



BODENSCHUTZ

ALEX-MERKBLATT 11

LABO Arbeitshilfe Sickerwasser- prognose bei orientierenden Unter- suchungen

ALEX-Merkblatt 11/2003
Mainz, Mai 2011

Hinweis: unveränderte Fassung von 07 / 2003

IMPRESSUM

Herausgeber: Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft
und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz
Kaiser-Friedrich-Straße 7
55116 Mainz

© 2011

Nachdruck und Wiedergabe nur mit Genehmigung des Herausgebers

Diese Arbeitshilfe wurde vom Altlastenausschuss (ALA) der LABO Mitte Juli 2003 an die anderen ständigen Ausschüsse der LABO weitergeleitet.

Aufgrund der Anmerkungen des ständigen Ausschusses „Bodenbelastungen“ der LABO wurden redaktionelle Änderungen der Arbeitshilfe Anfang September 2003 vorgenommen.

Die LABO stimmt auf ihrer 24. Sitzung am 17. und 18.09.2003 in Hamburg der Arbeitshilfe „Sickerwasserprognose bei orientierenden Untersuchungen“ zu und bittet den LABO-Vorsitzenden die Zustimmung der ACK zur Veröffentlichung einzuholen und die Anwendung in den Ländern zu empfehlen.

Die ACK stimmt am 06.11.2003 im Umlaufverfahren der Veröffentlichung der Arbeitshilfe Sickerwasserprognose bei orientierenden Untersuchungen zu und empfiehlt die Anwendung in den Ländern.

Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft
Bodenschutz (LABO)
Altlastenausschuss (ALA)
Unterausschuss Sickerwasserprognose

Arbeitshilfe
Sickerwasserprognose bei
orientierenden Untersuchungen

Juli 2003

Diese Arbeitshilfe wurde von dem Unterausschuss „Sickerwasserprognose“ des Altlastenausschusses (ALA) der Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO) erstellt, dem folgende Mitglieder angehören:

Dr. Wolfgang Berger	Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft
Bernhard Engeser	Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung
Manfred Fickus	Landesamt für Umweltschutz und Gewerbeaufsicht des Landes Rheinland-Pfalz
Dr. Rolf Hahn	Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg
Dr. Rudolf Lichtfuss	Behörde für Umwelt und Gesundheit der Freien und Hansestadt Hamburg
Dr. Barbara Mies	Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen
Dr. Thomas Schmid (Obmann)	Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie
Antje Sohr	Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie
Klaas Stoepker	Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein
Christine Winde	Umweltbundesamt
André Wünsch	Landesumweltamt Brandenburg
Volker Zeisberger	Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie

Inhalt

1	Veranlassung und Arbeitsauftrag	6
2	Zielsetzung und Anwendungsbereich	7
3	Rechtliche Grundlagen	8
4	Vorgehensweise bei der Sickerwasserprognose	13
4.1	Grundlagen und Ziele	13
4.2	Verfahrensweisen der Sickerwasserprognose	13
4.3	Ablauf der Sickerwasserprognose	15
4.3.1	Standortcharakterisierung	15
4.3.2	Konzepterstellung und Untersuchungen	16
4.3.3	Abschätzung des Schadstoffeintrags in das Grundwasser	16
4.4	Anwendung der Prüfwerte nach Anhang 2 BBodSchV	19
5	Bodenuntersuchung und -beurteilung	20
5.1	Allgemeines	20
5.2	Schadstoff-Gesamtgehalte im Boden	22
5.3	Freisetzung von Schadstoffen	24
5.3.1	Chemisch-physikalische Stoffeigenschaften	24
5.3.2	Elutions- und Extraktionsverfahren	25
6	Abbau- und Rückhaltewirkung der ungesättigten Zone	29
6.1	Allgemeines	29
6.2	Schutzfunktion der ungesättigten Zone	29
6.3	Beurteilung des Schadstoffeintrags in das Grundwasser	34
7	Sickerwasserbeprobung und in situ-Untersuchungen	36
7.1	Allgemeines	36
7.2	Sickerwasserbeprobung	36
7.3	In situ-Untersuchungen	37
8	Grundwasseruntersuchung und -beurteilung	38
8.1	Allgemeines	38
8.2	Durchführung der Grundwasseruntersuchungen	38
8.3	Beurteilung der Grundwasseruntersuchungen	38
Anhang 1	Werte zur Beurteilung von Schadstoff-Gesamtgehalten	42
Anhang 2	Chemisch-physikalische Eigenschaften und Mobilität von Schadstoffen	43
Anhang 3	Elutions-/Extraktionsverfahren	54
Anhang 4	Verfahren zur Sickerwasserbeprobung	61
Anhang 5	Prüfwerte der BBodSchV für den Wirkungspfad Boden-Grundwasser	63
Literatur		64

1 Veranlassung und Arbeitsauftrag

Seit In-Kraft-Treten des Bundes-Bodenschutzgesetzes (BBodSchG) und der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) im Jahr 1999 bestehen bundeseinheitliche Vorschriften für die Untersuchung und Bewertung von Verdachtsflächen, altlastverdächtigen Flächen, schädlichen Bodenveränderungen und Altlasten [1, 2].

Zur Bewertung des Wirkungspfades Boden-Grundwasser sieht die BBodSchV die Durchführung einer Sickerwasserprognose vor. Bisher fehlen jedoch konkrete methodische Regelungen über die praktische Ausführung von Sickerwasserprognosen. Insbesondere die Maßgaben zur Ermittlung der Schadstofffreisetzung aus Böden/Materialien sowie die Beurteilung des Rückhalte- und Abbauvermögens der ungesättigten Zone lassen einen breiten Interpretationsspielraum zu. Damit ist für diesen Regelungsbereich der einheitliche Vollzug des BBodSchG und der BBodSchV in den Ländern sehr erschwert.

Die Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO) hat deshalb auf Anregung des Altlastenausschusses (ALA) einen Unterausschuss eingesetzt, der unter Berücksichtigung bereits vorliegender Ausarbeitungen eine länderübergreifend abgestimmte Arbeitshilfe für die Untersuchung und Bewertung des Wirkungspfades Boden-Grundwasser entwickeln soll. In mehreren Bundesländern liegen zu dieser Thematik bereits Arbeitshilfen vor [3-6]. Auf seiner 25. Sitzung hat der ALA diesen Auftrag dahingehend präzisiert, dass „sich die Arbeiten zur Sickerwasserprognose auf die spezifischen Fälle altlastverdächtigter Flächen und Altlasten i.S. der BBodSchV sowie auf vergleichbare Fälle bei anlagenbezogenen stofflichen schädlichen Bodenveränderungen und deren Verdachtsflächen ... erstrecken sollen.“

2 Zielsetzung und Anwendungsbereich

Die vorliegende Arbeitshilfe zeigt einen praxisnahen Weg auf, wie die Vorgaben der BBodSchV zur Sickerwasserprognose im Verwaltungsvollzug umgesetzt werden können. Hierzu werden konkrete Hinweise zu Untersuchungsmethoden und Bewertungsansätzen gegeben. Die Arbeitshilfe beschreibt geeignete Vorgehensweisen für orientierende Untersuchungen.

Der Anwendungsbereich der Arbeitshilfe erstreckt sich auf altlastverdächtige Flächen und Verdachtsflächen mit kleinräumigen Schadstoffeinträgen (z.B. gewerblich genutzte Flächen). Im Weiteren wird in der Arbeitshilfe jedoch nur der Begriff „altlastverdächtige Flächen“ verwendet, um die Lesbarkeit zu erhöhen. Diffuse Schadstoffbelastungen, wie sie durch atmosphärische Stoffeinträge und landwirtschaftliche Nutzung hervorgerufen werden können, werden dagegen nicht behandelt.

Ergänzend zur Sickerwasserprognose nach § 2 Nr. 5 BBodSchV werden in der Arbeitshilfe auch solche Stoffeinträge in das Grundwasser berücksichtigt, die nicht über das Sickerwasser erfolgen (z.B. der Transport über mobile Schadstoffphasen). Die Arbeitshilfe berücksichtigt auch potenziell kontaminierte Bodenkörper, die in der gesättigten Zone liegen. Damit wird der Wirkungspfad Boden-Grundwasser bei der Bearbeitung altlastverdächtigter Flächen umfassend abgedeckt.

3 Rechtliche Grundlagen

Für den Wirkungspfad Boden-Grundwasser finden sich im BBodSchG und in der BBodSchV zahlreiche Regelungen, die für die Bearbeitung von altlastverdächtigen Flächen den rechtlichen Rahmen bilden.

Der Begriff **Boden** wird im Bundes-Bodenschutzgesetz bestimmt:

§ 2 Abs. 1 BBodSchG:

„Boden ... ist die obere Schicht der Erdkruste, soweit sie Träger der in Absatz 2 genannten Bodenfunktionen ist, einschließlich der flüssigen Bestandteile (Bodenlösung) und der gasförmigen Bestandteile (Bodenluft), ohne Grundwasser und Gewässerbetten.“

Im Hinblick auf den **Wirkungspfad Boden-Grundwasser** sind die natürlichen Funktionen des Bodens von Bedeutung:

§ 2 Abs. 2 Nr. 1 BBodSchG:

„Der Boden erfüllt ... natürliche Funktionen als

- a) Lebensgrundlage und Lebensraum für Menschen, Tiere, Pflanzen und Bodenorganismen
- b) Bestandteil des Naturhaushaltes, insbesondere mit seinen Wasser- und Nährstoffkreisläufen,
- c) Abbau-, Ausgleichs- und Aufbaumedium für stoffliche Einwirkungen auf Grund der Filter-, Puffer- und Stoffumwandlungseigenschaften, insbesondere auch zum Schutz des Grundwassers.“

Die Begriffe **schädliche Bodenveränderungen**, **Verdachtsflächen**, **Altlasten** und **altlastverdächtige Flächen** werden in § 2 Abs. 3 bis 6 BBodSchG bestimmt.

Gesetzliche Regelungen über die Untersuchung und Bewertung von schädlichen Bodenveränderungen, Verdachtsflächen, altlastverdächtigen Flächen und Altlasten finden sich in § 9 Abs. 1 und 2 BBodSchG:

§ 9 Abs. 1 BBodSchG:

„Liegen der zuständigen Behörde Anhaltspunkte dafür vor, daß eine schädliche Bodenveränderung oder Altlast vorliegt, so soll sie zur Ermittlung des Sachverhalts die geeigneten Maßnahmen ergreifen. Werden die in einer Rechtsverordnung nach § 8 Abs. 1 Satz 2 Nr. 1 festgesetzten Prüfwerte überschritten, soll die zuständige Behörde die notwendigen Maßnahmen treffen, um festzustellen, ob eine schädliche Bodenveränderung oder Altlast vorliegt. Im Rahmen der Untersuchung und Bewertung sind insbesondere Art und Konzentration der Schadstoffe, die Möglichkeit ihrer Ausbreitung in die Umwelt und ihrer Aufnahme durch Menschen, Tiere und Pflanzen sowie die Nutzung des Grundstücks nach § 4 Abs. 4 zu berücksichtigen.“

§ 9 Abs. 2 BBodSchG:

„Besteht auf Grund konkreter Anhaltspunkte der hinreichende Verdacht einer schädlichen Bodenveränderung oder einer Altlast, kann die zuständige Behörde anordnen, daß die in § 4 Abs. 3, 5 und 6 genannten Personen die notwendigen Untersuchungen zur Gefährdungsabschätzung durchzuführen haben. Die zuständige Behörde kann verlangen, dass Untersuchungen von Sachverständigen oder Untersuchungsstellen nach § 18 durchgeführt werden. ...“

Die BBodSchV unterscheidet orientierende Untersuchungen und Detailuntersuchungen:

§ 2 Nr. 3 BBodSchV:

Orientierende Untersuchung

„Örtliche Untersuchungen, insbesondere Messungen, auf der Grundlage der Ergebnisse der Erfassung zum Zweck der Feststellung, ob der Verdacht einer schädlichen Bodenveränderung oder Altlast ausgeräumt ist oder ein hinreichender Verdacht im Sinne des § 9 Abs. 2 Satz 1 des Bundes-Bodenschutzgesetzes besteht.“

§ 2 Nr. 4 BBodSchV:

Detailuntersuchung

„Vertiefte weitere Untersuchung zur abschließenden Gefährdungsabschätzung, die insbesondere der Feststellung von Menge und räumlicher Verteilung von Schadstoffen, ihrer mobilen oder mobilisierbaren Anteile, ihrer Ausbreitungsmöglichkeiten in Boden, Gewässer und Luft sowie der Möglichkeit ihrer Aufnahme durch Menschen, Tiere und Pflanzen dient.“

Die in § 9 Abs. 1 BBodSchG geregelten Untersuchungen sind demnach **orientierende Untersuchungen**, soweit sie im Einzelfall zur Klärung der Voraussetzungen für eine Untersuchungsanordnung nach § 9 Abs. 2 Satz 1 erforderlich sind. Liegen die in § 9 Abs. 2 Satz 1 BBodSchG genannten Voraussetzungen für eine Untersuchungsanordnung vor, zählen alle zur abschließenden Ermittlung des Sachverhalts erforderlichen weiteren Untersuchungen zur **Detailuntersuchung**.

Erfordernis und Umfang einer orientierenden Untersuchung richten sich nach dem im Einzelfall gegebenen Kenntnisstand zum Zeitpunkt der Entscheidung. Die vorliegende Arbeitshilfe beinhaltet folglich kein Standardprogramm für orientierende Untersuchungen, sondern beschreibt geeignete Verfahrensweisen und Verfahren, die für eine orientierende Untersuchung in Betracht kommen.

Von altlastverdächtigen Flächen kann eine Gefahr für das Grundwasser ausgehen, wenn Schadstoffe über den **Wirkungspfad Boden-Grundwasser** in das Grundwasser gelangen können. In diesem Fall ist nach § 4 Abs. 3 BBodSchV eine Sickerwasserprognose durchzuführen:

§ 4 Abs. 3 BBodSchV:

„Zur Bewertung der von Verdachtsflächen oder altlastverdächtigen Flächen ausgehenden Gefahren für das Grundwasser ist eine Sickerwasserprognose zu erstellen. 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.“

Der Gesetzgeber definiert die **Sickerwasserprognose** in § 2 Nr. 5 BBodSchV:

§ 2 Nr. 5 BBodSchV:

„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 **Ort der Beurteilung** ist in § 4 Abs. 3 BBodSchV als Übergangsbereich von der ungesättigten zur gesättigten Zone definiert. In dieser Arbeitshilfe wird der Ort der Beurteilung mit dem mittleren Grundwasserhöchststand¹ gleichgesetzt, um eine praxistaugliche Vorgehensweise zu ermöglichen.

Allgemeine Regelungen über die Durchführung einer Sickerwasserprognose enthält Anhang 1 Nr. 3.3 BBodSchV. Zur Abschätzung der zu erwartenden Stoffkonzentrationen und -frachten im Sickerwasser und des Schadstoffeintrages in das Grundwasser am Ort der Beurteilung (Sickerwasserprognose) werden drei Verfahrensweisen genannt, auf die eine Sickerwasserprognose gestützt werden kann.

Anhang 1 Nr. 3.3 BBodSchV:

„... Diese Abschätzung kann annäherungsweise

- 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 oder*
- auf der Grundlage von Materialuntersuchungen im Labor (Elution, Extraktion), ...*

auch unter Anwendung von Stofftransportmodellen erfolgen. ... Für die Abschätzung sind insbesondere Verfahren heranzuziehen, die mit Erfolg bei praktischen Fragestellungen angewendet worden sind ...“

Eine Sickerwasserprognose vereinfacht sich, sofern unter günstigen Umständen die repräsentative Beprobung von Sickerwasser am Ort der Beurteilung möglich ist und auf diesem Weg der aktuelle Stoffeintrag in das Grundwasser direkt ermittelt werden kann. Für die Prognose des zukünftigen Stoffeintrags sind i.d.R. Materialuntersuchungen erforderlich.

Eine Sickerwasserprognose kann sowohl Bestandteil der orientierenden Untersuchung als auch der Detailuntersuchung sein, um eine Beurteilung der Grundwassergefährdung vornehmen zu können. Insbesondere für orientierende Untersuchungen gilt, dass die direkt oder näherungsweise ermittelten oder im Rahmen der Sickerwasserprognose abgeschätzten Stoffkonzentrationen am Ort der Beurteilung den **Prüfwerten** der BBodSchV gegenüberzustellen sind (§ 4 Abs. 1 BBodSchV).

Die Prüfwerte für den Wirkungspfad Boden-Grundwasser sind in Anhang 2 Nr. 3.1 BBodSchV aufgeführt. Die Definition von Prüfwerten ist wie folgt:

¹ Der Grundwasserstand ist gewöhnlich jahreszeitlichen Schwankungen unterworfen. Um den Ort der Beurteilung zu ermitteln, ist ein mittlerer Grundwasserhöchststand für den jeweiligen Standort abzuschätzen.

§ 8 Abs. 1 Nr. 1 BBodSchG:

„Werte, bei deren Überschreiten unter Berücksichtigung der Bodennutzung eine einzelfallbezogene Prüfung durchzuführen und festzustellen ist, ob eine schädliche Bodenveränderung oder Altlast vorliegt (Prüfwerte).“

Die Prüfwerte für den Wirkungspfad Boden-Grundwasser wurden nutzungsunabhängig festgelegt.

Das generelle Bewertungsprozedere hinsichtlich des Ausschlusses oder des Vorliegens eines hinreichenden Verdachts einer schädlichen Bodenveränderung oder Altlast und eventuell notwendiger weiterführender Maßnahmen regeln § 4 Abs. 2 und 7 bzw. § 3 Abs. 4 BBodSchV:

§ 4 Abs. 2 BBodSchV:

„Liegen der Gehalt oder die Konzentration eines Schadstoffes unterhalb des jeweiligen Prüfwertes in Anhang 2, ist insoweit der Verdacht einer schädlichen Bodenveränderung oder Altlast ausgeräumt. Wird ein Prüfwert nach Anhang 2 Nr. 3 am Ort der Probennahme überschritten, ist im Einzelfall zu ermitteln, ob die Schadstoffkonzentration im Sickerwasser am Ort der Beurteilung den Prüfwert übersteigt. ...“

§ 3 Abs. 4 BBodSchV:

„Konkrete Anhaltspunkte, die den hinreichenden Verdacht einer schädlichen Bodenveränderung oder Altlast begründen ... liegen in der Regel vor, ... wenn auf Grund einer Bewertung nach § 4 Abs. 3 [Sickerwasserprognose] eine Überschreitung von Prüfwerten zu erwarten ist. Besteht ein hinreichender Verdacht ... soll eine Detailuntersuchung durchgeführt werden.“

§ 4 Abs. 7 BBodSchV:

„... 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. ...“

Die Definition der Sickerwasserprognose erfasst nur die Stoffeinträge, welche mit dem Sickerwasser aus der ungesättigten in die gesättigte Zone transportiert werden, so dass nur einer der möglichen Eintragspfade von Schadstoffen in das Grundwasser berücksichtigt wird. Die Arbeitshilfe berücksichtigt darüber hinaus:

- Stoffeinträge über mobile Schadstoffphasen,
- Stoffeinträge über die Bodenluft,
- Stoffeinträge aus kontaminierten Bodenkörpern (Boden/Altlastenmaterial), die teilweise oder vollständig im Grundwasser liegen.

Für den Fall einer im Grundwasser liegenden schädlichen Bodenveränderung richtet sich die Bewertung einer Gefahr für das Grundwasser nach dem Wasserrecht (Anhang 2 Nr. 3.2e BBodSchV). Im Sinne einer durchgängigen Systematik für die Beurteilung von Grundwassergefahren nach dem Bodenschutz- und Wasserrecht kann dann auf der konzeptionellen Grundlage eines gemeinsamen Papieres der LAWA/LABO/LAGA [7] der Ort der Beurteilung mit dem Kontaktbereich

zwischen dem verunreinigten Boden/Material und dem durch- bzw. umströmenden Grundwasser (Kontaktgrundwasser) gleichgesetzt werden (s. Abb. 1).

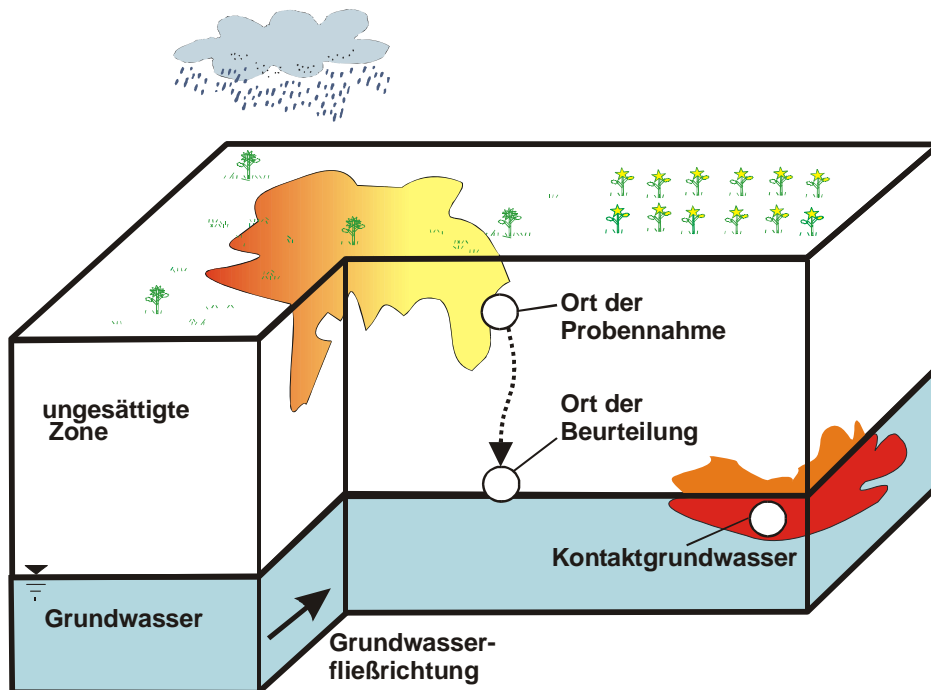


Abbildung 1: Schädliche Bodenveränderungen in der ungesättigten und gesättigten Zone (schematisiert)

Zweck des BBodSchG und der BBodSchV ist primär der Schutz des Bodens, aber auch der Gewässerschutz (§ 1 Satz 1 BBodSchG). Daraus ergeben sich Fragen über das Verhältnis zum Wasserrecht. Eine explizite Abgrenzung der beiden Rechtsgebiete ist in § 3 BBodSchG nicht vorgenommen worden. Zur **Abgrenzung** zwischen dem **Bundes-Bodenschutzgesetz** und dem **Wasserrecht** hat die LABO mit Zustimmung der 26. Amtschefkonferenz ein Grundsatzpapier veröffentlicht [8].

4 Vorgehensweise bei der Sickerwasserprognose

4.1 Grundlagen und Ziele

Zur Bewertung der von einer altlastverdächtigen Fläche ausgehenden Gefährdung für das Grundwasser ist mittels der Sickerwasserprognose abzuschätzen, ob am Ort der Beurteilung eine Prüfwertüberschreitung vorliegt oder in überschaubarer Zukunft zu erwarten ist.

Für eine Sickerwasserprognose sind i.d.R. örtliche Untersuchungen durchzuführen. In begründeten Ausnahmefällen kann sie auch ohne Untersuchungen anhand einer historischen Erkundung oder bereits vorliegender Erkenntnisse erfolgen.

Die Abschätzung der derzeitigen oder zukünftigen Sickerwasserkonzentration am Ort der Beurteilung kann nur annäherungsweise erfolgen (Anhang 1 Nr. 3.3 BBodSchV). Genaue Konzentrationsangaben sind daher weder sinnvoll noch möglich. Die Abschätzung, ob eine Prüfwertüberschreitung zu erwarten ist oder nicht (Prognose), ist ausreichend.

4.2 Verfahrensweisen der Sickerwasserprognose

Ein bestimmtes Verfahren zur Durchführung der Sickerwasserprognose wird in der BBodSchV nicht vorgeschrieben. Es erfolgt lediglich der Hinweis, dass es sich um praxiserprobte Verfahren handeln soll.

Die Sickerwasserprognose kann auf der Grundlage der nachfolgend genannten Verfahrensweisen durchgeführt werden (Abb. 2):

- Bodenuntersuchungen (Kap. 5)
- Sickerwasserbeprobungen (Kap. 7)
- In situ-Untersuchungen (Kap. 7)
- Grundwasseruntersuchungen (Kap. 8).

Diese Verfahrensweisen sind in den Kapiteln 5 bis 8 zusammen mit methodischen Hinweisen beschrieben. Hierbei ist zu beachten, dass Grundwasseruntersuchungen sowie Sickerwasserbeprobungen direkt am Ort der Beurteilung keine Prognose über die zukünftige Entwicklung des Schadstoffeintrags in das Grundwasser ermöglichen. Bei Sickerwasserbeprobungen oberhalb des Ortes der Beurteilung ist abzuschätzen, welche Schadstoffkonzentration am Ort der Beurteilung zu erwarten ist.

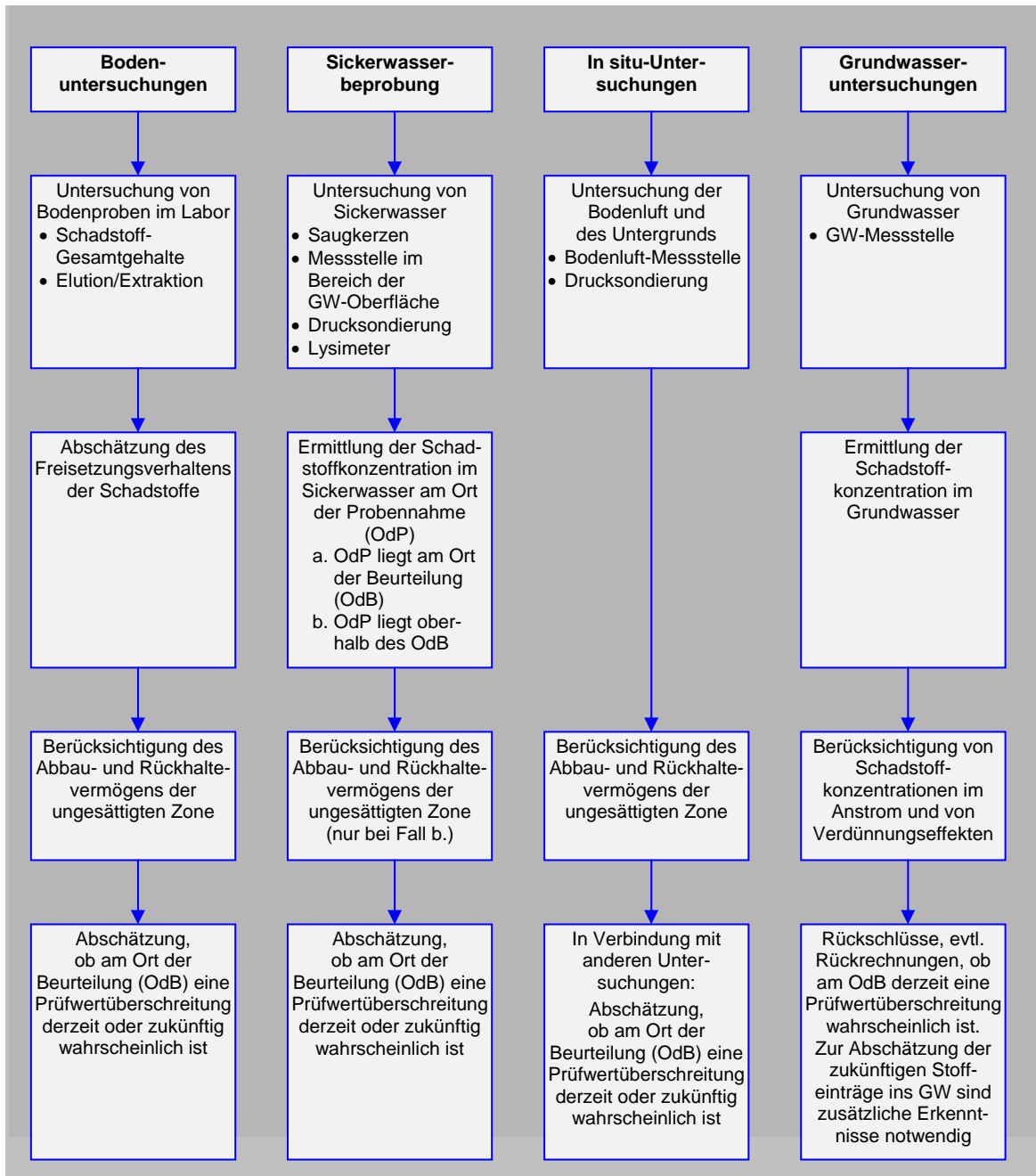


Abbildung 2: Verfahrensweisen der Sickerwasserprognose nach BBodSchV zur Untersuchung und Beurteilung des Wirkungspfades Boden-Grundwasser

Die Sickerwasserprognose kann verbal-argumentativ ggf. unter Zuhilfenahme von Berechnungsmethoden erfolgen. Allerdings ist im Rahmen von orientierenden Untersuchungen der Einsatz von Stofftransportmodellen i.d.R. nicht zielführend, da die benötigten standortspezifischen Parameter meist nicht vorliegen.

Die genannten Verfahren sind nicht nur als Alternativen zu sehen. Je nach Standort- und Schadstoffsituation kann auch eine Kombination mehrerer Verfahren sinnvoll sein.

4.3 Ablauf der Sickerwasserprognose

Zielstellung ist es, für die zu beurteilende Fläche fachlich begründete und juristisch überprüfbare Aussagen zu treffen, ob zu erwarten ist, dass durch einen Schadstoffeintrag in das Grundwasser die Prüfwerte der BBodSchV am Ort der Beurteilung überschritten werden oder nicht. Dazu werden auf der Basis einer Standortcharakterisierung die möglichen Eintragspfade von Schadstoffen in das Grundwasser ermittelt und hieraus ein standortspezifisches Untersuchungskonzept entwickelt. Die für den Stofftransport und Stoffübergang ins Grundwasser relevanten Vorgänge am Standort sind hinreichend zu beschreiben.

Die Grundkonzeption einer Sickerwasserprognose nach BBodSchV auf der Stufe der orientierenden Untersuchung lässt sich durch folgende Teilschritte beschreiben (s. Kap. 4.3.1 bis 4.3.3):

- Standortcharakterisierung
(Informations- und Datensichtung ggf. Datenergänzung)
- Konzepterstellung und Ermittlung des Untersuchungsbedarfs,
Durchführung von Untersuchungen
- Verbal-argumentative Abschätzung, ob am Ort der Beurteilung eine Prüfwertüberschreitung derzeit oder zukünftig zu erwarten ist.

4.3.1 Standortcharakterisierung

Vor der Durchführung von Untersuchungen zur Sickerwasserprognose werden zuerst alle zum Standort verfügbaren Daten und Erkenntnisse aus der historischen Erkundung oder aus sonstigen Unterlagen ausgewertet. Hierzu sind auch aus regionalen Kartenwerken die bodenkundlichen, geologischen und hydrogeologischen Daten für die Fläche zusammenzustellen (i.d.R. bei den Staatlichen Geologischen Diensten der Bundesländer zu beziehen [11]). Weiterhin sind Aussagen über das vermutete Schadstoffinventar zu treffen.

Auf Grundlage dieser Informationen ist eine Standortcharakterisierung zu erstellen und eine erste Einschätzung über mögliche Schadstoffausbreitungen ins Grundwasser am Standort zu treffen.

Über Analogiebetrachtungen können Ergebnisse von Standorten mit vergleichbaren bodenkundlich-geologischen Verhältnissen und Schadstoffspektren verwendet werden. Im Einzelfall kann hiermit schon ein hinreichender Verdacht für das Vorliegen einer schädlichen Bodenveränderung oder Altlast begründet werden und die zuständige Behörde die notwendigen Untersuchungen zur Gefährdungsabschätzung (Detailuntersuchungen) anordnen.

4.3.2 Konzepterstellung und Untersuchungen

I.d.R. sind für eine Sickerwasserprognose Untersuchungen erforderlich, um Informationslücken zu schließen. Auf der Basis der Standortcharakterisierung ist durch die zuständige Behörde oder durch den Gutachter bzw. Sachverständigen ein standortspezifisches, gestuftes Untersuchungskonzept zu erstellen, in dem die erforderlichen Maßnahmen beschrieben und begründet sind.

Für die sachgerechte Planung und Durchführung von Untersuchungen werden ausführliche Hinweise u. a. in der Arbeitshilfe „Qualitätssicherung“ des Altlastenausschusses der LABO gegeben [12].

4.3.3 Abschätzung des Schadstoffeintrags in das Grundwasser

Im Rahmen der orientierenden Untersuchung ist die Abschätzung des Schadstoffeintrags in das Grundwasser i.d.R. nur verbal-argumentativ möglich. Eine verbal-argumentative Abschätzung ist immer notwendig.

Die verbal-argumentative Abschätzung beruht auf qualitativen Überlegungen oder halbquantitativen Betrachtungen zur Wahrscheinlichkeit eines Überschreitens von Prüfwerten am Ort der Beurteilung [13]. Sie erfolgt unter Einbeziehung aller verfügbaren Kenntnisse über die vorliegenden örtlichen Sachverhalte nach bestem fachlichen Wissen. Die verbal-argumentative Abschätzung dient der Betrachtung des gegenwärtigen und zukünftigen Schadstoffeintrags in das Grundwasser.

Unabhängig vom gewählten Verfahren sind im Rahmen einer Sickerwasserprognose² grundsätzlich die folgenden Sachverhalte zu ermitteln bzw. folgende fachlichen Überlegungen anzustellen:

- Beschreibung des Schadstoffinventars
- Ermittlung des Freisetzungsverhaltens
- Transportprognose
(wenn der kontaminierte Bodenkörper in der ungesättigten Zone liegt; Abbau/Rückhalt von Schadstoffen, Schutzfunktion der ungesättigten Zone, s. Kap. 6)
- Abschätzung einer Prüfwertüberschreitung zum aktuellen Zeitpunkt
- Abschätzung einer Prüfwertüberschreitung für die überschaubare Zukunft
(eine Zukunftsbetrachtung ist bei der orientierenden Untersuchung nicht immer möglich, aber auch nicht immer notwendig).

² Bei einer Gefährdungsabschätzung für den Wirkungspfad Boden-Grundwasser sind stets alle im Einzelfall in Betracht kommenden Eintragungspfade zu berücksichtigen. Im Folgenden wird unter dem Begriff „Sickerwasserprognose“ die Prognose des Stoffeintrags in das Grundwasser am Ort der Beurteilung verstanden. Der Stoffeintrag kann über das Sickerwasser und das Kontaktgrundwasser, über mobile Schadstoffphasen und über die Bodenluft erfolgen.

Anhand der genannten Sachverhalte kann mit einer verbal-argumentativen Betrachtung abgeschätzt werden, ob eine Prüfwertüberschreitung am Ort der Beurteilung derzeit oder zukünftig zu erwarten ist. Ergebnisse von vergleichbaren Standorten können einbezogen werden. Die Abschätzung ist nachvollziehbar zu begründen.

Wenn die Abschätzung für den Ort der Beurteilung ergibt, dass bereits aktuell eine Prüfwertüberschreitung zu erwarten ist, dann kann im Rahmen der orientierenden Untersuchung eine Zukunftsbetrachtung entfallen. Zum Verdachtsausschluss ist jedoch auch im Rahmen der orientierenden Untersuchung eine Zukunftsbetrachtung erforderlich (Abb. 3).

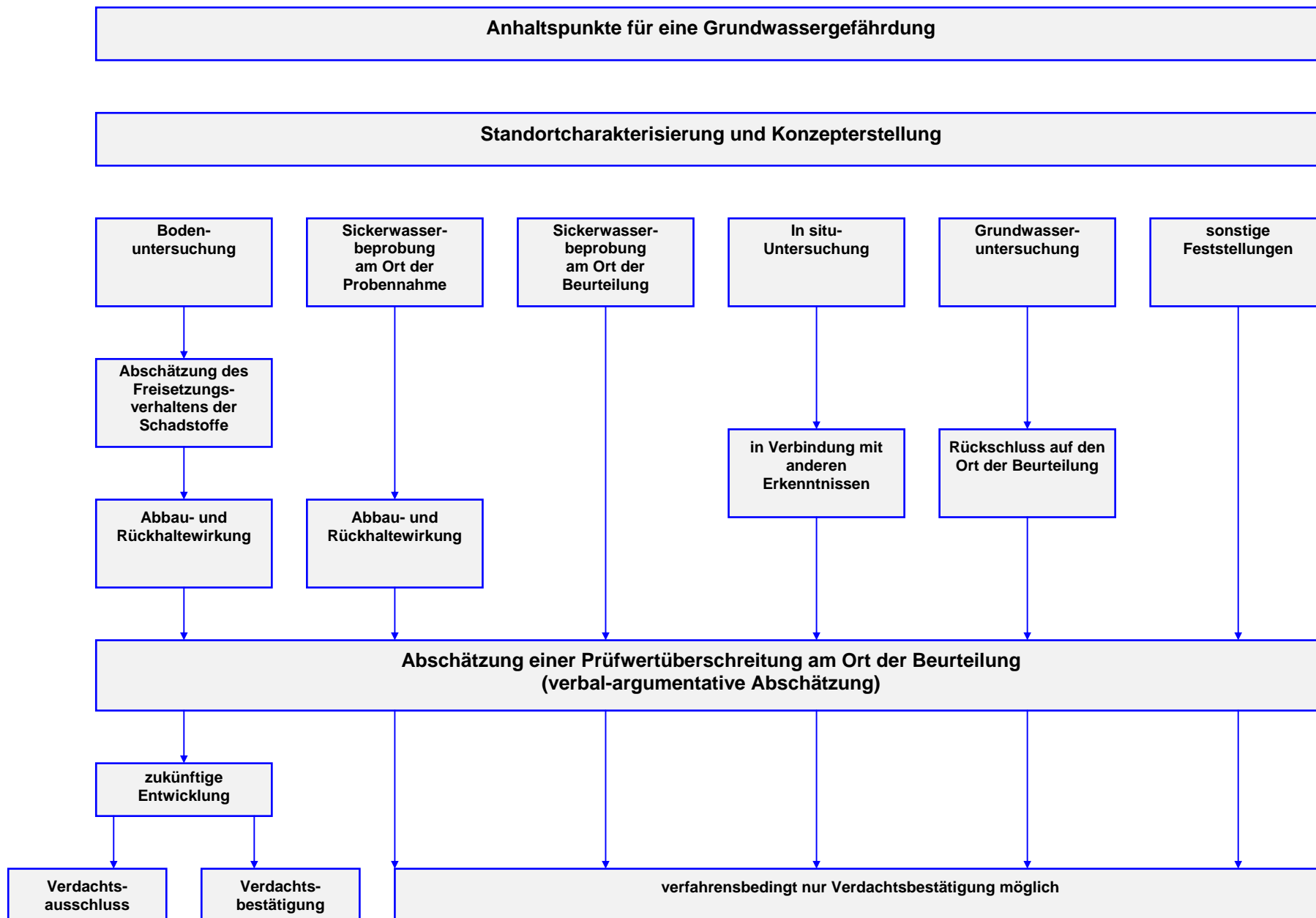


Abbildung 3: Vorgehensweise zur Verdachtsbestätigung/-ausschluss bei der Sickerwasserprognose auf der Stufe der orientierenden Untersuchung

4.4 Anwendung der Prüfwerte nach Anhang 2 BBodSchV

§ 4 Abs. 2 BBodSchV enthält Erläuterungen zur Bedeutung der in Anhang 2 Nr. 3.1 BBodSchV festgelegten Prüfwerte sowie eine nähere Regelung für deren Anwendung bei der Bewertung des Wirkungspfades Boden-Grundwasser. Die Prüfwerte sind im Anhang 5 dieser Arbeitshilfe aufgeführt.

Wenn am Ort der Beurteilung³ keine Prüfwertüberschreitung zu erwarten ist, dann ist insoweit der Verdacht einer schädlichen Bodenveränderung oder Altlast ausgeräumt. Bei der Überschreitung eines oder mehrerer Prüfwerte ist eine weitergehende Sachverhaltsermittlung durchzuführen (§ 8 Abs. 1 BBodSchG). I.d.R. liegt dann ein hinreichender Verdacht einer Altlast oder schädlichen Bodenveränderung vor, so dass die Voraussetzungen für die Anordnung von Detailuntersuchungen erfüllt sind (§ 9 Abs. 2 BBodSchG).

§ 3 Abs. 4 Satz 2 BBodSchV stellt klar, dass ein hinreichender Verdacht nicht nur durch eine festgestellte oder zu erwartende Prüfwertüberschreitung, sondern auch „auf Grund sonstiger Feststellungen“ bestehen kann.

Werden für die Bewertung orientierender Untersuchungen – mangels festgesetzter Prüfwerte in der BBodSchV – hilfsweise Werte genutzt, die analog abgeleitet sind, können auch diese i.d.R. als konkrete Anhaltspunkte gewertet werden. Überschreitungen dieser Werte stellen jedenfalls begründete und nachvollziehbare „sonstige Feststellungen“ nach den Methoden und Maßstäben der BBodSchV dar. Die Ableitungskriterien sind in [10] veröffentlicht.⁴

Weitere Hinweise zur Anwendung der Prüfwerte für den Wirkungspfad Boden-Grundwasser enthält Anhang 2 Nr. 3.2 BBodSchV.

³ bzw. im Kontaktgrundwasser, siehe Kapitel 3.

⁴ Die Prüfwerte der BBodSchV für den Wirkungspfad Boden-Grundwasser orientieren sich an den Geringfügigkeitsschwellen für das Grundwasser, die von der LAWA abgeleitet wurden [7, 14]. Die Ableitungskriterien für die Geringfügigkeitsschwellen können [10] entnommen werden. Derzeit werden die Geringfügigkeitsschwellen von der LAWA überarbeitet.

5 Bodenuntersuchung und -beurteilung

5.1 Allgemeines

Mit Bodenuntersuchungen kann im Rahmen einer Sickerwasserprognose das Schadstoffinventar im Boden bestimmt sowie der aktuelle und zukünftige Schadstoffaustrag mit dem Sickerwasser aus dem kontaminierten Boden abgeschätzt werden. Um den Schadstoffeintrag in das Grundwasser abschätzen zu können, ist ergänzend der Abbau und Rückhalt von Schadstoffen in der ungesättigten Zone zu berücksichtigen (Kap. 6). Insbesondere bei orientierenden Untersuchungen kann die Abschätzung der Sickerwasserkonzentration am Ort der Beurteilung und der Vergleich mit den Prüfwerten (Anhang 2 Nr. 3.1 BBodSchV) nur überschlägig erfolgen. Mit zunehmendem Kenntnisstand über die Verhältnisse im Boden kann die Sickerwasserprognose jedoch an Aussagesicherheit gewinnen.

Im Rahmen von Bodenuntersuchungen werden Bodenproben im Labor untersucht, um die Schadstoff-Gesamtgehalte in den Proben zu bestimmen und um mit Elutions-/Extraktionsuntersuchungen das Freisetzungverhalten von Schadstoffen zu ermitteln. Hierbei ist ein gestuftes Vorgehen sinnvoll. Weiterhin sollen im Rahmen von orientierenden Untersuchungen Hinweise über die Ausdehnung der verunreinigten Bodenbereiche, über den Untergrundaufbau und über den Grundwasserflurabstand gewonnen werden.

Eine Sickerwasserprognose auf der Grundlage von Bodenuntersuchungen gliedert sich i.d.R. in vier Schritte (Abb. 4). Informationen über die *Schadstoff-Gesamtgehalte* im Boden (erster Schritt) und über das *Freisetzungverhalten* bzw. die *Mobilität* der Schadstoffe (zweiter Schritt) lassen die Abschätzung des Schadstoffaustrags aus den kontaminierten Bodenbereichen zu (Kap. 5.2 und 5.3). Um die *Schutzfunktion der ungesättigten Zone* abschätzen zu können, werden im dritten Schritt die Rückhalte- und Abbauprozesse in der ungesättigten Zone berücksichtigt (Kap. 6.2). Schließlich wird im vierten Schritt der *Schadstoffeintrag* in das Grundwasser am Ort der Beurteilung bzw. die Gefährdung des Grundwassers abgeschätzt (Kap. 6.3).

Zur Aufstellung eines Analysenplans und zur Gewinnung von Bodenproben enthält die Arbeitshilfe „Qualitätssicherung“ des Altlastenausschusses der LABO ausführliche Hinweise [12].

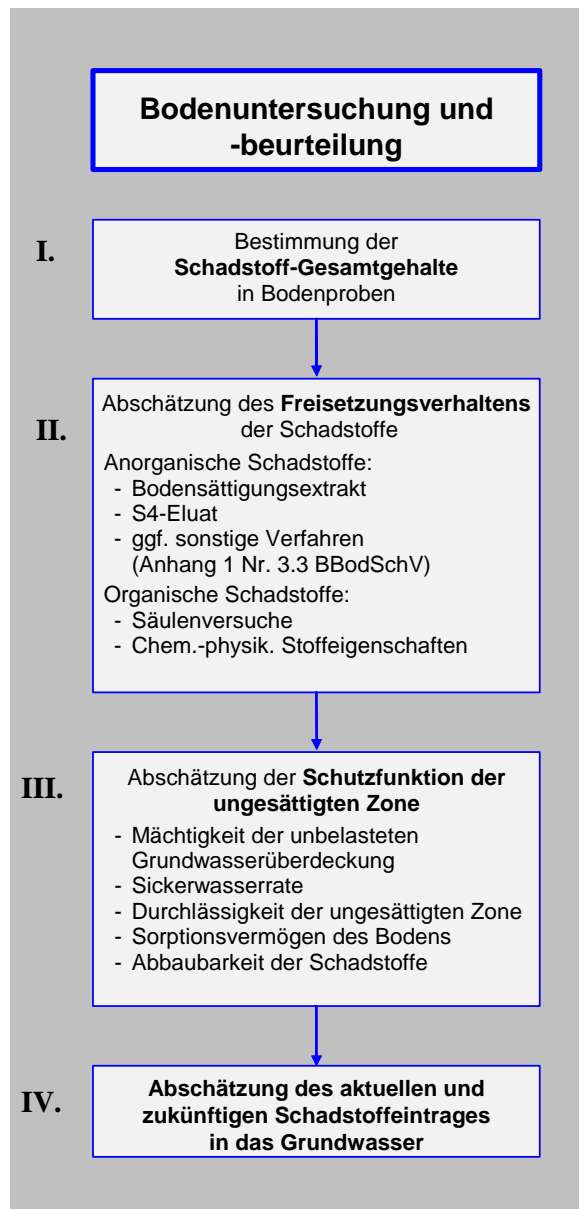


Abbildung 4: Sickerwasserprognose auf Basis von Bodenuntersuchungen bei orientierenden Untersuchungen (Schritte III und IV siehe Kap. 6)

- I. Die **Schadstoff-Gesamtgehalte** in Bodenproben können mit geeigneten Methoden bestimmt werden (Anhang 1 Nr. 3.1.3 BBodSchV, Kap. 5.2). Aufgrund der höheren Untersuchungsdichte ermöglichen Detailuntersuchungen zusätzlich die Abschätzung der Gesamtmenge der im kontaminierten Boden verteilten Schadstoffe.
- II. Das **Freisetzungsvhalten** der Schadstoffe in Böden kann mittels Elutions-/ Extraktionsuntersuchungen beurteilt werden (Anhang 1 Nrn. 3.1.2 und 3.3 BBodSchV; Kap. 5.3.2). In bestimmten Fällen kann das Freisetzungsvhalten hilfsweise über die chemisch-physikalischen Eigenschaften der Schadstoffe (Mobilität) abgeschätzt werden (Kap. 5.3.1 und Anhang 2).

- III.** Die **Schutzfunktion der ungesättigten Zone** ist laut Anhang 1 Nr. 3.3 der BBodSchV einzuschätzen (Kap. 6.2). Die Schutzfunktion hängt u.a. von der Mächtigkeit der unbelasteten Grundwasserüberdeckung, der Sickerwasserrate, der Durchlässigkeit und den Sättigungsverhältnissen des Bodens, der Bodenart, dem Ton- und Humusgehalt, den Textureigenschaften des Bodens (z.B. Makroporen, Inhomogenitäten), den Milieubedingungen im Boden sowie von der Abbaubarkeit der Schadstoffe ab.
- IV.** Der aktuelle und zukünftige **Schadstoffeintrag** in das **Grundwasser** am Ort der Beurteilung ist abzuschätzen, indem der Schadstoffaustrag aus dem verunreinigten Boden und die Schutzfunktion der ungesättigten Zone gemeinsam betrachtet werden (Kap. 6.3).

5.2 Schadstoff-Gesamtgehalte im Boden

Mit der Bestimmung der Schadstoff-Gesamtgehalte in Bodenproben werden mehrere Ziele verfolgt. Es kann ermittelt werden, welches Schadstoffinventar auf der Verdachtsfläche vorliegt. Weiterhin geben Schadstoff-Gesamtgehalte erste Hinweise auf mögliche Kontaminationsschwerpunkte. Schadstoff-Gesamtgehalte im Boden sind schließlich bei der Interpretation von Elutions-/Extraktionsuntersuchungen zu berücksichtigen (Kap. 5.3.2).

Der **Schadstoff-Gesamtgehalt** ist die Menge eines Schadstoffes in einer Bodenprobe, bezogen auf die Trockenmasse (TM). Der Schadstoff-Gesamtgehalt wird üblicherweise in der Einheit [mg/kg TM] angegeben.

Der Gehalt von Schwer- und Halbmetallen in Bodenproben wird aus dem Königswasserextrakt nach DIN ISO 11466 bestimmt. Nähere Angaben sind in Anhang 1 Nr. 3.1.2 der BBodSchV aufgeführt.

Der Gesamtgehalt organischer Schadstoffe wird nach Extraktion der Bodenproben mit geeigneten Lösungsmitteln bestimmt. Für einige Stoffe bzw. Stoffgruppen werden in Anhang 1 Nr. 3.1.3 der BBodSchV Untersuchungsmethoden aufgeführt. Für die Untersuchung von PAK, LCKW, BTEX und MKW wurden weitere Analyseverfahren entwickelt [15-17].

Bei orientierenden Untersuchungen fließen die gemessenen Schadstoff-Gesamtgehalte mit anderen Sachverhalten in die verbal-argumentative Abschätzung ein (Kap. 6.3). Die Höhe der gemessenen Schadstoff-Gesamtgehalte kann über einen Vergleich mit den in Anhang 1 aufgeführten Werten und den regionalen Hintergrundwerten [18] der Größenordnung nach beurteilt werden. Bei den Werten aus Anhang 1 handelt es sich um die Vorsorgewerte der BBodSchV (Anhang 2 Nr. 4.1 u. 4.2 BBodSchV).

Unterschreiten die Messwerte die regionalen Hintergrundgehalte oder die Vorsorgewerte der BBodSchV, kann eine altlastbedingte Grundwassergefährdung durch die Fläche ausgeschlossen werden. Sofern diese Werte überschritten werden, kommen ggf. länderspezifische Regelungen zum Tragen.

Unter der **Gesamtmenge an Schadstoffen** versteht man die auf einer altlastverdächtigen Fläche insgesamt vorhandene Schadstoffmenge. Sie kann abgeschätzt werden, wenn das Volumen der kontaminierten Bodenbereiche und die Schadstoffverteilung innerhalb der Bodenbereiche bekannt sind. Hierzu sind Messungen der Schadstoff-Gesamtgehalte in einer ausreichenden Zahl repräsentativer Bodenproben erforderlich.

Da bei orientierenden Untersuchungen der Untersuchungsumfang relativ gering ist, ist die Gesamtmenge der auf der untersuchten Verdachtsfläche vorhandenen Schadstoffe i.d.R. nicht bekannt bzw. nicht oder nur grob abschätzbar.

Die Gesamtmenge der Schadstoffe ist bei der Abschätzung der Schadstofffracht und der voraussichtlichen Dauer des Schadstoffeintrags in das Grundwasser von Bedeutung. Auf der Stufe der orientierenden Untersuchung ist eine Frachtabschätzung aufgrund der geringen Datenbasis i.d.R. nicht sinnvoll bzw. allenfalls grob überschlägig möglich.

5.3 Freisetzung von Schadstoffen

Unter der *Freisetzung* von Schadstoffen wird der Stoffübergang vom kontaminierten Boden in das Sickerwasser verstanden. Die aus Bodenproben freisetzbare Schadstoffmenge bzw. die Schadstoffkonzentration im Sickerwasser kann mittels geeigneter Methoden, i.d.R. Elutions-/Extraktionsuntersuchungen, abgeschätzt werden. Liegen Schadstoffe als mobile Phase vor, kann eine Schadstoffverlagerung auch unabhängig vom Sickerwasser stattfinden.

Die *Mobilität* von Schadstoffen wird in erster Linie durch deren chemisch-physikalische Stoffeigenschaften bestimmt. Weiterhin sind die Milieubedingungen im Boden von Bedeutung, z.B. pH-Wert und Sorptionsvermögen der Bodenpartikel. Die Mobilität von Schadstoffen beeinflusst sowohl die Freisetzung von Schadstoffen aus dem kontaminierten Boden als auch das Transportverhalten in der ungesättigten und gesättigten Zone.

5.3.1 Chemisch-physikalische Stoffeigenschaften

Bei *organischen* Schadstoffen geben die chemisch-physikalischen Stoffeigenschaften Hinweise auf die Mobilität dieser Stoffe in der ungesättigten Zone und im Grundwasser. Zu nennen sind insbesondere:

- Wasserlöslichkeit
- Siedepunkt
- Dampfdruck
- Dichte
- Viskosität
- Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizient (K_{ow})
- Adsorbierbarkeit an organischen Kohlenstoffverbindungen (K_{oc}).

Im **Anhang 2** werden für einige *organische* Stoffgruppen die wichtigsten chemisch-physikalischen Stoffdaten aufgeführt und allgemeine Aussagen über das Verhalten dieser Stoffe im Boden getroffen. Die Mobilität der Stoffe bzw. Stoffgruppen wird dort in hoch, mittel oder gering eingestuft. Bei leichtflüchtigen Schadstoffen wie z.B. LCKW erfolgt die Einstufung des Freisetzungsverhaltens allein aufgrund der chemisch-physikalischen Stoffeigenschaften, da Elutionsuntersuchungen für diese Stoffe nicht geeignet sind.

Bei *anorganischen* Stoffen wie Schwermetallen, Halbmetallen und Cyaniden ist die Bindungsform entscheidend für deren Verhalten im Boden (Anhang 2). Beispielsweise ist Bleichlorid gut wasserlöslich, silikatisch gebundenes Blei ist dagegen schwerlöslich. Weiterhin haben der pH-Wert, das Redoxpotenzial und das Vorhandensein von Komplexbildnern einen großen Einfluss auf das Freisetzungsverhalten anorganischer Verbindungen. Da die Bindungsformen i.d.R. nicht

bekannt sind, ist bei anorganischen Schadstoffen die Beurteilung des Freisetzungsverhaltens i.d.R. nur auf der Grundlage von Elutions-/Extraktionsversuchen möglich (Kap. 5.3.2).

5.3.2 Elutions- und Extraktionsverfahren

Elutions- und Extraktionsverfahren können angewendet werden, um die Schadstoffkonzentration im Sickerwasser am Ort der *Probennahme* abzuschätzen (vgl. Anhang 1 Nr. 3.3 BBodSchV). Als Elutions-/Extraktionsmittel werden Wasser oder wässrige Lösungen eingesetzt.

Für die Abschätzung des Freisetzungsverhaltens von *anorganischen* Schadstoffen sind in der BBodSchV folgende Elutions-/Extraktionsverfahren aufgeführt:

- **Bodensättigungsextrakt** nach Anhang 1 Nr. 3.1.2 BBodSchV
- **S4-Eluat** nach DIN 38414-4 [20]
- **Ammoniumnitrat-Extrakt** nach DIN 19730 [21]

Für spezielle Fragestellungen können weitere Elutions-/Extraktionsverfahren angewendet werden [22, 23].

Für die Untersuchung *organischer* Bodenverunreinigungen sieht die BBodSchV i.d.R. **Säulenversuche** vor [24, 25].

In **Anhang 3** dieser Arbeitshilfe werden die oben genannten Elutions- und Extraktionsverfahren sowie deren Vor- und Nachteile kurz beschrieben. Bei der Untersuchung von anorganischen Bodenverunreinigungen ist im Einzelfall zu entscheiden, welches Verfahren für die jeweilige Fragestellung geeignet ist. Bei organischen Bodenverunreinigungen ist zu prüfen, ob der Säulenversuch eine für die Aufgabenstellung geeignete Untersuchungsmethode ist. Nachfolgend werden Hilfestellungen zur Beurteilung von Elutions-/Extraktionsverfahren gegeben.

Bodensättigungsextrakt:

Der Bodensättigungsextrakt ist bei Bodenverunreinigungen mit anorganischen Schadstoffen anwendbar. Gemäß der BBodSchV können die im Bodensättigungsextrakt ermittelten Stoffkonzentrationen mit der Stoffkonzentration im Sickerwasser am Ort der Probennahme ansatzweise gleichgesetzt werden (Anhang 1 Nr. 3.3 BBodSchV). Der Nachweis für eine generelle Gleichsetzbarkeit der Schadstoffkonzentrationen im Bodensättigungsextrakt und im Sickerwasser steht allerdings noch aus. Vergleichende Untersuchungen erbrachten widersprüchliche Ergebnisse [26, 27, 28].

Der Bodensättigungsextrakt weist im Vergleich zum S4-Eluat und zum Ammoniumnitrat-Extrakt ein realitätsnahes Wasser-Boden-Verhältnis auf, so dass ver-

gleichsweise geringe Verdünnungseffekte auftreten. Die mechanische Beanspruchung der Bodenprobe und die damit verbundene Störung der Bodenstruktur und die Bildung neuer Grenzflächen sind ebenfalls relativ gering.

Beim Bodensättigungsextrakt ist die gewinnbare Eluatmenge vergleichsweise gering sowie der Arbeits- und Zeitaufwand für die Durchführung relativ hoch. Der Bodensättigungsextrakt ist bei sehr grobkörnigen Böden verfahrensbedingt nicht anwendbar (Anhang 3).

S4-Eluat:

Das S4-Eluat kann zur Abschätzung der Freisetzbarkeit anorganischer Schadstoffe eingesetzt werden. Der Filtrationsschritt wird gemäß Anhang 1 Nr. 3.1.2 BBodSchV durchgeführt. Die Untersuchungsmethode ist bei Abfall- und Altlastenuntersuchungen weit verbreitet.

Beim S4-Eluat ist das Verhältnis Wasser zu Boden wesentlich größer als beim Bodensättigungsextrakt. Dies kann zu niedrigeren Schadstoffkonzentrationen im Eluat als beim Bodensättigungsextrakt führen. Auf der anderen Seite ist beim S4-Eluat die mechanische Beanspruchung während der Untersuchung sehr groß, so dass neue Phasengrenzflächen entstehen können. Die dadurch bedingte verstärkte Freisetzung von Schadstoffen kann u.U. dazu führen, dass im S4-Eluat höhere Schadstoffkonzentrationen auftreten als im Bodensättigungsextrakt.

Ammoniumnitrat-Extrakt:

Der Ammoniumnitrat-Extrakt wurde zur Bestimmung von pflanzenverfügbaren Schwer- und Halbmetallen auf landwirtschaftlich genutzten Böden entwickelt. Im Gegensatz zum Bodensättigungsextrakt und S4-Eluat wird nicht mit reinem Wasser, sondern mit einer Ammoniumnitratlösung extrahiert.

Der Ammoniumnitrat-Extrakt wurde nicht zur Abbildung realer Sickerwässer konzipiert und ist daher für diese Fragestellung nicht geeignet. Der Ammoniumnitrat-Extrakt kann bei besonderen Fragestellungen eingesetzt werden, z.B. zur Beurteilung des Wirkungspfades Boden-Nutzpflanze.

Säulenversuch:

Die Anwendbarkeit des in der BBodSchV genannten Säulenversuches zur Elution *organischer* Schadstoffe ist stark eingeschränkt, da der Säulenversuch bisher erst für einige organische Stoffgruppen erprobt wurde.

Säulenversuche sind zur Untersuchung von PAK-verunreinigten Böden prinzipiell geeignet [24]. Die Eignung von Säulenversuchen bei Böden, die mit mittel- oder hochsiedenden Mineralölkohlenwasserstoffen verunreinigt sind, kann noch nicht

beurteilt werden, da die gewählten Versuchsbedingungen einen großen Einfluss auf das Untersuchungsergebnis haben.

Für die Untersuchung von leichtflüchtigen Schadstoffen wie LCKW und BTEX sind Säulenversuche nicht geeignet. Auch bei Böden mit hohem Feinkornanteil können Säulenversuche nicht angewendet werden [24].

Vergleichbarkeit der einzelnen Elutions-/Extraktionsverfahren

Vergleichende Untersuchungen zwischen dem Bodensättigungsextrakt, dem S4-Eluat und dem Ammoniumnitrat-Extrakt haben gezeigt, dass diese Elutions-/Extraktionsverfahren zu unterschiedlichen Schadstoffkonzentrationen im Eluat/Extrakt führen [26, 27]. Der Ammoniumnitrat-Extrakt wurde für andere Fragestellungen als die Beurteilung des Wirkungspfades Boden-Grundwasser entwickelt und ist nicht zur Abbildung realer Sickerwasserkonzentrationen einsetzbar.

Laut Anhang 1 Nr. 3.3 der BBodSchV kann der Bodensättigungsextrakt durch andere Elutionsverfahren wie das S4-Eluat oder den Ammoniumnitrat-Extrakt ersetzt werden, wenn die Gleichwertigkeit der Ergebnisse insbesondere durch Bezug dieser Ergebnisse auf den Bodensättigungsextrakt sichergestellt ist. Die bisher vorliegenden Untersuchungsergebnisse zeigen jedoch: Die pauschale **Umrechnung** von Schadstoffkonzentrationen, die mittels **S4-Eluat** oder **Ammoniumnitrat-Extrakt** gewonnen wurden, auf die Schadstoffkonzentration im **Bodensättigungsextrakt** ist **auf keinen Fall möglich** [29].

Eluierbarer Schadstoffanteil

Die Beurteilung des Freisetzungsverhaltens von Schadstoffen kann nicht allein auf den Schadstoffkonzentrationen in Eluaten/Extrakten basieren, da die gemessenen Schadstoffkonzentrationen wesentlich von den Versuchsbedingungen des gewählten Elutions-/Extraktionsverfahrens abhängig sind (Mengenverhältnis Boden zu Elutionsmittel, pH-Wert, Verweilzeit, mechanische Beanspruchung). Für die Beurteilung der Freisetzbarkeit sind daher auch die Schadstoff-Gesamtgehalte in den untersuchten Bodenproben relevant. Aus dem Verhältnis des eluierbaren Schadstoffgehaltes zum Schadstoff-Gesamtgehalt der Bodenprobe können weitere Schlüsse auf die Freisetzbarkeit von Schadstoffen im Boden unter den jeweiligen Versuchsbedingungen gezogen werden.

Beurteilung der Ergebnisse aus Elutions-/Extraktionsuntersuchungen

Bei der Beurteilung von Elutions-/Extraktionsuntersuchungen im Hinblick auf die Freisetzung von Schadstoffen sind die Randbedingungen des eingesetzten Elu-

tions-/Extraktionsverfahrens zu berücksichtigen. Im Anhang 3 werden hierfür Hinweise gegeben.

Folgende Fallgestaltungen sind unter Berücksichtigung der verfahrensabhängigen Randbedingungen möglich:

- Werden am Ort der Probennahme die Prüfwerte der BBodSchV für den Wirkungspfad Boden-Grundwasser *überschritten*, dann ist im Einzelfall zu ermitteln, ob auch am Ort der Beurteilung die Prüfwerte überschritten werden (§ 4 Abs. 2 BBodSchV). Die Berücksichtigung der Schutzfunktion der ungesättigten Zone und die Abschätzung, ob auch am Ort der Beurteilung eine Überschreitung der Prüfwerte zu erwarten ist, wird in Kapitel 6 beschrieben.
- Werden am Ort der Probennahme die Prüfwerte der BBodSchV für den Wirkungspfad Boden-Grundwasser *unterschritten* und liegen keine weiteren Kenntnisse vor, die auf eine Überschreitung der Prüfwerte am Ort der Beurteilung (derzeit und künftig) hinweisen, ist insoweit der Verdacht einer schädlichen Bodenveränderung oder Altlast bezüglich des Wirkungspfades Boden-Grundwasser ausgeräumt.

6 Abbau- und Rückhaltewirkung der ungesättigten Zone

6.1 Allgemeines

Wenn aufgrund von Bodenuntersuchungen (Kap. 5) oder Sickerwasserbeprobungen/-untersuchungen oberhalb des Ortes der Beurteilung (Kap. 7.2) für den Ort der *Probennahme* eine Prüfwertüberschreitung ermittelt wird, ist in einem weiteren Schritt die Abbau- und Rückhaltewirkung der ungesättigten Zone zu berücksichtigen (Kap. 6.2). Dies ist erforderlich, um den Schadstoffeintrag in das Grundwasser am Ort der *Beurteilung* bzw. die Gefährdung des Grundwassers abschätzen zu können. Die Abschätzung, ob auch am Ort der Beurteilung eine Prüfwertüberschreitung zu erwarten ist, kann auf verbal-argumentativer Grundlage erfolgen (Kap. 6.3).

6.2 Schutzfunktion der ungesättigten Zone

Unter der Schutzfunktion der ungesättigten Zone wird im Folgenden das komplexe Zusammenwirken hydrologischer, hydraulischer, mechanischer, physikalisch-chemischer und mikrobieller Prozesse bei der Passage des Sickerwassers durch die ungesättigte Zone verstanden, das eine Verringerung der Schadstofffrachten und -konzentrationen bewirkt. Die Schutzfunktion wird vor allem von folgenden Faktoren beeinflusst:

- Verweildauer des Sickerwassers in der ungesättigten Zone
Diese wird bestimmt durch die Mächtigkeit, die Durchlässigkeit, die Sättigungsverhältnisse und die Textureigenschaften (z.B. Makroporen) der ungesättigten Zone, die Sickerwasserrate und das strömungswirksame Porenvolumen (bzw. die nutzbare Feldkapazität bei Böden)
- Rückhalteprozesse (Sorptions, Filterung, Fällung, Fixierung)
- Abbauprozesse.

Die Schutzfunktion der ungesättigten Zone hängt auch wesentlich von der Schadstoffbelastung der ungesättigten Zone selbst ab. Dies ist bei der Einschätzung der Schutzfunktion im Einzelfall zu berücksichtigen.

Die Abschätzung der Schutzfunktion bei orientierenden Untersuchungen beschränkt sich üblicherweise auf die Berücksichtigung der für die Praxis wichtigsten Einflussfaktoren. Im Einzelfall kann eine differenziertere Beurteilung notwendig sein. Hierzu können Punktbewertungs- und Matrixverfahren herangezogen werden, die von den Staatlichen Geologischen Diensten entwickelt wurden (z.B. das Verfahren von Hölting et al. „Konzept zur Ermittlung der Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung“) [30]. Darüber hinaus können auch die Methoden zur Charakterisierung der Empfindlichkeit von Grundwasserkörpern, die derzeit im

Zuge der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie entwickelt werden, herangezogen werden [51]. Eine umfangreiche Übersicht zu Bewertungsverfahren findet sich auch in [31].

Bei der Beurteilung der Schutzfunktion der ungesättigten Zone haben folgende Standortparameter die größte Bedeutung:

- Mächtigkeit der unbelasteten Grundwasserüberdeckung (Bereich unterhalb des kontaminierten Bodenkörpers bis zum Ort der Beurteilung)
- Sickerwasserrate
- Durchlässigkeit der ungesättigten Zone
- Sorptionsvermögen des Bodens
- Abbau organischer Schadstoffe.

Abbau- und Sorptionsprozesse werden im Wesentlichen durch die Verweildauer des Sickerwassers in der ungesättigten Zone beeinflusst. Je länger die Verweildauer ist, desto besser können Abbau- und Sorptionsprozesse wirksam werden und damit eine Verringerung der Schadstoffkonzentrationen und -frachten im Sickerwasser bewirken [30]. Vor allem die drei erstgenannten Standortparameter beeinflussen die Verweildauer des Sickerwassers in der ungesättigten Zone. Für stationäre Bedingungen kann die Verweildauer nach DIN 19732 [52] berechnet werden.

Als weiterer Standortparameter ist das Sorptionsvermögen des Bodens bei der Beurteilung der Schutzfunktion der ungesättigten Zone zu berücksichtigen. Unter dem Sorptionsvermögen wird hier generell die Fähigkeit der ungesättigten Zone zur temporären oder dauerhaften Festlegung bzw. Speicherung von Schadstoffen verstanden.

Die Auswirkung der ermittelten Schutzfunktion im Rahmen der verbal-argumentativen Betrachtung ist in Kapitel 6.3 beschrieben.

Mächtigkeit der unbelasteten Grundwasserüberdeckung

Die unbelastete Grundwasserüberdeckung ist der Bereich zwischen der Unterkante des kontaminierten Bodenkörpers und dem Ort der Beurteilung. Als Ort der Beurteilung wird hier der mittlere Grundwasserhöchststand angenommen. Dieser ist für den jeweiligen Einzelfall abzuleiten. Mit zunehmender Mächtigkeit der unbelasteten Grundwasserüberdeckung erhöht sich die Verweildauer des Sickerwassers.

Bei der Einstufung der Mächtigkeit der unbelasteten Grundwasserüberdeckung sollen allerdings nur solche Gesteine berücksichtigt werden, die einen relevanten Beitrag zur Schutzfunktion erbringen. Dazu zählen in erster Linie *Lockergesteine* mit geringen Durchlässigkeiten (z.B. schluffige Sande, Lehme und Tone).

Festgesteine können nur dann berücksichtigt werden, wenn die Klüftigkeit nachweislich gering oder nicht vorhanden ist.

Die Mächtigkeit der unbelasteten Grundwasserüberdeckung wird als gering eingestuft, wenn sie weniger als 2 m beträgt. Die Mächtigkeit ist mittel, wenn die unbelastete Grundwasserüberdeckung zwischen 2 und 10 m beträgt. Die Mächtigkeit wird als groß eingestuft, wenn sie mehr als 10 m beträgt.

Ist die Mächtigkeit der unbelasteten Grundwasserüberdeckung gering, kann das Rückhalte- und Abbauvermögen der ungesättigten Zone i.d.R. vernachlässigt werden.

Sickerwasserrate

Sickerwasser entsteht i.d.R. durch Infiltration des Niederschlags in den Boden. Unter der Sickerwasserrate wird im Folgenden die pro Zeit- und Flächeneinheit für die Infiltration in den Untergrund zur Verfügung stehende Wassermenge verstanden. Die Sickerwasserrate wird meist in [mm/a] angegeben. Je geringer die Sickerwasserrate ist, desto länger ist die Verweildauer des Sickerwassers in der ungesättigten Zone. Die Sickerwasserrate wird in erster Linie von der klimatischen Wasserbilanz beeinflusst (z.B. Niederschlag, Versiegelung bzw. Bewuchs der Fläche, Relief). Die Sickerwasserrate kann z.B. nach DIN 19687 berechnet werden [53].

Versiegelungen (z.B. Beton-, Teer-, Asphaltdecken) bewirken im Allgemeinen niedrige Sickerwasserraten. Jedoch kann auch unter versiegelten Flächen Sickerwasser auftreten, z.B. bei schadhafter Versiegelung, undichter Kanalisation oder lateralem Wasserzufluss. Die Schutzfunktion ist dann eingeschränkt. Ist die Versiegelung über einem Schadensherd weitgehend unbeschädigt und der Fortbestand der Versiegelung auch in Zukunft gewährleistet, kann von einer geringen Sickerwasserrate ausgegangen werden.

Versiegelungen bieten bei leichtflüchtigen Schadstoffen (z.B. LCKW, BTEX) keinen vollständigen Schutz für das Grundwasser, da sich diese Stoffe auch über die Bodenluft ausbreiten können und damit nicht an den Transport mit dem Sickerwasser gebunden sind. Liegen Schadstoffe als mobile Phase vor (relativer Volumenanteil im Porenraum des Bodens übersteigt die Residualsättigung), kann ein Schadstofftransport unabhängig vom Sickerwasser stattfinden.

Pflanzenbewuchs bewirkt eine Erniedrigung der Sickerwasserrate, allerdings in geringerem Maße als Versiegelungen.

Ist die Sickerwasserrate dauerhaft gering und gleichzeitig die Mächtigkeit der Grundwasserüberdeckung mittel oder groß, dann ist die Schutzfunktion der ungesättigten Bodenzone i.d.R. groß. Zu beachten ist jedoch, dass sich leicht-

flüchtige Schadstoffe auch über die Bodenluft ausbreiten. Wenn Schadstoffe bereits die Versiegelung durchdrungen haben, muss in Abhängigkeit von den Standortgegebenheiten zumindest bei leichtflüchtigen Stoffen oder bei mobilen Schadstoffphasen mit einem Eintrag in das Grundwasser gerechnet werden.

Durchlässigkeit der ungesättigten Zone

Je größer die Durchlässigkeit der ungesättigten Zone ist, desto geringer ist die Verweildauer des Sickerwassers und desto geringer ist die Abbau- und Rückhaltewirkung in der ungesättigten Zone. Die Durchlässigkeit von Lockergesteinen hängt im Wesentlichen von der Korngröße, der Kornform und der Kornverteilung ab und wird in Richtung feinerer Korngrößen grundsätzlich geringer. Bindige Böden mit hohem Feinkornanteil (Schluff und Ton) weisen daher i.d.R. geringe Durchlässigkeiten auf. Es ist zu beachten, dass die Durchlässigkeit des Bodens von der Wassersättigung abhängt. Die Durchlässigkeit von Festgesteinen ist an die vorhandenen Klüfte gebunden. Einflussfaktoren sind Kluftweiten sowie Häufigkeit und Verteilung des Kluftnetzwerkes. Festgesteine mit intensiver Klüftung weisen hohe Durchlässigkeiten auf. Folgende Punkte sind bei der Beurteilung zu beachten:

- Oberflächennahe, geringmächtige (bis 2 m) schluffig-tonige Schichten über gut dränierendem, grundwasserfreiem Untergrund können tiefreichende Trockenrisse aufweisen, so dass mit einer ähnlich hohen Durchlässigkeit wie bei Festgesteinen zu rechnen ist. Die Durchlässigkeit solcher Schichten ist als groß einzustufen. Auch bevorzugte Fließwege aufgrund tiefreichender Durchwurzelung können zu einer erhöhten Durchlässigkeit führen.
- Bei geringer lateraler Ausdehnung der stauenden Schichten (z.B. Tonlinsen) ist deren Schutzwirkung für das Grundwasser gering.

Die Durchlässigkeit kann als klein angesehen werden, wenn im Boden Tonschichten oder schluffig-tonige Schichten mit ausreichender Mächtigkeit und Ausdehnung vorliegen.

Die Durchlässigkeit kann als mittel angenommen werden, wenn im Boden überwiegend schluffige Schichten vorhanden sind. Eine mittlere Durchlässigkeit liegt auch dann vor, wenn zwar tonige Schichten vorhanden sind, diese aber eine lückenhafte Verbreitung aufweisen.

Die Durchlässigkeit kann als groß angenommen werden, wenn der überwiegende Teil der Bodenschichten aus gut durchlässigem Material besteht, z.B. aus grobkörnigem Sand, Kies oder klüftigem Festgestein, und Tonschichten fehlen oder nur eine geringe laterale Ausdehnung aufweisen.

Für eine differenziertere Beurteilung der Durchlässigkeit kann z.B. auf [30] zurückgegriffen werden.

Sorptionsvermögen des Bodens

Das Sorptionsvermögen des Bodens wird hauptsächlich durch den Gehalt an nicht kaolinitischen Tonmineralen und den Anteil an organischem Kohlenstoff bestimmt. Durch die in der Regel bestehende Korrelation zwischen Korngröße und Durchlässigkeit ist der Tonanteil über die *Durchlässigkeit* bereits indirekt berücksichtigt. Ein hoher Anteil an organischem Kohlenstoff kann bei der Beurteilung der Schutzfunktion der ungesättigten Zone berücksichtigt werden. Dies ist insbesondere dann der Fall, wenn Schadstoffe mit hoher Affinität zu organischer Substanz vorliegen (z.B. organische Schadstoffe, Blei, Quecksilber) und der Anteil des organischen Kohlenstoffs in der ungesättigten Zone im Durchschnitt mehr als 2 % beträgt. Auch bei einem Anteil des organischen Kohlenstoffs von 0,1 bis 2 % kann u.U. von einer höheren Schutzfunktion ausgegangen werden, wenn die Schichten eine ausreichende Mächtigkeit aufweisen.

Abbau organischer Schadstoffe

Einige organische Schadstoffe sind abbaubar, sofern im Boden günstige Bedingungen hierfür vorliegen. Hierbei ist zu beachten, dass die Bildung toxischer und mobiler Metabolite und Abbauprodukte möglich ist. Die Abbaugeschwindigkeit ist häufig nur gering.

Hinweise zur mikrobiellen Abbaubarkeit einiger organischer Schadstoffe (LCKW, BTEX, MKW, PAK, PCB) sind in **Anhang 2** aufgeführt.

Bei geringer Mächtigkeit der unbelasteten Grundwasserüberdeckung oder bei sehr durchlässigen Böden ist die Abbauwirkung i.d.R. klein. Die Verweildauer des verunreinigten Sickerwassers ist dann relativ kurz, so dass im Sickerwasser kein nennenswerter Abbau stattfinden kann.

Beispiele zur Einstufung der Schutzfunktion:

Zur Einstufung der Schutzfunktion der ungesättigten Zone sind die Parameter *Mächtigkeit der unbelasteten Grundwasserüberdeckung*, *Sickerwasserrate*, *Durchlässigkeit der ungesättigten Zone* und *Sorptionsvermögen des Bodens* sowie *Abbau* gemeinsam zu beurteilen. Nachfolgend sind einige Beispiele für die Einstufung der Schutzfunktion genannt:

Eine **geringe Schutzfunktion** der ungesättigten Zone liegt z.B. dann vor, wenn

- der kontaminierte Bodenkörper zeitweise oder ständig bis ins Grundwasser reicht
- aufgrund von hohen Sickerwasserraten und sehr großen Durchlässigkeiten die Verweildauer des Sickerwassers in der ungesättigten Zone sehr kurz ist, z.B. bei Kiesen, klüftigen Festgesteinen oder ausgedehnten Makroporen

- die Mächtigkeit der unbelasteten Grundwasserüberdeckung gering und die Sickerwasserrate groß ist
- die Mächtigkeit der unbelasteten Grundwasserüberdeckung mittel ist, die Sickerwasserrate groß ist und die ungesättigte Zone eine große Durchlässigkeit aufweist.

Eine **hohe Schutzfunktion** der ungesättigten Zone ist z.B. gegeben, wenn

- die Mächtigkeit der unbelasteten Grundwasserüberdeckung groß, die Sickerwasserrate klein und die Durchlässigkeit des Bodens/Untergrunds klein sind
- der Untergrund ein hohes Sorptionsvermögen aufweist und die Mächtigkeit der unbelasteten Grundwasserüberdeckung mittel oder groß ist.

Einige Bundesländer verwenden Bewertungsmatrices zur Abschätzung der Schutzfunktion der ungesättigten Zone [4, 5, 32].

6.3 Beurteilung des Schadstoffeintrags in das Grundwasser

I.d.R. ist es nicht möglich, die Schadstoffkonzentration im Sickerwasser am Ort der Beurteilung präzise anzugeben. Bei der Sickerwasserprognose auf der Basis von Bodenuntersuchungen ist meist nur die Abschätzung möglich, ob eine Prüfwertüberschreitung am Ort der Beurteilung derzeit oder zukünftig zu erwarten ist. Dies gilt auch bei Sickerwasserbeprobungen/-untersuchungen oberhalb des Ortes der Beurteilung.

Bei der Abschätzung des Schadstoffeintrages in das Grundwasser auf verbalargumentativer Basis werden folgende Faktoren berücksichtigt:

- Schadstoff-Gesamtgehalte (Kap. 5.2)
- Freisetzung von Schadstoffen (Kap. 5.3)
- Schutzfunktion der ungesättigten Zone (Kap. 6.2).

Diese drei Faktoren sind gutachterlich zu beurteilen und nachvollziehbar zu begründen. Hierbei sind drei Beurteilungsergebnisse möglich (Abb. 5):

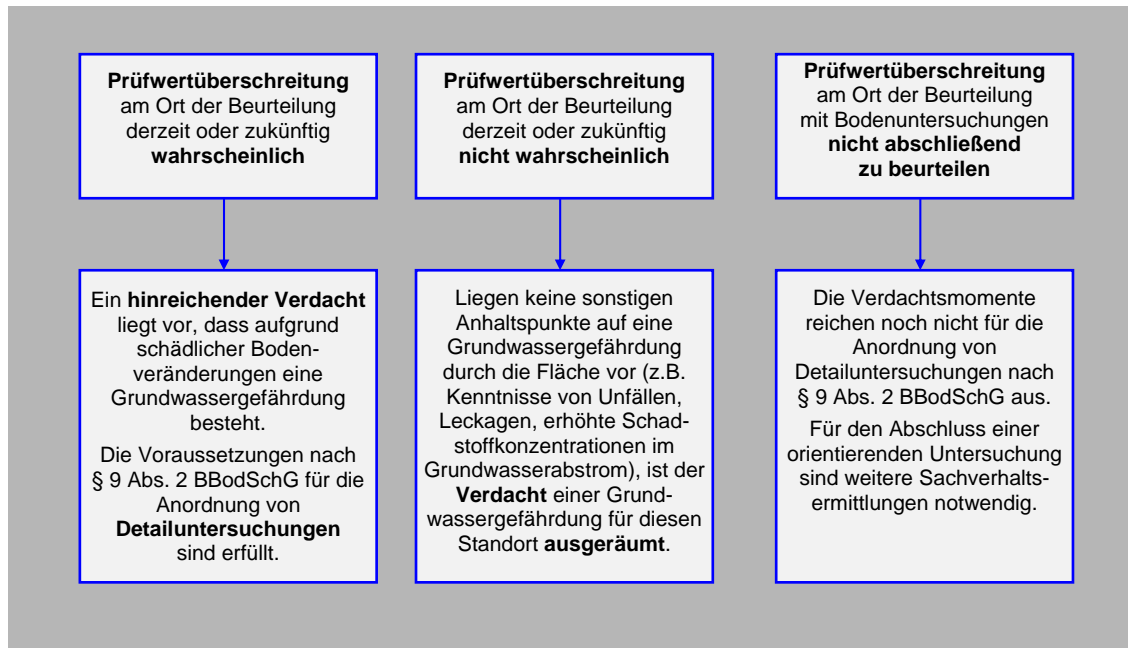


Abbildung 5: Ergebnis der Sickerwasserprognose auf der Basis von Bodenuntersuchungen bei orientierenden Untersuchungen

In einigen Bundesländern werden zur Beurteilung des Schadstoffeintrags in das Grundwasser formalisierte Verfahren angewandt [4, 5, 32].

7 Sickerwasserbeprobung und in situ-Untersuchungen

7.1 Allgemeines

Bei der Beprobung und Untersuchung von Sickerwasser kann für einen definierten Probennahmepunkt die aktuelle Sickerwasserbeschaffenheit ermittelt werden. Sickerwasseruntersuchungen können die Lücke schließen zwischen Bodenuntersuchungen im Bereich der Schadstoffbelastung (zur Beurteilung/Bewertung, ob aufgrund der aktuellen und zukünftigen Freisetzung von Schadstoffen eine Grundwassergefährdung besteht) und Grundwasseruntersuchungen (zur Beurteilung/Bewertung, ob bereits eine Grundwasserverunreinigung eingetreten ist). Untersuchungen von Sickerwasser in der ungesättigten Zone und in situ-Untersuchungen sollten daher möglichst im Zusammenhang mit Boden- und/oder Grundwasseruntersuchungen interpretiert werden. Generell ist zu beachten, dass die Menge und Beschaffenheit des Sickerwassers jahreszeitlichen Schwankungen unterliegt und kleinräumig stark variieren kann.

In Kapitel 7.2 und Anhang 4 wird die Beprobung von Sickerwasser beschrieben. Die Sickerwasserbeprobung kann entweder direkt am Ort der Beurteilung erfolgen oder in der ungesättigten Zone im Bereich unterhalb der Schadstoffbelastung. Da im letztgenannten Fall der Ort der Probennahme nicht mit dem Ort der Beurteilung übereinstimmt, ist eine Abschätzung für den Ort der Beurteilung unter Berücksichtigung der Schutzfunktion der ungesättigten Zone (s. Kap. 6) erforderlich.

In Kapitel 7.3 werden unter dem Begriff „in situ-Untersuchungen“ Bodenluftuntersuchungen und Drucksondierungen vorgestellt. Diese im Rahmen der Sickerwasserprognose anwendbaren Untersuchungsmethoden ermöglichen allerdings keine direkten Aussagen über die Stoffkonzentrationen im Sickerwasser.

7.2 Sickerwasserbeprobung

Die Gewinnung von Sickerwasser am Ort der Beurteilung ist in Anhang 1 Nr. 3.3 BBodSchV explizit genannt. Ist unter günstigen Umständen eine repräsentative Beprobung von Sickerwasser am Ort der Beurteilung möglich, können die Schadstoffkonzentrationen im Sickerwasser unmittelbar mit den Prüfwerten der BBodSchV verglichen werden.

Auch bei einer Beprobung des Sickerwassers am Ort der Beurteilung ist eine gutachterliche Beurteilung der Standortgegebenheiten notwendig.

Die Gewinnung von Sickerwasser kann auch in der ungesättigten Zone oberhalb des Ortes der Beurteilung erfolgen. Für diesen Fall ist dann eine Abschätzung für den Ort der Beurteilung notwendig (Kap. 6).

Für die Gewinnung von Sickerwasser stehen folgende Methoden zur Verfügung:

- **Saugkerzen**
- **Messstellen im Bereich der Grundwasseroberfläche**
- **Drucksondierungen**
- **Feldlysimeter.**

Eine Kurzbeschreibung der Methoden sowie deren Vor- und Nachteile sind in Anhang 4 aufgeführt.

7.3 In situ-Untersuchungen

Die Abschätzung der Sickerwasserkonzentration am Ort der Beurteilung kann nach Anhang 1 Nr. 3.3 der BBodSchV u.a. auf der Grundlage von in situ-Untersuchungen durchgeführt werden. In der BBodSchV findet sich keine Konkretisierung der in Frage kommenden Untersuchungsmethoden. In situ-Untersuchungen haben relativen Charakter. Nur für den Fall, dass an einem Messobjekt für alle Probennahmen identische Bedingungen vorliegen, können die Messergebnisse untereinander verglichen werden. Ergebnisse aus in situ-Untersuchungen sind deswegen nicht für einen direkten Vergleich mit den Prüfwerten der BBodSchV geeignet. Sie können aber einen wichtigen Beitrag bei einer verbalargumentativen Abschätzung und bei der Standorterkundung leisten.

Die **Bodenluftuntersuchung** ist eine wichtige Erkundungsmethode bei Verdacht auf Kontamination mit leichtflüchtigen Schadstoffen wie LHKW und BTEX. Die allgemeine Vorgehensweise bei Bodenluftuntersuchungen ist in der VDI-Richtlinie 3865 [37-39] beschrieben. In der BBodSchV sind keine Prüfwerte für Schadstoffkonzentrationen in der Bodenluft aufgeführt.

Drucksondierungen werden zunehmend in Kombination mit Sensoren zur Bestimmung von kontaminationsspezifischen und bodenphysikalischen in situ-Parametern eingesetzt. Diese Verfahren bieten die Möglichkeit, ein kontinuierliches Profil des geologischen Untergrundaufbaus und des Kontaminationsgrades für bestimmte Schadstoffgruppen wie Kohlenwasserstoffe, LHKW und BTEX zu erhalten. Mit Drucksondierungen ermittelte Kontaminationsprofile haben relativen Charakter. Zuverlässige und reproduzierbare Absolutbestimmungen von Stoffkonzentrationen im Sickerwasser sind zur Zeit nicht möglich. Die Untersuchungen können aber wegen der Möglichkeit, ein vertikales Ausbreitungsprofil zu ermitteln, einen wertvollen Beitrag bei der Beurteilung von Standorten leisten, an denen z.B. die Schadstoffe den Ort der Beurteilung noch nicht erreicht haben. Damit stellen sie auch ein Hilfsmittel bei der Abschätzung der zukünftigen Entwicklung der vertikalen Schadstoffausbreitung dar. Eine detaillierte Beschreibung der verfügbaren Sondierungstechnologie findet sich im Bericht 510-B-97-001/Chapter V der US-EPA [35].

8 Grundwasseruntersuchung und -beurteilung

8.1 Allgemeines

Gemäß Anhang 1 Nr. 3.3 der BBodSchV kann der Stoffeintrag am Ort der Beurteilung auf der Grundlage von Rückschlüssen oder Rückrechnungen aus Grundwasseruntersuchungen abgeschätzt werden. Grundwasseruntersuchungen haben den Vorteil, ggf. vorhandene Stoffeinträge im Grundwasser integrativ zu erfassen.

8.2 Durchführung der Grundwasseruntersuchungen

Vor dem Beginn von Grundwasseruntersuchungen ist es zwingend notwendig, die hydrogeologischen Standortbedingungen hinreichend genau zu charakterisieren (Standortcharakterisierung, s. Kap. 4.3.1). Nur bei ausreichender Kenntnis der standortspezifischen hydrogeologischen Bedingungen können Aussagen zur Repräsentativität der Grundwassermessstellen erfolgen.

Grundwasseruntersuchungen sind i.d.R. durchzuführen, wenn bereits repräsentative Messstellen vorhanden sind. Sind keine bzw. keine repräsentativen Messstellen vorhanden, ist im Einzelfall zu entscheiden, ob die Errichtung neuer Messstellen im Rahmen der orientierenden Untersuchung sinnvoll und verhältnismäßig ist. Die Errichtung neuer Messstellen kann insbesondere bei inhomogener Schadstoffverteilung (Anhang 2 Nr. 3.2c BBodSchV) sowie bei geringen Flurabständen sinnvoll sein. Bereits vorhandene Grundwasseruntersuchungen sind bei der Bewertung zu berücksichtigen (§ 4 Abs. 7 BBodSchV). Art, Anzahl, Ausbau und Lage der Messstellen sind auf der Basis der standortspezifischen Gegebenheiten festzulegen.

Geeignet für die Sickerwasserprognose auf der Basis von Grundwasseruntersuchungen sind vor allem Grundwassermessstellen im unmittelbaren Abstrom der erwarteten Kontaminationsschwerpunkte. Dabei ist zu prüfen, ob die Messstellen für die jeweilige Fragestellung repräsentative Ergebnisse liefern können. Eine tiefendifferenzierte Betrachtung kann zweckmäßig sein. Zu beachten ist insbesondere, inwieweit der tatsächliche An- und Abstrom der Untersuchungsfläche erfasst wurde.

8.3 Beurteilung der Grundwasseruntersuchungen

Wird die Sickerwasserprognose auf Grundwasseruntersuchungen gestützt, ist auf die Stoffkonzentrationen im Sickerwasser am Ort der Beurteilung rückzuschließen, ggf. rückzurechnen. Da im Rahmen der orientierenden Untersuchung der Kenntnisstand für eine Rückrechnung in den meisten Fällen nicht ausreicht, wird

die Sickerwasserprognose i.d.R. auf der Grundlage von Rückschlüssen aus Grundwasseruntersuchungen erfolgen.

Bei der Abschätzung, ob am Ort der Beurteilung der Prüfwert überschritten wird, sind die Stoffkonzentration im Grundwasseranstrom, die Verdünnung, die Repräsentativität der Abstromerfassung sowie das Schadstoffverhalten und -inventar zu berücksichtigen.

Dabei ist zu beachten, dass bei der Probengewinnung selbst aus dem Schadenszentrum eine Durchmischung und damit Verdünnung des kontaminierten Grundwassers mit unbelastetem Grundwasser unvermeidbar ist. Die ermittelte Grundwasserkonzentration kann somit nicht mit der Konzentration des Sickerwassers am Ort der Beurteilung gleichgesetzt werden.

Es sind folgende Fallgestaltungen möglich (s. Abb. 6):

- Wird eine Überschreitung des Prüfwertes der BBodSchV durch Grundwasseruntersuchungen im Schadenszentrum oder im Grundwasserabstrom einer Verdachtsfläche festgestellt, so ist eine Überschreitung der Prüfwerte am Ort der Beurteilung⁵ anzunehmen, sofern nicht bereits der Anstrom vergleichbare Konzentrationen aufweist. Sind die Schadstoffeinträge auf die Verdachtsfläche zurückzuführen, liegt der hinreichende Verdacht einer Altlast vor. Der Sachverhalt ist unter Berücksichtigung der o.g. Kriterien kurz darzulegen und zu begründen.
- Liegt die Stoffkonzentration im Grundwasser an der Probennahmestelle unterhalb des Prüfwertes, aber deutlich oberhalb der Anstromkonzentration, muss im Einzelfall abgeschätzt werden, ob der Prüfwert am Ort der Beurteilung gegenwärtig oder in überschaubarer Zeit überschritten wird. Dazu sind weitere Untersuchungen notwendig, z.B. Bodenuntersuchungen. Neben den Stoffkonzentrationen im Grundwasser fließen die o.g. Kriterien sowie hydrogeologische Kenndaten in diese Abschätzung ein. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass die Ausbreitung der Stoffe verzögert und die Belastung im Bereich der Messstelle noch nicht oder erst teilweise angekommen sein kann. Im Einzelfall kann also der Verdacht einer Altlast nicht ausgeschlossen werden.
- Liegen die Ergebnisse der Grundwasseruntersuchung an der Probennahmestelle im Bereich der Anstromkonzentration und unterhalb der Prüfwerte, ergibt sich aus der Grundwasseruntersuchung bei Berücksichtigung der Verdünnung keine derzeitige Gefährdung des Grundwassers. Um einen Gefahrenverdacht ausschließen zu können, ist hinreichend sicher festzustellen,

⁵ Bei Kontaminationen, die in der gesättigten Zone liegen, betrifft dies das Kontaktgrundwasser (siehe Kapitel 3.1).

dass auch sonst keine Erkenntnisse vorliegen, die auf eine Überschreitung der Prüfwerte am Ort der Beurteilung (derzeit und künftig) hinweisen.

- Wenn eine Überschreitung des Prüfwertes der BBodSchV durch Grundwasseruntersuchungen im Schadenszentrum oder im Grundwasserabstrom einer Verdachtsfläche festgestellt wird, jedoch die Schadstoffkonzentration etwa so hoch wie im Anstrom ist, kann auf Grundlage von Grundwasseruntersuchungen nicht abschließend beurteilt werden, ob von der Verdachtsfläche eine Grundwassergefährdung ausgeht.

Wird aufgrund der Grundwasseruntersuchung der hinreichende Verdacht auf eine Grundwassergefährdung bestätigt, so kann die orientierende Untersuchung abgeschlossen werden. Um einen Verdacht auszuräumen, sind neben Grundwasseruntersuchungen auch in situ-Untersuchungen und/oder Bodenuntersuchungen sowie weitere Erkenntnisse einzubeziehen.

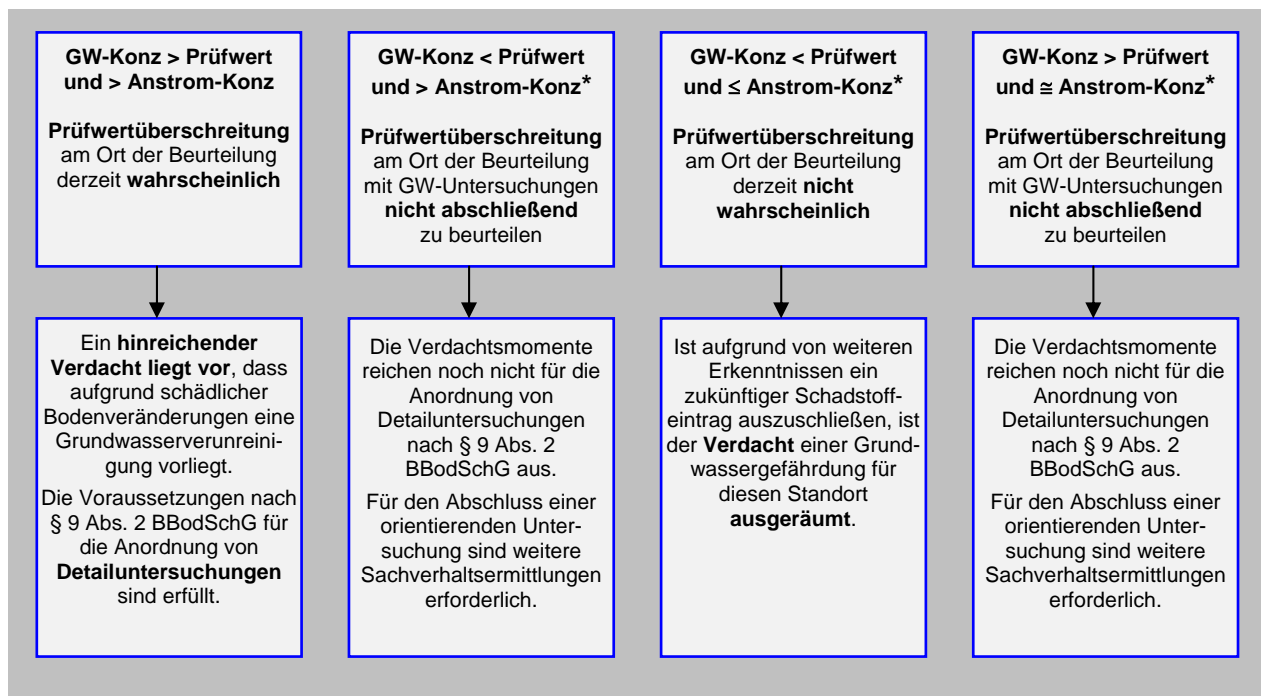


Abbildung 6: Ergebnis der Sickerwasserprognose auf der Basis von Grundwasseruntersuchungen bei orientierenden Untersuchungen

* Die Verdünnung ist zu berücksichtigen.

Anhänge

Anhang 1

Werte zur Beurteilung von Schadstoff-Gesamtgehalten

Anhang 2

Chemisch-physikalische Eigenschaften und Mobilität von Schadstoffen

- LCKW
- BTEX
- MKW
- PAK
- PCB
- Cyanide
- Umweltrelevante Schwer- und Halbmetalle

Anhang 3

Elutions-/Extraktionsverfahren

- Bodensättigungsextrakt
- S4-Eluat nach DIN 38414-4
- Ammoniumnitrat-Extrakt nach DIN 19730
- Säulenversuch

Anhang 4

Verfahren zur Sickerwasserbeprobung

Anhang 5

Prüfwerte der BBodSchV für den Wirkungspfad Boden-Grundwasser

Werte zur Beurteilung von Schadstoff-Gesamtgehalten in Bodenproben

Parameter	Vorsorgewerte (BBodSchV) [mg/kg TM]		
	Bodenarten		
	Ton	Lehm/Schluff	Sand
Blei	100	70	40
Cadmium	1,5	1	0,4
Chrom	100	60	30
Kupfer	60	40	20
Nickel	70	50	15
Quecksilber	1	0,5	0,1
Zink	200	150	60
Arsen (s. Erläuterung)	20	15	10
	Humusgehalte		
	> 8 %	< 8 %	
Σ PAK 16 Verbindungen nach EPA	10	3	
Benzo[a]pyren	1	0,3	
Σ PCB 6 Kongenere nach DIN 38407-3	0,1	0,05	

Erläuterungen zur Tabelle:

In der Tabelle sind die Vorsorgewerte der BBodSchV aufgeführt (Anhang 2 Nr. 4 BBodSchV). Bei der Ableitung der Vorsorgewerte wurde auch der Wirkungspfad Boden-Grundwasser berücksichtigt. Da für Arsen in der BBodSchV kein Vorsorgewert genannt ist, wird ersatzweise der in [14] vorgeschlagene Vorsorgewert verwendet.

Unterschreiten die Messwerte die regionalen Hintergrundwerte oder die Werte aus der Tabelle, kann eine altlastbedingte Grundwassergefährdung durch die Fläche i.d.R. ausgeschlossen werden. Bei leichtflüchtigen Schadstoffen sind weitere Untersuchungen empfehlenswert. Hintergrundwerte von anorganischen und organischen Stoffen in Böden sind z.B. in [18] aufgeführt.

Sofern die genannten Werte überschritten werden, kommen ggf. länderspezifische Regelungen zum Tragen.

LCKW - Leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe

Chemisch-physikalische Daten⁶:

	Vinylchlorid (VC)	Trichlormethan	cis-1,2-Dichlorethen	Trichlorethen (TRI)	Tetrachlorethen (PER)	LCKW ⁷ Bandbreite von ... bis
Wasserlöslichkeit [mg/l]	ca. 2000	ca. 8000	ca. 5000	ca. 400	ca. 150	ca. 150 bis 20.000
Siedepunkt [°C]	-14	61	60	87	121	-14 bis 121
Dampfdruck bei 20 °C [Pa]	330.000	20.000	21.000	7800	1900	1900 bis 330.000
Dichte bei 20 °C [g/cm ³]	0,9	1,5	1,3	1,5	1,6	0,9 bis 1,6
dyn. Viskosität [mPa*s]		0,6	0,5	0,6	0,9	0,5 bis 1,7
Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizient ⁸	ca. 100	ca. 100	-/-	ca. 200	ca. 400	100 bis 400
Adsorbierbarkeit an C _{org} (K _{oc})	ca. 10	ca. 100	ca. 60	ca. 150	ca. 300	10 bis 300
Wassergefährdungsklasse	2	3	3	3	3	3 (außer VC)

Verhalten im Untergrund:

LCKW sind sehr mobil im Boden und Untergrund. Aufgrund des hohen Dampfdruckes können sie sich über die Bodenluft weiträumig verteilen. Aufgrund der hohen Dampfdichte sinken LCKW-Dämpfe bis zum Kapillarraum ab. Liegen LCKW in Phase vor, begünstigt die hohe Dichte und geringe Viskosität die rasche Versickerung und das Vordringen in tiefere Bodenschichten. Aufgrund der guten bis mäßigen Wasserlöslichkeit können LCKW mit dem Sickerwasser und Grundwasser transportiert werden. LCKW werden nur mäßig an organischen Bodenbestandteilen adsorbiert. Sind LCKW als Phase bis in die gesättigte Zone vorgedrungen, können sie sich aufgrund ihrer hohen Dichte an der Sohle des Grundwasserkörpers anreichern. Versiegelungen, z.B. Asphaltdecken, bieten nur einen geringen Schutz. LCKW können auch in wenig durchlässige Böden eindringen.

Abbaubarkeit:

Die mikrobielle Abbaubarkeit ist im Allgemeinen nur mäßig. Die höherchlorierten LCKW sind nur unter streng anaeroben Verhältnissen abbaubar, die niederchlorierten LCKW bevorzugt unter aeroben Verhältnissen. Die Bildung hochtoxischer Abbauprodukte ist möglich (VC). Ein weiteres Abbauprodukt ist cis-1,2-Dichlorethen.

Bewertung der Mobilität: hohe Mobilität

⁶ Alle im Folgenden aufgeführten thermodynamischen Kenndaten gelten für ideale Reinstoffsysteme. Eine 1:1-Übertragung auf reale Systeme kann zu Fehlbeurteilungen führen. Die Angaben können von Autor zu Autor variieren.

⁷ Dichlormethan, Trichlormethan, Tetrachlormethan, 1,2-Dichlorethen, 1,1,1-Trichlorethen, Vinylchlorid, cis-1,2-Dichlorethen, Trichlorethen, Tetrachlorethen.

⁸ Zur Erläuterung des Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizienten und zur Viskosität siehe letzte Seite des Anhangs 2.

BTEX - Aromatische Kohlenwasserstoffe⁹

Chemisch-physikalische Daten:

	Benzol	Toluol	Xylole	Ethylbenzol	Styrol
Wasserlöslichkeit [mg/l]	1700	550	175 - 198	170	250
Siedepunkt [°C]	80	111	138 - 144	136	145
Dampfdruck bei 20 °C [Pa]	10.000	2900	670 - 870	940	720
Dichte bei 20 °C [g/cm ³]	0,88	0,87	0,86 - 0,88	0,87	0,91
dyn. Viskosität [mPa*s]	0,7	0,6	0,6 - 0,8	0,7	0,8
Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizient	ca. 135	ca. 490	ca. 1600	ca. 1600	ca. 1000
Adsorbierbarkeit an C _{org} (K _{oc})	ca. 80	ca. 100	ca. 210	ca. 200	ca. 400
Wassergefährdungsklasse	3	2	2	1	2

Verhalten im Untergrund:

Die Mobilität von leichtflüchtigen aromatischen Kohlenwasserstoffen (BTEX) im Boden ist hoch. Aufgrund des hohen Dampfdruckes können sie sich über die Bodenluft weiträumig verteilen. Liegen BTEX in Phase vor, begünstigt die geringe Viskosität die Versickerung. Aufgrund der relativ guten Wasserlöslichkeit können BTEX mit dem Sicker- und Grundwasser transportiert werden.

Die Adsorption an organischen Bodenbestandteilen und an Tonmineralien ist mäßig. Haben die BTEX die ungesättigte Bodenzone durchdrungen, können sie sich aufgrund der geringen Dichte im Kapillarraum anreichern („aufschwimmende Phase“).

Unter den BTEX weist Benzol die weitaus höchste Mobilität auf, gefolgt von Toluol. Die Mobilität der C₂-Aromaten (Xylole, Ethylbenzol) und C₃-Aromaten (z.B. Trimethylbenzol) ist wesentlich geringer.

Abbaubarkeit:

BTEX sind unter günstigen Randbedingungen relativ gut mikrobiell abbaubar. Unter aeroben Bedingungen erfolgt eine Transformation zu Phenolen wie z.B. Brenzkatechin, dann Ringöffnung und rasche Mineralisierung. Toluol/Benzol sind leichter abbaubar als z.B. Xylol.

Bewertung der Mobilität: hohe bis mittlere Mobilität

Liegen überwiegend Benzol und Toluol vor, dann gilt die hohe Mobilität. Ansonsten gilt die mittlere Mobilität

⁹ Leichtflüchtige Aromaten: Benzol, Toluol, Ethylbenzol, Styrol, Xylole (o,m,p).

MKW - Mineralölkohlenwasserstoffe

Ottokraftstoff, Diesel, Heizöl, Kerosin, Schmieröl

Chemisch-physikalische Daten:

	Ottokraftstoff ca. C ₅ - C ₁₀	Kerosin ca. C ₈ - C ₁₇	Diesel, Heizöl EL ca. C ₉ - C ₂₄	Schmieröl ca. C ₁₇ - C ₃₉
Wasserlöslichkeit [mg/l]	ca. 100	5 - 100	5 - 20	sehr gering
Siedebereich [°C]	ca. 36 - 175	ca. 150 - 280	ca. 160 - 390	ca. 300 - 525
Dampfdruck bei 20 °C [Pa]	ca. 5000	ca. 300	-/-	-/-
Dichte bei 20 °C [g/cm ³]	ca. 0,7	ca. 0,8	ca. 0,8	ca. 0,9
dyn. Viskosität [mPa*s]	ca. 0,6	ca. 1	ca. 3	zähflüssig
Wassergefährdungsklasse	3 ¹⁰	2 ¹¹	2	1 - 2

Verhalten im Untergrund:

Die Mobilität der MKW hängt stark von der Kettenlänge der Komponenten ab. Mit zunehmender Kettenlänge nehmen die Wasserlöslichkeit und Flüchtigkeit ab, die Viskosität zu. Die Ausbreitung der MKW im Untergrund erfolgt i.d.R. als Ölphase. Wenn der Druck der Ölphase groß genug ist, können MKW in das Grundwasser eindringen. Wegen der geringen Dichte reichern sich die MKW i.d.R. im Kapillarraum an („aufschwimmende Phase“).

Ottokraftstoffe sind Gemische aus kurzkettigen aliphatischen MKW (C₅ - C₉) und aromatischen Kohlenwasserstoffen (BTEX). Beide Stoffgruppen weisen ähnliche Stoffeigenschaften auf und sind sehr mobil. Insbesondere in Superbenzin ist seit ca. 1985 die sehr mobile Verbindung Methyl-tertiär-Butylether (MTBE) enthalten (MTBE zählt nicht zu den MKW).

Diesel (ca. C₁₀ - C₂₂) und **Heizöl EL** (ca. C₉ - C₂₄) sind wenig flüchtig und relativ viskos. Die Wasserlöslichkeit ist relativ gering, so dass der MKW-Austrag über das Sickerwasser ebenfalls gering ist. Insgesamt ist die Mobilität im Untergrund nur mäßig. **Kerosin** (ca. C₈ - C₁₇) hat einen höheren Anteil an Alkylaromaten und einen niedrigeren Siedebereich, so dass die Mobilität etwas höher ist. Einige Sorten enthalten auch BTEX.

MKW mit Kettenlängen über C₁₇, z.B. **Schmieröle** und **Heizöl S**, sind bei Raumtemperatur zähflüssig bis fest. Die Mobilität im Untergrund ist gering.

Abbaubarkeit:

Alkane und Alkene sind aerob gut bis mäßig abbaubar. Am besten abbaubar sind n-Alkane C₁₀-C₁₇, dann C₄-C₉. Bereits deutlich weniger abbaubar sind Isoalkane und Cycloalkane. Unter aeroben Bedingungen werden Alkane und Alkene zu gut abbaubaren Fettsäuren oxidiert. Der Abbaugrad von MKW kann mittels GC-Chromatogrammen beurteilt werden.

Die Länge von Schadstofffahnen im Grundwasser ist bei Diesel- und Heizölschäden i.d.R. kleiner als 100 m, da sich rasch ein Gleichgewicht zwischen Nachlieferung und biologischem Abbau durch Mikroorganismen einstellt.

Bewertung der Mobilität:	hohe Mobilität:	Ottokraftstoffe
	mittlere bis hohe Mobilität:	Kerosin
	mittlere Mobilität:	Diesel, Heizöl EL
	geringe Mobilität:	Schmieröl, Heizöl S

¹⁰ WGK 3 wegen des Anteils von Benzol im Ottokraftstoff. Die Alkane haben WGK 1.

¹¹ Benzolgehalt unter 0,1 Gew.%, sonst WGK 3

PAK - Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe

Chemisch-physikalische Daten:

	Naphthalin 2er-Ring	Anthracen 3er-Ring	Pyren 4er-Ring	Benzo[a]pyren 5er-Ring
Wasserlöslichkeit [mg/l]	32	0,07	0,14	0,001
Siedepunkt [°C]	218	314	393	496
Dichte bei 20 °C [g/cm ³]	1,15	1,24	1,27	1,3
dyn. Viskosität [mPa*s]	bei Raum- temperatur fest	bei Raum- temperatur fest	bei Raum- temperatur fest	bei Raum- temperatur fest
Oktanol-Wasser- Verteilungskoeffizient	ca. 2.300	ca. 35.000	ca. 130.000	ca. 3.000.000
Adsorbierbarkeit an C _{org} (K _{OC})	ca. 1.300	ca. 25.000	ca. 45.000	ca. 4.500.000
Wassergefährdungsklasse	2			3 ¹²

Der Parameter **PAK_{gesamt}** umfasst laut BBodSchV die Summe von **15 Einzelsubstanzen**, die in einer Liste der US-EPA aufgeführt sind (jedoch **ohne Naphthalin** und Methylnaphthaline. Diese werden gesondert angegeben!).

3er-Ringe: Acenaphthylen, Acenaphthen, Fluoren, Phenanthren, Anthracen.

4er-Ringe: Fluoranthen, Pyren, Benzo[a]anthracen, Chrysen.

Sonstige: Benzo[b]fluoranthen, Benzo[k]fluoranthen, Benzo[a]pyren, o-Phenylen, Dibenzo[a,h]anthracen, Benzo[ghi]perylen

Verhalten im Untergrund:

Naphthalin nimmt unter den PAK eine Sonderstellung ein, da es wesentlich wasserlöslicher als andere PAK ist. Die Mobilität von Naphthalin ist jedoch wesentlich geringer als die von aromatischen Kohlenwasserstoffen (BTEX) und entspricht etwa der von Heizöl.

PAK weisen lipophile bzw. hydrophobe Eigenschaften auf. Sie adsorbieren leicht an Bodenpartikeln. Die Wasserlöslichkeit und Flüchtigkeit der PAK ist gering. Die Mobilität der PAK nimmt mit steigender Ringzahl ab. PAK können in das Grundwasser gelangen, wenn sie – adsorbiert an Kolloiden – mit dem Sickerwasser verfrachtet werden oder wenn Tenside bzw. Lösungsvermittler im Boden vorliegen. Dann können auch 4er- und 5er-Ringe im Grundwasser nachgewiesen werden. Die Grundwassergefährdung ist jedoch i.d.R. gering.

Abbaubarkeit:

Naphthalin ist unter aeroben Bedingungen mäßig abbaubar. 3er- und 4er-Ringe sind nur sehr eingeschränkt abbaubar. Die Abbaubarkeit der höher kondensierten Ringe kann i.d.R. vernachlässigt werden. Der PAK-Abbau erfolgt über eine Transformation zu Phenolen wie z.B. Brenzkatechin, dann Ringöffnung, dann Mineralisierung.

Bewertung der Mobilität: mittlere Mobilität: Naphthalin (2er-Ring),
Acenaphthen, Acenaphthylen,
Anthracen, Fluoren, Phenanthren
(3er-Ringe)
geringe Mobilität: sonstige PAK

¹² WGK 3 wegen der Kanzerogenität von Benzo[a]pyren.

PCB - Polychlorierte Biphenyle

Chemisch-physikalische Daten:

	2,4,4' - Trichlor- biphenyl (41 % Chlor)	2,2',4,5,5' - Pentachlor- biphenyl (54 % Chlor)	2,2',3,4,4',5,5' - Heptachlor- biphenyl (63 % Chlor)	PCB ¹³ Bandbreite von ... bis (19 bis 71 % Cl)
Wasserlöslichkeit [mg/l]	0,14	0,01	0,004	0,001 bis 6 mg/l
Viskosität	zähflüssig	zähflüssig	zähflüssig	
Oktanol-Wasser- Verteilungskoeffizient	ca. 750.000	ca. 2.500.000	ca. 5.000.000	ca. 20.000 bis 150.000.000
Adsorbierbarkeit an C _{org} (K _{OC})		ca. 80.000		
Wassergefährdungsklasse	3	3	3	3

Allgemeines:

Technisches PCB ist ein Gemisch unterschiedlicher Kongenere¹⁴. Bei gleichem Grundgerüst (Biphenyl) unterscheiden sich die Kongenere durch Anzahl und Stellung der Chloratome. Technische PCB-Gemische sind mittel- bis hochviskose Flüssigkeiten. Sie enthalten hauptsächlich Tri-, Tetra-, Penta- und Hexachlorbiphenyle. Transformatorenöle können zur Verringerung der Viskosität 10 bis 20 % Trichlorbenzol enthalten.

Handelsnamen: z.B. Arochlor 1242 (USA, Chloranteil 42 %, Siedebereich 325-366 °C), Clophen (BRD), Askarel (Mischung PCB mit Chlorbenzolen).

Verhalten im Untergrund:

Die Mobilität der PCB im Boden ist sehr gering: PCB besitzen eine hohe Viskosität, die mehrfach chlorierten PCB sind sehr wenig wasserlöslich. An Huminsäuren und Eisenoxide werden PCB leicht sorbiert. Über die Adsorbierbarkeit an Tonpartikel liegen widersprüchliche Angaben vor. Die Flüchtigkeit ist sehr gering. Mit zunehmendem Chlorierungsgrad nimmt die Mobilität ab.

Abbaubarkeit:

PCB sind chemisch sehr stabile Verbindungen. In der Natur werden PCB nicht biochemisch synthetisiert. Daher verläuft der Abbau im Boden extrem langsam. Mit zunehmendem Chlorierungsgrad nimmt die Abbaubarkeit ab. Aufgrund der geringen Abbaubarkeit und der lipophilen Eigenschaften können sich PCB in der Nahrungskette anreichern.

Bewertung der Mobilität: geringe Mobilität

¹³ Monochlorbiphenyl C₁₂H₉Cl bis Decachlorbiphenyl C₁₂Cl₁₀.

¹⁴ Kongener (lat. con genus: mit gleichem Stamm): Von einem Grundkörper abgeleitete chemische Substanzklasse; insbesondere bei Dioxinen/Furanen und PCB häufig verwendeter Begriff; es gibt 209 PCB-Kongenere.

Cyanide

Allgemeines:

Cyanide werden insbesondere bei der elektrochemischen Oberflächenbehandlung von Metallen (Galvanotechnik) und in Härtereien sowie als Zwischenprodukte bei der Synthese von Kunststoffen, Pharmaka, Farbstoffen und Schädlingsbekämpfungsmitteln eingesetzt. Auf ehemaligen Gaswerkstandorten treten Cyanide in verbrauchten Gasreinigungsmassen auf. Sie liegen dann meist als stabile Komplexe vor, z.B. als Eisenhexacyanoferrat $\text{Fe}_4^{\text{III}}[\text{Fe}^{\text{II}}(\text{CN})_6]_3$ und als „unlösliches“ Berliner Blau $\text{Fe}^{\text{III}}[\text{Fe}^{\text{III}}\text{Fe}^{\text{II}}(\text{CN})_6]_3$.

Die Alkali- und Erdalkali-Cyanide, z.B. KCN und CaCN, sind wasserlöslich, reagieren infolge von Hydrolyse stark alkalisch und riechen nach Blausäure (HCN). Auch die Schwermetallcyanide sind meist wasserlöslich. Bei Zugabe von Säuren bildet sich die sehr leichtflüchtige Blausäure (Siedepunkt 26 °C).

Die freien, nicht komplex gebundenen Cyanide, z.B. KCN, sind in die Wassergefährdungsklasse (WGK) 3 eingestuft. Einige der komplex gebundenen Cyanide, z.B. Rotes Blutlaugensalz, sind in die WGK 2 eingestuft.

Toxizität:

Blausäure (HCN) ist ein starkes Atem- und Zellgift. Freie, d.h. nicht-komplex-gebundene Cyanide wirken sehr toxisch auf Warmblüter, Fische, Algen und Bakterien.

Die Toxizität steigt mit sinkendem pH-Wert: Bei mittlerem und niedrigem pH-Wert liegt überwiegend die undissoziierte Spezies HCN vor, bei hohem pH-Wert nimmt der Anteil des dissoziierten Ions CN^- zu (bei pH 7,4 ist HCN nur zu 1,6% dissoziiert). HCN kann im Ggs. zu CN^- sehr leicht biologische Membrane passieren und so in einen Organismus gelangen.

Verhalten im Untergrund:

Aufgrund der Wasserlöslichkeit vieler anorganischer Cyanide und der leichten Freisetzbarkeit des leichtflüchtigen HCN ist eine hohe Mobilität in den Umweltmedien zu erwarten. Bei komplex gebundenen Cyaniden hängt die Freisetzbarkeit von HCN bzw. CN^- sehr stark von der Stabilität des Cyanokomplexes ab. Bei schwerlöslichen, komplex gebundenen Cyaniden wie dem Berliner Blau ist die Mobilität dagegen gering.

Abbaubarkeit:

Gering, da wegen der hohen Toxizität von HCN der mikrobielle Abbau behindert wird.

Unterscheidung von Cyaniden aus analytischer Sicht (Definitionen nach E DIN ISO 11262):

- ® **Leicht freisetzbare Cyanide:** Verbindungen, die Cyano-Gruppen enthalten und beim pH-Wert 4 und Kochtemperatur HCN bilden können: Hierzu zählen insbesondere die Cyanide der Alkali- und Erdalkalimetalle (z.B. KCN) sowie komplexe Cyanide des Zinks, Cadmiums und Kupfers
- ® **Komplexe Cyanide:** Cyanide, die nicht leicht freisetzbar sind, jedoch bei einem pH-Wert kleiner 2 und Kochtemperatur HCN bilden können. Hierzu gehören insbesondere komplexe Cyanide des Cobalts, Nickels und Eisens (z.B. gelbes Blutlaugensalz, Berliner Blau)
- ® **Gesamtcyanid:** Summe der leicht freisetzbaren und komplexen Cyanide.

Bewertung der Mobilität:

hohe Mobilität (Alkali-, Erdalkalicyanide, wasserlösliche, komplex-gebundene Cyanide)
geringe Mobilität (unlösliche, komplex-gebundene Cyanide, z.B. Berliner Blau)
Elutionsuntersuchungen sind empfehlenswert !

Umweltrelevante Schwer- und Halbmetalle

(Arsen, Antimon, Blei, Cadmium, Cobalt, Kupfer, Nickel, Quecksilber, Selen, Zink)

Allgemeines:

Schwermetalle sind definiert als Metalle mit einer Dichte größer etwa $4,5 \text{ g/cm}^3$. Als Halbmetalle werden solche Elemente bezeichnet, die sowohl metallische als auch nichtmetallische Eigenschaften aufweisen. Zu den Halbmetallen zählen Arsen, Antimon und Selen.

Die Mobilität und Verfügbarkeit von Schwer- und Halbmetallen in Böden hängt von zahlreichen Faktoren ab: chemische Bindungsform, pH-Wert, Redoxpotenzial, Gehalt von organischen Kohlenstoffverbindungen und Tonmineralien in Böden, Anwesenheit von Komplexbildnern usw. Allerdings sind viele dieser Faktoren im konkreten Fall meist nicht bekannt, oder deren Einfluss ist nicht exakt vorhersehbar. Für die Einschätzung der tatsächlichen Mobilität sind daher i.d.R. Elutions- und Extraktionsuntersuchungen erforderlich (siehe Anhang 3 dieser Arbeitshilfe).

Spezies, chemische Formen (Beispiele):

Kationisch gebundene Schwer- und Halbmetalle, Wasserlöslichkeit¹⁵

Chloride:	gut wasserlöslich außer Hg_2Cl_2 , CuCl
Nitrate:	gut wasserlöslich
Sulfate:	gut wasserlöslich außer PbSO_4
Sulfide:	wasserunlöslich
Hydroxide:	Wasserlöslichkeit stark pH-abhängig
Oxide:	wasserunlöslich außer ZnO
Carbonate:	wasserunlöslich, jedoch durch Säuren zersetzbar
Cyanide:	Wasserlöslichkeit von der Bindungsform abhängig
Silikate:	wasserunlöslich

Anionisch gebundene, amphotere Schwer- und Halbmetalle, Wasserlöslichkeit

Antimonat (z.B. $[\text{Sb}(\text{OH})_6]^-$):	z.T. gut wasserlöslich, hängt vom Kation ab
Arsenat (AsO_4^{3-}):	Wasserlöslichkeit hängt vom Kation ab
Chromat (CrO_4^{2-}):	gut wasserlöslich
Selenat (SeO_4^{2-}):	gut wasserlöslich
Zinkat (z.B. $[\text{Zn}(\text{OH})_4]^{2-}$):	gut wasserlöslich

Metallorganische Verbindungen

Quecksilber-organische Verbindungen (z.B. Methylquecksilber), cadmium-organische Verbindungen, blei-organische Verbindungen (z.B. Bleitetraethyl).

Königswasserextrakt nach DIN ISO 11466:

Als Methode für die Bestimmung des Gesamtgehaltes anorganischer Schadstoffe wird in Anhang 1 Nr. 3.1.2 der BBodSchV der Königswasserextrakt nach DIN ISO 11466 genannt. Mit dem Königswasserextrakt können allerdings nicht alle Mineralien vollständig in Lösung gebracht werden. Insbesondere Blei- und Chrommineralien werden häufig nur teilweise aufgeschlossen. Elementares und organisch gebundenes Quecksilber kann sich verflüchtigen. Mineralien, die durch die Königswasserextraktion nicht in Lösung gebracht werden können, stellen i.d.R. auch keine Umweltgefährdung dar.

¹⁵ Vereinfacht. Das Löslichkeitsverhalten kann in Böden und im Untergrund wesentlich anders sein als angegeben.

Schwer- und Halbmetalle (Fortsetzung)

Einfluss des pH-Wertes:

Allgemein besteht bei niedrigen pH-Werten die höchste Löslichkeit (Ausnahme Selen). Amphotere Metalle wie z.B. Chrom und Zink sind bei höherem pH-Wert ebenfalls gut löslich.

Mobilisierbarkeit in Böden:

Cadmium	kleiner pH 6,5
Zink	kleiner pH 6
Nickel	kleiner pH 5,5
Arsen, Chrom, Kupfer	kleiner pH 4,5
Blei, Quecksilber	kleiner pH 4

Das pH_{stat} -Verfahren [22] ist ein geeignetes Elutionsverfahren zur Beurteilung des Langzeitverhaltens bei bestimmten pH-Werten, z.B. pH 4.

Einfluss des Redoxpotenzials:

Das Redoxpotenzial im Wasser und Boden wirkt sich auf die Oxidationsstufe von Schwer- und Halbmetallen aus und damit auch auf deren Mobilität und Toxizität (siehe Chrom(III) und Chrom(VI)). Die Mobilität kann sich bei einem *Wechsel des Redoxpotenzials* erhöhen oder erniedrigen. Daher können keine pauschalen Aussagen über die Mobilität von Schwer- und Halbmetallen bei einer Änderung des Redoxpotenzials getroffen werden. Beispiele:

Oxide von Schwermetallen sind unter oxidierenden Bedingungen i.d.R. stabil. Bei einem Wechsel zu reduzierenden Bedingungen werden diese gelöst und die Schwermetalle daher mobiler.

Sulfate von Schwer- und Halbmetallen werden unter reduzierenden Bedingungen zu Sulfiden reduziert. Sulfide von Schwer- und Halbmetallen sind i.d.R. schwerlöslich und daher weniger mobil.

In der BBodSchV ist für Böden kein Verfahren zur Bestimmung des Redoxpotenzials angegeben. Falls in Böden eine *Änderung* des Redoxpotenzials zu erwarten ist, sollen laut Anhang 1 Nr. 3.3 der BBodSchV weitere Extraktionsverfahren angewendet werden.

Adsorptionsfähigkeit an Tonmineralien und Oxiden:

An Tonpartikeln findet meist eine schwache *unspezifische* Adsorption statt. An hydroxylierten Oberflächen von Eisen-, Mangan- und Aluminiumoxiden findet eine stärkere *spezifische* Adsorption statt. Die Adsorptionsneigung nimmt in folgender Reihenfolge ab: Quecksilber > Blei > Kupfer >> Zink > Nickel > Cadmium.

Einfluss von Komplexbildnern

Komplexbildner im Boden sind z.B. Huminstoffe, aber auch Anionen wie Phosphate und Chloride (z.B. Chlorokomplexe mit Cadmium). Schwermetall-Humus-Komplexe können mobil oder immobil sein, je nach der Löslichkeit der Huminstoffe. Sind die Komplexbildner selbst löslich, können ausgefällte Schwermetallverbindungen wieder in Lösung gehen.

Schwer- und Halbmetalle (Fortsetzung)

Einzelne Schwer- und Halbmetalle:

- Antimon (Sb): Halbmetall. Liegt im Boden meist als 3- oder 5-wertige Verbindung vor. Die Sb-Verbindungen, insbesondere Sb(III), wirken fast ebenso giftig wie die verwandten Arsen-Verbindungen. Trotzdem kommen Sb-Vergiftungen viel seltener vor, da die Sb-Salze die Magen- u. Darmwände wesentlich schwerer durchwandern als die Arsen-Salze.
- Arsen (As): Halbmetall. Liegt im Oberboden meist als 5-wertiges Arsenat vor. Die 3-wertige Form ist toxischer und mobiler als die 5-wertige. Aufgrund des relativ leichten Übergangs der 5-wertigen in die 3-wertige Form (und umgekehrt) ist jedoch eine analytische Bestimmung der Bindungsform i.d.R. nicht sinnvoll. Methylierte Arsenverbindungen sind weniger toxisch als anorganische Verbindungen.
- Blei (Pb): Blei liegt meist als 2-wertige Verbindung vor. Metallisches Blei wird im Boden zu Blei(hydroxy)carbonat und Bleisulfat oxidiert. Blei ist eher als die meisten anderen Spurenmetalle in der Lage, an Huminstoffe, Mangan- und Eisenoxide zu adsorbieren. Geringe Pflanzenverfügbarkeit. Die Löslichkeit von Blei(hydroxy)carbonat und Bleisulfat ist im pH-Bereich 6,5 bis 8,5 am geringsten. Erst bei pH-Werten unterhalb ca. 4 nimmt die Löslichkeit zu.
- Cadmium (Cd): Cadmium liegt meist als 2-wertige Verbindung vor. Cadmium ist im Boden relativ mobil und biologisch leicht verfügbar. Die Löslichkeit nimmt mit sinkendem pH-Wert zu. Cd kann durch Alkali- und Erdalkalitionen von Tonpartikeln und Huminstoffen verdrängt (desorbiert) werden. Daher bewirkt das Aufbringen von Kalidünger und Streusalz eine Mobilisierung von Cd.
- Chrom (Cr): Chrom liegt im Boden entweder in 3-wertiger, kationischer Form vor, d.h. als Chrom(III), oder es liegt als Chrom(VI) in anionischer Form vor (Chromat oder Dichromat). In Böden wird Chrom(VI) zu Chrom(III) reduziert, wobei die Umwandlung bei niedrigen pH-Werten und unter reduzierenden Verhältnissen rascher abläuft. Der Anteil von Chrom(VI) an Cr-Gesamt liegt i.d.R. deutlich unter 10%.
Chrom(VI) ist wesentlich besser wasserlöslich als Chrom(III) und damit im Boden deutlich mobiler. Chrom (VI) ist zudem wesentlich toxischer (kanzerogen bei inhalativer Aufnahme). Chrom ist ein essentielles Spurenelement.
Beim Nachweis von Chromverunreinigungen im Boden oder Gewässern (Analyse auf Chrom_{gesamt}) sind zusätzliche Analysen auf Cr(VI) sinnvoll.
- Cobalt (Co): Cobalt liegt meist als 2-wertige Verbindung vor. Mit abnehmendem pH-Wert nimmt die Löslichkeit und Verfügbarkeit zu. Cobalt ist ein essentielles Spurenelement. Die Humantoxizität ist relativ gering.

Schwer- und Halbmetalle (Fortsetzung)

- Kupfer (Cu):** Kupfer liegt im Boden meist als 2-wertiges, seltener als 1-wertiges Kupfersalz vor. Die Löslichkeit und Pflanzenverfügbarkeit von Kupfer in Böden ist relativ gering, steigt jedoch bei pH-Werten kleiner 5 deutlich an. Kupfer kann stabile Komplexe bilden. Kupfer wirkt in erster Linie toxisch auf Bakterien, Pflanzen, Fische und Wiederkäuer. Für Säuglinge besteht eine erhöhte Toxizität. Aufgrund der relativ geringen Humantoxizität ist in der BBodSchV für den Pfad Boden→Mensch kein Prüfwert abgeleitet.
- Nickel (Ni):** Nickel liegt meist als 2-wertige Verbindung vor. Das in Böden eingetragene Nickel kann zum Teil an Oxiden und Tonpartikeln immobilisiert werden. Eine Nickel-Mobilisierung kann durch pH-Werte unter 5,5 sowie durch lösliche organische Komplexbildner bewirkt werden. Nickel ist im Boden relativ mobil.
- Quecksilber (Hg):** Quecksilber kann in Böden elementar auftreten. Weiterhin tritt Quecksilber in (1- und) 2-wertiger ionischer Form auf sowie (in geringem Umfang) organisch gebunden, z.B. als Methylquecksilber. Die Umwandlungsrate von ionisch gebundenem in organisch gebundenes Quecksilber ist in Böden allerdings gering. Die Mobilität von Quecksilber und Quecksilberverbindungen im Boden ist gering.
- Die Toxizität von elementarem Quecksilber ist bei oraler Aufnahme wesentlich geringer als die von ionisch vorliegendem Quecksilber. Quecksilberorganische Verbindungen wirken i.d.R. noch toxischer und sind sehr gut resorbierbar. Sofern Hinweise vorliegen, dass quecksilberorganische Verbindungen im Boden oder in Gewässern freigesetzt wurden, sind u.U. spezielle Analysen auf quecksilberorganische Verbindungen empfehlenswert.
- Selen (Se):** Halbmetall. In durchlüfteten Böden liegt Selen in 4-wertiger oder 6-wertiger Form vor, unter reduzierenden Bedingungen in 2-wertiger oder elementarer Form. Die Mobilität der Selenverbindungen ist stark von der Bindungsform und vom pH-Wert abhängig. Im Gegensatz zu den meisten anderen Metallen nimmt die Löslichkeit oberhalb eines pH-Wertes von 5 zu ! Selen und seine Verbindungen wirken stark toxisch.
- Zink (Zn):** Zink liegt im Boden als 2-wertige Verbindung vor. Die Wasserlöslichkeit von Zink nimmt bei pH-Werten kleiner 6 zu, aufgrund des amphoteren Charakters ebenfalls bei hohen pH-Werten. Zink ist im Boden relativ mobil. Zink ist ein Spurenelement. Auf Tiere und Menschen wirkt Zink relativ wenig toxisch. In erster Linie wirkt es phytotoxisch. Daher ist in der BBodSchV für den Pfad Boden→Mensch kein Prüfwert abgeleitet.

Erläuterungen zu Anhang 2

Viskosität: Die Viskosität ist ein Maß für die Zähigkeit eines Fluids. Die Zähigkeit einer Flüssigkeit nimmt mit steigender Temperatur ab. Die *dynamische* Viskosität wird i.d.R. mit der Einheit [mPa*s] angegeben. Stoffe, deren Viskosität kleiner als 1 mPa*s ist, können schneller als Wasser im Untergrund versickern.

Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizient (K_{OW}):

Der K_{OW} ist ein Maß für die Polarität eines Stoffes. Je höher der K_{OW} ist, desto geringer ist die Wasserlöslichkeit und desto geringer ist i.d.R. die Mobilität eines Stoffes im Boden.

Versuchsdurchführung zur Bestimmung des K_{OW} : Der zu bestimmende Stoff wird in einem Scheidetrichter geschüttelt, der die nicht-mischbaren Flüssigkeiten Wasser (polare Phase) und n-Oktanol (unpolare Phase) enthält. Nach der Phasentrennung wird die Konzentration des Stoffes in Oktanol und im Wasser bestimmt. Der K_{OW} ist das Verhältnis der Stoffkonzentration in der Oktanolphase zur Konzentration in der Wasserphase.

Unpolare, schlecht wasserlösliche Stoffe weisen einen sehr hohen K_{OW} auf, z.B. Benzo[a]pyren mit $K_{OW} \cong 3.000.000$. Daher wird häufig der dekadische Logarithmus „**log P_{OW}** “ gebildet. Beispiel: ein log P_{OW} von 5,3 entspricht einem K_{OW} von $10^{5,3} \cong 200.000$).

K_{OC} : Der K_{OC} ist definiert als Adsorptionskonstante, normiert auf den Kohlenstoffgehalt eines Bodens. Der K_{OC} eines organischen Stoffes beschreibt dessen Fähigkeit zur Adsorption insbesondere an die Huminstoffe in Böden. Die Höhe des K_{OC} hängt in erster Linie von den chemisch-physikalischen Stoffeigenschaften ab, weiterhin auch vom untersuchten Boden. Ein hoher K_{OC} bedeutet, dass der untersuchte Stoff in Böden gut adsorbierbar und daher wenig mobil ist.

Stoffe	dynamische Viskosität [mPa*s] bei 20°C	K_{OW} Oktanol-Wasser- Verteilungskoeff.	K_{OC}
Trichlormethan	0,57	100	100
Benzol	0,65	135	80
Wasser	1,0	0	-/-
Naphthalin	bei Raumtemp. fest	2.300	1.300
Diesel	3	?	?

Literatur: [40-46]

Anmerkungen zur Probenvorbereitung bei Elutions-/Extraktionsuntersuchungen

Bei Elutions-/Extraktionsuntersuchungen ist möglichst immer die naturbelassene Gesamtprobe zu untersuchen. Eine Abtrennung der Fraktion > 2 mm ist für diese Untersuchungen nicht durchzuführen. Es sind die jeweiligen Methodenbeschreibungen im Einzelfall zu beachten, wobei darauf verwiesen wird, dass bezüglich des abzutrennenden Grobkornanteils i.d.R. bei allen Methoden Spielräume bestehen. Größere Fraktionen können dann mituntersucht werden, wenn Probenansätze oder Probengefäße entsprechend vergrößert werden.

Die Untersuchungsstelle hat im Rahmen der Qualitätssicherung jeweils darzulegen, welche Vorgehensweise zur Probenaufbereitung verwendet wurde, und eventuell erforderliche Methodenänderungen zu beschreiben und zu begründen.

Vorbemerkungen zur Anwendbarkeit von

- **Bodensättigungsextrakt**
- **S4-Eluat** nach DIN 38414-4
- **Ammoniumnitrat-Extrakt** nach DIN 19730

Die BBodSchV gibt für die Elution anorganischer Schadstoffe dem Bodensättigungsextrakt den Vorrang vor anderen Verfahren (S4-Eluat, Ammoniumnitrat-Extrakt). Die letztgenannten Verfahren sind nach BBodSchV zulässig, wenn ihre Gleichwertigkeit in Bezug zum Bodensättigungsextrakt nachgewiesen ist.

Um die relevanten Unterschiede zwischen den drei Verfahren und die damit zusammenhängende unterschiedliche Aussagefähigkeit deutlich zu machen, werden in der folgenden Tabelle die wesentlichen charakteristischen Einzelschritte der drei Verfahren Bodensättigungsextrakt, S4-Eluat und Ammoniumnitrat-Extrakt direkt gegenübergestellt und erläutert.

Bodensättigungsextrakt	S4-Eluat	Ammoniumnitrat-Extrakt
250 g Boden (empfohlen)	100 g Boden	20 g Boden
Zugabe von dest. Wasser unter ständigem Rühren bis zur Sättigung	1000 ml dest. Wasser	50 ml 8 %ige Ammoniumnitrat-Lösung
Feststoff-Flüssigkeitsverhältnis abhängig von der Wasserkapazität der Probe (ca. 1: 0,4 bis 1:0,7)	Feststoff-Flüssigkeitsverhältnis 1 : 10	Feststoff-Flüssigkeitsverhältnis 1 : 2,5
Rühren	24 Stunden Schütteln	2 Stunden Schütteln
Zentrifugieren	Zentrifugieren	15 Minuten Absetzen
Membranfiltration	Membranfiltration	Membranfiltration

In den unten stehenden Erläuterungen wird darüber hinaus vor allem auf die Aussagefähigkeit des Bodensättigungsextraktes hinsichtlich der Abschätzung von Sickerwasserkonzentrationen eingegangen.

Erläuterungen zum Bodensättigungsextrakt

In der BBodSchV wird der Bodensättigungsextrakt „ansatzweise“ dem Sickerwasser gleichgesetzt (Anhang 1 Nr. 3.3 BBodSchV). Für die generelle Gleichsetzung der Schwermetallkonzentrationen im Bodensättigungsextrakt mit den Konzentrationen des „Bodenwassers“ fehlt bisher jedoch der Nachweis der Vergleichbarkeit. Dies gilt insbesondere für humusreiche und/oder bindige Bodenproben, d.h. vor allem für Oberbodenhorizonte [26,27].

Der ursprüngliche Anwendungsbereich des bereits seit 1954 in der Bodenkunde angewendeten, nicht genormten Verfahrens beschränkte sich auf die Bestimmung der Gehalte an leichtlöslichen Salzen in Salzböden [47]. Man kann sicher davon ausgehen, dass die Konzentrationen an leichtlöslichen Salzen im Bodensättigungsextrakt von Salzböden (Konzentrationsbereich [mg/l] bis [g/l]) unter Berücksichtigung der Verdünnung mit denjenigen der Bodenlösung annähernd übereinstimmen.

Ob diese Vergleichbarkeit jedoch auch für die im Allgemeinen in Böden und Altlasten nur wenig löslichen Schwermetalle (Konzentrationsbereich der Prüfwerte der BBodSchV [$\mu\text{g/l}$]) generell gegeben ist, ist umstritten. Aufgrund bisheriger Erfahrungen mit Labor- und Ringversuchen an Eluaten [29, 48, 49] gibt es indirekte Hinweise darauf, dass die Konzentrationen bestimmter Elemente im Bodensättigungsextrakt bei vielen, insbesondere humusreichen/bindigen Bodenproben aufgrund der Gefügezerstörung bei der Herstellung des Bodensättigungsextraktes und der damit verbundenen Freisetzung von feinsten, membranfiltergängigen Kolloiden höher sind als im tatsächlichen Sickerwasser des ungestörten Bodens (s. auch [26, 27]). Auch in der neuesten Auflage des „Lehrbuches der Bodenkunde“ [50] wird im Kapitel „Gewinnung der Bodenlösung“ (S. 132 ff) auf diesen Sachverhalt hingewiesen.

Bei Anwendung des Bodensättigungsextraktes können also häufig „methodenbedingte“ Überschreitungen der Sickerwasserprüfwerte der BBodSchV auftreten.

Erläuterungen zum S4-Eluat

Die Eluat-Methode nach dem Deutschen Einheitsverfahren (DEV S4) wurde bereits 1984 und ursprünglich für die Bestimmung der gelösten Stoffe in Schlämmen und Sedimenten entwickelt. Der eigentliche Anwendungsbereich dieser Eluatmethode war wie beim Bodensättigungsextrakt vor allem die Untersuchung von Feststoffen mit größeren Mengen an gelösten Salzen.

Die generelle Anwendbarkeit dieser Methoden stößt jedoch dann an Grenzen, wenn damit auch die „Löslichkeit“ von Stoffen in Abfällen und Böden bestimmt werden soll, die allgemein eher geringe Wasserlöslichkeiten aufweisen oder in unlöslichen Bindungsformen vorliegen.

Der wesentliche Unterschied zum Bodensättigungsextrakt ist, dass beim S4-Eluat ca. 15-25 mal so viel Wasser eingesetzt wird und die Suspension nicht gerührt, sondern 24 Stunden geschüttelt wird. Die beim Bodensättigungsextrakt auftretende Gefügezerstörung ist beim S4-Eluat infolge des großen Wasserangebotes und des Schüttelns wahrscheinlich viel intensiver, so dass trotz vielfacher Verdünnung höhere Konzentrationen im Eluat im Vergleich zum Bodensättigungsextrakt auftreten können.

Erläuterungen zum Ammoniumnitrat-Extrakt

Der eigentliche Einsatzbereich des Ammoniumnitrat-Extraktes liegt in der Bewertung des Transfers von Nährstoffen und Schwermetallen vom Boden in die Pflanze.

Im Gegensatz zum Bodensättigungsextrakt und S4-Eluat wird bei der Ammoniumnitrat-Extraktion nicht mit reinem Wasser eluiert, sondern mit einer 8 %igen Salzlösung (1-molare Ammoniumnitrat-Lösung) extrahiert. Die Ionen dieser Salzlösung bewirken durch Ionenaustausch eine teilweise Desorption der an den Bodenpartikeln adsorbierten Schwermetalle und Arsen, so dass nicht nur das rein „Wasserlösliche“, sondern auch ein Teil des kurz- bis mittelfristig Mobilisierbaren in Lösung gebracht wird.

Die hohe Elektrolytkonzentration der Suspension wirkt andererseits dispersionshemmend und setzt damit wahrscheinlich die Membranfiltergängigkeit von Kolloiden herab.

Bodensättigungsextrakt

Anwendungsbereich

Untersuchung von Boden- und Aufschüttungsmaterial. Elution anorganischer Schadstoffe (siehe BBodSchV, Anhang 1, Nr. 3.1.2).

Verfahrens-Kurzbeschreibung

Durchführung: Zu ca. 250 g der Bodenprobe soviel Wasser zugeben, dass sie vollständig durchfeuchtet ist. Bodenprobe durchmischen und 24 h stehen lassen.

Probe in Zentrifugenbecher überführen. Wasser zugeben, bis Fließgrenze erreicht ist. Bodenpaste verrühren. Paste 24 h bei 5 °C unter Verdunstungsschutz aufbewahren. 30 Minuten in einer Kühlzentrifuge bei 20 °C zentrifugieren. Überstehende Lösung dekantieren und membranfiltrieren.

Probenvorbereitung: Keine

Extraktionsmittel: Destilliertes Wasser

Extraktionsdauer: 48 h (24 h bei Raumtemperatur, 24 h bei 5 °C)

pH-Wert: Unkontrolliert

Filtration: Membranfiltration (0,45 µm)

Feststoff-Flüssigkeitsverhältnis: ca. 2 : 1 (von der Wasserkapazität der Probe abhängig)

Mechanische Beanspruchung: Mäßig (Bodenaggregate werden zerstört)

Vorteile

Das Feststoff-Flüssigkeitsverhältnis ist realitätsnäher als bei anderen Elutions-/Extraktionsverfahren. Die mechanische Beanspruchung des Probenmaterials ist geringer als beim S4-Eluat.

Nachteile und Grenzen (s. auch Vorbemerkung)

Die Methode ist relativ aufwändig und umfasst viele Arbeitsschritte. Der Arbeitsschritt „Wasserzugabe bis zum Erreichen der Fließgrenze“ lässt einen gewissen Spielraum offen.

Die gewinnbare Extraktmenge ist relativ gering (bei 250 g Boden ca. 100 ml Extrakt). Die Extraktmenge kann für analytische Untersuchungen zu gering sein, so dass entweder die Einwaage der Bodenprobe erhöht oder das Eluat mit destilliertem Wasser verdünnt werden muss. Letzteres hat zur Folge, dass sich die Bestimmungsgrenzen der Analysenverfahren erhöhen.

Bei sehr grobkörnigen Böden/Materialien (z.B. Kiese) ist die Methode verfahrensbedingt nicht anwendbar. Bei feinkörnigen Böden kann die Filtration erschwert sein, so dass nur eine geringe Eluatmenge gewonnen werden kann. Um eine ausreichende Eluat-Menge zu erhalten, ist eine Hochleistungszentrifuge (mindestens 6000 g) mit Kühlung erforderlich.

S4-Eluat nach DIN 38414-4 „Bestimmung der Eluierbarkeit mit Wasser“

Anwendungsbereich

Feste, pastöse und schlammige Materialien (Abfälle) [20]. Untersuchung zur Beurteilung der Gefährdung von Gewässern. Bestimmung leichtlöslicher Salze in Abfällen.

Verfahrens-Kurzbeschreibung

Durchführung: Probe (ca. 100 g TS) in Weithalsflasche einwiegen und mit 1 l destilliertem Wasser versetzen und schütteln. Probe soll in Bewegung bleiben, eine weitere Zerkleinerung und Abrieb soll vermieden werden. Nach 24 h feste und flüssige Phase durch Filtration bzw. Zentrifugation trennen. Eluat soll völlig klar sein.

Variation gemäß BBodSchV, Anhang 1, Tabelle 2 [2]: Nach dem Schütteln Suspension 15 Minuten sedimentieren lassen. Überstehende Flüssigkeit dekantieren und 30 Minuten mit 2000 g zentrifugieren. Zentrifugat in Membrandruckfiltrationsapparatur dekantieren. 5 Minuten drucklos filtrieren, danach bei 1 bar.

Probenvorbereitung: Zerkleinerung, wenn Korngröße über 10 mm.

Elutionsmittel, -dauer: Destilliertes Wasser, 24 h

pH-Wert: Unkontrolliert

Filtration: Membran- bzw. Druckfiltration (Porenweite 0,45 µm) oder Zentrifugation. Bei Variante gemäß BBodSchV nur Druckfiltration (142 mm Durchmesser) zulässig.

Feststoff-Flüssigkeitsverhältnis: 1 : 10

Mechanische Beanspruchung: Ja (Schütteln, Umwälzen)

Vorteile

Einfache Durchführung, weit verbreitet bei Abfall- und Altlastenuntersuchungen, kostengünstig.

Bei der Variation gemäß der BBodSchV ist auch der Filtrationsschritt genau beschrieben (wesentliche Verbesserung gegenüber der DIN 38414-4).

Nachteile und Grenzen (s. auch Vorbemerkung)

Das Verfahren ist nur für relativ gut wasserlösliche anorganische Stoffe geeignet.

Die geringe Ionenstärke im Eluat fördert die Bildung von Kolloiden. Diese können z.T. durch die Filtration nicht abgetrennt werden und werden daher mitbestimmt.

Durch die hohe mechanische Beanspruchung entstehen neue Phasengrenzflächen, so dass eventuell mehr Stoffe als unter natürlichen, ungestörten Lagerbedingungen eluiert werden.

Wegen des Boden-Wasser-Verhältnisses von 1 : 10 werden die Schadstoffe stark verdünnt (s. jedoch Vorbemerkung).

Anmerkung:

Als Ergebnis wird gemäß DIN 38414-4 der **Massenanteil des eluierten Stoffes bezogen auf den Trockenrückstand der Probe** angegeben [mg/kg TM]. Bei der Boden- und Altlastenbearbeitung wird dagegen üblicherweise die gemessene Stoffkonzentration im Eluat zur Beurteilung der Grundwassergefährdung herangezogen [µg/l].

Ammoniumnitrat-Extrakt nach DIN 19730 „Extraktion von Spurenelementen mit Ammoniumnitratlösung“

Anwendungsbereich

Bestimmung von mobilen Spurenelementanteilen im Boden [21]

Verfahrens-Kurzbeschreibung

Durchführung:	20 g Boden in eine Schüttelflasche geben und mit 50 ml Ammoniumnitratlösung versetzen. Schüttelflasche 2 h bei Raumtemperatur über Kopf mit 20 Umdrehungen pro Minuten schütteln. Schüttelflasche 15 Minuten stehen lassen. Überstehende Lösung dekantieren und über einen 0,45 µm-Membranfilter filtrieren. Filtrat mit Salpetersäure stabilisieren.
Probenvorbereitung:	Trocknen bei 30 °C, Sieben, Fraktion größer 2 mm zerkleinern (nach DIN ISO 11464)
Elutionsmittel:	Ammoniumnitratlösung, $c(\text{NH}_4\text{NO}_3) = 1 \text{ mol/l}$
Elutionsdauer:	2 h
pH-Wert:	Unkontrolliert, aufgrund der NH_4NO_3 -Lösung pH-Wert < 7
Filtration:	Membranfiltration (0,45 µm)
Feststoff-Flüssigkeitsverhältnis:	1 : 2,5
Mechanische Beanspruchung:	Ja (Schütteln)

Vorteile

Einfache Durchführung. Aufgrund der großen Ionenstärke im Extrakt besteht nur eine geringe Neigung zur Kolloidbildung.

Nachteile und Grenzen (s. auch Vorbemerkung)

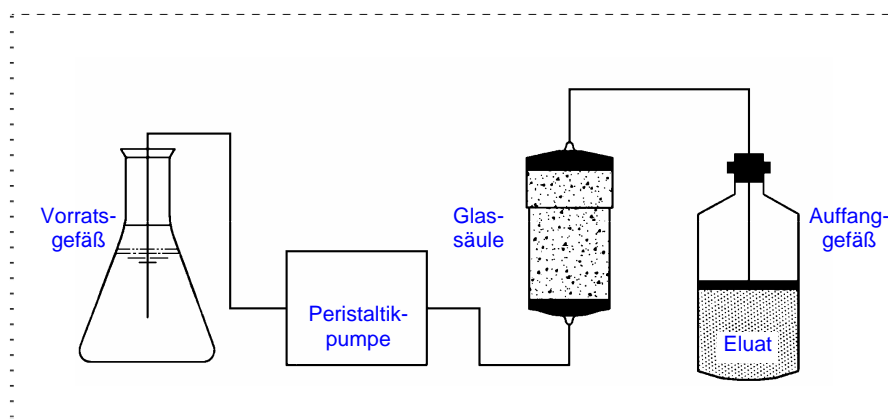
Die verwendete Ammoniumnitratlösung ist aufgrund der 8 %igen Salzkonzentration ein sehr wirkungsvolles Extraktionsmittel für anorganische Schadstoffe aus Bodenproben. Der eigentliche Einsatzbereich des Ammoniumnitrat-Extraktes liegt in der Bewertung des Transfers von Nährstoffen und Schwermetallen vom Boden in die Pflanze. Der Ammoniumnitrat-Extrakt ist nicht zur Abbildung realer Sickerwässer geeignet. Vergleichende Untersuchungen zwischen Ammoniumnitrat-Extrakt und Bodensättigungsextrakt haben widersprüchliche Ergebnisse erbracht. Die Mehrzahl der Untersuchungen zeigte, dass der Ammoniumnitrat-Extrakt höhere Konzentrationen als der Bodensättigungsextrakt liefert.

Säulenversuch nach Merkblatt Nr. 20 LUA-NRW [24]

Anwendungsbereich

Elution (schwerflüchtiger) organischer Schadstoffe aus Böden und Bodenmaterialien unter wassergesättigten Bedingungen zur Ableitung von Konzentrationen organischer Stoffe im Bodenwasser

Verfahrens-Kurzbeschreibung



Versuchsaufbau
und Durchführung:

In Glassäule Filterschicht aus Quarzsand einbauen, darüber die Bodenprobe (homogenisiert oder ungestört), zuletzt weitere Filterschicht aus Quarzsand. Glassäule während des Einbaus langsam von unten fluten. Elutionsmittel bei konstanter Fördermenge von unten durch die Säule pumpen. Die Fördermenge entsprechend der gewünschten Kontaktzeit Boden zu Elutionsmittel einstellen. Empfohlen wird eine Flussrate von $0,01 \text{ ml}/(\text{min} \cdot \text{cm}^2)$. Bei einem Säulendurchmesser von 5 cm entspricht dies $0,19 \text{ ml}/\text{min}$. Gleichgewichtseinstellung wird bei einer Kontaktzeit von mind. 24 h erreicht (Flussrate = $0,19 \text{ ml}/\text{min}$, $d = 5 \text{ cm}$, $l = 32 \text{ cm}$, $n = 0,45$). Zugabe eines Biostatikums im Auffangbehälter wird empfohlen, ggf. auch im Elutionsmittel [19]. Beprobung des Säuleneluats, sobald Trübung auf kleiner 10 FNU zurückgegangen. Dies ist i.d.R. nach Austausch von 2 bis 3 Porenvolumina der Fall (bei der beschriebenen Ausführung: 2 bis 3 Tage). Die Sammlung von 1 l Eluat benötigt dann ca. 4 Tage.

Probenvorbereitung:	beim Einbau ungestörter Proben: keine Probenvorbereitung	beim Einbau gestörter Proben: Homogenisierung
Elutionsmittel:	Trinkwasser, sauerstoffarm	
Versuchsdauer:	Etwa 6 bis 7, mindestens 5 Tage	
pH-Wert:	Unkontrolliert	
Filtration:	Bei Trübung > 10 FNU Aufbereitung mit Ultrazentrifuge, evtl. zusätzlich über $0,45 \mu\text{m}$ Glasfasermikrofilter	
Feststoff-Flüssigkeitsverhältnis:	1 : 2 bei der beschriebenen Versuchsdurchführung	
Mechanische Beanspruchung:	Keine	

Vorteile: Im Vergleich zu anderen Elutions-/Extraktionsverfahren (z.B. S4-Eluat) relativ gute Simulation natürlicher Verhältnisse im Untergrund möglich.

Nachteile und Grenzen

Sehr eingeschränkter Anwendungsbereich: Nicht für leichtflüchtige Schadstoffe und bindige Böden geeignet. Einsatzbereich experimentell bisher nur für PAK-belastete Böden und Materialien abgesichert. Versuchsdauer ist sehr lange (mindestens 5 Tage).

Verfahren zur Sickerwasserbeprobung

In diesem Anhang werden Verfahren zur Gewinnung von Sickerwasser kurz beschrieben sowie deren Vor- und Nachteile tabellarisch aufgeführt:

Saugkerzen werden bei bodenkundlichen Felduntersuchungen seit vielen Jahren zur Gewinnung von Bodenlösungen eingesetzt. Hierbei wird das kapillar gebundene Bodenwasser durch Anlegen eines Unterdrucks abgesaugt. Saugsonden bestehen aus einem porösen Medium, der sogenannten Saugkerze, sowie Verbindungsschläuchen, Probennahmegefäßen und einer Unterdruckapparatur. Die Saugkerzen-Methodik ist im derzeit in Überarbeitung befindlichen DVWK-Merkblatt 217 [33] sowie in der LAWA-Richtlinie „Sickerwasser“ [34] detailliert beschrieben. Beim Einsatz von Saugkerzen sind insbesondere die stoffspezifischen Sorptionseigenschaften des Saugkerzenmaterials zu beachten, um Minderbefunde zu vermeiden.

Messstellen im Bereich der Grundwasseroberfläche sind Einrichtungen zur Gewinnung von nicht gebundenem beweglichem Wasser unmittelbar an der Grundwasseroberfläche. Streng genommen ist dies kein Sickerwasser, sondern Grundwasser. Somit ist selbst bei der Probennahme unmittelbar an der Grundwasseroberfläche in den meisten Fällen von einer gewissen Verdünnung auszugehen. Überschreiten die Konzentrationen in Proben aus solchen Messstellen die Prüfwerte der BBodSchV, kann daher grundsätzlich von einer Bestätigung des Gefahrenverdachts ausgegangen werden, sofern ein ursächlicher Zusammenhang mit der Verdachtsfläche nachgewiesen ist.

Auch entsprechend ausgebaute Schürfe, Horizontal- oder Flächendränagen können für die direkte Gewinnung von Wasserproben an der Grundwasseroberfläche genutzt werden.

Drucksondierungen mit integrierter Probennahmeeinrichtung stellen eine weitere Möglichkeit für die Gewinnung von Proben im Bereich der Grundwasseroberfläche dar. Durch die Kombination mit in situ-Untersuchungen (s. Kap. 7.3) können gleichzeitig zusätzliche Informationen über bodenphysikalische, hydrogeologische und kontaminationsspezifische Parameter erhalten werden, die für die Beprobung an der Grundwasseroberfläche genutzt werden können. Es ist zu beachten, dass die an der Grundwasseroberfläche genommenen Proben im Vergleich zum Sickerwasser eine Verdünnung aufweisen. Eine detaillierte Beschreibung der verfügbaren Sondierungstechnologie findet sich im Bericht 510-B-97-001 der US-EPA [35].

Feldlysimeter sind Vorrichtungen, mit denen durch einen definierten Bilanzraum (Behälterlänge, Auffangfläche) Informationen zur Sickerwasserbeschaffenheit und -rate unter realitätsnahen Bedingungen gewonnen werden. In den meisten Fällen werden hierfür mit Boden gefüllte Behälter verwendet. Die in den Boden eingelassenen Behälter sollten mit ungestörtem Bodengefüge (monolithische Entnahme) aufgebaut sein. Der natürliche Niederschlag durchsickert derartige Bodensäulen, und die am Behälterboden

aufgefangene Bodenlösung entspricht weitgehend realem Sickerwasser. Dabei kann neben den Stoffkonzentrationen auch die Sickerwassermenge sehr genau ermittelt und zusätzlich die ausgetragene Stofffracht errechnet werden. Wegen des hohen Kosten- und Zeitaufwandes kommt der Einsatz von Lysimetern zur Durchführung einer Sickerwasserprognose nach BBodSchV in der Phase der orientierenden Untersuchung i.d.R. nicht in Frage. Eine detaillierte Beschreibung zum Bau und Betrieb von Lysimeteranlagen findet sich in den DVWK-Regeln zur Wasserwirtschaft [36].

Tabelle: Vor- und Nachteile von Sickerwassergewinnungsverfahren

Methoden	Vorteile	Nachteile
Saugkerzen	einfache Einrichtung auf Niederschlags- bzw. Kapillardruckverhältnisse abgestimmte Beprobung möglich Erfahrung aus bodenkundlichen Anwendungen vorhanden	Beeinflussung der Probe durch: - Sorptionseigenschaften des Kerzenmaterials - Alterung infolge langer Probennahmedauer - angelegten Unterdruck geringe Probenmengen lange Probennahmedauer ungeeignet für flüchtige Schadstoffe begrenzte Entnahmetiefe begrenzter Erfahrungsstand bei Anwendungen im Altlastenbereich
Messstellen im Bereich der Grundwasseroberfläche	auf Niederschlagsverhältnisse abgestimmte Beprobung möglich Beprobung nahe am Ort der Beurteilung Eignung für flüchtige Schadstoffe	Beeinflussung durch Verdünnungseffekte durch Grundwasser
Drucksondierungen	einfache und schnelle Ausführung Beprobung nahe am Ort der Beurteilung möglich Erstellung eines vertikalen Profils möglich Kombination mit in situ-Untersuchungen möglich	nur bedingte Eignung für flüchtige Schadstoffe evtl. Beeinflussung durch Verdünnungseffekte durch Grundwasser
Feldlysimeter	sehr realitätsnah Informationen über Sickerwasserbeschaffenheit und -menge definierter Bilanzraum Beobachtung der zeitlichen Entwicklung	sehr aufwändige Einrichtung sehr lange Untersuchungsdauer aufwändige Vor- und Nacharbeiten für effektive Auswertung

Prüfwerte der BBodSchV für den Wirkungspfad Boden-Grundwasser

In der BBodSchV (Anhang 2 Nr. 3.1) sind Prüfwerte für den Wirkungspfad Boden-Grundwasser aufgeführt:

Anorganische Stoffe	Prüfwert [$\mu\text{g/l}$]
Antimon	10
Arsen	10
Blei	25
Cadmium	5
Chrom _{gesamt}	50
Chromat	8
Kobalt	50
Kupfer	50
Molybdän	50
Nickel	50
Quecksilber	1
Selen	10
Zink	500
Zinn	40
Cyanid _{gesamt}	50
Cyanid _{leicht freisetzbar}	10
Fluorid	750
Organische Stoffe	Prüfwert [$\mu\text{g/l}$]
Mineralölkohlenwasserstoffe ¹⁾	200
BTEX ²⁾	20
Benzol	1
LHKW ³⁾	10
Aldrin	0,1
DDT	0,1
Phenole	20
PCB _{gesamt} ⁴⁾	0,05
PAK _{gesamt} ⁵⁾	0,2
Naphthalin	2

¹⁾ n-Alkane (C10 –C39), Isoalkane, Cycloalkane und aromatische Kohlenwasserstoffe.

²⁾ Leichtflüchtige aromatische Kohlenwasserstoffe (Benzol, Toluol, Xylol, Ethylbenzol, Styrol, Cumol).

³⁾ Leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe (Summe der halogenierten C1- und C2-Kohlenwasserstoffe).

⁴⁾ Summe der polychlorierten Biphenyle; in der Regel Bestimmung über die 6 Kongenere nach DIN 38407-3 bzw. nach Ballschmiter gemäß Altöl-VO (DIN 51527) multipliziert mit 5; ggf. bei bekanntem Stoffspektrum einfache Summenbildung aller relevanten Einzelstoffe (DIN 38407-3-2 bzw. -3-3).

⁵⁾ Summe der polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe ohne Naphthalin und Methylnaphthaline; in der Regel Bestimmung über die Summe der 15 Einzelsubstanzen gemäß der Liste der EPA ohne Naphthalin; ggf. unter Berücksichtigung weiterer relevanter PAK (z.B. Chinoline).

Literatur

- [1] Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten (Bundes-Bodenschutzgesetz – BBodSchG) vom 17.03.1998, BGBl. I S. 502
- [2] Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) vom 12.07.1999, BGBl. I S. 1554
- [3] Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (2001): Untersuchung und Bewertung von Altlasten, schädlichen Bodenveränderungen und Grundwasserverunreinigungen – Wirkungspfad Boden-Gewässer, Sig LfW, Nr. 3.8/1, München, www.lfw.bayern.de/produkte oder www.umweltministerium.bayern.de/bereiche/boden/vollzug.htm
- [4] Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie (2001): Handbuch Altlasten Band 3 Teil 3, Untersuchung und Beurteilung des Wirkungspfades Boden-Grundwasser / Sickerwasserprognose, Wiesbaden
- [5] Landesamt für Umweltschutz und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz (2001): ALEX Merkblatt 13, Stand September 2001, Untersuchung und Beurteilung des Wirkungspfades Boden-Grundwasser; Sickerwasserprognose, www.muf.rlp.de, dort unter „Abfall und Boden“, „ALEX-Aktualisierungsstand“, „ALEX-Merkblatt 13“
- [6] Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (2002): Materialien zur Altlastensanierung und zum Bodenschutz, Band 17, Vollzugshilfe zur Gefährdungsabschätzung „Boden-Grundwasser“, Essen, www.lua.nrw.de/altlast/vlswaltl.htm
- [7] Gemeinsame Arbeitsgruppe der LAWA, LABO, LAGA (1998): Gefahrenbeurteilung von Bodenverunreinigungen/Altlasten als Gefahrenquelle für das Grundwasser, 17.06.1998
- [8] Länderarbeitsgemeinschaft Boden (LABO) / Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) (2000): Abgrenzung zwischen Bundes-Bodenschutzgesetz und Wasserrecht, www.hamburg.de/Behoerden/Umweltbehoerde/labo/index.htm, dort unter „Veröffentlichungen“
- [9] Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit / Arbeitsgruppe WA I5 – 73102/3-2 (1999): Bundesbodenschutzgesetz und Wasserrecht
- [10] K.T. von der Trenck, C. Markand, C. Kühl, H. Slama, R. Röder (1999): Ableitung von Geringfügigkeitsschwellen zur Beurteilung von lokal begrenzten Grundwasserverunreinigungen, in: D. Rosenkranz, G. Bachmann, G. Einsele, H.M. Harreß (Hrsg.), Handbuch Bodenschutz BoS 29. Lfg. VII/99; 3605 (Hinweis: Die Geringfügigkeitsschwellen werden zur Zeit von der LAWA überarbeitet)
- [11] Verzeichnis der Staatlichen Geologischen Dienste der Länder: www.bgr.de bzw. www.bgr.de/geol_la/geol_la.htm
- [12] Altlastenausschuss (ALA) der Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Boden (LABO), Arbeitshilfen zur Qualitätssicherung in der Altlastenbearbeitung; www.muf.rlp.de, dort unter „Abfall und Boden“, „ALEX-Aktualisierungsstand“, „ALEX-Merkblatt 14“
- [13] Unterarbeitsgruppe „Sickerwasser“ der Staatlichen Geologischen Dienste (2001): Handlungsempfehlungen zur Sickerwasserprognose für die Bewertung des Wirkungspfades Boden-Grundwasser – Grundzüge, Z. angew. Geol., 47 (2001) 3+4

- [14] G. Bachmann et al. (1997): Fachliche Eckpunkte zur Ableitung von Bodenwerten im Rahmen des Bundes-Bodenschutzgesetzes, Handbuch Bodenschutz BoS, 24. Lfg. IX/97, 3500
- [15] Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie (2001): Handbuch Altlasten, Band 7, Analysenverfahren - Fachgremium Altlastenanalytik, Teil 3 Bestimmung von Mineralölkohlenwasserstoffen mittels Kapillargaschromatographie in Feststoffen aus dem Altlastenbereich, Wiesbaden
- [16] Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie (2000): Handbuch Altlasten, Band 7, Analysenverfahren - Fachgremium Altlastenanalytik, Teil 4 Bestimmung von BTEX/LHKW in Feststoffen aus dem Altlastenbereich, Wiesbaden
- [17] Hessische Landesanstalt für Umwelt (1998): Handbuch Altlasten, Band 7, Analysenverfahren - Fachgremium Altlastenanalytik, Teil 1 Bestimmung von PAK in Feststoffen aus dem Altlastenbereich, Wiesbaden
- [18] Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz (2003): Hintergrundwerte für anorganische und organische Stoffe in Böden, 3. überarbeitete und ergänzte Auflage, www.hamburg.de/Behoerden/Umweltbehoerde/lab0/index.htm
- [19] Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (2002): Durchführung und Auswertung von Versuchen mit 2 Lysimetern zur Beurteilung der mobilen und mobilisierbaren Anteile von PAK in der ungesättigten Bodenzone, www.lua.nrw.de/altlast/Bericht%20Lysimeter%20Waldfeucht.pdf
- [20] DIN 38414-4 (1984): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung, Gruppe S, Bestimmung der Eluierbarkeit mit Wasser (S4)
- [21] DIN 19730 (1997): Bodenbeschaffenheit - Extraktion von Spurenelementen mit Ammoniumnitratlösung
- [22] Landesamt für Wasser und Abfall Nordrhein-Westfalen (1992): Materialien zur Ermittlung und Sanierung von Altlasten, Band 6, Mobilisierung von Schwermetallen in Porenwässern von belasteten Böden und Deponien: Entwicklung eines aussagekräftigen Elutionsverfahrens
- [23] DIN EN 12457-1 (Entwurf Februar 2000): Charakterisierung von Abfällen, Eluierung - Deklarationstest für die Auslaugung von körnigen Abfällen und Schlämmen. Teil 1: Einstufiges Schüttelverfahren mit einem Flüssigkeits-/ Feststoffverhältnis von 2 l/kg und einer Korngröße unter 4 mm (ohne oder mit Korngrößenreduzierung). Deutsche Fassung prEN 12457-1:1999, Normenausschuss Wasserwesen (NAW) im DIN e.V.
- [24] Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (2000): Merkblätter Nr. 20, Empfehlungen für die Durchführung und Auswertung von Säulenversuchen gemäß BBodSchV, www.lua.nrw.de/veroeffentlichungen/merkbl/merkbl20_web.pdf
- [25] DIN V 19736 (1998): Ableitung von Konzentrationen organischer Stoffe im Bodenwasser, Vornorm (Anmerkung: Die Vornorm wird z.Z. überarbeitet)
- [26] U. Bielert, H. Heinrichs, K.W. Becker (1999): Validierung von Boden-Eluatgehalten zur Prognose von Inhaltsstoffen des Boden-Sickerwassers für das untergesetzliche Regelwerk / BBodSchG, Forschungsbericht des BMU 207 06 088/2

- [27] U. Bielert (1999): Hydrogeochemie von Spurenelementen in Sicker-, Grund- und Trinkwässern – von der Sickerwasserpassage bis zur Aufbereitung, Dissertation Universität Göttingen
- [28] Münchner Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flussbiologie (2003): Tagungsband der 56. Fachtagung Stoffbewertung und Gewässerökologie, Sickerwasserprognose – Forschung und Praxis am 08./09.10.2002 in München (im Druck)
- [29] R. Lichtfuss (2000): Verfahren zur Abschätzung von anorganischen Schadstoffkonzentrationen im Sickerwasser nach der Bundesbodenschutzverordnung, Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft, Band 92, S. 43-46
- [30] B. Hölting et al. (1995): Konzept zur Ermittlung der Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung, Geologisches Jahrbuch Reihe C
- [31] P. Magiera (2002): GIS-gestützte Bewertung der Verschmutzungsempfindlichkeit des Grundwassers, Geologisches Jahrbuch, Reihe C, Heft SC 3, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart
- [32] Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft (1995): Handbuch zur Altlastenbehandlung, Teil 3: Gefährdungsabschätzung, Pfad und Schutzgut Grundwasser, mit Programm GEFA (2002) über www.umwelt.sachsen.de/lfug/salfaweb/
- [33] DVWK Merkblatt Nr. 217 (1990): Gewinnung von Bodenwasserproben mit Hilfe der Saugkerzen-Methode, Parey-Verlag (in Überarbeitung)
- [34] LAWA (2003): Sickerwasser, Richtlinie für Beobachtung und Auswertung, Stand 07.01.2003
- [35] US-EPA (1997): Expedited Site Assessment Tools for Underground Storage Tank Sites: A Guide for Regulators, Chapter V: Direct Push Technologies (EPA 510-B-97-001), www.epa.gov/superfund/programs/dfa/dirtech.htm
- [36] DVWK (1980): Regeln zur Wasserwirtschaft: Empfehlungen zum Bau und Betrieb von Lysimetern, H. 14
- [37] VDI (1998): Richtlinie 3865, Blatt 2 - Messen organischer Bodenverunreinigungen, Techniken für die aktive Entnahme von Bodenluftproben
- [38] VDI (1998): Richtlinie 3865, Blatt 3 - Messen organischer Bodenverunreinigungen, Gaschromatographische Bestimmung von niedrigsiedenden organischen Verbindungen in Bodenluft nach Anreicherung an Aktivkohle oder XAD-4 und Desorption mit Lösungsmittel
- [39] VDI (2000): Richtlinie 3865, Blatt 4 - Messen organischer Bodenverunreinigungen, Gaschromatographische Bestimmung von niedrigsiedenden organischen Verbindungen in Bodenluft durch Direktmessung
- [40] B. J. Alloway (1996): Schadstoffe in der Umwelt, Spektrum Akademischer Verlag
- [41] K. Holtzmann (1999): Das Ausbreitungsverhalten von Mineralölkohlenwasserstoffen im Boden nach Auswertung von über 400 Gutachten, altlasten spektrum 6/99
- [42] R.Y. Kim, G. Welp, I. Müller, G.W. Brümmer (2002): Cr(VI) in Böden – Probleme mit der DIN 19734 sowie Cr(VI)-Gehalte und -Stabilität in Böden, altlasten spektrum 2/2002, S. 59-64

- [43] Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (1995): Materialien zur Altlastenbearbeitung Band 16, Handbuch Altlasten und Grundwasserschadensfälle, Hydraulische und pneumatische in-situ-Verfahren, Karlsruhe
- [44] J. Lewandowski et al. (1997): Schadstoffe im Boden, Springer
- [45] G. Rippen (2001): Umweltchemikalien, CD-ROM, Ausgabe 2/2001, ecobase Media Explorer
- [46] H. D. Stupp, Th. Schmidt (2000): Verhalten von DNAPL im Untergrund unter besonderer Berücksichtigung der LCKW, altlasten spektrum 6/2000
- [47] U. S. Salinity Laboratory Staff (1954): U. S. Dept. Agric. Handbook No. 60
- [48] Umweltbehörde Hamburg (1999): Ringversuch "Bodensättigungsextrakt 1999" - Methodentest zur Vornorm DIN V 19735, Bericht der Umweltbehörde Hamburg
- [49] R. Lichtfuss, U. Bochert (1997): Methodische Probleme bei der Gewinnung von Bodeneluat (DEV S4) für die Schwermetallanalytik - Ergebnisse von Ringversuchen, Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 85, I
- [50] F. Scheffer, P. Schachtschabel [Hrsg] (1998): Lehrbuch der Bodenkunde, 14. Aufl., 494 S., Enke, Stuttgart
- [51] Umweltbundesamt (2002): Charakterisierung der Empfindlichkeit von Grundwasserkörpern, Texte 19/02
- [52] DIN 19732 (1997): Bodenbeschaffenheit - Bestimmung des standörtlichen Verlagerungspotentials von nichtsorbiebaren Stoffen
- [53] DIN 19687 (1998): Bodenbeschaffenheit - Berechnung der Sickerwasserrate aus dem Boden