



BODENSCHUTZ

ALEX-MERKBLATT 13

Untersuchung und Beurteilung des
Wirkungspfades

Boden → Grundwasser;

Sickerwasserprognose

ALEX-Merkblatt 13/2001
Mainz, Mai 2011

Hinweis: unveränderte Fassung von 09 / 2001

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

Das hessische Handbuch Altlasten, Band 3, Teil 3 ist Grundlage des Merkblattes ALEX 13. Gemeinsam mit dem Landesamt für Wasserwirtschaft Rheinland-Pfalz wurde das Handbuch an die Randbedingungen in Rheinland-Pfalz angepasst.

Das Merkblatt ALEX 13 dient ausschließlich der Untersuchung und Beurteilung des Wirkungspfades Boden→Grundwasser (Sickerwasserprognose)

Hessisches Handbuch:

Untersuchung und Beurteilung des Wirkungspfades Boden→Grundwasser Sickerwasserprognose

Handbuch Altlasten, Band 3, Teil 3, 1. Auflage

Bearbeitung: Dipl.-Ing. Volker Zeisberger und Dr. Thomas Schmid Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie

Herausgeber:

Hessisches Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft und Forsten Postfach 3109 65021 Wiesbaden
Mainzer Str. 80 65189 Wiesbaden

Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie Postfach 3209 65022 Wiesbaden
Rheingaustraße 186 65203 Wiesbaden



<u>UNTERSUCHUNG UND BEURTEILUNG DES WIRKUNGSPFADES</u>		
<u>BODEN→GRUNDWASSER; SICKERWASSERPROGNOSE</u>		1
<hr/>		
1	<u>EINLEITUNG</u>	4
1.1	SCHÄDLICHE BODENVERÄNDERUNGEN IN DER UNGESÄTTIGTEN ZONE	4
1.2	SCHÄDLICHE BODENVERÄNDERUNGEN IN DER GESÄTTIGTEN ZONE	6
1.3	ZUSAMMENFASSUNG	7
2	<u>GRUNDWASSERUNTERSUCHUNGEN</u>	9
2.1	ORIENTIERENDE UNTERSUCHUNGEN - GRUNDWASSER	9
2.1.1	HINWEISE ZU GRUNDWASSERUNTERSUCHUNGEN BEI ORIENTIERENDEN UNTERSUCHUNGEN	9
2.1.2	BEWERTUNG DER GRUNDWASSERANALYSEN BEI ORIENTIERENDEN UNTERSUCHUNGEN	10
2.2	DETAILUNTERSUCHUNGEN - GRUNDWASSER	13
2.2.1	HINWEISE ZU GRUNDWASSERUNTERSUCHUNGEN BEI DETAILUNTERSUCHUNGEN	13
2.2.2	BEWERTUNG DER GRUNDWASSERANALYSEN BEI DETAILUNTERSUCHUNGEN	14
3	<u>BODENUNTERSUCHUNGEN</u>	16
3.1	VORGEHENSWEISE BEI DER BEURTEILUNG VON BODENUNTERSUCHUNGEN	16
3.2	SCHADSTOFFGEHALTE UND GESAMTMENGE DER SCHADSTOFFE	18
3.3	MOBILITÄT VON SCHADSTOFFEN	19
3.3.1	CHEMISCH-PHYSIKALISCHE STOFFEIGENSCHAFTEN	19
3.3.2	ELUTIONS- UND EXTRAKTIONSVERFAHREN	20
3.4	SCHUTZFUNKTION DER UNGESÄTTIGTEN BODENZONE - RÜCKHALTE- UND ABBAUVERMÖGEN	24
3.5	ORIENTIERENDE UNTERSUCHUNGEN - BODEN	30
3.5.1	HINWEISE ZU BODENUNTERSUCHUNGEN BEI ORIENTIERENDEN UNTERSUCHUNGEN	30
3.5.2	BEWERTUNG VON BODENUNTERSUCHUNGEN BEI ORIENTIERENDEN UNTERSUCHUNGEN	30
3.6	DETAILUNTERSUCHUNGEN - BODEN	36
3.6.1	HINWEISE ZU BODENUNTERSUCHUNGEN BEI DETAILUNTERSUCHUNGEN	36
3.6.2	BEWERTUNG VON BODENUNTERSUCHUNGEN BEI DETAILUNTERSUCHUNGEN	37
3.7	FRACHTABSCHÄTZUNGEN	42
4	<u>IN-SITU-UNTERSUCHUNGEN</u>	45
<u>GLOSSAR</u>		47
<u>ANHÄNGE</u>		53
<hr/>		
ANHANG 1	CHEMISCH-PHYSIKALISCHE EIGENSCHAFTEN UND MOBILITÄT VON SCHADSTOFFEN	54
	LCKW - LEICHTFLÜCHTIGE CHLORIERTER KÖHLENWASSERSTOFFE	54
	BTEX - AROMATISCHE KÖHLENWASSERSTOFFE	55
	MKW - MINERALÖLKÖHLENWASSERSTOFFE	56
	PAK - POLYCYCLISCHE AROMATISCHE KÖHLENWASSERSTOFFE	57
	PCB - POLYCHLORIERTER BIPHENYLE	58
	CYANIDE	59
	UMWELTRELEVANTE SCHWER- UND HALBMETALLE	60
	ERLÄUTERUNGEN ZU ANHANG 1	64

ANHANG 2	ELUTIONS-/EXTRAKTIONSVERFAHREN	65
ANHANG 2.1	VERFAHREN ZUR ELUTION/EXTRAKTION ANORGANISCHER UND ORGANISCHER SCHADSTOFFE	65
	S4-VERFAHREN NACH DIN 38414-4 „BESTIMMUNG DER ELUIERBARKEIT MIT WASSER“	65
	BODENSÄTTIGUNGSEXTRAKT	66
	AMMONIUMNITRAT-EXTRAKT NACH DIN 19730	67
	pH _{STAT} -VERFAHREN	68
	SDS-VERFAHREN „ELUTION MIT NATRIUMLAURYL-SULFAT-LÖSUNG“	69
	SÄULENVERSUCH NACH DIN V 19736 [9] UND MERKBLATT NR. 20 LUA-NRW [36]	70
	ZENTRIFUGATION ZUR GEWINNUNG VON PORENLÖSUNG	71
ANHANG 2.2	HINWEISE ZUR AUSWAHL GEEIGNETER VERFAHREN FÜR DIE ELUTION / EXTRAKTION ANORGANISCHER SCHADSTOFFE AUS BÖDEN (BODENSÄTTIGUNGSEXTRAKT, AMMONIUMNITRAT-EXTRAKT, S4-VERFAHREN)	72
ANHANG 2.3	ANWENDBARKEIT VON SÄULENVERSUCHEN ZUR ELUTION ORGANISCHER SCHADSTOFFE AUS BÖDEN	77
ANHANG 3	BEURTEILUNGSWERTE FÜR DEN BODEN	81
ANHANG 4	ARBEITSLISTE ZUM EINTRAG DER ERGEBNISSE AUS ORIENTIERENDEN UNTERSUCHUNGEN DES BODENS	82
LITERATUR		83

1 Einleitung

Der unsachgemäße Umgang mit wassergefährdenden Stoffen führte in der Vergangenheit häufig zu Bodenverunreinigungen, hinzu kommen Bodenverunreinigungen als Folge von Unfällen. Diese Bodenverunreinigungen können bereits einen Schadstoffeintrag in das Grundwasser verursacht haben, oder es besteht die Gefahr eines zukünftigen Schadstoffeintrags.

Zum Schutz des Grundwassers vor Schadstoffeinträgen sind sowohl das Wasser- als auch das Bodenschutzrecht anwendbar. Dabei erfolgen die Untersuchung und Bewertung von Gefahren, die durch schädliche Bodenveränderungen in der *ungesättigten* Bodenzone ausgehen, nach Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG). Dagegen werden Bodenverunreinigungen, die sich in der *gesättigten* Zone befinden, nach wasserrechtlichen Vorschriften bewertet [30] (Orientierungswerte für die Bewertung enthält das Merkblatt ALEX 02 [50])

Die Vorgaben des BBodSchG für den Wirkungspfad Boden→Grundwasser werden durch die Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) teilweise konkretisiert. Allerdings lässt die BBodSchV in zahlreichen Punkten Interpretationsspielraum zu.

Um die Vorgaben der BBodSchV für den Verwaltungsvollzug praktikabel zu gestalten, gibt das vorliegende Merkblatt konkrete Hinweise zu Untersuchungsmethoden und zu Bewertungsansätzen, mit denen der Wirkungspfad Boden→Grundwasser beurteilt werden kann. Dabei richtet sich das Merkblatt an fachkundige Mitarbeiter aus Behörden und Ingenieurbüros.

Das Merkblatt findet Anwendung bei altlastenverdächtigen Altstandorten und Ablagerungen, bei gewerblich genutzten Flächen sowie bei Unfällen mit wassergefährdenden Stoffen (Verdachtsflächen nach § 2 Abs. 4 BBodSchG).

1.1 Schädliche Bodenveränderungen in der ungesättigten Zone

Der verunreinigte Boden oder die Ablagerung liegt oberhalb des Grundwasserspiegels (→Abb. 1). Bei flüssigen Schadstoffen, die als zusammenhängende Phase im Boden versickern, hat die Schadstoffphase das Grundwasser noch nicht erreicht.

Schadstoffe können durch **Sickerwasser** gelöst und mit diesem aus dem Schadensherd ausgetragen werden. Bei der Passage des Sickerwassers durch unbelastete oder gering belastete Bodenbereiche können Schadstoffe u.U. zurückgehalten oder mikrobiell abgebaut werden.

Durch das freigesetzte, schadstoffbelastete Sickerwasser kann das Grundwasser bereits verunreinigt sein bzw. es besteht die Gefahr eines zukünftigen Schadstoffeintrags in das Grundwasser. Für die Beurteilung des Wirkungspfades Boden→Grundwasser fordert die BBodSchV in beiden Fällen die Durchführung einer Sickerwasserprognose (§ 4 Abs. 3 BBodSchV).

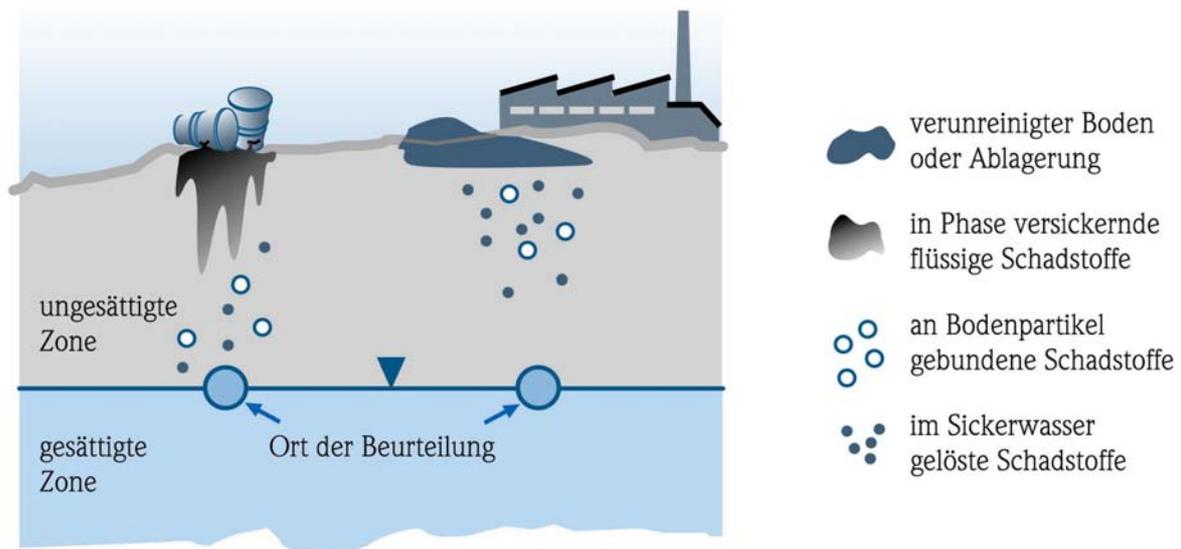


Abbildung 1: Schädliche Bodenveränderungen in der ungesättigten Bodenzone (schematisiert)

Die **Sickerwasserprognose** ist eine **Abschätzung**

- der von einer schädlichen Bodenveränderung **ausgehenden Schadstoffeinträge** oder der 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** (§ 2 Nr. 5 BBodSchV).

Der Übergangsbereich von der wasserungesättigten zur wassergesättigten Zone wird in § 4 Abs. 3 der BBodSchV als **Ort der Beurteilung** bezeichnet. Dieser wird in Rheinland-Pfalz und Hessen mit dem Grundwasserhöchststand gleichgesetzt¹.

In der BBodSchV werden drei Möglichkeiten aufgezählt, wie die Sickerwasserprognose durchgeführt werden kann (Anhang 1 Nr. 3.3 BBodSchV). Die „Prognose“ kann sowohl auf Vorhersagen als auch auf Rückschlüssen bzw. Rückrechnungen basieren. Ziel der Sickerwasserprognose ist in allen drei Fällen die Abschätzung der Schadstoffkonzentration und -fracht am Ort der Beurteilung. An diesem Ort gelten die Prüfwerte der BBodSchV für den Wirkungspfad Boden→Grundwasser (Anhang 2 Nr. 3 BBodSchV).

¹ Der in Grundwassermessstellen bestimmbare Grundwasserspiegel liegt bei ungespanntem Grundwasser etwas tiefer als der Grenzbereich zwischen gesättigter und ungesättigter Zone, denn der geschlossene Kapillarraum zählt zur gesättigten Bodenzone (siehe im Glossar unter den Stichwörtern „gesättigte Zone“ und „Ort der Beurteilung“). Da die Ausdehnung des geschlossenen Kapillarraums i.d.R. unbekannt ist, kann der gemessene Gw-Spiegel bei ungespannten Gw-Verhältnissen als praktikable Grenze zwischen ungesättigter und gesättigter Zone angesehen werden.

1. **Untersuchungen im Grundwasserabstrom** (→Kapitel 2). Zu berücksichtigen sind die Schadstoffkonzentration im Anstrom, die Verdünnung des Sickerwassers im Grundwasser, das Schadstoffverhalten sowie das Schadstoffinventar im Boden. Für die Bewertung der Grundwassergefährdung sind **Rückschlüsse** auf den Schadstoffeintrag in das Grundwasser am **Ort der Beurteilung** erforderlich. Grundwasseruntersuchungen ermöglichen die Abschätzung der Schadstoffkonzentration im Sickerwasser am Ort der Beurteilung zum Zeitpunkt der Probennahme.
2. **In-situ-Untersuchungen** in der ungesättigten Bodenzone (→Kapitel 4). Zu den In-situ-Untersuchungen zählen in erster Linie direkte Messungen im Boden, z.B. mit Sonden. Weiterhin können alle Untersuchungen, für die keine Entnahme von Bodenproben erforderlich sind, als In-situ-Untersuchungen bezeichnet werden (z.B. Beprobung von Sickerwasser, Stauwasser und Bodenluft). Die direkte Beprobung am Ort der Beurteilung ist i.d.R. nicht möglich. Zur Abschätzung der Sickerwasserkonzentration und -fracht am Ort der Beurteilung sind die Abbau- und Rückhalteprozesse in dem Bereich zwischen dem Ort der Probennahme und dem Ort der Beurteilung zu berücksichtigen.
3. **Material-/Bodenuntersuchungen im Labor** (→Kapitel 3). Dazu zählen Bestimmungen der Schadstoffgehalte in Böden², Elutions-/Extraktionsuntersuchungen sowie die Gewinnung von Porenlösung durch Zentrifugation. Als Untersuchungsmethode für die Elution *anorganischer* Schadstoffe wird in der BBodSchV an erster Stelle der Bodensättigungsextrakt genannt. Andere Elutions-/Extraktionsverfahren wie das S4-Verfahren nach DIN 38414-4 und der Ammoniumnitrat-Extrakt nach DIN 19730 sind gemäß BBodSchV zulässig, wenn die Gleichwertigkeit zum Bodensättigungsextrakt sichergestellt ist. Als Untersuchungsmethode für die Elution *organischer* Schadstoffe wird in der BBodSchV der Säulenversuch genannt³.
Mit Material-/Bodenuntersuchungen soll der Schadstoffaustrag mit dem Sickerwasser aus dem kontaminierten Boden abgeschätzt werden. Um den zukünftigen Schadstoffeintrag in das Grundwasser abschätzen zu können, ist ergänzend der Abbau und Rückhalt von Schadstoffen in der ungesättigten Bodenzone zu berücksichtigen.

1.2 Schädliche Bodenveränderungen in der gesättigten Zone

Die schädliche Bodenveränderung liegt entweder vollständig in der gesättigten Zone (d.h. im Grundwasser), oder sie liegt zum Teil in der ungesättigten und zum Teil in der gesättigten Zone (→Abb. 2).

Schädliche Bodenveränderungen, die im Grundwasser liegen, werden hinsichtlich einer Gefahr für das Grundwasser nach wasserrechtlichen Vorschriften bewertet (Anhang 2 Nr. 3.2e BBodSchV) (Beurteilung gemäß Merkblatt ALEX 02 [50]). Die

² Obere Schicht der Erdkruste (§ 2 Abs. 2 BBodSchG). Dazu zählen neben gewachsenen Böden auch anthropogen veränderte Böden, Bodenmaterialien und Auffüllungen.

³ Hinweise zur Praxistauglichkeit und zu den Anwendungsgrenzen der genannten Elutionsverfahren geben Kapitel 3.3.2 sowie die Anhänge 2.1 bis 2.3.

Prüfwerte der BBodSchV für den Pfad Boden→Grundwasser sind bei Grundwasseruntersuchungen nicht anzuwenden [30].

Bei schädlichen Bodenveränderungen, die sich **zum Teil in der gesättigten** und **zum Teil in der ungesättigten Bodenzone** befinden, kann eine Sickerwasserprognose erforderlich sein, wenn zukünftig mit relevanten Schadstoffeinträgen über das Sickerwasser in das Grundwasser zu rechnen ist (Material-/Bodenuntersuchungen oder In-situ-Untersuchungen).

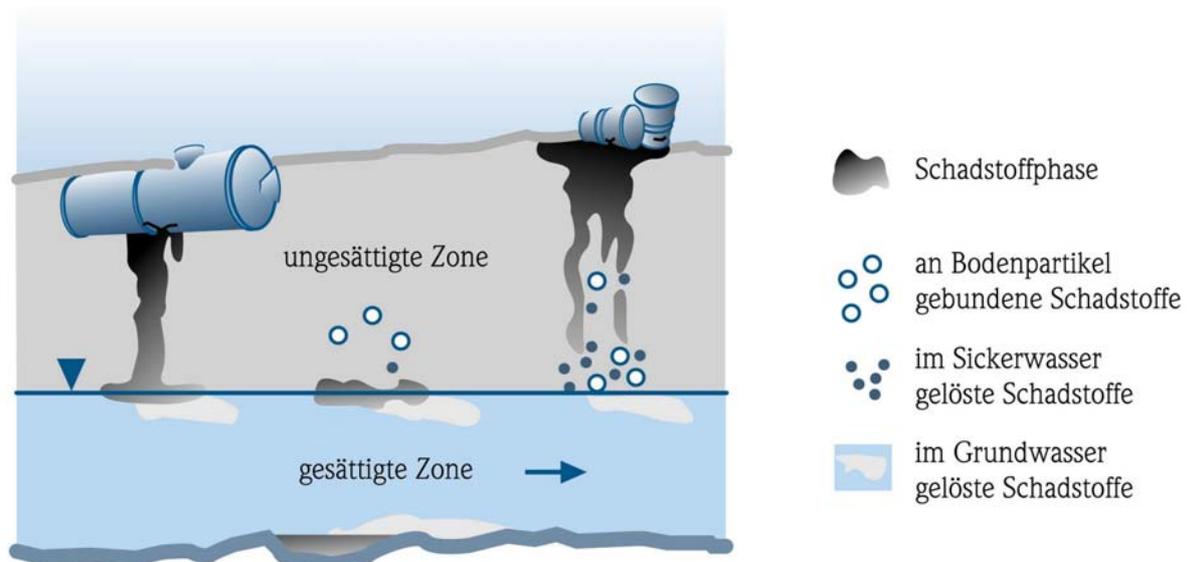


Abbildung 2: Schädliche Bodenveränderungen in der gesättigten Zone (schematisiert)

1.3 Zusammenfassung

Untersuchungen im **Grundwasserabstrom** sind ein geeignetes und bewährtes Verfahren zur Klärung, ob ein Schadstoffeintrag in das Grundwasser bereits stattgefunden hat (→Kapitel 2). Dies gilt unabhängig davon, ob der Schadensherd in der gesättigten oder ungesättigten Zone liegt. Bei Bodenverunreinigungen in der *ungesättigten* Bodenzone sind die Prüfwerte der BBodSchV anzuwenden, bei Bodenverunreinigungen in der *gesättigten* Zone gelten dagegen die Orientierungswerte des Merkblattes ALEX 02 [50].

Material-/Bodenuntersuchungen und **In-situ-Untersuchungen** lassen u.U. die Abschätzung des zukünftigen Stoffeintrags aus der ungesättigten Zone in das Grundwasser zu (→Kapitel 3 und 4).

Um den aktuellen und zukünftigen Schadstoffeintrag in das Grundwasser abschätzen und bewerten zu können, sind nach Möglichkeit sowohl Grundwasseruntersuchungen als auch Material-/Bodenuntersuchungen bzw. In-situ-Untersuchungen durchzuführen.

In den Fällen, in denen der Schadensherd in der ungesättigten Bodenzone liegt und keine Beprobung des Grundwassers möglich ist bzw. der Beprobungsaufwand zu

hoch ist, muss sich die Sickerwasserprognose allein auf Material-/Bodenuntersuchungen und/oder In-situ-Untersuchungen stützen.

Insbesondere bei **orientierenden Untersuchungen** kann die Abschätzung der Sickerwasserkonzentration und -fracht am Ort der Beurteilung nur überschlägig erfolgen. Mit zunehmendem Kenntnisstand über die Schadstoffverteilung und über die hydrogeologischen Verhältnisse im Boden und Untergrund kann die Sickerwasserprognose jedoch an Aussagesicherheit gewinnen.

Der Einsatz numerischer Stofftransportmodelle ist nur bei größeren Vorhaben und bei sehr gutem Kenntnisstand sinnvoll. Einerseits sind für numerische Transportmodelle eine Vielzahl von Eingangsdaten erforderlich, die i.d.R. nicht oder nur teilweise vorliegen. Andererseits ist es bei der Anwendung dieser Transportmodelle notwendig, einen erfahrenen Modellanwender zu beteiligen. Die Genauigkeit und Zuverlässigkeit der Eingangsdaten ist entscheidend dafür, wie gut das erzeugte Modell die wirklichen Verhältnisse abbilden kann.

Der derzeitige Kenntnisstand zum Einsatz von Modellen für den Schadstofftransport in der *ungesättigten* Bodenzone ist in [4] dargestellt.

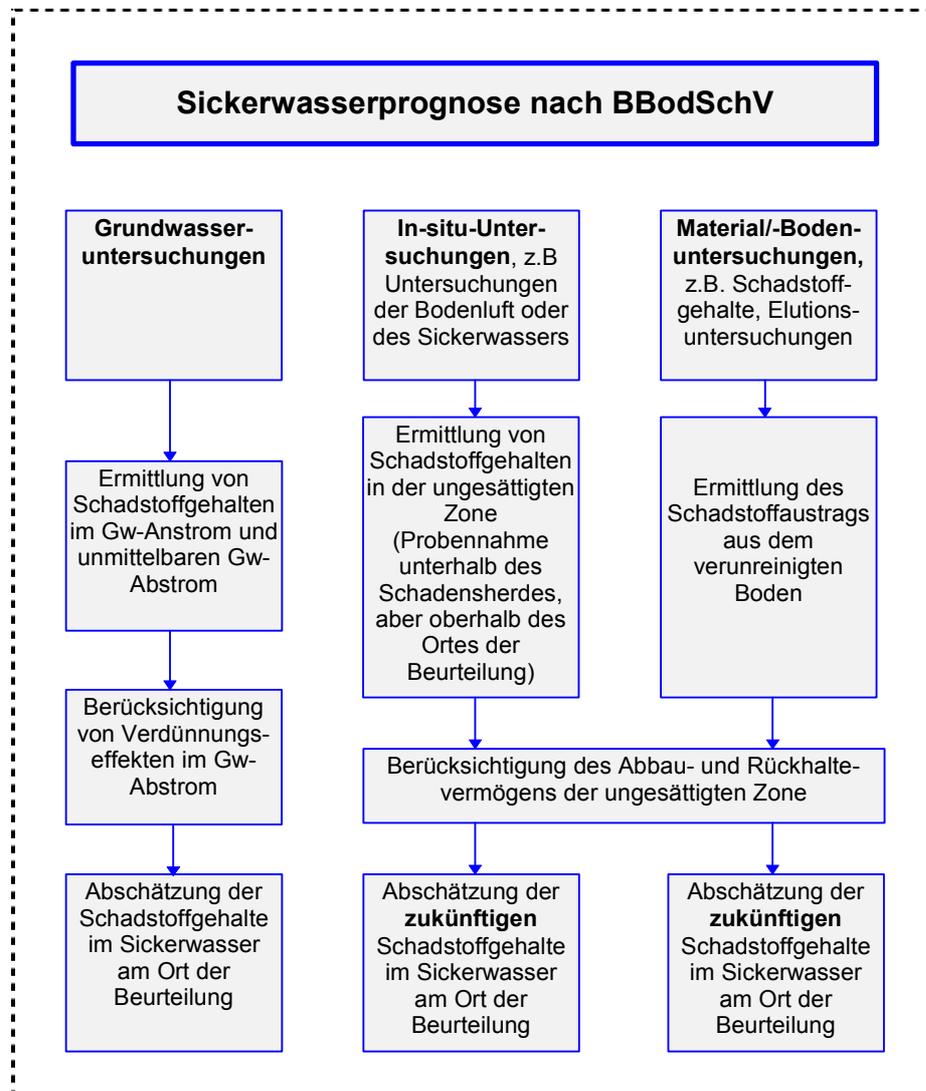


Abbildung 3: Möglichkeiten der Sickerwasserprognose

2 Grundwasseruntersuchungen

Bei Untersuchungen auf Verdachtsflächen, insbesondere auf Altablagerungen, Altstandorten und gewerblich genutzten Flächen, sind Grundwasseruntersuchungen eine bewährte Methode zur Beurteilung des Wirkungspfades Boden→Grundwasser.

Mittels Grundwasseruntersuchungen kann festgestellt werden, ob Schadstoffe bereits in das Grundwasser eingetragen wurden. Bei ausreichender Erkundung des Grundwasseranstroms und -abstroms kann die von der schädlichen Bodenveränderung insgesamt freigesetzte Schadstofffracht sowie die Konzentration des Sickerwassers am Ort der Beurteilung abgeschätzt werden. Für eine Prognose des zukünftig zu erwartenden Schadstoffeintrags in das Grundwasser sind weitere Untersuchungen erforderlich, insbesondere Material-/Bodenuntersuchungen (→Kapitel 3).

Bei der Durchführung der Grundwasseruntersuchungen und bei der Bewertung der Untersuchungsergebnisse unterscheiden sich orientierende Untersuchungen (→Kapitel 2.1) und Detailuntersuchungen (→Kapitel 2.2).

2.1 Orientierende Untersuchungen - Grundwasser

2.1.1 Hinweise zu Grundwasseruntersuchungen bei orientierenden Untersuchungen

Ziel von orientierenden Untersuchungen nach § 9 Abs. 1 BBodSchG ist die Feststellung, ob für die untersuchte Fläche der hinreichende Verdacht einer schädlichen Bodenveränderung oder Altlast im Sinne des § 9 Abs. 2 BBodSchG vorliegt.

Bei der Planung von orientierenden Untersuchungen ist zu klären, ob und wie Grundwasser untersucht werden soll.

Bei **Altablagerungen** sind die vom Deponat ausgehenden Emissionen zu untersuchen. Grundwasseruntersuchungen sind i.d.R. die wichtigste Untersuchungsmethode. Daher sollte das Grundwasser untersucht werden, sofern der Bau von Grundwasser-Messstellen nicht unverhältnismäßig aufwändig ist.

Bei **Altstandorten** und **gewerblich genutzten Flächen** sind Grundwasseruntersuchungen sinnvoll, wenn Grundwasser-Messstellen bereits vorhanden sind. Wenn der Verdacht auf Grundwasserverunreinigungen vorliegt und keine Messstellen vorhanden sind, sollten neue Messstellen gebaut werden.

Lage, Art und Anzahl der Grundwasser-Messstellen hängen vom Einzelfall ab. Mindestens eine Messstelle soll so positioniert werden, dass eine repräsentative Erfassung des Abstroms möglich ist. Sofern die Grundwasserfließrichtung bekannt ist, kann u.U. eine Messstelle im unmittelbaren Abstrom oder direkt im Kontaminationsherd ausreichend sein. Untersuchungen im Anstrombereich sind sinnvoll, wenn dort eine Emissionsquelle bekannt ist oder vermutet wird.

Der Messstellenausbau und die Probennahme sind so durchzuführen, dass belastetes Grundwasser nach Möglichkeit nicht mit unbelastetem Grundwasser vermischt wird. Damit sollen Verdünnungseffekte vermieden werden. U.a. ist die Dichte der Schadstoffe im Vergleich zu Wasser zu berücksichtigen (BTEX und MKW bleiben im Bereich der Grundwasseroberfläche, während LCKW in Phase bis zur Sohle des Grundwasserkörpers absinken können). Hinweise für die Durchführung des Messstellenausbaus gibt das "Merkblatt zur Grundwasserbeschaffenheit" des Landesamtes für Wasserwirtschaft vom Mai 1991 [51] und das Merkblatt ALEX 03 [17].

2.1.2 Bewertung der Grundwasseranalysen bei orientierenden Untersuchungen

Bei der Bewertung der Grundwasseranalysen im Hinblick auf den Pfad Boden→Grundwasser ist zunächst die Unterscheidung zu treffen, ob die schädliche Bodenveränderung in der **ungesättigten Zone** oder im **Grundwasser** liegt. Für die Bewertung ist im ersten Fall die BBodSchV heranzuziehen, im letzteren Fall gelten die materiellen Anforderungen des Wasserrechtes (Beurteilung gemäß Merkblatt ALEX 02 [50]).

2.1.2.1 Schädliche Bodenveränderungen in der ungesättigten Zone

Bei Bodenverunreinigungen, die **vollständig in der ungesättigten Bodenzone** liegen, können im Rahmen der Sickerwasserprognose auch Grundwasseruntersuchungen sinnvoll sein (→Abb. 1). Ziel von Grundwasseruntersuchungen ist dann die Abschätzung der Sickerwasserkonzentration und -fracht am Ort der Beurteilung.

Bei orientierenden Untersuchungen und häufig auch bei Detailuntersuchungen sind Lage und Ausdehnung einer möglichen Schadstofffahne nicht bekannt. Aufgrund der unsicheren Datenlage ist die *Berechnung* der am Ort der Beurteilung vorliegenden Sickerwasserkonzentration und -fracht auf der Basis von Schadstoffanalysen im Grundwasserabstrom nicht sinnvoll. Weder analytische noch numerische Stofftransportmodelle⁴ sind für diese Aufgabenstellung geeignet. Auch Abschätzungen sind mit sehr großen Unsicherheiten behaftet.

Im Rahmen von orientierenden Untersuchungen ist daher nur ein vereinfachtes Bewertungsschema anwendbar, um Grundwasser-Analysen im Hinblick auf die Sickerwasserkonzentration und -fracht am Ort der Beurteilung bewerten zu können.

Drei Fälle werden unterschieden:

- a) Die Messwerte im unmittelbaren Abstrom *überschreiten* die Prüfwerte der BBodSchV für den Wirkungspfad Boden→Grundwasser. Dann kann davon ausgegangen werden, dass auch am Ort der Beurteilung die Prüfwerte überschritten sind.

Bei orientierenden Untersuchungen nach § 9 Abs. 1 BBodSchG ist dann der

⁴ siehe Glossar unter dem Stichwort „Stofftransportmodelle“

Nachweis erbracht, dass für die untersuchte Verdachtsfläche der hinreichende Verdacht einer schädlichen Bodenveränderung vorliegt.

- b) Die Messwerte im unmittelbaren Abstrom *unterschreiten* die Prüfwerte der BBodSchV, sie liegen aber deutlich über der Bestimmungsgrenze bzw. sie sind im Vergleich zum Anstrom oder zur Hintergrundbelastung signifikant erhöht.

In diesen Fällen ist zu überprüfen, ob die Messergebnisse aussagekräftig sind. U.a. sollte geprüft werden, ob die Positionen der Messstellen und die gewählte Art der Probenahme für eine repräsentative Erfassung des Abstroms geeignet sind. Verdünnungseffekte durch Vermischen von unbelastetem mit belastetem Grundwasser sowie mögliche Schadstoffquellen im Anstrom sind zu berücksichtigen.

Sind die Messergebnisse aussagekräftig, kann i.d.R. davon ausgegangen werden, dass auch am Ort der Beurteilung keine Prüfwertüberschreitung vorliegt. Zu prüfen ist jedoch, ob zukünftig mit einem relevanten Schadstoffeintrag mit dem Sickerwasser in das Grundwasser gerechnet werden muss (→Kapitel 3 und 4).

In Zweifelsfällen sind weitere Sachverhaltsermittlungen erforderlich, z.B. Pumpversuche, Bau neuer Messstellen, Überwachung, Eluatuntersuchungen und Bodenluftuntersuchungen.

- c) Die Messwerte im unmittelbaren Abstrom *unterschreiten* deutlich die Prüfwerte der BBodSchV, oder sie sind im Vergleich zum Anstrom nicht signifikant erhöht. Dann kann davon ausgegangen werden, dass auch am Ort der Beurteilung keine Prüfwertüberschreitung vorliegt⁵. Es ist u.U. zu klären, ob zukünftig mit einem relevanten Schadstoffeintrag in das Grundwasser gerechnet werden muss (→Kapitel 3 und 4).

Liegen Untersuchungen des Grundwasseranstroms vor, sind die Analysenergebnisse des An- und Abstroms zu vergleichen. Nur wenn signifikante Unterschiede auftreten, kann die untersuchte Fläche als Schadstoffquelle angenommen werden.

⁵ Beim Nachweis von Schadstoffen in Messstellen, die nicht einer bestimmten Verdachtsfläche zugeordnet werden können, z.B. bei Vorfeld-Messstellen eines Wasserwerkes, können bereits geringfügige Schadstoffkonzentrationen Anlass für weitere Maßnahmen sein.

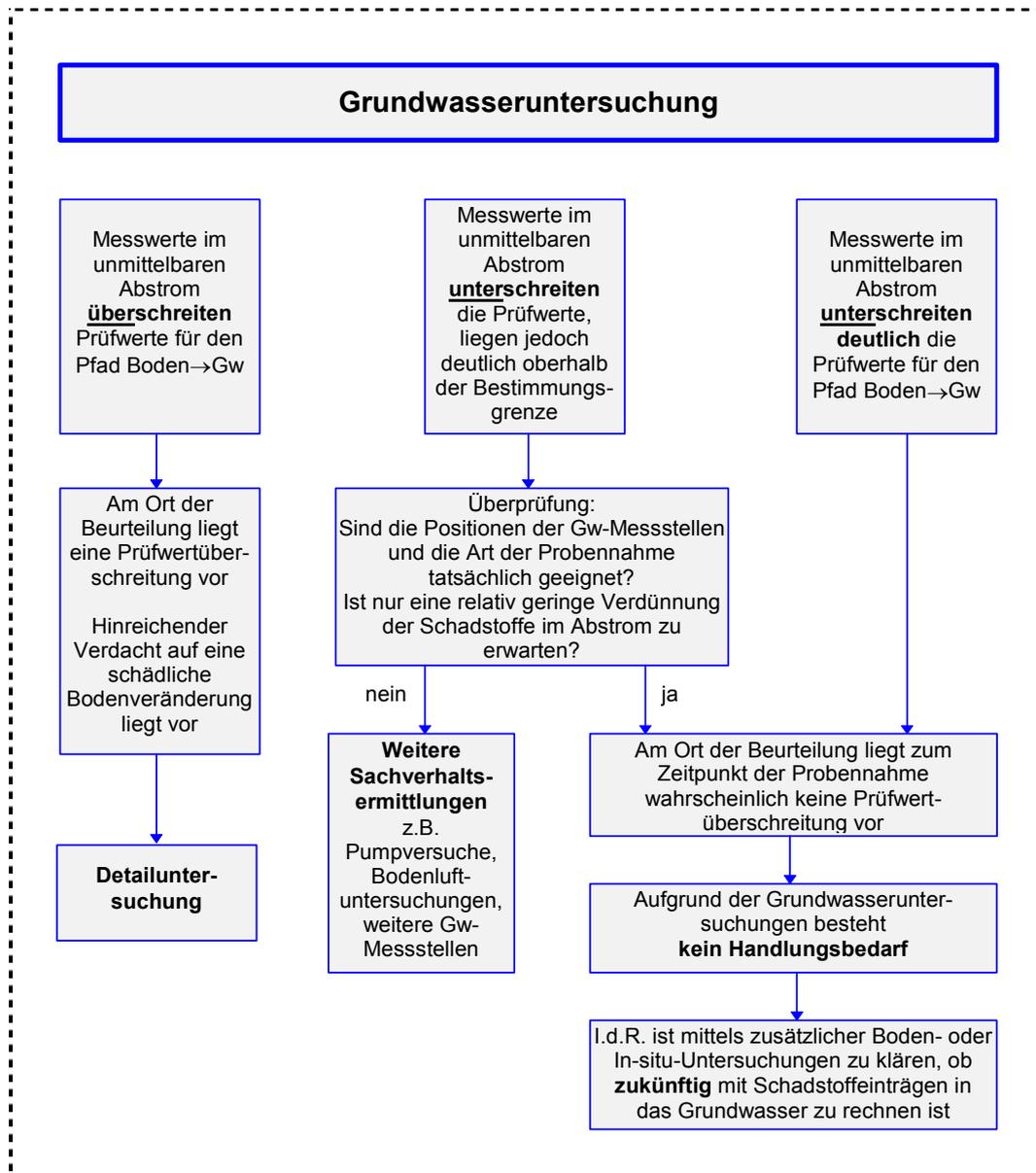


Abbildung 4: Orientierende Untersuchungen -
Bewertung von Grundwasseranalysen bei der Sickerwasserprognose

2.1.2.2 Schädliche Bodenveränderungen in der gesättigten Zone

Liegt eine schädliche Bodenveränderung teilweise oder sogar vollständig in der gesättigten Zone, ist durch Grundwasseruntersuchungen zu ermitteln, ob bzw. in welcher Höhe bereits ein Grundwasserschaden eingetreten ist (→Abb. 2). Bei der Bewertung der **Schadstoffkonzentrationen im Grundwasser** gelten die materiellen Anforderungen des Wasserrechtes (Beurteilung gemäß Merkblatt ALEX 02 [50]).

Bei schädlichen Bodenveränderungen, die sowohl in der ungesättigten als auch in der gesättigten Bodenzone liegen, ist auch der zukünftige Schadstoffeintrag über das Sickerwasser in das Grundwasser zu bewerten. Sofern mit relevanten Schadstoffeinträgen über das Sickerwasser gerechnet werden muss, ist eine

Sickerwasserprognose auf Basis von Material-/Bodenproben oder In-situ-Untersuchungen durchzuführen.

2.2 Detailuntersuchungen - Grundwasser

2.2.1 Hinweise zu Grundwasseruntersuchungen bei Detailuntersuchungen

Die Detailuntersuchung soll eine abschließende Gefährdungsabschätzung ermöglichen (§ 2 Abs. 4 BBodSchV) sowie die Entscheidungsgrundlage bilden, ob für den verunreinigten Boden und/oder das Grundwasser ein Sanierungsbedarf besteht.

Im Hinblick auf Grundwasseruntersuchungen sollen Detailuntersuchungen u.a. folgende Kenntnisse liefern [17, 18]:

- Anzahl und Flurabstand der Grundwasserstockwerke bzw. Druckspiegel bei gespanntem Grundwasser
- Mächtigkeiten, Aufbau, Durchlässigkeiten bzw. Transmissivitäten der Grundwasserleiter und der hydraulischen Trennschichten
- Abstandsgeschwindigkeiten
- Grundwasserfließrichtungen
- Schadstoffkonzentrationen im Grundwasser
- Schadstoffphasen im Grundwasserkörper
- horizontale und vertikale Ausdehnung einer Schadstofffahne.

Grundwasseruntersuchungen sind i.d.R. erforderlich, wenn die orientierende Untersuchung **Hinweise** auf eine **Grundwassergefährdung** ergeben hat.

Vertiefende Grundwasseruntersuchungen werden durchgeführt, wenn

- bereits bei der orientierenden Untersuchung eine Belastung des Abstroms im Vergleich zum Anstrom festgestellt wurde, und nun die Lage und Ausdehnung der Schadstofffahne ermittelt werden soll (Bau weiterer Messstellen)
- die Grundwasserfließrichtung nicht genau bekannt ist (Bau weiterer Messstellen)
- weitere Grundwasserstockwerke untersucht werden sollen, da deren Kontamination nicht ausgeschlossen werden kann (Bau weiterer Messstellen)
- tiefendifferenzierte Probennahmen erfolgen sollen (evtl. Bau weiterer Messstellen)
- der Anstrom bisher nicht untersucht wurde (Bau weiterer Messstellen)
- der Umfang der Untersuchungsparameter erweitert werden soll.

Die Anzahl der Grundwasser-Messstellen ist vom Einzelfall abhängig. Mindestens eine Messstelle soll so positioniert sein, dass eine repräsentative Erfassung des Abstroms möglich ist.

Bei *tiefenintegrierten* Wasserproben wird eine Mischprobe aus dem gesamten verfilterten Bereich der Messstelle gewonnen. Aussagen über die vertikale Verteilung von Schadstoffen im Grundwasserkörper sind dann allerdings nicht möglich. Konzentrationsgradienten, wie sie besonders bei Schadstoffen auftreten,

deren Dichte sich von Wasser deutlich unterscheidet, sind ebenfalls nicht erkennbar. Höherbelastetes Grundwasser wird bei der Probennahme häufig mit unbelastetem Grundwasser vermischt.

Daher ist im Einzelfall zu entscheiden, ob eine *tiefendifferenzierte* Probennahme vorzuziehen ist. Tiefendifferenzierte Probennahmen sind insbesondere bei Mineralöl- und LCKW-Schäden sowie bei mächtigen Grundwasserkörpern erforderlich.

2.2.2 Bewertung der Grundwasseranalysen bei Detailuntersuchungen

Liegen die schädlichen Bodenveränderungen in der *ungesättigten* Zone, sind bei Detailuntersuchungen die nachfolgenden drei Schritte A) bis C) zu durchlaufen. Bei schädlichen Bodenveränderungen, die in der *gesättigten* Zone liegen, sind nur die Schritte B) und C) relevant:

- A) Beurteilung, ob die schädliche Bodenveränderung bereits eine *erhöhte Schadstoffkonzentration* am Ort der Beurteilung bewirkt hat (Sickerwasserprognose auf Basis von Grundwasseruntersuchungen unter Berücksichtigung der Schadstoffkonzentrationen im Anstrom bzw. der Hintergrundwerte).
Die Abschätzung und Bewertung der Sickerwasserkonzentration am Ort der Beurteilung wird analog der in Kapitel 2.1.2 beschriebenen Fallunterscheidungen (a. bis c.) durchgeführt. Die Bewertung erfolgt anhand der Prüfwerte der BBodSchV für den Wirkungspfad Boden→Grundwasser. Bei gut erkundeten Schadstofffahnen sollen vorliegende Kenntnisse, z.B. über die Schadstoffverdünnung im Abstrom, zusätzlich in die Bewertung einfließen.
- B) Beurteilung, ob ein Grundwasserschaden vorliegt. Generell ist die schädliche Veränderung der Grundwasserbeschaffenheit gegenüber dem Grundwasser oberstrom zu beurteilen. Es gelten die materiellen Anforderungen des Wasserrechtes (Beurteilung gemäß Merkblatt ALEX 02 [50]).
Liegt ein Schaden vor, ist (prinzipiell) sowohl der Schadensherd, d.h. die schädliche Bodenveränderung, als auch das Grundwasser zu sanieren.
- C) Prüfung, ob eine Boden- und/oder Grundwassersanierung erforderlich und verhältnismäßig ist⁶. In die Prüfung fließen u.a. die folgenden Aspekte ein:
- Abschätzung der Schadstofffracht im Grundwasserabstrom
 - Wassergefährlichkeit der Schadstoffe und von Metaboliten
 - anthropogene und geogene Vorbelastung des Grundwasserkörpers
 - hydrogeologische Verhältnisse (z.B. Abstandsgeschwindigkeit)
 - Abschätzung der Rückhalte- und Abbauprozesse im Grundwasserkörper
 - Lage in Wasserschutzgebieten oder Heilquellenschutzgebieten.

Wird die Schadstofffahne vollständig erfasst, kann in günstigen Fällen die **Fracht** der mit dem Grundwasser abfließenden Schadstoffe abgeschätzt werden. Die Fracht im Grundwasserabstrom und die Fracht am Ort der Beurteilung kann gleichgesetzt

⁶ siehe Glossar unter dem Stichwort „Verhältnismäßigkeit“

werden, wenn Rückhalte- und Abbauprozesse im Grundwasserkörper als vernachlässigbar eingeschätzt werden.

Die Abschätzung der Schadstofffracht ist von großer Bedeutung für die Entscheidung, ob eine Sanierungsbedürftigkeit des Bodens und/oder des Grundwassers vorliegt. Für die Bewertung von Schadstofffrachten werden jedoch in der BBodSchV keine konkreten Angaben gemacht. Daher sind hier Einzelfallentscheidungen unter Beachtung der o.g. Punkte erforderlich. Die Begründung für die jeweilige Entscheidung ist ausreichend zu dokumentieren.

3 Bodenuntersuchungen

3.1 Vorgehensweise bei der Beurteilung von Bodenuntersuchungen

Die Beurteilung einer Grundwassergefährdung kann auch auf Material-/Bodenuntersuchungen basieren. Dabei werden Bodenproben oder Proben von Bodenmaterialien bzw. Auffüllungen im Labor untersucht.

Im Rahmen der **Sickerwasserprognose** können Bodenuntersuchungen zur Beurteilung *zukünftiger* Schadstoffeinträge in das Grundwasser herangezogen werden. Eine Sickerwasserprognose auf Basis von Bodenuntersuchungen ist insbesondere dann sinnvoll, wenn das Grundwasser nicht beprobt wurde, oder wenn die im Boden befindlichen wassergefährdenden Stoffe das Grundwasser noch nicht erreicht haben.

Mit der **Sickerwasserprognose**, insbesondere auf **Basis von Bodenuntersuchungen**, ist in der BBodSchV ein völlig **neuer Weg zur Beurteilung einer Grundwassergefährdung** beschrieben worden. Dabei kommen auch neue, in der Bearbeitung von Altlasten und Schadensfällen bisher unübliche Untersuchungsmethoden zum Einsatz. Zudem ist die Beurteilung von Bodenuntersuchungen i.d.R. aufwändiger und mit wesentlich größeren Unsicherheiten behaftet als die Beurteilung von Grundwasseruntersuchungen.

Die erforderlichen Methoden zu **Bodenuntersuchungen** werden in den **Kapiteln 3.2 bis 3.4** beschrieben.

Hinweise zur **Beurteilung** dieser Untersuchungsergebnisse werden in den **Kapiteln 3.5 und 3.6** gegeben.

Bei Bodenuntersuchungen gliedert sich die Sickerwasserprognose in zwei Verfahrensschritte:

I. Zuerst ist der **Schadstoffaustrag** aus den kontaminierten Bodenbereichen abzuschätzen. Dazu sind Informationen über die Gesamtmenge der Schadstoffe und deren Mobilisierbarkeit erforderlich:

- Die **Gesamtmenge der Schadstoffe** im kontaminierten Bodenbereich kann durch Bestimmung der Schadstoffgehalte in einzelnen Bodenproben abgeschätzt werden, sofern das Volumen der verunreinigten Bodenbereiche und die Schadstoffverteilung bekannt ist (→Kapitel 3.2).
- Die **Mobilität** der Schadstoffe in Böden kann entweder aufgrund der chemisch-physikalischen Eigenschaften der Schadstoffe (→Kapitel 3.3.1) oder mittels Elutions-/Extraktionsuntersuchungen beurteilt werden (→Kapitel 3.3.2).

II. Dann ist die **Schutzfunktion der ungesättigten Bodenzone** einzuschätzen (→Kapitel 3.4). Die Schutzfunktion hängt u.a. von der Mächtigkeit der unbelasteten Grundwasserüberdeckung, der Sickerwasserrate bzw. Versiegelung, der Bodenart, dem Ton-, Humusgehalt und pH-Wert des Bodens sowie der mikrobiellen Abbaubarkeit der Schadstoffe ab.

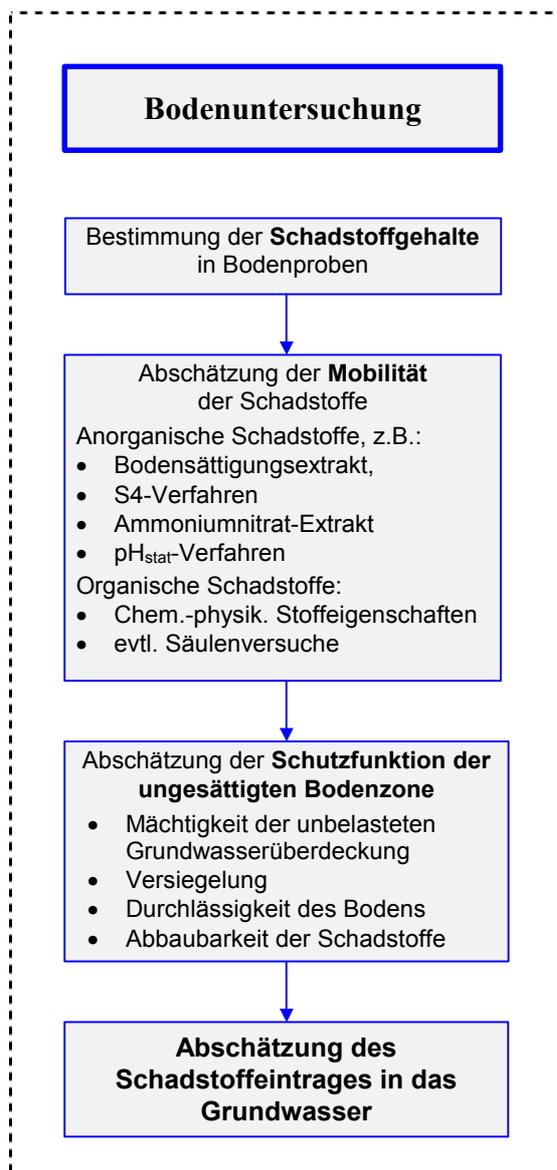


Abbildung 5: Sickerwasserprognose auf Basis von Bodenuntersuchungen bei orientierenden Untersuchungen

3.2 Schadstoffgehalte und Gesamtmenge der Schadstoffe

Schadstoffgehalt:

Der Schadstoffgehalt ist die Menge eines Schadstoffes in einer Bodenprobe, bezogen auf die Trockensubstanz (TS). Der Schadstoffgehalt wird üblicherweise in der Einheit [mg/kg TS] angegeben.

Für die Bestimmung des Gehaltes an *anorganischen* Schadstoffen (Metallen) wird die Bodenprobe i.d.R. mit dem Königswasserextrakt nach DIN ISO 11466 aufgeschlossen. Nähere Angaben sind in Anhang 1 Nrn. 3.1.2 und 3.1.3 der BBodSchV aufgeführt.

Der Gehalt an *organischen* Schadstoffen wird nach Extraktion der Bodenproben mit geeigneten Lösemitteln 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 hat das Fachgremium Altlastenanalytik spezielle Analysenverfahren entwickelt. Diese sind in der Handbuchreihe Altlasten des HLUG veröffentlicht [19,20,22,23] und in das Merkblatt ALEX 04 [52] übernommen worden.

Soll eine Bodenprobe einer Elutionsuntersuchung unterzogen werden, ist parallel dazu der Schadstoffgehalt der Probe zu bestimmen, da Eluatwerte und Schadstoffgehalte gemeinsam zu interpretieren sind (→Kapitel 3.3.2). Sind Elutionsuntersuchungen nicht sinnvoll, z.B. bei leichtflüchtigen oder gut wasserlöslichen Schadstoffen, muss die Sickerwasserprognose hauptsächlich auf den Schadstoffgehalten in den Bodenproben bzw. auf der Gesamtmenge an Schadstoffen auf der Verdachtsfläche basieren.

Bei aktuellen **Unfällen** mit wassergefährdenden Stoffen kann häufig auch ohne Analysen davon ausgegangen werden, dass im Boden sehr hohe Schadstoffgehalte vorliegen.

Gesamtmenge der Schadstoffe:

Unter der Gesamtmenge versteht man die auf einer Verdachtsfläche insgesamt vorhandene Schadstoffmenge. Sie kann abgeschätzt werden, wenn das Volumen der kontaminierten Bodenbereiche und die Schadstoffverteilung innerhalb der Bodenbereiche bekannt ist. Dazu sind Messungen der Schadstoffgehalte in einer ausreichenden Zahl von Bodenproben erforderlich.

Bei **orientierenden Untersuchungen** ist die Gesamtmenge der auf der untersuchten Verdachtsfläche vorhandenen Schadstoffe häufig nicht bekannt und i. d. R. nicht abschätzbar, da der Untersuchungsumfang relativ gering ist. In die Abschätzung der Grundwassergefährdung fließen die gemessenen Schadstoffgehalte ein, indem die Schadstoffgehalte mit den in **Anhang 3** aufgeführten Beurteilungswerten verglichen werden. Die Vorgehensweise ist in Kapitel 3.5.2 und Tabelle 2 beschrieben:

- Überschreiten die in Bodenproben gemessenen Schadstoffgehalte die Beurteilungswerte mehrfach, wird der Schadstoffgehalt im Boden als **sehr hoch** eingestuft.
- Liegen die Messwerte etwa in Höhe der Beurteilungswerte, wird der Schadstoffgehalt im Boden als **hoch** eingestuft.

➤ Unterschreiten die Messwerte deutlich die Beurteilungswerte, wird der Schadstoffgehalt im Boden als **gering** eingestuft.

Bei **Detailuntersuchungen** wird die Bewertung der Gesamtmenge der Schadstoffe auf der Verdachtsfläche in Kapitel 3.6.2 und Tabelle 3 beschrieben.

Die Gesamtmenge der Schadstoffe ist auch bei der Abschätzung von **Schadstofffrachten** und der voraussichtlichen Dauer des Schadstoffeintrags von Bedeutung (→Kapitel 3.7).

3.3 Mobilität von Schadstoffen

3.3.1 Chemisch-physikalische Stoffeigenschaften

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

- Wasserlöslichkeit
- Siedepunkt
- Dichte
- Viskosität
- Oktanol-Wasser-Verhältnis K_{OW}
- Adsorbierbarkeit an organischen Kohlenstoffverbindungen K_{OC} .

Im **Anhang 1** werden für einige *organische* Stoffgruppen die wichtigsten chemisch-physikalischen Stoffdaten aufgeführt und allgemeine Aussagen über das Verhalten dieser Stoffe im Boden und Untergrund getroffen. Bei leichtflüchtigen Schadstoffen wie z.B. LCKW erfolgt die Einstufung der Mobilität allein aufgrund der chemisch-physikalischen Stoffeigenschaften, da Elutionsuntersuchungen für diese Stoffe nicht geeignet sind.

Bei *anorganischen* Stoffen, insbesondere bei Schwermetallen, ist die Bindungsform entscheidend für ihr Verhalten im Untergrund (z.B. ist Bleichlorid gut wasserlöslich, silikatisch gebundenes Blei ist dagegen schwerlöslich). Weiterhin haben pH-Wert, Redoxpotential und Komplexbildner einen großen Einfluss auf die Mobilität anorganischer Verbindungen. Daher sind Elutions-/Extraktionsversuche zur Beurteilung der Mobilität anorganischer Schadstoffe grundsätzlich sinnvoll (→Kapitel 3.3.2). In Anhang 1 sind allgemeine Hinweise zur Mobilität von Schwermetallen und Cyaniden aufgeführt.

Die Bewertung der chemisch-physikalischen Stoffeigenschaften im Rahmen der Sickerwasserprognose wird für orientierende Untersuchungen in Kapitel 3.5.2 und für Detailuntersuchungen in Kapitel 3.6.2 beschrieben.

3.3.2 Elutions- und Extraktionsverfahren

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

Für die Untersuchungen bei Bodenverunreinigungen mit *anorganischen* Schadstoffen stehen folgende Verfahren zur Verfügung:

- der Bodensättigungsextrakt (Anhang 1 Nr. 3.1.2 BBodSchV)
- das S4-Verfahren nach DIN 38414-4 [10]
- der Ammoniumnitrat-Extrakt nach DIN 19730 [7]
- das pH_{stat}-Verfahren [35].

Für die Untersuchung *organischer* Bodenverunreinigungen verweist die BBodSchV pauschal auf Säulenversuche [9,36]. Ein weiteres mögliches Verfahren ist das SDS-Verfahren (Elution mit dem Tensid Natriumlaurylsulfat) [49].

In **Anhang 2.1** werden die oben genannten Elutions- und Extraktionsverfahren sowie deren Vor- und Nachteile kurz beschrieben. Weitere Hinweise zu den in der BBodSchV genannten Elutions-/Extraktionsverfahren werden in den **Anhängen 2.2** und **2.3** genannt. Sollen bei der Untersuchung von Verdachtsflächen Elutions-/Extraktionsversuche durchgeführt werden, ist im Einzelfall zu entscheiden, welches Verfahren für die jeweilige Fragestellung geeignet ist. Abbildung 6 gibt Hinweise zur Auswahl von Elutions-/Extraktionsverfahren.

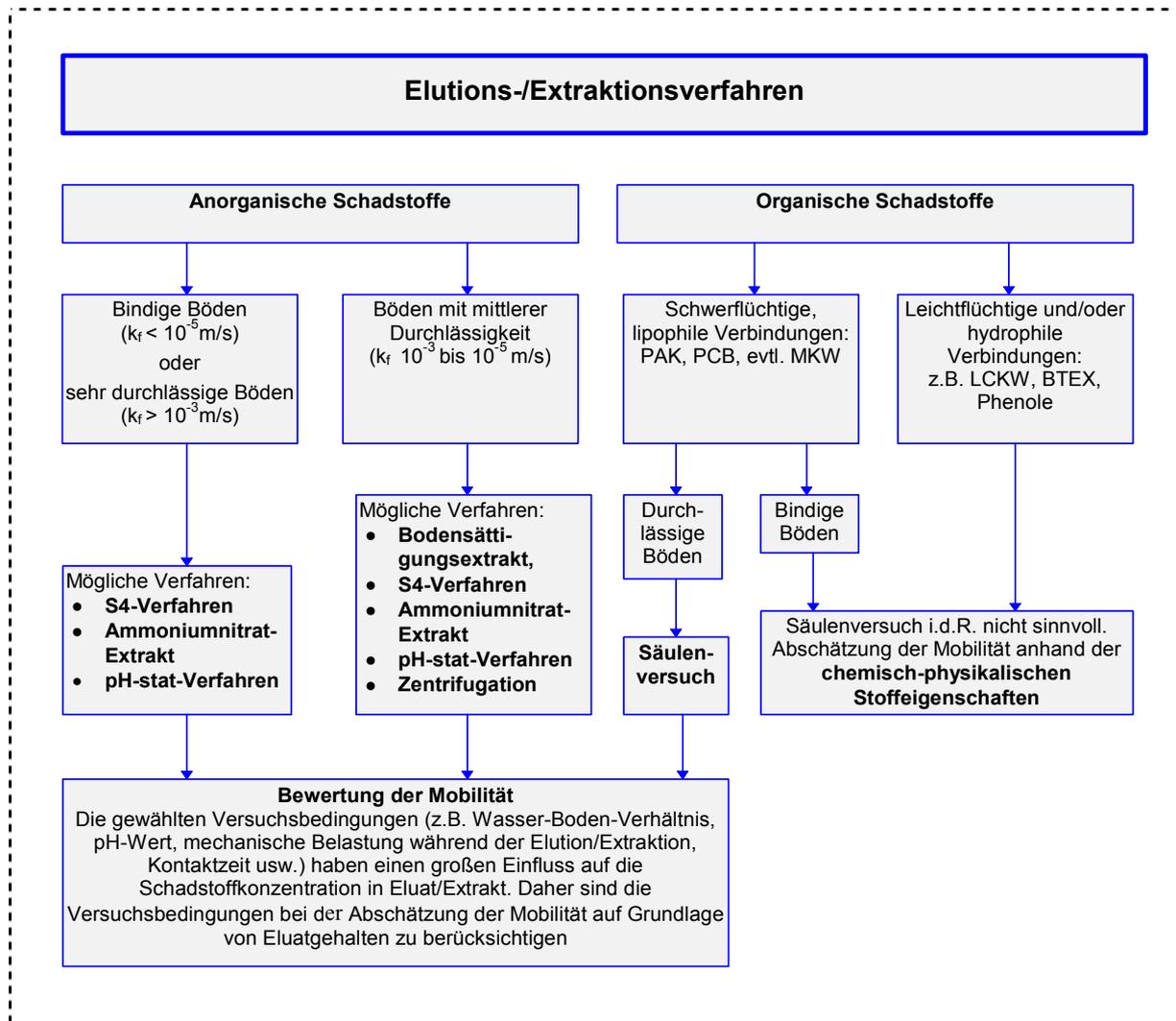


Abbildung 6: Auswahl eines geeigneten Elutions-/Extraktionsverfahrens

Die Beurteilung der Mobilität kann nicht allein auf den Schadstoffkonzentrationen in Eluaten basieren, da die **Eluatkonzentrationen** wesentlich **von den Versuchsbedingungen** des gewählten Elutionsverfahrens **abhängig** sind (Mengenverhältnis Boden zu Elutionsmittel, Korngröße, pH-Wert, Verweilzeit, mechanische Beanspruchung). Beim Abgleich der Eluatwerte mit den Prüfwerten der BBodSchV sind die möglichen Einflüsse der genannten Versuchsbedingungen auf das Untersuchungsergebnis zu berücksichtigen.

Für die Beurteilung der Mobilität sind nicht nur die Konzentrationen im Eluat von Bedeutung, sondern auch die Schadstoffgehalte (=Gesamtgehalt) in den untersuchten Bodenproben. Aus dem **Verhältnis des eluierbaren Schadstoffanteils zum Gesamtgehalt** können weitere Schlüsse auf die Mobilität von Schadstoffen im Boden gezogen werden.

Beispiel zur Berechnung des Verhältnisses 'eluierbarer Anteil' zum 'Gesamtgehalt':

Elutions-/Extraktionsverfahren:	S4-Verfahren	
Wasser-Boden-Verhältnis (WBV):	10 l/kg	(1 l H ₂ O / 0,1 kg TS)
Konzentration im Eluat:	120 µg/l	(Messwert im Eluat)
Gesamtgehalt der Bodenprobe:	4.800 µg/kg	(Messwert in der Bodenprobe)

$$\text{Verhältnis} = \frac{\text{Konzentration im Eluat } [\mu\text{g} / \text{l}]}{\text{Gesamtgehalt } [\mu\text{g} / \text{kg}]} * \text{WBV } [\text{l} / \text{kg}] * 100 \%$$

$$= \frac{120}{4.800} * 10 * 100 \% = \mathbf{25 \%}$$

Im Beispiel wurden mit dem S4-Verfahren 25 % der in der Bodenprobe vorliegenden Schadstoffe eluiert !

Hinweise zur Auswahl und Anwendbarkeit der in der BBodSchV aufgeführten Elutions-/Extraktionsverfahren

Anorganische Schadstoffe:

Der Vorteil des **Bodensättigungsextraktes** insbesondere gegenüber dem S4-Verfahren ist das wesentlich größere, realitätsnähere Boden-Wasser-Verhältnis. Nachteile des Bodensättigungsextraktes sind die geringe gewinnbare Eluatmenge, der hohe Arbeits- und Zeitaufwand der Bestimmung sowie die verfahrensbedingte Nichtanwendbarkeit bei sehr durchlässigen sowie bei bindigen Böden.

Das **S4-Verfahren** ist ein erprobtes, vielfach angewendetes Elutionsverfahren. Die wesentlichen Unterschiede zum Bodensättigungsextrakt bestehen einerseits in dem großen Wasserüberschuss und andererseits in der mechanischen Beanspruchung der Bodenproben beim Schütteln.

Der **Ammoniumnitrat-Extrakt** wurde bisher selten in der Altlastenbearbeitung angewendet. Dieses Verfahren stellt im Hinblick auf das Boden-Wasser-Verhältnis einen Kompromiss zwischen S4-Verfahren und Bodensättigungsextrakt dar.

Vergleichende Untersuchungen haben gezeigt, dass beim Bodensättigungsextrakt und beim Ammoniumnitrat-Extrakt i.d.R. deutlich höhere Eluatgehalte als beim S4-Verfahren gemessen werden.

Beim Vergleich zwischen Bodensättigungsextrakt und Ammoniumnitrat-Extrakt liegen widersprüchliche Untersuchungsergebnisse vor, mit welchem der beiden Verfahren höhere Eluatgehalte bestimmt werden [13, 34]. Wesentliche Hinweise zur Mobilität von Schadstoffen geben nicht nur die Schadstoff-Konzentration im Eluat, sondern auch der Anteil eluierbarer Stoffe am Schadstoffgehalt der Bodenprobe (siehe Berechnungsbeispiel oben). Betrachtet man den Anteil eluierbarer Stoffe am Schadstoffgehalt, sind i.d.R. relativ geringe Unterschiede zwischen den Elutionsverfahren zu erwarten.

Trotz seiner Mängel ist der Bodensättigungsextrakt bei der Altlastenbearbeitung in vielen Fällen anwendbar. Ebenso wie bei allen anderen Elutionsverfahren müssen die Analysenergebnisse mit Vorsicht interpretiert werden, da die Versuchsergebnisse sehr stark durch die Versuchsbedingungen beeinflusst werden.

Laut Anhang 1 Nr. 3.3 der BBodSchV kann der Bodensättigungsextrakt durch andere Elutionsverfahren (S4-Verfahren oder 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-Verfahren** oder Ammoniumnitrat-Extrakt gewonnen wurden, auf die Schadstoffkonzentration im **Bodensättigungsextrakt** ist **auf keinen Fall zulässig**.

Weitere Hinweise zur Anwendbarkeit des Bodensättigungsextraktes, des S4-Verfahrens und des Ammoniumnitrat-Extraktes sind in **Anhang 2.2** aufgeführt. Kurzbeschreibungen dieser Verfahren sowie des pH_{stat}-Verfahrens enthält **Anhang 2.1**.

Organische Schadstoffe:

Die Anwendbarkeit der in der BBodSchV genannten **Säulenversuche** zur Elution organischer Schadstoffe ist stark eingeschränkt, da diese nur für einige organische Stoffgruppen sinnvoll einsetzbar sind sowie relativ aufwändig sind. Vor einer Anwendung von Säulenversuchen sollte daher immer eine Prüfung erfolgen, ob Säulenversuche für die Aufgabenstellung eine geeignete Untersuchungsmethode sind.

Säulenversuche sind zur Untersuchung von PAK-verunreinigten Böden prinzipiell geeignet. Auch bei Schadstoffen mit ähnlichem Stoffverhalten, z.B. PCB, können Säulenversuche sinnvoll sein. Die Eignung von Säulenversuchen bei Böden, die mit mittel- oder hochsiedenden MKW verunreinigt sind, kann mangels aussagekräftiger Untersuchungen noch nicht beurteilt werden.

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

Ausführliche Hinweise zur Anwendbarkeit von Säulenversuchen werden in **Anhang 2.3** gegeben.

Die Beurteilung der Untersuchungsergebnisse wird für orientierende Untersuchungen in Kapitel 3.5.2 und für Detailuntersuchungen in Kapitel 3.6.2 beschrieben. Auch in die Frachtabschätzung fließen Ergebnisse aus Elutionsuntersuchungen mit ein (→Kapitel 3.7).

3.4 Schutzfunktion der ungesättigten Bodenzone - Rückhalte- und Abbauvermögen

Im Hinblick auf die Schutzfunktion der ungesättigten Bodenzone werden mehrere Aspekte zusammengefasst:

- In der ungesättigten Zone wirkende Rückhalteprozesse (Sorptions, Filterung)
- Einfluss der ungesättigten Zone auf die Verweilzeit des Sickerwassers im Boden (Durchlässigkeit, Mächtigkeit der ungesättigten Zone)
- Verringerung der Sickerwassermenge durch Versiegelungen und Bewuchs
- Mikrobielle Abbauprozesse.

Für die Ermittlung der Rückhalte- und Abbauprozesse⁷ in der ungesättigten Bodenzone stehen keine praktikablen numerischen Simulationsverfahren zur Verfügung, so dass nur einfachere Abschätzverfahren einsetzbar sind.

Bei dem hier vorgestellten Verfahren zur Abschätzung der Schutzfunktion werden die realen Verhältnisse in der ungesättigten Bodenzone stark vereinfacht abgebildet. Für orientierende Untersuchungen ist die beschriebene Vorgehensweise i.d.R. ausreichend, ebenfalls häufig bei Detailuntersuchungen. Im Einzelfall kann eine differenziertere Beurteilung notwendig sein. Hierzu kann das Verfahren von Hölting et al. „Konzept zur Ermittlung der Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung“ herangezogen werden [26].

In der Tabelle 1 werden Szenarien vorgestellt, die eine Abschätzung der Schutzfunktion der ungesättigten Zone ermöglichen. Bei der Fallbearbeitung sollte dasjenige **Szenario ausgewählt werden, das dem konkreten Fall am ähnlichsten ist.**

Veränderlich sind die folgenden Parameter:

- Mächtigkeit der unbelasteten Grundwasserüberdeckung
- Versiegelung
- Durchlässigkeit des Bodens/Untergrunds
- Biologische Abbaubarkeit der Schadstoffe.

Die ersten drei Parameter beeinflussen die Verweildauer des Sickerwassers in der Grundwasserüberdeckung. Je länger die Verweildauer ist, desto länger können Abbau- und Sorptionsprozesse wirksam werden und damit eine Verringerung des Eintrags von Schadstoffen ins Grundwasser bewirken [26]. Von den vier genannten Parametern hat die mikrobielle Abbaubarkeit häufig nur eine nachgeordnete Bedeutung.

⁷ Die physikalisch-chemischen Stoffeigenschaften von Schadstoffen (Wasserlöslichkeit, Sorptionsvermögen, Viskosität usw.) sowie deren Abbaubarkeit durch Mikroorganismen sind von großer Bedeutung für die Abschätzung des Rückhalte- und Abbauvermögens der ungesättigten Bodenzone. Sie finden an dieser Stelle keine Berücksichtigung, da sie in Kapitel 3.3.1 und Anhang 1 behandelt werden. Der Stellenwert der chemisch-physikalischen Stoffeigenschaften für die Beurteilung der Grundwassergefährdung im Rahmen der Sickerwasserprognose wird in den Kapiteln 3.5.2 und 3.6.2 aufgezeigt.

Die Beurteilung des Rückhalte- und Abbauvermögens der ungesättigten Bodenzone im Rahmen der Sickerwasserprognose wird für orientierende Untersuchungen in Kapitel 3.5.2 und für Detailuntersuchungen in Kapitel 3.6.2 beschrieben.

■ Mächtigkeit der unbelasteten Grundwasserüberdeckung

Die Mächtigkeit der Grundwasserüberdeckung, die noch nicht mit Schadstoffen belastet ist, hat einen großen Einfluss auf die Verweildauer von Schadstoffen in der ungesättigten Bodenzone. Unter der unbelasteten Grundwasserüberdeckung wird **Lockergestein** verstanden, das den Raum zwischen der **Unterkante des verunreinigten Bodenbereiches** und der **Grundwasseroberfläche** bei Grundwasserhöchststand einnimmt.

Die ungesättigte Zone hat keine bzw. nur eine sehr geringe Schutzfunktion, wenn

- der verunreinigte Bodenbereich zeitweise oder ständig bis ins Grundwasser reicht,
- zwischen Unterkante des verunreinigten Bodenbereichs und der Grundwasseroberfläche (klüftiges) Festgestein ansteht,
- das Lockergestein sehr durchlässig ist (k_f größer ca. 10^{-3} m/s).

Beispiele für k_f -Werte⁸ [25]:

Kies	10^{-1} bis 10^{-2} m/s
grobkörniger Sand	10^{-2} bis 10^{-3} m/s
mittelkörniger Sand	10^{-3} bis 10^{-4} m/s
feinkörniger Sand	10^{-4} bis 10^{-5} m/s
schluffiger Sand	10^{-5} bis 10^{-7} m/s
toniger Schluff	10^{-6} bis 10^{-9} m/s

Die Mächtigkeit der Grundwasserüberdeckung wird als **gering** eingestuft, wenn zwischen der Unterkante des Kontaminationsherdes und der Grundwasseroberfläche nicht mehr als ca. 2 m Lockergestein anstehen.

Die Mächtigkeit ist **mittel**, wenn zwischen der Unterkante des Kontaminationsherdes und der Grundwasseroberfläche ca. 2 bis 10 m Lockergestein (mit mäßiger oder geringer Durchlässigkeit) anstehen.

Die Mächtigkeit ist **groß**, wenn zwischen der Unterkante des Kontaminationsherdes und der Grundwasseroberfläche mehr als 10 m Lockergestein (mit mäßiger oder geringer Durchlässigkeit) anstehen.

Fazit: Ist die Mächtigkeit der unbelasteten Grundwasserüberdeckung gering, kann das Rückhalte- und Abbauvermögen der ungesättigten Bodenzone i.d.R. als vernachlässigbar angesehen werden. Wenn Elutionsversuche durchgeführt wurden, können die Schadstoffkonzentrationen im Eluat prinzipiell direkt mit den Prüfwerten der BBodSchV verglichen werden.

Zu beachten ist allerdings, dass die im Eluat gemessenen Schadstoffkonzentrationen stark vom gewählten Elutionsverfahren abhängen (→Kapitel 3.3.2). Bei der

⁸ k_f -Werte sind nur für die gesättigte Bodenzone anwendbar. Im ungesättigten Bodenbereich beschreiben k_u -Werte die Durchlässigkeit des Bodens. Die Größe der k_u -Werte wird im Wesentlichen durch den Wassergehalt im Boden bestimmt (siehe Glossar unter dem Stichwort „Durchlässigkeitsbeiwert“).

Beurteilung der Grundwassergefährdung sind daher neben den Eluatkonzentration auch die Versuchsbedingungen des gewählten Elutionsverfahrens einzubeziehen.

■ Versiegelung, Sickerwasserrate

Je geringer die Sickerwasserrate ist, desto länger ist die Verweilzeit des Sickerwassers in der Grundwasserüberdeckung. Abbau- und Sorptionsprozesse können stärker wirksam werden und damit den Schadstoffeintrag in das Grundwasser verringern.

Versiegelungen (Beton-, Teer-, Asphaltdecken) bewirken niedrige Sickerwasserraten. Die Schutzfunktion kann bei schadhafter Versiegelung oder seitlichem Wasserzutritt eingeschränkt sein. 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 (LHKW, BTEX) allerdings nur einen sehr eingeschränkten Schutz für das Grundwasser, da diese Stoffe Beton, Asphalt und Teer durchdringen können. Weiterhin breiten sie sich auch über die Bodenluft aus und damit unabhängig von der Sickerwasserrate.

Pflaster, andere wasserdurchlässige Bodenbefestigungen und **Pflanzenbewuchs** bewirken ebenfalls eine Erniedrigung der Sickerwasserrate. Sie bieten allerdings einen deutlich geringeren Schutz als Versiegelungen.

Fazit: Ist die Versiegelung weitgehend unbeschädigt, ihr Bestand auf Dauer gesichert und ist 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 leichtflüchtige Schadstoffe (LHKW, BTEX) auch über die Bodenluft ausbreiten. Wenn Schadstoffe bereits die Versiegelung durchdrungen haben, muss zumindestens bei leichtflüchtigen Stoffen mit einem Eintrag in das Grundwasser gerechnet werden.

■ Durchlässigkeit des Bodens / Untergrunds

Je durchlässiger der Boden bzw. der Untergrund ist, desto geringer ist die Verweilzeit des Sickerwassers und desto geringer ist die Abbau- und Rückhaltewirkung in der Grundwasserüberdeckung.

Undurchlässige, bindige Böden weisen einen hohen Ton- bzw. Schluffgehalt und einen großen Anteil von Feinporen auf. Solche Böden können Schadstoffe relativ gut adsorbieren und so den Schadstoffeintrag in das Grundwasser verzögern. Die Verzögerung ist i.a. proportional zum Tongehalt und zur Mächtigkeit der Grundwasserüberdeckung. Ausnahmen sind:

- An der Erdoberfläche liegende, geringmächtige (bis 3 m) tonige Schichten über gut dränierendem, grundwasserfreiem Untergrund können tiefreichende Trockenrisse aufweisen, so dass mit einer ähnlich hohen Wasserwegsamkeit wie bei Festgesteinen zu rechnen ist. Die Durchlässigkeit solcher Schichten ist als groß einzustufen.

➤ Bei geringer lateraler Ausdehnung der stauenden Schichten (Tonlinsen) ist deren Schutzwirkung für das Grundwasser gering.

Für eine differenziertere Beurteilung der Durchlässigkeit kann auf [26] zurückgegriffen werden.

Fazit: Für die Abschätzung der Durchlässigkeit der unbelasteten Grundwasserüberdeckung sind in erster Linie die wenig durchlässigen tonigen und schluffigen Schichten bestimmend.

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

Die Durchlässigkeit kann als **mittel** angenommen werden, wenn im Boden/Untergrund überwiegend schluffige Schichten vorhanden sind. Ebenfalls mittel ist die Durchlässigkeit, wenn zwar tonige Schichten vorhanden sind, diese aber Fenster aufweisen.

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

■ **Biologische Abbaubarkeit** bei organischen Verbindungen

Einige organische Schadstoffe sind durch Mikroorganismen abbaubar, sofern im Boden günstige Randbedingungen für den mikrobiellen Abbau vorliegen. Die Abbaugeschwindigkeit ist i.d.R. gering. Fehlen im konkreten Fall Untersuchungen oder Hinweise zur Abbaubarkeit, kann nur bei MKW ein nennenswerter mikrobieller Abbau angenommen werden.

Bei geringer Mächtigkeit der unbelasteten Grundwasserüberdeckung oder bei sehr durchlässigen Böden ist die mikrobielle Abbaubarkeit i.d.R. vernachlässigbar. Die Verweilzeit des verunreinigten Sickerwassers ist relativ kurz, so dass in der ungesättigten Zone kein nennenswerter Abbau stattgefunden hat.

Hinweise zur mikrobiellen Abbaubarkeit einiger organischer Schadstoffgruppen sind auch in **Anhang 1** aufgeführt.

Daraus ergibt sich folgendes Fazit: Eine relativ **gute** mikrobielle **Abbaubarkeit** kann bei den mittel- und kurzkettigen MKW (C₄-C₁₇) angenommen werden (nicht-aromatische Anteile in Ottokraftstoffen sowie leichterflüchtige Anteile aus Diesel und Heizölen). Weiterhin sind die nicht-chlorierten Phenole i.d.R. gut abbaubar.

Eine **geringere**, oft schon vernachlässigbare **Abbaubarkeit** haben BTEX, Naphthalin und langkettige MKW. Liegen keine speziellen Untersuchungen zur Abbaubarkeit vor, kann für LCKW, PAK, PCB, Hexachlorbenzol, DDT, HCH und PCP die Abbaubarkeit i.d.R. als vernachlässigbar angesehen werden.

Mit zunehmendem Alter eines MKW-Schadens sinkt i.a. die Mobilität der MKW, und damit verbunden die Bioverfügbarkeit und die Abbaubarkeit der MKW.

Für sehr gut durchlässige Böden kann die biologische Abbaubarkeit in der ungesättigten Bodenzone i.d.R. vernachlässigt werden, da die Verweilzeit des Sickerwassers nur gering ist.

Beschreibung einiger Szenarien (siehe Tabelle 1):

Eine **geringe Schutzfunktion** der ungesättigten Bodenzone liegt vor, wenn

- die Mächtigkeit der Gw-Überdeckung *gering* ist und die Fläche *unversiegelt* ist (Szenario 1)
- die Mächtigkeit der Gw-Überdeckung *mittel* ist, die Fläche *unversiegelt* ist und der Boden/Untergrund eine *große* Durchlässigkeit aufweist (Szenario 5).
- die Mächtigkeit der Gw-Überdeckung *mittel* ist, die Fläche *unversiegelt* ist, die Durchlässigkeit des Bodens/Untergrunds *mittel* ist sowie die biologische Abbaubarkeit *gering* ist (Szenario 6)
- die Mächtigkeit der Gw-Überdeckung zwar *groß* ist, jedoch der Boden *unversiegelt* und unbewachsen sowie die Durchlässigkeit des Untergrunds *groß* ist (Szenario 14).

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

- die Mächtigkeit der Gw-Überdeckung *groß* ist, die Fläche *versiegelt* ist und die Durchlässigkeit des Bodens/Untergrunds *klein* ist (Szenario 20)
- die Mächtigkeit der Gw-Überdeckung *groß* ist, die Fläche *unversiegelt* ist, der Bodens/Untergrunds eine *mittlere* Durchlässigkeit aufweist und die Schadstoffe *gut abbaubar* sind (Szenario 16).

Tabelle 1: Szenarien für die Abschätzung der Schutzfunktion der ungesättigten Bodenzone bei orientierenden Untersuchungen

Szenario Nr.	Mächtigkeit der unbelasteten Gw-Überdeckung	Versiegelung	Durchlässigkeit des Bodens/ Untergrunds	Biologische Abbaubarkeit	Schutzfunktion der ungesättigten Bodenzone
1	gering	unversiegelt	(-)	(-)	gering
2	gering	Pflaster/Bewuchs	(-)	(-)	gering
3	gering	versiegelt	groß/mittel	(-)	gering
4	gering	versiegelt	klein	(-)	mittel
5	mittel	unversiegelt	groß	(-)	gering
6	mittel	unversiegelt	mittel	gering	gering
7	mittel	unversiegelt	mittel	gut	mittel
8	mittel	unversiegelt	klein	(-)	mittel
9	mittel	Pflaster/Bewuchs	groß	(-)	gering
10	mittel	Pflaster/Bewuchs	mittel/klein	gering	mittel
11	mittel	Pflaster/Bewuchs	mittel/klein	gut	hoch
12	mittel	versiegelt	groß	(-)	mittel
13	mittel	versiegelt	mittel/klein	(-)	hoch
14	groß	unversiegelt	groß	(-)	gering
15	groß	unversiegelt	mittel/klein	gering	mittel
16	groß	unversiegelt	mittel/klein	gut	hoch
17	groß	Pflaster/Bewuchs	groß	(-)	mittel
18	groß	Pflaster/Bewuchs	mittel/klein	(-)	hoch
19	groß	versiegelt	groß	(-)	mittel
20	groß	versiegelt	mittel/klein	(-)	hoch

Erläuterungen:

(-): nicht entscheidungsrelevant

Mächtigkeit der unbelasteten Grundwasserüberdeckung:

Die Mächtigkeit des Lockergesteins (oder des kluffreien Festgesteins) zwischen der Unterkante des Kontaminationsherds und der Gw-Oberfläche wird berücksichtigt. Klüftige Festgesteine oder Lockergesteine mit sehr hoher Durchlässigkeit (Mittel-, Grobsand, Kies) gelten als nicht vorhanden.
Anhaltswerte: *gering*: < 2 m *mittel*: 2 bis 10 m *groß*: > 10 m

Versiegelung:

Als *versiegelt* gelten Flächen, die mit Beton, Teer oder Asphalt abgedeckt sind und bei denen der Fortbestand der Versiegelung dauerhaft gesichert ist und deren Versiegelung weitgehend unbeschädigt ist. Dann kann die Sickerwasserrate als gering angenommen werden.

Bei *gepflasterten Flächen*, Flächen mit dichtem *Bewuchs* und Flächen mit schadhafter Versiegelung kann von einer mittleren Sickerwasserrate ausgegangen werden.

Bei *unversiegelten*, wenig oder nicht bewachsenen Flächen ist die Sickerwasserrate i.d.R. hoch.

Durchlässigkeit des Bodens/Untergrunds:

groß: überwiegend sandige, kiesige Sedimente oder klüftiges Festgestein, keine Tonschichten

mittel: überwiegend schluffiges Sediment oder tonige Schichten mit geringer Ausdehnung

klein: im Untergrund schluffig-tonige Schichten mit ausreichender Mächtigkeit und Ausdehnung

Biologische Abbaubarkeit bei organischen Schadstoffen:

Gut abbaubar sind i.d.R. die MKW-Anteile in Ottokraftstoffen, die leichterflüchtigen Anteile aus Dieselmotorkraftstoffen und Heizöl sowie nichtchlorierte Phenole.

Gering abbaubar sind u.a. hochsiedende Alkane, BTEX, PAK sowie alle chlorierten Verbindungen.



3.5 Orientierende Untersuchungen - Boden

3.5.1 Hinweise zu Bodenuntersuchungen bei orientierenden Untersuchungen

Bei orientierenden Untersuchungen auf **Altstandorten** und **gewerblich genutzten Flächen** werden i.d.R. die mutmaßlichen Kontaminationsherde beprobt und untersucht. Kann Grundwasser gefährdet sein, sind die Kontaminationsherde bis unterhalb der Schadstoffanreicherung zu beproben.

Bei der Planung der Untersuchungen ist zu klären, ob in den Bodenproben nur die Schadstoffgehalte zu analysieren sind, oder ob **zusätzliche Eluatuntersuchungen** erforderlich sind, um die Mobilität von Schadstoffen abschätzen zu können (→ Kapitel 3.3.2). Dabei ist zu beachten, dass Eluatuntersuchungen nur für einige Schadstoffgruppen geeignet sind (Schwermetalle, Cyanide, PAK, PCB, evtl. MKW), sehr zeitaufwändig sein können (Säulenversuch) sowie u.U. nicht für bindige Böden anwendbar sind (Bodensättigungsextrakt, Säulenversuch).

Bei schädlichen Bodenveränderungen, die sich bis in die **gesättigte Bodenzone** erstrecken, kann eine Sickerwasserprognose auf Basis von Bodenuntersuchungen erforderlich sein, wenn zukünftig mit relevanten Schadstoffeinträgen über das Sickerwasser in das Grundwasser zu rechnen ist (→Abb. 2). Wenn Bodenproben, die direkt am Ort der Beurteilung gewonnen wurden, hohe Schadstoffgehalte aufweisen, dann kann i.d.R. davon ausgegangen werden, dass dort die Prüfwerte der BBodSchV für den Wirkungspfad Boden→Grundwasser überschritten werden.

Bei **Altablagerungen** ist die Sickerwasserprognose auf Basis von Boden- und Deponatuntersuchungen aufgrund der Inhomogenitäten der abgelagerten Abfälle i.d.R. nicht zweckmäßig (Anhang 2 Nr. 3.2 c BBodSchV).

3.5.2 Bewertung von Bodenuntersuchungen bei orientierenden Untersuchungen

In Ermangelung geeigneter analytischer und numerischer Simulationsverfahren ist es bei orientierenden Untersuchungen weder sinnvoll noch möglich, die Schadstoffkonzentration im Sickerwasser am Ort der Beurteilung präzise anzugeben. Daher ist kein direkter Vergleich zwischen gemessenen bzw. errechneten Schadstoffkonzentrationen und den Prüfwerten der BBodSchV für den Pfad Boden→Grundwasser möglich (im Gegensatz zu Grundwasseruntersuchungen). Bei der Sickerwasserprognose auf Basis von Bodenuntersuchungen sind daher nur indirekte Aussagen möglich, ob eine Prüfwertüberschreitung am Ort der Beurteilung zu erwarten ist.

Die Abschätzung der Grundwassergefährdung auf der Basis von Bodenuntersuchungen wird in Tabelle 2 dargestellt. Da bei der Einstufung der Grundwassergefährdung auch alle sonstigen über eine Verdachtsfläche bekannten Sachverhalte einzubeziehen sind, ist eine **Korrektur der Einstufung** nach Tabelle 2 **möglich**.

**Tabelle 2: Orientierende Untersuchungen -
Abschätzung der Grundwassergefährdung aufgrund von Bodenuntersuchungen**

Mobilität der Schadstoffe	Schutzfunktion der ungesättigten Bodenzone	Schadstoffgehalte im Boden	Grundwassergefährdung
siehe → Anhang 1 → Kapitel 3.3	siehe → Kapitel 3.4 → Tabelle 1	siehe → Anhang 3 → Kapitel 3.2	
hoch	(-)	sehr hoch oder hoch	wahrscheinlich
		gering	zu erwarten
mittel	gering	sehr hoch oder hoch	wahrscheinlich
		gering	zu erwarten
	mittel	sehr hoch	wahrscheinlich
		hoch oder gering	zu erwarten
	hoch	sehr hoch oder hoch	zu erwarten
		gering	nicht zu erwarten
gering	gering	sehr hoch	wahrscheinlich
		hoch	zu erwarten
		gering	nicht zu erwarten
	mittel oder hoch	sehr hoch	zu erwarten
		hoch oder gering	nicht zu erwarten

Erläuterungen:

Schutzfunktion der ungesättigten Bodenzone

(-): Bei Schadstoffen mit hoher Mobilität ist die Schutzfunktion der ungesättigten Zone i.d.R. vernachlässigbar.

Schadstoffgehalte im Boden

sehr hoch: Die Schadstoffgehalte überschreiten die in Anhang 3 aufgeführten Beurteilungswerte um das Mehrfache

hoch: Die Schadstoffgehalte entsprechen etwa den Beurteilungswerten aus Anhang 3

gering: Die Schadstoffgehalte unterschreiten deutlich die Beurteilungswerte aus Anhang 3.

Grundwassergefährdung:

wahrscheinlich: Ein hinreichender Verdacht auf schädliche Bodenveränderungen liegt vor. Die Voraussetzungen nach § 9 Abs. 2 BBodSchG für die Anordnung weiterer Untersuchungen sind erfüllt

zu erwarten: Der Anfangsverdacht hat sich zwar erhärtet, er ist jedoch u.U. noch nicht ausreichend für die Anordnung weiterer Untersuchungen nach § 9 Abs. 2 BBodSchG. Weitere Untersuchungen sind empfehlenswert

nicht zu erwarten: Der Anfangsverdacht hat sich nicht bestätigt. Liegen keine konkreten Hinweise auf Grundwasserverunreinigungen vor (z.B. erhöhte Messwerte im Grundwasserabstrom, Kenntnisse von Unfällen oder Leckagen), ist der Verdacht einer Grundwassergefährdung ausgeräumt.

In **Anhang 4** ist eine Arbeitsliste/Checkliste abgebildet, in die die Untersuchungsergebnisse aus orientierenden Untersuchungen eingetragen werden können. Die Arbeitsliste gibt einen schnellen Überblick sowohl über die Entscheidungsgrundlagen als auch über den weiteren Handlungsbedarf.

Hinweise zur Anwendung der Tabelle 2:

Tabelle 2 zeigt, wie bei orientierenden Untersuchungen die Grundwassergefährdung -auf Basis von Bodenuntersuchungen- abgeschätzt und der Handlungsbedarf bestimmt werden kann.

Im ersten Schritt wird die **Mobilität** der Schadstoffe eingestuft. Bei den organischen Stoffgruppen LCKW, BTEX, MKW, PAK und PCB kann die Mobilität aus den Datenblättern in **Anhang 1** entnommen werden. Bei sonstigen organischen Stoffen und bei anorganischen Schadstoffen sind die Hinweise in Kapitel 3.3.1 „Chemisch-physikalische Stoffeigenschaften“ und Kapitel 3.3.2 „Elutions- und Extraktionsverfahren“ für die Einstufung der Mobilität zu berücksichtigen.

Im zweiten Schritt wird die **Schutzfunktion der ungesättigten Bodenzone** eingestuft. Die Vorgehensweise ist in Kapitel 3.4 beschrieben. Für die Einstufung der Schutzfunktion ist **Tabelle 1** auf heranzuziehen.

Im dritten Schritt wird die Höhe der **Schadstoffgehalte** eingestuft. Dabei werden die in Bodenproben gemessenen Schadstoffgehalte mit den Beurteilungswerten aus **Anhang 3** verglichen. Die Vorgehensweise ist in Kapitel 3.2 und in den Erläuterungen zur Tabelle 2 beschrieben.

Die Grundwassergefährdung auf der Basis von Bodenuntersuchungen wird auf der Grundlage dieser drei Schritte abgeschätzt. Abbildung 7 zeigt den daraus resultierenden weiteren Handlungsbedarf:

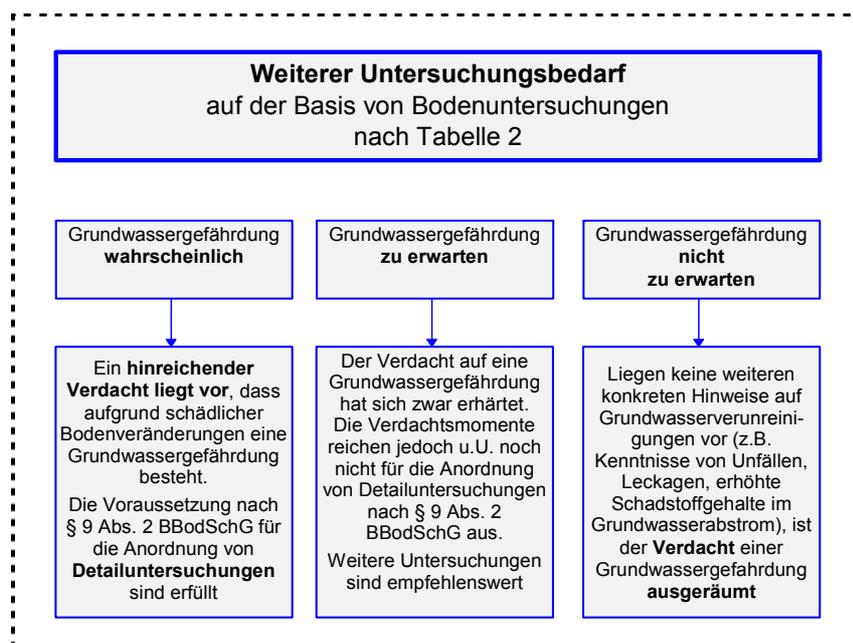


Abbildung 7: Weiterer Untersuchungsbedarf auf der Basis von Bodenuntersuchungen bei orientierenden Untersuchungen

Bewertungsbeispiele für orientierende Untersuchungen:

↳ **Fall 1:** Auf einer Verdachtsfläche wurden in Bodenproben aromatische Kohlenwasserstoffe (**BTEX**) nachgewiesen, vor allem Benzol und Toluol.

Mobilität der Schadstoffe (→Anhang 1): Die Mobilität der Schadstoffe wird aufgrund der physikalisch-chemischen Eigenschaften als **hoch** eingestuft.

Schutzfunktion der ungesättigten Bodenzone (→Tabelle 1): Die Einstufung der Schutzfunktion der ungesättigten Bodenzone ist im vorliegenden Fall nicht notwendig, da auch Grundwasserüberdeckungen mit hoher Schutzfunktion erfahrungsgemäß keinen dauerhaften Schutz bei sehr mobilen Schadstoffen wie Benzol bieten. Weiterhin breiten sich BTEX über die Bodenluft aus.

Schadstoffgehalte im Boden (→Anhang 3): In mehreren Bodenproben überschreiten die Benzolgehalte (Messwerte bis zu 10 mg/kg Benzol) den Beurteilungswert aus Anhang 3 (0,5 mg/kg Benzol) um das Mehrfache. Daher wird der Schadstoffgehalt als **sehr hoch** eingestuft.

Grundwassergefährdung (→Tabelle 2): Im vorliegenden Beispiel ist die Grundwassergefährdung als **wahrscheinlich** einzustufen. Die Behörde kann Detailuntersuchungen nach § 9 Abs. 2 BBodSchG anordnen.

↳ **Fall 2:** Auf einer Verdachtsfläche ist der Boden und Untergrund mit Mineralölkohlenwasserstoffen (**MKW**) verunreinigt.

Gaschromatografische Untersuchungen zeigen, dass die mikrobiell gut abbaubaren n-Alkane nur noch in geringen Konzentrationen vorliegen. Da keine BTEX nachweisbar sind, ist davon auszugehen, dass keine Vergaserkraftstoffe, sondern nur Diesel und Heizöl im Untergrund versickert sind.

Mobilität der Schadstoffe (→Anhang 1): Die Mobilität der MKW wird gemäß Anhang 1 als **mittel** eingestuft.

Schutzfunktion der ungesättigten Bodenzone (→Tabelle 1): Der Grundwasserflurabstand beträgt ca. 8 m. Der Untergrund ist bis ca. 3 m unter GOK mit MKW verunreinigt. Die Mächtigkeit der unbelasteten Grundwasserüberdeckung beträgt ca. 5 m, sie wird daher als *mittel* eingestuft. Das Gelände ist *unversiegelt*. Der Boden weist aufgrund des hohen Schluffanteils eine *mittlere* Durchlässigkeit auf. Der bereits erfolgte mikrobielle Teilabbau der MKW belegt, dass unter den vorliegenden Verhältnissen die MKW *gut abbaubar* sind.

Aus Tabelle 1 ist ablesbar, dass das Szenario Nr. 7 dem konkreten Fall am ähnlichsten ist. Daher wird die Schutzfunktion der ungesättigten Bodenzone als **mittel** eingestuft.

Schadstoffgehalte im Boden (→Anhang 3): In mehreren Bodenproben wurden bis zu 1500 mg/kg MKW gemessen. Die Schadstoffgehalte im Boden und Untergrund liegen etwa im Bereich des Beurteilungswertes aus Anhang 3 (1000 mg/kg MKW). Die Schadstoffgehalte im Boden sind daher als **hoch** einzustufen.

Grundwassergefährdung (→Tabelle 2): Eine Grundwassergefährdung ist **zu erwarten**. Damit hat sich der Anfangsverdacht zwar erhärtet, jedoch reicht der Kenntnisstand u.U. noch nicht aus, damit die zuständige Behörde eine

Detailuntersuchung nach § 9 Abs. 2 BBodSchG anordnen kann. Weitere Untersuchungen sind empfehlenswert.

↳ **Fall 3:** Eine Verdachtsfläche ist mit **bleihaltigen Schlacken** aufgefüllt.

Mobilität der Schadstoffe (→Anhang 2.1): Bei Elutionsuntersuchungen mittels des S4-Verfahrens wurden im Eluat nur geringe Bleikonzentrationen gemessen. Aufgrund der grobkörnigen Konsistenz der Schlacken ist der Bodensättigungsextrakt verfahrensbedingt nicht anwendbar. Die Mobilität der Bleiverbindung kann als **gering** eingestuft werden.

Schutzfunktion der ungesättigten Bodenzone (→Tabelle 1): Das bleihaltige Aufüllungsmaterial reicht bis maximal 2,5 m unter GOK. Der Grundwasserflurabstand beträgt ca. 5 m. Somit beträgt die Mächtigkeit der unbelasteten Grundwasserüberdeckung 2,5 m und wird als *mittel* eingestuft. Die Fläche ist *unversiegelt*. Unter der Schlackeschicht steht eine schluffig-tonige Schicht von ca. 1 m Mächtigkeit an, so dass die Durchlässigkeit des Untergrunds als *klein* zu bewerten ist. Aus Tabelle 1 ist ablesbar, dass das Szenario Nr. 8 zutrifft. Daher wird die Schutzfunktion der ungesättigten Bodenzone als **mittel** eingestuft.

Schadstoffgehalte im Boden (→Anhang 3): Die gemessenen Schadstoffgehalte übersteigen den in Anhang 3 genannten Beurteilungswert für Blei um etwa das 1,5fache. Die Schadstoffgehalte werden als **hoch** eingestuft.

Grundwassergefährdung (→Tabelle 2): Eine Grundwassergefährdung ist **nicht zu erwarten**. Wenn keine weiteren konkreten Hinweise auf Grundwasserverunreinigungen vorliegen, ist der Verdacht einer Grundwassergefährdung ausgeräumt.

↳ **Fall 4:** Infolge einer **Tanküberfüllung** tritt **Heizöl** aus dem Entlüftungsrohr einer Tankanlage aus. Ein Teil des Heizöls versickert auf dem leicht abschüssigen Gelände entlang einer Hauswand. Das restliche Heizöl versickert auf dem gepflasterten Hof.

Der **hinreichende Verdacht** einer schädlichen Bodenveränderung steht im vorliegenden Fall bereits fest, ohne dass Analysen erforderlich sind. Zur Gefahrenabwehr für das Grundwasser und den nahegelegenen Bach wird umgehend der kontaminierte Boden soweit ausgekoffert, wie es die baulichen Verhältnisse zulassen.

Zur Abschätzung der Grundwassergefährdung durch die in der Baugrubenwand und unterhalb des Gebäudes verbliebenen Schadstoffe wird dieses Merkblatt angewendet:

Mobilität der Schadstoffe (→Anhang 1): Die Mobilität der MKW wird gemäß Anhang 1 als **mittel** eingestuft.

Schutzfunktion der ungesättigten Bodenzone (→Tabelle 1): Der Grundwasserflurabstand beträgt ca. 5 m und wird als *mittel* eingestuft. Die Bereiche, in denen das Heizöl versickerte, sind *gepflastert*. Aufgrund des Schotterunterbaus wird die Durchlässigkeit des Bodens als *groß* eingestuft. Aus Tabelle 1 ist ablesbar, dass das Szenario Nr. 9 zutrifft. Die Schutzfunktion der ungesättigten Bodenzone wird als **gering** eingestuft.

Schadstoffgehalte im Boden (→Anhang 3): Die gemessenen Schadstoffgehalte in der Baugrubenwand entlang des Gebäudes überschreiten den Beurteilungswert für MKW aus Anhang 3 um das Mehrfache. Die Schadstoffgehalte werden als **sehr hoch** eingestuft.

Grundwassergefährdung (→Tabelle 2): Eine Grundwassergefährdung ist **wahrscheinlich**, die Behörde kann Detailuntersuchungen nach § 9 Abs. 2 BBodSchG anordnen.

3.6 Detailuntersuchungen - Boden

3.6.1 Hinweise zu Bodenuntersuchungen bei Detailuntersuchungen

Detailuntersuchungen sollen eine **abschließende Gefährdungsabschätzung** ermöglichen (§ 2 Nr. 4 BBodSchV). Die Ergebnisse von Detailuntersuchungen sind daraufhin zu bewerten, ob und für welche Teilbereiche **Sanierungsmaßnahmen** für das **Grundwasser** und den **Boden** erforderlich sind (§ 4 Abs. 4 BBodSchV). Dabei ist auch die **Verhältnismäßigkeit⁹** einer Sanierung bzw. Sanierungsuntersuchung zu prüfen (§ 4 Abs. 7 BBodSchV).

Ist aufgrund der vorliegenden Untersuchungen keine abschließende Gefährdungsabschätzung oder eine Entscheidung über Sanierungsmaßnahmen möglich, sind weitere Detailuntersuchungen erforderlich.

Nach Abschluss einer Detailuntersuchung sollen u.a. folgende Kenntnisse vorliegen, um eine Sickerwasserprognose auf der Basis von Bodenuntersuchungen durchführen zu können:

- **Schadstoffspektrum** (Analysen aller relevanten Stoffe)
- **Ausdehnung der verunreinigten Bodenbereiche** (horizontal und vertikal)
- **Schadstoffverteilung** innerhalb der verunreinigten Bodenbereiche
- **Gesamtmenge** an Schadstoffen auf der Verdachtsfläche
- **Mobilität** der Schadstoffe in der ungesättigten Bodenzone (Elutions-/Extraktionsuntersuchungen, chemisch-physikalische Stoffeigenschaften)
- **Biologische Abbaubarkeit** bei organischen Schadstoffen
- **Metabolitenbildung** und deren toxikologesche Bewertung
- **Sickerwasserrate** (Abschätzungen aufgrund der standortkundlichen Faktoren Klima, Relief, Versiegelungsgrad, Bewuchs, Zufluss von Hang-, Stau- oder Grundwasser usw.)
- **Mächtigkeit** und **Aufbau** der ungesättigten Zone
- **Gesteinsarten**, Substrat- und Horizonteigenschaften in den Schichten der ungesättigten Zone (Abschätzung der Kationenaustauschkapazität, Auftreten von Metalloxiden oder Humus)
- **Durchlässigkeit** bzw. Transmissivität der Schichten der ungesättigten Zone unter Berücksichtigung möglicher bevorzugter Sickerwege
- **pH-Werte** in den Schichten der ungesättigten Zone, in Einzelfällen auch Bestimmungen von Pufferbereichen, Redoxpotentialen und Kationenaustauschkapazitäten
- **Sickerwasser-Schadstoffbelastung** (falls Beprobung möglich)
- **Stauwasser-Schadstoffbelastung** (falls Stauwasser angetroffen wird)
- **Grundwasserflurabstand**, Schwankungsbereich des Grundwassers, Möglichkeit des kapillaren Aufstiegs
- **Schadstofffracht** (Abschätzungen oder Berechnungen).

⁹ Siehe Glossar unter dem Stichwort „Verhältnismäßigkeit“.

Die Aufstellung des Beprobungsplans und die Festlegung der Beprobungsmedien erfolgt auf der Grundlage der bisher vorliegenden Erkenntnisse und wird im Einzelfall gemäß dem Merkblatt ALEX 06 [17, 18] angepasst.

Analysen der **Schadstoffgehalte** sind immer durchzuführen (→Kapitel 3.2). **Eluatuntersuchungen** sind, sofern sinnvoll, ebenfalls durchzuführen (→Kapitel 3.3.2).

Die **Anzahl der Probennahmepunkte** hängt vom Einzelfall ab. Insbesondere bei unbekannter Lage und Ausdehnung der Schadstoffherde sind **Rasteruntersuchungen** zur Abgrenzung der verunreinigten Bereiche sinnvoll. Wurden bereits bei der orientierenden Untersuchung Rasteruntersuchungen durchgeführt, sind die Rasterpunkte zu verdichten. Je nach Aufgabenstellung sind sowohl polare als auch rechteckige Raster möglich.

Die Anzahl der Probennahmepunkte hat einen entscheidenden Einfluss auf die Aussagesicherheit hinsichtlich der horizontalen und vertikalen Abgrenzung der verunreinigten Bodenbereiche. Hier liegen die Vorteile einer **Vor-Ort-Analytik**, bei der i.d.R. wesentlich mehr Proben untersucht werden können als bei konventionellen Erkundungsverfahren [44]. Jedoch müssen die Messergebnisse mit Laborverfahren überprüft und bestätigt werden.

Die Anwendung von Stofftransportmodellen zur Simulation der Schadstoffausbreitung in der ungesättigten Bodenzone kann eventuell sinnvoll sein. Dann sind i.d.R. zusätzlich Bestimmungen des organischen Kohlenstoffgehaltes (z.B. nach DIN ISO 10694) und des Tongehaltes (z.B. nach E DIN ISO 11277) erforderlich.

Boden- und Deponatuntersuchungen auf **Altablagerungen** dienen in erster Linie zur Erkundung der Ausdehnung des Ablagerungskörpers.

3.6.2 Bewertung von Bodenuntersuchungen bei Detailuntersuchungen

Für die Bewertung von Bodenuntersuchungen im Rahmen der Sickerwasserprognose kann bei Detailuntersuchungen analog zu orientierenden Untersuchungen vorgegangen werden. Die in den Kapiteln 3.4 und 3.5.2 und in den Tabellen 1 und 2 beschriebene Vorgehensweise muss allerdings modifiziert und präzisiert werden, um alle vorliegenden Kenntnisse berücksichtigen zu können.

Zu bewerten sind u.a. die Menge und Mobilität der Schadstoffe sowie die Schutzfunktion der ungesättigten Bodenzone:

↳ **Gesamtmenge der Schadstoffe** (→Kapitel 3.2)

Die Zahl der Probennahmepunkte ist so hoch anzusetzen, dass das Volumen der kontaminierten Bodenbereiche und die Schadstoffverteilung innerhalb der Bodenbereiche ermittelt werden kann. Auf der Grundlage der Schadstoffgehalte der einzelnen Bodenproben kann die Gesamtmenge der auf einer Verdachtsfläche vorhandenen Schadstoffe berechnet bzw. abgeschätzt werden.

↳ **Mobilität** (→Kapitel 3.3)

Bei *leichtflüchtigen organischen Schadstoffen* wie LCKW und BTEX ist deren Mobilität anhand der chemisch-physikalischen Stoffeigenschaften abzuschätzen (→Anhang 1). Elutions-/Extraktionsuntersuchungen sind nicht sinnvoll.

Bei den *schwerflüchtigen organischen Schadstoffen* PAK und PCB sollten Säulenversuche oder andere geeignete Elutions-/Extraktionsuntersuchungen durchgeführt werden (→Anhänge 2.1 und 2.3). Diese sind u.U. auch bei MKW sinnvoll. Bei MKW sind weiterhin GC-Übersichtschromatogramme erforderlich, um die Zusammensetzung und den Abbaugrad der MKW einschätzen zu können. Bei *anorganischen Schadstoffen* sind i.d.R. der Bodensättigungsextrakt, das S₄-Verfahren oder der Ammoniumnitrat-Extrakt durchzuführen. Im Einzelfall können spezielle Elutions-/Extraktionsverfahren sinnvoll sein, z.B. das pH_{stat}-Verfahren (→Anhang 2.1). Eventuell sind die Oxidationsstufen und die Bindungsformen der im Boden vorliegenden anorganischen Verbindungen in die Beurteilung der Mobilität einzubeziehen (→Anhang 1).

Weitere Hinweise zur Mobilität von Schadstoffen ergeben sich aus den **Schadstoffgehalten** in solchen **Bodenschichten, die ursprünglich nicht verunreinigt waren**, z.B. Schichten unterhalb von Auffüllungen. Unter Berücksichtigung des Alters des Schadstoffeintrags in den Boden lassen sich folgende Aussagen treffen:

Schadstoffe mit *geringer Mobilität* werden i.d.R. nicht oder nur wenig ausgewaschen und sind daher nicht oder nur in geringen Gehalten in den tiefergelegenen Bodenschichten nachweisbar.

Schadstoffe mit *mittlerer Mobilität* können aus dem Schadensherd ausgetragen werden und anschließend an Ton- und Humuspartikel der tiefergelegenen Schichten adsorbieren. Dann können diese Stoffe i.d.R. in den tiefergelegenen Bodenschichten gemessen werden. Die Schadstoffgehalte sind (wesentlich) geringer als im Schadensherd.

Bei Schadstoffen mit *hoher Mobilität* ist deren Adsorptionsvermögen u.U. so gering, dass in den tiefergelegenen Bodenschichten nur ein geringer Rückhalt stattfindet. Dann ist eher im Sicker- und Grundwasser sowie in der Bodenluft mit Schadstoffen zu rechnen als in den Bodenschichten unterhalb des Schadensherdes.

b **Schutzfunktion der ungesättigten Bodenzone** (→Kapitel 3.4)

Zur Bewertung des Rückhalte- und Abbauvermögens der ungesättigten Zone sowie des Einflusses einer Versiegelung auf die Sickerwasserrate kann die in Kapitel 3.4 und Tabelle 1 beschriebene Vorgehensweise prinzipiell übernommen werden. Eine detailliertere Bewertung der Schutzfunktion kann anhand des Verfahrens von Hölting et al. „Konzept zur Ermittlung der Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung“ [26] oder mittels Stofftransportmodellen erfolgen.

Bei der Einstufung der **Mächtigkeit der unbelasteten Grundwasserüberdeckung** sind nur solche Bodenschichten einzubeziehen, die einen wesentlichen Beitrag zum Rückhalt der jeweils vorliegenden Schadstoffe erwarten lassen. Dies sind Schichten mit mittlerem oder hohem Schluff- und Tonanteil sowie Festgesteine mit nur geringer Klüftigkeit.

Bei der Einstufung der **Durchlässigkeit** des Bodens/Untergrunds sind in erster Linie Schichten mit hohem Schluff- und Tonanteilen relevant. Je mächtiger, homogener und ausgedehnter solche Schichten sind, desto geringer ist die Durchlässigkeit. Bei der Einstufung der Durchlässigkeit sind insbesondere zu berücksichtigen:

- vertikale und horizontale Ausdehnung sowie Homogenität bindiger Bodenschichten¹⁰
- Tongehalt der Bodenschichten.

Bei der Bewertung der **Versiegelung** bzw. der **Sickerwasserrate** sind zu berücksichtigen:

- Art und Zustand der Versiegelung
- zukünftige Verhältnisse auf der Fläche (z.B. bei Überplanung und/oder Bebauung)
- Einfluss von Versiegelung, Bewuchs, Niederschlagshöhe und Hangneigung auf die Sickerwasserrate
- seitlicher Wasserzutritt oder Wasserabfluss.

Bei der Bewertung der **biologischen Abbaubarkeit** organischer Schadstoffe sind zu berücksichtigen:

- Nachweis von Metaboliten und Abbauprodukten im Boden oder Grundwasser
- evtl. Abbauversuche im Labor.

Weitere Hinweise zur Beurteilung der Schutzfunktion der unbelasteten Grundwasserüberdeckung geben:

- Schadstoffgehalte im Stauwasser¹¹
- Schadstoffanreicherungen in Bodenschichten
- pH-Wert, Redoxpotential, Tongehalt und Gehalt an organischem Kohlenstoff (C_{org} bzw. TOC) in den Schichten der ungesättigten Zone.

Anhand der genannten Punkte kann die Schutzfunktion analog zu Tabelle 1 in gering, mittel oder hoch eingestuft werden. Die **Einstufung** ist vom Gutachter ausführlich und nachvollziehbar zu **begründen**.

Zur abschließenden Bewertung der Grundwassergefährdung auf der Basis von Bodenuntersuchungen kann die **Tabelle 3** herangezogen werden. Da in der Tabelle nicht alle Besonderheiten eines Einzelfalles berücksichtigt werden können, ist eine **Plausibilitätsprüfung** der Einstufung erforderlich.

In den Fällen, bei denen die Tabelle **keine eindeutige Entscheidung** zulässt, ist dennoch im Rahmen der Detailuntersuchung eine Entscheidung zu treffen. Dabei sind alle vorliegenden Kenntnisse zu berücksichtigen und zu wichten. Lässt der vorliegende Kenntnisstand keine abschließende Entscheidung zu, sind weitere Untersuchungen erforderlich.

Haben Bodenuntersuchungen im Rahmen einer Detailuntersuchung ergeben, dass durch verunreinigten Boden eine Grundwassergefährdung verursacht wird, muss **anschließend** die **Verhältnismäßigkeit** einer Bodensanierung geprüft werden¹². In die Prüfung fließen u.a. die folgenden Aspekte ein:

- Ergebnisse aus Grundwasseruntersuchungen (sofern vorhanden)
- Wassergefährlichkeit der Schadstoffe

¹⁰ Das Auftreten von Stauwasser weist auf Bodenschichten mit geringer Durchlässigkeit hin.

¹¹ Erhöhte Schadstoffkonzentrationen im Stauwasser belegen, dass Schadstoffe mobil sind.

¹² Siehe auch Glossar unter dem Stichwort „Verhältnismäßigkeit“.

- räumliche Ausbreitung des prognostizierten Grundwasserschadens
- Schadstofffracht (→Kapitel 3.7)
- voraussichtliche Dauer eines Schadstoffaustrags aus den verunreinigten Bodenbereichen (→Kapitel 3.7)
- technische Durchführbarkeit von Bodenaustausch oder von In-situ-Sanierungen
- Lage in Wasserschutzgebieten oder Heilquellenschutzgebieten.

**Tabelle 3: Detailuntersuchungen-
Beurteilung der Grundwassergefährdung aufgrund von Bodenuntersuchungen**

Mobilität der Schadstoffe siehe → Anhang 1 → Kapitel 3.3 → Kapitel 3.6.2	Schutzfunktion der ungesättigten Bodenzone siehe → Kapitel 3.4 → Tabelle 1 → Kapitel 3.6.2	Gesamtmenge an Schadstoffen im Boden siehe → Kapitel 3.2 → Kapitel 3.6.2	Grundwassergefährdung auf der Grundlage von Bodenuntersuchungen
hoch	(-)	sehr hoch oder hoch	ja
		gering	?
mittel	gering	sehr hoch oder hoch	ja
		gering	?
	mittel	sehr hoch	ja
		hoch oder gering	?
	hoch	sehr hoch oder hoch	?
	gering	nein	
gering	gering	sehr hoch	ja
		hoch	?
		gering	nein
	mittel oder hoch	sehr hoch	?
		hoch oder gering	nein

Erläuterungen:

Schutzfunktion der ungesättigten Bodenzone

(-): Bei Schadstoffen mit hoher Mobilität, z.B. LCKW, ist die Schutzfunktion i.d.R. vernachlässigbar

Gesamtmenge an Schadstoffen im Boden

sehr hoch: Die Beurteilungswerte aus Anhang 3 werden flächig überschritten, oder Schadstoffe liegen in Phase vor, oder die Schadstoffgehalte sind sehr hoch

hoch: Die Beurteilungswerte aus Anhang 3 werden in Teilbereichen überschritten

gering: Die Beurteilungswerte werden nicht oder nur punktuell überschritten

Grundwassergefährdung

ja: Die Grundwassergefährdung ist nachgewiesen. Nach Möglichkeit sind Berechnungen der Fracht durchzuführen (→Kapitel 3.7). Die Prüfung der Verhältnismäßigkeit einer Sanierung bzw. Sanierungsuntersuchungen muss noch erfolgen

?: Mit der Tabelle ist keine abschließende Entscheidung möglich, ob eine Grundwassergefährdung vorliegt oder nicht. Dennoch ist es im Rahmen von Detailuntersuchungen erforderlich, eine Entscheidung zu treffen (*ja* oder *nein*). Die Entscheidung ist ausführlich zu begründen. Sollte keine abschließende Entscheidung möglich sein, sind weitere Untersuchung erforderlich, insbesondere Grundwasseruntersuchungen

nein: Auf der Basis von Bodenuntersuchungen ist davon auszugehen, dass keine oder nur eine geringe Grundwassergefährdung besteht.

3.7 Frachtabeschätzungen

Bei der Sickerwasserprognose versteht man unter der Fracht diejenige Menge an Schadstoffen, die mit dem Sickerwasser pro Zeiteinheit in das Grundwasser gelangt. Die Fracht wird z.B. als Kilogramm Schadstoff pro Jahr angegeben [kg/Jahr].

Frachtabeschätzungen können verschiedenen Zwecken dienen, z.B. zur Beurteilung des Ausmaßes einer Grundwassergefährdung oder zur Prüfung der Verhältnismäßigkeit einer Sanierung (§ 4 Abs. 7 BBodSchV). Allerdings ist in vielen Fällen nur eine grobe Abschätzung der Frachten möglich.

Insbesondere bei **orientierenden Untersuchungen** ist die Abschätzung der Schadstofffracht nicht oder nur grob möglich, da die Ausgangsdaten meist unsicher sind bzw. wichtige Informationen fehlen. Jedoch finden bei der Einstufung der Grundwassergefährdung bereits viele Aspekte Berücksichtigung, die ebenfalls die Grundlage für Frachtabeschätzungen bilden, z.B. Schadstoffgehalte in einzelnen Bodenproben, die Mobilität der Schadstoffe und die Schutzfunktion der ungesättigten Bodenzone (→Kapitel 3.5.2).

Eventuell vorliegende Erkenntnisse aus historischen Erkundungen über die Handhabungsmengen der Schadstoffe sind bei Frachtabeschätzungen mit zu berücksichtigen.

Bei **Detailuntersuchungen** stehen mehr Informationen über Schadstoffgehalte, Schadstoffverteilung und die hydrogeologischen Verhältnisse zur Verfügung, so dass eine Abschätzung oder Berechnung der Schadstofffracht möglich sein sollte. Liegen dann Grundwasser-, Sickerwasser- oder Eluatuntersuchungen vor, ist prinzipiell eine Berechnung der Schadstofffracht möglich (siehe das folgende Berechnungsbeispiel). Ansonsten muss die Fracht aufgrund der Mobilität der Schadstoffe und der auf der Verdachtsfläche insgesamt vorhandenen Schadstoffmenge grob abgeschätzt werden. Die Genauigkeit der Abschätzung hängt von den verfügbaren Ausgangsdaten ab.

Nicht nur die Ermittlung von Schadstofffrachten ist häufig schwierig, sondern auch deren Bewertung hinsichtlich des Ausmaßes einer Grundwassergefährdung oder der Verhältnismäßigkeit einer Sanierung. Zu berücksichtigen sind eine Vielzahl weiterer Aspekte, z.B. die Vorbelastung des Grundwassers, die Lage in Wasserschutzgebieten usw. Daraus wird deutlich, dass bei Frachtabeschätzungen für den Gutachter ein großer Bewertungsspielraum besteht. Die Abschätzung oder Berechnung der Schadstofffracht muss daher fachlich fundiert sowie nachvollziehbar dargestellt sein.

Die Berechnung von Schadstofffrachten kann auf mehreren Wegen erfolgen, je nach dem, welche Daten zur Verfügung stehen. Das nachfolgende Berechnungsbeispiel stützt sich u.a. auf Analysen der Schadstoffgehalte in mehreren Bodenproben, auf Eluatuntersuchungen und auf die Sickerwasserrate:

Berechnungsbeispiel für die Schadstofffracht:

Ein altlastenverdächtiger Altstandort weist Bodenverunreinigungen mit Kupfer auf. Die kontaminierte **Fläche** erstreckt sich über **1.000 m²**. Die Kupferverunreinigungen reichen bis durchschnittlich 2 m unter Geländeoberkante. Daraus ergibt sich ein kontaminiertes **Volumen** von **2000 m³**. Bei einer Bodendichte von 2.000 kg/m³ entspricht dieses Volumen einer **Masse** von **4.000.000 kg Boden**.

Der durchschnittliche gemessene **Kupfergehalt** beträgt **100 mg/kg** Boden. Daraus errechnet sich eine **Schadstoffmenge** von 400.000.000 mg Kupfer, umgerechnet **400 kg** Kupfer (d.h. in dem verunreinigten Bodenvolumen von 2000 m³ sind insgesamt 400 kg Kupfer verteilt).

Mittels Eluatuntersuchungen (z.B. Bodensättigungsextrakt) werden Konzentrationen im **Eluat** von ca. **10 mg/l** Kupfer gemessen.

Die Abschätzung der **Sickerwasserrate** [mm/a] oder [l/(s*km²)] kann auf mehreren Wegen erfolgen:

- a) Die Sickerwasserrate kann annäherungsweise mit der Grundwasserneubildungsrate gleichgesetzt werden. Die Grundwasserneubildungsrate kann aus den Veröffentlichungen des Landesamtes für Wasserwirtschaft Rheinland Pfalz entnommen werden (z.B. Synoptik der Grundwasserhältnisse in Rheinland Pfalz Jahresreihe 1971-1995, Mainz 1996 [16]. Für die Grundwasserlandschaften in Rheinland-Pfalz wurden in der o.g. Veröffentlichung folgende Neubildungsraten angegeben

Quartäre und pliozäne Sedimente	3,1 l/(s*km ²)
Quartäre Magmatite	6,4 l/(s*km ²)
Tertiäre Kalksteine	1,6 l/(s*km ²)
Tertiäre Mergel und Tone	0,8 l/(s*km ²)
Tertiäre Bruchschollen	1,5 l/(s*km ²)
Tertiäre Vulkanite	2,4 l/(s*km ²)
Sandsteine des Lias	4,2 l/(s*km ²)
Muschelkalk und Keuper	4,0 l/(s*km ²)
Buntsandstein	4,7 l/(s*km ²)
Rotliegend-Sedimente	1,9 l/(s*km ²)
Rotliegend-Magmatite	1,6 l/(s*km ²)
Devonische Kalksteine	4,1 l/(s*km ²)
Devonische Quarzite	2,5 l/(s*km ²)
Devonische Schiefer und Grauwacken	1,3 l/(s*km ²)

- b) Die Sickerwasserrate kann auch aufgrund von Erfahrungen aus Lysimeteruntersuchungen abgeschätzt werden [24]. Beispiele:

durchlässige Böden in Gebirgslagen	12,6 l/(s*km ²)
durchlässige Böden in Tieflagen	9,5 l/(s*km ²)
mäßig durchlässige Böden in Tieflagen	6,3 l/(s*km ²)
mit Gehölzen bewachsene oder gepflasterte Böden	3,2 l/(s*km ²)
Böden mit weitgehend unbeschädigter Versiegelung	1,0 l/(s*km ²)

- c) Die Sickerwasserrate kann durch einen ortskundigen Geologen oder Bodenkundler abgeschätzt werden.

Häufig werden Sickerwasserraten und Grundwasserneubildungsraten in der Einheit [mm/a] angegeben. Für die untenstehende Frachtberechnung ist dann die Umrechnung in die Einheit [l/(s*km²)] erforderlich. Der **Umrechnungsfaktor** beträgt **0,032**. Beispielsweise entsprechen 100 mm/a umgerechnet 3,2 l/(s*km²).

Im Berechnungsbeispiel wird für die Verdachtsfläche eine Sickerwasserrate von 120 mm/a angenommen. Durch Multiplikation mit dem Umrechnungsfaktor 0,032 ergibt sich im Berechnungsbeispiel eine **Sickerwasserrate** von ca. **4 l/(s*km²)**. Da die

kontaminierte Fläche eine Größe von 1000 m² bzw. 0,001 km² aufweist, errechnet sich für diese Fläche eine **Sickerwassermenge** von **0,004 l/s** (d.h. im Jahresdurchschnitt versickern pro Sekunde 0,004 l Niederschlagswasser auf der 1000 m² großen kontaminierten Fläche).

Die Fracht errechnet sich nach folgender Formel:

$$\text{Fracht [mg/s]} = \text{Sickerwassermenge [l/s]} * \text{Eluatkonzentration [mg/l]}$$

Im vorliegenden Fall errechnet sich: $0,004 \text{ l/s} * 10 \text{ mg/l} = 0,04 \text{ mg/s}$
 $= \mathbf{1,26 \text{ kg/Jahr}}$

1 Jahr hat ca. 31,6 Millionen Sekunden, 1 kg entspricht 1 Million mg

Dies bedeutet, dass aus dem kontaminierten Bereich der Verdachtsfläche pro Jahr ca. 1,26 kg Kupfer mit dem Sickerwasser ausgetragen wird.

Aus der Gesamtmenge an Kupfer im Boden und der Fracht lässt sich die voraussichtliche Dauer des Schadstoffaustrags aus dem kontaminierten Bereich in das Grundwasser abschätzen.

Die Dauer des Schadstoffaustrags errechnet sich nach folgender Formel:

$$\text{Dauer des Schadstoffaustrags} = \text{Schadstoffmenge [kg]} \div \text{Fracht [kg/Jahr]}$$

Im vorliegenden Fall errechnet sich: $400 \text{ kg} \div 1,26 \text{ kg/Jahr} = \mathbf{317 \text{ Jahre}}$

Dies bedeutet, dass bei einem gleichmäßigen Austrag von 1,26 kg Kupfer pro Jahr nach Ablauf von ca. 300 Jahren das Kupfer vollständig aus dem kontaminierten Boden ausgewaschen wäre.

4 In-situ-Untersuchungen

Als weitere Möglichkeit zur Abschätzung einer Grundwassergefährdung im Rahmen der Sickerwasserprognose kommen In-situ-Untersuchungen in Frage. In-situ-Untersuchungen werden i.d.R. in der ungesättigten Bodenzone durchgeführt. Die direkte Beprobung am Ort der Beurteilung ist häufig nur mit hohem Aufwand möglich.

In-situ-Untersuchungen im engeren Sinne sind solche Methoden, bei denen die Messwerte direkt im Boden bzw. Untergrund mit Sonden ermittelt werden (z.B. Messungen von Temperatur, pH-Wert, Redoxpotential, Leitfähigkeit, Sauerstoffgehalt usw.). Im weiteren Sinne zählen auch Sickerwasser-, Stauwasser- und Bodenluftentnahmen zu In-situ-Untersuchungen, d.h. die direkte Beprobung der flüssigen und gasförmigen Bodenbestandteile ohne Entnahme von Bodenproben.

Tabelle 4: In-situ-Untersuchungsmethoden

Untersuchungsmedium	Beprobungs- und Untersuchungsmethoden
Boden (Direktmessung)	Drucksondierung (Schichtaufbau, Grundwasserflurabstand; halbquantitative Bestimmung u.a. von PAK, LCKW und BTEX)
Sickerwasser	Saugkerzen (in der ungesättigten Zone) Sickerwasserpegel, Saugkerzen, Direct-push-Verfahren, Drucksondierung u.a. (am Ort der Beurteilung)
Stauwasser (zeitlich befristet auftretendes Grundwasser)	Schöpfproben, evtl. Pumpproben, Saugkerzen, Drucksondierung u.a.
Bodenluft	Verfahren nach VDI-Richtlinie 3865 Teil 2, Drucksondierung

Mit In-situ-Untersuchungen können für einen definierten Probennahmepunkt die aktuellen Schadstoffbelastungen in den Umweltmedien ermittelt werden. Beispielsweise kann festgestellt werden, ob Sickerwasser am gewählten Probennahmepunkt bereits bzw. noch mit Schadstoffen belastet ist.

In-situ-Untersuchungen können in günstigen Fällen die Lücke schließen zwischen Bodenuntersuchungen im Schadensherd (zur Bewertung, ob zukünftig eine Grundwassergefährdung besteht) und Grundwasseruntersuchungen (zur Bewertung, ob bereits ein Grundwasserschaden eingetreten ist). Dies gilt insbesondere bei Schadstoffen, die noch „auf dem Weg“ durch die ungesättigte Bodenzone sind. In-situ-Untersuchungen sollten daher immer im Zusammenhang mit Boden- und/oder Grundwasseruntersuchungen interpretiert werden.

Die Untersuchung von **Bodenluft** ist eine häufig angewandte und wichtige Erkundungsmethode für die Untersuchung von leichtflüchtigen organischen Verbindungen (LCKW, BTEX) im Boden und Grundwasser.

Die repräsentative Beprobung von Bodenluft ist in der Praxis allerdings schwierig. Die Komplexität der Bodenmatrix, die vielfältigen lokalen Einflüsse, die Störung der aktuellen Verteilungszustände der Schadstoffe im Boden beim Anlegen des Bohrloches sowie die angewandte Probennahmetechnik lassen nur die Ermittlung **relativer Konzentrationen** zu. Das heißt: Liegen an einem Messobjekt für alle Probennahmen identische Bedingungen vor, so können die Messergebnisse untereinander verglichen werden [3].

Da mittels Bodenluftuntersuchungen keine Aussagen über die tatsächlichen, absoluten Schadstoffkonzentrationen in der Bodenluft getroffen werden können, werden in der BBodSchV für Bodenluft keine (gefahrenbezogenen) Prüfwerte angegeben.

Bei Bodenluftuntersuchungen im Rahmen von **orientierenden Untersuchungen** kann auf die Orientierungswerte für Bodenluft im Merkblatt ALEX 02 [50] zurückgegriffen werden, die sich bisher in Rheinland-Pfalz im Verwaltungshandeln für die Beurteilung einer Grundwassergefährdung bewährt haben. Nach der Tabelle 1 des Merkblattes ALEX 02 ergeben sich die zu ergreifenden Maßnahmen. Bei der Überschreitung von 10 mg/m^3 sollten weitere Sachverhaltsermittlungen erfolgen, z.B. Absaugversuche, Bau weiterer Bodenluft-Messstellen, Boden- und Grundwasseruntersuchungen und vertiefte historische Erkundungen.

Die Sickerwassermengen sowie die Schadstoffkonzentrationen im **Sickerwasser** sind jahreszeitlichen Schwankungen unterworfen und können kleinräumig stark wechseln. Um repräsentative Aussagen über den Schadstoffeintrag in das Grundwasser erhalten zu können, sind einerseits Messungen an mehreren Messpunkten und andererseits mehrere Messreihen erforderlich.

Saugkerzen, mit denen Sickerwasser entweder in der ungesättigten Bodenzone, in Stauwasserhorizonten oder direkt am Ort der Beurteilung gewonnen werden kann, werden verstärkt bei der Untersuchung von verunreinigten Bodenbereichen eingesetzt. Die Entnahme von Bodenwasserproben mittels Saugkerzen ist im DVWK-Merkblatt 217 beschrieben [11].

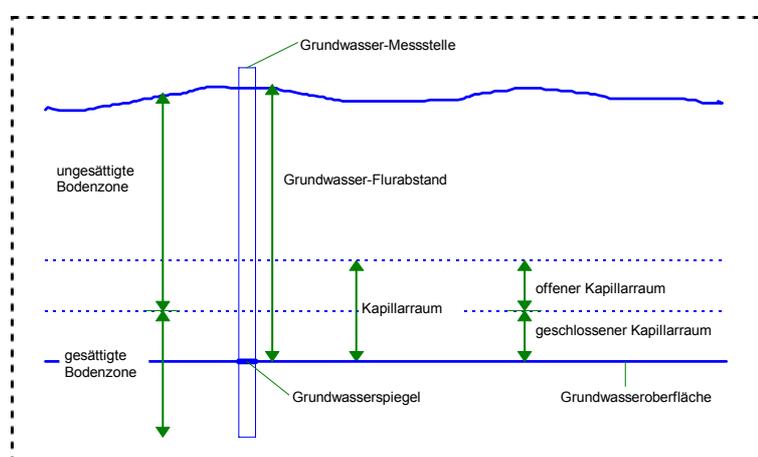
Bei der Untersuchung von Schwermetallen und organischen Schadstoffen ist u.U. mit deutlichen Minderbefunden durch Adsorption der Schadstoffe am Saugkerzenmaterial zu rechnen. Daher ist das Saugkerzenmaterial in Abhängigkeit von den zu analysierenden Schadstoffen und den zu erwartenden Schadstoffkonzentrationen auszuwählen. Geeignete Saugkerzenmaterialien können Glassinter, Keramik, Kunststoff und Edelstahl sein. Bei organischen Schadstoffen sind zusätzlich Abbau- und Verdunstungsverluste im Probennahmengefäß während der mehrtägigen Beprobung zu erwarten.

Glossar

Beurteilungswerte:	Die in Anhang 3 aufgeführten Beurteilungswerte für <i>Boden</i> können als Maßstab verwendet werden, ob in Bodenproben sehr hohe, hohe oder geringe Schadstoffgehalte vorliegen (siehe auch Tabelle 2).
Biologische Abbaubarkeit:	Viele organische Schadstoffe können durch Mikroorganismen ab- oder umgebaut werden (Mineralisierung, Metabolisierung). Die Abbaugeschwindigkeit hängt einerseits von den chemisch-physikalischen Stoffeigenschaften der Schadstoffe, andererseits von den Verhältnissen in der ungesättigten bzw. gesättigten Zone stark ab (aerob/anaerob, reduzierend/oxidierend, sauer/alkalisch usw.) Beispiele: Unter aeroben Verhältnissen sind z.B. viele MKW gut abbaubar. Aromatische Kohlenwasserstoffe sind ebenfalls aerob abbaubar. Die höherchlorierten LCKW können unter anaeroben Bedingungen zu niedrigerchlorierten LCKW metabolisiert werden, die wiederum aerob abbaubar sind
Boden (gemäß BBodSchG):	Der Boden ist die obere Schicht der Erdkruste, soweit sie Träger der Bodenfunktionen ist, einschließlich der flüssigen Bestandteile (→Bodenlösung) und der gasförmigen Bestandteile (Bodenluft), ohne →Grundwasser und Gewässerbetten (§ 2 BBodSchG). Für Böden gibt es eine Vielzahl weiterer Definitionen
Bodenlösung:	Der Begriff „Bodenlösung“ nach § 2 Abs. 2 BBodSchG umfasst sämtliches Wasser in allen seinen Erscheinungsformen in der <u>ungesättigten</u> Zone (→Sickerwasser, Haft-, Kapillarwasser)
Bodenmaterial:	Material aus Böden ... und deren Ausgangssubstraten einschließlich Mutterboden, das im Zusammenhang mit Baumaßnahmen oder anderen Veränderungen der Erdoberfläche ausgehoben, abgeschoben oder behandelt wird (§ 2 BBodSchV)
Bodensättigungsextrakt:	Verfahren zur Abschätzung der Eluierbarkeit anorganischer Schadstoffe aus Böden. Im Gegensatz zum →S4-Verfahren ist das Wasser-Boden-Verhältnis klein. Die Durchführung des Bodensättigungsextraktes wird in Anhang 1 der BBodSchV und in der Vornorm DIN V 19735 [8] beschrieben (siehe auch Anhänge 2.1 und 2.2)
Bodenwasser:	siehe →Bodenlösung
Detailuntersuchung:	Vertiefte weitere Untersuchung nach § 9 Abs. 2 BBodSchG zur abschließenden Gefährdungsabschätzung, die insbesondere der Feststellung von Menge und räumlicher Verteilung von Schadstoffen, ihrer mobilen oder mobilisierbaren Anteile, ihrer Ausbreitungsmöglichkeiten

	<p>in Boden, Gewässer und Luft sowie der Möglichkeit ihrer Aufnahme durch Menschen, Tiere und Pflanzen dient (§ 2 BBodSchV).</p> <p>Die Ergebnisse von Detailuntersuchungen sind daraufhin zu bewerten, ob und für welche Teilbereiche Sanierungsmaßnahmen für das Grundwasser und den Boden erforderlich sind (§ 4 Abs. 4 BBodSchV). Dabei ist auch die →Verhältnismäßigkeit einer Sanierung bzw. Sanierungsuntersuchung zu prüfen</p>
Durchlässigkeitsbeiwert:	<p>Das Ausmass der Wasserbewegung in porösen Medien wird durch die sogenannte Darcy-Gleichung dargestellt. Sie beschreibt die Abhängigkeit der durch eine Fläche F strömenden Wassermenge Q vom antreibenden Potential dh, der Fließstrecke dl und dem Durchlässigkeitsbeiwert k. Hierbei ist grundsätzlich zwischen dem filtergesteinsspezifischen k_f-Wert im gesättigten und dem im Wesentlichen durch den Wassergehalt bestimmten k_u-Wert im ungesättigten Bereich zu unterscheiden.</p> <p>Ferner ist zu beachten, dass der Durchlässigkeitsbeiwert von Dichte und Viskosität einer fluiden Phase abhängt. Hierdurch ist z.B. die bei gleichem Potentialgefälle deutlich höhere Fließgeschwindigkeit von CKW oder Benzin (in Phase) bzw. die geringere Fließgeschwindigkeit von Dieselkraftstoff oder Rohöl (in Phase) zu erklären.</p>
Einzelprobe:	<p>Einzelproben stammen aus einer einzigen Bohrung. Für jeweils eine Bodenschicht ist mindestens eine Einzelprobe zu entnehmen (Anhang 1 Nr. 2.1.3 BBodSchV). Bei Schichten mit einer Mächtigkeit über 1 m ist je Bohrmeter eine Probe zu nehmen. Im obersten Bohrmeter sollten mindestens 2 Einzelproben genommen werden. Die Einzelprobe soll vom Probennehmer so zusammengesetzt werden, dass sie eine Bodenschicht möglichst gut repräsentiert</p>
Elution, Extraktion:	<p>Beide Begriffe werden im Altlastenbereich häufig synonym zur Beschreibung von Verfahren verwendet, mit denen die →Mobilisierbarkeit von Schadstoffen aus Abfällen, →Boden oder →Bodenmaterialien durch Sickerwasser abgeschätzt werden kann. Als Elutions-/Extraktionsmittel werden i.d.R. Wasser oder wässrige Lösungen eingesetzt.</p> <p>Eine Extraktion (latein.: extrahere=herausziehen) ist ein Trennverfahren, bei dem mittels eines geeigneten Lösungsmittels Bestandteile aus festen oder flüssigen Substanzgemischen herausgelöst werden.</p> <p>Eine Elution (latein.: eluere=auswaschen) ist eine in der Chromatografie gebräuchliche Bezeichnung für das Herauslösen adsorbierter Stoffe aus Feststoffen</p>
Gefahr:	<p>Sachlage, bei der bei ungehindertem Ablauf des Geschehens in überschaubarer Zukunft mit</p>

	hinreichender Wahrscheinlichkeit ein Schaden für Schutzgüter eintreten kann
Gefährdung:	Möglichkeit der Schädigung von Schutzgütern. Die Wahrscheinlichkeit, dass ein Schaden eintritt, ist geringer als bei einer →Gefahr
Gesättigte Zone:	Der Teil des Untergrundes, in dem alle Hohlräume von Wasser zusammenhängend erfüllt sind, wird als gesättigte Zone bezeichnet. In der gesättigten Zone sind das Grundwasser und der geschlossene Kapillarraum zu unterscheiden. Das Wasser innerhalb des Kapillarraums folgt nicht der Grundwasserbewegung. Die Grundwasseroberfläche entspricht bei ungespannten Gw-Verhältnissen dem in einer Messstelle ermittelten Gw-Spiegel



Grundwasser:	Nach EU-Wasserrahmenrichtlinie: Alles unterirdische Wasser in der Sättigungszone, das in unmittelbarer Berührung mit dem Boden oder dem Untergrund steht. Nach DIN 4049: Unterirdisches Wasser, das die Hohlräume der Lithosphäre zusammenhängend ausfüllt und dessen Bewegungsmöglichkeiten ausschließlich durch die Schwerkraft bestimmt wird.
Mischprobe:	Mischproben werden aus ca. 15 bis 25 Einstichstellen gewonnen (Anhang 1 Nr. 2.1.1 BBodSchV). Mischproben sind ein Instrument des Bodenschutzes, das für die Untersuchung oberflächennaher, homogen verteilter Schadstoffe geeignet ist (Düngereintrag, Immissionen). Bei inhomogener Schadstoffverteilung bewirken Mischproben eine Herabsetzung einzelner Konzentrationsspitzen. Bei Altlastenuntersuchungen sind Mischproben i.d.R. nicht geeignet, da meist keine homogene Schadstoffverteilung vorliegt
Mobilität, Mobilisierbarkeit:	Zusammenfassende Begriffe für die Verlagerungsfähigkeit und Beweglichkeit eines Stoffes im Boden und im Grundwasser aufgrund seiner chemisch-physikalischen Eigenschaften

Orientierende Untersuchung:	Erste technische Untersuchung auf Verdachtsflächen, insbesondere Messungen. Örtliche Untersuchung auf Grundlage der Ergebnisse der Erfassung/historischen Erkundung zum Zweck der Feststellung, ob der Verdacht einer schädlichen Bodenveränderung oder Altlast ausgeräumt ist, oder ob ein hinreichender Verdacht im Sinne des § 9 Abs. 2 BBodSchG besteht (§ 2 BBodSchV). Orientierende Untersuchungen nach § 9 Abs. 1 BBodSchG werden von der zuständigen Behörde durchgeführt.
Orientierungswerte:	→Prüfwerte aus ALEX 02
Ort der Beurteilung:	Übergangsbereich von der ungesättigten zur →gesättigten Zone (§ 4 Abs. 3 BBodSchV), d.h. Grenzbereich offener/geschlossener Kapillarraum. Zur Vereinfachung wird angenommen, dass der Ort der Beurteilung bei ungespannten Gw-Verhältnissen dem gemessenen oder geschätzten Grundwasserhöchststand entspricht, unter Berücksichtigung von jahreszeitlichen Einflüssen, Hochwasser und zukünftigen Entwicklungen
Porenlösung, Porenwasser:	Das in den Boden infiltrierte Wasser, das die freien Räume zwischen Gesteinspartikeln füllt. Der Teil des Untergrundes, in dem alle Hohlräume von Wasser zusammenhängend erfüllt sind, wird als →gesättigte Zone bezeichnet
Prüfwerte der BBodSchV:	Werte, bei deren Überschreiten unter Berücksichtigung der Bodennutzung eine einzelfallbezogene Prüfung durchzuführen ist und festzustellen ist, ob eine schädliche Bodenveränderung oder Altlast vorliegt (§ 8 BBodSchG)
Prüfwerte aus ALEX 02:	Orientierungswerte, bei deren Unterschreitung der Gefahrenverdacht i.d.R. als ausgeräumt gilt [50]
Rückhaltevermögen:	Unter dem Rückhaltevermögen der ungesättigten Bodenzone versteht man deren Fähigkeit, Schadstoffe dauerhaft oder zeitweise zu binden, weiterhin der Einfluss der ungesättigten Bodenzone auf die Versickerungsgeschwindigkeit von Sickerwasser oder Schadstoffphasen. Einflüsse auf das Rückhaltevermögen haben u.a. Adsorption an Huminstoffen und an Tonmineralien, Kationenaustauschkapazität, Lagerungsdichte, Kornzusammensetzung, Porosität und bevorzugte Fließwege
S4-Verfahren:	Elutionsverfahren nach DIN 38414-4 „Bestimmung der Eluierbarkeit mit Wasser“. Das S4-Verfahren ist ein weit verbreitetes Verfahren zur Abschätzung der Eluierbarkeit anorganischer Schadstoffe aus Abfällen, →Böden und →Bodenmaterialien. Weitere Informationen siehe Anhänge 2.1 und 2.2
Säulenversuche:	Elutionsverfahren, bei dem die in einer Glassäule befindliche Bodenprobe von einem Elutionsmittel (z.B. sauerstofffreiem Trinkwasser) langsam durchflossen wird. Das Säulenverfahren wird i.d.R. zur Abschätzung

	<p>der Eluierbarkeit schwerflüchtiger organischer Schadstoffe (insbesondere PAK) aus Böden oder Bodenmaterialien angewandt. Das Verfahren wird u.a. in der Vornorm DIN V 19736 [9] und im Merkblatt Nr. 20 des LUA NRW [36] beschrieben. Weitere Informationen siehe Anhänge 2.1 und 2.3</p>
Schutzfunktion der ungesättigten Bodenzone:	<p>Im Hinblick auf den Schutz des Grundwassers wird die Schutzfunktion der ungesättigten Zone bestimmt u.a. durch Versiegelung/ Bewuchs auf der Fläche, die Mächtigkeit der ungesättigten Zone, die Durchlässigkeit des Untergrunds sowie durch mikrobielle Abbauprozesse in der ungesättigten Zone.</p> <p>Je länger die Verweildauer des Sickerwassers in der ungesättigten Zone ist, desto länger können Abbau- und Sorptionsprozesse wirksam werden und desto geringer ist i.d.R. der Schadstoffeintrag in das Grundwasser</p>
Sickerwasser:	<p>Nach DIN 4049: Unterirdisches Wasser, das sich durch Überwiegen der Schwerkraft im Sickerraum abwärts bewegt</p>
Sickerwasserprognose:	<p>Die Sickerwasserprognose ist die Abschätzung der von einer schädlichen Bodenveränderung ausgehenden Schadstoffeinträge oder der 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 (§ 2 BBodSchV). Die Sickerwasserprognose kann über Grundwasseruntersuchungen, In-situ-Untersuchungen und Bodenuntersuchungen erfolgen</p>
Stauwasser:	<p>→Grundwasser, das nur zeitweilig über Schichten mit geringer Wasserleitfähigkeit (z.B. Ton) auftritt. Der Begriff wird i.d.R. für die Hauptwurzelzone bis 1,3 m unter Flur verwendet</p>
Stofftransportmodelle:	<p>Modelle zur Simulation von Strömungs- und Transportprozessen im Grundwasser bzw. in der ungesättigten Bodenzone. Für letzteres steht zur Zeit kein in der Praxis erprobtes und validiertes Modell zur Verfügung [4]</p> <p><i>Analytische</i> Modelle basieren auf (geschlossenen) mathematischen Gleichungen, z.B. zur Beschreibung von Grundwasserströmungen oder der Grundwasserfließrichtung. Der Einfluss aller in die Berechnung eingehenden Parameter auf das Ergebnis kann aus der Berechnungsformel direkt abgelesen werden. Die für analytische Lösungsverfahren notwendigen Annahmen wie unendlich ausgedehnter Grundwasserleiter, Isotropie, Homogenität usw. lassen allerdings nur eine unvollkommene Beschreibung natürlicher Verhältnisse zu.</p>

Mit den i.d.R. wesentlich komplexeren *numerischen* Modellen ist eine realitätsnähere, räumlich und zeitlich abgegrenzte Simulation komplexer Transportvorgänge möglich. Hierzu ist ein System von Gleichungen erforderlich, die nur iterativ lösbar sind

Unbelastete Grundwasserüberdeckung: Gesteinskörper im Bereich zwischen der Grundwasseroberfläche und der Unterkante eines Schadensherdes

Verhältnismäßigkeit:

Jedes Handeln einer Behörde, das Dritte belastet und im behördlichen Ermessen steht, muss verhältnismäßig sein. Verhältnismäßig sind Maßnahmen, die geeignet, erforderlich und angemessen sind.

Eine Maßnahme ist *geeignet*, wenn sie den bezweckten Erfolg herbeiführen kann.

Eine Maßnahme ist *erforderlich*, wenn der Erfolg nicht auch mit einer weniger einschneidenden Maßnahme erreicht werden kann.

Eine Maßnahme ist *angemessen*, wenn die bezweckten Vorteile die mit der Maßnahme verbundenen Nachteile überwiegen (Nachteile sind z.B. Schadstoffverlagerungen, Schadstoffemissionen durch Sanierungsanlagen und beim Transport von verunreinigtem Bodenaushub, Zerstörung wertvoller Biotope). Weiterhin sollte der Aufwand im Verhältnis zum angestrebten Ziel stehen.

Anhänge



Anhang 1 Chemisch-physikalische Eigenschaften und Mobilität von Schadstoffen

LCKW - Leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe

Chemisch-physikalische Daten:

	Vinyl-chlorid (VC)	Trichlor-methan	1,2-cis-Dichlor-ethen	Trichlor-ethen (TRI)	Tetrachlor-ethen (PER)	LCKW ¹³ Bandbreite von ... bis
Wasserlöslichkeit [mg/l]	ca. 2000	ca. 8000	ca. 800	ca. 400	ca. 150	ca. 150 bis 20.000
Siedepunkt [°C]	-14	61	60	87	121	-14 bis 121
Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizient ¹⁴	ca. 100	ca. 100	-/-	ca. 200	ca. 400	100 bis 400
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
Adsorbierbarkeit an C _{org} (K _{oc})	ca. 10	ca. 100	ca. 60	ca. 150	ca. 300	10 bis 300
Wassergefährdungs-kategorie	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 1,2-cis-Dichlorethen.

Bewertung der Mobilität (→Kapitel 3.5.2 und 3.6.2): hohe Mobilität

¹³Dichlormethan, Trichlormethan, Tetrachlormethan, 1,2-Dichlorethan, 1,1,1-Trichlorethan, Vinylchlorid, 1,2-cis-Dichlorethen, Trichlorethen, Tetrachlorethen

¹⁴Zur Erläuterung des Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizienten und zur Viskosität siehe letzte Seite des Anhangs 1.

BTEX - Aromatische Kohlenwasserstoffe¹⁵**Chemisch-physikalische Daten:**

	Benzol	Toluol	Xylole	Ethylbenzol	Styrol
Wasserlöslichkeit [mg/l]	1700	550	175 - 198	866	250
Siedepunkt [°C]	80	111	138 - 144	136	145
Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizient ¹⁶	135	490	ca. 1600	1600	1000
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	0,6	0,8
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 aromatischen Kohlenwasserstoffen (BTEX) im Untergrund 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 ist wesentlich geringer.

Abbaubarkeit:

BTEX sind unter günstigen Randbedingungen relativ gut mikrobiell abbaubar. Die Abbaubarkeit ist i.d.R. besser als die der Cycloalkane und schlechter als die der Isoalkane. Unter aeroben Bedingungen erfolgt eine Transformation zu Phenolen bzw. Brenzkatechin, dann Ringöffnung, dann eine rasche Mineralisierung.

Toluol und Benzol sind leichter abbaubar als z.B. Xylol.

Bewertung der Mobilität:

(→Kapitel 3.5.2 und 3.6.2)

hohe bis mittlere Mobilität

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

Ansonsten gilt die mittlere Mobilität

¹⁵ Einkernige Aromaten: Benzol, Toluol, Ethylbenzol, Styrol, Xylole (o,m,p).

¹⁶ Zur Erläuterung des Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizienten und zur Viskosität siehe letzte Seite des Anhangs 1.

MKW - Mineralölkohlenwasserstoffe**Ottokraftstoff** (Siedebereich ca. 36° - 175° C, Kettenlänge C₅ - C₁₀)**Diesel, Heizöl, Schmieröl** (Siedebereich ca. 170° - 525° C, Kettenlänge C₁₀ - C₃₉)**Chemisch-physikalische Daten:**

	Ottokraftstoff C ₅ - C ₁₀	Diesel C ₁₀ - C ₂₁	Heizöl EL C ₉ - C ₂₃	Schmieröl ca. C ₁₇ - C ₃₉
Wasserlöslichkeit [mg/l]	ca. 100	5 - 20	sehr gering	sehr gering
Siedebereich [°C]	36 - 175	175 - 360	160 - 390	300 - 525
Dichte bei 20 °C [g/cm ³]	ca. 0,7	ca. 0,8	ca. 0,9	ca. 0,9
dyn. Viskosität ¹⁷ [mPa*s]	ca. 0,6	ca. 3	ca. 4	zähflüssig
Wassergefährdungsklasse	3 ¹⁸	2	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.

Ottokraftstoffe sind Gemische aus kurzkettigen MKW (C₅ - C₉) und aromatischen Kohlenwasserstoffen (BTEX). Beide Stoffgruppen weisen ähnliche Stoffeigenschaften auf und sind sehr mobil.

Diesel (C₁₀ - C₂₁), **Kerosin** (C₁₀ - C₁₆) und **Heizöl EL** (C₉ - C₂₃) sind wenig flüchtig und sind 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. Die Ausbreitung dieser MKW im Untergrund erfolgt i.d.R. als Ölphase. Wenn der Druck der Ölphase groß genug ist, können MKW in den Grundwasserkörper eindringen. Wegen der geringen Dichte reichern sich diese MKW i.d.R. im Kapillarsaum an („aufschwimmende Phase“).

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, Isoalkane 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 über Alkohole und Aldehyde bzw. Ketone zu gut abbaubaren Fettsäuren oxidiert. Alkene werden über Epoxide und Dirole zu Fettsäuren oxidiert.

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:

(→Kapitel 3.5.2 und 3.6.2)

hohe Mobilität:

mittlere Mobilität:

geringe Mobilität:

Ottokraftstoffe

Diesel, Heizöl EL

Schmieröl, Heizöl S

¹⁷ Zur Erläuterung der Viskosität siehe letzte Seite des Anhangs 1.

¹⁸ WGK 3 wegen des Anteils von Benzol im Ottokraftstoff. Die Alkane haben WGK 1, außer Pentan mit WGK 0.

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
Oktanol-Wasser- Verteilungskoeffizient ¹⁹	2.300	35.000	135.000	3.200.000
dyn. Viskosität [mPa*s]	bei Raum- temperatur fest	bei Raum- temperatur fest	bei Raum- temperatur fest	bei Raum- temperatur fest
Adsorbierbarkeit an C _{org} (K _{oc})	1.300	26.000	44.000	4.500.000
Wassergefährdungsklasse	2			3 ²⁰

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, Benz[a]anthracen, Chrysen.

Sonstige: Benzo[b]fluoranthen, Benzo[k]fluoranthen, Benzo[a]pyren, Indeno[1,2,3-cd]pyren, Dibenz[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 bzw. Brenzkatechin, dann Ringöffnung, dann Mineralisierung.

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

¹⁹ Zur Erläuterung des Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizienten und zur Viskosität siehe letzte Seite des Anhangs 1.

²⁰ 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 ²¹ Bandbreite von ... bis (19 bis 71 % Cl)
Wasserlöslichkeit [mg/l]	0,14	0,01	0,004	0,001 bis 6 mg/l
Oktanol-Wasser- Verteilungskoeffizient ²²	740.000	2.500.000	5.000.000	ca. 20.000 bis 150.000.000
Viskosität	zähflüssig	zähflüssig	zähflüssig	
Adsorbierbarkeit an C _{org} (K _{oc})	470	561	-/-	
Wassergefährdungsklasse	3	3	3	3

Allgemeines:

Technisches PCB ist ein Gemisch unterschiedlicher Kongenere²³. 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 (→Kapitel 3.5.2 und 3.6.2): geringe Mobilität

²¹ Monochlorbiphenyl C₁₂H₉Cl bis Decachlorbiphenyl C₁₂Cl₁₀.

²² Zur Erläuterung des Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizienten siehe letzte Seite des Anhangs 1.

²³ 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 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 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 1 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 Membranen 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 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 komplex gebundenen Cyanide.

Bewertung der Mobilität:

(→Kapitel 3.5.2 und 3.6.2)

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 beispielsweise Arsen, Antimon und Selen.

Die Mobilität und Verfügbarkeit von Schwer- und Halbmetallen in Böden hängt von zahlreichen Faktoren ab: chemische Bindungsform, pH-Wert, Redoxpotential, 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 2.1 dieses Handbuchs).

Spezies, chemische Formen (Beispiele):

Kationisch gebundene Schwer- und Halbmetalle, Wasserlöslichkeit

Cloride:	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. $[\text{Sb}(\text{OH})_6]^-$):	gut wasserlöslich
Arsenat (AsO_4^{2-}):	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 (Metalle) 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.

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 ist ein geeignetes Elutionsverfahren zur Beurteilung des Langzeitverhaltens bei bestimmten pH-Werten, z.B. pH 4 (siehe Anhang 2.1 dieses Handbuches).

Einfluss des Redoxpotentials:

Das Redoxpotential 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 Redoxpotentials* erhöhen oder erniedrigen. Daher können keine pauschalen Aussagen über die Mobilität von Schwer- und Halbmetallen bei einer Änderung des Redoxpotentials 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 Grundwasser-Messstellen kann auf einfache Weise das Redoxpotential mittels einer Sonde gemessen werden. Das Redoxpotential gibt in Verbindung mit dem pH-Wert Hinweise, ob im Wasser oxidierende, reduzierende oder indifferente Bedingungen vorliegen. Ein Maß für das Redox-Vermögen eines Systems ist der sogenannte rH-Wert.

$$\text{Berechnung von rH:} \quad rH = \frac{2 Eh}{59,16 mV} + 2 pH$$

rH:	negativer dekadischer Logarithmus des Wasserstoffpartialdrucks
Eh:	gemessenes Redoxpotential der Wasserprobe [mV]
pH:	pH-Wert der Wasserprobe

rH 0 bis 17	<u>reduzierendes</u> Milieu
rH 17 bis 25	indifferent
rH 25 bis 42	<u>oxidierendes</u> Milieu

In Böden ist die Messung des Redoxpotentials aufwendiger (mittels Platin-Elektrode und Bezugselektrode, siehe E. Schlichting et al., Bodenkundliches Praktikum [8]).

In der BBodSchV ist für Böden kein Verfahren zur Bestimmung des Redoxpotentials angegeben. Falls in Böden eine *Änderung* des Redoxpotentials 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 starke *spezifische* Adsorption statt (Blei > Kupfer >> Zink > Nickel > Cadmium).



Schwer- und Halbmetalle (Fortsetzung)

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 selber löslich, können ausgefällte Schwermetallverbindungen wieder in Lösung gehen.

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 Erdalkaliionen 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). Unter reduzierenden Bedingungen wird Chrom(VI) zu Chrom(III) reduziert, unter oxidativen Bedingungen ist Chrom(VI) stabil.
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 geringerem Umfang) organisch gebunden, z.B. als Methylquecksilber. Die Umwandlungsrate von ionisch gebundenem in organisch gebundenes Quecksilber ist in Böden allerdings gering. Die Toxizität von elementarem Quecksilber ist 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.

Literatur zum Thema Schwer- und Halbmetalle:

- Alloway et al., Schadstoffe in der Umwelt, Spektrum Akademischer Verlag, 1996
Holleman-Wiberg, Lehrbuch der Anorganischen Chemie, de Gruyter, 1976
Lewandowski et al., Schadstoffe im Boden, Springer 1997
Merian, Metalle in der Umwelt, verlag chemie 1984
Römpp Lexikon Chemie Version 2.0, CD-ROM, Thieme
Scheffer/Schachtschabel, Lehrbuch der Bodenkunde, 14. Auflage, Enke, 1998
Schinner/Sonnleitner, Bodenökologie Band IV Anorganische Schadstoffe, Springer, 1997
Schlichting et al., Bodenkundliches Praktikum, Blackwell-Wissenschafts-Verlag, 1995

Erläuterungen zu Anhang 1

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 sowie u.U. Versiegelungen durchdringen.

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} 21.400. Daher wird häufig der dekadische Logarithmus „log P_{OW} “ gebildet.

log P_{OW} : Der log P_{OW} ist der dekadische Logarithmus des Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizienten K_{OW} . 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 zu Anhang 1 (siehe Literaturliste):

[2], [27], [32], [38], [42], [45], [46], [48]

Anhang 2 Elutions-/Extraktionsverfahren

Anhang 2.1 Verfahren zur Elution/Extraktion *anorganischer* und *organischer* Schadstoffe

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

Anwendungsbereich

Feste, pastöse und schlammige Materialien (Abfälle) [10]. 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 [5]: Nach dem Schütteln Suspension 15 Minuten sedimentieren lassen. Überstehende Flüssigkeit dekantieren und 30 Minuten mit 2000 g (2000facher Erdbeschleunigung) 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 zulässig.

Feststoff-Flüssigkeitsverhältnis: 1 : 10

Mechanische Beanspruchung: Ja (Schütteln, Umwälzen)

Vorteile

Gute Reproduzierbarkeit, einfache Durchführung, bewährtes Routineverfahren, kostengünstig.

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

Nachteile und Grenzen

Nur für wasserlösliche anorganische Stoffe geeignet. Bei hydrophoben organischen Stoffen treten Adsorptionseffekte an Glasapparatur und Filtermaterialien auf. Bei leichtflüchtigen Schadstoffen treten Ausgasungsverluste auf.

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

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

Als Elutionsmittel wird destilliertes Wasser verwendet. Dieses weist im Vergleich zu „normalem“ Sicker- und Regenwasser sowie Deponie-Sickerwasser i.d.R. ein geringeres Mobilisierungsvermögen für Schadstoffe auf.

Wegen des Boden-Wasser-Verhältnisses von 1 : 10 werden die Schadstoffe stark verdünnt. Dadurch erhöhen sich die Bestimmungsgrenzen der Analysemethoden.

Anmerkung:

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



Bodensättigungsextrakt

Anwendungsbereich

Untersuchung von Boden- und Aufschüttungsmaterial. Elution anorganischer Schadstoffe (siehe BBodSchV, Anhang 1, Nr. 3.1.2 sowie DIN V 19735 [8])

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. 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
Elutionsmittel:	Destilliertes Wasser
Elutionsdauer:	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 Bodenart abhängig)
Mechanische Beanspruchung:	Mäßig

Vorteile

Das Feststoff-Flüssigkeitsverhältnis ist realitätsnäher als bei anderen Elutions-/Extraktionsverfahren.

Nachteile und Grenzen

Die Methode ist relativ aufwendig und umfasst viele Arbeitsschritte. Der Arbeitsschritt „Wasserzugabe bis zum Erreichen der Fließgrenze“ lässt Spielraum offen. Dies wirkt sich nachteilig auf die Reproduzierbarkeit der Methode aus.

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 grobkörnigen Böden/Materialien (z.B. Kiese) ist die Methode verfahrensbedingt nicht anwendbar. Bei feinkörnigen Böden ist die Filtration deutlich erschwert, so dass nur eine geringe Eluatmenge gewonnen werden kann und sich bei der Filtration andere Gleichgewichtsverhältnisse zwischen Wasser- und Bodenphase einstellen können.

Anmerkungen:

Die Methode zur Bestimmung des Bodensättigungsextraktes wurde in den USA entwickelt, um den Salzgehalt in Salzböden zu bestimmen. Die Methode ist nicht auf Altlastenuntersuchungen zugeschnitten, sondern insbesondere auf Untersuchungen von Na⁺, K⁺, NO₃⁻ und Cl⁻ in Böden.

Die BBodSchV gibt für die Elution anorganischer Schadstoffe dem Bodensättigungsextrakt den Vorrang vor anderen Verfahren (S4-Verfahren, Ammoniumnitratverfahren). Die letztgenannten Verfahren sind zulässig, sofern ihre Gleichwertigkeit zum Bodensättigungsextrakt sichergestellt ist.

Ammoniumnitrat-Extrakt nach DIN 19730

„Extraktion von Spurenelementen mit Ammoniumnitratlösung“

Anwendungsbereich

Bestimmung von mobilen Spurenelementanteilen im Boden [7]

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 stehenlassen. 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
Filtration:	Membranfiltration (0,45 µm)
Feststoff-Flüssigkeitsverhältnis:	2 : 5
Mechanische Beanspruchung:	Ja (Schütteln)

Vorteile

Die verwendete Ammoniumnitratlösung ist ein sehr wirkungsvolles Elutionsmittel für wasserlösliche anorganische Schadstoffe. Aufgrund der großen Ionenstärke im Extrakt besteht nur eine geringe Neigung zur Kolloidbildung.

Im Vergleich zum S4-Verfahren liefert die Ammoniumnitrat-Extraktion (z.T. wesentlich) höhere Konzentrationen im Extrakt (Anmerkung: über den Massenanteil des eluierten Stoffes bezogen auf den Trockenrückstand der Probe gibt es in der Literatur kaum vergleichende Untersuchungen).

Ein Vorteil des Ammoniumnitrat-Extraktes gegenüber dem Bodensättigungsextrakt ist die relativ große Extraktmenge.

Nachteile und Grenzen

Eventuell führt der Ammoniumnitrat-Extrakt zu einer Überschätzung der Extrahierbarkeit/Eluierbarkeit von Schadstoffen.

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.

Anmerkung: Der ursprüngliche Einsatzbereich des Ammoniumnitrat-Extraktes liegt bei der Bestimmung von *pflanzenverfügbaren* Nährstoffen und Schwermetallen in Böden.

pH_{stat}-Verfahren

Anwendungsbereich

Beurteilung des Langzeitverhaltens von Schwermetallen in Abfällen und Böden (saure Elution bei pH 4, alkalische Elution bei pH 11) [31].

Verfahrens-Kurzbeschreibung

Durchführung:	Probe (ca. 100 g TS) in Weithalserlenmeyer einwiegen und mit 1000 ml dest. Wasser versetzen. pH-Elektrode und Zuführschlauch der vollautomatischen Titrierstation in die Löcher des Kunststoffdeckels stecken. Probengefäß auf dem Schütteltisch befestigen und mit ausreichender Geschwindigkeit rotieren lassen, so dass der gesamte Feststoff in Bewegung ist. Das pH _{stat} -Programm auf pH 4 bzw. pH 11 einstellen und Proben für 24 h auf Schütteltisch kreisen lassen. Verbrauchte Salpetersäure- bzw. Natronlaugenmenge zur Berechnung der Säuren- bzw. Basenneutralisationskapazität notieren. Suspension über Cellulosenitrat-Membranfilter (0,8 µm) bei Überdruck filtrieren. Eluat mittels konzentrierter Salpetersäure stabilisieren.
Probenvorbereitung:	Große Einzelpartikel auf maximal 6 mm brechen
Elutionsmittel:	Verdünnte Salpetersäure bzw. Natronlauge
Elutionsdauer:	24 h
pH-Wert:	ph 4 bzw. pH 11
Filtration:	Druckfiltration über Cellulosenitrat-Membranfilter 0,8 µm
Feststoff-Flüssigkeitsverhältnis:	1 : 10
Mechanische Beanspruchung:	Ja (Schütteln)

Vorteile

Mit dem pH_{stat}-Verfahren ist die Beurteilung einer Grundwassergefährdung durch Schwer- und Halbmetalle unter „worst case“-Bedingungen möglich. Es ist eine sinnvolle Ergänzung zu anderen Elutions-/Extraktionsverfahren, wenn in Böden oder Abfällen saure oder alkalische Verhältnisse vorliegen (z.B. durch sauren Regen).

Die *Säuren-* bzw. *Basenneutralisationskapazität* ist eine wichtige Information zur Beurteilung des Puffervermögens von Böden und Abfällen. Beispielsweise kann abgeschätzt werden, wie lange ein Säureeintrag abgepuffert werden kann und wie die Eluierbarkeit und Mobilität von Schadstoffen in Zukunft sein wird.

Nachteile und Grenzen

Das pH_{stat}-Verfahren kann andere Extraktions-/Elutionsverfahren wie das S4-Verfahren nur ergänzen, nicht aber ersetzen. Das Verfahren wird in der BBodSchV nicht explizit genannt, sondern nur indirekt: „Wenn im Einzelfall ... Zutritt von sauren Sickerwässern ... sollten weitere Extraktionsverfahren angewendet werden“ (Anhang 1 Nr. 3.3 BBodSchV).

Anmerkungen:

Da Schwermetalle im Säuren wesentlich besser löslich sind als im Neutralen, beschreibt die Elution bei pH 4 den aus Sicht des Gewässerschutzes ungünstigsten Fall (z.B. gehen Schwermetall-Mischcarbonate und Schwermetallhydroxide bei pH 4 in Lösung). Ergebnisse der alkalischen Elution bei pH 11 beschreiben vorrangig die Mobilisierbarkeit von alkalilöslichen Schwermetall-Huminstoffkomplexen sowie von Anionenkomplexen wie z.B. Arsenaten, Chromaten, Antimonaten. Schwermetalle können bei pH 11 auch als Hydroxokomplexe mobilisiert werden, z.B. Zinkate, Cuprate und Plumbate. Bei Altstandorten ist i.d.R. nur die Elution bei pH 4 relevant.

Versuchsergebnis ist das Verhältnis des mobilisierbaren Anteils eines Schadstoffes in mg zur Gesamteinwaage der Probe in kg. Die Einheit ist [mg/kg TS].

SDS-Verfahren „Elution mit Natriumlaurylsulfat-Lösung“

Anwendungsbereich

Abschätzung der Mobilisierbarkeit hydrophober *organischer* Schadstoffe in Abfällen und Materialien aus dem Altlastenbereich durch Elution mit einer wässrigen Tensidlösung. Als Tensid wird SDS = Sodiumdodecylsulfat = Natriumlaurylsulfat verwendet [29].

Verfahrens-Kurzbeschreibung

- Durchführung: Der Versuchsaufbau entspricht teilweise dem S4-Verfahren.
 Boden- bzw. Abfallprobe (ca. 100 g TS) in Weithalsflasche einwiegen und mit 1 l einer 0,5%igen Laurylsulfatlösung versetzen. Flasche mittels Schüttel- und Umwälzgerät langsam über Kopf drehen. Die Probe soll in Bewegung bleiben, eine weitere Zerkleinerung und Abrieb soll vermieden werden.
 Nach 24 h Flascheninhalt in Zentrifugenbecher überführen und 30 Minuten bei 10°C und 11.000 g zentrifugieren. Das Zentrifugat muss frei von sichtbaren Schwebstoffen sein. Ein Aliquot abpipettieren und in einen Scheidetrichter aus Glas überführen. Dreimalige, je einstündige Extraktion mit 10 bis 20 ml eines geeigneten organischen Lösemittels, z.B. Cyclohexan oder Chloroform. Alle verwendeten Behälter mit dem gewählten Lösemittel spülen. Die organischen Phasen in einem Glas-Rundkolben vereinigen und das Lösemittel vorsichtig abdestillieren. Den Analyt mit einer definierten Menge des Lösemittels aufnehmen.
- Probenvorbereitung: Zerkleinerung, falls für Probennahme und Durchführung notwendig
- Elutionsmittel: Laurylsulfat = Natriumdodecylsulfat ($C_{\text{Laurylsulfat}} = 5 \text{ g/l}$)
- Elutionsdauer: 24 h
- pH-Wert: Unkontrolliert
- Filtration: Keine, sondern Zentrifugation
- Feststoff-Flüssigkeitsverhältnis: 1 : 10
- Mechanische Beanspruchung: Ja (Schütteln, Umwälzen)

Vorteile

Im Vergleich zum S4-Verfahren werden deutlich mehr hydrophobe organische Schadstoffe eluiert. Keine Adsorptionsverluste an Filtermaterialien und Gefäßwandungen.

Nachteile und Grenzen

In Böden ist der Gehalt an Tensiden eher gering, so dass die Versuchsbedingungen nicht die natürlichen Verhältnisse im Boden widerspiegeln.

Anmerkungen:

In Böden sind häufig natürliche Lösungsvermittler enthalten, z.B. Huminstoffe, organische Säuren und Phospholipide. Wässrige Lösungen, die Lösungsvermittler enthalten, sind eher als reines Wasser in der Lage, hydrophobe organische Schadstoffe von Feststoffoberflächen zu desorbieren und in wässrige Lösung zu überführen.

Bei dem SDS-Verfahren wird das anionische Tensid Laurylsulfat als Lösungsvermittler eingesetzt [29]. Das SDS-Verfahren soll Hinweise darauf geben, inwieweit organische Schadstoffe -im ungünstigsten Fall- mittelfristig vom Feststoff desorbiert und mit der wässrigen Phase mobilisiert werden können. Das Verfahren ist für die Schadstoffklassen PAK, PCB und n-Alkane getestet worden. Wahrscheinlich ist auch ein Einsatz bei Dioxinen möglich.



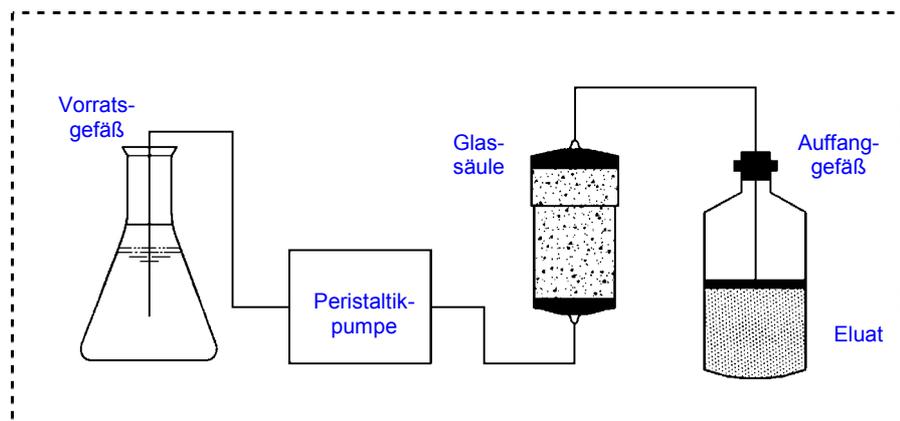
Säulenversuch nach DIN V 19736 [9] und Merkblatt Nr. 20 LUA-NRW [36]

Anwendungsbereich

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

Verfahrens-Kurzbeschreibung

Versuchsaufbau: Die Verfahren nach DIN V 19736 und nach LUA-NRW-Merkblatt haben prinzipiell den gleichen Versuchsaufbau. Die wesentlichen Unterschiede liegen in den Abmessungen der Glassäule und der einzustellenden Kontaktzeit



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 (i.d.R. sauerstofffreies Trinkwasser) bei konstanter Fördermenge von unten durch die Säule pumpen. Die Fördermenge entsprechend der gewünschten Kontaktzeit Boden zu Elutionsmittel einstellen. Beprobung des Säuleneluats, sobald Trübung auf kleiner 10 FNU zurückgegangen.

Probenvorbereitung: beim Einbau ungestörter Proben: keine Probenvorbereitung;
beim Einbau gestörter Proben: Homogenisierung

Elutionsmittel: Trinkwasser, sauerstofffrei

Elutionsdauer: Mindestens 5 Tage

pH-Wert: Unkontrolliert

Filtration: Keine

Feststoff-Flüssigkeitsverhältnis: 1 : 3 bis 1 : 16 (hängt von der Versuchsdauer und der einzuhaltenden Kontaktzeit ab)

Mechanische Beanspruchung: Keine

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

Nachteile und Grenzen

Sehr eingeschränkter Anwendungsbereich: Nicht für leichtflüchtige Schadstoffe und bindige Böden geeignet. Einsatzbereich quasi auf PAK-belastete Böden und Materialien beschränkt. Versuchsdauer ist sehr lange (mindestens 5 Tage).

Weitere Hinweise siehe Anhang 2.3!

Zentrifugation zur Gewinnung von Porenlösung

Vorbemerkung

Die Zentrifugation ist ein physikalisches Trennverfahren und zählt somit nicht zu Elutions-/Extraktionsverfahren. Die als Zentrifugat anfallende Porenlösung steht im hydrochemischen Gleichgewicht mit dem Sicker-, Haft- und Kapillarwasser und repräsentiert daher weitgehend die Stoffkonzentration im Sickerwasser.

Anwendungsbereich

Gewinnung der Porenlösung aus Lockergesteinsmaterial der ungesättigten Zone zur Bestimmung von anorganischen Stoffen.

Verfahrens-Kurzbeschreibung [40]

Durchführungsbeispiel: Ausführung einer Trockenbohrung im „Liner-Verfahren“. Den Liner mit dem Bohrkern luftdicht verschlossen und gekühlt lagern (ca. 8 - 10 °C). Die Aufarbeitung des Bohrkerns sollte innerhalb einer Woche erfolgen. Hinweis: Aus einem Bohrkern können mehrere Bodenproben zur Zentrifugation entnommen werden.

Pro Zentrifugation aus dem Bohrkern ca. 2 kg Probenmaterial entnehmen. In Zentrifugenbecher (z.B. Volumen 1000 ml, 2 mm-Bohrung an der Unterseite mit passendem Auffangbecher) eine Lage Quarzwolke einlegen, damit Kleinpartikel zurückgehalten werden. Probe in Zentrifugenbecher überführen und auf 0,1 mg genau einwiegen. Leeren Auffangbecher wiegen.

Bodenprobe bei 2500 g für ca. 30 Minuten (je nach Bodentyp) zentrifugieren. Zentrifugierte Bodenprobe im Zentrifugenbecher sowie Auffangbecher auswiegen. Es ist eine Massenbilanz zu erstellen, um Verluste z.B. durch Verdunsten zu bestimmen. An der zentrifugierten Bodenprobe ist der Restwassergehalt zu bestimmen.

Hinweis: Aus 2 kg Probenmaterial sind ca. 2 bis 50 ml Porenlösung gewinnbar.

Probenvorbereitung: Keine

pH-Wert: Unkontrolliert. Bei bestimmten Fragestellungen ist eine Bestimmung des pH-Wertes im Zentrifugat sinnvoll.

Filtration: I.d.R. Membranfiltration (0,45 µm). Bei Schwierigkeiten durch Kolloide können evtl. 0,1 µm-Membranfilter verwendet werden.

Mechanische Beanspruchung: Keine

Vorteile

Die Stoffkonzentration im Zentrifugat entspricht weitgehend der natürlichen Porenlösung [40]. Das natürliche Feststoff-Flüssigkeitsverhältnis wird beibehalten. Der pH-Wert im Zentrifugat entspricht annähernd dem pH-Wert im Boden unter natürlichen Verhältnissen.

Nachteile und Grenzen

Sind die gewonnenen Zentrifugatmengen gering, ist z.T. nur eine eingeschränkte Analytik möglich. Durch die ggfs. erforderlichen Verdünnungen des Zentrifugats erhöhen sich die Bestimmungsgrenzen der Analysemethoden.

Die Zentrifugation ist nicht für bindige Böden (Schluff, Ton) geeignet.



Anhang 2.2 Hinweise zur Auswahl geeigneter Verfahren für die Elution/ Extraktion anorganischer Schadstoffe aus Böden (Bodensättigungsextrakt, Ammoniumnitrat-Extrakt, S4-Verfahren)

Allgemeines:

In der BBodSchV werden drei Elutions-/Extraktionsverfahren²⁴ explizit genannt, mit denen die Stoffkonzentration anorganischer Schadstoffe im Sickerwasser abgeschätzt werden kann: Der Bodensättigungsextrakt, der Ammoniumnitrat-Extrakt nach DIN 19730 und das S4-Verfahren nach DIN 38414-4. Laut BBodSchV kommt die im Bodensättigungsextrakt bestimmte Schadstoffkonzentration der realen Konzentration im Sickerwasser am nächsten (Anhang 1 Nr. 3.3 BBodSchV). Andere Verfahren als der Bodensättigungsextrakt sind zulässig, wenn die Vergleichbarkeit der Ergebnisse sichergestellt ist.

Die drei genannten Verfahren weisen insbesondere beim Mengenverhältnis Elutions-/Extraktionsmittel zu Boden wesentliche Unterschiede auf. Beim S4-Verfahren ist dieses Verhältnis etwa 20mal größer als beim Bodensättigungsextrakt. Schon aus diesem Grund ist zu erwarten, dass die Schadstoffkonzentrationen im Eluat/Extrakt bei den drei Verfahren nicht vergleichbar sind. Bei der Auswertung der Elutions-/Extraktionsuntersuchungen ist immer der Anteil der im Eluat/Extrakt gelösten Schadstoffe am Gesamtgehalt der Schadstoffe zu bestimmen, da dies wichtige Rückschlüsse zulässt.

Bodensättigungsextrakt [5, 8]

Die Methode zur Bestimmung des Bodensättigungsextraktes wurde in den USA entwickelt, um den Salzgehalt in Salzböden zu bestimmen. Die Methode ist insbesondere auf die Bestimmung der Ionenkonzentrationen von Na⁺, K⁺, Ca²⁺, NO₃⁻ und Cl⁻ in Böden zugeschnitten. Für die Untersuchung von Bodenproben auf Schwer- und Halbmetalle liegen nur relativ wenige Erfahrungen vor. In Lehrbüchern der Bodenkunde wird der Bodensättigungsextrakt auch als Sättigungsextrakt [43] oder Gleichgewichtsbodenlösung [45] bezeichnet.

Bei kiesigen Böden und grobkörnigen, stückigen Auffüllungsmaterialien kann der Bodensättigungsextrakt verfahrensbedingt nicht angewendet werden. Bei feinkörnigen Böden kann die Filtration sehr zeitaufwändig sein, da sich der Membranfilter zusetzen kann. Zudem ist dann nur ein Teil des Bodenwassers abtrennbar.

Die Arbeitsschritte zur Herstellung des Bodensättigungsextrakts sind in der BBodSchV und in der Vornorm DIN V 19735 beschrieben. Die Versuchsdurchführung ist relativ **aufwändig**: ca. 250 g Boden einwiegen, Boden vorbefeuchten, wiegen, 24 h stehen lassen. Wasserzugabe bis zum Erreichen der Fließgrenze, wiegen, evtl. quellen lassen, nochmals 24 h stehen lassen, zentrifugieren, membranfiltrieren, auswiegen, Filtrat analysieren.

²⁴Extraktion (latein.: extrahere=herausziehen): Trennverfahren, bei dem mit Hilfe eines geeigneten Lösemittels Bestandteile aus festen oder flüssigen Substanzgemischen herausgelöst werden.
Elution (latein.: eluere=auswaschen): Herauslösen adsorbierter Stoffe aus Feststoffen (insbesondere in der Chromatografie gebräuchliche Bezeichnung).

Verschiedene Teilschritte sind von der subjektiven Einschätzung des Laboranten abhängig, z.B. die Wasserzufuhr bis zum Erreichen der Fließgrenze. Bei feinkörnigen Böden ist die Filtration schwierig und zeitaufwändig. Dies **verringert die Reproduzierbarkeit** des Bodensättigungsextraktes. Der Bodensättigungsextrakt kommt im Vergleich zu anderen stationären Verfahren dem **Wasser-Feststoff-Verhältnis** im Boden relativ nahe [37]. Die Schadstoffgehalte im Bodensättigungsextrakt liegen etwa in der gleichen Größenordnung wie im Sickerwasser bei Lysimeter-Untersuchungen an Ackerböden [47].

Das enge Wasser-Feststoff-Verhältnis ist aber gleichzeitig ein bedeutender Nachteil des Bodensättigungsextraktes, da die gewinnbare **Extraktmenge klein** ist. Für eine Untersuchung auf Schwermetalle inklusive Chrom-(VI) und Quecksilber ist ein Probenvolumen von ca. 200 bis 500 ml erforderlich. Bei der Gewinnung des Bodensättigungsextraktes nach DIN V 19735 werden allerdings maximal 100 ml Extrakt gewonnen. Die gewinnbare Extraktmenge ist u.a. von der Bodenart abhängig.

Ammoniumnitrat-Extrakt [7]

Der ursprüngliche Einsatzbereich des Ammoniumnitrat-Extraktes nach DIN 19730 ist die Bestimmung von *pflanzenverfügbaren* Nährstoffen und Schwermetallen in Böden.

Die Versuchsdurchführung ist relativ einfach: 20 g Boden in Schüttelflasche geben, mit 50 ml 1 m Ammoniumnitratlösung versetzen, 2 h schütteln, membranfiltrieren, Filtrat analysieren.

Die verwendete Ammoniumnitratlösung ist ein wirkungsvolles Elutionsmittel für wasserlösliche Schadstoffe. Aufgrund der großen Ionenstärke im Extrakt besteht nur eine geringe Neigung zur Kolloidbildung.

S4-Verfahren nach DIN 38414-4 [10]

Das ursprüngliche Einsatzgebiet des S4-Verfahrens war die Bestimmung leichtlöslicher Salze in Materialien/ Abfällen zur Beurteilung der Gefährdung von Gewässern. Mittlerweile ist das S4-Verfahren ein bewährtes Routineverfahren, dessen Einsatzgebiete sich u.a. auf Bodenuntersuchungen im Altlastenbereich erweitert hat.

Bei der Variation des S4-Verfahrens gemäß der BBodSchV ist auch der Filtrationsschritt genau beschrieben. Dies ist eine wesentliche Verbesserung gegenüber der DIN 38414-4, da somit die Reproduzierbarkeit des Verfahrens wesentlich verbessert wird.

Die Versuchsdurchführung ist relativ einfach: 100 g Boden in Weithalsflasche geben, mit 1000 ml destilliertem Wasser versetzen, 24 h schütteln, filtrieren, Filtrat analysieren.

Das S4-Verfahren ist für wasserlösliche anorganische Stoffe geeignet. Bei der Untersuchung schwerlöslicher Verbindungen ist das große Wasser-Boden-Verhältnis von 10 : 1 sowie die geringe Ionenstärke im Eluat zu beachten. Die geringe Ionenstärke fördert die Bildung von Kolloiden. Diese können den Membranfilter (0,45 µm) passieren, gelangen in das Eluat und werden analytisch erfasst. Weiterhin entstehen durch die mechanische Beanspruchung neue Phasengrenzflächen, so dass eventuell mehr Stoffe als unter natürlichen, ungestörten Lagerbedingungen eluiert werden.

Vergleichbarkeit der Elutions-/Extraktionsverfahren:

Aufgrund der Nachteile des Bodensättigungsextraktes (geringe Eluatmenge, hoher Untersuchungsaufwand, geringe Reproduzierbarkeit) wurden von verschiedenen Instituten Untersuchungen durchgeführt mit dem Ziel, den Bodensättigungsextrakt durch das S4-Verfahren oder den Ammoniumnitrat-Extrakt zu ersetzen. Diese sind einfacher durchzuführen, besser reproduzierbar, und das S4-Verfahren ergibt eine wesentlich größere Eluatmenge als der Bodensättigungsextrakt²⁵. Nach Anhang 1 Nr. 3.3 der BBodSchV sind andere Verfahren als der Bodensättigungsextrakt zulässig, wenn die Ergebnisse vergleichbar sind. Bei den Untersuchungen wurde geprüft, ob eine Korrelation zwischen Bodensättigungsextrakt und dem Ammoniumnitrat-Extrakt bzw. S4-Verfahren besteht, um eine Umrechnung vom S4-Verfahren bzw. Ammoniumnitrat-Extrakt auf den Bodensättigungsextrakt zu ermöglichen. Die bisherigen Untersuchungen zeigen jedoch, dass die **Korrelation** absolut **ungenügend** ist (s.u.).

Vergleich Bodensättigungsextrakt mit Ammoniumnitrat-Extrakt:

Das **Wasser-Feststoff-Verhältnis** beträgt beim Ammoniumnitrat-Extrakt **2,5** (20 g Boden werden mit 50 ml Ammoniumnitratlösung extrahiert). Das Wasser-Feststoff-Verhältnis ist beim Bodensättigungsextrakt geringer, hängt jedoch stark von der Bodenart ab. Es dürfte durchschnittlich ca. **0,5** betragen.

Anmerkung zu den verwendeten Einheiten. Gemäß DIN 19730 wird die Schadstoffkonzentration im Ammoniumnitratextrakt [$\mu\text{g}/\text{l}$] mit dem Faktor 2,5 multipliziert, um den Gehalt im Boden zu errechnen [$\mu\text{g}/\text{kg}$]. Beispielsweise entspricht die Extrakt-Konzentration von 40 $\mu\text{g}/\text{l}$ einem Gehalt im Boden von 100 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Der Umrechnungsfaktor ergibt sich durch das Boden-Wasser-Verhältnis von 2,5.

Zur Korrelation zwischen Ammoniumnitrat-Extrakt und Bodensättigungsextrakt liegen zahlreiche Untersuchungen vor. Die Ergebnisse sind teilweise widersprüchlich:

- In der Vornorm DIN V 19735 wird für 127 Bodenproben der Ammoniumnitrat-Extrakt gegen den Bodensättigungsextrakt für das Element Kupfer (Cu) aufgetragen [8]. Die doppellogarithmische Auftragung lässt zwar prinzipiell eine Abhängigkeit erkennen, jedoch ist der Korrelationskoeffizient der Ausgleichsgeraden extrem schlecht. Beispiel: bei einem Ammoniumnitrat-Extrakt von 100 $\mu\text{g}/\text{l}$ streuen die zugehörigen Werte im Bodensättigungsextrakt gleichmäßig von ca. 12 bis 120 $\mu\text{g}/\text{kg}$. **Der Ammoniumnitrat-Extrakt** lässt somit **keine Rückschlüsse** auf den zu erwartenden **Bodensättigungsextrakt** zu. Zu ähnlichen Ergebnissen kommt Quelle [13].
- Die meisten Untersuchungen kamen zu dem Ergebnis, dass der Ammoniumnitrat-Extrakt in etwa gleiche oder höhere Konzentrationen als der Bodensättigungsextrakt liefert [13], [34], [47]. Andere Untersuchungen stellten fest, dass der Bodensättigungsextrakt i.d.R. höhere Werte liefert als der Ammoniumnitrat-Extrakt [mg/l] [37]

Im Auftrag des DIN und des UBA wertete eine AG der Hansestadt Hamburg einen Ringversuch zur DIN V 19735 aus. Der Ringversuch verlief unbefriedigend. Daher hat der DIN beschlossen, die Vornorm nicht zu überarbeiten. Sie erlischt 2001.

Vergleich Bodensättigungsextrakt mit S4-Verfahren:

In realen Sickerwässern und auch beim Bodensättigungsextrakt sind die Konzentrationen von Spurenelementen i.d.R. wesentlich größer als beim S4-Verfahren. Hauptursache ist, dass in realen Böden und im Bodensättigungsextrakt das Wasser-Boden-Verhältnis deutlich kleiner ist als das beim S4-Verfahren.

²⁵ Beim Ammoniumnitrat-Extrakt nach DIN 19730 ist die Eluatmenge ebenfalls gering (ca. 40 ml). Durch Vergrößerung der zu untersuchenden Bodenmenge kann ein größeres Eluatvolumen gewonnen werden.

Beim Vergleich der beiden Verfahren sind daher nicht allein die *Konzentrationen* im Eluat zu bewerten, sondern auch der *Anteil der im Eluat/Extrakt gelösten Schadstoffe am Schadstoff-Gesamtgehalt*. Hierbei ist zu erwarten, dass die Unterschiede zwischen Bodensättigungsextrakt und S4-Verfahren wesentlich geringer sind als beim Vergleich der Konzentrationen im Eluat.

Der Bodensättigungsextrakt liefert bei den Elementen Cadmium, Kupfer, Nickel und Zink i.d.R. mehrfach höhere Konzentrationen als das S4-Verfahren. Dagegen können bei Arsen und Blei die Konzentrationen in der gleichen Größenordnung liegen [13], [34], [47].

Die **Korrelation** zwischen **S4-Verfahren** und **Bodensättigungsextrakt** ist noch **schlechter** als zwischen Ammoniumnitrat-Extrakt und Bodensättigungsextrakt. Die statistische Unsicherheit ist extrem groß. Beispielsweise wird folgende Aussage getroffen: „Demnach kann mit 95%iger Sicherheit gesagt werden, dass die Bleikonzentration im Bodensättigungsextrakt, die sich aus einem einzelnen Messwert im wässrigen S4-Eluat von 62 µg/l errechnen lässt, zwischen minimal ca. 1 µg/l und maximal ca. 600 µg/l liegt“ [13].

Zusammenfassung, Vorschlag für die Vorgehensweise:

Der Bodensättigungsextrakt ist eine von mehreren Möglichkeiten zur Extrakt-/Eluatgewinnung aus Bodenproben. Laut BBodSchV kommt die im Bodensättigungsextrakt bestimmte Schadstoffkonzentration der realen Konzentration im Sickerwasser am nächsten. Der Vorteil des Bodensättigungsextraktes gegenüber dem S4-Verfahren ist, dass das Boden-Wasser-Verhältnis wesentlich realitätsnäher ist.

Beim Bodensättigungsextrakt werden i.d.R. deutlich höhere Eluatkonzentrationen bestimmt als beim S4-Verfahren. Zum Vergleich zwischen Bodensättigungsextrakt und Ammoniumnitrat-Extrakt liegen widersprüchliche Angaben vor, bei welchem Verfahren höhere Konzentrationen bestimmt werden.

Hauptmängel des Bodensättigungsextraktes sind die **geringe gewinnbare Eluatmenge**, die **geringe Reproduzierbarkeit** sowie der sehr hohe Arbeits- und Zeitaufwand für die Durchführung. Der Bodensättigungsextrakt ist bei kiesigen Böden und grobkörnigen Auffüllungsmaterialien nicht bzw. bei sehr feinkörnigen Böden nur eingeschränkt anwendbar.

Trotz seiner Mängel und Einschränkungen ist der Bodensättigungsextrakt bei Untersuchungen auf Verdachtsflächen grundsätzlich zweckmäßig. Ebenso wie bei anderen Elutionsverfahren müssen die Analyseergebnisse mit Vorsicht interpretiert werden.

Gemäß BBodSchV kann der Bodensättigungsextrakt durch andere Elutionsverfahren (z.B. S4-Verfahren oder Ammoniumnitrat-Extrakt) ersetzt werden, wenn die Gleichwertigkeit der Ergebnisse sichergestellt ist. Die bisher vorliegenden Untersuchungsergebnisse lassen es **auf keinen Fall** zu, aus Werten, die mittels dem **S4-Verfahren** oder **Ammoniumnitrat-Extrakt** gewonnen werden, **rechnerisch** auf den **Bodensättigungsextrakt** zu schließen. Die statistische Unsicherheit ist viel zu groß.

Bisher wurde der Ammoniumnitrat-Extrakt bei der Untersuchung von Verdachtsflächen selten angewendet. Der Ammoniumnitrat-Extrakt sollte in Zukunft an Bedeutung gewinnen, da er einen Kompromiss zwischen S4-Verfahren und Bodensättigungsextrakt darstellt. Bei der Bewertung der Untersuchungsergebnisse ist zu beachten, dass bei Anwendung des Ammoniumnitrat-Extraktes mit relativ hohen Schadstoffkonzentrationen zu rechnen ist.

Fazit:

Die verfahrensbedingten Unterschiede der genannten Elutions-/Extraktionsverfahren haben einen großen Einfluss auf das Untersuchungsergebnis, insbesondere auf die Höhe der Schadstoffkonzentration im Eluat/Extrakt. Alle Verfahren weisen Mängel auf. Dies ist sowohl bei der Auswahl eines geeigneten Verfahrens als auch bei der Bewertung der Untersuchungsergebnisse zu beachten.

Eluat-/Extraktuntersuchungen lassen erkennen, ob Schadstoffe mobil sind. Der Vergleich zum Gesamtgehalt eines Schadstoffes im Boden lässt eine grobe Abschätzung zu, wie hoch der mobile Anteil der Schadstoffe ist. Konzentrationswerte allein haben nur eine beschränkte Aussagekraft.

Für die Beurteilung einer Grundwassergefährdung sind Eluat-/Extraktuntersuchungen allein nicht ausreichend. Die Beurteilung kann nur unter Beachtung der Schadstoff-Gesamtgehalte im Boden, dem Abbau- und Rückhaltevermögen des Bodens und der hydrogeologischen Verhältnisse erfolgen.

Allgemeines:

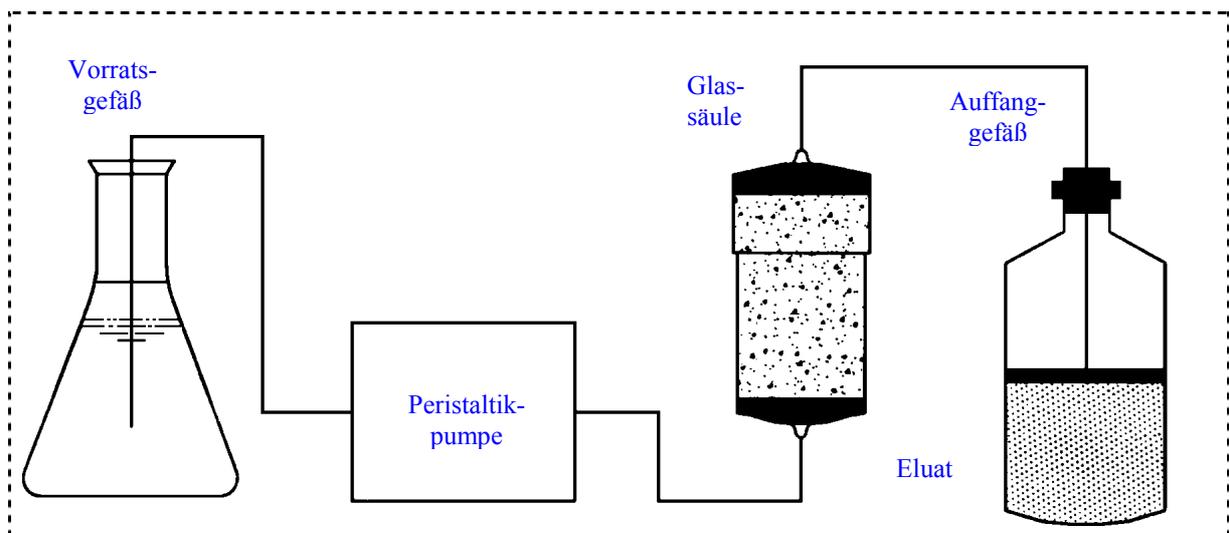
Mit Säulenversuchen soll die Konzentration von organischen Schadstoffen im Boden- bzw. Sickerwasser am Ort der Probennahme annäherungsweise abgeschätzt werden (Anhang 1 Nr. 3.3 BBodSchV). Dazu werden Bodenproben bzw. Materialproben von Auffüllungen mit Wasser durchströmt und anschließend die Stoffkonzentration im Eluat bestimmt. Die Elution findet unter wassergesättigten Bedingungen statt. Säulenversuche können im Rahmen der Sickerwasserprognose zur Beurteilung der Grundwassergefährdung eingesetzt werden.

Die Durchführung von Säulenversuchen wird u.a. in der Vornorm DIN V 19736 [9] und in einem Merkblatt des Landesumweltamtes Nordrhein-Westfalen (LUA) beschrieben [36].

Versuchsaufbau:

Der Versuchsaufbau ist bei den oben genannten Verfahren prinzipiell gleich und beinhaltet die folgenden Hauptkomponenten: Vorratsgefäß für Wasser, Peristaltikpumpe, Glassäule (z.B. $d = 5 \text{ cm}$, $l = 32 \text{ cm}$ [36]), Auffanggefäß für die Aufnahme des Säuleneluats.

Die Säule mit der Bodenprobe wird i.d.R. von unten nach oben durchströmt. Bodenproben mit hohen Gehalten an MKW sollen dagegen von oben nach unten durchströmt werden, um zu verhindern, dass aufschwimmendes Öl in das Auffanggefäß für das Säuleneluat gelangt [9]. Dann ist allerdings mit einem verstärkten mikrobiellen Abbau zu rechnen.



Aufbau eines Säulenversuches (verändert nach DIN V 19736 [9])

Versuchsdurchführung (Kurzbeschreibung):

In die Glassäule wird eine Filterschicht aus Quarzsand, darüber die Bodenprobe (gestört oder ungestört) und zuletzt eine weitere Filterschicht aus Quarzsand eingebaut. Während des Einbaus dieser Materialien wird die Glassäule langsam von unten geflutet, um Lufteinschlüsse nach Möglichkeit zu verhindern.

Das Elutionsmittel (i.d.R. sauerstofffreies Trinkwasser) wird mittels einer Peristaltikpumpe bei konstanter Förderrate durch die Glassäule gepumpt. Die einzustellende Fördermenge hängt einerseits vom Durchmesser der Säule und andererseits von der gewünschten Kontaktzeit Boden-Wasser ab. In der DIN V 19736 wird eine Kontaktzeit von maximal 3,5 h empfohlen (dies entspricht einer Förderrate von 1 ml/min). Im LUA-Merkblatt wird eine Kontaktzeit von 24 h vorgeschlagen.

Das Säuleneluat soll beprobt und analysiert werden, sobald die anfänglich verstärkt auftretende Trübung zurückgegangen ist. Als Richtwert für die zulässige Trübung wird < 10 FNU (Formacin Nephelometric Unit) vorgeschlagen. Die Probennahme soll allerdings nach spätestens 2 bis 3 Tagen erfolgen, selbst wenn die Trübung diesen Wert nicht unterschreiten sollte.

Laut DIN V 19736 darf die Eluatprobe nicht filtriert werden. Gemäß dem LUA-Merkblatt sollte eine Zentrifugation erfolgen, falls die Trübung nach 2 Tagen über 10 FNU bleibt. Anmerkung: Die im LUA-Merkblatt ebenfalls genannte Filtration über einen $0,45 \mu\text{m}$ Glasfasermikrofilter ist zu vermeiden, da bei hydrophoben organischen Schadstoffen wie PAK erhebliche Minderbefunde durch Adsorption dieser Stoffe am Filtermaterial auftreten.

Die Versuchsdauer beträgt ca. 1 Woche.

Berücksichtigung der Standortbedingungen:

Laut Anhang 1 Nr. 3.3 BBodSchV sind bei Säulenversuchen die Standortbedingungen am Entnahmeort der Probe, insbesondere die Kontaktzeit, zu beachten.

Ein grundsätzlicher und wesentlicher Unterschied zwischen den Standortbedingungen am Ort der Probennahme (d.h. auf der Verdachtsfläche) und den Bedingungen während des Säulenversuches besteht darin, dass während der Säulenversuche *wassergesättigte* Bedingungen vorliegen, am Ort der Probennahme jedoch i.d.R. *wasserungesättigte* Bedingungen. Zudem ist bei den Säulenversuchen der Wasserdurchsatz i.d.R. wesentlich höher als am Ort der Probennahme (siehe unten).

Insgesamt können durch Säulenversuche die Standortbedingungen am Ort der Probennahme (in der ungesättigten Bodenzone) nur sehr eingeschränkt nachgebildet werden. Eher werden die Verhältnisse im Grundwasserleiter (in der gesättigten Zone) simuliert.

Kontaktzeit, stoffspezifische Gleichgewichtskonzentration:

Die Kontaktzeit von Sickerwasser in der ungesättigten Zone (am Ort der Probennahme) hängt in erster Linie von der Durchlässigkeit des Bodens ab. Sickerwasser durchströmt die Grobporen rasch, die Mittelporen nur langsam. Feinporen werden nicht durchströmt. Die Kontaktzeit ist bei bindigen Böden wesentlich größer als bei sandigen Böden. Bei Auffüllungen aus grobstückigem Material ist mit einer raschen Versickerung und dementsprechend einer geringen Kontaktzeit zu rechnen.

Bei ausreichend langer Kontaktzeit stellt sich ein Gleichgewicht für die Schadstoffgehalte im Sickerwasser, im Porenwasser und an der Oberfläche der Bodenpartikel ein. Die Geschwindigkeit, mit der sich das Gleichgewicht einstellt, ist allerdings stoffspezifisch. Sie hängt u.a. von der Diffusionsgeschwindigkeit der Schadstoffmoleküle im Sicker- und Porenwasser ab.

Bei der Durchsickerung von natürlichen Böden kann davon ausgegangen werden, dass Gleichgewichtsbedingungen vorliegen. Zu Beginn eines Säulenversuches ist jedoch i.d.R. noch unklar, ob auch während des Säulenversuches Gleichgewichtsbedingungen vorliegen, denn der Wasserdurchsatz ist beim Säulenversuch etwa 100 bis 1000mal größer als bei der realen Versickerung in der ungesättigten Bodenzone. Die Kontaktzeit ist im Säulenversuch also wesentlich kürzer. Damit erhöht sich die Wahrscheinlichkeit, dass während des Säulenversuches keine Gleichgewichtsbedingungen vorliegen.

Für die Auswertung der Säulenversuche nach DIN V 19736 ist es jedoch von entscheidender Bedeutung, ob während des Säulenversuches Gleichgewichtsbedingungen oder Nicht-Gleichgewichtsbedingungen vorliegen. Daher hat gemäß der DIN V 19736 eine entsprechende Prüfung zu erfolgen:

Sofern Schadstoffe nur an Bodenpartikeln adsorbiert und nicht in Phase vorliegen, geht die Vornorm DIN V 19736 von Nicht-Gleichgewichtsbedingungen aus. Für die Bestätigung dieser Annahme sind jedoch mehrere (parallele) Säulenversuche notwendig. Parallelversuche können durchgeführt werden, indem

- Säulen unterschiedlicher Länge gewählt werden (bei gleichem Säulendurchmesser und gleicher Durchflussrate), oder
- unterschiedliche Durchflussraten gewählt werden (bei gleicher Säulenlänge).

In der Praxis ist die in der Vornorm DIN V 19736 geforderte Unterscheidung zwischen Gleichgewichtsbedingungen und Nicht-Gleichgewichtsbedingungen aufwändig und schwierig [41]. Daher wird im LUA-Merkblatt eine Abwandlung der DIN V 19736 vorgeschlagen: Bei den Säulenversuchen wird mit einer geringeren Durchflussrate und einer längeren Säule gearbeitet. Auf diese Weise soll erreicht werden, dass während der Säulenversuche wenigstens annähernd Gleichgewichtsbedingungen vorliegen und somit nach einem einheitlichen Auswerteverfahren vorgegangen werden kann.

Nachteil einer geringen Durchflussrate ist jedoch, dass eine für die Analyse ausreichende Eluatmenge erst nach mehreren Tagen zur Verfügung steht und daher die Versuchsdauer mindestens eine Woche beträgt.

Anwendbarkeit bei feinkörnigen Böden:

Laut DIN V 19736 ist das Verfahren nicht anwendbar für schluffige und tonige Böden mit einem Durchlässigkeitsbeiwert $k_f < 10^{-6}$ m/s. Laut LUA-Merkblatt sollte der Feinkornanteil $d < 63 \mu\text{m}$ maximal 70% betragen und der Tongehalt $d < 2 \mu\text{m}$ maximal 5 %.

Eine Durchströmung von schluffig-tonigem Bodenmaterial tritt laut DIN V 19736 auch unter natürlichen Bedingungen kaum auf [9]. Ausnahme: An der Erdoberfläche liegende, geringmächtige (bis 3 m) tonige Schichten über gut dränierendem, grundwasserfreiem Untergrund sind i.d.R. durchlässig, da in diesen Schichten Trockenrisse auftreten können [26].

Gestörte oder ungestörte Proben:

Für die Interpretation eines Säulenversuches ist es notwendig, dass der Gesamtgehalt an Schadstoffen in der Boden- bzw. Materialprobe zu Versuchsbeginn bekannt ist. Dies setzt voraus, dass die zu untersuchende Probe homogenisiert, somit also gestört ist.

Die Untersuchung ungestörter Bodenproben ist zwar prinzipiell möglich, sie ist aber nicht zu empfehlen.

Leichtflüchtige Verbindungen:

Für die Untersuchung leichtflüchtiger Verbindungen (z.B. LCKW, BTEX) sind Säulenversuche nicht geeignet, da insbesondere beim Einbau der Bodenprobe in die Säule und auch während des Säulenversuchs unkontrollierte Verdampfungsverluste auftreten. Die in der DIN V 19736 getroffene Aussage, dass Säulenversuche auch für leichtflüchtige Schadstoffe angewendet werden können, ist nicht nachvollziehbar.

Alternativen zu Säulenversuchen:

Für die Beurteilung einer Grundwassergefährdung sind Grundwasseruntersuchungen i.d.R. besser geeignet als Säulenversuche. Auf der Grundlage von Säulenversuchen kann die zuständige Behörde die Errichtung von Grundwasser-Messstellen fordern, sofern im Eluat die Prüfwerte der BBodSchV deutlich überschritten werden.

Bei organischen Schadstoffen kann die Grundwassergefährdung aufgrund der Schadstoff-Gesamtgehalte, der Bodenluft-Konzentrationen und der chemisch-physikalischen Stoffeigenschaften abgeschätzt werden.

In Anhang 3 dieses Handbuches sind Beurteilungswerte für Schadstoffgehalte im Boden aufgeführt. Diese haben sich im Verwaltungsvollzug bewährt und können als Begründungshilfe herangezogen werden.

Anhang 3 Beurteilungswerte für den Boden

Soll aufgrund von **Bodenuntersuchungen** die Gefährdung des Grundwassers beurteilt werden, sind drei Aspekte zu berücksichtigen: Die Mobilität der Schadstoffe, die Schutzfunktion der ungesättigten Bodenzone und die **Schadstoffgehalte** in Bodenproben.

Bei **orientierenden Untersuchungen** können die unten aufgeführten Beurteilungswerte als Maßstab dafür verwendet werden, ob auf einer Verdachtsfläche sehr hohe, hohe oder geringe Schadstoffgehalte im Boden vorliegen (→Tabelle 2 in Kapitel 3.5.2 sowie Kapitel 3.2).

Parameter	Beurteilungswerte für den Pfad Boden→Grundwasser	
	Boden ^{a, b} [mg/kg TM]	
Arsen	60	
Blei	500	
Cadmium	10	
Chrom ^c	500	
Kupfer	500	
Nickel	500	
Quecksilber	10	
Zink	1000	

Cyanid leicht freisetzbar	10	

Summe BTEX ^d	20	
Benzol	0,5	

Summe PAK ^e	25	
Benzo(a)pyren	1	
LHKW _{gesamt} ^f	2	

PCB ^h	3	

MKW nach HLOG (GC-FID) [19]	1000	

Phenole nach Destillation ⁱ	2	

- a: Schadstoffgehalte im Boden, bezogen auf die Trockenmasse (TM) des Bodens
b: Der Beurteilungswert für leichtflüchtige Stoffe gilt nur für bindige Böden (z.B. schluffige/tonige Böden). Bei der Probennahme muss das Ausgasen der Stoffe unterbunden werden [20]
c: Bei Überschreitung der Werte sollte auch Cr (VI) untersucht werden
d: Summe einkerniger Aromaten, mindestens Benzol, Toluol, Ethylbenzol, Xylol (o,m,p), Styrol, Cumol
e: Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe. I.d.R. 16 Einzelsubstanzen nach der Liste der US-EPA
f: Leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe. Zu analysieren sind mindestens Dichlormethan, Trichlormethan, Tetrachlormethan, 1,1-Dichlorethen, cis-1,2-Dichlorethen, Trichlorethen, Tetrachlorethen, 1,1,1-Trichlorethan sowie bei Hinweisen Chlorethen (Vinylchlorid) und 1,2-Dichlorethan
g: Humankarzinogene LCKW: Chlorethen (Vinylchlorid), Trichlorethen, 1,2-Dichlorethan
h: Polychlorierte Biphenyle: I.d.R. Summe der 6 Kongenere nach Ballschmiter
i: Die Messergebnisse können durch natürliche organische Substanzen (z.B. Holzreste, Torf) beeinflusst sein
k: Bodenluftmessungen haben ausschließlich relativen Charakter und sind nicht für Grenzwertbetrachtungen geeignet

Schadstoffgehalte im Boden

- sehr hoch:* Die Schadstoffgehalte überschreiten die Beurteilungswerte um das Mehrfache
hoch: Die Schadstoffgehalte entsprechen etwa den Beurteilungswerten
gering: Die Schadstoffgehalte unterschreiten deutlich die Beurteilungswerte.



Anhang 4 Arbeitsliste zum Eintrag der Ergebnisse aus orientierenden Untersuchungen des Bodens

Schadstoffgehalte im Boden (→Kap. 3.2 u. Anhang 3)	Mobilität der Schadstoffe (→Kap. 3.3 u. Anhang 2.1)	Rückhalte- und Abbauvermögen der ungesättigte Bodenzone (→Kap. 3.4 Tabelle 1)			
Schadstoffe: _____ _____ höchster Messwert: __ mg/kg weitere Messwerte: __ mg/kg _____ mg/kg entspricht: <input type="checkbox"/> sehr hoch <input type="checkbox"/> hoch <input type="checkbox"/> niedrig	Schadstoffe: _____ _____ Elutionsverfahren: _____ Eluatgehalte: _____ µg/l _____ µg/l entspricht: <input type="checkbox"/> hoch <input type="checkbox"/> mittel <input type="checkbox"/> gering	Mächtigkeit der unbelasteten Gw-Überdeckung Mächtigkeit: _____ m entspricht: <input type="checkbox"/> gering (< 2 m) <input type="checkbox"/> mittel (2 bis 10 m) <input type="checkbox"/> groß (>10 m)	Versiegelung Art der Versiegelung/ Geländeoberfläche: _____ entspricht: <input type="checkbox"/> unversiegelt <input type="checkbox"/> Pflaster/Bewuchs <input type="checkbox"/> dauerhafte Versiegelung	Durchlässigkeit des Bodens und Untergrundes Untergrundbeschaffenheit: _____ entspricht: <input type="checkbox"/> groß (überwiegend Sande Kiese, keine Tonschicht) <input type="checkbox"/> mittel (überwiegend Schluffe oder Tone geringer Ausdehnung) <input type="checkbox"/> klein (mächtige Tone oder Schluffe mit großer Ausdehnung)	Biologische Abbaubarkeit Schadstoffe: _____ _____ entspricht: <input type="checkbox"/> gut <input type="checkbox"/> gering
Anmerkungen zur Untersuchung:	Anmerkungen:	Anmerkungen:	Anmerkungen:	Anmerkungen:	Anmerkungen:
Bewertung Schadstoffgehalt:	Bewertung Mobilität:	Bewertung Schutzfunktion der ungesättigten Bodenzone (→Tabelle 1, Seite 29):			
Abschätzung der Grundwassergefährdung aufgrund von Bodenuntersuchungen bei orientierenden Untersuchungen (→Tabelle 2, Seite 31):					



Literatur

- [1] AG Boden der Geologischen Landesämter und der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe der BRD, Bodenkundliche Kartieranleitung, 4. Auflage, 1994, berichtigter Nachdruck 1996
- [2] B. J. Alloway, Schadstoffe in der Umwelt, Spektrum Akademischer Verlag, 1996
- [3] D. Baumgarten, N. Höfert, Messen flüchtiger organischer Verbindungen in der Bodenluft nach VDI-Richtlinie 3865, TerraTech 5/2000
- [4] Bund der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau (BWK) e.V., Materialien 1/2000, Instrumente zur Sickerwasserprognose, Sachstandsbericht Stand 03/2000
- [5] Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) vom 12.07.1999, BGBl. I S. 1554
- [6] DGMK Forschungsbericht 539, Untersuchung von Mineralölkontaminationen im Boden-Ableitung der Konzentrationen im Bodenwasser nach einem Perkulationsverfahren, 1998
- [7] DIN 19730, Bodenbeschaffenheit - Extraktion von Spurenelementen mit Ammoniumnitratlösung, 1997
- [8] DIN V 19735, Ableitung von Konzentrationen im Bodenwasser aus ammoniumnitratextrahierbaren Gehalten oder Eluatgehalten, Vornorm, 1999 (Vornorm wird nicht überarbeitet, erlischt Ende 2001)
- [9] DIN V 19736, Ableitung von Konzentrationen organischer Stoffe im Bodenwasser, Vornorm, 1998
- [10] DIN 38414-4, Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung, Gruppe S, Bestimmung der Eluierbarkeit mit Wasser (S 4), 1984
- [11] DVWK Merkblätter zur Wasserwirtschaft, Gewinnung von Bodenwasserproben mit Hilfe der Saugkerzen-Methode, Parey 1990
- [12] S. H. Eberle, Fachliche Erläuterungen zur BMBF-Bekanntmachung über die Förderung von F+E-Vorhaben zum Thema: „Prognose des Schadstoffeintrages in das Grundwasser mit dem Sickerwasser (Sickerwasserprognose)“
- [13] H.-E. Gäbler et al., Schwermetallgehalte im Bodenwasser - Ein Vergleich von drei Extraktionsverfahren, Zeitschrift für angewandte Geologie 44/4, 204-209 (1998)
- [14] Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten (Bundes-Bodenschutzgesetz - BBodSchG) vom 17.03.1998, BGBl. I S. 502
- [15] Handbuch Bodenschutz, Ableitung von Geringfügigkeitsschwellen zur Beurteilung von lokal begrenzten Grundwasserverunreinigungen, ESV, 1999
- [16] Synoptik der Grundwasserverhältnisse in Rheinland Pfalz Jahresreihe 1971-1995, Landesamt für Wasserwirtschaft Rheinland Pfalz, Mainz 1996
- [17] Landesamt für Umweltschutz und Gewerbeaufsicht (LfUG), ALEX Merkblätter 3, 6, 7, 8, 9, 10, 11 und 12, Umsetzung der Arbeitshilfen zur Qualitätssicherung in der Altlastenbehandlung, Teilthemen zur Erprobung in den Ländern Stand Oktober 2000 des Altlastenausschuss der LABO, Oppenheim 2000
- [18] Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie (HLUG), Altlastenausschuss der LABO, Arbeitshilfen zur Qualitätssicherung in der Altlastenbehandlung, Teilthemen zur Erprobung in den Ländern Stand Oktober 2000, Wiesbaden 2001
- [19] Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie (HLUG), Handbuch Altlasten, Band 7 Analysenverfahren - Fachgremium Altlastenanalytik, Teil 3 Bestimmung von Mineralöl-Kohlenwasserstoffen mittels Kapillargaschromatographie in Feststoffen aus dem Altlastenbereich, Wiesbaden 2001

Literatur

- [20] Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie (HLUG), Handbuch Altlasten, Band 7 Analysenverfahren-Fachgremium Altlastenanalytik, Teil 4 Bestimmung von BTEX/LHKW in Feststoffen aus dem Altlastenbereich, Wiesbaden 2000
- [21] Hessische Landesanstalt für Umwelt (HLfU), Handbuch Altlasten, Band 3 Erkundung von Altflächen, Teil 2, Untersuchung altlastenverdächtiger Flächen, Wiesbaden 1996 (Handbuch wird z.Z. überarbeitet, Neuauflage 2002)
- [22] Hessische Landesanstalt für Umwelt (HLfU), Handbuch Altlasten, Band 7 Analysenverfahren-Fachgremium Altlastenanalytik, Teil 1 Bestimmung von PAK in Feststoffen aus dem Altlastenbereich, Wiesbaden 1998
- [23] Hessische Landesanstalt für Umwelt (HLfU), Handbuch Altlasten, Band 7 Analysenverfahren-Fachgremium Altlastenanalytik, Teil 2 Bestimmung von Mineralöl-Kohlenwasserstoffen in Feststoffen aus dem Altlastenbereich (vorläufige Methode), Wiesbaden 1998
- [24] Hessische Landesanstalt für Umwelt (HLfU), Umweltplanung, Arbeits- und Umweltschutz, Hefte 139 und 159, Wasserumsatz im Boden, Ergebnisse der Lysimeter-, Bodenfeuchte- und Verdunstungsmessungen 1971-1990, Teile I Südhessen und II Mittelhessen, Wiesbaden 1992 und 1994
- [25] B. Hölting, Hydrogeologie, 5. Auflage, Ferdinand Enke Verlag, 1996
- [26] B. Hölting et al., Konzept zur Ermittlung der Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung, Geologisches Jahrbuch Reihe C, 1995
- [27] K. Holtzmann, Das Ausbreitungsverhalten von Mineralölkohlenwasserstoffen im Boden nach Auswertung von über 400 Gutachten, altlasten spektrum 6/99
- [28] F. Holzwarth et al., Handkommentar Bundes-Bodenschutzgesetz / Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung, S. 350, ESV, 2000
- [29] Institut für Umweltanalytik und Angewandte Geochemie der Universität Essen, Entwicklung von Routinetests für organische Komponenten zur Risikoprognose von belasteten Böden und Abfällen, Abschlussbericht, 1996
- [30] Länderarbeitsgemeinschaft Boden (LABO)/ Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), Abgrenzung zwischen Bundes-Bodenschutzgesetz und Wasserrecht, 2000
- [31] Landesamt für Wasser und Abfall Nordrhein-Westfalen, Materialien zur Ermittlung und Sanierung von Altlasten, Band 6, Mobilisierung von Schwermetallen in Porenwässern von belasteten Böden und Deponien: Entwicklung eines aussagekräftigen Elutionsverfahrens
- [32] Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (LfU-BW), Materialien zur Altlastenbearbeitung Band 16, Handbuch Altlasten und Grundwasserschadensfälle, Hydraulische und pneumatische in-situ Verfahren
- [33] Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (LfU-BW), Materialien zur Altlastenbearbeitung Band 7, Handbuch Mikrobiologische Bodenreinigung
- [34] Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (LUA-NRW), Materialien zur Altlastensanierung und zum Bodenschutz, Band 2, Mobilität anorganischer Schadstoffe in Böden Nordrhein-Westfalens, 1997
- [35] Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (LUA-NRW), Materialien zur Ermittlung und Sanierung von Altlasten, Band 6, Mobilisierung von Schwermetallen in Porenwässern von belasteten Böden und Deponien: Entwicklung eines aussagekräftigen Elutionsverfahrens
- [36] Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (LUA-NRW), Merkblätter Nr. 20, Empfehlungen für die Durchführung und Auswertung von Säulenversuchen gemäß BBodSchV, 2000
- [37] Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (LUA-NRW), Abschätzungen von Sickerwasserbelastungen, Jahresbericht 1997
- [38] J. Lewandowski et al., Schadstoffe im Boden, Springer 1997

Literatur

- [39] F. Liebe, Spurenelemente in Böden und Pflanzen Nordrhein-Westfalens- Gehalte verschiedener chemischer Fraktionen in Böden und deren Beziehung zur Bodenreaktion und den Gehalten in Pflanzen, Universität Bonn
(<http://www.boden.uni-bonn.de/bbad28.htm>)
- [40] W. Ohse, Lösungs- und Fällungserscheinungen im System oberflächennahes unterirdisches Wasser/ gesteinsbildende Minerale - Eine Untersuchung auf der Grundlage der chemischen Gleichgewichts-Thermodynamik, Dissertation, Christian-Albrechts-Universität Kiel, 1983
- [41] E. Pfeifer et al., Abschätzung des Stoffeintrags in das Grundwasser nach Bodenschutz- und Altlastenverordnung, altlasten spektrum 3/99
- [42] G. Rippen, Umweltchemikalien, CD-ROM, Ausgabe 2/2001, ecobase Media Explorer
- [43] D. L. Rowell, Bodenkunde, Springer 1997
- [44] Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Materialien zur Altlastenbehandlung, Vor-Ort-Analytik, 1999
- [45] E. Schlichting et al., Bodenkundliches Praktikum, Blackwell-Wissenschafts-Verlag, 1995
- [46] H. D. Stupp, Th. Schmidt, Verhalten von DNAPL im Untergrund unter besonderer Berücksichtigung der LCKW, altlasten spektrum 6/2000
- [47] Umweltbundesamt (UBA) Texte 86/99, Validierung von Boden-Eluatgehalten zur Prognose von Inhaltsstoffen des Boden-Sickerwassers für das untergesetzliche Regelwerk/BBodSchV
- [48] Umweltbundesamt (UBA) Texte 96/99, Erarbeitung von Programmen zur Überwachung von altlastenverdächtigen Flächen und Altlasten, Band 1
- [49] Universität GH Essen, Institut für Umweltanalytik und Angewandte Geochemie, Entwicklung von Routinetests zur Elution von organischen Komponenten aus Abfällen und belasteten Böden, Abschlussbericht 1996
- [50] Merkblatt ALEX 02, Orientierungswerte für die abfall- und wasserwirtschaftliche Beurteilung, gemeinsames Merkblatt des Landesamtes für Umweltschutz und Gewerbeaufsicht und des Landesamtes für Wasserwirtschaft, Mainz, Stand. Juli 1997
- Anmerkung zu den im Merkblatt ALEX 02 aufgeführten orientierenden Prüfwerten und orientierenden Sanierungszielwerten **für den Boden** (siehe Informationsblatt 16) : Es wird darauf hingewiesen, dass
- die Werte der BBodSchV für den angegebenen Wirkungspfad vorrangig anzuwenden sind,
 - die Ableitung von **allgemein gültigen Prüfwerten** generell **nur** durch den Bund (BMU) erfolgt,
 - **im Einzelfall** die Ableitung von Prüfwerten durch das Referat 62 (Altlasten und Bodenschutz) des Landesamtes für Umweltschutz und Gewerbeaufsicht erfolgt (Beauftragung durch das Ministerium für Umwelt und Forsten oder die zuständige Behörde),
 - die entsprechenden Werte des ALEX Merkblattes 02 können für bestimmte Parameter herangezogen werden, soweit
 - auf Grund nicht ausreichender Datenlage Prüfwerte nicht abgeleitet werden können oder
 - noch keine Prüfwerte vom BMU abgeleitet sind.
- [51] Landesamt für Wasserwirtschaft, Merkblatt zur Grundwasserbeschaffenheit, Mainz, Mai 1991
- [52] Merkblatt ALEX 04, Bestimmungsmethoden für die Parameter der Merkblätter ALEX-01 und -02, Landesamt für Umweltschutz und Gewerbeaufsicht, Mainz, Stand: Juli 2000

Literatur

Internet-Adressen

für chemisch-physikalische Stoffeigenschaften sowie für die Toxizität von Stoffen

CHEMIS - CIVS Stoffdatenbank, http://www.bgvv.de/fbs/chem/civs/_civs.htm

Inhalte: Stoffdaten, Gesundheitsgefahren, Brand- und technische Gefahren, Einsatzhinweise bei Freisetzung, Umwelt, Lagerung, Verpackung, Klassifizierungen, Verwendungszweck

Toxnet (englisch), <http://toxnet.nlm.nih.gov/>

Inhalte: Sammlung verschiedener Datenbanken, die toxikologische Daten enthalten, z.B. IRIS (US-EPA), HSDB, TOXLINE

Katalog wassergefährdender Stoffe, <http://www.umweltbundesamt.de/wgs/wgs-index.htm>

Inhalte: Einstufung von Stoffen in Wassergefährdungsklassen

CD-ROM's

für chemisch-physikalische Stoffeigenschaften sowie für die Toxizität von Stoffen

STARS - Stoffdatenbank für altlastenrelevante Schadstoffe

Inhalte: Physikalisch-chemische Daten, Umweltverhalten, Toxikologie, Arbeitssicherheit, Regelwerke, Listenwerte, Analysenverfahren

Vertrieb über Stoller Ingenieurtechnik GmbH Dresden, Bärensteiner Strasse 27 - 29

01277 Dresden, Tel.: 03 51 - 2 12 39 30, FAX: 03 51 - 2 12 39 59, E-mail: SIGDresden@aol.com

Rippen - Umweltchemikalien

Inhalte: Emissionsquellen, Daten zur Mobilität, Persistenz und Akkumulierbarkeit, Angaben zur Schadwirkung, Klassifizierungen, Richt- und Grenzwerte, Vorkommen in der Umwelt, Angaben zum Umgang

ecommed verlagsgesellschaft AG & Co. KG, Rudolf-Diesel-Str. 3, 86899 Landsberg