

Auftraggeber:
Magistrat der Stadt Wien
Magistratsabteilung 22 - Umweltschutz
1082 Wien; Ebendorferstraße 4
Ihr Zeichen: MA 22 – 5600/98

Thomas Sabbas, Peter Mostbauer, Peter Lechner

Deponien- Prozesse und Faktoren jenseits der Nachsorge

Dezember 1998

INHALTSVERZEICHNIS

1 EINLEITUNG, PROBLEMSTELLUNG	4
1.1 ÜBERBLICK ÜBER DIE RELEVANTEN WISSENSCHAFTLICHE DISZIPLINEN	5
2 BEGRIFFE	7
2.1 EINLEITUNG, SUCHE IN LEXIKA UND WÖRTERBÜCHERN	8
2.2 RELEVANTE BEGRIFFE "NACHSORGE", "INERT" ETC. IN DER ÖSTERREICHISCHEN RECHTSPRECHUNG	9
2.3 STRATEGIEN DER ABLAGERUNG, BEGRIFF "ENDLAGER"	10
2.4 VORSCHLAG DER EU-KOMMISSION ZU EINER RICHTLINIE FÜR ABFALLDEPONIEN	12
2.5 WEITERE VORSCHLÄGE ZUR GLIEDERUNG UND DEFINITION DER NACHSORGEPHASEN IN DER WISSENSCHAFTLICHEN LITERATUR	13
2.5.1 DIE ZEITBEGRIFFE DER LEBENSZYKLUSANALYSE BEZÜGLICH DEPONIEN	14
2.5.2 WEITERE HINWEISE ZUM NACHSORGE-BEGRIFF UND ZU KOSTENFAKTOREN DER NACHSORGE	16
3 LANGZEITVERHALTEN ABGELAGERTER ABFÄLLE, LITERATURAUSWERTUNG UND DISKUSSION	19
3.1 LANGZEITVERHALTEN VON RESTSTOFFEN DER ABFALLVERBRENNUNG	19
3.2 MOBILITÄT VON METALLEN IN DEPONIEN - KAPAZITÄTSFAKTOREN UND MASTERVARIABLEN ZUM DEPONIEVERHALTEN, PUFFERUNG.	24
3.2.1 ALLGEMEINES ZUR MOBILITÄT VON METALLEN	24
3.2.2 SÄURENEUTRALISIERUNGSKAPAZITÄT UND pH-WERT ALS FAKTOREN	25
3.2.3 DISKUSSION WEITERER FAKTOREN UND PROZESSE	28
3.2.4 ZUSAMMENFASSENDE DISKUSSION DER LANGFRISTIGEN ENTWICKLUNG DES pH-WERTES UND DER MOBILISIERUNG VON SCHWERMETALLEN	32
3.3 AUSSAGEN UND ABSCHÄTZUNGEN ZUM LANGZEITVERHALTEN VON MÜLL UND KLÄRSCHLAMM IN DEPONIEN	36
3.3.1 PHASEN UND DAUER DES BIOLOGISCHEN ABBAUS	36
3.3.2 DIE MÜLLDEPONIE JENSEITS DER BIOLOGISCHEN ABBAUPHASEN	40
3.3.3 DAS DEPONIEVERHALTEN MECHANISCH-BIOLOGISCH VORBEHANDELT ABFÄLLE	46
3.3.4 DISKUSSION ZU DEN VORANGEHENDEN ABSCHNITTEN	49
3.4 UNTERTÄGIGE UND OBERTÄGIGE ABLAGERUNG RADIOAKTIVER ABFÄLLE	52
3.4.1 SZENARIEN-ENTWICKLUNG	52
3.4.2 ZEITHORIZONTE FÜR SICHERHEITSANALYSEN UND FÜR DIE AKTIVE UND PASSIVE KONTROLLE IN DER NACHSORGE	54
3.4.3 PROZESSE UND FAKTOREN	56
3.4.4 CHEMISCHE BESTÄNDIGKEIT VON GLÄSERN UND VERGLASTEN ABFÄLLEN	57
3.5 AUSBREITUNG VON SCHADSTOFFEN IM UMFELD VON ALTLASTEN	61

4 NATÜRLICHE SZENARIEN UND PROZESSE	63
4.1 VERWITTERUNG UND EROSION	63
4.1.1 DEFINITIONEN	63
4.1.2 AUSGANGSMATERIAL FÜR DIE NATÜRLICHE VERWITTERUNG	63
4.1.3 SEDIMENTE UND BÖDEN IM HYDROGEOLOGISCHEN KREISLAUF	64
4.1.4 VERWITTERUNG UND IHRE PROZESSE	65
4.1.4.1 Physikalische Verwitterung	66
4.1.4.2 Chemische Verwitterung	66
4.1.4.3 Biochemische Verwitterung	67
4.1.4.4 Wichtige Chemische Faktoren der Verwitterung	68
4.1.4.5 Verwitterungstrends (in Böden)	70
4.1.4.6 Äußere Faktoren der Verwitterung	71
4.1.4.6.1 Gesteinsart und Gefüge	71
4.1.4.6.2 Relief	71
4.1.4.6.3 Klima	71
4.1.4.6.4 Bodenbedeckung	75
4.1.4.6.5 Zeit	76
4.1.4.6.6 Wasser	76
4.1.4.6.7 Mikrobiologie	77
4.1.4.7 Generelle Zusammenhänge der Faktoren und Prozesse der Verwitterung	78
4.1.4.8 Verwitterungsstabilität von Mineralen	80
4.1.4.9 Mechanismen der Lösung	81
4.1.4.10 Mineralsequenzen bei der Verwitterung	81
4.1.4.11 Zusammenfassung Verwitterung	82
4.1.4.12 Sedimentbildung	83
4.1.5 BODENBILDUNG	83
4.1.5.1 Faktoren der Bodenbildung	84
4.1.5.2 Prozesse der Bodenbildung	84
4.1.5.3 Der Faktor Zeit und das Fließgleichgewicht	85
4.1.5.4 Zusammenfassung Bodenbildung	86
4.1.6 VERWITTERUNGSGESCHWINDIGKEIT UND RATEN DER VERWITTERUNG	86
4.1.6.1 Bestimmung der Verwitterungsraten	86
4.1.6.2 Verwitterungsraten aus Laboruntersuchungen	86
4.1.6.3 Verwitterungsraten aus Feldversuchen	89
4.1.6.4 Vergleich zwischen Labor- und Feld-Verwitterungsraten	89
4.1.6.5 Verwitterungsraten von Karbonaten und Kalksteinen	92
4.1.6.6 Zusammenfassung Verwitterungsraten	96
4.1.7 EROSION	98
4.1.7.1 Faktoren, die die Erosionsraten beeinflussen	99
4.1.7.2 Die Bodenerosion bestimmenden Faktoren	101
4.1.7.3 Erosion auf Grund von Katastrophen und Extremereignissen	104
4.1.7.4 Vergleich mechanische- chemische Erosion	105
4.1.7.5 Zusammenfassung Erosion und Erosionsraten	106
4.2 KLIMA, EISZEIT UND LANDENTWICKLUNG	109
4.2.1 EISZEIT	109
4.2.1.1 Zukunftsszenario	111
4.2.2 KLIMA UND LANDENTWICKLUNG WÄHREND DER GLAZIALZYKLEN	112
4.2.3 ZUSAMMENFASSUNG KLIMA, EISZEIT UND LANDENTWICKLUNG	114

4.3 STATISCHES UND DYNAMISCHES GLEICHGEWICHT	115
4.3.1 BEGRIFFE DER PHYSIKALISCHEN CHEMIE	115
4.3.2 DYNAMISCHE BEGRIFFE DER GEOMORPHOLOGIE	117
4.4 NATÜRLICHE ANALOGA, MODELLIERUNG VON PROZESSEN IN DEPONIE	119
4.4.1 NATÜRLICHE ANALOGA	119
4.4.2 MATHEMATISCHE MODELLE	123
4.5 KORROSION VON BETON, METALLEN UND GLAS	127
4.5.1 BETON	128
4.5.2 METALLE	131
4.5.3 GLAS	133
4.6 TAPHONOMIE UND ERHALTUNGSZUSTAND VON FOSSILIEN	135
4.6.1 ERHALTUNGSZUSTAND VON SÄUGETIER- UND MENSCHENKNOCHEN	135
4.6.2 ERHALTUNGSZUSTAND VON FOSSILIEN GENERELL	136
4.6.3 FORENSISCHE TAPHONOMIE	138
4.7 KATASTROPHALE SZENARIEN	139
4.7.1 ÜBERSCHWEMMUNGEN, HOCHWASSER	139
 5 ZUSAMMENFASSUNG	 142
 6 INTERPRETATION UND ZWISCHENBILANZ	 146
 6.1 SYSTEMBESCHREIBUNG MENSCH - ABFALL - UMWELT	146
6.2 ÜBERLEGUNGEN ZU DEN BEGRIFFEN “KURZ-“, “MITTEL-“ UND “LANGFRISTIG”	148
 7 SCHLUßFOLGERUNGEN	 149
 8 ZUKÜNFTIGER FORSCHUNGSBEDARF	 151
 9 ABBILDUNGSVERZEICHNIS	 152
 10 TABELLENVERZEICHNIS	 154
 11 ANHANG	 156

1 Einleitung, Problemstellung

Deponien haben eine begrenzte Lebensdauer, wenn man sehr lange Zeithorizonte betrachtet. Kein Stoff ist völlig unlöslich, kein Abfall ist absolut erosionsstabil. Keine obertägige Deponie kann über lange Zeiträume von der Atmosphäre, Hydrosphäre und Pedosphäre und den darin wirksamen natürlichen Kreisläufen isoliert bestehen. Die Haltbarkeit künstlich geschaffener technischer Barrieren ist nicht bekannt; voll funktionsfähig bleiben die technischen Barrieren vielleicht über Jahrzehnte oder wenige Jahrhunderte.

Aufgabe und Inhalt dieses Projektes ist es **Zeiträume, Phasen, Szenarien, Prozesse** (z.B. Mineralneubildung, Lösevorgänge,...), **Transfermechanismen und Einflußfaktoren** (z.B. Niederschlag, Temperatur, ...) **vergleichbarer natürlicher Vorgänge aufzuzeigen**. Eine Übertragung von Erkenntnissen über natürliche Vorgänge auf das Verhalten von Abfällen in Deponien wird angestrebt.

Der derzeitige Wissenstand bei der Abschätzung der Zeithorizonte für die relevanten Prozesse in Deponien wird dargestellt, ebenso auch die möglichen Zeithorizonte (meistens Größenordnungen) natürlicher Vorgänge, wie z.B. Verwitterung und Erosion.

Weiters werden einschlägige Begriffe wie "Nachsorge", "inert", "stabil", "Endlager" etc. diskutiert. Es wird eine Sammlung von Begriffen aus verschiedenen naturwissenschaftlichen Disziplinen (siehe Abschnitt 1.1 Überblick über die relevanten wissenschaftliche Disziplinen) und aus der abfallwirtschaftlichen Fachliteratur erarbeitet.

1.1 Überblick über die relevanten wissenschaftliche Disziplinen

Im vorliegenden Abschnitt werden relevante wissenschaftliche Disziplinen alphabetischer Reihenfolge aufgelistet und definiert. Wenn in einschlägigen Lehrbüchern keine Definition verfügbar war, wurde die jeweilige wissenschaftliche Disziplin vereinfacht umschrieben.

Abfallwirtschaft: Zielbewußtes Ordnen aller den Abfall betreffenden Maßnahmen, insbesondere die Vermeidung und Verringerung von Abfällen, deren Verwertung und deren Entsorgung unter Berücksichtigung der Einflüsse auf die Umwelt – ökologische Kriterien – und der Wirtschaftlichkeit – ökonomische Kriterien.

Archäologie: Lehre von den Quellen und Äußerungen vergangener Kulturen (z.B. des Altertums) außerhalb der Sprachwissenschaft, im engeren Sinn sind besonders Bodenfunde und Kunstdenkmale Gegenstand der Archäologie. Konstruieren einer kulturellen Chronologie. (Griechisch: "Lehre vom Anfänglichen").

Baustoffkunde: Beschäftigt sich mit der Herstellung, Anwendung, der Umweltverträglichkeit und der Haltbarkeit von Baustoffen und Bauhilfsstoffen.

Bodenkunde: Wissenschaft von den Eigenschaften und Funktionen sowie der Entwicklung und Verbreitung von Böden. Sie befaßt sich auch mit den Möglichkeiten der Nutzung der Böden und mit Umweltgefahren.

Geochemie: Lehre von den chemischen Vorgängen der Erde.

Geologie: Lehre von den Vorgängen der Erde und ihren Gesteinen sowie deren Lagerungs- und Umwandlungserscheinungen.

Geomorphologie: Lehre von der Veränderung der Gestalt der Erdoberfläche.

Hydrogeologie: Der Teil der Geologie, der die Abhängigkeit der Erscheinungen des unterirdischen Wassers von den Eigenschaften der Erdrinde behandelt.

Kinetik: Lehre von der Geschwindigkeit chemischer Reaktionen.

Klimatologie: Lehre von den Vorgängen in der Atmosphäre und deren Wechselwirkungen mit der Geo- und Biosphäre.

Lebenszyklusanalyse (LCA): Eine LCA ist eine Bewertung der Auswirkungen eines Produktes, eines Prozesses oder einer Aktivität auf die Umwelt, die sich über deren Lebensdauer hinweg erstreckt.

Ökosystemforschung: Systematisches Ordnen von Eigenschaften und Wechselbeziehungen ökologischer Systeme.

Paläontologie: Lehre von der vorzeitlichen Tier- und Pflanzenwelt.

Petrologie: Gesteinskunde; Wissenschaftszweig, der sich mit der Zusammensetzung der Gesteine, ihrem natürlichen Vorkommen, ihrem Verhältnis zueinander und vor allem auch ihrer Bildung und Umwandlung befaßt.

Taphonomie: Lehre von der stofflichen Veränderung abgestorbener Organismen und den sterblichen Überresten des Menschen nach deren natürlicher Einbettung (im Boden oder Sediment) oder Begräbnis.

Thermodynamik: Beschäftigt sich mit Gleichgewichtszuständen und Energieumwandlungsvorgängen.

Vegetationsgeschichte: Befaßt sich mit Zusammenhängen zwischen Kontinentaldrift und Pflanzenarealen, drastischen Veränderungen der Pflanzendecke durch Eiszeiten und der Bedeutung früherer menschlicher Eingriffe für das Zustandekommen der heutigen Areal- und Vegetationsverhältnisse.

Vegetationskunde: Gegenstand der Vegetationskunde ist die Vegetation, also das aus Pflanzengemeinschaften aufgebaute Pflanzenkleid eines Gebietes.

2 Begriffe

Es wurde eine alphabetische Liste von relevanten Begriffen zur Nachsorge und zum mittel- und langfristigen Verhalten von Abfällen erstellt (siehe Anhang am Ende der vorliegenden Studie).

Die Begriffsbestimmungen stammen fast immer aus der von uns bearbeiteten Literatur. **Die Definition der Begriffe "kurzfristig", "mittelfristig", "langfristig" sowie des Begriffes "Faktor" ergab sich aus der Bearbeitung der vorliegenden Thematik, diese Begriffe wurden daher neu definiert.** Die anderen Begriffe stammen (bis auf wenige Ausnahmen) aus folgender Literatur:

Tabelle 1: Literatur zu einschlägigen Begriffen und Definitionen

- 1) Rat der Europäischen Union: Gemeinsamer Standpunkt des Rates vom... im Hinblick auf den Erlass der Richtlinie 98/ /EG des Rates über Abfalldeponien (EU-Deponieverordnung/ Vorschlag), Stand: April 1998.
- 2) SKITT J.(1992): 1000 terms in solid waste management. Hrsg: ISWA.
- 3) SCHRÖDER D., BLUM E.H.(1992): Bodenkunde in Stichworten. F.Hirt Verlag. 5. Auflage.
- 4) RÖMPSS Chemie-Lexikon. 8. Auflage, (1983)
- 5) BROCKHAUS, neueste Ausgabe.
- 6) Leitbild für die Schweizerische Abfallwirtschaft (1986)
- 7) WILHELMY H.(1972): Geomorphologie in Stichworten. Verlag Ferdinand Hirt.
- 8) CEN Europäisches Komitee für Normung (1997): Charakterisierung von Abfall / Methodologie zur Bestimmung des Auslaugverhaltens von Abfall unter festgelegten Bedingungen. Vornorm, März 1997.
- 9) KOZMIENSKY K.J., LANTE D.(1990): Deponie - Ablagerung von Abfällen 4. EF-Verlag für Energie- und Umwelttechnik.
- 10) SUNDQVIST J.-O.(1998): Landfilling and incineration in LCA an system analyses. In: System engineering models for waste management. Internat.workshop, Göteborg, 25.-26.Febr.1998.
- 11) KÜMMERER K., HELD M.(1997): Die Bedeutung der Zeit. Teil 2: Die Umweltwissenschaften im Kontext der Zeit: Begriffe unter dem Aspekt der Zeit. Zeitschr. f. Umweltchemie und Ökotoxikologie 9(3) 169-178.
- 12) WIESCHE M., WERNER D.(1998): Langfristigkeit ökosystemarer Forschung. Zeitschr. F. Umweltchemie und Ökotoxikologie 10(3) 179-187.
- 13) SUNDQVIST J.-O.et al.(1997): Life cycle assessment and solid waste - stage 2. AFR-report 173; Swedish environmental protection agency.
- 14) WESCHE K., SCHUBERT P.(1995): Baustoffe für tragende Bauteile. Band 2: Beton, Mauerwerk. 3. Auflage, Bauverlag GmbH., Wiesbaden.
- 15) GRÄFEN H.(1993): VDI-Lexikon der Werkstofftechnik.
- 16) HERRMANN A.G., RÖTHEMEYER H.(1998): Langfristig sichere Deponien. Situation, Grundlagen, Realisierung. Springer Verlag.
- 17) JOHANNESSEN L.M., ALBINUS J., DALGAARD H., BREHMER A.(1995): Time frame for controlled leachate release from landfills. In: Sardinia 95 - 5 th international landfill symposium, Cagliari.
- 18) BELEVI H., BACCINI P.(1989): Long-term behavior of municipal solid waste. Waste management & research 7, 43-56.
- 19) NAHON D.B.: Introduction to the petrology of soils and chemical weathering. John Wiley & Sons.
- 20) SAVAGE D.(1995): The scientific and regulatory basis for the geological disposal of radioactive waste. J. Wiley Verlag.

- 21) COME B., CHAPMAN N.A.(1986): Natural analogue working group. Second meeting, Interlaken, June 1986. Zitiert in: SAVAGE (Nr.20)
- 22) FÜCHTBAUER H.(1988): Sediment-Petrologie Teil II: Sedimente und Sedimentgesteine. Schweizerbart-Verlag, Stuttgart.
- 23) BRUNNER P.(1992): Ja wo bloß stehen wir ? Auf dem Weg zur Endlagerqualität ? Österreichische Wasserwirtschaft, Jg.44, Heft 9/19.
- 24) ÖWAV-Regelblatt 601 (1998): Ermittlung der Nachsorge-Rückstellung bei Deponieanlagen.
- 25) LERMAN in: STUMM, W. (1990): Aquatic Chemical Kinetics, Reaction Rates of Processes in Natural Waters John Wiley & Sons Inc., Chichester
- 26) Wird in der vorliegenden Studie (1999) so definiert.

Der in der ersten Spalte enthaltene Index dient zur Auffindung der Literatur (siehe auch Spalte "Lit." in der Anlage).

2.1 Einleitung, Suche in Lexika und Wörterbüchern

Parallel zur Suche in der Fachliteratur (siehe auch Abschnitte 2.3 und 2.4 wurden auch allgemeine Lexika (z.B. BROCKHAUS) und für den Umweltbereich spezifische Lexika und Wörterbücher nach einschlägigen Begriffen durchsucht. Das Ergebnis dieser Suche war nicht sehr ergiebig.

Die relevanten Begriffe werden in allgemeinen Lexika, Wörterbüchern sowie in Fachlexika zur Umwelttechnik meistens nicht definiert oder nicht erwähnt. Beispielsweise findet man im Brockhaus (20. Ausgabe, 1996) die Begriffe

inert,
reaktionsträge und
langfristig
nicht.

Außerdem werden die Begriffe

Immobilisierung,
reaktiv und
Nachsorge

zwar definiert, jedoch als medizinische Fachbegriffe verstanden. Immobilisierung wird z.B. als medizinischer Ausdruck für die Ruhigstellung von Gliedern und Gelenken durch Gipsverbände oder Schienung erwähnt, ohne daß direkt ein Bezug zur Abfallbehandlung hergestellt wird. Nur indirekt wird Immobilisierung bei der Begriffsbestimmung von "Inertisierung" genannt:

"Inertisierung" (BROCKHAUS, 1996): Verfahren der Immobilisierung von in Abfällen vorhandenen Schadstoffen zur Überführung von Abfällen in langfristig umweltverträglich ablagerbare Stoffe (inerte Abfälle), die kaum Austauschreaktionen mit der Umgebung eingehen. Eine Inertisierung kann z.B. durch Verglasung der Abfälle erreicht werden. Auch Schlacken aus Kraftwerken und Eisenhütten, Glas- und Porzellanabfälle sowie unbelasteter Bauschutt zählen zu den inerten Abfällen."

MEYERS Großes Universallexikon kennt "reaktiv" nur als Begriff aus der Psychologie, die Begriffe "immobil" und "Nachsorge" sind nicht erwähnt. Der Begriff "inert" wird anschaulich und ohne näheren Bezug zu den Umweltwissenschaften definiert.

"inert" (MEYERS, 1983): "bildungssprachlich für träge, unbeteiligt".

Keine einschlägigen Definitionen zum Langzeitverhalten von Abfällen oder zur Nachsorge bei Deponien enthalten z.B. die folgenden Lexika und Glossare (Glossare teilweise als Annexe der folgenden Fachbücher):

BANK M.: Basiswissen Umwelttechnik. Vogel Buchverlag, 1994

FREESMAN H.G.: Wörterbuch technischer Begriffe. Mit 6500 Definitionen nach DIN. / Hrsg.: DIN Deutsches Institut für Normung, 4.Auflage, 1992.

KATALYSE INSTITUT: Das Umweltlexikon. Hrsg.: KATALYSE Institut für angewandte Umweltforschung, Köln, 1993.

In RÖMPPS Chemie-Lexikon wird der Begriff Immobilisierung- wie auch in anderen Fachlexika (z.B. Biotechnologie) als Methode zur Fixierung von Enzymen verstanden. Die Begriffe

Endlager

reaktiv und

stabil

werden in RÖMPPS Chemie-Lexikon nicht definiert. Das Adjektiv "inert" wird gemäß RÖMPPS für die unter den jeweiligen Bedingungen chemisch reaktionsträgen bzw. reaktionsunfähigen Stoffe verwendet.

2.2 Relevante Begriffe "Nachsorge", "inert" etc. in der österreichischen Rechtsprechung

Um festzustellen, ob in Landesgesetzblättern, Texten des Verfassungsgerichtshofes, Texten des Umweltsenates sowie in Bundesgesetzen (außerhalb des AWG) irgendwo die Begriffe

Nachsorge

immobil

inert

oder

Immobilisierung

definiert werden, wurde per Internet eine Recherche im Rechtsinformationssystem des Bundeskanzleramtes (Internet-Adresse: RIS@BKA.GV.AT) durchgeführt. Als einzige Fundstelle ergab sich der Landes-Abfallwirtschaftsplan des Landes Vorarlberg (LGBL Nr. 40/1997) in dem in § 3 gefordert wird, daß *"vor der umweltgerechten Deponierung von nicht vermeidbaren und nicht verwertbaren Abfällen"* eine *"weitgehende Immobilisierung und Inertisierung vorzunehmen"* ist.

Wie auch im Abfallwirtschaftsgesetz (BGBl. Nr.325/1990), welches in § 1 fordert, daß feste Rückstände *"möglichst reaktionsarm und konditioniert geordnet abzulagern"* sind, wurden in Landesgesetzen keine einschlägigen Begriffsdefinition vorgenommen. Einschränkend sei erwähnt, daß das Rechtsinformationssystem des Bundeskanzleramtes einzelne Bundesländer nur unvollständig erfassen konnte.

Die Anforderungen an den stofflichen Input von Deponien sind bekanntlich durch die Deponieverordnung festgelegt. Die für einzelne Deponietypen geltenden Kriterien (inklusive Grenzwerte) werden als bekannt vorausgesetzt, sodaß auf diesen Part der Deponieverordnung nicht näher eingegangen werden muß.

Der Ausdruck "Nachsorge" wird in der Deponieverordnung nicht verwendet. Dafür werden in § 28 Kontrollpflichten definiert, die sowohl während des Deponiebetriebes als auch *"nach Abschluß des Deponiebetriebes"* zu erfüllen sind, insbesondere:

- Abdeckungs- und Rekultivierungsmaßnahmen am abgeschlossenen Deponiekörper oder an einzelnen Deponiekörperabschnitten
- Lage-, Höhen- und Formveränderungen des Deponiekörpers oder einzelner Deponiekörperabschnitte
- Einrichtungen zur Erfassung und Behandlung von Deponiesickerwasser und Deponiegas einschließlich der allfälligen Existenz unkontrollierter - Deponiesickerwasser- und Deponiegasaustritte
- Ableitungssysteme für Niederschlags-, Oberflächen- und Grundwasser."

Zur Frage der Einleitung von Sickerwasser aus Deponien besagt § 21 (1):

Für eine ordnungsgemäße Entsorgung der anfallenden Deponiesickerwässer ist Sorge zu tragen. Im Falle der Einleitung in ein Gewässer oder eine Kanalisation sind die Anforderungen des WRG 1959 zu erfüllen"

2.3 Strategien der Ablagerung, Begriff "Endlager"

Der Begriff "Endlager" steht seit etwa zehn bis fünfzehn Jahren in Kontrast zu anderen Konzepten der Deponie, wie der "Hochsicherheitsdeponie", der "Reaktordeponie" und einer "Multikomponentendepone" (BACCINI, 1988, STIEF, 1988).

- Die Hochsicherheitsdeponie (auch "Hochsicherheitslager" genannt) geht von der Zielsetzung aus, die Abfallstoffe in ein Bauwerk einzuschließen, welches höchsten Dichtigkeitsanforderungen gerecht wird. Dieses Konzept ist als veraltet anzusehen.
- Die Reaktordeponie strebt primär eine Beschleunigung biologischer Abbauvorgänge in der Deponie an; die Deponie wird als überdimensionaler "Reaktor" verstanden und nach Möglichkeit in ihren Reaktionen beeinflusst.
- Die Multikomponentendepone, welche eine Strategie der Verdünnung und eines oft spärlich begründeten "Rückhaltes" (z.B. rein hydraulischer Rückhalt) von Schadstoffen verfolgt.

Von diesen drei – keinesfalls dem "Endlager" entsprechenden – Strategien werden die "Hochsicherheitsdeponie" und "Multikomponentendepone" am allerwenigsten den heutigen Anforderungen an eine nachsorgefreie Ablagerung gerecht. Die Strategien der "Reaktordeponie" und eines Schadstoffrückhaltes durch gemeinsame Ablagerung werden in einigen Ländern unterstützt. Die Vertreter dieser Strategien befinden sich jedoch in Europa deutlich in der Minderzahl bzw. führen Rückzugsgefechte¹. In einzelnen Fällen findet man auch noch Befürworter der Strategie der "Hochsicherheitsdeponie". So wird z.B. von VAN OMMEN et al. (1995) ein aus Betonbauteilen konstruiertes "Schild" als "Deponie ohne Emissionen" angesehen. Diese Strategie ist wegen der begrenzten Haltbarkeit der technischen Barrieren strikt abzulehnen.

Im Leitbild für die Schweizerische Abfallwirtschaft (Bundesamt für Umweltschutz, 1986) wird der Endlager-Begriff bereits 1986 folgendermaßen definiert:

"Endlagerfähig ist ein Reststoff dann, wenn er in einer geeigneten Hülle (nach geochemischen und geophysikalischen Kriterien ausgewählt) langfristig (über hunderte von Jahren) nur jene Stoffe an die Umweltkompartimente (Luft, Wasser, Boden) abgibt, welche diese in ihren chemischen und physikalischen Eigenschaften nicht beeinträchtigen. Ein Endlager ist also eine De-

¹ Nicht zu verwechseln mit der "Reaktorstrategie" sind jedoch Strategien der "In-situ-Stabilisierung", die darauf abzielen, bei Altdeponien und Altlasten die Stabilisierungsprozesse zu beschleunigen.

ponie, deren Stoffflüsse an die Umwelt umweltverträglich sind und nicht mehr behandelt werden müssen. Endlagerfähige Stoffe sind feste Stoffe."

Im Glossar des Leitbildes wird schließlich das "Endlager" selbst definiert:

"Endlager: *Eine Deponie, deren Stoffflüsse in die Umwelt (Luft, Wasser, Boden) sowohl kurz- wie langfristig ohne Nachbehandlung umweltverträglich sind."*

Diese Begriffsbestimmung erfolgte in Anlehnung an damalige Endlager-Konzepte für radioaktive Abfälle. "Endlager" bedeutet damit auch: Erhöhte Anforderung an die Vorbehandlung zur Erreichung eines "reaktionsträgen Zustandes", wie auch an die Geologie des Standortes. In diesem Sinne war das "Endlager"-Konzept auch richtungsweisend für die Erstellung der Österreichischen Deponieverordnung.

Als BRUNNER (1992) sechs Jahre später die Frage *"Wo stehen wir auf dem Weg zur Endlagerqualität?"* stellt, definiert er das Endlager geringfügig modifiziert folgendermaßen:

"Ein Endlager ist eine Deponie, die über kurze (1-10 Jahre), mittlere (10-100 Jahre) und lange (100-10.000 Jahre) Zeiträume nur umweltverträgliche Stoffflüsse abgibt."

BRUNNER erwähnt ferner, daß es nicht sinnvoll erscheint, in die Betrachtungen auch Zeithorizonte über 20.000 Jahre einzubeziehen, weil dann entweder Erosion oder Überlagerung durch Sedimentation eintritt. Damit wird auch annähernd eine Begründung für die oben genannten Größenordnungen der Zeithorizonte gegeben.

Die Frage nach dem Fortschritt auf *"dem Weg zur Endlagerqualität"* beantwortet BRUNNER (1992) folgendermaßen:

"Bisherige Untersuchungen von Reststoffen bestehender Abfallbehandlungsanlagen zeigten, daß es noch kein Verfahren gibt, um endlagerfähige Abfälle herzustellen. Dem Ziel am nächsten kommen derzeit thermische Verfahren, allen voran die Verbrennung."

Letzten Endes steht eine nähere Definition des Endlagerbegriffes noch aus. Diese scheitert derzeit an der einheitlichen Definition der für das Endlager geforderten "umweltverträglichen Stoffflüsse" und an weiteren offenen Fragen. Hierbei handelt es sich unter anderem um folgende Fragenkomplexe:

a) Die Frage nach den Bewertungsmaßstäben für Schadstoffausträge durch den Wasserpfad:

Können als Maßstäbe für umweltverträgliche Emissionen nationale Qualitätsstandards für Grundwasser (z.B. Trinkwasser), Fließgewässer oder nationale Einleite-Grenzwerte (Direkteinleitung, Indirekteinleitung) verwendet werden ? Oder muß auf international einheitliche, noch zu definierende Qualitätsstandards gewartet werden ?

b) Standortabhängige Überlegungen:

Sollen die langfristigen Emissionen die Deponie standortspezifisch und in Abhängigkeit von der Größe des Deponiekörpers und der Mächtigkeit der natürlichen Wasserströme (Grundwasserstrom, Oberflächengewässer/chen) beurteilt werden ? Wie können weitere standortspezifische Faktoren, wie z.B. freie Sickerwasservorflut, die Verfügbarkeit einer großen Kläranlage für kommunales Abwasser und/oder gegebenenfalls auch eine vorhandene Umschließung (bei älteren Deponien) bei der Bewertung der Sickerwasseremissionen über einen Zeithorizont von mehreren Jahrhunderten berücksichtigt werden ?

Solange die oben genannten Fragen nicht beantwortet werden und konkrete, im Labor oder sonstwie nachvollziehbare Kriterien zum langfristigen Deponieverhalten noch in Schwebelage sind (besonders bei MBA-Material), wird der Endlagerbegriff mehr den Status eines Idealzustandes besitzen, bzw. einer generellen abfallwirtschaftlichen Zielvorstellung.

Keinesfalls sind die in Gesetzen und Verordnungen derzeit festgelegten Deponietypen bzw. Deponieklassen als "Endlager" anzusprechen. Auch die in der Schweizer Technischen Verordnung (TVA) im Jahr 1991 genannten Deponietypen "Inertstoffdeponie" und "Reststoffdeponie" werden von BACCINI nicht als Endlager eingestuft (BACCINI et al., 1993).

Literatur zu Abschnitt 2.3:

BACCINI P.(1988): Sonderabfallentsorgung in der Schweiz – Leitbild und Konsequenzen für eine technische Abfallverordnung. In: Zukunftsorientierte Sonderabfallentsorgung. 8.Seminar Abfallwirtschaft. Hrsg: LECHNER, KEMMERLING, Technische Universität Wien.

BACCINI P. et al.(1993): Deponierung fester Rückstände aus der Abfallwirtschaft. Endlager-Qualität am Beispiel Müllschlacke. Tagung in der Kartause Ittingen, September 1993. Hrsg.: EAWAG, Forschungsabteilung Stoffhaushalt und Entsorgungstechnik, Eigenverlag, Zürich.

BRUNNER P.(1992): Wo stehen wir auf dem Weg zur "Endlagerqualität" ? Österreichische Wasserwirtschaft, Jahrgang 44, Heft 9/10.

BUNDESAMT für UMWELTSCHUTZ (1986): Leitbild für die Schweizerische Abfallwirtschaft. Ausgearbeitet von der: Eidgenössischen Kommission für Abfallwirtschaft. Schriftenreihe Umweltschutz des Bundesamtes für Umweltschutz in Bern, Heft Nr. 51.

VAN OMMEN H.C., GLAS H., WILLEKENS M.(1995): The shield. A zero emission option for future waste disposal. Sardinia 95. Proceedings of the 5 th international landfill symposium, Cagliari, S.48 ff.. Hrsg.: CHRISTENSEN / COSSU / STEGMANN / CISA.

STIEF K.(1988): Strategies in depositing solid wastes. In: The landfill – reactor and final stage. Swiss workshop on land disposal of solid waste, Gerzensee. Hrsg: BACCINI et al.

2.4 Vorschlag der EU-Kommission zu einer Richtlinie für Abfalldeponien

Die derzeit vorliegende Diskussionsgrundlage für eine **Richtlinie des Rates** der EU (Rat der Europäischen Union, 1998) über Abfalldeponien **sieht Rückstellungen für die Stilllegung und Nachsorge der Deponie vor**. Im Standpunkt der EU vom 29.April 1998 lauten die Punkte 28 und 29 der Präambel:

"28) Der Betreiber von Deponien sollte angemessene Vorkehrungen in Form einer finanziellen Sicherheitsleistung oder etwas anderem Gleichwertigen treffen, damit sichergestellt ist, daß alle Verpflichtungen erfüllt werden, die sich aus der Genehmigung ergeben, auch diejenigen für das Stilllegungsverfahren und die Nachsorge.

29) Es sollten Maßnahmen ergriffen werden, um sicherzustellen, daß das Entgelt für die Abfallbeseitigung in einer Deponie so festgelegt wird, daß alle Kosten für die Errichtung und den Betrieb der Deponie, soweit wie möglich einschließlich der – vom Betreiber zu stellenden – finanziellen Sicherheitsleistung oder etwas Gleichwertigem, und die geschätzten Kosten für die Stilllegung, einschließlich der Nachsorge, abgedeckt sind."

Nach dieser Präambel würde die Stilllegung die Nachsorge einschließen. Andererseits aber verlangt Artikel 13 *"Stilllegungs- und Nachsorgeverfahren"* in Punkt c) daß der Betreiber *"nach der endgültigen Stilllegung einer Deponie für die Wartungsarbeiten, Meß- und Überwachungsmaßnahmen während der Nachsorgephase solange verantwortlich ist, wie es die zuständige Behörde unter Berücksichtigung des Zeitraumes verlangt, in dem von der Deponie Gefährdungen ausgehen können."* Im Widerspruch zur Präambel scheinen hier Stilllegung und Nachsorge als zwei nacheinander angeordnete Phasen.

Damit sind derzeit auf europäischer Ebene keine klaren Begriffsdefinitionen zur Stilllegung und Nachsorge gegeben. Auch wird der Zeitrahmen der Nachsorge bzw. Gefährdung offen gelassen (siehe oben).

Literatur zu Abschnitt 2.4:

Rat der Europäischen Union: Gemeinsamer Standpunkt des Rates vom... im Hinblick auf den Erlaß der Richtlinie 98/ /EG des Rates über Abfalldeponien (EU-Deponieverordnung/ Vorschlag), Stand: April 1998.

2.5 Weitere Vorschläge zur Gliederung und Definition der Nachsorgephasen in der wissenschaftlichen Literatur

Klarere Begriffe zur Nachsorge sind derzeit noch in Diskussion, wobei besonders auf die Arbeit von GALLENKEMPER und EITNER (1998) hinzuweisen ist, in der folgende Differenzierung des Nachsorgebegriffs vorgeschlagen wird:

1. Nachsorgephase 1

"Alle Arbeiten nach Abschluß der Verfüllung von Deponieabschnitten bzw. der Gesamtdeponie bis zur Schlußabnahme"

"Dies umfaßt insbesondere die Stilllegung, das Aufbringen des Oberflächenabdichtungssystems, die Durchführung von Rekultivierungsmaßnahmen und den eventuell erforderlichen Rückbau entbehrlicher baulicher Anlagen....."

2. Nachsorgephase 2

"Alle Arbeiten nach der Schlußabnahme der Deponie bis zur Entlassung der Deponie aus der Nachsorgeverpflichtung durch die zuständige Behörde."

"Diese engere Nachsorgephase umfaßt insbesondere die betrieblichen Maßnahmen, wie z.B. Sickerwasserbehandlung, die betrieblichen Maßnahmen zur Wartung und Kontrolle der Deponie sowie die notwendigen Erneuerungs-Investitionen an den verschiedenen Elementen der Deponie. Ihre zeitliche Dauer ist durch begründete Abschätzungen.....festzulegen."

3. Nachsorgephase 3

"Eventuell heute noch nicht verbindlich abzuschätzende Bau- und Betriebsmaßnahmen im Sinne von Sicherungsmaßnahmen, wie bei der Altlastensanierung üblich. Dies können z.B. Schlitzwände, hydraulische Maßnahmen, Erneuerungen von Drainageleitungen oder Schächten im Deponiekörper sein, deren Notwendigkeit und Umfang heute noch nicht abschließend festzulegen ist."

Nach BURKHARDT und EGLOFFSTEIN (1997) ist die Festlegung des jeweiligen Nachsorgezeitraums wegen *"in vielen Bereichen noch unzureichenden Kenntnissen"* nur unter gewissen Vorbehalten möglich. Diesem eher pessimistischen Ansatz gegenüber empfehlen

GALLENKEMPER und EITNER (1998) die zeitliche Dauer der Nachsorge durch begründete Abschätzungen festzulegen (siehe oben). Hierbei wird ein Bezug zur Halbwertszeit ausgewählter Parameter in Deponien und zu den von HEYER et al. (1996) abgeschätzten Zeiten bis zur Erreichung einiger Grenzkonzentrationen (CSB, Cl, TKN) im Sickerwasser hergestellt.

Die eigentlichen Nachsorge-Kosten im Sinne eines Sorgetragens nach der Stilllegung der Deponie entstehen in den oben definierten Nachsorgephasen 2 und 3, während die Summe aus Nachsorge-Kosten und Kosten für die Stilllegung besser als "Folgekosten" zu bezeichnen wären.

Nach JOHANNESSEN et al. (1995) sind folgende Strategien der Nachsorge zu unterscheiden:

- **Der Einsatz aktiver Umweltschutzsysteme, wie z.B. Abdichtungen, Sickerwasserbehandlung**
- **Der Einsatz passiver Umweltschutzsysteme, die so angelegt werden, daß (so zumindest die Intention) keine Überwachung, Wartung und Energie benötigt wird.**

Diese Unterscheidung ist insbesondere bei der Diskussion der Emissionen über einen Zeithorizont von 10^1 a bis 10^3 a von Bedeutung.

2.5.1 Die Zeitbegriffe der Lebenszyklusanalyse bezüglich Deponien

Eine Lebenszyklusanalyse (LCA) ist eine Bewertung der Auswirkungen eines Produktes, eines Prozesses oder einer Aktivität auf die Umwelt, die sich über deren Lebensdauer hinweg erstreckt. Aufgrund dieser Definition ist der Durchführende einer LCA aufgefordert, Überlegungen über die "Lebensdauer" einer Deponie anzustellen. Dies hat unter den Experten der LCA zu einer Auseinandersetzung über den Zeithorizont relevanter Emissionen geführt.

Manche Autoren betrachten nur überschaubare Zeiträume von Deponien, z.B. die Zeit der Verfüllung der Deponie, bei der Lebenszyklus-Analyse.

Beispiel einer LCA für Deponien in Spanien (Katalonien):

Betrachtet wurden z.B. von FULLANA und RANDA (1995) nur Emissionen über 30 Jahre. Hierbei wurden weitere gravierende Vereinfachungen getroffen, die möglicherweise große Fehlabschätzungen über das Ausmaß der Emissionen nach sich ziehen.

Längere Zeithorizonte

Andere Autoren betonen die Notwendigkeit der Einbeziehung längerer Zeithorizonte ("Jahrhunderte", "Jahrtausende", gelegentlich auch "Millionen von Jahren"). Die Phasen und Begriffe für diese längeren Zeithorizonte werden jedoch wiederum uneinheitlich definiert:

ZIMMERMANN (1995) unterscheidet folgende Zeithorizonte:

- "kontrollierte Phase": Die kontrollierte Phase endet, wenn das Sickerwasser "*die gesetzlichen Anforderungen für alle Parameter erfüllt*"
- "Langzeitphase": schließt daran an.

Weiters bewertet ZIMMERMANN die Abschätzung der Auswirkungen auf die Umwelt in der Langzeitphase als "extrem schwierig". Für lösliche Stoffe, die keine Reaktionen eingehen, wird in erster Näherung eine exponentiell ausklingende Freisetzung erwartet.

Bei SUNDQVIST et al.(1995) wird unterschieden zwischen "*überschaubarer Periode*" und der "*hypothetischen, unbegrenzten Periode*", wobei von Fall zu Fall auch noch eine dazwischenliegende "*kritische Periode*" definiert werden kann.

Definitionen nach SUNDQVIST (1995):

"überschaubare Periode": "*Periode, bis gleichsam ein 'steady-state' der Prozesse in der Deponie eintritt. Diese Periode ist in der Größenordnung etwa ein Jahrhundert lang, kann aber variieren.*"

"kritische Periode": "*Periode, bis der Großteil der Emissionen freigesetzt ist.*"

"hypothetische, unbegrenzte Periode": "*Periode vom Beginn der Ablagerung bzw. Emissionen bis (theoretisch) alle Stoffe aus der Deponie ausgetragen wurden.*"

Im Einzelnen werden von SUNDQVIST et al. (1995) Modellrechnungen für einige Abfälle präsentiert. Für die Zeithorizonte von

200 Jahren

4500 Jahren

10.000 Jahren

20.000 Jahren

werden für "Asche" aus der Müllverbrennung die auslaugbaren Anteile an Pb, Zn, Cr, Cd und Cu berechnet. Hierbei wird das Gleichgewichts- und Transportmodell PHREEQM verwendet. Für den Wasserhaushalt der Deponie wird hierbei willkürliche die aus der schwedischen Umweltgesetzgebung abgeleitete Perkulationsrate von $50 \text{ l} / \text{m}^2 \cdot \text{a}$ angenommen. Da kaum anzunehmen ist, daß dieser Perkulationsrate konstant über die oben genannten Zeithorizonte erhalten bleibt, sind die von SUNDQVIST et al. berechneten mobilisierbaren Anteile jedoch mit großer Unsicherheit behaftet.

Die Definitionen nach SUNDQVIST et al. (1995) lassen aus unserer Sicht hauptsächlich zwei Fragen offen:

- a) Was ist unter dem "Großteil der Emissionen" zu verstehen ? Wie geht man z.B. mit der unterschiedlichen Freisetzungsgeschwindigkeit polarer und apolarer Schadstoffe um ?
- b) Was ist mit "steady-state" gemeint ? Auch der Terminus "pseudo-steady-state" wurde bisher nicht definiert (SUNDQVIST, 1998)

In einer späteren Veröffentlichung stellen SUNDQVIST et al.(1998) fest, daß als Grundsatz der LCA gelten soll, daß sowohl "*kürzerfristige*" (Dekaden bis ca. ein Jahrhundert) als auch "*längerfristige*" Emissionen zu berücksichtigen sind. Die "kürzere Zeitperiode" wird dabei nicht mehr zwingend mit der oben definierten "überschaubaren Periode" gleichgesetzt. Auch wird der Begriff "kritische Periode" von SUNDQVIST et al. im Jahr 1998 nicht mehr verwendet, sodaß sich die oben genannte Frage a) erübrigen könnte, wenn nicht andere Anwender der LCA auf das Konzept einer "kritischen Periode" zurückgreifen.

Unterschiedliche methodische Ansätze, zwei Phasen der Deponie

Die unterschiedlichen methodischen Ansätze in Bezug auf die Unterscheidung unterschiedlicher Phasen der Ablagerung werden schließlich folgendermaßen zusammengefaßt (SUNDQVIST, 1998):

- 1) Kürzere Zeitperiode, entweder eine bestimmte Zeit, z.B. 15, 50 oder 100 Jahre, oder die Zeit der Verantwortlichkeit (üblicherweise 15 bis 50 Jahre) oder durch die Prozesse definiert (letzterer methodischer Ansatz: überschaubarer Zeitraum, siehe oben).
- 2) Längere Zeitperiode, entweder eine bestimmte Zeit, z.B. 1 Mio. Jahre, oder die Zeit bis die Emissionen ein "akzeptables" Niveau oder einen "Hintergrund-Level" erreicht haben, oder auch die oben definierte "unbegrenzte Periode"

2.5.2 Weitere Hinweise zum Nachsorge-Begriff und zu Kostenfaktoren der Nachsorge

Eine Liste der Kostenfaktoren für die aktive Nachsorge wurde im ÖWAV-Regelblatt 601 "Ermittlung der Nachsorge-Rückstellung bei Deponieanlagen" erstellt. Zu den Kostenfaktoren zählen z.B. Sickerwasser-Entsorgung und Entgasung. Nach dem ÖWAV-Regelblatt beginnt die Nachsorge bereits in der Betriebsphase. Als Exempel für Zeithorizonte werden genannt:

- bis 10 Jahre ab Beginn der Verfüllung: Betriebszeitraum = Nachsorgephase 1
- 10 bis 50 Jahre ab Beginn der Verfüllung: Nachsorgephase 2

Im Hinblick auf die Verfestigung und **Einkapselung von Abfällen** haben CALDWELL und REITH (1993) die folgenden zeitlichen Abschnitte der Deponie definiert:

- Die *Bauperiode (construction period)*: Das ist die Zeit des Baues der Deponie und der Einbringung der Abfälle
- Die *Kurzzeit-Periode (short-term)*: Das ist die Periode, während derer zuverlässig eine aktive Kontrolle, Wartung und Reparatur durchgeführt wird.
- Die *Mittelfristige Periode (medium-term)*: Das ist der Zeitraum, für den eine institutionelle oder öffentliche Überwachung angenommen werden kann.
- Die *Langfristige Periode (long-term)*: Das ist der Zeitraum, für den Überlegungen zum Verhalten des Einkapselungs-Systemes (der Deponie) nötig sind, wobei das Verhalten ohne menschliches Zutun, nur auf den Kräften der Natur beruht. Diese Periode erstreckt sich zwischen 200 und 1000 Jahren nach der Errichtung der Bauperiode.
- Die *Sehr langfristige Periode (very long-term)*: Das ist eine Periode zwischen 1.000 und 10.000 Jahren und damit größenordnungsmäßig gleich dem Zeitabstand zwischen heute und der Steinzeit. Sehr starke Veränderungen der Zivilisation sind in dieser Zeit zu erwarten (Sprache, Kultur, institutionelle Überwachung etc....).

Die o.g. Autoren vertreten die Auffassung, daß die "Kurzzeit-Periode" mit aktiver Überwachung, Wartung und Reparatur nicht länger als 50 Jahre sein dürfte. Weiters wird vermutet, daß die "Mittelfristige Periode" nicht länger als 100 bis 200 Jahre sein wird.

Eine auf natürliche Szenarien beruhende Begründung für die Unterscheidung der "Langfristigen Periode" und der "Sehr langfristigen Periode" fehlt jedoch bei CALDWELL und REITH. Als angemessenes bzw. vernünftiges ("reasonable") Ziel der Einkapselung/ Verfestigung nennen die

Autoren folgende Lebensdauer der Barriere: "1.000 Jahre, sofern angemessen erreichbar, jedenfalls aber 200 Jahre."

Die Autoren meinen mit "*sofern angemessen erreichbar*" hierbei, daß die überwiegende Mehrzahl der Komponenten der Barriere (Deponie) im Durchschnitt zufriedenstellend für mehr als 1.000 Jahre funktionstüchtig bleiben soll.

Aus unserer Sicht ist das ein gutes Beispiel der Diskrepanz zwischen realisierbarer Überwachung und potentiellen Auswirkungen, die viel später erst zur Wirkung kommen können. Man beachte in diesem Zusammenhang die Diskussion des Konzeptes der "Hochsicherheitsdeponie" in Abschnitt 2.3 Strategien der Ablagerung, Begriff "Endlager")

Diskussion zur Haftung - welche Zeithorizonte sind realistisch ?

Abschließend sei festgehalten, daß die Sicherstellung von Rücklagen, wie auch die Abdeckung von möglichen Schäden in Form einer Versicherung, bei sehr langen Zeithorizonten auf finanztechnische Grenzen stößt. Man denke z.B. an die Unwägbarkeit der langfristigen Entwicklung von Zinssätzen und an mögliche Währungswechsel.

Zum Zeithorizont der möglichen Haftung meint COLLINS (1996): *"Es ist kaum realistisch zu erwarten, daß Schäden, die durch Kontrollen in ca. 50 oder 100 Jahren festgestellt werden noch kostenmäßig auf die Baufirma oder den Unternehmer abzuwälzen sind, der die Deponie einmal erstellt hat. Zum einen ist es nicht sicher, ob die Firma dann noch existiert, und zum anderen entspricht eine Haftung für Bauausführungen für derart lange Zeiten nicht der üblichen Rechtsprechung."*

Auch wenn ein Entsorgungsbetrieb über lange Zeit existiert, könnte bei Auftreten eines Schadensfalls nach einer oder zwei Generationen und nach mehreren Wechseln im Management und/oder den Besitzverhältnissen eine Haftungsklage gegen das Unternehmen der natürlichen Rechtsempfindung (Ethik) widersprechen. Eine Haftung mit großen Folgekosten würde in diesem Fall möglicherweise Unschuldige treffen.

Andererseits kann nach dem Verursacherprinzip der Betreiber einer Deponie nicht bereits zum Zeitpunkt der Stilllegung von der Verantwortlichkeit für die Entsorgung der Emissionen (Sickerwasser, Gas) befreit werden.

Literatur zu Abschnitt 2.5

BURKHARDT G., EGLOFFSTEIN T.(1997): Deponienachsorge und Deponiefolgekosten. Müll und Abfall 9/ 97, S.542-547.

CALDWELL J.A., REITH C.C.(1993): Principles and practice of waste encapsulation. Lewis publishers.

COLLINS H.-J. (1996): Sinn und Aufgabe der Nachsorge von Deponien. In: Nachsorge von Siedlungsabfalldeponien. Technische Universität Braunschweig, Zentrum f. Abfallforschung, Heft 11, S.1-13.

Rat der EU (1998): Gemeinsamer Standpunkt des Rates im Hinblick auf den Erlaß der Richtlinie 98/.../EG des Rates über Abfalldeponien. Brüssel, am 29.April 1998.

FULLANA P., RANDA P.(1995): Waste management in catalonia (Spain). Application on LCI to landfilling. In: Life cycle assessment and treatment of solid waste. Proceedings of the internat. Workshop, Sept. 28-29, AFR-Report 98, Hrsg.: Swedish Environmental Protection Agency.

GALLENKEMPER B., EITNER R.(1998): Kosten der Deponienachsorge – Differenzierte Ansätze zur Rückstellungsberechnung. In: STEGMANN / RETTENBERGER: Entwicklungstendenzen in der Deponietechnik. Hamburger Berichte Band 12, S.245-259.

HUPPES G., FRISCHKNECHT R.(1995): Allocation in waste management. A position paper. In: Life cycle assessment and treatment of solid waste. Proceedings of the internat. Workshop, Sept. 28-29, AFR-Report 98, Hrsg.: Swedish Environmental Protection Agency, 1995.

NIENHAUS U.(1996): Wie wird durch die zuständige Behörde die Dauer der Nachsorge definiert ? In: Nachsorge von Siedlungsabfalldeponien. Technische Universität Braunschweig, Zentrum f. Abfallforschung, Heft 11, S.313-324.

STIEF K.(1986): Nachsorgemaßnahmen bei Hausmülldeponien. In: Anforderungen an Mülldeponien – Grundlagen zum Richtlinienentwurf. Serie Abfallwirtschaft der Technischen Universität Wien, Institut für Wassergüte und Landschaftswasserbau, TU Wien, Band 7, S.279-286.

SUNDQVIST J.-O. et al.(1997): Life cycle assessment and solid waste – stage 2. AFR-Report 173. Hrsg.: Swedish Environmental Protection Agency, Stockholm.

SUNDQVIST J.-O. et al.(1998): System engineering models for waste management. Proceedings from the int. Workshop held in Gothenburg. AFR-Report 229, Hrsg.: Swedish Environmental Protection Agency, Stockholm.

ZIMMERMANN P.(1995): Time-frames for landfills in LCA. In: Life cycle assessment and treatment of solid waste. Proceedings of the internat. Workshop, Sept. 28-29, AFR-Report 98, Hrsg.: Swedish Environmental Protection Agency.

Weitere Literatur bezüglich spezieller einschlägiger Begriffe: Siehe Tabelle 1.

3 Langzeitverhalten abgelagerter Abfälle, Literaturauswertung und Diskussion

3.1 Langzeitverhalten von Reststoffen der Abfallverbrennung

Das Verhalten abzulagernder Abfälle, insbesondere auch die Reaktionen und Prozesse, die zu Emissionen führen, soll vor der Ablagerung so genau wie möglich bekannt sein. BRUNNER (1992) fordert in diesem Zusammenhang, daß "zumindest 95 % der Matrix" bekannt sein sollen. Diese Aussage ist aus unserer Sicht ein Teilaspekt der Forderung nach einem überschaubaren, auch langfristig abschätzbaren Deponieverhalten.

Verbrennungsrückstände, insbesondere MVA-Schlacken, bestehen zum überwiegenden Teil aus anorganischen Stoffen. Die Hauptkomponenten und deren Reaktivität gegenüber Wasser, Luft und anderen Bestandteilen der Matrix sind weiter erforscht als bei anderen Abfällen. Dies trifft sowohl für unbehandelte MVA-Schlacke, durch Aufbereitung carbonatisierte MVA-Schlacke als auch für zementverfestigte Rückstände von Abfallverbrennungsanlagen zu.

Somit lassen sich einzelne Phasen des Verhaltens der abgelagerten Abfälle unterscheiden. Diesen Phasen können nach derzeitigem Wissensstand teilweise auch Zeithorizonte zugeordnet werden, wobei zu beachten ist, daß eine Quantifizierung wesentlich schwieriger ist als eine qualitative Analyse der Prozesse und Vorgänge.

In der Folge werden einige Aussagen über die Phasen des Deponieverhaltens (primär für MVA-Schlacke, in Einzelfällen auch analoge Abfälle) aus der Literatur in stark komprimierter Form dargestellt. Die aus unserer Sicht wesentlichen Prozesse und Faktoren werden dabei hervorgehoben.

Phasen und Prozesse des Emissionsverhaltens von MVA-Schlacke

BELEVI et al.(1992) stellen die möglichen Alterungsprozesse in MVA-Schlacke, wie auch die zu erwartenden Phasen der Sickerwasserzusammensetzung ausführlich dar. Als dominierende Reaktionen bzw. Phasen sind hierbei zu nennen (siehe auch Abbildung 1):

Die Hydratisierung von Kalziumoxid ("Löschen von Kalk")

- Prozeß a) $\text{CaO} + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Ca(OH)}_2$

Diese Reaktion läuft bei Naßentschlackung bereits größtenteils im Schlackebad ab. Das entstehende Kalziumhydroxid (Portlandit, Ca(OH)_2) ist stark basisch, wodurch andere Schlackeninhaltsstoffe (z.B. Pb) mobilisiert werden können.

Bei Lagerung von Schlacke an Luft (0,03 % CO_2) oder bei Bildung bzw. Zutritt von Kohlendioxid im Deponiekörper wird das basische Ca(OH)_2 neutralisiert; es wird Kalziumcarbonat gebildet:

- Prozeß b) $\text{Ca(OH)}_2 + \text{CO}_2 \rightarrow \text{CaCO}_3 + \text{H}_2\text{O}$

In Konkurrenz zu dieser Reaktion reagiert Ca(OH)_2 mit schwach sauren silikatischen Bestandteilen der Schlacke, wie z.B. Kieselsäure, Quarz und anderen Silikaten mit hohem Si-Anteil. In

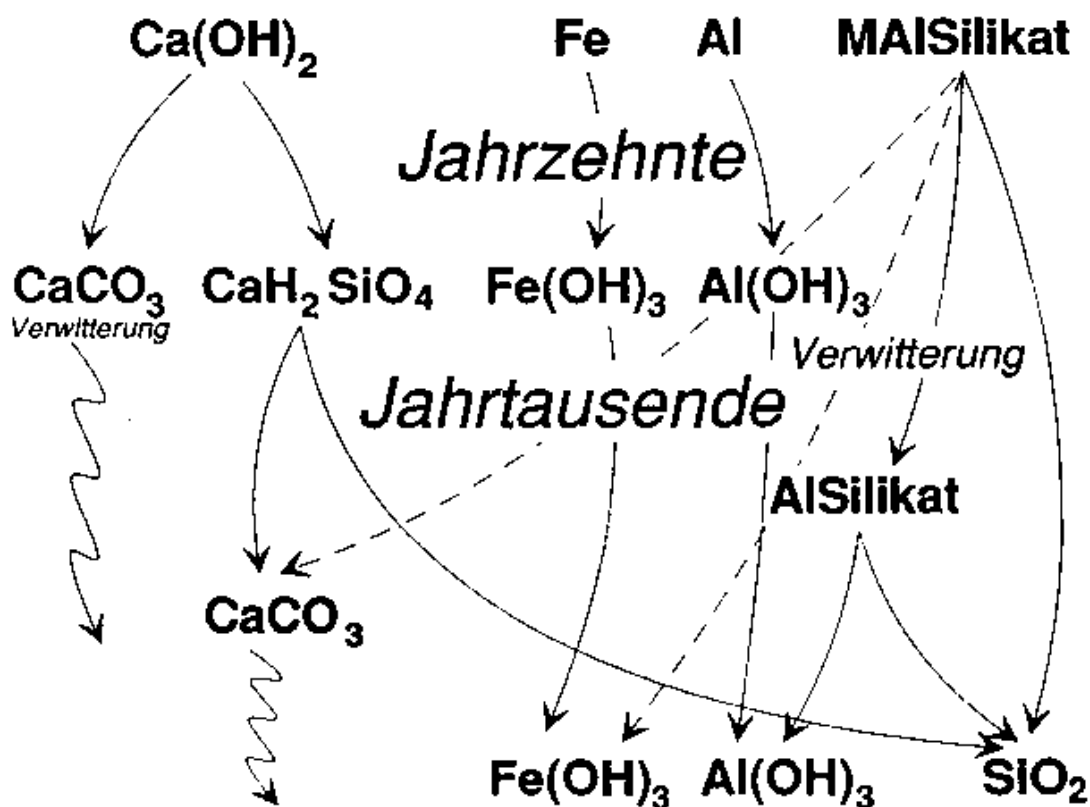
chemischer Hinsicht handelt es sich hierbei um verschiedene Reaktionen, die jedoch vereinfachend durch die Reaktion von Quarz mit Kalk (Prozeß c) dargestellt werden können.

- Prozeß c) $\text{Ca(OH)}_2 + \text{SiO}_2 \rightarrow \text{"CaH}_2\text{SiO}_4\text{"}$

Es entstehen dabei verschiedene, annähernd neutrale Silikate. "CaH₂SiO₄" bezeichnet damit kein bestimmtes Mineral mit genau bekannter Stöchiometrie, sondern steht stellvertretend für die Produkte aus c). Der Prozeß c) kann über verschiedene Neutralisationsstufen von basischen Silikaten zu schwach basischen Silikaten (und "C-A-S-H"-Phasen) hin zu neutralen, unlöslichen Ca-Silikaten bzw. Ca-Al-Silikaten verlaufen.

CaCO₃ bildet zusammen mit löslichen (basischen) Ca-Silikaten und Ca(OH)₂ den Hauptanteil der Säureneutralisierungskapazität von MVA-Schlacke (JOHNSON et al., 1995, JAROS und HUBER, 1997).

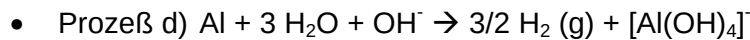
Abbildung 1: Phasen des Deponieverhaltens von MVA-Schlacke, gemäß BELEVI et al.



Der Zeithorizont für die Prozesse b) und c) wird bei BELEVI et al.(1992) mit "Jahrzehnten" angegeben, ebenfalls auch derjenige für die folgenden Prozesse:

- Prozeß d) Oxidation von Aluminium: z.B. $\text{Al} + 3 \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Al(OH)}_3 + 3/2 \text{H}_2 \text{ (g)}$
- Prozeß e) Oxidation von Eisen

Nach JAROS und HUBER (1997) läuft die Oxidation von Aluminium bereits in den ersten Wochen bis Monaten ab. Die Reaktion zum Prozeß d) wird – da in dieser Zeit die MVA-Schlacke noch stark basisch reagiert – ist besser folgendermaßen zu schreiben:



Bei den Prozessen a), d) und e) wird – besonders durch die Oxidation von Aluminium im Prozeß d) – eine große Wärmemenge gebildet. Dies führt zu einem erheblichen Temperaturanstieg in der Deponie, wenn die Schlacke nicht entsprechend vorbehandelt wird. Von TURK (1995) wurden Temperaturen bis über 90°C in einer Schlacken-Monodeponie berichtet.

Zum Prozeß e) muß eine große Streubreite im Zeithorizont angenommen werden. Die Oxidation hängt vom Redoxzustand der Deponie, vom Wassergehalt und vor allem von der Korngröße der Eisenteile ab. Für MVA-Schlacken ohne Eisenabscheidung beträgt gemäß ZELTNER bei ausreichendem Zutritt von Sauerstoff und Wasser der Zeithorizont für den Prozeß V etwa 5 bis 10 Jahre (BACCINI et al., 1994), wobei nach dieser Zeit noch ca. 10-15 % der Eisenmetalle in nicht oxidierte Form verbleiben.

Als langfristige Prozesse, deren Zeithorizont bei BELEVI et al.(1992) größenordnungsmäßig mit "Jahrtausende" bezeichnet wird, werden genannt:

- Prozeß f) Verwitterung /Auswaschung von CaCO_3 unter dem Einfluß von Säuren, z.B. Kohlensäure oder andere im Niederschlag bzw. Infiltrat gelöste Säuren
- Prozeß g) Verwitterung der Ca-Silikate, die sich aus $\text{Ca}(\text{OH})_2$ und schwach sauren Silikaten im alkalischen Stadium der Deponie vorher gebildet haben
- Prozeß h) Verwitterung anderer Silikate

Prozeß h) wiederum besteht aus einer Vielzahl von Verwitterungsreaktionen, deren Zeithorizont je nach dem betrachteten Mineral und dem einwirkenden Environment Jahre, Jahrzehnte, Jahrhunderte, Jahrtausende oder auch mehr betragen kann (siehe auch Abschnitt).

In sehr grober Vereinfachung wurde bei BELEVI et al.(1992) diese Verwitterungsvorgänge der Silikate als Reaktion eines Metall-Alumo-Silikates (M-Al-Silikat / M kann z.B. Na oder K sein und Al kann durch Fe ersetzt werden) über den Zwischenzustand eines metallärmeren Alumosilikat zu den Endprodukten $[\text{Fe}(\text{OH})_3, \text{Al}(\text{OH})_3, \text{SiO}_2]$ skizziert (siehe Abbildung 1).

Auf die mögliche Dauer des Prozesses d) – also der Phase, in der noch Kalk im Deponiekörper vorhanden ist und die eintretenden Niederschläge bzw. das infiltrierende Wasser neutralisieren kann, wird am Ende des vorliegenden Abschnittes eingegangen.

Für den Stoffaustrag im Sickerwasser ergeben sich aus der obigen Betrachtung der Prozesse, wie auch aus der spontanen Auslaugbarkeit von Chlorid und Sulfat folgende Phasen (wörtlich zitiert aus BELEVI et al., 1992):

"Phase 1 schließt sich direkt an die Ablagerung der Schlacken an. Es ist eine Art "wash off"-Effekt zu erwarten, der allenfalls für erhöhte Stoff-Konzentrationen im Sickerwasser sorgen könnte. Insbesondere die Sulfat- und Chloridkonzentrationen sind sehr hoch. Die Schlacke ist noch nicht durchcarbonatisiert. Portlandit und Gips können die Sickerwasserzusammensetzung noch wesentlich beeinflussen. Die Auswaschung von Alkali- und Erdalkalihydroxyden führt zu hohen pH-Werten.

Phase 2 stellt sich nach der weitgehenden Entleerung von Chlorid- und Sulfatanteilen in der Schlacke ein. Ein Teil des Kalziums in der Schlacke, das vorher als Hydroxid vorlag, ist karbonatisiert. Das Sickerwasser wird in seiner Zusammensetzung durch das Kalk-Kohlensäuregleichgewicht kontrolliert.

In *Phase 3* liegt eine weitgehende Entleerung des Karbonatpuffers der Schlacke vor. Es stellt sich ein entsprechend niedriger pH ein, der durch die noch vorhandenen Oxide und Silikate gepuffert wird."

Für die zu erwartenden Sickerwasser-Konzentrationen im Sickerwasser nennen BELEVI et al.(1992) folgende Zahlenwerte, welche als Größenordnungen zu verstehen sind:

Parameter	Phase 1 "Jahrzehnte"	Phase 2 "Jahrtausende"	Phase 3 Danach
pH-Wert	> 8,3	7,3 – 8,3	≤ 5 – 6
Ca	≥ 16 - 60	16 – 60	< 16
Chlorid	100 – 5.000	< 100	< 100
Sulfat	100 – 5.000	< 100	< 100
Pb	≤ 0,3	≤ 0,006	unbekannt/ ansteigend
Zn	≤ 0,1	≤ 0,5	unbekannt/ ansteigend
Cd	≤ 0,03	≤ 0,06	unbekannt/ ansteigend
Cu	≤ 3	≤ 0,5	unbekannt/ ansteigend

Werte gemäß Tabelle Vi.1.4.1 bei BELEVI et al.(1992)

Mögliche Mobilisierungen (z.B. bei Pb und Zn) in der stark alkalischen Anfangsphase (am Beginn der Phase 1) werden in dieser Tabelle offensichtlich nicht berücksichtigt.

In ähnlicher Weise wird auch das Deponieverhalten verfestigter Verbrennungsrückstände in der sogenannten "IMRA-Studie" (n.n., 1991) in mehrere Phasen eingeteilt. Ein geringer Unterschied besteht hier, indem zwischen der oben genannten Phase 1 und der oben genannten Phase 2 eine zusätzliche Phase angenommen wird, in der die Sulfat- und Chloridkonzentration noch hoch sind, der pH-Wert aber bereits durch ein Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht bestimmt wird. Damit kennt die IMRA-Studie nicht drei, sondern vier Phasen des langfristigen Deponieverhaltens. Prinzipiell unterscheiden sich jedoch EKESA-Studie und IMRA-Studie nur wenig bei der Bewertung der Prozesse, Faktoren und maßgeblichen Reaktionen.

Nach MEIMA (1997) verläuft die Absenkung des pH-Wertes bis zur vollständig carbonatisierten Schlacke in zwei Stufen, sodaß inklusive der Phase der (im Idealfall) vollständigen Carbonatisierung drei Phasen unterschieden werden:

Phase A): Nicht gealterte Schlacke:

Die Schlacke ist stark basisch, als typischer pH-Wert wird 12,4 genannt. Die Chemie der Schlacke wird durch die Löslichkeit von Portlandit bestimmt.

Phase B): Schlacke aus Naßentschlackung ("Quenched"), pH-Werte zwischen 10 und 11,5

Der Rückgang auf den pH-Wert zwischen 10 und 11,5 geht nach MEIMA(1997) mit der Fällung von

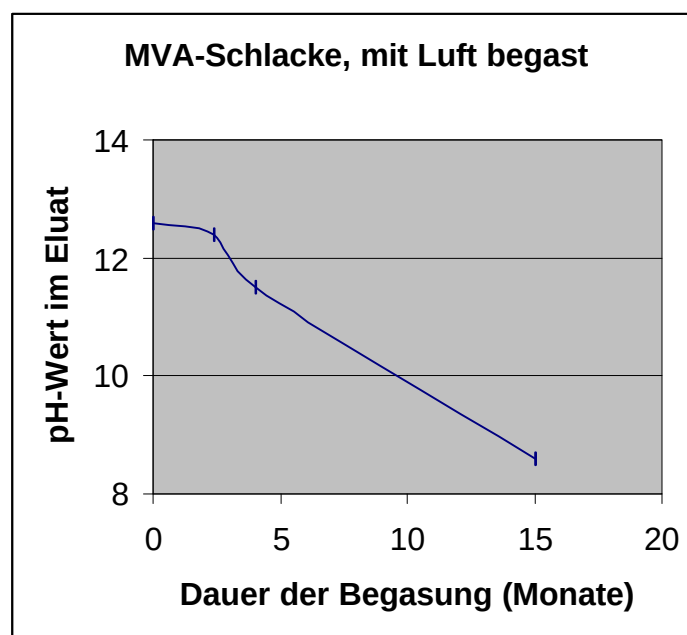
- Ettringit [$\text{Ca}_6\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3(\text{OH})_{12} \times 26 \text{ H}_2\text{O}$]
- Gibbsit [$\text{Al}(\text{OH})_3$] und
- Gips [$\text{CaSO}_4 \times 2 \text{ H}_2\text{O}$] einher. In der Phase B kommt es zur Auswaschung löslicher Salze. Biologische Abbauvorgänge werden noch wesentlich gehemmt. Es kommt bereits zur Bildung von amorphen Fe / Al-Hydroxiden und -oxyhydroxiden und Alumosilikaten.

Phase C: Carbonatisierte Schlacke, pH 8 – 8,5

Durch Aufnahme von CO_2 werden pH-Werte zwischen 8 und 8,5 erreicht. Die Neubildung von amorphen Fe / Al-Hydroxiden, -oxyhydroxiden und Alumosilikaten setzt sich fort. Weitere Mineralphasen, wie z.B. Illit, werden gebildet.

Nach eigenen Messungen (JAROS und HUBER, 1997, HUBER und LECHNER, 1998) ist Schlacke auch im Fall einer Naßentschlackung deutlich alkalischer als bei MEIMA angegeben wird. Es werden pH-Werte zwischen 12,0 und 12,6 im Eluat (24 Stunden, L:S=10, deionisiertes Wasser) erreicht. Auch bei künstlicher Begasung feuchter Schlacke mit Luft (künstliche Schlackenalterung) kann der pH-Wert nach mehr als zwei Monaten noch über 12 betragen (siehe Abbildung 2).

Abbildung 2: pH-Wert im Eluat einer MVA-Schlacke nach monatelanger Begasung mit Luft



Dies ist für die Freisetzung von alkalisch mobilisierbaren Schadstoffen, z.B. Pb und Zn, zumindest in der Anfangsphase von Bedeutung. Auf weitere wichtige Faktoren, die die Mobilität von Schadstoffen – insbesondere Metallen – in Deponien bestimmen, wird im folgenden Abschnitt noch näher eingegangen.

3.2 Mobilität von Metallen in Deponien - Kapazitätsfaktoren und Mastervariablen zum Deponieverhalten, Pufferung.

3.2.1 Allgemeines zur Mobilität von Metallen

Deponieverhalten von anorganischen Abfällen kann nach SALOMONS und STIGLIANI (1995) durch Kapazitätsfaktoren und sogenannte Mastervariablen beschrieben werden. Sobald biologische Abbauvorgänge ausreichend abgeklungen sind, gilt dies auch für andere abgelagerte Abfälle.

Die Mobilität von anorganischen Schadstoffen wird oft von chemischen Faktoren wie dem pH-Wert, den Redox-Verhältnissen, und der Anwesenheit von komplexierenden Reagentien bestimmt. Diese Parameter, die die Balance zwischen der Retention und Mobilität der Verunreinigungen bestimmen, heißen **kapazitätsbestimmende Faktoren** bzw. (um die Bezeichnung und Abkürzung von SALOMONS und STIGLIANI zu verwenden) Kapazitätsbestimmende Parameter (**CCP**) oder auch "**Mastervariablen**".

Für kurzfristige Risikoabschätzungen ist es notwendig zu verstehen, wie die Mastervariablen die Mobilität der Schadstoffen und damit ihr Auslagverhalten und Bioverfügbarkeit bestimmen. Über diese Vorgänge ist bereits sehr viel bekannt. Viel weniger ist über die Prozesse bekannt, die die Dynamik der Mastervariablen und CCP bestimmen. Diese Kenntnisse sind für das Langzeitverhalten von Bedeutung, da Änderungen in den CCP und den Mastervariablen die Mobilisierung einer großen Mengen an Verunreinigungen verursachen können, dessen Verhalten zeitverzögert und nichtlinear ist.

Die Mastervariablen und Prozesse, die die Löslichkeit von Metallen bestimmen, sind in der folgenden Abbildung dargestellt:

Abbildung 3: Mastervariablen und Prozesse gemäß FÖRSTNER (1995)

Mastervariablen		Prozesse		Auswirkung
pH-Wert		Adsorption		Löslichkeit
Eh-Wert		Lösung/Ausfällung		Von
Komplexierende		Komplexierung		Schwermetallen
Reagentien		Redoxreaktionen		Etc.

In Systemen, die von Interaktionen zwischen Feststoff und Lösung geprägt sind, reflektiert die "Mobilität" den Flux von Metallspezies in bestimmten Medien unter dem Einfluß von beschleunigenden und verzögernden Faktoren. Beschleunigende Faktoren beinhalten Effekte wie z.B. pH-Erniedrigung, Redox-Veränderungen, anorganische und organische Komplexierung und mikrobielle Speziesumwandlung wie z.B. Biomethylierung. Das Spektrum der "Barrieren" umfaßt physikalische Prozesse wie z.B. Adsorption, Sedimentation und Filtration. Komplexierung und Ausfällung stellen chemische Barrieren dar. Biologische Barrieren (nur im nicht-toxischen Spurenbereich von Bedeutung) sind oft mit Membran-Transportprozessen assoziiert, die die Verlagerung von Metallen limitieren können. Weiters kann Komplexierung die Mobilität von Metallen erhöhen, manchmal auch verringern.

Drei Hauptfaktoren können die Verteilung zwischen Feststoff und Lösung zu einem bestimmten Zeitpunkt ("Momentaufnahme") beeinflussen:

1. Die chemische Form des gelösten Metalls (z.B. Oxidationsstufe),
2. Die Art der interaktiven Prozesse wie z.B. Adsorption / Desorption –kontrollierte oder fällungskontrollierte Mechanismen, Komplexierung etc.
3. Die Konzentration und Zusammensetzung des Feststoffs, im Besonderen die oberflächenaktiven Phasen.

Bezüglich Punkt 3 können zwei unterschiedliche Mechanismen die Kapazität eines Materials für die Aufnahme von Schadstoffen beeinflussen: Der erste ist die direkte Sättigung (das Fällungsgleichgewicht) und der zweite ist eine fundamentale Änderung der chemischen Eigenschaften der Feststoffmatrix, die das Rückhaltevermögen (z.B. als Ionenaustausch- oder Adsorptionskapazität ausgedrückt) für Metalle reduziert.

Typische Environments in denen die Kenntnis der Metallmobilität von Bedeutung ist, sind nach FÖRSTNER (1995) z.B.

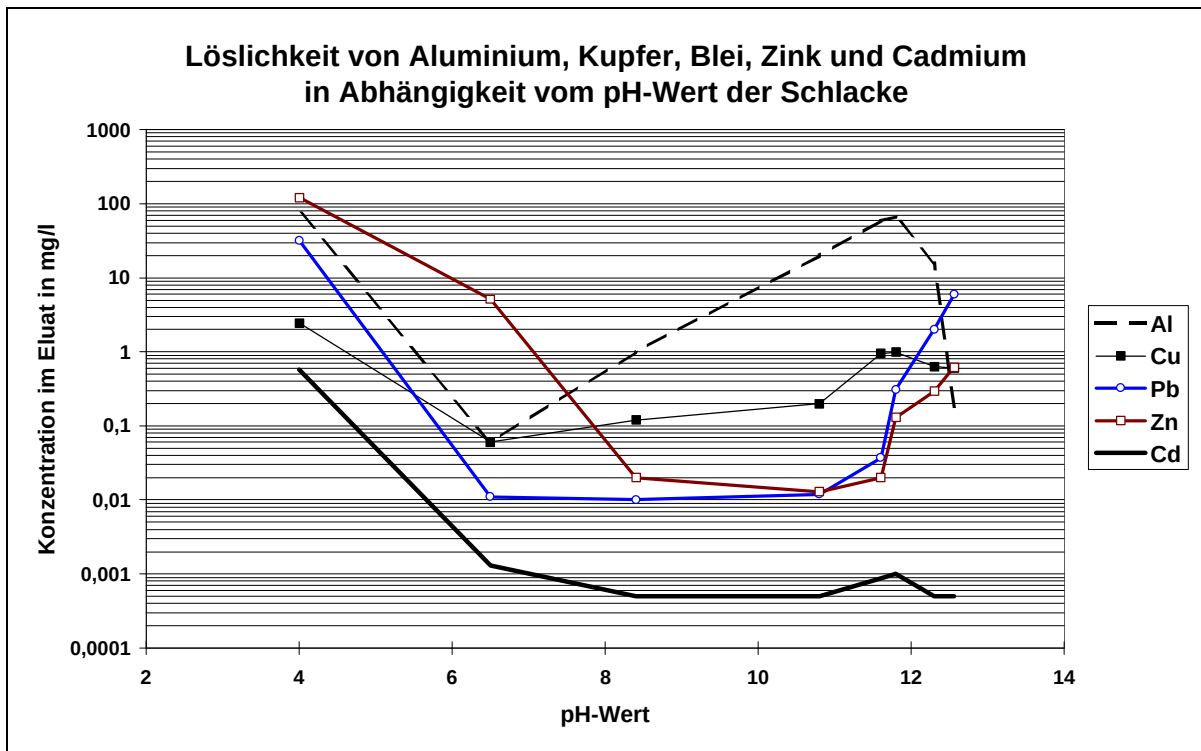
- Die Umwandlung metallreicher Komponenten in Ablagerungen des Bergbaus
- Die Langzeitentwicklung von Hausmüll und industriellem Abfall
- Das Verhalten von verunreinigten Sedimenten in der Vermischungszonen des Estuarbereiches
- Die Veränderung von Böden unter dem Einfluß saurer Depositionen

Um Langzeitprognosen für Metalle durchführen zu können, müssen die Interaktionen der Elementspezies im Feststoff und der Lösung sowie Abschätzungen über zukünftige Randbedingungen (z.B. "worst case") in dem sich dynamisch entwickelnden Medium bekannt sein. Hierbei wird auch von Bedeutung sein, ob sich dieser "worst case" schlagartig einstellt oder eine allmähliche, sehr langsame Verschiebung des Milieus eintritt.

3.2.2 Säureneutralisierungskapazität und pH-Wert als Faktoren

Am Beispiel vieler Abfälle kann aufgezeigt werden, daß eine Verringerung des pH-Wertes vom Neutralbereich (um pH=7) auf einen pH-Wert, der häufig im Niederschlag ("saurer Regen") vorzufinden ist (pH=4) bei Verbindungen der Elemente Cu, Pb, Zn und Cd eine Erhöhung der Löslichkeit um mehrere Zehnerpotenzen auftritt. Dies gilt sowohl für MVA-Schlacke als auch für andere Abfälle (siehe z.B. VAN der SLOOT et al., 1997 sowie die nun folgende Abbildung)

Abbildung 4: Abhängigkeit der Mobilisierung vom pH-Wert, am Beispiel künstlich gealterter MVA-Schlacke.



Quelle: JAROS und HUBER, 1997.

Das Verhalten der Metalle kann dabei nur teilweise durch die Auflösung von Hydroxiden und Carbonaten bzw. durch Fällungsgleichgewichte erklärt werden. Zum anderen Teil ist das Verhalten nämlich durch Oberflächenvorgänge – insbesondere durch Adsorption bestimmt.

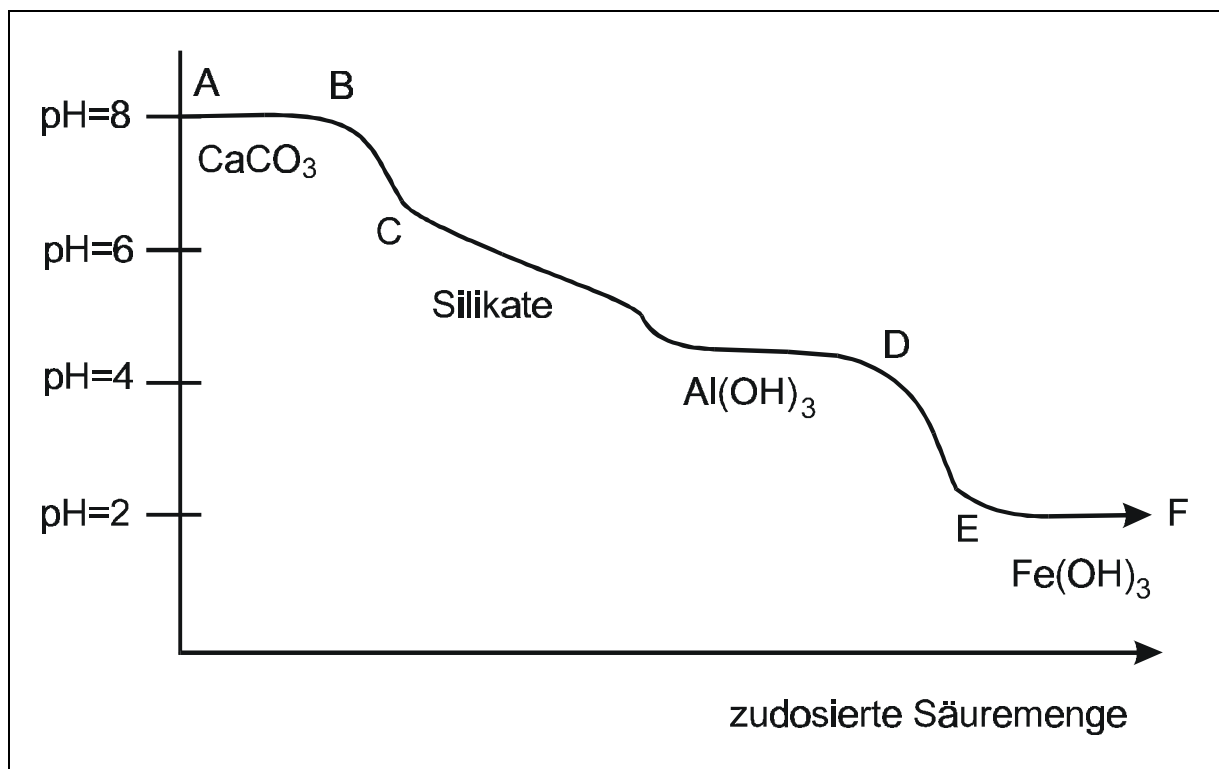
Betrachtet man die Interaktion zwischen Metallen und Böden und/oder Sedimenten, so sind die pH-Bedingungen auch im Falle einer Adsorption von wesentlicher Bedeutung. Typische Adsorptionskurven von Metallen an anorganischen Substraten wie z.B. Eisenoxihydroxide nehmen von beinahe null bis 100% innerhalb eines pH-Bereiches von 1-2 Einheiten zu. Systeme die reich an organischem Material sind, bedecken die Metalladsorptionskurven einen weiteren pH-Bereich ab als für anorganische Substrate.

Das Verhalten von Böden und/oder Abfällen gegenüber Säuren kann durch eine Art "Neutralisation" im Labor geprüft werden. Dazu wird der Abfall zerkleinert und portionsweise mit Säure – in der Regel eine starke Säure – versetzt.

In Analogie zur Titration von gelösten Stoffen kann dabei eine Kurve aufgezeichnet werden (automatisiert oder manuell). Diese "Titrationskurve" kombiniert zwei Faktoren: Auf der Abszisse ist der "Kapazitätsfaktor", der die Menge an zugesetzter starker Säure darstellt, während die Ordinate den "Intensitätsparameter pH darstellt.

In der Abbildung 5 wird eine derartige Titrationskurve am Beispiel von kalksteinhaltigen Böden dargestellt. Man erkennt eine Art Treppen- oder Stufenform des Kurvenverlaufes, die die einzelnen, im Boden vorhandenen Puffersubstanzen repräsentiert. Solange CaCO_3 vorhanden ist, werden zugeführte Protonen durch Lösungsreaktionen verbraucht, und der pH des Systems wird konstant bleiben (erste Pufferstufe, $A \rightarrow B$). Zwischen B und C werden die austauschbaren Plätze der Silikate und Tonminerale durch Hydrogenionen ersetzt. Zwischen C und D reagieren basische Silikate, Aluminiumsilikate und Aluminiumhydroxid-Verbindungen mit den H^+ -Ionen der Lösung. Dabei geht Aluminium in Lösung über. Wenn das Reservoir von verfügbarem Al erschöpft ist, verbraucht die Lösung von Eisenoxiden Hydrogenionen und verhindert dadurch für einige Zeit eine pH-Absenkung (dritte Pufferstufe, $E \rightarrow F$).

Abbildung 5: Titrationskurve eines Bodens



Langfristig betrachtet bewirken alle bedeutenden H^+ -konsumierenden Prozesse die Freisetzung von Kationen. Anzustreben ist eine Zusammensetzung von Abfällen, bei denen in diesem Fall fast nur unproblematische Ionen (K, Na, Ca, Mg) freigesetzt werden. Daher ist ein entsprechend großer Anteil an puffernden Alkali- und Erdalkaliverbindungen (entspricht auch einer großen Säureneutralisierungskapazität) von Bedeutung.

Mit den möglichen internen Faktoren, die die SNK beeinflussen, haben sich JAROS und HUBER (1997) näher beschäftigt. Sie kommen dabei zu folgenden Aussagen, welche für Schlacke aus MVA-Anlagen mit gutem Ausbrand gelten:

- Nur 5-10 % des organischen Kohlenstoffs erweisen sich als biologisch abbaubar (Sapromatversuch). Die dabei freiwerdende Säuremenge kann den pH-Wert nicht in einen Bereich absenken, in dem die Schwermetallmobilität wesentlich erhöht ist.
- Die in der Schlacke vorhandenen Sulfide werden rasch oxidiert. Aufgrund der geringen Gesamtmenge an Sulfiden kommt es zu keinem maßgeblichen Rückgang des pH-Wertes. Analoges gilt für eine potentielle Nitrifikation des Ammonium-N.
- Der Einfluß der Metallkorrosion auf die SNK ist gering.
- Die Carbonatisierung senkt den pH-Wert, mit langfristiger Annäherung an pH=8,3 bei gleichzeitiger, vollständiger Umwandlung von Calcit zu Bikarbonat. Die SNK bis pH=6,5 wird durch diese Prozesse nicht beeinflusst.

Der Einfluß von basischen Ca-Silikaten (inklusive C-A-S-H-Phasen) wird bei JAROS und HUBER nicht untersucht. Bei Betrachtung von langfristigen pH-Wert-Absenkungen bis auf pH=4 und 5 im Deponiekörper ist jedoch zu erwarten, daß bei der Reaktion von Portlandit zu basischen Ca-Silikaten der Großteil der SNK erhalten bleibt. Begründet werden kann dies mit der großen Verwitterungsanfälligkeit basischer Silikate (siehe auch Abschnitt 4.1): Die ursprünglich aus dem Portlandit stammenden OH-Gruppen stehen (bis auf wenige Ausnahmen) im Falle der Verwitterung letzten Endes wieder zur Neutralisation zur Verfügung.

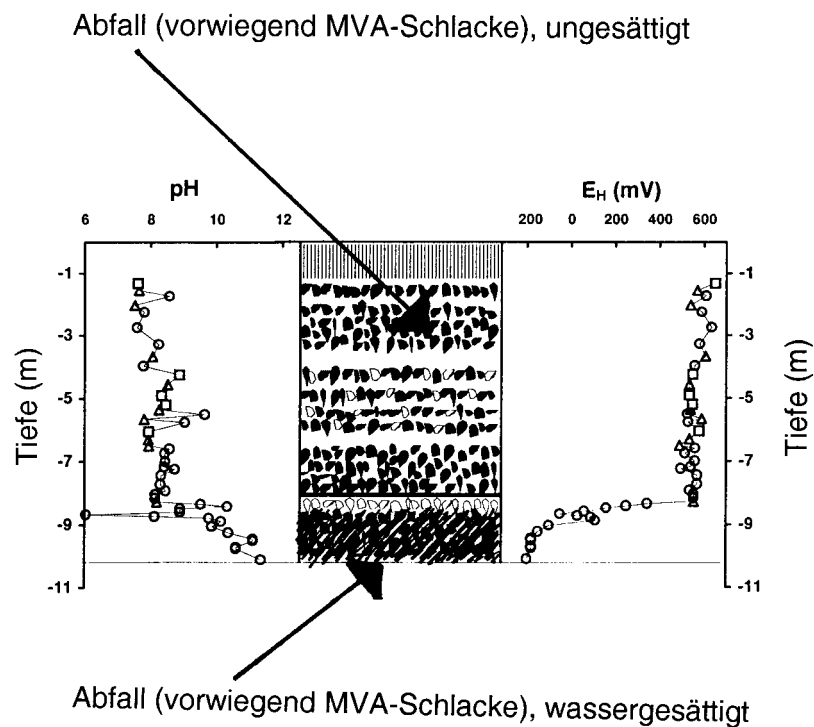
Zusammenfassend wird bei JAROS und HUBER festgestellt, daß der interne Faktor "chemische Restreaktivität" in der MVA-Schlacke keinen massiven Einfluß auf die Säureneutralisierungskapazität hat. Dies allerdings mit der Einschränkung, daß bei Schlacke mit schlechtem Ausbrand bzw. höherem organischem Anteil durchaus Reaktionen eintreten könnten, die die SNK bereits innerhalb von Jahren oder Dekaden verringern.

Bei Alterungsversuchen (HUBER und JAROS, 1997) wird ein Rückgang der SNK durch relativ rasch ablaufende (Wochen bis Monate) Reaktionen von maximal 11 % beobachtet.

3.2.3 Diskussion weiterer Faktoren und Prozesse

Bohrungen in einer 20 Jahre alten Deponie in Dänemark, die hauptsächlich Schrott, Asche und Schlacke aus einer MVA-Anlage enthält, zeigen auf, daß eine **Unterdrückung der Carbonatisierung auftreten kann, wenn der Deponiekörper wassergesättigt ist** (MEIMA, BUS et al., 1997). In der wassergesättigten Zone im untersten Bereich der Deponie findet man ein deutlich alkalisches, reduzierendes Milieu vor. Dagegen kann in der ungesättigten Zone der Zutritt von CO₂ ungehindert stattfinden. Daraus ergeben sich bei der vorliegenden Deponie pH-Werte zwischen etwa pH=7 und pH=9, mit Häufung der Werte um pH=8 in der ungesättigten Zone. Man beachte jedoch, daß die Deponie vor 18 bis 22 Jahren verfüllt wurde, und die Anforderungen an den Ausbrand bzw. Betrieb von MVA-Anlagen sich von den heutigen Anforderungen unterscheiden. Möglicherweise wurde daher in dieser Deponie CO₂ durch biologischen Abbau gebildet.

Abbildung 6: pH- und Eh-Wert in einer Deponie von Verbrennungsrückständen, nach MEIMA und BUS (1997), graphisch modifiziert.



Für den Fall von Einstau von Sickerwasser ist daher mit einer veränderten Dynamik der Prozesse in der Deponie, zumindest innerhalb von Jahren und Dekaden, zu rechnen. Es treten auch Auswirkungen auf die Verwitterungsprozesse ein, wie die folgende Tabelle zeigt.

Tabelle 2: Prozesse und Mobilität in Abhängigkeit von der Sättigung der Poren mit Wasser, nach ZEVENBERGEN (1998)

Environment	Dominierende Prozesse	Mobilität der Hauptbestandteile	Mineralogie
Wassergesättigt Alkalisch Reduzierend Kleine Infiltrationsrate	Hydrolyse → Portlandit Ettringit-Bildung Hydratation und Hydrolyse von Gläsern Bildung von Zeolith Redoxvorgänge	Groß: Si, Al, Na, K Gering: Ca, Mg, (Fe), Sulfat	Ettringit Ca-Zeolithe Sepiolith Analcim Brucit
Ungesättigt Alkalisch bis neutral Oxidierend-reduzierend Große Infiltrationsrate	Carbonatisierung Hydratation und Hydrolyse von Gläsern Bildung von "2:1-Tonmineralen" a) Redoxvorgänge	Groß: Ca, Mg Mittel: Si, Fe Gering: Al	Calcit Dolomit "2:1-Tonmin." Gips Analcim

a) zum Beispiel: Illit.

Die Tabelle basiert auf mineralogischen und chemischen Untersuchungen von frischen und 12 a alten Proben von MVA-Schlacke.

Es sei angemerkt, daß bei Sättigung der Poren oder auch bei sehr geringer Durchlässigkeit gegenüber Gasen bei verfestigten bzw. konditionierten Verbrennungsrückständen ebenfalls ein reduzierendes Milieu und damit die oben in der ersten Zeile der Tabelle genannten Effekte zu erwarten sind.

Für die Überlegung, welche Schwermetalle in welchen Phasen der Deponie freigesetzt werden, können in vielen Fällen aus den Fällungsgleichgewichten der Verbindungen der Metalle mit den wichtigsten Anionen, d.h. OH^- , CO_3^{2-} , SO_4^{2-} und Cl^- (im reduzierenden Milieu auch S^{2-}) die Löslichkeiten bzw. Gleichgewichtskonzentrationen abgeschätzt werden. Die Konstanten für diese Fällungsgleichgewichte ("Löslichkeitsprodukte") sind bereits in der chemischen Literatur vorhanden.

Nach MEIMA und COMANS (1997) kann das Verhalten von Mo, Pb und Cu in gealterter MVA-Schlacke aber am ehesten durch ihr **Adsorptionsverhalten** an Al- und Fe-Hydroxiden (Gibbsit, Ferrihydrit) erklärt werden. Bei Cd wiederum entspricht die im Labor beobachtete Löslichkeit eher dem Fällungsgleichgewicht für Cadmiumcarbonat; auch für Pb kann die Konzentration in Eluaten eher durch die Löslichkeit PbCO_3 erklärt werden (JOHNSON et al., 1996). Letzten Endes ist bei einigen Elementen die Gleichgewichtskonzentration eher durch Carbonat-, Sulfat- und Hydroxidfällung, bei anderen wiederum eher durch Adsorption bestimmt. Für einzelne Elemente (z.B. Cu) sind zusätzlich auch organische Komplexbildner wichtige Einflußgrößen.

Entscheidenden Einfluß auf das Verhalten der Stoffe in der Deponie hat auch der Wasser- und Wärmehaushalt. Auf der Basis der Untersuchungen von JOHNSON (1998) über den Wasserhaushalt einer Schackendeponie müssen geochemische Modelle, die auf der Annahme einer gleichmäßigen Durchsickerung beruhen, revidiert werden. JOHNSON beobachtete die Schlackendeponie Lostorf über einen Zeitraum von einem Jahr und stellte fest, ein Teil des in die Deponie eindringenden Wassers direkt (auf "bevorzugten Sickerwegen") den Deponiekörper passiert, während der andere Anteil des Wassers über längere Zeit hinweg (Größenordnung der

Verweilzeit: Jahre) mit dem Abfall in Kontakt bleibt. Der Deponiekörper ist sehr heterogen und die Wasserwegsamkeiten in der Deponie sind daher entsprechend komplex.

JOHNSON (1998) vertritt dabei die Auffassung, daß dennoch geochemische Modelle, die auf der Einstellung chemischer Gleichgewichte im Deponiekörper aufbauen, verwendet werden können. Sicherlich wird aber eine Revision bzw. Korrektur der bis dato vorhandenen Abschätzungen über die langfristigen Stoffflüsse und Zeithorizonte erforderlich sein.

Grundsätzlich gilt, daß bei größerer Infiltrationsrate werden mehr Säureäquivalente auf dem Wasserpfad in den Deponie transportiert. Dies bedeutet in der Anfangsphase eine raschere Neutralisation, und bei Betrachtung langer Zeithorizonte einen rascheren Abbau des Carbonatpuffers. Der Zusammenhang zwischen Infiltrationsrate und Abbau des Carbonatpuffers wird auch in Tabelle 4 ersichtlich.

Die Erwärmung des Deponiekörpers kann zum lokalen Rückgang des Wassergehaltes auf 5 % und darunter führen, und zur Ausfällung bereits gelöster Stoffe, insbesondere auch Chlorid (BACCINI et al., 1994). Es ist anzunehmen, daß diese – durch exotherme Reaktionen bedingte – Austrocknung auch zu einem Stillstand oder einer Verzögerung aller Prozesse führt, an denen Wasser beteiligt ist.

Das Redoxpotential ist für einige toxikologisch relevante Elemente ein wichtiger Faktor bei der Fixierung bzw. Mobilisierung der entsprechenden Verbindungen. Beispielsweise kann in reduzierendem Milieu, also bei geringen Eh-Werten, Sulfat zu Sulfid reduziert werden, wodurch Pb- oder Cd- Ionen, die vorher in Lösung befanden, ausgefällt werden. Redox-Veränderungen können mobilisierend wirken oder auch zur Verringerung der Emissionen beitragen. Die nun folgende Tabelle zeigt das Verhalten zahlreicher Elemente bei Oxidation von Abfällen (auch MVA-Schlacke) bei Wasserstoffperoxid-Zugabe im Labor. Durch solche und ähnliche Modifizierung von Redoxzuständen im Laborversuch kann zumindest ein Trend abgeschätzt werden. Im vorliegenden Beispiel kann der Trend zur Oxidation/Mobilisierung bei langfristiger chemischer Einwirkung von Sauerstoff (Luft) und/oder von im Niederschlag gelösten Stickoxiden abgelesen werden.

Tabelle 3: Beispiel zum Redoxverhalten von Elementen: Auswirkungen der künstlichen Oxidation auf die Auslaugbarkeit gemäß FÄLLMANN (1997):

Anstieg des ausgelaugten Anteiles durch Oxidation (95 % Signifikanz) Oxidationsmittel: H ₂ O ₂				Verringerung des ausgelaugten Anteiles durch Oxidation (95 % Signifikanz) Oxidationsmittel: H ₂ O ₂			
Hoch-ofen-schlacke	Stahl-schlacke	MVA-Schlacke (Rostf.)	Holz-asche	Hoch-ofen-schlacke	Stahl-schlacke	MVA-Schlacke (Rostf.)	Holz-Asche
Cu	Al	As	As	Fe	Fe	Al	Ba
K	Ba	Cr	Co		Mg	Fe	Ca
Na	Cd	Cu	Cr		Mn	Mg	K
	Cr	V	Mn			Mn	Mg
	Cu		V			Na	Na
	Na					Si	S
	Ni					Zn	Si
	S						Zn
	Si						
	V						

3.2.4 Zusammenfassende Diskussion der langfristigen Entwicklung des pH-Wertes und der Mobilisierung von Schwermetallen

BELEVI und BACCINI (1991) vertreten im Jahr 1991 noch die Auffassung, daß ein TOC-Gehalt in der Schlacke von 10 bis 20 g/kg zu einer Absenkung der pH-Werte führen kann. In der Zwischenzeit wurde in mehreren Untersuchungen (z.B. PRIESTER, 1996) der Nachweis erbracht, daß bei gutem Ausbrand elementarer oder nicht abbaubarer Kohlenstoff anteilmäßig überwiegt. Ebenso ist nach HUBER und JAROS (1997) aufgrund der geringen Anteile an biologisch abbaubarem Material bei gutem Ausbrand keine Verringerung des pH-Wertes zu befürchten. Unter der Voraussetzung der Monodeponie von Verbrennungsrückständen moderner Anlagen ist damit über lange Zeithorizonte (siehe auch Tabelle 4) eine Pufferung durch Carbonate gegeben.

Durch die Heterogenität des Deponiekörpers ist der Wasserhaushalt von Abfalldeponien allerdings komplex. Diese Tatsache ist inzwischen auch für Schlacke-Deponien nachgewiesen. Ein linearer Zusammenhang zwischen Infiltrationsrate und Neutralisation darf nach neuesten Erkenntnissen nicht mehr erwartet werden. Dennoch können die bisher vorliegenden Schätzungen unter der Annahme, daß im Extremfall alle mit dem Wasser beförderten H⁺-Ionen mit dem Abfall reagieren, als "pessimistische Schätzungen" für die **Größenordnung** der Dauer der Wirksamkeit des Carbonatpuffers verwendet werden.

Für den Aufzehrung des Carbonatpuffers in Deponien sind bisher in der abfallwirtschaftlichen Literatur zwei Modelle vorhanden.

Modell A): Im Niederschlag befindet sich eine bestimmte Säuremenge, die sich größenordnungsmäßig durch den pH-Wert des Niederschlages abschätzen läßt. Die spezifische (pro Flächeneinheit in die Deponie eindringende) Säuremenge kann aus der Infiltrationsrate abgeschätzt werden.

Bei diesem Modell erfolgt die Zufuhr von Säuren und säurebildenden Oxiden (CO_2 , SO_2 , NO_x) in die Deponie ausschließlich auf dem Wasserpfad. Dies entspricht jedoch nicht der Realität. Ein Stoffaustausch erfolgt schließlich auch über die Bodenluft bzw. über das freie Porenvolumen der abgelagerten Abfälle, z.B. durch Diffusion und natürliche atmosphärische Druckschwankungen. In der Bodenluft sind weiters teilweise deutlich höhere CO_2 -Gehalte gegenüber der Atmosphäre vorhanden. Somit ist dem Modell B) der Vorzug zu geben:

Modell B): Für bestimmte CO_2 -Gehalte in der Gasphase der Deponie (im Porenraum) können auf Basis der Gesetzmäßigkeiten des Kalk-Kohlensäure-Gleichgewichtes Hydrogencarbonat-Konzentrationen berechnet werden. Daraus wird wiederum die Hydrogencarbonat-Fracht, die pro Flächeneinheit und Zeiteinheit an der Deponiebasis austritt, berechnet.

Unter Verwendung eines Ansatzes gemäß Modell B) ergeben sich folgende Zeiten bis zur Entleerung des Carbonatpuffers (HUBER, 1998):

Tabelle 4: Zeithorizonte für die Entleerung des Carbonatpuffers von MVA-Schlacke

Karbonatgesamtgehalt: 1 mol CO_3 / kg Schlacke			Szenario 1: Höhe 1 m Infiltration: 700 $\text{l/m}^2\text{a}$	Szenario 2: Höhe 20 m Infiltration: 70 $\text{l/m}^2\text{a}$
CO_2 - Partialdruck	pH-Wert (nach Gleichgewichts- einstellung)	Löslichkeit von HCO_3^- [mol/l]	Dauer der Pufferauswaschung:	
$\text{pCO}_2 = 0,03 \%$	8,3	0,002	1300 Jahre	250 000 Jahre
$\text{pCO}_2 = 0,2 \%$	7,8	0,004	700 Jahre	130 000 Jahre
$\text{pCO}_2 = 0,7 \%$	7,4	0,005	500 Jahre	100 000 Jahre

Wie zu erwarten ist, ergeben sich aufgrund der sehr unterschiedlichen Szenarien (Höhen 1m bis 20 m; Infiltration um eine Zehnerpotenz variiert) stark unterschiedliche Zeiten. Die Höhe von 1 m entspricht dabei eher einem Verwertungs-Szenario als der Ablagerung.

Außer dem pH-Wert und dem Kapazitätsfaktor SNK sind folgende Faktoren für die Freisetzung von Metallverbindungen bedeutend:

- Fällungsreaktionen mit den in der Deponie vorhandenen Hydroxid- (OH^-), Sulfat (SO_4^{2-}), Carbonat (CO_3^{2-}) und Sulfidionen (S^{2-})
- Adsorption an amorphen, durch die Verwitterung gebildeten Mineralphasen
- Komplexierung

Für die Beurteilung des Langzeitverhaltens von Metallen fehlt jedoch derzeit noch eine Speziierung der Metallphasen in den Abfällen. Nach ZELTNER (1998) sowie AUGSBURG et al. (1997) wurde eine Speziierung von Phasen im Abfall bisher nur für folgende Elemente durchgeführt:

Fe, Cu, S und C.

Für alle übrigen Elemente fehlt eine Speziierung bzw. diese ist nur unzureichend. Eine Speziierung würde auch ausschließen, daß man in die Bewertung Stoffanteile einbezieht, die wohl kaum nennenswert zum Deponieverhalten beitragen (z.B. in Edelstahl gebundenes Cr und Mo,

metallisches Cu). Umgekehrt würde eine Speziierung langfristig labile Phasen (z.B. oxidations- oder hydrolyseempfindliche Phasen) erkennbar machen.

Alternativ zu einer umfassenden Speziierung wäre eine Beurteilung des Deponieverhaltens unter Verwendung folgender Prüfmethode ein möglicher Weg:

- Überprüfung der pH-abhängigen Auslaugung
- Überprüfung der Eh-abhängigen Auslaugung
- Bestimmung der Gesamtgehalte bzw. eines königswasserlöslichen Anteils
- Bestimmung von einzelnen kapazitätsbestimmenden Faktoren (SNK....)
- Bestimmung physikalischer Stabilitätskriterien und Kennwerte, z.B. Druckfestigkeit, Durchlässigkeit

Methoden, die auch eine mögliche Erosion durch Wind berücksichtigen, sind derzeit noch nicht verfügbar.

Auf die Diskussion von Beurteilungskriterien bei VAN der SLOOT et al. (1997) und durch unsere Abteilung (MOSTBAUER, SABBAS et al., 1999), sowie auf den in Abschnitt 2 definierten Begriff "Szenario" sei in diesem Zusammenhang hingewiesen.

Zusätzlich kann die Frage aufgeworfen werden, ob die Abfallwirtschaft anorganische Schadstoffe bei der Bewertung des Deponieverhaltens nicht zu sehr in den Vordergrund gestellt hat. Man beachte, daß bei Altlasten persistente organische Schadstoffe (z.B. CKW) bisher häufiger zu massiveren Umweltschäden geführt haben als anorganische Schadstoffe.

Die Faktoren für die Freisetzung von organischen Schadstoffen aus einer anorganischen Matrix sind dagegen primär für Böden erforscht. Die in der Schadstoff-Forschung für die Environments Boden und Sediment vorhandenen Daten und Erkenntnisse sind umfangreich, müßten jedoch vor einer Übertragung auf das Deponie-Environments sorgfältig geprüft werden.

Die Möglichkeit einer primär mechanischen Erosion des Deponiekörpers und eines damit verbundenen Stoffaustrages wird in der abfallwirtschaftlichen Literatur bisher nur vereinzelt betrachtet (BACCINI et al., 1992); eine begründete Quantifizierung möglicher Emissionen ist bisher nicht vorhanden. Prozesse und Faktoren bezüglich Erosion durch Wind und/oder Wasser werden in der vorliegenden Studie daher im Abschnitt 3 besprochen.

Literatur zu Abschnitt 3.2

AUGSBURG A., KÖSTER R., AMME M., EBERLE S.(1997): Mobilität und Festphasenspeziation von Kupfer aus Schlacken der Hausmüllverbrennung. Müll und Abfall 29 H.3 S.144-153.

BACCINI P., BELEVI H., LICHTENSTEIGER T.(1992): Die Deponie in einer ökologisch orientierten Volkswirtschaft. GAIA I (1992) No.1, S.34-49.

BACCINI P., LICHTENSTEIGER T., JOHNSON A., BELEVI H. et al. (1994): Deponierung fester Rückstände aus der Abfallwirtschaft. – Endlagerqualität am Beispiel Müllschlacke. Unterlagen zum Weiterbildungskurs und Workshop in der Kartause Ittingen, 14.-16.Sept. 1993. Hrsg: BACCINI / GAMPER / ETH Zürich. Hochschulverlag AG der ETH Zürich.

BELEVI H., BACCINI P.(1989): Long-term behavior of municipal solid waste landfills. Waste management & research 1989, 7, 43-56.

BELEVI H., BACCINI P.(1991): Long-term assessment of leachates from MSW landfills and bottom ash monofills. Journal of resource management and technology. Vol.19, No.2, S. 68-73.

BELEVI H., JOHNSON A., LICHTENSTEIGER T.(1992): Emissionsabschätzung für Kehrichtschlacke (Projekt EKESA). Hrsg.: Auftraggebergemeinschaft. Projektleitung: STÄUBLI, Amt für Gewässerschutz und Wasserbau, Zürich.

BRUNNER P.(1992): Wo stehen wir auf dem Weg zur "Endlagerqualität" ? Österreichische Wasserwirtschaft, Jahrgang 44, Heft 9/10.

FÄLLMANN A.-M.(1997): Characterisation of residues. Release of contaminants from slags and ashes. AFR-Report 160. Department of Physics and Measurement Technology, Linköping, Schweden.

FÖRSTNER U.(1995): Non-linear release of metals from aquatic sediments. In: SALOMONS und STIGLIANI (1995).

HUBER H.(1998): Development of pH and alkalinity in bottom ash – Simulation of the long term behaviour. Waste Reports 8/98, S.19-26. Hrsg.: P.LECHNER / Abteilung Abfallwirtschaft, Universität für Bodenkultur, Wien.

HUBER H., LECHNER P.(1998): Untersuchung der anorganischen und biologischen Restaktivität von unterschiedlich vorbehandelten Verbrennungsrückständen. Unveröffentlichte Studie, Abteilung Abfallwirtschaft, Universität für Bodenkultur, Wien.

JAROS M., HUBER H.(1997): Emissionsverhalten von MVA-Schlacke nach forcierter Alterung. Waste Reports No.6 – Dez.97. Hrsg.: P.LECHNER, Abteilung Abfallwirtschaft, Universität für Bodenkultur, Wien.

JOHNSON A., BRANDENBERGER S., BACCINI P.(1995): Acid neutralizing capacity of municipal waste incinerator bottom ash. Environmental science & technology, Vol.29 No.1, S.142-146.

JOHNSON A., KERSTEN M., ZIEGLER F., MOOR H.(1996): Leaching behaviour and solubility. Waste Management Vol.16.No1-3, s.129-134.

MEIMA J.(1997): Geochemical modelling and identification of leaching processes in MSWI bottom ash. Diss., Universität Utrecht.

MEIMA J., COMANS R.(1997): Application of surface complexation/precipitation modelling to contaminant leaching from weathered municipal solid waste incinerator bottom ash. In: MEIMA (1997).

MEIMA J., BUS M., ZEVENBERGEN C., BRADLEY J., HJELMAR O., VAN der SLOOT H., COMANS R.(1997): Geochemical processes controlling the leaching of contaminants in a 20-year old disposal of MSWI residues. In: MEIMA (1997).

MOSTBAUER P., SABBAS T., ZACH A., LECHNER P.(1999): Vergleich des Schutzniveaus der Österreichischen Deponieverordnung mit der EU-Richtlinie zur Ablagerung von Abfällen (Council Directive on the landfill of waste). Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie.

n.n.(1991): Projekt IMRA: Immobilisierung von Rauchgasreinigungsrückständen aus Kehrichtverbrennungsanlagen. Bearbeitung: MBT Umwelttechnik AG und weitere Autoren, Zürich. Auftraggeber: Auftraggebergemeinschaft, inklusive Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern.

PRIESTER T., KÖSTER R., EBERLE S.(1996): Charakterisierung kohlenstoffhaltiger Bestandteile in Hausmüllverbrennungsschlacken unter besonderer Berücksichtigung organischer Stoffe. Müll und Abfall 6/96, S.387-398.

SALOMONS W., STIGLIANI W.M.(1995): Biogeodynamics of pollutants in soils and sediments. Springer-Verlag.

TURK M.(1995): Maintaining proper landfill drainage by aerobic waste pretreatment. Sardinia 95. Proceedings of the 5 th international landfill symposium, Cagliari, S.667-680. Hrsg.: CHRISTENSEN / COSSU / STEGMANN / CISA.

VAN der SLOOT H.A, KOSSON D.S., CNUBBEN P., HOEDE D., HJELMAR O.(1997): Waste characterization to modify waste quality prior to disposal. Sardinia 97. Proceedings of the 6 th international landfill symposium, Cagliari, S.315-328. Hrsg.: CHRISTENSEN / COSSU / STEGMANN / CISA.

VAN der SLOOT H.A., HEASMAN L., QUEVAUVILLER Ph. (1997): Harmonization of leaching / extraction tests. Studies in environmental science 70, Elsevier, 1997.

ZELTNER C.(1998): Petrologische Evaluation der thermischen Behandlung von Siedlungsabfällen über Schmelzprozesse. Dissertation Nr.12688, ETH Zürich.

ZEVENBERGEN C.(1998): Weathering of MSWI bottom ash with emphasis on clay formation. Waste Reports 8/98, S.36-41. Hrsg.: P.LECHNER / Abteilung Abfallwirtschaft, Universität für Bodenkultur, Wien.

3.3 Aussagen und Abschätzungen zum Langzeitverhalten von Müll und Klärschlamm in Deponien

3.3.1 Phasen und Dauer des biologischen Abbaus

Das Verhalten von Abfällen, die neben anorganischen Bestandteilen auch abbaubare organische Substanz enthalten, wird zumindest innerhalb von Jahren und Jahrzehnten nach der Ablagerung durch biologische Prozesse geprägt. Abbauprozesse führen zur Erwärmung des Deponiekörpers, zur Bildung von Deponiegas und zur vorübergehenden Anreicherung organischer Stoffe im Sickerwasser.

Es können mehrere Phasen des biologischen Abbaus der Abfälle unterschieden werden. Im einfachsten Fall kann aufgrund der Sickerwasserzusammensetzung zwischen "jungen" und "alten" Deponien unterschieden werden (z.B.: EHRIG, 1978). "Junge" Deponien befinden sich in einem Stadium anoxischer bis anaerober Gärungsvorgänge, bei denen Carbonsäuren und Ammonium aus abbaubaren Stoffen intensiver als später freigesetzt werden, auch "**saure Phase**" genannt. "Alte" Deponien sind – wenn mit "alt" etwa 5 Jahre bis zu mehreren Jahrzehnten zu verstehen ist – in Bezug auf säurebildende Gärungsvorgänge deutlich weniger aktiv und weisen fallende CSB- und Ammoniumkonzentrationen im Sickerwasser auf. Die Gasbildung steigt zunächst an und ist dann allmählich rückläufig ("**Methanphase**").

Bei einer näheren Analyse der Vorgänge im Deponiekörper aus der Sicht der Biochemie können nicht zwei, sondern mehrere, z.B. vier bis sechs Phasen unterscheiden werden.

KRUSE (1994) bezieht sich bei der Klassifizierung der Vorgängen in Deponien primär auf die Ergebnisse von Langzeit-Laborversuchen, die von STEGMANN sowie von KRUSE selbst durchgeführt worden sind. Sehr lange Zeithorizonte bleiben in dieser Klassifikation unberücksichtigt. Eine Einteilung in die folgenden vier Phasen wird vorgeschlagen (wörtlich zitiert):

Phase 1. "Versäuerungsphase"

- Absinken des pH-Wertes in den sauren pH-Bereich
- Maximum der organischen Belastung des Sickerwasser

Phase 2 "Wachstumsphase"

- Beginn: Anstieg des pH-Wertes
- Sprunghafte Abnahme der SO_4 -Konzentrationen
- Sprunghafte Abnahme der CSB-Gehalte
- Weiterhin hohes Verhältnis von BSB_5/CSB
- Anstieg der Methangehalte
- Anstieg der Gasproduktion
- Oft relatives Minimum der NH_4^+ -Ganglinie
- Ende: pH-Wert erreicht den Neutralpunkt

Phase 3 "Stabilisierungsphase"

- Beginn: pH-Wert erreicht den Neutralpunkt
- BSB_5/CSB -Verhältnis beginnt deutlich zu fallen
- Maximum der Gasproduktion mit anschließender Abnahme
- Ende: BSB_5/CSB -Verhältnis erreicht einen Wert von rund 0,2

Phase 4: "Zerfallsphase"

- Beginn: BSB_5/CSB -Verhältnis erreicht einen Wert von rund 0,2
- Konzentration der Sickerwasser-Inhaltsstoffe zeigen abklingenden Trend
- Methankonzentrationen leicht ansteigend
- pH-Wert leicht abfallend

Gemäß FÖRSTNER, 1995 bzw. CHRISTENSEN und KJELDSEN, 1989 sind folgende Phasen zu unterscheiden:

- In einer kurzen **aeroben Phase** nach der Ablagerung werden die organischen Bestandteile durch den vorhandenen Luftsauerstoff in Kohlendioxid und Wasser umgewandelt
- In einer **ersten anaeroben Phase** nimmt die Aktivität fermentativer und acetogener Bakterien zu. Es bilden sich flüchtige Carbonsäuren, Kohlendioxid und etwas Wasserstoff. Die saure Reaktion kann verstärkt Schwermetalle freisetzen.
- Im weiteren Verlauf der Anaerobie nimmt die Aktivität der **methanogenen** Bakterien zu. Durch die Bildung von Schwefelwasserstoff und gleichzeitige Erhöhung des pH-Wertes nimmt die Löslichkeit der Schwermetalle ab.
- Die **Methanbildung stabilisiert sich**
- Am Ende der Entwicklung bleiben nur noch schwer abbaubare organische Stoffe zurück; allmählich können wieder **Stickstoff und Sauerstoff** aus der Atmosphäre in den Deponiekörper diffundieren.

Nach LECHNER und BIDLINGMAIER (1996) ist eine weitere Phase zu nennen. Eine sogenannte **"Ausklingsphase"** in der die biologische Aktivität meßbar zurückgeht schließt an die Phase der stabilen Methanbildung an, bevor noch (in längeren Zeithorizonten) der Deponiekörper eventuell aerob wird. Die "Ausklingsphase" deckt sich auch mit Beobachtungen älterer Deponien und Lysimeterversuchen. "Zerfallsphase" gemäß KRUSE und die "Ausklingsphase" sind als ident anzusehen und werden in den allermeisten Fällen vor einer möglichen, neuerlichen anaeroben Phase eintreten.

Zeithorizonte / Geschwindigkeit der Prozesse

Nach dem derzeitigen Wissensstand können keine allgemeingültigen Zeithorizonte für jeder der genannten Phasen angegeben werden. Die wichtigsten Faktoren, die den Abbau und damit auch das Deponieverhalten zumindest über mehrere Dekaden hinweg beeinflussen, sind:

- Wassergehalt (Niederschlag, Wassergehalt der Abfälle, Sickerwasserkreislauf)
- Temperatur
- Toxische Effekte bzw. Hemmung des biologischen Abbaus

Wenn einer dieser genannten Faktoren einen Extremwert erreicht, dann kann die gesamte Dynamik der Prozesse in der Deponie empfindlich gestört werden. So kann z.B. nach Austrocknung des Deponiekörpers der biologische Prozeß solange erheblich verzögert werden, bis erneut Wasser in ausreichender Menge verfügbar ist. Die nun folgenden Überlegungen bzw. Hypothesen zur Geschwindigkeit der Prozesse beziehen sich auf den "Normalfall", charakterisiert durch:

- Perkolation bzw. Wasserzutritt zum Deponiekörper (mit oder ohne Einstau des Sickerwassers)
- Dimensionen des Deponiekörpers ausreichend für das Erreichen mesophiler oder thermophiler anaerober Vorgänge ("Temperaturstau")
- Keine nennenswerten toxischen Effekte (Ausnahme: Mikroenvironmente).

Auch wenn diese Voraussetzungen erfüllt sind, können von Fall zu Fall anfängliche Verzögerungen (lag-Phasen, langsamere Wachstumsphasen) auftreten, insbesondere, wenn eine zu intensive saure Gärung eintritt oder für den Fall, daß die Nährstoffverhältnisse unausgewogen sind.

Es existieren derzeit unterschiedliche Modellansätze zur **Geschwindigkeit des biologischen Abbaues** im "Normalfall". Nicht für die Anfangsphase, aber zumindest für die Zeit nach der Überschreitung der maximalen Gasbildung können nach EHRIG (1991) und RETTENBERGER (1988) Exponentialfunktionen den Verlauf gut beschreiben.

Die Exponentialfunktion hat dabei (vereinfachend dargestellt) die Form (RETTENBERGER, 1988):

$$G_t = G_e \times (1 - 10^{-k \times t})$$

G_t bis zur Zeit t gebildete spezifische Deponiegasmenge (m^3/t)

G_e "Gaspotential"

k Abbaukonstante

t Zeit in Jahren

Für den Fall der Gültigkeit einfacher Exponentialgesetze beim Abbau besteht auch die Möglichkeit, das Verhalten diverser Stoffe in Abfalldeponien durch die Angabe einer "biologischen Halbwertszeit" – in Analogie zum radioaktiven Zerfall – zu beschreiben.

Eine Sammlung von Daten zur biologischen Halbwertszeit von Stoffen in Deponien findet sich bei EHRIG (1991, Datenquellen siehe dort). Je nach Art des Substrates werden hierbei Halbwertszeiten zwischen 0,4 a (Vegetabilien, Gras) und bis zu 25 a (mäßig abbaubare Substrate) genannt. Nur in einem Einzelfall wird – und zwar für Holz – die Halbwertszeit mit "20 bis 100 a" beziffert. Es ist ein unmittelbarer Zusammenhang zwischen dieser Halbwertszeit und der Gasbildung in Deponien gegeben. Es bestehen aber teilweise erhebliche Differenzen zwischen diesen Literaturdaten und den bei KRUSE (1994) angegebenen Halbwertszeiten. Beispielsweise werden folgende Halbwertszeit im anaeroben Laborversuch bei KRUSE angegeben (Lag-Phase nicht berücksichtigt):

Papier 20 bis 36 d (und in einem Einzelfall 58 d)

Holzspäne 20 bis 30 d

Andererseits wurden diese Fraktionen in der Literatur oft als "mäßig abbaubar" eingestuft. Die Abweichung von den bei EHRIG gesammelten Daten (Halbwertszeiten von Dekaden !) ist groß – kann jedoch teilweise mit der Abhängigkeit der Geschwindigkeit von der Korngröße (große Holzteile → langsamer Abbau) erklärt werden.

FÖRSTNER (1995) beziffert die Dauer der Gasbildung mit "ca. 10 bis 25 Jahren", was für eine anschauliche Darstellung ausreichen dürfte, jedoch eine subjektive Wertung bezüglich des "Endes" der Gasbildung beinhaltet.

Die Modellierung des biologischen Abbaues mittels einer einzigen Exponentialfunktion ist möglicherweise nicht ausreichend. KRUSE (1994) stellt fest, daß eine Funktion, die aus zwei Exponentialfunktionen zusammensetzt, die Gasbildung im Langzeit-Lysimeterversuch besser beschreiben kann als eine einfache Funktion. Dies ist naheliegend, wenn man als Arbeitshypothese annimmt, der Abfall sei aus einer "rasch abbaubaren Fraktion" und einer "langsam abbaubaren Fraktion" zusammengesetzt, und diesen beiden Fraktionen jeweils eine Halbwertszeit zuschreibt.

Das von KRUSE (1994) vorgeschlagene Modell unterscheidet sich besonders bei der Betrachtung längerer Zeithorizonte von den älteren Modellen. Ausgehend von KRUSE sowie von Überlegungen von HUBER (1995) wird derzeit an unserer Abteilung ein neuer Rechenansatz zur Prognose der zeitlichen Entwicklung der Gasfreisetzung erarbeitet (MOSTBAUER, 1999).

Wie bereits erwähnt, schließt an die anaeroben Phasen möglicherweise eine Phase an, in der erneut Luftsaurestoff in die Deponie eintritt, der von Mikroorganismen zur Oxidation verwendet wird. Wie lange diese neuerliche aerobe Phase dauern kann bzw. ob dadurch das Deponieverhalten maßgeblich beeinflusst wird, ist derzeit nicht bekannt. Sicher ist nur, daß Oxidation ein bedeutender Einflußfaktor bei der Mineralisierung von Ammonium und beim Auslaugverhalten von Metallverbindungen ist.

3.3.2 Die Mülldeponie jenseits der biologischen Abbauphasen

Nach Beendigung der Gasbildung dominiert in humiden Klimata über Jahrhunderte vermutlich der Wasserpfad (Perkolation, Diffusion) bei der Freisetzung von Schadstoffen über andere mögliche Freisetzungsmechanismen, wie z.B. Verwehung und Diffusion in der Gasphase. In einigen abfallwirtschaftlichen Expertisen wurde daher der Versuch unternommen, unter Anwendung einfacher Modelle mittelfristige Entwicklungen im Sickerwasser vorherzusagen bzw. abzuschätzen.

Man beachte, daß die jeweilige Mobilisierungsrate (die Mobilisierungsrate wird z.B. in mg/kgTS*d angegeben) abhängig ist von

- Der Sickerwasserneubildung bzw. Sickerwasserspende
- Der pro Flächeneinheit abgelagerten Masse (t/m^2) oder auch der Höhe der Deponie (Schütthöhe in m) und der Einbaudichte (t/m^3).

Prognosen haben also nur für eine bestimmte Sickerwasserneubildung (und damit für ein bestimmtes Klima) und eine bestimmte Schütthöhe Gültigkeit. Soweit als möglich, werden diese beiden Modellvoraussetzungen bei den nun folgenden Abschätzungen angegeben. Für eine Bewertung der Emissionen liegen weiters in verschiedenen Ländern verschiedene Maßstäbe vor, bzw. der zu erreichende **"Zielwert" im Sickerwasser wird von den Autoren verschieden definiert.**

Eine der häufig zitierten Veröffentlichungen auf diesem Gebiet ist die Arbeit von BELEVI und BACCINI (1989). Von den Autoren als *"grobe Abschätzung"* und *"Erstversuch"* verstanden, waren die errechneten möglichen Zeithorizonte bis zur Erreichung des "Endlagers" doch Anlaß für ernstzunehmende Diskussionen in der Abfallwirtschaft.

Für die Abschätzung des Langzeitverhaltens wurde der Deponiekörper als halbkontinuierlich betriebener Festbettreaktor modelliert. Es wurde eine Masse von 20 t pro m^2 (korrespondierend mit einer Schütthöhe verdichteten Abfalls von ca. 20 m) angenommen.

Der Modellierung gingen Untersuchungen des Wasser- und Stoffhaushaltes an vier Deponieabschnitten in der Schweiz voraus (BACCINI et al, 1987). Hierbei wurden Deponien im Kanton Uttigen ausgewählt, deren Input fast ausschließlich aus Hausmüll bestand. Die mittlere Verweilzeit des Mülls in der Deponie betrug zum Zeitpunkt der Probenahme der Sickerwässer in einem der Abschnitte nur 0.8 Jahre, in anderen Abschnitten 5.0, 6.8 und 9.4 Jahre.

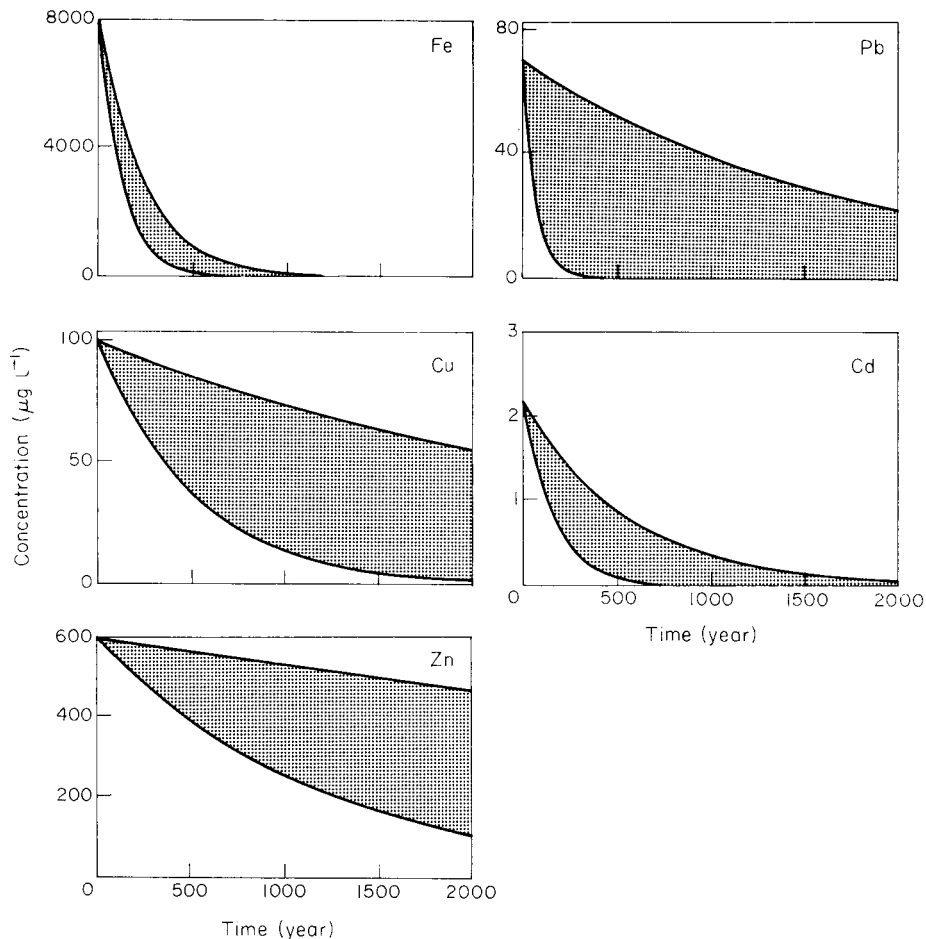
Weiters wurden Proben durch Bohrungen und anschließende Trocknung bei 105°C und Hand-sortierung gewonnen. Das Alter dieser Proben wurde anhand von Aufzeichnungen des Deponiebetreibers und im Müll vorgefundenen Zeitungen mit 11 und 14 Jahren datiert. Die Grobfraktion der Handsortierung wurde nicht für die Bestimmung auslaugbarer Komponenten verwendet, sodaß sich nach Aussagen der Autoren eine Unterschätzung der tatsächlich in der Deponie auslaugbaren Anteile ergibt.

Als Maßstab zur Erreichung der Endlagerqualität wurden die in der Schweiz (im Jahr 1987) geltenden Einleitbedingungen für die Einleitung in ein Fließgewässer verwendet. Der prognosti-

zierte Verlauf der Sickerwasserkonzentrationen wurde also mit den Grenzwerten für die Einleitung in ein Fließgewässer verglichen und es wurde der Zeitpunkt näherungsweise berechnet, ab dem dieser Grenzwert unterschritten sein sollte.

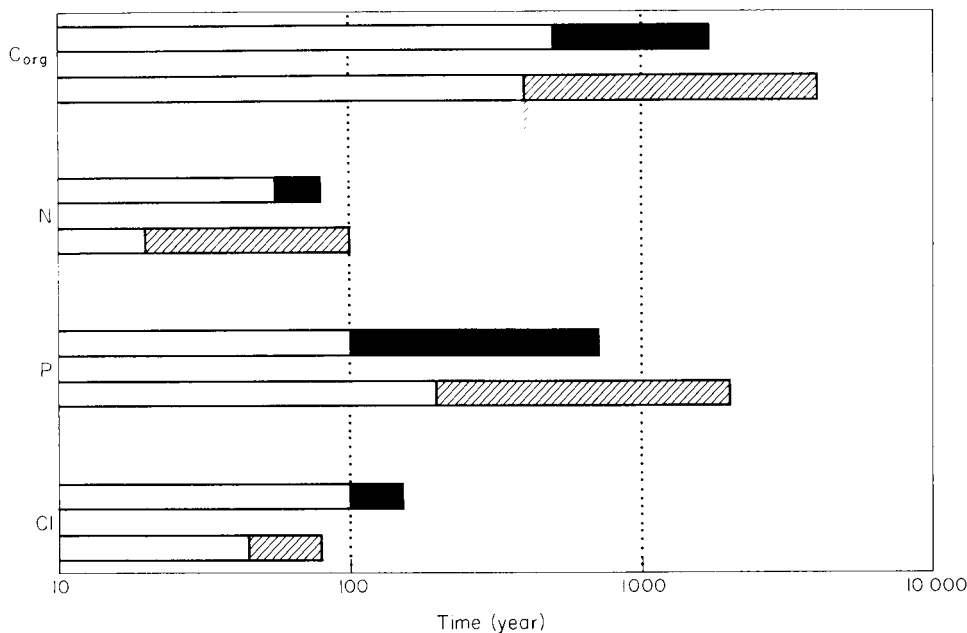
Die Ergebnisse dieser Abschätzungen werden in den folgenden Abbildungen dargestellt.

Abbildung 7: Langfristige Entwicklung der Metallkonzentrationen im Sickerwasser einer Hausmülldeponie (20 t/m²), nach BELEVI und BACCINI (1989).



Die Autoren haben hierbei als Modellvoraussetzung die Annahme getroffen, daß der pH-Wert innerhalb der betrachteten Zeit nicht unter pH=7 gelangt und diese Annahme mit der ausreichenden Pufferkapazität des Abfalls innerhalb von 2000 Jahren begründet.

Abbildung 8: Zeit bis zur Erreichung der Endlagerqualität, nach BELEVI und BACCINI (1989)



Als Zeithorizonte für eine relevante Gasbildung werden von BELEVI und BACCINI unter Bezugnahme auf Arbeiten von EHRIG und STEGMANN *"ein bis zwei Jahrzehnte"* genannt. (Anmerkung: nach Ende der letzten Ablagerung). Diese *"Reaktorphase"* der Deponie, die auch mit deutlich höheren organischen Belastungen des Sickerwassers verbunden ist, wäre damit bei Mülldeponien deutlich kürzer als die Zeit bis zur Erreichung des *"Endlagers"* (zur Diskussion des Begriffes *"Endlager"* siehe Abschnitt 2.3)

Inzwischen liegen einige weitere Abschätzungen vor. Für fünf Deponien in Dänemark wird von JOHANNESSEN et al.(1995) abgeschätzt, ob nach 30 Jahren eine Freisetzung des Sickerwassers in den Untergrund zulässig wäre. Die Abschätzung erlaubt eine Aussage darüber, für welche Deponietypen unter den in Dänemark geltenden Rahmenbedingungen ein *"immissionsneutraler Zustand"* realistisch ist.

Die Autoren unterscheiden hierbei eine Phase, in der mit aktiven Umweltschutzsystemen, z.B. Abdichtung und Sickerwasserbehandlung, eine Verminderung der Emissionen erreicht wird und eine Phase, in der nur mehr passive Umweltschutzmaßnahmen wirksam sind. In der folgenden sinngemäßen Übertragung der auf S.46 bei JOHANNESSEN dargestellten Tabelle wird vereinfachend von *"Passiver Nachsorge"* gesprochen (Man beachte auch die Diskussion des Begriffes *"Nachsorge"* in Abschnitt 2.5).

Tabelle 5: Nachsorge nach 30 Jahren gemäß JOHANNESSEN et al.(1995):

Nr.	Art der Abfälle	"Passive Nachsorge" nach 30 Jahren erreichbar ?	Limitierender Faktor
1	Hausmüll	Nein	Ammonium
2	Gemischte organische Abfälle	Nein	Ammonium
3	Gemische Abfälle mit geringem organischem Gehalt	Ja (mit Einschränkungen)	Chrom
4	Schlacken aus Verbrennungsanlagen	Ja	----
5	Abgasreinigungsprodukte aus Verbrennungsanlagen	Nein	Blei

Hinweise zur Tabelle 5: Fläche der Deponie 15-30 ha, Infiltrationsrate 100-200 mm/a, Annahmen über die Höhe der Deponie nicht verfügbar.

Bei dieser Abschätzung wurden der jeweilige Sickerwasserhaushalt der Deponie, die zu erwartenden Sickerwasserqualitäten, Verdünnungsvorgänge und der Rückhalt im Untergrund berücksichtigt. Als Bezugsgröße für die "Immissionsneutralität" wurden die in Dänemark bei der Einleitung von Kläranlagenabläufen geltenden Konzentrationen verwendet. Dies ist darauf zurückzuführen, daß die Kläranlagenabläufe wie auch die Grundwasserströme in Dänemark häufig im Meer münden.

Wie bereits erwähnt, verwendet KRUSE (1994) ein erweitertes Modell zur Beschreibung von im Labor beobachteten Gasbildungsdaten. In seiner Arbeit wertet KRUSE verschiedene Lysimeterversuche von STEGMANN aus und ergänzt diese Daten durch gezielte eigene Versuchsansätze und Emissionsprognosen. Fragestellung ist hierbei das langfristige Emissionsgeschehen in Mülldeponien ("Siedlungsabfalldeponien").

Zur Quantifizierung des Stoffüberganges vom Abfall bzw. Feststoff in das Sickerwasser verwendet KRUSE die "Mobilisierungsrate". Die "Mobilisierungsrate" ist die pro Zeiteinheit vom Abfall abgegebene Stoffmenge, bezogen auf ein kg TS. Für die letzte anaerobe Phase, welche KRUSE "Zerfallsphase" nennt, ermittelte KRUSE folgende Gesetzmäßigkeiten bezüglich CSB und Stickstoff:

Tabelle 6: Mobilisierungsgeschwindigkeiten in der "Zerfallsphase" nach KRUSE (1994):

Charakteristika der Mobilisierung	Stickstoff (TKN)	CSB
Mobilisierungsrate am Anfang der "Zerfallsphase"	ca. 12 mg TKN / kgTS x d	10 bis 20 mg CSB / kgTS x d
Halbwertszeit (auch Halbie- rungszeit genannt)	rund 125 d	rund 100 d
Annäherung des zeitlichen Verlaufes durch:	Einfache Exponentialfunktion = "Zerfallsgesetz"	Einfache Exponentialfunktion ="Zerfallsgesetz"

Auch die Freisetzungsraten für den Parameter AOX wurden bestimmt. Diese unterliegen jedoch größeren Streuungen, sodaß sie hier nicht genannt werden. Eine Übertragbarkeit auf Regionen mit unterschiedlichen Sammelsystemen (z.B. Problemstoffsammlung, hausmüllähnliche Gewerbeabfälle) steht weiters beim Parameter AOX in Frage.

In der Übertragung der TKN- und CSB-Daten aus Lysimeterversuchen auf das Deponieverhalten wird von KRUSE der Wasserhaushalt der Deponien größenordnungsmäßig berücksichtigt. Als Modellannahmen werden die oben genannten Mobilisierungsraten und folgende Randbedingungen genannt (KRUSE, 1994):

- Der betrachtete Stoff ist unter anaeroben Verhältnissen nicht weiter biochemisch abbaubar
- Annähernd konstantes Milieu: Die Mobilisierungsrate ist näherungsweise nur von der Zeit abhängig
- Der Deponiekörper ist homogen und die Mobilisierungsraten sind über die Deponiehöhe gleichverteilt
- Die Dichte annähernd konstant, 1 t/m^3
- Die Sickerwasserneubildung langfristig konstant, und zwar 365 mm/a
- Schütthöhe: 20 m oder 40 m

Unter diesen Voraussetzungen kann für einen Zeithorizont von "Null" (= Beginn der letzten anaeroben Phase, siehe oben) und 750 a der Verlauf der Konzentrationen im Sickerwasser abgeschätzt werden. Die Tabelle 7 stellt die daraus abgeleiteten Zeiten bis zur Erreichung von Gewässergüte-Standards (Grenzwerten) in Deutschland und der Schweiz dar:

Tabelle 7: Zeiten bis zur Erreichung von Einleitengrenzwerten, nach KRUSE (1994)

Parameter	Deutsche Einleitengrenzwerte für Sickerwasser aus Abfalldeponien		Schweizer Immissionsgrenzwerte für Gewässer	
	Deponiehöhe: 20 m	Deponiehöhe: 40 m	Deponiehöhe: 20 m	Deponiehöhe: 40 m
Chlorid	140 a	185 a	210 a	260 a
CSB	185 a	240 a	280 a	335 a
TKN	440 a	550 a	815 a	930 a
AOX a)	340 a	520 a	-----	-----

a) Bewertung der AOX-Werte: Siehe auch Text oberhalb der Tabelle !

Die deutschen Grenzwerte stammen hierbei aus dem 51. Anhang der Rahmen-Abwasserverwaltungsvorschrift, welche den Stand der Technik für die Sickerwasserreinigung definiert. Die Schweizer Grenzwerte stellen Immissionsstandards dar, übernommen von BELEVI et al. (1989). **Bis zur Erreichung des Immissionsstandards für Stickstoff (TKN) ist damit nach KRUSE (1994) mit einem Zeithorizont von (größenordnungsmäßig) 10^3 a zu rechnen.** Einschränkung stellt KRUSE fest: *"Die bisherigen Beobachtungszeiträume reichen nicht aus, um gesicherte Trendfunktionen ableiten zu können"*

Einen anderen experimentellen Ansatz als KRUSE wählen HEYER, PACKERT und STEGMANN (1996), indem sie bereits abgelagertes Material aus Deponien entnehmen, in Versuchs-Reaktoren einbauen und über einen Sickerwasserkreislauf und einen wöchentlichen Wasseraustausch eluieren.

Es werden Versuche mit zerkleinertem und unzerkleinertem Material angesetzt. Die Versuchsdauer beträgt bis zu 572 Tage. Es wird eine im Vergleich zu Deponien erhöhte Austauschrate (= ein größerer Durchfluß) gewählt, um einen gewissen Zeitraffereffekt zu erzielen.

Die graphische Auswertung (hier nicht abgebildet) zeigt, daß nicht nur bei Chlorid, sondern auch bei den Parametern CSB und TKN der zeitliche Verlauf unter diesen Voraussetzungen einem einfachen Exponentialgesetz gehorcht. Durch das Alter der Proben zu Versuchsbeginn

(8 bzw. 13 Jahre) waren biologische Reaktionen bereits weitgehend abgeklungen. Die Versuche zeigen, daß Deponien, in denen der biologische Abbau bereits weit vorangeschritten ist, große Frachten an löslichen Stoffen speichern, sodaß über Jahrzehnte bis Jahrhunderte hinweg mit maßgeblichen Emissionen zu rechnen ist. Die Emissionen scheinen in diesem Zeithorizont quantifizierbar zu sein. Die Autoren merken zwar an, daß *„die Plausibilität zeitlicher Abschätzungen erwartungsgemäß äußerst schwierig“* ist, doch ist aus unserer Sicht dem hier gewählten experimentellen Ansatz gegenüber den bei KRUSE verwendeten Versuchen (Ansätze mit *„frischem“* Material) der Vorzug zu geben.

Die in der folgenden Tabelle genannten Zeithorizonte geben daher jedenfalls Hinweise für die Größenordnungen der Zeithorizonte bis zur Unterschreitung einer bestimmten Grenzkonzentration. Als Grenzkonzentrationen wurden – um einen Vergleich mit den Abschätzungen von BELEVI und BACCINI zuzulassen – Schweizer Einleitegrenzwerte für oberirdische Gewässer gewählt.

Tabelle 8: Abschätzungen nach HEYER, PACKERT und STEGMANN (1996).

Parameter	Alter der aus der Deponie entnommenen Feststoffprobe	Anfangskonz. im Sickerwasser C_0 mg/l	Halbierungszeit a	Zeit bis zur Erreichung von Einleitegrenzwerten a
CI	13 a	900	49	153
CI	8 a	3000	45	228
CSB	13 a	2100	40	205
CSB	8 a	7000	42	293
TKN	13 a	800	65	482
TKN	8 a	2100	57	502

Modellvoraussetzungen für die Abschätzung waren nebst einer Gültigkeit des exponentiellen Verlaufes über lange Zeithorizonte:

- Sickerwasserneubildung 250 mm/a (keine Oberflächenabdichtung)
- gleichmäßige Durchsickerung des Deponiekörpers
- Deponiehöhe 17 m
- Trockendichten im Versuchs-Reaktor und in der Deponie: gleich groß

Auf die Möglichkeit der Ausbildung bevorzugter Sickerwege wird von den Autoren hingewiesen. Es wurden daher weitere Untersuchungen in Planung genommen.

Unter Einbeziehung weiterer Proben, deren Alter bis zu 33 a betrug, und unter Bezugnahme auf die in Deutschland relevante Verwaltungsvorschrift (Rahmen-AbwasserVwV, 51. Anhang) zum Stand der Technik der Reinigung von Deponiesickerwasser wurde neuerlich die oben genannten Abschätzungen geringfügig revidiert (HEYER und STEGMANN, 1998). Da die neueren Abschätzungen auf einem größeren Datenpool basieren, werden sie ebenfalls hier dargestellt (siehe Tabelle 9):

Tabelle 9: Neuere Abschätzungen nach HEYER und STEGMANN (1998)

Parameter; zugehöriger Grenzwert mg/l	Konzentration zu Versuchsbeginn mg/l	Halbierungszeit a	Zeit bis zur Erreichung der genannten Grenzwerte a
Chlorid: 100	500 – 4.200	40 - 90	120 – 220
CSB: 200	2.000 – 43.000	25 - 96	120 – 300
TKN: 70	800 – 3.900	40 - 150	120 - 300

Daß man bei diesen Abschätzungen von Laborexperimenten (Dauer: Monate bis zu 2 Jahren) ausgeht, hat Vor- und Nachteile. Der labortechnische Ansatz hat den Vorteil einer Standardisierung der Korngröße, der Höhe der Schüttung und eines kontrollierten, von Extrema befreiten Wasserhaushaltes. Eine Auswertung von Überwachungsdaten von 25 Hausmülldeponien durch das Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen zeigt große Steubreiten bei den CSB- und BSB-Konzentrationen im Sickerwasser auf, auch für Deponien mit gleichem Alter (NIENHAUS, 1996). Diese Streuungen werden einerseits durch besondere meteorologische Ereignisse (Starkregen, Verdünnung !), andererseits durch die unterschiedlichen Betriebsweisen und Schütthöhen der Deponie verursacht (um nur die wichtigsten Einflußfaktoren zu nennen).

Als wesentlicher Nachteil von Laborexperimenten und Lysimeterversuchen (auch im Freiland) ist der begrenzte zur Verfügung stehende Zeitrahmen zu nennen. Möglicherweise bleiben dadurch Mechanismen, die erst nach Jahren Einfluß auf das Emissionsverhalten gewinnen, im Verborgenen.

In Zukunft müssen daher Daten aus Experimenten im Labor mit diversen Daten aus ausgewählten Altdeponien (Altdeponien mit bekanntem Inhalt, gut dokumentierter Betriebsführung etc.) sinnvoll verknüpft werden, und es sollten verfeinerte Modelle zum Emissionsverhalten von Deponien entwickelt werden.

Weiterführende Projekte (Ergebnisse noch nicht verfügbar):

Prof. J. EHRIG und Fr. Dr. K. KRUMPELBECK vom BUGH Wuppertal, Fachbereich 11, bearbeiten zur Zeit eine Studie mit dem Titel "Abschätzung der Restemissionen von Deponien in der Betriebs- und Nachsorgephase auf der Basis realer Überwachungsdaten". Ausgehend von der Zusammensetzung von Sickerwasser aus Abfalldeponien unterschiedlichen Alters wird versucht, den Nachsorgezeitraum abzuschätzen. Die Abschätzungen werden sich auf eine Zeithorizont von Jahrzehnten bis Jahrhunderten beziehen. Mit einer Veröffentlichung der Ergebnisse der Studie durch das Umweltbundesamt in Berlin ist im Frühjahr 1999 zu rechnen.

3.3.3 Das Deponieverhalten mechanisch-biologisch vorbehandelter Abfälle

Die Kriterien für eine ausreichende Stabilisierung von Abfällen bei der mechanisch-biologischen Vorbehandlung (MBA) waren in den letzten Jahren Gegenstand intensiver Untersuchungen. Über eine Festlegung von Umweltstandards in dieser Hinsicht in vielen Ländern Europas zur Zeit diskutiert. In Österreich liegen Vorschläge vor, die an unserem Institut erarbeitet wurden.

Bei ausreichender Behandlungsdauer ist durch MBA eine deutliche Verbesserung des Deponieverhaltens gegenüber nicht vorbehandelten Abfällen zu erwarten, wie in der folgenden Tabelle dargestellt wird:

Tabelle 10: Deponieverhalten von Abfällen nach MBA

Verbesserte Abfalleigenschaften	Literatur (Auswahl verfügbarer Literatur)
Geringere Gasbildung (angestrebt wird eine Verringerung um eine Zehnerpotenz)	DACH (1998) sowie Beiträge in: LECHNER (1996)
Qualitativ andere Sickerwasserzusammensetzung durch "Überspringen" der sauren Phase	DACH (1998)
Deutlich geringere Sickerwasserbelastung bei den Parametern CSB, BSB, TOC und Ammonium	DACH (1998), CHRISTENSEN und NIELSEN (1983), SCHEELHAASE u. BIDLINGMEIER (1996) sowie Beiträge in: LECHNER (1996)
Geringere Setzungen x) und Geringere Durchlässigkeit	RETTENBERGER und FRICKE (1998), BIDLINGMAIER und RIEGER (1996)
Geringere Wärmeentwicklung in der Deponie (Temperaturanstieg z.B. 5 bis 8 Grad)	DACH (1998), DACH et al.(1996)

x) Möglicherweise jedoch sehr langfristige Setzungen, nach LICHTENSTEIGER et al.(1988) bei Klärschlamm vielleicht in einem Zeithorizont von 10^3 bis 10^7 a. Weiters können organische, schwer abbaubare Stoffe oder Zwischenprodukte über Jahrzehnte in Deponien verweilen.

Für sehr lange Zeithorizonte (Jahrhunderte und mehr) werden derzeit noch keine exakt definierten Phasen des Deponieverhaltens beschrieben. Als dominierende Prozesse werden im MBA-Material eine abklingende Rest-Gasbildung und eine exponentiell abnehmende Auswaschung organischer Inhaltsstoffe angenommen. Somit können Mülldeponien, die bereits das Stadium der sauren Phase überschritten haben, als Analoga bzw. Modelle für das Verhalten von MBA-Material dienen (siehe Abschnitt 3.3.2 Die Mülldeponie jenseits der biologischen Abbauphasen). Eine Beschleunigung von Reaktionen im Labor mit der Absicht, Aussagen über Zeithorizonte von 10^3 a oder mehr zu gewinnen, dürfte dagegen geringere Erfolgsaussichten haben, z.B. weil sich der Charakter biologischer Vorgänge mit der Temperatur qualitativ zu sehr verändert.

Daher muß nach weiteren Analoga Ausschau gehalten werden. Weitere Analoga können z.B. Moore oder Sedimente in Seen bzw. im Meer, die über einen Zeithorizont von 10^2 bis etwa 10^5 a aus abgestorbener organischer Substanz gebildet wurden, sein wie auch die Diagenese in anaeroben Zonen der Erdkruste.

Daraus ergeben sich aus unserer Sicht folgende Impulse für die zukünftige Forschung:

- Für weiterführende Analogeschlüsse sind die in Mooren ablaufenden Prozesse, und die Einflußfaktoren, die diese Prozesse steuern, näher zu analysieren.
- Gleiches gilt auch für Sapropel, Sedimente in Seen und im Meer (auch Tiefsee-Sediment)
- Das Wissen über die langfristigen Vorgänge in den oben genannten Environments sollte Erkenntnissen über das Deponieverhalten gegenübergestellt werden, die aus Labor- und Feldversuchen stammen. Als Gegenstand der Untersuchungen sollten hierbei ausreichend vorbehandelte MBA-Materialien gewählt werden, wie ausgewählte Deponien.
- Langzeitaspekte der Huminstoffchemie sind huminstoffbedingte Mechanismen der Schadstofffreisetzung sind spezifischer zu untersuchen. Die in der Bodenkunde vorhandenen einschlägigen Erkenntnisse wären in Bezug auf eine Übertragbarkeit auf Deponien zu prüfen.

Literatur zu Abschnitt 3.3.3

BIDLINGMAIER W., RIEGER A.(1996): Langzeitverhalten von Deponien aus mechanisch-biologisch vorbehandeltem Restmüll – Teilaspekt Setzungen. In: BMBF-Verbundvorhaben mechanisch-biologische Vorbehandlung von zu deponierenden Abfällen. Hrsg.: Universität Potsdam, Zentrum für Umweltwissenschaften.

CHRISTENSEN T.H., NIELSEN C.W. (1983): Leaching from land disposed municipal composts: 1. Organic matter. Waste Management & Research 1983, 1, S.83-94.

DACH J. (1998): Zur Deponiegas- und Temperaturentwicklung in Deponien mit Siedlungsabfällen nach mechanisch-biologischer Abfallbehandlung. Dissertation. Schriftenreihe WAR Nr. 107. Hrsg.: Verein zur Förderung des Instituts WAR, Technische Universität Darmstadt.

DACH J., THEISEN M., JAGER J., GLESNER M.(1996): Ansätze zur Modellierung des Stoff- und Wärmetransports in Deponien mit Abfällen nach mechanisch-biologischer Abfallbehandlung (MBA). In: BMBF-Verbundvorhaben mechanisch-biologische Vorbehandlung von zu deponierenden Abfällen. Hrsg.: Universität Potsdam, Zentrum für Umweltwissenschaften.

HUBER H.(1995): Wasser-, Gas- und Stoffhaushalt der Mülldeponie. Diplomarbeit an der Technischen Universität Wien, Abteilung Abfallwirtschaft.

JORGENSEN (1983): Processes at the sediment-water interface. In: BOLIN B., COOK R.B.: The major biogeochemical cycles and their interactions, S.477-509. J.Wiley Verlag.

LECHNER (1996): Methoden zur Charakterisierung der biochemischen Stabilität von organischer Substanz. Dokumentation eines Arbeitsgespräches. Waste Report No.04, Abteilung Abfallwirtschaft, Universität für Bodenkultur, Wien.

LICHTENSTEIGER T., BRUNNER P., LANGMEIER M.(1988): Transformation of sewage sludge in landfills. In: Thermophilic aerobic digestion and processing requirements for landfilling. Hrsg: BRUCE, COLIN, NEWMAN, Elsevier, London.

MOSTBAUER P.(1999): Gasemissionsprognose für Restmüll. Publikation in Vorbereitung.

RETTENBERGER G., FRICKE K.(1998): Anforderungen an die Deponierung von Restabfällen aus der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung. In: Bio- und Restabfallbehandlung II. Hrsg.: WIEMER / KERN., M.I.C.Baeza Verlag, Witzenhausen.

SCHEELHAASE T., BIDLINGMAIER W.(1996): Im Zeitraffer. Müllmagazin 4/96, S.46-50.

3.3.4 Diskussion zu den vorangehenden Abschnitten

Für die Kinetik der maßgeblichen Prozesse in Mülldeponien bestehen derzeit unterschiedliche Modellansätze. Bei der Abschätzung der biologischen Abbauvorgänge sind insbesondere am "langen Ast" der Zeitskalen die Differenzen, die sich bei der Anwendung verschiedener Modelle ergeben, groß.

Bei Parametern, die nicht oder kaum durch den biologischen Abbau beeinflusst werden und auch sonst geringe Wechselwirkungen zeigen – z.B. Chlorid, kann eine exponentiell abnehmende Fracht im Sickerwasser erwartet werden, wenn die Deponie bezüglich der Oberfläche als "offene Deponie" ausgebildet wird.

Für MBA-Material sind Analogieschlüsse zu natürlichen Environments, wie z.B. Moore, Sapropel, der Huminstoffchemie des Bodens etc. grundsätzlich möglich, aber derzeit noch kaum ausgearbeitet.

Schwer abbaubare organische Stoffe, die gleichzeitig geringe Löslichkeit aufweisen, und Schwermetallverbindungen können die anaeroben Phasen der Deponie überdauern. Dazu gehören unter anderem auch problematische Stoffgruppen wie PAH, PCB, Pestizide etc. Trotz Bemühungen zur Vermeidung, Vorbehandlung und Schadstoffentfrachtung können diese Stoffgruppen in geringen Konzentrationen in den abzulagernden Abfällen vorhanden sein. Eine geringfügige Neubildung (geringfügig bezogen auf den gesamten organischen Kohlenstoff) von organischen Schadstoffen bei der Verbrennung von Abfällen ist ebenfalls vorhanden. Hiermit stellt sich auch die Frage nach deren "langfristigen" Verhalten.

GIGER et al. (1984) zeigen am Beispiel von Nonylphenoethoxylaten auf, daß in Klärschlamm-Monodeponien ein teilweiser Abbau zu Nonylphenol, zu Nonylphenolmonoethoxylat und Nonylphenoldiethoxylat eintritt. Diese Abbauprodukte bleiben aber dann über einen Zeithorizont von mindestens ca. $> 10^1$ a bis $> 10^2$ a in der Deponie vorhanden.

Aus der Tatsache, daß **lösliche Huminstoffe "solubilisierend" wirken, also die Löslichkeit schwerlöslicher organischer Stoffe im Vergleich zur Löslichkeit in reinem Wasser erhöht ist** (ABDUL et al., 1990, SCHNAUFLER, 1994, SCHEUNERT und SCHRÖDER, 1998), kann abgeleitet werden, daß deren Freisetzung zumindest teilweise an den "Huminstoffgehalt" des Sickerwassers geknüpft ist. Möglicherweise kann hier der CSB im Sickerwasser bzw. Infiltrat als Indikator für den löslichen Huminstoffe und damit für eine solubilisierende Wirkung verwendet werden.

Andererseits wirken **Humine (also unlösliche Huminstoffe) retardierend, d.h. Schadstoffe können an einer festen, unlöslichen Huminstoffmatrix gebunden werden**. Retardierende und solubilisierende Mechanismen stehen hier in Konkurrenz zueinander, sodaß für das Verhalten von Schadstoffen neben den "Mastervariablen" (siehe auch Abschnitt 3.2.1) die mittelfristige und langfristige Entwicklung der Huminstoffchemie im Deponiekörper und der Rekultivierungsschicht von Bedeutung ist.

Viele Langzeitaspekte sind jedoch derzeit noch ungeklärt. **Offene Fragen sind z.B.:**

- Der Wasserhaushalt der Deponien: Wie/ in welchem Ausmaß wird die Deponie langfristig durchströmt ?
- Erreicht die Deponie das Niveau der Bodentemperaturen (Antwort: vermutlich ja) ? Welches sind die Auswirkungen auf die Sorptionsgleichgewichte, die biologische Rest-Aktivität und die Huminstoffbildung ?
- Verfälscht die zeitliche Raffung im Lysimeterversuch die Mechanismen und Geschwindigkeiten der Freisetzung wesentlich ?
- Anabolismus² und/oder Nitrifikation von Ammoniumverbindungen: In welcher Zeit werden diese Prozesse zu maßgeblichen Faktoren werden (auch die Größenordnung ist derzeit nicht bekannt) ?
- Huminstoffe können die Verwitterung anorganischer Phasen verstärken: In welchem Ausmaß ?
- Welche Rolle spielen Kolloide bei der Freisetzung von Schadstoffen ? Nach KIM et al. (1994) können Kolloide den Schadstofftransport beschleunigen.
- Sind nach Ende der aeroben Phasen Sulfide in maßgeblichen Konzentrationen vorhanden, sodaß die Freisetzung von Metallverbindungen infolge Oxidation zu befürchten ist ?

Abschätzungen sind bereits für einen Zeithorizont von (größenordnungsmäßig) 10^2 a bis 10^3 a sind mit großen Unsicherheitsfaktoren behaftet, besonders jedoch die Prognosen für den Parameter AOX. Abschätzungen für einen Zeithorizont $> 10^3$ a sind bei Mülldeponien nicht vorhanden.

Weiters wäre eine Klärung der toxikologischen Relevanz des Parameters "AOX" nötig, bevor Bewertungen auf der Basis von Emissionsprognosen im Zeithorizont von beispielsweise 10^3 a getroffen werden. Dabei wären die Möglichkeiten und Chancen einer forcierten Problemstoffsammlung bzw. Schadstoffentfrachtung zu berücksichtigen.

Die Errichtung einer undurchlässigen Oberflächendichtung ist angesichts der Halbwertszeiten der Emissionen für gut lösliche Stoffe (Chlorid), sowie für CSB und TKN bei Mülldeponien, nicht sinnvoll. Dadurch wird voraussichtlich nur die "lag"-Phase der Emissionen verlängert – und möglicherweise das Problem der Sickerwasserentsorgung um eine bis mehrere Generationen in die Zukunft verschoben.

HEYER und STEGMANN (1998) sprechen in diesem Zusammenhang sogar die Möglichkeit einer forcierten Auslaugung des Deponiekörpers während der Betriebsphase bzw. nach Ende des Deponiebetriebes an. Dieses – derzeit noch nicht verwirklichte – Deponiekonzept wird als **"flushing concept"** bezeichnet. Durch Umkehrosmose und Rückführung von Konzentraten auf den Deponiekörper wird zur Zeit eher Gegenteiliges praktiziert.

Das sogenannte "Hochsicherheitskonzept", welches einen Einschluß von (auch gefährlichen) Abfällen in Deponien durch technische Barrieren vorsieht, ist abzulehnen.

² Wiedereinbau in organische Substanz

Literatur zu Abschnitt 3.3.4

BACCINI P., HENSELER G., FIGI R., BELEVI H.(1987): Water and element balances of municipal solid waste landfills. In: Waste management & research 5, 483-499.

BELEVI H., BACCINI P.(1989): Long-term behavior of municipal solid waste. Waste management & research 7, 43-56.

BINNER (1998): persönliche Mitteilung über Ergebnisse von Inkubationsversuchen, teilweise unveröffentlicht, Abteilung Abfallwirtschaft, Universität für Bodenkultur, Wien.

CHRISTENSEN T.H., KJELDSEN P.(1989): Basic biochemical processes in landfills. In: CHRISTENSEN, COSSU, STEGMANN: Sanitary landfilling: Process, technology and environmental impact, S.29-49. Academic press, London.

EHRIG H.-J.(1978): Beitrag zum quantitativen und qualitativen Wasserhaushalt von Mülldeponien. Veröffentlichungen des Instituts für Stadtbauwesen, Techn. Universität Braunschweig, Heft 26.

EHRIG H.-J.(1991): Gasprognose bei Restmülldeponien. In: Deponiegasnutzung. Trierer Berichte zur Abfallwirtschaft Band 2. Hrsg.: RETTENBERGER, STEGMANN. Economica Verlag, Bonn.

FÖRSTNER U.(1995): Umweltschutztechnik. Fünfte Auflage. Springer Verlag Berlin, Heidelberg.

GIGER W., BRUNNER P.H., SCHAFFNER C.(1984): 4-Nonylphenol in sewage sludge: Accumulation of toxic metabolites from nonionic surfactants. Science Vol.225, S. 623-625.

HEYER K.-U., PACKERT A., STEGMANN R.(1996): Untersuchungen zum langfristigen Emissionsverhalten von Abfällen im Deponiekörper. Müll und Abfall 4/96, S.230-241.

HEYER K.-U., STEGMANN R.(1998): The long-term emission behaviour of landfills. ISWA-Times No.3/98, S.14-17.

JOHANNESSEN L.M., ALBINUS J., DALGAARD H., BREHMER A.: Time frame for controlled leachate release from landfills. In: Sardinia 95 - 5 th international landfill symposium, Cagliari, 1995.

KIM J.I., DELAKOWITZ B., SCHAUER C., EHRLICHER U., KNOPP R., PROBST T.(1994): Untersuchung der Kolloide als Träger für den Transport von Schadstoffen in Oberflächen- sowie Grundwässern. BayForrest Berichtsheft 2/1994. Bayrischer Forschungsverband Abfallforschung und Reststoffverwertung.

KRUSE (1994): Langfristiges Emissionsgeschehen von Siedlungsabfalldeponien. Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft, T.U. Braunschweig.

LECHNER P., BIDLINGMAIER W.(1996): Zeitprognose biologischer Umsetzungen. In: Nachsorge von Siedlungsabfalldeponien. Technische Universität Braunschweig, Zentrum f. Abfallforschung, Heft 11, S.289-312.

RETENBERGER (1988): Grundlagen der Entgasungstechnik. In: Deponie – Ablagerung von Abfällen 2. Hrsg.: THOME-KOZMIENSKY / SCHNEIDER, EF-Verlag für Energie- und Umwelttechnik GmbH., Berlin.

SCHEUNERT I., SCHRÖDER P.(1998): Formation, characterization and release of non-extractable residues of (^{14}C)-labelled organic xenobiotics in soils. Environ.Sci & Pollut. Res. 5(4) 238-244.

SCHNAUFLER R.(1994): Charakterisierung von Deponiesickerwasser im Hinblick auf den Aus-trag verschiedener Schadstoffe. Hrsg.: Forschungs- und Entwicklungsinstitut für Industrie- und Siedlungswasserwirtschaft sowie Abfallwirtschaft. Kommissionsverlag R. Oldenburg, München.

3.4 Untertägige und obertägige Ablagerung radioaktiver Abfälle

Auf die Wiederaufbereitung von genutzten Brennelementen wird international aufgrund von Sicherheitsrisiken zunehmend verzichtet. In jenen Ländern, die Energie aus Kernkraftwerken nutzen, bleibt damit meistens nur die sogenannte "Endlagerung" der radioaktiven Abfälle und der Einschluß in technische und geologische Barrieren. Langfristig müssen diese Deponien abgestimmt auf natürliche Stoffflüsse und geologische Vorgänge geplant werden. Ein sicherer und beinahe vollständiger Ausschuß aus den natürlichen Stoffkreisläufen kann dabei **eher durch eine untertägige Ablagerung** erreicht werden, als durch (künstlich geschaffene) Einkapselung nahe der Erdoberfläche.

Anlagen zur obertägigen Ablagerung radioaktiver Abfälle, die teilweise bereits vor Jahrzehnten geschaffen wurden, haben nicht immer zum vollständigen Einschluß der Radionuklide geführt. Bei HERRMANN und RÖTHEMEYER (1998) werden Altlasten erwähnt, bei denen eine Verunreinigung des Grundwassers durch Nuklide (teilweise auch durch andere toxische Stoffe) eingetreten ist, wie z.B.:

Hanford site (Columbia basin, Washington): Hier wurden 50 km^3 Grundwasser kontaminiert, unter anderem mit Cs, Co, J, Pu, Sr, U, Tc und Tritium.

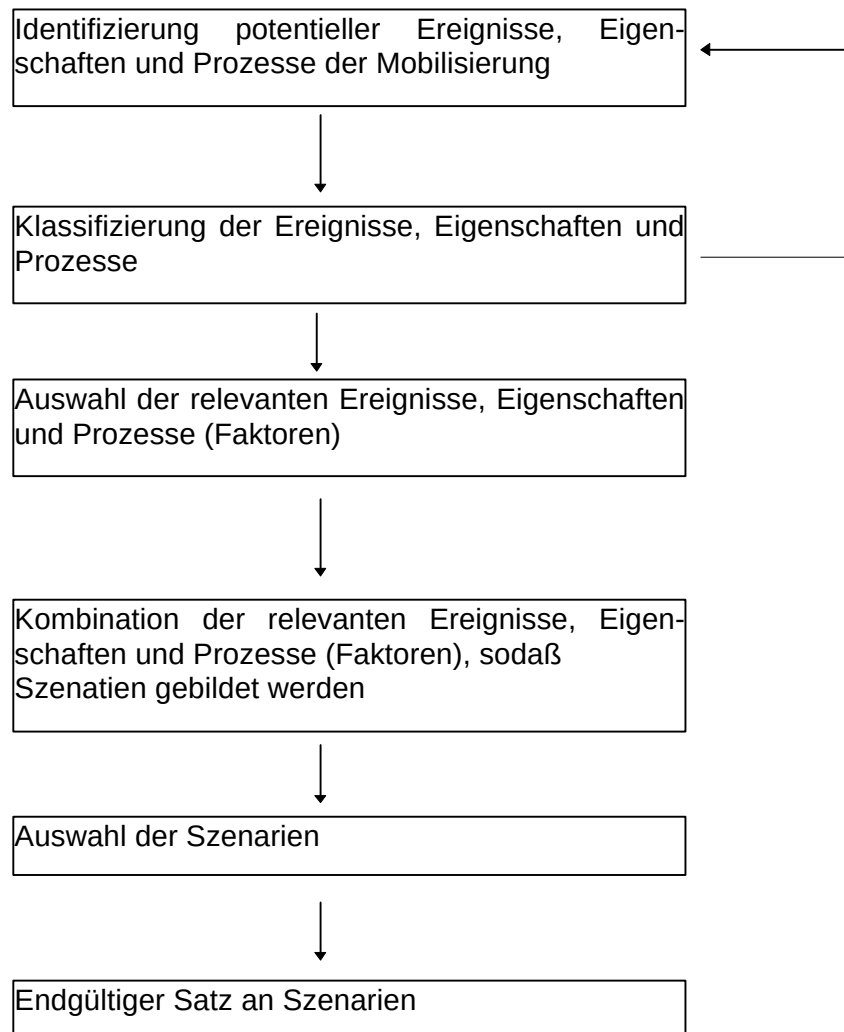
Savanna River site (South Carolina): Radionuklide migrierten im Grundwasser über Entfernungen von ca. 100 m (^{60}Co , ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{239}Pu) bis zu 700 m (Tritium)

Für die Fragestellung des vorliegenden Projektes waren primär übertragbare Methoden der Bewertung, Szenarien und Prozesse von Bedeutung, welche in Analogie zur obertägigen Ablagerung nicht radioaktiver Abfälle stehen.

3.4.1 Szenarien-Entwicklung

Ein "Szenario" ist nach SAVAGE et al. (1995) eine *"Beschreibung einer Sammlung normativer und außergewöhnlicher Bedingungen, die für eine bestimmte Entsorgungs- oder Verwertungssituation für Abfälle von Bedeutung sind mit Blick auf die Bestimmung des Auslaugverhaltens innerhalb eines festgelegten Zeitrahmens"*. Die Auswahl von Szenarien – also die Szenarien-Entwicklung - für Endlager ist ein systematischer Vorgang, an dem im Idealfall mehrere, voneinander unabhängig agierende Expertengruppen beteiligt sind. Dabei kann z.B. folgende Vorgangsweise gewählt werden (nach SAVAGE, frei übersetzt):

Abbildung 9: Szenarien-Entwicklung gemäß SAVAGE (1995)



Da es einen Unterschied macht, ob man auch katastrophale Ereignisse als Szenarien bzw. Entwicklungen ansieht, kann zwischen "katastrophalen Szenarien" und "anderen Szenarien" unterschieden werden. Diese "anderen Szenarien" können nach PEAUDECERF et al.(1985) ferner eingeteilt werden in:

- Szenarien mit konstanter Umwelt ("*stable environment scenarios*"), bei denen angenommen wird, daß die derzeit vorhandenen Umweltbedingungen unverändert bestehen bleiben, und der Abfallkörper selbst die Entwicklung bestimmt. Diese Hypothese wäre nach PEAUDECERF et al. nur für einen Zeithorizont von mehreren Dekaden plausibel.
- Retrospektive Szenarien ("*retrospective scenarios – historical determinism*"), bei denen die natürliche Entwicklung (Klima, Geologie, Biologie...) des jeweiligen Standortes ("*paläosite*") im Quartär über einen Zeithorizont von 10^4 , 10^5 oder 10^6 Jahren betrachtet wird. Aus der retrospektiven Betrachtung wird die zukünftige Entwicklung abgeschätzt.
- Tendenzielle Szenarien ("*tendential – subjective probability=plausibility*") bei denen auf Basis einer erdgeschichtlichen bzw. historischen Analyse die Tendenzen der Entwicklung plausibel abgeschätzt werden. Diese Abschätzung bzw. Bewertung kann auf unterschiedlicher Ebene der Komplexität erfolgen.

Für eine Sicherheitsanalyse von Endlagern können verschiedene Szenarien bzw. Ereignisse in Form einer Ereignisablauf-Analyse ("Ereignis-Baum") dargestellt werden. Die einzelnen Szenarien sind in diesem Ereignis-Baum durch Ja/nein-Entscheidungen miteinander verknüpft.

Auf die weitere Methodik der Sicherheitsanalyse – mit Ausnahme der Zeithorizonte - wird hier nicht eingegangen. Als weiterführende Literatur in diesem Bereich wäre insbesondere das bereits zitierte Buch von SAVAGE et al.(1995) zu nennen, wie auch PEAUDECERF (1986), SUMERLING und READ (1993), RÖTHEMEYER (1991), und HERRMANN und RÖTHEMEYER (1998). Weiters existieren auch ÖNORMEN zur Sicherheitsanalyse.

3.4.2 Zeithorizonte für Sicherheitsanalysen und für die aktive und passive Kontrolle in der Nachsorge

Welche Zeiten werden bei der Sicherheitsanalyse von Deponien gewählt, insbesondere bei der Endlagerung radioaktiver Abfälle ? Die Diskussion darüber verläuft derzeit noch sehr kontrovers, auch wenn übereinstimmend eine Sicherheit, die sich über "sehr lange Zeithorizonte" erstreckt als Voraussetzung für die Ablagerung gilt.

Die amerikanische Umweltbehörde EPA fordert bei der Bewertung der Langzeit-Sicherheit einen Zeithorizont von 10.000 a, der folgendermaßen begründet wird (EPA,1985, zitiert in RAMSPOTT, 1994):

"Im Rahmen der Durchführung zahlreicher Sicherheitsanalysen für die Endlagerung radioaktiver Abfälle ist die Agentur zu dem Schluß gekommen, daß die Risiken, welche innerhalb von relativ geringen Zeithorizonten auftreten – z.B. einigen Jahrhunderten oder 1000 Jahren – zur Charakterisierung bedeutender Unterschiede zwischen verschiedenen Entsorgungssystemen nicht ausreichen.....

Die primäre Sicherheitsanalyse muß daher auf einem Zeithorizont von 10.000 Jahren fußen. Dieser Zeithorizont erscheint lang genug, um Unterschiede zwischen verschiedenen Standorten zu identifizieren, oder auch Unterschiede zwischen anderen Aspekten der verschiedenen Entsorgungssysteme."

Der EPA wird vorgeworfen, daß ein Zeithorizont von 10.000 a willkürlich gewählt sei, daß eine genaue Prognose des Emissionsverhaltens über so lange Zeithorizonte nicht möglich sei und es wird argumentiert, daß Katastrophenereignisse, wie Kriege, Epidemien, Erdbeben etc. weit- aus größere Auswirkungen zeigen werden (RAMSPOTT, 1994).

Diesen Argumenten wird von unserer Seite nicht zugestimmt. Argumente gegenüber einer Verringerung von Zeithorizonten bei der Bewertung sind selbstverständlich das langsame Abklingen der Aktivität einiger Nuklide, wie auch ethische Prinzipien (ALLEGRE M, QUERE Y., 1994). Man beachte die folgenden Halbwertszeiten von Nukliden (Auswahl von Nukliden hoher Aktivität und gleichzeitig großer Halbwertszeit) in DWR- UO_2 -Brennelementen HERRMANN und RÖTHEMEYER (1998).

Radionuklid	Halbwertszeit
²³⁸ Pu	88 a
²³⁹ Pu	24.110 a
²⁴⁰ Pu	6.550 a
²⁴¹ Am	433 a
²⁴³ Am	7.370 a

Die Aktivität jedes dieser Nuklide klingt nach 10 Halbwertszeiten auf etwa ein Tausendstel des Anfangswertes ab.

Nach den Empfehlungen der IAEA (1994, zitiert nach HERRMANN und RÖTHEMEYER, 1998) ist folgende Vorgangsweise bei der Risikoanalyse zu wählen:

- Bis auf etwa 10^4 a die Langzeit-Sicherheitsbewertungen auf quantitativen Sicherheitsanalysen (Dosis- und Risikoberechnungen) beruhen. Sie sollten durch Rechnungen mit anderen Sicherheitsindikatoren unterstützt werden.
- Von etwa 10^4 a bis 10^6 a sollten die Bewertungen auf quantitativen und/oder qualitativen Betrachtungen des Deponiesystemes durch unterschiedliche Sicherheitsindikatoren basieren. Mit Annäherung an einen Zeitraum von 10^6 a sollte der Schwerpunkt auf qualitative Bewertungen verlagert werden.

Nach HERRMANN und RÖTHEMEYER (1998) ist 10^6 a größenordnungsmäßig etwa die Grenze für integrale, verlässliche Sicherheitsbetrachtungen. Zusammenfassend werden die Zeithorizonte – mit Bezug auf natürliche Einflußgrößen - und die mögliche Dauer von Nachsorgeverpflichtungen bei HERRMANN und RÖTHEMEYER (1998) folgendermaßen im dargestellt:

Tabelle 11: Zeithorizonte der Nachsorge nach HERRMANN und RÖTHEMEYER (1998)

Kreisläufe der Gesteinskomponenten und fluiden Phasen (Tiefe > 200 m)	10^6 a
Kreisläufe der Gesteinskomponenten und fluiden Phasen in oberflächennahen Bereichen (< 200 m) und klimatische Abläufe (Biosphäre)	10^4 a
Kreisläufe der Gesteinskomponenten und fluiden Komponenten an der Erdoberfläche (Pedosphäre) a)	10^2 a
Passive Kontrolle über den Deponiestandort (z.B. durch Kennzeichnung und Dokumentation) b)	10^3 a
Aktive Kontrolle über den Deponiestandort (z.B. durch Überwachung, Sanierung, Zugangskontrolle) b)	10^2 a

Anmerkungen:

- a) z.B.: Böden, Seen, Flußsedimente
- b) Man beachte auch die Diskussion des Begriffes "Nachsorge" in Abschnitt 2.5

Diese Zahlenwerte sind Größenordnungen (insbesondere auch die genannte 200 m-Grenze) und können für bestimmte Standorte und Szenarien auch abweichen. So wird beispielsweise von ERICSSON et al.(1998) prognostiziert, daß für den Fall einer neuen Eiszeit in ca. 70.000 a in Schweden aufgrund der enormen Auflast des wachsenden Eisschildes (Mächtigkeit bis 2000 m) auch Tiefenwässer aus 500 m Tiefe an die Erdoberfläche migrieren.

Bei der Betrachtung der Emissionen kann zwischen "Nahtransport" von Schadstoffen (im unmittelbaren Umfeld des Endlagers) und "Ferntransport" unterschieden werden. Grundsätzlich ist eine Quantifizierung des Ferntransportes schwierig. Der bereits erwähnte retrospektive Ansatz (was passierte innerhalb der letzten 10^5 a mit dem Wirtsgestein ?) läßt jedoch in einigen Fällen zumindest qualitative Aussagen über das Langzeitverhalten der geologischen Barriere zu, nach dem Motto "*Die Vergangenheit ist der Schlüssel zu unserer Zukunft*"

Hinweis: Im Abschnitt 3 wird noch näher auf mögliche Auswirkungen des Klimas auf langfristige Emissionen obertägiger Ablagerung eingegangen.

3.4.3 Prozesse und Faktoren

Im Überblick werden gemäß HERRMANN und RÖTHEMEYER (1998) folgende Faktoren genannt:

- Natürliche Einflüsse (*“das Environment”*): Geologie, Hydrogeologie, Geochemie, Eiszeiten, Neotektonik, Seismizität, Vulkanismus, Diapirismus, Erosion, Denudation, Subrosion, Grundwasser- und Meeresspiegelschwankungen.
- Einfluß der Deponieanlage und der Abfälle auf Geologie, Hydrogeologie, Geochemie, Umwelt, Lagerstätten und umgekehrt, ggf. auch Berücksichtigung alter Bohrungen und Hohlräume sowie von Fehlern bei Auslegung und Fertigung. Veränderungen können z.B. durch Gas- und Wärmeentwicklung, chemische Reaktion und Strahlung hervorgerufen werden.
- Unbeabsichtigte menschliche Einwirkungen in der Zukunft, z.B. durch Bohrungen.

Für den Fall, daß eine untertägige Ablagerung allmählich geflutet wird, werden sich nach RÖTHEMEYER (1991) begrenzte Verweilzeiten in den verfestigten bzw. verpackten Abfällen ergeben. Eine grobe Abschätzung geht im Modell davon aus, daß die technischen Barrieren der Behälter bereits nach einigen Dekaden nicht mehr bestehen werden, und berücksichtigt daher folgende Faktoren:

- Sorption von Nukliden am Wirtsgestein im Nahbereich
- Sorption an Korrosionsprodukten / Alterungsprodukten der technischen Barrieren (z.B. Beton, Metall-Korrosionsprodukte)
- Den zu erwartenden pH-Wert (pH=12 oder kleiner)
- Komplexierung durch Komplexbildner, die zu Dekontaminationszwecken in kerntechnischen Anlagen verwendet werden (vereinfachend durch EDTA modelliert)

Als Ergebnis von exemplarischen Berechnungen unter Berücksichtigung einer bestimmten lokalen Geologie (Eisenbergwerk) ergeben sich daraus folgende Mobilisierungszeiten für den Weitertransport aus dem unmittelbaren Nahbereich der Ablagerung (wenn dieser Nahbereich langsam mit Wasser durchströmt wird):

Tabelle 12: Mobilisierungszeiten für den Nahtransport, nach RÖTHEMEYER (1991). Beispiel: Endlager in Eisenbergwerk.

Matrix / Behälter	Mobilisierungsdaue r; exemplarisch(a)	Mobilisierte Elemente x)
Bitumen	10	Cl, Ca, J, Ra
	20	C, Ni, Se, Rb, Zr, Nb, Mo, Tc, Pd, Sn, Cs, Pb
	200	Actiniden
Zement	0	Cl, Rb, Cs
	15	Ca, Ra
	40	C, Ni, Se, Zr, Nb, Mo, Tc, Pd, Sn, Pb
	600	Aktiniden
Metalle	50	Alle mobilen Elemente
Sonstige	0	Alle mobilen Elemente

x) Bezieht sich primär auf Radionuklide und toxikologisch relevante Strahlendosen.

Radioaktive Abfälle werden vor der Ablagerung in der Regel durch Verfestigung, Verpackung oder Eingießen behandelt bzw. konditioniert. Auf die einzelnen Prozesse und Faktoren der so vorbehandelten Abfälle wird in der vorliegenden Studie nicht näher eingegangen. Man beachte, daß wegen der großen Wärmeentwicklung hochradioaktiver Abfälle die Prozesse nur bedingt vergleichbar sind. Wegen der Analogie zu den in Verbrennungsrückständen enthaltenen amorphen Silikate (diese werden auch fallweise als "Gläser" bezeichnet) wird jedoch im folgenden Abschnitt die wichtigsten Faktoren der chemischen Beständigkeit einer künstlich geschaffenen Glas-Matrix dargestellt.

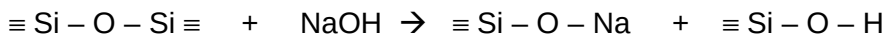
3.4.4 Chemische Beständigkeit von Gläsern und verglasten Abfällen

Im Jahr 1666 berichtete BOYLE, daß beim Destillieren von Wasser in einem Glasgefäß ein weißes Pulver entsteht und daß man die Destillation sehr oft wiederholen kann *"ohne daß die Flüssigkeit müde werde, die weiße Erde herzugeben"*. Boyle folgerte daraus daß *"Wasser bei- nahe vollständig in Erde übergeführt werden könnte"*, was als Beweis dafür angesehen wurde, daß die vier Grundelemente Feuer, Wasser, Lust und Erde ineinander überführbar sind (SCHOLZE H., 1988). Erst mehr als 100 Jahre später konnten Lavoisier und kurz danach Scheele nachweisen, daß die so entstandene "Erde" dem Gewichtsverlust des Glasgefäßes entsprach.

Glas ist also gegenüber Wasser nicht vollständig inert. Nach SCHOLZE sind je nach pH-Wert des angreifenden Mediums verschiedene Mechanismen des chemischen Angriffes vorhanden:

Glas besteht aus einem Si – O – Netzwerk, in dessen Hohlräumen sich die Ionen der sogenannten Netzwerkmodifizierer befinden. Bei einem Kalk-Natronglas sind dies z.B. Ca^{2+} und Na^+ . Bei Angriff von Säuren werden diese Ionen gegen H^+ ausgetauscht. Netzwerkmodifizierer an der Oberfläche reagieren dabei rascher, während weiter innen vorhandene Ionen langsamer nach außen diffundieren. Die Diffusion bestimmt schließlich die Geschwindigkeit des chemischen Angriffes. Damit ergibt sich – ohne hier auf Details einzugehen - daß die aufgelöste Menge proportional der Wurzel aus der Zeit ist.

Basen greifen stärker in die chemische Struktur des Glases ein, und sprengen das Silikat-Netzwerk:



Bei Angriff von reinem Wasser ist der einleitende Vorgang der Auflösung der Austausch von Alkaliionen gegen H^+ -Ionen an der Oberfläche:



Dadurch werden H^+ -Ionen verbraucht, die angreifende Lösung wird schwach alkalisch, sodaß nach einiger Zeit wiederum ein Angriff durch Basen vorliegt.

Um eine Vorstellung von der Größenordnung des chemischen Angriffes zu gewinnen, sei hier die Klassifikation von Gläsern nach DIN-Normen (DIN 12.116, DIN 52.322) erwähnt:

Tabelle 13: Säure- und Basenbeständigkeit von Gläsern

Säureklasse / Bezeichnung	Gewichtsverlust nach 6 stündiger Behandlung mit 6 n Salzsäure (mg/dm³)	Laugenklasse / Bezeichnung	Gewichtsverlust nach 3 stündiger Behandlung mit 1 n Base (NaOH + Soda) (mg/dm³)
1 / säurebeständig	0 bis 1,4	-----	-----
2 / schwach säure- löslich	1,4 bis 3	1 / schwach laugen- löslich	0 bis 75
3 / mäßig säurelöslich	3 bis 30	2 / mäßig laugen- löslich	75 bis 175
4 / stark säurelöslich	> 30	3 / stark laugenlöslich	> 175

Eine quantitative Übertragung auf mögliche Prozesse in der Deponie ist in dieser Form natürlich nicht möglich. Man kann jedoch schließen, daß:

- Der pH-Wert ist ein wichtiger Faktor bei der Korrosion von Gläsern ist.
- Für verschiedene Gläser um Zehnerpotenzen unterschiedliche Auflösungsraten zu erwarten sind.

Für den Einschluß radioaktiver Abfälle werden sogenannte "HLW-Gläser" verwendet, die besonders niedrigschmelzend sind, um die Verflüchtigung von Nukliden bei der Verglasung ("Vitrifikation") zu vermeiden. Für diese Gläser liegen inzwischen zahlreiche Ergebnisse von Experimenten im Labor vor. Beispielsweise haben LODDING und VAN ISEGHEM (1996) radioaktiv dotierte Gläser in Gegenwart von Ton bis zu 7,5 a lang im Labor bei 90°C gelagert. Es trat bei allen Gläsern ein Gewichtsverlust ein. Rechnet man diesen Gewichtsverlust (unter der Annahme kongruenter Auflösung) auf eine Dicke der abgetragenen Schichte um, so ergeben sich nach 7,5 Jahren Werte zwischen 0,1 und 2,67 mm (also etwa 0,013 mm/a bis 0,35 mm/a).

Allerdings ist die Kinetik des chemischen Angriffes auf Gläser (und damit auch auf HLW-Gläser) sehr umstritten. Unsicherheitsfaktoren sind:

- Die Sättigungskonzentration von Orthokieselsäure: Diese kann an Glasoberflächen sehr unterschiedliche Werte annehmen. In einem Extremfall kann sie mit der Löslichkeit an amorpher Kieselsäure übereinstimmen, in einem anderen mit derjenigen von Lösungen an Quarzoberflächen. Damit kann schwer prognostiziert werden, wann die Auflösung zum Stillstand kommt (GRAMBOW, 1994) bzw. wesentlich verzögert wird.
- Das Wissen über die Gel-Schichte, die sich an der Glasoberfläche durch Verwitterung bildet, ist noch begrenzt. Durch keine der sekundären Mineralphasen kann die Geschwindigkeit der Auswaschung erklärt werden (GRAMBOW, 1994, FENG, 1994).
- HLW-Gläser, die sowohl K als auch Na enthalten, sind ein wenig stabiler als Gläser, die (fast) nur K oder (fast) nur Na enthalten. Dieser Effekt wurde zwar beobachtet, kann jedoch derzeit nicht erklärt werden (LODDING und VAN ISEGHEM; 1996).

Weiters können auch die Oberflächenfilm gelösten Stoffe mit den Bestandteilen der Gasphase bzw. der Atmosphäre in Wechselwirkung treten. Die Verwitterung historischer Gläser kann damit zu Krusten an der Glasoberfläche führen, wobei größenordnungsmäßig pro Jahrhundert eine Krustendicke bis zu 1 mm gebildet wird (BATES und BUCK, 1994). Bei ständigem Zutritt von Wasser und Ausschluß von CO₂-haltiger Luft kann diese Kruste aber wieder abgebaut werden, sodaß eine weitere, permanente Verwitterung eintritt.

Es bleibt festzuhalten, daß die Geschwindigkeit der chemischen Verwitterung künstlicher Gläser von Oberflächenreaktionen bestimmt wird, die schwierig zu quantifizieren sind.

Rein qualitativ sind Analogien zur Verwitterung natürlicher basaltischer Gläser möglich (MAZER, 1994, TENG und GRANDSTAFF, 1996).

Literatur zu 3.4

ALLEGRE M, QUERE Y.(1994): Managing today for tomorrow. In: Environmental and ethical aspects of long-lived radioactive waste disposal, S.109-116. Hrsg.: OECD Environment Directorate.

BATES J.K., BUCK E.C.(1994): Waste glass weathering. Mat. Res.Soc.Symp. Proceedings Vol.333, S. 41-53.

EPA (1985): U.S. Environmental Protection Agency: Background information document for final rule, EPA 520/1-85-023.

ERICSSON L.O., BOULTON G.S., WALLROTH T.(1998): Analysis of long-term geological and hydrogeological changes in the swedish programme for final disposal of nuclear waste. Quellenangabe im Detail nicht verfügbar.

FENG X.(1994): Surface layer effects on waste glass corrosion. Mat. Res.Soc.Symp. Proceedings Vol.333, S.55-68.

GRAMBOW B.(1994): Remaining uncertainties in predicting long-term performance of nuclear waste glass from experiments. Mat. Res.Soc.Symp. Proceedings Vol.333, S.167-180.

HERRMANN A.G., RÖTHEMEYER H. (1998): Langfristig sichere Deponien – Situation, Grundlagen, Realisierung. Springer Verlag.

IAEA (1994): Safety indicators in different time frames for the safety assessment of underground radioactive waste repositories. IAEA-TECDOC 767. Hrsg: International Atomic Energy Agency, Wien.

LODDING A., VAN ISEGHEM P.(1996): Corrosion of waste glasses in boom clay: Studies of element concentrations by sims. Mat. Res.Soc.Symp. Proceedings Vol.412, S.229-238.

MAZER J.(1994): The role of natural glasses as analogues in projecting the long-term alteration of high-level nuclear waste glasses. Part 1. Mat.Res.Soc.Symp. Proceedings Vol.333, S.159-165.

MÜHLENWEG U.(1990): Untersuchungen zur Langzeitsicherheit bei der Ablagerung von Sonderabfällen im Salzgestein. In: THOME-KOZMIENSKY K.J.: Deponie – Ablagerung von Abfällen 4. EF-Verlag für Energie und Umwelttechnik.

PEAUDECERF P. et al.(1985): The geoforcasting approach and long-term prediction of evolutive nuclide migration. In: SIMON R.: Radioactive waste management and disposal, Cambridge university press, S.365-371.

RAMSPOTT L.D.(1994): The lack of technical basis for requiring a ten thousand year prediction for nuclear waste management. Mat. Res. Soc.Symp.Proceedings. Vol.333, S.193-199.

RÖTHEMEYER H.(1991): Endlagerung radioaktiver Abfälle. VCH-Verlag, Weinheim.

SAVAGE D.(1995): The scientific and regulatory basis for the geological disposal of radioactive waste. J. Wiley Verlag.

SCHOLZE H.(1988): Glas: Natur, Struktur und Eigenschaften. 3. Auflage. Springer-Verlag.

SUMERLING T., READ D.(1993): Approaches to long-term performance assessment of deep underground disposal of radioactive wastes: An european perspective. Mat. Res. Soc. Symp. Proceedings Vol.294, S.951-961.

TENG H., GRANDSTAFF D.E.(1996): Dissolution of basaltic glass: Effects of pH and organic ligands. Mat. Res.Soc.Symp. Proceedings Vol.412, S.249-256.

3.5 Ausbreitung von Schadstoffen im Umfeld von Altlasten

Unter dem Aspekt, daß technische Barrieren eine begrenzte Haltbarkeit haben, sollte das Ausbreitungsverhalten von Schadstoffen im Untergrund jedenfalls qualitativ geprüft werden. Die heute bereits vorhandenen Altlasten lassen Rückschlüsse auf die mögliche langfristige Entwicklung der Schadstoffausbreitung zu, wobei jedoch von Fall zu Fall folgende Parameter / Faktoren zu beachten sind:

- Das Ausmaß der Emissionen (die Schadstoffquelle)
- Stauhorizonte und grundwasserführende Schichten
- Durchlässigkeit der Horizonte
- Zusammensetzung der Gesteine: Carbonat, Tonmineralanteil, organische Substanz etc.
- Mächtigkeit der Horizonte
- Homogenität / Inhomogenitäten, z.B. Inhomogenitäten infolge Bebauung
- Grundwasserströmungsrichtung(en) und –geschwindigkeit(en)
- Sauerstoffgehalt des Grundwassers
- Vorhandene Wassernutzungen
- Potentielle Wassernutzungen

Die Mittel zur Erkundung des Untergrundes sind meistens begrenzt, sodaß stets Unsicherheiten bezüglich der Hydrogeologie bestehen bleiben. Bei mäßig gut abbaubaren Stoffen sind Prognosen über die Schadstoffausbreitung schwierig, weil Labordaten über die Abbaubarkeit auf das Verhalten im Feld meistens nicht direkt übertragbar sind.

Die zur Extrapolation der Ausbreitung verwendeten Rechenmodelle sind vielfältig, müssen jedoch immer Vereinfachungen in Kauf nehmen. **Der Zeithorizont einer möglichen Beeinträchtigung steht oft in Relation zur Fließgeschwindigkeit des Grundwassers**, bei sehr langen Zeithorizonten können die Modellvoraussetzungen ihre Gültigkeit verlieren. Berechneter und möglicher Weg der Schadstoffe können voneinander abweichen, wenn der Grundwasserleiter heterogen aufgebaut ist (OELZSCHNER, 1990).

Für die Wechselwirkungen zwischen Schadstoff und Gestein sind z.B. folgende Faktoren maßgeblich (MILDE et al, 1990, sowie die in Abschnitt 2 zitierte Literatur) :

- Löslichkeit des Schadstoffes in Wasser
- Dampfdruck
- Oktanol/Wasser-Verteilungskoeffizient
- Adsorptionsverhalten generell
- Abbaubarkeit (biotisch, abiotisch)
- PH- und redox-abhängige Ausfällung und Wiederauflösung
- Interaktionen zwischen Schadstoffen

Angaben über Zeithorizonte haben bestenfalls exemplarischen Charakter, da die jeweilige Hydrogeologie des Standortes entscheidend ist. Als Beispiel für in der Literatur genannte, mögliche Zeithorizonte seien die folgenden "Transportzeiten" zu einem 400 m entfernten Brunnen bei einem k_f des Untergrundes von $1,1 \times 10^{-6}$ genannt:

- Nicht adsorbierte, nicht abbaubare Stoffe werden in rund 25 Jahren transportiert
- Adsorbierbare, nicht abbaubare Stoffe werden in knapp 1000 Jahren transportiert
- Der Untergrund wirkt als Dauerbarriere gegenüber adsorbierbaren, abbaubaren Stoffen.

Die in diesem Beispiel genannten Daten werden weiter in der vorliegenden Studie nicht verwendet, da die Gefahr einer unzulässigen Verallgemeinerung besteht. Man beachte die oben genannten Unsicherheitsfaktoren.

Literatur zu 3.5

MILDE G., KERNDORFF H., SCHLEYER R., VOIGT H.-J.(1990): Zur Bewertung hydrogeologischer Barrieren – welche Möglichkeiten bietet der Großraum Berlin. In: THOME-KOZMIENSKY K.J.: Deponie – Ablagerung von Abfällen 4. EF-Verlag für Energie und Umwelttechnik.

OELTZSCHNER H.-J.(1990): Geologische-geotechnische und hydrologische Voraussetzungen für die Errichtung von Abfalldeponien. In: THOME-KOZMIENSKY K.J.: Deponie – Ablagerung von Abfällen 4. EF-Verlag für Energie und Umwelttechnik

4 Natürliche Szenarien und Prozesse

4.1 Verwitterung und Erosion

4.1.1 Definitionen

Verwitterung:

Veränderung der Minerale und Gesteine an der Erdoberfläche, die sie im Kontakt mit der Atmosphäre, Hydrosphäre und Biosphäre erfahren. (SCHEFFER, 1992)

Verwitterung ist der Prozess der Veränderung und Zerstörung von Gestein und Boden auf oder nahe der Erdoberfläche. Die Verwitterung geschieht vor Ort und beinhaltet nicht den Abtransport der gebildeten Materialien. (LERMAN, A., MEYBECK, M. (1985))

Zerteilende und zersetzende Tätigkeit exogener Kräfte. (MURAWSKI, 1977)

Erosion:

Erosion ist die Verlagerung von Material entlang der Oberfläche durch Wasser, Eis, Wind und die Schwerkraft.

4.1.2 Ausgangsmaterial für die natürliche Verwitterung

Die Gesteine der kontinentalen Kruste, die sich lokal in ihrer chemischen, mineralogischen und physikalischen Zusammensetzung stark unterscheiden können, stellen das Ausgangsmaterial für jede Art der Verwitterung dar.

Die durchschnittliche Oberfläche der kontinentalen Kruste hat nach MARTINI, I.P., CHESWORTH, W. (1992) folgende chemische und mineralogische Zusammensetzung:

Tabelle 14: Mittlere chemische Zusammensetzung der Oberfläche der kontinentalen Kruste (aus MARTINI, I.P., CHESWORTH, W. (1992))

Chemische Zusammensetzung	Gewichts-%
SiO ₂	66,0
TiO ₂	0,5
Al ₂ O ₃	15,2
FeO	4,5
MgO	2,2
CaO	4,2
Na ₂ O	3,9
K ₂ O	3,4
Summe	99,0

Tabelle 15: Mittlere mineralogische Zusammensetzung der Oberfläche der kontinentalen Kruste (aus MARTINI, I.P., CHESWORTH, W. (1992))

Mineralogische Zusammensetzung	Volums-%
Quarz	12,0
K-Feldspat	12,0
Plagioklas	39,0
Micas	5,0
Pyroxene	11,0
Olivine	3,0
Tonminerale	4,6
Kalzit und Aragonit	1,5
Dolomit	0,5
Magnetit und Titanomagnetit	1,5
Andere	4,9

4.1.3 Sedimente und Böden im hydrogeologischen Kreislauf

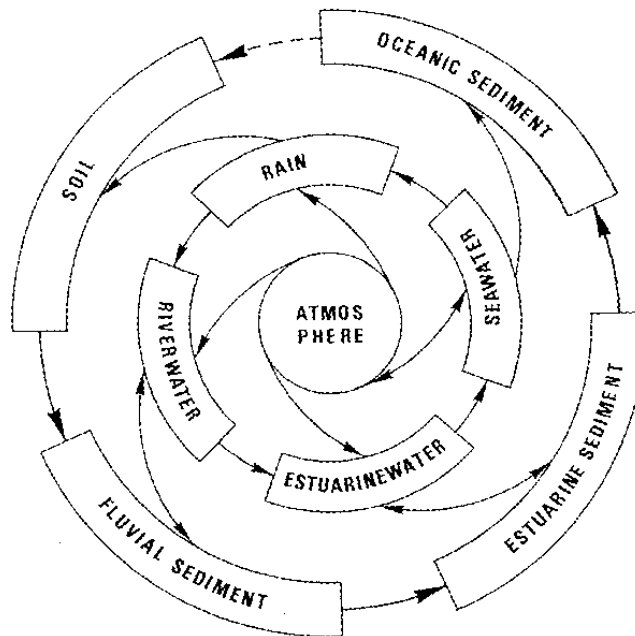
(nach SALOMONS, W., STIGLIANI, W. M. (1995))

Sedimente sind ein Teil des hydrologischen Kreislaufs. Sie haben eine hohe Speicherkapazität für Verunreinigungen. In praktisch allen Teilbereichen des hydrologischen Kreislaufs liegen weniger als 1 % in gelöster Form vor und mehr als 99 % sind in den Sedimenten und Böden gespeichert. Die gelöste Form ist jedoch die mobilste und am ehesten verfügbar. Eine Reihe an Interaktionen bestimmt die aktuelle Konzentration des gelösten Anteils und verursacht Veränderungen während des Transports.

(nach SALOMONS, W., FÖRSTNER U.(1984))

Abbildung 10 gibt einen schematischen Überblick über die Bewegung von Metallen in hydrologischen Zyklus. Der äußere Ring repräsentiert den partikulären Transport, der innere die Bewegung der löslichen Metalle und deren Interaktionen mit dem partikulären Anteil. Das Zentrum repräsentiert die Atmosphäre und ihren Einfluß auf alle Teile des Kreislaufs. Die Prozessraten nehmen von Außen nach Innen zu.

Abbildung 10: Bewegung und Interaktionen der Metalle im hydrologischen Zyklus (SALOMONS W., FÖRSTNER U. (1984))



4.1.4 Verwitterung und ihre Prozesse

(nach SCHEFFER, F., SCHACHTSCHABEL, P. (1992), FÜCHTBAUER, H. (1988), PRESS, F., SIEVER, R. (1995), SCHROEDER, D. (1992), RICHTER, D. (1986))

Unter Verwitterung versteht man die Einwirkung exogener Kräfte auf die Gesteine und ihre dadurch bedingte Veränderung und Zerstörung auf und nahe der Erdoberfläche. Die Verwitterung arbeitet mit physikalischen, chemischen und biologischen Mitteln.

Der folgende Absatz faßt die generellen Abläufe zusammen:

Mineralassoziationen tendieren dazu, in einen thermodynamisch stabileren Zustand überzugehen. Es laufen irreversible Änderungen vom massiven (Festgestein) zum klastischen (Lockermaterial) oder plastischen (bindiges Material) Zustand ab. Es treten Änderungen in Volumen, Dichte, Korngröße, spezifischer Oberfläche, Durchlässigkeit, Konsolidierung und Festigkeit auf. Es bilden sich neue Minerale, Aggregate und Lösungen. Die Widerstandsfähigkeit des Originalmaterials wird verändert und das Ausgangsmaterial wird für die Bodenbildung und/oder Erosion und Transport aufbereitet und letztendlich in einem Sedimentationsgebiet abgelagert.

4.1.4.1 Physikalische Verwitterung

Die **physikalische Verwitterung bewirkt den mechanischen Zerfall des Gesteins** in kleine Partikel und damit eine Vergrößerung der spezifischen Oberfläche. Dies stellt eine wichtige Voraussetzung für die chemische Verwitterung dar. Sie ist besonders in jenen Gebieten zu finden, in denen das Ausgangsmaterial freiliegt.

Thermische Verwitterung: Infolge des Wechsel von Erwärmung und Abkühlung kommt es zu Volumszu- und Abnahmen, die zu Spannungen, Rissen, Spalten und letztendlich zum Zerfall des Gesteins führen können.

Frostverwitterung (Kryoklastik): Die Frostverwitterung beruht auf der Volumszunahme, z.B. in Spalten, die bei der Kristallisation (Frieren) des Wassers eintritt.

Salzverwitterung: Die Salzverwitterung beruht auf der Volumszunahme bei der Kristallisation und Hydratation von Salzen in Poren und Haarrissen.

Sprengwirkung von Pflanzenwurzeln: Sie beruht auf dem Dickenwachstum von Pflanzenwurzeln (z.B. Spalten).

Druckentlastung: Abtragungsvorgänge führen zu einer Verminderung des Gebirgsdruckes und in der Folge durch die Volumszunahme zu einer Zerkleinerung des Gesteins.

Quelldruck: Durch den Einbau von Wasser in quellbare Tonminerale kommt es z.B. in Spalten, ähnlich wie bei der Frostsprengung, zu einer Erhöhung des Druckes, der zu einer Absprengung von Gesteinsmaterial führt.

4.1.4.2 Chemische Verwitterung

Die **chemische Verwitterung beruht auf der chemischen Reaktion zwischen den in den Gesteinen vorhandenen Mineralen, der Bodenlösungen und der Luft**. Die Zersetzung wird durch gasförmige Stoffe wie freien Sauerstoff (O₂), Kohlendioxid (CO₂), Stickstoff sowie anorganische und organische Säuren erhöht. Ihr Ausmaß wächst mit der Größe der Angriffsfläche, d.h. mit abnehmender Korngröße der Minerale. Insofern ist **die physikalische Verwitterung der Wegbereiter der Chemischen**.

Auflösung durch Hydratation: Auflösung ist der Übergang eines Minerals in die wäßrige Verwitterungslösung, ohne daß hierbei eine chemische Reaktion im eigentlichen Sinne stattfindet. Die Triebkraft der Auflösung ist das Bestreben der Ionen des Minerals, sich in Gegenwart von Wasser mit H₂O-Molekülen zu umgeben, zu hydratisieren und dadurch zu dissoziieren. Auf diese Weise verwittern die meisten Alkali- und Erdalkalichloride, -sulfate und -nitrate.

Hydrolyse: Sie ist die Reaktion der Bestandteile der Minerale mit den H⁺- und OH⁻-Ionen des dissoziierten Wassers bzw. mit Wasser. Sie kann durch Säuren/Basen beschleunigt werden. Oxidbrücken im Mineralgerüst werden aufgebrochen.

Protolyse (Neutralisation von Säure): Sie wirkt wesentlich intensiver als die Hydrolyse in reinem Wasser. H⁺-Ionen können aber auch aus organischen und starken anorganischen Säuren stammen. H⁺-Ionen stammen vor allem von schwacher Kohlensäure H₂CO₃, die sich durch die Reaktion von CO₂ der Luft mit H₂O bildet. H⁺-Ionen lösen das Ca aus dem Kristallgitter. Ca bildet mit CO₃ CaCO₃, das als Hydrogenkarbonat (Ca(HCO₃)₂) abgeführt werden kann. Dieser Prozess kann kongruent (Karbonate) und inkongruent (Feldspäte) ablaufen.

Oxidation: Oxidierbare Elemente wie z.B. Fe^{II} , S^{II} , und Mn^{II} werden durch Luft- CO_2 in Gegenwart von H_2O teilweise unter Mitwirken von Mikroorganismen zu Fe^{III} , S^{VI} (z.B. Pyrit $\rightarrow$ Schwefelsäure), Mn^{III} und Mn^{IV} oxidiert. Hierbei bewirken O- und OH-Anlagerung eine Volumsvergrößerung (Auflockerung des Kristallgitters) und Braun- bis Rotfärbung (bei Fe) bzw. Schwarzbraunfärbung (bei Mn).

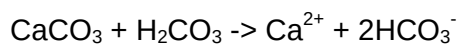
Komplexierung: Durch organische Komplexbildner (in seltenen Fällen auch anorganische Komplexbildner) können Metalle (z.B. Al, Fe, Mn sowie Schwermetalle wie Cu und Pb) die mit einfachen Liganden (z.B. Citrate, Huminstoffe) stabile Komplexe bilden, aus dem Kristallgitter herausgelöst werden und somit freigesetzt werden.

Beispiele:

Verwitterung der Karbonate

Die Kohlensäure in der Verwitterungslösung fördert die Lösung von Karbonaten. Da die Löslichkeit von CO_2 im Wasser mit sinkender Temperatur steigt, erhöht sich die Löslichkeit von Karbonaten, im Gegensatz zu vielen anderen Mineralen, parallel dazu.

Vereinfachte Gleichung:

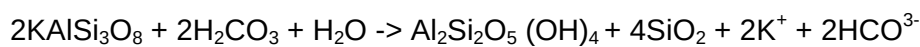


Kalz

Verwitterung der Silikate

Orthoklas (ein Feldspat) verwittert (vereinfacht) folgendermaßen: Zunächst werden die K-Ionen an der Oberfläche durch H-Ionen ersetzt und gehen in Lösung. Die Anlagerung des Protons hat die eine Spaltung der Si-O-Al-Bindung zur Folge und es bildet sich eine SiOH- und eine Al-OH-Gruppe. Ebenso wird die Si-O-Si-Bindung durch H_2O gespalten. Als Endprodukte der hydrolytischen Spaltung der Kalifeldspäte können sich aus den ionischen und molekularen Zersetzungsprodukten außer Kieselsäure, Aluminiumhydroxide oder Tonminerale wie Kaolinit und Illit (unter Einbau des freigesetzten Kaliums) bilden. Kohlendioxid beschleunigt die Verwitterung von Feldspat.

Vereinfachte Gleichung:



Feldspat

Kaolinit

4.1.4.3 Biochemische Verwitterung

In belebten, durchwurzelteren Bereichen der Böden ist die Verwitterung meist intensiver als in unbelebten.

Die Hauptwirkung geht von den biologisch produzierten Säuren aus. Dies sind vor allem Kohlensäure (CO_2 bei der Atmung), H^+ -Ionen (bei der Nährstoffaufnahme im Austausch gegen Kationen der Nahelemente), niedermolekulare organische Säuren aber auch aromatische Säuren (z.B. Benzoesäure).

Durch mikrobielle Oxidation entstehen außerdem vor allem H_2SO_4 und HNO_3 , die als starke Säuren besonders verwitterungswirksam sind.

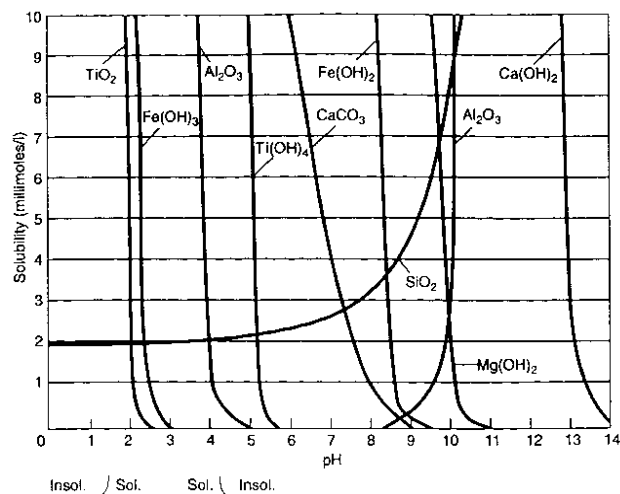
Biochemische Vorgänge können weiters zu Komplexbildung führen bzw. schwerlösliche Verbindungen (z.B. Mg-Oxalat, CaCO_3) als Endprodukte aufweisen.

4.1.4.4 Wichtige Chemische Faktoren der Verwitterung

(nach CLIFF, O., PAIN, C. (1996))

Wasserstoffionenkonzentration: H^+ ist für sehr viele Reaktionen in Lösungen von großer Bedeutung und wird als pH ausgedrückt. Die Löslichkeit vieler Substanzen ist stark abhängig von pH-Wert. So können **geringe pH-Schwankungen extreme Unterschiede in der Löslichkeit bewirken**.

Abbildung 11: Löslichkeit in Abhängigkeit unterschiedlicher pH-Bedingungen (aus RITTER, D.F. (1995)). (Man beachte den nicht-logarithmischen Maßstab.)



Redoxpotential: Einige Elemente können in unterschiedlichen Oxidationszuständen existieren. Eisen z.B. als Metall (0-wertig), als Magnetit (2-wertig) und als Hämatit (3-wertig). Die Stabilität eines Oxidationszustandes hängt vom Energieübergang bei der Auf- bzw. Abgabe von Elektronen ab. Dies kann quantitativ gemessen werden und relativ zur Oxidation von H_2 -Gas zu H^+ -Ionen ausgedrückt werden. Das Oxidationspotential wird mit E^0 oder Eh symbolisiert. Der Eh variiert mit der Konzentration des Reaktanten und/oder mit dem pH. Der Eh sinkt oftmals mit steigendem pH-Wert. Oxidation läuft somit in alkalischeren Lösungen leichter ab.

Ionenpotential: Gelöste Ionen ziehen Wassermoleküle an wobei die Hydratation eines Ions proportional zu seiner Ladung (Z) ($\wedge$ Wertigkeit) und Ionenradius (r) ist. Der Faktor Z/r ist das Ionenpotential und charakterisiert das Verhältnis eines Ions zu Wasser.

Elemente mit geringer Ionenstärke, wie Na, K oder Mg verbleiben während der Verwitterung in Lösung. Elemente mit mittlerer Ionenstärke werden durch Hydrolyse ausgefällt, während Elemente mit großer Ionenstärke komplexe Anionen mit Sauerstoff bilden, die wiederum löslich sind.

Dies ist deshalb von Bedeutung um erklären zu können, welche Elemente im Gestein verbleiben und welche während der Verwitterung ausgespült werden (siehe Abbildung 12)

HUDSON (in SCHEFFER, F., SCHACHTSCHABEL, P. (1998)) leitet die Mobilität von Elementen aus der Beziehung zwischen den Elementgehalten im Gestein und in Flußwasserrückständen ab.

Abbildung 12: Mobilität und Immobilität von Elementen in Abhängigkeit vom Ionenpotential. Modifizierte Version des Goldsmith-Mason-Diagramms und des Diagramms von Pedro und Delmas(1970 (in MARTINI, I.P., CHESWORTH, W. (1992))

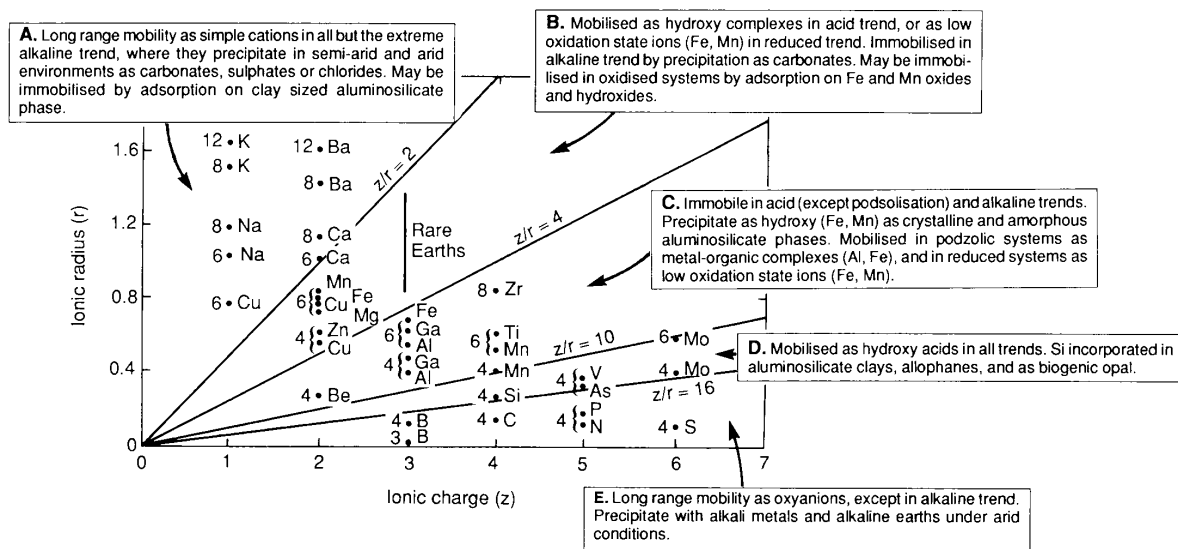
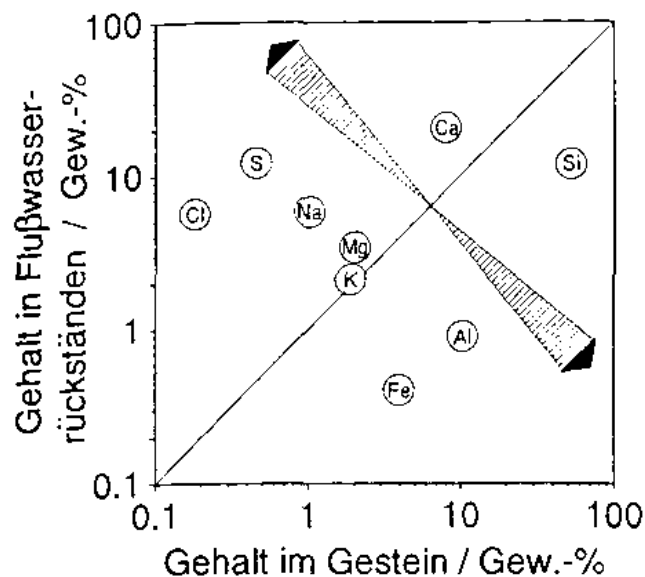


Abbildung 13: Beziehung zwischen den Elementgehalten im Gestein und in Flußwasserrückständen als Maß für ihre Mobilität.(aus SCHEFFER, F., SCHACHTSCHABEL, P. (1998)) (hohe Mobilität: geringe Gehalte im Gestein und hohe Gehalte im Flußwasser)



4.1.4.5 Verwitterungstrends (in Böden)

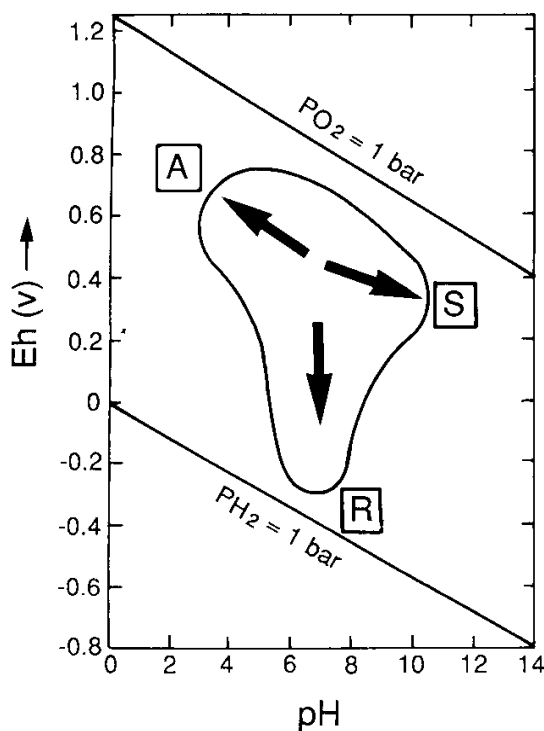
(nach MARTINI, I.P., CHESWORTH, W. (1992), SCHEFFER, F., SCHACHTSCHABEL, P. (1992))

Das Verwitterungssystem mit all seinen Interaktionen ist ein komplexes System. Wenn man allerdings die Environments des Systems auf die Interaktionen zwischen anorganischen festen Phasen und die wäßrige Phase beschränkt, lassen sich Verwitterungstrends darstellen.

Bedenkt man, daß Redox-Reaktionen und die Hydrolyse sehr bedeutende Faktoren bei der Verwitterung darstellen, läßt sich ableiten, welchen Einfluß die Aktivitäten von Elektronen und Protonen haben. Eh und pH stellen also die Mastervariablen in Verwitterungssystemen dar. Viele Prozesse der Verwitterung und alle der Bodenbildung sind an die Anwesenheit von Wasser gebunden und finden damit innerhalb des Stabilitätsfeldes von Wasser statt., das durch die Zersetzung von H_2O in H_2 (unter stark reduzierenden Bedingungen) und in O_2 (unter stark oxidierenden Bedingungen) begrenzt wird.

Der Bereich von Eh-pH-Bedingungen, der in Verwitterungssystemen erwartet werden kann, ist in Abbildung 14 dargestellt.

Abbildung 14: Bodenchemische Prozesse und Trends im Eh-pH-Diagramm und damit verbundene Sedimente (MARTINI, I.P., CHESWORTH, W. (1992)).



Legende:

A, a...saurer Trend,
 S, s...alkalischer Trend,
 R, r...reduzierender Trend und
 M.....nicht-extreme Böden.

4.1.4.6 Äußere Faktoren der Verwitterung

(nach PRESS, F., SIEVER, R. (1995), SCHEFFER, F., SCHACHTSCHABEL, P. (1992), CLIFF, O., PAIN, C. (1996))

Alle Gesteine verwittern, aber nicht alle tun dies auf gleiche Art und Weise oder mit der selben Geschwindigkeit. Im Wesentlichen sind es sieben Hauptfaktoren, die den Zerfall der Gesteine und Minerale bestimmen.

4.1.4.6.1 Gesteinsart und Gefüge

Die Stabilität von Gesteinen ist neben der

- **Stabilität der Minerale** von der
- **Körnigkeit**,
- **Porosität**,
- Schichtung,
- Schieferung und
- Lagerungsdichte abhängig. Weiters verwittern (und erodieren)
- Lockergesteine leichter als Festgesteine gleicher Zusammensetzung. Die
- **aktive Mineraloberfläche** pro Masse Ausgangsmaterial, die der Verwitterung zu Verfügung steht, ist dabei von wesentlicher Bedeutung.

Grobkörnige Lockersedimente fördern die Perkolation und begünstigen damit die Lösung von Fe- und Mn-Oxiden. Kalksteine verwittern beispielsweise in mäßig feuchtem Klima rasch, Granite sind hingegen wesentlich beständiger. Schiefertone, ein an Schichtflächen leicht spaltendes Sediment, zerfällt, besonders wenn die Schichten senkrecht stehen, sehr schnell.

4.1.4.6.2 Relief

Höhenlage, Geländeform, und Exposition wirken auf Gesteine und Böden indem es die Wirkung von Schwerkraft, Klima, Gestein, Wasser und Lebewesen beeinflusst.

Besonders das Kleinklima (z.B.) in Gebirgen und der Stofftransport durch Oberflächenwasser v.a. in stark reliefierter Landschaft sind bedeutende Faktoren bei der Verwitterung von Gesteinen. Tiefliegende Landschaften werden in ihrer Entwicklung oft vom Grundwasser beeinflusst.

4.1.4.6.3 Klima

(nach SCHEFFER, F., SCHACHTSCHABEL, P. (1992))

Das Klima ist einer der wichtigsten Faktoren bei der Verwitterung. Vor allem **Niederschlagsmenge** und **Temperatur sowie deren Wechsel** beeinflussen die Geschwindigkeit der Verwitterung. **In einem wärmeren und feuchteren Klima verläuft die chemische Verwitterung i.a. beschleunigt.** Niederschläge können das Bodenwasser ergänzen und ermöglichen somit Lösungs- und Verlagerungsvorgänge.

Die **physikalische Verwitterung** kann dagegen in Klimazonen höchst aktiv sein, in denen die chemische Verwitterung gering ist. Beispiele sind die **Frostverwitterung in kühlen Klimaten** oder die thermische Verwitterung in Wüsten.

Die Bedeutung des Klimas wird besonders darin deutlich, daß die wichtigsten Bodenzonen der Erde weitgehend den Klimazonen entsprechen.

Peltier (aus CLIFF, O., PAIN, C. (1996)) hat neun morphogenetische Regionen (Abbildung 15 und Abbildung 16) in Abhängigkeit vom Klimaregime erstellt.

Abbildung 15: Klimatische Grenzen morphogenetischer Regionen (nach Peltier (1950) aus CLIFF, O., PAIN, C. (1996))

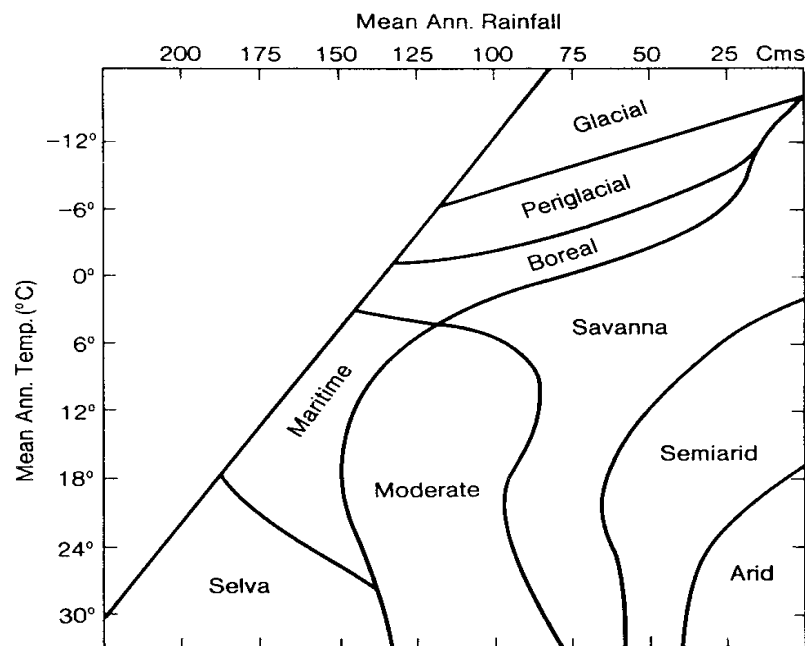


Abbildung 16: Dominanz von Prozessen in Abhängigkeit von der Niederschlagsmenge (Jahresdurchschnitt) und der Temperatur (nach Peltier (1950) aus CLIFF, O., PAIN, C. (1996))

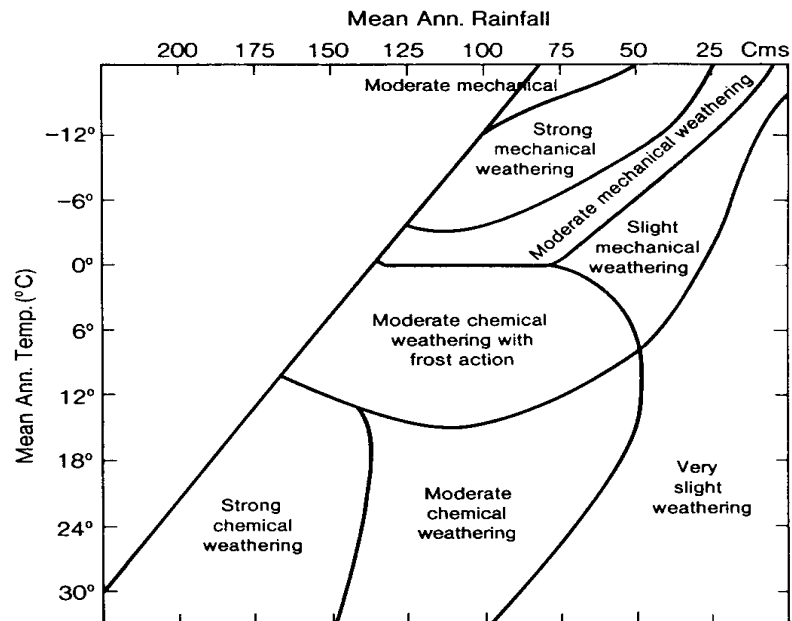
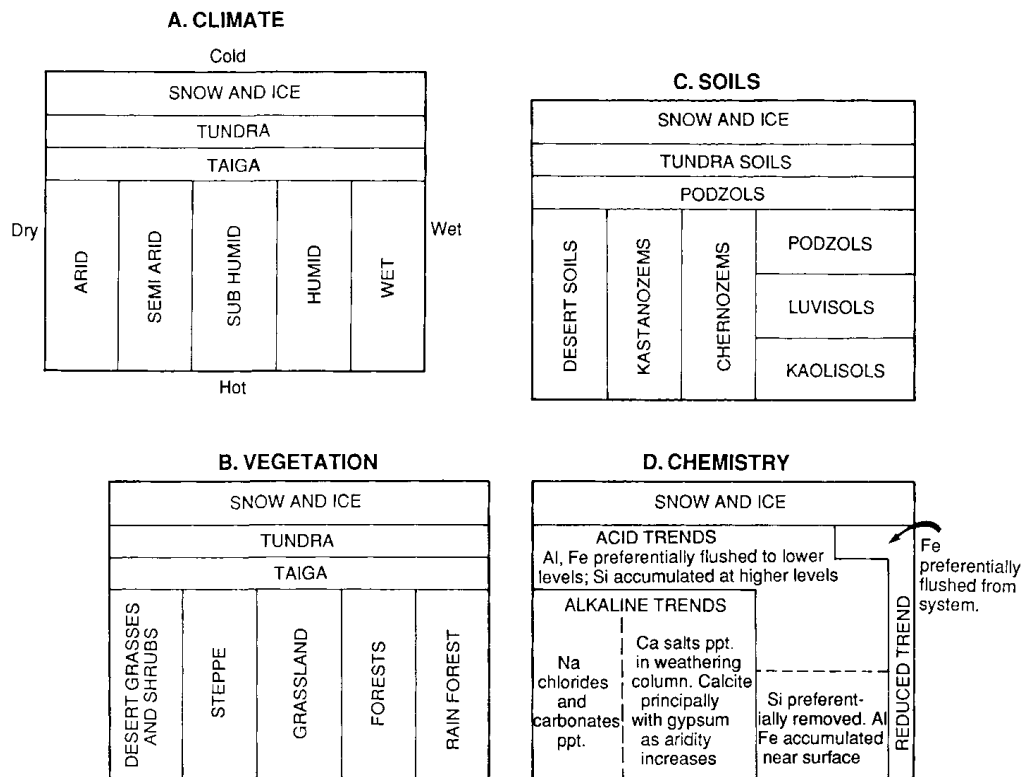
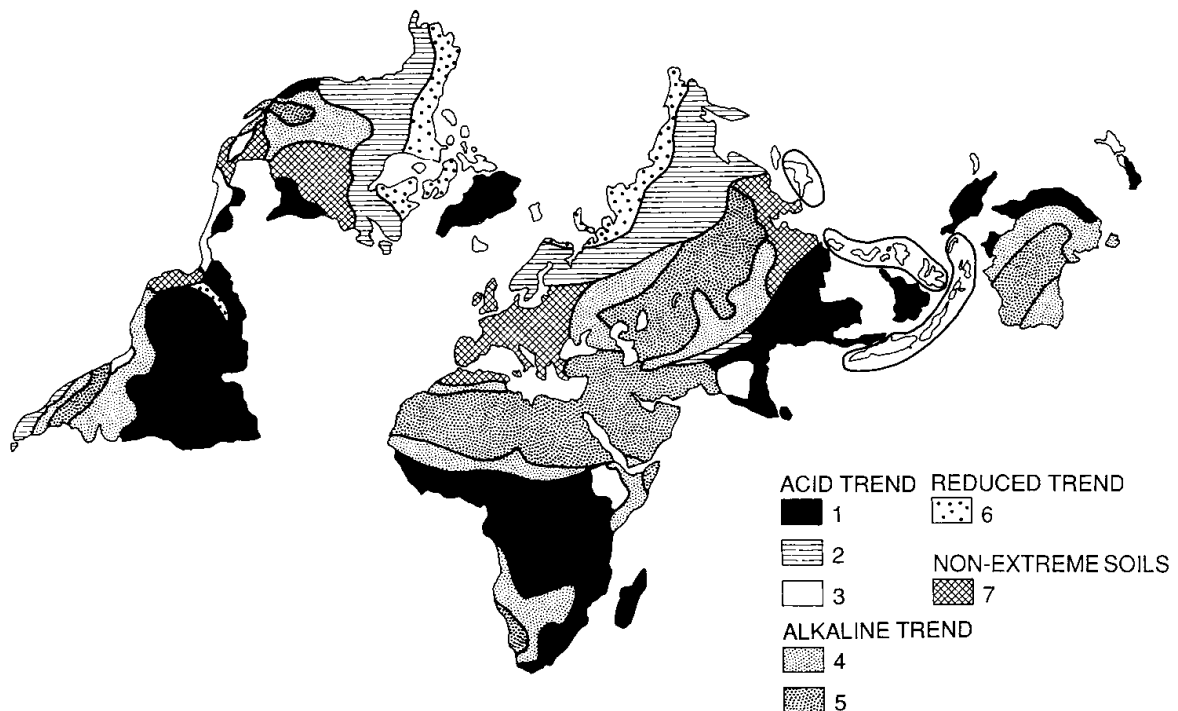


Abbildung 17: Beziehungen zwischen Klima, Vegetation, Boden und Chemismus in den Verwitterungszonen. Der reduzierende Trend kann überall unterhalb des Wasserspiegels gefunden werden. (MARTINI, I.P., CHESWORTH, W. (1992))



MARTINI, I.P., CHESWORTH, W. (1992) hat auf Grundlage von Beziehungen zwischen Klima, Vegetation, Boden und Chemismus eine weltweite Karte mit Verwitterungszonen erstellt in der Österreich im Bereich der "nicht-extremen Böden" liegt (siehe folgende Abbildung).

Abbildung 18: Karte der Verwitterungszonen (MARTINI, I.P., CHESWORTH, W. (1992))



4.1.4.6.4 Bodenbedeckung

(nach PRESS, F., SIEVER, R. (1995))

Das Vorhandensein oder Fehlen einer Bodenschicht, ihrerseits ein Produkt der Verwitterung, ist ein weiterer Faktor der chemischen und physikalischen Verwitterung. Der **Boden fördert die Verwitterung** durch sein **feuchtes und saures Milieu**, das die **Mineralien chemisch verändert oder sogar völlig löst**. Die Vegetation, Mikroorganismen und Tiere auf dem Boden sind zu einem großen Teil für dieses saure Milieu verantwortlich, während die Wurzeln der Pflanzen die physikalische Verwitterung fördern. Obwohl z.B. das nackte Gestein an einem Felshang gelegentlichem Regen ausgesetzt ist, ist es die meiste Zeit trocken, und die Verwitterung geht nur sehr langsam von statten.

Bodenbildung bewirkt einen gewissen **Rückkopplungseffekt**, das heißt, das Endprodukt des Vorgangs begünstigt und **unterstützt den Prozess**. Wenn sich erst einmal eine Bodenschicht zu bilden beginnt, wird sie zum geologisch wirksamen Faktor, der für eine schnellere Verwitterung der Gesteine und somit für weitere Bodenbildung sorgt.

Gleichzeitig bietet eine Bodenschicht aber auch einen gewissen **Schutz gegenüber der Erosion**. Pflanzen und Böden mildern den Aufprall von Regen und speichern Niederschlag. Auf diese Weise werden das Ausspülen und Verwehen fester Bodenteilchen durch **Wasser und Wind** sowie der Aggregatzerfall verhindert.

4.1.4.6.5 Zeit

(nach PRESS, F., SIEVER, R. (1995))

Je mehr Zeit für die Verwitterung zur Verfügung steht, desto stärker sind die Gesteinsumwandlungen, Lösung und physikalische Zerstörung des Gesteins. Gesteine, die lange Zeit an der Erdoberfläche freigelegt sind, besitzen mächtige Verwitterungsrinden, die das frische, unverwitterte Gestein umgeben. Da wir den Zeitpunkt der jüngeren Eruptionen, wie die des Mount St. Helen im Jahr 1980, kennen, können wir die Zeitspanne zur Ausbildung der unterschiedlichen Verwitterungsgrade ermitteln. In den wenigen Jahren seit der Eruption ist die Asche bereits merklich verwittert und in andere Mineralphasen übergegangen. Im selben Zeitraum blieb die Lava, ein anderer Gesteinstyp, noch relativ unverwittert.

4.1.4.6.6 Wasser

(nach LERMAN, A., MEYBECK, M. (1985), SCHEFFER, F., SCHACHTSCHABEL, P. (1992))

Wasser hat entscheidenden Einfluß auf die Verwitterung. **Die meisten Verwitterungsprozesse laufen nur unter Anwesenheit von Wasser ab.** Von großer Bedeutung ist dabei aber auch die Art des hydrologischen Environments. So kann man z.B. zwischen Porenwasser, Haftwasser, stehendem Grundwasser und fließendem Wasser unterscheiden, die in unterschiedlichen Bereichen der Verwitterungszonen auftreten können. **Stehendes** Grundwasser z.B. verdrängt die Bodenluft und induziert damit **anaerobe Verhältnisse**, die die mikrobielle Aktivität hemmen. **Fließvorgänge** können **Auswasch- oder Verlagerungsvorgänge** beschleunigen und somit die Verwitterung vorantreiben. Werden gelöste Stoffe nicht ausgetragen, stellt sich nach einer gewissen Zeit ein Gleichgewicht ein und die Prozesse kommen zum Erliegen.

Brunsdon (1979) (in LERMAN, A., MEYBECK, M. (1985)) beschreibt in Tabelle 16 die unterschiedlichen hydrologischen Verwitterungsumgebungen, deren Eigenschaften und die Auswirkungen der unterschiedlichen hydrologischen Rahmenbedingungen.

Tabelle 16: Eigenschaften verschiedener hydrologischer Verwitterungsumgebungen.
(nach Brunsdon (1979) in LERMAN, A., MEYBECK, M. (1985))

Macro-environment	Micro-environment	Properties
Atmospheric	(a) Overhead	Closely related to micro-climate of surface. Depends on rainfall constituents as primary source of cations and anions.
	(b) Near the surface	pH variable 4.9 (Av. 5.7) at 25°C. CO ₂ , SO ₂ , H ₂ SO ₄ pollutants Cations Na, K, Mg, Ca; Anions Cl, SO ₄ .
Sub-surface	(a) Upper soil	Biologically active. Fluctuating temperature, pH, Eh, moisture. Fluctuating conc. metal ions. Al ₂ O ₃ , SiO ₂ in solution. Frequent change in direction of water movement. High CO ₂ .
	(b) Below upper soil-solid rock	Biologically less active. Temperature and pH fluctuation less pronounced. CO ₂ , H ₂ S, H ⁺ variable. Low Eh. High conc. of M ions.
Sub-aqueous	(a) Below ground-water table	pH variable. Eh variable. Rain water renewed in permeable rocks. Stagnant conditions possible where waterlogged or impermeable.
	(b) Open fresh water	pH variable. Eh variable. Carbonate and bicarbonate anions available. Ionic conc. lower than marine. Often relatively stagnant.
	(c) Open marine water	pH usually >7. Eh variable. Chloride, sulphate, borate anions available. Ionic conc. high. Often relatively stagnant.

4.1.4.6.7 Mikrobiologie

(nach LERMAN, A., MEYBECK, M. (1985))

Mikrobiologische Prozesse sind **für eine Vielzahl von Mineralumwandlungs- und -zersetzungsprozessen** in unterschiedlichen Verwitterungsstadien und geochemischen Zyklen **von Bedeutung**. Sie sind bei der Verwitterung von primären und sekundären Mineralen in unterschiedlichen Klimaten beteiligt und können bereits in der ersten Verwitterungsstufe in Gebirgen oder ariden Klimaten (Flechten, Algen in Assoziation mit Bakterien und Pilzen, ...) auftreten. Mikrobielle Verwitterung kann auch **unter aeroben und anaeroben Bedingungen und in sauren und alkalischen Medien** auftreten. Das Auftreten dieses Prozesses und dessen Intensität hängen von der Art und Menge des Kohlenstoffgehalts, dem pH, den Redoxbedingungen, dem Gehalt an anorganischen Nährstoffen, Hemmstoffen sowie der Korngröße und der Natur der Mineralphasen ab.

In der Folge seien einige Prozesse der Mobilisierung (Lösung) und Immobilisierung durch mikrobielle Aktivität dargestellt.

Mobilisierung:

- Mobilisierung von Metallen durch saure und komplexierende Komponenten, produziert durch autotrophe und heterotrophe Mikroorganismen
- Mobilisierung von Fe^{2+} und Mn^{2+} durch Oxide aus der enzymatischen Reduktion unter Beteiligung von anaerob heterotrophen Bakterien in reduzierendem Milieu
- Versauerung oder Alkalisierung durch die Aufnahme oder Abgabe von alkalischen Komponenten

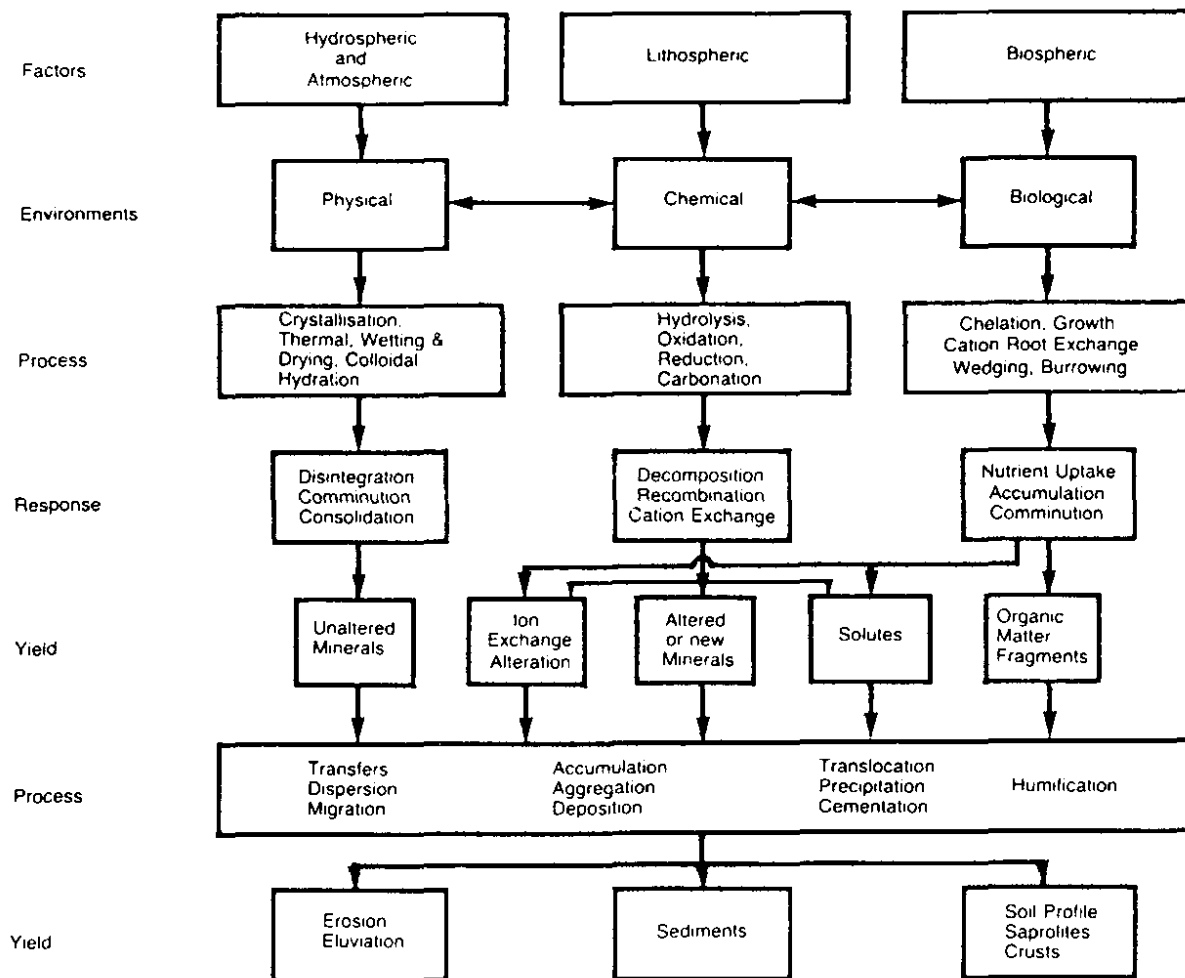
Immobilisierung:

- Oxidation von Fe^{2+} und Mn^{2+} durch autotrophe oder heterotrophe Mikroorganismen in aerobem Milieu
- Reduktion von Sulfaten und Bildung von Sulfiden durch sulfatreduzierende Bakterien in anaerobem Milieu
- Biodegradation von Organometall- Komplexen durch heterotrophe Mikroorganismen
- Aufnahme von Elementen durch Bakterien und Pilze

4.1.4.7 Generelle Zusammenhänge der Faktoren und Prozesse der Verwitterung

Slaymaker (in LERMAN, A., MEYBECK, M. (1985)) stellt die generellen Zusammenhänge der Faktoren und Prozesse der Verwitterung sowie deren Interaktionen und Auswirkungen dar.

Abbildung 19: Zusammenhänge der Faktoren und Prozesse der Verwitterung (Slaymaker, in LERMAN, A., MEYBECK, M. (1985)).



4.1.4.8 Verwitterungsstabilität von Mineralen

Die Verwitterungsstabilität der Minerale ist abhängig von ihren physikalischen, chemischen und **kristallstrukturellen Eigenschaften**.

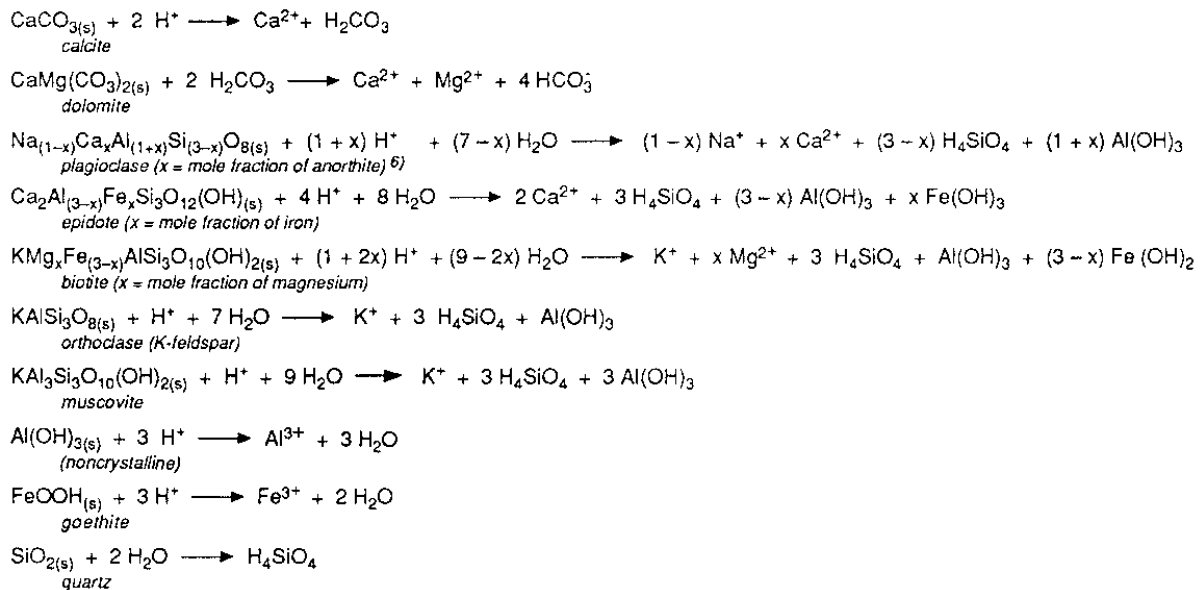
Unter den **physikalischen Eigenschaften** ist die **Spaltbarkeit** von Bedeutung. Auf die **chemische Stabilität** hat zunächst die **Löslichkeit in Wasser** großen Einfluß. **Wie bei jeder chemischen Reaktion müssen die Produkte, damit die Reaktion fortfahren kann, abgeführt werden, da sonst ein Gleichgewichtszustand erreicht wird.**

Bei Silikaten sind der Kondensationsgrad der Silikatstruktur sowie die Art der Kationen, die die SiO_4 -Tetrader verknüpfen von Bedeutung. Der Gehalt an durch Luftsauerstoff oxidierbaren Elementen kann ebenfalls ihre Kristallstruktur schwächen.

Tabelle 17: Verwitterungssequenz für feinkörnige Minerale (aus CLIFF, O., PAIN, C. (1996), nach Ollier (1984))

Löslich (unverwittert oder als sekundäre Ausscheidung)	Gips, Steinsalz
	Kalzit, Aragonit, Dolomit
Leicht und schnell verwitternd	Olivin, Hornblende
	Biotit, Chlorit, Glaukonit
	Albit, Mikroklin, Anorthit
Langsam verwitternd	Quarz
	Illit, Muskovit
	Glimmer
	Montmorillonit
Extrem langsam verwitternd	Kaolinit
	Gibbsit
	Haematit, Goethit, Limonit
	Anatas, Rutil, Ilmenit, Korund

Tabelle 18: Rangordnung der Löslichkeit von Mineralphasen (Calcit am leichtesten löslich) am Beispiel des Einzugsgebiets des Lake Cristallina (STUMM, W. (1992))



STUMM, W. (1992) stellte eine Rangordnung der Löslichkeit von Mineralphasen am Beispiel des Einzugsgebiets des Lake Cristallina auf (siehe Tabelle 18).

4.1.4.9 Mechanismen der Lösung

(nach RIBBE, P.H. (1995))

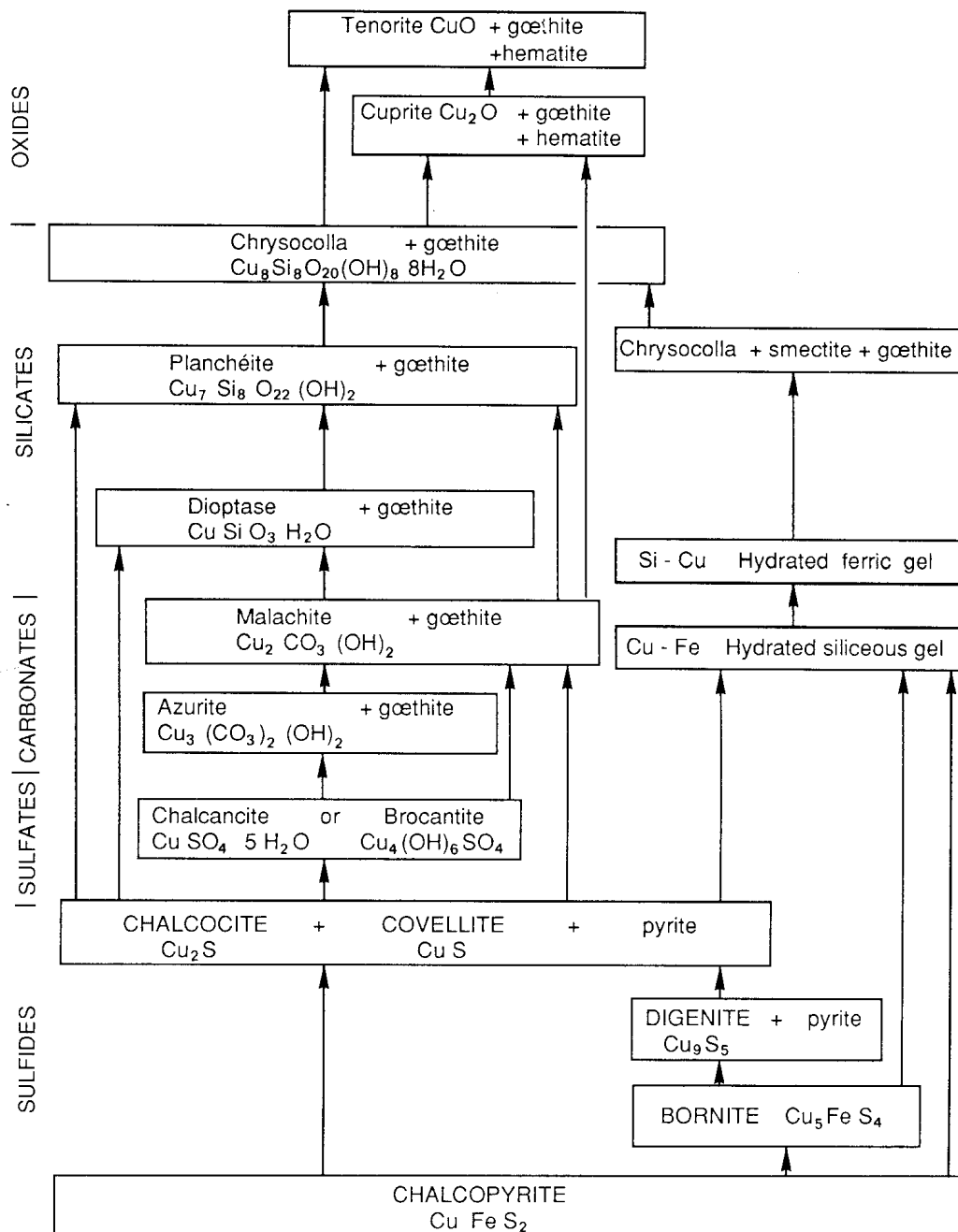
Die Mechanismen der Lösung von Mineralen können auf **Oberflächenreaktionen, Transportmechanismen und Diffusionsprozessen** beruhen. Alle schwer löslichen Minerale lösen sich auf Grund von Oberflächenreaktionen. AgCl bildet, auf Grund photochemischer Reaktionen, eine Ausnahme.

4.1.4.10 Mineralsequenzen bei der Verwitterung

(nach MARTINI, I.P., CHESWORTH, W. (1992))

Die Verwitterung von Mineralphasen muß nicht unbedingt zum Austrag aller gelösten Stoffe führen. So kann es durch die unterschiedlichsten Prozesse (z.B. **Oxidation, Fällung, Karbonatisierung**) vor Ort, im Nah- oder Fernbereich zu einer **Bildung neuer (sekundärer und tertiärer) Mineralphasen** kommen. Dieser Vorgang kann sich oftmals auf Grund unterschiedlicher Prozesse wiederholen und so zu einer ganzen Abfolge an Mineralassoziationen führen. Martini beschreibt dies anhand eines sulfidischen Kupfervorkommens, in dessen überlagernden Verwitterungsprofil die Cu-Sulfide über Sulfate zu Karbonaten, Silikaten und letztendlich zu Cu-Oxiden umgewandelt werden.

Abbildung 20: Verwitterungssequenz eines Kupfervorkommens



4.1.4.11 Zusammenfassung Verwitterung

Verwitterung ist der Prozess der Veränderung und Zerstörung von Gestein und Boden auf oder nahe der Erdoberfläche. Die Verwitterung geschieht vor Ort und beinhaltet nicht den Abtransport der gebildeten Materialien. (Lermann)

Die Triebfeder der Verwitterung ist der Drang des Ausgangsmaterials unter den gegebenen Umweltbedingungen und -einflüssen in einen thermodynamisch stabilen Zustand überzugehen. Unter den **Prozessen** können **physikalische** (Frostverwitterung), **chemische** und **biochemische Verwitterung** unterschieden werden wobei bei ersterer die Frost- und Salzverwitterung die größte Bedeutung haben. Die physikalische Verwitterung ist die Wegbereiterin der chemischen Verwitterung, die durch Hydratation, Hydrolyse, Protolyse, Oxidation und Komplexbildung

vorangetrieben wird. Die biochemische Verwitterung beruht vor allem auf der biologischen Produktion von Säuren und Komplexbildnern.

Im Gegensatz zu den äußeren Faktoren sind der **pH** und **Eh** die bestimmenden **chemischen Faktoren**.

Unter den **äußeren Faktoren** ist das **Klima** an erster Stelle zu nennen. **So läuft die chemische Verwitterung in wärmeren, feuchten Klimaten (Tropen) beschleunigt ab, während die physikalische Verwitterung (Frostverwitterung) in kühlen und eher trockenen Klimaten dominiert.** Die Anwesenheit des Faktors **Wasser** kann einerseits zu anaeroben Verhältnissen führen, ist aber andererseits für die chemische Verwitterung unabdingbar. Im Wasser **abtransportierte Ionen** ermöglichen weiters erst die **Einstellung eines Ungleichgewichtes**, das zum Vorschreiten der chemischen Verwitterung notwendig ist. Die **Bodenbedeckung** fördert dies durch ihr saures und feuchtes Milieu während **mikrobiologische** Prozesse, die in einem weiten Eh-pH-Bereich ablaufen können, einen weiteren wichtigen mineralzersetzenden Faktor darstellen.

Die Gesteinsart bzw. **Mineralassoziationen** und somit indirekt das **Ionenpotential** (der Inhaltsstoffe) sowie das **Gefüge** können als **innere Faktoren** bezeichnet werden. **Silikate verwittern langsam während Karbonate und vor allem leicht lösliche Salze rasch verwittern. Lockergesteine, poröse Gesteine** und solche mit einem hohen Anteil an **aktiver Mineraloberfläche** zeigen ebenfalls weitaus **höhere Verwitterungsraten** als kompakte Festgesteine.

Fällung, Karbonatisierung und Oxidation kann zur Bildung sekundärer und tertiärer Mineralphasen im Nah- und Fernbereich der Ausgangsprodukte führen.

4.1.4.12 Sedimentbildung

Boden ist nur eines der zahlreichen Produkte der Verwitterung. Letztendlich gehen Ausgangsmaterialien auch in folgende Komponenten über:

- Minerale und/oder Gesteinsbruchstücke des Ausgangsgesteins,
- feste Produkte der chemischen Umwandlung wie etwa Tonminerale und Eisenhydroxide bzw. -oxide sowie
- im Oberflächen, Bodenlösung und Grundwasser gelöste Ionen.

Die Verwitterungsprodukte werden zuletzt durch Wasser, Wind und Eis vom Ort der Verwitterung **abtransportiert** und in Form verschiedener Sedimente in Flußtälern, Seen oder im Meer **abgelagert**.

4.1.5 Bodenbildung

(nach SCHEFFER, F., SCHACHTSCHABEL, P. (1992)9

Ein Boden ist ein Naturkörper, bei dem ein Gestein an der Erdoberfläche unter einem bestimmten Klima, einer bestimmten streuliefernden Vegetation und Population von Bodenorganismen durch Bodenbildende Prozesse (Verwitterung und Mineralbildung, Zersetzung und Humifizierung, Gefügebildung und verschiedene Stoffumwandlungen) umgeformt wird.

(nach PRESS, F., SIEVER, R. (1995), PRESS, F., SIEVER, R. (1995))

Für die Bodenbildung maßgebend sind das **Ausgangsgestein** und das **Klima** sowie damit Zusammensetzung und **pH-Wert** der Bodenlösung. Wenn das **verwitterte Gesteinsmaterial nicht ständig weggeführt wird, entstehen** bestimmte, vertikal angeordnete, mehr oder weniger horizontale Bodenzonen (**Bodenhorizonte**), die von oben nach unten mit A, B und C bezeichnet werden. Unter A-Horizont versteht man den (in unseren Klimaten humushaltigen) Oberboden, unter C-Horizont das unveränderte Ausgangsgestein, während die Zone zwischen A und C, der Unterboden, B-Horizont genannt wird. Das organische Material im Boden, der Humus, stammt von den Rückständen und Abbauprodukten der Zahlreichen Pflanzen, Tiere und der Mikroorganismen, die im oder auf dem Boden leben.

4.1.5.1 Faktoren der Bodenbildung

(nach SCHEFFER, F., SCHACHTSCHABEL, P. (1992))

Die Entwicklung vom undifferenzierten Gestein zum oft stark gegliederten Boden kann in verschiedenen Positionen einer Landschaft bzw. verschiedenen Regionen der Erde einen sehr unterschiedlichen Verlauf nehmen: Sie ist abhängig von der an einem Ort herrschenden Konstellation an Faktoren der Bodenentwicklung. Je nach Konstellation der Faktoren und Dauer der Entwicklung stehen Böden unterschiedlicher Entwicklungsstufen und Profildifferenzierung, deren Eigenschaften ihrerseits stetig verändert werden. Eine **Änderung der Faktoren** dann dabei der **Bodenentwicklung** eine **neue Richtung** geben.

Die **Faktoren** der Bodenentwicklung sind das **Klima, das Ausgangsgestein, die Schwerkraft, das Relief, das Wasser, die Fauna und Flora sowie die menschliche Tätigkeit**.

4.1.5.2 Prozesse der Bodenbildung

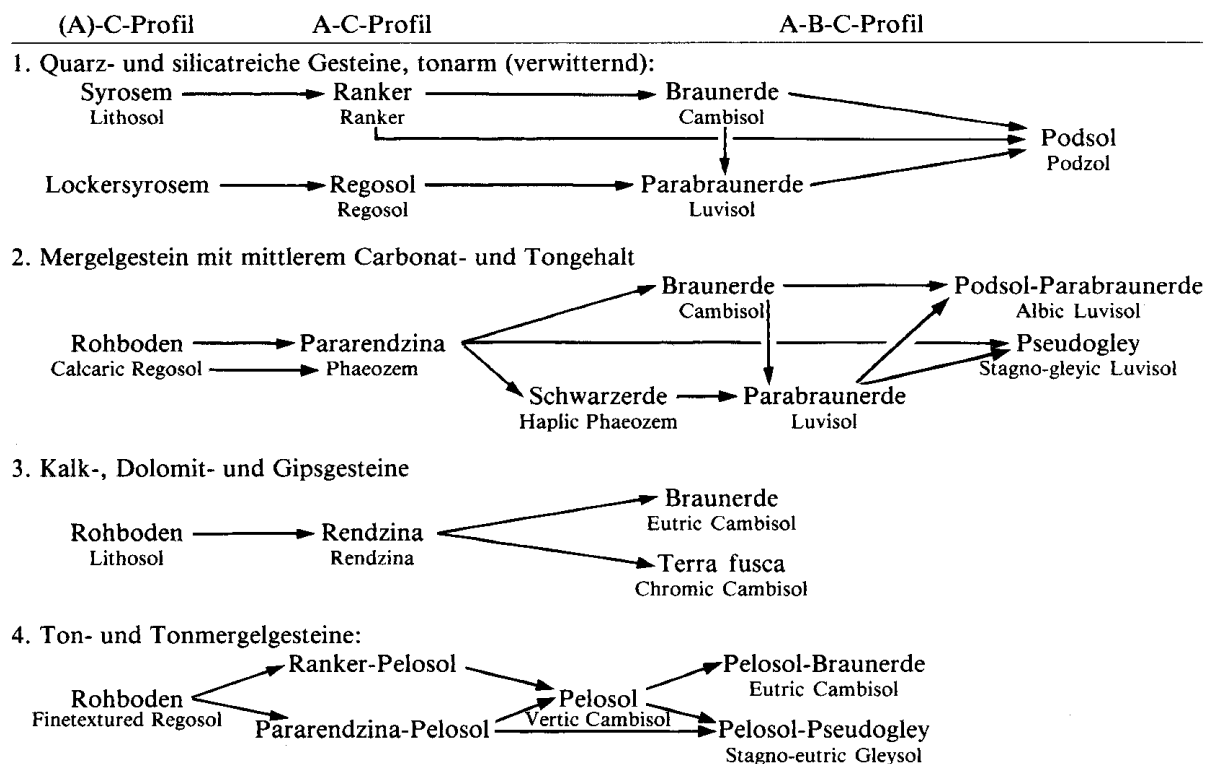
(nach SCHEFFER, F., SCHACHTSCHABEL, P. (1992))

In einem Boden laufen ständig **Stoffumwandlungen** und **Stoffverlagerungen** ab, die in ihrer Gesamtheit die Bodendynamik ausmachen. Neue Bodenhorizonte sowie Veränderungen entstehen durch **Umwandlungs-** oder **Transformationsprozesse**, wie **Verwitterung** und **Mineralneubildung, Zersetzung** und **Humifizierung** sowie **Gefügebildung**. Weiters durch **Verlagerungs-** und **Translokationsprozesse**, bei denen perkolierendes, ascendierendes oder auch lateral ziehendes Wasser zu einer Umverteilung der Stoffe führt. Diesen horizontbildenden Prozesse, stehen **horizontverwischende Prozesse** bzw. Turbation **gegenüber**, bei denen durch wechselfeuchte, periodisches Gefrieren oder wühlende Bodentiere Material verschiedener Bodentiefen gemischt werden.

Die Prozesse der Bodenbildung sind:

- **Verwitterung und Mineralneubildung.** Besondere Bedeutung haben dabei die Kryoklastik (Frost –Tauwechsel), die Verbraunung und Verlehmung (Verwitterung eisenhaltiger Minerale), die Ferrallitisierung und Desilifizierung (Verarmung an Si und Anreicherung von Fe und Al) in den feuchten Tropen sowie die Temperatur- und Salzsprennung.
- **Bildung von Humusformen**
- **Gefügebildung** (Räumliche Anordnung der Mineralpartikel)
- Tonverlagerung (Abwärtsverlagerung von Tonpartikeln)
- Podsolierung (abwärtsgerichtete Umlagerung gelöster organischer Stoffe in stark saurem Milieu)
- Versalzung (durch aride Klimaverhältnisse, Grundwasser oder Anreicherung von Natriumkarbonat bis pH 11)
- Turbation (Mischvorgänge durch Bodentiere, gefrierende Bodenlagen, Schrumpfen und Quellen, Spalteneintrag)
- Bodenumlagerungen in der Landschaft (durch Massenversatz am Hang, Wasser- und Winderosion sowie Hangzugwasser)
- Profildifferenzierung

Abbildung 21: Bodenentwicklung in Mitteleuropa in Abhängigkeit vom Gestein (SCHEFFER, F., SCHACHTSCHABEL, P. (1992))



4.1.5.3 Der Faktor Zeit und das Fließgleichgewicht

(nach RITTER, D.F. (1995))

Die generelle Annahme, daß das Klima der dominante Faktor bei der Bodenbildung spielt, scheint sich zu wandeln. Viele Experten meinen nun, daß der Zeitfaktor verantwortlich ist für die Unterschiede zwischen einzelnen Böden. Daher kann angenommen werden, daß sich Eigen-

schaften wie die Bildung von Bodenhorizonten, die Tonmineralogie, die Bodenmorphologie, die Zusammensetzung der Eisenoxide und auch die Karbonatakkumulation während der Bodenformation ändern. Diese Eigenschaften ändern sich in unterschiedlichen Raten. Gibt man der gesamten Entwicklung aber genug Zeit, so werden die Eigenschaften je einen Zustand erreichen, in dem sich (fast) nichts mehr ändert. Zu diesem Zeitpunkt hat sich ein "steady-state-Zustand" (Fließgleichgewicht) mit dem bodenbildenden Environment eingestellt. Wenn alle Eigenschaften eines Bodens diesen Zustand erreicht haben, ist der Boden selbst in einem "steady-state-Zustand". Ritter stellte dies beispielhaft an Mollisols der Eastern Great Plains dar. Der A-Horizont mit organischen Anreicherungen erreicht generell den "steady-state-Zustand" bevor ein B-Horizont wahrgenommen werden kann oder sich erst in einem Frühstadium befindet. B-Horizonte benötigen mehr Zeit für ihre Entwicklung und ein echter oxischer B-Horizont erreicht den **"steady-state-Zustand" nur, wenn alle verwitterbaren Minerale in eine unter herrschenden Umweltbedingungen stabile Form umgewandelt wurden.**

4.1.5.4 Zusammenfassung Bodenbildung

Verwitterung, Mineralneubildung, Humifizierung, Gefügebildung und Verlagerung sind die wichtigsten Prozesse die zur Bodenbildung führen. Voraussetzung dafür ist allerdings, daß das verwitterte Gestein nicht ständig abgeführt wird, sodaß Faktoren wie das Klima, das Ausgangsmaterial, das Relief, Wasser und Flora die Bodenbildung steuern können. Wenn alle Teileigenschaften des Bodens einen "steady state"-Zustand erreicht haben, so befindet sich der Boden unter herrschenden Umweltbedingungen mit den umgebenden Medien so lange in einem Fließgleichgewicht bis eine Änderung der Umweltbedingungen und Prozesse zu einer Trendänderung oder Erosion führt.

4.1.6 Verwitterungsgeschwindigkeit und Raten der Verwitterung

Versucht man nun die Raten der Verwitterung zu eruieren, zeigt sich sehr schnell, daß diese sehr stark **von den** in den vorangegangenen Kapiteln beschriebenen **Faktoren und Prozessen der Verwitterung und deren Interaktionen abhängig** ist.

4.1.6.1 Bestimmung der Verwitterungsraten

(nach LERMAN, A., MEYBECK, M. (1985))

Es existieren unterschiedliche unabhängige Methoden anhand derer Verwitterungsraten bestimmt werden können. Sie erstrecken sich von Laborexperimenten mit reinen Mineralen und Säuren, über Freilandexperimente bis hin zu großen Einzugsgebietsanalysen in der freien Natur.

4.1.6.2 Verwitterungsraten aus Laboruntersuchungen

(nach LERMAN, A., MEYBECK, M. (1985))

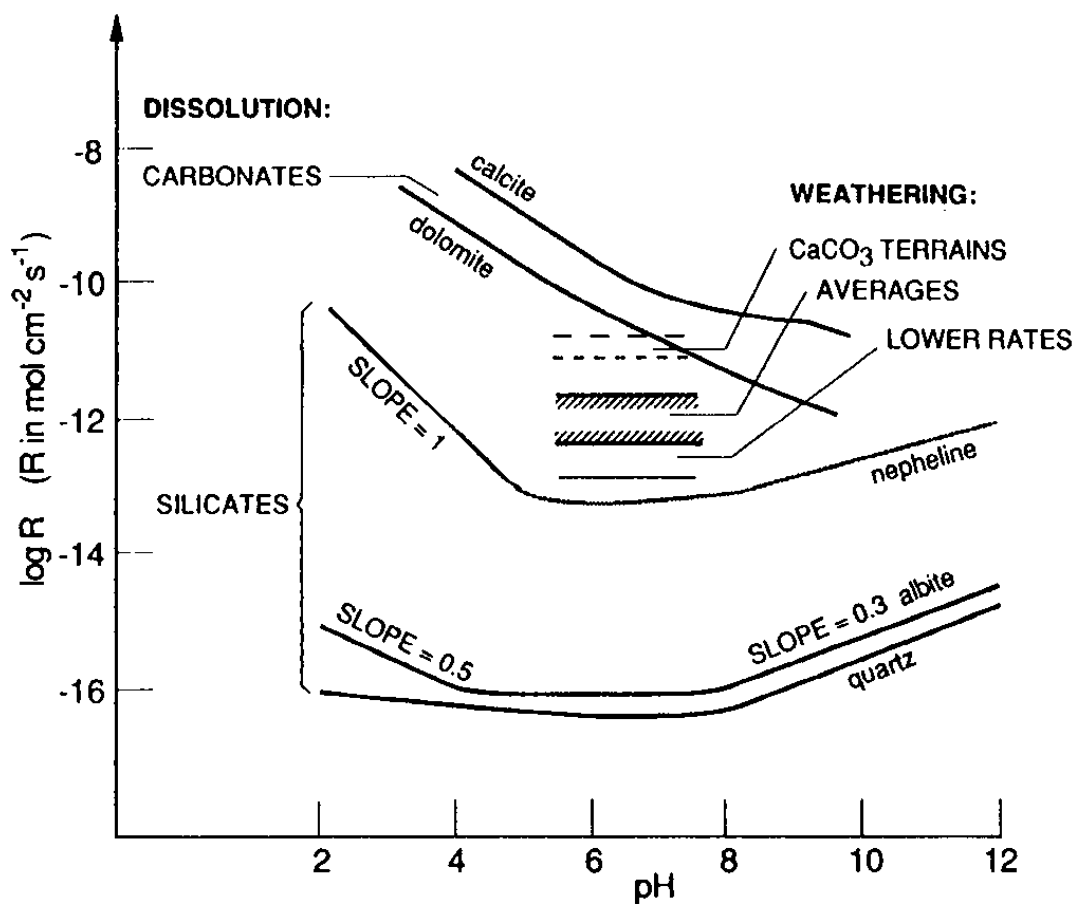
Die Bestimmung von Verwitterungsraten und Verwitterungsprozesse unter Laborbedingungen an reinen Mineralen und unter kontrollierten Bedingungen waren Ziele zahlreicher Untersuchungen.

Obwohl Laborstudien nützliche Information über Verwitterungsmechanismen liefern, sind diese Ergebnisse schwierig auf Feldbedingungen zu übertragen. In der Natur sind die Mineraloberflächen nicht frisch und das chemische und physikalische Mikroenvironment sind schwer zu defi-

nieren. Die Laborergebnisse sind daher oft um einige Zehnerpotenzen höher als die realen Verwitterungsraten. Sie können jedoch dazu verwendet werden, um die Abhängigkeit der Verwitterungsraten von den Faktoren wie z.B. pH, Temperatur und Konzentration der Liganden zu bestimmen.

STUMM, W., MORGAN, J.J. (1996) hat unterschiedliche Studien über die Lösungsraten verschiedener Minerale und Phasen zusammengestellt. Sie beruhen auf Laborstudien und sind als **Funktion der Mastervariablen pH** und bei 25°C dargestellt. Auch hier zeigt sich, daß **Karbonate weitaus höhere (3 bis 8 Zehnerpotenzen) Löslichkeitsraten (in $\text{Mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$) als Silikate** aufweisen.

Abbildung 22: Lösungsraten (R) unterschiedlicher Minerale als Funktion des pH (bei 25°C). Die weltweiten Durchschnittsraten der Verwitterung sind für Werte nahe des Neutralbereiches dargestellt. (STUMM, W. (1990))



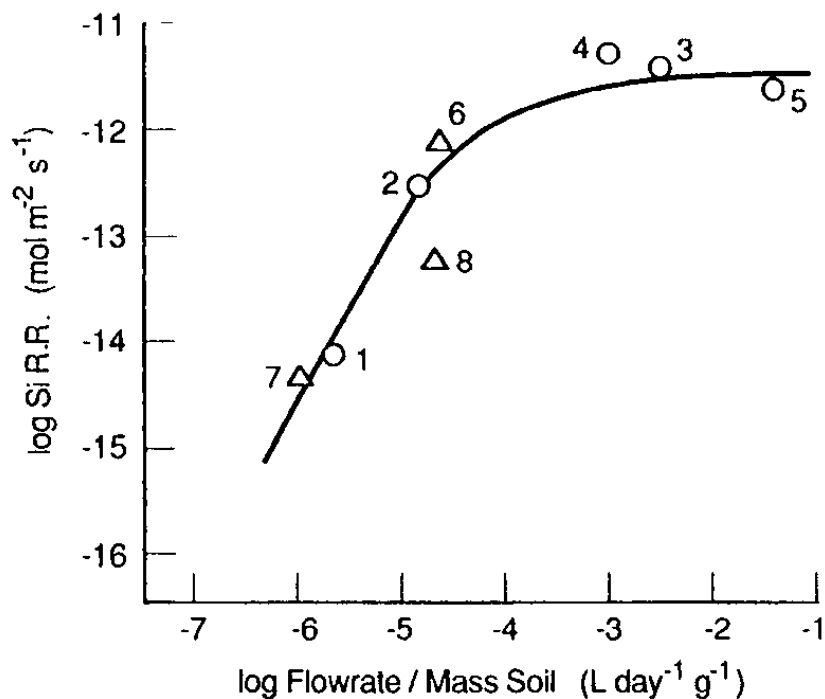
In Tabelle 19 sind die Löslichkeitsraten tabellarisch bei einem pH von 4 dargestellt. Unter diesen Bedingungen weist Kalzit eine sogar um den Faktor 10^8 höhere Löslichkeitsrate auf als Quarz.

Tabelle 19: Lösungsraten bei pH 4 aus Laboruntersuchungen. (STUMM, W., MORGAN, J.J. (1996))

Mineral	Laboratory Data Dissolution Rate pH = 4 ^a (mol Si m ⁻² h ⁻¹)	Reference
Plagioclase	1.1×10^{-7}	Busenberg and Clemency, 1976
Olivine	1.5×10^{-7}	Busenberg and Clemency, 1976
Biotite	7×10^{-8}	Grandstaff, 1986
Kaolinite	1×10^{-8}	Stumm and Wieland, 1990
Muscovite	5×10^{-9}	Stumm and Wieland, 1990
Quartz	2×10^{-9}	Brady and Walther, 1989
δ -Al ₂ O ₃	1×10^{-8} mol Al(III)	Stumm and Wieland, 1990
CaCO ₃ (calcite)	1×10^{-1} mol Ca ²⁺	Chou and Wollast, 1989

Setzt man die Austragsrate (Verwitterungsrate von Si) von silikatischem Material in Relation zur Durchflußrate pro Materialmasse, so zeigt sich, daß die **Austragsrate größer ist, je höher der Durchfluß** pro Masse Material ist, aber bei 10-11 mol*m⁻²*s⁻¹ sein Maximum erreicht. Der Austrag kann danach nicht mehr gesteigert werden.

Abbildung 23: Austragsrate von gelöstem Si versus Flußrate pro Masse Material.



4.1.6.3 Verwitterungsraten aus Feldversuchen

Bestimmung der Verwitterungsraten durch input-output Stoffbilanzen anhand von

- Einzugsgebieten
- Bodenprofilen
- In-situ-Lysimeter

Chemische Verwitterung kann als der Austrag von Kationen aus Primärmineralen in die Bodenlösung beschrieben werden.

Um diese anhand von Stoffbilanzen quantifizieren zu können, müssen Einflüsse durch parallel laufende Prozesse und Faktoren subtrahiert werden.

Anhand folgender Formel kann die Verwitterungsrate (CWR) abgeschätzt werden:

$$CWR = R - I + \Delta B + \Delta S$$

CWR... Verwitterungsrate

R... Austrag/Abfluß

I... atmosphärischer Eintrag

ΔB ... Änderungen im Biomassedepot

ΔS ... Änderungen im Bodenpool

(nach STUMM, W. (1992))

Zobrist und Drever (1990) (in STUMM, W. (1992):) haben die Verwitterungsraten in den **Schweizer Alpen** untersucht. Sie stellten fest, daß die **Verwitterungsraten mit abnehmender Höhe bedeutend zunahmen**. Sie erklärten dies mit einer Zunahme der chemischen Verwitterung: In großen Höhen ist die Bodenbedeckung nur minimal bis gar nicht vorhanden, die **biologische Aktivität** ist über der Baumgrenze limitiert und die Produktion von organischem Material ist stark eingeschränkt. In Tallagen stoßen Pflanzen und Bäume über ihr Wurzelsystem Liganden aus, die die Verwitterungsrate von Primärmineralen erhöhen.

4.1.6.4 Vergleich zwischen Labor- und Feld-Verwitterungsraten

(nach STUMM, W. (1992), STUMM, W. (1990), STUMM, W., MORGAN, J.J. (1996))

Die Feld-Verwitterungsraten hängen neben den bestimmenden Faktoren und Prozessen von der Annahme der effektiven Wassertiefe im terrestrischen Environment, der Oberfläche der Mineralphasen und der relativen Häufigkeit der verwitterbaren Minerale ab. Die Angaben der Verwitterungsrate beziehen sich meistens auf einen m² Geländeoberfläche. Real ist aber die aktive Mineraloberfläche pro Masse Ausgangsmaterial, die der Verwitterung zu Verfügung steht, von Bedeutung. Oftmals (Schnoor (1990) in STUMM, W. (1992)) wird diese **aktive Mineraloberfläche** mit 10⁵ m² pro m² Geländeoberfläche angenommen. Sie kann jedoch erheblich variieren und somit die Verwitterungsraten beeinflussen.

Trotz dieser Unsicherheiten liegen die Feldverwitterungsraten im Bereich von 2 Zehnerpotenzen über denen der Labor-Verwitterungsraten.

Tabelle 20: Vergleich von Labor- und Feld-Verwitterungsraten (Schnoor in STUMM, W. (1990))

Mineral	Laboratory Weathering Rate (mol Si m ⁻² s ⁻¹)	Field-Estimate Weathering Rate (mol Si m ⁻² s ⁻¹)	Field-Measured Cation Export (equiv ha ⁻¹ yr ⁻¹)	Cation(s)	Notes	Reference
Plagioclase (oligoclase)	5×10^{-12a}	3×10^{-14}	210	Na ⁺	Trnavka River Basin (CZ)	Paces (1983)
Plagioclase (oligoclase)	5×10^{-12a}	8.9×10^{-13}	350	Na ⁺ , Ca ²⁺	Coweeta Watershed, NC (USA)	Velbel (1985)
Almandine		3.8×10^{-12}	300	Mg ²⁺ , Ca ²⁺		
Biotite		1.2×10^{-13}	150	K ⁺ , Mg ²⁺		
Plagioclase (bytownite)	5×10^{-12a}	5×10^{-15}	330	Ca ²⁺ , Na ⁺	Filson Creek, MN (USA)	Siegel and Pfannkuch (1984)
Olivine	7×10^{-12b}	1×10^{-13}	310	Mg ²⁺		
Plagioclase epidote, biotite		6×10^{-14}	200	Ca ²⁺ , Na ⁺ , K ⁺	Cristallina, Switzerland	Giovanoli et al. (1989)
Plagioclase, biotite	6×10^{-12}	9×10^{-15}	960	Ca ²⁺ , Na ⁺ , Mg ²⁺	Bear Brooks Watershed, Maine (USA)	This study
					Assumption: 50 cm of saturated regolith, 0.5 m ² g ⁻¹ surface area of mineral grains measured, 40% of mineral grains active in weathering	

^a Rate determined in the laboratory by Busenberg and Clemency (1976) and Mast and Drever (1987) at pH 4.

^b Rate determined in the laboratory on beach sand by Grandstaff (1986) at pH 4.5.

LERMAN, A., MEYBECK, M. (1985) faßt eine Vielzahl von Prozessen, Raten und Zeithorizonten der chemischen und physikalischen Verwitterung der unterschiedlichsten Environments zusammen (Tabelle 21). Anhand der Streubreite der Daten kann abgeschätzt werden, wie stark die unterschiedlichen Ausgangsmaterialien, Faktoren, Prozesse und Environments die Verwitterungsraten beeinflussen.

Tabelle 21: Prozesse und deren Raten bei der chemischen und physikalischen Verwitterung (LERMAN, A., MEYBECK, M. (1985))

<i>System and Process</i>	<i>Process Rate or Other Measure</i>	<i>System and Process</i>	<i>Process Rate or Other Measure</i>	<i>System and Process</i>	<i>Process Rate or Other Measure</i>
LICATE MINERALS		CRUSTAL MATERIALS AND RIVERS			
<i>Dissolution: albite</i>	3×10^{-6} to 3×10^{-4} mm/yr or $3 \times 10^{-3} \pm 1$ mol SiO_2 cm^{-2} yr^{-1}	<i>Land elevation</i>	0.01–5 mm/yr	Rhine R. estuary	3×10^6 t/yr from river 13×10^6 t/yr from sea
glass	$0.15 \text{ g cm}^{-2} \text{ yr}^{-1}$	<i>Land chemical denudation</i>		Chao Phya R. estuary	4.7×10^6 t/yr net to sea
<i>Microbial solubilization</i>	Rates 5 to 113 times higher than under sterile condition	Global mean	0.014 ± 0.001 mm/yr or 33 to $40 \text{ g m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$	CARBON ON LAND AND IN WATERS	
CILS		Shields and sediments	$0.005\text{--}0.03$ mm/yr	<i>Carbonate minerals</i> (predominantly CaCO_3)	significant on scale 10^2 yr
<i>Formation</i>	1,000 to 10,000 yr	Andean drainage: silicates	0.08 mm/yr	Dissolution in soils	$0.05\text{--}0.11$ mm/yr
Various soils	0.06 to 0.45 mm/yr	carbonates and shales	0.2 mm/yr	Tombstone weathering (limestones, Yorkshire)	
Duricrusts on granite	9×10^{-3} mm/yr	evaporites	0.7 mm/yr	Limestone removal rates in karst terrains	Rate (mm/yr) = $(4 \text{ to } 6.7) \times 10^{-5} \times R$
Soil on bauxite	9×10^{-4} mm/yr	<i>Land erosion</i>		Removal of calcareous reefs	$196 \text{ g m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ or 0.07 mm/yr estimates
Dust deposition (storms)	up to 500 g/m^2 per event	Global mean	0.067 mm/yr or $176.2 \text{ g m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$	Global weathering fluxes	
<i>Weathering</i>		“Local”	ca. $1800 \text{ g m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ or 0.7 mm/yr: 94% stored, 6% exported	Deposition: Oceanic reefs	$6 \times 10^{14} \text{ g CaCO}_3/\text{yr}$ $18 \times 10^{14} \text{ g CaCO}_3/\text{yr}$ or 2.5×10^{-3} mm/yr
Oxidant/acid supply to soils	Flux ratio $\text{O}_2/\text{CO}_2 = 0.03 \pm 0.01$	SEDIMENT TRANSPORT AND DEPOSITION		Total	
<i>Chemical weathering</i>		<i>Industrial age effects</i>		Plitvice Lakes system	$5000 \text{ g CaCO}_3 \text{ m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ or 2 mm/yr
	$0.02\text{--}0.03$ and $0.01\text{--}0.15$ eq $\text{m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$	River sediment load	10-fold increase 1700–1900	Nile R. basin soils	$60 \text{ g CaCO}_3 \text{ m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ or 0.02 mm/yr
	$0.04\text{--}0.10$ eq $\text{m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$	Land erosion index (part of L. Ontario basin)	40% prior to 1811; 80% since 1811	<i>Organic carbon</i>	
	$0.1\text{--}0.2$ eq $\text{m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$	River bed rise due to hydraulic mining discharge, Sacramento R., California	3–5 m rise in 10–20 years	TOC (total = dissolved + particulate)	$3 \text{ g m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$
	0.93 eq $\text{m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$			Global mean in rivers	$1.7\text{--}4 \text{ g m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$
	0.006 to 0.14 mm/yr			Polluted rivers, Europe	$0.8\text{--}1 \text{ g m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$
Movement and Erosion				Temperate zone rivers	$6.4\text{--}7.3 \text{ g m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$
Landsliding	$0.25\text{--}10$ mm/yr	Sediment load reduction in dammed rivers:		Tropical rivers (S. Amer.)	$6.9 \text{ g m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$
Soil creep	$1\text{--}10$ mm/yr	Nile (Aswan Dam)	125×10^6 t/yr prior to dam 1×10^6 to 2×10^6 after	Spagnum bog (Germany)	
Erosion of headwater slopes in small watersheds	$0.01\text{--}0.04$ mm/yr or $28\text{--}95 \text{ g m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$	Colorado (Hoover Dam)	similar to the Nile	GLOBAL FLUXES AND MAJOR RESERVOIRS	
		Lakes, recent rates of sedimentation:		Oxidized and reduced C, S and Fe species, and Ca, Mg and SiO_2	Fluxes on time scales 10^4 to 10^8 years
		Geneva	$3.7\text{--}4.7$ mm/yr	Masses of major tectonic and sedimentary units, recycling fluxes and half-lives	Fluxes on times scales 10^7 to 10^9 years
		Constance	2.2 mm/yr		
		Michigan	1.8 mm/yr		
		ESTUARIES AND OCEANIC COASTAL AREAS			
		<i>Sediment retention in estuaries</i>	ca. 90% of riverine input		
		<i>Sedimentation of near-shore muds</i>	net $0.1\text{--}10$ mm/yr		
		<i>Sediment fluxes</i>			
		Dutch Waddensee: total deposited	20×10^6 t/yr 1×10^6 t/yr		

4.1.6.5 Verwitterungsraten von Karbonaten und Kalksteinen

(nach KUKAL, Z. (1990), CLIFF, O., PAIN, C. (1996), PRESS, F., SIEVER, R. (1995), SCHEFFER, F., SCHACHTSCHABEL, P. (1992))

Obwohl Silikate wesentlich größere Gebiete einnehmen als Karbonatgesteine, trägt deren Verwitterung wesentlich mehr (ca. 50%) zum Gesamtbudget der Verwitterung auf dem Festland bei. Dies liegt an deren bedeutend höheren Löslichkeit.

Im Gegensatz zu vielen anderen verwitternden Mineralen steigt die Löslichkeit der Karbonate außerdem mit abnehmender Temperatur, weil in gleicher Richtung die Löslichkeit des CO_2 in Wasser zunimmt. **Dennoch gehen Karbonate in warmen Böden meist stärker in Lösung als in kühlen, weil durch intensive biologische Aktivität der CO_2 -Partialdruck der Bodenluft höher ist.**

Busenberg und Plummer (1986) (in STUMM, W. (1990)) stellten die Kalzitlöslichkeit in Abhängigkeit von CO_2 -Gehalt bzw. pH dar. So **nimmt dessen Löslichkeit ab einem pH < 5 extrem zu.**

Abbildung 24: Einfluß des pH-Wertes auf die Lösungsrate von Kalzit bei geringem p_{CO_2} (nach Busenber und Plummer (1986) (aus STUMM, W. (1990))

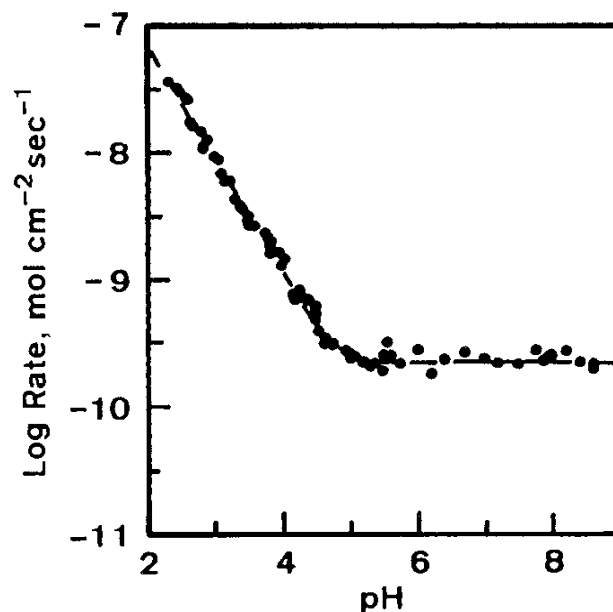
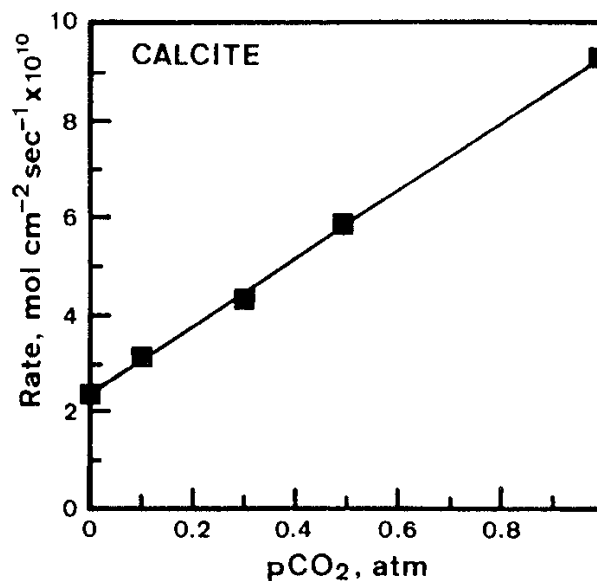


Abbildung 25: Einfluß des p_{CO_2} auf die Lösungsrate von Kalzit bei konstantem pH (5,6 – 5,7) (nach Busenber und Plummer (1986) (aus STUMM, W. (1990)))



Ein weiterer **bedeutender Faktor**, neben dem **pH**, **CO_2 -Gehalt**, der **Temperatur** und der **Porosität**, ist die **Rate der Abfuhr der Reaktanten**.

In der Natur findet der Prozeß der Lösung oft nur in mehreren Schritten statt. Wenn es zu einem Temperaturwechsel, Wasserverlust oder Absenkung des CO_2 -Gehalts kommt, kann es zur **Wiederausfällung** von Karbonaten kommen.

Kalksandsteine und Kalkarenite (Sandsteine mit Einzelkomponenten aus Kalzit) sind von Lösungseffekten sehr stark betroffen. Auf Grund ihrer primären Porosität, reichen die Lösungseffekte bis in große Tiefen.

Die aktuelle Art der Verwitterung hängt also auch von der Art des Kalksteins ab. Dichte, massive Kalksteine mit sehr geringer Porosität werden entlang von Rissen, Klüften und Schichtungen bevorzugt gelöst. Bei diesem Kalksteintyp kann die bekannte Karsttopographie entstehen.

(nach Lermann in STUMM, W. (1990))

Vergleicht man die Kalziumkonzentrationen der Flüsse mit den theoretischen Verwitterungsraten von Karbonaten, läßt dies nur den Schluß zu, daß die tatsächlichen Verwitterungsraten um ein bis drei Zehnerpotenzen niedriger liegen als die im Labor bestimmten.

Lermann (in STUMM, W. (1990)) hat einige Massenverlustraten bzw. lineare Verwitterungsraten für Karbonate und Kalksteine zusammengestellt. Es zeigen sich hier große Differenzen die unter Einfluß unterschiedlicher pH-Werte (Labor), mechanischer Erosion bzw. Abflußmengen zwischen 1 (Verwitterung von Kalkgebieten) und 70000 mm pro tausend Jahren (pH 4 – Laborversuche mit Kalzitmineralen) betragen können. **Die natürlichen Verwitterungsraten bewegen sich zwischen 1 und 120 mm pro tausend Jahren.**

Tabelle 22: Verwitterungsraten von Karbonaten und Kalksteinen. (Lerman in STUMM, W. (1990))

	Massen-Rate R ($\text{mol} \cdot \text{cm}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$) Log R	Lineare Rate R/ρ ($\text{mm} \cdot \text{ka}^{-1}$)	Bemerkungen
Kalzit	-10,0 bis -8,2	1000 bis 70000	pH 7 bis 4 (Labor)
	-10,5 bis -8,2	400 bis 70000	pH 9 bis 4 (Labor)
Dolomit	-11,5 bis -9,5		
Kalkstein		10 bis 120	Inklusive mechanischer Erosion, Rate nimmt mit Abfluß zu
	-13 bis -12	1 bis 20	Chemische Verwitterung von Kalk- steingebiet
Kalkstein, Marmor		50 bis 100	Grabstein
Kalkstein, Marmor		~5 bis 12	Auflösung durch Regenwasser

Brunsen (1979) (in LERMAN, A., MEYBECK, M. (1985)) hat die **Verwitterungsraten von unterschiedlichen Karbonatgesteinen** die **differierenden Environments** verschieden lang ausgesetzt waren aufgelistet. Die linearen Verwitterungsraten bewegen sich hier **zwischen 3 und 1000 mm pro tausend Jahren**. Ausnahmen bilden **glazial** erodierte Oberflächen, deren Verwitterungsrate (besser Erosionsrate) **bis 11,5 mm pro Jahr (!)** betragen kann.

Tabelle 23: Lineare Oberflächenverwitterungsraten von Karbonatgesteinen (nach Brunsen (1979) aus LERMAN, A., MEYBECK, M. (1985))

Author	Surface	Location	Rock type	Period (years)	Result	Average mm yr^{-1}
Goodchild, 1890	Tombstones	Yorkshire	Kirkby Stephen Imst.	500	Based on 1 inch of weathering in period	0.051
			Tailbrig Imst.	300		0.085
			Penrith Imst.	250		0.102
Emery, 1960	Great Pyramid	Giza	Askriq Imst.	240	Little 1-2cm pits 20 cm niches Rubble	0.106
			Hard grey Imst.	1000		0.01-0.02 in part 0.2
			Soft grey Imst.	1000		
			Grey shale	1000		
			Yellow limey shale	1000		
Sweeting, 1960	Erratic block	N. England	Carb. Imst.	12000	30-50 cm	0.025-0.042
Sweeting, 1960	Glacial striae	N. England	Carb. Imst.	13	3-5 cm	
Sweeting, 1960	Runnels in glacial surface	N. England	Carb. Imst.	13	15 cm	
Hodgkin, 1964	Jetty intertidal	Norfolk Is.	Limestone	16	28 mm	0.5-1.0
Emery, 1941	Inscriptions	La Jolla, CA	Limestone	-	-	0.5
Kaye, 1959	Intertidal notch	Puerto Rico	Limestone	155	-	1.0
Rapp, 1960	Glacial surface	Spitsbergen	Imst. chert	70	-	0.02-0.2
Rapp, 1960	Glacial surface	Karkevagge	Micaschist, garnet mica, Imst.	8	-	0.04-0.15
Trudgill, 1976	Imst. pavement	Co. Clare	Poorly cem. limestone	-	-	0.003-6.3

Zu Beginn der Karstforschung war man der Ansicht, daß das Klima der entscheidende Faktor für dessen Bildung und Rate darstellt. Heute sind viele Wissenschaftler der Ansicht, daß die **Wasserabflußrate den größten Einfluß auf die Karstbildungsrate** hat. Die **Karstbildung ist daher in Kalkgebieten humider, sowohl temperierter als auch tropischer Klimate am größten**. Weitere wichtige Faktoren sind der **Kalksteintyp**, die **Temperatur** sowie die **Verfügbarkeit von CO_2** .

Die linearen **Verwitterungsraten in Karstgebieten**, die Leif Engh (in SWEETINGS()) in Abhängigkeit vom jährlichen Niederschlag darstellt, bewegen sich **bei österreichische Niederschlagsmengen zwischen 10 und 100 mm pro tausend Jahren**.

Abbildung 26: Zusammenhang zwischen jährlichen Regenmengen und chemischer Karst-Verwitterungsrate von Kalkgestein (nach Leif Engh in SWEETING, M. M. (1980))

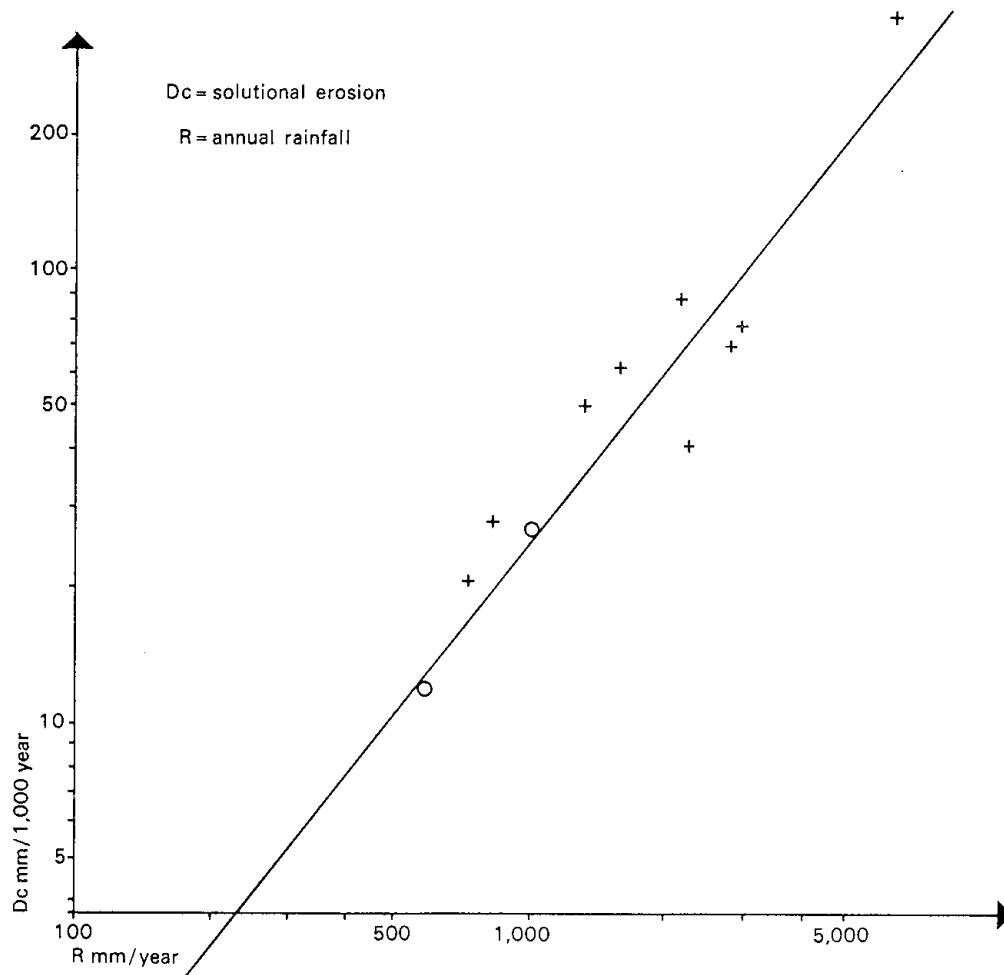


Tabelle 24: Erosionsraten von Karstgebieten

Klimazone	Gebiet	Erosionsrate ($\text{m}^3 \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$) bzw. (mm pro 1000 a)
Gemäßigte Zone	Derbyshire, England	60-193
	South Wales	16
	Nordwest-Schottland	88-100
	Irland	51
	Jugoslawien	9-126
	Schwäbische Jura	98
	Krakauenebene	20
	Polen (Durchschnittswerte)	10-32
	Tatra, Polen	86-95
	Morava, Tschechien	25
	Aggtelek, Ungarn	20
	San Antonio, Texas	4
	Ostsibirien	1-32
	Südengland	40
Tropische Zone	Indonesien	63-99
	Florida	15
	Jamaica	39-96
	Puerto Rico	42
Arktis, Alpen	Alaska	8-530
	Canada	2
	Spitzbergen	16-30
	Tatra, Polen	96
	Tatra, Polen	36-38
Tropische Wüstengebiete	Sahara	3

4.1.6.6 Zusammenfassung Verwitterungsraten

Verwitterungsraten können aus Labor- und Feldversuchen abgeleitet werden, wobei sich Laborversuche eher für qualitative Aussagen wie z.B. Informationen über Verwitterungsmechanismen oder Abhängigkeiten von **Verwitterungsraten** von **Faktoren** wie **pH**, **pCO₂**, **Temperatur**, **Korngröße**, **aktive Mineraloberfläche** oder **Infiltrationsmenge** eignen. Im Normalfall liegen die Verwitterungsraten aus Laborversuchen um ca. 2 Zehnerpotenzen über denen aus Feldversuchen.

Die Verwitterung von Karbonatgesteinen beruht zu einem Großteil auf der chemischen Verwitterung und dessen Rate nimmt ab $\text{pH} < 5$ extrem zu. Im Gegensatz zu vielen anderen verwitternden Mineralen steigt die Löslichkeit der Karbonate außerdem mit abnehmender Temperatur, weil in gleicher Richtung die Löslichkeit des CO₂ in Wasser zunimmt. Dennoch gehen Karbonate in warmen Klimaten meist stärker in Lösung als in kühlen, weil durch intensive biologische Aktivität der CO₂-Partialdruck der Bodenluft höher ist. Poröse Kalke bzw. Kalksandsteine verwittern rascher und tiefgründig, während massive langsamer und bevorzugt entlang von Rissen und Klüften zu Karstbildung neigen. Eine Erhöhung der Abflußrate als bedeutendster Faktor, bewirkt eine Erhöhung der Verwitterungsrate. Die lineare Verwitterungsrate kann zwischen 3 und 1000 mm pro 1000 Jahren betragen und liegt unter österreichischen Niederschlagsbedingungen zwischen 10 und 100 mm Gesteinsabtrag pro 1000 Jahren. Karbonate weisen im La-

bor, in Abhängigkeit vom pH, eine um 3 bis 8 Zehnerpotenzen höhere Verwitterungsrate als Quarz (bzw. Silikate) auf.

In polaren Gebieten beträgt die Verwitterungsrate von Gesteinen nur wenige mm pro 1000 Jahre, kann aber durch mechanische Gletschererosion bis auf einige 1000 mm pro 1000 Jahre gesteigert werden.

In Gebieten mit geringem Abfluß ist die Silikatverwitterung effektiver während bei hohem Abfluß die Karbonatverwitterung von weitaus größerer Bedeutung ist.

In Tabelle sind zusammenfassend die Verwitterungsraten unterschiedlicher Gesteine und Böden aufgelistet und als Massen-flux ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{yr}^{-1}$) sowie lineare Raten ($\text{mm}\cdot\text{ka}^{-1}$) ausgewiesen. Auch hier zeigt sich, daß **Evaporite (Salze, Gips) und Karbonate bzw. Tonsteine am schnellsten verwittern**.

Tabelle 25: Verwitterungsraten verschiedener Gesteine und Böden unterschiedlicher Gebiete. Lerman in STUMM W. (1990) (1 ka = 1000 Jahre)

	Mass Flux (W)	Linear Rate (W_h)	References and Comments
Global mean	$33\text{--}40 \text{ g m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$	$14 \pm 1 \text{ mm ka}^{-1}$	Meybeck (1988); mass rate converted to linear rate for bulk density $\rho \approx 2.5\text{--}2.7 \text{ g cm}^{-3}$
Shields and sediments		$5\text{--}30 \text{ mm ka}^{-1}$	Stallard (1988)
Silicate rocks		80 mm ka^{-1}	Stallard (1988); Andean drainage
Carbonates and shales		200 mm ka^{-1}	Stallard (1988); Andean drainage
Evaporites		700 mm ka^{-1}	Stallard (1988); Andean drainage
Volcanics	$18 \text{ g m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$	7 mm ka^{-1}	Drever (1988); Andesitic terrain in Absaroka Mts., Wyoming
Small stream watersheds and catchment areas	$0.024\text{--}0.20 \text{ equiv m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$	$4\text{--}30 \text{ mm ka}^{-1}$	Fölster (1985); data compiled for areas in USA, Norway, Sweden, England, and Germany
Silicate minerals (plagioclase, almandine, biotite)		$37\text{--}160 \text{ mm ka}^{-1}$	Velbel (1986)
Various soils			
Sandy-silty soils	$0.05\text{--}0.27 \text{ equiv m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$	$7\text{--}40 \text{ mm ka}^{-1}$	Cronan (1985)
Loess soils	$0.04\text{--}0.10 \text{ equiv m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$	$6\text{--}15 \text{ mm ka}^{-1}$	Fölster (1985)
Soils in lake drainage basins	$0.06 \text{ equiv m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$	9 mm ka^{-1}	Wright (1988); literature data for Adirondack Mts., New York and
Deglaciated terrain	$0.93 \text{ equiv m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$	140 mm ka^{-1}	Cascade Mts., Oregon

Adapted from Lerman (1988), with additions.

4.1.7 Erosion

(nach PRESS, F., SIEVER, R. (1995), SCHEFFER, F., SCHACHTSCHABEL, P. (1992), KUKAL, Z. (1990))

Erosion ist die Verlagerung von Material entlang der Oberfläche durch Wasser, Eis, Wind und die Schwerkraft.

- Das unmittelbare Einwirken der **Schwerkraft** kann zu einer Verlagerung von Material (z.B. Steinschlag) führen.
- Regen kann zu **flächenhafter Hangspülung** (Denudation) führen.
- Eine ungleich größere Bedeutung, vor allem in den Gebirgen, kommt jedoch der Erosion durch Bäche und **Flüsse** zu.
- Die Erosion durch **Eis** hatte durch ihre hobelnde Wirkung in unseren Breiten insbesondere in der Eiszeit ihre Bedeutung.
- Als weiteres Transportmittel ist der **Wind** nicht zu vergessen. Stürme und Winde können große Mengen an Sand und Staub transportieren und u.a. wie ein Sandstrahlgebläse wirken. Beispiele sind die Sanddünen der Sahara bzw. die teils mächtigen Lößablagerungen der Eiszeiten in Vorländern der ehemals vergletscherten Gebirge.

KUKAL, Z. (1990) unterteilt die Erosion in mechanische Erosion (Transport von Feststoffen) und chemische Erosion (Transport von Stoffen in gelöster Form). Für die schwierige Messung der Erosionsrate können unterschiedliche Methoden herangezogen werden. Die lokale Erosion kann mit Microerodometern gemessen werden, während die regionale bzw. globale Erosion anhand des Transports in Flüssen abgeschätzt werden kann. Andere Methoden verwenden die Luftbildanalyse, die Oberflächendatierung oder den Vergleich zweier Prozesse, von denen einer datiert wurde.

Vergleicht man die **Erosionsraten der Kontinente**, so sind sich alle Autoren einig, daß die Erosion, speziell die mechanische in **Asien am größten** ist. Es folgen Amerika, Afrika, Europa und Australien. Im Verhältnis der beiden Erosionsmechanismen hat **für Europa unter derzeitigen Klimabedingungen die chemische Erosion die weitaus größere Bedeutung**.

Tabelle 26: chemische und mechanische Erosionsraten der Kontinente im Vergleich (aus KUKAL Z. (1990) nach Garrels und Mackenzie(1971))

Kontinent	mechanische Erosion M [$\text{t} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$]	chemische Erosion E [$\text{t} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$]	Verhältnis E / M
Nordamerika	86	33	0,4
Südamerika	56	28	0,5
Asien	310	32	0,1
Afrika	17	24	1,4
Europa	27	42	1,6
Australien	27	2	0,1

4.1.7.1 Faktoren, die die Erosionsraten beeinflussen

(nach KUKAL, Z. (1990))

Wenn man vom allgemeinen Standpunkt aus die **Faktoren der Erosion** betrachtet, zeigt sich, daß das **Klima**, die **Morphologie** und die **Gesteinszusammensetzung** wichtige Faktoren darstellen. Die **Puffer zwischen Klima und Erosionsrate stellen der Niederschlag und die Vegetation dar**. Eine einhellige Meinung über die Reihenfolge der wichtigsten Prozesse der Erosion konnte aber bis jetzt noch nicht gebildet werden.

Einige Autoren meinen, in **semiariden Gebieten** sei die Erosion auf Grund der **geringen Vegetation** am Größten. Andere wiederum führen **saisonale Schwankungen** als den bedeutendsten Klimafaktor an. Scholl (1970) (in KUKAL, Z. (1990)) wiederum zeigte anhand der Erosion der Anden, die durch mehrere Klimazonen verlaufen, daß die Erosionsraten in **polaren Zonen** drei mal höher sind als in temperiert humiden Gebieten und dreißig mal höher als in tropisch ariden Gebieten.

Tabelle 27: Erosionsraten der Anden in verschiedenen Klimazonen (Scholl (1970) in KUKAL, Z. (1990))

Klimazone	Erosionsrate [mm/1000a]
Tropisch arid	50
Temperiert humid	500
polar	1100 - 1650

Andere Autoren wiederum reihen das **Relief** an die erste Stelle der Wichtigsten Erosionsfaktoren. Schumm (1963) (in KUKAL, Z. (1990)) sieht die Erosionsrate als exponentielle Funktion der Reliefdifferenz wonach **Gebirge um einige Größenordnungen schneller erodiert werden als Lowlands**. Ahnert (1970) (in KUKAL, Z. (1990)) stellte dies eindrucksvoll in Tabelle 28 dar.

Tabelle 28: Abhängigkeit der Erosionsrate von Relief.

Einzugsgebiet (Fluß, Region, Land)	Mittlere Seehöhe (m)	Erosionsrate (mm pro 1000 a)
Flint, Georgia, USA	89	28
Colorado, Texas, USA	102	16
Thames, London, GB	159	16
Delaware, New Jersey, USA	299	42
Canadian River, Texas, USA	353	52
Little Colorado, Arizona, USA	392	31
Juniata River, Pennsylvania, USA	490	41
Green River, Utah, USA	644	82
Escalante River, Utah, USA	842	135
Dirty Devil River, Utah, USA	912	177
Bighorn River, Wyoming, USA	1004	109
Colorado River, Utah, USA	1040	124
Wind River, Wyoming, USA	1091	115
Animas River, New Mexico, USA	1273	195
Sarine, CH	1395	210
Rhein, Konstanz, D	1994	331
Isere, Grenoble, F	2046	287
Reuss, Luzern, CH	2320	300
Rander, CH	2428	430
Rahona, Genfer See, CH	2829	418

Ein weiter wichtiger Faktor ist die Zusammensetzung der Landoberfläche. So **erodieren Lokersedimente wesentlich schneller als Festgesteine** wobei bei letzteren die Struktur, die Textur und Risse und Spalten einen nicht unwesentlichen Einfluß auf deren Erosion haben.

Faßt man alle Analysen zusammen, ist die mittlere Erosionsrate der Kontinente ca. 0,1 mm pro Jahr. Es gibt jedoch Gebiete mit **anomal hohen Erosionsraten**, unter ihnen **Gebirge und Gletschergebiete**. Die Erosion greift in diesen Gebieten 50 – 100 mal stärker an als in Gebieten mit durchschnittlicher Erosionsrate. Katastrophen und extreme Prozesse könne unter einigen Klimabedingungen und morphologischen Bedingungen die Effekte langjähriger Erosion bei weitem übertreffen.

Erosion ist demnach ein episodischer Prozess und darf nicht an Kurzzeitbeobachtungen gemessen werden.

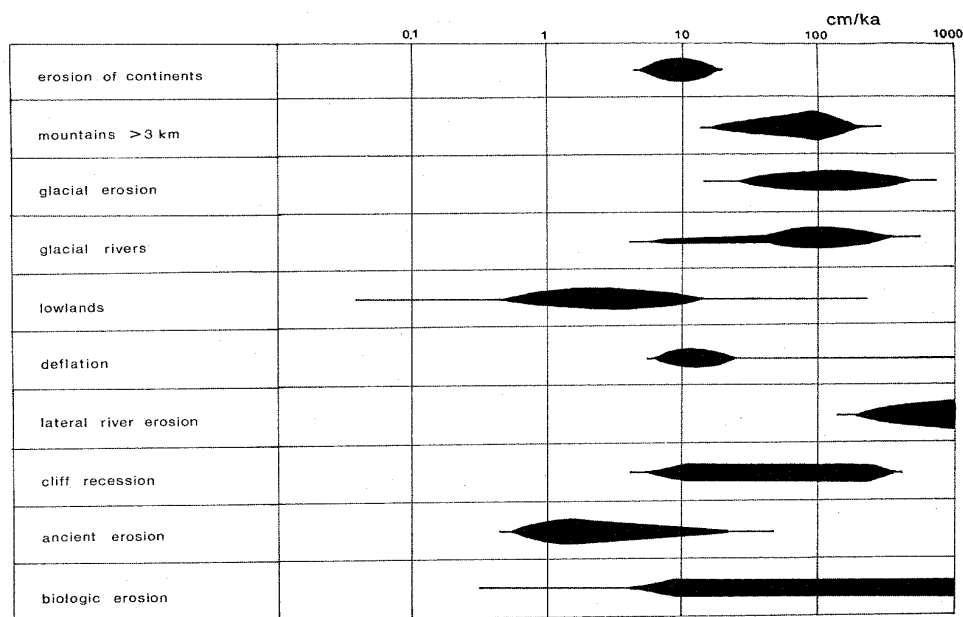
Erosion kann durch die unterschiedlichsten Prozesse und Faktoren vorangetrieben werden. Folgende Tabelle soll einige weitere Faktoren und Prozesse und deren Raten darstellen.

Tabelle 29: Faktoren und Prozesse und deren Erosionsraten (zusammengefaßt nach KUKAL, Z. (1990))

Prozess	Beispiel / Bemerkung	Erosionsrate
Vertikale Flußerosion		0,1 – 10 mm/a
Gletschererosion durch Eis	Europa	0,7 mm/a
	Island	0,7 - 5 mm/a
	Alaska	Bis 900 mm/a
Erosion durch Gletscherflüsse		1,4 – 5,0 mm/a
Eolische Abrasion und Deflation	semiarid	0,5 mm/a
	Sturm	bis 5 mm/h !!

In Abbildung 27 sind die Erosionsraten in verschiedenen Environments dargestellt.

Abbildung 27: Graphische Darstellung der Erosionsraten in unterschiedlichen Environments. Es sind Bereiche sowie typische Raten dargestellt. (KUKAL, Z. (1990))



4.1.7.2 Die Bodenerosion bestimmenden Faktoren

(nach Kukal, Z. (1990), Scheffer, F., Schachtschabel, P. (1992))

In der Entwicklung der Böden hat die Erosion weltweit eine große Rolle gespielt. Langzeitliche klimatische und geologische Veränderungen bewirken, daß sich Phasen der ungestörten Bodenbildung und solche der Bodenzerstörung abwechseln. **So garantieren feuchte Klimate meistens eine geschlossene Vegetationsdecke, unter der sich die Böden ungestört entwickelten, während diesem folgende, vegetationsfeindliche Klimate den Bodenabtrag förderten, und so einmal gebildete Böden zerstört wurden.**

Bodenerosion wird hauptsächlich durch folgende Prozesse gefördert:

Bodenerosion durch **Wasser** (Fläche-, Rillen- und Grabenerosion) in Abhängigkeit von den Faktoren **Energie des Regens, Bodeneigenschaften, Hangneigung und -länge** sowie **Bodenbedeckung**.

Bodenerosion durch Wind in Abhängigkeit von den Faktoren Bodeneigenschaften, Wassergehalt, Beschaffenheit der Oberfläche, Flächenlänge und natürlich Windgeschwindigkeit.

Kukal stellt Boden-Erosionsraten unterschiedlicher Klimate der Hangneigung, Hanglänge und Vegetation gegenüber. Die Erosionsraten nehmen mit der Hangneigung und der Hanglänge zu. Im Brachland und landwirtschaftlich genutzten Flächen treten die höchsten und auf Wiesen und im Wald die geringsten Erosionsraten auf.

Tabelle 30: Auswirkungen der Hangneigung und Hanglänge auf die Bodenerosion (in KUKAL Z. (1990))

Gebiet	Hanglänge	Hangneigung	Erosionsrate (t • ha ⁻¹ • a ⁻¹)
Krcava bei Sobrance ehem. Tschechoslovakei	10	2°	1,2
	20	3°	8,0
	40	4 ½°	18,4
	80	4 ½°	45,9
	180	5 ½°	87,6
Radvan bei Banska Bystrica, ehem. Tschechoslovakei	10	12°	1,7
	20	12°	6,0
	30	9°	18,3
	80	6°	24,5
Hrinova-Damm ehem. Tschechoslovakei	5	20°	130,4
	10	20°	278,3
	20	21°	448,0
	40	20°	630,2
Rokytovec ehem. Tschechoslovakei	25	5°	7,5
	50	5°	5,0
	100	7°	20,0
	200	8°	78,0
	350	8°	148,0
San Juan Kuba	8	4°	1,2
	16	4°	2,3
	32	4°	16,6
Sujde China	14	26°	152,5
	20	26°	227,8
Oklahoma, USA: Feinsand/Ton	11	7,7 %	42,5
	22	7,7 %	55,6
	44	7,7 %	95,3
Wisconsin, USA: Schluff/Ton	11	16 %	159,0
	22	16 %	248,0
	44	16 %	286,0

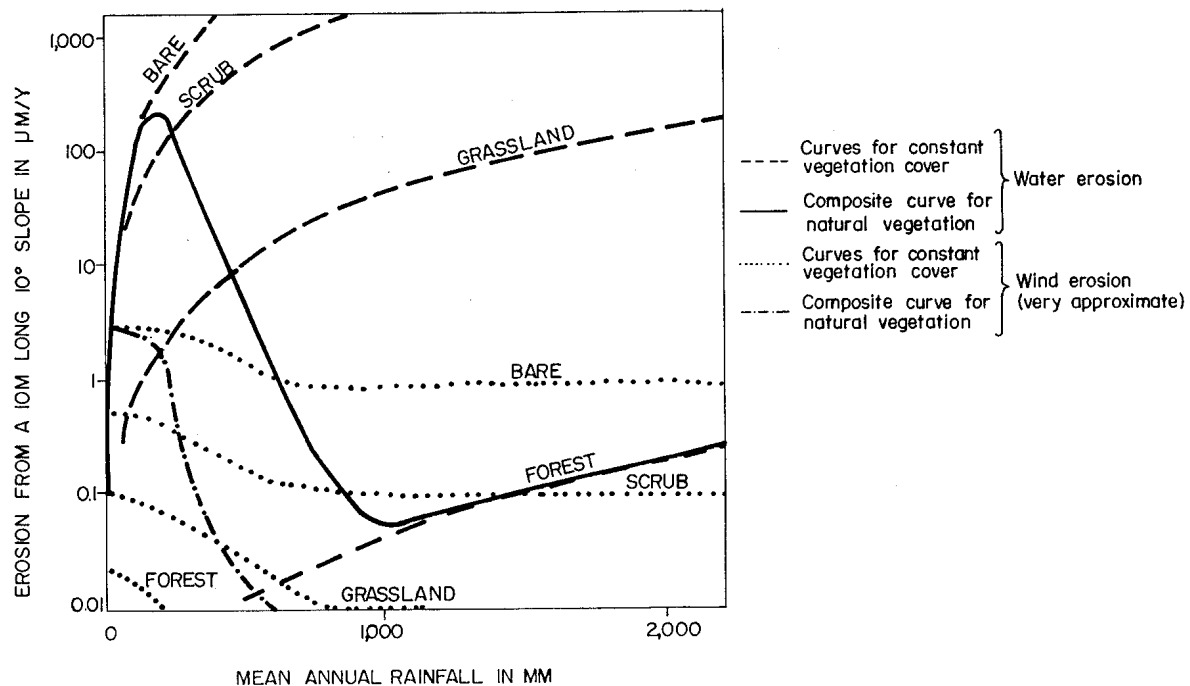
Tabelle 31: Auswirkungen der Vegetation (und Hangneigung) auf die BodenErosionsraten (in KUKAL Z. (1990))

Gebiet	Vegetation	Hangneigung	Erosionsrate (t • ha ⁻¹ • a ⁻¹)
Süd-Piedmont, USA	Brachland	10 %	148,3
	Getreide	10 %	69,9
	Fruchtwechselwirtschaft	10 %	32,0
	Gras	10 %	0,7
	Wald	10 %	0,001
Wisconsin, USA	Brachland	16 %	427,8
	Mais	16 %	250,2
	Mais / Fruchtwechsel	16 %	62,3
	Gras	16 %	0,2
Kuba	Brachland, 10 cm gepflügt	4 %	36,0
	Brachland, 20 cm gepflügt	4 %	31,0
	Mais	4 %	16,0
	Reis	4 %	6,0
	Gras	4 %	0,25
Deutschland	Brachland	11 %	15,6
	Hafer / Stoppelfeld	11 %	0,45
	Klee	11 %	0,12
Rumänien	Brachland	12°	16,5
	Mais	12°	13,3
	Kartoffeln	12°	7,9
	Frühweizen	12°	0,9
	Winterweizen	12°	0,8
	Gras, erste Vegetationsperiode	12°	0,4
	Gras, 2. Vegetationsperiode	12°	0,2

Kirkby (1980) (in LAL, R., STEWART, B.A. (1990)) stellte das Erosionsrisiko eines 10° geneigten Hanges durch Wasser bzw. Wind in Abhängigkeit von Regenregime und der Vegetation dar. Bei konstanter Vegetation nimmt die Erosionsrate durch Wasser mit zunehmendem jährlichen Niederschlag zu (vegetationslos > Sträucher > Gras > Wald). **Bei rein natürlicher Vegetation ist die Erosionsrate durch Wasser bei wenigen 100 mm jährlichem Niederschlag um bis zu 4 Zehnerpotenzen höher als bei 1000 mm Niederschlag.** Die Ursache liegt darin, daß bei sehr geringen Niederschlagsmengen die Vegetation stark zurückgeht. Bei konstanter Vegetation bleibt die Erosionsrate durch Wind mit zunehmendem jährlichen Niederschlag gleich bzw. nimmt mit steigender Niederschlagsmenge leicht ab (vegetationslos > Sträucher > Gras > Wald) und ist geringer als die Erosion durch Wasser. **Bei rein natürlicher Vegetation ist die Erosionsrate durch Wind bei wenigen 100 mm jährlichem Niederschlag am größten, um bei ca. 600 mm jährlichem Niederschlag gegen null zu gehen.**

Die absolut höchsten Erosionsraten erreichen vegetationslose und spärlich mit Sträuchern bewachsene Hänge durch Abspülung.

Abbildung 28: Erosionsrisiko durch Wasser bzw. Wind in Abhängigkeit von Regenregime und der Vegetation (aus LAL, R., STEWART, B.A. (1990)) nach: Kirkby, The Problem in: Soil Erosion. John Wiley & Sons (1980))



4.1.7.3 Erosion auf Grund von Katastrophen und Extremereignissen

Katastrophen und Extremereignisse können einen großen Beitrag zur Gesamterosion liefern. Manche Geologen meinen, daß **Katastrophen und extreme Prozesse einen größeren Einfluß auf die Gesamterosion haben können als normale Prozesse unter normalen Bedingungen**. Starkl (1976) (aus KUKAL, Z. (1990)) hat sich mit dieser Thematik beschäftigt und bringt Beispiele aus Europa, Afrika und Asien, die dies veranschaulichen. Ein großer Einfluß hat die Häufigkeit dieser Extrem-Events. Starkl zeigt weiters, daß vor allem in **Hanglagen** und in **Gebieten mit stark saisonal geprägtem Klima**, Katastrophenereignisse hundertmal wirksamer sein können als die normale Erosion. In Tab. sind die Effekte von Extrem-Events denen der normalen Erosionsraten gegenübergestellt. In manchen Gebieten kann (Mgeta) die Extrem-Erosion bis zum fünffachen Wert der durchschnittlichen Erosion ausmachen.

Tabelle 32: Vergleich der Auswirkungen von Extrem-Events mit normalen Prozessen auf die Erosionsraten

Region	Anzahl der Extremereignisse pro 100 a	Erosion während eines einzigen Extremereignisses (mm)	E Gesamte Erosionsrate durch Extremereignisse (mm / 100 a)	N Normale (sonstige) Erosionsrate (mm / 100 a)	Quotient E / N
Lublin, Polen	2	1,4	2,8	10	0,28
Szymbark, Polen	100	2	200	300	0,66
Westkarpaten, Polen	10	30	300	70	4,30
Kishtsai, Kaukasus	2	86	172	160	1,07
Mgeta, Tansanien	10	14	140	26	5,38
Darjeeing, Indien	5	100	500	150	3,33

4.1.7.4 Vergleich mechanische- chemische Erosion

(nach Lerman in STUMM, W. (1990))

Materialtransport an der Erdoberfläche bezieht Wasser, Luft, Minerale, biogenes Material, flüssige und gasförmige Spezies ein. Die chemische Evolution der Erdoberfläche wird als permanente Säure-Base-Titrationsreaktion der Erdkruste gesehen, wobei einige Säuren von der Erde selbst durch Entgasung gebildet wurden. Es sind dies HCl und andere Säure wie z.B. CO₂, HNO₃ oder H₂SO₄, die durch anorganische und biogeochemische Oxidationsreaktionen entstanden.

Säure-Mineral-Reaktionen und Oxidations- und Reduktions-Reaktionen, die in unterschiedlichem Ausmaß zur Mineralauflösung bzw. –ausfällung beitragen, münden alle in einem Materialtransport im System Gestein-Hydrosphäre-Atmosphäre.

Im kontinental-aquatischen Milieu ist der totale Materialtransportflux die Summe der Einzelfluxes, getrieben durch physikalische und chemische Kräfte.

$$F_T = F_{\text{chem}} + F_{\text{phys}}$$

Der Flux basierend auf den physikalischen Kräften ist die Erosion und kann als die Summe von Wassertransport und Windtransport von Material beschrieben werden.

$$F_{\text{phys}} = F_{\text{wasser}} + F_{\text{wind}}$$

Der chemische Flux ist die Nettobalance der Minerallösung, Eintrag von Lösungen durch den Niederschlag, Ionentauschvorgänge mit der Vegetation und Böden und der Mineralneubildung.

$$F_{\text{chem}} = F_{\text{lösung}} + F_{\text{volatilization}} - F_{\text{ablagerung}} \pm F_{\text{biologisch}} \pm F_{\text{boden}}$$

Jeder individuelle Flux in den beiden vorangegangenen Gleichungen ist eine Funktion einer Kombination von Umweltfaktoren.

(nach KUKAL, Z. (1990), RIBBE, P.H. (1995))

Meistens stellen Erosionsprozesse eine Kombination aus mechanischer und chemischer Erosion dar. (siehe Tab. ..Kontinente M/E)

Chemische Verwitterung unterstützt die Erosion von Material durch die Zerstörung von Gestein. Physikalische Verwitterung fördert die chemische Verwitterung und Erosion indem der Zutritt von Wasser zu Gesteinsmaterial und vergrößerter Mineraloberfläche ermöglicht wird. Es können zwei Erosionsregime definiert werden: Bei der verwitterungslimitierten Erosion übertrifft die Rate der Transportprozesse die der chemischen Verwitterung und alles Material wird abtransportiert. Bei der transportlimitierten Erosion übertrifft die chemische Verwitterungsrate die Transportrate und Böden entwickeln sich so lange bis der Zutritt von Wasser zu frischem unverwittertem Gestein unterbunden wird.

Unter verschiedenen Bedingungen und Environments kann eine bestimmte Erosionsart dominant sein. So brauchen unverfestigte Gesteine keine chemische Verwitterung um das Material zu disaggregieren. Sind solche Gebiete noch dazu von keiner Vegetation geschützt, kann ihre Erosionsrate enorm hoch sein. Im Vergleich dazu generiert die glaziale Erosion ebenso große Erosionsraten, wobei aber die chemische Erosion des Gesteins keine Rolle spielt.

Mit einigen Ausnahmen ist die mechanische Erosion weit effektiver als die chemische. Die mechanische Erosion hängt vor allem von der Morphologie und Klima, die chemische vom Klima, Vegetation und der Zusammensetzung des Gesteins ab. Letztere überwiegt in humiden tropischen und temperierten Zonen, in Gebieten mit reichlicher Vegetation und sanfter Topographie. **In Kalkgebieten überwiegt die chemische Erosion.** Prinzipiell kann jedoch festgestellt werden, daß das Verhältnis mechanische zu chemischer Erosion mit der Reliefenergie zunimmt.

4.1.7.5 Zusammenfassung Erosion und Erosionsraten

Erosion ist die **Verlagerung von Material entlang der Oberfläche durch Wasser, Eis, Wind und die Schwerkraft**. Die wichtigsten Faktoren sind Klima, Morphologie und Vegetation.

In Europa übertrifft unter derzeitigen Klimabedingungen die chemische Erosion (Austrag von gelösten Stoffen) **die mechanischen Erosion** (Abtrag von Feststoffen). Die mittlere Erosionsrate von Kontinenten beträgt **100 mm pro 1000 Jahre** wobei jedoch Gebiete wie z.B. Gebirge (**polares Klima und starkes Relief**) und Gletschergebiete (**Eiserosion**) eine **50 – 100 mal höhere Erosionsrate** aufweisen können. **Stark geneigte und lange Hänge fördern die Erosion genauso wie fehlende Vegetation sowie das Vorliegen als Lockergestein. Bei natürlicher Vegetation steigt die Erosionsrate mit sinkendem jährlichem Niederschlag, aufgrund der dadurch bedingten Abnahme der Vegetationsdichte, stark an.**

Katastrophen und extreme Prozesse können vor allem in Hanglagen und bei stark saisonal geprägtem Klima einen **größeren Einfluß** auf die Gesamterosion **haben als normale Prozesse** unter normalen Bedingungen. **Erosion ist ein episodischer Prozess und darf nicht an Kurzzeitbeobachtungen gemessen werden.**

Literatur zu Abschnitt 4.1

BERTHELIN, J. (1991): Diversity of Environmental Biogeochemistry. Elsevier, Amsterdam.

CLIFF, O., PAIN, C. (1996): Regolith, Soils and Landforms. John Wiley & Sons Ltd., Chichester.

FÜCHTBAUER, H. (1988): Sedimente und Sedimentgesteine. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.

HENDERSON, G. (1998): Deep Freeze. New Scientist No 2121, Feb. 1998

HUGGETT, R.J. (1991): Climat, Earth Processes and Earth History. Springer, Berlin.

KUKAL, Z. (1990): Earth Science Reviews. The rate of Geological Processes. Vol 28, Number 1,2,3. Elsevier.

LAL, R., STEWART, B.A. (1990): Advances in Soil Science, Vol 11, Soil degradation. Springer, New York.

LASAGA, A.C., KIRKPATRICK, R.J. (1983): Kinetics of Geochemical Processes. Reviews in Mineralogy; Vol. 8; Mineralogical Society of America, Washington, D.C..

LERMAN, A., MEYBECK, M. (1985): Physikal and Chemical Weathering in Geochemical Cycles. NATO ASI Series; Kluwer Academic Publishers; Dordrecht.

MARTINI, I.P., CHESWORTH, W. (1992): Weathering, Soils & Paleosoils. Elsevier, Amsterdam.

MURAWSKI, H. (1977): Geologisches Wörterbuch; Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart.

NAHON, D.B.(1991): Introduction to the Petrology of Soils and Chemical Weathering. John Wiley & Sons Inc., Chichester.

PAQUET, H., CLAUER, N. : Soils and Sediments. Mineralogy and Geochemistry. Springer, Berlin.

PRESS, F., SIEVER, R. (1995): Allgemeine Geologie. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg.

RESTALLACK, G.J. (1990): Soils of the Past, An Introduction to Paleopedology. Unwin Hyman Inc., Winchester

RIBBE, P.H. (1995): Chemical Weathering Rates of Silicate Minerals. Reviews in Mineralogy; Vol. 31; Mineralogical Society of America, Washington, D.C..

RIBBE, P.H. (1990): Mineral-Water Interface Geochemistry. Reviews in Mineralogy; Vol. 23; Mineralogical Society of America, Washington, D.C..

RITTER, D.F. (1995): Process Geomorphology. Brown, Dubuque.

RITCEY, G.M. (1989): Tailings Management. Elsevier. Amsterdam

ROBINSON, D.A. (1994): Rock Weathering and Landform Evolution. John Wiley & Sons Ltd., Chichester.

RICHTER, D. (1986): Allgemeine Geologie. Walter de Gruyter, Berlin

SALOMONS, W., FÖRSTNER U.(1984): Metals in the Hydrocycle. Springer, Berlin.

SALOMONS, W., STIGLIANI, W. M. (1995): Biogeodynamics of Pollutants in Soils and Sediments. Springer, Berlin.

SCHEFFER, F., SCHACHTSCHABEL, P. (1992): Lehrbuch der Bodenkunde. Enke, Stuttgart

SCHEFFER, F., SCHACHTSCHABEL, P. (1998): Lehrbuch der Bodenkunde. Enke, Stuttgart

SCHROEDER, D. (1992): Bodenkunde in Stichworten. Ferdinand Hirt, Berlin.

STUMM, W. (1990): Aquatic Chemical Kinetics, Reaction Rates of Processes in Natural Waters John Wiley & Sons Inc., Chichester

STUMM, W. (1992): Chemistry of the Solid-Water Interface. John Wiley & Sons Inc., Chichester.

STUMM, W., MORGAN, J.J. (1996): Aquatic Chemistry. Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters. John Wiley & Sons Inc., Chichester.

SWEETING, M. M. (1980): Karst and Climate – A Review. Z.Geomorph.N.F. Bd. 36., Gebrüder Bornträger, Stuttgart.

VOIGT, H. J. (1990): Hydrogeochemie. Springer, Berlin.

4.2 Klima, Eiszeit und Landentwicklung

(nach HUGGETT, R.J. (1991))

Klimasysteme ändern sich mit der Zeit. Moderne paläoklimatische Methoden haben ein großes Spektrum an Klimaschwankungen aufgezeigt. Es ist bekannt, daß Klimaschwankungen auf Grund unterschiedlicher Ursachen über Zeitskalen die von weniger als einer Stunde (als meteorologische Phänomene) bis zu Millionen von Jahren (als globale Warm- und Kaltphasen) reichen, schwanken können.

Die interne Dynamik des Klimasystems und im Speziellen das atmosphärische System beinhaltet kurzzeitige, zyklische Komponenten in denen die Änderungen ohne das Zutun externer Einflüsse auftreten können. Langfristig, über Tausende und Millionen von Jahren, ändert sich das Weltklima auf Grund externer Einflüsse (extraterrestrische und terrestrische) und der internen Dynamik des Klimasystems.

Was aber immer das Klima verändern mag, so beinhaltet der Klimawandel selbst eine Rejustierung des Klimasystems als Ganzes.

4.2.1 Eiszeit

(nach VAN HUSEN, D. (1994 und 1997), STRASBURGER, E. (1991), VUORELA, P. (1994))

Die bereits im Pliozän beginnenden Klimaschwankungen haben vor etwa vier Mio. Jahren mit den weltweiten, **rasch aufeinanderfolgenden Kalt- und Warmzeiten des Quartärs** extreme Ausmaße angenommen. Während der Kaltzeiten haben sich in NW-Europa, im angrenzenden NW-Sibirien und in weiten Gebieten Nordamerikas **gewaltige Inlandseismassen** mit einer Mächtigkeit von bis zu 3000 m gebildet. Auch die Alpen waren von einer fast geschlossenen Eisdecke bedeckt. Die Eisströme flossen aus den Alpentälern ins Vorland ab, wo sie sich zu riesigen Vorlandzungen ausbreiteten. Nur im Osten blieben die Gletscher im Alpenkörper, da Niederschlag und Höhe der Berg abnahmen. Während der Warmzeiten (Interglaziale) lagen die Temperaturwerte der Erdoberfläche zum Teil noch über denen der Gegenwart. **Die mittleren Jahrestemperaturen sanken im Verlauf der Kaltzeiten in Mitteleuropa um 8-12°C.** Die Schneegrenze lag in den Alpen gegenüber der Gegenwart um etwa 1200-1400 m tiefer. Die Alpengletscher traten ins Vorland aus und kamen dem Nordischen Eis bis auf 270 km nahe. In den nicht vom Gletschereis bedeckten Gebieten des nivalen Klimabereiches, den **periglazialen Gebieten**, friert der Boden so tief durch (**Permafrostboden**), daß er im Sommer nur oberflächlich auftaut.

Da der Eisboden wasserundurchlässig ist, kann das Tauwasser nicht in die Tiefe sickern und durchtränkt den wiederaufgetauten Boden so stark, daß dieser auf seiner gefrorenen Unterlage schon bei geringer Neigung (ab 2°) rutscht. Ein solches Abgleiten nennt man **Bodenfließen** oder Solifluktion.

Eine wichtige Auswirkung der Temperaturabnahme und Vegetationsänderung ist am Verhalten der **Bäche, Flüsse und Ströme** zu rekonstruieren, die in den Eiszeiten **nur während des Sommerhalbjahres wasserführend** waren. Die **fehlende höhere Vegetation** führte, verstärkt durch den Dauerfrostboden, zu **verstärkter Frostverwitterung** die gemeinsam zu einer **sehr hohen Schuttfuhr zu den Bächen und Flüssen** führte. Dadurch wurden die Wasserläufe dermaßen mit Schluff, Sand und Kies überladen, daß sie diese Material trotz der hohen Wasserführung nicht mehr abtransportieren sondern nur mehr verteilen konnten. Es entstanden **Terrassen**, die alle Flüsse in den Gebirgen und Hügelländern der mittleren Breiten begleiten.

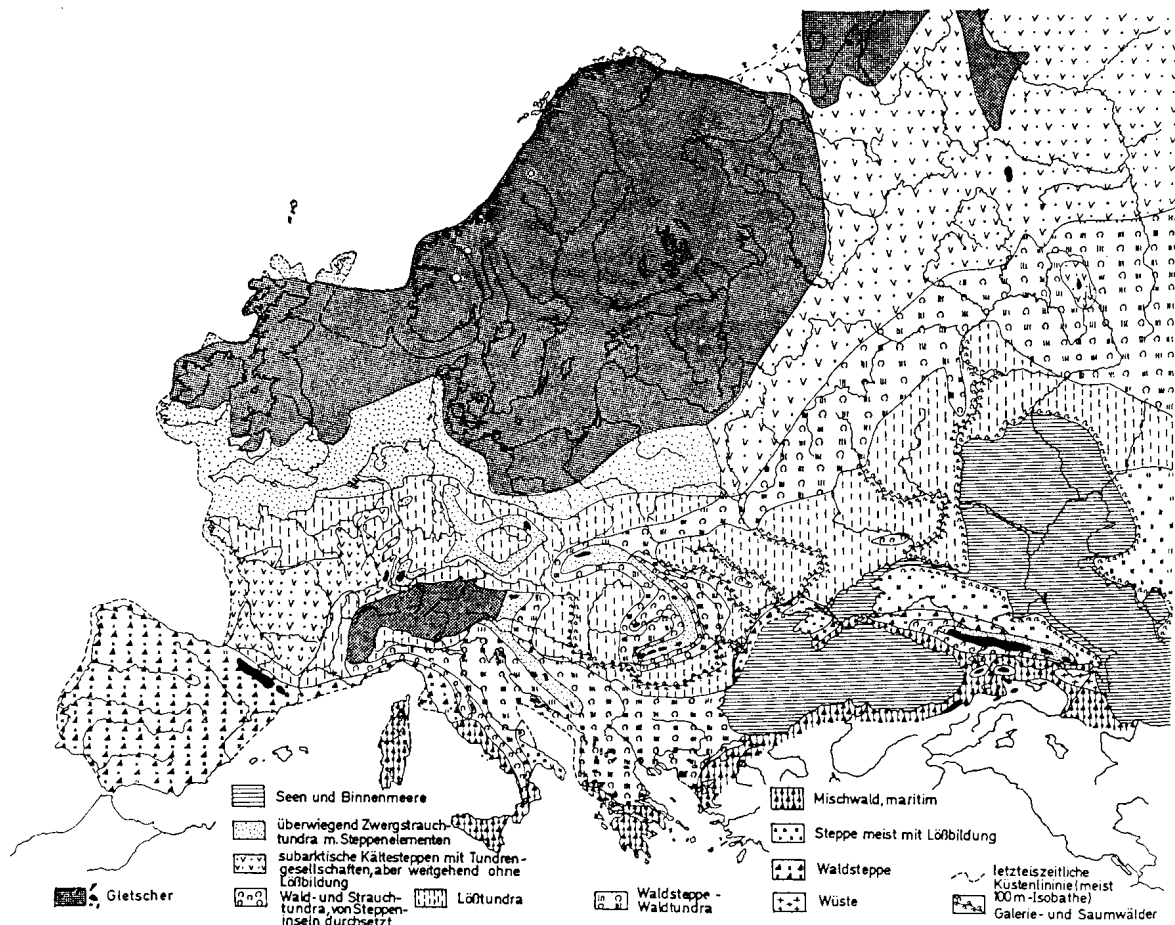
Die Bildung von Löß (Flugstaub) ist an die mittleren Breiten gebunden, wo unter den Permafrostbedingungen auch die Terrassenbildung erfolgte. Sie stellten **vegetationslose Flächen** dar, **aus denen der Staub ausgeblasen und in der Folge als Löß in der weiteren Umgebung abgelagert wurde.**

Die regional **wesentlich stärker ausgebildeten klimatischen Gegensätze** führten u.a. auch zu **höheren Windgeschwindigkeiten**. In den großen Eisschilden Grönlands und der Antarktis findet sich in den Eismassen aus den Perioden größerer Kälte eine bis zum 5fachen vermehrte Staubkonzentration, gemessen an den Perioden vorher und nachher.

Die Bindung großer Wassermassen im Eis hatte eine Absenkung der Meere (bis etwa 200 m) und eine Ausdehnung der Festländer zur Folge. In den interglazialen Warmzeiten stellten sich wieder temperate Klimaverhältnisse ein. Weltweit lassen sich etwa 6 pleistocäne Kaltzeiten unterscheiden. Sie beginnen an der Wende vom Tertiär zum Quartär im Altpleistocän mit den noch nicht sehr ausgeprägten Kaltzeiten Brüggen und Donau, setzen sich im Altpleistocän mit Günz und Mindel fort, erreichen im Jungpleistocän mit Riß ihren Höhepunkt und mit Würm ihren (vorläufigen?) Abschluß. Dazwischen lagen Warmzeiten. Die Spät- und Nacheiszeit dauerte nur ca. 12500 Jahre. Im Vergleich dazu: Die Würm-Kaltzeit wird mit etwa 50000 Jahren veranschlagt, war aber durch mehrere nur mäßig kalte Interstadiale unterbrochen. Die beiden letzten Warmzeiten (Holstein und Ehm) erstreckten sich über 50000 bzw. 65000 Jahre. Den jüngsten Abschnitt des Quartärs bezeichnet man als Holocän (=Alluvium). Er umfaßt die Nacheiszeit (Postglacial) und begann vor etwa 10000 Jahren. Nach dem letzten Höhepunkt der Vereisung (vor 20000 Jahren) wurde das Klima allmählich unter Rückschlägen wieder wärmer. Die Eismassen schmolzen im Laufe der folgenden 10000 Jahre zum großen Teil ab. Die Ursachen für diese extrem Klimaschwankungen des Quartärs sind noch immer nicht eindeutig geklärt.

Die quartären Kalt- bzw. Regenzeiten (im Süden) und die damit rasch abwechselnden Warm- und Trockenzeiten haben die **Pflanzendecke der Erde auf das nachhaltigste beeinflusst und verändert**. Weithin fanden drastische Verschiebungen der Areale und Vegetationszonen nach Süden statt. Besonders intensiv betroffen waren dabei naheliegenderweise die gletschernahen (periglazialen) Bereiche in Europa und im nördlichen Nordamerika. In Abb. sind die Vegetationsverhältnisse während der Kaltzeiten des Pleistocäns in Europa dargestellt.

Abbildung 29: Rekonstruktionsversuch der Vegetationszonierung Europas zur Zeit der maximalen pleistocänen Vergletscherung (in STRASBURGER, E. (1991) nach Frenzel))



Bis auf lokale Waldsteppen bzw. Waldtundren mit Birken, Kiefern und anderen kältefesten Gehölzen (z.B. am Wärmebegünstigten Alpenostrand) war **Mitteleuropa damals waldlos (Tundra)**. Verbreitet waren damals **Zwerstrauchtundren und Kältesteppe**n, vielfach mit Lößablagerungen, dazu staudenreiche Matten, Seggenmoore und verarmte Wasserpflanzengesellschaften. Die Vegetationsänderung ist neben der Temperatursteuerung auch durch eine **Abnahme der Niederschlagsmengen** bedingt. In der Abkühlungsphase kam es zur **Bodenversauerung, Vermoorung und fortschreitender floristischer Verarmung**. Die Kältesteppe der Späteiszeit sind durch einen hohen Anteil von Gräsern, Cyperaceen und Artemisia ausgezeichnet.

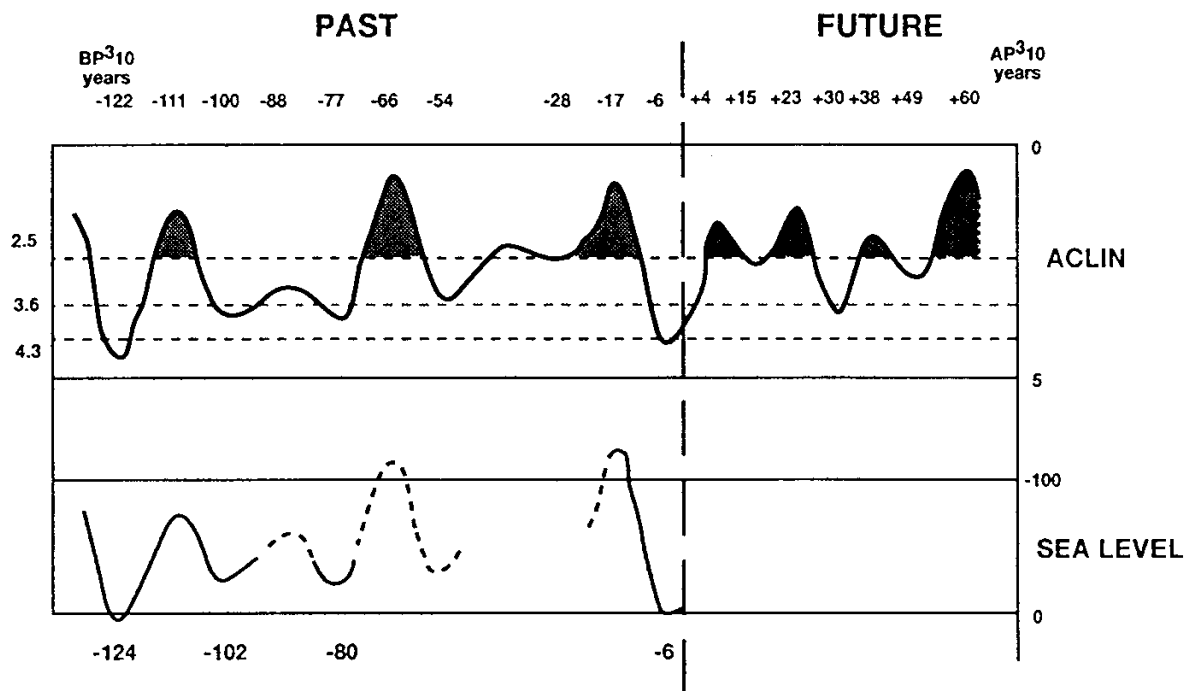
Während der pleistocänen Warmzeiten war die Pflanzendecke jeweils der heutigen ähnlich.

4.2.1.1 Zukunftsszenario

Die Diskussionen über die zukünftige Klimaentwicklung sind momentan in vollem Gange. **Ob in Zukunft die anthropogenen Einflüsse die natürlichen Zyklen verändern oder gar überprägen werden kann aufgrund der momentanen Daten noch nicht abgeschätzt werden.** Auch für den Ablauf der natürlichen Zyklen liegen Mutmaßungen vor. AHLBORN, K., ÄIKÄS, T. ERICSSON, L. (1991) (in VUORELA, P. (1994)) hat für das Klima in Skandinavien ein **Szenario** zusammengestellt (ACLIN), in dem er eine Abkühlung vorhersagt. Für die **nächsten 5000 Jahre** nimmt er eine **Anwachsen der Eisschilde** an (-7°C). Das kühlere und trockenere Klima bedeutet auch die Entwicklung von Permafrost. Nach einer wärmeren Phase wird sich in 20000

Jahren wieder eine Kühle Phase (-9°C) einstellen. Die Eisschilde werden weiter wachsen bevor sich in 30000 – 50000 Jahren ein Interstadial einstellt und **in 60000 Jahren das Maximum der Eisbedeckung (-13°C)** erreicht sein wird.

Abbildung 30: Die letzten glazialen Zyklen und das von Ahlborn prognostizierte Klima für die nächsten 60000 Jahre. (Nach Ahlborn (1991) in VUORELA, P. (1994)). Schwarz gekennzeichnete Flächen stellen Kaltzeiten dar.



4.2.2 Klima und Landentwicklung während der Glazialzyklen

(nach HUGGETT, R.J. (1991))

Böden und Landschaftsformen werden durch **Klimaänderungen** in mehrfacher Weise beeinflusst. Einerseits könne die **bestimmenden Prozesse und andererseits die Prozessraten verändert** werden. In beiden Fällen wird die **Landschaft in ein Ungleichgewicht getrieben** und die geomorphologische und pedologische Aktivität wird für eine gewisse Zeit zunehmen. Es werden Hänge neu geformt, Bodenprofile werden überarbeitet und die Sedimentspeicher in den Talböden werden geändert, wobei aber oftmals Reste vergangener Landformen erhalten bleiben. Ein Beispiel sind die bereits erwähnten glazialen und periglazialen Landformen als Reste der Eiszeit.

Der **Wechsel vom Glazialen zum interglazialen Klima** (und umgekehrt) ist charakterisiert durch eine **Wechsel von kalten und trockenen Bedingungen zu warmen und feuchten Bedingungen**. Dieser Wechsel beeinflusst die Verwitterung, Ablagerung und das Bodenbildungsregime sowohl in der Rate als auch in der Art der Prozesse. Generell kann gesagt werden, daß die **Prozesse während warmer und feuchter Bedingungen chemisch dominiert** sind (wie z.B. Laugung) und zur **Bildung von Böden** und Tiefen Regolithen führen. Die **Prozesse während der Kaltperioden** sind mit der Existenz von Permafrost, Eisschilden, und kalter Wüsten und somit der **mechanischen Verwitterung** verbunden. Während des Wechsels von Kalt- zu Warmzeiten und umgekehrt, laufen die Prozessraten am schnellsten ab. In Abbildung 31 sind die geomorphologischen Änderungen und die Änderungen in den Bodensystemen dargestellt.

Abbildung 31: Geomorphologischen Änderungen und die Änderungen in den Bodensystemen während der glazial- interglazial-Zyklen (nach Starkel (1987) in HUGGETT, R.J. (1991))

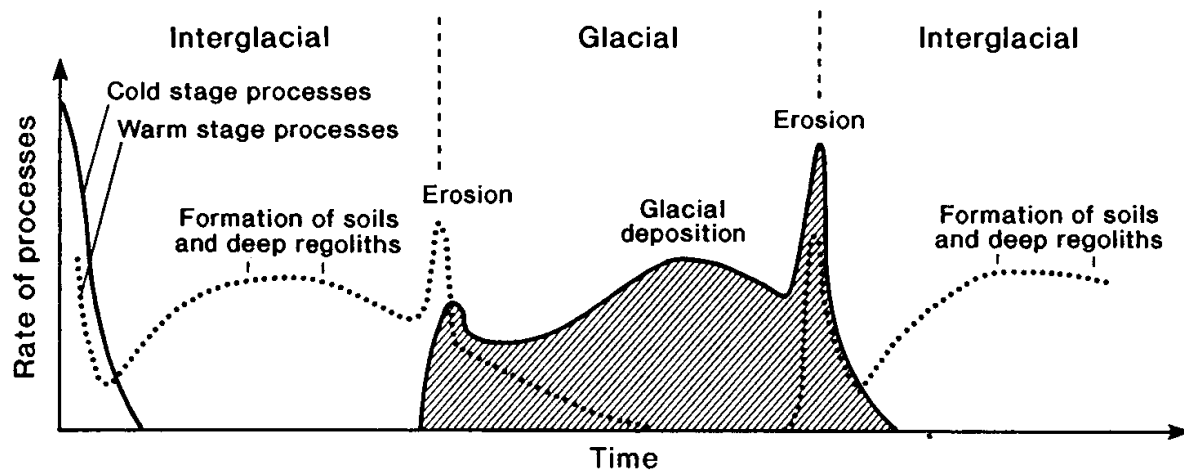
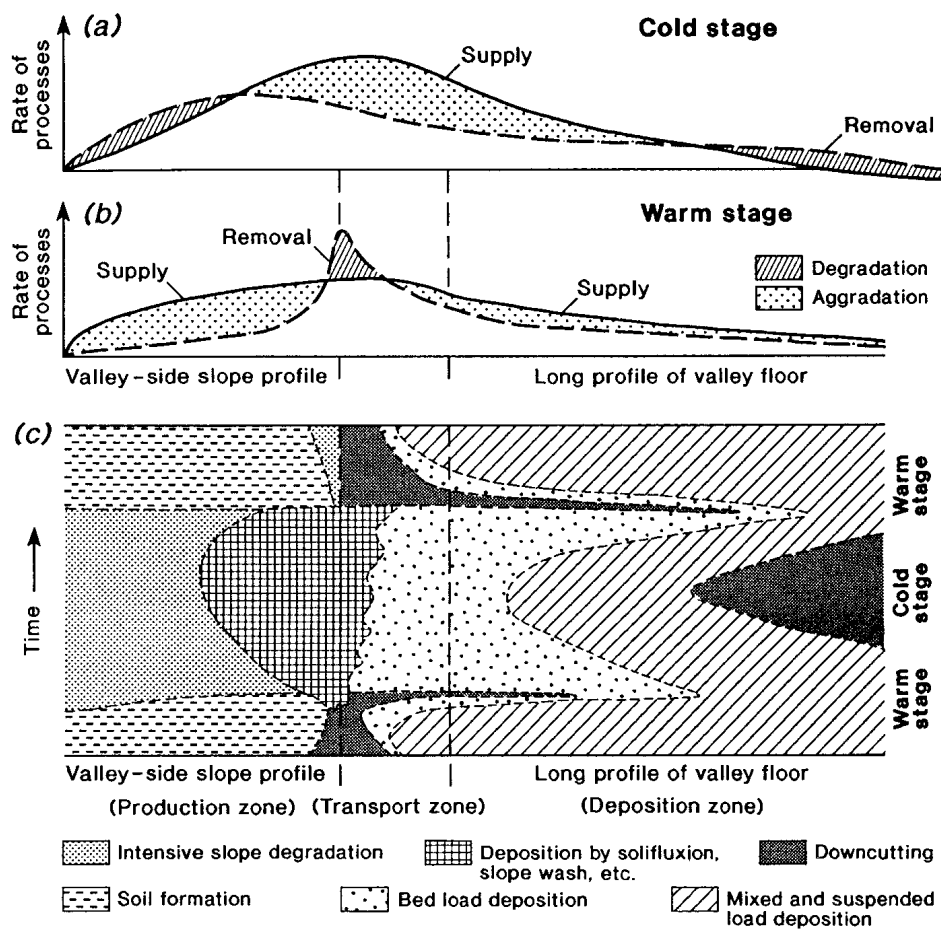


Abbildung 32: Änderungen im Längs- und Querprofil eines Flusses während der glazial-interglazial-Zyklen (nach Starkel (1987) in HUGGETT, R.J. (1991)).



Während der den Kaltzeiten dominiert die Erosion in den oberen Bereichen der Täler, während in den tieferen Bereichen der Täler ausreichende Sedimentnachschub zu einer Überladung der Flüsse und somit zu einer Ablagerung und Ausbreitung der Flüsse führt. Während der Warmzeiten herrschen normale Erosionsbedingungen, die Hänge sind stabil und die Bodenbildung schreitet voran. (siehe Abbildung 32).

4.2.3 Zusammenfassung Klima, Eiszeit und Landentwicklung

Während des **Klimawechsels von Warm- zu Kaltzeit** (Eiszeit) kommt es zu einer starken **Temperaturabsenkung, Trockenheit und Erhöhung der Windgeschwindigkeit**. Bio- und Geosysteme geraten ins **Ungleichgewicht und ändern ihre Prozessraten** vor allem während des Klimawechsels. Ehemals dominierende Prozesse verlieren an Bedeutung während andere an Bedeutung gewinnen. Es kommt zu einer Vegetationsverschiebung nach Süden wobei **Tundren in Mitteleuropa dominant** werden. **Gletscher** bedecken die Alpen und erodieren den Untergrund. Sommerliche Hochwasserereignisse schütten **Terrassen** aus denen Feinpartikel ausgeblasen werden und zu **Lößbildung** führt. **Dauerfrostboden** wird begleitet von sommerlicher Solifluktion (Bodenbewegung). Es kommt zu einer **Bodenversauerung, Überarbeitung von Bodenhorizonten** bzw. deren kompletten Erosion. Hänge werden neu geformt und hydrologische Regime ändern sich. Ist während **warmer, feuchter Klimabedingungen die chemische Verwitterung und Bodenbildung** dominant, so bestimmt die **mechanische Verwitterung und Erosion die Abtragungsraten während kalter und trockener Perioden**.

Beruhend auf Prognosen, die auf Ableitungen aus natürlich gesteuerten Klimazyklen und Prozessen beruhen, darf ein Auftreten der **nächsten Kaltzeit, und damit geänderter Verwitterungs- und Erosionsmechanismen, in einigen 1000 bis 10000 Jahren** nicht negiert werden.

Tabelle 33: Klimawandel von Warm- zu Kaltzeiten und dessen Auswirkungen

Ursache	Primäre Auswirkungen, Faktoren	Folgen und Auswirkungen
Klimawandel: Entstehung einer Eiszeit	Temperaturabsenkung (8 – 12°C), Verringerter Niederschlag, Erhöhung der Windgeschwindigkeit,	• Einstellung von Ungleichgewichten bis zur Erreichung eines neuen Fließgleichgewichtes • andere Prozesse werden dominant, • Verstärkung von Prozessen beim Wechsel der Klimabedingungen, • Vegetationsverschiebung (Tundra in Mitteleuropa), • Verarmung der Vegetation, • Gletscherbildung, Dauerfrostboden, • verändertes hydrologisches Regime, • Überarbeitung von Bodenprofilen, • Bodenversauerung, • morphologische Veränderungen • Wechsel von chemischer Verwitterung (Warmzeit) zu physikalischer Verwitterung (Kaltzeit) • Terrassenbildung, Moränen, • Lößbildung

Literatur zu Abschnitt 4.2:

AHLBORN, K., ÄIKÄS, T. ERICSSON, L. (1991): Ice Age Scenario. Nuclear waste Commission of Finnish Power Companies, Report YJT-91-19. Helsinki.

EHLERS, J. (1994): Allgemeine und historische Quartärgeologie. Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart.

HUGGETT, R.J. (1991): Climat, Earth Processes and Earth History. Springer, Berlin.

VAN HUSEN, D. (1994): Klimaentwicklung-Eiszeiten. Ursachen und Auswirkungen. Wissenschaftliche Nachrichten. 1/94, 4/94 und 9/94.

VAN HUSEN, D. (1997): LGM and Late-Glacial Fluctuations in the Eastern Alps. Quaternary International, Vol 38/39, 1997, Pergamon.

STRASBURGER, E. (1991): Lehrbuch der Botanik. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart

SUNDQVIST, J.O. (1998): Landfilling and Incineration in LCA and System Analyses. Proceedings from the workshop "Systems Engineering Models for Waste Management" Gothenburg, Feb. 1998. AFR-report 229, Swedish Environmental Protection Agency. Stockholm.

THOME, K.N. (1998): Einführung in das Quartär. Das Zeitalter der Gletscher. Springer, Berlin.

VUORELA, P. (1994): Charakterisation of Long-Term Geological Changes for Final Disposal of Spent Fuel in Finland. Proceedings of an NEA Workshop, Paris, 19. – 21. 9. 1994. Disposal of Radioactive Waste. Characterisation of Long-Term Geological Changes for Disposal Sites.

4.3 Statisches und dynamisches Gleichgewicht

4.3.1 Begriffe der physikalischen Chemie

Im Wesentlichen kann man zwei Disziplinen der physikalischen Chemie unterscheiden, die zur Beschreibung chemischen Vorgänge dienen:

Die Thermodynamik beschäftigt sich mit Gleichgewichtszuständen und Energieumwandlungsvorgängen in physiko-chemischen Systemen.

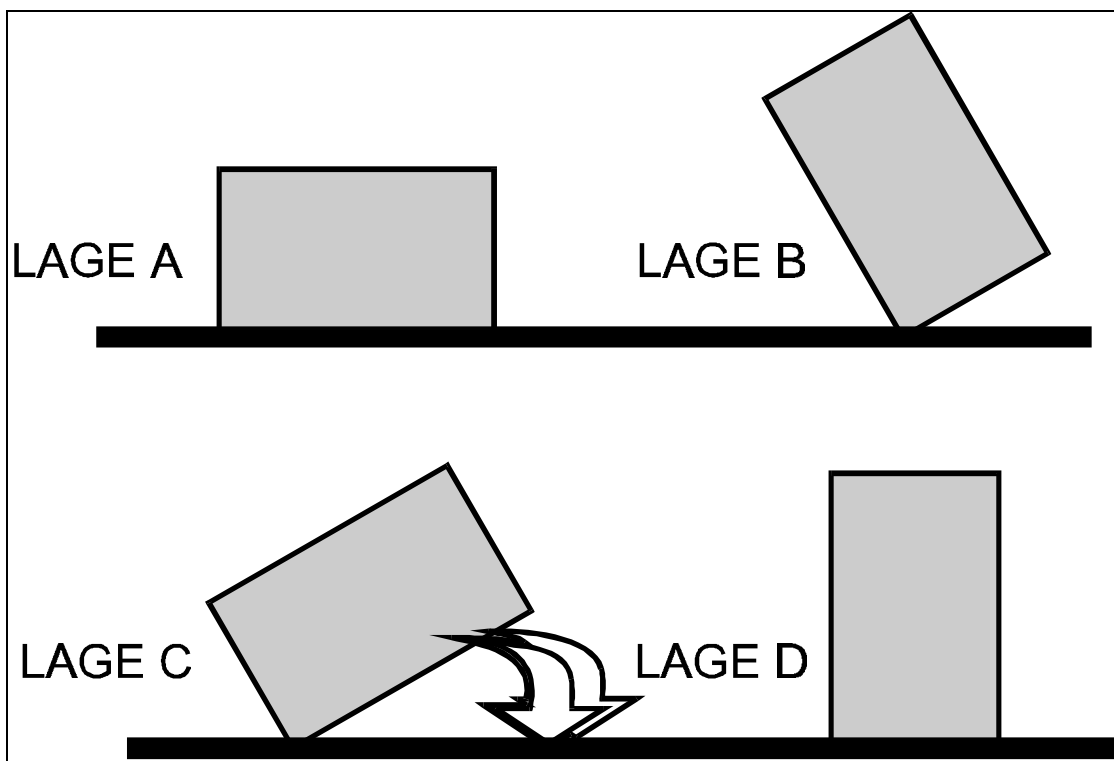
Die Kinetik ist die Lehre von der Geschwindigkeit chemischer Reaktionen

Ein Grundbegriff der Thermodynamik ist der Gleichgewichtszustand:

Man sagt, ein System habe diesen Gleichgewichtszustand erreicht, wenn es keine weitere Neigung mehr zeigt, seine Eigenschaften mit der Zeit zu verändern (MOORE und HUMMEL, 1973).

Hierbei unterscheidet man wiederum stabile und instabile Gleichgewichtszustände, wie durch das folgende Beispiel veranschaulicht wird:

Abbildung 33: Beispiel für Gleichgewichtszustände



Die in der Abbildung gezeichnete ein Quader befindet sich in der Lage A und der Lage D in einem Gleichgewichtszustand. Der Quader steht stabil auf seiner Auflage; die potentielle Energie erreicht ein Minimum. Im instabilen Gleichgewicht (Lage B) erreicht die potentielle Energie ein Maximum, der Quader kann durch den leisesten Impuls zum Kippen gebracht werden. In der Lage C tritt sofort eine Veränderung ein, der Quader befindet sich nicht im Gleichgewicht, aber strebt einen der möglichen Gleichgewichtszustände an.

Bisher wurde ein rein makroskopisch-physikalisches System betrachtet, das im Wesentlichen durch eine einfache Zustandsgröße (die potentielle Energie) beschrieben werden kann. Chemische Gleichgewichte werden jedoch durch mehrere Faktoren, wie Temperatur, Druck, Volumsänderung (Verrichtung von Volumsarbeit), Umwandlung innerer Energie in Wärme, und die Konzentrationen der Reaktionspartner beeinflusst.

Ein wichtiger Faktor für den Ablauf chemischer Reaktionen ist auch die Entropie. Sie ist gewisserweise ein Maß für die "Unordnung" eines Systems. Die Wärmebewegung der Moleküle (und Atome) ist eine chaotische (nicht gerichtete) Bewegung, und bewirkt eine Tendenz des Systems zu einem "ungeordneteren" Zustand. Andererseits versucht jedes System – in Analogie zum Quader in Abbildung 33 – ein Minimum an innerer Energie einzunehmen. Diese beiden Tendenzen, nämlich:

- Tendenz zur Erreichung eines Minimums der inneren Energie und
- Tendenz zur Erreichung eines Maximums der Entropie

können vom System nur in einer Art "Kompromiß" erfüllt werden, und genau dieser "Kompromiß" ist das chemische Gleichgewicht.

Für den Fall, daß (die absolute) Temperatur und der Druck konstant sind, wird der Abstand eines Systems vom chemischen Gleichgewicht durch die GIBBSche Funktion (G) beschrieben. Ein System ist im Gleichgewicht und chemisch stabil wenn

$G = U + P \times V - T \times S$ ein Minimum erreicht (MOORE und HUMMEL, 1973)..

G	Gibbsche Funktion = Gibbsche Energie
U	Innere Energie
P	Druck
V	Volumen
T	absolute Temperatur
S	Entropie

Dies bedeutet, daß für eine bestimmte chemische Reaktion, für eine bestimmte Temperatur und einen bestimmten Druck sich ein "Endzustand" definieren läßt, bei dem die Reaktionspartner im Gleichgewicht sind. Dieses Gleichgewicht ist makroskopisch gesehen ein statisches Gleichgewicht, d.h. es kommt zu keinen Stoffflüssen.

Die absolute Temperatur T und der Druck P sind in einer Deponie natürlich nur annähernd konstant, und die Systeme sind offen, sodaß eher Fließgleichgewichte (dynamische Gleichgewichtszustände) zu erwarten sind. Wie jeder Ausschnitt aus der Natur kann auch der Deponiekörper wie ein geschlossenes System betrachtet werden.

Dennoch reicht die oben genannte Gesetzmäßigkeit im allgemeinen aus, die Richtung (nicht jedoch die Geschwindigkeit) chemischer Reaktionen vorherzusagen. Auch kann in vielen Fällen, besonders wenn der Entropieterm $T \times S$ verhältnismäßig gering ist, die potentielle Wärmebildung genau vorhergesagt werden.

4.3.2 Dynamische Begriffe der Geomorphologie

Wie bereits erwähnt, können im Prinzip Gleichgewichtszustände in der Natur in zwei Kategorien eingeteilt werden:

Statische Gleichgewichtszustände, bei denen makroskopisch gesehen keine Stoffflüsse auftreten.

Dynamische Gleichgewichtszustände (Fließgleichgewicht, steady state) bei denen eine Balance zwischen hinzukommenden (nachgelieferten) und abgeführten (abtransportierten) Stoffen besteht.

Ein Beispiel für ein dynamisches Gleichgewicht wäre z.B. der Wasserhaushalt eines Sees: Zuströmende Wassermengen stehen in Balance mit der Summe aus Abfluß und Verdunstung. Die im See gespeicherte Wassermenge und damit der Wasserpegel bleibt (von geringen Fluktuationen abgesehen) unverändert.

Möglicherweise wird auch in Verwitterungshorizonten nach längerer Zeit ein dynamisches Gleichgewicht erreicht. Die Zeithorizonte dafür sind jedoch nicht bekannt bzw. es wird in einigen Fällen angenommen, daß nach einer Veränderung des einwirkenden Environments sehr lange Übergangsphasen existieren, sodaß kein dynamisches Gleichgewicht erreicht wird (WHITE und BRANTLEY, 1994). BRUNSDEN (1980) spricht in diesem Zusammenhang von einer "lag-Phase" und einer daran anschließenden "Relaxationszeit". Ein Impuls, der eine geomorphologische Veränderung hervorruft, macht sich nach BRUNSDEN nicht sofort bemerkbar, sondern erst nachdem die lag-Phase und die Relaxationszeit abgelaufen sind (siehe folgende Abbildung).

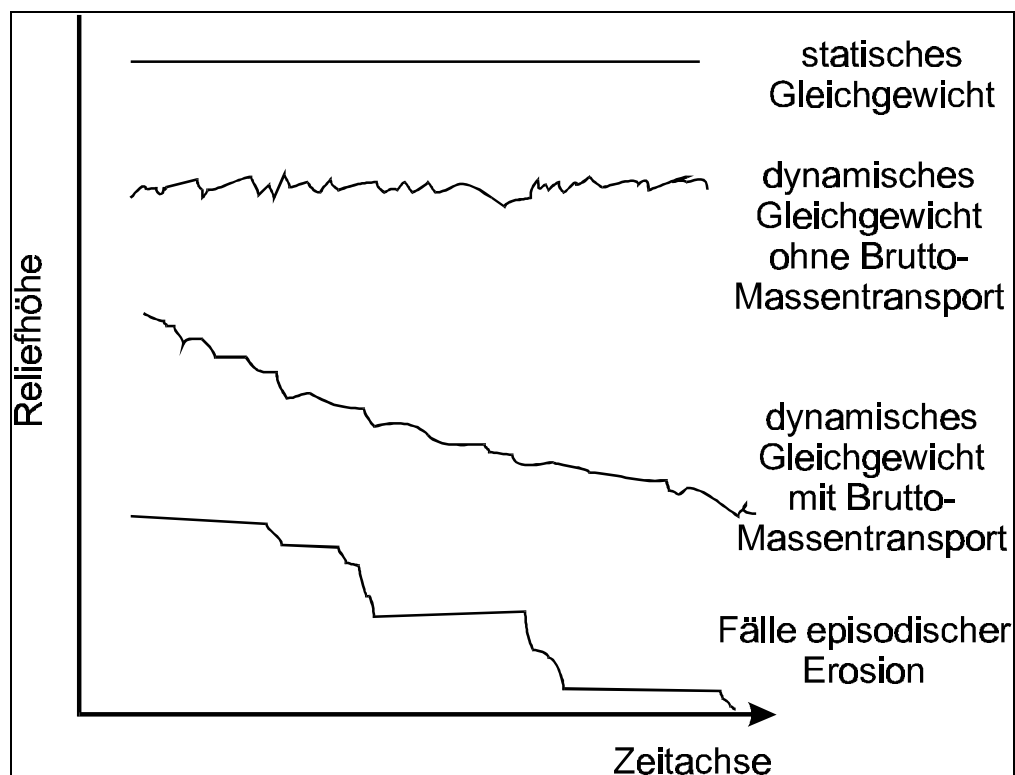
Abbildung 34: Lag-Phase und Relaxationszeit in der Geomorphologie

Alter Zustand (Boden etc.)	→ Impuls	Lag-Phase	→ Relaxationszeit	→	Neuer Boden / neues Relief etc.
Dynamisches Gleichgewicht		← System im Ungleichgewicht →			Neues dynamisches Gleichgewicht

Dynamisches Gleichgewicht in Verwitterungshorizonten bedeutet nicht, daß es zu keiner Abtragung bzw. zur keinem Abtransport gelöster Stoffe kommt. In der Geomorphologie bestehen Vorschläge für die folgende Einteilung von Gleichgewichtszuständen (nach CHORELY und KENNEDY, in: SCHUMM, 1988):

- Statisches Gleichgewicht
- Dynamisches Gleichgewicht ohne Stofftransport in der Gesamtbilanz
- Dynamisches Gleichgewicht mit Stofftransport in der Gesamtbilanz
- Fälle episodischer Erosion

Diese Gleichgewichtszustände werden in der folgenden Abbildung 35 dargestellt:



Modifiziert, nach: SCHUMM, 1988

Literatur zu Abschnitt 4.3.2

BRUNSDEN D.(1980): Applicable models of long term landform evolution. Z. Geomorph. N.F. Suppl.-Band 36, S.16-25.

SCHUMM S.A.(1988): Variability of the fluvial system in space and time. In: ROSSWALL T., WOODMANSEE R.G.: Scales and global change. Verlag Wiley & Sons.

WHITE A.F., BRANTLEY S.L.(1994): Chemical weathering rates of silicate minerals: An overview. In: Reviews in Mineralogy Vol 31, S.1-21. Hrsg.: WHITE / BRANTLEY / Mineralogical Society of America, Washington, D.C.

4.4 Natürliche Analoga, Modellierung von Prozessen in Deponien

Der Begriff "Modell" kann im Sinne einer naturwissenschaftlichen Anschauung verstanden werden oder auch als Instrument zur Prognose bestimmter Vorgänge. Mit naturwissenschaftlichen Modellen beschäftigt sich die Philosophie und Wissenschaftstheorie; dieser Diskurs ist essentiell, kann aber im Rahmen der vorliegenden Studie nicht dargestellt werden.

Zum Stellenwert von Modellen als Instrumente zur Prognose des Verhaltens von Stoffen in der Umwelt ist zunächst zu sagen, daß bereits aus grundsätzlicher theoretischer Überlegung heraus (Stichwort: Heisenberg'sche Unschärferelation) jedes Modell bei zunehmender Anzahl der Parameter an Grenzen stößt (JORGENSEN, 1991).

Man kann Prognose-Modelle einteilen in (PARLAR und ANGERHÖFER, 1991):

- Physikalische Modelle - diese beruhen auf Labor- oder Feldexperimenten – und
- Mathematische Modelle

Auf Letztere wird im Abschnitt 4.4.2 Mathematische Modelle näher eingegangen. Eigenschaften natürlicher Analoga, die man zu der Kategorie der physikalischen Modelle rechnen kann, werden im folgenden Abschnitt besprochen.

4.4.1 Natürliche Analoga

Warum natürliche Analoga ?

(nach MILLER,1994, HERRMANN & RÖTHEMEYER, 1998, CHAPMAN et al., 1984)

Langzeitvorhersagen über das Verhalten von natürlichen Systemen und Environments sind mit einer Unzahl von Unsicherheiten behaftet, wenn sie nur auf Informationen aus Experimenten und Kurzzeitbeobachtungen aufbauen. Da viele Prozesse in anthropogenen Ablagerungen, so wie in natürlichen Systemen mit dem umgebenden Environment gekoppelt sind und durch die sich im Laufe der Zeit wandelnden externen Kräfte beeinflusst werden, müssen diese Interaktionen und Veränderungen berücksichtigt werden.

Um all die Unsicherheiten, die sich aus Experimenten, Kurzzeitbeobachtungen und theoretischen Abhandlungen ergeben einordnen bzw. quantifizieren zu können, bieten sich "natürliche Analoga" als Quelle einer Vielzahl von Informationen über natürliche Prozesse an da sie Rückschlüsse auf Vorgänge über lange Zeiträume (geologische Vergangenheit) erlauben.

Definition

HERRMANN & RÖTHEMEYER (1998) definieren "Natürliche Analoga" folgendermaßen:

"Geologische und geochemische Gegebenheit in der Natur (z.B. Minerale, Anreicherungen), die Gemeinsamkeiten mit anthropogenen Systemen haben. Informationen über die bisherige Entwicklung und Genese können genutzt werden, um das mögliche Verhalten anthropogener Systeme in der Zukunft über lange Zeiträume zu prognostizieren."

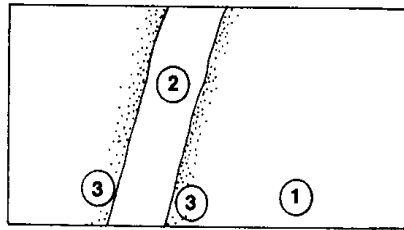
HERRMANN & RÖTHEMEYER beschränken also den Begriff "natürliche Analoga" nicht auf den Zusammenhang mit der Endlagerung radioaktiver Substanzen sondern weist darauf hin, daß *"eine solche Eingrenzung ist jedoch nicht zweckmäßig ist, da auch viele chemisch-toxische Schadstoffe langfristig von der Biosphäre abgeschirmt werden müssen. Daher müssen die Begriffe "natürliche Analoga, "natürliche Modelle" und "Naturbeobachtungen" grundsätzlich auf alle Deponiearten angewandt werden."*

"Die Beeinträchtigung der Isolation lokaler anthropogener Abfallkonzentrate in Gesteinskörpern kann im Prinzip durch die gleichen natürlichen Vorgänge erfolgen, die auch eine teilweise oder vollständige Dispersion von Elementanreicherungen in größeren Gesteinsarealen und in unterschiedlichen Entfernungen vom Ausgangsort bewirken. Beispielsweise bilden sich bei der Entstehung und Verwitterung von Mineralanreicherungen durch fluide Komponenten in den angrenzenden Gesteinen Elementaureolen, die entsprechen ihrer Genese als "primäre und sekundäre geochemische Anomalien" bezeichnet werden (siehe folgende Abbildung).

Als Beispiel für "natürliche Modelle" zur Beurteilung der langfristigen Rückhaltung deponierter Abfallstoffe gegenüber der Biosphäre stellen HERRMANN & RÖTHEMEYER eine geochemische Anomalie dar. Die Ausbildung sekundärer geochemischer Elementanomalien durch Verwitterungs- und Subrosionsvorgänge, und die dabei herrschenden physiko-chemischen Bedingungen eignen sich zur Beurteilung der langfristigen Rückhaltung anthropogen deponierter Schadstoffe.

Abbildung 36: Geochemische Anomalien als natürliche Analoga, gemäß HERRMANN & RÖTHEMEYER, 1998.

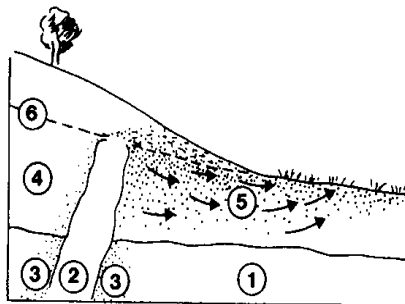
Primäre geochemische Anomalie



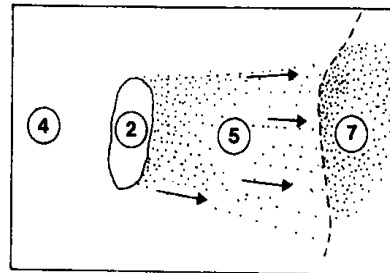
- ① unverwittertes Gestein
- ② Mineralgang
- ③ aureole Gangkomponenten primäre Anomalie
- ④ verwittertes Gestein, Grundwasser
- ⑤ aureole Gangkomponenten sekundäre Anomalie
- ⑥ Grundwasserspiegel
- ⑦ Grundwasser, Erdoberfläche sekundäre Anomalie

Sekundäre geochemische Anomalie

Querschnitt



Grundriß



Ausgehend von natürlichen Analogien im Zusammenhang mit der untertägigen Ablagerung radioaktiver Abfälle definierten COME & CHAPMAN (1986) [aus Miller] natürliche Analogien folgendermaßen:

“...Materialvorkommen oder Prozesse die jenen ähneln, die in einem geologischen Endlager für radioaktive Abfälle erwartet werden. Das Wesen eines natürlichen Analogons ist der Aspekt des Modelltests, konzeptuell oder mathematisch, und nicht eine spezielles Merkmal des Systems selbst.”

McKINLEY (1989) und die IAEA (1989) [in MILLER, 1994] verfeinerten die Definition indem sie hinzufügten, daß *“Natürliche Analogien eher durch die Methodologie der Studie bzw. Bewertung definiert werden, als durch die inneren physiko-chemischen Eigenschaften selbst.”*

Als natürliche Analoga wurden bis heute eine Vielzahl an Phänomenen untersucht. Der Bogen spannt sich von Erzlagerstätten über natürliche Reaktoren, marine Sedimente, Bitumen, natürliche Gläser, Bentonite, natürliche Zemente, Polymere und Zellulose bis hin zu Kupfer- und Eisenartefakten, um nur einige zu nennen. Obwohl letztere keine natürlichen Systeme darstellen, können sie in gleicher Weise behandelt werden. Sie liefern Informationen über eine Zeitspanne von beinahe 5000 Jahren und ermöglichen eine Aussage bezüglich des Langzeitverhaltens technischer Materialien im Vergleich zu natürlichen Materialien.

Eigenschaften und Anforderungen an natürliche Analoga

Nicht jede geochemische Studie ist eine "natürliche Analogie" zu einem Prozess oder System.

Um natürliche Analogien besser definieren und einzelnen Prozessen klar zuordnen zu können, legte CHAPMAN et al. (1984) [aus MILLER, 1994] folgende Eigenschaften und Anforderungen fest:

- Die Prozesse sollten (wohldefiniert) abgegrenzt sein. Andere beteiligte Prozesse sollten identifizierbar und quantifizierbar sein, sodaß ihr Einfluß subtrahiert werden kann.
- Die chemische Analogie sollte groß sein. Es ist nicht immer möglich das Verhalten der exakt gleichen Mineralsysteme, chemischen Elemente oder Isotope, die untersucht werden sollen, abzuschätzen. Die sich daraus ergebenden Einschränkungen sollten bewußt sein.
- Die Magnitude der verschiedenen physiko-chemischen Parameter (p, T, pH, Eh, Konzentration ...) sollte bestimmbar sein und sollte nicht zu stark von der, die in der Ablagerung erwartet wird, abweichen.
- Die Grenzen des Systems sollten identifizierbar sein (offenes oder geschlossenes System; Menge des Materials, das in den Prozess involviert war).
- Da die Zeitskala von größter Bedeutung für natürliche Analoga ist, sollte dieser Faktor meßbar sein.

Tabelle 34: Ausgewählte Beispiele für natürliche Analoga

Lokalität Land	Geologische Systeme	Stratigraphie Alter	Naturbeobachtungen und natürliche Modelle
Oklo, Gabun	Uranvorkommen in Sandstein und Konglomeraten	Proterozoikum, Uranreaktor vor $\sim 2 \cdot 10^9$ a	Mobilität von Actiniden, Spaltprodukten
Loch Lomond, Schottland	See-Sedimente: Mariner Detritus, über- und unterlagert von Frischwassersedimenten, bis zu 80 % Ton in einzelnen Horizonten	Marine Transgression vor 6900 bis 5400 a	Diffusion von Elementen in Tonsedimenten und Rückhaltung in Tonen als mögliche Wirtsgesteine für Radionuklide
Maqarin, Jordanien	Mergel, bituminöse Kalksteine	Kreide	Modell für Löslichkeiten und andere Prozesse in Wässern mit einem pH 12 - 13
„Kronan“ schwedisches Kriegsschiff	Archäologisches Objekt: Bronze-Kanone, in Tonsedimenten eingebettet	Gesunken in der Ostsee, 1676	Studium der Kupferkorrosion und der Verteilung des Cu in den umliegenden Sedimenten
Ichtuthil, Schottland	Archäologisches Objekt: Über eine Million Eisennägel aus einer 5 m tiefen Grube bedeckt mit 3 m kompakter Erde	Festung aus der Römerzeit, im Jahr 87 aufgegeben	Studium der Korrosion von Eisen innerhalb von 2000 Jahren

Quelle: Auszug aus HERRMANN & RÖTHEMEYER, 1998.

4.4.2 Mathematische Modelle

Mathematische Modelle haben den Vorteil, daß die gewonnenen Daten extrapolierbar sind. Ihr wesentlicher Nachteil ist jedoch die Vereinfachung, da notwendigerweise eine Auswahl der relevanten Faktoren und Wechselwirkungen getroffen werden muß. Wenn das beschriebene System (z.B. ein Ökosystem, ein mineralogisches System) sehr komplex ist, dann wird mit der Vereinfachung (den Modellannahmen) möglicherweise der eine oder andere bestimmende Faktor auch bei penibler Systemanalyse nicht rechtzeitig erkannt.

So gehen z.B. hydrogeologische Modelle zur Ausbreitung von Stoffen im Untergrund oft von der Annahme der Homogenität des Untergrundes aus, wie auch von einer gleichbleibenden horizontalen Schichtung, die in der Praxis nur selten gegeben ist. Mangelndes Systemwissen kann in diesem Fall nicht EDV-technisch durch größere Speicherkapazität oder Rechengeschwindigkeit kompensiert werden.

Bei allen kritischen Vorbehalten und möglichen Unzulänglichkeiten von Modellen können dennoch einige mathematische Modelle für die Abschätzung des Langzeitverhaltens von Abfällen – vor allem in Monodeponie – bedeutsam sein. Es handelt sich dabei primär um Modelle, die aus thermodynamischen Daten (Gleichgewichtsdaten) die im Porenwasser zu erwartenden Konzentrationen einzelner chemischer Spezies berechnen lassen. Gekoppelt mit (langfristig allerdings sehr unsicheren !) Annahmen über den Wasserhaushalt der Deponie und über die Zusammensetzung des infiltrierenden Wassers bzw. Niederschlages ermöglichen diese thermo-

dynamisch-mathematischen Modelle Aussagen über den Trend und die Größenordnung der Reaktionen bzw. Emissionen.

Unter den bei GHEORGHE und NICOLET-MONNIER (1995) aufgelisteten einschlägigen Software-Paketen wären besonders folgende hervorzuheben:

Bezeichnung	Beschreibung nach GHEORGHE und NICOLET-MONNIER (1995)
MINTEQA2	Geochemisches Gleichgewichtsmodell der amerikanischen EPA, kann Gleichgewichte zwischen gelösten Stoffen, adsorbierten Stoffen, festen Phasen und Gasphasen berechnen.
PHREEQE	Modell für geochemische Reaktionen: Basierend auf die Dissotiation von Ionenpaaren. Berechnet pH, Eh, Massentransfer in Abhängigkeit von der Reaktion, Zusammensetzung der Lösungen im Gleichgewicht mit vielen Phasen.

BÄVERMAN und NERETNIEKS (1996) nennen als Programme für die Berechnung langsamer Transportvorgänge in der ungesättigten Zone vor allem:

- CHEMFRONTS
- CHEQMATE
- und HYDROGEOCHEM

Die Entwicklung und Anwendung von CHEMFRONTS wurde 1993 von NYMAN ausführlich beschrieben. Die im Vergleich zu anderen Rechenmodellen genaue Beschreibung hat den Vorteil, daß auch die Grenzen des Modells diskutiert werden. Zu beachten ist hierbei (NYMAN, 1993):

- Das Programm erlaubt keine Berechnung der Porosität.
- Die Reaktionsgeschwindigkeit hängt von der Mineraloberfläche ab. Die aktive Mineraloberfläche eines reinen Minerals kann experimentell bestimmt werden. Bei Anwesenheit mehrerer Minerale unterscheidet sich das Reaktionsverhalten aber vom reinen Mineral. Auch können sich Schutzschichten an Oberflächen bilden. Dies erlaubt keine präzisen Prognosen, sondern bestenfalls Approximationen.
- Die Berechnung des Aktivitätskoeffizienten ist prinzipiell möglich; vereinfachend wird der Aktivitätskoeffizient in verdünnter Lösung aber für jede Komponente auf $a_{\text{Komponente}} \times 1$ gesetzt.
- Viele Komplexierungsreaktionen sind schnell im Verhältnis zu Reaktionen, die zwischen Feststoffen und der Lösung ablaufen.
- Das Programm berücksichtigt keine Diffusion.

Wenn man die bei NYMAN (1993) genannten Anwendungsbeispiele des Rechenmodelles näher untersucht, wird man auf weitere – möglicherweise nicht zulässige – Vereinfachungen stoßen. So wurde z.B. bei der Berechnung der Langzeit-Oxidation von Pyrit in der Gegenwart von K-Feldspat die Rolle der Peptisation und Koagulation von Polykieselsäuren völlig ausgeblendet. In der Folge prognostiziert das Modell räumlich scharf abgegrenzte Quarz-Fronten (Quarz und Polykieselsäuren werden bei der Verwitterung des Kalifeldspates gebildet). Dies dürfte kaum mit der Realität übereinstimmen.

Es darf angenommen werden, daß auch andere Rechenmodelle in ähnlicher Weise an Grenzen stoßen, oder auch bei der Anwendung dieser Modelle sogar noch stärkere Vereinfachungen getroffen werden. Andererseits ist man bemüht, die auf thermodynamischen Daten beruhenden Berechnungen stets durch Einbeziehung zusätzlicher Faktoren bzw. Reaktionen zu verbessern. So hat MEIMA z.B. für das Gleichgewicht zwischen Eluat und Verbrennungsrückständen auch die Adsorption an Fe- und Al-Hydroxiden als Faktor einbezogen. In dieser Weise lassen sich

Gleichgewichte zwischen der Wasserphase und dem Feststoff in Abfällen besser modellieren als bisher.

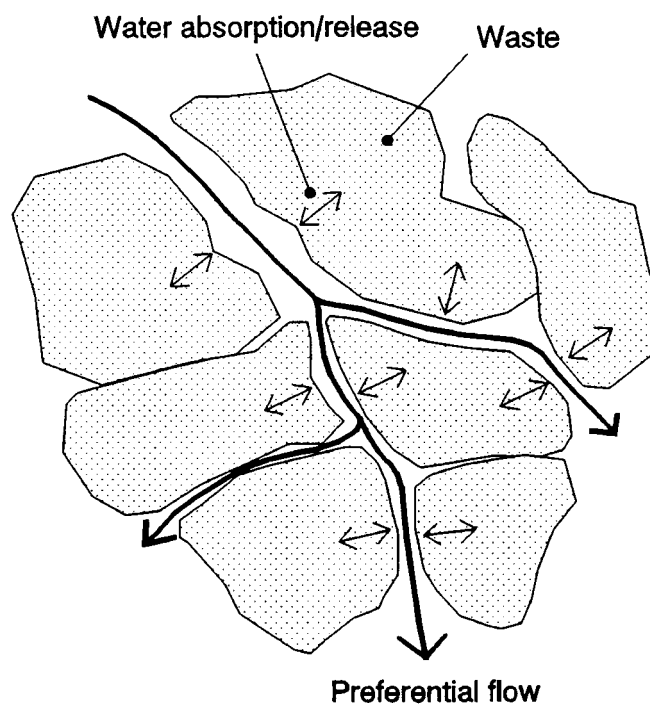
In Bezug auf die Modellierung des Wasserhaushaltes von Deponien sind jene Modelle, die von einem einigermaßen homogenen Durchfluß durch den Deponiekörper ausgehen, nur in Einzelfällen geeignet. Sowohl für Mülldeponien als auch für die Ablagerung von MVA-Schlacke sind bevorzugte Sickerwege anzunehmen (GUYONNET, 1998, JOHNSON, 1998). Durch Verdichtung und biologische Übergangshorizonte können sich sowohl im Abfallkörper selbst als auch im Basisdichtungssystem Stauhorizonte ausbilden, wodurch die Modellierung des Wasserhaushaltes von Deponien in Frage gestellt wird (RAMKE, 1990, BINNER et al., 1997).

Auch ein Modell, das etwas differenzierter vorgeht und folgende Transportmechanismen unterscheidet:

- einen relativ raschen Wassertransport via bevorzugte Sickerwege (preferential flow), wie auch
- einen langsameren Austausch- bzw. Transportprozeß zwischen den Sickerkanälen und dem übrigen Abfallkörper (siehe Abbildung),

erfüllt nicht alle Voraussetzungen für eine Langzeitprognose.

Abbildung 37: Konzept der Transportmechanismen nach GUYONNET et al.(1998)



Eine Validierung des Modells ist gemäß GUYONNET et al.(1998) noch nicht erreicht, und eine verlässliche Prognose der langfristigen Sickerwasserbildung ist nach den Auffassung der Autoren *"besonders schwierig zu erreichen"*.

Literatur zu Abschnitt 4.4:

BÄVERMANN C., NERETNIEKS I.(1996): Long-term pH static experiment in combination with computer modelling. Proceedings of the air & waste association VIP-53, pp. 774-783, Pittsburgh.

BÄVERMANN C.(1997): Long-term leaching mechanisms of ashes and slags; combining laboratory experiments with computer simulations. Department of Chemical Engineering and Technology, Stockholm.

BINNER E., LECHNER P., ZIEGLER C., RIEHL-HERWIRSCH G.: Breitenau landfill – water balance, emissions and a look into the landfill body. In: Sardinia 97, 6 th intern. Landfill symposium. Cagliari, 13-17.Okt. 1997. Hrsg.: CISA, Environmental sanitary engineering centre, Cagliari, Italien.

CHAPMAN N.A., McKINLEY I.G., SMELLIE J.A.T.(1984): The potential of natural analogues in assessing systems for deep disposal of HLRW. Nagra Technical Report, Hrsg.: NAGRA, Wettingen, Schweiz.

COME B., CHAPMAN N.A.(1986): Natural analogue working group: First meeting. Brüssel, 1985. CEC Nuclear Science and Technology Report. Hrsg.: CEC (EU-Kommission), Brüssel.

DECHEMA: Corrosion Handbook: Corrosive Agents and Their Interaction with Materials. Vol.6: Acetic Acid, Alkanols, Benzene and Benzene Homologues, Hydrogen Chloride. VCH-Verlag, 1990.

DOVE P.M., CRERAR D.A.(1990): Kinetics of quartz dissolution in electrolyte solutions using a hydrothermal mixed flow reactor. Geochim. Cosmochim. Acta 54, 955-969.

GHEORGHE A.V., NICOLET-MONNIER M.(1995): Integrated regional risk assessment, vol.1. ETH Zürich, Kluver Academic Publ.

GUYONNET D. et al. (1998): Accounting for water storage effects in landfill leachate modelling. Waste manage res. 16: 3, S.285-295.

HERRMANN A.G., RÖTHEMEYER H. (1998): Langfristig sichere Deponien – Situation, Grundlagen, Realisierung. Springer Verlag.

HOCELLA M.F., WHITE A.F.(1990): Mineral-Water interface geochemistry: An overview. In: Reviews in mineralogy, Vol. 23. Ed.: Mineralogical soc. of america.

JOHNSON A.(1998): MSWI slag – field studies. In: Emission behavior of incineration residues. Waste Reports No. 8, Hrsg.: Abteilung Abfallwirtschaft, Univ. f. Bodenkultur, Wien.

JORGENSEN S.E.(1991): Modelling in environmental chemistry. Developments in environmental modelling No. 17, Elsevier, 1991.

MEIMA J.(1997): Geochemical modelling and identification of leaching processes in MSWI bottom ash. Diss., Universität Utrecht.

MILLER W., ALEXANDER R., CHAPMAN N., McKINLEY I., SMELLIE J.(1994): Natural analogue studies in the geological disposal of radioactive wastes. Studies in Envir. Sci. 57, Elsevier.

NYMAN C.(1993): Development of CHEMFRONTS, a coupled transport and geochemical program to handle reaction fronts. In: BÄVERMANN C.(1997).

PARLAR H., ANGERHÖFER D. (1991): Chemische Ökotoxikologie. Springer Verlag, 1991.

RAMKE G.H.(1990): Leachate collection systems. In: Sanitary landfilling: process, technology and environmental impact. Hrsg.: CHRISTENSEN T., COSSU R., STEGMANN R. Academic press, London.

4.5 Korrosion von Beton, Metallen und Glas

Im Bauingenieurwesen wird unter Dauerhaftigkeit eines Bauwerkes verstanden, daß ein Bauwerk und damit auch die in dem Bauwerk verwendeten Baustoffe *"über die vorgesehene Lebensdauer gegen alle vorauszusehenden Einflüsse bei ausreichender Instandhaltung genügend widerstandsfähig sind"* (WESCHE und SCHUBERT, 1995). Dabei wird von folgender Nutzungsdauer ausgegangen:

- Industriebauten: 25- 30 Jahre
- Wohnbauten: 60-70 Jahre
- Brücken: etwa 100 Jahre

Baustoffe sind gegenüber Witterungseinflüssen unterschiedlich empfindlich. Damit ein Bauwerk über die genannten Zeithorizonte bestehen bleibt, muß es baulich (z.B. Überdachung von Holzkonstruktionen) oder durch aktiven Bautenschutz (Anstriche, Beschichtungen, Verputze, kapillarbrechende Schichten etc.) geschützt werden.

Für die oben genannten Zeithorizonte sind die möglichen Auswirkungen mechanisch-statischer, mechanisch-dynamischer und chemischer Beanspruchungen gut untersucht. Eine Extrapolation der betreffenden Prozesse für längere Zeithorizonte ist in einigen Fällen möglich.

Wichtige Prozesse, die vor allem bei Anwesenheit von Wasser oder großer relativer Luftfeuchte ablaufen, sind unter anderem:

- Der biologische Abbau von Holz durch Schimmelpilze
- Die Korrosion von Eisen und Stahl
- Die Carbonatisierung von Beton
- Sulfatkorrosion von Beton
- Andere chemische Angriffsformen bei Beton
- Kriechvorgänge bei verschiedenen Baustoffen
- Frostschäden

4.5.1 Beton

Wegen der Analogie zu Vorgängen bei abgelagerten anorganischen Abfällen wird in den folgenden Abschnitten kurz auf einige Prozesse an Metall- und Glasoberflächen sowie auf die Korrosion und Verformung von Beton eingegangen.

Zement und Beton spielen bei der Endlagerung radioaktiver Abfälle oder sonstiger verfestigter Abfälle eine wesentliche Rolle. Sie stellen einerseits das physikalische Stützgefüge und Containment und andererseits das chemische Containment dar.

Moderner Beton basiert auf Portlandzement in dem Portlandit (Ca(OH)_2) und Calciumsilikathydrate (CSH) die überwiegenden Hydratationsprodukte darstellen. Die Porenwässer von Zement enthalten anfänglich hohe Konzentrationen an K^+ , Na^+ , OH^- und SO_4^{2-} . In der Folge wird das Sulfat in hydratisierte Aluminatphasen eingebaut und die Porenwasserzusammensetzung wird sich in Richtung Ca(OH)_2 -gesättigte NaOH/KOH-Lösungen entwickeln. Hinzutretendes (Grund)wasser wird zuerst NaOH/KOH und in der Folge Ca(OH)_2 auslaugen wodurch es zu einer Absenkung des pH kommt und CSH-Phasen bestimmend werden. CSH-Komponenten bilden amorphe Gele die u.a. die physikalische Bindung zwischen den einzelnen Aggregaten herstellen, aber thermodynamisch instabil sind und spontan in kristalline Formen umgewandelt werden können. Dieser Prozess läuft sehr langsam ab und kann nicht experimentell bestimmt bzw. theoretisch berechnet werden.

Um die Stabilität dieser Zemente abschätzen zu können, ist es also notwendig, auch natürliche Analoga zu untersuchen (siehe Ende des vorliegenden Abschnittes).

Besser bekannt sind dagegen betonschädigende Reaktionen, die bereits innerhalb von Monaten, Jahren oder Jahrzehnten merkliche Auswirkungen zeigen.

Betonschädigende Reaktionen

Die möglichen betonschädigenden Reaktionen werden folgendermaßen zusammenfaßt (KARSTEN, 1992, MOSTBAUER et al., 1994):

- Schäden durch mangelhaft gelöschten Baukalk. Wenn im Beton CaO (Branntkalk) eingeschlossen wird, kann dieses CaO nachträglich mit Wasser zu Ca(OH)_2 reagieren. Die dabei eintretende Volumsvergrößerung sprengt den Beton. Ebenso reagiert zu hoch gebranntes CaO beim Löschen zu langsam; auch hier ist eine spätere Reaktion mit Wasser und eine Betonschädigung möglich.
- Magnesiumoxid (MgO) zeigt ebenfalls Treiberscheinungen durch Hydratation; Magnesiumsalze z.B. MgCl_2 und MgSO_4 reagieren mit Ca(OH)_2 zu Mg(OH)_2 und zerstören dadurch den Beton.
- Sulfate und Gips wirken in größerer Menge sehr stark betonschädigend. Einerseits kann nämlich wasserfreier Gips (Anhydrit) bzw. gebrannter Gips (Anhydrit, Alpha-Halbhydrat, Beta-Halbhydrat) durch Wasseraufnahme unter Volumsvergrößerung zum Gipsstein (Dihydrat) reagieren, andererseits reagiert bekanntlich auch das im Zement enthaltene Trikalziumaluminat mit Gips unter Bildung des voluminösen Ettringites. In beiden Fällen tritt eine beträchtliche Volumsvergrößerung ein, die eine sprengende Wirkung ausübt. Alkalisulfate, wie z.B. Na_2SO_4 , reagieren zunächst unter Gipsbildung und wirken schließlich in gleicher Weise wie Gips zerstörend.
- Säuren sind betonangreifend, indem sie mit basischen Bindemittelanteilen reagieren. Dies gilt vor allem für anorganische Säuren, aber auch für organische Säuren wie Milchsäure, Huminsäuren, Fruchtsäuren und Gerbsäure.
- Somit zählt auch Kohlensäure bzw. gelöstes CO_2 zu den betonschädigenden Stoffen. Die Karbonatisierung von Beton bewirkt zunächst einen Anstieg der Festigkeit; bei längerandau-

ernder Einwirkung von CO_2 oder von stark CO_2 -angereicherter Luft werden jedoch Bindemittelanteile aufgelöst und das Gefüge zerstört.

- Chloride schädigen unbewehrten Beton nur, wenn sie in relativ konzentrierter Lösung einwirken. Dabei kann Friedel'sches Salz in einem Ausmaß gebildet werden, daß eine Gefügeschädigung durch Sprengwirkung eintritt. Eine gleichzeitige Frosteinwirkung fördert die Schädigung. Bei Eisenbewehrungen führt Chlorid – in Kombination mit Feuchtigkeit – zur Bildung von Rost. Dadurch kann auch der Beton (ab)gesprengt werden.
- Ammoniumsalze reagieren mit den basischen Anteilen des Betons unter Bildung von Ammoniakgas. Gefährlich für den Beton ist jedoch vor allem die Nitrifikation von Ammoniumverbindungen in älterem, karbonatisiertem Beton. Bei der Nitrifikation wird Salpetersäure und salpetrige Säure gebildet; diese greifen den Beton vor allem dann an, wenn aufgrund vorangehender Karbonatisierung keine Alkalireserve mehr vorhanden ist.
- Schwefelwasserstoff wirkt ebenfalls betonangreifend; diese Wirkung wurde z.B. in Beton-Abwasserleitungen beobachtet. Dabei dürfte auch die mikrobielle Oxidation von H_2S zu Schwefelsäure eine entscheidende Rolle spielen.
- Ester, insbesondere pflanzliche und tierische Öle und Fette, reagieren mit $\text{Ca}(\text{OH})_2$ unter Ausbildung von "Kalkseifen". Kalkseifen sind zwar wasserunlöslich, jedoch quellfähig. Das Beton- oder Mörtelgefüge wird allmählich gelockert. Dagegen sind säurefreie Mineralöle nicht betonschädigend.
- Kohlehydrate, z.B. Zucker, wirken ebenfalls betonangreifend.

Diese Liste ließe sich noch durch weitere Stoffe ergänzen. Grundsätzlich kann bei allen Reaktionen, die zu einer weitreichenden Auflösung des Zementsteines oder zu einer Volumsvergrößerung führen, Betonschädigung eintreten.

Die Beurteilung der Betonaggressivität gelöster Bestandteile ist Gegenstand der DIN 4030 und der ÖNORM B 3305. Diese Normen unterscheiden zwischen "schwach", "stark", "sehr stark" und nicht angreifenden Wässern. Für diese Angriffsgrade werden in grober Näherung folgende Konzentrationen angegeben (Auszug aus ÖNORM B 3305):

Parameter	nicht angreifend	schwach angreifend	stark angreifend	sehr stark angreifend
pH-Wert	> 6,5	6,5 - 5,5	5,5 - 4,5	< 4,5
kalkaggressive Kohlensäure mg/l	< 15	15 - 30	30 - 60	> 60
Gesamthärte $^{\circ}\text{DH}$	> 3	0 - 3	tritt nicht auf	tritt nicht auf
Ammonium mg/l NH_4^+	< 15	15 - 30	30 - 60	> 60
Magnesium mg/l Mg	< 100	100 - 300	300 - 1500	> 1500
Sulfat mg/l ^{x)}	< 200	200 - 300	300 - 400	> 400

^{x)} Gilt für Portlandzement und Eisenportlandzement; Hochofenzement und erhöht sulfatbeständige Zemente sind widerstandsfähiger.

Die Carbonatisierung von Beton steht in Analogie zur Carbonatisierung von basischen anorganischen Abfällen (z.B. MVA-Schlacke); bei weiterer Einwirkung auch in Analogie zur Verwitterung von Carbonaten in der Natur.

Für den Fall der Verfestigung von Abfallstoffen mit Zement sind vor allem bei Szenarien der gemeinsamen Ablagerung (Ablagerung unmittelbar neben bzw. oberhalb von abbaubaren Abfällen) maßgebliche Auflösungserscheinungen zu erwarten. Als wichtige Parameter, die den Betonangriff steuern, wären hierbei die Kennwerte für die Gasdiffusion (Porosität, Diffusionskoeffizient etc.) des jeweiligen Verfestigungsproduktes und der CO_2 -Gehalt des einwirkenden Gases zu nennen.

Kriechen, viskose Verformung

Neben dem chemischen Angriff werden in Deponien Stoffe relativ großen Drücken ausgesetzt sein, sodaß möglicherweise das "Kriechen" bestimmter Stoffe unter dem Einfluß der statisch-mechanischen Beanspruchung ebenfalls ein nicht unbedeutender Prozeß sein kann. Unter der Auflast (=Druckspannung) der darüber befindlichen Abfälle wird es zunächst zu einer elastischen Verformung kommen. Doch mit der Zeit tritt eine weitere Verformung ein (teilweise irreversibel), wobei sich die Feststoffe – sehr langfristig gesehen – quasi wie eine Flüssigkeit verhalten. Bei einigen Abfallarten kommen dazu noch in den ersten Jahrzehnten (ggf. auch Jahrhunderten) die durch den biologischen Abbau bedingten Setzungen.

Nach dem Wissensstand der Bauingenieure tritt dann folgendes ein: Entlastet man den unter Druckspannung stehenden Körper nach einiger Zeit, dann federt der Körper nur mehr teilweise zurück. Dann setzt der Prozeß des "Rückkriechens" ein, bei dem die verzögert-elastischen Anteile der Setzung (Anelastizität) wiedergewonnen werden. Es besteht aber eine bleibende irreversible Verformung, die man im Bauingenieurwesen als "viskose Verformung" bezeichnet (SCHNEIDER, 1998). Je länger die Dauer war, die eine Auflast auf einen bestimmten Stoff einwirkte, desto größer ist auch dessen viskose Verformung.

Natürliche Analoga für Beton bzw. zementgebundene Verfestigungsprodukte

Um die Analoga von zementgebundenen Verfestigungsprodukten zu studieren gibt es zwei Ansätze: Der Erste sieht vor, archäologische (100 bis einige tausende Jahre alt) bzw. industrielle Betonbauwerke (10 bis 150 Jahre alt) zu untersuchen. Der zweite Ansatz zielt auf das Studium natürlicher Vorkommen von Mineralen, die denen von hydratisierten Portlandzementen entsprechen.

Zwei Beispiele für natürliche Analoga (MILLER et al., 1994, CHAMBERS, 1994)

Als ein Beispiel für die Stabilität von archäologischen Zementen kann u.a. der 1700 Jahre alte römische Mörtel des **Hadrian's Wall** erwähnt werden, die noch immer beträchtliche Mengen an CSH-Komponenten enthält.

Die natürlichen hyperalkalinen Quellen (pH 12 bis 13 !) von **Maqarin** liegt an der Jordanisch-Syrischen Grenze. Die Mergel und bituminösen Kalke bestehen im Wesentlichen aus Calcit mit Accessorien von Quarz, Dolomit, Apatit, Pyrit und Ton und weisen einen hohen Gehalt an organischem Material auf. Besonderes Interesse gilt dieser Gesteinsformation deshalb, weil in ihr nicht nur Hochtemperaturminerale sondern auch Tieftemperatur-Mineralassoziationen, wie sie in hydratisiertem Zement vorkommen, beinhalten.

Letztere umfassen Gips, Ettringit, Tobermorit und vor allem Portlandit als gesteinsbildendes Mineral, der in zwei Phasen gebildet wird. Durch spontane natürliche Erhitzung des Ausgangsgesteins (Metamorphose durch vulkanische Überlagerungen) entsteht Kalk (CaO) der in der Folge durch den Zutritt von Grundwasser hydratisiert wird und in Portlandit umgewandelt wird. Zusammen mit anderen Zementphasen ist dieser somit bestimmend für den hohen pH-Wert des Grundwassers. Diesbezüglich besteht eine exakte Analogie zu künstlichen Zementen.

Maqarin diente bisher vor allem für "Blindtests" von Löslichkeiten und zur Überprüfung und Optimierung thermodynamischer Datenbasen für Spurenelemente in Beton (CHAMBERS, 1994). Ein weiteres wichtiges Ziel war es, Erkenntnisse über mikrobiologische Aktivitäten und die Bildung von Kolloiden unter diesen Extrembedingungen zu untersuchen.

4.5.2 Metalle

Unter Korrosion versteht man die Reaktion eines metallischen Werkstoffes mit seiner Umgebung, die eine meßbare Veränderung des Werkstoffes bewirkt und zu einer Beeinträchtigung der Funktion des metallischen Bauteils oder eines ganzen Systems führen kann.

Für das Verhalten von Metallen in Deponien ist die elektrochemische Korrosion von primärer Bedeutung. Im allgemeinen handelt es sich hierbei um die Oxidation des Metalles unter Reduktion eines Oxidationsmittels, wobei sich ein Stromkreis, bestehend aus einem Elektronenstrom im Metall und einem Ionenstrom im Korrosionsmedium ausbildet.

Die Neigung eines Metalles zur Oxidation ist von der Stellung der Elemente im Periodensystem abhängig, und insbesondere davon, ob "freie Elektronen" leicht abgegeben werden. Ohne auf die Einzelheiten einzugehen, sei erwähnt, daß sich die Elemente nach ihren gegenüber einer Wasserstoffelektrode gemessenen "Normalpotentialen" (auch "Standardpotentiale" genannt) in eine Reihenfolge bringen lassen, die man "Spannungsreihe" nennt.

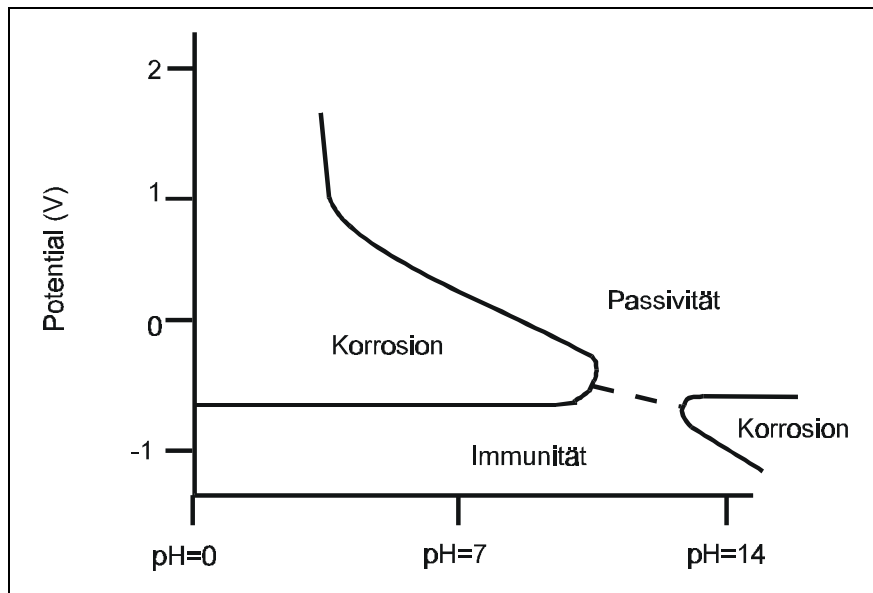
Tabelle 35: Spannungsreihe einiger Metalle, nach HOLLEMANN-WIBERG (1985):

	Saure Lösung	Basische Lösung
Leicht oxidierbar	Li, K, Ca, Na	Li, Ca, K, Na
	Mg	Mg
	Al	Al
	Mn	Mn
	Zn	Zn
	Cr	Cr
Mäßig oxidierbar	Fe	Sn
	Cd	Fe
	Sn	H ₂
	Pb	Cd
	H ₂	Pb
	Cu	Cu
Nur durch starke Oxidationsmittel angreifbar	Ag, Hg, Pd	Pd, Hg
	Pt, Au	Pt, Ag, Au

In der Spannungsreihe der Metalle ganz oben befinden sich jene Metalle, die sich am leichtesten oxidieren lassen. Diese Metalle (elementares Li, K, Ca, Na) reagieren bereits bei Raumtemperatur heftig mit Wasser, wobei sie zu Oxiden bzw. Hydroxiden oxidiert werden. Weiter unten in der Spannungsreihe ist die Triebkraft der chemischen Reaktion mit Wasser nur mehr gering, oder eine Reduktion von Wasser ist überhaupt nicht möglich. "Edle" Metalle, die in der Spannungsreihe weit unten stehen (Ag, Hg, Pd, Pt, Au) können in der Regel nur in Lösung gehen, wenn durch starke Komplexbildner das chemische Potential stark herabgesetzt wird.

In Bezug auf einen "Endzustand" in Deponien kann festgehalten werden, daß unter der Prämisse, daß stets Wasser vorhanden sein wird, das Normalpotential und die Fähigkeit eines Metalles bzw. Werkstoffes zur Passivierung den Endzustand bestimmen. In diesem Zusammenhang könnten sogenannte Pourbaix-Diagramme nützliche Hilfsmittel zur Abschätzung der Stabilität von Metallen in Deponien sein. Die Abbildung 38 zeigt ein vereinfachtes Pourbaix-Diagramm für unlegiertes Eisen.

Abbildung 38: Pourbaix Diagramm für Eisen



Quelle: BEVER (1986)

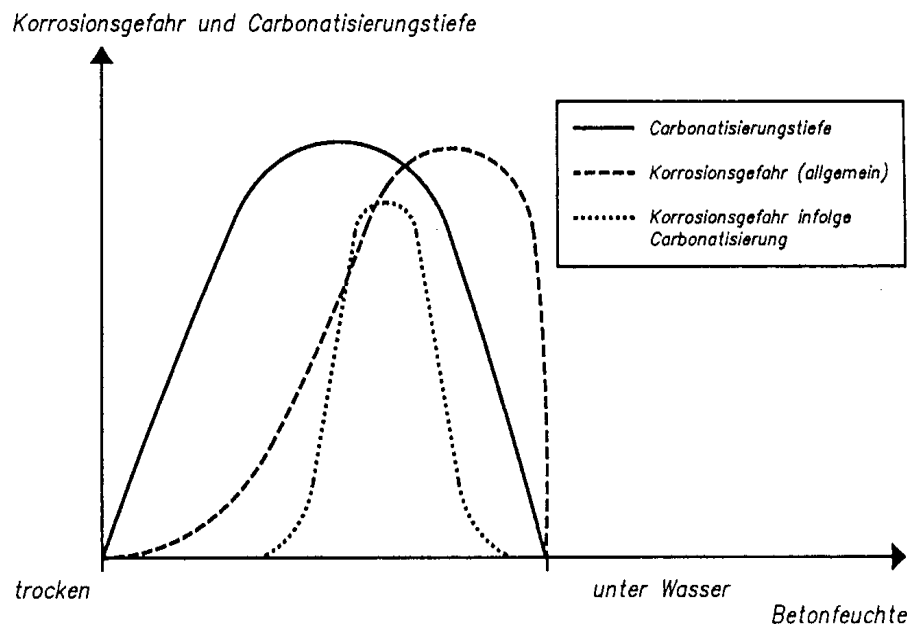
Für den Bereich im Diagramm, in dem aus thermodynamischen Gründen keine Reaktion eintreten kann, verwendet Pourbaix den Ausdruck "Immunität". Außerhalb des Immunitäts-Bereiches kann vereinfachend zwischen "Korrosion" und "Passivierung" unterschieden werden. Passivierung bedeutet, daß sich ein Oberflächenfilm bildet, der vor einer weiteren Reaktion mit den angreifenden korrosiven Medien schützt.

Wegen der möglichen Einflußnahme von Katalysatoren und Inhibitoren wäre eine zu starke Vereinfachung bei der Betrachtung komplex zusammengesetzter Lösungen allerdings nicht anzustreben, und die Grenze zwischen den Bereichen "Korrosion" und "Passivität" kann nicht exakt angegeben werden. Differenziertere Pourbaix-Diagramme können ferner auch Übergangsbereiche wie den einer "unvollkommenen Passivierung" oder "Lochfraß" enthalten.

Die Einflußfaktoren für die Korrosion von Stahleinlagen in Stahlbeton sind gut erforscht, und ein Beispiel dafür, daß der Wassergehalt und das verfügbare Porenvolumen von entscheidender Bedeutung sind. **Bei vollständiger Wassersättigung oder Trockenheit ist die Korrosion der Stahleinlagen gering. Bereits geringfügiger Austausch über die Gasphase führt jedoch rasch zur Oxidation von Stahl; auch steigt die Carbonatisierung mit steigendem Luftporanteil. Man beachte, daß diese Aussage zumindest qualitativ auch für Verfestigungsprodukte gilt, die Eisenmetalle enthalten.**

Der Zusammenhang zwischen Wassersättigung und Korrosionsgefahr wird in der folgenden Abbildung dargestellt (nach GRÄFEN, 1993):

Abbildung 39: Korrosionsgefahr von Eisen in Beton und Carbonatisierungstiefe



Quelle: GRÄFEN (1993)

Kupfer

An Kupfer- und Bronzeoberflächen bilden sich je nach den vorhandenen Ionen und atmosphärischen Bedingungen Überzüge von Hydroxiden, Sulfiden etc. ("Patina"), wobei unter gewöhnlichen oxidierenden Milieubedingungen in Böden bzw. im Freien Malachit ($\text{Cu}_2(\text{OH})_2\text{CO}_3$) und Paratacamit ($\text{Cu}_2(\text{OH})_3\text{Cl}$) überwiegen. Patinaschichten können unter geeigneten Umständen – hier ist insbesondere die Abwesenheit von Säuren zu nennen – Kupfer- und Bronzegegenstände über Jahrhunderte und Jahrtausende konservieren.

Als Analogie für Vorgänge in Deponien ist vielleicht interessant, daß in versunkenen Schiffen in der Nähe von sich zersetzendem Holz auch Sulfide wie Covellin (CuS), Kupferglanz (Cu_2S) und Digenit (Cu_9S_5) gebildet werden, ebenso in der Nähe von Thermalquellen (RIEDERER, 1987).

4.5.3 Glas

Die Korrosion von Gläsern wurde bereits im Abschnitt 3.4.4 im Kontext mit der Behandlung radioaktiver Abfälle beschrieben.

Ergänzend sei darauf hingewiesen, daß auch Gläser mit kontrollierter Auflösengeschwindigkeit entwickelt wurden. Der Einsatz von entsprechenden Gläsern als Düngemittel (zur langsamen, kontrollierten Versorgung des Bodens mit Mineralstoffen) wurde vorgeschlagen. Auch ist man bestrebt, Glasfasern herzustellen, die im Fall der Einatmung relativ schnell durch biologische Medien (Lungenflüssigkeit) aufgelöst werden (SCHOLZE, 1988).

Literatur zu Abschnitt 4.5

BEVER (1986): Encyclopedia of Material Sciences and Engineering. Pergamon Press.

CHAMBERS A.V.(1994): Use of the quasi-stationary-state approximation to determine the migration of mineral alteration zones at a natural analogue for the disturbed zone of a cementitious radioactive waste repository. Mat. Res. Soc. Symp. Proceedings Vol.333, S.639-644.

GRÄFEN H.(1993): VDI-Lexikon der Werkstofftechnik.

HERRMANN A.G., RÖTHEMEYER H. (1998): Langfristig sichere Deponien – Situation, Grundlagen, Realisierung. Springer Verlag.

HOLLEMANN-WIBERG (1985): Lehrbuch der anorganischen Chemie. De Gruyter Verlag, Berlin.

KARSTEN R.(1992): Bauchemie. 9.Auflage, Verlag C.F. Müller, Karlsruhe.

MILLER W., ALEXANDER R., CHAPMAN N., McKINLEY I., SMELLIE J.(1994): Natural analogue studies in the geological disposal of radioactive wastes. Studies in Envir. Sci. 57, Elsevier.

MOSTBAUER P., ZIEGLER C., LECHNER P.(1994): Möglichkeiten und Grenzen der Immobilisierung von Abfällen. Im Auftrag der Stadt Wien, Magistratsabteilung 22. Hrsg.: P.LECHNER, Abteilung Abfallwirtschaft, Universität für Bodenkultur, Wien.

RIEDERER J. (1987): Archäologie und Chemie – Einblicke in die Vergangenheit. Hrsg.: Rathgen-Forschungslabor, Berlin.

SCHNEIDER U.(1998): Wiener Baustoff Blätter – Grundlagen. Schriftenreihe des Instituts für Baustofflehre, Hrsg.: Technische Universität Wien, 1040 Wien, Karlsplatz 13,.

SCHOLZE H.(1988): Glas: Natur, Struktur und Eigenschaften. 3. Auflage. Springer-Verlag.

WESCHE K., SCHUBERT P. (1995): Baustoffe für tragende Bauteile. Band 2: Beton, Mauerwerk. Bauverlag GmbH..

4.6 Taphonomie und Erhaltungszustand von Fossilien

Taphonomie ist die Lehre von der stofflichen Veränderung abgestorbener Organismen und den sterblichen Überresten des Menschen nach deren natürlicher Einbettung (im Boden oder Sediment) oder Begräbnis.

Für das vorliegende Projekt ist von Bedeutung, daß sich die Taphonomie mit fast allen Zeithorizonten beschäftigt. Werden – was häufig vorkommt – sehr lange Zeithorizonte einbezogen, dann kann die Taphonomie als eine Teilwissenschaft der Fossilienkunde betrachtet werden. Man spricht auch von "paläontologischer Taphonomie".

4.6.1 Erhaltungszustand von Säugetier- und Menschenknochen

Knochen bestehen aus organischen Stoffen (Kollagen) und einem anorganischen Gerüst, das sich aus verschiedenen Ca-Phosphaten und Apatiten zusammensetzt. Als Startphase für die Zersetzung von Knochen wird der biologische Abbau des Kollagens postuliert. Danach kommt es – je nach dem umgebenden Environment – zu einer raschen, langsamen oder sehr langsamen chemischen Verwitterung der knochenbildenden Minerale.

Nach LYMAN und FOX (1996) treten bei Knochen, die oberflächlich freiliegend 20 bis 30 Jahre dem Wetter ausgesetzt sind, so starke Verwitterungserscheinungen auf, daß kaum eine Chance auf Fossilien-Bildung besteht. In Böden/Sedimenten kann dagegen unter Umständen die

Als Einflußfaktoren für die langfristige Erhaltung von Knochen in Böden werden genannt (LYMAN, 1994, DAIM, 1998):

- pH-Wert
- Luftzufuhr
- Wasser/Wassergehalt
- Bakterielle Aktivität
- Die Sedimentchemie generell
- Textur
- Porosität des Knochens

Von STEPHAN (1997) wurden der Zusammenhang zwischen Bodenmilieu und Erhaltungszustand am Beispiel von Menschenknochen unterschiedlichen Alters studiert. Dabei zeigte sich, daß das Bodenmilieu gleich wichtig – wenn nicht sogar wichtiger – als das Alter der Funde ist. Ein ca. 200.000 alter Fund aus Stuttgart-Bad Cannstatt hat bei nachweislich analogem Environment einen schlechteren Erhaltungszustand als ein ca. 23.000 Jahre alter Fund aus der Gravettian-Zeit. Andererseits hat sich ein Fund in einem Lößboden, der zwischen 30.000 und 36.000 Jahre (Aurignac-Zeit) alt sei soll, deutlich schlechter erhalten. Als Ursache für den schlechteren Erhaltungszustand der 23.000 a alten Knochen im Vergleich zu den Aurignac-Funden nennt STEPHAN (1997) den schwach sauren, Si-reichen Lößboden.

Auch bei Ausgrabungen in Troja waren Knochenfunde aus Troja, die aus der Bronzezeit stammen ("Troja I"), waren besser erhalten als jüngere Knochenfunde an der selben Fundstelle, die man "weiter oben" in der Ausgrabung fand. Die Archäologen sehen einen Zusammenhang mit dem höheren Wassergehalt und der Anwesenheit von Schlamm in den älteren Ausgrabungsschichten.

Für die Erhaltung von Knochen, besonders aber gesamter Skelette spielen auch Durchmischungsvorgänge (Turbationsvorgänge) eine Rolle.

LYMAN nennt in diesem Zusammenhang folgende Transport- und Turbationsvorgänge (siehe auch Abschnitt "Begriffe"):

Tabelle 36: Turbationsvorgänge gemäß LYMAN (1994)

Bezeichnung des Prozesses	Ursache / nähere Beschreibung
Faunalturbation	Tiere, besonders wühlende Tiere
Floralturbation	Pflanzen, Pflanzenwurzeln
Kryoturbation	Frost-Tau-Wechsel: / Frosthebung / Massenbewegung / Risse, Spaltenbildung / Klassierung
Gravitturbation	Schwerkraft
Agrilliturbation	Quellen und Schrumpfen von Tonmineralien
Aquaturbation	Wasser
Aeroturbation	Wind
Kristallisationsturbation	Kristallwachstum, Auflösung der Kristalle
Seismiturbation	Erdbeben

Größere Knochen erhalten sich länger als kleinere Knochen. Nach DAIM (1998) können auch sehr feine Menschenknochen aus historischer Zeit in Lehm bzw. Tegel (also im Feinsediment) erhalten bleiben. Dies ist z.B. in Schotter kaum zu erwarten.

Auch für historische Holzbauten kann ein genereller Trend zur Erhaltung angegeben werden (DAIM, 1998):

Milieu :	Erhaltungszustand:
Trocken	gut
Wassergesättigt; Schlamm	gut
Feucht	schlecht

4.6.2 Erhaltungszustand von Fossilien generell

Eine ausführliche Darstellung von Faktoren und Prozessen, die für die Erhaltung / Zerstörung von Fossilien in unterschiedlichen Environments verantwortlich sind wurde von BEHRENSMEYER und HOOK (1992) veröffentlicht.

Ob Fossilien in einer bestimmten geologischen Formation häufig oder selten vorzufinden sind, hängt von der Genese der Formation, von der Häufigkeit des Vorkommens eines Lebewesens am Ort der Bildung und von den darauffolgenden Environments ab. Die folgende Tabelle (siehe Folgeseite) stellt dar, in welchen Environments Fossilien aufgrund des Vorkommens der Lebewesen gebildet werden und auch erhalten bleiben (aus: BEHRENSMEYER und HOOK, 1992, vereinfacht).

Tabelle 37: Konservierende Environments bezüglich Fossilien

<u>Kontext / Environment</u>	<u>Organismen</u>				
	“Makro-Pflanzen”	“Mikro-Pflanzen” a)	Wirbellose Tiere	Wirbeltiere	Fische
Meeresküsten, Estuare: Küste Estuare		-	- -		
Fließgewässer / Flußdeltas: Alte Flußläufe Flußlauf, geringe Strömung	+++ +++	+++ +++			
Seen: Sauerstoffhaltige Seen			+++		+++
Vulkanregionen: Ausbrüche Primäre Staubablagerung Seen		+++	- -	+++	
Dünen, Löß: Löß Dünen	Siehe Text -	-	-		
Andere Environments: Teervorkommen Bernstein Karst (z.B. Höhlen) Torf	Siehe Text +++	+++		+++ +++	- -

Legende:

+++ bedeutet, daß Fossilien im erwähnten geologischen Kontext sehr häufig sind. Man beachte, daß dafür nicht nur die Eigenschaft der gebildeten geologischen Formation von Bedeutung ist, sondern auch die Häufigkeit des Vorkommens der entsprechenden Arten im oder über dem jeweiligen Environment.

- bedeutet, daß Fossilien dieser Art im betreffenden Environment nicht anzutreffen sind.

a) "Mikro-Pflanzen": z.B. Pollen, Sporen, Gewebe

Sehr feine Sedimente führen durch Ausschluß der Wasser- und Luftzirkulation in Sedimentationszonen von Gewässern oft zur Konservierung und sind daher bevorzugte "Auffangzonen" für zukünftige Fossilien – vorausgesetzt daß das Gewässer ist nicht lebensfeindlich (FRAAS, 1991, BEHRENSMEYER, 1991, BEHRENSMEYER und HOOK, 1992). Diesen Trend zeigt auch die obige Tabelle. Ein Beispiel für lebensfeindliches Environment (bezüglich höherer Organismen) wäre z.B. ein sauerstoffarmer See.

Höhlen sind nicht nur aufgrund der oft trockenen, kühlen Umweltbedingungen, sondern auch wegen ihrer Funktion als Zufluchtsort für Tiere häufig auch Fossilienfundstellen (Tierknochen).

Der gleichzeitige Ausschluß von Luft und Wasser kann in der Teer- oder Bernsteinmatrix zur Konservierung über geologische Zeithorizonte führen.

Weiters ist anzumerken, daß besonders in Bernstein und natürlichen Teervorkommen der Erhaltungszustand exzellent sein kann. Nur wegen der relativen Seltenheit von Bernstein und Bernsteineinschlüssen wurde in der obigen Tabelle nicht mit "+++" sehr häufig" eingestuft.

Auch Löß kann als gut konservierendes Environment eingestuft werden. Die Häufigkeit von Fossilien in Löß ist jedoch in der Regel geringer als in Meeres- oder Seesedimenten.

Gut erhaltene, "pyritisierte" Mikrofossilien in sulfidhaltigen Tonen und das Fehlen bestimmter sekundärer Mineralbildungen sind ein Indikator für sehr geringen Wasseraustausch. Voraussetzung ist, daß am Standort als geologische Barriere Tone vorhanden sind, die Mikrofossilien enthalten, z.B. maritime Tone. WOLFF und CARLS (1987) haben daher vorgeschlagen, den Erhaltungszustand von Mikrofossilien als Kriterium für die Auswahl von Deponiestandorten zu verwenden.

4.6.3 Forensische Taphonomie

Die Erkenntnisse der Taphonomie finden auch fallweise eine kriminaltechnische Anwendung, insbesondere, wenn der Tod eines Menschen schon Monate oder Jahre zurückliegt. Diesen Zweig der Taphonomie bezeichnet man als "forensische Taphonomie". Es besteht jedoch ein starker Austausch zwischen Spezialisten der "paläontologischen" Taphonomie und dem forensischen Zweig, sodaß auf die Darstellung weiterer Details dieses eher unappetitlichen Themas verzichtet werden kann.

Literatur zu Abschnitt 4.6:

BEHRENSMEYER A.K.(1991): Terrestrial vertebrate accumulations. In: Taphonomy – releasing the data locked in the fossil record. Volume 9 aus Topics in Geobiology, Hrsg: ALLISON A., BRIGGS D., Plenum Press, New York, 1991.

BEHRENSMEYER A.K., HOOK R.W.(1992): Paleoenvironmental contexts and taphonomic modes. In: Terrestrial ecosystems through time. Hrsg.: Evolution of terrestrial ecosystems consortium, University of Chicago Press.

DAIM (1998): persönliche Mitteilung zu diversen Grabungen des Institutes für Frühgeschichte, Universität Wien.

FRAAS E.(1991): Der Petrefaktensammler. Ein Leitfaden zur Bestimmung von Versteinerungen. Frankh-Kosmos-Verlag, Stuttgart.

LYMAN R.L.(1994): Vertebrate taphonomy. Cambridge manuals in archaeology. Cambridge University Press.

LYMAN R.L., FOX G.L.(1996): A critical evaluation of bone weathering as an indication of bone assemblage formation. In: HAGELUND W.D., SORG M.H.: Forensic Taphonomy – The post-mortem fate of human remains. CRC Press.

STEPHAN E. (1997): Patterns of chemical change in fossil bones and various states of bone preservation associated with soil conditions. Anthropozoologica 1997, Nr.25-26, S.173-180.

WOLFF J., CARLS P.(1987): Erhaltungszustand von Mikrofossilien als Indikator möglicher Wasserzirkulation in Tongesteinen – eine Methode zur Beurteilung von Deponie-Standorten. Wasser + Boden 4-87, S.178-179.

4.7 Katastrophale Szenarien

Bei der Bewertung langfristiger Einwirkungen auf abgelagerte radioaktive Abfälle werden nach HERRMANN und RÖTHEMEYER (1998) auch folgende möglichen Szenarien diskutiert:

- Tektonische Verschiebungen
- Magmatismus (Vulkanausbrüche)
- Einsturzbeben
- Eiszeiten
- Meeresüberflutung
- Meteoriteneinschlag
- Menschliche Einwirkungen durch Bohrungen, Bautätigkeit oder auch Kriegseinwirkung

Von den genannten Szenarien sind tektonische Verschiebungen, Magmatismus, Einsturzbeben mit erheblichen Auswirkungen auf die Deponie, und Meteoriteneinschlag sehr selten. Meteoriteneinschlag hat bei kleinen Meteoriten (Fallgewicht 1 bis 10 kg) nur geringe Auswirkungen. Meteoriteneinschläge mit katastrophalen Auswirkungen wurden in historischer Zeit (seit es schriftliche Aufzeichnungen gibt) nur in einem einzigen Fall beobachtet, nämlich die Explosion in der Sibirischen Tunguska am 30.6.1908, bei der im Umkreis von ca. 30 km alle Bäume geknickt und teilweise verkohlt wurden. SCHÄFER (1998) schätzt, daß derartige Meteoriteneinschläge etwa alle 10^3 Jahre vorkommen, bezogen auf die gesamte Erdoberfläche.

Einwirkungen durch Bautätigkeit sind grundsätzlich möglich, besonders sobald die Deponie in Vergessenheit geraten ist. Meeresüberflutung ist für Standorte in Österreich auch langfristig kaum relevant. Brandgefahren sind bei ausreichender Vorbehandlung oder nach dem Abbau organischer Substanz langfristig nicht mehr relevant.

In Abschnitt 4.1.7.3 wurde bereits erwähnt, daß einige Geologen Extremereignisse als maßgebliche Faktoren bei der Erosion ansehen (KUKAL, 1990). In diesem Zusammenhang ist es von Interesse, die möglichen Einwirkungen durch Hochwasser näher zu betrachten.

4.7.1 Überschwemmungen, Hochwasser

Langfristige Betrachtungen des möglichen Einflusses von Hochwasser auf eine Deponie müssen katastrophale, sehr seltene Hochwasserereignisse mit einbeziehen. Nach der österreichischen Rechtslage (Wasserrechtsgesetz, BGBl. 1959/215, § 38 i.d.g.F.) ist ein *"Hochwasserabflußgebiet"* das bei 30 jährlichen Hochwassern überflutete Gebiet. Neue Deponien dürfen gemäß Deponieverordnung in diesen Gebieten nicht errichtet werden.

Für längere Zeiträume kann man folgende These und Antithese aufstellen:

- These: Solange es Zivilisation gibt, wird es auch Hochwasserschutz geben
- Antithese: Der Standort der Deponie gerät in Vergessenheit und der Hochwasserschutz wurde verändert oder ist verfallen – es gibt keinen Hochwasserschutz mehr.

Für einen Zeithorizont von ca. 500 Jahren wurde bei der Erstellung der österreichischen Deponieverordnung die oben genannte These vertreten, und die Antithese verworfen. § 12 (2) 1. Der Deponieverordnung besagt daher, daß *"Flächen außerhalb eines Hochwasserabflußgebietes...."*

jedoch innerhalb eines Abflußgebietes eines HQ_{500} “ ausgeschlossen sind “soweit nicht die Hochwasserfreiheit des Standortes durch technische Maßnahmen erzielt werden kann”.

Nebenbei sei erwähnt, daß bei der Beurteilung der Standsicherheit von Wasserbauten, insbesondere von Talsperren, in den meisten europäischen Ländern Zeithorizonte von 1.000 bis 10.000 a betrachtet werden (BERGMANN 1998). D.h. man bemißt die Standsicherheit von Talsperren anhand eines (rechnerisch ermittelten) 1.000-, 5.000- oder 10.000-jährlichen Hochwassers. Weiters werden wasserrechtliche Bewilligungen in Österreich auf maximal 90 Jahre erteilt. Eine Verlängerung der wasserrechtlichen Bewilligung ist gemäß Wasserrechtsgesetz § 21 nur *“unter Beachtung des Standes der Technik”* möglich.

In Schutzwasserwirtschaftlichen Grundsatzkonzepten (zum Schutz der Bevölkerung und Anlagen vor Hochwasser) sind meistens nur Flächen für HQ_{30} und HQ_{100} ausgewiesen. Daß jedoch bei einem hundertjährigen Hochwasser z.B. in alpinen Trogtälern weite Flächen überflutet werden, ist bekannt. Beispiele dafür sind in einigen österreichischen schutzwasserwirtschaftlichen Grundsatzkonzepten enthalten (z.B.: Schutzwasserkonzept oberes Ennstal, BMLF, 1980).

Geht man von einem langfristigen Verlust von Schutzwasserbauten oder von großen Flutkatastrophen aus, dann wäre die gewässergeschichtliche Entwicklung im Verlauf von Jahrhunderten und Jahrtausenden – in Kombination mit Überlegungen zur Mobilisierbarkeit von Schadstoffen – der richtige Ausgangspunkt für die Beurteilung des Langzeitverhaltens.

Nach BERGMANN (1998) verläuft die Entwicklung von Fließgewässern in verschiedenen, voneinander unterscheidbaren und hierarchisch angeordneten “Raum-Zeit-Ebenen”, wobei die Raum- und Zeitdimensionen etwa die folgenden sind:

Tabelle 38: Gewässergeschichtliche Entwicklungen nach BERGMANN (1998)

Fließgewässerabschnitt / Raumdimension	Zeithorizont der Entwicklungen	Prozesse
Flußtäler / 10 bis 100 km	10.000 bis 100.000 a	Klimaschwankungen, Erosions- und Sedimentationsfolgen
Gewässerabschnitte zwischen zwei Nebenflußmündungen 1 bis 10 km	1.000 bis 10.000 a	Große Hochwässer, Bergstürze, Rodungen, Bettumbildung, ausgedehnte Sedimentumlagerung, Bildung von Auenlehmdecken
Kiesbänke, Kolke, Buchten, Flußinseln, Altarme 10 bis 100 m	1 bis 10 a	Uferanbrüche, Auflandungen, Wanderung von Kiesbänken, Auskolkungen und dergleichen

Für die Freisetzung und Verteilung von Schadstoffen ist weiters von Interesse, inwiefern bei Hochwasser durch die Schleppkraft des Gewässers Material umverlagert werden kann. Paradoxerweise kommt es oft vor, daß ab einem gewissen Hochwasserpegel die Schleppkraft eines Fließgewässers nicht mehr zunimmt oder sie verringert sich sogar, weil sich durch die Überflutung der Querschnitt dermaßen vergrößert, daß die Fließgeschwindigkeit nicht mehr zunimmt (HONSOWITZ, 1998). **Zusätzliche Schäden durch die Schleppkraft der Gewässer und durch Schlamm sind daher bei extremem Hochwasser weniger zu befürchten als Schäden, welche durch Überflutung und Anhebung des Grundwasserspiegels eintreten.** Dies gilt aber nicht für alle Standorte – es ist daher für jeden Standort die Gefährdung individuell abzuschätzen.

Literatur zu Abschnitt 4.7.1

BERGMANN H.: Zeitzeugen des Naturgeschehens – Über die Erlebenswahrscheinlichkeit in der Bemessungsphilosophie.

BMLF, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft (1980): Schutzwasserwirtschaftliches Grundsatzkonzept für die Enns. Wien.

HERRMANN A.G., RÖTHEMEYER H. (1998): Langfristig sichere Deponien – Situation, Grundlagen, Realisierung. Springer Verlag.

HONSOWITZ H.: persönliche Mitteilung, 1998.

SCHÄFER W.A.(1998): Feuer über Tunguska. Star Observer 12/98, S.52-56.

5 Zusammenfassung

Zusammenfassung aus der Sicht natürlicher Systeme

Die **Erde** ist ein großes **dynamisches System**. All ihre Teilsysteme nehmen in unterschiedlicher Geschwindigkeit am **Kreislauf der Stoffe** teil. Der Materialfluß an der Oberfläche der Erde läuft aufgrund zweier sehr unterschiedlicher Prozesse ab. Einerseits bilden aufsteigende Schmelzen, angetrieben durch endogene Kräfte, Teile der Erdkruste und andererseits verwittern und erodieren diese Gesteine, angetrieben vor allem durch exogene Kräfte, um neue sedimentäre Ablagerungen in den Weltmeeren zu bilden. Diese Sedimente können wiederum versenkt werden und somit das Ausgangsmaterial für neue Gesteinsschmelzen bilden oder aber an der Erdoberfläche verbleiben und abermals den Oberflächenprozessen ausgesetzt werden.

Das **Ausgangsmaterial** für die an der Erdoberfläche ablaufenden Prozesse können Materialien **mannigfaltiger Entstehungsgeschichte, chemischer und mineralogischer Zusammensetzung und Gefügeausbildung** darstellen. Sie können in Gebieten mit **unterschiedlichster Morphologie und Hangneigung** diesen Prozessen ausgesetzt sein.

Die an der Erdoberfläche ablaufenden (Haupt-)Prozesse können in Verwitterung, Bodenbildung und Erosion unterteilt werden, wobei eine Trennung dieser Vorgänge nicht möglich ist. Die in der Natur vorherrschenden Ungleichgewichte sind die Triebfeder für den Ablauf der Prozesse. Oftmals laufen diese Prozesse gleichzeitig ab, sind eine Voraussetzung für den Folgeprozess und beeinflussen einander wobei jedoch ein Prozess eine dominante Rolle spielt. Die Verwitterung stellt eine Voraussetzung sowohl für die Bodenbildung als auch Erosion dar. Dominiert z.B. der Austrag von Stoffen, wird eine Bodenbildung nicht möglich sein. Geht der Austrag gegen null, wird sich ein Gleichgewicht einstellen und die Verwitterung und Bodenbildung kommen zum Erliegen. Die oben genannten (Haupt-)Prozesse werden wiederum durch Teilprozesse bestimmt. Diese Teilprozesse sind vor allem Humifizierung, Gefügebildung, Speziestransformation, Mineralneubildung, Komplexbildung, Lösung, Fällung, Adsorption, Ionentausch, Redoxreaktionen, physikalische Zerstörung und Transport. Auch hier interagieren die jeweiligen Teilprozesse wobei der vorherrschende Hauptprozess durch die Dominanz einzelner Teilprozesse bestimmt werden. So ist die Lösung hauptverantwortlich für die Verwitterung, die Humifizierung und Gefügebildung für die Bodenbildung und der Transport für die Erosion.

Abhängig sind diese Prozesse von den unterschiedlichsten **inneren (Chemismus, Mineralogie, Gefüge, Ausgangsmaterial) und äußeren Faktoren (Niederschlag, Temperatur, Vegetation, Boden, Gase, Flora, Fauna und Morphologie)** wobei letztere, ausgenommen der Morphologie, sehr stark von den herrschenden **Klimabedingungen** abhängig sind. Die **chemischen Faktoren Ionenpotential, pH und Eh** (der Lösung) werden sowohl von äußeren als auch inneren Faktoren bestimmt. So ist z.B. der pH-Wert bei großen Durchflußraten und geringen Verweilzeiten vom pH-Wert des Niederschlags und bei langen Verweilzeiten eher von den Inhaltsstoffen des Ausgangsmaterials abhängig.

Ausgangsmaterial, Morphologie und Klima stellen die **Hauptfaktoren** dar, die den Ablauf und die Geschwindigkeit des Stoffkreislaufs bestimmen.

Die **Raten der einzelnen Prozesse können sich ändern**. Der **Austrag** aus einem Teilsystem und somit die abermalige Einbeziehung aller Inhaltsstoffe in den natürlichen Stoffkreislauf wird aber auf lange Sicht **niemals unterbunden** werden.

In feuchten, vegetationsreichen und warmen bzw. gemäßigten Klimaten (derzeit in Europa) dominiert die chemische Verwitterung während in kühlen, vegetationslosen und trockenen Klimaten die physikalische Verwitterung dominiert.

Silikate verwittern langsam während Karbonate und vor allem leicht lösliche Salze rasch verwittern. Lockergesteine, poröse Gesteine und solche mit einem hohen Anteil an aktiver Mineraloberfläche zeigen ebenfalls weitaus höhere Verwitterungsraten als kompakte Festgesteine. Die Verwitterungsraten können sich zwischen wenigen mm pro 1000 Jahren und einigen mm pro Jahr bewegen. **Unter den derzeit in Österreich vorherrschenden klimatischen Verhältnissen beträgt die Verwitterungsrate für Karbonate 10-100 mm pro 1000 Jahren.**

Ist die Verwitterungsrate größer als die Erosionsrate so können sich Boden und Vegetation bilden, die ihrerseits die Verwitterung fördern.

In kalten, trockenen, vegetationslosen Gebieten mit stark saisonal geprägtem Klima sowie in Gebirgen ist die Erosion weitaus effektiver als in feuchten, warmen, vegetationsreichen Gebieten mit gleichmäßigem Klima sowie Beckenlagen. Katastrophen und extreme Prozesse können vor allem in Hanglagen und bei stark saisonal geprägtem Klima einen größeren Einfluß auf die Gesamterosion haben als normale Prozesse unter normalen Bedingungen. Erosion ist ein episodischer Prozess und darf nicht an Kurzzeitbeobachtungen gemessen werden.

Werden die seit Millionen von Jahren ablaufenden natürlich gesteuerten Klimazyklen und Prozesse für Klimaprognosen herangezogen, so darf das Eintreffen der nächsten **Kaltzeit in einigen 1000 bis 10000 Jahren** nicht negiert werden.

Kommt es also zu einem Klimawechsel von Warm- zu Kaltzeit so sind Temperaturerniedrigung um bis zu 13 °C, Trockenheit und erhöhte Windgeschwindigkeiten die Folge. Während des Wechsels der Klimabedingungen kommt es zu einer Erhöhung der Prozessraten und **andere Prozesse werden dominant**. Es wird zu einer Vegetationsverschiebung nach Süden und der Ausbildung von Tundrensteppen in Mitteleuropa kommen. Gletscher liefern das Material für vegetationslose Flußterrassen. Großräumige morphologische Veränderungen in Gebirgen und Ebenen sind die Folge. Es kommt zur Bildung von Dauerfrostböden und in der Folge Solifluktion, veränderten hydrogeologischen Regimen, Bodenversauerung und Bildung von Löß. **Ist während der Warmzeit in Europa die chemische Verwitterung vorherrschend, so wird während der sich möglicherweise einstellenden Kaltphase die physikalische Verwitterung und Erosion dominieren.**

Tabelle 39: Zusammenfassung der wichtigsten Prozesse, Faktoren und Auswirkungen von Verwitterung, Erosion, Bodenbildung und Klimawandel

Vorgang	Wichtigste Prozesse	Wichtigste Faktoren	Bemerkungen
Verwitterung	Chemische Verwitterung: Hydratation, Hydrolyse, Protolyse, Oxidation, Komplexierung Physikalische Verwitterung: Frostsprengung, Salz Biochemische Verwitterung: Säurebildung, CO ₂	pH, Eh, CO ₂ Gestein, Gefüge, Klima, Wasser, Bodenbedeckung, Mikrobiologie, Relief	Wasser muß Material abführen um ständiges Ungleichgewicht (Drang zur Verwitterung) zu erhalten Chemische Verwitterung in feuchtem, warmen Gebieten Physikalische Verwitterung in trockenen, kalten Gebieten
Verwitterungsraten	siehe oben	siehe oben CO ₂ , Wasserabflußrate	Evaporite (Salze, Gips) > Karbonate > Silikate Porosität > Klüfte, Spaltbarkeit > massiges Gestein Große aktive Mineraloberfläche > geringe aktive Mineraloberfl. Lockergestein > Festgestein Feucht, warm, Vegetation > trocken, kalt, vegetationslos Fördern: Böden, Wasser, CO ₂ , Säuren Bei Karbonaten fördern: pH<5, CO ₂ , Abflußraten 10 – 100 mm in 1000 Jahren unter österreichischen Bedingungen
Bodenbildung	Verwitterung, Mineralneubildung, Humifizierung, Gefügebildung, Verlagerung	Klima, Gestein, Relief, Wasser, Flora, Fauna	Material darf nicht ständig vollständig ausgetragen werden: Verwitterung > Erosion
Erosion und Erosionsraten	Wasser Eis Wind Schwerkraft	Klima Morphologie Vegetation Katastrophen	kalt, trocken > feucht, warm Gebirge > Becken, Flachland (lange) Hänge > Ebene Gletscher > unvergletschert Lockergestein > Festgestein Vegetationslos > Vegetation stark saisonales Klima > gleichmäßiges Klima Summe der Auswirkungen von Katastrophen kann größer sein als die Summe der Auswirkungen ständig ablaufender Prozesse
Klimawechsel, Eiszeit	Klimawandel Warmzeit → Kaltzeit	Temperatureniedrigung (8 – 12°C) Trockenheit erhöhte Windgeschwindigkeiten	Verstärkung von Prozessen beim Wechsel d. Klimabedingungen, Einstellung von Ungleichgewichten bis zur Erreichung eines neuen Fließgleichgewichtes andere Prozesse werden dominant, Wechsel von chemischer Verwitterung (Warmzeit) zu physikalischer Verwitterung (Kaltzeit) Vegetationsverschiebung (Tundra in Mitteleuropa), Verarmung der Vegetation, Gletscherbildung, Dauerfrostboden (Solifluktion), verändertes hydrologisches Regime, Überarbeitung von Bodenprofilen, Bodenversauerung, morphologische Veränderungen Hänge, Täler,...) Terrassenbildung, Moränen, Lößbildung,

Zusammenfassung aus der Sicht der Abfallwirtschaft

Der Begriff "Endlager" für eine Deponie, deren Stoffflüsse in die Umwelt (Luft, Wasser, Boden) "sowohl kurz- wie auch langfristig" umweltverträglich sind entwickelte sich ausgehend von der Schweiz vor ca. 15 Jahren und hat die theoretischen Zielsetzungen der Abfallwirtschaft entscheidend beeinflusst.

Letzten Endes steht aber eine nähere Definition des Endlagerbegriffes noch aus. **Kriterien für die Ablagerung von Abfällen sind in vielen Ländern vorhanden, können jedoch nicht als ident mit der Endlager-Definition angesehen werden.**

Die chemischen und teilweise auch die physikalischen **Prozesse, die für die Emissionen** aus Deponien (Gas, Sickerwasser...) kurz- und mittelfristig **von Bedeutung sind**, wurden bislang primär für folgende Abfallarten näher untersucht:

- MVA-Schlacke, **Verbrennungsrückstände aus MVA-Anlagen**
- Müll bzw. **Siedlungsabfall** bzw. teilweise mechanisch-biologisch vorbehandeltes (MBA-) Material

Bei **MVA-Schlacke** existieren **gut unterscheidbare Phasen der Alterung**, einhergehend mit (den auch aus der Baustoffkunde) bekannten chemischen Reaktionen, wie z.B. Neutralisation von Portlandit, Carbonatisierung und Korrosionsvorgängen an Metallen. Langfristig sind aufgrund der anorganischen Matrix Analogien zur chemischen Verwitterung von Gesteinen, z.B. Carbonatgestein, vorhanden.

Die **dominierenden Faktoren für die Freisetzung von Metallionen** - z.B. **pH-Wert**, **Eh-Wert** und **Komplexierung** - sind bekannt. Die **langfristige Entwicklung** (Langfristig im Sinne von Jahrtausenden und –zehntausenden) der mechanischen Eigenschaften von Verfestigungsprodukten (z.B. Durchlässigkeit, Festigkeit) kann dagegen **nicht prognostiziert** werden.

Bei **Siedlungsabfall** bzw. MBA-Material sind **Schätzungen** über den Verlauf der Chlorid-, CSB- und NH_4^+ -Konzentrationen im **Sickerwasser** über einen Zeithorizont von **10^2 a bis 10^3 a vorhanden**. **Klar definierte Phasen** des Deponieverhaltens beziehen sich primär auf die **Gasbildung** bzw. auf biologische Abbauvorgänge. Für die Zeit **nach dem Abklingen der biologischen Abbauvorgänge könnten** Moore oder Böden mit hohem organischen Anteil als **natürliche Analoga Informationen über das Langzeitverhalten liefern**. Eine entsprechende Entwicklung analoger Szenarien wurde aber bisher **noch nicht im Detail ausgeführt**.

Kriterien für die Beurteilung der kurz- bis mittelfristigen biologischen Stabilität von Abfällen nach mechanisch-biologischer Vorbehandlung wurden bereits entwickelt (z.B. Atmungsaktivität, Inkubationsversuch).

Faktoren und Prozesse, die den Transport bzw. Transfer von **persistenten organischen Stoffen** (PAH, Dioxin etc.) in einer anorganischen Matrix mittel- und langfristig bestimmen, sind noch **wenig erforscht**. Dies betrifft sowohl Filterstäube aus Abfallverbrennungsanlagen als auch z.B. Materialien aus der Altlastensanierung.

Was den **Zeithorizont** der Beurteilung von Abfällen anbelangt, wird auch bei der Lebenszyklusanalyse (LCA) und auch bei der Sicherheitsanalyse von Endlagern für radioaktive Abfälle die **Einbeziehung langer Zeithorizonte gefordert**. Beispielsweise fordert eine Leitlinie der USEPA zur Standortwahl für Endlager (radioaktive Abfälle) einen Beurteilungs-Zeithorizont von mindestens **10^4 a**. Entsprechende Grundsätze zur Szenarienentwicklung – unter **Einbeziehung der Geologie des Standortes** – sind bereits vorhanden.

Die Phasen der Nachsorge (nicht zu verwechseln mit den Phasen des Deponieverhaltens) werden in der Literatur unterschiedlich definiert. Jedenfalls kann aber eine **"aktive" und "passive" Nachsorge** unterschieden werden:

- **Aktive Nachsorge:** Der Einsatz aktiver Umweltschutzsysteme, wie z.B. Sickerwasserbehandlung
- **Passive Nachsorge:** Der Einsatz passiver Umweltschutzsysteme, die so angelegt werden, daß (so zumindest die Intention) keine Überwachung, Wartung und Energie benötigt wird.

Es besteht Klarheit darüber, daß für lange Zeithorizonte eine aktive Nachsorge nicht zielführend und auch nicht möglich ist. Als realistischer Zeithorizont für eine **aktive Nachsorge** werden meistens Zeiten **zwischen 30 und 50 a** genannt.

6 Interpretation und Zwischenbilanz

6.1 Systembeschreibung Mensch - Abfall - Umwelt

Aufgrund zeitgemäßer Abfallwirtschaftskonzepte werden **Abfälle durch Behandlungsmethoden verändert**. Durch diese Behandlung kommt es zu einer bewußten Änderung (chemische Zusammensetzung, Mineralogie, Gefüge) bzw. es können innere Faktoren gesteuert werden.

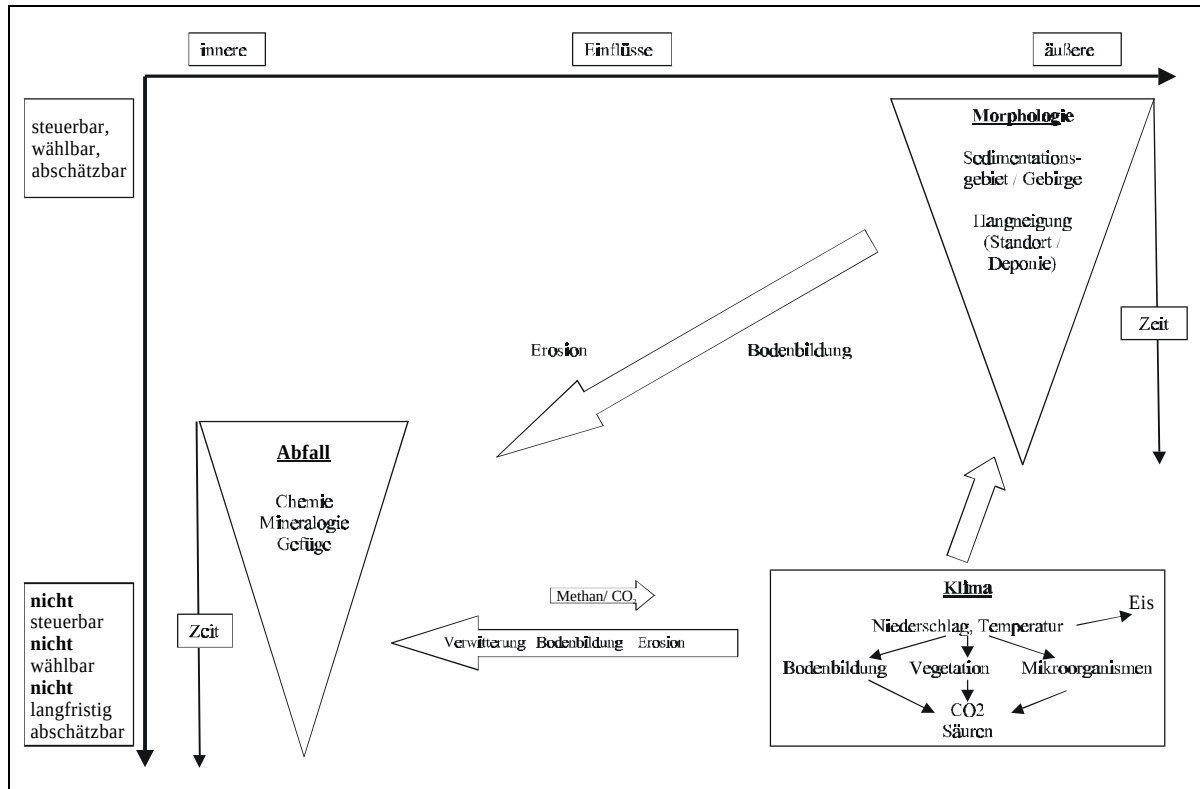
Diese **Abfälle** werden in der Folge **abgelagert** wobei der **Standort** (Gebirge, Ebene, außerhalb von Grundwasserschutzgebieten,...), und die **Deponieausbildung** (Hügel-, Grubendeponie, Böschungsneigung, technische Sicherungsmaßnahmen,...) mehr oder weniger **frei gewählt** werden können.

Während des Einbaus und bis ca. eine Generation nach Abschluß der Deponie muß auf Grund der Reaktivität der Abfälle zur Vermeidung erhöhter Emissionen **Nachsorge betrieben** werden (**kurzfristig**). Bereits während dieser Zeit beginnen durch das Klima gesteuerte Umwelteinflüsse auf den Abfall zu wirken. **Nach Abklingen der ersten stark reaktiven Phase** wird die Deponie sich selbst und den einwirkenden Umwelteinflüssen überlassen.

Es beginnen nun Prozesse wie **Verwitterung, Bodenentwicklung und Erosion in Abhängigkeit von** dem bereits veränderten **Ausgangsmaterial** (Abfall), gewählter **Morphologie** und derzeit vorherrschenden **Klimabedingungen** (mittelfristig abschätzbar) aber auch **anthropogener Nutzung** verstärkt einzusetzen. Der Abfall ändert kontinuierlich (durch Emission) seine inneren Eigenschaften (Chemismus, Mineralogie, Gefüge) (**mittelfristig**).

Auf Grund natürlicher Zyklen und Einflußnahme durch den Menschen werden sich **langfristig** die **klimatischen Verhältnisse ändern**. Neuartige Gesellschaftssysteme werden Ökosysteme verändern. Durch diese veränderten äußeren Faktoren bilden sich zwischen dem bereits stark veränderten Abfall und dem Environment **neue Ungleichgewichte** aus. **Prozessraten werden dadurch intensiviert** und **bis dahin untergeordnete Prozesse können an Bedeutung gewinnen** (z.B.: physikalische Erosion während Kaltperioden). Morphologische Veränderungen werden die Folge sein (Verlagerung von Flußtälern, Hebung des Grundwasserspiegels in neu-geschaffene Sedimentablagerungen,...). Der **Emissionspfad** (Wasser, Luft) und die **Emissionsraten von Stoffen** können sich rasch **ändern** und sind **nicht mehr abschätzbar** (**langfristig**).

Abbildung 40 : Zusammenhang zwischen inneren und äußeren Einflüssen des Systems Deponie – Umwelt und der Möglichkeit der Steuerung (Abfall), Wählbarkeit (z.B. Morphologie) und Abschätzbarkeit (z.B. Klima) der Faktoren, sowie deren Interaktionen.

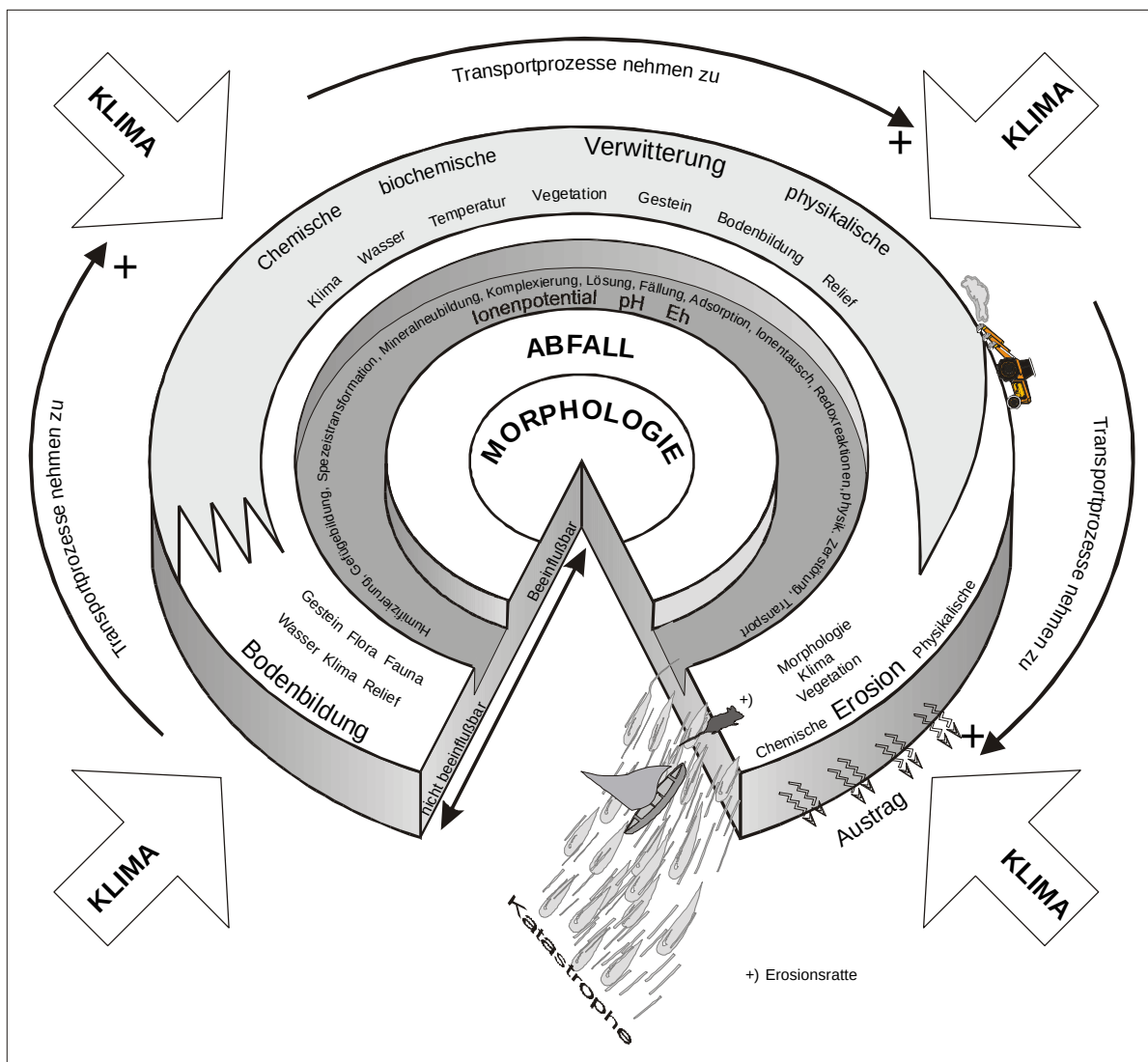


Dies bedeutet, daß sich der heute (kurzfristig) beeinflussbare Faktor "Abfallqualität", der wählbare Faktor "Morphologie" (Deponiestandort, Form und Ausmaß des Deponiekörpers) und der mittelfristig abschätzbare Faktor "Klimabedingungen" mittel- und vor allem langfristig ändern werden und der **Einfluß durch den Menschen schwindet**.

Periodisch auftretende **Katastrophen** (z.B. Überschwemmungen...) lösen kurzfristige Emissionen aus, die in der Summe ihrer Wirkungen die Summe der **kontinuierlich ablaufenden Emissionen übertreffen** können.

Am Endpunkt der in einer Deponie ablaufenden Prozesse steht immer der Austrag aller Inhaltsstoffe und die Einbeziehung in den Stoffkreislauf der Erde.

Abbildung 41: Zusammenhänge zwischen den Faktoren und Prozessen sowie der Beeinflussbarkeit durch den Menschen.



6.2 Überlegungen zu den Begriffen “kurz-“, “mittel-“ und “langfristig”

Für die Beschreibung der Phasen einer Deponie liegen die unterschiedlichsten Vorschläge vor. Diese Phasen können zeitbezogen, grenzwertbezogen und prozessbezogen definiert werden.

Ein prozessbezogenes Verständnis dieser Phasen erscheint deshalb sinnvoll, da einerseits das Erreichen von Grenzwerten vom Verlauf und Abfolge der Prozesse abhängig ist. Andererseits stellen Zeitvorgaben willkürliche Festlegungen dar, die mit in der Natur ablaufenden Vorgängen wenig gemein haben.

Für Deponien wird folgende Einteilung vorgeschlagen:

- 1) **Kurzfristige Phase:** Diese besteht aus der Einbauphase und der Phase der aktiven **Nachsorge**.

Typischer Zeithorizont: Jahrzehnte, halbes Jahrhundert.

Anmerkung: Die aktive Nachsorge (z.B. Entgasung, Sickerwasserbehandlung, Wartung von Basisdichtungssystemen, Methan-Oxidation, Bepflanzung, Bodenbildung) wird aus Rücklagen finanziert, die aus den Deponiegebühren des jeweiligen Standortes stammen. Typische kurzfristige Prozesse sind: Auswaschung von Salzen, biologischer Abbau, Korrosion von Al und Fe, Reaktion von Portlandit zu Carbonat.

- 2) **Mittelfristige Phase:** Es existiert keine aktive Nachsorge mehr. **Äußere Faktoren**, d.h. die auf den Deponiekörper einwirkenden Environments, sind **annähernd konstant**. Die **Rate** jener **inneren Prozesse**, die bereits in der Einbauphase oder Nachsorgephase ihr Maximum überschritten hat, **nimmt weiter stark** (z.B. exponentiell) **ab**.

Typischer Zeithorizont: Jahrhunderte, Millenium.

- 3) **Langfristige Phase:** **Äußere Faktoren**, d.h. die auf den Deponiekörper einwirkenden **Environments**, bleiben **nicht konstant**. Die **Szenarien** sind **nicht** im Einzelnen **abschätzbar**.

Typischer Zeithorizont: Jahrtausende, Jahrzehntausende.

Anmerkung: Innerhalb dieser Zeithorizonte sind Veränderungen im Klima (global/lokal), im Gesellschaftssystem und in der Kultur zu erwarten, die nicht überschaubar sind. So ist z.B. die Dimension einer möglichen neuen Eiszeit nicht abschätzbar, ebensowenig die langfristig zukünftige Nutzung von Gewässern und Böden.

7 Schlußfolgerungen

Schritte zu einer langfristig nachsorgefreien Deponie / Abfallwirtschaftliche Grundsätze

Prozesse die zu erhöhten Emissionen führen und über einen Zeithorizont von mehreren Dekaden bzw. mehreren Generationen ablaufen können, **sollen** beschleunigt und/oder **vorweggenommen**, jedenfalls aber nicht durch technische Maßnahmen verzögert **werden**. Diese Prozesse sind durch Entfrachtung, Vorbehandlung (Karbonatisierung ...) und eine entsprechende Betriebsweise (Flushing ...) in die Betriebs- und aktive Nachsorgephase zu verlagern und nicht zeitlich zu versetzen (also z.B. keine Oberflächenabdichtung unmittelbar nach Verfüllung), **so daß mittelfristig die Prozesse im Abfall stabil und mit solchen Raten ablaufen, daß die Transferraten Abfall → Umwelt keine negativen Auswirkungen auf unsere Schutzgüter erwarten lassen**.

Zur Sicherstellung einer "langfristig nachsorgefreien Deponie" sind das **Ausgangsmaterial, die Vorbehandlung, die Ausbildung der Deponie und der Standort so auszurichten, daß die Summe aller möglichen Environments (Szenarien) möglichst wenig negativen Einfluss auf den Abfall haben**.

Weiters sind das Ausgangsmaterial, die Vorbehandlung, die Ausbildung der Deponie und der Standort so auszurichten, daß **auch bei dem Szenario mit dem größten Impakt auf den Ab-**

fall (ausgenommen Katastrophen mit extrem geringer Eintrittswahrscheinlichkeit = Meteorit) **die Freisetzungsraten umweltneutral sind.**

Aus der Bedeutung der Erosion (besonders in Zukunftsszenarien unter kühlen und trockenen Bedingungen) für den Stoffkreislauf in natürlichen Systemen ergibt sich, daß die **physikalischen Eigenschaften von Ablagerungen zukünftig relevant** werden.

Für die Standortauswahl werden in Zukunft zusätzlich zu bestehenden hydrogeologischen Kriterien (Nutzbarkeit des Grundwassers) zusätzliche Kriterien im Einzelfall erforderlich sein. Ein Kriterium kann z.B. die **Morphologie des Standortes** (Hangneigung, Lage zu möglichen zukünftigen Oberflächengewässern und geänderten Grundwasserverhältnissen) sein.

Weiters wird vorgeschlagen **Abfälle**, die trotz Vorbehandlung noch einen sehr **hohen Schadstoffgehalt** aufweisen, in Zukunft **nicht** in **oberflächennahen** und somit erosionsgefährdeten Bereichen **einzubauen**.

Eine **"mittel- und langfristig nachsorgefreie Deponie"** ist eine Deponie in der bis zum Ende der Nachsorgephase alle stark reaktiven Prozesse abgelaufen sind und deren Abfälle wahrscheinlichen und möglichen Szenarien angepaßt wurden, sodaß nur solche Stofffrachten in die Umwelt emittiert werden, die unsere Schutzgüter nicht negativ beeinflussen.

Aus heutiger Sicht ist die "mittel- und langfristig nachsorgefreie Deponie" noch nicht realisiert.

8 Zukünftiger Forschungsbedarf

Verfahren, die umweltrelevante Prozesse in die (kurzfristige) Nachsorgephase vorverlegen und das System stabilisieren, müssen **verbessert** bzw. entwickelt werden.

Es muß geprüft werden, inwiefern ein forciert Vegetationsaufbau mit seinen mittelfristig positiven Auswirkungen (Erosionsschutz, verringerte Durchflußraten....) in Konkurrenz zu der oben beschriebenen zeitlichen Vorverlegung der umweltrelevanten Prozesse in die Nachsorgephase steht.

Die **Dauer der Haltbarkeit** natürlicher und **technischer Barrieren** muß geklärt werden.

Es wird notwendig sein die Kenntnis über die sich mittelfristig im Abfall einstellenden Veränderungen (Mineralneubildung, ...), Prozesse (Auslaugung, ...) und Zustände (bevorzugte Sickerwasserwege, physikalische Stabilität, ...) zu erweitern, um in der Folge die sich einstellenden

Transferraten Abfall → Umwelt besser abschätzen zu können. Dies kann an Hand von natürlichen Analoga geschehen.

Welche Frachten in welcher Zeit und in welchen Environments sind umweltverträglich ? Sollen für **"empfindliche Systeme"** (z.B. kleines, nutzbares Grundwasservorkommen, landwirtschaftlich genutzten Boden) **andere Frachten** festgelegt werden **als für "unempfindliche Systeme"** (z.B. großes Fließgewässer, nicht mit der Nahrungskette verbundene Folgenutzung) ?

Für die Beurteilung der mittel- und langfristigen Nachsorgefreiheit der Deponie müssen **Szenarien erarbeitet** werden, die die bestimmenden Faktoren und Prozesse unter **unterschiedlichen**

Environments (z.B. Warmzeit → chemische Verwitterung oder Kaltzeit → physikalische Erosion) beinhalten. Die erarbeiteten Szenarien müssen in einem Auswahlverfahren entsprechend ihrer Bedeutung für das umweltrelevante Deponie- und Emissionsverhalten eingestuft werden.

Auf die ausgewählten mittel- und langfristigen Szenarien hin abgestimmte

- **Behandlungsmethoden** (Schadstoffentfrachtung, Schadstoffeinbindung)
- **Kriterien der Standortwahl**
- **Morphologie** (Gestalt, Aufbau) **des Deponiekörpers**

sind zu modifizieren bzw. neu zu entwickeln.

9 Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Phasen des Deponieverhaltens von MVA-Schlacke, gemäß BELEVI et al.	20
Abbildung 2:	pH-Wert im Eluat einer MVA-Schlacke nach monatelanger Begasung mit Luft.....	23
Abbildung 3:	Mastervariablen und Prozesse gemäß FÖRSTNER (1995).....	24
Abbildung 4:	Abhängigkeit der Mobilisierung vom pH-Wert, am Beispiel künstlich gealterter MVA-Schlacke.	26
Abbildung 5:	Titrationsskurve eines Bodens 27	27
Abbildung 6:	pH- und Eh-Wert in einer Deponie von Verbrennungsrückständen, nach MEIMA und BUS (1997), graphisch modifiziert.	29
Abbildung 7:	Langfristige Entwicklung der Metallkonzentrationen im Sickerwasser einer Hausmüll-deponie (20 t/m ²), nach BELEVI und BACCINI (1989).	41
Abbildung 8:	Zeit bis zur Erreichung der Endlagerqualität, nach BELEVI und BACCINI (1989).....	42
Abbildung 9:	Szenarien-Entwicklung gemäß SAVAGE (1995).....	53
Abbildung 10:	Bewegung und Interaktionen der Metalle im hydrologischen Zyklus (SALOMONS W., FÖRSTNER U. (1984)) 65	65
Abbildung 11:	Löslichkeit in Abhängigkeit unterschiedlicher pH-Bedingungen (aus RITTER, D.F. (1995)). (Man beachte den nicht-logarithmischen Maßstab.).....	68
Abbildung 12:	Mobilität und Immobilität von Elementen in Abhängigkeit vom Ionenpotential. Modifizierte Version des Goldsmith-Mason-Diagramms und des Diagramms von Pedro und Delmas (1970 (in MARTINI, I.P., CHESWORTH, W. (1992)) 69	69
Abbildung 13:	Beziehung zwischen den Elementgehalten im Gestein und in Flußwasserrückständen als Maß für ihre Mobilität.(aus SCHEFFER, F., SCHACHTSCHABEL, P. (1998)) (hohe Mobilität: geringe Gehalte im Gestein und hohe Gehalte im Flußwasser) 69	69
Abbildung 14:	Bodenchemische Prozesse und Trends im Eh-pH-Diagramm und damit verbundene Sedimente (MARTINI, I.P., CHESWORTH, W. (1992)).....	70
Abbildung 15:	Klimatische Grenzen morphogenetischer Regionen (nach Peltier (1950) aus CLIFF, O., PAIN, C. (1996)) 72	72
Abbildung 16:	Dominanz von Prozessen in Abhängigkeit von der Niederschlagsmenge (Jahresdurchschnitt) und der Temperatur (nach Peltier (1950) aus CLIFF, O., PAIN, C. (1996)) 73	73
Abbildung 17:	Beziehungen zwischen Klima, Vegetation, Boden und Chemismus in den Verwitterungszonen. Der reduzierende Trend kann überall unterhalb des Wasserspiegels gefunden werden. (MARTINI, I.P., CHESWORTH, W. (1992)).....	74
Abbildung 18:	Karte der Verwitterungszonen (MARTINI, I.P., CHESWORTH, W. (1992)).....	75
Abbildung 19:	Zusammenhänge der Faktoren und Prozesse der Verwitterung (Slaymaker, in LERMAN, A., MEYBECK, M. (1985)).....	79
Abbildung 20:	Verwitterungssequenz eines Kupfervorkommens.....	81
Abbildung 21:	Bodenentwicklung in Mitteleuropa in Abhängigkeit vom Gestein (SCHEFFER, F., SCHACHTSCHABEL, P. (1992)).....	85
Abbildung 22:	Lösungsraten (R) unterschiedlicher Minerale als Funktion des pH (bei 25°C). Die weltweiten Durchschnittsraten der Verwitterung sind für Werte nahe des Neutralbereiches dargestellt. (STUMM, W. (1990)).....	87
Abbildung 23:	Austragsrate von gelöstem Si versus Flußrate pro Masse Material.	88
Abbildung 24:	Einfluß des pH-Wertes auf die Lösungsrate von Kalzit bei geringem p _{CO2} (nach Busenber und Plummer (1986) (aus STUMM, W. (1990)) 92	92
Abbildung 25:	Einfluß des p _{CO2} auf die Lösungsrate von Kalzit bei konstantem pH (5,6 – 5,7) (nach Busenber und Plummer (1986) (aus STUMM, W. (1990))).....	93
Abbildung 26:	Zusammenhang zwischen jährlichen Regenmengen und chemischer Karst-Verwitterungsrate von Kalkgestein (nach Leif Engh in SWEETING, M. M. (1980))..	95
Abbildung 27:	Graphische Darstellung der Erosionsraten in unterschiedlichen Environments. Es sind Bereiche sowie typische Raten dargestellt. (KUKAL, Z. (1990)) 101	101
Abbildung 28:	Erosionsrisiko durch Wasser bzw. Wind in Abhängigkeit von Regenregime und der Vegetation (aus LAL, R., STEWART, B.A. (1990)) nach: Kirkby, The Problem in: Soil Erosion. John Wiley & Sons (1980)) 104	104
Abbildung 29:	Rekonstruktionsversuch der Vegetationszonierung Europas zur Zeit der maximalen pleistocänen Vergletscherung (in STRASBURGER, E. (1991) nach Frenzel)) 111	111

Abbildung 30:	Die letzten glacialen Zyklen und das von Ahlborn prognostizierte Klima für die nächsten 60000 Jahre. (Nach Ahlborn (1991) in VUORELA, P. (1994)). Schwarz gekennzeichnete Flächen stellen Kaltzeiten dar.	112
Abbildung 31:	Geomorphologischen Änderungen und die Änderungen in den Bodensystemen während der glazial- interglazial-Zyklen (nach Starkel (1987) in HUGGETT, R.J. (1991))	113
Abbildung 32:	Änderungen im Längs- und Querprofil eines Flusses während der glazial-interglazial-Zyklen (nach Starkel (1987) in HUGGETT, R.J. (1991)).	113
Abbildung 33:	Beispiel für Gleichgewichtszustände	116
Abbildung 34:	Lag-Phase und Relaxationszeit in der Geomorphologie.....	118
Abbildung 35:	Gleichgewichtszustände	118
Abbildung 36:	Geochemische Anomalien als natürliche Analoga, gemäß HERRMANN & RÖTHEMEYER, 1998.	121
Abbildung 37:	Konzept der Transportmechanismen nach GUYONNET et al.(1998)	125
Abbildung 38:	Pourbaix Diagramm für Eisen	132
Abbildung 39:	Korrosionsgefahr von Eisen in Beton und Carbonatisierungstiefe	133
Abbildung 40 :	Zusammenhang zwischen inneren und äußeren Einflüssen des Systems Deponie – Umwelt und der Möglichkeit der Steuerung (Abfall), Wählbarkeit (z.B. Morphologie) und Abschätzbarkeit (z.B. Klima) der Faktoren, sowie deren Interaktionen.	147
Abbildung 41:	Zusammenhänge zwischen den Faktoren und Prozessen sowie der Beeinflußbarkeit durch den Menschen.....	148

10 Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Literatur zu einschlägigen Begriffen und Definitionen.....	7
Tabelle 2:	Prozesse und Mobilität in Abhängigkeit von der Sättigung der Poren mit Wasser, nach ZEVENBERGEN (1998).....	30
Tabelle 3:	Beispiel zum Redoxverhalten von Elementen: Auswirkungen der künstlichen Oxidation auf die Auslaugbarkeit gemäß FÄLLMANN (1997):.....	32
Tabelle 4:	Zeithorizonte für die Entleerung des Carbonatpuffers von MVA-Schlacke.....	33
Tabelle 5:	Nachsorge nach 30 Jahren gemäß JOHANNESSEN et al.(1995):.....	43
Tabelle 6:	Mobilisierungsgeschwindigkeiten in der "Zerfallsphase" nach KRUSE:.....	43
Tabelle 7:	Zeiten bis zur Erreichung von Einleitgrenzwerten, nach KRUSE (1994).....	44
Tabelle 8:	Abschätzungen nach HEYER, PACKERT und STEGMANN (1996).	45
Tabelle 9:	Neuere Abschätzungen nach HEYER und STEGMANN (1998).....	46
Tabelle 10:	Deponieverhalten von Abfällen nach MBA	47
Tabelle 11:	Zeithorizonte der Nachsorge nach HERRMANN und RÖTHEMEYER (1998).....	55
Tabelle 12:	Mobilisierungszeiten für den Nahtransport, nach RÖTHEMEYER (1991). Beispiel: Endlager in Eisenbergwerk.....	57
Tabelle 13:	Säure- und Basenbeständigkeit von Gläsern	58
Tabelle 14:	Mittlere chemische Zusammensetzung der Oberfläche der kontinentalen Kruste (aus MARTINI, I.P., CHESWORTH, W. (1992))	63
Tabelle 15:	Mittlere mineralogische Zusammensetzung der Oberfläche der kontinentalen Kruste (aus MARTINI, I.P., CHESWORTH, W. (1992))	64
Tabelle 16:	Eigenschaften verschiedener hydrologischer Verwitterungsumgebungen. (nach Brunsden (1979) in LERMAN, A., MEYBECK, M. (1985)).....	77
Tabelle 17:	Verwitterungssequenz für feinkörnige Minerale (aus CLIFF, O., PAIN, C. (1996), nach Ollier (1984)).....	80
Tabelle 18:	Rangordnung der Löslichkeit von Mineralphasen (Calcit am leichtesten löslich) am Beispiel des Einzugsgebiets des Lake Cristallina (STUMM, W. (1992)).....	81
Tabelle 19:	Lösungsraten bei pH 4 aus Laboruntersuchungen. (STUMM, W., MORGAN, J.J. (1996))	88
Tabelle 20:	Vergleich von Labor- und Feld-Verwitterungsraten (Schnoor in STUMM, W. (1990)).....	90
Tabelle 21:	Prozesse und deren Raten bei der chemischen und physikalischen Verwitterung (LERMAN, A., MEYBECK, M. (1985))	91
Tabelle 22:	Verwitterungsraten von Karbonaten und Kalksteinen.(Lerman in STUMM, W. (1990))	94
Tabelle 23:	Lineare Oberflächenverwitterungsraten von Karbonatgesteinen (nach Brunsden (1979) aus LERMAN, A., MEYBECK, M. (1985))	94
Tabelle 24:	Erosionsraten von Karstgebieten.....	96
Tabelle 25:	Verwitterungsraten verschiedener Gesteine und Böden unterschiedlicher Gebiete. Lerman in STUMM W. (1990)) (ka...1000 Jahre).....	97

Tabelle 26:	chemische und mechanische Erosionsraten der Kontinente im Vergleich (aus KUKAL Z. (1990) nach Garrels und Mackenzie(1971)).....	98
Tabelle 27:	Erosionsraten der Anden in verschiedenen Klimazonen (Scholl (1970) in KUKAL, Z. (1990)).....	99
Tabelle 28:	Abhängigkeit der Erosionsrate von Relief.	100
Tabelle 29:	Faktoren und Prozesse und deren Erosionsraten (zusammengefaßt nach KUKAL, Z. (1990)).....	101
Tabelle 30:	Auswirkungen der Hangneigung und Hanglänge auf die Bodenerosion (in KUKAL Z. (1990))	102
Tabelle 31:	Auswirkungen der Vegetation (und Hangneigung) auf die BodenErosionsraten (in KUKAL Z. (1990))	103
Tabelle 32:	Vergleich der Auswirkungen von Extrem-Events mit normalen Prozessen auf die Erosionsraten.....	105
Tabelle 33:	Klimawandel von Warm- zu Kaltzeiten und dessen Auswirkungen.....	114
Tabelle 34:	Ausgewählte Beispiele für natürliche Analoga	123
Tabelle 35:	Spannungsreihe einiger Metalle, nach HOLLEMANN-WIBERG (1985):	131
Tabelle 36:	Turbationsvorgänge gemäß LYMAN (1994)	136
Tabelle 37:	Konservierende Environments bezüglich Fossilien	137
Tabelle 38:	Gewässergeschichtliche Entwicklungen nach BERGMANN (1998).....	140
Tabelle 39:	Zusammenfassung der wichtigsten Prozesse, Faktoren und Auswirkungen von Verwitterung, Erosion, Bodenbildung und Klimawandel	144

11 Anhang

Begriff	Definition	Lit: Alternative tion / Synonyma	Defini- Lit: Anmerkung:
Aktive Umweltschutzsysteme	Systeme, die einer Überwachung, Wartung und/oder einer Energieversorgung bedürfen, um funktionsfähig zu bleiben.	17)	z.B. Abdichtungen, Sickerwasserbehandlung, Pumpen
Austauschbare Fraktion	adsorbierte Nährelemente, die nach Austausch gegen Ionen der Bodenlösung oder direkt durch Austausch gegen H ⁺ und OH ⁻ -Ionen bzw. HCO ₃ ⁻ -Ionen, die von den -Wurzeln produziert werden, aufnehmbar sind.	3)	Als Beispiele werden genannt: Ca ⁻ , NH ₄ ⁺ -, K ⁻ , H ₂ PO ₄ -Ionen
Barrieren (geologische)	Spezifische Minerale sowie Gesteinsarten und -schichten wirken als natürliche bzw. geologische Barrieren, wenn sie die Ausbreitung und den Transport unzulässiger Schadstoffkonzentrationen in die Biosphäre verhindern.	16)	
Barrieren (technische)	Vorrichtungen zur Verhinderung der Ausbreitung und des Transports unzulässiger Schadstoffkonzentrationen, z.B. Immobilisierung, Behälter, Versatz und Verschluss in Untertagedeponien.	16)	In der vorliegenden Studie werden innere Barrieren <u>nicht</u> als technische Barrieren verstanden
Bioturbation	Durch wühlende Bodentiere können Horizonte verstärkt (z.B. Vertiefung des humosen Oberbodens) oder mit anderen Horizonten vermischt werden, sodaß Horizontübergänge "verwischen".	3)	
Chemische Verwitterung	Führt zur Auflösung wasserlöslicher Mineralien oder zur Umwandlung wasserunlöslicher Mineralien in lösliche Substanzen. Beruht auf der chemischen Reaktion zwischen den in den Gesteinen vorhandenen Mineralen, der Bodenlösungen und der Luft (inklusive biochemischer Verwitterung).	7) 26)	Chemische Auflösung der primären Gerüst-, Ketten- und Schichtsilikate durch Hydrolyse, Azidolyse, Oxidation-Reduktion, Komplexierung etc. 22) Prozesse z.B.: Hydratation Hydrolyse Protolyse Oxidation Komplexierung siehe Abschnitt 3.1
critical period ("kritischer Zeitraum")	Zeitraum bis die überwiegenden Emissionen aufgetreten sind.	13)	"überwiegend" ist nicht definiert
Dauerhaftigkeit	Dauerhaftigkeit bedeutet, daß ein Bauwerk und damit auch die in dem Bauwerk verarbeiteten Baustoffe über die vorgesehene Lebensdauer gegen alle vorauszu- sehenden Einflüsse bei ausreichender Instandhaltung widerstandsfähig ist.	14)	siehe auch Begriff "Korrosion"
Denudation	Abtragung und Erniedrigung der Festlandoberfläche durch Prozesse der Verwitterung und Erosion.	16)	

Begriff	Definition	Lit: Alternative Definition / Synonyma	Defini- Lit: Anmerkung:
Einbauphase	Zeit, während der Abfälle in der Deponie geordnet abgelagert werden.	Synonym: Betriebsphase	Be-
Empfindlichkeit	In der E. eines Systems kommt 11) zum Ausdruck, wie schnell oder wie stark das System durch eine bestimmte Störung beeinflusst werden kann. Empfindliche ökol. Systeme reagieren bei gegebener Störung schneller und/oder stärker als weniger unempfindliche.		
Endlager	Eine Deponie, die über kurze (1-10 a), mittlere (10-100 a) und lange (100-10.000 a) Zeiträume nur umweltverträgliche Stoffflüsse abgibt.	23) Eine Deponie, deren Sickerwasser umweltverträglich ist, wird in einer ersten Näherung als "Endlager" bezeichnet.	18) Ähnliche Definition bereits im Leitbild für die Schweizerische Abfallwirtschaft (6)
endlagerfähig	Endlagerfähig ist ein Reststoff 6) dann, wenn er in einer geeigneten Hülle (nach geochemischen und geophysikalischen Kriterien ausgewählt) langfristig (über hunderte von Jahren) nur jene Stoffe an die Umweltkompartimente (Luft, Wasser, Boden) abgibt, welche diese in ihren chemischen und physikalischen Eigenschaften nicht beeinträchtigen.		Die Definition setzt fort: Ein Endlager ist also eine Deponie, deren Stoffflüsse an die Umwelt umweltverträglich sind und nicht mehr behandelt werden müssen. Endlagerfähige Stoffe sind feste Stoffe
Environment	Summe der einwirkenden Umweltbedingungen	26)	
Erosion	Die Verlagerung von Material 26) entlang der Oberfläche durch Wasser, Eis, Wind und die Schwerkraft: chemische → Austrag von gelösten Stoffen. physikalisch/mechanische → Austrag von festen Stoffen		Siehe auch: Begriff "Verwitterung"
Faktor	Alle relevanten Phänomäne eines Systems	20)	
hypothetical, infinite time	Erweiterung zur "surveyable time period": Gesamte Zeit der Emisionen.	10) 13)	
inaktiv	I. nennt man Stoffe, die sich an den in Frage kommenden chemischen Reaktionen und Katalyseprozessen nicht beteiligen.		Weiters auch: pharmakologisch unwirksame Stoffe; d. Polarisationssebene des Lichtes nicht drehende Stoffe
inert	von lat.: iners=untätig, träge abgeleitetes Adjektiv, mit dem man die unter den jeweiligen Bedingungen chemisch reaktionsträgen bzw. -unfähigen Stoffe belegt.	4) Inertstoff: nicht wasserlöslich, nicht bioverfügbar, endlagerfähig	9) Synonyma nach RÖMPPS: inaktiv und indifferent

Begriff	Definition	Lit: Alternative Definition / Synonyma	Defini- Lit: Anmerkung:
inerte Abfälle	Waste that does not undergo any significant physical, chemical or biological transformations. Inert waste will not dissolve, burn or otherwise physically or chemically react, biodegrade etc...	1) Wastes that do not undergo any significant physical, chemical or biological transformations when deposited in a landfill.	2) Konkretisierung des Begriffes "inert" fehlt. Kriterien derzeit auf internationaler Ebene (EU) noch nicht festgelegt.
Inertisierung	Im weitesten Sinne Bezeichnung für das Inert- d.h. Unreakt- Machen eines Stoffes oder Systems.	4)	Sowie auch: Im Sinne der Herabsetzung der Explosionsgefahr
Inhärente stemzeit	Sy- Die I.S. ist die Zeitspanne, die ein System benötigt, um sich zu re- produzieren bzw. auf Belastungen sichtbar zu reagieren.	11) 12)	
Klimax	Endstadium der möglichen Bodenentwicklung.	22)	In humiden Zonen z.B.: Waldböden
Korrosion	DIN 50900 Teil 1: Reaktion eines metallischen Werkstoffes mit seiner Umgebung, die eine meßbare Veränderung des Werkstoffes bewirkt und zu einer Beeinträchtigung der Funktion eines metall. Bauteils oder eines ganzen Systems führen kann.	15)	lat. corrodere bedeutet: zerfressen
Korrosionsgeschwindigkeit	Reaktionsgeschwindigkeit der elektrochemischen Korrosion, wird meist als flächenbezogener Massenverlust angegeben.	15)	auch: Abtragungs- geschwindigkeit
Kryoturbation	Volumsvergrößerung bei Eisbildung aus Wasser verursacht bei Wechsel von Frieren und Tauen in wassergesättigten Boden starke Durchmischungsvorgänge	3)	
kurzfristige Phase (mit Bezug auf Deponien)	Besteht aus der Einbauphase und der Phase der aktiven Nachsorge.	26)	
langfristige Phase (mit Bezug auf Deponien)	Äußere Faktoren, d.h. die auf den Deponiekörper einwirkenden Environments, bleiben nicht konstant. Die Szenarien sind nicht im Einzelnen abschätzbar.	26)	
mittelfristige Phase (mit Bezug auf Deponien)	Es existiert keine aktive Nachsorge mehr. Äußere Faktoren, d.h. die auf den Deponiekörper einwirkenden Environments, sind annähernd konstant.	26)	Die Rate innerer Prozesse nimmt weiter stark (z.B. exponentiell) ab.
mobilisierbar	siehe "nachlieferbare Fraktion"	3)	Wird unterschiedlich ausgelegt.
Nachbetriebsphase	Zeitraum nach Stilllegung einer Untertage-Deponie.	16)	

Begriff	Definition	Lit: Alternative Definition / Synonyma	Defini- Lit: Anmerkung:
Nachlieferbare Fraktion	Nährelemente in schwacher mineralischer und org. Bindung; durch Verwitterung und Mineralisierung sowie durch den aktiven Angriff der Pflanzenwurzeln im Laufe einer oder mehrerer Vegetationsperioden nachlieferbar (mobilisierbar)	3)	Als Beispiele werden u.a. genannt: Mg aus Dolomit, Fe von der Oberfläche amorpher Fe-Hydroxide
Nachsorge	Verminderung der Emissionen sowie Kontrolle der Deponie nach der Einbauphase.	The maintenance work needed to ensure that a restored landfill site does not produce environmental problems	2) siehe folgende Begriffe: Nachsorge, aktive Nachsorge, passive
Nachsorgephase	Zeitraum nach Stilllegung und Oberflächenabdichtung einer obertätigen Deponie.	16) Die Betriebsphase ist gemäß ÖWAV bereits als erster Nachsorgezeitraum anzusehen.	24) Oberfläche: Abdeckung statt Abdichtung (siehe Resümee)
Nachsorge, aktive	Einsatz aktiver Umweltschutzsysteme, wie z.B. Sickerwasserbehandlung.		Siehe Begriff "aktive Umweltschutzsysteme"
Nachsorge, passive	Einsatz passiver Umweltschutzsysteme, die so angelegt werden, daß (so zumindest die Intention) keine Überwachung, Wartung und Energie benötigt wird.		
Natürliches Analogon	Das Vorkommen eines Materials oder Prozesses, welche den in der Deponie zu erwartenden Materialien und Prozessen ähnlich sind.	21) Geologische und geochemische Gegebenheit in der Natur (z.B. Minerale, Anreicherungen), die Gemeinsamkeiten mit anthropogenen Systemen haben. Informationen können genutzt werden, um das mögliche Verhalten anthropogener Systeme in der Zukunft über lange Zeiträume zu prognostizieren.	16) Natürliche Analoga werden eher durch die Methodologie definiert als durch das Material
Passive Umweltschutzsysteme	Systeme, die mit der Intention angelegt wurden, kurz- und langfristig ohne Überwachung, Wartung und Energieversorgung auszukommen.	17)	
Pedogenese	Bodenbildung: Als Prozesse der Pedogenese können unterschieden werden: Transformationsprozesse (Umwandlung) Translokationsprozesse (Transport)	3)	
Persistenz	Bedeutet, daß ein Stoff über lange Zeiträume hinweg in Ökosystemen vorhanden ist.	11)	

Begriff	Definition	Lit: Alternative Definition / Synonyma	Defini- Lit: Anmerkung:
Physikalische Verwitterung	Bewirkt den mechanischen Zerfall des Gesteins. z.B.: Thermische Verwitterung Frostverwitterung (Kryoklastik) Salzverwitterung Sprengwirkung von Pflanzenwurzeln Verwitterung durch Quelldruck von Tonmin.	26) Lockerung, mechanische Auflösung des Gesteinsverbandes und Kornzerkleinerung auch: "Mechanische Verwitterung" genannt.	7) Nähere Definition: 22) siehe Abschnitt 3.1
Regenerationszeit	Nach einer Störung benötigt ein System zur Rückkehr in die Grunddynamik eine Erholungsphase. Die dafür nötige Zeit ist die Regenerations- oder Relaxationszeit.	11) Synonym: Relaxationszeit	
Reservefraktion	Nährelemente in fester mineralischer und organischer Bindung, erst im Verlauf längerer Zeiträume durch Verwitterung und Mineralisierung mobilisierbar.	3)	Als Beispiele werden genannt: K in Orthoklas, P in Apatit, N in Huminstoffen
Resilience	Eigenschaft des Systems, sich auf Dauer an veränderte Bedingungen anzupassen.	11)	
Risiko	Hier als Produkt aus der Wahrscheinlichkeit einer Einwirkung und der Wahrscheinlichkeit eines gesundheitlichen Schadens als Folge der Einwirkung definiert.	16)	
Surveyable time period ("überschaubarer Zeitraum")	Periode bis die Deponie eine Art "steady-state"-Zustand erreicht. Diese Periode zeichnet sich gewöhnlich durch hohe interne Aktivitäten aus. Die Emissionen werden durch Prozesse in der Deponie und weniger durch externe Faktoren dominiert.	10) 13)	Zeithorizont in der Größenordnung eines Jahrzehntes
Szenarienentwicklung	Identifizierung möglicher zukünftiger Entwicklungen der Deponie.	20)	
Szenarium (Szenario)	Beschreibung einer Sammlung normativer und außergewöhnlicher Bedingungen, die für eine bestimmte Entsorgungs- oder Verwertungssituation für Abfälle von Bedeutung sind mit Blick auf die Bestimmung des Auslagerverhaltens innerhalb eines festgelegten Zeitrahmens.	8)	Stilisierte Beschreibung möglicher zukünftiger Zustände oder Entwicklungen 20)
Transformation (Phasenneubildung)	Die Produkte werden "in situ" aus dem nicht in Lösung befindlichen Mineral/Gestein gebildet.	19)	
Translokationsprozesse	Alle Verlagerungs-, Verteilungs- und Durchmischungsvorgänge im und am Bodenkörper, die zur Profil-Differenzierung führen.	3)	

Begriff	Definition	Lit: Alternative tion / Synonyma	Defini- Lit: Anmerkung:
Verhaltensmodell I	Ansammlung von Beziehungen zwischen dem Auslagverhalten einerseits und den relevanten Bedingungen des betrachteten Szenariums sowie den relevanten Eigenschaften des betrachteten Abfalls andererseits.	8)	Das Verhaltensmodell kann mehr oder weniger anspruchsvoll sein.
Verwitterung	Der Prozess der Veränderung und Zerstörung von Gestein und Boden auf oder nahe der Erdoberfläche. Die Verwitterung geschieht vor Ort und beinhaltet <u>nicht</u> den Abtransport der gebildeten Materialien.	25) Summe der Prozesse, die zu Veränderungen der Gesteine im Bereich der Erdoberfläche im Kontakt mit Atmosphäre, Hydrosphäre und Biosphäre führen.	22) Umfaßt physikalische, chemische und biochemische Prozesse. Siehe auch: Begriff "Erosion"
Zustandsgröße = Parameter	Alle systemimmanenten Größen, mit denen man ein System aus naturwissenschaftlicher Sicht beschreibt.	26)	Systemimmanent = Dem System innewohnend. Universelle Konstanten (z.B. c, Pi, e) sind also keine Parameter

Hinweis: Zugehörige Literaturzitate (3.Spalte, 5.Spalte) befinden sich im Abschnitt 1.3.2