



Merkblatt Nr. 3.8/1

Stand: 05/2023

alte Nummer: 3.8/1 von 10/2001

Ansprechpartner: Referat 96

Untersuchung und Bewertung von Altlasten und schädlichen Bodenver- änderungen

Wirkungspfad Boden-Grundwasser

Inhaltsverzeichnis

1	Allgemeine Hinweise	3
1.1	Ziel und Anwendungsbereich	3
1.2	Qualitätssicherung	3
1.3	Aufbau und Inhalt	3
2	Orientierende Untersuchung	6
2.1	Umfang der Orientierenden Untersuchung	6
2.2	Sickerwasserprognose	7
2.2.1	Untersuchungsverfahren	7
2.2.2	Transportprognose	9
2.2.3	Einmischungsprognose	10
2.3	Bewertung der Orientierenden Untersuchung	11
3	Detailuntersuchung	12
3.1	Umfang der Detailuntersuchung	12
3.2	Sickerwasserprognose	12
3.2.1	Untersuchungsverfahren	13
3.2.2	Transportprognose	13
3.2.3	Einmischungsprognose	13
3.3	Grundwasseruntersuchungen	15
3.4	Bewertung der Detailuntersuchung	16
4	Sanierungsuntersuchung und Sanierungsziel	20
4.1	Allgemeine Vorgaben	20

4.2	Ablauf einer Sanierungsuntersuchung	20
4.3	Ableitung von Sanierungszielen	20
4.4	Monitored Natural Attenuation und Schutz- und Beschränkungsmaßnahmen	21
4.5	Überprüfung von Sanierungszielen	22
5	Literaturverzeichnis	23
6	Glossar	24
	Anhang 1: Werte-Tabellen und Erläuterungen	26
	Anhang 2: Schadstofffracht, Einmischungsprognose und Kriterien nach § 15 Abs. 8 BBodSchV	39
	Anhang 3: Basisinformationen zu umweltrelevanten Schadstoffen	49

1 Allgemeine Hinweise

1.1 Ziel und Anwendungsbereich

Dieses Merkblatt gibt Hinweise für die Untersuchung und Bewertung des Wirkungspfades Boden-Grundwasser bei Altlasten und schädlichen Bodenveränderungen.

Damit werden in fachlicher Hinsicht die Vorgaben des Bundes-Bodenschutzgesetzes (BBodSchG), der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV), des Bayerischen Bodenschutzgesetzes (BayBodSchG) und der Verwaltungsvorschrift zum Vollzug des Bodenschutz- und Altlastenrechts (BayBodSchVwV) für den Wirkungspfad Boden-Grundwasser konkretisiert.

Die folgenden Hinweise beziehen sich auf die Bearbeitungsphasen Orientierende Untersuchung, Detailuntersuchung und Sanierungsuntersuchung.

Gewässerverunreinigungen, die nicht durch Altlasten bzw. schädliche Bodenveränderungen entstanden sind (insbesondere Direkteinträge ohne Bodenpassage), und Gewässerverunreinigungen, die (bisher) keinem verursachenden Grundstück zugeordnet werden können, unterliegen dem Wasserrecht und sind nicht Gegenstand dieses Merkblatts.

1.2 Qualitätssicherung

Sachverständige und Untersuchungsstellen, die Aufgaben nach dem BBodSchG wahrnehmen, müssen gemäß § 18 BBodSchG bestimmte Voraussetzungen erfüllen. Die entsprechende Zulassung nach der Verordnung über Sachverständige und Untersuchungsstellen für den Bodenschutz und die Altlastenbearbeitung in Bayern (VSU) erfolgt durch das Bayerische Landesamt für Umwelt (LfU). Nach § 18 BBodSchG zugelassene Sachverständige und Untersuchungsstellen sind auf der Internetseite www.resymesa.de bekannt gegeben.

Im Rahmen der Amtsermittlung sind von den Wasserwirtschaftsämtern ausschließlich nach § 18 BBodSchG zugelassene Sachverständige und Untersuchungsstellen zu beauftragen.

Das LfU empfiehlt zur Gewährleistung einer hinreichenden Qualitätssicherung und damit eines effizienten und zügigen Verfahrens auch in den übrigen Verfahrensschritten (Detailuntersuchung, Sanierungsuntersuchung, Sanierungsplanung, Sanierung, Eigenkontrollmaßnahmen) nach § 18 BBodSchG zugelassene Sachverständige und Untersuchungsstellen zu beauftragen. Die zuständige Bodenschutzbehörde kann dies nach § 9 Abs. 2 Satz 2, § 13 Abs. 2 und § 15 Abs. 2 Satz 5 BBodSchG von der bzw. dem Pflichtigen verlangen.

1.3 Aufbau und Inhalt

Das Merkblatt 3.8/1 ist gegliedert in die Schritte der Altlastenbearbeitung Orientierende Untersuchung (Kap. 2), Detailuntersuchung (Kap. 3) und Sanierungsuntersuchung (inklusive Ableitung von Sanierungszielen; Kap. 4).

Als **Ort der Probenahme** (Abb. 1) wird im Idealfall der vermutete Entstehungsort für die Boden- bzw. Sickerwasserbelastung gewählt. Die für diesen Ort ermittelten Schadstoffkonzentrationen im Eluat dienen in der Orientierenden Untersuchung zur Klärung des Anfangsverdachts auf das Vorliegen einer Altlast bzw. schädlichen Bodenveränderung. Als Bewertungsgrundlage werden die **Prüfwerte am Ort der Probenahme** (Anhang 1 Tab. 1 und 2) herangezogen. Hinweise zur Bewertung finden sich in Kap. 2.3. Für flüchtige Schadstoffe stehen zusätzlich **Hilfswerte** für Bodenluft und/oder Feststoff am Ort der Probenahme als Bewertungsgrundlage zur Verfügung (Anhang 1 Tab. 4 und weitere Erläuterungen in Kap. 2.2.1).

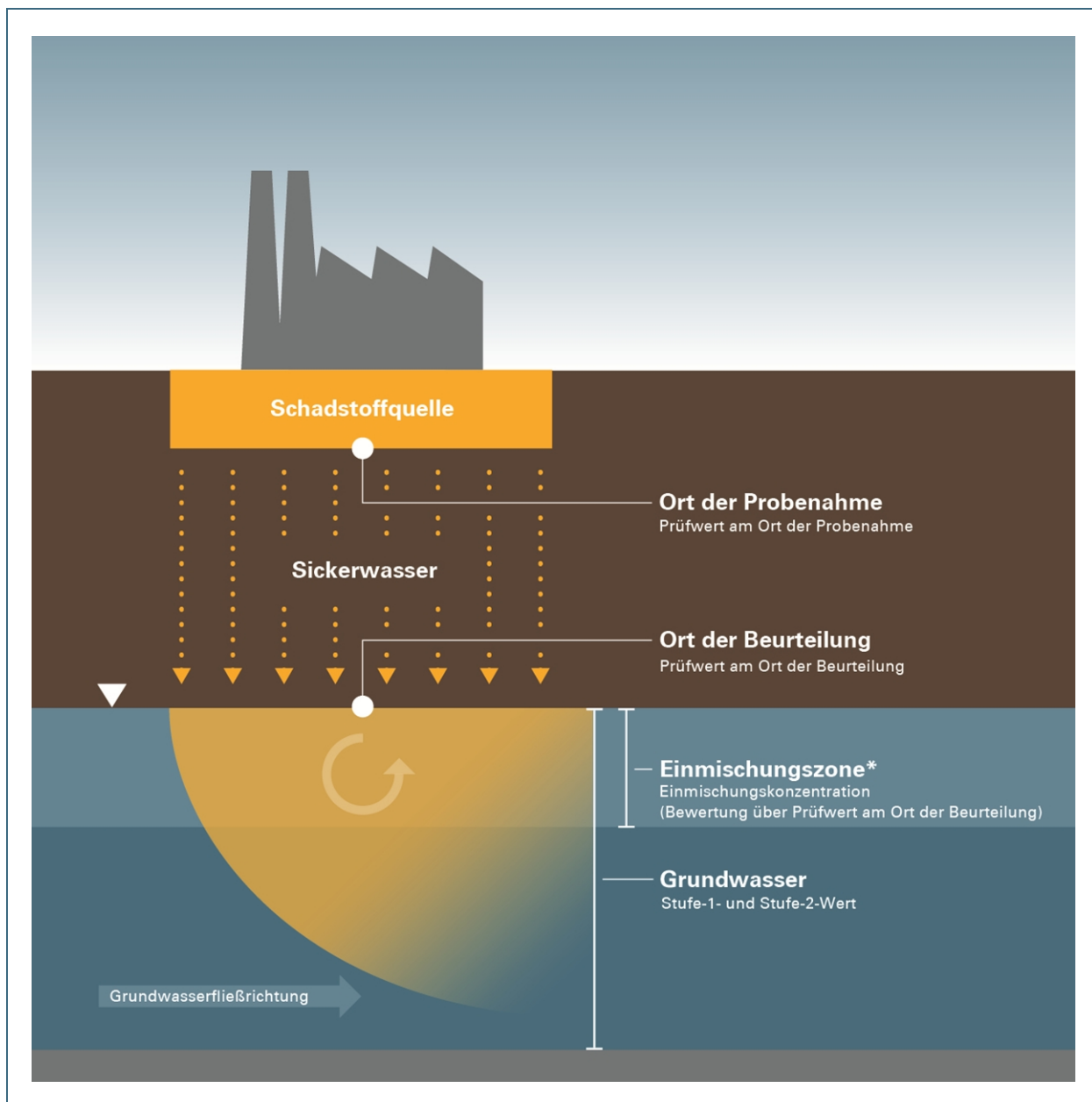


Abb. 1: Wichtige Begriffe bei der Untersuchung und Bewertung von Altlasten und schädlichen Bodenveränderungen für den Wirkungspfad Boden-Grundwasser. *Nach § 14 Abs. 5 BBodSchV wird per Konvention eine pauschale Einmischungstiefe von einem Meter unterhalb der Grundwasseroberfläche angenommen.

Der **Ort der Beurteilung** (Abb. 1) ist nach § 2 Nr. 16 BBodSchV für den Wirkungspfad Boden-Grundwasser der Übergangsbereich von der wasserungesättigten zur wassergesättigten Bodenzone. Der Ort der Beurteilung stimmt meist nicht mit dem Ort der Probenahme überein.

Um die Schadstoffkonzentration am Ort der Beurteilung zu bestimmen, ist i. d. R. sowohl in der Orientierenden Untersuchung als auch in der Detailuntersuchung eine **Sickerwasserprognose** durchzuführen. Allgemeine Hinweise zur Sickerwasserprognose sowie Konkretisierungen zur Anwendung in der Orientierenden Untersuchung finden sich in Kap. 2.2, Konkretisierungen zur Anwendung in der Detailuntersuchung in Kap. 3.2. Als Bewertungsgrundlage für die am Ort der Beurteilung prognostizierten (bzw. in Ausnahmefällen gemessenen) Schadstoffkonzentrationen dienen die **Prüfwerte am Ort der Beurteilung** (Anhang 1 Tab. 1 und 2).

Unter bestimmten Bedingungen kann ergänzend zur Stoffkonzentration am Ort der Beurteilung optional über eine [Einmischungsprognose](#) die Einmischung des Sickerwassers in das Grundwasser innerhalb einer [theoretischen Einmischungszone](#) berechnet werden. Die Einmischung kann nach § 12 Abs. 3 BBodSchV bereits in der Orientierenden Untersuchung ergänzend berücksichtigt werden. Die Anwendung wird jedoch erst in der Detailuntersuchung empfohlen. Zur Bewertung der rechnerisch für den obersten Meter des Grundwassers ermittelten [Einmischungskonzentration](#) (Abb. 1) werden ebenfalls die Prüfwerte am Ort der Beurteilung herangezogen. Konkretisierungen zur Anwendung der Einmischungsprognose in der Orientierenden Untersuchung werden in Kap. 2.2.3 gegeben, allgemeine Hinweise und Konkretisierungen zur Anwendung in der Detailuntersuchung finden sich in Kap. 3.2.3. Weitere Erläuterungen zur Berechnung der Einmischungskonzentration können Kap. 1.1.2 in Anhang 2 entnommen werden.

Die [Stufe-Werte \(Stufe-1- und Stufe-2-Werte\)](#) gelten im Grundwasser (Abb. 1; Anhang 1 Tab. 1 und 2). Sie bilden die Bewertungsgrundlage für alle im Grundwasser ermittelten oder prognostizierten Schadstoffkonzentrationen. Die Stufe-1-Werte entsprechen dabei numerisch den Prüfwerten am Ort der Beurteilung, die Stufe-2-Werte dem vier- bis zehnfachen des Stufe-1-Wertes. Ausführliche Hinweise zu Grundwasseruntersuchungen, welche i. d. R. erst innerhalb der Detailuntersuchung durchgeführt werden, enthält Kap. 3.3, Hinweise zur deren Bewertung Kap. 3.4.

Nach § 15 Abs. 8 BBodSchV ist bei der Bewertung von Untersuchungsergebnissen und der Entscheidung über die zu treffenden Maßnahmen zu berücksichtigen, ob erhöhte Schadstoffausträge auf Dauer nur geringe Schadstofffrachten und nur lokal begrenzt erhöhte Schadstoffkonzentrationen in Gewässern erwarten lassen. In diesem Merkblatt werden dabei ausschließlich Einträge in das Grundwasser betrachtet. Ausführungen zur Ableitung der Kriterien [geringe Schadstofffracht, lokal begrenzt und auf Dauer](#) finden sich in Kap. 2 in Anhang 2, Ausführungen zur Bewertung in Kap. 3.4. Die von einer Schadstoffquelle emittierte [Schadstofffracht](#) kann sowohl für den Ort der Beurteilung als Sickerwasserfracht, als auch innerhalb des Grundwassers als abströmende Fracht ermittelt werden. Hinweise zur Berechnung von Schadstofffrachten werden in Kap. 1 in Anhang 2 gegeben.

Die Prüfwerte, die Stufe-Werte sowie die Kriterien [geringe Schadstofffracht, lokal begrenzt und auf Dauer](#) sind bei der Ableitung von [Sanierungszielen](#) für Böden bzw. für das Grundwasser zu berücksichtigen. Hinweise zum Ablauf der Sanierungsuntersuchung finden sich in Kap. 4.2, Hinweise zur Ableitung von Sanierungszielen in Kap. 4.3 sowie zu deren Überprüfung in Kap. 4.5.

In Anhang 1 finden sich Werte-Tabellen zur Bewertung der Untersuchungsergebnisse. Anhang 2 enthält detaillierte Informationen zur Berechnung von Einmischungskonzentration und Schadstofffracht sowie Hinweise zur Ableitung der Kriterien [geringe Schadstofffracht, lokal begrenzt und auf Dauer](#). Anhang 3 enthält wesentliche Informationen zu den Stoffeigenschaften wichtiger Schadstoffgruppen.

2 Orientierende Untersuchung

Die Orientierende Untersuchung dient nach § 12 Abs. 1 BBodSchV dazu festzustellen, ob der Verdacht einer Altlast bzw. schädlichen Bodenveränderung (nachfolgend „Verdacht“) ausgeräumt ist oder ob ein hinreichender Verdacht im Sinne des § 9 Abs. 2 Satz 1 BBodSchG besteht (vgl. Nr. 4.1.1.4 BayBodSchVwV). Die Orientierende Untersuchung ist nach dieser Zielsetzung auszurichten. Die nachstehenden Untersuchungen sind nicht zwingend alle durchzuführen, sondern nur soweit bis das o. g. Ziel erreicht ist.

2.1 Umfang der Orientierenden Untersuchung

Die Orientierende Untersuchung umfasst folgende wesentliche Schritte:

- Durchführen einer gemeinsamen Ortseinsicht (Kreisverwaltungsbehörde, Wasserwirtschaftsamt, beauftragter Sachverständiger sowie ggf. weitere Fachbehörden und Betroffene)
- Planen von Untersuchungen auf der Grundlage des in der Historischen Erkundung vorgeschlagenen Untersuchungskonzeptes, z. B. Festlegen der Untersuchungsmethodik, der Probenahmepunkte und des Analysenumfanges bei chemischen Untersuchungen
- Durchführen von Untersuchungen, z. B. organoleptische Prüfungen, Entnahme von Boden-, Bodenluft- und ggf. Grundwasserproben sowie chemische Analysen
- Darstellen und Bewerten der Untersuchungsergebnisse und der weiteren für die Sickerwasserprognose notwendigen Erkenntnisse
- Erstellen einer Sickerwasserprognose, ggf. mit ergänzender Einmischungsprognose
- Treffen einer Aussage unter Zugrundelegung der Sickerwasserprognose und ggf. der Einmischungsprognose, ob der Anfangsverdacht ausgeräumt ist oder ein hinreichender Verdacht besteht
- bei Bestätigung des hinreichenden Verdachts: Erstellen einer geeigneten Untersuchungsstrategie für die anschließende Detailuntersuchung

Grundlage der gutachterlichen Bewertung ist i. d. R. eine [Sickerwasserprognose](#) (Kap. 2.2). In der Orientierenden Untersuchung sind hierfür Untersuchungen vor Ort durchzuführen. In aller Regel ist der Ort der Beurteilung einer Sickerwasserprobenahme nicht zugänglich. Somit kann die dort vorliegende bzw. zu erwartende Stoffkonzentration auch nicht direkt gemessen werden. Die Sickerwasserbeschaffenheit am Ort der Beurteilung muss also auf der Grundlage der Untersuchung von Material-, Bodenluft-, Sickerwasser- oder ggf. Grundwasserproben, die außerhalb des Ortes der Beurteilung entnommen wurden, in einer fachlichen Beurteilung abgeschätzt werden.

Detaillierte Hinweise zur Probenahmestrategie und Probenaufbereitung sowie zu den Probenahme-, Elutions- und Analyseverfahren sind in Merkblatt 3.8/4, Merkblatt 3.8/5 und Merkblatt 3.8/6 enthalten. Gemäß § 24 Abs. 11 BBodSchV dürfen auch alternative Referenzverfahren bzw. gleichwertige Verfahren angewendet werden. Diese können dem Anhang 1 des Fachmodul Boden und Altlasten sowie der Methodensammlung Feststoffuntersuchung (FBU & LAGA 2021) entnommen werden.

In begründeten Ausnahmefällen kann die Sickerwasserprognose in dieser Bearbeitungsphase auch ohne zusätzliche Probenahmen anhand gutachterlicher Feststellungen sowie ggf. einer Ortseinsicht erfolgen, wenn sich hieraus ein hinreichender Verdacht für das Vorliegen einer Altlast bzw. schädlichen Bodenveränderung gemäß § 9 Abs. 2 BBodSchG ergibt. Dies kann z. B. in folgenden Fällen gegeben sein:

- offensichtliche Verunreinigungen von Grundwasser (z. B. Ölfilm, Lösungsmittelgeruch)
- bereits vorliegende Nachweise von Prüfwertüberschreitungen aufgrund von sonstigen belastbaren Untersuchungen (z. B. durch Dritte)

Der Umfang der Orientierenden Untersuchung ist auf das notwendige Maß zum Ausräumen bzw. Nachweis des hinreichenden Verdachts zu beschränken, ein schrittweises Vorgehen kann in Einzelfällen sinnvoll sein.

Um einen Verdacht auszuräumen kann ein erhöhter Untersuchungsaufwand notwendig werden, z. B. durch Rasterbeprobungen, ergänzende Materialuntersuchungen oder in Ausnahmen auch Grundwasseruntersuchungen.

2.2 Sickerwasserprognose

2.2.1 Untersuchungsverfahren

In der Orientierenden Untersuchung ist bei einer **Prüfwertüberschreitung am Ort der Probenahme** mittels einer Sickerwasserprognose abzuschätzen, ob im Sickerwasser am Ort der Beurteilung eine Überschreitung des Prüfwertes vorliegt oder zu erwarten ist. Die Sickerwasserprognose kann nach § 14 Abs. 1 Nrn. 1 bis 3 BBodSchV grundsätzlich auf der Grundlage von

- Materialuntersuchungen durch Elution mit Wasser,
- Rückschlüssen und Rückrechnungen aus Grundwasseruntersuchungen oder
- in-situ-Untersuchungen

erfolgen.

Der Einsatz von **Stofftransportmodellen** bereits in der Orientierenden Untersuchung ist in den meisten Fällen nicht zielführend, da die benötigten Eingangsparameter für die Modellierung oft nicht in dem Umfang und der Belastbarkeit verfügbar sind, wie es für eine ausreichende Prognosesicherheit notwendig wäre. Sofern Stofftransportmodelle angewendet werden, müssen die Eingangsparameter nachvollziehbar dokumentiert und die Ergebnisunsicherheiten bewertet werden.

Die derzeitige oder zu erwartende Sickerwasserkonzentration am Ort der Beurteilung kann nur näherungsweise abgeschätzt werden. Genaue Konzentrationsangaben sind daher insbesondere in der Orientierenden Untersuchung weder möglich noch sinnvoll. Die verbal-argumentative Abschätzung, ob eine Prüfwertüberschreitung am Ort der Beurteilung besteht oder zu erwarten ist, ist ausreichend. Bereits vorliegende repräsentative Messergebnisse aus bestehenden Grundwassermessstellen können berücksichtigt werden.

Materialuntersuchungen

Mittels einer Emissionsabschätzung sind Beschaffenheit und Ausmaß von derzeitigen und künftigen Emissionen am Ort der Probenahme zu bestimmen. Das soll nach Möglichkeit die Stelle der höchsten Stoffkonzentrationen sein.

Die Emissionsabschätzung erfolgt i. d. R. anhand von **Eluaten**. Hierfür sind sowohl für anorganische wie für organische Parameter das Schüttelverfahren bzw. das Säulenschnellverfahren mit Wasser und einem Flüssigkeits-Feststoffverhältnis von 2:1 anzuwenden (Tab. 2 in Anlage 3 BBodSchV).

Wenn im Einzelfall ein Eindringen von sauren Sickerwässern, ein Eindringen von Lösevermittlern oder eine Änderung des Reduktions- und Oxidations-Potenzials zu erwarten ist, sollen entsprechende weitere Extraktions-, Elutions- oder Perkolationsverfahren angewendet werden (§ 14 Abs. 2 BBodSchV).

Gesamtgehalte im Feststoff sind für die Bewertung in der Orientierenden Untersuchung i. d. R. nicht relevant. Allenfalls können Gesamtgehalte im Feststoff Hinweise für eine Priorisierung von Eluatuntersuchungen liefern.

Der Verdacht einer Altlast bzw. schädlichen Bodenveränderung besteht grundsätzlich nicht, wenn die Schadstoffkonzentrationen der untersuchten Eluate unter den Prüfwerten am Ort der Probenahme (Anhang 1 Tab. 1 und 2) bzw. bei flüchtigen Stoffen unterhalb der Hilfwerte (Anhang 1 Tab. 4) liegen. Der Verdacht gilt dann als ausgeräumt. Eine Transportprognose ist nicht erforderlich.

Werden in den Eluaten Schadstoffkonzentrationen über den Prüfwerten am Ort der Probenahme bzw. bei flüchtigen Stoffen in der Bodenluft oder im Feststoff Schadstoffgehalte über den Hilfwerten nachgewiesen, so kann eine Überschreitung der Prüfwerte am maßgeblichen Ort der Beurteilung nicht ausgeschlossen werden. In diesem Fall ist eine Transportprognose (Kap. 2.2.2) durchzuführen.

Rückschlüsse und Rückrechnungen aus Grundwasseruntersuchungen

In der Orientierenden Untersuchung sind **Grundwasseruntersuchungen** i. d. R. noch nicht erforderlich, da die Bewertung im Rahmen der Sickerwasserprognose üblicherweise auf Grundlage der Ergebnisse der Eluatuntersuchungen erfolgt. In fachlich begründeten Einzelfällen kann es jedoch notwendig sein, Grundwassermessstellen bereits in der Orientierenden Untersuchung zu errichten und in die Gefährdungsabschätzung mit einzubeziehen (beispielsweise wenn die Altlast größtenteils oder vollständig in der gesättigten Bodenzone liegt und materialspezifisch Feststoffproben für Eluatuntersuchungen nur schwierig entnommen werden können). Weiterhin können bereits Grundwassermessstellen im Schadenszentrum bzw. im unmittelbaren Abstrom der Verdachtsfläche vorhanden sein (z. B. Betriebsbrunnen, Vorfeldmessstellen, frühere Erkundungsmessstellen etc.). Handelt es sich hierbei um repräsentative Grundwassermessstellen, können die Ergebnisse der Grundwasseruntersuchungen zur Klärung des Verdachts auf das Vorliegen einer Altlast bzw. schädlichen Bodenveränderung beitragen (Kap. 3.2.1).

In-situ-Untersuchungen

Bodenluftuntersuchungen

Bodenluftuntersuchungen sind durchzuführen, wenn Emissionen von leichtflüchtigen organischen Kontaminanten (z. B. LHKW oder BTEX) zu erwarten sind. Bei diesen Stoffgruppen erfolgt die Bewertung am Ort der Probenahme über Bodenluftuntersuchungen, da Elutionsverfahren nicht und Bodenuntersuchungen nur mit Einschränkung geeignet sind.

Die sich einstellende Konzentration eines Stoffes in der Bodenluft ist außer vom Stoffgehalt im Boden auch von Temperatur und Druck (Dampfdruck), vom Bodentyp und von den hydrogeologischen Randbedingungen abhängig. Langjährige Erfahrungen in konkreten Fällen zeigen, dass ein hinreichend sicherer Zusammenhang zwischen Bodenluftkonzentrationen und einer Gefahr für das Grundwasser besteht. Deshalb können die Hilfwerte für leichtflüchtige organische Kontaminanten in der Bodenluft in Anhang 1 Tab. 4 für die Bewertung am Ort der Probenahme herangezogen werden.

Der Verdacht einer Altlast bzw. schädlichen Bodenveränderung besteht grundsätzlich nicht, wenn die untersuchten Bodenluftkonzentrationen in repräsentativen Proben unter den Hilfwerten in Anhang 1 Tab. 4 liegen. Eine Transportprognose oder weitere Untersuchungen sind dann nicht erforderlich, der Verdacht ist ausgeräumt.

Werden für leichtflüchtige organische Kontaminanten in der Bodenluft Konzentrationen über den jeweiligen Hilfwerten in Anhang 1 Tab. 4 nachgewiesen, so ist von einer Prüfwertüberschreitung am Ort der Probenahme auszugehen und es ist eine verbal-argumentative Transportprognose zu erstellen.

In-situ-Sickerwasseruntersuchungen

In-situ-Sickerwasseruntersuchungen können mit Hilfe von Saugkerzen, -platten, Lysimetern etc. durchgeführt werden. Die Auswahl des jeweiligen Systems muss fallbezogen erfolgen. Generell sind diese Untersuchungsmethoden zeitlich und finanziell aufwändig, so dass solche Untersuchungen nur in Einzelfällen eingesetzt werden sollten, auch wenn sie die Möglichkeit einer relativ genauen Erfassung der Sickerwasserqualität bieten können. Werden in-situ-Sickerwasseruntersuchungen eingesetzt, so ist auch hier

unter Berücksichtigung der Einbautiefe und Untergrundverhältnisse (vgl. Kap. 2.2.2) die derzeitige und künftige Sickerwasserbeschaffenheit am Ort der Beurteilung abzuschätzen.

Aus einem Hang bzw. Deponiefuß austretendes Sickerwasser kann mangels Repräsentativität ausschließlich qualitativ bewertet werden.

2.2.2 Transportprognose

Wird bei der Emissionsabschätzung eine Überschreitung des Prüfwertes am Ort der Probenahme festgestellt, so ist abzuschätzen, ob der Prüfwert auch am Ort der Beurteilung derzeit oder künftig überschritten wird. Dabei muss geprüft werden, ob durch die Abbau- und Rückhaltewirkung in der ungesättigten Zone eine Verminderung der Stoffkonzentrationen erfolgt.

In die Transportprognose sind nachfolgende Punkte zur Rückhaltewirkung (Sorption, Ausfällung, Filterwirkung) der ungesättigten Zone sowie der ggf. stattfindenden mikrobiologischen Abbau- und/oder Umwandlungsprozesse einzubeziehen:

- **Mächtigkeit der unbelasteten Grundwasserüberdeckung**
Unter der unbelasteten Grundwasserüberdeckung wird der Bereich zwischen Unterkante des schadstoffbelasteten Bodenbereichs und der Grundwasseroberfläche bei mittlerem Grundwasserhöchststand verstanden. Die Mächtigkeit der unbelasteten Grundwasserüberdeckung entspricht der Sickerstrecke bzw. der Länge der Transportstrecke.
- **Durchlässigkeitsbeiwert (k_f -Wert) und Bodenart**
Durchlässigkeitsbeiwert und Bodenart sind eng miteinander korreliert. Durchlässige und stark durchlässige Grundwasserüberdeckungen haben bei hohen Abstandsgeschwindigkeiten des Sickerwassers eine geringe Rückhalte- bzw. Abbauwirkung. Bei geringer lateraler Ausdehnung schwach durchlässiger Schichten oder bei zu Trockenrissen neigenden tonigen Bodenschichten ist die Rückhalte- bzw. Abbauwirkung ebenfalls als gering einzustufen. Die Rückhaltewirkung ist wegen Größe und Verteilung der Poren in groben, gut sortierten Substraten besonders gering. Dagegen hat eine bei hohem Feinkornanteil große innere Oberfläche wegen der erhöhten Ionenaustauschkapazität eine hohe Rückhaltewirkung.

Nach der DIN EN ISO 17892-11 werden folgende Durchlässigkeitsbereiche unterschieden:

- | | |
|----------------------------|-----------------------------|
| - sehr stark durchlässig | $> 10^{-2}$ m/s |
| - stark durchlässig | 10^{-2} bis 10^{-4} m/s |
| - durchlässig | 10^{-4} bis 10^{-6} m/s |
| - schwach durchlässig | 10^{-6} bis 10^{-8} m/s |
| - sehr schwach durchlässig | $< 10^{-8}$ m/s |

- **Grundwasserneubildung bzw. Versiegelung**
In den Untergrund infiltriertes und in das Grundwasser gelangendes Wasser (Summe aller Prozesse = Grundwasserneubildung) befördert gelöste oder partikulär gebundene Stoffe. Bei hoher Grundwasserneubildung geschieht dies schnell und in großer Menge. Rückhalte- und Abbauvorgänge können wegen geringer Verweilzeiten nicht voll wirksam werden. Bei versiegelten Böden wird die Sickerwasserrate und damit der Transport von wassergelösten Stoffen verringert oder ganz verhindert. Dabei sind die Qualität und die Dauerhaftigkeit der Versiegelung zu beachten. Leichtflüchtige Stoffe (z. B. LHKW oder BTEX) können sich über die Bodenluft auch unter versiegelten Flächen bis in das Grundwasser ausbreiten.
- **(Mikrobiologische) Umwandlungs- und Abbauprozesse**
Einige Schadstoffe, wie z. B. PFAS-Precursor oder sprengstofftypische Verbindungen (STV), können (mikrobiologisch) umgewandelt werden, andere, wie z. B. MKW oder BTEX, sind biologisch vollstän-

dig abbaubar. Bei mikrobiologischen Abbau- und Umwandlungsprozessen spielt wegen vergleichsweise geringer Kinetiken die Verweilzeit des Sickerwassers in der Grundwasserüberdeckung eine große Rolle.

- **Weitere Einflussfaktoren**

Weitere Einflussfaktoren auf die Rückhaltewirkung bzw. Abbauprozesse in der wasserungesättigten Zone (z. B. Gehalt an organischer Substanz, Wasser- und Sauerstoffgehalt, pH-Wert, Redoxpotenzial (E_h -Wert) und Pufferungsvermögen) und stoffspezifische Eigenschaften (z. B. Löslichkeit oder Wechselwirkungen zwischen gelöster und fester Phase (Verteilungskoeffizient)) sowie geohydraulische Eigenschaften der wasserungesättigten Zone sind, soweit bekannt, zu berücksichtigen. Auch ist einzubeziehen, ob Schadstoffe im Sickerwasser gelöst, als Partikel oder als eine nicht mit Wasser mischbare Flüssigkeit (Phase) vorliegen.

Die Transportprognose in der Orientierenden Untersuchung umfasst nur eine stark vereinfachte Abschätzung dieser Einflussfaktoren. Liegen hierzu keine ausreichenden Informationen vor, so kann die Transportprognose in der Orientierenden Untersuchung auch anhand folgender Grundlagen konservativ (Worst-Case) abgeschätzt werden:

- Ergebnisse von Bodenuntersuchungen und Untergrundansprache
- Grundlegende wissenschaftliche Erkenntnisse zum Schadstofftransport im Boden
- regionale Kenntnisse zur Untergrundbeschaffenheit (Hydrogeologie) und zum Wassertransport
- regionale Erfahrungen zur Schadstoffausbreitung aus Vergleichsfällen

Bei der Transportprognose sind allgemein vorliegende wissenschaftliche Erkenntnisse und Erfahrungen für den jeweiligen Standort einzubeziehen. Die Einflussgrößen sind aufgrund allgemein vorliegender wissenschaftlicher Erkenntnisse abzuschätzen und zu bewerten. Die Kenntnisse zur lokalen Untergrundbeschaffenheit und Schadstoffausbreitung werden ebenfalls zur Transportprognose herangezogen. Es sind also nicht für jeden Einzelfall umfangreiche Messungen oder bodenkundliche Untersuchungen für die Transportprognose notwendig. Eine näherungsweise Abschätzung der eventuellen Stoffverlagerung bis zum Ort der Beurteilung ist für die Transportprognose in der Orientierenden Untersuchung ausreichend.

Wurde durch Untersuchungen festgestellt, dass sich **Bodenbelastungen teilweise oder ganz in der gesättigten Zone** befinden, so kann bei der Emissionsabschätzung mittels Eluaten die Transportprognose entfallen. Die Konzentrationen in den Eluaten von Materialproben aus der gesättigten Zone können dann an diesem Ort i. d. R. denen am Ort der Beurteilung gleichgesetzt werden.

2.2.3 Einmischungsprognose

Liegen die im Rahmen der Sickerwasserprognose prognostizierten Konzentrationen am Ort der Beurteilung **in der Größenordnung der Prüfwerte am Ort der Beurteilung**, kann mit der Einmischungsprognose die Betrachtung hinsichtlich einer Prüfwertüberschreitung auf den obersten Meter des Grundwassers ausgeweitet werden. Bewertungsrelevant ist dann nicht allein die Sickerwasserkonzentration am Ort der Beurteilung, sondern auch die im Anschluss an die Sickerwasserprognose berechnete Einmischungskonzentration. Die Einmischungsprognose kann somit in der Orientierenden Untersuchung ein **ergänzendes Kriterium zur Sickerwasserprognose** zur Bewertung des hinreichenden Verdachts darstellen, sofern die notwendigen Informationen für die Durchführung einer Einmischungsprognose bereits vorliegen oder hinreichend konservativ abgeschätzt werden können.

Vereinfachend kann zur Berechnung der Einmischungskonzentration im Sinne einer Worst-Case-Betrachtung eine am Ort der Probenahme gemessene Schadstoffkonzentration im Eluat der Konzentration am Ort der Beurteilung gleichgesetzt werden.

Die Vorgehensweise bei der Einmischungsprognose richtet sich nach den Vorgaben des Kap. 3.2.3. Eine ausführliche Beschreibung zur Herleitung und Anwendung der Einmischungsprognose befindet sich in Kap. 1.1.2 in Anhang 2.

2.3 Bewertung der Orientierenden Untersuchung

Die Bewertung der Schadstoffkonzentrationen am Ort der Probenahme bzw. am Ort der Beurteilung ist gemäß den Hinweisen in Tab. 1 durchzuführen. Es gilt:

Prüfwerte am Ort der Probenahme

- Halten die Schadstoffkonzentrationen im Eluat die Prüfwerte am Ort der Probenahme in Anhang 1 Tab. 1 und 2 ein, ist eine Überschreitung der Prüfwerte am Ort der Beurteilung und somit eine Gefährdung des Grundwassers auszuschließen. Wird eine Einhaltung der Prüfwerte am Ort der Probenahme für die gesamte Verdachtsfläche einer Altlast bzw. schädlichen Bodenveränderung sichergestellt (z. B. auf Grundlage gezielter Untersuchungen der Belastungszentren oder mittels Rasterbeobachtungen), gilt der Verdacht als ausgeräumt.
- Überschreiten die Schadstoffkonzentrationen im Eluat die Prüfwerte am Ort der Probenahme, ist anhand einer Sickerwasserprognose zu überprüfen, ob auch eine Überschreitung der Prüfwerte am Ort der Beurteilung vorliegt bzw. zu erwarten ist.
- Natürlich bzw. großflächig siedlungsbedingt erhöhte Schadstoffkonzentrationen, die über den Prüfwerten nach BBodSchV liegen, sind im Einzelfall zu berücksichtigen. Für die Bewertung des hinreichenden Verdachts können die festgestellten Belastungen im Vergleich zu den standorttypischen Hintergrundwerten bewertet werden.

Prüfwerte am Ort der Beurteilung

- Werden als Ergebnis der Sickerwasserprognose die Prüfwerte am Ort der Beurteilung nach Anhang 1 Tab. 1 und 2 eingehalten, ist der Verdacht einer Altlast bzw. schädlichen Bodenveränderung ausgeräumt.
- Ergibt die Sickerwasserprognose mindestens für einen Messwert eine Prüfwertüberschreitung am Ort der Beurteilung und kann der Messwert als plausibel betrachtet werden, so besteht ein hinreichender Verdacht.
- Wird eine Einmischungsprognose durchgeführt, gilt der Verdacht dann als ausgeräumt, wenn die errechneten Einmischungskonzentrationen aller bewertungsrelevanten Schadstoffe die Prüfwerte am Ort der Beurteilung nach Anhang 1 Tab. 1 und 2 einhalten. Überschreitet die errechnete Einmischungskonzentration für mindestens einen Schadstoff den Prüfwert am Ort der Beurteilung, so bleibt der hinreichende Verdacht aus der Sickerwasserprognose bestehen.

Tab. 1: Bewertung der Ergebnisse in der Orientierenden Untersuchung

Stoffkonzentration	Bewertung
≤ Prüfwert am Ort der Probenahme	Verdacht ausgeräumt
≤ Prüfwert am Ort der Beurteilung	Verdacht ausgeräumt
> Prüfwert am Ort der Beurteilung ggf. ergänzend Einmischungsprognose*	hinreichender Verdacht Detailuntersuchung erforderlich

*sofern Beurteilung in der Orientierenden Untersuchung bereits möglich

Die Ergebnisse der Orientierenden Untersuchung sind in einem Gutachten darzulegen. Besteht ein hinreichender Verdacht auf eine Altlast bzw. schädliche Bodenveränderung, ist eine Detailuntersuchung durchzuführen und im Gutachten auf eine Untersuchungsstrategie dafür einzugehen.

3 Detailuntersuchung

Ziel der Detailuntersuchung nach § 13 Abs. 1 BBodSchV ist es, mit Hilfe vertiefender und weitergehender Untersuchungen eine abschließende Gefährdungsabschätzung zu ermöglichen. Die Detailuntersuchung dient insbesondere der Feststellung von Menge und räumlicher Verteilung von Schadstoffen, ihrer mobilen oder mobilisierbaren Anteile sowie ihrer Ausbreitungsmöglichkeiten im Boden und in Gewässern. Des Weiteren ist in der Detailuntersuchung nach § 15 Abs. 3 BBodSchV auch abschließend festzustellen, inwieweit Sanierungsmaßnahmen nach § 2 Abs. 7 BBodSchG oder Schutz- und Beschränkungsmaßnahmen nach § 2 Abs. 8 BBodSchG zur Gefahrenabwehr erforderlich sind.

3.1 Umfang der Detailuntersuchung

Die Detailuntersuchung umfasst folgende wesentliche Schritte:

- Erstellen eines zielführenden Untersuchungskonzeptes auf Grundlage der in der Orientierenden Untersuchung dargelegten Untersuchungsstrategie
- vertieftes Erkunden der hydrogeologischen und geologischen Standortbedingungen zur Beurteilung des Stofftransports im Untergrund
- Lokalisieren der Belastungszentren (ggf. Rasterbeprobung) sowie horizontales und vertikales Abgrenzen der kontaminierten Bereiche in gesättigter und ungesättigter Zone
- Erfassen des Schadstoffinventars nach Art, Menge und räumlicher Verteilung; hierzu ist auch die Bestimmung von Gesamtgehalten im Feststoff und ggf. von Summenparametern erforderlich
- Ermitteln der mobilen oder mobilisierbaren Anteile
- Abschätzen der zeitlichen Entwicklung des Schadstoffinventars unter Berücksichtigung von Milieuänderungen (z. B. pH-Wert, Redoxpotenzial (E_h -Wert))
- ggf. Anwenden geeigneter Stofftransportmodelle für Boden und Grundwasser
- Durchführen von Grundwasseruntersuchungen
- Ermitteln natürlich ablaufender Abbau- und Rückhalteprozesse, soweit für abschließende Gefährdungsabschätzung notwendig
- Erstellen einer Sickerwasserprognose sowie ggf. ergänzend Erstellen einer Einmischungsprognose
- Erstellen einer abschließenden Gefährdungsabschätzung auf Basis der Sickerwasserprognose und der Grundwasseruntersuchungen unter Berücksichtigung der Schadstofffrachten und der Schadensausdehnung
- Beurteilen, inwieweit für den Wirkungspfad Boden-Grundwasser Maßnahmen (Sanierungsmaßnahmen und/oder Schutz- und Beschränkungsmaßnahmen, ggf. Eigenkontrollmaßnahmen) erforderlich sind

Besonders bei großflächigen und/oder komplexen Altlasten und schädlichen Bodenveränderungen kann es erforderlich sein, iterativ in mehreren aufeinander folgenden Schritten vorzugehen.

3.2 Sickerwasserprognose

Die Sickerwasserprognose erfolgt grundsätzlich nach der im Kap. 2.2 dargestellten Vorgehensweise. Einzelne Abweichungen bzw. Ergänzungen, die sich aus der umfassenderen Zielsetzung der Detailuntersuchung ergeben, sind im Folgenden beschrieben.

Als Grundlage für die Sickerwasserprognose in der Detailuntersuchung müssen neben den Stoffkonzentrationen stets auch die räumliche Ausdehnung, das Schadstoffinventar und die Schadstofffrachten quantitativ abgeschätzt werden.

3.2.1 Untersuchungsverfahren

Hinsichtlich der anzuwendenden Untersuchungsverfahren ist gemäß Kap. 2.2.1 vorzugehen. Folgendes ist in der Detailuntersuchung zu beachten:

Materialuntersuchungen

Gesamtgehalte im Feststoff und ggf. Summenparameter sind innerhalb der Sickerwasserprognose zur Abschätzung der voraussichtlichen Emissionsdauer der Schadstoffquelle von Bedeutung.

Rückschlüsse und Rückrechnungen aus Grundwasseruntersuchungen

Wird die Sickerwasserprognose auf Grundwasseruntersuchungen gestützt, ist auf die Stoffkonzentration am Ort der Beurteilung rückzuschließen oder rückzurechnen. Dies wird für leichtflüchtige organische Kontaminanten anstatt einer verbal-argumentativen Sickerwasserprognose auf Grundlage von Bodenluft- oder Feststoffgehalten in der Detailuntersuchung empfohlen.

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

Dabei ist zu beachten, dass selbst bei Gewinnung von Grundwasserproben aus dem Schadenszentrum i. d. R. eine Durchmischung und damit Verdünnung des kontaminierten Grundwassers mit gering bzw. unbelastetem Grundwasser unvermeidbar ist. Die ermittelte Grundwasserkonzentration kann somit nicht der Konzentration des Sickerwassers am Ort der Beurteilung gleichgesetzt werden. Bei einer Überschreitung des Stufe-1-Wertes (Anhang 1 Tab. 1 und 2) direkt unterhalb des Kontaminationszentrums im Grundwasser bzw. im Abstrom ist jedoch von einer Prüfwertüberschreitung am Ort der Beurteilung auszugehen.

Liegt die Stoffkonzentration im Grundwasser an der Probenahmestelle unterhalb des Stufe-1-Wertes (Anhang 1 Tab. 1 und 2), aber oberhalb der Zustromkonzentration und des geogenen Hintergrundwertes, muss im Einzelfall abgeschätzt werden, welche Konzentration im Sickerwasser am Ort der Beurteilung zu erwarten ist. Bei der Abschätzung der Konzentration am Ort der Beurteilung fließen neben den Stoffkonzentrationen im Grundwasser die o. g. Kriterien und hydrogeologischen Kenndaten ein.

Weiterhin ist zu berücksichtigen, dass die Schadstoffbelastung die beprobte Grundwassermessstelle noch nicht oder erst teilweise erreicht haben könnte oder dass sich bereits ein quasistationärer Zustand mit einer kürzeren Schadstofffahne eingestellt haben kann. Um einen Verdacht auszusräumen, sind deswegen auch Materialuntersuchungen einzubeziehen.

3.2.2 Transportprognose

Die Transportprognose ist gegenüber der groben Abschätzung in der Orientierenden Untersuchung zu präzisieren. Dabei sind die im Kap. 2.2.2 aufgeführten maßgeblichen Einflussfaktoren durch Untersuchungen belastbar zu bestimmen, um dadurch eine quantitative Abschätzung der Konzentrationen und Schadstofffrachten am Ort der Beurteilung zu ermöglichen.

Ergänzend kann der Einsatz von validierten Stofftransportmodellen zweckmäßig sein. Sofern Stofftransportmodelle angewendet werden, müssen die Eingangsparameter nachvollziehbar dokumentiert und die Ergebnisunsicherheiten bewertet werden.

3.2.3 Einmischungsprognose

In der Detailuntersuchung kann bei Vorliegen der unten aufgeführten Anwendungsvoraussetzungen die Einmischung des Sickerwassers in das Grundwasser berücksichtigt werden. Nach § 13 Abs. 5 BBodSchV kann die zuständige Behörde (Kreisverwaltungsbehörde in Abstimmung mit dem Wasserwirtschaftsamt) von der bzw. dem Pflichtigen die Erstellung einer Einmischungsprognose fordern.

Liegen die über die Sickerwasserprognose ermittelten Konzentrationen am Ort der Beurteilung **in der Größenordnung der Prüfwerte am Ort der Beurteilung**, kann mit der Einmischungsprognose die Betrachtung hinsichtlich einer Prüfwertüberschreitung auf den obersten Meter des Grundwassers ausgeweitet werden. Bewertungsrelevant ist dann nicht allein die Sickerwasserkonzentration am Ort der Beurteilung, sondern auch die berechnete Einmischungskonzentration.

Als **ergänzendes Instrument zur Sickerwasserprognose** eröffnet somit die Einmischungsprognose, bei Einhaltung des Prüfwertes in der Einmischungszone, einzelfallbezogen eine Option zur Ausräumung des Verdachts und damit zur Beendigung weiterer Untersuchungen. Hierzu ist eine Einmischungsprognose zeitlich nach der horizontalen und vertikalen Abgrenzung des kontaminierten Bereichs und i. d. R. vor der Errichtung von Grundwassermessstellen durchzuführen.

Über die Einmischungsprognose wird die sich in einer **theoretischen Einmischungszone einstellende Schadstoffkonzentration** berechnet. Nach § 14 Abs. 5 BBodSchV wird dafür per Konvention eine pauschale Einmischungstiefe von einem Meter unterhalb der Grundwasseroberfläche angenommen. Es handelt sich bei der Einmischungsprognose daher um eine einfache rechnerische Abschätzung, ob die eingetragene Schadstofffracht unter den vorliegenden bzw. hinreichend konservativ abgeschätzten Bedingungen zu einer Überschreitung des entsprechenden Prüfwertes im Grundwasser führen kann. Die rechnerisch ermittelten Einmischungskonzentrationen sind nicht mit im Grundwasser gemessenen Konzentrationen gleichsetzbar.

Alle folgenden **Anwendungsvoraussetzungen** müssen für die Durchführung einer Einmischungsprognose (ebenfalls in der Orientierenden Untersuchung, Kap. 2.2.3) erfüllt sein:

- Die über die Sickerwasserprognose prognostizierten Konzentrationen am Ort der Beurteilung liegen in der Größenordnung der Prüfwerte am Ort der Beurteilung.
- Die Schadstoffquelle befindet sich vollständig in der ungesättigten Zone. Es liegt kein Direktkontakt zum Grundwasser vor (z. B. kein „nasser Fuß“).
- Es handelt sich um einen Porengrundwasserleiter. Bei vergleichsweise homogenen hydraulischen Gegebenheiten und hinreichender Kenntnis des Fließgeschehens kann in Ausnahmefällen auch für Kluftgrundwasserleiter eine Einmischungsprognose erfolgen. Karstgrundwasserleiter sind grundsätzlich nicht geeignet.
- Die Aquifereigenschaften am Standort sind quasihomogen, d. h. eine gleichmäßige Schadstoffeinmischung und -ausbreitung innerhalb des Grundwasserleiters ist zu erwarten.
- Die Aquifereigenschaften am Standort sind hinreichend bekannt. Sind noch keine Informationen über die hydrogeologischen Gegebenheiten durch direkte Messungen vorhanden, müssen sie mit hinreichender Genauigkeit über Untersuchungen vor Ort oder ggf. aufgrund vorhandener Erfahrungen, belastbarer Abschätzungen oder vorliegender Literaturquellen ermittelt werden.
- Es ist nur ein Grundwasserleiter betroffen.
- Es liegen keine Schadstoffphasen im Grundwasser vor bzw. sie sind aufgrund der Konzentrationen nicht zu erwarten.

Zu allen Anwendungsvoraussetzungen müssen ausreichend belastbare Angaben vorliegen, ansonsten gelten sie nicht als erfüllt.

Die Berechnung der Einmischungskonzentration erfolgt nach den Vorgaben unter Kap. 1.1.2 in Anhang 2.

Bei einer rein verbal-argumentativen Sickerwasserprognose kann eine am Ort der Probenahme gemessene Schadstoffkonzentration im Eluat als Worst-Case-Abschätzung der Konzentration am Ort der Beurteilung gleichgesetzt werden.

Die verwendeten Eingangsparameter zur Durchführung der Einmischungsprognose sind so zu wählen, dass ein hinreichend konservatives Ergebnis für die Einmischungskonzentration erhalten wird. Die Genauigkeit der erhobenen Daten und die Ergebnisse der Berechnungen sind bzgl. ihrer Unsicherheiten zu bewerten.

3.3 Grundwasseruntersuchungen

Für die abschließende Gefährdungsabschätzung sind in der Detailuntersuchung i. d. R. auch Grundwasseruntersuchungen durchzuführen. Diese können im Einzelfall iterativ erfolgen und dienen in erster Linie dazu, die Grundwasserverunreinigung näher zu charakterisieren sowie deren räumliche Ausdehnung abzugrenzen. Durch Grundwasseruntersuchungen kann im Rahmen der Sickerwasserprognose auch auf die Stoffkonzentration am Ort der Beurteilung rückgeschlossen oder rückgerechnet werden (Kap. 3.2.1).

Umfang der Grundwasseruntersuchungen

Vor der Auswahl oder dem Bau von Grundwassermessstellen und dem Einstieg in physikalisch-chemische Untersuchungen ist ein hydrogeologisches Arbeitsprogramm aufzustellen. Die bisher vorliegenden Kenntnisse aus der beprobungslosen Recherche (geologische und hydrogeologische Detailkarten, vorhandene Aufzeichnungen von Bohrprofilen etc.) und die ggf. in der Orientierenden Untersuchung und bisher in der Detailuntersuchung gewonnenen Ergebnisse sind zu berücksichtigen. Die Zielsetzung des Arbeitsprogramms ist es, ein repräsentatives Bild (mit Bohrungen, Aufschlüssen etc.) der betroffenen Grundwasserbereiche im Zustrom, im Verunreinigungszentrum und im Abstrom zu erlangen.

Es ist abzuschätzen, auf welcher Abstrombreite das Grundwasser kontaminiert oder gefährdet ist. Grundwassermessstellen sind so zu platzieren, dass Verunreinigungszentren bzw. deren unmittelbarer Abstrombereich sowie die relevante Abstrombreite und die horizontale Ausdehnung der Abstromfahne hinreichend erfasst werden können.

Im Einzelnen sind folgende [hydrogeologische Kenndaten](#) zu ermitteln:

- Schichtaufbau und Tektonik (Schichtfugen, Klüfte, Schieferung, Störungen)
- Mächtigkeit (Grundwasserflurabstand) und Durchlässigkeit der ungesättigten Zone (Charakterisierung der Deckschichten)
- Anzahl und Gliederung der Grundwasserleiter
- Geometrie des Aquifers
- Grundwassermächtigkeit, Lage und Relief des Grundwasserstauers
- Art des Grundwasserleiters (Poren-, Kluft- oder Karstgrundwasserleiter)
- chemischer Grundwassertyp
- Homogenität bzw. Heterogenität des Aquifers
- Druckpotenzial (freies oder gespanntes Grundwasser)
- hydraulische Parameter (Transmissivität bzw. k_f -Wert, durchflusswirksamer Hohlraumanteil, Speicherkoeffizient, Dispersivität)
- Grundwassergefälle und Grundwasserfließrichtung
- Grundwasserneubildungsrate
- Hangwasserzutritte, aufsteigende Grundwasserströmung in Vorflutnähe
- Vorflutverhältnisse bzw. Lage der Fläche zum Vorfluter

Eignung vorhandener Grundwassermessstellen

Sofern bereits existierende Grundwassermessstellen für physikalisch-chemische Untersuchungen herangezogen werden sollen, müssen die hydrogeologischen Standortbedingungen (s. o. g. Punkte) erfasst werden.

Geeignet sind Grundwassermessstellen im Schadenszentrum bzw. im unmittelbaren Abstrom (bzw. Zu- strom) der vermuteten Kontaminationsschwerpunkte. Dabei ist zu prüfen, ob die Messstellen für die je- weilige Fragestellung repräsentative Ergebnisse liefern können.

Analysenumfang

Für jede Messstelle ist mindestens eine vollständige Analyse auf die Basisparameter (Anhang 1 Tab. 3) durchzuführen. Damit können der geogene Grundwassertyp charakterisiert und aus der Differenz zwi- schen Zustrom- bzw. Hintergrundkonzentration und der Konzentration an der Messstelle im Schadens- zentrum oder unmittelbaren Abstrom eine anthropogene Beeinträchtigung erkannt werden. Nach einer Erstuntersuchung kann der Analysenumfang auf die in Anhang 1 Tab. 3 mit "+" gekennzeichneten Para- meter (Kurzuntersuchung) reduziert werden.

Bei jeder Untersuchung sind, angepasst an die vorliegende Belastung, schadensfall- bzw. branchenspe- zifische Leitparameter (Anhang 1 Tab. 1 und 2) zu untersuchen. Sofern relevante Analyseergebnisse früherer Untersuchungen vorliegen, sind die entsprechenden Parameter zu berücksichtigen.

Ferner sind die relevanten organisch-chemischen Einzelstoffe zu identifizieren, wenn bei den Summen- parametern Oxidierbarkeit (Permanganatindex), gelöster organisch gebundener Kohlenstoff (DOC), spektraler Absorptionskoeffizient 254 nm (SpAK 254 nm) oder adsorbierbare organisch gebundene Halo- gene (AOX) größere Differenzwerte als die in Anhang 1 Tab. 3 genannten auftreten.

Die Hinweise zur Entnahme und Analyse der Wasserproben im Merkblatt 3.8/6 sind zu berücksichtigen. Die Entnahmebedingungen (Pumpdauer, Volumenstrom) müssen begründet werden. Zum Umfang der Grundwasseruntersuchungen gehören auch Fehlerbetrachtungen, aufgeschlüsselt nach Probenahme- und Analysenfehlern und Plausibilitätskontrollen (vgl. Merkblatt 1.5/1), die im Gutachten in nachvollzieh- barer Form dargestellt sein müssen.

Grundwassermodellierung

Der Einsatz von prognosefähigen numerischen Grundwasser- und (reaktiven) Stofftransportmodellen kann im Einzelfall zweckmäßig sein, falls ein ausreichendes hydrogeologisches Modell vorliegt. Bei der Anwendung müssen Modellaufbau und -parametrisierung, die Modellkalibrierung und -validierung, u. a. mittels einer Sensitivitätsanalyse, im Gutachten nachvollziehbar dokumentiert werden. Außerdem ist eine Bewertung der Ergebnisunsicherheiten vorzunehmen.

3.4 Bewertung der Detailuntersuchung

Die Ergebnisse der Detailuntersuchung sind in einem Gutachten darzulegen. Dabei sind folgende As- pekte darzustellen und zu einer **abschließenden Gefährdungsabschätzung** zusammenzuführen:

- Ergebnisse der Erkundung von geologischen und hydrogeologischen Standortbedingungen
- Analyseergebnisse der untersuchten Parameter in den verschiedenen untersuchten Medien (Bo- den/Eluat, Bodenluft, Sickerwasser, Grundwasser) und somit Aussagen zu den Schadstoffparame- tern und den Belastungsintensitäten
- Angaben zur räumlichen Ausdehnung der Belastungen im Boden und Grundwasser
- Ergebnisse der beprobungslosen Recherchen (Ortseinsicht, historische Recherchen, Organoleptik, geophysikalische Messungen etc.)

- Berechnungen und Bewertungen zur Sickerwasserprognose ggf. mit Einmischungsprognose und zur Schadstofffracht

Für die abschließende Gefährdungsabschätzung und die Bewertung der Erforderlichkeit von Maßnahmen sind die Untersuchungsergebnisse für Boden und Grundwasser zusammenfassend zu bewerten.

Bewertung der Sickerwasserprognose

Hinweise zur Bewertung der Sickerwasserprognose enthält Tab. 2. Dabei ist Folgendes zu beachten:

- Haben sich aus der Sickerwasserprognose Überschreitungen der Prüfwerte am Ort der Beurteilung nach Anhang 1 Tab. 1 und 2 ergeben, ist der Verdacht bestätigt.
- Wird eine **Einmischungsprognose** durchgeführt, gilt der Verdacht dann als ausgeräumt, wenn die errechneten Einmischungskonzentrationen aller bewertungsrelevanten Schadstoffe die Prüfwerte am Ort der Beurteilung nach Anhang 1 Tab. 1 und 2 einhalten. Wird der Prüfwert in der Einmischungszone überschritten, wird der Verdacht aus der Sickerwasserprognose bestätigt.

Tab. 2: Bewertung der Ergebnisse der Sickerwasserprognose in der Detailuntersuchung

Stoffkonzentration am Ort der Beurteilung bzw. Einmischungskonzentration im obersten Meter des Grundwassers*	Bewertung
≤ Prüfwert am Ort der Beurteilung	Verdacht ausgeräumt
> Prüfwert am Ort der Beurteilung	Verdacht bestätigt

*sofern Einmischungsprognose angewendet

Bewertung der Grundwasseruntersuchungen

Die Bewertung der Analysenergebnisse von Grundwasserproben ist gemäß Tab. 3 durchzuführen. Als Bewertungsgrundlage dienen die Stufe-Werte in Anhang 1 Tab. 1 und 2.

Differenzwerte (Anhang 1 Tab. 3) können als Anhaltspunkte für eine Beeinflussung des Grundwassers durch eine Altlast bzw. schädliche Bodenveränderung dienen. Überschreitungen von Differenzwerten fließen jedoch nicht in die Bewertung ein, ob der Verdacht einer Altlast bzw. schädlichen Bodenveränderung bestätigt oder ausgeräumt werden kann.

Liegen Überschreitungen der Stufe-1-Werte im Grundwasser vor, so handelt es sich um eine schädliche Veränderung des Grundwassers. Zur Bewertung der Erforderlichkeit weiterer Maßnahmen ist Folgendes zu beachten:

- Es ist zu berücksichtigen, ob auf Dauer nur geringe Schadstofffrachten und nur lokal begrenzte Grundwasserverunreinigungen vorliegen. Sind diese Kriterien (geringe Schadstofffracht, lokal begrenzt und auf Dauer) alle erfüllt, sind weitere Maßnahmen i. d. R. nicht verhältnismäßig. Bei Nichteinhaltung eines dieser Kriterien sind weitere Maßnahmen i. d. R. erforderlich. Anwendungshinweise finden sich unter Kap. 1.2 und Kap. 2 in Anhang 2.
- Bei Konzentrationen über dem Stufe-2-Wert nach Anhang 1 Tab. 1 und 2 im Schadenszentrum und einer gleichzeitigen Überschreitung der geringen Schadstofffracht nach Anhang 1 Tab. 5 und 6 im unmittelbar abströmenden Grundwasser ist i. d. R. eine Sanierung der Grundwasserverunreinigung und der diese verursachenden Altlast bzw. schädlichen Bodenveränderung erforderlich. Anwendungshinweise zur Berechnung der abströmenden Schadstofffracht finden sich unter Kap. 1.2 in Anhang 2.

Tab. 3: Bewertung der Ergebnisse der Grundwasseruntersuchungen in der Detailuntersuchung

Stoffkonzentration im Schadenszentrum bzw. im unmittelbaren Grundwasserabstrom	Kriterien nach § 15 Abs. 8 BBodSchV	Bewertung
≤ Stufe-1-Wert	Nicht relevant	Maßnahmen nicht erforderlich
> Stufe-1-Wert*	Und: geringe Schadstofffracht und lokal begrenzt und auf Dauer	Weitere Maßnahmen i. d. R. nicht verhältnismäßig
> Stufe-1-Wert*	Und: nicht auf Dauer, lokal begrenzt und/oder keine geringe Schadstofffracht	Weitere Maßnahmen i. d. R. erforderlich: Sanierungs- oder Schutz- und Beschränkungsmaßnahmen (§ 15 Abs. 3 BBodSchV); ggf. sind Eigenkontrollmaßnahmen (§ 15 Abs. 2 BBodSchG) ausreichend
> Stufe-2-Wert	Und: keine geringe Schadstofffracht	Sanierungsmaßnahmen (§ 2 Abs. 7 BBodSchG) i. d. R. erforderlich

*Konzentrationen > Stufe-1-Wert beinhalten auch Konzentrationen > Stufe-2-Wert

Folgende ergänzende Hinweise sind zu Tab. 2 und Tab. 3 zu beachten:

- Treffen im Einzelfall alle ungünstigen Umstände (z. B. hohes Gefährdungspotenzial bei geringer Grundwasserüberdeckung und hohe Mobilisierbarkeit der Schadstoffe) zusammen, können Maßnahmen bereits dann erforderlich sein, wenn die Konzentration eines Schadstoffes geringfügig oberhalb des jeweiligen Prüfwertes am Ort der Beurteilung liegt (§ 15 Abs. 3 Satz 2 BBodSchV).
- Wird im Einzelfall eine erhebliche Prüfwertüberschreitung mit Überschreitung der geringen Sickerwasserfracht am Ort der Beurteilung im Rahmen der Sickerwasserprognose festgestellt oder prognostiziert und werden dennoch im Grundwasser (noch) keine maßnahmerelevanten Kriterien überschritten, so ist zu prüfen, ob ggf. eine Bodensanierung erforderlich ist.

Abschließende Gefährdungsabschätzung und Erforderlichkeit von Maßnahmen

Im Rahmen der abschließenden Gefährdungsabschätzung ist unter Berücksichtigung der Ergebnisse aus den Boden-, Bodenluft- und Grundwasseruntersuchungen zusammenfassend zu bewerten, ob eine Altlast bzw. schädliche Bodenveränderung vorliegt und somit eine Gefahr für das Grundwasser besteht. Darüber hinaus sind die Ergebnisse der Detailuntersuchung dahingehend zu bewerten, inwieweit **Sanierungs-, Schutz- oder Beschränkungsmaßnahmen** im Sinne des § 2 Absatz 7 und 8 des BBodSchG für den Wirkungspfad Boden-Grundwasser erforderlich sind. Im Einzelfall können **Eigenkontrollmaßnahmen** (§ 15 Abs. 2 BBodSchG) ausreichend sein.

Die Feststellung einer Gefahr erfolgt unabhängig von einer vorhandenen bzw. möglichen Grundwassernutzung. Bei Feststellung einer Altlast oder schädlichen Bodenveränderung und Einhaltung der Kriterien nach § 15 Abs. 8 BBodSchV können Maßnahmen im Einzelfall dennoch verhältnismäßig sein z. B. bei Betroffenheit eines Wasserschutz- oder Trinkwassereinzugsgebietes (Schutzzweckgefährdung gem. § 52 WHG) oder Schutz- und Beschränkungsmaßnahmen bei bestehenden Grundwassernutzungen.

Wird nach der abschließenden Gefährdungsabschätzung die Erforderlichkeit von Sanierungsmaßnahmen festgestellt, sind i. d. R. Untersuchungen über Art und Umfang der erforderlichen Maßnahmen notwendig (Sanierungsuntersuchung, Kap. 4).

4 Sanierungsuntersuchung und Sanierungsziel

4.1 Allgemeine Vorgaben

Werden nach der abschließenden Gefährdungsabschätzung am Ende der Detailuntersuchung Sanierungsmaßnahmen nach § 2 Abs. 7 BBodSchG (Dekontaminationsmaßnahmen und Sicherungsmaßnahmen) erforderlich, ist eine Sanierungsuntersuchung durchzuführen.

Grundsätzlich soll bei der Sanierungsuntersuchung anhand von Sanierungszielen ermittelt werden, mit welchen verhältnismäßigen Maßnahmen bzw. Maßnahmenkombinationen eine Sanierung im Sinne des § 4 Abs. 3 BBodSchG erreicht werden kann. Als Ergebnis ist festzustellen und zu begründen, ob und ggf. welche Sanierungsmaßnahmen durchgeführt werden müssen oder ob Schutz- und Beschränkungsmaßnahmen nach § 2 Abs. 8 BBodSchG zur Gefahrenabwehr ausreichen. Unter günstigen Umständen oder ergänzend können auch Eigenkontrollmaßnahmen (§ 15 Abs. 2 BBodSchG) erforderlich sein.

Im Einzelfall kann ein Sanierungskonzept als Grundlage für die durchzuführenden Sanierungsmaßnahmen ausreichen und auf eine detaillierte Variantenstudie verzichtet werden (z. B. geplanter Komplettausbau als einzige geeignete Maßnahme, einfach gelagerte Schadensfälle, etc.). Sanierungsziele müssen aber auch hier festgelegt werden. Die vorgeschlagene Maßnahme bzw. Maßnahmenkombination muss verhältnismäßig sein.

4.2 Ablauf einer Sanierungsuntersuchung

Zu Beginn einer Sanierungsuntersuchung müssen **Sanierungsziele** als Basis der Untersuchungen festgelegt werden. Hinweise zur Ableitung von Sanierungszielen finden sich in Kap. 4.3.

Im Rahmen einer Variantenstudie sind zunächst die Maßnahmen (Techniken/Verfahren) aufzuzeigen, mit denen die Sanierungsziele grundsätzlich erreicht werden können (**grundsätzliche Eignung**). Die Auswahl ist zu begründen.

Als nächster Schritt kann eine **standortspezifische Eignungsprüfung** erforderlich sein, bei der theoretische Überlegungen bzw. Berechnungen zur konkreten Eignung der Maßnahmen oder verfahrensbedingte Untersuchungen vor Ort (z. B. standortspezifische Vorversuche, erste bautechnische Vorversuche) durchgeführt werden.

Anschließend sind unter Berücksichtigung der vorgenannten Schritte für die grundsätzlich geeigneten Maßnahmen oder deren Kombinationen realisierbare standortbezogene Sanierungsvarianten zu erarbeiten. Dabei sollen die konkreten Sanierungsvarianten so beschrieben und dargestellt werden, dass eine Bewertung nach den Kriterien in § 16 Abs. 2 BBodSchV möglich ist.

Bei Prüfung der **Erforderlichkeit** soll aus den konkreten Sanierungsvarianten die Variante gefunden werden, die nach den zuvor beschriebenen Bewertungskriterien das mildeste Mittel darstellt (Vorzugsvariante).

Abschließend wird die **Angemessenheit** der Vorzugsvariante von der Kreisverwaltungsbehörde geprüft.

Die einzelnen Schritte der Sanierungsuntersuchung sind mit den zuständigen Behörden abzustimmen und die Ergebnisse zusammen mit einer Darstellung der wesentlichen Erkenntnisse aus der Orientierenden Untersuchung und der Detailuntersuchung in Form eines Gutachtens nachvollziehbar zu dokumentieren.

4.3 Ableitung von Sanierungszielen

Das Sanierungsziel ist mit dem Begriff der Gefahrenabwehr gesetzlich vorgegeben (§ 4 BBodSchG). Es muss immer einzelfall- und standortspezifisch sowie unter Berücksichtigung der Verhältnismäßigkeit festgelegt werden.

Sanierungsziele können verbal beschrieben werden (z. B. Minimierung der eingetragenen Schadstofffracht in das Grundwasser, Verhinderung der Ausbreitung einer Belastungsfahne etc.), sollten aber durch Sanierungszielwerte konkretisiert werden, die einen Größen-, Orts- und Zeitbezug haben:

- Größenbezug: Was ist zu erreichen (z. B. die Unterschreitung bestimmter Schadstoffkonzentrationen, -mengen oder -frachten)?
- Ortsbezug: Wo ist der Zielwert nachzuprüfen (z. B. an bestimmten Grundwassermessstellen, an der Grundstücksgrenze, an der Sohle einer Baugrube)?
- Zeitbezug: Wann ist der Sanierungszielwert zu erreichen (z. B. direkt nach Abschluss des Bodenaushubs, spätestens nach einem bestimmten Zeitraum)?

Bei der Festlegung der Sanierungsziele sind geogene bzw. siedlungsbedingt erhöhte Hintergrundgehalte im Boden und Grundwasser zu berücksichtigen.

Nach durchgeführten [Dekontaminationsmaßnahmen im Boden](#) gilt das Sanierungsziel für den Wirkungspfad Boden-Grundwasser grundsätzlich als erreicht, wenn:

- ggf. verbliebene Schadstoffkonzentrationen maximal in Höhe des Prüfwertes am Ort der Probenahme vorliegen (für flüchtige Stoffe gelten die Hilfwerte für Bodenluft oder Feststoff) oder
- die gemessene oder prognostizierte Schadstoffkonzentration im Sickerwasser am Ort der Beurteilung dauerhaft den Prüfwert am Ort der Beurteilung einhält.

Bei [Sicherungsmaßnahmen im Boden](#) wird das Sanierungsziel in jedem Fall erreicht, wenn die aus dem kontaminierten Bereich austretenden Schadstofffrachten dauerhaft keine Gefahr für das Grundwasser darstellen. Dies ist der Fall, wenn:

- die gemessene oder prognostizierte Schadstoffkonzentration im Sickerwasser am Ort der Beurteilung dauerhaft den Prüfwert am Ort der Beurteilung einhält oder
- im Einzelfall an einer repräsentativen Grundwassermessstelle im Schadenszentrum oder im unmittelbaren Abstrom der gesicherten Fläche der Stufe-1-Wert dauerhaft eingehalten wird.

Die Wirksamkeit von Sicherungsmaßnahmen ist durch Eigenkontrollmaßnahmen für den von der Kreisverwaltungsbehörde bestimmten Zeitraum zu überwachen und zu belegen (§ 17 Abs. 3 BBodSchV).

Eine Sanierung kann auch bei höheren Konzentrationen am Ort der Beurteilung beendet werden, wenn nachgewiesen werden kann, dass im Sinne von § 15 Abs. 8 BBodSchV auf Dauer nur geringe Schadstofffrachten zu erwarten sind (Anhang 1 Tab. 5 und 6) und nur lokal begrenzt erhöhte Schadstoffkonzentrationen im Grundwasser (Kap. 2 in Anhang 2) gemessen werden.

Als [Sanierungszielwert im Grundwasser](#) ist grundsätzlich die dauerhafte Unterschreitung des Stufe-1-Wertes anzustreben. Bei auf Dauer geringen Schadstofffrachten (Anhang 1 Tab. 5 und 6) und nur lokal begrenzter Ausbreitung der Grundwasserbelastung (Kap. 2 in Anhang 2) kann das Sanierungsziel auch bei höheren Konzentrationen erreicht sein. Eine dauerhafte Unterschreitung des Stufe-2-Wertes ist hierbei anzustreben.

Sanierungszielwerte, die von den oben genannten abweichen, müssen im Rahmen der Verhältnismäßigkeitsprüfung begründet werden.

4.4 Monitored Natural Attenuation und Schutz- und Beschränkungsmaßnahmen

Monitored Natural Attenuation (MNA) stellt keine eigenständige Sanierungsmaßnahme dar, kann aber in Kombination mit technischen Sanierungsmaßnahmen zur Anwendung kommen. Die Vorgaben aus Merkblatt 3.8/3 sind einzuhalten.

Die Notwendigkeit von Schutz- und Beschränkungsmaßnahmen nach § 2 Abs. 8 BBodSchG, wie Nutzungsbeschränkungen oder -verbote, ist während oder auch noch nach einer Sanierung zu prüfen.

4.5 Überprüfung von Sanierungszielen

Bei langandauernden Sanierungsmaßnahmen wie Bodenluft- oder Grundwassersanierungen sollte der Sanierungserfolg regelmäßig überprüft und ggf. die technischen Parameter für eine optimale Sanierung angepasst werden. Die Anwendung anderer, zu diesem Zeitpunkt nach dem Stand der Technik besser geeigneter Verfahren oder die Anpassung von Sanierungszielen kann verhältnismäßig sein.

5 Literaturverzeichnis

Die aktuellen Merkblätter können im Internet unter www.lfu.bayern.de heruntergeladen werden.

BayBodSchG (1999): Bayerisches Gesetz zur Ausführung des Bundes-Bodenschutzgesetzes (Bayerisches Bodenschutzgesetz – BayBodSchG) vom 23.02.1999 (GVBl. S. 36), das zuletzt durch Gesetz vom 09.12.2020 (GVBl. S. 640) geändert worden ist.

BayBodSchVwV (2000): Verwaltungsvorschrift zum Vollzug des Bodenschutz- und Altlastenrechts in Bayern (BayBodSchVwV) vom 11.07.2000 (AllMBl. S. 473, ber. S. 534).

BBodSchG (1998): Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten (Bundes-Bodenschutzgesetz - BBodSchG) vom 17.03.1998 (BGBl. I S. 502), das zuletzt durch Artikel 7 des Gesetzes vom 25.02.2021 (BGBl. I S. 306) geändert worden ist.

BBodSchV (2021): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) vom 9. Juli 2021 (BGBl. I S. 2598, 2716).

DIN EN ISO 17892-11:2021-03: Geotechnische Erkundung und Untersuchung - Laborversuche an Bodenproben - Teil 11: Bestimmung der Wasserdurchlässigkeit (ISO 17892-11:2019).

FBU, Fachbeirat Bodenuntersuchung; LAGA, Bund-/Länder-Arbeitsgemeinschaft Abfall [Hrsg.] (2021): Methodensammlung Feststoffuntersuchung, Version 2.0.

LABO, Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz [Hrsg.] (2012): Fachmodul Boden und Altlasten.

LAWA, Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser; LABO, Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz [Hrsg.] (2006): Grundsätze des nachsorgenden Grundwasserschutzes bei punktuellen Schadstoffquellen.

LfU, Bayerisches Landesamt für Umwelt [Hrsg.] (2003): Merkblatt 1.5/1, Umfang einer "Chemisch-technischen Wasseranalyse" für die Bearbeitung grund- und trinkwasserchemischer Belange.

LfU, Bayerisches Landesamt für Umwelt [Hrsg.] (2015): Merkblatt 3.8/3, Natürliche Schadstoffminderung bei Grundwasserverunreinigungen durch Altlasten und schädliche Bodenveränderungen - Natural Attenuation.

LfU, Bayerisches Landesamt für Umwelt [Hrsg.] (2017): Merkblatt 3.8/4, Probenahme von Boden und Bodenluft bei Altlasten und schädlichen Bodenveränderungen für die Wirkungspfade Boden-Mensch und Boden-Gewässer.

LfU, Bayerisches Landesamt für Umwelt [Hrsg.] (2017): Merkblatt 3.8/5, Untersuchung von Bodenproben und Eluaten bei Altlasten und schädlichen Bodenveränderungen für die Wirkungspfade Boden-Mensch und Boden-Gewässer.

LfU, Bayerisches Landesamt für Umwelt [Hrsg.] (2023): Merkblatt 3.8/6, Entnahme und Untersuchung von Wasserproben bei Altlasten, schädlichen Bodenveränderungen und Gewässerverunreinigungen.

VSU (2001): Verordnung über Sachverständige und Untersuchungsstellen für den Bodenschutz und die Altlastenbehandlung in Bayern (Sachverständigen- und Untersuchungsstellen-Verordnung – VSU) vom 03.12.2001 (GVBl. S. 938), die zuletzt durch Verordnung vom 16.10.2017 (GVBl. S. 508) geändert worden ist.

WHG (2009): Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts (Wasserhaushaltsgesetz - WHG) vom 31.07.2009 (BGBl. I S. 2585), das zuletzt durch Artikel 12 des Gesetzes vom 20.07.2022 (BGBl. I S. 1237) geändert worden ist.

6 Glossar

Differenzwert

Differenz zwischen Zustrom- bzw. Hintergrundkonzentration und Konzentration an der Messstelle im Schadenszentrum oder unmittelbaren Abstrom bei Basisparametern (Anhang 1 Tab. 3). Differenzwerte können als Anhaltspunkte für eine Beeinflussung des Grundwassers durch eine Altlast bzw. schädliche Bodenveränderung dienen.

Einmischungsprognose

Berechnung des Vermischungsvorgangs von Sickerwasser mit dem Grundwasser innerhalb einer theoretischen Einmischungszone in der Detailuntersuchung oder ggf. bereits in der Orientierenden Untersuchung (§ 12 Abs. 3 Satz 2 und § 13 Abs. 5 Satz 2 BBodSchV) (weitere Erläuterungen: Kap. 2.2.3 und 3.2.3 sowie Kap. 1.1.2 in Anhang 2).

Fracht (Schadstofffracht)

Die mit dem Sickerwasser oder Grundwasser transportierte Schadstoffmenge pro Zeiteinheit (weitere Erläuterungen: Anhang 2). In Anlehnung an LAWA & LABO (2006) liegt eine **geringe Schadstofffracht** vor, wenn durch den Eintrag von Stoffen aus dem Boden in das Grundwasser über einen bestimmten Zeitraum die Stoffkonzentration in einem definierten Vergleichsvolumen maximal den Stufe-1-Wert erreicht (Erläuterungen s. Kap. 2 in Anhang 2).

Gefahr (Grundwasser)

Eine Gefahr für das Schutzgut Grundwasser im Sinne dieses Merkblatts liegt vor, wenn bei ungehinderter Geschehensablauf mit hinreichender Wahrscheinlichkeit eine schädliche Veränderung des Grundwassers eintritt.

Geringfügigkeitsschwelle (GFS)

Konzentration, bei der trotz einer Erhöhung der Stoffgehalte gegenüber regionalen Hintergrundwerten keine relevanten ökotoxischen Wirkungen auftreten können und die Anforderungen der Trinkwasserverordnung oder entsprechend abgeleiteter Werte eingehalten werden.

Hilfswert

Wert zur Bewertung von leichtflüchtigen organischen Kontaminanten (z. B. LHKW oder BTEX) in der Bodenluft oder im Feststoff (s. Anhang 1 Tab. 4).

Ort der Beurteilung

Für den Wirkungspfad Boden-Grundwasser der Übergangsbereich von der wasserungesättigten zur wassergesättigten Zone (s. Kap. 1.3). In Einzelfällen kann es sich auch um den Kontaktbereich zwischen dem verunreinigten Boden und dem um- oder durchströmenden Wasser (Kontaktgrundwasser bei direktem Kontakt mit dem Grundwasser) handeln.

Ort der Probenahme

Entstehungsort für die Boden- bzw. Sickerwasserbelastung (s. Kap. 1.3).

Prüfwert

Definierter Stoffkonzentrationswert nach § 8 Abs. 1 Satz 2 Nr. 1 BBodSchG. Für den Wirkungspfad Boden-Grundwasser werden Prüfwerte zur Beurteilung von Eluaten am Ort der Probenahme und Prüfwerte zur Beurteilung von Sickerwasser am Ort der Beurteilung unterschieden (weitere Hinweise s. Kap. 1.3 und Anhang 1 Tab. 1 und 2).

Sanierungsziel

Das Sanierungsziel beschreibt den am Standort nach Abschluss einer Sanierungsmaßnahme zu erreichenden Zustand. Das Sanierungsziel wird durch Sanierungszielwerte (Schadstoffkonzentrationen und/oder Schadstofffrachten) konkretisiert (weitere Hinweise s. Kap. 4.3).

Schädliche Veränderung des Grundwassers

Veränderung der chemischen Wasserbeschaffenheit des Grundwassers, die das Wohl der Allgemeinheit, insbesondere die öffentliche Wasserversorgung, beeinträchtigt oder die nicht den Anforderungen aus wasserrechtlichen Vorschriften entspricht (§ 3 Nr. 10 WHG).

Sickerwasserprognose

Nach § 14 BBodSchV definierte Prognose der Stoffkonzentration für einen Prüfwertvergleich am Ort der Beurteilung zur Abschätzung des von einer altlastverdächtigen Fläche, Verdachtsfläche, Altlast bzw. schädlichen Bodenveränderung ausgehenden oder zu erwartenden Schadstoffeintrags über das Sickerwasser am Ort der Probenahme in das Grundwasser (weitere Hinweise s. Kap. 2.2 und 3.2).

Stufe-Wert (Stufe-1- und Stufe-2-Wert)

Zweistufiges Wertesystem als Grundlage für die Bewertung analytisch-chemischer Befunde von Grundwasseruntersuchungen (weitere Hinweise s. Anhang 1 Tab. 1 und 2).

Anhang 1: Werte-Tabellen und Erläuterungen

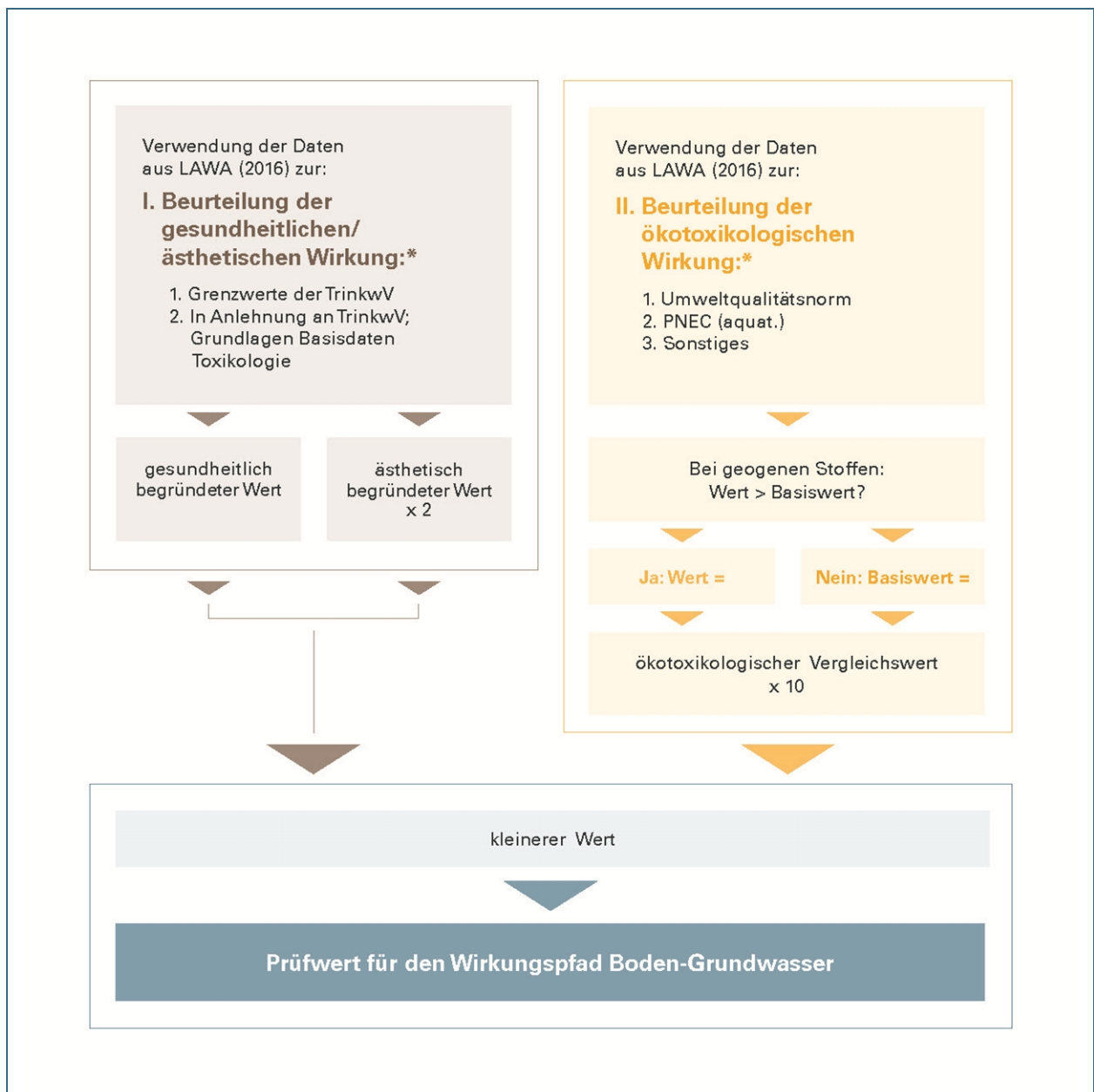
Inhaltsverzeichnis

1	Ableitung von Prüfwerten	27
2	Werte-Tabellen	28
3	Literaturverzeichnis	38

1 Ableitung von Prüfwerten

Grundlage für die Bewertung der analytisch-chemischen Untersuchungsbefunde sind die Prüfwerte der BBodSchV am Ort der Probenahme und am Ort der Beurteilung (s. auch Kap. 1.3).

In der BBodSchV wurden für die Ableitung der Prüfwerte für den Wirkungspfad Boden-Grundwasser die Geringfügigkeitsschwellenwerte (GFS) (LAWA 2016) sowie für anorganische Stoffe (As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Sb, Se, Ti, V, Zn) zusätzlich Hintergrundwerte (Bachmann et al. 2020) als geeignete fachliche Grundlage herangezogen. Ausführliche Erläuterungen zur Ableitung der Prüfwerte können der Begründung zur BBodSchV (Deutscher Bundestag 2021) entnommen werden. Die Systematik der Prüfwertableitung am Ort der Beurteilung ist in Anhang 1 Abb. 1 dargestellt. Entsprechend der Systematik in Anhang 1 Abb. 1 wurden für weitere, nicht in der BBodSchV enthaltene Parameter analoge Prüfwerte abgeleitet (vgl. *Werte in Kursivschrift* in Anhang 1 Tab. 1 und 2).



Anhang 1 Abb. 1: Systematik der Prüfwertableitung am Ort der Beurteilung. *Priorität gemäß Reihenfolge.

2 Werte-Tabellen

Erläuterungen zu den Tabellen

Die in der BBodSchV genannten Prüfwerte wurden in den nachstehenden Tabellen übernommen und um Angaben zu weiteren altlastenrelevanten Parametern ergänzt. Die Prüfwerte am Ort der Beurteilung entsprechen den Stufe-1-Werten im Grundwasser. Die ebenfalls in der Tabelle genannten Stufe-2-Werte wurden entsprechend einer festgelegten Systematik anhand von Stoffeigenschaften abgeleitet.

Soweit Kontaminationen mit Stoffen vorliegen, für die im vorliegenden Merkblatt keine Werte festgesetzt sind, müssen diese im Einzelfall in Abstimmung mit dem LfU abgeleitet werden.

Summarische Messgrößen

Gemäß § 24 Abs. 3 BBodSchV sind bei summarischen Messgrößen, wie PCB, LHKW, BTEX und PAK, neben der Summe auch die zugrundeliegenden Einzelergebnisse anzugeben. Für die Summenbildung bleiben Ergebnisse unterhalb der Bestimmungsgrenze unberücksichtigt.

Bei den Kohlenwasserstoffen kann i. d. R. auf die Angabe der Einzelergebnisse verzichtet werden. Bei Untersuchungen auf Vergaserkraftstoffe können zusätzlich auch kurzkettige Kohlenwasserstoffe (C₅ - C₉) und Etheroxygenate beurteilungsrelevant sein. Sie können nach den Verfahren der BTEX-Analytik bestimmt werden (vgl. auch Merkblatt 3.8/5).

BTEX Leichtflüchtige aromatische Kohlenwasserstoffe. Benzol, Toluol, Ethylbenzol und Xylole (vgl. Anlage 2, Tab. 3 BBodSchV). Mit den in Anlage 3, Tab. 7 BBodSchV genannten Verfahren können auch Styrol, Cumol, n-Propylbenzol und Trimethylbenzole bestimmt werden. Die Anwendbarkeit der Verfahren auf weitere leichtflüchtige organische Verbindungen ist im Einzelfall zu prüfen.

Der Prüfwert für Benzol ist zusätzlich einzuhalten.

Chlorbenzole Summe aller chlorhaltigen einkernigen Benzole

Anmerkung: Wenn es sich bei einem Chlorbenzol um ein PSMBP (z. B. HCB) oder dessen Abbauprodukt handelt, dann gelten die Vorgaben für PSMBP.

Chlorphenole Summe aller chlorhaltigen einkernigen Phenole

Anmerkung: Wenn es sich bei einem Chlorphenol um ein PSMBP (z. B. PCP) oder dessen Abbauprodukt handelt, dann gelten die Vorgaben für PSMBP.

Etheroxygenate insbesondere Methyl-tert-butylether (MTBE), Ethyl-tert-butylether (ETBE), tert-Amylmethylether (TAME)

LHKW Summe leichtflüchtiger Halogenkohlenwasserstoffe (LHKW): Summe der halogenierten C₁- und C₂-Kohlenwasserstoffe; einschließlich Trihalogenmethane.

Auf eine Differenzierung zwischen LHKW und LHKW_{karzinogen} wird mit Bezug auf die Prüfwertfestlegung für den Wirkungspfad Boden-Grundwasser in der BBodSchV verzichtet.

Der Prüfwert für die Summe Tri- und Tetrachlorethen sowie für Chlorethen (Vinylchlorid) ist zusätzlich einzuhalten.

Für die Konzentration im Boden bzw. in der Bodenluft erfolgt eine analoge Bewertung für Summe LHKW und Chlorethen (Vinylchlorid) als Einzelstoff.

MKW

C₅ – C₉ Summe der mineralölbasierten C₅ – C₉-Kohlenwasserstoffe (MKW).

C₁₀ – C₄₀ Summe der MKW, die zwischen n-Dekan (C₁₀) und n-Tetracontan (C₄₀) von der gas-chromatographischen Säule eluieren.

Nonylphenole 4-Nonylphenol, verzweigt und Nonylphenolisomere

PAK Summe der 16 EPA-polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) ohne Naphthalin und Methylnaphthaline sowie ohne NSO-Heterocyclen

PCB Die Ballschmitter-polychlorierten Biphenyle (PCB 28, 52, 101, 138, 153, 180) erweitert um das Leitkongener PCB 118.
Zur Bewertung im Geltungsbereich der BBodSchV soll nur die Summe der genannten sieben PCB herangezogen werden. Einzelsubstanzen werden nicht getrennt bewertet.

PFAS Derzeit ist noch kein Summenparameter zur Ermittlung von Gesamtgehalten per- und polyfluorierter Alkylverbindungen (PFAS) vorgegeben. Im Rahmen der abschließenden Gefährdungsabschätzung sind jedoch auch Vorläuferverbindungen (Precursor) bei der Ermittlung des Gesamtschadstoffpotenzials zu berücksichtigen und in die Bewertung einzubeziehen. Eine Abschätzung der Gesamtbelastung durch fluororganische Verbindungen ist z. B. über die Summenparameter (AOF, EOF und TOP-Assay) möglich; Hinweise zu geeigneten Verfahren für die Bestimmung von Summenparametern können den vorläufigen PFAS-Leitlinien (LfU 2022) entnommen werden.

PSMBP Summe der relevanten Pflanzenschutzmittel und Biozidprodukte (PSMBP, gesamt) sowie relevante Metabolite, Abbau- und Reaktionsprodukte.

Anhang 1 Tab. 1: Prüfwerte und Stufe-Werte für anorganische Stoffe;

Fettschrift: Werte aus BBodSchV; *Kursivschrift:* Werte analog Systematik der BBodSchV abgeleitet

Parameter	Prüfwert (BBodSchV) ¹⁾ [µg/L]			Stufe-Wert [µg/L]	
	am Ort der Probenahme im 2:1-Eluat ²⁾		am Ort der Beurteilung ³⁾ im Sickerwasser	Stufe-1- Wert	Stufe-2- Wert
	TOC-Gehalt < 0,5%	TOC-Gehalt ≥ 0,5%		im Grundwasser	
Antimon (Sb)	10	10	5	5	20
Arsen (As)	15	25	10	10	40
Blei (Pb)	45	85	10	10	40
Bor (B)	1000	1000	1000	1000	4000
Cadmium (Cd)	4	7,5	3	3	12
Chrom _{gesamt} (Cr)	50	50	50	50	200
Chromat (Cr ^{VI}) ⁴⁾	8	8	8	8	30
Kobalt (Co)	50	125	10	10	40
Kupfer (Cu) ⁵⁾	50	80	50	50	200
Molybdän (Mo)	70	70	35	35	140
Nickel (Ni)	40	60	20	20	80
Quecksilber (Hg)	1	1	1	1	4
Selen (Se)	10	10	10	10	40
Zink (Zn) ⁵⁾	600	600	600	600	2400
Cyanide _{gesamt} (CN ⁻)	50	50	50	50	200
Cyanide _{leicht freisetzbar} (CN ⁻)	10	10	10	10	50
Fluorid (F ⁻)	1500	1500	1500	1500	6000
Barium (Ba)	<i>1000</i>	<i>1000</i>	<i>1000</i>	1000	4000
Thallium (Tl)	<i>0,8</i>	<i>0,8</i>	<i>0,8</i>	0,8	3
Vanadium (V)	<i>40</i>	<i>70</i>	<i>4</i>	4	16

¹⁾ Alle Prüfwerte sind mit Ausnahme von Kupfer und Zink humantoxikologisch begründet. Sie entsprechen somit den Grenzwerten der Trinkwasserverordnung oder analog abgeleiteten Werten (vgl. Anhang 1 Abb. 1).

²⁾ vgl. Anlage 2, Tab. 1 BBodSchV

³⁾ vgl. Anlage 2, Tab. 2 BBodSchV

⁴⁾ Wegen der ausreichenden Reduktionskapazität für geringe Chromat-Konzentrationen wird der bisherige Prüfwert der BBodSchV von 8 µg/L für Chromat als ein Sechstel des Prüfwertes für Cr_{gesamt} beibehalten.

⁵⁾ Werte entsprechen den mit einem Faktor 10 multiplizierten, ökotoxikologisch begründeten und gerundeten Basiswerten.

Anhang 1 Tab. 2: Prüfwerte und Stufe-Werte für organische Stoffe;

Fettschrift: Werte aus BBodSchV; *Kursivschrift:* Werte analog Systematik der BBodSchV abgeleitet

Parameter	Prüfwert (BBodSchV) ¹⁾ [µg/L]	Stufe-Wert [µg/L]	
	am Ort der Probenahme und am Ort der Beurteilung im Sickerwasser	Stufe-1-Wert	Stufe-2-Wert
		im Grundwasser	
Aldrin	0,03	0,03	0,15
BTEX ²⁾	20	20	100
Benzol ²⁾	1	1	10
Kohlenwasserstoffe (C ₁₀ – C ₄₀) ³⁾	200	200	1000
Kohlenwasserstoffe (C ₅ – C ₉) ³⁾	<i>130</i>	130	650
PAK ₁₅	0,2	0,2	2
Benzo[a]pyren	<i>0,01</i>	0,01	0,1
Naphthalin und Methylnaphthaline ²⁾	2	2	8
Etheroxygenate, insbes. MTBE ³⁾ , ETBE, TAME	10, davon max. 5 µg/L ETBE	10, davon max. 5 µg/L ETBE	40, davon max. 20 µg/L ETBE
LHKW	20	20	80
Tri- und Tetrachlorethen	10	10	40
Chlorethen (Vinylchlorid)	0,5	0,5	3
Chlorbenzole ³⁾	2	2	10
Pentachlorbenzol	<i>0,07</i>	0,07	0,3
Hexachlorbenzol	0,1	0,1	0,5
Chlorphenole ³⁾	2	2	10
Pentachlorphenol (PCP)	0,1	0,1	0,5
PCB	0,01	0,01	0,1
Phenol	80	80	400
Nonylphenole	3	3	15
PSMBP, gesamt	<i>0,5</i>	0,5	2
PSMBP, Einzelstoff	<i>0,1</i>	0,1	1
PFAS			
Perfluorbutansäure (PFBA)	10	10	40
Perfluorhexansäure (PFHxA)	6	6	24
Perfluoroktansäure (PFOA)	0,1	0,1	0,4
Perfluorononansäure (PFNA)	0,06	0,06	0,25
Perfluorbutansulfonsäure (PFBS)	6	6	24
Perfluorhexansulfonsäure (PFHxS)	0,1	0,1	0,4
Perfluoroktansulfonsäure (PFOS)	0,1	0,1	0,4
Weitere PFAS mit R ₁ -(CF ₂) _n -R ₂ , mit n > 3	<i>0,1</i>	0,1	0,4

Fortsetzung Anhang 1 Tab. 2

Parameter	Prüfwert (BBodSchV) ¹⁾ [µg/L]	Stufe-Wert [µg/L]	
		Stufe-1-Wert	Stufe-2-Wert
	am Ort der Probenahme und am Ort der Beurteilung im Sickerwasser	im Grundwasser	
Sprengstofftypische Verbindungen			
2,4-Dinitrotoluol	0,05	0,05	0,25
2,6-Dinitrotoluol	0,05	0,05	0,25
2,4,6-Trinitrotoluol (TNT)	0,2	0,2	1
2,2', 4,4', 6,6'-Hexanitrodiphenylamin (Hexyl)	2	2	10
1,3,5-Trinitro-hexahydro-1,3,5-triazin (Hexogen)	1	1	5
Nitropenta (Pentaerythryltetranitrat (PETN))	10	10	50
2-Nitrotoluol	<i>1</i>	1	5
3-Nitrotoluol	<i>10</i>	10	50
4-Nitrotoluol	<i>3</i>	3	15
2-Amino-4,6-Dinitrotoluol	<i>0,2</i>	0,2	1
4-Amino-2,6-Dinitrotoluol	<i>0,2</i>	0,2	1
1,3-Dinitrobenzol	<i>0,3</i>	0,3	1,5
1,3,5-Trinitrobenzol	<i>80</i>	80	400
2,4,6-Trinitrophenol (Pikrinsäure)	<i>0,2</i>	0,2	1
Nitrobenzol	<i>0,7</i>	0,7	3,5
Tetryl	<i>5</i>	5	25
Octogen	<i>175</i>	175	800
Zinnorganische Verbindungen			
Dibutylzinn-Kation	<i>0,1</i>	0,1	0,5
Tributylzinn-Kation	<i>0,002</i>	0,002	0,01
Triphenylzinn-Kation	<i>0,005</i>	0,005	0,025
NSO-Heterocyclen			
Benzothiophen	<i>3</i>	3	15
Benzofuran	<i>0,25</i>	0,25	1
Carbazol	<i>2</i>	2	10
Chinolin	<i>0,01</i>	0,01	0,05
Cumarin	<i>4,7</i>	4,7	20
2-Hydroxybiphenyl ⁴⁾	<i>7</i>	7	35
Pyridin	<i>1</i>	1	5

¹⁾ Mit Ausnahme von Phenol, Nonylphenol, Trinitrobenzol, Carbazol, und 2-Hydroxybiphenyl sowie Tributylzinn- und Triphenylzinn-Kation leiten sich alle gelisteten Prüfwerte aus Trinkwassergrenzwerten oder analog abgeleiteten Werten ab. (Anhang 1 Abb. 1).

²⁾ neben ästhetischen Gründen unter Berücksichtigung weiterer Kriterien festgelegt. Der gefahrenverknüpfende Faktor 2 kam bei diesen Parametern nicht zur Anwendung (Anhang 1 Abb. 1).

³⁾ ästhetisch-sensorisch begründete Trinkwassergrenzwerte multipliziert mit gefahrenverknüpfendem Faktor 2.

⁴⁾ Abbauprodukt von Dibenzothiophen

Anhang 1 Tab. 3: Differenzwerte für Basisparameter im Grundwasser

Basisparameter ¹⁾	Einheit	Differenz zu Zustrom bzw. Hintergrundwert	Kurzuntersuchung
Färbung (visuell) ²⁾		Verfärbung	+
Trübung (visuell) ²⁾		Eintrübung	+
Geruch (qualitativ) ²⁾		deutlicher Fremdgeruch	+
Temperatur (t) ²⁾³⁾	[°C]	deutliche Änderung	+
Leitfähigkeit (bei 25°C) ²⁾	[µS/cm]	+ 200 ⁴⁾	+
pH-Wert (bei t) ²⁾		± 0,3 bis 1,0 ⁵⁾	+
Sauerstoff, gelöst (O ₂) ²⁾	[mg/L]	- 3	+
Basekapazität bis pH 8,2 (KB _{8,2})	[mmol/L]	± 0,5	
Säurekapazität bis pH 4,3 (KS _{4,3})	[mmol/L]	± 1 ⁴⁾	+
Calcitlösekapazität, berechnet (CaCO ₃)	[mg/L]	deutliche Änderung	
Calcium (Ca ²⁺)	[mg/L]	+ 20 ⁴⁾	+
Magnesium (Mg ²⁺)	[mg/L]	+ 10 ⁴⁾	+
Natrium (Na ⁺)	[mg/L]	+ 20 ⁴⁾	
Kalium (K ⁺)	[mg/L]	+ 10 ⁴⁾	
Mangan, gesamt (Mn)	[mg/L]	deutliche Änderung	
Eisen, gesamt (Fe)	[mg/L]	deutliche Änderung	
Ammonium (NH ₄ ⁺)	[mg/L]	+ 0,3 ⁶⁾	+
Chlorid (Cl ⁻)	[mg/L]	+ 30 ⁴⁾	+
Sulfat (SO ₄ ²⁻)	[mg/L]	± 30 ⁴⁾	+
Nitrat (NO ₃ ⁻)	[mg/L]	± 10	+
Nitrit (NO ₂ ⁻)	[mg/L]	+ 0,3	
Phosphat, ortho (PO ₄ ³⁻)	[mg/L]	+ 0,2	
Kieselsäure (SiO ₂)	[mg/L]	+ 10	
Oxidierbarkeit (Permanganatindex) (O ₂)	[mg/L]	+ 3 ⁶⁾	
Gelöster organisch gebundener Kohlenstoff (DOC)	[mg/L]	+ 4 ⁶⁾	+
Spektr. Absorptionskoeffizient 436 nm	[m ⁻¹]	+ 5	
Spektr. Absorptionskoeffizient 254 nm	[m ⁻¹]	+ 5	
Adsorbierbare organisch gebundene Halogene (AOX)	[µg/L]	+ 80 ⁶⁾	

¹⁾ Anwendung des Biotests (Daphnien, Leuchtbakterien und/oder Algentest) zur Bestimmung der toxischen Wirkung im unverdünnten Grundwasser. Relevant, falls alle anderen Basis- und Leitparameter (Anhang 1 Tab. 1-3) keine Hinweise auf eine Belastung im Grundwasser anzeigen und dennoch Verdachtsmomente vorliegen.

²⁾ Vor-Ort-Parameter; Bestimmung bei jeder Probenahme (Mindestumfang an Basisparametern).
Geruchsprüfung nur, sofern keine arbeitsschutzrechtlichen Vorgaben dagegensprechen.

³⁾ Bei Grundwassertemperaturänderungen sind ggf. die Einflüsse von Bauwerksgründungen und Oberflächenwasserinfiltration zu berücksichtigen.

⁴⁾ In einigen Grundwasserleitern mit hoher geogener Grundbelastung ist die natürliche Schwankungsbreite zu berücksichtigen.

⁵⁾ pH-Wert-Änderungen sind im Zusammenhang mit dem Pufferungsvermögen des Wassers zu bewerten.

⁶⁾ Bei höherer Vorbelastung: +25%.

Anhang 1 Tab. 4: Hilfwerte zur Emissionsabschätzung am Ort der Probenahme bei Belastungen mit flüchtigen Stoffen

Parameter	Hilfwert Bodenluft [mg/m³]	Hilfwert Feststoff [mg/kg]
BTEX	10	10
Benzol	1	1
LHKW	5	1
Chlorethen (Vinylchlorid)	1	- ¹⁾
MKW C ₅ – C ₉	- ²⁾	50
∑ (MTBE, ETBE, TAME)	1	- ³⁾

¹⁾ Feststoffwert aufgrund des niedrigen Siedepunktes (-14°C) nicht sinnvoll ableitbar

²⁾ Bodenluftwert aufgrund der guten Sorptionsneigung an Bodenbestandteile nicht sinnvoll ableitbar

³⁾ Feststoffwert aufgrund der sehr geringen Sorptionsneigung an Bodenbestandteile nicht sinnvoll ableitbar

Anhang 1 Tab. 5: Geringe Schadstofffrachten für anorganische Parameter

Parameter	geringe Schadstofffracht¹⁾ [g/d]
Antimon (Sb)	1,3
Arsen (As)	2,5
Barium (Ba)	250
Blei (Pb)	2,5
Bor (B)	250
Cadmium (Cd)	0,8
Chrom _{gesamt} (Cr)	13
Chromat (Cr ^{VI})	2,0
Kobalt (Co)	2,5
Kupfer (Cu)	13
Molybdän (Mo)	8,8
Nickel (Ni)	5,0
Quecksilber (Hg)	0,3
Selen (Se)	2,5
Thallium (Tl)	0,2
Vanadium (V)	1,0
Zink (Zn)	150
Cyanide _{gesamt} (CN ⁻)	13
Cyanide _{leicht freisetzbar} (CN ⁻)	2,5
Fluorid (F ⁻)	380

¹⁾ Berechnungsgrundlage s. Kap. 2 in Anhang 2

Anhang 1 Tab. 6: Geringe Schadstofffrachten für organische Parameter

Parameter	geringe Schadstofffracht¹⁾ [g/d]
Aldrin	0,008
BTEX	5,0
Benzol	0,3
Kohlenwasserstoffe (C ₁₀ – C ₄₀)	50
Kohlenwasserstoffe (C ₅ – C ₉)	33
PAK ₁₅	0,05
Benzo(a)pyren	0,003
Naphthalin und Methylnaphthaline	0,5
Etheroxygenate, insbes. MTBE, ETBE, TAME	2,5, davon max. 1,3 g/d ETBE
LHKW	5,0
Tri- und Tetrachlorethen	2,5
Chlorethen (Vinyl-chlorid)	0,2
Chlorbenzole	0,5
Pentachlorbenzol	0,02
Hexachlorbenzol	0,03
Chlorphenole	0,5
Pentachlorphenol (PCP)	0,03
PCB	0,003
Phenol	20
Nonylphenole	0,8
PSMBP, gesamt	0,2
PSMBP, Einzelstoff	0,03
Sprengstofftypische Verbindungen	
2,4-Dinitrotoluol	0,02
2,6-Dinitrotoluol	0,02
2,4,6-Trinitrotoluol (TNT)	0,05
2,2', 4,4', 6,6'-Hexanitrodiphenylamin (Hexyl)	0,5
1,3,5-Trinitro-hexahydro-1,3,5-triazin (Hexogen)	0,3
Nitropenta (Pentaerythryltetranitrat (PETN))	2,5
2-Nitrotoluol	0,3
3-Nitrotoluol	2,5
4-Nitrotoluol	0,8
2-Amino-4,6-Dinitrotoluol	0,05
4-Amino-2,6-Dinitrotoluol	0,05
1,3-Dinitrobenzol	0,08
1,3,5-Trinitrobenzol	20
2,4,6-Trinitrophenol (Pikrinsäure)	0,05
Nitrobenzol	0,2
Tetryl	1,3
Octogen	44

Fortsetzung Anhang 1 Tab. 6

Parameter	geringe Schadstofffracht¹⁾ [g/d]
Zinnorganische Verbindungen	
Dibutylzinn-Kation	0,03
Tributylzinn-Kation	0,0005
Triphenylzinn-Kation	0,002
PFAS	
Perfluorbutansäure (PFBA)	2,5
Perfluorhexansäure (PFHxA)	1,5
Perfluoroktansäure (PFOA)	0,03
Perfluornonansäure (PFNA)	0,02
Perfluorbutansulfonsäure (PFBS)	1,5
Perfluorhexansulfonsäure (PFHxS)	0,03
Perfluoroktansulfonsäure (PFOS)	0,03
Weitere PFAS mit R ₁ -(CF ₂) _n -R ₂ , mit n > 3	0,03
NSO-Heterocyclen	
Benzothiophen	0,8
Benzofuran	0,07
Carbazol	0,5
Chinolin	0,003
Cumarin	1,2
2-Hydroxybiphenyl	1,8
Pyridin	0,3

¹⁾ Berechnungsgrundlage s. Kap. 2 in Anhang 2

3 Literaturverzeichnis

Bachmann, G.; König, W.; Utermann, J. [Hrsg.] (2020): Bodenschutz, Ergänzbare Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser, Berlin, Erich Schmidt, Bodenschutz, 1, Loseblattsammlung S.

BBodSchV (2021): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) vom 9. Juli 2021 (BGBl. I S. 2598, 2716).

Deutscher Bundestag [Hrsg.] (2021): Begründung zur Verordnung zur Einführung einer Ersatzbaustoffverordnung, zur Neufassung der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung und zur Änderung der Deponieverordnung und der Gewerbeabfallverordnung, Drucksache 19/29636.

LAWA, Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser [Hrsg.] (2016): Ableitung von Geringfügigkeitsschwellenwerten für das Grundwasser, Aktualisierte und überarbeitete Fassung.

LfU, Bayerisches Landesamt für Umwelt [Hrsg.] (2017): Merkblatt 3.8/5, Untersuchung von Bodenproben und Eluaten bei Altlasten und schädlichen Bodenveränderungen für die Wirkungspfade Boden-Mensch und Boden-Gewässer.

LfU, Bayerisches Landesamt für Umwelt [Hrsg.] (2022): Vorläufige Leitlinien zur Bewertung von PFAS-Verunreinigungen in Wasser und Boden.

Anhang 2: Schadstofffracht, Einmischungsprognose und Kriterien nach § 15 Abs. 8 BBodSchV

Inhaltsverzeichnis

1	Schadstofffracht und Einmischungsprognose	40
1.1	Sickerwasserfracht und Einmischungsprognose bei einer Schadstoffquelle in der ungesättigten Zone	40
1.1.1	Sickerwasserfracht	40
1.1.2	Einmischungsprognose	40
1.2	Schadstofffracht im Grundwasserabstrom	44
2	Ableitung der Kriterien geringe Schadstofffracht, lokal begrenzt und auf Dauer	46
3	Literaturverzeichnis	48

1 Schadstofffracht und Einmischungsprognose

Die Schadstofffracht ist die mit dem Sickerwasser oder Grundwasser transportierte Schadstoffmenge pro Zeiteinheit. Sie kann für verschiedene Bezugsebenen, z. B. den Übergangsbereich zwischen der ungesättigten und der gesättigten Zone oder verschiedene vertikale Ebenen im Grundwasserabstrom, berechnet werden. Die Berücksichtigung von Schadstofffrachten ermöglicht eine zeit- und flächenabhängige Beurteilung der in das Grundwasser eingetragenen Schadstoffmengen.

1.1 Sickerwasserfracht und Einmischungsprognose bei einer Schadstoffquelle in der ungesättigten Zone

1.1.1 Sickerwasserfracht

Sofern sich die Schadstoffquelle ausschließlich in der ungesättigten Zone befindet, kann die **gesamte Schadstofffracht**, die in das Grundwasser eingetragen wird, über die Sickerwasserfracht (Fr_{SW}) am Ort der Beurteilung beschrieben werden (Anhang 2 Abb. 1). Dazu gehen neben der flächenrepräsentativen Konzentration am Ort der Beurteilung ($c_{O.d.B.}$) auch die Sickerwasserrate (v_{SW}) und die horizontale Fläche der Schadstoffquelle (A_{Quelle}) in die Berechnung ein (Formel 1).

$$(1) \quad Fr_{SW} = c_{O.d.B.} \cdot v_{SW} \cdot A_{Quelle}$$

mit:

Fr_{SW} : Schadstofffracht im Sickerwasser am Ort der Beurteilung [g/a]

$c_{O.d.B.}$: flächenrepräsentative Sickerwasserkonzentration am Ort der Beurteilung [g/m³]

v_{SW} : Sickerwasserrate [m/a]

A_{Quelle} : horizontale Fläche der Schadstoffquelle [m²]

Alternativ kann die Schadstofffracht auch bei ausschließlich in der ungesättigten Zone befindlicher Schadstoffquelle als abströmende Schadstofffracht im Grundwasser entsprechend den Ausführungen in Kap. 1.2 in Anhang 2 ermittelt werden.

1.1.2 Einmischungsprognose

Die Einmischungsprognose basiert auf einer Betrachtung von Schadstofffrachten (Anhang 2 Abb. 1). Dabei kann neben der mit dem Sickerwasser in das Grundwasser eingetragenen Schadstofffracht (Formel 1) auch die ggf. bereits im Grundwasser vorliegende **Zustrombelastung** berücksichtigt werden (Formel 2).

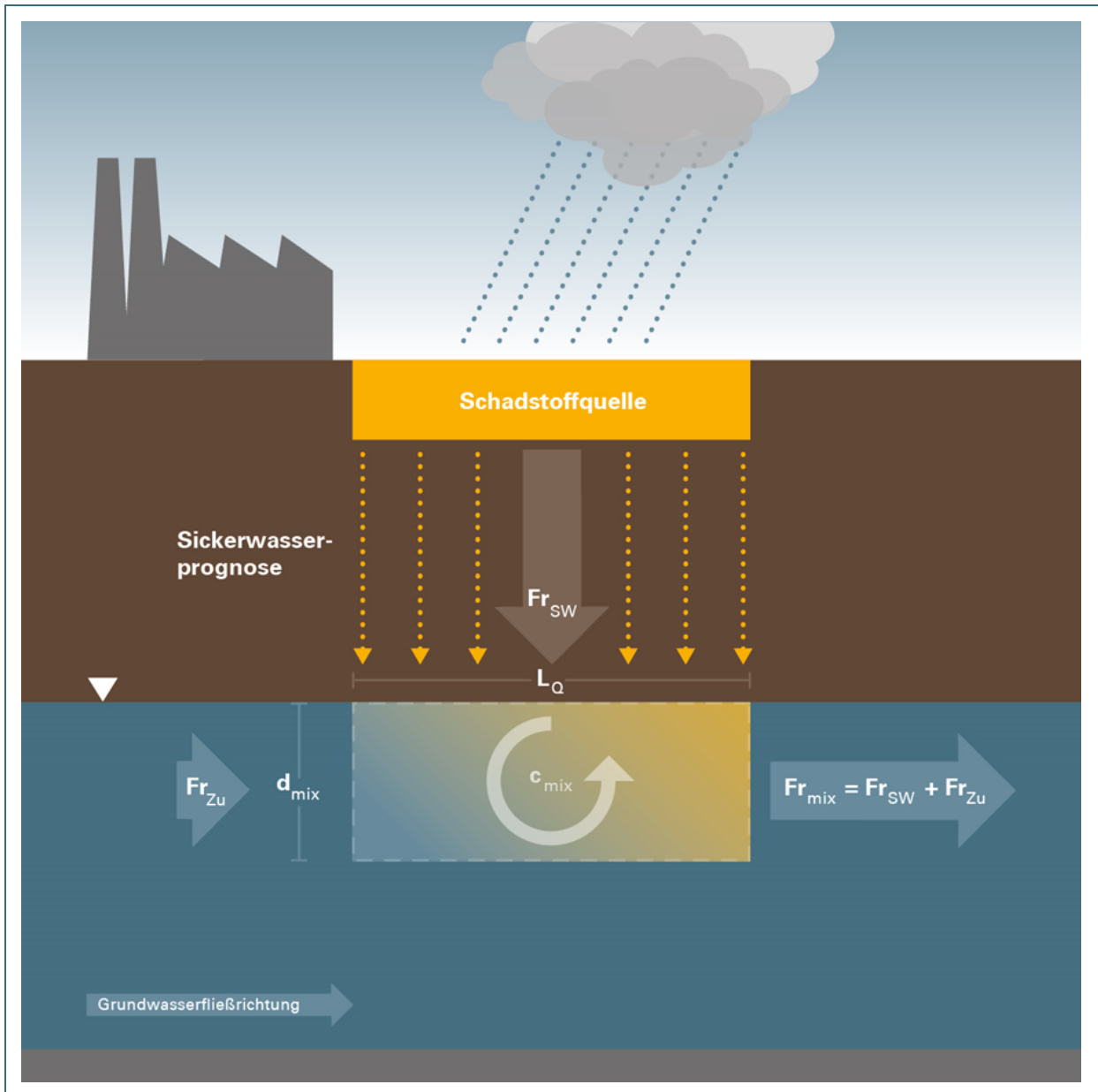
$$(2) \quad Fr_{Zu} = c_{Zu} \cdot Q_{Zu}$$

mit:

Fr_{Zu} : Schadstofffracht im Grundwasserzustrom [g/a]

c_{Zu} : repräsentative Grundwasserkonzentration im Zustrom [g/m³]

Q_{Zu} : Grundwasservolumenstrom im Zustrom [m³/a]



Anhang 2 Abb. 1: Modellhafte Darstellung der Einmischungsprognose nach dem „Rührkesselmodell“ zur Berechnung der theoretischen Einmischungskonzentration eines Schadstoffs (c_{mix}) im oberen Meter des Grundwassers, mit Fr_{SW} = Schadstofffracht im Sickerwasser, Fr_{Zu} = Schadstofffracht im zuströmenden Grundwasser (Zustrombelastung), Fr_{mix} = abströmende Schadstofffracht nach Schadstoffeinemischung in das Grundwasser, L_Q = Länge der Schadstoffquelle mit Prüfwertüberschreitung am Ort der Beurteilung in Grundwasserfließrichtung, d_{mix} = Einmischungstiefe (per Konvention festgesetzt auf 1 m).

Über die Einmischungsprognose wird die sich theoretisch in einer Einmischungszone einstellende Schadstoffkonzentration berechnet. Nach § 14 Abs. 5 BBodSchV wird dafür per Konvention eine pauschale Einmischungstiefe von einem Meter unterhalb der Grundwasseroberfläche angenommen. Bei Grundwasserleitern mit einer Grundwassermächtigkeit kleiner als ein Meter kann die tatsächliche Grundwassermächtigkeit herangezogen werden. Die Länge der Einmischungszone definiert sich über die Länge der Schadstoffquelle in Grundwasserfließrichtung, auf der Prüfwertüberschreitungen am Ort der Beurteilung im Sickerwasser festgestellt oder abgeschätzt werden (§ 14 Abs. 5 BBodSchV). Die Breite der Einmischungszone ist für die Berechnung der Einmischungskonzentration nicht zu berücksichtigen, da sie für alle betrachteten Stoffflüsse identisch ist.

Die Schadstofffracht, die die Einmischungszone verlässt (Fr_{mix}), entspricht bei angenommenen stationären Fließbedingungen der Summe aus Fr_{SW} und Fr_{Zu} . Unter der vereinfachenden Annahme, dass die in die Einmischungszone eingetragenen Schadstofffrachten aus dem Sickerwasser (Fr_{SW}) und dem zuströmenden Grundwasser (Fr_{Zu}) innerhalb der Einmischungszone wie in einem Rührkessel vollständig durchmischt werden („Rührkesselmodell“), lässt sich die theoretisch in der Einmischungszone resultierende Schadstoffkonzentration (**Einmischungskonzentration**, c_{mix}) zur Gefährdungsabschätzung für das Grundwasser auf Basis von Zeddel et al. (2016) rechnerisch über folgende Formel ermitteln:

$$(3) \quad c_{\text{mix}} = \frac{c_{\text{O.d.B.}} \cdot v_{\text{SW}} \cdot L_{\text{Q}} + c_{\text{Zu}} \cdot v_{\text{f}} \cdot d_{\text{mix}}}{v_{\text{SW}} \cdot L_{\text{Q}} + v_{\text{f}} \cdot d_{\text{mix}}}$$

mit:

- c_{mix} : Einmischungskonzentration in der theoretischen Einmischungszone [g/m^3] oder [g/L]
- $c_{\text{O.d.B.}}$: flächenrepräsentative Sickerwasserkonzentration am Ort der Beurteilung [g/m^3] oder [g/L]
- v_{SW} : Sickerwasserrate [m/a]
- L_{Q} : Länge der Schadstoffquelle mit Prüfwertüberschreitung am Ort der Beurteilung in Grundwasserfließrichtung [m]
- c_{Zu} : repräsentative Grundwasserkonzentration im Zustrom [g/m^3] oder [g/L]
- v_{f} : Grundwasserfließgeschwindigkeit (Filtergeschwindigkeit) [m/a]
- d_{mix} : Tiefe der Einmischungszone [m], per Konvention festgelegt auf 1 m.

Liegt im Grundwasserzustrom keine Vorbelastung mit den betrachteten Schadstoffen vor oder soll die Zustrombelastung nicht berücksichtigt werden, lässt sich Formel (3) zu Formel (4) vereinfachen:

$$(4) \quad c_{\text{mix}} = \frac{c_{\text{O.d.B.}} \cdot v_{\text{SW}} \cdot L_{\text{Q}}}{v_{\text{SW}} \cdot L_{\text{Q}} + v_{\text{f}} \cdot d_{\text{mix}}}$$

Die Einmischungskonzentration stellt eine theoretische Konzentration dar, die als Beurteilungsmaßstab für den Wirkungspfad Boden-Grundwasser unter vereinfachenden Annahmen und rein rechnerisch ermittelt wird. Die Bewertung von c_{mix} erfolgt nach den Vorgaben in Kap. 2.3 (Orientierende Untersuchung) und Kap. 3.4 (Detailuntersuchung) im Hauptteil dieses Merkblatts. Für die Anwendung der Einmischungsprognose müssen die in Kap. 3.2.3 im Hauptteil des Merkblatts genannten Voraussetzungen erfüllt sein.

Beispiele für die Herleitung einer flächenrepräsentativen Sickerwasserkonzentration am Ort der Beurteilung ($c_{\text{O.d.B.}}$) und der Länge einer Schadstoffquelle in Grundwasserfließrichtung (L_{Q})

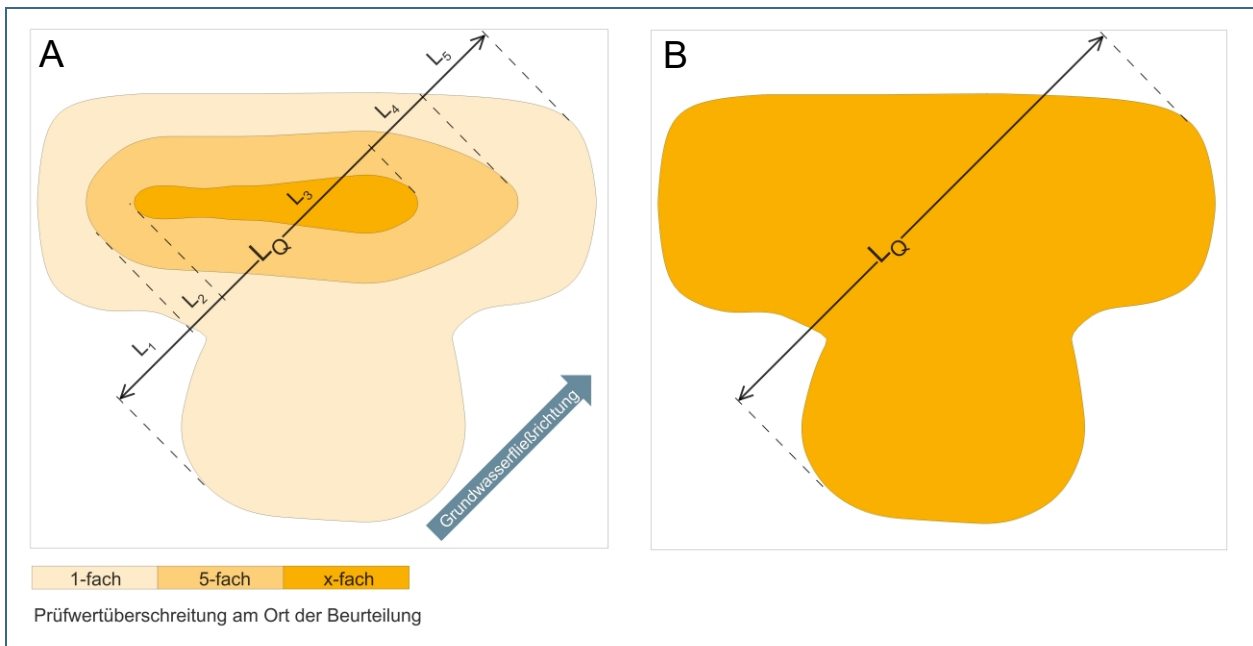
Zur Berechnung von c_{mix} werden unter anderem $c_{\text{O.d.B.}}$ und L_{Q} der altlastverdächtigen Fläche benötigt. Hierbei ist zu beachten, dass Kontaminationen mit verschiedenen Schadstoffen unterschiedliche Schadstoffverteilungen und damit auch verschiedene L_{Q} ergeben können. Nachfolgend wird die Herleitung dieser Parameter beispielhaft für einen beliebigen Schadstoff gezeigt.

Da sich der Bereich der Schadstoffquelle i. d. R. durch mehrere Probenahmepunkte aufspannt, Formel (3) zur Berechnung von c_{mix} aber nur einen Konzentrationswert am Ort der Beurteilung ($c_{\text{O.d.B.}}$) zulässt, muss ein flächenrepräsentativer Wert ermittelt werden.

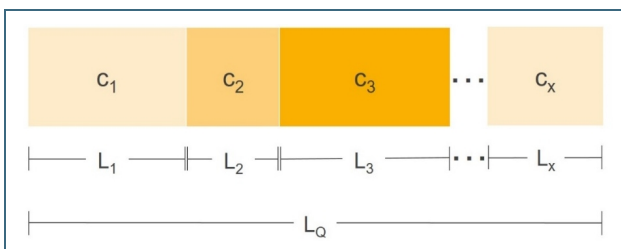
In der Regel liegen an den jeweiligen Probenahmepunkten die Schadstoffkonzentrationen im Eluat am Ort der Probenahme vor, mit denen durch geeignete quantitative Abschätzungsmethoden eine Konzentration am Ort der Beurteilung ermittelt werden kann. Im Rahmen einer Worst-Case-Betrachtung kann die Schadstoffkonzentrationen im Eluat am Ort der Probenahme der Konzentration am Ort der Beurteilung gleichgesetzt werden.

Liegen repräsentative, hinreichend konservative Abschätzungen für die Sickerwasserkonzentration am Ort der Beurteilung an den einzelnen Probenahmepunkten vor, kann der Bereich mit Prüfwertüberschreitungen am Ort der Beurteilung in einem Lageplan dargestellt werden (vergleichbar mit einer Schadstoffverteilungskarte mit Isokonzen). Je detaillierter die Schadstoffverteilung durch geeignete Verfahren erkundet ist, desto genauer lässt sich mit nachfolgenden Methoden $c_{0,d,B}$ ableiten.

Die Ableitung einer Schadstoffverteilungskarte aus den Einzelwerten kann, unter Berücksichtigung der einzelfallspezifischen Gegebenheiten, durch geeignete Interpolationsmethoden erfolgen. Es ist zu beachten, dass unterschiedliche Interpolationsmethoden methodenspezifisch zu unterschiedlichen Ergebnissen führen können. Das beispielhafte Ergebnis einer solchen Interpolation von Bereichen mit prüfwertüberschreitenden Sickerwasserkonzentrationen am Ort der Beurteilung ist in Anhang 2 Abb. 2A dargestellt.



Anhang 2 Abb. 2: Beispielhafte Herleitung einer flächenrepräsentativen Konzentration am Ort der Beurteilung A) mit Hilfe von längengewichteten Konzentrationen nach Formel (5), B) unter Worst-Case-Annahmen und Übertrag der ermittelten Maximalkonzentration auf die gesamte Ausdehnung des Schadstoffes.



Anhang 2 Abb. 3: Herleitung einer längengewichteten Konzentration am Ort der Beurteilung in Zusammenhang mit Formel 5.

Für die schadstoffspezifische Herleitung von L_Q und $c_{0,d,B}$ ist in einem ersten Schritt die Grundwasserfließrichtung zu bestimmen. In Abhängigkeit von der Grundwasserfließrichtung kann dann L_Q festgestellt werden (Anhang 2 Abb. 2A). Um $c_{0,d,B}$ zu erhalten, kann im einfachsten Fall als Worst-Case-Ansatz die Sickerwasserkonzentration am Ort der Beurteilung des Probenahmepunktes mit der höchsten prognostizierten Konzentration als repräsentativ für die gesamte Schadstoffquelle angenommen werden (Anhang 2 Abb. 2B). Wenn bereits auf diese Weise c_{mix} den Prüfwert am Ort der Beurteilung unterschreitet, kann die Einmischungsprognose frühzeitig beendet werden.

Wird der Prüfwert in der Einmischungszone bei dem Worst-Case-Ansatz überschritten, ist es möglich, durch Projektion der senkrecht zu L_Q liegenden Maximalkonzentrationen ein längengewichtetes Mittel gemäß Anhang 2 Abb. 3 und Formel (5) herzuleiten (s. Anhang 2 Abb. 2A).

$$(5) \quad c_{O.d.B.} = c_1 \cdot \frac{L_1}{L_Q} + c_2 \cdot \frac{L_2}{L_Q} + c_3 \cdot \frac{L_3}{L_Q} \dots + c_x \cdot \frac{L_x}{L_Q}$$

mit:

- c_1 : Konzentration eines ersten Konzentrationsbereichs [g/m^3] oder [g/L]
- c_2 : Konzentration eines zweiten Konzentrationsbereichs [g/m^3] oder [g/L]
- c_3 : Konzentration eines dritten Konzentrationsbereichs [g/m^3] oder [g/L]
- c_x : Konzentration eines x-ten Konzentrationsbereichs [g/m^3] oder [g/L]
- L_1 : Länge in Grundwasserfließrichtung, die c_1 überspannt [m]
- L_2 : Länge in Grundwasserfließrichtung, die c_2 überspannt [m]
- L_3 : Länge in Grundwasserfließrichtung, die c_3 überspannt [m]
- L_x : Länge in Grundwasserfließrichtung, die c_x überspannt [m]
- L_Q : Gesamtlänge der Schadstoffquelle in Grundwasserfließrichtung mit Prüfwertüberschreitung ($L_1 + L_2 + L_3 + \dots + L_x$) [m]

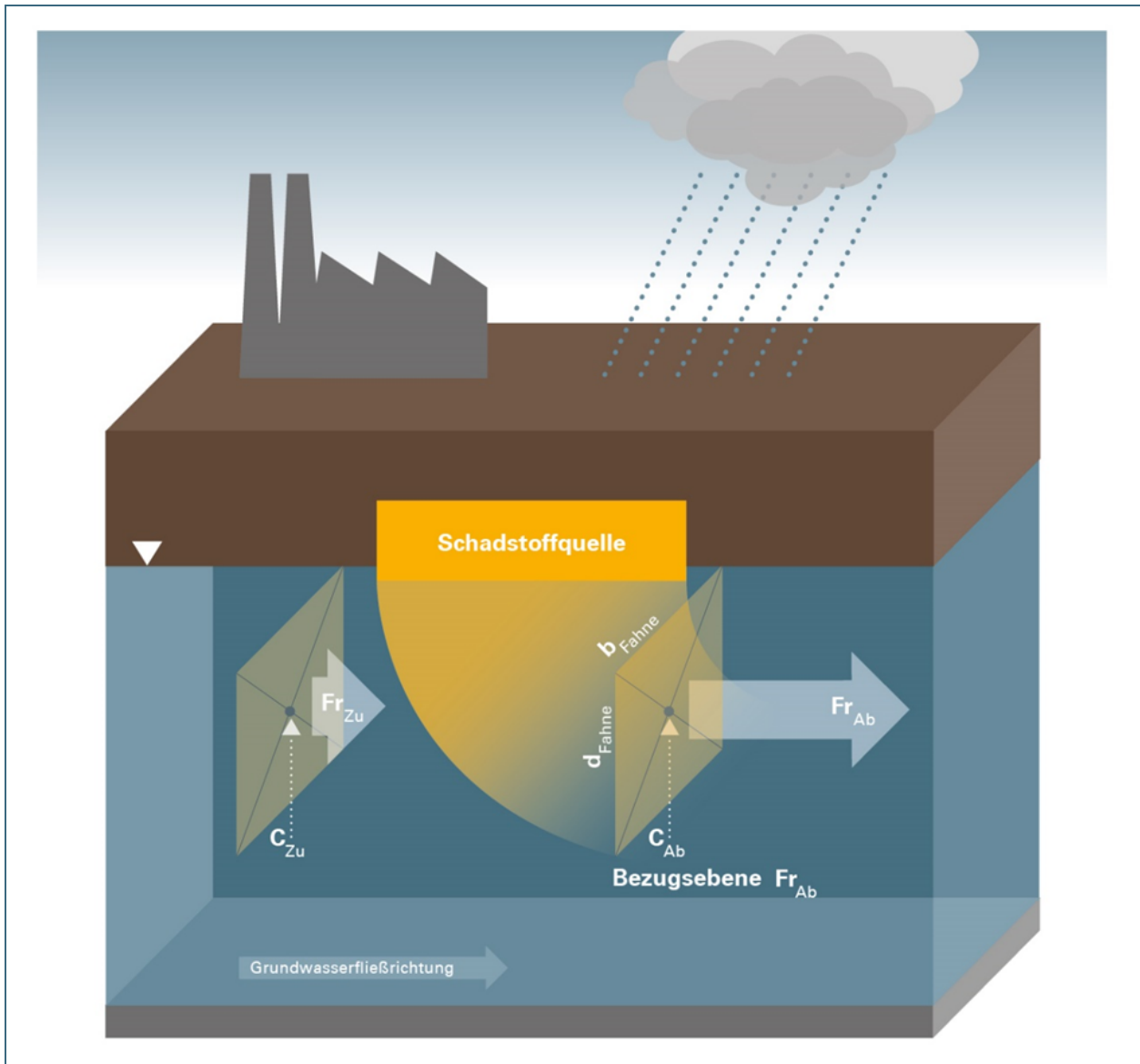
1.2 Schadstofffracht im Grundwasserabstrom

Befindet sich die Schadstoffquelle teilweise oder vollständig in der gesättigten Zone, erfolgt die Ermittlung der **Schadstofffracht für eine Bezugsebene im unmittelbaren Abstrom der Schadstoffquelle (Fr_{Ab})**. Einträge aus Quellen im ungesättigten Bereich können neben einer Berücksichtigung über die Sickerwasserfracht auch integrativ über die Gesamtfracht im unmittelbaren Grundwasserabstrom abgeschätzt werden. Als Bezugsfläche kann als einfachste theoretische Modellvorstellung ein Rechteck angenommen werden, dessen Seitenlängen sich aus der maximalen Breite der Schadstofffahne bzw. -quelle senkrecht zum Grundwasserstrom sowie der maximalen Tiefe der Schadstofffahne bzw. -quelle an der jeweiligen Bezugsebene ergeben (Formel 6; Anhang 2 Abb. 4). Das genaue Verfahren der Frachtermittlung ist vom Einzelfall abhängig (z. B. Stromröhrenmodell, Immissionspumpversuch, (reaktives) Stofftransportmodell etc.). Die Ermittlung der abströmenden Schadstofffracht sollte so nah wie möglich an und so weit wie nötig von der Schadstoffquelle (= unmittelbarer Abstrom) erfolgen, um die gesamte abströmende Fracht zu erfassen. Die Unsicherheiten bei der Frachtermittlung nehmen u. a. durch frachtmindernde Prozesse (z. B. Verdünnung, Verflüchtigung, Abbau, Sorption) mit zunehmendem Abstand zur Quelle zu. Abbau- und Rückhalteprozesse können bei der Ermittlung der Schadstofffracht im unmittelbaren Abstrom zur Schadstoffquelle i. d. R. vernachlässigt werden.

$$(6) \quad Fr_{Ab} = c_{Ab} \cdot v_f \cdot d_{Fahne} \cdot b_{Fahne}$$

mit:

- Fr_{Ab} : Schadstofffracht im unmittelbaren Abstrom der Schadstoffquelle [g/a]
- c_{Ab} : repräsentative Schadstoffkonzentration in der Abstromebene des unmittelbaren Abstroms der Schadstoffquelle bzw. -fahne [g/m^3]
- v_f : Grundwasserfließgeschwindigkeit (Filtergeschwindigkeit) [m/a]
- d_{Fahne} : vertikale Maximalausdehnung der Schadstofffahne bzw. -quelle an Bezugsebene (Tiefe) [m]
- b_{Fahne} : horizontale Maximalausdehnung der Schadstofffahne bzw. -quelle quer zur Grundwasserfließrichtung an Bezugsebene (Breite) [m]



Anhang 2 Abb. 4: Modellhafte Darstellung der Schadstofffracht aus einer Schadstoffquelle im teilweise gesättigten Bereich (Fr_{Ab}) mit Fr_{Zu} : Fracht im Grundwasserzuström, c_{Zu} : repräsentative Schadstoffkonzentration im Grundwasserzuström, c_{Ab} : repräsentative Schadstoffkonzentration an der Bezugsebene des unmittelbaren Abstroms der Schadstoffquelle, b_{Fahne} = horizontale Maximalausdehnung der Schadstofffahne quer zur Grundwasserfließrichtung an Bezugsebene (Breite), d_{Fahne} = vertikale Maximalausdehnung der Schadstofffahne an Bezugsebene (Tiefe).

Eine ggf. vorliegende Zustrombelastung im Aquifer kann unter Anwendung von Formel (7) berücksichtigt werden:

$$(7) \quad Fr_{Quelle} = Fr_{Ab} - Fr_{Zu}$$

mit:

Fr_{Quelle} : unmittelbar aus der Schadstoffquelle emittierte Schadstofffracht [g/a]

2 Ableitung der Kriterien geringe Schadstofffracht, lokal begrenzt und auf Dauer

Nach § 15 Abs. 8 BBodSchV ist bei der Bewertung von Untersuchungsergebnissen und der Entscheidung über die zu treffenden Maßnahmen zu berücksichtigen, ob erhöhte Schadstoffkonzentrationen im Sickerwasser oder andere Schadstoffausträge auf Dauer nur geringe Schadstofffrachten und nur lokal begrenzt erhöhte Schadstoffkonzentrationen in Gewässern erwarten lassen. Im Folgenden werden in Anlehnung an LAWA & LABO (2006) Hinweise für die Ableitung dieser Kriterien gegeben.

Lokal begrenzt erhöhte Schadstoffkonzentrationen im Grundwasser

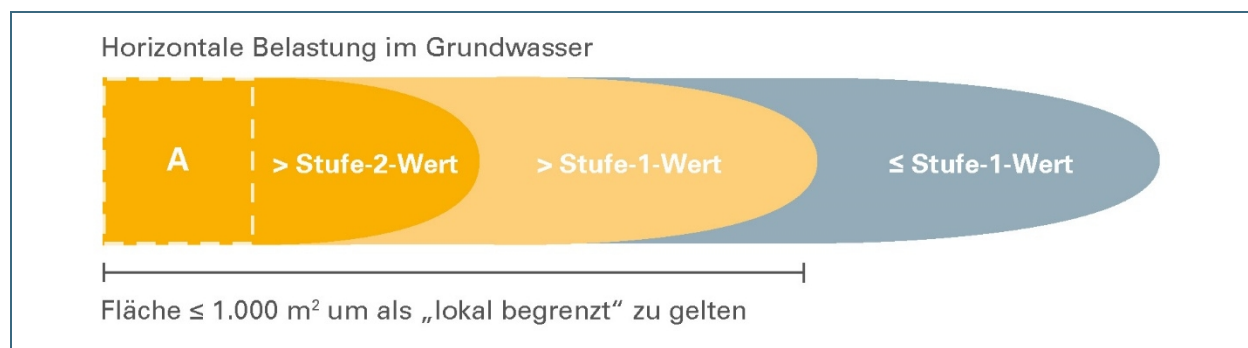
Überschreitet die Belastung im Grundwasser den Stufe-1-Wert auf einer horizontalen Fläche von mehr als 1.000 m², so ist i. d. R. das Kriterium „lokal begrenzt“ nicht erfüllt (Anhang 2 Abb. 5). Die vertikale Ausbreitung der Verunreinigung muss auf einen Grundwasserleiter beschränkt sein.

Überlagerung von Schadstofffahnen

Überlagern sich Schadstofffahnen eines Schadstoffs, die von verschiedenen Quellen auf einem Standort verursacht werden, ist für das Kriterium „lokal begrenzt“ Folgendes zu beachten:

Die horizontale Gesamtfläche der einzelnen Schadstofffahnen, auf der für den betrachteten Schadstoff Stufe-1-Wert-Überschreitungen gemessen werden, darf in Summe eine horizontale Ausdehnung von 1.000 m² nicht überschreiten.

Überlagern sich Schadstofffahnen eines Schadstoffes, die von verschiedenen Quellen und unterschiedlichen Standorten verursacht werden (unterschiedliche Verantwortliche), wäre es aus fachlicher Sicht sinnvoll, im Einvernehmen der Verantwortlichen, eine integrative Erkundung und ggf. Sanierung durchzuführen.



Anhang 2 Abb. 5: Schematische Darstellung der horizontalen Ausdehnung von Grundwasserbelastungen. Die horizontale Fläche im Grundwasser darf i. d. R. 1.000 m² mit Stufe-1-Wert-Überschreitungen nicht übersteigen, um das Kriterium „lokal begrenzt“ gerade noch zu erfüllen. Fläche A: Eintragsfläche der Grundwasserbelastung. Bei dieser vereinfachenden Darstellung wurde eine ggf. zu berücksichtigende laterale Ausbreitung der Grundwasserbelastung nicht einbezogen.

Geringe Schadstofffrachten

Geringe Schadstofffrachten liegen vor, wenn durch den Eintrag von Stoffen aus dem Boden in das Grundwasser über einen bestimmten Zeitraum die Stoffkonzentration in einem definierten Vergleichsvolumen maximal den Stufe-1-Wert erreicht. Als Vergleichsvolumen wird dabei die Grundwassermenge angesetzt, die sich unter der Annahme einer einzelfallunabhängigen Grundwasserneubildungsrate für eine Bezugsfläche von 1 km² ergibt. Als einzelfallunabhängige Grundwasserneubildungsrate wird das 25. Perzentil der Grundwasserneubildungsrate Bayerns (91 mm/a; Datengrundlage: 104.915 Einzelflächen, Bezugsjahre 1991-2020) zugrunde gelegt.

Die **geringe Schadstofffracht** für einen Stoff berechnet sich demnach:

$$(8) \quad Fr_{\text{gering}} = \text{Stufe-1-Wert} \cdot A_{\text{Bezug}} \cdot GWN_{\text{Bezug}}$$

mit:

Fr_{gering} : geringe Schadstofffracht [g/a]

Stufe-1-Wert: Stufe-1-Wert gem. Anhang 1 Tab. 1 oder 2 [$\mu\text{g/L}$]

A_{Bezug} : Bezugsfläche = 1 km^2

GWN_{Bezug} : 25. Perzentil der Grundwasserneubildung in Bayern = 91 mm/a

Die geringen Schadstofffrachten in Anhang 1 Tab. 5 und 6 wurden nach der Formel (8) abgeleitet. Die Ermittlung der Schadstofffrachten erfolgt i. d. R. über die im Grundwasser abströmenden Schadstofffrachten nach den Vorgaben in Kap. 1.2 in Anhang 2. Nur wenn die Schadstoffquelle ausschließlich in der ungesättigten Zone liegt, können auch die Sickerwasserfrachten nach Formel (1) in Kap. 1.1.1 in Anhang 2 herangezogen werden. Ein Vergleich der ermittelten Schadstofffrachten mit den geringen Schadstofffrachten in Anhang 1 Tab. 5 und 6 zeigt an, ob die jeweilige geringe Schadstofffracht nach § 15 Abs. 8 BBodSchV eingehalten oder überschritten ist.

Auf Dauer

Die Schadstofffrachten im Sickerwasser bzw. im Grundwasserabstrom dürfen sich ebenso wie die Schadstoffkonzentrationen am Ort der Beurteilung und die Ausdehnung der Belastung im Grundwasser auch zukünftig nicht maßgeblich gegenüber der aktuellen Situation bzw. der aktuellen Prognose erhöhen.

Ermittlung der Parameter für eine Bewertung nach § 15 Abs. 8 BBodSchV

Die Bestimmung der erforderlichen Parameter muss hinreichend konservativ erfolgen. Die zugrunde gelegten Annahmen müssen begründet (z. B. Worst-Case) und Unsicherheiten benannt werden. Liegen Schadstoffphasen im Grundwasser vor bzw. sind diese aufgrund der Konzentrationen zu erwarten oder erfolgt der Schadstofftransport überwiegend partikelgebunden, so können die Schadstofffrachten und die Flächenausdehnung im Grundwasser nicht hinreichend bestimmt werden. Falls ein Kriterium nicht hinreichend abgeschätzt werden kann, gilt es als nicht eingehalten.

3 Literaturverzeichnis

BBodSchV (2021): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) vom 9. Juli 2021 (BGBl. I S. 2598, 2716).

LAWA, Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser; LABO, Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz [Hrsg.] (2006): Grundsätze des nachsorgenden Grundwasserschutzes bei punktuellen Schadstoffquellen.

Zeddel, A.; Quadflieg, A.; Utermann, J.; Wilhelm, F. (2016): Grundsätze für die Anwendung der aktualisierten Geringfügigkeitsschwellen der LAWA von 2015 in der Altlastenbearbeitung, Altlasten Spektrum, 2.

Anhang 3: Basisinformationen zu umweltrelevanten Schadstoffen

Inhaltsverzeichnis

1	Aromatische Kohlenwasserstoffe (BTEX)	50
2	Chlorbenzole	51
3	Chlorphenole	52
4	Etheroxygenate (MTBE, ETBE, TAME)	53
5	Leichtflüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe (LHKW)	54
6	Mineralölbasierte Kohlenwasserstoffe (MKW)	55
7	Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)	56
8	NSO-Heterocyclen	58
9	Polychlorierte Biphenyle (PCB)	60
10	Per- und polyfluorierte Alkylverbindungen (PFAS)	62
11	Pflanzenschutzmittel und Biozidprodukte (PSMBP)	63
12	Cyanide	64
13	Umweltrelevante Metalle und Halbmetalle	66
14	Erläuterungen physikalisch-chemischer Größen	71
15	Literaturverzeichnis	72

1 Aromatische Kohlenwasserstoffe (BTEX)

Physikalisch-chemische Daten

Anhang 3 Tab. 1: Physikalisch-chemische Daten für aromatische Kohlenwasserstoffe

	Benzol	Toluol	Xylole	Ethylbenzol	Styrol	Cumol
Wasserlöslichkeit [mg/L]	1700	550	175 – 198	170	250	50
Siedepunkt [°C]	80	111	138 – 144	136	145	152
Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizient (K_{ow}) [-]	135	490	ca. 1.600	1.600	1.000	3.550
Dichte bei 20°C [g/cm ³]	0,88	0,87	0,86 – 0,88	0,87	0,91	0,86
Dynamische Viskosität [mPa*s]	0,7	0,6	0,6 – 0,8	0,7	0,8	0,79
Adsorbierbarkeit an C_{org} (K_{oc}) [L/kg]	ca. 80	ca. 100	ca. 210	200 – 1.000	ca. 400	884
Wassergefährdungsklasse	3	2	2	1	2	1

Verhalten im Untergrund

Im Boden und Grundwasser sind BTEX (Benzol, Toluol, Ethylbenzol, Xylole) ähnlich mobil und leichtflüchtig wie LHKW, sie reichern sich daher in der Bodenluft an. Da sie spezifisch leichter als Wasser sind, können sie nicht zur Grundwassersohle absinken.

Aufgrund des hohen Dampfdruckes können sich BTEX 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 Tonmineralien ist mäßig. Haben 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 weiteren einkernigen Aromaten¹, die ggf. von Relevanz sein können, ist wesentlich geringer.

Abbaubarkeit

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

Mobilität

Hohe bis mittlere Mobilität

¹ Einkernige Aromaten: Benzol, Toluol, Ethylbenzol, Xylole (o, m, p), Styrol, Cumol, n-Propylbenzol und Trimethylbenzole. sowie C₃ – C₆-Alkylbenzole.

2 Chlorbenzole

Der Parameter umfasst insgesamt zwölf verschiedene monocyclische Chlorbenzole, von denen bei der Analytik nur ausgewählte Parameter erfasst werden.

Physikalisch-chemische Daten

Anhang 3 Tab. 2: Physikalisch-chemische Daten für Chlorbenzole

	Mono-chlorbenzol	1,2-Di-chlorbenzol	1,3-Di-chlorbenzol	1,4-Di-chlorbenzol	1,2,4-Tri-chlorbenzol	Hexachlorbenzol
Wasserlöslichkeit [mg/L]	500	150	11	80	4	< 0,01
Siedepunkt [°C]	132	179	173	174	213	323
Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizient (K_{ow}) [-]	690	2.510	2.950	2.750	13.180	204.000
Dichte bei 20°C [g/cm ³]	1,11	1,30	1,29	1,25	1,46	2,05
Dynamische Viskosität [mPa*s]	0,756	1,324	keine Angabe	keine Angabe	2,07	keine Angabe
Adsorbierbarkeit an C_{org} (K_{oc}) [L/kg]	135	316	282	500 – 2.000	800 – 1.260	3.900
Wassergefährdungsklasse	2	2	2	2	3	3

Verhalten im Untergrund

Mono- und Dichlorbenzole weisen eine geringe Adsorption im Boden auf. Aufgrund ihrer niedrigen Dampfdrücke können sich Chlorbenzole in trockenen, kontaminierten Böden nicht verflüchtigen (Felten 2018).

Abbaubarkeit

Im Boden sehr langsamer mikrobiologischer Abbau sowohl unter anaeroben als auch unter aeroben Bedingungen. Die Toxizität sowie die Bio- und Geoakkumulation steigen mit zunehmendem Chlorierungsgrad.

Mobilität

Hohe Mobilität

3 Chlorphenole

Aufgrund des unterschiedlichen Chlorierungsgrades und wegen der verschiedenen Chlorpositionen zur funktionellen Gruppe gibt es 19 kongenere² Strukturen für Chlorphenole mit sehr unterschiedlichen physikalisch-chemischen und toxikologischen Eigenschaften.

Physikalisch-chemische Daten

Anhang 3 Tab. 3: Physikalisch-chemische Daten für Chlorphenole

	2-Chlorphenol	3-Chlorphenol	4-Chlorphenol	2,4-Dichlorphenol	2,4,6-Trichlorphenol	Pentachlorphenol
Wasserlöslichkeit [mg/L]	28.500	26.000	27.000	4.400	850	14
Siedepunkt [°C]	174	214	220	210	246	310 (Zersetzung)
Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizient (K_{ow}) [-]	148	302	251	1.150	4.900	102.300
Dichte bei 20°C [g/cm ³]	1,23	1,25	1,31	1,38	1,67	1,98
Adsorbierbarkeit an C_{org} (K_{oc}) [L/kg]	306	keine Angabe	89	1.580	5.011	31.600
Wassergefährdungsklasse	2	2	2	3	3	3

Verhalten im Untergrund

Die monosubstituierten Chlorphenole weisen nur eine mäßige, Pentachlorphenol (PCP) eine sehr starke Adsorptionstendenz auf (Welker 2004).

Abbaubarkeit

Nimmt mit zunehmendem Chlorgehalt ab.

Mobilität

Hohe Mobilität

² Kongener (lat. con genus: mit gleichem Stamm): Von einem Grundkörper abgeleitete chemische Substanzklasse; insbesondere bei Dioxinen/Furanen und PCB häufig verwendeter Begriff.

4 Etheroxygenate (MTBE, ETBE, TAME)

Etheroxygenate wie Methyl-tert-butylether (MTBE), Ethyl-tert-butylether (ETBE) und tert-Amylmethylether (TAME) sind kurzkettige sauerstoffhaltige Kohlenwasserstoffverbindungen, die Kraftstoffen zur Verbesserung der Klopfestigkeit und Optimierung des Verbrennungsvorgangs zugesetzt werden. Sie sind vor allem bei Boden- und Grundwasserkontaminationen bei Tankstellen und Raffinerien von Relevanz.

Physikalisch-chemische Daten

Anhang 3 Tab. 4: Physikalisch-chemische Daten für Etheroxygenate

	MTBE	ETBE	TAME
Wasserlöslichkeit [mg/L]	51.000	12.000	12.350
Siedepunkt [°C]	55	72	85
Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizient (K_{OW}) [-]	9	76	90
Dichte bei 20°C [g/cm ³]	0,74	0,74	0,77
Adsorbierbarkeit an C_{org} (K_{OC}) [L/kg]	1 – 12	37	42
Wassergefährdungsklasse	1	1	3

Verhalten im Untergrund

Aufgrund der geringen Adsorption an organische Bodenbestandteile weisen Etheroxygenate eine hohe Mobilität auf. Unter natürlichen Bedingungen findet praktisch kein Abbau der Verbindungen statt.

5 Leichtflüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe (LHKW)

Physikalisch-chemische Daten

Anhang 3 Tab. 5: Physikalisch-chemische Daten für leichtflüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe

	Tetrachlor- ethen (PER)	Trichlor- ethen (TRI)	1,2-cis- Dichlor- ethen	Vinyl- chlorid (VC)	Trichlor- methan	Tetra- chlor- methan	LCKW Bandbreite
Wasserlöslichkeit [mg/L]	ca. 150	ca. 400	3500	ca. 2000	8.000	800	ca. 150 – 20.000
Siedepunkt [°C]	121	87	60	-14	61	77	-14 – 121
Oktanol-Wasser- Verteilungskoeffi- zient (K_{ow}) [-]	ca. 400	ca. 200	ca. 70	ca. 100	ca. 100	680	70 – 700
Dichte bei 20°C [g/cm ³]	1,62	1,46	1,28	0,97	1,48	1,59	0,9 – 1,6
Dynamische Vis- kosität [mPa*s]	0,9	0,6	0,5	keine Angabe	0,6	keine Angabe	keine Angabe
Adsorbierbarkeit an C_{org} (K_{oc}) [L/kg]	ca. 300	ca. 150	ca. 60	ca. 10	ca. 100	ca. 240	10 – 300
Wassergefähr- dungsklasse	3	3	2	2	3	3	2 – 3

Verhalten im Untergrund

Aus der Gruppe der LHKW sind in erster Linie die LCKW (leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe) Ursache von Boden-, Bodenluft- und Grundwasserkontaminationen. Sie sind im Boden und Untergrund sehr mobil und können sich aufgrund des hohen Dampfdruckes 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 ("Schwerphase").

Versiegelungen, z. B. Asphaltdecken, bieten nur einen geringen Schutz. LHKW 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 (z. B. Vinylchlorid). Ein weiteres Abbauprodukt ist 1,2-cis-Dichlorethen.

Mobilität

Hohe Mobilität

6 Mineralölbasierte Kohlenwasserstoffe (MKW)

Physikalisch-chemische Daten

Anhang 3 Tab. 6: Physikalisch-chemische Daten für mineralölbasierte Kohlenwasserstoffe

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

Verhalten im Untergrund

Die Mobilität der MKW hängt stark von der Kettenlänge der Komponenten ab. Mit zunehmender Kettenlänge nehmen die Wasserlöslichkeit und Flüchtigkeit ab und die Viskosität zu.

Ottokraftstoffe sind Gemische aus kurzkettigen Kohlenwasserstoffen (C₅ – C₁₀) und aromatischen Kohlenwasserstoffen (BTEX). Beide Stoffgruppen weisen ähnliche Stoffeigenschaften auf und sind sehr mobil.

Diesel (C₁₀ – C₂₁) und **Heizöl extra leicht** (EL, C₉ – C₂₄) sind wenig flüchtig und relativ viskos. Die Wasserlöslichkeit ist relativ gering, so dass der MKW-Austrag über das Sickerwasser ebenfalls gering ist. Insgesamt ist die Mobilität im Untergrund nur mäßig. **Kerosin** (C₈ – C₁₇) zeigt aufgrund seines höheren Anteils an Alkylaromaten eine etwas höhere Mobilität. 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 schwer** (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-Alkane. 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.

Mobilität

Hohe Mobilität: Ottokraftstoffe

Mittlere Mobilität: Kerosin, Diesel, Heizöl EL

Geringe Mobilität: Schmieröl, Heizöl S

³ Wassergefährdungsklasse (WGK) 3 wegen des Anteils von Benzol im Ottokraftstoff; die Alkane haben WGK 1.

7 Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)

Physikalisch-chemische Daten

Anhang 3 Tab. 7: Physikalisch-chemische Daten für polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe

	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 (K_{ow}) [-]	2.300	35.000	135.000	3.200.000
Dynamische Viskosität [mPa*s]	bei Raumtemperatur fest	bei Raumtemperatur fest	bei Raumtemperatur fest	bei Raumtemperatur fest
Adsorbierbarkeit an C_{org} (K_{oc}) [L/kg]	1.300	26.000	44.000	4.500.000
Wassergefährdungsklasse	2	keine Angabe	keine Angabe	3 ⁴

Der Parameter **PAK_{gesamt}** umfasst laut BBodSchV die Summe von **15 Einzelsubstanzen**. Naphthalin und Methylnaphthaline werden gesondert angegeben.

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

4er-Ringe: Fluoranthen, Pyren, Benzo(a)anthracen, Chrysen.

Sonstige: Benzo(b)fluoranthen, Benzo(k)fluoranthen, Benzo(a)pyren, o-Phenylen, Dibenzo(a,h)anthracen, Benzo(g,h,i)perylene.

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 mit Ausnahme von Naphthalin 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 (z. B. LHKW, BTEX) 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.

⁴ WGK 3 wegen der Kanzerogenität von Benzo(a)pyren.

Mobilität

Mittlere Mobilität: Naphthalin (*2er-Ring*);
Acenaphthen, Acenaphthylen, Anthracen, Fluoren,
Phenanthren (*3er-Ringe*)

Geringe Mobilität: sonstige PAK

8 NSO-Heterocyclen

Physikalisch-chemische Daten

Anhang 3 Tab. 8: Physikalisch-chemische Daten für NSO-Heterocyclen

	Benzo- thiophen	Benzo- furan	Carbazol	Chino- lin	Cumarin	2- Hydroxy- biphenyl	Pyridin
Wasserlöslich- keit [mg/L]	130	200	100	6000	1900	700	vollstän- dig mischbar
Siedepunkt [°C]	222	174	355	238	298	286	115
Dichte bei 20°C [g/cm ³]	1,15	1,07	1,1	1,09	0,94	1,26	0,98
Oktanol-Wasser- Verteilungskoeff- fizient (<i>K_{ow}</i>) [-]	1318	468	5250	107	24	1230	4,5
Dynamische Vis- kosität [mPa*s]	bei Raum- tempera- tur fest	keine Angabe	bei Raum- tempera- tur fest	3,38	bei Raum- tempera- tur fest	keine Angabe	0,95
Adsorbierbarkeit an <i>C_{org}</i> (<i>K_{oc}</i>) [L/kg]	272	330 (ab- geschätzt)	9160	34 – 162	43	316	72
Wassergefähr- dungsklasse	2	keine Angabe	2	2	keine Angabe	keine Angabe	2

Allgemeines

NSO-Heterocyclen sind ein- oder mehrkernige cyclische (aromatische) Kohlenwasserstoffe, in denen ein oder mehrere C-Atome durch N, S oder O ersetzt sind. Sie treten i. d. R. gemeinsam mit PAK auf und weisen auch ähnliche toxische Eigenschaften wie PAK auf. Als relevantes Abbauprodukt von Dibenzothiophen wird 2-Hydroxybiphenyl bei den NSO-Heterocyclen mitgeführt.

Anhang 3 Tab. 8 enthält nur Informationen zu NSO-Heterocyclen, für die sowohl human- als auch ökotoxikologische Daten für eine GFS-Wertableitung vorliegen und für die daraus Prüfwerte analog der BBodSchV ableitbar waren (Anhang 1 Abb. 1). Im Rahmen der Altlastenbearbeitung sind jedoch weitere NSO-Heterocyclen (z. B. Benzothiophen, Dibenzothiophen, Dibenzofuran sowie methylierte Derivate) zu berücksichtigen (vgl. LAWA 2010; Werner et al. 2008; Kern et al. 2007). Zur Bewertung können die GFS-Vorschläge der LAWA und des FoBiG für NSO-Heterocyclen herangezogen werden (vgl. Tab. 4, LAWA 2010; Werner et al. 2008; Kern et al. 2007; FoBiG 2018).

Verhalten im Untergrund

NSO-Heterocyclen sind aufgrund der höheren Polarität wesentlich wasserlöslicher als PAK und zeigen eine geringere Adsorption an Bodenpartikel. Sie breiten sich deshalb im Untergrund schneller aus und bilden im Grundwasser deutlich längere Abstromfahnen aus.

Abbaubarkeit

Der Abbau der NSO-Heterocyclen hängt stark von den jeweiligen Redoxbedingungen ab. Sauerstoffeinträge ins Grundwasser (O₂, H₂O₂) steigern den Schadstoffabbau deutlich. N-Heterozyklen werden dabei schneller abgebaut als S- und O-Heterocyclen. Verbindungen mit höherer Ringzahl bzw. alkylierte Verbindungen zeigen schlechtere Abbauraten.

Mobilität

Mittlere bis hohe Mobilität

9 Polychlorierte Biphenyle (PCB)

Physikalisch-chemische Daten

Anhang 3 Tab. 9: Physikalisch-chemische Daten für polychlorierte Biphenyle

	(PCB-28)	(PCB-52)	(PCB-101)	(PCB-118)	(PCB-138)	(PCB-153)	(PCB-180)
Wasserlöslichkeit [mg/L]	0,116	0,110	0,011	0,013	0,007	0,0009	0,004
Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizient (K_{OW}) [-]	740.000	keine Angabe	2.500.000	keine Angabe	5.000.000	56.000.000	186.000.000
Viskosität	mittel- bis hochviskos	mittel- bis hochviskos	mittel- bis hochviskos	mittel- bis hochviskos	mittel- bis hochviskos	mittel- bis hochviskos	mittel- bis hochviskos
Adsorbierbarkeit an C_{org} (K_{OC}) ⁵ [L/kg]	300.000	keine Angabe	1.000.000	keine Angabe	2.000.000	22.000.000	74.000.000
Wassergefährdungsklasse	3	3	3	keine Angabe	3	3	3

PCB-28:	2,4,4'-Trichlorbiphenyl
PCB-52:	2,2',5,5'-Tetrachlorbiphenyl
PCB-101:	2,2,4,5,5'-Pentachlorbiphenyl
PCB-118:	2,3',4,4',5-Pentachlorbiphenyl
PCB-138:	2,2',3,4,4',5,5'-Heptachlorbiphenyl
PCB 153:	2,2',4,4',5,5'-Hexachlorbiphenyl
PCB 180:	2,2',3,4,4',5,5'-Heptachlorbiphenyl

Allgemeines

Die Verbindungskategorie der polychlorierten Biphenyle besteht aus 209 Einzelkomponenten (Kongenere). Industriell wurden nie einzelne PCB-Kongenere definierter Struktur hergestellt, sondern immer komplexe PCB-Gemische unterschiedlicher Kongenere, deren Chlorgehalte i. d. R. zwischen 20 und 60 % lagen.

Bei gleichem Grundgerüst (Biphenyl) unterscheiden sich die Kongenere durch Anzahl und Stellung der Chlortome. 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 von PCB-Gemischen: 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 organische Bodenbestandteile und Eisen(hydr)oxide werden PCB leicht sorbiert. Über die Adsorbierbarkeit an Tonminerale liegen widersprüchliche Angaben vor. Die Flüchtigkeit ist sehr gering. Mit zunehmendem Chlorierungsgrad nimmt die Mobilität ab.

⁵ Empirisch berechnet nach Rippen (1990): $K_{OC} \cong 0,4 K_{OW}$

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.

Mobilität

Geringe Mobilität

10 Per- und polyfluorierte Alkylverbindungen (PFAS)

PFAS (veraltet: PFC) bestehen aus organischen Kohlenstoffketten, in denen die Wasserstoffatome vollständig (per) oder teilweise (poly) durch Fluor ersetzt sind. Die bekanntesten Vertreter sind Perfluoroktansäure (PFOA) und Perfluoroktansulfonsäure (PFOS). Die PFAS bestehen häufig aus einer hydrophoben Kohlenstoffkette und einem hydrophilen Kopf; daraus resultiert auch die überwiegende Verwendung als Tensid (z. B. in Feuerlöschschäumen).

Physikalisch-chemische Daten

Aufgrund der Vielzahl an Einzelverbindungen können den PFAS keine einheitlichen physikalisch-chemischen Eigenschaften zugeordnet werden. Auch der Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizient (K_{ow}) als Maß zur Abschätzung der passiven Anreicherung (Bioakkumulation) ist für die PFAS wenig aussagefähig, da PFAS bevorzugt an Proteine binden.

Verhalten im Untergrund

Perfluorierte Carbon- und Sulfonsäuren weisen in Abhängigkeit von der Kettenlänge eine relativ gute Wasserlöslichkeit bis in den g/L-Bereich auf. Die langkettigen, lipophileren PFAS kommen bevorzugt in festen Matrices vor, während die hydrophileren kurzkettigen Verbindungen hauptsächlich in wässrigen Medien vorliegen.

Abbaubarkeit

PFAS besitzen eine hohe thermische, chemische und biologische Stabilität. Auch einem photolytischen Abbau durch UV-Strahlen sind sie nur unter speziellen Bedingungen zugänglich. Neben den bekannten PFAS-Einzelparametern können auch komplexe Vorläuferverbindungen, sogenannte Precursor, vorhanden sein, die erst im Laufe der Zeit u. a. zu den bekannten perfluorierten PFAS (mikrobiell) transformiert werden und somit einen Pool an zunächst unbekanntem PFAS bilden können.

Mobilität

Insbesondere die kurzkettigen Verbindungen sind in Böden und Grundwasser sehr mobil.

Weiterführende Literatur

BMUV, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz [Hrsg.] (2022): Leitfaden zur PFAS-Bewertung - Empfehlungen für die bundeseinheitliche Bewertung von Boden- und Gewässerverunreinigungen sowie für die Entsorgung PFAS-haltigen Bodenmaterials.

LFP, Länderfinanzierungsprogramm „Wasser, Boden und Abfall“ [Hrsg.] (2015): Boden- und Grundwasserkontaminationen mit PFC bei altlastverdächtigen Flächen und nach Löschmitteleinsätzen, Arbeitshilfe zur flächendeckenden Erfassung, standortbezogenen historischen Erkundung und zur Orientierenden Untersuchung (Projektstufe 1), Projekt-Nr. B 4.14.

LfU, Bayerisches Landesamt für Umwelt [Hrsg.] (2022): Vorläufige Leitlinien zur Bewertung von PFAS-Verunreinigungen in Wasser und Boden.

UBA, Umweltbundesamt [Hrsg.] (2020): Sanierungsmanagement für lokale und flächenhafte PFAS-Kontaminationen, Anhang A „Relevante Stoffeigenschaften“, Texte, 137/2020.

11 Pflanzenschutzmittel und Biozidprodukte (PSMBP)

Pflanzenschutzmittel (PSM) sind chemische oder auch biologische Produkte zum Schutz von Nutzpflanzen und Pflanzenerzeugnissen vor unerwünschten Ackerbegleitpflanzen oder Schadorganismen. Mengemäßig am bedeutsamsten sind die drei Gruppen:

- Herbizide (Unkrautvernichtung)
- Fungizide (Schutz vor Pilzbefall)
- Insektizide (Schutz vor Schadinsekten)

Bei vielen Pflanzenschutzmitteln handelt es sich um eine Zusammensetzung verschiedener synthetischer, hochwirksamer Chemikalien mit meist toxischer Wirkung. Deren Abbauprodukte (Metabolite) sind vielfach langlebig und können sich in der Umwelt ebenfalls toxisch verhalten.

Aufgrund der Vielzahl an Einzelverbindungen der chemisch sehr heterogenen Stoffgruppe (vgl. auch Merkblatt 3.8/6 bzw. Merkblatt 3.8/5) können keine generellen Angaben zum Verhalten im Untergrund, zum Abbauverhalten und zur Mobilität getroffen werden.

Alle in Deutschland zugelassenen Pflanzenschutzmittel können in der Online-Datenbank Pflanzenschutzmittel des Bundesamtes für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (BVL) recherchiert werden. Darin sind u. a. auch die enthaltenen Wirkstoffe und deren Gehalte aufgeführt.

Biozidprodukte (BP) sind Zubereitungen, die einen oder mehrere biozide Wirkstoffe enthalten, mit denen Schadorganismen abgeschreckt, unschädlich gemacht oder zerstört werden. Neben chemischen Stoffen können die BP auch Mikroorganismen als biozide Wirkstoffe enthalten. Produkte, die im Pflanzenanbau verwendet werden, werden nicht als Biozide sondern als Pflanzenschutzmittel bezeichnet.

12 Cyanide

Allgemeines

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

Die Alkali- und Erdalkali-Cyanide, z. B. KCN und $\text{Ca}(\text{CN})_2$, sind wasserlöslich, reagieren infolge Hydrolyse stark alkalisch und riechen nach Blausäure/Cyanwasserstoff (HCN). Auch die Metallcyanide sind meist wasserlöslich. Bei Zugabe von Säuren bildet sich die sehr leichtflüchtige Blausäure (Siedepunkt 26°C).

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

Toxizität

Blausäure ist ein starkes Atem- und Zellgift. Freie, d. h. nicht komplexgebundene 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). Blausäure kann im Gegensatz 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 der leichtflüchtigen HCN ist eine hohe Mobilität in den Umweltmedien zu erwarten. Bei komplex gebundenen Cyaniden hängt die Freisetzbarkeit von HCN bzw. CN^- sehr stark von der Stabilität des Cyanokomplexes ab. Bei schwerlöslichen, komplex gebundenen Cyaniden wie dem Berliner Blau ist die Mobilität dagegen gering.

Abbaubarkeit

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

Unterscheidung von Cyaniden aus analytischer Sicht (vgl. DIN EN ISO 17380):

Leicht freisetzbare Cyanide

Verbindungen, die Cyano-Gruppen enthalten und die **ohne UV-Zersetzung** bei einem pH-Wert von 4 (Pufferlösung) 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. Nicht leicht freisetzbare Cyanide wie z. B. Eisencyanid-Komplexe werden durch Zugabe von Zinksulfat ausgefällt.

Gesamtcyanid

Verbindungen, die Cyano-Gruppen enthalten und die **unter UV-Zersetzung** (UV-B-Lampe) bei einem pH-Wert von 4 (Pufferlösung) und Kochtemperatur HCN bilden können. Hierzu gehören neben leicht freisetzbarem Cyanid insbesondere komplexe Cyanide des Cobalts, Nickels und Eisens (z. B. gelbes Blutlaugensalz, „unlösliches“ Berliner Blau).

Die gebildete HCN wird abgetrennt und photometrisch bestimmt. Der Anteil komplex gebundener Cyanide ergibt sich aus der Differenz von Gesamtcyanid und leicht freisetzbaren Cyaniden.

Mobilität

Hohe Mobilität: Alkali-, Erdalkalicyanide, wasserlösliche komplex-gebundene Cyanide

Geringe Mobilität: komplex-gebundene Cyanide, z. B. Berliner Blau

13 Umweltrelevante Metalle und Halbmetalle

Allgemeines

Neben Metallen wie Blei, Cadmium, Kupfer etc. können auch Halbmetalle wie Arsen, Antimon oder Selen umweltrelevantes Verhalten aufweisen. Als Halbmetalle werden solche Elemente bezeichnet, die sowohl metallische als auch nichtmetallische Eigenschaften aufweisen.

Die Mobilität und Verfügbarkeit von umweltrelevanten Metallen und Halbmetallen in Böden hängt von zahlreichen Faktoren ab: chemische Bindungsform, pH-Wert, Redoxpotenzial (E_h -Wert), Gehalt an organischem Material und Tonmineralen in Böden, Anwesenheit von Komplexbildnern etc. 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 (vgl. Merkblatt 3.8/5).

Spezies, chemische Verbindungen (Beispiele) umweltrelevanter Metalle und Halbmetalle

Anhang 3 Tab. 10: Spezies, chemische Verbindungen (Beispiele) umweltrelevanter Metalle und Halbmetalle

Spezies/ chemische Verbindung	Wasserlöslichkeit
Kationisch gebunden	
Chloride	gut wasserlöslich, außer Hg_2Cl_2 , $CuCl$
Nitrate	gut wasserlöslich
Sulfate	gut wasserlöslich, außer $PbSO_4$ und $BaSO_4$
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 gebunden, amphoter (oxidierte oxo-Spezies)	
Antimonat (z. B. $[Sb(OH)_6]^-$):	zum Teil gut wasserlöslich, hängt vom Kation ab
Arsenat (z. B. AsO_4^{2-}):	Wasserlöslichkeit hängt vom Kation ab
Chromat (z. B. CrO_4^{2-}):	gut wasserlöslich
Selenat (SeO_4^{2-}):	gut wasserlöslich
Zinkat (z. B. $[Zn(OH)_4]^{2-}$):	gut wasserlöslich

Metallorganische Verbindungen (Beispiele)

Quecksilberorganische Verbindungen (z. B. Methylquecksilber), cadmiumorganische Verbindungen, bleiorganische Verbindungen (z. B. Bleitetraethyl), zinnorganische Verbindungen (z. B. Tributylzinn, Tetra-butylzinn).

Königswasserextrakt

Als Methode für die Bestimmung des Gesamtgehaltes anorganischer Schadstoffe wird in der BBodSchV der Aufschluss mittels Königswasser nach DIN EN 16174 bzw. DIN EN 13657 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.

Einfluss des pH-Wertes

Allgemein besteht bei niedrigen pH-Werten die höchste Löslichkeit (Ausnahmen z. B. Selen oder Molybdän). Amphotere Metalle wie z. B. Chrom und Zink sind bei höherem pH-Wert ebenfalls gut löslich. Da neben dem pH-Wert die Löslichkeit u. a. auch vom Redoxpotenzial (E_h -Wert) (s. u.) und der Verfügbarkeit von Fällungspartnern abhängt, kann es vorkommen, dass es auch bei niedrigem pH-Wert zu einer geringen Löslichkeit kommt (z. B. Ausfällung von Realgar (As_4S_4) bei niedrigem pH-Wert und unter reduktiven Verhältnissen).

Mobilisierbarkeit in Böden

Metall oder Halbmetall	pH-Wert
Cadmium	< 6,5
Zink	< 6
Nickel	< 5,5
Arsen, Chrom, Kupfer	< 4,5
Blei, Quecksilber	< 4

Anhang 3 Tab. 11:
Mobilisierbarkeit umweltrelevanter Metalle und Halbmetalle in Böden

Das pH_{stat} -Verfahren ist ein Elutionsverfahren im Rahmen der Deponieverordnung (DepV) und zur Beurteilung des Langzeitverhaltens von anorganischen Schadstoffen bei bestimmten pH-Werten (z. B. pH 4) anwendbar (vgl. LAGA (2017)).

Einfluss des Redoxpotenzials

Das Redoxpotenzial im Wasser und Boden wirkt sich auf die Oxidationsstufen der umweltrelevanten Metalle und Halbmetalle und damit auch auf deren Mobilität und Toxizität (s. Cr^{III} und Cr^{VI}) aus. Die Mobilität kann sich bei einem Wechsel des Redoxpotenzials erhöhen oder erniedrigen. Daher können keine pauschalen Aussagen über die Mobilität von umweltrelevanten Metallen und Halbmetallen bei einer Änderung des Redoxpotenzials getroffen werden.

Beispiele: Oxide von umweltrelevanten Metallen und Halbmetallen sind unter oxidierenden Bedingungen i. d. R. stabil. Bei einem Wechsel zu reduzierenden Bedingungen werden diese gelöst und die umweltrelevanten Metalle und Halbmetalle sind daher mobiler. Metalle und Halbmetalle, die sich leicht mit Schwefel verbinden (chalkophil), können hingegen bei einem Wechsel zu reduzierenden Bedingungen als Sulfide ausgefällt werden. Diese sind i. d. R. schwerlöslich und daher weniger mobil.

In **Grundwassermessstellen** kann auf einfache Weise das Redoxpotenzial mittels einer Redoxelektrode (Referenzelektrode) gemessen werden. Hierbei ist es wichtig die Ergebnisse der Referenzelektrode auf die Standardwasserstoffelektrode (SHE) umzurechnen, um sie mit anderen Redoxelektroden vergleichen zu können oder die untenstehende Berechnung des rH-Wertes durchführen zu können. Das Redoxpotenzial 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.

Berechnung von rH:

$$rH = \frac{2E_h}{59,16 \text{ mV}} + 2pH$$

rH: negativer dekadischer Logarithmus des Wasserstoffpartialdrucks

E_h : gemessenes Redoxpotenzial der Wasserprobe bezogen auf die Standardwasserstoffelektrode (SHE) [mV]

pH: pH-Wert der Wasserprobe

rH 0 bis 17	reduzierendes Milieu
rH 17 bis 25	indifferent
rH 25 bis 42	oxidierendes Milieu

In Böden ist die Messung des Redoxpotenzials aufwendiger (s. z. B. Blume et al. (2011)).

In der BBodSchV ist für Böden kein Verfahren zur Bestimmung des Redoxpotenzials angegeben. Falls in Böden eine Änderung des Redoxpotenzials zu erwarten ist, sollen gemäß § 14 Abs. 2 der BBodSchV weitere Extraktions-, Elutions- oder Perkolationsverfahren angewendet werden.

Das Mobilitätsverhalten umweltrelevanter Metalle und Halbmetalle kann vereinfachend auch über E_h -pH-Diagramme (Pourbaix-Diagramme) abgeschätzt werden (Sigg & Stumm 2016).

Adsorptionsfähigkeit an Tonmineralien und (Hydr)Oxiden

An Tonpartikeln findet oft eine schwache unspezifische Adsorption statt. An hydroxylierten Oberflächen von Eisen-, Mangan- und Aluminium(hydr)oxiden findet eine mit steigendem pH-Wert zunehmende, starke spezifische Adsorption statt (Blei > Kupfer > Zink > Nickel > Cadmium).

Einfluss von Komplexbildnern

Komplexbildner im Boden sind z. B. Huminstoffe, aber auch Anionen wie Phosphate und Chloride (z. B. Chlorokomplexe mit Cadmium). Metall-Humus-Komplexe können mobil oder immobil sein, je nach der Löslichkeit der Huminstoffe. Die Bindungsfähigkeit von Huminstoffen für die kationisch reagierenden Metalle nimmt mit steigendem pH-Wert zu. Sind die Komplexbildner selbst löslich, können ausgefällte Metallverbindungen wieder in Lösung gehen.

Ausgewählte umweltrelevante Metalle- und Halbmetalle

- Antimon (Sb): Halbmetall. Antimon liegt im Boden meist als 3- oder 5-wertige Verbindung vor. Die Antimonverbindungen, insbesondere Antimon^{III}, wirken fast ebenso giftig wie die verwandten Arsenverbindungen; sie sind jedoch weniger mobil und bioverfügbar als die Arsenspezies. Trotz ähnlicher Toxizität kommen Antimonvergiftungen viel seltener vor, da die Antimonsalze die Magen-/Darmwände wesentlich schwerer durchwandern als die Arsensalze.
- Arsen (As): Halbmetall. Arsen liegt im Oberboden meist als 5-wertiges Arsenat vor. Die 3-wertige Form ist allgemein 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 erforderlich. Methylierte Arsenverbindungen sind i. d. R. 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 Eisen(hydr)oxide zu adsorbieren und zeigt deshalb im Boden eine relativ geringe Mobilität und 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. Cadmium kann durch Alkali- und Erdalkalitionen von Tonpartikeln und Huminstoffen verdrängt (desorbiert) werden. Daher bewirkt das Aufbringen von Kalidünger und Streusalz eine Mobilisierung von Cadmium.

- 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^{III} ist ein essenzielles Spurenelement. Beim Nachweis von Chromverunreinigungen im Boden oder im Grundwasser (Analyse auf Chrom_{gesamt}) sind zusätzliche Analysen auf Chrom^{VI} notwendig.
- Cobalt (Co):** Cobalt liegt meist als 2-wertige Verbindung vor. Mit abnehmendem pH-Wert nimmt die Löslichkeit und Verfügbarkeit zu. Cobalt ist ein essenzielles Spurenelement. Die Humantoxizität ist relativ gering.
- Kupfer (Cu):** Kupfer liegt im Boden meist als 2-wertiges, seltener als 1-wertiges Kupfersalz vor; es ist ein wichtiges Spurenelement für alle Lebewesen. Die Löslichkeit und Pflanzenverfügbarkeit von Kupfer in Böden ist relativ gering, steigt jedoch bei pH-Werten kleiner 5 und geringen Gehalten organischer Bodenbestandteile 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.
- Molybdän (Mo):** Die Alkalisalze der Molybdate (MoO_4^{2-}) sind recht gut wasserlöslich. Metallisches Molybdän (z. B. aus der Glühlampenproduktion) oder molybdänhaltige Legierungen spielen für den Eintrag in die Umwelt kaum eine Rolle. In pH-neutralen Gewässern liegt Molybdän, wenn überhaupt vorhanden, als gelöste Spezies in anionischer Form als MoO_4^{2-} vor. Bei pH-Werten > 6,5 ist es sehr mobil und gut bioverfügbar; in sauren Böden (pH < 5,5) ist Molybdän nur gering verfügbar. Für Pflanzen, Tiere und den Menschen stellt Molybdän ein essenzielles Spurenelement dar.
- Nickel (Ni):** Nickel liegt meist als 2-wertige Verbindung vor. Das in Böden eingetragene Nickel kann zum Teil an (Hydr)oxiden und Tonpartikeln immobilisiert werden. Eine Nickelmobilisierung 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 sowie (in geringerem Umfang) organisch gebunden, z. B. als Methylquecksilber auf. Hg^{2+} wird im Boden gut an mineralische Bestandteile und organisches Material gebunden; im neutralen Bereich (pH 7) werden auch organische Quecksilberverbindungen gut adsorbiert. Die Umwandlungsrate von ionisch gebundenem in organisch gebundenes Quecksilber ist in Böden gering. Alle chemischen Formen des Quecksilbers sind toxisch für Mensch und Tier. 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 im Grundwasser vorhanden sein können, sind ggf. spezielle Analysen auf quecksilberorganische Verbindungen durchzuführen.
- Selen (Se):** Halbmetall. In durchlüfteten Böden liegt Selen in 4-wertiger oder 6-wertiger Form vor, unter reduzierenden Bedingen 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 Metallen nimmt die Löslichkeit oberhalb eines pH-Wertes von 5 zu. Selen und seine Verbindungen wirken bereits in geringen Konzentrationen

stark toxisch, stellen allerdings für Menschen und Tiere ein essenzielles Spurenelement dar.

Vanadium (V): Vanadium kommt nahezu ubiquitär in Böden und Gesteinen sowie in fossilen Brennstoffträgern (Kohle, Erdöl) vor. Die Konzentrationen in den Böden schwanken in Abhängigkeit vom Gehalt der Muttergesteine zwischen 3 und 300 mg/kg. Vanadium kann in den Oxidationsstufen 0, +2, +3, +4 und +5 vorkommen. In Gewässern liegen i. d. R. lösliche Vanadate der Struktur $[\text{HVO}_4]^{2-}$ und $[\text{H}_2\text{VO}_4]^-$ vor, die zudem eine starke Tendenz zur Adsorption an partikuläre Bestandteile aufweisen. Vanadium ist als Spurenelement für die Existenz der höheren Lebewesen essenziell.

Zink (Zn): Zink liegt im Boden als 2-wertige Verbindung mit typischen Hintergrundkonzentrationen von 10 – 100 mg/kg vor. Die Wasserlöslichkeit von Zink nimmt bei pH-Werten kleiner 6 zu, aufgrund des amphoteren Charakters ebenfalls bei hohen pH-Werten. Zink ist ein Spurenelement und im Boden relativ mobil. Es wirkt in erster Linie phytotoxisch; auf Tiere und Menschen wirkt Zink relativ wenig toxisch.

Weiterführende Literatur

Alloway, B. J. [Hrsg.] (2013): Heavy metals in soils, Trace metals and metalloids in soils and their bioavailability, Third Edition, Dordrecht, LaVergne, Tenn. Springer, Vol. 22.

Amelung, W.; Blume, H.-P.; Fleige, H.; Horn, R.; Kandeler, E.; Kögel-Knabner, I. et al. (2018): Scheffer/Schachtschabel Lehrbuch der Bodenkunde, 17. überarbeitete und ergänzte Auflage, Springer Spektrum, Berlin, 749 S.

Hirner, A. V. (2000): Umweltgeochemie, Herkunft, Mobilität und Analyse von Schadstoffen in der Pedosphäre, Dietrich Steinkopff, Heidelberg, 851 S.

Kumar, V.; Sharma, A.; Cerdà, A. [Hrsg.] (2021): Heavy metals in the environment, Impact, assessment, and remediation, Amsterdam, Elsevier, 246 S.

Sigg, L.; Stumm, W. (2016): Aquatische Chemie, Einführung in die Chemie natürlicher Gewässer, 6. Auflage, vdf Hochschulverlag, Zürich, 522 S.

Wiberg, E.; Wiberg, N. (2017): Anorganische Chemie, 103. Auflage, De Gruyter, Berlin, Boston.

14 Erläuterungen physikalisch-chemischer Größen

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 das Verhältnis der Stoffkonzentration in der Oktanolphase zur Konzentration in der Wasserphase und 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.

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 $\log K_{ow}$ gebildet.

$\log K_{ow}$: Der $\log K_{ow}$ (oder P_{ow}) ist der dekadische Logarithmus des Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizienten K_{ow} . Beispiel: ein $\log K_{ow}$ 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 Stoffes beschreibt dessen Fähigkeit zur Adsorption an natürliches organisches Material (NOM) in Böden. Die Höhe des K_{oc} hängt in erster Linie von den physikalisch-chemischen 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. Da er relativ schwer experimentell zu bestimmen ist, wird er häufig aus der empirischen Korrelation mit Hilfe des K_{ow} nach $K_{oc} \cong 0,4 K_{ow}$ berechnet (Rippen 1990).

15 Literaturverzeichnis

Über die zitierte Literatur hinausgehende weiterführende Fachliteratur zu ausgewählten Schadstoffgruppen ist direkt bei der jeweiligen Schadstoffgruppe im Text zu finden.

Allgemein verwendete Literatur

Allgemeine Informationen zu physikalisch-chemischen Stoffeigenschaften und der Schadstoffmobilität wurden nachfolgender Fachliteratur entnommen. Diese Literatur wurde nicht direkt im Text zitiert.

ATSDR, Agency for Toxic Substances and Disease Registry [Hrsg.] (2022): Toxicological Profile for Chlorophenols.

Bachmann, G.; König, W.; Utermann, J. [Hrsg.] (2020): Bodenschutz, Ergänzbare Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser, Berlin, Erich Schmidt, Bodenschutz, 1, Loseblattsammlung S.

BAM, Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung [Hrsg.] (2005): Erarbeitung und Validierung von Verfahren zur Bestimmung von polychlorierten Biphenylen und polychlorierten Terphenylen in organischen Materialien.

BVL, Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit [Hrsg.] (2022): Informationen über zugelassene Pflanzenschutzmittel, Online Datenbank.

DGUV, Deutsche Gesetzliche Unfallversicherung e.V. [Hrsg.] (2022): GESTIS-Stoffdatenbank, Online Datenbank.

Falbe, J.; Amelingmeier, E.; Römpf, H. [Hrsg.] (1997): Römpf-Lexikon Chemie, 10. völlig überarb. Aufl. Römpf-Lexikon Chemie.

Fetter, C. W.; Boving, T.; Kremer, D. (2017): Contaminant Hydrogeology, Third Edition, Waveland Press.

Grathwohl, P.; Schmidt, T.; Bittens, M.; Valtchev, S. (2005): Herkunft und Bilanzierung des Eintrags des Benzinzusatzes Methyl-tert-Butylether (MTBE) und seinen Abbauprodukten in Grundwasser mittels multikompartimeller Modellierung, Programm Lebensgrundlage Umwelt und ihre Sicherung (BWPLUS), BWR 22001.

HLNUG, Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie [Hrsg.] (2002): Untersuchung und Beurteilung des Wirkungspfades Boden – Grundwasser-Sickerwasserprognose, Handbuch Altlasten, Band 3, Teil 3.

Holtzmann, K. (1999): Das Ausbreitungsverhalten von Mineralölkohlenwasserstoffen im Boden nach Auswertung von über 400 Gutachten, Altlasten Spektrum, 6, S. 367–376.

LfU, Bayerisches Landesamt für Umwelt [Hrsg.] (2010): Merkblatt 3.8/6, Entnahme und Untersuchung von Wasserproben bei Altlasten, schädlichen Bodenveränderungen und Gewässerverunreinigungen (in Überarbeitung).

LUBW, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg [Hrsg.] (1991): Handbuch Mikrobiologische Bodenreinigung.

LUBW, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg [Hrsg.] (1995a): Stoffbericht Polychlorierte Biphenyle (PCB).

LUBW, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg [Hrsg.] (1995b): Handbuch Altlasten und Grundwasserschadensfälle, Hydraulische und pneumatische in-situ Verfahren, Hydraulische und pneumatische in-situ Verfahren, Band 16.

Rügner, H.; Teutsch, G.; Grathwohl, P.; Kohler, W. (2001): Natural Attenuation organischer Schadstoffe im Grundwasser. Stand der Technik, Methoden zur Implementierung, altlastenforum Baden-Württemberg e.V. 5, S. 1–35.

UBA, Umweltbundesamt [Hrsg.] (1999): Erarbeitung von Programmen zur Überwachung von altlastenverdächtigen Flächen und Altlasten.

Direkt im Text zitierte Literatur

BBodSchV (2021): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) vom 9. Juli 2021 (BGBl. I S. 2598, 2716).

Blume, H.-P.; Stahr, K.; Leinweber, P. (2011): Bodenkundliches Praktikum, Eine Einführung in pedologisches Arbeiten für Ökologen, Land- und Forstwirte, Geo- und Umweltwissenschaftler, 3. Aufl. 2010, Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, 255 S.

BVL, Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit [Hrsg.] (2022): Informationen über zugelassene Pflanzenschutzmittel, Online Datenbank.

DepV (2009): Verordnung über Deponien und Langzeitlager (Deponieverordnung - DepV); Deponieverordnung vom 27. April 2009 (BGBl. I S. 900), die zuletzt durch Artikel 3 der Verordnung vom 9. Juli 2021 (BGBl. I S. 2598) geändert worden ist.

DIN EN 13657:2003-01: Charakterisierung von Abfällen - Aufschluß zur anschließenden Bestimmung des in Königswasser löslichen Anteils an Elementen in Abfällen, Deutsche Fassung EN 13657:2002.

DIN EN 16174:2012-11: Schlamm, behandelter Bioabfall und Boden - Aufschluss von mit Königswasser löslichen Anteilen von Elementen, Deutsche Fassung EN 16174:2012.

DIN EN ISO 17380:2013-10: Bodenbeschaffenheit- Bestimmung des Gehalts an Gesamtcyanid und leicht freisetzbarem Cyanid- Verfahren mittels kontinuierlicher Durchflussanalyse, Deutsche Fassung EN ISO 17380:2013.

Felten, C. (2018): Untersuchungen zur Mobilität von Chlorbenzolverbindungen in schadstoffbelasteten Böden am Beispiel des Industrieparks Frankfurt-Höchst (IPH), Dissertation, Justus-Liebig-Universität, Gießen.

FoBiG, Forschungs- und Beratungsinstitut Gefahrstoffe (2018): Ableitung von Geringfügigkeitsschwellen zu humantoxikologischen Eigenschaften von kurzkettigen Alkylphenolen und NSO-Heterozyklen.

Kern, F.; Möhser, H.; Reinhard, M.; Sagner, A.; Sorg, K.-P.; Tiehm, A. (2007): NSO-Heterozyklen, Vorkommen, Analytik, Beurteilung - Hinweise für die Praxis, Altlastenforum Baden-Württemberg, Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (in Komm.), Stuttgart, Schriftenreihe Altlastenforum Baden-Württemberg e.V, Heft 12, 32 S.

LAGA, Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Abfall [Hrsg.] (2017): Richtlinie für das Vorgehen bei physikalischen und chemischen Untersuchungen von Abfällen, verunreinigten Böden und Materialien aus dem Altlastenbereich, Herstellung und Untersuchung von wässrigen Eluaten (LAGA EW 98).

LAWA, Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser [Hrsg.] (2010): Ableitung von Geringfügigkeitsschwellenwerten für das Grundwasser, NSO-Heterozyklen.

LfU, Bayerisches Landesamt für Umwelt [Hrsg.] (2017): Merkblatt 3.8/5, Untersuchung von Bodenproben und Eluaten bei Altlasten und schädlichen Bodenveränderungen für die Wirkungspfade Boden-Mensch und Boden-Gewässer.

LfU, Bayerisches Landesamt für Umwelt [Hrsg.] (2023): Merkblatt 3.8/6, Entnahme und Untersuchung von Wasserproben bei Altlasten, schädlichen Bodenveränderungen und Gewässerverunreinigungen.

Rippen, G. [Hrsg.] (1990): Handbuch Umweltchemikalien, Stoffdaten - Prüfverfahren - Vorschriften, eco-med-Storck.

Sigg, L.; Stumm, W. (2016): Aquatische Chemie, Einführung in die Chemie natürlicher Gewässer, 6. Auflage, vdf Hochschulverlag, Zürich, 522 S.

Welker, A. (2004): Schadstoffströme im urbanen Wasserkreislauf - Aufkommen und Verteilung, insbesondere in den Abwasserentsorgungssystemen, Habilitation, Technische Universität, Kaiserslautern.

Werner, P.; Börke, P.; Hüsters, N. (2008): Leitfaden Natürliche Schadstoffminderung bei Teerölaltlasten, BMBF-Förderschwerpunkt KORA, Themenverbund 2 - Gaswerke, Kokereien, Teerverarbeitung, (Holz-) Imprägnierung, TU Dresden, Schriftenreihe des Institutes für Abfallwirtschaft und Altlasten, Band 58, 270 S.

Impressum:**Herausgeber:**

Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU)
Bürgermeister-Ulrich-Straße 160
86179 Augsburg
Telefon: 0821 9071-0
E-Mail: poststelle@lfu.bayern.de
Internet: www.lfu.bayern.de

Bearbeitung:

LfU, Referat 96

Bildnachweis:

LfU, Caroline Stumpf

Stand:

Mai 2023

Diese Publikation wird kostenlos im Rahmen der Öffentlichkeitsarbeit der Bayerischen Staatsregierung herausgegeben. Jede entgeltliche Weitergabe ist untersagt. Sie darf weder von den Parteien noch von Wahlwerbern oder Wahlhelfern im Zeitraum von fünf Monaten vor einer Wahl zum Zweck der Wahlwerbung verwendet werden. Dies gilt für Landtags-, Bundestags-, Kommunal- und Europawahlen. Missbräuchlich ist während dieser Zeit insbesondere die Verteilung auf Wahlveranstaltungen, an Informationsständen der Parteien sowie das Einlegen, Aufdrucken und Aufkleben parteipolitischer Informationen oder Werbemittel. Untersagt ist gleichfalls die Weitergabe an Dritte zum Zweck der Wahlwerbung. Auch ohne zeitlichen Bezug zu einer bevorstehenden Wahl darf die Publikation nicht in einer Weise verwendet werden, die als Parteinahme der Staatsregierung zugunsten einzelner politischer Gruppen verstanden werden könnte. Den Parteien ist es gestattet, die Publikation zur Unterrichtung ihrer eigenen Mitglieder zu verwenden.

Das Werk ist urheberrechtlich geschützt. Alle Rechte sind vorbehalten. Die publizistische Verwertung der Veröffentlichung – auch von Teilen – wird jedoch ausdrücklich begrüßt. Bitte nehmen Sie Kontakt mit dem Herausgeber auf, der Sie – wenn möglich – mit digitalen Daten der Inhalte und bei der Beschaffung der Wiedergaberechte unterstützt.

Diese Publikation wurde mit großer Sorgfalt zusammengestellt. Eine Gewähr für die Richtigkeit und Vollständigkeit kann dennoch nicht übernommen werden. Für die Inhalte fremder Internetangebote sind wir nicht verantwortlich.



BAYERN | DIREKT ist Ihr direkter Draht zur Bayerischen Staatsregierung. Unter Tel. 0 89 12 22 20 oder per E-Mail unter direkt@bayern.de erhalten Sie Informationsmaterial und Broschüren, Auskunft zu aktuellen Themen und Internetquellen sowie Hinweise zu Behörden, zuständigen Stellen und Ansprechpartnern bei der Bayerischen Staatsregierung.