

ATLASTENMANAGEMENT 2010

Neuausrichtung der Beurteilung und Sanierung
von kontaminierten Standorten

Arbeitspaket 5

Begleitmaterialien zur

ARBEITSHILFE ZUR ABSCHÄTZUNG VON SICKERWASSERBELASTUNGEN AN KONTAMINIERTEN STANDORTEN

Im Auftrag von



lebensministerium.at

Abteilung VI/3

Wien 2011

Projektleitung

Dietmar Müller (Umweltbundesamt)

Autoren

Bernhard Wimmer (Austrian Institute of Technology – AIT)

Gernot Döberl (Umweltbundesamt)

Inhalt

1	MOTIVATION ZUR ERSTELLUNG DER „ARBEITSHILFE ZUR ABSCHÄTZUNG VON SICKERWASSERBELASTUNGEN AN KONTAMINIERTEN STANDORTEN“	5
2	VORGANGSWEISE BEI DER ERSTELLUNG DER ARBEITSHILFE	6
3	BEGRIFFSBESTIMMUNG „SICKERWASSER“	7
4	VORGANGSWEISE BEI DER ABSCHÄTZUNG VON SICKERWASSERBELASTUNGEN IN AUSGEWÄHLTEN LÄNDERN.....	8
4.1	Deutschland.....	8
4.2	Schweiz.....	12
4.3	Niederlande.....	12
4.4	Dänemark.....	13
4.5	Großbritannien.....	14
4.6	Nordamerika (USA und Kanada)	14
5	VERFAHRENSSTRATEGIEN ZUR BEWERTUNG DER SICKERWASSERBELASTUNG UND DES DARAUS RESULTIERENDEN RISIKOS EINER GRUNDWASSERBELASTUNG	16
5.1	Ort der Beurteilung	16
5.2	Verfahrensregelungen zur Bestimmung der Schadstofffreisetzung und des Schadstofftransports	17
6	METHODEN ZUR BESTIMMUNG DER SCHADSTOFFFREISETZUNG.....	19
6.1	Materialuntersuchungen	19
6.1.1	Anmerkungen zur Entnahme repräsentativer Feststoffproben.....	21
6.1.2	Anmerkungen zur Separation des Eluats vom Feststoff nach erfolgter Auslaugung	22
6.1.3	Anmerkungen zur Probenvorbereitung:.....	22
6.1.4	Elutionen mit Wasser (enges Verhältnis Wasser zu Feststoff)	23
6.1.5	Elutionen mit Wasser (weites Verhältnis Wasser zu Feststoff)	26
6.1.6	Extraktionen mit stärkeren Extraktionsmittel	28
6.1.7	Gesamtgehalte.....	30
6.1.8	Labor-Säulenversuch.....	30
6.1.9	Sequentielle Extraktionen, serielle Elutionen und pH-stat-Verfahren und weitere Sonderverfahren.....	34
6.1.10	Schlussfolgerung zu den Materialuntersuchungen	37

6.2	Rechnerische Ableitung der Sickerwasserkonzentration	39
6.2.1	Leichtflüchtige organische Schadstoffe	39
6.2.2	Schwerflüchtige organische Schadstoffe	40
6.2.3	Anorganische Schadstoffe	40
6.3	In-situ Untersuchungen	41
6.4	Rückschlüsse oder Rückrechnungen aus Untersuchungen im Grundwasserabstrom.....	41
7	AUSWAHL VON VERFAHREN ZU MATERIALUNTERSUCHUNGEN FÜR DIE „ARBEITSHILFE ZUR ABSCHÄTZUNG VON SICKERWASSERBELASTUNGEN AN KONTAMINIERTEN STANDORTEN“	42
7.1	Begründung der Verfahrensauswahl	42
7.2	In der Arbeitshilfe vorgeschriebene Abweichungen von den Normen DIN 19528 und DIN 19529.....	44
7.2.1	Elutionsverfahren mit W/F = 2:1 zur Ermittlung der aktuellen Sickerwasserkonzentration anorganischer Schadstoffen.....	44
7.2.2	Perkolationsverfahren (Säulenversuch) nach DIN 19528 zur Ermittlung der aktuellen Sickerwasserkonzentration anorganischer Schadstoffe.....	44
7.2.3	Anwendung von DIN 19529 zur Elution anorganischer Schadstoffe bei W/F = 10:1 zur Ermittlung der langfristig mobilisierbaren Schadstoffmasse.....	45
7.2.4	Perkolationsverfahren (Säulenversuch) auf Basis der DIN 19528 bis zu einem Wasser/Feststoff-Verhältnis von 10:1 zur Ermittlung der langfristig verfügbaren Schadstoffmasse (anorganische Schadstoffe).....	45
7.2.5	Perkolationsverfahren (Säulenversuch) auf Basis der DIN 19528 zur Ermittlung der aktuellen Sickerwasserkonzentration und der langfristig verfügbaren Schadstoffmasse von schwerflüchtigen organischen Schadstoffen.....	46
8	VERFAHREN ZUR ABSCHÄTZUNG DER SCHADSTOFFVERLAGERUNG (TRANSPORTBESCHREIBUNG).....	47
8.1	Qualitative Verfahren und verbal-argumentative Beurteilung	47
8.2	Faustformeln.....	47
8.3	Numerische und analytische Berechnungsmethoden, Computersimulationen.....	48
9	LITERATUR	49
10	GESETZE, NORMEN UND VERFAHRENSVORSCHRIFTEN.....	52
11	ANHANG	55
11.1	Workshop I.....	56
11.2	Workshop II.....	63

1 Motivation zur Erstellung der „Arbeitshilfe zur Abschätzung von Sickerwasserbelastungen an kontaminierten Standorten“

In Österreich erfolgte die Beurteilung von Verunreinigungen des Untergrundes (inklusive Boden) in Hinblick auf die mögliche Mobilisierung von Schadstoffen mit dem Sickerwasser (in der ungesättigten Zone) oder durch Grundwasser (in der wassergesättigten Zone) bislang über die Untersuchung von Feststoffproben (Abfälle, Boden, Locker- und Festgesteine) und die Bestimmung von Schadstoffen sowie den Vergleich als Gesamt- und Eluatgehalte. Dies entspricht der üblichen Vorgangsweise im Bereich der Abfallwirtschaft zur Beurteilung der Deponiefähigkeit und des Verhaltens von Abfällen unter Deponiebedingungen.

In der altlastenspezifischen Fachliteratur werden die Nachteile der Übertragung und Anwendung abfallwirtschaftlicher Untersuchungsmethoden und Beurteilungskriterien seit mehreren Jahren eingehend diskutiert. Vereinfacht zusammengefasst, lassen einerseits Gesamtgehalte an Schadstoffen keine Rückschlüsse auf den langfristig tatsächlich mobilisierbaren Anteil zu und andererseits stellt auch die Bestimmung von Eluatgehalten kein Verfahren dar, mit dem die aktuelle Sickerwasserbelastung oder die aktuelle Mobilisierung methodisch einwandfrei abgeschätzt werden könnte. Bei der Herstellung von wässrigen Eluaten im Labor (Elution mit destilliertem Wasser nach ÖNORM S 2115; Flüssigkeits-/Feststoff-Verhältnis von 10:1, Dauer 24 Stunden) herrschen Bedingungen vor, die den realen Bedingungen in der Natur weder entsprechen noch nahe kommen. Darüber hinaus werden verschiedene Faktoren, die eine Mobilisierung von Schadstoffen maßgeblich beeinflussen, wie z.B. die Niederschlags- und Temperaturbedingungen, chemisch-physikalische Eigenschaften von Schadstoffen oder Eigenschaften des Bodens und des Untergrundes (z.B. Korngrößenverteilung, Lagerungsbedingungen und Durchlässigkeit) vollkommen vernachlässigt.

Auch die Erfahrungen bei der Gefährdungsabschätzung von kontaminierten Standorten im Rahmen der Vollziehung des Altlastensanierungsgesetzes bestätigen immer wieder, dass eine Abschätzung möglicher Sickerwasserbelastungen, der kurz- oder auch langfristigen Mobilisierbarkeit von Schadstoffen anhand von Gesamt- und Eluatgehalten praktisch kaum möglich ist, so dass die Gefahr einer Verunreinigung des Grundwassers durch gelöste Schadstoffe und der Ausbildung einer Schadstofffahne nicht mit ausreichender Sicherheit beurteilt werden kann.

Da die Abschätzung der Sickerwasserbelastung bei kontaminierten Standorten jedoch einen wesentlichen Gesichtspunkt bei der Gefährdungsabschätzung für das Schutzgut Grundwasser darstellt und in Zukunft auch bei der Beurteilung der Anwendungsmöglichkeiten von in-situ-Sanierungstechnologien entscheidungsrelevant werden kann, soll durch die Erstellung einer Arbeitshilfe sowohl eine nachvollziehbare und strukturierte Vorgangsweise zur Untersuchung und Abschätzung von Sickerwasserbelastungen geschaffen werden als auch dafür geeignete, dem aktuellen Stand der Technik entsprechende Untersuchungsverfahren vorgeschlagen und beschrieben werden.

Die Arbeiten zur vorliegenden Publikation sowie zur „Arbeitshilfe zur Abschätzung von Sickerwasserbelastungen an kontaminierten Standorten“ (UMWELTBUNDESAMT 2011) wurden im Rahmen des vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft beauftragten und vom Umweltbundesamt fachlich betreuten und koordinierten Gesamtvorhabens „Altlastenmanagement 2010“ durchgeführt. Die vorliegende Publikation stellt einen Begleitband zur „Arbeitshilfe zur Abschätzung von Sickerwasserbelastungen an kontaminierten Standorten“ dar und hat ergänzenden und erläuternden Charakter.

2 Vorgangsweise bei der Erstellung der Arbeitshilfe

Ausgangspunkt zur Erstellung der „Arbeitshilfe zur Abschätzung von Sickerwasserbelastungen an kontaminierten Standorten“ (UMWELTBUNDESAMT 2011) war eine Recherche zu Richtlinien und Regelwerken in ausgewählten europäischen und nordamerikanischen Ländern zur Abschätzung von Sickerwasserbelastungen sowie eine Recherche aktueller wissenschaftlicher Arbeiten zu diesem Thema.

Aus der Erhebung existierender Verfahren und der Auswertung der wissenschaftlichen Literatur wurden mögliche Lösungsansätze zur Abschätzung der Sickerwasserbelastung an kontaminierten Standorten sowie deren Vor- und Nachteile vor allem in Hinblick auf deren Umsetzbarkeit in der Praxis dargestellt. Folgende Gesichtspunkte wurden dabei betrachtet:

- Übergang von Schadstoffen in das Sickerwasser aus dem kontaminierten Schadensherd sowie Abschätzung der Schadstoffkonzentration im Sickerwasser vor allem auch unter Berücksichtigung der zeitlichen Komponente
- Untergeordnet: Weitertransport des belasteten Sickerwassers in den Untergrund und in das Grundwasser und dabei auftretende mögliche Konzentrationsänderungen (Adsorption, Schadstoffabbau, etc.)

In den vorliegenden Begleitmaterialien werden die Ergebnisse der Recherchen dargestellt und zusammengefasst (siehe Abschnitte 4, 5, und 6).

Begleitend zur Erstellung der Arbeitshilfe wurde im Rahmen des Gesamtprojektes „Altlastenmanagement 2010“ eine „Fokusgruppe Grundwasser“ eingerichtet, die sich aus Vertretern aus den Bereichen Verwaltung (Lebensministerium, Amtssachverständige der Länder), Planung (Ingenieurbüros), Wissenschaft sowie aus dem Laborbereich zusammensetzte. Die Mitglieder der Fokusgruppe hatten die Möglichkeit die laufenden Arbeiten über einen eigens eingerichteten Dokumentserver zu beobachten und zu kommentieren. Darüber hinaus wurden zwei Workshops veranstaltet, an denen neben den Mitgliedern der Fokusgruppe auch ausgewählte ExpertInnen im Bereich Sickerwasserabschätzung teilnahmen. Im Rahmen der Workshops wurden die laufenden Arbeiten vorgestellt und mit den TeilnehmerInnen diskutiert. Die Programme und Zusammenfassungen der Workshops sowie TeilnehmerInnenlisten finden sich im Anhang dieser Begleitmaterialien.

Aufbauend auf der Verfahrenszusammenstellung und –evaluierung sowie den Ergebnissen des 1. Workshops wurden Untersuchungsverfahren und –methoden für die Arbeitshilfe ausgewählt, mit deren Hilfe in Zukunft die Abschätzung der Sickerwasserbelastung an kontaminierten Standorten erfolgen soll. In den vorliegenden Begleitmaterialien wird die Auswahl der Verfahren begründet (siehe Abschnitt 7). Im Rahmen des 2. Workshops wurde schließlich die Auswahl der Verfahren vorgestellt und die möglichen Lösungsansätze, deren Umsetzung und Auswirkungen für die Erkundungspraxis diskutiert. Wesentliche Anregungen der WorkshopteilnehmerInnen wurden bei der Erstellung der Endversion der Arbeitshilfe berücksichtigt.

3 Begriffsbestimmung „Sickerwasser“

Der Begriff Sickerwasser wird häufig in verschiedenen Zusammenhängen gebraucht. So kann darunter z.B. das Wasser, welches aus dem Boden austritt und sich Richtung Grundwasser bewegt, verstanden werden oder mit dem aus Altablagerungen austretenden Wasser in Zusammenhang gebracht werden (ÖNORM S 2088-1). In diesem Bericht sowie in der Arbeitshilfe wird unter dem Begriff Sickerwasser Folgendes verstanden:

Sickerwasser

aus Niederschlägen stammendes Wasser, das sich im Untergrund oberhalb des Grundwassers befindet und diesem unter dem Einfluss der Schwerkraft zusickert (verändert nach ÖNORM L 1050 und DIN 4047).

Damit ist unter Sickerwasser jegliches Wasser (inkl. der darin gelösten Stoffe) zu verstehen, welches sich nach Infiltration sowohl in der ungesättigten Zone als auch in der gesättigten Zone des geschlossenen Kapillarsaumes zwischen der Bodenoberfläche und dem Grundwasser befindet. Auch Wasser in lokal auftretenden Stauwasserhorizonten über gering durchlässigen Bodenschichten schließt diese Definition mit ein.

4 Vorgangsweise bei der Abschätzung von Sickerwasserbelastungen in ausgewählten Ländern

4.1 Deutschland

Durch das Inkrafttreten des **Bundes-Bodenschutzgesetzes** (BBodSchG 1998) und der **Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung** (BBodSchV 1999) gibt in Deutschland das Gesetz vor, dass für Altlasten, Verdachtsflächen und altlastverdächtige Flächen eine sogenannte „Sickerwasserprognose“ zu erstellen ist. Unter §2, Pkt. 5 ist diese folgendermaßen definiert:

"Abschätzung der von einer Verdachtsfläche, altlastverdächtigen Fläche, schädlichen Bodenveränderung oder Altlast ausgehenden oder in überschaubarer Zukunft zu erwartenden Schadstoffeinträge über das Sickerwasser in das Grundwasser, unter Berücksichtigung von Konzentrationen und Frachten und bezogen auf den Übergangsbereich von der ungesättigten zur wassergesättigten Zone;"

Der Name „Sickerwasserprognose“ weist dabei ausdrücklich darauf hin, dass nicht nur die gegenwärtige Situation zu beurteilen, sondern eine Abschätzung der zukünftigen Schadstoffbelastung durchzuführen ist. Bei dieser Abschätzung sind nicht nur Konzentrationen, sondern auch Schadstofffrachten ins Auge zu fassen.

Auch in §4 BBodSchV, Punkt 7 werden Schadstofffrachten für die Bewertung von Verdachtsflächen herangezogen:

„Liegen im Einzelfall Erkenntnisse aus Grundwasseruntersuchungen vor, sind diese bei der Bewertung im Hinblick auf Schadstoffeinträge in das Grundwasser zu berücksichtigen. Wenn erhöhte Schadstoffkonzentrationen im Sickerwasser oder andere Schadstoffausträge auf Dauer nur geringe Schadstofffrachten und nur lokal begrenzt erhöhte Schadstoffkonzentrationen in Gewässern erwarten lassen, ist dieser Sachverhalt bei der Prüfung der Verhältnismäßigkeit von Untersuchungs- und Sanierungsmaßnahmen zu berücksichtigen. Wasserrechtliche Vorschriften bleiben unberührt“

Welche Schadstofffrachten bezüglich eines Eintrages in das Grundwasser als gering einzustufen sind, lässt die Verordnung allerdings offen.

Bezüglich der Bewertung bestimmt §4 BBodSchV, Absatz (3):

"Wird eine Sickerwasserprognose auf Untersuchungen nach Anhang 1 Nr. 3.3 gestützt, ist im Einzelfall insbesondere abzuschätzen und zu bewerten, inwieweit zu erwarten ist, dass die Schadstoffkonzentration im Sickerwasser den Prüfwert am Ort der Beurteilung überschreitet. Ort der Beurteilung ist der Bereich des Übergangs von der ungesättigten in die gesättigte Zone."

Als Ort der Beurteilung ist somit theoretisch der Übergang zwischen offenem und geschlossenem Kapillarsaum zu verstehen. Da dieser Übergang an einem kontaminierten Standort kaum in einer einheitlichen Tiefe vorzufinden ist und dieser Bereich auch nur mit großem technischen Aufwand mittels Messungen bestimmt werden kann, wird darunter eher ein mit dem Grundwasserflurabstand schwankender Bereich verstanden (HORCHLER 2001). Auf jeden Fall wird durch diese Formulierung vermieden, mit der Rechtsmaterie „Grundwasser“ in Berührung zu kommen.

Zur Bewertung von Verdachtsflächen sind in der BBodSchV Prüfwerte definiert, die sich auf den „Ort der Beurteilung“, also den Übergang von wasserungesättigten zur wassergesättigten Zone beziehen. Entweder kann nun das Sickerwasser am Ort der Beurteilung direkt beprobt werden, falls „günstige Umstände eine repräsentative Beprobung“ ermöglichen oder die Abschätzung der Stoffkonzentrationen und -frachten kann mit Hilfe folgender Verfahren erfolgen:

- durch Rückschlüsse oder Rückrechnungen aus Untersuchungen im Grundwasserabstrom unter Berücksichtigung der Stoffkonzentration im Grundwasseranstrom, der Verdünnung, des Schadstoffverhaltens in der ungesättigten und gesättigten Bodenzone sowie des Schadstoffinventars im Boden,
- auf der Grundlage von In-situ-Untersuchungen
- auf der Grundlage von Materialuntersuchungen im Labor (bei organische Schadstoffen: Säulen- oder Lysimeteruntersuchungen, bei anorganischen Stoffe: Elution mit Wasser (Flüssigkeits-/Feststoffverhältnis 10:1; Bodensättigungsextrakt, Ammoniumnitratextrakt)
- durch Anwendung von Stofftransportmodellen

Bezüglich der Materialuntersuchungen im Labor sind in der BBodSchV explizit Methoden genannt, die zur Ermittlung der Belastungssituation und der Sickerwasserprognose herangezogen werden können (anorganische Schadstoffe: Bodensättigungsextrakt; Elution mit Wasser nach DIN 38414-2 bzw. DIN ISO 11465; Ammoniumnitratextraktion; organische Schadstoffe: Säulen- oder Lysimeterversuch; siehe Abschnitt 6.1). Es können allerdings auch weitere Verfahren angewendet werden, wenn die Gleichwertigkeit mit den genannten Verfahren erwiesen ist.

Nachdem das BBodSchG und die BBodSchV in Kraft getreten sind, wurde schnell erkannt, dass hinsichtlich der Umsetzung der Gesetzesvorgaben ein beträchtlicher Forschungs- und Normierungsbedarf der Untersuchungsmethoden und Bewertungsverfahren besteht (z.B. BANNICK et al. 2001). Es wurde daher das **Verbundprojekt „Sickerwasserprognose“** initiiert, bei dem in mehr als 50 Forschungsprojekten versucht wurde, praxistaugliche Verfahren für die Beschreibung der Schadstofffreisetzung („Quellterm“) und der Transportprognose zu entwickeln. Ein Schwerpunkt dabei war auch die Beurteilung des Einsatzes von Ersatzrohstoffen aus der Abfallwirtschaft (Einbau von Müllverbrennungsraschen, Bauschutt etc.). Relevante Erkenntnisse aus diesen Projekten werden im nachfolgenden Kapitel 6 behandelt. Eine Zusammenfassung der Ergebnisse dieses Forschungsverbundes und eine daraus resultierende detaillierte Handlungsempfehlung zur Durchführung der Sickerwasserprognose in der Praxis konnte im Zuge dieser Literaturrecherche allerdings nicht gefunden werden.

Um die Vorgaben der BBodSchV für den Verwaltungsvollzug praktikabel zu gestalten, wurde von den deutschen Bundesländern unterschiedliche Anleitungen oder Arbeitshilfen herausgegeben, um die Untersuchungsmethoden und Bewertungsansätze für die Sickerwasserprognose zu konkretisieren:

Bayern: In Bayern existiert ein Merkblatt zur „Untersuchung und Bewertung von Altlasten, schädlichen Bodenveränderungen und Gewässerverunreinigungen – Wirkungspfad Boden-Gewässer“ (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT 2001). Im Rahmen der orientierenden Untersuchung wird eine rein qualitative Aussage gefordert, ob eine Gefahr einer Grundwasserverunreinigung besteht. Sickerwasserkonzentrationen können auch aus der Messung von Grundwasserkonzentrationen abgeleitet werden, wobei die Verdünnung zu berücksichtigen ist. Dabei werden die gemessenen Konzentrationen mit sogenannten Stufe-1-Werten verglichen, mit Hilfe derer Emissionsabschätzung aus Gesamtgehaltsdaten oder aus Bodenluftmessungen beurteilt werden. Werden diese überschritten, so liegt eine schädliche Bodenveränderung bzw. eine Altlast vor. Liegen die Konzentrationen unter den Stufe-1-Werten aber über den geogenen Hintergrundwerten, so ist abzuschätzen, ob die Schadstoffkonzentrationen im Sickerwasser am Ort der Beurteilung die Prüfwerte nach BBodSchV. überschreiten. Die Transportprognose erfolgt rein qualitativ. Ein Einsatz von Transportmodellen wird in diesem Rahmen nicht für sinnvoll erachtet.

Die Detailuntersuchung im Rahmen der Sickerwasserprognose wird ähnlich der orientierenden Untersuchung durchgeführt. Für die ungesättigte Bodenzone existieren sogenannte Stufe-2-Werte, welche (nun weniger konservativ als Stufe-1-Werte) als Entscheidungshilfe dienen. Ebenso dienen Stufe-2-Werte im Grundwasser der Beurteilung, ob eine Prüfwertüberschreitung nach BBodSchV vorliegt. Für die Materialuntersuchungen werden teilweise Gesamtstoffgehalte oder die S-4 Elution verwendet, bei PAK Säulenversuche (Methode LUA Nordrhein-Westfalen). Die Abschätzung der Schadstoffverlagerung (Transportprognose) erfolgt qualitativ. Die Transportprognose ist gegenüber der orientierenden Untersuchung zu präzisieren, wobei Schadstoff-

rückhalt und –abbau mittels Untersuchungen zu quantifizieren sind. Der Einsatz von Transportmodellen kann im Einzelfall „zweckmäßig“ sein. Die Stufe-1-Werte im Grundwasser bzw. die Stufe-2-Werte in der ungesättigten Zone dienen gemeinsam mit den Prüfwerten der BBodSchV. einer abschließenden Bewertung der Detailuntersuchungen, wobei mit Hilfe dieser Werte auch eine Einschätzung bezüglich Schadstofffrachten getroffen wird.

Baden Württemberg: In diesem Bundesland existiert eine sogenannte „Arbeitshilfe zur Bearbeitung von Verdachtsflächen/altlastverdächtigen Flächen und schädlichen Bodenveränderungen/Altlasten nach BBodSchG“ (LfU 2001). Als mögliche Extraktions-/Elutionsverfahren werden der Bodensättigungsextrakt, die DEV S-4 Elution, die Ammoniumnitratextraktion sowie Säulenversuche angeführt. Weiterführende detaillierte Anweisungen zur Auswahl der Elutionsverfahren oder zur Beurteilung der Daten sind nicht vorhanden.

Zusätzlich wurde für Baden-Württemberg das sogenannte AF-Verfahren (AF steht für Abminderungsfaktoren) als ein für die Verwaltungspraxis taugliches Verfahren vor allem für die Durchführung der Transportprognose entwickelt (SCHNEIDER & STÖFEN 2006). Dieses computergestützte Verfahren berechnet die Verlagerung der Schadstoffe basierend auf der Advektions-Dispensionsgleichung unter Einbindung wissenschaftlich abgesicherter Abschätzformel, um die Abminderung der Schadstoffkonzentration zwischen dem Ort der Ablagerung und dem Ort der Beurteilung beurteilen zu können.

Hessen: Im Handbuch Altlasten (HLUG 2002) sind die orientierenden Untersuchungen und die Detailuntersuchungen getrennt beschrieben. Die Mobilität der Schadstoffe soll mittels Elution/Extraktion (BSE, Ammoniumnitrat, S-4, pH-stat, Säulenversuche bei org. Schadstoffen) oder durch Herleitung von Stoffeigenschaften bestimmt werden. Als Ort der Beurteilung ist der mittlere Grundwasserhöchststand konkretisiert. Die Abschätzung eines allfälligen Rückhalts und Abbaus der Schadstoffe erfolgt qualitativ. Es werden Fallbeispiele zur Erläuterung und ein Beispiel zur Frachtberechnung angeführt.

Rheinland-Pfalz: Das Merkblatt ALEX 13 (LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ UND GEWERBEAUF SICHT & LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT 2001) dieses Bundeslandes basiert auf dem Hessischen Handbuch Altlasten (HLUG 2002). Dieses ist ebenso in eine getrennte Beschreibung der orientierenden Untersuchung und der Detailuntersuchung gegliedert. Die Wahl des Elutions- oder Extraktionsverfahrens ist für jeden Einzelfall separat zu entscheiden (BSE, DEV-S4, Ammoniumnitratextrakt, pH-stat im Einzelfall, Säulenversuche für org. Schadstoffe). Die Transportprognose für eine abschließende Beurteilung der Grundwassergefährdung im Zuge der Detailuntersuchung (Mobilität der Schadstoffe, Schutzfunktion der ungesättigten Zone, Gesamtmenge an Schadstoffen im Boden) erfolgt qualitativ. Eine Frachtabschätzung soll aus Sickerwassermengen und Eluatkonzentrationen abgeleitet werden.

Während die Arbeitshilfen der Bundesländer Bayern, Baden-Württemberg, Hessen und Rheinland-Pfalz ähnlich gestaltet sind, unterscheiden sich die Materialien zur Altlastensanierung und zum Bodenschutz von **Nordrhein-Westfalen** in einigen Details von diesen (LUA NRW 2003): Dabei wird gefordert, eine direkte Sickerwasserentnahme am Ort der Beurteilung mittels Saugkerzen oder knapp unterhalb der GW-Oberfläche in Erwägung zu ziehen. Der Einsatz von Saugkerzen wird auf Grund von Inhomogenitäten in den meisten Fällen aber als unzweckmäßig einzustufen sein. Bodenluftuntersuchungen sind nicht zulässig für die rechnerische Bestimmung der Sickerwasserkonzentration. Diese können nur der qualitativen Einschätzung einer Grundwassergefährdung dienen. Bei inhomogener Schadstoffverteilung ist Rückrechnung aus der Grundwasserkonzentration Ziel führender, sofern eine Kontamination des Grundwassers bereits eingetreten ist (Berechnungsmethode dazu findet sich im Anhang des LUA NRW-Merkblattes). Als Bestimmungsmethoden für die Quelltermkonzentration, die realitätsnahe Ergebnisse liefern, werden der Bodensättigungsextrakt, die Säulenelution, die Saugkerzenmethode, die 2:1 Elution sowie die Zentrifugation (Gewinnung der Porenlösung mittels zentrifugieren – meist nur sehr geringe Eluatmenge) eingestuft. Diese können direkt zum Prüfwertvergleich am Ort der Beurteilung herangezogen werden. Ammoniumnitratextraktion, DEV S4, pH-stat-Versuch werden als nicht realitätsnahe eingestuft, Hinweise zu diesen Verfahren sind angeführt. Im Anhang sind zu den 3 letztgenannten Verfahren Orientierungswerte angeführt, die zur Beurteilung der Situation am Ort der Probenahme herangezogen werden können. Eine Berechnungsmöglichkeit zur Verlagerung von in Phase vorliegender Schadstoffe wird im Anhang dargestellt. Mathematische Modelle zur Stoffverlagerung können qualitative Abschätzungen unterstützen.

Das Landesumweltamt NRW hat auf Basis eines durchgeführten Forschungsprojektes (PFEIFER 2001) und auf Grundlage der DIN V 19736 (diese wurde im Jahr 2004 zurückgezogen) eine Empfehlung für die Durchführung und Auswertung von Säulenversuchen herausgegeben (LUA NRW 2000). Diese Methode wird von einigen weiteren deutschen Bundesländern ebenfalls vor allem für die Elution von PAK empfohlen.

Niedersachsen, Brandenburg: Bezüglich Sickerwasserprognose verweisen die Homepages der Umweltministerien dieser Länder auf die LABO Arbeitshilfen (siehe unten)

Arbeitshilfe der Bund- /Länder Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO)

Vom Unterausschuss „Sickerwasserprognose“ des Altlastenausschusses (ALA) der Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz wurde im Jahr 2003 eine Arbeitshilfe für die Sickerwasserprognose bei orientierenden Untersuchungen (LABO 2003) und im Jahr 2006 eine Arbeitshilfe für die Sickerwasserprognose bei Detailuntersuchungen herausgegeben (LABO 2006). Diese länderübergreifend abgestimmten Arbeitshilfen wurden den Bundesländern zur Anwendung empfohlen und sollen eine einheitliche Abwicklung der Sickerwasserprognose ermöglichen. Während die orientierende Untersuchung dazu dient, festzustellen, ob *„der Verdacht einer schädlichen Bodenveränderung oder Altlast ausgeräumt ist oder ein hinreichender Verdachtbesteht“* (§2 Nr. 3 BBodSchV), soll die Detailuntersuchung eine Vertiefung der Untersuchungsergebnisse zur abschließenden Gefährdungsabschätzung ermöglichen (§2 Nr. 4 BBodSchV).

Im Rahmen der **orientierenden Untersuchung** ist die Abschätzung der Freisetzung der Schadstoffe und eines möglichen Eintrages in das Grundwasser in der Regel nur „verbal-argumentativ“ durchzuführen. Neben Sickerwasserbeprobung, In-situ Untersuchungen (Bodenluftabsaugung, Sondierungsverfahren mit In-situ-Konzentrationsmessungen) und Grundwasseruntersuchungen können Bodenuntersuchungen (Feststoffgehalte, Elutions-/Extraktionsverfahren) in die verbal-argumentative Beurteilung miteinbezogen werden. In dieser Arbeitshilfe werden die in der BBodSchV genannten Elutions-/Extraktionsverfahren näher erläutert. Welche dieser Methoden zur Bestimmung der Schadstoffkonzentration am Ort der Probenahme einzusetzen ist, bleibt weitgehend offen. Es wird festgehalten, dass von einer Gleichwertigkeit dieser Verfahren (wie in der BBodSchV gefordert) pauschal nicht ausgegangen werden kann. Auch auf welche Art die Beurteilung des Schadstoffrückhalts (Durchlässigkeit, Sorption) und des Schadstoffabbaus zu berücksichtigen ist, um die Konzentration am Ort der Beurteilung abzuleiten, ist dem Gutachter weitgehend freigestellt. Neben der rein „verbal-argumentativen“ Abschätzung, wird auf einige Punktebewertungs- und Matrixverfahren einzelner Bundesländer verwiesen. Die abgeschätzten Schadstoffkonzentrationen am Ort der Beurteilung werden schlussendlich mit den Prüfwerten der BBodSchV verglichen. Ein hinreichender Verdacht kann allerdings nicht nur auf Grund einer Prüfwertüberschreitung, sondern auch „auf Grund sonstiger Feststellungen“ abgeleitet werden (§3 Abs. 4 Satz 2 BBodSchV).

Die Sickerwasserprognose bei **Detailuntersuchungen** dient der abschließenden Gefährdungsabschätzung, wobei als Endergebnis eine „quantifizierende Abschätzung“ des Stoffeintrages in das Grundwasser hinsichtlich Konzentration und Frachten anzustreben ist. Als Teilschritte dieser Arbeitshilfe sind angeführt:

- Konzepterstellung
- Durchführung der Untersuchungen (Sickerwassergewinnung vor Ort, in-situ Messungen, Laboruntersuchungen, Rückschlüsse aus Grundwasseruntersuchungen)
- Standortbeschreibung mit Angabe von Parametern und Messgrößen (meteorologische Daten, Oberflächenbeschaffenheit, geologische und bodenkundliche Beschreibung, Grundwasserflurabstand,...)
- Beschreibung der Schadstoffquelle (Schadstoffinventar, Schadstofffreisetzung, Interpretation der Untersuchungen)
- Transportbetrachtung unter Einbezug von Rückhalte- und Abbauprozessen
- Fachliche Beurteilung der Ergebnisse

Bei der Beschreibung der Schadstoffquelle unterscheidet die Arbeitshilfe zwischen der Ermittlung der „derzeitigen Schadstoffkonzentration im Sickerwasser der Quelle“ und deren zukünftigen Entwicklung. Für die Er-

mittlung der aktuellen Konzentration verweist diese Arbeitshilfe auf die Untersuchungsmethoden, die bereits in der Arbeitshilfe für orientierende Untersuchungen angeführt wurden. Genauere Vorgaben gibt es nicht. Für die Abschätzung der zukünftigen Entwicklung der Schadstoffkonzentration ist einerseits zu ermitteln, ob eine über die Zeit konstante oder eine exponentiell abnehmende Quellkonzentration vorliegt. Andererseits muss die gesamte mobilisierbare Stoffmasse einer Schadstoffquelle erhoben werden, woraus die theoretische Emissionsdauer abgeleitet werden kann. Dazu sind beispielhaft Untersuchungsverfahren angeführt (Königswasserextraktion, sequentielle Extraktionen, pH-stat-Verfahren, Langzeit-Säulenversuche, Mehrfach-Elutionen). Welche Verfahren zur Ermittlung der aktuellen und zukünftig zu erwartenden Schadstoffkonzentrationen am Ort der Probenahme eingesetzt werden, ist nicht definiert und muss somit vom Gutachter für den konkreten Fall festgelegt werden. Die Beschreibung des Schadstofftransports beruht in dieser Arbeitshilfe auf den analytischen Lösungen der Advektions-Dispersions-Gleichung für den eindimensionalen Fall. Im Anhang ist ein „Berechnungsinstrument“ auf Grundlage einer Excel-Anwendung beschrieben, um den Anwender die Möglichkeit zu geben, die beschriebene Vorgangsweise bei der Transportbetrachtung selbständig nachzuvollziehen.

4.2 Schweiz

In der Schweiz finden sich bereits in der Verordnung über die Sanierung von belasteten Standorten (Altlasten-Verordnung, Altlv) relativ klare und einfache Regelungen. Diese basieren einerseits auf Eluatuntersuchungen in der ungesättigten Zone oder andererseits auf Untersuchungen des Grundwassers selbst, wenn dieses bereits kontaminiert ist. Ein Standort ist zu überwachen, wenn im Eluat des Standortmaterials die Schadstoffkonzentrationen die festgelegten Konzentrationswerte überschreiten (Artikel 9). Als Verfahren für die Herstellung des Eluats ist ein Säulenversuch vorgeschrieben, wobei als Elutionsmittel sauerstofffreies deionisiertes Wasser zu verwenden ist. Ist bei einem überwachungsbedürftigen Standort eine „konkrete Gefahr“ gegeben, dass auf Grund von fehlenden Schadstoffrückhalt und Abbauvermögen das Grundwasser verunreinigt wird, so ist dieser Standort zu sanieren.

Sanierungsbedürftig ist ein Standort auch, wenn bei Grundwasserfassung, die im öffentlichen Interesse liegen, Schadstoffe festgestellt werden, die vom Standort stammen oder wenn im Abstrombereich unmittelbar beim Standort die Schadstoffkonzentration die Hälfte eines festgelegten Konzentrationswerts nach Anhang 1 (Grundwasser im Gewässerschutzbereich oder das doppelte eines festgelegten Konzentrationswerts nach Anhang 1 (Grundwasser außerhalb des Gewässerschutzbereiches) überschreiten.

Weiters regelt die Altlv, ob ein Standort auf Grund erhöhter Schadstoffkonzentrationen in der Porenluft sanierungsbedürftig ist. Dazu sind im Anhang der Altlv ebenfalls Konzentrationswerte festgelegt, die nicht überschritten werden dürfen.

Um die Vorgehensweise bei der Durchführung der Eluattests nach Altlv zu konkretisieren, wurde vom Bundesamt für Umwelt, Wald und Landwirtschaft (BUWAL 2000) eine Richtlinie herausgegeben. Neben dieser Verfahrensbeschreibung ist in dieser Richtlinie ein sogenannter „virtueller Eluattest“ beschrieben, wie auf Grund von Gesamtgehalte mittels rechnerischer Herleitung die Konzentration organischer Schadstoffe im Sickerwasser ermittelt werden kann. Müssen Böden mit einer Durchlässigkeit geringer als 10^{-8} m/s untersucht werden, so kann dieses Material beim Einbau entweder mit „einer permeablen Matrix“ gemischt werden oder es ist in diesem Fall der virtuelle Eluattest anzuwenden.

4.3 Niederlande

In den Niederlanden ist die rechtliche Grundlage für das Management kontaminierter Standorte in Form des Soil Protection Acts (2006) definiert. In Section 12 ist dabei festgehalten, dass in Angelegenheiten bei denen eine Gefahr einer Grundwasserkontamination besteht, Verordnungen (General Administrativ Order) zu erlassen sind. Eine Verordnung, die im Allgemeinen eine Vorgehensweise zur Risikoabschätzung einer Grundwasserverunreinigung festlegt, konnte im Zuge dieser Recherche nicht gefunden werden. In einer speziellen

Verordnung wird die Recycling von Baumaterialien festgelegt, in der auch Leachingverfahren beschrieben sind (Building Materials Decree). Auch im Anhang der „Guideline for Groundwater Risk Assessment at Contaminated Sites (GRACOS)“, die im Zuge eines EU-Projektes entstanden ist, werden unter dem Kapitel „Legal Standards in European Countries“ keine rechtlich relevanten Regelungen angeführt.

Bezüglich Leaching Tests existiert am niederländischen Energy research Centre eine aktive Gruppe, die auch in die Standardisierung dieser Tests involviert ist (<http://www.leaching.net/>).

4.4 Dänemark

Die Sanierung kontaminierter Standorte ist in den „**Guidelines on Remediation of Contaminated Sites**“ geregelt. In dieser Richtlinie ist unter anderem auch festgehalten, dass eine Risikoabschätzung bezüglich einer Grundwasserkontamination an kontaminierten Standorten durchzuführen ist (Kapitel 2: Strategie). Die Risikoabschätzung richtet sich prinzipiell nach Qualitätskriterien für das Grundwasser, welche stets einzuhalten sind. Kann in einer ersten Stufe der Verdacht nicht ausgeräumt werden, dass ein Kontaminationsrisiko für das Grundwasser besteht, müssen detailliertere Untersuchungen durchgeführt werden, die Sorption, Schadstoffabbau und Dispersion berücksichtigen.

Bezüglich der Grundwasserrisikoabschätzung werden in diesen Guidelines nur allgemeine Angaben gemacht, welche Untersuchungen zur Abschätzung der Schadstofffreisetzung in der ungesättigten Zone durchgeführt werden können (S. 55). Folgende Vorgangsweisen werden zur Wahl gestellt:

- Direkte Messung der Schadstoffkonzentration in der Bodenlösung
- Berechnung aus der maximalen Löslichkeit des Schadstoffes (Hinweis, dass dies im Allgemeinen zu einer starken Überschätzung der Quelltermkonzentration führt)
- Ableitung der Konzentration in der Porenlösung aus Gesamtgehalt oder Bodenluftkonzentration

Im Anhang sind dazu Beispiele angeführt wie aus Bodengesamtgehalten und Bodenluftkonzentrationen die Quelltermkonzentrationen in der Bodenlösung errechnet werden können.

In weiterer Folge wird ein stufenweises Verfahren zur Risikoabschätzung einer Grundwasserkontamination beschrieben. In **Stufe 1** wird dabei dieses Risiko für die obersten 25 cm des Aquifers direkt unter der kontaminierten Fläche abgeschätzt. Dabei wird angenommen, dass die Schadstoffkonzentration des Sickerwassers beim Eintritt in das Grundwasser der Konzentration der Bodenlösung im Schadensherd entspricht. Sorption, Degradation und Dispersion werden in dieser Stufe weder für die ungesättigte noch für die gesättigte Zone berücksichtigt. Es wird darauf hingewiesen, dass die größten Unsicherheiten in der Ermittlung der hydraulischen Leitfähigkeit und der Quellstärke liegen.

Auch in **Stufe 2** wird angenommen, dass die Schadstoffkonzentration des Sickerwassers beim Eintritt in das Grundwasser wiederum der Quellstärke entspricht. In weiterer Folge wird in dieser Stufe die Schadstoffkonzentration für den Punkt im Aquifer abstromig von der kontaminierten Fläche abgeschätzt, den das Grundwasser nach einem Fluss von einem Jahr erreicht (errechnet aus der Porenwassergeschwindigkeit).

In **Stufe 3** besteht im Prinzip aus einer Verfeinerung der 2. Stufe, wobei hier vor allem Sorption, Degradation und Dispersion berücksichtigt werden.

Die Vorgangsweise bei der Risikoabschätzung einer eventuellen Grundwasserkontamination beruht also hauptsächlich auf Überlegungen, wie sich Schadstoffe bei einem Eintritt in das Grundwasser auswirken. Schadstoffabbau und –rückhalt in der ungesättigten Zone finden in den Guidelines keine Berücksichtigung.

Die dänische Environmental Protection Agency entwickelte im Jahr 1998 ein Computerprogramm auf Excel – Basis zur Unterstützung bei der Risikoabschätzung von Altlastenstandorten (JAGG):

http://www2.mst.dk/common/Udgivramme/Frame.asp?http://www2.mst.dk/udgiv/publikationer/2000/87-7909-996-3/html/samfat_eng.htm

In einem Modul wird dabei auch die Verlagerung von Schadstoffen in der ungesättigten Zone behandelt, wobei darauf hingewiesen wird, die Ergebnisse mit großer Vorsicht zu beurteilen.

2006 wurde überlegt, das Modell JAGG zu überarbeiten. Im Falle einer Überarbeitung wurde dabei angeregt, Makroporenfluss und Schadstoffdegradation in die Modellberechnungen zu integrieren

<http://www2.mst.dk/common/Udgivramme/Frame.asp?http://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2007/978-87-7052-665-4/html/sum.htm>

4.5 Großbritannien

In Großbritannien ist zur Bestimmung des Risikos, das von kontaminierten Standorten ausgeht, prinzipiell eine ökologische Risikoabschätzung durchzuführen. Die Bestimmung der chemisch-physikalischen Verfügbarkeit von Schadstoffen aus der Schadstoffquelle („Quellstärke“), wie sie beispielsweise in Deutschland durchgeführt wird, geht in diese Risikoabschätzungen nur sehr untergeordnet, nämlich über die theoretische Bestimmung der Bioverfügbarkeit im Rahmen einer Vorstufe zur Risikoabschätzung (siehe unten), ein.

Zur Durchführung von ökologischen Risikoabschätzungen an kontaminierten Standorten existiert ein übergeordneter Rahmen („ecological risk assessment framework for contaminants in soil“; UK EA 2008a), der die Vorgangsweise bei Risikoabschätzungen sowie die Reihenfolge und Notwendigkeit aller Untersuchungsstufen („tiers“) festlegt.

In einer ausschließlich deskriptiven Vorstufe („desk studies and site models“; UK EA 2008b) ist u. a. in Schritt 5 das wahrscheinliche Verhalten (incl. Transport) der vorliegenden Schadstoffe zu beschreiben und qualitativ abzuschätzen. Dabei sollen untergrundspezifische Schadstoffeigenschaften wie Sorption, Auswaschung, (biologischer) Abbau, Verdünnung, Dispersion, Diffusion etc. beachtet werden. Dieser Untersuchungsschritt in der Vorstufe stellt den einzigen Anknüpfungspunkt zur Bestimmung der chemisch-physikalischen Verfügbarkeit von Schadstoffen (im Sinne dieses Berichts) dar.

4.6 Nordamerika (USA und Kanada)

In den USA werden zur Erstbestimmung der Gefährdung, die von sogenannten „Superfund-Sites“ ausgeht, ähnlich der Vorgangsweise in Großbritannien „Soil Screening Levels“ (SSL) herangezogen (Soil Screening Guidance; US EPA 1996; US EPA 2002). Diese SSL werden „expositionsspezifisch“ angewandt. Werden beispielsweise bestimmte standort- und schadstoffspezifische SSL nicht überschritten, kann eine Gefährdung des Grundwassers ausgeschlossen werden. Für eine Vielzahl von SSL existieren generische Werte, sie können aber auch mit einem mehrstufigen Verfahren abgeleitet werden. Die Ableitung für das Schutzgut Grundwasser geht von einer theoretisch erlaubten Schadstoffkonzentration im Bodensickerwasser aus („target soil leachate concentration“), die mittels einer einfachen Gleichgewichtsgleichung in eine korrespondierende Feststoffkonzentration umgerechnet werden kann. Alternativ können als Vergleich zur erlaubten Sickerwasserkonzentration auch aus Leaching Tests ermittelte Eluatkonzentrationen herangezogen werden. Als dafür geeignete Leaching Tests werden ausdrücklich die SPLP (Synthetic Precipitation Leaching Procedure; US EPA 1994) bzw. für spezielle Fragestellungen („Deponiebedingungen“) auch die TCLP (Toxicity Characteristic Leaching Procedure; US EPA 1992) genannt (siehe 6.1.9).

Tabelle 1 gibt einen Überblick über im nordamerikanischen Raum gebräuchliche Elutionsverfahren (leaching tests), die fast durchwegs zur Bestimmung der Auslaugbarkeit fester Abfälle entwickelt wurden. In den meisten Verfahrensvorschriften wird auf dieses Faktum auch ausdrücklich hingewiesen. In ihrer Konzeption sind all diese Verfahren den in Europa üblichen Elutionsverfahren ähnlich (siehe 6.1.5 und 6.1.9).

Tabelle 1: Übersicht über Versuchsbedingungen ausgewählter Elutionsverfahren, die im nordamerikanischen Raum häufig angewandt werden (aus Kim 2005; siehe auch Abschnitt 6.1.5 und 6.1.9)

Method	Leachant	Sample size, g	pH	L/S ¹	Time, hr
ASTM D-3987	Water	70		20	18
EPTOX	Water	100	5.0	20	24
SPLP	Water acidified with nitric and sulfuric acids	100	4.2	20	18
TCLP	Acetic Acid or Acetate Buffer	100	2.88	20	18
CA WET	0.2 M sodium citrate	50	5.0	10	48
LEP	Water acidified with 0.5 N acetic acid	50	5.0	16	24

Neben diesen einfachen Elutionsverfahren werden im nordamerikanischen Raum auch konzeptionell andersartige Verfahren, wie serielle Extraktionen (MEP-Multiple Extraction Procedure; US EPA 1986; siehe 6.1.9) und Säulenversuche (ASTM D 4874; siehe 6.1.8) angewandt. Mit Ausnahme eines vom US Geological Survey (USGS) entwickelten Schnelltests für die Abschätzung der Auslaugbarkeit von Spurenelementen aus Kohle (PALMER et al. 1999) existieren in den USA und Kanada keine genormten sequentiellen Extraktionsverfahren (TOWNSEND et al. 2003).

5 Verfahrensstrategien zur Bewertung der Sickerwasserbelastung und des daraus resultierenden Risikos einer Grundwasserbelastung

In den einzelnen für diese Recherche ausgewählten Ländern existieren unterschiedliche gesetzliche Regelungen, welche Verfahren anzuwenden sind, um eine Sickerwasserbelastung zu erfassen bzw. ein mögliches Risiko einer Grundwasserkontamination abzuschätzen. Im Prinzip werden bei allen Verfahren mit unterschiedlichen Methoden (Labormethoden, in-situ Methoden, rechnerische Methoden aus Gesamtgehalte und Bodenluft) und Methodenkombinationen Sickerwasserkonzentrationen abgeleitet, die dann mit Hilfe von Prüfwerten/Qualitätskriterien bewertet werden. Häufig wird dabei auch ein stufenweises Vorgehen gewählt, um nicht bei allen Verdachtsfällen umfangreiche Untersuchungen durchführen zu müssen (z. B. Deutschland: orientierende Untersuchung – Detailuntersuchung).

Grundlegende Unterschiede bei den einzelnen Verfahrensstrategien sollen hier in 2 Punkte gegliedert werden:

- Ort der Beurteilung
- Verfahrensregelungen zur Bestimmung der Schadstofffreisetzung und des Schadstofftransports

5.1 Ort der Beurteilung

Als zentraler Teil der Bewertung sind in allen Regelungen **Prüfwerte** festgelegt, die einzuhalten sind. Allerdings unterscheiden sich die Verfahrensstrategien insofern, dass diese Prüfwerte für unterschiedliche betroffene Kompartimente festgelegt wurden. So können diese Prüfwerte direkt für die Sickerwasserkonzentration in der ungesättigten Zone (oftmals Ort der Probenahme), für den Übergang von der ungesättigten zur gesättigten Zone oder für das Grundwasser selbst festgelegt werden. Prüfwerte in Form von Schadstofffrachten sind in keiner der studierten Regelungen festgelegt, obwohl der Einbezug von Frachten teilweise gefordert wird (siehe deutsche BBodSchV). In Arbeitspaket 6 des Gesamtvorhabens „Altlastenmanagement 2010“ werden Grenzwerte für Schadstofffrachten entwickelt, die von einer als erheblich klassifizierten hydraulischen Fracht in Verbindung mit Orientierungswerten für Schadstoffkonzentrationen abgeleitet werden. Es sollte in weiterer Folge überlegt werden, ob Schadstofffrachten auch bei der Beurteilung der Schadstofffreisetzungen in der ungesättigten Zone eingezogen werden können.

In manchen Regelungen sind sowohl Prüfwerte für die ungesättigte Zone als auch für das Grundwasser, wie z.B. in der Schweiz, festgelegt. In weiterer Folge sollen die Vor- und Nachteile dieser Systeme erörtert werden:

Ungesättigte Zone – Ort der Probenahme (Schweiz, teilweise Bayern und NRW, USA)

Vorteile: die Messwerte der untersuchten Proben können direkt mit den Prüfwerten verglichen werden. Dadurch sind relativ klare, einfache Regelungen möglich.

Nachteile: meist werden die Messergebnisse mittels Elution/Extraktion ermittelt, deren Realitätsnähe ungewiss ist. Um dieses Problem zu umgehen, kann das Sickerwasser direkt erfasst werden (Saugkerzen, Lysimeter) oder es werden möglichst realitätsnahe Labormethoden eingesetzt (Säulenversuche, sequentielle Extraktionen, Einsatz mehrerer Methoden etc.), wodurch sich der Aufwand allerdings stark erhöhen kann. Der erhöhte Aufwand der Einzeluntersuchung zieht möglicherweise eine Reduktion der Probenanzahl mit

sich, wodurch die Repräsentativität der Gesamtuntersuchung leidet. Weiters wird der Schadstoffrückhalt und -abbau in der Transportzone durch diese Regelung nicht berücksichtigt. Um dies zu umgehen, wird diesbezüglich meist ein „Worst-Case“ Szenario angenommen. Dies kann möglicherweise in eine Unverhältnismäßigkeit bei den abgeleiteten Sicherungs- oder Sanierungsmaßnahmen münden.

Übergang von der ungesättigten zur gesättigten Zone (Deutschland)

Vorteile: Durch diese Festlegung wird automatisch der Schadstofftransport aus dem Schadensherd in Richtung Grundwasser und die dabei ablaufenden Prozesse in die Beurteilung integriert.

Nachteile: Falls die Messergebnisse der untersuchten Proben am Ort der Probenahme unter den geforderten Prüfwerten liegen, entspricht dieses System dem erstgenannten (Verdacht ist ausgeräumt). Liegen die Messergebnisse allerdings über den Prüfwerten, so müssen qualitative Abschätzungen oder quantitative Berechnungen (Computersimulationen) zu Sorption, Dispersion und Schadstoffabbau durchgeführt werden. Diese sind einerseits aufwändig und oftmals mit hohen Unsicherheiten verbunden. Die Erkundung des Untergrundes muss intensiv sein, um realistische Ergebnisse ableiten zu können. Die Probleme bei der Ermittlung der Quellstärke sind gleich wie im ersten Fall.

Grundwasser (Dänemark)

Vorteile: Durch Festlegung der Prüfwerte für das Grundwasser ist es notwendig, standortbezogene Risikoabschätzungen durchzuführen (Verdünnung der Schadstoffe im Grundwasser). Es wird dabei untersucht, wie sich die in der ungesättigten Zone auftretenden Schadstoffkonzentrationen an einem spezifischen Standort auf die festgelegten Grundwasserkriterien auswirken könnten. Es wird dadurch die jeweilige konkrete Grundwassersituation mitberücksichtigt.

Nachteile: Es muss ebenso der Schadstoffabbau und -rückhalt in der ungesättigten berücksichtigt werden, was aufwändig und mit großen Unsicherheiten verbunden ist. Um dieses Problem zu umgehen wird in Dänemark die Schadstoffkonzentration beim Eintritt in das Grundwasser mit der Konzentration in der Schadstoffquelle gleichgesetzt. Die Probleme bei der Ermittlung der Quellstärke sind gleich wie in den ersten beiden Fällen.

5.2 Verfahrensregelungen zur Bestimmung der Schadstofffreisetzung und des Schadstofftransports

Welche Methoden zur Bestimmung der Schadstofffreisetzung heranzuziehen sind, ist in den einzelnen Ländern in unterschiedlichem Ausmaße geregelt.

Am klarsten ist dies in der Schweiz geregelt. Hier kommt im Allgemeinen eine Elution durch einen Säulenversuch zur Anwendung, der in einer zusätzlichen Richtlinie noch genauer definiert wurde (BUWAL 2000). Bei ungeeignetem Material kann ersatzweise ein sogenannter „virtueller Eluattest“ herangezogen werden (Ableitung aus Gesamtgehalten Kap. 6.2).

In Deutschland stützt sich die Ermittlung der Schadstofffreisetzung neben in-situ Messungen und der rechnerischen Ableitung aus Grundwasserkonzentrationen vor allem auf Materialuntersuchungen im Labor. In der BBodSchV ist für anorganische Schadstoffe der Bodensättigungsextrakt und für organische Schadstoffe ein Säulenversuch festgelegt, allerdings können auch andere gleichwertige Methoden zur Anwendung kommen.

In Dänemark werden nur allgemeine Vorschläge zur Ermittlung der Quelltermkonzentration gemacht. Eine Einschränkung auf bestimmten Methoden existiert nicht.

Ob und wie ein allfälliger Schadstoffrückhalt und -abbau im Zuge der Risikoabschätzung einzubinden ist, ist in den einzelnen Regelungen breit gefächert. Dies reicht von voller Vernachlässigung (Dänemark, Schweiz),

über rein qualitative Abschätzung bis hin zur Empfehlung eines konkreten Computermodells z.B. ALTEX in der Labo-Arbeitshilfe (LABO 2006) oder das AF-Verfahren (SCHNEIDER & STÖFEN 2006).

6 Methoden zur Bestimmung der Schadstofffreisetzung

Um das Risiko einer Grundwasserbelastung durch kontaminiertes Sickerwasser abzuschätzen, müsste laut deutscher BBodSchV (1999) optimalerweise eine direkte Beprobung des Sickerwassers knapp über der Grundwasseroberfläche (Ort der Beurteilung ist der Übergang von der ungesättigten zur gesättigten Zone) erfolgen. Da dies auf Grund der Gegebenheiten meist nicht oder nur mit hohem technischen und finanziellen Aufwand durchführbar ist, werden in der Praxis indirekte Methoden angewendet, um die Schadstofffreisetzung im kontaminierten Bereich abzuschätzen und in weiterer Folge das Risiko einer Grundwasserkontamination abzuleiten. Diese Methoden können folgendermaßen untergliedert werden (siehe auch BBodSchV 1999; LUA NRW 2003; DANISH ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY 2002):

- Materialuntersuchungen (Elutions-/Extraktionsverfahren, Gesamtgehalte, etc.) eventuell in Kombination mit Berechnungsverfahren zur Ermittlung der Sickerwasserkonzentration
- Sickerwasserbeprobung in der ungesättigten Zone (Saugkerzen, Lysimeter)
- In-situ Untersuchungen (z.B. Sondierungen mit In-situ Parameterbestimmung, Bodenluftuntersuchungen)
- Rückschlüsse oder Rückrechnungen aus Untersuchungen im Grundwasserabstrom

6.1 Materialuntersuchungen

Es existiert eine große Anzahl an Labormethoden, um aus den gewonnenen Materialproben entweder den Gesamtgehalt oder eine Teilfraktion der Schadstoffe zu ermitteln. Oftmals sind sich die in einzelnen Ländern in Anwendung befindlichen Methoden ähnlich und es soll daher an dieser Stelle die Methoden zu Gruppen zusammengefasst, deren mögliche Anwendungsbereiche und Aussagekraft sowie deren Vor- und Nachteile diskutiert werden.

Prinzipiell sollen die Materialuntersuchungen folgende Informationen liefern (LABO 2006, GRACOS 2003)

- **Aktuelle Schadstofffreisetzung** im kontaminierten Untergrundbereich also die gegenwärtige Schadstoffkonzentration im Porenwasser
- Zukünftige **Entwicklung der Schadstoffkonzentration**: diese kann über längere Zeit nahezu konstant sein, wenn die Freisetzung der Schadstoffe durch deren Löslichkeit im Sickerwasser limitiert ist oder exponentiell abnehmend, wenn die Freisetzung durch Desorptions- oder Diffusionsprozesse limitiert ist (LABO 2006)

Bei konstanter Quellkonzentration:

$$C_{s1(0)} = C_{s1(t < t_e)}$$

$C_{s1(0)}$ = derzeitige Schadstoffkonzentration bei $t = 0$ ($\mu\text{g/l}$)

t_e = Emissionsdauer der Schadstoffquelle

$C_{s1(t < t_e)}$ = Schadstoffkonzentration im Sickerwasser bei der Freisetzung während der Emissionsdauer der Schadstoffquelle ($\mu\text{g/l}$)

Bei exponentiell abnehmender Quellkonzentration: $c_{s1(t)} = c_{s1(0)} \cdot e^{(k_s \cdot t)}$

$c_{s1(t)}$ = Konzentration zum Zeitpunkt t (µg/l)

$c_{s1(0)}$ = derzeitige Schadstoffkonzentration bei t = 0

k_s = Abklingkoeffizient (1/Jahr)

t_e = Emissionsdauer der Schadstoffquelle bis zum Unterschreiten eines Prüfwertes

t_0 = Zeitpunkt der Detailuntersuchung

- Gesamte **mobilisierbare Stoffmasse** und daraus abgeleitet die Emissionsdauer einer Schadstoffquelle

Bei konstanter Quellkonzentration errechnet sich die Emissionsdauer (LABO 2006):

$$t_e = M_{\text{mob}} / (\text{SWR} \cdot c_{s1}) \quad \text{mit} \quad c_{s1} = c_{s1(0)}$$

t_e = Emissionsdauer der Quelle (Jahren)

M_{mob} = mobilisierbare Schadstoffmasse pro Fläche im Bodenkörper (g/m²)

SWR = Sickerwasserrate am Standort (l/m²·a)

c_{s1} = Schadstoffkonzentration im Sickerwasser beim Austritt aus der Quelle (µg/l)

Bei exponentiell abnehmender Schadstoffkonzentration errechnet sich die Emissionsdauer wie folgt:

$$t_e = (\ln c_{s1(0)} - \ln \text{PW}) / k_s$$

t_e = Emissionsdauer der Quelle (Jahren) bis zum Erreichen des Prüfwertes PW

$c_{s1(0)}$ = derzeitige Schadstoffkonzentration bei t = 0 (µg/l)

k_s = Abklingkoeffizient (1/Jahr); die Berechnung von k_s ist im Anhang der LABO Arbeitshilfe erläutert

Will man sowohl die aktuelle Schadstoffkonzentration im Sickerwasser als auch die zukünftige Entwicklung der Konzentration und somit die Emissionsdauer mit Hilfe von Materialuntersuchungen im Labor erkunden, wird klar, dass dies nicht mit einer einzelnen Methode zu bewerkstelligen ist. Bei den unten angeführten Methoden wird daher auch darauf hingewiesen, für welche Fragestellung die jeweilige Methodik herangezogen werden kann.

Die ISO Norm ISO/FDIS 18772 (2008) versucht eine Hilfestellung zur Auswahl von Elutionsverfahren zu bieten. Grundsätzlich werden dabei die Verfahren in 2 Gruppen je nach Anwendungszweck eingeteilt. Eine Gruppe betrifft dabei Verfahren, die dem Nachweis gesetzlicher, normativer Regelungen dienen („Compliance Tests“) und Vergleiche mit Prüfwerten ermöglichen. Bei der zweiten Gruppe an Verfahren steht im Vordergrund, das tatsächliche Auslagverhalten der Schadstoffe zu erfassen. Ob dieser Ansatz eines der wesentlichen Ziele fördert, nämlich im Zuge von Behördenverfahren die naturwissenschaftlichen Grundlagen möglichst realitätsnah zu berücksichtigen, sei in Frage gestellt.

Anmerkung zu den Begriffen „Elution“, „Extraktion“, „Perkolatation“

Diese bei den nachfolgend beschriebenen Verfahren zu Materialuntersuchungen im Labor verwendeten Begriffe werden im allgemeinen Sprachgebrauch und auch von Autoren wissenschaftlicher Literatur unterschiedlich oder oft synonym verwendet. Meist werden folgende Unterscheidungen im deutschsprachigen Raum angetroffen (siehe z.B. die deutsche BBodSchV, 1999), die auch im Rahmen dieser Studie gelten sollen:

Die Elution bezeichnet ein Herauslösen („Auswaschen“) von Stoffen mit Hilfe von Wasser oder anderen schwachen Lösungsmitteln. Z.B. schlägt die ISO/ TS 21268-2 (2006) als Elutionsmittel eine 0,001 M CaCl₂ Lösung vor, um die Zusammensetzung von Regenwasser zu simulieren.

Unter Extraktion wird meist verstanden, dass für das Herauslösen oder Auslaugen (wörtlich „Herausziehen“) stärkere Lösungsmittel eingesetzt werden. Das Spektrum der Extraktionsmittel reicht dabei von Neutralsalzen (z.B. CaCl_2 - Extraktion) bis zu Säuren oder Laugen (z.B. Königswasserextraktion). Diese Definition kann in der Praxis nicht durchgängig eingehalten werden, da diese Bezeichnung im allgemeinen Sprachgebrauch sich auch bei Verfahren eingebürgert hat, bei denen als Lösungsmittel Wasser Verwendung findet (z.B. Bodensättigungsextrakt mit Wasser).

Der Begriff Perkolation drückt klar den Vorgang des „Durchsickerns“ von Sickerwasser durch einen Bodenkörper aus und wird daher bei der Auslaugung von Materialien im Zuge von Säulenversuche eingesetzt. Häufig wird dabei allerdings auch der Begriff „Säulenelution“ angetroffen (z.B. LUA NRW 2003). Ebenso trägt der Säulenversuch, der in der Richtlinie zur Umsetzung der Schweizer Altlastenverordnung festgelegt wurde, die Bezeichnung „Eluattest“ (BUWAL 2000).

Im englischen Sprachraum ist die Bezeichnung „Leaching“ (wörtlich „Auslaugen“) gebräuchlich, die allerdings ohne Unterscheidung für alle vorher genannten Verfahren verwendet wird (siehe z.B. Normenreihe ISO/TS 21268 Teile 1 bis 3)

6.1.1 Anmerkungen zur Entnahme repräsentativer Feststoffproben

Dass die Durchführung einer **repräsentativen** Feststoffprobenahme eine wesentliche Grundlage für die Abschätzung der Sickerwasserbelastung im Rahmen von Laborversuchen darstellt, kann als allgemein bekannt angenommen werden. Dennoch stellt dies für die Praxis eine der größten Herausforderungen dar, da der Aufwand, der zu tätigen wäre, meist an den vorhandenen Finanzmitteln scheitert. Vor allem die in vielen Unterlagen geforderten Berechnungen der Schadstoffmasse und Schadstofffracht (z.B. BBodSchV 1999, HESSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE 2002, BUND-/LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT BODENSCHUTZ 2006) sind in hohem Ausmaße von der Repräsentativität der Probenahme abhängig. Dennoch werden in diesen Regelungen keine genauen Festlegungen getroffen, wie eine repräsentative Probenahme zu erfolgen hat.

In Tabelle 2 ist dargestellt wie viele Bohrpunkte notwendig sind, um mit einer gewissen Wahrscheinlichkeit einen kontaminierten Bereich (Hot Spot) definierter Größe in einer Untersuchungsfläche von 400 m^2 zu lokalisieren (DANISH ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY 2002). Zum Beispiel wird ein Hot Spot von 5 m Durchmesser mit 95 % Wahrscheinlichkeit lokalisiert, wenn 24 Bohrungen durchgeführt werden. Dies macht deutlich, dass eine Probenahme auf einer Altlast mit heterogener Schadstoffverteilung (was eher die Regel als die Ausnahme ist) mit hohem Aufwand verbunden ist, um mit hoher Sicherheit die tatsächlichen Verhältnisse zu erfassen. Die Autoren weisen darauf hin, dass es aus finanzieller Hinsicht unrealistisch ist, sämtliche kleineren Hot Spots einer kontaminierten Fläche zu erfassen und daher die Messdaten sehr vorsichtig zu interpretieren sind.

Tabelle 2: Anzahl der notwendigen Bohrungen, um mit einer gewissen Wahrscheinlichkeit einen Hot Spot definierten Ausmaßes in einem Untersuchungsgebiet von 400 m^2 Größe zu lokalisieren (Danish Environmental Protection Agency 2002)

Durchmesser des Hot Spots	Anteil der kontam. Fläche	Probability			
		50%*	90%*	95%*	99%*
10 m	20	2	5	6	7
7 m	10	5	10	12	15
5 m	5	10	20	24	29
3 m	2	28	54	65	81
2 m	0.8	62	122	147	183
1 m	0.2	249	488	589	731

* Wahrscheinlichkeit einen Hot Spot zu lokalisieren

6.1.2 Anmerkungen zur Separation des Eluats vom Feststoff nach erfolgter Auslaugung

Ein problematischer Verfahrensschritt, der für alle in weiterer Folge beschriebenen Elutions- und Extraktionsverfahren von Relevanz ist, ist die **Separation** des Eluats vom Feststoff nach erfolgter Auslaugung. Hier ist speziell darauf zu achten, dass keine Schadstoffverluste durch Adsorption an den Geräteoberflächen oder bei Filtration keine Rückadsorption an den Feststoffen stattfindet (SÜßKRAUT et al., 1994; ISO/TS 21268-2, 2006). Hingegen kann es bei Auftreten von Trübung im Eluat oder Perkolat vorkommen, dass an Partikel gebundene Schadstoffe mitanalysiert werden, die möglicherweise in einer realen Porenlösung auf Grund der Filterwirkung des durchströmten Bodens nicht vorliegen würden. Allerdings wurde auch bei Sickerwasser aus Lysimetern vor allem nach Niederschlagsereignissen eine Trübung festgestellt (SCHEITHAUER et al. 2006). Es stellt sich daher die Frage, in welchem Ausmaß ein Partikel gebundener Eintrag von Schadstoffen ins Grundwasser als natürlich angesehen werden kann bzw. ab welcher Trübung in Eluate und Perkolaten ein Messartefakt vorliegt.

- Bei anorganischen Schadstoffen: die meisten Verfahren schreiben für die Separation des Eluats für die Bestimmung anorganischer Schadstoffe eine Druckfiltration über einem 0,45 µm Membranfilter aus PTFE vor, wobei eine vorausgehende Zentrifugation des Eluats möglich ist (BBodSchV, 1999; ISO/TS 21268-2, 2006). Für das Verhältnis von Filterdurchmesser zu Feststoffmenge ist dabei ein Mindestausmaß festgelegt, um die Rückadsorption von Schadstoffen (oft in Form von Kolloiden) zu reduzieren.
- Bei organischen Schadstoffen: die Analyse vor allem lipophiler organischer Schadstoffe aus einem Eluat wird oftmals nicht als Routineanwendung, sondern nur als „erweiterter Anwendungsbereich“ deklariert (LUA NRW, 2003), was auf die Unsicherheit dieser Methode hinweist. Werden aus einem Eluat organische Schadstoffe bestimmt, so ist dieses mittels Zentrifugieren vom Feststoff zu trennen. Ist nach der Zentrifugation das Eluat nach wie vor trüb, muss es zusätzlich filtriert werden (0,45 µm Glasfaserfilter). Scheithauer et al. (2006) schlagen weitergehend vor, die Intensität der Zentrifugation von der Trübung des Eluats abhängig zu machen. Als Grenzwert dient dabei ein definierter niedriger Wert der Trübung (1-2 FNU). Kann dies durch Zentrifugieren nicht erreicht werden, muss zusätzlich filtriert werden.

Es ist davon auszugehen, dass die in den jeweiligen Regelungen angeführten Vorschriften zur Separation des Eluats von der Festphase einen großen Einfluss auf das Resultat der Materialuntersuchung haben. Möglicherweise hat die Vorgangsweise bei der Separation eine größere Auswirkung auf das Resultat der Untersuchung als die Auswahl eines bestimmten Elutionsverfahrens.

6.1.3 Anmerkungen zur Probenvorbereitung

Oft wird gefordert, für die Materialuntersuchungen möglichst Natur belassene Proben zu verwenden (z.B. ISO/TS 21268-2 2006; LUA NRW 2003). Eine Probentrocknung mit nachfolgender Separation des Feinanteils und Grobanteils ist allerdings (häufig optional, wenn z.B. keine Siebung des Materials in feldfeuchten Zustand möglich ist) ebenfalls in den Verfahrensvorschriften zu finden (z.B. BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT 2002). Auf welche Korngröße die Materialprobe vor der Untersuchung zu separieren oder zerkleinern ist, wird in den Regelungen unterschiedlich gehandhabt. Bei Vorliegen von anorganischen Schadstoffen ist dies meist 2 mm: (z.B. BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT 2002, BBodSchV, 1999). ISO/TS 21268-2 (2006) fordert eine Grenze von 4 mm. Bei jüngeren Regelungsbestrebungen wird versucht, auch mit größeren Probenmengen die Untersuchungen durchzuführen, um dadurch auch gröberes Material direkt mit untersuchen zu können (z.B. Korngröße bis 32 mm bei DIN 19592 zitiert in KALBE et al. 2009). Die deutsche BBodSchV (1999) fordert eine Abtrennung der Korngröße bei 2 mm, allerdings wird dies an anderer Stelle wieder aufgeweicht, sodass eine Konkretisierung der Regelung

meist auf Länderebene erfolgen musste (LUA NRW, 2003). ÖNORM S 2115 nennt ein maximales Größtkorn von 10 mm.

Muss eine Trocknung durchgeführt werden, wenn eine Separation der Materialfraktionen nicht möglich ist, so ist vor allem bei der Untersuchung organischer Schadstoffe schonend vorzugehen (z.B. ISO/TS 21268-2, 2006: 25 °C).

Bei leichtflüchtigen organischen Schadstoffen sind bereits zum Zeitpunkt der Probenahme geeignete Maßnahmen zu treffen, um Verluste zu vermeiden (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT 2002; ÖNORM S2091, 2006).

Bei den nachfolgenden Verfahrensbeschreibungen wird das jeweils zulässige maximale Größtkorn angeführt, wenn dies in den Regelungen festgelegt wurde.

6.1.4 Elutionen mit Wasser (enges Verhältnis Wasser zu Feststoff)

Diese dienen im Allgemeinen dazu, die aktuelle Konzentration anorganischer Schadstoffe in der Porenlösung zu ermitteln. Teilweise wird durch diese Elutionsverfahren auch das Auslaugverhalten nicht flüchtiger organischer Schadstoffe ermittelt.

6.1.4.1 Bodensättigungsextrakt (BoSE)

Verfahrensbeschreibung (z.B. BBodSchV, 1999; Tabelle 3):

Ca. 250 g Feststoff (nicht getrocknet) wird bis zur Feldkapazität mit destilliertem Wasser angefeuchtet, durchmischt und 24 h bei 5 °C stehengelassen. Danach wird das Material weiter befeuchtet bis die sogenannte Fließgrenze erreicht ist (glänzende Oberfläche, Zerfließen einer Spachtelkerbe). Danach wird das Material verrührt und nochmals 24 h bei 5 °C unter Verdunstungsschutz stehen gelassen. Die Abtrennung des Eluats erfolgt mittels Zentrifugieren und Druckfiltration.

Tabelle 3: Bodensättigungsextrakt: Grundlegende Verfahrenskennzeichen

Korngröße Probe, Probenmenge	In BBodSchV nicht exakt definiert, allerdings nur bei bindigen Böden < 2mm möglich; Probenmenge ca. 250 g, je nach Analytik größere Bodenmenge notwendig
Probenvorbereitung	Eventuell Siebung auf < 2 mm, bei organischen Schadstoffe Trocknung möglichst vermeiden
Elutionsmittel	bidestilliertes Wasser
Elutionsdauer	48 h
pH-Wert	nicht eingestellt (probenabhängig)
Filtration	Membranfiltration 0,45 µm (bei organischen Schadstoffen: siehe Anmerkung zu Separation am Beginn des Kapitels 6.1.4
Flüssigkeits-/Feststoffverhältnis	von Bodenart abhängig
Mechanische Beanspruchung	Gering

Anmerkung: Es existieren Verfahrensvorschläge, bei dem der Bodensättigungsextrakt mit einem fixen Flüssigkeits-/Feststoffverhältnis von 1:1 durchgeführt wird (Scheithauer et al., 2006; Scheithauer und Berger, 2004). Die Vorteile dabei sind eine standardisierte Zugabe von Wasser und eine Erleichterungen für die Analytik auf Grund der größeren gewonnenen Eluatmenge.

Anwendungsbereich: Elution anorganischer Schadstoffe, erweiterter Anwendungsbereich: schwer flüchtige organische Schadstoffe

Vorteile: geringe mechanische Beanspruchung des Materials, realitätsnahes Flüssigkeits-/Feststoffverhältnis

Nachteil: die Herstellung des Eluats ist nicht genau standardisierbar (Menge des zugegebenen Wassers; wie lange wird durchmischt); die Ausbeute an Eluat ist gering (maximal 100 ml bei Einsatz von 250 g Material), wodurch die Analytik eingeschränkt ist; kann nur bei bindigen Böden angewendet werden; die Bestimmung der Fließgrenze wird bei nicht bindigen Materialien immer ungenauer

Diskussion:

Dieses Verfahren sollte aufgrund seiner Konzeption am ehesten die aktuelle Schadstoffkonzentration des Sickerwassers im Untergrund erfassen (BBodSchV 1999, LUA NRW 2003). Theoretisch könnten mit dieser Methodik auch schwerflüchtige, leicht wasserlösliche organische Schadstoffe mitbestimmt werden. Laut LUA NRW (2003) liegen allerdings dafür keine Erfahrungswerte vor. In jüngster Zeit mehren sich die Hinweise, dass bei Anwendung dieser Methode, die realen im Sickerwasser auftretenden Konzentrationen überschätzt werden (LABO 2003, BODE & BECKER 2005), Scheithauer et al. 2006). BERGER et al. (2006) fanden bei der Untersuchung eines mit Schwermetallen kontaminierten Bodens eine gute Übereinstimmung der Konzentration an Cr, As, Ni und Sb im BoSE mit den Anfangskonzentrationen dieser Elemente aus dem Perkolat parallel durchgeführter Säulenversuche. Der Gehalt an Kupfer im BoSE übertraf hingegen die Anfangskonzentration im Säulenperkolat um das ca. dreifache. SCHEITHAUER & BERGER (2004) verglichen die Konzentrationen an Schwer- und Halbmetallen im Sickerwasser eines Lysimeters mit den Gehalten im BoSE (es wurden dabei eine Mischprobe untersucht, die aus Bodenproben äquivalent zu den Horizonten des Lysimetermonolithen zusammengestellt wurde). Bei Chrom unterschätzte der BoSE deutlich die Konzentration im Lysimetersickerwasser. Die Gehalte an Cu und As betrug im BoSE der Mischprobe ca. das Doppelte des Sickerwassers. Führt man die Bodensättigungsextraktion an Bodenmaterial durch, welche einem stärker kontaminierten Horizont im oberen Abschnitt des Lysimeters entspricht, so lagen die Konzentrationen des BoSE bei den Elementen Cu und As um ein Vielfaches über den Sickerwasserkonzentrationen. Die Autoren weisen darauf hin, dass es schwierig ist, die Ergebnisse des BoSE mit Konzentrationen im Sickerwasser von monolithischen Lysimetern zu vergleichen, da dabei auch Transportbetrachtungen, vor allem der Rückhalt in den tieferen Bodenschichten mitberücksichtigt werden müssten.

2:1 Elution, ISO/TS 21268-1, ÖNORM EN 12457-1 (2003),

Verfahrensbeschreibung (z.B. LUA NRW, 2003, ÖNORM EN 12457-1, 2003; DIN 19529, 2009; Tabelle 4)

Ca. 100 g Probenmaterial bezogen auf Trockenmasse (ÖNORM EN 12457-1 gibt ca. 175 g vor; bei DIN 19529, 2009 ist die Probenmenge variabel in Abhängigkeit von der Korngröße: bei einem Größtkorn von 32 mm wird eine Probenmenge von 2,5 kg gefordert) werden mit destilliertem Wasser versetzt, sodass sich ein Flüssigkeits-/Feststoffverhältnis von 2:1 ergibt. Die Probe wird 24 h langsam geschüttelt (Überkopf- oder Horizontalschüttler), um eine zu starke mechanischen Belastung zu vermeiden. Nach Sedimentation der Suspension von 15 min wird das Eluat dekantiert, zentrifugiert und filtriert.

Tabelle 4: 2:1 Elution: Grundlegende Verfahrenskennzeichen

Korngröße Probe, Probenmenge	Unterschiedlich (zwischen 2 mm und 32 mm); eingesetzte Menge zwischen 100 g und 2,5 kg
Probenvorbereitung	Eventuell Siebung auf geforderte Korngröße, bei der ÖNORM EN – Reihe 12457 gibt es eine eigene Normen für Größtkorn 4 mm und 10 mm, bei organischen Schadstoffe Trocknung möglichst vermeiden
Elutionsmittel	bidestilliertes Wasser
Elutionsdauer	24 h
Schüttelfrequenz	nicht exakt definiert („langsam“): zu starke mechanische Belastung soll vermieden werden (LUA NRW 2003, HLUK 2002; ÖNORM EN 12457-1)
pH-Wert:	nicht eingestellt (probenabhängig)
Filtration	Membranfiltration 0,45 µm (bei organischen Schadstoffen: siehe Anmerkung zu Separation am Beginn des Kapitels 6.1.4
Flüssigkeits-/Feststoffverhältnis	2 l/kg
Mechanische Beanspruchung	Ja, sollte gering gehalten werden

Anwendungsbereich: Elution anorganischer Schadstoffe, erweiterter Anwendungsbereich: schwer flüchtige organische Schadstoffe

Vorteile: geringe mechanische Beanspruchung des Materials, Flüssigkeits-/Feststoffverhältnis ist realitätsnäher als bei 10:1 Elution und entspricht eher der aktuellen Sickerwasserkonzentration

Nachteil: die Ausbeute an Eluat ist zwar höher als beim BoSE aber bei Einsatz von 100 g Bodenmaterial noch immer limitiert (kritisch vor allem bei der Analytik organischer Schadstoffe); Anwendbarkeit für die Bestimmung von lipophilen organischen Schadstoffen ist unsicher

Diskussion:

Diese Elutionsverfahren wurden entwickelt, um die beim BoSE auftretenden technischen Probleme (nicht definierte Wassermenge, geringe Eluatmenge) zu umgehen. Diese können auch bei weniger bindigen Materialien eingesetzt werden. SCHEITHAUER & BERGER (2004) favorisieren dabei die 1:1 Extraktion, da diese dem BoSE annähernd entsprachen. BODE & BECKER (2005) zeigten, dass mit der 2:1 Elution real in Lysimetersickerwasser gemessene Konzentrationen weniger stark unterschätzt werden als bei einer Elution mit einem Flüssig-Festverhältnis von 10:1 (Verfahren DEV S4). Als Basis dieser Studien dienen meist parallel durchgeführte Lysimeteruntersuchungen. BODE & BECKER (2005) weisen auch darauf hin, dass auch elementspezifische Unterschiede auftreten. So konnte durch die 2:1 Elution für die Schwermetalle Chrom und Molybdän im Vergleich mit der 10:1 Elution eine Annäherung an die Lysimetersdaten erreicht werden, für Blei hingegen konnte dies nicht beobachtet werden. BERGER et al. (2005) fanden bei parallel durchgeführten Säulenversuche eine gute Übereinstimmung mit diesen Elutionsmethoden. Sie empfehlen daher die 1:1 Extraktion oder 2:1 Elution zur Bestimmung der aktuellen mittleren Sickerwasserkonzentration. SCHEITHAUER et al. (2006) schlagen diese Elutionsverfahren nicht nur für anorganische Parameter, sondern auch für die

Ermittlung von PAK-Gehalten im Sickerwasser vor, da bei ihren Untersuchungen diese Elutionen im Vergleich zu Lysimeteruntersuchungen gleichwertige Ergebnisse lieferten wie Säulenversuche nach LUA NRW (2000), der Aufwand aber viel geringer ist als für Säulenversuche. Sie weisen darauf hin, dass die Trübung des Eluats bzw. Sickerwassers einen großen Einfluss auf die Analysenergebnisse hat (siehe auch Kapitel 6.1.2).

6.1.5 Elutionen mit Wasser (weites Verhältnis Wasser zu Feststoff)

Diese Verfahren wurden zur Charakterisierung (des maximal mobilisierbaren Schadstoffanteils) von Abfallmaterialien entwickelt. Prinzipiell waren sie eher zur Erfassung leicht löslicher anorganischer Substanzen gedacht (LABO 2003). Sie können für die Ermittlung des Mobilisierungsverhaltens anorganischer als auch schwerflüchtiger organischer Schadstoffe herangezogen werden. Häufig beträgt das Wasser/Feststoffverhältnis bei diesen Methoden 10:1.

Verfahren: ÖNORM S 2115, ÖNORM EN 12457-2 (2003), DIN 38 414-4 (DEV S4), ASTM D 3987, ISO/TS 21268-2, etc.

Verfahrensbeschreibung (z.B. LUA NRW, 2003, ÖNORM EN 12457-2, 2003; ISO/TS 21268-2; Tabelle 5)

Das Probenmaterial (meist wird eine Menge von ungefähr 100 g eingesetzt; bei Einsatz größerer Materialmengen würde dies sehr große Volumina der eingesetzten Schüttelgefäße bewirken) wird mit destilliertem Wasser versetzt, sodass sich ein Flüssigkeits-/Feststoffverhältnis von 10:1 ergibt. Die Probe wird 24 h langsam geschüttelt (Überkopf- oder Horizontalschüttler), um eine zu starke mechanischen Belastung zu vermeiden. Nach Sedimentation der Suspension von 15 min wird das Eluat dekantiert, zentrifugiert und filtriert.

Tabelle 5: 10:1 Eluat: Grundlegende Verfahrenskennzeichen

Korngröße Probe, Probenmenge	Unterschiedlich (zwischen 2 mm und 10 mm); eingesetzte Menge: ca. 100 g
Probenvorbereitung	Eventuell Siebung auf geforderte Korngröße oder Zerkleinerung (ÖNORM S 2115: Größtkorn 10 mm; bei der ÖNORM EN – Reihe 12457 gibt es eine eigene Normen für Größtkorn 4 mm und 10 mm), bei organischen Schadstoffe Trocknung möglichst vermeiden
Elutionsmittel	destilliertes Wasser; 0,001 M CaCl₂ – Lösung (ISO/TS 21268-2)
Elutionsdauer	24 h
Schüttelfrequenz	5 - 10 U min⁻¹(Überkopfschüttler), 10 U min⁻¹(Horizontalschüttler),
pH-Wert:	nicht eingestellt (probenabhängig)
Filtration	Membranfiltration 0,45 µm (bei organischen Schadstoffen: siehe Anmerkung zu Separation am Beginn des Kapitels 6.1.4
Flüssigkeits-/Feststoffverhältnis	10 l/kg
Mechanische Beanspruchung	Ja

Anwendungsbereich: Elution anorganischer Schadstoffe, erweiterter Anwendungsbereich: schwer flüchtige organische Schadstoffe

Vorteile: relativ einfach durchzuführendes Routineverfahren; kann für viele unterschiedliche Materialien eingesetzt werden (Boden, Abfall, Schlamm, etc.); es existieren viele Prüfwerte

Nachteil: kein naturnahes Flüssigkeits-/Feststoffverhältnis; gegenüber realen Bodenlösungen tritt bedingt durch das Flüssigkeits-/Feststoffverhältnis von 10:1 „in der Regel“ eine Verdünnung der Schadstoffe im Eluat auf (LUA NRW 2003)

Die Methode wird als weitgehend ungeeignet für lipophile organische Substanzen betrachtet (LUA NRW 2003)

Durch die mechanische Beanspruchung entstehen neue Phasengrenzflächen, die der Elution unter natürlichen Bedingungen möglicherweise nicht unterliegen.

Die normalerweise für die Elution eingesetzten 100 g Material sind problematisch hinsichtlich der Repräsentativität der Untersuchung. Bei Elution größerer Materialmengen sind entweder großvolumige

Gefäße zu verwenden oder es erhöht sich der Aufwand, wenn das Material für die Elution auf mehrere Gefäße aufgeteilt wird

Diskussion:

Das Flüssigkeits-/Feststoffverhältnis (L/S) hat auf die Stofffreisetzung und auf die im Eluat gefundene Konzentration eines Stoffes einen wesentlichen Einfluss. Es können dabei 2 grundsätzliche Fälle unterschieden werden (BERGER et al. 2005; DURNER et al. 2004):

- Ist ein gut löslicher Stoff in nicht zu großer Menge am Boden adsorbiert, so wird dieser bereits bei einem niedrigen L/S zur Gänze desorbiert. Eine Erhöhung des L/S bewirkt daher lediglich eine Verdünnung der Konzentration im Eluat. Die freigesetzte Stoffmasse bleibt gleich. Dieser Fall wird als Verfügbarkeitslimitiert bezeichnet.
- Ist im Gegensatz dazu ein schwer löslicher Stoff in hoher Menge am Boden sorbiert, so wirkt die zugegebene Menge an Elutionsmittel als limitierend, welche Schadstoffmasse beim Elutionsvorgang freigesetzt wird. In diesem Fall spricht man von einem lösungslimitierten Vorgang. Dies kann dazu führen, dass eine Elution mit geringem L/S (BoSE, 2:1) die gleiche Konzentration aufweist, wie eine Elution mit hohem L/S (10:1). Durner et al., 2004 zeigten z.B. für die Schadstoffe As und Cr, dass teilweise auch bei Einsatz eines Eluats mit L/S > 250 noch immer kein Plateau der freigesetzten Schadstoffmasse erreicht werden konnte (bei diesem Versuch wurde allerdings eine 0,1 molare Ammoniumnitratlösung verwendet, was aber nichts am prinzipiellen Mechanismus der Desorption ändert).

Die zwei Fälle der Verfügbarkeitslimitierung und der Lösungslimitierung sind theoretische Modellvorstellungen, die in der Praxis kaum in dieser Klarheit anzutreffen sind (BERGER et al. 2005). Ein großer Unsicherheitsfaktor bei der Anwendung des 10:1 Eluats ist vor allem die starke mechanische Beanspruchung des Materials während des Schüttelns. Dies ist dann von großer Relevanz, wenn die Schadstoffe nicht nur adsorbiert im Boden, sondern als größere Partikeln sich im Boden befinden (z.B. Bleischrot, Metallreste etc.). Durch den Abrieb und die Zerkleinerung des Materials kann dies zur Folge haben, dass in einem 10:1 Eluat trotz der hohen Verdünnung (im Vergleich BoSE ca. L/S von 0,3:1) eine höhere Schadstoffkonzentration auftritt als beim BoSE. Aus diesem Grund ist nicht von vornherein die 10:1 Elution als Methode, die aktuelle Konzentration im Sickerwasser abzuleiten (wie das ja auch in der deutschen BBodSchV (1999) vorgeschlagen wird), abzulehen.

Durch das hohe Flüssigkeits-/Feststoffverhältnis unterschätzen diese Methoden im Normalfall die aktuelle Sickerwasserkonzentration. So fanden BERGER et al. (2005) bei 26 untersuchten Bodenproben, dass in den meisten Fällen (82 %) aller untersuchten Elemente der Bodenproben beim BoSE höhere Konzentrationen vorlagen als bei einer Elution mit Wasser/Feststoffverhältnis von 10:1. Durch die hohe mechanische Belastung und durch Lösungslimitierung der Desorption kann aber auch der umgekehrte Effekt eintreten (Überschätzung realer aktueller Konzentrationen durch die 10:1 Elution). Scheithauer et al. (2006) fanden z.B. für Blei eine um den Faktor 5 höhere Konzentration im 10:1 Eluat verglichen mit dem BoSE. In einem anderen Fall war die Konzentration von Arsen im 10:1 Eluat doppelt so hoch wie im BoSE. Es ist daher **nicht** mit Sicherheit festzustellen, ob mit der 10:1 Elution eher eine langfristig mobilisierbare Schadstoffmasse oder eine aktuelle Sickerwasserkonzentration erfasst wird. Dies äußert sich auch in den unterschiedlichen Einheiten bei der Angabe der Ergebnisse in den diversen Regelungen, die entweder bezogen auf die Feststoffmenge (mg/l) oder auf die Konzentration im Eluat (µg/l) anzuführen sind. Häufig wird das Ergebnis auch mit der kumulierten Schadstofffracht bei Lysimeter- oder Säulenversuch nach einem Wasser/Feststoffverhältnis (W/F oder L/S) von 10:1 verglichen (z.B. GRACOS 2003, BERGER et al. 2005).

6.1.6 Extraktionen mit stärkeren Extraktionsmittel

Es existieren eine große Zahl unterschiedlicher Extraktionsverfahren (meist aus der bodenkundlichen Anwendung abgeleitet), bei denen mit Hilfe von Neutralsalzen oder Komplexbildnern versucht wird, mobile oder

ökologisch relevante anorganische Schadstoffanteile (hauptsächlich Schwermetalle und Metalloide) zu erfassen (z.B. BLUM et al. 1996). Dazu zählen z.B.: Extraktion mittels: Ammoniumnitrat, Ammoniumacetat, Calciumchlorid, Bariumchlorid, EDTA (**Ethylendiamintetraessigsäure**), DTPA (**Diethylentriaminpentaessigsäure**). Durch Zugabe von Salzen in die Extraktionslösung in höherer Konzentration treten diese Ionen zu den an den Materialoberflächen adsorbierten Schadstoffen in Konkurrenz und verdrängen diese von ihren Bindungsplätzen. Wieviel der adsorbierten Schadstoffe dabei desorbiert werden, ist vor allem abhängig von der Konzentration und der Art (Wertigkeit und Molekülgröße) der eingesetzten Salze. Bei einem Einsatz von Komplexbildnern, wie EDTA oder DTPA werden gelöste Metalle von diesen Molekülen in einem sogenannten Metallkomplex gebunden, wodurch die Löslichkeit dieser Metalle im Vergleich zu anorganischen Lösungsgleichgewichten auch bei neutralen pH-Werten beträchtlich erhöht werden können (BLUME et al. 2007). Auch viele gelöste natürliche organische Substanzen, als DOM (dissolved organic matter) oder DOC (dissolved organic carbon) wirken komplexierend und stellen daher bei Elutionen und Extraktionen einen bedeutenden Einflussfaktor dar (siehe auch ISO/TS 21268-2).

Extraktionen liefern in der Regel höhere Konzentrationen an Schadstoffen als sie aktuell im Sickerwasser auftreten würden und können eher herangezogen werden, um die gesamte mobilisierbare Stoffmasse zu charakterisieren oder um Hinweise zur Verfügbarkeit der Schadstoffe z.B. für Pflanzen zu erhalten. Eine abschließende Beurteilung, welche Extraktionsverfahren für bestimmte Schwermetalle oder Metalloide (z.B. Arsen, Antimon) unter bestimmten Umständen die brauchbarsten Ergebnisse liefern, kann zur Zeit nicht gegeben werden. Mehrere Forschungsprojekte lassen für die nahe Zukunft tiefergehende Erkenntnisse erhoffen (Projekt NUTZRAUM, Österreich; Forschungsverbund BioRefine, Deutschland).

Verfahrensbeschreibung:

Außer der Zugabe von Salzen oder Komplexbildnern unterscheidet sich das Verfahrensprinzip der Extraktionen nicht wesentlich von den Elutionsverfahren. Es existieren allerdings bei diesen Verfahren zahlreiche Detailunterschiede bei der Durchführung hinsichtlich der Konzentrationen der eingesetzten Extraktionsmittel, des Flüssigkeits-/Feststoffverhältnisses, der Schütteldauer etc. (siehe z.B. Blum et al., 1996). Da diese Extraktionsmethoden ursprünglich aus der bodenkundlichen Anwendung herrühren, wird in den Verfahrensvorschriften meist die Verwendung von Feinboden (Korngröße < 2 mm) vorgeschrieben. In Tabelle 6 sind die Konzentrationen ausgewählter Extraktionsmittel und die Flüssigkeits-/Feststoffverhältnisse ausgewählter Extraktionsverfahren dargestellt.

Tabelle 6: Extraktionen: Konzentration und L/S-Verhältnis

Extraktion	Konzentration Extraktionsmittel	Extrakti-	L/S-Verhältnis
Ammoniumnitratextraktion	1-molar		2,5:1
Ammoniumacetatextraktion	1-molar		2:1
CaCl ₂ -Extraktion	0,1-molar		2,5:1
EDTA-Extraktion	0,05-molar		10:1
DTPA-Extraktion	0,005 ^{*)}		2:1

*) Zusätzlich erfolgt bei der DTPA-Extraktion eine Zugabe einer 0,01 m CaCl₂ – Lösung und einer 0,1 m Triethanolaminlösung (TEA) zur Einstellung des pH-Wertes auf 7,3.

Vorteile:

Die Extraktionsverfahren ermitteln mobilisierbare Fraktionen von Schadstoffen, die mittels wässriger Elution nicht erfassbar sind. Allerdings wurden diese Methoden eher für die Charakterisierung von pflanzenverfügbaren Spurenelemente entwickelt.

Nachteile:

Die eingesetzten Extraktionsmittel entsprechen keineswegs den realen Bedingungen in der Bodenlösung. Welche Extraktion unter welchen Bedingungen klar definierte Schadstofffraktionen erfasst, ist unklar.

Als einer der gebräuchlichsten Extrakte, der auch in der deutschen BBodSchV genannt ist, soll hier beispielhaft der Ammoniumnitratextrakt genauer behandelt werden.

Ammoniumnitratextraktion

Die Ammoniumnitratextraktion wurde zur Bestimmung von pflanzenverfügbaren Schwer- und Halbmetallen auf landwirtschaftlich genutzten Böden entwickelt (LABO, 2003; ÖNORM L 1094-1). Durch Extraktion mit einer 8-% Salzlösung (1-molar) werden naturgemäß höhere Anteile an anorganischen Schadstoffen vom Boden desorbiert als durch eine Elution mit Wasser. Dementsprechend wurde in einigen Untersuchungen gefunden, dass die Konzentrationen im Ammoniumnitratextrakt die Konzentrationen im Bodensättigungsextrakt, im 1:10 Wassereluat oder im Sickerwasser aus einem Lysimeterversuch weit übersteigen (LABO, 2003; SCHEITHAUER et al. 2003; BODE & BECKER 2005). SCHEITHAUER & BERGER (2004) weisen an Hand von Vergleichuntersuchungen mit Lysimetern und weiteren Elutionsverfahren an real mit Schwermetallen kontaminierten Böden darauf hin, dass der Ammoniumnitratextrakt nicht geeignet ist, die Schadstofffreisetzung vor allem für die Elemente Cu, Ni, Zn und Cd realitätsnah zu erfassen.

Für einzelne Schwermetalle wie z.B. Cd könnte der Ammoniumnitratextrakt näherungsweise den langfristig mobilen Schadstoffpool in einer Bodenprobe beschreiben (mündl. Mitteilung Dr. Friesl-Hanl). Allerdings wurde dabei ein zur Norm abweichendes Flüssigkeits-/Feststoffverhältnis von 50:1 verwendet. Der labile Pool des gleichzeitig in der Probe auftretenden Schwermetalls Zink konnte hingegen eher mit einer EDTA-Extraktion charakterisiert werden. Der labile Pool wurde dabei durch serielle Extraktion (20-fache Wiederholung mit normaler NH_4NO_3 - Extraktion) charakterisiert.

6.1.7 Gesamtgehalte

Die Bestimmung von Gesamtgehalten (meist Königswasserextraktion) für anorganische Schadstoffe z.B. ÖNORM L 1085, 1999; Extraktion mit geeigneten Lösungsmitteln für organische Schadstoffe) wird i.A. für eine Beurteilung eines möglichen Schadstoffeintrages für den Pfad Boden-Grundwasser als nicht geeignet angesehen (z.B. LUA NRW 2003). Allerdings werden diese aber auf Grund Fehlens alternativer, anerkannter Prüfverfahren nach wie vor zur Beurteilung einer Grundwassergefährdungsabschätzung herangezogen (Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, 2001; ÖNORM S 2088-1, 2004, Vorsorgewerte in der BBodSchV). Ebenso dient die Bestimmung der Gesamtgehalte der Ermittlung des Schadstoffinventars und der gesamten Schadstoffmasse an einem Altstandort. Die Gesamtgehalte finden auch nicht selten (vor allem bei flüchtigen, gering adsorbierenden organischen Schadstoffen) Anwendung für die Abschätzung der gesamten mobilen Stoffmasse, was somit einer Art worst-case Szenario für die Risikoabschätzung einer Grundwasserkontamination am untersuchten Standort entspricht.

6.1.8 Labor-Säulenversuch

Säulen- oder Perkolationsversuche dienen dazu, unter möglichst naturnahen Bedingungen die aktuelle Sickerwasserkonzentration und die Entwicklung der Schadstofffreisetzung bei unterschiedlichen L/S-

Verhältnissen zu erfassen und somit auch den zeitlichen Verlauf der Schadstofffreisetzung zu charakterisieren. In der deutschen BBodSchV (1999) werden allgemein Säulenversuche für die Ermittlung der Konzentrationen organischer Schadstoffe im Sickerwasser vorgeschlagen. Die Variationsmöglichkeiten bei der Durchführung von Säulenversuchen sind allerdings sehr groß. Als wichtigste Faktoren können folgende Versuchsparameter genannt werden:

- Ausmaße der Säule (Durchmesser, Höhe, Verhältnis von Fläche zu Höhe)
- Gesättigter Fluss oder ungesättigter Fluss
- Fließgeschwindigkeit (z.B. definiert in $\text{ml}/\text{cm}^2 \cdot \text{min}$ meist bezogen auf die leere Säule)
- Fließunterbrechungen
- Sättigungsdauer vor Beginn der Elution
- Art des Einbaus (ohne Verdichtung, mit definierter Verdichtung)
- Einbau von Filtern und/oder Quarzsand am oberen und unteren Ende der Säule
- Durchströmungsrichtung (bei gesättigtem Fluss wird meist eine Durchströmung von unten nach oben vorgeschlagen, da dadurch Luftpneinschlüsse leichter vermieden werden können (LUA NRW 2000; ÖNORM CEN/TS 14405, 2004))
- Sammlung des Eluats bei unterschiedlichen Flüssigkeits-/Feststoffverhältnissen
- Erlaubte maximale Korngröße im Verhältnis zum Säulendurchmesser

In den letzten Jahren wurden daher einige Anstrengungen unternommen, die Labor-Säulenversuche zu standardisieren. Nachdem erkannt wurde, dass bei der DIN Norm V 19736 erheblicher Konkretisierungsbedarf bestand (PFEIFER 2001) wurde vom Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen ein Merkblatt „Empfehlung für die Durchführung und Auswertung von Säulenversuchen gemäß Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung“ (LUA NRW 2000) zur Erfassung von PAK in Altlastenmaterialien herausgegeben (die Ermittlung von organischen Schadstoffen hat nach der deutschen BBodSchV mittels Säulenversuch zu erfolgen). Es wird angenommen, dass diese Versuchsdurchführung auch für andere organische Schadstoffe mit ähnlichen Eigenschaften herangezogen werden kann. Dazu wurden im Zuge dieser Studie allerdings keine Untersuchungen durchgeführt. Dieses Verfahren sollte auch noch für schluffige Materialien (Tongehalt < 5 %) anwendbar sein. Die Versuchsanordnung ist in Abbildung 1 dargestellt.

In der Schweiz schreibt die Richtlinie für die Durchführung von Eluattests einen Säulenversuch vor (BUWAL 2000). Müssen dabei Böden mit einer Durchlässigkeit geringer als 10^{-8} m/s untersucht werden, so kann dieses Material beim Einbau entweder mit „einer permeablen Matrix“ gemischt werden oder es wird auf Säulenversuche verzichtet und auf den sogenannten virtuellen Eluattest zurückgegriffen (siehe Kapitel 6.2).

Auch auf internationaler Ebene wurden in diesem Bereich Normungsarbeiten durchgeführt (Soil quality: ISO/TS 21268-3, 2006; Charakterisierung von Abfällen: ÖNORM CEN/TS 14405 (2004). Letztgenannte wiederum basiert auf NEN 7343, 1995). In jüngster Zeit wurde eine neue DIN (DIN 19528, 2009) entwickelt, bei der das Elutionsverhalten von anorganischen und organischen Schadstoffen gemeinsam untersucht werden kann (KALBE et al. 2009).

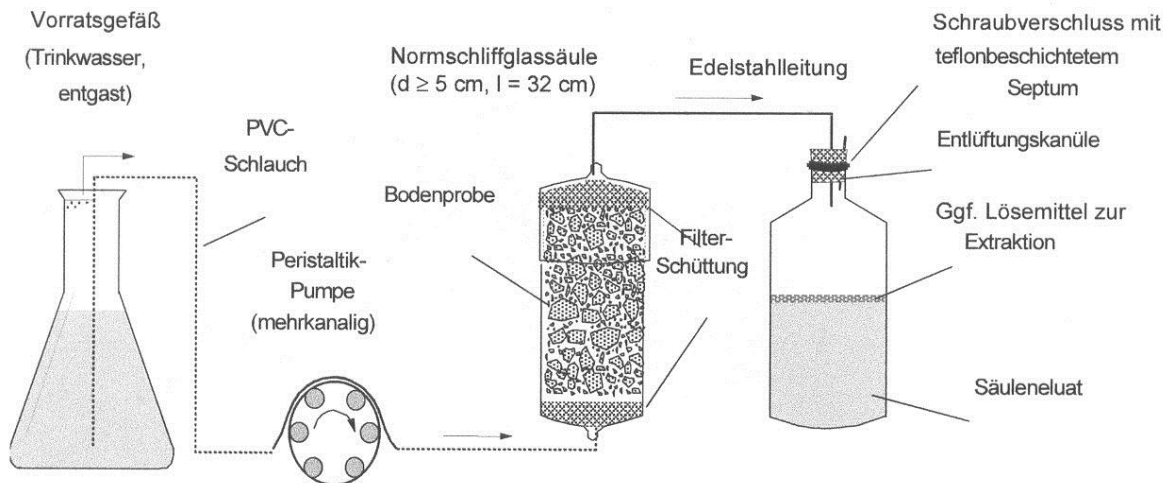


Abbildung 1: Aufbau des Säulenversuches nach LUA NRW (2000) zur Ermittlung von PAK-Gehalten im Perkolat

Alle angeführten Regelungen haben gemeinsam, dass die Versuche unter gesättigten Bedingungen mit Fließrichtung aufwärts durchgeführt werden. Weiters sind die Säulendimensionen bei diesen Regelungen größtenteils vergleichbar. Meist werden Säulen mit Durchmesser zwischen 5 und 10 cm und einer Höhe von 30 cm verwendet. Für den Schweizer Eluattest ist nur ein Verhältnis zwischen Durchmesser und Höhe festgelegt (1:5 bis 1:10). Ebenfalls festgelegt ist die maximale Korngröße, die das einzubauende Material aufweisen darf. Dabei wird meist auf das Verhältnis des Größtkorn zum Säulendurchmesser zurückgegriffen (z.B. Schweiz) oder auch absolute Angaben gemacht (z.B. ISO/ TS 21268-3: maximal 4 mm Korndurchmesser). Bei Überschreitung des zulässigen Größtkorns ist entweder eine Siebung durchzuführen oder das Material zu zerkleinern. Alle Verfahren schreiben gewisse Flüssigkeits-/Feststoffverhältnisse vor, bis zu denen das Perkolat jeweils kumulativ zu sammeln ist (zwischen 0,1 bis zu 10 l/kg). Einige wesentliche Versuchsparameter, bei denen durchaus Unterschiede feststellbar sind, sind in Tabelle 7 zusammengestellt.

Tabelle 7 Übersicht über einige wesentliche Verfahrensparameter ausgewählter Labor-Säulenversuche

Norm/Verfahren	Befüllung der Säulen	Beginn der Durchströmung nach Sättigung	Flußrate	Behandlung der Perkolate vor Analytik
LUA NRW	Einbau unter Wasser, keine Verdichtung	Unmittelbar nach Einbau und dabei erfolgender Auf-sättigung	Absolute Angabe bezogen auf Fläche: 0,01 ml/(min*cm²) Theoretische Kontaktzeit: 24 h	Zentrifugation bei höherer Trübung (> 10FNU), wenn nötig Filtration durch 0,45 µm Glasfaserfilter
Eluattest Schweiz	Einbau feldfeuchten Materials in 1-3 cm Schichten, Kompaktierung nicht exakt definiert	12-24 h	Absolute Angabe bezogen auf Pumpleistung: 3,5 ml/min Kontaktzeit variabel	Leicht lösliche Stoffe dürfen filtriert werden; schwer lösliche org. Stoffe dürfen weder filtriert noch zentrifugiert werden
ISO/TS 21268-3	Einbau vorzugsweise feldfeuchten Materials in 5 Schichten mit jeweils 3 Sub-schichte, definiertes Fallgewicht zur Kompaktierung	Mindestens 2 Tage	Absolute Angabe bezogen auf Fließgeschwindigkeit in leerer Säule: 15 cm/Tag	Zentrifugation und Filtration über Glasfaserfilter (0,45 µm)
DIN 19528	-	Unmittelbar nach rascher Sättigung (2 h)	Flussrate richtet sich nach Kontaktzeit des Wasser mit dem Material (5 h)	Zentrifugation nur bei starker Trübung (> 100 FNU); anorganische Stoffe: Filtration

Die umfangreichen Untersuchungen von PFEIFER (2001) führten zu Verfahrensänderungen im Vergleich zu DIN Norm V 19736. Eine Gleichgewichtseinstellung zwischen Schadstoff und durchströmenden Elutionsmittel ist durch die gewählten Verfahrensparameter sichergestellt. Bei der Weiterentwicklung dieses Verfahrens erfolgte allerdings nur teilweise ein Vergleich mit real gemessenen Sickerwasserkonzentrationen wie z.B. Lysimeteruntersuchungen. Eine allgemeine Validierung dieses Verfahrens steht demzufolge noch aus (SCHEITHAUER et al., 2006). Parallel durchgeführte Elutionen nach DIN 38 414-4 (DEV S4) ergaben in einigen Fällen vergleichbare PAK-Konzentrationen im Eluat (Faktor < 2 bei 8 Böden). Bei 3 Böden übertrafen die DEV S4 Werte die Säulenergebnisse um einen Faktor zwischen 3 und 13. In 2 Fällen betrug die S4 Konzentrationen trotz Aufbereitung des Eluats durch Zentrifugation und Filtration das 65 bzw. 680-fache des Säulenperkolats. Pfeifer (2001) führt dies auf eine mögliche Öl-Mikroemulsionsbildung bei der drastischen Durchmischung im DEV S4 Versuch zurück.

In einer jüngeren Arbeit empfehlen Scheithauer et al. (2006) für die Ermittlung von PAK Gehalten im Sickerwasser eher eine Elution mit einem engen Wasser/Feststoffverhältnis von 2:1, da bei ihren Untersuchungen diese Elutionen im Vergleich zu Lysimeteruntersuchungen gleichwertige Ergebnisse lieferten wie Säulenversuche nach LUA NRW (2000) und diese weniger Aufwand als ein Säulenversuch bedeuten.

Im Zuge des Verbundprojektes „Sickerwasserprognose“ wurde ebenfalls eine große Anzahl an Säulenversuche durchgeführt, um die Konzentrationen anorganischer Schadstoffe zu erfassen. KLOTZ (2006) und DURNER et al. (2004) zeigen auf, dass die Ergebnisse von vielen Faktoren abhängig sind (gesättigte/ungesättigte Bedingungen, Filtergeschwindigkeit, unterschiedliche Freisetzung von Schadstoffen bei Fließunterbrechung, technische Ausführung der Säulen, untere Randbedingung, etc.). Säulenuntersuchungen unter ungesättigten Bedingungen können nach KLOTZ (2007) bei Einhaltung von Verfahrensvorschriften i.a. gleichwertige Ergebnisse beim jeweiligen Wasser/Feststoffverhältnis liefern wie optimierte Batchversuche und Lysimeterversuche. Auch BERGER et al. (2006) verglichen an Hand eines mit Schwer- und Halbmetallen kontaminierten Bodens den Verlauf der Konzentrationen im Ausfluss von Säulen mit den Ergebnissen von parallel durchgeführten Elutionsversuchen (BoSE, S4 2:1, S4 10:1, Extrakt 1:1) sowie den Gehalten in Lysimetersickerwasser. Dabei waren im Allgemeinen für die Elemente As, Cu, Sb, Ni die Elutionen des BoSE, des Extrakt 1:1 und des S4 2:1 eher mit den Konzentrationen des Anfangsperkolats vergleichbar, während die Endgehalte des Säulenperkolats im Bereich der Gehalte des S4 10:1 und der Lysimetersickerwasser lagen (Ausnahme BoSE beim Element Cu). Ähnliche Ergebnisse fanden auch DURNER et al. (2004). In beiden vorgenannten Fällen wurden die Vergleiche auf Basis der jeweiligen Konzentrationen in den Eluaten und Säulenperkolaten vorgenommen und bei der grafischen Darstellung willkürlich auf der Abszisse eingetragen. Es wurde nicht versucht, die jeweils ausgetragene Schadstoffmasse in den Eluaten unter Berücksichtigung des jeweiligen Flüssigkeits-/Feststoffverhältnisses mit dem kumulierten Schadstoffaustrag des Säulenperkolats zum jeweiligen L/S-Verhältnis in Beziehung zu setzen.

HOPP & DURNER (2006) schlugen im Zuge der Auswertung von Säulenversuche aus dem Forschungsverbund „Sickerwasserprognose“ eine Vorgehensweise für die Durchführung von Säulenversuchen vor. Dabei soll das austretende Perkolat kontinuierlich gesammelt und in 3 Proben bei L/S von 0,2, 1 und 4 fraktioniert werden. Die Analysenergebnisse dieser 3 Proben werden an eine einfache mathematische Funktion angepasst, die den kumulativen Schadstoffaustrag beschreibt. Die Quellstärkekonzentrationen errechnen sich in weiterer Folge aus der Ableitung dieser Funktion. Es wird vermutet, dass diese Vorgangsweise für alle Stoffe verwendet werden kann, die durch einen desorptionsbedingten Prozess aus einem kontaminierten Substrat freigesetzt werden.

Als Beispiel für einen in den USA angewandten Säulenversuch steht der Test nach ASTM D4874 (Standard Test Method for Leaching Solid Material in a Column Apparatus; ASTM 1995). Dieser Test wird zur Bestimmung der Auslaugbarkeit von nichtflüchtigen (bis mäßig flüchtigen) Stoffen aus einer Feststoffmatrix angewandt. Er erfolgt unter gesättigten „up-flow“-Bedingungen, um präferentiellen Fluss und Randläufigkeiten zu vermeiden. Als Extraktionsmittel wird Wasser verwendet.

Vorteile: mit Säulenversuchen ist es möglich, relativ naturnah die aktuellen Sickerwasserkonzentrationen abzuschätzen, Desorptionsmechanismen zu klären, sowie einen Trend der Konzentrationsentwicklung bei definierten Wasser/Feststoffverhältnissen abzuschätzen.

Nachteile: diese Versuche sind kosten- und zeitaufwändig. Je naturnäher sie durchgeführt werden (geringe Flussraten bei ungesättigten Bedingungen mit Fließunterbrechung, etc.), umso länger dauern sie. Je nach Vorgangsweise bei der Versuchsabwicklung sind unterschiedliche Ergebnisse zu erwarten.

6.1.9 Sequentielle Extraktionen, serielle Elutionen und pH-stat-Verfahren und weitere Sonderverfahren

Es gibt viele weitere, meist aufwändige Verfahren, um die Freisetzung von Schadstoffen aus dem kontaminierten Material näher zu charakterisieren bzw. diese Freisetzung bei veränderlichen Milieubedingungen zu erfassen.

Sequentielle Verfahren dienen dazu die Bindungsmechanismen der Schadstoffe an bestimmte Materialbestandteile durch aufeinanderfolgende Extraktion mit verschiedenen Extraktionsmittel zu charakterisieren (organische Substanz, Fe- und Mn-Oxide, etc.). Diese Verfahren können dazu dienen, die gesamte mobilisierbare Stoffmasse zu erfassen. Es gibt allerdings noch keine Festlegungen, welche Extraktionsschritte tatsächlich verfügbare Schadstofffraktionen entsprechen und welche Fraktionen auch langfristig adsorbiert und nicht verfügbar sind (LABO 2006)

Mittels **serieller** (wiederholter) **Extraktion** (Niederlande: **Kaskadentest** nach NEN 7343/7344; **Multiple Extraction Procedure**; US EPA, 1986) kann ebenfalls versucht werden, die gesamte mobilisierbare Schadstoffmasse zu erfassen. Die MEP ist eine serielle (und im 1. Schritt auch sequentielle) Extraktion beginnend mit Essigsäure (Simulation von Hausmülldeponie-Bedingungen) und mindestens 8 weiteren Extraktionen mit einem sauren Extraktionsmittel, um natürliche Niederschläge zu simulieren. Folgende Versuchsbedingungen sind einzuhalten:

- L/S ratio = 20:1
- Testdauer: 24 Stunden Rotation pro Extraktion

Die MEP entspricht dem genormten Test nach ASTM D 5284 (ASTM 1993a). Daneben existiert auch eine genormte serielle Extraktion von Abfällen mit Wasser als Extraktionsmittel (ASTM D 4793; ASTM 1993b).

Allgemein problematisch bei diesen Versuchen ist der hohe Aufwand bei 5 bis 10-facher Wiederholung der Extraktionen pro Probe.

Auch DURNER et al. (2004) schlagen eine serielle Vorgangsweise für die Ermittlung der maximal mobilisierbaren Schadstoffmasse vor. Sie verdoppeln dabei ausgehend von einem L/S von 1:1 das Flüssigkeits-/Feststoffverhältnis bis ein Plateau der mobilisierten Schadstoffmasse erreicht wird (bis > 250:1), wobei sie als Extraktionsmittel eine 0,1 molare Ammoniumnitratlösung einsetzen. In der Praxis konnte dieses Plateau in einigen Fällen auch bei diesen sehr hohen L/S-Verhältnissen nicht erreicht werden. Sie schlagen daher vor, in einem weiteren Schritt diesen Wert durch Kurvenanpassung und Extrapolation zu ermitteln.

Bei veränderlichen Milieubedingungen wie Bodenversauerung oder Variabilität der Redoxbedingungen wird empfohlen dies auch in den Laboruntersuchungen zu berücksichtigen (z.B. GRACOS, 2003; LABO 2006). Beim **pH-stat Verfahren** wird während der Extraktion der pH-Wert durch Säure- oder Basenzugabe konstant gehalten (zwischen pH 4 und pH11). Es können dadurch langfristig veränderliche Bedingungen durch den Eintritt saurer Sickerwässer simuliert werden und die Pufferkapazität gegenüber Säureeintrag abgeschätzt werden (GRACOS 2003). Allerdings spiegelt sich darin nicht die aktuelle Sickerwasserkonzentration wider (LUA NRW 2003). VAN DER SLOOT & EIKELBOOM (2003) fanden eine gute Übereinstimmung zwischen parallel durchgeführte Extraktionen bei verschiedenen pH-Stufen (pH dependence test: CEN/TS 14997, ÖNORM CEN/TS 14997 (2007) und anderen Extraktionsverfahren. Sie schlagen daher den pH dependence test als eine Referenzmethode für viele weitere Leaching Verfahren vor. Ein durch Klärschlammaufbringung stark kontaminierter Boden wurde mit zahlreichen Elutions- und Extraktionsverfahren untersucht. Die Ergebnisse bei niedrigem und hohem pH-Wert sollen dabei der maximal mobilisierbaren Stoffmasse entsprechen, wobei auch eine Übereinstimmung mit der EDTA-Extraktion (allerdings bei abweichendem pH-Wert) festgestellt wurde.

Weiters können mit speziellen Testverfahren der Einfluss von veränderlichen Redoxbedingungen oder die Abhängigkeit der Schadstoffkonzentration vom DOC (Dissolved Organic Carbon) erfasst werden (GRACOS 2003).

TCLP (Toxicity Characteristic Leaching Procedure; US EPA 1992) und verwandte Verfahren

Die TCLP wurde ursprünglich dafür entwickelt, die Mobilität von anorganischen und organischen Stoffen (auch von flüchtigen) in flüssigen, festen oder gemischten Abfällen zu bestimmen. Insbesondere sollen dabei

die Verhältnisse, denen Abfälle unter Deponiebedingungen („co-disposal in Hausmülldeponien als worst-case“) ausgesetzt sein können, simuliert werden. Die wesentlichen Versuchsbedingungen sind folgende:

- 100 g Einwaage
- Korngröße < 9,5 mm
- L/S=20:1
- pH-Wert: 5 oder 3
- Testdauer: 18 Stunden Rotation (Gleichgewichtsbedingungen)
- Zero-Headspace-Zylinder als Versuchsgefäß beim Vorliegen flüchtiger Stoffe

Die Ergebnisse der TCLP sollen eine Entscheidung darüber ermöglichen, ob ein Abfall gefährlich oder nicht gefährlich und damit deponierbar ist. Abweichend davon wird der Test auch in folgenden Bereichen herangezogen:

- Wiedereinsatz nicht gefährlicher Abfälle (im Bauwesen)
- Deponien für nicht gefährliche Industrieabfälle
- Erfolgskontrolle von In-situ Sanierungsmaßnahmen

EXKURS

Als Reaktion auf wiederholte Kritik des US-EPA-Advisory-Boards an der TCLP wird neuerdings von der US EPA das „Framework“ von KOSSON et al. (2002) propagiert, in dem eine 3-stufige Vorgangsweise vorgeschlagen wird. Obwohl ebenfalls nur für Abfälle gedacht, erscheint dieser Verfahrensrahmen v. a. aus methodischer Hinsicht interessant.

1. Stufe: Screening mittels Availability-Tests → „Worst-Case-Szenario“

2. Stufe: Abschätzung der Mobilisierbarkeit unter chemischen Gleichgewichtsbedingungen (mit pH- bzw. L/S-Variationen) → Chemischer Rückhalt durch die Abfallmatrix

3. Stufe: Abschätzung der Mobilisierbarkeit unter Berücksichtigung der Austragsraten → Chemischer und physikalischer Rückhalt durch die Abfallmatrix

Durch das stufenweise Vorgehen sollen sich die Testbedingungen von Stufe 1 bis 3 realistischen Bedingungen annähern und die Ergebnisse bei gleichzeitig steigendem Untersuchungsaufwand standortspezifischer und weniger konservativ werden. Als Testmethoden für die einzelnen Stufen werden folgende vorgeschlagen:

- 1. Stufe: NEN 7341 (1994): 2 stufige sequentielle Extraktion (Korngröße < 300 µm; L/S=100:1; pH 4 bzw. 8) bzw. das Verfahren nach GARRABRANTS & KOSSON (2000): Einfache EDTA-Extraktion bei pH 7
- 2. Stufe: pH-abhängig: ÖNORM CEN/TS 14429 (2006): 11 parallele Extraktionen bei einem weiten pH-Bereich durch Zugabe von Säuren/Basen (Korngröße < 2 mm; Dauer: 24 h; L/S=10:1)
L/S-abhängig: 5 parallele Extraktionen (LS z. B. 10, 5, 2, 1, 0.5:1); aqua dest.; Zeit: variierend z. B. 48 h bei Korngröße 2 mm); alternativ: Säulenversuch ÖNORM CEN/TS 14405 (2004)
- 3. Stufe: NEN 7345 (1994): Extraktionen aus monolithischen Körpern bzw. verdichteten Lockersedimenten

Es existiert eine Reihe der TCLP ähnlichen Verfahren, die sich im Wesentlichen durch das eingesetzte Extraktionsmittel, die Verfahrensdauer oder das L/S-Verhältnis unterscheiden. Das vom Anwendungsgebiet interessanteste Verfahren stellt die **SPLP** (Synthetic Precipitation Leaching Procedure; US EPA 1994) dar. Das Verfahren ist als einziges der US EPA-Tests auch für „Böden“ vorgesehen und in der „Soil Screening Guidance“ explizit als Methode der Wahl zur Bestimmung der Schadstoffkonzentrationen im Bodensickerwasser empfohlen. Die beiden wesentlichsten Unterschiede zur TCLP liegen einerseits in den verwendeten Extraktionsmitteln zur Simulation saurer Niederschläge (abhängig von der geographischen Lage der zu untersuchenden Fläche entweder pH 4,2 oder pH 5). Andererseits ist die Menge des zugefügten Extraktionsmittels variabel. Sie hängt vom Massenanteil der druckentwässerbaren Materialfraktion an der Gesamtmasse des eingewogenen Materials ab.

Weitere in den USA oder Kanada gebräuchliche Verfahren sind im Folgenden aufgelistet:

- **EPTOX** (Extraction Procedure Toxicity Test Method and Structural Integrity Test; US EPA 2004) – ursprünglich der Vorläufer des TCLP-Tests
- **WET** (California Waste Extraction Test; CCR 1985)
- **LEP** (Leachate Extraction Procedure; GOVERNMENT OF ONTARIO 1993)
- **Leachate Extraction Procedure** (CGSB 1987)

6.1.10 Schlussfolgerung zu den Materialuntersuchungen

Um das aktuelle Freisetzungsverhalten von Schadstoffe und längerfristig die Entwicklung der Stoffkonzentrationen in der Porenlösung aus Materialuntersuchungen ableiten zu können, ist es einerseits notwendig, Verfahren anzuwenden, die die aktuellen Konzentrationen möglichst realitätsnahe widerspiegeln. Andererseits sind Verfahren heranzuziehen, die die maximal mobilisierbare Schadstoffmasse erfassen. Vorteilhaft sind zusätzlich Verfahren, die Auskunft über die Geschwindigkeit und die Mechanismen der Freisetzung geben können.

Daraus wird deutlich, dass es kein einzelnes Verfahren geben kann, das diesen Ansprüchen umfassend genügt. Weiters ist zu bedenken, dass unterschiedliche Schadstoffeigenschaften ebenfalls den Einsatz unterschiedlicher Verfahren bedingt. Die Schadstoffe können hinsichtlich ihrer Eigenschaften grob in 3 Gruppen gegliedert werden:

- Anorganische Schadstoffe sowie hydrophile, schwerflüchtige organische Schadstoffe mit höherer Löslichkeit in Wasser.
- Lipophile, schwerflüchtige organische Schadstoffe mit geringer Löslichkeit in Wasser
- Leichtflüchtige organische Schadstoffe.

Auf Grund der unterschiedlichen Eigenschaften bezüglich Löslichkeit, Flüchtigkeit, Adsorption/Desorption, mikrobieller Abbau etc. der oben genannten Schadstoffgruppen ist stets zu bedenken, welches Verfahren für welche Schadstoffgruppe sinnvoll einsetzbar ist.

Als Laborverfahren für leichtflüchtige organische Schadstoffe ist nur die Bestimmung der Gesamtgehalte zu nennen. Dabei ist größte Rücksicht zu nehmen, dass auf Grund von Verlusten bei Probenahme, Probenvorbereitung und Analytik keine Minderbefunde erhalten werden. Weitere Verfahren, wie sie für die beiden anderen Schadstoffgruppen eingesetzt werden, um spezifische Schadstofffraktionen zu ermitteln oder um deren Verhalten im Untergrund zu charakterisieren, werden für diese Schadstoffgruppe als ungeeignet eingestuft.

Für die beiden weiteren Schadstoffgruppen werden häufig die gleichen oder ähnliche Verfahren eingesetzt. Oftmals sind deren spezifische Eigenschaften bei einzelnen Verfahrensschritten zu berücksichtigen (Adsorption an Gefäßwänden, Einsatz unterschiedlicher Filter, unterschiedliches Vorgehen bei der Zentrifugation

etc.). Für die Gruppe der lipophilen organischen Schadstoffe liegen umfangreiche Methodvalidierungen nur für PAK vor. Die nachfolgend getroffenen Schlussfolgerungen gelten daher strenggenommen nur für diese Schadstoffverbindungen.

Zur Ermittlung der aktuellen Schadstoffkonzentration stellte sich auch unter den Gesichtspunkten der Praktikabilität die Elution mit einem Flüssigkeits-/Feststoffverhältnis (L/S) von 2:1 als bestgeeignet heraus. Die rasche Durchführbarkeit dieses Verfahrens sowie der eher geringe Aufwand macht dieses Verfahren vor allem für frühe Erkundungsphasen von Altlastenstandorten attraktiv. Von SCHEITHAUER et al. (2006) wurde aufgezeigt, dass die 2:1 Elution bei der Ermittlung von PAK-Konzentrationen den Säulenversuchen ebenbürtig ist. Für die Erfassung von PAK ist noch wesentlicher Forschungs- und Normierungsbedarf bezüglich der Separation des Eluats (oder Perkolats) von Feststoffanteilen gegeben. Dieser Verfahrensschritt könnte in manchen Fällen das Ergebnis stärker beeinflussen als die Auswahl des Verfahrens selbst. Der Bodensättigungsextrakt überschätzt tendenziell die mittlere Sickerwasserkonzentration, während eine 10:1 Elution auf Grund ihres hohen L/S diese in den meisten Fällen unterschätzt. Bei PAK kann die 10:1 Elution in manchen Fällen extreme Überbefunde liefern.

Für die Ermittlung der maximal mobilisierbaren Stoffmasse haben sich hingegen noch keine einfachen und ohne hohen Aufwand durchzuführende Elutions- oder Extraktionsverfahren herauskristallisiert, die diese Aufgabe zufriedenstellend bewerkstelligen. Bei manchen leichter verfügbaren organischen Schadstoffen und bei Nichtberücksichtigung von Schadstoffabbau können die Gesamtgehalte (als Worst Case Szenario) dafür herangezogen werden. Diese Vorgehensweise würde allerdings für stark adsorbierte organische Schadstoffe sowie für Schwer- und Halbmetalle in den allermeisten Fällen eine völlig unrealistische Überschätzung der mobilisierbaren Stoffmasse bedeuten. DURNER et al. (2004) zeigten z.B. für die Elemente As und Cr auf, dass die mobilisierbaren Stoffmassen bei den von ihnen untersuchten Böden im Bereich zwischen 0,05 und 1,8 % des Gesamtgehalt betragen. Umfangreiche Untersuchungen zeigten auf, dass in ca. 80 % aller Fälle (bei Schwer- und Halbmetallen) die klassische 10:1 Elution im Vergleich zu Säulenversuche bei einem entsprechenden L/S vergleichbare Ergebnisse liefert. In der Realität würde dies also die in ca. 50 bis 200 Jahren (je nach Sickerwasserbildung) freigesetzte Schadstoffmasse bedeuten. Diese Methode kann allerdings auch völlig unrealistische Überbefunde liefern, vor allem dann wenn die mechanische Belastung beim Schütteln der Probe eine Rolle spielt. Dieses Verfahren ist daher als potenziell unsicher einzustufen, wenn es bei einer Untersuchung als alleiniges Verfahren eingesetzt wird, um die Mobilität von Schadstoffen zu beschreiben. Auf jeden Fall sollte die 10:1 Elution dann vermieden werden, wenn größere Schadstoffpartikel wie z.B. Bleischrot, Metallrest etc. sich in der zu untersuchenden Probe befinden. Dabei würde der entstehende Abrieb drastische Überbefunde liefern.

Um die mobilisierbare Stoffmasse mit Hilfe einfacher Elutions- oder Extraktionsverfahren zu bestimmen, sollte auf jeden Fall material- und schadstoffspezifisch vorgegangen werden. Bereits begonnene Forschungstätigkeiten geben die Hoffnung, dass diese einfachen Verfahren zumindest für einzelne Schadstoffe und Materialtypen für die nahe Zukunft zur Verfügung stehen werden.

Bei einer Altlasterkundung auf tiefergehendem Niveau kann für die Ermittlung der mobilisierbaren Stoffmasse auf unterschiedliche Ansätze zurückgegriffen werden. Dies kann z.B. durch Perkolation im Säulenversuche bis zu einem weiten L/S-Verhältnis bewerkstelligt werden. Positiv dabei ist, dass umfangreiche Normierungstätigkeiten auf nationaler sowie internationaler Ebene eine einheitliche Verfahrensentwicklung erleichtern und somit eine bessere Vergleichbarkeit gewährleisten. Unklarheit herrscht allerdings noch, in wie weit einzelne Verfahrensparameter (gesättigter Fluss, Geschwindigkeit der Fließrate, Einbau des Material in die Säule) das Ergebnis beeinflussen und realitätsnahe Befunde liefern. Hier ist noch keine abschließende Beurteilung möglich. Weitere relativ aufwändige Verfahren, um die mobilisierbare Stoffmasse zu erfassen, sind serielle und sequenzielle Elutions-/Extraktionsverfahren, sowie Verfahren, die den pH-Wert während des Auslaugvorganges regulieren. Letztgenannte Verfahren sind vor allem dann plausibler Weise durchzuführen, wenn pH-Wert-Änderungen für die nächsten Jahrzehnte oder Jahrhunderte zu erwarten sind.

Die Ermittlung der Gesamtgehalte ist nach wie vor notwendig, um die Gesamtmasse der Schadstoffe und das Schadstoffinventar zu erfassen. Mit Hilfe von Verteilungskoeffizienten (K_d , K_{oc}) und weiteren Standort- und Materialeigenschaften kann aus diesen Werten die Konzentration im Sickerwasser abgeleitet werden. Dies

sollte vor allem zur Plausibilitätsprüfung von Analyseergebnissen Verwendung finden (siehe nachfolgendes Kapitel 6.2).

6.2 Rechnerische Ableitung der Sickerwasserkonzentration

6.2.1 Leichtflüchtige organische Schadstoffe

Mittels empirischer Verfahren oder auf Basis physikalisch/chemischer Gesetzmäßigkeiten kann aus Messergebnissen, die nicht direkt auf die Erfassung der Schadstoffkonzentrationen im Sickerwasser abzielen, die gewünschten Informationen abgeleitet werden. So ist in der dänischen Richtlinie zur Altlastensanierung angeführt, wie bei flüchtigen organischen Schadstoffen aus dem Gesamtgehalt der untersuchten Probe, die Konzentration im Sickerwasser und in der Gasphase errechnet werden kann (DANISH ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY 2002). Auch in der Schweizer Richtlinie für die Durchführung von Eluattests (BUWAL 2000) wird beschrieben wie im Zuge des „virtuellen Eluattests“ aus Gesamtgehalten von nicht flüchtigen organischen Schadstoffen deren Konzentration im Sickerwasser errechnet werden kann. Dabei gilt folgende Beziehung:

$$C_w = C_t / (K_d + W/F \cdot 1/\rho_w)$$

C_t	Gesamtgehalt der Verbindung in der Feststoffprobe
C_w	Gehalt der Verbindung im Porenwasser der Feststoffprobe
K_d	Verteilungskoeffizient zwischen der Wasserphase und der Festphase
W/F	Wasser-/Feststoffverhältnis
ρ_w	Dichte von Wasser

Eine direkte Bestimmung oder rechnerische Ableitung von Sickerwasserkonzentrationen anhand von Laboruntersuchung an Feststoffproben (Elution oder auch Extraktion) ist jedoch sehr kritisch zu hinterfragen. Bei Probenahmen kommt es auf Grund der hohen Flüchtigkeit (hoher Dampfdruck bzw. Henry-Konstante) zu nicht quantifizierbaren, stark witterungsabhängigen Verlusten. Darüber hinaus führt die Probenvorbereitung im Labor (z.B. Abtrennung, Siebung) zu weiteren, nicht kontrollierbaren Verlusten durch einen Übergang der Schadstoffe in die Gasphase.

Der Einsatz von Bodenluftuntersuchungen wird in der Literatur und in diversen Regelungen unterschiedlich bewertet. Teilweise werden (in-situ) Bodenluftmessungen als die Methode der Wahl betrachtet, um leichtflüchtige Kohlenwasserstoffe (LHKW, BTEX, Benzin, etc.) im Untergrund quantitativ zu erfassen (GRACOS 2003; LFU 2001).

Die Beprobung der Bodenluft erfolgt durch Herstellung eines Bohrlochs und Einbringung geeigneter Sonden oder Lanzen zur Absaugung der Luft. Das Bohrloch ist dabei gegen die Atmosphäre abzudichten. Die angesaugte Luft kann direkt in einen portablen GC zur Analyse eingeleitet werden oder wird in einem Zwischenschritt in einem geeigneten Behälter (Gasmaus, Headspace-Gläschen, etc.) gesammelt und später injiziert. Beim sogenannten Anreicherungsverfahren wird die angesaugte Luft durch ein Adsorptionsröhrchen geführt. Je nach Füllung der Röhrchen (Aktivkohle, Silicagel, Tenax,...) werden bestimmte Gase spezifisch adsorbiert. Im Labor werden die leichtflüchtigen organischen Schadstoffe desorbiert und analysiert (siehe z.B. BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ 2003).

Nach dem Gesetz von Henry kann aus dem Gehalt in der Bodenluft die Schadstoffkonzentration im Sickerwasser errechnet werden (GRACOS 2003, BUWAL 2000):

$$C_w = C_g / H$$

C_w	Gehalt der Verbindung im Porenwasser
C_g	Gehalt der Verbindung in der Gasphase
H	Henry Konstante

Die Temperatur zum Zeitpunkt der Beprobung ist zu berücksichtigen. Ein wesentlicher Parameter, der den diffusiven und advektiven Transport der Bodenluft beeinflusst, ist der Wassergehalt im Untergrund. Es wird daher empfohlen, diesen bei der Bodenluftmessung ebenso aufzuzeichnen. Außerdem ist zu beachten, dass Berechnungen dieser Art im strengeren Sinn nur dann gelten, wenn gewisse Voraussetzungen vorliegen (kein Auftreten des Schadstoffes in Phase, Vorhandensein von Gleichgewichtsbedingungen etc.).

In anderen Regelungen wird diese Vorgangsweise nur als ein eher qualitativer Hinweis zur Abschätzung einer Grundwassergefährdung eingestuft (LUA NRW 2003; LABO 2003; DANISH ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY 2002). Bei einigen Arbeitshilfen werden auch Hilfwerte (Beurteilungswerte) für den Schadstoffgehalt in der Bodenluft angeführt mit Hilfe derer auf eine Grundwassergefährdung geschlossen werden kann (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT 2001; HLOG 2002; ÖNORM S 2088-1, 2004). In der deutschen BBodSchV sind allerdings keine Prüfwerte für Bodenluft angeführt.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass für die Bodenluftprobenahme relativ einfache und allgemein anerkannte Methoden zur Verfügung stehen. Daher sollte es möglich sein, die Größenordnung von Belastungen des Sickerwassers rechnerisch aus Ergebnissen von Bodenluftuntersuchungen abzuleiten bzw. für Plausibilitätsprüfungen von Analysenwerten heranzuziehen.

6.2.2 Schwerflüchtige organische Schadstoffe

Im Boden werden schwerflüchtige hydrophobe organische Schadstoffe im Wesentlichen durch die organische Substanz des Bodens zurückgehalten. Liegt die Konzentration in der Bodenlösung unterhalb der maximalen Löslichkeitskonzentration des organischen Schadstoffes, so kann das Gleichgewicht zwischen der Bodenlösung und dem an der organischen Substanz des Bodens sorbierten Anteil mit Hilfe von Sorptionsisothermen beschrieben werden. Dabei wird aus der Schadstoffkonzentration im Boden mittels experimentell bestimmter oder empirischer Koeffizienten die Gleichgewichts-Schadstoffkonzentration in der Bodenlösung bzw. im Sickerwasser errechnet. Auf diese Weise kann eine Abschätzung der Sickerwasserkonzentration aus analytisch ermittelten Gesamtgehalten erfolgen. Für schwerflüchtige organische Schadstoffe ist im Allgemeinen eine lineare Form der Sorptionsisotherme ausreichend (siehe z.B. UAG SICKERWASSERPROGNOSE 2008).

6.2.3 Anorganische Schadstoffe

SCHEITHAUER & BERGER (2004) ermittelten an Hand bayerischer Altlastböden für einige Schwer- und Halbmetalle (As, Sb, Zn, Cr, Cu, Tl) die Korrelationen zwischen Gesamtgehalten und den Eluatkonzentrationen bei einem Flüssigkeits- /Feststoffverhältnis von 10:1 (DEV S4). Die Autoren weisen darauf hin, dass keine eindeutigen Korrelationen vorliegen. Allerdings zeigen sie auf, dass bei den wichtigsten Elementen bei einer Unterschreitung des Hilfwert 1 des bayerischen LfW-Merkblattes 3.8/1 (Gesamtgehalte, BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT 2001) mit einer ca. 90 %-igen Sicherheit zu rechnen ist, dass auch im S4-Eluat nur Stoffkonzentrationen unter den Prüfwerten der deutschen BBodSchV zu erwarten sind.

Die Freisetzung von anorganischen Schadstoffen wie Schwermetallen, Halbmetallen, Cyaniden von der Untergrundmatrix in das Sickerwasser ist vor allem abhängig von deren Bindungsform. Da bei kontaminierten Standorten in vielen Fällen nicht bekannt ist, in welcher Verbindung der Schadstoff vorliegt oder welcher Anteil der Metallionen adsorptiv an der Matrix gebunden ist, ist eine rechnerische Ableitung der Sickerwasserkonzentration mit großen Unsicherheiten verbunden. Ist ein großer Anteil eines Schwermetalls adsorptiv gebunden, könnte theoretisch über untergrundspezifische Adsorptionsisothermen die Konzentration im Sickerwasser abgeleitet werden. Dieses Konzept wird meist für die Modellierung des Transportverhaltens von Schwermetallen im Untergrund eingesetzt. Dabei wird die Verteilung des Stoffes zwischen der sorbierten und der gelösten Phase in Beziehung gesetzt. Zur Beschreibung dieser Beziehung wird für Schwermetalle meist die Freundlich-Isotherme eingesetzt. Häufig wird allerdings auch eine Linearisierung der Adsorptionsisotherme zur Durchführung weiterer Berechnungen vorgenommen.

6.3 In-situ Untersuchungen

Bei Sondierungen (z. B. Direct-Push-Verfahren) werden bereits in-situ während des Bohrvorganges organische Schadstoffe mittels spezieller Sensoren (z.B. Laser induzierte Fluoreszenz) gemessen. Im Allgemeinen wird von diesen Verfahren nicht erwartet, die Konzentration des Schadstoffes im Sickerwasser quantitativ zu erfassen (LABO 2003). Allerdings kann damit die relative Verteilung des Kontaminanten in der Verdachtsfläche verfolgt werden und in weiterer Folge die Planung einer repräsentativen Beprobung erleichtern. Diese Verfahren können also nur indirekt die Abschätzung der Sickerwasserbelastung und das Risiko einer Grundwasserverunreinigung unterstützen.

6.4 Rückschlüsse oder Rückrechnungen aus Untersuchungen im Grundwasserabstrom

Bei bereits vorhandener Kontamination des Grundwassers und Nachweis, dass diese tatsächlich von der zu beurteilenden Verdachtsflächen herrührt, kann unter Berücksichtigung von Verdünnung, der Mächtigkeit des Aquifers, der Fließgeschwindigkeit des Grundwassers und weiterer Faktoren, die theoretische Konzentration im Sickerwasser der ungesättigten Zone hergeleitet werden (siehe z.B. DANISH ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY 2002; LUA NRW 2003; BBodSchV 1999), um den notwendigen Vergleich mit den Prüfwerten am Ort der Beurteilung zu ermöglichen. Ist noch keine Kontamination des Grundwassers festzustellen, kann dieses Verfahren aber auch dazu verwendet werden, wie es z.B. in der dänischen Richtlinie zur Altlastensanierung angeführt ist, um individuell für eine gegebene Grundwassersituation und bei vorgegebenen Qualitätskriterien für das Grundwasser, die maximal zu akzeptierenden Sickerwasserkonzentrationen für die zu beurteilende Verdachtsfläche abzuleiten.

Diese Rückschlüsse (bei bereits vorhandener Kontamination im Grundwasser) können auch zu Plausibilitätsüberprüfungen herangezogen werden, ob die durch andere Methoden erfassten Konzentrationen und Schadstofffrachten im Sickerwasser (z.B. mittels Materialuntersuchungen) eine realitätsnahe Größenordnung widerspiegeln.

7 Auswahl von Verfahren zu Materialuntersuchungen für die „Arbeitshilfe zur Abschätzung von Sickerwasserbelastungen an kontaminierten Standorten“

Zur Abschätzung der Sickerwasserkonzentration anorganischer und schwerflüchtiger organischer Schadstoffe existieren zahlreiche normierte und nicht normierte Elutions- und Perkolationsverfahren. Als Untersuchungsverfahren für die „Arbeitshilfe zur Abschätzung von Sickerwasserbelastungen an kontaminierten Standorten“ (UMWELTBUNDESAMT 2011) wurden folgende Normen ausgewählt:

Elutionsverfahren zur Untersuchung anorganischer Feststoffe:

- DIN 19529: „Schüttelverfahren zur Untersuchung des Elutionsverhaltens von anorganischen Stoffen mit einem Wasser/Feststoff-Verhältnis von 2 l kg⁻¹“. Ausgabe 2009-01.

Diese Norm ist sinngemäß auch für Elutionsuntersuchungen bei einem Wasser/Feststoffverhältnis von 10:1 heranzuziehen.

Perkolationsverfahren (Säulenversuch) zur Untersuchung anorganischer und schwerflüchtiger organischer Schadstoffe:

- DIN 19528: „Elution von Feststoffen – Perkolationsverfahren zur gemeinsamen Untersuchung des Elutionsverhaltens von anorganischen und organischen Stoffen“. Ausgabe 2009-01

7.1 Begründung der Verfahrensauswahl

Elutionsverfahren zur Untersuchung von anorganischen Schadstoffen:

Eine Elution mit einem Wasser/Feststoffverhältnis von 2:1 wird derzeit als das am besten geeignete Schüttelverfahren angesehen, um die aktuelle Sickerwasserkonzentration abzuschätzen (siehe dazu auch Kapitel 6.1.10). Es wurde daher entschieden, als Standardverfahren zur Elution von anorganischen Feststoffen („Schüttelverfahren“) eine Norm auszuwählen, die dieses Wasser/Feststoffverhältnis vorschreibt. Ein weiteres Kriterium war, dass die Norm in deutscher Sprache vorliegen sollte, um die Arbeit in den Laboratorien zu erleichtern.

Zur Elution von kontaminierten Materialien mit einem Wasser/Feststoffverhältnis von 2:1 gibt es neben dem DIN-Verfahren 19529 weitere ähnliche Verfahren wie z.B. ÖNORM EN 12457-1 oder ISO 21268-1 (diese liegt in Österreich nur als „Technische Regel“ vor). Die 3 genannten Normverfahren beschreiben mehr oder weniger gleichwertig den Eluierungsvorgang. Unterschiede existieren allerdings bei der Probenvorbereitung als auch bei der Gewinnung des Eluats nach dem Eluierungsvorgang.

Als ein wesentlicher Vorteil bei DIN 19529 im Vergleich zur EN 12457-1 und zu weiteren Normen ist anzuführen, dass bei dieser Norm eine direkte Verwendung von Materialien bis zu einem Größtkorn von 32 mm zulässig ist (EN 12457: bis 4 mm). Weiters ist bei DIN 19529 die für die Elution einzusetzende Probenmenge abhängig vom Größtkorn zu wählen, wodurch der Einfluss einer etwaigen Probeninhomogenität etwas reduziert werden kann. Die Verwendung von Probenmaterialien mit einem Größtkorn von 32 mm und die Flexibilität bei der einzusetzenden Probenmenge gab letztlich den Ausschlag, die DIN 19529 als Eluierungsverfahren für die vorliegende Arbeitshilfe heranzuziehen.

Zusätzlich ist bei DIN 19529 der Flüssig/Feststoff-Trennungsschritt nach dem Elutionsvorgang klar festgelegt. Bei EN 12457 ist dieser wesentliche Arbeitsschritt nur als ein „informativer Anhang“ enthalten.

Perkolationsverfahren (Säulenversuch) zur Untersuchung anorganischer und schwerflüchtiger organischer Schadstoffe:

Als normiertes Verfahren zur Perkolation kontaminierter Materialien (Säulenversuche) stand neben der DIN 19528 ebenfalls die Vornorm zur CEN 14405 zur Auswahl.

In beiden Verfahren wird eine Perkolationsprüfung mit aufwärts gerichteter Durchströmung unter wassergesättigten Bedingungen beschrieben. Ebenfalls sind bei beiden Normen der zu verwendende Versuchsaufbau und die vorgeschriebenen Säulendimensionen vergleichbar. Die beiden Normen unterscheiden sich allerdings bei einigen Details, die die Durchführung der Perkolationsuntersuchungen näher spezifizieren.

Die Anwendbarkeit der CEN 14405 ist nur für anorganische Schadstoffe gegeben, die DIN 19528 ist hingegen auch für die Prüfung organischer Schadstoffe ausgelegt (Einsatz spezieller Materialien, Vorkehrungen um biologischen Schadstoffabbau im Sammelgefäß zu reduzieren).

Prinzipiell sollte das zu untersuchende Material im möglichst unveränderten Zustand (keine Zerkleinerung, keine Trocknung des Materials) bei den Prüfungen verwendet werden, um realitätsnahe Ergebnisse zu erhalten. Daher ist die Regelung in der DIN 19528, einen Einbau von Untersuchungsmaterial bis zu einem Größtkorn von 32 mm ohne Zerkleinerung zuzulassen als günstiger einzustufen, als die Vorgabe nach CEN 14405, nach der lediglich ein Größtkorn von 10 mm zulässig ist. Die DIN 19528 schreibt keine Gleichgewichtseinstellung über mehrere Tage nach Sättigung der gefüllten Säule vor, wie das nach CEN 14405 gefordert ist. Da der vorliegende Arbeitshilfe auf die Beurteilung von Kontaminationen unter wasserungesättigten Bedingungen abzielt, entspricht daher ein längeres Verweilen unter Wassersättigung in geringerem Ausmaße den natürlichen Bedingungen, da sich dadurch Redoxbedingungen einstellen könnten, die in der Natur nicht angetroffen werden.

Die Festlegung der Fließgeschwindigkeit basierend auf der theoretischen Kontaktzeit des Perkolationsmittels mit dem zu untersuchenden Material, wie dies bei der DIN 19528 gefordert ist, sollte eine bessere Vergleichbarkeit von Einzeluntersuchungen gewährleisten, im Gegensatz zur CEN 14405, bei der der Porenraum bzw. die Trockendichte des eingebauten Materials nicht bei der Festlegung der Fließgeschwindigkeit berücksichtigt wird.

Nachfolgende Tabelle 8 bietet zusammenfassend einen Überblick über die wesentlichen Unterschiede zwischen den beiden Verfahren, die letztendlich den Ausschlag zur Wahl der DIN 19528 gegeben haben:

Tabelle 8 Wesentliche Unterschiede zwischen den Perkolationsverfahren nach DIN 19528 und CEN 14405:

CEN 14405	DIN 19528
Korngröße bis 10 mm kann eingebaut werden	Korngröße bis 32 mm kann eingebaut werden
Gleichgewichtseinstellung nach Sättigung über 3 Tage	Kein Gleichgewichtszustand nach Sättigung abgewartet
Fließgeschwindigkeit ist abhängig von leerer Säule (keine Berücksichtigung des Porenanteils)	Fließgeschwindigkeit ist abhängig von Kontaktzeit
Nur anorganische Parameter	Auch für organische Parameter definiert (wesentlich dabei ist der definierte Flüssig/Fest Trennungsschritt nach der Perkolatation)
	Verfahrenskennzahlen aus einem Ringversuch sind angeführt: das gibt einen Anhaltspunkt für die Unsicherheit des Verfahrens

7.2 In der Arbeitshilfe vorgeschriebene Abweichungen von den Normen DIN 19528 und DIN 19529

Nachfolgend sind die in der Arbeitshilfe festgelegten Abweichungen zu den beiden Normverfahren DIN 19528 und DIN 19529 zusammenfassend dargestellt und begründet.

7.2.1 Elutionsverfahren mit W/F = 2:1 zur Ermittlung der aktuellen Sickerwasserkonzentration anorganischer Schadstoffen

Um die mechanische Belastung des Materials beim Elutionsvorgang möglichst gering zu halten und somit einen übermäßigen und nicht repräsentativen Abrieb von Schadstoffen zu verhindern, wurde die maximal zulässige Umdrehungsgeschwindigkeit während des Schüttelvorgangs auf 5 U min^{-1} reduziert. Ansonsten sind keine weiteren Normabweichungen festgelegt bzw. zulässig.

7.2.2 Perkolationsverfahren (Säulenversuch) nach DIN 19528 zur Ermittlung der aktuellen Sickerwasserkonzentration anorganischer Schadstoffe

Abweichend zur DIN 19528 ist die Vermischung des zu untersuchenden Materials mit Quarzsand, um eine Erhöhung der Durchlässigkeit zu erreichen, in der „Arbeitshilfe zur Abschätzung von Sickerwasserbelastungen an kontaminierten Standorten“ nicht zulässig, da die Gefahr, weit von der Realität abweichende Untersuchungsergebnisse zu erhalten, als groß angesehen wird. Bei einer zu geringen Durchlässigkeit des eingebauten Materials kann das Perkolationsverfahren nach der DIN 19528 nicht angewendet werden. In diesem Fall ist auf Ersatzverfahren (z.B. Ableitung aus Gesamtgehalten) zurückzugreifen.

Soll das Perkulationsverfahren nach DIN 19528 zur Ermittlung der aktuellen Sickerwasserkonzentration dienen, ist abweichend zur Norm die Perkulation bis zu einem W/F-Verhältnis von 3 durchzuführen, wobei die W/F-Verhältnisse, bis zu denen die Perkolatsproben getrennt zu sammeln sind, genau festgelegt sind (W/F von 0,3; 1, 2 und 3 l kg⁻¹). Der dadurch erkennbare Konzentrationsverlauf ermöglicht eine realitätsnähere Abschätzung der aktuellen Sickerwasserkonzentration als eine undifferenzierte, summarische Betrachtung bei einem W/F-Verhältnis von 2:1.

7.2.3 Anwendung von DIN 19529 zur Elution anorganischer Schadstoffe bei W/F = 10:1 zur Ermittlung der langfristig mobilisierbaren Schadstoffmasse

Zur Ermittlung des Schadstofffreisetzungsmechanismus sind laut „Arbeitshilfe zur Abschätzung von Sickerwasserbelastungen an kontaminierten Standorten“ an einem Teil der Proben Elutionsuntersuchungen mit einem W/F-Verhältnis von 10: 1 durchzuführen. Abweichend zur DIN 19529 ist demgemäß das Wasser/Feststoff-Verhältnis auf 10:1 l kg⁻¹ einzustellen.

Analog zu Abschnitt 7.2.1 ist abweichend zur Norm das Schütteln bei maximal 5 U min⁻¹ durchzuführen.

Um die Durchführbarkeit der Elution vor allem bei Vorliegen von Materialien mit einem Größtkorn > 10 mm praktikabel zu halten, kann die pro Probe einzusetzende Eluatmenge auf die Verwendung von zwei 10-Litergefäßen eingeschränkt werden. Dadurch kann die einzusetzende Masse der Feststoffprobe auf < 2 kg beschränkt werden.

7.2.4 Perkulationsverfahren (Säulenversuch) auf Basis der DIN 19528 bis zu einem Wasser/Feststoff-Verhältnis von 10:1 zur Ermittlung der langfristig verfügbaren Schadstoffmasse (anorganische Schadstoffe)

Um festzustellen, ob unter den normierten Fließbedingungen ein Gleichgewicht bei der Schadstofffreisetzung erreicht wird, sind abweichend zur DIN 19528 zwei Fließunterbrechungen während des Perkulationsvorganges mit einer Dauer von jeweils 24 h vorzunehmen:

Fließunterbrechung 1: nach Erreichen von W/F=3:1 l kg⁻¹

Fließunterbrechung 2: nach Erreichen von W/F= 7:1 l kg⁻¹

Nach der Fließunterbrechung von 24 h ist der Perkulationsvorgang fortzuführen. Unmittelbar nach einer Fließunterbrechung wird eine Perkulationsmenge äquivalent zu einem Porenvolumen der gepackte Säule der Analytik zugeführt. Dadurch kann festgestellt werden, ob anschließend an die Fließunterbrechungen höhere Schadstoffkonzentrationen im Perkolat erreicht werden, was auf ein Ungleichgewicht bei der Schadstoffdesorption bei der Perkulation unter fließenden Bedingungen hinweist.

Das Perkolat ist jeweils durch Wechseln der Sammelflasche bei Erreichen folgender Wasser/Feststoff-Verhältnisse getrennt zu sammeln, wobei höchstens eine Abweichung von 20 % zulässig ist:

0,3; 1; 2; 3; ein PV nach 3; 5; 7; ein PV nach 7; 10 (PV = Porenvolumen)

Eine Trübung des Perkolats bedeutet ein Auswaschen von Partikeln aus dem kontaminierten Material. Gemeinsam mit diesen Partikeln könnten daran adsorbierte Schadstoffe mit ausgetragen werden. Für eine Abschätzung der Sickerwasserbelastung ist es daher notwendig, festzustellen, ob dieser partikulär gebundene Schadstofftransport auch in der Realität auftreten könnte. Es wurde folgende Erweiterung zu DIN 19528 festgelegt, die die Vorgangsweise bei Auftreten einer Trübung im Perkolat regelt:

Tritt eine starke Trübung (>100 FNU) nur zu Beginn der Perkolation auf und nimmt diese in weiterer Folge stark ab oder verschwindet vollständig, so ist die durch die ausgetretenen Partikeln erfolgte Trübung als Artefakt zu werten. Um festzustellen, ob Schadstoffe überhaupt an Partikeln gebunden sind, wird an Proben mit Trübung > 100 FNU, nach Homogenisierung, ein Aliquot der Perkolatfraktion nicht zentrifugiert analysiert. Die Zentrifugation nach DIN 19528 des verbliebenen Aliquotes ist vor der Analyse vorzunehmen.

Bleibt die Trübung (> 100 FNU) über alle Perkolatfraktionen mehr oder weniger konstant, so kann dies als Hinweis gewertet werden, dass auch in Realität mit einem partikulär gebundenen Schadstofftransport zu rechnen ist. In diesem (wahrscheinlich eher selten auftretenden) Fall sind die Perkolatfraktionen sowohl nicht zentrifugiert als auch zentrifugiert zu analysieren, um das Ausmaß des partikulär gebundenen Transportes quantifizieren zu können.

7.2.5 Perkulationsverfahren (Säulenversuch) auf Basis der DIN 19528 zur Ermittlung der aktuellen Sickerwasserkonzentration und der langfristig verfügbaren Schadstoffmasse von schwerflüchtigen organischen Schadstoffen

Für die Durchführung der Perkulationsverfahren auf Basis der DIN 19528 zur Ermittlung der aktuellen Sickerwasserkonzentration und der langfristig verfügbaren Schadstoffmasse von schwerflüchtigen organischen Schadstoffen gelten die gleichen Normabweichungen wie in den Abschnitten 7.2.2 und 7.2.4 beschrieben.

Spezifisch für organische Schadstoffe wurde eine die DIN 19528 erweiternde Regelung in der Arbeitshilfe aufgenommen, falls ein Auftreten von Schadstoffphase im Perkolat festgestellt werden kann:

In diesem Fall ist die Schadstoffphase vollständig vom Perkolat abzutrennen (z.B. mittels Scheidetrichter). Es werden sowohl die gelösten Anteile des Schadstoffes als auch die Menge der abgetrennten Schadstoffphase analytisch erfasst. Dazu wird die noch verbliebene wässrige Phase vor der Extraktion so weit als möglich abgetrennt. Falls bei der Extraktion der Schadstoffphase geringe Mengen von gelösten Schadstoffanteilen in wässriger Phase miterfasst werden, so können diese vernachlässigt bzw. rechnerisch unter Anwendung der Analyseergebnisse der abgetrennten wässrigen Phase abgezogen werden. Die ermittelte Menge an Schadstoffphase ist im Prüfbericht anzuführen.

8 Verfahren zur Abschätzung der Schadstoffverlagerung (Transportbeschreibung)

Die Verfahren, die zur Abschätzung der Schadstoffverlagerung (inklusive Schadstoffabbau- und rückhalt) und somit zur Risikoabschätzung einer Grundwasserkontamination eingesetzt werden können, lassen sich grob in 3 Gruppen einteilen:

- Qualitative Verfahren und verbal-argumentative Beurteilung
- Faustformeln
- Numerische und analytische Berechnungsmethoden, Computersimulationen

Da die Erörterung der Verfahren zur Abschätzung der Schadstoffverlagerung kein zentraler Teil dieser Literaturstudie ist, sind die möglichen Ansätze dazu nur kurz dargestellt:

8.1 Qualitative Verfahren und verbal-argumentative Beurteilung

Bei dieser Vorgehensweise soll an Hand wesentlicher Eigenschaften des Untergrundes und unter Berücksichtigung der jeweiligen Schadstoffeigenschaften (Schadstoffabbau- und Rückhalt) das Verhalten des Schadstoffes während des Transports vom Schadensherd zum Grundwasser qualitativ in die Risikoabschätzung bezüglich einer Grundwasserkontamination miteinbezogen werden.

Eine mögliche Anleitung dazu gibt z.B. das Handbuch Altlasten („Untersuchung des Wirkungspfades Boden-Grundwasser“) des hessischen Landesamts für Umwelt und Geologie (HLUG, 2002) für die Beurteilung im Zuge orientierender Untersuchungen. An Hand der Parameter „Mächtigkeit der unbelasteten GW-Überdeckung“, „Versiegelung“, „Durchlässigkeit des Bodens“ und „Biologische Abbaubarkeit des Schadstoffes“ werden darin Szenarien zusammengestellt, denen eine geringe, mittlere oder hohe Schutzfunktion der ungesättigten Zone zugeordnet ist. In einem weiteren Schritt wird mittels der erhobenen „Schutzfunktion der ungesättigten Zone“ sowie der „Mobilität der Schadstoffe“ und der „Schadstoffgehalte im Boden“ die Wahrscheinlichkeit einer Grundwassergefährdung abgeschätzt. Die Grundwassergefährdung wird dabei in die 3 Stufen „wahrscheinlich“, „zu erwarten“ und „nicht zu erwarten“ eingeteilt. Ergibt eine verbal-argumentative Beurteilung dabei eine „wahrscheinliche“ Grundwassergefährdung, so liegt ein hinreichender Verdacht vor, der ein weiteres Vorgehen nach den gesetzlichen Vorgaben des BBodSchG (1998) erfordert. Fällt eine Beurteilung der Grundwassergefährdung in die Stufe „zu erwarten“, so sind weitere Untersuchungen empfehlenswert, um einen Verdacht zu bestätigen oder auszuräumen. Ergibt die Beurteilung, dass eine Grundwassergefährdung „nicht zu erwarten“ ist, so ist der Verdacht ausgeräumt.

Eine verbale Beurteilung unter Einbezug diverser Einflussfaktoren wird z.B. auch in ÖNORM S 2088 (2004) oder im bayerischen Merkblatt zur Untersuchung und Bewertung von Altlasten (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT 2001) gefordert.

8.2 Faustformeln

Mit Hilfe von Faustformeln kann die Geschwindigkeit der Schadstoffverlagerung grob quantifiziert werden (z.B. LENNARTZ 2003; LABO 2006).

In einem ersten Schritt ist die Sickerwasserrate am jeweiligen Standort durch Lösung der Wasserhaushaltsgleichung (wesentliche Komponenten sind dabei: Niederschlag, Verdunstung, Transpiration durch Pflanzen bei Vegetationsbedeckung, Oberflächenabfluss vor allem bei Versiegelung).

Als mittlere Sickerwassergeschwindigkeit und damit advective Transportgeschwindigkeit von Schadstoffen ergibt sich:

$$v_{sm} = SWR / WG_{FK}$$

v_{sm} mittlere Sickerwassergeschwindigkeit [Länge/Zeit]

SWR Sickerwasserrate [Volumen/(Fläche*Zeit)]

WG_{FK} volumetrischer Wassergehalt bei Feldkapazität

Die mittlere Verweilzeit des Sickerwassers und des darin transportierten Schadstoffes (ohne Berücksichtigung von Schadstoffrückhalt) lässt sich wie folgt berechnen:

$$t_{sm} = z_s / v_{sm}$$

t_{sm} mittlere Verweilzeit des Sickerwassers

z_s Länge der Transportstrecke (z.B. Schadensherd bis Grundwasser)

Weiters können die Dispersion und die Retardation in die Berechnungen miteinbezogen werden. Die Retardation, also die Verlangsamung der Schadstoffverlagerung auf Grund von Adsorptionsprozessen kann wiederum mit Hilfe des linearen Adsorptionskoeffizienten (ein Parameter, der die Verteilung zwischen Flüssig- und Festphase beschreibt; dieser wird meist aus Batch-Versuchen bestimmt) hergeleitet werden.

8.3 Numerische und analytische Berechnungsmethoden, Computersimulationen

Es existieren zahlreiche computergestützte Simulationsmodelle, um eine Transportbeschreibung der im Schadensherd freigesetzten Schadstoffe durchzuführen (siehe z.B. die Datenbank des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie: DASIMA - <http://www.umwelt.sachsen.de/de/wu/umwelt/lfug/lfug-internet/infosysteme/irsa/jsp/anonym/dasima/>). Mit diesen Simulationen sollen die Geschwindigkeit eines möglichen Eintrittes von Schadstoffen in das Grundwasser sowie das Ausmaß der verlagerten Schadstoffmasse greifbar gemacht werden.

Eine Verwendung dieser Verfahren zur Risikoabschätzung einer Grundwasserkontamination ist allerdings einerseits mit einem hohen Aufwand verbunden und andererseits ist die Ermittlung der notwendigen Eingangsparameter meist mit großen Unsicherheiten behaftet. Ebenso sind Phänomene wie präferentieller Fluss, Ausbildung von Fließfingern, etc., die in der Praxis durchaus häufig vorkommen, nur schwer in diesen Modellen nachzuvollziehen. Aus diesen Gründen konnte auch in Deutschland für die Durchführung einer computergestützten Sickerwasserprognose nach wie vor keine konkrete, bundeseinheitliche Handlungsanleitung erstellt werden (EULER & KEMMESIES, 2008).

Ein Einsatz dieser Computermodelle in der Praxis für die Beurteilung einer Altlast oder einer Verdachtsflächen in Hinblick auf dessen Grundwassergefährdung erscheint derzeit als unrealistisch. In einzelnen Fällen könnten im Zuge vertiefender Untersuchungen Computersimulationen dem Verständnis der Prozesse an einem Altlastenstandort dienen, wobei stets die Unsicherheiten der daraus getroffenen Aussagen im Auge behalten werden müssen.

9 Literatur

- BANNICK, C., EBERLE, S.H. & RUDEK, R. (2001): Sickerwasserprognose - neues Instrument zur Abschätzung der Grundwassergefährdung beim Aufbringen schwachkontaminierter Materialien auf Böden. Altlastenspektrum 1/2001
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (2001): Untersuchung und Bewertung von Altlasten, schädlichen Bodenveränderungen und Gewässerverunreinigungen – Wirkungspfad Boden-Gewässer. Merkblatt Nr. 3.8/1.
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (2002): Untersuchung von Bodenproben und Eluaten bei Altlasten und schädlichen Bodenveränderungen für die Wirkungspfade Boden-Mensch und Boden-Gewässer. Merkblatt Nr. 3.8/5.
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ (2003): Probennahme von Boden und Bodenluft bei Altlasten und schädlichen Bodenveränderungen für die Wirkungspfade Boden-Mensch und Boden-Gewässer. Merkblatt Nr. 3.8/4.
- BERGER, W.; SCHEUERING, I. & HIENLE (2005): Methodenentwicklung von Säulenversuchen zur Untersuchung und Bewertung der Sickerwasserbeschaffenheit von Altlastverdachtsflächen. Abschlussbericht Dezember 2005. Bayerisches Landesamt für Umwelt
- BERGER, W.; SCHEUERING, I. & PEIFFER, S. (2006): Emissionsabschätzungen aus kontaminierten Materialien – was können Labormethoden hierzu leisten? Altlastenspektrum 3/2006.
- BLUM, W.E.H.; SPIEGEL, H. & WENZEL, W.W. (1996): Bodenzustandsinventur – Konzeption, Durchführung und Bewertung. Empfehlungen zur Vereinheitlichung der Vorgangsweise in Österreich. 2. überarbeitete Auflage. Institut für Bodenforschung, Wien.
- BLUME, H.-P.; BRÜMMER, G.W.; HORN, R.; KANDELER, E.; KÖGEL-KNABNER, I.; KRETZSCHMAR, R.; STAHR, K. & WILKE, B.-M. (2007): Scheffer/Schachtschabel – Lehrbuch der Bodenkunde. 16. Auflage. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Berlin.
- BODE, R. & BECKER, W. (2005): Austrag von Schwermetallen aus deponierten Abfällen: Vergleich der Konzentrationen in Lysimeter-Ausläufen mit Prognosen aus verschiedenen Labor-Extraktionsverfahren. Tagungsband der 11. Gumpensteiner Lysimetertagung. Höhere Bundeslehr- und Forschungsanstalt für Landwirtschaft, Irdning.
- BUWAL (2000): Richtlinie für die Durchführung von Eluattests gemäss Altlastenverordnung. Vollzug Umwelt. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landwirtschaft, Bern.
- DANISH ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (2002): Guidelines on Remediation of Contaminated Sites. Environmental Guidelines No. 7 2002. Danish Ministry of Environment.
- DURNER, W.; HOPP, L.; BUCZKO, U. & PEIFFER, S. (2004): Durchführung von Säulenversuchen, Elutionen, Lysimeterversuchen und Stofftransportmodellierungen im Hinblick auf die Verfahrensoptimierung zur Sickerwasserprognose. Lehrstuhl für Hydrologie, Universität Bayreuth, 95440 Bayreuth, 273 S.
- EULER, B. & KEMMESIES, O. (2008): Die 5 Schritte zur computergestützten Sickerwasserprognose – Orientierungshilfe für die Gefährdungsabschätzung / Anleitung zur Durchführung computergestützter Sickerwasserprognosen. Altlastenspektrum 5/2008.

- GARRABRANTS, A.C. & KOSSON, D.S. (2000): Use of a chelating agent to determine the metal availability for leaching from soils and wastes. Waste Management and Research, 20 (2-3), 155-165.
- GRACOS (2003): Guideline for Groundwater Risk Assessment at Contaminated Sites. Gratwohl, P. & Halm, D. (editors). Tübingen, Germany.
- HLUG (2002): Untersuchung und Beurteilung des Wirkungspfade Boden Grundwasser, Sickerwasserprognose. 2., überarbeitete Auflage; Handbuch Altlasten, Band 3 Teil 3. Wiesbaden 2002.
- HOPP, L. & DURNER, W. (2006): TaskForce Sickerwasserprognose – TFQ-1: Quellstärkefunktionen für Hauptionen und Schwermetalle - Executive Summary, Institut für Geoökologie, TU Braunschweig.
- HORCHLER (2001): Manuskript zum Eingangsreferat des Workshop Nr. 6 ("Sickerwasserprognose") des Altlastentag Hannover 2001. http://www.ofd-hannover.de/LA/LADocs/Leit-OFD/Pres_Ver/BGWS/Archiv%20BGWS/Sickerwasserprognose.ASP
- KALBE, U.; BERGER, W. & SIMON, F.-G. (2009): Praktische Aspekte der Anwendung von Eluierungsverfahren nach DIN 19528 und DIN 19529. Altlastenspektrum 1/2009.
- KIM, A. G. (2005): Leaching methods applied to the characterization of coal utilization by-products. Proc. 15th International Symposium on Management and Use of Coal Combustion Products, 29-1 – 29-12, St. Petersburg.
- KLOTZ, D. (2006): Säulenversuche zur Quellstärkebestimmung von Altlastenmaterialien. Altlasten spektrum 5/2006, S 267-275.
- KLOTZ, D. (2007): Quellstärkeergebnisse optimierter Laborverfahren im Vergleich mit Lysimeteruntersuchungen. Altlasten spektrum 5/2007, S. 214-221.
- KOSSON, D.S.; VAN DER SLOOT, H.A.; SANCHEZ, F. & GARRABRANTS, A.C. (2002): An Integrated Framework for Evaluating Leaching in Waste Management and Utilization of Secondary Materials. Environmental Engineering Science, 19, 3, 159-204.
- LABO (2003): Arbeitshilfe Sickerwasserprognose bei orientierenden Untersuchungen. Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz; Altlastenausschuss; Unterausschuss Sickerwasserprognose
- LABO (2006): Arbeitshilfe Sickerwasserprognose bei Detailuntersuchungen. Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz; Altlastenausschuss; Unterausschuss Sickerwasserprognose
- LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ UND GEWERBEAUF SICHT & LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (2001): Merkblatt ALEX 13 - Untersuchung und Beurteilung des Wirkungspfad es Boden → Grundwasser; Sickerwasserprognose; Stand September 2001.
- LENNARTZ, B. (2003): Die Bestimmung der Schadstoffkonzentration im Sickerwasser (Sickerwasserprognose) unter Berücksichtigung des schnellen Stofftransportes. Altlastenspektrum 4/2003.
- LFU (2001): Arbeitshilfe zur Bearbeitung von Verdachtsflächen/altlastverdächtigen Flächen und schädlichen Bodenveränderungen/Altlasten nach BBodSchG, Bodenschutz 6, 1. Auflage. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe 2001. (<http://www.fachdokumente.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/6738/?COMMAND=DisplayFZG&FIS=161&OBJECT=6738&MODE=>)
- LUA NRW (2000): Empfehlung für die Durchführung und Auswertung von Säulenversuchen gemäß Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV). Merkblätter Nr. 20. Essen, März 2000.

- LUA NRW (2003): Materialien zur Altlastensanierung und zum Bodenschutz; Vollzugshilfe zur Gefährdungsabschätzung „Boden-Grundwasser“. Band 17; 2. Auflage. Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Essen 2003.
- PALMER, C. A.; MROCKOWSKI, S.J.; KOLKER, A.; FINKELMAN, R. B. & BULLOCK, J. (1999): Quantifying the Modes of Occurrence of Trace Elements in Coal. Proc. 24th International Conference on Coal Utilization and Fuel Systems, Coal Technology Association (ed.), 369-380. Clearwater.
- PFEIFER, F. (2001): Vergleich und Bewertung von Untersuchungsmethoden zur Beurteilung der mobilen und mobilisierbaren Anteile von Gehalten ausgewählter organischer Schadstoffe (PAK) in der ungesättigten Bodenzone – Methodenvergleich. Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen. Essen, 2001.
- REICHENAUER, T.G.; WIMMER, B., RACHOR, I.; FRIESL-HANL, W. & LOIBNER, A.P. (2007): Nutzungsbezogene Bewertung von Altlasten und kontaminierten Standorten – Handlungsempfehlung für die Ableitung standortspezifischer Sanierungsziele unter Berücksichtigung der derzeitigen bzw. geplanten Nutzung. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft.
- SCHEITHAUER, M.; GIERIG, M.; ERHARD, L. & REXER, U. (2003): Auswertung und Durchführung von Sickerwasser-, Eluat- und Bodenuntersuchungen zur Ableitung von Prüfwerten zur Emissionsabschätzung bei Altlasten und schädlichen Bodenveränderungen für den Wirkungspfad Boden-Grundwasser Kurzbezeichnung "Emissionsabschätzung/Prüfwerte". Abschlussbericht. Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft.
- SCHEITHAUER, M.; GIERIG, M.; ERHARD, L. & REXER, U. (2006): Vergleichende Untersuchung von praxistauglichen in-situ-Verfahren und Laborverfahren zur Bewertung der Sickerwasserbeschaffenheit von Altlastenverdachtsflächen in Bayern. Abschlussbericht. Bayerisches Landesamt für Umwelt, Wielenbach.
- SCHEITHAUER, M. & BERGER, W. (2004): Vergleich verschiedener Elutionsmethoden der BBodSchV an ausgewählten Altlastenstandorten mit Lysimeteruntersuchungen. Altlastenspektrum 4/2004: 203-213.
- SCHNEIDER, W. & STÖFEN, H. (2006): Entwicklung und Erprobung eines in der Verwaltungspraxis tauglichen Verfahrens für verlässliche Sickerwasserprognosen in Baden-Württemberg. Forschungsbericht FZKA-BWPLUS, Technische Universität Hamburg-Harburg, Arbeitsbereich Wasserwirtschaft und Wasserversorgung
- SÜßKRAUT, G; RÖHRICHT, M.; PFEIFER, B. & STEKETEE, J. (1994): Literaturstudie "Elutionsverfahren Schadstoffe in Boden- und Abfallproben". Handbuch Altlasten und Grundwasserschadensfälle. Texte und Berichte zur Altlastenbearbeitung 12/94. Landesanstalt für Umweltschutz, Baden-Württemberg, 1. Auflage. Karlsruhe 1994.
- TOWNSEND, T.; JANG, Y.-C. & TOLAYMAT, T. (2003): A Guide to the Use of Leaching Tests in Solid Waste Management Decision Making. Florida Center for Solid and Hazardous Waste Management, University of Florida (ed.), Report 03-01(A).
- UAG SICKERWASSERPROGNOSE (2008): Empfehlungen für die Charakterisierung und Parametrisierung des Transportpfades Boden – Grundwasser als Grundlage für die Sickerwasserprognose. UAG Sickerwasserprognose der Ad-hoc-AG Hydrogeologie und der Ad-hoc-AG Boden des Bund/Länder-Ausschusses Bodenforschung (BLA-GEO). Hannover 2008.
http://www.bgr.bund.de/nn_334066/DE/Themen/Boden/Zusammenarbeit/Adhocag/adhocag_inhalt.html
- UMWELTBUNDESAMT (2011): WIMMER, B. & DÖBERL, G.: Arbeitshilfe zur Abschätzung von Sickerwasserbelastungen an kontaminierten Standorten. Reports, Bd. REP-0300. Umweltbundesamt, Wien.

- UK EA (2008a): An ecological risk assessment framework for contaminants in soil UK. Environment Agency, Science Report, Science report, SC070009/SR1. <http://publications.environment-agency.gov.uk/pdf/SCHO0908BOOZ-e-e.pdf>.
- UK EA (2008b): Guidance on desk studies and conceptual site models in ecological risk assessment. UK Environment Agency, Science report, SC070009/SR2a. <http://publications.environment-agency.gov.uk/pdf/SCHO1008BORP-e-e.pdf>.
- VAN DER SLOOT, H.A. & EIKELBOOM, R. (2003): Horizontal standardization and harmonization of leaching test methods for waste, secondary raw materials, construction materials and (contaminated) soil. Proceedings of the WASCON Conference, San Sebastian, June 2003. http://www.ecn.nl/docs/society/leaching/wascon_005.pdf

10 Gesetze, Normen und Verfahrensvorschriften

- AltIV (1998): Verordnung vom 26. August 1998 über die Sanierung von belasteten Standorten (Altlasten-Verordnung, AltIV), Stand 1. Jänner 2009
- ASTM (2006): Standard Test Method for Shake Extraction of Solid Waste with Water. American Society for Testing and Materials standard D 3987.
- ASTM (1995): Standard Test Method for Leaching Solid Material in a Column Apparatus. American Society for Testing and Materials standard D 4874.
- ASTM (1993a): Standard Test Method for Sequential Batch Extraction of Waste with Acidic Extraction Fluid. American Society for Testing and Materials standard D 5284.
- ASTM (1993b): Standard Test Method for Sequential Batch Extraction of Waste with Water. American Society for Testing and Materials standard D 4793.
- BBodSchG (1998): Gesetz zum Schutz des Bodens vom 17. März 1998, Bundesgesetzblatt Jahrgang 1998.-Teil I, Nr. 16, S. 505-510
- BBodSchV (1999): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung vom 16. Juli 1999. Bundesgesetzblatt Jahrgang 1999.-Teil I Nr. 36, S.1554-1682
- CCR (1985): California Waste Extraction Test. California Code of Regulations, Title 22, Division 30, California Register 85, no 2: 1800, 78-1800.82.
- CEN/TS 14405, Characterization of waste — Leaching behaviour tests — Up-flow percolation test (under specified conditions)
- CEN/TS 14997 – pH dependence leaching test (continuous pH control) – in publication
- CGSB (1987): Leachate Extraction Procedure. Canadian General Standards Board. CGSB 164-GP-IMI.
- DIN 19528 (2009): Elution von Feststoffen – Perkolationsverfahren zur gemeinsamen Untersuchung des Elutionsverhaltens von organischen und anorganischen Stoffen für Materialien mit einer Korngröße bis 32 mm – Grundlegende Charakterisierung mit einem ausführlichen Säulenversuch und Übereinstimmungsuntersuchung mit einem Säulenschnelltest (2009-01)

- DIN 19529 (2009): Elution von Feststoffen – Schüttelverfahren mit einem Wasser-/Feststoffverhältnis von 2 l/kg zur Untersuchung der Elution von anorganischen Stoffen für Materialien mit einer Korngröße bis 32 mm – Übereinstimmungsuntersuchung.
- DIN 38 414-4-4 (1984-10): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Schlamm und Sedimente (Gruppe S); Bestimmung der Eluierbarkeit mit Wasser (S4)
- GOVERNMENT OF ONTARIO (1993): Leachate Extraction Procedure. Government of Ontario. Regulation 347 (Revision of Regulation 309). Environmental Protection Act, General-Waste Management.
- ISO/FDIS 18772 (2008): Soil quality – Guidance on leaching procedures for subsequent chemical and ecotoxicological testing of soils and soil materials.
- ISO/TS 21268-1 (2006): Soil quality – Leaching procedures for subsequent chemical and ecotoxicological testing of soil and soil materials – Part 1: Batch test using a liquid to solid ratio of 2 l/kg dry matter; DRAFT.
- ISO/TS 21268-2, E (2006): Soil quality — Leaching procedures for subsequent chemical and ecotoxicological testing of soil and soil materials — Part 2: Batch test using a liquid to solid ratio of 10 l/kg dry matter, DRAFT.
- ISO/TS 21268-3, E(2006): Soil quality — Leaching procedures for subsequent chemical and ecotoxicological testing of soil and soil materials — Part 3: Up-flow percolation test, DRAFT.
- NEN 7341 (1994): Leaching characteristics of soil, construction materials and wastes - Leaching tests - Determination of the availability of inorganic constituents for leaching from construction materials and waste materials. Delft, The Netherlands, NNI (Dutch Standardization Institute).
- NEN 7343 (1995): Leaching characteristics of soil, construction materials and wastes - Leaching tests - Determination of the leaching of inorganic components from granular materials with the column test. Delft, The Netherlands, NNI (Dutch Standardization Institute).
- NEN 7345 (1994): Leaching characteristics of soil, construction materials and wastes - Leaching tests - Determination of the release of inorganic constituents from construction materials, monolithic wastes and stabilized wastes. Delft, The Netherlands, NNI (Dutch Standardization Institute).
- ÖNORM EN 12457-1 (2003): Charakterisierung von Abfällen - Auslaugung - Übereinstimmungsuntersuchung für die Auslaugung von körnigen Abfällen und Schlämmen - Teil 1: Einstufiges Schüttelverfahren mit einem Flüssigkeits-/Feststoffverhältnis von 2 l/kg für Materialien mit hohem Feststoffgehalt und mit einer Korngröße unter 4 mm (ohne oder mit Korngrößenreduzierung)
- ÖNORM EN 12457-2 (2003): Charakterisierung von Abfällen - Auslaugung - Übereinstimmungsuntersuchung für die Auslaugung von körnigen Abfällen und Schlämmen - Teil 2: Einstufiges Schüttelverfahren mit einem Flüssigkeits-/Feststoffverhältnis von 10 l/kg für Materialien mit einer Korngröße unter 4 mm (ohne oder mit Korngrößenreduzierung)
- ÖNORM EN 12457-4 (2003): Charakterisierung von Abfällen - Auslaugung - Übereinstimmungsuntersuchung für die Auslaugung von körnigen Abfällen und Schlämmen - Teil 4: Einstufiges Schüttelverfahren mit einem Flüssigkeits-/Feststoffverhältnis von 10 l/kg für Materialien mit einer Korngröße unter 10 mm (ohne oder mit Korngrößenreduzierung)
- ÖNORM CEN/TS 14405 (2004): Charakterisierung von Abfällen – Auslaugungsverhalten – Perkolationsprüfung im Aufwärtsstrom (unter festgelegten Bedingungen). Vornorm.

- ÖNORM CEN/TS 14429 (2006): Charakterisierung von Abfällen – Untersuchung des Auslaugungsverhaltens – Einfluss des pH-Wertes unter vorheriger Säure/Base Zugabe. Vornorm.
- ÖNORM CEN/TS 14997 (2007): Charakterisierung von Abfällen - Untersuchung des Auslaugungsverhaltens - Einfluss des pH-Wertes auf die Auslaugung bei kontinuierlicher pH-Wert-Kontrolle. Vornorm.
- ÖNORM L 1085 (1999): Chemische Bodenuntersuchungen - Säureextrakt zur Bestimmung von Nähr- und Schadelementen. 1999 04 01.
- ÖNORM L 1094-1 (1999): Chemische Bodenuntersuchungen – Extraktion von Spurenelementen mit Ammoniumnitratlösung. Ausgabe 1999-01-01
- ÖNORM S 2088-1 (2004): Altlasten – Gefährdungsabschätzung für das Schutzgut Grundwasser. Ausgabe 2004-09-01
- ÖNORM S 2091 (2006): Altlasten - Feststoff-Probenahme - Entnahme von Feststoffproben von Altablagerungen und Altstandorten
- Soil Protection Acts (2006): <http://international.vrom.nl/Docs/internationaal/Soilprotectionact2006.pdf>
- US EPA (2004): Method 1310B – Extraction Procedure (EP) Toxicity Test Method and Structural Integrity Test. United States Environmental Protection Agency.
<http://www.epa.gov/waste/hazard/testmethods/sw846/pdfs/1310b.pdf>.
- US EPA (2002): Supplemental Guidance for Developing Soil Screening Levels for Superfund-Sites. United States Environmental Protection Agency, Solid Waste and Emergency Response, OSWER 9355.4-24.
http://www.epa.gov/superfund/health/conmedia/soil/pdfs/ssg_main.pdf
- US EPA (1996): Soil Screening Guidance: User's Guide. United States Environmental Protection Agency, Solid Waste and Emergency Response, 9355.4-23.
<http://www.epa.gov/superfund/health/conmedia/soil/pdfs/ssg496.pdf>
- US EPA (1994): Method 1312 – Synthetic Precipitation Leaching Procedure. United States Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/osw/hazard/testmethods/sw846/pdfs/1312.pdf>.
- US EPA (1992): Method 1311 – Toxicity Characteristic Leaching Procedure. United States Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/osw/hazard/testmethods/sw846/pdfs/1311.pdf>.
- US EPA (1986): Method 1320 – Multiple Extraction Procedure. United States Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/osw/hazard/testmethods/sw846/pdfs/1320.pdf>.

11 ANHANG

Begleitende Workshops zur Erstellung der „Arbeitshilfe zur Abschätzung von Sickerwasserbelastungen an kontaminierten Standorten“

- **Programme der Workshops**
- **Zusammenfassung der Workshops**
- **Teilnehmerlisten**

11.1 Workshop I

ALTLASTENMANAGEMENT 2010

Arbeitspaket 5 – Abschätzung von Sickerwasserbelastungen

1. Workshop

Untersuchungsverfahren zur Bestimmung von Sickerwasserbelastungen

am 24. März 2009 in Wien

09:15 – 17:00

Lebensministerium, Stubenbastei 5, 1010 Wien – Festsaal

09:15 Begrüßung

Bernhard Wimmer (ARCS)
Dietmar Müller (U)

09:30 Allgemeine Vorstellungsrunde

10:00 Abschätzung der Sickerwasserbelastung – Vorgangsweise in Österreich

Gernot Döberl (U)

- Aktuelle Vorgangsweise
- Defizite der aktuellen und Ziele einer zukünftigen Vorgangsweise

10:30 Diskussion

10:45 Kaffeepause

11:15 Sickerwasserprognose in Deutschland und LABO-Arbeitshilfe

Wolfgang Berger (Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und Gesundheit)

- Veranlassung und Erfahrungen
- Diskussionspunkte in Deutschland und zukünftige Entwicklungen

11:45 Zwischenbericht „Untersuchungsverfahren zur Sickerwasserbelastung“

Bernhard Wimmer (ARCS)

- Vorstellung der Vorgangsweise in ausgewählten Ländern
- Vorstellung ausgewählter Untersuchungsverfahren
- Anwendungsgrenzen, Vor- und Nachteile

12:15 Diskussion

12:30 Mittagspause

13:30 Elutionstests im Labor – Eignung und Anwendungsgrenzen

Thilo Hofmann (Dept. Umweltgeowissenschaften, Universität Wien)

- Vergleich mit In-situ-Untersuchungsmethoden
- Einflüsse aus Schadstoffeigenschaften und untersuchter Matrix
- Ist eine Annäherung an konkrete Standortverhältnisse möglich?

14:00 Plenumsdiskussion (1)

Moderation: Dietmar Müller (U)

Thema 1 Bestimmung der aktuellen Sickerwasserbelastungen

5 Min. Impulsreferat: Gernot Döberl (U)

Diskussionsthemen

- Methodische Limitierungen der Übertragbarkeit von Konzentrationen
- Schadstoffbezogene Möglichkeiten und Limitierungen von Bodensättigungsextrakten, Elutionsverfahren und Säulenversuchen
- Alternativen zu Laborverfahren (Aufwand/Nutzen)

15:00 Kaffeepause

15:20 Plenumsdiskussion (2)

Moderation: Bernhard Wimmer (ARCS)

Thema 2 Bestimmung der maximal mobilisierbaren Schadstoffmasse

5 Min. Impulsreferat: Dietmar Müller (U)

Diskussionsthemen

- Methodische Limitierungen
- Schadstoffbezogene Möglichkeiten und Limitierungen von Extraktions- und Elutionsverfahren
- Alternativen zu Laborverfahren (Aufwand/Nutzen)

16:00 Vorläufiges Konzept zur Abschätzung von Sickerwasserbelastungen

Bernhard Wimmer (ARCS) / Dietmar Müller (U)

16:20 Diskussion

- Zusammenhänge zur ÖNORM S 2088-1 (sh. insbesondere Abschnitt 6.2.3)
- Schwerpunkt des geplanten Leitfadens "Abschätzung von Sickerwasserbelastungen"
- Möglichkeiten und Barrieren bei einer zukünftigen Umsetzung
- „tolerierbare Restbelastungen“ und Schnittstellen zum Themenbereich Abfallwirtschaft („altlastenfrei“ aber nicht „abfallfrei“)

16:50 Zusammenfassung und Ausblick

Bernhard Wimmer (ARCS) / Dietmar Müller (U)

17:00 Ende

ALM AP5 „Abschätzung der Sickerwasserbelastung“

Zusammenfassung zum ersten Workshop:

„Untersuchungsverfahren zur Bestimmung von Sickerwasserbelastungen“

Ort: BMLFUW, Stubenbastei

Anwesende: siehe Anhang zum Protokoll

Zeit: 2009-03-24, 9:15-17:00

Im Rahmen des Projektes „Altlastenmanagement 2010“ wurde im Arbeitspaket 5 „Abschätzung Sickerwasserbelastungen“ mit 5. März 2009 der Zwischenbericht „Untersuchungsverfahren zur Bestimmung von Sickerwasserbelastungen“ vorgelegt. Zweck des Workshops ist es, den Zwischenbericht vorzustellen und zur Diskussion zu stellen. Die TeilnehmerInnen des Workshops (und für in der „Fokusgruppe Grundwasser“ angemeldeten ExpertInnen) wird darüber hinaus die Möglichkeit bestehen, den Zwischenbericht schriftlich zu kommentieren. Eine entsprechende Einladung (mit Formatvorlage für Kommentare) wird bis spätestens Ende April 2009 mit Email ausgesandt werden.

Im Folgenden sind wesentliche Aussagen und Diskussionspunkte zum Workshop dokumentiert. Details zu den einzelnen Vorträgen können zusätzlich den Präsentationen auf der CIRCA Homepage (<http://nfp-at.eionet.europa.eu/Public/irc/eionet-circle/altlastenmanagement/home>) entnommen werden. Die Präsentation von Prof. Hofmann wird vermutlich bis Ende April aufgeladen werden.

1. Abschätzung der Sickerwasserbelastung – Vorgangsweise in Österreich

Gernot Döberl (Umweltbundesamt)

Döberl erläutert in seinem Vortrag die derzeit in Österreich gültige Gesetzeslage zum Altlastenmanagement und zur Beurteilung der Sickerwasserbelastung in Österreich. Im Altlastenbereich wird zur Gefährdungsabschätzung für das Schutzgut Grundwasser derzeit die ÖNORM S 2088-1 (2004-09-01) herangezogen. Er weist darauf hin, dass mit der Neuauflage 2004 neben der 10:1 Elution nach ÖNORM S 2115 weitere Elutions/Extraktionsverfahren in die ÖNORM aufgenommen wurden (Ammoniumnitratextrakt, Bodensättigungsextrakt, etc.), die allerdings in der Praxis bis dato kaum eingesetzt wurden. Es fehlen auch Referenzwerte und Erfahrungen, um mit den Ergebnissen dieser Verfahren eine Beurteilung der Sickerwasserbelastung vornehmen zu können.

Döberl schlägt vor, dass die in Zukunft herangezogenen Untersuchungsverfahren neben einer Abschätzung der Schadstoffkonzentrationen auch eine Ableitung von Schadstofffrachten pro Zeiteinheit ermöglichen sollen.

In der Diskussion zum Vortrag wird darauf hingewiesen, dass zur Ermittlung der Schadstofffrachten auch die Bestimmung der Sickerwassermenge notwendig ist. Philip erläutert, dass bei von ihnen durchgeführten Beurteilungen von aktuellen MKW-Schäden bereits Säulenversuche eingesetzt wurden. Die diesbezüglichen Erfahrungen können zur Verfügung gestellt werden.

2. Sickerwasserprognose in Deutschland und LABO-Arbeitshilfe

Wolfgang Berger (Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und
Gesundheit)

Berger erläutert in seinem Vortrag die Vorgehensweise bei der „Sickerwasserprognose“ in Deutschland. Diese ist im Bundesbodenschutzgesetz und der Bundesbodenschutzverordnung (BBodSchV) festgelegt. Die auch im Zuge der Sickerwasserprognose durchzuführenden „orientierenden Untersuchungen“ werden von staatlicher Seite vorgenommen. Detailuntersuchungen hingegen werden dem Verursacher aufgetragen. Als Ort der Beurteilung ist in der BBodSchV der Übergang der ungesättigten Zone zum Grundwasser vorgesehen. Der in der BBodSchV priorisierte Bodensättigungsextrakt (BSE) kommt in der Praxis kaum zum Einsatz und ist in der BBodSchV nicht korrekt beschrieben. Die Verwendung des BSE führt nicht selten zu einer Überschätzung der Sickerwasserkonzentrationen. Zur Abschätzung von anorganischen Schadstoffen werden in Deutschland hauptsächlich Schütteleluate herangezogen, für organische Parameter hingegen Säulenversuche. Die Berechnungsmenge (bzw. Bewässerungsmenge) hatte bei den durchgeführten Säulen- und Lysimeterversuchen keinen Einfluss auf die ermittelten Schwermetallkonzentrationen. Hingegen verursachen bei organischen Schadstoffen unterschiedliche Niederschlagsintensitäten eine starke Spreizung des Konzentrationsverlaufes. In einem Vergleich des Elutionsverhaltens von Cu und Cr (Säulenversuch, BSE, 1:1, 2:1 und 10:1 Elution sowie Lysimeterversuch) zeigte Berger, dass die Konzentration des BSE den Konzentrationen zu Beginn des Säulenperkolats entsprechen, diese allerdings eher als Versuchsartefakte einzustufen sind. Die 2:1 Elution entspricht am ehesten den aktuellen Sickerwasserkonzentrationen, während die Ergebnisse der 10:1 Elution meist die Schadstoffkonzentrationen nach ca. 10 ausgetauschten Porenvolumina des Säulenversuches widerspiegeln.

Berger weist darauf hin, dass die Mechanismen der „Verfügbarkeitslimitierung“ und der „Löslichkeitslimitierung“ bei Batchversuchen eine entscheidende Rolle spielen. Bei Sonderfällen (Abrieb von Metallpartikeln) kann die 10:1 Elution entgegen des erwarteten Verdünnungseffektes höhere Konzentrationen liefern als der BSE.

Generell kann festgestellt werden, dass ein ähnlicher in vielen Vergleichsversuchen beobachtete „Effekt“ – dass nämlich der Unterschied in den ermittelten Eluatkonzentrationen trotz teilweiser hoher Unterschiede in der Menge des Elutionsmittels (z.B. 10:1 gegenüber 2:1) oft vergleichsweise gering ist – in den meisten Fällen nur ungenügend erklärt werden kann. Es scheinen sich jedenfalls mehrere Effekte zu überlagern, sodass sich Elutionsversuche oft als „Black-Box“ erweisen. In weiterer Folge weist Berger darauf hin, dass Transportprozesse in der ungesättigten Zone hochgradig komplex sind und dadurch eine repräsentative Auswahl von Standorten für in-situ Untersuchungen (Saugkerzen) problematisch ist. Mit der in der LABO-Arbeitshilfe beschriebenen Excel-Anwendung „ALTEX 1-D“ kann eine quantitative Transportprognose durchgeführt werden, die Ergebnisse dazu sollten aber nicht überbewertet werden.

3. Zwischenbericht „Untersuchungsverfahren zur Sickerwasserbelastung“

Bernhard Wimmer (Austrian Research Centers GmbH – ARC)

Wimmer stellt in seinem Vortrag die Inhalte des Zwischenberichtes zu Arbeitspaket 5 „Abschätzung der Sickerwasserbelastung“ vor. Dabei werden einerseits die diesbezüglichen Verfahrensstrategien anderer Länder (Deutschland, Schweiz, Dänemark, Niederlande, USA) vorgestellt und andererseits mögliche Verfahren zur Abschätzung der Sickerwasserbelastung (Materialuntersuchungen im Labor, in-situ Methoden, Sickerwassergewinnung in der ungesättigten Zone, Rückrechnung aus Grundwassermessungen) erörtert.

4. Elutionstests im Labor – Eignung und Anwendungsgrenzen

Thilo Hofmann (Dept. Umweltgeowissenschaften, Universität Wien)

Hofmann präsentiert in seinem Vortrag vor allem Vergleiche zwischen Materialuntersuchungen im Labor und Erfassung von Schwermetallkonzentrationen nach in-situ-Gewinnung der Bodenlösung mittels Saugkerzen. Eine Änderung des pH-Wertes bzw. des Redoxpotentials während der Elution im Labor kann vor allem bei Vorliegen spezifischer mineralogischer Verhältnisse (z.B. Sulfide) eine starke Abweichung von den tatsächlich im Sickerwasser vorherrschenden Schwermetallkonzentrationen bewirken. Eine Tiefen gestufte Probenahme könnte dazu dienen, Hinweise auf die zeitliche Entwicklung einer Kontamination zu bekommen.

Wesentlich beim Einsatz von Säulenversuchen ist es zu erkennen, ob während des Perkulationsvorganges Gleichgewichtsbedingungen vorherrschen. Fließunterbrechungen können dazu dienen, dies festzustellen.

Hofmann empfiehlt Saugkerzenuntersuchungen, um die aktuelle Sickerwasserkonzentration zu erfassen. Im Labor können dazu am ehesten die 2:1-Elution, die Gewinnung der Porenlösung mittels Zentrifugation oder der Bodensättigungsextrakt herangezogen werden. Zur Beurteilung der zukünftigen Entwicklung der Schadstofffreisetzung können laut Hofmann das pH-stat-Verfahren oder sequentielle Extraktionen dienen. Beim Einsatz numerischer Modelle ist große Vorsicht geboten.

In der Diskussion zum Vortrag wird festgestellt, dass mittels Zentrifugation nur eine geringe Menge Porenlösung gewonnen werden kann und somit eine Bestimmung von organischen Schadstoffen kaum möglich ist. Eine Änderung des pH-Wertes ist vor allem für die Mobilisierbarkeit von Schwermetallen von großer Bedeutung (und auf diese wurde im Vortrag hauptsächlich Bezug genommen). Hinsichtlich der Freisetzung organischer Schadstoffe wird eine pH-Änderung als nicht relevant erachtet. Kolloide im Eluat oder Perkolat sind in den meisten Fällen als Artefakte der Versuchsdurchführung zu erachten und sollten daher vor der analytischen Bestimmung der Schadstoffkonzentration abgetrennt werden. Die Durchführung des Bodensättigungsextraktes bei Vorliegen von nicht bindigem Material kann durch Einsatz von großen Materialmengen ermöglicht werden.

Auf teilweise Widersprüche zum Vortrag Berger betreffend theoretisch erwartbarer und praktisch ermittelter Konzentrationen aus Elutionsversuchen angesprochen, räumt Hofmann ein, dass ihm diese Widersprüche bewusst sind, er sie aber mangels genauer Kenntnisse der Versuchsbedingungen ad hoc nicht zur Gänze erklären kann.

5. Präsentation des vorläufigen Konzeptes zur Abschätzung von Sickerwasserbelastungen (Teil 1: Ziele und Schema des Konzeptes)

Döberl erläutert den Rahmen für die Durchführung der Sickerwasserabschätzung und stellt das Konzept des stufenweisen Vorgehens bei der Abschätzung von Sickerwasserbelastungen vor (Präsentation sh. Attachment sowie Ablage auf CIRCA).

Statements der Workshopteilnehmer zum präsentierten Schema:

Das präsentierte Schema zur Abschätzung der Sickerwasserbelastung ist für die Teilnehmer des Workshops nachvollziehbar und wird im Allgemeinen positiv bewertet. Folgende Kommentare und Anregungen dazu wurden eingebracht:

Allgemeines

- Die Untersuchungsverfahren sollten in Richtlinien oder Normen definiert sein, aber nicht gesetzlich verankert sein.

Grundsätzliches zur geplanten Vorgangsweise

- Die Ermittlung der Gesamtgehalte wird weiterhin als wesentlich erachtet
 - In Stufe 0 kann der Schadstoff-Gesamtgehalt im Sinne eines Worst-Case-Szenarios als maximal mobilisierbare Stoffmasse angesetzt werden.
 - Außerdem dient der Schadstoffgesamtgehalt der Ermittlung der gesamten Schadstoffmasse
- Rückschlüsse von Grundwassermessungen auf die Schadstofffreisetzung in der ungesättigten Zone sollten in allen Stufen mitberücksichtigt werden
- Die geplante Vorgangsweise auf numerische Verfahren zur Quantifizierung von Transportvorgängen zu verzichten, stößt allgemein auf Zustimmung, da u. a. wesentliche Eingangsparameter für die Modellierung im Feld schwer messbar sind bzw. nur sehr grob abgeschätzt werden können.

Details zu den Verfahren

- Die gesamte mobilisierbare Stoffmasse könnte durch Aufmahlen des zu untersuchenden Materials und einer 7 Tage dauernder Elution nach Gleichgewichtseinstellung ermittelt werden. Bei der Ermittlung der maximal mobilisierbaren Stoffmasse ist stoffspezifisch vorzugehen.
- Eine Normierung der Randbedingungen von Säulenversuchen ist prinzipiell notwendig, könnte aber hinsichtlich ihrer exakten Reproduzierbarkeit im Labor (z.B. Verdichtung beim Materialeinbau: unterschiedliches Befüllen der Säule bei Säulenversuche kann einen wesentlichen Einfluss auf das Messergebnis bewirken) problematisch bzw. schwer zu bewerkstelligen sein
- Es wird die Frage gestellt, wie mit aufschwimmender Phase bei der Herstellung des Eluats umzugehen ist. Die Frage, ob die Schadstoffmasse, die sich in einer solchen Phase befindet zur Schadstoffmasse im Eluat addiert werden soll/muss bleibt offen.
- Serielle Elutionen können Informationen zur Schadstofffreisetzung liefern, vor allem auch in Hinblick auf den Einfluss unterschiedlicher Bodentypen auf das Freisetzungsverhalten
- Die Angabe von Unsicherheiten (Wahrscheinlichkeiten) bei der Ermittlung der Schadstofffreisetzung mit den einzelnen Verfahren wäre begrüßenswert
- Das Vorgehen bei der Probenahme und die Probenbehandlung vor der eigentlichen Untersuchung können einen wesentlichen Einfluss auf das Ergebnis haben
- Die Sickerwassermenge und die Verlagerungsgeschwindigkeit des Sickerwassers ist zu berücksichtigen
- Es ist zu hinterfragen, welchen Einfluss die Qualität des Niederschlages (z.B. Temperatur) auf die Schadstofffreisetzung hat
-
- 6. Präsentation des vorläufigen Konzeptes zur Abschätzung von Sickerwasserbelastungen (Teil 2: Vorschlag Untersuchungsverfahren)

Welche Untersuchungsverfahren in den Stufen 0 bis 2 zur Abschätzung von Sickerwasserbelastungen vorgeschlagen werden, wird von Wimmer erläutert. Details dazu können dem entsprechenden Attachment (sowie der Datei auf CIRCA) entnommen werden

Bernhard Wimmer,

2009-04-15

TEILNEHMER			
Dr.	Wolfgang	Berger	Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und Gesundheit
DI	Philippe	Brandner	blp GeoServices GmbH
Dr.	Manfred	Gattringer	Umweltlabor Dr. Begert GmbH
Prof.	Thilo	Hofmann	Universität Wien
DI	Christian	Holzer	Lebensministerium - VI/3
DI	Thomas	Hörhan	Lebensministerium - VII/1
DI	Harald	Kasamas	Lebensministerium - VI/3
Dr.	Peter	Müller	Montanuniversität Leoben
Dr.	Daniela	Sager	Montanuniversität Leoben
DI	Michael	Samek	Lebensministerium - VII/4
Dr.	Otto	Vollhofer	Lebensministerium- VII/4
Mag.	Thomas	Weiland	Wiener Gewässer Management GmbH
DI Dr.	Elisabeth	Winkler	Steiermärkische Landesregierung
Dr.	Michael	Zorzi	BALSA GmbH
ALM-PROJEKTTEAM			
Dr.	Gernot	Döberl	Umweltbundesamt GmbH
Mag.	Eva	Edelmann	IFA Tulln
Dr.	Wolfgang	Friesl-Hanl	ARC Seibersdorf
Dr.	Martin	Jung	ARC Seibersdorf
DI	Dietmar	Müller	Umweltbundesamt GmbH
DI	Moritz	Ortmann	Kommunalkredit Public Consulting GmbH
Dr.	Thomas	Reichenauer	ARC Seibersdorf
DI	Stefan	Weihls	Umweltbundesamt GmbH
Dr.	Bernhard	Wimmer	ARC Seibersdorf

11.2 Workshop II

ATLASTENMANAGEMENT 2010

Arbeitspaket 5 – Abschätzung von Sickerwasserbelastungen

2. Workshop

Abschätzung von Sickerwasserbelastungen

am 27. Jänner 2010 in Wien

09:30 – 16:45

Lebensministerium, Stubenring 12, 1010 Wien – Saal 626

09:30 Begrüßung

Dietmar Müller (U) / Bernhard Wimmer (AIT)

09:45 Leitfaden zur Abschätzung der Sickerwasserbelastung - Einführung

Gernot Döberl (U)

- Ziel des Leitfadens und allgemeine Grundlagen
- Sickerwasserbelastung vs. abfallwirtschaftliche Fragestellungen
- Sickerwasser als Teil des Stoffflusssystem in Boden, Wasser und Luft
- Sonderfall „Hausmülldeponie“

10:15 Leitfaden Sickerwasserbelastung Teil I – Verfahren zur Abschätzung der Sickerwasserbelastung

Bernhard Wimmer (AIT)

- Untersuchungsverfahren zur Abschätzung der Sickerkonzentration
- Abschätzung der Sickerwassermenge

10:45 Diskussion

11:00 Kaffeepause

11:20 Leitfaden Sickerwasserbelastung Teil II

Gernot Döberl (U)

- Abschätzung von Stofffrachten und Unsicherheiten
- Plausibilitätsprüfungen

11:40 Beispiel 1: Ermittlung der Sickerwassermenge

Bernhard Wimmer (AIT)

12:00 Diskussion

12:15 Mittagspause

13:45 Beispiel 2: Abschätzung der Sickerwasserbelastung an einem mit Schwermetallen kontaminierten Standort

Bernhard Wimmer (AIT)

- Aktuelle und langfristig mobilisierbare Schadstoffmassen
- Schadstofffrachten
- Verlagerungsgeschwindigkeit
- Emissionsdauer

14:15 Diskussion

14:30 Abschätzung der Sickerwasserbelastung an einem mit PAK belasteten Standort

Bernhard Wimmer (AIT)

- Aktuelle und langfristig mobilisierbare Schadstoffmassen
- Schadstofffrachten
- Plausibilitätsprüfung
- Auswirkung auf das Grundwasser

15:00 Diskussion

15:15 Kaffeepause

15:45 Plenumsdiskussion

Moderation: Dietmar Müller (U)

- Offene Fragen zum Leitfaden
- Erfahrungen der Workshopteilnehmer
- Umsetzung in die Praxis (Ingenieurbüros, Labors)

16:30 Zusammenfassung und Ausblick

Bernhard Wimmer (AIT) / Dietmar Müller (U)

16:45 Ende

ALM AP5 „Abschätzung der Sickerwasserbelastung“

Zusammenfassung zum zweiten Workshop:

„Abschätzung von Sickerwasserbelastungen“

Ort: BMLFUW, Stubenbastei 12

Anwesende: siehe Anhang zum Protokoll

Zeit: 27. Jänner 2010, 9:30-17:00

Im Rahmen des Projektes „Altlastenmanagement 2010“ wurde im Arbeitspaket 5 „Abschätzung Sickerwasserbelastungen“ mit 22. Jänner 2010 der Entwurf des Leitfadens „Abschätzung der Sickerwasserbelastung an kontaminierten Standorten“ vorgelegt.

Zweck des Workshops war es, den Leitfaden vorzustellen und zur Diskussion zu stellen. Für TeilnehmerInnen des Workshops (und für in der „Fokusgruppe Grundwasser“ angemeldete ExpertInnen) besteht darüber hinaus bis 5. Februar 2010 die Möglichkeit, den Leitfaden schriftlich zu kommentieren.

Im Folgenden sind wesentlichen Diskussionspunkte zu den einzelnen Präsentationen dokumentiert.

Details zu den einzelnen Vorträgen können zusätzlich den Präsentationen auf der CIRCA Homepage (<http://nfp-at.eionet.europa.eu/Public/irc/eionet-circle/altlastenmanagement/home>) entnommen werden.

1. – Präsentation Döberl: Einführung

Die präsentierten Inhalte sind für die TeilnehmerInnen des Workshops nachvollziehbar und werden im Allgemeinen positiv bewertet.

Diskussion

- Die Erfahrungen mit den vorgeschlagenen Methoden sind sowohl auf Ingenieur- als auch auf Laborseite in Österreich gering
- Nicht zuletzt deshalb sollte der Plausibilitätsprüfung große Aufmerksamkeit geschenkt werden

2. – Präsentation Wimmer: Untersuchungsverfahren

Die präsentierten Methoden und Verfahren erscheinen den TeilnehmerInnen des Workshops nachvollziehbar und geeignet die Sickerwasserbelastung abzuschätzen.

Diskussion

- Vorgeschlagene Abweichungen zur Norm (z.B. Probenahme bei abweichenden W/F-Verhältnissen bei Säulenversuchen) sollten sowohl prominenter dargestellt als auch begründet werden.

- SchadstoffMENGE und SchadstoffMASSE: Einigung auf einen Begriff; physikalisch richtig wäre MASSE
- Vom Lebensministerium wurde eine Studie zur regionalen Grundwasserneubildung für die „WRRL-Grundwasserkörper“ durchgeführt, die dem Projekt ALM 2010 zur Verfügung gestellt werden könnte.
- Die Anwendung unterschiedlicher Isothermen bei der Berechnung der Sickerwasserkonzentrationen sollte jeweils begründet werden.
- Kosten für Säulenversuche? in Ö schwer erhebbar, da keine Erfahrungen vorhanden; allerdings ist anzunehmen, dass sich bei verstärkter Nachfrage ein Markt entwickeln wird
- Durch vergleichsweise höheren Aufwand sind Säulenversuche sicher teurer als Elutionsversuche; dieser „Preisnachteil“ könnte durch gezielte Auswahl einer geringeren Probenanzahl aber wettgemacht werden.

3. – Präsentation Döberl: Leitfaden, Teil II

Die präsentierten Inhalte sind für die TeilnehmerInnen des Workshops nachvollziehbar und werden im Allgemeinen positiv bewertet.

Diskussion

- Die „Überbestimmtheit des Systems“ wird in manchen Fällen aufgrund mangelnder Untersuchungsergebnissen nicht vorhanden sein.

4. – Präsentationen Wimmer: Beispiele

Die präsentierten Inhalte sind für die TeilnehmerInnen des Workshops nachvollziehbar.

Diskussion

- Die Quantifizierung des Oberflächenabflusses ist praktisch nur sehr schwer möglich → großer Einfluss auf die Wasserbilanz ist aber nur bei relativ stark geneigten Flächen zu erwarten
- Es wird die Frage gestellt, inwieweit das vorgestellte Verfahren zur Abschätzung der Sickerwassermenge durch komplexere Verfahren oder einfachere Näherungsformeln ersetzt werden könnte. → wenige Praxiserfahrungen dazu vorhanden; event. könnte das vorgestellte Verfahren noch mit Lysimeterdaten verifiziert werden
- Bei Vorliegen von Schadstoffgemischen (z.B. PAK) wären Kriterien zur Auswahl der Parameter, für die eine Abschätzung der Sickerwasserbelastung durchzuführen ist, darzulegen; mögliche Kriterien: Toxizität, Löslichkeit, hohe Gesamtgehalte, Repräsentativität für den Schaden, Transportweiten im Grundwasser
- Abbauprozesse finden im Leitfaden keine Berücksichtigung (= worst-case); in die Plausibilitätsprüfung können sie aber durchaus miteinbezogen werden

5. – Plenumsdiskussion

- Die Vorgangsweise zur Integration des präferentiellen Flusses in die Transportabschätzung ist genauer darzulegen, insbesondere ist der Faktor von 0,1 zu hinterfragen → Angabe „von-bis“ wäre zweckmäßiger
- Repräsentativität der Probenahme: wünschenswert wären genauere Angaben zur Probenahme (Mindestanzahl der Proben etc.) bzw. detailliertere Hinweise, welche Teile der ÖNORM S 2091 auch für die Probenahme zur Abschätzung der Sickerwasserbelastung zu beachten sind

- Begründungen, warum eine bestimmte Methode angewandt werden soll oder warum von einer Norm abgewichen werden soll, sollten dokumentiert werden; aber nicht im Leitfaden sondern in „Begleitmaterialien“, die parallel zum Leitfaden vorliegen sollen
- Erfahrungs- und Know-How-Aufbau im Bereich Sickerwasserabschätzung bei Ingenieuren und Labors wird einige Zeit in Anspruch nehmen
- Da in Ö kaum Erfahrungen mit Säulenversuchen vorliegen (z.B. Abstimmung bei der Befüllung der Säulen), wäre möglicherweise die Durchführung eines Ringversuches zweckmäßig
- Säulenversuche könnten auch von spezialisierten Ingenieurbüros vorgenommen werden. Diese übermitteln dann das Perkolat zur Analyse an entsprechende Labors

6. – sonstige Anmerkungen

- Der Begriff „Deponiekörper“ (AWG, DVO) sollte vermieden werden → besser: „Alttablagerung“

Döberl, Wimmer

1. Februar 2010

Teilnehmerliste

Bergthaler	Hans		Lebensministerium, Abt. VI/3
Danzer	Mathilde	DI	Lebensministerium, Abt. VI/3
Eggert	Elisabeth	DI	Büro Rohrhofer
Gnjezda	Gregor	Dr.	sachverständigenbüro boden+wasser
Haunschmied	Herbert	DI	BALSA GmbH
Hofmann	Georg	Ing.	Land Oberösterreich
Humer	Franko	Mag.	Umweltbundesamt, Abt. Grundwasser
Kasamas	Harald	DI	Lebensministerium, Abt. VI/3
Leroch	Klaus	Dr.	Büro Rohrhofer
Prantl	Roman	Dr.	blp GeoServices gmbh
Rabitsch	Michael	DI	Land Kärnten
Straka	Andreas	DI	Magistrat Wien, MA 45
Vollhofer	Otto	Dr.	Lebensministerium, Abt. VII/4
Weiland	Thomas	Mag.	WGM
Winkler	Elisabeth	Dr.	Land Steiermark
Döberl	Gernot	Dr.	Umweltbundesamt
Loibner	Andreas	Dr.	BFE
Müller	Dietmar	DI	Umweltbundesamt
Weihs	Stefan	DI	Umweltbundesamt
Weisgram	Martin	DI	Umweltbundesamt
Wimmer	Bernhard	Dr.	AIT