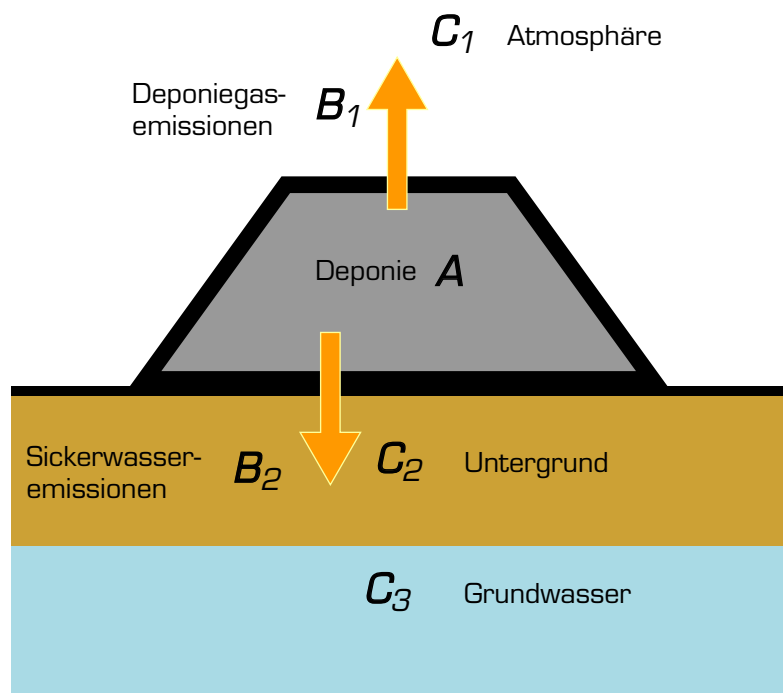


Standortbezogene Kriterien zur Beurteilung der Umweltverträglichkeit von Deponieemissionen unter dem Aspekt der Nachsorgedauer



ENDBERICHT



TECHNISCHE
UNIVERSITÄT
WIEN
Vienna University of Technology

Standortbezogene Kriterien zur Beurteilung der Umweltverträglichkeit von Deponieemissionen unter dem Aspekt der Nachsorgedauer (SKUDENA)

Endbericht

David Laner
Johann Fellner
Paul H. Brunner

Gefördert im Zuge der
Bund-Bundesländer-Kooperation
und durch das
Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft

Wien, Jänner 2011

Projektleitung
Johann Fellner & Paul H. Brunner

Projektbearbeitung
David Laner
Johann Fellner

Grafische Gestaltung und Layout
Inge Hengl

Impressum
Technische Universität Wien
Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft
A-1040 Wien, Karlsplatz 13/226
Tel.: +43 1 58 801 226 41 (Skr.)
Fax.: +43 1 504 22 34
E-Mail: aws@iwa.tuwien.ac.at
<http://www.iwa.tuwien.ac.at>

Kurzfassung

Das Ziel des gegenständlichen Projektes war es quantitativen und qualitativen Kriterien zur Beendigung der Deponienachsorge abzuleiten.

Dazu wurde in einem ersten Schritt eine Methode zur Bewertung der Umweltverträglichkeit von Deponien bzw. ihrer Emissionen entwickelt. In einem zweiten Schritt wurde diese Methode an 3 Deponiestandorten angewendet, um einerseits die erforderliche Nachsorgedauer zu prognostizieren und andererseits die Praxistauglichkeit der Methode zu prüfen.

Die entwickelte Bewertungsmethode basiert auf

- der Charakterisierung des zukünftigen Emissionsverhaltens der abgelagerten Abfälle,
- der dauerhaften Funktionstüchtigkeit technischer Barrieren,
- dem Migrationsverhalten freigesetzter Schadstoffe in der Deponieumgebung und
- der Empfindlichkeit und Bedeutung betroffener Schutzgüter.

Die genannten Aspekte werden mithilfe einzelner Modelle abgebildet und zur Herleitung von Nachsorgeentlassungskriterien miteinander verknüpft.

Im Konkreten wurde im Rahmen des Projekts das Emissionsverhalten von Hausmüll-, Reststoff- und Baurestmassendeponien analysiert und modelliert. Die Auswertung zahlreicher Daten zeigte, dass zumeist ähnliche Sickerwasserinhaltsstoffe (TOC, $\text{NH}_4\text{-N}$, Salze) als kritisch zu betrachten sind, Deponien aber aufgrund unterschiedlicher abgelagerter Abfälle (mobilisierbare Stoffpotentiale), Wasserströmungsverhältnisse oder deponietechnischer Faktoren (Schütthöhe, Einbautechnik) jeweils verschiedene Emissionsverläufe aufweisen und folglich einzelfallspezifisch zu modellieren und zu beurteilen sind.

Hinsichtlich der dauerhaften Funktionstüchtigkeit technischer Barrieren wird basierend auf Literaturangaben und Expertenbefragungen ein Ansatz entwickelt, der es erlaubt unter Einbeziehung von Szenarien, zukünftige Funktionsniveaus technischer Barrieren abzuschätzen. Diese Information (zukünftige Funktion der technischen Barrieren) erlaubt es in Kombination mit den zu erwartenden Emissionen des Abfalls (Emissionsmodell) Schadstoffeinträge in die Deponieumgebung zu modellieren.

Das Migrationsverhalten der freigesetzten Schadstoffe in der Umwelt wird anschließend durch einfache Transportmodelle beschrieben und zu erwartende Konzentrationen in der Deponieumgebung ermittelt.

Schlussendlich sind je nach Empfindlichkeit und Bedeutung potentiell betroffener Schutzgüter akzeptable Beeinflussungsniveaus (zB. Konzentrationen im Grundwasser) festzulegen. Auf dieser Grundlage können mittels rückwärtsgerichteter Modellierung (vom betroffenen Schutzgut zur Emissionsquelle hin) zulässige Emissionen für die Deponie bestimmt werden, bei deren dauerhafter Erfüllung eine Entlassung aus der Nachsorge zulässig erscheint.

Die praktische Anwendung der Methode führte zu folgenden Resultaten:

Deponie A (> 1 Million Tonnen an unbehandeltem Hausmüll): der erwartbare Nachsorgezeitraum liegt im Bereich einiger Jahrhunderte.

Deponie B (etwa 150.000 Tonnen an unbehandeltem Hausmüll): der hohe Niederschlag am Standort (ca. 2000 mm/a) ermöglicht bei intensiver Auswaschung ein Ende der Nachsorge innerhalb einiger Jahrzehnte.

Deponie C (etwa 400.000 Tonnen an Baurestmassen): aufgrund des trockenen Klimas und dem damit einhergehenden geringen Sickerwasseranfall einerseits und dem hohen Verdünnungspotential im Grundwasser andererseits erscheint ein Nachsorgeende innerhalb weniger Jahrzehnte möglich. Aufgrund der Tatsache, dass Deponie C erst vor 2 Jahren geschlossen wurde ist allerdings ein längeres Monitoring erforderlich, um die zugrundeliegenden Modelle zu verifizieren.

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	9
1.1	Hintergrund.....	9
1.2	Vorgehensweise im Rahmen des Projektes	11
1.3	Aufbau des Berichtes.....	13
2	Zielsetzung und Fragestellungen	17
3	Methodischer Ansatz und Schwerpunkte der Studie	19
3.1	Theoretischer Überblick und Stand des Wissens.....	19
3.1.1	Rechtliche Rahmenbedingungen im Zusammenhang mit der Beendigung der Deponienachsorge	19
3.1.2	Bestehende Überlegungen zur Deponienachsorge und ihrer Beendigung	27
3.2	Methodischer Ansatz und Schwerpunkte der Studie	39
3.2.1	Grundlegende Zusammenhänge zwischen Stabilität und Umweltverträglichkeit von Deponien.....	39
3.2.2	Ansatz zur Beurteilung der Umweltverträglichkeit von Deponieemissionen	43
4	Emissionsverhalten von Deponien	47
4.1	Massenabfall- und ehemalige Hausmülldeponien.....	48
4.1.1	Allgemeine Beschreibung des Emissionsverhaltens.....	48
4.1.2	Darstellung und Diskussion der erhobenen Deponiedaten.....	66
4.1.3	Abschätzung des mittel- und langfristigen Emissionsverhaltens	110
4.1.4	Zusammenfassung	148
4.2	Reststoffdeponien (Schlackedeponien)	154
4.2.1	Literaturauswertung zum Emissionsverhalten.....	154
4.2.2	Darstellung und Diskussion der erhobenen Deponiedaten.....	159
4.2.3	Abschätzung des mittel- und langfristigen Emissionsverhaltens	172
4.2.4	Zusammenfassung	180
4.3	Deponien für Baurestmassen	182
4.3.1	Literaturauswertung zum Emissionsverhalten.....	182
4.3.2	Darstellung und Diskussion der erhobenen Deponiedaten.....	184
4.3.3	Abschätzung des mittel- und langfristigen Emissionsverhaltens	193
4.3.4	Zusammenfassung	196
4.4	Leitparameter zur Charakterisierung des Abfallemissionsverhaltens	198

5	Verhalten und Effektivität technischer Barrieren	201
5.1	Beurteilung der Zuverlässigkeit von Komponenten technischer Barrieren	204
5.1.1	Tonmineralische Dichtungen	205
5.1.2	Kunststoffdichtungsbahnen (Geomembrane)	209
5.1.3	Bentonitmatten (=geosynthetische Tondichtungen)	211
5.1.4	Asphalt- und Asphaltbetondichtungen	213
5.1.5	Dränageschichten	214
5.1.6	Rekultivierungsschicht	215
5.1.7	Weitere Komponenten von Dichtungssystemen	216
5.2	Zuverlässigkeit von Oberflächenabdeckungssystemen	217
5.3	Zuverlässigkeit von Basisdichtungssystemen	223
5.4	Bewertung des (Langzeit-)Verhaltens technischer Barriersysteme	227
5.5	Abschätzung der zukünftigen Barrierefunktion	234
5.5.1	Versagen der technischen Barrieren	234
5.5.2	Expertenbefragung zu wesentlichen Faktoren für die dauerhafte Effektivität technischer Barrieren	239
5.5.3	Funktionsprognose für die Deponiehülle	245
5.6	Zusammenfassung	249
6	Natürlicher Abbau, Rückhalt und Verdünnung von Schadstoffen	253
6.1	Hintergrund und Überblick	253
6.2	Deponieschadstoffe im Untergrund	257
6.2.1	Grundwassergefährdung durch Deponieemissionen	258
6.2.2	Modelle zum reaktiven Transport im Untergrund	266
6.2.3	Ansatz zur standortspezifischen Abschätzung der Schadstoffausbreitung	278
6.3	Zusammenfassung	290
7	Herleitung von Entlassungskriterien aus der Nachsorge.....	293
7.1	Überblick und Arbeitsanleitung	293
7.2	Emissionsprognose	296
7.2.1	Aktueller Zustand der Deponie	299
7.2.2	Emissionsmodelle	310
7.2.3	Szenarioanalyse	312
7.2.4	Szenariobasierte Emissionsvorhersage	315
7.3	Schadstoffausbreitung und Vulnerabilität der Deponieumgebung	318
7.4	Ableitung von Nachsorgeentlassungskriterien	322

8	Fallstudien zur Anwendung der Bewertungsmethode	325
8.1	Deponie A – ehemalige Hausmülldeponie.....	326
8.1.1	Allgemeine Beschreibung	326
8.1.2	Monitoringdaten und aktuelle Situation	327
8.1.3	Emissionsprognose	332
8.1.4	Schadstoffausbreitung und Immissionen	345
8.1.5	Beurteilung der Umweltverträglichkeit und Nachsorgedauer	353
8.2	Deponie B – ehemalige Hausmülldeponie.....	355
8.2.1	Allgemeine Beschreibung	355
8.2.2	Monitoringdaten und aktuelle Situation	356
8.2.3	Emissionsprognose	360
8.2.4	Schadstoffausbreitung und Immissionen	367
8.2.5	Beurteilung der Nachsorgedauer	374
8.3	Deponie C – geschlossene Baurestmassendeponie	376
8.3.1	Allgemeine Beschreibung	376
8.3.2	Monitoringdaten und aktuelle Situation	377
8.3.3	Emissionsprognose	379
8.3.4	Schadstoffausbreitung und Immissionen	387
8.3.5	Beurteilung der Nachsorgedauer	394
8.4	Diskussion der Modellstandortbewertungen.....	396
9	Zusammenfassung und Schlussfolgerungen.....	401
9.1	Durchgeführte Arbeiten und entwickelte Bewertungsmethode	401
9.2	Beantwortung der Fragestellungen.....	412
9.3	Schlussfolgerungen und Ausblick	415
10	Literatur, Abbildungen und Tabellen.....	419
10.1	Literaturverweise	419
10.2	Abbildungsverzeichnis	435
10.3	Tabellenverzeichnis	445

ANHANG

Anhang A – Datenerhebung und historische Erkundung (5 Seiten)

Anhang B – Trendanalyse für Sickerwasserparameter einer Schlackedeponie (3 S.)

Anhang C – Fehlerbaumanalysen technischer Barrieren (8 S.)

Anhang D – Expertenumfrage zur Funktion von Deponiedichtungen (14 S.)

Anhang E – Emissionsprognose am Beispiel der Deponie Breitenau (18 S.)

1 Einleitung

1.1 Hintergrund

Deponien als Senken für Stoffe, die aus ökonomischen oder ökologischen Gründen nicht verwertbar sind, stellen ein zentrales Element einer nachhaltigen Abfallwirtschaft dar. Auch zukünftige Generationen werden trotz effizienter werdender Recyclingtechnologien auf den Gebrauch von Deponien nicht verzichten können. Es ist jedoch zu erwarten, dass zukünftige Deponien so konzipiert sind, dass allenfalls auftretende Emissionen ein umweltverträgliches Maß nicht überschreiten, was ein wesentliches Unterscheidungsmerkmal zu heutigen Deponien darstellt. Sämtliche Deponien, die bisher angelegt wurden, benötigen eine Bewirtschaftung und Kontrolle, die sich zeitlich über das Ende der Einbringung von Abfällen erstreckt.

Nach Ablagerungsende und Stilllegung bedürfen Deponien einer Nachsorge, die im Wesentlichen

- die Erfassung und Behandlung der noch entstehenden Emissionen,
- die Kontrolle des Deponiekörpers und der deponietechnischen Einrichtungen sowie
- alle dafür notwendigen Wartungs- und Instandhaltungsarbeiten umfasst.

Gemäß Deponieverordnung (DVO 2008) §3 (40) ist die Nachsorgephase definiert als jener Zeitraum vom Ende der Ablagerungsphase eines Deponiekompartment bis zum behördlich festgestellten Ende der Nachsorgephase für dieses Kompartiment; die Dauer der Nachsorgephase richtet sich nach dem Zeitraum, in dem für das Kompartiment noch Nachsorgemaßnahmen erforderlich sind. Weiters sind in der DVO gemäß den Vorgaben für die Berechnung der finanziellen Sicherstellungen (Anhang 8) Mindestzeiträume für die Nachsorgephase angegeben. Diese beträgt für Baurestmassen-, Reststoff- und Massenabfalldeponien jeweils 30 Jahre und für Deponien auf denen biologisch abbaubare Abfälle, insbesondere gemischte Siedlungsabfälle, abgelagert wurden 40 Jahre. Im Artikel 13 der EU-Richtlinie für Abfalldeponien wird hinsichtlich der Nachsorgedauer festgehalten, dass der Deponiebetreiber für die Wartungsarbeiten, die Mess- und Überwachungsmaßnahmen so lange verantwortlich ist, wie es die zuständige Behörde unter Berücksichtigung des Zeitraums verlangt, in dem von der Deponie Gefährdungen ausgehen können.

Allerdings gibt es bis dato keine (sowohl qualitativen als auch quantitativen) Kriterien, anhand derer Behörden bzw. Amtssachverständige für Deponien beurteilen

können, ob von einer Deponie noch Gefährdungen der Umwelt zu erwarten sind bzw. wie lange Nachsorgemaßnahmen erforderlich sind.

Derzeit befinden sich in Österreich an die Hundert Deponien (vorwiegend Baurestmassen- und "Hausmülldeponien") in der, durch die Deponieverordnung geregelten, Nachsorgephase. Diese sind zukünftig einer Beurteilung hinsichtlich der Erforderlichkeit von Nachsorgemaßnahmen vor dem Hintergrund möglicher Umweltgefährdungen zu unterziehen.

Die Dauer der Nachsorge ist sowohl für Deponiebetreiber als auch für die zuständige Behörde von zentraler Bedeutung. Zu leistende finanzielle Sicherstellungen, die zukünftig anfallende Kosten für die Behandlung von Emissionen sowie Kontroll- und Instandhaltungsarbeiten von Deponieeinrichtungen decken sollen, leiten sich unter anderem aus der Dauer der Nachsorgephase ab.

Des Weiteren ist festzuhalten, dass die Festlegung von konkreten Entlassungskriterien aus der Deponienachsorge einen zusätzlichen Anreiz für Deponiebetreiber darstellen würde, um in bestehende Konzepte zur Schadstoffentfrachtung von Deponien (z.B. Belüftung, Befeuchtung) zu investieren. Für die öffentliche Hand würde dadurch die Gefahr, dass nach Ablauf der Mindestnachsorgedauer und dem, in den meisten Fällen, damit verbundenen Aufbrauchen der finanziellen Rücklagen, aus Deponien neue „Altlasten“ entstehen, wesentlich reduziert werden.

Aus der Summe der oben genannten Gründe leitet sich die Notwendigkeit von „Qualitätskriterien“ für Deponien, bei deren Einhaltung die Nachsorgephase als beendet gilt, ab.

Für die dargestellte Problematik der Deponienachsorge und ihrer Beendigung sind folgende Fragenstellungen bzw. Themenbereiche von zentraler Bedeutung:

- (I) das mittel- bis langfristige¹ Verhalten des deponierten Abfalls und damit im direkten Zusammenhang stehende Emissionen der Deponie, und
- (II) die Auswirkungen von Deponieemissionen in einzelnen Umweltkompartimenten

Das Projekt beschäftigt sich primär mit Punkt (II), der Beurteilung der Auswirkungen von Deponieemissionen *B* in angrenzenden Umweltkompartimenten *C* (schematische Kreise in Abbildung 1). Der Themenkomplex (I), die innerhalb des Deponiekörpers *A* ablaufenden bio- und geochemischen Reaktionen werden insofern betrachtet bzw. „modelliert“, als dass bestehende Informationen über Deponieemissionen (Emissionsdaten von Deponiebetreibern) vor dem Hintergrund des aktuellen

¹ mittelfristig: Zeithorizont von Jahrzehnten; langfristig: Zeithorizont von Jahrhunderten bis Jahrtausenden

Wissensstandes über den Stoffhaushalt von Deponien ausgewertet bzw. „extrapoliert“ werden. Durch die Auswertung einer Vielzahl von Deponiedaten (allenfalls auch unter Einbeziehung von Daten aus der Schweiz, insbesondere hinsichtlich Reststoffdeponien und Deutschland, die oftmals als „Datenleichen“ abgelegt sind, ist eine verbesserte Prognose mittelfristiger Deponieemissionen zu erwarten.

1.2 Vorgehensweise im Rahmen des Projektes

Die Vorgehensweise im Rahmen des Projektes umfasst im Wesentlichen folgende Schritte:

a) **Literaturrecherche und methodische Auseinandersetzung mit bestehenden Ansätzen zur Beurteilung von Deponieemissionen**

- Literaturrecherche zu den Themen
 - Deponienachsorge
 - Kriterien zur Beurteilung der Nachsorgefreiheit
 - Natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse im Zusammenhang mit Deponieemissionen
 - Mittel- bis langfristige Deponieemissionen
- Evaluierung bestehender Ansätze und Konzepte hinsichtlich der Fragestellungen des Projektes

b) **Erhebungen und Auswertung von bestehenden Deponiedaten**

- Erhebung und Auswertung von Daten über
 - Emission,
 - Ablagerungshistorie
 - klimatischen Verhältnisse und sofern vorhanden
 - Informationen über Feststoffanalysen

bestehender Deponien bzw. Deponiekompartimente (für „Hausmüll“deponien, Massenabfalldeponie, Reststoffdeponien und Baurestmassendeponien).

- Erstellung grober Stoffbilanzen für erhobene Deponien (unter Anwendung der Stoffflussanalyse - ÖNORM S 2096)
- Beschreibung des vergangenen Emissionsverlaufs der unterschiedlichen Deponietypen („Hausmüll“deponien, Massenabfalldeponien, Reststoffdeponien

und Baurestmassendepoien) (gegliedert nach zeitlichem Verlauf und nach durchgesetzter Wassermenge – Wasser-Feststoff-Verhältnis (Allgaier und Stegmann 2003).

- Prognose der zukünftigen Emissionen (basierend auf vergangener Entwicklung und erstellten Stoffbilanzen).
- Evaluierung standortspezifischer und deponietechnischer Einflussfaktoren (z.B. klimatische Verhältnisse, Oberflächenabdichtung) auf das aktuelle und zukünftige Emissionsverhalten von Deponien.

c) Entwicklung einer Methode zur Ableitung von quantitativen Kriterien für die Beurteilung der langfristigen Umweltverträglichkeit von Deponieemissionen

- Entwicklung bzw. Auswahl von Leitparametern zur Beschreibung des aktuellen und zukünftigen Emissionspotentials von Deponien (unter Verwendung der erhobenen Deponiedaten und Literaturdaten)
- Erstellung eines umfassenden Katalogs, der standortspezifische Gegebenheiten und Faktoren enthält, die im Rahmen der Beurteilung der Umweltverträglichkeit von Deponien bzw. Deponieemissionen zu berücksichtigen sind.
- Festlegung von Schutzziele für betroffene Schutzgüter
- Schutzgut- und standortbezogene Ableitung eines umweltverträglichen Restemissionsniveaus inklusive der Berücksichtigung bestehender Unsicherheiten (unter Verwendung eines kombinierten Ansatzes aus Emissions- und Immissionsgrenzwerten und unter Berücksichtigung möglicher „Misch- bzw. Natural Attenuation-Zonen“ am Standort, alternativ dazu werden deponiebür-tige Stoffflüsse geogenen (natürlichen) Stoffflüssen am Deponiestandort gegenübergestellt)
- Evaluierung der langfristigen Akkumulation bzw. des dauerhaften natürlichen Abbaus von Schadstoffen in der Deponieumgebung (Auswertung von Literaturangaben hinsichtlich des Abbaus bzw. Natürlichen Rückhalts von Schadstoffen in Abhängigkeit der Standortgegebenheiten).
- Zusammenfassung der Erkenntnisse in einem Kriterienkatalog und Leitfaden

d) Anwendung der entwickelten Methode (des Leitfadens) an konkreten Deponiestandorten

- Auswahl von drei Deponiestandorten in Österreich (verschiedene Deponie-typen mit unterschiedlicher technischer Ausgestaltung sowie ungleichen Standortbedingungen)

- Erhebung der „Standorteigenschaften“ (zB. Geologie, geohydraulische Verhältnisse, sensible Schutzgüter, klimatische Verhältnisse) und der technischen Ausgestaltung der Deponie (aus Projektunterlagen der jeweiligen Deponie)
- Abschätzung der Schadstoffausbreitung an den Standorten mit Hilfe geeigneter Stofftransportmodelle gegebenenfalls unter Berücksichtigung von natürlichen Abbau- und Rückhalteprozessen am Standort (Abbau- und Rückhalteraten von Schadstoffen werden vereinfacht aus Informationen über die lokalen Standortgegebenheiten (z.B. Verweilzeiten, Sauerstoffsättigung, anstehender Untergrund, Fließgeschwindigkeiten und entsprechenden Literaturangaben zu NA-Potenzialen abgeschätzt).
- Evaluierung der Umweltauswirkungen in betroffenen Schutzgütern inkl. Risikoabschätzung unter Berücksichtigung der Unsicherheiten hinsichtlich prognostizierter Deponieemissionen und ablaufender NA Prozesse
- Festlegung von quantitativen Kriterien für die betrachteten Standorte bei deren Einhaltung die Deponienachsorge beendet werden kann.
- Abschätzung des dafür erforderlichen Nachsorgezeitraums für die untersuchten Deponien.

1.3 Aufbau des Berichtes

Nach einer kurzen Darstellung des Hintergrundes zum Projekt und der Ziel- bzw. Fragestellungen (**Kapitel 1 und 2**), wird im Rahmen von **Kapitel 3** die rechtlichen Rahmenbedingungen zur Deponienachsorge, bestehende Ansätze zur Beendigung der Deponienachsorge und die Herleitung des methodischen Ansatzes im Rahmen des Projektes vorgestellt und diskutiert.

In **Kapitel 4** werden für drei verschiedene Deponietypen allgemeine Emissionsprofile dargestellt und die Möglichkeiten zur Abschätzung des mittel- und langfristigen Emissionsverhaltens diskutiert. Basierend auf der Analyse bestehender Arbeiten und der Auswertung erhobener Emissionsdaten wird das Emissionsgeschehen der Deponien analysiert und relevante Parameter identifiziert. Anhand einer Beurteilung der beobachteten Emissionen und der Informationen über den Zustand des Deponiekörpers werden Methoden zur Abschätzung zukünftiger Emissionsniveaus vorgestellt.

In **Kapitel 5** werden verschiedene Barriersysteme in Bezug auf ihre dauerhafte Funktionalität analysiert. Wesentliche Komponenten dieser Systeme werden vorgestellt, deren Funktionsweise beschrieben und kritische Faktoren herausgearbeitet.

Anschließend werden verschiedene Gesamtsysteme und ihre Wirkungsweisen diskutiert und mögliche Versagensmechanismen dargestellt. Schließlich wird ein Ansatz zur Bewertung der dauerhaften Funktion spezifischer Barrieren vorgestellt, wobei die Auswahl und Gewichtung einzelner Beurteilungskriterien unter anderem auch gestützt auf Expertenbefragungen durchgeführt wird. Abschließend wird eine Vorgehensweise zur Berücksichtigung verschiedener, möglicher zukünftiger Barrierefunktionsniveaus vorgestellt. Der Ansatz beruht einerseits auf der Betrachtung von „Best“ und „Worst Case“-Szenarien sowie andererseits auf der Prognose wahrscheinlicher Funktionsniveaus eines bestimmten Barriersystems für unterschiedliche Zeitperioden. Diese Vorgehensweise stellt die Basis zur Illustration unterschiedlicher Interaktionsniveaus zwischen Abfallkörper und Umwelt im Rahmen der Emissionsprognose dar.

Im nächsten Kapitel (**Kapitel 6**) wird die Bedeutung von Abbau-, Rückhalte- und Dispersionsprozessen bei der Beurteilung von Schadstoffemissionen betrachtet. Der Fokus liegt dabei auf der Schadstoffausbreitung im Untergrund, da vor allem die Sickerwasseremissionen bzw. deren unkontrollierte Freisetzung in den Deponieuntergrund den wesentlichen Faktor bei der Beurteilung des langfristigen Umweltrisikos durch die Deponie darstellen. Am Ende des Kapitels wird ein Ansatz zur (einfachen) Abschätzung der Schadstoffausbreitung im Untergrund vorgestellt.

Im Rahmen von **Kapitel 7** wird die Vorgehensweise zur Ableitung standortspezifischer Entlassungskriterien aus der Deponienachsorge beschrieben. Generell besteht der Bewertungsansatz aus der Emissionsprognose (*Abschätzung zukünftiger Emissionsniveaus der Deponie basierend auf der Beschaffenheit des Abfallkörpers und der erwarteten Funktion der technischen Barrieren*), der Schadstoffausbreitungsabschätzung (*die szenariobasierten Emissionsvorhersagen werden im Hinblick auf ihren Einfluss an bestimmten Orten der Beurteilung bewertet und für die entsprechenden Transportpfade szenariospezifische Abminderungsfaktoren der Schadstoffkonzentration abgeleitet*) und der abschließenden Ermittlung von Entlassungskriterien (*ausgehend von den maßgebenden Beurteilungsorten werden durch die rückwärtsgerichtete Berechnung zulässiger Emissionsniveaus entsprechende Anforderungen an das Sickerwasser hergeleitet*). Basierend auf dieser Bewertung kann für unterschiedliche Nachsorgestrategien ein notwendiger Nachsorgezeitraum abgeschätzt werden.

In **Kapitel 8** wird die Anwendung der entwickelten Bewertungsmethode anhand von drei Fallstudien illustriert. Die erforderlichen Nachsorgezeiträume werden für zwei ehemalige Hausmülldeponien und eine Baurestmassendeponie mit jeweils unterschiedlichen Standortverhältnissen ermittelt. Die Bewertungen sind aufgrund der teilweise kurzen Messzeitreihen seit der Deponieschließung bzw. aufgrund der mangelhaften Datenqualität insgesamt mit relativ großen Unsicherheiten behaftet. Vor

allem die Schadstoffausbreitungsmodellierung anhand konservativer Ansätze durchgeführt, da eine detaillierte Modellierung aufgrund der mangelnden Datenschärfe nicht sinnvoll ist. Dementsprechend ist die Bewertung der Modellstandorte unter dem Aspekt der Anwendung und Illustration der Methodik zu sehen, für eine aussagekräftigere Beurteilung der Entlassung aus der Nachsorge wären jedenfalls zusätzliche Daten (immissions- und emissionsseitig) zu erheben.

In **Kapitel 9** werden abschließend die wesentlichen Projektsinhalte und Ergebnisse zusammengefasst, die Fragestellungen aus Kapitel 2 beantwortet und wesentliche Schlussfolgerungen aus der Arbeit präsentiert.

2 Zielsetzung und Fragestellungen

Das Ziel des geplanten Projekts ist es Kriterien zur qualitativen und quantitativen Beurteilung der Umweltverträglichkeit von Deponieemissionen, insbesondere hinsichtlich der Beendigung der Deponienachsorge, unter Einbeziehung standortspezifischer Gegebenheiten (zB. Klima, Geologie, Hydrogeologie, Schutzgüter) abzuleiten.

Dazu sind konkret folgende Fragestellungen zu beantworten:

1. Welche Parameter einer Deponie eignen sich als Leitgrößen zur Beschreibung des a) aktuellen und b) möglichen zukünftigen Emissionsverhaltens?
2. Inwiefern wird diese Information derzeit von Deponien eingeholt bzw. zur weiteren Verwendung abgelegt; gibt es diesbezüglich Optimierungsmöglichkeiten?
3. Welche Parameter und Faktoren sind bei der Beurteilung der Umweltverträglichkeit von Deponien zu berücksichtigen?
4. Welches Maß an Restemissionen ist unter Einbeziehung der am Deponiestandort betroffenen Schutzgüter als langfristig umweltverträglich anzusehen?
5. Inwiefern können in die Emissions- und Immissionsbetrachtungen natürliche Rückhalte- und Abbauprozesse² am Deponiestandort miteinbezogen werden; welche Bedeutung haben sie?
6. Welche (langfristige) Funktion kommt in diesem Zusammenhang der technischen Ausgestaltung der Deponie zu?
7. Welche Nachsorgezeiträume sind unter Verwendung der erstellten Kriterien für drei konkrete Deponien (unterschiedliche Deponietypen, Standorte und technische Ausgestaltung; vorzugsweise einschließlich einer sehr alten Altablagerung, die bereits als umweltverträglich gelten kann) zu erwarten?

² häufig verwendeter Begriff aus dem Englischen: Natural Attenuation (NA) Prozesse

3 Methodischer Ansatz und Schwerpunkte der Studie

3.1 Theoretischer Überblick und Stand des Wissens

In diesem Kapitel werden die rechtlichen Rahmenbedingungen im Hinblick auf die Entlassung einer Deponie aus der Nachsorge und bestehende Konzepte zur Beurteilung der Nachsorgefreiheit einer Deponie dargestellt. Die Diskussionen in diesem Abschnitt bilden somit die Grundlage zur Entwicklung eines quantitativen Ansatzes für die Ableitung standortspezifischer Kriterien zur Beendigung der Deponienachsorge.

3.1.1 Rechtliche Rahmenbedingungen im Zusammenhang mit der Beendigung der Deponienachsorge

In Österreich werden die Anforderungen an den Betrieb und die Nachsorge von Deponien im Rahmen des Abfallwirtschaftsgesetzes (AWG, 2002) und der Deponieverordnung (DVO, 2008) geregelt. Diese Anforderungen zielen darauf ab, dass während des gesamten Bestehens einer Deponie negative Auswirkungen auf die Umwelt (Oberflächenwasser, Grundwasser, Boden, Luft sowie die globale Umwelt) und damit verbundene Risiken für die menschliche Gesundheit weitest möglich vermieden oder vermindert werden (vgl. §1 DVO). Im Rahmen der Deponieverordnung (Abschnitt 6 und 7 der DVO) werden auch technische und betriebliche Standards für die Nachsorge einer Deponie festgelegt, eine Beschreibung von Kriterien, die für die Beendigung der Nachsorgephase heran gezogen werden können (wie in §13 der deutschen DepV, 2002), wird aber ausgespart. Die Nachsorgephase (siehe Abbildung 1) wird definiert als „der Zeitraum vom Ende der Ablagerungsphase eines Kompartiments bis zum behördlich festgestellten Ende der Nachsorgephase für dieses Kompartiment“ (§3 DVO). Wobei sich die Dauer der Nachsorge nach dem Zeitraum richtet, „in dem für das Kompartiment noch Nachsorgemaßnahmen erforderlich sind“ (§3 DVO). Die bestehenden Regelungen zur Nachsorge von Deponien in Österreich beinhalten, abgesehen von der Forderung, dass eine Deponie keine Gefährdung für Mensch und Umwelt darstellen darf, keine konkreten Anforderungen, die für die Entwicklung quantitativer Kriterien zur Beendigung der Nachsorge heran gezogen werden können.

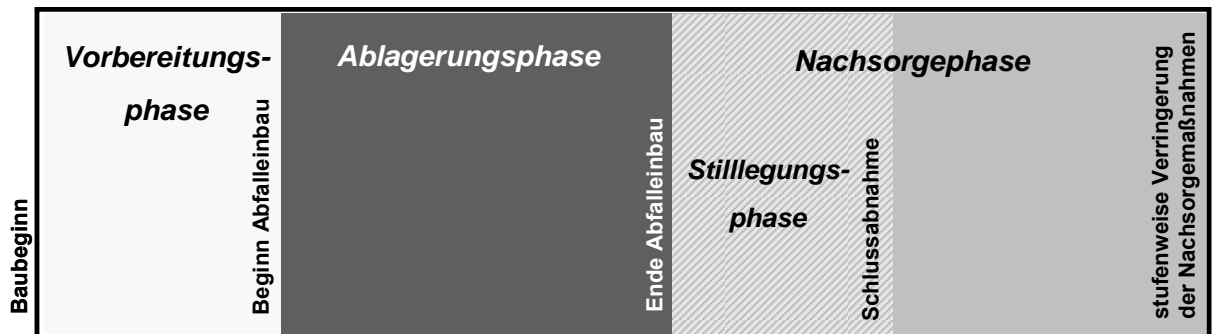


Abbildung 3-1: Bewirtschaftungsphasen einer Deponie (aus: Fellner et al. 2008)

Auf europäischer Ebene werden Anforderungen zur Ausgestaltung und Bewirtschaftung von Deponien im Rahmen der EU-Deponierichtlinie vorgegeben (Rat der EU, 1999). Die Zielsetzung liegt auch hier darin, negative Auswirkungen durch die Ablagerung von Abfällen auf Mensch und Umwelt über das gesamte Bestehen der Deponie so weit als möglich zu vermeiden bzw. zu vermindern. In Bezug auf die Stilllegung und Nachsorge einer Deponie wird festgelegt, dass der Betreiber für Nachsorgemaßnahmen so lange verantwortlich ist, wie es die zuständige Behörde unter Berücksichtigung des Zeitraumes verlangt, in dem von der Deponie Gefährdungen ausgehen können (Artikel 13c der EU-Deponierichtlinie). Die Nachsorge ist also vom Deponiebetreiber aufrecht zu erhalten, bis die zuständige Behörde der Meinung ist, dass die Deponie keine Gefährdung für die Umwelt mehr darstellt. Nach welchen Kriterien diese Gefährdung zu beurteilen ist oder wie dabei vorzugehen wäre, wird im Rahmen der Richtlinie nicht näher beschrieben. Allerdings wird in Anhang 1 beispielsweise für Sickerwasser erwähnt, dass die Feststellung der Behörde, ob eine Deponie eine Gefährdung für Boden, Grundwasser oder Oberflächenwasser darstellt, basierend auf einer Bewertung der Umweltrisiken erfolgen soll. Ein ähnlicher risikobasierter Ansatz liegt auch der Entwicklung von Abfallannahmekriterien auf europäischer Ebene zu Grunde (vgl. Hjelmar et al. 2001), wobei für den Deponietyp „Untertagedeponien“ generell eine standortspezifische Risikobewertung gefordert wird (Rat der EU, 2003).

Für den Betrieb und die Nachsorge von Deponien werden durch die erwähnten Rechtstexte technische, anlagenbezogene und betriebliche Anforderungen vorgegeben. Im Hinblick auf die Entlassung von Deponien aus der Nachsorge fehlen solche Vorgaben jedoch, das allgemeine Kriterium bildet die Forderung, dass von einer Deponie keine Gefährdung für Mensch und Umwelt (aktuell und zukünftig) ausgehen darf. Die entsprechende Beurteilung wird durch die zuständige Behörde in Betracht potentieller Umweltrisiken vorgenommen. Emissionsseitig bestehen nur für

das Deponiesickerwasser Anforderungen, welche Emissionsbegrenzungen (Konzentrationen) für die Einleitung von Sickerwasser in ein Fließgewässer oder in eine öffentliche Kanalisation vorgeben (AEV Deponiesickerwasser, 2003). Ansonsten beruht die Beendigung der Deponienachsorge vorwiegend auf Vorgaben und Schutzziele für potentiell negativ beeinflusste Umweltmedien, das sind in erster Linie Boden, Grundwasser, Oberflächenwasser sowie Luft bzw. Atmosphäre. Die gegenseitige Beeinflussung unterschiedlicher Belange (Abfallbeseitigung, Gewässerschutz, Bodenschutz, etc.) im Rahmen der Entlassung aus der Nachsorge ist in Abbildung 2 schematisch dargestellt. Die betroffenen schutzgutbezogenen Rechtsmaterien und Regelungen werden daher in der Folge kurz diskutiert.

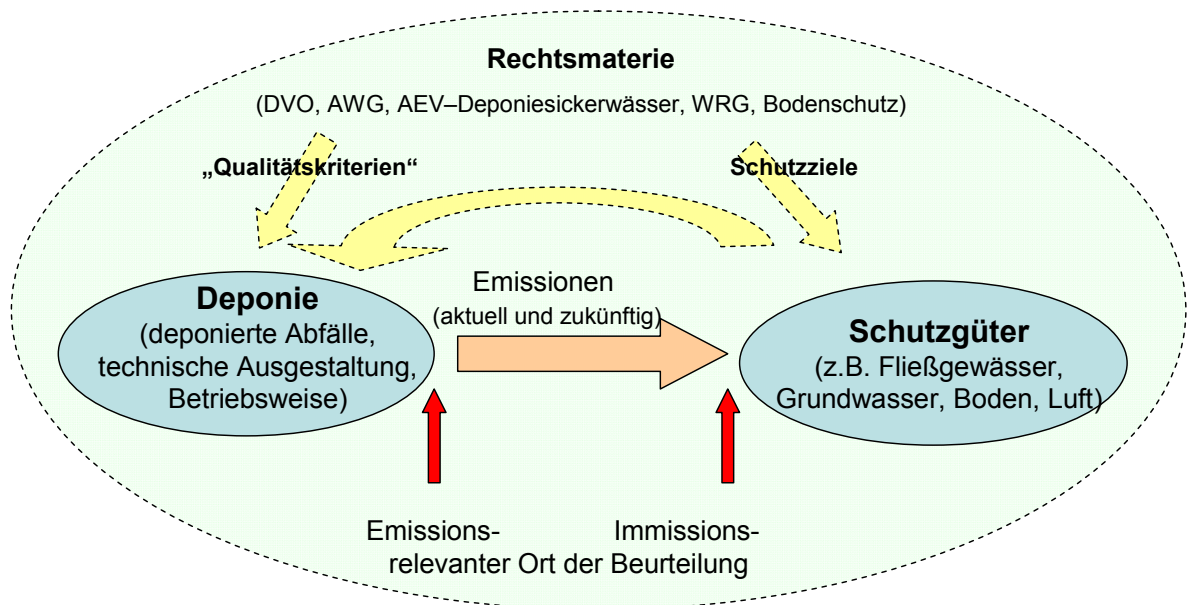


Abbildung 3-2: Kombinierte Betrachtungsweise bei der Beendigung der Deponienachsorge und relevante Rechtsmaterien

3.1.1.1 Bodenschutz

Als Teilbereich des Umweltschutzes wird der Bodenschutz im Bundesverfassungsgesetz über den umfassenden Umweltschutz (BGBl. Nr. 491/1984) festgelegt. Der Bodenschutz wird in Österreich nicht bundesweit geregelt sondern liegt primär in der Zuständigkeit der Bundesländer. Im Rahmen des österreichischen Abfallwirtschaftsgesetzes (AWG, 2002) und der Deponieverordnung (2008) wird gefordert dass eine Gefährdung des Bodens weitestgehend vermieden oder vermindert werden muss. Da eine Deponie lt. AWG eine „Ablagerung in oder auf dem Boden“ darstellt, erfolgt durch ihre Errichtung zwingend eine Beeinträchtigung der Funktionen des Bodens. Unter schädlichen Bodenveränderungen, können dabei solche verstanden werden (vgl. deutsches Bundes-Bodenschutzgesetz, 1998), die Gefahren, er-

hebliche Nachteile oder erhebliche Belästigungen für den einzelnen oder die Allgemeinheit herbeiführen. Außerdem ist darauf Bedacht zu nehmen, dass eine schädliche Bodenveränderung auch zu negativen Einwirkungen auf andere Umweltmedien und somit auch zur Gefährdung anderer Schutzgüter führen kann. Im Rahmen der EU-Schwerpunktstrategie zum Bodenschutz (Vorschlag zur Bodenschutzrichtlinie, 2006) wird festgestellt, dass derzeit in den Mitgliedsstaaten unterschiedliche Risikobewertungsmethoden für verunreinigte Standorte angewendet werden und zu Grunde liegende Kriterien harmonisiert werden sollten. Im Zuge des SUFALNET-Projektes (Kers et al. 2007) wird in Bezug auf den Bodenschutz auf europäischer Ebene empfohlen, auch Strategien für die Nachsorge von Altdeponien zu entwickeln und umzusetzen. Die Herangehensweise sollte v. a. auf den regionalen oder lokalen Charakter der Beeinträchtigung durch Altdeponien eingehen und nicht auf generischen Standardwerten beruhen.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass es derzeit keine verbindlichen Vorgaben³ für konkrete Kriterien zur Beurteilung schädlicher Bodenveränderungen gibt. Für eine Altdeponie oder eine Deponie in der Nachsorge wären solche Kriterien aber jedenfalls in Bezug auf die Standortbedingungen abzuleiten und nicht generell vorzugeben.

3.1.1.2 Grundwasser

Der flächendeckende Schutz des Grundwassers ist im österreichischen Wasserrechtsgesetz (WRG, 2006) und in mehreren Verordnungen (z.B. Grundwasserschwellenwertverordnung (2002) oder Grundwasserschutzverordnung (2000) verankert. Im Wasserrechtsgesetz (siehe § 30) ist als eines der Grundwasserschutzziele festgehalten, dass Grundwasser so reinzuhalten ist, dass es als Trinkwasser verwendet werden kann. Weiters ist für das Grundwasser eine schrittweise Reduzierung der Verschmutzung und Verhinderung der weiteren Verschmutzung sicherzustellen. Spätestens bis zum 22.12.2015 ist der gute Zustand im Grundwasser zu erreichen, d.h. bis dahin muss sich der Grundwasserkörper zumindest in einem guten mengenmäßigen und einem guten chemischen Zustand befinden.

In Bezug auf Emissionen aus Punktquellen wird in §30g des WRG festgehalten, dass diese, einem kombinierten Ansatz folgend, auf der Grundlage des Standes der Technik zu begrenzen sind. Der Stand der Technik ist im WRG (§12a) definiert als: „...der auf den einschlägigen wissenschaftlichen Erkenntnissen beruhende Entwicklungsstand fortschrittlicher Verfahren, Einrichtungen oder Betriebsweisen, deren

³ In der ÖNORM S2088-2 (ÖNORM 2000) gibt es allerdings Richtwerte, die in der Altlastensanierungspraxis angewendet werden.

Funktionstüchtigkeit erprobt und erwiesen ist.“ Er ist unter Beachtung der Kosten und des Nutzens sowie unter dem Grundsatz der Vorsorge festzulegen. Generell sind Anlagen die Einwirkungen auf Gewässer herbeiführen können so herzustellen, in Stand zu halten und zu betreiben, dass eine Verunreinigung der Gewässer oder eine sonstige nachteilige Veränderung ihrer Eigenschaften nicht zu erwarten ist. In §104a des WRG wird aber auch festgehalten, dass Vorhaben (wie z.B. Beendigung der Deponienachsorge), die einer Mitbewertung wasserrechtlicher Bestimmungen bedürfen, bewilligt werden können, wenn

1. alle praktikablen Vorkehrungen getroffen wurden, um die negativen Auswirkungen auf den Zustand des Grundwasserkörpers zu mindern und
2. die Gründe für die Änderungen von übergeordnetem öffentlichem Interesse sind und/oder, dass der Nutzen, den die Verwirklichung der Schutzziele für die Umwelt und die Gesellschaft hat, durch den Nutzen der neuen Änderungen für die menschliche Gesundheit, die Erhaltung der Sicherheit der Menschen oder die nachhaltige Entwicklung übertroffen wird und
3. die nutzbringenden Ziele, denen diese Änderungen des Grundwasserkörpers dienen sollen, aus Gründen der technischen Durchführbarkeit oder aufgrund unverhältnismäßiger Kosten nicht durch andere Mittel, die eine wesentlich bessere Umweltoption darstellen, erreicht werden können.

Aus der auszugsweisen Darstellung der Regelungen im österreichischen Wasserrechtsgesetz zum Grundwasserschutz wird deutlich, dass wasserrechtliche Anforderungen auch für die Beendigung der Deponienachsorge wesentlich sind und ihre Einhaltung unter dem Vorsorgegrundsatz zu beurteilen ist.

In der europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL, 2000) werden auch die Rahmenbedingungen für den Schutz des Grundwassers vorgegeben, wobei die Verschlechterung des Zustands zu verhindern und bestehende Verschmutzungen zu reduzieren sind (WRRL, Artikel 4b). In der WRRL wird auch festgehalten, dass im Hinblick auf das Grundwasser unter Berücksichtigung der Auswirkungen, die nach vernünftigem Ermessen nicht hätten vermieden werden können, die geringstmöglichen Veränderungen des guten Grundwasserzustands erfolgen sollen. Als Ziel der Strategien zur Verhinderung und Begrenzung der Grundwasserverschmutzung schreibt die WRRL (Artikel 17) die Erreichung des guten chemischen Zustandes für das Grundwasser vor. Konkrete Kriterien für die Beurteilung des Grundwasserzustandes sowie zur Beurteilung negativer Einwirkungen auf das Grundwasser sind

durch die jeweiligen Mitgliedsstaaten zu definieren (siehe dazu Anhang II der WRRL).

In Deutschland wurden untergesetzliche Standards definiert, die für die Beurteilung von Grundwasserbelastungen heran gezogen werden können. Beispielsweise wurden für einige Substanzen Geringfügigkeitsschwellenwerte festgelegt, die bei lokalen Belastungen die Schwelle zwischen einer geringfügigen Belastung und einem Grundwasserschaden markieren (LAWA 2004). Diese Werte sind im Vollzug der deutschen Bundesländer anerkannt, allerdings beinhalten sie nur wenige Werte die sich auf deponiesickerwassertypische Inhaltsstoffe beziehen. Außerdem bestehen in Deutschland auf Landesebene, durch die zuständige Behörde festgelegte, Auslöseschwellen, bei deren Überschreitung Maßnahmen zum Schutz des Grundwassers einzuleiten sind. Diese Auslöseschwellenwerte werden jeweils standortspezifisch in Abhängigkeit der hydrogeologischen Bedingungen und in Abhängigkeit der Grundwasserqualität festgelegt. Beispielsweise wurden in Niedersachsen Differenzwerte an- und abstromig von Deponien für eine Reihe typischer Deponiesickerwasserinhaltsstoffe festgelegt (Stegmann et al. 2006). Obwohl meist Konzentrationswerte festgelegt werden, könnten auch Frachtwerte für das Ausmaß einer Grundwasserbeeinträchtigung heran gezogen werden. Ähnlich wie bei der Begrenzung von Abwasseremissionen (vgl. §33 des WRG) können Parameter zur Beschreibung Begrenzung von Sickerwasseremissionen von Deponien sowohl in Form von Konzentrationen als auch anhand von Frachten vorgegeben werden.

Die Vorgabe eines flächendeckenden Grundwasserschutzes bleibt auch im Hinblick auf die Beendigung der Deponienachsorge und damit in Zusammenhang stehenden Einwirkungen auf das Grundwasser bestehen. Bei der Beurteilung möglicher Gefährdungen ist der Vorsorgegrundsatz anzuwenden und dementsprechend eine Verschlechterung des Grundwasserzustandes zu vermeiden. Welche Einwirkungen als geringfügig angesehen werden können und ab wann eine Beeinträchtigung des Grundwassers vorliegt, sollte in Abhängigkeit der Standortverhältnisse festgelegt werden, die konkreten Anforderungen sind durch die zuständige Behörde zu bestimmen.

3.1.1.3 Oberflächengewässer

Aus dem Abfallwirtschaftsgesetz (2002) geht hervor, dass die Genehmigung einer Deponie erfolgen kann, wenn dadurch keine nachteilige Beeinflussung des Schutzgutes Gewässer zu besorgen ist (vgl. §43 des AWG). In der österreichischen Deponieverordnung (2008) wird festgelegt, dass bei einer Einleitung von Sickerwasser aus Deponien in ein Gewässer oder in eine Kanalisation, die Anforderungen des Wasserrechtsgesetzes (2006) zu erfüllen sind.

Die Umweltziele des WRG für Oberflächengewässer verbieten eine Verschlechterung des jeweiligen Zustandes und schreiben eine Erreichung des festgelegten Zielzustandes bis spätestens 22.12.2015 vor (§30a des WRG). Grundsätzlich sind die österreichischen Gewässer, auch basierend auf den Vorgaben der europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL, 2000), nach Flusseinzugsgebieten zu bewirtschaften. Die Überwachung des Gewässerzustandes umfasst gemäß der WRRL sowohl den ökologischen und chemischen Zustand und das ökologische Potential eines Oberflächengewässers als auch die Menge und den Wasserstand oder die Durchflussgeschwindigkeit soweit diese für erstere relevant sind. Einleitungen in Oberflächengewässer sind entsprechend dem kombinierten Ansatz (Artikel 10 der WRRL) zu begrenzen. Demgemäß verlangt auch das österreichische WRG, dass Emissionen aus Punktquellen auf der Grundlage des Standes der Technik zu begrenzen und im Sinne der allgemeinen Sorge für die Reinhaltung (§31 des WRG) möglichst gering zu halten sind. Zur Begrenzung von Abwasseremissionen hat die Behörde jedenfalls die nach dem Stand der Technik möglichen Auflagen zur Begrenzung von Frachten und Konzentrationen schädlicher Inhaltsstoffe vorzuschreiben und zulässige Einleitungen in Anbetracht wasserwirtschaftlicher Verhältnisse, insbesondere bestehender Nutzungen und bereits vorhandener Belastungen, zu bewilligen (siehe auch §104a des WRG). Die Begrenzung von Abwasseremissionen in Fließgewässer und öffentliche Kanalisationen wird durch die allgemeine Abwasseremissionsverordnung (AAEV, 1996) geregelt. Nach § 1 der AAEV wird Deponiesickerwasser mit Abwasser gleich gesetzt und erhält nach § 4 der AAEV eine eigene Spartenverordnung. Die AAEV gilt grundsätzlich auch für Sickerwasser aus Abfalldeponien soweit diese nicht im Rahmen der Abwasseremissionsverordnung für Deponiesickerwasser (AEV Deponiesickerwasser, 2003) gesondert behandelt werden. Für die Einleitung von Sickerwasser aus bestimmten Deponien sind festgelegte Emissionsbegrenzungen (Anhang A der AEV Deponiesickerwasser) vorzuschreiben. Für die direkte (in den Vorfluter) oder indirekte (in die Kanalisation) Sickerwasser-einleitung sind somit die Vorgaben der AEV Deponiesickerwasser für die betreffenden Deponien einzuhalten. Nicht betroffen von diesen Vorgaben sind Deponien mit einem TOC-Gehalt der abgelagerten Abfälle unter 5 Masseprozent, für ihre Sickerwässer sind die Anforderungen aus der AAEV abzuleiten. Nach §4 der AAEV hat die Wasserrechtsbehörde auf Grund der Herkunft eines Abwassers sowie auf Grund der für seine Beschaffenheit maßgeblichen Inhaltsstoffe und Eigenschaften jene Parameter auszuwählen, welche zur Überwachung der Abwasserbeschaffenheit eingesetzt werden sollen. Die Parameterauswahl erfolgt für Inhaltsstoff oder Eigenschaften, die für das Abwasser typisch und kennzeichnend sind, die im Abwasser tatsächlich auftreten und die Gefahr der Überschreitung verordneter Emissionsbegrenzungen besteht.

Auch für Oberflächengewässer gilt, wie für das Grundwasser, dass eine Verschlechterung des Zustandes zu vermeiden ist und der festgelegte Zielzustand für ein Gewässer anzustreben ist. Eine Begrenzung zulässiger Einleitungen wird durch die AAEV und die AEV Deponiesickerwasser für Sickerwasser aus Abfalldeponien geregelt. Die Emissionsbegrenzungen werden anhand von Konzentrationswerten vorgegeben, eine Begrenzung von Frachten, wie sie in der AAEV erwähnt wird, erfolgt nicht. Auch hier wirft sich die Frage auf, ob für eine Beurteilung der Gewässerbeeinträchtigung die Schadstoffkonzentrationen oder die Schadstoffmengen maßgeblich sind. Obwohl sich die vorhandenen Regelwerke auf Konzentrationen beziehen, kommt in Bezug auf die Beeinflussung eines Gewässers auch den eingetragenen Schadstofffrachten große Bedeutung zu. Inwieweit Einleitungen in ein Gewässer zuzulassen bzw. zu bewilligen sind, wird durch die Behörde festgestellt.

3.1.1.4 Luft

Die Ziele des österreichischen Abfallwirtschaftsgesetzes (2002) umfassen generell den Schutz von Mensch und Umwelt und schreiben im Speziellen auch vor, dass die Emissionen von Luftschadstoffen und klimarelevanten Gasen so gering wie möglich zu halten sind. Dementsprechend wird auch in der Deponieverordnung (2008) gefordert, dass die lokale und globale Luftverschmutzung, einschließlich des Treibhauseffekts, und alle damit verbundenen Risiken für die menschliche Gesundheit möglichst zu vermeiden oder zu vermindern sind. Vorgaben zu zulässigen Emissionsniveaus finden sich in den angeführten Quellen nicht, abgesehen davon, dass im AWG einige besonders relevante Stoffe (für IPPC-Behandlungsanlagen) in Bezug auf die Verschmutzung der Luft aufgelistet werden. Immissionsseitige Regelungen bestehen durch das Immissionsschutzgesetz-Luft (2001), wobei darin aber nicht speziell auf deponiebürtige Luftschadstoffe eingegangen wird.

In Bezug auf Deponieemissionen über den Luftpfad kann hinsichtlich negativer Auswirkungen auf die lokale Umwelt (z.B. Vegetation) und die globale Umwelt (z.B. Treibhauseffekt) unterschieden werden. Auf beiden Ebenen gilt es, negative Effekte durch die Freisetzung von Luftschadstoffen aus Deponien so gering als möglich zu halten, wobei eine Begrenzung der primär lokal relevanten Emissionen besonders auf die Schutzgutsituation am Standort eingehen sollte (z.B. nahegelegene Siedlungsgebiete).

3.1.1.5 Zusammenfassung der rechtlichen Betrachtungen

In Bezug auf potentielle Beeinträchtigungen von Schutzgütern, kommt im Rahmen der Beendigung der Deponienachsorge besonders dem Gewässerschutz große Bedeutung zu. Generell ist festzuhalten, dass eine Gewässerbeeinträchtigung durch Deponieemissionen nur zulässig ist, wenn die Vermeidung technisch nicht möglich oder mit unverhältnismäßigen Belastungen verbunden wäre. Geeignete Parameter zur Beschreibung zulässiger Deponieemissionsniveaus sollten, im Sinne einer umfassenden Bewertung potentieller negativer Einwirkungen auf vorhandene Schutzgüter, abgesehen von Schadstoffkonzentrationen auch Schadstoffmengen bzw. -frachten beinhalten. Die Abwägung der Belange des Umweltschutzes und der Abfallbeseitigung erfolgt schließlich gemäß dem, in der österreichischen Verfassung verankerten, allgemeinen Verhältnismäßigkeitsgrundsatzes und richtet sich nach den jeweils maßgebenden Vorgaben der Abfallwirtschaft sowie schutzgutbezogener Regelungen.

Als Konsequenz der Verflechtung verschiedener Rechtsmaterien bei der Beendigung der Deponienachsorge, ergibt sich die Notwendigkeit einer Beurteilung zulässiger Emissionen in Anbetracht der Verhältnisse am Standort und unter Bedachtnahme auf verfügbare Technologien. Die Prüfung der Umweltverträglichkeit einer Deponie hat somit einzelfallspezifisch zu erfolgen und beruht immer auch auf der Empfindlichkeit des Umweltsystems am Standort.

3.1.2 Bestehende Überlegungen zur Deponienachsorge und ihrer Beendigung

Vor etwas mehr als 20 Jahren fand in der Schweiz ein Workshop zur Diskussion von Deponiekonzepten statt, einerseits galt es die „Reaktordeponie“ der „Endlagerdeponie“ gegenüber zu stellen und andererseits ging es um Strategien wie bzw. ob diese Deponietypen ineinander überführt werden können (vgl. Baccini 1989). Reaktordeponien sind Deponien, deren Emissionen deutlich höher sind als geogene Flüsse am Deponiestandort und die daher eine Bewirtschaftung benötigen um negative Einwirkungen auf die Umwelt zu verhindern. Im Kontrast dazu entspricht ein Endlager einer Deponie, die Ablagerungen von solcher Qualität enthält, die über kurze, mittlere und lange Zeiträume nur umweltverträgliche Stoffflüsse abgeben (vgl. Baccini 1989). Welche Kriterien heran gezogen werden können, ob eine Deponie Endlagerqualität besitzt bzw. erreicht hat, war das Thema einer Arbeitsgruppe des Workshops, in der festgestellt wurde, dass solche Kriterien auf den chemischen, physikalischen und biologischen Prozessen im und um den Abfallkörper basieren müssen (Pfiffner 1989). Demnach umfassen die wesentlichen Prozesse a) das Ver-

halten des Abfallkörpers, b) die Interaktion von Flüssen aus dem Abfallkörper mit der Hülle (künstlich oder natürlich), und c) der Transport verdünnter Schmutzstoffe in der ungesättigten/gesättigten Zone. Eine quantitative Behandlung dieser Anforderungen konnte jedoch nicht bewerkstelligt werden und fehlt, in Bezug auf die Endlagerqualität von Abfällen, bis heute. Dementsprechend stellen Hjelm und Nedenskov (2007) fest, dass Endlagerqualität zwar generell einem Zustand entspricht bei dem für eine Deponie keine aktiven Maßnahmen zum Schutz der Umwelt mehr nötig sind, eine handhabbare Definition als Grundlage für dieses Konzept jedoch nicht existiert. Laut Brunner (1992) ist generell anzuzweifeln, dass die Ableitung einer quantitativen Endlagerdefinition auf allgemeiner Ebene möglich ist. Auch Pfiffner (1989) stellt im Rahmen der erwähnten Arbeitsgruppe fest, dass die Beurteilung der Endlagerqualität für Deponien über die Zeit einer Risikobewertung im Hinblick auf die Umweltverträglichkeit der Stoffflüsse aus einer Deponie entspricht und somit standortabhängig erfolgen muss.

Die Nachsorge einer Deponie kann beendet werden, wenn die Transformation einer Reaktordeponie in eine Endlagerdeponie vollzogen ist, d. h. wenn anhand bestimmter Kriterien beurteilt werden kann, ob die Deponie und damit in Zusammenhang stehende Emissionen als umweltverträglich angesehen werden können. Generell ist eine Deponie dann umweltverträglich wenn von ihr keine Gefahr für Mensch und Umwelt (auch über lange Zeiträume) ausgeht. Ansätze zur Entlassung von Deponien aus der Nachsorge können auf einen definierten Endpunkt, ab dem die Deponie als umweltverträglich anzusehen ist, abzielen (z.B. Leeson et al. 2003; Stegmann et al. 2006; Fellner et al. 2008) oder anhand langfristiger Betreuungskonzepte eine stufenweise Annäherung, inklusive der Evaluierung des abgeänderten Deponiesystems, die Beendigung aktiver Nachsorgemaßnahmen anstreben (z.B. GeoSyntec 2006). In beiden Fällen ist zu gewährleisten, dass es durch die Deponie während ihres gesamten physischen Bestehens zu keiner Gefährdung von Mensch und Umwelt kommt. In der Folge werden die wesentlichen Aspekte dieser naturwissenschaftlich basierten Konzepte zur Beendigung der Deponienachsorge vorgestellt.

3.1.2.1 Definition eines Deponieendpunktes

Im Rahmen der deutschen Deponieverordnung (DepV, 2002) werden qualitative Anforderungen als Grundlage für die Entlassung einer Deponie aus der Nachsorge vorgeschlagen:

- biologische Prozesse, sonstige Umsetzungs- oder Reaktionsvorgänge sind weitgehend abgeklungen.
- die Gasbildung ist soweit zum Erliegen gekommen, dass weder eine aktive Entgasung noch eine passive Entsorgung mehr erforderlich sind und schäd-

liche Einwirkungen auf die Umgebung durch Gasmigrationen ausgeschlossen werden können.

- Setzungen sind soweit abgeklungen, dass verformungsbedingte Beschädigungen des Oberflächenabdichtungssystems für die Zukunft ausgeschlossen werden können.
- die Oberflächenabdichtung und die Rekultivierungsschicht sind in einem funktionstüchtigen und stabilen Zustand, der durch die derzeitige und geplante Nutzung nicht beeinträchtigt werden kann.
- Oberflächenwasser wird von der Deponie sicher abgeleitet.
- die Deponie ist insgesamt dauerhaft standsicher.
- die Unterhaltung baulicher und technischer Einrichtungen ist nicht mehr erforderlich.
- gegebenenfalls anfallendes Sickerwasser kann entsprechend den wasserrechtlichen Vorschriften in den Vorfluter eingeleitet oder ins Grundwasser versickert werden.
- die Deponie verursacht keine Grundwasserbelastungen, die eine weitere Beobachtung oder Sanierungsmaßnahmen erforderlich machen.

Basierend auf den obigen Kriterien wurden Vorschläge für quantitative Kriterien zur Beendigung der Deponienachsorge im Rahmen eines Forschungsprojektes im Auftrag des deutschen Umweltbundesamtes abgeleitet (Stegmann et al. 2006). Die Entwicklung der Kriterien beruht auf Abschätzungen zum Emissionsverhalten verschiedener Deponietypen, Untersuchungen zu Maßnahmen zum beschleunigten Schadstoffaustrag (verstärkte Infiltration, aerobe in-situ Stabilisierung) aus abgeschlossenen Deponien, und auf der Analyse der rechtlichen und wirtschaftlichen Rahmenbedingungen. Aus diesen Betrachtungen wird gefolgert, dass die Nachsorgezeiträume für viele Deponien nicht überschaubar wären. Es wird festgehalten, dass die Einkapselung des Deponiekörpers durch eine Oberflächenabdichtung zu einer Konservierung des Emissionspotentials führt und daher über lange Zeiträume kein nachsorgefreier Zustand erreicht werden kann. Daher werden für die Entwicklung quantitativer Kriterien durch technische Maßnahmen, die die Verringerung des vorhandenen Emissionspotentials beschleunigen können, erreich- und umsetzbare Anforderungen zu Grunde gelegt (vgl. Stegmann 2001). Die abgeleiteten Kriterien beziehen sich auf das Emissions- und Deponieverhalten (Sickerwasser, Deponiegas, Abfallfeststoff, Setzungen) sowie die standortspezifischen Rahmenbedingungen (technische Barrieren, Untergrund und Immissionen bzw. Schutzgüter). In Tabelle 3-1 ist eine Zusammenstellung der Kriterienvorschläge von Stegmann et al. (2006) zur Entlassung von Deponien aus der Nachsorge angeführt. Die Kriterien aus Tabelle 3-1 beziehen sich primär auf Hausmülldeponien und wären für andere Depo-

nietypen gegebenenfalls zu erweitern (z.B. für Sulfat im Sickerwasser in Bezug auf Baurestmassendeponien).

Tabelle 3-1: Kriterien zur Entlassung von Deponien aus der Nachsorge (aus Stegmann et al. 2006)

Sickerwasser:		Direkteinleitung		Indirekteinleitung		Versickerung (Immission)	
		Konzentration [mg/l]	Fracht [kg/ha.a]	Konzentration [mg/l]	Fracht [kg/ha.a]	Differenzwert [mg/l]	Fracht [kg/ha.a]
	CSB	200	50 - 200	400	50 - > 200	12	50 - 200
	N _{ges}	70	25 - 100	> 70	25 - > 100	NH ₄ : 0,3 - 5	25 - 100
	Cl	100	100 - 200	> 100	100 - > 200	30	100 - 200
	AOX	0,5	0,1 - 0,5	0,5	0,1 - > 0,5	0,02	0,1 - 0,5
Deponiegas:		Erfassung/Behandlung - aktiv		Erfassung/Behandlung - passiv		Entlassungskriterium	
		Standort [m ³ CH ₄ /h]	pro Hektar [m ³ CH ₄ /h.ha]	Standort [m ³ CH ₄ /h]	pro Hektar [m ³ CH ₄ /h.ha]	Rekultivierung (Eingang)	Ausgasung in Atmosphäre
	Methanvolumen	> 25	> 5	≤ 25	≤ 5	≤ 0,5 l CH ₄ /m ² .h	KW ≤ 25 ppm
Abfallreststoff:		Eluatkriterien			biolog. Abbaubarkeit		
		Angaben zu pH-Wert, Leitfähigkeit, TOC, Phenole, Arsen, Blei, Cadmium, Chrom-VI, Kupfer, Nickel, Quecksilber, Zink, Fluorid, Ammoniumstickstoff, Cyanide und AOX.			Atmungsaktivität (AT ₄)	≤ 2,5 mg O ₂ /g TS	
					Gasbildungsrate (GB ₂₁)	≤ 10 l/kg TS	
Setzungen		standortbezogen					
		Je nach Verlauf der Setzungen und Abschätzung der Gesamtsetzungen standortbezogen, im Hinblick auf die Anforderungen bezüglich der mechanischen Stabilität des Deponiekörpers festzulegen.					
Vorschläge zu technischen Anforderungen:							
Untergrund und Hydrologie	Beurteilung der Eignung des Untergrundes als nichttechnische geologische Barriere. Abschätzung veränderter hydrologischer Rahmenbedingungen in der Zukunft (z.B. Grundwassereinflüsse)						
Basisabdichtung	Dichtigkeit und langfristige Funktionstüchtigkeit der Basisabdichtung sind abzuschätzen.						
Weitere Anforderungen bestehen für die Sickerwasser- und Gaserfassung, die Oberflächenabdichtung inkl. Rekultivierung, die vorhandene Infrastruktur, die geotechnische Standsicherheit des Deponiekörpers.							

Für die angeführten Sickerwasserleitparameter wird vorgeschlagen die Umweltverträglichkeit nicht nur anhand von Konzentrationen zu beurteilen, sondern auch Frachtwerte (= Produkt aus Konzentration und Sickerwasseranfall) als Maß für die Belastung eines Umweltkompartimentes heran zu ziehen. Zur Bewertung der Emissionen in Zusammenhang mit schutzgutrelevanten Aspekten stellen Stegmann et al. (2006) fest, dass diese integrativ für Emission, Transmission und Immission erfolgen sollte (siehe dazu Abbildung 3-3). So wird für Immissionen darauf hingewiesen, dass bei der Bewertung von Sickerwasserbelastungen auch natürliche Selbstreinigungskräfte im Untergrund zu betrachten wären und das solche Abschätzungen auch verstärkt in eine standortspezifische Beurteilung von Sickerwasseremissionen einfließen sollten.

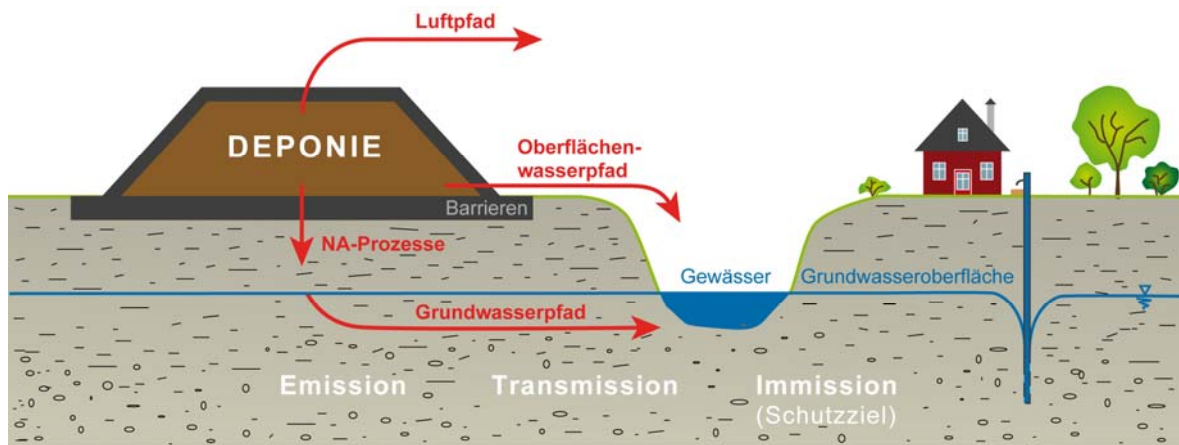


Abbildung 3-3: Schematische Darstellung des Konzeptes „Emission, Transmission, Immission“ (adaptiert nach Nienhaus 2001)

Insgesamt stellen die Kriterien aus Stegmann et al. (2006) Vorschläge für die Entlassung von Deponien aus der Nachsorge dar, die sich an den technischen, wirtschaftlichen und rechtlichen Rahmenbedingungen für die Beendigung der Nachsorge orientieren, sie zielen aber nicht auf eine tatsächliche Beurteilung der Umweltverträglichkeit von Deponien und ihrer Emissionen ab. Sie stellen vielmehr einen Kompromiss aus Nachsorgenotwendigkeit (=naturwissenschaftliche Anforderungen an eine Beendigung der Deponienachsorge) und Nachsorgepflicht (= Verpflichtung eines Deponiebetreibers in Anbetracht technischer, wirtschaftlicher und rechtlicher Rahmenbedingungen die Nachsorge aufrecht zu erhalten) dar. Als Voraussetzung zur Beendigung der Nachsorge wird zwar der emissionsarme Deponiekörper festgelegt und Maßnahmen für die Emissionsreduzierung in der Deponienachsorge vorgeschlagen (vgl. Heyer 2003), eine Untersuchung und Bewertung zu erwartender Restemissionen fehlt jedoch. Die Zielwerte für entnommene Reststoffproben orientieren sich an Ablagerungskriterien für Rottereststoffe und beinhalten keine Abschätzungen zu zukünftig auftretenden Emissionsniveaus und deren Umweltverträglichkeit. So führt auch Ehrig (2002) in einer Arbeit zur Dauer der Nachsorgephase an, dass die Forcierung von Maßnahmen zur Reduktion des Stoffpotentials im Deponiekörper zu aufgeweichten Voraussetzungen in Bezug auf das Ende der Nachsorge führen könnte und daher der vorgeschlagene Deponieendpunkt nicht mehr aus Umweltsicht sondern auf Basis erreichbarer Anforderungen definiert werden könnte. Aufgrund der vorhandenen Einschränkungen und Wissenslücken wird von Stegmann et al. (2006) auch angeregt die quantitativen Vorschläge in Zukunft auf der Grundlage neuer Erkenntnisse zum Verhalten stillgelegter Deponien zu erweitern und Empfehlungen aus Studien über den natürlichen Rückhalt und Abbau von Sickerwasseremissionen im Untergrund abzuleiten.

Die Anforderungen der deutschen Deponieverordnung (§15 der DepV, 2002) werden auch im Rahmen des ÖWAV-Unterausschusses „Deponienachsorge“ als Basis für die Entwicklung von Kriterien zur Entlassung von Deponien aus der Nachsorge heran gezogen (vgl. Fellner et al. 2008). Zusätzlich zu den Kriterien der Verordnung fordern Fellner et al. (2008) auch den Nachweis eines geringen Stofffreisetzungspotentials des abgelagerten Abfalls anhand von Feststoffanalysen. Außerdem wird festgestellt, dass eine Quantifizierung dieser Vorgaben nur schutzgutbezogen unter Berücksichtigung der Standortgegebenheiten erfolgen kann – die Bewertung muss also einzelfallspezifisch erfolgen. Die vorgeschlagenen quantitativen Kriterien beziehen sich demgemäß auf Deponiegas, Deponiesickerwasser, das Verformungsverhalten, die Abfallfeststoffbeschaffenheit, und wesentliche Faktoren, die bei der Einzelfallbeurteilung berücksichtigt werden sollten. Als zulässiges Gasemissionsniveau wird, in Anlehnung an Methanemissionen aus intakten Torfablagerungen (natürliches Analog), eine Methanemissionsrate von $\leq 0,05 \text{ NI CH}_4/\text{m}^2\cdot\text{h}$ vorgeschlagen. Die Zielwerte zum Verformungsverhalten und der Abfallreststoffbeschaffenheit werden in Anlehnung an Stegmann et al. (2006) festgesetzt und werden daher hier nicht eingehender beschrieben. Im Hinblick auf die Bestimmung zulässiger Sickerwasseremissionsniveaus wird in Fellner et al. (2008) besonderer Wert auf die Berücksichtigung von Emissionsfrachten, zusätzlich zu Konzentrationsgrenzwerten, gelegt. In diesem Zusammenhang werden anhand zulässiger Sickerwassermengen und –konzentrationen Frachtbegrenzungen für eine Modelldeponie berechnet. Die Frachten werden für ausgewählte Parameter mit einwohnerspezifischen Emissionsfrachten (aus der Abwasserreinigung) verglichen. Die Sickerinhaltsstoffe mit der jeweils höchsten Anzahl an emittierten Einwohnerwerten werden als kritische Parameter bezeichnet. Unter den betrachteten Parametern (CSB, TOC, $\text{NH}_4\text{-N}$ und Cl) sind das Ammonium im Fall einer Indirekteinleitung und Chlorid im Fall einer Direkteinleitung. Auf diese Weise ermittelte Frachtbegrenzungen könnten als ergänzende Richtwerte bei der Beurteilung der Nachsorgenotwendigkeit dienen und sind im Einzelfall an die Standortverhältnisse (z.B. Grundwassernutzungen, ARA-Kapazität) anzupassen. Basierend auf ähnlichen Überlegungen wurde bereits von Krümpelbeck (2000) angeregt, die Definition des Nachsorgeendes vordergründig anhand von Frachtbegrenzungen für Sickerwasserinhaltsstoffe vorzunehmen. Anhand extrapolierte Emissionsverläufe zahlreicher Siedlungsabfalldeponien, sowie daraus abgeschätzter Emissionspotentiale, und Literaturwerten zu flächenbezogenen kritischen Frachten in natürlichen Ökosystemen leitet Krümpelbeck (2000) Fracht- und Konzentrationsrichtwerte für die Parameter CSB und $\text{NH}_4\text{-N}$ ab. Als Basis der vorgeschlagenen Werte dienen einerseits die extrapolierten Emissionsniveaus einer Siedlungsabfalldeponie über Jahrhunderte/Jahrtausende und ande-

rerseits Qualitätsanforderungen an Oberflächenwasser für die Trinkwasseraufbereitung (siehe Tabelle 3-2).

Tabelle 3-2: Sickerwasserbezogene Richtwerte (CSB und NH₄-N) für die Beendigung der Deponienachsorge aus Krümpelbeck (2000)

Basis: Jährliche Fracht bei 9 % des Ausgangspotentials über 500 Jahre		
	Fracht [g/(m ² .a)]	Konzentration* [mg/l]
CSB	3 – 14	15,8 – 70,6
NH ₄ -N	1,8 – 4	9 – 20
Basis: Qualitätskriterien für Wasser aus oberirdischen Gewässern zur Trinkwassergewinnung		
	Fracht [g/(m ² .a)]	Konzentration* [mg/l]
CSB	6	30
NH ₄ -N	0,62	3,1

* Vorgabe eines Sickerwasseranfalles von (max.) 200 mm/a

Ein Vergleich der Werte in Tabelle 3-2 mit den sickerwasserbezogenen Werten von Stegmann et al. (2006) (vgl. Tabelle 3-1), zeigt dass die Vorschläge von Krümpelbeck (2000) etwas niedriger angesetzt sind (v. a. in Bezug auf Frachten). So stellt die Autorin auch fest, dass diese Vorgaben zu Nachsorgedauern von mehreren hundert Jahren führen würden. Aus den Überlegungen zur Festlegung von Richtwerten für die Beendigung der Nachsorge folgert Krümpelbeck (2000), dass aktive Maßnahmen zur Reduktion des Emissionspotentials im Deponiekörper zur Verkürzung der Nachsorgedauer eingesetzt werden sollten und dass die letztendlichen Beurteilungskriterien der Situation einer Deponie anzupassen und somit individuell festzulegen sind. Dieses Resümee ziehen auch Fellner et al. (2008), die als maßgebende Kriterien bei der Einzelfallbegutachtung standortspezifische (Geologie, Hydrologie, Schutzgüter, (Nach-)Nutzungen), deponietechnische und abfallspezifische Faktoren anführen. Wie diese Aspekte bei der Evaluierung der Nachsorgenotwendigkeit konkret einzubeziehen sind, wird allerdings nicht näher erläutert. Es wird aber festgestellt, dass die angeführten Überlegungen primär konzeptioneller Natur sind und in weiteren Arbeiten konkretisiert werden müssen. Der entsprechende Forschungsbedarf zur Ableitung quantitativer Kriterien für die Entlassung aus der Nachsorge orientiert sich in erster Linie an der Beschreibung und Messung der Umweltverträglichkeit von Deponien am Ende der Nachsorge.

Die Festsetzung eines Deponieendpunktes, ab dem eine Reaktordeponie in ein Endlager überführt wurde, beinhaltet den Risikoansatz bzw. eine Risikoabschätzung. Da Prognosen mit Unsicherheiten behaftet sind, entspricht die Beurteilung eines Endlagers einer Risikobewertung im Hinblick auf die Umweltverträglichkeit der Stoffflüsse aus einer Deponie über die Zeit. Schließlich muss auch für die Zukunft gewährleistet sein, dass die Deponie keine Gefahr für Mensch und Umwelt darstellt. Daher folgern Scharff et al. (2007), basierend auf einer Diskussion verschiedener Ansätze zur Beschreibung von Endlagerqualität, dass eine robuste Methodik zur Risikobe-

wertung für die Beendigung der Deponienachsorge notwendig ist. Sie stellen außerdem fest, dass akzeptable Emissionen von der lokalen Situation abhängig sind und entsprechende Kriterien daher standortbezogen abzuleiten sind. Eine Vorgabe absoluter Grenzwerte könnte dagegen, aufgrund der Orientierung an den sensibelsten Standortbedingungen, zu unnötigen Kosten für die Gesellschaft führen (Scharff et al. 2007). Als Ausgangspunkt für die Entwicklung einer Risikoabschätzung zur Beendigung der Nachsorge schlagen Scharff et al. (2007) den Ansatz zur Festlegung der Abfallannahmekriterien aus der EU Deponierichtlinie (1999, Anhang 2) vor. Dieser Ansatz illustriert anhand von Szenariomodellierungen die Erhöhung von Schadstoffkonzentrationen im abstromigen Grundwasser aufgrund abfallablagerungsverunreinigter Sickerwässer. Die Abschätzungen basieren einerseits auf dem experimentell bestimmten Eluierungsverhalten der abgelagerten Abfälle und andererseits auf allgemeinen Annahmen zu den lokalen Umweltbedingungen (vgl. Hjelm et al. 2001; Hjelm 2005). Anhand zulässiger Konzentrationen in einem bestimmten Beurteilungsort („point of compliance“) werden schließlich die zulässigen Konzentrationen der Eluate abzulagernder Abfälle errechnet. Diese Vorgehensweise entspricht einer rückwärtsgerichteten Risikobewertung, welche durch die Bestimmung eines maximal zulässigen Verschmutzungsgrades eines Subjektes, sodass kein inakzeptables Risiko besteht, gekennzeichnet ist (vgl. Cushman et al. 2001). Eine Ableitung zulässiger Emissionsniveaus über eine rückwärtsgerichtete Risikoabschätzung stellt eine Möglichkeit zur Berücksichtigung der lokalen Umweltbedingungen dar und ist daher auch für die Beendigung der Deponienachsorge von methodischer Bedeutung. Dementsprechend wird durch die englische Umweltagentur (Leeson et al. 2003) ein risikobasierter Ansatz dieser Art zur Entlassung von Deponien aus der Nachsorge verfolgt. Dabei wird festgelegt, dass die Bestimmung akzeptabler Emissionsniveaus basierend auf Risikoabschätzungen erfolgen muss. Wie mit Unsicherheiten bezüglich des zukünftigen Deponie- und Emissionsverhaltens umzugehen ist und wie diese Unsicherheiten in einer Risikobewertung inkludiert werden können, wird nicht behandelt. Diese vorwärtsgerichtete Risikoabschätzung im Hinblick auf geänderte Rahmenbedingungen (Effektivität der Einkapselung, Änderungen der Reaktorbedingungen im abgelagerten Abfall...) und ihren Effekt auf das Emissionsverhalten ist jedoch für die Beendigung der Deponienachsorge bzw. die Definition eines Deponie-Endpunktes von wesentlicher Bedeutung. Entsprechende Betrachtungen zur Langzeitrisikobewertung werden zwar bereits in der Antragsphase einer Deponie gefordert (vgl. Environment Agency 2007), konkrete Angaben zur Durchführung einer solchen Bewertung finden sich im angeführten Dokument aber nicht. Im Allgemeinen, kann die Nachsorge beendet werden, wenn die Umweltbehörde davon ausgeht, dass von der ungestörten Deponie keine Gefährdung für Mensch und Umwelt mehr ausgeht und diese daher keiner aktiven Bewirtschaftung mehr bedarf. Ein

Beispiel für eine vorwärtsgerichtete Risikoabschätzung anhand probabilistischer Fehlerbäume stellt ein in den Niederlanden angewendeter Ansatz zur Berechnung der Nachsorgekosten dar (Boerboom et al. 2003). Die entwickelte Methode erlaubt die Ermittlung von Wahrscheinlichkeiten für das Eintreten ungewollter Ereignisse (z.B. Grundwasserverschmutzung) und damit verbundener Sanierungskosten. Die angesetzten Versagenswahrscheinlichkeiten der Deponieelemente beruhen auf Experteneinschätzungen, die in Abhängigkeit des aktuellen Deponiezustandes vorgenommen werden. Eine Bewertung oder Abschätzung zukünftiger Umweltauswirkungen ist in diesem Ansatz nicht inkludiert.

3.1.2.2 Stufenweise, erfolgsabhängige Reduktion der Nachsorgemaßnahmen

Als Konsequenz aus den erwarteten, kaum überschaubaren Nachsorgezeiträumen einiger Deponien (v. a. Hausmülldeponien) wurden gestufte Konzepte zur Beendigung der Deponienachsorge vorgeschlagen. Bei dieser Vorgehensweise könnten je nach Zustandsentwicklung Nachsorgeaufgaben beendet und andere weiter erledigt werden. Ein entsprechender Ansatz wurde von Barlaz et al. (2002) vorgestellt und später im Rahmen eines Forschungsprojektes zur Entwicklung eines erfolgsabhängigen Systems für die langfristige Betreuung von Hausmülldeponien konkretisiert (GeoSyntec 2006). Als Basis für diesen erfolgsabhängigen Ansatz bzw. zur Bewertung einer erfolgreichen Maßnahme wird die funktionelle Stabilität einer Deponie definiert. Die Ableitung der Stabilitätsdefinition beruht auf dem Potential einer Deponie eine Gefährdung für Mensch und Umwelt darzustellen. Um eine standortspezifische Bewertung unterschiedlicher Nachsorgekonzepte zu ermöglichen, wurde folgende, allgemeine Definition zur Beurteilung der Nachsorgeerfordernisse für eine Deponie gewählt (GeoSyntec 2006):

Eine Deponie ist funktionell stabil, wenn sie keine Bedrohung für Mensch und Umwelt darstellt. Potentielle Gefahren sollen in Abhängigkeit der Sickerwassermenge und -qualität, der Gasmenge und -zusammensetzung, der Oberflächenabdeckung und Dichtsysteme, der geologischen und hydrogeologischen Verhältnisse am Standort, des Klimas, der potentiell betroffenen Umweltkompartimente und Rezeptoren, sowie anderer Faktoren, die für einen Standort relevant sind, beurteilt werden. Die potentielle Gefährdung von Mensch und Umwelt ist im Kontext der vorgesehenen Nachnutzung und eines vorgeschlagenen Betreuungsniveaus zu betrachten. Die Intensität der Betreuung kann von vorgeschriebenen Nachsorgemaßnahmen bis zu einem darauffolgenden extensiven Monitoring reichen. Letzteres sollte vorgesehen werden um eine Änderung von Faktoren zu verhindern, welche zu einer Gefährdung von Mensch und Umwelt führen können.

Die obige Definition bildet die Basis für die Bewertung der Umweltverträglichkeit einer Deponie im Rahmen dieser erfolgsorientierten Vorgehensweise zur Beendigung der Nachsorge. Der entwickelte Ansatz beruht auf der Fokussierung von Maßnahmen auf Aspekte die noch einer Nachsorge bedürfen und ermöglicht dadurch eine stufenweise Entlassung aus der Deponienachsorge, unter der Bedingung, dass zu keinem Zeitpunkt eine (erhöhte) Gefährdung für Mensch und Umwelt besteht. Die Bewertung der Nachsorgepflichten bei einer bestimmten Deponie, erfolgt anhand von 5 Modulen: Das erste Modul umfasst die Datenerhebung, -auswertung und -beurteilung im Hinblick auf die Anwendung der entwickelten Methode. Die anderen Module behandeln das Deponiesickerwasser, das Deponiegas, die Grundwasserverhältnisse und die Deponiedichtelemente. Je nach dem wie Nachsorgemaßnahmen in den einzelnen Modulen beurteilt werden, wird schließlich über die Aufrechterhaltung, Optimierung oder Beendigung der Nachsorgemaßnahmen entschieden. Die standortspezifische Beurteilung vorhandener Nachsorgemaßnahmen bzw. der Auswirkungen geänderter Nachsorgeaktivitäten ermöglicht eine stufenweise Anpassung der Deponiebetreuung an das noch vorhandene Gefahrenpotential ohne dabei eine erhöhtes Risiko für Mensch und Umwelt in Kauf zu nehmen. Das Risiko, dass es durch die Anpassung der Nachsorgemaßnahmen zu einer Gefährdung für Mensch und Umwelt kommen kann, kann mit unterschiedlichen Ansätzen beurteilt werden. Der konservativste Ansatz besteht in der Einhaltung gesetzlicher Grenzwerte bereits an der Quelle, z.B. Einhaltung von Trinkwasserstandards im gefassten Sickerwasser. Bei Nicht-Erfüllung dieses Kriteriums wird die Einhaltung entsprechender Grenzwerte in bestimmten Orten der Beurteilung ermittelt, dabei wird das vorhandene Potential zur Reduktion der Belastung (z.B. Pufferkapazität des Untergrundes) mitberücksichtigt. Fällt auch diese Beurteilung negativ aus, so kann für die geplante Änderung der Nachsorge eine Vor-Risikoabschätzung durchgeführt werden. Im Falle eines gering eingeschätzten Risikos durch die Anpassung kann eine vollständige (inklusive Exposition und möglicher Schäden) Risikobewertung durchgeführt werden. Falls eine Nicht-Gefährdung von Mensch und Umwelt durch keine dieser Evaluierungen nachgewiesen werden kann, so ist die entsprechende Nachsorgeänderung unzulässig. Die positive Evaluierung einer Maßnahmenänderung ist im Zuge eines angepassten Monitoringprogrammes zu bestätigen. Durch die dargestellte Vorgehensweise und die Verknüpfung der einzelnen Module ermöglicht dieser Ansatz eine differenzierte Herangehensweise zur Beendigung der Nachsorge. Je nachdem wie eine bestimmte Maßnahme evaluiert wird, ist ihre Beendigung/Reduktion/Wiedereinführung zulässig bzw. notwendig. Insgesamt stellt GeoSyntec (2006) eine technische Anleitung für eine strukturierte, robuste Risikoabschätzung im Hinblick auf die Nachsorgebedürftigkeit einer Deponie zur Verfügung. Die Bewertung bezieht sich primär auf den aktuellen Zustand der

Deponie und stellt sicher, dass von der Deponie keine Gefahr für Mensch und Umwelt ausgeht. Eine Vorhersage über den Zeitraum bis eine Deponie (ohne Weiterführung aktiver Nachsorgemaßnahmen) als umweltverträglich eingestuft werden kann und welche quantitativen Kriterien für die Beurteilung eines solchen Deponieendpunktes heran zu ziehen wären, ist im Rahmen der vorgestellten Methode nicht möglich. Schließlich inkludiert der Ansatz keine Abschätzung zukünftiger Risiken einer Überschreitung umweltverträglicher Emissionsniveaus. Entsprechende Überlegungen und Kriterien wären für die Beurteilung der Umweltverträglichkeit von Deponien zu ergänzen. In diesem Zusammenhang stellen auch Pivato and Morris (2005) fest, dass es für die Feststellung der Nachsorgefreiheit einer Deponie notwendig ist, das zukünftige Verhalten des Abfallkörpers und damit in Verbindung stehende Emissionen zuverlässig beurteilen zu können.

3.1.2.3 Evaluierung bestehender Strategien

Keiner der zuvor beschriebenen Ansätze beinhaltet eine Behandlung der Unsicherheit zukünftiger Emissionsniveaus oder eine Analyse der wesentlichen Faktoren in Bezug auf diese Unsicherheiten. Der Verwendung von Feststoffproben der abgelagerten Abfälle zur Abschätzung verbliebener Emissionspotentiale, wie durch Stegmann et al. (2006) vorgeschlagen, stehen ungelöste Probleme einer repräsentativen Beprobung des Deponiekörpers gegenüber (vgl. Bertanza et al. 2001; Sormunen et al. 2008). Einerseits beruht die Heterogenität der Deponie auf der Verschiedenartigkeit der ursprünglichen Ablagerung (z.B. Abfallzusammensetzungen, Vorbehandlung, Einbautechnik) und andererseits auf ungleichartigen Abbaubedingungen die sich im Deponiereaktor aufgrund unterschiedlicher Wasserströmungsverhältnisse (wasserdurchströmte und trockene Bereiche) einstellen (vgl. Rosqvist und Bendz 1999; Morris et al. 2003; Döberl et al. 2005). Tabelle 3-3 stellt eine Evaluierung der diskutierten Konzepte dar und bietet einen Überblick über Vor- und Nachteile der Ansätze im Hinblick auf die Definition von Kriterien zur Beurteilung der Umweltverträglichkeit von Deponien.

Tabelle 3-3: Evaluierung bestehender Konzepte zur Beendigung der Deponienachsorge bzw. zur Bewertung der Umweltverträglichkeit von Deponien am Ende der Nachsorge

Inerter Deponieendpunkt	Erfolgsorientierte Bewertung (sequentiell)
Vorteile	
<ul style="list-style-type: none"> + entspricht dem Vorsorgeprinzip, da vorhandene Emissionspotentiale in der Bewertung berücksichtigt werden + Zielwerte für den Deponiezustand werden vorgegeben <ul style="list-style-type: none"> - Vorhersage der zu erwartenden Nachsorgedauer möglich - Anreize für die beschleunigte Reduktion des Emissionspotentials werden gesetzt + Abfallqualität wird berücksichtigt Abschätzungen zu zukünftigen Emissionsniveaus möglich 	<ul style="list-style-type: none"> + Standortspezifischer Ansatz <ul style="list-style-type: none"> - Entspricht im Prinzip einem vereinfachten Risikobewertungsansatz + Stellt ein Konzept zur Abwicklung der Nachsorge zur Verfügung <ul style="list-style-type: none"> - Standardisierte Bewertungsschritte und Protokolle für die Erhebung von Monitoringdaten - Sequentielle Reduktion der Nachsorgemaßnahmen wird angestrebt, diese endet mit der Beendigung der Nachsorge
Nachteile/Herausforderungen	
<ul style="list-style-type: none"> - Probleme im Hinblick auf die Charakterisierung des Abfallkörpers sowie auf die Abschätzung zukünftiger Emissionsniveaus <ul style="list-style-type: none"> - Repräsentative Probennahme sehr schwierig/unmöglich - Änderungen der Bedingungen innerhalb des Deponiekörpers in Zukunft? - Festlegung generischer/allgemeiner Werte <ul style="list-style-type: none"> - Tendenz zur Spezifizierung allgemeingültiger Richtwerte, obwohl Umwelteinwirkungen und damit das bestehende Risiko standortabhängig sind - Anforderungen an den Deponiezustand führen oft zu sehr langen Nachsorgedauern <ul style="list-style-type: none"> - Rücklagen des Betreibers evtl. unzureichend - Gefahr der Festlegung „erreichbarer“ Kriterien unter dem Vorwand naturwissenschaftlich basierter Erkenntnisse - Konsequente Handhabung bestehender Unsicherheiten wurde bisher vernachlässigt, ist aber für ein Verständnis der Zuverlässigkeit von Bewertungsergebnissen instrumental 	<ul style="list-style-type: none"> - Es werden keine Zielwerte festgelegt <ul style="list-style-type: none"> - Eine Vorhersage zu erwartender Nachsorgezeiträume ist nicht möglich - Anreize für eine Entfrachtung des Deponiekörpers fehlen - Qualität der abgelagerten Abfälle wird nicht berücksichtigt <ul style="list-style-type: none"> - Eine qualifizierte Abschätzung zukünftiger Emissionsniveaus ist kaum möglich - Der Definition des Umfanges der Post-Nachsorgebetreuung kommt eine wesentliche Bedeutung zu, diese wird jedoch im Risikobewertungsansatz nicht inkludiert.

Zusammenfassend kann aus den bestehenden Arbeiten gefolgert werden, dass zur Beurteilung der Umweltverträglichkeit einer Deponie eine Abschätzung des aktuellen und zukünftigen Risikos notwendig ist. Eigentlich ist diese Aussage als inhärente Eigenschaft der anfänglich gestellten Bedingung, dass eine umweltverträgliche Deponie keine Gefahr für Mensch und Umwelt darstellen darf, anzusehen. Die Frage wie ein akzeptables Risiko festgelegt werden kann und welche quantitativen Kriterien daraus abzuleiten sind, kann derzeit jedoch nicht beantwortet werden. Allerdings ist klar, dass solche Kriterien nicht generisch sondern in Abhängigkeit der lokalen Ver-

hältnisse festgelegt werden müssen. Deshalb wird eine standortspezifische Bewertung der Umweltverträglichkeit von Deponien als grundlegender Aspekt für die Methodenentwicklung im Rahmen dieser Arbeit identifiziert. Überlegungen zur Heterogenität einer Deponie und die Notwendigkeit einer Behandlung von Unsicherheiten in Abhängigkeit der Standortgegebenheiten stellen weitere wesentliche Aspekte im Rahmen der Entwicklung von Kriterien zur Beurteilung der Umweltverträglichkeit von Deponien dar.

3.2 Methodischer Ansatz und Schwerpunkte der Studie

In diesem Abschnitt werden, basierend auf der Diskussion bestehender Ansätze, die wesentlichen Aspekte der zu entwickelnden Methode für die Beurteilung der Umweltverträglichkeit von Deponien hergeleitet. Ausgehend von einer Darstellung systemischer Zusammenhänge bei der Beurteilung der Umweltverträglichkeit einer Deponie werden die Grundlagen dieser Arbeit sowie die damit verbundenen methodischen Schwerpunkte dargelegt.

3.2.1 Grundlegende Zusammenhänge zwischen Stabilität und Umweltverträglichkeit von Deponien

Stabilität leitet sich vom lateinischen Wort „stabilitas“ ab, welches „das Feststehen“ oder „die Standhaftigkeit“ bedeutet (aus: Brockhaus 2002). Im Allgemeinen steht Stabilität für „die Eigenschaft eines Systems, seinen Zustand nicht oder kaum zu ändern“ (Quelle: Meyers 2009). In der Physik bezeichnet Stabilität a) die Beständigkeit eines zusammengesetzten und durch innere Kräfte zusammengehaltenen Systems auch bei äußeren Einwirkungen, solange diese eine bestimmte Stärke nicht übersteigen oder b) die Eigenschaft eines Systems, Zustands oder Vorgangs, bei einer äußeren Störung des stabilen Gleichgewichtes dieser entgegenzuwirken und nach Ende der äußeren Einwirkung in den stabilen Gleichgewichtszustand zurückzukehren. Auch im Zusammenhang mit Deponien wird der Begriff „Stabilität“ in zwei verschiedenen Bedeutungen verwendet: Einerseits kann sich die Stabilität einer Deponie auf die Standsicherheit des Deponiekörpers beziehen, andererseits kann mit der Stabilität einer Deponie aber auch die langfristige Umweltverträglichkeit der abgelagerten Abfälle gemeint sein. Auf konzeptioneller Ebene besteht der wesentliche Unterschied bei der Formalisierung dieser Bedeutungen darin, dass sich für die geotechnische Stabilität ein zugehöriges Stabilitätskriterium auf die eigentliche Deponie (=Bauwerk) bezieht, wogegen ein Stabilitätskriterium für die Umweltverträglichkeit einer Deponie ausgehend von den betroffenen Umweltsystemen festgelegt wird. Die folgenden systemtheoretischen Überlegungen sollen die letzte Aussage

verdeutlichen und stellen eine Grundlage für die Beurteilung der Umweltverträglichkeit von Deponien dar. Die angeführte Stabilitätsdefinition beinhaltet einige wesentliche Aspekte die für die Beurteilung der Umweltverträglichkeit von Deponien relevant sind (adaptiert nach Godoy 2000):

- Das Umweltsystem (bzw. die beobachtete Eigenschaft) befindet sich im Gleichgewicht bevor die Deponie errichtet wird.
- Das ursprüngliche System wird gestört (durch die Errichtung der Deponie und die dadurch bedingten Wechselwirkungen mit der Umgebung).
- Das System reagiert auf diese Störung (umgebende Umweltmedien werden durch die Deponie beeinflusst und Systemeigenschaften ändern sich).
- Es erfolgt eine Einschätzung des Systemverhaltens aufgrund der Einwirkung, die eine Wiederherstellung des ursprünglichen Zustandes (vor der Störung) zu Grunde legt.

Für das System in Abbildung 3-4 stellen die Emissionen aus der Deponie die eigentliche Störung dar, welche durch natürliche Rückhalte- und Abbauprozesse abgeschwächt wird und schließlich zu einer Einwirkung auf das Grundwasser führt. In diesem Fall wird das Erfüllungskriterium zur Beurteilung der Umweltverträglichkeit der Sickerwasseremissionen für den Eintritt in das Grundwasser festgelegt. Die Bewertung erfolgt typischerweise anhand von Grenzwerten, welche für ein bestimmtes Umweltmedium vorgegeben werden. Für das System aus Abbildung 3-5 stellen die Deponieemissionen somit eine Störung, die NA-Kapazität zwischen Emissionsquelle und Ort der Beurteilung (engl. point of compliance⁴) das stabilisierende Systemverhalten (=Rückstellkraft) und die Grenzwerte im Ort der Beurteilung das systemrelevante Stabilitätskriterium dar.

⁴ Der "point of compliance" ist der Ort an dem bestimmte Grenzwerte eingehalten werden müssen. Im Fall eines Grundwasserkörpers ist es der Schnittpunkt einer vertikalen Ebene mit der obersten Aquiferschicht unter einer Deponie an der abstromigen Deponiebegrenzung

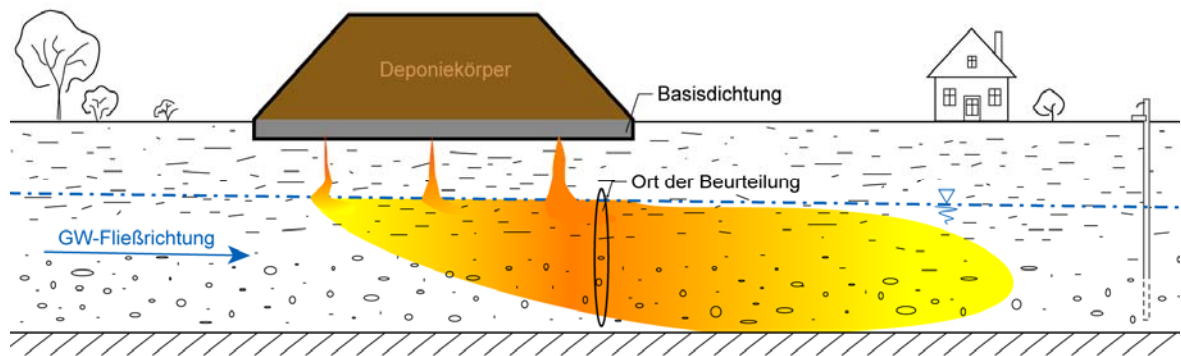


Abbildung 3-4: System zur Beurteilung der Umweltverträglichkeit von Sickerwasseremissionen einer Altdeponie (ohne funktionierende Basisdichtung)

Ein schematischer Zusammenhang zwischen Sickerwasseremissionen (z.B. die Fracht eines bestimmten Sickerwasserinhaltsstoffes pro Zeitintervall), NA-Prozessen im Deponieuntergrund und den zulässigen Einwirkungen auf das Grundwasser ist schematisch in Abbildung 3-5 dargestellt. Die Sickerwasseremissionen über die Zeit sind gering solange die Erfassung und Behandlung des Sickerwassers gewährleistet ist, danach führt das fortschreitende Versagen der technischen Deponieeinrichtung zu einem Anstieg der Emissionen aus dem Deponiekörper in den Untergrund. Die Emissionen sinken mit der Zeit wieder ab und streben längerfristig einem niedrigen Niveau entgegen. Das Potenzial zum Rückhalt und Abbau von Schadstoffen im Deponieuntergrund führt zu einer Reduktion der Emissionen die schließlich den Grundwasserkörper erreichen⁵. Solange die Deponieemissionen durch NA-Prozesse im Untergrund gepuffert werden, erfolgt für das Grundwasser bzw. im Ort der Beurteilung keine Störung des Systemgleichgewichtes (entspricht der natürlichen Hintergrundbelastung des Grundwassers). Werden die Emissionen des Deponiekörpers nicht mehr zur Gänze durch NA-Prozesse im Untergrund ausgeglichen so entfernt sich das Grundwassersystem aus dem Gleichgewichtszustand und die Schadstoffbelastung im Ort der Beurteilung steigt an. Je nachdem wie groß die Differenz zwischen Emissionsniveau und Abbau- und Rückhalteniveau ist führt der Anstieg zu einer Überschreitung der zulässigen Belastung im Ort der Beurteilung. Das entsprechende Emissionsniveau des Deponiekörpers gilt nicht als umweltverträglich, da es zur Systeminstabilität führt, welche sich in diesem Fall durch eine unzulässige Grundwasserverschmutzung manifestiert. Im Laufe der Zeit sinken die Emissionen

⁵ Im Rahmen von Abbildung 3-5 werden die Trägheit des Systems sowie die räumlichen Ausdehnungen der jeweiligen Systemelemente aus Illustrationszwecken vernachlässigt. Für die Beurteilung eines konkreten Systems wären diese Eigenschaften jedoch zu berücksichtigen.

aus dem Deponiekörper wieder und das Grundwassersystem strebt dem Gleichgewichtszustand entgegen, das Gesamtsystem stabilisiert sich.

Basierend auf den obigen Überlegungen leitet sich folgendes Kriterium zur Beurteilung der Umweltverträglichkeit von Deponien ab:

Deponien bzw. Deponieemissionen werden als umweltverträglich angesehen, wenn in definierten Beurteilungsorten die Stabilitätskriterien (aktuell und zukünftig) erfüllt werden.

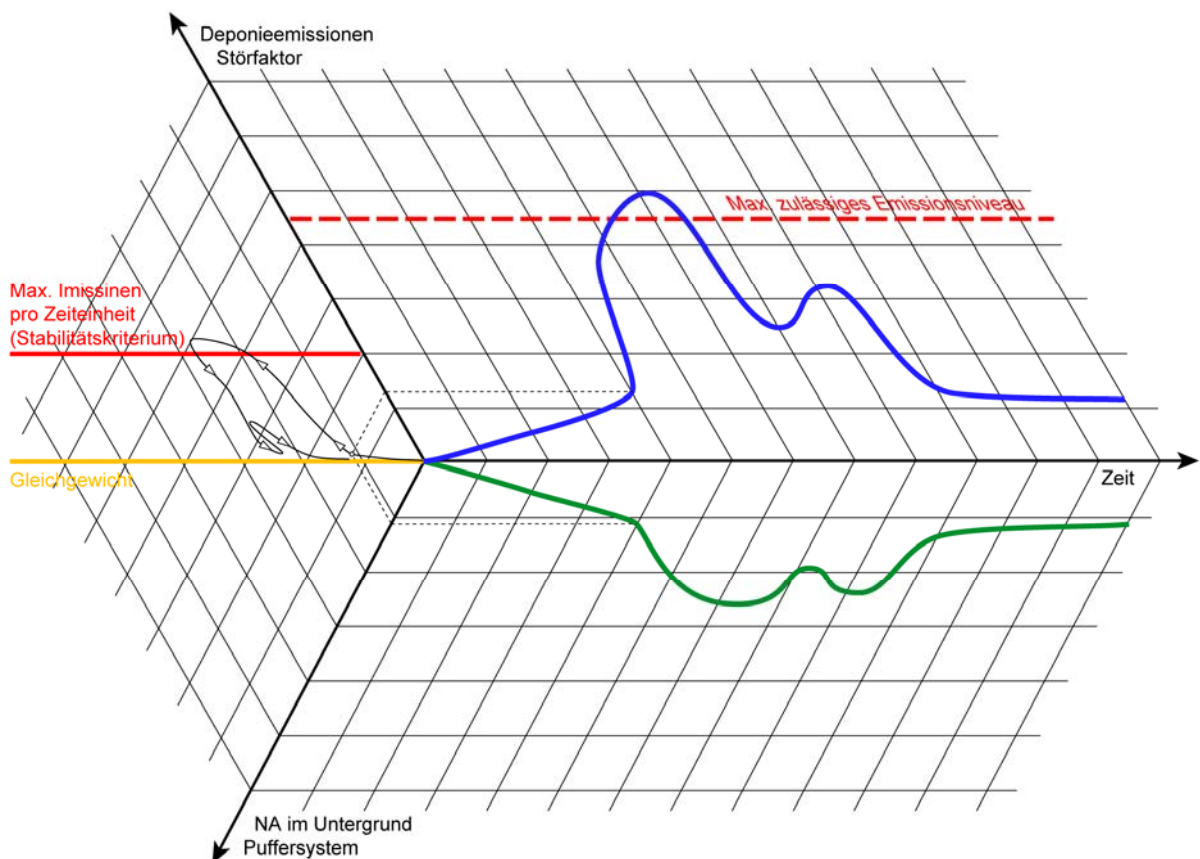


Abbildung 3-5: Modellhafter Zusammenhang zwischen Sickerwasseremissionen einer Deponie, NA-Prozessen im Deponieuntergrund und Systemstabilität des lokalen Grundwasserkörpers

Die Beurteilung der Umweltverträglichkeit einer Deponie basiert also auf einer Risikoabschätzung für die Nichteinhaltung von Stabilitätskriterien an einem bestimmten Ort. Dieser Beurteilungsort kann beispielsweise an der Grenze des lokalen Grundwasserkörpers oder am nächstgelegenen Punkt direkter Exposition (nahegelegene Siedlung, Trinkwasserbrunnen...) liegen. Die Stabilitätskriterien selbst basieren auf rechtlichen bzw. gesellschaftlichen Vorgaben, da sie das Niveau einer „akzeptablen“

Umweltbelastung festlegen und dementsprechend durch Werthaltungen bestimmt werden. Die Kriterien für die Bestimmung „akzeptabler“ Risiken beruhen auf ethischen, nicht auf technischen, Überlegungen und sind daher auf gesellschaftlicher Basis, durch die politischen Entscheidungsträger, zu diskutieren und festzulegen. In der Folge wird davon ausgegangen, dass bestehende Grenzwerte diesen Sachverhalt widerspiegeln, demgemäß werden die geltenden Grenzwerte für einen bestimmten Parameter am Beurteilungsort als Stabilitätskriterien vorgeschlagen. Eine Abschätzung negativer Einwirkungen auf Mensch und Umwelt über den Ort der Beurteilung hinaus erfolgt nicht.

Aus den angeführten Überlegungen wird klar, dass die Frage nach der Umweltverträglichkeit einer Deponie maßgeblich von den Deponieemissionen (aktuell und zukünftig), den Eigenschaften der Deponieumgebung und der Abgrenzung des Deponie-Umwelt-Systems abhängt. Je nach Ort, an dem bestimmte Grenzwerte einzuhalten sind, ergeben sich unterschiedliche Anforderungen an zulässige Deponieemissionsniveaus, wodurch deutlich wird, dass die Standortbedingungen (NA-Potenzial) und die vorhandenen Schutzgüter (Abgrenzung des Deponie-Umwelt-Systems) wesentliche Faktoren bei der Ableitung von Kriterien zur Beurteilung der Umweltverträglichkeit von Deponien bzw. Deponieemissionen sind.

3.2.2 Ansatz zur Beurteilung der Umweltverträglichkeit von Deponieemissionen

Die generelle Anforderung für die Entlassung einer Deponie aus der Nachsorge und somit für die Umweltverträglichkeit der Deponie stellt die Bedingung dar, dass durch eine Deponie keine Beeinträchtigung öffentlicher Interessen erfolgen darf. Das verbleibende Restrisiko für die Schädigung von Mensch und Umwelt muss akzeptabel sein und ist auf politischer Ebene, als Produkt gesellschaftlicher Werthaltungen, festzulegen.

Aus der vorherigen Diskussion wird klar, dass aus technisch-naturwissenschaftlicher Sicht die wesentlichen Fragestellungen in Bezug auf die Umweltverträglichkeit von Deponien daher einerseits das mittel- bis langfristige Verhalten des deponierten Abfalls und damit im direkten Zusammenhang stehende Emissionen der Deponie, und andererseits die Auswirkungen von Deponieemissionen in einzelnen Umweltkompartimenten betreffen. Da ein „stabiler Zustand“ oder die „Endlagerqualität einer Deponie“ nicht generisch abgeleitet werden können sondern in Abhängigkeit der lokalen Verhältnisse festgelegt werden müssen, wird im Rahmen dieser Arbeit auch ein Fokus auf die Abschätzung von Transmission und Immission der Emissionen aus dem Deponiekörper gelegt. Wobei dem, in der Deponieumgebung vorhan-

denen, Potenzial zum Rückhalt und Abbau emittierter Schadstoffe und der Abgrenzung des Deponiesystems gegenüber vorhandenen Schutzgütern besondere Bedeutung zukommt.

Um eine Methode zur Beurteilung der Umweltverträglichkeit einer Deponie zu entwickeln ist es notwendig, Prognosen über zukünftige Deponieemissionen und das Verhalten des Deponie-Umwelt-Systems abzugeben. Einer solchen Methode liegt somit folgende Kernhypothese zu Grunde:

Anhand verfügbarer Informationen zu den abgelagerten Abfällen und ihrer Emissionen sowie zu den Standortbedingungen ist das Risiko einer Verletzung vorgegebener Stabilitätskriterien abschätzbar.

Basierend auf dieser Hypothese ergeben sich folgende methodischen Schwerpunkte:

1. Auswertung von Literaturdaten und Messreihen an ausgewählten Deponiestandorten zur Identifikation von Leitparametern für die Abschätzung des aktuellen und zukünftigen Emissionspotentials. Über die Erstellung grober Stoffbilanzen für untersuchte Deponien und mittels statistischer Analysen vorhandener Deponiedaten in Verbindung mit gemessenen Emissionen werden Prognosen zum zukünftigen Emissionsverhalten erstellt.
2. Bestimmung der wesentlichen standortspezifischen Eigenschaften im Hinblick auf die Abschätzung der Umweltverträglichkeit von Deponieemissionen. Festlegung von Umfang und Qualität benötigter Informationen zur Beurteilung des aktuellen Zustandes sowie zur Bewertung von Monitoringstrategien. Diskussion des Umgangs mit Unsicherheiten aufgrund eingeschränkter Kenntnis der Standortverhältnisse.
3. Evaluierung von Ansätzen zur Berücksichtigung des langfristigen Rückhaltes bzw. des natürlichen Abbaus von Schadstoffen im Hinblick auf die Beeinträchtigung vorhandener Schutzgüter. In Abhängigkeit der Standortgegebenheiten werden Potentiale für die Abschwächung negativer Auswirkungen von Deponieemissionen abgeschätzt. Mögliche Strategien zur Behandlung von Unsicherheiten bei der Ermittlung vorhandener NA-Potentiale werden diskutiert.
4. Entwicklung einer Methode für die Bestimmung quantitativer Kriterien zur Beurteilung der Umweltverträglichkeit einer Deponie. Die Ableitung umweltverträglicher Emissionsniveaus erfolgt in Abhängigkeit der Standortbedingungen anhand vorgegebener Stabilitätskriterien in den maßgebenden Orten der

Beurteilung. Eine Vorgehensweise zur Handhabung bestehender Unsicherheiten ist ebenfalls Bestandteil der entwickelten Methode.

5. Beurteilung der Umweltverträglichkeit von drei konkreten Deponien in der Nachsorge. Anhand der entwickelten Methode werden für jeden Standort quantitative Kriterien abgeleitet und die entsprechenden Konsequenzen auf die Beendigung der Deponienachsorge diskutiert.

4 Emissionsverhalten von Deponien

Deponien stellen über lange Zeiträume eine potentielle Schadstoffquelle in der Umwelt dar. Die Freisetzung von Schadstoffen aus der Deponie variiert mit der Zeit, sie ist im Wesentlichen von den vorherrschenden Deponiebedingungen und dem Emissionspotential der Deponie abhängig. Generell kann eine Deponie als offenes System mit veränderlichen chemischen, physikalischen und biologischen Bedingungen angesehen werden, welche für das Emissionsverhalten der enthaltenen Abfallmaterialien bestimmend sind.

In diesem Kapitel werden für drei verschiedene Deponietypen allgemeine Emissionsprofile dargestellt und die Möglichkeiten zur Abschätzung des mittel- und langfristigen Emissionsverhaltens diskutiert. Basierend auf der Analyse bestehender Arbeiten und der Auswertung erhobener Emissionsdaten wird das Emissionsgeschehen der Deponien analysiert und problematische Parameter identifiziert. Anhand einer Beurteilung der beobachteten Emissionen und der Informationen über den Zustand des Deponiekörpers werden Methoden zur Abschätzung zukünftiger Emissionsniveaus vorgestellt. Informationen zum Zustand des Deponiekörpers und den damit in Zusammenhang stehenden Emissionen sowie der Effektivität verschiedener Einkapselungssysteme (Basisdichtungen, Oberflächenabdeckungen) ermöglichen schließlich die Prognose zu erwartender Deponieemissionen, welche im Rahmen von Kapitel 7 behandelt wird. Ablagerungsspezifische Leitparameter zur Vorhersage des Emissionsverhaltens werden am Ende dieses Kapitels dargestellt.

Die Darstellung und Diskussion des Emissionsverhaltens ehemaliger Hausmülldeponien und Massenabfalldeponie bildet, vom Umfang her, den Schwerpunkt in diesem Kapitel. Das beruht einerseits auf der großen Anzahl von Untersuchungen und Studien über das Emissionsverhalten dieses Deponietyps und andererseits auf der hohen Reaktivität der Abfälle (v. a. aufgrund organischer Abbauprozesse im Deponiekörper) die in Hausmülldeponien abgelagert wurden. Zudem stellt dieser Deponietyp einen großen Anteil aktuell in der Nachsorge befindlicher Deponien dar (unter anderem aufgrund des Ablagerungsverbotes nicht vorbehandelter Abfälle), was die Bedeutung einer ausführlichen Behandlung der Emissionen aus Deponien mit hohen Anteilen organischer Abfälle im Rahmen dieser Studie unterstreicht.

Das Emissionsverhalten von Reststoffdeponien wird in diesem Kapitel primär in Bezug auf Ablagerungen von Verbrennungsrückständen (in erster Linie Schlacken) dargestellt. Zum Einen beruht dies darauf, dass es für Schlackedeponien möglich ist Datensätze verschiedener Deponien aussagekräftig miteinander zu vergleichen (ähn-

liche Abfallinputs), zum Anderen auf der Relevanz dieses Deponietyps, sowohl mengenmäßig (gesteigerte Verbrennungskapazitäten führen auch zu größeren abzulagernden Volumina an Rückständen) als auch in Bezug auf die potentiellen Umweltgefährdungen die von diesen Deponien ausgehen können (zum Teil hohe Schwermetallgehalte).

Als dritter Deponietyp werden Baurestmassendeponien betrachtet, da diese mengenmäßig von Bedeutung sind (6,7 % der abgelagerten Abfallmenge in Österreich ist Bauschutt, laut Bundes-Abfallwirtschaftsplan (Lebensministerium 2006) und die entstehenden Sickerwasseremissionen (zumindest) während des Betriebes einer Behandlung bedürfen, somit ist auch die Frage nach der Nachsorgedauer für diesen Deponietyp relevant. Auf die Darstellung von Emissionen aus Bodenaushubdeponien wird verzichtet, da von diesen keine nennenswerten Umweltgefährdungen zu erwarten sind und ihre Bedeutung im Hinblick auf die Beendigung der Nachsorge damit in den Hintergrund rückt.

4.1 Massenabfall- und ehemalige Hausmüldeponien

4.1.1 Allgemeine Beschreibung des Emissionsverhaltens

Das Emissionsverhalten von Deponien mit hohen Anteilen organischer Abfälle wird während ihres Betriebes und in den ersten Jahrzehnten danach durch den Abbau organischer Substanz, welche zur Produktion von Deponiegas (im Wesentlichen CH_4 und CO_2) und zur organischen Belastung der Sickerwässer führt, bestimmt. Des Weiteren stellen auch die Auswaschung von löslichen Salzen und von Ammonium im Sickerwasser wesentliche Stofffreisetzungsmechanismen dar.

Eines der ersten Modelle zur schematischen Beschreibung der Emissionen eines Deponiereaktors wurde von Farquhar und Rovers (1973) entwickelt. Darin wird, basierend auf der Analyse der Gasproduktion im Zuge des anaeroben Abbaues organischer Substanz, zwischen vier verschiedenen Emissionsphasen von Deponien unterschieden: eine kurze aerobe Initialphase, daran anschließend eine anaerobe Phase ohne Methanproduktion (=saure Phase), als dritte Phase die instabile Methanphase und als letzte die stabile Methanphase. Diese Phasenabfolge wurde auch im Rahmen von Laborversuchen in Simulationsreaktoren beobachtet (z.B. Stegmann 1981) und durch spätere Arbeiten belegt und erweitert (vgl. Pohland und Harper 1986; Christensen und Kjeldsen 1989). Im Anschluss an die vier beschriebenen Phasen folgt eine langfristige Ausklingphase, welche von Kjeldsen et al. (2002) zur besseren Beschreibung des Langzeitverhaltens von Deponien in drei einzelne Phasen unterteilt wird. Letztere Einteilung beruht nicht mehr auf beobachteten Emissi-

onscharakteristika (Labor oder Echtmaßstab) sondern auf theoretischen Überlegungen. Die schematischen Emissionsverläufe für den Gaspfad und den Sickerwasserpfad sind in Abbildung 4-1 dargestellt und werden in der Folge anhand dieser Modellverläufe kurz diskutiert.

Am Beginn der Ablagerung ist noch Sauerstoff im Porenraum des Abfallkörpers vorhanden, dieser wird durch den beginnenden Abbau der organischen Substanz jedoch schnell konsumiert. Nach wenigen Tagen (je nach Abfall, Verdichtung und Einbautechnik) ist der Sauerstoff aufgebraucht und es stellen sich anaerobe Verhältnisse im Abfallkörper ein.

Der anaerobe Abbau organischer Substanz wird von drei Bakteriengruppen durchgeführt: Hydrolysierende und fermentative Bakterien zerlegen langkettige organische Verbindungen und fermentieren die entstehenden Monosaccharide zu organischen Säuren und Alkoholen. Acetogene Bakterien wandeln diese Säuren und Alkohole zu Acetaten, Wasserstoff und CO_2 um. Anschließend bauen methanogene Bakterien diese Endprodukte der acetogenen Reaktionen zu CH_4 und CO_2 ab.

In der 2. Phase, der sauren Gärungsphase, kommt es zu einem Ungleichgewicht zwischen hydrolysierenden/fermentativen Bakterien und acetogenen sowie methanogenen Bakterien. Aufgrund dieses Ungleichgewichts werden kurzkettige organische Säuren (Essigsäure, Buttersäure, Propionsäure usw.) angereichert und der pH-Wert sinkt ab. Bis die organischen Säuren über das Sickerwasser ausgetragen werden, erfolgt aufgrund der hemmenden Bedingungen für methanogene Bakterien keine signifikante Methanbildung. Das Sickerwasser weist während dieser Abbauphase einen hohen chemischen Sauerstoffbedarf (CSB) und ein enges (über 0,4 bis nahe 1) BSB_5^6 -CSB-Verhältnis auf. Die Dauer dieser Phase kann, je nach Deponie und Einbautechnik, bis zu 5 Jahre betragen (vgl. Krümpelbeck 2000).

In der dritten Phase, der instabilen Methanphase, setzt die Methanbildung ein und das Deponiegas enthält messbare Methankonzentrationen. Die akkumulierten organischen Säuren werden durch methanogene Bakterien zu Kohlendioxid und Methan abgebaut. Die BSB_5 - und CSB-Konzentrationen im Sickerwasser nehmen ab, da der Austrag niedermolekularer organischer Verbindungen zurückgeht. Gründe für die relativ spät einsetzende Methanbildung werden in der langsameren Wachstumsrate methanogener Bakterien (Faktor 10 – 20 kleiner als jene acetogener Bakterien), der negativen Wirkung hoher Konzentrationen organischer Säuren auf methanogene Bakterien oder dem suboptimalen Wassergehalt von Restmüll bei der Deponierung gesucht (siehe Döberl 2004).

In der stabilen Methanphase erreicht die Methanproduktion ein Maximum und die Methankonzentrationen im Deponiegas liegen typischerweise zwischen 50 und 70

⁶ BSB_5 = biologischer Sauerstoffbedarf in 5 Tagen

%. Die Methanproduktion in dieser Phase hängt von der Hydrolyserate der organischen Verbindungen ab – es entwickelt sich ein Gleichgewicht zwischen den Bakteriengruppen die am anaeroben Abbau der organischen Substanz beteiligt sind. Die organische Belastung des Sickerwassers geht zurück und es verbleiben vorwiegend schwer abbaubare organische Verbindungen. Demgemäß sinkt das BSB₅-CSB-Verhältnis im Sickerwasser unter 0,1 (Ehrig 1989). Die stabile Methanphase kann mehrere Jahrzehnte andauern, abhängig ist dies unter anderem von der Art der abgelagerten Abfälle (Gasbildungspotential) und dem Wasserhaushalt der Deponie. Insgesamt gilt, dass vor allem der Wassergehalt des Abfalls (bzw. die Verfügbarkeit von Wasser) einen bestimmenden Einfluss auf die Abbaurate der organischen Substanz ausübt (Pohland 1975; Leckie et al. 1979). Mit fortschreitendem Abbau der organischen Substanz geht die Gasbildungsrate in der stabilen Methanphase kontinuierlich zurück und es wird davon ausgegangen, dass immer mehr Luft in den Deponiekörper zu infiltrieren beginnt. Da bisher keine Deponien bekannt sind, die diesen Punkt bereits erreicht haben, ist die folgende Beschreibung der daran anschließenden Emissionsphasen (Phase 5 bis 7) rein spekulativ (Kjeldsen et al. 2002). Die Dauer bis in einer Deponie vollständig aerobe Verhältnisse herrschen wurde von Bozkurt et al. (1999) anhand verschiedener Szenarien (abhängig von Deponieform und -größe, Dichtungen und Abdeckungen, Wasser- und Luftinfiltrationsraten) abgeschätzt. Die Modellergebnisse liegen für die einzelnen Szenarien zwischen 600 (teilgesättigter Deponiekörper ohne Abdeckung) und über 500.000 (wassergesättigter Deponiekörper) Jahren. Für diese Abschätzungen waren jedoch eine Reihe von Annahmen notwendig, die zum jetzigen Zeitpunkt nicht auf Plausibilität geprüft werden können (z.B. Infiltrationsraten von Sauerstoff (diffusionsgesteuert vs. konvektiv), Einfluss von Heterogenitäten im Abfallkörper...). Daher sollten auch die obigen Zeithorizonte als spekulative Prognosen angesehen werden.

In der Methanoxidationsphase kommt es an der Oberfläche der Deponie bzw. entlang von Gasbrunnen zum Eindringen von Sauerstoff und zur Oxidation von produziertem Methan. In dieser Phase kommt nur ein sehr kleiner Anteil des abgelagerten Abfalls mit Luft in Berührung, die Wirkung auf das generelle Abbauverhalten im Deponiekörper ist unbedeutend. Durch die weitere Abnahme der Methanproduktionsrate, kann Luft in Phase 6 immer weiter in den Abfallkörper eindringen. In dieser Phase wird ein Punkt erreicht an dem das gesamte produzierte Methan durch den eindringenden Luftsauerstoff oxidiert wird. Die Gehalte an Sauerstoff im Deponiegas sind, aufgrund des schnellen Verbrauchs, sehr niedrig. Im Anschluss an das Eindringen von Luft in den Abfallkörper, kommt es durch die inzwischen unbedeutende Methanproduktion in der CO₂-Phase zum aeroben Abbau noch verbliebener organischer Substanz (v. a. Lignin und evtl. Kunststoffe). Das Deponiegas besteht in dieser Phase vorwiegend aus CO₂ und Stickstoff. Außerdem wird davon ausgegangen,

dass es in dieser Phase zu einer Senkung des pH-Wertes kommt (vgl. Kjeldsen et al. 2002). Nach Jahrtausenden stellen sich in der letzten Phase schließlich Verhältnisse ein, wie sie auch in Böden angetroffen werden können.

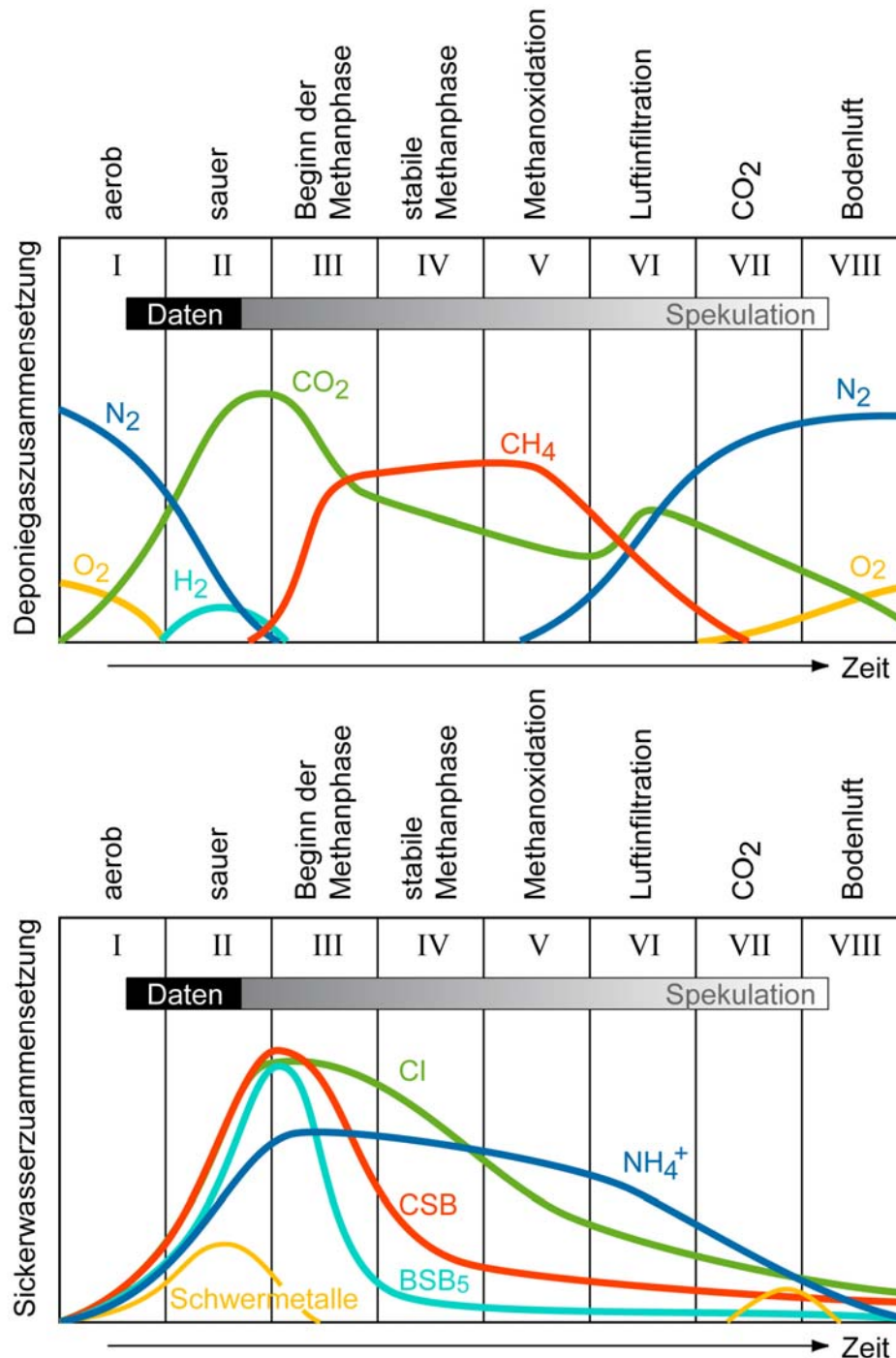


Abbildung 4-1: Schematische Darstellung der Deponiegasemissionen (oben) und Sickerwasseremissionen (unten) über das Bestehen einer Siedlungsabfalldéponie (Quelle: Kjeldsen et al. 2002, nach Farquhar & Rovers 1973)

Es sei darauf hingewiesen, dass der soeben beschriebene und in Abbildung 4-1 schematisierte Emissionsverlauf einer Siedlungsabfalldéponie eine Idealisierung bzw.

Vereinfachung realer Verhältnisse darstellt. Das Emissionsmodell aus Abbildung 4-1 geht von einem homogenen Abfallkörper aus, in dem überall ähnliche Abbaubedingungen vorherrschen. Im Normalfall laufen in einer Deponie aber mehrere Phasen gleichzeitig ab, was zu einer Überlagerung der Emissionscharakteristika dieser Phasen führt (vgl. Ehrig 1991). Der heterogene Aufbau des Abfallkörpers sowie Bereiche mit unterschiedlichen Abbaubedingungen (v. a. Wasserströmungsverhältnisse) innerhalb der Deponie verdeutlichen die Individualität von Deponien (vgl. dazu Döberl et al. 2005) und unterstreichen die tendenzielle Charakteristik der beschriebenen Emissionsverläufe. Für die Prognose von Emissionsverläufen bestimmter Deponien ist die Berücksichtigung dieser Aspekte jedenfalls notwendig und wird daher später (siehe Kapitel 4.1.3) noch eingehend diskutiert.

4.1.1.1 Emissionen über den Gaspfad

4.1.1.1.1 Gasmenge

Deponiegas ist ein Faulgas, das im Zuge des anaeroben Abbaues der organischen Substanz im Deponiekörper freigesetzt wird. Es besteht im Wesentlichen aus den Hauptkomponenten Methan (40 – 70 %) und Kohlendioxid (30 – 60 %). Durch den Austritt von Deponiegas kann es zu Vegetationsschäden (Sauerstoff im Boden wird verdrängt), Geruchsbelästigungen, oder zu erhöhter Feuer- und Explosionsgefahr⁷ kommen (vgl. El-Fadel et al. 1997). Abgesehen von diesen mehr oder weniger lokalen Umweltbeeinträchtigungen, ist Methan ein hochpotentes Treibhausgas mit der 25-fachen Wirkung von Kohlendioxid (IPCC 2007) dessen Freisetzung zum globalen Klimawandel beiträgt. Der Austrag von Deponiegas erfolgt sowohl diffusionsgesteuert, aufgrund der Konzentrationsunterschiede in Deponiekörper und Umgebung, als auch konvektiv aufgrund von Druckunterschieden.

Es existieren eine Reihe von Methoden zur Abschätzung des Deponiegaspotentials von frischem Hausmüll, für theoretische Modelle liegen die potentiellen Gasmengen im Bereich von 120 bis 450 m³ pro Tonne Abfall, wobei experimentell belegte Werte von kaum messbarer Gasbildung bis zu 390 m³ pro Tonne Abfalltrockensubstanz reichen (siehe El-Fadel et al. 1997). Für mechanisch-biologisch vorbehandelte Abfälle kann das Gasbildungspotential gegenüber „frischem“ Restmüll um mehr als 90 % reduziert werden, allerdings hängt dies stark von der Dauer und Intensität der biologischen Vorbehandlung ab. Für eine nachhaltige Vorbehandlung gehen Ehrig und Brinkmann (1999) typischerweise von Gasbildungspotentialen zwischen 15 und 40 m³ pro Tonne Rotteresttrockensubstanz aus. Durch den Austrag leicht abbaubarer Substanzen während der Rotte weist der organische Abbau bei mechanisch-

⁷ Ein Methan-Luft-Gemisch im Konzentrationsbereich von 5 – 15 % CH₄ ist explosionsfähig.

biologisch vorbehandelten Abfällen größere Halbwertszeiten (flacheren Gasproduktionskurven) auf.

Tabelle 4-1: Mathematische Modelle zur Berechnung der Deponiegasbildung (aus Fellner et al. 2004: Quellen: 1) Tabasaran und Rettenberger 1987; 2) Bundesamt für Umweltschutz, 1982 zitiert in Ehrig 1986; 3) Ehrig 1986; 4)Hoeks und Oosthoek 1991 ; 5) Marticorena et al. 1993)

Modell	Vorgaben der Autoren
Tabasaran-Rettenberger-Modell ¹⁾ $G_p = 1,868 * TOC_{abb} * (0,014 * T + 0,28) = m^3/t$ $G_{(t)} = G_p * (1 - 10^{-t*k}) = m^3/t$ Deponiegas	$k = 0,04 a^{-1}$ $TOC_{abb} = 170 - 200 \text{ kg C/t}$ $T = 30 \text{ }^\circ\text{C}$
Schweizer-Modell ²⁾ $G_{(t)} = A * (1 - e^{-t/k_1}) * e^{-t/k_2} = m^3/(t * a)$ Deponiegas	$A = 13,61 m^3/(t * a)$ $k_1 = 1,1 a$ $k_2 = 15,72 a$
Ehrig-Modell ³⁾ $G_{(t)} = G_{tmax} * e^{-k_1 * (t_1 - t)} = m^3/(t * a)$ Deponiegas $G_{(t)} = G_{tmax} * e^{-k * (t - t_1)} = m^3/(t * a)$ Deponiegas	$G_{max} = 100 - 180 m^3/t; \phi 120$ $k = 0,139 a^{-1}$ $G_{tmax} = (G_{max} * k) = 13,9 - 25,0 m^3/(t * a)$ $k_1 = 3,0 a^{-1} / t_1 = 3 a$
Hoeks-Oosthoeks-Modell ⁴⁾ $G_{(t)} = \sum 0,8 P_i * (1 - e^{-t * k_i}) = m^3/t$ Deponiegas	$k_a = 0,693 a^{-1}; t_{1/2} = 1 a$ $k_b = 0,04 a^{-1}; t_{1/2} = 15 a$
Marticorena-Modell ⁵⁾ $MP_{(t)} = MP_{(0)} * e^{-t/k_i} = m^3/t$ Deponiegas	

Abkürzungen:

A = Maximale Gasproduktionsrate [$m^3/(t * a)$]

k = Geschwindigkeitskonstante [a^{-1}]

t = Ablagerungszeit [a]

G_{max} = Maximale Deponiegasmenge [m^3/t]

G_{tmax} = Maximale Gasbildungsrate [$m^3/(t * a)$]

t_1 = Zeitpunkt der maximalen Gasproduktion

k_1 = Zeitkonstante (ansteigender Ast) [a]

k_2 = Zeitkonstante (abfallender Ast) [a]

k_a = Geschwindigkeitskonstante (leicht abbaubar) [a^{-1}]

k_b = Geschwindigkeitskonstante (schwer abbaubar) [a^{-1}]

$MP_{(0)}$ = Deponiegasbildungspotential [m^3/t]

$MP_{(t)}$ = Deponiegasbildungspotential zur Zeit t [m^3/t]

P_1 = Anteil leicht abbaubarer Kohlenstoff [kgC/t]

P_2 = Anteil schwer abbaubarer Kohlenstoff [kgC/t]

G_p = Gaspotential [m^3/t]

G_t = gebildete Deponiegasmenge [m^3/t]

TOC_{abb} = biologisch abbaubarer Anteil Kohlenstoff [kgC/t]

T = Temperatur [$^\circ\text{C}$]

FS = Feuchtsubstanz

Ein Vergleich verschiedener Gasbildungsmodelle erfolgt in Krümpelbeck (2000), wobei alle angeführten Modelle die mathematische Form einer Zerfallsgleichung erster Ordnung haben und davon ausgehen, dass der gesamte organische Kohlenstoff zu Methan und Kohlendioxid umgesetzt wird. Die potentiellen Deponiegasmengen dieser Modelle liegen zwischen 60 und 375 m^3 pro Tonne TS und decken sich somit weitgehend mit den Angaben (für theoretische Ansätze) aus El-Fadel et al. (1997).

Die Berechnung der Gasproduktionsrate erfolgt unter der Annahme verschiedener Halbwertszeiten der organischen Substanz, welche sich durch unterschiedliche k-Werte im Exponent ausdrücken. Gebräuchliche k-Werte liegen je nach Modell zwischen 0,04 und 0,29 für die Basis e bzw. zwischen 0,01 und 0,06 für die Basis 10. Eine Zusammenstellung verschiedener Modelle zur Beschreibung des Deponiegaspotentials von organikhaltigen Abfällen wurde von Fellner et al. (2004) vorgenommen und ist in Tabelle 4-1 angeführt. Die Modelle aus Tabelle 4-1 können gemessene Deponiegasproduktionsraten oft nur mangelhaft erklären, dies beruht auf zahlreichen Annahmen bei der Entwicklung der Modelle, die in realen Deponien nicht oder nur teilweise gegeben sind.

Von Krümpelbeck (2000) wurde für Siedlungsabfalldeponien ein Gasbildungspotential von 280 m³ pro Tonne TS ermittelt, wobei die tatsächlich erfassten Mengen an den untersuchten Deponien deutlich geringer waren. Einige Faktoren, die sowohl die gebildete Gesamtgasmenge als auch die erfasste Gasmenge in der Praxis beeinflussen, sind in Abbildung 4-2 angeführt. Außerdem zeigten die Gasemissionsverläufe der untersuchten Siedlungsabfalldeponien, dass bereits 20 Jahre nach Ablagerungsende mit Gasproduktionsraten unter 2 m³ pro Tonne TS und Jahr zu rechnen ist.

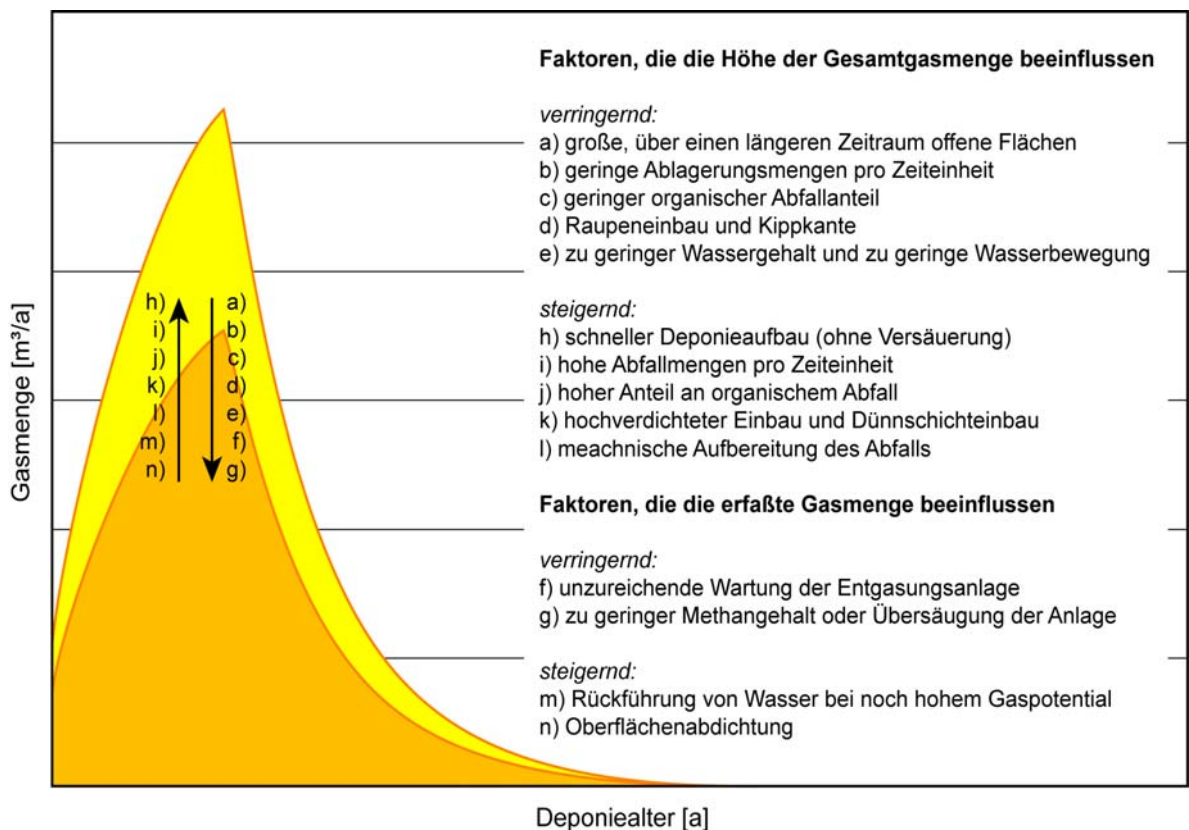


Abbildung 4-2: Verlauf der Deponiegasproduktionsrate und Einflussfaktoren auf die Erfassungsrates nach Krümpelbeck (2000)

4.1.1.1.2 Gasqualität

Deponiegas setzt sich aus den Hauptkomponenten CH₄, CO₂, N₂ und O₂ zusammen, welche je nach Abbauphase in unterschiedlichen Konzentrationen vorliegen (vgl. Abbildung 4-1). Einen Überblick typischer Wertebereiche für die Hauptkomponenten und einige Spurenstoffe im Deponiegas gibt Tabelle 4-2. Die großen Schwankungsbreiten der Spurenstoffe sind v. a. auf die Einlagerung unterschiedlicher Abfälle zurückzuführen. So können beispielsweise hohe Werte für BTEX-Aromaten oder leichtflüchtige Kohlenwasserstoffe in vielen Fällen mit der Ablagerung bestimmter industrieller Abfälle korreliert werden (Ehrig und Brinkmann 1999). Unter diesem Aspekt des dominanten Einflusses bestimmter eingelagerter Abfälle auf die Konzentrationen der Spurengase ist zu betonen, dass eine Beurteilung von Gefährdungen durch das Deponiegas unter besonderer Berücksichtigung der Ablagerungshistorie am Standort erfolgen muss.

Tabelle 4-2: Deponiegaszusammensetzung (Hauptkomponenten und Spurengase)

Hauptkomponenten (Quelle: El-Fadel et al. 1997)		Spurenstoffe (Quelle: Krümpelbeck 2000)	
Parameter	Vol%	Parameter	mg/m ³
Methan	40 – 70	Chlor _{ges}	0,5 – 229,7
Kohlendioxid	30 – 60	Fluor _{ges}	0,017 – 104
Kohlenmonoxid	0 – 3	Schwefel _{ges}	0,3 – 506,2
Stickstoff	3 – 5	Benzol	0,01 – 95
Sauerstoff	0 – 3	Ethylbenzol	0,01 – 112
Wasserstoff	0 - 5	Toluol	0,02 – 160
Schwefelwasserstoff	0 – 2	Xylol	0,04 – 257,2
Spurenstoffe	0 - 1	Summe KW	1,83 – 165,6
		Summe CKW	0,002 – 171,2
		Summe FCKW	0,064 – 118,6

4.1.1.2 Emissionen über den Sickerwasserpfad

4.1.1.2.1 Sickerwassermenge

Deponiesickerwasser resultiert aus der ungleichförmigen und instationären Durchströmung des Abfallkörpers mit Wasser. Die Hauptfaktoren für die Entstehung von Sickerwasser sind: der Wassergehalt des eingelagerten Abfalls, die Menge an infiltriertem Wasser und anderen Flüssigkeiten, die Menge abgelagerter Schlämme und sonstiger flüssiger Abfälle, sowie der Einbau und die Dichte des Abfalls. Die Bilanzgleichung der Wasserhaushaltsgrößen einer Deponie ergibt sich nach Baccini et al. (1987) zu:

$$NS + WG + RSW \pm MB - ET - OA - SW - WD - S = 0$$

Wasserinput in die Deponie erfolgt durch den Wassergehalt des abgelagerten Abfalls (*WG*), über den Niederschlag (*NS*) und durch die Rezirkulation von Sickerwasser bzw. anderer Flüssigkeiten (*RSW*). Ein Teil des Niederschlags infiltriert möglicherweise nicht in den Deponiekörper sondern fließt an der Oberfläche ab (*OA*) oder

verdunstet im Zuge der Evapotranspiration (*ET*). Auch mikrobielle Abbauvorgänge (*MB*) innerhalb des Abfallkörpers können einen Einfluss auf die Wasserbilanz haben, wobei im Zuge des aeroben Abbaues Wasser produziert und im Zuge des anaeroben Abbaues Wasser verbraucht wird. Abgesehen vom Wasseraustrag über das Sickerwasser (*SW*), kann Wasser auch über den Gaspfad den Deponiekörper verlassen (*WD*). Die Speicherung von Wasser innerhalb der Deponie (*S*) erfolgt in den Porenräumen des Abfalls und des Deponiekörpers. In Bezug auf die Bedeutung der einzelnen Wasserhaushaltsgrößen stellte Fellner (2004) fest, dass der dampfförmige Wasseraustrag und die mikrobiellen Wasserumsätze bei einer 15 Jahre alten Deponie in Niederösterreich keinen wesentlichen Einfluss auf die Wasserbilanz haben und daher in Modellbetrachtungen in der Regel vernachlässigt werden können. Eine Reihe von Faktoren übt einen bestimmenden Einfluss auf die soeben beschriebenen Wasserhaushaltsgrößen aus. Das sind beispielsweise die klimatischen Verhältnisse am Standort, die Betriebsphase der Deponie, die Art der Oberflächenabdeckung und ihr Zustand, sowie die Verdichtung, Einbau und Heterogenität des Abfallkörpers.

Umfangreiche Untersuchungen zum Einfluss unterschiedlicher Oberflächenabdeckungen auf den Sickerwasseranfall bei Deponien wurden von Bonaparte et al. (2002) vorgenommen. Dabei stellten sie fest, dass der Sickerwasseranfall bei Schließung der Deponie innerhalb weniger Jahre um eine Größenordnung abnimmt und bereits nach ca. 10 Jahren nur noch etwa 0,1 % des Sickerwasseranfalles während des offenen Betriebes ausmacht (vgl. Tabelle 4-3).

Benson et al. (1999) führten Arbeiten zur Ermittlung von Sickerwasserraten bei mineralischen Oberflächenabdichtungen durch. Die Dicke der Tonlagen betrug zwischen 60 und 90 cm mit einer darüber liegenden Vegetationsschicht. Am Anfang der Untersuchungsperiode lag die jährliche Sickerwasserspende bei 1 - 2 % des Niederschlags, diese erhöhte sich aber im Laufe der Zeit, durch Rissbildung, auf einen Anteil von 10 - 20 % des Niederschlags in feuchten Klimaten. Diese Ergebnisse decken sich auch mit den Schlussfolgerungen aus Bonaparte et al. (2002), die, aufgrund der Rissbildungsgefahr, vor einer ausschließlichen Verwendung verdichteter Tonschichten zur Oberflächenabdichtung warnen. Eine weitergehende Betrachtung und Diskussion der Beständigkeit von Oberflächenabdeckungskomponenten und -systemen erfolgt in Kapitel 5.2.

Tabelle 4-3: Sickerwasserspenden von 99 Verfüllabschnitten mit Hausmüll nach Betriebsphasen gegliedert prozentuell am Jahresniederschlag dargestellt (Quelle: Bonaparte et al. 2002)

Region	Errichtung/Anfangsschüttung	Schüttbetrieb	Nach Schließung
USA (Nordost)	4 – 160 % (Mittelwert: 39 %)	0,1 – 54 % (Mittelwert: 13 %)	0,2 – 3 (Mittelwert: 1 %)
USA (Südost)	5 – 157 % (Mittelwert: 33 %)	1 – 23 % (Mittelwert: 8 %)	-
USA (West)	-	0,5 – 1 % (Mittelwert: 0,7 %*)	-

*Berechnung beruht nur auf zwei Werten.

Anmerkung: Werte >100 % sind auf gespeicherte Wasservolumina während der Errichtung zurückzuführen.

Eine statistische Auswertung des Sickerwasseranfalles auf bayerischen Deponien ergab im Mittel einen Sickerwasseranfall von 0,43 l pro m³ und Tag, das entspricht durchschnittlich einem Anteil von rund 15 % am Niederschlag des jeweiligen Standortes (Huber et al. 2002). Krümpelbeck (2000) ermittelte verschiedene Sickerwasseranteile in Abhängigkeit der Oberflächenabdeckung, wobei sie die Anteile für geringmächtige Bodenabdeckung zwischen 25 und 60 %, für Bodenabdeckungen stärkerer Mächtigkeit mit 15 – 40 % und für mineralische Oberflächenabdichtungen mit 10 – 40 % abschätzt. Ramke (1991) gibt Sickerwasserspenden in Abhängigkeit der Einbautechnik an. Erfolgt der Abfalleinbau mittels Kompaktoren ist mit einem Sickerwasseranteil am Niederschlag von 25 % zu rechnen, erfolgt er mit Rau- pen so kann von einer Sickerwassermenge von 40 % des Niederschlags ausgegangen werden. Aufgrund der standortspezifischen Charakteristik des Sickerwasseranfalls sollten solche mittleren Werte jedoch lediglich zur Orientierung dienen, sie können im Einzelfall stark abweichen.

Das Sickerwasseraufkommen einer Deponie kann anhand von Modellen abgebildet werden, welche Aussagen zum Abflussverhalten, zur Speicherung und zur Verlagerung von Wasser in der Deponie ermöglichen. Nach Ramke (1991) können diese Modelle in Schichtmodelle, statistische Modelle und Bilanzmodelle unterteilt werden. Fellner (2004) ergänzt diese Klassifikation um Modelle, die auf dem Kontinuumsansatz basieren und unterscheidet demgemäß zwischen vier Modellarten. Diese sind anschließend kurz dargestellt. Für eine weitergehende Diskussion der Modellansätze sei auf Fellner (2004) verwiesen.

Schichtmodelle

Dieser Ansatz beruht auf der Vorstellung, dass die Wasserströmung durch Deponien anhand verschiedener homogener Schichten nachgebildet werden kann. Zum Wassertransport von einer Schicht zur nächsten kommt es erst, wenn der Wassergehalt ersterer die Feldkapazität^B übersteigt. Aufgrund des stark vereinfachten

^B Unter Feldkapazität versteht man die Wassermenge, die gegen die Schwerkraft im porösen Medium festgehalten werden kann.

Modellansatzes (Annahme eines homogenen Deponiekörpers und homogener Strömungsbedingungen) sind Schichtmodelle kaum geeignet den zeitlichen Verlauf des Sickerwasseranfalles vorherzusagen. Für die Schätzung der generellen Wasserbilanz kommen Modelle dieser Art jedoch häufig zum Einsatz, dabei stellt das HELP-Modell (Schroeder et al. 1984) das bekannteste dieser Modelle dar. Als Eingabedaten werden vorwiegend Wasserhaushaltsgrößen benötigt, dementsprechend ist es das Ziel der Modellierung eine Wasserbilanz für die Deponie zu erstellen (Schroeder et al. 1994). Realistische Aussagen zum Wassertransport in der Deponie sowie zum zeitlichen Verlauf des Sickerwasseranfalles sind anhand von HELP nicht möglich.

Statistische Modelle

Dieser Modelltyp verbindet Input und Outputgrößen einer Deponie ohne interne Prozesse zu berücksichtigen (sog. Black-Box-Modelle). Ein frühes Beispiel für diese Art von Sickerwasserprognosemodell stellt die Arbeit von Ehrig (1978) dar. Er führte Regressionsanalysen von Niederschlagsdaten, potentieller Evapotranspiration und Sickerwasserabfluss an vier Deponien durch und fand einen aussagekräftigen Zusammenhang zwischen Niederschlagsmengen der jeweiligen Vorwoche und dem Sickerwasseranfall der nachfolgenden Woche. Die Anwendung dieser Modelle liefert keine Einblicke bezüglich der Prozesse im Deponiekörper und erlaubt keine Verallgemeinerung von Zusammenhängen auf andere Deponien.

Bilanzmodelle

Dieser Modelltyp wurde bereits eingangs, anhand der Bilanzgleichung der Wasserhaushaltsgrößen aus (Baccini et al. 1987), dargestellt. Im Rahmen der Modellierung werden Eingangs-, Ausgangs- und Speichergrößen berücksichtigt. Solche Modelle sind geeignet Aussagen zu Sickerwassermengen über längere Zeiträume zu machen. Die Dynamik des Abflussverhaltens einer Deponie lässt sich anhand von Bilanzmodellen jedoch nicht erfassen.

Kontinuumsmodelle (Potentialmodelle)

Dieser Modelltyp wurde ursprünglich vorwiegend im Rahmen der Boden- und Grundwasserforschung eingesetzt. Er beruht auf der Beschreibung gesättigter und ungesättigter Wasserströmung im Untergrund. Diese Ansätze zur Beschreibung der Wasserströmung benötigen Informationen zu den hydraulischen Eigenschaften des betrachteten Systems, wie die hydraulische Leitfähigkeit oder die Saugspannungs-Wassergehalts-Beziehung des porösen Mediums.

Modelle, die von einer homogenen Durchströmung des Deponiekörpers ausgehen können zwar mit Laborexperimenten in Übereinstimmung gebracht werden, sie können aber keine Erklärung für das Abflussverhalten von realen Deponien liefern (Fellner 2004). Aufgrund der offensichtlichen Heterogenität der Wasserströmung in Deponien (vgl. Wiemer 1982; Blight et al. 1992; Maloszewski et al. 1995;

Baumann und Schneider 1998), ist es notwendig für eine realistische Beschreibung des Abflussverhaltens von Deponien das präferentielle Abflussregime und das dynamische Wasserspeichervermögen des Deponiekörpers in der Modellierung zu berücksichtigen (Döberl et al. 2002). Ein entsprechender Modellansatz (siehe Abbildung 4-3) wurde von Fellner (2004) vorgestellt und anhand von Messdaten verschiedener Deponien validiert. Es konnte gezeigt werden, dass die Berücksichtigung bevorzugter Wasserwegigkeiten eine zuverlässige Vorhersage des Abflussgeschehens, sogar in Bezug auf einzelne Regenereignisse, ermöglicht. Die Erkenntnis, dass rund 40 bis 95 % des Abfallvolumens nicht oder kaum am Abflussgeschehen beteiligt sind (siehe Rosqvist und Bendz 1999, Döberl et al. 2005), unterstreicht wie wichtig eine Berücksichtigung zu Grunde liegender Prozesse für die Beschreibung des Abflussgeschehens von Deponien ist. In Laborversuchen (Deponiesimulationsreaktoren) wird oft eine gleichmäßigere Durchströmung beobachtet, was auf die eingeschränkte Nachbildbarkeit heterogener Wasserströmungsverhältnisse anhand solcher Versuche zurück geführt werden muss (siehe Fellner et al. 2009b). Eine eingehende Diskussion der Bedeutung heterogener Wasserströmung und dadurch bedingter „trockener“ Bereiche erfolgt in Kapitel 4.1.3.2.2 im Rahmen der Evaluierung von Modellkonzepten zur Ermittlung langfristiger Emissionsraten von Deponien.

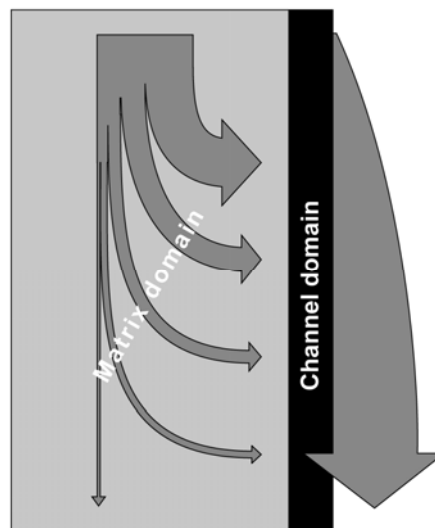


Abbildung 4-3: Konzeptioneller Modellansatz zur Beschreibung unterschiedlicher Abflussmechanismen in Deponien (aus Fellner 2004)

4.1.1.2.2 Sickerwasserqualität

Eine potentielle Umweltgefährdung durch Sickerwasseremissionen besteht vor allem im Hinblick auf die Verschmutzung von Grund- und Oberflächenwasser. Die tatsächliche Gefährdung hängt von den über das Sickerwasser freigesetzten Schadstoffen ab. Diese Freisetzung wird beeinflusst durch den Auswaschmechanismus (diffusi-

onsgesteuert vs. konvektiv), die chemischen Eigenschaften des Schadstoffes, den lokalen pH-Wert und Redox-Potential, den Wasserströmungsverhältnissen, sowie physischen, chemischen und/oder biologischen Änderungen des Abfallmaterials. Zusammenstellungen der Schwankungsbereiche ausgewählter Sickerwasserkennwerte für verschiedene Abbauphasen einer Deponie finden sich in Tabelle 4-4 und Tabelle 4-5. Aus den beiden Tabellen wird deutlich, dass die Charakteristika des Sickerwassers auch innerhalb einer Abbauphase stark schwanken können (ein bis zwei Größenordnungen). Unter anderem lässt sich dies auf unterschiedliche Abfallzusammensetzungen, unterschiedliche Wasserinfiltrationsraten, unterschiedliche Wassergehalte und Strömungsverhältnisse, Deponietechnik, -betrieb und -alter zurückführen. Außerdem können auch Probenahme und Handhabung der Sickerwasserprobe die Messwerte beeinflussen, beispielsweise hängen gemessene Metallgehalte oft mit der Menge an vorhandenen Kolloidteilchen (diese besitzen eine hohe Affinität für Schwermetalle) im Sickerwasser zusammen (Kjeldsen et al. 2002).

Tabelle 4-4: Typische Sickerwasserzusammensetzungen in der sauren Phase und der Methanphase (Quelle: Ehrig 1980 zitiert in Ehrig und Brinkmann 1999)

* Parameter	Saure Phase		Methanphase		Phasenunabhängige Konzentrationen		
	Mittelwert	Bereich	Mittelwert	Bereich	Parameter	Mittelwert	Bereich
pH [-]	6,1	4,5 - 7,5	8,0	7,5 - 9,0	AOX [mg/l]	2	0,32 - 3,35
BSB ₅ [mg/l]	13000	4000 - 40000	180	20 - 550	Cl [mg/l]	2100	100 - 5000
CSB [mg/l]	22000	6000 - 60000	3000	500 - 4500	NH ₄ -N [mg/l]	750	30 - 3000
SO ₄ [mg/l]	500	70 - 1750	80	10 - 420	N _{ges} [mg/l]	1250	50 - 5000
Ca [mg/l]	1200	10 - 2500	60	20 - 60	NO ₃ -N [mg/l]	3	0,1 - 50
Mg [mg/l]	470	50 - 1150	180	40 - 350	NO ₂ -N [mg/l]	0,5	0 - 25
Fe [mg/l]	780	20 - 2100	15	3 - 280	P _{ges} [mg/l]	6	0,1 - 30
Mn [mg/l]	25	0,3 - 65	0,7	0,03 - 45	Na [mg/l]	1350	50 - 4000
Zn [mg/l]	5	0,1 - 120	0,6	0,03 - 4	K [mg/l]	1100	10 - 2500
Sr [mg/l]	7	0,5 - 15	1	0,3 - 7	As [mg/l]	0,16	0,005 - 1,6
*Angaben zitiert in Ehrig und Brinkmann (1999) nach Ehrig 1980					Pb [mg/l]	0,09	0,008 - 1,02
					Cd [mg/l]	0,006	0,0005 - 0,14
					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

Trotz der großen Schwankungsbreiten sind für einige Sickerwasserkennwerte abnehmende Konzentrationen mit zunehmenden Deponiealter erkennbar. Dies gilt beispielsweise für die organische Belastung des Sickerwassers, welche mit zunehmender Alterung der Deponie abnimmt. Außerdem ändert sich die Zusammensetzung der organischen Inhaltsstoffe hin zu stabileren Verbindungen, wie z.B. Fulvo- und Huminsäuren. Letzteres drückt sich durch einen abnehmenden Trend des Verhältnisses zwischen BSB₅ und CSB aus (vgl. Tabelle 4-5). Dementsprechend gilt ein

BSB₅-CSB-Verhältnis von weniger als 0,1 als Indiz für einen weitgehenden Abbau der reaktiven organischen Substanzen im Abfall.

Tabelle 4-5: Bandbreiten von Sickerwasserparametern in unterschiedlichen Abbauphasen einer Hausmülldeponie (Quelle: Reinhart und Townsend 1997)

Parameter	Übergangsphase	Saure Phase	Methanphase	Alterungsphase*
pH [-]	6,7	4,7 – 7,7	6,3 – 8,8	7,1 – 8,8
el. LF [μ S/cm]	2450 - 3310	1600 - 17100	2900 - 7700	1400 - 4500
BSB ₅ [mg/l]	100 - 10000	1000 - 57000	600 - 3400	4 - 120
CSB [mg/l]	480 - 18000	1500 - 71000	580 - 9760	31 - 900
BSB ₅ /CSB [-]	0,23 - 0,87	0,4 - 0,8	0,17 - 0,64	0,02 - 0,13
NH ₄ -N [mg/l]	120 - 125	2 - 1030	6 - 430	6 - 430

*Bezeichnungen gemäß Reinhart und Townsend (1997). Entspricht nicht unbedingt den Phasen aus Abbildung 4-1.

Das Sickerwasser einer Deponie stammt aus Bereichen unterschiedlichen Alters, unterschiedlicher Ausgangsmaterialien und unterschiedlicher Abbauzustände. Die Sickerwasserzusammensetzung kann daher keine Auskunft über einzelne Bereiche im Deponiekörper geben, sondern repräsentiert einen Durchschnitt der Sickerwässer aus wasserdurchströmten Deponiebereichen. Einen besonderen Einfluss auf die Qualität des erfassten Sickerwassers hat das Abbau- und Rückhaltepotential bereits weitgehend abgebauter Abfallschichten nahe der Deponiebasis. Diese biologisch „stabilisierten“ Abfallschichten konsumieren leichter abbaubare Verbindungen die aus darüberliegenden Abfallschichten in diese „Filterschicht“ versickern. So berichteten Bookter und Ham 1982 im Rahmen von Labor-Lysimeterversuchen, bei denen über einer biologisch weitgehend abgebauten Abfallschicht frischer Abfall aufgebracht wurde, von einer Reduktion der CSB-Belastung des Sickerwassers zwischen der oberen (frischen) und der unteren (reifen) Abfallschicht von 85 – 90 %. Diese Ergebnisse werden auch durch die Arbeit von Youcai et al. (2002) bestätigt, die bei der Verwendung von gut abgebautem Abfall als Biofilter von einer Reduktion der BSB₅, CSB und NH₄-Belastung des Sickerwassers um mehr als 90 % berichten. Unter dem Aspekt einer relativ raschen Bildung einer solchen Biofilter-Schicht an der Deponiebasis führt die Perkolation des Sickerwassers durch diese Schicht dazu, dass sich, trotz Deponiebereichen mit noch saurem, weniger stabilisiertem Sickerwasser, stabilere organische Verbindungen im erfassten Sickerwasser anreichern. Dies führt dazu, dass solange ausreichende Rückhalte- und Abbaukapazität in dieser Schicht vorhanden sind mit einem stetigem Verlauf der Sickerwasseremissionen aus dem Deponiekörper gerechnet werden kann, dies jedoch nicht gleichzeitig bedeutet, dass der biologische Abbau im Deponiekörper soweit fortgeschritten ist als es der Sickerwassercharakteristik entspräche. Bei einer Verlagerung der Fließwege wäre dementsprechend ein Anstieg der Sickerwasseremissionsniveaus denkbar.

Im Anschluss wird die Entwicklung verschiedener Sickerwasserinhaltsstoffe anhand von vier Gruppen diskutiert. Diese umfassen gelöste organische Substanzen (z.B. CSB, TOC, BSB₅), nicht-organische Makrokomponenten (z.B. Ammonium, Kalzium, Chlorid, Sulfat, Eisen), Schwermetalle (z.B. Blei, Chrom, Kadmium, Kupfer, Nickel, Zink), sowie xenobiotische organische Verbindungen (z.B. aromatische Kohlenwasserstoffe, Phenole, Pestizide). Umfangreiche Analysen und Diskussionen der chemischen Zusammensetzung des Sickerwassers aus Siedlungsabfalldeponien stellen beispielweise die Arbeiten von Kjeldsen et al. (2002), Gibbons et al. (2007) oder Öman und Junestedt (2008) dar. In Bezug auf den zeitlichen Verlauf der Sickerwasserkonzentrationen (longitudinale Auswertungen) sind besonders die Studien von Krümpelbeck (2000) und Gibbons et al. (2007) hervorzuheben.

Gelöste organische Verbindungen

Die organische Belastung von Deponiesickerwasser wird häufig über den gesamten organisch gebundenen Kohlenstoff (TOC), den gelösten organischen Kohlenstoff (DOC), den chemischen Sauerstoffbedarf (CSB) und/oder den biologischen Sauerstoffbedarf innerhalb von 5 Tagen (BSB₅) angegeben. Diese Summenparameter sagen nur wenig über die Umweltschädlichkeit der organischen Verbindungen aus, welche jedoch für die Risikobewertung des Sickerwassers von vordergründiger Bedeutung sind. Beispielsweise stellen Öman und Junestedt (2008) fest, dass speziell metall-organischen und einzelnen organischen Verbindungen bei der Beurteilung der Umweltverträglichkeit von Sickerwässern mehr Beachtung zukommen sollte. Es gibt nur wenige Studien die die Zusammensetzung des DOC untersuchen, generell ist aber davon auszugehen, dass mit abnehmendem BSB₅/CSB-Verhältnis der Anteil an Fulvo- und Huminsäuren im Sickerwasser zunimmt (siehe Kjeldsen et al. 2002). Beispielsweise untersuchten Christensen et al. (1998) DOC in sickerwasserbeeinflussten Grundwasser 7 m stromab einer alten Deponie. Von den ca. 80 % der organischen Verbindungen, die sie charakterisieren konnten, wurden 60 % den Fulvosäuren, 30 % der hydrophilen organischen Fraktion und 10 % den Huminsäuren zugeordnet.

Nach Stilllegung einer Deponie sinkt die organische Belastung des Sickerwassers mit der Zeit ab und der Quotient aus leicht abbaubaren und schwer abbaubaren organischen Verbindungen wird kleiner (vgl. Tabelle 4-5). Oft wird Sickerwasser mit einem BSB₅/CSB < 0,1 als weitgehend stabilisiert bezeichnet (z.B. Reinhart und Townsend 1997), wie vorhin erwähnt liegt das aber nicht unbedingt an einem reaktionsarmen Abfallkörper sondern kann auch durch den Filtereffekt tieferer Abfallschichten bedingt sein.

Typische Emissionsverläufe der organischen Sickerwasserbelastung sind in Abbildung 4-4 für nicht vorbehandelte Siedlungsabfälle und mechanisch-biologisch

vorbehandelte Abfällen dargestellt. Aus den Kurvenverläufe lässt sich erkennen, dass mechanisch-biologisch vorbehandelte Abfälle bereits nach relativ kurzer Ablagerungszeit die stabile Methanphase erreichen, wobei die Vorwegnahme hoher Sickerwasserbelastungen in den anfänglichen Deponiephasen auf die biologischen Vorbehandlung der abgelagerten Abfälle zurückzuführen ist. Die Um- und Abbauprozesse am Anfang der Ablagerung laufen im Vergleich zu nicht vorbehandelten Abfällen dadurch in deutlich reduziertem Ausmaß ab. Trotzdem entspricht der weitere Emissionsverlauf weitgehend dem Emissionsprofil von Hausmülldeponien in der stabilen Methanphase und danach (Ehrig und Brinkmann 1999). Die Vorbehandlung nimmt also den Abbau leicht verfügbaren Kohlenstoffs vorweg, auf das mittel- und langfristige Emissionsverhalten wirkt sich diese jedoch nur geringfügig aus.

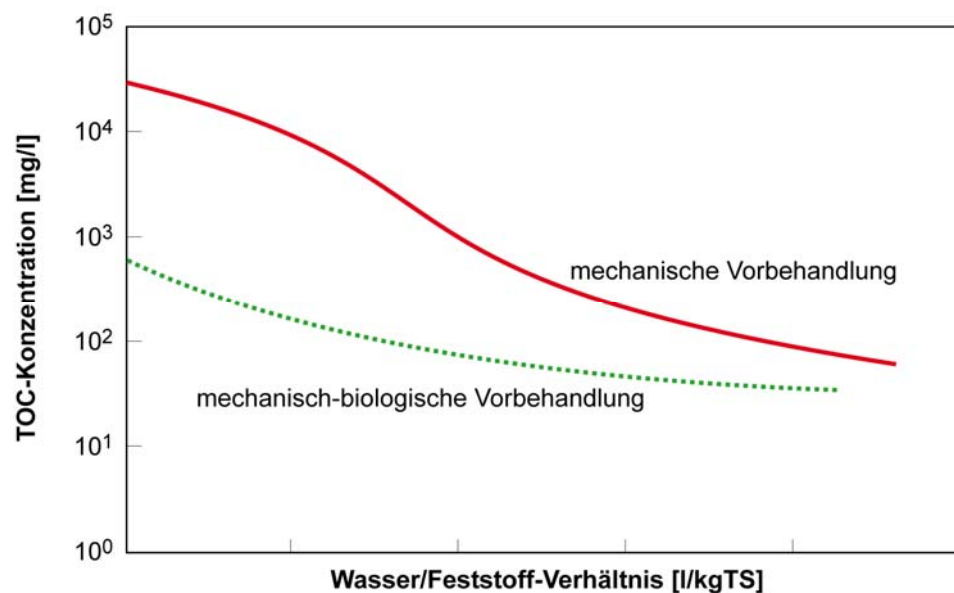


Abbildung 4-4: Qualitative Darstellung des TOC-Konzentrationsverlaufes für DSR-Versuche mit mechanisch (sortiert und zerkleinert) und mechanisch-biologisch vorbehandelten Siedlungsabfällen (nach Ehrig und Brinkmann (1999))

Nicht organische Makrokomponenten

Die Konzentration an nicht organischen Makrokomponenten im Sickerwasser hängen, wie zuvor die organische Sickerwasserbelastung, von der jeweiligen Abbauphase ab. Abnehmende Trends nach Deponiestilllegung können beispielsweise für Chlorid oder Sulfat beobachtet werden (vgl. Kruse 1994; Krümpelbeck 2000; Gibbons et al. 2007). Für Ammonium hingegen kann oft kein signifikanter bzw. nur ein sehr langsamer Rückgang der Konzentrationen mit der Zeit beobachtet werden, was Ammonium bzw. den Stickstoff insgesamt als kritischen Parameter in Bezug auf die Nachsorgedauer einer Deponie erscheinen lässt (Kruse 1994; Krümpelbeck 2000). Ammonium wird aus dem Abfall vor allem bei der Zersetzung von Proteinen freigesetzt und kann im Abfallkörper unter methanogenen Bedingungen nicht weiter abgebaut werden. Die Ammoniumkonzentration in der Deponie kann somit nur

durch den Austrag über das Sickerwasser reduziert werden⁹. Typische Ammoniumkonzentrationen im Sickerwasser älterer Deponien liegen bei einigen hundert bis über tausend Milligramm pro Liter. Aus diesem Grund gibt es in letzter Zeit verstärkte Bemühungen durch die in-situ Aerobisierung des Abfallkörpers vor allem die Stickstoffemissionen aus dem Deponiekörper zu reduzieren (vgl. Heyer 2003). Ob solche Maßnahmen jedoch längerfristig, nach ihrer Beendigung, eine signifikante Reduktion des Stickstoffemissionsniveaus bewirken können, ist zum jetzigen Zeitpunkt noch unklar (Fellner et al. 2009a).

Schwermetalle

Schwermetalle kommen in Deponiesickerwässern in einem weiten Konzentrationspektrum vor, wobei die Gehalte in der Regel sehr niedrig sind und im Bereich von Trinkwasserstandards liegen (Kjeldsen et al. 2002). Der Grund für die niedrigen Sickerwasserkonzentrationen ist nicht der Mangel an Schwermetallen im Abfall sondern vielmehr die Rückhaltekapazität verschiedener Abfallbestandteile (z.B. durch Bindung oder Ausfällung) bei methanogenen Bedingungen (vgl. Bozkurt et al. 1999). So kann davon ausgegangen werden, dass nach 15 Jahren noch mehr als 99,98 % der ursprünglich abgelagerten Schwermetalle im Deponiekörper vorhanden sind (Döberl et al. 2002). Die Mobilität der meisten Schwermetalle ist stark von pH-Wert und Redox-Bedingungen abhängig. Im sauren Bereich ist die Löslichkeit hoch (z.B. Cd, Cu, Pb, Zn), im neutralen und alkalischen Bereich (amphotere Schwermetalle sind auch im alkalischen Bereich mobil, wie z. B. Al, Pb, Sb) sind sie dagegen weitgehend immobil. Die Freisetzung von Schwermetallen aus dem Deponiekörper ist somit eng verbunden mit der vorhandenen Säurepufferkapazität des Abfalls und den vorherrschenden Milieubedingungen im Abfallkörper. Arbeiten, die sich mit dem Thema einer verstärkten Metallfreisetzung aus Deponien befassen, kommen zu dem Schluss, dass ein Absinken des pH-Wertes und somit eine Mobilisierung der Schwermetalle aus dem Abfall über tausende Jahre nicht zu erwarten ist (Belevi und Baccini 1989, Bozkurt et al. 2000).

Zur Mobilisierung von Schwermetallen über das Sickerwasser (unter methanogenen Bedingungen) kommt es primär durch Komplexierung mit organischen und nicht-organischen Verbindungen, sowie durch die Anlagerung von Metallen an Kolloidteilchen (Kjeldsen et al. 2002). So liegt in der Regel nur ein kleiner Anteil des Kadmi- ums (wenige Prozent) im Sickerwasser in ionischer Form als Cd²⁺ vor.

Xenobiotische organische Verbindungen

Insgesamt wurde bereits eine Vielzahl xenobiotischer organischer Verbindungen in Deponiesickerwässern beobachtet. Tabelle 4-6 gibt einen Überblick gemessener

⁹ Berechnungen des potentiellen Ammoniumaustrags über die Gasphase (Volatilisierung) legen nahe, dass dieser weniger als 10 % ausmacht (Barlaz et al. 2002).

Konzentrationsbereiche von xenobiotischen organischen Verbindungen. Die großen Schwankungsbreiten werden durch unterschiedliche Abfallzusammensetzungen, unterschiedliche Deponietechnik und verschiedene Ablagerungsdauern verursacht. Bei einem Vergleich der Sickerwasserzusammensetzungen aus Siedlungsabfalldeponien und Deponien für gefährliche Abfälle stellten Gibbons et al. (1999) fest, dass die Konzentrationen an xenobiotischen organischen Verbindungen im Sickerwasser der Siedlungsabfalldeponien signifikant niedriger waren als bei Wässern aus Deponien für gefährliche Abfälle. Das unterstreicht, dass in Bezug auf diese Schadstoffgruppe die Ablagerungshistorie einer Deponie von besonderer Bedeutung ist.

Tabelle 4-6: Auswahl an Sickerwasserkonzentrationen von xenobiotischen organischen Verbindungen in Hausmülldeponien (nach Kjeldsen et al. 2002).

Aromatische Kohlenwasserstoffe	Bereich [µg/l]	Halogenierte Kohlenwasserstoffe	Bereich [µg/l]
Benzol	0,2 – 1630	Chlorbenzol	0,1 – 110
Toluol	1 – 12300	1,2-Dichlorbenzol	0,1 – 32
Xylene	0,8 – 3500	1,3-Dichlorbenzol	5,4 – 19
Ethylbenzol	0,2 – 2329	1,4-Dichlorbenzol	0,1 – 16
Trimethylbenzole	0,3 – 250	Trichlorethylen	0,05 – 750
Naphthalen	0,1 – 260	Tetrachlorethylen	0,01 – 250
Phenole/Alkylphenole		Pestizide	
Phenol	0,6 – 1200	AMPA	3,8 – 4,3
Ethylphenole	< 300	Atrazin	0,16
Kresole	1 – 2100	Glyphosphat	1,7 – 27
Bisphenol A	200 – 240	Hydroxyatrazin	0,7 – 1,7
3,5-Dimethylphenol	0,7 – 27,3	MCPP	0,38 – 150
Nonylphenol	6,3 – 7	4-CPP	15 – 19
Nonylphenolmonocarboxylate	0,5 -3	2,4-DP	0,3 - 5,2
Phtalate		Arom. Sulfonate/Phosphonate	
Diethylphtalate	0,1 – 660	Naphtalene-1-Sulfonat	506-616
Di-(2-ethylhexyl)phtalate	0,6 – 235,9	Naphtalene-2-Sulfonat	1143 – 1188
Di-n-butylphtalate	0,1 – 70	p-Toluolsulfonate	704 – 1084
Butylbenzylphtalate	0,2 – 8	Tri-n-Butylphosphonat	1,2 – 360
Sonstige		Sonstige	
Azeton	6 – 4400	Fenchon	7,3 – 83
Kampfer	20,6 – 255,2	Tetrahydrofuran	9 – 430

Anmerkung: Keine vollständige Darstellung der Werte aus Kjeldsen et al. (2002) – dort finden sich noch Angaben für weitere Verbindungen

Am häufigsten werden monoaromatische Kohlenwasserstoffe wie Benzol, Toluol oder Ethylbenzol und halogenierte Kohlenwasserstoffe wie Tetrachlorethylen oder Trichlorethylen gemessen. Einer der Hauptgründe hierfür sind die belegten negativen Auswirkungen dieser Verbindungen in der aquatischen Umwelt.

Um die langfristige Entwicklung der Konzentrationen xenobiotischer organischer Substanzen abzuschätzen, müssen zahlreiche Prozesse, wie Volatilisierung, Diffusion, Auswaschung und Abbau berücksichtigt werden. Ein einfaches Black-Box-Modell zur Beschreibung des langfristigen Verhaltens von xenobiotischen Organika wurde von Kjeldsen und Christensen (2001) vorgestellt. Die Modellabschätzungen

deuten daraufhin, dass der vorhandene Pool an Schadstoffen über Jahrzehnte zu Emissionen führen kann, solange die Verbindungen nicht in der Deponie abgebaut werden.

4.1.2 Darstellung und Diskussion der erhobenen Deponiedaten

Im Rahmen dieses Abschnittes erfolgt eine Charakterisierung der Emissionen (v. a. Sickerwasser) aus Massenabfall- und Hausmülldeponien. Einerseits wird anhand der erhobenen Daten ein Querschnitt der Emissionsniveaus aus Massenabfalldeponien und ehemaligen Siedlungsabfalldeponien ermittelt, andererseits wird anhand der ermittelten Zeitreihen eine longitudinale Auswertung der Daten im Hinblick auf Emissionstrends und beeinflussende Faktoren vorgenommen. Schließlich werden auch die emittierten Frachten für die einzelnen Deponien abgeschätzt und den ursprünglich vorhandenen Emissionspotentialen gegenübergestellt. Diese Massenbilanzierung wird nach der Methode der Stoffflussanalyse (ÖNORM 2005) vorgenommen.

Die statistische Auswertung der erhobenen Deponiedaten erlaubt eine Identifikation signifikanter Veränderungen der Emissionscharakteristika mit der Zeit und stellt die Basis für eine Beurteilung der Zuverlässigkeit solcher Trends dar. Das Wissen über die zeitliche Veränderung der Emissionen erhöht in weiterer Folge die Zuverlässigkeit von Schätzungen über zukünftige Emissionstrends und die Ermittlung maßgeblicher Einflussfaktoren. Das zunehmende Verständnis der Vorhersagbarkeit von Emissionstrends stellt eine wesentliche Grundlage für die Planung und Beendigung der Deponienachsorge dar.

4.1.2.1 Datenerhebung

Anhand zahlreicher Anfragen bei Deponiebetreibern und Recherchen in Archiven der zuständigen Behörden wurden Daten zur Ablagerungshistorie, zu Sickerwasser- und Deponiegasemissionen über die Zeit, sowie zur technischen Ausgestaltung von Massenabfall- und ehemaligen Hausmülldeponien erhoben. In Anhang A sind der Datenbedarf und methodische Überlegungen als Grundlage zur Erhebung der Deponiedaten angeführt, wobei die tatsächlich verfügbaren Informationen teilweise stark von diesem idealisierten Anforderungsprofil abweichen. Insgesamt wurden Daten primär zu gut dokumentierten Standorten ausgewertet, die bereits stillgelegt bzw. lange betrieben wurden. Das Alter der 32 untersuchten Deponiekompartimente liegt zwischen 11 und 36 Jahren und umfasst 30 stillgelegte (im Mittel seit 13 Jahren) sowie 2 noch in Betrieb befindliche Deponien. Zusätzlich zu 29 österreichischen Standorten wurden auch 3 Datensätze von Schweizer Deponien in der Auswertung mitberücksichtigt. Alle Standorte verfügen über ein Basisdichtungssystem

mit entsprechender Sickerwasserfassung. Daten zu den erfassten Gasmengen und der Gaszusammensetzung waren für ca. 40 % der Deponieabschnitte verfügbar, allerdings nur in aggregierter Form für die gesamte Deponieanlage. Ein Hauptgrund für die relativ wenigen Standorte mit dokumentierter Deponiegasfassung ist die Auswahl möglichst alter Deponieabschnitte, die bereits stillgelegt bzw. vor längerer Zeit in Betrieb genommen wurden. Einen allgemeinen Eindruck der Charakteristika der erhobenen Deponiedaten vermittelt die Aufstellung in Tabelle 4-7. Der mittlere Jahresniederschlag an den untersuchten Standorten beträgt 832 mm. Die Sickerwasserzusammensetzung wurde durchschnittlich für 50 Kennwerte an 39 verschiedenen Terminen bestimmt (siehe Tabelle 4-7). Bezogen auf das mittlere Deponiealter ergibt dies durchschnittlich ca. 1,6 Messungen pro Jahr.

Tabelle 4-7: Allgemeine Angaben zu den untersuchten Hausmülldeponiekompartimenten

#	Deponiealter [a]	Stilllegungsdauer [a]	Niederschlag [mm/a]	Sickerwasserdaten (Parameter/Messpunkte)	Gasdaten *
HM1	28	7	1485	21 / 85	ja
HM2	18	-	1150	21 / 69	ja
HM3	36	9	1150	21 / 85	ja
HM4	36	32	956	52 / 53	ja
HM5	32	29	956	52 / 52	ja
HM6	28	23	956	52 / 49	ja
HM7	23	19	956	52 / 40	ja
HM8	18	8	956	52 / 29	ja
HM9	19	8	956	52 / 31	ja
HM10	11	3	956	52 / 16	ja
HM11	14	6	956	52 / 22	ja
HM12	22	20	633	21 / 72	nein
HM13	22	20	633	21 / 72	nein
HM14	22	20	633	21 / 72	nein
HM15	25	13	1300	18 / 43	nein
HM16	20	-	923	24 / 37	ja
HM17	24	9	926	10 / 43	nein
HM18	17	0	1220	11 / 194	ja
HM19	26	20	658	25 / 22	nein
HM20	28	17	525	75 / 10	nein
HM21	16	8	525	75 / 10	nein
HM22	16	4	520	75 / 10	nein
HM23	23	4	562	75 / 16	nein
HM24	32	4	490	75 / 10	nein
HM25	31	12	500	75 / 16	nein
HM26	32	19	547	75 / 16	nein
HM27	26	19	810	75 / 10	nein
HM28	26	19	810	75 / 10	nein
HM29	22	11	840	75 / 10	nein
HM30	31	4	770	75 / 20	nein
HM31	23	6	710	75 / 10	nein
HM32	25	9	660	75 / 14	nein
MW	24	13	832	50 / 39	-

*Gasdaten nur für Gesamtdeponien und nicht für die einzelnen Abschnitte vorhanden.

4.1.2.2 Querschnittsanalysen der Datenbasis

In diesem Abschnitt wird die erhobene Emissionsdatenbasis anhand einiger statistischer Kenngrößen in ihrem Querschnitt dargestellt. In den folgenden Auswertungen wurde jede Messung mit dem gleichen Gewicht berücksichtigt (wenn nicht anders angegeben), d.h. dass manche Standorte/Datensätze einen stärkeren Einfluss auf die ermittelten Kenngrößen ausüben können als andere. Dementsprechend geht es vorläufig um die Charakterisierung aller Messdaten unabhängig davon von welchen Probenahmepunkten sie stammen. Im Zuge der longitudinalen Datenanalysen (siehe folgenden Abschnitt) werden die Auswertungen in Abhängigkeit der jeweiligen Messpunkte bzw. -intervalle vorgenommen.

In Tabelle 4-8 sind ausgewählte statistische Kenngrößen aller Messdaten zur Sickerwasserzusammensetzung angeführt. Außerdem werden, als Vergleichsmaßstab, in der letzten Spalte die Grenzwerte aus der AEV-Deponiesickerwasser (2003) für Direkt- und Indirekteinleitungen dargestellt. Die organische Belastung der Sickerwässer ist bei mehr als 95 % der Messungen höher als die Grenzwerte für eine Direkteinleitung in einer Oberflächengewässer erlauben würden. Dies gilt auch für die Ammoniumkonzentrationen im Sickerwasser, die im Mittel mehr als eine Größenordnung über Direkteinleiter-Grenzwerten liegen. Vergleicht man die Chloridgehalte mit dem Richtwert zur Entlassung aus der Nachsorge nach Stegmann et al. (2006), welcher bei 100 mg/l liegt, so wird auch für diesen Kennwert deutlich, dass mehr als 95 % der Messwerte über dieser Grenze liegen. Außerdem liegen auch mehr als die Hälfte der gemessenen AOX-Konzentrationen über den Einleitergrenzwerten der Abwasseremissionsverordnung. Die Metallkonzentrationen im Sickerwasser liegen in niedrigen Bereichen, dementsprechend können für fast alle Metalle bei mehr als 75 % der Messungen die angeführten Grenzwerte eingehalten werden (Ausnahme: Chrom). Auch für Kohlenwasserstoffe kommt es praktisch zu keinen Überschreitungen bestehender Grenzwerte.

Die Kennwerte in Tabelle 4-8 wurden basierend auf dem Parameterspektrum der Abwasseremissionsverordnung – Deponiesickerwasser (2003) ausgewählt. An manchen Standorten wird noch eine Vielzahl weiterer Analysen durchgeführt, die hier nicht näher ausgewertet werden. Zum Teil werden diese Messungen (z.B. von seltenen Metallen) bei der Diskussion der Aussagekraft festgelegter Parameterspektren im Hinblick auf die Beurteilung der Umweltverträglichkeit von Sickerwässern eingehender dargestellt (siehe Kapitel 7.2.1.1).

Aus den Angaben in Tabelle 4-8 können Sickerwasserkennwerte identifiziert werden, deren Konzentrationen in Deponiesickerwässern in vielen Fällen bestehende Grenzwerte nicht einhalten können. Zusammenfassend sind dies vor allem organische Inhaltsstoffe, AOX, Ammonium (bzw. Stickstoff insgesamt) und Chlorid. Metalle stel-

len nur in wenigen Fällen ein Problem im Sickerwasser dar, die höchsten Konzentrationen finden sich in dieser Gruppe für Eisen, Chrom und Zink.

Tabelle 4-8: Statistische Kenngrößen gemessener Sickerwasserzusammensetzungen von Hausmülldeponien

Parameter	Anzahl	Mittelwert	Min.	Max.	95%-Quantil	75%-Quantil	25%-Quantil	5%-Quantil	AEV-GW ¹ (direkt/indirekt)
pH-Wert [-]	1262	7,9	5,5	9,6	8,5	8,17	7,6	7	6,5–8,5/6,5–9,5
LF [μ S/cm]	1223	14055	352	50400	29080	18780	7305	3490	- / -
CSB [mg O ₂ /l]	1152	4203	18	57000	17776	4308	757	203	50 / a)
BSB ₅ [mg O ₂ /l]	964	1581	3	32000	9085	1274	83	17	10 / -
TOC [mg C _{org} /l]	703	1460	0,5	28150	6062	1583	311	88	20 / a)
NH ₄ -N [mg N/l]	1284	1045	1,06	6200	2946	1447	375	89	10 / 200
Chlorid [mg Cl/l]	1060	1388	11,7	9700	2980	1909	650	190	Toxizität
AOX [mg Cl/l]	626	1,71	0,01	38,40	3,86	1,90	0,39	0,10	0,5 / 0,5
Fe [mg/l]*	792	29,2	0	3700	21,5	6,63	2,40	0,51	- / -
Cd [mg/l]*	806	0,001	0	0,070	0,003	0	0	0	0,1 / 0,1
Cu [mg/l]*	669	0,08	0	2,16	0,43	0,07	0	0	0,5 / 0,5
Zn [mg/l]*	925	0,48	0	14,9	1,6	0,4	0,1	0	0,5 / 0,5
As [mg/l]*	644	0,04	0	0,64	0,14	0,04	0,001	0	0,1 / 0,1
Blei [mg/l]*	874	0,04	0	1,9	0,2	0,02	0	0	0,5 / 0,5
Cr _{ges} [mg/l]*	803	0,58	0	9,15	2,10	0,70	0,10	0	0,5 / 0,5
Nickel [mg/l]*	561	0,18	0	8,80	0,52	0,21	0,02	0	0,5 / 0,5
Hg [mg/l]*	703	0,001	0	0,160	0,002	0	0	0	0,01 / 0,01
TNb [mg N/l]	38	201	54	362	339	251	151	72	50 / -
Sulfid [mg S/l]*	64	0,41	0	4,00	1,43	0,60	0	0	0,5 / 2
Ab. Stoffe [mg/l]	187	388	10	1065	790	506	245	133	20 / 100
KWs [mg/l]*	324	0,17	0	5,7	0,5	0,12	0	0	5 / 15
PAKs [mg/l]*	354	0,002	0	0,065	0,011	0,001	0	0	0,1 / 0,5

¹AEV-Deponiesickerwasser 2003

* Messungen unter der Bestimmungsgrenze werden mit dem Wert 0 in der Berechnung der statistischen Größen berücksichtigt (siehe Gibbons und Bull 2006)

** abhängig von der Abbaubarkeit der organischen Substanzen (75 bzw. 65 %)

In Tabelle 4-9 sind die jährlichen Sickerwassermengen als Anteil des Jahresniederschlages am jeweiligen Standort dargestellt. Die Daten wurden für 3 verschiedene Abdeckungszustände ausgewertet, da eine detaillierte Auswertung (in Abhängigkeit verschiedener Bautypen) aufgrund mangelnder Dokumentation nicht möglich war. Während des Schüttnbetriebes liegt der mittlere Sickerwasseranteil bei ca. 40 %, nach Beendigung der Ablagerung aber vor der endgültigen Abdichtung fallen durchschnittlich 23 % des Niederschlags als Sickerwasser an und bei abgedichteten Deponien beträgt der Sickerwasseranfall noch ca. 8 % des Niederschlags. Bei letzteren kann davon ausgegangen werden, dass die Sickerwassermenge weiter abnimmt und zwischenzeitlich keine nennenswerten Abflüsse mehr auftreten werden. In Bezug auf die vorhandenen Informationen zu den gefassten Sickerwassermengen ist festzuhalten, dass diese teilweise mit beträchtlichen Unsicherheiten be-

haftet sind. Besonders gilt das, wenn es in größerem Ausmaß zur Rückführung von Wässern in den Deponiekörper kam, das Sickerwasser in offenen Becken gesammelt wurde, oder die Mengen für bestimmte Zeiträume über Niederschlagsanteile geschätzt wurden. Die Werte in Tabelle 4-9 sollen einen Eindruck der erhobenen Sickerwasseranteile vermitteln, eine Übertragung auf andere Deponien ist nur bedingt möglich.

Tabelle 4-9: Sickerwasseranteile bezogen auf Niederschlagsdaten in Abhängigkeit unterschiedlicher Betriebs- bzw. Abdeckungsphasen der Hausmülldeponien (basierend auf Jahreswerten)

Oberfläche	Anzahl	Mittelwert* [m ³ SIWA je m ³ NS]	Minimum [m ³ SIWA je m ³ NS]	Maximum [m ³ SIWA je m ³ NS]
Schüttbetrieb (offen)	29	0,40	0,25	0,64
Abdeckung (temporär)	17**	0,23	0,09	0,43
Abdichtung	14**	0,075	0,04	0,1

* gebildet aus den durchschnittlichen Jahressickerwasseranteilen der Deponien in der entsprechenden Betriebsphase

** 4 „frisch“ abgedichtete Standorte wurden als abgedeckt ausgewertet, da noch keine Reduktion des Sickerwasseranfalles beobachtet werden konnte.

Deponiegasdaten waren für weniger als die Hälfte der Standorte verfügbar. Das liegt sowohl an der Auswahl möglichst alter (und geschlossener) Deponien, welche ohne entsprechende Gasfassungssysteme errichtet wurden, als auch am primären Fokus der Emissionsdatenerhebung auf Sickerwasseremissionen, da diese über längere Zeiträume als umweltrelevant betrachtet werden müssen. Ein weiterer Punkt, der die Aussagekraft der gemessenen Gasdaten relativiert ist die Verfügbarkeit dieser Informationen für die Gesamtdeponie und nicht für einzelne Deponieabschnitte. Die Werte in Tabelle 4-10 decken sich gut mit Literaturdaten zu den Hauptkomponenten im Deponiegas und können als typisch für Deponien in der stabilen Methanphase angesehen werden (vgl. Tabelle 4-2). Die Anteile verschiedener Spurengase wurden auf den untersuchten Deponien nur vereinzelt bestimmt und werden nicht weiter ausgewertet.

Tabelle 4-10: Statistische Kenngrößen der gemessenen Deponiegaszusammensetzungen (Korrekturfaktoren für angesaugte Luftvolumina wurden berücksichtigt)

Parameter*	Anzahl	Mittelwert	Min.	Max.	Mittelwert-Deponien**
CH ₄ [Vol%]	188	50,1	17,3	68,8	50,7
CO ₂ [Vol%]	160	35,6	23,6	66,6	39,4
O ₂ [Vol%]	165	1,6	0,03	10,6	2,2

*Volumenanteile in Bezug auf gemessene N₂-Konzentrationen im Deponiegas korrigiert (Luftansaugung).

**Mittelwert berechnet aus den durchschnittlichen Gaszusammensetzungen der einzelnen Deponien.

In Tabelle 4-11 sind die abgesaugten Gasmengen fünf ausgewählter Hausmülldeponien dargestellt. Bei allen Deponien wird auch weiterhin Gas abgesaugt, was die kumulativ erfasste Gasmenge zur Momentaufnahme nach 14, 17, 25 bzw. 34 Jah-

ren Gasfassung macht. Aus Tabelle 4-11 ist ersichtlich, dass besonders Deponien bei denen sehr früh eine Gasfassung in Betrieb genommen wurde, deutlich höhere Gasausbeuten erzielen als Deponien die erst nach fünf oder mehr Jahren mit einer Gasfassung ausgestattet wurden. Geht man von einem Gaspotential zwischen 187 und 280 m³ pro Tonne Trockensubstanz aus (vgl. Krümpelbeck 2000), so wurden auf den Deponien HM1, HM2 und HM3 bereits zwischen 36 und 64 % des Gaspotentials erfasst. In einem ähnlichen Bereich (30 – 60 %) liegen auch die geschätzten Erfassungsraten der von Krümpelbeck (2000) untersuchten Deponiestandorte in Deutschland. Auf den Deponien HM4-HM11 und HM16 werden hingegen deutlich geringere Gasmengen abgesaugt.

Tabelle 4-11: Deponiegasmengen fünf gut dokumentierter Hausmülldeponien

Standort	Abges. Gasmenge in m ³ pro Tonne TS	Korr. Gasmenge m ³ pro Tonne TS**	Ablagerungsdauer	Absaugungsdauer	Stilllegungsdauer
HM1	162,2	119,3	28	25	7
HM3	156,1	108,0	36	34	9
HM2	128,9	101,3	18	17	-
HM16	32,2	25,5	20	14	-
HM4-HM11*	16	16	36	14	3

*Die Deponiekompartimente HM4 bis HM11 besitzen eine gemeinsame Gasfassung und werden im Zuge der Gasdatenauswertung als eine Deponie betrachtet.

**N₂-Volumenanteile (Luftansaugung) abgezogen

Die Beschreibung der Datenbasis in diesem Abschnitt dient dazu einen Überblick der vorhandenen Daten zu vermitteln. Die erhobenen Informationen sind generell unsicher und wurden teilweise mittels unterschiedlicher Verfahren gewonnen. Entsprechend stellen die Berücksichtigung von Unsicherheiten sowie die Anwendung statistischer Methoden wichtige Aspekte bei der weiteren Auswertung der Daten dar. Nach einer longitudinalen Auswertung der Daten, werden diese auch für die Erstellung von Stoffbilanzen und zur Entwicklung von Emissionsprognosemodellen herangezogen. Bei Letzteren steht allerdings nicht mehr die Gesamtheit der Messungen, sondern eine ablagerungsspezifische Betrachtungsweise im Vordergrund.

4.1.2.3 Longitudinale Auswertungen

4.1.2.3.1 Auswertungen entlang der Zeitachse

In diesem Abschnitt wird die zuvor beschriebene Datenbasis in Abhängigkeit der Zeit bzw. des Deponiealters analysiert. Die Messwerte werden, für den Fall mehrerer Messungen pro Jahr, zu Jahreswerten aggregiert, um eine übermäßige Gewichtung von Standorten mit höheren Messfrequenzen zu vermeiden. Die statistische Auswertung der erhobenen Deponieemissionsdaten über die Zeit stellt einen Beitrag zu Studien der zeitlichen Variabilität der Emissionscharakteristika von Depo-

nien dar. Durch die Analyse veränderter Emissionsniveaus über die Zeit wird die Vorhersagbarkeit zukünftiger Emissionen verbessert und eine Basis zur Beurteilung der Zuverlässigkeit solcher Prognosen geschaffen.

Aufgrund der Datenmenge und der Qualität der vorhandenen Emissionsdaten werden zuerst die Sickerwasserdaten der untersuchten Deponien ausgewertet. Die Auswertung der Gasdaten erfolgt am Ende dieses Abschnittes in Form von Zeitreihen der erfassten Gasmengen ausgewählter Deponien (siehe Abbildung 4-11 und Abbildung 4-12).

Tabelle 4-12: Statistische Kenngrößen ausgewählter Sickerwasserparameter für den Ablagerungszeitraum (unterteilt in 2 Abschnitte) der untersuchten Hausmülldeponien

Parameter	Betriebsjahre 0-5			Betriebsjahre 6 - Schließung		
	Anzahl	Mittelwert	Min./Max	Anzahl	Mittelwert	Min./Max
pH-Wert [-]	71	7,7	6,1/8,8	139	8,0	6,9/9,0
CSB [mg O ₂ /l]	46	4941	176/38200	98	5306	523/30286
BSB ₅ [mg O ₂ /l]	51	1632	53/19770	97	1490	17/11360
BSB ₅ /CSB [-]	42	0,26	0,08/0,78	78	0,27	0,02/0,65
TOC [mg C _{org} /l]	21	1358	542/4118	101	1586	111/28150
NH ₄ -N [mg N/l]	62	887	14,2/3324	140	1314	118/4515
Chlorid [mg Cl/l]	57	1340	52,2/4245	121	1804	356/6725
AOX [mg Cl/l]	23	1,0	0,13/7,4	78	4,1	0,2/38,4
Fe* [mg/l]*	38	19,8	0,01/496	78	4,6	1,7/16,3
Cr _{ges} * [mg/l]*	38	0,69	0,04/2,05	109	0,94	0,03/6,2

*Messungen unter der Bestimmungsgrenze werden bei der Mittelwertbildung mit dem Wert 0 belegt.

In Tabelle 4-12 sind Kenngrößen der Messdaten während des Betriebes (d.h. während der Ablagerung von Abfällen) angeführt. Die Werte der beiden Betriebsperioden (0-5 Jahre und mehr als 5 Jahre bis zum Ablagerungsende) unterscheiden sich nicht gravierend voneinander, wobei die tendenziell etwas niedrigeren Werte der anfänglichen Betriebsphase wahrscheinlich mit der etwas geringeren Ablagerungsrate zu Beginn der Deponieschüttung begründet werden können. Ausgenommen davon sind die Eisenkonzentrationen, die aufgrund des niedrigeren pH-Wertes zu Beginn der Ablagerung in diesem Zeitraum höhere Werte aufweisen. Ansonsten liegen die Messwerte während der gesamten Betriebsphase aber in ähnlichen Bereichen. Aufgrund der Datenanalyse lassen sich in dieser Betriebsphase keine Trends beobachten. Dagegen kann nach Stilllegung der Deponie (siehe Tabelle 4-13) für viele Sickerwasserkennwerte ein abnehmender Trend mit der Zeit festgestellt werden. Außerdem liegen die Konzentrationen in dieser Phase von Beginn in einem niedrigeren Bereich als dies während der Betriebsphase der Fall ist.

Tabelle 4-13: Statistische Kenngrößen ausgewählter Sickerwasserparameter von Hausmülldeponien für vier aufeinanderfolgende Zeitabschnitte nach Ende der Ablagerungen

Parameter	0-5 Jahre nach Stilllegung			5-10 Jahre nach Stilllegung		
	Anzahl	Mittelwert	Min./Max	Anzahl	Mittelwert	Min./Max
pH-Wert [-]	103	8,0	6,9/8,8	71	7,9	7,0/8,8
CSB [mg O ₂ /l]	104	3008	182/11618	71	1510	213/4680
BSB ₅ [mg O ₂ /l]	87	565	19/4157	60	251	3/1671
BSB ₅ /CSB [-]	87	0,18	0,01/0,58	59	0,17	0,004/0,86
TOC [mg C _{org} /l]	51	906	6/2700	28	670	65/3100
NH ₄ -N [mg N/l]	109	926	13/3287	75	571	5,8/2133
Chlorid [mg Cl/l]	99	1812	140/5843	71	1485	122/6040
AOX [mg Cl/l]	81	3,0	0/35	60	1,08	0,1/3,9
Fe [mg/l]*	80	6,1	0,01/70,9	46	3,6	0,68/8,7
Cr _{ges} [mg/l]*	89	0,83	0,03/5,2	67	0,29	0,01/1,77
Parameter	10-20 Jahre nach Stilllegung			über 20 Jahre nach Stilllegung		
pH-Wert [-]	104	7,7	6,8/8,6	24	7,7	7,0/8,6
CSB [mg O ₂ /l]	105	1028	18/6189	21	642	100/2530
BSB ₅ [mg O ₂ /l]	102	140	3/890	21	93	24/240
BSB ₅ /CSB [-]	101	0,17	0,006/0,58	21	0,24	0,03/0,70
TOC [mg C _{org} /l]	51	498	18/3000	-	-	-
NH ₄ -N [mg N/l]	105	369	2,8/2800	24	181	33/856
Chlorid [mg Cl/l]	100	981	62/4500	21	537	116/2980
AOX [mg Cl/l]	89	0,9	0,05/6,3	19	0,39	0,08/0,79
Fe [mg/l]*	72	4,3	0/45,0	11	1,03	0,33/2,31
Cr _{ges} [mg/l]*	89	0,24	0,04/1,14	17	0,13	0,02/0,80

*Messungen unter der Bestimmungsgrenze werden bei der Mittelwertbildung mit dem Wert 0 belegt.

Insgesamt erkennt man aus Tabelle 4-12 und Tabelle 4-13, dass sich die Messwerte einzelner Deponien oft stark unterschieden können, dementsprechend umfassen die Schwankungsbreiten der angeführten Kennwerte (außer pH) jeweils eine bis drei Größenordnungen. Diese großen Variationen macht einerseits klar, wie wichtig eine statistische Behandlung solcher Datensätze ist, um zu zuverlässigen Werten zur Beurteilung der Sickerwasserqualität zu kommen, sowie andererseits, wie stark die Sickerwasseremissionsniveaus einer Deponie von standortspezifischen Faktoren (Ablagerungshistorie, klimatische Bedingungen, deponietechnische Ausgestaltung usw.) abhängig sind. Eine Analyse der Daten in Abhängigkeit des Wasser-Feststoff-Verhältnisses wird im nächsten Abschnitt (siehe 4.1.2.3.2) vorgenommen.

In Tabelle 4-13 sind die Konzentrationsverläufe verschiedener Sickerwasserparameter nach Beendigung der Ablagerung für vier Zeitabschnitte (0-5 Jahre, 5-10 Jahre, 10-20 Jahre, über 20 Jahre) angeführt. Für die organische Belastung (CSB, BSB₅, TOC) des Sickerwassers kann eine stetige Konzentrationsabnahme mit zunehmendem Deponiealter beobachtet werden. Im Wesentlichen gilt das auch für die anderen dargestellten Sickerwasserkennwerte (Ammonium, Chlorid, AOX, Fe, CR),

mit Ausnahme des pH-Wertes und des BSB₅-CSB-Verhältnisses. Der pH-Wert schwankt in einem Wertebereich von 6,8 bis 8,8, wobei keine zeitabhängigen Veränderungen erkennbar sind. Das BSB₅-CSB-Verhältnis lässt keine Abnahme mit der Zeit erkennen (obwohl dies aus der Literatur bekannt ist), in erster Linie wird dies auf die Unschärfe der Einzelmessungen zurückgeführt, da das mittlere Verhältnis eines Zeitabschnittes durch einzelne (hohe) Werte stark beeinflusst werden kann. Aus diesem Grund wird das BSB₅-CSB-Verhältnis in der Analyse der anschließenden Analyse der Jahreswerte nicht inkludiert.

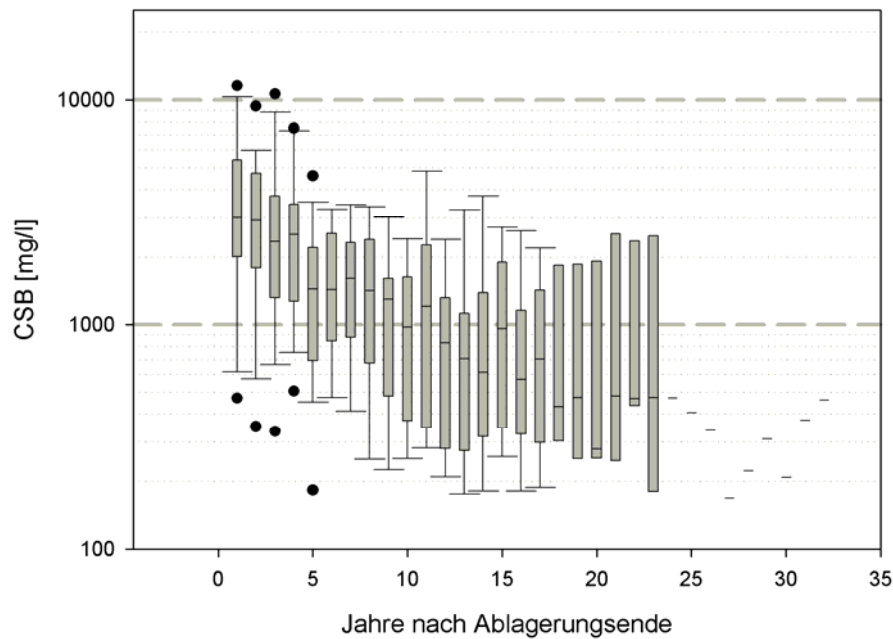


Abbildung 4-5: Boxplots¹⁰ der CSB-Konzentrationen im Deponiesickerwasser nach Stilllegung der Hausmüldeponie

Der Verlauf der CSB-Konzentration nach dem Ende der Ablagerungsphase ist in Abbildung 4-5 anhand von Boxplots der jeweiligen Jahresdurchschnittswerte aller Deponien dargestellt. Aus den illustrierten Bandbreiten und den Median-Werten lässt sich ein abnehmender Trend mit zunehmender Schließungsdauer erkennen. Der Median liegt direkt nach Stilllegung bei 3000 mg O₂/l und sinkt innerhalb der dokumentierten Zeiträume (20 – 30 Jahre nach Ablagerungsende) um ca. eine Größenordnung ab. Einen ähnlichen Verlauf weist auch der BSB₅ des Sickerwassers auf, wobei die Ausgangskonzentration für diesen Parameter bei ca. 550 mg O₂/l liegt. Insgesamt lässt sich für die organische Sickerwasserbelastung während

¹⁰ Die Boxplots im Rahmen dieser Arbeit sind wie folgt definiert:

Die Box beinhaltet 50 % der Messwerte und reicht vom 25%- zum 75%-Quantil. Die Linie in der Box kennzeichnet den Median. Die Fehlerbalken umfassen den Bereich zwischen Box und 10%- bzw. 90%-Quantil. Als Punkte sind das 5%- und das 95%-Quantil eingezeichnet. Zur Berechnung der Box sind Mindestens 3, zur Berechnung der Fehlerbalken mindestens 9 und für die Darstellung der 5%-und 95%-Quantile mehr als 18 Messwerte notwendig.

des Beobachtungszeitraumes ein abnehmender Trend feststellen¹¹, eine mathematische Beschreibung dieses Phänomens bzw. eine entsprechende Modellbildung wird in Kapitel 4.1.3 vorgenommen. In diesem Abschnitt soll primär die Charakteristik der erhobenen Emissionswerte dargestellt werden, jedoch noch keine weitergehende Modellvorstellung mit diesen Daten verknüpft werden.

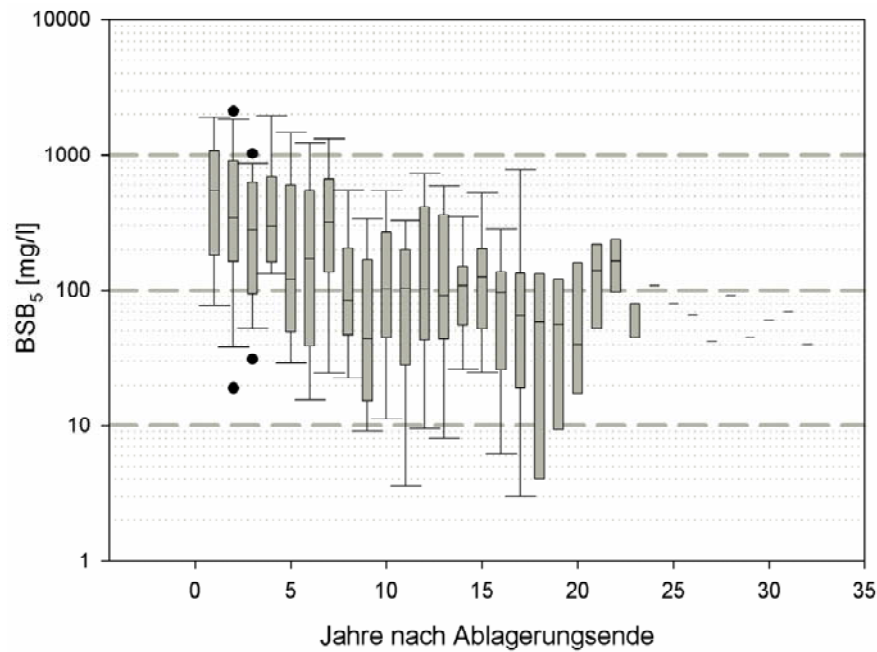


Abbildung 4-6: Boxplots der BSB₅-Konzentrationen im Deponiesickerwasser nach Stilllegung der Hausmülldeponie

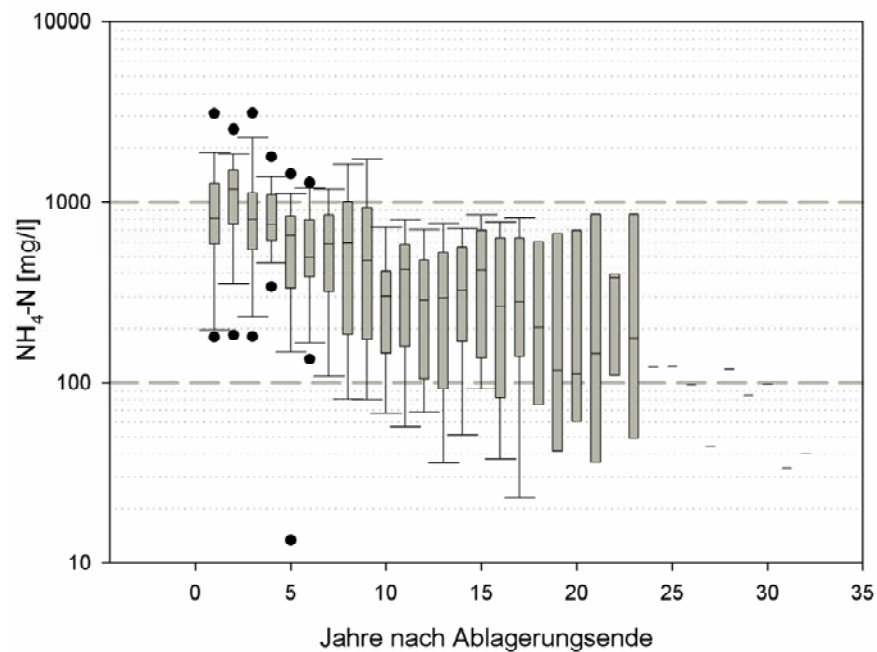


Abbildung 4-7: Boxplots der NH₄-N-Konzentrationen im Deponiesickerwasser nach Stilllegung der Hausmülldeponie

¹¹ gilt auch für den Verlauf der TOC-Werte, auf deren Darstellung hier verzichtet wird.

Im Vergleich mit organischen Sickerwasserparametern weist die Ammoniumbelastung eine flachere Abnahmekurve mit der Zeit auf (siehe Abbildung 4-7). Innerhalb des Beobachtungszeitraumes geht die Median-Konzentration von 800 mg N/l auf ca. 100 mg N/l, wobei die Schwankungsbreiten am Ende der Datenreihen relativ hoch sind (Streuung von einer Größenordnung). Es weisen also auch die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Messdaten eine deutliche Abnahme der mittleren Konzentrationen mit zunehmender Schließungsdauer auf, wobei allerdings große Abweichungen einzelner Messwerte zu beobachten sind. Auch die Chloridkonzentrationen streuen mit zunehmender Stilllegungsdauer stärker (vgl. Abbildung 4-8). Vermutlich liegt dies an der Abhängigkeit der Chloridkonzentration von der durchströmten Wassermenge, je mehr Wasser durch den Abfall geflossen ist desto mehr Chlorid konnte bereits ausgetragen werden. Dieser Zusammenhang wird bei der Messwertanalyse in Bezug auf das Wasser-Feststoff-Verhältnis genauer beleuchtet. Bei der Auswertung der Messdaten über die Zeit fällt jedenfalls auf, dass sich die Konzentrationsniveaus einzelner Deponien nach ähnlicher Stilllegungsdauer noch deutlich (eine Größenordnung) unterscheiden können. Generell lässt sich aber auch bei der Chloridkonzentration ein abnehmender Trend mit zunehmendem Deponiealter feststellen.

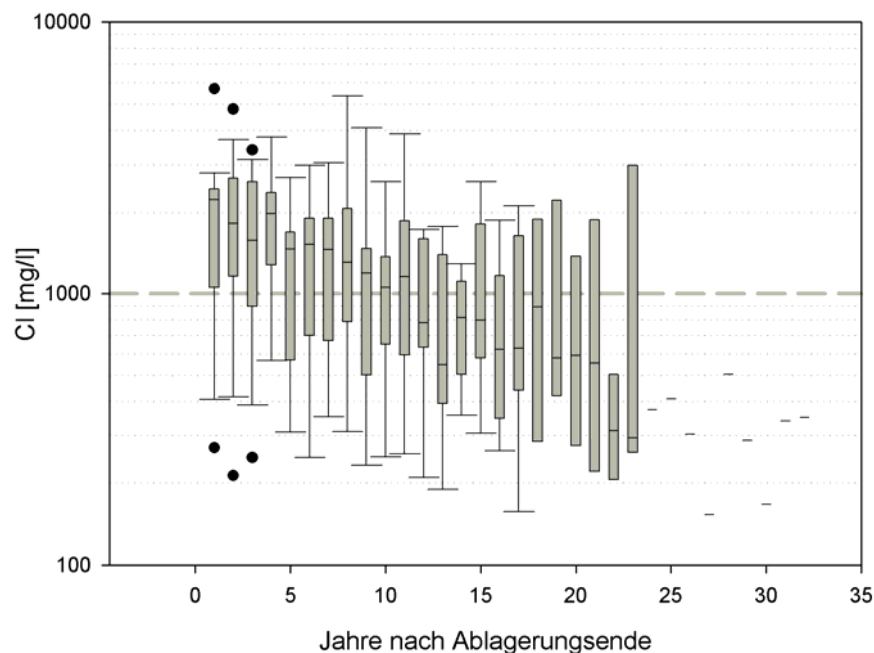


Abbildung 4-8: Boxplots der Cl-Konzentrationen im Deponiesickerwasser nach Stilllegung der Hausmülldeponie

In Abbildung 4-9 und Abbildung 4-10 sind die Sickerwasserkonzentrationen für AOX und Eisen dargestellt. Eisen wird exemplarisch für Metalle angeführt, da für diesen Parameter die meisten Messungen durchgeführt und die höchsten Gehalte erfasst wurden. Beide Parameter mit zunehmender Stilllegungsdauer sinkende Werte auf, wobei die Abnahme der Werte langsam erfolgt. Gegenüber den Konzentrationen unmittelbar nach Beendigung der Ablagerungen sind die Werte am Ende des Beobachtungszeitraumes

bachtungszeitraumes, also nach 20 - 30 Jahren der Stilllegung, um Faktor 4-5 niedriger. Die Konzentrationen anderer Metalle wie Chrom oder Zink weisen ähnliche Charakteristika auf wie dies anhand von Eisen beobachtet werden kann. Die Gehalte an Cadmium und Quecksilber sind generell sehr niedrig und eignen sich schlecht für eine longitudinale Auswertung, da mehr als 75 % der Konzentrationen unter der Bestimmungsgrenze¹² liegen.

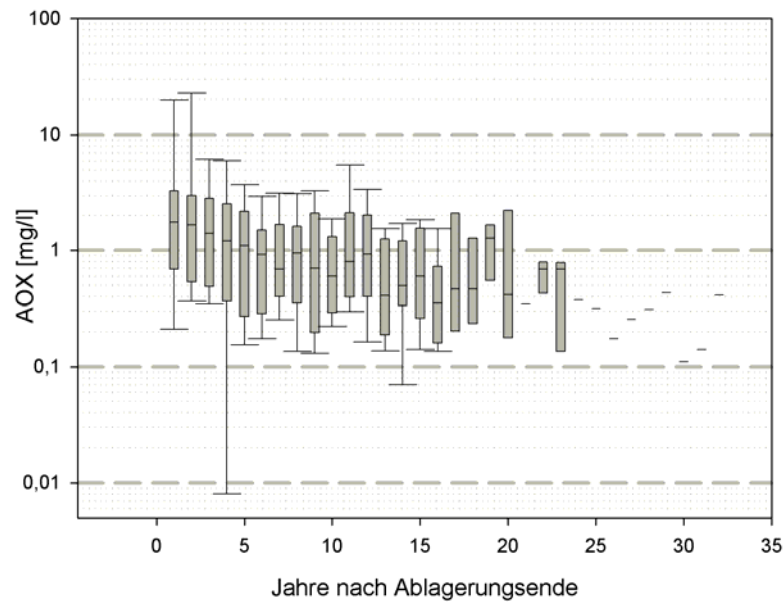


Abbildung 4-9: Boxplots der AOX-Konzentrationen im Deponiesickerwasser nach Stilllegung der Hausmülldeponie

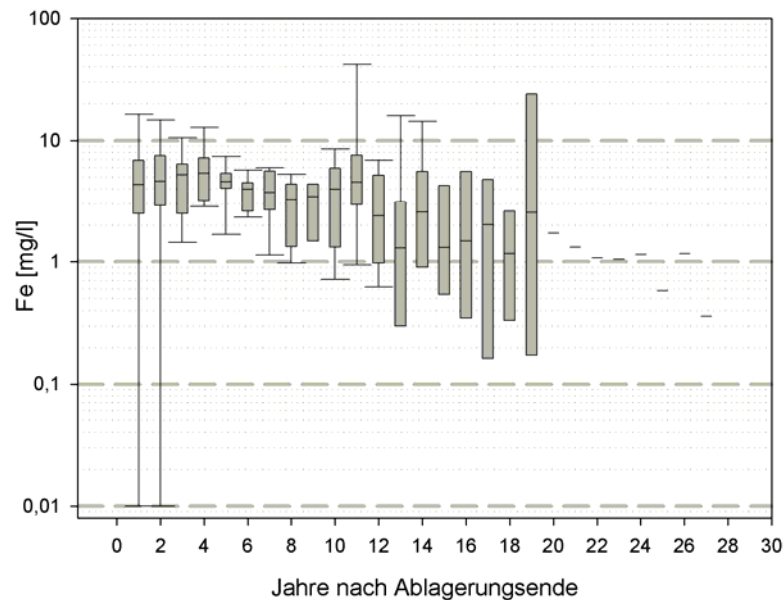


Abbildung 4-10: Boxplots der Fe-Konzentrationen im Deponiesickerwasser nach Stilllegung der Hausmülldeponie

¹² Bestimmungsgrenze für Cadmium je nach Messung zwischen 0,001 bis 0,05 mg/l bzw. für Quecksilber zwischen 0,0001 und 0,005 mg/l

Die abgesaugte Deponiegasmenge ist in Abbildung 4-11 für sechs Deponiestandorte dargestellt. Aus den Kurvenverläufen der jährlich erfassten Gasmengen wird deutlich, dass Deponien, die bereits zu Beginn der Ablagerung eine Gasfassung installiert haben, wesentlich höhere Gasausbeuten erzielen können. Diese Aussage bestätigt sich auch im Hinblick auf die spezifische Deponiegasmenge pro Tonne Abfalltrockensubstanz, welche in Abbildung 4-12 kumulativ dargestellt ist. Der Grund für die niedrige spezifische Gasausbeute der Deponie HM18 ist wahrscheinlich in der hohen Ablagerungsrate bzw. der kurzen Ablagerungsphase dieser Deponie zu suchen. Daher ist für diesen Standort in Zukunft mit hohen Gasmengen zu rechnen, da ein großer Teil der abgelagerten Abfälle einen hohen Gehalt an abbaubaren Kohlenstoff aufweist. Der Gaserfassungsgrad wird für die Deponien HM1, HM2 und HM3 insgesamt zwischen einem und zwei Dritteln abgeschätzt, nach Schließung bzw. Abdichtung der Deponien (d.h. in den letzten Beobachtungsjahren) ist höchstwahrscheinlich von einer noch besseren Gasfassungsquote auszugehen. Die anderen Deponien weisen durchaus niedrige Erfassungsquoten von 3 % bis 14 % auf. Einerseits ist das auf die späte Installation und mangelnde Adaption der Systeme zurückzuführen, andererseits sind einige Deponien noch nicht geschlossen (HM2, HM4-HM11, HM18) und werden daher noch in größerem Ausmaß zukünftig produziertes Gas bereits deponierter Abfälle absaugen. Nichtsdestotrotz werden sie die Gesamterfassungsquoten der Deponien HM1, HM2 und HM3 (letztere befindet sich ebenfalls noch in Betrieb) kaum erreichen können. Theoretische Gasproduktionsverläufe, wie in Abbildung 4-2 schematisch dargestellt, können anhand der verfügbaren Messwerte aufgrund zahlreicher Überlagerungen und unvollständiger Gasfassung kaum nachvollzogen werden. Am ehesten lässt sich ein „typischer“ Kurvenverlauf anhand der Gasfassung an Deponien mit sehr früh installierter Gasabsaugung nachvollziehen. Der Kurvenverlauf wird aber auch hier, durch die Interaktion zahlreicher Einflussfaktoren bestimmt. Letztendlich gilt, wie schon für Sickerwasseremissionen, auch für die Deponiegasemissionen, dass standortspezifische Faktoren einen dominanten Einfluss auf beobachtete und zu erwartende Emissionscharakteristika haben. Für eine zuverlässige Prognose ist deshalb eine einzelfallspezifische Betrachtung unumgänglich. Überlegungen dazu und in weiterer Folge zur Entwicklung von Prognosemodellen werden in Kapitel 4.1.3 dargestellt und diskutiert.

Das Volumenverhältnis von CH_4 und CO_2 im Deponiegas beträgt im Mittel 55:45 (vgl. Tabelle 9 und Abbildung 4-13), also einen typischen Bereich für Deponien in der stabilen Methanphase (siehe dazu Kapitel 4.1.1.1.2). Die zeitliche Veränderung der Deponiegaszusammensetzung ist für die Komponenten CH_4 und CO_2 in Abbildung 4-13 dargestellt. Die Methankonzentrationen steigen mit der Zeit an und liegen nach einer Ablagerungsdauer von 10 bis knapp 40 Jahren generell zwischen 45 und 65 Vol%. Die CO_2 -Anteile im Deponiegas verhalten sich gegenseitig dazu

und nehmen im Beobachtungszeitraum immer weiter ab. Sie liegen nach 10 – 40 Jahren in der Regel zwischen 30 und 45 Vol%.

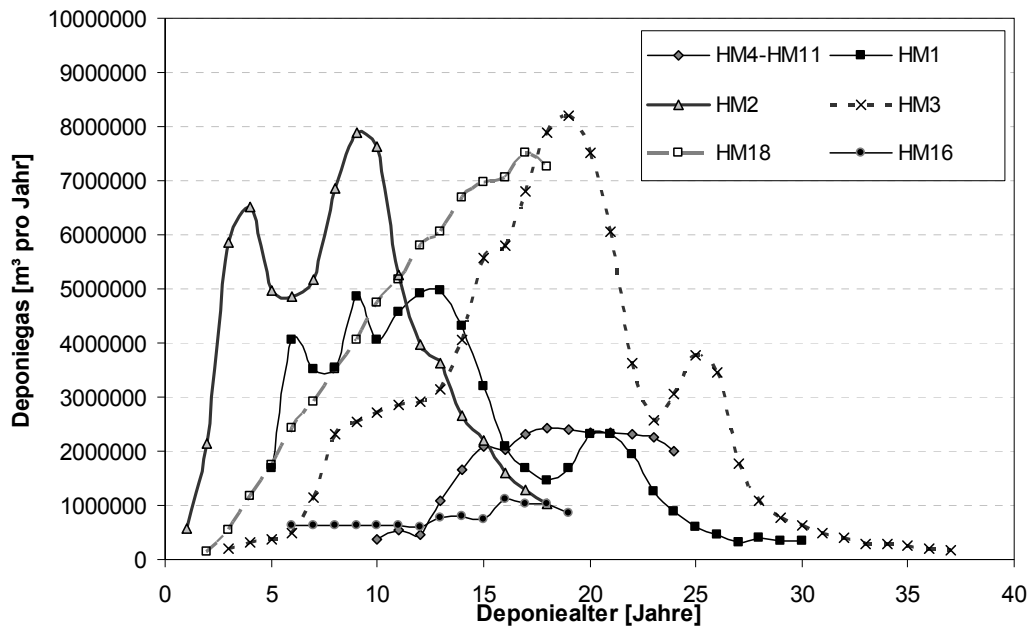


Abbildung 4-11: Jahreswerte der erfassten Deponiegasmengen (korrigiert für den angesaugten Luftanteil) ausgewählter Standorte in Abhängigkeit des Deponiealters (seit Beginn der Abfallschüttung)

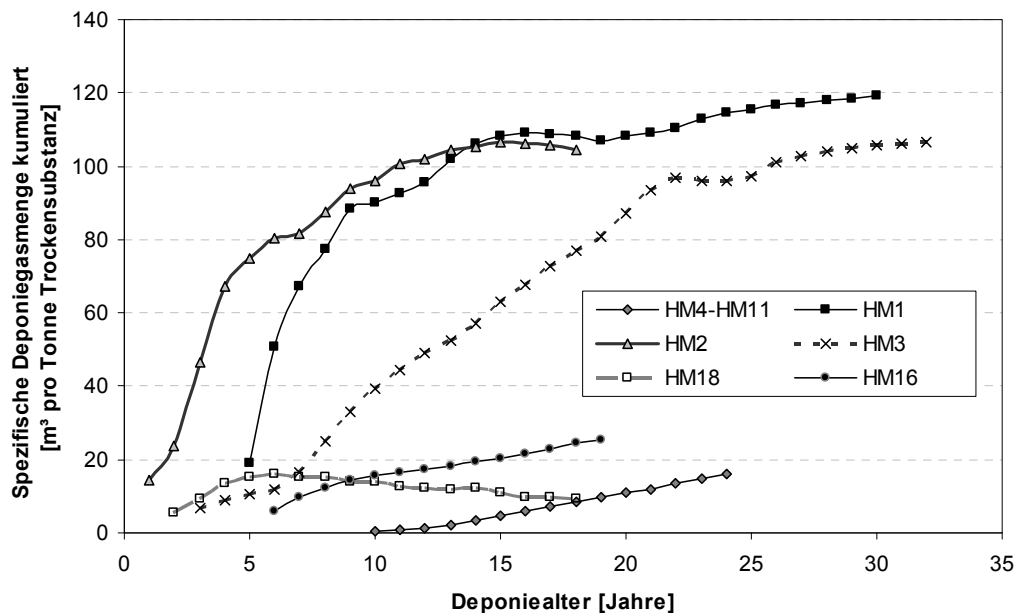


Abbildung 4-12: Kumulative Darstellung der erfassten Deponiegasmenge pro Tonne abgelagertem Abfall

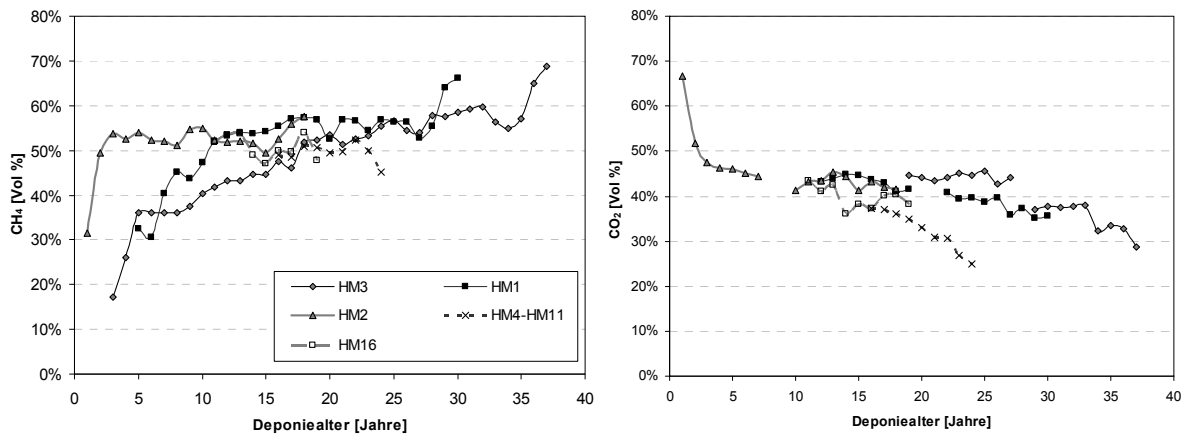


Abbildung 4-13: Volumenanteile der Deponiegaskomponenten CH_4 und CO_2 in Abhängigkeit der Zeit (CO_2 -Messreihen teilweise lückenhaft)

Aus der allgemeinen Diskussion der erhobenen Emissionsdaten in Abhängigkeit der Zeit wurde einerseits deutlich, dass sich für viele Parameter, speziell nach der Stilllegung einer Deponie, Trends erkennen lassen. Die Unterschiede zwischen einzelnen Deponien aber dennoch beträchtlich sein können und daher für eine Beurteilung und Prognose von Emissionsniveaus jedenfalls eine Analyse in Abhängigkeit wesentlicher Standortfaktoren notwendig ist. Die durchgeführten Auswertungen lassen zwar auf eine Vorhersagbarkeit von Emissionscharakteristika schließen, allerdings nur, solange die Rahmenbedingungen im Prognosezeitraum denen des Beobachtungszeitraumes grundsätzlich entsprechen. Bei einer Änderung der Rahmenbedingungen ist eine Extrapolation beobachteter Emissionsverläufe nur noch bedingt möglich. Dieser Problematik, einer Entwicklung von Modellen zur Abschätzung mittel- und langfristiger Emissionstrends, widmet sich Kapitel 4.1.3.

4.1.2.3.2 Auswertungen in Abhängigkeit des Wasser-Feststoff-Verhältnisses

Aus den vorhergehenden Auswertungen wurde unter anderem deutlich, dass standortspezifische Faktoren einen entscheidenden Einfluss auf die Emissionscharakteristik von Deponien ausüben. Eine Maßzahl die eine Berücksichtigung der klimatischen Bedingungen, der Oberflächenausgestaltung und der Ablagerungsmächtigkeit ermöglicht, ist das Wasser-Feststoff-Verhältnis (W/F) (vgl. Heyer 2005a). Im Rahmen der Studie EVAPASSOLD Heyer (2005a) wurde festgestellt, dass der Parameter W/F den signifikantesten Einfluss auf die verbliebene Stoffgefährlichkeit hausmüllähnlicher Ablagerungen hatte. Obwohl Faktoren, wie die Homogenität der Wasserströmung in einer Ablagerung, welche entscheidend auf verbliebene Emissionspotentiale und zukünftige Emissionsniveaus einwirken (siehe Döberl et al. 2005), bei der Ermittlung des W/F-Verhältnisses nicht berücksichtigt wer-

den, ist es anhand dieses Parameters möglich verschiedene Standorteigenschaften bei der Abschätzung von Emissionscharakteristika mit einzubeziehen. Im Anschluss wird die Berechnung des W/F kurz beschrieben:

$$W / F_a = \frac{I_a}{m_{TS,a}}$$

W/F_a	Wasser-Feststoff-Verhältnis nach a Jahren Ablagerungsdauer [l/kg]
I_a	In den Deponiekörper infiltrierte Gesamtwassermenge nach a Jahren [l]
$m_{TS,a}$	Gesamtmasse der Trockensubstanz abgelagerter Abfälle [kg TS]

Im Zuge dieses Kapitels werden die erhobenen Sickerwasserdaten in Abhängigkeit des W/F dargestellt und diskutiert. Ein Zusammenhang der Sickerwasserqualität mit der durchströmten Wassermenge pro Tonne abgelagerten Abfalls erscheint aufgrund fortschreitender Auswaschprozesse plausibel (inkludiert z.B. infiltrierte Wassermenge, Ablagerungsmächtigkeit) und bildet die Grundhypothese der folgenden Analysen. Dagegen erscheint die Zeit als wesentliche Einflussgröße auf die Sickerwasserzusammensetzung, gerade bei abgedichteten Deponien, wenig geeignet, da sie in keinem Zusammenhang mit Prozessen steht die tatsächlich am Stoffaustrag beteiligt sind.

Die Auswertung der Datenreihen erfolgt für alle Messwerte nach Beendigung der Ablagerung auf einer Deponie. Ab diesem Zeitpunkt ist ein abnehmendes W/F ausgeschlossen (vgl. Formel oben) und eine Beschreibung des Emissionsverhaltens in Abhängigkeit des W/F erscheint sinnvoll. Die Emissionscharakteristik im Zuge zunehmender Auswaschung wird, wie schon zuvor in Abhängigkeit der Zeit, für die Parameter CSB, BSB₅, NH₄—N, Cl, AOX und Fe dargestellt.

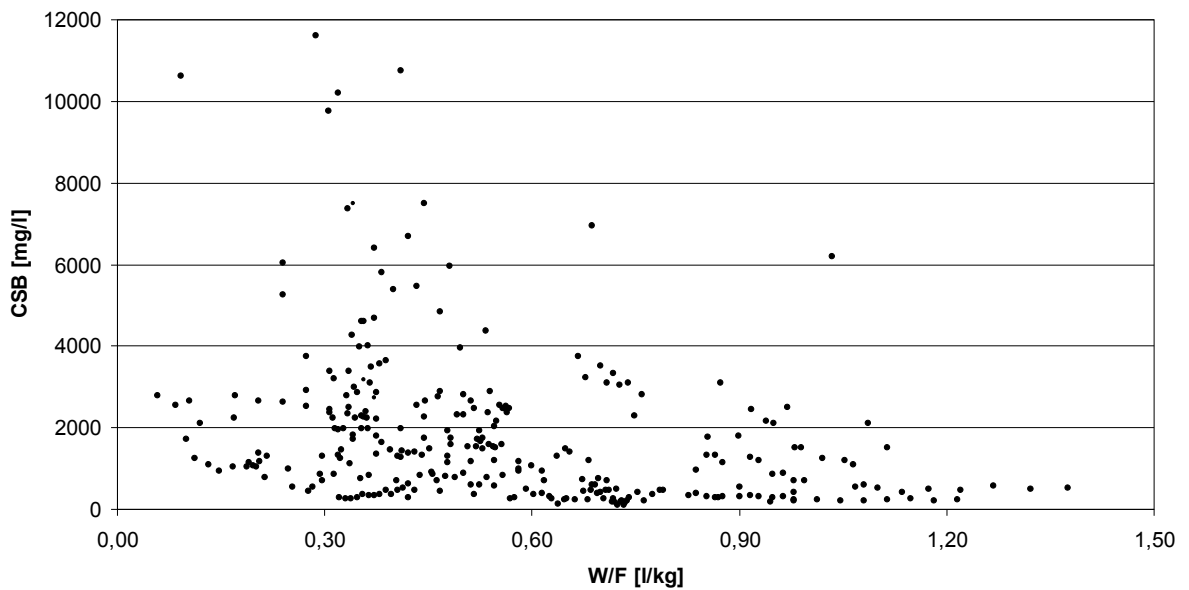


Abbildung 4-14: CSB-Konzentrationen im Sickerwasser in Abhängigkeit der ermittelten Wasser-Feststoff-Verhältnisse nach Stilllegung der Hausmülldeponien

Aus Abbildung 4-14 ist ersichtlich, dass der chemische Sauerstoffbedarf des Depo- niesickerwassers mit zunehmendem W/F abnimmt. Die Streuung der Werte ist allerdings erheblich, weswegen auch das Bestimmtheitsmaß einer Regressions- kurve (exponentielle Funktion) nur bei ca. 20 % liegt. Dadurch wird verdeutlicht, dass auch der einfache Zusammenhang zwischen infiltriertem Wasser pro kg Abfall und der Sickerwasserqualität nicht ausreicht um die beobachtete Variabilität der Messdaten zu erklären. Ähnlich verhält es sich auch für den biologischen Sauer- stoffbedarf innerhalb von 5 Tagen (siehe Abbildung 4-15), für den ebenfalls eine starke Streuung der Messwerte und nur eine schwache Abhängigkeit vom Wasser- Feststoff-Verhältnis beobachtet werden kann. Führt man die Regressionsanalysen nicht für die gesamte Stichprobe sondern jeweils für eine bestimmte Deponie durch, so weisen die Regressionskurven häufig Bestimmungsgrade von 60 Prozent und darüber auf. Einerseits zeigt das die Bedeutung einer standortspezifischen Betrach- tung und andererseits wird dadurch auch deutlich, dass bei einigen Deponien große Unsicherheiten bezüglich der Zuverlässigkeit gemessener Werte (Probenahme aus offenen Becken, registrierte Sickerwassermengen (Rückverrieselung), unterschied- liche Verdünnung (Sickerwasserabflussrate bei der Probenahme), Messfehler, Übertragungsfehler usw.) bestehen, welche die Güte der Regressionen negativ be- einflussen. Letzteres unterstreicht die Bedeutung eines gründlichen Deponiemoni- torings für die Beschreibung des gegenwärtigen und zukünftigen Emissionsverhaltens, so sollte ein Deponieüberwachungsprogramm für alle wesentlichen Arbeitsschritte Standards zu deren Durchführung festlegen.

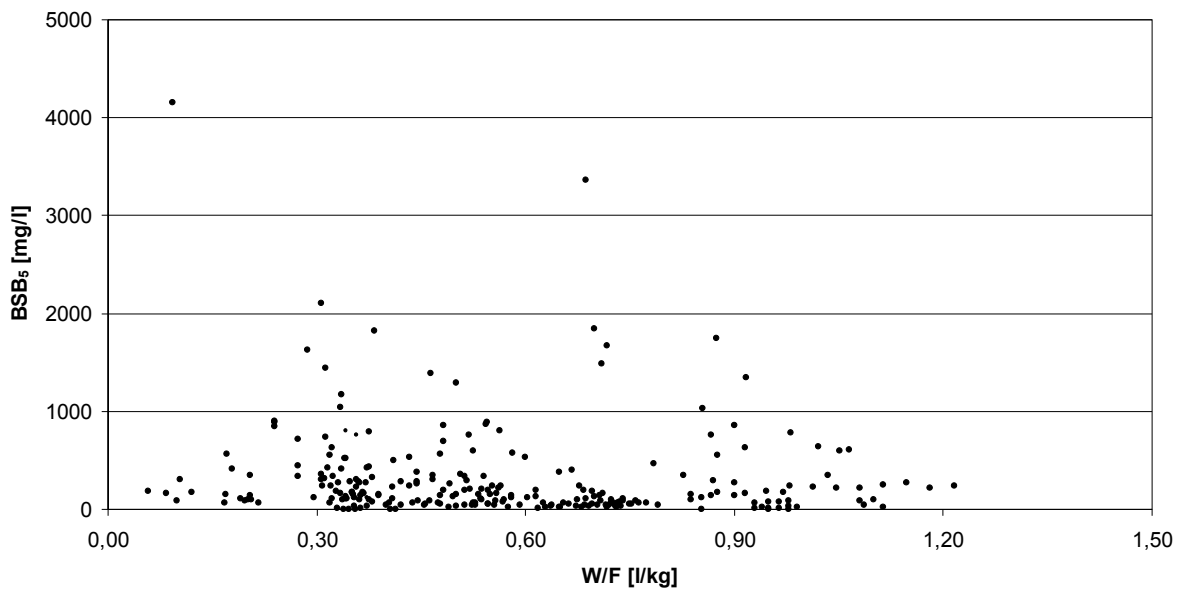


Abbildung 4-15: BSB_5 -Konzentrationen im Sickerwasser in Abhängigkeit der ermittelten Wasser-Feststoff-Verhältnisse nach Stilllegung der Hausmülldeponien

Mit den Sickerwasserkonzentrationen an Ammonium (vgl. Abbildung 4-16) und Chlorid (vgl. Abbildung 4-17) verhält es sich ähnlich wie mit der organischen Sickerwasserbelastung. Auch hier kann ein fallender Trend mit zunehmendem W/F beobachtet werden, der durch eine starke Streuung der Werte überlagert wird. Auf der Ebene einzelner Deponien lassen sich durch die Regressionen in vielen Fällen mehr als 50 Prozent der Schwankungen erklären – für den gesamten Datensatz liegen die Bestimmtheitsmaße hingegen weit unter 20 Prozent (NH_4 : exponentielle Funktion mit $R^2 = 9 \%$ bzw. Cl: exponentielle Funktion mit $R^2 = 14 \%$).

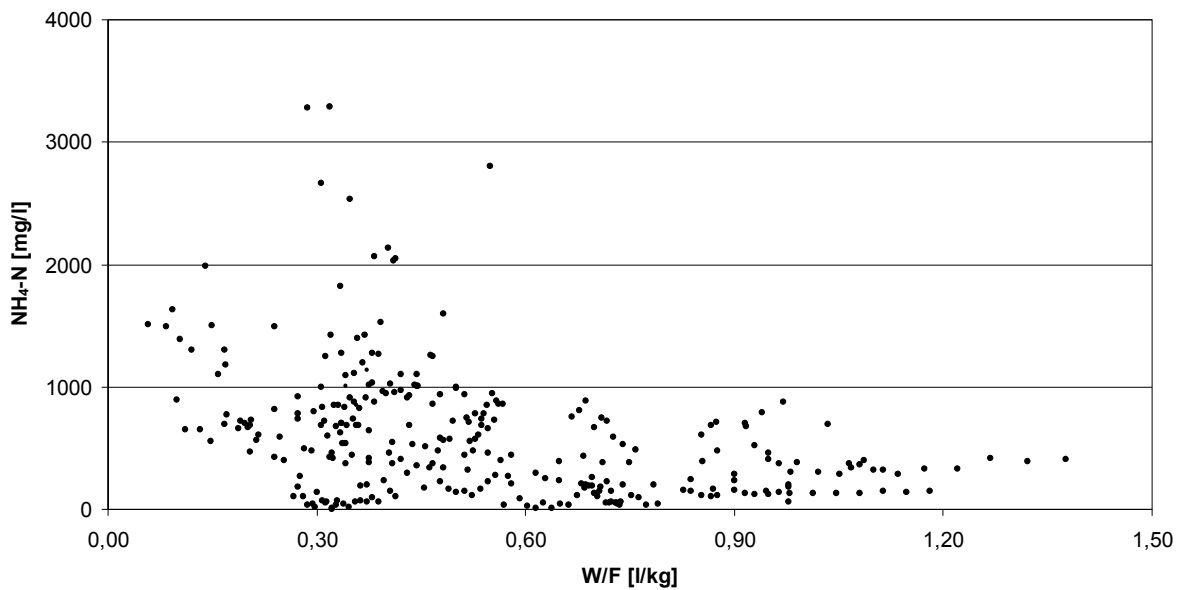


Abbildung 4-16: Ammonium-Konzentrationen im Sickerwasser in Abhängigkeit der ermittelten Wasser-Feststoff-Verhältnisse nach Stilllegung der Hausmülldeponien

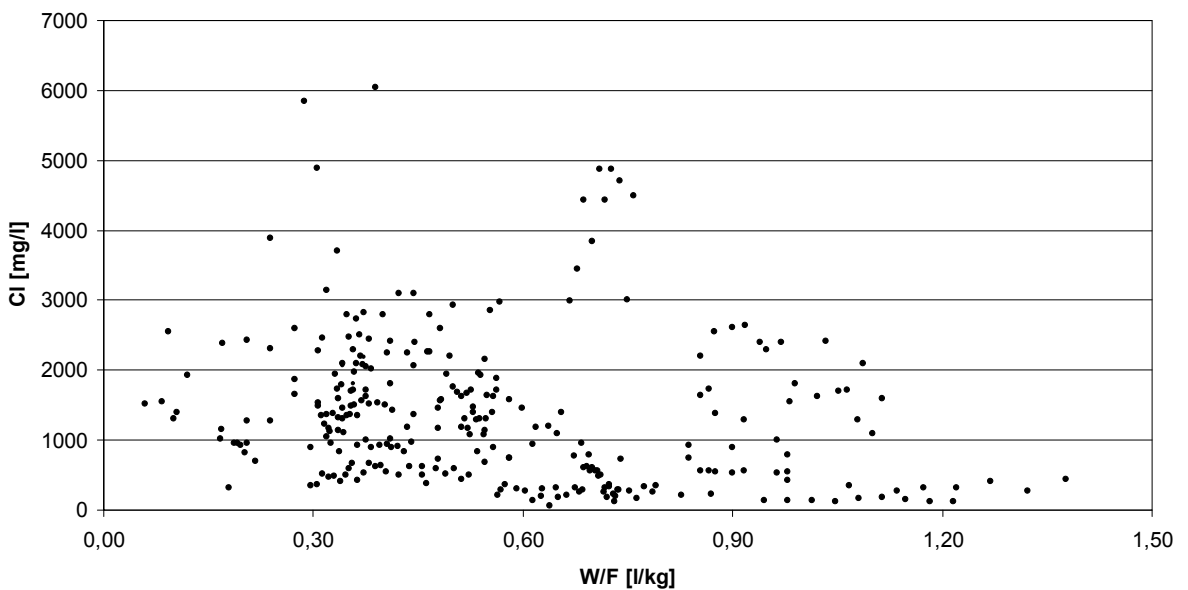


Abbildung 4-17: Chlorid-Konzentrationen im Sickerwasser in Abhängigkeit der ermittelten Wasser-Feststoff-Verhältnisse nach Stilllegung der Hausmülldeponien

Die AOX- (Abbildung 4-18) und Eisen-Konzentrationen (Abbildung 4-19) im Deponie-sickerwasser weisen ebenfalls große Schwankungen auf, allerdings lässt sich für diese Parameter kaum ein sinkender Verlauf mit zunehmendem W/F erkennen. Schließt man hohe Konzentrationen direkt nach Stilllegung der Deponie von der Analyse aus, so lässt sich kaum noch ein Trend erkennen. Das gilt besonders für die Eisenkonzentrationen, welche insgesamt einer großen Schwankungsbreite un-

terworfen sind. Letztendlich gilt auch für diese Kennwerte, dass die teilweise schlechte Datenqualität und verschiedene standortabhängige Faktoren (z.B. Abfallqualität, Heterogenität der Wasserströmung) keine aussagekräftige Analyse des gesamten Datensatzes zulassen.

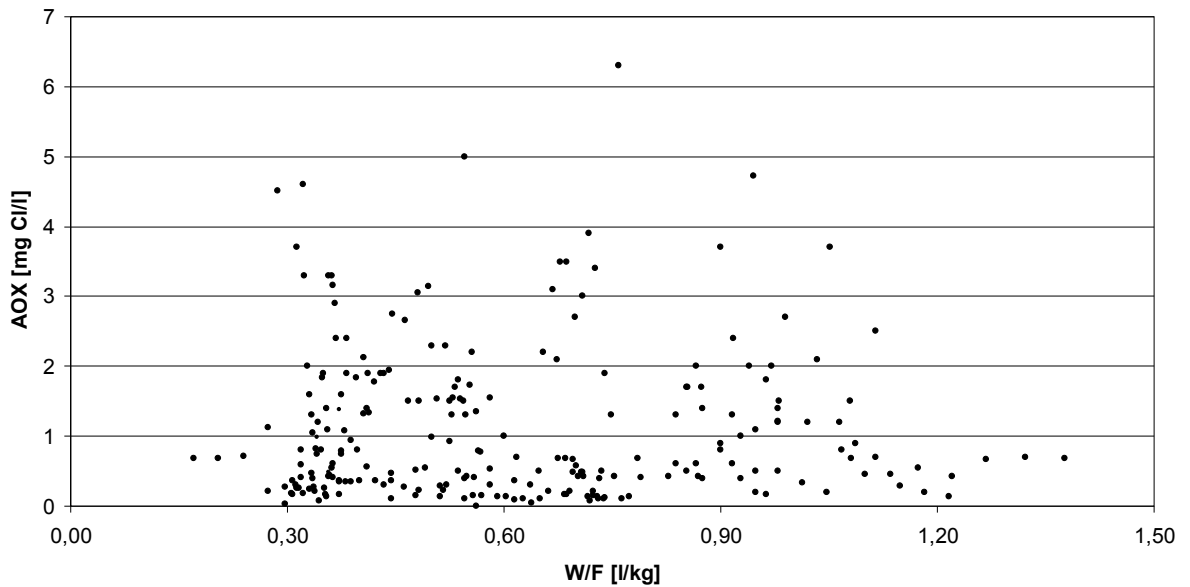


Abbildung 4-18: AOX-Konzentrationen im Sickerwasser in Abhängigkeit der ermittelten Wasser-Feststoff-Verhältnisse nach Stilllegung der Hausmülldeponien

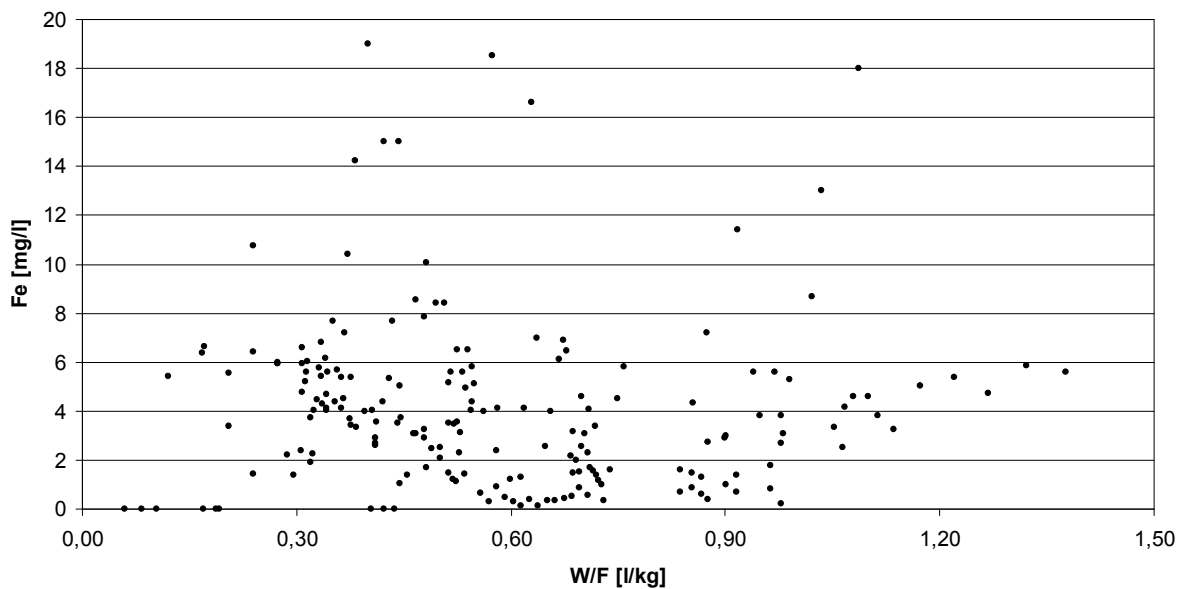


Abbildung 4-19: Eisen-Konzentrationen im Sickerwasser in Abhängigkeit der ermittelten Wasser-Feststoff-Verhältnisse nach Stilllegung der Hausmülldeponien

Eine weitergehende Analyse von Emissionscharakteristika anhand des Wasser-Feststoffverhältnisses wird, deponiespezifisch, bei der Entwicklung von Modellen zur Beschreibung und Prognose von Deponieemissionen vorgenommen (siehe Kapitel 4.1.3). Diese Auswertungen werden auf gut dokumentierte Deponiedatensätze beschränkt, um den Einfluss falscher bzw. nicht repräsentativer Messdaten zu reduzieren.

4.1.2.4 Ausgetragene Frachten und Massenbilanzen

In diesem Abschnitt werden zunächst die Emissionsfrachten der untersuchten Deponiestandorte über die Zeit dargestellt. Im Zuge der Frachtermittlung werden auch Überlegungen zu Unsicherheiten bei der Erhebung bzw. Schätzung von Sickerwassermengen und Jahresdurchschnittskonzentrationen angestellt. Basierend auf einer Evaluierung der Datenqualität der verschiedenen Deponiedatensätze werden schließlich Stoffbilanzen für ausgewählte Deponien erstellt, um zu ermitteln welche Emissionspotentiale noch im Deponiekörper verblieben sind und welcher Anteil bereits über den Gas- und den Wasserpfad emittiert wurde. Diese Abschätzungen und die verbliebenen Emissionspotentiale in alten Deponien bilden eine wesentliche Basis für die Modellentwicklung zur Bestimmung mittel- und langfristiger Emissionspotentiale aus Deponien.

4.1.2.4.1 Grobabschätzung von Emissionsfrachten über den Wasserpfad

Anhand der Sickerwasserkonzentrationen für CSB, $\text{NH}_4\text{-N}$, Cl und Fe und den Jahresickerwassermengen der jeweiligen Deponien wurden die Frachten für diese Parameter ermittelt. Die Ergebnisse der Frachtberechnungen sind in den folgenden Abbildungen (siehe Abbildung 4-20 bis Abbildung 4-23) dargestellt. Die ermittelten Frachten reichen von weniger als einem kg Eisen (Fe) bis zu mehr als 100 Tonnen chemischen Sauerstoffbedarfes pro Jahr.

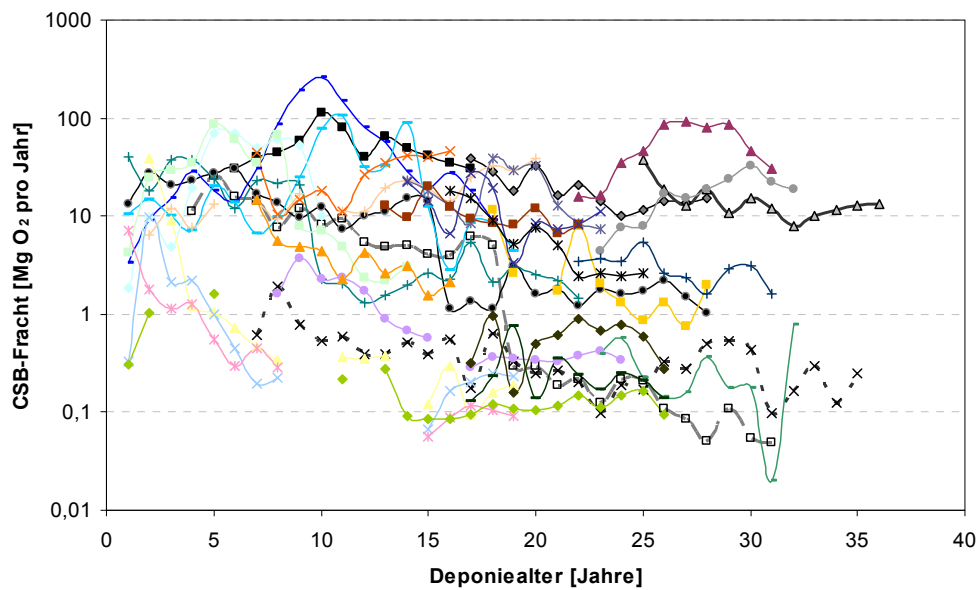


Abbildung 4-20: CSB-Frachten der Hausmülldeponien in Abhängigkeit des Deponiealters

Für alle Parameter ergeben sich, bedingt durch unterschiedliche Deponiegrößen, unterschiedliche Sickerwassermengen (Oberflächenabdeckungssysteme, Klima) oder unterschiedliche Konzentrationsbereiche, große Schwankungen. Trotzdem lässt sich, besonders deponiespezifisch, eine abnehmende Tendenz der Emissionsfrachten mit zunehmendem Deponiealter feststellen. Einerseits beruht dies auf abnehmenden Sickerwasserkonzentrationen (dies gilt v. a. für CSB, $\text{NH}_4\text{-N}$ und Cl) und andererseits kann es auf die Reduktion der Sickerwassermengen nach Abschluss der Deponieschüttung durch dichte oder dichtere Oberflächenabdeckungen zurückgeführt werden.

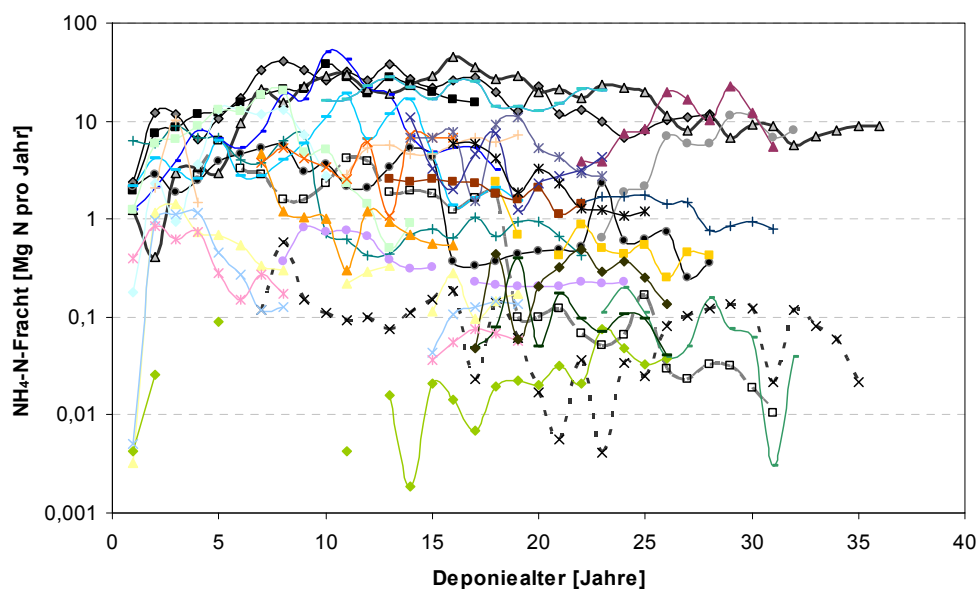


Abbildung 4-21: Ammonium-Frachten der Hausmülldeponien in Abhängigkeit des Deponiealters

Während die Frachten für die Parameter CSB, Ammonium und Chlorid tendenziell im Bereich einiger Tonnen pro Jahr liegen, sind die Eisenemissionen pro Jahr um ca. drei Größenordnungen niedriger. Diese bewegen sich in einem Bereich von unter einem Kilogramm bis zu einer halben Tonne pro Jahr.

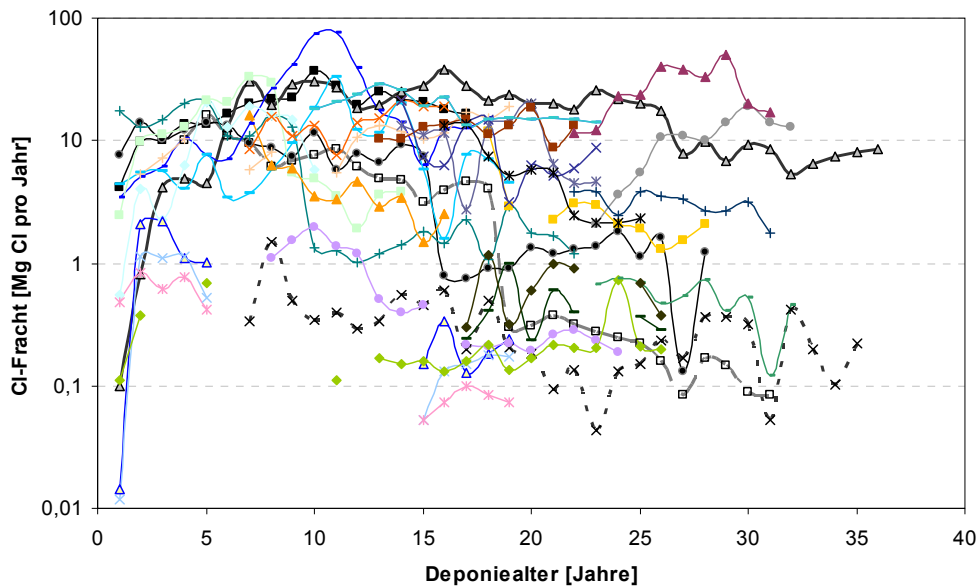


Abbildung 4-22: Chlorid-Frachten der Hausmülldeponien in Abhängigkeit des Deponiealters

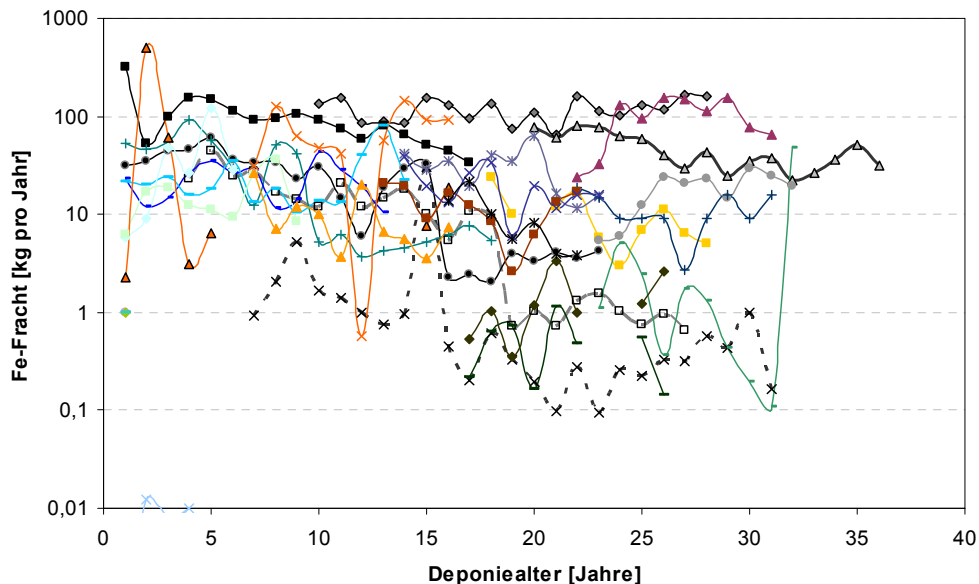


Abbildung 4-23: Eisen-Frachten der Hausmülldeponien in Abhängigkeit des Deponiealters

Die Verläufe der Emissionsfrachten sind mit großen Unsicherheiten behaftet (siehe Abschnitt O) und die exemplarische Darstellung der Parameter CSB, $\text{NH}_4\text{-N}$, Cl und Fe soll nur dazu dienen, den (erwartungsgemäß) abnehmenden Trend dieser Emis-

sionsfrachten zu verdeutlichen. Eine detaillierte Diskussion erfolgt erst auf der Ebene einzelner Deponien, für die auch eine eingehende Beurteilung der Datenqualität (und damit der Aussagekraft) durchgeführt wird.

Diskussion und Beurteilung der Unsicherheiten:

Die grundsätzliche Vorgehensweise bei der qualitativen Beurteilung der Datensätze wird in der Folge kurz dargestellt. Die präsentierte Methodik dient zuerst einer Einteilung der vorhandenen Daten in gut, mittel und schlecht dokumentierte Deponien (siehe Tabelle 4-15). Anschließend bildet diese Klassifizierung die Basis für eine quantitative Erfassung der vorhandenen Unsicherheiten bei Deponien, für welche in weiterer Folge Massenbilanzen ermittelt werden. Die Bewertungskriterien für die qualitative Erfassung der Unsicherheiten sind in Tabelle 4-14 angeführt. Die entsprechenden Messdaten werden qualitativ in die Kategorien gut – mittel – schlecht unterteilt. Das Ergebnis dieser Klassifizierung, angewendet auf die erhobenen Deponiedatensätze, ist in Tabelle 4-15 dargestellt. Die Frachtabschätzungen (vgl. Abbildung 4-20 bis Abbildung 4-23) wurden ohne Berücksichtigung bestehender Unsicherheiten vorgenommen – es ist jedoch zu betonen, dass sie, gerade deshalb unter dem Hintergrund von Tabelle 4-15, zu interpretieren sind. So gibt es beispielsweise nur 12 Deponien deren Daten zu Sickerwasserkonzentrationen oder –mengen nicht insgesamt als schlecht beurteilt werden. Besonders die Mengenangaben müssen kritisch hinterfragt werden, da hier ca. 40 % der Datensätze als schlecht klassifiziert. Aus Tabelle 4-15 ist auch ersichtlich, dass Gasdatensätze für wenige Deponien vorhanden und außerdem mit sehr großen Unsicherheiten behaftet sind. Aus diesem Grund wurde zuvor auch auf eine Berechnung der Frachten über den Gaspfad verzichtet – diese wird anschließend nur für ausgewählte (gut dokumentierte) Standorte im Rahmen der Massenbilanzierung durchgeführt.

Tabelle 4-14: *Bewertungskriterien und Aspekte zur Beurteilung der Qualität erhobener Emissionsdatensätze*

Sickerwasserdaten	
Konzentrationen	Mengen
<ul style="list-style-type: none"> - Anzahl der Messungen pro Jahr die für die Jahresmittelwertbildung zur Verfügung stehen (4 und mehr: sehr gut, 2-4: gut, 1: akzeptabel, 0: Schlecht (Wert wird interpoliert)) - Vollständigkeit der Messzeitreihe - Streuung der Messungen im Vergleich zum Mittelwert im jeweiligen Zeitabschnitt (Einteilung siehe z.B. Tabelle 4-12 und Tabelle 4-13) je höher desto geringer die Repräsentativität des Mittelwertes - Messunregelmäßigkeiten bzw. Verdacht ungenügender Messprotokolle (z.B. niedrige Ammonium- und hohe Nitratwerte im Sickerwasser einer Deponie in der stabilen Methanphase bei Beprobung aus offenem Sickerwasserbecken) - Anteil der Messwerte unter der Bestimmungsgrenze im Vergleich zu Messergebnissen, die zur Jahresmittelwertbildung heran gezogen werden können (bei weniger als 50 % der Werte über der Bestimmungsgrenze wurde als Wert die halbe Bestimmungsgrenze angesetzt, bei mehr als 50 % der Werte über der Bestimmungsgrenze wurde die Bestimmungsgrenze als Messwert angenommen). 	<ul style="list-style-type: none"> - Schätzwerte aus der klimatischen Wasserbilanz oder gemessene Mengen <ul style="list-style-type: none"> o Bestimmungsart des Sickerwasseranteils am Niederschlag (einfache Schätzung oder Referenzversuche) o Niederschlagsmessungen am Standort oder Daten einer Wetterstation in der Umgebung o Zuverlässigkeit der Messdaten (Durchflussmessungen – Pumpintervalle aus Sickerwasserschächten – Tank- bzw. Beckenfüllungen) o Vollständigkeit der vorhandenen Zeitreihen - Rückverrieselung von Sickerwasser am Standort <ul style="list-style-type: none"> o Ja oder nein o Dokumentation der zurück geführten Wassermengen erlaubt eine eindeutige Aufgliederung in Sickerwasser durch Infiltration und Wasser aus der Rückverrieselung - Generelle Beurteilung der Datenqualität <ul style="list-style-type: none"> o Plausibilität der Schwankungen des jährlichen Sickerwasseranfalles o Automatische bzw. routinemäßige Aufzeichnungen vs. Verrechnung von Sickerwasser zur Behandlung
Gasdaten	
<ul style="list-style-type: none"> - Vollständigkeit der Messzeitreihe <ul style="list-style-type: none"> o für die untersuchte Komponente o für die Stickstoffgehalte und andere Messparameter (Ermittlung der Korrekturfaktoren) - Streuung der Messungen im Vergleich zum Mittelwert im jeweiligen Zeitabschnitt (Einteilung siehe z.B. Tabelle 4-12 und Tabelle 4-13) je höher desto geringer die Repräsentativität des Mittelwertes - Anteil der angesaugten Luft – Korrekturfaktoren aus gemessenen Stickstoffgehalten ermittelt 	<ul style="list-style-type: none"> - Vollständigkeit der Messzeitreihe - Ermittlung der tatsächlich produzierten Gasmenge anhand der Daten zu abgesaugten Gas Mengen <ul style="list-style-type: none"> o Ermittlung der Erfassungsraten basiert auf gut dokumentierten Absaugkurven im Vergleich mit theoretischen Gasproduktionsmodellen o Erfasste Gasmenge lässt kaum Rückschlüsse auf tatsächliche Gasproduktion zu Literaturdaten - Generelle Beurteilung der Güte der Mengmessungen <ul style="list-style-type: none"> o Daten sind für einzelne Kompartimente verfügbar vs. in aggregierter Form für die gesamte Deponie

Tabelle 4-15: Qualitative Gesamtbeurteilung der erhobenen Emissionsdatensätze

Datensatz	Sickerwasserdaten		Gasdaten	
	Konzentration	Menge	Konzentration	Menge
gut	11	6	1	1
mittel	20	13	3	3
schlecht	1	13	9	9
Gesamt	32	32	13	13

Zuordnungsschlüssel:

gut: Beurteilungskriterien aus Tabelle 4-14 sind weitgehend erfüllt

mittel: Fundierte Schätzungen sind anhand verfügbarer Daten möglich

schlecht: Daten erlauben nur spekulative Auswertungen

Anhand der zuvor aufgelisteten Kriterien (vgl. Tabelle 4-14) und einer entsprechenden Beurteilung werden für ausgewählte Deponien quantitative Schätzwerte für die Standardabweichungen einer Normalverteilung um die ermittelten (deterministischen) Messgrößen abgeleitet. Diese Standardabweichungen stellen in weiterer Folge die Basis für eine Fehlerfortpflanzungsrechnung dar, welche schließlich eine Behaftung der ermittelten Frachtwerte mit quantitativen Unsicherheiten ermöglicht. Obwohl die berechneten Unsicherheitsbereiche auf zahlreichen Annahmen (begründet durch eine qualitative Beurteilung der verschiedenen Datensätze) beruhen, erscheint eine quantitative Behandlung der Unsicherheiten sinnvoll. Schließlich können nur auf diese Weise die, teilweise hochgradig unsicheren Schätzwerte auch mit Wertebereichen belegt werden, die die Zuverlässigkeit dieser Berechnungen zum Ausdruck bringen sollen. Eine qualitative Behandlung allein, wird dagegen oft nur als Zusatzinformation verstanden – nicht aber als die Ausgangsbasis für die Beurteilung der quantitativ erzielten Resultate. Bei der detaillierten Frachtermittlung und Bilanzierung ausgewählter Deponien im folgenden Abschnitt, werden daher quantitative Unsicherheitsbetrachtungen miteinbezogen und im Hinblick auf die Aussagekraft der Ergebnisse diskutiert.

4.1.2.4.2 Detaillierte Frachtermittlung und Massenbilanzen

Die detaillierte Ermittlung der Emissionsfrachten (inklusive der Beurteilung vorhandener Unsicherheiten) wird für sechs Deponien durchgeführt. Die Auswahl der Standorte erfolgte primär aufgrund der verfügbaren Daten und der abgeschätzten Datengüte (siehe dazu Tabelle 4-14). Außerdem wurden Deponien bevorzugt, die sich bereits in der Nachsorge befinden und dadurch Emissionszeitreihen über unterschiedliche Betriebsphasen aufweisen. Dementsprechend ist an fünf betrachteten Deponien die Ablagerung von Abfällen bereits abgeschlossen, wobei zwei Standorte bereits seit über 20 Jahren stillgelegt sind. Die in Betrieb befindliche Deponie wurde gewählt, da eine umfangreiche Dokumentation vorliegt, speziell in Bezug auf gasförmige Emissionen (vgl. Tabelle 4-15).

Die Bilanzierung der Deponien erfolgt gemäß der Methode der Stoffflussanalyse (siehe dazu ÖNORM (2005) oder Brunner und Rechberger (2004)). Als zeitliche Systemgrenze wird der Beginn der Abfallablagerungen bis zum Jahr 2007 festgelegt. Die räumliche Systemgrenze stellt der Deponiekörper, begrenzt durch die technischen Barrieren (Oberflächenabdeckung, Basisdichtung) dar. Als Grundlage für die Ermittlung verbliebener Potentiale und ausgetragener Emissionen dienen die Ablagerungshistorie der jeweiligen Deponien (Menge und Zusammensetzung der Abfälle) und die Emissionszeitreihen (Sickerwassermengen und –zusammensetzungen, Gasmengen und –zusammensetzungen). Im Anschluss werden diese Daten bzw. deren Auswertung präsentiert.

Die Bestimmung des ursprünglichen Stoffinventars erfolgt anhand der abgelagerten Abfallmengen und Literaturdaten über die Zusammensetzung dieser Abfälle. Auf allen untersuchten Deponien wurden primär Hausmüll und hausmüllähnliche Gewerbeabfälle abgelagert, wobei die Abfallzusammensetzung gemäß den Werten in Tabelle 4-16 über die Zeit verändert wurde. Als Ausgangsbasis dienten die Daten von Belevi und Baccini (1989), welche, entsprechend den Untersuchungen von Rolland und Scheibengraf (2003) an die Veränderung der Kohlenstoffgehalte im Abfall über die Zeit, angepasst wurden. Die höchsten und niedrigsten Werte aus Tabelle 4-16 dienen dazu eine mögliche Bandbreite der Zusammensetzung des abgelagerten Abfalls abzubilden. Die abgelagerten Mengen der Deponien liegen zwischen 80.000 und 1.400.000 Tonnen, wobei die mittlere Schütthöhe von 6 m (HM4) bis zu 30 m (HM8) reicht.

Tabelle 4-16: Abfallzusammensetzungen zur Ermittlung des ursprünglichen Emissionspotentials der untersuchten Hausmülldeponien

Stoff	hoch**	1970-1979***	1980-1989*	1990 - ***	niedrig**
C _{org}	360.000	304.500	290.000	240.000	200.000
N	7.000	5.000	5.000	5.000	3.000
Cl	8.700	7.200	7.200	7.200	5.700
Fe	60.000	50.000	50.000	50.000	40.000
Zn	2.000	1.200	1.200	1.200	900
Cd	14	11	11	11	8

*Werte für Restmüll aus Baccini et al. (1987) und Belevi und Baccini (1989)

**Höchster/niedrigster Literaturwert für Restmüll aus Fehring et al. (1997), Löffler (1988) zitiert in Döberl et al. (2002) oder Rolland und Scheibengraf (2003)

***Werte von Baccini et al. (1987) und Belevi und Baccini (1989) abgeändert gemäß den Untersuchungen von Rolland und Scheibengraf (2003)

Die spezifischen Frachten der einzelnen Deponien je Tonne Abfalltrockensubstanz sind in der Folge für den Wasserpfad (TOC, NH₄-N, Cl, AOX, Fe, Cr, Zn und Cd) und für den Gaspfad (C_{org}) dargestellt. Auf Basis der Jahresfrachtermittlung werden schließlich die Stoffbilanzen für den gesamten Bilanzzeitraum ermittelt. Durch eine

Gegenüberstellung des ursprünglich abgelagerten Stoffpotentials und der bereits ausgetragenen Stoffmengen können Rückschlüsse auf noch verbliebene Emissionspotentiale gezogen werden, welche anschließend im Zentrum der Überlegungen zur Abschätzung mittel- und langfristiger Emissionsniveaus stehen.

Die spezifische TOC-Fracht im Sickerwasser je abgelagerter Tonne Trockensubstanz ist in Abbildung 4-24 dargestellt¹³. Für alle untersuchten Deponien lässt sich eine deutliche Abnahme der spezifischen Frachten mit zunehmender Ablagerungsdauer feststellen. Die rapide Abnahme der Frachten nach Abdeckung bzw. Abdichtung ist besonders für Deponie HM5 (mittlere Ablagerungsdauer bei Installation der Oberflächenabdichtung 17 Jahre) deutlich zu erkennen. Innerhalb von zwei Jahren nehmen die spezifischen TOC-Frachten um mehr als eine Größenordnung ab. Ein ähnlich rascher Abfall könnte sich für Deponie HM8 abzeichnen, nach einer mittleren Ablagerungsdauer von 5,7 Jahren wurde die Deponie stillgelegt und zwei Jahre später abgedichtet. Generell gilt, dass für alle Deponien eine deutliche Abnahme der Frachten, auch unter Berücksichtigung der teilweise beträchtlichen Unsicherheiten, zu beobachten ist. Besonders offensichtlich ist dieser Trend nach Abdeckung/Abdichtung einer Deponie. So liegen die spezifischen TOC-Frachten während der Ablagerungsphase im Bereich von 10 bis 500 g TOC pro Tonne Trockensubstanz, nach Schließung und Abdeckung der Deponie gehen die Frachten um etwa eine Größenordnung zurück. Letzteres ist primär auf die reduzierte Sickerwassermenge zurückzuführen, die Auswirkungen sinkenden TOC-Konzentrationen im Sickerwasser kann anhand des spezifischen Frachtverlaufes von Deponie HM4 nachvollzogen werden – diese Deponie war bereits zu Beginn der Messzeitreihe abgedichtet und weist über den gesamten Messzeitraum keine wesentlichen Veränderungen der Sickerwassermenge auf. Dementsprechend bildet sich für den spezifischen Frachtverlauf eine flachere Kurve ab als dies für die anderen Deponien der Fall ist.

¹³ Teilweise mussten TOC-Werte über einen Schätzfaktor aus CSB-Werten ermittelt werden. Nach Ehrig (1989) kann das CSB/TOC-Verhältnis in der stabilen Methanphase mit 2,15 abgeschätzt werden.

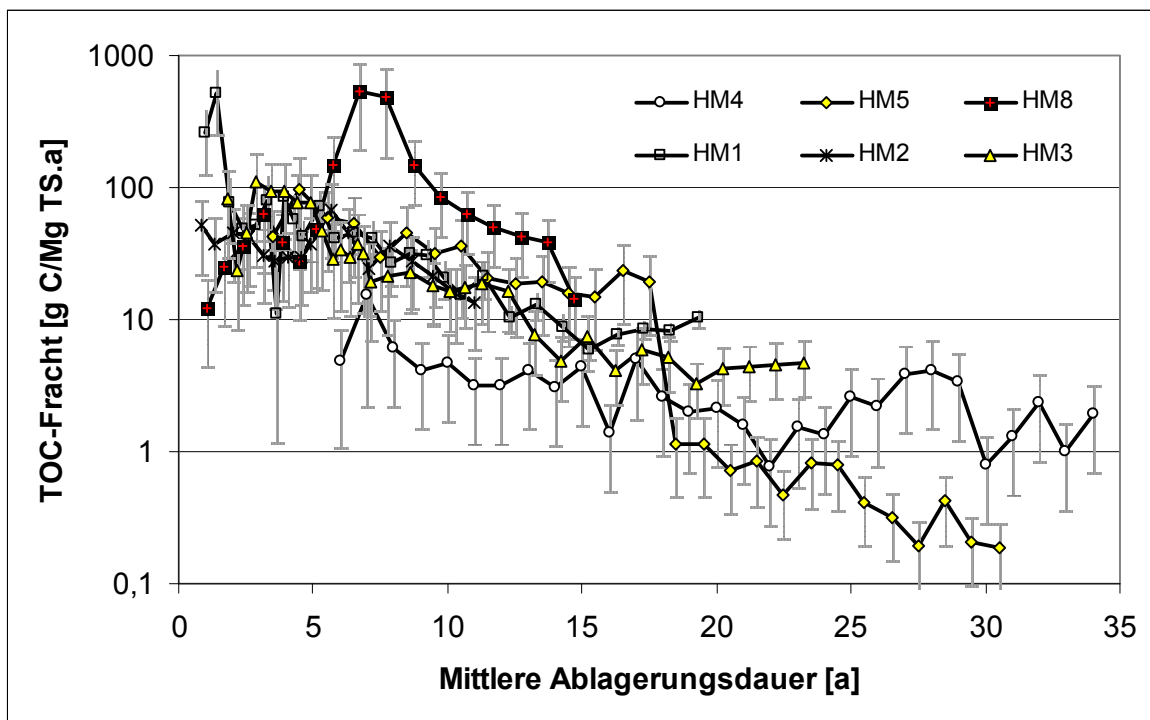


Abbildung 4-24: Spezifische TOC-Fracht im Sickerwasser der untersuchten Hausmülldeponien

In Abbildung 4-25 sind die spezifischen Ammoniumfrachten der sechs Deponien inklusive der jeweiligen Unsicherheitsbereiche dargestellt. Wie zuvor die organische Sickerwasserfracht, nimmt auch die spezifische Stickstofffracht mit zunehmender Ablagerungsdauer ab. Für Deponien, die während des Messzeitraumes abgedeckt/abgedichtet wurden (HM5, HM8, HM1, HM3), lässt sich eine stärkere Abnahme der Frachten erkennen als für Deponien deren Sickerwassersituation sich im Messzeitraum nicht wesentlich verändert hat (HM4 und HM2). Bei Ersteren liegt die Abnahme von Ablagerungsphase bis Nachsorgephase im Bereich einer Größenordnung, bei Letzteren verläuft die Kurve deutlich flacher. Die Frachtabnahme ist somit größtenteils auf die reduzierten Sickerwassermengen und nur in geringem Ausmaß auf sinkende Konzentrationen zurückzuführen.

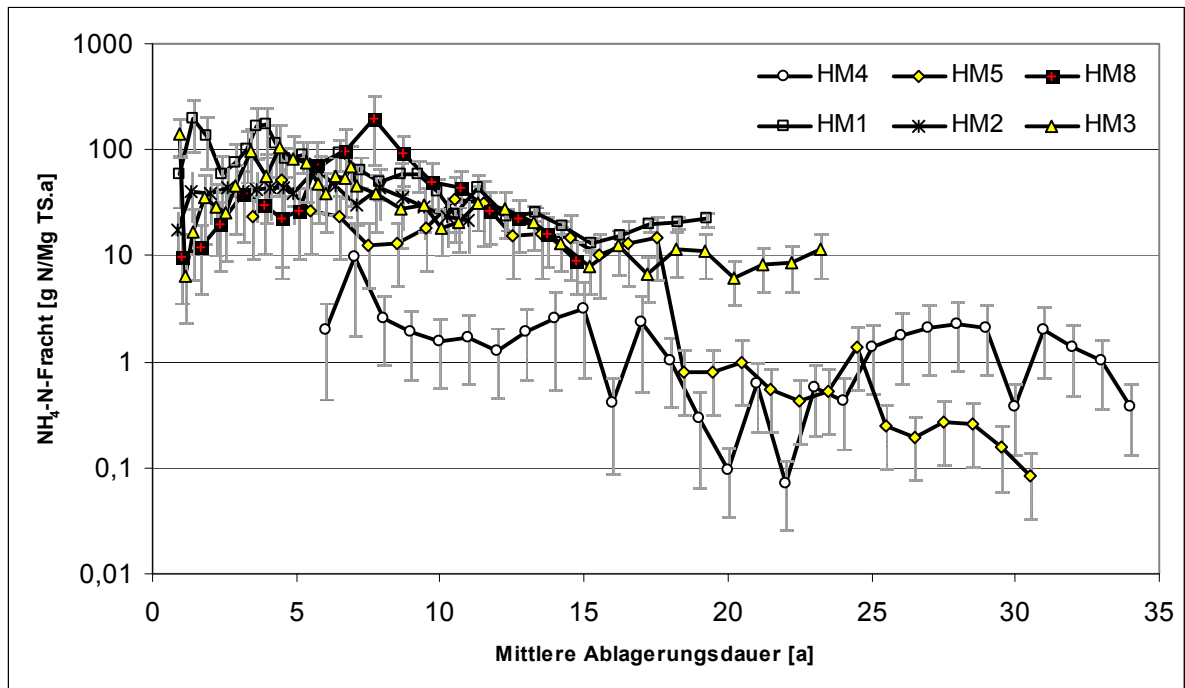


Abbildung 4-25: Spezifische $\text{NH}_4\text{-N}$ -Fracht im Sickerwasser der untersuchten Hausmülldeponien

Die Chloridfrachten der untersuchten Deponien sind in Abbildung 4-26 dargestellt. Die Verläufe der Chloridemissionen ähneln den NH_4 -Emissionsverläufen. Für alle Deponien nehmen die spezifischen Frachten mit der Zeit ab, wobei die Chloridfrachten während der Ablagerungsphase rund um 100 g Cl pro Tonne Abfall und Jahr liegen und nach Abdichtung der Deponie auf 1 – 10 g Cl pro Tonne Abfall und Jahr absinken. Ähnliche Charakteristika weist auch der Verlauf der AOX-Frachten auf (siehe Abbildung 4-27): Anfänglich liegen die AOX-Frachten bei 10 – 1000 mg AOX pro Tonne Abfall und Jahr, nach Abdichtung der Deponien sinken diese auf ein Niveau von 1 – 10 mg AOX pro Tonne Abfall und Jahr. Die Aussagen zu den Emissionsverläufen werden durch die ermittelten Unsicherheiten nicht abgeschwächt, allerdings sei darauf hingewiesen, dass der Unsicherheitsbereich teilweise bis zu einer Größenordnung ausmacht.

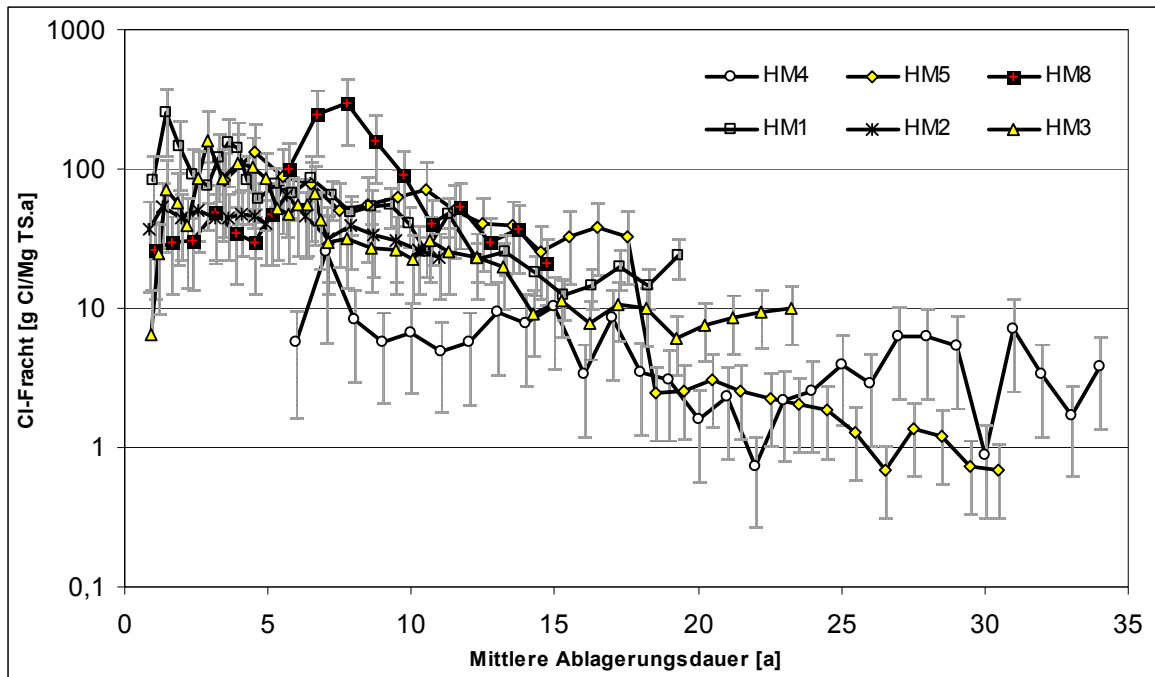


Abbildung 4-26: Spezifische Cl-Fracht im Sickerwasser der untersuchten Hausmülldeponien

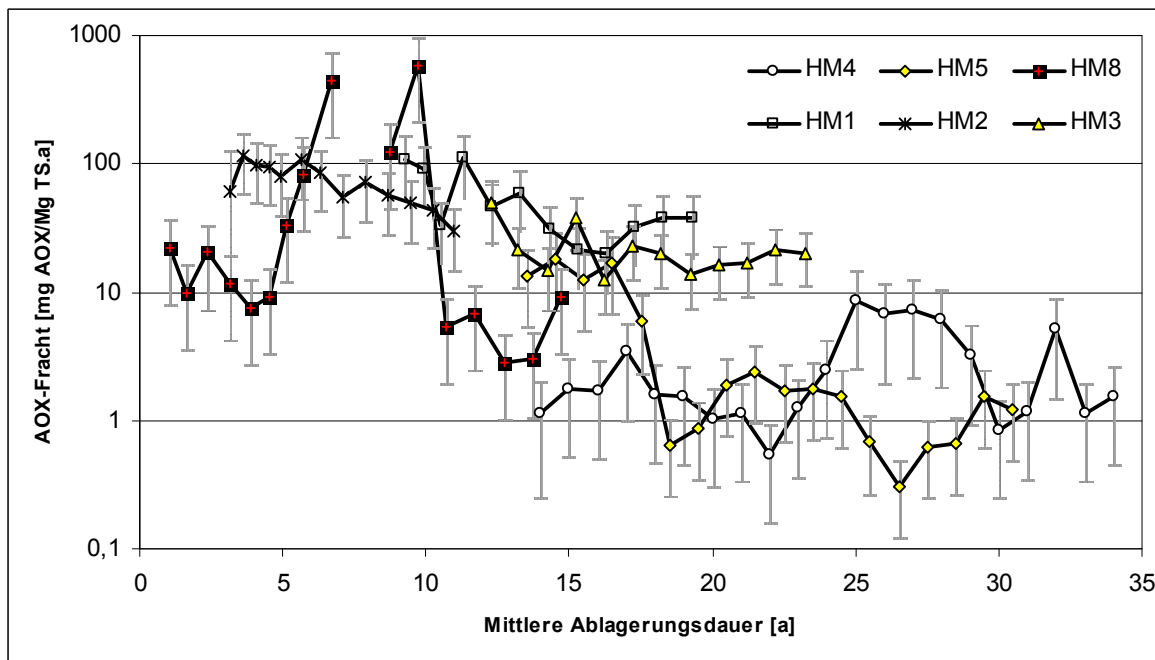


Abbildung 4-27: Spezifische AOX-Fracht im Sickerwasser der untersuchten Hausmülldeponien

Die ausgetragenen Metallfrachten sind für die betrachteten Deponien in Abbildung 4-28 - Abbildung 4-31 dargestellt. Die Eisenfrachten (siehe Abbildung 4-28) weisen anfänglich hohe Werte auf, bedingt werden diese durch die oft recht hohen Fe-Konzentrationen zu Beginn der Ablagerung (bzw. in Phasen mit erhöhter Ablagerungsrate) durch niedrigere pH-Werte des Sickerwassers (saure Abbauphase). Dies und

die reduzierten Sickerwassermengen nach Abschluss der Ablagerungen führen zu einer Abnahme der Eisenemissionen im Beobachtungszeitraum um einen Faktor 10 bis 100 (ausgenommen HM4, welche zu Beginn der Beobachtungen bereits in der Nachsorge befindet).

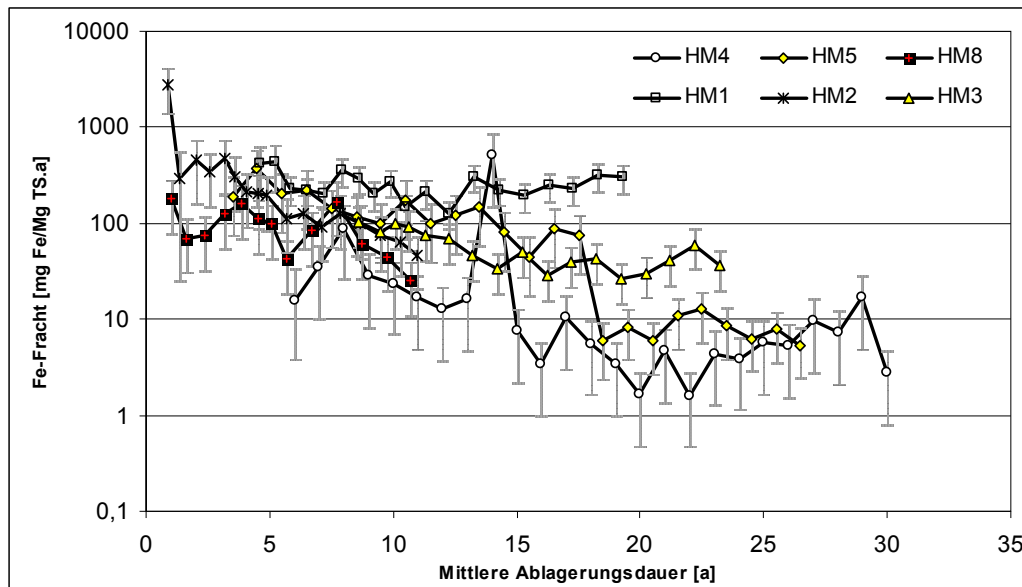


Abbildung 4-28: Spezifische Fe-Fracht im Sickerwasser der untersuchten Hausmülldeponien

Abnehmende Trends der spezifischen Frachten können auch für Chrom und Zink beobachtet werden (siehe Abbildung 4-29 und Abbildung 4-30). Die Kurven verlaufen im Vergleich zu den Eisenfrachten etwas gleichmäßiger, wobei sich die Unsicherheiten in einem ähnlichen Bereich bewegen. Die Wertebereiche der Cr- und Zn-Frachten liegen zwischen einigen hundert mg pro Tonne Abfall und Jahr (während der Abfallablagerung) und 0,025 mg pro Tonne Abfall und Jahr (nach Abdichtung).

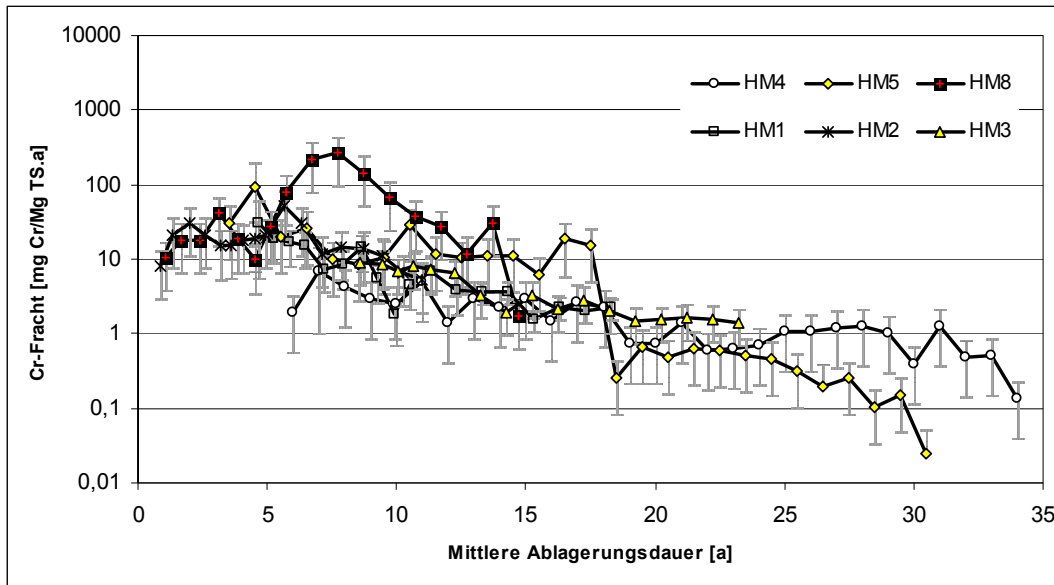


Abbildung 4-29: Spezifische Cr-Fracht im Sickerwasser der untersuchten Hausmülldeponien

Die Abnahme der Cadmiumfrachten (siehe Abbildung 4-31) mit zunehmender Ablagerungsdauer wird ausschließlich durch abnehmende Sickerwassermengen bedingt, die Konzentrationsverläufe zeigen keine sinkende Tendenz. Generell, liegen die Messergebnisse in den meisten Fällen (über 75 %) unter der Bestimmungsgrenze. Diese Messergebnisse wurden zur Ermittlung der Frachten mit der halben Bestimmungsgrenze approximiert (0,01 mg/l bzw. 0,005 mg/l). Die großen Unsicherheiten in Bezug auf die tatsächlichen Konzentrationen führen schließlich auch zu den enormen Unsicherheitsbereichen (in den meisten Fällen über eine Größenordnung) in Abbildung 4-31. Aufgrund dieser Schwankungsbreiten können in Bezug auf die Cadmiumfrachten keine Aussagen zum tendenziellen Verlauf gemacht werden. Es ist allerdings offensichtlich, dass die Cadmiumfrachten insgesamt in einem sehr niedrigen Bereich liegen und sich mit hoher Wahrscheinlichkeit unter 1 mg Cd pro Tonne Abfall und Jahr bewegen.

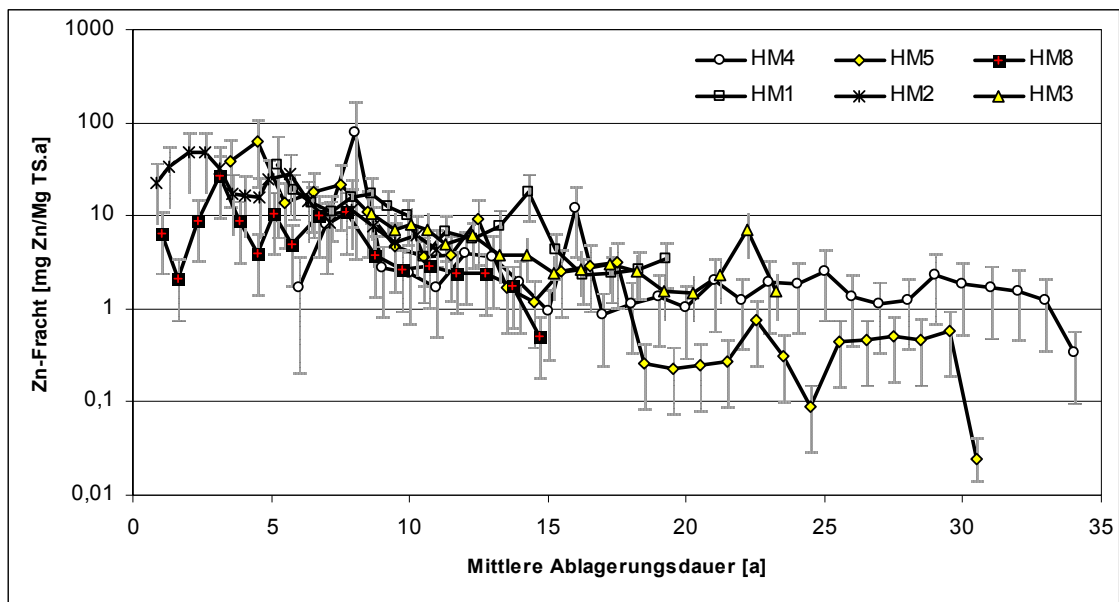


Abbildung 4-30: Spezifische Zn-Fracht im Sickerwasser der untersuchten Hausmülldeponien

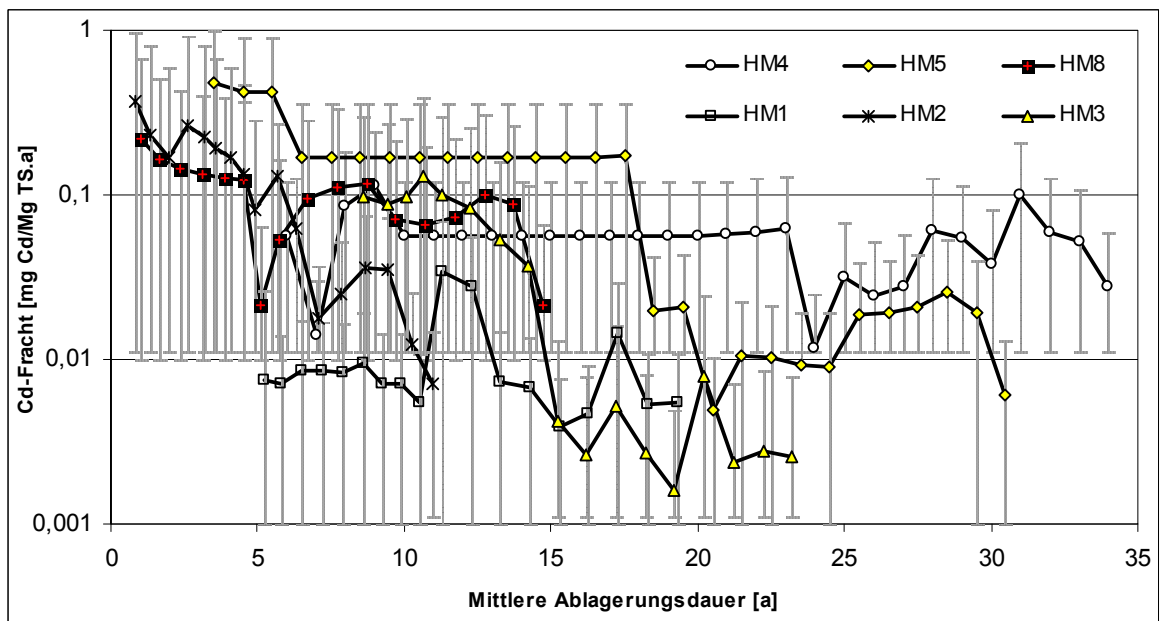


Abbildung 4-31: Spezifische Cd-Fracht im Sickerwasser der untersuchten Hausmülldeponien

Der spezifische Stoffaustrag pro Jahr über den Gaspfad ist für die sechs untersuchten Deponien in Abbildung 4-32 dargestellt. Für drei Deponien (HM4, HM5 und HM8) wurden theoretische Deponiegasproduktionsmodelle herangezogen (Tabasaran und Rettenberger (1987); BUWAL: Schweizer-Modell in Ehrig (1986)), da keine (aussagekräftigen) Messungen der erfassten Deponiegasmengen verfügbar waren. Die Abschätzung der Deponiegasmengen für die Deponien HM4, HM5 und HM8 ist

daher mit großen Unsicherheiten behaftet und unterschätzt mit großer Wahrscheinlichkeit die tatsächlich aufgetretenen Deponiegasmengen. Die dargestellten Kurvenverläufe entsprechen jeweils dem Modell nach Tabasaran und Rettenberger (1987) für die organischen Kohlenstoffgehalte aus Tabelle 4-16 und einem abbaubarem Kohlenstoffanteil von 60 %¹⁴. Die Bandbreite der dargestellten C-Fracht ergibt sich aus der Ermittlung der Gasmengen für unterschiedliche Abfallzusammensetzungen und mit unterschiedlichen Berechnungsmodellen.

Die erfassten Gasmengen der Deponien HM1, HM2 und HM3 sind beinahe für den gesamten Deponiezeitraum verfügbar. Außerdem existieren für diese Deponien Abschätzungen zu diffusen Gasemissionen, welche auf Emissionsmessungen (FID-Begehungen) beruhen. Für Deponie HM2 wurden über den gesamten Zeitraum Emissionsmessungen durchgeführt, für die beiden anderen Deponien gibt es entsprechende Messungen erst in der zweiten Betriebshälfte und nach Schließung der Deponien. Die Erfassungsquoten in den vollständig dokumentierten Zeitabschnitten liegen zwischen 35 und 80 %, wobei die Mittelwerte bei 55 bis 60 % liegen. Für Zeitabschnitte ohne Emissionsmessungen wird eine Erfassungsquote von 50 % angenommen, da am Anfang der Deponierung von etwas niedrigeren Erfassungsquoten ausgegangen werden muss.

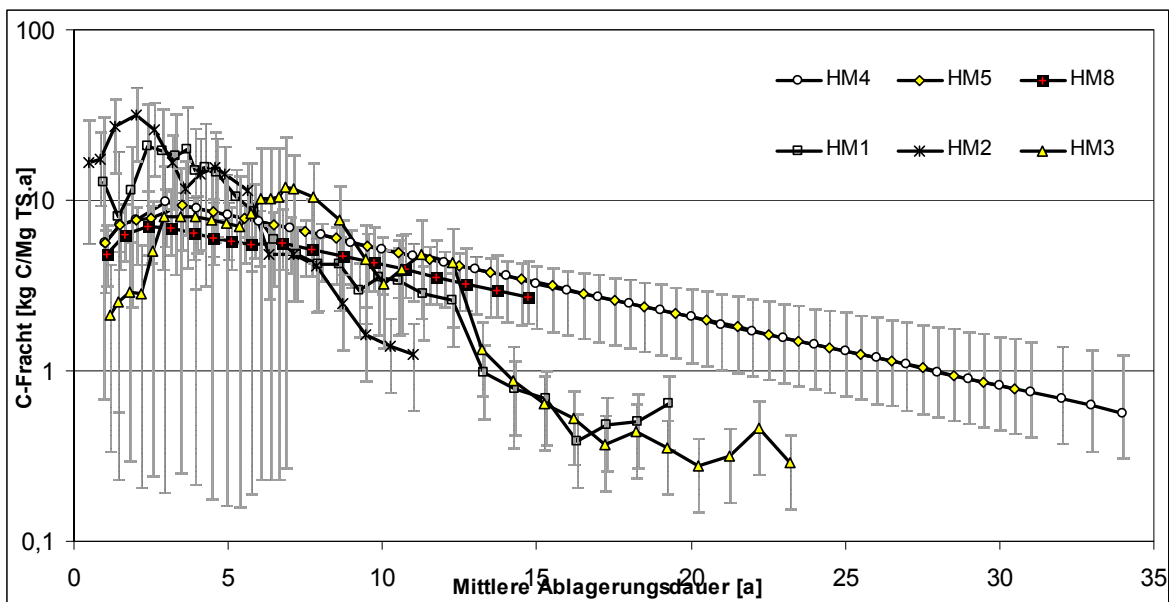


Abbildung 4-32: Spezifische C_{org} -Fracht im Deponiegas der untersuchten Hausmülldeponien

¹⁴ Die Ermittlung des abbaubaren Kohlenstoffanteiles anhand der Angaben in Rolland und Scheibengraf (2003) ergibt für 1998 einen Anteil des abbaubaren Kohlenstoffes im Restmüll von ca. 50 %. Aufgrund der höheren biogenen C-Gehalte im Restmüll der 70er- und 80er-Jahre wird zur Ermittlung der Deponiegasmenge ein durchschnittlicher abbaubarer C-Anteil von 60 % für Hausmüll und hausmüllähnliche Gewerbeabfälle angesetzt.

Vergleicht man die theoretisch erzielten Kohlenstofffrachten über das Deponiegas mit den gemessenen (bzw. teilweise gemessenen) Kurvenverläufen, so wird deutlich, dass die Gasprognosemodelle kaum in der Lage sind die tatsächliche Deponiegasproduktion abzubilden. Zu Beginn wird die Gasproduktionsrate generell unterschätzt und mit zunehmender Ablagerungsdauer überschätzt. Die gemessenen Frachtverläufe deuten darauf hin, dass die spezifische Kohlenstofffracht im Deponiegas nach 15 Jahren bereits deutlich unter 1 kg C pro Tonne Abfall (TS) und Jahr liegt. Die Gültigkeit dieser Aussage bleibt auch unter Berücksichtigung der ermittelten Unsicherheitsbereiche bestehen.

Die dargestellten Frachtverläufe werden in der Folge zur Bilanzierung der ausgetragenen und verbliebenen Stoffmengen herangezogen. Messreihen, die nicht das gesamte Deponiealter abdecken, werden durch die Extrapolation der geschätzten Trends (meist exponentiell) vervollständigt. Die ermittelten Werte werden mit hohen Unsicherheiten behaftet, da eine Extrapolation (v. a. für Zeitabschnitte mit geänderten Rahmenbedingungen, z. B. niedriger pH-Wert zu Beginn der Ablagerung) nur eine sehr grobe Schätzung der Emissionen darstellen kann.

In Tabelle 4-17 sind die Ergebnisse der Stoffbilanzierung spezifisch pro Tonne abgelagerter Abfalltrockenmasse angeführt. Die unterschiedlichen Inputzusammensetzungen der einzelnen Deponien ergeben sich aufgrund unterschiedlicher Betriebszeiträume (vgl. Tabelle 4-16), die Abfallzusammensetzung für ein bestimmtes Jahr wird für alle Deponien gleich angenommen. Die Standardabweichung der berechneten Outputflüsse wird anhand der Unsicherheiten für die Sickerwasseremissionen und der abgeschätzten Schwankungsbereiche der Gasemissionen (für Kohlenstoff) ermittelt. Andere Unsicherheiten (wie z.B. in Bezug auf die Inputzusammensetzung) werden aus Gründen der Übersichtlichkeit in Tabelle 4-17 nicht miteinbezogen. Eine Diskussion der mittleren Transferkoeffizienten für die ausgewählten Stoffe erfolgt anschließend für jede einzelne Deponie.

Tabelle 4-17: Stoffbilanzdaten pro Tonne abgelagertem Hausmüll für den jeweiligen Bilanzzeitraum (Ablagerungsbeginn bis inkl. 2007)

HM4	C	N	Cl	Fe	Zn	Cd
m. A. = 34 a						
W/F = 0,77	[kg/Mg TS]	[kg/Mg TS]	[kg/Mg TS]	[g/Mg TS]	[g/Mg TS]	[g/Mg TS]
Input	305	5	7,2	50000	1200	11
Output (MW)	122*	0,14	0,5	2,8	0,4	0,004
Output (St.Ab.)	39*	0,02	0,2	1,1	0,2	0,001
HM5	C	N	Cl	Fe	Zn	Cd
m. A. = 30,5 a						
W/F = 0,74	[kg/Mg TS]	[kg/Mg TS]	[kg/Mg TS]	[g/Mg TS]	[g/Mg TS]	[g/Mg TS]
Input	305	5	7,2	50000	1200	11
Output (MW)	121*	0,53	1,3	3,5	0,3	0,004
Output (St.Ab.)	38*	0,12	0,3	0,7	0,1	0,001
HM8	C	N	Cl	Fe	Zn	Cd
m. A. = 14,7 a						
W/F = 0,39	[kg/Mg TS]	[kg/Mg TS]	[kg/Mg TS]	[g/Mg TS]	[g/Mg TS]	[g/Mg TS]
Input	240	5	7,2	50000	1200	11
Output (MW)	74*	0,8	1,3	1,2	0,1	0,002
Output (St.Ab.)	35*	0,2	0,2	0,2	0,02	0,001
HM1	C	N	Cl	Fe	Zn	Cd
m. A. = 19,3 a						
W/F = 1,38	[kg/Mg TS]	[kg/Mg TS]	[kg/Mg TS]	[g/Mg TS]	[g/Mg TS]	[g/Mg TS]
Input	272	5	7,2	50000	1200	11
Output (MW)	100	1,0	1,0	5,16	0,25	0,0002
Output (St.Ab.)	16	0,1	0,1	0,5	0,04	0,0001
HM2	C	N	Cl	Fe	Zn	Cd
m. A. = 11 a						
W/F = 0,39	[kg/Mg TS]	[kg/Mg TS]	[kg/Mg TS]	[g/Mg TS]	[g/Mg TS]	[g/Mg TS]
Input	256 [§]	5	7,2	50000	1200	11
Output (MW)	102	0,43	0,45	2,46	0,20	0,0011
Output (St.Ab.)	14	0,06	0,06	0,46	0,04	0,0006
[§] D5 wurde ab 1990 betrieben in den ersten 4 Jahren wurden aber organikreichere Abfälle abgelagert (Annahme der C-Konzentrationen für 80 er Jahre für diesen Zeitraum)						
HM3	C	N	Cl	Fe	Zn	Cd
m. A. = 23,2 a						
W/F = 0,45	[kg/Mg TS]	[kg/Mg TS]	[kg/Mg TS]	[g/Mg TS]	[g/Mg TS]	[g/Mg TS]
Input	285	5	7,2	50000	1200	11
Output (MW)	99	0,68	0,68	2,01	0,16	0,0018
Output (St.Ab.)	18	0,07	0,07	0,33	0,03	0,0006

Anmerkungen:

m. A. = mittlere Ablagerungsdauer des Abfalls, W/F = Wasser-Feststoff-Verhältnis im Jahr 2007 [in l pro kg TS]

*Abschätzungen beruhen ausschließlich auf theoretischen Gasproduktionsmodellen.

Deponie HM4 weist die längste mittlere Ablagerungsdauer auf, wurde aber nur kurz betrieben und dann rasch abgedeckt. Während des Betriebes ist relativ viel Wasser in den Deponiekörper infiltriert, danach stieg das W/F nur noch langsam an. Die Messreihe für HM4 beinhaltet keine Sickerwasserkonzentrationen für den Betriebszeitraum und auch nicht für den Anfangszeitraum nach Abdeckung der Deponie, was höchstwahrscheinlich zu einer Unterschätzung der ausgetragenen Frachten in diesem Zeitraum führt, da die Extrapolation basierend auf Konzentrationsangaben der geschlossenen Deponie vorgenommen werden musste.

Nach einer mittleren Ablagerungsdauer von 34 Jahren befinden sich noch ca. 60 % des abgelagerten Kohlenstoffes im Deponiekörper, ca. 40 % wurden über das Gas ausgetragen und 0,1 % über das Sickerwasser (siehe Abbildung 4-33). Für diese Deponie sind keine Gasmessungen verfügbar, daher wird der Gasaustrag über theoretische Gasproduktionsmodelle abgeschätzt, dementsprechend müssen die Angaben zum gasförmigen Kohlenstoffaustrag als wenig belastbar angesehen werden. Es ist davon auszugehen, dass diese die tatsächlich produzierte Gasmenge überschätzen (vgl. Krümpelbeck 2000) und somit in Wirklichkeit deutlich weniger Kohlenstoff aus dem Deponiekörper ausgetragen wurde. Für Stickstoff und Chlorid zeigt sich, dass deutlich mehr als 90 % der ursprünglich vorhandenen Stoffmenge im Deponiekörper verbleiben, wobei auch hier anzumerken ist, dass das Fehlen der Emissionszeitreihen für die Betriebsphase der Deponie tendenziell zu einer (wenn auch vermutlich geringfügigen) Unterschätzung der ausgetragenen Stoffmengen führt. Letzteres gilt auch für die Bilanzierung der Metalle, das ändert jedoch nichts an der Aussage, dass im Bilanzzeitraum weniger als 0,1 % des Ausgangspotentials an Metallen emittiert wurden.

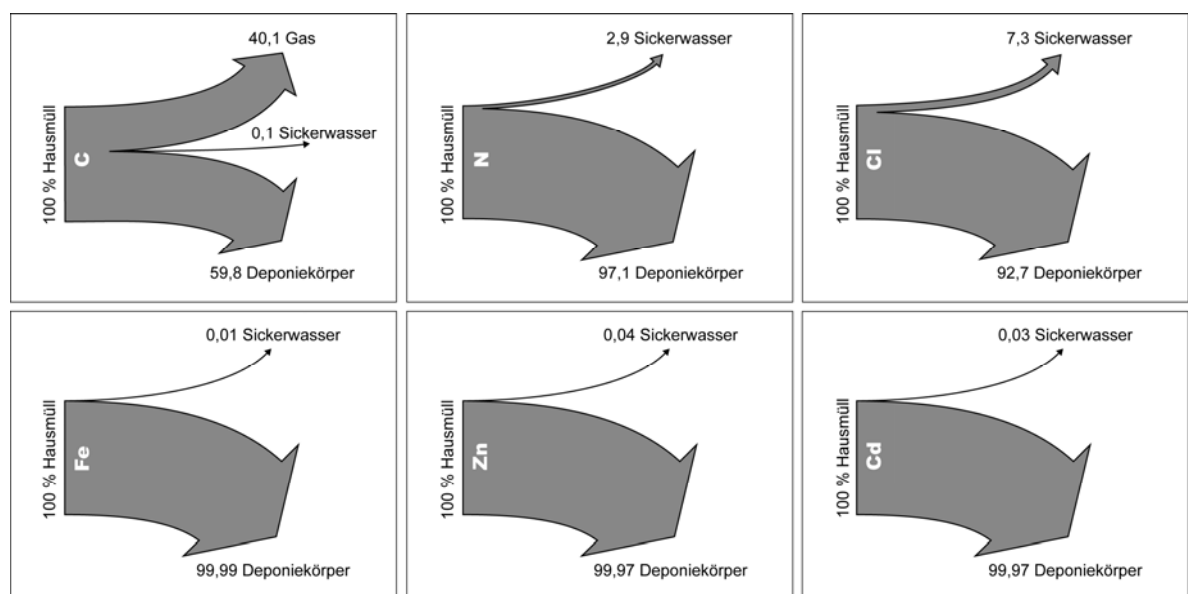


Abbildung 4-33: Stoffbilanzen für Deponie HM4 mit einer mittleren Ablagerungsdauer von 34 Jahren und einem W/F von 0,77

Die Deponie HM5 wurde nicht sofort abgedeckt, sondern nach Beendigung der Ablagerung für mehr als 10 Jahre mit einer Zwischenabdeckung (durchlässig) versehen. Auch für diesen Standort gilt, dass die Messreihe den Ablagerungszeitraum nicht umfasst. Messdaten liegen ab der Beendigung der Ablagerung vor. Durch die hohen Konzentrationen im Sickerwasser zu diesem Zeitpunkt, kommt es bei der Extrapolation dieser Messreihe wohl kaum zu nennenswerten Unterschätzungen für die Emissionen während der Ablagerungsphase. Die ermittelten Transferkoeffizienten für Deponie HM5 sind in Abbildung 4-34 dargestellt. Der Kohlenstoffaustrag über das Gas ist um mehr als zwei Größenordnungen höher als über das Sickerwasser. Trotzdem ist der Austrag über das Sickerwasser (0,3 %) für diese Deponie bedeutender als für HM4. In erster Linie kann das auf die höheren Sickerwasserkonzentrationen zu Beginn der Messreihe und die dadurch bedingten höheren Extrapolationswerte (für die Ablagerungsphase) zurück geführt werden. Der Anteil der Gasemissionen wird ebenfalls über ein theoretisches Modell abgeschätzt, entsprechend gelten die gleichen Einschränkungen wie für HM4. Der relativ hohe Austrag an Chlorid im Bilanzzeitraum (ca. 19 %) kann ebenfalls auf hohe, extrapolierte Konzentrationen im Sickerwasser während der Ablagerungsphase zurück geführt werden. Ansonsten zeigt sich auch für Deponie HM5, dass sich nach einer mittleren Ablagerungsdauer von 30,5 Jahren noch immer ein sehr hoher Anteil der abgelagerten Stoffe im Deponiekörper befindet (ca. 90 % von N und mehr als 99,9 % der Metalle).

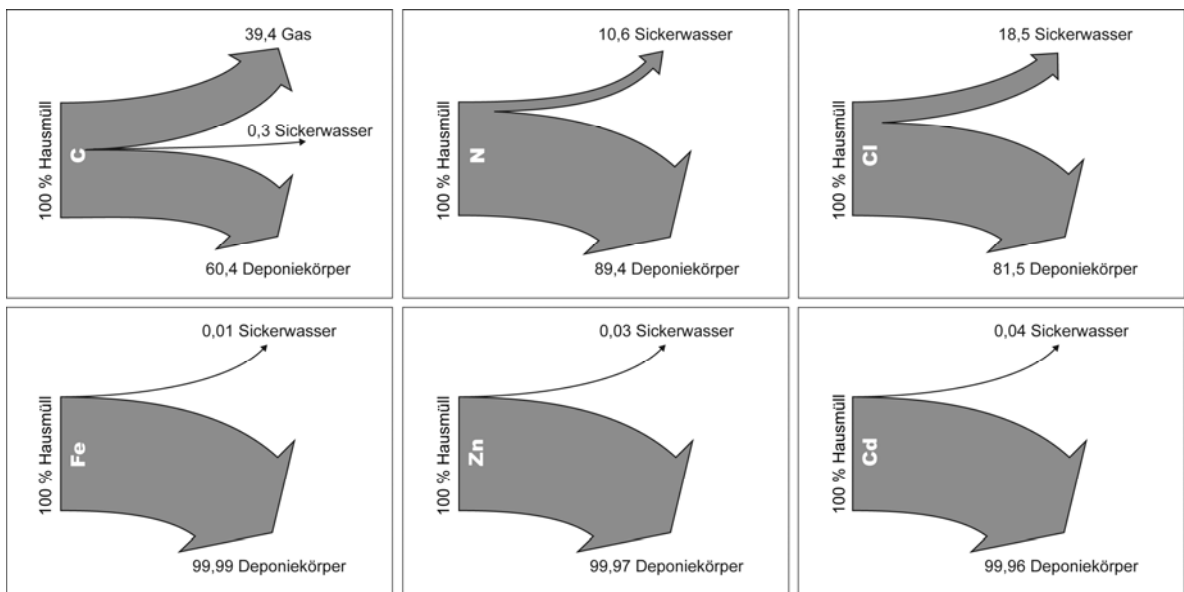


Abbildung 4-34: Stoffbilanzen für Deponie HM5 mit einer mittleren Ablagerungsdauer von 30,5 Jahren und einem W/F von 0,74

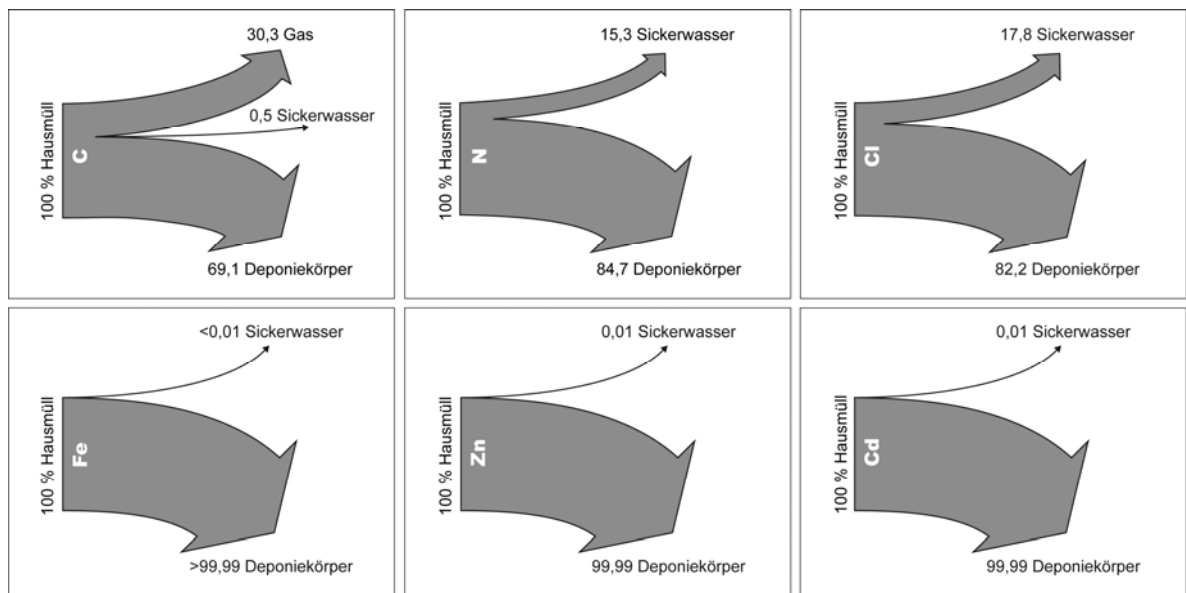


Abbildung 4-35: Stoffbilanzen für Deponie HM8 mit einer mittleren Ablagerungsdauer von 14,7 Jahren und einem W/F von 0,39

Für die Deponie HM8 entspricht die Betriebsdauer etwa der Stilllegungsdauer bis zum Jahr 2007. Die infiltrierte Wassermenge nimmt in den letzten Jahren ab, ist aber über den gesamten Bilanzzeitraum relativ hoch (20 - 60 % des Niederschlages). Dementsprechend ergeben sich für HM8 auch etwas höhere Anteile der Sickerwasseremissionen, v. a. in Anbetracht der kürzeren Ablagerungsdauer, in Bezug auf Kohlenstoff (0,5 %), Stickstoff (ca. 15 %) und Chlorid (ca. 18 %). Die Metallemissionen im Bilanzzeitraum betragen auch hier nur ca. 0,01 % des ursprünglich vorhandenen Inventars (vgl. Abbildung 4-35).

Auf Deponie HM1 wurde über 22 Jahre Abfall abgelagert, was, trotz eines Deponiealters von 28 Jahren, die mittlere Ablagerungsdauer des Abfalls von 19,3 Jahren erklärt. Auch das hohe W/F-Verhältnis von 1,38 kann auf diesen Umstand und den hohen mittleren Jahresniederschlag (1486 mm) am Deponiestandort zurück geführt werden.

Aus Abbildung 4-36 ist ersichtlich, dass im Bilanzzeitraum rund 37 % des ursprünglich vorhandenen Kohlenstoffes über den Gaspfad und 0,2 % über den Sickerwasserpfad die Deponie verlassen. Dementsprechend verbleiben ca. 63 % des Kohlenstoffpools im Deponiekörper. Gemessen am ursprünglich vorhandenen Inventar der Deponie, werden ca. 21 % des Stickstoffs, 14 % des Chlors, 0,01 % des Eisens und Cadmiums, sowie 0,02 % des Zinks ausgetragen.

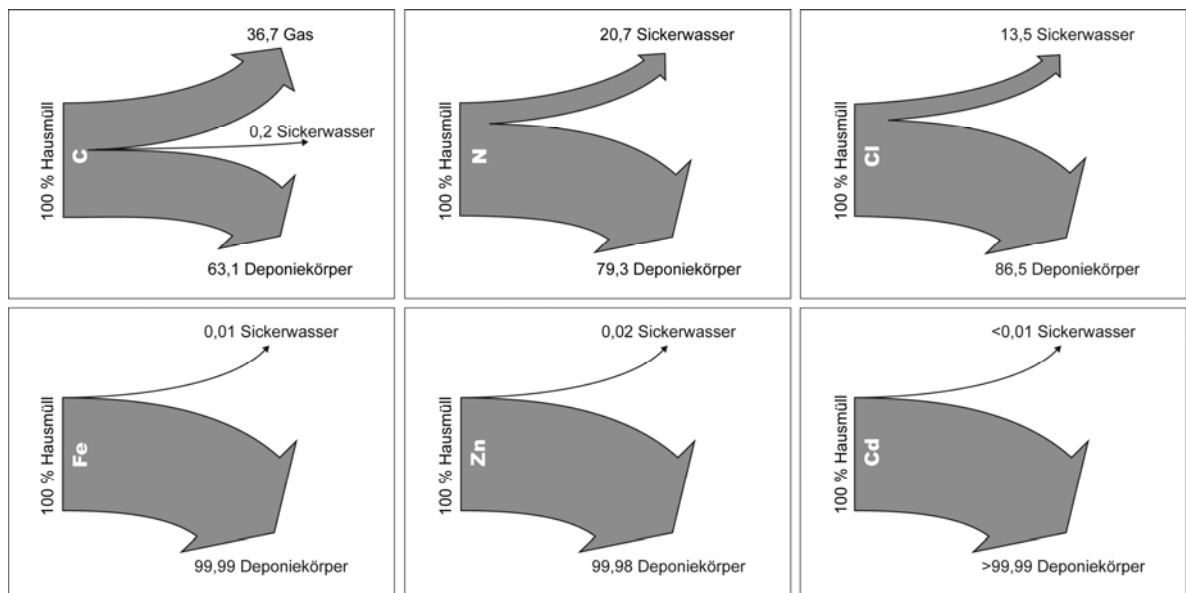


Abbildung 4-36: Stoffbilanzen für Deponie HM1 mit einer mittleren Ablagerungsdauer von 19,3 Jahren und einem W/F von 1,38

Deponie HM2 ist als einziger der untersuchten Standorte noch nicht geschlossen und weist auch die geringste mittlere Ablagerungsdauer auf. Trotzdem liegt der Anteil der gasförmigen Kohlenstoffemissionen (siehe Abbildung 4-37) im gleichen Bereich wie bei den deutlich älteren Deponien (mit gemessenen Deponiegasmengen) HM1 und HM3. Diese Feststellung unterstreicht, dass der Großteil der Deponiegasbildung bereits relativ bald nach Ablagerung der Abfälle erfolgt und mit zunehmender Ablagerungsdauer auch eine starke Abnahme der Deponiegasbildungsrate beobachtet werden kann (vgl. Abbildung 4-32). Außerdem trägt der reduzierte Kohlenstoffgehalt im Abfallinput (lt. Rolland und Scheibengraf 2003) dazu bei, dass die Gasemissionen proportional zum abgelagerten organischen Kohlenstoffpool hoch erscheinen. Letzteres dürfte aber ein Artefakt sein, da auf der Deponie HM2 auch in den 90er Jahren noch organikreiche Abfälle abgelagert wurden, aufgrund der fehlenden Kenntnis der genauen Zusammensetzung wurden aber trotzdem die Werte aus Tabelle 4-16 angesetzt¹⁵. Für Stickstoff und Chlorid zeigt sich für alle Stoffe ein geringerer Austrag im Bilanzzeitraum (9 % bzw. 6 %), als für HM1 und HM3. Die Metallemissionen liegen auch für HM2 um 0,01 % der ursprünglich abgelagerten Menge.

¹⁵ Für die ersten 4 Ablagerungsjahre wurde allerdings noch die Abfallzusammensetzung der 80er-Jahre verwendet.

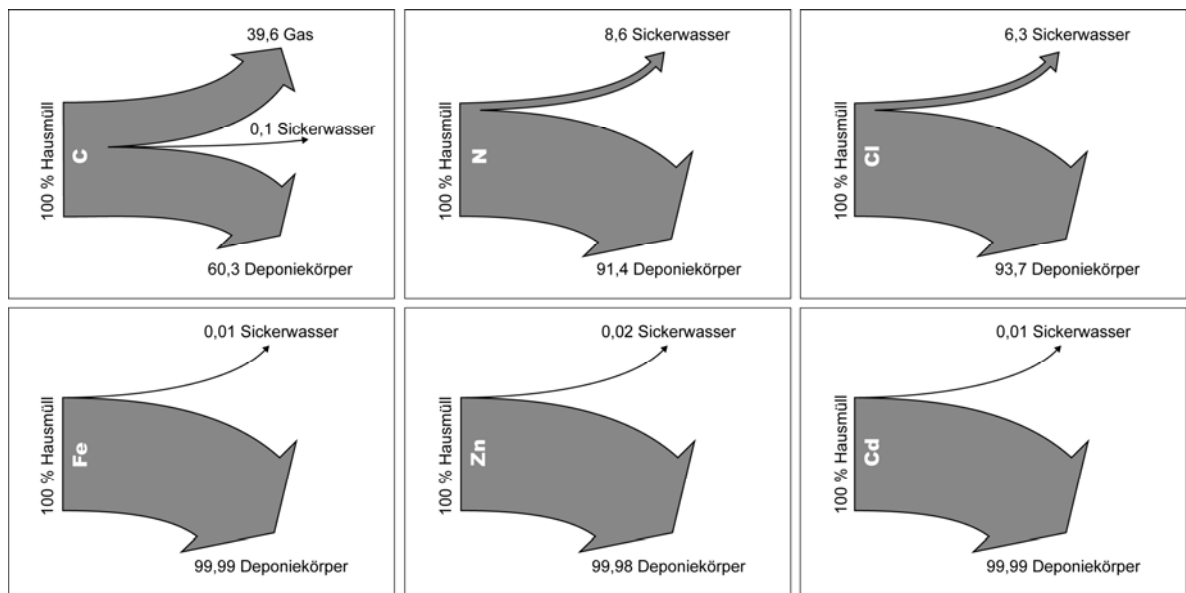


Abbildung 4-37: Stoffbilanzen für Deponie HM2 mit einer mittleren Ablagerungsdauer von 11 Jahren und einem W/F von 0,39

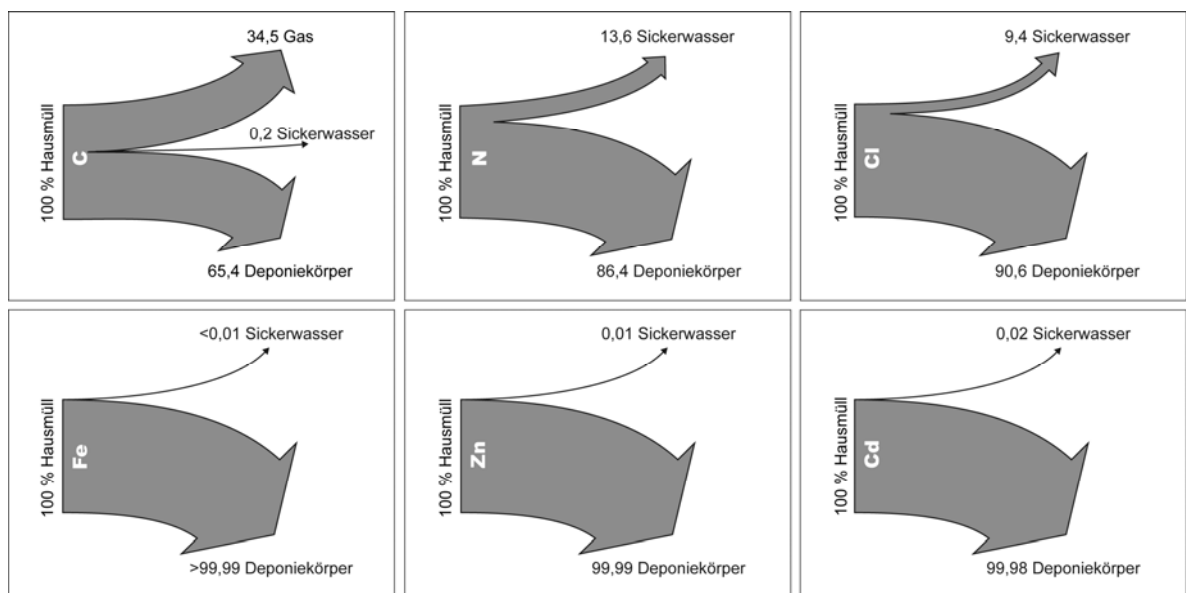


Abbildung 4-38: Stoffbilanzen für Deponie HM3 mit einer mittleren Ablagerungsdauer von 23,2 Jahren und einem W/F von 0,45

Deponie HM3 weist ein Alter von 37 Jahren auf, wovon die Deponie 28 Jahre betrieben wurde. Die mittlere Ablagerungsdauer dieser Deponie beträgt 23,2 Jahre. Die gasförmigen Kohlenstoffemissionen betragen hier ca. 35 % des ursprünglich vorhandenen Kohlenstoffes (siehe Abbildung 4-38). Im Vergleich zu D4 und D5 ist dieser Anteil etwas geringer, was im Fall von HM1 teilweise mit dem hohen Wasserdurchsatz der Deponie HM1 und dadurch optimierter Deponiegasproduktion erklärt werden könnte. Für die Deponie HM2 sind die Gründe

wahrscheinlich in einer förderlichen Betriebsweise und in den niedrigeren Abfallinputgehalten an Kohlenstoff (was zu proportional höheren Austrägen führt) zu suchen. Insgesamt spiegeln die Transferkoeffizienten dieser Deponie aber das bisher gezeichnete Bild über den Bilanzzeitraum wider.

Aus den Stoffbilanzen der untersuchten Deponien ist ersichtlich, dass sich die verbliebenen Emissionspotentiale je nach Stoff stark unterscheiden. So liegt der verbliebene Kohlenstoffpool im Vergleich zur ursprünglich abgelagerten Kohlenstoffmenge bei allen Deponien zwischen 60 und 66 %. Es sei aber angemerkt, dass v. a. die Bilanzen der Deponien HM4, HM5 und HM8 wenig belastbar sind, da hier der gasförmige Kohlenstoffaustrag anhand theoretischer Gasproduktionsmodelle ermittelt wurde. Die Kohlenstoffemissionen über das Deponiegas sind in der Regel um mehr als zwei Größenordnungen größer als die über das Sickerwasser (Faktor 60 bis 400). Die verbliebenen Stickstoffanteile in den Deponien liegen im Bereich von 80 bis 92 %¹⁶, eine sehr ähnliche Bandbreite (81 % – 94 %) auch für den vorhandenen Chloranteil am Ende des Bilanzzeitraumes beobachtet werden kann. Im Hinblick auf die betrachteten Metalle Fe, Zn und Cd wird für alle Standorte klar, dass deutlich mehr als 99,9 %, meist sogar mehr als 99,99 %, der Ausgangsmenge noch im Deponiekörper gespeichert sind.

Um einen Eindruck vom Einfluss abnehmender Emissionsniveaus (vgl. Abbildung 4-24 bis Abbildung 4-32) auf die Veränderung der Transferkoeffizienten für verschiedene Stoffe zu bekommen, werden in Tabelle 4-18 die Transferkoeffizienten für die letzten 10 % der mittleren Ablagerungsdauer angeführt, d.h. bei einer mittleren Ablagerungsdauer von 35 Jahren wird der Transferkoeffizient für die letzten 3,5 Jahre angegeben. Durch einen Vergleich der Transferkoeffizienten für diesen Zeitraum mit dem Gesamtzeitraum wird ein Äquivalenzfaktor ermittelt, der angibt, um wie viel langsamer der Stoffaustrag in diesem letzten Abschnitt gegenüber der gesamten Ablagerungsdauer erfolgt ist. Die Betrachtung der ermittelten Faktoren in Tabelle 4-18 zeigt für alle Deponien und alle betrachteten Stoffe einen verlangsamten Austrag zum Ende des Bilanzzeitraumes. Für Kohlenstoff erfolgt der Austrag 2 – 12-fach langsamer, wobei die Deponien mit gemessenen Gasdaten und längerer Schließungsdauer (HM1 und HM3) die stärkste Reduktion (=höchster Faktor) aufweisen. In Bezug auf Stickstoff weisen alle Deponien, die bereits eine lange Schließungsdauer aufweisen, hohe Äquivalenzfaktoren zwischen 3 und 72 auf. Letzterer Faktor ist so hoch, da für Deponie HM5 besonders zu Beginn der Ablagerung (für die keine Sickerwasserdaten vorhanden sind) hohe Emissionsfrachten extrapoliert wurden. Wahrscheinlich überschätzen diese Frachten aber das tatsächliche

¹⁶ Das Restpotential von 97 % bei HM4 ist mit hoher Wahrscheinlichkeit eine Überschätzung, siehe dazu die Erläuterung zu Abbildung 4-33.

Emissionsgeschehen. Ähnlich verhält sich das Bild auch für das Chloremissionsniveau, welches am Ende des Bilanzzeitraumes der geschlossenen Deponien ca. 3 bis 50-fach reduziert ist. Einzig Deponie HM2 weist für Stickstoff und Chlor kaum eine Reduktion der Emissionen auf, was aufgrund des noch laufenden Betriebes der Deponie auch plausibel ist. Für die betrachteten Metalle ist ebenfalls eine Reduktion der Emissionsniveaus beobachtbar, welche sich je nach Anfangsgehalten (besonders für Fe anfangs teilweise hohe Messwerte) mehr oder weniger stark niederschlägt.

Tabelle 4-18: Transferkoeffizienten für die letzten 10 % der mittleren Ablagerungsdauer der untersuchten Hausmülldeponien

HM4	C (in %)	N (in %)	Cl (in %)	Fe (in %)	Zn (in %)	Cd (in %)
TK (letzte 10 % der m. A.)	0,71	0,08	0,16	< 0,001	< 0,001	0,002
Äquivalenzfaktor*	5,6	3,4	4,5	35,2	10,9	2,1
HM5	C (in %)	N (in %)	Cl (in %)	Fe (in %)	Zn (in %)	Cd (in %)
TK (letzte 10 % der m. A.)	0,87	0,02	0,04	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Äquivalenzfaktor*	4,6	72,4	49,3	25,9	28,9	8,5
HM8	C (in %)	N (in %)	Cl (in %)	Fe (in %)	Zn (in %)	Cd (in %)
TK (letzte 10 % der m. A.)	1,72	0,33	0,53	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Äquivalenzfaktor	1,8	4,6	3,4	3,5	7,4	2,4
HM1	C (in %)	N (in %)	Cl (in %)	Fe (in %)	Zn (in %)	Cd (in %)
TK (letzte 10 % der m. A.)	0,41	0,87	0,52	0,001	< 0,001	< 0,001
Äquivalenzfaktor*	8,9	2,4	2,6	0,9	4,2	1,9
HM2	C (in %)	N (in %)	Cl (in %)	Fe (in %)	Zn (in %)	Cd (in %)
TK (letzte 10 % der m. A.)	0,74	0,65	0,49	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Äquivalenzfaktor*	5,4	1,3	1,3	3,2	2,8	8,3
HM3	C (in %)	N (in %)	Cl (in %)	Fe (in %)	Zn (in %)	Cd (in %)
TK (letzte 10 % der m. A.)	0,30	0,47	0,31	< 0,001	0,001	< 0,001
Äquivalenzfaktor*	11,5	2,9	3,1	1,9	1,8	30,2

*Äquivalenzfaktor gibt die Verlangsamung des Stoffaustrages für die letzten 10 % der mittleren Ablagerungsdauer im Vergleich zum gesamten Bilanzzeitraum an.

Aus den dargestellten Ergebnissen wird klar, dass sich selbst bei älteren Deponien noch der Großteil des ursprünglich abgelagerten Stoffinventars noch immer im Deponiekörper befindet. Aufgrund stark abnehmender Stofffrachten kann für einen sehr langen Zeitraum davon ausgegangen werden, dass ein erhebliches Emissionspotential im Deponiekörper verbleibt. Die langsame Entfrachtung des stillgelegten Deponiekörpers über das Sickerwasser beruht bei den untersuchten Deponien einerseits auf der rapide absinkenden Sickerwassermenge in der Nachsorge bedingt durch Oberflächenabdeckung bzw. -dichtung und andererseits auf abnehmenden Konzentrationsniveaus aufgrund der fortschreitenden Auswaschung durchströmter

Deponiebereiche, Die Gasfrachten zeigen ebenfalls einen starken Rückgang mit zunehmendem Deponiealter in der Nachsorge, somit erfolgt die Reduktion des abbaubaren Kohlenstoffanteiles im abgelagerten Abfall deutlich langsamer (ca. 2 Größenordnungen) als während der intensiven Abbauphase. Aufgrund dieser Erkenntnisse stellt sich die Frage, wie mit diesem verbliebenen Emissionspotential im Deponiekörper umgegangen werden kann und welche Abschätzungen bezüglich zukünftiger Emissionsniveaus zu treffen sind. Diese Problemstellungen stehen daher auch im Mittelpunkt des folgenden Abschnittes.

4.1.3 Abschätzung des mittel- und langfristigen Emissionsverhaltens

In den vorhergehenden Abschnitten wurde der Erkenntnisstand zu Emissionen aus Deponien mit hohen Anteilen organischer Abfälle bereits dargestellt. Außerdem wurden Daten alter Massenabfall- und Hausmülldeponien analysiert und ausgewertet. Wesentliche Erkenntnisse daraus waren, dass die betrachteten Deponien generell fallende Emissionstrends zeigten und dass trotz einer mittleren Ablagerungsdauer von teilweise mehr als 30 Jahren, noch immer der Großteil der abgelagerten Stoffe im Deponiekörper verblieben ist. In Anbetracht des hohen Schadstoffpotentials stellt sich die Frage welcher Anteil dieser Stoffe tatsächlich mobilisierbar ist und vor allem mit welcher Rate eine eventuelle Mobilisierung/Freisetzung erfolgt. Diesem Aspekt, einer Abschätzung zukünftiger Freisetzungsraten von Deponieinhaltsstoffen, widmet sich der gegenständliche Abschnitt. Wesentliche Fragestellungen betreffen die Freisetzung von Stoffen in direktem Zusammenhang mit organischen Abbauprozessen, die mögliche Änderung der Abbaubedingungen über die Zeit (z.B. Heterogenität der Wasserströmung, Redox-Bedingungen, Aerobisierung des Abfallkörpers) sowie das dadurch bedingte Emissionsverhalten potentieller Schadstoffe. Basierend auf einer Diskussion bestehender Modellansätze zur Abschätzung mobilisierbarer Anteile und zukünftiger Emissionen wird schließlich ein Ansatz zur Abbildung des kurz-, mittel- und langfristigen Emissionsverhaltens abgeleitet und auf ausgewählte Datensätze angewendet.

4.1.3.1 Mobilisierbare Anteile, Modellansätze und beobachtete Emissionsverläufe

Zur Bestimmung des mittel- bis langfristig freisetzbaren Stoffpotentials aus Deponien können verschiedene Methoden heran gezogen werden (nach Döberl 2004):

- Beobachtungen an bestehenden Deponien (Echtmaßstab oder Pilotmaßstab)
- Laborversuche (Deponiesimulationsreaktoren, Eluierbarkeitstests)
- Physikalisch-chemisch basierte Modelle (mathematische Abbildung des Wasser- und Stoffhaushaltes von Deponien in unterschiedlicher Komplexität)
- Beobachtungen an natürlichen/anthropogenen Analoga

Aus den erwähnten Ansätzen eignen sich Beobachtungen und Auswertungen des Verhaltens bestehender Deponien am besten das Deponieverhalten zu beschreiben, allerdings stehen solche nur für den Zeitraum weniger Jahrzehnte zur Verfügung, was mögliche Aussagen auf das kurz- und mittelfristige Emissionsverhalten beschränkt (z.B. Krümpelbeck 2000). Oft werden für die physische Simulation langer Zeiträume (über eine Umrechnung des W/F auf äquivalente Zeiträume) die Ergebnisse aus Laborversuchen heran gezogen. Das sind entweder Eluierungsversuche (z.B. Belevi und Baccini (1989) oder die Beobachtungen an Deponiesimulationsreaktoren (z.B. Stegmann 1981). Diese Versuche bilden oft die Basis für die Ableitung mathematischer Modelle zur Beschreibung des beobachteten Emissionsverlaufes, diese Modelle ermöglichen in der Folge eine Prognose der beobachteten Charakteristika für Punkte außerhalb des Beobachtungsintervalls. Mathematische Modellvorstellungen reichen von einer exponentiellen Abbildung von Konzentrationsverläufen (z.B. Belevi und Baccini 1989) bis zur räumlich diskretisierten Modellierung wesentlicher Stofffreisetzungs- und Austragsprozesse aus dem Deponiekörper (z.B. White et al. 2004). Unabhängig von der Komplexität des jeweiligen Modells beinhalten alle mathematischen Ansätze einen sehr hohen Abstraktions- und Reduktionsgrad. Die Beobachtung von Analoga zur Ableitung von Rückschlüssen auf das Langzeitverhalten von Deponien ist bisher noch wenig dokumentiert (vgl. Bozkurt et al. 2001). Der Vorteil dieses Modellkonzeptes liegt in der Möglichkeit Schlüsse über zukünftige Entwicklungen aus der Beobachtung aktueller Zustände zu ziehen. Oftmals werden dazu Torfmoore heran gezogen, welche in Bezug auf Zusammensetzung (gilt nicht für Spurenelemente wie z.B. Schwermetalle) und Sauerstoffverfügbarkeit (wenn eingestaut) mit Hausmülldeponien vergleichbar sind. Eine Übertragung der Beobachtungen an Analoga auf Deponien setzt ein adäquates Verständnis maßgebender Prozesse voraus und ist derzeit nur unter zahlreichen Annahmen (spekulativ) möglich. Eine Zusammenfassung und Evaluierung dieser Modellansätze ist nach Döberl (2004) in Tabelle 4-19 dargestellt.

Anhand der verschiedenen Modellansätze zur Beschreibung des mittel- und langfristigen Emissionsverhaltens wurden Abschätzungen zu verfügbaren (freisetzbaren) Emissionspotentialen einzelner Stoffe aus Hausmülldeponien vorgenommen. Die Ergebnisse einiger Arbeiten werden in Folge kurz dargestellt.

Tabelle 4-19: Evaluierung von Modelltypen zur Bestimmung des mittel- bis langfristigen Emissionsverhaltens von Hausmülldeponien (adaptiert nach Döberl (2004))

	Beobachtungen Echtmaßstab	Beobachtungen Labormaßstab	Mathematische Modelle	Beobachtungen an Analoge
Modelltyp	materiell	materiell	immateriell	materiell
Vorhersagemethode	Extrapolation/ Transformation	Simulation/ Extrapolation	Simulation	Transformation
Vorhersagezeitraum	Jahrzehnte	Jahrhunderte	theoretisch	Jahrtausende
Fehlertypen				
Vereinfachungsfehler	evtl. möglich	möglich bis große Gefahr	große Gefahr	große Gefahr
Anwendungsfehler	kaum	möglich	möglich	möglich
Interpretationsfehler	möglich	große Gefahr	möglich	große Gefahr
Abstraktionsgrad	sehr niedrig	niedrig	sehr hoch	mittel-hoch
Reduktionsgrad	sehr niedrig	mittel	(sehr) hoch	mittel

4.1.3.1.1 Abschätzungen anhand der Auswertung von Monitoringdaten von Deponien

Eine sehr umfangreiche Arbeit wurde von Krümpelbeck (2000) (vgl. auch Krümpelbeck et al. 2001) durchgeführt und beruht auf der Auswertung von Emissionsniveaus 76 deutscher Siedlungsabfalldeponien. Die Basis für die Prognose zukünftiger Emissionsniveaus bildet die statistische Auswertung der Monitoringdaten von Sickerwasser und Gas der untersuchten Deponien. Die Zusammensetzung des Sickerwassers wird einerseits in Abhängigkeit des Deponieabschnittalters und andererseits in Bezug auf die Zeitdauer seit dem Ende der Abfallschüttung ausgewertet. Letztere dienen als Grundlage zur Prognose langfristiger Emissionsniveaus, welche für die Dauer der Nachsorge eine entscheidende Bedeutung spielen. Die Charakterisierung der Emissionen erfolgt anhand der Konzentrationsverläufe ausgewählter Parameter im Sickerwasser und ihrer Jahresfrachten. Generell können für viele untersuchte Parameter exponentiell abnehmende Trends mit zunehmendem Abschnittsalter beobachtet werden, was auch im Einklang mit anderen Auswertungen von Sickerwasserdaten an Deponien steht (z.B. Zweifel et al. 1999). Abschätzungen zum gesamten Emissionspotential der Deponien über den Sickerwasserpfad werden anhand der Integrationen beobachteter Frachten und der Extrapolation der Emissionsverläufe für weitere 10.000 Jahre gemacht. Die entsprechenden Prognosen sind in Tabelle 4-20 dargestellt, wobei angenommen wird, dass ca. 50 % des Emissionspotentials in den ersten 100 Jahren nach Beendigung der Ablagerung ausgetragen werden. Die getroffenen Annahmen werden nicht weiter begründet, es ist aber jedenfalls die Frage aufzuwerfen über welche Zeiträume die An-

nahme ähnlicher Randbedingungen (und damit die Voraussetzung für eine Extrapolation der vorhandenen Messdaten) aufrecht erhalten werden kann.

Tabelle 4-20: Emissionspotentiale von Hausmülldeponien ermittelt anhand extrapolierter Beobachtungszeitreihen (Krümpelbeck 2000)

Parameter [mg / kg TS]	Emissionspotentiale
CSB	2500 - 11200
NH ₄ -N	1400 - 3400
AOX	2 - 22
Cl	900 - 3800
Cadmium	0,0016 - 0,0062
Zink	0,2 - 16

Die Möglichkeit der Verwendung von Monitoringdaten zur Extrapolation zu erwartender Sickerwasserqualitäten wird auch von Gibbons et al. (2007) in einer Studie über die Charakterisierung der Sickerwasserqualität von Hausmülldeponien untersucht. In dieser Studie wird anhand statistischer Tests für viele Sickerwasserparameter ein fallender Trend mit zunehmendem Deponiealter nachgewiesen und aufgrund der hohen Signifikanz der beobachteten Trends für viele Parameter eine Extrapolation in die nahe Zukunft gerechtfertigt. Nichtsdestotrotz betonen Gibbons et al. (2007), dass sich ihre Ergebnisse und Prognosen nur auf einen Trend beziehen, der nicht mit dem Langzeitemissionspotential gleichzusetzen ist. Eine Trendextrapolation ist unter dem Beobachtungszeitraum ähnlichen Randbedingungen möglich, bei einer Änderung dieser Randbedingungen sind solche Vorhersagen grundsätzlich in Frage zu stellen.

4.1.3.1.2 Abschätzungen anhand von Laborversuchen und mathematischer Ansätze

In einer Studie zur Ermittlung der langfristigen Emissionen aus Siedlungsabfalldeponien, führten Belevi und Baccini (1989) mehrstufige Eluierungsversuche an vorsortierten und zerkleinerten Abfallproben aus zwei Deponien (11 und 14 Jahre Ablagedauer) durch. Aufbauend auf den ermittelten Mobilisierungspotentialen (m_0) (siehe Tabelle 4-21) wird ein mathematisches Modell zur Beschreibung des langfristigen Konzentrationsverlaufes verschiedener Elemente im Sickerwasser vorgestellt. Der Abschätzung des Langzeitemissionsverhaltens liegen dabei unter anderem folgende Annahmen zu Grunde: a) die Sickerwasserkonzentration nimmt mit der Zeit exponentiell, entsprechend einer Zerfallsgleichung erster Ordnung, ab, und b) die Arten der Mobilisierung/Freisetzung von Stoffen, die die Konzentrationsabnahme bestimmen, ändern sich im Vorhersagezeitraum nicht. Ansonsten wird in dem Modell von einem homogen durchströmten Reaktor ausgegangen, in dem es nach der

intensiven Reaktorphase zu keinen signifikanten biochemischen Umsetzungsvorgängen mehr kommt.

Tabelle 4-21: Gesamtgehalte der entnommenen Abfallproben aus Hausmülldeponien und mobilisierbare Stoffmengen aus den Eluierungsversuchen (Belevi und Bacini 1989)

Element	Gesamtgehalte* [g/kg TS]	m ₀ [mg/kg TS]
C _{org}	119 – 128	2100 – 7100
C _{inorg}	40 – 43,3	
N	3,1 – 3,5	200 – 310
P	0,6 – 0,82	5 – 33
S	1,2 – 1,5	
Cl	-	1000 - 1500
Fe	44,1 – 48,2	20 – 39
Cu	0,3 – 1,1	1,0 – 6,7
Zn	1,2 – 1,7	14 – 98
Pb	0,5 – 1,3	0,1 – 2,5
Cd	0,0063 – 0,0064	0,06 – 0,22

*Gesamtgehalte beziehen sich auf die feinkörnige Restfraktion der entnommenen Proben (bei Probe 1: 66,2 % der Gesamtprobe; bei Probe 2: 50,5 % der Gesamtprobe).

Nicht berücksichtigte Anteile: 33,3 – 37,3 % Metalle, Steine, Inertes; 3,3 – 8,8 % Plastik; 3,4 – 4,5 % Holz und Papier;

Das mathematische Modell zur Beschreibung des Emissionsverhaltens entspricht einer exponentiellen Zerfallskurve erster Ordnung und wird durch die folgende Gleichung 4-1 beschrieben:

(Gleichung 4-1)
$$c = c_0 \cdot e^{-\left(\frac{c_0 \cdot V}{m_0 \cdot M}\right) \cdot t}$$

- C mittlere jährliche Konzentration [kg/l]
- C₀ mittlere jährliche Konzentration am Ende der intensiven Reaktorphase [mg/l]
- m₀ mobilisierbare Konzentration der Abfalltrockensubstanz [mg/kg TS]
- M Abfallmenge [kg TS]
- t Zeit nach intensiver Reaktorphase [a]
- V mittlere jährliche Sickerwassermenge [l/a]

Anhand des entwickelten Modellansatzes, der gemessenen Sickerwasserkonzentrationen nach der intensiven Reaktorphase und den abgeschätzten/gemessenen Mobilisierungspotentialen, werden Nachsorgezeiträume von mehreren hundert Jahren ermittelt. Als kritischen Parameter identifizieren sie die organische Belastung des Sickerwassers, welche gemäß ihrem Modell Jahrhunderte bis Jahrtausende über vorgegebenen Einleitkriterien liegen wird. Aufgrund der Annahmen und aufgrund der zugrundeliegenden Versuchsdaten kann davon ausgegangen werden, dass die Stickstoffemissionen (aufgrund der kaum inkludierten organischen Abbauprozesse)

stark unterschätzt und die Emissionen an organischen Kohlenstoff (v. a. da der Gaspfad hier eine wesentliche Rolle spielt - auch nach der intensiven Reaktorphase) eher überschätzt werden. Die vergleichende Gegenüberstellung und Diskussion der Modelle erfolgt in diesem Kapitel in Abschnitt 4.1.3.1.4.

Die bisher umfassendsten Untersuchungen des (Rest-)Emissionspotentials von Abfällen mit hohen organischen Anteilen wurden im Rahmen des Forschungsverbundvorhabens „Deponiekörper“ durchgeführt (Ehrig und Brinkmann 1999). Das Ziel dieses Projektes war es den Zustand von Altdeponien und Altablagerungen zu erheben, sowie Prognosen über zukünftig zu erwartende Emissionen und damit verbundene Gefährdungen zu erstellen. Das aktuelle Stoffinventar von unterschiedlichen Deponien verschiedenen Alters wurde anhand von Feststoffprobenahmen und entsprechenden Feststoffuntersuchungen ermittelt. Zur Abschätzung des langfristigen Deponieverhaltens wurden Versuche in Deponiesimulationsreaktoren (DSR), Respirationstests und Mehrfach-Auslaugversuche vorgenommen. Diese Untersuchungen wurden für abgelagerte Abfälle aus Siedlungsabfalldeponien der neuen Bundesländer, aus Siedlungsabfalldeponien der alten Bundesländer, sowie für vorbehandelte Siedlungsabfälle durchgeführt (z.B. MBA-Materialien).

Anhand der durchgeführten Feststoffanalysen wurde belegt, dass die untersuchten Deponie auch nach einer Ablagerungsdauer von über 30 Jahren noch erhebliche Gehalte an organisch gebundenen Kohlenstoff enthalten (im Mittel wiesen Abfälle aus Deponien der alten Bundesländern (anfänglich höhere Anteile organisch abbaubarer Materialien) noch Glühverluste von ca. 20 % und solche aus Deponien der neuen Bundesländer (höhere Aschegehalte des abgelagerten Abfalls) noch Glühverluste von über 10 % auf. Außerdem unterschieden sich Feststoffproben einer Deponie aufgrund der Heterogenität des Deponiekörpers (Abfallzusammensetzung, Wasserströmungsverhältnisse) zum Teil beträchtlich, was die Problematik repräsentativer Stichproben aus dem Deponiekörper unterstreicht. Im Zuge der Analysen zeigte sich auch, dass dies bei Deponien für mechanisch-biologisch vorbehandelte Materialien einfacher zu lösen ist als bei „klassischen“ Siedlungsabfalldeponien, was mit der homogeneren Abfallzusammensetzung und -struktur (und dadurch bedingt auch homogenere Wasserströmungsverhältnisse) begründet werden kann. Zusammenfassend wird festgehalten, dass auch nach mehr als 30 Jahren Ablagerungsdauer noch ein reaktives Emissionspotential in den untersuchten Deponien vorhanden war, welches für die organischen Bestandteile mit 15 bis 50 % des Ausgangspotentials abgeschätzt wurde.

Die gemessenen Schwermetallgehalte der Feststoffproben schwankten innerhalb einer Größenordnung und ähnelten den Konzentrationen in unbehandelten Restabfällen – was auf keinen signifikanten Austrag an Schwermetallen hindeutet. Dafür sprechen auch die niedrigen Schwermetallkonzentrationen im Eluat der Feststoff-

proben. Die Eluatwerte von Abfällen verschiedener Altdeponien sind in Tabelle 4-22 im Vergleich mit Annahmekriterien für Inertabfalldeponien dargestellt. Aus der Gegenüberstellung ist zu erkennen, dass für die Eluate der abgelagerten Abfälle in westdeutschen Deponien im Hinblick auf die organische Belastung und die Stickstoffgehalte die Annahmekriterien deutlich überschritten werden, für ostdeutsche Deponien werden diese jedoch größtenteils eingehalten, hier liegen am ehesten die Ammoniumbelastung und die Sulfatkonzentrationen über den entsprechenden Annahmekriterien.

Tabelle 4-22: Eluatgehalte von Feststoffproben aus deutschen Altdeponien (Ehrig und Brinkmann 1999) im Vergleich mit Annahmekriterien für Inertabfalldeponien der österreichischen Deponieverordnung (2008)

Eluatgehalte [mg / l]	Altdeponien * (Westen)	Altdeponien * (Osten)	Annahmekriterien: Inertabfalldeponien
TOC	91 - 2050	44 - 99	500
BSB ₅	41 - 1100	-	-
CSB	263 - 4606	153 - 318	-
N _{ges}	9 - 295	7,3 - 18,6	8** / 100**
Chlorid	18 - 224	32 - 338	800
Sulfat	99 - 330	308 - 1664	1000
AOX	< 0,4	< 0,05	0,3 (als EOX)
Blei	<0,004 - 0,14	<0,0007	0,5
Cadmium	< 0,004	< 0,002	0,04
Chrom	0,002 - 0,041	< 0,003	0,5
Kupfer	0,04 - 0,39	0,01 - 0,025	2
Zink	0,04 - 8,4	< 0,001 - 0,07	4

* Ablagerungsdauer 5 bis 35 Jahre
 ** 8 mg/l für Ammonium-N und 100 mg/l für Nitrat-N

Die Untersuchungen des Emissionsverhaltens anhand von Deponiesimulationsversuchen dienten unter anderem dazu maximal freisetzbare Stoffpotentiale abzuschätzen. Die entsprechenden Ergebnisse sind für den Gaspfad und den Sickerwasserpfad in Tabelle 4-23 aufgelistet. Aus dieser Aufstellung ist ersichtlich, dass durch die mechanisch-biologische Vorbehandlung die organischen Belastungen des Deponiesickerwassers und die Gasbildungspotentiale des deponierten Abfalls deutlich reduziert werden können. Je nach Intensität des Rotteprozesses kann die Gasbildung um bis zu 90 %, die organische Kohlenstofffracht im Sickerwasser (TOC) um 90 bis 98 % sowie die Ammoniumfracht um bis zu 90 % reduziert werden. Diese Frachtreduzierung beruht vor allem auf der Vorwegnahme hoher Sickerwasserbelastungen in den anfänglichen Deponiephasen durch die aerobe Behandlung, wodurch diese Reduktion nicht in gleicher Weise auf langfristige Emissionsniveaus (und in weiterer Folge auf die Nachsorgedauer) übertragbar ist. Dementsprechend errei-

chen mechanisch-biologisch vorbehandelte Abfälle bereits nach kurzer Ablagerungszeit die stabile Methanphase – die in Hausmülldeponien üblichen biologischen Um- und Abbauprozesse am Anfang der Ablagerung laufen deutlich reduziert ab. Der weitere Emissionsverlauf entspricht aber weitgehend dem Emissionsprofil von Hausmülldeponien in der stabilen Methanphase und danach (vgl. Abbildung 4-4).

Tabelle 4-23: Mobilisierbare Stoffpotentiale über den Gas- und Sickerwasserpfad von Hausmülldeponien (Ehrig und Brinkmann 1999)

Emissionspotentiale Parameter	Altdeponien (Westen)	Altdeponien (Osten)	Restabfall (ohne Vorbeh.)	MBA-Material
Gasbildungspotential [l / kg TS]	10 – 40	n. n.	110 - 240	15 – 115
TOC (Sickerwasser) [mg / kg TS]	1800 - 8400	60 – 325	8000 - 15000	600 – 1300
N _{ges} (Sickerwasser) [mg / kg TS]	1200 - 4100	50 – 950	4000 - 6000	500 - 800

Anhand der gemessenen Emissionsverläufe und der abgeschätzten Emissionspotentiale werden, durch die Übertragung des W/F aus DSR-Versuchen auf die Deponie, Nachsorgezeiträume (Zeit bis Einleitgrenzwerte erreicht werden) von etwas mehr als hundert bis einigen hundert Jahren abgeschätzt. Insgesamt werden als problematische bzw. die Dauer der Nachsorge bestimmende Sickerwasserparameter bei der Deponierung von Siedlungsabfällen N_{ges}, CSB bzw. TOC, BSB₅ und AOX identifiziert.

Eine frühere Arbeit, die sich mit der Abschätzung langfristiger Emissionen aus Siedlungsabfalldeponien beschäftigt, wurde von Kruse (1994) durchgeführt. Die Modellierung des langfristigen Emissionsverhaltens von Siedlungsabfalldeponien basiert auf der Auswertung von Laborversuchen in Deponiesimulationsreaktoren. Die Analysen der eingebauten und ausgebauten (nach Versuchslaufzeiten von 250 – 450 Tagen und einer ausgetauschten Wassermenge von ca. 100 Litern) sind in Tabelle 4-24 dargestellt und zeigen eine Reduktion des Kohlenstoffgehaltes um ca. 30 %, des Glühverlustes um ca. 40 % sowie kaum veränderte Stickstoffgehalte im Abfall.

Tabelle 4-24: Feststoffgehalte der Abfallproben vor und nach den Deponiesimulationsversuchen (Kruse 1994)

Parameter	Hausmüll (eingebaut)		Feststoff (ausgebaut)	
	MW [g/kg]	St. Abw. [g/kg]	MW [g/kg]	St. Abw. [g/kg]
Glühverlust	522	114	323	95
CSB	620	129	422	130
C _{ges}	309	51	219	76
TKN	8,9	2,2	8,4	0,4

Die DSR-Versuche wurden jeweils zwischen 250 und 450 Tage betrieben, wobei wöchentlich 1,5 – 3,5 l Sickerwasser entnommen und durch angewärmtes Lei-

tungswasser ersetzt wurden. Für die gesamte Versuchsdauer betrug die ausgetauschte Wassermenge jeweils ca. 100 l, was einen entsprechenden Verdünnungseffekt auf die Konzentrationen im Sickerwasser ausübte. Der Wassergehalt zu Beginn der Versuche betrug 65 Gew. %, was 1,86 l Wasser je kg TS entspricht (bei einer Feldkapazität von 60 % würde das 0,36 l freies Sickerwasser pro kg TS bedeuten). Die mathematische Abbildung der Konzentrationsverläufe im Sickerwasser zeigte, dass außer der Verdünnung eines Stoffes im freien Sickerwasser (z.B. Chlorid) auch eine Nachlieferung aus dem Haftwasser erfolgte. Auf eine mathematische Behandlung dieses Phänomens, z. B. anhand einer Diffusionsgleichung, wurde von Kruse (1994) jedoch verzichtet.

Die Auswertung der Messdaten durch Kruse (1994) erfolgte sowohl für gasförmige Emissionen als auch für den Sickerwasserpfad. Für die Gasproduktion wurden 3 Phasen unterschieden, die jeweils mit unterschiedlichen mathematischen Ansätzen behandelt wurden. Die Lag-Phase (keine Gasproduktion), die Wachstumsphase (steigender Ast der Kurve) und die Zerfallsphase (abfallender Ast der Kurve). Die ermittelten Methanfrachten lagen für frischen Hausmüll bei 103 l Methan/kg TS und für gerotteten Hausmüll bei 51 l Methan/kg TS, wobei diese, im Vergleich zu Literaturwerten geringeren Methangaspotentiale, von Kruse (1994) auf die begrenzte Versuchslaufzeit zurückgeführt wurden. So deuten Versuche mit längerfristiger Beobachtung darauf hin, dass innerhalb der üblichen Versuchsdauer von 300 Tagen nur ca. 75 % des Gesamtgaspotentials mobilisiert werden konnten.

Für den Sickerwasserpfad wird das Emissionsverhalten konservativer Salze (am Beispiel Chlorid), organischer Verbindungen (CSB), stickstoffhaltiger Verbindungen (TKN), sowie organischer Halogenverbindungen diskutiert. Die Funktionen zur Beschreibung der jeweiligen Mobilisierungsraten ($m(t)$) sind in Tabelle 4-25 zusammengestellt.

Die Mobilisierungsraten aus Tabelle 4-25 wurden von Kruse (1994) in weiterer Folge verwendet um die Kurvenverläufe des Sickerwassers aus Siedlungsabfalldeponien nachzubilden. Die Konzentration im Sickerwasser wurde über die Division der Mobilisierungsrate durch die feststoffspezifische Sickerwasserspense (in $l/(kgTS \cdot d)$) ermittelt. Die Annahmen, die dieser Übertragung zu Grunde liegen sind: a) homogene Durchströmung des Deponiekörpers, b) homogene Struktur des Deponiekörpers, c) gleich verteilte Mobilisierungsraten über die Deponiehöhe, d) langfristig konstante Sickerwasserspense und f) abgeschlossene Abfallschüttung. Die ersten drei Annahmen sind stark vereinfachend und ermöglichen keine realistische Abbildung der Verhältnisse im Abfallkörper. Zur Berücksichtigung dieser Einschränkungen leitet Kruse (1994) eine Beziehung zwischen der Konzentration im Sickerwasser und der Deponiehöhe ab (R^2 bei 80 %) anhand welcher angepasste Anfangskonzentrationen

und verallgemeinerte Mobilisierungsraten bestimmt werden konnten. Die errechneten Mobilisierungsraten lagen bei 0,05 bis 0,1 mg/kg TS.d und waren somit um einen Faktor 100 niedriger als im Labor bestimmte, eine Begründung dafür wird ausgespart. Die daraus abgeleiteten Jahres-Mobilisierungsraten lagen in etwa auf einem Niveau das jenem der Tagesraten aus den Laborversuchen entsprach, auch dieses Phänomen wird in Kruse (1994) nicht kommentiert. Die ausgetauschte Wassermenge der Laborreaktoren betrug für den ganzen Versuch (250 - 450 Tage) ca. 100 Liter und ergab somit eine W/F von rund 1 am Ende des Versuchs. Die angenommene Sickerwasserspense der Deponie (1 mm pro Tag) ergibt bei 20 m Schütthöhe nach ca. 55 Jahren und bei 40 m Schütthöhe nach ca. 110 Jahren ein entsprechendes Verhältnis. Dadurch wird die Frage aufgeworfen, inwiefern eine Analogie zwischen spezifischen Tagesfrachten des DSR und Jahresfrachten der Deponie zu erwarten ist bzw. ob der gewählte Ansatz zur Übertragung der Erkenntnisse aus dem Labormaßstab auf reale Verhältnisse geeignet ist. Abschließend sei angemerkt, dass einerseits eine Übertragung anhand ausgetauschter (für konservative Stoffe) bzw. durchflossener Wassermengen plausibler erscheint und andererseits inhärente Annahmen in diesem Ansatz und ihr Einfluss auf die Übertragbarkeit der Konzentrations- bzw. Mobilisierungsverläufe kritisch hinterfragt werden müssen. Döberl et al. (2005) versuchten ebenfalls anhand von DSR-Versuchen das mobilisierbare Potential über den Sickerwasserpfad für verschiedene Stoffe abzuschätzen. Allerdings führten sie die Untersuchungen an 18 Jahre alten Abfallproben aus der Versuchsdeponie Breitenau durch, wobei ein Hauptaugenmerk der Studie auch auf der Übertragbarkeit der Laborergebnisse auf die reale Deponie lag. Die DSR-Versuche wurden jeweils bis zu einem ausgetauschten Bettvolumen¹⁷ von 2,25 betrieben. Am Ende der Versuchsdauer waren 0,6 % des anfänglichen TOC-Pools über den Sickerwasserpfad und 2,8 % über den Gaspfad ausgetragen worden. Somit verblieben 96,6 % des TOC im DSR. Ausgehend von den gemessenen Emissionsverläufen wurde anhand von Regressionsanalysen das mobilisierbare Gesamtpotential über den Sickerwasserpfad abgeschätzt (vgl. Tabelle 4-26). Welche Annahmen zur Ermittlung des Gesamtpotentials getroffen wurden wird nicht näher erläutert. Die verbleibenden Emissionspotentiale über den Sickerwasserpfad sind in Tabelle 4-26 angeführt und liegen für den TOC bei 0,5 - 0,6 g pro kg TS. Die Abschätzungen von TOC-Mobilisierungspotentialen über den Gaspfad liegen zwischen 13,5 und 17,0 g pro kg TS und sind somit um einen Faktor 30 größer als die mögliche Sickerwasserfracht.

¹⁷ Ein ausgetauschtes Bettvolumen ist erreicht wenn das Anfangswasservolumen im Abfallkörper rechnerisch einmal vollständig ausgetauscht wurde (BV = Gesamtvolumen * volumetrischer Wassergehalt).

Tabelle 4-25: Mobilisierbare Potentiale und Mobilisierungsraten für den Sickerwasserpfad von Hasumülldeponien (Kruse 1994)

Chlorid	Zirkulation 10 I/Tag	Zirkulation 1 I/Tag	Gesamtpotential
alle Phasen: $m(t) = m_0 \cdot e^{-k \cdot t}$	$m(t) = 24 \cdot e^{0,0114 \cdot t}$ [mg Cl/(kg TS.d)]	$m(t) = 15,5 \cdot e^{0,0063 \cdot t}$ [mg Cl/(kg TS.d)]	$M = m_0/k$ 2,1–2,5 g/kgTS
CSB			
Zerfallsphase (BSB ₅ /CSB < 0,2) $m(t) = m_0 \cdot e^{-k \cdot t}$	$m(t) = 20 \cdot e^{-0,0065 \cdot t}$ [mg CSB/(kg TS.d)]		$M^* = m_0/k$ 3 g /kg TS
TKN			
Zerfallsphase (BSB ₅ /CSB < 0,2) $m(t) = m_0 \cdot e^{-k \cdot t}$	$m(t) = 12 \cdot e^{-0,0055 \cdot t}$ [mg TKN/(kg TS.d)]		$M^* = m_0/k$ 2,2 g/kg TS
AOX			
Berechnung nachvollzogen: $m(t) = m_0 \cdot e^{-k \cdot t}$	$m(t) = 40 \cdot e^{0,0063 \cdot t}$ [µg Cl/(kg TS.d)]	$m(t) = 40 \cdot e^{0,00277 \cdot t}$ [µg Cl/(kg TS.d)]	$M = m_0/k$ 0.6–1,2 mg Cl/kg TS
*bezieht sich nur auf die Zerfallsphase!			

Tabelle 4-26: Rest-Emissionspotentiale der Abfallproben (Ablagerungsdauer 18 Jahre) extrapoliert aus DSR-Emissionsverläufen (Döberl et al. 2005)

Parameter [mg / kg TS]	Rest-Emissionspotential	Rest-Emissionspotential
	(niedrig)	(hoch)
CSB	1538	1885
BSB ₅	90	150
TOC	515	616
Cl	1563	1818
SO ₄	3,1	9,4
TN	794	991
NH ₄ -N	787	941
Na	1134	1768
Fe	5,1	8,8

Aufbauend auf den Untersuchungen, v. a. zum Wasserströmungsverhalten in Deponien und Laborreaktoren, leiten Döberl et al. (2005) eine Maßzahl ab, die eine zuverlässigere Übertragung von Laborergebnissen auf reale Verhältnisse ermöglichen soll. Im Wesentlichen stellt dieser Faktor eine Erweiterung (bzw. Einschränkung) des W/F auf die durchströmten Teile der Deponie dar. Das heißt, der korrigierte W/F für wasserdurchströmte Bereiche wird anhand eines Homogenitätsgrades der Wasserströmung angepasst – je heterogener desto stärker erhöht sich der W/F des durchströmten Bereiches. Über das zukünftige Emissionsverhalten des „trockenen“ Bereiches können allerdings keine Aussagen gemacht werden, außer dass davon auszugehen ist, dass in diesen Bereichen praktisch das gesamte ursprünglich vorhandene Emissionspotential konserviert wurde. Eine Abschätzung zukünftiger Emissionsniveaus aus diesen, derzeit nicht durchströmten, Bereichen

könnte aber für die Abschätzung zukünftiger Emissionsniveaus relevant sein. Eine Voraussetzung hierfür bilden Konzepte wie und über welchen Zeitraum sich die Strömungsverhältnisse in einer Deponie ändern, sowie ob dies abrupt oder allmählich passiert. Untersuchungen zu diesen Aspekten erscheinen unter diesem Hintergrund für eine zuverlässigere Abschätzungen zukünftiger Emissionsniveaus notwendig.

4.1.3.1.3 Abschätzungen anhand des Vergleiches mit Analoga

Eine Arbeit die sich mit diesem Thema befasst wurden von Bozkurt et al. (2001) vorgestellt und behandelt primär das Verhalten und die Entwicklung von Torfmooren als Objekt für Rückschlüsse auf das zukünftige Deponieverhalten. Ein Torfmoor kann als ein Deponierungsexperiment für organische Abfälle betrachtet werden, das vor 10.000 Jahren begonnen wurde. Somit können aus dem Studium dieses Langzeit-experiments Informationen gewonnen werden, die auf herkömmliche Weise (Labor-experimente, Deponiemonitoring) nicht verfügbar sind: die langfristige Perspektive zum Emissionsverhalten von Deponien. Letztendlich beschreiben Bozkurt et al. (2001) in ausführlicher Weise die Langzeitevolution von Torfmooren, schaffen es aber nicht konkrete Erkenntnisse in Bezug auf die langfristige Entwicklung von Deponien mit organischen Abfällen aus den Analysen zu übertragen. Als Schlussfolgerung in Bezug auf Deponien wird festgehalten, dass zur Vorhersage des langfristigen Emissionsverhaltens einfache Modelle, welche basierend auf fundamentalen Zusammenhängen abgeleitet wurden, verwendet werden sollten. Was die eigentliche Entwicklung und Quantifizierung solcher Modelle angeht, finden sich in der vorliegenden Arbeit aber keine Aussagen.

4.1.3.1.4 Diskussion zur Abschätzung langfristiger Emissionspotentiale

Deponiegas

Wie aus den Betrachtungen in den vorhergehenden Abschnitten bereits deutlich wurde ist nicht davon auszugehen, dass die Emissionen über den Gaspfad (v. a. was Methan betrifft) den umweltrelevanten Emissionsterm auf langfristige Sicht darstellen (vgl. Kapitel 4.1.1.1 sowie z. B. Abbildung 4-32).

In bestehenden Modellen wird die Gasproduktionsrate in der Regel anhand einer Zerfallsgleichung 1. Ordnung abgebildet. In Bezug auf die potentielle Gasproduktion wird angenommen, dass alle anaerob abbaubaren organischen Bestandteile des Abfalls letztendlich zu CO₂ und CH₄ umgesetzt werden. Die Abbaukonstanten werden basierend auf Halbwertszeiten geschätzt (eine Zusammenstellung dazu findet sich in Ehrig (1991)) anhand derer eine Gasproduktionsrate zu einem bestimmten Zeitpunkt ermittelt werden kann. So liegen die angegebenen Halbwertszeiten in Eh-

rig (1991) für Vegetabilien bei ca. 1 Jahr, für mäßig abbaubare organische Materialien (Gartenabfälle, Papier, Karton, Textilien) bei 2 bis 25 Jahren und für schwer abbaubare Materialien (z.B. Holz) bei 20 – 100 Jahren. Aus diesen Zahlen lässt sich schließen, dass zwar auch nach längerer Zeit noch Gasemissionen auftreten werden, diese allerdings auf einem eher niedrigen Niveau liegen, da sich die ablaufenden Abbau- und Umsetzungsprozesse deutlich verlangsamen (Materialien mit größerer Halbwertszeit). Einen Anstieg der Gasproduktion im Deponiekörper wäre allerdings auch bei älteren Deponien zu verzeichnen, wenn in Bereichen mit hohem Organikanteil aber ungünstigen Abbaubedingungen (z. B. geringe Wasserverfügbarkeit) die Gasproduktion aufgrund geänderter Randbedingungen einsetzt. Diese Möglichkeit bzw. das in dieser Form konservierte Gasbildungspotential ist daher bei der Abschätzung langfristiger Emissionsniveaus zu berücksichtigen.

Sickerwasser

In Tabelle 4-27 sind die Abschätzungen für über den Sickerwasserpfad mobilisierbare Stoffmengen aus Hausmülldeponien anhand der zuvor beschriebenen Ansätze im Überblick dargestellt. Außer für die Schwermetalle, liegen die Schätzungen jeweils innerhalb einer Größenordnung. Trotzdem ist die beobachtete Streubreite, besonders im Hinblick auf die Gesamtgehalte im Abfall, sehr groß. Die Gründe dafür sind sowohl in unterschiedlichen Modellansätzen (und entsprechenden Einschränkungen) als auch in unterschiedlichen Abfallzusammensetzungen zu suchen. Die Extrapolation beobachteter Sickerwassertrends stellt einen brauchbaren Ansatz für die Vorhersage kurz- bis mittelfristig zu erwartender Emissionen dar, die Übertragbarkeit auf sehr lange Zeiträume ist jedoch nur unter der Annahme gleichbleibender Randbedingungen möglich. Diese Annahme, inklusive der Effekte einer Veränderung der Randbedingungen (z.B. Wasserverfügbarkeit, Milieubedingungen), wäre jedenfalls zu diskutieren. Die Ermittlung vorhandener Emissionspotentiale anhand von Eluierungsversuchen unterliegt ebenfalls einer Reihe von Einschränkungen. Die bedeutendsten sind hierbei die Nicht-Berücksichtigung des fortschreitenden biologischen Abbaues im Deponiekörper und dadurch bedingter Probleme bei der Prognose mit diesen Prozessen in Zusammenhang stehender Sickerwasserparameter. Abgesehen davon ist bei diesen Versuchen der Kontakt der Abfallmaterialien deutlich intensiver als dies im Deponiekörper zu erwarten ist, was für einige Schwermetalle (im neutralen Milieu), im Vergleich mit anderen Studien, zu sehr hohen mobilisierbaren Anteilen führt. Eine weiterführende Diskussion der Übertragbarkeit von Laborexperimenten auf reale Deponien findet sich zum Beispiel in Kylefors et al. (2003) oder Fellner et al. (2009b). Emissionspotentiale für frischen Hausmüll, die anhand von Versuchen mit Deponiesimulationsreaktoren ermittelt wurden überschätzen oft den mobilisierbaren Kohlenstoffanteil über das Sickerwasser, da ein

Teil des im Echtmaßstab gasförmig ausgetragenen Kohlenstoffes durch den höheren Wasserdurchsatz je Zeiteinheit im DSR über das Sickerwasser ausgetragen wird (vgl. Krümpelbeck 2000). Außerdem führt die gleichmäßige Durchströmung des Abfallkörpers im DSR dazu, dass die Abnahme der Konzentrationen im Sickerwasser gegenüber realen Deponien unterschätzt und die freisetzbaren Stofffrachten aus dem Abfall überschätzt werden (vgl. Fellner et al. 2009b). Der mathematische Ansatz von exponentiellen Funktionen zur Beschreibung eines stetig abnehmenden Konzentrationsverlaufes im Sickerwasser geht von gleichbleibenden Mechanismen der Mobilisierung/Freisetzung von Stoffen unter konstanten Rahmenbedingungen aus. Wie bereits erwähnt ist diese Annahme für lange Zeiträume jedenfalls zu hinterfragen.

Tabelle 4-27: Abschätzungen zu mobilisierbaren Stoffpotentialen über das Sickerwasser von Hausmülldeponien

Parameter [mg / kg TS]	Extrap. [1]	Eluierung [2]	DSR-Haus- müll [3]	DSR-MBA [3]	DSR-Extrap. [4]	DSR-Abfall (18a) [5]
CSB	2500 - 11200	-	-	-	3000	1538-1885
BSB₅	-	-	-	-	-	90 - 150
TOC (als C)	-	2100 - 7100	8000 - 15000	600 - 1300	-	515 - 616
Cl	900 - 3800	1000 - 1500	-	-	2100 - 2500	1563 - 1818
SO₄	-	-	-	-	-	3,1 - 9,4
NH₄-N (N_{ges})	1400 - 3400	200 - 310	4000 - 6000	500 - 800	2200	794 - 991
Fe	-	20 - 39	-	-	-	5,1 - 8,8
Pb	-	0,1 - 2,5	-	-	-	-
Cu	-	1,0 - 6,7	-	-	-	-
AOX	2 - 22	-	-	-	0,6 - 1,2	-
Cd	0,002 - 0,006	0,06 - 0,22	-	-	-	-
Zink	0,2 - 16	14 - 98	-	-	-	-

[1] Krümpelbeck (2000), [2] Belevi & Baccini (1989), [3] Ehrig & Brinkmann (1999), [4] Kruse (1994), [5] Döberl et al. (2005)

Die Emissionspotentiale in Tabelle 4-27 unterscheiden sich teilweise beträchtlich, somit ist es schwierig einen repräsentativen Bereich für Hausmüll abzuleiten. Daher wird in der folgenden Gegenüberstellung der ausgetragenen Frachten mit publizierten Emissionspotentialen (siehe Abbildung 4-39 - Abbildung 4-42) für die ausgewählten Stoffe (C_{org}, N, Cl und Zn) einerseits der gesamte Bereich (begrenzt durch schwarze, gestrichelte Linien) und andererseits ein wahrscheinlicher Bereich (graue Fläche – Begrenzungsniveaus wurden aufgrund von Abschätzungen zur Übertragbarkeit der jeweiligen Ermittlungsmethode auf tatsächlich mobilisierbare Anteile im Hausmüll gewählt) für das mobilisierbare Stoffpotential in Siedlungsabfällen dargestellt.

In Abbildung 4-39 ist der kumulative Emissionsverlauf für organischen Kohlenstoff im Sickerwasser gemeinsam mit möglichen Emissionspotentialen dargestellt. Den größten C-Austrag weist Deponie HM1 mit 1,63 g pro kg TS auf, dieser Wert liegt bereits im Bereich der plausiblen Sickerwasseremissionspotentiale, zwischen 1,6 und 8 g C pro kg TS. Der höhere Austrag für HM1 steht im Einklang mit dem hohen W/F dieser Deponie, welches eine stärkere Auswaschung des Deponiekörpers nahelegt. Die geringste ausgetragene Fracht weist Deponie HM4 auf, bei welcher nur 0,24 g C pro kg TS über das Sickerwasser emittiert wurden. Einerseits lässt sich das mit der kurzen Betriebsdauer und der unmittelbar danach erfolgten Abdeckung (und dadurch bedingter Reduktion der Wasserinfiltration) erklären und andererseits beginnt die Messreihe dieser Deponie erst nachdem die Anlage bereits geschlossen war, was wahrscheinlich eine Unterschätzung der Sickerwasserkonzentrationen während der Betriebsphase zur Folge hat (siehe Erläuterungen zu den Massenbilanzen). Insgesamt ist festzustellen, dass die C-Frachtsummen im Sickerwasser der untersuchten Deponien noch deutlich (ca. eine Größenordnung) unter, den in der Literatur angegebenen, Emissionspotentialen liegen.

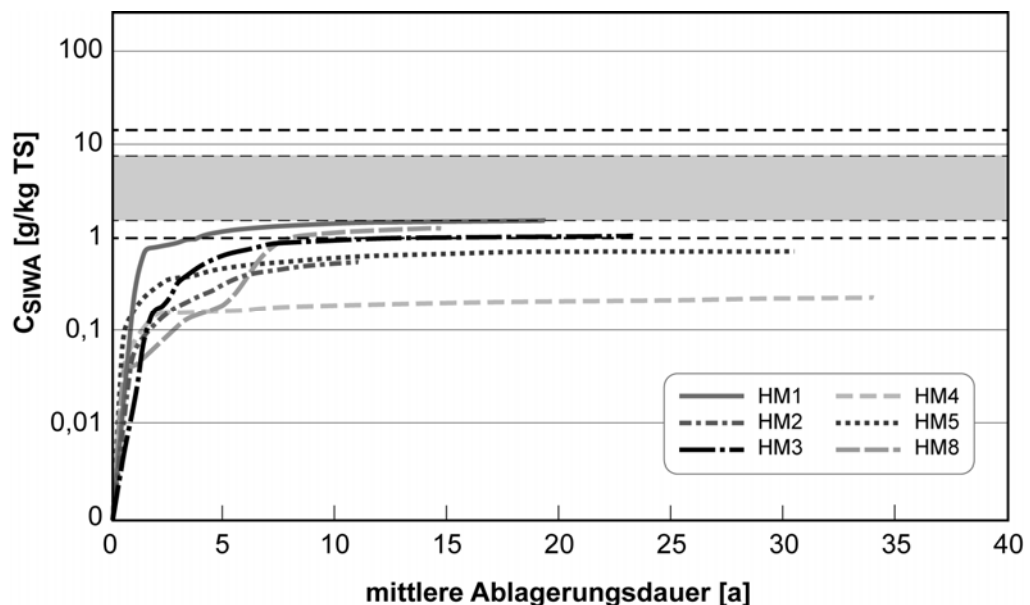


Abbildung 4-39: Darstellung dokumentierter Kohlenstoffemissionspotentiale über das Sickerwasser im Verhältnis zur kumulativen C-Fracht der untersuchten Hausmülldeponien

In Abbildung 4-40 sind die ausgetragenen Stickstoffmengen über das Sickerwasser den Literaturwerten zu mobilisierbaren Stickstoffmengen gegenübergestellt. Auch hier weist die Deponie HM1 mit 1,92 g N pro kg TS die höchste und die Deponie HM4 mit 0,14 g N pro kg TS die niedrigste kumulative Fracht auf. Es zeigt sich auch für den Stickstoff, dass die N-Gesamtfrachten der untersuchten Deponien um bis zu einer Größenordnung unter den angegebenen Emissionspotentialen liegen.

Ähnlich zu Kohlenstoff und Stickstoff stellt sich auch das Bild für Chlor dar (siehe Abbildung 4-41). In den Bereich des mobilisierbaren Potentials kommt nur die Deponie HM1 mit 1,93 g Cl pro kg TS, die anderen Deponien weisen eine Gesamtfracht zwischen 0,5 und 1,5 g Cl pro kg TS auf. Die beobachteten Frachtsummen liegen somit einen Faktor 1,2 – 5 unter den wahrscheinlich mobilisierbaren Chloranteilen.

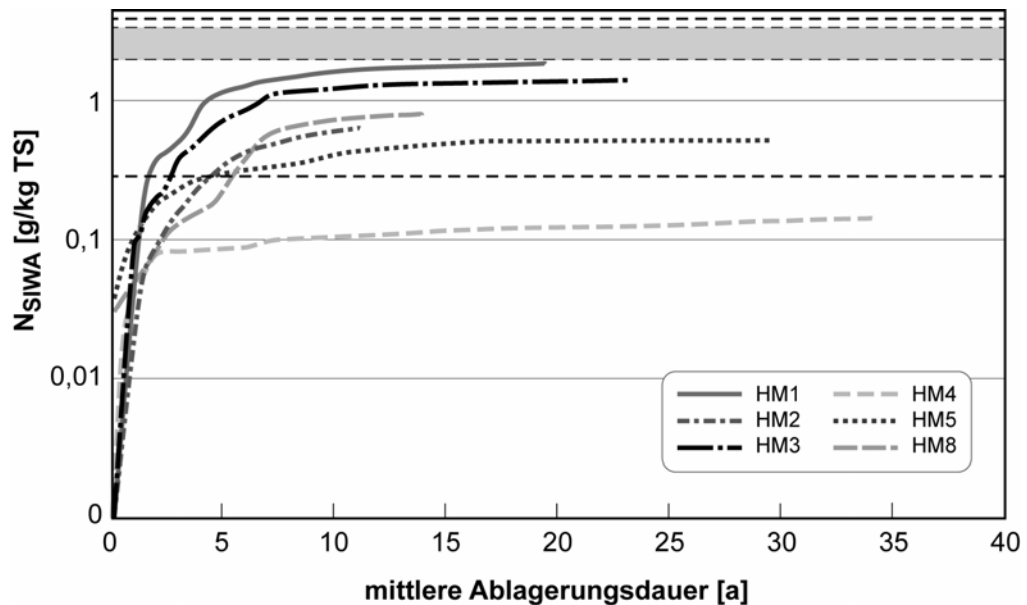


Abbildung 4-40: Darstellung dokumentierter Stickstoffemissionspotentiale über das Sickerwasser im Verhältnis zur kumulativen N-Fracht der untersuchten Hausmülldeponien

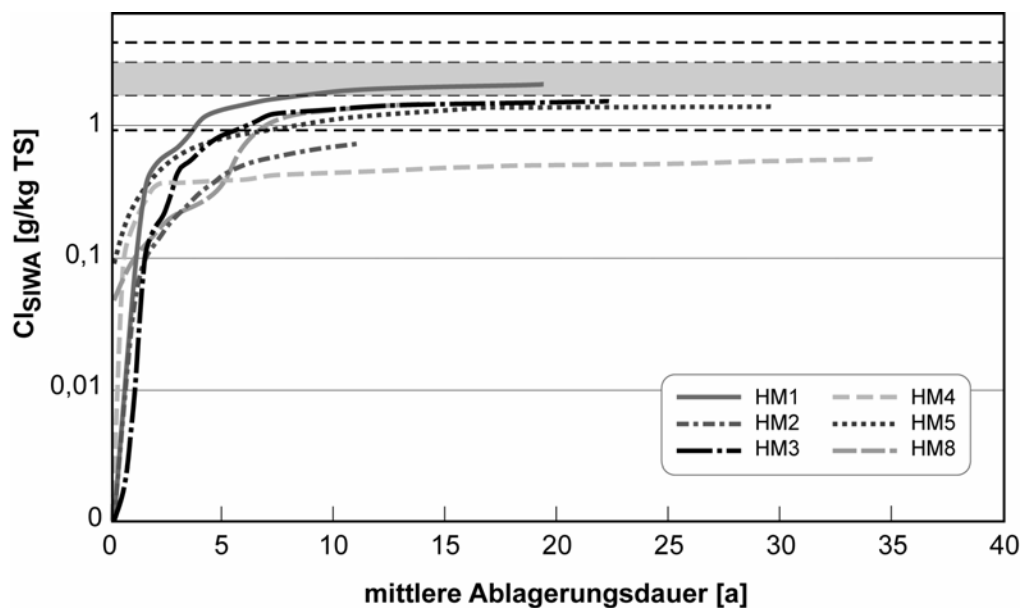


Abbildung 4-41: Darstellung dokumentierter Chloridemissionspotentiale über das Sickerwasser im Verhältnis zur kumulativen Cl-Fracht der untersuchten Hausmülldeponien

Etwas anders stellt sich die Situation für die Zinkemissionen dar (vgl. Abbildung 4-42). Hier liegen die beobachteten Emissionsfrachtsummen um 2 Größenordnungen unter den angegebenen Emissionspotentialen. Zurückgeführt werden kann das auf die sehr niedrigen Zinkkonzentrationen in den Sickerwässern der Deponien und den, bedingt durch die Ermittlungsmethoden, relativ hoch eingeschätzten Emissionspotentialen.

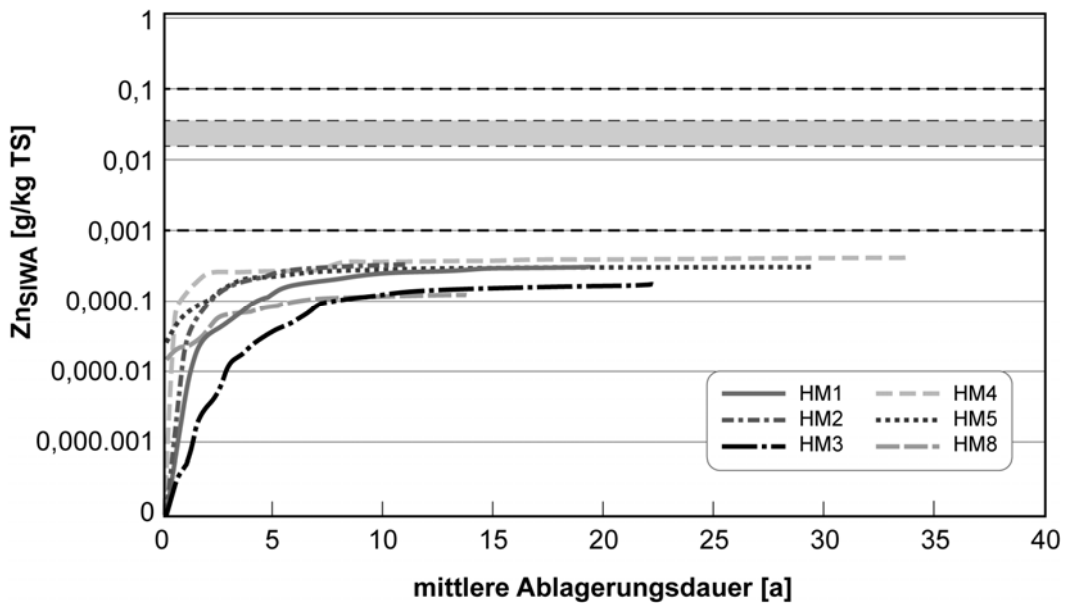


Abbildung 4-42: Darstellung dokumentierter Zinkemissionspotentiale über das Sickerwasser im Verhältnis zur kumulativen Zn-Fracht der untersuchten Hausmülldeponien

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass für alle Deponien und alle Sickerwasserparameter noch bedeutende Emissionspotentiale im Deponiekörper verbleiben. Bei Frachtverläufen wie sie nach Schließung der Deponien (primär aufgrund der Reduktion der Sickerwassermengen) zu beobachten sind, wird es sehr lange dauern bis noch vorhandenen Sickerwasseremissionspotentiale abgebaut werden können (für die betrachteten Stoffe [außer Zink] ist diese eine Zeitspanne von mehreren Jahrhunderten). Einerseits belegt diese Aussage die Tatsache, dass durch die Unterbindung der Wasserinfiltrationen bei Deponien über lange Zeiträume ein großes Emissionspotential gespeichert wird und andererseits wird die Frage aufgeworfen welches tatsächliche Emissionspotential bei diesen Deponien vorhanden ist und unter welchen Umständen dieses mit welcher Rate mobilisiert werden kann. Diese Fragestellungen werden im Rahmen der langfristigen Emissionsprognose wieder aufgegriffen und spielen bei der entsprechenden Modellbildung eine maßgebliche Rolle.

4.1.3.2 Modellentwicklung zur Emissionsprognose

Die Prognose zukünftiger Emissionsniveaus von Deponien ist mit einer Reihe von Unsicherheiten verbunden, die einerseits auf den Einschränkungen des gewählten Modellansatzes und andererseits auf veränderten Randbedingungen beruhen. Im Rahmen dieses Kapitels wird ein Ansatz zur Beschreibung zukünftiger Emissionscharakteristika vorgestellt. Das mathematische Modell entspricht einer Exponentialfunktion und wird mittels einer Abschätzung verschiedener Modellparameter für die jeweilige Deponie hergeleitet. Die Änderung von Randbedingungen, wie z. B. Wasserverteilung und -strömungsverhältnisse im Deponiekörper oder vorherrschende Redox-Verhältnissen, wird anhand von Szenarien, die in Abhängigkeit der Charakteristik des Abfallkörpers entwickelt werden, erfasst. Die Abbildung veränderter Rahmenbedingungen anhand verschiedener Szenarien ist bedingt durch die Unkenntnis (und die limitierte Prognostizierbarkeit) ihres Auftretens sowie die komplexen Auswirkungen veränderter Bedingungen auf das zu erwartende Emissionsgeschehen. Deshalb wird die Emissionsvorhersage unter gleichbleibenden Bedingungen und bei veränderten Deponiebedingungen in getrennten Abschnitten behandelt.

4.1.3.2.1 Emissionsprognose mit gleichbleibenden Bedingungen

Für Deponien in der Nachsorge liegen in der Regel Messdaten zu den Emissionen über einen längeren Zeitraum vor. Basierend auf den Messungen, die nach Abklingen des intensiven Abbaues der organischen Substanz (ermittelt über Gasproduktionsraten oder den Verlauf abbaubedingter Sickerwasserparameter (z.B. TOC und Ammonium)) vorgenommen wurden, können Extrapolationen über zukünftige Emissionsniveaus, unter der Annahme gleichbleibender Bedingungen, angestellt werden.

Es wird in diesem Abschnitt nicht weiter auf die Prognose von Deponiegasemissionen eingegangen, da für diese Zwecke bereits eine Reihe von Modellen vorgestellt wurden (siehe vorhergehende Abschnitte). Entsprechende Abschätzungen sollten aber jedenfalls, soweit vorhanden, mit Messdaten verglichen und entsprechend angepasst werden. Unter gleichbleibenden Randbedingungen, wie sie im Zuge der mittelfristigen Emissionsprognose angenommen werden, ist jedenfalls von kontinuierlich abnehmenden Gasproduktionsraten auszugehen.

Für die mathematische Beschreibung von Sickerwasseremissionskurven wird eine Differentialgleichung erster Ordnung verwendet (vgl. z.B. Belevi und Baccini 1989; Kruse 1994; Krümpelbeck 2000). Diese Funktion beruht auf der Annahme, dass die aktuelle Sickerwasserkonzentration (=Freisetzungsrates) nur von der verbliebenen Stoffmenge abhängt. Unter Voraussetzung konstanter Randbedingungen stellt dieser mathematische Ansatz eine plausible Näherung für Emissionskurven aus Deponien dar. So fanden auch Gibbons et al. (2007) bei der statistischen Untersuchung von Sickerwassertrends amerikanischer Hausmülldeponien, dass für viele Parame-

ter fallende Trends zu beobachten sind und dass die Konzentrationsabnahme pro Jahr mit zunehmendem Alter immer geringer wird (\rightarrow exponentieller Verlauf). Die einfachste Form eines Prognosemodells basierend auf den bestehenden Monitoringdaten ist eine Trendextrapolation. Bevor jedoch eine Trendanalyse für einen Datensatz durchgeführt wird, sollte dieser statistisch aufbereitet werden. Einerseits umfasst das eine konsequente Handhabung zensierter Daten (im Wesentlichen bedeutet das die Berücksichtigung von Messungen unter der Bestimmungsgrenze) und den Umgang mit Ausreißern. Letztere sind Werte die nicht zum Muster der anderen Beobachtungen passen (Gibbons und Bull 2006), sie beruhen auf Übertragungsfehlern, Messfehlern oder der Unterschätzung räumlicher/zeitlicher Variabilität. Ein Test für die Bestimmung von Ausreißern wurde von Dixon (1953) vorgestellt, eine Anwendung wird empfohlen, wenn durch die visuelle Beurteilung der Daten bereits ein Verdacht auf Ausreißer besteht. Zur Analyse bestehender Trends in den Monitoringdaten kann Sen's test (Sen 1968) herangezogen werden. Dieser einfache, nicht-parametrische Test untersucht den Datensatz auf vorhandene Trends und liefert zusätzlich eine Schätzung des Gefälles (Änderung pro Zeiteinheit). Die Methode ist robust gegenüber Ausreißern, fehlenden Werten und Messungen unter der Bestimmungsgrenze (GeoSyntec 2006). Die Rahmenbedingungen für die Anwendung solcher Trendanalysen sind in Abbildung 4-43 dargestellt. Eine eingehende Beschreibung statistischer Verfahren zur Analyse beobachteter Emissionsdaten, inklusive der Beschreibung vorgeschlagener Testmethoden, findet sich in Kapitel 7.2. Nachdem ein signifikant fallender Trend für den Monitoringdatensatz nachgewiesen wurde (erst dann kann von einer grundsätzlichen Zulässigkeit des mathematischen Modellansatzes ausgegangen werden) folgt die Modelleichung zur mittelfristigen Emissionsprognose.

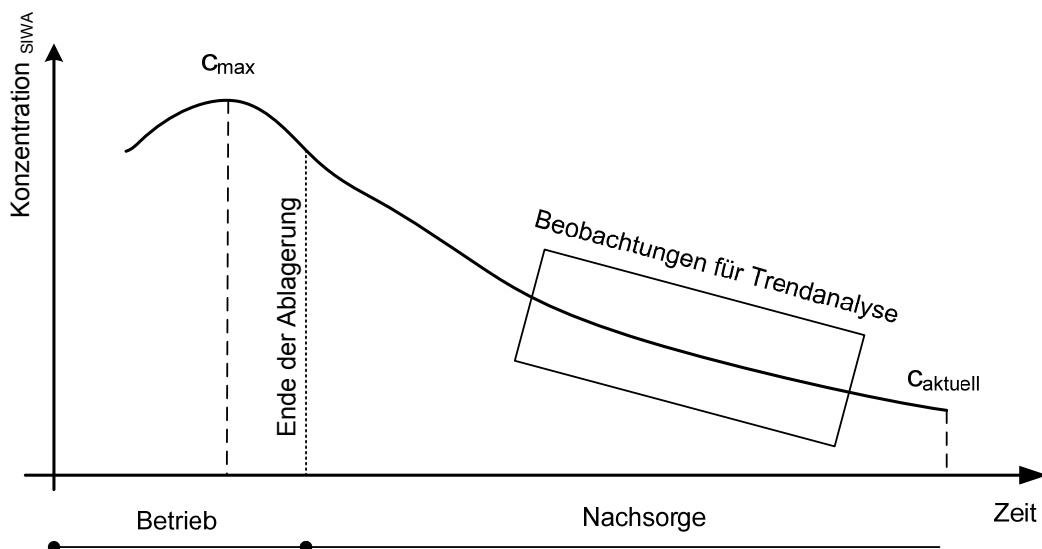


Abbildung 4-43: Schematische Darstellung zur Trendanalyse von Sickerwasserdaten in der Nachsorgephase

Modellentwicklung

Das Modell zur Prognose zukünftiger Sickerwasserkonzentrationen gliedert sich in zwei Emissionskurven, die durch Superposition das zu erwartende Emissionsniveau abschätzen. Eine Kurve entspricht dabei dem konzeptionellen Ansatz von Belevi und Baccini (1989), wobei die Ermittlung mobilisierbarer Stoffmengen und die Bestimmung von Anfangskonzentrationen modifiziert werden. Die zweite Kurve ist nur für Sickerwasserkennwerte, die in direktem Zusammenhang mit organischen Abbauprozessen stehen, relevant, da sie zur Berücksichtigung verzögerter Freisetzung von Stoffen durch diese Prozesse dient.

Das mathematische Modell zur Beschreibung der Auswaschungsprozesse aus dem Deponiekörper folgt dem Modell von Belevi und Baccini (1989) und ist in Gleichung 4-2 angeführt. Wie bereits zuvor erwähnt liegen diesem Modell mehrere Annahmen zu Grunde: Einerseits, dass die Sickerwasserkonzentration mit der Zeit entsprechend einer Zerfallsgleichung erster Ordnung abnimmt, andererseits dass die Arten der Mobilisierung/Freisetzung von Stoffen, die die Konzentrationsabnahme bestimmen, sich nicht ändern. Heterogene Wasserströmungsverhältnisse werden über den Faktor h berücksichtigt. Die verfügbare Stoffkonzentration der Abfalltrockensubstanz beruht auf dem Anteil des am Emissionsgeschehen teilnehmenden Abfallkörpers und den, durch langsame Abbauprozesse, erst freizusetzenden Anteil des gesamten mobilisierbaren Potentials. In der Folge wird die Herleitung dieser Modellparameter dargestellt und diskutiert.

$$\text{(Gleichung 4-2)} \quad c_a(t) = c_0 \cdot e^{-\left(\frac{c_0}{m_v} \cdot \Delta \frac{W}{F} \cdot h\right) \cdot t}$$

$C_a(t)$	mittlere jährliche Konzentration nach t Jahren aufgrund Auswaschung [mg/l]
C_0	mittlere jährliche Konzentration am Ende der intensiven Reaktorphase [mg/l]
m_v	durch Auswaschung mobilisierbare Stoffkonzentration des Abfalls [mg/kg TS]
$\Delta W/F$	mittlere Änderung des Wasser-Feststoff-Verhältnisses pro Jahr [l/kg TS.a]
ΔW	mittlere infiltrierte Wassermenge pro Jahr [l/a]
F	abgelagerte Abfalltrockenmasse [kg]
h	Heterogenitätsfaktor der Wasserströmung im Deponiekörper [-]
t	Zeit nach intensiver Reaktorphase (nach Beendigung der Abfallablagerung) [a]

Die mittlere jährliche Konzentration am Ende der intensiven Reaktorphase (c_0) wird anhand der vorliegenden Monitoringdaten ermittelt. Das Ende der intensiven Reaktorphase ist gekennzeichnet durch stark reduzierte Gasproduktionsraten sowie eine rasante Abnahme der organischen Sickerwasserbelastung. In vielen Fällen ist dies wenige Jahre nach Schließung der Deponie der Fall.

Das auswaschbare Stoffpotential (m_v) ist jener Anteil des insgesamt vorhandenen Emissionspotentials nach der intensiven Reaktorphase (m_0), der durch Lösungsprozesse direkt verfügbar ist. Der verbleibende Anteil von m_0 wird erst allmählich, pri-

mär durch biochemische Umsetzungsvorgänge im Deponiekörper, verfügbar. Die Ermittlung der jeweiligen Größen erfolgt spezifisch für eine Deponie. Emissionspotentiale für einen bestimmten Stoff können anhand der Angaben in Tabelle 4-27 abgeschätzt werden. Der Anteil dieses Potentials, welcher am Emissionsgeschehen teilnimmt ist über die Auswertung der exponentiellen Extrapolationskurve für einen konservativen Sickerwasserparameter (z.B. Cl) abschätzbar. Durch Integration der Kurve wird die extrapolierte Gesamtemission ermittelt und mit angegebenen Emissionspotentialen verglichen. Dieser Vergleich ermöglicht die Ableitung einer Verhältniszahl zur Beschreibung des emissionsrelevanten Anteiles. Die Abschätzung des verzögert verfügbaren Emissionspotentials erfolgt basierend auf der Abfallzusammensetzung bzw. der Abbaubarkeit der organischer Abfallfraktionen. Durch die Ermittlung einer Halbwertszeit für die schwer abbaubare Fraktionen kann eine Zerfallsrate bestimmt werden. Diese wird direkt für den Emissionsterm übernommen. Die Funktion zur Abbildung dieser verzögerten Freisetzung folgt somit ebenfalls einer Zerfallsgleichung erster Ordnung, wobei c_0 anhand der Abbaurrate k und dem abgeschätzten Anteil am Gesamtemissionspotential für Kohlenstoff (=schwer abbaubare Fraktion/gesamter organischer Kohlenstoff) (vgl. Gleichung 4-3) ermittelt wird. Für Sickerwasserparameter die in direktem Zusammenhang mit organischen Abbauprozessen stehen (org. Sickerwasserbelastung und Stickstoff) wird dieser Term zum Auswaschterm addiert und ergibt die Konzentration des Stoffes zum Zeitpunkt t (also $c(t) = c_a(t) + c_{org}(t)$).

(Gleichung 4-3)

$$c_{org}(t) = c_{0,org} \cdot e^{-\left(\frac{c_0}{m_{org}} \cdot \Delta \frac{W}{F} \cdot h\right) \cdot t}$$

- $c_{org}(t)$ mittlere jährliche Konzentration nach t Jahren aufgrund des Abbaues schwer abbaubarer Materialien [mg/l]
- $c_{0,abb}$ mittlere jährliche Konzentration am Ende der intensiven Reaktorphase aufgrund des Abbaues schwer abbaubarer Materialien [mg/l]
- m_{org} Emissionspotential in schwer abbaubaren Fraktionen [mg/kg TS]
- $\Delta W/F$ mittlere Änderung des Wasser-Feststoff-Verhältnisses pro Jahr [l/kg TS.a]
 - ΔW mittlere infiltrierte Wassermenge pro Jahr [l/a]
 - F abgelagerte Abfalltrockenmasse [kg]
- h Heterogenitätsfaktor der Wasserströmung im Deponiekörper [-]
- t Zeit nach intensiver Reaktorphase (nach Beendigung der Abfallablagerung) [a]

Im Rahmen der Modelle aus Gleichung 4-2 und 4-3 wird von einer jährlich konstanten Zunahme des Wasser-Feststoff-Verhältnisses ausgegangen. Falls die W/F -Zunahme für bestimmte Zeitabschnitte unterschiedlich ist (z.B. nach Aufbringen einer Oberflächenabdichtung), so kann dies durch eine Aneinanderreihung der jeweiligen Kurven abgebildet werden. Die letzte Konzentration der ersten Funktion ist das c_0 der nächsten, das verfügbare Emissionspotential m_v verringert sich gegenüber der

vorhergehenden Kurve um die inzwischen ausgetragene Stoffmenge pro kg TS, ansonsten wird noch das veränderte $\Delta W/F$ in die neue Funktion eingesetzt.

In Tabelle 4-28 sind gebräuchliche Wertebereiche der einzelnen Parameter dargestellt. Es ist offensichtlich, dass die Schwankungsbreiten teilweise beträchtlich sind, dementsprechend soll betont werden, dass das vorgeschlagene Modell (Auswaschkurve aus Gleichung 2) anhand verfügbarer Monitoringdaten kalibriert werden muss. Eine Modellentwicklung (Prognose) basierend auf geschätzten Eingangsparameter stellt nur eine sehr grobe Näherung des Konzentrationsverlaufes dar und ersetzt keinesfalls eine Auswertung und Interpretation der verfügbaren Monitoringdaten.

Tabelle 4-28: Typische Parameterwerte für die Eingangsparameter der Modellfunktionen

Parameter	m_0 [mg pro kg TS]	m_{org} [mg pro kg TS]	h [-]
Cl	1500 – 3000	-	
N	1000 – 4000	0,2· m_0 - 0,9· m_0	1 - 6
TOC (als C)	1000 - 4000	0,3· m_0 - 0,9· m_0	

$\Delta W/F$, c_0 und t sind aus den vorliegenden Deponiedaten zu ermitteln.

Basierend auf den Parametern in Tabelle 4-28 wurden jeweils eine Maximal- und eine Minimalkurve geschätzt und mit dem gesamten erhobenen Datensatz aus Kapitel 4.1.2 für die Zeit nach Schließung der Deponien verglichen. Die entsprechenden Kurven sind in Abbildung 4-44 bis Abbildung 4-46 dargestellt. Aus den Abbildungen erkennt man, dass die modellierten Konzentrationsverläufe, eine Art obere bzw. untere Grenze für die gemessenen Deponiedaten darstellen. Es wird aber auch deutlich, dass der Wertebereich zwischen den abgeschätzten Maximal- und Minimalkurven, insbesondere für NH_4 und TOC, sehr groß ist. Diese Feststellung unterstreicht nochmals, dass das Emissionsmodell anhand vorhandener Messdaten geeicht werden muss um aussagekräftige Prognosen zu ermöglichen. Eine „blinde“ Prognose anhand abgeschätzter Modellparameter und ohne Eichung, kann lediglich Informationen über die mögliche Bandbreite zukünftiger Emissionen liefern.

Wie bereits erwähnt, beinhaltet der Bereich zwischen den Minimal- und Maximalkurven in Abbildung 4-44 bis Abbildung 4-46 den Großteil der erhobenen Sickerwassermessdaten für Hausmülldeponien. Nichtsdestotrotz, müssen solche Modelle mit Vorsicht angewendet werden, da aufgrund der relativ kurzen Beobachtungszeitspanne eine Vielzahl von Modellen ohne größere Fehler an bestehende Messwerte angepasst werden können. Dementsprechend, sollten diese Modelle keine falsche Genauigkeit vorspiegeln und möglichst aus grundlegenden Zusammenhängen her-

aus entwickelt werden (wie z.B. der Annahme, dass die Konzentration eines Stoffes im Sickerwasser vom verfügbaren Potential im Abfallkörper abhängt). Außerdem sei an dieser Stelle nochmals erwähnt, dass das vorgestellte Modell eine Emissionsprognose für gleichbleibende Deponiebedingungen darstellt. Die Auswirkungen veränderter Freisetzungsmechanismen werden nicht im Rahmen dieses Modells sondern über die Bewertung bestimmter Szenarien abgedeckt. Im Rahmen der Emissionsprognose (siehe Kapitel 7.2) werden diese Modellansätze schließlich miteinander verknüpft.

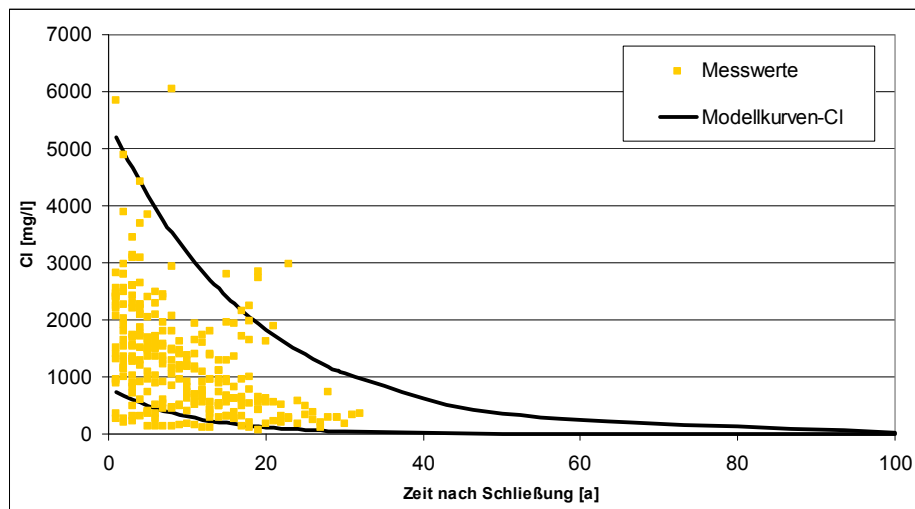


Abbildung 4-44: Modellkurven für Cl im Vergleich mit dem Messdatensatz

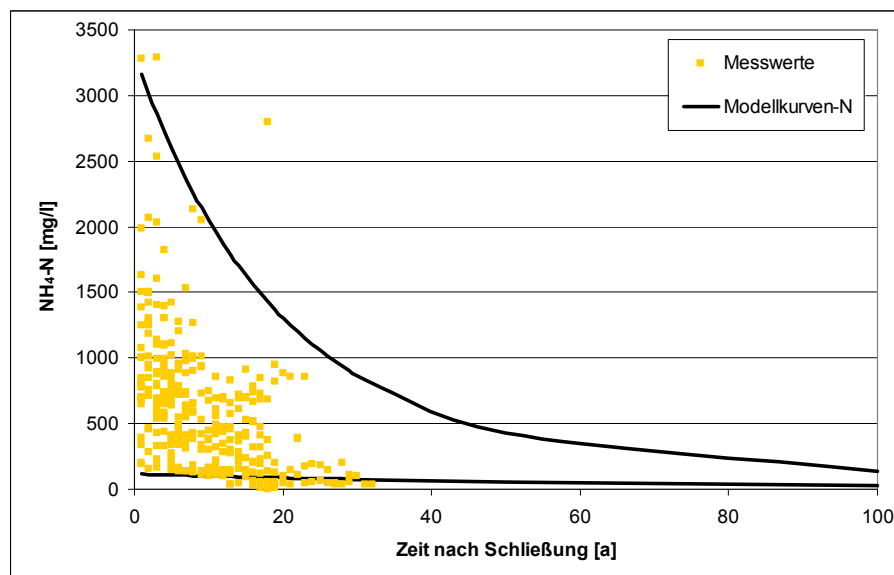


Abbildung 4-45: Modellkurven für $\text{NH}_4\text{-N}$ im Vergleich mit dem Messdatensatz

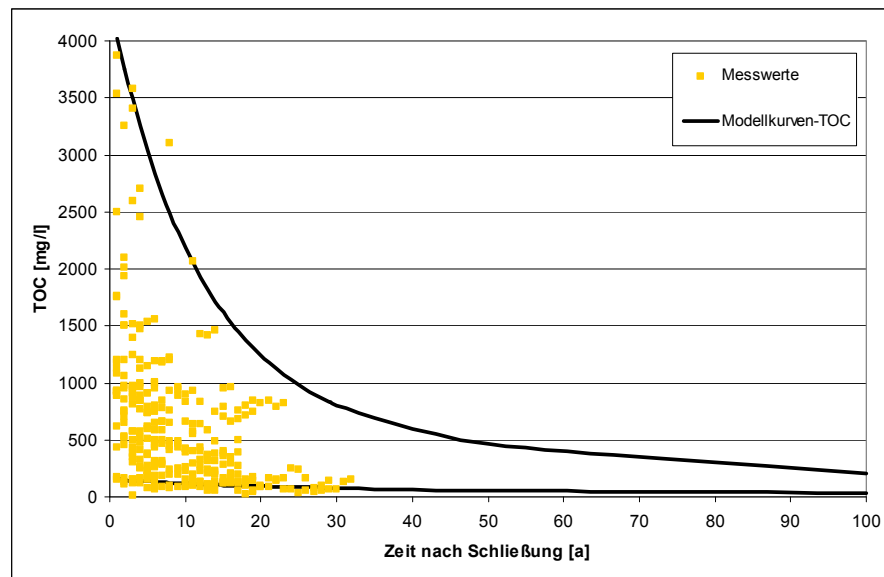


Abbildung 4-46: Modellkurven für TOC im Vergleich mit dem Messdatensatz

Modellanwendung

Das vorgestellte Modell zur Abschätzung zukünftiger Emissionsniveaus unter der Annahme gleichbleibenden Deponiebedingungen wird zur Illustration auf drei Deponien (HM4, HM5 und HM8) angewendet. Die jeweiligen Eingangsdaten und die Modellkurven sind für ausgewählte Parameter in Abbildung 4-47 bis Abbildung 4-49 dargestellt.

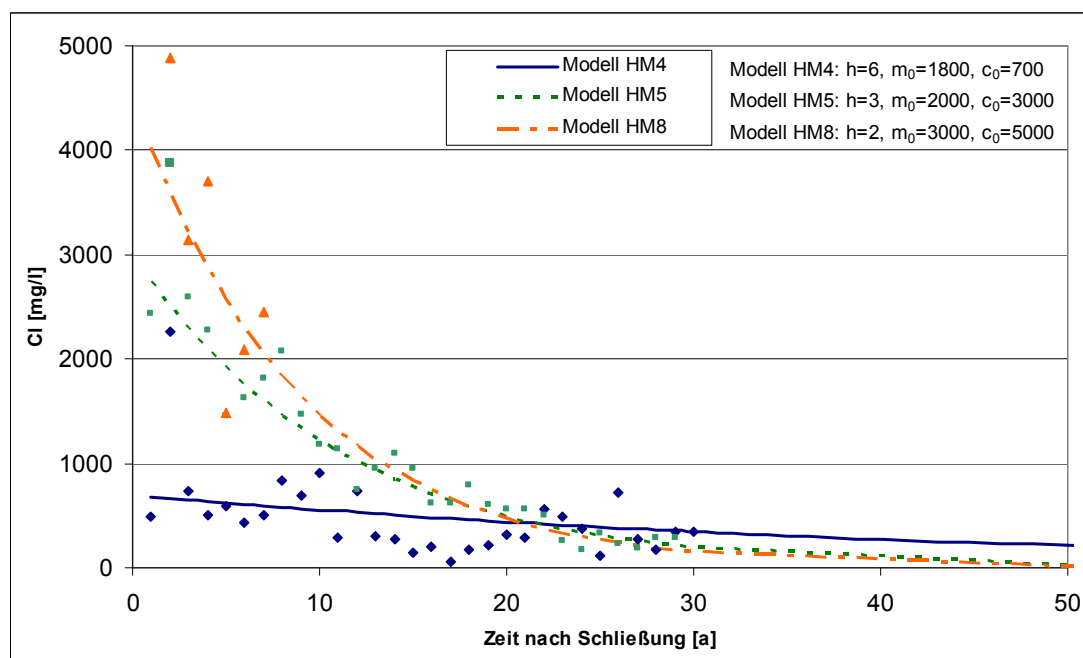


Abbildung 4-47: Modellanpassung für den Parameter Cl der Hausmülldeponien HM4, HM5 und HM8

Die Parameterschätzung zur Nachbildung des Chloridkonzentrationsverlaufes der untersuchten Deponien, ergab für HM4 einen Heterogenitätsfaktor von 6, für HM5 einen Faktor von 3 und für HM8 einen Faktor von 2,5. Die Deponie HM4 wurde bereits vor langer Zeit abgedichtet (Tonabdichtung), was eine Infiltration des Wassers nur an wenigen Stellen (Risse) plausibel erscheinen lässt und somit die höhere Heterogenität gegenüber den anderen beiden Deponien erklären könnte. Trotzdem sollte dieser Parameter nicht als physikalisch fundiert angesehen werden, sondern als Kurvenanpassungsparameter an bestehende Messzeitreihen. Die Anfangskonzentrationen c_0 wurden basierend auf den vorhandenen Messdaten abgeschätzt. Die ursprünglich vorhandenen Emissionspotentiale (m_0) liegen im angegebenen Bereich von Tabelle 4-28 und wurden in Bezug auf die Kurvenanpassung optimiert.

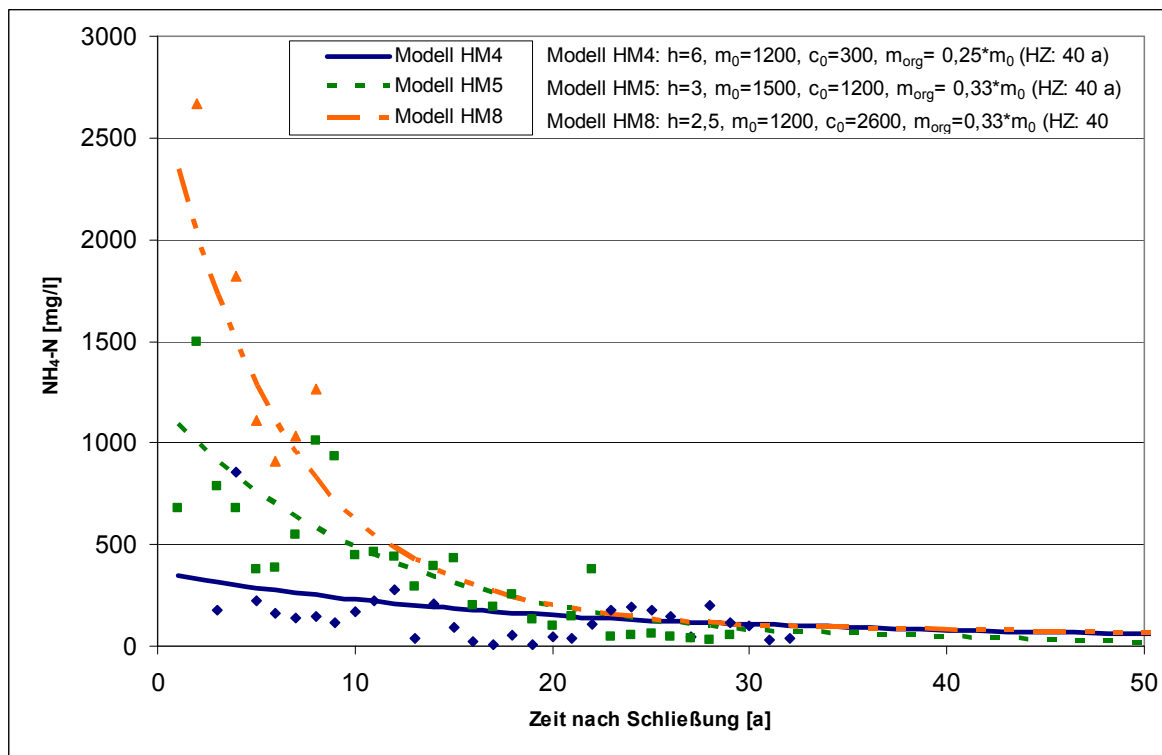


Abbildung 4-48: Modellanpassung für den Parameter NH_4-N der Hausmülldeponien HM4, HM5 und HM8

Das Ergebnis der Modellanpassung zur Extrapolation der Ammoniumstickstoffkonzentrationen der drei betrachteten Deponien ist in Abbildung 4-48 dargestellt. Abgesehen von der Auswaschkurve wird auch eine Kurve zur Beschreibung der Freisetzung und des Austrages von Ammonium aufgrund des fortschreitenden organischen Abbaues berücksichtigt, dabei wird angenommen, dass ein relevanter Anteil des Gesamtemissionspotentials (zwischen einem Viertel und einem Drittel) erst langsam, durch den Abbau schwer abbaubarer Materialien, verfügbar sind. Diese Zah-

len sollten anhand der Zusammensetzung der abgelagerten Abfälle ermittelt werden. Es sei hier nochmals ausdrücklich erwähnt, dass die Modellparameter keine physikalisch basierten, messbaren Größen sind, sondern in erster Linie zur Anpassung der zuvor beschriebenen Modellkurven verwendet werden.

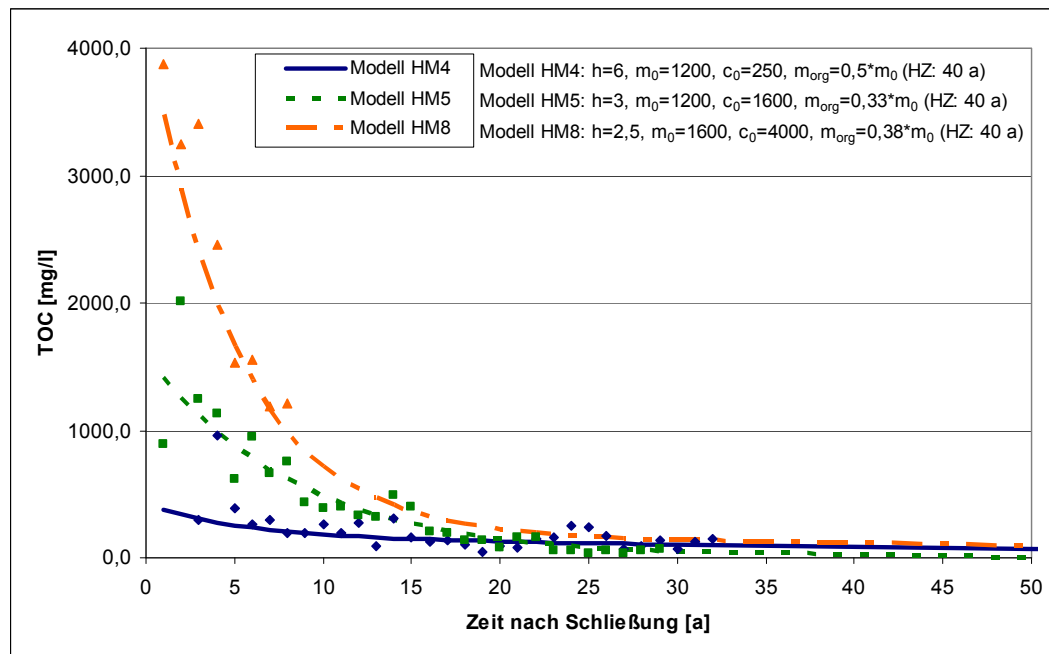


Abbildung 4-49: Modellanpassung für den Parameter TOC der Hausmülldeponien HM4, HM5 und HM8

Was in Bezug auf Stickstoff gilt, gilt auch für die Modellanpassung zur Beschreibung und zur Extrapolation der TOC-Konzentrationen (siehe Abbildung 4-49). Auch hier wurden die Modellkurven durch Addition einer Auswasch- und einer Abbaukurve ermittelt. Die angesetzten Emissionspotentiale über das Sickerwasser sind eher im unteren Bereich der angegebenen Bandbreite in Tabelle 4-28 angesiedelt, wobei die Anteile der jeweils erst langsam freisetzbaren Stoffpotentiale zwischen einem Drittel und der Hälfte des Gesamtemissionspotentials liegen. Die Anfangskonzentrationen der Modellkurven wurden wiederum anhand der verfügbaren Messdaten abgeschätzt.

Aus der Darstellung der Modellanpassung für Cl, $\text{NH}_4\text{-N}$ und TOC (Abbildung 4-47 bis Abbildung 4-49) ist ersichtlich, dass es anhand der vorgestellten Modellfunktionen möglich ist, die beobachteten Emissionsverläufe adäquat nachzubilden. Inwieweit die Prognosen eine belastbare Schätzung liefern ist unklar, da, aufgrund der relativ kurzen Beobachtungszeitreihen, eine Vielzahl von Modellkurven an die Messdaten angepasst werden können. Das vorgestellte Modell ist ein stark vereinfachter Ansatz, der eine Prognose zu erwartender Emissionsniveaus bei gleichbleibenden Verhältnissen ermöglichen soll. Eine Eichung der Modelle anhand verfügbarer

Messdaten ist für eine deponiespezifische Abschätzung jedenfalls notwendig. Modellprognosen sind anhand zukünftiger Monitoringdaten zu validieren. Eine detaillierte Beschreibung der Anwendung der Emissionsmodelle auf verschiedene Deponien erfolgt im Zuge der Fallstudien in Kapitel 8.

4.1.3.2.2 *Emissionsmodell zur Abbildung veränderter Freisetzungsmechanismen*

Eine inhärente Eigenschaft der Vorhersage zukünftiger Zustände ist die Unsicherheit solcher Abschätzungen. Die Handhabung dieser Unsicherheit kann je nach Prozessverständnis und Informationsgrundlage unterschiedlich sein. Im vorhergehenden Abschnitt wurde ein Modell vorgestellt, das eine Abschätzung der Zustandsentwicklung verschiedener Sickerwasserkennwerte unter gleichbleibenden Verhältnissen (v.a. Wasserströmungsheterogenität, pH-Wert und Redox-Bedingungen) ermöglicht. In diesem Abschnitt werden verschiedene Szenariomodelle vorgestellt, die eine Abschätzung des Effektes geänderter Bedingungen ermöglichen. Die Szenarien werden nicht zeitlich verankert, d.h. sie sind nicht auf der Zeitachse fixiert, sondern es werden Ihnen bestimmte Eintrittswahrscheinlichkeiten zugewiesen¹⁸. Diese Eintrittswahrscheinlichkeiten beruhen wiederum auf zahlreichen Faktoren (z. B. Einkapselungssystem des Deponiekörpers, klimatische Bedingungen am Standort) und sind im Zuge der Emissionsprognose, also bei der Evaluierung und Verknüpfung der einzelnen Szenarien festzulegen. Diese Vorgehensweise beruht auf der bayesianischen Wahrscheinlichkeitsvorstellung: Die Wahrscheinlichkeit eines Ereignisses entspricht der subjektiven Einschätzung einer Person, dass dieses Ereignis in Anbetracht der bekannten Informationen eintreten wird. Somit ist die Eintrittswahrscheinlichkeit nicht nur vom Ereignis sondern auch vom gegenwärtigen Kenntnisstand abhängig. Vorerst geht es jedoch um die Beschreibung des aktuellen Deponiezustandes (bzw. im Rahmen dieses Kapitels steht der Abfallkörper im Vordergrund) und die Diskussion plausibler Annahmen als Grundlage der Szenarioentwicklung.

Nachdem die Verfügbarkeit von Wasser essentiell für biochemische Abbauprozesse ist, kann ein signifikanter Abbau des ursprünglich vorhandenen organischen Materials nur stattfinden, wenn der entsprechende Bereich im Deponiekörper mit Wasser versorgt wird. Der Wassergehalt des abgelagerten Abfalls allein, reicht in der Regel für einen substanziellen Abbau der organischen Fraktion nicht aus. Daher bleibt ein Anteil des organischen Materials im Abfallkörper über lange Zeit erhalten und stellt somit ein langfristig verfügbares Emissionspotential dar. Die Abschätzung dieses Emissionspotentials bildet den ersten Schritt zur Ableitung plausibler Emissionsszenarien. Ein entsprechendes konzeptionelles Modell zur Beschreibung des Abbauzu-

¹⁸ Diese können für verschiedene Zeitabschnitte unterschiedlich sein.

standes der organischen Substanz in einer Deponie wurde von van Vossen et al. (2009) vorgeschlagen und ist in Abbildung 4-50 dargestellt. Das Modell berücksichtigt sowohl die heterogene Struktur des Abfallkörpers als auch die Heterogenität der Wasserströmung in einer Deponie. Durch die Überlagerung der Abbaubarkeit der Organik und hydraulischer Zonen innerhalb der Deponie können verbliebene Restemissionspotentiale abgeschätzt werden. Anhand des beschriebenen Ansatzes lassen sich wesentliche Aspekte bei der Beurteilung des Deponiezustandes und verbliebener Emissionspotentiale illustrieren. Die angegebenen Werte für Abbaubarkeit und verbliebene Potentiale beruhen nicht auf Beobachtungen sondern sind illustrativ zu verstehen.

Aus der beschriebenen Modellvorstellung wird bereits eines klar, wogegen unter gleichbleibenden Bedingungen primär die Emissionsdaten für die Prognose zukünftiger Emissionscharakteristika herangezogen wurden, rückt bei der Abschätzung von Emissionsniveaus unter geänderten Bedingungen der Zustand des Deponiekörpers in den Mittelpunkt.

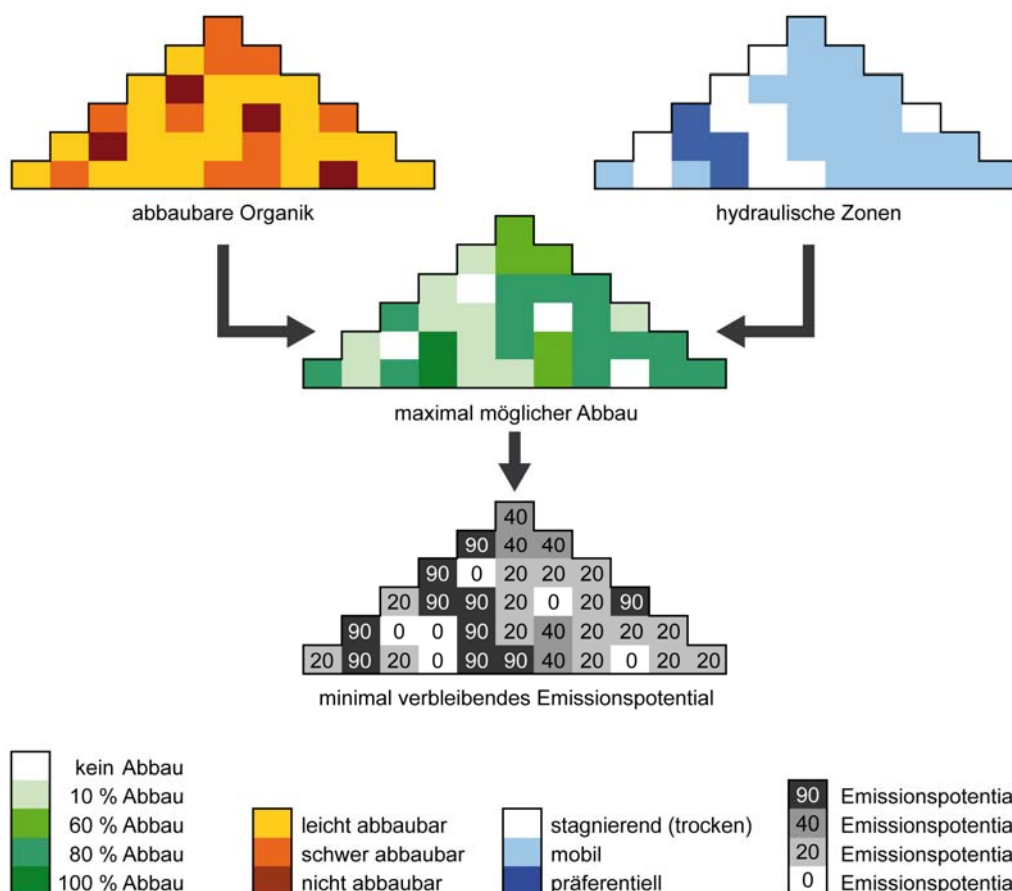


Abbildung 4-50: Konzeptionelles Modell zur Beschreibung des verbleibenden Emissionspotentials aufgrund organischer Abbauprozesse im Deponiekörper von Hausmülldeponien (nach van Vossen et al. 2009)

Informationen über den Zustand des Deponiekörpers können anhand von Emissionsmessungen, Setzungsmessungen, nicht invasiven (z.B. geophysikalische Methoden) und invasiven Untersuchungen (z.B. Probenahme und Feststoffanalysen), sowie durch Stoffflussanalysen gewonnen werden. Generell gilt, dass jede Methode bestimmten Einschränkungen unterliegt und diese im Hinblick auf die Interpretation der Daten berücksichtigt werden müssen (z.B. Emissionsmessungen können nur über aktuell am Emissionsgeschehen teilnehmende Bereiche Aufschluss geben). Die Auswertung der verfügbaren Informationen zum Deponiekörper bildet schließlich die Basis zur Bestimmung verbliebener Emissionspotentiale und für die Ableitung von Emissionsmodellen im Rahmen entsprechender Szenarien.

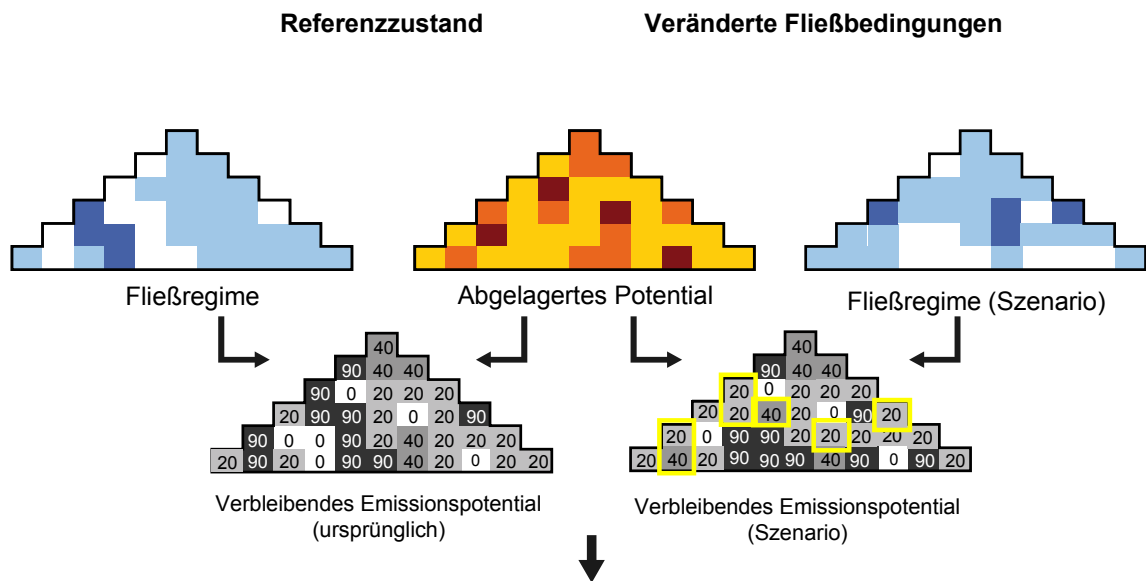
Szenario – Veränderung des Fließregimes

Durch die Veränderung des Fließregimes (=Verlagerung präferentieller Sickerwege und Durchströmung vorher unterversorgter Bereiche) im Abfallkörper kann es zur Mobilisierung verbliebener Stoffpotentiale im Abfallkörper kommen. Diese Änderung kann kontinuierlich, das heißt durch die fortschreitende Umlagerung von Sickerwegen bedingt, oder abrupt, durch plötzliche Änderungen des gesamten Fließregimes, sein. Eine abrupte Änderung der Wasserströmungsverhältnisse des gesamten Deponiekörpers erscheint unwahrscheinlich, da (exogene Kräfte ausgenommen) die kleinräumigen Strukturen (Bereich von 10^1 m, siehe van Vossen et al. (2009) im Abfallkörper eher eine langsame, stetige Veränderung der Gesamtflißverhältnisse begünstigen. Außerdem müssen selbst bei einer plötzlichen Durchströmung eines großen, vorher nicht durchströmten Bereiches, mit hoher Wahrscheinlichkeit noch Abfallbereiche durchströmt werden, die zu einer Abschwächung der Sickerwasserbelastung beitragen (z.B. Pufferschichten an der Deponiebasis, vgl. Kjeldsen et al. 2002). Die Verlagerungsrate präferentieller Sickerwege im Abfallkörper ist unbekannt, vergleichbare Untersuchungen in Böden indizieren jedoch eine Beständigkeit präferentieller Fließwege von mindestens 40 – 100 Jahren (Hagedorn und Bundt 2002). Ob und inwieweit solche Untersuchungen auf Deponien übertragen werden können ist nicht geklärt, sie lassen aber die Annahme einer gewissen Persistenz der Fließwege unter stabilen Randbedingungen plausibel erscheinen. Bei einer Änderung der Randbedingungen (z.B. lokale Infiltration durch Rissbildung in der Oberflächenabdeckung) kann es aber auch zu einer Veränderung der Fließbedingungen im Abfallkörper kommen.

Die Vorgehensweise zur Ermittlung eines Modells zur Abbildung veränderter Fließbedingungen im Abfallkörper beinhaltet die Festlegung verfügbarer Emissionspotentiale im derzeit nicht durchströmten Bereichen sowie die Festlegung plausibler Annahmen zur Abschätzung von Freisetzungsraten aus diesen Bereichen. Diese bei-

den Aspekte werden in der Folge diskutiert und daraus Grundlagen für die Szenarioentwicklung abgeleitet.

Das grundsätzlich verfügbare Emissionspotential zu einem bestimmten Zeitpunkt entspricht dem ursprünglich abgelagerten Potential reduziert um die bereits ausgebrachte Emissionsfracht bis zu diesem Zeitpunkt. Für die Szenarioentwicklung wird jener Anteil des Emissionspotentials als relevant betrachtet, der aufgrund suboptimaler Wasserströmungsverhältnisse im Deponiekörper erhalten bleibt. Durch die Beschreibung des gegenwärtigen Deponiezustandes können Rückschlüsse über diesen Anteil gezogen werden. So kann z. B. anhand von Tracer-Tests das vorherrschende Fließregime und der durchströmte Abfallanteil abgeschätzt werden. Dabei geht es nicht um eine genaue Lokalisierung durchströmter Bereiche sondern um die Bestimmung des entsprechenden Anteiles am Deponiekörper, unterteilt in präferentiell und langsam durchströmte Bereiche. Eine einfache, jedoch bedingt aussagekräftige (siehe Diskussion zuvor), Art um zu einer Abschätzung zu kommen, besteht in der Ermittlung des verbliebenen Emissionspotentials basierend auf der Entwicklung des kontinuierlichen Emissionsmodells aus Kapitel 4.1.3.2.1. Diese kann zur ersten Orientierung angewendet werden, sollte aber jedenfalls durch Erkenntnisse aus der Bewertung des Deponiezustandes gestützt werden. Letztendlich kann ähnlich zu Abbildung 4-50 eine Verteilung verbliebener Emissionspotentiale in unterschiedlichen Deponiezellen angenommen werden. Das freisetzbare Emissionspotential ergibt sich durch die Gegenüberstellung der noch vorhandenen Emissionspotentiale (für die Referenzfließbedingungen) mit den verbliebenen Emissionspotentiale nach Änderung der Fließbedingungen. Eine schematische Darstellung dieses Vergleiches erfolgt in Abbildung 4-51. Daraus ist ersichtlich, dass die Anteile durchströmter und nicht durchströmter Bereiche insgesamt zwar unverändert bleiben, jedoch ihre Verteilung im Deponiekörper verändert wurde. Je nachdem wie stark die Veränderung angenommen wird, werden mehr oder weniger Zellen neu verteilt. In Abbildung 4-51 wurden alle Zellen zu Illustrationszwecken willkürlich umverteilt. Bei einer kontinuierlichen Änderung der Fließbedingungen, wird angenommen, dass ein Großteil der Zellen nicht neu verteilt wird und sich die Wasserströmungsverhältnisse nur in einem kleinen Anteil des Deponiekörpers ändern.



Freisetzbare Emissionspotential = Reduktion der verbleibenden Emissionspotentiale durch geänderte Fließbedingungen
 $\rightarrow (0,9-0,2)*4+(0,9-0,4)*2+(0,4-0,2)*1= 4$
 \rightarrow entspricht 12,5 % des ursprünglich vorhandenen Emissionspotentials (Reduktion um 4 Einheiten, abgelagert 32 Einheiten)



Abbildung 4-51: Schema der Ermittlung freisetzbarer Emissionspotentiale nach einer Änderung der Fließbedingungen im Abfallkörper

Wie bereits erläutert, wird von einer drastischen Änderung der Fließbedingungen nur in Zusammenhang mit der Einwirkung exogener Faktoren ausgegangen. Je nach Art der veränderten Randbedingungen kann dies eine Neuverteilung der Sickerwege im Deponiekörper (illustriert in Abbildung 4-51) bis zur Annahme völlig homogener Strömungsverhältnisse (z. B. bei Wassersättigung des Abfallkörpers) umfassen. Die jeweils mobilisierbaren Stoffpotentiale und dadurch bedingte Emissionskurven können in gleicher Weise hergeleitet werden, wie dies für eine langsame Verlagerung der Sickerwege im Anschluss beschrieben wird.

Die Abschätzung von Emissionscharakteristika aufgrund veränderter Strömungsverhältnisse im Deponiekörper basiert auf der Kenntnis des aktuell am Fließgeschehen teilnehmenden Abfallanteiles und einer Verlagerungsrate zur Beschreibung der mittleren Persistenz der Sickerwege. Letztere ist unbekannt und kann nur grob geschätzt werden. Untersuchungen der Beständigkeit von präferentiellen Sickerwegen in Böden deuten auf eine Persistenz der Fließwege über Jahrzehnte bis zu Jahrhunderten (Bundt et al. 2000; Hagedorn und Bundt 2002) hin, dementsprechend könnte auch bei Deponien ein Zeitraum von Jahrzehnten bis Jahrhunderten für diese Prozesse relevant sein. Die Abschätzung von Emissionskurven als Resultat veränderter Fließbedingungen im Rahmen entsprechender Szenarien sollte jeden-

falls über eine Bandbreite plausibel erscheinender Änderungsraten vorgenommen werden.

Die Ermittlung des freisetzbaren Emissionspotentials aufgrund einer Änderung der Wasserströmungsverhältnisse im Abfallkörper wurde in Abbildung 4-51 bereits schematisch illustriert. Die mögliche Bandbreite der Änderungsrate ist aufgrund der mangelhaften Informationen sehr groß und vermutlich auch durch die jeweiligen Randbedingungen beeinflusst (z. B. hohe vs. geringe Wasserinfiltration, flächiger vs. kleinräumiger Wasserzutritt). In der Folge wird von einer Veränderung der Fließwege in 5 bis 50 % des durchströmten Abfallvolumens innerhalb von 100 Jahren ausgegangen. Diese mittleren Verlagerungsraten würden bedeuten, dass mit 95 % Wahrscheinlichkeit in 6100 bzw. 740 Jahren alle Bereiche der Deponie durchströmt wurden¹⁹. Die Änderungsrate wird anhand der Neuverteilung einer entsprechenden Zellenanzahl abgebildet und so auch das freisetzbare Stoffpotential abgeschätzt. Basierend darauf wird eine Emissionskurve abgeleitet, die eine Beschreibung des zu erwartenden Konzentrationsanstieges aufgrund der kontinuierlichen Veränderung der Strömungsverhältnisse ermöglicht. In Abbildung 4-52 sind zwei Modellkurven dargestellt, die den Konzentrationsverlauf für eine mittlere Verlagerung von 5 bzw. 50 % der Sickerwege in 100 Jahren darstellen. Für das Modell wurde angenommen, dass 50 % des Deponiekörpers am Emissionsgeschehen teilnehmen ($h = 2$) und dass die mittlere Änderung in 100 Jahren durch eine Berechnung der Modellkurve für jeweils 10 Jahre approximiert werden kann. Zur Ermittlung der Kurven in Abbildung 4-52 wurden jeweils Auswaschkurven (gemäß dem Modell im vorigen Abschnitt) für das neu verfügbare Emissionspotential innerhalb von 10 Jahren (5 % bzw. 0,5 % der Fließwege ändern sich in 10 Jahren) ermittelt und überlagert. Insgesamt ergeben diese Kurven den Konzentrationsverlauf für das

19

Die Wahrscheinlichkeit dass eine Zelle durchströmt wird ist p , die Anzahl der Neuverteilungen entspricht n , so gibt die Binomialverteilung an, mit welcher Wahrscheinlichkeit sich insgesamt k Erfolge einstellen.

p = Anzahl der neu verteilten Zellen / Anzahl der verfügbaren Zellen
 n = Anzahl der Jahrhunderte (mittlere Änderungsrate für Jahrhunderte abgeschätzt)
 k = Durchströmung der Zelle

Allgemeine Form der Binomialverteilung: $P(X=k) = \binom{n}{k} \cdot p^k \cdot (1-p)^{n-k}$

P (Zelle mindestens einmal durchströmt, $k=0$) = $1 - (1 - p)^n$

Beispiel:

50 % des durchströmten Bereiches neu verlagert innerhalb 100 Jahren

(Annahme: 50 % des Deponiekörpers sind durchströmt, gesamter Deponiekörper entspricht 100 Zellen)

25 Zellen neu verteilt, 75 Zellen verfügbar $\rightarrow p = 0,3333$; P (mind. einmal durchströmt) soll $> 95\%$

Berechnung: $1 - (1 - 0,3333)^{7,4} = 95\%$

Nach 740 Jahren beträgt somit die Wahrscheinlichkeit, dass jede Zelle einmal durchströmt wurde mehr als 95 %.

Szenario „Veränderung der Fließwege“ so wie in Abbildung 4-52 für Chlorid dargestellt. Die zu Grunde liegende Berechnung wird im Anschluss kurz erläutert:

1. Ermittlung des neu verfügbaren Potentials durch Fließwegverlagerung (in Abbildung 4-52 Kurven jeweils für 10 Jahre ermittelt):

100 Zellen entsprechen dem gesamten Deponiekörper

→ 50 Zellen wurden bis jetzt durchströmt (über die Basisfunktion für das kontinuierliche Emissionsmodell erfasst)

→ 2,5 bzw. 0,25 Zellen werden innerhalb eines 10-Jahresintervalls verlagert

m_0 des nicht durchströmten Bereiches = abgelagertes Potential * Anteil des nicht durchströmten Bereiches → 0,5 * abgelagertes Potential

m_v für die erste Kurve ergibt sich daher zu (Anzahl der neu verteilten Zellen im Zeitraum/Anzahl der verfügbaren Zellen) * m_0 des nicht durchströmten Bereiches

2. Modellschätzung der ersten Kurve mit m_v (neu)

$$c_{\text{Szenario}}(t) = c_0 \cdot e^{-\left(\frac{c_0}{m_v} \cdot \Delta \frac{W}{F} \cdot h\right) \cdot t}$$

Die Parameter $\Delta W/F$ und h werden aus dem gefitteten Modell zur mittelfristigen Emissionsprognose übernommen.

c_0 wird über die Annahme eines konstanten c_0/m_v -Verhältnisses anhand des neuen m_v ermittelt. (Anmerkung: Gegebenenfalls ist eine Anpassung aufgrund geänderter Sickerwasserbildungsraten notwendig – Konzentrationen!)

3. Parameter für die nächste Kurve

m_v für die zweite Kurve ergibt sich (Anzahl der neu verteilten Zellen im Zeitraum/Anzahl der verfügbaren Zellen) * (m_0 des nicht durchströmten Bereiches – Summe der m_v aller vorhergehenden Kurven)

c_0 wird wieder über die Annahme eines konstanten c_0/m_v -Verhältnisses anhand des neuen m_v ermittelt.

Die restlichen Parameter bleiben unverändert.

4. Überlagerung der Kurven

Durch die Superposition der Auswaschkurven wird eine integrierte Konzentrationskurve berechnet, die den Effekt einer kontinuierlichen Verlagerung der Fließwege (mit der angenommenen mittleren Änderungsrate) illustriert. Die Unterteilung in relativ kurze Zeitabschnitte ist umso wichtiger, je größer der

Anteil neu verteilter Zellen ist, da für die einzelnen Kurven angenommen wird (modellbedingt), dass das entsprechend neu verfügbare Potential sofort zur Verfügung steht und dadurch anfänglich hohe Konzentrationen ermittelt werden. Zur Modellierung einer kontinuierlichen Veränderung der Fließwege sollten möglichst kleine Diskretisierungen gewählt werden.

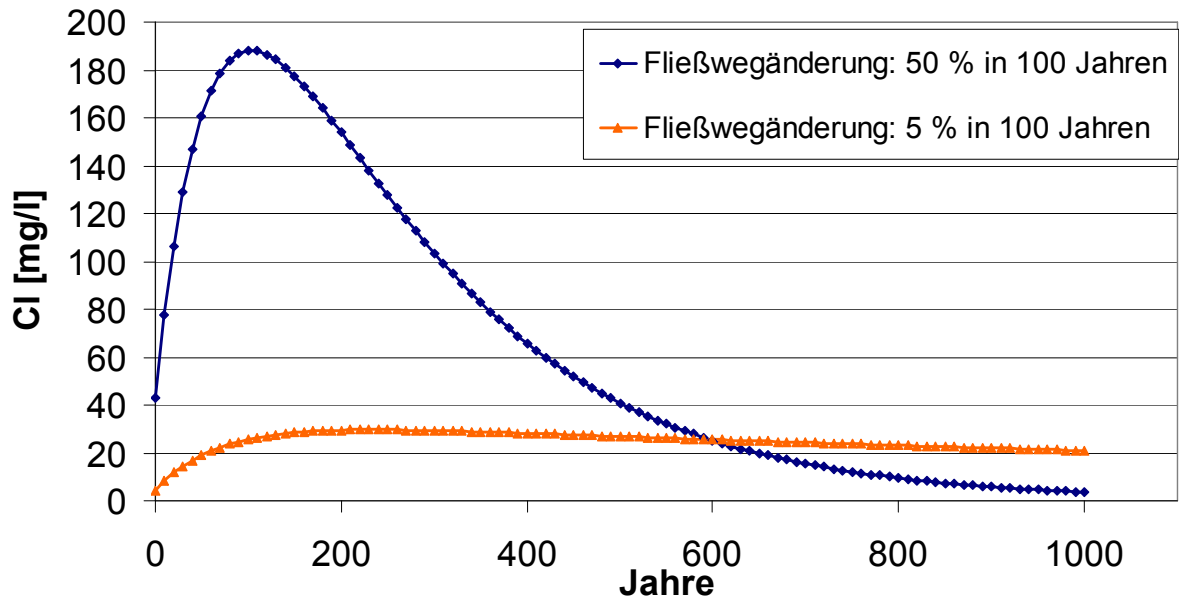


Abbildung 4-52: Darstellung des Cl-Konzentrationsverlaufes für zwei Fließwegänderungsszenarien (5 und 50 % der Fließwege verlagert innerhalb von 100 Jahren)

Die Konzentrationsverläufe in Abbildung 4-52 zeigen, dass das Szenario einer mittleren Änderung von 50 % der Fließwege innerhalb von 100 Jahren eher eine schnelle Änderung der Durchströmung nachbildet, da die jeweils verfügbaren Potentiale relativ groß sind. Dieser Kurvenverlauf könnte beispielsweise geeignet sein um eine Änderung der Strömungsrandbedingungen (z.B. plötzlicher Funktionsverlust einer Oberflächenabdichtung) nachzubilden. Eine langsame, kontinuierliche Verlagerung würde eher zu einem Konzentrationsverlauf im Sickerwasser führen, der der Kurve für eine Änderung von 5 % der Fließwege in 100 Jahren ähnelt. Es gilt daher, dass bei langsamer Änderung der Fließwege flachere Kurven zu erwarten sind, für schnellere Änderungen sind Kurven mit höheren Konzentrationsspitzen und steiler abfallenden Ästen wahrscheinlich. Die beschriebene Emissionskurvenentwicklung baut auf der Kenntnis des Zustandes im Deponiekörper auf und kann für unterschiedliche Szenarien (Verlagerungsraten, veränderte Randbedingungen) entworfen werden. In gleicher Weise wie für die Chloridkonzentrationen können auch Emissionskurven für Stickstoff oder den organischen Kohlenstoff im Sickerwasser ermittelt werden, allerdings ist hier ggf. eine verzögerte Freisetzung (m_{org}) aufgrund biologi-

scher Abbauprozesse zu berücksichtigen (vgl. Gleichung 3). Als Beispiel sind in Abbildung 4-53 auch die Charakteristika der Stickstoffemissionen für die beiden zuvor beschriebenen Fließwegänderungsszenarien (5 % und 50 % der Fließwege werden innerhalb von 100 Jahren verlagert) angeführt. Die resultierenden Konzentrationskurven ähneln denen für Chlorid, was durch ähnliche Emissionspotentiale und Ausgaskonzentrationen für den betrachteten Deponiekörper begründet ist.

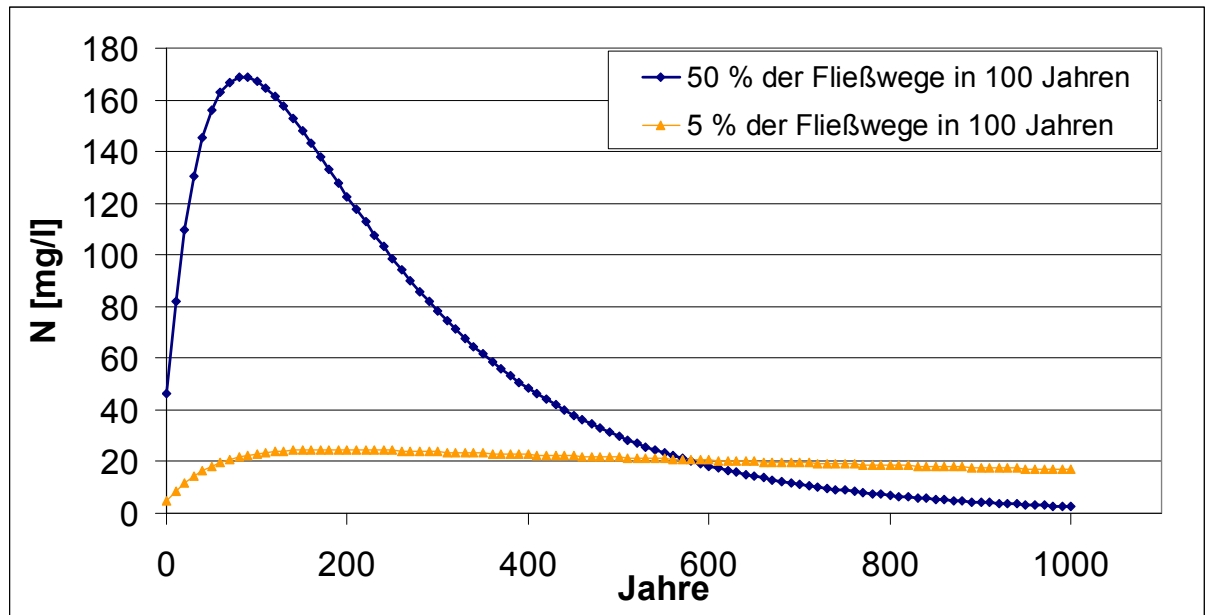


Abbildung 4-53: Darstellung des Stickstoff-Konzentrationsverlaufes für zwei Fließwegänderungsszenarien (5 und 50 % der Fließwege verlagert innerhalb von 100 Jahren)

Die gebildete Deponiegasmenge aufgrund der Veränderung des Fließregimes kann in gleicher Weise wie die Veränderung der Sickerwasserbelastung abgeschätzt werden. Anhand der Ermittlung der neu verfügbaren organisch abbaubaren Kohlenstoffmenge kann, über ein Gasproduktionsmodell (evtl. auch unter Berücksichtigung unterschiedlich leicht/schwer abbaubarer Kohlenstoffanteile), die Menge neu gebildeten Deponiegases abgeschätzt werden. In Abbildung 4-54 ist die abgeschätzte Deponiegasbildung für zwei unterschiedliche Fließwegänderungsraten dargestellt. Diese Berechnung beruht in diesem Fall auf dem Tabasaran-Rettenberger-Modell, grundsätzlich kann aber auch jedes andere Deponiegasproduktionsmodell für das Emissionsszenario verwendet werden (vgl. Tabelle 4-1).

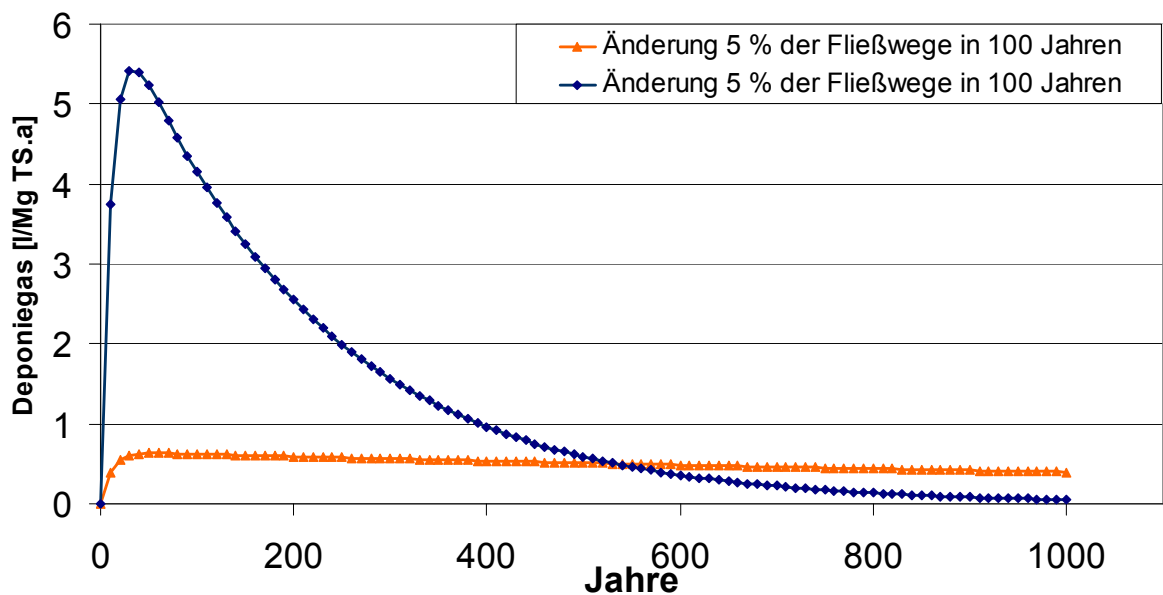


Abbildung 4-54: Abgeschätzte Deponiegasproduktion für die Szenarien zu geänderten Wasserströmungsverhältnissen im Deponiekörper

Inwieweit die ermittelten Szenariokurven auch die Konzentrationen an der Begrenzung des Deponiekörpers wider spiegeln, ist schwer einzuschätzen, es ist aber wahrscheinlich (primär für die organische Sickerwasserbelastung und das Deponiegas), dass es im Deponiekörper bereits zu einer gewissen Abschwächung der Emissionsniveaus kommt (Puffereffekte weitgehend stabilisierter Abfallschichten, Oxidationszonen am Rande der Deponie...). Diese potentielle Pufferung wird im Rahmen der Szenarien nicht betrachtet, womit im Hinblick auf NA-Prozesse innerhalb des Deponiekörpers ein konservativer Ansatz verfolgt wird.

Generell können Emissionsmodelle zur Beschreibung des Effektes veränderter Fließwege im Abfallkörper auch dazu dienen, die Signifikanz solcher Prozesse für die Beurteilung zukünftiger Emissionen zu illustrieren und, bei Nichtbetrachtung im Rahmen der verwendeten Emissionsmodelle, entsprechende Restrisiken zu beschreiben. Es gilt, dass je heterogener ein Abfallkörper durchflossen wird und je schneller eine Fließwegsverlagerung erfolgt, desto größer wäre der zu erwartende Effekt auf die Emissionen des Abfallkörpers.

Szenario – Etablierung aerober Abbaubedingungen

Durch den zunehmenden Abbau der organischen Substanz und die Infiltration von Luft in den Deponiekörper stellen sich aerobe Verhältnisse im Abfallkörper ein (vgl. Abbildung 4-1: CO₂-Phase). Der Zeitraum bis die organische Substanz in einer Hausmüll- oder Massenabfalldeponie abgebaut wurde und aerobe Verhältnisse vorherrschen, wird durch den Anteil abbaubarer Organik und den Luftzutritt in den Deponiekörper bestimmt. Der Austausch von Luft zwischen Atmosphäre und Abfall-

körper ist wiederum gesteuert von der Art der Oberflächenabdeckung (Barriere), den Sättigungsverhältnissen sowie topographischen und barometrischen Faktoren. Unter der Annahme, dass der gesamte Sauerstoff für den Abbau der organischen Substanz aufgebraucht wird und dass die gesamte organische Substanz oxidiert werden kann, schätzten Bozkurt et al. (1999) die Sauerstoffinfiltration in Deponien ab. Unter Berücksichtigung von Diffusionsprozessen, windgesteuertem und konvektivem (Druckunterschied) Transport, ermittelten sie anhand verschiedener Szenarien (siehe Tabelle 4-29) die Zeitdauer bis die gesamte organische Substanz im Deponiekörper abgebaut wurde. Die ermittelten Zeitperioden sind in Tabelle 4-29 angeführt und reichen von mehreren Jahrhunderten bis zu hunderttausenden Jahren. Dementsprechend wäre für die meisten Deponien (in ungestörter Form) für sehr lange Zeiträume von keiner Etablierung aerober Verhältnisse auszugehen.

Tabelle 4-29: Abschätzung der Dauer bis zur vollständigen Aerobisierung von Hausmülldeponien (Quelle: Bozkurt et al. 1999)

Szenario (Deponie mit 10 m Schütthöhe)	Sauerstoffeintrag [kg O ₂ /m ² .a]	Zeit bis zum Abbau der org. Substanz [a]
mit Abdeckung	0,035	30.000
mit Abdeckung (10 % effektiv)	0,29	3.000
ohne Abdeckung	1,5	600
voll wassergesättigt	< 0,002	> 500.000
Konvektion (aktiv)	0,06	20.000
Konvektion (passiv)	0,003	300.000

Durch aerobe Verhältnisse im Abfallkörper können organische Abfallbestandteile abgebaut werden, die unter anaeroben Verhältnissen nur sehr langsam (z.B. Lignozellulose) oder kaum (z.B. diverse Kunststofffraktionen) abgebaut werden können. Das Gas im Deponiekörper wird zu diesem Zeitpunkt vor allem aus Kohlendioxid, Sauerstoff und Stickstoff bestehen. Die CO₂-Produktion kann, durch den erhöhten CO₂-Partialdruck, zu einer Reduktion des pH-Wertes im Abfallkörper führen. Ein weiterer Faktor der senkend auf den pH-Wert einwirkt, ist die Oxidation von Schwefel, Stickstoff und Eisen, da bei diesen Prozessen Protonen freigesetzt werden (siehe Kjeldsen et al. 2002). Diese Senkung des pH-Wertes könnte zusammen mit der Oxidation von Metallsulfiden zu -sulfaten (besser wasserlöslich) und einer eventuell verstärkten Komplexierung von Metallen unter aeroben Bedingungen gegenüber anaeroben Verhältnissen, zu erhöhten Schwermetallfrachten im Sickerwasser aerober Deponien führen (Barlaz et al. 2002). Es gibt hierzu nur wenige Studien, die sich außerdem größtenteils auf den Labormaßstab beschränken. Im Feldmaßstab kann bei in-situ Belüftungsversuchen alter Deponien oft ein Anstieg der Schwermetallkonzentrationen im Sickerwasser zu Beginn der Belüftung beobachtet werden, wobei dieser Konzentrationsanstieg in der Regel nur von kurzer Dauer ist (Prantl et al.

2006). Aufgrund der Versuchsanordnung (rasche Aerobisierung) ist es unklar inwieweit solche Beobachtungen auf eine langsame Luftinfiltration in den Deponiekörper übertragbar sind.

Beobachtungen im Labormaßstab zeigen je nach Versuchsbedingungen unterschiedliche Effekte einer Aerobisierung des Abfallkörpers auf die Sickerwasserqualität: Martensson et al. (1999) beobachteten bei der Belüftung von 20 Jahre lang deponierten Abfallproben, dass sich durch den Wechsel von anaeroben zu aeroben Verhältnissen die Konzentrationen von Zn, Cd, Cr und S im Sickerwasser verdoppelten. Sie führten den Konzentrationsanstieg auf eine gesteigerte Komplexbildung mit Metallen im Sickerwasser zurück. Im Gegensatz dazu, konnten beispielsweise Revans et al. (1999) oder Bilgili et al. (2007) keinen signifikanten Anstieg von Schwermetallkonzentrationen im Sickerwasser belüfteter Abfallsäulen feststellen. Eine mögliche Erklärung dafür liefern Interaktionen zwischen Lösungs-, Adsorptions- und Fällungsprozessen, welche in komplexer Weise die Mobilität der Metalle beeinflussen.

Insgesamt gilt, dass eine Vielzahl von Faktoren die Mobilität von Metallen bei einem Wechsel von anaeroben zu aeroben Verhältnissen beeinflusst. Diese beinhalten den pH-Wert, das Redox-Potential (E_h), die funktionalen Gruppen der Huminstoffe und die Sorptionskapazität des Abfallkörpers (Kjeldsen et al. 2002). Aufgrund der Komplexität der Abfallmatrix und der Überlagerung verschiedener Prozesse, ist es anhand bestehender Untersuchungen kaum möglich Aussagen zu den Effekten einer kontinuierlichen, langfristigen Aerobisierung des Abfallkörpers zu machen. Es ist jedenfalls davon auszugehen, dass es bei einer raschen Belüftung des Deponiekörpers zu einem (zumindest) kurzfristigen Anstieg der Metallkonzentrationen im Sickerwasser kommt. Bei einer langsamen Änderung der Verhältnisse (über Jahrhunderte) ist eine Abschätzung der Freisetzungsrates derzeit nicht sinnvoll möglich. Um diese Frage beantworten zu können sind entsprechende Untersuchungen, die gezielt auf die Identifikation der Effekte einer Aerobisierung des Abfallkörpers auf das langfristige Metallfreisetzungsverhalten abzielen, notwendig.

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass bei der Entwicklung von Emissionsszenarien für die Etablierung aerober Abbaubedingungen im Deponiekörper vor allem die potentielle Freisetzung von Metallen aus dem Abfallkörper im Mittelpunkt steht. Aufgrund der Schwermetallgehalte im Abfall und des sehr geringen Austrages unter anaeroben Deponiebedingungen, stellen diese Stoffe eine potentielle Bedrohung von vorhandenen Schutzgütern über einen langen Zeitraum dar. Prudent et al. (1996) sehen in diesem Zusammenhang vor allem Zink und Blei als problematisch an, da diese im Rahmen sequentieller Extraktionsversuche bereits bei einem pH-Wert von 5 zu einem relevanten Anteil aus Hausmüllproben freigesetzt werden konnten. Nichtsdestotrotz, gibt es bisher keine aussagekräftigen Untersuchungen ob und

wann mit einer verstärkten Freisetzung von Metallen durch aerobe Abbaubedingungen im Abfallkörper gerechnet werden muss. Aus in-situ Belüftungsversuchen ist bekannt, dass bei einem raschen Lufteintrag in die Deponie Anstiege von Schwermetallkonzentrationen im Sickerwasser beobachtet werden können, ob diese Beobachtungen auf langfristige Prozesse übertragbar sind, ist jedoch unklar. Generell, ist eine Etablierung aerober Verhältnisse im Abfallkörper und eine dadurch bedingte Freisetzung von Metallen, bei ungestörten Verhältnissen, wohl erst nach Jahrtausenden zu erwarten (vgl. Belevi und Baccini (1989) und Tabelle 4-29). Da für eine Beschreibung plausibler Emissionskurven die Informationsgrundlage fehlt, empfiehlt es sich bei der Bewertung eines gesteigerten Metallaustrages aus Deponien mögliche Schadwirkungen in der jeweiligen Umgebung in den Vordergrund zu rücken und diese vorhandenen Emissionspotentialen gegenüberzustellen.

4.1.4 Zusammenfassung

Das Emissionsverhalten von Deponien mit hohen Anteilen organischer Abfälle wird während ihres Betriebes und in den ersten Jahrzehnten danach durch den Abbau organischer Substanz, welche zur Produktion von Deponiegas (im Wesentlichen CH_4 und CO_2) und zur organischen Belastung der Sickerwässer führt, bestimmt. Zusätzlich stellen auch die Auswaschung von löslichen Salzen und von Ammonium im Sickerwasser wesentliche Stofffreisetzungsmechanismen dar. Aus der Auswertung bestehender Arbeiten über das Emissionsverhalten von Hausmüll- und Massenabfalldeponien wird deutlich, dass die Bandbreite der Emissionsniveaus relativ groß ist. Am Anfang der Deponierung weist das Sickerwasser insgesamt eine hohe Belastung auf, mit zunehmendem Deponiealter lassen sich jedoch für zahlreiche Sickerwasserparameter (z.B. TOC, CSB, BSB_5 , Cl) abnehmende Konzentrationen beobachten. In der methanogenen Phase deutet ein niedriges BSB_5 -CSB-Verhältnis auf eine Anreicherung schwer abbaubarer organischer Substanzen (Fulvo- und Huminsäuren) im Sickerwasser hin. Die Ammoniumkonzentrationen weisen hingegen nur eine sehr langsame Abnahme auf und werden daher oft als maßgeblicher Sickerwasserparameter in Bezug auf längerfristige Emissionen angesehen. Die Schwermetallgehalte im Sickerwasser sind generell sehr niedrig und liegen meist nicht über entsprechenden Trinkwassergrenzwerten. Eine potentielle Mobilisierung aufgrund veränderter Deponiebedingungen (Absenkung des pH-Wertes aufgrund Aerobisierung) wird über Jahrtausende als unwahrscheinlich angesehen. Emissionen xenobiotischer organischer Substanzen können bei einzelnen Deponien eine Rolle spielen, sind aber generell von eher untergeordneter Bedeutung, besonders im Hinblick auf die Langzeitverschmutzung durch Deponien. In Bezug auf die Deponiegasproduktion von Siedlungsabfalldeponien ist festzustellen, dass dieser Emissionspfad vermutlich

ein kurzfristigeres Nachsorgeproblem darstellt als dies für die Sickerwasserbelastung der Fall ist. So erreicht die Gasproduktionsrate i. d. R. bereits 20 Jahre nach Ablagerungsende einen Wert von unter einem kg C pro Tonne Trockensubstanz (Krümpelbeck 2000).

Um den bestehenden Wissensstand zum Emissionsverhalten in Bezug zu den Emissionscharakteristika österreichischer Deponien zu setzen, wurden Daten von 32 Hausmüll- und Massenabfalldeponien erhoben und bezüglich beobachteter Emissionsverläufe analysiert. In Tabelle 4-30 sind die Konzentrationsniveaus von Sickerwasserparametern dargestellt, deren Mittelwerte (für den Gesamtdatensatz) die Direkt-Einleitgrenzwerte in Oberflächengewässer überschreiten. Aus der Darstellung ist einerseits ersichtlich, dass für die angeführten Kennwerte mit zunehmenden Deponiealter die Konzentrationen abnehmen und dass vor allem die Sickerwasserparameter, die in Verbindung mit organischen Abbauprozessen stehen, über längere Zeit auf hohem Niveau liegen. Sowohl die organische Sickerwasserbelastung als auch die Ammoniumkonzentrationen im Sickerwasser liegen 20 Jahre nach Stilllegung noch immer um mehr als eine Größenordnung über den entsprechenden Direkt-Einleitergrenzwerten der Abwasseremissionsverordnung (2003). Die Chloridkonzentrationen sind im Vergleich zu vorgeschlagenen Richtwerten (100 mg/l) für die Entlassung aus der Nachsorge (vgl. Stegmann et al. 2006) ebenfalls noch hoch. Für Eisen, AOX und Chrom sind die Konzentrationsniveaus bereits deutlich niedriger, es ist jedoch zu bedenken, dass diese Aussagen sich auf den Mittelwert aus dem analysierten Datensatz beziehen – einzelne Deponien und Messzeitreihen können hiervon stark abweichen. Bei der Auswertung von Sickerwassermessungen, sollte jedenfalls Wert auf die Qualität der Messungen gelegt werden, dies beinhaltet eine ausführliche Dokumentation der Probenahme, Aufbereitung und Messung (Protokolle, Messverfahren, Referenztemperaturen, Oxidationsmittel (für CSB), Kalibrierung, sowie Nachweiß- und Bestimmungsgrenzen). Generell gilt in Bezug auf die Messungen, dass Qualität der Vorzug vor Quantität zu geben ist. In Bezug auf die gemessenen Parameter kann festgehalten werden, dass Summenparameter vor Einzelparameter erfasst werden sollten, z.B. AOX. Parameter die im Zuge der Sickerwasserbeprobung unbedingt gemessen werden sollten, sind der aktuelle Sickerwasseranfall zum Probenahmezeitpunkt, die Temperatur, Chlorid und Sulfat, Ammonium, Eisen und Mangan (Redox-Parameter), sowie der organische Kohlenstoffgehalt des Sickerwassers (DOC/TOC und evtl. CSB) (vgl. Zweifel et al. 1999).

Tabelle 4-30: Mittelwert und 95%-Quantil aller Messwerte, Mittelwerte der Messwerte 10-20 Jahre nach Ablagerungsende und über 20 Jahre nach Ablagerungsende, sowie die jeweiligen Direkteinleitergrenzwerte nach Abwasseremissionsverordnung (2003)

Parameter*	95%-Quantil (Gesamtdatensatz)	Mittelwert (Gesamtdatensatz)	Mittelwert	Mittelwert	GW-AEV (AEV, 2003)
			(10 – 20 Jahre nach Stilllegung)	(über 20 Jahre nach Stilllegung)	
CSB [mg O ₂ /l]	17776	4203	1028	642	50
BSB ₅ [mg O ₂ /l]	9085	1581	140	93	10
TOC [mg C _{org} /l]	6062	1460	498	-	20
NH ₄ -N [mg N/l]	2946	1045	369	181	10
Chlorid [mg Cl/l]	2980	1388	981	537	Toxizität*
AOX [mg Cl/l]	3,86	1,71	0,9	0,39	0,5
Fe [mg/l]	21,5	29,2**	4,3	1,03	.*
Cr _{ges} [mg/l]	2,10	0,58	0,24	0,13	0,5

* vergleiche Tabelle 4-8 bezüglich Parameterauswahl (für Cl wurde 100 mg/l als Kriterium angenommen, Fe wurde ausgewählt, da es das Metall mit den höchsten beobachteten Sickerwasserkonzentrationen darstellt).

** sehr hoher Mittelwert aufgrund weniger äußerst hoher Fe-Konzentrationen während der sauren Phase

Die longitudinale Auswertung der Messdaten (sowohl über die Zeit als in Abhängigkeit des Wasser-Feststoff-Verhältnisses) zeigte in Bezug auf die Konzentrationsniveaus nach Schließung der Deponie abnehmende Tendenzen, wobei diese für AOX und Fe schwächer waren als für die anderen Parameter aus Tabelle 4-30. Entsprechende Frachtberechnungen wiesen dementsprechend ebenfalls fallende Trends auf, da mit Abdeckung der Deponie auch ein Rückgang der Sickerwassermengen zu beobachten war. In Bezug auf die Deponiegasfrachten konnte an Deponien mit effektiver Deponiegasfassung ebenfalls ein starker Rückgang mit zunehmender Schließungsdauer beobachtet werden. Für die untersuchten Deponien lag die Deponiegasproduktionsrate 15 Jahre nach Schließung bereits unter einem kg Kohlenstoff pro Tonne Trockensubstanz und Jahr.

Generell kann für die Emissionsfrachten nach Ablagerungsende, großteils bedingt durch die Reduktion der infiltrierten Wassermenge in den Deponiekörper, ein starker Rückgang beobachtet werden. Eine Gegenüberstellung ausgetragener Gesamtfrachten mit abgelagerten Stoffpotentialen wurde für sechs Deponien (mittlere Ablagerungsdauer zwischen 11 und 34 Jahren) durchgeführt, um einen Eindruck von den verbliebenen Emissionspotentialen zu gewinnen. Dabei zeigt sich, dass ein Großteil der abgelagerten Materialien noch in den untersuchten Deponien vorhanden ist. Demnach befinden sich noch über 60 % des Kohlenstoffs im Deponiekörper der untersuchten Deponien, wobei weniger als 0,5 % des Kohlenstoffs über das Sickerwasser ausgetragen wurden, weniger als 20 % des Stickstoffs und Chlorids haben den Deponiekörper verlassen und auch in Bezug auf die Schwermetalle ist praktisch noch das gesamte abgelagerte Potential im Deponiekörper verblieben (jeweils mindestens 99,96 %). Dementsprechend ist selbst für ältere Deponien davon

auszugehen, dass ein hohes Schadstoffpotential im Deponiekörper vorhanden ist, welches mittel- bis langfristig emittiert werden kann. Ein Vergleich der mittleren ausgetragenen Frachten der 6 untersuchten Deponien mit (niedrigen) Literaturangaben zu Emissionspotentialen für Stickstoff und Chlorid ist in Abbildung 4-55 dargestellt. Aus dem Vergleich dieser Emissionspotentiale mit bereits emittierten Frachten wird deutlich, dass noch ein erheblicher Anteil der abgelagerten Stoffe als mobilisierbar angesehen werden muss und dass daher in Zukunft erhöhte Emissionsniveaus nicht auszuschließen sind. Gerade durch die geringen Emissionsfrachten (bei gleich bleibenden Verhältnissen) kann es viele Jahrhunderte dauern bis das verfügbare Emissionspotential im Deponiekörper zu keinen umweltrelevanten Emissionen mehr führen kann (siehe Abbildung 4-55).

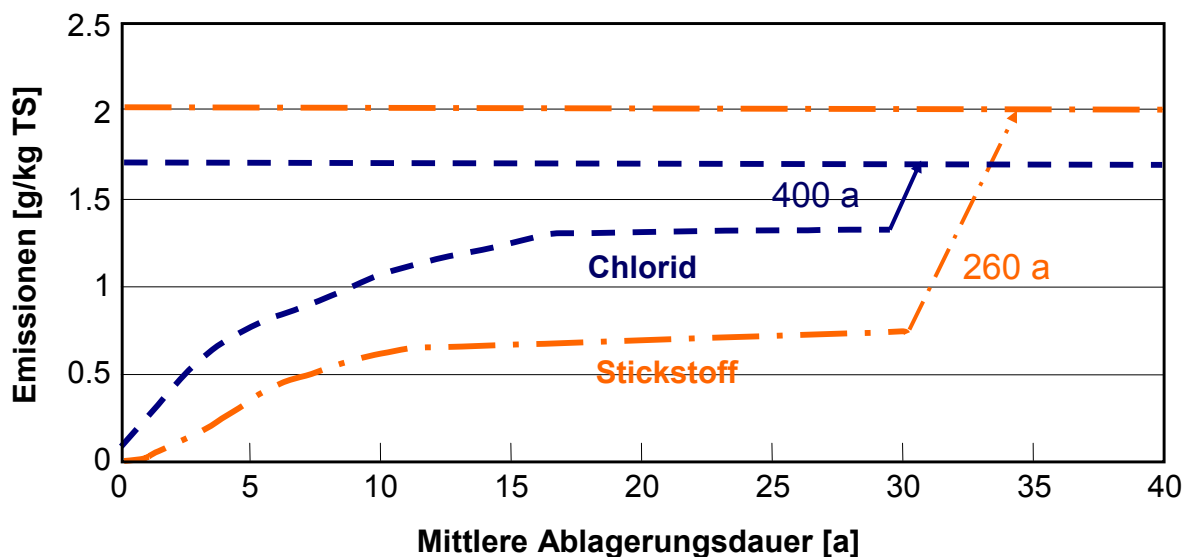


Abbildung 4-55: Durchschnittliche Frachtkurven für Cl und N im Vergleich mit Literaturangaben zu den jeweiligen Emissionspotentialen von Hausmülldeponien (vgl. Tabelle 4-27)

In Anbetracht der verbliebenen Emissionspotentiale stellt sich die Frage welcher Anteil dieser Stoffe tatsächlich mobilisierbar ist und vor allem mit welcher Rate eine eventuelle Mobilisierung/Freisetzung erfolgt. Wesentliche Fragestellungen betreffen die Freisetzung von Stoffen in direktem Zusammenhang mit organischen Abbauprozessen, die mögliche Änderung der Abbaubedingungen über die Zeit (z.B. Heterogenität der Wasserströmung, Redox-Bedingungen, Aerobisierung des Abfallkörpers) sowie das dadurch bedingte Emissionsverhalten potentieller Schadstoffe. Basierend auf der Diskussion bestehender Modellansätze zur Abschätzung mobilisierbarer Anteile und zukünftiger Emissionsniveaus wurde ein Ansatz zur Prognose des mittel- und langfristigen Abfallemissionsverhaltens abgeleitet. Im Vergleich zur eher kurz- bis mittelfristigen (Jahrzehnte) Ermittlung von Freisetzungsraten, rückt bei mittel-

bis langfristigen Emissionsmodellen der Zustand des Deponiekörpers stärker in den Mittelpunkt.

Der Ansatz zur Ermittlung des mittel- und langfristigen Emissionsverhaltens besteht im Wesentlichen aus einem Emissionsmodell, das von gleichbleibenden Freisetzungsmechanismen ausgeht und Emissionsmodellen, die den Effekt geänderter Freisetzungsmechanismen im Rahmen verschiedener Szenarien illustrieren. Für ehemalige Hausmülldeponien wurden als Szenarien die Änderung der Wasserströmungsverhältnisse im Abfallkörper (Erschließung von vorher nicht am Emissionsgeschehen teilnehmenden Bereichen des Abfallkörpers) und die Etablierung aerober Verhältnisse im Deponiekörper (Luftinfiltration in den Abfallkörper aufgrund des Abbaues der organischen Substanz) betrachtet. Aufgrund der Unsicherheiten bei der Entwicklung der Szenarien empfiehlt es sich jeweils eine Bandbreite an Emissionen abzuschätzen (Variation der Annahmen) um die Sensitivität des gesamten Emissionsmodells beurteilen zu können.

Das Emissionsmodell für gleichbleibende Randbedingungen entspricht einer Exponentialfunktion (modifiziert nach Belevi und Baccini 1989) angepasst an beobachtete Konzentrationsverläufe. Die entsprechenden Modellparameter werden in einer plausiblen Bandbreite gewählt (vgl. Tabelle 4-28) und die Modellkurve mit den Messdaten nach der intensiven Abbauphase geeicht. Auf diese Weise können Vorhersagen über zukünftige Emissionsniveaus unter der Annahme gleichbleibender Bedingungen und Freisetzungsmechanismen gemacht werden. So werden beispielsweise für drei ausgewählte Deponien bei gleichbleibenden Verhältnissen Ammoniumkonzentrationen prognostiziert die 100 Jahre nach Ablagerungsende noch immer nicht die Direkt-Einleitergrenzwerte der Abwasseremissionsverordnung erfüllen können (Konzentrationen zwischen 12 und 22 mg/l). Die vorhergesagten Emissionsniveaus sind durch Monitoringdaten zu belegen und gegebenenfalls ist das Prognosemodell aufgrund der beobachteten Merkmalentwicklung anzupassen bzw. neu zu schätzen. Die Entscheidung ob eine Anpassung der Modellparameter notwendig ist, muss in Anbetracht bereits beobachteter Variabilitäten der Sickerwassercharakteristika (Schwankungsbreiten der vorhandenen Messdaten) und im Hinblick auf die Unsicherheiten im Rahmen der Modellentwicklung getroffen werden, entsprechend ist ein Vertrauensbereich für die Validierung des Prognosemodells festzulegen (vgl. Abbildung 4-56). Die Behandlung von Modellunsicherheiten und die Entwicklung entsprechender Monitoringkonzepte wird im Rahmen der Entwicklung des Emissionsterms (Kapitel 7.2) noch eingehender diskutiert. Die praktische Umsetzung im Zuge der Risikobewertung einer Deponie kann auch im Rahmen der Fallstudien (Kapitel 8) nachvollzogen werden. Es sei aber nochmals darauf hingewiesen, dass die kontinuierliche Modellkurve einer Fortschreibung aktueller Verhältnisse entspricht, die

Auswirkungen möglicher Änderungen der Deponiebedingungen auf das Emissionsgeschehen sind anhand von Modellszenarien abzuschätzen.

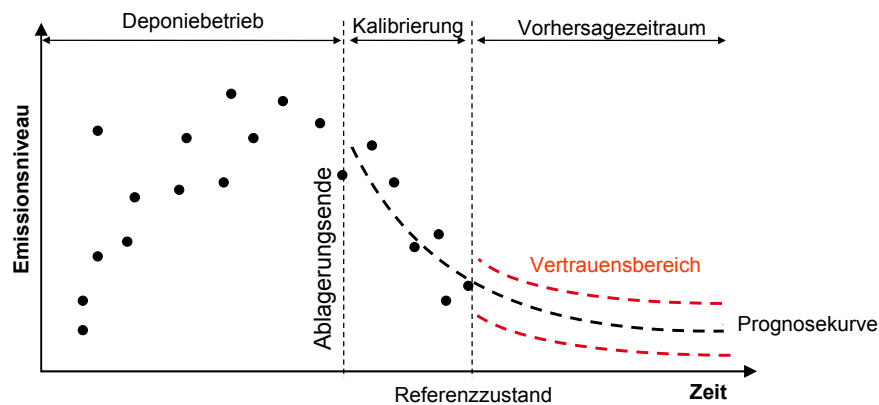


Abbildung 4-56: Entwicklung des Prognosemodells unter der Annahme gleichbleibender Bedingungen

Das Emissionsmodell zur Abschätzung von Emissionen aufgrund veränderlicher Strömungsverhältnisse im Deponiekörper basiert auf der Kenntnis des aktuell am Fließgeschehen teilnehmenden Abfallanteiles, des verbliebenen Emissionspotentials und einer Verlagerungsrate zur Beschreibung der mittleren Persistenz der Sickerwege. Letztere ist unbekannt und wird, in Abhängigkeit der veränderten Randbedingungen, in einem plausiblen Bereich angenommen. Über die ermittelten neu verfügbaren Emissionspotentials werden Konzentrationsverläufe abgeschätzt, die eine Berücksichtigung veränderter Fließbedingungen im Deponiekörper im Zuge entsprechender Szenarioanalysen ermöglichen. In Bezug auf die Annahmen der Etablierung aerober Verhältnisse im Deponiekörper steht vor allem die potentielle Freisetzung von Metallen aus dem Abfallkörper im Mittelpunkt. Aufgrund der Vielzahl von Faktoren, die die Mobilität der Metalle beeinflussen können, wird auf eine quantitative Szenariobildung bzw. Darstellung des Emissionsmodells verzichtet – es ist aber davon auszugehen, dass es bei einer raschen Belüftung des Deponiekörpers zumindest zu einem (kurzfristigen) Anstieg der Metallkonzentrationen im Sickerwasser kommen kann. Bleibt der Deponiekörper ungestört, so dauert es wahrscheinlich Jahrtausende bis sich aerobe Verhältnisse in der Deponie einstellen.

Im Zuge der Emissionsprognose werden den jeweiligen Emissionsmodellen bzw. Szenarien Eintrittswahrscheinlichkeiten entsprechend des aktuellen Deponiezustands und den erwarteten Einwirkungen am Standort zugewiesen (siehe Kapitel 7.2). Die Emissionsmodelle zur Abbildung veränderter Freisetzungsmechanismen stellen Bausteine dar, die anhand entsprechender Szenarien eine Quantifizierung der Effekte veränderter Bedingungen auf das Deponieemissionsverhalten ermöglichen.

4.2 Reststoffdeponien (Schlackedeponien)

Obwohl Reststoffdeponien aus verschiedenen Materialien (mineralische Schlämme, Verbrennungaschen usw.) geschüttet werden können, liegt der Fokus im Rahmen dieses Kapitels aufgrund der Vergleichbarkeit und abfallwirtschaftlichen Bedeutung auf Ablagerungen von Müllverbrennungsschlacken. Letztere stellen die mengenmäßig bedeutendsten Restmaterialien aus Abfallbehandlungsverfahren dar (vgl. Lebensministerium 2006). Dementsprechend wurden zahlreiche Untersuchungen zur Zusammensetzung und zum Ablagerungsverhalten von Müllverbrennungsschlacken durchgeführt (z.B. Belevi et al. 1992 oder Förstner und Hirschmann 1997).

In diesem Kapitel wird zuerst der Stand des Wissens in Bezug auf Emissionen aus Müllverbrennungsschlacken kurz zusammengefasst. Daran anschließend werden die erhobenen Daten zu 5 Schlackekompartimenten im Hinblick auf beobachtbare Trends analysiert. Am Ende des Kapitels werden die Arbeiten zu den Emissionscharakteristika von Schlackedeponien ausgewertet und Ansätze für die Prognose zukünftig zu erwartender Emissionsniveaus vorgestellt.

4.2.1 Literaturlauswertung zum Emissionsverhalten

In Schlackeablagerungen aus der Müllverbrennung laufen zahlreiche physikalische und chemische Prozesse ab, da sich unter den drastisch geänderten Bedingungen (gegenüber dem Verbrennungsprozess bei ca. 800 – 1000 °C) ein neues thermodynamisches Gleichgewicht einstellt. Metastabile Phasen, die im Ofen gebildet wurden werden unter dem Einfluss umgebender Luft und Feuchtigkeit zu stabilen Mineralphasen umgewandelt. Durch den Kontakt mit Wasser kommt es zu Beginn der Ablagerung zu Hydratationsreaktionen, wobei Metalloxide zu Hydroxiden umgewandelt werden, die zum Teil in Lösung gehen. Kalziumreiches, alkalisches Sickerwasser (pH 11 - 12 aufgrund der Lösung von Kalziumhydroxid) bildet in Kontakt mit glasigen Phasen neue Mineralphasen. Bei diesen Rekristallisationsprozessen werden freie Poren teilweise bzw. vollständig aufgefüllt. Als Reaktionsprodukte dieser Rekristallisierung lassen sich drei Phasen unterscheiden: Tonminerale (Si-Al-reich), Kalziumaluminiumsilikathydrat (Ca-Al-reich) und eine Ca-Si-reiche kristalline Phase (siehe Hutterer et al. 2000). Gleichzeitig mit der Bildung dieser Phasen läuft eine Konkurrenzreaktion im Schlackekörper ab, bei der aus dem kalziumhydroxidreichen Sickerwasser bei Kontakt mit Kohlendioxid Kalziumkarbonat ausgefällt wird. Das CO₂ für diese Karbonatisierung stammt entweder aus der Luft oder aus dem Abbau organischer Substanz im Deponiekörper. Zusätzlich kommt es nach Ablagerung der Schlacke auch zu Reaktionen elementar vorliegender Stoffe. So reagiert Aluminium mit Wasser zu Aluminiumhydroxid, wobei größere Mengen an Wasserstoffgas gebildet werden (siehe Tabelle 4-31). Daneben laufen auch noch zahlreiche andere

Prozesse im Deponiekörper ab, beispielsweise kann es nach einer Absenkung des anfänglich sehr hohen pH-Wertes zum mikrobiellen Abbau von organischem Kohlenstoff kommen. Bis zu welchem Grad der Abbau des organischen Kohlenstoffes in Schlacken erfolgen kann ist von der jeweiligen mikrobiellen Verfügbarkeit des TOCs abhängig und bisher wenig bekannt (vgl. Hutterer et al. 2000). Eine Übersicht der Hauptreaktionen in Schlackedeponien bietet Tabelle 4-31.

Tabelle 4-31: Chemische Hauptreaktionen in Müllverbrennungsschlacken (Quelle: Förstner und Grathwohl (2007) nach Baccini et al. (1993) und Johnson (1994))

Bezeichnung	Reaktionsgleichung
Calciumsulfhydratisierung	$\text{CaSO}_4 + 2 \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{CaSO}_4 \cdot 2 \text{H}_2\text{O}$
Calciumhydratisierung	$\text{CaO} + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Ca(OH)}_2$
Karbonatisierung	$\text{Ca(OH)}_2 + \text{CO}_2 \rightarrow \text{CaCO}_3 + \text{H}_2\text{O}$
Silikathydratbildung	$\text{Ca(OH)}_2 + \text{SiO}_2 \rightarrow \text{CaH}_2\text{SiO}_4$
Aluminiumhydratisierung	$\text{Al} + 3 \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Al(OH)}_3 + 3/2 \text{H}_2 \text{ (Gas)}$
Eisenhydratisierung	$\text{Fe}^{0+} + 3/4 \text{O}_2 + 3/2 \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Fe(OH)}_3$
Sulfidoxidation	$\text{FeS}_2 + 15/4 \text{O}_2 + 7/2 \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Fe(OH)}_3 + 2 \text{SO}_4^{2-} + 4 \text{H}^+$ $\text{FeS} + 9/4 \text{O}_2 + 5/2 \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Fe(OH)}_3 + \text{SO}_4^{2-} + 2 \text{H}^+$ $\text{CaS} + 2 \text{O}_2 \rightarrow \text{Ca}^{2+} + \text{SO}_4^{2-}$
Abbau org. Substanz	$\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6 + 9/2 \text{O}_2 \rightarrow 3 \text{H}_2\text{C}_2\text{O}_4 + 3 \text{H}_2\text{O}$ $\text{H}_2\text{C}_2\text{O}_4 + 1/2 \text{O}_2 + 2 \text{H}^+ \rightarrow 2 \text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O}$
Silikatverwitterung	$\text{Me-Silikat} + \text{HCO}_3^- \rightarrow \text{MeCO}_3\text{H}_4\text{SiO}_4$ $\text{Me-Al-Silikat} + \text{H}^+ + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Al-Silikat} + \text{H}_4\text{SiO}_4 + \text{Me}$ $\text{Al-Silikat} + \text{H}^+ \rightarrow \text{Al(OH)}_3 + \text{H}_4\text{SiO}_4$

Aufgrund der entstehenden Wärme im Zuge der Hydratation von Schlackephase, der Metallkorrosion, sowie der Kalziumsilikathydratbildung kommt es außerdem zu einer starken Temperaturerhöhung im Deponiekörper. In den ersten Jahren nach der Schlackeablagerung kann die Temperatur im Deponiekörper auf bis zu 90 °C ansteigen, aber auch nach 10 Jahren konnten noch Temperaturen bis zu 80 °C beobachtet werden (AGW 1992). Turk (1996) beobachtete in einer 20 Jahre alten Schlackedeponie ebenfalls noch Maximaltemperaturen von 90 °C, wobei die Temperaturen an der Deponiebasis bei ca. 60 °C lagen. Durch eine vorherige Zwischenlagerung der Schlacke, einen flächigen Einbau sowie eine effektive Metallabtrennung kann die Selbsterwärmungskapazität des Schlackekörpers deutlich reduziert werden (Speiser 2001).

Aus der Verbrennung von einer Tonne Restmüll entstehen rund 255 kg Schlacke, welche aus ca. 45 % Asche (Korngröße < 2 mm), 40 % geschmolzenen Materialien, 5 % Glasscherben, 5 % Metallen, 2 % organischen Bestandteilen und ca. 3 % Steinen und Erden besteht. Die Matrixbestandteile der Schlacke sind Si, Ca, Al und

Fe (Baccini und Brunner 1985), die ca. 80 % der Trockensubstanz ausmachen (als Oxide). Weitere Hauptkomponenten der Schlacke sind Mg, CO₃, Na, K, S, Cl, sowie organische Verbindungen. Die Konzentrationen von Cu, Pb, Zn, Mn und Cr liegen im Bereich von g pro kg Trockensubstanz, andere Schwermetalle, wie Cd, Mo, Sb, V, W, weisen dagegen nochmals deutlich geringere Konzentrationen (mg pro kg Trockensubstanz) in Verbrennungsschlacken auf (siehe Johnson et al. 1999). Basierend auf Literaturangaben werden in Tabelle 4-32 Gesamtkonzentrationen verschiedener Stoffe und Stoffgruppen in Müllverbrennungsschlacken angeführt. Die geltenden Abfallannahmekriterien auf Reststoffdeponien beziehen sich größtenteils auf Eluatgehalte (siehe DVO 2008), wobei die angegebenen Grenzwerte für Feststoffgehalte (für Cd, Hg und TOC) jeweils über den in Tabelle 4-32 dargestellten Wertebereichen liegen. Die teilweise hohen TOC-Konzentrationen deuten auf eine unvollständige Verbrennung organischer Abfallfraktionen (z.B. Papierreste) hin.

Tabelle 4-32: Wertebereiche für die Gesamtkonzentrationen ausgewählter Stoffe in Müllverbrennungsschlacken

Stoffkonzentrationen [g / kg TS]	Schweizer Anlagen [1]	Deutsche Anlagen [2]*	MVA Ingol- stadt [3]	MVA Spittelau [4]	MVA Wels [5]
Si	220 – 260	142,5 – 320 (200)	179,8	207	-
Al	50 – 65	4,6 – 92,8 (54,3)	60,2	53,9**	-
Ca	100 – 110	33,2 – 134 (76,8)	133,4	137	-
Na	23 – 42	5 – 31,1 (23,4)	21,3	27	-
Fe	55 – 110	37,1 – 86 (59,6)	103,4	59,1	104,0
Mg	14 – 18	3,9 – 18,2 (9,4)	15,2	18,6	-
K	10 – 15	2,9 – 21,4 (9,6)	7,6	9,0	-
Cl	1 – 4	0,27 – 6,3 (2,8)	1,4	3,0	5,2
Cr	-	0,15 – 9,6 (1,2)	0,6	0,35	1,2
Cu	1 – 3	0,4 – 7 (2,1)	0,4	2,3	11,7
Cd	-	-	-	-	14,0
Pb	0,01 – 1,4	0,33 – 5,2 (2)	1,0	1,7	2,0
S	2 – 5	2 – 4,1 (3,3)	11,5	3,9	5,8
Zn	1 – 4	0,53 – 21 (4,7)	3,0	3,7	6,1
Ni	-	0,04 – 0,76 (0,21)	0,1	0,12	0,7
N	0,3 – 0,5	-	-	-	-
C	15 – 24	5 – 50 (28)	-	46***	20,6

[1] Belevi et al. 1992, [2] Faulstich, 1993, [3] Speiser 2001, [4] Huber et al. 1997, [5] Skutan und Rechberger 2007

*Mittelwerte in Klammern

** davon 20 g als elementares Al (Rest als Oxid)

*** 10 g als organischer Kohlenstoff (Rest als Carbonat gebunden)

Emissionen über den Gaspfad

Das entweichende Gas aus Schlackedeponien setzt sich primär aus Wasserstoff und Wasserdampf zusammen. Wasser verdampft aufgrund der starken Erwärmung des Deponiekörpers und wird gasförmig ausgetragen. Wasserstoff wird bei der Oxidation von elementarem Aluminium gebildet, wobei je g Aluminium 1,25 l Wasserstoffgas freigesetzt werden können. Je nach Gehalt der Schlacke an elementar vor-

liegendem Aluminium ergibt sich dadurch ein entsprechendes Wasserstoffgasbildungspotential, bei 20 g metallischem Aluminium pro kg Schlacke können daher 25 l H₂ pro kg Schlacke gebildet werden (vgl. Hutterer et al. 2000). Freigesetztes CO₂ während eines langsam ablaufenden aeroben Abbaues kann im Sickerwasser gelöst werden und trägt somit zur Bildung von Kalziumkarbonat bei, aber auch ein Austrag über den Gaspfad ist je nach Reaktionsgeschwindigkeiten und Wasserkontakt gegeben. Speiser (2001) beobachtete in den oberen Schichten einer Schlackedeponie zwar kein CO₂ im Deponiegas, mit zunehmender Tiefe nahmen die CO₂-Konzentrationen aber stark zu (max. 75 g/m³). Einen ähnlichen Konzentrationsverlauf konnte sie auch für Methan, welches im Zuge anaerober Abbauvorgänge gebildet wird, beobachten. Bis zu einer Tiefe von 4 m im Deponiekörper lag die Konzentration unter 100 mg/m³ und stieg dann mit zunehmender Tiefe bis auf 1,6 g/m³ an. In welchem Umfang Methan im Deponiegas angetroffen werden kann, hängt vor allem von den kleinräumigen Milieubedingungen (Redox-Bedingungen und pH-Wert) und der vorhandenen organischen Substanz in der Schlacke ab. Beispielsweise konnten Huber et al. (1997) bei Versuchen mit gemahlene Schlackeproben keine anaeroben Abbauvorgänge und somit keine Methanproduktion beobachten.

Emissionen über den Wasserpfad

Das Emissionsverhalten von Schlackedeponien wird primär durch die Auswaschung löslicher Substanzen dominiert. In jungen Schlackedeponien weist das Sickerwasser vor allem hohe Gehalte an Alkali- und Erdalkalimetallen sowie Chlorid und Sulfat auf. In Tabelle 4-33 sind einige Literaturwerte zur Sickerwasserqualität von Schlackedeponien dargestellt. Daraus ist ersichtlich, dass die hohen Schwermetallgehalte der Festsubstanz bei jungen Deponien nicht zu relevanten Schwermetallkonzentrationen im Sickerwasser führen, letztere liegen alle unter den entsprechenden Einleitgrenzwerten der Abwasseremissionsverordnung (vgl. Tabelle 4-33). Es ist aber davon auszugehen, dass es nach einem Absinken des pH-Wertes zu einer Mobilisierung von Schwermetallen kommt, und daher die vorhandene Säureneutralisationskapazität im Abfallkörper eine besondere Bedeutung im Hinblick auf das längerfristige Emissionsverhalten von Schlackedeponien hat. Eine Prognose zu erwartender Emissionen kann anhand geochemischer Modelle vorgenommen werden, welche relevante Prozesse bei der Freisetzung von Stoffen, wie Lösungs- und Ausfällungsvorgänge, Sorptions- und Komplexierungsprozesse, Kationenaustauschreaktionen sowie den Einbau in Festphasen, berücksichtigen können (z. B. Hellweg 2000 oder Dijkstra et al. 2006). Eine wesentliche Rolle bei solchen Abschätzungen spielt der Anteil der Deponie, welcher tatsächlich mit eindringendem Wasser in Kontakt kommt und daher zum Emissionsgeschehen beitragen kann. Durch die relativ hohe hydraulische Leitfähigkeit von Schlackedeponien (10⁻⁵ bis 10⁻⁷ m/s) können große

Anteile des Niederschlages (ohne Deponieabdeckung) in den Deponiekörper infiltrieren, allerdings fließt ein beträchtlicher Teil des eindringenden Wassers entlang präferentieller Sickerwege ab und tritt dadurch nicht in intensiven Kontakt mit der abgelagerten Schlacke. Dieser Abfluss befindet sich nicht im Gleichgewicht mit den Festphasen der Schlacke und trägt primär zu einer Verdünnung des Sickerwassers während bzw. kurz nach Regenereignissen bei (siehe Johnson et al. 1999). Je nach Regenintensität, Anfangsbedingungen und hydraulischen Eigenschaften des Deponiekörpers kann der Anteil des präferentiellen Abflusses am Sickerwasseranfall 10 – 80 % betragen. Um die Heterogenität der Wasserströmung im Deponiekörper beschreiben zu können, setzt dies die Kenntnis der Struktur des Deponiekörpers voraus (Hartmann 2000). Einfache Abschätzungen zum durchströmten Anteil des Abfallkörpers können aber auch anhand der Erfassung von Verdünnungseffekten unter unterschiedlichen Randbedingungen, z.B. anhand der elektrischen Leitfähigkeit des Sickerwassers, gemacht werden (vgl. Johnson et al. 1999). Hellweg (2000) schätzt den präferentiell abfließenden Anteil des eindringenden Niederschlagswassers bei Schweizer Schlackedeponien für die langfristige Modellierung des Emissionsgeschehens mit ca. 30 % ab, was bedeutet, dass sich 70 % des infiltrierten Wassers im Gleichgewicht mit den vorliegenden Festphasen der Schlacke befinden würden. Eine weitergehende Darstellung von Modellen zur Abschätzung mittel- bis langfristiger Emissionen aus Schlackedeponien erfolgt in Kapitel 4.2.3.

Tabelle 4-33: Literaturangaben zu Sickerwassercharakteristika von Schlackedeponien

Parameter	Einheit	Schlackedeponie 1 Jahr alt (DK)*	Schlackedeponie 18 Jahre alt (DK)*	Schlackedeponie 4 Jahre alt (CH)**	AEV-GW*** (direkt/indirekt)
pH	-	8,8 - 10,1	8,9 - 10,2	8,7 - 11,3	
el. LF	[mS/m]	3100	1900	-	- / -
Cl	[mg/l]	9300	3300	390 - 3650	Toxizität
SO ₄ (als S)	[mg/l]	1035	2036	177 - 715	- / -
DOC/TOC	[mg/l]	-	-	4,4 - 44,8	20 / a)
NH ₄ -N	[mg/l]	39	3,9	-	10 / 200
Na	[mg/l]	5600	3600	225 - 2100	- / -
K	[mg/l]	3900	800	180 - 950	- / -
Ca	[mg/l]	670	58	124 - 644	- / -
As	[mg/l]	0,014	0,010	-	0,1 / 0,1
Cd	[mg/l]	<0,003	<0,0002	0,0004 - 0,005	0,1 / 0,1
Cr	[mg/l]	0,03	<0,002	0,009 - 0,02	0,5 / 0,5
Cu	[mg/l]	0,013	0,018	0,007 - 0,48	0,5 / 0,5
Fe	[mg/l]	0,21	0,055	-	- / -
Hg	[mg/l]	0,00008	0,0004	-	0,01 / 0,01
Pb	[mg/l]	0,0013	0,007	0,0005 - 0,007	0,5 / 0,5
Zn	[mg/l]	0,05	0,09	0,003 - 0,01	0,5 / 0,5

*Hjelmar 1996, **Johnson et al. 1999, *** AEV-Deponiesickerwasser 2003

4.2.2 Darstellung und Diskussion der erhobenen Deponiedaten

In diesem Abschnitt werden die erhobenen Datensätze zu Ablagerungen von Müllverbrennungsschlacken dargestellt und ausgewertet. Zuerst wird ein kurzer Überblick der betrachteten Standorte bzw. Daten gegeben und dann eine longitudinale Auswertung (in Abhängigkeit der mittleren Ablagerungsdauer) vorgenommen. Anschließend werden Emissionsfrachten der jeweiligen Deponien ermittelt und schließlich in Bezug zu ursprünglich abgelagerten Mengen gesetzt. Nach einer Diskussion der erstellten Bilanzen werden schließlich Überlegungen zur Abschätzung mittel- und langfristiger Emissionen aus Schlackedeponien angestellt.

4.2.2.1 Datenerhebung

In Österreich gibt es derzeit keine reine Schlackedeponie, allerdings stellt die Ablagerung von Schlacke einen wesentlichen Anteil der verfüllten Volumina auf Reststoffdeponien dar²⁰. Aufgrund der Mitablagerung anderer Abfälle und der relativ kurzen Betriebsdauer der meisten Standorte mit Schlackeablagerungen in Österreich, wird im Rahmen dieser Auswertung kein österreichischer Standort mitbetrachtet. Es wurden zwar Daten zu österreichischen Reststoffdeponie erhoben, diese müssten aber je nach Zusammensetzung der abgelagerten Abfälle individuell ausgewertet werden. Eine gemeinsame Analyse mit Schlackemonodeponien, würde die jeweiligen Emissionsprofile verwischen, wodurch bei der Beschreibung des Schlackeemissionsverhaltens auf diese Daten verzichtet wird. Die erhobenen Datensätze stammen von Schweizer Deponien auf denen ausschließlich Schlacken aus Müllverbrennungsanlagen abgelagert wurden. Wie aus Tabelle 4-34 ersichtlich ist, befinden sich alle untersuchten Standorte noch in Betrieb, wobei die mittlere Ablagerungsdauer einer Tonne Schlacke auf den Deponien zwischen 3,8 und 14,5 Jahren beträgt. Eine Auswertung abgeschlossener Schlackedeponien war aufgrund der mangelnden Verfügbarkeit entsprechender Daten nicht möglich. Außerdem wird aus Tabelle 4-34 deutlich, dass die Deponien sich in niederschlagsreichen Gebieten befinden, was vor allem in Bezug auf die Ermittlung von Emissionsfrachten relevant ist.

Tabelle 4-34: Allgemeine Angaben zu den untersuchten Schlackedeponien

#	Deponiealter [a]	mittl. Ablagerungsd. [a]	Stilllegung	Niederschlag [mm/a]	Sickerwasserdaten (Parameter/Messpunkte)
RS1	10	3,8	nein	1100	43 / 32
RS2	22	14,5	nein	1117	37 / 52
RS3	18	9,5	nein	1035	28 / 98
RS4	12	7,7	nein	1035	28 / 96

²⁰ lt. BAWP 2006 machten Schlacken aus Müllverbrennungsanlagen im Jahr 2004 ca. 3,7 % der abgelagerten Abfälle aus – typischerweise werden diese Schlacken auf Reststoffdeponien abgelagert (ca. 50 % der abgelagerten Mengen auf Reststoffdeponien waren Schlacken aus Abfallverbrennungsanlagen).

Tabelle 4-35: Statistische Kenngrößen ausgewählter Sickerwasserparameter der untersuchten Schlackedeponien

Parameter	Anzahl	Mittelwert	Min.	Max.	95%-Quantil	75%-Quantil	25%-Quantil	5%-Quantil	AAEV-GW ¹ (direkt/indirekt)
pH-Wert [-]	274	8,9	7,3	12,1	10,5	9,3	8,3	7,7	6,5-8,5/6,5-9,5
LF [μ S/cm]	275	2667,9	231	8410	6309	2930	1833,5	1178,4	- / -
CSB [mg O ₂ /l]	45	397,4	67	1830	1520	379	106	84,4	75 / -
DOC [mg C _{org} /l]	134	96,9	6,4	746	304	100	45,0	24,3	25 / -
NH ₄ -N [mg N/l]	139	44,85	0,02	180	120,8	62,92	13,6	0,06	10 / -
NO ₃ -N [mg N/l]	105	17,3	0	220,8	68,6	18,1	2,5	0,19	a) / a)
Chlorid [mg Cl/l]	132	6872	2260	27700	17420	7382	4375	3452	Toxizität
SO ₄ -S [mg S/l]	138	918	0	2641	1835	1314	432	241	a) / 66,8
Sulfid [mg S/l]*	17	0,36	0	4,1	1,19	0,2	0	0	0,1 / 1
Ca [mg/l]	39	295	36	1121	231	219,9	607	445	- / -
K [mg/l]	54	890, 1	239	2086	1538,3	1087	617,3	340,4	- / -
AOX [mg Cl/l]	64	0,49	0,01	4,7	1,73	0,43	0,12	0,03	0,5 / 0,5
Fe [mg/l]*	58	0,07	0	1,5	0,26	0,07	0	0	2,0 / abs. St.
Cd [mg/l]*	82	0,002	0	0,05	0,01	0,001	0	0	0,1 / 0,1
Cu [mg/l]*	104	0,19	0,01	2	0,5	0,22	0,04	0,01	0,5 / 0,5
Zn [mg/l]*	90	0,02	0	0,14	0,08	0,03	0,006	0	2,0 / 2,0
As [mg/l]*	76	0,03	0	0,15	0,07	0,05	0,01	0,003	0,1 / 0,1
Blei [mg/l]*	81	0,01	0	0,1	0,05	0,01	0,005	0	0,5 / 0,5
Cr _{ges} [mg/l]*	91	0,13	0,002	0,67	0,47	0,2	0,01	0,005	0,5 / 0,5
Nickel [mg/l]*	91	0,08	0	0,44	0,29	0,1	0,02	0,005	0,5 / 0,5
Hg [mg/l]*	25	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	0,01 / 0,01
Mo [mg/l]	58	0,66	0,005	2	1,32	1	0,4	0,005	- / -
B [mg/l]	96	5,3	0,16	20,5	12,28	8,21	1,95	0,25	- / -
KWs [mg/l]*	18	0,12	0	1	0,39	0,17	0,01	0	10 / 20

¹AEV 1996, AEV-Deponiesickerwasser 2003

* Messungen unter der Bestimmungsgrenze werde mit dem Wert 0 in der Berechnung der statistischen Größen berücksichtigt (siehe Gibbons und Bull 2006)

a) im Bedarfsfall festzulegen

Tabelle 4-35 vermittelt einen Überblick gemessener Sickerwasserkonzentrationen in den untersuchten Schlackedeponien. In Bezug auf die Grenzwerte der allgemeinen Abwasseremissionsverordnung (AAEV 1996) weist die organische Sickerwasserbelastung (CSB, DOC und AOX) sowie die Ammoniumkonzentration erhöhte Konzentrationen im Sickerwasser auf. Die Konzentrationen an löslichen Salzen (Chlorid, Sulfat) sind generell sehr hoch und sind je nach Deponie und Standort individuell zu beurteilen. Ansonsten können auch hohe Gehalte verschiedener Erdalkalimetalle (z.B. Ca) und Alkalimetalle (z.B. K) im Sickerwasser beobachtet werden. Die Schwermetallkonzentrationen sind generell niedrig und übersteigen nur in wenigen Ausnahmefällen die Grenzwerte der Abwasseremissionsverordnung (einzig die Maximalwerte für Arsen, Kupfer und Chrom_{ges} liegen über den jeweiligen Grenzwerten). Inwieweit die Molybdän- und Borgehalte im Sickerwasser ein Problem darstellen können, ist anhand bestehender Grenzwerte nicht abzuschätzen, dies wäre aber gegebenenfalls für spezifische Sickerwässer abzuklären. Abgesehen von den angeführten Metall-

konzentrationen im Sickerwasser können auch seltene Metalle in erhöhten Konzentrationen in Schlackesickerwässern auftreten, so wurden beispielsweise in Vollanalysen mehrere Schlackesickerwässer Rubidium- und Strontiumkonzentrationen im mg/l-Bereich gemessen (Stünzi 2009). Inwieweit solche Sickerwasserinhaltsstoffe bei einer bestimmten Deponie relevant sind, ist im Zuge einer eingehenden Charakterisierung der Emissionssituation festzustellen.

Die Sickerwasseranteile am Niederschlag liegen für die untersuchten Standorte im Mittel zwischen 45 und 50 %. Diese relativ hohen Infiltrationsanteile sind durch den aktiven Betrieb und dem damit einhergehenden offenen Deponiezustand bedingt. Nach einer Abdeckung der Deponien, ist von einem deutlich reduzierten Sickerwasseranfall auszugehen.

Die Zusammensetzung des Deponiegases wird an keinem der betrachteten Standorte erhoben, da keine Gasfassung erfolgt. Generell setzt sich dieses aus Wasserdampf, Wasserstoff, Kohlendioxid und weiteren Spurengasen (z.B. CH₄) zusammen.

4.2.2.2 Longitudinale Auswertungen

Im Rahmen dieses Abschnitts werden die erhobenen Emissionsdaten ihrem Verlauf nach dargestellt. Da eine umfangreiche statistische Auswertung der Gesamtpopulation in Anbetracht der geringen Anzahl an untersuchten Standorten nicht besonders aussagekräftig erscheint, sind in den folgenden Abbildungen (Abbildung 4-57 bis Abbildung 4-60) die Konzentrationsverläufe ausgewählter Sickerwasserkennwerte in Abhängigkeit der mittleren Ablagerungsdauer (eine Box bezieht sich jeweils auf ein Zeitintervall von 2 bzw. 3 Jahren mittlerer Ablagerungsdauer) dargestellt. Auf eine Auswertung in Bezug auf das Wasser-Feststoff-Verhältnis wird hier verzichtet, da dieses durch die fortschreitende Ablagerung von Schlacken nur eine reduzierte Aussagekraft besitzt.

Aus Abbildung 4-57 ist ersichtlich, dass die organische Sickerwasserbelastung (ausgedrückt durch den gelösten organischen Kohlenstoff) mit zunehmender mittlerer Ablagerungsdauer, einem exponentiellen Verlauf entsprechend, abnimmt. Für die AOX-Konzentration lässt sich dagegen kaum ein Trend beobachten, diese liegen über den gesamten Beobachtungszeitraum hinweg im Bereich 0,1 – 1 mg Cl pro Liter Sickerwasser.

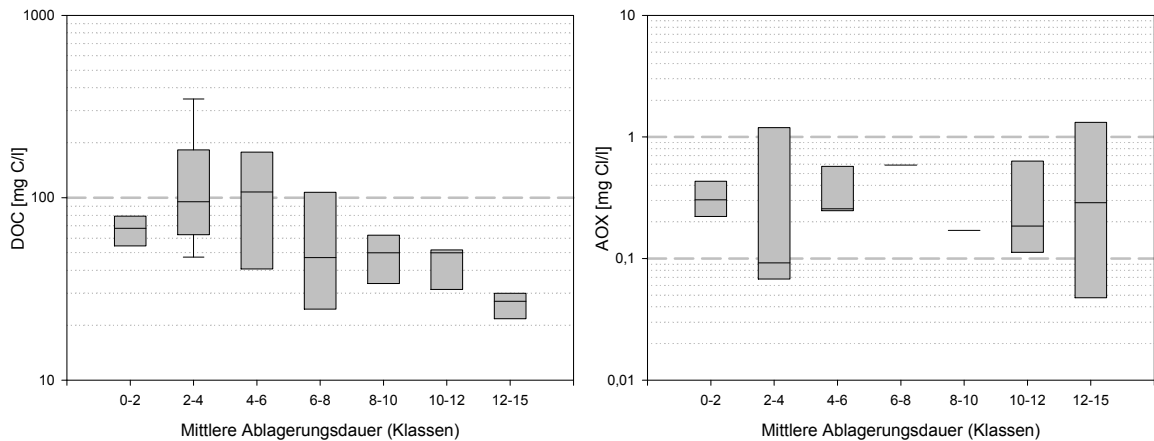


Abbildung 4-57: Box-Plots der DOC- (links) und AOX-Konzentrationen (rechts) in Schlackesickerwässern in Abhängigkeit der mittleren Ablagerungsdauer

Die Ammoniumkonzentration der Schlackesickerwässer liegt im Mittel zwischen 10 und 100 mg N pro Liter, wobei auch hier mit zunehmendem Ablagerungsalter ein abfallender Konzentrationsverlauf beobachtbar ist (vgl. Abbildung 4-58). Es ist aber zu beachten, dass je nach Sauerstoffverfügbarkeit im Deponiekörper bzw. im Sickerwasserfassungssystem ein großer Teil des Stickstoffs im Sickerwasser auch als Nitrat vorliegen kann (siehe Tabelle 4-35).

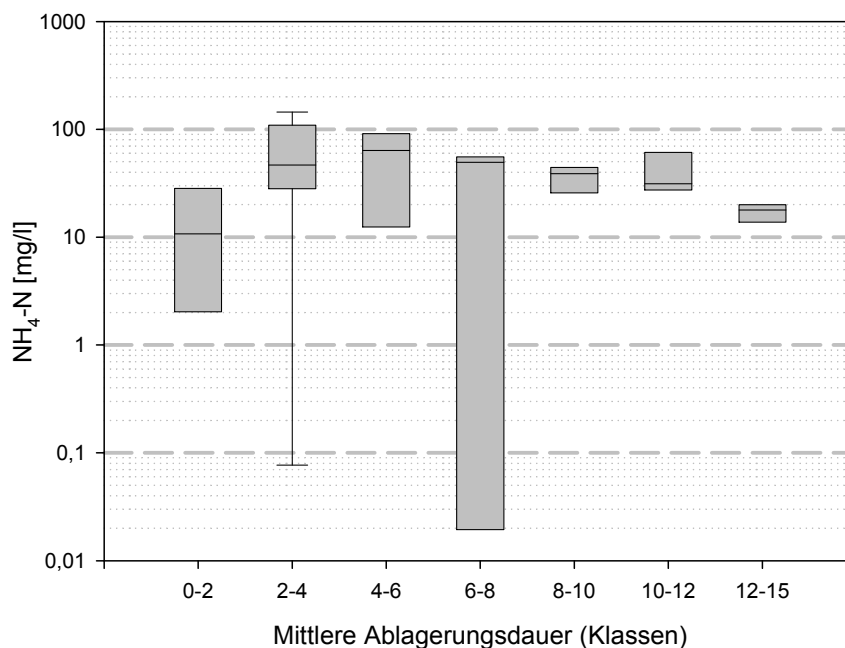


Abbildung 4-58: Box-Plots der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen in Schlackesickerwässern in Abhängigkeit der mittleren Ablagerungsdauer

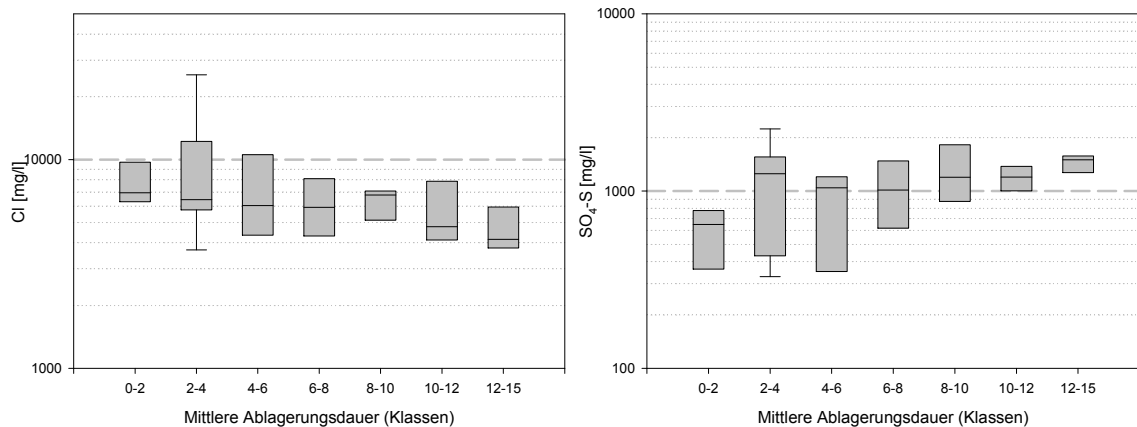


Abbildung 4-59: Box-Plots der Cl- (links) und SO₄-Konzentrationen (rechts) in Schlackesickerwässern in Abhängigkeit der mittleren Ablagerungsdauer

Die Chlor- und Sulfatkonzentrationen im Sickerwasser zeigen gegensätzliche Verläufe (Abbildung 4-59). Während der Chloridgehalt des Sickerwassers mit zunehmender mittlerer Ablagerungsdauer sinkt, steigen die Sulfatkonzentrationen an. Die Chloridkonzentrationen liegen zu Beginn bei knapp 10000 mg/l und am Ende des Beobachtungszeitraumes in einem Bereich um 5000 mg/l. Die Sulfatkonzentrationen steigen dagegen von anfänglich mehreren hundert mg/l zum Ende der Messzeitreihe auf über 1000 mg/l an.

Die Konzentrationen der Schwermetalle Chrom und Kupfer (Auswahl aufgrund der höchsten beobachteten Konzentrationen im Vergleich mit Einleitgrenzwerten, vgl. Tabelle 4-35) im Sickerwasser der untersuchten Schlackekompartimente sind in Abbildung 4-60 dargestellt. Mit zunehmender mittlerer Ablagerungsdauer nehmen die Konzentrationen beider Metalle im Sickerwasser ab. Die Konzentrationen liegen zu Beginn bei 0,1 – 0,5 mg/l und am Ende des Beobachtungszeitraumes bei rund 0,01 mg/l.

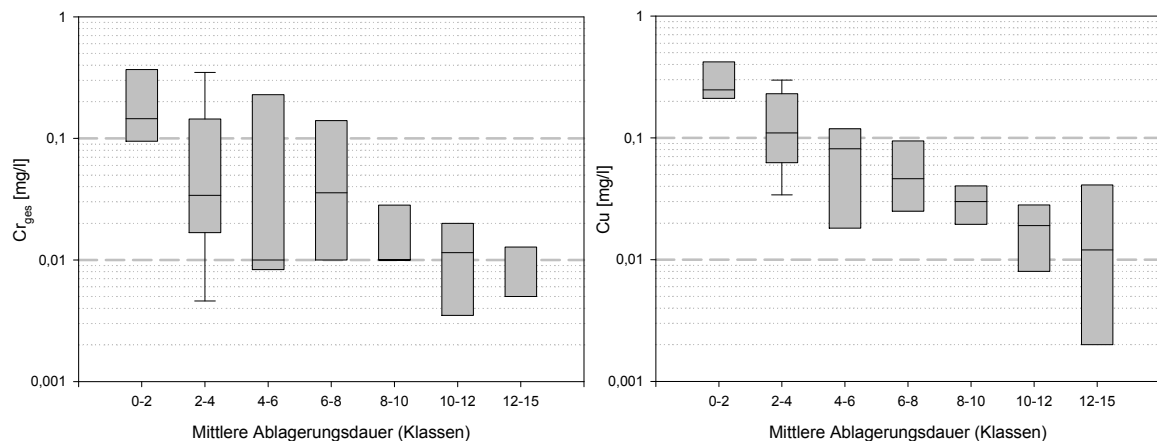


Abbildung 4-60: Box-Plots der Cr_{ges}- (links) und Cu-Konzentrationen (rechts) in Schlackesickerwässern in Abhängigkeit der mittleren Ablagerungsdauer

Die Betrachtung der Konzentrationsverläufe ausgewählter Sickerwasserkennwerte zeigt, dass organische Kohlenstoff- und Stickstoffgehalte auch nach einigen Jahren noch deutlich über zulässigen Einleitgrenzwerten liegen können. Für diese Parameter ist aber ein abnehmender Trend beobachtbar. Die Salzkonzentrationen (Chlorid und SO_4) der Sickerwässer sind generell sehr hoch und liegen auch am Ende des Beobachtungszeitraumes noch über vergleichbaren Richtwerten (z.B. 100 mg Cl/l als Entlassungskriterium nach Stegmann et al. (2006)). Die Chlorkonzentrationen weisen insgesamt einen abnehmenden Verlauf auf, die Sulfatkonzentrationen steigen dagegen während des Beobachtungszeitraumes immer weiter an. Im Hinblick auf die Schwermetallgehalte des Sickerwassers ist festzuhalten, dass diese bereits von Beginn an niedrig sind (für Cr und Cu unter 0,5 mg/l) und mit zunehmendem Alter abnehmen. Langfristig kann eine Mobilisierung von Schwermetallen aufgrund eines absinkenden pH-Wertes (durch den Verbrauch der vorhandenen Pufferkapazität) zu problematischen Schwermetallbelastungen des Sickerwassers führen, die vorliegenden Messdaten deuten aber kurzfristig nicht auf relevante Schwermetallgehalte im Sickerwasser hin.

4.2.2.3 Frachten und Massenbilanzen

Für die untersuchten Deponiestandorte wurden Frachtberechnungen anhand verfügbarer Daten zu Sickerwasserkonzentrationen und Informationen zu den erfassten bzw. abgeschätzten Sickerwassermengen durchgeführt. Je nach Beurteilung der Datenqualität und Verfügbarkeit wurden Unsicherheiten bestimmt (siehe Tabelle 4-14) und in den Berechnungen mitberücksichtigt. Die Jahresfrachten inklusive abgeschätzter Standardabweichungen für ausgewählte Sickerwasserinhaltsstoffe sind in der Folge dargestellt (Abbildung 4-61 bis Abbildung 4-65). Nachdem sich alle Deponien noch in offenem Zustand und in Betrieb befinden, wird die anfallende Sickerwassermenge nicht entscheidend durch deponietechnische Maßnahmen (wie z.B. eine Oberflächenabdichtung) beeinflusst, wodurch der Frachtverlauf (bei gleichbleibender Fläche) primär von der lokalen Wasserbilanz²¹ und dem Konzentrationsverlauf der Sickerwasserinhaltsstoffe abhängt.

²¹ Es wird an keinem Standort Sickerwasser wieder in den Deponiekörper infiltriert.

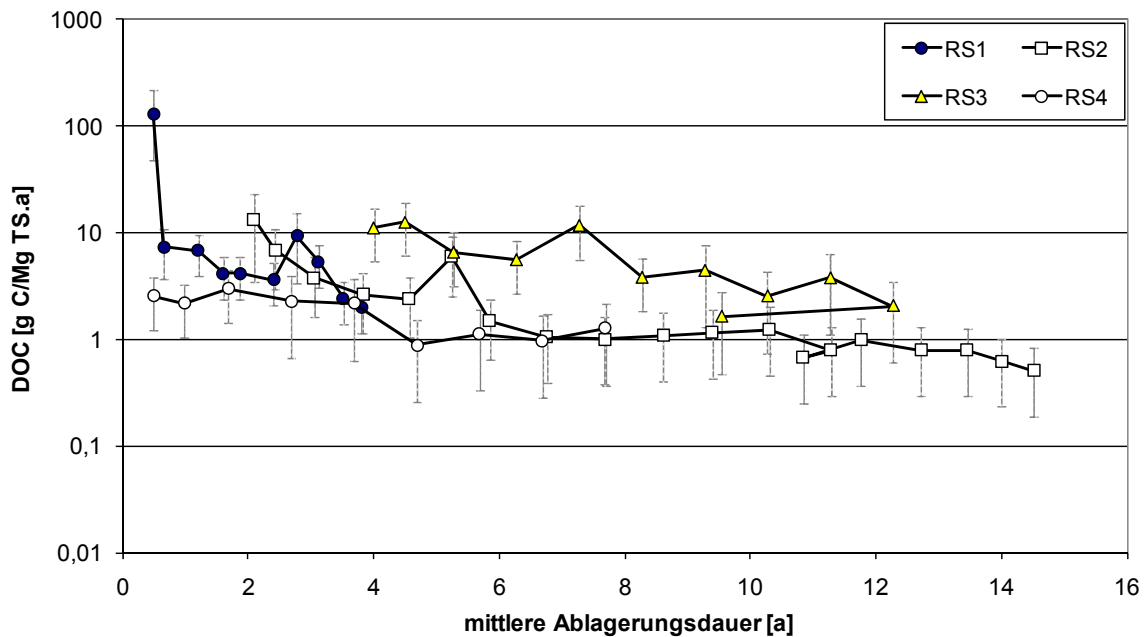


Abbildung 4-61: Frachtverlauf für den gelösten organischen Kohlenstoff im Sickerwasser der Schlackedeponien

Die gelöste organische Kohlenstofffracht im Sickerwasser nimmt mit zunehmender mittlerer Ablagerungsdauer ab. Werden zu Beginn noch zwischen 1 und 100 g C pro Tonne Trockensubstanz und Jahr über das Sickerwasser ausgetragen, so sind es zum Ende des Beobachtungszeitraumes nur noch 0,1 bis 1 g pro Tonnen und Jahr (vgl. Abbildung 4-61). Die Frachtverläufe deuten also auf eine Reduktion der organischen Kohlenstofffracht innerhalb von 10 Jahren (mittlere Ablagerungsdauer) um ca. 1 Größenordnung hin.

Aus Abbildung 4-62 ist ersichtlich, dass die spezifische Ammoniumfracht je Tonne Trockensubstanz im Sickerwasser mit zunehmendem Deponiealter langsam abnimmt. Anfänglich liegen die Frachten bei ca. 0,1 (RS4) bzw. bei 1 bis mehr als 10 (RS1-RS3) g $\text{NH}_4\text{-N}$ pro Tonne und Jahr, später sinken diese auf 0,001 (RS4) bzw. 0,1 bis 1 g $\text{NH}_4\text{-N}$ pro Tonne und Jahr ab. Obwohl etwas flacher als für den organischen Kohlenstoff, ist auch für den Ammoniumstickstoff ein abnehmender Frachtverlauf erkennbar.

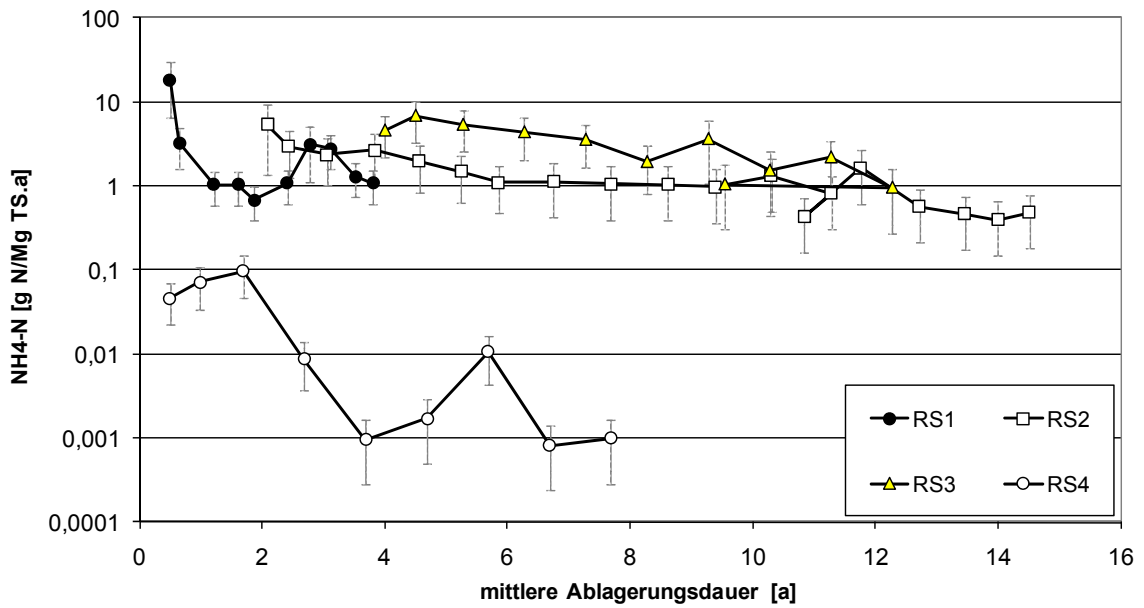


Abbildung 4-62: Ammonium-Frachtverlauf im Sickerwasser der Schlackedeponien

Die Chlorfrachten im Sickerwasser der untersuchten Schlackedeponien liegen zwischen 1 und 0,1 kg Cl pro Tonne und Jahr (siehe Abbildung 4-63). Die Frachten sind somit um eine bis zwei Größenordnungen höher als die organischen Kohlenstofffrachten oder die Ammoniumstickstofffrachten. Die Frachtverläufe deuten auf eine leichte Abnahme mit zunehmendem Ablagerungsalter hin.

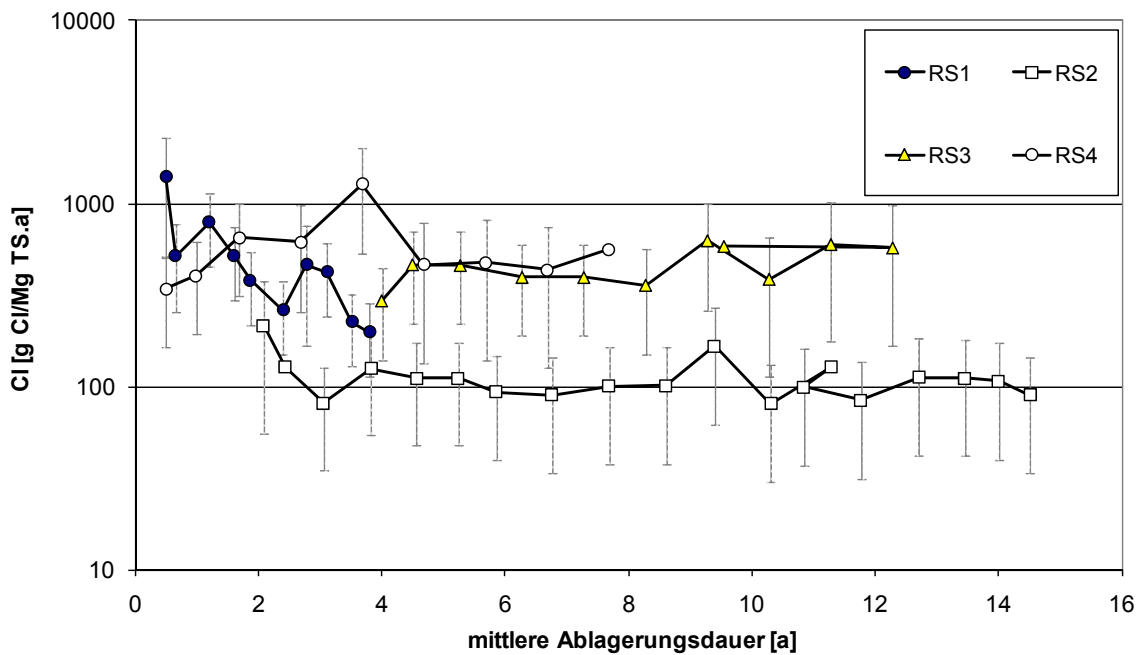


Abbildung 4-63: Frachtverlauf für Chlorid im Sickerwasser der Schlackedeponien

Der in Abbildung 4-64 dargestellte Frachtverlauf für Chrom zeigt mit zunehmender Ablagerungsdauer sinkende Chromfrachten. Am Beginn der Ablagerung liegen die ermittelten Frachten noch rund um 0,01 g Cr pro Tonne und Jahr, wogegen sie am Ende des Beobachtungszeitraumes bereits auf 0,00001 bis 0,0001 g Cr pro Tonne und Jahr abgesunken sind.

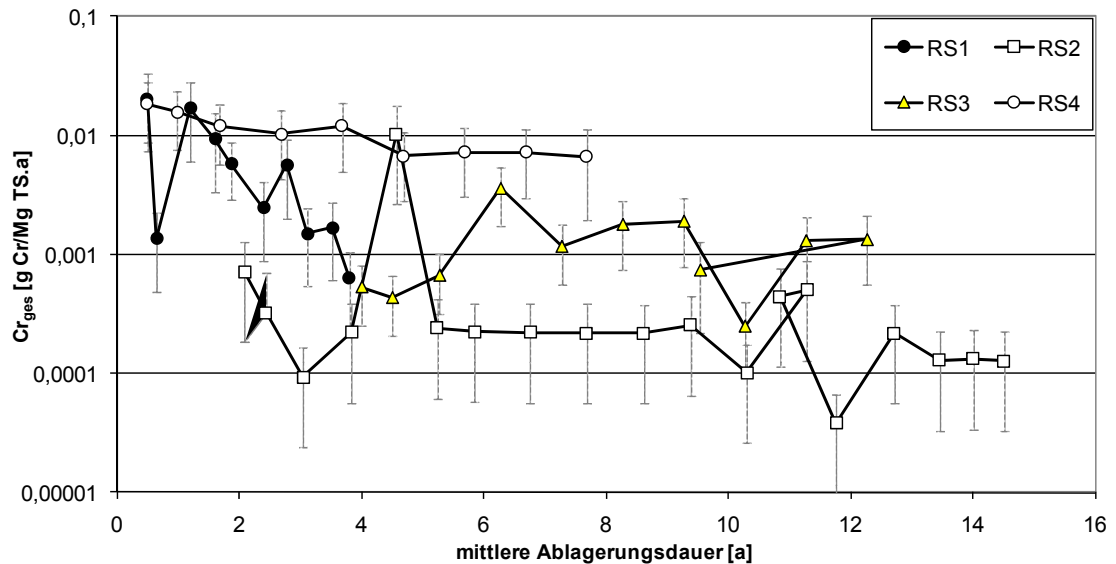


Abbildung 4-64: Frachtverlauf für Cr_{gesamt} im Sickerwasser der Schlackedeponien

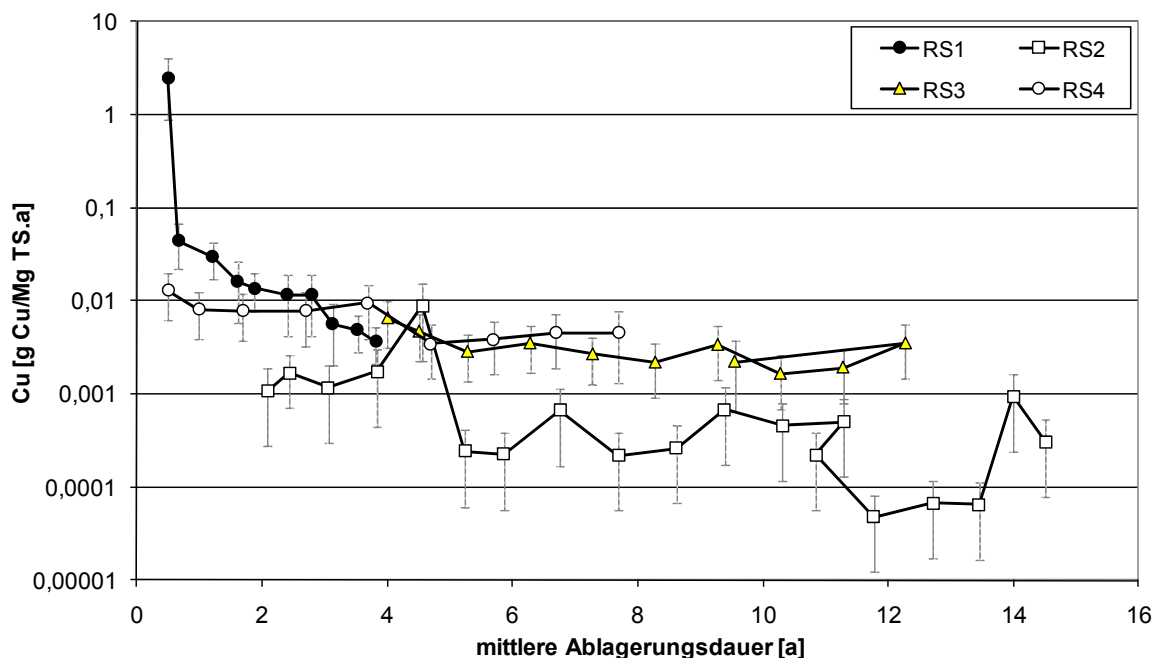


Abbildung 4-65: Kupfer-Frachtverlauf im Sickerwasser der Schlackedeponien

Ähnlich wie bei Chrom nehmen auch die Kupferfrachten mit zunehmender mittlerer Ablagerungsdauer ab. Aus Abbildung 4-65 wird deutlich, dass die entsprechenden Frachten über die Messzeiträume von anfänglich 0,01 bis über 1 g pro Tonne Schlacke und Jahr schließlich auf ein Niveau von 0,0001 bis max. 0,01 g pro Tonne Schlacke und Jahr abfallen. Somit lässt sich anhand der ausgewerteten Messreihen auch für dieses Schwermetall ein abnehmender Trend mit zunehmendem Deponiealter beobachten.

Die Ermittlung der ausgetragenen Stofffrachten im Sickerwasser zeigte für alle betrachteten Parameter abnehmende Tendenzen mit zunehmendem Ablagerungsalter. Obwohl hier auf eine Auswertung verzichtet wurde, wäre dies auch für weitere Schwermetalle, wie z.B. Blei oder Eisen der Fall. Für Stoffe wie Cadmium oder Quecksilber ist eine Auswertung der zeitlichen Variationen nicht sinnvoll möglich, da die jeweiligen Konzentrationen zum Großteil unter den Bestimmungsgrenzen liegen. Relativ hohe Konzentrationen und Frachten im Sickerwasser können außerdem für Sulfate, Natrium, Kalium, Kalzium und Bor beobachtet werden, wobei für diese Stoffe keine abnehmenden sondern teilweise zunehmende Trends zu verzeichnen sind (z.B. für Sulfat oder Bor). Eine Analyse der Emissionen sollte jedenfalls deponiespezifisch erfolgen, da die jeweiligen Deponieeigenschaften (Schlackequalität (z.B. organischer Kohlenstoffanteil, Metallgehalte), Einbautechnik (z.B. Schlackealterung vor Einbau), Heterogenität der Wasserströmung usw.) einen wesentlichen Einfluss auf die auftretenden Emissionen haben. Aus den vorhergehenden Auswertungen ist jedoch ersichtlich, dass für einige Stoffe kurz- bis mittelfristig mit abnehmenden Emissionsverläufen zu rechnen ist (z.B. C_{org} , NH_4-N und verschiedene Schwermetalle) andere hingegen kontinuierlich hohe bzw. zunehmende Emissionsniveaus aufweisen (z.B. Sulfat oder Bor). Trotz eventuell abnehmender Trends werden viele dieser Stoffe über längere Zeit (Jahrzehnte) nicht die Einleitgrenzwerte bzw. entsprechende Richtwerte erfüllen können.

Stoffbilanzen für ausgewählte Deponiestandorte

Anhand der Methode der Stoffflussanalyse (Brunner und Rechberger 2004) werden für zwei Deponien Stoffbilanzen für den organischen Kohlenstoff, Stickstoff, Chlor, Chrom und Kupfer erstellt. Als räumliche Systemgrenze dient der Deponiekörper, von der Basisdichtung bis zur Deponieoberfläche. Die zeitliche Systemgrenze reicht vom Beginn der Ablagerung bis zum Jahr 2007, das als letztes für die Erstellung der Stoffbilanzen berücksichtigt wird. Die Bilanzierung wird nur für die Deponien RS1 und RS2 durchgeführt, da für die Standorte RS3 und RS4 keine vollständigen Emissionszeitreihen vorliegen und die Ablagerungshistorie (v. a. die Ablagerungsrate) unzureichend bekannt ist. Aufgrund der großen Unsicherheiten, die sich durch

diese Wissenslücken ergeben, wird auf eine Darstellung und Diskussion der Stoffbilanzen für die Deponien RS3 und RS4 verzichtet.

Die Zusammensetzung des Schlackeinputs der Deponien wird anhand von Literaturwerten (siehe dazu Tabelle 4-32) abgeschätzt. Wie aus Tabelle 4-36 ersichtlich, betragen die im Rahmen der Bilanzierung angenommen Stoffgehalte für C_{org} 10 g/kg TS, für Stickstoff 0,4 g/kg TS, für Chlor 2,8 g/kg TS, für Chrom 1 g/kg TS und für Kupfer 2 g/kg TS. Die ausgetragenen Frachten während des gesamten Bilanzzeitraumes sind ebenfalls in Tabelle 4-36 dargestellt und liegen insgesamt zwischen 0,00001 g pro kg TS (für Cr und Cu) und 1,7 g pro kg TS (für Cl).

Tabelle 4-36: Stoffbilanzdaten der Deponien D1 und D2 für ausgewählte Stoffe je Tonne abgelagerter Schlacke für den Bilanzzeitraum (Ablagerungsbeginn bis inkl. 2007)

RS1	C_{org}	N_{ges}	Cl	Cr	Cu
m. A. = 3,5 a					
W/F = 0,24 l/kg	[g pro kg TS]	[g pro kg TS]	[g pro kg TS]	[g pro kg TS]	[g pro kg TS]
Input	10	0,4	2,8	1,0	2,0
Output (MW)	0,018	0,012	1,27	0,00001	0,00007
Output (St.Ab.)	0,004	0,002	0,24	0,000003	0,00002
RS2	C_{org}	N_{ges}	Cl	Cr	Cu
m. A. = 14 a					
W/F = 0,37 l/kg	[g pro kg TS]	[g pro kg TS]	[g pro kg TS]	[g pro kg TS]	[g pro kg TS]
Input	10	0,4	2,8	1,0	2,0
Output (MW)	0,038	0,023	1,7	0,00001	0,00001
Output (St.Ab.)	0,009	0,004	0,26	0,000005	0,000005

Im Rahmen der Stoffbilanzierungen werden auch die Unsicherheiten aufgrund unscharfer Informationen zur Inputzusammensetzung sowie der Fehler bei der Ermittlung der Sickerwasserjahresfrachten (Sickerwassermengenschätzung, Repräsentativität der Konzentrationsmessungen) mitberücksichtigt. Die ermittelte Standardabweichung ist für die Frachtberechnungen in Tabelle 4-36 dargestellt. Bei der Darstellung der Transferkoeffizienten der beiden untersuchten Deponien (Abbildung 4-66 und Abbildung 4-67) werden die geschätzten Unsicherheiten jedoch nicht angeführt. Die Standardabweichungen liegen für die Bilanzen der Deponie RS1 zwischen 52 (Stickstoff) und 60 (Kupfer) % des Mittelwertes der jeweiligen Sickerwasserfracht (dargestellt in Abbildung 4-66) und für die Deponie RS2 zwischen 52 (Chlor) und 70 (Chrom) % des Mittelwertes der jeweiligen Sickerwasserfracht (dargestellt in Abbildung 4-67). Die relativ großen Schwankungsbreiten ergeben sich aufgrund der teilweise mäßigen Datenlage zur Berechnung der Frachten und mangelnde Informationsgrundlagen zur Inputbestimmung.

Die ermittelten Transferkoeffizienten der Stoffe C_{org} , N, Cl, Cr und Cu für die Deponie RS1 in Abbildung 4-66 zeigen, dass der Großteil der abgelagerten Menge sich nach einer mittleren Ablagerungsdauer von 3,5 Jahren (die Betriebsdauer der Deponie beträgt 9 Jahre) noch im Deponiekörper befindet. 99,8 % des organischen Kohlenstoffs²², 97 % des Stickstoffs sowie mehr als 99,99 % der Schwermetalle Kupfer und Chrom sind im Deponiekörper verblieben. Einzig in Bezug auf Chlor kann ein relevanter Austrag beobachtet werden, hier werden im Bilanzzeitraum ca. 45 % der ursprünglich abgelagerten Menge über das Sickerwasser emittiert. Eventuell ist die Ursache hierfür zum Teil auch in einer Unterschätzung des ursprünglichen Chlorgehaltes in der Schlacke zu suchen.

Die Stofftransferkoeffizienten der Deponie RS2 weisen ähnliche Charakteristika auf, als dies für die Deponie RS1 der Fall war. Durch die deutlich höhere mittlere Ablagerungsdauer (14 Jahre) und das mehr als 1,5-fache Wasser-Feststoff-Verhältnis der Deponie RS2 gegenüber RS1 sind die emittierten Frachten erwartungsgemäß höher. Dementsprechend liegen die im Bilanzzeitraum emittierten Anteile des organischen Kohlenstoffs (auch hier keine Berücksichtigung eines gasförmigen Austrages!) bei 0,38 % und die des Stickstoffs bei 5,8 % der ursprünglich abgelagerten Menge. Genauso verhält es sich auch für Chlor, das nach einer mittleren Ablagerungsdauer von 14 Jahren bereits zu mehr als 60 % aus dem Abfallkörper ausgewaschen wurde. Einzig für die beiden betrachteten Schwermetalle lassen sich kaum Unterschiede feststellen, hier gilt wie zuvor: praktisch die gesamte abgelagerte Menge (jeweils mehr als 99,99 %) befindet sich auch nach 14 Jahren mittlerer Ablagerungsdauer (und einer Betriebsdauer von 21 Jahren) noch im Deponiekörper. Wie für Deponie RS1 wird auch für RS2 vermutet, dass der hohe emittierte Chloranteil eventuell auf eine Unterschätzung der abgelagerten Chlormenge zurückzuführen ist.

²² Der gasförmige Austrag von Kohlenstoff wurde in der Bilanzierung nicht berücksichtigt, da hierzu keine Daten vorlagen, dieser könnte jedoch, bedingt durch aerobe oder anaerobe Abbauprozesse im Deponiekörper, durchaus relevant sein.

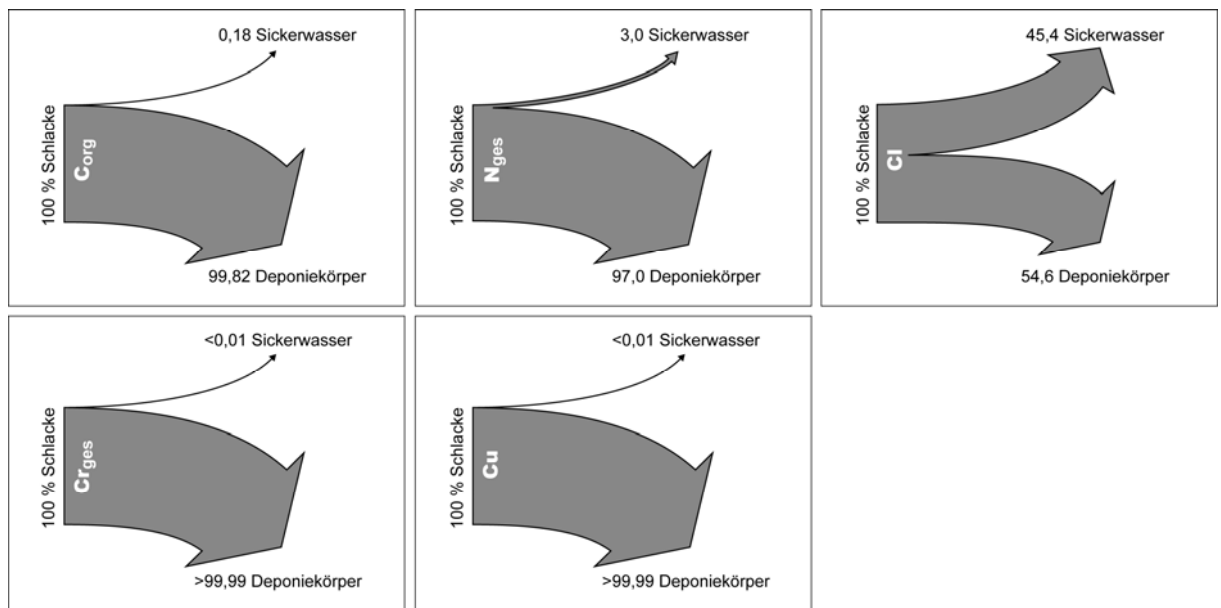


Abbildung 4-66: Transferkoeffizienten ausgewählter Stoffe für die Schlackedeponie RS1 (mittlere Ablagerungsdauer = 3,5 Jahre und $W/F = 0,24 \text{ l/kg TS}$)

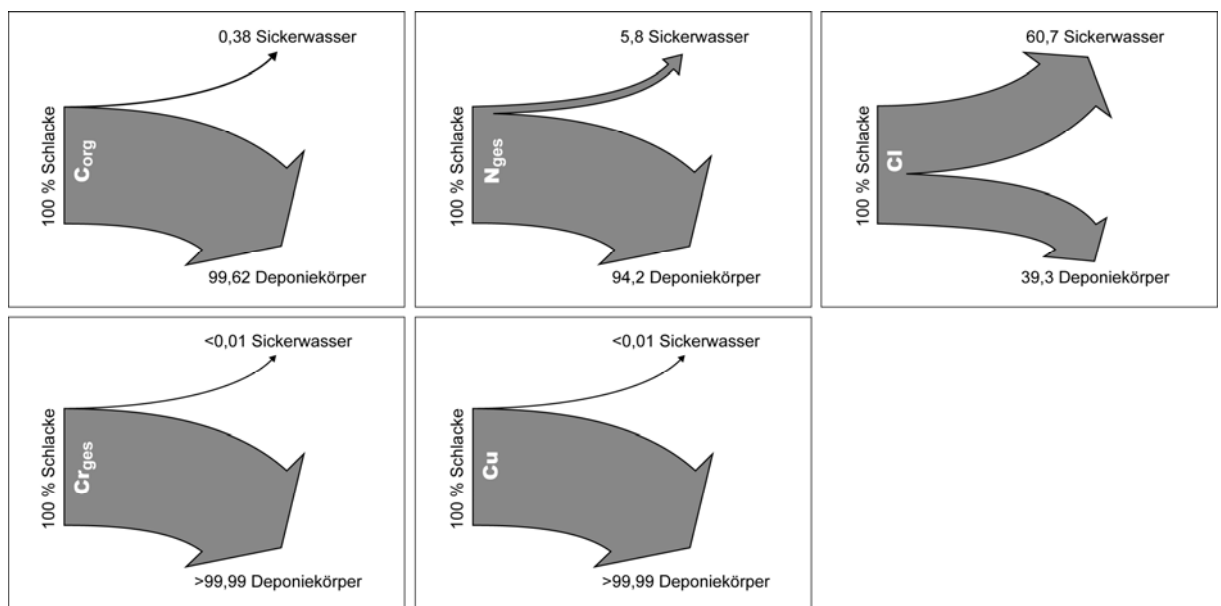


Abbildung 4-67: Transferkoeffizienten ausgewählter Stoffe für die Schlackedeponie RS2 (mittlere Ablagerungsdauer = 14 Jahre und $W/F = 0,37 \text{ l/kg TS}$)

Aus den vorhergehenden Betrachtungen wird deutlich, dass nach mehr als einem Jahrzehnt noch beträchtliche Anteile (vor allem in Bezug auf Schwermetalle) ursprünglich abgelagerter Stoffmengen im Schlackekörper verblieben sind. Obwohl die Konzentrationen und Frachten vieler Sickerwasserinhaltsstoffe mit zunehmender Ablagerungsdauer abnehmen (z.B. DOC, $\text{NH}_4\text{-N}$, Cu, Cr) wird es zum Teil noch Jahrzehnte (z.B. $\text{NH}_4\text{-N}$, DOC) oder länger (z.B. Cl) dauern, bis die Konzentrationen Einleitgrenzwerte in Oberflächengewässer unterschreiten. Andererseits steigen die

Konzentrationen anderer Stoffe im Sickerwasser an (z.B. SO_4 , B) oder sind kontinuierlich relativ hoch (z.B. AOX, K) – inwieweit diese Sickerwasserbelastungen ein Problem darstellen ist im Einzelfall je nach Standortbedingungen zu klären. Im Hinblick auf Schwermetallkonzentrationen im Sickerwasser ist festzuhalten, dass diese bei allen untersuchten Deponien auf einem niedrigen Niveau liegen und derzeit kaum zu einer Überschreitung relevanter Grenzwerte führen. Langfristig (über Jahrtausende) ist aber, durch ein Aufbrauchen des Puffervermögens im Deponiekörper, mit einer Absenkung des pH-Wertes und einer damit einhergehenden verstärkten Mobilisierung abgelagerter Schwermetalle zu rechnen. Die Bedeutung der verbliebenen Emissionspotentiale, sowie Modelle zur Abschätzung mittel- und langfristiges Emissionen aus Schlackedeponie werden im Rahmen des nächsten Abschnittes eingehender diskutiert.

4.2.3 Abschätzung des mittel- und langfristigen Emissionsverhaltens

In Anbetracht der hohen Schadstoffpotentiale (v. a. in Bezug auf Schwermetalle) ist es von Interesse welcher Anteil dieser Stoffe tatsächlich mobilisierbar ist und mit welcher Rate eine entsprechende Mobilisierung erfolgen würde. Die wesentlichen Fragestellungen betreffen die Entwicklung der Sickerwasserqualität aufgrund der zunehmenden Auswaschung durchströmter Bereiche sowie die Entwicklung des pH-Wertes aufgrund der abnehmenden Säure-Pufferkapazität (v. a. Karbonatpuffer) im Deponiekörper. Verschiedene Ansätze zur Abschätzung zukünftiger Emissionsniveaus im Sickerwasser werden im Rahmen dieses Abschnittes vorgestellt.

4.2.3.1 Mobilisierbare Anteile und Modellansätze zur Emissionsprognose

Grundsätzlich stehen für Schlackedeponien die gleichen Modellansätze für die Abschätzung zukünftiger Emissionen zur Verfügung, wie auch bei Deponien mit nicht vorbehandelten Siedlungsabfällen. Eine Extrapolation anhand von Monitoringdaten bestehender Deponien ist nur unter der Annahme gleichbleibender Bedingungen sinnvoll möglich und daher, aufgrund kontinuierlich ablaufender chemischer Reaktionen (z.B. Reduktion der Pufferkapazität), auf einen relativ kurzen Zeitraum begrenzt (z.B. Jahrzehnte). Für längerfristige Vorhersagen können die Ergebnisse aus Laborversuchen (z.B. Eluierungstests, Lysimeterstudien) oder physikalisch-chemisch basierte Modelle (z.B. geochemische Modellierungen) herangezogen werden. Ein Vergleich mit natürlichen Analoga ist für Müllverbrennungsschlackedeponien kaum möglich, da in der Natur keine vergleichbaren Ablagerungsprozesse bekannt sind.

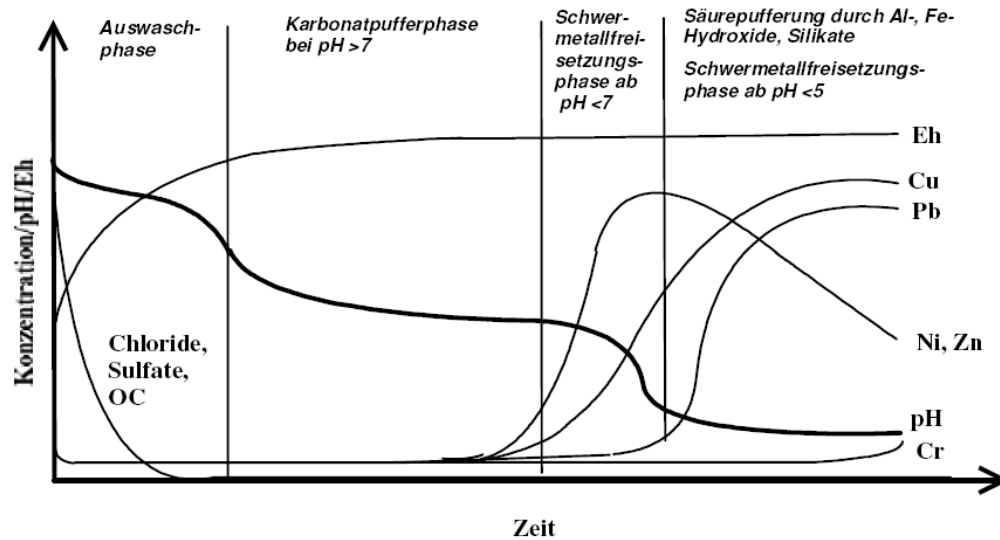


Abbildung 4-68: Modellvorstellung zum zeitabhängigen Verlauf der Sickerwasserqualität aus Schlackedeponien (aus Förstner und Grathwohl 2007)

Eine Beschreibung der Qualitätsentwicklung von Sickerwässern aus Schlackedeponien, unter der idealisierten Annahme einer langsamen, gleichmäßigen Durchströmung des Deponiekörpers ist in Abbildung 4-68 dargestellt. Dementsprechend kommt es zu Beginn der Ablagerung zu einer Auswaschung leicht löslicher Substanzen wie Chloriden, Sulfaten oder gelöster organischer Verbindungen (OC). Die Schwermetallkonzentrationen befinden sich auf einem sehr niedrigen Niveau. Diese Phase kann auch an bestehenden Deponien beobachtet werden und hält wahrscheinlich über Jahrzehnte hinweg an. Daran schließt die Karbonatpufferphase an, in der der pH-Wert über 7 liegt und es kaum zu einer Mobilisierung von Schwermetallen kommt. Über die Abschätzung des Kalzitlösungsverhaltens kann die Dauer dieser Emissionsphase je nach Deponiebedingungen (Schütthöhe, Verdichtung, technische Barrieren...) im Bereich von Jahrtausenden bis Jahrzehntausenden angenommen werden (vgl. Förstner und Grathwohl 2007). Je nach Karbonatgehalt der Schlacke und nach Abbaugeschwindigkeit der Alkalinität im Schlackekörper (z.B. durch den Eintrag schwacher Säuren über den Niederschlag, Austrag von Basen, interne Säureproduktion oder den Einfluss mikrobiellen Abbaues von organischem Kohlenstoff im Schlackekörper) kommt es früher oder später zu einem weiteren Absinken des pH-Wertes und dadurch zu einer verstärkten Mobilisierung von Schwermetallen, wobei in dieser Phase v. a. Zink und Ni mobilisiert werden. Später ab einem pH-Wert von 5 treten auch Kupfer und Blei in hohen Konzentrationen im Sickerwasser auf. Für Chrom kommt es selbst bei einem pH-Wert von 4 wahrscheinlich noch zu keiner verstärkten Freisetzung (Förstner und Grathwohl 2007). Langfristig wird sich die Lösung aus Sekundärphasen immer weiter erschöpfen und

sich durch die Auflösung stabilerer Primärphasen eine langsame, geringere Schwermetallfreisetzung einstellen.

Das Schwermetallfreisetzungsverhalten aus Müllverbrennungsschlackedeponien wird primär durch die vorherrschenden pH-Bedingungen gesteuert (vgl. z.B. Johnson et al. 2002 oder Dijkstra et al. 2006). In Tabelle 4-37 sind Abschätzungen verschiedener Autoren zum verfügbaren Potential an Schwermetallen in Müllverbrennungsschlacken angeführt. Die Abschätzungen von Belevi et al. (1992) basieren auf einer Reihe aufeinander folgender Extraktionsversuche mit destilliertem Wasser und zerkleinerten Schlackeproben, dadurch erklären sich beispielsweise die geringeren Mobilisierungspotentiale für Schwermetalle. Die anderen Angaben zu verfügbaren Anteilen beruhen teilweise auf Extraktionsversuchen bei deutlich niedrigeren pH-Werten (bis 3) und weisen dementsprechend auch größere Emissionspotentiale für verschiedene Schwermetalle auf. Generell ist somit davon auszugehen, dass nach einer Senkung des pH-Wertes ein Anstieg der die Schwermetall-emissionen zu beobachten ist (siehe dazu Abbildung 4-68).

Tabelle 4-37: Mobilisierbare Anteile verschiedener Stoffe aus Müllverbrennungsschlacken als Prozentanteile am jeweiligen Gesamtgehalt

Stoff [%]	Extraktion mit Wasser [1]	pH _{stat} = 4 nach 24 Stunden [2]	pH = 3 – 4 zitiert aus [3]	max. verfügbar zitiert aus [3]
Ca	5	-	-	90
Cu	2	8	25	44,5
Cr	-	0,1	-	7
Zn	0,4	37	70	84
Pb	0,7	3	50	23
Cd	-	41	45	87,5
Hg	-	-	-	60
Cl	70	-	-	100
S	20	-	-	100
C _{org}	4	-	-	100

[1] Belevi et al. 1992, [2] Förstner und Grathwohl 2007, [3] Hutterer et al. 2000

Anhand geochemischer Modelle lassen sich Vorhersagen zu zukünftigen Sickerwasseremissionsniveaus für sehr lange Zeiträume ableiten. Diese beruhen auf einer Reihe von Annahmen (Strömungsverhältnisse, Mineralphasen des Schlackekörpers, Säureeintrag, Gleichgewichtsreaktionen usw.), die je nach Deponie auf ihre Übertragbarkeit zu prüfen sind. Für eine Beschreibung und Anwendung solcher Modelle sei beispielsweise auf Hellweg (2000) oder Dijkstra et al. (2006) sowie auf die Ausführungen im nächsten Abschnitt verwiesen.

4.2.3.2 Modellkonzepte zur Emissionsprognose

Die einfachste Form einer Prognose zukünftiger Emissionsniveaus ist die Extrapolation beobachteter Trends unter der Annahme gleichbleibender Bedingungen im Deponiekörper. Dieser Ansatz kann zur Vorhersage kurzfristiger Emissionen herangezogen werden, da anhand von Monitoringdaten entsprechende Analysen durchgeführt werden können. Einige Kennwerte weisen abnehmende Trends mit zunehmender mittlerer Ablagerungsdauer auf (z.B. DOC oder NH_4), für andere Parameter lässt sich dagegen keine Abnahme der Konzentrationen beobachten, sondern es ist von gleichbleibenden bzw. evtl. steigenden Emissionsniveaus auszugehen. Eine erhöhte Metallfreisetzung aufgrund des zunehmenden Abbaues des Karbonatpuffers im Abfallkörper und einer dadurch bedingten Absenkung des pH-Wertes kann anhand geochemischer Modelle nachgebildet werden. Eine Szenariobildung zur Berücksichtigung veränderter Fließbedingungen im Abfallkörper erfolgt hier nicht. Aufgrund der angenommenen Stabilität präferentieller Fließwege in der Schlacke kann von einer sehr langsamen Verlagerung von Sickerwegen über geologische Zeiträume ausgegangen werden, wodurch eine Erhöhung der Sickerwasserbelastung durch diese Prozesse nur in mit einer sehr geringen Rate zu erwarten ist und daher bei der Modellprognose unberücksichtigt bleibt.

Kurzfristige Emissionsprognosen anhand von Extrapolationen

Anhand beobachteter Emissionsverläufe können, unter der Annahme gleichbleibender Freisetzungsmechanismen und stabiler Randbedingungen, Prognosen zukünftiger Emissionsniveaus erstellt werden. Da keine umfangreichen Zeitreihen von Sickerwasseremissionen aus geschlossenen Schlackedeponien vorliegen, wird hier keine allgemeine Evaluierung mathematischer Extrapolationsmodelle vorgenommen. Inwieweit eine Exponentialfunktion oder ein anderes mathematisches Modell verwendet werden kann, hängt primär von den vorliegenden Monitoringdaten bzw. der Anpassungsgüte verschiedener Funktionstypen an die beobachteten Verläufe ab. Grundsätzlich ist auch hier zu unterstreichen, dass vor einer Auswertung, die Daten auf beobachtbare Trends und eventuell vorhandene Ausreißer zu überprüfen sind (vgl. Abbildung 4-43) und Erläuterungen). In der Folge wird für Deponie D3 exemplarisch eine Modellanpassung dargestellt. Schließlich wurde an diesem Standort über 7 Jahre nicht abgelagert, wodurch sich diese Situation am ehesten mit der Emissionsperiode nach Schließung einer Deponie (ohne Abdeckung) vergleichen lässt.

In Abbildung 4-69 sind die Konzentrationsverläufe im Sickerwasser für N_{ges} (v. a. Ammonium) und DOC sowie die jeweils angepassten Exponentialfunktionen²³ für die Deponie RS3 dargestellt. Vor dieser Anpassung wurde für die Messwerte ein simpler, nicht parametrischer Trendtest (Sen's Test) durchgeführt (siehe Anhang B), anhand dessen für beide Sickerwasserinhaltsstoffe mit einer Signifikanz von 95 % ein fallender Trend nachgewiesen wurde. Für die Chlorkonzentrationen bestätigte der Test einen (leicht) steigenden Trend, eine Erklärung für die zunehmenden Konzentrationen könnte sein, dass durch infiltrierendes Wasser (Niederschlag) Chlorid in Lösung gehen kann, das seit der Ablagerung nicht in Kontakt mit Wasser stand. Welche Prozesse tatsächlich für den Konzentrationsanstieg verantwortlich sind, lässt sich an dieser Stelle nicht eruieren. Es ist aber festzuhalten, dass dieser Trend an den anderen Standorten (RS1, RS2 und RS4) nicht beobachtet werden kann (vgl. Abbildung 4-59).

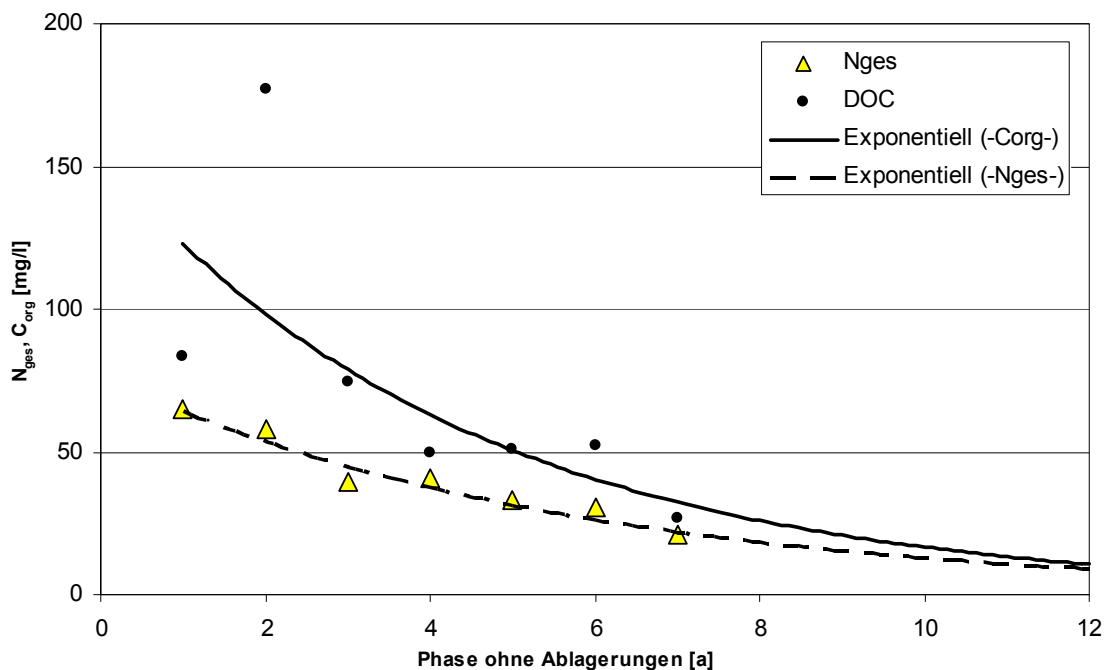


Abbildung 4-69: Konzentrationsverläufe und exponentieller Trend für N_{ges} und DOC im Sickerwasser von RS3

Wie bereits zuvor erwähnt, wird an dieser Stelle auf eine umfangreichere Modellanpassung verzichtet, da für die vorhandenen Daten mit einer Vielfalt verschiedener Modellansätze zufriedenstellende Nachbildungen des Konzentrationsverlaufs erzielt werden könnten. Generell könnte jedoch für eine konkrete Deponie sehr wohl ein vergleichbarer Ansatz zum Auswaschmodell für Hausmüll und Massenabfalldeponien

²³ Es wird hier bewusst auf eine Anpassung des Modells aus Gleichung 2 verzichtet (Kapitel 4.1.3.2.1), obwohl dies mit ähnlicher Güte möglich wäre (m_0 aus Tabelle 4-37, c_0 anhand der Messwerte, W/F bekannt und h abgeschätzt) als dies für die allgemeinen Exponentialgleichungen der Fall ist. Trotzdem soll nicht der Eindruck erweckt werden die vorhandenen Datenreihen würden eine ausreichende Grundlage für die Modelleichung bieten.

angewendet werden (siehe Kapitel 4.1.3.2.1). Dementsprechend wären auch die jeweiligen Parameter wie das verfügbare Mobilisierungspotential, die Heterogenität der Wasserströmung, die Veränderung des W/F pro Jahr, sowie die Anfangskonzentrationen zu bestimmen. Eine Anwendung empfiehlt sich aber erst bei längeren Messreihen an geschlossenen Deponien, wiewohl auch dann eine grundsätzliche Eignung des vorgeschlagenen Modells kritisch zu prüfen wäre.

Langfristige Emissionsprognosen anhand geochemischer Modelle

Zahlreiche Arbeiten befassen sich mit der langfristigen Freisetzung von Metallen aus Schlackedeponien aufgrund einer Absenkung des pH-Wertes nach Aufbrauchen der vorhandenen Säurepufferkapazität des Schlackekörpers (z.B. Johnson et al. 1995; Hellweg 2000; Dijkstra et al. 2006). Trotz vieler Annahmen und Vereinfachungen ermöglichen solche Ansätze eine verbesserte Prognose zukünftig zu erwartender Emissionen durch die Deponierung von Müllverbrennungsschlacken. Ein stark vereinfachtes Abschätzverfahren, das auf einer bestimmten Schlackezusammensetzung und einer sequentiellen Lösung der vorhandenen Mineralphasen basiert, wurde von Hellweg (2000) vorgestellt. Anhand von Gleichgewichtsmodellierungen wird, ausgehend von der mineralischen Zusammensetzung der Schlacke, ein geochemischer Ansatz zur Vorhersage zukünftiger Schwermetallemissionen entwickelt. Zur Verallgemeinerung der Modellabschätzungen wird ein Verfahren vorgeschlagen, das eine Übertragung der Emissionsprognosen auf andere Schlackedeponien ermöglicht. Dieses Verfahren wird in der Folge kurz vorgestellt – für eine eingehende Beschreibung des zugrundeliegenden Modellansatzes wird auf Hellweg (2000) verwiesen.

Die vollständige Lösung einer Mineralphase fällt im Zuge dieses Modells immer mit einer entsprechenden Änderung des pH-Wertes zusammen. Diese Konvention ermöglicht durch die Ermittlung der vorliegenden Mineralphasen zu einem bestimmten Zeitpunkt, anhand von Tabelle 4-38 Aussagen zu den assoziierten Konzentrationen der Schwermetalle im jeweiligen Sickerwasser.

Tabelle 4-38: Gelöste Konzentrationen in Abhängigkeit des pH-Wertes und in der Reihenfolge der Minerallösung (aus Hellweg 2000)

pH Wert	Mg ²⁺ [mol/l]	Cd ²⁺ [mol/l]	Zn ²⁺ [mol/l]	Ca ²⁺ [mol/l]	Pb ²⁺ [mol/l]	Cu ²⁺ [mol/l]
9,11	0,4000	4,28*10 ⁻⁸	1,73*10 ⁻⁴	8,34*10 ⁻⁵	2,23*10 ⁻⁶	9,28*10 ⁻⁶
9,50	0,0302	1,17*10 ⁻⁸	6,69*10 ⁻⁴	8,87*10 ⁻⁶	7,47*10 ⁻⁶	1,29*10 ⁻⁵
8,28		1,22*10 ⁻⁷	1,50*10 ⁻⁵	4,94*10 ⁻⁴	5,88*10 ⁻⁷	9,70*10 ⁻⁶
6,76					5,50*10 ⁻⁶	2,46*10 ⁻⁵
6,72						2,80*10 ⁻⁵

Die Vorgehensweise zur Abschätzung vorliegender Mineralphasen bzw. deren vollständiger Lösung ist unten angeführt:

1. Ursprüngliche Mineralmengen und Sickerwasserzutritt

Die ursprüngliche Menge eines bestimmten Minerals (mol/m^2) wird durch die Multiplikation des anfänglichen Mineralgehaltes (mol/kg), das Abfallvolumens pro m^2 Oberfläche (m^3/m^2) und der Schlackedichte (kg/m^3) berechnet. So können, nach Charakterisierung der Schlacke, Schätzungen für die Menge an $\text{Mg}(\text{OH})_2$, CaCO_3 , $\text{Cd}(\text{II})$, $\text{Cu}(\text{II})$, $\text{Pb}(\text{II})$ und $\text{Zn}(\text{II})$ (letztere jeweils in Verbindung mit $(\text{OH})_2$ als Primärmineral) vorgenommen werden.

Die infiltrierende Sickerwassermenge wird anhand der lokalen Wasserbilanz abgeschätzt und beinhaltet auch eine Annahme zum Anteil des präferentiellen Sickerwasserabflusses (für diesen Anteil wird keine Gleichgewichtsbetrachtung durchgeführt, er spielt damit für die Lösungsprozesse keine Rolle). In Hellweg (2000) wird von einem präferentiell abfließenden Anteil von 30 % ausgegangen.

$$\text{Matrixströmung (in l/m}^2\cdot\text{a)} = \text{Niederschlag} - \text{Evapo(transpi)ration} - \text{Oberflächenabfluss} - \text{präferentiell abfließender Anteil}$$

2. Zeit bis zur Auflösung einer Mineralphase

Anhand der unten angeführten Gleichung lassen sich die Zeiträume bis ein Mineral vollständig in Lösung gegangen ist abschätzen. Die vollständige Auflösung eines Minerals geht jeweils mit einer Veränderung des pH-Wertes einher.

$$t_n = \frac{\text{Mineralmenge}_{\text{initial}} - \text{Matrixströmung} * \sum_{i=1}^{n-1} t_i * C_i}{C_n * \text{Matrixströmung}}$$

wobei

n Anzahl der pH-Wert-Änderungen bis das Mineral aufgelöst wurde (siehe Tabelle 4-38)

t_i Dauer der Phase i (in Jahren)²⁴

C_i Gelöste Konzentration während der Phase i

C_n Gelöste Konzentration in der letzten Phase (bis zur vollständigen Auflösung des Minerals)

Aufgrund der Berechnung des Zeitraumes bis zum vollständigen Austrag eines Minerals und der jeweils in diesem Zeitraum gelösten Anteile anderer Minerale, können die verbliebenen Mineralmengen abgeschätzt werden. Für jedes bilanzierte Mineral ergibt sich dies aus der Kenntnis der Anfangsmenge und der, bis zum Zeitpunkt t, durch Lösung ausgetragenen Menge (Zähler der oben angeführten Gleichung). Obwohl diese Vorgehensweise auf vielen Annahmen (homogene Verteilung der Minerale in der Schlacke; Vernachlässigung kinetischer Prozesse und verschiedener Sorptionsmechanismen, vollständige Verfügbarkeit der Schwermetalle

²⁴ Die Dauer der ersten Phase (Auswaschung der Salze) wird von Hellweg (2000) mit 9 Jahren angenommen. Erst nachdem die Dauer der ersten Phase bekannt ist können die Zeiträume bis zur vollständigen Lösung der einzelnen Mineralphasen berechnet werden.

usw.) beruht, kann Sie eine erste Schätzung zu erwartender Metallfreisetzungen liefern. Für eine 5 m hohe Schlackedeponie mit 275 l/m².a infiltrierter Matrixströmung erhält Hellweg (2000) die Verläufe in Abbildung 4-70 als Ergebnis. Die entsprechenden Freisetzungsprozesse laufen demgemäß über Jahrzehntausende bzw. sogar Jahrhunderttausende ab.

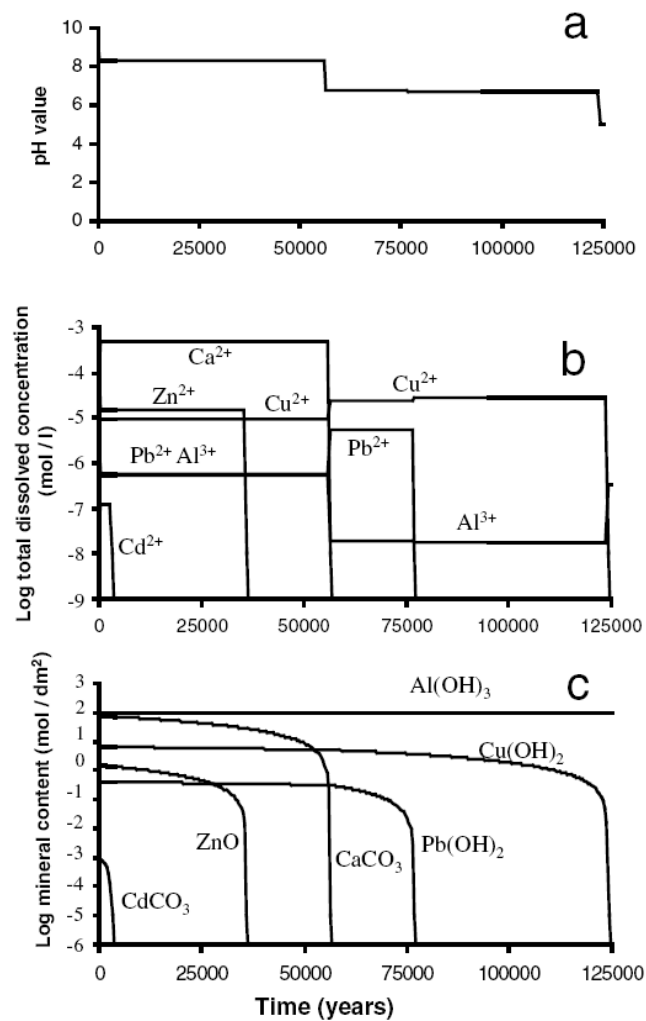


Abbildung 4-70: Darstellung des pH-Verlaufs (a), der gelösten Konzentrationen verschiedener Schwermetalle (b) und der Mineralmengen im Schlackekörper (c) für eine Müllverbrennungsschlackedeponie zu unterschiedlichen Zeitpunkten (Quelle: Hellweg 2000)

Anhand des soeben vorgestellten Modellansatzes ist es möglich, unter Festlegung einer bestimmten mineralischen Zusammensetzung der Schlacke, mittels Gleichgewichtsmodellierungen Vorhersagen zu zukünftigen Schwermetallemissionsniveaus zu machen. Da eine Validierung solcher Ansätze nicht möglich ist und viele Annahmen im Zuge der Modellierung getroffen werden müssen, sollten diese Abschätzungen als orientierende Prognosen verstanden werden. Nicht zuletzt deshalb, wird für Schlackedeponien auf eine szenariobasierte Betrachtung sich ändernder Randbe-

dingungen, z. B. einer kontinuierlichen Änderung der Fließwege im Deponiekörper, verzichtet. Schließlich würden, in Anbetracht der Modellzeiträume, solche Abschätzungen kaum einen Mehrwert darstellen. Inwieweit die angeführten Zeiträume aus praktischer Sicht in eine Bewertung der Nachsorgenotwendigkeit einer Deponie miteinbezogen werden können ist unklar, da derzeit keine Nachsorgekonzepte bestehen, die über derartige Zeiträume umsetzbar sind.

4.2.4 Zusammenfassung

Müllverbrennungsschlacken stellen in Österreich den mengenmäßig bedeutendsten Fluss aus der Siedlungsabfallbehandlung dar. Aus bestehenden Untersuchungen ist bekannt, dass in Schlackedeponien eine Vielzahl von Reaktionen abläuft, die teilweise mit umweltrelevanten Emissionen verbunden sind. Außerdem kommt es durch verschiedene exotherme Reaktionen (Hydratation von Schlackephases, Metallkorrosion, Kalziumsilikathydratbildung) zu einer starken Erwärmung im Schlackekörper, welche auch für deponietechnische Einrichtungen ein Problem darstellen kann. Durch die erhöhten Temperaturen entsteht verstärkt Wasserdampf, der gemeinsam mit Wasserstoff, Kohlendioxid und eventuell Methan, das aufgrund anaerober Abbauvorgänge von Restorganika gebildet werden kann, im Deponiegas anzutreffen ist. Im Sickerwasser liegen generell hohe Salzkonzentrationen (Chloride, Sulfate), relevante Kohlenstoff- und Stickstoffbelastungen und niedrige Schwermetallgehalte vor. So wird auch aus der Analyse der Sickerwassercharakteristika von vier Schweizer Schlackedeponien deutlich, dass Sickerwässer aus Schlackedeponien über Jahrzehnt(e) hinweg nicht direkt in Oberflächengewässer eingeleitet werden können. Der organische Kohlenstoff und die Stickstoffverbindungen im Sickerwasser liegen nach mehr als einem Jahrzehnt mittlerer Ablagerungsdauer noch immer deutlich über den entsprechenden Grenzwerten, weisen aber einen abnehmenden Konzentrationsverlauf mit zunehmendem Alter auf. Die Konzentrationen gelöster Salze sind insgesamt sehr hoch und steigen im Fall von Sulfat in den ersten Ablagerungsjahren (bis Jahrzehnten) noch kontinuierlich an. Die Schwermetallgehalte in Schlackewässern sind generell niedrig und überschreiten nur für wenige Einzelmessungen, die geltenden Einleitgrenzwerte (für Cu, Cr und As lagen die jeweils gemessenen Maximalwerte über den Einleitgrenzwerten). Zusätzlich zu den gemessenen Konzentrationen sollten punktuell für einen bestimmten Standort auch Messungen seltener Metalle im Sickerwasser vorgenommen werden, da aus Sickerwasservollanalysen bekannt ist, dass beispielsweise Rubidium oder Strontium in mg/l-Bereich in Schlackesickerwässern vorliegen können. Generell gilt aber auch für Schlackesickerwässer, dass die Güte einer Messung (Angabe der Abflussverhältnisse und Anwendung eines (dokumentierten) Probenahme- und Analyseprotokoll) mindestens ebenso wichtig wie eine adäquate Frequenz ist. Nach einer umfangreichen Charak-

terisierung des Sickerwassers kann das routinemäßige Monitoring außerdem auf relevante Parameter begrenzt werden und nur periodisch, in größeren Zeitabständen, ein breiteres Messwertespektrum erhoben werden.

Die Ermittlung von Emissionsfrachten im Sickerwasser und darauf basierende Stoffbilanzen zeigen, dass für die untersuchten Deponien noch der Großteil der Stoffe im Deponiekörper verblieben ist (94 – 99,8 % für C und N sowie mehr als 99,99 % der Schwermetalle). Einzig für Chlorid wird in den ersten Ablagerungsjahrzehnten bereits ein großer Anteil der abgelagerten Mengen emittiert (45 bzw. 60 % der ursprünglichen Menge). Letztendlich verbleibt somit auch nach Jahrzehnten noch ein hohes Schadstoffpotential im Schlackekörper, welches im Hinblick auf die Prognose mittel- bis langfristiger Emissionsniveaus zu bewerten ist. Im Rahmen entsprechender Modelle bilden die Entwicklung der Sickerwasserqualität aufgrund der zunehmenden Auswaschung durchströmter Bereiche sowie die Veränderung des pH-Wertes aufgrund der abnehmenden Säure-Pufferkapazität (v. a. Karbonatpuffer) im Deponiekörper wesentliche Fragestellungen. Unter der Annahme gleichbleibender Bedingungen im Deponiekörper können kurzfristig (Jahre bis Jahrzehnte) auftretende Emissionen anhand einer Extrapolation beobachteter Trends abgeschätzt werden. Das vorliegen adäquater Monitoringdaten (über einen ausreichenden Beobachtungszeitraum und mit ausreichender Qualität) ist hierfür eine Grundvoraussetzung. Dementsprechend hat die Auswahl des mathematischen Modellkonzeptes in Abhängigkeit vorhandener Informationen zu erfolgen, unter diesem Hintergrund ist auch die Zuverlässigkeit der abgeleiteten Vorhersagen zu bewerten. Die erhöhte Freisetzung von Schwermetallen aus dem Schlackekörper kann anhand geochemischer Modelle nachgebildet werden. Durch den zunehmenden Abbau des Säurepufferungsvermögens im Abfallkörper kommt es zu einer Absenkung des pH-Wertes, welche erhöhte Schwermetallemissionen über das Sickerwasser zur Folge hat. Aus den vorgestellten Modellansätzen und dem vorgeschlagenem vereinfachten Schätzverfahren, wird deutlich, dass die relevanten Zeiträume für diese Freisetzungsprozesse im Bereich von Jahrzehntausenden liegen und dadurch primär für langfristige Betrachtungen von Bedeutung sind. Auf die Analyse verschiedener Szenarien zur Darstellung der Auswirkungen veränderter Randbedingungen (z.B. Veränderung der Strömungsverhältnisse) wird aufgrund der ohnehin hohen Unsicherheiten und der enormen Prognosezeiträume für Schlackedeponien verzichtet.

4.3 Deponien für Baurestmassen

Im Jahr 2004 wurde ein Viertel der insgesamt abgelagerten Mengen auf Baurestmassendeponien eingebaut (BAWP 2006), mengenmäßig kommt diesem Deponietyp dementsprechend Bedeutung zu. Im Hinblick auf die Gefährdung von Mensch und Umwelt sind Baurestmassendeponien jedoch von geringerer Bedeutung als dies für ehemalige Hausmüll- und Massenabfalldeponie sowie Schlackedeponien der Fall ist. Nicht zuletzt deswegen existieren auch deutlich weniger Studien, die sich mit den Emissionscharakteristika typischer Baurestmassendeponien beschäftigen. Zusätzlich ist bei einer Auswertung der vorhandenen Literaturdaten auch Bedacht darauf genommen werden, dass sich die Abfälle zur Ablagerung auf Baurestmassendeponien je nach Ablagerungszeitraum und Region (rechtliche Vorgaben) stark unterscheiden können. So werden beispielsweise auf US-amerikanischen Baurestmassendeponien primär unsortierte Bauabfälle mit relevanten Anteilen an Holz, Vegetabilien und Kartonagen abgelagert (Townsend et al. 1999), was eine Übertragung auf österreichische Baurestmassendeponien (nach DVO 2008) nur sehr bedingt zulässig erscheinen lässt.

4.3.1 Literaturlauswertung zum Emissionsverhalten

Wie bereits erwähnt, gibt es relativ wenige Studien, die sich mit den Charakteristika von Baurestmassendeponien und entsprechenden Emissionen befassen. Einerseits gab es in der Vergangenheit kaum Emissionsdaten zu Baurestmassendeponien, da Bauschutt oft gemeinsam mit anderen Abfällen abgelagert wurde. Andererseits wurden Monodeponien in der Regel ohne Basisabdichtung und auch ohne Sickerwasserdrainage errichtet, was besonders für die Erhebung von längeren Datenreihen ein Problem darstellt.

Die Abfallgruppen die auf Baurestmassendeponien abgelagert werden dürfen, sind in der österreichischen Deponieverordnung definiert (DVO 2008: Anhang 1 und 2). Nachdem bestehende Deponien aber zum Großteil nicht entsprechend dieser Kriterien befüllt wurden, werden unter Baurestmassen im allgemeinen Sinne „Materialien, die bei Bau- und Abbruchtätigkeiten anfallen, ausgenommen Baustellenabfälle“ (aus DVO 2008) verstanden. Dementsprechend bestehen Baurestmassen aus Betonabbruch, Ziegelabfällen, Boden, Metallen, Asphaltaufruch, Gips, sowie geringeren Beimengungen von Holz, Kartonagen, Papier und Pappe, Kunststoffe, Teerpappe, Bitumen u. ä. Die erwähnten Beimengungen können auch durch eine Vorsortierung und Aufbereitung der Baurestmassen nicht vollständig vermieden werden (vgl. Denner et al. 2005) und sind daher auch auf heutigen Baurestmassendeponien

anzutreffen, allerdings in deutlich geringeren Anteilen als dies ohne Vorsortierung (z.B. USA) der Fall wäre. Demgemäß stellen auch Roussat et al. (2008) fest, dass eine vollständige Abtrennung potentiell gefährlicher Bestandteile von Baurestmassen (z.B. behandeltes Holz oder bleihaltige Anstriche) nach dem Gebäudeabbruch nicht mehr möglich ist.

Im Hinblick auf Emissionen aus Baurestmassendeponien stehen primär die Sickerwässer aus dem Deponiekörper im Vordergrund (siehe Tabelle 4-39). Gasemissionen spielen kaum eine Rolle, die Bildung von Schwefelwasserstoffgas im Zuge von Sulfatreduktionsprozessen oder Methan im Rahmen anaerober Abbauprozesse vorhandener Organik können zwar grundsätzlich auftreten (vgl. Denner et al. 2005; Weber et al. 2002), dürften aber auf realen Baurestmassendeponien von vernachlässigbarer Bedeutung sein.

Tabelle 4-39: Literaturangaben zur Qualität von Sickerwässern aus Baurestmassendeponien

Parameter	Bauschutt (DE) [1]	Bauschutt (DE) [1]	Bauschutt (US) [2]
pH-Wert [-]	6,5 – 12	7,0 – 8,5	6,5 – 7,6 (6,95)
CSB [mg O ₂ /l]		100 – 250	
TKN [mg N/l]		20 – 200	
NH ₄ -N [mg N/l]*		< 30	
Chlorid [mg Cl/l]		100 – 600	52,7 – 262 (158)*
SO ₄ [mg SO ₄ /l]		< 1350	11,7 – 1700 (254)
Ca [mg/l]			90 – 600 (270)
Mg [mg/l]			15 – 280 (120)
As [mg/l]	< 0,004 – 0,112	0,01 – 0,04	0,001 – 0,025 (0,012)
Pb [mg/l]	-	< 0,006	0,005 – 1,18 (0,009)
Fe [mg/l]	-	-	0,05 – 275,0 (36,0)
Cr _{ges} [mg/l]*	0,008 – 0,058	< 0,008	0,018
Cu [mg/l]*	0,01 – 0,028	< 0,011	
Ni [mg/l]*	0,003 – 0,033	-	
Zn [mg/l]*		0,1 – 0,6	
AOX [mg Cl/l]		< 0,02	

[1] Stegmann et al. 2006; [2] Weber et al. 2002;

*Werte in Klammern sind Mittelwerte

Aus den Literaturangaben zu den Konzentrationen verschiedener Stoffe im Sickerwasser von Baurestmassendeponien in Tabelle 4-39 wird deutlich, dass durchaus hohe Konzentrationen an organischen Stoffen, Stickstoff, Chlorid, Sulfat, Kalzium und Magnesium im Sickerwasser beobachtet werden können. Die gemessenen Schwermetallkonzentrationen liegen generell in einem sehr niedrigen Bereich, für Eisen oder Zink konnten aber auch relativ hohe (v. a. in Bezug auf Eisen) Werte beobachtet werden.

Die hohen Sulfatkonzentrationen im Sickerwasser werden primär auf vorhandene Kalziumsulfatverbindungen (z.B. in Gipskartonplatten) in der Deponie zurückgeführt (Denner et al. 2005). Soweit reduzierende Bedingungen im Deponiekörper (oder in Teilen davon) vorliegenden, kann es zur Sulfatreduktion im Zuge mikrobieller Abbauvorgänge kommen. Letztere laufen in einem neutralen pH-Wert-Bereich und bei Vorhandensein organischer Substanz ab und können beispielsweise in Feldversuchen mit nicht vorsortierten Baurestmassen (höheren Organikgehalten) beobachtet werden (siehe Weber et al. 2002). Das Endprodukt dieser Sulfatreduktionsprozesse stellt H_2S dar.

Abgesehen von den erwähnten Sickerwasserinhaltsstoffen berichten Weber et al. (2002), dass besonders Arsen eine relevante Gefährdung für das Grundwasser darstellen kann. Als Quelle erhöhter Arsen und Chromgehalte im Sickerwasser vermuten sie dabei mit Chrom, Kupfer und Arsen behandeltes Holz, welches zu geringen Anteilen in den abgelagerten Baurestmassen vorliegt.

4.3.2 Darstellung und Diskussion der erhobenen Deponiedaten

Insgesamt werden Daten von 12 Baurestmassendeponien in die Analysen und Auswertungen einbezogen. Tabelle 4-40 gibt einen generellen Überblick der Datensätze, wobei 8 Deponien im Rahmen des Datensatzes BRM5 zusammengefasst werden, da diese einer gemeinsamen Erhebung mit einem sehr limitierten Informationsgehalt entstammen (z.B. keine Informationen über Alter oder Volumen der Ablagerung). Für Datensatz BRM4 waren ebenfalls keine Informationen zur Ablagerungshistorie verfügbar, weshalb auch diese Daten (so wie Datensatz BRM5) lediglich für die Darstellung typischer Parameterwertebereiche im Sickerwasser von Baurestmassendeponien herangezogen werden. Eine weitergehende Analyse der Daten erfolgt für die Deponien BRM1 - BRM3, da für diese Standorte eine ausreichende Datenqualität vorliegt. Das Alter dieser Deponien liegt zwischen 6 und 15 Jahren, wobei die mittlere Ablagerungsdauer (d.h. die Zeit die eine Tonne Abfall durchschnittlich auf der Deponie lagert) im Jahr 2007 lediglich zwischen 2,1 und 7,9 Jahren betrug. Das ist unter anderem darauf zurückzuführen, dass an allen Standorten weiterhin abgelagert wird und somit immer wieder „frische“ Baurestmassen nachgeliefert werden. Da letzteres die Aussagekraft einer longitudinalen Auswertung reduziert, wird im Rahmen dieses Kapitels auf eine Darstellung der Sickerwassercharakteristika in Abhängigkeit des Wasser-Feststoffverhältnisses (wie z. B. für Massenabfall und ehemalige Hausmülldeponien) verzichtet. Außerdem werden für die betrachteten Deponien auch keine Stoffbilanzen erstellt, da die mangelnden Kenntnisse über die Zusammensetzung der abgelagerten Abfälle kaum Rückschlüsse auf verbliebene Emissionspotentiale im Deponiekörper zulassen.

Tabelle 4-40: Kenndaten der erhobenen Datensätze zu Baurestmassendeponien

#	Deponiealter [a]	mittl. Ablagerungsd. [a]	Stilllegung	Niederschlag [mm/a]	Sickerwasserdaten (Parameter/Messpunkte)
BRM1	15	7,9	nein	1155	37/34
BRM2	7	2,5	nein	900	22/6
BRM3	6	2,1	nein	1178,6	73/17
BRM4	9	unbekannt	nein	620	4/9
BRM5	Datensatz mit Sickerwassermessungen an 8 Deponien ohne weitere Angaben				8/18

In Tabelle 4-41 sind Verteilungskenngrößen für die Messwertebereiche im Sickerwasser von Baurestmassendeponien angegeben. Die Auswahl der dargestellten Parameter erfolgte einerseits aufgrund gesetzlich festgelegter Grenzwerte und andererseits basierend auf den verfügbaren Daten. Aus dem Vergleich der Messwertebereiche mit den entsprechenden Vorgaben für Direkt- bzw. Indirekteinleitung von Sickerwässern zeigt sich, dass auch für Baurestmassendeponien die organische Belastung, die Stickstoffgehalte (v. a. Ammonium), die Salze Chlorid und Sulfat, sowie eventuell Sulfid, AOX und fallweise auch Eisen oder Zink zu einer Grenzwertüberschreitung führen können.

Tabelle 4-41: Statistische Kenngrößen ausgewählter Sickerwasserparameter der erhobenen Datensätze zu Baurestmassendeponien

Parameter	Anzahl	Mittelwert	Min.	Max.	95%-Quantil	75%-Quantil	25%-Quantil	5%-Quantil	AAEV-GW ¹ (direkt/indirekt)
pH-Wert [-]	87	7,7	5,8	8,9	8,4	8,1	7,5	7,0	6,5-8,5/6,5-9,5
LF [μ S/cm]	87	3416,2	530	10010	5628	5075	1705	969	- / -
CSB [mg O ₂ /l]	63	132,7	16	644	322,7	183,5	40,5	20,6	75 / -
TOC [mg Corg/l]	48	56,1	10	196	121,7	74,9	23,4	13,3	25 / -
NH ₄ -N [mg N/l]*	53	18,0	0	134	63,5	27,3	0,2	0,01	10 / -
NO ₃ -N [mg N/l]	53	27,4	0,1	150	68,9	48,1	5	0,5	a) / a)
Chlorid [mg Cl/l]	59	336,5	23,5	1760	634,7	440,5	114	40,1	Toxizität
SO ₄ [mg SO ₄ /l]	58	1680,0	77	11971	2195	1947,5	1167,8	301,8	a) / 200
Sulfid [mg S/l]*	21	0,09	0	0,2	0,2	0,2	0	0	0,1 / 1
Ca [mg/l]	21	491,6	173	685	674	591	439	245	- / -
AOX [mg Cl/l]	41	0,23	0	2,3	0,6	0,2	0,02	0	0,5 / 0,5
Fe [mg/l]	14	0,41	0,05	3,0	1,65	0,29	0,12	0,06	2,0 / abs. St.
Cd [mg/l]*	33	0,001	0	0,02	0,005	0,001	0	0	0,1 / 0,1
Cu [mg/l]*	33	0,03	0	0,2	0,07	0,03	0,006	0	0,5 / 0,5
Zn [mg/l]*	50	0,14	0	5,8	0,11	0,04	0,01	0	2,0 / 2,0
As [mg/l]*	27	0,005	0	0,03	0,02	0,007	0,002	0	0,1 / 0,1
Blei [mg/l]*	33	0,003	0	0,03	0,01	0,005	0	0	0,5 / 0,5
Cr _{ges} [mg/l]*	48	0,02	0	0,09	0,05	0,02	0,002	0	0,5 / 0,5
Nickel [mg/l]*	33	0,01	0	0,05	0,03	0,02	0,004	0	0,5 / 0,5
Hg [mg/l]*	33	0,001	0	0,005	0,005	0,001	0	0	0,01 / 0,01
B [mg/l]	35	3,2	0,03	11,7	7,3	5,0	0,2	0,1	- / -
KWs [mg/l]*	39	0,05	0	0,5	0,2	0,04	0	0	5 / 15

¹AAEV 1996; AEV-Deponiesickerwasser 2003

* Messungen unter der Bestimmungsgrenze werde mit dem Wert 0 in der Berechnung der statistischen Größen berücksichtigt (siehe Gibbons und Bull 2006)

a) im Bedarfsfall festzulegen

Longitudinale Auswertungen und Frachten

Die folgenden Betrachtungen zum Verlauf der Sickerwasserkonzentrationen und Frachten (Abbildung 4-71 bis Abbildung 4-79) beziehen sich auf drei Deponien (BRM1-BRM3), da für die restlichen Standorte (9 Deponien) nur punktuelle bzw. unvollständige Informationen vorliegen, auf deren Basis zum Beispiel keine Ermittlung der mittleren Ablagerungsdauer möglich gewesen wäre (vgl. Tabelle 4-40). Bei den untersuchten Baurestmassendeponien handelt es sich um eine ältere Ablagerung mit einem aktuellen Verfüllvolumen von ca. 120.000 m³ (BRM1), sowie zwei jüngere Deponien mit Verfüllvolumina von ca. 100.000 (BRM2) bzw. 300.000 (BRM3) m³. An allen Standorten bestehen noch weitere Kapazitäten und es werden weiterhin Abfälle abgelagert.

In Abbildung 4-71 sind für die drei Deponien die Sickerwasserparameter CSB und Stickstoff (Addition der Werte für NH₄-N, NO₃-N und NO₂-N) dargestellt. Die Deponie BRM1 weist generell höhere Konzentrationen organischer Sickerwasserinhaltsstoffe und an Stickstoff auf, was vermutlich primär auf das Alter und die damit verbundene Abfallzusammensetzung des Deponiekörpers zurückzuführen ist. Demnach wird für diese Ablagerung von stärkeren Beimengungen organischer Abfallfraktionen, aufgrund eines historisch geringen Sortieraufwandes, ausgegangen. Die CSB-Konzentrationen im Sickerwasser der Deponie BRM1 liegen in einem Bereich zwischen 150 und 350 mg O₂ pro Liter, wogegen die beiden anderen Deponien CSB-Konzentrationen zwischen 30 und 100 mg O₂ pro Liter aufweisen. Die Stickstoffkonzentrationen liegen im Sickerwasser der Deponie BRM1 rund um 60 mg N pro Liter und für die Deponien BRM2 und BRM3 zwischen 0 und 20 mg N pro Liter.

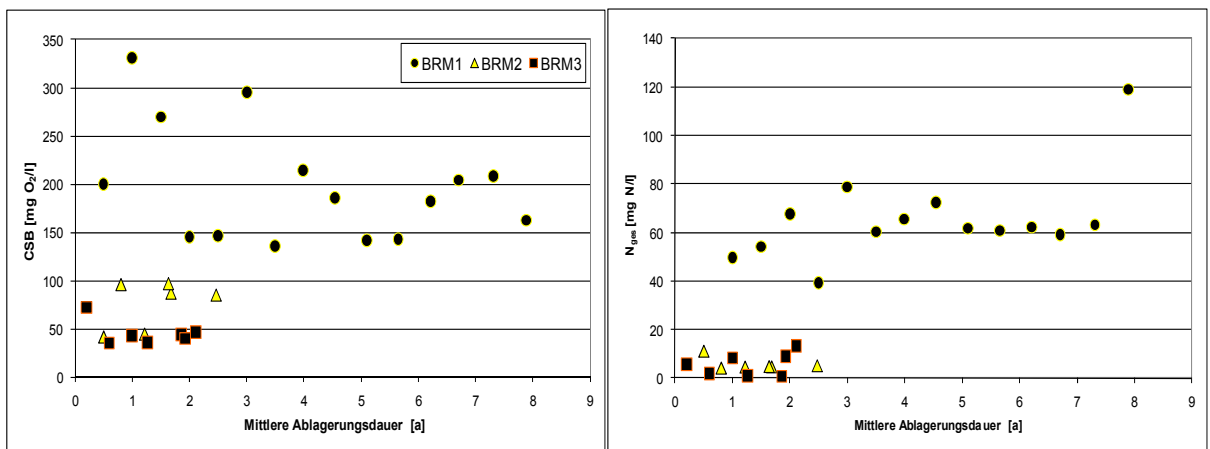


Abbildung 4-71: Sickerwasserkonzentrationen der Deponien B1-D3 für den chemischen Sauerstoffbedarf (CSB, links) und den Gesamtstickstoff (N_{ges} , rechts) in Abhängigkeit der mittleren Ablagerungsdauer

Die Konzentrationen der Salze Chlorid und Sulfat sind in Abbildung 4-72 dargestellt. Auch für Cl und SO_4 weist das Sickerwasser von Deponie D1 höhere Konzentrationen als die Sickerwässer der beiden anderen Standorte auf. Chloridwerte liegen für D1 in einem Bereich um 400 mg Cl pro Liter und für D3 (D2 nur ein Wert) generell um 100 mg Cl pro Liter. Die Sulfatkonzentrationen steigen im Sickerwasser der Deponie D3 an und befinden sich nach zwei Jahren mittlerer Ablagerungsdauer im gleichen Bereich wie die Konzentrationen im Sickerwasser der Deponie D1, letztere liegen größtenteils zwischen 1500 und 2000 mg SO_4 pro Liter.

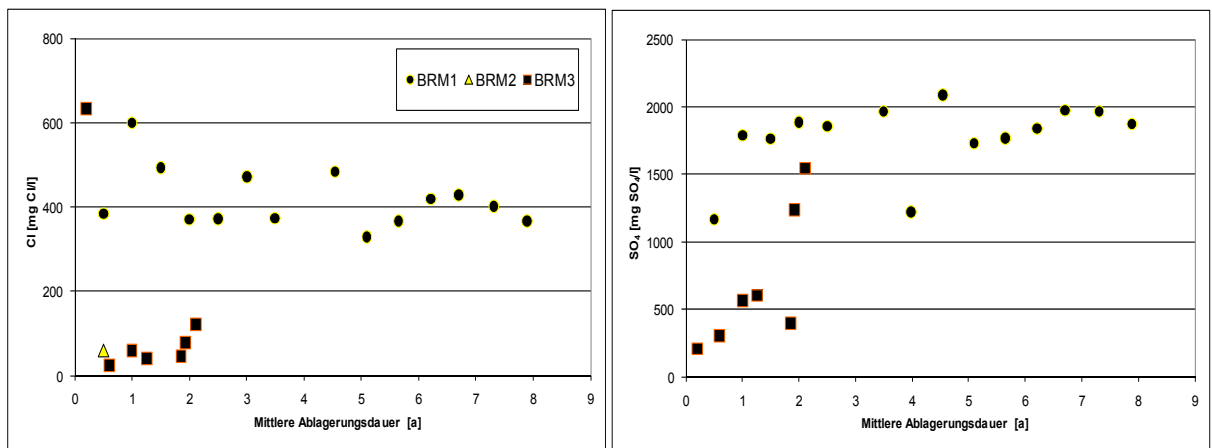


Abbildung 4-72: Sickerwasserkonzentrationen der Deponien BRM1-BRM3 für Chlorid (Cl, links) und Sulfat (SO_4 , rechts) in Abhängigkeit der mittleren Ablagerungsdauer

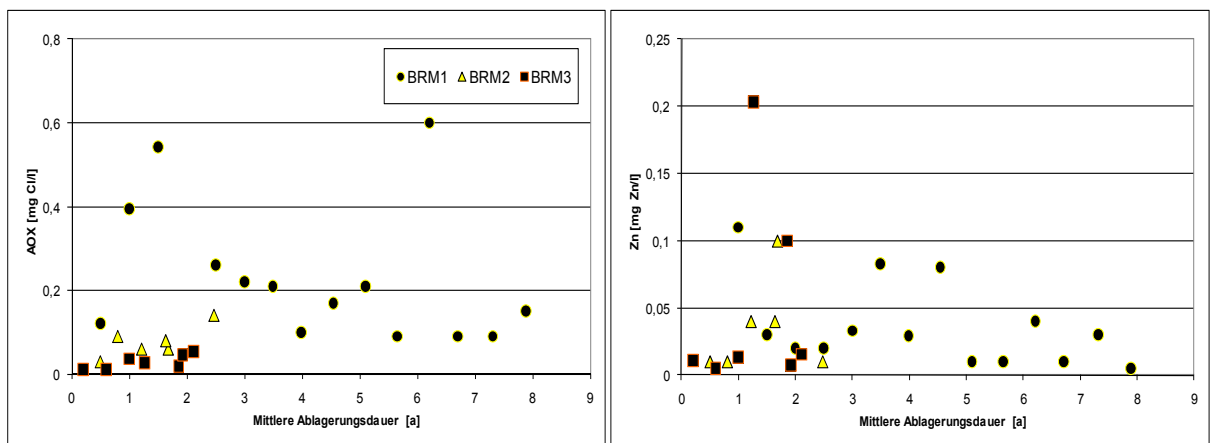


Abbildung 4-73: Sickerwasserkonzentrationen der Deponien BRM1-BRM3 für adsorbierbare organisch gebundene Halogene (AOX, links) und Zink (Zn, rechts) in Abhängigkeit der mittleren Ablagerungsdauer

Die Sickerwasserkonzentrationen an adsorbierbaren organisch gebundenen Halogenen und Zink sind in Abbildung 4-73 dargestellt. Auch für diese Parameter weist das Sickerwasser von BRM1 höhere Werte auf, als die Wässer der anderen beiden

Deponien. Die Unterschiede sind aber weniger ausgeprägt als dies bei den vorhergehenden Parametern (CSB, N, Cl, SO₄) der Fall war. Die AOX-Konzentrationen bewegen sich zwischen 0 und 0,6 mg pro Liter und die Zinkkonzentrationen liegen generell bei 0 – 0,1 mg pro Liter.

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass viele Parameter auch mit zunehmendem Deponiealter in einem gleichbleibenden Konzentrationsbereich verweilen, so sind nur für AOX oder Zink Konzentrationsabnahmen über den Beobachtungszeitraum erkennbar. Obwohl generell von abnehmenden Konzentrationen mit zunehmenden Ablagerungsalter auszugehen ist, kann dies anhand der verfügbaren Messdaten kaum nachvollzogen werden. Einerseits sind die Messzeiträume relativ kurz (v. a. bezogen auf die mittlere Ablagerungsdauer) und andererseits führt die ständige Ablagerung frischer Abfälle zu einer Überlagerung eventuell abnehmender Trends.

Die Auswertungen zeigen außerdem, dass in älteren Deponien die organische Belastung sowie die Stickstoffkonzentrationen im Sickerwasser in Bezug auf die Behandlungsanforderungen relevant sind. In jüngeren Baurestmassendeponien liegen die entsprechenden Werte jedoch in deutlich niedrigeren Bereichen und verlieren daher an Bedeutung im Vergleich zu anderen Stoffen in diesen Sickerwässern. So sind auch für junge Baurestmassendeponien relativ hohe Sulfatkonzentrationen im Sickerwasser anzutreffen, was je nach den Anforderungen für die Einleitung der Wässer ein Problem darstellen kann (v. a. im Hinblick auf die Indirekteinleitung in einen Kanal (Beton)). Es gilt auch für Baurestmassendeponien, dass die Qualität der Sickerwässer deponiespezifisch zu beurteilen ist. Trotzdem kann festgehalten werden, dass bei neueren Baurestmassendeponien primär die Konzentrationen gelöster Salze von Bedeutung sind und andere Sickerwasserinhaltsstoffe (zumindest nach einer bestimmten Auswaschperiode) eine untergeordnete Rolle spielen.

Basierend auf den Sickerwasserkonzentrationen der Stoffe und den gemessenen bzw. geschätzten Sickerwassermengen werden für die Parameter aus Abbildung 4-71 bis Abbildung 4-73 entsprechende Jahresfrachten ermittelt. Die Berechnung und Analyse von Stofffrachten über das Sickerwasser liefert auch wertvolle Informationen für eine immissionsseitige Betrachtung der Emissionen zur Abschätzung ihrer potentiellen Umweltrelevanz. Die absoluten Frachten (in kg pro Jahr) werden durch den Bezug zur abgelagerten Trockensubstanz in spezifische Frachten (kg pro Mg Trockensubstanz und Jahr) umgerechnet. Spezifische Frachten erleichtern einen Vergleich für die drei untersuchten Deponien und sind daher in den folgenden Abbildungen dargestellt. Die spezifische Fracht bezieht sich dabei jeweils auf die

kumulierte Abfalltrockenmasse am Ende des Kalenderjahres²⁵, für die untersuchten Deponien bedeutet dies, dass die kumulierte Abfalltrockenmasse aufgrund der kontinuierlichen Ablagerung stetig zunimmt. Wie bereits erwähnt, sind die Eingangsdaten der Frachtermittlungen teilweise mit beträchtlichen Unsicherheiten behaftet. Die Berücksichtigung der Unsicherheiten erfolgte anhand einer Beurteilung der Datengüte (vgl. Tabelle 4-14) und darauf basierenden Abschätzungen zum Unsicherheitsbereich (ausgedrückt durch Standardabweichungen) der jeweiligen Eingangsdaten.

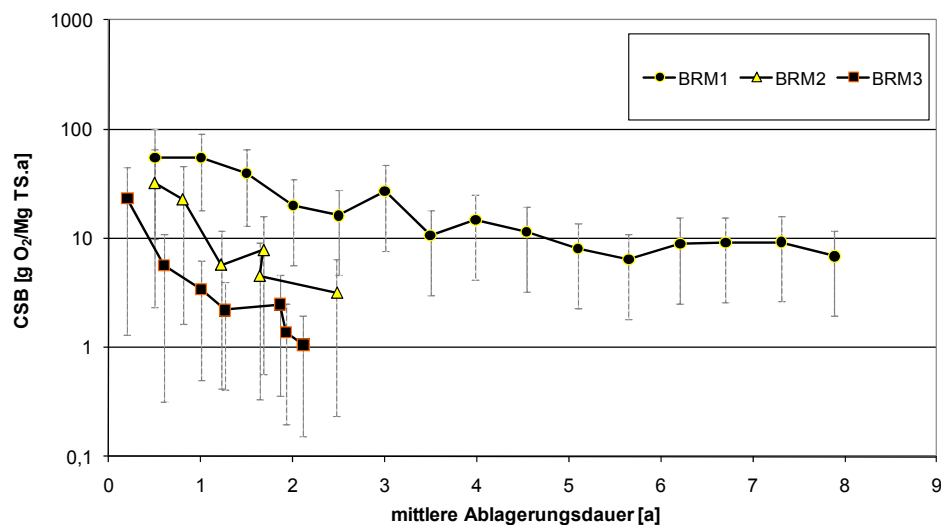


Abbildung 4-74: Spezifische Frachten des chemischen Sauerstoffbedarfs des Sickerwassers von Baurestmassendepo­nien in Abhängigkeit der mittleren Ablagerungsdauer

Der spezifische CSB-Frachtverlauf in Abbildung 4-74 lässt für alle drei Deponien einen leicht abnehmenden Trend erkennen, wobei Deponie BRM1 generell um eine Größenordnung höhere Frachten aufweist als die Standorte BRM2 und BRM3. Insgesamt liegen die spezifischen CSB-Frachten bei 1 - 60 g O₂-Verbrauch pro Tonne Trockensubstanz und Jahr, wobei speziell für die Deponien BRM2 und BRM3 bereits nach kurzer Ablagerungsdauer ein deutlicher Rückgang der CSB-Frachten zu beobachten ist.

Ähnlich wie für den chemischen Sauerstoffbedarf stellen sich auch die spezifischen Frachtverläufe für Gesamtstickstoff im Sickerwasser dar (siehe Abbildung 4-75). Zu Beginn der Ablagerung treten die höchsten Frachten auf, die aber rasch abnehmen und schließlich für die Deponien BRM2 und BRM3 zwischen 0,01 und 1 sowie für die Deponie BRM1 bei 1 - 10 g N pro Tonne TS und Jahr liegen. Für letztere lässt

²⁵ Frachten werden jeweils für ein Bilanzjahr (Jänner – Dezember) ermittelt, diese entspricht nicht (notwendigerweise) einer mittleren Ablagerungsdauer von einem Jahr.

sich allerdings nach der Abnahme zu Beginn ab einer mittleren Ablagerungsdauer von ca. 3 Jahren kaum noch eine Abnahme der spezifischen Frachten beobachten.

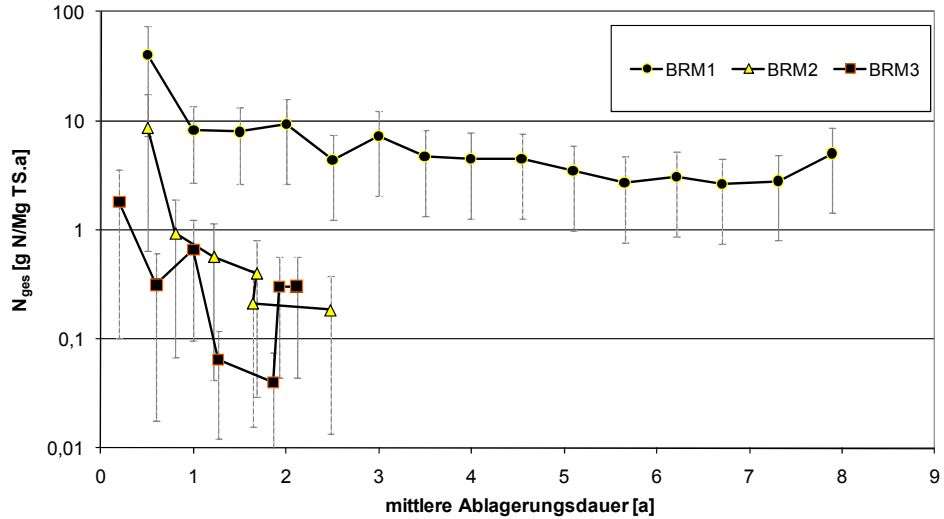


Abbildung 4-75: Spezifische Stickstofffrachten im Sickerwasser von Baurestmassendeponien in Abhängigkeit der mittleren Ablagerungsdauer

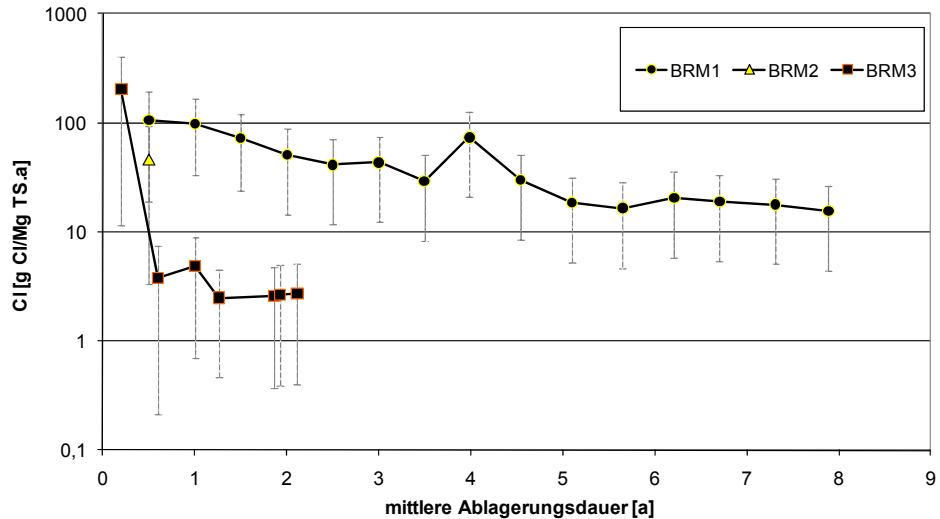


Abbildung 4-76: Spezifische Chloridfrachten im Sickerwasser von Baurestmassendeponien in Abhängigkeit der mittleren Ablagerungsdauer

Die spezifischen Chloridfrachten sind in Abbildung 4-76 dargestellt. Ein Frachtverlauf in Abhängigkeit der mittleren Ablagerungsdauer kann allerdings nur für die Deponien BRM1 und BRM3 ermittelt werden, da für Deponie BRM2 nur Chloridkonzentrationen zu einem Zeitpunkt, am Beginn der Abfallablagerung, beobachtet wurden. Ansonsten nehmen auch die spezifischen Chloridfrachten mit zunehmender

Ablagerungsdauer leicht ab, wobei die jeweiligen Werte nach mehr als einem Jahr mittlerer Ablagerungsdauer bei 10 – 100 (Deponie BRM1) bzw. 1 – 10 (Deponie BRM3) g pro Tonne TS und Jahr liegen.

Die Sulfatmenge, die pro Tonne TS und Jahr über das Sickerwasser aus den Deponien BRM1 und BRM3 emittiert wird, ist anhand der beiden Kurven in Abbildung 4-77 angegeben. Wie zuvor, können auch für Sulfat leicht abnehmende Trends mit zunehmender mittlerer Ablagerungsdauer beobachtet werden. Die Frachten nehmen von anfangs ca. 300 (BRM1) bzw. 70 (BRM3) g SO₄ pro Tonne TS und Jahr auf unter 100 (BRM1) bzw. ca. 35 (BRM3) g SO₄ pro Tonne TS und Jahr ab. Im Hinblick auf die angegebenen Unsicherheitsbereiche, sei aber darauf hingewiesen, dass die Frachtreduktion innerhalb der indizierten Schwankungsbreiten liegt, was die Signifikanz entsprechender Trends relativiert.

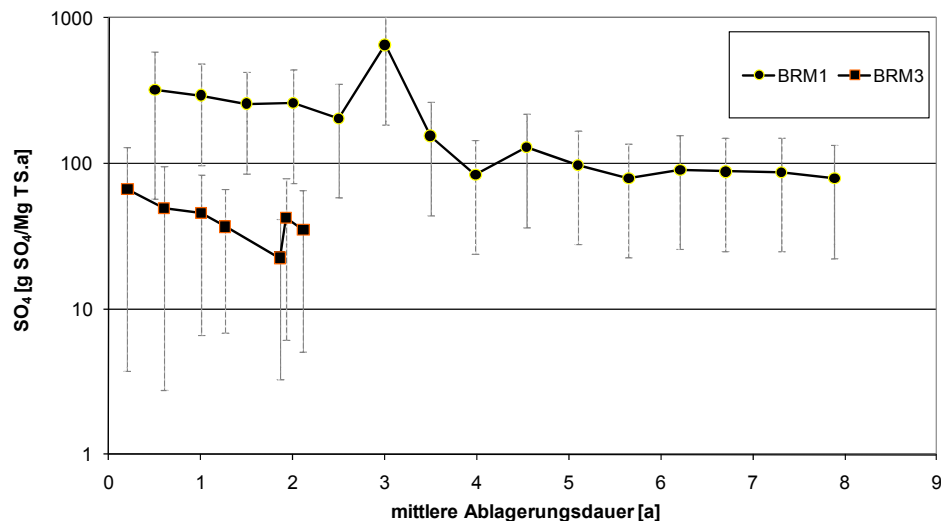


Abbildung 4-77: Spezifische Sulfatfrachten im Sickerwasser von Baurestmassendeponien in Abhängigkeit der mittleren Ablagerungsdauer

Die ermittelten spezifischen AOX-Frachten der drei untersuchten Deponien sind in Abbildung 4-78 dargestellt. Für alle Standorte kann eine Abnahme mit zunehmender mittlerer Ablagerungsdauer beobachtet werden, wobei der Wertebereich insgesamt zwischen 0,001 und etwas über 0,1 g Cl pro Tonne TS und Jahr liegt.

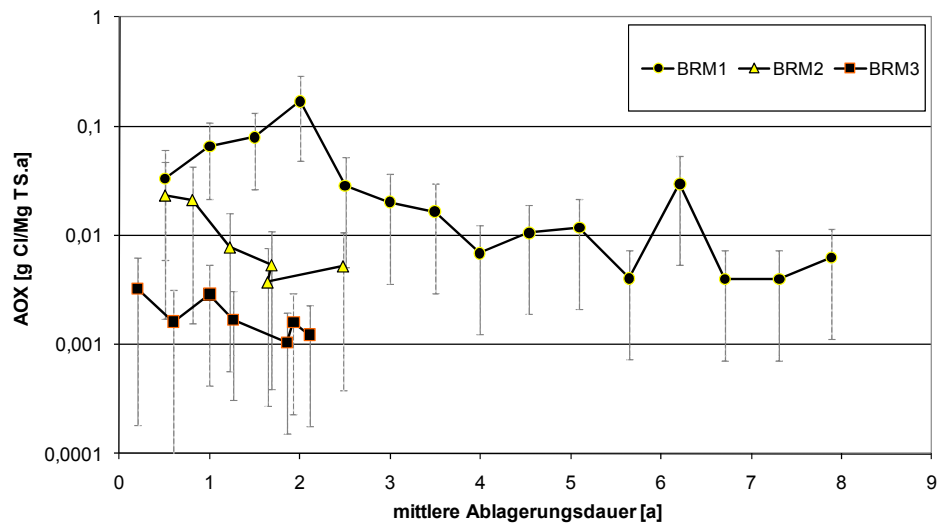


Abbildung 4-78: Spezifische Frachten organisch gebundener Halogene (AOX) im Sickerwasser von Baurestmassendeponien in Abhängigkeit der mittleren Ablagerungsdauer

Im Gegensatz zu den bisherigen Auswertungen, können die spezifischen Zink-Frachten der Deponie BRM1 keinem höheren Wertebereich zugeordnet werden als die spezifischen Zinkfrachten der Deponien BRM2 und BRM3 (siehe Abbildung 4-79). Dementsprechend weisen alle Deponien bis zu einer mittleren Ablagerungsdauer von 1- 2 Jahren spezifische Frachten im Bereich um 0,001 bis 0,01 g Zink pro Tonne TS und Jahr auf. Danach nehmen die Werte weiter ab, wobei diese für BRM3 nach einer mittleren Ablagerungsdauer von 8 Jahren noch knapp über 0,0001 g Zn pro Tonne TS und Jahr liegen.

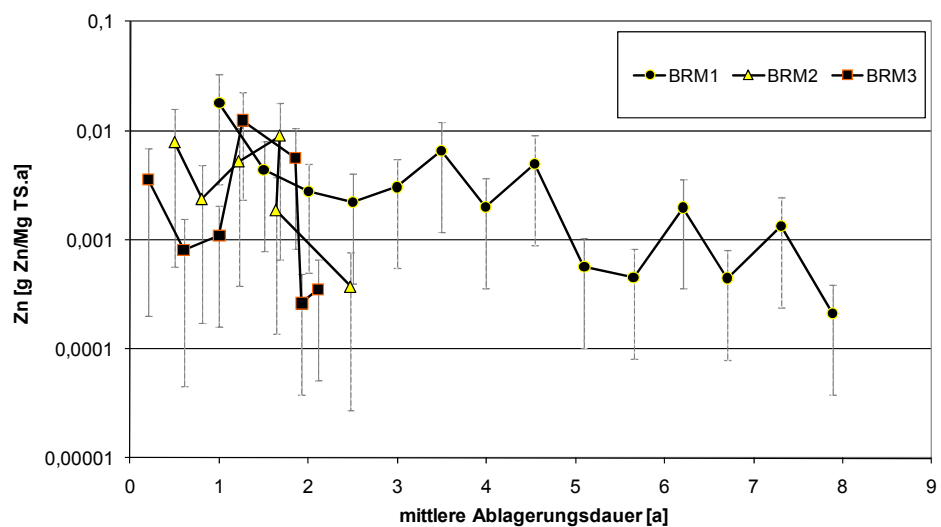


Abbildung 4-79: Spezifische Frachten für Zink im Sickerwasser von Baurestmassendeponien in Abhängigkeit der mittleren Ablagerungsdauer

Die spezifischen Sickerwasserfrachten der drei untersuchten Deponien (Abbildung 4-74 bis Abbildung 4-79) ähneln in ihrem Verlauf erwartungsgemäß, aufgrund gleichbleibender Randbedingungen an den Deponieoberflächen (keine Abdeckung/Dichtung da noch in Betrieb), den Konzentrationen der jeweiligen Sickerwasserparameter. Allerdings lassen alle Frachtverläufe eine leichte Abnahme erkennen, was für die Konzentrationen nicht der Fall ist. Ein wesentlicher Faktor hierbei ist die spezifische Frachtermittlung, da durch die zunehmende Ablagerungsmenge der Divisor ständig zunimmt, die Quellstärke der bereits zuvor abgelagerten Materialien jedoch aufgrund zunehmender Auswaschung abnimmt, und somit die spezifische Fracht tendenziell sinkt. Obwohl die absoluten Frachten also durchaus ansteigen können, nimmt die spezifische Fracht mit zunehmender mittlerer Ablagerungsdauer ab. Die Abnahme der Quellstärke bzw. der Verlauf der entsprechenden Stofffreisetzungsraten sind ein wesentlicher Aspekt der Abschätzung zukünftiger Emissionsniveaus und daher für ein Emissionsprognosemodell von entscheidender Bedeutung. Da kaum Monitoringdaten von geschlossenen Baurestmassendeponien für eine Auswertung beobachteter Emissionsverläufe zur Verfügung stehen, können entsprechende Erkenntnisse primär anhand von Laborversuchen (Säulen- und Schüttelversuche) bzw. Feldversuchen (Lysimeterstudien) und daraus abgeleiteter mathematischer Modelle gewonnen werden. Diese Problemstellung, die Prognose des zukünftigen Emissionsverhaltens von Baurestmassendeponien, steht im Mittelpunkt des folgenden Abschnittes.

4.3.3 Abschätzung des mittel- und langfristigen Emissionsverhaltens

Aufgrund der limitierten Betriebsdauer reiner Baurestmassendeponien, besonders mit entsprechenden Sickerwasserfassungssystemen, gibt es kaum längere Messzeitreihen (mehrere Jahrzehnte) zur Sickerwasserqualität solcher Ablagerungen. Obwohl aufgrund moderner Deponietechnik und strengerer Betriebsvorgaben zukünftig immer mehr Informationen zu den Emissionen vorhanden sein werden, ist eine Abschätzung des mittel- bis langfristigen Verhaltens von Baurestmassendeponien vorerst nur auf der Grundlage adäquater Labor- und Feldversuche möglich. Bisher wurden diese Methoden vor allem zur Prognose der Sickerwasserqualität aus Ersatzbaustoffen bzw. Recyclingbaustoffen oder zur Charakterisierung der Ablagerungsfähigkeit von Abfallmaterialien eingesetzt (siehe van der Sloot 1996; Susset und Leuchs 2008). In diesem Abschnitt werden wesentliche Erkenntnisse aus diesen Anwendungen bzw. etablierte Ansätze im Hinblick auf die Prognose der Sickerwasserqualität aus abgelagerten Baurestmassen dargestellt.

Zur Beschreibung der Freisetzungsrates, des sogenannten Quellterms, können grundsätzlich zwei Typen unterschieden werden, wobei auch Übergangsformen zwischen diesen zu beobachten sind (nach Susset und Leuchs 2008):

- *Endliche Quellen*: Salze und mobile Metallanteile zeigen ein rasches Abklingen entsprechender Sickerwasserkonzentrationen mit zunehmendem Wasser-Feststoff-Verhältnis (vgl. Abbildung 4-80 oben). Oft folgt diese Abnahme einem exponentiellen Verlauf.
- *Quasi unendliche Quellen*: An eine anfängliche Abklingphase durch leichtlösliche Anteile schließt sich ein lang anhaltender Ast mit praktisch konstanten Konzentrationen an (z.B. Schwermetalle). Organische, stark sorbierende Substanzen, wie z.B. PAK, weisen hingegen von Beginn an nahezu konstante Konzentrationsniveaus auf (vgl. Abbildung 4-80 links unten), allerdings können hier biologische Abbauvorgänge starke Schwankungen im Verlauf bewirken (soweit biologische Prozesse im Rahmen des Versuches ablaufen können).

Die beiden oben erwähnten Freisetzungstypen werden von van der Sloot (1996) als „durch Verfügbarkeit kontrolliert“ (=endliche Quelle) bzw. „durch Lösung kontrolliert“ (=quasi unendliche Quelle) beschrieben. Die Kenntnis der Freisetzungsmechanismen ist eine Voraussetzung zur Auswahl und Interpretation verschiedener Testmethoden sowie für die Prognose von Emissionen in Abhängigkeit veränderter Randbedingungen, wie z.B. pH-Wert, Redox-Verhältnisse oder Komplexbildung mit organischen Verbindungen. Grundsätzlich gilt, dass jeder Test bestimmten Einschränkungen unterliegt und dementsprechend ein einzelner Test nicht alle Aspekte, die bei der Abschätzung zukünftiger Freisetzungsraten zu beachten sind, abdecken kann. Im Hinblick auf die Übereinstimmung mit Feldlysimeterdaten und die Reproduzierbarkeit der Ergebnisse wird im Rahmen des Forschungsverbundes „Sickerwasserprognose“ die Verwendung des Säulenversuches empfohlen (siehe Abbildung 4-80). Diese eignen sich sowohl zur Untersuchung von Organika und Anorganika, weisen eine hohe Reproduzierbarkeit auf und erlauben eine Übertragung auf in-situ Sickerwasserkonzentrationen (Susset und Leuchs 2008). Letztere ist abhängig vom jeweiligen Schadstoff und Material und wird zusätzlich durch Faktoren, wie Temperatur, Wasserströmungsverhältnisse, präferentielle Fließwege, Redox-Bedingungen, Mineralumwandlungs- und Alterungseffekte, beeinflusst. Modelle zur Abschätzung von in-situ Sickerwasserkonzentrationen reichen demnach von einer direkten Übertragung der Konzentrationen im Säuleneluat bis zu Umrechnungsfunktionen in Abhängigkeit idealisierter Material- und Schadstoffklassen (siehe Susset und Leuchs 2008).

In Abbildung 4-80 sind Konzentrationsverläufe ausgewählter Substanzen im Sickerwasser von Bauschuttlysimetern mit dem Eluat aus Bauschutt-Säulenversuchen verglichen. Je nach Übertragbarkeit der Konzentrationen lassen sich 3 Gruppen von Stoffen unterscheiden (Susset und Leuchs 2008). Die erste Gruppe weist identi-

sche Konzentrationen im Säuleneluat wie im Lysimeterablauf auf. Hierzu gehören in erster Linie leicht lösliche Salze und mobile Metallanteile, die einem reinen Auswaschprozess unterliegen (z.B. Chlorid und Chrom in Abbildung 4-80). Für die zweite Gruppe stellt sich im Säuleneluat eine relativ konstante, hohe Konzentration ein, die eine Obergrenze (Maximalkonzentration) im Lysimeterablauf darstellt. Zu dieser Gruppe zählen beispielsweise PAK (siehe Abbildung 4-80, links unten) sowie sorptiv gebundene Metalle. Die PAK-Konzentrationen im Feldlysimeterablauf werden durch biologische Abbauprozesse beeinflusst und liegen daher deutlich niedriger als die relativ unbeeinflussten Gehalte im Säuleneluat. Die dritte Gruppe lässt keine klaren Zusammenhänge zwischen den Konzentrationen im Säulenablauf und dem Lysimeterablauf erkennen. Ein Beispiel hierfür ist Sulfat, für das sich reale Freisetzungsbedingungen (pH-Verhältnisse (evtl. kleinräumig), Luftzutritt, Mineralphasenverteilung) anhand der Laborversuche nicht abbilden lassen (vgl. Abbildung 4-80, rechts unten).

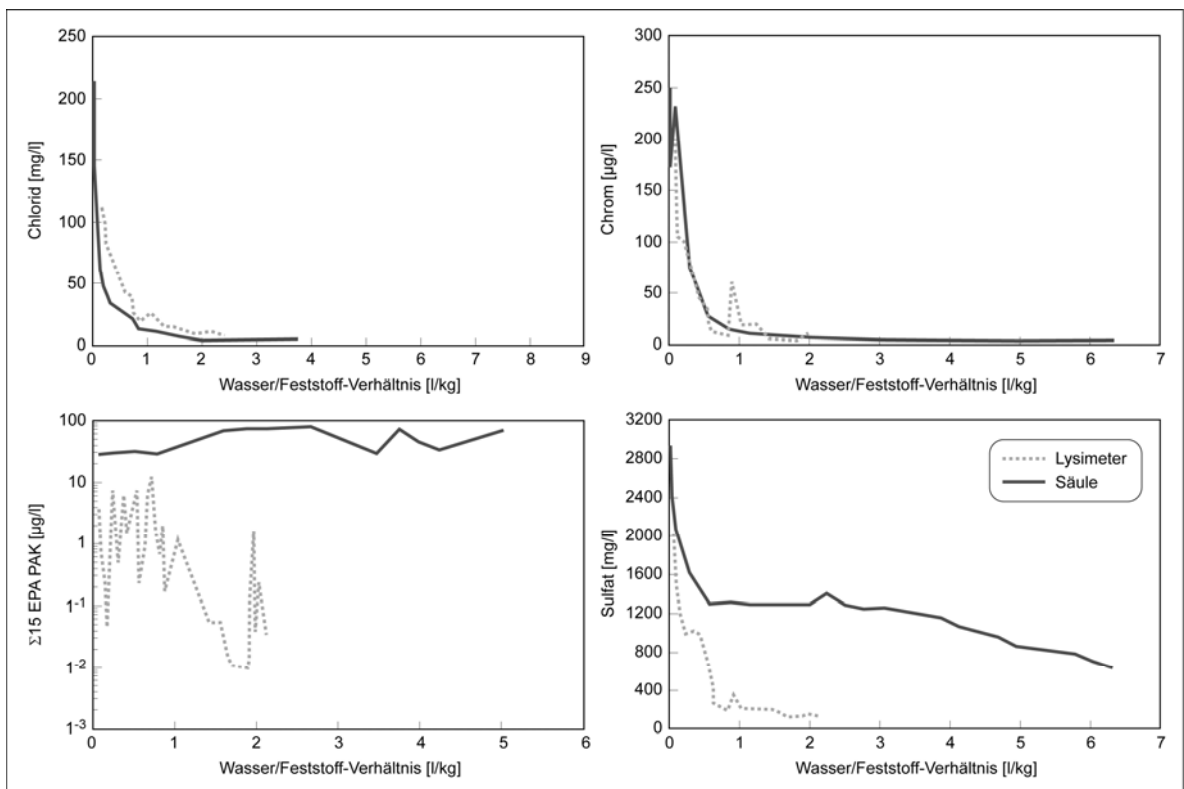


Abbildung 4-80: Verlauf der Konzentrationen im Sickerwasser aus Lysimeterversuchen bzw. Säulenversuchen mit Bauschutt (adaptiert nach Susset und Leuchs 2008)

Basierend auf den Erkenntnissen aus den Forschungsarbeiten zur Sickerwasserprognose aus Baurestassen bzw. Recyclingbaustoffen lässt sich schließen, dass es für Stoffe der Gruppe 1 (leicht lösliche Salze und mobile Metallanteile) anhand von Säulenversuchen direkt möglich ist längerfristige Emissionsniveaus abzuschätzen.

Die Ermittlung der zeitlichen Emissionsabfolge erfolgt über die Umrechnung der Wasser-Feststoff-Verhältnisse auf reale Bedingungen²⁶.

Für die Stoffgruppe 2 kann als konservative Annahme, die durchschnittliche Konzentration im Säuleneluat herangezogen werden, da die Eluatkonzentration eine Obergrenze für die Konzentrationen unter Freilandbedingungen darstellt. Die tatsächlichen Sickerwasserkonzentrationen im Deponieablauf müssen dementsprechend niedriger liegen.

Für die Stoffgruppe 3 (z.B. Sulfat), können anhand der Laborversuche keine gültigen Aussagen über das längerfristige Emissionsverhalten gemacht werden. Dementsprechend sind hier Abschätzungen zum Einfluss verschiedener Randbedingungen auf zu erwartende Emissionsniveaus notwendig, welche anhand von Szenarien abgebildet werden können. Insgesamt spielen bei dieser Beurteilung vor allem Kenntnisse zum Emissionsverhalten der Deponie (lange Zeitreihen mit aussagekräftigen Monitoringdaten) und zum verbliebenen Emissionspotential im Deponiekörper eine entscheidende Rolle. Generell gilt, dass der Aufbau einer Datenbank zum Emissionsverhalten von Baurestmassendeponien, vor allem in Bezug auf geschlossene Standorte, eine geeignete Grundlage für die Abschätzung des kurz- bis mittelfristigen Emissionsverhaltens bildet.

Aus der obigen Diskussion wird deutlich, dass es für viele Sickerwasserparameter möglich ist, anhand von Laborversuchen und Lysimeterstudien, Rückschlüsse auf Langzeitemissionen aus Baurestmassendeponien zu ziehen. Trotzdem ist zu beachten, dass es aufgrund inhomogener Fließbedingungen im Abfallkörper sowie bedingt durch die Heterogenität des Abfallkörpers insgesamt (Problem der repräsentativen Probenahme für die Versuche) jedenfalls notwendig ist, entsprechende Extrapolationen anhand von Monitoringdaten der jeweiligen Deponie zu verifizieren. Dementsprechend beruht ein Emissionsprognoseansatz für Baurestmassendeponien auf etablierten Modellabschätzungen, gestützt durch experimentell generierte Daten, die im Hinblick auf die Situation einer speziellen Deponie anzupassen sind.

4.3.4 Zusammenfassung

Baurestmassen setzen sich aus Materialien wie Betonabbruch, Ziegelschutt, Boden, Metallen, Asphalt, Gips und Beimengungen an Holz, Papier und Pappe, Bitumen, Lacken usw. zusammen. Je nach Sortieraufwand vor der Ablagerung und Herkunft der Baurestmassen, sind die verschiedenen Beimengungen mehr oder weniger bedeutend. So können auch emissionsseitig Unterschiede zwischen einzelnen Deponien festgestellt werden, wie zum Beispiel eine deutlich stärkere organi-

²⁶ $W/F = (SWN/(M \cdot \rho_d)) \cdot t$ (SWN...Sickerwasserneubildungsrate [m/a], M...Mächtigkeit der Ablagerung [m], ρ_d ...Trockendichte [kg/m³], t...Zeit [a])

sche Belastung des Sickerwassers älterer Baurestmassendeponien bedingt durch höhere Organikanteile der abgelagerten Abfälle (geringere Sortierintensität). Generell gilt, dass vor allem leicht lösliche Salze (Chlorid und Sulfat) in hohen Konzentrationen im Sickerwasser von Baurestmassendeponien vorkommen und ansonsten auch die organische Sickerwasserbelastung, die Stickstoffkonzentrationen, die Gehalte an adsorbierbaren organisch gebundenen Halogenen, sowie in Einzelfällen auch Zink oder Eisen relevant im Hinblick auf die Einhaltung von Grenzwerten zur Einleitung in Kanal oder Gewässer sein können (vgl. Tabelle 4-41).

Nach Beendigung der Ablagerung und kontinuierlicher Infiltration von Wasser, ist für Salze (ausgenommen Sulfat) und mobile Metallanteile mit einem raschen Absinken der entsprechenden Sickerwasserbelastung zu rechnen. Für Substanzen wie z.B. Schwermetalle oder PAK, die nicht frei verfügbar sind sondern mehr oder weniger gebunden im Abfall vorliegen, zeigt sich ein sehr viel langsamerer Rückgang der Sickerwasserbelastung, wobei dieser durch Prozesse wie biologische Abbauvorgänge, Komplexbildung oder geänderte pH-Werte überlagert werden kann. Wie für andere Deponietypen gilt auch für Baurestmassendeponien, dass Emissionsprofile individuell für bestimmte Deponien zu entwickeln sind, da die jeweiligen Emissionen von der Ablagerungshistorie und standortspezifischen Randbedingungen abhängen. Die bestehenden Messzeitreihen an Baurestmassendeponien lassen kaum Rückschlüsse auf das mittel- bis langfristige Emissionsverhalten der Deponien zu, da sich die Deponien mit entsprechenden Sickerwasserfassungssystemen in der Regel noch in Betrieb befinden und somit kaum Emissionsdaten für den Zeitraum nach Ablagerungsende zur Verfügung stehen. Prognosen können aber basierend auf Erkenntnissen aus Laborversuchen und Lysimeterstudien vorgenommen werden, wobei eine Übertragbarkeit für manche Sickerwasserparameter direkt anhand des Wasser-Feststoffverhältnisses möglich ist (z.B. Chlorid oder mobile Schwermetallanteile). Für andere Sickerwasserparameter stellen die experimentell belegten Konzentrationen dagegen eher Bandbreiten bzw. Schranken dar, innerhalb derer sich die Qualität des Deponiesickerwassers bewegt (z.B. Schwermetalle, PAK). Für eine dritte Gruppe von Substanzen ist eine Übertragbarkeit vom Labor- auf den Feldmaßstab dagegen kaum möglich (z.B. Sulfat), da sich in realen Baurestmassendeponien zahlreiche Prozesse überlagern und Emissionen in komplexer Weise beeinflussen. Außerdem gilt generell, dass es aufgrund inhomogener Fließbedingungen im Abfallkörper sowie bedingt durch die Heterogenität des Abfallkörpers insgesamt (Problem der repräsentativen Probenahme für die Versuche) in allen Fällen notwendig ist experimentell gestützte Vorhersagen anhand von Monitoringdaten der betreffenden Deponie zu belegen. Deshalb ist besonders die Sammlung und Auswertung routinemäßig erfasster Emissionsdaten an Baurestmassendeponien (speziell nach deren Schließung) eine wichtige Quelle zur Bewertung der Übertragbarkeit von Versuchs-

ergebnissen im Hinblick auf die Abschätzung mittel- bis langfristiger Emissionsniveaus aus Baurestmassendeponien.

4.4 Leitparameter zur Charakterisierung des Abfallemissionsverhaltens

In den vorhergehenden Abschnitten wurden die wesentlichen Aspekte bei der Beschreibung des Emissionsverhaltens verschiedener Abfallablagerungen eingehend analysiert. Aus diesen Betrachtungen wird deutlich, dass je nach Abfallqualität unterschiedliche Emissionen in den Vordergrund rücken. Die Deponien mit unterschiedlichen Schüttmaterialien sind dementsprechend differenziert zu beurteilen.

Im Sickerwasser von ehemaligen Hausmülldeponien sind vor allem NH_4 , TOC (bzw. CSB), Cl und AOX als problematisch anzusehen, wobei speziell die NH_4 -Konzentrationen mit zunehmender Ablagerungsdauer nur eine sehr langsame Abnahme erkennen lassen. Eine Charakterisierung der organischen Sickerwasserinhaltsstoffe wäre im Hinblick auf die Beurteilung ihres Gefährdungs- und Ausbreitungspotentials wünschenswert, deponiespezifische Daten sind aber in der Regel nicht verfügbar. Schwermetalle liegen im Sickerwasser meist in niedriger Konzentration vor, können aber vereinzelt zu Grenzwertüberschreitungen (in Bezug auf Einleitgrenzwerte) führen. Über den Gaspfad ist für Hausmülldeponien primär die Freisetzung von Methan relevant, wobei bei der Erhebung und Auswertung von Messdaten jedenfalls die Mitansaugung von Luft, die unvollständige Gaserfassung sowie gegebenenfalls relevante Beimengungen an Spurengasen zu berücksichtigen sind.

Das Sickerwasser von Deponien für Müllverbrennungsschlacke weist in den ersten Jahrzehnten vor allem hohe Konzentrationen löslicher Salze auf, aber auch TOC oder NH_4 können in Bezug auf Einleitgrenzwerte überhöhte Konzentrationen aufweisen. Letzteres ist vor allem auf den unvollständigen Ausbrand der Verbrennungsrückstände und dadurch bedingte organische Abfallanteile in der Schlacke zurückzuführen. Die Schwermetallkonzentrationen liegen in diesem Zeitraum auf einem sehr niedrigen Niveau, könnten aber auf lange Sicht (Jahrtausende) verstärkt aus der Schlacke mobilisiert werden.

In Bezug auf Baurestmassendeponien lassen sich vor allem hohe SO_4 -Konzentrationen beobachten, außerdem können auch erhöhte TOC-, N- und Cl-Gehalte im Sickerwasser beobachtet werden. Letzteres ist vor allem dann der Fall, wenn die Sortenreinheit bzw. der Vorsortierungsgrad der abgelagerten Baurestmassen gering war. Vereinzelt können auch Schwermetalle (Eisen, Zink) oder spezifische organische Schadstoffe (z.B. PAK) im Sickerwasser von Bedeutung sein.

Trotz genereller Trends für die einzelnen Deponietypen, kann eine Bewertung zu erwartender Emissionen aus dem Abfallkörper nur einzelfallspezifisch erfolgen. Entsprechende Modelle müssen beispielsweise Aspekte wie die Qualität der abgelager-

ten Abfälle, die Heterogenität des Abfallkörpers und der Wasserströmungsverhältnisse oder deponietechnische Faktoren (Schütthöhe, Einbautechnik) berücksichtigen. Als Basis für die Ableitung entsprechender Emissionsmodelle können die Leitparameter in Tabelle 4-42 heran gezogen werden. Diese bilden einen Ausgangspunkt zur Darstellung wesentlicher Faktoren, die für die Beschreibung von Deponieemissionen zu beachten sind. Generell ist bei der Erhebung und Analyse von Messdaten die Qualität einer Messung (z.B. Angabe der Abflussverhältnisse, Anwendung eines (dokumentierten) Probenahme- und Analyseprotokolls, repräsentativer Probenahmeort) mindestens ebenso wichtig, wie eine adäquate Frequenz. So könnte für stillgelegte Deponien nach einer umfangreicheren Charakterisierung des Sickerwassers (und ggf. der Gasemissionen) das routinemäßige Monitoring auf relevante Parameter begrenzt werden und in größeren Zeitabständen (bei trockenen Abflussverhältnissen, damit es nicht zu einer Verdünnung evtl. vorhandener Spurenkonzentrationen kommt) ein breiteres Messwertespektrum erhoben werden. Bei niedrigerer Intensität der Emissionsüberwachung wäre auf diese Weise unter stabilen Deponierandbedingungen kein wesentlicher Informationsverlust bezüglich der Umweltverträglichkeitsbeurteilung der Emissionen zu erwarten.

Tabelle 4-42: Leitparameter zur Beurteilung des Abfallemissionsverhaltens

Sickerwasser - Hauptparameter		Sickerwasser - Nebenparameter	
- Sickerwasserkonzentrationen	- Elektrische Leitfähigkeit	- Ammonium (NH ₄), Nitrat (NO ₃), Nitrit (NO ₂)	- Abflussverhältnisse bei Probenahme
- CSB und/oder TOC bzw. DOC, BSB ₅	- pH-Wert, Redox (Eh), Temperatur	- Cl, SO ₄ , Metalle (Fe, Zn, Cr etc.)	- BSB ₅ /CSB-Verhältnis (< 0,1 typisch für stabile Methanphase)*
- Sickerwassermengen	- Organische Sickerwasserinhaltsstoffe (BTEX, AOX, Kohlenwasserstoffe, PAK)	- Sickerwasseranfall (kontinuierliche Messung, Pumpzeiten, Bilanzen usw.)	- Weitere Sickerwasserinhaltsstoffe
Deponiegas – Hauptparameter *		Deponiegas- Nebenparameter *	
- Gasproduktionsrate und Gasabsaugrate (gemessen bzw. berechnet)	- CH ₄ /CO ₂ -Verhältnis	- CH ₄ , CO ₂ , O ₂ , N ₂ (in [Vol%])	- Spurengase (z.B. H ₂ S, FCKWs)
Abfallkörper – physische Faktoren		Abfallkörper - Qualität	
- Abfallmaterialien (Korngrößen, Heterogenität, Durchlässigkeit)	- Abfallzusammensetzung (chemisch), Stoffbilanzen	- Wasser-Feststoff-Verhältnis	- Untersuchungen:
- Heterogenität der Wasserströmung und -verteilung	- löslicher Abfallanteile (in Abhängigkeit des pH-Wertes),	- Setzungsverhalten	- biochemische Mobilisierbarkeit organischer Abfallanteile*

*Typischerweise nur für ehemalige Hausmülldeponien relevant.

5 Verhalten und Effektivität technischer Barrieren

Technische Barrieren an Abfalldeponien dienen zur Beschränkung der Interaktion zwischen dem Deponiekörper und der Umwelt. Durch die Wirkung der Barriersysteme werden potentiell schädliche Emissionen erfasst (Abdichtung und Sickerwasserfassung/Gasfassung) und können in der Folge einer Behandlung zugeführt werden bzw. wird die Entstehung solcher Emissionen möglichst unterbunden (z.B. Oberflächenabdichtung zur Verhinderung von Niederschlagsinfiltration). Damit stellen technische Barriersysteme ein wesentliches Element umweltverträglicher Deponien in einer modernen Abfallwirtschaft dar. Da technische Dichtungssysteme bzw. allgemeiner Deponien, wie alle Bauwerke, einem Alterungsprozess ausgesetzt sind, gilt es zu klären inwieweit Dichtungssysteme derzeit und auf lange Sicht ihre Funktion erfüllen können und damit eine erhöhte Gefährdung von Mensch und Umwelt auszuschließen ist.

Die wesentlichen Aspekte, die in diesem Kapitel behandelt werden, umfassen:

- Typen von Barriersystemen die für Abfallablagerungen zum Einsatz kommen
- Komponenten, Funktionsweise und Überwachung der Effektivität dieser Systeme
- Vorhandene Daten zum Verhalten und zur Effektivität von technischen Barrieren im Feld bzw. an echten Deponien
- funktionstechnische Aspekte bei der Beurteilung verschiedener Barriersysteme
- Methoden und Modelle zur Abschätzung der Langzeiteffektivität verschiedener Barriersysteme und Komponenten

Die Hauptfrage im Zusammenhang mit der Umweltverträglichkeit von Deponien lautet, wie effektiv und wie lange technische Barrieren einen Schutz vor Umweltverschmutzungen gewährleisten. Von maßgebender Bedeutung sind dabei die Durchlässigkeit und das Filter- bzw. Rückhaltevermögen der verschiedenen Barriersysteme und wie sich dieses (gegebenenfalls) mit der Zeit verändert. Im Rahmen dieses Kapitels werden bestehende Arbeiten im Hinblick auf die oben formulierten Fragestellungen analysiert, wobei die Ableitung von Kriterien zur Abschätzung der kurz- (Betrieb), mittel- (Jahrzehnte bis Jahrhunderte) und langfristigen (mehrere Jahrhunderte bis Jahrtausende) Effektivität technischer Barrieren das Ziel der Auswertungen darstellt.

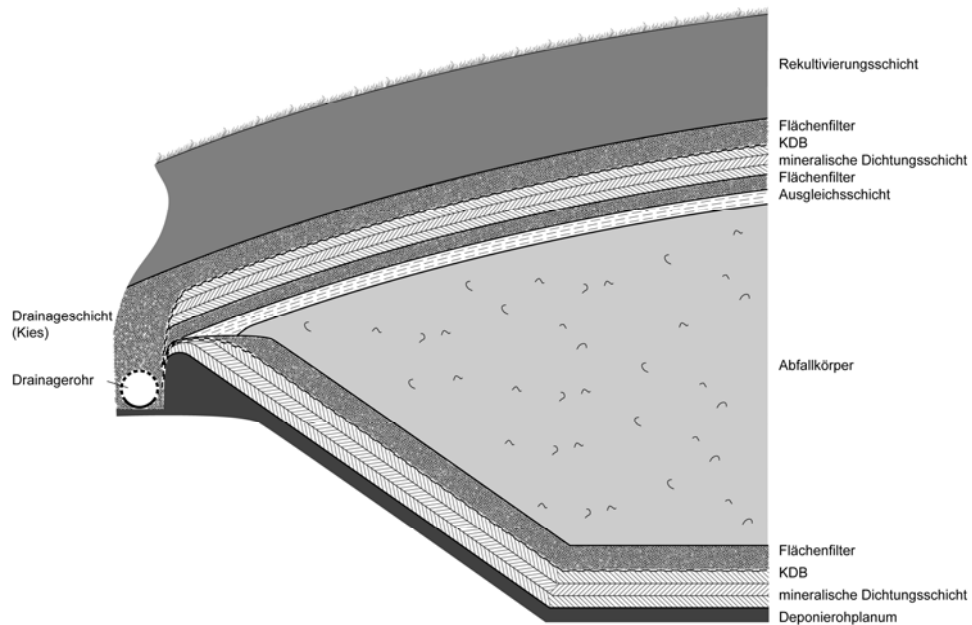


Abbildung 5-1: Schematische Darstellung technischer Barrieren exemplarisch für einen Massenabfalldeponie (adaptiert nach Bonaparte et al. 2002)

Abbildung 5-1 zeigt schematisch ein Einkapselungssystem nach dem aktuellen Stand der Technik einer an der Basis und an der Oberfläche abgedichteten Abfallablagerung. Exemplarisch wurden für diese Darstellung massenabfalldeponiekonforme Aufbauten gemäß österreichischer Deponieverordnung (2008) gewählt, wobei der Schwerpunkt in diesem Beispiel auf mineralischen Dichtungskomponenten liegt. Die Regelaufbauten für Oberflächenabdichtungen und Basisdichtungssysteme sind in Abbildung 5-3 bzw. Abbildung 5-7 jeweils entsprechend der Vorgaben für Inertabfall- und Baurestmassendeponien sowie gemäß den Regelungen für Reststoff- und Massenabfalldeponien dargestellt. Alternative Abdichtungssysteme können grundsätzlich dann zum Einsatz kommen, wenn eine technisch gleichwertige Dichtwirkung und Beständigkeit nachgewiesen werden kann (DVO 2008). Dadurch ergibt sich eine breite Fülle an Möglichkeiten zur Gestaltung von Deponieabdichtungssystemen, die von Evapotranspirationsschichten bis zu Dichtungssystemen aus geosynthetischen Elementen und Kunststofffolien reicht. Auf internationaler Ebene wurden zahlreiche Vergleichstudien zu verschiedenen Abdichtungssystemen durchgeführt, die Rückschlüsse auf die Robustheit, Wirksamkeit und dauerhafte Effektivität einzelner Komponenten und Barrieren erlauben. Sehr umfangreiche Arbeiten, die sich eingehend mit der Beurteilung der Langzeiteffektivität von technischen Einkapselungssystemen befassen, wurden von Rowe (2005) und durch den nationalen Forschungsrat der USA (National Research Council 2007) veröffentlicht. Eine umfassende Erhebung und Auswertung von Daten zum Verhalten technischer Barriersysteme wurde von Bonaparte et al. (2002) erstellt, wobei diese Studie wahrscheinlich die derzeit aus-

giebigste Zusammenstellung verfügbarer Felddaten zu unterschiedlichen Dichtungssystemen repräsentiert. Die Bedeutung nordamerikanischer Forschungsarbeiten erklärt sich auch durch die nach wie vor große Bedeutung, die technischen Dichtungssystemen bei der Abwendung von Gefahren durch die deponierten Abfälle in den USA zukommt (z.B. wurden in den USA im Jahr 2008 mehr als die Hälfte aller Siedlungsabfälle unbehandelt auf Deponien abgelagert (vgl. U.S. EPA 2010)).

Einen Überblick verschiedener Barriersysteme zur Abdichtung von Deponien vermittelt Tabelle 5-1, wobei in dieser Aufstellung je nach Lage des Dichtungssystems zwischen Oberflächenabdichtungen, Basisabdichtungen und vertikalen Dichtungssystemen unterschieden wird. Letztere kommen primär zur Sanierung bzw. bei der nachträglichen Anpassung von Deponien an den Stand der Technik zum Einsatz, im Entwurf neuer Deponien spielen sie aber kaum eine Rolle. Außerdem können nach Funktionsmechanismen verschiedene Systeme unterschieden werden, wobei dem Widerstand gegenüber advektivem und/oder diffusivem Fluss generell die größte Bedeutung zukommt. Widerstands-Barrieren besitzen evtl. auch ein Rückhalte- und Abbauvermögen gegenüber bestimmten Schadstoffen, welches in Bezug auf die Schadstoffausbreitung in die umgebende Umwelt relevant sein kann. Als Beispiel können hier verdichtete Tonschichten angeführt werden. Barrieren deren Funktion auf Speicherung basiert, bezwecken eine Retention von Schadstoffen oder Schadstofftransportmedien durch Sorption oder Einlagerung in Porenräume. Beispielsweise gehören Evapotranspirationsschichten in diese Gruppe, da sie Wasser zurückhalten und über die Transpiration der Pflanzen an die Atmosphäre abgeben. Dadurch wird ein Eindringen des Wassers in den Deponiekörper verhindert. Speicherungsbarrieren müssen jedenfalls in Kombination mit anderen Mechanismen gesehen werden, da es sonst nur zu einem verzögerten Durchbruch der Schadstofffront kommt. Solche ergänzenden Mechanismen sind Transportwiderstände (siehe oben), Umwandlung des Schadstoffes in harmlose Produkte in der Barriere oder Gradientenumkehr, sodass der gespeicherte Schadstoff wieder in Richtung der ursprünglichen Quelle abtransportiert wird (wie z.B. bei Evapotranspirationsschichten) (vgl. National Research Council 2007). Der dritte Barrieremechanismus (Extraktion) beruht auf dem advektiven Transport des Fluids (durch Potentialunterschiede induzierter Transport, z. B. hydraulischer Gradient im Flächenfilter des Sickerwasserdränagesystems) und der anschließenden Entnahme bzw. Ableitung des Gases oder der Flüssigkeit zur Behandlung bzw. Entsorgung. Ein Beispiel hierfür stellen Sammel- und Ableitungssysteme für Deponiesickerwasser dar.

Tabelle 5-1: Lage, Bestandteile und Funktionsmechanismen von technischen Barriersystemen (Quelle: National Research Council 2007)

Barriere	Typische Komponenten	Funktionsmechanismus
Oberflächenabdeckung (endgültig)	gering durchlässige mineralische Schichten, geosynthetische Tondichtungen (Bentonitmatten), Kunststoffdichtungsbahnen (KDB), Asphalt-Zement-Dichtungen	Widerstand
	Evapotranspirationsschichten	Speicherung
	Dränageschichten, Entgasungsanlagen	Extraktion
Basisdichtung	gering durchlässige mineralische Schichten, geosynthetische Tondichtungen (Bentonitmatten), Kunststoffdichtungsbahnen (KDB), Asphalt-Zement-Dichtungen	Widerstand
	verdichtete Bodenschichten zur Erhöhung des Rückhaltevermögens	Speicherung
	Entwässerungsschichten, hydraulische Kontrollschichten	Extraktion oder Injektion
Vertikale Barrieren	Bentonit- und Zement-Bentonitwände, Zementinjektionen, Spundwände, vertikale Geomembrane	Widerstand
	gering durchlässige „reaktive“ Wände	Speicherung
	Brunnen und Schächte	Extraktion oder Injektion

Aus Tabelle 5-1 sind einige typische Elemente technischer Barriersysteme ersichtlich, die an Deponien zum Einsatz kommen können. Dazu gehören gering durchlässige mineralische Schichten (z.B. Tondichtungen), geosynthetische Tondichtungen (z.B. Bentonitmatten), Kunststoffdichtungsbahnen (üblicherweise aus Polyethylen hoher Dichte (PEHD)), Asphaltdichtungen evtl. mit Zementbeimischungen, Kapillarsperren, verdichteter Boden, Dränageschichten, sowie diverse Geotextilien. Im folgenden Abschnitt werden wesentliche Leistungsmerkmale einzelner Komponenten sowie kritische Aspekte bei deren Verwendung zusammengefasst.

5.1 Beurteilung der Zuverlässigkeit von Komponenten technischer Barrieren

Obwohl die Funktion einer Komponente in Zusammenschau mit den anderen Elementen des Barriersystems bzw. in Anbetracht lokaler Randbedingungen (z.B. Klima) zu evaluieren ist (vgl. Rowe 2005), werden diese im Anschluss isoliert voneinander behandelt. Die Leistungsfähigkeit einzelner Komponenten wird anhand veröffentlichter Ergebnisse aus experimentellen Untersuchungen, sowie basierend auf Felddaten und Erfahrungen an Deponien dargestellt (z.B. Bräcker 2002; Simon und Müller 2004; Rowe 2005). Je nachdem welche Bedeutung einzelnen Komponenten in Deponiedichtungssystemen zukommt, werden der Kenntnisstand zum Verhalten der Barriereelemente und die kritischen Aspekte in Bezug auf die Effektivität dieser Systemelemente im Anschluss mehr oder weniger ausführlich diskutiert.

5.1.1 Tonmineralische Dichtungen

Von allen Dichtungskomponenten sind Tondichtungen die am besten untersuchten (Inyang 2004). Die Durchströmung und der Transport von Schadstoffen durch Tondichtungen war ebenso Gegenstand von Studien, wie die Beständigkeit der Dichtschichten in Kontakt mit unterschiedlichen Fluiden bzw. der Einfluss von mechanischen Belastungen auf die Dichtwirkung (vgl. Baccini 1989). Eigenschaften, die im Hinblick auf die Strömung und den Transport von Schadstoffen durch Tondichtungen relevant sind, umfassen die hydraulische Leitfähigkeit, die chemische Robustheit, chemische Transportparameter (z.B. Kationenaustauschkapazität) und mechanische Aspekte (z.B. Erosionsstabilität oder Rissanfälligkeit).

Für Tondichtungen wird oft eine hydraulische Durchlässigkeit $\leq 10^{-9}$ m/s (nachzuweisen im Feldversuch) gefordert. Bei sorgfältiger Ausführung kann diese Durchlässigkeitsbedingung auch erfüllt werden, allerdings können zahlreiche Prozesse bereits nach Einbau der Tonschicht bzw. mittel- bis langfristig zu einer drastischen Erhöhung der Durchlässigkeit beitragen. Erhöhte Durchlässigkeiten direkt nach dem Einbau einer Tonschicht können durch Rissbildungen (vgl. Tabelle 5-1), mangelnde Verdichtung und/oder suboptimale Wassergehalte sowie ungeeignete Einbautechniken und/oder -materialien bedingt sein. Eine Überprüfung ist in diesem Fall noch relativ einfach und sollte anhand möglichst großmaßstäblicher Versuche durchgeführt (z.B. Doppelring-Infiltrometer Versuch) werden (vgl. National Research Council 2007). Dass eine Feldüberprüfung der geforderten Durchlässigkeit für die Beurteilung der ordnungsgemäßen Funktion einer Tondichtungsschicht von großer Bedeutung ist, wurde durch Untersuchungen von Benson et al. (1999) belegt, die an 8 U.S.-Deponien für 30 % der untersuchten Testflächen eine höhere, als die im Labor bestimmte maximale Durchlässigkeit von 10^{-9} m/s, nachweisen konnten. Sekundäre Durchlässigkeitserhöhungen, während der Funktionsdauer der Tondichtung, können durch Prozesse wie durch Rissbildung aufgrund von Schrumpfen/Schwellen, Gefrieren/Tauen, Wurzeldurchdringungen, ungleichmäßige Setzungen, (temperaturinduzierten) Wassertransport und Austrocknung, chemische Instabilität oder auch mechanische Instabilität hervorgerufen werden. Eine Überprüfung ist in diesen Fällen deutlich schwieriger und kann oft nur indirekt, z.B. über die Beobachtungen von Schadstoffkonzentrationen an Grundwassermessstellen, erfolgen. Direkte Beobachtungen sind nur möglich, wenn ein entsprechendes Überwachungssystem als Teil der technischen Barriere vorgesehen wurde (z.B. sekundäre Basisdichtung + Sickerwasserfassung oder Dichtungsüberprüfungssysteme in Oberflächenabdichtungen (vgl. BAM 2000). Generell gilt, dass eine Durchlässigkeitserhöhung aufgrund von Rissbildungen auch nach einem Schließen der Risse weiterhin erhalten bleibt (vgl. Gray 1989 bzw. Stoffregen et al. 1999). Im Unterschied zu geosynthetischen Tondichtungen (=Bentonitmatten) besitzen verdichtete Tonschichten also kein

„Selbstheilungsvermögen“ nachdem es einmal zu einer Bildung von Rissen gekommen ist. Je nachdem ob die Risse durchgehend sind oder in einer bestimmten Tiefe der Tondichtung enden, führt dies zu einer mehr oder weniger drastischen Erhöhung der Durchlässigkeit. Solange mehr als 20 % der Dichtung noch ungestört bleiben, ist ein entsprechender Riss nicht mit einer signifikanten Erhöhung der Durchlässigkeit verbunden, dagegen kann ein durchgehender Riss allerdings eine Durchlässigkeitserhöhung um bis zu 3 Größenordnungen zur Folge haben (Gray 1989).

Tabelle 5-2: Mögliche Rissbildungsmechanismen in verdichteten Tonschichten (nach Baccini 1989)

Mechanisch bedingte Rissbildung	
Konstruktionsrisse	Zugbedingter Bruch durch Verdichtung auf schwachem Untergrund oder in lateral unbegrenzten Flächen
Setzungsrisse	Risse durch übermäßige Setzungen oder ungleichmäßige Verformungen innerhalb der Tonschicht nach Einbau
Verdichtungsrisse	Querrisse durch schlechte Verdichtung an den Grenzen der Tondichtung
Physikalisch-chemisch bedingte Rissbildung	
Synärese	<p>Erdoberflächliche Gelseparierung und Schrumpfrisse in einem kolloidalen System hervorgerufen durch eine Änderung des Ladungsgleichgewichtes zwischen den Bodenpartikeln:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Verdrängung von Wasser in den Partikelzwischenräumen durch organische Lösungsmittel mit niedriger dielektrischer Konstante - Einwirkung einer hoch konzentrierten wässrigen Salzlösung
Austrocknungsrisse	Schrumpfen und Risse verursacht durch thermischen Verlust (Evaporation) von gebundenem Wasser

Die chemische Unverträglichkeit von Flüssigkeiten in Tonschichten kann direkt zu einer erhöhten hydraulischen Durchlässigkeit führen oder durch die Begünstigung von Prozessen wie z.B. chemisch induziertes Schrumpfen oder Versprödung sekundäre Durchlässigkeitserhöhungen verursachen. Hochkonzentrierte organische Lösungsmittel (über 75 % Volumenanteil) gehen direkt mit einer signifikanten Erhöhung der Durchlässigkeit von Tonschichten einher (Farquhar und Parker 1989). Generell gilt, dass Tonschichten umso empfindlicher gegenüber chemischer Inkompatibilität sind, je höher die Konzentration und/oder Ladung von Ionen in einer Lösung ist. Außerdem können auch sinkende pH-Werte zu verstärkten chemischen Unverträglichkeiten führen: einerseits steigt bei sinkendem pH-Wert tendenziell der Gehalt geladener Teilchen in der Lösung und andererseits können Flüssigkeiten mit einem pH von 2 und darunter Tonteilchen auflösen und so präferentielle Fließwege bedingen (National Research Council 2007). Am anfälligsten für chemische Unverträglichkeiten sind Tondichtungen mit hohen Plastizitätsindizes. Dementsprechend sind besonders Tondichten mit relevanten Bentonitanteilen kritisch im Hinblick auf chemische Unverträglichkeiten zu beurteilen (Benson et al. 1999).

Im Hinblick auf den Transport von Schadstoffen durch Tondichtungen sind primär zwei Mechanismen von Bedeutung: Advektion und Diffusion. Der advective Fluss ergibt sich für einen bestimmten Stoff anhand der Massenströmung durch die Tonschicht multipliziert mit der Konzentration des jeweiligen Stoffes. Aufgrund der geringen hydraulischen Durchlässigkeit von Tondichtungen kommt dem diffusiven Transport in vielen Fällen eine wesentliche Bedeutung zu. Insgesamt gilt, dass mit abnehmender hydraulischer Durchlässigkeit einer Tonschicht die Bedeutung des Transportes durch Diffusion entsprechend zunimmt. Die mathematische Beschreibung der Transportprozesse erfolgt für Advektion bei gesättigten Verhältnissen durch das Gesetz von Darcy (vgl. Tabelle 5-3) und für Diffusion durch das Ficksche Gesetz (vgl. Tabelle 5-3).

Tabelle 5-3: Mathematische Beschreibung der wesentlichen Transportmechanismen durch Tondichtungen

Gesetz von Darcy	$\mathbf{v}_f = \mathbf{k}_f \cdot \mathbf{i}$	v_f ... Filtergeschwindigkeit [m/s] k_f ... Durchlässigkeitsbeiwert [m/s] i ... hydraulischer Gradient [m/m]
Ficksches Gesetz	$\mathbf{J}_d = \mathbf{D}_0 \cdot \mathbf{dc}/\mathbf{dx}$	J_d ... diffuser Transport in einer ruhenden wässrigen Lösung D_0 ... Diffusionskoeffizient dc/dx ... effektiver Konzentrationsgradient des Stoffes

Tonschichten besitzen ein begrenztes Rückhaltevermögen gegenüber verschiedenen Stoffen, das den Durchbruch von Schadstoffen verhindern bzw. verzögern kann. Anionen wie Cl^- und Br^- oder auch konzentrierte organische Lösungen werden in Tonschichten kaum zurückgehalten. Dagegen können Schwermetalle zu einem hohen Anteil und auch andere Kationen (vgl. Tabelle 5-4) in Tonschichten adsorbiert werden. Es ist jedoch zu bedenken, dass die Kationenaustauschkapazität einerseits limitiert ist und andererseits je nach Einlagerungsneigung der Stoffe mehr oder weniger reversibel ist. So sind für die Bestimmung von Durchbruchkurven retardierter Substanzen die Frachtverläufe von primärer Bedeutung, da nur auf diese Weise abgeschätzt werden kann zu welchem Zeitpunkt ein bestimmtes Rückhaltevermögen ausgeschöpft ist. Für Substanzen mit einem Feststoff-Wasser-Verteilungskoeffizient (k_d) von über 20 kann eine Tondichtungsschicht den Durchbruch der Schadstofffront um bis zu 1000 Jahre verzögern (Farquhar und Parker 1989).

Im Hinblick auf die Retardation von apolaren organischen Substanzen in Tonschichten ist der Gehalt organischer Substanz in der Tonschicht von dominanter Bedeutung – je höher ein entsprechender TOC-Gehalt der Tondichtung, desto stärker können apolare organische Substanzen in der Schicht angelagert werden.

Tabelle 5-4: Beurteilung des Rückhaltepotentials von Tondichtungen in Bezug auf verschiedene Sickerwasserinhaltsstoffe (nach Griffin und Shimp 1975)

Parameter	ATN*	Rückhaltepotential (qualitativ)
Pb	99,8	hoch
Zn	97,2	
Cd	97,0	
Hg	96,8	
Fe	58,4	moderat
Si	54,7	
K	38,2	
NH ₄	37,1	
Mg	29,3	
CSB	21,3	niedrig
Na	15,4	
Cl	10,7	
B	-11,8	negativ (Eluierung)
Mn	-95,4	
Ca	-656,7	

*Mean Attenuation Number – relative Zahl zur Beschreibung der Rückhaltefähigkeit der Tonschicht im Hinblick auf den jeweiligen Parameter

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass Tondichtungen bei sorgfältigem Einbau und Verdichtung sowie adäquater Planung eine effektive Komponente eines technischen Barriersystems darstellen können. Tondichtungen sind nicht undurchlässig, können aber über geologische Zeiträume, soweit es nachträglich nicht zu einer Schädigung der Tondichtung kommt, eine geringe Durchlässigkeit behalten und stellen damit auf lange Sicht ein beständiges Dichtelement dar.

Die größten Vorteile von Tondichtungen sind die relativ geringen Kosten, das Rückhaltevermögen gegenüber bestimmten Sickerwasserinhaltsstoffen sowie die geringere Empfindlichkeit gegenüber mechanischen Einwirkungen. Zusätzlich bietet auch die Redundanz eines mehrlagigen Einbaues eine erhöhte Schutzwirkung gegenüber Rissen und Schwachstellen in der Tondichtung.

Abgesehen von einer möglichen Beschädigung oder Austrocknung der Tondichtung während des Einbaues, stellt vor allem die nachträgliche Austrocknung und Rissbildung bei Tondichtungen eine Gefahr für die vorgesehene Funktionserfüllung dar. Für ungeschützte Tondichtungen in Oberflächenabdeckungen gilt, dass in vielen Fällen bereits nach wenigen Jahren eine drastische Erhöhung der Durchlässigkeit beobachtet werden kann (z.B. aufgrund von Evapotranspiration, Durchwurzelung, Temperatur- und Wassergehaltsschwankungen) (vgl. Stoffregen et al. 1999; Henken-Mellies 2006). Abgesehen von „ungeeigneten“ Anordnungen der Tondichtungen ist die Austrocknungsgefahr aufgrund temperaturabhängiger Wasserströmung von großer Bedeutung für die langfristige Funktionsfähigkeit von Tondichtungen. Wesentliche Faktoren zur Abschätzung der Austrocknungsgefährdung an der Deponiebasis sind vor allem die Temperaturgradienten, der Abstand zum Grund-

wasserspiegel (beide positiv korreliert) sowie die Mächtigkeit der Dichtschicht und ihre Wärmeleitfähigkeit (beide invers zur Austrocknungsgefährdung korreliert). Innerhalb einer Oberflächenabdeckung ist die temperaturinduzierte Austrocknungsgefährdung primär von den Temperaturen im Deponieinneren und der klimatischen Situation abhängig. Abschätzungen zur Austrocknungsgefährdung von Tondichtungen sind, in Anbetracht der zahlreichen Einflussfaktoren, jedenfalls einzelfallspezifisch im Hinblick auf das jeweilige Abdichtungssystem (inklusive Deponiekörper) vorzunehmen. Generell gilt aber, dass die Rissbildungsneigung aufgrund der Austrocknung von Tonschichten mit zunehmender Auflast abnimmt (vgl. Stoffregen et al. 1999).

Für Tondichtungen mit relevanten Anteilen aktiver Tonminerale (z.B. Bentonit) sollte im Zuge der Abschätzung der Langzeiteffektivität auch Bedacht auf die Möglichkeit chemischer Unverträglichkeiten der Tonschichten mit Sickerwässern genommen werden. Entsprechende Daten liegen derzeit allerdings nur aus Laborversuchen vor, ihre Übertragbarkeit auf den Echtmaßstab ist daher noch nicht evaluierbar.

5.1.2 Kunststoffdichtungsbahnen (Geomembrane)

Erfahrungen mit Kunststoffdichtungsbahnen wie sie heute eingesetzt werden (Polyethylen mit hoher Dichte (PEHD) werden an Deponien seit den 70er Jahren gesammelt. Anfangs waren auch noch zahlreiche andere Materialien für KDBs in Verwendung (z.B. PVC oder LDPE), da diese aber eine geringere Widerstandsfähigkeit gegen chemischen (z.B. PVC: Aushärtung durch Auswaschen von Weichmachern) oder mechanischen (z.B. LDPE: empfindlich gegenüber mechanischen Einwirkungen) Angriffen aufweisen werden heute fast ausschließlich Kunststoffdichtungsbahnen aus PEHD eingesetzt (vgl. Bräcker 2002). Letztere sind bei sorgfältigem Einbau advektiv dicht, wurzelfest und nagetierresistent.

Auf kurze Sicht ist für Kunststoffdichtungsbahnen ein Funktionsverlust bzw. -einschränkung aufgrund mangelhafter Materialqualität, mechanischer Beschädigung während des Einbaues (der Dichtung und des Abfalls) sowie defekter Schweißnähte zu befürchten. Mittel- bis langfristig stehen in Bezug auf die Effektivität von KDBs Beschädigungen durch gesteigerte Auflasten und ungleichmäßige Verschiebungen sowie die Verschlechterung der Dichtwirkung aufgrund langfristiger Abbauprozesse im Vordergrund.

Geomembrane sind grundsätzlich dicht gegenüber advektivem Fluss, daher kann eine advektive Durchströmung nur bei Löchern einer (ansonsten) intakten KDB auftreten. In amerikanischen Untersuchungen²⁷ konnte festgestellt werden, dass die

²⁷ In den USA werden meist PEHD-Kunststoffdichtungsbahnen mit einer Dicke von 2 mm eingebaut, demgegenüber betragen die Regeldicken in Österreich und Deutschland 2,5 mm.

durchschnittliche Lochdichte einer Kunststoffdichtungsbahn bei 0,7 bis 11 Löchern pro Hektar liegt, wobei an 30 % der untersuchten KDBs keine Löcher, und an 50 % der KDBs weniger als 5 Löcher pro Hektar gezählt wurden (Rowe et al. 2004). Die dadurch bedingte Erhöhung der Durchlässigkeit ist stark abhängig vom Kontakt der KDB mit einer (evtl. vorhandenen) darunter liegenden, mineralischen Dichtschicht. Bei intimen Kontakt sind sehr viel geringere Strömungsraten zu erwarten als bei einer Lochbildung in Falten und dadurch bedingten größeren Abständen zwischen KDB und mineralischer Dichtschicht (Rowe 2005). Bei „gutem“ Kontakt zwischen KDB und mineralischer Dichtschicht kann eine Durchlässigkeit von $1,6 \cdot 10^{-8}$ m²/s angenommen werden, bei „schlechtem“ Kontakt stellt die Annahme einer Durchlässigkeit von $1,0 \cdot 10^{-7}$ m²/s eine erste, vereinfachte Abschätzung dar (Rowe 2005). Die Bildung von Löchern wird durch die Erhöhung des Überlagerungsdruckes (v. a. wenn spitze oder scharfkantige Materialien in direktem Kontakt mit der KDB stehen), erhöhte Temperaturen an der Dichtung, sowie chemische Einwirkungen auf die KDB begünstigt. Generell gilt, dass bei einer ordnungsgemäßen Verlegung der KDB und entsprechender Überwachung von deutlich geringeren Lochdichten auszugehen ist als bei einem Fehlen eines solchen Qualitätsmanagements. So stellten Forget et al. (2005) in Bezug auf erstere Lochhäufigkeiten von 0,5 Löchern pro Hektar und in Bezug auf letztere Häufigkeiten von 16 Löchern pro Hektar fest.

In Gegensatz zum advektiven Transport können Schadstoffe über Diffusionsprozesse auch durch eine unbeschädigte KDB dringen. Bedeutend ist dieser Prozess v. a. in Bezug auf flüchtige organische Verbindungen, welche sowohl in der Flüssig- als auch in der Gasphase durch KDBs diffundieren können. Zahlreiche Studien belegen, dass Geomembrane in Bezug auf diesen Transportmechanismus für flüchtige organische Verbindungen nur einen geringen Widerstand darstellen (vgl. National Research Council 2007). Demnach können solche Verbindungen (z.B. Dichlormethan) bereits in wenigen Tagen bis Wochen durch Kunststoffbasisdichtungen dringen.

In Bezug auf die Langzeitwirkung von PEHD-Kunststoffdichtungen wird davon ausgegangen, dass die technische Lebensdauer von Kunststoffdichtungsbahnen an Deponien mehr als 100 Jahre beträgt (vgl. Bräcker 2002; Simon und Müller 2004; Rowe 2005; Henken-Mellies 2006). Die Funktionsdauer ist grundsätzlich abhängig von einem Zusammenwirken chemischer und physikalischer Belastungen der KDB über eine lange Zeitperiode. In Bezug auf die chemische Alterung der KDB können dabei drei Phasen unterschieden werden: 1. der Abbau von Antioxidantien in der KDB, 2. Zeit bis zum Einsetzen des Polymerabbaues, 3. Polymerabbau. Die Zeiträume für den Ablauf der einzelnen Phasen bei unterschiedlichen Temperaturen an der Dichtung sind in Tabelle 5-5 dargestellt, wobei sich die Abschätzungen für Phase 1 auf Tests unter deponiespezifischen Umständen beziehen und die Phasen 2

und 3 anhand von Untersuchungen an Rohren mit Wasser-Luft-Grenzflächen ermittelt wurden (Rowe 2005). Dementsprechend sind die Abschätzungen in Tabelle 5-5 als erster Anhaltspunkt zu sehen, die inhärenten Unsicherheiten sollten aber durch deponiespezifischere Untersuchungsanordnungen zukünftig reduziert werden.

Tabelle 5-5: Abschätzungen zur Dauer der Abbauphasen und der Gesamtfunktionsdauer einer PEHD-Geomembran anhand verschiedener Berechnungsansätze (Quelle: Rowe 2005)

Temperatur [C°]	Phase 1 *	Phase 2 **	Phase 3 **	Gesamt
	Jahre	Jahre	Jahre	Jahre
10	280	30 - 50	1380 - 2445	1690 - 2775
20	115	10 - 15	440 - 765	565 - 900
30	50	4 - 6	150 - 260	205 - 315
35	35	2 - 4	90 - 155	130 - 190
40	25	1 - 2	55 - 95	80 - 120
50	10	0,6 - 1	20 - 35	35 - 50
60	6	0,3 - 0,4	9 - 15	15 - 20

* basierend auf simulierten Tests zum Abbau von Antioxidantien in der KDB

** der höhere Wert bezieht sich auf Abschätzungen für Wasser-Luft-Grenzflächen, der niedrigere Wert berücksichtigt mögliche Einwirkungen durch die Sickerwasserqualität

Aufgrund der Abschätzungen in Tabelle 5-5 ergibt sich für eine KDB an der Basis einer Hausmülldeponie bei einer typischen Temperatur von 35 °C an der Deponiebasis (vgl. Rowe 2005) eine erwartete technische Lebensdauer von 130 – 190 Jahren. Aus Tabelle 5-5 ist außerdem ersichtlich, dass die Temperatur generell einen entscheidenden Einfluss auf die erwartete Funktionsdauer einer Kunststoffdichtungsbahn hat. Demnach würde die Lebensdauer bei 20 °C über 500 Jahre betragen und bei 60 °C nur noch wenige Jahrzehnte. Temperaturen von 60 °C an der Deponiebasis konnten beispielsweise von Turk (1996) noch nach 20 Jahren in alten Schlackedeponien beobachtet werden.

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass Kunststoffdichtungsbahnen dicht gegenüber advektivem Fluss sind, sofern sie unter Einhaltung strenger Qualitätskriterien eingebaut wurden. Fachmännisch installierte Kunststoffdichtungsbahnen weisen generell eine technische Lebensdauer von mehr als 100 Jahren auf, wobei hohe Temperaturen zu einer drastischen Verkürzung der Dichtungsfunktionsdauer führen können.

5.1.3 Bentonitmatten (=geosynthetische Tondichtungen)

Ähnlich wie verdichtete Tonschichten können auch geosynthetische Tondichtungen (= Bentonimatten) über geologische Zeiträume eine sehr geringe Durchlässigkeit, i. d. R. im Bereich um 10^{-10} m/s, aufweisen. Dementsprechend wird die Dichtwirkung einer Bentonitmatte in gequollenem Zustand als äquivalent zur Dichtwirkung

einer mineralischen Tondichtung mit 0,5 m Mächtigkeit und einem k_f von $5 \cdot 10^{-9}$ m/s angesehen (Bräcker 2002). Solange die Nähte der Bentonitmatten nicht aufgehen, es zu keiner Austrocknung kommt, Bentonit nicht einem chemischen Angriff durch Sickerwasser unterliegt, das Geotextil nicht essentiell für die Langzeitfunktionsfähigkeit der Dichtung ist, und es zu keiner geotechnischen Instabilität oder Verschiebung der Dichtung kommt, kann eine technische Lebensdauer von Bentonitmatten im Bereich tausender Jahre angenommen werden (Rowe 2005).

Die Wahrscheinlichkeit einer Schädigung der Bentonitmatten (=Erhöhung der Durchlässigkeit) durch chemische Unverträglichkeiten nimmt mit der Konzentration divalenter Kationen (z.B. Ca^{2+} oder Mg^{2+}) in direktem Kontakt stehenden Flüssigkeiten zu, da das Natrium im Bentonit durch diese Kationen ersetzt wird (vgl. Abbildung 5-2). Wie aus Abbildung 5-2 hervor geht, kann dieser Austausch eine Erhöhung der hydraulischen Leitfähigkeit von Bentonitmatten um mehrere Größen zur Folge haben.

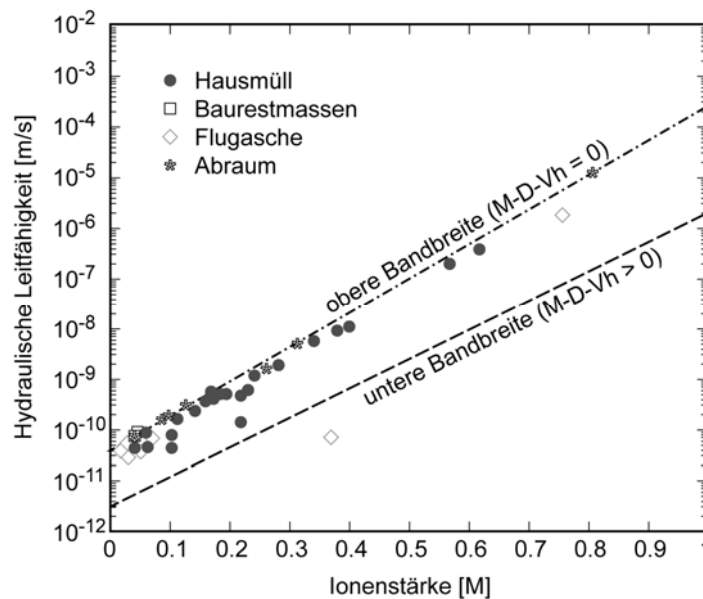


Abbildung 5-2: Zusammenhang zwischen hydraulischer Leitfähigkeit, Ionenstärke und dem Verhältnis monovalenter zu divalenten Kationen ($M-D-V_h$) für geosynthetische Tondichtungen (Quelle: Kolstad (2000) zitiert in National Research Council 2007)

In Bezug auf die Austrocknung von Bentonitmatten gelten die gleichen Überlegungen wie sie bereits für verdichtete Tonschichten angestellt wurden. Gemeinsam mit den Effekten chemischer Unverträglichkeiten kann eine Austrocknung und Rissbildung in Bentonitmatten eine Erhöhung der Durchlässigkeit um bis zu 5 Größenordnungen bewirken. Obwohl Bentonitmatten durch das Schwellen der aktiven Tone grundsätzlich die Fähigkeit zu einer Selbstheilung von Rissen besitzen, kann diese Eigenschaft durch den Austausch von Natrium durch divalente Kationen zunehmend verloren

gehen. Generell gilt, wie bereits für verdichtete Tondichtungen, dass die Austrocknung der Bentonitmatten eine Gefahr für die langfristige Funktionsfähigkeit der Dichtung darstellen kann und daher für ein bestimmtes Dichtungssystem kritisch beurteilt werden muss. In Oberflächenabdeckungen ist außerdem auch der Gefahr einer Durchwurzelung der Bentonitmatte Bedeutung zuzumessen.

Im Hinblick auf das Schadstoffrückhaltepotential und diffusionsgesteuerte Schadstofftransportprozesse entspricht das Verhalten von Bentonitmatten weitgehend dem von verdichteten Tondichtungen. In Anbetracht der deutlich geringeren Dicken von Bentonitmatten (Faktor 10!) sind entsprechende Barrierewirkungen allerdings von reduzierter Bedeutung.

Bentonitmatten stellen bei sorgfältigem Einbau eine wirksame Dichtschicht mit langfristig sehr geringen Durchlässigkeiten dar, solange keine chemischen Unverträglichkeiten oder/und eine Austrocknung und Rissbildung an der Dichtung zu befürchten sind. Abgesehen von der Beständigkeit von Bentonitmatten ist auch die Unempfindlichkeit gegenüber Setzungen ein Vorteil dieser Dichtungselemente, der besonders in Oberflächenabdeckungssystemen zur Geltung kommen kann (Bräcker 2002). In solchen Abdichtungssystemen ist jedoch auf Maßnahmen zum Schutz vor biologischen Einwirkungen und vor Austrocknung der Bentonitmatte großer Wert zu legen.

5.1.4 Asphalt- und Asphaltbetondichtungen

Asphaltdichtungen und Asphaltbetondichtungen bestehen in der Regel aus einem bitumenhaltigen Bindemittel und Sand als mineralischem Zuschlagstoff. Sie sind praktisch dicht gegenüber advektiver Durchströmung und können diese Eigenschaft auch über lange Zeiträume aufrecht erhalten. In Bezug auf die Dauerhaftigkeit werden oft ähnliche Zeitspannen angeführt wie für Kunststoffdichtungsbahnen (vgl. Bräcker 2002). Asphaltdichtungen sind robust gegenüber mechanischen Belastungen, biologischen Einwirkungen (Wurzeln, Wühltiere) und auch Austrocknung spielt für diese Dichtung keine Rolle. Problematisch in Bezug auf die Effektivität von Asphaltdichtungen sind vor allem Materialunverträglichkeiten, wobei besonders der chemische Angriff durch Kohlenwasserstoffe von Bedeutung ist, da diese in konzentrierter Form zu einer Zerstörung der Dichtung führen können (Simon und Müller 2004). Außerdem sind nur geringe vertikale Verschiebungen der Asphaltdichtung gegeneinander zulässig, da es sonst zu Rissen kommen kann.

Asphaltdichtungen können in Dichtungssystemen anstatt von Kunststoffdichtungsbahnen verwendet werden und verfügen, unter der Voraussetzung einer ordnungsgemäßen Installation und Konzeption, auf lange Sicht über eine hohe Dichtwirkung.

5.1.5 Dränageschichten

Dränageschichten können mineralisch aufgebaut sein (z.B. aus Kies) oder aus Geotextilien (in der Regel aus Polyethylen oder Polypropylen) bestehen. Sie dienen generell zur Ableitung (durch geringeren Fließwiderstand als begrenzende Schichten) von Gas oder Sickerwasser an der Deponiebasis bzw. innerhalb der Oberflächenabdichtung (vgl. Abbildung 5-1).

Durch den Abbau hydraulischer Gradienten stellen Dränageschichten in Bezug auf Sickerwässer und infiltrierte Niederschlagswässer ein wesentliches Element des Deponiedichtungssystems dar. Dementsprechend ist eine hohe hydraulische Leitfähigkeit gemeinsam mit einer ausreichenden Mächtigkeit das Hauptqualitätskriterium in Bezug auf die Effektivität dieser Schichten. Wohingegen kurzfristig vor allem eine zu geringe Kapazität der Dränageschicht, ausreichende Filterstabilität gegenüber angrenzenden Schichten, sowie die eigentliche Standsicherheit von Bedeutung sind, stellen mittel- und langfristig vor allem die Verstopfung der Dränage- bzw. Filterschicht durch den Eintrag von Feinteilen, biologisches Wachstum und Ausfällungsreaktionen ein potentiell Problem dar (National Research Council 2007). Für Geotextilien kommt außerdem noch die Gefahr einer zunehmenden Kompression der Dränageschicht hinzu, welche ebenfalls mit einer Reduktion der Entwässerungskapazität verbunden ist.

Die Verstopfung von Sickerwasserentwässerungsschichten in Deponien mit organischen Abfallanteilen wird in der Regel durch die Bildung eines Biofilms an Mikroorganismen auf der Oberfläche der Dränageschicht initiiert. Die Sickerwässer enthalten organische Säuren und Nährstoffe, welche ein weiteres Wachstum des Biofilms, bis zu einem vollständigen Verschließen von Zwischenräumen, fördern können. Außerdem tragen Anlagerungen suspendierter Feststoffe im Sickerwasser sowie chemische Ausfällungen (v. a. CaCO_3 , das für typische Hausmüllsickerwässer 20 - 30 % des eingelagerten Materials in Dränageschichten ausmachen kann) zu einem Verschließen der Zwischenräume in der Dränageschicht bei (Rowe 2005). Generell besteht noch erheblicher Forschungsbedarf in Bezug auf das Zusammenwirken der verschiedenen Verstopfungsmechanismen – es gilt jedenfalls, dass diese eine Reduktion der hydraulischen Leitfähigkeit von Dränageschichten um bis zu 8 Größenordnungen bewirken können und demnach einen kritischer Faktor im Hinblick auf die längerfristige Funktionstüchtigkeit von Dränageschichten darstellen. Bei mineralischen Dränageschichten spielt die Korngröße und Kornabstufung eine bedeutende Rolle in Bezug auf die Verstopfungsgefahr. Je größer und gleichartiger die Körner der Dränageschicht sind, desto geringer ist die Gefahr einer Reduktion der hydraulischen Leitfähigkeit aufgrund von Verstopfung, da mit zunehmender Korngröße die spezifische Oberfläche für die Biofilmbildung abnimmt (Rowe 2005). Dementsprechend konnte bei sandigen Sickerwasserdränageschichten bereits nach

kurzer Zeit (wenige Jahre) eine signifikante Reduktion der Durchlässigkeit durch Verstopfungen beobachtet werden (Rowe 2005). Aus bisherigen Untersuchungen (im Labor und unter Feldbedingungen) kann, je nach Design, Wartungsintensität, Sickerwasserfrachten (v. a. organische Säuren und Kationen (wie Ca^{2+})), eine technische Lebensdauer von Dränageschichten im Bereich weniger Jahre bis zu vielen Jahrzehnten abgeschätzt werden.

Im Hinblick auf die Langzeitbeständigkeit ist für geotextile Drainageelemente auch noch nicht klar, inwieweit ein Kriechen der Kunststoffelemente und andere Alterungsprozesse ein Problem darstellen können (Simon und Müller 2004). Aufgrund der geringeren Schichtdicken, der industriell geprüften Qualität und der einfachen Installation weisen diese aber auch Vorteile auf, die besonders bei einer Verwendung in Oberflächenabdeckungssystemen relevant sein können.

Generell gilt, dass bei einer sorgfältigen Konzeption (evtl. Kombination geotextiler Schutzelemente mit mineralischen Dränageschichten) und Wartung Dränageschichten über viele Jahrzehnte effektiv wirken können. Nichtsdestotrotz besteht in vielen Fällen die Gefahr der Verstopfung von Dränageschichten durch Biofilmbildung, Einlagerung von Feststoffen und chemische Fällungsreaktionen. Hier gibt es noch Forschungsbedarf, um zuverlässigere Aussagen über die mittel- bis langfristige Funktionsfähigkeit solcher Systeme machen zu können.

5.1.6 Rekultivierungsschicht

Die Rekultivierungsschicht soll die die Dichtungs- und Entwässerungselemente der Oberflächenabdeckung vor negativen Einwirkungen (z.B. Wurzelwachstum, Frost) schützen und stellt den oberflächlichen Abschluss der Deponie zur Wiedereingliederung in die Landschaft am Standort dar. Gemäß der österreichischen Deponieverordnung (2008) ist diese standortkonform mit einer Mindestdicke von 0,5 m auszuführen und sollte sich in Bezug auf die Schichtung am Aufbau eines natürlichen Bodens orientieren. Die Etablierung geeigneter Vegetationsdecken soll Schutz vor Erosion durch Wasser oder Wind bieten. Bei einer langfristigen Betrachtung und in Anbetracht nachlassender Wirksamkeiten der Dichtelemente kommt dieser Schicht herausragende Bedeutung zu. Da sich im Laufe der Zeit standorttypische Pflanzendecken einstellen werden, in vielen Fällen Wald, sollte eine Rekultivierungsschicht bereits im Hinblick auf die Anforderungen einer solchen Vegetation ausgerichtet werden. Kritische Aspekte in diesem Zusammenhang stellen unzureichende Wasserspeicherkapazitäten, ungeeignete Substratbedingungen für die standorttypische Vegetation, sowie die Bildung von Rissen und Spalten, die eine erhöhte Infiltration zur Folge haben können, dar. Je nach örtlichen Gegebenheiten empfiehlt Bräcker (2002) daher Rekultivierungsschichtstärken von 1,5 – 3 m, wobei Mächtigkeiten unter 2 m nur in Verbindung mit Maßnahmen zur Begrenzung des

Tiefenwurzelwachstums ausgeführt werden sollten. Da die Rekultivierungsschicht über sehr lange Zeiträume das wesentliche Schutzelement einer Oberflächenabdeckung darstellt, muss sie auch in Bezug auf diese Funktionserfüllung konzipiert werden, was die Aufrechterhaltung eines dauerhaft ausgeglichenen Wasserhaushaltes bei standorttypischer Vegetation bedeutet.

5.1.7 Weitere Komponenten von Dichtungssystemen

Zur Begrenzung und zum Schutz einzelner Dichtungskomponenten werden oft Geotextilien in Form von Fliesen, Gittern oder Matten eingesetzt. Falls diese Elemente essentiell für die technische Lebensdauer des Dichtungssystems sind (z. B. Durchwurzelungsschutz einer mineralischen Oberflächendichtungsschicht), so ist dies bei einer entsprechenden Funktionsbeurteilung zu berücksichtigen.

An Böschungen kommen in Oberflächenabdeckungen auch Kapillarsperren zum Einsatz – diese bestehen aus einer Kapillarschicht (feinkörniges Material) über einem Kapillarblock (grobkörniges Material, z. B. Kies). Die Kapillarschicht besitzt eine höhere ungesättigte hydraulische Leitfähigkeit als der Kapillarblock und leitet daher eindringendes Wasser ab ohne das dieses in den darunter liegenden Kapillarblock eindringt (solange keine Wassersättigung erfolgt). Besitzt die Kapillarsperre eine geeignete Korngrößenabstufung, ein ausreichendes Gefälle, und eine ausreichende hydraulische Leitfähigkeit, dann kann mit dieser Schicht ein vollständiger Barriereeffekt erzielt werden (Simon und Müller 2004). Allerdings sind effektive Kapillarsperren schwierig zu konzipieren, was die Notwendigkeit einer Funktionsüberwachung im Feld unterstreicht. Die größten Vorteile dieser Schicht sind die nicht vorhandene Austrocknungsgefährdung und die Standsicherheit auf stark geneigten Böschungen (Bräcker 2002).

Eine Mischung aus Sand (ca. 90%), Bentonit (ca. 10%) und Polymerbeimengungen (>0,2%) stellt eine spezielle Art einer mineralischen Dichtung dar (Markenname: Trisoplast). Eine 10 cm dicke Schicht weist äquivalente bzw. geringere Durchlässigkeiten auf als eine 50 cm dicke verdichtete Tonschicht. Die hergestellte Dichtungsschicht zeichnet sich durch sehr geringe Durchlässigkeit, hohe rissfreie Verformbarkeit, unproblematisches Austrocknungsverhalten und Alterungsbeständigkeit aus (Bräcker 2002). Aufgrund des einlagigen Einbaues sind bei der Installation solcher Schichten strenge Qualitätskriterien anzuwenden. Außerdem ist zu prüfen inwieweit es durch Kationenaustauschprozesse und chemische Unverträglichkeiten zu einer Funktionseinschränkung solcher Dichtungsschichten kommen kann. Hier besteht dementsprechender Forschungsbedarf.

Generell ist für Komponenten eines Dichtungssystems die Eignung zur Erfüllung der zugeordneten Funktion nachzuweisen und anhand klar definierter Anforderungskriterien überprüfbar zu machen.

Eine erschöpfende Darstellung potentieller Dichtungskomponenten ist aufgrund verschiedenster Systeme und innovativer Aufbauten nicht möglich. Die in diesem Abschnitt diskutierten Systemkomponenten stellen aber die gebräuchlichsten Elemente bestehender Dichtungssysteme dar, für die in Bezug auf deren Funktionsfähigkeit jeweils wissenschaftliche und technische Grundlagen dargestellt wurden.

5.2 Zuverlässigkeit von Oberflächenabdeckungssystemen

Die Funktionen einer Deponieoberflächenabdeckung bestehen in der dauerhaften Kontrolle/Minimierung des Eintrages von Niederschlagswässern, in der Minimierung unkontrollierter Freisetzung von gegebenenfalls produziertem Deponiegas in die Atmosphäre, sowie in der Gewährleistung einer standortgerechten Nachnutzung. Außerdem dient eine Oberflächenabdeckung auch dem Verhindern von Windverfrachtungen (Staub und Abfallbestandteile), der Reduktion von Geruchsbelästigungen und wirkt der Anlockung von Vögeln und Nagetieren entgegen – die letztgenannten Funktionen spielen in der weiteren Diskussion verschiedener Abdeckungssysteme jedoch keine Rolle.

In Abbildung 5-3 ist der Aufbau gemäß Mindestanforderungen der DVO (2008) zur Oberflächenabdichtung von Inertabfall- und Baurestmassendeponien (links) sowie von Massenabfall- und Reststoffdeponien (rechts) dargestellt. Die folgende Diskussion bezieht sich primär auf Dichtungen dieser Art bzw. ähnliche Systeme.

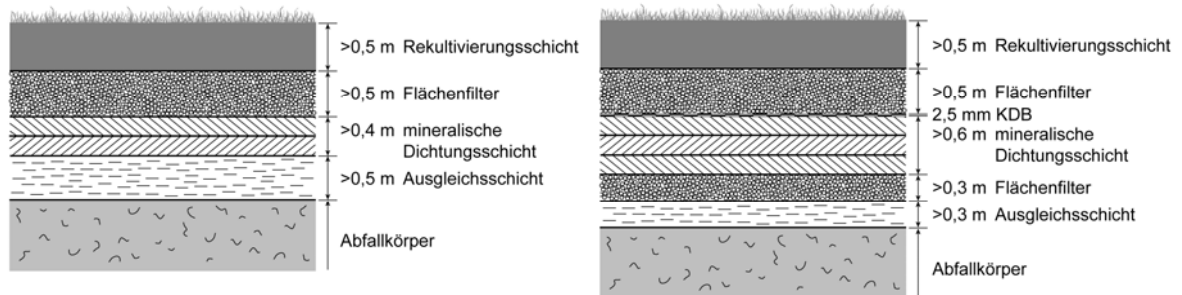


Abbildung 5-3: Regelaufbauten für Oberflächenabdichtungssysteme gemäß der österreichischen Deponieverordnung (2008)

Die Kontrolle der Funktionserfüllung von Oberflächenabdeckungen erfolgt generell anhand eines Kriteriums in Bezug auf den Eintrag an Niederschlagswässern in den Deponiekörper. Beispielsweise gibt die österreichische Deponieverordnung als Kriterium zur Beurteilung der Funktion einer Oberflächendichtung eine maximal erlaubte Sickerwasserneubildungsrate von 5 % des Jahresniederschlages an (DVO 2008). Dieser Wert ist spätestens 5 Jahre nach Aufbringung der Abdichtung einzuhalten und während des verbleibenden Nachsorgezeitraumes jährlich nachzuweisen. In Abbildung 5-4 und Abbildung 5-5 sind Sickerwasserneubildungsraten temporär ab-

gedeckter sowie bereits abgedichteter Deponien ab dem Zeitpunkt der Abdeckung bzw. Abdichtung dargestellt. Aus beiden Darstellungen geht hervor, dass es nach der endgültigen Abdichtung zu einer Reduktion des Sickerwasseranfalles kommt. So reduziert sich bei den Deponien in Abbildung 5-4 mit mineralischer Abdichtung der Sickerwasseranfall nach 5 Jahren auf ca. 5 – 10 % des Jahresniederschlages. Auch die Sickerwassermengen der abgedichteten Deponien in Abbildung 5-5 weisen nach 2 – 4 Jahren bereits eine Abnahme um ca. eine Größenordnung auf und betragen nach 8 Jahren nur noch rund 1 % des ursprünglichen Sickerwasseranfalls.

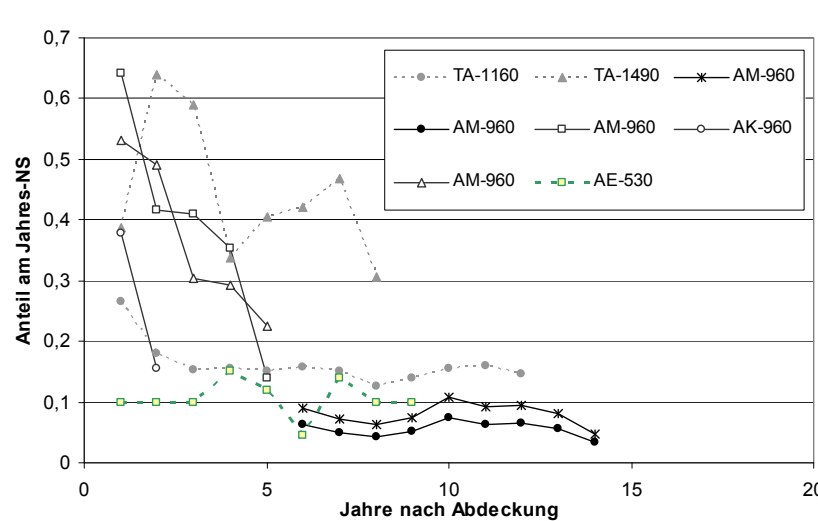


Abbildung 5-4: Sickerwasserneubildung abgedeckter Hausmülldeponien relativ zum jährlichen Niederschlag (Daten beziehen sich auf Standorte im Zuge der Erhebung in Kapitel 4.1.2)
 Anmerkungen: TA - temporär abgedeckt mit Boden, AM – mineralische Abdichtung (meist 50 cm Tonschicht), AK – kombinierte Abdichtung (KDB + Bentonitmatten), AE – Evapotranspirationsschicht als Abdeckung; Zahlenwerte entsprechen dem durchschnittlichen Jahresniederschlag am Standort;

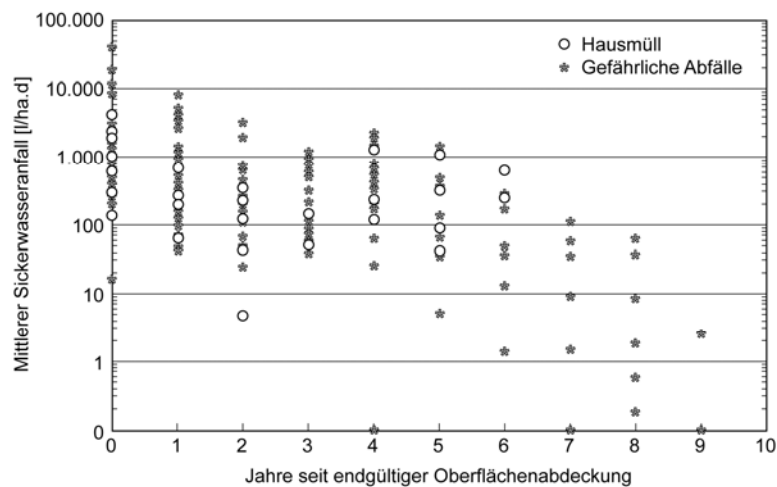


Abbildung 5-5: Mittlerer Sickerwasseranfall geschlossener Deponien nach Installation der Oberflächenabdichtung (Quelle: Bonaparte et al. 2002)

Eine statistische Auswertung von Sickerwasserneubildungsraten an bayerischen Deponien mit einer mineralischen Oberflächenabdichtung (Mindestmächtigkeit der Dichtungsschicht von 50 cm und Durchlässigkeitsbeiwert $k_f < 10^{-8}$ m/s) lies eine relative Sickerwasserneubildung auf diesen Deponien zwischen 10 und 20 % des Niederschlages beobachten (Huber et al. 2002). Aus den Ergebnissen lässt sich folgern, dass Oberflächenabdichtungen die nur mit einer tonmineralischen Dichtungsschicht ausgestattet sind nicht geeignet sind, das Eindringen von Niederschlagswasser in den Deponiekörper dauerhaft zu minimieren. Das bestätigen auch Untersuchungen von Bonaparte et al. (2002) oder Melchior et al. (2002), die anhand von Lysimeterversuchen mit tonmineralischen Oberflächendichtungen festgestellt haben, dass bereits nach wenigen Jahren (2 – 6 Jahren) deutlich mehr als 10 % der Niederschlagswässer in den Deponiekörper infiltrieren. Dementsprechend erscheinen verdichtete Tonschichten als alleinige Dichtelemente in Oberflächenabdichtungen mit dem Ziel einer dauerhaften Minimierung der Sickerwasserneubildung nicht geeignet (vgl. Benson 2001; Bonaparte et al. 2002; Henken-Mellies 2006; Stoffregen et al. 1999), da oft bereits nach wenigen Jahren eine um Größenordnungen höhere Durchlässigkeit zu erwarten ist als es den Systemanforderungen entspricht. Die Ursache für das Versagen der mineralischen Abdichtung ist meist auf die Austrocknung der Tonschicht und dadurch bedingte Rissbildung aufgrund einer zu geringmächtigen Rekultivierungsschicht, Tonschichten mit hoher Plastizität, oder des Eindringens von Pflanzenwurzeln und den damit verbundenen Wasserentzug zurück zu führen. Abgesehen von diesen Faktoren können auch Setzungsvorgänge (organische Abbauprozesse im Abfallkörper, Konsolidierungsprozesse) für die Bildung von Spalten und Rissen in Tondichtungen von Bedeutung sein (vgl. Abbildung 5-6). Dementsprechend erscheint eine Verwendung von Tondichtungen (sowohl verdichtete Tonschichten als auch Bentonitmatten) in Oberflächenabdichtungen als alleiniges Dichtelement kaum geeignet, um langfristig das Eindringen von Niederschlagswässern in den Deponiekörper zu minimieren. Ähnliches gilt auch in Bezug auf die Rückhaltung von Deponiegasemissionen, da Gase relativ ungehindert durch Risse in Folge von Austrocknung und Setzungen entweichen können (Bonaparte et al. 2002). Technische Barriersysteme mit einer Tondichtung als einziges Dichtungselement können nur effektiv sein, wenn ausreichende Schutzmaßnahmen in Bezug auf Austrocknung sowie Wurzelwachstum und andere biologische Prozesse vorgesehen sind, und außerdem keine relevanten Setzungen des Deponiekörpers mehr zu erwarten sind.

Im Gegensatz zu rein mineralischen Oberflächenabdichtungen haben sich Kombinationsdichtungssysteme, klassischerweise bestehend aus einer Kunststoffdichtungsbahn und darunter liegenden Tondichtungsschicht, in Feldversuchen als leistungsfähiges und robustes Dichtungssystem erwiesen (vgl. Benson 2001, Bonaparte et al.

2002). Die beiden Komponenten der Kombinationsdichtung wirken unabhängig voneinander und stellen, bei ordnungsgemäßem Einbau und Design, ein langfristig wirksames Dichtungssystem dar. Die technische Lebensdauer der KDB wird mit einigen 100 Jahren abgeschätzt (siehe Ausführungen in Kapitel 5.1.2), wobei das mineralische Dichtungselement über diese Zeitspanne hinaus (tausende Jahre) wirksam bleiben soll. Um diesem Anspruch zu genügen, darf die KDB in einem Kombinationsdichtungssystem kein notwendiges Schutzelement für die mineralische Schicht sein, da sonst die langfristige Funktionserfüllung ($>> 100$ Jahre) der mineralischen Dichtung nicht zu gewährleisten ist. Auf lange Sicht gilt, dass nach dem Funktionsverlust der KDB, die tonmineralische Dichtung als alleiniges Dichtelement betrachtet (vgl. Stoffregen et al. 1999, Henken-Mellies 2006). Löcher und Fehlstellen der KDB wirken sich auf die Funktionsfähigkeit der Kombinationsdichtung umso geringer aus, je intensiver der Kontakt zwischen KDB und Tondichtungsschicht ist. Bei intaktem Pressverbund führen Fehlstellen nur zu einem lokalen Eindringen von Wasser in die Tondichtung.

Für die Austrocknungsgefährdung der mineralischen Tondichtung in einem Kombinationsdichtungssystem sind, bei voll funktionstüchtiger KDB, vor allem temperaturinduzierte Wassertransportprozesse bei voll funktionstüchtiger KDB von großer Bedeutung (vgl. Stoffregen et al. 1999). Die Deponie als Wärmequelle verursacht einen Transport von Wasser zur Unterseite der KDB, wo sich freies Wasser ansammeln kann. Dieses freie Wasser kann gegebenenfalls abfließen und hinterlässt schließlich eine ausgetrocknete mineralische Dichtung. Abgesehen von diesem Phänomen, kann die Wasserströmung in der Tondichtung aber auch jahreszeitlich entgegengerichtet sein – so würde das beschriebene Szenario im Winter eintreten und im Sommer würden durch höhere Temperaturen an der Oberfläche nach unten gerichtete Wassertransportprozesse dominieren, wodurch das Wasser über den Flächenfilter abgeleitet wird und die Tondichtung austrocknen kann. Welche Prozesse dominieren und wie hoch die Austrocknungsgefahr für eine Tondichtungsschicht einzuschätzen ist, ist deponiespezifisch zu beurteilen. Grundsätzlich gilt aber, dass eine Rekultivierungsschicht mit großer Mächtigkeit dem temperaturinduzierten Wassertransport entgegen wirkt. Letztere ist auch als wesentlich im Hinblick auf die Langzeitwirkung der mineralischen Dichtungskomponenten anzusehen, da auf lange Sicht (mehrere hundert Jahre) zu erwarten ist, dass sich im Oberflächenabdichtungssystem standorttypische Wasserhaushaltsschwankungen und biologische Einwirkungen einstellen werden und eine tonmineralische Dichtung nicht mehr von einer KDB gegenüber diesen geschützt werden kann. Basierend auf diesen Feststellungen merkt Henken-Mellies (2006) an, dass die Verwendung tonmineralischen Dichtungen mit hohem Feinkornanteil in Oberflächenabdichtungssystemen generell kritisch zu hinterfragen ist (Austrocknungsgefährdung und Riss-

bildungsanfälligkeit) und allenfalls nur mit Rekultivierungsschichten großer Mächtigkeit (> 2 m) langfristig effektiv sein kann.

Alternativ zur Regel-Kombinationsdichtung bestehen zahlreiche Konstruktionsmöglichkeiten für Kombinationsdichtungssysteme. In Tabelle 5-6 sind einige Aufbauten angeführt, die in Deutschland an Deponien bzw. in Feldlysimeterstudien umgesetzt wurden. Die mittel- bis langfristige Funktion dieser Systeme kann noch nicht beurteilt werden, einzig die Kombination aus mineralischer Dichtung und Kapillarsperre war bereits nach wenigen Jahren ineffektiv.

Tabelle 5-6: Beispiele für gebräuchliche Oberflächenabdichtungssysteme (adaptiert nach Henken-Mellies 2006)

Kombinationsdichtungssystem	Aufbaubeispiele (bis oberhalb der Gasdrainageschicht)
Tonmineralische Abdichtung und Kunststoffdichtungsbahn (KDB) (Regelsystem vgl. Abbildung 5-3)	min. 0,5m Rekultivierungsschicht, min. 0,5 m Flächenfilter, 2,5 mm KDB und 0,6 m mineralische Dichtungsschicht (3-lagig)
Bentonitmatte und KDB	wie für Regelsystem nur mit geosynthetischer Dichtungsbahn statt mineralischer Dichtungsschicht
Trisoplast und KDB	2,0 m Rekultivierungsschicht, 0,3 m Dränageschicht, 2,5 mm KDB, 0,07 m Trisoplast
Kapillarsperre und KDB	2,0 m Rekultivierungsschicht, 0,4 m Kapillarschicht, 0,25 m Kapillarblock, 2,5 mm KDB
Mineralische Dichtschicht und Asphaltabdichtung	1,5 m Rekultivierungsschicht, 0,3 m Dränageschicht, 0,075 m Asphaltabdichtung, 0,2 m mineralische Tragschicht, 0,2 m Kapillarschicht, 0,1 m Kapillarblock
* Mineralische Dichtung und Kapillarsperre	2,0 m Wurzelboden, 0,15 m Dränageschicht, 0,6 m tonmineralische Dichtschicht, 0,3 m Kapillarschicht, 0,15 m Kapillarblock

* Im Großlysimeterversuch hat diese Kombinationsdichtung bereits nach wenigen Jahren fast vollständig ihre Wirksamkeit verloren.

Als alternatives, wartungsarmes Oberflächenabdeckungssystem für Deponien werden auch Evapotranspirationsschichten oder Wasserhaushaltsschichten angewendet. Diese Systeme erlauben in einem größeren Ausmaß Interaktionen zwischen Deponie und Umwelt und entsprechen daher nicht einem Abdichtungs- sondern einem Speicherungssystem (vgl. Tabelle 5-1), wobei der Großteil des Niederschlages durch Verdunstung (vom Boden (Evaporation) bzw. durch die Pflanzen(wurzeln) (Transpiration)) wieder abgegeben wird (siehe Wimmer und Reichenauer 2006). Die Vorteile dieses Systems liegen in der „kontrollierten“ Verminderung des Gefährdungspotentials im Deponiekörper, der äußerst reduzierten Wartungsnotwendigkeit und der langfristigen Aufrechterhaltung der Funktionsfähigkeit (bei standortgerechter Ausführung). Zur Evaluierung solcher Systeme können natürliche Böden am Standort und entsprechende Grundwasserneubildungsraten heran gezogen werden.

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass Oberflächenabdichtungssysteme mit einer alleinigen tonmineralischen Dichtungsschicht in vielen Fällen bereits nach wenigen Jahren Sickerwasserneubildungsraten von 10 – 20 % des Jahresniederschlages beobachten lassen und somit generell keine dauerhafte Minimierung der Infiltration von Niederschlagswasser mit diesen Systemen zu gewährleisten ist. Kombinationsdichtungssysteme erweisen sich dagegen kurz- bis mittelfristig als effektive Dichtungssysteme, die ein Eindringen von Wässern bei sorgfältiger Konstruktion und ordnungsgemäßen Einbau praktisch vollständig verhindern können. Auf längere Sicht (> 100 Jahre) stellt auch für diese Systeme die mineralische Tondichtung das wesentliche Dichtungselement dar, was die Notwendigkeit einer kritischen Prüfung der Austrocknungsgefährdung und Rissbildungsneigung für die Tondichtung zur Beurteilung der Langzeitbeständigkeit des Kombinationssystems unterstreicht. Mineralische Tondichtungen mit hohem Feinkornanteil und zu geringer Überdeckungsschicht (unter 2 m) werden die langfristige Schutzwirkung oft nicht aufrecht erhalten können. Abgesehen von den Regelsystemen gibt es eine Reihe weiterer Oberflächenabdichtungssysteme, die bei einem Einbau auf ihre Gleichwertigkeit zu überprüfen sind. Generell ist die Eignung eines Oberflächenabdichtungssystems stets in Anbetracht der klimatischen Randbedingungen, der Eigenschaften des Deponiekörpers und des jeweiligen Dichtungssystems zu beurteilen. Die Eignung einzelner Elemente ist beispielsweise abhängig von den zu erwartenden Setzungen nach Aufbringung der Oberflächenabdeckung und sollte demgemäß in der Konzeption eines geeigneten Dichtungssystems berücksichtigt werden (vergleiche dazu Abbildung 5-6).

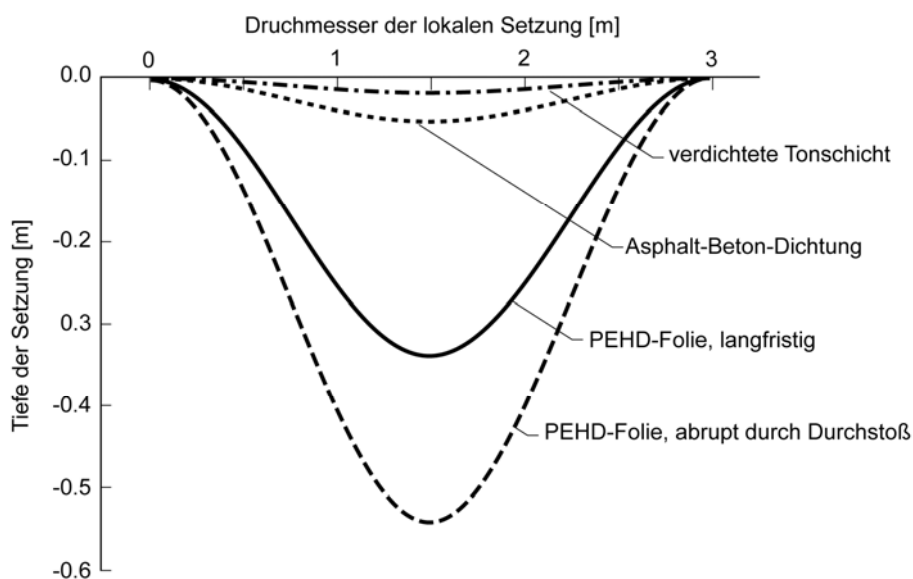


Abbildung 5-6: Tolerierbare lokale Setzungen bezogen auf einen Durchmesser von 3 m und für verschiedene Dichtungsmaterialien (Quelle: Simon und Müller 2004)

Die Effektivität von Oberflächenabdeckungssystemen an Deponien wird meist indirekt anhand von Sickerwasserneubildungsraten (falls effektive Basisdichtung und Sickerwasserfassung vorhanden) oder durch Grundwasserbeobachtungen (häufig bei Altlastensanierungen) beurteilt. Zur rascheren und effizienteren Detektion von Systemversagen sollten zunehmend auch direkte Kontrollsysteme in Oberflächenabdichtungen angewendet werden. Diese erlauben eine flächige Überwachung des Oberflächendichtungssystems durch die Messung physikalischer Größen (wie z. B. elektrisches Potential) und können dadurch unzulässige Wasserdurchtritte durch ein Abdichtungselement nachweisen (BAM 2000). Solche direkten Überwachungssysteme würden demnach eine Reaktion auf nachlassende Wirksamkeiten des Systems erlauben bevor es zu unerwünschten Effekten im Deponiekörper bzw. in umliegenden Umweltkompartimenten kommt.

5.3 Zuverlässigkeit von Basisdichtungssystemen

Die Bandbreite installierter Basisdichtungssystemen reicht, je nach Zeitperiode des Abfalleinbaues und abgelagerten Materialien, vom Fehlen technischer Barrieren über dünne Plastikfolien oder Torfdichtungen bis zu qualifizierten Kombinationsdichtungssystemen (Krümpelbeck 2000), wie beispielsweise in der österreichischen Deponieverordnung beschrieben (DVO 2008) (vgl. Abbildung 5-7). Die Regelsysteme für Inertabfall- und Baurestmassendeponien bestehen aus einer zweilagigen Tondichtung als Dichtungselement (Abbildung 5-7 links), der Regelaufbau für Massenabfall- und Reststoffdeponien beinhaltet sowohl eine Kunststoffdichtungsbahn als auch eine dreilagige Tondichtung (Abbildung 5-7 rechts). Die anschließende Diskussion von Basisdichtungen geht primär auf die beiden dargestellten Systeme ein, da alternative Aufbauten im Hinblick auf die technische Gleichwertigkeit mit diesen Systemen zu beurteilen sind.

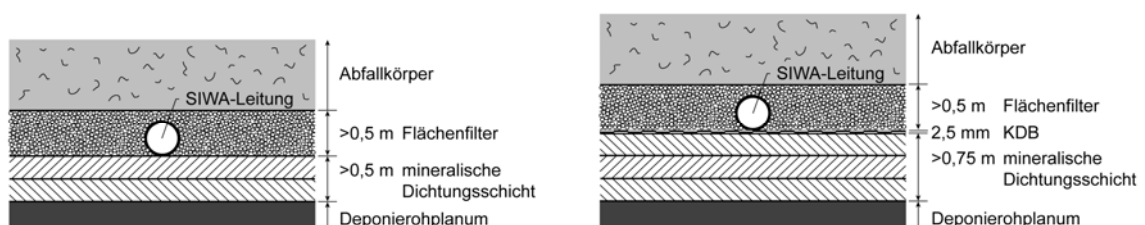


Abbildung 5-7: Regelaufbauten für Basisabdichtungssysteme gemäß der österreichischen Deponieverordnung (DVO 2008)

In Bezug auf Basisdichtungssysteme mit einer tonmineralischen Dichtschicht bzw. auf Systeme deren Funktion auf einer einzelnen Dichtungsschicht beruht sei primär auf die Ausführungen in Kapitel 5.1 verwiesen. Der Sickerwasserdurchtritt für eine Tondichtung als alleiniges Dichtungselement ergibt sich nach dem Gesetz von Darcy (vgl. Tabelle 5-3) aus der hydraulischen Leitfähigkeit der Tondichtung (i. d. R. max. 10^{-9} m/s gefordert) und dem hydraulischen Gradienten (Potential an der Dichtung). Obwohl eine Tondichtung nicht absolut dicht ist, reduziert sie durch sehr geringe Wasserdurchlässigkeit den advektiven Fluss durch die Basisdichtung drastisch. Trotz eines sorgfältigen Einbaues und Überprüfung der Tondichtung, können im Laufe der Zeit Prozesse wie die Rissbildung aufgrund von Schrumpfen/Schwellen, Gefrieren/Tauen, ungleichmäßiger Setzungen des Untergrundes, (temperaturindizierter) Wassertransport und Austrocknung, chemischer Instabilität oder auch mechanischer Instabilität zu einer sekundären Durchlässigkeitserhöhung führen. Für Tondichtungen kann dies eine Steigerung der hydraulischen Leitfähigkeit um mehrere Größenordnungen bedeuten. Für die Beurteilung verschiedener Dichtungen als alleinige Dichtelemente sei aber an dieser Stelle auf die Überlegungen in Kapitel 5.1 verwiesen.

Grundsätzlich ist ein einzelnes Dichtelement nicht so wirkungsvoll wie eine Kombination dieses Elementes mit einer unabhängig wirkenden zweiten Dichtungsschicht. Einen Beleg hierfür liefern beispielsweise Untersuchungen von Bonaparte et al. (2002), die anhand von Daten für Deponien mit zwei untereinander liegenden Dichtungs- und Sickerwasserfassungssystemen Aussagen zur Effektivität des oberen Dichtungssystems (= Primärdichtungssystem) machen konnten. Für reine KDB-Dichtungen liegen die mittleren Sickerwassermengen, die über das Sickerwasserfassungssystem der zweiten Dichtung erfasst wurden, in der Nachsorgephase bei 127 Litern pro Hektar und Tag. Für Kombinationsdichtungen mit einer KDB und einer verdichteten Tondichtung²⁸ beträgt die entsprechende mittlere Sickerwassermenge 64,4 Liter pro Hektar und Tag und für Kombinationsdichtungen mit KDB und Bentonitmatte liegt der mittlere Wert bei 0,3 Liter pro Hektar und Tag. Der beobachtete Sickerwasserdurchtritt bei einer Kunststoffdichtungsbahn war doppelt so groß wie bei einer Kombination mit einer verdichteten Tondichtung (siehe auch entsprechende Fußnote!) und um zwei Größenordnungen höher als bei einer Kombination mit einer Bentonitmatte. Die Wirksamkeit von Kombinationsdichtungssystemen an der Deponiebasis wird auch durch die Auswertungen von Barlaz et al. (2002) (siehe Tabelle 5-7) bestätigt, die für 17 Deponien mit zwei Basisdichtungs-

²⁸ Bei der Installation einer Tondichtung innerhalb einer Kombinationsdichtung an der Basis einer Hausmülldeponie mit einer darunter liegenden Dränageschicht ist eine Austrocknung der Tondichtung innerhalb weniger Jahre durch temperaturinduzierte Wassertransportprozesse zu befürchten (vgl. Stoffregen et al. 1999)

und Entwässerungssystemen eine Effektivität der Primärdichtung zwischen 97,1 % und 99,9 % bezogen auf den Sickerwasseranfall im Deponiekörper ermitteln. Ein Vorteil der kombinierten Anordnung von KDB und Tondichtung ist, dass sich Fehlstellen der KDB bei gutem Kontakt mit der Tondichtung nur lokal auswirken, was die Robustheit des Gesamtsystems gegenüber Löchern in der KDB erhöht. Mangelhafter Kontakt, z. B. durch Falten, kann dagegen die Durchlässigkeit des Dichtungssystems drastisch erhöhen. Je nach Häufigkeit und Lage der Löcher in Bezug auf Falten kann die hydraulische Leitfähigkeit um Größenordnungen höher sein als bei Löchern mit gutem Kontakt (vgl. Rowe 2005). Formeln und Berechnungsansätze für die Berücksichtigung von Löchern in der KDB bei unterschiedlichen Verbundqualitäten finden sich in Rowe (2005), auf diese wird vorläufig nicht näher eingegangen.

Tabelle 5-7: Effektivität der Primärdichtungssysteme an 17 Deponien für die Jahre 1998 und 1999 (aus Barlaz et al. 2002)

Statistische Auswertung*	Sickerwasseranfall [l/(ha * d)]	Sickerwasseranfall nach Primärdichtung [l/(ha * d)]	Dichtungseffektivität [%]
Jahr: 1998			
Mittelwert	159,1	1,0	99,2
Maximum	372,5	4,0	99,9
Minimum	27,4	0,1	98,0
Jahr: 1999			
Mittelwert	117,4	0,8	99,1
Maximum	290,8	2,6	99,9
Minimum	16,3	0,1	97,1

*Daten beziehen sich auf 17 Deponien im U.S.-Bundesstaat New York (alle in Betrieb)

Zusätzlich zur Redundanz des Systems in Bezug auf advective Durchströmung bietet eine Kombinationsdichtung aus KDB und tonmineralischer Dichtung auch eine effizientere Schutzwirkung gegenüber diffusionsgesteuertem Schadstofftransport als dies der Summe der beiden Einzelwirkungen entspricht. Kunststoffdichtungsbahnen wirken zwar als praktisch vollständige Konvektionssperre gegenüber polaren Teilchen (wie z. B. Salze, Metalle, organische Säuren), besitzen aber nur einen geringen Widerstand gegenüber dem Transport von unpolaren Schadstoffen (z. B. flüchtige Kohlenwasserstoffverbindungen). Durch den polaren Charakter der Teilchen in der mineralischen Dichtung werden diese aber dort an einer weiteren Ausbreitung gehindert, was zur Aufkonzentrierung an der Grenzfläche zwischen KDB und Tondichtung führt. Diese Aufkonzentrierung mindert allmählich das Konzentrationsgefälle an den beiden Seiten der KDB ab und der diffusionsgesteuerte Transport dieser Teilchen kommt dadurch zum Erliegen. Nichtsdestotrotz stellt die Diffusion gerade bei sorgfältig konstruierten Dichtungssystemen (sehr geringer advektiver Fluss) den wesentlichen Transportprozess durch das Basisdichtungssystem dar

(National Research Council 2007). In Tondichtungen (ohne darüber liegende KDB) konnten diffusionsgesteuerte Transportdistanzen für Chlorid von 75 cm innerhalb von 4,5 Jahren bzw. von ca. 1 m innerhalb von 15 Jahren beobachtet werden (siehe Rowe 2005). Anhand von Modellrechnungen wurden die entsprechenden Diffusionskoeffizienten im Bereich von $2 - 6 \cdot 10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}$ abgeschätzt, wobei ähnliche Werte auch für natürliche Tonböden typisch sind. Dieser Bereich kann demnach als erste Orientierung zur Abschätzung diffusionsgesteuerter Transportvorgänge dienen (siehe Rowe 2005). Für Kombinationsdichtungssysteme ist (solange die KDB funktionstüchtig ist) vor allem die Diffusion von unpolaren organischen Schadstoffen von Bedeutung, wobei der zuvor erwähnte Verbundeffekt von KDB und Tondichtung eine Ausbreitung effizient verhindern kann. Außerdem ist die Konzentration solcher Verbindungen in Sickerwässern aus Siedlungsabfalldeponien sehr niedrig, was ihre Bedeutung entsprechend in den Hintergrund rückt (National Research Council 2007). Eine sekundäre Austrocknung und die Bildung von Rissen in der Tondichtung von Kombinationsdichtungssystemen sind vor allem durch temperaturinduzierte Wassertransportprozesse möglich. Je höher die Temperatur an der Deponiebasis ist, desto stärker kommt es zu einer Verlagerung von Wasser in tiefere Schichten, was zu einer Austrocknung der Tondichtung führen kann (siehe Erläuterungen in Kapitel 5.1.1). Stoffregen et al. (1999) schlagen für Kombinationsdichtungen deshalb eine deponiespezifische Risikoabschätzung vor, die anhand einer Wasserspannungsmodellierung unter Berücksichtigung der Auflast (je höher die Auflast, desto geringer die Rissbildungsneigung) eine Abschätzung der Rissgefährdung ermöglichen soll.

Ebenso wie die Dichtwirkung an sich, ist auch die Dränage und Sammlung des anfallenden Sickerwassers ein wesentlicher Bestandteil eines effektiven Basisdichtungssystems. Dementsprechend ist die Funktionserfüllung dieser Schicht bzw. ihre technische Lebensdauer in der Beurteilung eines Basisdichtungssystems zu berücksichtigen. Entwässerungssysteme an der Deponiebasis können bei ausreichender Wartung über Jahrzehnte funktionstüchtig sein, werden aber früher oder später je nach Aufbau, Dimensionierung und Sickerwasserbelastung an Durchlässigkeit verlieren (siehe dazu Kapitel 5.1.5), wodurch es an der Deponiebasis zur Ausbildung höherer hydraulischer Gradienten kommen kann.

Wie für Oberflächenabdichtungen gilt auch für Basisdichtungssysteme, dass Dichtungen basierend auf einer einzelnen Dichtungskomponente Schwächen gegenüber Kombinationsdichtungssystemen aufweisen. Kombinationsdichtungen an der Deponiebasis bestehen typischerweise aus einer Kunststoffdichtungsbahn im Pressverbund mit einer Tondichtungsschicht, wobei durch Verbundeffekte (Auswirkung von Fehlstellen der KDB, diffusionsgesteuerter Transport von unpolaren Schadstoffen) die Effektivität des kombinierten Systems größer ist als die Summe der jeweiligen

Einzelwirkungen der Dichtungen. Die Schadstoffdurchdringung eines Kombinationsdichtungssystems kann anhand empirischer, analytischer und numerischer Modelle beschrieben werden (vgl. Rowe 2005), wobei das Dichtungsgesamtsystem (inklusive der Quellstärke) unter dem Hintergrund des Zusammenwirkens der einzelnen Komponenten zu betrachten ist. Um die Effektivität verschiedener Dichtungssysteme im Feld zu beurteilen, sind direkte Messungen, z. B. anhand eines sekundären Entwässerungs- und Dichtungssystems unter einer Primärdichtung, wünschenswert. Bisher beruhen Beurteilungen primär auf der punktuellen Überwachung umliegender Schutzgüter (v. a. Grundwasser), die ein Versagen der Dichtung, wenn überhaupt, erst verzögert anzeigen können. Obwohl die indirekte Überwachung technischer Barrieren in umliegenden Umweltmedien ein wesentliches Element bei der Abwehr von Umweltschäden darstellt, sollten daher in Zukunft verstärkt auch direkte Systeme zum Einsatz kommen, um schneller und differenzierter auf eventuelle Bedrohungen reagieren zu können.

5.4 Bewertung des (Langzeit-)Verhaltens technischer Barriersysteme

Es gibt zahlreiche Möglichkeiten die Funktionserfüllung eines Barriersystems zu beurteilen. So können Oberflächenabdichtungssysteme beispielsweise im Hinblick auf den Niederschlagsanteil der als Sickerwasser an der Deponiebasis anfällt bewertet werden. Die Einhaltung von Designparametern kann anhand von Messungen oder Beobachtungen überprüft werden, z.B. über die Vorgabe von zulässigen Schadstofffreisetzung, Flüssigkeits- oder Gasmengen zu einem bestimmten Zeitpunkt bzw. über einen bestimmten Zeitraum. Außerdem werden oft auch Kriterien in Bezug auf einzelne Komponenten zur Überprüfung der Effektivität herangezogen, solche Kriterien sind beispielsweise Durchlässigkeitsvorgaben für Tondichtungen, Durchlässigkeiten von Dränageschichten, die Dicke einer Kunststoffbasisdichtung oder der maximale Flüssigkeitsstand in einem Flächenfilter. Wohingegen eine Prüfung der Funktion einer bestimmten Komponente während des Einbaues bzw. unmittelbar danach noch relativ einfach möglich ist, sind spätere Beobachtungen oft nur mehr indirekt (z. B. Grundwassersonden zur Überprüfung der Funktion von Basisdichtungssystemen) möglich. In Tabelle 5-8 sind die Ergebnisse einer Studie an 69 U.S.-amerikanischen Deponien, für die Informationen über Probleme an den installierten Abdichtungssystemen vorlagen, zur Art der Funktionsprobleme und deren Ursachen dargestellt. Daraus geht hervor, dass in 45 % der Fälle Stand sicherheitsprobleme oder unzulässige Verschiebungen in den Barriersystemen zu Funktionsstörungen geführt haben. In Bezug auf die betroffenen Dichtungselemente zeigt sich, dass 47 % aller Probleme an Basisdichtungen, 29 % an Oberflächenabdeckungen und 24 % an Sickerwasserfassungssystem zu verzeichnen waren. Die

Ursachen waren in der Hälfte der Fälle im Design der technischen Barrieren, zu ca. 35 % beim Einbau (für Basisdichtungen war dies in 75 % der Fälle die Versagensursache!), sowie zu 14 % im Bereich des Deponiebetriebes zu suchen. Generell unterstreichen diese Auswertungen die Bedeutung strenger Qualitätsanforderungen und -kontrollsysteme für Abdichtungssysteme an Deponien, allerdings ist zu bedenken, dass sich die Daten einerseits „nur“ auf gemeldete Probleme beziehen und andererseits das Alter der untersuchten Deponien in Bezug auf die erwartete Emissionszeitspanne des Abfalls noch sehr niedrig ist.

Tabelle 5-8: Beobachtete Probleme an Deponieabdichtungssystemen, deren relative Bedeutung und die dominierenden menschlichen Einflussfaktoren (nach Bonaparte et al. 2002)

Abdichtungssystem(komponente)	Bedeutung* (%)	Menschlicher Haupteinflussfaktor		
		Design**	Einbau**	Betrieb**
Basisdichtung – Konstruktion	18	1	11	2
Basisdichtung – sekundärer Funktionsabbau	9	3	3	1
Basisdichtungssystem – Standsicherheit	15	9	0	3
Basisdichtungssystem – Verschiebung	5	4	0	0
Sickerwasserdränage – Konstruktion	8	0	6	0
Sickerwasserdränage – sek. Funktionsabbau	6	2	3	0
Sickerwasserdränage – Fehlfunktion	5	2	0	2
Sickerwasserdränage – Betrieb	5	1	0	3
Oberflächenabdeckung – Konstruktion	2	0	2	0
Oberflächenabdeckung – sek. Funktionsabbau	2	2	0	0
Oberflächenabdeckung – Standsicherheit	23	16	2	0
Oberflächenabdeckung – Verschiebung	2	1	1	0

* Insgesamt wurden 69 Deponien untersucht – die Prozentangaben beziehen sich auf die Häufigkeit der angeführten Probleme bei diesen Anlagen

** Die Angaben zu den Einflussfaktoren beziehen sich auf die gemeldete Anzahl von insgesamt 80 Problemen an den 69 Deponien

Die Entwicklung von Modellen zur Abschätzung von Stofftransportprozessen durch technische Barriersystemen beruht einerseits auf dem Verhalten einzelner Komponenten (vgl. Kapitel 5.1) und andererseits auf der Beschreibung des Zusammenwirkens der Einzelelemente im Gesamtsystem. Um adäquate Vorhersagen für ein bestimmtes System machen zu können, sind beide Aspekte in einem entsprechenden Modell abzubilden. Eine Verifikation der Modellergebnisse ist aufgrund der mangelnden Verfügbarkeit entsprechender, direkt gemessener, Felddaten nur in begrenzten Ausmaß möglich, wobei sich die verfügbaren Daten zusätzlich auf einen, im Verhältnis zu den Vorhersagezeitspannen, kurzen Zeitraum von weniger als 30 Jahren beziehen. Nichtsdestotrotz werden in der Folge verschiedene Modellansätze vorgestellt, die eine Beurteilung der dauerhaften Effektivität von technischen Barrieren erlauben sollen.

Für Oberflächenabdeckungen stehen bei der Vorhersage von Stofftransportprozessen Abschätzungen zur Wassermenge die in den Deponiekörper eindringt im Vordergrund. Eines der am weitesten verbreiteten Modelle zur Abschätzung der Durchsickerung von Oberflächenabdeckungssystem ist das HELP-Modell (Schroeder et al. 1994), bei dem jeweils der Wassertransport von Schicht zu Schicht (=Schichtenmodell) berechnet wird. Die vereinfachenden Annahmen in Bezug auf die Wasserströmung in der Oberflächenabdeckung sowie die Eigenschaften der „Barrierschichten“ innerhalb des Modells erlauben keine genaue Nachbildung der komplexen, hydrodynamischen Prozesse die in Oberflächenabdeckungen ablaufen (vgl. National Research Council 2007). Um den Wasserhaushalt in Oberflächenabdeckungen adäquat abzubilden sind kompliziertere Modelle notwendig, die auf der Richard's Gleichung für ungesättigten Wassertransport und Funktionen zur Beschreibung der Saugspannungs-Wassergehalts-Beziehung beruhen (Scanlon et al. 2002), wie dies zum Beispiel bei der Modellierungssoftware HYDRUS-1D (Simunek et al. 1998) der Fall ist. Die Verwendung solcher Modelle bedeutet allerdings auch höhere Anforderungen an Inputparameter und Rechenleistung, wodurch ihre Anwendung mit höherem Aufwand verbunden ist (vgl. Mallants et al. 1999). Nichtsdestotrotz sind auch komplexere Modelle in Bezug auf die Abbildung präferentieller Fließwege in Oberflächenabdeckungen und zeitabhängiger Veränderungen von Systemeigenschaften oder Randbedingungen (z. B. Materialabbau, biologische Prozesse, Klima...) mit Einschränkungen konfrontiert. Derzeit gibt es keine Methoden um die Veränderungen von Materialeigenschaften und das damit verbundene Systemverhalten zuverlässig vorherzusagen, was die Aussagekraft von Langzeitmodellierungen signifikant verringern kann (National Research Council 2007). Eine Möglichkeit zur Berücksichtigung zeitvariabler Systemeigenschaften besteht in der Definition verschiedener Serviceperioden, die von der Intensität schädigender Einwirkungen einerseits und von der Widerstandskraft des installierten Systems andererseits abhängen. Inyang (2004) unterscheidet auf diese Weise eine Anfangsperiode (= technische Barriere praktisch vollständig intakt), eine Zwischenperiode (= erste Mängel an der Barriere feststellbar bzw. zu erwarten) und eine erweiterte Serviceperiode (= Systemverhalten wird durch Mängel dominiert). Die Einteilung in entsprechende Lebenszyklusphasen ermöglicht eine Modellierung für die jeweils maßgeblichen Systemeigenschaften und eine nachträgliche Aneinanderreihung der Modelle entlang der Zeitachse.

Die Modellierung der Sickerwasserdurchströmung von Basisdichtungssystemen basiert bei Kombinationsdichtungssystemen auf der Annahme von Löchern in der Kunststoffdichtungsbahn. Eine eventuell auftretende Faltenbildung der KDB muss dabei berücksichtigt werden, da Falten einen signifikanten Einfluss auf die Wirksamkeit von Löchern in der KDB haben. Dementsprechend zeigt Rowe (2005), dass die

beobachtete Sickerwasserdurchströmung von Primärdichtungssystemen an doppelt abgedichteten Deponien unter der Annahme vorhandener Falten mit plausibleren Annahmen in Bezug auf die Lochdichte möglich ist, als dies ohne eine Berücksichtigung von Falten der Fall wäre. So lassen sich ohne die Annahme von Falten und erhöhter hydraulischer Gradienten an der Basisdichtung beobachtete Sickerwasser- Austrittsraten an U.S.-amerikanischen Deponien nicht plausibel erklären (National Research Council 2007). Abgesehen von empirischen und analytischen Lösungsansätzen kann der Stofftransport durch Basisdichtungssysteme auch anhand numerischer Modelle abgebildet werden. Eindimensionale Modelle können in vielen Fällen ausreichend sein um die Migration von Schadstoffen durch ein Dichtungssystem abzubilden, wobei aber auch mehrdimensionale Modelle breite Anwendung finden (Rowe 1998). Die Berücksichtigung zahlreicher Prozesse (z. B. Sorption, Temperatureffekte, Ionenaustausch, chemische und biologische Prozesse) und die Bestimmung dominanter Transportmechanismen in Advektions-Diffusions-Modellen stellen wesentliche Herausforderungen bei der Modellierung dar. Besonders bei sehr gering durchlässigen Barriersystemen können Diffusionsprozesse gegenüber Advektionsprozessen in Bezug auf den Schadstofftransport dominieren. Ein kritischer Aspekt ist auch für Basisabdichtungssysteme die zeitabhängige Veränderung von Systemeigenschaften bzw. Randbedingungen und deren Einfluss auf die Transportmodellierung. Einerseits betrifft dies die Emissionscharakteristik des Abfallkörpers und andererseits die Lebensdauer der Systemkomponenten der technischen Barriere. Die begrenzte Lebensdauer von Kunststoffdichtungsbahnen (vgl. Tabelle 5-5) und die damit einhergehende veränderliche Belastung einer darunter angeordneten Tondichtung sind beispielsweise in einer Langzeitmodellierung der Barrierefunktion mit zu berücksichtigen. Über den Ansatz unterschiedlicher Funktionsperioden (wie zuvor beschrieben) und anhand qualitativer Beschreibungen des Verlaufs der Barriereeffektivität sowie der Emissionsstärke des Abfallkörpers (darin sind auch Abschätzungen zu infiltrierenden Wässern von der Oberfläche bereits inkludiert) können quantitative Modelle entwickelt werden. In Abbildung 5-8 sind Modellvorstellungen zum Verlauf der Emissionsniveaus an der Außenseite der technischen Barriere und dem Effektivitätsverlust der technischen Barriere dargestellt, wobei je nach Abfallkörper bzw. Dichtungssystem unterschiedliche Annahmen gerechtfertigt sein können. In Abbildung 5-8a) ist die häufig angewendete aber falsche Modellannahme dargestellt (Inyang 2004), dass sowohl das Emissionsniveau als auch der Zustand der technischen Barriere über die Zeit konstant bleiben. Abbildung 5-8b) geht von einer exponentiellen Abnahme der Barrierewirksamkeit mit anfänglich ansteigenden und dann auf hohem Niveau stagnierenden Emissionen aus. Auch in Abbildung 5-8c) folgt der Effektivitätsverlust der Barriere einem exponentiellen Verlauf, jedoch nehmen hier die Emissionen an der Deponieaußenseite

nach Erreichen eines Maximums wieder ab. Wohingegen bei b) von keiner Erschöpfung der Schadstofffreisetzung aus dem Abfallkörper ausgegangen wird, ist dies für c) der Fall, was trotz zunehmendem Effektivitätsverlust der Barriere zu abnehmenden Emissionen aus der Deponie führt. In Abbildung 5-8d) ist schließlich die Vorstellung illustriert, dass die Effektivität der technischen Barriere zunehmend nachlässt und eine praktisch unerschöpfliche Nachlieferung von Schadstoffen aus dem Abfallkörper zu ebenfalls exponentiell ansteigenden Emissionen aus der Deponie führt. Die jeweils zu Grunde liegende Modellvorstellung hat einen entscheidenden Einfluss auf die Risikoabschätzung bei Deponien (Inyang 2004), weshalb die Auswahl basierend auf nachvollziehbaren, wissenschaftlich belegbaren Argumenten erfolgen sollte. Schließlich stellen diese Modellannahmen das Fundament für die Verknüpfung einzelner Modelle und Szenarien im Rahmen der Langzeitbetrachtung dar.

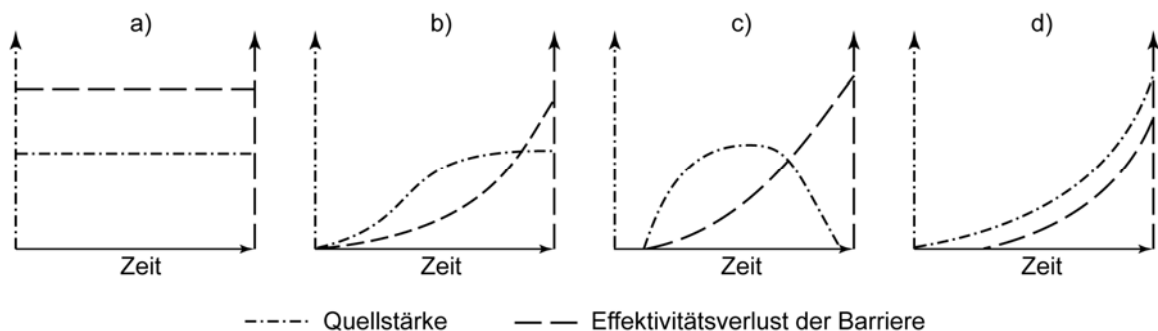


Abbildung 5-8: Modelle zur Beschreibung der Freisetzung von Schadstoffen aus umhüllten Abfallablagerungen in Bezug auf Emissionen an der Außenseite der technischen Barriere und die Effektivität technischer Barriersysteme (nach Inyang 2004)

Eine mögliche Ursache für Effektivitätseinbußen technischer Barrieren können Standsicherheitsprobleme sein (vgl. Tabelle 5-8), wobei zwischen globalem Stabilitätsverlust (z. B. Abrutschen der gesamten Böschung) und lokalem Stabilitätsverlust (z. B. Verformung der Tondichtung und dadurch bedingter Funktionsverlust) zu unterscheiden ist. Abgesehen von den kurzfristigen (während oder direkt nach dem Einbau) und mittelfristigen (z. B. Standsicherheitsprobleme durch unterdimensionierte Entwässerungssysteme) Gefahren eines Standsicherheitsverlustes, bestehen auch im Hinblick auf die langfristige Standsicherheit große Unsicherheiten. Aufgrund nicht vorhandener Beobachtungen können derzeit zwar nur Vermutungen angestellt werden, es ist aber klar das Aspekte wie die langfristige Funktion von Entwässerungssystemen, die Beeinflussung des Abfallscherverhaltens durch zunehmenden Abbau bzw. Alterung, sowie die Haltbarkeit von Polymeren in systemkritischen Geotextilien, für die langfristige Standsicherheit des Systems eine Rolle spielen können. Dementsprechend muss der mögliche Einfluss von Standsicher-

heitsproblemen auch bei Abschätzungen zur dauerhaften Effektivität von Barriersystemen mitberücksichtigt werden.

Insgesamt ist es schwierig aussagekräftige Prognosen zur langfristigen Effektivität von technischen Barrieren zu machen, da es kaum Felddaten zur Kalibrierung und Validierung vorhandener Modelle gibt. Außerdem bewegen sich die Eingangsparameter der Modelle in einem weiten Bereich, was die Beurteilung der Plausibilität von Modellannahmen erschwert. Aufgrund dieser Einschränkungen ist besonders der konsequenten Erhebung und Verbreitung von Messdaten bzw. Überwachungsdaten technischer Barriersysteme große Bedeutung beizumessen (siehe Tabelle 5-9). Eine Verdichtung der Datengrundlage in Bezug auf verschiedene Barriersysteme und immer längere Beobachtungszeitreihen werden zuverlässigere Abschätzungen zu erwartender Funktionsdauern ermöglichen. In diesem Zusammenhang wären vor allem direkte Beobachtungen an den Barrieren für eine Effektivitätsbeurteilung wertvoll, wobei jedoch solche Daten derzeit kaum erhoben werden (vgl. Tabelle 5-9). Bis eine verbesserte Informationsbasis mit zunehmend direkten Beobachtungsdaten besteht, gilt nach wie vor die Aussage von Farquhar und Parker (1989), S. 197) in Bezug auf Beurteilung der Effektivität künstlicher Barrieren: *„Yet we must work with systems whose performance we do not fully understand and can not adequately predict. This dilemma requires that we be conservative in our judgements and vigilant in assessing their impact.“* In diesem Sinne ist festzuhalten, dass Vorhersagen zum Langzeitverhalten technischer Barrieren anhand existierender Daten mit empirischen, physikalischen und chemischen Modellen möglich, aber mit großen Unsicherheiten behaftet sind. Aufgrund der fehlenden Langzeitbeobachtungen wird sich das in absehbarer Zeit nicht ändern.

Tabelle 5-9: Datenbedarf zur Bewertung der Langzeitfunktionalität von technischen Barriersystemen (Quelle: National Research Council 2007)

Parameter *	Messtechnik	Zweck	Häufigkeit & Anordnung
Häufig gemessen, aber Verfügbarkeit sollte verbessert werden			
Sickerwasseranfall	Lysimeter, Sickerwasserfassungssysteme, Messungen an Entnahmeschächten	Effektivität der Oberflächenabdeckung u. Sickerwasserfassung, Belastung der Dichtung	Laufende Erhebung an Ablauf- und Sammelpunkten
Sickerwasserqualität	Chemische Analysen	Belastung der Dichtung	Halbjährliche Messung an den Sammelpunkten
Leckage-Detektionssysteme (LDS)	Flüssigkeitsstände, Piezometer	Effektivität der Primärdichtung	Monatliche Mittelwerte und Maxima an LDS-Ablauf- oder Sammelpunkten
Qualität des Sickerwassers im LDS	Chemische Analysen	Herkunft des Sickerwassers	Halbjährliche Messung an LDS-Sammelpunkten
Defekte an der Kunststoffdichtungsbahn	Elektrische Fehlstellendetektion	Kurzzeitbeständigkeit der KDB	Prüfung an KDB nach Fertigstellung und Einbau der Dränagen
Sickerwasserstand in Schächten	Beobachtungsbrunnen, Piezometer	Flüssigkeitsdruck auf Schachtabdichtungen	Monatsdurchschnitt an den Schächten

Fortsetzung – Tabelle 5-9:

Parameter*	Messtechnik	Zweck	Häufigkeit & Anordnung
Hydraulisches und Konzentrationsgefälle an vertikalen Barrieren	Piezometer, Grundwassermessstellen	Hydraulischer und Konzentrationsgradient, Fluss durch die Barriere	Halbjährlich auf gegenüberliegenden Seiten der Barriere
Physische Konstitution der Abdeckung (Risse, Setzungen, Erosion, Stabilität)	Visuelle Beurteilung, Untersuchungen, Fotografien, Laserscan	Vegetationsdecke, Erosion, Belastung der Barrierschichten	Vierteljährlich und nach Extremereignissen am gesamten Standort
Physische Konstitution vertikaler Barrieren (oberflächlich)	Visuelle Beurteilung	Risse und Setzungen entlang der Fluchtlinie	Vierteljährlich entlang der Barriere
Gasemissionen (oberflächlich)	Messbegehung (FID), Box-Messungen	Effektivität der Gasabdichtung	Monatlich für ein Messpunktenetz
Gasmigration im Untergrund	Messungen in der Deponieumgebung	Effektivität des Dichtungssystems in Bezug auf Gasmigration	Monatlich in versch. Tiefen und Abständen von der Deponie
Grundwassermonitoring (Qualität)	Chemische Analysen	Effektivität des Dichtungssystems, Überwachung der Grundwasserqualität	Halbjährlich an Grundwasserbeobachtungsstellen (je nach Hydrogeologie)
Derzeit kaum gemessen, sollte aber erhoben werden			
Temperatur an Dichtungen	Temperatursensoren	Thermische Belastung der Dichtung	Tägliche Messungen (Min/Max/MW) an multiplen Punkten
Flüssigkeitsdruck über der Dichtung	Flüssigkeitsstand in Schächten/Brunnen, Piezometer	Belastung der Dichtung, Effektivität der Sickerwasserfassung	Monatliche Maxima und Mittelwerte an repräsentativen Punkten
Durchsickern der Dichtung	Sickerwassersammlung in Lysimetern Geophysikalische Methoden (z.B. elektrische Bilderzeugung anhand von Gastracern), Flüssigkeitsstand und chemische Konzentrationen an Barrieraußenseiten	Fluss durch die Fläche über dem Lysimeter	Monatsmengen an einfach gedichteten Deponien
Defekte an vertikalen Barrieren	Bohrkerne und Probenahme, in-situ Überprüfung	Funktion der Barriere	Bei Fertigstellung und nachfolgend periodische Überprüfungen
Veränderung der hydr. Leitfähigkeit von vertikalen Barrieren	Überprüfung von Teststreifen**	Alterung der Geomembran	Alle 5 Jahre an zugänglichen Punkten mit Teststreifen (Abdeckung und Schächte)
Geomembranoxidation	Überprüfung von Teststreifen	Qualitätsverschlechterung der Bentonitmatte	Alle 3 Jahre an entsprechenden Testmatten

*Zusatzinformationen wie Niederschlag, Temperatur, Betriebsinformationen, Lage... sind essentiell
**Teststreifen sind lose Teile der Kunststoffdichtungsbahn die im Sickerwasserschacht zu Testzwecken entnommen werden können

5.5 Abschätzung der zukünftigen Barrierefunktion

Die Effektivität der technischen Barriere einer Deponie kann anhand verschiedener Kenngrößen beurteilt werden und wird von zahlreichen Faktoren beeinflusst. Aufgrund der beschränkten technischen Lebensdauer verschiedener Barrierekomponenten nimmt die Barrierefunktion mit der Zeit ab. Die Abnahmerate ist einerseits von der Widerstandsfähigkeit des Barriersystems und andererseits von der Intensität negativer Einwirkungen auf die Barriere abhängig. Die Grundlagen zur Beurteilung der Effektivität technischer Barrieren und zur Abschätzung entsprechender Servicezeiträume wurden in den vorhergehenden Abschnitten dieses Kapitels beschrieben. In diesem Abschnitt werden wesentliche Faktoren vorgestellt, deren Bewertung als Basis zur Abschätzung der zukünftigen Funktion eines Barriersystems herangezogen werden kann. Solche Abschätzungen bilden in weiterer Folge die Grundlage für die Entwicklung unterschiedlicher Emissionsszenarien zur Illustration des Effektes reduzierter Barrierewirkungen.

Da eine kontinuierliche Vorhersage der Barrierefunktion aufgrund der großen Unsicherheiten sehr schwierig ist, wird die Funktion jeweils für definierte Serviceperioden ermittelt. Je nach Zeitraum für den die Beurteilung durchgeführt wird, können die dominanten Faktoren, die zu einem Versagen der Barriere beitragen, unterschiedlich sein. Das logische Zusammenwirken einzelner Faktoren bzw. Ereignisse in Bezug auf die Funktion der technischen Barriere wird im Rahmen dieses Abschnittes anhand von Fehler- bzw. Ereignisbaumanalysen dargestellt und diskutiert. Basierend auf diesen Analysen werden mit Hilfe von Expertenbefragungen wesentliche Faktoren zur Beurteilung der zukünftigen Funktion von Deponiedichtungen für unterschiedliche Zeitperioden angeführt und im Hinblick auf die Entwicklung von Emissionsszenarien diskutiert. Die Entwicklung solcher Szenarien wird in Kapitel O erläutert.

5.5.1 Versagen der technischen Barrieren

Bevor eine Beurteilung der zu erwartenden Funktion einer technischen Barriere durchgeführt wird, ist zu definieren welches Serviceniveau eine Barriere (in einer bestimmten Zeitperiode) erreichen soll und was demnach ein Versagen darstellen würde. Im Rahmen der folgenden Analysen wird das Versagen der Dichtung mit dem signifikanten Zutritt von Wasser (Oberflächenabdichtung) bzw. mit der signifikanten Durchströmung der Basisdichtung beschrieben. Diese vage Formulierung wurde gewählt, da es primär um eine Darstellung der Mechanismen geht, die bei Effektivitätseinbußen der Dichtungssysteme eine Rolle spielen können und nicht um eine Abschätzung des genauen Ausmaßes dieser Einbußen. Um die Bedeutung ein-

zelter Ereignisse und Mechanismen zu verstehen und ihren Beitrag zum Versagen eines Dichtungssystems abzuschätzen, werden diese anschließend im Rahmen von Fehlerbaumanalysen logisch miteinander verknüpft.

Die Fehlerbaumanalyse ist ein Werkzeug, das die Analyse eines System in Bezug auf das Auftreten eines bestimmten, ungewünschten Zustandes in Anbetracht verschiedener Einflussfaktoren erlaubt (Stamatelatos et al. 2002). Obwohl ursprünglich entwickelt um die Versagensanfälligkeit komplizierter technischer Produkte zu beurteilen und zu reduzieren, ist eine Anwendung genauso für andere Systeme möglich. Fehlerbaumanalysen eignen sich unter anderem zur qualitativen Analyse komplexer Systeme in Bezug auf das Auftreten ungewünschter Zustände sowie zur Identifikation dominanter Faktoren oder Kombinationen dieser, die zu einem bestimmten Zustand führen können. Obwohl ein Fehlerbaum eigentlich kein quantitatives Systemmodell darstellt, kann das qualitative Modell anhand probabilistischer Verfahren quantifiziert werden und somit eine quantitative Aussage über das Auftreten des betrachteten ungewünschten Systemzustands ermöglichen (vgl. Stamatelatos et al. 2002).

Die Fehlerbaumanalyse basiert auf der logischen Verknüpfung verschiedener Ereignisse, die zum Auftreten des definierten ungewünschten Systemzustandes (=Top-Ereignis) beitragen können. In Abbildung 5-9 sind wesentliche Symbole der Fehlerbaumanalyse dargestellt und bezeichnet. Das Fehlerbaum-Beispiel zeigt die Verbindung der einzelnen Ereignisse anhand unterschiedlicher Verbindungselemente (=Gatter). Diese sogenannten Gatter, definieren das Verhältnis untergeordneter Ereignisse in Bezug auf das Auftreten eines übergeordneten Ereignisses, wobei sie die Fortpflanzung eines Fehlers im Baum nach oben erlauben oder auch blockieren können. Dementsprechend ist das übergeordnete Ereignis der Output des Gatters und die untergeordneten Ereignisse die Inputs.

Die Symbole in Abbildung 5-9 werden in der Folge verwendet (siehe Abbildung 5-10 und Anhang C) um das Zusammenwirken einzelner Ereignisse in Bezug auf die eingeschränkte Funktion von Deponiedichtungen anhand von Fehlerbäumen zu analysieren. Die dargestellten Fehlerbäume beinhalten primär Ereignisse, die aufgrund von Design, Ausführung, Betrieb und Alterungsprozessen (bzw. kontinuierlicher Exposition) zu einem Versagen der Dichtung beitragen können. Extremereignisse und Unfälle (z.B. ungewolltes Aufgraben der Dichtung) sind beispielsweise nicht in den Fehlerbäumen berücksichtigt worden. Dementsprechend soll die Fehlerbaumanalyse den Einfluss der Normalbedingungen am Standort auf die Funktion der Dichtung abbilden. Einerseits ermöglicht die logische Verknüpfung unterschiedlicher Ereignisse die zum Versagen einer Dichtung beitragen können ein vertieftes Systemver-

ständnis und die Identifikation wesentlicher Einflussfaktoren, andererseits können den einzelnen Ereignissen standort- und zeitperiodenspezifische Eintrittswahrscheinlichkeiten zugewiesen werden und ermöglichen somit eine Abschätzung der Versagenswahrscheinlichkeit des entsprechenden Systems in der betrachteten Zeitperiode.

In Abbildung 5-10 ist der Fehlerbaum für signifikanten Wasserzutritt in einen Deponiekörper mit einer Kombinationsdichtung an der Oberfläche dargestellt. Die Wahrscheinlichkeit für das Auftreten von Basisereignissen kann anhand der Evaluierung verschiedener Einflussfaktoren in der jeweiligen Serviceperiode bzw. anhand des Systemverhaltens in vorhergehenden Zeitperioden abgeschätzt werden. So wird beispielsweise für das Basisereignis 7 abgeschätzt, ob der Deponiekörper in der betreffenden Serviceperiode genügend Wärme erzeugt, sodass ein ausreichender Gradient für den Wärmetransport von der Quelle zur Dichtung besteht. Für Basisereignis 14 ist die Wahrscheinlichkeit abzuschätzen, dass die Vegetation am Standort Wurzeltiefen aufweist, die die Rekultivierungsschicht durchdringen können. Die Zuordnung von Wahrscheinlichkeiten zu den Basisereignissen ermöglicht schließlich eine probabilistische Auswertung des Fehlerbaums und somit die Ermittlung einer Eintrittswahrscheinlichkeit für das betrachtete Versagensereignis (vgl. Boerboom et al. 2003). Bei der Ermittlung der Eintrittswahrscheinlichkeiten ist auf Konsistenz zu achten, d.h. die Wahrscheinlichkeit des Eintretens eines Ereignisses p_E entspricht eins minus der Wahrscheinlichkeit, dass das Ereignis nicht eintritt ($\rightarrow p_E = 1 - (1 - p_E)$). So ist zum Beispiel die Wahrscheinlichkeit für das Eintreten eines Ereignisses C, das auftritt wenn Ereignis A ($p_A = 0,3$) oder Ereignis B ($p_B = 0,4$) eintritt: $p_C = 1 - (1 - p_A) * (1 - p_B) = 0,58$. Die Wahrscheinlichkeit für C beruht somit darauf, dass für den Fall das A und B nicht eintreten auch C nicht eintritt.

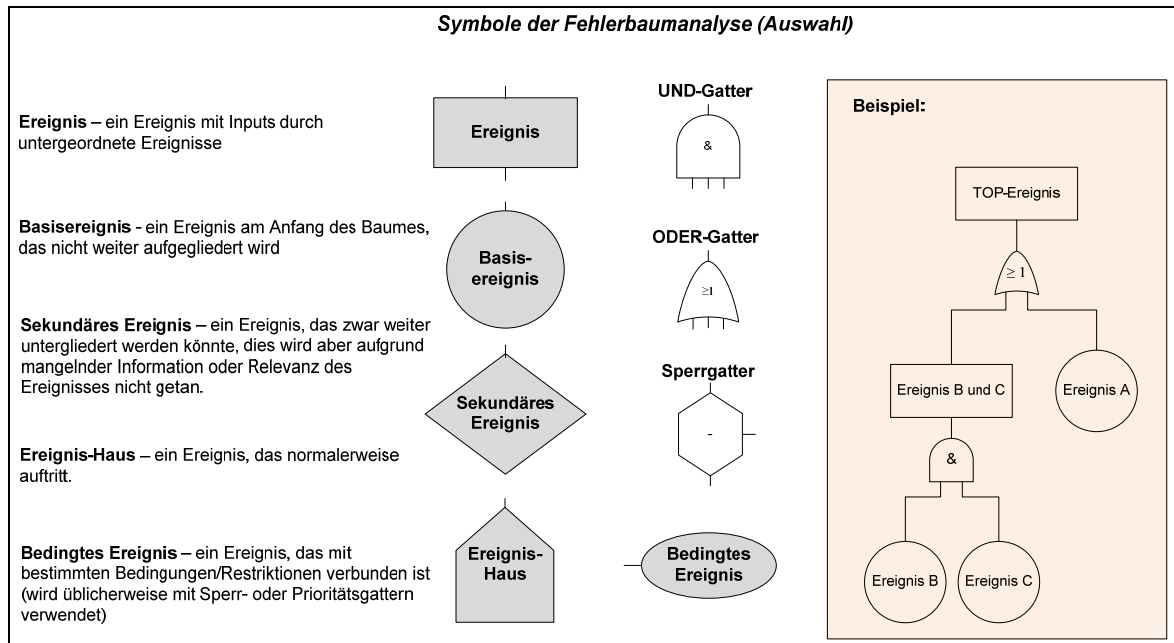


Abbildung 5-9: Ausgewählte Symbole der Fehlerbaumanalyse, die im Zuge der nachfolgenden Systembetrachtungen für Deponiedichtungen verwendet wurden (nach Stamatelatos et al. 2002)

Wie aus Abbildung 5-10 ersichtlich, kann anhand eines Fehlerbaumes das Zusammenwirken verschiedener Ereignisse im Hinblick auf das Versagen eines Dichtungssystems analysiert werden (weitere Fehlerbäume zur Analyse des Versagens ausgewählter Deponiedichtungssysteme sind in Anhang C angeführt). Entsprechende Analysen sind für unterschiedliche Zeitperioden durchzuführen, da sich sowohl durch andauernde Einwirkungen (z.B. Ablagerungen im Dränagesystem) als auch durch die Veränderung von Standortbedingungen (z.B. Setzungen, Vegetation usw.) die Eintrittswahrscheinlichkeit einzelner Ereignisse bzw. die jeweils dominanten Faktoren ändern können.

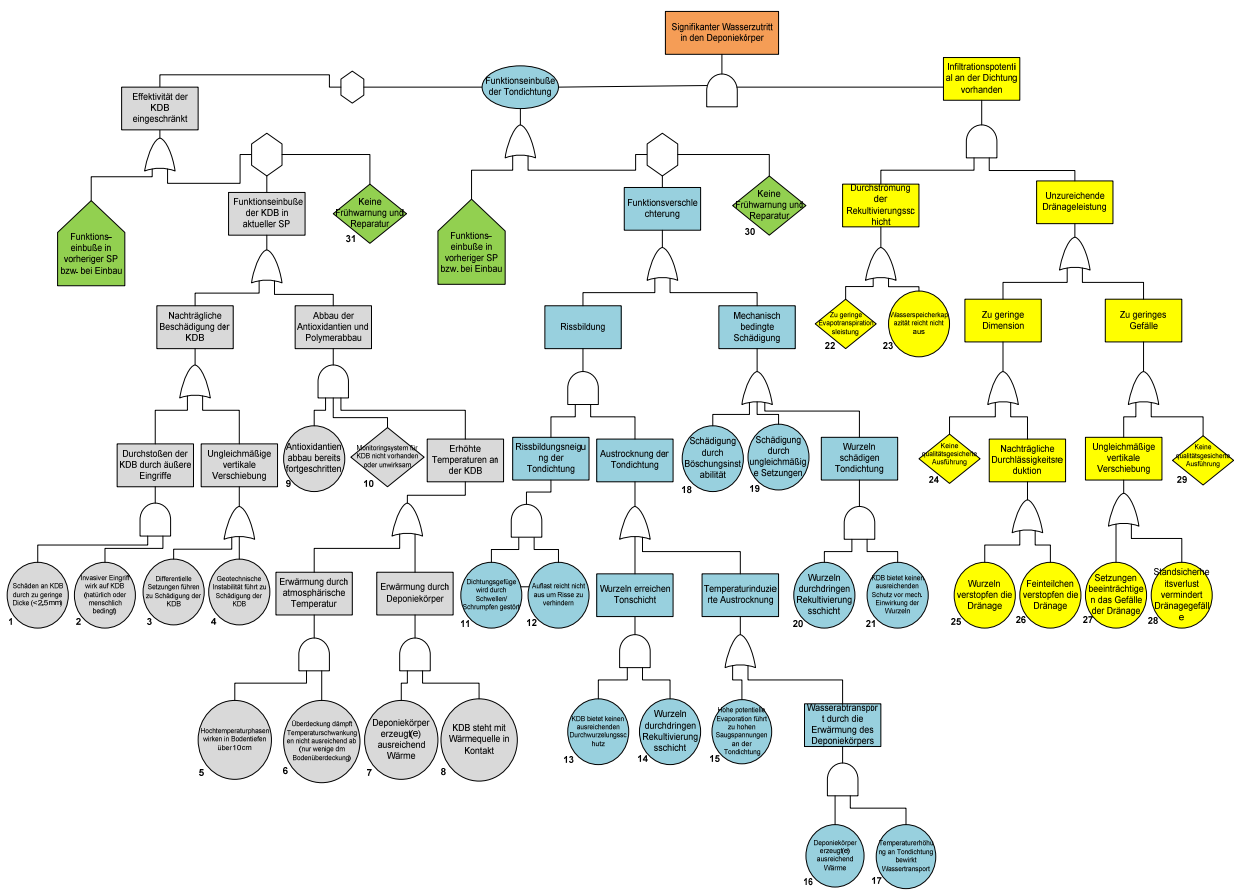


Abbildung 5-10: Exemplarische Darstellung eines Fehlerbaumes für das Versagen eines Kombinationsdichtungssystems an der Deponieoberfläche für eine bestimmte Serviceperiode

Durch die mangelhaften Kenntnisse in Bezug auf das langfristige Verhalten von Deponiesichtungssystemen (Beobachtungen im Echtmaßstab existieren für wenige Jahrzehnte, vgl. National Research Council 2007), die komplexen Prozesse, die zum Versagen eines Dichtungssystems führen, sowie die Unkenntnis zukünftiger Bedingungen bestehen große Unsicherheiten bei der Ermittlung von Eintrittswahrscheinlichkeiten für die Fehlerereignisse. Somit kommt der Einschätzung bzw. der Werthaltung des Evaluierenden große Bedeutung zu (cf. Inyang 2004), wobei die Bewertung auf der Analyse der aktuellen Situation und Annahmen über zukünftige Einwirkungen und die Widerstandskraft der technischen Barriere basiert. Da die Bedeutung einzelner Faktoren für die Funktionsfähigkeit bzw. das Versagen einer Dichtung nicht eindeutig festzulegen ist, handelt es sich dabei um qualifizierte Schätzungen, die derzeit nicht verifizierbar sind. Aus diesem Grund stellen Experteneinschätzungen eine wertvolle Basis zur Ermittlung des Einflusses verschiedener Faktoren auf die Funktion einer Dichtung dar. Im folgenden Abschnitt werden Ergebnisse einer entsprechenden Befragung von Experten im Bereich technischer Barrieren an Deponien dargestellt und diskutiert.

5.5.2 Expertenbefragung zu wesentlichen Faktoren für die dauerhafte Effektivität technischer Barrieren

Um Einschätzungen zur Bedeutung verschiedener Faktoren für die Funktion technischer Barrieren in unterschiedlichen Zeitperioden zu erhalten, wurde eine Expertenbefragung durchgeführt. Insgesamt wurden 23 Experten in Österreich und Deutschland eingeladen sich an der Umfrage zu beteiligen, wobei die Auswahl einerseits basierend auf fachlicher Kompetenz (Geotechnik, Deponietechnik) und andererseits unter dem Gesichtspunkt unterschiedlicher Akteure (z.B. Behörden, Forschung, Bauunternehmen) vorgenommen wurde. Von 13 Experten wurde schließlich ein ausgefüllter Fragebogen innerhalb des vorgegebenen Zeitraums zurück gesendet (= Rücklaufquote von 56,5%). Eine Beschreibung der Aufgabenstellung an die Experten und die Auswertung der ausgefüllten Formulare findet sich in Anhang D. Aus Platzgründen werden die Auswertungen in diesem Abschnitt nur exemplarisch für eine Kombinationsabdichtung an der Deponieoberfläche dargestellt.

In Tabelle 2 sind die Einflussfaktoren angeführt, denen je nach ihrer Bedeutung in der betrachteten Zeitperiode von den Experten Gewichtungen zuzuordnen waren. So bezieht sich beispielsweise der Faktor „Beobachtete Funktion der Barriere (Status Quo)“ auf die Bedeutung der aktuell (= zum Zeitpunkt der Bewertung) beobachteten Barrierefunktion für die Vorhersage der Funktion in zukünftigen Zeitperioden.

Die Faktoren in Tabelle 5-10 stehen außerdem mit den Ereignissen in Zusammenhang, die aufgrund ihres Einflusses auf das Versagen der technischen Barriere im Rahmen der Fehlerbaumanalysen berücksichtigt wurden (vgl. Abbildung 5-10 und Anhang C). Die Evaluierung der Bedeutung unterschiedlicher Faktoren stellt daher auch eine Basis für die Ermittlung von Eintrittswahrscheinlichkeiten einzelner Ereignisse in einer bestimmten Zeitperiode dar. Je nachdem wie wichtig ein Faktor für die Funktion der Barriere eingeschätzt wird, ist die standortspezifische Größe bei der Abschätzung der Barrierefunktion mit einzubeziehen. Insgesamt wurde die Bedeutung der Einflussfaktoren für vier Barriersysteme evaluiert (jeweils ein Kombinationsdichtungssystem und eine mineralische Dichtung an der Deponieoberfläche sowie an der Deponiebasis), wobei die Auswertung für die einzelnen Systeme in Anhang D dargestellt ist.

Tabelle 5-10: Liste der Faktoren in Bezug auf die dauerhafte Funktion von technischen Barrieren, deren Bedeutung für drei unterschiedliche Zeitperioden von den Experten beurteilt wurde

#	Technische Barriere an der Oberfläche	Technische Barriere an der Basis
1	Beobachtete Funktion der Barriere (Status Quo)	Beobachtete Funktion der Barriere (Status Quo)
2	Qualitätsmanagement bei Design & Ausführung	Qualitätsmanagement bei Design & Ausführung
3	Mächtigkeit der Rekultivierungsschicht (Überdeckung)	Klimatische Verhältnisse (Temp., Niederschlag usw.)
4	Wärmeproduktion im Abfallkörper	Wärmeproduktion im Abfallkörper
5	Klimatische Verhältnisse (Temp., Niederschlag usw.)	Abstand zum Grundwasserspiegel
6	Vegetation und geplante Nachnutzung	Auflast
7	Geländeform und Geländeneigung	Sickerwasserzusammensetzung
8	Setzungsbewegungen an der Oberfläche	Monitoring (z.B. Grundwasserbeobachtungsbrunnen)
9	Dichtungskontrolle (z.B. Inspektion, Setzungsmessung)	Sickerwasserdränagesystem
10	Oberflächenentwässerungssystem	Untergrundstabilität (Konsolidierung, Rutschungen)
11		Deponiegeometrie (Halden- vs. Muldendeponie)

Die mittlere Gewichtung der einzelnen Faktoren für drei Zeitperioden (a) 0-50 Jahre, b) 50 – ca. 100 Jahre, c) mehrere Jahrhunderte) ist für eine Kombinationsabdichtung an der Deponieoberfläche in Tabelle 5-11 angeführt. Aus dieser ist ersichtlich, dass der Einfluss vieler Faktoren mit zunehmendem Betrachtungszeitraum abnimmt; demnach verlieren die aktuelle Barrierefunktion, die Setzungen an der Oberfläche, die Wärmeproduktion im Abfallkörper, Dichtungskontrollsysteme, das Oberflächenentwässerungssystem, sowie das Qualitätsmanagement bei Design und Ausführung mit zunehmendem Prognosezeitraum an Bedeutung. Zunehmende Bedeutung in Bezug auf die Funktion der Barriere wird dagegen nur der Mächtigkeit der Rekultivierungsschicht, den klimatischen Verhältnissen, der Vegetation und geplanten Nachnutzung und, in geringem Umfang, der Geländeform und –neigung zugewiesen. Diese Trends können auch anhand des über die Zeit normierten Verlaufs der Gewichtung in Abbildung 3 beobachtet werden. Demgemäß nimmt die relative Bedeutung (bezogen auf die mittlere Bedeutung des Faktors über alle Zeitperioden) der Faktoren „aktuelle Barrierefunktion“, „Setzungen an der Oberfläche“, „Wärmeproduktion im Abfallkörper“ und „Dichtungskontrollsysteme“ am stärksten ab. Zum Teil ist diese Abnahme auf die wachsenden Unsicherheiten bei längeren Prognosezeiträumen zurück zu führen, zum Teil gehen die Experten aber auch von einer ohnehin eingeschränkten Wirksamkeit des entsprechenden Faktors auf längere Sicht aus (z.B. Oberflächenentwässerungssysteme oder eingeschränkte Wartung und Inspektion von Kontrollsystemen). Faktoren denen eine steigende Bedeutung zugewiesen wird, stehen dagegen eher in Verbindung mit natürlichen Prozessen (z.B. Rekultivierungsschicht als Schutz vor biologischen und klimatischen Einwirkungen, Klima oder Vegetation am Standort)²⁹.

²⁹ Die entsprechenden Tabellen aller betrachteten Dichtungssysteme finden sich in Anhang D.

Tabelle 5-11: Mittlere Gewichtung der Faktoren für ein Kombinationsdichtungssystem an der Deponieoberfläche

Einflussfaktor	1 sehr geringe Bedeutung – 5 sehr hohe Bedeutung		
	0-50 a	50 - 100a	>> 100 a
Beobachtete Funktion der Barriere (Status Quo)	4,4	2,4	1,8
Strenges Qualitätsmanagement bei Design & Ausführung	4,6	3,8	3,2
Mächtigkeit der Rekultivierungsschicht (Überdeckung)	4,0	4,2	4,2
Wärmeproduktion im Abfallkörper	3,3	1,8	1,2
Klimatische Verhältnisse (Temperatur, Niederschlag usw.)	3,1	3,6	4,2
Vegetation und geplante Nachnutzung	3,6	4,2	4,2
Geländeform und Geländeneigung	3,2	3,2	3,3
Setzungsbewegungen (zu erwartende) an der Oberfläche	4,6	2,7	1,8
Dichtungskontrolle (z.B. Inspektion, Setzungsmessung usw.)	3,8	1,9	1,4
Oberflächenentwässerungssystem	4,0	2,8	2,3

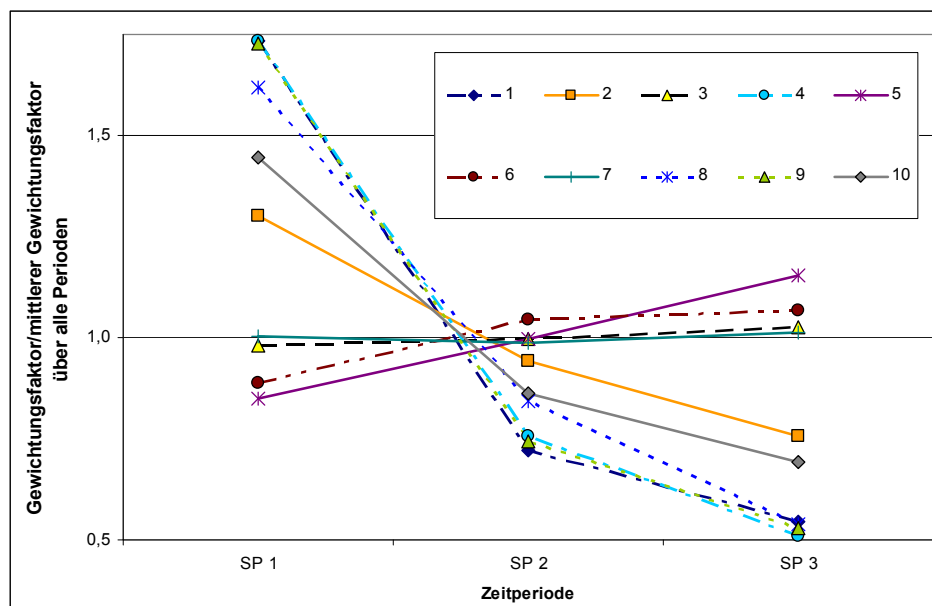


Abbildung 5-11: Verlauf der relativen Gewichtung der Faktoren über die Zeit für eine Kombinationsabdichtung an der Deponieoberfläche (Faktoren 1 – 10 gemäß Tabelle 5-10)

Aus Tabelle 5-11 und Abbildung 5-10 ist ersichtlich, dass die Bedeutung einzelner Faktoren je nach Zeitperiode im Mittel unterschiedlich eingeschätzt wird. Um einen Eindruck von der Homogenität der Expertenschätzungen zu gewinnen, sind die zugeordneten Gewichtungen in Tabelle 5-12 je Faktor und Zeitperiode für ein Kombinationsdichtungssystem an der Deponieoberfläche in Form von Histogrammen dargestellt³⁰. Aus der Tabelle wird beispielsweise deutlich, dass mit zunehmender Prog-

³⁰ Die entsprechenden Tabellen aller betrachteten Dichtungssysteme finden sich wiederum in Anhang D.

nosedauer auch ein zunehmender Konsens der Experten über die steigende Bedeutung der klimatischen Verhältnisse besteht. Die Bedeutung der Oberflächenentwässerung wird dagegen anfangs von allen Experten eher hoch eingeschätzt, mit wachsenden Betrachtungszeiträumen weichen die Expertenschätzungen aber immer stärker voneinander ab, wodurch die mittlere Bedeutung des Faktors entsprechend abnimmt. Unter diesem Hintergrund liefert Tabelle 5-12 (und die entsprechenden Tabellen in Anhang D) einen Eindruck von der Streuung der Expertenschätzungen und kann außerdem eine Basis für die Zuordnung von Wahrscheinlichkeitsverteilungen zu den einzelnen Faktoren bzw. in weiterer Folge zu den Ereignissen des jeweiligen Fehlerbaumes darstellen. Obwohl aus der Analyse der Expertenschätzungen keine direkten Ereigniswahrscheinlichkeiten abzuleiten sind, ermöglichen diese eine Einschätzung wie groß die Unsicherheiten in Bezug auf die Bedeutung eines bestimmten Faktors anzusetzen wären und welche Verteilungen entsprechenden Ereigniswahrscheinlichkeiten zu Grunde gelegt werden sollten.

Abgesehen von der Möglichkeit Expertenschätzungen zur Zuweisung geeigneter Wahrscheinlichkeitsverteilungen für Fehlerereignisse heran zu ziehen, können anhand der Umfrageergebnisse auch dominante Faktoren für die Funktion der Barriere in der betrachteten Zeitperiode identifiziert werden. In Tabelle 5-13 sind die jeweils wichtigsten Faktoren für die betrachteten Zeitperioden sowie für die verschiedenen Dichtungssysteme dargestellt. In der ersten Serviceperiode werden dem Qualitätsmanagement beim Bau der Barriere sowie der beobachteten Barrierefunktion generell große Bedeutungen zugemessen. An der Oberfläche werden außerdem Setzungsbewegungen und die Mächtigkeit der Rekultivierungsschicht als dominante Einflussfaktoren identifiziert. An der Basis wird, abgesehen vom Qualitätsmanagement beim Bau der Barriere sowie der beobachteten Barrierefunktion, vor allem der Funktion der Sickerwasserdränage große Bedeutung zugemessen. Insgesamt nimmt für die nachfolgenden Zeitperioden zwar die Bedeutung des Qualitätsmanagements beim Bau für die Funktion der Barriere etwas ab, bleibt aber für Basisdichtungssysteme sogar auf lange Sicht (Jahrhunderte) einer der drei wesentlichen Einflussfaktoren.

Tabelle 5-12: Verteilung der Expertengewichtungen für die Faktoren je Zeitperiode in Bezug auf die Funktion einer Kombinationsabdichtung an der Deponieoberfläche

Einflussfaktor	1 sehr geringe Bedeutung – 5 sehr hohe Bedeutung		
	0-50 a	50 - 100 a	>> 100 a
Beobachtete Funktion			
Qualitätsmanagement			
Rekultivierungsschicht			
Wärmeproduktion im AK			
Klima			
Vegetation & Nachnutzung			
Gelände			
Setzungen an Oberfläche			
Dichtungkontrollsysteme			
Oberflächenentwässerung			

Tabelle 5-13: Auflistung der wichtigsten Faktoren nach Dichtungssystem und Zeitperiode (in Klammer: Nennungen des jeweiligen Faktors als einen der drei wichtigsten Faktoren)

Dichtungssystem	Serviceperiode 1 (0 – 50 a)	Serviceperiode 2 (50 bis über 100 a)	Serviceperiode 3 (mehrere Jahrhunderte)
Deponieoberfläche: Kombinationsdichtung	Qualitätsmanagement – Bau (12)	Rekultivierungsschicht (10)	Vegetation & Nachnutzung (12)
	Setzungsbewegungen (11)	Vegetation & Nachnutzung (10)	Rekultivierungsschicht (11)
	Rekultivierungsschicht (8)	Qualitätsmanagement – Bau (10)	Klima (10)
	Beobachtete Funktion (7*)		
Deponieoberfläche: Mineralische Dichtung	Setzungsbewegungen (13)	Rekultivierungsschicht (11)	Rekultivierungsschicht (10)
	Qualitätsmanagement – Bau (12)	Vegetation & Nachnutzung (9)	Klima (9)
	Rekultivierungsschicht (11)	Klima (9)	Vegetation & Nachnutzung (9)
		Qualitätsmanagement – Bau (6*)	Qualitätsmanagement – Bau ((7*))
Deponiebasis: Kombinationsdichtung	Qualitätsmanagement – Bau (13)	Qualitätsmanagement – Bau (11)	Deponiegeometrie (9)
	Sickerwasserdränage (13)	Untergrundstabilität (9)	Qualitätsmanagement – Bau (9)
	Beobachtete Funktion (8)	Deponiegeometrie (8)	Untergrundstabilität (8)
Deponiebasis: Mineralische Dichtung	Qualitätsmanagement – Bau (12)	Qualitätsmanagement – Bau (11)	Deponiegeometrie (9)
	Sickerwasserdränage (11)	Untergrundstabilität (11)	Untergrundstabilität (9)
	Beobachtete Funktion (9)	Deponiegeometrie (8)	Qualitätsmanagement – Bau (8)
		Sickerwasserdränage (8*)	

Anmerkungen:

*Es wird ein 4. Faktor angeführt, wenn für diesen Faktor mindestens die Anzahl an Expertenreihungen an erster Stelle vorliegt, als dies für den dritten Faktor in der Liste der Fall ist. Beispielsweise wurde für Kombinationsdichtungssysteme an der Deponieoberfläche „Beobachtete Funktion 6 mal an erster Stelle gereiht, genauso wie „Rekultivierungsschicht“, wobei „Rekultivierungsschicht“ aber eine 2.- oder 3.-Reihung mehr aufweist und daher als dritter Faktor angeführt wird.

Die Erkenntnisse aus diesem Abschnitt können die Grundlage einer standortspezifischen Beurteilung der erwarteten Funktion technischer Barriersysteme darstellen. Durch die Evaluierung maßgeblicher Einflussfaktoren, die Analyse der Funktion von Barriersystemen anhand von Ereignisbäumen, sowie die Zuordnung von Wahrscheinlichkeitsverteilungen für einzelne Ereignisse kann eine nachvollziehbare Bewertung der Barrierefunktion für unterschiedliche Zeithorizonte erreicht werden. Nichtsdestotrotz gilt es darauf hinzuweisen, dass die Unsicherheiten im Rahmen solcher Beurteilungen sehr groß sind, die Abschätzungen in absehbarer Zeit nicht verifizierbar sind (zumindest nicht im Echtmaßstab) und die zugrundeliegende Werthaltung des Bewertenden einen signifikanten Einfluss auf das Ergebnis der Funktionsbeurteilung hat (vgl. Inyang 2004). Dementsprechend sind Abschätzungen zur Funktion technischer Barrieren nachvollziehbar darzustellen und kritisch zu hinterfragen. Schlussendlich gilt, dass das limitierte Verständnis und die begrenzte Vorhersagbarkeit des Systemverhaltens von technischen Barrieren, nach vorsichtigen Annahmen verlangt, deren Einfluss auf das Bewertungsergebnis diskutiert werden muss (vgl. Farquhar und Parker 1989).

5.5.3 Funktionsprognose für die Deponiehülle

Da eine Beschreibung zahlreicher Funktionsniveaus der technischen Barrieren durch große Unsicherheiten und viele Annahmen wenig aufschlussreich ist, werden in der Folge drei unterschiedliche Fälle für die Funktion einer technischen Barriere diskutiert. Zum Einen stellt die Annahme einer gleichbleibenden Barrierefunktion den bestmöglichen Fall in Bezug auf den physischen Zustand der Deponiehülle dar³¹, da hier keine zukünftigen Funktionseinbußen berücksichtigt werden. Dagegen stellt die vollständige Unwirksamkeit der Deponiehülle den schlechtesten Fall dar und bildet somit das andere Ende der möglichen Bandbreite an Barrierefunktionsniveaus ab. Zwischen diesen Extrema liegt die wahrscheinlichste Schätzung, welche basierend auf dem aktuellen Zustand des Barriersystems, den Einflüssen am Standort und der betrachteten Zeitperiode abzuleiten ist.

Die Annahmen zur Funktion der technischen Barriere dienen dazu verschiedene Interaktionsniveaus zwischen Abfallkörper und Umgebung zu quantifizieren, für Oberflächenabdeckungen bedeutet das beispielsweise eine Abschätzung des in den Abfallkörper infiltrierenden Niederschlagswassers oder für Basisdichtungen eine Abschätzung der Durchsickerungsrate. Generell ist darauf hinzuweisen, dass die technische Barriere an der Oberfläche vor der Barriere an der Basis zu beurteilen ist, da die Funktion ersterer die Einwirkungen auf letztere maßgeblich beeinflusst. In der Folge werden die verschiedenen Barrierefunktionsniveaus kurz erläutert.

Unveränderte Barrierefunktion – Fortschreibung des Status Quo

Die Annahme gleichbleibender Barrierewirksamkeit stellt den besten Fall in Bezug auf die zukünftige Funktion einer Dichtung dar. Die Barriereeffektivität zum Zeitpunkt der Beurteilung kann anhand von Beobachtungen mittels geeigneter Monitoringssysteme abgeschätzt werden. So wäre zum Beispiel für ein Oberflächenabdichtungssystem an einer Deponie mit Sickerwasserneubildungsraten unter 5 % des durchschnittlichen jährlichen Niederschlages auch in Zukunft von einer Infiltrationsrate in diesem Bereich auszugehen.

Vollständiger Funktionsverlust der technischen Barriere

Im Fall einer unwirksamen technischen Barriere kommt es zur maximalen Interaktion zwischen Umgebung und Abfallkörper. Bei Totalversagen einer Oberflächenabdichtung könnte die Sickerwasserneubildungsrate beispielsweise der lokalen Grund-

³¹ Unter der Annahme, dass die Deponiehülle nicht ersetzt oder repariert wird, d.h. der „Bau“ der Barriere ist abgeschlossen. Sind die technischen Barrieren noch nicht hergestellt bzw. ihre Funktion nicht quantifizierbar (z.B. Endabdeckung noch nicht oder gerade erst aufgebracht), so werden für den besten Fall die Designparameter des Barriersystems angesetzt.

wasserneubildungsrate gleichgesetzt werden. An manchen Standorten kann aber auch eine höhere Wassereintrittsrate plausibel sein, das wäre zum Beispiel der Fall wenn die Dichtung keine oder eine sehr geringe Überdeckung aufweist und dadurch der umgebende Boden inklusive der Vegetationsdecke eine deutlich höhere Barrierewirkung für die Infiltration von Niederschlagswasser in tiefere Schichten aufweist als die technische Barriere. In letzterem Fall könnten Sickerwasserneubildungsraten des offenen Deponiekörpers (z.B. aus Monitoringdaten während des Deponiebetriebes) einen Anhaltspunkt für maximal zu erwartende Wasserinfiltrationsraten darstellen.

Graduelle Abnahme der Barrierefunktion

Die Funktion technischer Barrieren nimmt mit der Zeit ab, wobei die Wirkung zum Zeitpunkt der Beurteilung das Ausgangsniveau und das komplette Versagen der Barriere das Endniveau dieser Entwicklung darstellt. Welche Charakteristik dieser Verlauf aufweist ist unbekannt und kann daher nur auf spekulativer Basis beschrieben werden. In den vorhergehenden Abschnitten wurden Ereignisse die zu einer eingeschränkten Funktion technischer Barrieren anhand von Fehlerbäumen diskutiert (vgl. Kapitel 5.5.1) sowie wesentliche Faktoren in Bezug auf die Barrierefunktion evaluiert (vgl. Kapitel 5.5.2). Die Abschätzung der zukünftigen Funktion technischer Barrieren basiert demnach auf einer Bewertung des aktuellen Zustandes des Barriersystems und standortspezifischen Einwirkungen auf die Barriere. In Tabelle 5-14 ist exemplarisch eine Bewertungstabelle für ein Kombinationsdichtungssystem an der Deponieoberfläche dargestellt. Die Gewichtungsfaktoren der verschiedenen Zeitperioden wurden anhand der Expertenbeurteilungen in Tabelle 5-11 und Tabelle 5-13 ermittelt³². Weitere Tabellen mit Gewichtungsfaktoren zur Beurteilung der Barrierewirkung in verschiedenen Zeitperioden finden sich in Anhang D (Abschnitt 5), außerdem wird dort der Rechengang zur Herleitung der Faktoren kurz beschrieben.

Die Bewertung der aktuellen Situation (=Status Quo) erfolgt für jeden Faktor in Relation zu guten bzw. schlechten Bedingungen für die dauerhafte Funktion der technischen Barriere. Beispielsweise bedeutet dies für die Wärmeproduktion im Abfallkörper: Temperaturen im Bereich der Umgebungstemperatur (z.B. Sickerwasser nicht mehr als 20 °C) sind gut zu bewerten, wogegen Temperaturen deutlich über 40 °C als schlecht zu werten sind. Die Bewertung in Tabelle 5-14 wird in der Folge heran gezogen um zu illustrieren, wie aus der Beurteilung der Barrierefunktion, eine

³² Die mittlere Gewichtung jedes Faktors in Tabelle 5-11 wurde durch die Summe der Gewichtungen für die jeweilige Zeitperiode dividiert. Außerdem wurden die dominanten Faktoren zur Bewertung der Barrierefunktion in einer bestimmten Zeitperiode (siehe Tabelle 5-13), in Tabelle 5-11 fett gedruckt, stärker gewichtet (siehe dazu Anhang D). Die Summe der Gewichtungsfaktoren in Tabelle 5-14 für jede Zeitperiode ergibt Zwei.

Schätzung für die Wasserinfiltrationsrate in der entsprechenden Zeitperiode abgeleitet werden kann (siehe Abbildung 5-12).

Tabelle 5-14: Bewertungstabelle für ein Kombinationsdichtungssystem an der Deponieoberfläche

Einflussfaktor	Beurteilung	Gewichtungsfaktoren		
	„Status Quo“	0-50 a	50 - 100a	>> 100 a
	1 _{gut} -3 _{schlecht}			
Beobachtete Funktion der Barriere	1	0,36	0,08	0,065
Qualitätsmanagement bei Bau	1	0,38	0,44	0,12
Rekultivierungsschicht (Überdeckung)	2	0,33	0,48	0,487
Wärmeproduktion im Abfallkörper	1	0,09	0,06	0,04
Klima (Temperatur, Niederschlag usw.)	2	0,08	0,12	0,487
Vegetation und Nachnutzung	3	0,09	0,48	0,487
Geländeform	1	0,08	0,1	0,12
Setzungen an der Oberfläche	2	0,38	0,09	0,065
Dichtungskontrolle	1	0,1	0,06	0,05
Oberflächenentwässerungssystem	2	0,1	0,09	0,08
Ergebnis* = \sum(Beurteilung • Gewichtungsfaktor)	—	3,08	3,74	4,09

*Das Ergebnis der Funktionsbewertung für die jeweilige Zeitperiode liegt zwischen 2 (bester Wert) und 6 (schlechtester Wert).

Aus der exemplarischen Beurteilung einer Oberflächenabdichtung in Tabelle 5-14 geht hervor, dass die Bewertung der angeführten Faktoren und die Gewichtungsfaktoren der jeweiligen Zeitperioden (vgl. dazu Anhang D, Abschnitt 5) eine abnehmende Funktion der Barriere ergibt. Die Funktion in der ersten Zeitperiode wird mit 3,08 bewertet, wobei der beste Wert 2 (= gleiche Funktion wie Status Quo) und der schlechteste Wert 6 (= komplettes Versagen der Barriere) beträgt. Die Transformation dieser Bewertung in eine quantitative Form ist in Abbildung 5-12 dargestellt. Die prognostizierte Funktion der Barriere wird zwischen den begrenzenden Funktionsniveaus interpoliert, indem die Bewertungsskala linear auf die Infiltrationsrate zwischen bester und schlechtester Barrierefunktion übertragen wird. Auf diese Weise ergibt sich der Wert für die Infiltrationsrate in der ersten Zeitperiode (vgl. Abbildung 5-12). Dieser Wert wird für die zweite Zeitperiode als untere Grenze angesetzt, schließlich wird eine Funktionsverbesserung der Barriere nach Beendigung der Nachsorge ausgeschlossen, und anhand des Bewertungsergebnisses für die Zeitperiode 2 (=3,74) eine Schätzung für die Infiltrationsrate in dieser Zeitperiode abgeleitet. Die Interpolation zwischen dem besten Fall (= Funktion aus vorheriger Zeitperiode) und dem schlechtesten Fall (= komplettes Versagen der Barriere) ergibt für die Zeitperiode 2 eine Infiltrationsrate von 159 mm pro Jahr (vgl. Abbildung 5-12). Die gleiche Vorgehensweise wird auch angewendet um für Zeitperiode 3 eine Infiltrationsrate zu ermitteln, wobei das beste Funktionsniveau der Barriere in dieser

Periode der Schätzung für Zeitperiode 2 entspricht. Die entsprechende Ermittlung der Infiltrationsrate ist wieder in Abbildung 5-12 dargestellt.

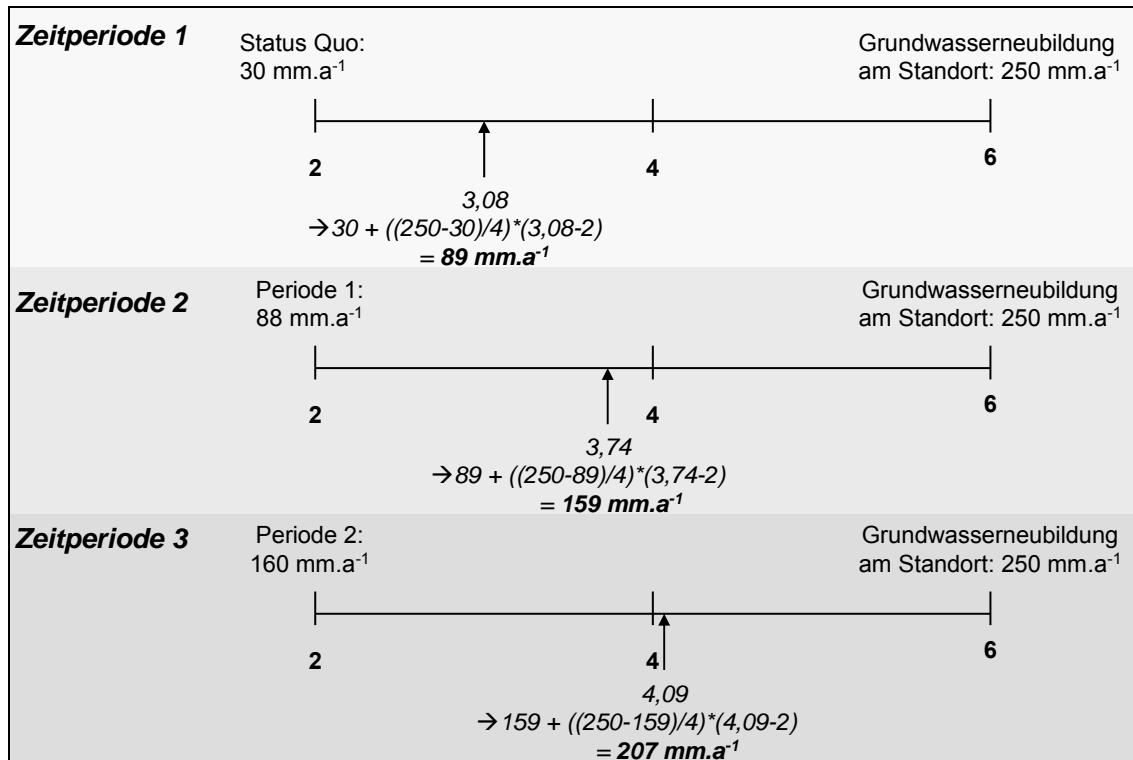


Abbildung 5-12: Illustration zur Ableitung geschätzter Infiltrationsraten in den Abfallkörper aufgrund eingeschränkter Funktion der technischen Barriere an der Deponieoberfläche (vgl. Tabelle 5-14)

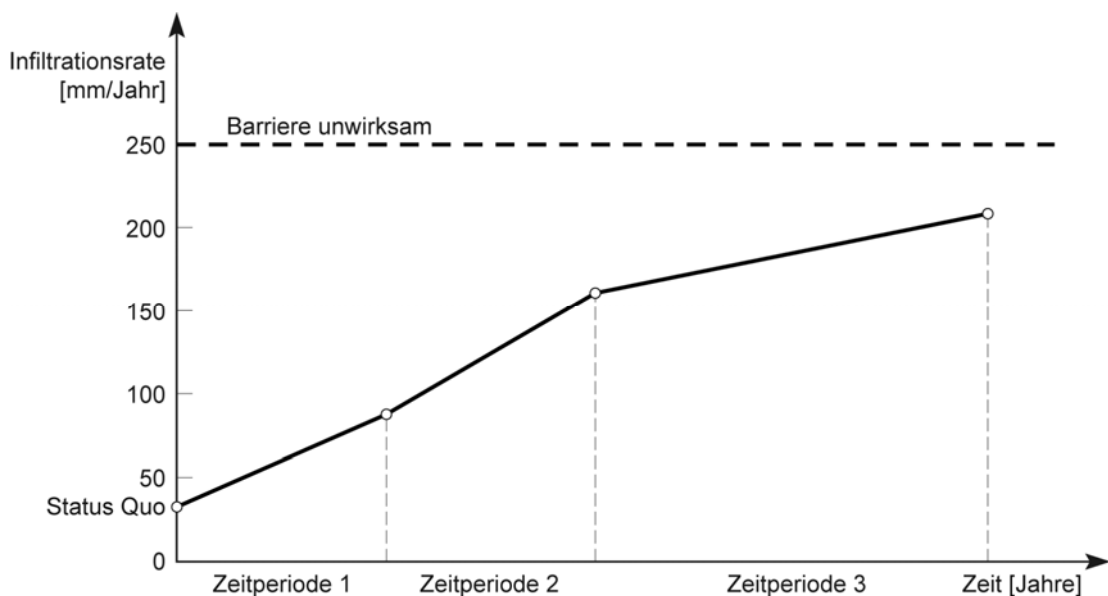


Abbildung 5-13: Darstellung der abgeschätzten Barrierefunktion über die Zeit basierend auf Tabelle 5-14 und Abbildung 5-12

Die Bewertung standortspezifischer Faktoren ermöglicht somit eine quantitative Abschätzung zukünftiger Funktionsniveaus der technischen Barriere. Die exemplarische Ermittlung von Infiltrationsraten aufgrund der Funktionsabnahme einer Oberflächenabdichtung (siehe Tabelle 5-14 und Abbildung 5-12) ist in Abbildung 5-13 kontinuierlich für die drei Zeitperioden dargestellt. Dabei wird davon ausgegangen, dass das jeweilige Funktionsniveau der Barriere jeweils zum Ende der Zeitperiode am schlechtesten ist (→ die Infiltrationsrate nimmt während der Zeitperiode vom Wert der Vorperiode auf den abgeschätzten Wert am Ende der jeweiligen Periode zu, vgl. Abbildung 5-13) und daher kontinuierlich über die Zeit abnimmt. Die Funktionsverschlechterung der Barriere führt im angegebenen Beispiel, zu Beginn zu einer langsamen Zunahme der Infiltrationsrate, zu einem etwas stärkeren Anstieg in Zeitperiode 2 und schließlich zu einer Abflachung der zunehmenden Infiltrationsrate in der dritten Zeitperiode. Dieser Verlauf erscheint plausibel, da eine Barrierschädigung erst allmählich zu einer Funktionsverschlechterung führt, mittelfristig die Funktion stark abnimmt und schließlich langfristig die weitere Verschlechterung einen immer kleineren Effekt auf die tatsächliche Funktion hat. Auf lange Sicht (Jahrhunderte bis Jahrtausende) ist davon auszugehen dass sich die Infiltrationsrate immer mehr dem Zustand ohne wirksame technische Barriere angleichen wird.

5.6 Zusammenfassung

Technische Barrieren an Deponien dienen dazu Wechselwirkungen zwischen dem Deponiekörper und der Umwelt zu kontrollieren bzw. auf ein verträgliches Ausmaß zu beschränken. Barriersysteme können aus verschiedenen Elementen aufgebaut sein, von denen die wichtigsten in Tabelle 5-15 angeführt sind. Außerdem sind in Tabelle 5-15 kritische Aspekte im Hinblick auf die Effektivität der jeweiligen Komponenten nach Betrachtungszeiträumen gegliedert beschrieben. Während kurzfristig vor allem Beschädigungen im Zuge des Einbaues, ungeeignete Aufbauten und Materialien, mangelhafte Ausführung und Standsicherheitsprobleme zu beachten sind, können mittel- bis langfristig eine Vielzahl von Mechanismen (sekundäre Funktionseinbußen ergeben sich aus der Intensität negativen Einwirkungen und der Widerstandsfähigkeit der jeweiligen Komponenten) zur Reduktion der Effektivität einer Komponente führen. Generell ist festzuhalten, dass für ein bestimmtes Barriersystem stets das Zusammenwirken der Einzelkomponenten die Funktionsfähigkeit bestimmt und daher eine Komponente stets im Hinblick auf die Aufgabe im Gesamtsystem zu beurteilen ist.

Tabelle 5-15: Kritische Aspekte im Hinblick auf die Effektivität verschiedener Komponenten von technischen Barriersystemen (nach National Research Council 2007)

Barrierenkomponente	Betrachtungszeitraum	
	kurzfristige Aspekte	mittel- bis langfristige Aspekte
Mineralische Dichtschichten	defekte Materialien, unzureichende Verdichtung, Austrocknung, Böschungsstabilität	Rissbildung (Schrumpfen/Schwellen, Gefrieren/Tauen, Durchwurzelung, ungleichmäßige Setzungen, Austrocknung), chemische Unverträglichkeit, Abfall- und Böschungsstabilität
Geomembrane	defekte Materialien, physische Beschädigung durch Bauarbeiten, schadhafte Schweißnähte	Durchlöcherung, globale und lokale Stabilität, Degeneration
Geosynthetische Tondichtungen	defekte Materialien, Aufgehen der Schweißnähte	Rissbildung (Schrumpfen/Schwellen, Gefrieren/Tauen, Durchwurzelung, ungleichmäßige Setzungen), chemische Unverträglichkeit, lokale und globale Stabilität, Abbau der Verstärkung/Gewebe, inadäquate Hydratisierung
Asphalt-Zement-Dichtungen	defekte Materialien	Risse aufgrund von Schrumpfen/Verformung/Degeneration des Asphaltbinders oder Zuschlagstoffen
Dränageschichten	unzureichende Kapazität	Verstopfung aufgrund von infiltrierten Partikeln/biologischen Vorgängen/Ausfällung von Mineralen; für geosynthetische Dränagen auch Eindringen von Fremdmaterialien und Kriechen des Geotextiles
Rekultivierungsschichten	defekte Materialien, unzureichende Dicke, unzureichende Vegetationsbesiedelung	nicht genügend Speichervermögen für infiltriertes Wasser, Unvermögen die Vegetation zu erhalten, Risse und andere sekundäre Erhöhungen der hydraul. Leitfähigkeit, Erosion, Durchwühlen durch Tiere und Pflanzen

Beobachtungen im Echtmaßstab bestehen für gebräuchliche technische Barriersysteme seit einigen Jahrzehnten. Die gewonnenen Daten lassen darauf schließen, dass eine ordnungsgemäße Ausführung mit entsprechendem Qualitätsmanagement einen wesentlichen Faktor in Bezug auf die Effektivität einer Barriere darstellt. Außerdem wird durch die Kombination von Dichtungselementen (typischerweise eine Kunststoffdichtungsbahn gemeinsam mit einer tonmineralischen Dichtung) eine höhere Dichtwirkung erzielt als dies mit den jeweiligen Einzelkomponenten möglich ist. So erreichen qualitätsgesicherte Kombinationsdichtungssysteme eine Reduktion der Flüsse durch die Barriere um mehr als 2 Größenordnungen, wogegen für einzelne Dichtelemente (z.B. Tondichtung, KDB) deutlich geringere Effektivitäten zu beobachten sind. In Anbetracht der Emissionszeitspannen vieler Abfälle (Jahrzehnte bis viele Jahrhunderte) beziehen sich die vorhandenen Daten auf einen sehr kurzen Zeitraum. Aussagen zum mittel- bis langfristigen Verhalten der Barrieren wären anhand dieser Informationen nur möglich, wenn eine unveränderte Integrität der Systeme gewährleistet werden kann. Da dies auf lange Sicht (Jahrhunderte) kaum möglich erscheint, ist es notwendig Überlegungen zur dauerhaften Funktionserfüllung

verschiedener Barriersysteme anzustellen. Anhand von Laborversuchen und theoretischen Überlegungen ist es möglich die Servicezeiträume einzelner Komponenten abzuschätzen und entsprechende Vorhersagen zum Systemverhalten zu machen. Beispielsweise werden für KDBs oft technische Lebensdauern von 100 – 300 Jahren angesetzt, Sickerwasserentwässerungssysteme können über mehrere Jahrzehnte funktionsfähig bleiben, oder tonmineralische Dichtschichten können Funktionsdauern im geologischen Zeitmaßstab (Jahrtausende) aufweisen. Je nach Bedeutung der Komponenten im Gesamtsystem, können für die Gesamtbarriere entsprechende Servicezeiträume abgeschätzt werden. Die Änderung der Systemeigenschaften über die Zeit bildet schließlich die Basis zur Abschätzung der Langzeiteffektivität verschiedener Barrieren, wobei aufgrund des spekulativen Charakters solcher Modelle bzw. der mangelnden Datenverfügbarkeit zur Kalibrierung und Validierung der Modelle jedenfalls große Unsicherheiten bei solchen Abschätzungen bestehen. Da eine Überprüfbarkeit der Prognosen derzeit nicht möglich ist, sind bei der Modellentwicklung konservative Abschätzungen und Annahmen angebracht.

Barriersysteme sind grundsätzlich einzelfallspezifisch in Anbetracht der Eigenschaften des Deponiekörpers sowie standortspezifischer Bedingungen (z.B. Klima) zu beurteilen. Aufgrund der mangelhaften Kenntnisse in Bezug auf die mittel- bis langfristige Veränderung der Einwirkungsintensitäten sowie der Widerstandsfähigkeit der Barriere, sind Vorhersagen zur langfristigen Effektivität mit signifikanten Unsicherheiten behaftet. Nichtsdestotrotz, wurde im Rahmen dieses Kapitels eine Vorgehensweise zur Abschätzung der zukünftigen Barrierefunktion vorgestellt. Der dargestellte Ansatz beruht auf der Beschreibung des Barriersystems, der Identifikation und logischen Verknüpfung von Mechanismen, die zum Versagen der Barriere führen können, und der Beurteilung verschiedener Faktoren bezüglich ihres Einflusses auf die Barrierefunktion in unterschiedlichen Zeitperioden. Letztere wurde im Rahmen einer Expertenbefragung zur Identifikation wesentlicher Faktoren für die Funktionsfähigkeit verschiedener Barriersysteme erhoben. Je nach Betrachtungszeitraum ergeben sich dabei unterschiedliche Aspekte, die als maßgebend für die Funktion der Hülle angesehen werden. Kurzfristig stehen beispielsweise Faktoren wie die aktuelle Funktion der Barriere oder Dränagesysteme im Vordergrund, wohingegen langfristig eher Faktoren wie das lokale Klima, die Rekultivierungsschicht oder die Deponieform an Bedeutung gewinnen. Über eine Bewertung der einzelnen Faktoren werden schließlich spezifische Funktionsniveaus für die unterschiedlichen Servicezeiträume ermittelt. Abgesehen von der Ermittlung dieser „erwarteten“ Barrierefunktion, werden aber auch die Fälle einer unveränderten Barrierefunktion (=Status Quo) und eines vollständigen Versagens der Barriere als Basis für die Entwicklung von Emissionsmodellen vorgestellt.

Eine Aufstellung wesentlicher Informationen zur Abschätzung der dauerhaften Barrierefunktion

- Angaben zum Aufbau der technischen Barriere (z. B. Einreichpläne)
 - Untersuchungen der Funktion von Einzelkomponenten und ihrer technischen Lebensdauer
 - Kritische Bedeutung einzelner Komponenten für die Funktionsfähigkeit des Gesamtsystems bzw. für die Funktionsfähigkeit anderer Komponenten für unterschiedliche Servicezeiträume
 - Daten zur Leistungsfähigkeit ähnlicher Systeme
- Konstruktion der Barrierekomponenten (Prüfberichte, Protokolle und Dokumentationen)
 - Qualitätsmanagementsystem im Rahmen der Bauarbeiten
 - Leistungsdaten der Komponenten im Rahmen der Eignungsprüfungen
- Beobachtung der Barrierefunktion (siehe Tabelle 5-9)
 - Sickerwassermengen, erfasste Gasmengen, Dichtungskontrollsysteme, Sekundärbasisdichtungssysteme
 - Monitoringdaten relevanter Umweltkompartimente (z. B. Grundwassermessstellen, Gasmessungen)
- Untersuchungen zur Standsicherheit der technischen Barrieren
 - globale Standsicherheit (z.B. Böschungsstabilität)
 - lokale Standsicherheit (z.B. Setzungsverhalten des Abfallkörpers)
 - langfristige Aspekte (z.B. Veränderung der Abfallscherfestigkeit durch Abbauprozesse)
- Eigenschaften des Deponiekörpers
 - Abgelagerte Abfälle (Art, Menge, Alter usw.)
 - Temperaturbereiche im Abfallkörper bzw. in den Randbereichen
 - Emissionscharakteristika der abgelagerten Abfälle (über die Zeit)
- Klimatische Bedingungen am Standort
 - Mittlerer Niederschlag und Niederschlagsintensität
 - Temperatur und saisonale Wasserbilanzen
- Hydrogeologische Verhältnisse am Standort
 - Abstand zum Grundwasserkörper bzw. möglicher Grundwassereinstau der Basisdichtungssysteme
 - Natürliche Grundwasserneubildungsraten
- Weitere standortspezifische Faktoren
 - Deponiebetrieb (z. B. Sickerwasserrückführung, Belüftungsmaßnahmen)
 - Standorttypische Vegetationsdecke
 - Nachnutzungskonzepte für den Deponiestandort
- Gefahr außergewöhnliche Einwirkungen
 - z. B. Hochwasserrisikozonen, Erdbebengebiete

6 Natürlicher Abbau, Rückhalt und Verdünnung von Schadstoffen

Eine Deponie unterscheidet sich in ihrer Zusammensetzung grundsätzlich von ihrer Umgebung. Dieses thermodynamische Ungleichgewicht führt zu wechselseitigen Stoff- und Energieflüssen, die auf lange Sicht diese Unterschiede ausgleichen werden. Stoffflüsse aus der Deponie können in die Umweltmedien Luft, Boden, Grund- oder Oberflächenwasser erfolgen und gegebenenfalls zu einer Gefährdung von Mensch und Umwelt führen. Organische Abfallanteile werden zum Großteil über das Deponiegas ausgetragen (v. a. in den Jahren mit intensiveren Abbauprozessen), für die meisten anderen umweltrelevanten Stoffe stellt aber das Sickerwasser den Hauptemissionspfad dar. Vor allem für längerfristige Emissionsbetrachtungen ist letzterer Pfad von vordergründiger Bedeutung (vgl. Kapitel 4.1- 4.3). Ob die Deponieemissionen in den betroffenen Umweltmedien zu einer Beeinträchtigung führen, ist in Anbetracht der vorhandenen Pufferkapazität bzw. der Empfindlichkeit der betroffenen Systeme zu evaluieren. Die natürliche Fähigkeit eines Umweltsystems negative Effekte potentiell schädlicher Stofffreisetzungen abzumildern bzw. zu verhindern („natürliche Selbstheilung“) steht im Mittelpunkt dieses Kapitels, wobei vor allem das Potential zum Abbau und Rückhalt von Schadstoffen im Untergrund im Fokus der Betrachtungen steht.

6.1 Hintergrund und Überblick

In der Mitte des 20. Jahrhunderts und in den Jahrzehnten danach, wurden Deponien vielfach mit dem Vertrauen errichtet, dass die geologischen Bedingungen am Standort bzw. das Puffervermögen des lokalen Umweltsystems genügt, um eine Gefährdung von Mensch und Umwelt durch Deponieemissionen zu verhindern. Wissenschaftliche Grundlagen für entsprechende Ansätze wurden beispielsweise von Gray et al. (1974) oder Bagchi (1983) vorgestellt. Sie gehen davon aus, dass natürlich ablaufende Abbau-, Rückhalte-, Dispersions- und Verdünnungsprozesse am Standort ausreichen, um eine Schädigung schützenswerter Güter zu verhindern. Solche Konzepte wurden jedoch oft an Standorten angewendet, deren geologische und hydrogeologische Eigenschaften einen ausreichenden Schutz nicht gewährleisteten und es kam in der Folge zu schädlichen Einwirkungen auf das lokale Grundwasser, wobei in vielen Fällen (vor allem dann, wenn keine Sonderabfälle abgelagert wurden) eine lokale Ausdehnung der Schadstofffahnen (im Grundwasser) von mehreren hundert Metern zu beobachten war (vgl. Christensen et al. 1994; Luckner et al. 2008; Bjerg et al. 2009). In Europa wurde daher in den letzten Jahrzehnten dazu übergegangen (z.B. Deponierichtlinie der EU 1999) Deponien an der Basis mit

einer künstlichen Dichtung zu versehen, um anfallende Sickerwässer erfassen, sammeln und gegebenenfalls behandeln zu können. Nach der Beendigung der Abfallablagerung wird in vielen Fällen auch an der Deponieoberfläche eine Abdichtung installiert. Danach ist der Abfallkörper weitgehend von der Umwelt abgeschlossen und es kommt nur noch zu minimalen wechselseitigen Stoffflüssen (entspricht der Einkapselungsphase in Abbildung 6-1). Dadurch nehmen Emissionsfrachten zwar auf ein sehr niedriges Niveau ab, es bleibt aber auch ein großes mobilisierbares Stoffpotential über lange Zeiträume im Deponiekörper vorhanden (vgl. Kapitel 4). Durch den (zeitlich) limitierten Widerstand der technischen Barriere einerseits und den kontinuierlichen Umwelteinwirkungen andererseits, wird es mit der Zeit zu steigenden Interaktionsniveaus zwischen Abfallkörper und Umwelt kommen (vgl. Kapitel O). Diese Phase der zunehmenden wechselseitigen Stoffflüsse ist in Abbildung 6-1 als Alterungsphase bezeichnet. Damit eine Deponie als langfristig umweltverträglich angesehen werden kann, muss die nachlassende Funktion der technischen Barriere durch die natürliche Barriere (z.B. geologische Verhältnisse) in ausreichendem Maße ausgeglichen werden, sodass keine Schädigung von Schutzgütern zu erwarten ist. Die Evaluierung der Kapazität für den Abbau und Rückhalt sowie die Verdünnung von Schadstoffen in der Deponieumgebung ist somit ein wesentlicher Faktor bei der Beurteilung des Umweltrisikos, dass von einer Deponie ausgeht.

Im Rahmen dieses Kapitels erfolgt die Betrachtung natürlicher Abbau-, Rückhalte- und Verdünnungspotentiale nicht unter dem Aspekt einer Strategie zur Altlastensanierung (vgl. Christensen et al. 1994; Luckner et al. 2008; Luckner 2010) oder einer Strategie zur extensiven Deponienachsorge (van Vossen et al. 2007; van Vossen et al. 2009), sondern unter dem Hintergrund einer Evaluierung des vorhandenen Rückhalte- und Abbaupotentials am Standort, um negative Effekte zu erwartender Schadstoffemissionen abzumindern. Nichtsdestotrotz steht in allen erwähnten Bereichen die natürliche Selbstreinigungskraft des betroffenen Umweltsystems im Mittelpunkt des Interesses, weswegen Erkenntnisse aus diesen Forschungsgebieten in gleicher Weise für die gegenständliche Fragestellung herangezogen werden können.

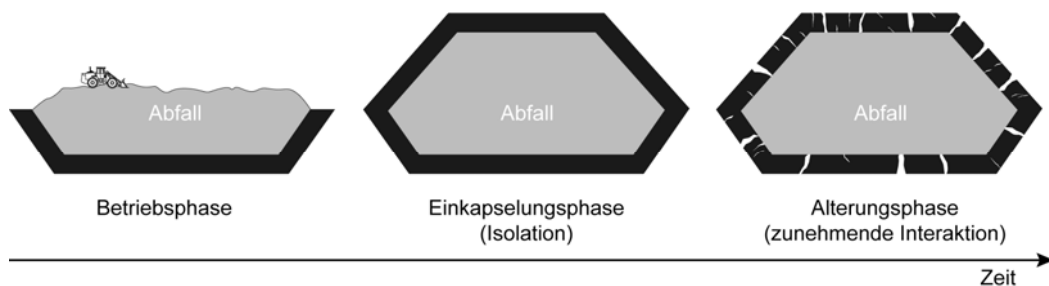


Abbildung 6-1: Interaktionsphasen einer abgedichteten Deponie deren technische Barrieren nach Einstellung von Erhaltungs- und Wartungsmaßnahmen eine allmählich abnehmende Funktion aufweisen

Als wesentlicher Pfad für die Beurteilung langfristiger Deponieemissionen nach Beendigung der Nachsorge wird die Freisetzung von Sickerwasser in den Untergrund angesehen. Einerseits beruht dies auf dem relativ raschen Rückgang der Gasemissionen aus Altdeponien (vgl. Kapitel 4.1.2 oder Krümpelbeck 2000) und andererseits auf der eingeschränkten (bzw. zukünftig abnehmenden) Funktion technischer Barrieren, die eine Infiltration von Sickerwasser in den Untergrund verhindern sollen (vgl. Kapitel 5.5 oder Rowe 2005). Dementsprechend befasst sich der Großteil dieses Kapitels mit der Schadstoffausbreitung im Deponieuntergrund. In der Folge werden aber auch wesentliche Faktoren für die Beurteilung der Transmission von Deponiegas durch die Oberflächenabdeckung und für die Sickerwasserbeeinflussung bei Direkteinleitung in Oberflächengewässer kurz diskutiert.

Abbau und Rückhalt in Bezug auf Deponiegasemissionen

In Bezug auf Deponiegasemissionen kann die technische Barriere an der Deponieoberfläche eine aktive Gasextraktion inkludieren oder nicht. In jedem Fall wird aber ein (ggf. sehr kleiner) Teil des produzierten Deponiegases durch die Oberflächenabdeckung strömen. In der Rekultivierungsschicht bzw. in oberflächennahen Schichten kann es unter Anwesenheit von Luftsauerstoff (mindestens 2%) zu einem (teilweisen) Abbau des Methans zu Kohlendioxid und Wasser kommen (vgl. Huber-Humer et al. 2008). Diese Methanoxidationsprozesse können bei der Beurteilung bzw. Abschätzung zukünftiger Deponiegasemissionen berücksichtigt werden und wurden im Rahmen zahlreicher Studien zur Effektivität der Methanoxidation in Deponieoberflächenabdeckungen untersucht (z.B. Oonk und Boom 1995; Huber-Humer 2004; Chanton et al. 2010). Wesentliche Faktoren für die Methanoxidation sind die Sauerstoffversorgung, die flächenbezogene Methanbelastung (heterogene Anströmung!), die Temperatur, der Wassergehalt, das Vorhandensein von Inhibitoren (z.B. Ammonium), der Anteil humifizierter Organik in der Oxidationsschicht, die Durchwurzelung/Bewuchs oder auch die Alterung der Schicht. Das optimale Temperaturniveau für die Methanoxidation wird oft im Bereich von 25 bis 38 °C (z.B. Scheutz und Kjeldsen 2004) angegeben. Generell gilt, dass Substrate mit höherem Organikgehalt (v. a. reifer Kompost) und angepasster Mikrobiologie (Anpassungsphase) die höchsten Methanoxidationsraten aufweisen. Außerdem steigt die Methanabbaurate mit zunehmender Flächenbelastung. Beobachtete Methanabbauraten liegen zwischen 0 und über 100 g CH₄ pro m² und Tag (= bis zu 50 m³ CH₄ pro m² und Jahr), wobei der abgebaute Methananteil zwischen 0 und 99 % liegt (vgl. Rachor et al. (in press); Oonk und Boom 1995; Huber-Humer et al. 2008; Kühle-Weidemeier und Bogon 2008). Bisher wurden oft vergleichsweise geringe Methanoxidationsraten verwendet, um die tatsächlichen Methanemissionen abzuschätzen. Laut IPCC (2007) kann ein oxidiertes Methanteil von 10% als Mittelwert

über das ganze Jahr angesetzt werden. Vor allem bei geringen Flächenbelastungen (unter 34 g bzw. 48 l CH₄ pro m² und Tag) kann aber für die meisten Oberflächenabdeckungen (auch ohne spezielles Design zur Optimierung von Methanoxidationsprozessen) von höheren Oxidationsanteilen ausgegangen werden. Beispielsweise wiesen Huber-Humer et al. (2008) nach, dass in geeigneten Materialien problemlos eine Flächenbelastung von bis zu 96 l CH₄ pro m² und Tag abgebaut werden kann. Als erster, relativ konservativer, Anhaltspunkt zur Abschätzung oxidierter Deponiegasanteile kann Tabelle 6-1 nach Kühle-Weidemeier and Bogon (2008) dienen. Es ist aber festzuhalten, dass angenommene (hohe) Oxidationsraten durch geeignete Labor- und Feldversuche belegt werden sollten (siehe Huber-Humer et al. 2008) und unter realen Deponiebedingungen wechselnde Randbedingungen (z.B. Gasproduktionsrate und Anströmung, jahreszeitliche Temperaturschwankungen) herrschen, die die Methanoxidationsprozesse maßgeblich beeinflussen können. Vor allem eine präferentielle Durchströmung der Abdeckschicht (heterogene Anströmung oder bevorzugte Fließwege in der Schicht (Wühltiere)) führt zu lokal hohen Methanbelastungen und kann die Effektivität der Methanoxidation entsprechend negativ beeinflussen. Auch saisonal bedingte Temperaturminima oder Alterungseffekte in der Methanoxidationsschicht (z.B. Verstopfung der Poren durch Mikroorganismen und eingeschränkte Sauerstoffnachlieferung) können von Bedeutung sein. Zur Evaluierung verschiedener Faktoren und der Abschätzung spezifischer Abbauraten wird an dieser Stelle auf die einschlägige Literatur verwiesen (z.B. Oonk und Boom 1995; Huber-Humer et al. 2008; Kühle-Weidemeier und Bogon 2008; Chanton et al. 2010).

Tabelle 6-1: Abschätzung des Methanoxidationsfaktors (oxidierter Methananteil bezogen auf den Input) für verschiedene Abdeckungen und Flächenbelastungsniveaus (nach Kühle-Weidemeier und Bogon 2008)

Abdeckung	Flächenbelastung > 48 l CH ₄ /m ² .d	Flächenbelastung < 48 l CH ₄ /m ² .d
bindiger Boden (schluffiger Sand, sandiger Schluff)	0,10	0,15
humoser Boden und Strukturmaterial	0,15	0,30
technisch optimierte Methanoxidationsschicht (Nachsorgephase mit Wartung und Monitoring)	0,60	0,70
technisch optimierte Methanoxidationsschicht (langfristig ohne Monitoring)	0,40	0,50

Sickerwasserbeeinflussung von Oberflächengewässern

Die Einleitung von Deponiesickerwässern in Oberflächengewässer ist in Österreich durch emissionsbezogene Grenzwerte geregelt. Sowohl in der spezifischen Verordnung zu Abwasseremissionen aus Deponiesickerwässern (AEV Deponiesickerwasser 2003) als auch in der allgemeinen Abwasseremissionsverordnung (AAEV 1996) werden entsprechende Begrenzungen festgelegt. Erläuterungen zur Auswahl der Parameter und zur Festlegung zulässiger Emissionsniveaus im Rahmen der AEV Deponiesickerwasser finden sich in Hefler (2003). Erfasste Sickerwässer sind an der Einleitstelle anhand dieser Kriterien zu beurteilen, wobei immissionsseitig bzw. einzugsgebietsbezogen auch abweichende Anforderungen gerechtfertigt sein können. Eine einzelfallspezifische Beurteilung wird beispielsweise im Rahmen der Anforderungen an die Einleitung von Deponiesickerwässern in der Schweiz teilweise ermöglicht (BAFU 2010). Insgesamt ist aber nur in begründeten Ausnahmefällen eine Abweichung von den emissionsseitigen Vorgaben möglich.

Abgesehen von gezielten Sickerwassereinleitungen kann es durch die Verschmutzung von Grundwasser und die anschließende Grundwasserexfiltration ebenfalls zur Sickerwasserbeeinflussung des Oberflächengewässers kommen. Dieser Emissionspfad wird im Rahmen der Schadstoffausbreitung im Untergrund betrachtet, wobei das Fließgewässer in vielen Fällen ein relevanter Ort der Beurteilung für diesen Pfad sein wird.

Aufgrund der oftmaligen Lage von Deponien in der Nähe von Fließgewässern (vgl. Fellner et al. 2009c) kann es in Extremfällen auch durch die Überflutung bzw. durch die (teilweise) Erosion von Deponiematerialien zu einer direkten Beeinflussung von Oberflächengewässern kommen. Je nach Standort können dadurch relevante Schäden im Gewässer verursacht werden. Aufgrund des hohen Verdünnungspotentials und zahlreichen anderen Schadstoffquellen während eines Hochwassers, werden die Deponieemissionen in den meisten Fällen aber nur eine von vielen Gewässerverschmutzungen darstellen (vgl. Laner et al. 2009).

6.2 Deponieschadstoffe im Untergrund

Der Großteil der Untersuchungen zu natürlichen Schadstoffabminderungsprozessen widmet sich der Freisetzung von Schadstoffen in den Deponieuntergrund. Vordergrundig geht es um Sickerwasseremissionen und deren Ausbreitungsverhalten in der ungesättigten und gesättigten Bodenzone. Als Basisdefinition zur Beschreibung relevanter Prozesse im Boden und Grundwasserbereich wird die Festlegung der U.S. Umweltbehörde (U.S. Environmental Protection Agency 1997) zu „Natural Attenuation“ verwendet. Demnach sind dies alle physikalischen, chemischen und biologischen Prozesse, die im Untergrund ablaufen, ohne menschliches Eingreifen wir-

ken und unter bestimmten Bedingungen zur Minderung der Masse, der Toxizität, der räumlichen Ausdehnung, der Mobilität oder der Konzentration von Schadstoffen führen. Relevante Prozesse im Untergrund sind biologischer Abbau, Dispersion, Verdünnung, Sorption, Verflüchtigung, radioaktiver Zerfall, chemische oder biologische Stabilisierung, Transformation zu weniger gefährlichen Stoffen, sowie Zerstörung der Kontaminanten. Unter natürlichen Rückhalte- und Abbauprozessen im Untergrund, werden im engeren Sinne Prozesse verstanden, die entweder Schadstoffe aus der mobilen fluiden Phase in immobile Untergrundphasen transferieren (Rückhalteprozesse wie z.B. Sorption, Ionenaustausch, Fällung, Bioakkumulation) oder Schadstoffe in ungefährliche bzw. weniger gefährliche Stoffe transferieren (Abbauprozesse wie radioaktiver Zerfall, chemische Redoxreaktionen, mikrobieller Schadstoffabbau) (vgl. Luckner et al. 2008). In der Folge werden zur Abschätzung der Schadstoffminderung im Untergrund auch Prozesse betrachtet die nur zu einer Konzentrationsabminderung (v. a. Dispersion, Verdünnung) führen. Inwieweit letztere bei der Sanierung von Grundwasserschäden miteinbezogen werden sollen wird zwar oft kontrovers diskutiert (vgl. National Research Council 2000), für die Vorhersage zukünftiger Zustände (Schadstoffbelastungen) in Schutzgütern sind sie aber jedenfalls zu berücksichtigen, da solche Prozesse in der Realität im Untergrund ablaufen.

6.2.1 Grundwassergefährdung durch Deponieemissionen

Die Freisetzung von Deponieschadstoffen in den Untergrund hat in der Vergangenheit an vielen Deponiestandorten zur Beeinträchtigung der Grundwasserqualität geführt (vgl. Europäische Umweltagentur 2004 oder Abbildung 6-2). Einerseits lag das an fehlenden bzw. ineffizienten Basisdichtungssystemen und andererseits konnte auch die geologische Barriere (ungesättigte Zone zwischen Deponiekörper und Grundwasser) eine Grundwasserverschmutzung nicht verhindern. Obwohl moderne Deponien während des Betriebes in der Regel keine negativen Einwirkungen auf das Grundwasser haben, ist nach Abschluss der Deponiebewirtschaftung mittel- bis langfristig (Jahrzehnte bis Jahrhunderte) von einer Sickerwasserbeeinflussung des Grundwassers auszugehen. Letztendlich hat die Vergangenheit gezeigt, dass Deponien ein erhebliches Gefährdungspotential in Bezug auf die Verschmutzung lokaler Grundwässer darstellen und diesem Emissionspfad dementsprechende Bedeutung zuzumessen ist.

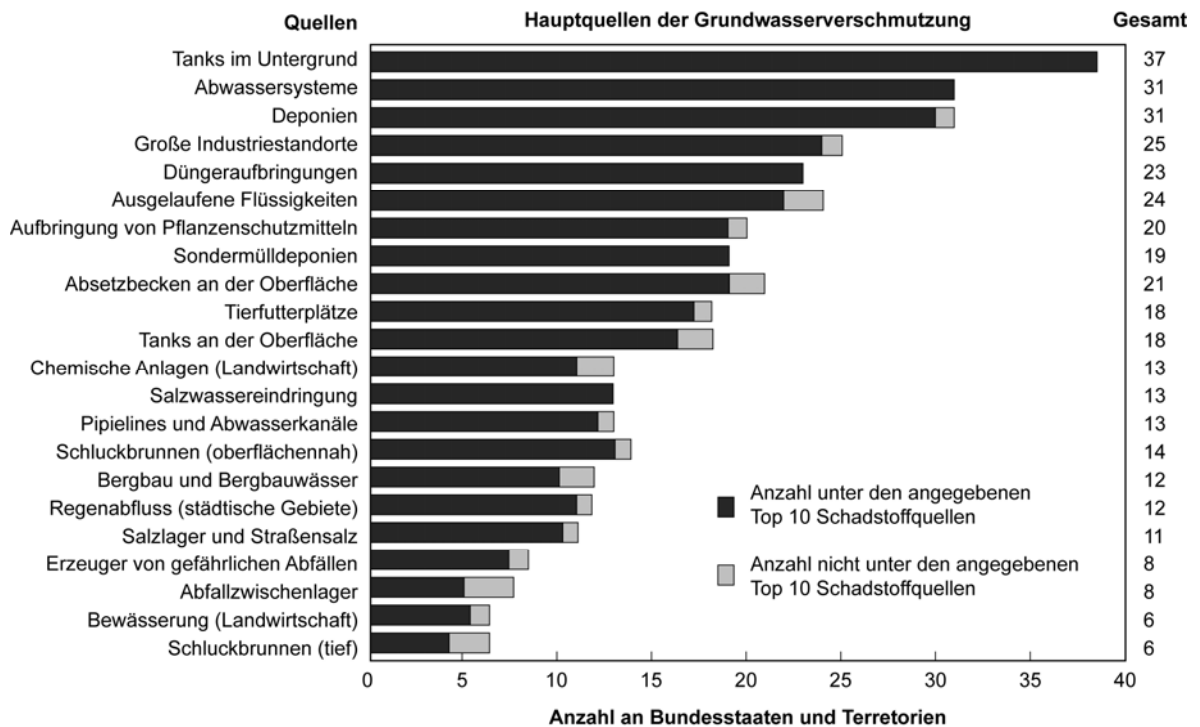


Abbildung 6-2: *Bedeutende Quellen der Grundwasserverschmutzung in den Vereinigten Staaten von Amerika: Balkenlänge für eine Schadstoffquelle ist proportional zur Anzahl der US-Bundesstaaten die diese als bedeutend für die Grundwassergefährdung einstufen (lt. U.S. EPA 2000)*

Aus Abbildung 6-2 geht hervor, dass Deponien maßgeblich zur Verschmutzung von Grundwasserkörpern beitragen. Obwohl jede Deponie ein Unikat in Bezug auf die Abfallzusammensetzung und auf die örtlichen Gegebenheiten darstellt, können anhand statistischer Auswertungen deponietypische Emissionsbeeinflussungen des Grundwassers beobachtet werden (vgl. Tabelle 6-2). Die statistische Beschreibung des Einflusses von Abfallablagerungen basiert auf repräsentativen Datensätzen (vgl. Arneth et al. 1989; Kerndorff et al. 1993; Voigt und Wippermann 1998), die individuell unterschiedliche Einflüsse zur Illustration übergeordneter Zusammenhänge zusammenfassen. In Tabelle 6-2 und Tabelle 6-3 werden Rohwasserdatensätze aus 126 Trinkwasserfassungen (=weitestgehend unbelastetes Grundwasser aus Lockergesteinsaquiferen) und Grundwasseranalysen in Lockergesteinsaquiferen aus dem unmittelbaren Abstrom von 205 Abfallablagerungen miteinander verglichen. Für verschiedene anorganische und organische Grundwasserinhaltsstoffe sind jeweils die Mittelwerte und die Medianwerte der beiden Datensätze aufgelistet. Obwohl es durch den Einfluss von Deponiesickerwässern auch zu Konzentrationsniedrigungen im Grundwasser kommen kann (z.B. Sulfatreduktion in einer Reduktionszone), lässt sich die Deponiebeeinflussung in der Regel durch Konzentrationserhöhungen im Grundwasser beobachten. Als Kennwerte zur Einschätzung der Bedeutung deponiebürtiger Substanzen werden in Tabelle 6-2 und Tabelle 6-3 die

Emissionsnachweishäufigkeit (ENH) und der Beeinflussungsfaktor (BF) ermittelt. Erstere (ENH) ist der prozentuale Anteil der Messwerte des Datensatzes „Einfluss durch Abfallablagerung“ der über dem Mittelwert des Datensatzes „unbeeinflusstes Grundwasser“ liegt. Der Beeinflussungsfaktor BF illustriert außerdem auch die Stärke der Beeinflussung und ergibt sich durch die Multiplikation der Emissionsnachweishäufigkeit mit dem Quotienten aus dem Mittelwert abfallablagerungsbeeinflussten Grundwasser und dem Mittelwert des unbeeinflussten Grundwassers ($BF = ENH \cdot (MW_{\text{beeinfl.}} / MW_{\text{unbeeinfl.}})$). In Tabelle 6-2 und Tabelle 6-3 sind zum Vergleich auch die Geringfügigkeitsschwellenwerte (lt. LAWA 2004, Beeinflussungsniveau ab dem von einem Grundwasserschaden ausgegangen werden kann) und die Trinkwassergrenzwerte (2001) angeführt.

Wie bereits erwähnt führen Sickerwasseremissionen aus Abfallablagerungen in der Regel zu einer Konzentrationserhöhung im Grundwasser. Die stärksten Beeinflussungen ($BF > 10$) sind laut Tabelle 6-2 für die anorganischen Substanzen Ammonium, Arsen, Chrom, Bor und Chlorid zu beobachten. Nachweishäufigkeiten in abfallbeeinflussten Grundwässern von über 75 % weisen Hydrogenkarbonat, Bor, Natrium, Chlorid und Magnesium auf. Da Bor im geogenen Hintergrund nur in minimaler Konzentration auftritt, jedoch in sehr vielen Fällen in abfallablagerungsbeeinflussten Grundwässern nachweisbar ist, eignet es sich hervorragend als Indikator zur Erkennung einer Sickerwasserbeeinflussung des Grundwassers. Die hohe geochemische Mobilität und die einfache Analytik unterstreichen die Eignung als Screening-Parameter. Generell ist festzuhalten, dass das Migrationspotential einer Substanz wesentlich dazu beiträgt ob diese im Grundwasser detektiert wird oder nicht. Hohe Retardation oder eine geringe Persistenz bedingen somit auch niedrigere Emissionsnachweishäufigkeiten.

Tabelle 6-2: Anorganische Substanzen in belasteten und unbelasteten Grundwässern und ihre Bedeutung als Grundwasserverschmutzer (basierend auf Voigt und Wippermann 1998; Luckner et al. 2008)

Parameter	Einh.	Einfluss durch Abfallablagerung ¹		Unbeeinflusstes Grundwasser ¹		ENH ² [%]	Trinkw.-GW ³	GFS ⁴	BF ⁵ [-]
		MW	Median	MW	Median				
Anorganische Grundwasserinhaltsstoffe									
Hauptanionen									
Hydrogenkarbonat	mg/l	519	408	83	78,7	85,8%			5,4
Chlorid	mg/l	202	74,2	14	11,9	79,2%	200	250	11,4
Sulfat	mg/l	194	122	18	12,7	64,5%	250	240	7,0
Nitrat	mg/l	25,6	2,5	3	2,2	50,7%	50	-	4,3
Hauptkationen									
Kalzium	mg/l	175	156	83	78,7	74,5%	-	-	1,6
Magnesium	mg/l	38,1	22	14	11,9	76,0%	-	-	2,1
Natrium	mg/l	128	45,6	18	12,7	83,4%	200	-	5,9
Ammonium	mg/l	11	0,4	0,17	0,07	53,6%	0,5	-	34,7
Eisen	mg/l	9,6	2	2	0,93	40,6%	0,2	-	1,9
Mangan	mg/l	1,5	0,43	0,18	0,12	62,2%	0,05	-	5,2
Spurenelemente									
Aluminium	µg/l	596	80	50	<10	33,9%	200	-	4,0
Blei	µg/l	6,3	<0,05	1,4	<0,5	38,3%	10	7	1,7
Cadmium	µg/l	1,5	<0,05	0,13	<0,1	14,9%	5	0,5	1,7
Chrom (gesamt)	µg/l	21,2	<10	0,58	<0,5	56,3%	50	7	20,6
Kupfer	µg/l	24,5	<10	7	4,5	52,4%	2000	14	1,8
Nickel	µg/l	22,9	13	2,8	<1	64,3%	20	14	5,3
Quecksilber	µg/l	<0,2	<0,2	<0,1	<0,1	14,7%	1	0,2	-
Strontium	µg/l	580	399	240	200	74,1%	-	-	1,8
Zink	µg/l	410	64,5	117	30,2	41,2%	-	58	1,4
Spurenanionen									
Arsen	µg/l	45,4	1,3	1,2	<0,5	61,3%	10	10	23,2
Nitrit	µg/l	0,49	<0,1	<0,01	<0,01	35,4%	100	-	-
Selen	µg/l	0,1	<0,2	0,55	<0,1	22,3%	10	7	0,0
Bor (ges.)	µg/l	832	181	34,8	26	85,7%	1000	740	20,5
Fluorid	µg/l	<0,5	<0,5	<0,1	<0,1	52,6%	1,5	0,75	-
Cyanide (ges.)	µg/l	-	-	<1	<1	-	50	5 (50)	-
Phosphat (ges.)	µg/l	1,8	0,1	0,14	0,08	41,5%	-	-	5,3

¹ Messdaten aus dem Grundwasserabstrom von 205 Abfallablagerungsstandorten (= Einfluss durch Abfallablagerung) (vgl. und aus Rohwasseranalysen aus 126 Trinkwasserwerken (= unbeeinflusstes Grundwasser) (vgl. Kerndorff et al. 1993)

² ENH = Emissionsnachweishäufigkeit (= Prozent der Messwerte des verschmutzten Grundwassers über dem Mittelwert der Rohwassermessdaten) nach Voigt und Wippermann (1998)

³ Trinkwassergrenzwerte lt. österreichischer Trinkwasserverordnung (2001)

⁴ Geringfügigkeitsschwellenwerte (GFS) lt. LAWA 2004

⁵ Beeinflussungsfaktor (BF): $BF = \frac{\text{Mittelwert}_{\text{verschmutzt}}}{\text{Mittelwert}_{\text{unbeeinflusst}}} \cdot \text{Emissionsnachweishäufigkeit}$

Wie aus Tabelle 6-3 zu erkennen ist, liegen für den Rohwasserdatensatz (unbeeinflusstes Grundwasser) viele organische Verbindungen unter bzw. an der Nachweisgrenze. Eigentlich wird nur der Summenparameter DOC (gelöster organischer Kohlenstoff) im Rohwasserdatensatz in höheren Konzentrationen erfasst. Demnach deuten erhöhte Gehalte einzelner organischer Verbindungen bzw. Stoffgruppen jedenfalls auf anthropogene Beeinflussungen hin. Obwohl der größte Anteil der orga-

nischen Sickerwasserbelastung wahrscheinlich harmlose organische Säuren (z.B. Huminsäuren) sind, finden sich im Sickerwasser auch erhöhte Konzentrationen gefährlicherer organischer Verbindungen. Hierzu gehören BTXE oder auch verschiedene Pestizide (siehe z.B. Baun et al. 2004; Europäische Umweltagentur 2004; Öman und Junestedt 2008), wobei generell eine Vielzahl organischer Schadstoffe im Sickerwasser angetroffen werden kann. Inwieweit diese Substanzen schließlich im Grundwasser detektiert werden hängt wiederum vom Transferpotential der jeweiligen Verbindungen und den Standortbedingungen ab. Für viele organische Sickerwasserinhaltsstoffe ergeben sich nur lokal begrenzte Grundwasserfahnen (vgl. Tabelle 6-4), da es im Grundwasser zu einem relativ raschen Abbau dieser Verbindungen kommt (vgl. Christensen et al. 1994; Bjerg et al. 2009). Für eine weitergehende Diskussion organischer Grundwasserkontaminanten wird auf einschlägige Literatur verwiesen (siehe z.B. Voigt und Wippermann 1998).

Tabelle 6-3: Organische Substanzen in belasteten (durch Altablagerungen) und unbelasteten Grundwässern und ihre Bedeutung als Grundwasserverschmutzer (basierend auf Voigt und Wippermann 1998; Luckner et al. 2008)

Parameter	Einh.	Einfluss durch Abfallablagerung ¹		Unbeeinflusstes Grundwasser ¹		ENH ² [%]	Trinkw.-GW ³	GFS ⁴	BF ⁵ [-]
		MW	Median	MW	Median				
Organische Grundwasserinhaltsstoffe									
Summenparameter									
DOC	mg/l	-	-	1,6	1,2	-	-	-	-
AOX	µg/l	-	-	2,7	<2	-	-	-	-
Leichtfl. Halogenkohlenwasserstoffe									
Trichlormethan	µg/l	76,2	1,4	0,12	<0,1	22,0%	-	-	139,9
1,2-Dichlorethan	µg/l	107	<5	-	-	18,8%	3	2	-
cis-1,2-Dichlorethen	µg/l	22100	166	-	-	30,1%	-	-	-
Chlorethen	µg/l	1690	99,5	-	-	17,7%	0,5	0,5	-
Trichlorethen	µg/l	11,5	2,3	0,21	<0,1	40,8%	10*	10*	22,3
Tetrachlorethen	µg/l	56,1	1,4	0,34	<0,1	46,2%	-	-	76,2
BTXE									
Benzol	µg/l	141	13,5	<0,1	<0,1	29,1%	1	1	-
Toluol	µg/l	4,1	3,5	<0,1	<0,1	16,5%	-	-	-
o-Xylol	µg/l	13,8	4,7	<0,1	<0,1	9,5%	-	-	-
m/p-Xylol	µg/l	3,4	2,8	<0,1	<0,1	22,8%	-	-	-
Ethylbenzol	µg/l	6,6	4,4	<0,1	<0,1	11,3%	-	-	-
PAK									
Naphtalin	µg/l	1,5	1,1	-	-	12,1%	0,1**	0,2**	-

¹ Messdaten aus dem Grundwasserabstrom von 205 Abfallablagerungsstandorten (= Einfluss durch Abfallablagerung) (vgl. und aus Rohwasseranalysen aus 126 Trinkwasserwerken (= unbeeinflusstes Grundwasser) (vgl. Kerndorff et al. 1993)

² ENH = Emissionsnachweishäufigkeit (= Prozent der Messwerte des verschmutzten Grundwassers über dem Mittelwert der Rohwassermessdaten) nach Voigt und Wippermann (1998)

³ Trinkwassergrenzwerte lt. österreichischer Trinkwasserverordnung (2001)

⁴ Geringfügigkeitsschwellenwerte (GFS) lt. LAWA (2004)

⁵ Beeinflussungsfaktor (BF): $BF = \frac{\text{Mittelwert}_{\text{verschmutzt}}}{\text{Mittelwert}_{\text{unbeeinflusst}}} \cdot \text{Emissionsnachweishäufigkeit}$

* Werte gelten für die Summe von Trichlorethen und Tetrachlorethen

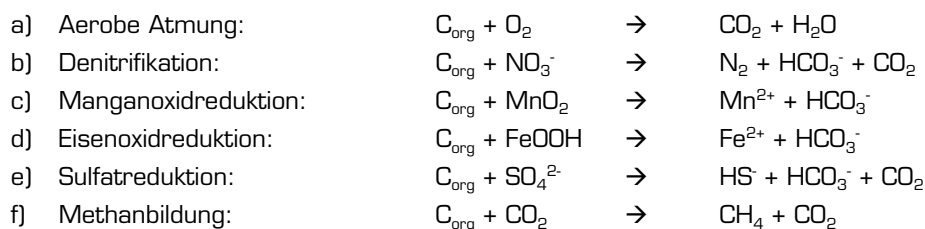
** Werte gelten für die Summe an PAK ausgenommen Naphtalin

Tabelle 6-4: Ausdehnung der Schadstofffahne im Grundwasser abstromig von Altdeponien (nach Christensen et al. 2000 und Bjerg et al. 2009)

Deponienname	Fläche [m ²]	Längs-Querausdehnung [m]	Untergrund	Untersuchte Parameter*
Borden, CAN	45.000	700 \ 600	Sand	1, 2, 3
North Bay, CAN	280.000	400 \ 100	Schluff	1, 2, 3, 4
Woolwich, CAN	35.000	600 \ -	-	1, 3, 4
Grindsted, DEN	100.000	400 \ < 400	Sand	1, 2, 3, 4
Vejen, DEN	60.000	400 \ 100	Sand	1, 2, 3, 4, 5
Unbekannt, GER	150.000	3000 \ 500	Grobsand	1, 3
Noordwijk, NED	60.000	- \ -	Grobsand	1, 4
Army Creek, USA	240.000	700 \ -	Sand	1, 2, 3, 4
Babylon, USA	100.000	3000 \ 600	Grobsand	1
Islip, USA	70.000	1500 \ 400	Grobsand	1
KL Avenue, USA	270.000	1600 \ -	Sand	1, 2, 3, 4
Sjoelund, DEN	6.300	100	Feinsand	2, 3, 4

*Parameterkürzel: 1... anorganische Substanzen, 2... Redoxpaare, 3... DOC, 4... XOC, 5... Schwermetalle

Aus Tabelle 6-4 geht hervor, dass Grundwasserschadstofffahnen alter Deponien meistens eine Längsausdehnung von unter einem Kilometer aufweisen. Das gilt auch wenn es sich um sandigen Untergrund handelt, der generell ein geringeres Rückhaltepotenzial aufweist als feinkörniger Untergrund. In Schadstofffahnen von Altdeponien bilden sich durch den Abbau organischer Sickerwasserinhaltsstoffe typische Redox-Zonen aus, die je nach den verfügbaren Elektronenakzeptoren bezeichnet werden können. Die mikrobielle Redox-Kaskade richtet sich nach der chemischen Energie, die bei den jeweiligen Reaktionen freigesetzt wird. Zuerst wird organischer Kohlenstoff aerob abgebaut, dabei verwenden die Bakterien als Oxidationsmittel Sauerstoff. Nachdem der Sauerstoff aufgebraucht ist, übertragen Bakterien die Elektronen des organischen Kohlenstoffs auf andere Oxidationsmittel. Die wichtigsten sind Nitrat, Mangan- und Eisenhydroxide, Sulfat und Kohlendioxid. Eine typische Abfolge der Redox-Zonen in stark belastetem Grundwasser ist in Abbildung 6-3 beispielhaft anhand der dänischen Deponie „Grindsted“ (siehe auch Tabelle 6-4) dargestellt (vgl. Zobrist 1999). Die ablaufenden Reaktionen, geordnet nach der dabei frei werdenden chemischen Energie (nimmt von a) bis f) ab), sind



Die zeitliche Abfolge der Reaktionen bei Sickerwasseremissionen mit hoher organischer Belastung lässt sich anhand der räumlich differenzierten Redoxzonen im kontaminierten Grundwasser nachvollziehen. Aufgrund des andauernden Eintrages von sauerstofffreiem aber sulfathältigem Sickerwasser haben die Mikroorganismen alle anderen Oxidationsmittel im Sickerwassereinmischungsbereich aufgebraucht und es kommt zur Sulfatreduktion (sofern Sulfat im Sickerwasser vorhanden ist) und Me-

thanbildung (vgl. Abbildung 6-3). Im abstromigen Grundwasserstrom sind noch Eisen- und Manganoxide vorhanden und es bilden sich entsprechende Redoxzonen aus, außerdem wird von der Oberfläche häufig Nitrat eingetragen (landwirtschaftliche Einträge), dass zur Ausbildung einer Denitrifikationszone am oberen Rand der organischen Schadstoffahne führt. Weiter im Grundwasserabstrom kommt es ebenfalls zur Denitrifikation, da in diesem Bereich noch Nitrat als Elektronenakzeptor zur Verfügung steht, danach stellen sich wieder oxische Verhältnisse ein. Für weitergehende Betrachtungen zur Ausbildung von Deponieschadstoffahnen im Grundwasser wird auf die einschlägige Literatur verwiesen (z.B. Christensen et al. 2001; Fetter 2008).

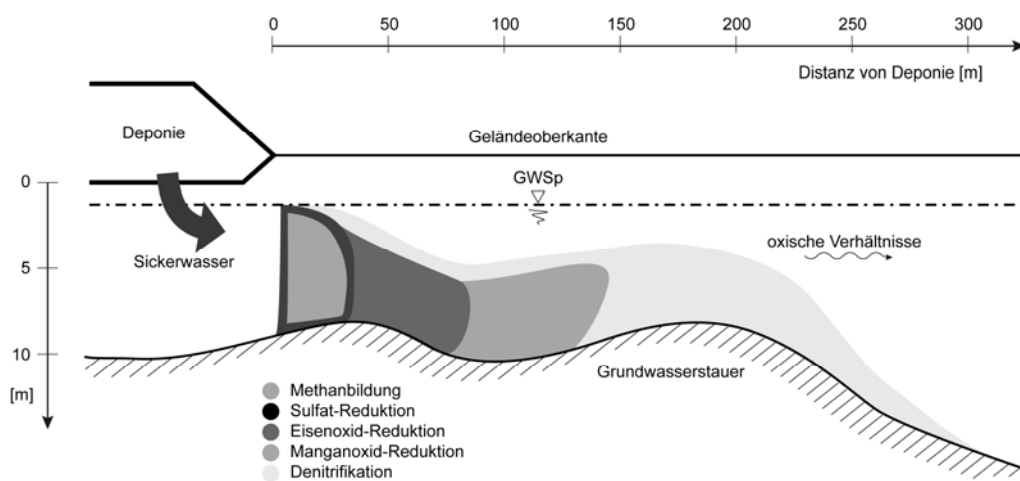


Abbildung 6-3: Redox-Zonierung im sickerwasserbeeinflussten Grundwasser basierend auf Untersuchungen an der Deponie „Grindstet“ durch Ludvigsen et al. (1998)

Obwohl ein grundlegendes Prozessverständnis in Bezug auf die Ausbreitung deponiebürtiger Schadstoffe im Grundwasser vorliegt, sind spezifische Aussagen zum Schadstoffausbreitungsverhalten nur in Anbetracht der lokalen Untergrundverhältnisse und der jeweiligen Schadstoffe möglich. Untersuchungen zum Rückhalte- und Abbaupotential im Untergrund bzw. zur Ausbildung von Grundwasserfahnen haben sich in der Vergangenheit vordergründig mit organischen Kohlenwasserstoffen (Petroleumprodukte) und chlorierten Lösungsmitteln befasst. Für Deponien stehen je nach Abfallqualität andere Schadstoffe im Zentrum des Interesses, die außerdem in einer Mischung mit zahlreichen anderen Substanzen emittiert werden. Die teilweise mangelhaften Grundlagen zur Beurteilung abfallablagerungsverursachter Grundwasserschäden werden auch durch die existierenden Geringfügigkeitsschwellenwerte deutlich, da für relevante Sickerwasserinhaltsstoffe wie z.B. Ammonium keine Schwellenwerte vorhanden sind (vgl. Tabelle 6-2 und Tabelle 6-3). Abgesehen von stoffspezifischen Einschränkungen, wird die Beurteilung von Schadstoffabminderungspotentialen für Deponieemissionen auch durch die Heterogenität der Emis-

onsquelle (inhomogener Abfallkörper, heterogene Durchströmung) und die oft große Ausdehnung dieser Quelle (Austrittspunkte, Fließrichtungen) erschwert (vgl. Christensen et al. 2000). Nach dem gegenwärtigen Kenntnisstand wird die Möglichkeit einer Verhinderung bzw. lokalen Eingrenzung von Grundwasserschäden anhand von natürlichen Rückhalte- und Abbaumechanismen vor allem für BTEX, niedermolekulare Alkohole, Ketone und Ester, Dichlormethan als hoch eingestuft (siehe National Research Council 2000). Für typische abfallbürtige Kontaminanten wie Ammonium, Sulfat oder verschiedene Summenparameter (z.B. AOX oder CSB) sind zwar keine generellen Aussagen möglich, einen ersten Eindruck von wesentlichen Prozessen in Bezug auf die Konzentrationsabminderung typischer Sickerwasserinhaltsstoffe im Untergrund soll aber anhand von Tabelle 6-5 vermittelt werden.

Tabelle 6-5: Hauptschadstoffminderungsmechanismen für ausgewählte Sickerwasserparameter (nach Bagchi 1987)

Sickerwasserparameter	Hauptmechanismen der Schadstoffabminderung	Mobilität in tonigem Untergrund
Ammonium	Ionenaustausch, Biotransformation	mittel
Arsen	Fällung, Adsorption	mittel
Bor	Adsorption, Fällung	hoch
Cadmium	Fällung, Adsorption	mittel
Kalzium	Fällung, Ionenaustausch	hoch
CSB	Biotransformation, Filtrierung	mittel
Chlorid	Verdünnung	hoch
Chrom	Fällung, Ionenaustausch, Adsorption	niedrig (Cr ³⁺), hoch (Cr ⁶⁻)
Cyanide	Biotransformation, Adsorption	hoch
Eisen	Fällung, Ionenaustausch, Adsorption	mittel
Blei, Zink, Kupfer	Adsorption, Ionenaustausch, Fällung	niedrig
Magnesium	Ionenaustausch, Fällung	mittel
Mangan	Fällung, Ionenaustausch	hoch
Quecksilber	Adsorption, Fällung	hoch
Nickel	Adsorption, Fällung	mittel
Nitrat	Biotransformation, Verdünnung	Hoch
Natrium	Ionenaustausch, Verdünnung	niedrig bis hoch
Sulfat	Ionenaustausch, Verdünnung	hoch

Generell gilt, dass die natürliche Schadstoffminderung im Boden bzw. im Grundwasser in Abhängigkeit der jeweiligen Standortgegebenheiten zu bewerten ist. Dazu sind alle maßgeblichen Prozesse hinsichtlich ihrer Wirkung in Bezug auf eine Konzentrationsabnahme der Schadstoffe in der flüssigen Untergrundphase darzustellen und entsprechend zu berücksichtigen. Diese Prozesse werden in Modellen abgebildet, die eine mathematische Beschreibung des reaktiven Stofftransports im Untergrund ermöglichen. Die modellgestützte Betrachtung der Schadstoffausbreitung im Untergrund wird im nächsten Abschnitt behandelt.

6.2.2 Modelle zum reaktiven Transport im Untergrund

Die Beschreibung der Schadstoffausbreitung im Untergrund kann anhand beliebig komplexer Modelle vorgenommen werden. Der Betrachtungsraum beinhaltet, abgesehen von der Schadstoffquelle und den dazugehörigen Emissionsniveaus, die ungesättigte Zone unterhalb der Deponie (wenn die Deponie nicht im Grundwasserschwankungsbereich liegt) und den beeinflussten Grundwasserbereich (vgl. Abbildung 6-4). Die relevanten Prozesse für die Beschreibung des Schadstofftransportes von der Quelle bis zu einem bestimmten Ort der Beurteilung im Untergrund umfassen Advektion, Dispersion und Diffusion, sowie Rückhalte- und Transformationsprozesse (Sorption, Abbauprozesse (biotisch und abiotisch) und Verflüchtigung in die Gasphase). Im Anschluss werden die einzelnen Prozesse kurz beschrieben, für eine eingehende Darstellung der jeweiligen Grundlagen wird aber auf die entsprechende Literatur verwiesen (z.B. Luckner und Schestakow 1991; Fetter 2008 oder Hillel 1998).

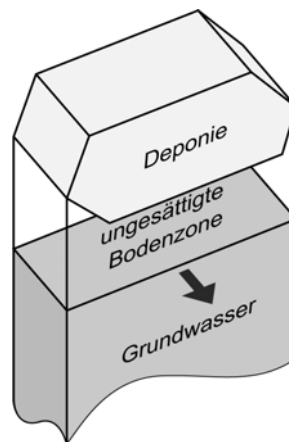


Abbildung 6-4: Schematische Darstellung des wesentlichen Betrachtungsraumes zur Abschätzung von Schadstoffmigrationsprozessen im Untergrund

6.2.2.1 Wesentliche Migrationsprozesse

Die **Advektion** bezeichnet den Transport eines gelösten Stoffes aufgrund der Wasserbewegung im Untergrund. Advektion (oder auch Konvektion) tritt in jedem bewegten Fluid auf. Die Wasserbewegung in der ungesättigten Zone wird durch die Richards-Gleichung (siehe Gleichung 6-1) beschrieben, welche aus der Gleichung von Darcy (Wasserbewegung in der gesättigten Zone) und der Kontinuitätsgleichung (Massenerhaltungsgesetz) hervor geht.

$$(6-1) \quad \frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[k(\theta) \cdot \left(\frac{\partial h}{\partial z} + 1 \right) \right] - QS(z,t)$$

wobei θ der Wassergehalt [m^3/m^3], h das Druck- bzw. Saugspannungspotenzial [m], $k(\theta)$ die hydraulische Leitfähigkeit in Abhängigkeit des Wassergehaltes [m/s], t die Zeit [s], z die Tiefe [m] und QS den Quellen-/Senkenterm [s^{-1}] bezeichnet.

Zur Beschreibung der advektiven Grundwasserströmung werden Angaben zur durchströmten Matrix (z.B. hydraulische Leitfähigkeit, effektive Porosität) und zum Potentialgradienten (hydraulischer Gradient), der die Grundwasserbewegung verursacht, benötigt. In der ungesättigten Zone sind zusätzlich auch Informationen zum Wassergehalt oder zur Saugspannungs-Wassergehalts-Beziehung notwendig.

Die **hydrodynamische Dispersion** führt zur relativen Bewegung transportierter Stoffe in Bezug zur advektiv transportierten Mischphase. Sie ist direkt an die Advektion gekoppelt (keine Advektion = keine Dispersion) und stark maßstabsabhängig. Die wichtigsten physikalischen Ursachen der hydrodynamischen Dispersion sind auf kleinmaßstäblicher Ebene, die Variabilität der Strömungsgeschwindigkeit quer zur Hauptströmungsrichtung, unterschiedliche Porenquerschnitte und dadurch bedingt variable Strömungsgeschwindigkeiten, unterschiedliche Fließwege bzw. Porenstruktur (Tortuosität) und die transversale Ausbreitung aufgrund der Verästelung und Verzweigung von Porenkanälen (vgl. Luckner und Schestakow 1991). Im größeren Maßstab sind vor allem Faktoren wie die geologische Schichtung des Untergrundes (hydraulische Leitfähigkeiten) oder das Vorhandensein lokaler Inhomogenitäten (z.B. Linsen mit undurchlässigeren Materialien) wesentlich für die hydrodynamische Dispersion.

Die **molekulare Diffusion** beruht hauptsächlich auf der Brownschen Bewegung, aber auch auf osmotischen Kräften, Wärmediffusion oder Elektroosmose. Die Diffusion wird anhand des Fick'schen Gesetzes beschrieben, wonach der Stofftransport in Ruhe befindlicher wässriger Lösungen direkt proportional zum Konzentrationsgradienten ist (Gleichung 6-2):

$$(6-2) \quad J_d = -D_0 \cdot dc / dx$$

wobei J_d den diffusiven Transport [$\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$], D_0 den stoffspezifischen Diffusionskoeffizienten [m^2/s] und dc/dx den Konzentrationsgradienten [mol/m^4] bezeichnet. In der ungesättigten Zone ist der Diffusionskoeffizient stark vom Wassergehalt und der Tortuosität abhängig und ist für diese Zone in Abhängigkeit dieser Faktoren zu betrachten (vgl. Hillel 1998). Die molekulare Diffusion wird im Rahmen vieler Modelle im Dispersionskoeffizienten inkludiert (vgl. National Research Council 2000), es sei aber darauf hingewiesen, dass diese auf einem physikalisch unabhängigen Mechanismus beruht und beispielsweise auch auftritt, wenn kein advektiver Fluss vorliegt (im Gegensatz zur Dispersion!).

Die soeben beschriebenen Prozesse werden im Rahmen der grundlegenden Stofftransportgleichung im Untergrund, der **Advektions-Dispersions-Gleichung**, zusammengefasst. Für die ungesättigte Zone ergibt sich diese zu

$$(6-3) \quad \frac{\partial(B_d \cdot C^*)}{\partial t} + \frac{\partial(\theta \cdot C)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(D_s \cdot \theta \cdot \frac{\partial C}{\partial z} - q \cdot C \right) + \sum_i Y_i$$

wobei B_d die Lagerungsdichte des Bodens [kg/m^3], C^* die Konzentration des Stoffes gebunden (adsorbiert) im Boden [kg/kg], t die Zeit [s], θ den Wassergehalt [m^3/m^3], C die Konzentration des Stoffes in der Bodenwasserlösung [kg/m^3], D_s den stoffspezifischen Dispersions-/Diffusionskoeffizient [m^2/s], z die Ortskoordinate in Fließrichtung [m], q der advective Fluss der Bodenwasserlösung [m/s], Y_i Quellen- und Senkenterm zur Berücksichtigung von Transformations- (biochemisch oder chemisch) und Entnahmeprozessen (z.B. Pflanzenwurzeln). Nimmt man die Variablen B_d , D_s und q über Zeit und Raum konstant an, dann ergibt sich aus Gleichung 6-3 für die ungesättigte Zone die Advektions-Dispersions-Gleichung in der Grundwasserzone.

Der erste Term in der Gleichung beschreibt die Aufteilung eines Stoffes zwischen Fest- und Flüssigphase im Boden. In vielen Fällen wird hierbei von Gleichgewichtsverteilungsmodellen ausgegangen, d.h. dass sich innerhalb relativ kurzer Zeit ein Gleichgewicht zwischen der Stoffkonzentration in der flüssigen Phase und der angelagerten Stoffkonzentration am Feststoff einstellt. Hierzu gehören der lineare Sorptionsisotherm, der Freundlich Sorptionsisotherm und der Langmuir Sorptionsisotherm, wobei besonders der lineare Sorptionsisotherm häufig verwendet wird. In Bezug auf diesen sei aber angemerkt, dass von keinerlei Beschränkung der Sorptionskapazität an der Festphase ausgegangen wird, was klarerweise in der Realität nicht der Fall ist und dieser somit nur bei relativ geringen Schadstofffrachten in der Flüssigphase gelten kann. In Bezug auf die oben angeführte Advektions-Dispersions-Gleichung könnte C^* unter der Annahme einer linearen Gleichgewichtsverteilung als Produkt aus dem Verteilungskoeffizienten k_d und der Stoffkonzentration in der Flüssigphase C berechnet werden ($C^* = k_d \cdot C$). Für alle Sorptionsprozesse gilt außerdem, dass sie in der Regel reversibel sind, d.h. die an der Feststoffmatrix akkumulierten Stoffe können auch wieder in mobile Untergrundphasen freigesetzt werden. Durch den letzten Term der Advektions-Dispersions-Gleichung werden Quellen- und Senkenreaktionen beschrieben. Rückhalteprozesse, die nicht bereits durch die Stoffverteilung zwischen Fest- und Flüssigphase berücksichtigt wurden (z.B. Sorptions- oder Ionenaustauschprozesse in Abbildung 6-5), können durch entsprechende Senkenterme abgebildet werden (z.B. Bioakkumulationsprozesse im Rahmen derer ein Stoff durch Mikroorganismen eingebaut wird). Außerdem können durch den

Quellen-/Senkenterm Schadstofftransformationsprozesse, wie z.B. Redox-Reaktionen, oder Schadstoffentnahmeprozesse, wie z.B. die Aufnahme durch Pflanzenwurzeln, berücksichtigt werden. Einen kurzen Überblick zu verschiedenen Prozessen, die am natürlichen Rückhalt und Abbau von Schadstoffen im Untergrund beteiligt sein können bietet Abbildung 6-5. Generell gilt, dass advective Transport-, Dispersions- und Diffusionsprozesse im Untergrund bereits relativ gut verstanden und abgebildet werden können, in Bezug auf Stoffimmobilisierungs- und Stofftransfervorgänge dagegen noch großer Forschungsbedarf besteht, um diese Vorgänge im Untergrund zuverlässig beschreiben zu können. Ganz besonders gilt das für deponiebürtige Schadstoffe, die in der Regel in Multikomponentenmischungen vorliegen (gegenseitige Beeinflussung) und außerdem bisher nicht im Zentrum des Forschungsinteresses standen (vgl. National Research Council 2000).

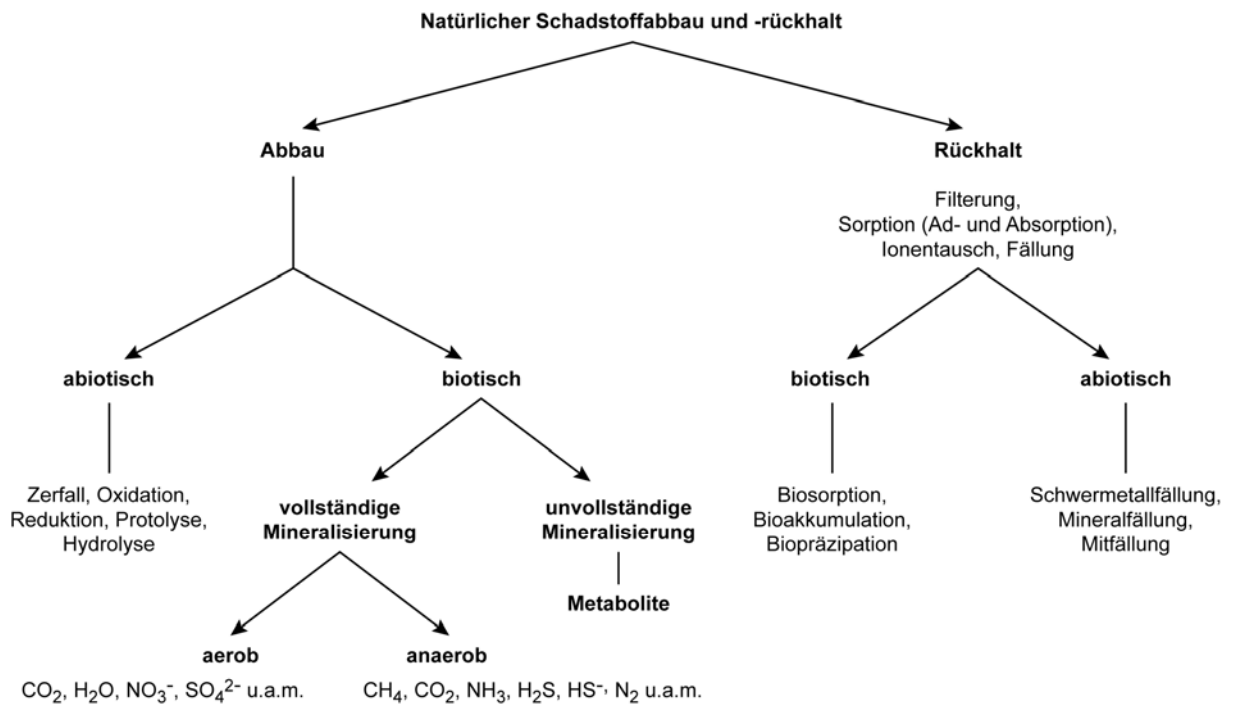


Abbildung 6-5: Übersicht zu Rückhalte- und Abbauprozesse im Untergrund (nach Luckner et al. 2008)

In Abbildung 6-6 werden zusammenfassend die Wirkungen unterschiedlicher Transportmechanismen in Bezug auf den Konzentrationsverlauf eines injizierten Stoffes an einem bestimmten Ort im Untergrund schematisch dargestellt. Die vertikale Linie stellt die idealisierte Pfropfenströmung dar. Dieser Konzentrationsverlauf wäre zu erwarten, wenn der Stofftransport rein advektiv erfolgte. Werden Dispersionsprozesse mitbetrachtet, so erreichen die Schadstoffe etwas verdünnt den Messort, da sich die Schadstofffront auseinander zieht. Adsorption und biologischer Abbau be-

dingen eine insgesamt geringere Konzentration am Messort, wobei es im Fall der Adsorption auch zum verzögerten Eintreffen der Schadstofffront kommt.

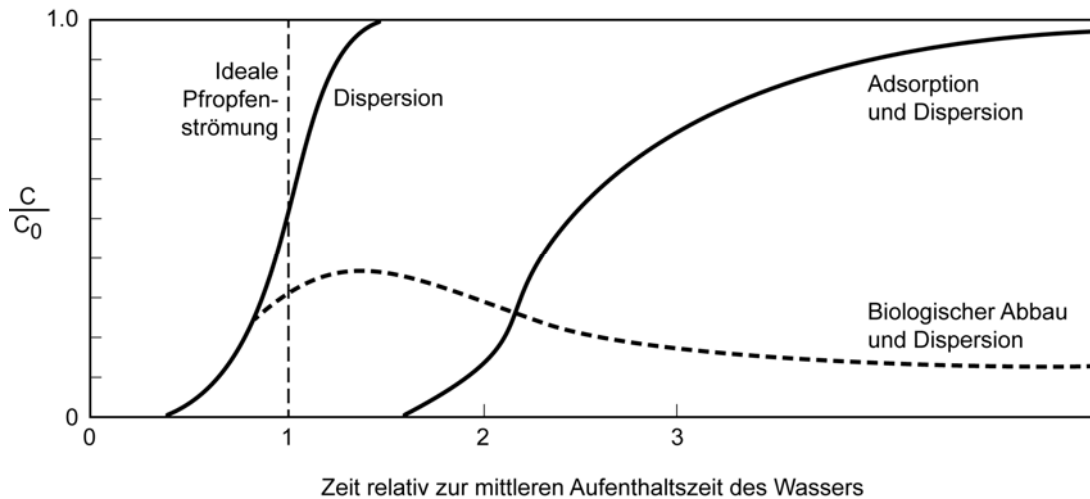


Abbildung 6-6: Schematische Durchbruchkurven eines injizierten Stoffes zur Illustration des Effektes von Dispersion, Sorption und Abbau auf den Stofftransport (nach Fetter (2008) basierend auf Roberts et al. (1980))

6.2.2.2 Rechenmodelle zur Beschreibung von Migrationsprozessen

Zur mathematischen Beschreibung von Migrationsprozessen im Boden können unterschiedlich komplexe Modelle heran gezogen werden. Die Kriterien für die Auswahl von Modellen hängen einerseits von den zu beschreibenden Prozessen und andererseits von den verfügbaren Messparametern ab. Dabei ist zu bedenken, dass jede noch so realitätsnahe Abbildung eines Prozesses ohne das Vorhandensein der benötigten Messparameter mehr oder weniger wertlos ist. Es erscheint sinnvoll, von einfachen Modellen mit konservativen Annahmen (falls nötig) zu komplexeren Modellen mit entsprechend höherem Daten- und Ressourcenaufwand überzugehen. Grundsätzlich gilt, dass die Komplexität eines gewählten Modellansatzes die Anforderungen an die vorhandenen bzw. verfügbaren Inputdaten und an die Ergebnisse widerspiegeln soll.

Im Anschluss werden einige Modelle zur Abbildung von Stofftransportprozessen im Untergrund kurz beschrieben. Die dargestellten Modelle sollen einen Eindruck von der Vielfalt verfügbarer Ansätze und den jeweils unterschiedlichen Komplexitätsgraden vermitteln.

6.2.2.2.1 Analytische Rechenmodelle

Analytische Modelle basieren auf mathematischen Gleichungen, die eine geschlossene Lösung, ohne Iterationsvorgänge, aufweisen. Der Einfluss einzelner Parameter

auf das Ergebnis kann direkt aus der Berechnungsformel abgelesen werden. Wesentliche Vorteile analytischer Schadstofftransportmodelle sind (vgl. Foster Wheeler Env. Corp. 1998), dass diese

- relativ schnell zu erstellen und einfach einzusetzen sind;
- herangezogen werden können um für ein bestimmtes Set an Inputgrößen numerische Modelle zu validieren;
- stabile Lösungen liefern;
- für eine schnelle und konservative Abschätzung eingesetzt werden können, bevor komplexere Modelle verwendet werden;
- teilweise auch anisotrope Bedingungen berücksichtigen können;

In vielen Fällen führen die Vereinfachungen im Rahmen analytischer Modelle (Homogenität, Isotropie usw.) jedoch dazu, dass wesentliche Aspekte des realen Systems nicht abgebildet werden. Das kann beispielsweise an der Nicht-Berücksichtigung heterogener Materialeigenschaften oder zeitlich variierender Bedingungen liegen. Im Anschluss werden exemplarisch einige analytische Lösungsansätze für den Stofftransport in der ungesättigten Zone (Altex-1D und AF-Verfahren) und in der gesättigten Zone (DOMENICO) kurz beschrieben.

Altex-1D

Das Modell ALTEX-1D beruht auf der analytischen Lösung der Advektions-Dispersions-Gleichung für den eindimensionalen Fall nach van Genuchten (1982). Es wurde im Zuge der Arbeitshilfe „Sickerwasserprognose bei Detailuntersuchungen“ zur Beschreibung von Stofftransportprozessen in der ungesättigten Bodenzone erstellt (LABO 2008). Der analytischen Lösung liegen einige Vereinfachungen und Annahmen zugrunde:

- homogener, einheitlicher Bodenaufbau (allerdings wird ein empirischer Zusammenhang angegeben um mehrschichtige Bodenprofile in äquivalente, einschichtige zu transferieren);
- stationäres, eindimensional nach unten gerichtetes Strömungsfeld (bei Einbeziehung der Querdispersion erfolgt eine dreidimensionale Auffächerung);
- es kann nur aus zwei Quelltermverläufen ausgewählt werden: a) konstante Schadstofffreisetzung für die gesamte Lebensdauer der Quelle (=lösungsgesteuert) oder b) exponentiell abnehmende Schadstofffreisetzung über die Zeit (=desorptionsgesteuert);
- keine Schadstoffvorbelastung des Transportweges;

Die Sorption von Schadstoffen wird anhand einer linearen und reversiblen Gleichgewichts-Sorptionsisotherme berücksichtigt. Der Abbau von Schadstoffen kann anhand einer Abbaukinetik 1. Ordnung (d.h. die Abbaurate ist direkt proportional zur Konzentration des Schadstoffes) im Rahmen des Schadstofftransportmodells inklu-

diert werden. Weitergehende Informationen zu diesem Modell und zur Anwendung des MS Excel-basierten Berechnungswerkzeuges finden sich in LABO 2008).

AF-Verfahren

Das AF-Verfahren beruht ebenfalls auf der exakten analytischen Lösung der Advektions-Dispersions-Gleichung für den eindimensionalen Fall (vgl. Schneider and Stöfen 2004). Wie bei Altex-1D werden ein stationäres, eindimensional nach unten gerichtetes Strömungsfeld und keine Schadstoffvorbelastung des Transportweges angenommen. Außerdem werden beim AF-Verfahren ebenfalls zwei Fälle für das Quellverhalten unterschieden: Einerseits eine gleichbleibende Schadstofffreisetzung über die Queldauer und andererseits eine exponentiell abnehmende Quellfunktion. Die betrachteten Prozesse umfassen Advektion, Dispersion, Diffusion in Bodenwasser und Bodenluft, lineare Sorption, Abbau 1. Ordnung. Von besonderer Bedeutung ist die Endlichkeit der Quelle im Rahmen dieses Verfahrens, die der Schadstoffaufenthaltsdauer in der ungesättigten Zone, welche aus mehreren Bodenschichten aufgebaut sein kann, gegenüber gestellt wird. Anhand von Nomogrammen, die auf einer Vielzahl der analytischen Lösungen beruhen, wird basierend auf der Lebensdauer der Quelle und der Schadstoffaufenthaltszeit in der ungesättigten Zone ein Abminderungsfaktor für die Konzentration am Ort der Beurteilung bezogen auf die maximale Querkonzentration ermittelt. Anhand des AF-Verfahrens werden somit keine zeitlichen Konzentrationsverläufe an einem bestimmten Punkt ermittelt, sondern die Abminderung der Maximalkonzentration des Schadstoffs bis zum Erreichen des Grundwasserspiegels abgeschätzt (Quotient aus der maximalen Schadstoffkonzentration direkt oberhalb des Grundwasserspiegels und der maximalen Schadstoffkonzentration an der Quelle). Das AF-Verfahren stellt einen robusten, konservativen (es werden standardmäßig keine Schadstoffminderungsprozesse aufgrund transversaler Dispersion berücksichtigt) Ansatz zur Ermittlung der Konzentrationsminderung in der ungesättigten Zone dar. Die adäquate Anwendbarkeit dieses Verfahrens zur Abschätzung maximaler Schadstoffkonzentrationen wurde beispielweise anhand von Vergleichsrechnungen mit dem numerischen Modell Hydrus-1D belegt (vgl. Schneider and Stöfen 2006).

DOMENICO

Das Domenico-Modell (Domenico 1987) stellt eine analytische Lösung der Advektions-Dispersions-Gleichung für gesättigte Verhältnissen dar (vgl. Gleichung 6-3). Zur Lösung dieser Gleichung wird angenommen, dass der Stofftransport im Grundwasser entlang der direkten Linie zwischen Quelle und Ort der Beurteilung erfolgt, die Konzentrationen in der Quellzone homogen sind und der Aquifer zu Beginn unverschmutzt (in Bezug auf die untersuchten Stoffe) ist. Die Lösung der Advektions-

Dispersions-Gleichung im Rahmen dieses Modells ist nicht exakt und stellt daher eine vereinfachte Schätzung dar. Durch die Berücksichtigung der Dispersion kommt es zu einer dreidimensionalen (transversale Dispersion) Ausbreitung des Schadstoffes. Zur Berechnung müssen der advective Grundwasserstrom, die Dispersivität, die Quellkonzentration und die Geometrie der Quelle bekannt sein. Als konzentrationsabmindernde Prozesse können die Dispersion (longitudinal und transversal), lineare Sorptionsisotherme und der biologische Abbau organischer Substanzen (Abbaukinetik erster Ordnung) berücksichtigt werden. Das DOMENICO-Modell wird häufig im Rahmen von Grundwassermodellen zur Abschätzung des Stofftransportes eingesetzt (z.B. BIOSCREEN).

6.2.2.2.2 Numerische Rechenmodelle

Numerische Modelle verwenden partielle Differentialgleichungen zur räumlich und zeitlich diskretisierten Simulation komplexer Transportvorgänge. Das System an Gleichungen ist nur über die Vorgabe bestimmter Randbedingungen (an den Grenzen des Betrachtungsraums) iterativ (entweder Finite Differenzen oder Finite Elemente Methode) lösbar. Solche Berechnungsmodelle können komplexe heterogene Systeme mit variablen (räumlich und zeitlich) Eigenschaften abbilden. Wesentliche Vorteile numerischer Schadstofftransportmodelle sind (vgl. Foster Wheeler Env. Corp. 1998), dass diese

- komplexere Zusammenwirkungen verschiedener Prozesse im Modell abbilden können;
- mehrdimensionale Systeme simulieren können;
- verschiedene Randbedingungen im Rahmen des Modells berücksichtigt werden können;
- die räumliche Variabilität von Eingabeparametern berücksichtigen können;
- sowohl stationäre als auch instationäre Fließverhältnisse simulieren können;
- die räumliche und zeitliche Entwicklung der Ergebnisse für den gesamten Modellraum darstellen können;

Den oben dargestellten Vorteilen stehen ein erhöhter Datenbedarf und Aufwand zur Erstellung und Anpassung des Modells an reale Verhältnisse und ggf. auftretende numerische Instabilitäten der Simulationsergebnisse gegenüber. Solche Modelle sind vor allem dann besser als analytische Modelle zur Abbildung von Schadstofftransportprozessen im Untergrund geeignet, wenn räumlich und zeitlich verteilte Inputdaten zur Modellerstellung und Anpassung vorhanden sind. Im Anschluss werden drei numerische Berechnungsmodelle für den Stofftransport in variabel gesättigten Medien (Hydrus und BIOF&T2D typischerweise in der ungesättigten (und evtl.

gesättigten) Zone, MODFLOW in der gesättigten Zone (Grundwasserströmungsmodell)) kurz beschrieben.

HYDRUS (1D, HP1, 2D/3D)

Hydrus 1D (Šim nek et al. 2008) eignet sich zur Simulation der Wasserströmung, der Wärmebewegung und des Stofftransportes in variabel gesättigten, porösen Medien in vertikaler Richtung. Die Berechnung des Wassertransportes beruht auf dem Potentialkonzept und erfolgt mit Hilfe der Richards-Gleichung. Im Programm stehen dem Anwender zahlreiche hydraulische Randbedingungen zur Verfügung. Diese Randbedingungen sowie die Bodeneigenschaften und chemische Parameter können über die Zeit variieren, wobei auch endliche Quellen abgebildet werden können. Die Bodenparameter werden über van Genuchten-Parameter abgebildet. Hydrus 2D/3D (Šim nek et al. 2007) ermöglicht die 2- bzw. 3-dimensionale Simulation des Wasser-, Wärme- und Stofftransportes in variabel gesättigten, porösen Medien.

Die Beschreibung von Stofftransportprozessen erfolgt im Programm über die herkömmliche Konvektions-Dispersions-Gleichung. Über eingebaute Quellen- und Senkenterme in dieser Gleichung werden Umwandlungs- und Abbauprozesse berücksichtigt. Insgesamt sind bis zu 6 Substanzen, die in einer Reaktionskette oder auch isoliert stehen können, simulierbar. Für die einzelnen Stoffe stehen Umwandlungsreaktionen mit Kinetiken 1. und 0. Ordnung zur Verfügung, wobei in den einzelnen Phasen (fest bzw. adsorbiert, flüssig und gasförmig) mit unterschiedlichen Reaktionsgeschwindigkeiten gerechnet werden kann. Sorptionsprozesse, sowohl Gleichgewichts- als auch Nichtgleichgewichtsadsorption sind im Stofftransportmodul ebenfalls inkludiert, konkret kann zwischen linearen, Freundlich- und Langmuir- Adsorptionsisothermen ausgewählt werden. Das eindimensionale Modell Hydrus 1D kann außerdem mit dem Modell PHREEQC-2 gekoppelt werden und dadurch reaktive Transportprozesse abbilden, die Integration dieser beiden Modelle wird als HP1 bezeichnet (Jacques und Šim nek 2005). Geochemische Reaktionen können auf diese Weise direkt in die Stofftransportmodellierung integriert werden.

Zur Simulation des Wärmetransportes finden die Prozesse Wärmeleitung und Wärmeströmung (infolge des Wassertransportes) Berücksichtigung. Mit Hilfe dieses Wärmetransportmoduls können allerdings nur Temperaturänderungen infolge externer Einflüsse (z.B.: Lufttemperatur) berechnet werden.

Die Hydrus-Modelle ermöglichen eine Vielzahl verschiedener Anwendungen, wobei besonders die Modellierung des Wassertransportes in sehr hohem Detaillierungsgrad erfolgen kann. Im eindimensionalen Betrachtungsraum können im Rahmen der Modellerweiterung HP1 auch geochemische Reaktionen direkt in das Transportmo-

dell integriert werden. Insgesamt handelt es sich bei Hydrus 1D oder 2D/3D bzw. HP1 um äußerst komplexe Modelle mit zahlreichen Auswahlmöglichkeiten.

BIOF&T2D

Das Programm Bio Flow and Transport 2D wurde zur Bewertung von biologischen Sanierungsmaßnahmen bzw. zur Gefährdungsabschätzung von organisch kontaminierten Altlasten entwickelt (vgl. Resources & Systems International 1995-2000). BIOF&T2D ist ein 2-dimensionales Modell zur Beschreibung der Wasserströmung und des Stofftransportes in der flüssigen Phase in einem variabel gesättigten, porösen Medium.

Grundgleichung zur Berechnung der Wasserströmung stellt die Richards-Gleichung dar. Das Modell bietet dem Anwender die Möglichkeit komplexe heterogene und/oder anisotrope Strömungsgebiete zu definieren. Verschiedene Randbedingungen und Randbedingungsänderungen sind nur sehr eingeschränkt definierbar.

Im Vordergrund des Modells steht die Stofftransportmodellierung mit dem Schwerpunkt auf der Beschreibung biologischer Abbauprozesse. Mathematische Grundlage der Stofftransportmodellierung bildet die Advektions-Dispersions-Gleichung, wobei in BIOF&T der Ansatz eines „dualen Porensystems“ (van Genuchten und Wierenga 1976) verwendet wird. Dieser Ansatz besagt, dass nur die Grobporen konvektiv durchströmt werden und in den Feinporen lediglich ein diffusiv gesteuerter Stofftransport stattfindet. Über Quellen- und Senkenterme in der Konvektions-Dispersions-Gleichung können unterschiedliche Abbau- und Umwandlungsreaktionen berücksichtigt werden. Es steht dem Anwender frei zwischen aeroben und anaeroben Abbauvorgängen, Reaktionskinetiken 1. Ordnung und Monod Kinetiken zu wählen.

Zusätzlich kann beim Einsatz des anaeroben Abbaues oder bei Verwendung von Reaktionskinetiken 1. Ordnung eine stufenweise Zersetzung mit den dabei entstehenden Tochterprodukten simuliert werden.

Dieses Modell eignet sich dazu den Abbau organischer Sickerwasserinhaltsstoffe im Untergrund zu simulieren. Ohne empirisch ermittelte Abbauraten am jeweiligen Standort (Sickerwasserzusammensetzung, Untergrundbedingungen, Redox-Zonen usw.) kann dieses Modell einen ersten Anhaltspunkt liefern, eine zuverlässigere Abschätzung wäre also nur anhand standortspezifischer Daten möglich.

MODFLOW

MODFLOW wurde von der geologischen Forschungsbehörde der Vereinigten Staaten von Amerika zur dreidimensionalen Beschreibung der Grundwasserströmung entwickelt und in den 1980er Jahren erstmals veröffentlicht (McDonald und Harbaugh 1988). Die Abbildung der Wasserströmung in gesättigten Medien erfolgt anhand der Finite-Differenzen-Methode. Es können stationäre oder instationäre Bedingungen in heterogenen, anisotropen Medien simuliert werden. Obwohl zu Beginn

der Fokus ausschließlich auf der Abbildung der Grundwasserströmung lag, wurden immer wieder erweiternde Module in die Programmstruktur integriert. Dadurch ist es möglich, anhand MODFLOW-kompatibler Programme die Interaktion zwischen Oberflächen- und Grundwässern, den Transport gelöster Stoffe, die Strömung unterschiedlich dichter Flüssigkeiten und in unterschiedlich gesättigten Medien, Aquiferkompressionseffekte usw. zu simulieren. Aufgrund des weiten Anwendungsspektrums und der numerischen Stabilität des Codes, wird MODFLOW im Rahmen vieler Grundwassermodelle zur Berechnung der Grundwasserströmung herangezogen.

6.2.2.2.3 Modellevaluierung und Unsicherheiten

Die Auswahl eines bestimmten Modells zur Abschätzung der Schadstoffmigration im Untergrund ist unter verschiedenen Gesichtspunkten zu sehen. Diese umfassen:

- die Informationsgrundlage, die vom Modell erwartet wird (z.B. Erstabschätzung vs. detaillierter Bewertung)
- der Transport im Zentrum der Modellbetrachtungen (z.B. ungesättigte Zone vs. Grundwasser)
- die Komplexität der verfügbaren Modelle und die jeweils benötigten Inputparameter
- Verfügbarkeit der Inputdaten zur Erstellung und Anpassung des Modells
- Detaillierungsgrad der gewünschten Modellergebnisse
- Erfahrung der Modellierer und der Ergebnis-Zielgruppe mit dem Modell

Abgesehen von analytischen und numerischen Berechnungsmodellen, können auch einfache kombinatorische Ansätze (Kombination von Tabellenwerten) oder Frachtabschätzungen (transportierte Schadstoffmenge pro Zeiteinheit) für eine Bewertung der Schadstoffausbreitung im Untergrund herangezogen werden. Entsprechende Beispiele wurden im Rahmen des Forschungsschwerpunktes „Sickerwasserprognose“ vorgestellt (z.B. Dezernat Altlasten und Schadensfälle 2002). Einfache Screeningtabellen erlauben eine orientierende Beurteilung der Schadstoffmigration, können aber nur sehr eingeschränkt auf die Standortverhältnisse angepasst werden. Frachtabschätzungen beruhen auf einer Massenbilanzbetrachtung und ermöglichen eine schnelle Abschätzung maximaler (Pfröpfenströmung wird angenommen) Konzentrationen an der Grundwasseroberfläche. Da im Rahmen der Emissionsprognose entsprechende Stofffrachten ermittelt werden (vgl. KAP 7.2.2), kann anhand von Frachtabschätzungen rasch eine Ausbreitungsrechnung ohne die Berücksichtigung schadstoffmindernder Prozesse (abgesehen von Verdünnungsprozessen wie z.B. der Sickerwassereinmischung ins Grundwasser) erfolgen.

Wie aus der vorhergehenden Beschreibung der analytischen und numerischen Berechnungsmodelle ersichtlich ist, können diese Modelle unterschiedlich komplexe Prozesse und Zusammenhänge abbilden und sind dementsprechend mit bestimmten Anforderungen an die Inputdaten zur Erstellung und Anpassung des Modells verbunden. Generell gilt, dass bei wenigen gemessenen Daten einfache Modelle zur Abbildung von Schadstoffausbreitungsprozessen am Deponiestandort zur Anwendung kommen sollten. In Bezug auf die Beurteilung der Beeinflussung ausgewählter Schutzgüter durch zukünftige Deponieemissionen bestehen einerseits große Unsicherheiten bei den vorhergesagten Emissionsniveaus und -raten (vgl. Kapitel 4 und Kapitel 7.2) und andererseits sind auch Informationen zur Beschaffenheit des Untergrundes nur in beschränktem Ausmaß verfügbar (z.B. geologische und geotechnische Gutachten im Zuge der Deponieerrichtung und/oder -erweiterung, nahegelegene Grundwasserbeobachtungsstellen). Daten zu gegebenenfalls zu berücksichtigenden Rückhalte- und Abbauprozessen sind meist nur in Form von Literaturwerten vorhanden, da zum Zeitpunkt der Beurteilung in der Regel keine Deponiesickerwassermigration im Feldmaßstab beobachtbar ist und entsprechende Laborversuche mit den Untergrundmaterialien nicht durchgeführt wurden. Nachdem komplexe Modelle (numerische Simulationsrechnungen) eine umfangreiche und detaillierte Ermittlung von Randbedingungen und Parametern für eine zuverlässige Ermittlung von Transportprognosen voraussetzen, ist deren Einsatz nur gerechtfertigt, wenn standortspezifische Informationen (Bodenkennwerte, Flurabstand und Grundwasserschwankungsbereich, Fließverhalten im Untergrund usw.) vorliegen und nicht vorwiegend Schätzgrößen oder Literaturwerte zum Einsatz kommen. Für die Beurteilung potentieller Schadstoffmigration im Deponieuntergrund wird letzteres aber oft der Fall sein, weswegen in den meisten Fällen einfachere (z.B. analytische Modelle) zum Einsatz kommen sollten. Da einfacheren Modellen zahlreiche Annahmen zu Grunde liegen, sind die Modelleinschränkungen zu diskutieren und Parameterunsicherheiten im Rahmen der Modelle möglichst zu berücksichtigen.

Eine Möglichkeit zur Berücksichtigung von Parameterunsicherheiten besteht in der Festlegung von möglichen Wertebereichen der Eingangsgrößen und der Evaluierung des Einflusses der Parameterwerte bzw. ihrer Variation auf die Modellergebnisse. Durch die Zuordnung von Wahrscheinlichkeitsdichtefunktionen können die Unsicherheiten aufgrund schwankender Parameterwerte anhand von Monte Carlo Simulationen (oftmalige Wiederholung einer deterministischen Berechnung mit jeweils zufälligen – entsprechend den zugrundeliegenden Wahrscheinlichkeitsdichtefunktionen – Realisierungen der einzelnen Parameterwerte) berücksichtigt werden. Auf diese Weise können besonders sensitive Parameter in Bezug auf das Modellierungsergebnis identifiziert und die parameterbedingten Unsicherheiten insgesamt

quantifiziert werden. Dieser Ansatz wurde beispielsweise auch im Rahmen der Risikobewertungssoftware „LandSim“ verfolgt (vgl. Environment Agency 2004), die speziell für die Beurteilung der Grundwasserbeeinflussung durch Sickerwasseremissionen aus Deponien entwickelt wurde. Im Rahmen dieser Software werden einfache Berechnungsansätze zur Abbildung der Quellfunktion, der Funktion der Deponiehülle und des Schadstofftransportes in der ungesättigten und gesättigten Zone miteinander verknüpft um die Gefährdung des Grundwassers durch Deponieemissionen abzuschätzen (vgl. Hall et al. 2003). Die Parametereingaben können mit Wahrscheinlichkeitsbereichen bzw. bestimmten Dichtefunktion versehen werden, was eine probabilistische Behandlung der Modellierungsergebnisse ermöglicht. Insgesamt stellt dieses Modell einen einfachen, aber konsistenten Ansatz dar, um Sickerwasseremissionen aus modernen Deponien und dadurch bedingte Grundwasserbeeinflussungen abzuschätzen. Der Berücksichtigung von Unsicherheiten kommt im Rahmen dieses Modells bzw. der Modellkombination große Bedeutung zu.

6.2.3 Ansatz zur standortspezifischen Abschätzung der Schadstoffausbreitung

Aufgrund der vorhergehenden Diskussion wird zur Abschätzung der Schadstoffausbreitung ein analytischer, empirisch abgeleiteter Berechnungsansatz verwendet. Zum Einen entspricht diese Vorgehensweise den meist relativ dürftigen Informationsgrundlagen zur Modellerstellung und zum Anderen sind einfachere Modelle leichter handhabbar und schneller auf einen bestimmten Standort anwendbar. Außerdem stellt diese Beurteilung der Schadstoffausbreitungsvorgänge eine erste Abschätzung dar, die in weiterer Folge anhand komplexerer Modelle und entsprechender Untersuchungen zur Bereitstellung notwendiger Inputdaten verfeinert werden kann.

Die Grundlage der Transportabschätzung stellt die analytische Lösung der Advektions-Dispersions-Gleichung für die ungesättigte Zone in Kombination mit einem Massenbilanz-Ansatz bei variierenden Sickerwasserraten und für die Transportbetrachtung im Grundwasser dar. Die Vorgehensweise zur Sickerwasserprognose nach dem AF-Verfahren (vgl. Schneider und Stöfen 2004; Schneider und Stöfen 2006) und zur Schadstoffausbreitung im Grundwasser wird anschließend erläutert.

6.2.3.1 Transportstrecke in der ungesättigten Zone

Die Abschätzungen im Zuge des AF-Verfahrens beruhen auf der analytischen Lösung der eindimensionalen Advektions-Dispersions-Gleichung (vgl. Gleichung 6-3). Diese erfasst den eindimensionalen Transport eines gelösten Schadstoffes bei sta-

tionärer Wasserbewegung. Eine dreidimensionale Schadstoffausbreitung aufgrund transversaler Dispersion wird nicht berücksichtigt, was dem Konservativitätsprinzip entspricht. Unter der Annahme lineare Gleichgewichtssorption ohne Hysterese kann die sorbierte Schadstoffkonzentration C^* (vgl. Gleichung 6-3) anhand von Gleichung 6-4 ermittelt werden.

$$(6-4) \quad C^* = k_d \cdot C$$

wobei C^* die Konzentration des Stoffes gebunden im Boden [kg/kg], k_d den Verteilungskoeffizient zwischen fester und flüssiger Phase [m³/kg] und C die Konzentration des Stoffes in der Bodenwasserlösung [kg/m³] bezeichnet.

Basierend auf Gleichung 6-4 kann die Advektions-Dispersions-Gleichung (6-3) in Gleichung 6-5 umgewandelt werden.

$$(6-5) \quad R + \frac{\partial C}{\partial t} = D_s \cdot \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - v \cdot \frac{\partial C}{\partial z} - \lambda \cdot C$$

wobei R den Retardationsfaktor [-], v die Sickerwasserströmungsgeschwindigkeit [m/Jahr] und λ den wirksamen Abbaukoeffizienten 1. Ordnung [1/Jahr] bezeichnet. Außerdem wurden folgende Umformungen eingeführt:

$$(6-6) \quad v = \frac{q}{\theta}$$

$$(6-7) \quad R = 1 + \frac{B_d \cdot k_d}{\theta}$$

Der wirksame Abbaukoeffizient wird als einziger Senkenterm betrachtet und setzt sich aus dem Abbaukoeffizienten in der gelösten und in der festen Phase zusammen (vgl. Schneider und Stöfen 2004). Der wirksame longitudinale Diffusions-/Dispersionskoeffizient wird nach Gleichung 6-8 ermittelt.

$$(6-8) \quad D_s = \alpha_L \cdot v + D_w \cdot \theta_w \cdot \tau_w + \frac{H}{\theta_w} \cdot D_g \cdot \theta_g \cdot \tau_g$$

wobei D_s den wirksamen longitudinalen Dispersionskoeffizient [m²/Jahr], α_L die longitudinale Dispersivität [m], D_w den Diffusionskoeffizient im Wasser [m²/Jahr], θ_w den volumetrischen Wassergehalt [m³/m³], τ_w die Tortuosität im Bodenwasser [-], H die Henry-Konstante [-], D_g den Diffusionskoeffizient in Luft [m²/Jahr], θ_g den volumetrischen Luftgehalt [m³/m³] und τ_g die Tortuosität in der Bodenluft [-] bezeichnet. Die Tortuositäten im Bodenwasser und in der Bodenluft können gegebenenfalls über empirische Abschätzformeln ermittelt werden (vgl. Schneider und Stöfen 2004).

Anhand der angeführten Gleichungen ist es möglich relativ einfach zu einer Abschätzung der Aufenthaltsdauer eines Schadstoffes in der ungesättigten Zone zu gelangen. Die wesentlichen Eingangsgrößen für die Transportabschätzung sind in der Folge kurz beschrieben.

a) Länge und Aufbau der Transportstrecke

Die Transportstrecke in der ungesättigten Zone umfasst die Unterkante der Schadstoffquelle (in der Regel das untere Ende des Abfallkörpers) bis zur Grundwasseroberfläche. Ein mehrschichtiger Aufbau ist möglich, wobei für jede Bodenschicht (auch die mineralische Dichtschicht an der Deponiebasis) die Schichtmächtigkeit, die Feldkapazität (=Wassermenge, die ein Boden gegen die Schwerkraft halten kann), der Luftgehalt, der k_d -Wert (Verteilungskoeffizient) und die Trockendichte anzugeben sind. Grundsätzlich sind standortspezifische Daten zu bevorzugen, ersatzweise können aber für einige Parameter auch empirisch abgeleitete Zusammenhänge basierend auf der Korngrößenverteilung und dem Humusgehalt der einzelnen Schichten verwendet werden. Entsprechende Angaben für verschiedene Bodenarten (siehe Abbildung 6-7 und Tabelle 6-6) finden sich beispielweise in der bodenkundlichen Kartieranleitung der deutschen Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (AG Boden 2005).

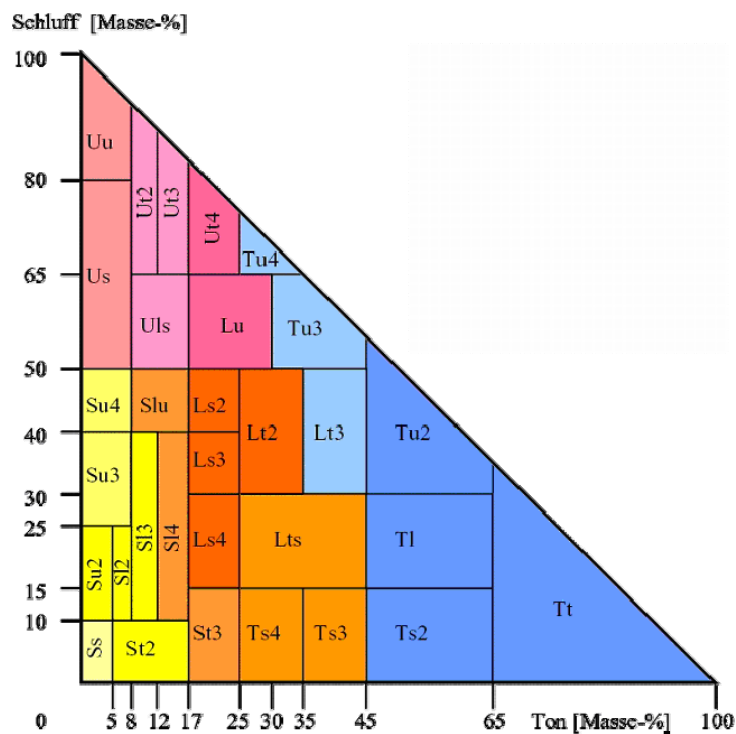


Abbildung 6-7: Bodenartendiagramm aus der bodenkundlichen Kartieranleitung KA5 basierend auf den Massenanteilen unterschiedlicher Korngrößen (aus AG Boden 2005)

Tabelle 6-6: Empirische Abschätzung der Feld- und Luftkapazität für verschiedene Bodenarten nach der bodenkundlichen Kartieranleitung KA5 (nach AG Boden 2005)

Bodenart	Trockenrohdichte (kg/dm ³)	Feldkapazität* (Vol %)	Luftkapazität* (Vol %)
Ss	1,5	11	32
Sl2	1,5	25	18
Sl3	1,5	27	15
Sl4	1,5	30	12
Slu	1,5	33	10
St2	1,5	22	20
St3	1,5	30	14
Su2	1,5	23	21
Su3	1,5	29	14
Su4	1,5	32	11
Ls2	1,5	34	9
Ls3	1,5	33	9
Ls4	1,5	32	11
Lt2	1,5	36	7
Lt3	1,5	39	5
Lts	1,5	37	6
Lu	1,5	36	7
Uu	1,5	38	7
Uls	1,5	35	8
Us	1,5	35	9
Ut2	1,5	37	6
Ut3	1,5	37	6
Ut4	1,5	37	7
Tt	1,5	43	3
Tl	1,5	41	4
Tu2	1,5	42	4
Tu3	1,5	38	6
Tu4	1,5	37	6
Ts2	1,5	39	4
Ts3	1,5	37	6
Ts4	1,5	32	10
Sande			
fS, fSms, fSgs	1,5	14	31
mS, mSfs, mSgs	1,5	10	32
gS	1,5	8	33

*Schätzwerte basieren auf den Bodenarten mit der angegebenen Trockenrohdichte gemäß Tabelle 70 der bodenkundlichen Kartieranleitung (KA5).

Grobbodenanteile und der organische Bodengehalt wären durch Korrekturfaktoren zu berücksichtigen (vgl. Tabelle 15 und Tabelle 72 der KA5)

b) Wesentliche Sickerwasserinhaltsstoffe und spezifische Bodenparameter

Je nach Deponie können unterschiedliche Sickerwasserinhaltsstoffe relevant im Hinblick auf die Gefährdung des Grundwassers sein. Für viele typische Sickerwasserkomponenten liegen jedoch nur wenige Informationen zu ihrem Transportverhalten im Untergrund vor, besonders in Anbetracht ihres Vorliegens in Multi-komponentenmischungen mit anderen Parametern. Auch hier gilt, dass für eine verlässliche Beurteilung standortspezifische Daten zu erheben sind (z.B. Säulenversuche mit anstehenden Bodenmaterialien). In Ermangelung dieser können aber auch Literaturwerte (für vergleichbare Bodenaufbauten) verwendet werden (siehe Tabelle 6-7).

Tabelle 6-7: Exemplarische Stoffparameter (inkl. Literaturquellen) für einige Sickerwasserinhaltsstoffe

Parameter	k_d -Wert [l/kg]	Bezugssubstrat	D_w [m ² /a]
Ammonium	0 – 5 (wahrsch. Wert ~ 0,5)	mineralische Ton- dichtung	0,0378
Chlorid	0 (konservativ)	-	0,0315
Sulfat	0	-	0,0189
organische Sickerwasserbelastung	Stoffspezifische Parameter sind stark abhängig von den jeweiligen organischen Verbindungen und dem C_{org} -Gehalt im Boden ($k_d = C_{org} * K_{DC}$)		
Schwermetalle	K_d -Werte je nach Schwermetall und Ton- bzw. C_{org} -Gehalt im Boden unterschiedlich – für substanzübergreifende Sorptionsisotherme siehe z.B. Utermann et al. 2005.		

Quellen: Ammoniumsorption: Buss et al. (2004); Diffusionskoeffizienten: Furrer und Wehrli (1996)

Der Abbau von Schadstoffen kann im Rahmen des AF-Verfahrens anhand einer Abbaukinetik 1. Ordnung berücksichtigt werden. Das ist vor allem für mikrobiologisch gut abbaubare organische Schadstoffe (z.B. Mineralölkohlenwasserstoffe) relevant. Generell sollten Schadstoffabbauraten experimentell bestimmt werden, eine erste Orientierung in Bezug auf die Halbwertszeiten organischer Schadstoffe im Boden und Grundwasserbereich können Datenbanken (z.B. CalTOX) ermöglichen.

c) Mittlere Sickerwassergeschwindigkeit und Dispersionskoeffizient

Die mittlere Sickerwassergeschwindigkeit wird gemäß Gleichung 6-6 aus der Sickerwasserrate (ermittelt im Zuge der Emissionsprognose) und dem volumetrischen Wassergehalt (hierbei wird zur Berechnung der volumetrische Wassergehalt bei Feldkapazität angesetzt) der jeweiligen Bodenschicht ermittelt.

Für Emissionsszenarien mit zeitlich variierenden Sickerwasserraten (im Fall abnehmender Barrierewirkung bedeutet dies eine Zunahme der Sickerwasserraten) werden die maximalen Konzentrationen an der Grundwasseroberfläche anhand von

Massenbilanzbetrachtungen abgeschätzt. Sie werden zur Ermittlung des AF-Faktors herangezogen, wenn die Massenbilanzbetrachtungen geringere Konzentrationsabminderungen ergeben als das AF-Verfahren für eine gemittelte Sickerwasserrate über den ersten Servicezeitraum der Barriere (→ konservativer Bewertungsansatz). Als Basis der Betrachtung werden die maximalen Emissionsfrachten und nicht die maximalen Konzentrationen (wie beim AF-Verfahren) verwendet. Darauf wird bei der anschließenden Beurteilung des Verhaltens der Quelle (Punkt d)) noch im Detail eingegangen.

Der longitudinale Dispersionskoeffizient wird gemäß Gleichung 6-8 ermittelt. Für nicht flüchtige Stoffe führt die longitudinale Dispersion nur zu einem Auseinanderziehen der Schadstofffront und eine Verdünnungswirkung in Bezug auf die maximalen Konzentrationen an der Grundwasseroberfläche ist dadurch ausschließlich bei einer begrenzten Emissionsdauer der Quelle gegeben. Die jeweilige Konzentrationsminderung hängt vom Verhältnis der Emissionsdauer der Quelle zur Aufenthaltsdauer des Schadstoffes in der Transportstrecke ab. Die longitudinale Dispersivität ist stark skalenabhängig und wird im Rahmen des Modells mit einem Zehntel der Transportstrecke abgeschätzt.

d) Quellverhalten

Das Verhalten der Quelle wird basierend auf verschiedenen Emissionsszenarien im Rahmen der Emissionsprognose festgelegt. Die ermittelten Emissionsraten dienen als obere Randbedingung der Stofftransportgleichungen in der ungesättigten Zone. Aufgrund der eindimensionalen Betrachtung wäre bei einer unendlichen Quelle eine Schadstoffminderung (für nicht flüchtige Stoffe) ausschließlich durch Rückhalte- und Abbauprozesse möglich. In Bezug auf endliche Quellen werden im Rahmen der Stofftransportabschätzung zwei Grundfälle unterschieden. Einerseits eine konstante Quellkonzentration mit begrenzter Lebensdauer und andererseits exponentiell abnehmende Quellkonzentration (vgl. Abbildung 6-8). Die Emissionsprognosen für den Deponiekörper sind durch einen dieser Fälle anzunähern und dementsprechend der Abklingkoeffizient der Quelle (k_s) bzw. die Lebensdauer der Quelle (t_{Quelle}) zu ermitteln. Im Fall einer exponentiellen Abnahme der Quellkonzentration wird die Lebensdauer der Quelle als Inverse des Abklingkoeffizienten berechnet ($t_{\text{Quelle}} = 1/k_s$).

Die Grundtypen in Abbildung 6-8 sowie die Transportbetrachtungen generell beruhen auf der Annahme einer gleichbleibenden Sickerwasserrate. Da dies für manche Emissionsszenarien (abnehmende Barrierefunktion) nicht der Fall ist, ist für diese Fälle ein anderer Ansatz zu wählen:

Für Szenarien deren maximale Frachten nicht zum Zeitpunkt der maximalen Konzentrationen auftreten, wird einerseits das AF-Verfahren unter der Verwendung einer mittleren Sickerwasserrate für jede Serviceperiode der technischen Barrieren

angewendet und andererseits eine Massenbilanzbetrachtung für die maximale Fracht durchgeführt (→ Sickerwasserkonzentration zum Zeitpunkt der maximalen Fracht wird unvermindert in das Grundwasser eingetragen). Der Ansatz welcher geringere Abminderungsfaktoren am Ort der Beurteilung (→ Konservativitätsprinzip) ergibt kommt schließlich zur Anwendung. Die komplementäre Anwendung dieser Ansätze wird auch im Rahmen der Modellstandortbewertungen (vgl. Kapitel 8) beschrieben.

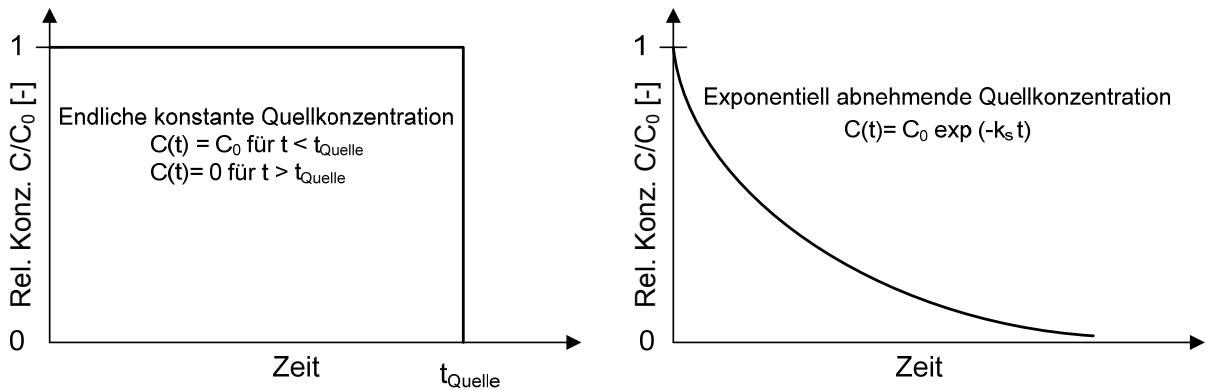


Abbildung 6-8: Grundtypen des Emissionsverhaltens im Rahmen der Transportbetrachtung
exponentieller Rückgang der Quellstärke und konstante Quellstärke

e) Berechnung des Abminderungsfaktors

Der Abminderungsfaktor (AF) entspricht dem Verhältnis der maximalen Schadstoffkonzentration an der Quelle (C_0) und der maximalen Schadstoffkonzentration am Ende der ungesättigten Zone³³ (C_{max}) ($AF = C_0 / C_{max}$). Der Abminderungsfaktor ist nur von der Aufenthaltszeit des Stoffes in der Sickerwasserzone und der Lebensdauer der Quelle abhängig, wobei mit zunehmender Stoffaufenthaltsdauer bzw. mit abnehmender Emissionsdauer der AF-Wert zunimmt. Zur Abbildung dieses Zusammenhangs wurden Nomogramme entwickelt, die auf einem konstanten Verhältnis von Dispersivität zu Transportstrecke von 0,1 beruhen. Davon abweichende wirksame Dispersivitäten wurden nicht in die Nomogramme eingearbeitet, um deren Handhabung und Übersichtlichkeit einfach zu halten, können aber über einen Korrekturwert berücksichtigt werden. Dieser Korrekturwert kann auch den Abbau von Schadstoffen berücksichtigen, allerdings kann die Berücksichtigung von Abbauprozessen nur für das vorgegebene Verhältnis von Dispersivität zu Transportstrecke von 0,1 erfolgen. Für eine eingehende Diskussion der Einschränkungen und Validität der Modellrechnungen wird auf Schneider und Stöfen (2004) verwiesen. Die mittlere Aufenthaltszeit eines bestimmten Schadstoffes in der ungesättigten Zone errechnet sich gemäß Gleichung 6-9.

³³ Grundwasseroberfläche

$$(6-9) \quad t_{St} = \frac{\sum_{i=1}^N M^i \cdot \theta^i_{Feld} \cdot R^i}{q_s}$$

wobei t_{st} die mittlere Aufenthaltsdauer des Schadstoffes [Jahre], N die Anzahl der Bodenschichten [-], M^i die Mächtigkeit der Schicht i [m], θ^i_{Feld} der Wassergehalt von Schicht i bei Feldkapazität [m^3/m^3], R^i der Retardationsfaktor der Bodenschicht [-] und q_s die Sickerwasserrate [m/Jahr] bezeichnet.

Im Fall abweichender wirksamer Dispersivitäten bzw. eines zu berücksichtigenden Schadstoffabbaues, ist der entsprechende Korrekturwert bei der Ermittlung der äquivalenten Aufenthaltsdauer des Schadstoffes gemäß Gleichung 6-10 zu berücksichtigen.

$$(6-10) \quad \log t_{ae} = \log t_{St} + \log t_k$$

Wobei t_{ae} die äquivalente Aufenthaltsdauer des Schadstoffes [Jahre], t_{st} die mittlere Aufenthaltsdauer des Schadstoffes [Jahre] und t_k den Korrekturwert [Jahre] bezeichnet.

Die Nomogramme zur Ermittlung der Abminderungsfaktoren sind in Abbildung 6-9 für eine konstante Emissionsstärke bei begrenzter Lebensdauer und in Abbildung 6-10 für eine exponentiell abnehmende Emissionsstärke dargestellt. Bei AF-Werten größer als 10 kann vereinfachend der Zusammenhang in Gleichung 6-11 zur Ermittlung des Abminderungsfaktors herangezogen werden.

$$(6-11) \quad AF = \frac{t_{ae}}{t_{Quelle}} \quad \text{bzw.} \quad AF = \frac{t_{ae}}{1/k_s}$$

Die Ermittlung von Abminderungsfaktoren anhand des beschriebenen Verfahrens stellt eine robuste und wissenschaftlich fundierte Möglichkeit dar, um maximal zu erwartende Schadstoffkonzentrationen am Ende der ungesättigten Zone zu berechnen. Obwohl viele Parameter aus Literaturquellen bzw. anhand von Abschätzformeln ermittelt werden können, sind für eine zuverlässige Beurteilung jedenfalls standortspezifische Daten notwendig.

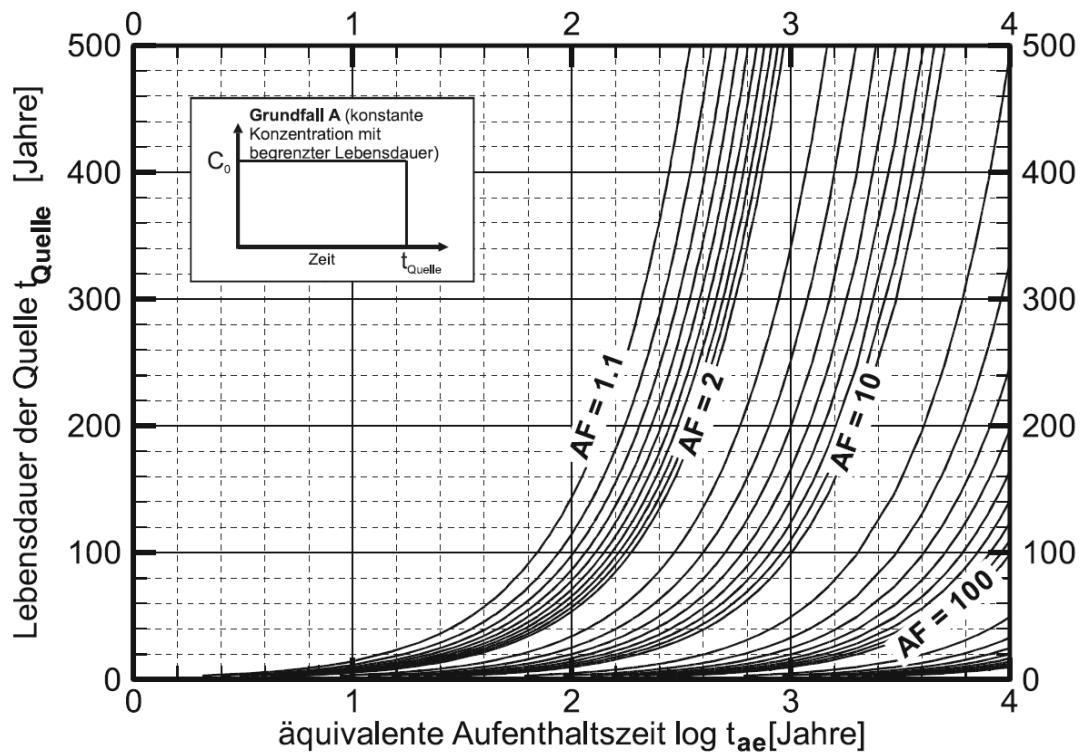


Abbildung 6-9: Nomogramm zur Bestimmung des AF-Wertes bei konstanter Quellstärke mit beschränkter Lebensdauer (aus Schneider und Stöfen 2004)

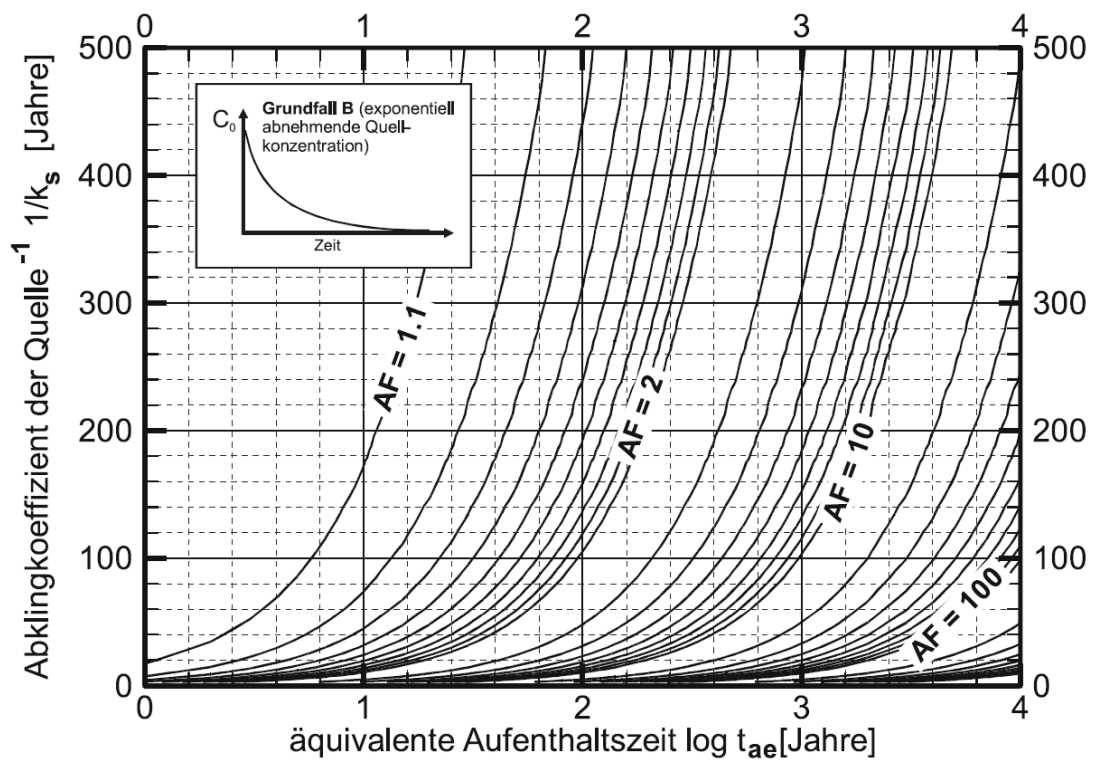


Abbildung 6-10: Nomogramm zur Bestimmung des AF-Wertes bei exponentiell abnehmender Quellstärke (aus Schneider und Stöfen 2004)

Einschränkungen des Modells und Unsicherheiten

Einige Einschränkungen des gewählten Modellansatzes wurden bereits bei der Beschreibung der rechnerischen Grundlagen bzw. der Vorgehensweise zur Ermittlung der Abminderungsfaktoren beschrieben. Im Anschluss werden nochmals wesentliche Aspekte angeführt:

- Es können nur lineare Verteilungskoeffizienten (k_d -Werte) im Zuge der Berechnungen berücksichtigt werden. Diese gehen von einer unlimitierten Sorptionskapazität des Bodens aus, was vor allem bei höheren Schadstoffkonzentrationen im Sickerwasser unrealistisch ist. Ansätze zur Linearisierung anderer Gleichgewichtssorptionsisotherme über einen Flächenäquivalenzansatz (\rightarrow Fläche unter der nichtlinearen Isotherme entspricht der Fläche unter der linearisierten Sorptionsisotherme) finden sich beispielsweise in Utermann et al. (2005). Generell sind k_d -Werte mit Vorsicht zu wählen und sollten durch entsprechende experimentelle Nachweise gestützt werden (Beispiele für Ammonium in Buss et al. (2004)).
- In der ungesättigten Zone können im Rahmen des Modells ausschließlich homogene Fließbedingungen berücksichtigt werden. Präferentieller Fluss im Untergrund könnte eventuell durch eine Reduktion der Wassergehalte in den jeweiligen Bodenschichten approximiert werden.
- Schadstoffabbauvorgänge können nur anhand einer Kinetik 1. Ordnung berücksichtigt werden. Außerdem ist dies nur bei einer wirksamen Dispersivität von 10 % der Transportstrecke möglich. Aufgrund des großen Einflusses der Dispersivität auf Abbauvorgänge, können davon abweichende wirksame Dispersivitäten nur anhand komplexerer analytischer oder numerischer Modelle berücksichtigt werden.
- Das AF-Verfahren ist nicht für variierende Sickerwasserraten ausgelegt. Daher müssen entweder über die Zeit gemittelte Sickerwasserraten oder Massenbilanzbetrachtungen für entsprechende Emissionsszenarien herangezogen werden.
- In der Regel wird von der Schadstofffreisetzung über die gesamte Deponiebasisfläche ausgegangen (vgl. Abbildung 6-11). Das Deponiesickerwasser wird über die gesamte Basisfläche gleichmäßig verteilt und sickert gleichmäßig in den Untergrund ein. Diese Idealverstellung führt zu relativ geringeren Sickerwasserraten als dies bei räumlich konzentrierten Sickerwasseraustritten der Fall wäre. Werden keine Rückhalte- oder Abbauprozesse berücksichtigt, so hat das auf die eingetragene Schadstoffmenge ins Grundwasser keine Auswirkung, allerdings verkürzt sich dadurch die Schadstoffaufenthaltsdauer in der ungesättigten Zone. Eine heterogene Flächenbelastung durch das Sickerwasser kann durch reduzierte Eintragsflächen gegenüber

der Deponiebasisfläche berücksichtigt werden. Besonders bei Deponien mit Kombinationsdichtungssystemen an der Basis (Austritt an Fehlstellen/Löchern) sollte diese Option in Betracht gezogen werden.

Abgesehen von den oben beschriebenen Modelleinschränkungen und dadurch bedingten Annahmen, sind vor allem die Eingabeparameter mit Unsicherheiten behaftet. Gründe hierfür sind die natürliche Variabilität dieser Größen, die inhärente Unsicherheit bei der Vorhersage zukünftige Systemzustände und aufgrund fehlender oder mangelhafter Messdaten. Zur Abschätzung des Einflusses von Parameterunsicherheiten auf die Modellergebnisse können Monte Carlo Simulationen durchgeführt werden (vgl. Kapitel 6.2.2.2.3). Durch die Zuweisung wahrscheinlicher Wertebereiche bzw. von Wahrscheinlichkeitsdichtefunktionen werden Parameterschwankungsbreiten berücksichtigt und die Robustheit der Modellergebnisse in Bezug auf Parameterunsicherheiten evaluierbar. Generell gilt, dass die Sensitivität der Modellergebnisse in Bezug auf einzelne Parameter evaluiert werden sollte und besonders sensitive Parameter entsprechend sorgfältig gewählt werden müssen bzw. allenfalls durch Messungen verifiziert werden sollten.

6.2.3.2 Sickerwassereinmischung und Grundwassertransportstrecke

Durch die Einmischung des Sickerwassers in das Grundwasser kommt es zu einer Verdünnung der Schadstoffkonzentrationen. Zur Abschätzung des Schadstofftransportes im Grundwasser stehen wiederum unterschiedlich komplexe Modellansätze zur Verfügung. Zur Bewertung der Grundwasserbeeinflussung an bestimmten Beurteilungsorten wird als erster Schritt ein konservativer und einfacher Ansatz basierend auf Massenbilanzbetrachtungen vorgeschlagen (vgl. Abbildung 6-11). Für detailliertere Beurteilungen können auch deutlich komplexere Modelle, die mit entsprechenden Eingangsdaten zu belegen sind, verwendet werden. Im Anschluss wird die Vorgehensweise zur Ermittlung von Konzentrationsabminderungsfaktoren basierend auf einfachen Frachtbetrachtungen beschrieben.

Der Abminderungsfaktor durch die Verdünnung des Sickerwassers im Grundwasser wird basierend auf dem Sickerwasservolumen und dem Grundwasservolumenstrom berechnet. Die Schadstoffkonzentration im Grundwasseranstrom bleibt bei der Ermittlung der sickerwasserbedingten Grundwasserbeeinflussung vorläufig unberücksichtigt. Für die Abschätzung der tatsächlichen Grundwasserkonzentrationen an einem bestimmten Ort der Beurteilung ist diese aber zu berücksichtigen (vgl. Kapitel 8.3.4.3). Der Abminderungsfaktor aufgrund der Einmischung des Sickerwassers in das Grundwasser (AF_{GW}) ist definiert als das Verhältnis der maximalen Konzentration im Sickerwasser am Ende der Transportstrecke in der ungesättigten Zone (C_S) zur Konzentration nach der Einmischung ins Grundwasser (C_{Ab}) ($\rightarrow AF_{GW} = C_S / C_{Ab}$). AF_{GW} wird entsprechend Gleichung 6-12 ermittelt (siehe auch Abbildung 6-11).

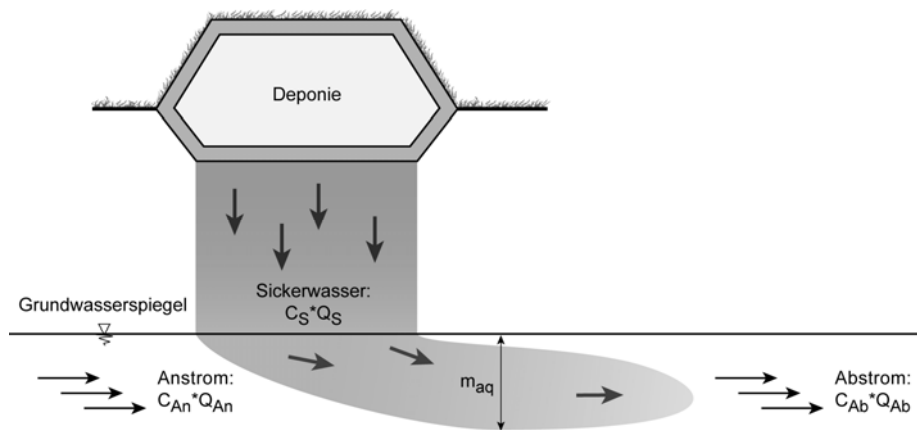


Abbildung 6-11: Massenbilanzbetrachtung für die Einmischung des Sickerwassers in das Grundwasser (für eine rechteckige Deponiebasisfläche)

$$(6-12) \quad AF_{GW} = \frac{Q_{Ab}}{Q_S}$$

wobei Q_{Ab} den abstromigen Grundwasservolumenstrom [m^3/Jahr] und Q_S den Sickerwasservolumenstrom [m^3/Jahr] bezeichnet. Die Berechnung dieser beiden Größen wird in den Gleichungen 6-13 a), b) und c) beschrieben.

$$(6-13) \quad \text{a) } Q_{Ab} = Q_{An} + Q_S \quad \text{b) } Q_{An} = k_f \cdot B_a \cdot m_{aq} \cdot I \quad \text{c) } Q_S = q_s \cdot B_a \cdot L_a$$

wobei Q_{An} den anstromigen Grundwasservolumenstrom [m^3/Jahr], k_f den Durchlässigkeitsbeiwert des Aquifers [m/Jahr], B_a die kontaminierte Abstrombreite quer zum Grundwasserstrom [m], m_{aq} die kontaminierte Aquifermächtigkeit [m], I der hydraulische Gradient [m/m], q_s die Sickerwasserrate [m/Jahr], L_a die Kontaminationslänge in Grundwasserstromrichtung [m] ist. Außer der Verdünnung durch Einmischung des Sickerwassers werden keine konzentrationsabmindernden Prozesse betrachtet.

Für Orte der Beurteilung im abstromigen Grundwasser kann eine weitere Verdünnung durch Grundwasserneubildung oder die Ausbreitung der Schadstofffahne aufgrund transversaler Dispersivität auf gleiche Weise wie für die Einmischung ins Grundwasser erfolgen. Für eine Berücksichtigung komplexerer Transport- und Reaktionsvorgänge wäre die Advektions-Dispersions-Gleichung für das Grundwasser anzusetzen und Schadstoffkonzentrationen in Abhängigkeit von Ort und Zeit zu ermitteln. Im Rahmen der Bewertung der Modellstandorte werden aufgrund der schlechten Datenlage und der hohen Unsicherheiten lediglich Massenbilanzbetrachtungen durchgeführt und keine aufwendigeren Stofftransportmodelle verwendet. Die Anwendung dieses einfachen Ansatzes bietet außerdem den Vorteil, dass rückwärtsgerichtete Abschätzungen (ausgehend von maximal zulässigen Konzentrationen an bestimmten Beurteilungsorten) problemlos möglich sind, was für die Ermittlung der

sickerwasserspezifischen Entlassungskriterien von wesentlicher Bedeutung ist (vgl. Kapitel 7.4).

6.3 Zusammenfassung

Im Rahmen dieses Kapitels wurde die Fähigkeit eines Umweltsystems negative Effekte potentiell schädlicher Stofffreisetzungen abzumildern in Bezug auf deponiebürtige Schadstoffe untersucht. Für ausgewählte Schadstoffpfade wurden Ansätze zur Berücksichtigung von Schadstoffabminderungsprozessen vorgestellt, wobei der Schadstofftransport über das Sickerwasser im Deponieuntergrund im Mittelpunkt der Betrachtungen stand. Für diesen Pfad wurden natürlich ablaufende Prozesse, die zu einer Reduktion der Masse, der Toxizität, der räumlichen Ausdehnung, der Mobilität oder der Konzentration von Schadstoffen führen diskutiert und bewertet. Die wichtigsten Prozesse in Bezug auf Deponieschadstoffe sind der biologische Abbau, die Sorption, die Dispersion und die Verdünnung.

Zur Ermittlung vorhandener Rückhalte-, Abbau- und Verdünnungspotentiale in Bezug auf Sickerwasseremissionen in den Deponieuntergrund sind besonders Erkenntnisse aus der Altlastensanierung sowie der Sickerwasserprognose von Interesse, da die natürliche Selbstreinigungskraft sickerwasserbeeinflusster Umweltmedien in diesen Forschungsbereichen ein zentrales Thema darstellt. Bisher standen aber weniger deponietypische Schadstoffparameter (z.B. Ammonium, Summenparameter der organischen Sickerwasserbelastung) im Vordergrund, sondern eher spezifische organische Verbindungen (z.B. chlorierte Kohlenwasserstoffe oder Mineralölkontaminationen) oder verschiedene Schwermetalle. Außerdem ist eine detaillierte Beurteilung des Schadstoffausbreitungsverhaltens nur möglich, wenn ein entsprechendes Transportmodell nicht nur mit stoffspezifischen Daten sondern auch mit standortspezifischen Daten zu den Untergrundeigenschaften und Randbedingungen versehen werden kann. Die Komplexität des gewählten Schadstofftransportmodells sollte jedenfalls die Menge und Qualität der Daten widerspiegeln, die zur Erstellung und Anpassung des Berechnungsmodells vorliegen. Je mehr Schätzwerte (z.B. Literaturangaben) an die Stelle von standortspezifisch erhobenen Größen treten, desto einfacher und konservativer sollte der gewählte Modellansatz sein. Generell gilt, dass advektiver Transport sowie Dispersions- und Diffusionsprozesse im Untergrund bereits relativ gut verstanden und modellhaft abgebildet werden können, wohingegen für eine zuverlässige Beschreibung von Stoffimmobilisierungs- und Stofftransportvorgänge im Untergrund noch große Forschungsanstrengungen nötig sind.

Basierend auf der Evaluierung einiger Schadstofftransportmodelle (Altex-1D, AF-Verfahren, DOMENICO, Hydrus-1D/2D/3D und HP1, BIOF&T2D, MODFLOW) wurde

zur Beurteilung des Schadstofftransportverhaltens im Rahmen der entwickelten Bewertungsmethodik zur Entlassung aus Deponienachsorge ein relativ einfacher Ansatz gewählt. Die Vorteile eines einfacheren Ansatzes sind vor allem:

- Informationen zu den Deponieuntergrundverhältnissen liegen meist nicht in ausreichendem Maße für komplexere Modellanwendungen vor.
- Emissionsprognosen sind mit inhärenten Unsicherheiten behaftet, die unverhältnismäßig hoch zum Aufwand detaillierter Modellrechnungen wären (außerdem wäre eine Kalibrierung und Validierung der Modelle im Feldmaßstab nicht möglich).
- Abschätzungen sind mit relativ geringem Aufwand verbunden und für viele Eingangsdaten sind empirische Abschätzformeln verfügbar.
- Die Berechnungen sind stabil gegenüber der rückwärtsgerichteten Ermittlung maximaler Emissionsniveaus ausgehend von zulässigen Beeinflussungen an relevanten Beurteilungsorten.
- Die konservativen Abschätzungen des einfachen Modells können als Basis (sensitive Modellparameter, Datenerhebung usw.) für die Erstellung komplexerer Schadstofftransportmodelle in einem weiteren Schritt dienen.

Im Rahmen des gewählten Schadstofftransportmodells wird für die ungesättigte Zone ein Modell basierend auf der analytischen Lösung der Advektions-Dispersions-Gleichung (AF-Verfahren nach Schneider und Stöfen (2004)) in Kombination mit einem Massenbilanz-Ansatz bei variierenden Sickerwasserraten verwendet. Für die Einmischung und den Transport der deponiebürtiger Schadstoffe im Grundwasser wird ebenfalls ein Massenbilanz-Ansatz herangezogen (frachtbezogene Betrachtungen). Der vorgeschlagene Modellansatz ist einfach und konservativ in Bezug auf reaktive Transportvorgänge, je nach Maßgabe der vorhandenen Daten können aber auch komplexere Modelle zur Anwendung kommen. Für eine erste Bewertung potentieller Schadstoffausbreitungsprozesse im Untergrund ist der beschriebene Ansatz geeignet. Die wesentlichen Größen zur Erstellung und Anpassung der Modelle sind abschließend in Tabelle 6-8 angeführt.

Tabelle 6-8: Datenbedarf zur Abschätzung der Schadstoffmigrationsprozesse im Deponieuntergrund im Rahmen des Bewertungsverfahrens

Emissionsquelle (Eingangsdaten aus Emissionsszenarien)	
Sickerwasserrate	Sickerwasserfreisetzung in den Untergrund
Schadstoffgehalte	Konzentrationen kritischer Parameter im Sickerwasser
Geometrie	Kontaminierte Fläche (z.B. Basisfläche der Deponie)
Ungesättigte Zone	
Schichtaufbau	Bodenschichten (inklusive mineralische Schichten der Deponiebasisdichtung) Für jede Schicht: Mächtigkeit und Bodenparameter (Korngrößenverteilung, Trockendichte, C_{org} -Gehalt, hydraulische Leitfähigkeit usw.)
Stoffspezifische Parameter	Für jede Schicht: Sorptionskoeffizienten Allgemein: Diffusionskoeffizient (Wasser und evtl. Luft), Abbauraten (Halbwertszeit)
Grundwasser	
Strömung und Aquifer	Grundwasserströmungsrichtung und hydraulischer Gradient Aquifereigenschaften (hydraulische Leitfähigkeit, Mächtigkeit, geologischer Aufbau)
Grundwasserqualität	Konzentrationen im An- und Abstrom (Schadstoffvorbelastung, Sauerstoffgehalt bzw. E_r -Werte)
Weitere Daten wären gegebenenfalls für potentiell beeinflusste Oberflächengewässer zu erheben (z.B. mittlerer Jahresabfluss)	

7 Herleitung von Entlassungskriterien aus der Nachsorge

7.1 Überblick und Arbeitsanleitung

Eine umweltverträgliche Deponie ist zu keinem Zeitpunkt mit Emissionen verbunden, die zu einer Schädigung von Mensch oder Umwelt führen. Ob eine Deponie diese Bedingung erfüllt, ist anhand von Informationen zu

- den abgelagerten Abfällen und damit verbundenen Emissionen,
- den technischen Deponiesystemen und
- den natürlichen Standortbedingungen

zu überprüfen.

Im Detail gilt es dabei die Einflüsse der Deponieemissionen auf die betroffenen Schutzgüter (in sogenannten Orten der Beurteilung) zu bestimmen. Durch die Vorgabe tolerierbarer Einflüsse (z.B. Grenzwerte, Geringfügigkeitsschwellenwerte usw.) betroffener Schutzgüter können schließlich Anforderungen an umweltverträgliche Deponieemissionen abgeleitet werden. Die methodische Basis für diesen Ansatz wurde bereits in Kapitel 3 diskutiert. In den anschließenden Kapiteln 4 bis 6 wurden die inhaltlichen Elemente (Emissionen aus dem Abfallkörper, technische Barrieren, Schadstoffausbreitung in der Deponieumgebung) der Methodik dargestellt, die Grundlagen erläutert und spezifische Bewertungsansätze entwickelt. Basierend darauf wird im Rahmen dieses Kapitels die konkrete Vorgehensweise zur Bewertung der Umweltverträglichkeit von Deponieemissionen und der Ableitung standortspezifischer Entlassungskriterien beschrieben. In Abbildung 7-1 sind die einzelnen *Bewertungsschritte* schematisch dargestellt.

Den *ersten Schritt* stellt die Beschreibung der Deponie und der Deponieumgebung dar. Dazu gehört

- die Charakterisierung der abgelagerten Abfälle,
- die Analyse beobachteter Emissionen,
- der Bewertung der Deponiehülle bzw. der technischen Barrieren,
- das geplante Nachsorgekonzept,
- die Beschreibung der klimatischen Verhältnisse am Standort,
- die lokale Geologie und Hydrogeologie,
- die betroffenen Schutzgüter sowie
- die derzeitigen und geplanten zukünftigen Nutzungen.

Die vorhandenen Informationen sind bezüglich Aussagekraft und Unsicherheiten zu evaluieren und dementsprechend ergänzende Untersuchungen durchzuführen bzw. die Unsicherheiten im Rahmen der Bewertungen zu berücksichtigen.

Als *zweiter Schritt* werden in Abhängigkeit des Deponietyps bzw. der abgelagerten Abfälle relevante Emissionsparameter (z.B. Ammonium im Sickerwasser, Methan im Deponiegas) als Leitparameter festgelegt und für diese Parameter Modelle zur Abschätzung zukünftiger Emissionen erstellt (vgl. Abbildung 7-1). Im Rahmen der Modellerstellung werden relevante Szenarien zur Beschreibung zukünftiger Deponiebedingungen entwickelt und darauf basierend Emissionsvorhersagen erstellt. Im *nächsten (dritten) Schritt* werden diese Emissionsprognosen herangezogen, um die Schadstoffausbreitung in der Deponieumgebung abzuschätzen (Schritt 3 in Abbildung 7-1). Für definierte Orte der Beurteilung (Schutzgüter) wird die Beeinflussung durch die prognostizierten Deponieemissionen für unterschiedliche Emissionsszenarien anhand von Schadstoffausbreitungsmodellen ermittelt und mit bestimmten Grenzwerten bzw. zulässigen Beeinflussungsniveaus (in Abhängigkeit der Empfindlichkeit des betroffenen Schutzgutes) verglichen. Die im Rahmen der Ausbreitungsmodellierung berechneten Abminderungsfaktoren (=Schadstoffkonzentration am Ort der Beurteilung bezogen auf Schadstoffkonzentration im Sickerwasser) können schlussendlich verwendet werden, um in Abhängigkeit des Emissionsszenarios maximal zulässige Konzentrationen im Deponiesickerwasser zu berechnen. Ausgangspunkt für diese Berechnung stellt die zulässige Schadstoffkonzentration (Beeinflussung) im Schutzgut (Ort der Beurteilung) dar. Je nach maßgeblichem Emissionsszenario können auf diese Weise emissionsseitige Kriterien zur Entlassung aus der Deponienachsorge festgelegt werden (Schritt 4 in Abbildung 7-1). Ergänzend zu den Emissionsbegrenzungen sind die Randbedingungen der einzelnen Szenarien zu prüfen (z.B. geotechnische Stabilität) und gegebenenfalls zusätzliche Kriterien für das Nachsorgeende zu definieren (z.B. langfristige Standsicherheit bei Wassersättigung des Abfallkörpers beurteilen). Zur Überwachung der Entwicklung von Emissionen und Immissionen sind geeignete Monitoringmaßnahmen vorzusehen und die Modellannahmen und -prognosen durch Messdaten zu validieren. Deuten die Monitoringdaten auf abweichende Entwicklungen (gegenüber den maßgeblichen Szenarien) hin, so ist der Deponiezustand erneut zu bewerten und Emissionsmodelle bzw. Szenarien entsprechend anzupassen.

Interaktion zwischen Deponiekörper und Umwelt passiert in der Gas- und in der Flüssigphase. Die Oberflächenerosion von Abfallteilchen kann zwar während der Ablagerungsphase der Deponie eine Rolle spielen (Staubemissionen), nach Aufbringung der Oberflächenabdeckung kommt dieser aber kurz- bis mittelfristig keine Bedeutung mehr zu. Langfristig erscheint in Abhängigkeit der Lage der Deponie (z.B. lokales Relief) die Erosion des Abfallkörpers (v. a. bei Haldendeponien) möglich, eine relevante Erhöhung der Erosionsrate gegenüber der Vergangenheit ist aber (bei ähnlichen Klimabedingungen) nicht zu erwarten (Krizek 2009). Die wesentlichen

Pfade zur Beurteilung des Einflusses einer Deponie auf die Umwelt sind dementsprechend der Gaspfad und der Sickerwasserpfad. Abgesehen davon können beispielsweise aber auch geotechnische Aspekte (Rutschungen oder Sackungen) eine Rolle bei der Beurteilung der Umweltverträglichkeit einer Deponie spielen. Im Zentrum der vorgestellten Methodik stehen die Emissionspfade Gas und Sickerwasser, die für unterschiedliche Rahmenbedingungen (Szenarien) abgeschätzt werden können. Massenbewegungen und dadurch bedingte Gefährdungssituationen sind getrennt von der eigentlichen Bewertungsmethode zu betrachten.

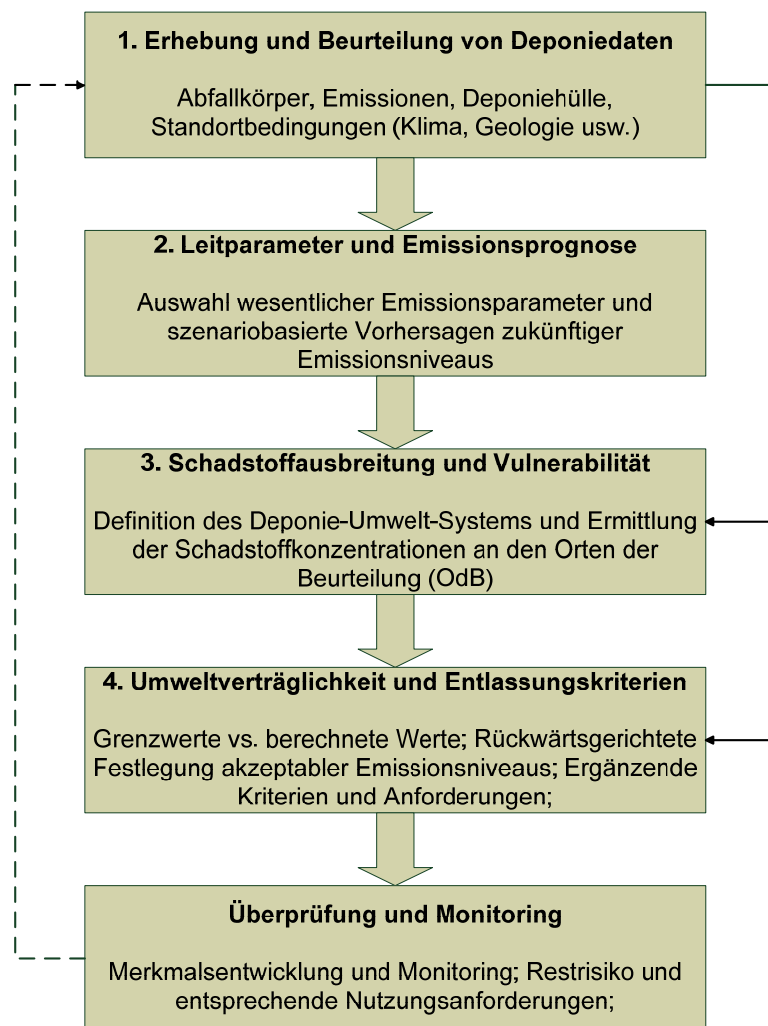


Abbildung 7-1: Schematische Vorgehensweise zur Ermittlung von Nachsorgeentlassungskriterien

Im Folgenden werden die einzelnen Schritte der Bewertungsmethodik (aus Abbildung 7-1) beschrieben und wesentliche Aspekte dargestellt. Der erste Schritt (Zustandsbeschreibung) wird nicht getrennt beschrieben, sondern jeweils in die Kapitel zur Emissionsprognose (Kapitel 7.2) bzw. zur Schadstoffausbreitungsabschätzung (Kapitel 7.3) integriert.

7.2 Emissionsprognose

Als Basis zur Beurteilung zukünftiger Emissionsniveaus dienen eine Beschreibung des aktuellen Zustandes am Standort (Abfallkörper, Barrieren und Einwirkungen) und die Analyse vorhandener Beobachtungen/Dokumentationen zur Genese der Deponie. Zur quantitativen Abschätzung zukünftiger Deponieemissionen sind Informationen über den mobilisierbaren Stoffanteil des abgelagerten Abfalls und über das Interaktionsniveau des Abfallkörpers mit der Umgebung (=Effektivität vorhandener Barrieren) erforderlich. Der Zusammenhang zwischen der Qualität der abgelagerten Abfälle und der Versagenswahrscheinlichkeit technischer Barrieren in Hinblick auf die Umweltgefährdung ist in Abbildung 7-2 dargestellt. Diese qualitative Darstellung wird im Rahmen der Emissionsprognose anhand quantitativer Modelle ausgedrückt. Die entsprechende Vorgehensweise wird in Abbildung 7-3 kurz umrissen und bildet im Rahmen der Bewertungsmethode die Grundlage zur Abschätzung von Schadstofftransportprozessen im Untergrund und damit in weiterer Folge zur Beurteilung der Umweltverträglichkeit einer Deponie.

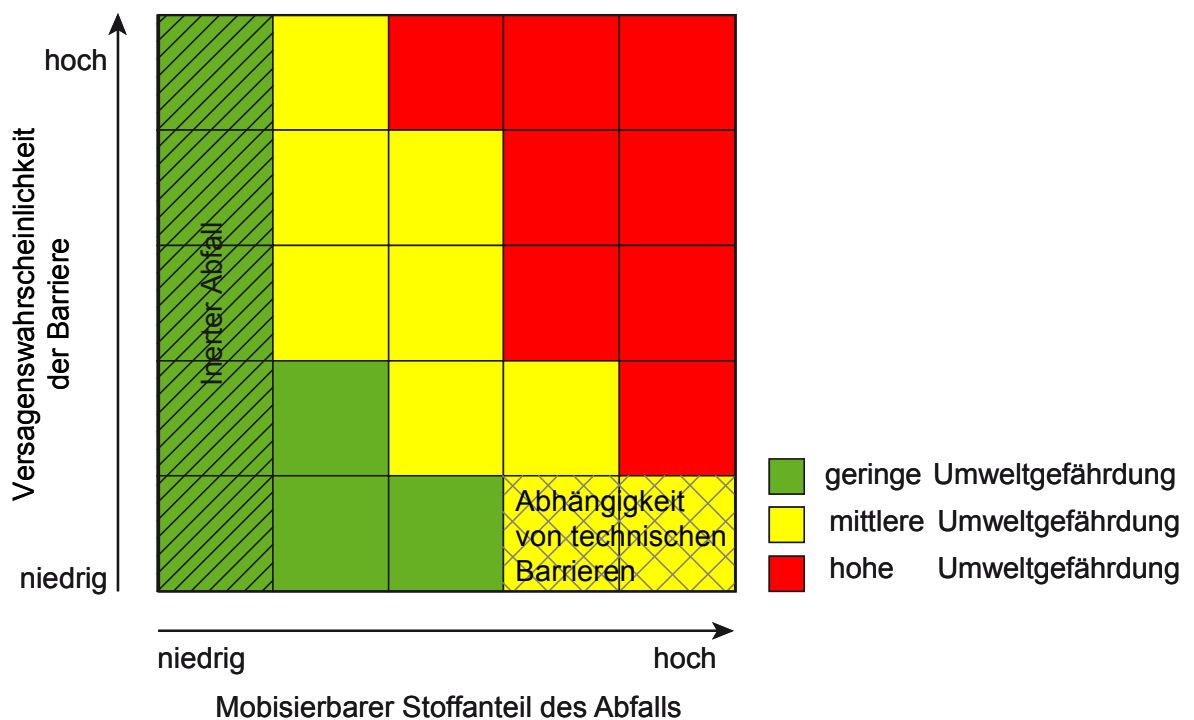


Abbildung 7-2: Umweltgefährdung durch eine Abfallablagerung als Funktion der Zuverlässigkeit der Deponiehülle und der Qualität der abgelagerten Abfälle

Der Ansatz zur Prognose zukünftiger Emissionsniveaus basiert auf der Erhebung relevanter Informationen zum Deponiekörper (Emissionen, mobilisierbaren Stoffanteilen, Wasserdurchsatz), den technischen Barrieren und den Verhältnissen am Standort (Kapitel 7.2.1). Anhand verfügbarer Informationen zu den Emissionen (aktuelles Niveau und Trend) bzw. zu den mobilisierbaren Emissionspotentialen werden Emissionsmodelle entwickelt, die eine Vorhersage zukünftiger Emissionsniveaus (für Sickerwasser in Abhängigkeit des Wasser-Feststoff-Verhältnisses) ermöglichen. Um den Effekt unterschiedlicher Rand- bzw. Deponiebedingungen (Effektivität der technischen Barrieren, Nachsorgemaßnahmen) auf das Emissionsverhalten zu illustrieren, werden Emissionsszenarien entwickelt (siehe Kapitel 7.2.3). Anschließend werden den unterschiedlichen Szenarien Eintrittswahrscheinlichkeiten zugewiesen bzw. deren Relevanz für die Abschätzung zukünftiger Emissionsniveaus diskutiert (Kapitel 7.2.4).

Schlussendlich werden maßgebliche Szenarien ausgewählt, und die dabei prognostizierten Emissionen als Quellterm (Input) für die folgende Schadstoffausbreitungsmodellierung in der Deponieumgebung herangezogen (vgl. Kapitel 7.3).

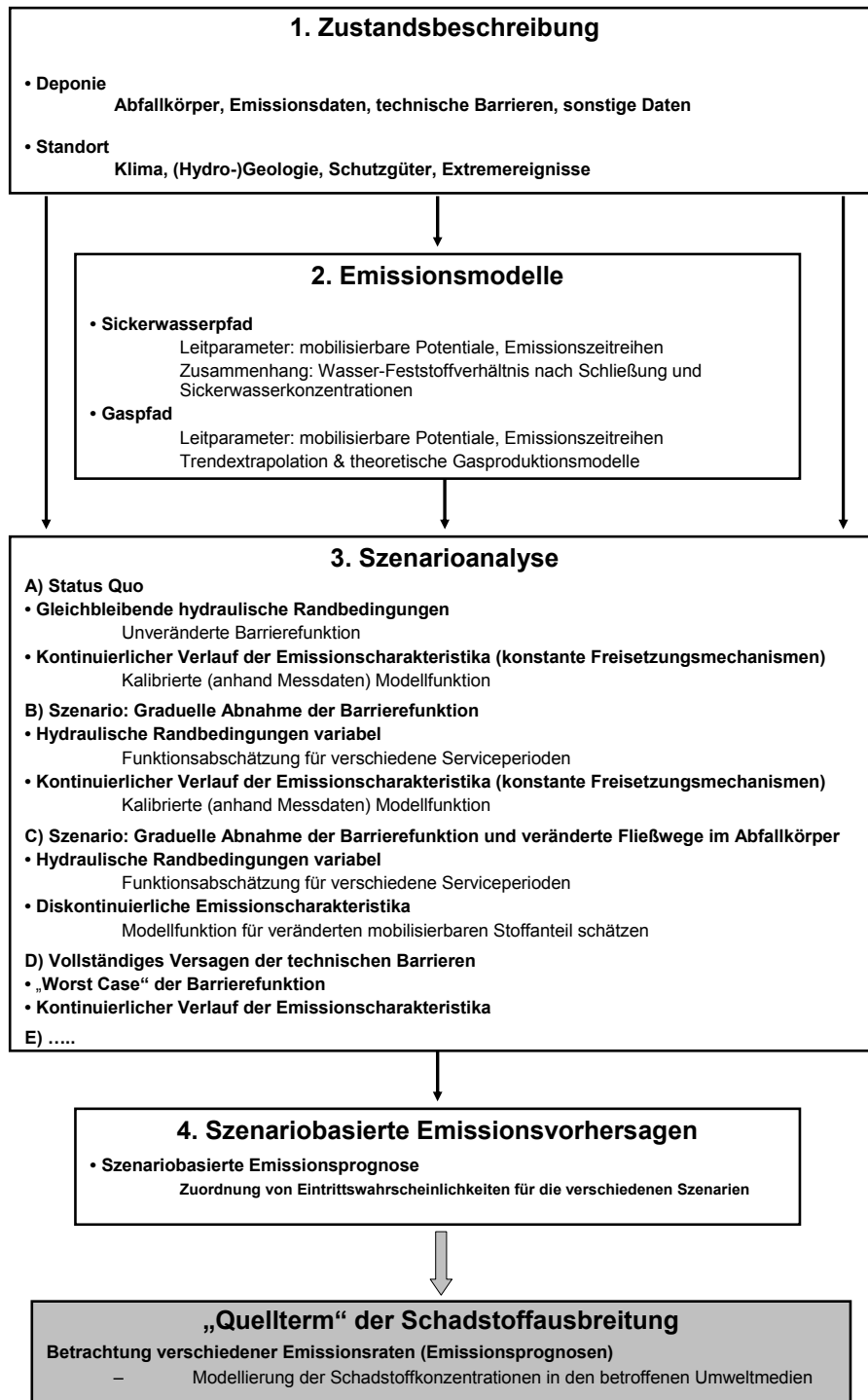


Abbildung 7-3: Systematik der Emissionsprognose geschlossener Deponien anhand verschiedener Modellansätze und Szenarien

7.2.1 Aktueller Zustand der Deponie

Der Zustand einer Deponie zum Zeitpunkt der Beurteilung stellt die Basis für die Abschätzung des vorhandenen Gefährdungspotentials sowie zukünftig zu erwartender Emissionsniveaus aus der Deponie dar. Zusätzlich zur Beschreibung der Deponiesituation zum Beurteilungszeitpunkt sind auch Informationen zur Deponieerrichtung,

- zur Ablagerungshistorie,
- zum Betrieb und der Schließung,
- zu den beobachteten Emissionsverläufen für unterschiedliche Zeitabschnitte,
- zur Funktionsüberwachung der technischen Barrieren und
- zu den zukünftig geplanten Nutzungen/Maßnahmen

als Grundlage der Gefährdungsabschätzung maßgeblich. Eine Zusammenstellung standortspezifischer Daten zur Beurteilung des Deponiezustandes erfolgt in Anhang A, wobei auch auf mögliche Quellen für entsprechende Informationen eingegangen wird. Sämtliche Daten sind jedenfalls auf Plausibilität zu überprüfen und in Bezug auf Unsicherheiten bzw. Güte zu beurteilen – fehlerhafte Beurteilungsgrundlagen führen zu einer falschen Einschätzung der Zuverlässigkeit von Ergebnissen..

Als Grundlagen der Emissionsabschätzung sind einerseits das bisherige Emissionsgeschehen der Deponie und das verbliebene Emissionspotential im Deponiekörper sowie andererseits die Funktion der Deponiehülle wesentlich. Die folgenden Abschnitte befassen sich mit der Erhebung relevanter Parameter und deren Aussagekraft in Bezug auf Emissionsabschätzungen. Für eine detaillierte Diskussion der Charakteristika unterschiedlicher Abfallablagerungen und die Beschreibung technischer Barriersysteme wird auf die vorhergehenden Kapitel verwiesen.

7.2.1.1 Auswertung von Emissionsdaten

Die Ausführungen in diesem Abschnitt beziehen sich auf Emissionsdaten alter Deponien, die bereits seit einigen Jahren stillgelegt sind und dementsprechend über eine längere Zeitreihe beobachteter Emissionsdaten verfügen. Je nach Deponietyp beziehen sich diese Angaben auf Sickerwassermenge und –zusammensetzung bzw. auch auf entsprechende Deponiegasdaten. Für eine eingehende Diskussion der Emissionscharakteristika verschiedener Deponietypen sei auf die Kapitel 4.1 bis 4.3 verwiesen.

7.2.1.1.1 Sickerwasserdaten

Vor einer Auswertung müssen Emissionsdaten einer kritischen Prüfung in Hinblick auf Plausibilität, Repräsentativität und Genauigkeit unterzogen werden. Das beinhaltet

tet Angaben zu den angewendeten Messmethoden (Beschreibung der Vorgehensweise, Aufbereitung, Analytik usw.), den Beprobungs- bzw. Messpunkten (Sickerwasserablauf, Sickerwassersammelschacht usw.) sowie der Zuverlässigkeit durchgeführter Messungen (Eigenüberwachung vs. externe Untersuchungen). Je besser die Messdaten dokumentiert sind, desto besser kann die Aussagekraft der erhobenen Daten eingeschätzt werden. Beispielsweise kann die Kenntnis der Sickerwasserabflussrate zum Probenahmezeitpunkt Rückschlüsse auf die Verdünnung des Sickerwassers und dadurch bedingte verminderte Konzentrationen verschiedener Parameter erlauben (vgl. Johnson et al. 1999; Zweifel et al. 1999; Fellner 2004). Nach einer ersten Beurteilung der Datenqualität (siehe dazu auch Kapitel 4.1.2) muss der vorhandene Datensatz für eine aussagekräftige statistische Analyse aufbereitet werden. Dazu gehört ein adäquater Umgang mit zensierten Daten (d.h. die Berücksichtigung von Messungen unter Nachweis- bzw. Bestimmungsgrenze), die Beurteilung des Datensatzes im Hinblick auf mögliche Ausreißer sowie die Überprüfung statistischer Verteilungsannahmen (Gibbons und Bull 2006). Außerdem ist vor einer Auswertung zu beurteilen, ob wesentliche Parameter (z.B. Stickstoffverbindungen im Sickerwasser, Schwermetallkonzentrationen wie Cr, Zn oder Cu usw.) die für eine Beurteilung der Umweltrelevanz von Emissionen essentiell sind, nicht bzw. nicht adäquat (z.B. Probenahme nicht repräsentativ, Abflussverhältnisse unbekannt, zu wenige Messungen usw.) erhoben wurden. Je nach Datenverfügbarkeit können einzelne ungemessene Parameter auch anhand von (mehrdimensionalen) Korrelationsrechnungen (z. B. Leitfähigkeit und Salzkonzentrationen, verschiedene organische Parameter usw.) mit Messdaten abgeschätzt werden (vgl. Kylefors 2003). Generell gilt jedoch, dass eine Beurteilung der Deponieemissionen nur anhand aussagekräftiger Beobachtungen für die jeweilige Deponie durchgeführt werden kann.

Die statistische Behandlung von Sickerwassermessdaten ermöglicht eine aussagekräftigere Analyse der Beobachtungen und ist daher ein wesentlicher Bestandteil der Datenauswertung³⁴,

³⁴ Gründe für die statistische Behandlung von Messdaten (nach Gibbons und Bull 2006):

- Die Beurteilung der sickerwasserbedingten Umweltbelastung sollte auf dem Vergleich von wahren Konzentrationen mit einem Standard beruhen und nicht auf dem Vergleich einzelner Messwerte. Obwohl die wahre Konzentration nur durch unendlich viele Messungen bestimmbar wäre, ermöglichen statistische Methoden die Schätzung der wahren Konzentrationsverteilung anhand gemessener Daten.
- Durch die statistische Auswertung von Messdaten können Überschreitungswahrscheinlichkeiten mit zugewiesenen Vertrauensbereichen ermittelt werden. Schließlich stellt die Überschreitung eines Standards in einer von 100 Messungen ein anderes Problem dar als in einer von 10 Messungen.
- Ein ausreichend langer Beobachtungszeitraum ermöglicht die Analyse von Trends. Dadurch kann mittels statistischer Analysen eine Vorhersage zukünftiger Parameterwerte unter der Annahme gleichbleibender Verhältnisse und Änderungsraten erfolgen (vgl. Gibbons et al. 2007).

Ausreißer in einem Messdatensatz sind Daten die nicht mit dem Muster der übrigen Beobachtungen übereinstimmen. Entsprechende Abweichungen können durch Übertragungsfehler, Ablesefehler, Mess- und Kalibrierungsfehler oder der Unterschätzung räumlicher und zeitlicher Variabilitäten bedingt sein. Wertvolle Hinweise zur Bewertung potentieller Ausreißer können beispielsweise Beobachtungen zum jeweiligen Abflussregime liefern. Falls nach einer visuellen Beurteilung (z.B. anhand von grafischen Darstellungen) von Ausreißern im Datensatz auszugehen ist, sollten diese entweder direkt ausgeschieden oder statistische Tests zur Prüfung von Ausreißern durchgeführt werden. Verschiedene Testmethoden (z.B. Shapiro-Wilk-Test, Schiefe-Test, Kurtosis-Test, Dixon's Test) können hierzu heran gezogen werden, wobei für die Beurteilung von Ausreißern in Deponiesickerwasserdaten einer bestimmten Messstelle Dixon's Test empfohlen wird (vgl. Gibbons und Coleman 2001). Falls Ausreißer nicht aus dem Datensatz entfernt werden, können solche Werte zu verzerrten bzw. verfälschten Ergebnissen führen.

Einen wesentlichen Aspekt bei der Aufbereitung der Messdaten stellen Werte unter der Bestimmungsgrenze bzw. unter der Nachweisgrenze dar, da diese je nach Anzahl nicht quantifizierbarer Daten und Anwendungsbereich (z. B. Berechnung von Mittelwerten vs. Bestimmung von Vorhersagegrenzen) von unterschiedlicher Bedeutung sind (Gibbons und Bull 2006). Für Sickerwasserproben kann die Bestimmungsgrenze erheblich durch die schwierige Matrix beeinflusst werden und daher relativ hoch liegen – vor allem für Parameter die mit niedrigen Grenzwerten belegt sind, kann dies ein Problem darstellen. Verschiedene Methoden, wie z.B. Deltaverteilungen oder Maximum-Likelihood-Schätzungen, können zur Ermittlung geeigneter Verteilungen eingesetzt werden (vgl. Gibbons und Coleman 2001). Außerdem können auch einfache Substitutionsmethoden für die Berücksichtigung von nicht quantifizierbaren Sickerwassermessdaten herangezogen werden (Gibbons und Bull 2006):

- Sickerwasserdaten sollten in Bezug zur Nachweisgrenze angegeben werden, somit bedeutet ein n. d. einen Wert unter der Nachweisgrenze.
- Für Werte unter der Nachweisgrenze in verdünnten Proben sollte die Nachweisgrenze als Wert für statistische Berechnungen angesetzt werden.
- Für Messungen unter der Nachweisgrenze in unverdünnten Proben sollte die Messung mit 0 in statistischen Berechnungen berücksichtigt werden.
- Eine Beurteilung des Datensatzes in Bezug auf Ausreißer sollte zuerst visuell erfolgen.
- Messwerte zwischen Nachweis- und Bestimmungsgrenze sollten als echte Messwerte angesehen werden.

Zusätzlich zu den beschriebenen Verfahren können auch zeitliche Konzentrationsverläufe bei der Berücksichtigung von Werten unter der Nachweisgrenze berück-

sichtigt werden – wurde ein Parameter beispielsweise bei keiner Messung nachgewiesen, so führt der jeweilige Ansatz der Nachweisgrenze jedenfalls zu einer klaren Überschätzung der wahren Konzentrationen.

Ein weiteres wesentliches Charakteristikum eines Messdatensatzes ist die Präsenz eines signifikanten statistischen Trends in der Datenreihe. Auch für diese Analysen stehen zahlreiche Tests zur Verfügung, wobei für Deponiesickerwässer der Sen's Test empfohlen wird (Gibbons und Bull 2006), da dieser einen relativ einfachen nicht-parametrischen Test darstellt. Anhand dieser Methode kann sowohl die Trendhypothese überprüft werden als auch das mittlere Gefälle der Trendgerade bestimmt werden. Eine exemplarische Anwendung dieser Trendanalysemethode ist in Anhang B für ausgewählte Sickerwasserkennwerte einer Schlackedeponie dargestellt.

Eine statistische Behandlung der Emissionsdaten erlaubt schließlich die Zuweisung geeigneter Verteilungen für verschiedene Sickerwasserparameter und ermöglicht dadurch eine Abschätzung von Erwartungswerten inklusive entsprechender Vertrauensbereiche. Für weitergehende Ausführungen, auch in Bezug auf den Vergleich von Emissionsdaten mit entsprechenden Standards oder Hintergrundkonzentrationen, sei auf die Arbeiten von Gibbons und Coleman (2001) verwiesen.

Für geschlossene Deponien bietet sich das Wasser-Feststoff-Verhältnis als Referenzparameter für die Qualität des Sickerwassers an. Da diese Maßzahl eine Berücksichtigung der klimatischen Bedingungen, der Oberflächenausgestaltung und der Ablagerungsmächtigkeit ermöglicht (Heyer 2005b) und somit besser als das Deponiealter zur Beschreibung des Ablagerungszustandes geeignet ist. Eine Anpassung des W/F zur Berücksichtigung inhomogener Wasserströmungsverhältnisse im Deponiekörper wurde von Döberl et al. (2005) vorgeschlagen. Dieser korrigierte W/F ermöglicht eine realistischere Beschreibung des tatsächlichen Auswaschzustandes der Deponie, da nicht durchflossene Bereiche in den entsprechenden Berechnungen berücksichtigt werden können (vgl. Fellner et al. 2009b und Kapitel 4.1).

7.2.1.1.2 Deponiegasdaten

Für Deponiegasdaten gelten im Allgemeinen die Aussagen zur Beurteilung von Sickerwassermessdaten. Im Speziellen ist aber bei Deponiegasdaten darauf hinzuweisen, dass durch die aktive Entgasung nur ein Teil der tatsächlich produzierten Deponiegasmenge erfasst wird. Je nachdem wie lange die Deponie in Betrieb war und offene Flächen vorhanden waren, kann von einer Erfassungsquote von wenigen Prozent bis zu 2/3 des Deponiegases ausgegangen werden (vgl. Kapitel 4.1 oder Krümpelbeck 2000). Die tatsächlich produzierte Gasmenge kann anhand theoretischer Gasproduktionsmodelle (vgl. Kapitel 4.1, Tabelle 4-1) oder durch ergänzende

Messungen diffuser Emissionen über die Deponieoberfläche erfolgen. Generell gilt, dass theoretische Modelle die Gasbildung oft überschätzen, da die Verhältnisse im Deponiekörper (Abfallzusammensetzung, Wassergehalt, Hemmung durch toxische Stoffe usw.) nicht unbedingt den Modellannahmen entsprechen und tatsächlich produzierte Gasmengen hinter den erwarteten Mengen zurückbleiben (vgl. Krümpelbeck 2000). Nach Fellner et al. (2004) wird die jährliche Methanemissionsfracht mit den Rechenmodellen daher im Mittel um ca. 100 % überschätzt.

Als Messmethoden zur Bestimmung diffuser Deponiegasemissionen (Messung von CH_4) kommen Gasbox- und Kammermessungen, die Tracergas-Methode sowie die Bilanzmethode in Frage (siehe Fellner et al. 2004). In Bezug auf die Zuverlässigkeit der einzelnen Messmethoden stellen Fellner et al. (2004) fest, dass bei korrekter Anwendung von einer guten Übereinstimmung der verschiedenen Messergebnisse ausgegangen werden kann, wobei die Gasboxmethode sensitiv gegenüber der Auswahl und Anzahl der Messpunkte ist. Für den zeitlichen Verlauf der Methankonzentrationen sind Luftdruckschwankungen von großer Bedeutung, wobei allerdings bei einer großen Anzahl der Messungen davon auszugehen ist, dass sich entsprechende Effekte im Durchschnitt ausgleichen werden.

Die Güte der Deponiegasdaten ist genauso zu beurteilen wie dies für die Sickerwasserdaten der Fall war. Sowohl die Repräsentativität als auch die Genauigkeit der Daten ist kritisch zu hinterfragen, wobei beispielsweise die Möglichkeit einer Luftansaugung (ein Indiz sind hohe Stickstoffgehalte!) oder eine Gegenüberstellung von Messzeitraum und effektivem Emissionszeitraum berücksichtigt werden sollte (vgl. Kapitel 4.1).

7.2.1.2 Direkte Untersuchungen der abgelagerten Abfälle

Die repräsentative Beprobung von abgelagerten Deponiematerialien stellt eine Herausforderung für die Probenahme und Probenaufbereitung dar (vgl. Chiampo et al. 1996; Döberl et al. 2002; Sormunen et al. 2008). Einerseits ist dies auf die Heterogenität der abgelagerten Abfälle an sich und andererseits auf die unterschiedlichen Abbaubedingungen (z.B. Wasserströmungsverhältnisse) und -zustände (Abbaugrad der organischen Substanz) die innerhalb des Deponiekörpers vorherrschen zurückzuführen. Die Charakterisierung des Abfallkörpers durch Feststoffproben ist in der Regel durch sehr hohe Variabilitäten (sowohl vertikal als auch horizontal) der Messparameter gekennzeichnet. Je nach Analyt (Stoff über den bei der chemischen Analyse eine Aussage gemacht werden soll) und den relevanten Trägern (z.B. NiCd-Batterien für Cd) wären unterschiedliche Probenvolumina und Entnahmepunktverteilungen notwendig. Zur Beschreibung des mittleren Kohlenstoffgehaltes einer Hausmülldeponie mit 100.000 Tonnen abgelagerter Abfälle mit einer bestimmten Zuverlässigkeit wären beispielsweise über 1000 zufällig entnommene

Proben zu je 6 kg notwendig (Döberl et al. 2002). Dementsprechend ist es sehr unwahrscheinlich, dass durch Feststoffprobenahmen eine repräsentative Beschreibung einer bestimmten Eigenschaft für den gesamten Deponiekörpers gelingen kann.

Eine Entnahme von Feststoffproben aus Deponien kann über eine offene Schürfgrube bzw. durch Bohrungen (Trockenbohrung) erfolgen. Je nachdem ob ungestörte Proben oder Mischproben gewonnen werden sollen, können unterschiedliche Verfahren zum Einsatz kommen. Generell gilt jedoch, dass die Probenahme zufällig (d.h. für jeden Ort im Deponiekörper besteht die selbe Wahrscheinlichkeit beprobt zu werden) und über die gesamte Schütttiefe der Deponie erfolgen sollte. Werden bestimmte Deponiebereiche oder Abschnitte bei der Verteilung der Probenahme-punkte bevor- bzw. benachteiligt, so ist dies entsprechend zu dokumentieren und dadurch begangene Fehler zu diskutieren.

Um eine möglichst hohe Aussagekraft der Untersuchungsergebnisse aus Feststoffprobenahmen zu gewährleisten ist eine umfassende Dokumentation der Probenahme und Aufbereitung unabdingbar. Als Anhaltspunkte können hier die Standardarbeitsvorschriften zur „Probenahme von Feststoffen aus Altdeponien und Altablagerungen (SAV1)“ sowie „Klassierung und Sortierung von Feststoffproben aus Altdeponien und Altablagerungen (SAV2)“, die im Rahmen des Verbundvorhabens Deponiekörper (Ehrig und Brinkmann 1999) erstellt wurden, herangezogen werden. Im Rahmen dieser Arbeitsvorschriften werden entsprechende Vorgehensweisen und qualitätssichernde Maßnahmen bei der Probenahme und Aufbereitung vorgeschlagen. Eine erste Charakterisierung der entnommenen Proben sollte jedenfalls direkt nach der Probenahme erfolgen, wobei diese eine Temperaturmessung, eine Beschreibung von Farbe, Aussehen, Geruch, die äußeren Bedingungen (Wetter, Temperatur, Wind usw.) sowie sonstige Auffälligkeiten (z.B. sperrige Bestandteile, lesbare Zeitungsteile...) beinhaltet.

Die Erkenntnisse aus Feststoffprobenahmen können außerdem mit anderen Informationen in Bezug auf den Zustand der Abfallablagerung kombiniert werden. Beispielsweise können Tracer-Tests Aufschluss über die Heterogenität der Wasserströmung geben und damit auch Rückschlüsse auf die Heterogenität der Abbaubedingungen im Deponiekörper zulassen. So deuten auch Orte mit relativ großen Setzungen auf intensive Abbauprozesse im Untergrund hin und können entsprechende Hinweise liefern. Auch Informationen zur Ablagerungshistorie (Schüttfolge, Abfallqualität) oder zum Deponiebetrieb (z.B. Sickerwasserrückverrieselung) können ergänzende Informationen darstellen, die bei Feststoffprobenahmen zu berücksichtigen wären. Eine Auflistung und Diskussion verschiedener Methoden zur nicht-invasiven Beschreibung eines Deponiekörpers findet sich in Hoekstra et al. (2009), wobei anzumerken ist, dass die Auflösung geophysikalischer Messungen in den wenigsten

Fällen ausreicht um konkrete Aussagen zur Wasserverteilung im Deponiekörper machen zu können.

7.2.1.3 Bestimmung des Abbaugrades organischer Abfallbestandteile

Der Abbaugrad organischer Substanz im Abfallkörper hat wesentlichen Einfluss auf aktuelle Emissionscharakteristika sowie das verbliebene Reaktions- und Emissionspotential im Deponiekörper. Je weiter der bio-chemische Abbau fortgeschritten ist, desto stabiler sind die Bedingungen im Abfallkörper und desto langsamer sind entsprechende Reaktionsraten; schließlich verschiebt sich der Abbau von leichter abbaubaren zu immer schwerer abbaubaren Abfallbestandteilen.

Aussagen zum Abbauzustand organischer Abfälle können anhand von Größen, die sich integrativ auf den Deponiereaktor beziehen, wie Sickerwasser- und Gascharakteristika oder beobachtete Setzungsvorgänge, sowie durch die Entnahme von Feststoffproben aus dem Deponiekörper und nachfolgende Analysen, abgeleitet werden. Ein Indiz für fortgeschrittenen biologischen Abbau im Deponiekörper sind Sickerwasserzusammensetzungen wie sie typischerweise bei alten, weitgehend „stabilisierten“ Abfallablagerungen zu beobachten sind. Für Deponiesickerwasser wird in diesem Zusammenhang oft ein BSB_5/CSB -Verhältnis von maximal 0,1 als Kriterium für Sickerwässer aus Abfallablagerung mit hohem Abbaugrad angesehen (vgl. Reinhart und Townsend 1997). Barlaz et al. (2002) stellen jedoch fest, dass diese Bedingung zwar notwendig jedoch nicht hinreichend für einen „stabilisierten“ Abfallkörper ist. Sie begründen dies damit, dass Sickerwässer mit relevanten Anteilen leicht abbaubarer organischer Verbindungen durch die Durchströmung von Abfall-schichten mit hohem Abbaugrad „behandelt“ werden können und danach Charakteristika aufweisen, die für Sickerwässer aus einem weitgehend stabilisierten Abfallkörper typisch sind.

Die produzierte Deponiegasmenge ist ein Indikator für die Intensität anaerober Abbauvorgänge im Abfallkörper. Je geringer die beobachtete Deponiegasproduktionsrate ist, desto langsamer erfolgt die Umsetzung der organischen Substanz im Deponiekörper. Grundsätzlich ist in Bezug auf die Beobachtung von Emissionen und daraus gezogene Schlüsse über den Zustand des Deponiekörpers anzumerken, dass diese Aussagen nur für jenen Teil der Deponie Gültigkeit besitzen können, der auch am Emissionsgeschehen teilnimmt. Dementsprechend ist eine Beurteilung des gesamten Abfallkörpers anhand der ausschließlichen Beobachtung von Emissionen nicht möglich (vgl. Fellner et al. 2009b).

Ein physischer Indikator für den Abbaugrad des organischen Abfallanteiles sind die beobachteten Setzungen an der Deponieoberfläche. Auch hier gilt, dass je weniger die Gesamtsetzungen zunehmen, desto langsamer geht der Abbau organischer Substanz voran. An den Unterschieden im Setzungsausmaß und der Verteilung der

Setzungsmaxima können Informationen zur Heterogenität des Abfallkörpers in Bezug auf unterschiedliche Abbaubedingungen gewonnen werden.

Feststoffproben können für zahlreiche Analysen und Tests herangezogen werden, um den Abbaugrad der organischen Substanz abzuschätzen. Die jeweiligen Verfahren beruhen auf unterschiedlichen Methoden und Messgrößen, wobei Aussagen jeweils anhand unterschiedlich großer Probemengen gemacht werden können (siehe Tabelle 7-1). Inwieweit die Charakteristika der ursprünglich aus dem Deponiekörper entnommen Probe durch die tatsächlich zu untersuchende Probe noch abgebildet werden, ist in diesem Zusammenhang kritisch zu beleuchten. Je kleiner eine bestimmte Analysenprobe ist, desto größer ist die Gefahr, dass die Repräsentativität der Messergebnisse in Bezug auf die ursprünglich zu charakterisierende Probe abnimmt. Schließlich stellt jede Reduktion der Probengröße eine weitere Probenahme dar, bei der die Gefahr möglicher Probenahmefehler berücksichtigt werden muss (siehe Gy 2004).

Eine Messgröße, die mittels Sortieranalysen direkt an der entnommenen Probe bestimmt werden kann, ist der Anteil von Papier und Pappe in der Probe (vgl. Tabelle 7-1). Darauf basierende Aussagen zum Abbaugrad der Abfallablagerung sind jedoch nur mit Vorbehalt möglich, da die Heterogenität (räumlich und zeitlich) der abgelagerten Abfälle den Effekt des biologischen Abbaues überlagern kann. Gemeinsam mit anderen Parametern (z. B. Emissionsmessungen) kann der Papier-Pappe-Anteil im Deponiekörper aber ein Indiz für den Abbaugrad der organischen Abfallanteile darstellen (vgl. z.B. Francois et al. 2006 oder Sormunen et al. 2008).

Tabelle 7-1: Untersuchungen zur Bestimmung des biologischen Abbaugrades der organischen Substanz von Feststoffproben aus Hausmülldeponien

Untersuchung der Feststoffproben	Messparameter	(End-)Probengröße
Sortieranalysen	Papier und Pappe-Anteil	kg
Deponiesimulationsreaktoren (DSR)	Sickerwasser- und Gasemissionen, Setzungen, Temperatur, Feststoffanalyse (vorher – nachher)	kg – Mg
Biologische Testverfahren	Gasbildungspotential (anaerob), Atmungsaktivität (aerob), Selbsterwärmungstests	g
Eluierungs- und Auslaugversuche	Eluatgehalte (z.B. NH ₄ -N, DOCl)	g
Nahinfrarotspektroskopie	Analyse der Infrarotspektren und Korrelation mit abbaurelevanten Parametern (z.B. TOC)	mg – g
Faseranalysen	Zellulose (+Hemizellulose)/Lignin-Verhältnis, Zellulosegehalt	mg - g
Chemische Analysen	z.B. C _{org} , N, Glühverlust, SUVA-Index	mg - g

In Deponiesimulationsreaktoren können Verhältnisse ähnlich derer in realen Deponien nachgebildet werden. Aufgrund der relativ großen Volumina ermöglichen Untersuchungen in Deponiesimulationsreaktoren (DSR) am ehesten Aussagen über das noch verbliebene, unter anaeroben Bedingungen abbaubare, organische Material im Deponiekörper und damit verbundene Emissionen (z.B. Stegmann 1981; Kruse 1994). Einschränkungen bestehen vor allem im Hinblick auf die Simulation der Wasserverteilung und Durchströmung des Deponiekörpers, da ein DSR gegenüber einer Deponie eine deutlich geringere Heterogenität aufweist (vgl. Döberl et al. 2005). Dadurch lässt sich an realen Deponien gegenüber DSR-Versuchen ein rascherer Rückgang von Emissionsniveaus (Vergleichbarkeit anhand des W/F-Verhältnisses) beobachten, jedoch verbleibt ein höheres Emissionspotential im Deponiekörper, als dies anhand von DSR-Versuchen zu erwarten wäre (Fellner et al. 2009b). Dementsprechend können Messungen aus Langzeit-DSR-Versuchen Aufschluss über den erreichbaren Abbaugrad der abgelagerten Abfälle geben, eine direkte Übertragung gemessener Emissionsniveaus ist aber nur bedingt möglich.

Biologische Tests beziehen sich meist auf zerkleinerte Proben mit einer Einwaage im Gramm-Bereich. Unter anaeroben Bedingungen wird die Bildung von Deponiegas gemessen und über die produzierte Gasmenge auf die biologische Abbaubarkeit des Abfallmaterials unter anaeroben Verhältnissen geschlossen. Als Versuchszeiträume sind 21 Tage oder 100 Tage gebräuchlich, wobei mit zunehmender Dauer die Robustheit des Tests steigt (vgl. Kelly et al. 2006; Wagland et al. 2009). Schwankungen der Testergebnisse können aber auch durch die Art des Impfmaterials, unterschiedliche Behältervolumina oder variierende Probenmengen hervorgerufen werden (Kelly et al. 2006). Weitere biologische Tests die über den Abbauzustand der organischen Abfallbestandteile Aufschluss geben können, sind die Atmungsaktivität (z.B. Sauerstoffkonsum in 4 Tagen) oder die Messung von Selbsterwärmungseffekten durch biochemische Umsetzungsvorgänge.

Durch Eluierungsversuche sind primär mobilisierbare Anteile löslicher Abfallbestandteile bestimmbar. Eine Berücksichtigung biologischer Abbauvorgänge ist bei diesen Tests nicht möglich. Nichtsdestotrotz kann die Eluatbelastung Informationen zum Auswasch- und oft auch Abbauzustand der Abfallprobe liefern.

Eine häufig angewendete Methode zur Beschreibung des biologischen Abbaugrades von Abfällen ist die Analyse von Fasern bzw. organischer Kohlenstofffraktionen. Sowohl der absolute Zellulosegehalt als auch der Zellulosegehalt im Verhältnis zum Ligningehalt des Abfalls werden als Indikatoren für den Abbauzustand des Abfalls herangezogen (z.B. Boda 2002; Barlaz und Reinhart 2004; Kelly et al. 2006; Zheng et al. 2007; Ivanova et al. 2008). Gute Korrelationen konnten beispielsweise zwischen Ergebnissen biologischer Tests (Methanbildungspotential) und dem Zellulose/Lignin-Verhältnis (Z/L-Verhältnis) beobachtet werden. Alte Deponien weisen

typischerweise Z/L-Verhältnisse zwischen 0,02 und 0,2 auf (Barlaz und Reinhart 2004), wobei oft schon Z/L-Verhältnisse unter 0,2 als typisch für biologisch „stabilisierte“ Abfälle angesehen werden (Boda 2002; Kelly et al. 2006). Nichtsdestotrotz ist auch für diese Untersuchungen auf den Einfluss zeitlicher und räumlicher Variabilität der Abfallzusammensetzung und dadurch bedingte Einschränkungen hinzuweisen.

Abgesehen von den erwähnten Methoden können auch spektroskopische Messungen im Nahinfrarotbereich anhand der Korrelation mit abbauspezifischen Parametern (z.B. Glühverlust, Gasbildungspotential usw.) Aussagen über den Abbauzustand der Abfallproben ermöglichen (z.B. Smidt et al. 2002). Außerdem stellen die Bestimmung des Glühverlustes oder die Berechnung von SUVA-Indizes (UV Absorption relativ zur gelösten organischen Kohlenstoffkonzentration ermöglicht die Bestimmung des Anteils hydrophober organischer Verbindungen im Sickerwasser (siehe Francois et al. 2006)) mögliche Hinweise auf den Abbaugrad der organischen Abfallbestandteile dar.

Generell sind zwei Aspekte für die Beurteilung der Aussagekraft von Feststoffuntersuchungen im Hinblick auf den Abbauzustand abgelagerter Abfälle wesentlich: Einerseits müssen Testergebnisse stets unter dem Hintergrund der Repräsentativität der untersuchten Proben gesehen werden und andererseits müssen die Tests wesentliche Prozesse in Bezug auf die Mobilisierung abgelagerter Stoffe abbilden können³⁵. Obwohl keine Feststoffuntersuchung diesen Kriterien vollständig genügen kann, so können Feststoffuntersuchungen gemeinsam mit direkt deponiebezogenen Daten (z. B. Emissionsmessungen, Setzungsüberwachung, Wasserströmungsverhältnisse) wertvolle Hinweise auf den Abbaugrad der organischen Substanz und zukünftig zu erwartender Abbauvorgänge und -raten liefern. Nur eine ganzheitliche Analyse und Bewertung des Deponiezustandes ermöglicht eine zuverlässige Einschätzung des aktuellen Emissionspotentials sowie zukünftig mobilisierbarer Emissionen.

7.2.1.4 Physischer Deponiezustand zum Beurteilungszeitpunkt

Die Beschreibung des physischen Deponiezustandes umfasst eine Beurteilung der technischen Barrieren (Oberflächen- und Basisdichtung, Entwässerungssysteme, Rekultivierung usw.) und des Abfallkörpers (Wasserverteilung und -strömung, Abfallqualitäten usw.). Methoden zur Ermittlung des Zustandes der abgelagerten Abfälle wurden in den vorhergehenden Abschnitten bereits erläutert, diese umfassen

³⁵ Die Bestimmung verfügbarer Anteile hängt vordergründig von den betrachteten Mobilisierungsprozessen ab. Dementsprechend ist für eine Bestimmung des verfügbaren Anteils jeweils die Kenntnis der dominierenden Prozesse notwendig (vgl. dazu Reichenberg et al. 2006).

einerseits die Messung von Emissionen und Setzungen sowie die Untersuchung von Abfallproben aus dem Deponiekörper. Als aussagekräftiger Indikator zur Abschätzung des verbliebenen Emissionspotentials im Deponiekörper hat sich das W/F-Verhältnis erwiesen (siehe Heyer 2005a), wobei für die zuverlässigere Beurteilung eine Korrektur entsprechend des Heterogenitätsgrades der Wasserströmung im Deponiekörper notwendig ist (vgl. Döberl et al. 2005). Abschätzungen zur Heterogenität der Wasserströmung können, vereinfachend, anhand der Schütthöhe des Deponiekörpers, über die Auswertung von Tracerversuchen oder die Analyse von Sickerwasserkonzentrationen konservativer Stoffe (z.B. Cl) bei unterschiedlichen Abflussbedingungen Untersuchungen, sowie anhand von invasiven (Beprobung des und Messungen im Deponiekörper) und nicht-invasiven Untersuchungen (z.B. geoelektrische Messungen oder Bodenradar) erfolgen. Bei Messungen des geoelektrischen Widerstandes, elektromagnetischen Untersuchungen und Bodenradarmessungen reicht die Auflösung der Daten für eine Lokalisierung unterschiedlicher Wasserströmungsbereiche in der Regel nicht aus, durch eine Kombination mit anderen Methoden sind jedoch Aussagen über durchflossene und nicht-durchflossene Bereiche des Deponiekörpers möglich (vgl. Hoekstra et al. 2009).

Eine Beurteilung des Zustandes der technischen Barrieren ist anhand der Auswertung von direkten Monitoringdaten, durch spezifische Untersuchungen einzelner Barriereelemente sowie durch indirekte Überwachungsdaten (z.B. Grundwassermonitoring, Setzungsmessungen) möglich. Soweit direkte Kontrollmessungen verfügbar sind, lassen diese die besten Rückschlüsse auf die Funktion der technischen Barrieren zu. Für die Oberflächenabdeckung ist eine entsprechende Kontrolle durch die Erfassung der gebildeten Sickerwassermengen gegeben. Außerdem können auch direkte Dichtungskontrollsysteme (DKS) wie die flächenhafte Überwachung des Wassergehaltes unterhalb der Dichtung oder die Kontrolle von Teststreifen der Kunststoffdichtungsbahn (siehe dazu Kapitel 5) Informationen zum Zustand der Dichtungselemente liefern. Außerdem können Setzungen, Risse oder der Bewuchs an der Oberfläche Hinweise auf mögliche Beeinträchtigungen der Hülle an der Deponieoberseite liefern.

Die Beurteilung des Zustandes der Barriere an der Deponiebasis ist meist schwieriger als an der Oberfläche, da keine direkte Messgröße zur Funktionsüberprüfung abgefragt werden kann. Dies wären sekundäre Basisdichtungen, die über eine entsprechende Sickerwasserfassung verfügen. In den meisten Fällen stehen aber lediglich indirekte Beobachtungen anhand von Grundwassermessstellen zur Verfügung. Inwieweit diese für eine Beobachtung möglicher Sickerwasseraustritte geeignet sind, ist jedenfalls kritisch zu beurteilen. Einerseits sind Konzentrationserhöhungen (wenn überhaupt detektierbar!) oft erst mit großer Verspätung zu erkennen und andererseits ist die räumliche Erfassung einer eventuell vorhandenen Schadstoff-

fahne nur durch eine ausreichende Messnetzdicke zu gewährleisten (vgl. Christensen et al. 2000).

Weitere Informationsquellen zur Beurteilung der technischen Barrieren sind Dokumentationen und Prüfungsprotokolle zur Ausführung der Barrieren, Wartungsprotokolle verschiedener Barriereelemente (z.B. Sickerwasserleitungen) sowie die visuelle Inspektion zugänglicher Elemente (z.B. Rekultivierungsschicht, Dränageschächte der Oberflächenentwässerung, Sickerwassersammelbecken usw.). Eine Darstellung und Diskussion wesentlicher Aspekte bei der Beurteilung der Funktion technischer Barriersysteme findet sich in Kapitel 5.

7.2.2 Emissionsmodelle

Die Bandbreite an Emissionsmodellen, die für die Beschreibung von Emissionscharakteristika geeignet sind, wurde in den vorhergehenden Kapiteln (für ehemalige Hausmülldeponien in Kapitel 4.1.3, für Schlackedeponien in Kapitel 4.2.3 und für Baurestmassendeponien in Kapitel 4.3.3) bereits vorgestellt und diskutiert. In Hinblick auf die Abschätzung von Deponiegasemissionen aus ehemaligen Hausmülldeponien wird an dieser Stelle vor allem auf Tabelle 4-1 verwiesen. In Bezug auf das Sickerwasser gilt es zwischen der Annahme gleichbleibender Freisetzungsmechanismen und veränderten Emissionseigenschaften des Abfallkörpers zu unterscheiden. Für erstere können Emissionsmodelle anhand der beobachteten Emissionsniveaus geeicht und validiert werden, wohingegen für letztere Emissionsmodelle nur basierend auf Versuchsergebnissen bzw. Annahmen zur Veränderung des mobilisierbaren Stoffpotentials erstellt werden können. Die jeweiligen Modellansätze werden in der Folge für den Sickerwasserpfad kurz beschrieben.

7.2.2.1 Gleichbleibende Freisetzungsmechanismen

Unter der Annahme gleichbleibender Freisetzungsprozesse (dazu gehören auch unveränderte bzw. stabile Fließwegigkeiten) im Abfallkörper, können Emissionsmodelle anhand der Extrapolation von Monitoringdaten geeicht werden. Gemeinsam mit Informationen zum mobilisierbaren Stoffpotential, der Heterogenität der Wasserströmung wird ein Modell an die beobachteten Emissionscharakteristika angepasst. Als Bezugsparameter wird das Wasser-Feststoff-Verhältnis gewählt. Dies ermöglicht es unterschiedliche Wasserinfiltrationsraten in den Abfallkörper zu berücksichtigen (siehe dazu Kapitel 7.2.1.1). Dieses Modell kann in der Folge für alle Szenarien herangezogen werden, die von unveränderten Freisetzungsmechanismen im Abfallkörper ausgehen.

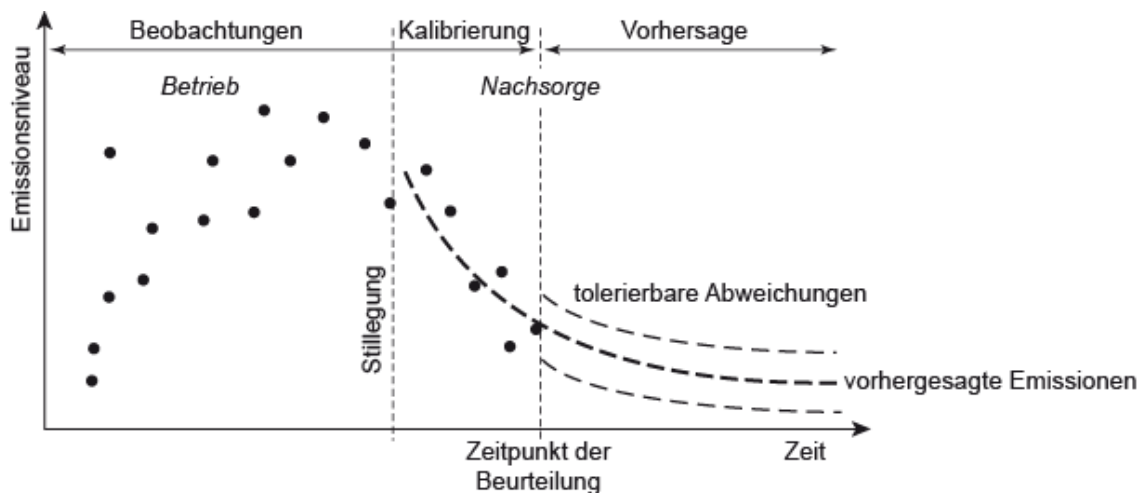


Abbildung 7-4: Anpassung des Emissionsmodells unter Annahme gleichbleibender Bedingungen

7.2.2.2 Veränderte Freisetzungsmechanismen

Ändern sich die Deponiebedingungen sodass von diskontinuierlichen Emissionscharakteristika auszugehen ist, so können beobachtete Trends nicht als Basis für die Anpassung des Modells herangezogen werden. Für ein entsprechendes Modell müssen basierend auf Untersuchungen (z.B. biologische Abbaubarkeit der abgelagerten organischen Substanz, Eluierbarkeit der Abfälle) oder auf Literaturdaten (als erste Näherung) mobilisierbare Potentiale abgeschätzt werden. Je nachdem welche Veränderungen in Bezug auf das Emissionsverhalten maßgeblich sind, sind auch die Emissionsmodelle anzupassen. Beispielsweise wäre bei einer vollständigen Neuverteilung der Wasserfließwege im Abfallkörper eine Abschätzung, der nach der Umlagerung verfügbaren, löslichen Abfallanteile anzustellen. Dazu gibt es verschiedene Möglichkeiten (z.B. 4.1.3.2.2 und Anhang E), in jedem Fall kommt es aber durch Umverteilung zu einer mehr oder weniger starken Konzentrationserhöhung im Sickerwasser (je nachdem wie hoch der Heterogenitätsfaktor der Wasserströmung im Abfallkörper ist). Andere Änderungen der Randbedingungen, die für die Emissionsabschätzungen relevant sein können sind beispielsweise eine Veränderung des pH-Wertes im Abfall, eine Aerobisierung des Abfallkörpers oder beschleunigter biologischer Abbau. Generell gilt, dass je signifikanter sich die Bedingungen im Abfallkörper ändern, desto mehr rücken die beobachteten Emissionen in den Hintergrund und die Eigenschaften des Abfallkörpers (z.B. mobilisierbarer Stoffanteil) in den Vordergrund.

7.2.3 Szenarioanalyse

Die Emissionsmodelle dienen als Grundlage zur Entwicklung der verschiedenen Szenarien, die dazu dienen den Effekt unterschiedlicher Randbedingungen auf das Emissionsgeschehen abzubilden. Als „bester anzunehmender Fall“ in Bezug auf die Barrierefunktion wird der Status Quo fortgeschrieben, wobei von kontinuierlichen Emissionsverläufen und unveränderter Barrierefunktion ausgegangen wird. Im Rahmen der entwickelten Szenarien werden gegenüber dem Status Quo veränderte Deponiebedingungen (z.B. unterschiedliche Barrierefunktionsniveaus oder die Umverteilung von Fließwegen im Abfallkörper) betrachtet. Je nach Szenarioannahmen kann von einem gleichbleibenden Emissionsmodell oder von einem veränderlichen Emissionsmodell (Veränderung von Modellparametern, z.B. verfügbarer mobilisierbarer Abfallanteil nach Umlagerung von Wasserfließwegen) ausgegangen werden. Eine grundlegende Anleitung für die Entwicklung von Zukunftsszenarien wurde von Schwartz 1991) vorgestellt und umfasst die folgenden 6 Schritte (adaptiert im Hinblick auf die Beurteilung von Deponien):

1. Identifizieren des wesentlichen Entscheidungsfaktors

Warum werden die Szenarien erstellt und welche Frage soll durch deren Analyse beantwortet werden?

2. Wesentliche Kräfte oder Mechanismen innerhalb der Deponie

Identifikation und Verständnis der wesentlichen Prozesse die zu Emissionen führen

3. Einwirkungen am Standort auf die Deponie

Zusammenhang zwischen den Einwirkungen am Deponiestandort und den Prozessen, die für die Freisetzung abfallbürtiger Stoffe verantwortlich sind

4. Reihung der Faktoren/Einwirkungen nach Bedeutung und Unsicherheit

Identifikation der wichtigsten und unsichersten Faktoren zur weiteren Untersuchung

5. Beschreibung der Szenariozusammenhänge

Festlegung der Zusammenhänge zwischen Einwirkungen und Prozessen in der Deponie

6. Entwurf der Szenarien

Ausgestaltung der Szenariozusammenhänge um eine konsistente Beurteilung des Effektes veränderter Bedingungen auf Deponieemissionen zu ermöglichen

Die obige Anleitung zur Entwicklung von Emissionsszenarien ist sehr allgemein und lässt die konkrete Umsetzung der Szenarioentwicklung weitgehend offen. Hervorzuheben ist jedenfalls, dass Szenarien transparent und konsistent aufgebaut sein müssen sowie die jeweiligen Einwirkungen (v. a. Wasserinfiltration) und die zugrun-

deliegenden Parameter und Annahmen des Emissionsmodells für den Abfallkörper nachvollziehbar darzustellen sind. Einige Eigenschaften möglicher Emissionsszenarien werden im Anschluss kurz beschrieben.

7.2.3.1 Status Quo

Bei der Fortschreibung des Status Quo wird davon ausgegangen, dass die Bedingungen im Deponiekörper konstant bleiben und auch das Interaktionsniveau zwischen Deponie und Umgebung unverändert bleibt. Daher wird für den Status Quo das kontinuierliche Emissionsmodell herangezogen und zukünftige Emissionsniveaus unter der Fortschreibung der (zum Beurteilungszeitpunkt) aktuellen (bzw. besten) Barrierefunktion abgeschätzt. Die entsprechenden Frachten werden anhand der Stoffkonzentrationen im Sickerwasser (definiert durch das Emissionsmodell in Abhängigkeit des Wasser-Feststoff-Verhältnisses) mit den erwarteten Sickerwassermengen (bei gleichbleibender Effektivität der Oberflächenbarriere) multipliziert. Eine Beschreibung der spezifischen Vorgehensweise erfolgte bereits im Rahmen der Kapitel zu den Emissionen unterschiedlichen Abfallablagerungen (z.B. Kapitel 4.1.3.2).

7.2.3.2 Szenarien mit veränderten Bedingungen

Zur Berücksichtigung veränderter Bedingungen im und um den Abfallkörper, werden verschiedene Szenarien entwickelt. Die Entwicklung der Szenarien basiert einerseits auf den Eigenschaften der Deponie (z.B. verbliebene Emissionspotentiale im Abfallkörper, Zustand und Funktion der technischen Barrieren) und andererseits auf den maßgeblichen Einwirkungen am Deponiestandort (z.B. Klima, Nachnutzung, Überflutungsgefährdung). Generell werden Szenarien entwickelt um die veränderte Funktion der Deponiehülle bzw. veränderte Interaktionsniveaus zwischen Deponie und Umwelt in Bezug auf die Emissionen zu betrachten. Dazu kann einerseits von unveränderten Emissionseigenschaften des Abfallkörpers (kontinuierliche Emissionsverläufe) ausgegangen werden und andererseits können auch geänderte Emissionseigenschaften (Fließwegverlagerung usw.) des Abfallkörpers im Rahmen der Szenarien betrachtet werden. In Bezug auf letztere wurden bereits in Kapitel 4.1.3.2.2 und 4.1.3.2 einige Ansätze zur Abschätzung von Emissionen aus ehemaligen Hausmülldeponien diskutiert, wobei der Schwerpunkt vor allem auf der Änderung hydraulischer Bedingungen infolge der Funktionsverschlechterung technischer Barrieren an der Oberfläche lag. Außerdem wurde auch der Effekt einer Aerobisierung des Abfallkörpers auf die Metallfreisetzung und dessen langfristige Bedeutung diskutiert. Weitere Szenarien, die an einem bestimmten Standort von Bedeutung sein können, reichen von einer Betrachtung von versehentlichem menschlichen Eingriff bis zur Überflutung des Standortes. Dass letzteres Szenario für viele Deponiestandorte von

Bedeutung sein kann, haben Untersuchungen von Fellner et al. (2009b) gezeigt, die ergaben, dass ca. ein Drittel aller österreichischen Hausmüllablagerungen in Hochwasserrisikozonen situiert sind (vgl. Laner et al. 2009).

Relevante Szenarien können sich je nach Deponie- und Standorteigenschaften von Deponie zu Deponie unterscheiden, generell werden aber vor allem Szenarien zur Betrachtung unterschiedlicher Barrierefunktionsniveaus wesentlich für die Beurteilung zukünftiger Umweltrisiken durch die Deponie sein. Solche Szenarien können einerseits von kontinuierlichen Emissionseigenschaften des Abfallkörpers (siehe dazu die Bewertung der Modellstandorte in Kapitel 8) und andererseits von einer (teilweisen) Neuverteilung der Fließwege im Abfallkörper aufgrund der reduzierten Barrierefunktion ausgehen (siehe dazu Kapitel 4.1.3.2.2 und Anhang E: Abschätzung zukünftiger Emissionsniveaus für die Deponie Breitenau). In vielen Fällen wird vor allem die erste Szenarioausformulierung (keine abrupte Änderung der Emissionseigenschaften) für die Vorhersage zukünftiger Emissionsniveaus heranzuziehen sein, dies ist aber je nach Standort bzw. Beschaffenheit des Deponiekörpers zu bestimmen. Außerdem ist bei einer Betrachtung dieser Szenarioformulierung, auf das Restrisiko im Falle einer Umlagerung der Fließwege hinzuweisen (da im Zuge des Emissionsmodells angenommen wird, dass über längere Zeiträume nur ein Teil des Abfallkörpers am Emissionsgeschehen teilnimmt).

Generell, sollten Szenarien nur so komplex wie unbedingt notwendig. Dies erleichtert das Verständnis getroffener Annahmen und stellt damit eine nachvollziehbare Bewertungsgrundlage zur Abschätzung zukünftiger Deponieemissionen dar. In Abbildung 7-5 sind Elemente ausgewählter Szenarien dargestellt, wobei exemplarisch

- der „Status Quo“,
- eine graduelle Abnahme der Barrierefunktion ohne Umverteilung der Fließwege und
- das totale Versagen der technischen Barrieren bei gleichzeitiger Neuverteilung der Fließwegigkeiten im Abfall

dargestellt sind. Für die Szenarien werden jeweils Angaben zu den zutretenden Wassermengen in den Abfallkörper und das Emissionsmodell zur Beschreibung der zu erwarteten Emissionen dargestellt. Die ermittelten Emissionen (Konzentrationsverlauf und Frachten) stellen, gemeinsam mit der Abschätzung der maßgebenden Freisetzungspfade (z.B. Durchströmung der Basisdichtung), den Quellterm (Input) für die Abschätzung der Schadstoffausbreitung in die verschiedenen Umweltkompartimente dar. Die Gewichtung der verschiedenen Szenarien und deren Berücksichtigung im Rahmen der Emissionsprognose wird im folgenden Kapitel 7.2.4 erläutert.

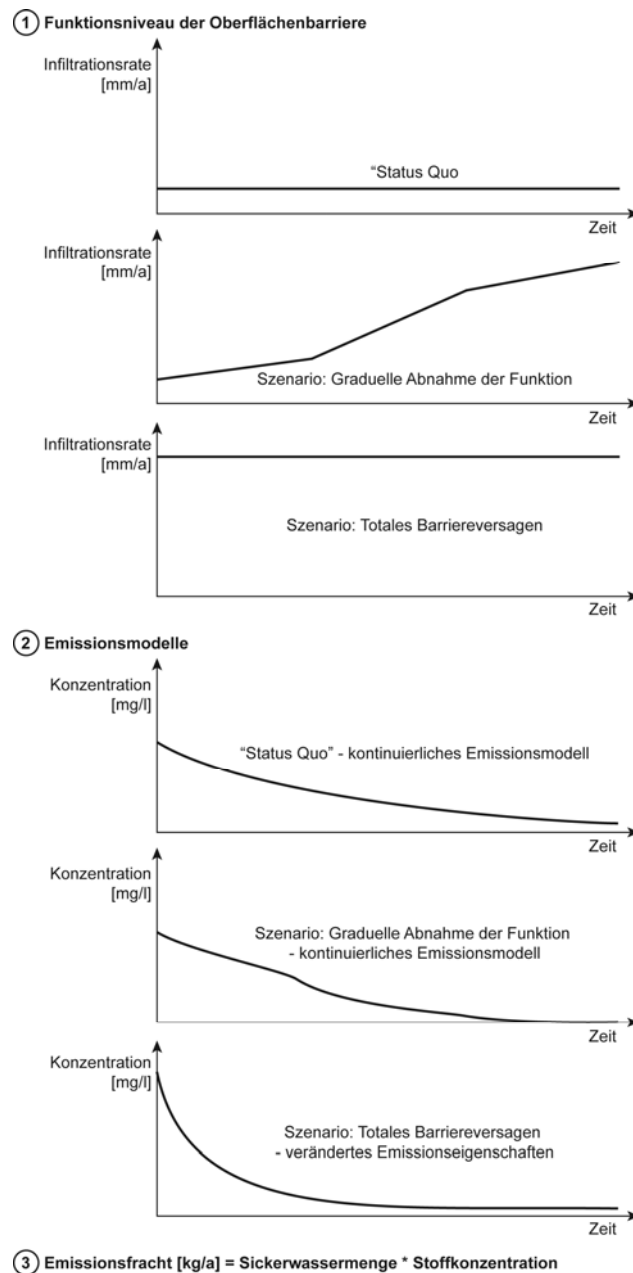


Abbildung 7-5: Elemente zur Abschätzung von Stofffrachten unterschiedlicher Szenarien im Rahmen der Emissionsprognose

7.2.4 Szenariobasierte Emissionsvorhersage

Für einen bestimmten Deponiestandort können unterschiedliche Szenarien für die zukünftige Emissionssituation von Bedeutung sein. Neben der Annahme unveränderter Deponiebedingungen („Status Quo“), ist das Szenario zur Berücksichtigung einer graduellen Abnahme der Funktion technischer Barrieren in der Regel (v. a. bei Deponien mit einer (anfänglich) dichten Hülle) für die Prognose zukünftiger Emissionsniveaus von Bedeutung. Dies sind außerdem die beiden Szenarien, die nicht unabhängig vom Zeitpunkt des Auftretens sondern kontinuierlich über die Zeit entworfen

werden (vgl. Abbildung 7-6). Die Fortschreibung des Status Quo, ist in Abbildung 7-6 für eine abgedichtete Deponie dargestellt und zeigt daher eine rasche Abnahme der erwarteten Sickerwasseremissionsniveaus. Aus der Darstellung lässt sich auch erkennen, dass die graduelle Abnahme der Barrierefunktion (Szenario) mittelfristig (nach mehreren Jahrzehnten) erwartet wird. Dieses Szenario beruht auf der Beurteilung des aktuellen Barrierezustandes und den erwarteten zukünftigen Einwirkungen, welche zu einer kontinuierlichen Abnahme der Barrierefunktion führen (vgl. Abbildung 7-5).

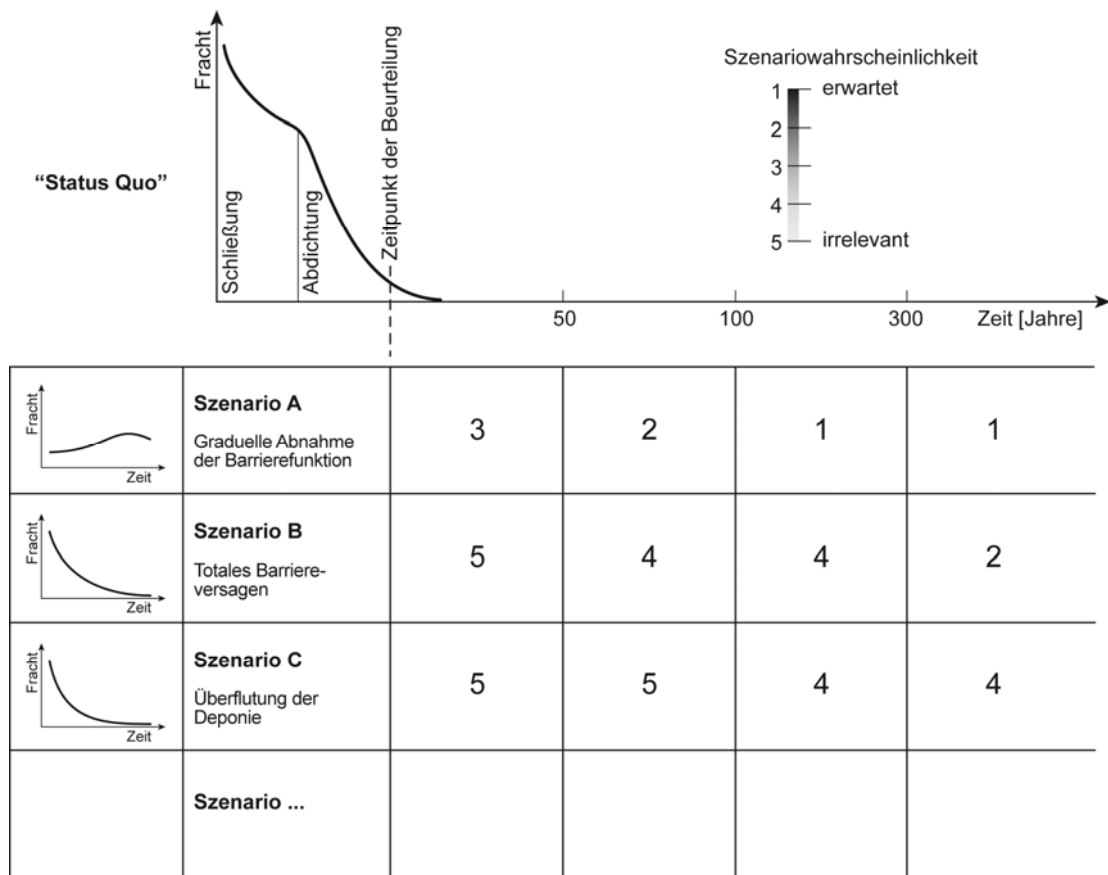


Abbildung 7-6: Zuweisung von Eintrittswahrscheinlichkeiten und Kombination der Emissionsszenarien zur Ableitung maßgeblicher Emissionsraten – exemplarisch für Sickerwasseremissionen

Im Gegensatz zu den kontinuierlichen Emissionsszenarien („Status Quo“ und A in Abbildung 7-6), wird das Eintreten bestimmter Ereignisse und deren Einfluss auf das Emissionsgeschehen jeweils für eine bestimmte Zeitperiode abgeschätzt. So wird beispielsweise beim Szenario des totalen Versagens der Barriere (Szenario B) davon ausgegangen, dass das Emissionspotential des Abfallkörpers bei Eintreten des Szenarios dem Emissionspotential zum Zeitpunkt der Beurteilung entspricht. Diese Annahme ist konservativ, da eine etwaige Reduktion des mobilisierbaren Stoffanteiles im Abfallkörper im Zeitraum zwischen Beurteilung und Eintritt von Szenario B nicht

berücksichtigt wird. Daher sollte beim Eintreten dieses Szenarios nach sehr langer Zeit oder bei signifikanten Emissionen für den „Status Quo“, das relevante Emissionspotential je nach Zeitabschnitt des Auftretens angepasst werden, um eine allfällige Schadstoffentfrachtung des Abfallkörpers berücksichtigen zu können. Weitere Szenarien deren Relevanz jeweils für einen bestimmten Zeitabschnitt zu beurteilen ist, wären zum Beispiel die Berücksichtigung veränderter Redox-Bedingungen im Abfallkörper (z.B. Aerobisierung von Hausmüllablagerungen) oder die Auswirkungen einer Deponieüberflutung auf die Emissionen des Abfallkörpers. Die Eintrittswahrscheinlichkeit eines Szenarios beruht auf einer Einschätzung über welchen Zeitraum das Auftreten der Szenariobedingungen am Standort erwartet wird. Szenarien, denen eine signifikante Wahrscheinlichkeiten zugeordnet wird, werden als Quellterm (Input) für die Schadstoffausbreitungsabschätzung in der Deponieumgebung herangezogen. Über die zugewiesenen Szenariowahrscheinlichkeiten wird das Risiko inakzeptabler Umweltbelastungen durch die Deponie am Standort ermittelt. Außerdem können Restrisiken, durch das mögliche Auftreten nicht betrachteter Szenariobedingungen, beschrieben und deren potentielle Effekte qualitativ diskutiert werden. Basierend auf Abbildung 7-6 könnte beispielsweise für die Überflutung der Deponie eine Restrisikobetrachtung erfolgen, da dieses Szenario nicht im Rahmen der Schadstoffausbreitungsmodellierung betrachtet wird.

7.2.4.1 Handhabung von Annahmen und Unsicherheiten

Die Abschätzung zukünftiger Deponieemissionen ist generell mit großen Unsicherheiten verbunden. Einerseits liegt das an der Unkenntnis der Zukunft und andererseits am unvollständigen Verständnis von Prozessen und Mechanismen (bzw. deren Zusammenspiel), die für das Emissionsgeschehen aus dem Abfallkörper eine Rolle spielen. Generell, können diese Unsicherheiten auf drei Arten berücksichtigt werden:

- a) keine Berücksichtigung und Handhabung als deterministische Daten
- b) probabilistische Handhabung und
- c) szenariobasierte Analysen (vgl. Thomas 2007).

Da eine Vernachlässigung der Unsicherheiten keine Abbildung der realen Situation ermöglicht, werden im Rahmen der Emissionsprognose sowohl szenariobasierte Abschätzungen als auch probabilistische Verfahren herangezogen. Szenarien dienen dazu die Effekte einer Veränderung bestimmter Deponiebedingungen auf die Emissionen abzubilden. Durch die Zuordnung von Eintrittswahrscheinlichkeiten im Rahmen der Emissionsprognose wird schließlich festgelegt inwieweit die jeweiligen Szenarien zur Abschätzung zukünftiger Emissionsniveaus zu berücksichtigen sind. Diese Eintrittswahrscheinlichkeiten basieren wiederum auf der Beurteilung des aktuellen Deponiezustandes (Abfallkörper, technische Barrieren) und der Situation (klimatisch,

hydrologisch...) am Standort. Die probabilistischen Schätzungen beruhen jedoch in den wenigsten Fällen (evtl. Überflutungswahrscheinlichkeiten) auf Beobachtungen im Echtmaßstab, sondern meist auf einer Einschätzung basierend auf Laboruntersuchungen, Expertenmeinungen oder theoretischen Überlegungen. Diese „geschätzten“ Wahrscheinlichkeiten sind jeweils abhängig von der Informationsbasis, die der entsprechenden Schätzung zu Grunde liegt. Je besser das grundlegende Wissen bei der Abschätzung der Eintrittswahrscheinlichkeit, desto mehr nähert sich diese bayesianische Wahrscheinlichkeit theoretisch einer frequentistischen Wahrscheinlichkeit an (vgl. Granger Morgan und Henrion 1990). Vor diesem Hintergrund ist klar, dass eine konsistente und transparente Herleitung der jeweiligen Eintrittswahrscheinlichkeiten ein notwendiger Bestandteil der Emissionsprognosen ist.

In Anbetracht fehlender Validierungsmöglichkeiten im Rahmen der Emissionsprognose, ist eine wissenschaftlich fundierte Beurteilung der Szenariowahrscheinlichkeiten sowie ein expliziter Umgang mit inhärenten Unsicherheiten besonders wichtig. Eine Sensitivitätsanalyse der vorhergesagten Emissionsniveaus in Bezug auf die dominanten Annahmen und Unsicherheiten ermöglicht eine Einschätzung der Robustheit der Emissionsabschätzungen und eine Beurteilung der wichtigsten Annahmen. Obwohl eine konsequente Handhabung der Unsicherheiten eine qualifizierte Abschätzung zukünftiger Emissionsniveaus inklusive ihrer Eintrittswahrscheinlichkeiten ermöglicht, ist die Emissionsprognose insgesamt als Entscheidungshilfe in Bezug auf die Vermeidung potentieller Umweltrisiken zu sehen. Schließlich sind, bedingt durch die großen Unsicherheiten und im Sinne eines vorsorgenden Umweltschutzes, konservativere Annahmen zu treffen als dies bei einem besseren Systemverständnis der Fall sein könnte.

7.3 Schadstoffausbreitung und Vulnerabilität der Deponieumgebung

Die prognostizierten Emissionsniveaus der verschiedenen Emissionsszenarien werden verwendet um die Ausbreitung der Schadstoffe in relevanten Umweltmedien abzuschätzen und die entsprechende Beeinflussung durch die Deponieemissionen an bestimmten Orten (Schutzgüter) zu quantifizieren. Die Vorgehensweise bei der Ermittlung maßgeblicher Schadstoffkonzentrationen an einem bestimmten Deponiestandort ist in Abbildung 7-7 dargestellt.

Im *ersten Schritt* (Abbildung 7-7, 1.) werden Daten zur Beschreibung des Deponiestandortes und wesentlicher Deponieelemente erhoben. Dazu gehören Informationen über das lokale Klima, die geologischen und hydrogeologischen Verhältnisse, vorhandene Schutzgüter, die physischen Elemente der Deponiehülle sowie gegenwärtige und geplante Nutzungen am Standort. Basierend auf diesen Informationen wird eine Abgrenzung der Deponie von der Umwelt vorgenommen (Wäre eine na-

türliche (z.B. bindige Schicht im Untergrund) oder technische Barriere (z.B. Dichtwandumschließung) noch als Teil der Deponie anzusehen oder als Teil der Umwelt?). Es werden Orte der Beurteilung (OdB) festgelegt, wobei Schadstofftransportpfade und die Bedeutung beeinflusster Umweltkompartimente berücksichtigt werden. Ausgehend von den entwickelten Emissionsprognosen für die betrachtete Deponie wird im Rahmen der Schadstoffausbreitungsmodellierung die Änderung der Schadstoffkonzentrationen für diese Orte der Beurteilung abgeschätzt. Dazu werden im *nächsten Schritt* (Abbildung 7-7, 2.) die Transportpfade von der Deponie (bzw. dem Abfallkörper) bis zu den einzelnen OdBs charakterisiert. Für Sickerwasseremissionen in den Untergrund gehören dazu Angaben

- zur mineralischen Dichtung an der Deponiebasis (falls vorhanden; Lagerungsdichte, Korngrößenverteilung, hydraulische Leitfähigkeit usw.),
- zur Bodenschichtung in der ungesättigten Zone (Tongehalte, Kornverteilung, Gehalt organischer Substanz, hydraulische Leitfähigkeit, Feldkapazität³⁶),
- zur Lage des Grundwasserspiegels, zur Grundwasserströmungsrichtung und –geschwindigkeit, zur Qualität des Grundwassers (zu- und abstromig),
- zu den Eigenschaften des Aquifers (Korngrößenverteilung, Gesteinsarten, hydraulische Leitfähigkeiten, Mächtigkeit) und
- zu den Eigenschaften der Gewässer (Qualität, Abflussverhältnisse), die mit dem Grundwasser in Verbindung stehen.

In Bezug auf Deponiegasemissionen wäre der Transportpfad anhand des Aufbaus der Oberflächenabdeckung (v. a. im Hinblick auf potentielle Methanoxidationsvorgänge in der Rekultivierungsschicht) sowie gegebenenfalls mittels Angaben zu den lokalen Wind- und Bebauungsverhältnissen zu beschreiben. Je nachdem wie hoch der Datenbedarf im Rahmen der Transportmodellierung ist, sind entsprechende Gutachten (z.B. geologisches Gutachten zur Deponieerrichtung), Messungen und Untersuchungen am Standort (z.B. Grundwasseruntersuchungen, Durchlässigkeitsversuche im Feld), Laborversuche (z.B. Kationenaustauschkapazität von Böden, Durchlässigkeitsversuche) als Grundlage für die Erstellung des Modells heranzuziehen. Generell ist darauf hinzuweisen, dass die Anwendung aufwendiger, räumlich diskretisierter Strömungsmodelle nur gemeinsam mit umfangreichen Untersuchungsprogrammen am Deponiestandort bzw. in der Umgebung möglich sein wird. Anhand verfügbarer Informationen (Baugrunderkundungen, geologische Gutachten, Grundwassermessstellen usw.) ist meist nur eine Abschätzung basierend auf analytischen bzw. empirisch abgeleiteten Modellansätzen sinnvoll möglich (siehe dazu Kapitel 6).

³⁶ Anhand empirischer Abschätzformeln können einiger dieser Kennwerte anhand anderer Bodeneigenschaften abgeschätzt werden. Entsprechende Ansätze bzw. Tabellen werden im Rahmen von Kapitel 6.2 vorgestellt.

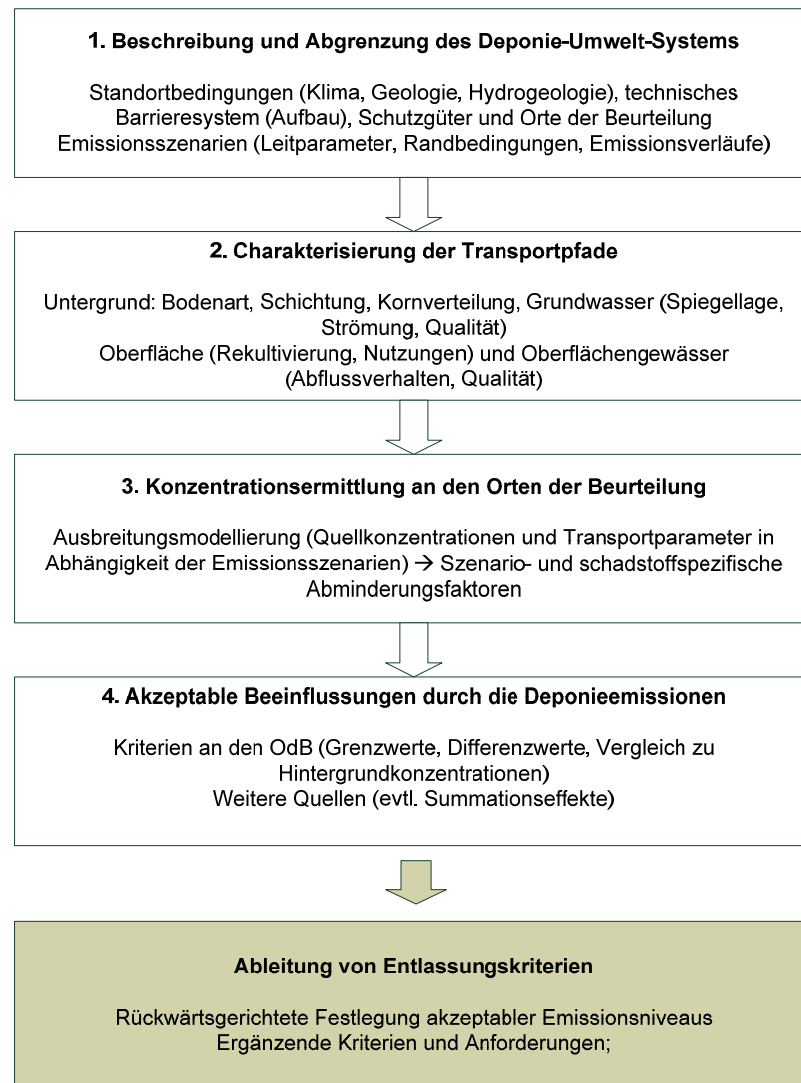


Abbildung 7-7: Vorgehensweise zur Abschätzung der Schadstoffausbreitung in der Deponieumgebung

Wie zuvor erwähnt ist der Detaillierungsgrad der Transportabschätzung (3. Schritt in Abbildung 7-7) für die einzelnen Pfade abhängig von den verfügbaren Daten. Ohne vertiefende Untersuchungen werden an den meisten Standorten konservative, empirisch basierte Ansätze zum Einsatz kommen (vgl. Kapitel 6.2.3). Die wesentlichen Prozesse, die bei der Schadstoffausbreitung im Untergrund im Rahmen solcher Modelle zu einer Konzentrationsabminderung führen sind die Dispersion, Diffusionsprozesse in Bodenwasser und Bodenluft, die Sorption von Schadstoffen (Rückhalt oft anhand linearer Gleichgewichtssorption abgebildet), der Schadstoffabbau, das Einmischen ins Grundwasser und die Endlichkeit der Emissionsquelle (bzw. die Konzentrationsabnahme im Sickerwasser). Je weniger über die Wirkung abmindernder Prozesse bekannt ist, desto eher werden reine Frachtbetrachtungen (bzw. Verdünnungsrechnungen) als Basis für die Beurteilung zu erwartender Einflüsse an den Orten der Beurteilung heranzuziehen sein. Je größer die Unsicherheiten bzw. je

schlechter die Datenbasis, desto konservativer sind die Modellrechnungen anzustellen. Je nach Emissionsszenario und Schadstoff ergeben sich aus den Transportmodellierungen schließlich Abschätzungen für den Einfluss der Emissionen an den definierten Beurteilungsorten (OdB).

In Abhängigkeit des angestrebten Schutzniveaus für ein bestimmtes Umweltkompartiment werden im nächsten Schritt (4. in Abbildung 7-7) Kriterien zur Beurteilung der Umweltverträglichkeit (Schutzgut) der ermittelten Beeinflussungen an den verschiedenen OdBs festgelegt. Hierzu können beispielsweise Trinkwassergrenzwerte, Geringfügigkeitsschwellenwerte (soweit für die betrachteten Schadstoffe verfügbar), Beurteilungen der Gesamtkonzentration am Odb (inklusive der Vorbelastung der betroffenen Schutzgüter) oder andere Grenz- und Richtwerte herangezogen werden. In jedem Fall ist eine Begründung für die gewählten Kriterien in Anbetracht der Vulnerabilität bzw. Nutzung des Umweltmediums anzuführen. Gegebenenfalls sind auch der Einfluss anderer Quellen und die Pufferkapazität des betroffenen Systems in die entsprechenden Betrachtungen mit einzubeziehen.

Die Abminderungsfaktoren (Reduktion der maximalen Schadstoffkonzentrationen von der Quelle bis zum Ort der Beurteilung), die anhand der Ausbreitungsrechnungen für die Transportpfade ermittelt wurden, werden schließlich verwendet, um aus den Kriterien an den OdBs akzeptable Deponieemissionsniveaus abzuleiten (Basis zur Ermittlung der Entlassungskriterien in Abbildung 7-7). Die Herleitung der szenario- und schadstoffspezifischen Emissionsniveaus wird in Kapitel 7.4 abschließend dargestellt.

Die Unsicherheiten und die Annahmen im Rahmen der Schadstoffausbreitungsrechnung sollten möglichst transparent dargestellt werden. Modellbedingte Unsicherheiten können entsprechend der Diskussion in Kapitel 6.2 evaluiert werden. Parameterunsicherheiten können beispielsweise über die Vorgabe von Wahrscheinlichkeitsverteilungen für verschiedene Parameter und darauf aufbauende Monte Carlo Analysen (sensitive Inputparameter diskutieren) beschrieben werden (vgl. Kapitel 6.2). Szenariounsicherheiten sind anhand von Sensitivitätsbetrachtungen in Bezug auf verschiedene Annahmen abzuschätzen. Für eine vertiefende Diskussion und Analyse von Unsicherheiten im Rahmen von ökologischen Bewertungsmodelle wird an dieser Stelle auf die Arbeiten von Huijbregts (2001) verwiesen. Generell gilt, dass je größer die Unsicherheiten, desto konservativer sind Ausbreitungsmodelle anzulegen. Durch die gezielte Verbesserung der Datenbasis (besonders in Bezug auf sensitive Parameter bzw. Annahmen), können in weiterer Folge konservative Ansätze durch nachweislich realistischere Modelle ersetzt werden.

7.4 Ableitung von Nachsorgeentlassungskriterien

Basierend auf den Transportabschätzungen und den einzuhaltenden Kriterien an den definierten Orten der Beurteilung, können rückwärtsgerichtet (d.h. ausgehend von Immissionsniveaus werden Emissionsniveaus ermittelt) je nach Szenario und Schadstoff emissionsseitige Beschränkungen ermittelt werden. Eine exemplarische Unterteilung der Transportstrecke in einzelne Abschnitte für den Deponieuntergrund (z.B. ungesättigte Zone OdB1, Grundwassereinemischzone OdB2, Grundwasser abstromig OdB3) und die ermittelten Abminderungsfaktoren zwischen den einzelnen OdBs ist in Abbildung 7-8 dargestellt. Durch die Multiplikation der ermittelten Abminderungsfaktoren werden, ausgehend von den festgelegten Konzentrationsniveaus am maßgeblichen OdB, zulässige Konzentrationen an der Emissionsquelle (Deponiebasis) festgelegt. In Bezug auf Abbildung 7-8 wäre beispielsweise das tolerierbare Sickerwasserkonzentrationsniveau 20-mal höher als die akzeptable Beeinflussung am OdB3 anzusetzen. Je nach zugrundeliegendem Szenario ergeben sich daraus bestimmte Emissionsfrachten und Anforderungen an den Zustand der Deponie (Abfallkörper und technische Barrieren). Diese Anforderungen können die Basis für zusätzliche (nicht emissionsbasierte) Entlassungskriterien sein. Entsprechende Aspekte können die geotechnische Stabilität der Deponie, die Aufrechterhaltung einer freien Vorflut für den erfassten Sickerwasseranteil, die Pflege und visuelle Kontrolle der Oberflächenabdeckung, Nutzungseinschränkungen der Deponieumgebung usw. sein. Die notwendigen Zusatzkriterien richten sich vor allem nach den Bedingungen, die dem maßgebende Emissionsszenario zugrunde liegen (z.B. ungestörter Abfallkörper), und Restrisikobetrachtungen vor dem Hintergrund nicht betrachteter Emissionsszenarien bzw. Szenariobedingungen (z.B. Deponieüberflutung und vollständige Wassersättigung des Abfallkörpers).

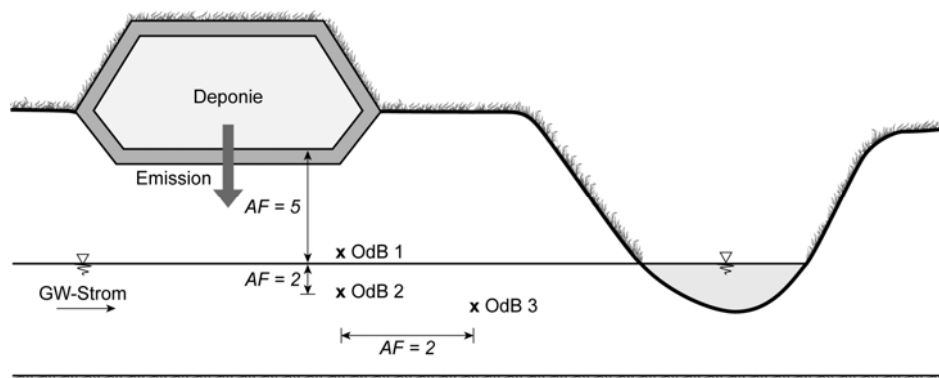


Abbildung 7-8: Schema der Transportstrecke im Untergrund und ermittelter Abminderungsfaktoren (= AF) zwischen den Orten der Beurteilung (OdB)

Die Zustandsentwicklungen am Deponiestandort sind über geeignete Monitoringmaßnahmen in Bezug auf die Szenariobedingungen (Emissionsmodelle, Funktion der Barrieren) und auf die beobachtete Entwicklung an den Orten der Beurteilung zu überwachen. Zu Beginn gehört dazu vor allem die Verifikation der Modellvorhersagen, die dem maßgeblichen Emissionsszenario zugrunde liegen. Bei Eintreten erwarteter Entwicklungen, verlagert sich die Beobachtung von der Deponie verstärkt hin zu den beeinflussten Schutzgütern. Um gegebenenfalls nachteilige Entwicklungen abzufedern bzw. dadurch bedingte Schäden zu minimieren, sind in Anbetracht der Restrisikodiskussionen Handlungsmatrizen für abweichende Entwicklungspfade und geeignete Gegenmaßnahmen (vgl. dazu Luckner et al. 2008) zu entwickeln.

8 Fallstudien zur Anwendung der Bewertungsmethode

Um die entwickelte Methodik auf Anwendbarkeit und Praxistauglichkeit zu überprüfen, wird für drei geschlossene Deponien eine Bewertung der Umweltgefährdung anhand der Beurteilungsmethode durchgeführt. Folgende Kriterien wurden zur Auswahl geeigneter Deponiestandorte heran gezogen:

- Ausreichende Datenverfügbarkeit
 - Emissionsmonitoring in Bezug auf Quantität und Qualität
 - Ablagerungshistorie, Deponietechnik, Geologie, Schutzgüter usw.
- Gefährdungssituation in Bezug auf Emissionscharakteristika und Schutzgüter
 - Abgelagerte Abfälle, Stabilisierungsgrad und Deponietechnik
 - Lokale Randbedingungen (Klima, Geologie, Schutzgüter)
- Kooperationswille des Betreibers/Nachsorgeverpflichteten
 - Freigabe relevanter Daten und Unterstützung der Recherchearbeiten
 - Interesse an den Ergebnissen einer Bewertung des eigenen Standortes

Generell werden die Deponien so ausgewählt, dass unterschiedliche Deponietypen, unterschiedliche klimatische Bedingungen, sowie verschiedenartige deponietechnische Systeme (v. a. Hülle) vertreten sind. Die unterschiedlichen Eigenschaften der einzelnen Deponiestandorte sollen sowohl die Bedeutung standortspezifischer Faktoren bei der Bewertung verdeutlichen als auch die Anwendung der Methode für unterschiedliche Standorte illustrieren.

Aufgrund der Vielzahl geschlossener Hausmülldeponien und deren vergleichsweise hoher Umweltrelevanz wurden zwei ehemalige Hausmülldeponien als Modellstandorte ausgewählt. Aus den Erhebungen im Rahmen der generellen Emissionsbeurteilung verschiedener Deponietypen waren bereits umfangreiche Informationen zu einzelnen Standorten verfügbar. Aufgrund dieser Informationen und weiterer Erhebungen wurden vier geschlossene Deponien in die engere Wahl aufgenommen. Aufgrund der oben dargestellten Kriterien wurden daraus schließlich zwei ehemalige Hausmülldeponien ausgewählt: Deponie A als relativ große Deponie an einem Standort mit „durchschnittlichen“ österreichischen Klimabedingungen und Deponie B als kleinere Ablagerung an einem Standort mit sehr feuchten Bedingungen.

Zur Auswahl der dritten Modelldeponie wurden zwei Baurestmassendeponien eingehender untersucht. Aufgrund der Präferenz für eine geschlossene Deponie, wurde Deponie C ausgewählt, wobei diese in einem eher trockenen Klima liegt.

8.1 Deponie A – ehemalige Hausmülldeponie

8.1.1 Allgemeine Beschreibung

Die Deponie A wurde von 1972 bis 2005 mit ca. 2 Millionen Tonnen Hausmüll und hausmüllähnlichen Abfällen (Rottematerial, Sperrmüll, hausmüllähnliche Gewerbeabfälle, Grünabfälle usw.) verfüllt. Die Lagerungsdichte der Abfälle beträgt ca. 1,2 Tonnen/m³ womit das Gesamtvolumen der Deponie auf 1,7 Millionen m³ geschätzt werden kann.

Die Ablagerung des Deponiematerials erfolgte in 8 Abschnitten, die jeweils unterschiedliche Verfüllzeiträume und Volumina aufweisen. Der älteste Abschnitt wurde bereits 1975 geschlossen, dagegen wurde der jüngste Abschnitt erst 1998 geöffnet und bis 2005 verfüllt. Die einzelnen Deponieabschnitte sind jeweils mit unterschiedlichen Basisdichtungs- und Oberflächenabdeckungssystemen ausgestattet. So lässt sich anhand der installierten technischen Barrieren die zeitliche Entwicklung der gesetzlichen bzw. behördlichen Anforderungen an die Deponiehülle eindrücklich nachvollziehen. Der erste Deponieabschnitt wurde beispielsweise mit einer Lehmadichtung (Mächtigkeit mind. 50 cm und $k_f < 10^{-8}$ m/s) an der Basis ausgeführt, wogegen der letzte Abschnitt bereits über eine kombinierte Basisabdichtung (3-lagige mineralische Dichtung mit jeweils mind. 20 cm Schichtstärke und $k_f < 10^{-9}$ m/s, darüber eine 2.5 mm PEHD-Folie, Schutzvlies und Dränageschicht) verfügt. Aufgrund der unzureichenden Dichtwirkung der anfänglich installierten Basisabdichtungen wurde die Deponie zu Beginn der 1990er Jahre mit einer Dichtwand umschlossen (vgl. Abbildung 8-1) und das sickерwasserbeeinflusste Grundwasser unterhalb der Deponie wird kontinuierlich abgepumpt.

Der mittlere Jahresniederschlag am Deponiestandort beträgt 956 mm und entspricht damit etwa durchschnittlichen österreichischen Niederschlagsverhältnissen. Südöstlich der Deponie verläuft ein Fließgewässer und im Nordosten grenzt ein kleiner See (ehemaliges Kiesabbaugebiet) an das Deponiegrundstück (siehe Abbildung 8-1). Der Deponieuntergrund besteht aus würmeiszeitlichen Terrassenschottern deren grundwasserführende Schicht mindestens 2 m unterhalb der Deponiesohle (Unterkante des Basisdichtungssystems) liegt. Die Mächtigkeit des Aquifers aus Niederterrassenschottern beträgt zwischen 12 und 15 m und wird durch einen darunterliegenden Schlierkörper (Stauer) begrenzt.

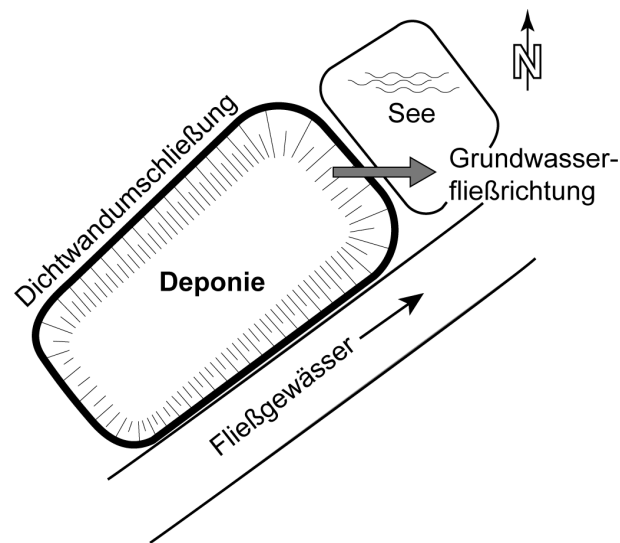


Abbildung 8-1: Lageskizze der Deponie A

8.1.2 Monitoringdaten und aktuelle Situation

Die jährlich abgelagerten Abfallmengen am Deponiestandort sind in Abbildung 8-2 angeführt. Daraus ist ersichtlich, dass der Großteil der deponierten Materialien zwischen 1987 und 2001 eingebaut wurde. Allerdings ist zu beachten, dass die Ablagerung der Abfälle zeitlich gestaffelt in unterschiedlichen Deponieabschnitten erfolgte und daher manche Deponieabschnitte bereits seit mehr als 30 Jahren geschlossen sind, wohingegen andere noch vergleichsweise junge Ablagerungen darstellen.

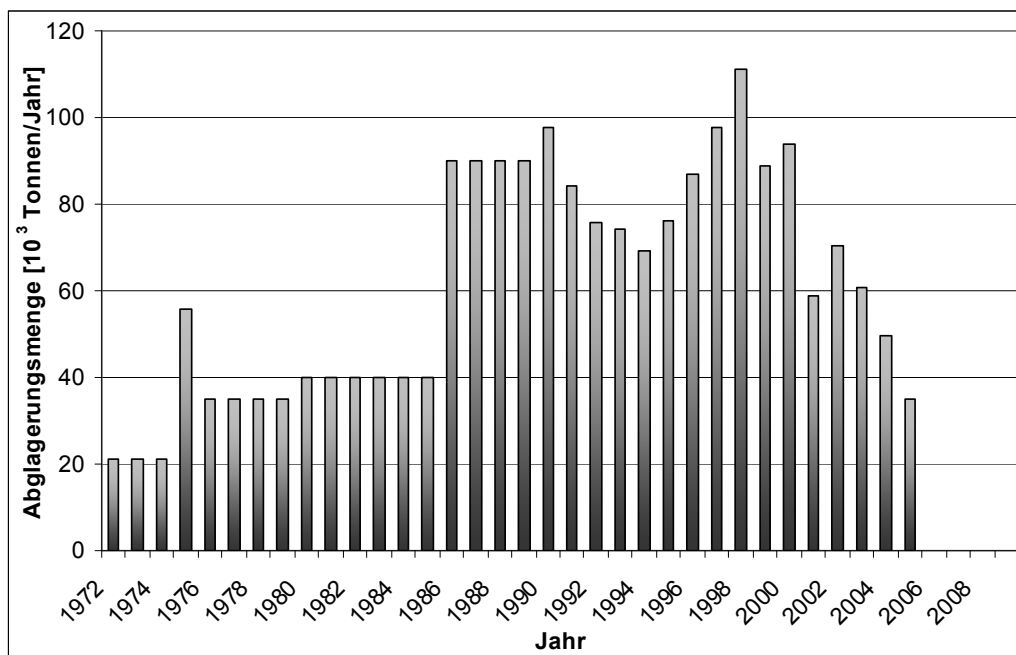


Abbildung 8-2: Jährlich abgelagerte Abfallmenge (vorwiegend Hausmüll) am Deponiestandort A

Die Unterschiede zwischen den Sickerwässern der einzelnen Abschnitte nach deren Schließung werden aus Tabelle 8-1 ersichtlich. Die Mittelwerte einiger Sickerwasserparameter sind demnach für die älteren Abschnitte (z.B. Abschnitt 1 und 2) auffallend niedriger als dies für jüngere Abschnitte (z.B. Abschnitt 5 und 7) der Fall ist. Die größten Unterschiede im Sickerwasser der geschlossenen Abschnitte sind in Bezug auf die organische Sickerwasserbelastung (z.B. CSB, BSB₅), die Stickstoffkonzentrationen (v. a. Ammonium) oder leicht lösliche Salze (z.B. Cl) zu beobachten. Insgesamt wurde die Menge und Qualität des erfassten Sickerwassers über den gesamten Ablagerungszeitraum und nach Schließung der Deponie separat für die einzelnen Deponieabschnitte gemessen³⁷. Die Sickerwasserzusammensetzung wurde im Mittel für 50 Parameter zweimal pro Jahr (seit 2005 erfolgt nur noch eine Charakterisierung pro Jahr) ermittelt. Außer den Parametern in Tabelle 8-1 wurden demnach noch weitere Kennwerte erhoben, diese führten aber in keinem Fall zu Werten in der Nähe relevanter Grenzwerte und sind daher nicht angeführt.

Nach Ablagerungsende führten im Sickerwasser vor allem die organischen Sickerwasserparameter CSB, BSB₅ und AOX, die Konzentrationen an NH₄-N, Cl und P, sowie die Metalle Fe und Cr_{ges} zu teilweise massiven Überschreitungen der Direkt-einleitengrenzwerte. Außerdem wurden während der Ablagerungsphasen einzelner Abschnitte fallweise auch Überschreitungen für die Metalle Zn und As beobachtet (nicht dargestellt). Grundsätzlich wäre eine Untergliederung des chemischen Sauerstoffbedarfes sowie der AOX-Konzentrationen notwendig um relevante Aussagen in Bezug auf die Gefährlichkeit des Sickerwassers zu machen. Da solche Informationen (Charakterisierung der organischen Stoffe im Sickerwasser) für diese Deponie nicht verfügbar sind, werden die Summenparameter für eine erste Orientierung verwendet. Eine Beurteilung der tatsächlichen Umweltgefährdung durch die organische Sickerwasserfracht ist anhand der vorhandenen Daten allerdings nicht möglich.

Aufgrund der Daten aus Tabelle 8-1 und den beobachteten Konzentrationsverläufen werden als Leitparameter für die Sickerwasseremissionen der chemische Sauerstoffbedarf, Ammoniumstickstoff, Chlorid, sowie Chrom herangezogen. Wie soeben erwähnt, sind die Summenparameter nur als erste Näherung zu betrachten und wären für eine aussagekräftige Gefährdungsbeurteilung näher zu charakterisieren.

³⁷ Für die Abschnitte 1 bis 4 werden die Sickerwassermengen gemeinsam erfasst. Die Aufteilung auf die einzelnen Abschnitte erfolgt über die Oberflächenanteile der einzelnen Bereiche und eine Abschätzung der Niederschlagsinfiltration in Abhängigkeit der jeweiligen Abdeckung (offener Betrieb, Zwischenabdeckung, Abdichtung usw.).

Tabelle 8-1: Mittelwerte ausgewählter Sickerwasserparameter nach Beendigung der Abfallablagerungen für die verschiedenen Deponieabschnitte

Parameter	A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7	A8	GW-AEV*
pH-Wert	7,86	7,78	7,92	7,85	8,24	7,84	7,87	8,00	6,5–8,5
el. Leitf. ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	5434	4216	13444	11739	26170	14514	18000	10003	-
NH₄-N [mg/l]	150	146	786	681	2133	1072	996	634	10
NO₂ (mg/l):	5,6	2,0	9,2	8,7	2,5	0,9	0,5	17,7	2,0
NO ₃ (mg/l):	89,9	45,4	9,9	17,8	20,0	12,9	<5	272,0	-
Fluoride (mg F/l):	0,4	0,4	1,0	0,9	1,3	0,9	0,9	0,7	10
Cl (mg/l):	495	478	1625	1573	4037	1713	2020	1125	Toxizität
Cyanid _{ges} (mg/l):	0,02	0,03	0,01	0,00	0,22	0,07	-	<0,05	-
SO ₄ (mg/l):	646	71	87	136	1011	339	87	380	-
P (mg/l):	1,7	0,8	5,9	5,6	11,5	7,1	7,7	3,7	2,0
CSB (mg O₂/l):	633	352	2437	2318	7680	3922	4470	1217	50
BSB₅ (mg O₂/l):	82	80	251	286	902	744	560	145	10
KW _{Summe} (mg/l)	0,04	0,03	0,11	0,62	0,14	0,21	0,20	0,17	5,0
BTX (mg/l):	0,01	0,02	0,05	0,02	0,04	0,05	0,00	0,01	0,1
AOX (mg Cl/l):	0,25	0,31	1,37	1,06	7,48	0,93	0,95	0,45	0,5
Fe (mg/l):	3,04	1,99	4,84	4,95	2,22	3,17	-	1,40	2,0
Mn (mg/l):	0,12	0,31	0,21	0,31	0,67	0,52	-	0,30	-
Zn (mg/l):	0,46	0,08	0,27	0,18	0,13	0,14	0,06	0,11	0,5
Ni (mg/l):	0,08	0,02	0,16	0,15	0,39	0,17	0,07	0,12	0,5
Co (mg/l):	0,01	<0,05	<0,05	<0,05	0,01	<0,05	-	<0,05	-
Cu (mg/l):	0,03	<0,05	0,02	0,02	0,03	0,04	<0,05	0,01	0,5
Cd (mg/l):	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,1
Sn (mg/l):	0,02	0,01	0,15	0,19	0,10	0,05	0,00	0,00	2,0
Pb (mg/l):	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	0,01	<0,05	0,51
Cr_{ges} (mg Cr/l):	0,15	0,09	0,64	0,60	2,50	0,86	0,47	0,24	0,5
Al (mg/l):	0,35	0,21	0,53	0,54	1,40	1,13	-	<0,2	2,0
Ag (mg/l):	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	-	<0,02	0,1
As (mg/l):	0,01	0,00	0,03	0,03	0,13	0,04	<0,01	0,02	0,1
Hg (mg/l):	0,002	<0,001	<0,001	<0,001	0,0002	<0,001	<0,001	<0,001	0,01

*Direkteinleitgrenzwerte der Abwasseremissionsverordnung Deponiesickerwasser (2003) bzw. der allgemeinen Abwasseremissionsverordnung (AAEV 1996)

Im Gegensatz zu Sickerwasserdaten sind Deponiegasmessungen dagegen nur limitiert verfügbar. Ein Gaserfassungssystem wurde nachträglich für die Gesamtdeponie installiert, wodurch die Messdaten kaum Rückschlüsse auf einzelne Deponieabschnitte erlauben. Die Verläufe der Gasmengen und Konzentrationen der Gaskomponenten Methan, Kohlendioxid und Sauerstoff seit der Inbetriebnahme des Gasfassungssystems im Jahr 1994 sind in Abbildung 8-3 dargestellt. Die spezifische Gaserfassungsrate sank seit Ablagerungsende von 1,4 m³/Tonne TS.a auf 1,2 m³/Tonne TS.a im Jahr 2008. Insgesamt ist davon auszugehen, dass die erfassten Gasmengen deutlich unter der tatsächlich produzierten Gasmenge liegen. Ein Vergleich mit eher konservativen Modellrechnungen (Annahme eines Gasproduktionspotentials von 130 m³/Tonne TS) zeigt, dass mit einer Erfassungsquote von 35 % eine plausible Übereinstimmung mit theoretisch erwarteten Werten erzielt werden kann (vgl. Abbildung 8-11). Es ist davon auszugehen, dass die Gasproduktionsrate

des Deponiekörpers weiter abnimmt wobei ein relevanter Anteil der produzierten Gasmenge nicht über das Entgasungssystem der Deponie erfasst wird.

Als Leitparameter für die Gasemissionen wird CH_4 herangezogen, da diese Gas-komponente von größter Umweltrelevanz (global: Treibhauswirksamkeit, lokal: Explosionsgefahr) ist und die Hauptkomponente des Deponiegases im Zuge anaerober Abbauvorgänge darstellt.

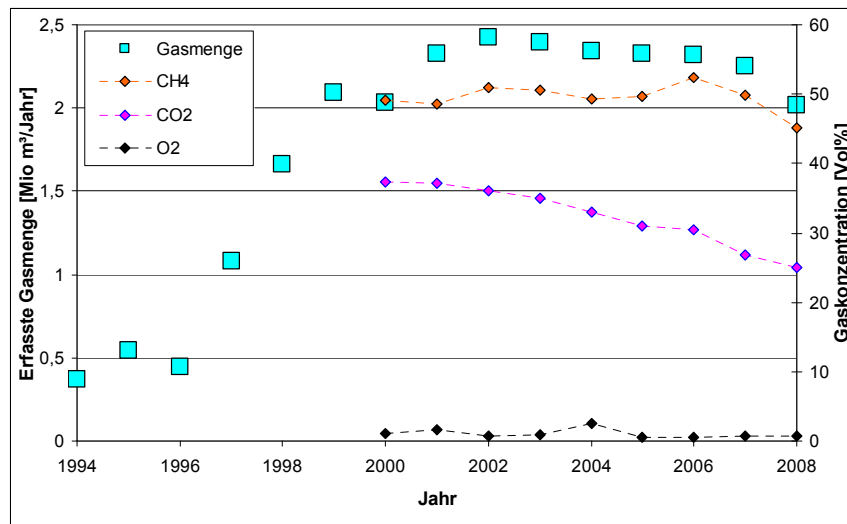


Abbildung 8-3: Erfasste Gasemissionen und Gaszusammensetzung der Deponie A

Wie bereits erwähnt besteht die Deponie aus 8 Verfüllabschnitten, die unterschiedliche Barrieren an der Basis und Oberfläche aufweisen. In Tabelle 8-2 sind die jeweiligen Systeme kurz beschrieben. Generell ist die Dichtwirkung und Zuverlässigkeit älterer Dichtungssysteme geringer als jene von später geschütteten Bereichen. Die Funktionsniveaus der einzelnen Oberflächenabdeckungen lassen sich anhand der gemessenen Sickerwassermengen, wie in Abbildung 8-4 dargestellt, abschätzen (für die Flächen A1-A4 erfolgt die Erfassung allerdings gemeinsam). Demnach gehen die Sickerwassermengen nach Ablagerungsende und Aufbringung der Endabdeckung zwar zurück, befinden sich nach einigen Jahren noch immer auf hohem Niveau. Zum Teil ist dies durch ein langsames Entwässern des Deponiekörpers („Ausbluten“) zu erklären. Nichtsdestotrotz sind die beobachteten Sickerwassermengen relativ zu den angestrebten Funktionsniveaus der Dichtungssysteme als hoch zu bezeichnen. Bei ordnungsgemäßer Funktion der Oberflächenbarrieren sollte in den folgenden Jahren jedenfalls ein starker Rückgang der Sickerwassermengen zu beobachten sein. Bei optimaler Funktion der installierten Systeme wäre von Sickerwassermengen von ca. 3 % des Jahresniederschlages für die Gesamtdeponie auszugehen. Als Maximum für die langfristige Sickerwasserbildung kann die lokale Grundwasserneubildungsrate (korrigiert für den Anteil der Böschungsbereiche von

33% mit vorwiegend Oberflächenabfluss) verwendet werden, welche bei ca. 27% des Jahresniederschlages liegt.

Tabelle 8-2: Basis- und Oberflächenabdichtungssysteme der Verfüllabschnitte von Deponie A

Abschnitt	Verfüllung	Fläche [m ²]	Basisdichtung	Oberflächenabdichtung
A 1	1972-1975	14000	Lehmabdichtung (>50 cm mit $k_f < 10^{-9}$ m/s) + Dränage	Asphalt (keine genauen Angaben)
A 2	1975-1994	9700		
A 3	1980-1994	13300		
A 4	1986-1994	20000		mineral. Dichtung (2 Lagen a 25 cm; $k_f < 10^{-9}$ m/s) + Dränage + Rekultivierungsschicht
A 5	1990-2000	13000	Mineral. Dichtung (3 Lagen je 20 cm; $k_f < 10^{-9}$ m/s) + Dränage	Bentonitmatten ($k_f < 10^{-9}$ m/s) + Dränage + Rekultivierungsschicht
A 6	1992-2000	11900		
A 7	1998-2005	21800	Mineral. Dichtung (3-lagig) + HDPE-Folie + Dränage	Bentonitmatten + HDPE-Folie + Dränage + Rekultivierungsschicht
A 8	1994-2002	10500		Bentonitmatten ($k_f < 10^{-9}$ m/s) + Dränage + Rekultivierungsschicht

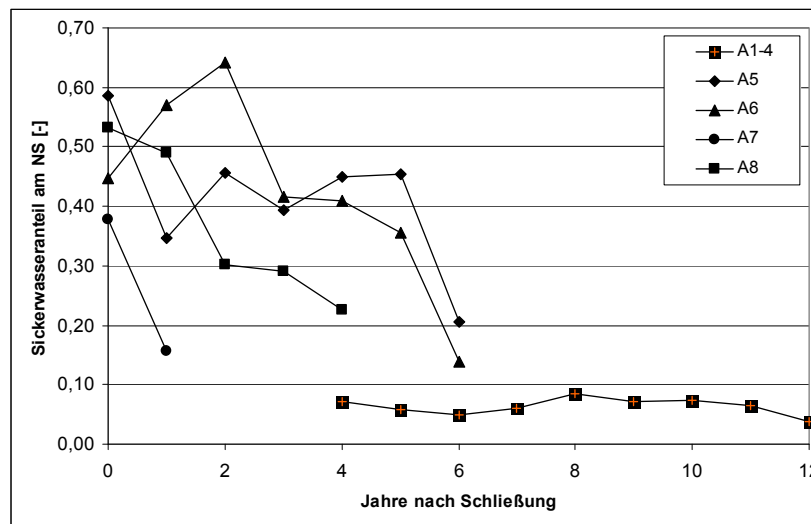


Abbildung 8-4: Sickerwassermengen der einzelnen Entwässerungsbereiche als Anteil des mittleren jährlichen Niederschlages

Eine direkte Beurteilung der Funktion der Basisdichtungssysteme ist nicht möglich, da es keine entsprechenden Kontrolleinrichtungen gibt. Die Zusammensetzung des abgepumpten Grundwassers aus der Umschließung unterhalb der Deponie liefert jedoch ein paar Anhaltspunkte für das Ausmaß der Freisetzung von Sickerwasserinhaltsstoffen in den Deponieuntergrund. Während die Funktion der älteren Basisdichtungssysteme (z.B. Abschnitte 1 - 4) mit max. 90 - 97 % Erfassungsgrad abgeschätzt wird, wird die maximale Effektivität der neueren Systeme mit bis zu 99,5 % abgeschätzt. Diese Werte werden als Obergrenzen für die Prognose zukünftiger Funktionsniveaus herangezogen, aufgrund der mangelnden Verifizierbarkeit sollten diese Werte als Annahmen und nicht als tatsächliche Systemeigenschaften betrachtet werden.

8.1.3 Emissionsprognose

Im Zuge der Emissionsprognose wird anhand verschiedener Modelle abgeschätzt, welche Emissionsniveaus für die Deponie A erwartet werden können. Die Schätzungen gehen jeweils von unterschiedlichen Funktionsniveaus der technischen Barrieren aus. Allen Vorhersagen liegen aber die gleichen Annahmen in Bezug auf die Verteilung der Fließwege im Deponiekörper, die mobilisierbaren Stoffpotentiale und die dominierenden Freisetzungsmechanismen zu Grunde.

8.1.3.1 Sickerwasserpfad

In Tabelle 8-3 sind die Emissionskurven nach Schließung des jeweiligen Deponieabschnittes für ausgewählte Sickerwasserparameter dargestellt. Die mathematischen Beschreibungen der Zusammenhänge zwischen den Konzentrationen an Chlorid, Ammoniumstickstoff und chemischen Sauerstoffbedarf im Sickerwasser und dem Wasser-Feststoff-Verhältnis (nach der intensiven Reaktorphase) der abgelagerten Abfälle sind in Tabelle 8-4 für jeden Deponieabschnitt angeführt. Die Emissionsmodelle werden anhand der beobachteten Parameterverläufe und Abschätzungen zu den mobilisierbaren Stoffanteilen sowie zur Heterogenität der Wasserströmung im Abfallkörper erstellt. Die Abschätzungen beruhen auf Literaturwerten bzw. auf Beobachtungen an ähnlichen Standorten, da für die Deponie A keine entsprechenden Untersuchungen durchgeführt wurden. Die Anpassung des Modells wird mittels des vorhandenen Messdatensatzes vorgenommen, wobei die Zuverlässigkeit und Aussagekraft der Modellvorhersagen durch ein entsprechendes Monitoring zu belegen ist. Die Modelle dienen schließlich als Grundlage zur Abschätzung zukünftiger Emissionsniveaus im Rahmen der verschiedenen Szenarien. Als Ausgangsbasis für die Abschätzungen wird das Jahr 2007 herangezogen, da die Beobachtungsdaten bis zu diesem Zeitpunkt vorliegen.

Für die Beschreibung bzw. Vorhersage der Chromkonzentrationen im Sickerwasser werden in Tabelle 8-3 und Tabelle 8-4 keine Modelle vorgestellt. Einerseits ist für diesen Sickerwasserparameter kein abnehmender Trend nachweisbar und andererseits sind Angaben zum anfänglich löslichen und langsam mobilisierbaren Chromanteil im Abfall mit hohen Unsicherheiten behaftet. Daher wird zur Abschätzung der Bedeutung zukünftiger Chromemissionen von gleichbleibenden Sickerwasserkonzentrationen ausgegangen (Extrapolation der Mittelwerte). Diese Annahme ist konservativ solange es nicht zu einer Änderung der Milieubedingungen im Abfallkörper kommt, die eine verstärkte Chromfreisetzung zur Folge haben könnte. Eine solche Änderung wäre gegebenenfalls im Rahmen eines entsprechenden Szenarios zu berücksichtigen (z.B. Aerobisierung des Abfallkörpers).

Tabelle 8-3: *Cl⁻, NH₄-N- und CSB-Konz. im Sickerwasser nach Ablagerungsende*

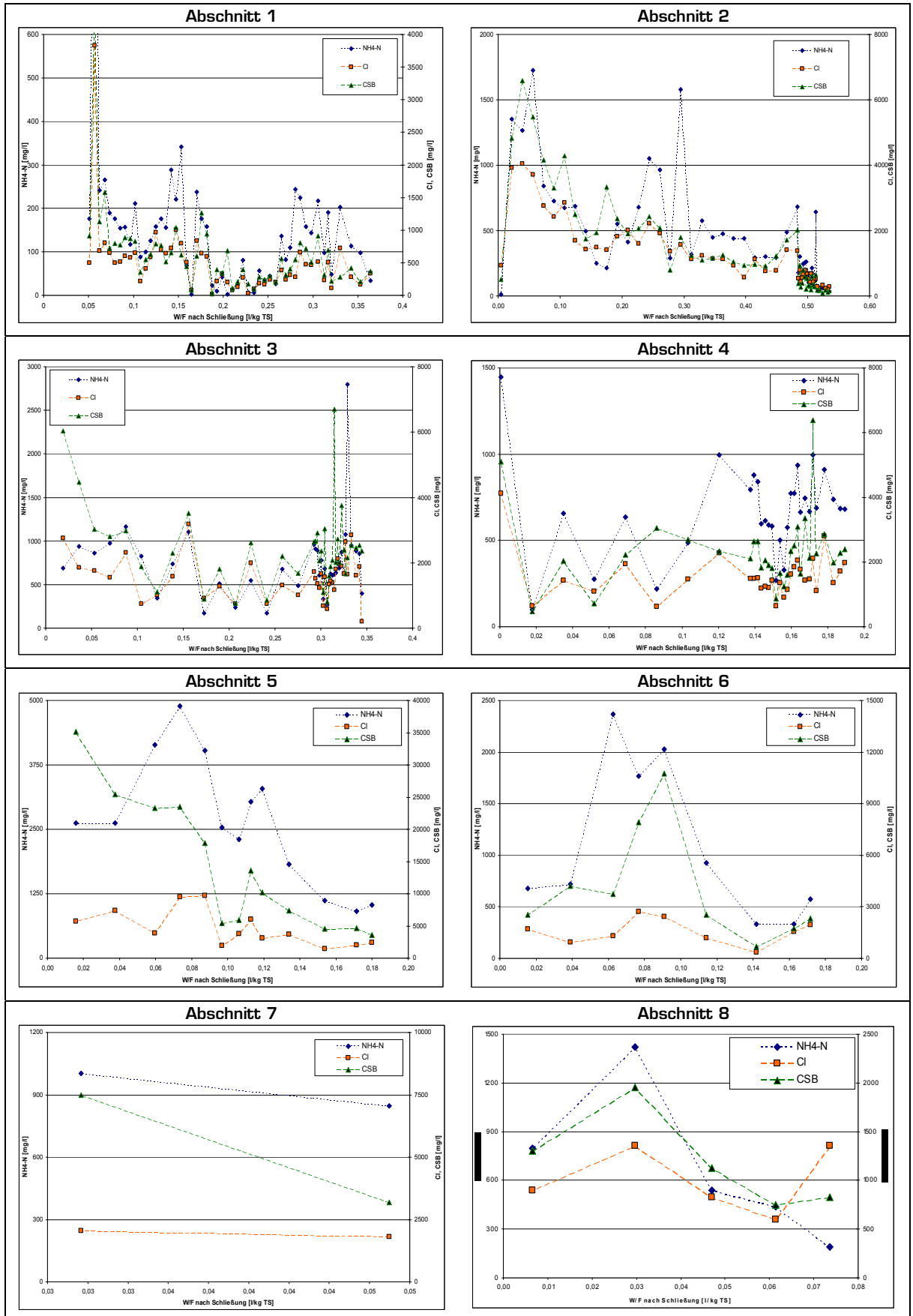


Tabelle 8-4: Emissionsmodelle der Deponieabschnitte 1 – 8 für die Konzentrationen von Cl, NH₄-N und CSB im Sickerwasser (Zeitpunkt 0 ist jeweils die Schließung des Verfüllabschnittes)

Abschnitt	Parameter	c ₀ [mg/l]	m _v [mg/kg]	h [-]	c _{0,org} [mg/l]	m _{org} [mg/kg]
Abschnitt 1	Cl [mg/l]	1050	1500		-	-
	NH ₄ -N [mg/l]	800	300	5	76,7	500
	CSB [mg/l]	1200	800		429	2800
Abschnitt 2	Cl [mg/l]	2500	1800		-	-
	NH ₄ -N [mg/l]	1000	500	3	125	600
	CSB [mg/l]	4500	1600		416,7	2000
Abschnitt 3	Cl [mg/l]	1800	2000		-	-
	NH ₄ -N [mg/l]	500	500	2	402	1000
	CSB [mg/l]	3000	2000		804	2000
Abschnitt 4	Cl [mg/l]	2000	1750		-	-
	NH ₄ -N [mg/l]	450	400	2	345	600
	CSB [mg/l]	2600	800		1035	1800
Abschnitt 5	Cl [mg/l]	6000	1500		-	-
	NH ₄ -N [mg/l]	3500	600	3	429	1400
	CSB [mg/l]	10000	3000		675	2200
Abschnitt 6	Cl [mg/l]	2000	1800		-	-
	NH ₄ -N [mg/l]	2000	400	2	230	800
	CSB [mg/l]	10000	2200		632,5	2200
Abschnitt 7	Cl [mg/l]	2200	1800		-	-
	NH ₄ -N [mg/l]	1000	600	3	255,6	1000
	CSB [mg/l]	8000	2000		511	2000
Abschnitt 8	Cl [mg/l]	1400	1500		-	-
	NH ₄ -N [mg/l]	1000	200	3	230	800
	CSB [mg/l]	1500	500		287,6	1000

$$\text{Modellgleichung: } c(t) = c_0 \cdot e^{-\left(\frac{c_0}{m_v} \cdot \Delta \frac{W}{F} \cdot h\right) \cdot t} + c_{0,org} \cdot e^{-\left(\frac{c_{0,org}}{m_{org}} \cdot \Delta \frac{W}{F} \cdot h\right) \cdot t}$$

a) Status Quo: gleichbleibende Funktion der technischen Barrieren

Die Beibehaltung des „Status Quo“ bezieht sich in erster Linie auf die Deponiehülle. Das heißt, dass sowohl für die Oberflächenabdeckung als auch für das Basisdichtungssystem von unveränderten Funktionsniveaus ausgegangen wird. Außerdem bleiben auch die Bedingungen im Deponiekörper konstant (Fließwege, Mobilisierungsraten). Die Funktion der Barrieren liegt je nach Abschnitt zwischen 95 und 99,5 % des Niederschlages an der Oberfläche und zwischen 90 und 99,5 % des Sickerwasseranfalls. Im Rahmen dieser Emissionsabschätzung bleibt die Funktion der Barrieren über den gesamten Prognosezeitraum (300 Jahre) unverändert. Die resultierenden Emissionsniveaus für die Sickerwasserparameter Cl, NH₄-N, CSB und Cr_{ges} sind in Abbildung 8-6 für die Gesamtdeponie dargestellt. Obwohl die Schätzun-

gen für jeden Deponieabschnitt einzeln durchgeführt wurden, werden die Ergebnisse im Anschluss aus Platzgründen in aggregierter Form für die Gesamtdeponie angeführt.

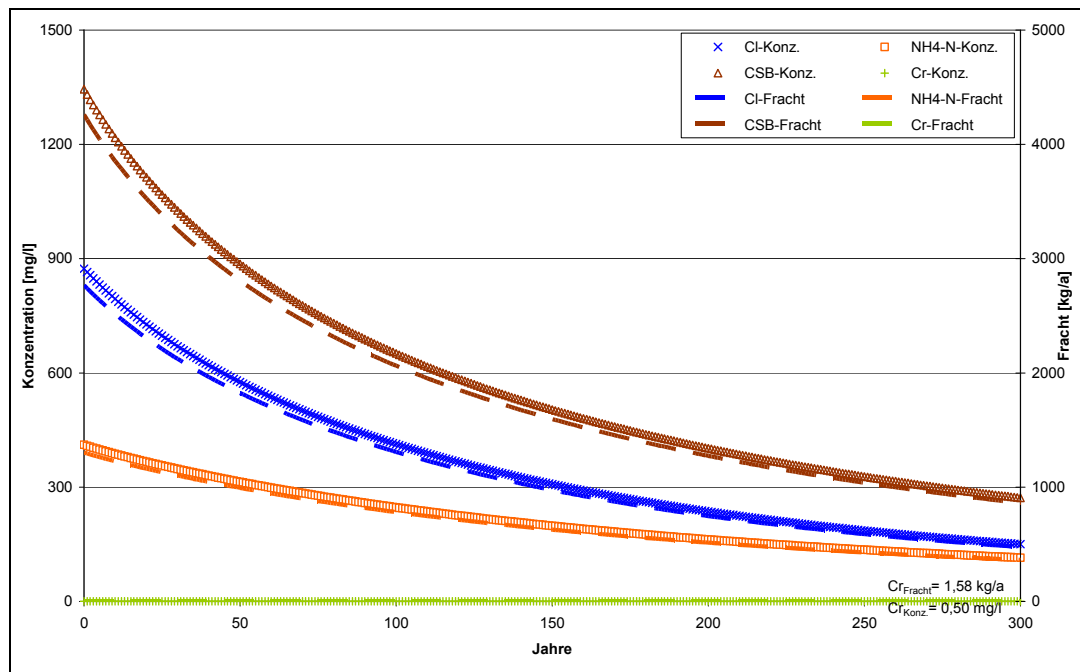


Abbildung 8-5: Emissionen (Konzentrationen und Frachten für Cl, NH₄-N, CSB und Cr_{ges.}) über den Sickerwasserpfad unter Beibehaltung des Status Quo

Aus Abbildung 8-5 ist ersichtlich, dass die Konzentrationen für Chlorid, Ammoniumstickstoff und den chemischen Sauerstoffbedarf anfänglich bei ca. 870 mg Cl/l, 410 mg N/l und 1350 mg O₂-Bedarf/l liegen. Mit zunehmendem Wasserdurchsatz nehmen diese ab und liegen am Ende des Prognosezeitraums, nach 300 Jahren, bei 150 mg Cl/l, 110 mg N/l bzw. 270 mg O₂-Bedarf/l. Die entsprechenden Sickerwasserfrachten nehmen von 2750 kg Cl/a, 1300 kg N/a bzw. 4250 kg O₂-Bedarf/a zu Beginn auf 480 kg Cl/a, 360 kg N/a bzw. 860 kg O₂-Bedarf/a nach 300 Jahren ab. Die Chromemissionen werden über eine konstante mittlere Sickerwasserkonzentration von 0,5 mg/l (aggregierter Mittelwert der Sickerwasserkonzentrationen nach dem Ende der Abfallschüttung auf den einzelnen Abschnitten) abgeschätzt, wodurch die jährliche Sickerwasserfracht über den gesamten Zeitraum bei 1,6 kg Cr/a liegt.

In Abbildung 8-6 sind die Emissionen in den Untergrund³⁸ bei gleichbleibender Funktion der Basisdichtung dargestellt. Durch die unterschiedlichen Systeme der einzelnen Abschnitte ergeben sich etwas unterschiedliche Konzentrationsniveaus als im

³⁸ Im Rahmen der Emissionsabschätzungen werden Rückhaltepotenziale der mineralischen Dichtungsschichten nicht berücksichtigt, da dies gegebenenfalls im Zuge der Transportabschätzung erfolgt.

Gesamtsickerwasser, wobei die Konzentrationen generell etwas niedriger sind, da die älteren Deponieabschnitte (→ geringere Sickerwasserbelastung) mit weniger effektiven Dichtungssystemen ausgestattet sind (vgl. Tabelle 8-2). Die Frachten in den Untergrund gehen von 100 kg Cl/a, 44 kg N/a und 150 kg O₂-Bedarf/a während des betrachteten Zeitraumes auf 9 kg Cl/a, 10 kg N/a und 23 kg O₂-Bedarf/a zurück. Die ermittelten Chromfrachten in den Untergrund liegen konstant bei 0,05 kg Cr/a.

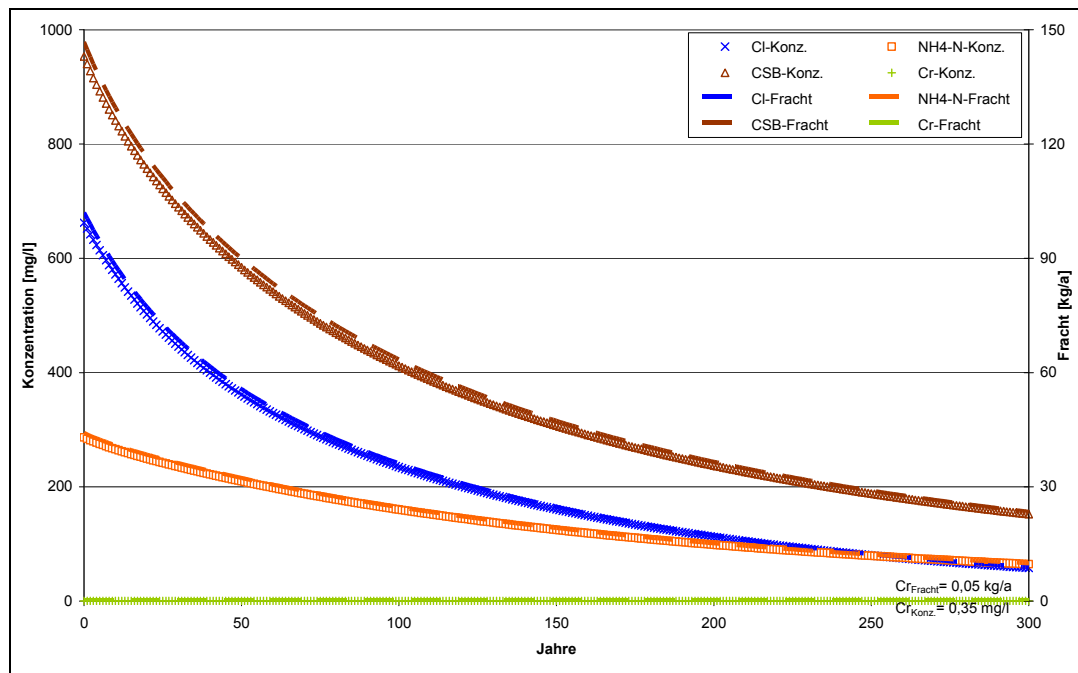


Abbildung 8-6: Sickerwasseremissionen in den Deponieuntergrund bei gleichbleibender Funktion des Basisabdichtungssystems

b) Szenario A: Graduelle Abnahme der Barrierefunktion

Im Rahmen dieses Szenarios wird ein Rückgang der Funktion der Barrieren an der Oberfläche und an der Basis betrachtet. Ansonsten bleiben die Bedingungen im Deponiekörper unverändert, d.h. sowohl die Fließwege als auch die Freisetzungsmechanismen (z.B. Milieubedingungen) im Abfallkörper bleiben konstant. Zur Abschätzung zukünftiger Funktionsniveaus wird der aktuelle Zustand der technischen Barrieren in Anbetracht lokaler Einwirkungen beurteilt. Die entsprechenden Kriterien sind in Tabelle 8-5 angeführt. Die Beurteilung wird für jeden Abschnitt durchgeführt. Basierend darauf werden die Funktionsniveaus der jeweiligen Barriersysteme für drei Servicezeiträume abgeschätzt. Die genaue Vorgehensweise ist in Kapitel 5.5 dargestellt und wird für die einzelnen Abschnitte der Deponie A in gleicher Weise angewendet. Daher wird hier auf eine ausführliche Beschreibung verzichtet und nur exemplarisch die Funktionsprognose für den Deponieabschnitt 1 in Abbildung 8-7 präsentiert.

Tabelle 8-5: Beurteilungskriterien zur Abschätzung der zukünftigen Barrierefunktion an der Oberfläche und Basis der Deponie

Beurteilungskriterien	GUT (1)	MITTEL (2)	SCHLECHT (3)
Oberfläche			
Beobachtete Funktion der Barriere	Funktionsniveau entspricht den Zielvorgaben des Aufbaues	Funktionsniveau nicht überwachbar, aber wahrscheinlich ausreichend	Funktion der Barriere entspricht nicht den Designvorgaben und erfüllt die Mindestanforderungen nicht
Qualitätsmanagement bei Bau	Dokumentation, Bauüberwachung und Abnahmeprüfungen > 1,5 m (größer als max.	Bauüberwachung ohne Prüfungen/Protokolle	Keine Bauüberwachung
Rekultivierungsschicht	Durchwurzelungstiefe und Frosttiefe); ausreichende Wasserhaltekapazität	0,5 - 1,5 m (FEK + Drainage mindestens 1 m)	> 0,5 m
Wärmeproduktion im Abfallkörper	Reaktionen im Abfallkörper abgeklingen (Temp. < 35 °C)	Wärmeproduktion zu erwarten (35 - 60 °C)	Stark exotherme Reaktionen zu erwarten (v. a. Schlacke, > 60 °C möglich)
Klima	Moderat mit geringen kurzfristigen Temperaturschwankungen	Moderates Klima mit stärkeren Temperaturschwankungen (gut nicht erfüllt)	Extremklima (z.B. hohe Tag-Nacht-Schwankungen, sehr kalte Winter usw.)
Vegetation und Nachnutzung	Nachnutzung/Vegetationsbestand stellt keine Belastung für Dichtung dar (z.B. Wiesenutzung)	Vegetation mit hoher Durchwurzelungstiefe (z.B. Baumbestand)	Tiefwurzelnde Pflanzen oder anderweitig hohe Beanspruchung der Oberflächenbarriere
Geländeform	Haldendeponie mit moderaten Böschungsneigungen	Grubenverfüllung mit aufgeböschten Schüttungen (Gefälle gegeben)	Kein Gefälle bzw. Deponiemulde mit Wasseransammlung
Setzungen an der Oberfläche	geringe Setzungen zu erwarten (intensive Ab- und Umbaureaktionen abgeschlossen); lokal (3 m Durchmesser) < 10 cm Differenz	Setzungsverlauf abnehmend - 90 % der Gesamtsetzungen abgeschlossen	Setzungen sind noch in größerem Ausmaß zu erwarten (lokale Differenzen von > 30 cm)
Dichtungskontrolle	Direkte Beobachtung der Dichtungsfunktion möglich	Beobachtung der Dichtungsfunktion nur indirekt möglich	Dichtungsfunktion kann nicht überwacht werden
Oberflächenentwässerungssystem	Hydraulische Kapazität der Dränageschicht ausreichend, geeignete Materialien verwendet	Dränageschicht aus Alternativmaterialien ohne Funktionsnachweis	Keine Dränageschicht
Basis			
Beobachtete Funktion der Barriere	Funktionsniveau entspricht den Zielvorgaben des Aufbaues	Funktionsniveau nicht überwachbar, aber wahrscheinlich ausreichend	Funktion der Barriere erfüllt Anforderungen nicht
Qualitätsmanagement bei Bau	Dokumentation, Bauüberwachung und Abnahmeprüfungen	Bauüberwachung ohne Prüfungen/Protokolle	Keine Bauüberwachung
Klima	Niederschläge und Intensitäten nicht extrem (< 2000 mm pro Jahr)	Hohe Niederschlagssummen und hohe Starkregenfrequenz	Außer NS auch Temperatureinflüsse an der Basis zu erwarten
Wärmeproduktion im Abfallkörper	Sickerwassertemperaturen am Zulauf (unverdünnt) < 30 °C	Sickerwasser weist Temperaturen zwischen 30 und 40 °C auf	Sickerwasser mit hohen Temperaturen (>40 °C → stark erwärmte Abfallbereiche)
Abstand zum Grundwasserspiegel	Der höchste Grundwasserspiegel liegt mindestens 1 m unterhalb der Deponiebasis	Max. Grundwasserspiegel liegt unterhalb der Deponiebasis	Grundwasserschwankungen erreichen die Deponiebasis
Auflast	Deponiehöhe (inkl. Basisdichtung und Oberflächenaufbau) > 20 m	Deponiehöhe (inkl. Basisdichtung und Oberflächenaufbau) 10 - 20 m	Deponiehöhe (inkl. Basisdichtung und Oberflächenaufbau) < 10 m
Sickerwasserzusammensetzung	Keine hohen Frachten biolog. abbaubarer Stoffe und ausfallender SiWA-Anteile	Sickerwasserbelastung weist noch höhere Belastungen auf (fallend)	Sickerwasser stark belasten und chemisch aggressiv
Monitoring	Direkte Beobachtung der Dichtungsfunktion möglich	Beobachtung der Dichtungsfunktion nur indirekt möglich	Dichtungsfunktion kann nicht überwacht werden
Sickerwasserdränagesystem	Hydraulische Kapazität der Dränageschicht ausreichend, geeignete Materialien verwendet und überprüfbar	Dränageschicht aus Alternativmaterialien ohne Funktionsnachweis und nicht überprüfbar	Keine Dränageschicht
Untergrundstabilität	Standstabilität für Untergrund nachgewiesen und langfristig gegeben	Untergrundstabilität (v. a. Böschungen) könnte nachlassen	Erdbeben o. ä. zu befürchten
Deponiegeometrie	Haldendeponie mit freier Vorflut	Muldendeponie mit freier Vorflut (an einer Seite) oder Haldendeponie ohne freie Vorflut	Muldendeponie ohne freie Vorflut

Die Emissionsschätzungen (siehe Abbildung 8-8 und Abbildung 8-9) für dieses Szenario auf der integrierten Barrierefunktion aller Deponieabschnitte und den jeweiligen Sickerwasserzusammensetzungen. Die unterschiedlichen Beiträge der einzelnen Abschnitte sind in den anschließenden Emissionsprognosen enthalten, werden aber nicht einzeln dargestellt.

Die Sickerwasseremissionsniveaus der Deponie A sind in Abbildung 8-8 für Chlorid, Ammoniumstickstoff, den chemischen Sauerstoffbedarf und Chrom dargestellt. Für Chrom wird wieder eine konstante Konzentration von 0,6 mg/l über den gesamten Modellierungszeitraum angesetzt. Die Konzentrationen der anderen Sickerwasserparameter liegen zu Beginn bei 874 mg Cl/l, 411 mg N/l und 1345 mg O₂-Bedarf/l und sinken aufgrund des zunehmenden Anteils an stärker belasteten Sickerwässern jüngerer Deponieabschnitte nur sehr langsam. Nach 300 Jahren liegen die Konzentrationen schließlich bei 60 mg Cl/l, 240 mg N/l und 490 mg O₂-Bedarf. Ein ähnlicher Verlauf lässt sich auch für die Frachten beobachten, welche innerhalb der ersten 40 – 60 Jahre auf 3400 kg Cl/a, 1800 kg N/a und 5400 kg O₂-Bedarf/a ansteigen und anschließend abnehmen. Nach 300 Jahren werden

über das Sickerwasser ca. 180 kg Cl/a, 770 kg N/a und 1540 kg O₂-Bedarf/a emittiert. Die Chromfracht ist in diesem Zeitraum von anfänglich 2 kg Cr/a auf 9 kg Cr/a angestiegen (Anstieg ist durch die Annahme gleichbleibender Konzentrationen bedingt).

Der Anteil der Sickerwasseremissionen in den Untergrund ist in Abbildung 8-9 dargestellt. Auch hier zeigen sich zu Beginn ansteigende Konzentrationen (außer Cr_{ges}), die aber bereits nach ein bis zwei Jahrzehnten zu fallen beginnen. Die Maxima liegen für Chlorid bei 660 mg/l, für Ammoniumstickstoff bei 310 mg/l und für den chemischen Sauerstoffbedarf bei 1000 mg O₂/l. Die Frachten in den Untergrund zeigen ebenfalls einen ansteigenden Verlauf, wobei die jeweiligen Maxima allerdings erst nach mehr als hundert Jahren erreicht werden. Durch die relativ rasche Abnahme der Basisdichtungsfunktion kommt es nach 100 Jahren zu einem starken Anstieg der Emissionen in den Untergrund wodurch Frachten von 330 kg Cl/a, 280 kg N/a und 580 kg O₂-Bedarf/a berechnet werden. Die Chromemissionen in den Untergrund nehmen von Beginn an kontinuierlich (entsprechend der nachlassenden Barrierefunktion) von 0,1 kg Cr/a bis auf 3,4 kg Cr/a nach 300 Jahren zu.

Oberfläche		Gewichtungsfaktoren		
Kriterium	Beurteilung	0-100 a	100-200 a	200-300 a
Beobachtete Funktion der Barriere	2	0,36	0,08	0,065
Qualitätsmanagement bei Bau	1	0,38	0,44	0,12
Rekultivierungsschicht (Überdeckung)	2	0,33	0,48	0,487
Wärmeproduktion im Abfallkörper	1	0,09	0,06	0,04
Klima (Temperatur, Niederschlag usw.)	1	0,08	0,12	0,487
Vegetation und Nachnutzung	1	0,09	0,48	0,487
Geländeform	1	0,08	0,1	0,12
Setzungen an der Oberfläche	1	0,38	0,09	0,065
Dichtungskontrolle	3	0,1	0,06	0,05
Oberflächenentwässerungssystem	2	0,1	0,09	0,08
Resultat		2,98	2,77	2,73
Funktion - Oberfläche		SP1	SP2	SP3
Beste Funktion [mm/a]		47,80	98,60	128,74
Schlechteste Funktion [mm/a]		255,16	255,16	255,16
Geschätzte Funktion [mm/a]		98,60	128,74	151,91
Basis		Gewichtungsfaktoren		
Kriterium	Beurteilung	0-100 a	100-200 a	200-300 a
Beobachtete Funktion der Barriere	2	0,44	0,08	0,07
Qualitätsmanagement bei Design & Ausfüh	1	0,46	0,49	0,44
Klima (Temperatur, Niederschlag usw.)	1	0,07	0,08	0,09
Wärmeproduktion im Abfallkörper	1	0,09	0,06	0,05
Abstand zum Grundwasserspiegel	1	0,08	0,08	0,09
Auflast	2	0,08	0,08	0,08
Sickerwasserzusammensetzung	1	0,08	0,08	0,08
Monitoring (z.B. Grundwasserbeobachtung)	1	0,08	0,07	0,07
Sickerwasserdränagesystem	1	0,46	0,11	0,1
Untergrundstabilität	1	0,1	0,44	0,46
Deponiegeometrie (Halden vs. Muldendepoi	2	0,08	0,43	0,48
Resultat		2,62	2,59	2,64
Funktion - Basis		SP1	SP2	SP3
Bester Erfassungsgrad [-]		0,90	0,76	0,65
Schlechtester Erfassungsgrad [-]		0,00	0,00	0,00
Geschätzter Erfassungsgrad [-]		0,76	0,65	0,54
Sickerwasseraustritt in den UG [mm/a]		23,62	45,27	69,18

Abbildung 8-7: Beurteilungstabelle und Funktionsprognose exemplarisch für Abschnitt 1

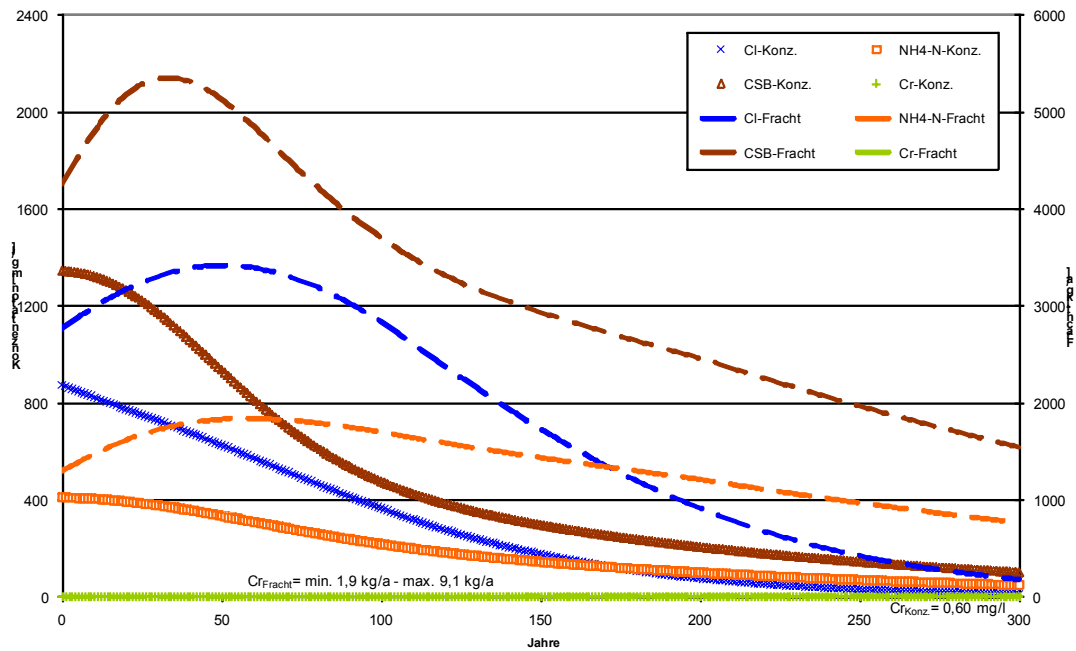


Abbildung 8-8: Sickerwasseremissionen (Cl, NH₄-N, CSB und Cr_{ges}) für Szenario A „Nachlassende Barrierefunktion“

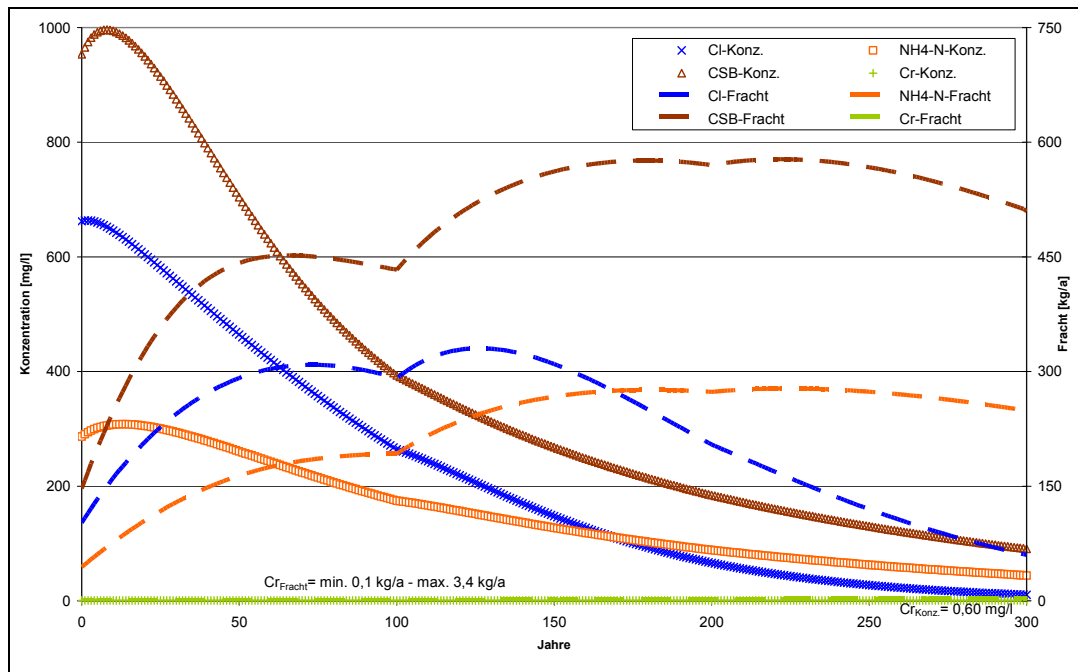


Abbildung 8-9: Sickerwasseremissionen in den Deponieuntergrund bei nachlassender Barriere Wirkung (Szenario A)

c) Szenario B: Versagen der Barrieren

Dieses Szenario dient zur Illustration des Effektes einer ineffektiven Deponiehülle. Das Funktionsniveau der Oberflächenabdeckung entspricht der lokalen Grundwasserneubildung (Böschungsbereiche werden durch höhere Abflussbeiwerte berücksichtigt) und liegt bei ca. 27 % des mittleren Jahresniederschlages. Nachdem von

einer unwirksamen Basisdichtung ausgegangen wird entspricht der Sickerwasseranfall gleichzeitig dem Anteil des Sickerwassers der in den Untergrund infiltriert. Demnach gelten die Abschätzungen in Abbildung 8-10 sowohl für die gesamten Sickerwasseremissionen als auch für die Emissionen in den Deponieuntergrund.

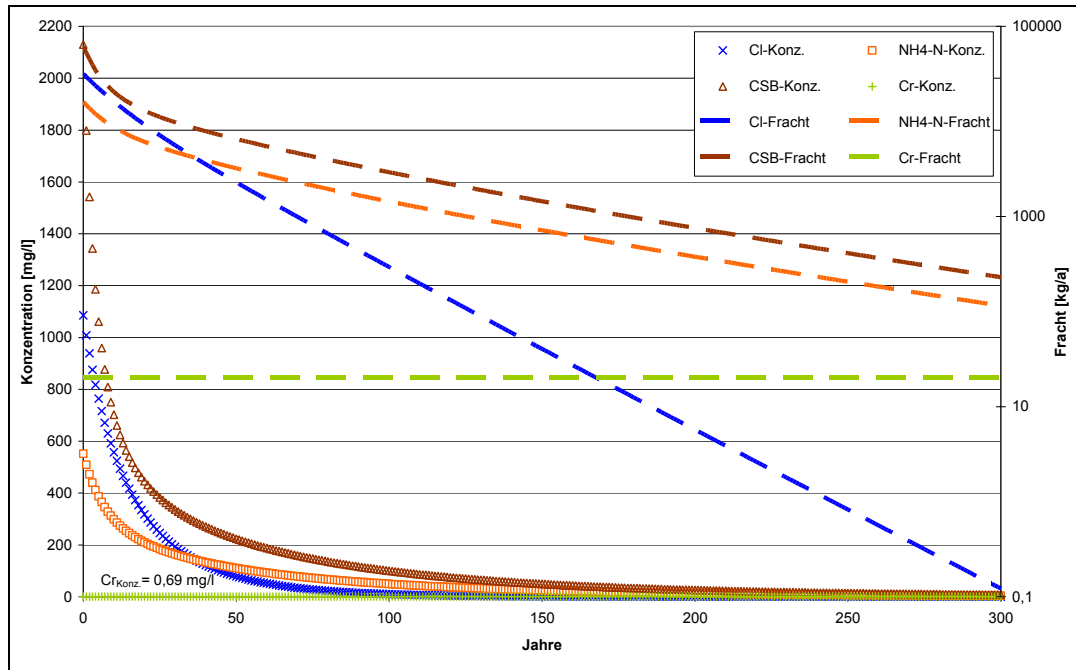


Abbildung 8-10: Emissionen über den Sickerwasserpfad bei totalem Versagen der Barrieren an der Oberfläche und an der Basis (Szenario B)

Aus Abbildung 8-10 ist ersichtlich, dass die Sickerwasserkonzentrationen von Cl, $\text{NH}_4\text{-N}$ und CSB bedingt durch den hohen Wasserdurchsatz relativ rasch abnehmen. Zu Beginn liegen die Konzentrationen bei 1100 mg Cl/l, 550 mg N/l und 2100 mg $\text{O}_2\text{-Bedarf/l}$, nehmen aber innerhalb von 50 Jahren auf 80 mg Cl/l, 110 mg N/l und 220 mg $\text{O}_2\text{-Bedarf/l}$ ab. Dementsprechend gehen auch die Frachten im Sickerwasser von Beginn an stark zurück und betragen nach 50 Jahren für Chlorid und den chemischen Sauerstoffbedarf noch ca. ein Zehntel bzw. für Ammoniumstickstoff noch ca. ein Fünftel der Anfangsfracht. Von 2300 kg Cl/a, 3200 kg N/a und 6500 kg $\text{O}_2\text{-Bedarf/a}$ nach einem halben Jahrhundert nehmen die Frachten weiter ab und liegen nach 100 Jahren bei 300 kg Cl/a, 1400 kg N/a und 2900 kg $\text{O}_2\text{-Bedarf/a}$. Am Ende des Prognosezeitraums liegt die Cl-Fracht unter 1 kg/a, die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Fracht beträgt 115 kg/a und die Fracht an chemischem Sauerstoffbedarf macht 230 kg/a aus. Durch die Annahme einer konstanten Chromkonzentration von 0,69 mg/l (flächenäquivalenter Mittelwert der Sickerwässer) betragen auch die Chromfrachten für den gesamten Modellierungszeitraum ca. 20 kg Cr/a. Die Gesamtfracht läge daher bei ca. 6 Tonnen Chrom – mehr als der gesamte mobilisierbare Chromanteil im Abfallkörper (ca. 0,002 g pro kg TS) im Ab-

fallkörper. Sollten die Chromemissionen kritisch für die Beurteilung der Nachsorge sein, wäre dieser Sachverhalt jedenfalls auf Plausibilität zu prüfen.

8.1.3.2 Gaspfad

Es gibt zahlreiche Modelle die herangezogen werden können um Deponiegasemissionen abzuschätzen. Um ein theoretisches Modell mit den gemessenen Daten in Einklang zu bringen, bedarf es in der Regel Annahmen im Hinblick auf den erfassten Emissionsanteil bzw. die Umsetzungsbedingungen im Deponiekörper (z.B. mangelnde Wasserverfügbarkeit nach Abdichtung). Für den Standort A wurden die Deponiegasemissionen anhand der Formel von Tabasaran und Rettenberger (siehe Tabelle 4-1) sowie anhand des Deponiegasemissionsmodells des U.S. EPA (U.S. EPA 2005) abgeschätzt. In Abbildung 8-11 sind die beiden Modellkurven, die gemessenen Gasemissionen, sowie die ermittelte Gasproduktion (Annahme einer 35 %igen Erfassung des Deponiegases) dargestellt. Der mobilisierbare organische Kohlenstoffanteil über die Gasphase für das Modell nach Tabasaran und Rettenberger beträgt 100 g/kg Abfall, was ein Gasbildungspotential von ca. 131 m³/Tonne Abfall (feucht) ergibt. Für das U.S. EPA-Modell wird das vorgeschlagene Gasbildungspotential für konventionelle Hausmülldeponien übernommen (200 m³/Tonne TS). Die k-Werte (Abbaukonstante) der Gasemissionsmodelle betragen für Tabasaran und Rettenberger (T&R) 0,035 und für das Modell des U.S. EPA (USEPA) 0,04 a⁻¹.

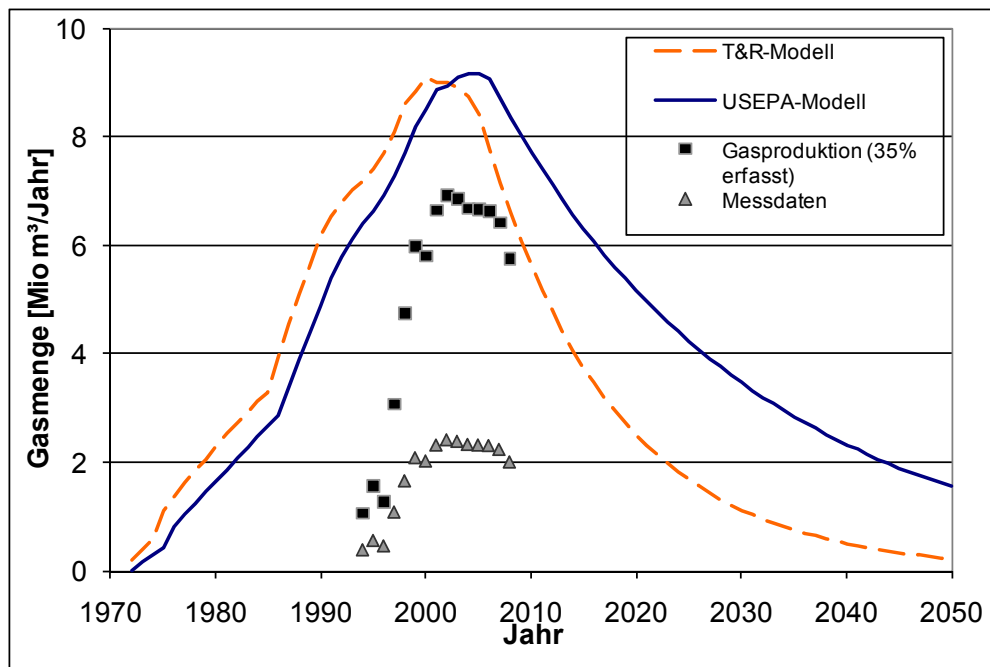


Abbildung 8-11: Messdaten und Modellschätzungen der Deponiegasemissionen für den Standort A

Aufgrund der berechneten Deponiegasmengen wird das noch verbliebene Gaspotential des abgelagerten Abfalls unter gleichbleibenden Bedingungen (Fließwege, Milieu usw.) zwischen 60 (T&R-Modell) und 110 (U.S. EPA-Modell) $\text{m}^3/\text{Mg TS}$ abgeschätzt. Diese Bandbreite wird in der Folge heran gezogen um die Deponiegasemissionen für die verschiedenen Szenarien abzuschätzen.

a) Status Quo

Durch die gleichbleibende Funktion der technischen Barrieren wird der Zutritt von Wasser in den Deponiekörper stark eingeschränkt. Da methanogene Bakterien Feuchtigkeit zur Produktion von Deponiegas benötigen stellt der reduzierte Wasserzutritt einen wesentlichen Hemmfaktor für die Gasproduktion dar. Im Rahmen dieses Szenarios wird angenommen, dass die Gasproduktion vorwiegend durch die verbliebene Restfeuchte im Deponiekörper ermöglicht wird. Daher kann nur ein Teil des theoretischen Deponiegaspotentials auch tatsächlich als Deponiegas emittiert werden. Dieser emittierbare Anteil wird hier mit 25 % angenommen. Die resultierenden Abschätzungen anhand des T&R-Modells sind in Abbildung 8-12 dargestellt. Die Emissionen liegen zu Beginn zwischen 1,85 und 3,55 Millionen m^3 Deponiegas pro Jahr, fallen aber innerhalb von 20 Jahren unter 300.000 bzw. 600.000 m^3 Deponiegas pro Jahr. Es ist anzumerken, dass durch die Einkapselung der Deponie und den mangelnden Wasserzutritt ein schnelleres Abklingen der Gasproduktion wahrscheinlich ist, dementsprechende Annahmen wären aber durch geeignete Monitoringdaten zu verifizieren.

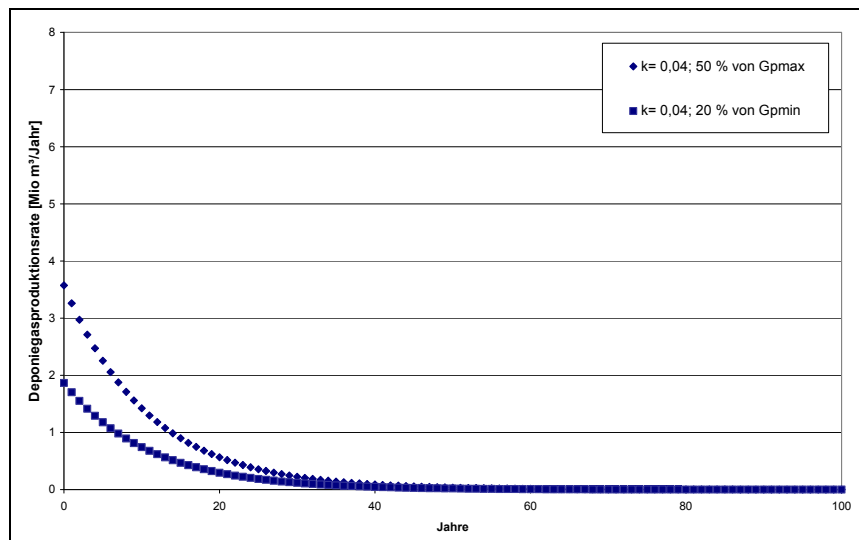


Abbildung 8-12: Deponiegasemissionen bei verschiedenen Modellannahmen für die Beibehaltung des „Status Quo“

b) Szenario A: Graduelle Abnahme der Barrierefunktion

Die Funktion der Deponiehülle nimmt allmählich ab und dadurch kann im Laufe der Zeit wieder mehr Wasser in den Deponiekörper eindringen. Die prognostizierten Deponiegasemissionen basieren auf der Annahme, dass das gesamte verbliebene Deponiegaspotential freigesetzt werden kann. In Abbildung 8-13 sind zwei Prognosekurven dargestellt, die sich jeweils aus zwei Gasproduktionskurven zusammensetzen: einerseits wird die gleichbleibende Gasproduktion aufgrund der verbliebenen Restfeuchte berücksichtigt ($k = 0,04$ für 25 % des Gesamtgaspotentials) und andererseits die langsame Kohlenstoffumsetzung aufgrund des fortwährenden Wasserzutritts ($k = 0,01$ für 75 % des Gesamtpotentials das allmählich umgesetzt wird). Aus Abbildung 8-13 ist ersichtlich, dass die Gasproduktionsraten zu Beginn zwischen 3,3 und 6,4 Millionen m^3 Deponiegas pro Jahr liegen, nach 50 Jahren unter 1 Million m^3 pro Jahr fallen und schließlich langsam weiter zurück gehen. Der langsame Rückgang spiegelt die Annahme wider, dass vorwiegend die Verfügbarkeit mobilen Wassers den limitierenden Faktor für die Gasproduktion darstellt.

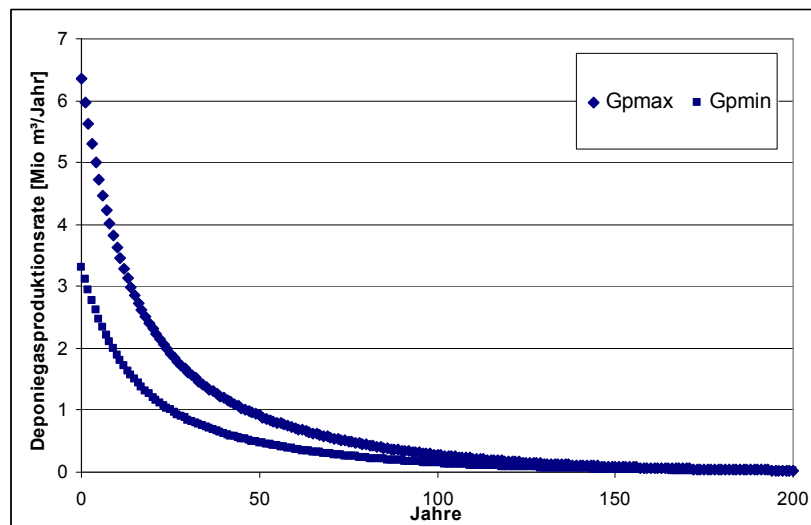


Abbildung 8-13: Abschätzung der Deponiegasproduktion bei gradueller Abnahme der Barrierefunktion

c) Szenario B: Versagen der Barrieren

Bei totaler Ineffektivität der Deponiehülle wird von starkem Wasserzutritt ausgegangen. Die Deponiegasproduktionsrate ist dadurch nicht mehr über die Wasserverfügbarkeit sondern primär über die Menge und Abbaubarkeit der organischen Abfallbestandteile beschränkt. Für die Modellschätzungen wird eine Abbaukonstante von $k = 0,07 \text{ a}^{-1}$ angenommen. Für „nasse“ Deponien werden zwar in der Regel höhere k -Werte angegeben, allerdings handelt es sich bei Deponie A bereits um ältere Ab-

fälle und daher kann angenommen werden, dass die schnell abbaubaren Abfallbestandteile zum Großteil bereits umgesetzt wurden. Aus Abbildung 8-14 ist ersichtlich, dass anfänglich hohe Gasproduktionsraten von 13 bis 24 Millionen m³/Jahr ermittelt werden, diese aber rasch abnehmen und nach 20 Jahren bereits unter 1 Million m³ Deponiegas pro Jahr fallen. Nach 30 Jahren kommt es im Rahmen dieses Szenarios kaum noch zu relevanten Deponiegasemissionen.

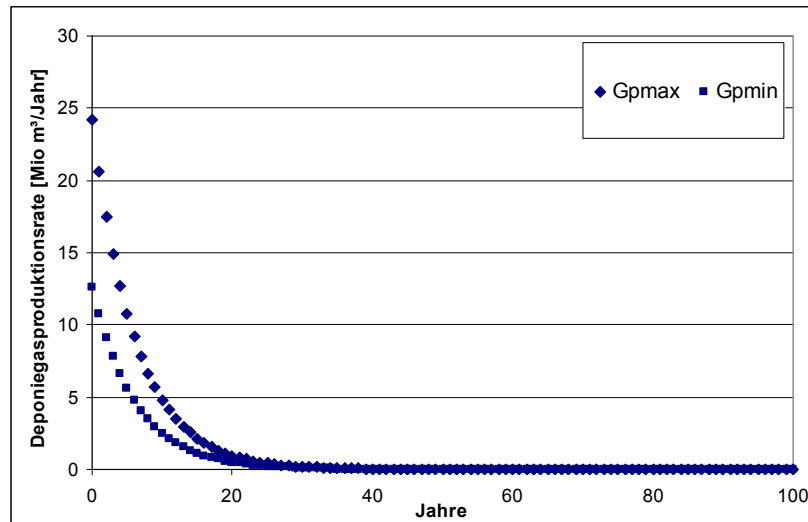


Abbildung 8-14: Deponiegasproduktion bei totalem Versagen der technischen Barrieren

8.1.3.3 Kombination der Emissionsmodelle

Die Emissionsszenarien für die Deponie A beruhen auf jeweils unterschiedlichen Funktionsniveaus der technischen Barriersysteme. Sie dienen dazu den Effekt unterschiedlicher Interaktionsniveaus zwischen Umwelt und Deponiekörper (v. a. Wassereintrag und -austrag) zu illustrieren. Auf die Berücksichtigung weiterer Szenarien, wie einer Beurteilung des Effektes einer Deponieüberflutung, der Umlagerung von Fließwegen im Deponiekörper oder des Eindringens von Luft in den Deponiekörper, wird für diesen Standort verzichtet. Das Hochwasserszenario wird nicht betrachtet, da die Hochwasserspiegellinie des HQ₁₀₀₀ unter der Krone der Deponiebegrenzungsmauer liegt und daher für die Deponie ein ausreichender Hochwasserschutz besteht. Sowohl die Verlagerung der Wasserwegigkeit als auch die langsame Aerobisierung des Abfallkörpers könnten zu einer Erhöhung der mobilisierten Schadstofffrachten führen. Sie werden jedoch nicht betrachtet, da es sich unter ungestörten Bedingungen um sehr langfristige Prozesse handelt (i. d. R. Jahrhunderte bis Jahrtausende), die bisher kaum beschrieben bzw. verstanden sind.

Tabelle 8-6: Beurteilung der Szenarioeintrittswahrscheinlichkeiten für drei Zeitperioden

Modelle/Szenarien	Eintrittswahrscheinlichkeit		
	0-100 a	100-200 a	200-300 a
Status Quo	2	3	4
Szenario A: Graduelle Abnahme der Barrierewirkung	2	1	1
Szenario B: Totales Barriereversagen	4	4	3

Skala: 1...erwartet, 2... wahrscheinlich, 3... wenig wahrscheinlich, 4... unwahrscheinlich

In Tabelle 8-6 werden den einzelnen Szenarien Auftretenswahrscheinlichkeiten in Abhängigkeit der Zeit zugeordnet. Demnach ist eine Beibehaltung der Barrierenfunktion in den ersten Jahrzehnten noch wahrscheinlich, im Laufe von Jahrhunderten jedoch unwahrscheinlich. Die kontinuierliche Abnahme der Barrierenfunktion wird als die beste Schätzung für den Prognosezeitraum angesehen. Ein komplettes Versagen der Barriere ist eventuell langfristig von Bedeutung, allerdings wären bei diesem Szenario vorhergehende Emissionen aus dem Deponiekörper (z.B. Szenario A) zu berücksichtigen. Ein plötzliches Eintreten von Szenario B ist innerhalb des Prognosezeitraumes unwahrscheinlich.

Aufgrund der Sickerwassersammlung am Deponietiefpunkt und der Entwässerung aus den Sickerwasserbecken durch Pumpen ist für die Beendigung der Nachsorge, besonders das Szenario einer Freisetzung aller auftretenden Sickerwasseremissionen in den Untergrund relevant. Daher werden die Abschätzungen der Gesamtemissionen für den Status Quo und für Szenario A auch benutzt um die Schadstoffausbreitung im Untergrund abzuschätzen. Geht man von einer Stilllegung der Pumpensysteme zur Entnahme der Sickerwässer aus, so sind diese Szenarien von großer Bedeutung für die Beurteilung der Nachsorgefreiheit der Deponie. In den anschließenden Transportbetrachtungen werden die jeweiligen Szenarien als Szenario A* und Status Quo* bezeichnet.

8.1.4 Schadstoffausbreitung und Immissionen

8.1.4.1 Allgemein

Um Aussagen über die Umweltverträglichkeit der Emissionen von Deponie A zu ermöglichen, ist es notwendig deren Einfluss auf die Schadstoffkonzentrationen in bestimmten Schutzgütern zu evaluieren. Daher werden die Emissionsprognosen in der Folge heran gezogen, um die Ausbreitung der Schadstoffe in der Deponieumgebung abzuschätzen und die Belastungen für betroffene Schutzgüter (Boden, Grundwasser, Fließgewässer, Atmosphäre) zu ermitteln.

8.1.4.2 Sickerwasser

Der schematische Aufbau des Deponieuntergrundes zur Modellierung von Schadstofftransportprozessen ist in Abbildung 8-15 dargestellt. Die Deponiebasisdichtung wird anhand einer mineralischen Schicht mit 0,5 m Dicke und einem $k_f < 10^{-8}$ m/s abgebildet. Die Bodenschicht wird im Modell als schluffiger Lehm (Lu nach AG Boden (2005)) mit einer Trockenraumdichte von $2,1 \text{ g/cm}^3$, einer Feldkapazität von 34 % und einem Luftgehalt von 5 % abgebildet. Obwohl einige Deponieabschnitte mächtigere bzw. tonigere mineralische Schichten an der Basis besitzen, wird hier die lehmige Basisdichtung (Abschnitte 1 – 4) für die Gesamtdeponie heran gezogen. Unter der mineralischen Dichtschicht befinden sich Terrassenschotter, die als sandige Kiese (Gs) mit 70 - 95 Gew. % Kies, 5 - 30 Gew. % Sand, 0 - 10 Gew. % Schluff und 0 - 2 Gew. % Ton klassifiziert werden können. Die Trockenraumdichte dieser Schicht beträgt $2,0 \text{ g/cm}^3$, die Feldkapazität liegt aufgrund des hohen Grobkornanteiles nur bei ca. 2 %, wobei der Luftgehalt bei ca. 29 % liegt. Die Mächtigkeit der sandigen Kiese oberhalb des Grundwasserspiegels beträgt mindestens 2 m.

Der Aquifer wird ebenfalls durch Terrassenschotter aufgebaut, die eine hydraulische Leitfähigkeit zwischen $5 \cdot 10^{-3}$ und $1 \cdot 10^{-5}$ m/s besitzen. Kleinräumig treten zwar schluffreiche und/oder konglomerierte Zonen im Schotterkörper mit niedrigeren Durchlässigkeiten auf, diese werden aber im Rahmen des Modells nicht berücksichtigt. Die Mächtigkeit der grundwasserführenden Schotterschicht liegt zwischen 10 und 15 m und wird unten durch eine Schlierformation begrenzt. Aufgrund der vertikalen Durchlässigkeit von ca. $5 \cdot 10^{-9}$ m/s fungiert diese Schicht als Grundwasserstauer. Die Korngrößenverteilung des Schliers wurde mit 0 – 5 Gew. % Kies, 20 – 65 Gew. % Sand, 30 – 75 Gew. % Schluff und 0 – 20 Gew. % Ton ermittelt.

Die Dichtwand, die Anfang der 90er Jahre errichtet wurde, ist in den Grundwasserstauer ca. 1 – 2 m eingebunden und besitzt eine Durchlässigkeit von unter 10^{-10} m/s. Innerhalb der Dichtwandumschließung liegt der Wasserspiegel rund 1 m unter dem Außenwasserspiegel und das Grundwasser wird kontinuierlich abgepumpt. Im Rahmen der Modellrechnungen zur Schadstoffausbreitung werden die Umschließung und dadurch geänderte Grundwasserverhältnisse aber nicht berücksichtigt. Die Berechnungen beruhen somit auf den Verhältnissen, die ohne Umschließung zu beobachten waren bzw. zu erwarten wären.

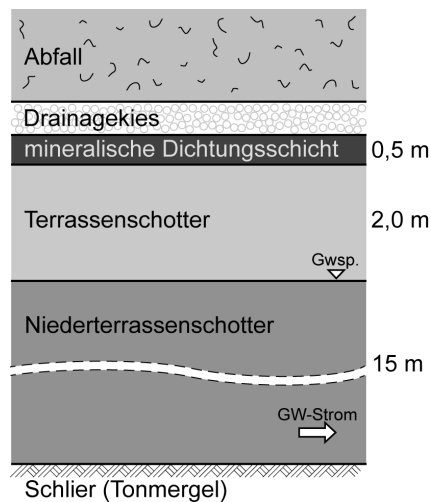


Abbildung 8-15: Aufbau des Deponieuntergrundes zur Abschätzung der Schadstoffausbreitung

Schadstoffausbreitungsrechnungen werden für Chlorid, Ammoniumstickstoff und Chrom anhand des AF-Verfahrens (Schneider und Stöfen 2004) durchgeführt. Da eine detaillierte Transportmodellierung für den Gesamtparameter CSB nicht sinnvoll erscheint (Mischung aus verschiedensten organischen Substanzen), wird eine Abschätzung der Schadstoffausbreitung anhand der Frachten und Verdünnungspotenziale (evtl. auch der Sauerstoffverfügbarkeit in betroffenen Gewässern) vorgenommen. Da die Messdaten für einzelne organische Schadstoffe unter den jeweiligen Einleitgrenzwerten liegen und Summenkennwerte wie AOX aus einer Vielzahl von Verbindungen mit sehr heterogenen Transporteigenschaften bestehen, ist eine Betrachtung einzelner Verbindung auf Grundlage der vorhandenen Daten nicht sinnvoll.

Die emissionsbedingten Schadstoffkonzentrationen in bestimmten Umweltmedien werden an bestimmten Punkten ermittelt, die für die Beurteilung der Umweltverträglichkeit heran gezogen werden können. In Abbildung 8-16 sind diese Orte der Beurteilung dargestellt. Die Emissionen in den den Untergrund dienen als Quellterm der Schadstofffreisetzung. In der ungesättigten Zone werden die Transportvorgänge mittels des AF-Verfahrens abgeschätzt. Als Ergebnis liefert dieser Ansatz einen Abminderungsfaktor für die Konzentration am Ort der Beurteilung (OdB1 in Abbildung 8-16) in Bezug zu den maximalen Konzentration der Schadstoffquelle. Durch die Einmischung des Sickerwassers in das Grundwasser kommt es zu einer weiteren Schadstoffverdünnung (vorausgesetzt einer niedrigeren Konzentration des Schadstoffes im anströmenden Grundwasser). Die resultierenden sickerwasserbedingten Grundwasserkonzentrationen werden am 2. Ort der Beurteilung ausgewiesen. Als letztes wird schließlich auch die Schadstoffkonzentration aufgrund der Deponieemissionen im Fließgewässer (OdB 3)

abgeschätzt (vgl. Abbildung 8-16). Abgesehen vom Fließgewässer wäre auch eine Beeinflussung des Sees durch die Sickerwasseremissionen zu erwarten, weshalb die Konzentrationen im Grundwasser auch im Hinblick auf einen Grundwassereintrag in den See beurteilt werden.

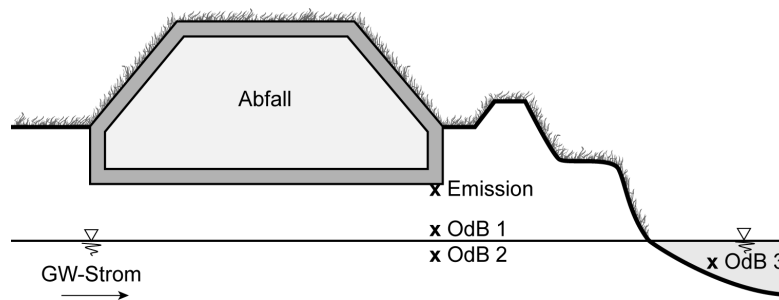


Abbildung 8-16: Schematische Darstellung des Deponie-Umwelt-Systems und der maßgebenden Beurteilungsorte für die Deponie A (Schnitt entlang der Grundwasserfließrichtung durch den Deponiekörper)

In Tabelle 8-7 sind die wesentlichen Eingangsparameter für die Abschätzung der Schadstoffausbreitung im Untergrund dargestellt.

Tabelle 8-7: Ausgewählte Parameter der Schadstoffausbreitungsmodellierung im Untergrund

Ungesättigte Zone	Diffusionskoeffizient i. Wasser [m ² /a]	k _d -Wert [l/kg] (min. Dichtung)	k _d -Wert [l/kg] (Schotter)	Anmerkungen
Cl	0,0315	0	0	kein Abbau
NH ₄ -N	0,0378	0,5	0	kein Abbau
Cr _{ges}	k. A. [0]	400	400	kein Abbau

Grundwasser	Filtergeschwindigkeit [m/a]	Einmischtiefe [m]	kontaminierte Abstrombreite [m]	Anmerkungen
	150	0,5	250	kein Abbau*

* Der gelöste Sauerstoffgehalt im Grundwasserzustrom wird als Indikator zur Einschätzung des Potentials für den Abbau organischer Sickerwasserinhaltsstoffe und zur Nitrifikation von Ammonium heran gezogen.

Die Transportabschätzungen für die ungesättigte Zone basieren jeweils auf empirischen Modellrechnungen für einen Sickerwasserinhaltsstoff und nicht auf einer Betrachtung des Stoffgemisches im Sickerwasser. Daher werden generell konservative Annahmen im Hinblick auf das Sorptionsvermögen oder die Abbaubarkeit der jeweiligen Stoffe getroffen (vgl. Tabelle 8-7). Die Abminderungs- bzw. Verdünnungsfaktoren in Abbildung 8-17 dienen als erster Anhaltspunkt für die Konzentrationsabminderung durch den Transport in der ungesättigten Zone und die anschließende Einmischung ins Grundwasser. Wesentliche Größen der zugrundeliegenden Berechnungen sind in Tabelle 8-8 und Tabelle 8-9 angeführt.

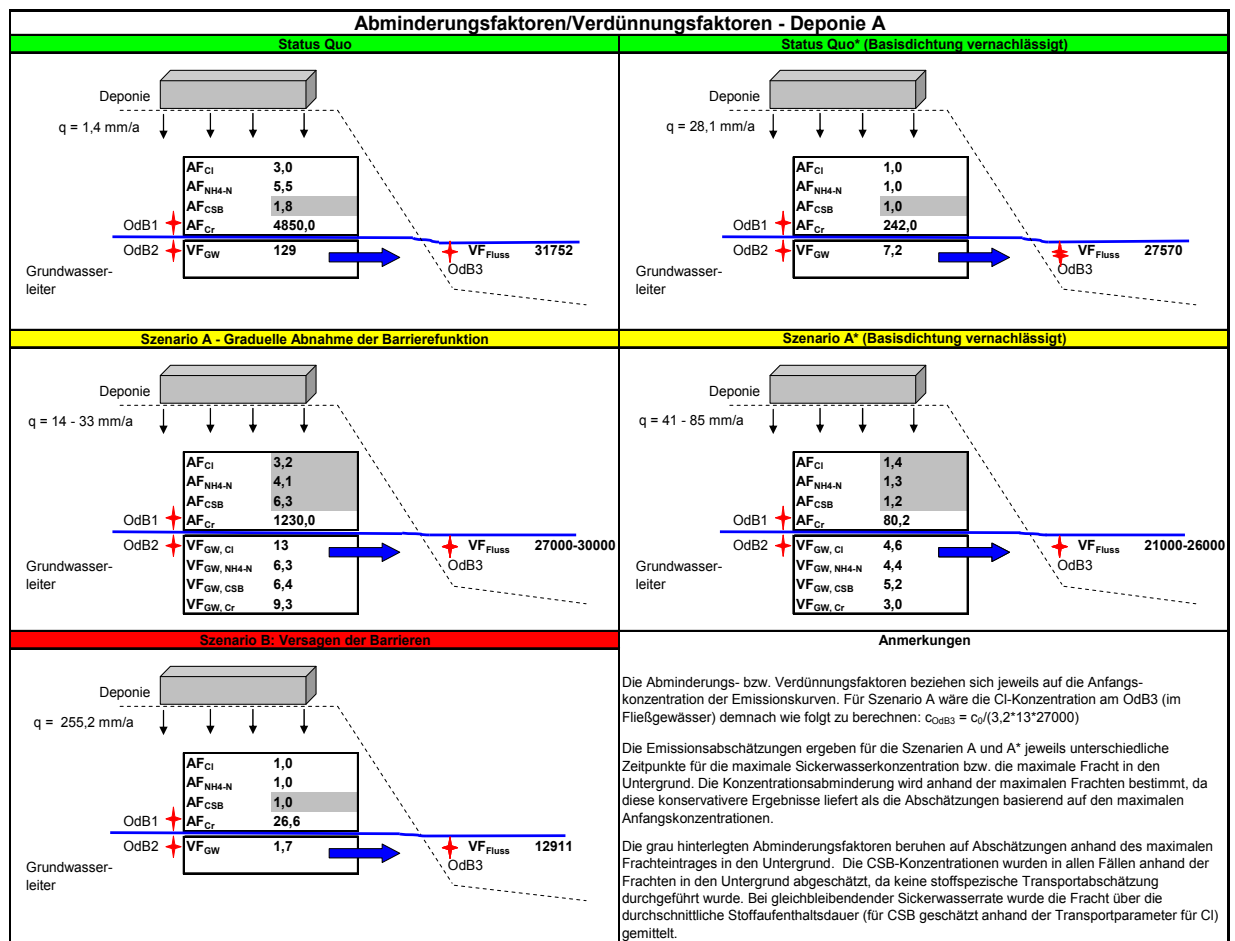


Abbildung 8-17: Abminderung der Schadstoffkonzentrationen im Sickerwasser bzw. sickerwasserbeeinflussten Grundwasser der Deponie A

Die Schadstoffkonzentrationen von Cl, NH₄-N und Cr an den Beurteilungsorten werden bei konstanten Sickerwasserbildungsraten (Status Quo und Szenario B) über das AF-Verfahren abgeschätzt (siehe Tabelle 8-8). Dabei werden Dispersions- (in Strömungsrichtung), Diffusions- und ggf. Sorptionsprozesse für die Berechnung der Aufenthaltsdauer in der ungesättigten Zone berücksichtigt. Die resultierenden Schadstoffkonzentrationen werden durch die Verdünnung im Grundwasser reduziert (Verdünnungsfaktor = (Sickerwassermenge pro Jahr + Grundwasserstrom in der Einmischungszone pro Jahr)/Sickerwassermenge pro Jahr). Im Grundwasser wird von keiner weiteren Verdünnung (Mächtigkeit der Fahne konstant) oder Sorption und Abbau ausgegangen. Schließlich werden die Schadstoffe in die angrenzenden Oberflächengewässer über den Grundwasserstrom eingetragen.

Für CSB und bei veränderlichen Sickerwasserbildungsraten werden die maximalen Schadstofffrachten und die mittlere Schadstoffaufenthaltszeit in der ungesättigten Zone heran gezogen um die Konzentrationsabminderung zu ermitteln (siehe Tabelle 8-9). Die Konzentrationen im Sickerwasser zum Zeitpunkt der maximalen Frachten werden ermittelt und als Konzentration für die Einmischung ins Grundwasser angesetzt. Für den CSB werden bei Szenarien mit gleichbleibender Sickerwasseremissi-

onsrate die maximalen Frachten über die Sickerwasseraufenthaltsdauer in der ungesättigten Zone gemittelt (für CSB werden Stoffparameter von Cl verwendet) und in Bezug zur mittleren Sickerwasserrate in diesem Zeitraum gesetzt. Die Verdünnung im Grundwasser und die weiteren Betrachtungen erfolgen so wie im vorhergehenden Absatz beschrieben.

Generell, ist die durchgeführte Transportbetrachtung konservativ in Bezug auf die Abminderung der Schadstoffkonzentrationen. Eine realistischere Modellierung wäre anhand aufwendiger Modelle und dementsprechender Messdatensätze möglich, die für den gegenwärtigen Standort aber nicht verfügbar sind.

Tabelle 8-8: Berechnungsgrößen der Abschätzung nach dem AF-Verfahren und Konzentrationen an den Orten der Beurteilung 1 und 2

Szenario	Parameter	$c_{0,max}$ [mg/l]	SIWA [mm/a]	AF [-]	Aufenthd. t_m [a]	c_{0dB1} [mg/l]	GW-Strom [m ³ /a]	$V_{F_{GW}}$ [-]	c_{0dB2} [mg/l]
Status Quo	Cl	662	1,4	3,0	150	221	19710	129	1,7
Status Quo	NH ₄ -N	287	1,4	5,5	525	52	19710	129	0,4
Status Quo	Cr	0,35	1,4	4850	> 1 Mio.	0,00	19710	129	0,00
Szenario B	Cl	1083	255,2	1,0	0,8	1083	19710	1,7	637,1
Szenario B	NH ₄ -N	551	255,2	1,0	2,8	551	19710	1,7	324,1
Szenario B	Cr	0,69	255,2	26,6	7900	0,03	19710	1,7	0,02
Status Quo*	Cl	873	28,0	1,0	7,5	874	19710	7,2	120,9
Status Quo*	NH ₄ -N	411	28,0	1,0	26,0	411	19710	7,2	56,9
Status Quo*	Cr	0,5	28,0	242	71900	0,00	19710	7,2	0,00

Tabelle 8-9: Berechnungsgrößen der Abschätzung über die maximalen Frachten und Konzentrationen an den Orten der Beurteilung 1 und 2

Szenario	Parameter	$c_{0,max}$ [mg/l]	SIWA [mm/a]	Fracht [kg/a]	Aufenthd. t_m [a]	c_{0dB1} [mg/l]	AF [-]	$V_{F_{GW}}$ [-]	c_{0dB2} [mg/l]
Status Quo	CSB	953	1,4	81,0	150 ^a	526	1,8	129	4,1
Szenario A	Cl	662	14,3	329	14,0	203,8	3,2	13,0	15,7
Szenario A	NH ₄ -N	310	32,8	278	23,7	75,1	4,1	6,3	11,9
Szenario A	CSB	1000	32,0	578	6,6	158,3	6,3	8,3	19,1
Szenario A	Cr	0,6	20,7	1,4	94000	0,6	1,0	9,3	0,06
Szenario B	CSB	2126	255,2	61950	0,8 ^a	2125,9	1,0	1,7	1251
Status Quo*	CSB	1345	28,0	4110	7,5 ^a	1297,8	1,0	7,2	180
Szenario A*	Cl	874	48,6	3420	4,0	625,3	1,4	4,6	137
Szenario A*	NH ₄ -N	411	51,2	1843	14,0	315,6	1,3	4,4	72
Szenario A*	CSB	1345	41,3	5348	5,0 ^a	1141,9	1,2	5,2	220
Szenario A*	Cr	0,6	84,5	5,8	23850	0,6	1,0	3,0	0,2

^a Für die Abschätzung der mittleren Aufenthaltsdauer von CSB in der ungesättigten Zone werden die Berechnungen für Cl verwendet.

Die Transportbetrachtungen für den Standort A berücksichtigen keine Abbauvorgänge und sind generell (in Bezug auf Transportparameter) konservativ gehalten. Eine Betrachtung der Sauerstofffracht im Grundwasser ist besonders für die Sickerwasserparameter CSB und $\text{NH}_4\text{-N}$ von Interesse, da für aerobe Abbauvorgänge sowie Nitrifikationsprozesse Sauerstoff benötigt wird. Untersuchungen des lokalen Grundwasserkörpers haben eine Sauerstoffkonzentration von 7 – 9 mg/l ergeben, womit die jährliche Sauerstofffracht in der Einmischzone (obere 0,5 m des Grundwasserkörpers) ca. 140 kg O_2 pro Jahr betragen würde. Die Jahresfracht im gesamten Grundwasserstrom liegt bei ca. 4200 kg O_2 pro Jahr. Im Vergleich zur möglichen Sauerstoffzehrung im Rahmen der Szenarien würde die Sauerstoffgesamtfracht im Grundwasser nur für den Status Quo und Szenario A ausreichen, um Ammonium und organische Verbindungen umzusetzen. Eine Sauerstoffzehrung aufgrund der sickerwasserbedingten Grundwasserbelastung wäre daher auch in den Oberflächengewässern zu erwarten.

Die, durch die Deponieemissionen verursachten, Schadstoffkonzentrationen im Fließgewässer können anhand der Verdünnungsfaktoren in Abbildung 8-17 abgeschätzt werden. Für die Belastung des Sees können die Konzentrationen im Grundwasser als Richtwert herangezogen werden, da der See durch das Grundwasser gespeist wird (ehemalige Kiesgrube, die in das Grundwasser hineinreicht). Dazu werden die sickerwasserbedingten Konzentrationen am Odb2 auf den ganzen Grundwasserkörper bezogen (Faktor 30) und dann als Abschätzung für die Beeinflussung der Seewasserkonzentration angesetzt. Für Szenario B würden die sickerwasserbedingten Cl-Konzentrationen im See beispielsweise bei ca. 21 mg/l liegen. Es sei an dieser Stelle angemerkt, dass eine Betrachtung der stoffspezifischen Hintergrundbelastung im Grundwasser bzw. in den Oberflächengewässern notwendig wäre um die tatsächlich zu erwartenden Gesamtkonzentrationen abzuschätzen. Im Rahmen dieser Arbeiten wird jeweils nur der Einfluss der Sickerwasseremissionen auf ein „sauberes“ Gewässer ermittelt. Für die Beurteilung der resultierenden Gesamtkonzentrationen wären dementsprechende Daten zu erheben.

8.1.4.3 Deponiegas

Die Gasproduktion im Rahmen der verschiedenen Szenarien dient als Grundlage zur Abschätzung der Emissionen über die Oberfläche der Deponie. Als maßgeblichstes Szenario für die Beendigung der Nachsorge wird die graduelle Abnahme der Barrierefunktion angesehen, wobei von keiner Fassung des entstehenden Deponiegases innerhalb der Barriere ausgegangen wird. Die Methanflüsse über die Zeit sind für dieses Szenario und die Beibehaltung des Status Quo sind in Abbildung 8-18 dargestellt, wobei eine eventuelle auftretende Methanoxidation nicht berücksichtigt wird. Die Reduktion der Methanfracht in die Atmosphäre hängt von zahlreichen Faktoren,

wie z. B. den Witterungsverhältnissen, dem Aufbau der Oberflächenabdeckung oder der flächenbezogenen Methanbelastung, ab. Mittlere Jahresmethanoxidationsraten können daher stark schwanken, häufig werden aber Werte im Bereich von 0 - 10 % der Methanproduktion als Richtwert angegeben (z.B. IPCC 2007). Bei geringen Flächenbelastungen können diese oxidierten Anteile aber auch deutlich höher als 10 % sein. Optimistischere Werte sollten jedenfalls anhand von Labor- und Feldversuchen nachgewiesen werden.

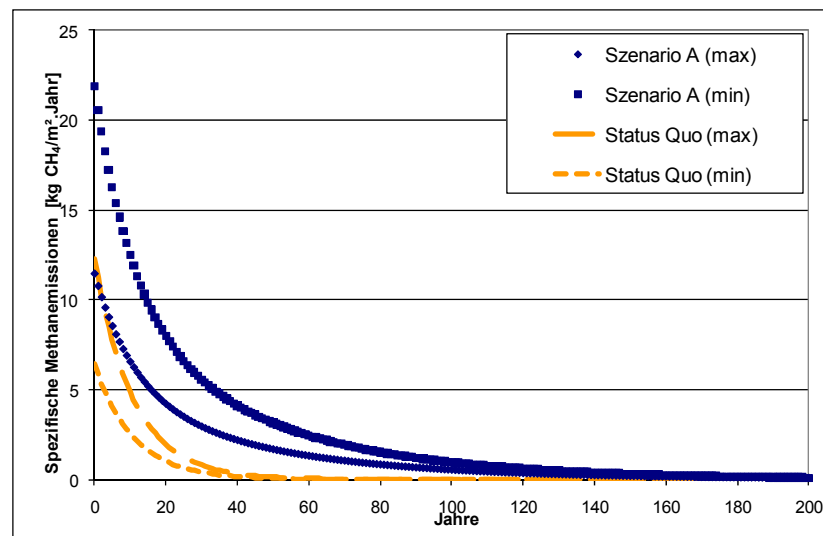


Abbildung 8-18: Methanflüsse gemäß dem Status Quo und für Szenario A

Aus Abbildung 8-18 ist ersichtlich, dass die spezifischen Methanemissionen mit der Zeit abnehmen und je nach Szenario zu Beginn zwischen 6 und 22 kg CH₄ pro m² und Jahr betragen. Nach 50 Jahren liegen sie zwischen 0,06 und 3,2 kg CH₄ pro m² und Jahr und nach 100 Jahren liegen alle Abschätzung unter 1,0 kg CH₄ pro m² und Jahr. Welcher Gasemissionsverlauf für die gegenständliche Deponie anzusetzen ist, muss anhand zukünftiger Monitoringdaten eruiert werden. Generell könnte vor allem bei langsam ablaufenden Abbauprozessen relativ hohe Methananteile in der Rekultivierungsschicht oxidiert werden.

Eine Ausbreitung von Deponiegas im Untergrund wird hier nicht betrachtet, da eine Beeinflussung sensibler Nutzungen (z.B. Kellerräume in der Deponieumgebung) nicht zu erwarten ist. Einerseits ist aufgrund des haldenförmigen Deponiekörpers ein Austreten von nicht erfasstem Deponiegas in die Atmosphäre wahrscheinlich und andererseits sind keine entsprechenden Nutzungen (Räume) in der Deponieumgebung vorhanden.

8.1.5 Beurteilung der Umweltverträglichkeit und Nachsorgedauer

Die Beschreibung des Deponiestandortes und die Entwicklung der Emissionsprognosen bilden die Basis der Umweltverträglichkeitsbeurteilung. Schadstoffausbreitungsrechnungen ermöglichen die Festlegung zulässiger Emissionsniveaus, sodass an bestimmten Orten der Beurteilung keine Überschreitungen der vorgegebenen Kriterien zu erwarten sind.

Je nachdem welche Beeinflussung für ein bestimmtes Schutzgut als akzeptabel angesehen wird und welche Szenarien für die Emissionen nach Beendigung der Nachsorge relevant sind, können unterschiedliche Anforderungen an die Emissionsniveaus der Deponie festgelegt werden. Über das Emissionsmodell der Deponie (vgl. Kapitel 8.1.3) kann schließlich, je nach Nachsorgestrategie, die Dauer abgeschätzt werden, bis der entsprechende Deponiezustand erreicht ist.

Mögliche Richtwerte für die Beurteilung zulässiger deponiebürtiger Immissionen am OdB2 und OdB3 (hier wird der See betrachtet, da das Fließgewässer ein sehr hohes Verdünnungspotential besitzt) sind in Tabelle 8-10 gemeinsam mit den szenarioabhängigen, maximal zulässigen Sickerwasserkonzentrationen angeführt.

Tabelle 8-10: Zulässige Sickerwasserkonzentrationen (c_o) um die Qualitätskriterien an den Orten der Beurteilung (Grundwassereinemischzone und Seewasser) einzuhalten

Parameter	OdB2	Status Quo *	Szenario A *	OdB3	Status Quo *	Szenario A *
	c_{GW} [mg/l]	c_o [mg/l]	c_o [mg/l]	c_{GW} [mg/l]	c_o [mg/l]	c_o [mg/l]
Cl	100 ^{c)}	722	643	100 ^{c)}	21671	19300
NH₄-N	11,3 ^{a)}	82	64	0,5 ^{a)}	108	86
CSB	-	-	-	5 ^{a)}	1123	920
Cr	0,01 ^{a)}	17	2	0,007 ^{b)}	367	51

a) Kriterium laut Trinkwasserverordnung (für NH₄-N am OdB2 unter der Annahme dass bereits nitrifiziert, für NH₄-N am OdB3 beruhend auf maximal zulässigen Ammoniumkonzentrationen (Fischtoxizität)

b) Kriterium laut Geringfügigkeitsschwellenwerten (LAGA 2004)

c) Kriterium laut Trinkwasserverordnung halbiert, um ggf. Hintergrundbelastung zu berücksichtigen

Aus den Rückrechnungen in Tabelle 8-10 wird deutlich, dass besonders der Parameter Ammoniumstickstoff als kritischer Sickerwasserinhaltsstoff der Deponie A anzusehen ist. Die zulässigen Werte für Chrom liegen deutlich über den aktuellen Konzentrationen im Sickerwasser, was auch im Falle des vollständigen Versagens der Barrieren (Szenario B) noch der Fall wäre. Die tolerierbaren Konzentrationen an CSB und Cl im Sickerwasser liegen zwar unter den aktuellen Sickerwasserkonzentrationen, sind aber eher zu erreichen als dies für Ammonium der Fall ist. In Tabelle 8-11 sind entsprechenden Nachsorgezeiträume vor dem Hintergrund verschiedener Nachsorgestrategien in Anlehnung an die jeweiligen Emissionsszenarien dargestellt.

So ist zum Beispiel bei minimalen Wasserzutritt (Funktion der Barrieren entsprechend Status Quo) mit sehr langen Nachsorgedauern zu rechnen (im Fall von Ammonium mit 450 Jahren), wohingegen bei stärkerer Auswaschung bereits zu einem früheren Zeitpunkt die Nachsorge beendet werden kann (bei Infiltrationsraten entsprechend der Funktion der Oberflächenabdeckung wie bei Szenario B bereits nach 80 Jahren). Bei einer graduellen Erhöhung des Wassereintrages (Funktionsabnahme der Oberflächenabdichtung gemäß Szenario A) könnte die Nachsorge nach 270 Jahren beendet werden, bis dahin wäre aber die gleichbleibende Funktion des Basisdichtungssystems zu gewährleisten.

Unter dem Aspekt der langen Behandlungszeiträume für das Sickerwasser treten die Gasemissionen in den Hintergrund. Bei einer zulässigen Gasemissionsrate von 0,3 kg CH₄ pro m² und Jahr (vgl. Fellner et al. 2008) wären die prognostizierten Methanemissionen je nach Szenario nach 40 – 150 Jahren ohne Behandlung umweltverträglich.

Tabelle 8-11: Nachsorgezeiträume für die Sickerwasseremissionen der Deponie A in Betracht unterschiedlicher Infiltrationsszenarien

Parameter	Oberflächenabdichtung (unveränderte Funktion)	Oberflächenabdichtung (nachlassende Funktion)	Intensive Infiltration
Cl	110 Jahre	46 Jahre	8 Jahre
NH₄-N	450 Jahre	270 Jahre	80 Jahre
CSB	100 Jahre	50 Jahre	7 Jahre

Aus den Betrachtungen der Nachsorgenotwendigkeit bzw. eines möglichen Nachsorgeendes wird deutlich, dass eine aktive Schadstoffentfrachtung maßgeblich dazu beitragen kann das langfristige Umweltrisiko zu reduzieren und die Deponie früher aus der Nachsorge zu entlassen. Anhand des vorgestellten Ansatzes lassen sich unterschiedliche Nachsorgestrategien im Hinblick auf ihre Umweltverträglichkeit evaluieren und Zielwerte in Abhängigkeit der Standorteigenschaften und der Managementstrategie ableiten. Die vorgestellte Methodik beruht auf konservativen Modellannahmen, die in Abhängigkeit der Datenverfügbarkeit und -qualität durch realistischere Modelle ersetzt werden können. Eine aufwendigere Modellierung erscheint insbesondere im Hinblick auf eine bestimmte Nachsorgestrategie sinnvoll, für die durch weitergehende Untersuchungen das verbleibende Umweltrisiko am Standort zu beurteilen ist.

8.2 Deponie B – ehemalige Hausmülldeponie

8.2.1 Allgemeine Beschreibung

Die Deponie B wurde von 1988 bis 2003 hauptsächlich mit Haus- und Gewerbemüll sowie Rückständen aus der mechanischen Restmüllaufbereitung verfüllt. Das Deponievolumen beträgt ca. 135.000 m³ geteilt in zwei Deponieabschnitte, die nacheinander geschüttet wurden. Der erste Abschnitt wurde von 1992 bis 2000 (von 1988 – 1992 abgelagerte Abfälle wurden ausgebaut und nach Herstellung des Basisdichtungssystems 1992 wieder eingebaut) verfüllt und der zweite Abschnitt zwischen 2000 und 2003. Die beiden Deponieabschnitte sind durch einen Damm an der Basis getrennt und besitzen ein gemeinsames Sickerwasserfassungssystem.

An der Deponiebasis ist ein Kombinationsdichtungssystem mit einer dreilagigen mineralischen Dichtungsschicht (3 x 20 cm mit $k_f < 10^{-10}$ m/s) und einer PEHD-Kunststoffdichtungsbahn (2 mm Dicke) mit darüberliegender Kiesdrainageschicht (50 cm) und eingebetteten Sickerwassersammelleitungen installiert. Die Sammelleitungen führen in den Mitteldamm (zwischen Abschnitt 1 und 2) zum tiefsten Punkt der Deponiesohle und werden von dort über ein Sammelrohr aus dem Deponiekörper durch die Basisdichtung in einen Sammelschacht außerhalb des Deponiekörpers geführt.

Während des Betriebes wurden an der Deponieoberfläche Zwischenabdeckungen aufgebracht. Nach Abschluss der Abfallschüttung wurde im Jahr 2003 eine temporäre Abdeckung aus schluffigem Material (ca. 1,20 m Mächtigkeit) und Kompost (ca. 0,25 mächtig) aufgebracht. Die Durchlässigkeit dieser Abdeckung ist relativ hoch (derzeit fallen ca. 60 % des Niederschlages als Sickerwasser an), weshalb sie in ca. 20 Jahren durch eine Oberflächenabdichtung ersetzt werden soll.

Das Klima am Standort der Deponie B ist sehr feucht mit kalten Wintertemperaturen. Der mittlere jährliche Niederschlag liegt bei ca. 1960 mm pro Jahr. Die Deponie liegt in einem Hang, der in südöstliche Richtung zur Talsohle hin abfällt. Das lokale Grundwasser strömt ebenfalls entlang dieser Falllinie in südöstliche Richtung. Aus Abbildung 8-19 ist außerdem ersichtlich, dass im Tal ein Fließgewässer verläuft, das unter anderem durch das lokale Grundwasser gespeist wird. Unterhalb der Deponie wurde ein geringmächtiges Feinplanum mit einer darunterliegenden Grobblockschüttung hergestellt. Der natürlich gewachsene Untergrund besteht aus glazialen Schottern (vorwiegend karbonatische Schotter) mit vereinzelt, flächigen Lehmeinlagerungen (glazialen Moränenablagerungen). Die Überdeckung des lokalen Grundwasserkörpers beträgt generell nur wenige Meter und ist auch unterhalb der Deponie geringmächtig. Die hydraulische Leitfähigkeit der Schotter unter gesättigten Verhältnisse beträgt in vertikaler Richtung ca. 10^{-5} m/s und in horizontaler

bzw. in Grundwasserströmungsrichtung ca. 10^{-4} m/s. Die Mächtigkeit des Aquifers am Deponiestandort ist nicht bekannt, wobei die glazialen Schotter nach unten durch Felsenuntergrund (Ton- und Sandstein) begrenzt werden.

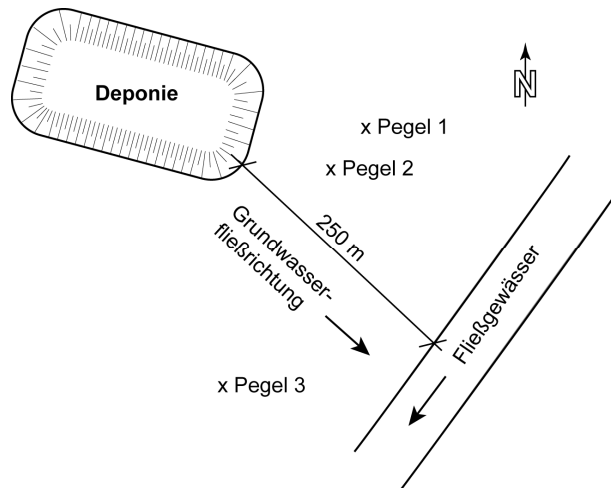


Abbildung 8-19: Lageskizze der Deponie B mit abstromigen Grundwassermessstellen

8.2.2 Monitoringdaten und aktuelle Situation

Aus Abbildung 8-20 geht hervor, dass die jährliche Ablagerungsmenge an Abfällen über ein Jahrzehnt bei ca. 5.000 Tonnen pro Jahr lag, dann aber von 2000 bis 2003 auf bis zu 32.700 Tonnen pro Jahr anstieg. Dementsprechend wurde der zweite Abschnitt sehr viel schneller (obwohl größer) verfüllt als der erste Deponieabschnitt. Es wurden hauptsächlich Hausmüll und hausmüllähnliche Abfälle mit einem Wassergehalt von ca. 30 Gew% und einer mittleren Lagerungsdichte von einer Tonne pro m^3 abgelagert.

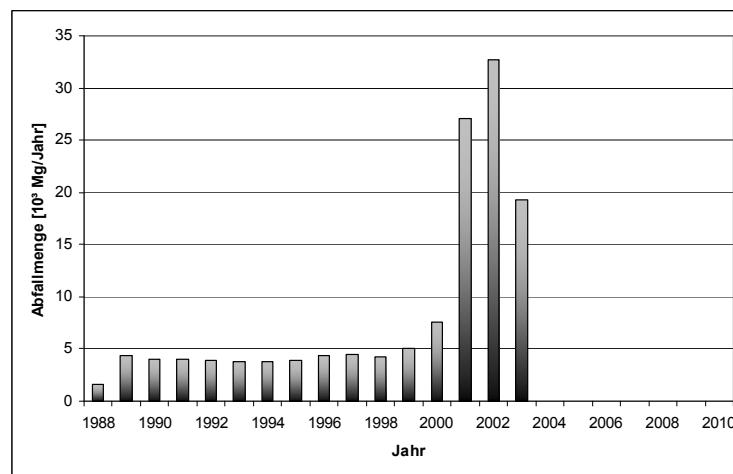


Abbildung 8-20: Jährlich abgelagerte Abfallmenge am Deponiestandort B

Monitoringdaten sind für das Sickerwasser (Menge und Zusammensetzung) über die gesamte Bestandsdauer der adaptierten Deponie (also seit 1993) vorhanden. Die Sickerwasseranteile an den Jahresniederschlagsmengen waren während des gesamten Bestehens der Deponie hoch und lagen bei 50 bis über 90 %. Seit Aufbringung der temporären Abdeckung bewegten sich die Sickerwasseranteile zwischen 60 und 80 % des jährlichen Niederschlages. Letzteres entspricht Sickerwasserraten von 13.500 bis 18.000 m³/Jahr bei einer Fläche der Deponie von rund 12.000 m².

Die Sickerwasserzusammensetzung wurde zweimal pro Jahr für bis zu 22 Parameter gemessen. In Tabelle 8-12 sind ausgewählte statistische Kenngrößen der gemessenen Parameter für den Betriebszeitraum und den Zeitraum nach Beendigung der Abfallablagerung dargestellt. Für viele Parameter kommt es nach dem Ablageungsende zu einem Rückgang der Sickerwasserkonzentrationen. Nichtsdestotrotz liegen die Mittelwerte für einige Kennwerte deutlich über den zulässigen Direkteinleitgrenzwerten. Dazu gehören der chemische Sauerstoffbedarf, der biologische Sauerstoffbedarf in 5 Tagen, die organische Kohlenstoffkonzentration, die Ammoniumstickstoffkonzentration und Chlorid (bezogen auf einen Trinkwassergrenzwert von 200 mg/l). Außerdem liegen die beobachteten maximalen Konzentrationen adsorbierbarer organisch gebundener Halogene (AOX) und von Chrom über den entsprechenden Grenzwerten. Da diese Parameter im zeitlichen Verlauf aber einen signifikant abnehmenden Trend aufweisen, werden sie in der Folge nicht als kritische Sickerwasserparameter angesehen. Aufgrund der relativ hohen organischen Sickerwasserbelastung wäre eine eingehende Charakterisierung der organischen Sickerwasserinhaltsstoffe für die Beurteilung des Gefahrenpotentials wünschenswert. Da solche Untersuchungen nicht vorhanden sind, wird die Umweltbelastung durch die Freisetzung organischer Sickerwasserinhaltsstoffe vorwiegend durch den Sauerstoffverbrauch beim biochemischen Abbau dieser Substanzen ausgedrückt. Aufgrund der vorhandenen Sickerwassermonitoringdaten werden als Leitparameter zur Beurteilung der Umweltverträglichkeit der Sickerwasseremissionen NH₄-N (Mittelwert um Faktor 48 über Einleitgrenzwert), CSB³⁹ (Mittelwert um Faktor 14 über Einleitgrenzwert) und Cl (als konservativer Sickerwasserinhaltsstoff mit erhöhten Konzentrationen) herangezogen.

39 Alternativ zum CSB könnte auch der TOC-Gehalt als kritischer Sickerwasserparameter heran gezogen werden. Aufgrund der primären Bedeutung von Sauerstoffzehrungsvorgängen in Bezug auf die organische Substanz wird hier aber der CSB gewählt.

Tabelle 8-12: Statistische Kenngrößen ausgewählter Sickerwasserparameter in der Betriebsphase und nach Ablagerungsende für Deponie B

Parameter	Betriebsphase				Phase nach Ablagerungsende				GW
	MW	Median	Min.	Max.	MW	Median	Min.	Max.	
pH	7,90	7,90	7,30	8,40	7,71	7,80	6,40	8,20	6,5-8,5
LF [$\mu\text{S}/\text{cm}$]	8542	7020	3220	16530	6308	5790	3560	12600	-
CSB [$\text{mg O}_2/\text{l}$]	1986	1453	445	6450	965	720	220	2700	50
BSB₅ [$\text{mg O}_2/\text{l}$]	445	327	43	13500	94,9	72,5	25,0	360,0	10
TOC [mg/l]	460	242	22	1500	459	445	160	1100	25
TNb [mg/l]	-	-	-	-	500	460	220	1100	
NH₄-N [mg/l]	629	427	38	1800	482	420	220	1100	10
NO ₃ -N [mg/l]	42,0	16,2	0,1	324,4	3,9	3,5	1,1	16,0	-
Sulfat [mg/l]	349,3	317,5	31,7	1230,0	148,4	120,0	25,0	480,0	-
Chlorid [mg/l]	431	364	71	1060	301	210	84	940	Toxizität
AOX [$\mu\text{g}/\text{l}$]	594	570	1	1806	330	300	120	1100	500
Zn [mg/l]	0,22	0,13	0,05	0,85	0,08	0,04	0,02	0,28	0,50
Cr [mg/l]	-	-	-	-	0,19	0,12	0,06	0,60	0,50
Cu [mg/l]	-	-	-	-	0,05	0,02	0,01	0,49	0,50
Ni [mg/l]	-	-	-	-	0,04	0,04	0,02	0,11	0,50
Cd [mg/l]	-	-	-	-	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	0,10
Pb [mg/l]	-	-	-	-	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,50
Kalium [mg/l]	513	480	200	948	172	155	97	350	-
Natrium [mg/l]	1474	478	5	13800	212	190	140	420	-
POX [$\mu\text{g}/\text{l}$]	14	10	0,01	80	-	-	-	-	100
Bor [mg/l]	4,0	3,6	0,2	9,1	-	-	-	-	-
Nitrit [mg/l]	1,0	0,1	0,01	14,3	-	-	-	-	2

*Direkteinleitgrenzwerte der Abwasseremissionsverordnung Deponiesickerwasser (2003) bzw. der allgemeinen Abwasseremissionsverordnung (AAEV, 1996)

Im Gegensatz zu den Sickerwasserbeobachtungen liegen Messdaten zur Quantität und Qualität des Deponiegases erst ab dem Jahr 2004 vor, nachdem die temporäre Oberflächenabdeckung aufgebracht wurde. Das Gasfassungssystem ist zwar bereits seit Mitte der 90er Jahre in Betrieb, eine kontinuierliche Überwachung des Deponiegases fand aber nicht statt. Die Monitoringdaten sind in Abbildung 8-21 für die erfassten Methanmengen und die Methankonzentration im Deponiegas dargestellt. Aus dem Verlauf der Methanemissionen ist ein Jahrgang erkennbar, so nimmt der Methanfluss während der Wintermonate ab und in den wärmeren Monaten wieder zu. Außerdem weisen die Messungen einen abnehmenden Trend für die erfassten Gasmengen aus, diese nehmen innerhalb des Beobachtungszeitraums von knapp 4 Jahren von anfänglich 800 m³ Methan pro Tag auf ca. 100 m³ Methan pro Tag ab. Die erfassten Jahresdeponiegasmengen liegen bei 615.000 m³ Deponiegas im Jahr 2005 und 234.000 im Jahr 2007. Selbst bei einer relativ niedrigen Erfassungsquote von 35 % des tatsächlich produzierten Deponiegases, läge demnach die produzierte Deponiegasmenge im Jahr 2007 bereits unter 670.000 m³ pro Jahr. Die feuchten Bedingungen am Deponiestandort und im De-

poniekörper beschleunigen die Deponiegasbildung, wodurch sich auch die rasche Abnahme der erfassten bzw. produzierten Deponiegasmengen erklären lässt. Im Rahmen der Gasprognosemodelle sind daher typische Werte für feuchte Deponien anzusetzen.

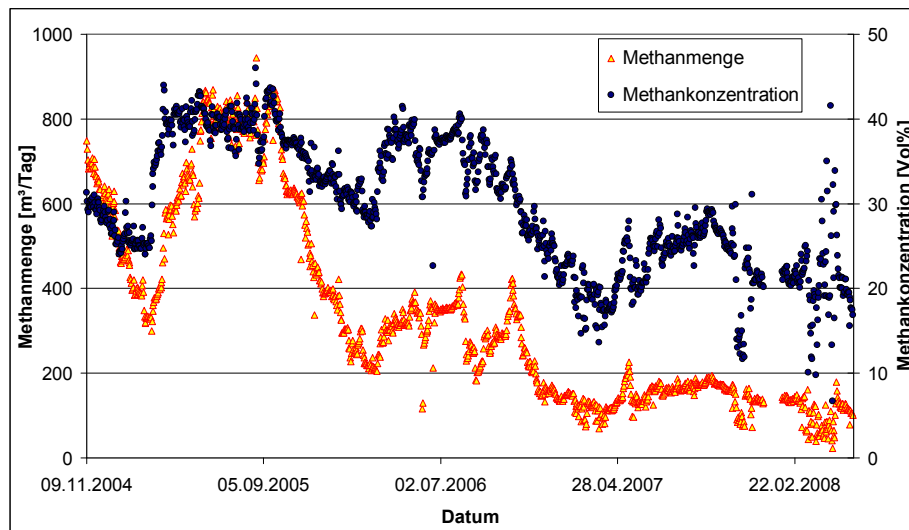


Abbildung 8-21: Monitoringdaten der erfassten Methanmengen und Methankonzentrationen für Deponie B

Die Deponiehülle besteht derzeit aus einem Kombinationsdichtungssystem an der Basis und einer temporären Oberflächenabdeckung aus schluffigem Material und einer Kompostschicht (vgl. Tabelle 8-13). Im Zuge der Emissionsprognose wird angenommen, dass im Jahr 2020 eine endgültige Oberflächenabdeckung mit Kombinationsdichtungssystem aufgebracht wird. Die Funktion der Basisabdichtung wird in der Vergangenheit mit einer Erfassungsquote von 99 – 99,5 % angenommen, für die Prognoseszenarien stellt eine Erfassungsquote von 99 % des Sickerwassers die beste Funktion dar. Das Funktionsniveau der temporären Oberflächenabdeckung liegt bei ca. 62 % Sickerwasseranteil am Jahresniederschlag. Für das endgültige Oberflächenabdeckungssystem wird eine Designfunktion von 1 % Sickerwasseranteil am Niederschlag veranschlagt, obwohl Aufbau und Ausführung noch nicht festgelegt sind.

Tabelle 8-13: Beschreibung der Hülle von Deponie B (Aufbau technische Barriere)

Fläche [m ²]	Basisdichtung	Oberflächenabdeckung
12.000	Mineral. Dichtung (3-lagig mit jeweils 20 cm und $k_f < 10^{-10}$ m/s) + 2 mm HDPE-Folie + Flies + Dränageschicht (50 cm) + Flies	Temporär: 1,2 m mineralische Schicht (Schluff) + 0,25 m Kompost als Rekultivierungsschicht Endabdichtung: mineralische Dichtungsschicht + HDPE-Folie + Drainage + Rekultivierungsschicht

8.2.3 Emissionsprognose

Für die Deponie B wird angenommen, dass die temporäre Abdeckung im Jahr 2020 durch eine endgültige Abdichtung ersetzt wird. Daher wird zunächst eine Emissionsschätzung für den Zustand bis 2020 erstellt und danach Szenarien betrachtet, die jeweils unterschiedliche Funktionsniveaus der Deponiehülle betrachten. Den Vorhersagen liegen die gleichen Modellparameter in Bezug auf die Verteilung der Fließwege im Deponiekörper, die mobilisierbaren Stoffpotentiale und die dominierenden Freisetzungsmechanismen zu Grunde. Die Prognosen werden mit dem Jahr 2010 als Basisjahr für die beiden Emissionspfade „Sickerwasser“ und „Deponiegas“ durchgeführt.

8.2.3.1 Sickerwasser

Die Sickerwasserbelastung wird anhand der drei Parameter Chlorid, Ammoniumstickstoff und chemischer Sauerstoffbedarf modelliert. Die Monitoringdaten und die angepassten Modellfunktionen zur Vorhersage der Sickerwasserkonzentrationen sind in Abbildung 8-22 dargestellt. Für alle Sickerwasserkenwerte lässt sich während der Nachsorge (nach der Deponieschließung) ein rascher Konzentrationsrückgang beobachten. Das ist in erster Linie auf die sehr feuchten Standortbedingungen und die relativ durchlässige Oberflächenabdeckung zurückzuführen, die innerhalb von 5 Jahren einen Wasserdurchsatz von 1,15 Liter pro kg abgelagerter Abfalltrockensubstanz zur Folge hatten. Die aktuellen Konzentrationsniveaus liegen für Cl bei ca. 100 mg/l, für $\text{NH}_4\text{-N}$ bei 220 mg/l und für CSB ebenfalls bei 220 mg/l.

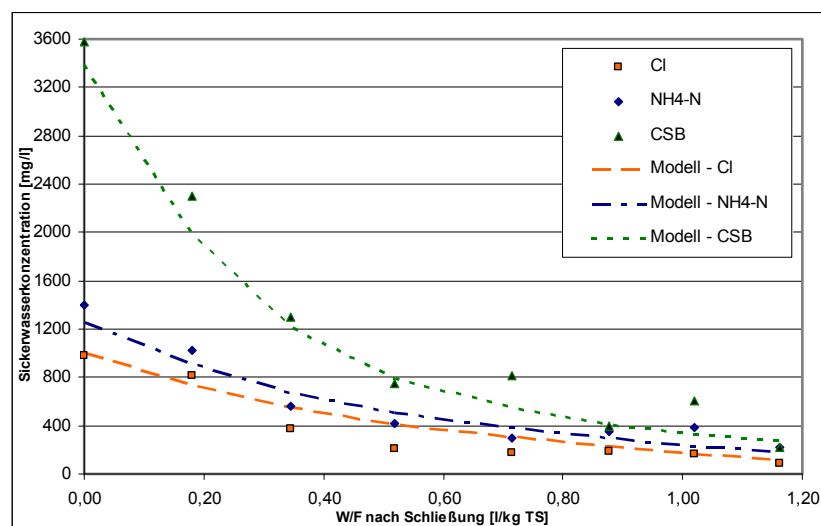


Abbildung 8-22: Monitoringdaten nach dem Ende der Abfallablagerung und Emissionsmodelle der Parameter Cl, $\text{NH}_4\text{-N}$ und CSB in Abhängigkeit des Wasser-Feststoff-Verhältnisses

Tabelle 8-14: Modellparameter zur Prognose der Konzentrationen von Cl, NH₄-N und CSB im Sickerwasser (Zeitpunkt 0 bezieht sich auf die Schließung der Deponie)

Parameter	c ₀ [mg/l]	m _v [mg/kg]	h [-]	c _{0,org} [mg/l]	m _{org} [mg/kg]
Cl [mg/l]	1000	1600		-	-
NH ₄ -N [mg/l]	1100	1400	3	154	1000
CSB [mg/l]	3000	1800		350	2500

$$\text{Modellgleichung: } c(t) = c_0 \cdot e^{-\left(\frac{c_0}{m_v} \cdot \Delta \frac{W}{F} \cdot h\right) \cdot t} + c_{0,org} \cdot e^{-\left(\frac{c_{0,org}}{m_{org}} \cdot \Delta \frac{W}{F} \cdot h\right) \cdot t}$$

In Tabelle 8-14 ist das Modell und die die jeweiligen Parameter zur Vorhersage zukünftiger Sickerwasserkonzentrationen dargestellt. Der Zusammenhang basiert auf typischen Parameterwerten für Hausmülldeponien (mobilisierbare Abfallanteile) und auf den vorhandenen Monitoringdaten für das Sickerwasser der Deponie B. Im Rahmen der Szenarien wird davon ausgegangen, dass es zu keiner abrupten Umlagerung der Fließwege sowie zu keiner Veränderung der maßgebenden Freisetzungsmechanismen kommt. Die Szenarien betrachten somit unterschiedliche Interaktionsniveaus des Deponiekörpers mit der Umgebung und illustrieren damit verbundene Emissionsniveaus.

a) Status Quo und beste Funktion der Endabdichtung

Der Infiltrationsanteil in den Deponiekörper liegt während der temporären Abdeckung bei 62 % und reduziert sich nach Aufbringen der Endabdeckung auf 1 %. Die Funktion der Endabdeckung bleibt über den gesamten Modellierungszeitraum konstant. Die Basisdichtung weist ebenfalls ein konstantes Funktionsniveau auf, welches für den gesamten Modellzeitraum bei einer Erfassung von 99 % des Sickerwassers liegt.

In Abbildung 8-23 sind die Emissionen über das Sickerwasser der Deponie B unter der Annahme optimaler Funktion der technischen Barrieren dargestellt. Während der temporären Abdeckungen sinken die Konzentrationen weiter rasch ab und liegen bei Aufbringung der Endabdichtung bei ca. 10 mg Cl/l, 50 mg NH₄-N/l und 120 mg O₂-Bedarf/l. Danach sinken sie innerhalb von fast 300 Jahren kaum noch und liegen am Ende der Modellierungsperiode bei 2 mg Cl/l, 35 mg NH₄-N/l bzw. 90 mg O₂-Bedarf/l. Die Frachten aller Sickerwasserparameter sind zu Beginn hoch (1800 – 3800 kg pro Jahr), nehmen aber noch während der temporären Abdeckung auf 170 kg Cl pro Jahr, 825 kg NH₄-N pro Jahr und 1900 kg O₂-Bedarf pro Jahr ab. Durch die Endabdichtung werden die Frachten drastisch reduziert und liegen für den gesamten Prognosezeitraum bei 0,5 – 2 kg Cl pro Jahr, 8 – 12 kg NH₄-N pro Jahr und 21 - 29 kg O₂-Bedarf pro Jahr.

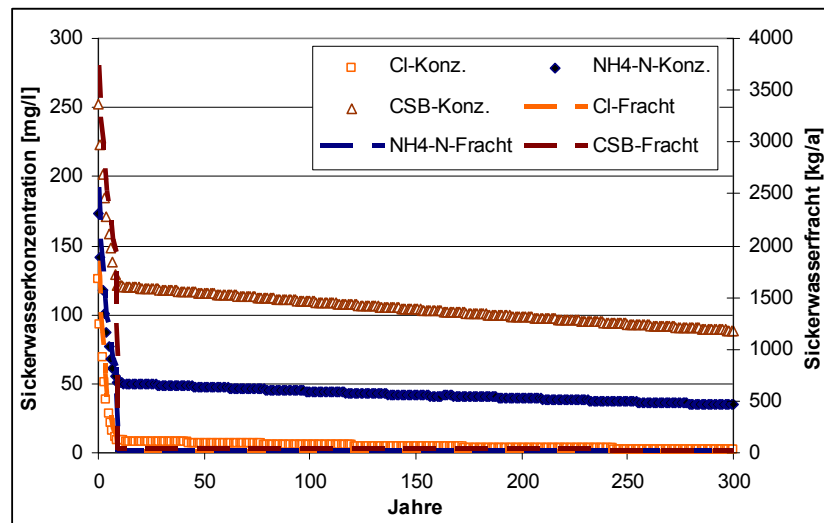


Abbildung 8-23: Sickerwassermissionen für Status Quo und optimale Funktion der Endabdichtung

Nachdem eine konstante Funktion des Basisdichtungssystems von 99 % Erfassungsquote angenommen wird, betragen die entsprechenden Frachten in den Untergrund jeweils ein Hundertstel der gesamten Sickerwasserfracht. Die Konzentrationen entsprechen jenen des Gesamtsickerwassers.

b) Szenario A: Graduelle Abnahme der Barrierefunktion

Auch im Rahmen von Szenario A wird zunächst eine gleichbleibende Funktion der temporären Oberflächenabdeckung angenommen bis diese durch die endgültige Abdeckung ersetzt wird. Die Funktion der Endabdeckung nimmt dann, basierend auf einer Beurteilung der Einwirkungen (Klima, Setzungen usw.) am Standort sowie der Widerstandskraft (Ausführung und Kontrolle) der Barriere, ab. In Abbildung 8-24 sind die Ergebnisse der Bewertung dargestellt, wobei zu betonen ist, dass hier keine Bewertung eines echten Systems durchgeführt wurde sondern stellvertretend ein typisches Kombinationsdichtungssystem (siehe Tabelle 8-13) für die gegebenen Standortverhältnisse evaluiert wurde (vgl. Kombinationsdichtungssystem nach DVO 2008). Außerdem sei auch angemerkt, dass die Reduktion des Sickerwasseranfalles nach Aufbringen der Endabdichtung nicht so abrupt passieren wird, wie dies für die Infiltrationsrate in Abbildung 8-24 beschrieben ist⁴⁰.

⁴⁰ Vereinfachend wird das „Ausbluten“ des Deponiekörpers hier aber nicht berücksichtigt, da es in Anbetracht der Prognosezeiträume eine untergeordnete Rolle spielt.

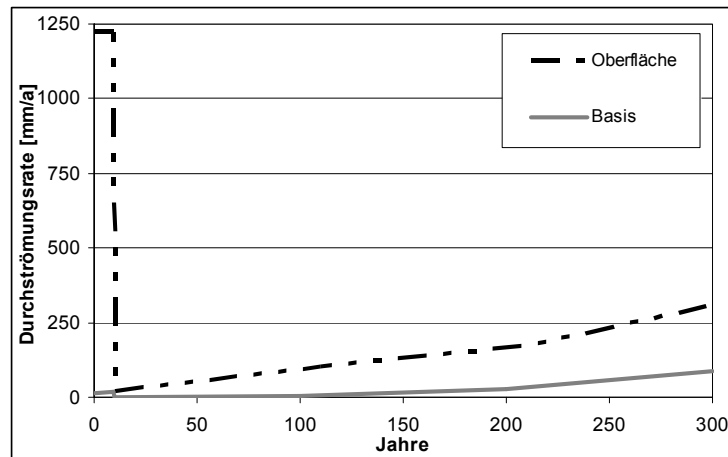


Abbildung 8-24: Infiltrationsrate in den Deponiekörper und Durchströmung der Basisdichtung für Szenario A

Die Frachten und Konzentrationen an Chlorid, Ammoniumstickstoff und chemischem Sauerstoffbedarf im Sickerwasser sind für Szenario A in Abbildung 8-25 dargestellt. Während der temporären Abdeckung sind die Emissionen identisch mit den Emissionen in Abbildung 8-23 (Status Quo) und sind daher hier nicht nochmals dargestellt.

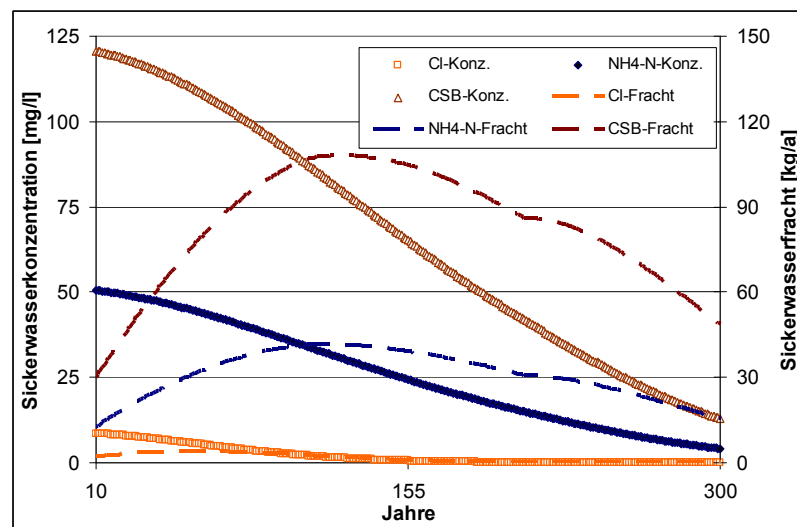


Abbildung 8-25: Sickerwasseremissionen im Zuge von Szenario A nach Aufbringung der endgültigen Abdeckung

Die graduelle Abnahme der Barrierefunktion nach Aufbringen der Endabdeckung führt zu einer langsamen Zunahme der Sickerwasserfrachten, welche 45 (Cl) bis 115 (CSB) Jahre später ihre Maxima erreichen. Die maximalen Frachten betragen ca. 4 kg Cl pro Jahr, 42 kg $\text{NH}_4\text{-N}$ pro Jahr und 108 kg O_2 -Bedarf pro Jahr. Die Konzentrationen sinken zu Beginn eher langsam und nehmen mit steigender Wasserinfiltration stärker ab. Am Ende der Modellierungsperiode liegen die Sickerwas-

serkonzentration für Chlorid praktisch bei 0 mg/l, für Ammoniumstickstoff bei 4 mg/l und für den chemischen Sauerstoffbedarf bei 13 mg O₂/l. Der Konzentrationsverlauf im Sickerwasser ist auch für die Emissionen in den Untergrund anzuwenden, die Frachten unterscheiden sich im Verlauf allerdings von den Gesamtsickerwasserfrachten, da der Anteil des emittierten Sickerwassers stetig zunimmt. Die Frachtverläufe in den Untergrund für das abgeschätzte Funktionsniveau der Basisdichtung (vgl. Abbildung 8-24) sind in Abbildung 8-26 dargestellt. Daraus ist ersichtlich, dass bis zur Aufbringung der Endabdeckung, trotz des besten Funktionsniveaus der Basisdichtung, die größten Frachten in den Untergrund emittiert werden. Diese nehmen allerdings rasch von anfänglich 26 kg Cl/Jahr, 37 kg NH₄-N/Jahr bzw. 53 kg O₂-Bedarf/Jahr auf 3 kg Cl/Jahr, 15 kg NH₄-N/Jahr bzw. 34 kg O₂-Bedarf/Jahr vor der Aufbringung der Endabdeckung ab. Danach betragen die Frachten für die betrachteten Parameter unter 1 kg pro Jahr. Die NH₄-N- und CSB-Frachten steigen allmählich wieder an und erreichen nach ca. 240 Jahren Werte von 6,4 kg NH₄-N/Jahr bzw. 18,6 kg O₂-Bedarf/Jahr.

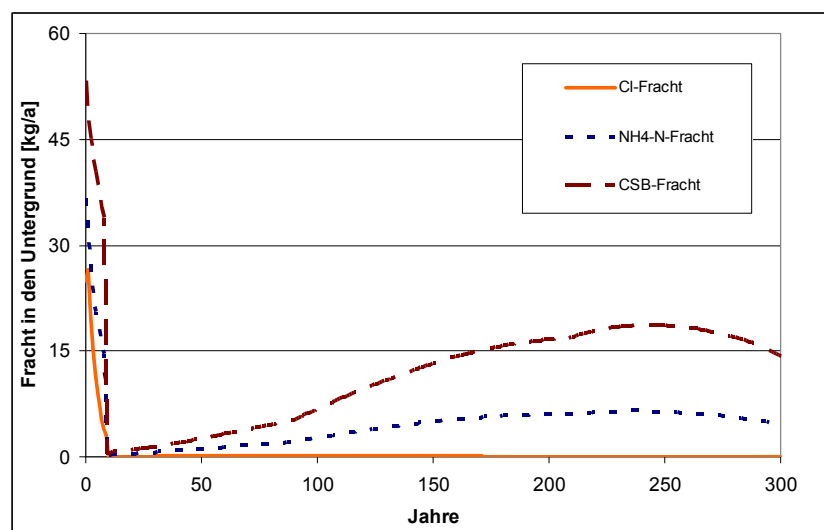


Abbildung 8-26: Emissionsfrachten in den Deponieuntergrund aufgrund der nachlassenden Funktion der Basisdichtung

c) Szenario B: Versagen der technischen Barrieren

Wie bei den anderen Emissionsschätzungen wird auch für Szenario B zunächst die temporäre Abdeckung betrachtet. Allerdings ändert sich bei diesem Szenario nach der Aufbringung der endgültigen Abdeckung an der Wasserinfiltrationsrate nichts, da der NS-Infiltrationsanteil während der temporären Abdeckung als maximale Infiltrationsrate für diesen Standort angesehen wird. Sollten die Dicht- und Entwässerungselemente des Endabdeckungssystems versagen, ist von einem ähnlichen Funktionsniveau auszugehen, wie dies für die temporäre Abdeckung beobachtet wurde.

Die Emissionsschätzungen für das Versagen der technischen Barrieren sind in Abbildung 8-27 dargestellt. Durch den hohen Wasserdurchsatz nehmen die Konzentrationen rasch ab und sind nach 20 Jahren bereits von anfänglich 125 mg Cl/l, 170 mg NH₄-N/l und 250 mg O₂-Bedarf/l auf 0,3 mg Cl/l, 21 mg NH₄-N/l und 58 mg O₂-Bedarf/l gesunken. Die Frachten decken sich für den Zeitraum der temporären Abdeckung mit den anderen Szenarien (vgl. Abbildung 8-23), nehmen aber nach Aufbringung der Endabdeckung aufgrund dessen Ineffektivität kontinuierlich weiter ab. Demnach sind die Sickerwasserfrachten nach 50 Jahren für Chlorid bereits vernachlässigbar und betragen für Ammoniumstickstoff ca. 35 kg pro Jahr bzw. für den chemischen Sauerstoffbedarf ca. 117 kg O₂ pro Jahr. Nach 100 Jahren sind schließlich alle Frachten und Konzentrationen so niedrig, dass der restliche Prognosezeitraum in Abbildung 8-27 nicht mehr dargestellt wird. Die Emissionen in den Untergrund sind für dieses Szenario identisch mit den Sickerwasseremissionen, da von einem vollständigen Versagen der Barriere an der Deponiebasis ausgegangen wird.

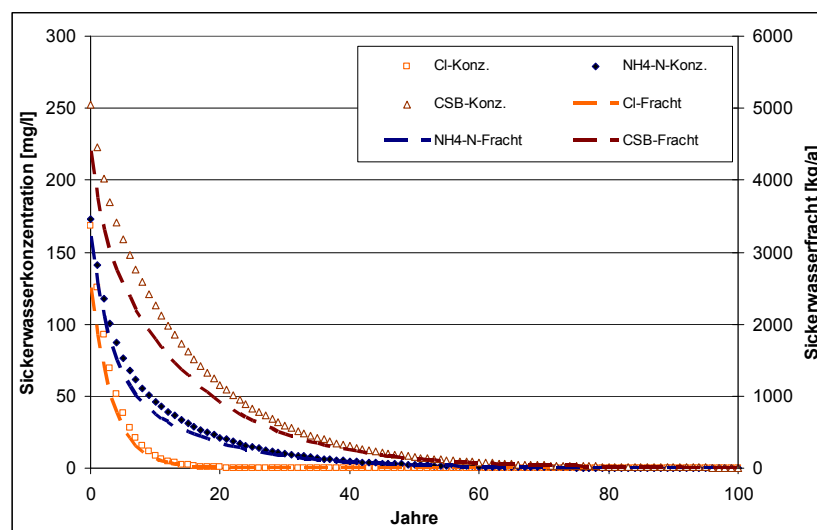


Abbildung 8-27: Emissionsabschätzungen unter der Annahme eines vollständigen Versagens der technischen Barrieren

8.2.3.2 Deponiegas

Zur Abschätzung zukünftiger Deponiegasemissionen stehen Beobachtungen nur über einen relativ kurzen Zeitraum zur Verfügung (vgl. Abbildung 8-21), wobei die erfassten Deponiegasmengen rückläufig sind. In Abbildung 8-28 sind einige Abschätzungen der zukünftigen Deponiegasemissionen dargestellt. Die Schätzungen über das U.S. EPA-Modell (LandGem) beruhen auf Angaben zu Gasproduktionsraten in feuchten bzw. nassen Deponien, wobei das zugrunde liegende Gaspotential für feuchte Hausmülldeponien in diesem Modell mit ca. 200 m³ pro Tonne Abfall abge-

schätzt wird. Die Trendextrapolation der Messdaten zur Deponiegasmenge (unter der Annahme dass nur 35 % des tatsächlich produzierten Gases erfasst werden) lässt in Zukunft nur geringe Deponiegasflüsse vermuten, die bereits in 10 Jahren unter 1.000 m³ Deponiegas pro Jahr liegen würden. Die höchsten Gasemissionen werden durch das Modell von Tabasaran und Rettenberger vorhergesagt, wobei ein Gasbildungspotential von 130 m³ pro Tonne Abfall und ein k-Wert von 0,1 angenommen wurden. Die beobachteten Gasemissionen der Deponie B legen aber nahe, dass diese Berechnung die Deponiegasproduktion deutlich überschätzt und als Obergrenze angesehen werden kann. Da die Gasprognosen eine rasche Abnahme der Gasproduktion vorhersagen und die Gasflüsse in allen Fällen nach 30 Jahren unter 20.000 m³ Deponiegas pro Jahr liegen, werden gasseitig keine barrierespezifischen Szenarien betrachtet. Durch den raschen Abbau und den hohen Feuchtegehalt des Abfalls (Wassereintrag vor und während der temporären Abdeckung) sollte die Deponiegasproduktion noch einige Jahre nach einer Oberflächenabdichtung weiter ablaufen können.

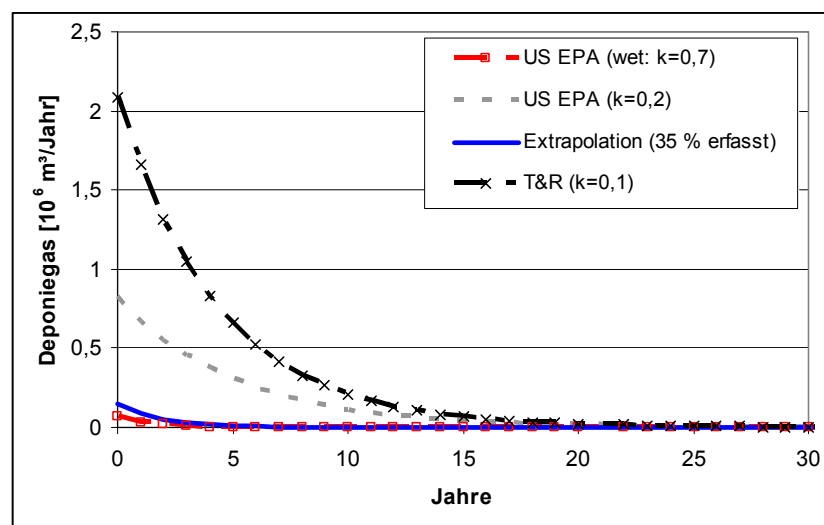


Abbildung 8-28: Mögliche Bandbreite zukünftiger Deponiegasemissionen von Deponie B

8.2.3.3 Kombination der Emissionsmodelle

Die entwickelten Szenarien beruhen auf jeweils unterschiedlichen Funktionen der technischen Barriersysteme, wodurch der Effekt verschiedener Interaktionsniveaus zwischen Umwelt und Abfallkörper illustriert werden kann. Ein weiteres Szenario könnte den Effekt einer Umlagerung der Fließwege durch die Aufbringung der Oberflächenabdeckung berücksichtigen. Da die temporäre Abdeckung (mineralische Schluffschicht) als Teil der Endabdeckung vorgesehen ist, erscheint eine entsprechende Neuverteilung aber unwahrscheinlich und wird daher im Rahmen der Emis-

sionsprognose nicht berücksichtigt. Die Überflutung der Deponie kann aufgrund der Hanglage ausgeschlossen werden und auch die langsame Aerobisierung des Abfallkörpers wird nicht als relevantes Szenario für die Beurteilung der Nachsorgedauer erachtet. In Tabelle 8-15 sind die Auftretenswahrscheinlichkeiten der entwickelten Emissionsszenarien für die drei Jahrhunderte des Prognosezeitraums dargestellt. Kurzfristig ist die Beibehaltung der aktuellen (bzw. für die Endabdeckung erwarteten) Barrierefunktion wahrscheinlich, nach einigen Jahrzehnten wird diese nachlassen und es wird eine graduelle Verschlechterung der Barrierefunktion erwartet (Szenario A). Auf längere Sicht könnte auch das vollständige Versagen der Barrieren von Bedeutung sein (hohe klimatische Belastung (Niederschlag, Temperatur)), für diesen Fall wäre allerdings der bereits zuvor ausgetragene Schadstoffanteil zu berücksichtigen.

Tabelle 8-15: Beurteilung der Szenarioeintrittswahrscheinlichkeiten für drei Zeitperioden

Modelle/Szenarien	Eintrittswahrscheinlichkeit		
	0-100 a	100-200 a	200-300 a
Status Quo: Temporäre Abdeckung + Endabdichtung	2	3	4
Szenario A: Graduelle Abnahme der Barrierefunktion	2	1	1
Szenario B: Totales Barriereversagen	4	4	3

Skala: 1...erwartet, 2... wahrscheinlich, 3... wenig wahrscheinlich, 4... unwahrscheinlich

Das Sickerwasser wird im Tiefpunkt der Deponie im Mitteldamm gesammelt und durch ein Sammelrohr in die freiliegenden Sickerwasserschächte geleitet. Eine freie Entwässerung wäre also, unter Annahme einer funktionierenden Dränage und Ausleitung, auch nach Beendigung der Nachsorge gegeben. Dieser ausgeleitete Anteil der Sickerwasseremissionen wäre in Bezug auf Direkteinleitgrenzwerte von Fließgewässern zu beurteilen, da die Ausleitung in das nahegelegene Gewässer anzunehmen wäre. Nichtsdestotrotz, wird auch der Fall eines Versagens der Entwässerung betrachtet und die gesamte Freisetzung der Sickerwasserfracht des Status Quo und des Szenarios A in den Untergrund evaluiert. Die entsprechenden Schadstoffausbreitungsszenarien werden als Status Quo* und Szenario A* bezeichnet.

8.2.4 Schadstoffausbreitung und Immissionen

8.2.4.1 Allgemein

Basierend auf den verschiedenen Emissionsschätzungen werden für definierte Beurteilungsorte die zu erwartenden Schadstoffkonzentrationen aufgrund der Deponieemissionen bestimmt. Für den Sickerwasserpfad erfolgt dies in der ungesättigten Zone oberhalb des Grundwasserspiegels (bzw. Grundwasserschwankungsbereiches), in der Grundwassereinmischzone und im Fließgewässer nach Exfiltration des (kontaminierten) Grundwassers. Die abgeschätzten Konzentrationsniveaus il-

lustrieren jeweils den Effekt der Sickerwasseremission. Für eine Abschätzung der Gesamtkonzentrationen an den verschiedenen OdB wären auch die jeweiligen Hintergrundkonzentrationen mit einzubeziehen. Für $\text{NH}_4\text{-N}$ und CSB sind diese sehr niedrig und daher von geringer Bedeutung, für Cl könnten die Hintergrundbelastungen aber auch höher und damit für die Gesamtkonzentrationen bedeutender sein. Nichtsdestotrotz werden in der Folge die Konzentrationen aufgrund der szenariobedingten Einträge der Deponiesickerwässer ohne Berücksichtigung eventuell vorhandener Hintergrundbelastungen abgeschätzt.

Deponiegasimmissionen werden an der Grenzfläche Deponieoberfläche/Atmosphäre basierend auf CH_4 -Flüssen betrachtet, eine Schadstoffausbreitungsmodellierung in der Deponieumgebung erfolgt für diesen Emissionspfad nicht.

8.2.4.2 Sickerwasser

Der Deponieuntergrund besteht aus lehmigen Kiesen auf denen ein Planum anhand einer Grobblockschüttung und einer schluffigen Schicht hergestellt wurde. Die ungesättigte Zone ist geringmächtig und der höchste Grundwasserspiegel wird ca. 1,2 m unterhalb der Basisdichtung angenommen. Aufgrund der mangelhaften Datelage wird diese Annahme auf der sicheren Seite getroffen. Generell ist für den darunterliegenden Grundwasserkörper von relativ hohen Spiegellinienschwankungen, einem starken Gefälle und einer relativ geringen Mächtigkeit im Deponiebereich (kaum über 5 m) auszugehen. Dieser Grundwasserkörper speist im Talbereich ein bedeutenderes Grundwasservorkommen, das als Trinkwasserreservoir einer stromab gelegenen Gemeinde in Frage kommt. Der Aufbau des Untergrundes, der im Rahmen der Schadstoffausbreitungsabschätzung berücksichtigt wird, ist in Abbildung 8-29 dargestellt. Die mineralische Dichtungsschicht wird aufgrund der Kornverteilung (8 – 15 % Ton, 30 – 40 % Schluff, Rest Sand) als lehmiger Sand approximiert. Die Trockenraumdichte dieser Schicht liegt zwischen 2,0 und 2,2 g/cm^3 . Die darüberliegende Kunststoffdichtungsbahn wird in der Ausbreitungsmodellierung nicht berücksichtigt. Die darunterliegenden lehmigen Schotter sowie Grob- und Feinplanum werden zu einer Schicht zusammengefasst, die als kiesiger Sand im Modell abgebildet wird. Die Feldkapazität der mineralischen Basisdichtungsschicht beträgt ca. 25 % und die Feldkapazität der kiesigen Sande wird mit 6 % abgeschätzt. Die Grundwasserfließgeschwindigkeit hängt zwar stark von den jeweiligen Verhältnissen bzw. dem Spiegelliniengefälle ab, wird im Rahmen der Ausbreitungsrechnungen aber (eher konservativ) mit 300 m/Jahr abgeschätzt.

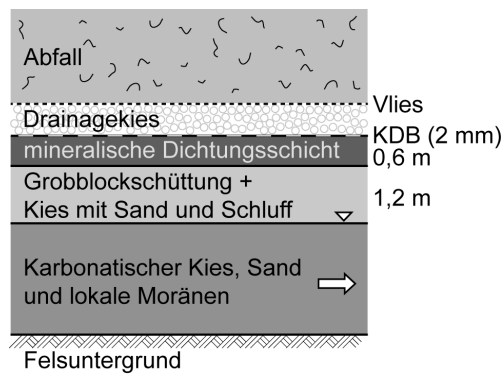


Abbildung 8-29: Aufbau des Deponieuntergrundes zur Abschätzung der Schadstoffausbreitung

Der Transport von Cl und $\text{NH}_4\text{-N}$ im Untergrund wird generell basierend auf den maximalen Konzentrationen im Sickerwasser anhand des AF-Verfahrens ermittelt. Für Szenarien mit zunehmenden Sickerwassermengen in den Untergrund (Szenario A und A*) werden jedoch die Zeitpunkte der maximalen Fracht für die Beurteilung herangezogen, da diese Herangehensweise konservativer ist (führt zu höheren Konzentrationen im Grundwasser bzw. oberhalb des Grundwassers). Außerdem wird auch zur Abschätzung der CSB-Ausbreitung im Untergrund der Ansatz über die maximalen Frachten gewählt, wobei die Frachten für Szenarien mit gleichbleibenden Sickerwasserflüssen über den Zeitraum der mittleren Aufenthaltsdauer der Schadstoffe in der ungesättigten Zone gemittelt werden (für CSB anhand Cl-Transportparameter abgeschätzt). Für diese gemittelten Frachten werden die Konzentration im Sickerwasser bestimmt und dann als Eintrag in das Grundwasser angesetzt. Es wird also kein Rückhalt oder Abbau für die organischen Sickerwasserinhaltsstoffe betrachtet. Entsprechende Modellrechnung sind möglich, setzen aber die Kenntnis einzelner Verbindungen voraus, für die eine spezifische Modellierung durchzuführen wäre.

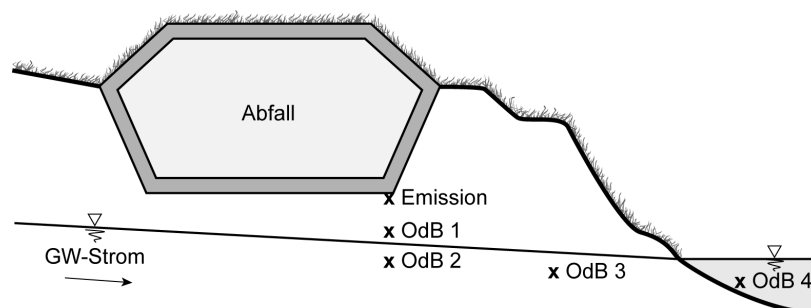


Abbildung 8-30: Schema des Deponie-Umwelt-Systems und maßgebliche Punkte der Beurteilung für Standort B

Die Konzentrationen aufgrund der Schadstofffreisetzung werden in der ungesättigten Zone oberhalb des höchsten Grundwasserspiegels (OdB1), in der Einmischzone im Grundwasser (OdB2), 100 m stromab der Deponiegrenze im Grundwasser (OdB3) und im Fließgewässer nach Infiltration des sickerwasserbeeinflussten Grundwassers (OdB4) ermittelt. Ausgewählte Transportparameter für die Abschätzung der deponiebedingten Schadstoffkonzentrationen an den Orten der Beurteilung sind in Tabelle 8-16 angeführt. Daraus geht hervor, dass lediglich für die mineralische Basisdichtung Sorptionsprozesse in Betracht gezogen werden, ansonsten beruht die Abminderung der Konzentrationen ausschließlich auf Dispersions-, Diffusions-, und Verdünnungserscheinungen. Obwohl ein Sickerwasseraustritt wahrscheinlich nicht über die gesamte Fläche auftritt, sondern kleinräumiger passieren würde (schmalere Abstromfahne), wird der Deponiequerschnitt als kontaminierte Abstrombreite angesetzt. Diese Vereinfachung führt zwar tendenziell zu einer Unterschätzung der Konzentrationen in der eigentlichen Fahne, in Bezug auf die Immissionen in den Grundwasserkörper ist diese Vereinfachung aber nicht maßgeblich. Um die Mächtigkeit der Schadstofffahne nicht zu überschätzen, wird eine geringe Einmischtiefe von 0,25 m angesetzt (aufgrund hoher Grundwasserspiegelschwankungen (mehrere Meter) als konservative Annahme zu betrachten).

Tabelle 8-16: Transportparameter zur Abschätzung der Schadstoffausbreitung im Untergrund

Ungesättigte Zone	Diffusionskoeffizient i. Wasser [m ² /a]	k _d -Wert [l/kg] (min. Dichtung)	k _d -Wert [l/kg] (lehmiger Kies)	Anmerkungen
Cl	0,0315	0	0	kein Abbau
NH ₄ -N	0,0378	0,5	0	kein Abbau

Grundwasser	Filtergeschwindigkeit [m/a]	Einmischtiefe [m]	kontaminierte Abstrombreite [m]	Anmerkungen
	300	0,25	100	kein Abbau*

* Der gelöste Sauerstoffgehalt im Grundwasserzustrom wird als Indikator zur Einschätzung des Potentials für den Abbau organischer Sickerwasserinhaltsstoffe und zur Nitrifikation von Ammonium heran gezogen.

Die Transportbetrachtungen erfolgen für die einzelnen Szenarien ohne Berücksichtigung des Zeitraums der temporären Abdeckung. Diese Zeitperiode wird separat betrachtet, da sie nicht maßgeblich für die Beurteilung der Deponieemissionen nach Beendigung der Nachsorge ist (die Abdeckung stellt eine Nachsorgemaßnahme dar).

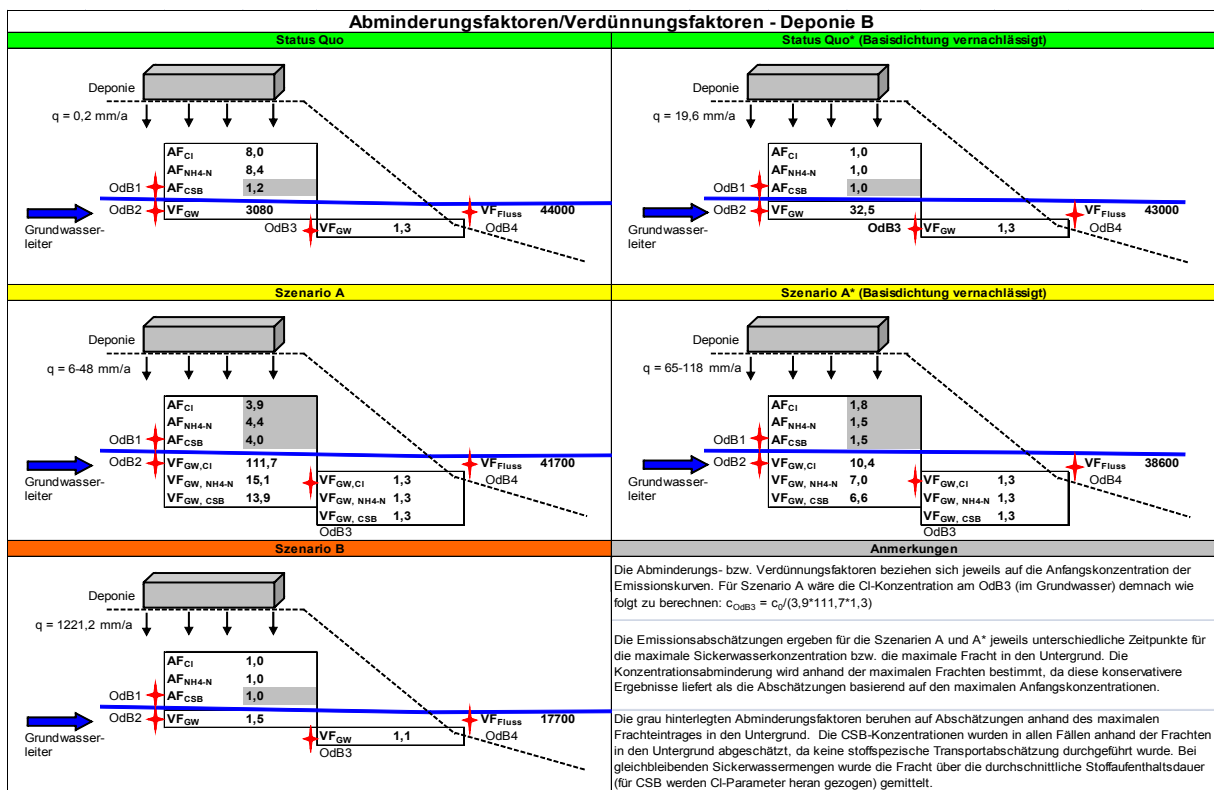


Abbildung 8-31: Abminderungs- und Verdünnungsfaktoren für die Sickerwasseremissionen in Bezug auf ausgewählte Orte der Beurteilung (OdB)

Die resultierenden Abminderungs- bzw. Verdünnungsfaktoren der jeweiligen Emissionsszenarien sind für die Sickerwasserparameter Cl, NH₄-N und CSB in Abbildung 8-31 dargestellt. Obwohl ein Teil des Ammoniumstickstoffs in Nitrat umgewandelt wird, werden im Rahmen der Modellrechnung keine Nitrifikationsprozesse betrachtet. Das Ausmaß der Nitrifizierung ist stark abhängig von den Redox-Verhältnissen in der ungesättigten Zone und im Grundwasserkörper (Einfluss der organischen Sickerwasserbelastung!) und wird nur qualitativ anhand der Sauerstoffsättigung des Grundwassers beurteilt. Die Verdünnungsfaktoren für den Ort der Beurteilung 3 (Grundwasser) basieren nicht auf einer stärkeren Vermischung der Schadstofffahne mit dem zuströmenden Grundwasser, sondern sind auf die Verdünnung durch neu gebildetes Grundwasser zurückzuführen. Die Fließstrecke vom Deponierand bis zum OdB3 beträgt 100 m, die kontaminierte Abstrombreite ebenfalls und die lokale Grundwasserneubildung wird mit 250 mm/a abgeschätzt (Böschungsbereich, teilweise versiegelte Fläche). Die Verdünnungsfaktoren aufgrund der Grundwasserneubildung liegen je nach Szenario zwischen 1,1 und 1,3 (vgl. Abbildung 8-31). Die Verdünnungsfaktoren im Fluss wurden für den mittleren Jahresabfluss berechnet und beziehen sich auf das kontaminierte Grundwasser (OdB3), wobei bei variablen Sickerwasserraten jeweils der niedrigste Verdünnungsfaktor dargestellt ist.

Tabelle 8-17: Berechnungsgrößen der Abschätzung über die Anfangskonzentrationen und Konzentrationen an den Orten der Beurteilung 1 und 2

Szenario	Parameter	$c_{0,max}$ [mg/l]	SIWA [mm/a]	AF [-]	Aufenthd. t_m [a]	c_{OdB1} [mg/l]	GW-Strom [m ³ /a]	VF_{GW} [-]	c_{OdB2} [mg/l]
Temporäre Abdeckung^a									
Status Quo	Cl	125	12,2	5,8	18,0	21,6	7500	51,4	0,42
Status Quo	NH ₄ -N	173	12,2	10,2	70,0	17,0	7500	51,4	0,33
Status Quo	CSB	252	12,2	1,4	18,0	178,4	7500	51,4	3,47
Szenario A									
Szenario A	Cl	125	14,5	4,9	15,0	25,5	7500	43,5	0,59
Szenario A	NH ₄ -N	173	14,5	8,5	59,0	20,4	7500	43,5	0,47
Szenario A	CSB	252	14,5	1,5	15,0	172,1	7500	43,5	3,96
Endabdeckung									
Status Quo	Cl	9	0,2	8,0	1110	1,1	7500	3080	0,00
Status Quo	NH ₄ -N	50,5	0,2	8,4	4260	6,0	7500	3080	0,00
Szenario B	Cl	9	1221,2	1,0	0,2	9,0	7500	1,5	5,98
Szenario B	NH ₄ -N	50,5	1221,2	1,0	0,7	50,5	7500	1,5	33,57
Status Quo*	Cl	9	19,6	1,0	11,0	9,0	7500	32,5	0,28
Status Quo*	NH ₄ -N	50,5	19,6	1,0	43,5	50,5	7500	32,5	1,56

^aCSB über mittlere Frachten abgeschätzt

Tabelle 8-18: Berechnungsgrößen der Abschätzung über die maximalen Frachten und Konzentrationen an den Orten der Beurteilung 1 und 2

Szenario	Parameter	$c_{0,max}$ [mg/l]	SIWA [mm/a]	Fracht [kg/a]	Aufenthd. t_m [a]	c_{OdB1} [mg/l]	AF [-]	VF_{GW} [-]	c_{OdB2} [mg/l]
Status Quo	CSB	121	0,2	0,2	1110,0	102	1,2	3079,8	0,03
Szenario A	Cl	9,0	2,0	0,1	111,0	2,3	3,9	111,7	0,02
Szenario A	NH ₄ -N	50,5	41,7	6,1	25,0	11,5	4,4	15,1	0,76
Szenario A	CSB	121	47,7	17,7	5,0	30,4	4,0	13,9	2,19
Szenario B	CSB	121	1221	1797	0,2	121	1,0	1,5	80,33
Status Quo*	CSB	121	19,6	28,7	10,0	120	1,0	32,5	3,70
Szenario A*	Cl	9,0	65,4	3,9	3,4	4,9	1,8	10,4	0,47
Szenario A*	NH ₄ -N	50,5	109,4	41,5	7,8	33,2	1,5	7,0	4,75
Szenario A*	CSB	121	117,5	107,9	2,0	80,0	1,5	6,6	12,19

^a Für die Abschätzung der mittleren Aufenthaltsdauer von CSB in der ungesättigten Zone werden die stoffspezifischen Transportparameter von Cl verwendet.

Die Eingangsgrößen der szenariobasierten Transportabschätzungen und die resultierenden Konzentrationen an den Orten der Beurteilung 1 und 2 sind in Tabelle 8-17 und in Tabelle 8-18 angeführt. Die Abschätzungen in Tabelle 8-17 wurden basierend auf den maximalen Konzentrationen und den entsprechenden Infiltrationsraten in den Untergrund ermittelt (nach Schneider und Stöfen 2004). Für die anderen Szenarien (Szenario A und A*) und die CSB-Betrachtungen werden die Ausbreitungsabschätzungen anhand von Frachtbetrachtungen vorgenommen. Die Konzentrationen am OdB1 werden anhand der Sickerwasserkonzentration zum Zeitpunkt

der maximalen Fracht ermittelt. Die restliche Vorgehensweise ist identisch mit dem Ansatz basierend auf den maximalen Anfangskonzentrationen im Sickerwasser.

8.2.4.3 Deponiegas

Die Abschätzungen der zukünftigen Deponiegasproduktion aus Abbildung 8-28 bilden die Grundlage zur Ermittlung der Methanfreisetzung in die Atmosphäre. Sowohl die Gasmigration im Untergrund als auch unmittelbare Brand- und Explosionsgefahren werden nicht betrachtet. Einerseits liegt die Deponie nicht in der unmittelbaren Umgebung von Siedlungen und andererseits ist aufgrund der relativ geringen Gasproduktion, der geplanten Oberflächenabdichtung und der vorhandenen Gasfassung keine maßgebliche Gefährdung durch diffus emittiertes Methan zu befürchten. Geht man von der vollständigen Emission des Methans durch die Deponieoberfläche (ohne eine ggf. relevante Methanoxidation zu berücksichtigen) aus, so ergeben sich für die Prognosen aus Abbildung 8-28 (50 Vol% Methangehalt im Deponiegas) die flächenspezifischen Methanbelastungen in Abbildung 8-32. Aus dieser Darstellung geht hervor, dass sogar für das Maximalszenario die Methanflüsse bereits 11 Jahre nach der Endabdeckung unter 0,5 kg Methan pro m² und Jahr liegen. Für die Extrapolation der hochgerechneten Deponiegasmengen (Annahme einer 35-prozentigen Erfassung) und die Abschätzung mit den Parametern für nasse Deponien, liegen die Methanflüsse zum Zeitpunkt der Installation der Endabdeckung bereits unter 0,05 kg Methan pro m² und Jahr.

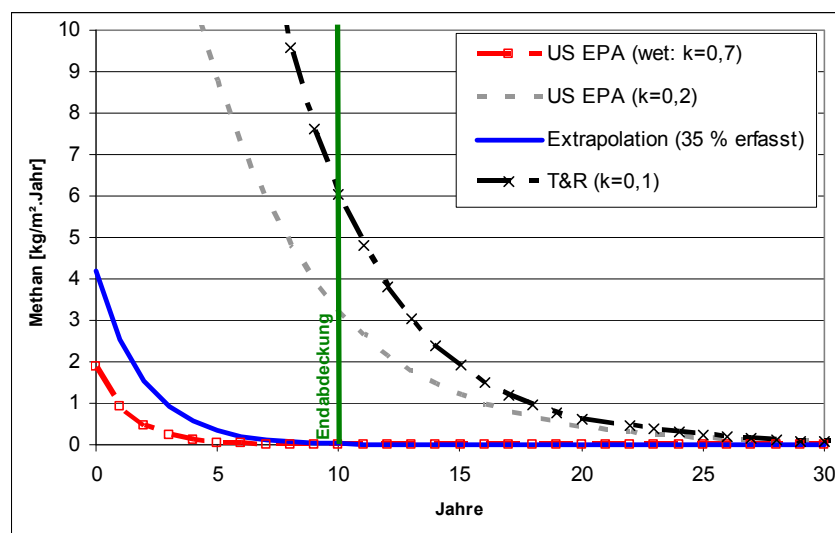


Abbildung 8-32: Methanflüsse über die Deponieoberfläche für verschiedene Deponiegasprognosen (Annahme: vollständige Emission des produzierten Deponiegases)

8.2.5 Beurteilung der Nachsorgedauer

Am Standort der Deponie B werden als relevante Schutzgüter die Atmosphäre (Deponiegas), der Boden (ungesättigte Zone), das Grundwasser und das Fließgewässer im Talgrund betrachtet. Akzeptable Beeinträchtigungen dieser Schutzgüter durch die Deponieemissionen können je nach Nutzung bzw. Bedeutung unterschiedlich sein. In diesem Fall ist das Grundwasser im Talbereich als potentielle Trinkwasserquelle zu behandeln, weswegen am OdB3 jedenfalls Trinkwassergrenzwerte einzuhalten wären. Je nachdem welche Szenarien betrachtet werden, ergeben sich basierend auf dieser Anforderung unterschiedliche zulässige Emissionsniveaus (vgl. Tabelle 8-19)⁴¹.

Tabelle 8-19: Zulässige Konzentrationen der untersuchten Parameter im Deponiesickerwasser in Abhängigkeit des Emissionsszenarios

Parameter	OdB3 ^{a)} c _{GW} [mg/l]	Status Quo c ₀ [mg/l]	Szenario A c ₀ [mg/l]	Status Quo* c ₀ [mg/l]	Szenario A* c ₀ [mg/l]	Szenario B c ₀ [mg/l]
Cl	200	6.569.744	115.795	8.591	4.954	334,5
NH₄-N	0,5 / 11,3	17.246 / 389.750	44 / 986	21 / 485	7 / 155	0,84 / 19
CSB	5	24.450	362	215	64	8,4

a) Kriterien laut Trinkwasserverordnung (für NH₄-N beruhend auf maximal zulässigen Ammoniumstickstoffkonzentrationen und auf Nitratstickstoff bezogen (Annahme das Nitrifikation erfolgt ist))

Basierend auf den zurückgerechneten Maximalkonzentrationen im Deponiesickerwasser in Tabelle 8-19 lassen sich Aussagen über die Umweltverträglichkeit der verschiedenen Emissionsniveaus ableiten. Durch den, im Vergleich zu den Sickerwasserkonzentrationen, hohen Grenzwert am OdB3 und das große Verdünnungspotential, stellt Chlorid in keinem Fall einen kritischen Parameter für das Nachsorgeende der Deponie B dar. Aufgrund der Sickerwassersammlung am tiefsten Punkt und der freien Entwässerung in den Sickerwasserschacht außerhalb des Deponiekörpers wird Szenario A (graduelles Versagen der Barrieren an Oberfläche und Basis) als maßgebliches Szenario für das Nachsorgeende angesetzt. Somit wären Deponiesickerwasser mit einer NH₄-N-Konzentration unter 44 mg/l und CSB-Konzentrationen unter 362 mg/l bereits als umweltverträglich in Bezug auf den Untergrund zu betrachten. Die erfassten Sickerwässer wären aber unabhängig davon ggf. weiter (extensiv) zu behandeln bis diese in ein Fließgewässer eingeleitet werden können. Hier sind immissionsseitige Betrachtungen je nach Aufnahmekapazität des Fließgewässers (Hintergrundbelastung, weitere Quellen oder empfindliche Nutzungen/Systeme) anzustellen bzw. die vorgegebenen Einleitgrenzwerte einzuhalten.

⁴¹ Grundsätzlich wäre auch der Einfluss anderer Schadstoffquellen auf das Grundwasser abzuschätzen (z.B. Landwirtschaft, Streusalzausbringung). Außerdem ist eine eventuell vorhandene Hintergrundbelastung des Trinkwassers in Bezug auf die betrachteten Schadstoffe zu berücksichtigen.

Bei diesem Szenario könnten also die Einleitekriterien in das Oberflächengewässer die Nachsorgedauer bestimmen.

Stellt man für die Beendigung der Nachsorge die Bedingung, dass das gesamte Sickerwasser ohne erhebliche Umweltbelastung in den Untergrund infiltrieren kann, so wird Szenario A* als maßgeblich betrachtet (Szenario B wird für den Betrachtungszeitraum als wenig wahrscheinlich eingestuft). Dementsprechend wären die Anforderungen an das Sickerwasser deutlich strenger und lägen im Bereich der Direkteinleitegrenzwerte in ein Oberflächengewässer (vgl. Tabelle 8-12). Die Bandbreite an Nachsorgedauern, die sich für die Sickerwasserparameter in Bezug auf die jeweils zulässigen Emissionsniveaus ergeben, ist in Tabelle 8-20 in Abhängigkeit unterschiedlicher Nachsorgeszenarien dargestellt. Die kürzesten Nachsorgedauern ergeben sich im Fall einer längeren Dauer der temporären Abdeckung (Strategie einer intensiven Wasserinfiltration) und die längsten für eine effektive Einkapselung der Deponie bei gleichbleibender Funktion der technischen Barrieren (entspricht den Annahmen für den Status Quo). Die Annahmen zum Funktionsrückgang der Oberflächenabdichtung (vgl. Tabelle 8-20) entsprechen jenen von Szenario A.

Tabelle 8-20: Abschätzung der Nachsorgedauer basierend auf ausgewählten Sickerwasserparametern für unterschiedliche Nachsorgestrategien

Parameter	Oberflächenabdichtung (effektiv)	Oberflächenabdichtung (nachlassende Wirkung)	Temporäre Abdeckung
Cl	0	0	0
NH ₄ -N	110 - >>300	60 - 270	11 - 35
CSB	0 - >300	0 - 160	0 - 20

Die Behandlungszeiträume für Ammoniumstickstoff im Sickerwasser liegen somit jedenfalls bei einigen Jahrzehnten. Dagegen kann für die Deponiegasemissionen angenommen werden, dass diese relativ rasch unter eine zulässige Gasemissionsrate von 0,3 kg CH₄ pro m² und Jahr (vgl. Fellner et al. 2008) fallen werden. Gemäß den Abschätzungen aus Abbildung 8-32 wären die Methanemissionen spätestens nach ca. 25 Jahren ohne Behandlung umweltverträglich.

Aus den Betrachtungen der Nachsorgenotwendigkeit bzw. eines möglichen Nachsorgeendes wird deutlich, dass ein etwas längerer „Betrieb“ der temporären Abdeckung den Nachsorgezeitraum in jedem Fall verkürzen könnte. Je nach „Schutzziel“ bzw. maßgeblichem Emissionsszenario wären andere Zielwerte für die aktive Nachsorge vorzugeben. Daran anschließend ist die Einhaltung der Zielvorgaben im Rahmen extensiver Nachsorgemaßnahmen (v.a. Monitoring) zu überprüfen und nach Beendigung der Nachsorge nur noch immissionsseitig eine Überwachung notwendig. Im Rahmen der Bewertung wurden aufgrund der lückenhaften Datenlage (v. a. hydrogeologische Verhältnisse) konservative Modellannahmen getroffen, welche basierend auf entsprechenden Untersuchungen adaptiert werden könnten. Eine

dementsprechend aufwendigere Modellierung könnte für eine bestimmte Nachsorgestrategie durchgeführt werden, und in Hinblick auf die vorgegebenen Schutzziele das verbleibende Umweltrisiko am Standort detaillierter beurteilen.

8.3 Deponie C – geschlossene Baurestmassendeponie

8.3.1 Allgemeine Beschreibung

Die Deponie C wurde von 1992 bis 2008 als Baurestmassendeponie geführt und dementsprechend aus Bauschutt, mineralischen Abfällen und verunreinigtem Erdreich geschüttet. Die Deponie wurde im Jahr 2009 mit einem Gesamtvolumen von ca. 400.000 m³ geschlossen und mit einer Endabdeckung versehen. Die endgültige Oberflächenabdeckung besteht aus einer Rekultivierungsschicht (30 cm), darunter liegend einer mineralischen Dichtschicht (30 cm) und einer ein Meter mächtigen Ausgleichsschicht aus Bodenaushub. An der Basis verfügt die Deponie über ein Dichtungssystem, das zuunterst eine Lehmschicht mit einem Meter Mächtigkeit aufweist und darüber aus einer zweilagigen mineralischen Dichtschicht (jeweils 20 cm mit $k_f < 10^{-9}$ m/s) und einer Dränageschicht (30 cm Schichtstärke) besteht.

Am Deponiestandort herrscht ein eher trockenes Klima mit einem mittleren Jahresniederschlag von 613 mm. Der Standort befindet sich in der Nähe der Donau (vgl. Abbildung 8-33) und liegt über mächtigen Schotterablagerungen. In der Vergangenheit wurden einige Schottervorkommen in diesem Gebiet abgebaut und anschließend die Gruben mit Abfällen verfüllt. Abgesehen von der Baurestmassendeponie befinden sich daher noch weitere Deponien (eine Massenabfalldeponie, eine Reststoffdeponie und eine Bodenaushubdeponie) im Nahbereich des Standortes C. Diese Ablagerungen werden im Rahmen der Nachsorgebeurteilung für die Deponie C nicht weiter betrachtet, es sei aber darauf hingewiesen, dass diese durch die Summationseffekte mehrerer Quellen einen Einfluss auf akzeptable Emissionsniveaus am Standort haben können.

Die Deponie liegt über einem mächtigen Aquifer der stark vom hydrologischen Regime der Donau beeinflusst wird. Der Abstand der Deponiesohle (Unterseite der Basisdichtung) zum höchsten Grundwasserstand beträgt ca. 4 m, wobei im Rahmen von Bohrungen festgestellt wurde, dass die ungesättigte Zone vor allem aus Feinsand mit variablen Schluff- und geringen Tonanteilen besteht. Der Grundwasserleiter besitzt im Bereich der Deponie eine Mächtigkeit von ca. 10 Metern und ist vorwiegend aus Sand mit teilweise beträchtlichen Kiesanteilen aufgebaut. Der Grundwasserstauer besteht aus Sandstein.

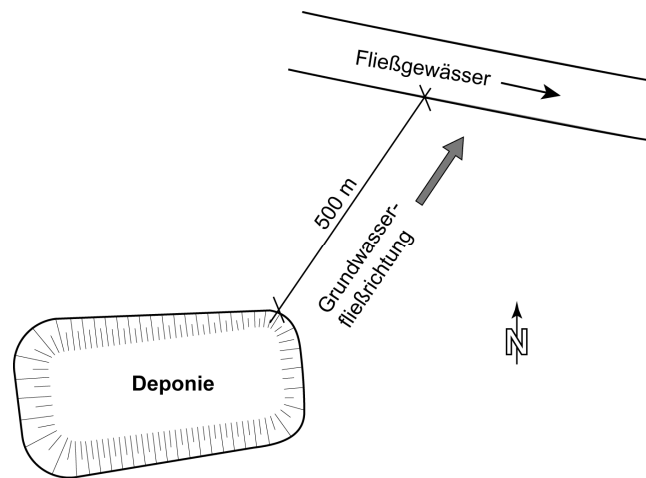


Abbildung 8-33: Lageskizze der Deponie C in Bezug auf die Grundwasserfließrichtung und Oberflächengewässer

8.3.2 Monitoringdaten und aktuelle Situation

Daten zu den abgelagerten Abfallmengen sind für die Jahre 1992 bis einschließlich 2000 nur als Gesamtmenge verfügbar, daher wurden die entsprechenden jährlichen Deponiemengen über diesen Zeitraum gleichmäßig verteilt (vgl. Abbildung 8-34). Ab dem Jahr 2001 liegen detaillierte Angaben zur Menge und Zusammensetzung der abgelagerten Materialien vor. Insgesamt wurden an diesem Standort ca. 700.000 Tonnen Abfall mit einer Lagerungsdichte von ca. 1,8 Tonnen pro m³ eingebaut.

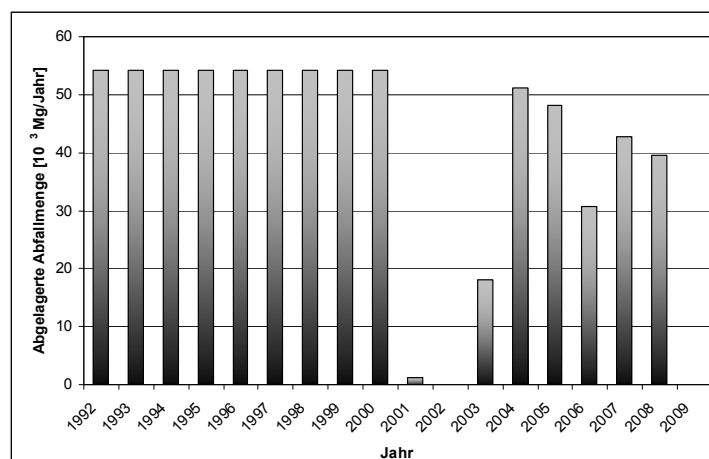


Abbildung 8-34: Abgelagerte Abfallmengen (vorwiegend Baurestmassen) am Standort C

Aufgrund der Ablagerung mineralischer Abfälle mit relativ niedrigem Reaktionspotential, ist eine Gasbildung im Abfallkörper nicht zu erwarten und daher auch kein entsprechendes Monitoring vorgesehen. Als einziger Emissionspfad nach Schließung und Abdeckung der Deponie verbleibt das Sickerwasser, das an der Deponiebasis

gesammelt wird. Aus fünf Sickerwassersammelschächten wird das Sickerwasser intermittierend in ein offenes Sammelbecken gepumpt. Angaben zur Sickerwassermenge sind nur anhand der Pumpzeiten bzw. über Angaben zum Wasserstand im Sickerwasserbecken möglich. Da für das Sickerwasserbecken auch oberflächlicher Wasserzufluss und Evaporationseffekte relevant sind und zum Teil auch Sickerwasser in den Abfallkörper rückgeführt wurden sind Informationen zum Sickerwasseranfall bzw. dem infiltrierten Niederschlagsanteil mit erheblichen Unsicherheiten behaftet. Außerdem sind entsprechende Sickerwasserdaten nur ab dem Jahr 2001 verfügbar – für den Zeitraum davor werden die Sickerwassermengen als mittlerer Niederschlagsanteil von 15 % (entspricht dem Mittelwert während des Deponiebetriebes) abgeschätzt. Messungen über den gesamten Deponierungszeitraum und die anschließende Nachsorge liegen somit nur für die Qualität des Sickerwassers vor. Obwohl einmal pro Jahr bis zu 56 Sickerwasserparameter gemessen wurden, ist auch die Aussagekraft dieser Daten kritisch zu betrachten. Da die Probenahme aus dem offenen Sickerwasserbecken erfolgte, können die Aerobisierung (v. a. in Bezug auf organische Sickerwasserinhaltsstoffe und Ammonium bzw. Nitrat relevant), die Verdünnung (Zufluss von Oberflächenwässern) bzw. die Konzentration (negative Wasserbilanzen während trockener Zeiträume) oder auch das Wachstum von Algen eine repräsentative Beprobung des Sickerwassers (in Bezug auf die Bedingungen im Deponiekörper) erschweren. Dementsprechend sind auch die statistischen Kenngrößen ausgewählter Sickerwasserparameter in Tabelle 8-21 unter diesem Aspekt zu betrachten und zu interpretieren (z.B. ist die Konzentration an Stickstoff im Sickerwasser insgesamt aussagekräftiger als die Anteile von $\text{NH}_4\text{-N}$ oder $\text{NO}_3\text{-N}$). Vor der statistischen Auswertung wurde der Datensatz außerdem von Ausreißern bereinigt. Beispielsweise wurden Chlorid-Konzentrationen gemessen, die einen Faktor 10 höher als alle anderen Chlorid-Beobachtungen lagen, wobei gleichzeitig niedrige (bzw. durchschnittliche) elektrische Leitfähigkeiten im Sickerwasser beobachtet wurden. Solche Messwerte wurden aus dem Datensatz entfernt, da angenommen wird, dass es sich hier nicht um natürliche Variabilitäten sondern um Übertragungs- oder Messfehler handelt.

Trotz der obigen Einschränkungen, lässt sich aus den Auswertungsergebnissen in Tabelle 8-21 ableiten, dass nur wenige Parameter im Sickerwasser hohe Konzentrationen im Vergleich zu den geltenden Direkteinleitgrenzwerten aufweisen. Dazu gehören die Stickstoffkonzentrationen (hier sind Nitrit, Nitrat und Ammonium aufgrund des Probenahmeortes gemeinsam zu betrachten), die organische Sickerwasserbelastung (CSB und TOC) und evtl. Chlorid. Auch die Sulfatkonzentrationen liegen auf hohem Niveau, lassen aber, im Gegensatz zu den zuvor erwähnten Kennwerten, keinen abnehmenden Trend erkennen. Daher wären die Sulfatkonzentrationsniveaus (700 – 900 mg/l) in einem ähnlichen Bereich auch im zukünftigen Si-

Sickerwasser zu erwarten bis der lösliche Sulfatanteil (1000 – 2000 mg/kg TS) des durchströmten Abfalls ausgetragen sein wird. Obwohl für Sulfat kein Einleitgrenzwert festgelegt ist und von Sulfat im Sickerwasser nur ein geringes Gefährdungspotential ausgeht, wird es im Rahmen der Emissionsprognose aufgrund der hohen Konzentrationen mitbetrachtet. Sulfat ist hoch mobil und besitzt ein geringes Transformationspotential (sofern nicht als Elektronenakzeptor im Zuge anaerober Abbauvorgänge benötigt), daher weist es ein ähnlich hohes Ausbreitungspotential wie Cl auf.

Tabelle 8-21: Statistische Kenngrößen ausgewählter Sickerwasserparameter über das gesamte Bestehen der Deponie C

Parameter	MW	Median	Min.	Max.	75%-Perzentil	Grenzwert*
pH [-]	8,04	7,96	7,10	9,20	8,46	6,5–8,5
LF [mS/m]	250,6	283,0	10,0	368,0	351,0	-
NH₄-N [mg/l]	0,2	0,1	0,02	1,2	0,2	10
NO₂ [mg/l]	0,05	0,03	0,01	0,27	0,09	2,0
NO₃ [mg/l]	17,0	5,5	> 1,0	69,0	26,8	-
SO₄ [mg/l]	784	860	137	1719	1327	-
Sulfid [mg/l]	<0,1	<0,1	<0,01	<0,5	<0,1	0,5
CSB [mg O₂/l]	26,2	29,5	18,0	93,0	44,0	50
TOC [mg/l]	8,3	9,4	2,1	16,9	14,7	25
KW _{sum} [mg/l]	<0,01	<0,01	<0,01	0,25	0,25	5,0
PAK [mg/l]	0,00	0,02	0,02	0,02	0,02	
Fe [mg/l]	0,07	0,25	0,03	0,42	0,37	2,0
Mn [mg/l]	0,07	0,19	0,06	0,74	0,42	-
Zn [mg/l]	0,10	0,04	0,01	1,40	0,15	0,5
Ni [mg/l]	0,01	0,09	0,08	0,09	0,09	0,5
Cu [mg/l]	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	0,01	0,5
Cd [mg/l]	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	<0,01	0,1
Sn [mg/l]	<0,1	<0,1	<0,01	<0,5	<0,1	2,0
Pb [mg/l]	0,01	0,04	0,04	0,04	0,04	0,5
Al [mg/l]	0,4	0,1	0,1	0,8	0,2	2,0
Cl [mg/l]	86,6	115,2	4,0	211,0	209,0	Toxizität

* Direkteinleitgrenzwerte der Abwasseremissionsverordnung Deponiesickerwasser (2003) bzw. der allgemeinen Abwasseremissionsverordnung (AAEV, 1996)

8.3.3 Emissionsprognose

Die Emissionsprognose beschränkt sich für die Deponie C auf das Sickerwasser. Das Basisjahr für die Emissionsprognose ist 2009, also die Fertigstellung der endgültigen Oberflächenabdeckung. Die betrachteten Emissionsszenarien basieren auf den ermittelten Sickerwasseremissionsmodellen (in Abhängigkeit des Wasser-Feststoff-Verhältnisses) sowie jeweils unterschiedlichen Funktionsniveaus der technischen Barrieren. Die Wasserwegigkeit und die chemischen Bedingungen im Abfallkörper bleiben unverändert.

8.3.3.1 Sickerwasser

Die Vorhersage von Emissionen erfolgt über den Sickerwasserpfad anhand von N_{ges} , CSB, Cl und SO_4 . Die Konzentrationen dieser Parameter liegen zwar zum Beurteilungszeitpunkt bereits unter den entsprechenden Direkteinleitgrenzwerten, sind aber nichtsdestotrotz in Bezug auf das Grundwassergefährdungspotential zu beurteilen. Die Modellfunktionen zur Abschätzung zukünftiger Konzentrationen in Abhängigkeit des Wasser-Feststoff-Verhältnisses sind in Abbildung 8-35 dargestellt. Zur Anpassung der Emissionsmodelle steht keine Zeitreihe zur Verfügung, da seit der Deponieschließung nur eine Messung (vgl. Abbildung 8-35) durchgeführt wurde. Die Anfangskonzentrationen der Modellfunktionen orientieren sich daher auch an den Median- bzw. Mittelwerten der Messungen, die in Tabelle 8-21 aufgelistet sind. Die mathematischen Modelle und die stoffspezifischen Parameter der einzelnen Sickerwasserparameter sind in Tabelle 8-22 angeführt. Aufgrund der mangelhaften Messdaten und der kurzen Zeitreihe ist festzuhalten, dass für eine zuverlässigere Schätzung der zukünftigen Sickerwassercharakteristika jedenfalls noch Monitoringdaten erhoben werden müssen.

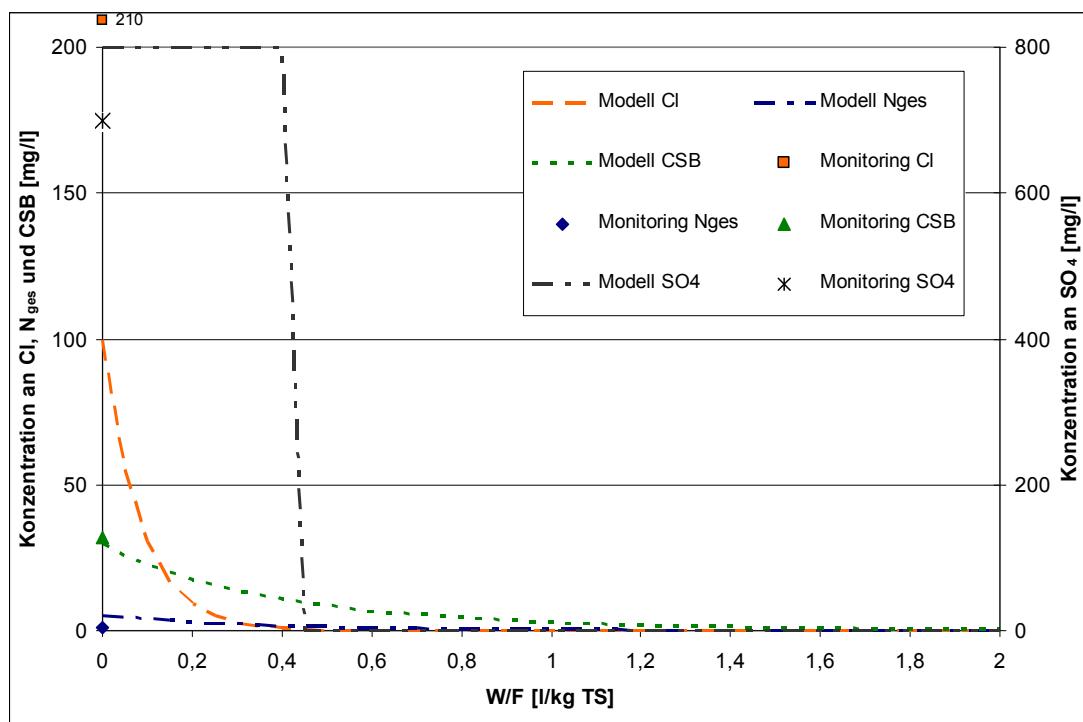


Abbildung 8-35: Modellfunktionen zur Abschätzung zukünftiger Sickerwasserkonzentrationen von Cl, N_{ges} , CSB und SO_4

Tabelle 8-22: Modellparameter zur Abschätzung der Konzentrationen von Cl, Nges, CSB und SO₄ im Sickerwasser

Parameter	c_0 [mg/l]	m_v [mg/kg]	h [-]	$c_{0,org}$ [mg/l]	m_{org} [mg/kg]
Cl [mg/l]	100	50		-	-
N _{ges} [mg/l]	3	8	6	2,3	4
CSB [mg/l]	15	50		14,6	25

$$\text{Modellgleichung: } c(t) = c_0 \cdot e^{-\left(\frac{c_0}{m_v} \cdot \Delta \frac{W}{F} \cdot h\right) \cdot t} + c_{0,org} \cdot e^{-\left(\frac{c_{0,org}}{m_{org}} \cdot \Delta \frac{W}{F} \cdot h\right) \cdot t}$$

Konstanter Konzentrationsverlauf im Sickerwasser

SO ₄ [mg/l]	800	2000	6	-	-
------------------------	-----	------	---	---	---

$$\text{Modellgleichung: } c(t) = c_0 \text{ für } t \cdot \Delta \frac{W}{F} \leq \frac{m_v}{c_0}; \quad c(t) = 0 \text{ für } t \cdot \Delta \frac{W}{F} > \frac{m_v}{c_0}$$

Die mobilisierbaren Stoffgehalte in Tabelle 8-22 wurden anhand von Eluatversuchen mit Abfallproben ermittelt. Die Anfangskonzentrationen im Sickerwasser orientieren sich an den mittleren Messwerten während der gesamten Bestandsdauer der Deponie, da nach der Schließung noch keine ausreichende Zeitreihe zur Verfügung steht um repräsentative Konzentrationen abzuschätzen. Die hohe Heterogenität der Wasserströmung lässt sich auf die insgesamt sehr geringe Wasserdurchlässigkeit der abgelagerten Materialien und die heterogene Kornstruktur der abgelagerten Materialien zurückführen. Eine spezifische Untersuchung der Wasserwegigkeit wurde am Standort nicht durchgeführt, weswegen die Aussagekraft des Heterogenitätsfaktors (h) in Frage zu stellen ist und durch geeignete Versuche (z.B. Tracer-tests) zu belegen wäre.

a) Status Quo: Unveränderte Funktion der Deponiehülle

Bei unveränderter Barrierefunktion infiltrieren 30,7 mm Niederschlag pro Jahr in den Deponiekörper, das heißt dass ein Anteil von 5 % des mittleren Jahresniederschlags durch die Oberflächenabdeckung sickert. An der Deponiebasis werden 99 % dieses Sickerwassers erfasst, den Sickerwasserschächten zugeleitet und in das Sammelbecken außerhalb des Deponiekörpers gepumpt.

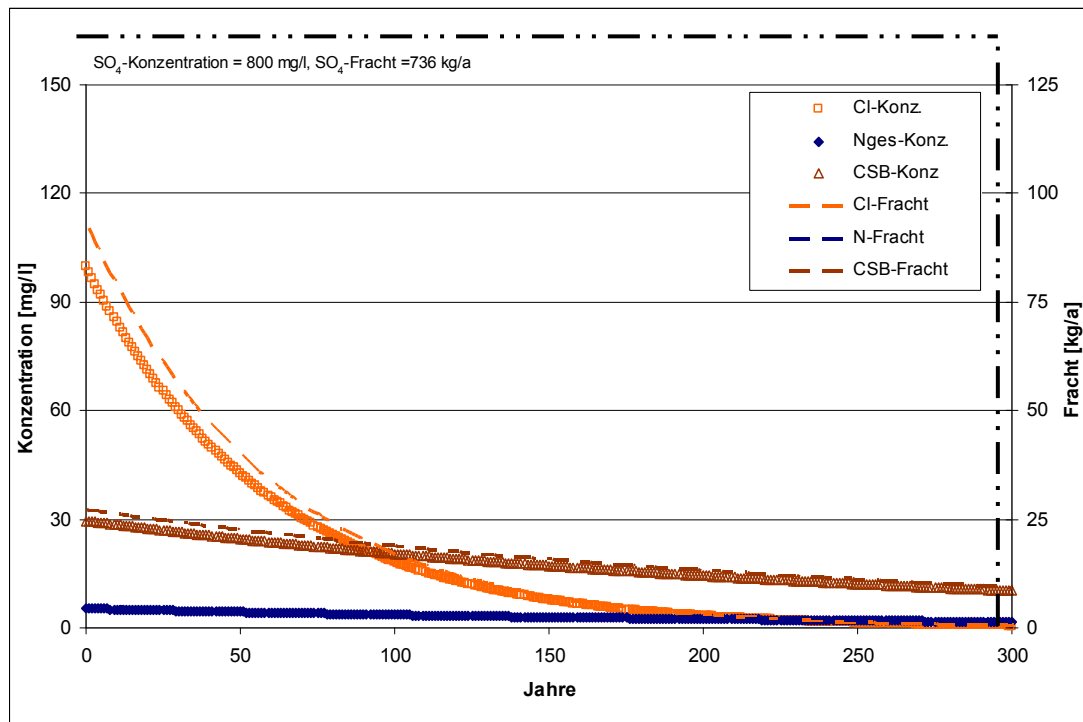


Abbildung 8-36: Emissionen im Sickerwasser unter der Annahme gleichbleibender Barrierefunktion (Status Quo)

Basierend auf den Annahmen zur Funktion der Oberflächenabdeckung und den Modellfunktionen aus Tabelle 8-14 wurden die Emissionsniveaus über das Sickerwasser für den Status Quo abgeschätzt. Wie aus Abbildung 8-36 ersichtlich ist, befinden sich die Konzentrationen im Sickerwasser großteils auf niedrigen Ausgangsniveaus (100 mg Cl/l, 5 mg N/l und 30 mg CSB/l) wobei sie mit zunehmendem Ablagerungsalter langsam abnehmen. Einzig die Sulfatkonzentration im Sickerwasser ist hoch (800 mg SO₄/l) und bleibt aufgrund der langsamen Reduktion des mobilisierbaren Anteils im Deponiekörper fast den gesamten Prognosezeitraum über, bis nach 295 Jahren, auf diesem Niveau. Dementsprechend liegt die Sulfatfracht für 295 Jahre konstant bei ca. 740 kg pro Jahr und fällt dann auf 0 kg/a ab. Die Frachten der anderen Sickerwasserparameter nehmen in gleicher Weise wie die Konzentrationen von anfänglich 92 kg Cl/Jahr, 4,9 kg N_{ges} pro Jahr und 27,2 kg O₂-Bedarf pro Jahr auf 0,6 kg Cl/Jahr, 1,5 kg N_{ges} pro Jahr bzw. 9,4 kg O₂-Bedarf pro Jahr nach 300 Jahren ab. Die Frachten in den Untergrund können durch die gleichbleibende Funktion der Basisabdichtung direkt aus den Gesamtsickerwasserfrachten abgeschätzt werden, wobei kontinuierlich 1 % der Sickerwasserfracht in den Untergrund emittiert wird.

b) Szenario A: Graduelle Abnahme der Barrierefunktion

Im Rahmen dieses Szenarios wird der Effekt allmählich nachlassender Funktionen der Deponiebarrieren auf zukünftige Emissionsniveaus untersucht. Zu Beginn des Prognosezeitraums entspricht die Funktion der Barrieren noch dem Status Quo, nimmt aber dann mit zunehmendem Alter der Barriersysteme graduell ab. Die Abschätzung der zukünftig zu erwartenden Funktionsniveaus ist aus Tabelle 8-23 ersichtlich, wobei die Beurteilung des aktuellen Zustandes der technischen Barrieren anhand der gleichen Kriterien wie für Standort A und B durchgeführt wurde (vgl. Tabelle 8-5 bei Standort A). Vor allem aufgrund der geringmächtigen Rekultivierungsschicht (und dadurch bedingt der Rissgefährdung der mineralischen Dichtungsschicht) nimmt die Infiltration durch die Oberflächenabdeckung während der ersten Serviceperiode (0-100 a) relativ stark zu. Insgesamt steigt die Wasserzutrittsrate in den Abfallkörper von ca. 30,7 mm/a am Anfang auf ca. 80 mm/a am Ende des Prognosezeitraumes. Die schlechteste Funktion der Abdeckung liegt mit 16 % Infiltrationsanteil des mittleren jährlichen Niederschlages relativ niedrig. Dieser Anteil deckt sich mit den beobachteten Sickerwassermengen der Deponie in offenem Zustand und kann anhand der geringen Durchlässigkeit des abgelagerten Materials und dem trockenen Klima mit hohen Verdunstungsanteilen am Niederschlag begründet werden. In Bezug auf die Basisdichtung ergibt die Funktionsabschätzung eine Abnahme des Sickerwassererfassungsgrades von anfänglich 99 % auf ca. 41 % am Ende des Modellierungszeitraumes.

Die Abschätzungen basierend auf den prognostizierten Barrierefunktionsniveaus und den Sickerwasseremissionsmodellen in Tabelle 8-22 sind für das gesamte Sickerwasser in Abbildung 8-37 und für den Emissionsanteil in den Deponieuntergrund in Abbildung 8-38 dargestellt. Die Konzentrationen an Stickstoff und chemischem Sauerstoffbedarf nehmen auch bei diesem Szenario langsam ab, wobei sie am Ende der Modellperiode 1 mg N pro Liter bzw. 6,4 mg O₂-Bedarf pro Liter betragen. Die Chloridkonzentrationen nehmen schneller ab und sind nach 220 Jahren praktisch vernachlässigbar (unter 1 mg Cl pro Liter). Die Konzentrationen an Sulfat bleiben dagegen für ca. 180 Jahre konstant auf 800 mg/l, fallen aber dann, nachdem der mobilisierbare Abfallanteil ausgetragen wurde, auf 0 mg/l. Die Sickerwasserfrachten nehmen für Sulfat bis zu diesem Zeitpunkt stetig bis auf 1594 kg/a zu, fallen dann aber ebenso auf 0 kg/a ab. Die Frachten der anderen Sickerwasserparameter nehmen ebenfalls von Beginn an zu, erreichen dann aber nach mehreren Jahrzehnten ihre jeweiligen Maxima. Die Chloridfracht beträgt nach knapp 20 Jahren max. 96 kg/a, die Stickstofffracht erreicht nach 90 Jahren 6,6 kg/a und die maximale CSB-Fracht beträgt 37 kg/a nach ca. 100 Jahren. Ab diesen Zeitpunkten nehmen die Frachten der Sickerwasserparameter wieder ab.

Tabelle 8-23: Beurteilung des aktuellen Zustandes der Deponiehülle bzw. der Einwirkungen am Standort und Abschätzung zukünftiger Funktionsniveaus im Zuge von Szenario A

OBERFLÄCHE		Gewichtungsfaktoren		
Kriterium	Beurteilung	0-100 a	100-200 a	200-300 a
Beobachtete Funktion der Barriere	2	0,36	0,08	0,07
Qualitätsmanagement bei Bau	1	0,38	0,44	0,12
Rekultivierungsschicht (Überdeckung)	3	0,33	0,48	0,49
Wärmeproduktion im Abfallkörper	1	0,09	0,06	0,04
Klima (Temperatur, Niederschlag usw.)	1	0,08	0,12	0,49
Vegetation und Nachnutzung	1	0,09	0,48	0,49
Geländeform	2	0,08	0,10	0,12
Setzungen an der Oberfläche	1	0,38	0,09	0,07
Dichtungskontrolle	2	0,10	0,06	0,05
Oberflächenentwässerungssystem	3	0,10	0,09	0,08
Resultat		3,39	3,38	3,37
Funktion - Oberfläche		SP1	SP2	SP3
	Beste Funktion [mm/a]	30,65	54,40	69,79
	Schlechteste Funktion [mm/a]	99,00	99,00	99,00
	Geschätzte Funktion [mm/a]	54,40	69,79	79,79
BASIS		Gewichtungsfaktoren		
Kriterium	Beurteilung	0-100 a	100-200 a	200-300 a
Beobachtete Funktion der Barriere	2	0,44	0,08	0,07
Qualitätsmanagement bei Design & Ausführung	1	0,46	0,49	0,44
Klima (Temperatur, Niederschlag usw.)	1	0,07	0,08	0,09
Wärmeproduktion im Abfallkörper	1	0,09	0,06	0,05
Abstand zum Grundwasserspiegel	1	0,08	0,08	0,09
Auflast	1	0,08	0,08	0,08
Sickerwasserzusammensetzung	1	0,08	0,08	0,08
Monitoring (z.B. Grundwasserbeobachtungsbrunnen)	3	0,08	0,07	0,07
Sickerwasserdränagesystem	1	0,46	0,11	0,1
Untergrundstabilität	1	0,1	0,44	0,46
Deponiegeometrie (Halden vs. Muldendeponie)	3	0,08	0,43	0,48
Resultat		2,78	3,08	3,18
Funktion - Basis		SP1	SP2	SP3
	Bester Erfassungsgrad [-]	0,99	0,79695	0,5817735
	Schlechtester Erfassungsgrad [-]	0	0	0
	Geschätzter Erfassungsgrad [-]	0,79695	0,5817735	0,41015032
	Sickerwasseraustritt in UG [mm/a]	11,0462147	29,1870982	47,0657535

Die Emissionsfrachten in den Deponieuntergrund nehmen von Beginn an zu und erreichen nach ungefähr 80 (Chlorid), 200 (Stickstoff und CSB) bzw. nach 180 (Sulfat) Jahren die jeweiligen Maxima (vgl. Abbildung 8-39). Für die N- und die CSB-Fracht kommt es danach zu einem langsamen Rückgang, wogegen die Cl- und die SO₄-Fracht in den Untergrund drastischer zurück gehen (für Letztere wird ein plötzlicher Rückgang auf Null angenommen).

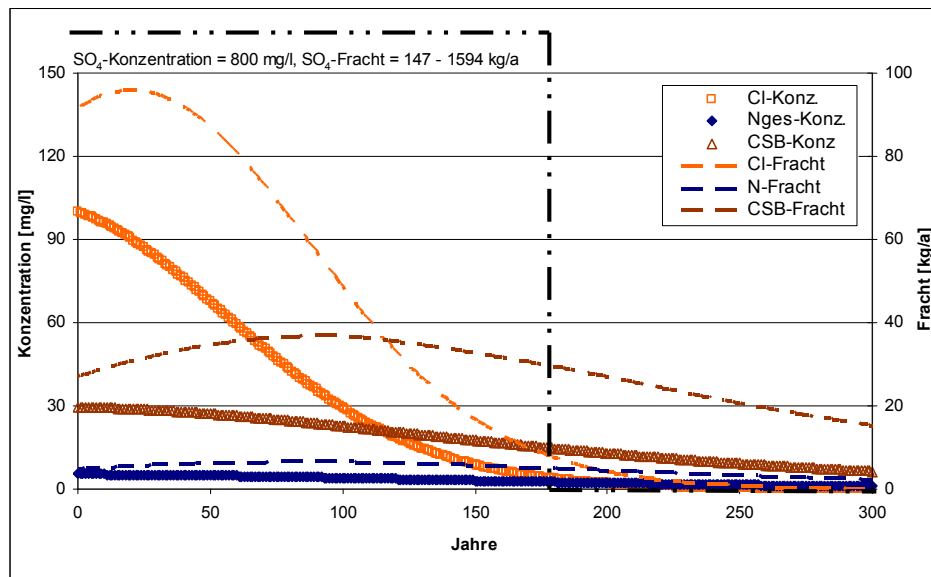


Abbildung 8-37: Emissionen im Sickerwasser bei gradueller Abnahme der Funktion der Oberflächenabdeckung von Deponie C

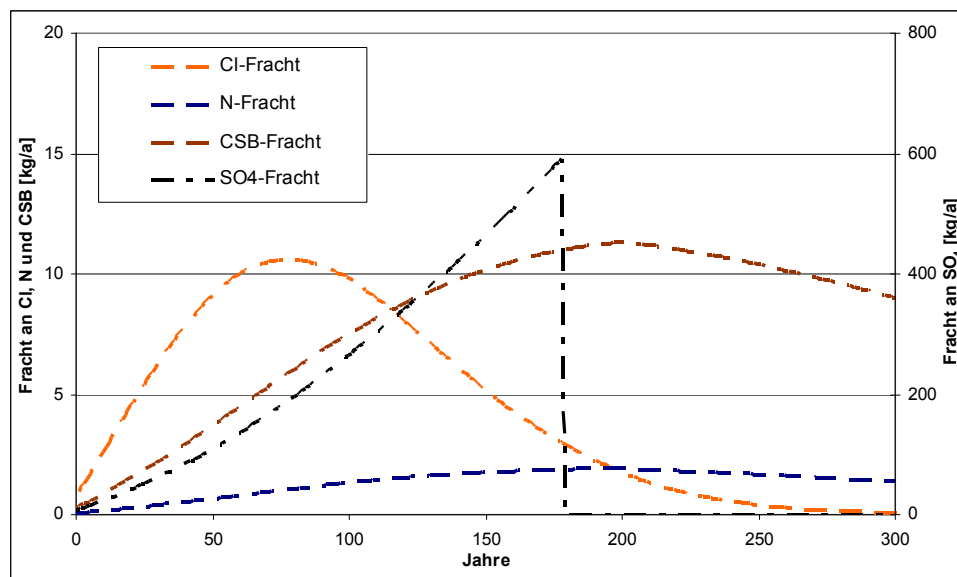


Abbildung 8-38: Sickerwasserfrachten in den Deponieuntergrund bei gradueller Funktionsabnahme der Deponiehülle

c) Szenario B: Totales Versagen der Barrieren

Im Zuge dieses Szenarios wird die vollständige Ineffektivität der technischen Barrieren betrachtet. Das bedeutet einen konstanten Wassereintrag in den Abfallkörper von 16 % des mittleren Jahresniederschlages der als Sickerwasser anfällt und an der Basis in den Deponieuntergrund emittiert wird.

In Abbildung 8-39 sind die prognostizierten Emissionsverläufe für Chlorid, Stickstoff, den chemischen Sauerstoffbedarf und Sulfat dargestellt. Die Konzentrationsniveaus

fallen aufgrund des relativ hohen Wasserdurchsatzes rascher als bei den anderen Szenarien und liegen für Cl nach ca. 40 Jahren unter 10 mg/l, für Stickstoff nach 80 Jahren unter 2 mg/l, für den CSB nach 160 Jahren unter 5 mg/l und für Sulfat nach 90 Jahren bei 0 mg/l. Dementsprechend nehmen auch die Frachten von anfänglich knapp 300 kg Cl/a, 16 kg N/a bzw. 88 kg O₂-Bedarf/a innerhalb weniger Jahre um mehrere Größenordnungen ab. Die Sulfatfracht liegt über 90 Jahre konstant bei 2376 kg/a, fällt aber dann abrupt auf 0 kg/a (theoretischer Verlauf ergibt sich durch Modellannahmen!).

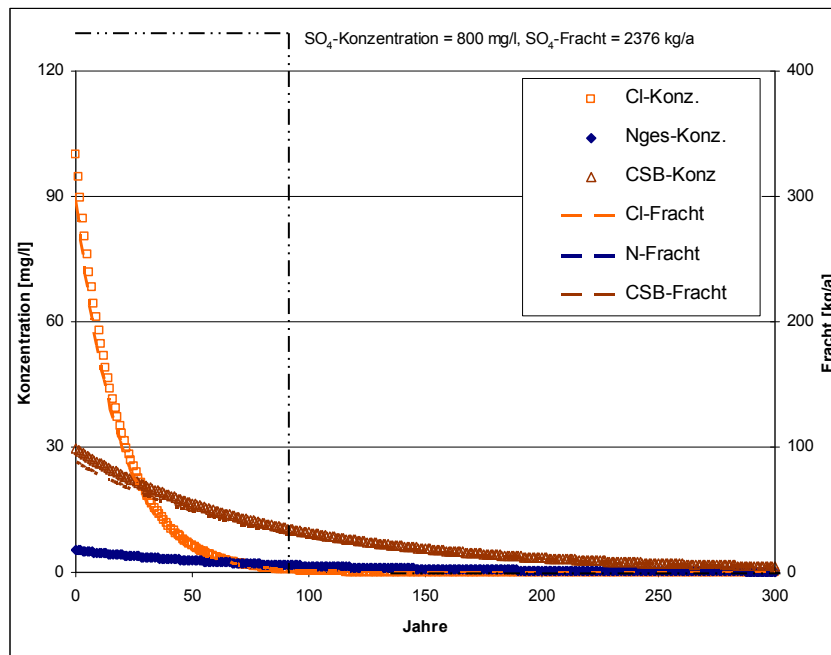


Abbildung 8-39: Sickerwasseremissionen für den Fall eines vollständigen Versagens der Deponiehülle

8.3.3.2 Kombination der Emissionsmodelle

Die entwickelten Szenarien illustrieren den Effekt verschiedener Interaktionsniveaus zwischen Umwelt und Abfallkörper (Barrierefunktionsniveaus) auf die erwarteten Emissionsniveaus. Für diese Szenarien sind die zugeordneten Auftretenswahrscheinlichkeiten in Tabelle 8-6 bezogen auf drei Serviceperioden (jeweils 100 Jahre) dargestellt. Kurzfristig ist die Beibehaltung der aktuellen Funktion der Endabdeckung plausibel, nach einigen Jahrzehnten wird aber eine graduelle Verschlechterung der Barrierefunktion immer wahrscheinlicher, weswegen dem Szenario A vordergründige Bedeutung zukommt. Szenario B wird während der ersten Jahrhunderte eine geringe Eintrittswahrscheinlichkeit zugewiesen, bei einem Auftreten nach einigen Jahrhunderten wäre aber jedenfalls der bereits ausgetragene Schadstoffanteil zu berücksichtigen.

Da die Deponie eine Muldenverfüllung darstellt und das Sickerwasser aus den Sammelschächten gepumpt werden muss, ist nach Beendigung des Pumpenbetriebes von keiner Entwässerung der Basisdrainage mehr auszugehen. Dementsprechend werden im Rahmen der Ausbreitungsrechnung für den Status Quo und das Szenario A auch die adaptierten Fälle der vollständigen Ineffektivität des Barriersystems an der Basis betrachtet. Die gesamte Sickerwasserfracht wird somit im Rahmen dieser angepassten Szenarien in den Untergrund emittiert. Die entsprechenden Schadstoffausbreitungsszenarien werden als Status Quo* und Szenario A* bezeichnet.

Tabelle 8-24: Beurteilung der Szenarioeintrittswahrscheinlichkeiten für drei Zeitperioden

Modelle/Szenarien	Eintrittswahrscheinlichkeit		
	0-100 a	100-200 a	200-300 a
Status Quo: Endabdeckung mit konstanter Funktion	3	3	4
Szenario A: Graduelle Abnahme der Barrierefunktion	2	1	1
Szenario B: Totales Barriereversagen	4	4	4

Skala: 1...erwartet, 2... wahrscheinlich, 3... wenig wahrscheinlich, 4... unwahrscheinlich

Grundsätzlich könnten noch weitere Szenarien für die Beurteilung zukünftiger Emissionsniveaus aus dem Deponiekörper herangezogen werden. Aufgrund der Standortverhältnisse, erscheinen die Szenarien zur Abbildung unterschiedlicher Barrierefunktionen jedoch ausreichend für die Beurteilung der wesentlichen Umweltrisiken⁴².

8.3.4 Schadstoffausbreitung und Immissionen

8.3.4.1 Allgemein

Ausgehend von den Emissionsprognosen werden für definierte Orte der Beurteilung die zugehörigen Schadstoffkonzentrationen abgeschätzt. In Bezug auf das Sickerwasser liegen die Orte der Beurteilung in der ungesättigten Zone oberhalb des Grundwasserspiegels (OdB1), in der Grundwassereinmischzone (OdB2), 100 m abstromig im Grundwasser (OdB3) und im Fließgewässer (Donau, OdB4) nach Exfiltration des (kontaminierten) Grundwassers (vgl. Abbildung 8-41).

⁴² Eine plötzliche Veränderung der Wasserwegigkeit ist aufgrund der hohen Dichte und Festigkeit des abgelagerten Materials wenig wahrscheinlich. Eine Überflutung ist durch vorgelagerte Hochwasserschutzmaßnahmen ebenfalls unwahrscheinlich. Sehr langfristige Szenarien (z.B. Erosion) sind im Hinblick auf die Nachsorgedauer wenig aussagekräftig.

8.3.4.2 Sickerwasser

Die Deponie liegt über Donauschottern mit einem mächtigen Grundwasserkörper der in nordöstliche Richtung der Donau zuströmt (siehe Abbildung 8-33). Die Grundwasserqualität ist durch intensive landwirtschaftliche Tätigkeiten in der Gegend beeinflusst, wobei vor allem eine starke Hintergrundbelastung an Nitrat zu verzeichnen ist (an den umliegenden Messstellen knapp unter 50 mg/l). Die Ammoniumkonzentrationen im Grundwasser liegen generell unter 0,1 mg/l und die Sauerstoffkonzentrationen des Grundwassers schwanken in der Regel zwischen 8 – 12 mg/l. Die Chloridkonzentrationen im Grundwasser schwanken jahreszeitlich (Streusalzausbringung im Winter) zwischen 10 und 15 mg/l.

Wie aus Abbildung 8-40 ersichtlich, besteht der Boden oberhalb des Grundwasserspiegels vor allem aus Sand (50 – 75 %) mit relevanten Schluffanteilen (25 – 40 %). Die Tongehalte nehmen mit zunehmender Entfernung vom Grundwasserspiegel zu und liegen 2 – 4 m über dem Aquifer zwischen 10 und max. 20 Gew% (vgl. Abbildung 8-40). Die Feinsandanteile nehmen etwas ab, dafür nimmt aber der Schluffanteil etwas zu. Die Lagerungsdichte dieser Schichten liegt bei ca. 1,5 g/cm³ und die vertikalen Durchlässigkeiten wurden im Labor mit 10⁻⁸ bis 10⁻⁷ m/s ermittelt. Die Feldkapazität liegt oberhalb des Grundwasserspiegels bei ca. 29 % und nimmt bis zur Unterseite des Deponieplanums auf 33 % zu. Letzteres wurde aus Lehm mit einem Meter Mächtigkeit hergestellt und bildet die Basis für die zweilagige mineralische Dichtschicht, deren 20 cm mächtige Schichten jeweils eine vertikale Durchlässigkeit < 10⁻⁹ m/s besitzen und mindestens mit einer Dichte von 1,8 g/cm³ eingebaut wurden. Die Dichtschicht und das Lehmplanum werden im Rahmen des Schadstoffausbreitungsmodells zusammengefasst zu einer Schicht, die als schwach sandiger Lehm charakterisiert wird. Diese Schicht ist 1,5 Meter mächtig und besitzt eine Feldkapazität von 34 %. Darüber liegt schließlich eine 30 cm dicke Kiesdränageschicht, die zur Ableitung des Sickerwassers aus dem Abfallkörper dient.

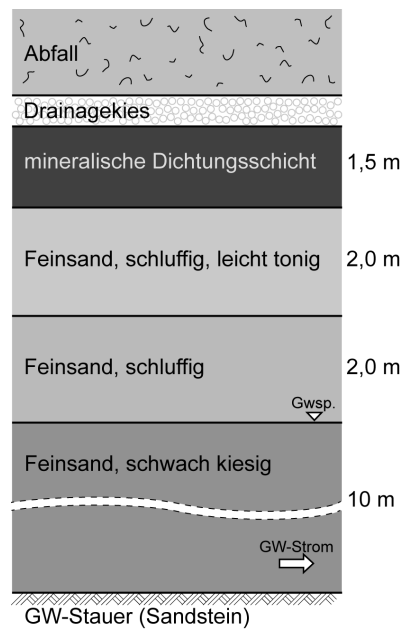


Abbildung 8-40: Untergrundaufbau zur Abschätzung der Schadstoffausbreitung am Standort C

Die Ausbreitung von Cl , N_{ges} und SO_4 im Untergrund wird basierend auf den maximalen Sickerwasserkonzentrationen anhand des AF-Verfahrens abgeschätzt. Für Szenarien mit zunehmenden Sickerwassermengen in den Untergrund (Szenario A und A*) werden die Zeitpunkte der maximalen Fracht für die Beurteilung herangezogen, da diese Herangehensweise konservativer ist (führt zu höheren Konzentrationen im Grundwasser bzw. oberhalb des Grundwassers). Außerdem wird zur Abschätzung der CSB-Ausbreitung im Untergrund der Ansatz über die Frachten gewählt, wobei die Frachten für Szenarien mit gleichbleibenden Sickerwasserraten jeweils über den Zeitraum der Sickerwasseraufenthaltsdauer in der ungesättigten Zone gemittelt (Sickerwasseraufenthaltsdauer anhand der Cl-Transportparameter ermittelt) und dann als Eintrag in das Grundwasser angesetzt werden.

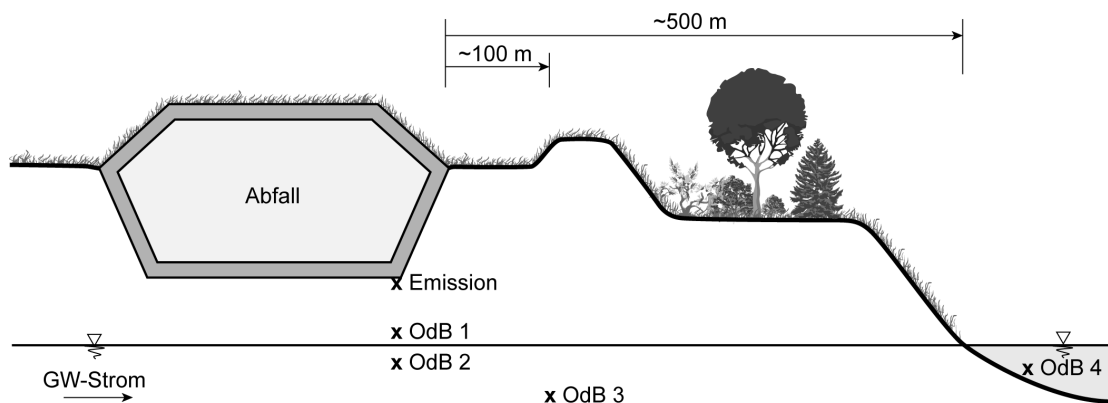


Abbildung 8-41: Schema des Deponie-Umwelt-Systems und maßgebliche Punkte der Beurteilung für den Standort C

In Abbildung 8-41 sind die verschiedenen Orte der Beurteilung für die Deponie C schematisch dargestellt. Wie bereits erwähnt weist der Grundwasserkörper im Hinblick auf Nitrat und Chlorid bereits eine relevante Hintergrundbelastung auf, die bei einer Bewertung der tatsächlichen Konzentrationen am OdB2 oder OdB3 zu berücksichtigen wäre.

Die Breite der Deponiebasis quer zur Grundwasserströmungsrichtung beträgt ca. 100 m. Ein Eintrag von Schadstoffen wird über die gesamte Breite angenommen, inwieweit dies der Realität entspricht kann derzeit nicht beurteilt werden, immissionsseitig ist das aber nicht von vordergründiger Bedeutung. Sorptionsprozesse (Kationenaustausch von Ammonium) werden nur in der mineralischen Dichtungsschicht (Lehm + 2-lagige Basisdichtung) berücksichtigt. Die restlichen Konzentrationsreduktionen der Schadstoffe basieren ausschließlich auf Dispersions-, Diffusions- und Verdünnungsprozessen. Einige wesentliche Transportparameter zur Abschätzung der Schadstoffausbreitung im Untergrund sind in Tabelle 8-25 dargestellt.

Tabelle 8-25: Transportparameter zur Abschätzung der Schadstoffausbreitung im Untergrund

Ungesättigte Zone	Diffusionskoeffizient i. Wasser [m ² /a]	k _d -Wert [l/kg] (min. Dichtung)	k _d -Wert [l/kg] (lehmgiger Kies)	Anmerkungen
Cl	0,0315	0	0	kein Abbau
N _{ges}	0,0378	0,5	0	kein Abbau
SO ₄	0,0189	0	0	kein Abbau

Grundwasser	Filtergeschwindigkeit [m/a]	Einmischtiefe [m]	kontaminierte Abstrombreite [m]	Anmerkungen
	500	0,25	100	kein Abbau*

* Der gelöste Sauerstoffgehalt im Grundwasserzustrom wird als Indikator zur Einschätzung des Potentials für den Abbau organischer Sickerwasserinhaltsstoffe und zur Umsetzung der Stickstoffverbindungen zu Nitrat verwendet.

In Abbildung 8-42 sind die Abminderungs- und Verdünnungsfaktoren in Bezug auf die definierten Beurteilungsorte dargestellt. Die Transportabschätzungen werden für die Parameter Cl, N_{ges} und SO₄ bei gleichbleibenden Sickerwasserflüssen über das AF-Verfahren (vgl. Schneider and Stöfen 2004) abgeschätzt. Für die Stickstoffausbreitung wurden die Stoffparameter von Ammoniumstickstoff heran gezogen, da angenommen wird, dass Stickstoff im Deponiesickerwasser vor allem in Form von Ammonium emittiert wird. Für den CSB erfolgt keine spezifische Modellierung, da aufgrund der Verschiedenartigkeit der organischen Verbindungen und der heterogenen Transporteigenschaften eine Beschreibung des Ausbreitungsverhaltens für den Summenparameter nicht sinnvoll ist. Der Transport von CSB wird über die maximalen Frachten in den Untergrund abgeschätzt. Die Konzentration zum Zeitpunkt

der maximalen Fracht entspricht der Konzentration am OdB1, wobei bei gleichbleibender Sickerwasserrate die Fracht über die mittlere Aufenthaltsdauer in der ungesättigten Zone gemittelt wird. Für die Szenarien mit zunehmender Sickerwasserrate (Szenario A und A*) werden die Konzentrationen am OdB1 generell anhand der maximalen Frachten ermittelt, da diese Vorgehensweise höhere Schadstoffkonzentrationen liefert als eine Abschätzung basierend auf dem Zeitpunkt der maximalen Konzentrationen im Sickerwasser (so wie dies beim AF-Verfahren der Fall ist). Die Berechnungsdaten und Ergebnisse der Schadstoffausbreitungsabschätzungen sind bis zur Einmischung ins Grundwasser (also für OdB1 und OdB2) in Tabelle 8-26 (AF-Verfahren) und Tabelle 8-27 (max. Frachten) angeführt.

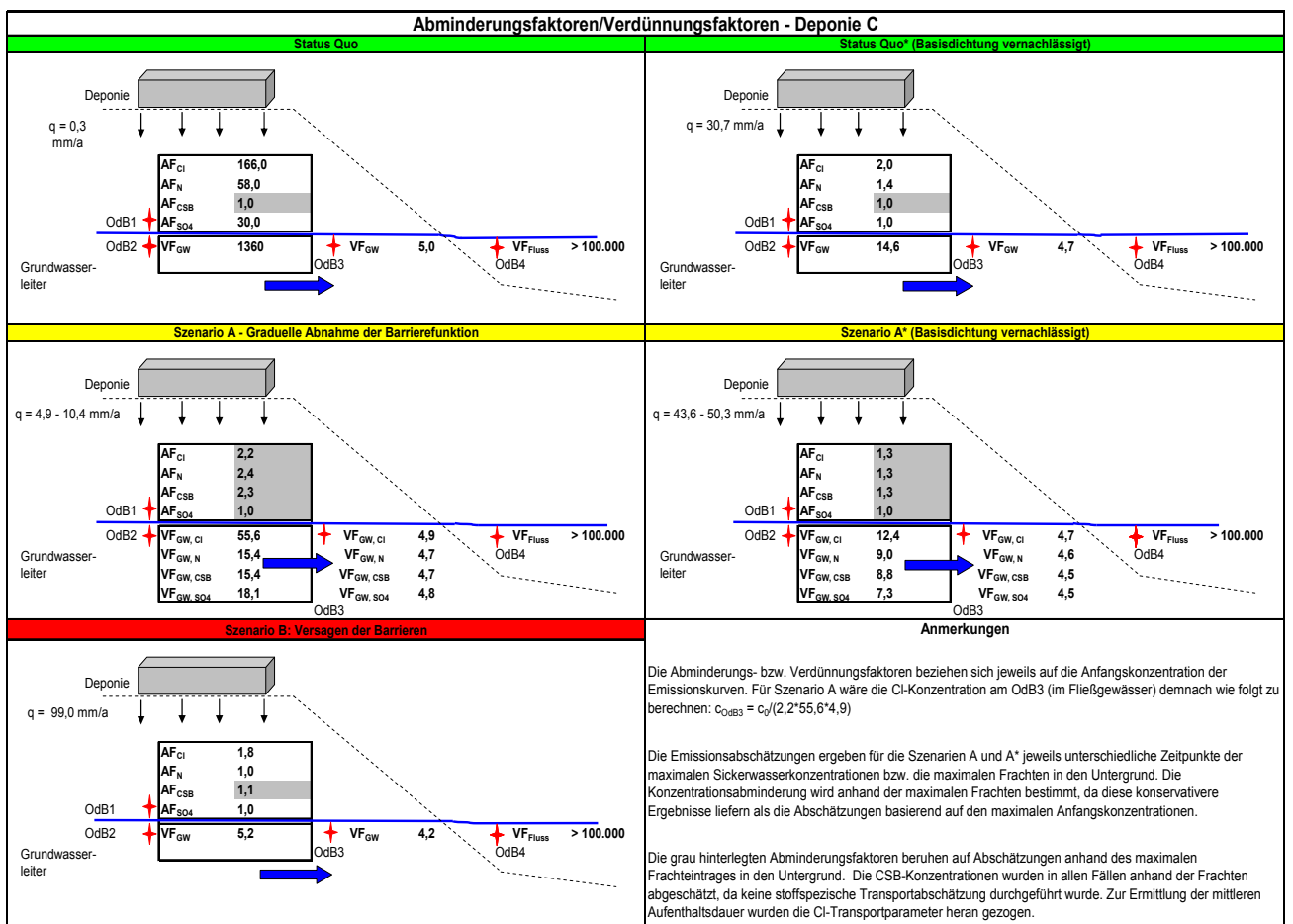


Abbildung 8-42: Abschätzung der Konzentrationsreduktion (bezogen auf die Anfangskonzentrationen im Deponiesickerwasser) durch die Schadstoffausbreitung im Untergrund der Deponie C

Tabelle 8-26: Berechnungsgrößen der Transportabschätzungen basierend auf dem AF-Verfahren für Cl, N_{ges} und SO₄ (Zeitpunkt der max. Konzentration = Zeitpunkt der max. Fracht)

Szenario	Parameter	C _{O,max}	SIWA	AF	Aufenthd.	C _{OdB1}	GW-Strom	VF _{GW}	C _{OdB2}
		[mg/l]	[mm/a]	[-]	t _m [a]	[mg/l]	[m ³ /a]	[-]	[mg/l]
Status Quo	Cl	100	0,3	166,0	5710	0,6	12500	1360	0,0
Status Quo	N _{ges}	5,3	0,3	58,0	8350	0,1	12500	1360	0,0
Status Quo	SO ₄	800	0,3	30,0	5710	26,7	12500	1360	0,0
Szenario B	Cl	100	99,0	1,8	18	55,6	12500	5,2	10,7
Szenario B	N _{ges}	5,3	99,0	1,0	26	5,3	12500	5,2	1,0
Szenario B	SO ₄	800	99,0	1,0	18	800	12500	5,2	154
Status Quo*	Cl	100	30,7	2,0	57	50,0	12500	14,6	3,4
Status Quo*	N _{ges}	5,3	30,7	1,4	84	3,8	12500	14,6	0,3
Status Quo*	SO ₄	800	30,7	1,0	57	800	12500	14,6	55

Tabelle 8-27: Berechnungsgrößen der Transportabschätzungen basierend auf den maximalen Frachten in den Untergrund

Szenario	Parameter	C _{O,max}	SIWA	Fracht	Aufenthd.	C _{OdB1}	AF	VF _{GW}	C _{OdB2}
		[mg/l]	[mm/a]	[kg/a]	t _m [a]	[mg/l]	[-]	[-]	[mg/l]
Status Quo	CSB	30	0,3	0,3	5710	29,6	1,0	1360	0,0
Szenario A	Cl	100	7,6	10,6	230	46,3	2,2	55,6	0,8
Szenario A	N _{ges}	5,3	29,0	1,9	90	2,2	2,4	15,4	0,1
Szenario A	CSB	29,6	29,0	11,3	60	13,0	2,3	15,4	0,9
Szenario A	SO ₄	800	24,4	591	71	800	1,0	18,1	44,7
Szenario B	CSB	29,6	99,0	79,0	18	26,6	1,1	5,2	5,1
Status Quo*	CSB	29,6	30,7	27,2	57	29,6	1,0	14,6	2,0
Szenario A*	Cl	100	36,4	86,0	48	78,8	1,3	12,4	6,3
Szenario A*	N _{ges}	5,3	52,0	6,6	50	4,2	1,3	9,0	0,5
Szenario A*	CSB	29,6	53,2	37,0	33	23,2	1,3	8,8	2,6
Szenario A*	SO ₄	800	66,3	1594	28	800	1,0	7,3	110

^a Für die Abschätzung der mittleren Aufenthaltsdauer von CSB in der ungesättigten Zone werden die stoffspezifischen Transportparameter von Cl verwendet.

Im Zuge der Ermittlung der Konzentrationen am OdB3 (100 m stromab der Einmischzone im Grundwasser) wird angenommen, dass sich die Schadstofffahne ausbreitet und die Mächtigkeit der Fahne innerhalb der Transportstrecke von 100 m um einen Meter zunimmt. Daraus ergibt sich der berechnete Verdünnungsfaktor, der aufgrund der tatsächlich meist höheren Dispersion (in der Literatur wird die transversale Dispersion oft mit 10 % der Fahnenlänge abgeschätzt) als konservativ angesehen werden kann. Der Eintrag dieser Schadstofffahne in das Fließgewässer führt zu einer weiteren Schadstoffverdünnung im Fließgewässer. Es wird keine weitere Konzentrationsabnahme vom OdB3 zum OdB4 berücksichtigt, außer der Einmischung in das Flusswasser. Aufgrund der extrem hohen Verdünnungsfaktoren im

Fließgewässer, kann auf die Betrachtung der Vermischung von Schadstofffahne mit unbeeinflusstem Grundwasser zwischen OdB3 und OdB4 verzichtet werden. Diese hätte kaum Einfluss auf die resultierenden Konzentrationsniveaus im Donauwasser.

8.3.4.3 Berücksichtigung der Hintergrundkonzentrationen im Grundwasser

In Abbildung 8-42, Tabelle 8-26 und Tabelle 8-27 ist die Ermittlung der sickwasserbedingten Konzentrationen an verschiedenen Orten der Beurteilung beschrieben. Die tatsächlichen Konzentrationen im Grundwasser können aber nur unter Berücksichtigung der Hintergrundbelastung des Grundwassers in Bezug auf die einzelnen Schadstoffe ermittelt werden. Bei sehr geringen Hintergrundkonzentrationen ist diese Überlegung sekundär, da die Konzentrationen im beeinflussten Grundwasser durch die Sickerwassereinträge dominiert werden. Bei höher belasteten Grundwasserkörpern gewinnt die Hintergrundkonzentration jedoch an Bedeutung und in manchen Fällen kann der Sickerwassereintrag auch zu einer Verdünnung der Schadstoffe im Grundwasser führen. Das Grundwasser am Standort C weist sehr niedrige Ammoniumkonzentrationen und eine hohe Sauerstoffsättigung auf, wodurch die Hintergrundbelastung für die Parameter N_{ges} (wird als Ammonium modelliert – in Bezug auf Nitrat liegen die Sickerwasserkonzentrationen unter den Konzentrationen im Grundwasser) und CSB in den Hintergrund rückt. Für die Parameter Cl und SO_4 spielt diese aber eine größere Rolle, weshalb die Ermittlung der tatsächlichen Grundwasserkonzentrationen hier kurz am Beispiel der Sulfatmissionen im Zuge von Szenario B diskutiert wird:

Die Sulfatkonzentration beträgt in diesem Fall 800 mg/l am OdB1. Durch die Einmischung ins Grundwasser beträgt die sickwasserbedingte Konzentration am OdB2 154 mg/l. Durch die weitere Ausbreitung der Schadstofffahne liegt die Konzentration am OdB3 bei 36,3 mg/l. Die tatsächlichen Konzentrationen im Grundwasser sind jedoch nicht bekannt, da hierfür eine Berücksichtigung der Hintergrundbelastung im Grundwasser erfolgen muss. Am Standort der Deponie C liegt die entsprechende SO_4 -Konzentration im Grundwasser bei etwa 30 mg/l. Die Sulfatgesamtkonzentration am OdB2 ergibt sich aus der Hintergrundkonzentration und der sickwasserbedingten Konzentration zu 178 mg/l durch die Berücksichtigung der mengenmäßigen „Grundwasserverdünnung“ durch das Sickerwasser⁴³. Für den

⁴³ Berechnung der tatsächlichen Konzentration im Grundwasser am OdB2:

$$C_{gesamt} [mg/l] = C_{Hintergrund} [mg/l] * VF_{SIVA} [-] + C_{OdB2} [mg/l]$$

$$\rightarrow C_{gesamt} = 30 * 0,81 + 154 = 178 \text{ mg/l}$$

$$VF_{SIVA} = \text{beeinflusster Grundwasserstrom} [m^3/a] / (\text{Sickerwasser} [m^3/a] + \text{beeinflusster Grundwasserstrom} [m^3/a])$$

$$\rightarrow VF_{SIVA} = 12500 / (2970 + 12500) = 0,81$$

OdB3 ergibt sich die Gesamtkonzentration in gleicher Weise (der beeinflusste Grundwasserstrom beträgt nun $62.500 \text{ m}^3/\text{a}$) zu 65 mg/l .

Die anschließende Beurteilung der Nachsorgedauer bzw. der Umweltverträglichkeit beruht, wie bei anderen Modellstandorten, auf der sickerwasserbedingten Schadstoffkonzentrationen am Ort der Beurteilung. Anhand der dargestellten Berechnungen wäre aber auch eine Beurteilung bzw. Begrenzung der Konzentrationsniveaus basierend auf Grundwassergesamtkonzentrationen an bestimmten Orten möglich.

8.3.5 Beurteilung der Nachsorgedauer

Da für die Deponie C nur der Sickerwasseremissionspfad betrachtet wird, beschränken sich die betrachteten Schutzgüter auf den Boden (ungesättigte Zone), das Grundwasser und das Fließgewässer im Nordosten der Deponie. Je nach Nutzung und Empfindlichkeit der jeweiligen Umweltmedien können sich tolerierbare Immissionsniveaus unterscheiden. Wie bereits beschrieben, sind in der Deponieumgebung noch weitere potentielle Schadstoffquellen vorhanden, die im Rahmen dieser Untersuchung aber nicht näher betrachtet werden. Demnach gilt vor allem das Grundwasser als relevantes Schutzgut zur Beurteilung der Umweltverträglichkeit der Deponieemissionen. Das Grundwasser am Deponiestandort weist bereits eine relativ hohe Hintergrundbelastung an Nitrat (knapp 50 mg/l) auf, die Chloridkonzentrationen liegen generell zwischen 10 und 15 mg/l und die Sulfatkonzentrationen betragen ca. 30 mg/l . Die Sauerstoffkonzentration im Grundwasser schwankt zwischen 8 und 12 mg/l . Die zulässigen Emissionsniveaus wurden für die drei Szenarien mit ineffektiver Basisdichtung (Status Quo*, Szenario A* und Szenario B) basierend auf den Ergebnissen der Transportabschätzungen berechnet (siehe Tabelle 8-19). Für die Beurteilung der sickerwasserbedingten Konzentrationen im Grundwassereinmischbereich (OdB2) werden die Grenzwerte der Trinkwasserverordnung (2001) herangezogen. Die zurückgerechneten, akzeptablen Konzentrationsniveaus liegen generell über den aktuellen Sickerwasserkonzentrationen. Lediglich bei totalem Versagen der technischen Barrieren an der Deponieoberfläche und an der Deponiebasis (Szenario B) käme es am OdB2 durch den Sickerwassereintrag zu einer Überschreitung des Stickstoffgrenzwertes (Annahme: keine Nitrifikation, gesamter Stickstoff als Ammonium).

Tabelle 8-28: Zulässige Deponiesickerwasserkonzentrationen basierend auf der Bewertung sickerwasserbedingter Konzentrationen am OdB2 für verschiedene Szenarien

Parameter	OdB2 ^{a)}	Status Quo*	Szenario A*	Szenario B
	c_{GW} [mg/l]	c_0 [mg/l]	c_0 [mg/l]	c_0 [mg/l]
Cl	100	2919	1580	938
N_{ges} ^{b)}	0,5	10	6	3
CSB	5	73	56	29
SO ₄	250	3649	1822	1302

a) Kriterien laut Trinkwasserverordnung

b) Für Stickstoff werden generell Ammoniumgrenzwerte angesetzt (konservative Herangehensweise)

Unter der Bedingung, dass die sickerwasserbürtigen Konzentrationen in der Grundwassereinmischzone geltende Trinkwassergrenzwerte nicht überschreiten, kann der aktuelle Zustand der Deponie C als nachsorgearm bzw. nachsorgefrei bezeichnet werden. Solange es nicht zu einem plötzlichen Totalversagen der Deponiehülle kommt, ist durch die Sickerwässer keine inakzeptable Beeinflussung des Grundwassers zu erwarten. Dementsprechend wäre eine Beendigung der Nachsorge für Deponie C umweltverträglich.

Auch unter Einbeziehung der Hintergrundbelastung des Grundwassers, z.B. an Sulfat (Grenzwert für Sickerwassereinfluss am OdB2 wäre 225 mg/l), würden die zulässigen Konzentrationen für Sulfat im Deponiesickerwasser bei Szenario B immer noch ca. 1170 mg/l betragen und damit über den aktuellen Konzentrationsniveaus liegen.

Die Nachsorge der Deponie ist nichtsdestotrotz vorerst fortzusetzen, um die Modellannahmen- und -vorhersagen anhand von Monitoringdaten und längeren Zeitreihen zu validieren. Besonderes Augenmerk ist auf eine Bestätigung der angesetzten Barrierefunktion bzw. des Funktionsverlaufes (v.a. an der Oberfläche) zu legen, da es bei mineralischen Dichtungen mit geringmächtigen Rekultivierungsschichten in vielen Fällen bereits nach wenigen Jahren drastischen Funktionseinbußen beobachtet wurden (vgl. Kapitel 5). Bestätigen sich die Modellschätzungen bzw. Trends (Emissionscharakteristika, Dichtungsfunktion usw.) so kann zu einer extensiven Nachsorgestrategie übergegangen werden, die eine Beendigung der Nachsorge vorbereitet. Ein geringfügiges Betreuungsniveau (z.B. Bewuchspflege) wird aber auch nach dem Nachsorgeende aufrecht zu erhalten sein.

8.4 Diskussion der Modellstandortbewertungen

Die vorhergehenden Abschätzungen der notwendigen Nachsorgedauern bis die Emissionen der Modellstandorte ein umweltverträgliches Niveau in Bezug auf bestimmte Schutzgüter erreichen sind generell mit hohen Unsicherheiten behaftet. Einerseits ist die Datenqualität in Bezug auf bestimmte Emissionspfade zum Teil mangelhaft (z.B. Deponiegasdaten für Standort A) und andererseits sind die Zeitreihen für die Ableitung aussagekräftiger Modellfunktionen teilweise zu kurz (z.B. Standort C). Die Bewertungen sind daher in erster Linie unter dem Aspekt der Anwendung und Illustration der Methodik zur Entwicklung standortspezifischer Entlassungskriterien aus der Nachsorge zu sehen.

Im Rahmen der Bewertungen wurden jeweils unterschiedliche Orte der Beurteilung zur Bestimmung umweltverträglicher Emissionsniveaus heran gezogen (vgl. Tabelle 8-29). Einerseits basiert dies darauf, dass den entsprechenden Umweltmedien unterschiedliche Funktionen bzw. Nutzungen zugeordnet wurden und sich daraus unterschiedliche Schutzniveaus ableiten lassen. Andererseits sollte dadurch auch die Bedeutung der Festlegung kritischer Beurteilungspunkte hervor gehoben werden. Dazu ist aber anzumerken, dass für die tatsächliche Bewertung tolerierbarer Beeinflussungen durch die Deponieemissionen verstärkt auch eine Betrachtung der Hintergrundbelastung des jeweiligen Schutzgutes und der Aufnahmefähigkeit im Hinblick auf bestimmte Nutzungsansprüche erfolgen muss. Beispielsweise ist die Erfüllung von Trinkwassergrenzwerten an einem bestimmten Ort zwar ein möglicher Beurteilungsmaßstab, steht aber per se noch in keinem Zusammenhang mit dem angestrebten Schutzniveau für das beeinflusste Gewässer. Eine entsprechende Argumentation wäre aber ein notwendiger Bestandteil einer behördlichen Beurteilung der Nachsorgenotwendigkeit.

Abgesehen von den Beurteilungskriterien unterschieden sich die Standortbewertungen auch in Bezug auf die Szenarien, die für die Beendigung der Nachsorge als maßgebend angesehen werden (vgl. Tabelle 8-29). Ist an einem Standort keine freie Sickerwasservorflut gegeben so wird angenommen, dass es nach der Beendigung der Nachsorge zu einer Sammlung des infiltrierten Wassers im Deponiekörpers und dadurch bedingt zur vollständigen Entwässerung in den Untergrund kommt. Dagegen könnte an einem Standort mit freier Sickerwasservorflut auch nach der Nachsorge noch eine (teilweise) Fassung und Ableitung (evtl. auch extensive Behandlung) des Sickerwassers erfolgen, wodurch die Betrachtung entsprechender Szenarien zu rechtfertigen ist. Es ist außerdem zu betonen, dass im Rahmen der Modellanwendungen ausschließlich Szenarien mit jeweils unterschiedlichen Barrierefunktionsni-

veaus aber mit identischen Modellfunktionen zur Vorhersage der Emissionscharakteristika entwickelt wurden. Das bedeutet, dass für jede Deponie davon ausgegangen wird, dass sich die Fließwege im Abfallkörper im Modellzeitraum nicht signifikant ändern und dass die mobilisierenden Lösungs- und Abbaumechanismen gleich bleiben. Dies wird zwar durch die anzunehmende Systemträgheit, das Pufferungsvermögens des Abfallkörpers gegenüber kleinräumigen Phänomenen sowie die Anpassung der Modellfunktion an das beobachtete Emissionsverhalten gestützt, eine massive Änderung der Deponiebedingungen wäre aber wahrscheinlich mit veränderten Emissionseigenschaften des Abfallkörpers verbunden. Besonders für Deponien mit hoher Wasserströmungsheterogenität (z.B. Deponie C) könnte eine Neuverteilung der Fließwege im Abfallkörper eine relativ starke Erhöhung der Sickerwasserkonzentrationen zur Folge haben (vgl. z.B. Kapitel 4.1.3.2.2 oder Anhang E). Solche Szenarien wurden im Rahmen der Modellanwendung nicht betrachtet, da während des Prognosezeitraums von keiner rapiden Umlagerung der Fließwege im Abfallkörper ausgegangen wird. Entsprechende Betrachtungen bzw. Szenarien könnten aber Teil einer Restrisikoabschätzung sein. Abgesehen von zusätzlichen Emissionsszenarien können auch andere Gefährdungen im Rahmen von Restrisikobewertungen betrachtet werden. Beispielsweise ist für eine Deponie die keine freie Entwässerung an der Basis besitzt zu überprüfen inwieweit ein gegebenenfalls zu erwartender Sickerwasseraufstau (v.a. wenn Basisdichtung sehr geringe Durchlässigkeit besitzt und Infiltrationsrate in den Deponiekörper entsprechend hoch ist) im Abfallkörper zu Standsicherheitsproblemen führen kann. Falls die geotechnische Stabilität dadurch gefährdet ist, wären dadurch bedingte Risiken gesondert zu beurteilen.

Tabelle 8-29: Abgeschätzte Nachsorgedauern der Modellstandorte in Anbetracht der maßgebenden Emissionsszenarien, Beurteilungsorte und Parameter

	Standort A ehem. Hausmülldeponie	Standort B ehem. Hausmülldeponie	Standort C Baurestmassendep.
	Szenario A*	Szenario A	Szenario A*
Maßgebliches Emissionsszenario	(Funktionsabnahme der Oberflächenabdeckung und Sickerwasser in den Untergrund)	(Graduelle Funktionsabnahme der Oberflächen- und Basisdichtung)	(Funktionsabnahme der Oberflächenabdeckung und Sickerwasser in den Untergrund)
Kritischer OdB (Untergrund)	Grundwasserfahne & Nitratstickstoffgrenzwert der TrinkwasserVO	Grundwasser (abstromig) & Ammoniumgrenzwert der TrinkwasserVO	Grundwassereinmischzone & Kriterien der TrinkwasserVO
Kritischer Parameter (Sickerwasser)	Ammoniumstickstoff (Nitrifizierung in Bezug auf Grenzwert angenommen)	Ammoniumstickstoff (Keine Nitrifizierung berücksichtigt)	- (evtl. N_{ges} , CSB und SO_4)
Nachsorgedauer (je nach Strategie)	80 – 450 Jahre	11 – 110 Jahre	Szenario A* ist umweltverträglich

Die Bewertung der Nachsorgedauer für die drei Modelldeponien ergibt je nach Nachsorgestrategie unterschiedliche Zeiträume⁴⁴. Für den Standort A liegt die ermittelte Nachsorgedauer bei mindestens 80 und maximal 450 Jahren (vgl. Tabelle 8-29). Für den Standort B betragen die ermittelten Nachsorgezeiträume je nach Strategie zwischen 11 und 110 Jahren, wenn man zur Beurteilung das Szenario A (Graduelle Abnahme der Barrierefunktion) heran zieht (vgl. Tabelle 8-29). Basierend auf den Emissionsabschätzungen nach Szenario A* (Graduelle Oberflächenabdeckungsfunktion und vollständige Entwässerung in den Untergrund) würden sich für den Standort B Nachsorgezeiträume zwischen 35 und vielen Jahrhunderten (>> 300 Jahre) ergeben. In Tabelle 8-29 wird aber das Szenario A als maßgeblich angesehen, da diese Deponie über eine Sickerwasserableitung im freien Gefälle verfügt und somit nach der Beendigung der Nachsorge eine (teilweise) Entwässerung plausibel erscheint. Sowohl für Standort A als auch für Standort B stellt Ammoniumstickstoff den kritischen Sickerwasserparameter dar. Im Fall der Baurestmassendeponie (Standort C) ergibt die Bewertung in Anbetracht von Szenario A* keine weitere Nachsorgenotwendigkeit (vgl. Tabelle 8-29) und selbst bei einem vollständigen Versagen der technischen Barrieren (Szenario B) wären nur für die Ammoniumkonzentrationen Überschreitungen der Trinkwassergrenzwerte am Ort der Beurteilung zu befürchten. Aufgrund der kurzen (und unvollständigen) Monitoringzeitreihen seit der Deponieschließung, sind für diesen Standort aber jedenfalls noch Messdaten zu erheben, um die zugrundeliegenden Modellannahmen zu validieren und die Aussagekraft der Bewertung zu belegen. Zusammenfassend gilt für alle Standorte, dass noch weitere Daten für eine zuverlässige Bewertung zu erheben wären. Speziell in Bezug auf die Schadstoffausbreitungsmodellierung könnten durch standortspezifische Daten und Untersuchungen, die einfachen (und dadurch konservativen) Abschätzungen durch realistischere Beurteilungen ersetzt werden. Außerdem wären für den Fall der Nachsorgeentlassung geeignete Überwachungskonzepte festzulegen, um die Modellvorhersagen zu prüfen bzw. die Szenariorandbedingungen zu überwachen.

Aus den durchgeführten Bewertungen wird ersichtlich, dass die gewählte Nachsorgestrategie einen massiven Einfluss auf die notwendige Nachsorgedauer hat (z.B. bei Standort B unterscheiden sich die Nachsorgedauern je nach Strategie um eine

⁴⁴ Zur Abbildung unterschiedlicher Nachsorgestrategien werden erschiedene Funktionsniveaus der Oberflächenabdeckung angenommen. Die maximale Infiltration von Wasser wird durch das totale Versagen der Barriere angenähert und die maximale Einkapselung des Abfallkörpers durch die Beibehaltung des aktuellen Barrierefunktionsniveaus, diese beiden Szenarien begrenzen die Bandbreite möglicher Interaktionsniveaus. Auf diese Weise kann je nach Nachsorgestrategie (unterschiedliche Wasserinfiltrationsniveaus) ein bestimmter Nachsorgezeitraum (bis die ermittelten Zielkriterien erreicht werden) abgeätzt werden.

Größenordnung). Die vorgestellte Methodik eignet sich somit als Basis, um unterschiedliche Nachsorgekonzepte zu evaluieren und den jeweiligen Aufwand bis zur Erreichung der ermittelten Zielwerte zu vergleichen.

9 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

9.1 Durchgeführte Arbeiten und entwickelte Bewertungsmethode

Um einer Schädigung von Mensch und Umwelt vorzubeugen, bedürfen Deponien auch nach der Beendigung der Abfallablagerung einer Bewirtschaftung. Diese Nachsorge umfasst im Wesentlichen die Erfassung und Behandlung der noch entstehenden Emissionen, die Kontrolle des Deponiekörpers und deponietechnischer Einrichtungen sowie alle dafür notwendigen Wartungs- und Instandhaltungsarbeiten. Die Nachsorgephase beginnt mit dem angezeigten Ende der Abfallablagerung und endet mit der behördlichen Feststellung, dass keine Nachsorgemaßnahmen mehr erforderlich sind. Das ist dann der Fall, wenn von einer Deponie keine Gefährdung für Mensch und Umwelt mehr zu erwarten ist.

Das Ziel des Projektes war es Kriterien zur qualitativen und quantitativen Beurteilung der Umweltverträglichkeit von Deponieemissionen, insbesondere hinsichtlich der Beendigung der Deponienachsorge, abzuleiten. Die Beurteilung der Umweltverträglichkeit von Deponien basiert einerseits auf der Abschätzung des mittel- bis langfristigen Verhaltens abgelagerter Abfälle und damit verbundener Emissionen, sowie andererseits auf der Bewertung der Umweltauswirkungen dieser Emissionen. Demgemäß müssen für die Entlassung aus der Nachsorge Informationen zu den abgelagerten Abfällen und damit verbundenen Emissionen, den technischen Deponiesystemen und den natürlichen Standortbedingungen erhoben und evaluiert werden. Anhand dieser Informationen ist schließlich zu beurteilen, ob das betrachtete Deponiesystem derzeit oder zukünftig mit Emissionen verbunden ist, die zu einer unzulässigen Beeinflussung relevanter Schutzgüter (z.B. Grundwasser) führen. Ist dies nicht zu befürchten, so kann die Deponie aus der Nachsorge entlassen werden.

Die methodische Basis des Bewertungsansatzes besteht aus der Beschreibung des Emissionsverhaltens der abgelagerten Abfälle, der Beurteilung der dauerhaften Funktion der technischen Deponiebarrieren und der Evaluierung von Schadstoffausbreitungsprozessen in der Deponieumgebung. Wesentliche Aspekte in Bezug auf die jeweiligen Elemente werden anschließend kurz zusammengefasst:

a) Emissionsverhalten abgelagerter Abfälle

In Kapitel 4 wurde das Emissionsverhalten von (ehemaligen) Hausmülldeponien, Reststoffdeponien (Schlackeablagerungen) und Baurestmassendeponien eingehend analysiert. Anhand von Literaturdaten und zahlreicher Datensätze von geschlosse-

nen Deponien (vorwiegend in Österreich) wurden die zeitlichen Emissionsverläufe, die verbliebenen Emissionspotentiale und Ansätze zur Prognose zukünftiger Emissionen beschrieben. Je nach Art der Abfallablagerung wiesen die Emissionen unterschiedliche Charakteristika auf und sind dementsprechend differenziert nach Deponietyp zu beurteilen.

Im Sickerwasser von ehemaligen **Hausmülldeponien** sind vor allem NH_4 , TOC (bzw. CSB), Cl und AOX als problematisch anzusehen, wobei speziell die NH_4 -Konzentrationen mit zunehmender Ablagerungsdauer nur eine sehr langsame Abnahme erkennen lassen. Eine detaillierte Charakterisierung der organischen Sickerwasserinhaltsstoffe⁴⁵ wäre in Hinblick auf die Beurteilung ihres Gefährdungs- und Ausbreitungspotentials wünschenswert, deponiespezifische Daten sind aber in der Regel nicht verfügbar. Schwermetalle liegen im Sickerwasser meist in niedriger Konzentration vor, führen aber vereinzelt zu Grenzwertüberschreitungen (im Bezug auf Einleitgrenzwerte). Über den Gaspfad ist für Hausmülldeponien primär die Freisetzung von Methan relevant, wobei bei der Erhebung und Auswertung von Messdaten jedenfalls die Mitansaugung von Luft, die unvollständige Gaserfassung sowie gegebenenfalls relevante Beimengungen an Spurengasen zu berücksichtigen sind. Modelle zur Abschätzung zukünftiger Emissionen des Abfallkörpers beruhen auf der Kenntnis mobilisierbarer Stoffpotentiale und zukünftiger Interaktionen zwischen Abfallkörper und Umgebung. Generell gilt, dass das verbliebene Stoffpotential im Abfallkörper noch hoch ist und Hausmülldeponien somit über lange Zeit eine potentielle Gefährdung für die Umwelt darstellen.

Das Sickerwasser von **Deponien für Müllverbrennungsschlacke** weist in den ersten Jahrzehnten vor allem hohe Konzentrationen löslicher Salze auf, aber auch TOC oder NH_4 liegen teilweise über den Einleitgrenzwerten. Letzteres ist vor allem auf den unvollständigen Ausbrand der Verbrennungsrückstände und dadurch bedingte organische Abfallanteile in der Schlacke zurückzuführen⁴⁶. Die Schwermetallkonzentrationen bewegen sich in den ersten Jahrzehnten des Deponiebestandes auf sehr niedrigem Niveau, könnten aber auf lange Sicht (Jahrtausende) verstärkt aus der Schlacke mobilisiert werden. Ein entsprechender Ansatz zur Abschätzung langfristiger Emissionen (basierend auf geochemischen Modellrechnungen) wurde vorgestellt, kurz- bis mittelfristig können Emissionsmodelle aber unter der Annahme gleichbleibender Bedingungen erstellt und anhand vorhandener Beobachtungen angepasst werden.

⁴⁵ Betreffend die organische Sickerwasserbelastung (CSB bzw. TOC) wäre eine stoffspezifische Charakterisierung (z.B. Huminstoffanteil, persite organische Schadstoffe) wünschenswert, um das Umweltgefährdungspotential besser einschätzen zu können.

⁴⁶ Die untersuchten Deponien lagen allesamt in der Schweiz, wo aufgrund veralteter Müllverbrennungsanlagen der Ausbrand oft unvollständig ist. In Österreich ist daher mit geringeren TOC and NH_4 Konzentration im Sickerwasser von Schlackedeponien zu rechnen

Bei **Baurestmassendeponien** lassen sich vor allem hohe SO_4 -Konzentrationen beobachten, außerdem sind auch erhöhte TOC-, N- und Cl-Gehalte im Sickerwasser anzutreffen. Letzteres ist insbesondere dann der Fall, wenn die Sortenreinheit bzw. der Vorsortierungsgrad der abgelagerten Baurestmassen gering ist. Vereinzelt können auch Schwermetalle (Eisen, Zink) oder spezifische organische Schadstoffe (z.B. PAK) im Sickerwasser von Bedeutung sein. Abgesehen von der Fortschreibung beobachteter Emissionsverläufe, können Aussagen zum Emissionsverhalten abgelagerter Baurestmassen aufgrund von Laborversuche (z.B. Säulenelutionsversuche) gemacht werden.

Tabelle A: Leitparameter zur Beurteilung der zukünftigen Abfallemissionen (identisch mit Tabelle 4-42)

Sickerwasser - Hauptparameter	Sickerwasser - Nebenparameter
<ul style="list-style-type: none"> - Sickerwasserkonzentrationen <ul style="list-style-type: none"> o Ammonium (NH_4), Nitrat (NO_3), Nitrit (NO_2) o CSB und/oder TOC bzw. DOC, BSB₅ o Cl, SO_4, Metalle (Fe, Zn, Cr etc.) - Sickerwassermengen <ul style="list-style-type: none"> o Sickerwasseranfall (kontinuierliche Messung, Pumpzeiten, Bilanzen usw.) 	<ul style="list-style-type: none"> - Elektrische Leitfähigkeit - Abflussverhältnisse bei Probenahme - pH-Wert, Redox (Eh), Temperatur - BSB₅/CSB-Verhältnis (< 0,1 typisch für stabile Methanphase)* - Organische Sickerwasserinhaltsstoffe (BTEX, AOX, Kohlenwasserstoffe, PAK) - Weitere Sickerwasserinhaltsstoffe
Deponiegas – Hauptparameter*	Deponiegas- Nebenparameter*
<ul style="list-style-type: none"> - Gasproduktionsrate und Gasabsaugrate (gemessen bzw. berechnet) - CH_4, CO_2, O_2, N_2 (in Vol%) 	<ul style="list-style-type: none"> - CH_4/CO_2-Verhältnis - Spurengase (z.B. H_2S, FCKWs)
Abfallkörper – physische Faktoren	Abfallkörper - Qualität
<ul style="list-style-type: none"> - Abfallmaterialien (Korngrößen, Heterogenität, Durchlässigkeit) - Wasser-Feststoff-Verhältnis - Heterogenität der Wasserströmung und -verteilung - Setzungsverhalten 	<ul style="list-style-type: none"> - Abfallzusammensetzung (chemisch), Stoffbilanzen - Untersuchungen: <ul style="list-style-type: none"> o lösliche Abfallanteile (in Abhängigkeit des pH-Wertes), o biochemische Mobilisierbarkeit organischer Abfallanteile*

*Typischerweise nur für ehemalige Hausmülldeponien relevant.

Trotz der dargestellten generellen Emissionstrends für einzelne Deponietypen ist zu betonen, dass eine Bewertung zu erwartender Emissionen aus dem Abfallkörper nur einzelfallspezifisch erfolgen kann. Entsprechende Modelle müssen beispielsweise Aspekte wie die Qualität der abgelagerten Abfälle, die Wasserströmungsverhältnisse (Heterogenität) oder deponietechnische Faktoren (Schütthöhe, Einbautechnik) berücksichtigen (vgl. Tabelle A). Als Basis für die Ableitung entsprechender Emissionsmodelle können die Leitparameter in Tabelle A herangezogen werden. Diese bilden einen Ausgangspunkt zur Darstellung wesentlicher Faktoren, die für die Beschreibung von Deponieemissionen zu beachten sind. Generell ist bei der Erhebung

und Analyse von Messdaten die Qualität einer Messung (z.B. Angabe der Abflussverhältnisse, Anwendung eines (dokumentierten) Probenahme- und Analyseprotokolls, repräsentativer Probenahmeort) mindestens ebenso wichtig, wie eine adäquate Frequenz. Demnach empfiehlt es sich für stillgelegte Deponien nach einer umfangreicheren Charakterisierung des Sickerwassers (und ggf. der Gasemissionen) das routinemäßige Monitoring auf relevante Parameter zu begrenzen und in größeren Zeitabständen (bei trockenen Abflussverhältnissen, damit es nicht zu einer Verdünnung evtl. vorhandener Spurenkonzentrationen kommt) ein breiteres Spektrum an Parameter zu erheben. Auf diese Weise wäre trotz geringerer Intensität der Emissionsüberwachung unter stabilen Deponierandbedingungen kein wesentlicher Informationsverlust in Hinblick auf die Beurteilung der Umweltverträglichkeit der Emissionen zu erwarten.

b) Dauerhafte Funktion der technischen Barriere

Technische Barrieren an Deponien dienen dazu Wechselwirkungen zwischen dem Deponiekörper und der Umwelt zu kontrollieren bzw. auf ein verträgliches Ausmaß zu beschränken. Barriersysteme können aus verschiedenen Elementen aufgebaut sein, die wichtigsten sind mineralische Dichtschichten, Geomembrane (inkl. Kunststoffbasisdichtungen), geosynthetische Tondichtungen, Dränageschichten und Reaktivierungs- und Wasserhaushaltschichten. Kurzfristig wird die Funktion der einzelnen Elemente vor allem durch Beschädigungen im Zuge des Einbaues, ungeeignete Aufbauten und Materialien, mangelhafte Ausführung und Standsicherheitsprobleme beeinflusst, mittel- bis langfristige (sekundäre) Funktionseinbußen ergeben sich aus der Intensität negativer Einwirkungen und der Widerstandsfähigkeit der jeweiligen Komponente. Je nach Systemaufbau kann das Versagen einer Komponente von hoher bzw. geringer Bedeutung für die Funktion des Gesamtsystems sein. Anhand von Laborversuchen und theoretischen Überlegungen ist es möglich die Servicezeiträume (=Dauer der Beibehaltung eines bestimmten Funktionsniveaus oder Barriereverhaltens) einzelner Komponenten abzuschätzen und entsprechende Vorhersagen zum Systemverhalten zu machen. Beispielsweise werden für Kunststoffdichtungsbahnen oft technische Lebensdauern von 100 – 300 Jahren angesetzt, Sickerwasserentwässerungssysteme können über mehrere Jahrzehnte funktionsfähig bleiben, oder tonmineralische Dichtschichten können Funktionsdauern im geologischen Zeitmaßstab (Jahrtausende) aufweisen. Je nach Bedeutung der Komponenten im Gesamtsystem, können für die Gesamtbarriere entsprechende Servicezeiträume abgeschätzt werden. Die Änderung der Systemeigenschaften über die Zeit bildet schließlich die Basis zur Abschätzung der Langzeiteffektivität verschiedener Barrieren, wobei aufgrund des spekulativen Charakters solcher Modelle bzw. der mangelnden Datenverfügbarkeit zur Kalibrierung und Validierung der Modelle

jedenfalls große Unsicherheiten bei den Abschätzungen bestehen. Da eine Überprüfbarkeit der Prognosen derzeit nicht möglich ist, sind bei der Modellentwicklung konservative Ansätze angebracht.

Im Rahmen dieser Arbeit wurde ein Ansatz zur Beurteilung der zukünftigen Funktionsfähigkeit der technischen Barrieren entwickelt, der im Wesentlichen auf der Beschreibung des Barriersystems und der Beurteilung verschiedener Standortfaktoren beruht. Letztere wurde im Rahmen einer Expertenbefragung zur Identifikation wesentlicher Faktoren für die Funktionsfähigkeit verschiedener Barriersysteme erhoben. Je nach Betrachtungszeitraum sind unterschiedliche Aspekte von Bedeutung: Kurzfristig stehen beispielsweise Faktoren wie die aktuelle Funktion der Barriere, das Qualitätsmanagement bei der Errichtung, die Setzungsbewegungen oder die Funktion der Sickerwasserdrainage im Vordergrund. Langfristig nehmen jedoch Faktoren wie das lokale Klima, die standorttypische Vegetation und die Rekultivierungsschicht, die geplante Nachnutzung oder die Deponieform an Bedeutung zu. Basierend auf einer Bewertung dieser Faktoren werden schließlich spezifische Funktionsniveaus für unterschiedliche Zeiträume ermittelt. Abgesehen von der Ermittlung des „erwartbaren“ Barrierefunktionsniveaus, werden auch die Fälle einer unveränderten Barrierefunktion (=Status Quo) und eines vollständigen Versagens der Barriere betrachtet. Dadurch ist es möglich im Rahmen der Emissionsmodelle die gesamte Bandbreite möglicher Interaktionen zu berücksichtigen. Die wichtigsten Informationen zur Abschätzung der dauerhaften Funktion unterschiedlicher Barriersysteme in Abhängigkeit der Standortgegebenheiten sind in Tabelle B zusammengefasst.

Tabelle B: Datengrundlage zur Bewertung der dauerhaften Funktionsfähigkeit der technischen Barrieren

Barriersystem	
Aufbau	Schichten, Designanforderungen, vergleichbare Systeme
Ausführung	Qualitätsmanagement (Prüfberichte, Protokolle, Dokumentation), lokale und globale Standsicherheitsnachweise
Beobachtete Funktion	Monitoringdaten (Sickerwasseranfall, Effektivität der Basisdichtung)
Abfalleigenschaften	
Setzungen	Setzungsverlauf (insgesamt) und lokale Setzungsdifferenzen
Temperaturen	Temperaturbereiche im Abfallkörper
Emissionen	Sickerwasserzusammensetzung (z.B. Verstopfung der Drainage)
Deponiestandort	
Klima und lokale Wasserbilanz	Niederschlag, Temperaturen, Grundwasserneubildung, evtl. Windverhältnisse
Nachnutzung und Vegetation	Nachnutzungskonzept, standorttypische Vegetation
Weitere Faktoren	Hydrogeologie, Extremereignisgefahr

c) Schadstoffabminderungsprozesse in der Deponieumgebung

Die Fähigkeit eines Umweltsystems negative Effekte verursacht durch den Eintrag von Schadstoffen abzumildern (generell als Natural Attenuation bezeichnet), wurde in Bezug auf deponiebürtige Schadstoffe untersucht. Im Detail wurden für ausgewählte Schadstoffpfade Ansätze zur Berücksichtigung von Schadstoffabminderungsprozessen vorgestellt und diskutiert, wobei der Schadstofftransport über das Sickerwasser im Deponieuntergrund im Mittelpunkt der Betrachtungen stand. Für diesen Pfad wurden natürlich ablaufende Prozesse, die zu einer Reduktion der Masse, der Toxizität, der räumlichen Ausdehnung, der Mobilität oder der Konzentration von Schadstoffen führen diskutiert und bewertet. Die wichtigsten Prozesse in Bezug auf Deponieschadstoffe sind der biologische Abbau, die Sorption, die Dispersion und die Verdünnung.

Zur Ermittlung vorhandener Rückhalte-, Abbau- und Verdünnungspotentiale von Sickerwasseremissionen im Deponieuntergrund ist eine Beurteilung relevanter Schadstoffmigrationsprozesse notwendig. Dazu ist ein geeignetes Transportmodell basierend auf stoffspezifischen Daten und standortspezifischen Informationen (Untergrundeigenschaften und lokale Randbedingungen) zu erstellen. Die Komplexität des gewählten Schadstofftransportmodells sollte jedenfalls die Menge und Qualität der Daten widerspiegeln, die zur Erstellung und Anpassung des Berechnungsmodells vorliegen. Je mehr Schätzwerte (z.B. Literaturangaben) an die Stelle von standortspezifisch erhobenen Größen treten, desto einfacher und konservativer sollte ein entsprechender Modellansatz sein.

Basierend auf der Evaluierung einiger Schadstofftransportmodelle (einfache Abschätzverfahren, analytische sowie numerische Berechnungsmodelle) wurde zur Beurteilung des Schadstofftransportverhaltens ein einfacher Ansatz⁴⁷ gewählt.

Für die ungesättigte Zone (Untergrund) wird ein Modell basierend auf der analytischen Lösung der Advektions-Dispersions-Gleichung in Kombination mit einem Massenbilanz-Ansatz bei variierenden Sickerwasserraten verwendet. Für die Einmischung und den Transport der deponiebürtigen Schadstoffe im Grundwasser werden ebenfalls frachtbezogene Betrachtungen herangezogen. Die zur Abschätzung der Schadstoffmigration im Untergrund erforderlichen Informationen sind in Tabelle C zusammengefasst.

⁴⁷ Dies begründet sich zum Einen damit, dass Daten zur Modellerstellung und -anpassung meist nur in grober Auflösung (wenn überhaupt) verfügbar sind und zum Anderen können konservative Abschätzungen eines einfachen Modells als Grundlage zur Erstellung komplexerer Schadstofftransportmodelle in einem nächsten Schritt dienen.

Tabelle C: Datenbedarf zur Abschätzung der Schadstoffmigrationsprozesse im Deponieuntergrund im Rahmen des Bewertungsverfahrens (Tabelle 6-8)

Emissionsquelle (Eingangsdaten aus Emissionsszenarien)	
Sickerwasserrate	Sickerwasserfreisetzung in den Untergrund
Schadstoffgehalte	Konzentrationen kritischer Parameter im Sickerwasser
Geometrie	Kontaminierte Fläche (z.B. Basisfläche der Deponie)
Ungesättigte Zone	
Schichtaufbau	Bodenschichten (inklusive mineralische Schichten der Deponiebasisdichtung) Für jede Schicht: Mächtigkeit und Bodenparameter (Korngrößenverteilung, Trockendichte, C_{org} -Gehalt, hydraulische Leitfähigkeit usw.)
Stoffspezifische Parameter	Für jede Schicht: Sorptionskoeffizienten Allgemein: Diffusionskoeffizient (Wasser und evtl. Luft), Abbauraten (Halbwertszeit)
Grundwasser	
Strömung und Aquifer	Grundwasserströmungsrichtung und hydraulischer Gradient Aquifereigenschaften (hydraulische Leitfähigkeit, Mächtigkeit, geologischer Aufbau)
Grundwasserqualität	Konzentrationen im An- und Abstrom (Schadstoffvorbelastung, Sauerstoffgehalt bzw. E_H -Werte)
Weitere Daten wären gegebenenfalls für potentiell beeinflusste Oberflächengewässer zu erheben (z.B. mittlerer Jahresabfluss)	

Vorgehensweise zur Ableitung von Nachsorgeentlassungskriterien

Die Herleitung von Entlassungskriterien für eine bestimmte Deponie erfolgt durch die Verknüpfung der drei Modelle zur Prognose der zukünftigen Emissionen des Abfallkörpers, der zukünftigen Funktion der technischen Barrieren, und der Schadstoffausbreitung in der Deponieumgebung

Eine schematische Darstellung der Bewertungsmethodik findet sich in Abbildung A. Die wesentlichen Pfade zur Beurteilung des Einflusses einer Deponie auf die Umwelt sind der Gaspfad und der Sickerwasserpfad, wobei letzterer für die Umweltverträglichkeitsbeurteilung aller Deponietypen relevant ist und langfristig die wichtigste Schadstoffemissionsquelle darstellt. Abgesehen von den Gas- und Sickerwasseremissionen können beispielsweise auch geotechnische Aspekte (Rutschungen oder Sackungen) eine Rolle spielen, solche Gefährdungen sind aber getrennt von der gegenständlichen Bewertungsmethode, z.B. im Zuge von Restrisikobetrachtungen, zu evaluieren.

Den **ersten Schritt** (vgl. Abbildung A) im Rahmen der Beurteilung stellt die Beschreibung der Deponie und der Deponieumgebung dar. Dies bedeutet im Wesentlichen die Erhebung von Daten zur Entwicklung der einzelnen Bewertungsmodelle (Datenbedarf in den Tabellen A bis C) und zur Identifikation und Charakterisierung potentiell betroffener Schutzgüter (siehe dazu auch Anhang A). Generell sind die vorhandenen Informationen bezüglich Aussagekraft und Unsicherheiten zu evaluieren.

ren und dementsprechend ergänzende Untersuchungen durchzuführen bzw. die Unsicherheiten im Rahmen der Bewertung zu berücksichtigen.

Im **zweiten Schritt** werden relevante Emissionsparameter für die Deponie (z.B. Ammonium im Sickerwasser, Methan im Deponiegas) als Leitparameter festgelegt und für diese Parameter Prognosemodelle zur Abschätzung zukünftiger Emissionen erstellt (siehe Abbildung A). Im Rahmen von Szenarioanalysen werden mögliche zukünftige Deponiebedingungen (z.B. Abnahme der Funktionstüchtigkeit von technischen Barrieren) betrachtet und für diese Emissionsvorhersagen erstellt. Durch die Zuordnung von Eintrittswahrscheinlichkeiten (in Abhängigkeit der Zeit) zu den einzelnen Szenarien werden maßgebliche Emissionsschätzungen festgelegt.

Im **dritten Schritt** werden diese Emissionsprognosen herangezogen, um die Schadstoffmigration in der Deponieumgebung abzuschätzen (vgl. Abbildung A). Für definierte Orte der Beurteilung (Schutzgüter) wird die Beeinflussung durch die prognostizierten Deponieemissionen mithilfe von Schadstofftransportmodellen ermittelt und mit bestimmten Grenzwerten bzw. zulässigen Beeinflussungsniveaus⁴⁸ (in Abhängigkeit der Empfindlichkeit des betroffenen Schutzgutes) verglichen.

Konkret werden im Rahmen der Ausbreitungsmodellierung Abminderungsfaktoren berechnet. Diese geben das Verhältnis zwischen der maximal zu erwartenden Konzentration am Ort der Beurteilung (z.B. Grundwasseroberfläche) und der maximalen Quellskonzentration (z.B. Sickerwasserkonzentration an der Deponiebasis) an. Bei einem Abminderungsfaktor von 2 beispielsweise beträgt die maximale Konzentration am OdB die Hälfte der maximalen Quellskonzentration. Die Abminderungsfaktoren werden schließlich verwendet, um in Abhängigkeit des jeweiligen Emissionsszenarios maximal zulässige⁴⁹ Konzentrationen im Deponiesickerwasser zu berechnen. Ausgangspunkt für diese Berechnung stellt die zulässige Schadstoffkonzentration (Beeinflussung) in einem bestimmten Schutzgut (Ort der Beurteilung) dar. Je nach maßgeblichem Szenario können auf diese Weise emissionsseitige Kriterien zur Entlassung aus der Deponienachsorge festgelegt werden (**Schritt 4** in Abbildung A). Ergänzend zu den Emissionsbegrenzungen sind die Randbedingungen der einzelnen Szenarien zu prüfen (z.B. geotechnische Stabilität) und gegebenenfalls zusätzliche Kriterien für das Nachsorgeende zu definieren (z.B. Nachweis der langfristigen Standsicherheit bei Wassersättigung des Abfallkörpers). Außerdem sind nicht betrachtete Szenarien (z.B. Überflutung der Deponie) im Zuge von Restrisikobetrachtungen (zumindest) qualitativ zu diskutieren. Die Entwicklung von Emissionen und Immissionen ist durch geeignete Monitoringmaßnahmen zu überwachen und die Modellannahmen und –prognosen sind durch Messdaten aus der Nachsorgephase

⁴⁸ z.B. Grenzwerte gemäß Trinkwasserverordnung

⁴⁹ Es kommt zu keiner Überschreitung der festgelegten Grenzwerte in den betrachteten Schutzgütern (Orten der Beurteilung)

zu validieren. Deuten die Monitoringdaten auf abweichende Entwicklungen (gegenüber den maßgeblichen Szenarien) hin, so ist der Deponiezustand erneut zu bewerten und Emissionsmodelle bzw. Szenarien sind entsprechend anzupassen.

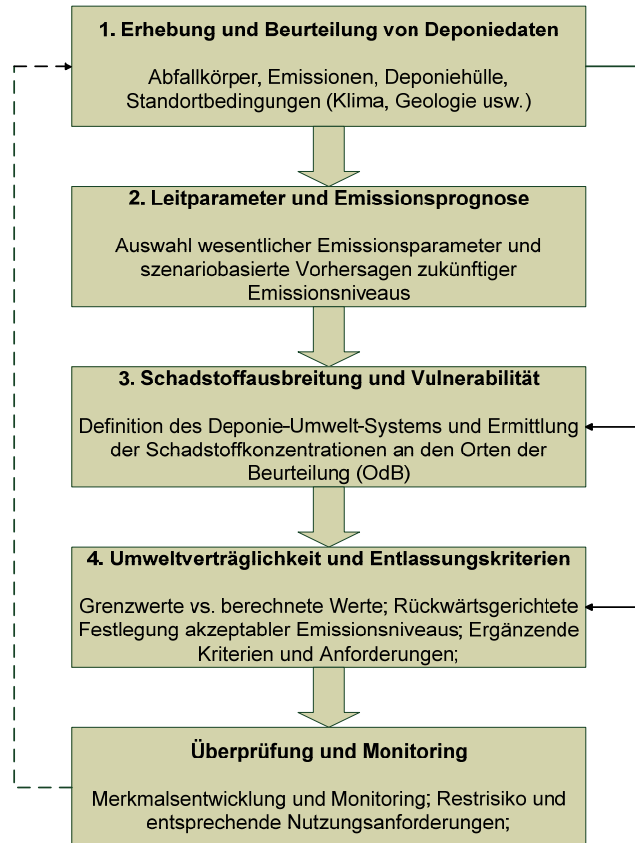
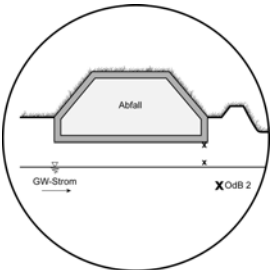
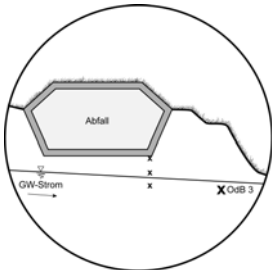
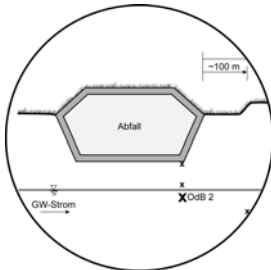


Abbildung A: Schematische Darstellung der Vorgehensweise zur Festlegung von Entlassungskriterien für die Deponienachsorge (identisch mit Abbildung 7-1)

Anwendung der Bewertungsmethode an drei Modellstandorten

Um die entwickelte Methodik auf Anwendbarkeit und Praxistauglichkeit zu überprüfen, wurde für drei geschlossene Deponien eine Bewertung der Umweltgefährdung durchgeführt und Nachsorgeentlassungskriterien abgeleitet. Die Auswahl der Deponien beruhte auf der ausreichenden Verfügbarkeit grundlegender Daten, der Abbildung unterschiedlicher Gefährdungssituationen in Bezug auf Deponieemissionsverhalten und Schutzgüter sowie dem Kooperationswillen des Betreibers bzw. Nachsorgeverpflichteten. Bei den bewerteten Standorten handelte es sich um zwei ehemalige Hausmülldeponien (Deponie A: große Deponie, abschnittsweise untersch. Basis- und Oberflächendichtungssysteme (von rein mineralischen bis zu Kombinationsdichtungssystemen), durchschnittliche Niederschlagsverhältnisse (für Österreich); Deponie B: kleinere Deponie, Kombinationsdichtung an Basis und Oberfläche, sehr feuchter Standort) und eine Baurestmassendeponie (mittelgroße Bauschuttalagerung, mineralische Dichtung an Basis und Oberfläche, trockener Standort) (vgl. Tabelle D).

Tabelle D: Bewertung der Modellstandorte und ermittelte Nachsorgedauern

	Standort A ehem. Hausmülldeponie	Standort B ehem. Hausmülldeponie	Standort C Baurestmassendep.
Allgemeine Deponiedaten	Niederschlag: 956 mm/a Betrieb: 1972-2005 Volumen: 1.700.000 m ³ mittlere Schütthöhe: 15 m	Niederschlag: 1960 mm/a Betrieb: 1988-2003 Volumen: 135.000 m ³ mittlere Schütthöhe: 11 m	Niederschlag: 613 mm/a Betrieb: 1992-2008 Volumen: 400.000 m ³ mittlere Schütthöhe: 13 m
Leitparameter (Emissionen)	Sickerwasser: Cl, CSB, NH ₄ -N, Cr _{ges} ; Gas: CH ₄	Sickerwasser: Cl, CSB, NH ₄ -N; Gas: CH ₄	Sickerwasser: Cl, CSB, N _{ges} , SO ₄
Wahrscheinlichstes Emissionsszenario nach Beendigung der Nachsorge	Graduelle Funktionsabnahme der Oberflächenabdeckung und vollständige Sickerwasserentwässerung in den Untergrund (Szenario A*)	Graduelle Funktionsabnahme der Oberflächen- und Basisdichtung (teilweise Sammlung und Erfassung des Sickerwassers – Szenario A)	Graduelle Funktionsabnahme der Oberflächenabdeckung und vollständige Sickerwasserentwässerung in den Untergrund (Szenario A*)
Sickerwasserbildung (Anfangsniveau nach 100 Jahren nach 300 Jahren)	$\begin{pmatrix} 50 \text{ mm/a} \\ 100 \text{ mm/a} \\ 150 \text{ mm/a} \end{pmatrix}$	$\begin{pmatrix} 20 \text{ mm/a} \\ 100 \text{ mm/a} \\ 320 \text{ mm/a} \end{pmatrix}$	$\begin{pmatrix} 30 \text{ mm/a} \\ 50 \text{ mm/a} \\ 80 \text{ mm/a} \end{pmatrix}$
Sickerwassereintrag in den Untergrund (Anfangsniveau nach 100 Jahren nach 300 Jahren)	$\begin{pmatrix} 50 \text{ mm/a} \\ 100 \text{ mm/a} \\ 150 \text{ mm/a} \end{pmatrix}$	$\begin{pmatrix} 0,2 \text{ mm/a} \\ 5 \text{ mm/a} \\ 95 \text{ mm/a} \end{pmatrix}$	$\begin{pmatrix} 30 \text{ mm/a} \\ 50 \text{ mm/a} \\ 80 \text{ mm/a} \end{pmatrix}$
Maßgebender Ort der Beurteilung (OdB) im Untergrund	Grundwasserfahne 	100 m stromab im GW 	Grundwassereinmischzone 
Akzeptable Beeinflussung am OdB	Kriterien der TrinkwasserVO	Kriterien der TrinkwasserVO	Kriterien der TrinkwasserVO
Kritischer Parameter (Sickerwasser)	Ammoniumstickstoff (Nitrifikation berücksichtigt) ²	Ammoniumstickstoff (Keine Nitrifikation)	-
Erforderliche Nachsorgedauer¹	Minstdauer: 80 Jahre Max. Dauer: 450 Jahre	Minstdauer: 11 Jahre Max. Dauer: 110 Jahre	Wahrsch. Szenario ist am Standort umweltverträglich
Zusatzkriterien	a) Ungestörter Deponiekörper (z.B. Standsicherheit); b) Funktionsabnahme der Oberflächenabdeckung erfolgt graduell;	a) Erfassung und Behandlung des Sickerwassers ist gewährleistet; b) Ungestörter Deponiekörper (z.B. Standsicherheit); c) Funktionsabnahme der Oberflächenabdeckung erfolgt graduell	a) Ungestörter Deponiekörper (z.B. Standsicherheit); b) Funktionsabnahme der Oberflächenabdeckung erfolgt graduell; c) Weiteres Monitoring zur Validierung der Emissionsmodelle

¹ Minimale Nachsorgedauer: Wasserinfiltration in den Deponiekörper in Höhe der lokalen Grundwasserneubildungsrate. Maximale Nachsorgedauer: Wasserinfiltration in die Deponie bei Annahme gleichbleibender Barrierefunktion.

² Es wird von einer Nitrifizierung des Ammoniuns ausgegangen bevor oder während die Sickerwasserfahne in die angrenzenden Oberflächengewässer exfiltriert (Nitratstickstoffgrenzwerte zur Beurteilung der GW-Konzentration).

Die Bewertung der Nachsorgedauer für die drei Modelldeponien ergab je nach angesetzter Nachsorgestrategie unterschiedliche Zeiträume (vgl. Tabelle D).

Für den **Standort A** liegt die ermittelte Nachsorgedauer bei mindestens 80 und maximal 450 Jahren. Danach wäre eine vollständige Freisetzung der Sickerwasseremissionen in den Untergrund bezogen auf die maßgebenden Beurteilungskriterien an den OdBs (Grenzwerte laut Trinkwasserverordnung im Grundwasser) tolerierbar.

Für den **Standort B** betragen die ermittelten Nachsorgezeiträume je nach Strategie zwischen 11 und 110 Jahren. Zur Beurteilung des Nachsorgeendes wird für den Standort B das Szenario „Graduelle Abnahme der Barrierefunktion mit teilweiser Sickerwassererfassung“ als maßgeblich angesehen, da diese Deponie über eine Sickerwasserableitung im freien Gefälle verfügt und somit nach der Beendigung der Nachsorge eine (teilweise) kontrollierte Entwässerung plausibel erscheint. Sowohl für Standort A als auch für Standort B stellt Ammoniumstickstoff den kritischen Sickerwasserparameter dar.

Im Fall der Baurestmassendeponie (**Standort C**) ergibt die Bewertung keine weitere Nachsorgenotwendigkeit, wobei angenommen wird, dass die Funktion der Oberflächenabdeckung allmählich nachlässt und das gesamte anfallende Sickerwasser in den Untergrund entwässert. Aufgrund der kurzen (und unvollständigen) Monitoringzeitreihen seit der Deponieschließung⁵⁰, sind für diesen Standort aber jedenfalls noch Messdaten zu erheben, um die zugrundeliegenden Modellannahmen zu validieren und die Aussagekraft der Bewertung zu belegen.

Zusammenfassend gilt für alle Standorte, dass noch weitere Daten für eine zuverlässige Bewertung zu erheben wären. Speziell in Bezug auf die Schadstoffausbreitungsmodellierung könnten durch standortspezifische Daten und Untersuchungen, die einfachen (und dadurch konservativen) Abschätzungen durch realistischere Beurteilungen ersetzt werden. Außerdem wären für den Fall der Nachsorgeentlassung geeignete Überwachungskonzepte festzulegen, um die Modellvorhersagen zu prüfen bzw. die Szenariorandbedingungen zu überwachen (vgl. Zusatzkriterien in Tabelle D). Schließlich ist festzustellen, dass die bewerteten Hausmülldeponien jedenfalls noch über mehrere Jahrzehnte bzw. einige Jahrhunderte nachgesorgt werden müssen, um das langfristige Umweltrisiko am Standort zu minimieren. Eine vollständige Sorgfreiheit (vollständiges Versagen aller Barrieren nicht mehr umweltrelevant) wird für solche Deponiestandorte jahrhundertlang nicht möglich sein. Für die beurteilte Baurestmassendeponie wäre gegebenenfalls in absehbarer Zeit eine Entlassung aus der Nachsorge in Anbetracht der Standortbedingungen (trockenes Klima, hoher Grundwasservolumenstrom usw.) möglich, sofern die Emissionsmodelle durch zukünftige (aussagekräftige) Monitoringdaten gestützt werden und die Randbedingun-

⁵⁰ Die Deponie befindet sich erst seit 2 Jahren in der Nachsorgephase.

gen am Deponiestandort (z.B. Funktionsentwicklung der Oberflächenabdeckung) jenen entsprechen, die im Rahmen des maßgeblichen Emissionsszenarios angesetzt wurden.

9.2 Beantwortung der Fragestellungen

1. *Welche Parameter einer Deponie eignen sich als Leitgrößen zur Beschreibung des a) aktuellen und b) möglichen zukünftigen Emissionsverhaltens?*

Je nach abgelagerten Abfällen sind relevante Emissionen und Emissionspfade unterschiedlich. In Bezug auf Sickerwasseremissionen sind vor allem die organische Kohlenstoffbelastung, Stickstoff (v. a. Ammonium) und leicht lösliche Salze von genereller Bedeutung. Schwermetalle stellen nur vereinzelt ein Problem für die Einleitung des Sickerwassers dar. Zur Erstellung von Emissionsmodellen (Beschreibung der beobachteten und möglichen zukünftigen Emissionen) stellt das Wasserfeststoff-Verhältnis eine geeignete Größe dar. Außerdem sind Angaben zum mobilisierbaren Stoffpotential im Abfallkörper und der Heterogenität der Wasserströmung notwendig, um das Emissionsverhalten einer Deponie beschreiben zu können. Eine Zusammenstellung wesentlicher Leitgrößen zur Erstellung von Emissionsmodellen findet sich in Tabelle A.

2. *Inwiefern wird diese Information derzeit von Deponien eingeholt bzw. zur weiteren Verwendung abgelegt; gibt es diesbezüglich Optimierungsmöglichkeiten?*

Bei der Erhebung der Deponiedaten zur Abbildung typischer Emissionsverläufe geschlossener bzw. älterer Deponien wurde klar, dass bezüglich der Repräsentativität erhobener Daten große Unsicherheiten bestehen. Deponiegasmessungen sind meist nur über relativ kurze Zeiträume vorhanden und beziehen sich in der Regel auf den erfassten Gasanteil (keine Angaben zu diffusen Emissionen). Sickerwassermessungen müssen an geeigneten Orten (z.B. direkt am Sickerwassersammelrohr) unter Angabe der Abflussverhältnisse (zumindest qualitativ) vollzogen werden. Generell gilt beim Monitoring der Emissionen, dass Qualität der Vorzug vor Quantität zu geben ist. Das beinhaltet im Konkreten eine ausführliche Dokumentation der Probenahme, Aufbereitung und Messung (Protokolle, Messverfahren, Referenztemperaturen, Oxidationsmittel (für CSB), Kalibrierung, sowie Nachweiß- und Bestimmungsgrenzen). In Bezug auf die gemessenen Parameter ist festzustellen, dass Summenparameter vor Einzelparametern erfasst werden sollten, z.B. AOX. Nach dem Ende der Abfallablagerung sollte eine umfangreichere Charakterisierung des Sickerwassers (und ggf. der Gasemissionen) durchgeführt werden. Danach kann das routinemäßige Monitoring auf einige wenige Parameter (z.B. elektrische Leitfähigkeit,

pH-Wert, Corg und $\text{NH}_4\text{-N}$) reduziert werden und in größeren Zeitabständen ein breiteres Spektrum an Parametern erhoben werden. Auf diese Weise würden trotz verminderter Überwachungsintensität keine relevanten Informationen zum Emissionsverhalten verloren gehen.

3. *Welche Parameter und Faktoren sind bei der Beurteilung der Umweltverträglichkeit von Deponien zu berücksichtigen?*

Bei der Beurteilung der Umweltverträglichkeit von Deponien sind das Emissionsverhalten der abgelagerten Abfälle, die dauerhafte Funktion der technischen Barrieren und das Schadstoffmigrationspotential in der Deponieumgebung inklusive der Beeinflussung relevanter Schutzgüter von zentraler Bedeutung. Die zur Erstellung und Anpassung geeigneter Modelle erforderlichen Parameter sind in den Tabellen A bis C zusammengefasst. Zusätzlich müssen für eine Beurteilung der Umweltverträglichkeit von Deponien angestrebte Schutzziele für potentiell beeinflusste Umweltmedien vorgegeben werden. Die Einhaltung der Schutzziele kann schließlich anhand der entwickelten Bewertungsmethode durch die Kombination verschiedener Modelle (Emissionsprognose, Barriereverhalten, Schadstoffmigration) überprüft werden.

4. *Welches Maß an Restemissionen ist unter Einbeziehung der am Deponiestandort betroffenen Schutzgüter als langfristig umweltverträglich anzusehen?*

Im Rahmen dieses Projektes wurde eine konkrete Methode zur Herleitung tolerierbarer Restemissionen entwickelt. Den Ausgangspunkt für diese Methodik stellen jeweils zulässigen Beeinflussungsniveaus für betroffene Schutzgüter dar. Basierend auf diesen Kriterien (z.B. Grenzwerte gemäß TrinkwasserVO, Geringfügigkeitsschwellenwerte, Hintergrundkonzentrationen oder Zielwerte) werden anhand rückwärtsgerichteter Modellbetrachtungen tolerierbare Restemissionsniveaus am Deponiestandort festgelegt. Die ermittelten Restemissionsniveaus beruhen auf bestimmten Szenarioannahmen, deren Einhaltung bzw. Validität für den Deponiestandort gegeben sein muss. Aufgrund der unvollständigen Kenntnis des Deponie-Umwelt-Systems (inklusive natürlicher Variabilitäten), dem limitierten Prozessverständnis und der Ungewissheit in Bezug auf zukünftige Verhältnisse sind konservative Annahmen zur Erstellung der Szenarien zu treffen.

5. *Inwiefern können in die Emissions- und Immissionsbetrachtungen natürliche Rückhalte- und Abbauprozesse am Deponiestandort miteinbezogen werden; welche Bedeutung haben sie?*

Natürliche Schadstoffabminderungsprozesse („Natural Attenuation“) bezeichnen alle physikalischen, chemischen und biologischen Prozesse, die ohne menschliches Ein-

greifen wirken und unter bestimmten Bedingungen zur Minderung der Masse, der Toxizität, der räumlichen Ausdehnung, der Mobilität oder der Konzentration von Schadstoffen führen. Entsprechende Potentiale für „Natural Attenuation“ sind im Rahmen der Beurteilung tolerierbarer Emissionsniveaus zu inkludieren, falls es dadurch zu einer Reduktion negativer Effekte am relevanten Ort der Beurteilung (=immissionsseitig) kommen kann. Je nach Beschaffenheit der Deponieumgebung und schadstoffspezifischen Eigenschaften können Schadstoffabminderungsprozesse von unterschiedlicher Bedeutung sein. Aufgrund des vorhandenen Systemverständnisses und der komplexen Interaktion einzelner Schadstoffe untereinander und mit den Umweltmedien, sollten für deren Abschätzung konservative Modelle zum Einsatz kommen. Je besser ein Standort charakterisiert werden kann (räumliche und zeitliche Verteilung relevanter Parameter) und je besser das Verhalten eines Schadstoffes bereits untersucht wurde, desto eher können komplexere Modelle für eine realitätsnahe Abbildung von Schadstoffmigrationsprozessen angewendet werden. Vor dem Hintergrund der zumeist dürftigen Datenlage und der langen Prognosezeiträume bei der Beurteilung der Umweltverträglichkeit von Deponien, sind jedoch meist einfache Abschätzverfahren und Modelle mit vorsichtigen Annahmen zu bevorzugen.

6. Welche (langfristige) Funktion kommt in diesem Zusammenhang der technischen Ausgestaltung der Deponie zu?

Technische Barrieren an Abfalldeponien dienen zur Beschränkung der Interaktion zwischen dem Deponiekörper und der Umwelt. Durch die Wirkung der Barriersysteme werden potentiell schädliche Emissionen erfasst und können behandelt werden bzw. wird die Entstehung solcher Emissionen möglichst unterbunden (z.B. Deponieeinkapselung). Da technische Dichtungssysteme bzw. allgemeiner, Deponien ein thermodynamisches Ungleichgewicht im lokalen Umweltsystem bedeuten, kommt es zu wechselseitigen Stoff- und Energieflüssen, die auf lange Sicht diese Unterschiede ausgleichen werden. Die Widerstandsfähigkeit eines Barriersystems hängt von unterschiedlichen Faktoren ab (z.B. Einzelkomponenten und Aufbau, Qualitätsmanagement bei der Ausführung), die zur Abschätzung dauerhafter Funktionsniveaus der Barriere in Anbetracht standortspezifischer Einwirkungen (z.B. klimatische Verhältnisse, Verhalten der abgelagerten Abfälle) beurteilt werden müssen. Ausgehend von diesen Bewertungen werden Szenarien entwickelt, die in Kombination mit Modellen zur Prognose der zukünftigen Abfallemissionen eine Quantifizierung potentieller Schadstoffeinträge in die Umwelt ermöglichen. Die Beurteilung dieser Schadstoffeinträge in Bezug auf zulässige Immissionen ermöglicht schließlich Aussagen zur langfristigen Umweltverträglichkeit einer Deponie.

7. *Welche Nachsorgezeiträume sind unter Verwendung der erstellten Kriterien für drei konkrete Deponien (unterschiedliche Deponietypen, Standorte und technische Ausgestaltung; vorzugsweise einschließlich einer sehr alten Altablagerung, die bereits als umweltverträglich gelten kann) zu erwarten?*

Die Bewertung notwendiger Nachsorgezeiträume für die untersuchten Deponien ergibt je nach angesetzter Nachsorgestrategie unterschiedliche Nachsorgedauern. Für den Standort A (große ehemalige Hausmülldeponie, mittlere Niederschlagsverhältnisse, 2005 geschlossen) liegt die verbliebene Nachsorgedauer nach dem Bezugsjahr für die Beurteilung (2008) noch bei mindestens 80 und maximal 450 Jahren. Für den Standort B (kleinere ehemalige Hausmülldeponie, sehr feuchter Standort, 2004 geschlossen) betragen die verbliebenen Nachsorgezeiträume je nach Strategie zwischen 11 und 110 Jahren (Bezugsjahr 2010). Sowohl für Standort A als auch für Standort B stellt Ammoniumstickstoff den kritischen Sickerwasserparameter dar. Für Standort C (Baurestmassendeponie, trockener Standort, seit 2008 geschlossen) ergibt die Bewertung keine weitere Nachsorgenotwendigkeit (Bezugsjahr: 2009), unter der Annahme, dass die Funktion der Oberflächenabdeckung allmählich nachlässt und das gesamte Sickerwasser in den Untergrund entwässert. Um zugrundeliegende Modellannahmen zu untermauern sowie Modellprognosen und die Eignung der gewählten Szenarien für die Beurteilung zu überprüfen, sind für Standort C aber jedenfalls noch Messdaten über einen längeren Zeitraum zu erheben.

9.3 Schlussfolgerungen und Ausblick

Im Rahmen dieser Arbeit wurden die wissenschaftlichen Grundlagen zur Bewertung der Umweltverträglichkeit von geschlossenen Deponien beschrieben und diskutiert. Ausgehend von einer Evaluierung naturwissenschaftlich-technischer Ansätze zur Beendigung der Deponienachsorge wurde eine Methode entwickelt, die die Ermittlung standortspezifischer Nachsorgeentlassungskriterien erlaubt. Die Bewertungsmethode beruht auf der Verknüpfung verschiedener Modelle zur Beschreibung des Abfallemissionsverhaltens, der zukünftigen Funktionstüchtigkeit technischer Barrieren und des Schadstoffausbreitungspotentials in der Deponieumgebung. Ausgehend von festgelegten, akzeptablen Beeinflussungsniveaus an definierten Beurteilungsorten können anhand der entwickelten Modelle zulässige Restemissionen am Deponiestandort festgelegt werden. Dementsprechend ist es anhand der entwickelten Methodik möglich, basierend auf derzeit verfügbaren Informationen über den Zustand des Deponie-Umwelt-Systems, das langfristige Umweltrisiko durch die Deponie abzuschätzen. Weitere Forschungsanstrengungen sind jedoch zwingend notwendig, um die vorhandenen Wissenslücken bezüglich der Evaluierung des lang-

fristigen Verhaltens von Deponien und Deponieschadstoffen zu verkleinern. Einen wesentlichen Beitrag hierzu werden zunehmend verfügbare Emissionsüberwachungsdaten alter Deponien, die zunehmende Beobachtungsdauer der Funktion technischer Barrieren im Feldmaßstab sowie die wachsenden Erkenntnisse zum Ausbreitungsverhalten deponiebürtiger Kontaminanten liefern. Die inhärenten Unsicherheiten bei der Bewertung der Umweltverträglichkeit sind in jedem Fall zu berücksichtigen. Im Rahmen der entwickelten Bewertungsmethode erfolgt dies anhand von Szenarioanalysen sowie durch die Darstellung vorhandener Unsicherheiten und die Diskussion sensitiver Annahmen.

Ausgehend von der Ableitung von Nachsorgeentlassungskriterien für drei konkrete Deponien wurde deutlich, dass vor allem für ehemalige Hausmülldeponien ohne eine aktive Schadstoffentfrachtung (wie z.B. intensive Auswaschung mobilisierbarer Abfallanteile durch Wasserinfiltration oder In-situ Belüftung) des Deponiekörpers von Nachsorgezeiträumen im Bereich hunderter Jahre auszugehen ist. Da im Zuge der Bewertung die maximal zulässigen Deponieemissionsniveaus gemeinsam mit dem entsprechenden Deponiezustand (Barrieren, Restemissionspotentiale, Wasserströmungsheterogenität usw.) ermittelt bzw. festgelegt werden, können anhand dieser Kriterien auch optimierte Nachsorgestrategien⁵¹ entwickelt werden. Durch die Evaluierung verschiedener Nachsorgekonzepte in Hinblick auf die Erreichung konkreter Zielwerte⁵², werden Anreize für Nachsorgekonzepte zur nachhaltigen Minimierung der Umweltrisiken am Deponiestandort gesetzt. Vor diesem Hintergrund entsteht auch verstärkter Forschungsbedarf bezüglich adäquater Betreuungskonzepte für die dauerhafte Verhinderung negativer Umwelteinwirkungen durch Deponien. Dazu gehören beispielsweise die Beurteilung der (langfristigen) Wirkung aktiver Schadstoffentfrachtungsverfahren oder die Entwicklung extensiver Verfahren zum Management von Restemissionen (wie z.B. Systeme zur Oxidation von Restgasemissionen durch die Deponieoberfläche oder wartungsarme und zuverlässige Systeme zur langfristigen Sickerwasserbehandlung).

Die vorgestellte Methodik sollte in Zukunft im Zuge von weiteren Fallbeispielen durch die betroffenen Akteure (Behörden, Ingenieurbüros, Betreiber) angewendet werden. Einerseits werden dadurch Erfahrungswerte im Rahmen der Anwendung gesammelt und andererseits wird die vorhandene Datenbasis zur Bewertung von Deponien verbessert. Außerdem wird sich herausstellen, ob die Bewertungen als Grundlage be-

⁵¹ Auf Basis konkreter Entlassungskriterien ist es möglich die Deponiebewirtschaftung so zu gestalten, so dass das langfristige Umweltrisiko minimiert wird. Auf diese Weise können die vorhandenen Mittel in optimaler Weise verwendet werden, um einen bestimmten Deponiezustand zu erreichen bzw. eine bestimmte Deponiebetreuung aufrecht zu erhalten.

⁵² z.B. Sickerwasserkonzentrationen

hördlicher Entscheidungen herangezogen werden und dementsprechend der Aufwand zur Durchführung der Bewertung angebracht ist. Von erheblichem praktischem Nutzen wäre eine Plattform, die den Austausch und die Diskussion von Erfahrungen bei der Herleitung von Nachsorgeentlassungskriterien sowie die Weiterentwicklung der Bewertungsverfahren ermöglicht. Um eine möglichst einfache und einheitliche Anwendung der Methodik durch verschiedene Akteure zu erleichtern, ist es notwendig, ein automatisiertes Berechnungstools für die Durchführung der standortspezifischen Bewertung zu entwickeln.

Folgerungen für die Abfallwirtschaft

Die Ergebnisse des Projektes zeigen, dass die Rückstellungen zur Finanzierung notwendiger DeponienachSORGEMAßnahmen für Hausmülldeponien generell in Bezugnahme auf einen zu kurzen Nachsorgezeitraum getätigt wurden, da diese Deponien nicht innerhalb der nächsten Generationen aus der Nachsorge entlassen werden können. Für Schlackedeponien stehen im Rahmen der Nachsorge vor allem die Salzfrachten im Sickerwasser im Vordergrund, welche an vielen Standorten innerhalb von Jahrzehnten auf tolerierbare Niveaus absinken werden. Für moderne Baurestmassendeponien erscheint der veranschlagte MindestnachSORGZEITRAUM von 30 Jahren realistisch, wobei je nach Standortbedingungen auch eine vorzeitige Beendigung der Nachsorge (mit definierten Minimalbetreuungs-niveau, v.a. Monitoring) angebracht sein kann.

Im Rahmen der Standortbewertungen spielt die geologische (natürliche) Barriere eine wesentliche Rolle für die Ermittlung des langfristigen Umweltrisikos. Einerseits ist durch Abfallqualität und technische Deponieeinrichtungen (v.a. Dichtungssysteme) ein umweltverträgliches Interaktionsniveau zwischen Deponie und Umwelt sicherzustellen, andererseits ist besonders auf lange Sicht die Situation am Standort (Einwirkungen und potentiell betroffene Schutzgüter) von Bedeutung. Dementsprechend sollte bei der Errichtung zukünftiger Deponien der Standortwahl noch mehr Bedeutung zugemessen werden. Letzteres gilt sowohl in Bezug auf die Empfindlichkeit der Umwelt am Standort (geologische Barrierewirkung, vorhandene oder geplante Nutzungen) als auch in Bezug auf mögliche Einwirkungen auf den Deponiekörper (z.B. Extremereignisgefahr, Klima).

Durch die Notwendigkeit die Deponieumweltverträglichkeit einzelfallspezifisch zu beurteilen und zur Finanzierung der daraus abzuleitenden Nachsorge-maßnahmen, sind Nachsorgekonzepte und -strategien für eine bestimmte Deponie bereits während des Betriebes zu erstellen und zu beurteilen. Die entwickelte Methodik zur Ermittlung von Zielkriterien (bzw. eines Zielzustandes) für eine Deponie stellt hierfür eine Basis dar.

Ein Umweltrisiko besteht nur dann, wenn von den abgelagerten Abfällen eine potentielle Gefährdung ausgeht. Da die abgelagerten Materialien das Endprodukt des gesamten Abfallwirtschaftssystems sind, können bestimmte Anforderungen an dieses Endprodukt nur durch die Integration abfallwirtschaftlicher Prozesse wie z.B. der Ausschleusung von Schadstoffen an der Quelle, der Verwertung, Aufbereitung und Vorbehandlung von Abfällen oder der Erzeugung ablagerungsfähiger Produkte durch die Immobilisierung enthaltener Schadstoffe erreicht werden. Die nachsorgefreie Deponie stellt für die moderne Abfallwirtschaft eine Herausforderung dar, zu deren Bewältigung alle Akteure (vom Abfallerzeuger bis zum Entsorger) einen Beitrag leisten müssen.

10 Literatur, Abbildungen und Tabellen

10.1 Literaturverweise

- AG Boden (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung (KA5) - 5. Auflage. Hannover: Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe und Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung.
- AGW (1992): Emmisionsabschätzung für Kehrichtschlacke. Zürich: Amt für Gewässerschutz und Wasserbau des Kantons Zürich
- Allgaier, G. und R. Stegmann (2003): Development of a new risk assessment model for small old landfills. Paper presented at Sardinia Waste Management and Landfill Symposium 2003, S. Margarita di Pula, Cagliari, Italy.
- Arneth, J. D., G. Milde, H. Kerndorff, R. Schleyer (1989): Waste deposit influences on groundwater quality as a tool for waste type and site selection for final storage quality. In *The Landfill - Reactor and Final Storage*, edited by P. Baccini. Berlin Heidelberg New York: Springer-Verlag.
- Baccini, P. und P. H. Brunner (1985): Behandlung und Endlagerung von Reststoffen aus Kehrichtverbrennungsanlagen. *Gas, Wasser, Abwasser* 65: 403-409.
- Baccini, P., G. Henseler, R. Figi, H. Belevi (1987): Water and Element Balances of Municipal Solid Waste Landfills. *Waste Management Research* 5(1): 483-499.
- Baccini, P. (ed.) (1989): *The Landfill - Reactor and Final Storage*. Edited by S. Bhattacharji, Friedman, G. M., Neugebauer, H. J., Seilacher, A. Vol. 20, *Lecture Notes in Earth Sciences*. Berlin Heidelberg New York: Springer-Verlag.
- BAFU (2010): Anforderungen an die Einleitung von Deponiesickerwasser. Bern: Bundesamt für Umwelt (BAFU).
- Bagchi, A. (1983): Design of Natural Attenuation Landfills. *Journal of environmental engineering* 109(4): 800-811.
- Bagchi, A. (1987): Natural Attenuation Mechanisms of Landfill Leachate and Effects of Various Factors On the Mechanisms. *Waste Management Research* 5(1): 453-463.
- BAM (2000): Anforderungen an Dichtungskontrollsysteme in Oberflächenabdichtungen von Deponien. Berlin: Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung (BAM),.
- Barlaz, M. A. und D. Reinhart (2004): Bioreactor landfills: progress continues. *Waste Management* 24(9): 859-860.
- Barlaz, M. A., A. P. Rooker, P. Kjeldsen, M. A. Gabr, R. C. Borden (2002): Critical Evaluation of Factors Required To Terminate the Postclosure Monitoring Period at Solid Waste Landfills. *Environmental Science & Technology* 36(16): 3457-3464.
- Baumann, T. und M. Schneider (1998): Dynamik des Wasserhaushaltes von Hausmülldeponien. *EntsorgungsPraxis* 98(3): 45-49.

- Baun, A., A. Ledin, L. A. Reitzel, P. L. Bjerg, T. H. Christensen (2004): Xenobiotic organic compounds in leachates from ten Danish MSW landfills—chemical analysis and toxicity tests. *Water Research* 38(18): 3845-3858.
- BAWP (2006): Bundes-Abfallwirtschaftsplan 2006. Wien: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft.
- Belevi, H. und P. Baccini (1989): Long-Term Behavior of Municipal Solid Waste Landfills. *Waste Management Research* 7(1): 43-56.
- Belevi, H., D. M. Stampfli, P. Baccini (1992): Chemical Behaviour of Municipal Solid Waste Incinerator Bottom Ash in Monofills. *Waste Management Research* 10(2): 153-167.
- Benson, C. (2001): Waste Containment: Strategies and Performance. *Australian Geomechanics* 36(4): 1-25.
- Benson, C. H., D. E. Daniel, G. P. Boutwell (1999): Field Performance of Compacted Clay Liners. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering* 125(5): 390-403.
- Bertanza, G., S. Cavallari, C. Collivignarelli, P. Avanzi. (2001): Characterization of waste extracted from MSW landfills: correlation between waste stabilization and characteristics of landfill emissions. Paper presented at Sardinia International Waste Management and Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy.
- Bilgili, M. S., A. Demir, M. Ince, B. Özkaya (2007): Metal concentrations of simulated aerobic and anaerobic pilot scale landfill reactors. *Journal of Hazardous Materials* 145(1-2): 186-194.
- Bjerg, P. L., N. Tuxen, L. A. Reitzel, H.-J. Albrechtsen, P. Kjeldsen (2009): Natural Attenuation Processes in Landfill Leachate Plumes at Three Danish Sites. *Ground Water*: no-no.
- Blight, G. E., J. M. Ball, J. J. Blight (1992): Moisture and Suction in Sanitary Landfills in Semiarid Areas. *Journal of environmental engineering* 118(6): 865-877.
- Boda, B. (2002): Evaluation of Stability Parameters for Landfills. Master Thesis thesis, Civil and Environmental Engineering, Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg.
- Boerboom, A. A. M., E. Foppen, O. van Leeuwen (2003): Risk assessment methodology for after-care of landfills based on the probabilistic approach. Paper presented at Sardinia Waste Management and Landfill Symposium 2003, S. Margarita di Pula, Cagliari, Italy.
- Bonaparte, R., D. E. Daniel, R. M. Koerner (2002): Assessment and Recommendations for Improving the Performance of Waste Containment Systems. Cincinnati, OH: US EPA.
- Bookter, T. J. und R. K. Ham (1982): Stabilization of Solid Waste in Landfills. *Journal of the Environmental Engineering Division* 108(6): 1089-1100
- Bozkurt, S., L. Moreno, I. Neretnieks (1999): Long-term fate of organics in waste deposits and its effect on metal release. *The Science of The Total Environment* 228(2-3): 135-152.

- Bozkurt, S., L. Moreno, I. Neretnieks (2000): Long-term processes in waste deposits. *The Science of The Total Environment* 250(1-3): 101-121.
- Bozkurt, S., M. Lucisano, L. Moreno, I. Neretnieks (2001): Peat as a potential analogue for the long-term evolution in landfills. *Earth-Science Reviews* 53(1-2): 95-147.
- Bräcker, W. (2002): Oberflächenabdeckungen und -abdichtungen. Hildesheim: Niedersächsisches Landesamt.
- Brockhaus (2009): Naturwissenschaft und Technik. Internetseite besucht im März 2009.
- Brunner, P. H. (1992): Wo stehen wir auf dem Weg zur "Endlagerqualität"? *Österreichische Wasserwirtschaft* 44(9/10).
- Brunner, P. H. und H. Rechberger (2004): *Practical Handbook of Material Flow Analysis*. Boca Raton: Lewis Publishers,.
- Bundt, M., A. Albrecht, P. Froidevaux, P. Blaser, H. Fluhler (2000): Impact of Preferential Flow on Radionuclide Distribution in Soil. *Environmental Science & Technology* 34(18): 3895-3899.
- Buss, S. R., A. W. Herbert, P. Morgan, S. F. Thornton, J. W. N. Smith (2004): A review of ammonium attenuation in soil and groundwater. *Quarterly Journal of Engineering Geology and Hydrogeology* 37(4): 347-359.
- Chanton, J., T. Abichou, C. Langford, G. Hater, R. Green, D. Goldsmith, N. Swan. (2010): Landfill Methane Oxidation Across Climate Types in the U.S. *Environmental Science & Technology*: null-null.
- Chiampo, F., R. Conti, D. Cometto (1996): Morphological characterisation of MSW landfills. *Resources, Conservation and Recycling* 17(1): 37-45.
- Christensen, J. B., D. L. Jensen, C. Gron, Z. Filip, T. H. Christensen (1998): Characterization of the dissolved organic carbon in landfill leachate-polluted groundwater - I. Humic acid extraction and identification. *Water Research* 32: 125-135.
- Christensen, T. H. und P. Kjeldsen (1989): Basic biochemical Processes in Landfills. In *Sanitary Landfill Process, Technology and Environmental Impact '89*, edited by T. H. Christensen, et al.: Academic Press.
- Christensen, T. H., P. H. Bjerg, P. Kjeldsen (2000): Natural attenuation: A feasible approach to remediation of groundwater pollution at landfills? *Ground Water Monitoring and Remediation* 20(1): 69-77.
- Christensen, T. H., P. Kjeldsen, H.-J. r. Albrechtsen, G. Heron, P. H. Nielsen, P. L. Bjerg, P. E. Holm (1994): Attenuation of landfill leachate pollutants in aquifers. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 24(2): 119 - 202.
- Christensen, T. H., P. Kjeldsen, P. L. Bjerg, D. L. Jensen, J. B. Christensen, A. Baun, H.-J. Albrechtsen, G. Heron (2001): Biogeochemistry of landfill leachate plumes. *Applied Geochemistry* 16(7-8): 659-718.
- Cushman, D. J., K. S. Driver, S. D. Ball (2001): Risk assessment for environmental contamination: an overview of the fundamentals and application of risk assessment at contaminated sites. *Can. J. Civ. Eng.* 28(S1): 155-162.

- Denner, M., E. Schachermayer, M. Scheibengraf (2005): Baurestmassen - Grundlagen zur Charakterisierung und Beurteilung des potenziellen Risikos bei der Ablagerung. BE-273. Wien: Umweltbundesamt GmbH.
- Dezernat Altlasten und Schadensfälle (2002): Untersuchung und Beurteilung des Wirkungspfades Boden -> Grundwasser. Wiesbaden: Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie.
- Dijkstra, J. J., H. A. van der Sloot, R. N. J. Comans (2006): The leaching of major and trace elements from MSWI bottom ash as a function of pH and time. *Applied Geochemistry* 21(2): 335-351.
- Dixon, W. J. (1953): Processing data for outliers. *Biometrics* 9: 74-89.
- Döberl, G. (2004): Evaluierung von Modellen zur Bestimmung des langfristigen Verhaltens von Hausmülldeponien - Wissensdefizite und neue Ansätze. Dissertation thesis, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Technische Universität Wien, Wien.
- Döberl, G., R. Huber, J. Fellner, O. Cencic, P. H. Brunner (2002): Neue Strategien zur Nachsorge von Deponien und zur Sanierung von Altlasten (STRANDEZA). Wien: Technische Universität Wien, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft.
- Döberl, G., J. Fellner, G. Allgaier, P. H. Brunner, R. Stegmann (2005): Eine neue Methode zur Charakterisierung des Stabilisierungsgrades großer Altdeponien (EMSA). Wien: Technische Universität Wien, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft.
- Domenico, P. A. (1987): An analytical model for multidimensional transport of a decaying contaminant species. *Journal of Hydrology* 91(1-2): 49-58.
- Ehrig, H.-J. (1978): Beitrag zum quantitativen und qualitativen Wasserhaushalt von Mülldeponien. Vol. Heft 26, Veröffentlichungen des Institutes für Stadtbauwesen. Braunschweig: Technische Universität Braunschweig.
- Ehrig, H.-J. (1986): Untersuchungen zur Gasproduktion aus Hausmüll. *Müll und Abfall* 5: 173-183.
- Ehrig, H.-J. (2002): Inwieweit bestimmen Sickerwasser- und Deponiegasemissionen die Dauer der Nachsorge? Accessed 03.04.2009.
- Ehrig, H.-J. (1989): Water and Element Balances of Landfills. In *The Landfill - Reactor and Final Storage*, edited by P. Baccini. Berlin Heidelberg New York: Springer-Verlag.
- Ehrig, H.-J. (1991): Gasprognosen bei Restmülldeponien. In *Trierer Berichte zur Abfallwirtschaft*, edited by G. S. Rettenberger, R. Trier.
- Ehrig, H. J. und U. Brinkmann (1999): Verbundvorhaben Deponiekörper - Zusammenfassender Abschlussbericht zum Arbeitsgebiet Siedlungsabfälle. 1460799. Wuppertal: BUGH Wuppertal.
- El-Fadel, M., A. N. Findikakis, J. O. Leckie (1997): Environmental Impacts of Solid Waste Landfilling. *Journal of Environmental Management* 50(1): 1-25.
- Environment Agency (2004): LandSim 2.5 - groundwater risk assessment tool for landfill design. Bristol: Environment Agency.

- Environment Agency (2007): Guidance for the Landfill Sector. Bristol, UK: Environment Agency.
- Europäische Umweltagentur (2004): Qualität und Quantität von Grundwasser in Europa. Wien: Umweltbundesamt.
- Farquhar, G. J. und F. A. Rovers (1973): Gas production during refuse decomposition. *Water, Air, & Soil Pollution* 2(4): 483-495.
- Farquhar, G. J. und W. Parker (1989): Interactions of Leachates with Natural and Synthetic Envelopes. In *The Landfill - Reactor and Final Storage*, edited by P. Baccini. Berlin Heidelberg New York: Springer-Verlag.
- Faulstich, M. (1993): Schmelzen von Rückständen aus der Müllverbrennung - Integrieren oder Nachschalten? In: Thomé-Kozmiensky, K.J. (Hrsg.): *Reaktoren zur thermischen Abfallbehandlung*. EF-Verlag, 175 -88.
- Fellner, J. (2004): A New Method for Modeling Water Flow and Water Storage in Municipal Solid Waste Landfills. Dissertation thesis, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Technische Universität Wien, Wien.
- Fellner et al. (2008): Konzeptionelle Überlegungen zur Entlassung aus der Deponienachsorge. Wien: Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband.
- Fellner, J., P. Schöngrundner, P. H. Brunner (2004): Methanemissionen aus Deponien - Bewertung von Messdaten. Wien: Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, TU Wien.
- Fellner, J., D. Laner, P. H. Brunner (2009a): Impact of aeration on the long term behavior of nitrogen in MSW landfills. In *Sardinia 2009 - Twelfth International Waste Management and Landfill Symposium*, edited by R. Cossu, et al. S. Margherita di Pula: CISA.
- Fellner, J., G. Döberl, G. Allgaier, P. H. Brunner (2009b): Comparing field investigations with laboratory models to predict landfill leachate emissions. *Waste Management* 29(6): 1844-1851.
- Fellner, J., D. Laner, P. H. Brunner, H. P. Nachtnebel, H. Holzmann, C. Neuhold, U. Haberl, B. Kahl, A. Bichler, B. Dengler, U. Schmock (2009c): Gefährdung durch Deponien und Altablagerungen im Hochwasserfall – Risikoanalyse und Minimierung (GEDES). Wien: KIRAS - Sicherheitsforschungsprogramm.
- Fetter, C. W. (2008): *Contaminant Hydrogeology Edition*. Second Edition ed. Long Grove, Illinois: Waveland Press, Inc.
- Forget, B., A. L. Rollin, T. Jacquelin (2005): Lessons learned from 10 years of leak detection surveys on geomembranes. In *Tenth International Waste Management and Landfilling Symposium*, edited by T. Christensen, Cossu, R., Stegmann, R.,. St. Margarita di Pula: CISA.
- Förstner, U. und G. Hirschmann (1997): Langfristiges Deponieverhalten von Müllverbrennungsschlacken. FKZ: 1460799A. Hamburg: Technische Universität Hamburg-Harburg.
- Förstner, U. und P. Grathwohl (2007): *Ingenieurgeochemie*. Vol. 2., neu bearbeitete Auflage. Berlin Heidelberg: Springer-Verlag.

- Foster Wheeler Env. Corp. (1998): RBCA Fate and Transport Models: Compendium and Selection Guidance. Norcross, GA: American Society for Testing and Materials (ASTM)
- Francois, V., G. Feuillade, N. Skhiri, T. Lagier, G. Matejka (2006): Indicating the parameters of the state of degradation of municipal solid waste. *Journal of Hazardous Materials* 137(2): 1008-1015.
- Furrer, G. und B. Wehrli (1996): Microbial reactions, chemical speciation, and multicomponent diffusion in porewaters of a eutrophic lake. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 60(13): 2333-2346.
- GeoSyntec (2006): Performance-Based System for Post-Closure Care at MSW Landfills: A Procedure for Providing Long-Term Stewardship under RCRA Subtitle D. Columbia, Maryland, U.S.: Environmental Research and Education Foundation.
- Gibbons, R. und L. Bull (2006): Statistically-Based Data Evaluation Methodologies for Municipal Solid Waste (MSW) Leachate. In *Waste Tech Landfill Technology Conference*. Phoenix.
- Gibbons, R. D. und D. E. Coleman (2001): Statistical methods for the detection and quantification of environmental contamination. New York/Chichester/Weinheim/Brisbane/Singapore/Toronto: John Wiley & Sons, Inc.
- Gibbons, R. D., D. D. Slaine, J. W. F. Morris (2007): Municipal Solid Waste Landfill Leachate Characterization Study. Alexandria: Environmental Research and Education Foundation (EREF).
- Gibbons, R. D., D. G. Dolan, H. May, K. O'Leary, R. O'Hara (1999): Statistical Comparison of Leachate from Hazardous, Codisposal, and Municipal Solid Waste Landfills. *Ground Water Monitoring & Remediation* 19(4): 57-72.
- Godoy, L. A. (2000): *Theory of Elastic Stability: Analysis and Sensitivity*: Taylor & Francis.
- Granger Morgan, M. und M. Henrion (1990): *Uncertainty*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Gray, D. A., J. D. Mather, I. B. Harrison (1974): Review of groundwater pollution from waste disposal sites in England and Wales, with provisional guidelines for future site selection. *Quarterly Journal of Engineering Geology* 1: 181-196.
- Gray, D. H. (1989): Geotechnical Engineering of Land Disposal Systems. In *The Landfill - Reactor and Final Storage*, edited by P. Baccini. Berlin Heidelberg New York: Springer-Verlag.
- Griffin, R. A. und N. F. Shimp (1975): Interaction of clay minerals and pollutants in municipal leachate. *Water Reuse* 2: 801-811.
- Gy, P. (2004): Sampling of discrete materials—a new introduction to the theory of sampling: I. Qualitative approach. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems* 74(1): 7-24.
- Hagedorn, F. und M. Bundt (2002): The age of preferential flow paths. *Geoderma* 108(1-2): 119-132.
- Hall, D. H., D. Drury, J. W. N. Smith, H. A. B. Potter, J. R. Gronow (2003): Predicting the groundwater impact of modern landfills: major developments of the approach to landfill risk assessment in the UK

- (LandSim 2.5). Paper presented at Sardinia International Waste Management and Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy.
- Hartmann, F. (2000): Modellrechnungen zur Beschreibung der Wasserbewegung durch eine Müllschlackendeponie unter besonderer Berücksichtigung der Porenstruktur. Dissertation thesis, ETH Zürich, Zürich.
- Hefler, F. (2003). Erläuterungen zur Abwasseremissionsverordnung "Deponiesickerwasser" - Gesetzliche Begrenzung von Sickerwasseremissionen aus Abfalldeponien. Wien: BMLFUW.
- Hellweg, S. (2000): Time- and Site-Dependent Life-Cycle Assessment of Thermal Waste Treatment Processes. Dissertation thesis, Swiss Federal Institute of Technology, Zürich.
- Henken-Mellies, U. (2006): Kombinationsabdichtungen in Oberflächenabdichtungssystemen. Paper presented at Anforderungen an Deponie-Oberflächenabdichtungssysteme, Höxter.
- Heyer, K.-U. (2003): Emissionsreduzierung in der Nachsorge. Vol. 21, Hamburger Berichte. Stuttgart, Deutschland: Verlag Abfall aktuell.
- Heyer, K.-U. (2005a): Evaluation and Preliminary Assessment of Old Deposits. ISBN 3-901967-29-X. St. Pölten: Niederösterreichische Landesakademie.
- Heyer, K.-U. (2005b): Evaluierung und Erstabschätzung von Altablagerungen. St. Pölten: Niederösterreichische Landesakademie.
- Hillel, D. (1998): Environmental Soil Physics. San Diego, California: Academic Press.
- Hjelmar, O. (1996): Disposal strategies for municipal solid waste incineration residues. *Journal of Hazardous Materials* 47(1-3): 345-368.
- Hjelmar, O. und J. Nedenskov (2007): Prediction and reduction of the duration of landfill aftercare. Paper presented at Sardinia 2007 - Eleventh International Waste Management and Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy.
- Hjelmar, O., H. A. van der Sloot, D. Guyonnet, R. P. J. J. Rietra, A. Brun, D. Hall (2001): Development of acceptance criteria for landfilling of waste: an approach based on impact modelling and scenario calculations. Paper presented at Sardinia Waste Management and Landfill Symposium, S. margarita di Pula, Cagliari, Italy.
- Hjelmar, O., Holm, J., Hansen, J.G., Dahlstrom, K. (2005): Implementation of the EU Waste acceptance criteria for landfilling in Denmark. Paper presented at Sardinia 2005 Tenth International Waste Management and Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy.
- Hoeks, J. und J. Oosthoek (1991): Gaswinning uit afvalstortterreinen. *Gas (Neth.)* 101: 563 -568.
- Hoekstra, N., P. Kruiver, H. Kers, W. J. van Vossen, H. Woelders, H. Oonk (2009): Throwing light into black boxes: using new characterisation tools for risk assessment of abandoned landfills. In Sardinia 2009 - Twelfth International Waste Management and Landfill Symposium,

- edited by R. Cossu, Diaz, L., Stegmann, R. S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy: CISA.
- Huber-Humer et al. (2008): Technischer Leitfaden - Methanoxidationsschichten. Wien: Österreichischer Verein für Altlastensanierung.
- Huber-Humer, M. (2004): Abatement of landfill methane emissions by microbial oxidation in biocovers made of compost. Dissertation thesis, Institut für Abfallwirtschaft, Universität für Bodenkultur Wien, Wien.
- Huber, H., M. Jaros, P. Lechner (1997). Auswirkungen der künstlichen Alterung von MVASchlacke auf deren Emissionsverhalten. In 2. Statusdeponieseminar „Deponiekörper“. Wuppertal.
- Huber, W., S. Schatz, A. Quentin (2002): Statistische Auswertung des Sickerwasseranfalls auf bayerischen Deponien. Augsburg: LfU Bayerisches Landesamt für Umweltschutz.
- Huijbregts, M. A. J. (2001): Uncertainty and variability in environmental life-cycle assessment. Ph.D. Thesis thesis, Interfaculty Department of Environmental Science and the Institute of Biodiversity and Ecosystem Dynamics, University of Amsterdam, Amsterdam.
- Hutterer, H., P. H. Brunner, W. Schönböck, W. Frühwirth, H. Wöglinger, G. Döberl, M. Eder, R. Pierrard (2000): Bewertung abfallwirtschaftlicher Maßnahmen mit dem Ziel der nachsorgefreien Deponie. Wien: Umweltbundesamt.
- Inyang, H. I. (2004): Peer Reviewed: Modeling the Long-Term Performance of Waste Containment Systems. *Environmental Science & Technology* 38(17): 328A-334A.
- IPCC (2007): *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* . Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.: Cambridge University Press.
- Ivanova, L. K., D. J. Richards, D. J. Smallman (2008): Assessment of the anaerobic biodegradation potential of MSW. *Proceedings of the Institution of Civil Engineers Waste and Resource Management*(161): 167-180.
- Jacques, D. und J. Šimůnek (2005): User Manual of the Multicomponent Variably-Saturated Flow and Transport Model HP1 - Description, Verification, and Examples. Mol, Belgium: SCK-CEN.
- Johnson, C. A., S. Brandenberger, P. Baccini (1995): Acid Neutralizing Capacity of Municipal Waste Incinerator Bottom Ash. *Environmental Science & Technology* 29(1): 142-147.
- Johnson, C. A., S. Brandenberger, P. Baccini (2002): Acid Neutralizing Capacity of Municipal Waste Incinerator Bottom Ash. *Environmental Science & Technology* 29(1): 142-147.
- Johnson, C. A., M. Kaeppli, S. Brandenberger, A. Ulrich, W. Baumann (1999): Hydrological and geochemical factors affecting leachate composition in municipal solid waste incinerator bottom ash: Part II. The geochemistry of leachate from Landfill Lostorf, Switzerland. *Journal of Contaminant Hydrology* 40(3): 239-259.

- Kelly, R. J., B. D. Shearer, J. Kim, C. D. Goldsmith, G. R. Hater, J. T. Novak (2006): Relationships between analytical methods utilized as tools in the evaluation of landfill waste stability. *Waste Management* 26(12): 1349-1356.
- Kerndorff, H., R. Schleyer, H. H. Dieter (1993): Bewertung der Grundwassergefährdung von Altablagerungen - Standardisierte Methoden und Maßstäbe. Berlin: Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes.
- Kers, H., A. de Wit, H. Ritsema (2007): Model Strategy - Programming Aftercare of Former and Abandoned Landfills. Lille: Waste- and Soilcare.
- Kjeldsen, P. und T. H. Christensen (2001): A simple model for the distribution and fate of organic chemicals in a landfill: MOCLA. *Waste Management Research* 19(3): 201-216.
- Kjeldsen, P., M. A. Barlaz, A. P. Rooker, A. Baun, A. Ledin, T. H. Christensen (2002): Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 32(4): 297 - 336.
- Krizek, E. (2009): Ausgewählte Stoffflüsse von Deponien über mehrere Zeitskalen unter besonderer Berücksichtigung von Erosionsprozessen. Master Thesis thesis, Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft, Technische Universität Wien, Wien.
- Krümpelbeck, I. (2000): Untersuchungen zum langfristigen Verhalten von Siedlungsabfalldeponien. Dissertation thesis, Fachbereich Bauingenieurwesen, Bergische Universität - Gesamthochschule Wuppertal, Wuppertal.
- Krümpelbeck, I., M. Dohmann, A. Wirtz, G. Kabbe, R. Stegmann, K.-U. Heyer (2001): Langfristiges Emissionsverhalten von Altdeponien. Essen: Landesumweltamt NRW.
- Kruse, K. (1994): Langfristiges Emissionsverhalten von Siedlungsabfalldeponien. Dissertation thesis, Fachbereich für Bauingenieur- und Vermessungswesen, Technische Universität Carolo-Wilhelmina zu Braunschweig, Braunschweig.
- Kühle-Weidemeier, M. und H. Bogon (2008): Wirksamkeit von biologischen Methanoxidationsschichten auf Deponien. In Praxistagung Deponie 2008. Hannover: WasteConsult.
- Kylefors, K. (2003): Evaluation of leachate composition by multivariate data analysis (MVDA). *Journal of Environmental Management* 68(4): 367-376.
- Kylefors, K., L. Andreas, A. Lagerkvist (2003): A comparison of small-scale, pilot-scale and large-scale tests for predicting leaching behaviour of landfilled wastes. *Waste Management* 23(1): 45-59.
- LABO (2008): Arbeitshilfe "Sickerwasserprognose bei Detailuntersuchungen". Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO) - Altlastenausschuss (Unterausschuss "Sickerwasserprognose").

- Laner, D., J. Fellner, P. H. Brunner (2009): Flooding of municipal solid waste landfills – An environmental hazard? *Science of The Total Environment* 407(12): 3674-3680.
- LAWA (2004): Ableitung von Geringfügigkeitsschwellenwerten für das Grundwasser, edited by L. Wasser. Düsseldorf: Kulturbuch-Verlag GmbH.
- Lebensministerium (2006): Bundes-Abfallwirtschaftsplan 2006. Wien: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft,.
- Leckie, J. O., C. Halvadakis, J. G. Pacey (1979): Landfill Management with Moisture Control. *Journal of the Environmental Engineering Division* 105(2): 337 - 355.
- Leeson, J., A. Edwards, J. W. N. Smith, H. A. B. Potter (2003): *Hydrogeological Risk Assessments for Landfills*. Bristol, UK: Environment Agency.
- Luckner et al. (2008): Leitfaden des KORA-Themenverbund 4 "Deponien, Altablagerungen". Dresden: Dresdner Grundwasserforschungszentrum e.V.
- Luckner, L. und W. M. Schestakow (1991): *Migration Processes in the Soil & Groundwater Zone*. Chelsea, Michigan: Lewis Publishers, Inc.
- Luckner, T. (2010): Stilllegung und Nachsorge von Deponien und Altablagerungen in Deutschland – FuE-Ergebnisse des BMBF-Förderschwerpunkts KORA-TV4. *Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft* 62(7): 149-154.
- Ludvigsen, L., H. J. Albrechtsen, G. Heron, P. L. Bjerg, T. H. Christensen (1998): Anaerobic microbial redox processes in a landfill leachate contaminated aquifer (Grindsted, Denmark). *Journal of Contaminant Hydrology* 33(3-4): 273-291.
- Mallants, D., G. Volckaert, J. Marivoet (1999): Sensitivity of protective barrier performance to changes in rainfall rate. *Waste Management* 19(7-8): 467-475.
- Maloszewski, P., H. Moser, W. Stichler, P. Trimborn (1995): Isotope hydrology investigations in large refuse lysimeters. *Journal of Hydrology* 167(1-4): 149-166.
- Martensson, A. M., C. Aulin, O. Wahlberg, S. Agren (1999): Effect of humic substances on the mobility of toxic metals in a mature landfill. *Waste Management Research* 17(4): 296-304.
- Martcorena, B., A. Attal, P. Camacho, J. Manem, D. Hesnault, P. Salmon (1993): Prediction Rules for Biogas Valorisation in Municipal Solid Waste Landfills. *Water Science and Technology* 27(2): 235-241.
- McDonald, M. G. und A. W. Harbaugh (1988): *A modular three-dimensional finite-difference ground-water flow model*. Reston: U.S. Geological Survey.
- Melchior, S., K. Berger, B. Vielhaber, G. Miehlisch (2002): Großlysimeter Deponie Hamburg-Georgswerder: Wasserhaushalt und Wirksamkeit von Oberflächenabdichtungssystemen mit bindigen mineralischen Dichtungen. In *Status-Workshop: Austrocknungsverhalten von mineralischen Abdichtungsschichten in Deponie-*

- Oberflächenabdichtungssystemen, edited by H.-G. RAMKE, et al. Höxter.
- Meyers (2009): Lexikon online. Besucht am 01. März 2009.
- Morris, J. W. F., N. C. Vasuki, J. A. Baker, C. H. Pendleton (2003): Findings from long-term monitoring studies at MSW landfill facilities with leachate recirculation. *Waste Management* 23(7): 653-666.
- National Research Council (2000): Natural Attenuation for groundwater remediation. Washington, D.C.: National Academy Press.
- National Research Council (2007): Assessment of the performance of engineered waste containment barriers. Washington, D.C.: The National Academy of Sciences.
- Nienhaus, U. (2001): Bewertungshilfe für Deponien. In Landesumweltamt NRW. Essen, Deutschland.
- Öman, C. B. und C. Junestedt (2008): Chemical characterization of landfill leachates - 400 parameters and compounds. *Waste Management* 28(10): 1876-1891.
- ÖNORM (2000): ÖNORM S 2088-2: Altlasten - Gefährdungsabschätzung für das Schutzgut Boden. Wien: Österreichisches Normungsinstitut.
- ÖNORM (2005): Stoffflussanalyse – Teil 2: Anwendung in der Abfallwirtschaft – Methodik. Wien: Österreichisches Normungsinstitut.
- Oonk, J. und A. Boom (1995): Landfill gas formation, recovery and emissions. Apeldoorn: NOVEM Programme Energy Generation from Waste and Biomass (EWAB).
- Pfiffner, O. A. (1989): Scientific and technical criteria for final storage quality. In *The Landfill - Reactor and Final Storage*, edited by P. Baccini. Berlin Heidelberg New York: Springer-Verlag.
- Pivato, A. und J. W. F. Morris (2005): Performance-based methodology for assessing the aftercare endpoint of landfills. Paper presented at Sardinia 2005 Tenth International Waste Management and Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy.
- Pohland, F. G. (1975): Sanitary landfill stabilization with leachate recycle and residual treatment. Cincinnati: USEPA.
- Pohland, F. G. und S. A. Harper (1986). Critical review and summary of leachate and gas production from landfills. Washington D.C.: US EPA.
- Prantl, R., M. Tesar, M. Huber-Humer, C. Heiss-Ziegler (2006): Technischer Leitfaden: In-situ Aerobisierung von Altablagerungen. Wien: Institut für Abfallwirtschaft; Universität für Bodenkultur.
- Prudent, P., M. Domeizel, C. Massiani (1996): Chemical sequential extraction as decision-making tool: application to municipal solid waste and its individual constituents. *Science of The Total Environment* 178(1-3): 55-61.
- Rachor, I., J. Gebert, A. Gröngröft, E.-M. Pfeiffer (in press): Assessment of the methane oxidation capacity of compacted soils intended for use as landfill cover materials. *Waste Management*.

- Ranke, H. G. (1991): Hydraulische Beurteilung und Dimensionierung der Basisentwässerung von Deponien fester Siedlungsabfälle - Wasserhaushalt, hydraulische Kennwerte, Berechnungsverfahren. . Dissertation thesis, carolo-Wilhelmina Universität zu Braunschweig, Braunschweig.
- Reichenberg, F. und P. Mayer (2006): Two complementary sides of bioavailability: accessibility and chemical activity of organic contaminants in sedimentz and soils. *Environmental Toxicology and Chemistry* 25(5): 1239-1245.
- Reinhart, D. R. und T. G. Townsend (1997): *Landfill Bioreactor Design & Operation*. Boca Raton - London - New York - Washington, D.C.: CRC Press LLC.
- Resources & Systems International (1995-2000): *BIOF&T – Flow and Transport in the Saturated and Unsaturated Zone in 2- or 3-Dimensions*. Blacksburg: Resources & Systems International,.
- Revans, A., D. Ross, B. Gregory, M. Meadows, C. Harries, J. Gronow (1999): Long-term fate of metals in landfill. In *Sardinia '99, Seventh Inter-national Waste Management and Landfill Symposium*, edited by T. H. Christensen, Cossu, R., Stegmann, R. Cagliari, Italy: CISA.
- Rolland, C. und M. Scheibengraf (2003): *Biologisch abbaubarer Kohlenstoff im Restmüll*. BE-236. Wien: Umweltbundesamt.
- Rosqvist, H. und D. Bendz (1999): An experimental evaluation of the solute transport volume in biodegraded municipal solid waste. *Journal of Hydrology and Earth System Sciences* 3(3): 429-438.
- Roussat, N., J. Méhu, M. Abdelghafour, P. Brula (2008): Leaching behaviour of hazardous demolition waste. *Waste Management* 28(11): 2032-2040.
- Rowe, R. K. (1998): Geosynthetics and the minimization of contaminant migration through barrier systems beneath solid waste. In *Sixth International Conference on Geosynthetics*. Atlanta: Industrial Fabrics Association International.
- Rowe, R. K. (2005): Long-term performance of contaminant barrier systems. *Geotechnique* 55(9): 631-678.
- Rowe, R. K., R. M. Quigley, R. W. I. Brachman, J. R. Booker (2004): *Barrier Systems for Waste Disposal Facilities*. London: Taylor & Francis.
- Scanlon, B. R., M. Christman, R. C. Reedy, I. Porro, J. Simunek, G. N. Flerchinger (2002): Intercode comparisons for simulating water balance of surficial sediments in semiarid regions. *Water Resour. Res.* 38.
- Scharff, H., J. Jacobs, H. A. van der Sloot, A. van Zomeren (2007): Inorganic waste landfill and final storage quality. Paper presented at *Sardinia 2007 - Eleventh International Waste Management and Landfill Symposium*, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy.
- Scheutz, C. und P. Kjeldsen (2004): Environmental Factors Influencing Attenuation of Methane and Hydrochlorofluorocarbons in Landfill Cover Soils. *J. Environ. Qual.* 33(1): 72-79.

- Schneider, W. und H. Stöfen (2004): Nomogramme der Sickerwasserprognose. *Grundwasser* 2004(1): 54-66.
- Schneider, W. und H. Stöfen (2006): Entwicklung und Erprobung eines in der Verwaltungspraxis tauglichen Verfahrens für verlässliche Sickerwasserprognosen in Baden-Württemberg. BWR 24003. Hamburg-Harburg: Technische Universität Hamburg-Harburg.
- Schroeder, P. R., J. M. Morgan, T. M. Walski, and A. C. Gibson. 1984. The hydrologic evaluation of landfill Performance (HELP) model, volume I, user's guide for version 1. Cincinnati: US EPA.
- Schroeder, P. R., J. M. Morgan, T. M. Walski, A. C. Gibson (1994): The hydrologic evaluation of landfill Performance (HELP) model, Engineering documentation for Version 3. . Cincinnati: US EPA.
- Schwartz, P. (1991): *The Art of the Long View*. New York: Bantam Doubleday Dell Publishing Group.
- Sen, P. K. (1968): Estimates of the regression coefficient based on Kendall's tau. *Journal of the American Statistics Association* 63: 1379-1389.
- Simon, F.-G. und W. W. Müller (2004): Standard and alternative landfill capping design in Germany. *Environmental Science & Policy* 7(4): 277-290.
- Šimunek, J., K. Huang, M. T. van Genuchten (1998): The HYDRUS code for simulating the one-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably saturated media. Riverside: U.S. Salinity Laboratory.
- Šimunek, J., M. Šejna, M. T. van Genuchten (2007): *The HYDRUS Software Package for Simulating the Two- and Three-Dimensional Movement of Water, Heat, and Multiple Solutes in Variably-Saturated Media*. Prague, CR: PC Progress.
- Šimunek, J., M. Šejna, H. Saito, M. Sakai, M. T. van Genuchten (2008): *The HYDRUS-1D Software Package for Simulating the One-Dimensional Movement of Water, Heat, and Multiple Solutes in Variably-Saturated Media*. Riverside, CA: University of California Riverside.
- Skutan, S. und H. Rechberger (2007): Bestimmung von Stoffbilanzen und Transferkoeffizienten für die Linie II der MVA Wels. Wien: Technische Universität Wien.
- Smidt, E., P. Lechner, M. Schwanninger, G. Haberhauer, M. H. Gerzabek (2002): Characterization of Waste Organic Matter by FT-IR Spectroscopy: Application in Waste Science. *Applied Spectroscopy* 56: 1170-1175.
- Sormunen, K., M. Ettala, J. Rintala (2008): Detailed internal characterisation of two Finnish landfills by waste sampling. *Waste Management* 28(1): 151-163.
- Speiser, C. (2001): Exothermer Stoffumsatz in MVA-Schlackedeponien: Mineralogische und geochemische Charakterisierung von Müllverbrennungsschlacken, Stoff- und Wärmebilanz. Dissertation thesis, Fakultät für Chemie, Technische Universität München, München.

- Stamatelatos, M., W. Vesely, J. Dugan, J. Fragola, J. Minarick, und J. Railsback (2002): Fault Tree Handbook with Aerospace Applications. Washington, DC: NASA Office of Safety and Mission Assurance.
- Stegmann, R. (1981): Beschreibung eines Verfahrens zur Untersuchung anaerober Umsetzungsprozesse von festen Abfallstoffen im Labormaßstab. Müll und Abfall 2: 35 - 39.
- Stegmann, R. (2001): Concept for aftercare of closed landfills. In Sardinia International Waste Management and Landfill Symposium, edited by T. Christensen, Cossu, R., Stegmann, R. S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy: CISA.
- Stegmann, R., K.-U. Heyer, K. Hupe, A. Willand (2006): Deponienachsorge - Handlungsoptionen, Dauer, Kosten und quantitative Kriterien für die Entlassung aus der Nachsorge. 20434327. Dessau: Umweltbundesamt.
- Stoffregen, H., P. Döll, G. Wessolek, S. Melchior, V. Beate, U. Holzlöhner, R. Horn, T. Baumgartl, W. Gräsle, K. Bohne, M. Schmidt (1999): Rissgefährdung von Kombinationsdichtungen durch temperaturabhängige Austrocknung - Bedeutung für Deponieplanung und Deponiebau. Müll und Abfall 1: 29-35.
- Stünzi, J. (2009): Persönliche Mitteilung von Stünzi, J.: Sickerwasservollanalysen der Schlackekompartimente der Deponie Riet. Winterthur 2009.
- Susset, B. und W. Leuchs (2008): Ableitung von Materialwerten im Eluat und Einbaumöglichkeiten mineralischer Ersatzbaustoffe. UBA-FB. Dessau: Umweltbundesamt.
- Tabasaran, O. und G. Rettenberger (1987): Grundlage zur Planung von Entgasungsanlagen, Müllhandbuch. Berlin: Erich Schmidt Verlag.
- Thomas, V. K. (2007): A Method for Scenario-based Risk Assessment for Robust Aerospace Systems. Dissertation thesis, School of Aerospace Engineering, Georgia Institute of Technology, Atlanta.
- Townsend, T. G., Y. Jang, L. G. Thurn (1999): Simulation of Construction and Demolition Waste Leachate. Journal of environmental engineering 125(11): 1071-1081.
- Turk, M. (1996). Inkrustationen in Entwässerungssystemen von MVA-Schlacke- und Klärschlammproben. Müll und Abfall 9: 587-594.
- U.S. Environmental Protection Agency (1997): Use of Monitoring Natural Attenuation at Superfund, RCRA Corrective Action, and Underground Storage Tank Sites. Washington D.C.: U.S. Environmental Protection Agency.
- U.S. EPA (2000): National Water Quality Inventory - Ground Water and Drinking Water Chapters. EPA 816-R-00-013. Washington, D.C.: United States Environmental Protection Agency.
- U.S. EPA (2005): Landfill Gas Emissions Model (LandGEM) Version 3.02 User's Guide. Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency.
- U.S. EPA (2010). Municipal Solid Waste (MSW) in the United States. Accessed 01.03.2010 2010.

- Utermann, J., G. Meyenburg, S. Altfelder, H.-E. Gäbler, W. H. M. Duijnsveld, A. Bahr, T. Streck (2005): Entwicklung eines Verfahrens zur Quantifizierung von Stoffkonzentrationen im Sickerwasser auf der Grundlage chemischer und physikalischer Pedotransferfunktionen. Hannover: Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe.
- van der Sloot, H. A. (1996): Developments in evaluating environmental impact from utilization of bulk inert wastes using laboratory leaching tests and field verification. *Waste Management* 16(1-3): 65-81.
- van Genuchten, M. T. (1982). Analytical Solutions of the one-dimensional convectivedispersive solute transport equation. Washington DC: Agricultural Research Service, United States Department of Agriculture.
- van Genuchten, M. Th. und P. J. Wierenga (1976): Mass transfer studies in sorbing porous media: I. Analytical solutions. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 40(4): 473-480.
- van Vossen, W. J., M. de Jong, D. T. Folmer (2007): New strategy for sustainable and cost-saving aftercare of closed landfills based on natural biochemical processes, a full scale demonstration project at the landfill Vlagheide in Schijndel (NL). Paper presented at Sardinia 2007 - Eleventh International Waste Management and Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy.
- van Vossen, W. J., K. U. Heyer, H. Woelders (2009): Feasibility study of sustainable emission reduction at the existing landfills Wieringermeer and Kragge in the Netherlands: processes in the waste body and design and costs of enhancing measures (infiltration/aeration). In *Sardinia 2009 - Twelfth International Waste Management and Landfill Symposium*, edited by R. Cossu, Diaz, L., Stegmann, R. S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy: CISA.
- Voigt, H.-J. und T. Wippermann (1998): *Geochemie*. Edited by B. f. G. u. Rohstoffe. Vol. Band 6, Handbuch zur Erkundung des Untergrundes von Deponien und Altlasten. Berlin Heidelberg New York: Springer.
- Wagland, S. T., S. F. Tyrrel, A. R. Godley, R. Smith (2009): Test methods to aid in the evaluation of the diversion of biodegradable municipal waste (BMW) from landfill. *Waste Management* In Press, Corrected Proof.
- Weber, W. J., Y.-C. Jang, T. G. Townsend, S. Laux (2002): Leachate from Land Disposed Residential Construction Waste. *Journal of environmental engineering* 128(3): 237-245.
- White, J., J. Robinson, Q. Ren (2004): Modelling the biochemical degradation of solid waste in landfills. *Waste Management* 24(3): 227-240.
- Wiemer, K. (1982): Messung des Wassergehaltes und der Dichte von ungestörten Müllproben. In *Gas und Wasserhaushalt von Mülldeponien - Internationale Fachtagung 29.9. - 1.10.1982*. Braunschweig: Institut für Stadtbauwesen.
- Wimmer, B. und T. Reichenauer (2006): *Evapotranspirationsschichten zur Sicherung/Sanierung von Altablagerungen*. Seibersdorf: ARC Seibersdorf research GmbH.

- Youcai, Z., L. Hua, W. Jun, G. Guowei (2002): Treatment of Leachate by Aged-Refuse-based Biofilter. Journal of environmental engineering 128(7): 662-668.
- Zheng, B., D. J. Richards, D. J. Smallman, R. P. Beaven (2007): Assessing MSW degradation by BMP and fibre analysis. Proceedings of the Institution of Civil Engineers Waste and Resources Management(160): 133-139.
- Zobrist, J. (1999): Die Qualität von Grundwasser - Resultat biogeochemischer Prozesse. EAWG News 48(November): 15 - 17.
- Zweifel, H.-R., C. A. Johnson, E. Hoehn (1999): Langzeitanalysen der Hauptelemente von Sickerwässern aus Altdeponien. Müll und Abfall 12(1999): 727-732.

Rechtstexte:

- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft (1996): Allgemeine Begrenzung von Abwasseremissionen in Fließgewässer und öffentliche Kanalisationen (AAEV).
- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (2000): Grundwasserschutzverordnung.
- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (2002): Grundwasserschwelienwertverordnung.
- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (2003): Abwasseremissionsverordnung - Deponiesickerwasser.
- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (2008): Deponieverordnung.
- Bundesministerium für soziale Sicherheit und Generationen (2001): Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasserverordnung – TWV).
- Deutscher Bundestag (1998): Bundes-Bodenschutzgesetz.
- Deutscher Bundestag (2002): Verordnung über Deponien und Langzeitlager (Directive on landfills and long-term deposits).
- Europäisches Parlament und Rat der Europäischen Union (2000): Wasserrahmenrichtlinie (WRRL).
- Österreichisches Parlament (2001): Immissionsschutzgesetz-Luft.
- Österreichisches Parlament (2002): Bundesgesetz über eine nachhaltige Abfallwirtschaft.
- Österreichisches Parlament (2006): Wasserrechtsgesetz 1959.
- Rat der Europäischen Union (1999): Richtlinie des Rates über Abfalldeponien
- Rat der Europäischen Union (2003): Entscheidung des Rates zur Festlegung von Kriterien und Verfahren für die Annahme von Abfällen auf Abfalldeponien gemäß Artikel 16 und Anhang II der Richtlinie 1999/31/EG.

Rat der Europäischen Union (2006): Vorschlag für eine Richtlinie zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für den Bodenschutz und zur Änderung der Richtlinie 2004/35/EG.

10.2 Abbildungsverzeichnis

Abbildung 3-1: Bewirtschaftungsphasen einer Deponie (aus: Fellner et al. 2008)	20
Abbildung 3-2: Kombinierte Betrachtungsweise bei der Beendigung der Deponienachsorge und relevante Rechtsmaterien	21
Abbildung 3-3: Schematische Darstellung des Konzeptes „Emission, Transmission, Immission“ (adaptiert nach Nienhaus 2001)	31
Abbildung 3-4: System zur Beurteilung der Umweltverträglichkeit von Sickerwasseremissionen einer Altdeponie (ohne funktionierende Basisdichtung)	41
Abbildung 3-5: Modellhafter Zusammenhang zwischen Sickerwasseremissionen einer Deponie, NA-Prozessen im Deponieuntergrund und Systemstabilität des lokalen Grundwasserkörpers	42
Abbildung 4-1: Schematische Darstellung der Deponiegasemissionen (oben) und Sickerwasseremissionen (unten) über das Bestehen einer Siedlungsabfalldeponie (Quelle: Kjeldsen et al. 2002, nach Farquhar & Rovers 1973)	51
Abbildung 4-2: Verlauf der Deponiegasproduktionsrate und Einflussfaktoren auf die Erfassungsrate nach Krümpelbeck (2000)	54
Abbildung 4-3: Konzeptioneller Modellansatz zur Beschreibung unterschiedlicher Abflussmechanismen in Deponien (aus Fellner 2004)	59
Abbildung 4-4: Qualitative Darstellung des TOC-Konzentrationsverlaufes für DSR-Versuche mit mechanisch (sortiert und zerkleinert) und mechanisch-biologisch vorbehandelten Siedlungsabfällen (nach Ehrig und Brinkmann (1999))	63
Abbildung 4-5: Boxplots der CSB-Konzentrationen im Deponiesickerwasser nach Stilllegung der Hausmülldeponie	74
Abbildung 4-6: Boxplots der BSB ₅ -Konzentrationen im Deponiesickerwasser nach Stilllegung der Hausmülldeponie	75
Abbildung 4-7: Boxplots der NH ₄ -N-Konzentrationen im Deponiesickerwasser nach Stilllegung der Hausmülldeponie	75
Abbildung 4-8: Boxplots der Cl-Konzentrationen im Deponiesickerwasser nach Stilllegung der Hausmülldeponie	76

Abbildung 4-9: Boxplots der AOX-Konzentrationen im Deponiesickerwasser nach Stilllegung der Hausmülldeponie.....	77
Abbildung 4-10: Boxplots der Fe-Konzentrationen im Deponiesickerwasser nach Stilllegung der Hausmülldeponie.....	77
Abbildung 4-11: Jahreswerte der erfassten Deponiegasmengen (korrigiert für den angesaugten Luftanteil) ausgewählter Standorte in Abhängigkeit des Deponiealters (seit Beginn der Abfallschüttung).....	79
Abbildung 4-12: Kumulative Darstellung der erfassten Deponiegasmenge pro Tonne abgelagertem Abfall	79
Abbildung 4-13: Volumenanteile der Deponiegaskomponenten CH ₄ und CO ₂ in Abhängigkeit der Zeit (CO ₂ -Messreihen teilweise lückenhaft)	80
Abbildung 4-14: CSB-Konzentrationen im Sickerwasser in Abhängigkeit der ermittelten Wasser-Feststoff-Verhältnisse nach Stilllegung der Hausmülldeponien	82
Abbildung 4-15: BSB ₅ -Konzentrationen im Sickerwasser in Abhängigkeit der ermittelten Wasser-Feststoff-Verhältnisse nach Stilllegung der Hausmülldeponien	83
Abbildung 4-16: Ammonium-Konzentrationen im Sickerwasser in Abhängigkeit der ermittelten Wasser-Feststoff-Verhältnisse nach Stilllegung der Hausmülldeponien.....	84
Abbildung 4-17: Chlorid-Konzentrationen im Sickerwasser in Abhängigkeit der ermittelten Wasser-Feststoff-Verhältnisse nach Stilllegung der Hausmülldeponien	84
Abbildung 4-18: AOX-Konzentrationen im Sickerwasser in Abhängigkeit der ermittelten Wasser-Feststoff-Verhältnisse nach Stilllegung der Hausmülldeponien	85
Abbildung 4-19: Eisen-Konzentrationen im Sickerwasser in Abhängigkeit der ermittelten Wasser-Feststoff-Verhältnisse nach Stilllegung der Hausmülldeponien	85
Abbildung 4-20: CSB-Frachten der Hausmülldeponien in Abhängigkeit des Deponiealters	87
Abbildung 4-21: Ammonium-Frachten der Hausmülldeponien in Abhängigkeit des Deponiealters.....	87
Abbildung 4-22: Chlorid-Frachten der Hausmülldeponien in Abhängigkeit des Deponiealters	88
Abbildung 4-23: Eisen-Frachten der Hausmülldeponien in Abhängigkeit des Deponiealters	88
Abbildung 4-24: Spezifische TOC-Fracht im Sickerwasser der untersuchten Hausmülldeponien	94

Abbildung 4-25: Spezifische $\text{NH}_4\text{-N}$ -Fracht im Sickerwasser der untersuchten Hausmülldeponien.....	95
Abbildung 4-26: Spezifische Cl-Fracht im Sickerwasser der untersuchten Hausmülldeponien.....	96
Abbildung 4-27: Spezifische AOX-Fracht im Sickerwasser der untersuchten Hausmülldeponien.....	96
Abbildung 4-28: Spezifische Fe-Fracht im Sickerwasser der untersuchten Hausmülldeponien.....	97
Abbildung 4-29: Spezifische Cr-Fracht im Sickerwasser der untersuchten Hausmülldeponien.....	98
Abbildung 4-30: Spezifische Zn-Fracht im Sickerwasser der untersuchten Hausmülldeponien.....	99
Abbildung 4-31: Spezifische Cd-Fracht im Sickerwasser der untersuchten Hausmülldeponien.....	99
Abbildung 4-32: Spezifische C_{org} -Fracht im Deponiegas der untersuchten Hausmülldeponien.....	100
Abbildung 4-33: Stoffbilanzen für Deponie HM4 mit einer mittleren Ablagerungsdauer von 34 Jahren und einem W/F von 0,77.....	103
Abbildung 4-34: Stoffbilanzen für Deponie HM5 mit einer mittleren Ablagerungsdauer von 30,5 Jahren und einem W/F von 0,74.....	104
Abbildung 4-35: Stoffbilanzen für Deponie HM8 mit einer mittleren Ablagerungsdauer von 14,7 Jahren und einem W/F von 0,39.....	105
Abbildung 4-36: Stoffbilanzen für Deponie HM1 mit einer mittleren Ablagerungsdauer von 19,3 Jahren und einem W/F von 1,38.....	106
Abbildung 4-37: Stoffbilanzen für Deponie HM2 mit einer mittleren Ablagerungsdauer von 11 Jahren und einem W/F von 0,39.....	107
Abbildung 4-38: Stoffbilanzen für Deponie HM3 mit einer mittleren Ablagerungsdauer von 23,2 Jahren und einem W/F von 0,45.....	107
Abbildung 4-39: Darstellung dokumentierter Kohlenstoffemissionspotentiale über das Sickerwasser im Verhältnis zur kumulativen C-Fracht der untersuchten Hausmülldeponien.....	124
Abbildung 4-40: Darstellung dokumentierter Stickstoffemissionspotentiale über das Sickerwasser im Verhältnis zur kumulativen N-Fracht der untersuchten Hausmülldeponien.....	125
Abbildung 4-41: Darstellung dokumentierter Chloridemissionspotentiale über das Sickerwasser im Verhältnis zur kumulativen Cl-Fracht der untersuchten Hausmülldeponien.....	125

Abbildung 4-42: Darstellung dokumentierter Zinkemissionspotentiale über das Sickerwasser im Verhältnis zur kumulativen Zn-Fracht der untersuchten Hausmülldeponien.....	126
Abbildung 4-43: Schematische Darstellung zur Trendanalyse von Sickerwasserdaten in der Nachsorgephase.....	128
Abbildung 4-44: Modellkurven für Cl im Vergleich mit dem Messdatensatz	132
Abbildung 4-45: Modellkurven für NH ₄ -N im Vergleich mit dem Messdatensatz	132
Abbildung 4-46: Modellkurven für TOC im Vergleich mit dem Messdatensatz	133
Abbildung 4-47: Modellanpassung für den Parameter Cl der Hausmülldeponien HM4, HM5 und HM8	133
Abbildung 4-48: Modellanpassung für den Parameter NH ₄ -N der Hausmülldeponien HM4, HM5 und HM8	134
Abbildung 4-49: Modellanpassung für den Parameter TOC der Hausmülldeponien HM4, HM5 und HM8	135
Abbildung 4-50: Konzeptionelles Modell zur Beschreibung des verbleibenden Emissionspotentiales aufgrund organischer Abbauprozesse im Deponiekörper von Hausmülldeponien (nach van Vossen et al. 2009).....	137
Abbildung 4-51: Schema der Ermittlung freisetzbarer Emissionspotentiale nach einer Änderung der Fließbedingungen im Abfallkörper	140
Abbildung 4-52: Darstellung des Cl-Konzentrationsverlaufes für zwei Fließwegänderungsszenarien (5 und 50 % der Fließwege verlagert innerhalb von 100 Jahren)	143
Abbildung 4-53: Darstellung des Stickstoff-Konzentrationsverlaufes für zwei Fließwegänderungsszenarien (5 und 50 % der Fließwege verlagert innerhalb von 100 Jahren)	144
Abbildung 4-54: Abgeschätzte Deponiegasproduktion für die Szenarien zu geänderten Wasserströmungsverhältnissen im Deponiekörper	145
Abbildung 4-55: Durchschnittliche Frachtkurven für Cl und N im Vergleich mit Literaturangaben zu den jeweiligen Emissionspotentialen von Hausmülldeponien (vgl. Tabelle 4-27)	151
Abbildung 4-56: Entwicklung des Prognosemodells unter der Annahme gleichbleibender Bedingungen	153
Abbildung 4-57: Box-Plots der DOC- (links) und AOX-Konzentrationen (rechts) in Schlackesickerwässern in Abhängigkeit der mittleren Ablagerungsdauer	162

Abbildung 4-58: Box-Plots der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen in Schlackesickerwässern in Abhängigkeit der mittleren Ablagerungsdauer	162
Abbildung 4-59: Box-Plots der Cl^- (links) und SO_4 -Konzentrationen (rechts) in Schlackesickerwässern in Abhängigkeit der mittleren Ablagerungsdauer	163
Abbildung 4-60: Box-Plots der Cr_{ges} - (links) und Cu -Konzentrationen (rechts) in Schlackesickerwässern in Abhängigkeit der mittleren Ablagerungsdauer	163
Abbildung 4-61: Frachtverlauf für den gelösten organischen Kohlenstoff im Sickerwasser der Schlackedeponien	165
Abbildung 4-62: Ammonium-Frachtverlauf im Sickerwasser der Schlackedeponien	166
Abbildung 4-63: Frachtverlauf für Chlorid im Sickerwasser der Schlackedeponien	166
Abbildung 4-64: Frachtverlauf für Chromgesamt im Sickerwasser der Schlackedeponien	167
Abbildung 4-65: Kupfer-Frachtverlauf im Sickerwasser der Schlackedeponien	167
Abbildung 4-66: Transferkoeffizienten ausgewählter Stoffe für die Schlackedeponie RS1 (mittlere Ablagerungsdauer = 3,5 Jahre und $W/F = 0,24 \text{ l/kg TS}$)	171
Abbildung 4-67: Transferkoeffizienten ausgewählter Stoffe für die Schlackedeponie RS2 (mittlere Ablagerungsdauer = 14 Jahre und $W/F = 0,37 \text{ l/kg TS}$)	171
Abbildung 4-68: Modellvorstellung zum zeitabhängigen Verlauf der Sickerwasserqualität aus Schlackedeponien (aus Förstner und Grathwohl 2007)	173
Abbildung 4-69: Konzentrationsverläufe und exponentieller Trend für Nges und DOC im Sickerwasser von RS3	176
Abbildung 4-70: Darstellung des pH-Verlaufs (a), der gelösten Konzentrationen verschiedener Schwermetalle (b) und der Mineralmengen im Schlackekörper (c) für eine Müllverbrennungsschlackedeponie zu unterschiedlichen Zeitpunkten (Quelle: Hellweg 2000)	179
Abbildung 4-71: Sickerwasserkonzentrationen der Deponien B1-D3 für den chemischen Sauerstoffbedarf (CSB, links) und den Gesamtstickstoff (Nges, rechts) in Abhängigkeit der mittleren Ablagerungsdauer	186

Abbildung 4-72: Sickerwasserkonzentrationen der Deponien BRM1-BRM3 für Chlorid (Cl, links) und Sulfat (SO ₄ , rechts) in Abhängigkeit der mittleren Ablagerungsdauer.....	187
Abbildung 4-73: Sickerwasserkonzentrationen der Deponien BRM1-BRM3 für adsorbierbare organisch gebundene Halogene (AOX, links) und Zink (Zn, rechts) in Abhängigkeit der mittleren Ablagerungsdauer	187
Abbildung 4-74: Spezifische Frachten des chemischen Sauerstoffbedarfs des Sickerwassers von Baurestmassendeponien in Abhängigkeit der mittleren Ablagerungsdauer.....	189
Abbildung 4-75: Spezifische Stickstofffrachten im Sickerwasser von Baurestmassendeponien in Abhängigkeit der mittleren Ablagerungsdauer	190
Abbildung 4-76: Spezifische Chloridfrachten im Sickerwasser von Baurestmassendeponien in Abhängigkeit der mittleren Ablagerungsdauer	190
Abbildung 4-77: Spezifische Sulfatfrachten im Sickerwasser von Baurestmassendeponien in Abhängigkeit der mittleren Ablagerungsdauer	191
Abbildung 4-78: Spezifische Frachten organisch gebundener Halogene (AOX) im Sickerwasser von Baurestmassendeponien in Abhängigkeit der mittleren Ablagerungsdauer	192
Abbildung 4-79: Spezifische Frachten für Zink im Sickerwasser von Baurestmassendeponien in Abhängigkeit der mittleren Ablagerungsdauer	192
Abbildung 4-80: Verlauf der Konzentrationen im Sickerwasser aus Lysimeterversuchen bzw. Säulenversuchen mit Bauschutt (adaptiert nach Susset und Leuchs 2008)	195
Abbildung 5-1: Schematische Darstellung technischer Barrieren exemplarisch für einen Massenabfalldeponie (adaptiert nach Bonaparte et al. 2002).....	202
Abbildung 5-2: Zusammenhang zwischen hydraulischer Leitfähigkeit, Ionenstärke und dem Verhältnis monovalenter zu divalenten Kationen (M-D-Vh) für geosynthetische Tondichtungen (Quelle: Kolstad (2000) zitiert in National Research Council 2007).....	212
Abbildung 5-3: Regelaufbauten für Oberflächenabdichtungssysteme gemäß der österreichischen Deponieverordnung (2008).....	217
Abbildung 5-4: Sickerwasserneubildung abgedeckter Hausmülldeponien relativ zum jährlichen Niederschlag (Daten beziehen sich auf Standorte im Zuge der Erhebung in Kapitel 4.1.2) Anmerkungen: TA - temporär	

abgedeckt mit Boden, AM – mineralische Abdichtung (meist 50 cm Tonschicht), AK – kombinierte Abdichtung (KDB + Bentonitmatte), AE – Evapotranspirationsschicht als Abdeckung; Zahlenwerte entsprechen dem durchschnittlichem Jahresniederschlag am Standort);	218
Abbildung 5-5: Mittlerer Sickerwasseranfall geschlossener Deponien nach Installation der Oberflächenabdichtung (Quelle: Bonaparte et al. 2002)...	218
Abbildung 5-6: Tolerierbare lokale Setzungen bezogen auf einen Durchmesser von 3 m und für verschiedene Dichtungsmaterialien (Quelle: Simon und Müller 2004).....	222
Abbildung 5-7: Regelaufbauten für Basisabdichtungssysteme gemäß der österreichischen Deponieverordnung (DVO 2008).....	223
Abbildung 5-8: Modelle zur Beschreibung der Freisetzung von Schadstoffen aus umhüllten Abfallablagerungen in Bezug auf Emissionen an der Außenseite der technischen Barriere und die Effektivität technischer Barriersysteme (nach Inyang 2004).....	231
Abbildung 5-9: Ausgewählte Symbole der Fehlerbaumanalyse, die im Zuge der nachfolgenden Systembetrachtungen für Deponiedichtungen verwendet wurden (nach Stamatelatos et al. 2002).....	237
Abbildung 5-10: Exemplarische Darstellung eines Fehlerbaumes für das Versagen eines Kombinationsdichtungssystems an der Deponieoberfläche für eine bestimmte Serviceperiode	238
Abbildung 5-11: Verlauf der relativen Gewichtung der Faktoren über die Zeit für eine Kombinationsabdichtung an der Deponieoberfläche (Faktoren 1 – 10 gemäß Tabelle 5-10).....	241
Abbildung 5-12: Illustration zur Ableitung geschätzter Infiltrationsraten in den Abfallkörper aufgrund eingeschränkter Funktion der technischen Barriere an der Deponieoberfläche (vgl. Tabelle 5-14)	248
Abbildung 5-13: Darstellung der abgeschätzten Barrierefunktion über die Zeit basierend auf Tabelle 5-14 und Abbildung 5-12.....	248
Abbildung 6-1: Interaktionsphasen einer abgedichteten Deponie deren technische Barrieren nach Einstellung von Erhaltungs- und Wartungsmaßnahmen eine allmählich abnehmende Funktion aufweisen	254
Abbildung 6-2: Bedeutende Quellen der Grundwasserverschmutzung in den Vereinigten Staaten von Amerika: Balkenlänge für eine Schadstoffquelle ist proportional zur Anzahl der US-Bundesstaaten die diese als bedeutend für die Grundwassergefährdung einstufen (lt. U.S. EPA 2000)	259

Abbildung 6-3: Redox-Zonierung im sickerwasserbeeinflussten Grundwasser basierend auf Untersuchungen an der Deponie „Grindstet“ durch Ludvigsen et al. (1998).....	264
Abbildung 6-4: Schematische Darstellung des wesentlichen Betrachtungsraumes zur Abschätzung von Schadstoffmigrationsprozessen im Untergrund.....	266
Abbildung 6-5: Übersicht zu Rückhalte- und Abbauprozesse im Untergrund (nach Luckner et al. 2008).....	269
Abbildung 6-6: Schematische Durchbruchkurven eines injizierten Stoffes zur Illustration des Effektes von Dispersion, Sorption und Abbau auf den Stofftransport (nach Fetter (2008) basierend auf Roberts et al. (1980))	270
Abbildung 6-7: Bodenartendiagramm aus der bodenkundlichen Kartieranleitung KA5 basierend auf den Massenanteilen unterschiedlicher Korngrößen (aus AG Boden 2005).....	280
Abbildung 6-8: Grundtypen des Emissionsverhaltens im Rahmen der Transportbetrachtung.....	284
Abbildung 6-9: Nomogramm zur Bestimmung des AF-Wertes bei konstanter Quellstärke mit beschränkter Lebensdauer (aus Schneider und Stöfen 2004)	286
Abbildung 6-10: Nomogramm zur Bestimmung des AF-Wertes bei exponentiell abnehmender Quellstärke (aus Schneider und Stöfen 2004)	286
Abbildung 6-11: Massenbilanzbetrachtung für die Einmischung des Sickerwassers in das Grundwasser (für eine rechteckige Deponiebasisfläche).....	289
Abbildung 7-1: Schematische Vorgehensweise zur Ermittlung von Nachsorgeentlassungskriterien	295
Abbildung 7-2: Umweltgefährdung durch eine Abfallablagerung als Funktion der Zuverlässigkeit der Deponiehülle und der Qualität der abgelagerten Abfälle	296
Abbildung 7-3: Systematik der Emissionsprognose geschlossener Deponien anhand verschiedener Modellansätze und Szenarien.....	298
Abbildung 7-4: Anpassung des Emissionsmodells unter Annahme gleichbleibender Bedingungen	311
Abbildung 7-5: Elemente zur Abschätzung von Stofffrachten unterschiedlicher Szenarien im Rahmen der Emissionsprognose	315

Abbildung 7-6: Zuweisung von Eintrittswahrscheinlichkeiten und Kombination der Emissionsszenarien zur Ableitung maßgeblicher Emissionsraten – exemplarisch für Sickerwasseremissionen	316
Abbildung 7-7: Vorgehensweise zur Abschätzung der Schadstoffausbreitung in der Deponieumgebung	320
Abbildung 7-8: Schema der Transportstrecke im Untergrund und ermittelter Abminderungsfaktoren (= AF) zwischen den Orten der Beurteilung (OdB).....	322
Abbildung 8-1: Lageskizze der Deponie A.....	327
Abbildung 8-2: Jährlich abgelagerte Abfallmenge (vorwiegend Hausmüll) am Deponiestandort A.....	327
Abbildung 8-3: Erfasste Gasmengen und Gaszusammensetzung der Deponie A	330
Abbildung 8-4: Sickerwassermengen der einzelnen Entwässerungsbereiche als Anteil des mittleren jährlichen Niederschlages.....	331
Abbildung 8-5: Emissionen (Konzentrationen und Frachten für Cl, NH ₄ -N, CSB und Cr _{ges}) über den Sickerwasserpfad unter Beibehaltung des Status Quo	335
Abbildung 8-6: Sickerwasseremissionen in den Deponieuntergrund bei gleichbleibender Funktion des Basisabdichtungssystems	336
Abbildung 8-7: Beurteilungstabelle und Funktionsprognose exemplarisch für Abschnitt 1	338
Abbildung 8-8: Sickerwasseremissionen (Cl, NH ₄ -N, CSB und Cr _{ges}) für Szenario A „Nachlassende Barrierefunktion“.....	339
Abbildung 8-9: Sickerwasseremissionen in den Deponieuntergrund bei nachlassender Barrierewirkung (Szenario A)	339
Abbildung 8-10: Emissionen über den Sickerwasserpfad bei totalem Versagen der Barrieren an der Oberfläche und an der Basis (Szenario B)	340
Abbildung 8-11: Messdaten und Modellschätzungen der Deponiegasemissionen für den Standort A.....	341
Abbildung 8-12: Deponiegasemissionen bei verschiedenen Modellannahmen für die Beibehaltung des „Status Quo“	342
Abbildung 8-13: Abschätzung der Deponiegasproduktion bei gradueller Abnahme der Barrierefunktion	343
Abbildung 8-14: Deponiegasproduktion bei totalem Versagen der technischen Barrieren	344

Abbildung 8-15: Aufbau des Deponieuntergrundes zur Abschätzung der Schadstoffausbreitung	347
Abbildung 8-16: Schematische Darstellung des Deponie-Umwelt-Systems und der maßgebenden Beurteilungsorte für die Deponie A (Schnitt entlang der Grundwasserfließrichtung durch den Deponiekörper)	348
Abbildung 8-17: Abminderung der Schadstoffkonzentrationen im Sickerwasser bzw. sickerwasserbeeinflussten Grundwasser der Deponie A	349
Abbildung 8-18: Methanflüsse gemäß dem Status Quo und für Szenario A	352
Abbildung 8-19: Lageskizze der Deponie B mit abstromigen Grundwassermessstellen	356
Abbildung 8-20: Jährlich abgelagerte Abfallmenge am Deponiestandort B	356
Abbildung 8-21: Monitoringdaten der erfassten Methanmengen und Methankonzentrationen für Deponie B.....	359
Abbildung 8-22: Monitoringdaten nach dem Ende der Abfallablagerung und Emissionsmodelle der Parameter Cl, NH ₄ -N und CSB in Abhängigkeit des Wasser-Feststoff-Verhältnisses	360
Abbildung 8-23: Sickerwassermissionen für Status Quo und optimale Funktion der Endabdichtung.....	362
Abbildung 8-24: Infiltrationsrate in den Deponiekörper und Durchströmung der Basisdichtung für Szenario A.....	363
Abbildung 8-25: Sickerwasseremissionen im Zuge von Szenario A nach Aufbringung der endgültigen Abdeckung	363
Abbildung 8-26: Emissionsfrachten in den Deponieuntergrund aufgrund der nachlassenden Funktion der Basisdichtung	364
Abbildung 8-27: Emissionsabschätzungen unter der Annahme eines vollständigen Versagens der technischen Barrieren.....	365
Abbildung 8-28: Mögliche Bandbreite zukünftiger Deponiegasemissionen von Deponie B	366
Abbildung 8-29: Aufbau des Deponieuntergrundes zur Abschätzung der Schadstoffausbreitung	369
Abbildung 8-30: Schema des Deponie-Umwelt-Systems und maßgebliche Punkte der Beurteilung für Standort B.....	369
Abbildung 8-31: Abminderungs- und Verdünnungsfaktoren für die Sickerwasseremissionen in Bezug auf ausgewählte Orte der Beurteilung (OdB).....	371
Abbildung 8-32: Methanflüsse über die Deponieoberfläche für verschiedene Deponiegasprognosen (Annahme: vollständige Emission des produzierten Deponiegases).....	373

Abbildung 8-33: Lageskizze der Deponie C in Bezug auf die Grundwasserfließrichtung und Oberflächengewässer	377
Abbildung 8-34: Abgelagerte Abfallmengen (vorwiegend Baurestmassen) am Standort C.....	377
Abbildung 8-35: Modellfunktionen zur Abschätzung zukünftiger Sickerwasserkonzentrationen von Cl, Nges, CSB und SO ₄	380
Abbildung 8-36: Emissionen im Sickerwasser unter der Annahme gleichbleibender Barrierefunktion (Status Quo).....	382
Abbildung 8-37: Emissionen im Sickerwasser bei gradueller Abnahme der Funktion der Oberflächenabdeckung von Deponie C	385
Abbildung 8-38: Sickerwasserfrachten in den Deponieuntergrund bei gradueller Funktionsabnahme der Deponiehülle.....	385
Abbildung 8-39: Sickerwasseremissionen für den Fall eines vollständigen Versagens der Deponiehülle	386
Abbildung 8-40: Untergrundaufbau zur Abschätzung der Schadstoffausbreitung am Standort C	389
Abbildung 8-41: Schema des Deponie-Umwelt-Systems und maßgebliche Punkte der Beurteilung für den Standort C.....	389
Abbildung 8-42: Abschätzung der Konzentrationsreduktion (bezogen auf die Anfangskonzentrationen im Deponiesickerwasser) durch die Schadstoffausbreitung im Untergrund der Deponie C	391

10.3 Tabellenverzeichnis

Tabelle 3-1: Kriterien zur Entlassung von Deponien aus der Nachsorge (aus Stegmann et al. 2006)	30
Tabelle 3-2: Sickerwasserbezogene Richtwerte (CSB und NH ₄ -N) für die Beendigung der Deponienachsorge aus Krümpelbeck (2000)	33
Tabelle 3-3: Evaluierung bestehender Konzepte zur Beendigung der Deponienachsorge bzw. zur Bewertung der Umweltverträglichkeit von Deponien am Ende der Nachsorge.....	38
Tabelle 4-1: Mathematische Modelle zur Berechnung der Deponiegasbildung (aus Fellner et al. 2004: Quellen: 1) Tabasaran und Rettenberger 1987; 2) Bundesamt für Umweltschutz, 1982 zitiert in Ehrig 1986; 3) Ehrig 1986; 4)Hoeks und Oosthoek 1991 ; 5) Marticorena et al. 1993)	53
Tabelle 4-2: Deponiegaszusammensetzung (Hauptkomponenten und Spurengase).....	55

Tabelle 4-3:	Sickerwasserspenden von 99 Verfüllabschnitten mit Hausmüll nach Betriebsphasen gegliedert prozentuell am Jahresniederschlag dargestellt (Quelle: Bonaparte et al. 2002).....	57
Tabelle 4-4:	Typische Sickerwasserzusammensetzungen in der sauren Phase und der Methanphase (Quelle: Ehrig 1980 zitiert in Ehrig und Brinkmann 1999)	60
Tabelle 4-5:	Bandbreiten von Sickerwasserparametern in unterschiedlichen Abbauphasen einer Hausmülldeponie (Quelle: Reinhart und Townsend 1997)	61
Tabelle 4-6:	Auswahl an Sickerwasserkonzentrationen von xenobiotischen organischen Verbindungen in Hausmülldeponien (nach Kjeldsen et al. 2002).....	65
Tabelle 4-7:	Allgemeine Angaben zu den untersuchten Hausmülldeponiekompartimenten	67
Tabelle 4-8:	Statistische Kenngrößen gemessener Sickerwasserzusammensetzungen von Hausmülldeponien	69
Tabelle 4-9:	Sickerwasseranteile bezogen auf Niederschlagsdaten in Abhängigkeit unterschiedlicher Betriebs- bzw. Abdeckungsphasen der Hausmülldeponien (basierend auf Jahreswerten)	70
Tabelle 4-10:	Statistische Kenngrößen der gemessenen Deponiegaszusammensetzungen (Korrekturfaktoren für angesaugte Luftvolumina wurden berücksichtigt).....	70
Tabelle 4-11:	Deponiegasmengen fünf gut dokumentierter Hausmülldeponien	71
Tabelle 4-12:	Statistische Kenngrößen ausgewählter Sickerwasserparameter für den Ablagerungszeitraum (unterteilt in 2 Abschnitte) der untersuchten Hausmülldeponien.....	72
Tabelle 4-13:	Statistische Kenngrößen ausgewählter Sickerwasserparameter von Hausmülldeponien für vier aufeinanderfolgende Zeitabschnitte nach Ende der Ablagerungen	73
Tabelle 4-14:	Bewertungskriterien und Aspekte zur Beurteilung der Qualität erhobener Emissionsdatensätze.....	90
Tabelle 4-15:	Qualitative Gesamtbeurteilung der erhobenen Emissionsdatensätze	91
Tabelle 4-16:	Abfallzusammensetzungen zur Ermittlung des ursprünglichen Emissionspotentials der untersuchten Hausmülldeponien	92
Tabelle 4-17:	Stoffbilanzdaten pro Tonne abgelagertem Hausmüll für den jeweiligen Bilanzzeitraum (Ablagerungsbeginn bis inkl. 2007).....	102

Tabelle 4-18:	Transferkoeffizienten für die letzten 10 % der mittleren Ablagerungsdauer der untersuchten Hausmülldeponien	109
Tabelle 4-19:	Evaluierung von Modelltypen zur Bestimmung des mittel- bis langfristigen Emissionsverhaltens von Hausmülldeponien (adaptiert nach Döberl (2004))	112
Tabelle 4-20:	Emissionspotentiale von Hausmülldeponien ermittelt anhand extrapolierter Beobachtungszeitreihen (Krümpelbeck 2000).....	113
Tabelle 4-21:	Gesamtgehalte der entnommenen Abfallproben aus Hausmülldeponien und mobilisierbare Stoffmengen aus den Eluierungsversuchen (Belevi und Baccini 1989)	114
Tabelle 4-22:	Eluatgehalte von Feststoffproben aus deutschen Altdeponien (Ehrig und Brinkmann 1999) im Vergleich mit Annahmekriterien für Inertabfalldeponien der österreichischen Deponieverordnung (2008)	116
Tabelle 4-23:	Mobilisierbare Stoffpotentiale über den Gas- und Sickerwasserpfad von Hausmülldeponien (Ehrig und Brinkmann 1999)....	117
Tabelle 4-24:	Feststoffgehalte der Abfallproben vor und nach den Deponiesimulationsversuchen (Kruse 1994)	117
Tabelle 4-25:	Mobilisierbare Potentiale und Mobilisierungsraten für den Sickerwasserpfad von Hausmülldeponien (Kruse 1994)	120
Tabelle 4-26:	Rest-Emissionspotentiale der Abfallproben (Ablagerungsdauer 18 Jahre) extrapoliert aus DSR-Emissionsverläufen (Döberl et al. 2005)	120
Tabelle 4-27:	Abschätzungen zu mobilisierbaren Stoffpotentialen über das Sickerwasser von Hausmülldeponien	123
Tabelle 4-28:	Typische Parameterwerte für die Eingangparameter der Modellfunktionen	131
Tabelle 4-29:	Abschätzung der Dauer bis zur vollständigen Aerobisierung von Hausmülldeponien (Quelle: Bozkurt et al. 1999).....	146
Tabelle 4-30:	Mittelwert und 95%-Quantil aller Messwerte, Mittelwerte der Messwerte 10-20 Jahre nach Ablagerungsende und über 20 Jahre nach Ablagerungsende, sowie die jeweiligen Direkteinleitergrenzwerte nach Abwasseremissionsverordnung (2003) ...	150
Tabelle 4-31:	Chemische Hauptreaktionen in Müllverbrennungsschlacken (Quelle: Förstner und Grathwohl (2007) nach Baccini et al. (1993) und Johnson (1994)).....	155
Tabelle 4-32:	Wertebereiche für die Gesamtkonzentrationen ausgewählter Stoffe in Müllverbrennungsschlacken	156

Tabelle 4-33: Literaturangaben zu Sickerwassercharakteristika von Schlackedeponien.....	158
Tabelle 4-34: Allgemeine Angaben zu den untersuchten Schlackedeponien.....	159
Tabelle 4-35: Statistische Kenngrößen ausgewählter Sickerwasserparameter der untersuchten Schlackedeponien.....	160
Tabelle 4-36: Stoffbilanzdaten der Deponien D1 und D2 für ausgewählte Stoffe je Tonne abgelagerter Schlacke für den Bilanzzeitraum (Ablagerungsbeginn bis inkl. 2007).....	169
Tabelle 4-37: Mobilisierbare Anteile verschiedener Stoffe aus Müllverbrennungsschlacken als Prozentanteile am jeweiligen Gesamtgehalt.....	174
Tabelle 4-38: Gelöste Konzentrationen in Abhängigkeit des pH-Wertes und in der Reihenfolge der Minerallösung (aus Hellweg 2000).....	177
Tabelle 4-39: Literaturangaben zur Qualität von Sickerwässern aus Baurestmassendeponien.....	183
Tabelle 4-40: Kenndaten der erhobenen Datensätze zu Baurestmassendeponien.....	185
Tabelle 4-41: Statistische Kenngrößen ausgewählter Sickerwasserparameter der erhobenen Datensätze zu Baurestmassendeponien.....	185
Tabelle 4-42: Leitparameter zur Beurteilung des Abfallemissionsverhaltens.....	199
Tabelle 5-1: Lage, Bestandteile und Funktionsmechanismen von technischen Barriersystemen (Quelle: National Research Council 2007).....	204
Tabelle 5-2: Mögliche Rissbildungsmechanismen in verdichteten Tonschichten (nach Baccini 1989).....	206
Tabelle 5-3: Mathematische Beschreibung der wesentlichen Transportmechanismen durch Tondichtungen.....	207
Tabelle 5-4: Beurteilung des Rückhaltepotentials von Tondichtungen in Bezug auf verschiedene Sickerwasserinhaltsstoffe (nach Griffin und Shimp 1975).....	208
Tabelle 5-5: Abschätzungen zur Dauer der Abbauphasen und der Gesamtfunktionsdauer einer PEHD-Geomembran anhand verschiedener Berechnungsansätze (Quelle: Rowe 2005).....	211
Tabelle 5-6: Beispiele für gebräuchliche Oberflächenabdichtungssysteme (adaptiert nach Henken-Mellies 2006).....	221

Tabelle 5-7:	Effektivität der Primärdichtungssysteme an 17 Deponien für die Jahre 1998 und 1999 (aus Barlaz et al. 2002).....	225
Tabelle 5-8:	Beobachtete Probleme an Deponieabdichtungssystemen, deren relative Bedeutung und die dominierenden menschlichen Einflussfaktoren (nach Bonaparte et al. 2002).....	228
Tabelle 5-9:	Datenbedarf zur Bewertung der Langzeitfunktionalität von technischen Barriersystemen (Quelle: National Research Council 2007)	232
Tabelle 5-10:	Liste der Faktoren in Bezug auf die dauerhafte Funktion von technischen Barrieren, deren Bedeutung für drei unterschiedliche Zeitperioden von den Experten beurteilt wurde	240
Tabelle 5-11:	Mittlere Gewichtung der Faktoren für ein Kombinationsdichtungssystem an der Deponieoberfläche	241
Tabelle 5-12:	Verteilung der Expertengewichtungen für die Faktoren je Zeitperiode in Bezug auf die Funktion einer Kombinationsabdichtung an der Deponieoberfläche	243
Tabelle 5-13:	Auflistung der wichtigsten Faktoren nach Dichtungssystem und Zeitperiode (in Klammer: Nennungen des jeweiligen Faktors als einen der drei wichtigsten Faktoren)	244
Tabelle 5-14:	Bewertungstabelle für ein Kombinationsdichtungssystem an der Deponieoberfläche.....	247
Tabelle 5-15:	Kritische Aspekte im Hinblick auf die Effektivität verschiedener Komponenten von technischen Barriersystemen (nach National Research Council 2007).....	250
Tabelle 6-1:	Abschätzung des Methanoxidationsfaktors (oxidierter Methananteil bezogen auf den Input) für verschiedene Abdeckungen und Flächenbelastungsniveaus (nach Kühle-Weidemeier und Bogon 2008)	256
Tabelle 6-2:	Anorganische Substanzen in belasteten und unbelasteten Grundwässern und ihre Bedeutung als Grundwasserverschmutzer (basierend auf Voigt und Wippermann 1998; Luckner et al. 2008).....	261
Tabelle 6-3:	Organische Substanzen in belasteten (durch Altablagerungen) und unbelasteten Grundwässern und ihre Bedeutung als Grundwasserverschmutzer (basierend auf Voigt und Wippermann 1998; Luckner et al. 2008)	262
Tabelle 6-4:	Ausdehnung der Schadstofffahne im Grundwasser abstromig von Altdeponien (nach Christensen et al. 2000 und Bjerg et al. 2009)	263

Tabelle 6-5:	Hauptschadstoffminderungsmechanismen für ausgewählte Sickerwasserparameter (nach Bagchi 1987)	265
Tabelle 6-6:	Empirische Abschätzung der Feld- und Luftkapazität für verschiedene Bodenarten nach der bodenkundlichen Kartieranleitung KA5 (nach AG Boden 2005).....	281
Tabelle 6-7:	Exemplarische Stoffparameter (inkl. Literaturquellen) für einige Sickerwasserinhaltsstoffe	282
Tabelle 6-8:	Datenbedarf zur Abschätzung der Schadstoffmigrationsprozesse im Deponieuntergrund im Rahmen des Bewertungsverfahrens.....	292
Tabelle 7-1:	Untersuchungen zur Bestimmung des biologischen Abbaugrades der organischen Substanz von Feststoffproben aus Hausmülldeponien	306
Tabelle 8-1:	Mittelwerte ausgewählter Sickerwasserparameter nach Beendigung der Abfallablagerungen für die verschiedenen Deponieabschnitte.....	329
Tabelle 8-2:	Basis- und Oberflächenabdichtungssysteme der Verfüllabschnitte von Deponie A	331
Tabelle 8-3:	Cl-, NH ₄ -N- und CSB-Konz. im Sickerwasser nach Ablagerungsende	333
Tabelle 8-4:	Emissionsmodelle der Deponieabschnitte 1 – 8 für die Konzentrationen von Cl, NH ₄ -N und CSB im Sickerwasser (Zeitpunkt 0 ist jeweils die Schließung des Verfüllabschnittes)	334
Tabelle 8-5:	Beurteilungskriterien zur Abschätzung der zukünftigen Barrierefunktion an der Oberfläche und Basis der Deponie	337
Tabelle 8-6:	Beurteilung der Szenarioeintrittswahrscheinlichkeiten für drei Zeitperioden.....	345
Tabelle 8-7:	Ausgewählte Parameter der Schadstoffausbreitungsmodellierung im Untergrund	348
Tabelle 8-8:	Berechnungsgrößen der Abschätzung nach dem AF-Verfahren und Konzentrationen an den Orten der Beurteilung 1 und 2	350
Tabelle 8-9:	Berechnungsgrößen der Abschätzung über die maximalen Frachten und Konzentrationen an den Orten der Beurteilung 1 und 2	350
Tabelle 8-10:	Zulässige Sickerwasserkonzentrationen (cO) um die Qualitätskriterien an den Orten der Beurteilung (Grundwassereinemischzone und Seewasser) einzuhalten	353
Tabelle 8-11:	Nachsorgezeiträume für die Sickerwasseremissionen der Deponie A in Anbetracht unterschiedlicher Infiltrationsszenarien	354

Tabelle 8-12:	Statistische Kenngößen ausgewählter Sickerwasserparameter in der Betriebsphase und nach Ablagerungsende für Deponie B	358
Tabelle 8-13:	Beschreibung der Hülle von Deponie B (Aufbau technische Barriere)	359
Tabelle 8-14:	Modellparameter zur Prognose der Konzentrationen von Cl, NH ₄ -N und CSB im Sickerwasser (Zeitpunkt 0 bezieht sich auf die Schließung der Deponie).....	361
Tabelle 8-15:	Beurteilung der Szenarioeintrittswahrscheinlichkeiten für drei Zeitperioden.....	367
Tabelle 8-16:	Transportparameter zur Abschätzung der Schadstoffausbreitung im Untergrund	370
Tabelle 8-17:	Berechnungsgrößen der Abschätzung über die Anfangskonzentrationen und Konzentrationen an den Orten der Beurteilung 1 und 2	372
Tabelle 8-18:	Berechnungsgrößen der Abschätzung über die maximalen Frachten und Konzentrationen an den Orten der Beurteilung 1 und 2	372
Tabelle 8-19:	Zulässige Konzentrationen der untersuchten Parameter im Deponiesickerwasser in Abhängigkeit des Emissionsszenarios.....	374
Tabelle 8-20:	Abschätzung der Nachsorgedauer basierend auf ausgewählten Sickerwasserparametern für unterschiedliche Nachsorgestrategien	375
Tabelle 8-21:	Statistische Kenngößen ausgewählter Sickerwasserparameter über das gesamte Bestehen der Deponie C	379
Tabelle 8-22:	Modellparameter zur Abschätzung der Konzentrationen von Cl, N _{ges} , CSB und SO ₄ im Sickerwasser	381
Tabelle 8-23:	Beurteilung des aktuellen Zustandes der Deponiehülle bzw. der Einwirkungen am Standort und Abschätzung zukünftiger Funktionsniveaus im Zuge von Szenario A	384
Tabelle 8-24:	Beurteilung der Szenarioeintrittswahrscheinlichkeiten für drei Zeitperioden.....	387
Tabelle 8-25:	Transportparameter zur Abschätzung der Schadstoffausbreitung im Untergrund	390
Tabelle 8-26:	Berechnungsgrößen der Transportabschätzungen basierend auf dem AF-Verfahren für Cl, Nges und SO ₄ (Zeitpunkt der max. Konzentration = Zeitpunkt der max. Fracht).....	392
Tabelle 8-27:	Berechnungsgrößen der Transportabschätzungen basierend auf den maximalen Frachten in den Untergrund	392

Tabelle 8-28: Zulässige Deponiesickerwasserkonzentrationen basierend auf der Bewertung sickerwasserbedingter Konzentrationen am OdB2 für verschiedene Szenarien.....	395
Tabelle 8-29: Abgeschätzte Nachsorgedauern der Modellstandorte in Anbetracht der maßgebenden Emissionsszenarien, Beurteilungsorte und Parameter	397

Standortbezogene Kriterien zur Beurteilung der Umweltverträglichkeit von Deponieemissionen unter dem Aspekt der Nachsorgedauer (SKUDENA)

Anhang

Inhaltsverzeichnis

- Anhang A** – Datenerhebung und historische Erkundung (5 S.)
- Anhang B** – Trendanalyse für Sickerwasserparameter einer Schlackedeponie (3 S.)
- Anhang C** – Fehlerbaumanalysen technischer Barrieren (8 S.)
- Anhang D** – Expertenbefragung zur Funktion von Deponiedichtungen (14 S.)
- Anhang E** – Emissionsprognose am Beispiel der Deponie Breitenau (18 S.)



ANHANG A

Datenerhebung und historische Erkundung

1. Ziel der Erhebung vorhandener Daten und Erkundung von Deponien

Ziel der Erkundung eines Deponiestandortes ist eine Einschätzung des aktuellen Ist-Standes vorzunehmen, um eine Basis für die weiteren Untersuchungen zur Abschätzung des längerfristigen Deponieverhaltens zu schaffen. Die Informationen aus der Standorterkundung stellen die Grundlage für weitere Untersuchungsschritte im Zuge der Bewertung des Deponiezustandes dar.

2. Übersichtsblatt zum Datenbedarf im Rahmen des Projektes SKUDENA

- a) Emissionsdaten und Charakterisierung des Deponiekörpers
 - Menge und Zusammensetzung des Sickerwassers
 - Zeitreihen (unterschiedliche Ablagerungsphasen)
 - Menge und Zusammensetzung des Deponiegases
 - Zeitreihen (unterschiedliche Ablagerungsphasen)
 - Vorhandene Daten zum Deponiekörper und verbliebenen Emissionspotentialen
 - z.B. Feststoffanalysen

- b) Deponietyp und abgelagerte Müllmenge
 - Technische Ausgestaltung der Deponie
 - Oberflächenabdeckung bzw. -abdichtung
 - Basisdichtung und Sickerwassermanagement
 - Gasfassung
 - Ablagerungsvolumen (Mächtigkeit des Müllkörpers, Deponiefläche)
 - Ablagerungshistorie
 - Ablagerungszeitraum und verfüllte Teilbereiche
 - Zusammensetzung bzw. Herkunft der abgelagerten Abfälle
 - Informationen zu besonderen Abfallablagerungen (Gefährlichkeit)



c) Klimatische Verhältnisse und Geologie am Deponiestandort

- Lokale Klimadaten
- Geologische Untergrundverhältnisse
- Geologische Barriere
- Hydrogeologische Verhältnisse
- Abstand zum GW-Spiegel
- GW-Körper und wasserwirtschaftliche Bedeutung (Nutzungen?)

3. Vorgehensweise bei der Erkundung

Generell ist die Methodik zur Beschaffung der Informationsgrundlage für eine erste Bewertung einer Deponie und des Standortes in Abhängigkeit der jeweiligen Gegebenheiten anzulegen. Je nach vorhandenen Informationsquellen und Zugänglichkeit kann anhand der historischen Erkundung ein mehr oder weniger zuverlässiges Bild vom Zustand der Deponie und der Deponieumgebung erstellt werden. Sämtliche Informationen sind jedenfalls auf ihre Qualität und Plausibilität zu überprüfen.

(Ehrig and Brinkmann 1999) entwickelten im Zuge des Verbundforschungsvorhabens „Deponiekörper“ eine Standardarbeitsvorschrift zur Erhebung von Informationen zu alten Deponien. Notwendige Informationen zur historischen Erkundung von Altdeponien können aus verschiedenen Quellen, wie z. B. Verwaltungsbehörden, Betreibern, Anliegern etc., erhoben werden und können nach Themenbereichen, wie in Abbildung 1 dargestellt, gegliedert werden. Mögliche Quellen für Informationen zu den Bereichen aus Abbildung 1 werden in der Folge kurz beschrieben.

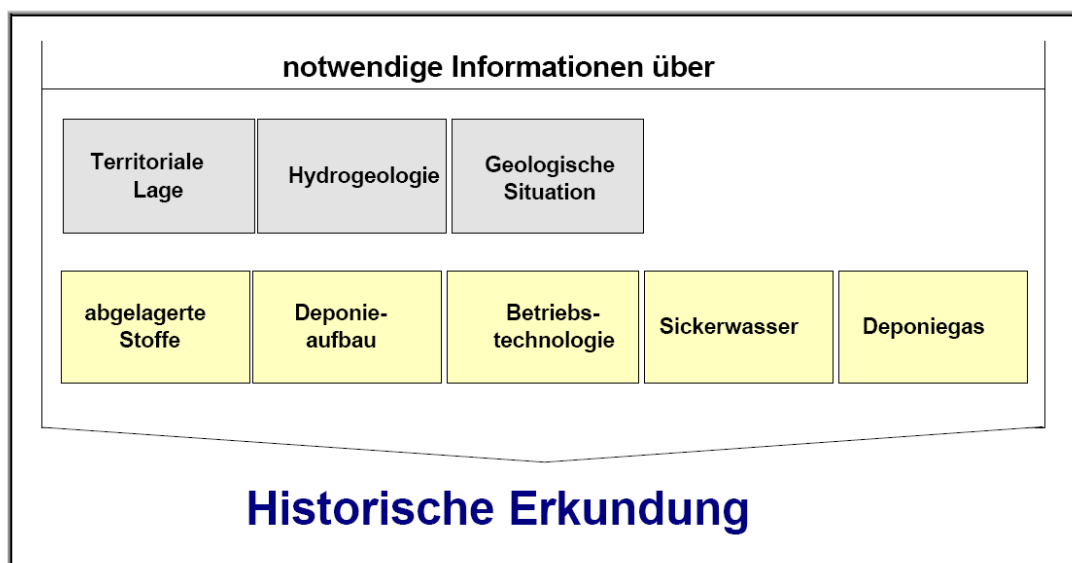


Abbildung 1: Datensammlung im Zuge der historischen Erkundung alter Deponien (Quelle: (Ehrig and Brinkmann 1999)



Lage, hydrogeologische und geologische Verhältnisse

Die Erhebung dieser Daten steht am Beginn der historischen Erkundung. Sie können aus Genehmigungsunterlagen der Deponie und vorhandenen Gutachten im Zuge der Planung und Errichtung bezogen werden. Unterlagen und Untersuchungen im Zuge von Erweiterungsprojekten oder Bauprojekten in der Umgebung der Deponie können ebenfalls oft wertvolle Informationen über den Deponiestandort gewonnen werden. Auf einer größeren Skala können auch geologische Karten oder Gliederungen für eine grobe Abschätzung von Untergrundeigenschaften heran gezogen werden. Hydrogeologische Daten können auch über Grundwasseruntersuchungen von naheliegenden Trinkwasserverbänden oder über den hydrographischen Dienst bezogen werden (z.B. Übersicht zu hydrographischen Messstellen in Österreich: <http://gis.lebensministerium.at/eHYD/>).

Die genaue Lage und Abgrenzung der Deponie sind mit den Angaben auf vorhandenen Plänen und Unterlagen auf Übereinstimmung zu kontrollieren. Die Bewertung des Standortes im Hinblick auf das Auftreten von Extremereignissen (Hochwasser, Erdbeben) ist anhand historischer Aufzeichnungen oder entsprechender Gefahrenzonenplänen möglich (z.B. Hochwasserrisikozonen in Österreich: <http://gis.lebensministerium.at/ehora/>).

Die klimatischen Daten für den Standort können über Messungen am Standort oder anhand von Messdaten für Wetterstationen in der näheren Umgebung der Deponie (z.B. Daten der Zentralanstalt für Meteorologie) erhoben werden. Messungen am Standort sollten aber immer auf Ihre Plausibilität anhand von „offiziellen“ Datensätzen überprüft werden.

Die Erhebungen dürfen sich nicht nur auf den unmittelbaren Deponiestandort beziehen, sondern müssen auch den Zustand der Deponieumgebung inkludieren. Das gilt sowohl im Hinblick auf gegenwärtige Nutzungen (Flächenwidmung) als auch im Bezug auf die Beschaffenheit des gesamten Umweltsystems (anthropogene Belastungen, empfindliche Ökosysteme...). Der Beziehung zwischen möglichen Deponieemissionen und angrenzenden Schutzgütern ist dabei besondere Aufmerksamkeit zu widmen. Möglicherweise vorhandene Informationen zum Transport von Stoffen (Grundwassermodellierungen, Gastransportmodelle) in dem betrachteten Umweltsystem sind im Hinblick auf die spätere Bewertung von möglichen Interaktionen besonders von Interesse.

Ablagerungshistorie

Unter Ablagerungshistorie sind alle Informationen zu verstehen zu Art und Menge der abgelagerten Abfälle über die Zeit geben. Hier sind auch Daten zur Einbaudichte und zum Einbauort inkludiert.



In vielen Fällen sind die verfügbaren Informationen zur Beschaffenheit der deponierten Materialien sehr grob (z.B. Hausmüll und Sperrmüll), solche Angaben sind daher mit vergleichbaren Untersuchungen zu hinterlegen um eine Abschätzung über die Zusammensetzung des jeweiligen Abfallstromes zu erhalten (dies sollte außerdem in Anbetracht der abfallwirtschaftlichen Rahmenbedingungen zum Zeitpunkt der Ablagerung geschehen, z.B. Diversifikation des Sammelsystems). Je nach Einzugsgebiet der Deponie, können auch über Informationen zur Siedlungs- und Wirtschaftsstruktur in dieser Region Rückschlüsse zur Abfallzusammensetzung gezogen werden. Im Gegensatz zu sehr „groben“ Informationen bestehen für neuere Deponien oft sehr umfangreiche Datensätze zur Qualität der abgelagerten Abfälle. Oft ist es hier auch möglich die Position bestimmter Abfallchargen im Deponiekörper ungefähr zu lokalisieren.

Deponietechnik

Anhand von Genehmigungsunterlagen, Projekts- und Bauplänen, sowie Referenzen der beteiligten Planungsbüros können Informationen zur technischen Ausgestaltung der Deponie gesammelt werden. Aufgrund von Änderungen der Rechtsvorgaben zum Bau und zur Ausführung von Deponieelementen während des Deponiebetriebes, weisen Erweiterungen oft andere technische Spezifikationen auf als die anfängliche Deponieanlage. Auch Anpassungen alter Deponiekompartimente an den Stand der Technik sind zu berücksichtigen.

Daten die im Rahmen dieser Kategorie erhoben werden umfassen die Ausführung der Basisabdichtung und –entwässerung der Deponie, die Sickerwasserentsorgung, die Schüttung von Zwischenabdeckschichten (Material, Höhe...) und die aufgetragenen Oberflächenabdeckungen (evtl. zeitliche Abfolge), installierte Gasfassungssysteme und die Verwertung/Entsorgung des Deponiegases sowie die geplanten und ausgeführten Deponievolumina der einzelnen Abschnitte.

Emissionsdaten und Untersuchungen des Abfallkörpers

Aufzeichnungen der Emissionen aus dem Deponiekörper über die Zeit werden in der Regel durch die Deponiebetreiber dokumentiert. Diese Informationen finden sich beispielsweise in Jahresberichten des Deponiebetreibers, Gefährdungsgutachten, Gutachten zu Schließungs- und Nachsorgekonzepten, Betriebsaufzeichnungen von Behandlungsanlagen (Sickerwasser und Gas). Die Zeitreihen der Emissionsdaten sind möglichst vollständig zu erheben und die Daten sind auf Konsistenz und Vergleichbarkeit zu überprüfen (z.B. geändertes Messverfahren für einen Sickerwasserparameter). Wenn möglich sind gemeinsam mit Messwerten Informationen zur Probenahme und zum Analyseverfahren zu erheben, diese erleichtern eine Einschätzung der Zuverlässigkeit einzelner Messwerte. Relevante



Daten umfassen die Zusammensetzung und die Menge an Sickerwasser aus dem Deponiekörper (evtl. in Verbindung mit Niederschlagsdaten), die Zusammensetzung und Menge des gefassten Deponiegases, Emissionsmessungen für diffuse Gasemissionen (falls vorhanden), Untersuchungen des Abfallkörpers (Feststoffprobenahmen, Tracerversuche usw.), falls zutreffend sind auch Untersuchungen zum Einfluss von Sickerwässern auf lokale Grundwassersysteme zu erheben. Daten sollten soweit wie möglich getrennt für einzelne Deponieabschnitte gesammelt und ausgewertet werden, für Sickerwasseremissionen ist dies oft auch möglich im Bezug auf das Deponiegas sind jedoch meist nur Angaben zur Gesamtdeponie verfügbar. Generell gilt, dass sämtliche Informationen auf Plausibilität zu überprüfen und dementsprechend in den Auswertungen zu berücksichtigen sind (z.B. hohe Nitratkonzentrationen und niedrige Ammoniumkonzentrationen in offenen Sickerwassersammelbecken legen keinesfalls eine gleichartige Aufteilung des Stickstoffes im Sickerwasser aus der Deponie nahe).

Ergänzende Informationen

Zusätzliche Informationen zur Verfüllhistorie einer Deponie können beispielsweise Luftbilder zu unterschiedlichen Zeitpunkten oder die Befragung von ansässigen Personen geben. Eine Ortsbegehung ermöglicht eine Befragung von direkt betroffenen Personen (Anrainern, Betriebspersonal, örtliche Behörden) und erlaubt oft eine Einschätzung der Hintergründe unter denen verschiedene Informationen entstanden sind. Außerdem bietet es sich bei solchen Gelegenheiten an bereits gesammelte Materialien (soweit möglich) den Beteiligten zur Verfügung zu stellen um eine Evaluierung der Informationsgrundlagen zu ermöglichen.

4. Verwendete Literatur

Ehrig, H. J. and U. Brinkmann. 1999. Verbundvorhaben Deponiekörper - Zusammenfassender Abschlussbericht zum Arbeitsgebiet Siedlungsabfälle. 1460799. Wuppertal: BUGH Wuppertal.



Vertrauensbereich wird eine Varianz des Medians (S) benötigt, die für dieses Beispiel folgendermaßen berechnet wird¹:

$$\text{Var}(S) = 1/18 * (n * (n-1) * (2 * n + 5))$$

wobei n die Anzahl der Messwerte angibt.

Für das vorliegende Beispiel ergibt sich $\text{Var}(S)$ somit zu: $1/18 * (7 * 6 * 19) = 44,33$. Für die Berechnung eines beiderseitigen Konfidenzintervalls von 95 % wird $Z = 1,965$, für ein einseitiges Intervall wird $Z = 1,645$ verwendet. Für die Überprüfung auf fallenden Trend gilt, dass die Nullhypothese (keine Trend) verworfen werden kann, wenn der m_1 -te Q-Wert kleiner als Null ist.

$$m_1 = \frac{N' + Z[\text{Var}(S)]^{1/2}}{2}$$

oder für einen beiderseitigen Test (bzw. steigenden Trend)

$$m_2 = \frac{N' - Z[\text{Var}(S)]^{1/2}}{2}$$

Setzt man die zuvor ermittelten Werte für N' , Z (in diesem Fall einseitig), $\text{Var}(S)$ ein so erhält man $m_1 = 15,99$. Der 16te Q-Wert ist -5,1 und da dieser kleiner als Null ist, muss die Nullhypothese verworfen werden. Es liegt daher mit 95 % Wahrscheinlichkeit ein fallender Trend vor.

In Tabelle C sind abschließend die Ergebnisse der Trendbestimmung für die drei eingangs erwähnten Sickerwasserkennwerte dargestellt. Es zeigt sich, dass N_{ges} und C_{org} einem fallenden Trend folgen, wogegen für CI ein leicht steigender Trend (relativ zum Median) beobachtet werden kann.

Tabelle C: Darstellung der Trend-Statistik für N_{ges} , C_{org} und CI (Signifikanzniveau = 95 %)

Statistik	N_{ges}	C_{org}	CI
S (Median _Q)	-7,1	-11,3	430
Q_{m1}	-5,1	-6,4	107

2. Literatur:

Gibbons, R. D. and D. E. Coleman. 2001. *Statistical methods for the detection and quantification of environmental contamination*. New York/Chichester/Weinheim/Brisbane/Singapore/Toronto: John Wiley & Sons, Inc.

Sen, P. K. 1968. Estimates of the regression coefficient based on Kendall's tau. *Journal of the American Statistics Association* 63: 1379-1389.

¹ Falls identische Messwerte oder Messungen unter der Bestimmungsgrenze im Datensatz enthalten sind, muss die Formel abgeändert werden (siehe [Gibbons and Coleman 2001]).



ANHANG B

Trendbestimmung für die Cl, DOC und N_{ges} im Sickerwasser der Schlackedeponie RS3

1. Sen's Test

Auf eine Überprüfung der vorhandenen Messdaten auf Ausreißer wird hier verzichtet, da die Jahresmittelwerte jeweils auf mehreren (meist 4) Messungen beruhen und somit der Einfluss einer einzelnen Messung bereits vermindert ist. Außerdem zeigt die visuelle Prüfung der Konzentrationsverläufe (vergleiche Abbildung A) nur einen auffälligen Wert (DOC-Konzentration im Jahr 2), welcher aber auf 4 (wenig variierenden) Messwerten in diesem Jahr beruht und daher als plausibel eingeschätzt wird.

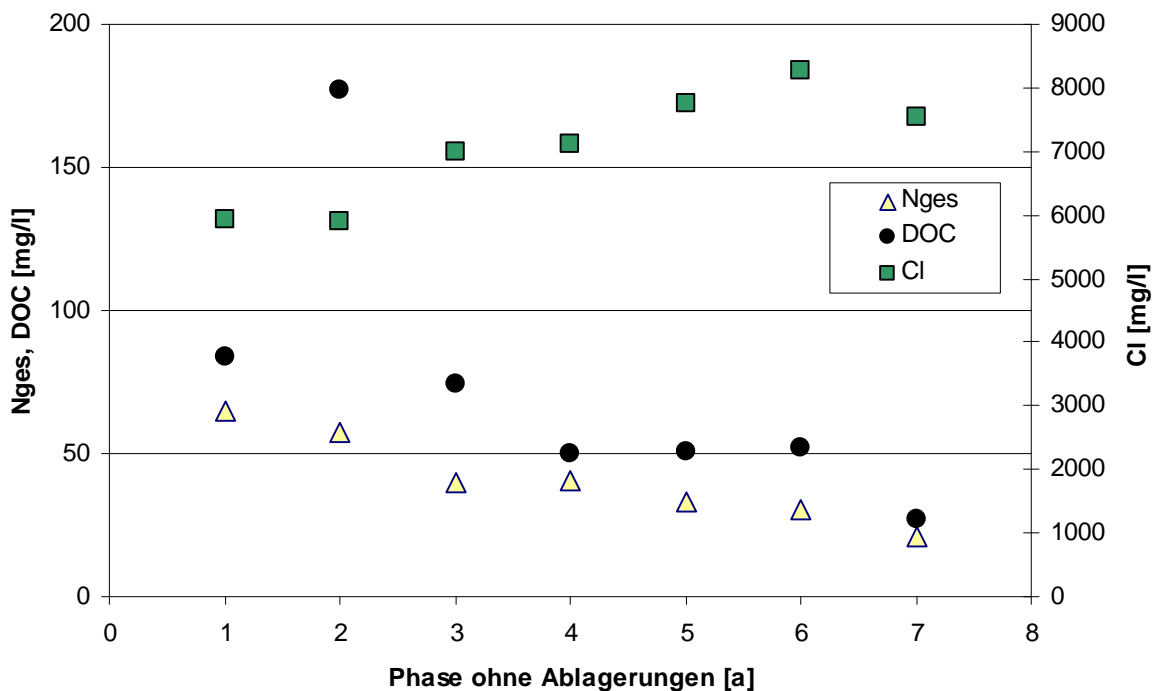


Abbildung A: Jahresmittelwerte der N_{ges} -, DOC- und Cl-Konzentrationen im Sickerwasser der Schlackedeponie RS3

Die Überprüfung ob ein Trend vorliegt, erfolgt anhand von Sen's Test (Sen 1968) welcher besonders in Verbindung mit umweltrelevanten Monitoringdaten oft verwendet wird ([Gibbons and Coleman 2001]). Die Methode ist robust gegenüber Ausreißern, fehlenden Daten, und Messungen unter der Bestimmungsgrenze. Für eine genaue Beschreibung der Vorgehensweise zur Überprüfung vorliegender



Datentrends sei auf (Gibbons and Coleman 2001) verwiesen. Nachfolgend wird die Berechnung von Sen's Test exemplarisch für die Stickstoffdaten aus Tabelle A dargestellt, für Cl und DOC werden anschließend nur noch die Berechnungsergebnisse dargestellt.

Tabelle A: Messwerte ausgewählter Sickerwasserkennwerte der Schlackedeponie RS3

Jahr	N _{ges} [mg/l]	DOC [mg/l]	Cl [mg/l]
1	65	84	5917
2	58	177	5908
3	40	74	6990
4	41	50	7100
5	33	51	7750
6	30	52	8280
7	21	27	7540

Zuerst wird für jeden Messzeitpunkt Sen's Trend-Schätzer Q berechnet:

$$Q = \frac{x_{i'} - x_i}{i' - i}$$

wobei

Q Sen's Trend-Schätzer (Gefälle der Regressionslinie zwischen den Messungen über die Zeit)
 $x_{i'}$ und x_i gemessene Konzentrationen zu den Zeitpunkten i' und i , wobei $i' > i$

N' ist die Anzahl der Datenpaare für welche $i' > i$ gilt und kann über die Formel $((n*(n-1))/2)$ berechnet werden. Für die Messzeitreihe in Tabelle A beträgt N' dementsprechend 21. Die Datenpaare und die jeweils berechneten Q-Werte sind für N_{ges} in Tabelle B angeführt.

Tabelle B: Trendschätzer für die 21 Datenpaare der N_{ges} -Messreihe

Jahr	1	2	3	4	5	6	7
N _{ges}	64,8	57,7	39,6	40,6	32,8	30,4	21,3
		-7,1	-12,6	-8,1	-8,0	-6,9	-7,3
			-18,1	-8,6	-8,3	-6,8	-7,3
				1,0	-3,4	-3,1	-4,6
					-7,7	-5,1	-6,4
						-2,5	-5,8
							-9,1

Eine Reihung der Q-Werte nach der Größe ergibt folgende Aufstellung: -18,1, -12,6, -9,1, -8,6, -8,3, -8,1, -8,0, -7,7, -7,3, -7,3, -7,1, -6,9, -6,8, -6,4, -5,8, -5,1, -4,6, -3,4, -3,1, -2,5, 1,0. Der Median des ermittelten Gefälles liegt somit bei -7,1. Für die Überprüfung der Nullhypothese (kein Trend) mit einem vorgegebenen

ANHANG C

Fehlerbaumanalysen technischer Barrieren

Die Fehlerbäume der Deponiedichtungssysteme beinhalten primär Ereignisse, die aufgrund von Design, Ausführung, Betrieb und Alterungsprozessen (bzw. kontinuierlicher Exposition) zu einem Versagen der Dichtung beitragen können. Extremereignisse und Unfälle (z.B. ungewolltes Aufgraben der Dichtung) sind beispielsweise nicht in den Fehlerbäumen berücksichtigt worden. Dementsprechend soll die Fehlerbaumanalyse den Einfluss der Normalbedingungen am Standort auf die Funktion der Dichtung abbilden.

Auf den folgenden Seiten sind Fehlerbäume unterschiedlicher Dichtungssysteme angeführt. Einerseits ermöglicht die logische Verknüpfung unterschiedlicher Ereignisse die zum Versagen einer Dichtung beitragen können ein vertieftes Systemverständnis und die Identifikation wesentlicher Einflussfaktoren, andererseits können den einzelnen Ereignissen standort- und zeitperiodenspezifische Eintrittswahrscheinlichkeiten zugewiesen werden und ermöglichen somit eine Abschätzung der Versagenswahrscheinlichkeit des entsprechenden Systems in der betrachteten Zeitperiode.

Am Ende des Anhangs werden schließlich Fehlerbäume zur Analyse des Ereignisses „Eingeschränkte Funktion bereits in der vorhergehenden Serviceperiode oder bei Einbau“ dargestellt. Außerdem werden abschließend ergänzende Fehlerbäume für unvollendete (sekundäre) Ereignisse angeführt, die in den vorhergehenden Analysen (Abbildung 1 – 4) aus Platzgründen nicht weiter aufgegliedert wurden.

Anhang C – Fehlerbäume technischer Barrieren

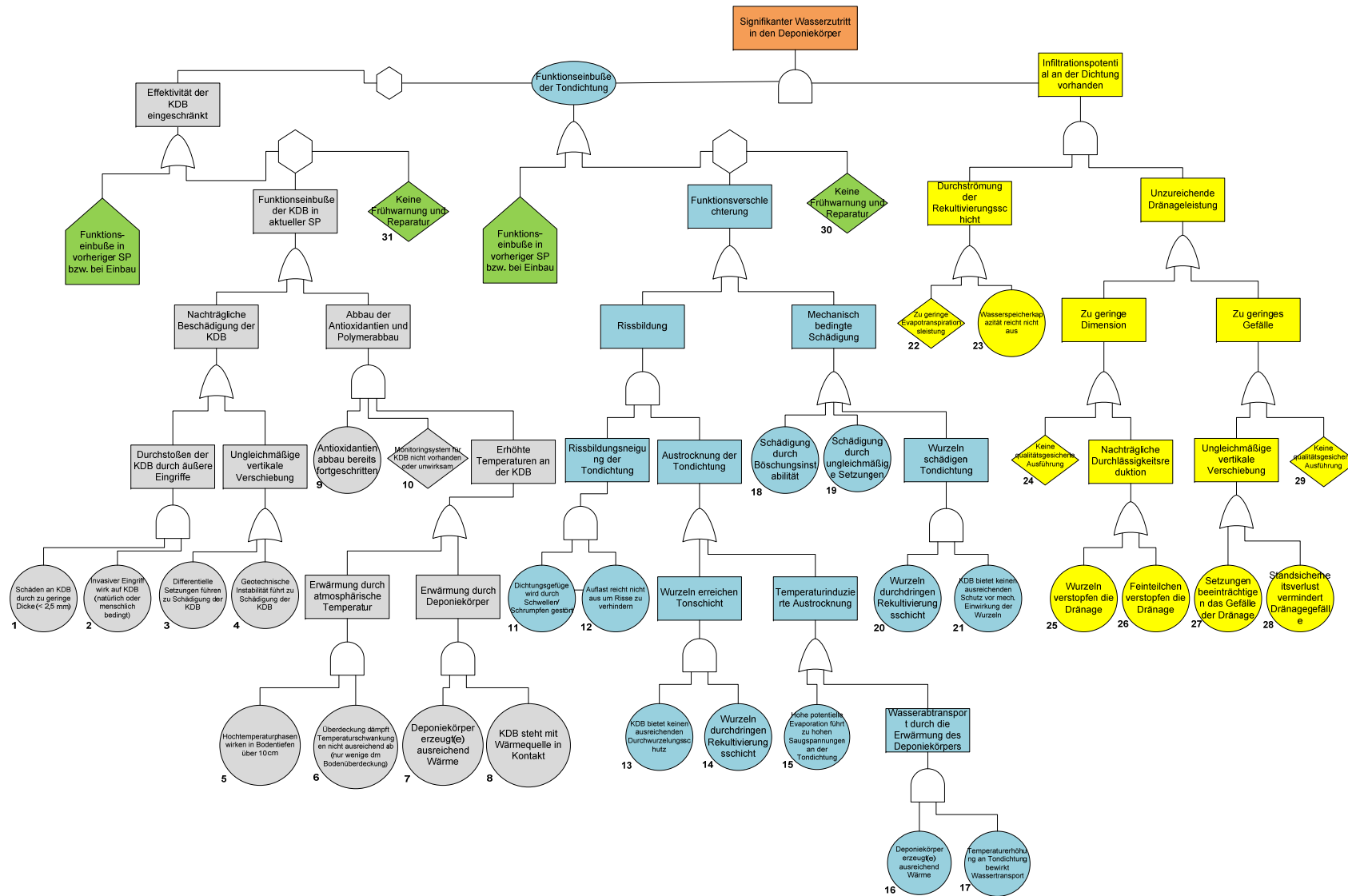


Abbildung 1: Fehlerbaum zur Abschätzung der Versagenswahrscheinlichkeit eines Kombinationsdichtungssystems an der Deponieoberfläche für eine bestimmte Serviceperiode

Anhang C – Fehlerbäume technischer Barrieren

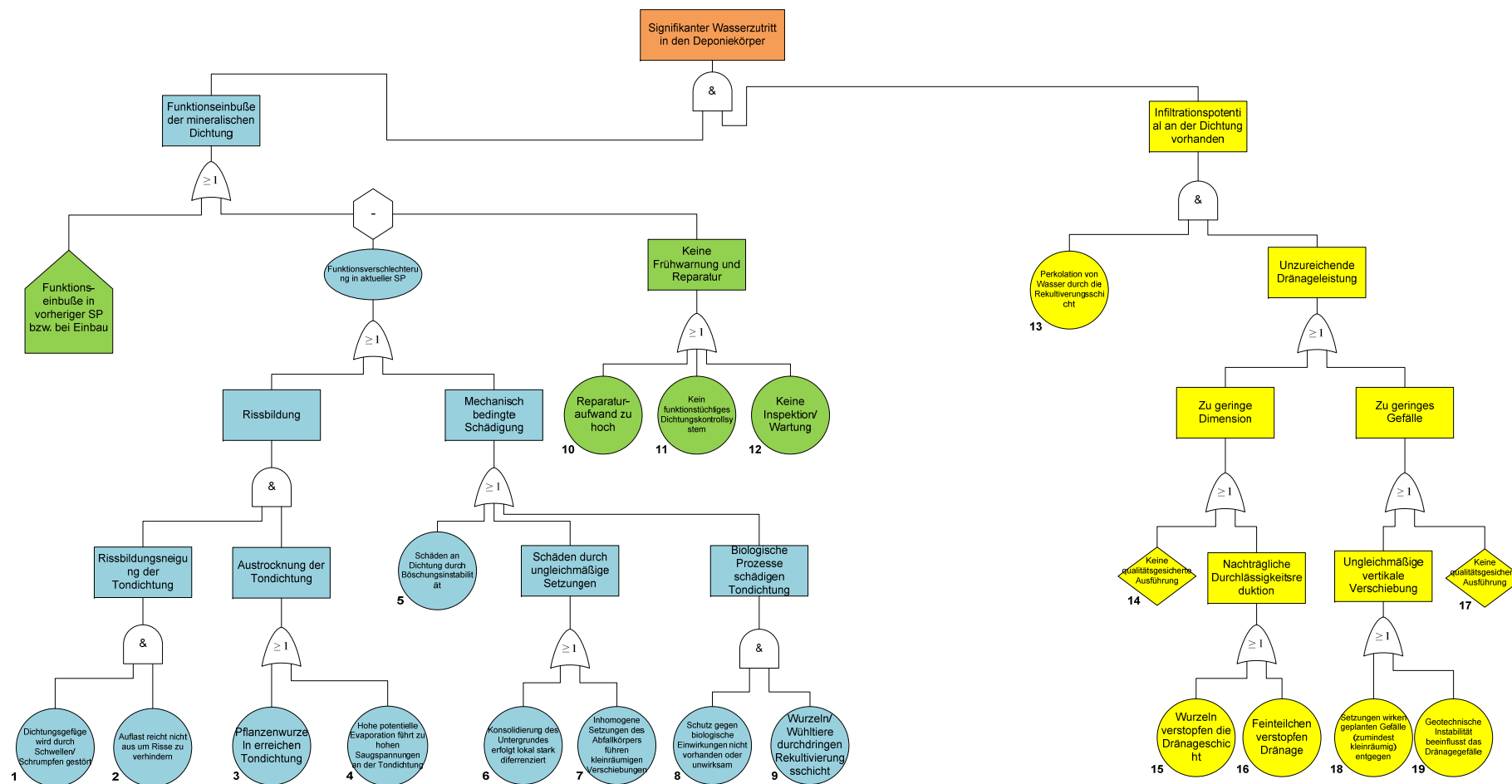


Abbildung 2: Fehlerbaum zur Abschätzung der Versagenswahrscheinlichkeit einer Tondichtung an der Deponieoberfläche für eine bestimmte Serviceperiode

Anhang C – Fehlerbäume technischer Barrieren

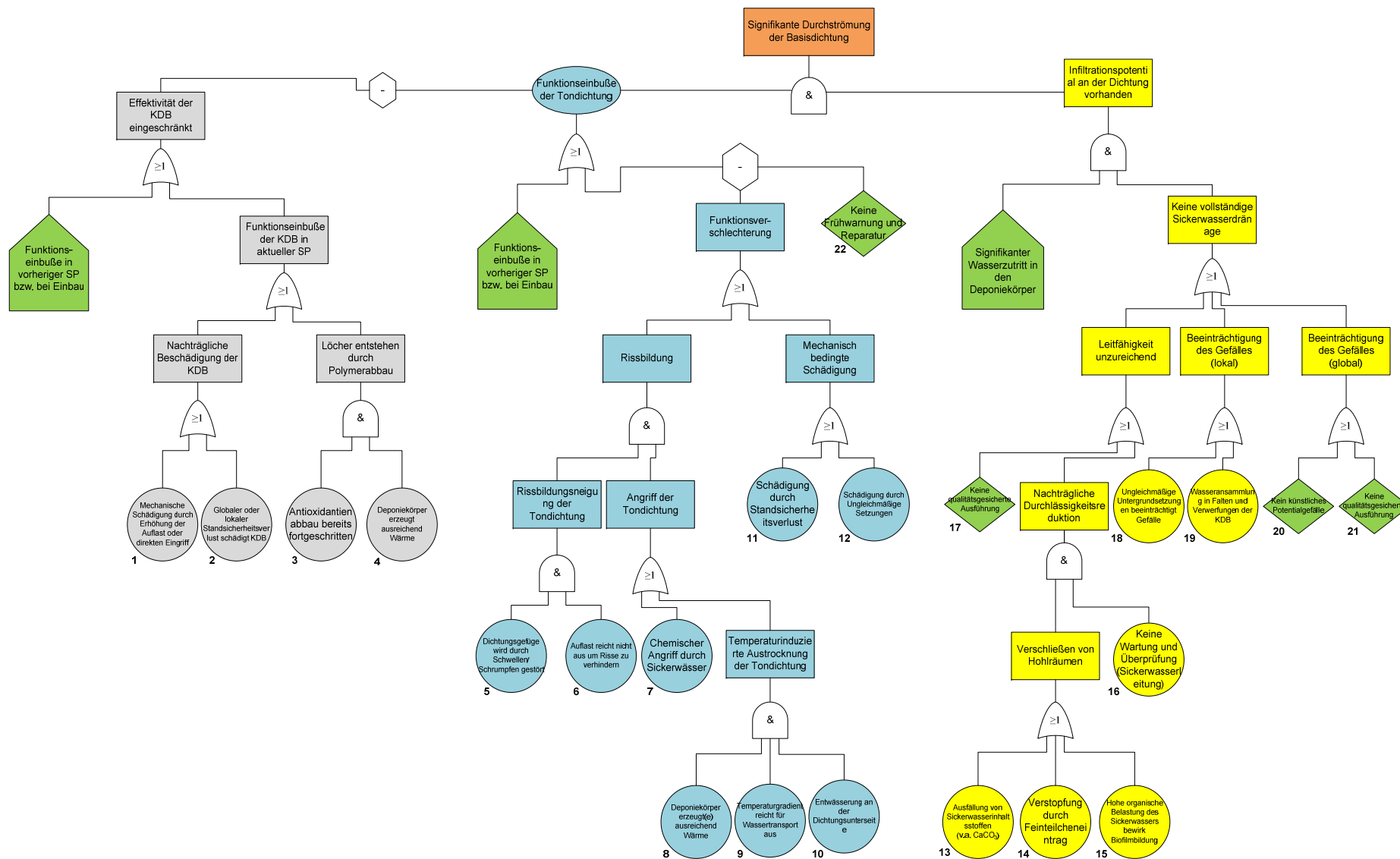


Abbildung 3: Fehlerbaum zur Abschätzung der Versagenswahrscheinlichkeit eines Kombinationsdichtungssystems an der Deponiebasis für eine bestimmte Serviceperiode

Anhang C – Fehlerbäume technischer Barrieren

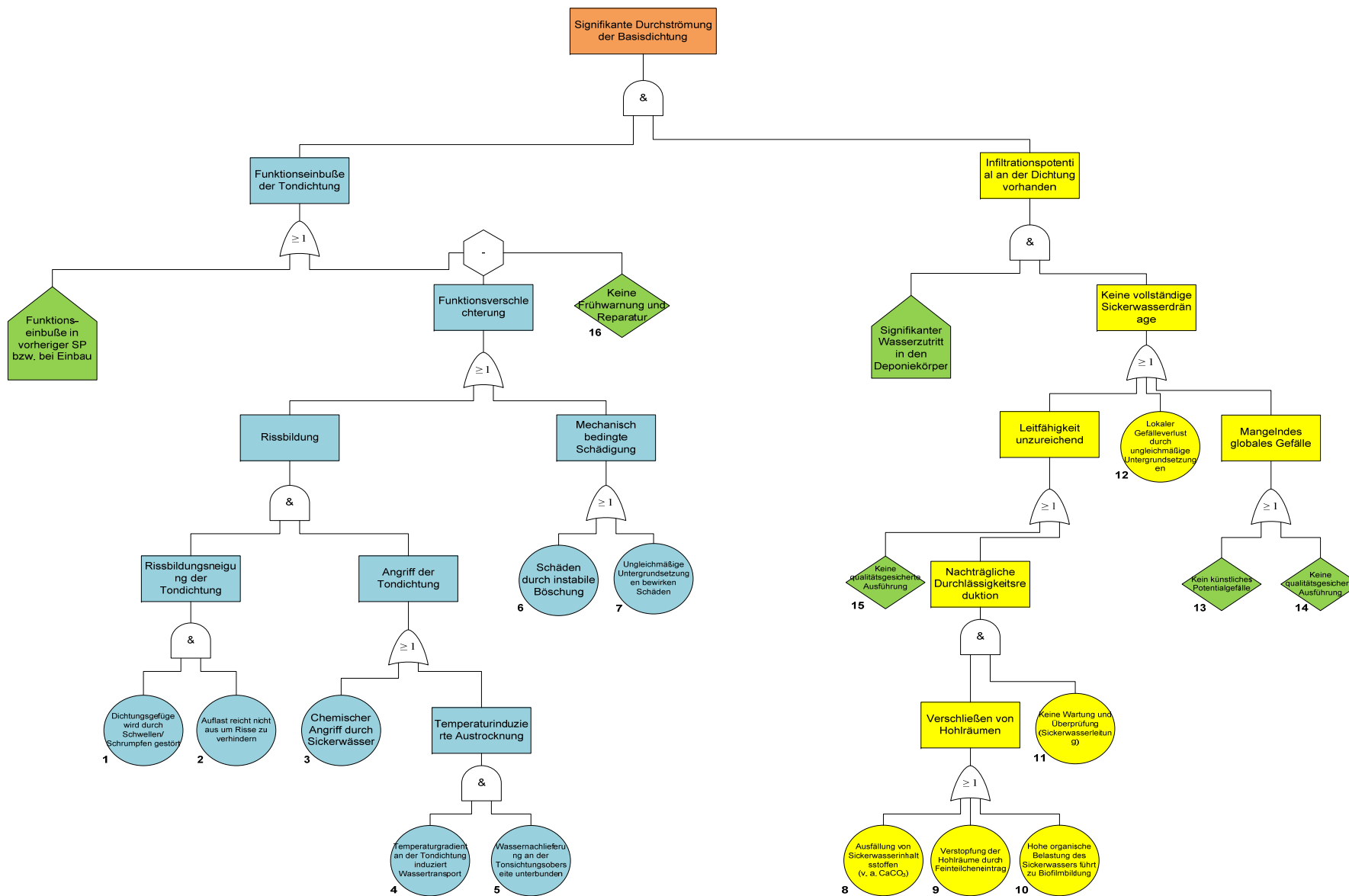


Abbildung 4: Fehlerbaum zur Abschätzung der Versagenswahrscheinlichkeit einer Tondichtung an der Deponiebasis für eine bestimmte Serviceperiode

Anhang C – Fehlerbäume technischer Barrieren

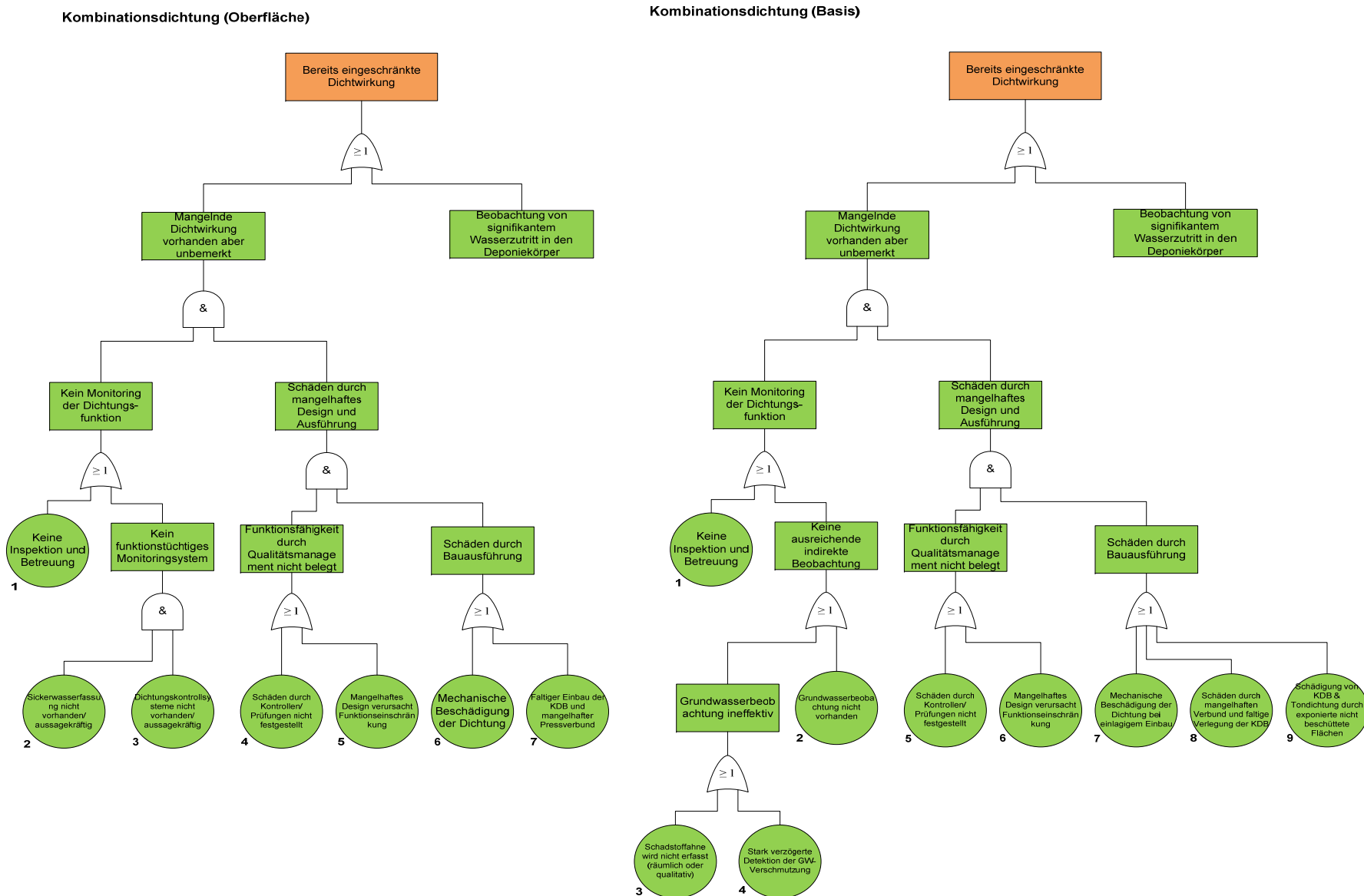
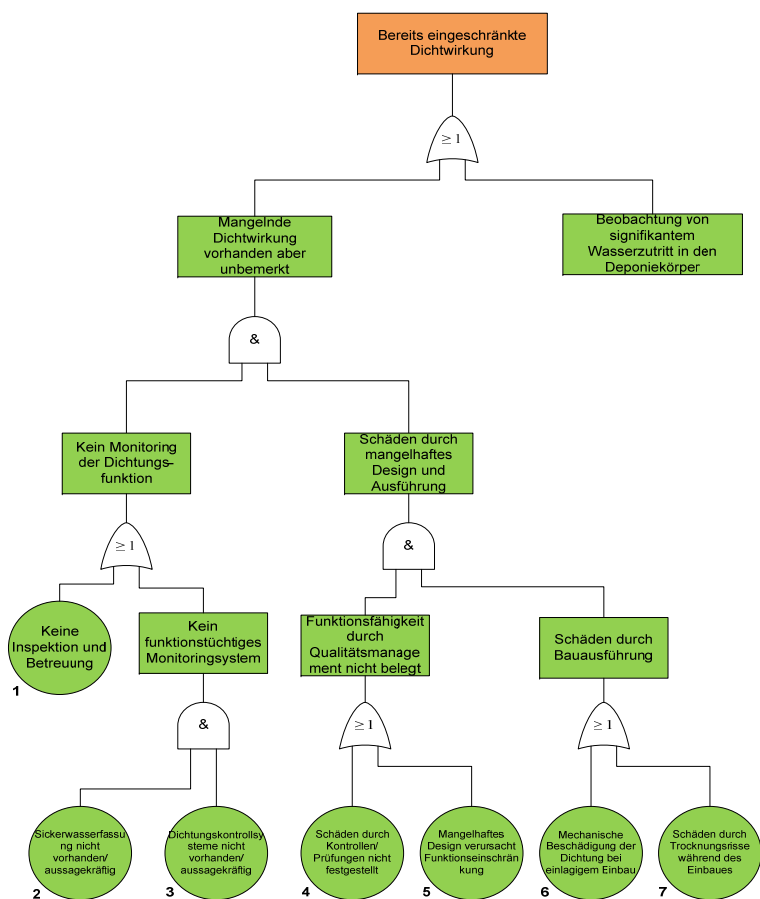


Abbildung 5: Fehlerbäume zur Beurteilung der Versagenswahrscheinlichkeit für ein Kombinationsdichtungssystem an der Oberfläche (links) oder an der Basis (rechts) aufgrund der Herstellung bzw. eines Versagens bereits vor der zu bewertenden Serviceperiode

Anhang C – Fehlerbäume technischer Barrieren

Mineralische Dichtung (Oberfläche)



Mineralische Dichtung (Basis)

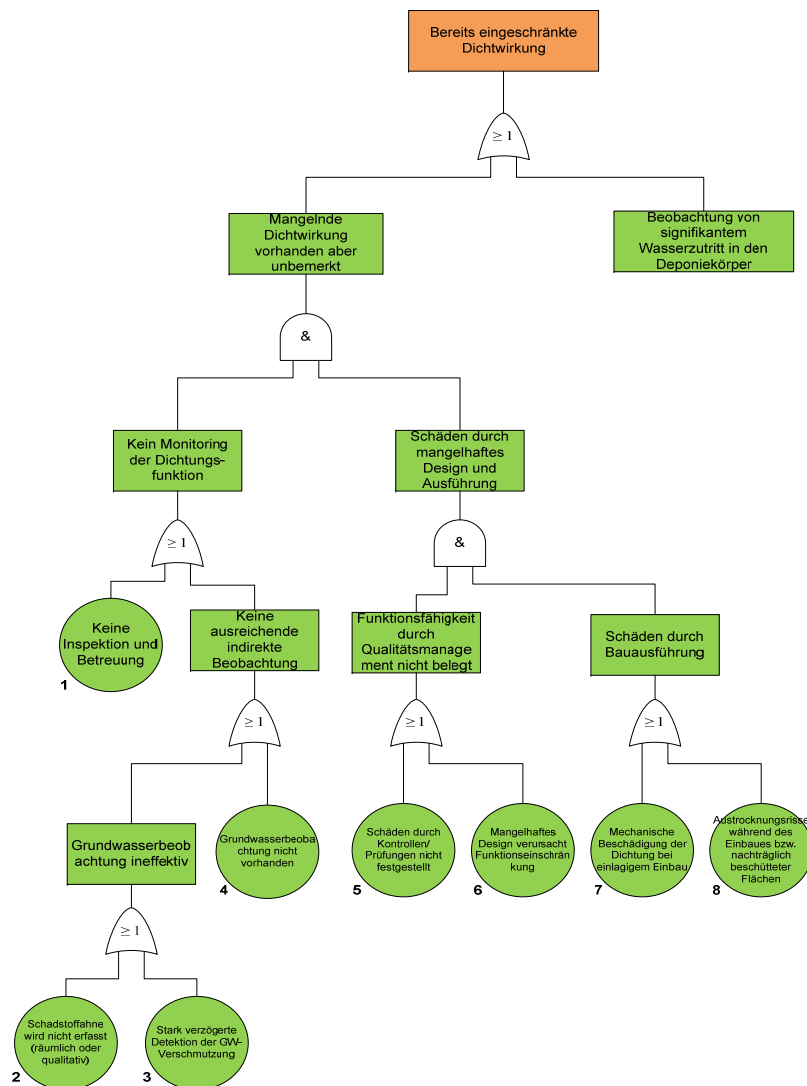


Abbildung 6: Fehlerbäume zur Beurteilung der Versagenswahrscheinlichkeit für eine Tondichtung an der Oberfläche (links) oder an der Basis (rechts) aufgrund mangelhafter Herstellung bzw. eines Versagens bereits vor der zu bewertenden Serviceperiode

Anhang C – Fehlerbäume technischer Barrieren

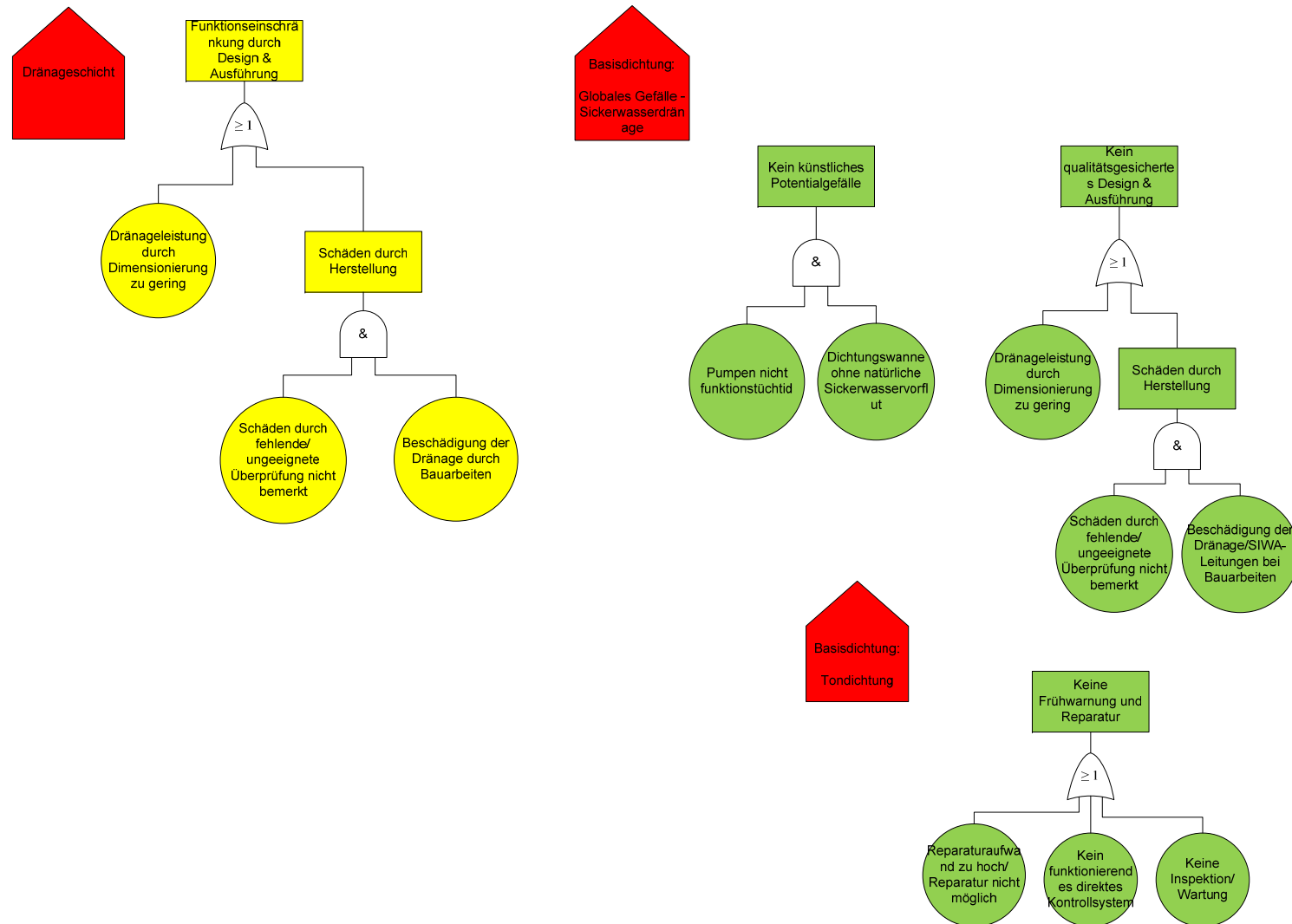


Abbildung 7: Fehlerbäume unvollendeter Ereignisse, die aus Platzgründen in den vorhergehenden Fehlerbäumen nicht weiter aufgliedert wurden



ANHANG D

Expertenbefragung zur Abschätzung der dauerhaften Funktionsfähigkeit technischer Barrieren

Die Effektivität technischer Barriersysteme wird von zahlreichen Faktoren beeinflusst, die je nach System und Zeitperiode von unterschiedlicher Bedeutung sind. Da es anhand von Beobachtungen nicht möglich ist den Einfluss dieser Faktoren auf die dauerhafte Funktionsfähigkeit der Barriersysteme festzustellen, muss dies anhand von Abschätzungen erfolgen. Einerseits gilt es dabei die Widerstandsfähigkeit (Robustheit) eines bestimmten Barriersystems zu beurteilen und andererseits ist dessen Funktion in Anbetracht der Intensität (potentiell) schädigender Einflüsse und der Dauer der jeweiligen Einwirkungen abzuschätzen. Als erster Anhaltspunkt zur Bedeutung der verschiedenen Einflussfaktoren in unterschiedlichen Serviceperioden sollen entsprechende Expertenschätzungen dienen.

Als Experte bitten wir Sie folgende Aufgaben zu erfüllen und die Tabellen danach wieder an uns zu retournieren:

1. Bitte, beurteilen Sie die Vollständigkeit der Faktorenliste, ergänzen bzw. streichen Sie gegebenenfalls fehlende bzw. überflüssige Faktoren.

Faktoren die Sie für überflüssig halten kennzeichnen Sie bitte mit einer „0“ in den Feldern für die Gewichtungsfaktoren.

Bitte beachten Sie, dass Extremereignisse (Erdbeben, Überflutung, ungewollter menschlicher Eingriff usw.) in den Tabellen bewusst nicht angeführt werden.

2. Bitte, weisen Sie den Faktoren eine Gewichtung (1 (sehr gering) – 5 (sehr hoch)) für verschiedene Zeitperioden (Jahrzehnte, ca. ein Jahrhundert und viele Jahrhunderte) zu. Bewerten Sie die Faktoren im Bezug auf den jeweiligen Einfluss auf die Funktionsfähigkeit des Dichtungssystems bzw. den Verlust der Funktionsfähigkeit.

Schätzen Sie ein wie wichtig der Zustand zum Zeitpunkt der Beurteilung (z.B. Oberflächenentwässerung ist vorhanden) für die Funktion der Barriere in einer bestimmten Zeitperiode sein wird. Beispielsweise sollte die Gewichtung des Faktors „Oberflächenentwässerung berücksichtigen, dass eine solche Entwässerung eventuell nicht über mehrere Jahrhunderte effektiv sein wird und daher die Bedeutung einer bestehenden Oberflächenentwässerung langfristig abnimmt.

Sollten Sie für einen Faktor keine Annahme zu dessen Bedeutung treffen können oder wollen, tragen Sie bitte im Gewichtungsfeld „k. A.“ für keine Angabe ein.



Das Ausfüllen der Tabellen beruht auf einer Reihe von Annahmen zu Versagensmechanismen bzw. dem Zusammenwirken verschiedener Effekte, die Sie bei der Gewichtung der Faktoren treffen müssen. Ihre Gewichtung sollte zwei Annahmen abbilden: „Wie groß ist die generelle Bedeutung des Faktors für die Funktion der Dichtung?“ und „Ist in der jeweiligen Zeitperiode noch von einem Einfluss dieses Faktors auszugehen?“ Letzteres sollten Sie unter der Maßgabe bewerten, dass auf lange Sicht technische Systeme nicht mehr gewartet werden und wartungsbedürftige Elemente daher nicht mehr effektiv sein werden.

- Nachdem Sie die Faktorenliste ausgefüllt haben, senden Sie diese bitte zurück, damit wir die Auswertung der Expertenbeurteilungen vornehmen können.

Als Deponiestandort gehen Sie bitte von einer Hausmülldeponie (gemischte Siedlungsabfälle) bei typisch österreichischem Klima (siehe unten links) aus. Der Aufbau der technischen Barrieren entspricht den Anforderungen aus der Deponieverordnung (DVO) 2008 (siehe unten rechts).

Monat	Temp. (°C)	Nied. (mm)
JAN	-2,8	57
FEB	-0,5	52
MRZ	4,8	43
APR	9,3	55
MAI	13,8	77
JUN	16,7	114
JUL	18,1	140
AUG	17,4	113
SEP	14,6	84
OKT	9,0	71
NOV	3,4	57
DEZ	-1,1	48

Temp.-Jahresmittel
8,6 °C

Niederschlagssumme
911 mm

Abbildung 1: Referenzklimadaten für typisch österreichische Verhältnisse

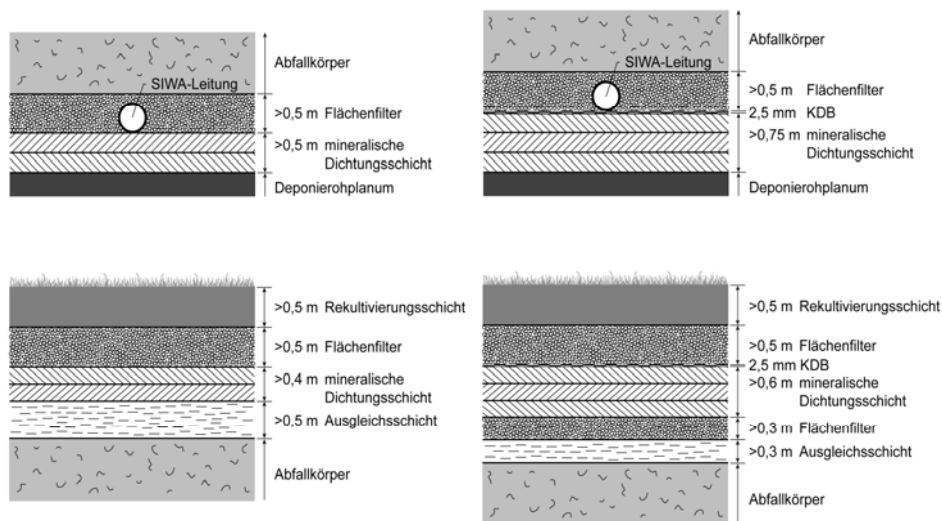


Abbildung 2: Mindestanforderungen an den Aufbau der technischen Barrieren nach DVO 2008



Mittelwerte der Expertengewichtungen für die verschiedenen Einflussfaktoren

Die Tabellen 1 – 4 beinhalten die Mittelwerte der Gewichtungsfaktoren für die jeweiligen Faktoren, die von den befragten Experten für die betreffende Zeitperiode abgeschätzt wurden. Insgesamt wurden 23 Experten eingeladen an der Umfrage teilzunehmen. Von den Kontaktierten haben 13 Personen einen ausgefüllten Fragebogen zurück gesendet (= Rücklaufquote von 56,5%) – diese 13 Rückmeldungen bilden die Basis für die nachfolgende Mittelwertbildung der Gewichtungsfaktoren. Außerdem sind auch die Kommentare einzelner Experten als Anmerkungen zu den betreffenden Tabellen angeführt.

Tabelle 1 – Mittlere Gewichtung der Faktoren für ein Kombinationsdichtungssystem (Deponieoberfläche)

Einflussfaktor	1 _{sehr geringe Bedeutung} – 5 _{sehr hohe Bedeutung}		
	0-50 a	50 - 100 a	>> 100 a
Beobachtete Funktion der Barriere (Status Quo)	4,4	2,4	1,8
Strenges Qualitätsmanagement bei Design & Ausführung	4,6	3,8	3,2
Mächtigkeit der Rekultivierungsschicht (Überdeckung)	4,0	4,2	4,2
Wärmeproduktion im Abfallkörper	3,3	1,8	1,2
Klimatische Verhältnisse (Temperatur, Niederschlag usw.)	3,1	3,6	4,2
Vegetation und geplante Nachnutzung	3,6	4,2	4,2
Geländeform und Geländeneigung	3,2	3,2	3,3
Setzungsbewegungen (zu erwartende) an der Oberfläche	4,6	2,7	1,8
Dichtungskontrollsysteme (Inspektion, Setzungsmessung usw.)	3,8	1,9	1,4
Oberflächenentwässerungssystem	4,0	2,8	2,3

Anmerkungen zu Tabelle 1:

- Vorschlag zur Berücksichtigung des Einflussfaktors „Wartung/Instandhaltung/Pflege“
- Vorschlag zur Berücksichtigung des Einflussfaktors „Gasproduktion im Deponiekörper (Gaserfassung, Gasableitung)“
- Faktor „Beobachtete Funktion der Barriere“: Monitoring hat keinen Einfluss auf die Funktion der Barriere
- Neben Mächtigkeit ist auch die Qualität bzw. der Aufbau der Rekultivierungsschicht wesentlich.
- Oberflächenentwässerung im Böschungsbereich für Standsicherheit wesentlich.



Tabelle 2 – Mittlere Gewichtung der Faktoren für eine Mineralische Dichtung/Tondichtung (Deponieoberfläche)

Einflussfaktor	1 _{sehr geringe Bedeutung} – 5 _{sehr hohe Bedeutung}		
	0-50 a	50-100 a	>> 100 a
Beobachtete Funktion der Barriere (Status Quo)	4,3	2,3	1,8
Strenges Qualitätsmanagement bei Design & Ausführung	4,5	3,6	3,3
Mächtigkeit der Rekultivierungsschicht (Überdeckung)	4,4	4,4	4,2
Wärmeproduktion im Abfallkörper	3,4	1,6	1,4
Klimatische Verhältnisse (Temperatur, Niederschlag usw.)	3,4	4,1	4,1
Vegetation und geplante Nachnutzung	3,7	4,0	3,8
Geländeform und Geländeneigung	3,5	3,3	3,2
Setzungsbewegungen (zu erwartende) an der Oberfläche	4,5	3,1	1,8
Dichtungskontrollsysteme (Inspektion, Setzungsmessung usw.)	3,5	1,8	1,3
Oberflächenentwässerungssystem	4,0	2,8	2,0

Anmerkungen zu Tabelle 2:

- Vorschlag zur Berücksichtigung des Einflussfaktors „Wartung/Instandhaltung/Pflege“
- Neben Mächtigkeit ist auch die Qualität bzw. der Aufbau der Rekultivierungsschicht wesentlich.



Tabelle 3 – Mittlere Gewichtung der Faktoren für ein Kombinationsdichtungssystem (Deponiebasis)*

Einflussfaktor	1 _{sehr geringe Bedeutung} – 5 _{sehr hohe Bedeutung}		
	0-50 a	50-100 a	>> 100 a
Beobachtete Funktion der Barriere (Status Quo)	4,6	2,7	1,9
Strenges Qualitätsmanagement bei Design & Ausführung	4,8	4,2	3,5
Klimatische Verhältnisse (Temperatur, Niederschlag usw.)	2,7	2,8	2,5
Wärmeproduktion im Abfallkörper	3,5	2,0	1,3
Abstand zum Grundwasserspiegel	3,0	2,8	2,6
Auflast	3,2	2,6	2,2
Sickerwasserzusammensetzung	3,2	2,6	2,2
Monitoringsysteme (z.B. Grundwasserbeobachtungsbrunnen)	3,1	2,3	1,9
Sickerwasserdränagesystem	4,8	3,8	2,8
Untergrundstabilität (Konsolidierungsprozesse, Rutschungen)	4,0	3,8	3,6
Deponiegeometrie (Halden vs. Muldendeponie)	3,1	3,7	3,8

**Gewichtung der Einflussfaktoren, als ob keine Oberflächenbarriere vorhanden wäre und kontinuierlich Sickerwasser gebildet wird.*

Anmerkungen zu Tabelle 3:

- Klimatische Verhältnisse sind in erster Linie bei der Herstellung der Basisdichtung relevant, danach ist die Dichtung nicht mehr der Witterung exponiert.



Tabelle 4 – Mittlere Gewichtung der Faktoren für ein Tondichtungssystem (Deponiebasis)*

Einflussfaktor	1 _{sehr geringe Bedeutung} – 5 _{sehr hohe Bedeutung}		
	0-50 a	50-100 a	>> 100 a
Beobachtete Funktion der Barriere (Status Quo)	4,6	2,6	1,8
Strenges Qualitätsmanagement bei Design & Ausführung	4,8	4,1	3,5
Klimatische Verhältnisse (Temperatur, Niederschlag usw.)	2,6	2,6	2,9
Wärmeproduktion im Abfallkörper	3,7	2,0	1,6
Abstand zum Grundwasserspiegel	3,1	2,9	2,7
Auflast und geplante Nachnutzung	3,5	2,7	2,3
Sickerwasserzusammensetzung	3,4	2,6	2,2
Monitoringsysteme (z.B. Grundwasserbeobachtungsbrunnen)	2,9	2,3	1,8
Sickerwasserdränagesystem	4,5	3,5	2,7
Untergrundstabilität (Konsolidierungsprozesse, Rutschungen)	4,0	3,8	3,8
Deponiegeometrie (Halden vs. Muldendeponie)	3,1	3,6	3,6

**Gewichtung der Einflussfaktoren, als ob keine Oberflächenbarriere vorhanden wäre und kontinuierlich Sickerwasser gebildet wird.*

Anmerkungen zu Tabelle 4:

- Funktion des Flächenfilters an der Basis auch für Standsicherheit wichtig
- Die klimatischen Verhältnisse haben bei der Errichtung der Tondichtung sowie bis zur Überlagerung mit Abfällen eine sehr hohe Bedeutung



Verteilungsmuster der Gewichtungen

In den Tabellen 5 – 8 werden die Verteilungen der Faktorengewichtungen für verschiedene Deponiedichtungssysteme und Zeitperioden dargestellt. Aus dem Verteilungsmuster können weitgehende übereinstimmende Expertenschätzungen und stark voneinander abweichende Schätzungen zur Bedeutung der jeweiligen Faktoren abgeleitet werden. Je stärker die Streuung ausfällt, desto weniger besteht demnach ein Konsens über die Rolle des jeweiligen Faktors im Bezug auf die Funktion des Deponiedichtungssystems. Außerdem lassen sich daraus auch Trends im Hinblick auf die zunehmende/abnehmende Bedeutung eines Faktors für unterschiedliche Zeitperioden ablesen.



Tabelle 5 – Verteilungen der Gewichtungsfaktoren für ein Kombinationsdichtungssystem (Deponieoberfläche)

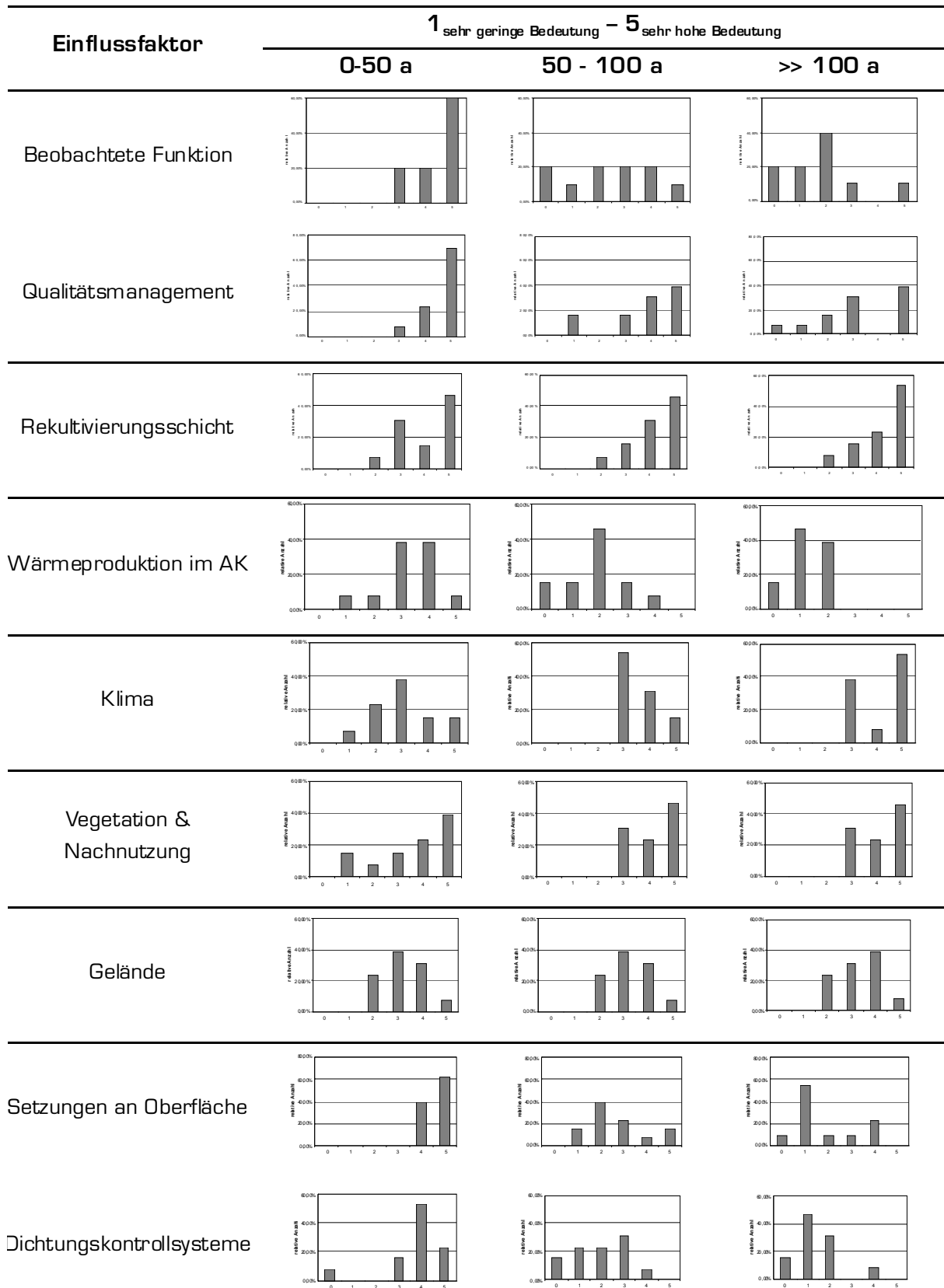




Tabelle 6 – Verteilungen der Gewichtungsfaktoren für eine mineralische Dichtung/Tondichtung (Deponieoberfläche)

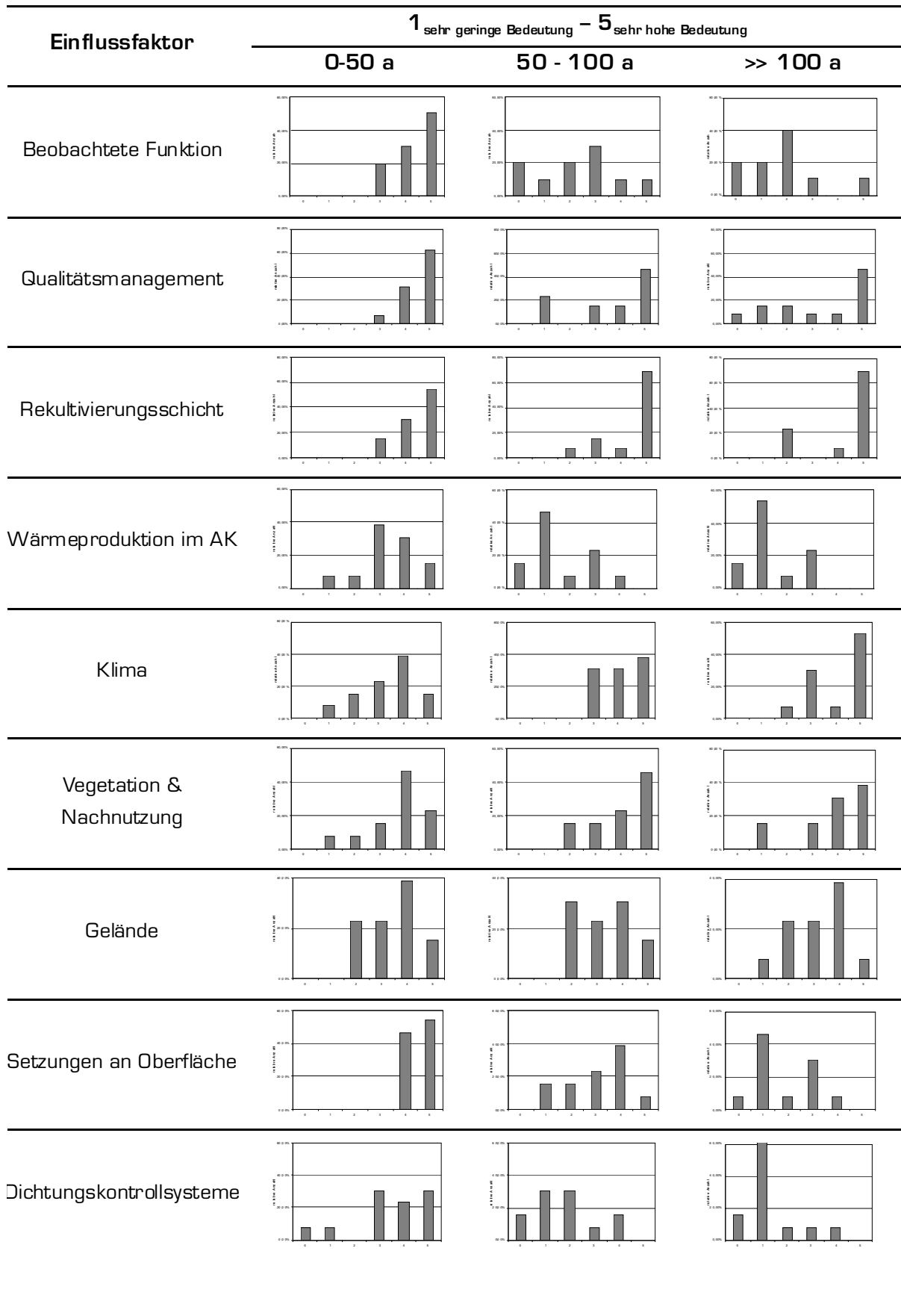




Tabelle 7 – Verteilungen der Gewichtungsfaktoren für ein Kombinationsdichtungssystem (Deponiebasis)

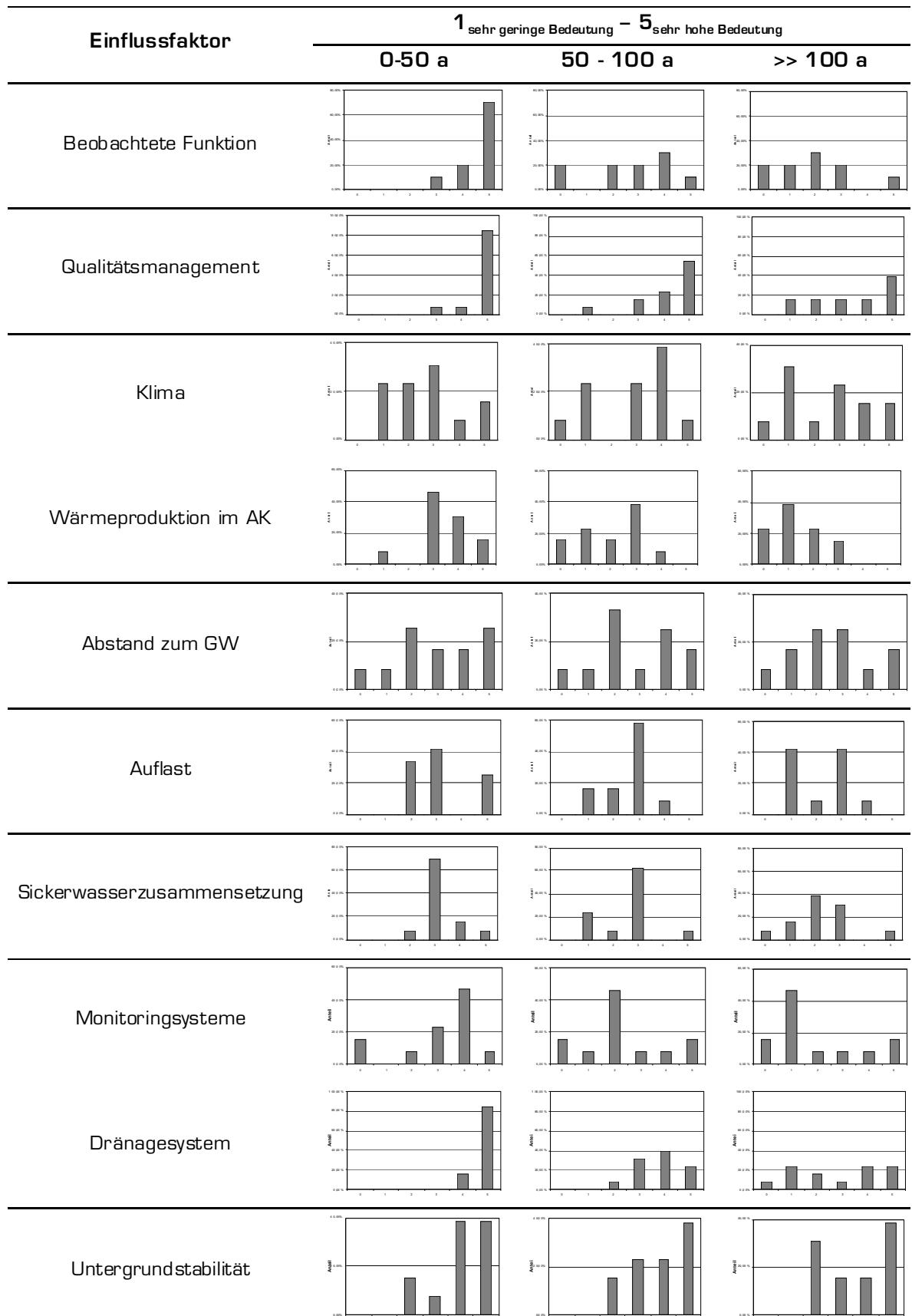
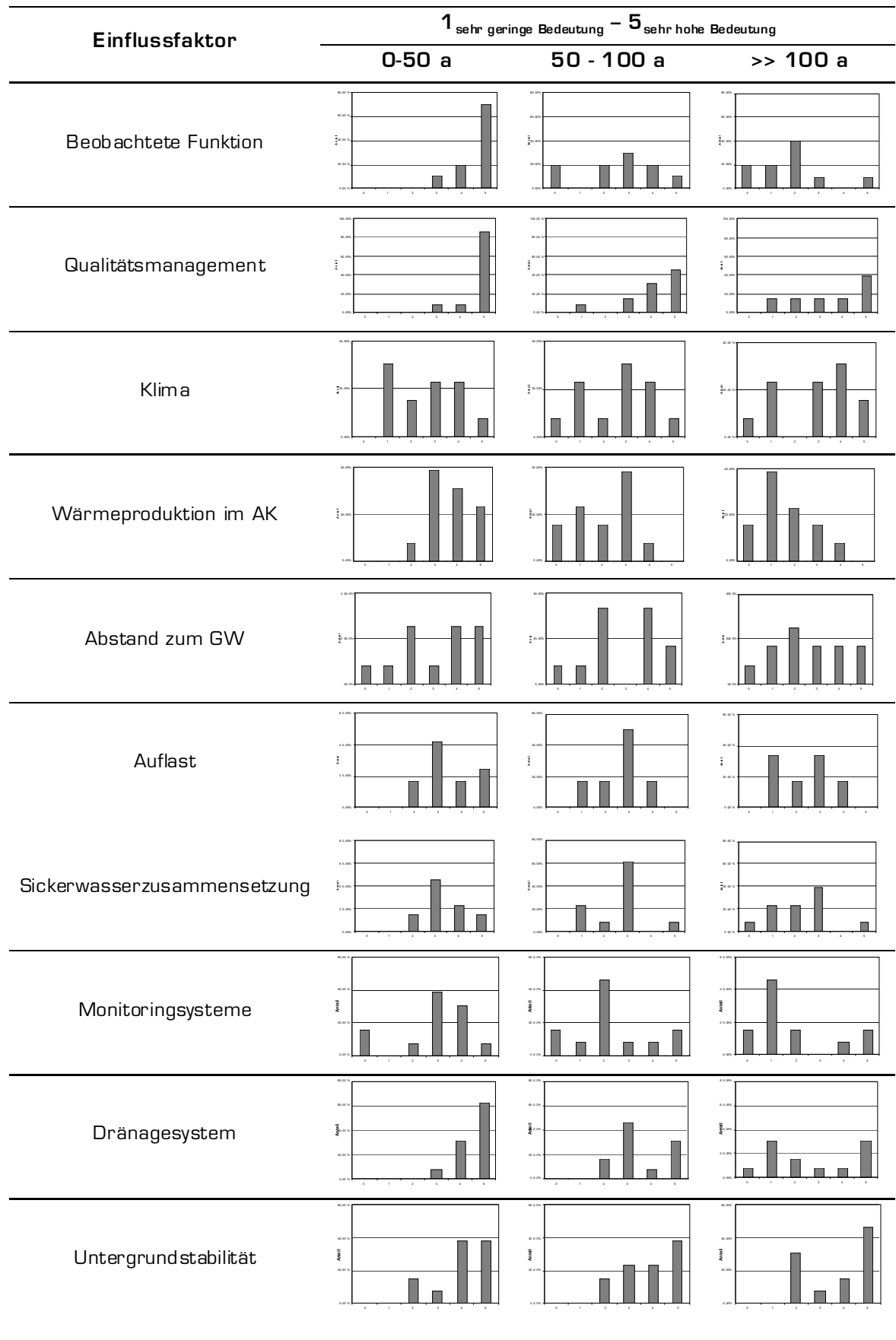




Tabelle 8 – Verteilungen der Gewichtungsfaktoren für ein Tondichtungssystem (Deponiebasis)





Relative Bedeutung der Faktoren in unterschiedlichen Zeitperioden

Die Abbildungen 3 – 7 zeigen den Verlauf der relativen Bedeutung des jeweiligen Faktors nach Einschätzung der Experten. Dazu wurde die Gewichtung des jeweiligen Faktors in der betreffenden Zeitperiode durch die mittlere Gewichtung dieses Faktors über alle Perioden dividiert. Der resultierende Verlauf gibt für den jeweiligen Faktor an, ob seine Bedeutung nach Ansicht der befragten Experten auf längere Sicht sinkt oder steigt. Die Faktoren sind in den Abbildung 3 – 7 nicht benannt, sondern mit den Nummern 1 - 10 bzw. 1 - 11 bezeichnet. Die Nummer entspricht dabei der Position des jeweiligen Faktors (von oben) in der Faktotenliste des betreffenden Dichtungssystems (vgl. Tabelle 1 – 4).

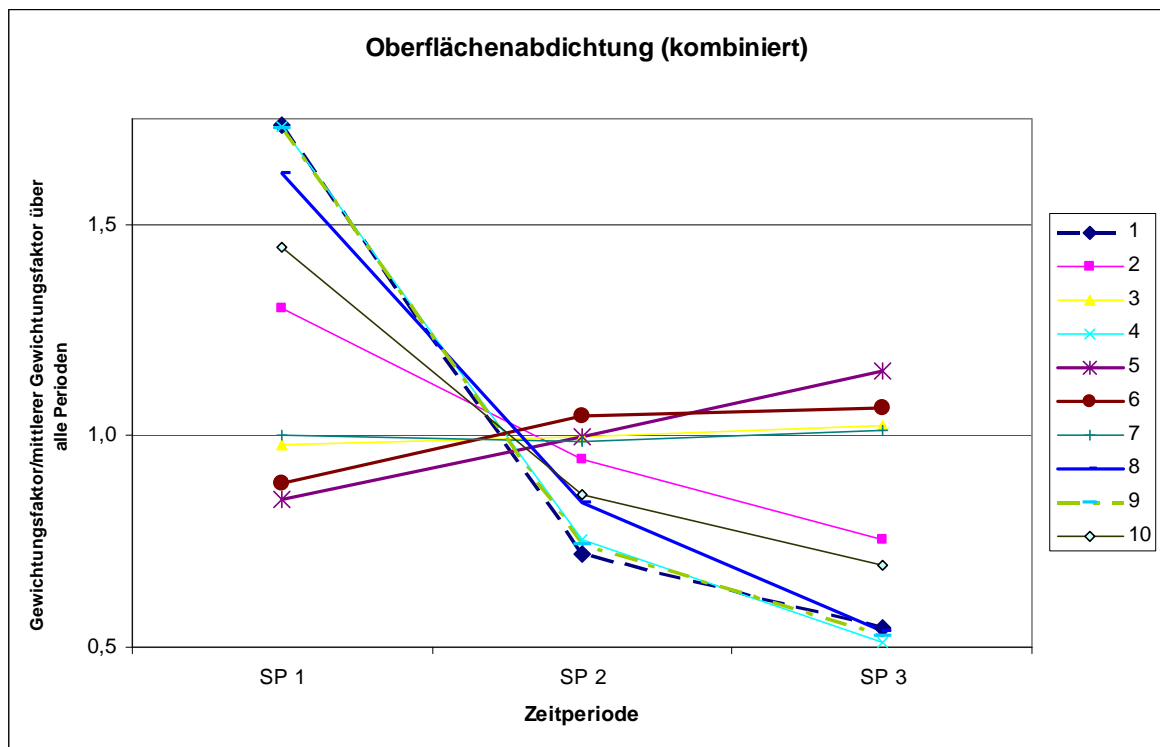


Abbildung 1: Verlauf der relativen Faktorengewichtung für eine Kombinationsabdichtung an der Deponieoberfläche (Faktoren 1 – 10 gemäß der Reihung in Tabelle 1, von oben nach unten)

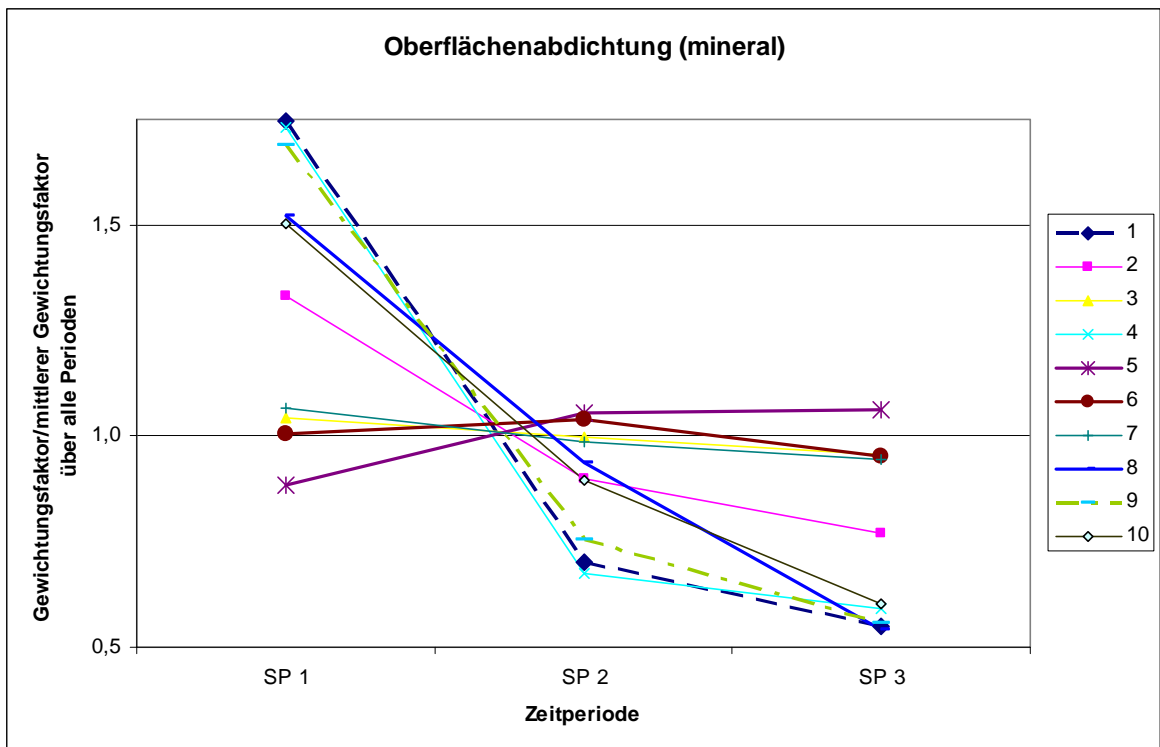


Abbildung 2: Verlauf der relativen Faktorengewichtung für eine mineralische Dichtung an der Deponieoberfläche (Faktoren 1 – 10 gemäß der Reihung in Tabelle 2, von oben nach unten)

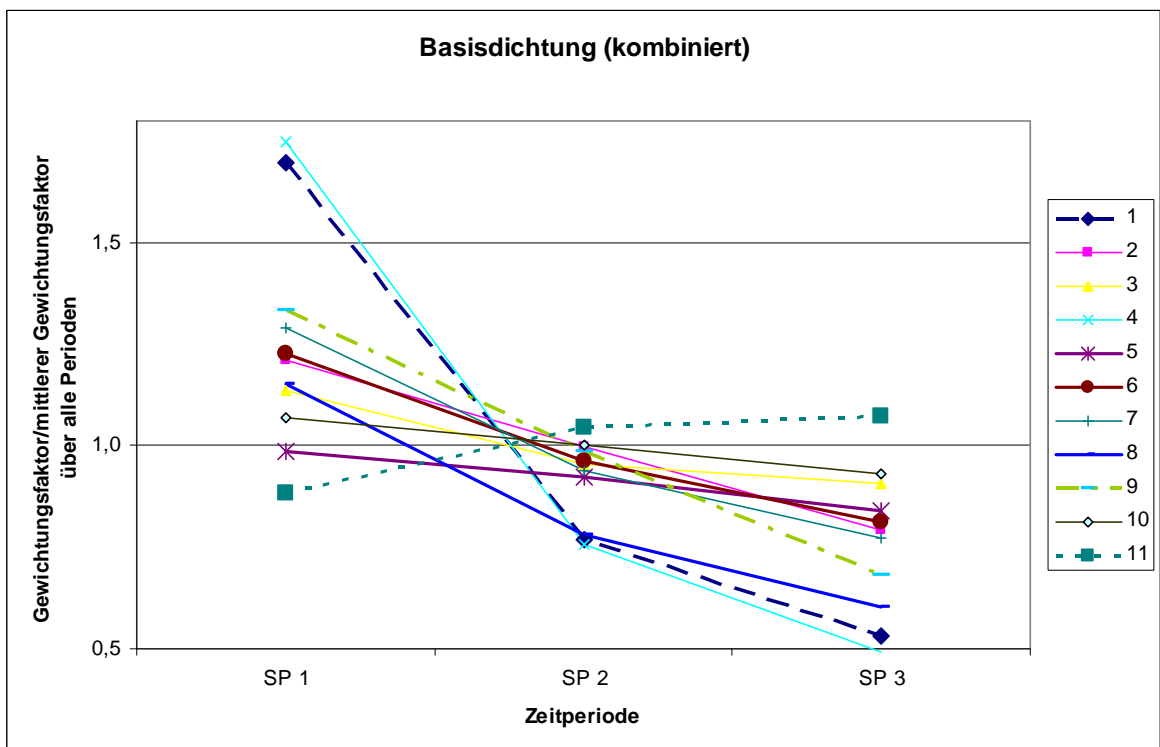


Abbildung 3: Verlauf der relativen Faktorengewichtung für eine Kombinationsdichtung an der Deponiebasis (Faktoren 1 – 11 gemäß der Reihung in Tabelle 3, von oben nach unten)

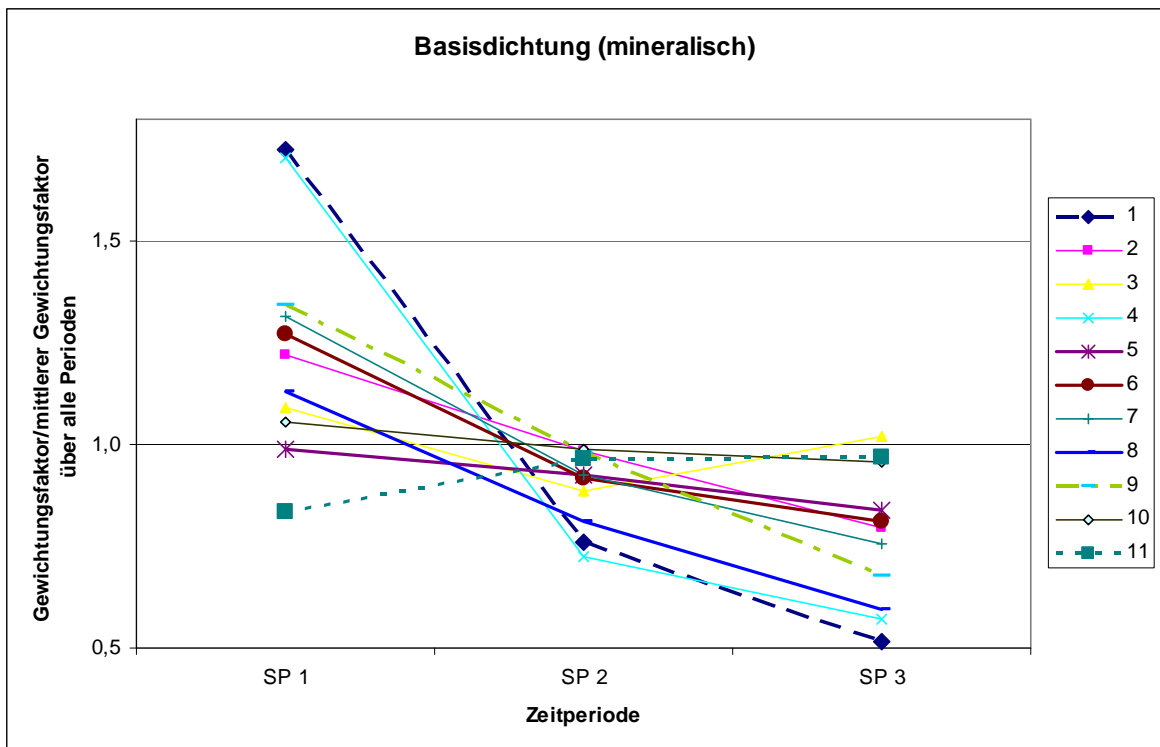


Abbildung 4: Verlauf der relativen Faktorengewichtung für eine mineralische Dichtung an der Deponiebasis (Faktoren 1 – 11 gemäß der Reihung in Tabelle 4, von oben nach unten)



ANHANG E

Emissionsprognose am Beispiel der Deponie Breitenau

Die Vorgehensweise zur Ermittlung zukünftiger Emissionsraten wird in diesem Anhang anhand der Deponie Breitenau illustriert. Die Deponie wurde in einer ehemaligen Kiesgrube im Gemeindegebiet von Breitenau, östlich von Neunkirchen in Niederösterreich, geschüttet. Zwischen 1987 und 1989 wurden ca. 95.000 Tonnen Hausmüll in drei Kompartimenten an diesem Standort abgelagert.

Die folgende Emissionsabschätzung wird für das Feld 1 dieser Deponie durchgeführt. Dieses Kompartiment wurde in den Jahren 1987 und 1988 mit ca. 35.000 Tonnen Hausmüll verfüllt und danach mit einer temporären Oberflächenabdeckung versehen (siehe Abbildung 1). Die Deponie wurde als Versuchsanlage angelegt und dementsprechend im Rahmen von Forschungsprojekten eingehend untersucht (siehe Riehl-Herwirsch et al. 1995; Döberl et al. 2002; Döberl et al. 2005); diese Arbeiten stellen in der Folge die Basis zur Beurteilung des aktuellen Deponiezustandes und zur Abschätzung zukünftiger Emissionen dar.

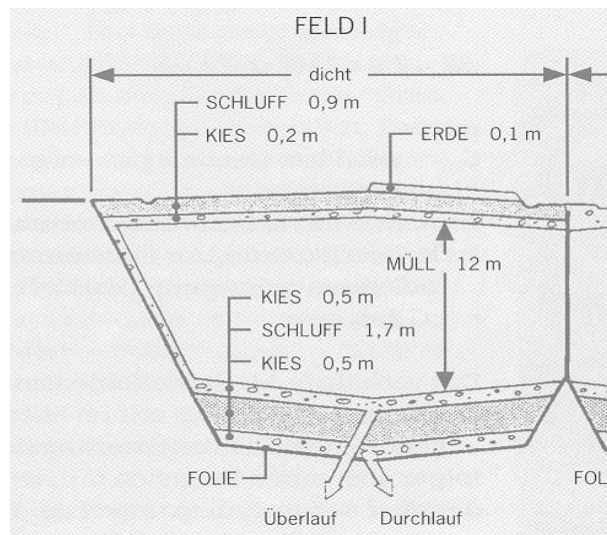


Abbildung 1: Querschnitt der Deponie Breitenau – Feld 1 (aus Riehl-Herwirsch et al. 1995)



Erhebung und Beurteilung des „Status quo“

Emissionsmessungen sind nicht über die gesamte Bestandsdauer der Deponie verfügbar, da nur zwischen 1989 und 1991 aktiv Gas über Gasdränagen aus Kies erfasst wurde. Nach 1991 wurde die aktive Entgasung eingestellt und keine kontinuierlichen Gasmessungen mehr vorgenommen. Dagegen umfasst die Messzeitreihe für das Deponiesickerwasser die gesamte Bestandsdauer der Deponie, wobei in den Jahren 1993 – 2001 nur wenige Analysen durchgeführt wurden. 2001 wurden schließlich automatische Durchflussmessgeräte installiert, die gleichzeitig auch die Leitfähigkeit des Deponiesickerwassers erheben. Eine Übersicht der gemessenen Sickerwasserparameter bietet Tabelle 1, wobei die Anzahl der Messungen zur Jahresmittelwertbildung zwischen eins und kontinuierlicher Aufzeichnung variiert.

Feld 1 beinhaltet 35.000 Tonnen Hausmüll aus Wien der ca. 12 m mächtig geschüttet wurde. Durch die Bilanzierung der ausgetragenen Stoffe und der ursprünglich abgelagerten Stoffmengen, haben Döberl et al. (2005) ermittelt, dass nach 17 Jahren noch 85 % des abgelagerten organischen Kohlenstoffs, 96 % des abgelagerten Stickstoffs und 85 % des abgelagerten Chlorids im Deponiekörper verblieben sind. Die Restemissionspotentiale über den Sickerwasser- und Gaspfad wurden anhand von Versuchen in Deponiesimulationsreaktoren abgeschätzt. Die Ergebnisse der Simulationsversuche und der Feststoffanalysen der 17 Jahre alten Abfallproben sind in Tabelle 2 angeführt. Zu beachten ist dabei, dass die Gaspotentiale anhand zeitlich geraffter Versuche ermittelt wurden und daher kaum Aufschluss über langfristige Umsetzungsvorgänge und entsprechenden Gasbildungsraten geben können. Außerdem ist bei der Übertragung der experimentell ermittelten Emissionspotentiale auf die Deponie zu berücksichtigen, dass die heterogene Durchströmung des Deponiekörpers eine Reduktion des verfügbaren Emissionspotentials bewirkt. Dieser Einfluss der Wasserströmungsheterogenität ist bei der Modellierung von Emissionen aus dem Abfallkörper unbedingt zu berücksichtigen (vgl. Fellner et al. 2009). Anhand von Tracerversuchen (siehe Döberl et al. 2002; Döberl et al. 2005) wurde für Feld 1 abgeschätzt, dass ca. 35 % des Deponiekörpers am Wasserströmungsgeschehen teilnehmen und somit für die Emission von Schadstoffen relevant sind.



Tabelle 1: Jahresmittelwerte ausgewählter Sickerwasserkonzentrationen für Feld 1 der Deponie Breitenau

Jahr	W/F ¹ [l/kg TS]	pH-Wert -	LF [mS/cm]	CSB [mg O ₂ /l]	NH ₄ -N [mg/l]	Cl [mg/l]
1987	0,01	6,90	5	-	50	218
1988	0,05	6,40	21	38200	1130	2059
1989	0,09	7,78	22	10613	1627	2557
1990	0,12	7,91	17	2100	1301	1922
1991	0,17	7,65	10	1053	693	1013
1992	0,21	-	-	773	565	-
1993	0,25	-	-	543	403	-
1994	0,28	-	-	547	495	-
1997	0,43	-	-	482	298	-
1998	0,47	-	-	455	373	-
1999	0,52	-	-	370	322	-
2001	0,57	7,06	5	286	272	362
2002	0,63	7,04	4	261	248	297
2003	0,65	7,16	4	227	236	312
2004	0,68	7,05	4	227	208	260
2005	0,72	7,09	4	252	229	321
2010	0,87	7,02	8	766	491	808

Anmerkungen:

¹Abgelagerte Abfalltrockensubstanz: 24.500 Tonnen, Mittlerer Jahresniederschlag 633 mm, Sickerwasseranteil am Niederschlag während temporärer Oberflächenabdeckung (vgl. Abbildung 1) ca. 25 %.

Basierend auf den bestehenden Messdaten sowie anhand der Untersuchungen zur Qualität der abgelagerten Abfälle, den mobilisierbaren Stoffanteilen und den Wasserströmungsverhältnissen im Deponiekörper wird ein Modell (vgl. Kapitel 4.1.3.2 und Tabelle 3) zur Abschätzung zu erwartender Stoffkonzentrationen im Deponiesickerwasser abgeleitet. Die entsprechenden Messdaten und die wesentlichen Modellparameter sind für Chlorid (Abbildung 2), Stickstoff (Abbildung 3) und den organischen Kohlenstoffgehalt (Abbildung 4) im Deponiesickerwasser in der Folge dargestellt. Die Modellanpassung erfolgt jeweils an die bestehenden Messdaten nach der intensiven Reaktorphase (Gasproduktion geht stark zurück) und für den Zeitraum konstanter Randbedingungen¹. Das entwickelte Modell dient als Grundlage zur Ermittlung zukünftiger Sickerwasserkonzentrationsniveaus und wird in der Folge zur Emissionsprognose heran gezogen.

¹ Im Frühjahr 2009 wurde eine Oberflächenabdichtung installiert und dadurch das hydraulische Regime im Abfallkörper verändert, daher werden spätere Messwerte für die Modellanpassung nicht berücksichtigt.



Tabelle 2: Restemissionspotentiale für ausgewählte Stoffe abgeleitet aus Versuchen in Deponiesimulationsreaktoren (Quelle: Döberl et al. 2005)

Parameter	Sickerwasser [mg/kg TS]	Deponiegas [mg/kg TS]	Gesamtgehalt [mg/kg TS]
C _{org}	520 – 620	13.000 – 16.400*	75.000
N	800 – 1000	-	4.100
Cl	1600 – 1800	-	1.420
Fe	5 – 9	-	44.300

Tabelle 3: Modellgleichungen zur Beschreibung des Konzentrationsverlaufs ausgewählter Sickerwasserparameter nach der intensiven Reaktorphase (siehe Kapitel 4.1.3.2)

Parameter	Modellgleichungen
Cl [mg/l]	$c(t) = c_0 \cdot e^{-\left(\frac{c_0}{m_v} \cdot \Delta \frac{W}{F} \cdot h\right) \cdot t}$
NH ₄ -N [mg/l]*	$c(t) = c_0 \cdot e^{-\left(\frac{c_0}{m_v} \cdot \Delta \frac{W}{F} \cdot h\right) \cdot t} + C_{0,org} \cdot e^{-\left(\frac{c_0}{m_{org}} \cdot \Delta \frac{W}{F} \cdot h\right) \cdot t}$
TOC [mg/l]*	$c(t) = c_0 \cdot e^{-\left(\frac{c_0}{m_v} \cdot \Delta \frac{W}{F} \cdot h\right) \cdot t} + C_{0,org} \cdot e^{-\left(\frac{c_0}{m_{org}} \cdot \Delta \frac{W}{F} \cdot h\right) \cdot t}$

*Falls mehrere Abbaugeschwindigkeiten für die organische Substanz berücksichtigt werden, erhöht sich die Anzahl der addierten Terme entsprechend.

Die aktuellen Deponiegasemissionen wurden für das Jahr 2005 auf ca. 1,1 m³/Tonne Trockensubstanz und Jahr geschätzt (Döberl et al. 2005) und liegen somit im Bereich ähnlicher Hausmülldeponien. Abschätzungen basierend auf theoretischen Deponiegasproduktionsmodellen und den ermittelten abbaubaren Kohlenstoffanteilen (vgl. Tabelle 2) liegen ebenfalls in diesem Bereich: so ergibt eine Schätzung nach dem Modell von Tabasaran and Rettenberger (1987) etwa eine Deponiegasproduktionsrate von knapp einem m³ pro Tonne Trockensubstanz und Jahr.

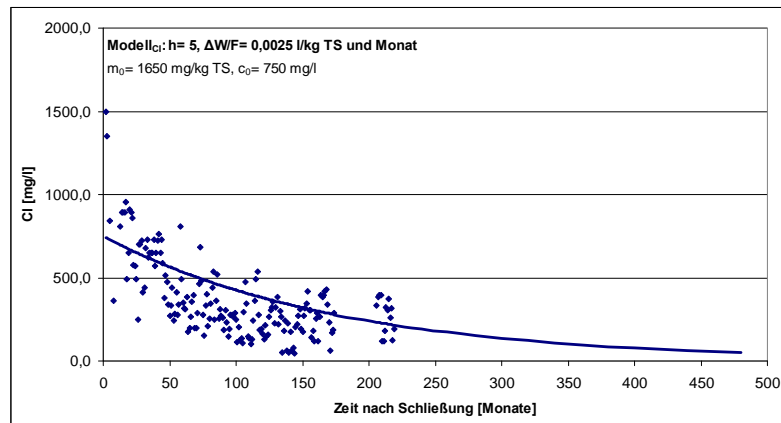


Abbildung 2: Messwerte für die Chloridkonzentration im Sickerwasser und angepasstes Emissionsmodell

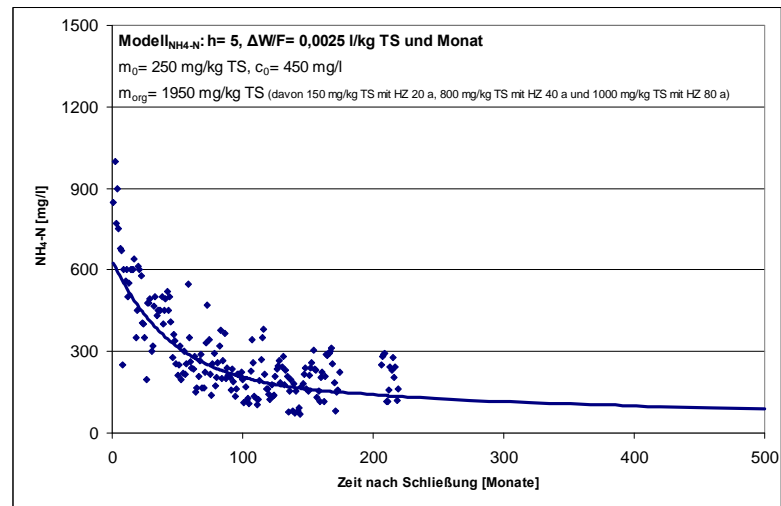


Abbildung 3: Messwerte für die Ammoniumkonzentration (als N) im Sickerwasser und angepasstes Emissionsmodell

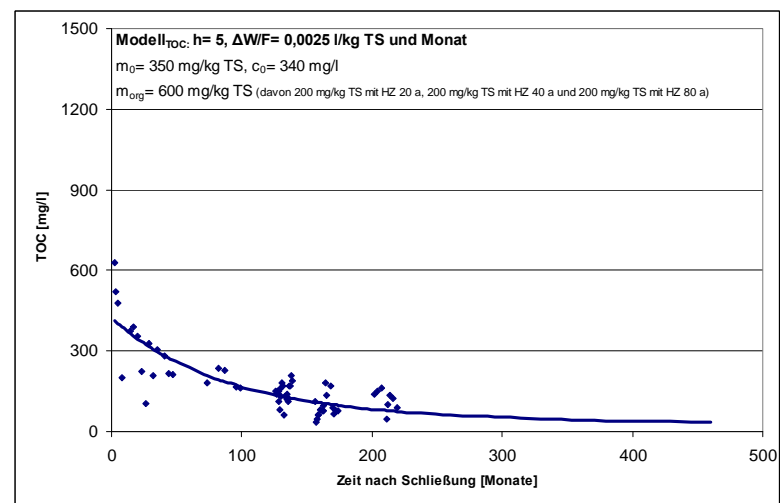


Abbildung 4: Messwerte für die Konzentration an organischem Kohlenstoff im Sickerwasser und angepasstes Emissionsmodell



Die ursprüngliche Oberflächenabdeckung (vgl. Abbildung 1) wurde im März 2009 entfernt und bis Mai 2009 eine Oberflächenabdichtung gemäß DVO 2008 installiert (vgl. Abbildung 5). Durch den offenen Zustand der Deponie über einige Monate wurde die Wasserinfiltration in den Abfallkörper erhöht und Bereiche, die vorher nicht durchströmt wurden, mit mobilem Wasser versorgt. Die Mobilisierung löslicher Abfallanteile in diesen Bereichen führte zu einem Konzentrationsanstieg im Sickerwasser, besonders nachdem der Zutritt von Niederschlagswasser durch die aufgebrauchte Abdichtung wieder unterbunden wurde. Für die modellhafte Nachbildung der Konzentrationsverläufe wurde das Sickerwasseremissionsmodell mit angepassten Parametern (Berücksichtigung bereits emittierter Frachten und veränderter Wasserströmungsverhältnisse) geschätzt. Die Modellanpassungen für die Ammoniumstickstoff- und Chloridkonzentrationen im Sickerwasser zeigen Abbildung 6 und Abbildung 7. Die prognostizierten Konzentrationsverläufe stellen die Basis zur Beschreibung des Status Quo und zur Ableitung der Emissionscharakteristika für die verschiedenen Szenarien dar. Die Modellparameter entsprechen jenen aus Abbildung 2 und Abbildung 3, wobei das mobilisierbare Potential um die inzwischen ausgetragenen Frachten reduziert und die Ausgangskonzentration c_0 über ein konstant gehaltenes Verhältnis c_0/m_0 ermittelt wurde. Außerdem wurde über die Korrelation der Abflussrate mit der Leitfähigkeit des Sickerwassers (nicht dargestellt) ein Anpassungsfaktor zur Berücksichtigung des Effektes einer verringerten Sickerwasserabflussrate ermittelt und bei der Berechnung von c_0 der Prognosekurve angewendet. Die Modellparameter für die Prognose der Stickstoff- und Chloridkonzentrationen im Sickerwasser sind in Tabelle 4 angeführt. Obwohl die Sickerwasseremissionen in Tabelle 4 und im Anschluss ausschließlich für Stickstoff (Ammonium) und Chlorid abgeschätzt werden, ist das in gleicher Weise auch für weitere Parameter möglich, die bei der Emissionsprognose zu berücksichtigen sind.

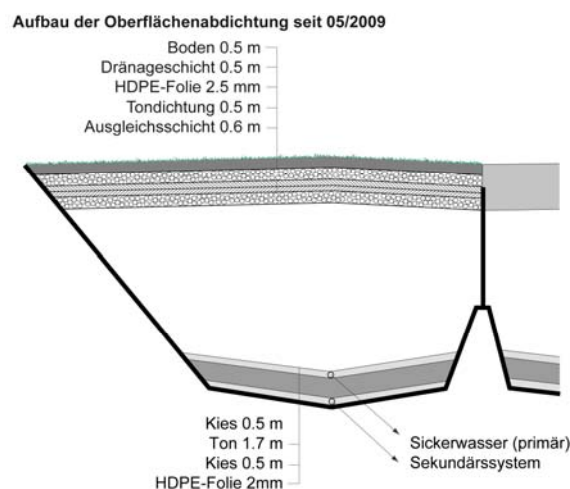


Abbildung 5: Deponiequerschnitt von Feld 1 mit der im Mai 2009 installierten Oberflächenabdichtung



Tabelle 4: Modellparameter für die Prognosefunktion der N- und Cl-Sickerwasserkonzentrationen

Parameter	Modellparameter
Cl	$h = 5$, $m_{O,löslich} = 1400 \text{ mg/kg TS}$, $c_{O,löslich} = 808 \text{ mg/l}$
NH ₄ -N	$h = 5$, $m_{O,löslich} = 200 \text{ mg/kg TS}$, $m_{O,org} = 1856 \text{ mg/kg TS}$ $c_{O,löslich} = 450 \text{ mg/l}$, $c_{O,org} = 174 \text{ mg/l}$

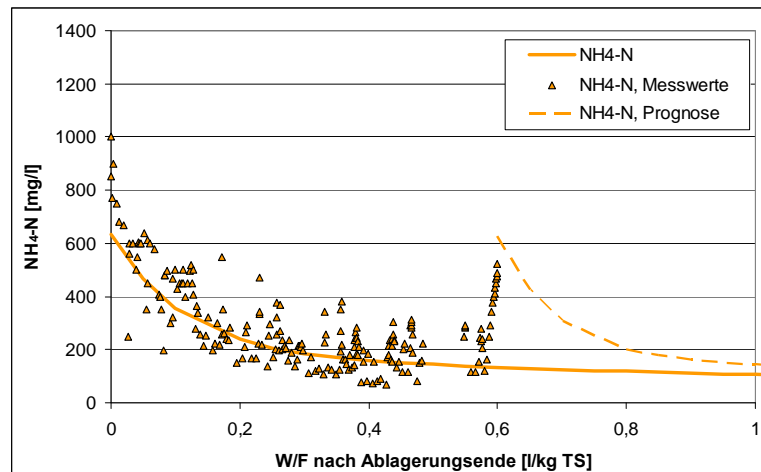


Abbildung 6: Ammoniumkonzentration im Sickerwasser nach der intensiven Reaktorphase und Modellanpassung zur Emissionsvorhersage in Abhängigkeit des W/F

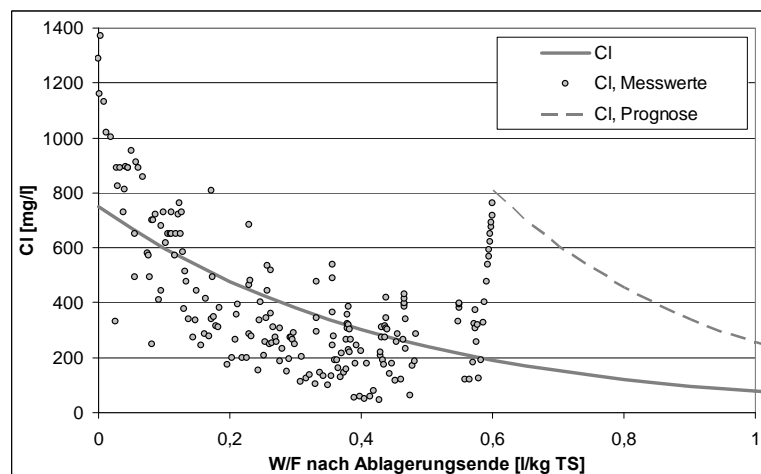


Abbildung 7: Chloridkonzentration im Sickerwasser nach der intensiven Reaktorphase und Modellanpassung zur Emissionsvorhersage in Abhängigkeit des W/F

Emissionsmodelle

Zur Abschätzung zukünftiger Deponieemissionen werden unterschiedliche Szenarien entworfen. Sickerwasseremissionsniveaus werden anhand prognostizierter Emissionscharakteristika in Abhängigkeit des Wasser-Feststoff-Verhältnisses und Annahmen zur Sickerwasserentstehungsrate abgeschätzt. Für die Schätzung der Deponiegasemissionen werden mobilisierbare Kohlenstoffanteile ermittelt und die Gasproduktionsrate anhand des Modells von Tabasaran und Rettenberger (1987)



(vgl. Kapitel 4.1.1.1) berechnet. Die Ermittlung der Deponieemissionen für die verschiedenen Szenarien sind anschließend kurz beschreiben und die Ergebnisse dargestellt.

Status Quo

Unter der Annahme, dass sich die Bedingungen im und um den Deponiekörper nicht ändern (z.B. gleichbleibende Barrierefunktion, unveränderte Freisetzungsmechanismen) erfolgt die Emissionsprognose für den Status Quo. Die Sickerwasserkonzentrationen werden durch das angepasste Modell (vgl. Abbildung 6 und Abbildung 7) in Abhängigkeit des Wasser-Feststoff-Verhältnisses ermittelt. Die Sickerwassermengen und die entsprechende Veränderung des W/F ergeben sich durch die Fortschreibung des aktuellen Funktionsniveaus der Oberflächenabdichtung. Der entsprechende Anteil des infiltrierten Wassers am Jahresniederschlag beträgt 0,5 %, was einer Sickerwasseranfallsrate von 3,2 mm pro Jahr entspricht.

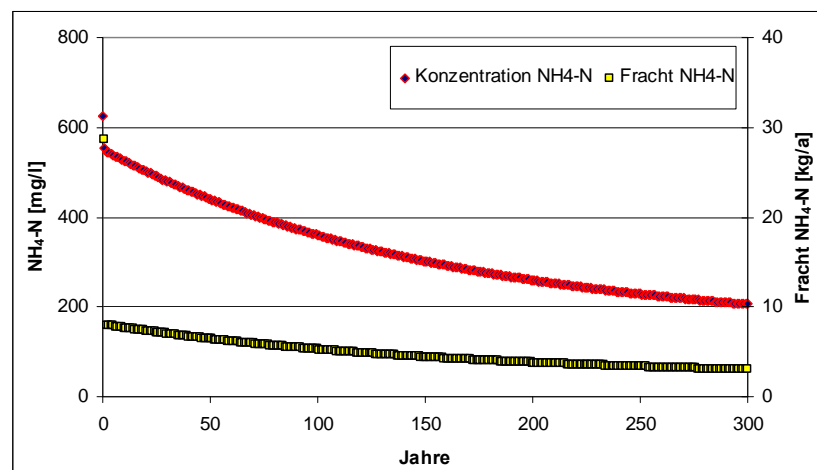


Abbildung 8: Stickstoffkonzentrationen im Sickerwasser unter Beibehaltung des aktuellen Deponie- und Barrierezustandes (=Status Quo)

In Abbildung 8 sind die Konzentrationen und Frachten von Ammoniumstickstoff im Sickerwasser dargestellt. Durch den geringen Wasserzutritt nehmen die Konzentrationen nur sehr langsam ab und sinken im Prognosezeitraum von anfänglich über 600 mg/l auf ca. 200 mg/l nach 300 Jahren. Die Frachten reduzieren sich in diesem Zeitraum von 8 kg N/a zu Beginn auf 3 kg N/a am Ende. Die hohe Stickstofffracht im ersten Jahr der Prognose ist durch die hohe gespeicherte Wassermenge im Deponiekörper begründet (Zutritt während des Aufbringens der Oberflächenabdichtung), danach stellt sich die Sickerwassermenge aber mit 0,5 % des Jahresniederschlags ein.

Ähnlich wie für den Stickstoff nimmt auch die Chloridkonzentration im Sickerwasser nur langsam, von etwas mehr als 750 mg/l auf knapp 500 mg/l nach 300



Jahren, ab. Die Jahresfrachten gehen in diesem Zeitraum von 11,2 kg Cl/a auf 6,7 kg Cl/a zurück.

Bei gleichbleibender Effektivität der Basisentwässerung und -abdichtung werden 99 % des Sickerwassers erfasst und gesammelt. Das restliche Prozent des Sickerwassers versickert in den Deponieuntergrund.

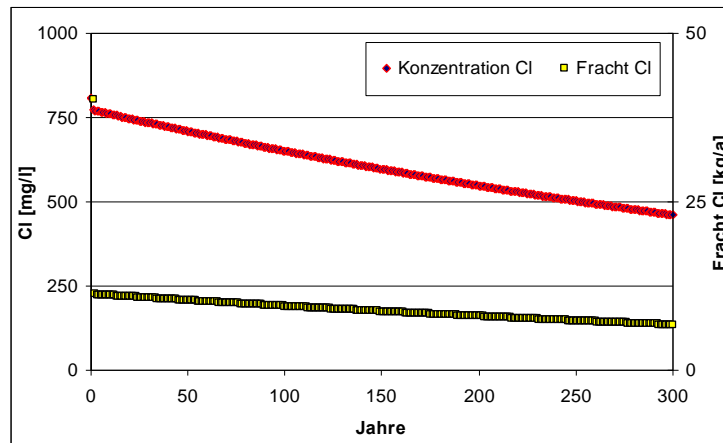


Abbildung 9: Chloridkonzentrationen im Sickerwasser unter Beibehaltung des aktuellen Deponie und Barrierezustandes (=Status Quo)

Die Abschätzung der Deponiegasemissionen wird anhand der Formel von Tabasaran and Rettenberger 1987 vorgenommen und beruht einerseits auf dem (kurz- bis mittelfristig) abbaubaren Kohlenstoffpotential von ca. 16 g C/kg TS (vgl. Tabelle 2) und andererseits auf der Annahme, dass genügend Wasser vorhanden ist um diesen Kohlenstoffanteil auch tatsächlich in Deponiegas umzusetzen. Letzteres ist zwar aufgrund der sehr geringen Infiltrationsraten unwahrscheinlich, wird hier aber als konservative (→ Gasproduktion wird tendenziell überschätzt) Schätzung zu Grunde gelegt. Die spezifische Gasproduktion und die Jahresfrachten an Deponiegas sind in Abbildung 10 dargestellt, wobei eine Abbaukonstante von $k=0,035 \text{ a}^{-1}$ für das Gasproduktionsmodell verwendet wurde (vgl. Döberl et al. 2005).

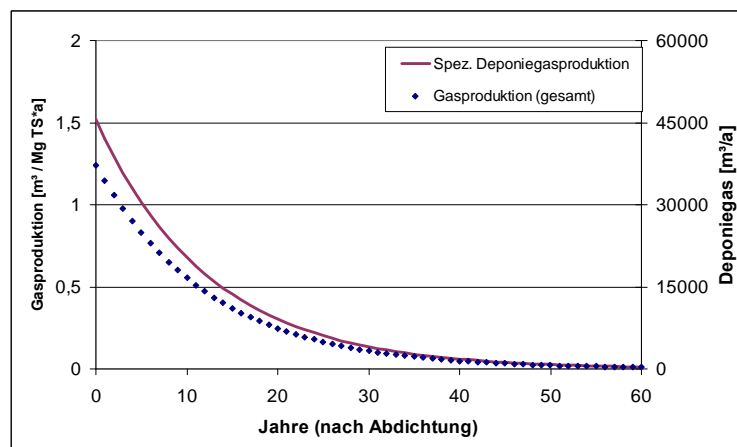


Abbildung 10: Deponiegasproduktion für Feld 1 der Deponie Breitenau unter der Annahme gleichbleibender Bedingungen (=Status Quo)



Szenario „Graduelle Funktionsabnahme der technischen Barrieren“

Basierend auf dem aktuellen Zustand der Deponiehülle und den erwarteten Einwirkungen auf diese am Standort, wird die zukünftige Funktion der technischen Barrieren abgeschätzt (vgl. dazu Kapitel 4.5.2). Die Funktionsniveaus werden jeweils zwischen dem besten anzunehmendem Fall (= Status Quo) und dem schlechtesten plausibel anzunehmenden Fall (=Funktionsniveau entspricht der Sickerwasserneubildung ohne Dichtung während der temporären Abdeckung, d.h. 25 % des Jahresniederschlages) abgeschätzt. Die Vorgehensweise zur Abschätzung zukünftiger Funktionsniveaus und die Ermittlung der Gewichtungsfaktoren sind in Kapitel 4.5.2 beschrieben und werden daher hier nicht weiter erläutert.

Die Beurteilung der Oberflächenabdichtung ist in Tabelle 5 angeführt und ergibt sich aufgrund der Verhältnisse am Standort und des aktuellen Zustandes der Barriere. Sowohl die aktuelle Funktion der Barriere als auch das Qualitätsmanagement während des Baues werden gut bewertet, da die Sickerwassermessungen eine gute Dichtwirkung der Barriere bestätigen und die Kontrollen während der Barriereerrichtung ordnungsgemäß durchgeführt und dokumentiert wurden. Die geringe Mächtigkeit der Rekultivierungsschicht führt hier zu einer schlechten Bewertung, da 0,5 m Überdeckung unter den gegebenen Standortbedingungen (Bewuchs, Wühltiere usw.) keinen langfristigen Schutz der Dichtschichten gewährleisten können. Die Wärmeproduktion im Abfallkörper ist weitgehend abgeklungen, geringe Niederschläge und moderate Temperaturen am Standort führen zu keinen außergewöhnlichen Belastungen der Barriere, weshalb diese Faktoren in Tabelle 5 gut bewertet werden. Die standorttypische Vegetation (Strauch und Baumbesatz) könnte dagegen zu stärkeren Einwirkungen auf die Barriere führen und wird daher mittel bewertet. In gleicher Weise werden die restlichen Einflussfaktoren evaluiert und auch der Zustand der Basisdichtung beurteilt (siehe Tabelle 6). Diese Beurteilungen bilden die Basis zur Abschätzung der zukünftigen Barrierefunktion. Obwohl die Basisdichtung um 20 Jahre älter ist als die Oberflächenabdichtung, wird dieser Umstand hier nicht berücksichtigt, da die alterungsbedingten Unterschiede im Verhältnis zu den Serviceperioden keine wesentliche Rolle spielen sollten.



Tabelle 5: Beurteilung des Zustandes der Oberflächenabdichtung von Feld 1 und zukünftiger Funktionsniveaus

Einflussfaktor	Beurteilung „Status Quo“ 1 _{gut} -3 _{schlecht}	Gewichtungsfaktoren		
		0-50 a	50-150 a	150-300 a
Beobachtete Funktion der Barriere	1	0,36	0,08	0,065
Qualitätsmanagement bei Bau	1	0,38	0,44	0,12
Rekultivierungsschicht (Überdeckung)	3	0,33	0,48	0,487
Wärmeproduktion im Abfallkörper	1	0,09	0,06	0,04
Klima (Temperatur, Niederschlag usw.)	1	0,08	0,12	0,487
Vegetation und Nachnutzung	2	0,09	0,48	0,487
Geländeform	1	0,08	0,1	0,12
Setzungen an der Oberfläche	1	0,38	0,09	0,065
Dichtungskontrolle	1	0,1	0,06	0,05
Oberflächenentwässerungssystem	1	0,1	0,09	0,08
Ergebnis* = $\sum(\text{Beurteilung} \cdot \text{Gewichtungsfaktor})$	—	2,74	3,44	3,46

Tabelle 6: Beurteilung des Zustandes der Basisabdichtung von Feld 1 und zukünftiger Funktionsniveaus

Einflussfaktor	Beurteilung „Status Quo“ 1 _{gut} -3 _{schlecht}	Gewichtungsfaktoren		
		0-50 a	50-150 a	150-300 a
Beobachtete Funktion der Barriere	1	0,44	0,08	0,07
Qualitätsmanagement bei Design & Ausführung	2	0,46	0,49	0,44
Klima (Temperatur, Niederschlag usw.)	1	0,07	0,08	0,09
Wärmeproduktion im Abfallkörper	1	0,09	0,06	0,05
Abstand zum Grundwasserspiegel	1	0,08	0,08	0,09
Auflast	1	0,08	0,08	0,08
Sickerwasserzusammensetzung	2	0,08	0,08	0,08
Monitoring (z.B. Grundwasserbeobachtungsbrunnen)	3	0,08	0,07	0,07
Sickerwasserdränagesystem	2	0,46	0,11	0,10
Untergrundstabilität	1	0,10	0,44	0,46
Deponiegeometrie (Halden vs. Muldendeponie)	1	0,08	0,43	0,48
Ergebnis* = $\sum(\text{Beurteilung} \cdot \text{Gewichtungsfaktor})$	—	3,18	2,82	2,77

Die Ergebnisse der Funktionsabschätzung für Oberflächen- und Basisabdichtung sind in Tabelle 7 aufgelistet. Demnach steigt die Sickerwasserinfiltration von ursprünglich 3,2 mm/a innerhalb von 50 Jahren auf 32 mm/a an. Die weitere Funktionsverschlechterung der Oberflächenabdichtung führt schließlich zu einer Infiltrationsrate nach 150 Jahren von 77 mm/a und nach 300 Jahren wird die Sickerwasserneubildung mit 107 mm/a abgeschätzt. Die jeweiligen Anteile, die durch die Basisdichtung in den Untergrund sickern, betragen in der ersten Serviceperiode 30, in der zweiten 45 und in der dritten 55 Prozent. Die Entwicklung der Funktionsniveaus über die Zeit ist in Abbildung 11 auch grafisch dargestellt.



Tabelle 7: Funktionsniveaus der Oberflächen- und Basisabdichtung für verschiedene Serviceperioden

Oberflächenabdichtung	0-50 a	50-150 a	150-300 a
Beste Funktion	3,2 mm/a	32 mm/a	77 mm/a
Schlechteste Funktion	158 mm/a	158 mm/a	158 mm/a
Geschätzte Funktion (am Ende der Serviceperiode)	32 mm/a	77 mm/a	107 mm/a
Basisdichtung	0-50 a	50-150 a	150-300 a
Bester Erfassungsgrad	0,99	0,70	0,55
Schlechtester Erfassungsgrad	0,00	0,00	0,00
Geschätzter Erfassungsgrad (am Ende der SP)	0,70	0,55	0,45
Sickerwasseraustritt in Untergrund (Ende der SP)	9,6 mm/a	34,4 mm/a	59 mm/a

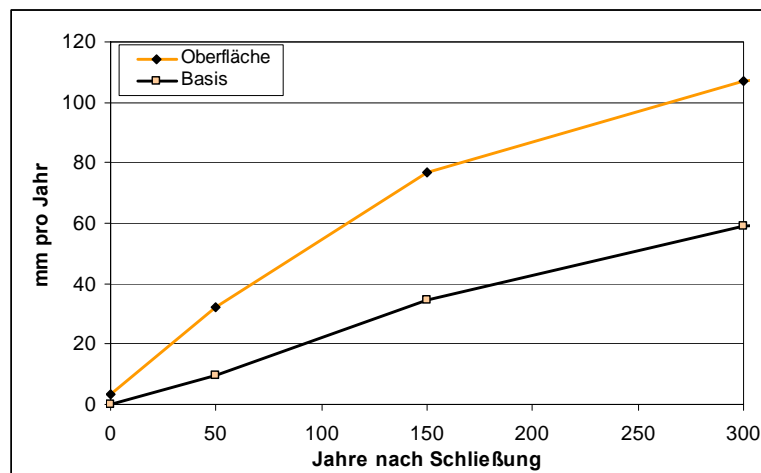


Abbildung 11: Funktionsniveaus des Oberflächen- und Basisabdichtungssystems über die Zeit

Die ermittelten Wasserinfiltrationsraten ermöglichen die Berechnung des Wasser-Feststoff-Verhältnisses über die Zeit. Als Modelle für die Entwicklung der Sickerwasserkonzentrationen in Abhängigkeit des W/F werden wieder die Prognosekurven aus Abbildung 6 und Abbildung 7 verwendet. Es wird also davon ausgegangen, dass die Funktionsverschlechterung der Barriere nicht mit einer Mobilisierung zusätzlicher Stoffanteile einher geht. Der erhöhte Wasserzutritt bewirkt somit eine verstärkte Auswaschung bereits durchströmter Bereiche aber keine Erschließung vorher (speziell während des unabgedeckten Zustandes des Abfallkörpers) nicht durchströmter Abfallbereiche. Die Kombination der Sickerwasserneubildungsraten und der Stickstoff- sowie Chloridkonzentrationskurven ergibt Sickerwasseremissionsniveaus gemäß den Abbildung 12 und Abbildung 13. Die Stickstoffkonzentrationen nehmen innerhalb von 100 Jahren von ca. 625 mg/l auf knapp 130 mg/l ab und sinken dann weiter bis auf ca. 30 mg/l am Ende des Prognosezeitraums. Die Stickstofffrachten nehmen zunächst bis 40 Jahre nach Abdichtung auf max. 36 kg N/a zu und bleiben danach für 140 Jahre in einem Bereich um 30 kg N/a. Anschließend gehen die Jahresfrachten stärker zurück und liegen nach 300 Jahren bei ca. 14 kg N/a.

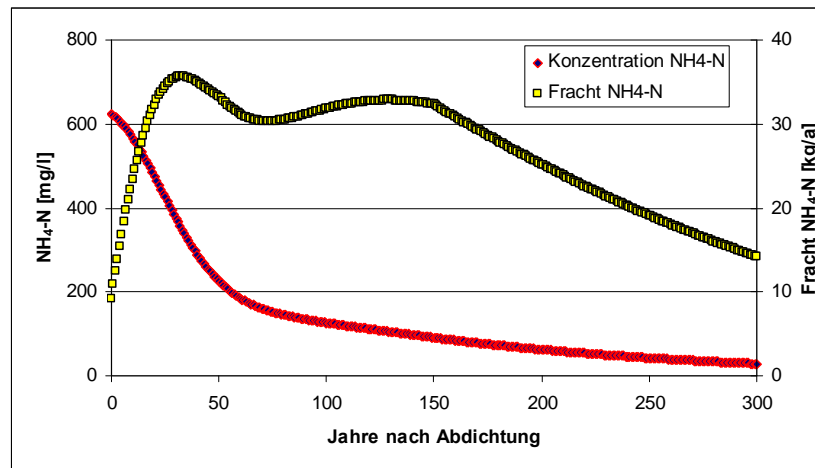


Abbildung 12: Stickstoffemissionen (Ammonium) im Sickerwasser bei gradueller Abnahme der Funktion der Oberflächenabdichtung

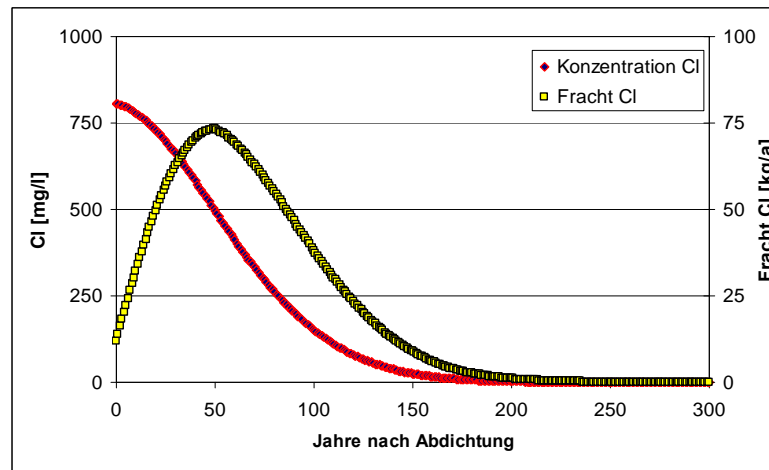


Abbildung 13: Chloridemissionen im Sickerwasser bei gradueller Abnahme der Funktion der Oberflächenabdichtung

Die Chloridkonzentrationen gehen von ca. 800 mg/l zu Beginn innerhalb von 150 Jahren auf ca. 20 mg/l hinunter und nehmen danach langsam weiter ab. Die Frachten steigen anfangs rasch an und erreichen nach ca. 50 Jahren ein Maximum mit 73 kg Cl/a. Danach nehmen sie innerhalb von 100 Jahren auf ca. 7 kg ab und sinken danach weiter bis auf 0,007 kg/a 300 Jahre nach Abdichtung.

Die Deponiegasproduktion wurde auch für das Szenario einer graduellen Abnahme der Barrierefunktion anhand des Modells von Tabasaran and Rettenberger 1987 ermittelt. Außer der Berücksichtigung des „schnell“ umsetzbaren organischen Materials (ca. 16 g C pro kg TS) wurde auch ein langsam abbaubarer Anteil des organischen Kohlenstoffs für die Abschätzung der Gasproduktion heran gezogen².

² Da es bei diesem Szenario wesentlich mehr mobiles Wasser im Deponiekörper vorhanden ist, wird ein weitergehender Abbau der organischen Substanz als plausibel erachtet.



Die Abbaukonstante für diesen Anteil wurde mit $k = 0,0035 \text{ a}^{-1}$ angenommen (vgl. Döberl et al. 2005) und das verfügbare Kohlenstoffpotential mit 42 g C pro kg TS abgeschätzt. Die resultierenden spezifischen Gasproduktionsraten liegen zu Beginn bei ca. $2 \text{ m}^3/\text{Tonne TS}$ und fallen nach ca. 50 Jahren unter $0,5 \text{ m}^3/\text{Tonne TS}$. Aufgrund der Annahme einer gleichmäßigen Durchströmung (→ der gesamte abbaubare organische Kohlenstoff ist umsetzbar) stellen auch diese Deponiegasproduktionsraten eine konservative Schätzung dar.

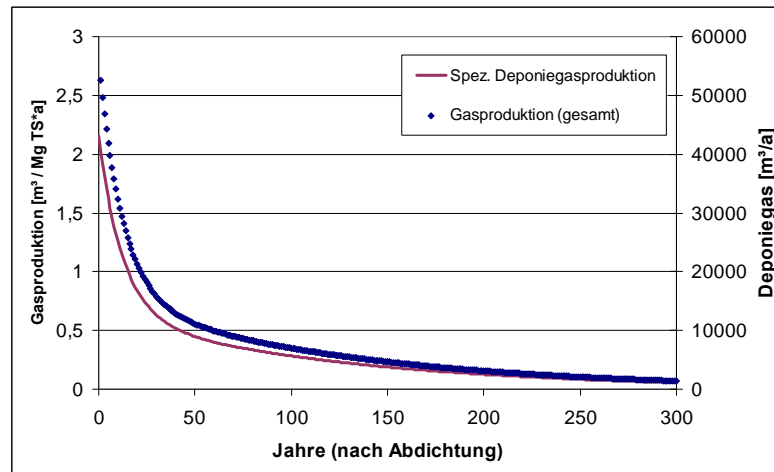


Abbildung 14: Deponiegasproduktion für das Szenario mit einer graduellen Abnahme der Barrierefunktion

Vollständiges Versagen der Barrieren und Wasserneuverteilung

Als letztes Emissionsszenario wird das komplette Versagen der technischen Barrieren und eine vollständige Neuverteilung der Wasserströmung betrachtet. Diese Annahmen stellen einen „worst case“ dar, da es ohne ein Auftreten außergewöhnlicher Ereignisse (wie z.B. menschlicher Eingriff, Erdbeben) zu keiner abrupten Randbedingungsänderung dieses Ausmaßes kommen würde. Aufgrund der niedrigen Eintrittswahrscheinlichkeit (vgl. Tabelle 8) wird für die Modellschätzung angenommen, dass das verbliebene Emissionspotential im Deponiekörper bei diesem Szenario gegenüber dem aktuellen Deponiezustand reduziert wäre.

Die Sickerwassermengen werden mit 25 % des mittleren jährlichen Niederschlages angenommen und liegen somit bei ca. 158 mm/a . Die Abschätzung der Konzentrationskurven beruht wiederum auf den Modellkurven aus Abbildung 6 und Abbildung 7, allerdings wird für dieses Szenario das mobilisierbare Potential um den Austrag des Szenarios „Graduelle Abnahme der Barrierefunktion“ reduziert. Letzteres berücksichtigt den Umstand, dass ein Auftreten dieses Szenarios sehr unwahrscheinlich ist und somit, wenn überhaupt, erst nach langer Zeit plausibel erscheint. Nichtsdestotrotz ist zu betonen, dass dieses Szenario nicht im Anschluss an das Szenario einer langsamen Funktionsverschlechterung der technischen



Barrieren zu sehen ist, sondern einen „worst case“ darstellt, der nur in Extremfällen von Relevanz für die Emissionsprognose sein wird.

In Abbildung 15 ist der Stickstoffkonzentrationsverlauf nach für das Szenario des totalen Barriereversagens und der Wasserneuverteilung dargestellt. Demnach nehmen die Konzentrationen von anfangs 350 mg/l innerhalb von 10 Jahren auf unter 100 mg/l ab und fallen dann weiter bis auf ca. 30 mg/l nach 100 Jahren. Die Stickstofffrachten liegen anfangs bei über 200 kg N/a und nehmen innerhalb von 100 Jahren auf ca. 24 kg N/a ab.

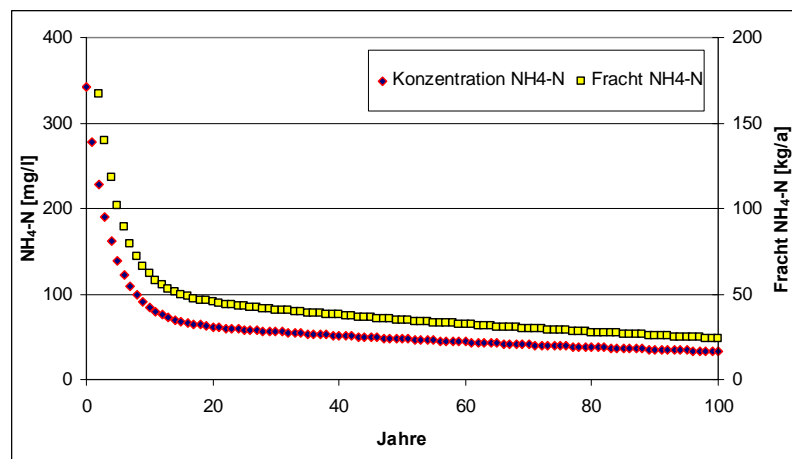


Abbildung 15; Stickstoffemissionen (Ammonium) im Sickerwasser bei vollständigem Barriereversagen und Neuverteilung der Wasserströmung

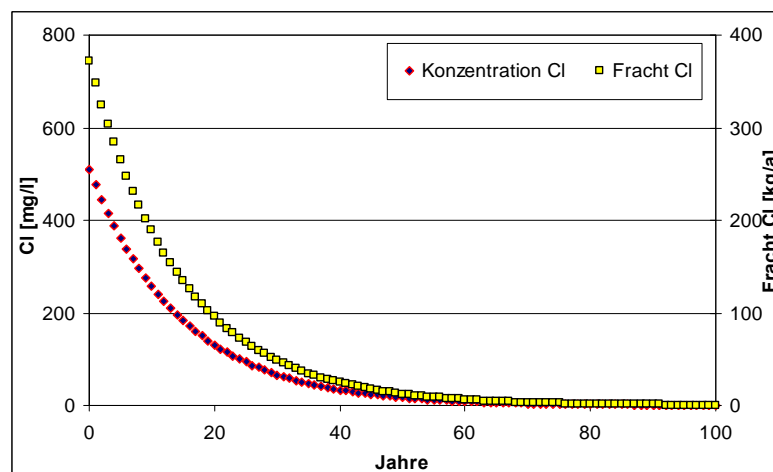


Abbildung 16: Chloridemissionen im Sickerwasser bei vollständigem Barriereversagen und Neuverteilung der Wasserströmung

Die Chloridemissionen für das Szenario „Barriereversagen und Wasserneuverteilung“ sind in Abbildung 16 dargestellt. Sowohl die Konzentrationen als auch die Frachten nehmen relativ rasch ab und liegen nach 50 Jahren nur noch bei ca. 16 mg/l bzw. 12,5 kg Cl/a.

Die Gasproduktionsraten werden für dieses Szenario nicht geschätzt, da bereits die Berechnung im Rahmen des Szenarios „Graduelle Abnahme der Barrierefunktion“



eine Maximalannahme dargestellt hat. Dementsprechend wird für die zu erwartenden Gasemissionsraten auf dieses Szenario verwiesen (vgl. Abbildung 14).

Kombination der Emissionsmodelle

Um die zukünftigen Emissionen aus dem Deponiekörper abschätzen zu können, muss die Eintrittswahrscheinlichkeit der jeweiligen Szenarien beurteilt werden. Je wahrscheinlicher ein bestimmtes Szenario in einer bestimmten Zeitperiode eingeschätzt wird, desto wesentlicher ist dessen Berücksichtigung bei der Abschätzung zukünftiger Emissionsniveaus aus dem Deponiekörper. In Tabelle 8 werden die Eintrittswahrscheinlichkeiten der zuvor beschriebenen Szenarien für das Feld 1 der Deponie Breitenau angeführt. Demnach ist das Szenario einer graduellen Abnahme der Barrierefunktion als wahrscheinlichstes Szenario zur Abschätzung potentieller Emissionsniveaus aus dem Deponiekörper zu sehen, wobei für einen Zeitraum von einigen Jahrzehnten auch die Fortschreibung des „Status Quo“ als wahrscheinliches Emissionsszenario angesehen werden kann. Ein weiteres Szenario, das allerdings im Rahmen dieser Emissionsschätzung nicht berücksichtigt wurde, wäre beispielsweise das Abrutschen der Deponieböschung in die benachbarte Kiesgrube. Außerdem könnten an anderen Standorten zum Beispiel auch die Überflutung der Deponie oder die (langfristige) Erosion der Deponieoberfläche relevante Emissionsszenarien darstellen.

Tabelle 8: Beurteilung der Eintrittswahrscheinlichkeit verschiedener Emissionsszenarien für unterschiedliche Zeitperioden

Modelle/Szenarien	Eintrittswahrscheinlichkeit		
	0-50 a	50-150 a	150-300 a
Status Quo	2 – 3	3 – 4	4
Szenario „Graduelle Abnahme der Barrierefunktion“	1 – 2	1 – 2	1 – 2
Szenario „Totales Barriereversagen + Wasserneuverteilung“	4	4	4

Skala: 1...erwartet, 2... wahrscheinlich, 3... wenig wahrscheinlich, 4... unwahrscheinlich

Für die Beurteilung potentieller Emissionsniveaus aus Feld 1 der Deponie Breitenau stehen aufgrund der Einschätzung in Tabelle 8 die Emissionen des Szenarios einer graduellen Abnahme der Barrierefunktion im Vordergrund und sind daher als maßgeblich für die Beurteilung der Umweltverträglichkeit zukünftiger Emissionsniveaus aus dem Deponiekörper anzusehen. Nichtsdestotrotz kann eine entsprechende Beurteilung auch für andere, unwahrscheinlichere, Szenarien durchgeführt werden und Erkenntnisse zur möglichen Umweltgefährdung bei Eintreten entsprechender Umstände liefern. Insgesamt gilt, dass die Emissionsprognose für Feld 1 für eine Beurteilung der Umweltverträglichkeit gemeinsam mit den Emissionen aus den anderen Deponiekompartimenten sowie in



Abhängigkeit der Freisetzungspfade und der beeinflussten Umweltkompartimente gesehen werden muss.

Schlussfolgerungen

Anhand der Deponie Breitenau wurde die Vorgehensweise zur Prognose zukünftiger Emissionen dargestellt. Aus der Analyse beobachteter Emissionsniveaus und der darauf basierenden Anpassung des Emissionsmodells wurde deutlich, dass die Konstruktion der endgültigen Oberflächenabdichtung bzw. die damit verbundenen Abfallumlagerungen (Herstellen eines bestimmten Gefälles) einen Anstieg der Sickerwasserbelastung (Auswaschung von Substanzen aus vorher nicht durchströmten Bereichen durch die Verlagerung von Fließwegen im Abfallkörper) zur Folge hatte. Dadurch ist in den nächsten Jahrzehnten jedenfalls noch von hohen Konzentrationsniveaus beispielsweise für Chlorid oder Ammoniumstickstoff auszugehen. Je nachdem wie gut die Barriere an der Oberfläche funktioniert, sind in den nächsten Jahrzehnten bis Jahrhunderten Sickerwasserfrachten an Chlorid zwischen 10 und max. 75 kg pro Jahr und an Ammoniumstickstoff zwischen 8 und max. 36 kg pro Jahr zu erwarten. Die Deponiegasproduktion sollte jedenfalls innerhalb von 50 Jahren auf unter 0,5 m³ pro Tonne Trockensubstanz und Jahr fallen. Derzeitige Beobachtungen der Gasemissionen lassen aber einen deutlich schnelleren Rückgang vermuten. In Bezug auf alle Emissionsdaten gilt jedoch, dass noch weitere Beobachtungen notwendig sind, um das Emissionsverhalten des Abfallkörpers nach Aufbringung der endgültigen Oberflächenabdichtung zuverlässiger beurteilen zu können und die erstellten Emissionsmodelle entsprechend zu validieren.

In Bezug auf die Nachsorge der Deponie Breitenau kann festgehalten werden, dass die Remobilisierung von Abfallanteilen durch die Umlagerung der Wasserfließwege wahrscheinlich zu einer Verlängerung der Nachsorge führen wird. Grundsätzlich gilt, dass Aussagen zur Umweltverträglichkeit nur gemeinsam mit der Bewertung des Umweltsystems und der geplanten Langzeitnutzungskonzepte möglich sind. Letztere wurde nicht vorgenommen, da die notwendigen Daten (Untergrundverhältnisse, Grundwassersituation usw.) nicht vorliegen. Daher ist nochmals zu betonen, dass im Rahmen dieser Fallstudie die Vorgehensweise zur Emissionsprognose für eine Deponie illustriert werden sollte und keine vollständige Beurteilung der Umweltverträglichkeit der Deponie Breitenau (inklusive Nachsorgeerfordernis) beabsichtigt war. Die Vorgehensweise zur Beurteilung der Deponieumweltverträglichkeit und damit verbundener Nachsorgezeiträume wird anhand von drei Modellstandorte im Zuge von Kapitel 8 dargestellt.



Literatur

- Döberl, G., R. Huber, J. Fellner, O. Cencic, P. H. Brunner (2002): Neue Strategien zur Nachsorge von Deponien und zur Sanierung von Altlasten (STRANDEZA). Wien: Technische Universität Wien, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft.
- Döberl, G., J. Fellner, G. Allgaier, P. H. Brunner, R. Stegmann (2005): Eine neue Methode zur Charakterisierung des Stabilisierungsgrades großer Altablagerungen (EMSA). Wien: Technische Universität Wien, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft.
- Fellner, J., G. Döberl, G. Allgaier, and P. H. Brunner (2009): Comparing field investigations with laboratory models to predict landfill leachate emissions. *Waste Management* 29(6): 1844-1851.
- Riehl-Herwirsch, G., P. Lechner, E. Binner, P. Carniel, M. Hackenberg, T. Lahner, D. Rank, E. Ritter, E. Vitek, J. Walter (1995): Hausmüllversuchsanlage Breitenau – Untersuchungen zum quantitativen und qualitativen Wasserhaushalt 1986-1991. Wien: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft.
- Tabasaran, O. und G. Rettenberger (1987): Grundlage zur Planung von Entgasungsanlagen, Müllhandbuch. Berlin: Erich Schmidt Verlag.