

Abschätzung von Sickerwasserbelastungen



Altlastenmanagement 2010



lebensministerium.at

ARBEITSHILFE ZUR ABSCHÄTZUNG VON SICKERWASSERBELASTUNGEN AN KONTAMINIERTEN STANDORTEN

Endbericht zum Arbeitspaket 5 des Projektes
„Altlastenmanagement 2010“
(Neuausrichtung der Beurteilung und
Sanierung von kontaminierten Standorten)

Bernhard Wimmer
Gernot Döberl



lebensministerium.at

Projektleitung

Dietmar Müller, Umweltbundesamt

Autoren

Bernhard Wimmer, AIT – Austrian Institute of Technology GmbH

Gernot Döberl, Umweltbundesamt

Mitarbeit

Martin Weisgram, Umweltbundesamt

Übersetzung

Brigitte Read, Umweltbundesamt

Lektorat

Maria Deweis, Umweltbundesamt

Satz/Layout

Ute Kutschera, Umweltbundesamt

Umschlagbild

© Luftbild: BEV, Landesregierungen und Land-, forst-, und wasserwirtschaftliches Rechenzentrum GmbH/
M. Kaitna

Die Autoren bedanken sich bei Dr. Wolfgang Berger (Bayerisches Landesamt für Umwelt) und Univ. Prof. Dr. Thilo Hofmann (Universität Wien, Department für Umweltgeowissenschaften), dass sie im Rahmen eines Workshops ihre langjährige praktische Erfahrung bei der Durchführung unterschiedlicher Untersuchungsverfahren zur Beschreibung der Schadstofffreisetzung an kontaminierten Standorten in die Diskussion eingebracht haben.

Bei DI Mathilde Danzer (Lebensministerium, Abt. VI/3) bedanken sich die Autoren für die kritische Durchsicht der Entwürfe zu dieser Arbeitshilfe sowie für zahlreiche Anmerkungen und Verbesserungsvorschläge.

Diese Publikation wurde im Auftrag des Lebensministeriums, Abt. VI/3 erstellt.

Weitere Informationen zu Umweltbundesamt-Publikationen unter: <http://www.umweltbundesamt.at/>

Impressum

Medieninhaber und Herausgeber: Umweltbundesamt GmbH
Spittelauer Lände 5, 1090 Wien/Österreich

Druck: Janetschek, 3860 Heidenreichstein

Gedruckt auf CO₂-neutralem 100 % Recyclingpapier

© Umweltbundesamt GmbH, Wien, 2011

Alle Rechte vorbehalten

ISBN 978-3-99004-102-4

INHALT

	ZUSAMMENFASSUNG	9
	SUMMARY	11
1	ANWENDUNGSBEREICH DER ARBEITSHILFE	13
2	ZIEL DER ARBEITSHILFE	14
3	BEGRIFFE	15
4	ALLGEMEINE GRUNDLAGEN ZUR ABSCHÄTZUNG DER SICKERWASSERBELASTUNG	19
4.1	Grundlegende Vorgangsweise zur Abschätzung der Sickerwasserbelastung	19
4.2	Ort der Beurteilung	20
4.3	Repräsentative Feststoff-Probenahme	20
4.3.1	Generelles	20
4.3.2	Feststoff-Probenahme zur Charakterisierung und Abgrenzung kontaminierter Standorte bzw. zur rechnerischen Ableitung von Sickerwasserkonzentrationen	21
4.3.3	Feststoff-Probenahme zur Abschätzung der Sickerwasserbelastung mit Hilfe von Laborversuchen	22
4.4	Zusammenfassung wesentlicher Unterschiede zwischen Laborversuchen und natürlichen Verhältnissen im Feld	22
4.5	Allgemeine Bemerkungen zu den Unsicherheiten der einzelnen Komponenten bei der Abschätzung der Sickerwasserbelastung	23
4.6	Abgestufte Untersuchung zur Abschätzung der Sickerwasserbelastung	24
5	VERFAHREN ZUR ABSCHÄTZUNG DER SICKERWASSERBELASTUNG	29
5.1	Anorganische Schadstoffe	31
5.1.1	Probenvorbereitung.....	31
5.1.2	Gesamtgehalte	31
5.1.3	Abschätzung der aktuellen Sickerwasserkonzentration (anorganische Schadstoffe)	32
5.1.4	Abschätzung der langfristig mobilisierbaren Schadstoffmasse (anorganische Schadstoffe)	37
5.2	Schwerflüchtige organische Schadstoffe	42
5.2.1	Probenvorbereitung.....	42
5.2.2	Gesamtgehalte	42
5.2.3	Abschätzung der aktuellen Sickerwasserkonzentration (schwerflüchtige organische Schadstoffe)	42
5.2.4	Abschätzung der langfristig mobilisierbaren Schadstoffmasse (schwerflüchtige organische Schadstoffe)	45

5.3	Leichtflüchtige organische Schadstoffe	46
5.3.1	Voraussetzungen und Einschränkungen aufgrund stofflicher Eigenschaften.....	46
5.3.2	Rechnerische Ableitung von Sickerwasserkonzentrationen aus Bodenluftuntersuchungen	48
5.4	Sickerwasserbelastung bei Altablagerungen mit hohem Anteil biochemisch reaktiver Abfälle	49
5.4.1	Einschränkungen bei der Abschätzung der Sickerwasserbelastung	49
5.4.2	Alternative Abschätzung der Sickerwasserbelastung bei Altablagerungen mit hohem Anteil biochemisch reaktiver Abfälle	51
5.4.3	Bestimmung des TOC im Eluat als sehr grober Anhaltspunkt für die Reaktivität der organischen Substanz	53
5.5	Abschätzung der aktuellen Sickerwasserkonzentration und der langfristig mobilisierbaren Schadstoffmasse aus Gesamtgehalten	53
5.5.1	Schwerflüchtige organische Schadstoffe	53
5.5.2	Anorganische Schadstoffe	56
5.6	Abschätzung der Emissionsdauer und der maximal mobilisierbaren Schadstoffmasse	58
5.7	Abschätzung der Schadstoffverlagerung	60
5.7.1	Qualitative Verfahren und verbal-argumentative Beurteilung	61
5.7.2	Näherungsformeln zur Abschätzung der Geschwindigkeit der Schadstoffverlagerung	61
5.7.3	Numerische und analytische Berechnungsmethoden, Computersimulationen	63
6	VERFAHREN ZUR ABSCHÄTZUNG DER SICKERWASSERMENGE	64
6.1	Abschätzung des Oberflächenabflusses	64
6.2	Berechnung der Sickerwasserrate bei vegetationsbedeckten Flächen	65
6.3	Berechnung der Sickerwasserrate bei vegetationslosen, nicht versiegelten Flächen	67
6.4	Berechnung der Sickerwasserrate bei (teil)versiegelten Flächen (Pflasterung) mit oder ohne Sickerwasserabführung durch Kanalisation	68
6.5	Oberflächenabdichtungen von Alttablagerungen	69
7	VORGANGSWEISE BEI DER ABSCHÄTZUNG VON STOFFFRACHTEN	70
8	ABSCHÄTZUNG DER UNSICHERHEITEN	72
9	PLAUSIBILITÄTSPRÜFUNG	73
9.1	Grundsätzliches	73
9.2	Rückrechnung der Schadstofffracht im Sickerwasser aus Grundwasserdaten	74

10	ZUSAMMENFASSENDE BEURTEILUNG DER ERGEBNISSE	76
11	LITERATURVERZEICHNIS	78
12	ANHANG	84
12.1	Verfahren zur Grundcharakterisierung des Untergrundes	84
12.2	Abschätzung der Sorptionseigenschaften für anorganische Schadstoffe anhand der substratspezifischen Sorptionsisotherme	85
12.3	„Rohdichte trocken“ (Lagerungsdichte) von Untergrundmaterial	86
12.4	Feldkapazität unterschiedlicher Sedimente und Böden	87
12.5	Ermittlung des Kornanteils > 2 mm in Vol- % aus einer vorliegenden Korngrößenverteilung in M- %	88
12.6	Tiefe des effektiven Wurzelraums	89
12.7	Bestimmung der Sickerwasserrate nach dem TUB-BGR-Verfahren für die Vegetationstypen Acker und Wald	90
12.8	Konzentrationsbereiche von Schwermetallen/Halbmعادallen	92
12.9	Chemisch-physikalische Eigenschaften leichtflüchtiger chlorierter Kohlenwasserstoffe	93
12.10	Chemisch-physikalische Eigenschaften von Benzol, Toluol, Ethylbenzol, Xylole (BTEX) und anderen aromatischen Kohlenwasserstoffen	94
12.11	Chemisch-physikalische Eigenschaften von Mineralölkohlenwasserstoffen	95
12.12	Chemisch-physikalische Eigenschaften von schwerflüchtigen organischen Schadstoffen	96
12.12.1	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)	96
12.12.2	Polychlorierte Biphenyle (PCB)	99
12.13	Beispiele zur Bestimmung der Sickerwasserrate	100
12.14	Beispiele zur Abschätzung der Sickerwasserbelastung und der langfristig mobilisierbaren Schadstoffmasse	103
12.14.1	Beispiel – Verlagerung von Blei (Tontauben-Schießplatz)	103
12.14.2	Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe	108
12.14.3	Beispiel leichtflüchtige organische Schadstoffe – Altstandort „PCE“	113
12.14.4	Beispiel Säulenversuch PAK	119

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Untersuchungsverfahren zur Abschätzung der Sickerwasserbelastung.	30
Tabelle 2:	Untersuchungsvarianten zur Abschätzung der Sickerwasserbelastung mit anorganischen Schadstoffen.	33
Tabelle 3:	Anorganische Schadstoffe in der aktuellen Sickerwasserkonzentration – Beschreibung des Elutionsverfahrens.....	34
Tabelle 4:	Anorganische Schadstoffe in der aktuellen Sickerwasserkonzentration – Beschreibung des Perkulationsverfahrens.	36
Tabelle 5:	Anorganische Schadstoffe in der langfristig mobilisierbaren Schadstoffmasse – Beschreibung des Elutionsverfahrens.....	38
Tabelle 6:	Abschätzung der nutzbaren Feldkapazität (in mm pro dm Boden).....	65
Tabelle 7:	Geschätzter Anteil des abfließenden, verdunstenden und versickernden Jahresniederschlags in Abhängigkeit von der Bodenversiegelung.	68
Tabelle 8:	Unsicherheitsbereiche bei der Abschätzung von Schadstofffrachten im Sickerwasser.....	72
Tabelle 9:	Parameter für die Abschätzung der Sickerwasserfracht.....	75
Tabelle 10:	Koeffizienten für die Substratkenngößen ausgewählter Elemente gültig für den Bereich „Oberboden“.	86
Tabelle 11:	Koeffizienten für die Substratkenngößen ausgewählter Elemente gültig für den Bereich „Unterboden“.	86
Tabelle 12:	Rohdichte (trocken) von Böden (BLUME et al. 2002).....	87
Tabelle 13:	Feldkapazität von Sedimenten und Böden in Abhängigkeit von der Kornverteilung (Quellen: BLUME et al. 2002, AD-HOC AG BODEN 2005).	87
Tabelle 14:	Errechnete Anteile der Fraktion > 2 mm und < 2 mm in Vol- %.....	88
Tabelle 15:	Tiefen des effektiven Wurzelraums in Abhängigkeit von der Nutzung und Bodenart in dm (AD-HOC AG BODEN 2005).	89
Tabelle 16:	Konzentrationsbereiche (Gesamtgehalte und Porenlösung) ausgewählter Schwer- und Halbmetalle.	92
Tabelle 17:	Chemisch-physikalische Eigenschaften leichtflüchtiger chlorierter Kohlenwasserstoffe.....	93
Tabelle 18:	Chemisch-Physikalische Eigenschaften von BTEX (Aromatische Kohlenwasserstoffe)	94
Tabelle 19:	Chemisch-physikalische Stoffdaten von Mineralölprodukten.	95
Tabelle 20:	Chemisch-physikalische Stoffdaten der 16 EPA-PAK.	96
Tabelle 21:	Sättigungskonzentration für die 16 EPA-PAK in Teerölprodukten.....	98
Tabelle 22:	Chemisch-physikalische Stoffdaten ausgewählter PCB.....	99

Tabelle 23: Untersuchung von Bodenluftproben aus stationären Messstellen – ausgewählte Analysenergebnisse (in mg/m ³).....	113
Tabelle 24: Auswertung aller Messwerte Boden-/Porenluft (C _{BL}) für Tetrachlorethen und Varianz möglicher Sickerwasserkonzentrationen (C _{SW}).	115
Tabelle 25: Flächenbezogene Auswertung der Messwerte Boden-/Porenluft (C _{BL}) für Tetrachlorethen und abgeleitete Sickerwasserkonzentrationen (C _{SW}).	116
Tabelle 26: Flächenanteile und flächenbezogene Sickerwassermenge.	116
Tabelle 27: Gesamtgehalte an PAK im RM Boden	119
Tabelle 28: Ergebnisse des Säulenversuches	120
Tabelle 29: Berechnung der PAK-Menge im Perkolat.....	121
Tabelle 30: Berechnung der spezifischen PAK-Menge im Perkolat.....	122
Tabelle 31: Vergleich berechneter (cw) mit gemessenen PAK-Konzentrationen.....	123

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Idealisierte Ausprägung einer lösungslimitierten Schadstofffreisetzung.....	17
Abbildung 2: Idealisierte Ausprägung einer verfügbarkeitslimitierten Schadstofffreisetzung.....	18
Abbildung 3: Grundlegende Eingangsgrößen und Prozesse zur Abschätzung der Sickerwasserbelastung.	19
Abbildung 4: Themenbereiche und Untersuchungsziele in einer abgestuften Vorgangsweise bei der Abschätzung der Sickerwasserbelastung (basierend auf Abbildung 3).....	24
Abbildung 5: Prozess der Erkundung, Beurteilung und Sanierung von kontaminierten Standorten.	27
Abbildung 6: Berechnung der Phasenverteilung von leichtflüchtigen organischen Schadstoffen (REISINGER & GRATHWOHL 1996)	47
Abbildung 7: Vereinfachte schematische Darstellung der Schadstoff-, Wasser- und Bodenluftflüsse im wasserungesättigten Untergrund.....	73
Abbildung 8: Nomogramm zur Ermittlung des effektiven Wurzelraums von Waldbeständen in Abhängigkeit von Bodenart, Niederschlag und Baumalter für deutsche Verhältnisse.	89
Abbildung 9: Schematischer Aufbau des Untergrundes.	108
Abbildung 10: Altstandort „PCE“ – Geologischer Schnitt und Verteilung der CKW-Kontamination in der wasserungesättigten Bodenzone.	114
Abbildung 11: Ergebnisse des Bodenluftabsaugversuches – Entwicklung der CKW-Belastung.....	115

ZUSAMMENFASSUNG

In Österreich erfolgte die Beurteilung von Verunreinigungen des Untergrundes in Hinblick auf die mögliche Mobilisierung von Schadstoffen mit dem Sickerwasser in der ungesättigten Zone bislang auf zwei Arten: Über die Untersuchung von Feststoffproben (Abfälle, Boden, Locker- und Festgesteine) und die Bestimmung von Schadstoffen sowie über den Vergleich von Gesamt- und Eluatgehalten.

Allerdings lassen Gesamtgehalte an Schadstoffen keine Rückschlüsse auf den langfristig tatsächlich mobilisierbaren Anteil zu. Auch stellt die Bestimmung von Eluatgehalten vor allem bei organischen Schadstoffen kein Verfahren dar, mit dem die aktuelle Sickerwasserbelastung oder die aktuelle Mobilisierung methodisch einwandfrei abgeschätzt werden könnte. Bei der Herstellung von wässrigen Eluaten im Labor herrschen Bedingungen vor, die den natürlichen Verhältnissen weder entsprechen noch ihnen nahe kommen. Darüber hinaus werden verschiedene Faktoren, die eine Mobilisierung von Schadstoffen maßgeblich beeinflussen, wie z. B. Niederschlags- und Temperaturbedingungen, chemisch-physikalische Eigenschaften von Schadstoffen oder Eigenschaften des Bodens und des Untergrundes (z. B. Korngrößenverteilung, Lagerungsbedingungen und Durchlässigkeit) vollkommen vernachlässigt.

Im Rahmen des Projektes „Altlastenmanagement 2010“ zur Neuausrichtung der Beurteilung und Sanierung kontaminierter Standorte wurde daher eine Arbeitshilfe erarbeitet, um eine bessere Abschätzung der Sickerwasserbelastung an kontaminierten Standorten zu ermöglichen. Die Arbeitshilfe dient einerseits dazu, die aktuelle Schadstoffkonzentration im Sickerwasser und andererseits die langfristig mobilisierbare Schadstoffmenge an einem Standort abzuschätzen, um den möglichen Eintrag von Schadstoffen in das Grundwasser beurteilen zu können.

Die Auswahl von geeigneten Methoden und Verfahren zur Abschätzung der Mobilisierung war insbesondere auch darauf ausgerichtet, die Mechanismen der Schadstofffreisetzung (Lösungs- oder Verfügbarkeitslimitierung) zu erkennen.

Die Festlegung der Verfahren und Methoden erfolgte gegliedert für drei Schadstoffgruppen (anorganische, schwerflüchtige organische und leichtflüchtige organische Schadstoffe).

Als Standardmethode für die Abschätzung der aktuellen Sickerwasserkonzentration von anorganischen Schadstoffen (z. B. Schwermetalle, Cyanide) ist eine Elution von Feststoffen bei einem Wasser/Feststoff-Verhältnis (W/F-Verhältnis) von 2:1 l/kg nach DIN 19529 durchzuführen. Um festzustellen, ob der Elutionsvorgang verfügbarkeitslimitiert oder löslichkeitslimitiert abläuft, ist zusätzlich an 10 % der zu untersuchenden Proben eine Elution mit einem W/F-Verhältnis von 10:1 l/kg, basierend auf der gleichen Norm, anzuwenden. Alternativ kann anstelle des Elutionsverfahrens ein Perkolationsverfahren (Säulenversuch) auf Basis der DIN 19528 durchgeführt werden.

Bei Vorliegen einer Verfügbarkeitslimitierung ist zur Abschätzung der langfristig verfügbaren Schadstoffmasse ein Säulenversuch auf Basis der DIN 19528 bis zu einem W/F-Verhältnis von 10:1 l/kg einzusetzen. Bei Lösungslimitierung kann eine rechnerische Ableitung erfolgen.

Beurteilung der Mobilisierbarkeit von Schadstoffen

Defizite der bisher üblichen Vorgangsweise

Arbeitshilfe zur Abschätzung der Sickerwasserbelastung

drei untersuchte Schadstoffgruppen

Elutionsverfahren

Säulenversuche

Für die Ermittlung der aktuellen Sickerwasserkonzentration und langfristig verfügbaren Schadstoffmasse schwerflüchtiger organischer Schadstoffe sind ebenfalls Säulenversuche nach DIN 19528 heranzuziehen. Die aktuelle Sickerwasserkonzentration von leichtflüchtigen organischen Schadstoffen im ungesättigten Untergrund wird vorzugsweise aus Bodenluftuntersuchungen oder auch aus Feststoffgesamtgehalten abgeleitet. Laboranalytische Untersuchungen von Eluaten und Perkolaten von Feststoffproben werden in diesem Fall aufgrund der hohen Unsicherheiten als nicht sinnvoll erachtet.

Plausibilitätsprüfung

Die Möglichkeit laboranalytische Ergebnisse auf Plausibilität zu prüfen, ist von großer Bedeutung. Daher wird beschrieben, wie mittels Sorptionsisothermen die Sickerwasserkonzentration von Schwermetallen oder organischen Schadstoffen aus deren Gesamtgehalten abgeleitet werden kann. Liegen organische Schadstoffe in Phase im Untergrund vor, so kann die Sättigungskonzentration dieser Schadstoffe zur Abschätzung der aktuellen Sickerwasserkonzentration herangezogen werden. Die zur Plausibilitätsprüfung notwendigen physikalisch-chemischen Stoffdaten sind im Anhang zusammengefasst.

Schadstofffrachten

Wesentlich für die Beurteilung einer Grundwassergefährdung ist es, aus den ermittelten Daten spezifisch für den jeweiligen Standort Schadstofffrachten abzuleiten. Die dazu notwendige Ermittlung der Sickerwassermenge wird in der Arbeitshilfe für drei unterschiedliche Fälle beschrieben (vegetationsbedeckte Flächen, vegetationslose nicht versiegelte Flächen und teilversiegelte Flächen).

Anwendungsbeispiele

Zur weiteren Verdeutlichung der Vorgehensweise sind Beispiele zur Ermittlung der aktuellen Schadstoffkonzentration, der langfristig verfügbaren Schadstoffmasse sowie zur Abschätzung der Sickerwassermenge angeführt. Die Arbeitshilfe zur Abschätzung der Sickerwasserbelastung an kontaminierten Standorten steht als Download auf der Website des Umweltbundesamt (www.umweltbundesamt.at) zur Verfügung.

Begleitmaterialien

Ergänzend zu dieser Arbeitshilfe sind Begleitmaterialien erhältlich, die ebenfalls auf der Website des Umweltbundesamt abrufbar sind.

SUMMARY

With respect to the possible mobilization of contaminants with leachate in the unsaturated zone, the assessment of soil contamination in Austria has up to now been performed in two different ways: by investigation of solid matter samples (waste, soil, sediment, rock) and identification of contaminants, and by comparison of total concentrations with results gained by batch leaching tests using water as solvent.

***assessment of
contaminant
mobilization***

However, total concentrations of contaminants do not allow conclusions regarding the availability of contaminants. Additionally, batch tests are (especially in the case of organic contaminants) not a suitable technique for a methodically sound assessment of current leachate quality or current mobilization. The conditions during batch tests in the laboratory neither correspond nor come close to natural conditions. Moreover, various factors having a significant influence on the mobilization of contaminants, such as precipitation and temperature conditions, the chemical-physical properties of contaminants or soil properties (e.g. grain size distribution, stratification and permeability), are completely neglected.

***deficits of common
methods***

Therefore, a guidance document was developed in the framework of the project “Contaminated Sites Management 2010” for a new orientation of the assessment and remediation of contaminated sites, in order to allow for a better assessment of the leachate quality at contaminated sites. This guidance document serves on the one hand to assess the current contaminant concentration of the leachate, and on the other hand to assess the long-term availability of contaminants, in order to evaluate the possibility of contaminants entering the groundwater.

***guidance for
assessing leachate
quality***

The selection of suitable methods and techniques for assessing the mobilization was aimed especially at detecting the mechanisms of contaminant release (solubility or availability control).

The techniques and methods were determined according to three contaminant groups (inorganic, low-volatile and high-volatile organic contaminants).

***three contaminant
groups***

As standard method for assessing the current leachate concentration of inorganic contaminants (e.g. heavy metals, cyanide), a batch leaching test with a liquid/solid ratio of 2:1 l/kg according to DIN 19529 has to be performed. In order to find out whether the leaching process runs availability or solubility controlled, additional batch leaching tests, based upon the same standard, with a liquid/solid ratio of 10:1 l/kg have to be performed with 10% of the samples to be investigated. Alternatively, a percolation test (column test) can be performed, based upon DIN 19528.

***batch leaching
technique***

In case of availability control, a column test on the basis of DIN 19528 up to a liquid/solid ratio of 10:1 l/kg has to be performed for assessing the long-term available contaminant fraction. In case of solution control, a mathematical derivation may be used.

column tests

For the assessment of the current leachate concentration and the long-term availability of low-volatile organic contaminants, again column tests according to DIN 19528 have to be performed. The current leachate concentration of high-volatile organic contaminants in the unsaturated zone is preferably derived from soil gas investigations or total concentrations of solid matter. Leaching tests (batch or column) are not considered appropriate in this case.

- plausibility checks** The possibility to perform plausibility checks on laboratory results is of high relevance. Therefore it is described how the leachate concentration of heavy metals or of organic contaminants can be derived, by means of sorption isotherms, from their total concentration. If organic contaminants are present as non-aqueous phase liquids, the saturation concentration of these contaminants can be used for the assessment of the current leachate concentration. The necessary physical-chemical data are summarized in the appendix.
- contaminant loads** For the evaluation of a groundwater hazard it is important to assess the contaminant loads. Therefore, the assessment of the leachate amount is also described in the guidance document for three different cases (vegetation-covered areas, vegetation-free unsealed areas and partially sealed areas).
- examples** To demonstrate the assessment procedure, examples are given of how to determine the current contaminant concentration and the long-term availability of contaminants, and how to assess the leachate amount. The guidance document is available for download on the web site of the Environment Agency Austria (www.umweltbundesamt.at).
- accompanying material** In addition to this guidance document, accompanying material is available from the Environment Agency's web site.

1 ANWENDUNGSBEREICH DER ARBEITSHILFE

Diese Arbeitshilfe ist zur Abschätzung der Sickerwasserbelastung und der langfristig mobilisierbaren Schadstoffmasse an kontaminierten Standorten anzuwenden.

Die Arbeitshilfe und die darin zusammengefassten Verfahren und Methoden sind ausschließlich in Hinblick auf die Beurteilung kontaminierter Standorte anzuwenden. Die Anwendung auf abfallwirtschaftliche Fragestellungen, wie z. B. die Beurteilung von Abfällen hinsichtlich einer möglichen Verwertung oder Beseitigung, ist nicht zulässig. Ebenso wenig ist die Arbeitshilfe zur Abschätzung von Emissionen aus Nicht-Punktquellen (diffuse, flächige Emissionen), wie dem (Nähr)stoffaustrag aus landwirtschaftlich genutzten Flächen, anwendbar.

Die beschriebenen Verfahren und Methoden sind nur mit großen Einschränkungen dafür geeignet, die Sickerwasserbelastung durch organisch gebundenen Kohlenstoff und Stickstoff aus Altablagerungen mit einem hohen Anteil an biochemisch reaktiven Abfällen (z. B. Hausmülldeponien) abzuschätzen.

Die Arbeitshilfe ist in Ergänzung zur ÖNORM S 2088-1 (Abschnitt 6.2.3, „Abschätzung von Sickerwasserbelastungen“) anzuwenden. In dieser ÖNORM ist auch ein allgemeiner Überblick zur Abschätzung von Sickerwasserbelastungen und zur Anwendung von Elutions- und Extraktionsverfahren enthalten.

**Anwendungsbereich
kontaminierte
Standorte**

**Einschränkungen
bei
Hausmülldeponien**

ÖNORM S 2088-1

2 ZIEL DER ARBEITSHILFE

Bestimmung der Sickerwasserbelastung

Ziel dieser Arbeitshilfe ist es, Verfahren und Methoden zur Abschätzung der Sickerwasserbelastung und der langfristig mobilisierbaren Schadstoffmasse an kontaminierten Standorten in nachvollziehbarer und strukturierter Weise darzustellen. Außerdem werden Anwendungsbereiche und -grenzen der einzelnen Verfahren und Methoden definiert. Der Schwerpunkt liegt auf der Beschreibung von Laborverfahren zur Abschätzung der Sickerwasserbelastung.

Die Abschätzung der Sickerwasserbelastung an kontaminierten Standorten in Form von Schadstoffkonzentrationen oder -frachten sowie die Abschätzung der langfristig mobilisierbaren Schadstoffmasse stellen wesentliche Gesichtspunkte bei der Gefährdungsabschätzung dar, um den Eintrag sowie eine mögliche Ausbreitung von Schadstoffen im Grundwasser beurteilen zu können.

Die Abschätzung der langfristig bzw. maximal mobilisierbaren Schadstoffmasse kann zudem auch bei der Beurteilung der Anwendungsmöglichkeiten und des Sanierungserfolges von (In-situ-)Sanierungstechnologien relevant sein (siehe Kapitel 5.6).

3 BEGRIFFE

Sickerwasser

Aus Niederschlägen stammendes Wasser, das sich im Untergrund oberhalb des Grundwassers befindet und diesem unter dem Einfluss der Schwerkraft zu-sickert (verändert nach ÖNORM L 1050 und DIN 4047-1).

Stofffracht, Schadstofffracht

Stoffmasse, die im Laufe eines bestimmten Zeitraumes über einen bestimmten Querschnitt im Sickerwasser transportiert wird (Einheit: [Masse/Zeit], z. B. [g/d], [kg/a]).

Sickerwasserbelastung

Überbegriff für die Stoffkonzentration und die Stofffracht im Sickerwasser.

Langfristig mobilisierbare Schadstoffmasse (M_{lgmob})

In einem Zeitraum von mehreren Jahrzehnten aus einer Schadstoffquelle durch natürliche Prozesse freisetzbare Schadstoffmasse. Zur konkreten Abschätzung der langfristig mobilisierbaren Schadstoffmasse wird in dieser Arbeitshilfe ein Zeitraum von 50 Jahren herangezogen.

Maximal mobilisierbare Schadstoffmasse (M_{mxmob})

Maximale Schadstoffmasse, die aus einer Schadstoffquelle in einem sehr langen Zeitraum (bis zu Jahrhunderten) durch natürliche Prozesse freisetzbar ist. Bei einer geringen Schadstoffmasse kann die maximal mobilisierbare der langfristig mobilisierbaren Schadstoffmasse entsprechen.

Elution

Durch chemisch-physikalische Prozesse bedingtes Herauslösen (wörtlich „Auswaschen“) von Stoffen aus einer Feststoffmatrix mit Hilfe von Wasser oder anderen schwachen oder verdünnten Lösungsmitteln im Rahmen von Laborversuchen (z. B. Schüttelverfahren mit Wasser).

Extraktion

Durch chemisch-physikalische Prozesse bedingtes Herauslösen (wörtlich „Herausziehen“) von Stoffen aus einer Feststoffmatrix mit Hilfe stärkerer Lösungsmittel (z. B. Neutralsalze wie konzentrierte CaCl_2 -Lösungen; Säuren oder Laugen wie Königswasser oder organische Lösungsmittel) im Rahmen von Laborversuchen.

Perkolation

Durchsickern von Wasser durch einen Feststoff (Boden bzw. Sediment unter natürlichen Verhältnissen im Feld oder im Rahmen von Säulenversuchen). Während des Sickervorganges werden durch chemisch-physikalische Prozesse Stoffe aus der Feststoffmatrix herausgelöst.

W/F-Verhältnis – Wasser/Feststoff-Verhältnis (entspricht L/S – liquid/solid ratio)

Verhältnis des Sickerwasservolumens, das innerhalb eines bestimmten Zeitraumes einen Feststoff unter natürlichen Verhältnissen im Feld oder im Rahmen von Säulenversuchen durchströmt, zur (Trocken)masse dieses Feststoffes. Bei Elutions- oder Extraktionsversuchen wird darunter das Verhältnis des Volumens des Lösungsmittels zur Masse des eluierten oder extrahierten Feststoffes verstanden (Einheit: meist [l/kg]).

Lösungslimitierte Schadstofffreisetzung

Schadstofffreisetzungstyp, bei dem die aus einer Feststoffmatrix durch chemisch-physikalische Prozesse herauslösbare Stoffmasse durch die Löslichkeit der Stoffe limitiert ist. In idealisierter Form ist in diesem Fall bei Elutions- oder Extraktionsversuchen die Stoffkonzentration im Eluat oder Extrakt bei unterschiedlichen Wasser/Feststoff-Verhältnissen annähernd identisch, während die aus der Feststoffmatrix herausgelöste Stoffmasse mit steigendem W/F-Verhältnis steigt. Bei Säulenversuchen bleibt in idealisierter Form die Konzentration des Perkolats im Laufe des Versuches (bei steigendem W/F-Verhältnis) annähernd konstant, während, damit korrespondierend, die aus der Feststoffmatrix herausgelöste Stoffmasse kontinuierlich ansteigt (siehe Abbildung 1). Diese Art der Schadstofffreisetzung tritt dann auf, wenn genügend Schadstoffe verfügbar sind, um die Löslichkeitsgrenze des jeweiligen Stoffes im Sickerwasser zu erreichen. Typischerweise ist dies bei schwerlöslichen anorganischen Schadstoffen (z. B. Schwermetallsalze) oder organischen Schadstoffen in nichtwässriger Phase der Fall, die in vergleichsweise großer Menge in der Feststoffmatrix vorhanden sind. Eine lösungslimitierte Stofffreisetzung kann auch bei leicht löslichen Salzen auftreten, sofern diese in sehr hoher Menge in der Feststoffmatrix vorhanden sind. In der Praxis treten fast immer Mischtypen mit der verfügbarkeitslimitierten Schadstofffreisetzung auf.

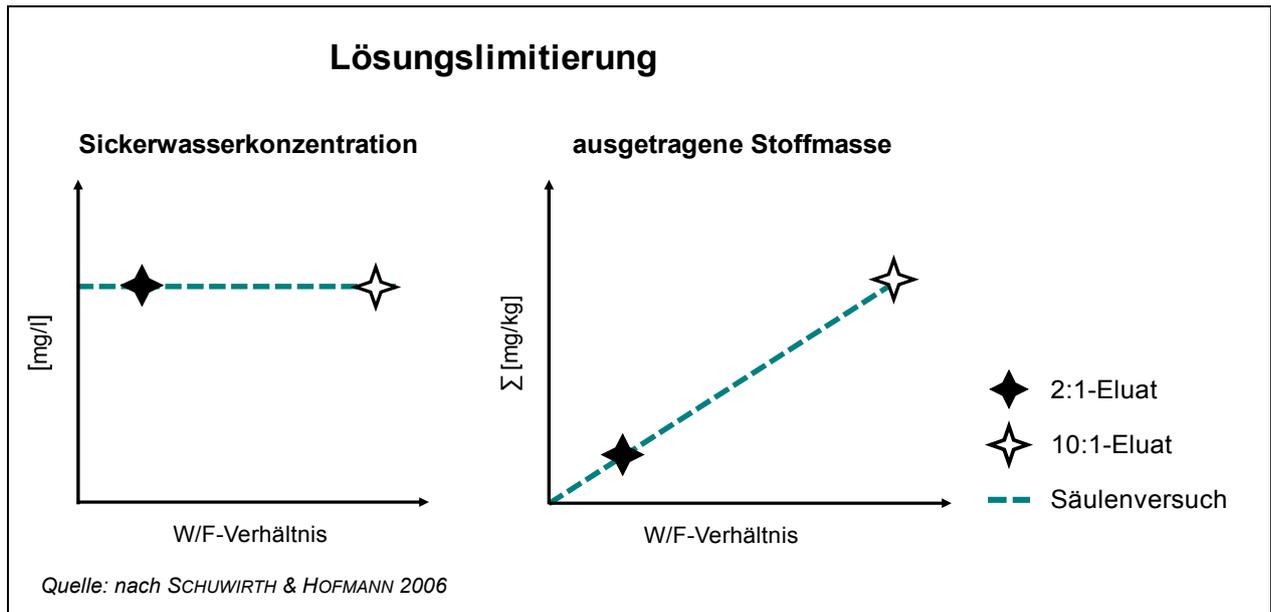


Abbildung 1: Idealierte Ausprägung einer lösungslimitierten Schadstofffreisetzung.

Verfügbarkeitslimitierte Schadstofffreisetzung

Schadstofffreisetzungstyp, bei dem die aus einer Feststoffmatrix durch chemisch-physikalische Prozesse herauslösbare Stoffmasse aufgrund ihrer Verfügbarkeit limitiert ist. In idealisierter Form sinkt in diesem Fall bei Elutions- oder Extraktionsversuchen die Stoffkonzentration im Eluat oder Extrakt mit steigendem W/F-Verhältnis („Verdünnung“), während die aus der Feststoffmatrix herausgelöste Stoffmasse bei unterschiedlichen W/F-Verhältnissen typischerweise annähernd identisch ist. Bei Säulenversuchen sinkt in idealisierter Form die Konzentration des Perkolats im Laufe des Versuches (bei steigendem W/F-Verhältnis) rasch ab, während, damit korrespondierend, die aus der Feststoffmatrix herausgelöste Gesamtstoffmasse zu Beginn des Versuches verhältnismäßig rasch ansteigt und sich bei einem vergleichsweise geringen W/F-Verhältnis einem Maximum annähert (siehe Abbildung 2). Diese Art der Schadstofffreisetzung tritt typischerweise bei Stoffen auf, deren Freisetzung diffusions- oder desorptionslimitiert ist (adsorbierte Schwermetalle, sorptiv gebundene oder in der Matrix „eingeschlossene“ organische Stoffe), aber auch bei gut löslichen Stoffen, die in vergleichsweise geringer Menge in der Feststoffmatrix vorhanden sind. In der Praxis treten fast immer Mischtypen mit der lösungslimitierten Schadstofffreisetzung auf.

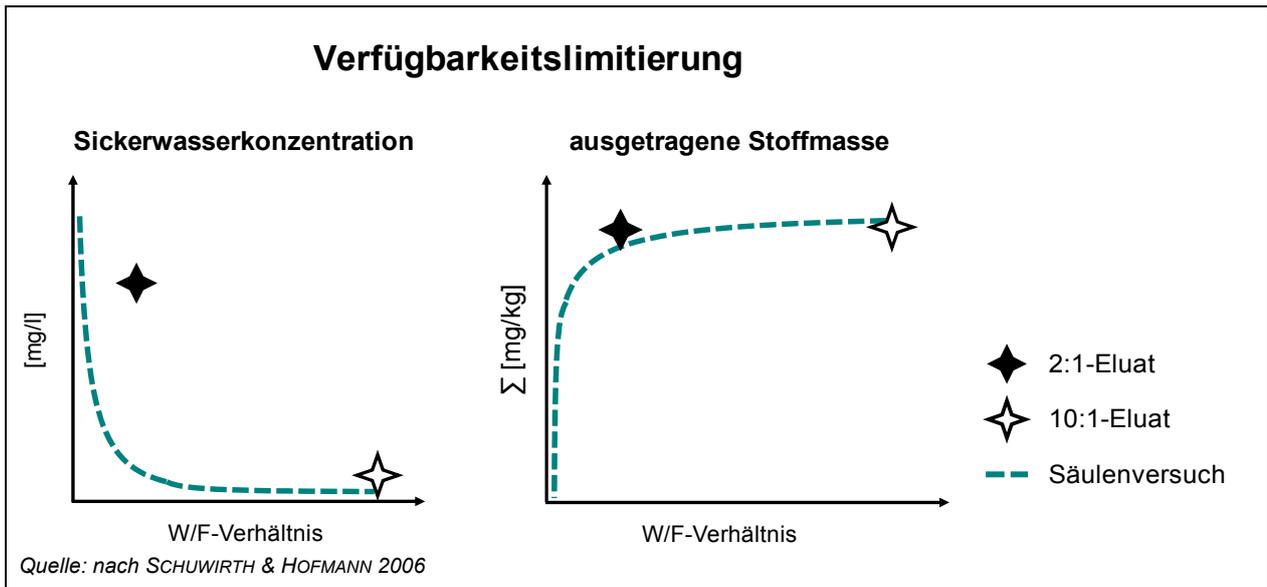


Abbildung 2: Idealisierte Ausprägung einer verfügbarkeitslimitierten Schadstofffreisetzung.

Bodenluft

gasförmige Phase im Porenraum des Lockergesteins und im Klufthohlraum des Festgesteins (ÖNORM S 2090).

4 ALLGEMEINE GRUNDLAGEN ZUR ABSCHÄTZUNG DER SICKERWASSERBELASTUNG

4.1 Grundlegende Vorgangsweise zur Abschätzung der Sickerwasserbelastung

In Abbildung 3 sind die grundlegenden Eingangsgrößen und Prozesse, die zur Abschätzung der Sickerwasserbelastung und des damit einhergehenden Schadstoffeintrags in das Grundwasser berücksichtigt werden müssen, zusammengefasst.

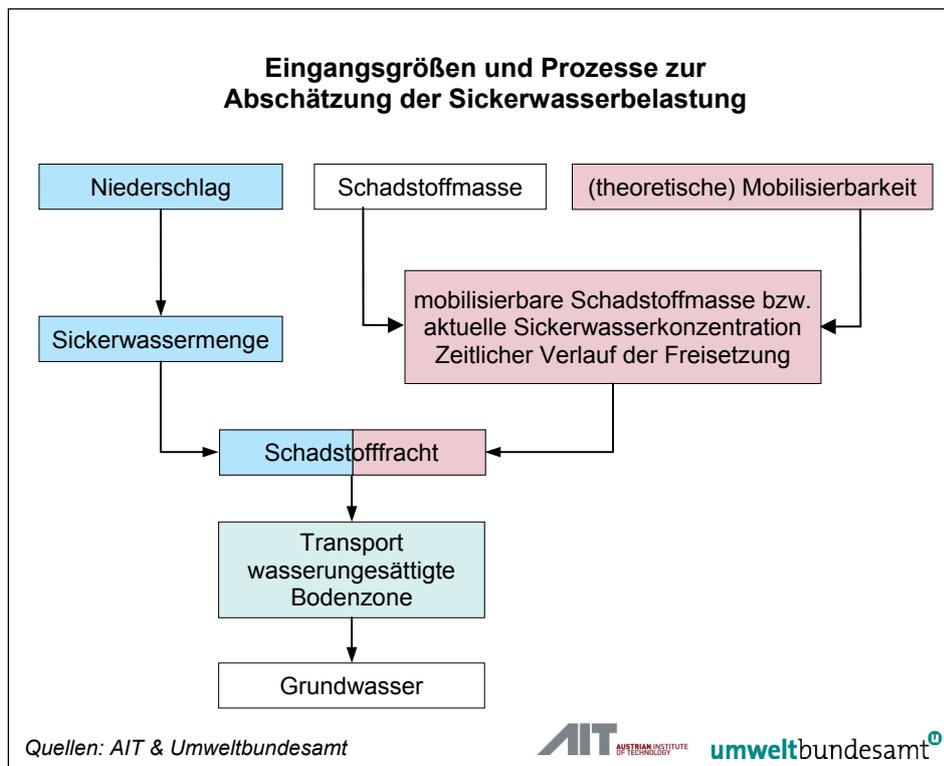


Abbildung 3: Grundlegende Eingangsgrößen und Prozesse zur Abschätzung der Sickerwasserbelastung.

Theoretisch lässt sich die aktuelle, von einer Untergrundverunreinigung (Schadstoffquelle) in der ungesättigten Bodenzone ausgetragene Schadstofffracht aus der aktuellen Sickerwasserkonzentration an der tiefsten Begrenzung der Schadstoffquelle und der damit korrespondierenden Sickerwassermenge berechnen. In der Praxis wird versucht, die aktuelle Sickerwasserkonzentration entweder über Laborversuche zu bestimmen, aus anderen Untersuchungsergebnissen abzuleiten oder in-situ zu messen. In Verbindung mit der Sickerwassermenge lassen sich Schadstofffrachten berechnen. Die Schadstofffracht kann beim anschließenden Transport durch die wasserungesättigte Bodenzone bevor sie das Grundwasser erreicht noch durch Rückhalte- oder Abbauprozessen verändert – meist verringert – werden. Die langfristig (innerhalb eines Zeitraumes von mehreren Jahrzehnten) mobilisierbare Stoffmasse aus der Schadstoffquelle wird in

Berechnung von Schadstofffrachten

der Praxis entweder unter Annahme von Zeiträumen für die Mobilisierung aus der aktuellen Schadstofffracht hochgerechnet oder aus Laborversuchen abgeleitet. Ideale Mobilisierungsverläufe in Abhängigkeit vom Schadstofffreisetzungsmechanismus sind in Abbildung 1 und Abbildung 2 im jeweils rechten Teil der Abbildung (Summe der ausgetragenen Stoffmasse) dargestellt.

4.2 Ort der Beurteilung

Übergang ungesättigte/gesättigte Zone

Die Angabe einer Sickerwasserbelastung bedarf in der Regel eines räumlichen Bezuges („Ort der Beurteilung“ = Ort im Untergrund, für den die Sickerwasserbelastung abgeschätzt wird). Grundsätzlich können als Ort der Beurteilung

- die untere Begrenzung der Schadstoffquelle im ungesättigten Untergrundbereich (oft auch als „Ort der Probenahme“ bezeichnet),
- der Übergang vom ungesättigten in den gesättigten Bereich
- oder in Einzelfällen – wenn beispielsweise die Schadstoffquelle in den gesättigten Bereich reicht – auch das Grundwasser im unmittelbaren Abstrom eines kontaminierten Standortes

gewählt werden. Die Wahl richtet sich in erster Linie nach dem jeweiligen Untersuchungsziel. Es ist primär zu prüfen, ob der Schadstoffrückhalt und -abbau im Zuge des Transportes im ungesättigten Bereich bzw. die Schadstoffverdünnung im Grundwasser in die Betrachtung miteinbezogen werden sollen. Dadurch kann es zweckmäßig sein, auf vergleichbaren Standorten für verschiedene Fragestellungen den Ort der Beurteilung unterschiedlich festzulegen.

In dieser Arbeitshilfe wird der Ort der Beurteilung – sofern nicht ausdrücklich auf Ausnahmen hingewiesen wird, – mit dem Übergang vom ungesättigten in den gesättigten Untergrundbereich gleichgesetzt.

4.3 Repräsentative Feststoff-Probenahme

4.3.1 Generelles

Auswirkungen von Fehlern bei der Probenahme

Allgemein gilt, dass Fehler bei der Planung und Durchführung von Probenahmen die Untersuchungsergebnisse schwerwiegender beeinflussen können als Fehler, die bei der anschließenden Durchführung chemisch-physikalischer Untersuchungen gemacht werden. In diesem Kapitel wird nur die Probenahme von Feststoffen behandelt. Hinweise zur Repräsentativität von Bodenluftprobenahmen zum Zwecke der Ableitung von Sickerwasserkonzentrationen aus Bodenluftuntersuchungen sind Kapitel 5.3.2 zu entnehmen.

Arten von Feststoffproben

Im Sinne dieser Arbeitshilfe ist zwischen Feststoffproben, die zur Charakterisierung und Abgrenzung kontaminierter Standorte und solchen, die zur Abschätzung der Sickerwasserbelastung mit Hilfe von Laborversuchen herangezogen werden, zu unterscheiden. Während an ersteren organoleptische Merkmale und Gesamtgehalte (z. B. auch zur rechnerischen Ableitung von Sickerwasserkonzentrationen aus Gesamtgehalten) bestimmt werden, dienen letztere der Gewinnung von Probenmaterial für die in dieser Arbeitshilfe beschriebenen Laborversuche.

Unabhängig davon, für welchen Zweck die entnommenen Proben verwendet werden, ist auf eine sachgerechte, repräsentative und nachvollziehbare Feststoff-Probenahme zu achten. Dies ist eine wesentliche Voraussetzung für die Beschreibung der räumlichen Verteilung von Schadstoffen im Untergrund als Teil des zu erstellenden dreidimensionalen „Standortmodells“ gemäß ÖNORM S 2086.

4.3.2 Feststoff-Probenahme zur Charakterisierung und Abgrenzung kontaminierter Standorte bzw. zur rechnerischen Ableitung von Sickerwasserkonzentrationen

Zur Charakterisierung und Abgrenzung kontaminierter Standorte bzw. zur rechnerischen Ableitung von Sickerwasserkonzentrationen mittels Feststoffproben sind prinzipiell die in der ÖNORM S 2091 („Altlasten – Feststoff-Probenahme“) festgelegten Vorgaben zur Feststoff-Probenahme zu beachten. In Zusammenhang mit dieser Arbeitshilfe sei insbesondere auf folgende Abschnitte der ÖNORM S 2091 verwiesen:

ÖNORM S 2091 und Abweichungen

- Abschnitt 3.6: Unter einer „Feststoffprobe“ wird eine Probe verstanden, die durch Entnahme von Feststoffen aus mehreren Bereichen einer Untergrundschicht (siehe unten) in einem Untergrundaufschluss gesammelt wird.
- Abschnitt 6.2: Die Lage und Verteilung von Untergrundaufschlüssen ist primär an der erwarteten Schadstoffverteilung zu orientieren. Es sind sowohl erwartete Kontaminationsschwerpunkte zu charakterisieren als auch die Kontamination lateral abzugrenzen, wobei der regelmäßige Raster zwischen den vermuteten Kontaminationsschwerpunkten 10 m bis 50 m betragen soll.
- Abschnitt 6.3: Es sind Untergrundschichten zu definieren, wobei die vertikale Abgrenzung dieser Untergrundschichten grundsätzlich aufgrund ähnlicher Korngrößenverteilung, ähnlichem Verunreinigungsgrad, ähnlicher Abfallart oder sensorischer Auffälligkeiten oder ähnlicher Tiefenlage vorzunehmen ist.
- Abschnitt 6.4: Feststoffproben sind aus jeder abgrenzbaren Schicht zu entnehmen, wobei der vertikale Abstand zwischen den Proben bei homogenem Untergrund maximal 1 m bis 2 m betragen soll. In Hinblick auf eine mögliche Schadstoffakkumulation ist Bereichen oberhalb gering durchlässiger Schichten besondere Beachtung zu schenken.

In Ergänzung zur ÖNORM S 2091 ist es zur rechnerischen Ableitung von Sickerwasserkonzentrationen aus Gesamtgehalten zulässig, Schichten, die einander in den in Abschnitt 6.3 der ÖNORM definierten Eigenschaften ähnlich sind, zu einem „Schichttyp“ zusammenzufassen und in weiterer Folge als eine Schicht zu behandeln.

- Abschnitt 6.5: Die Aufschlusstiefe ist u. a. anhand des vorläufigen Standortmodells und sensorisch wahrnehmbarer Verunreinigungen festzulegen.
- Abschnitt 6.8: Die Mindestprobenmenge muss bei Korngrößen bis 20 mm 1 kg und bei Korngrößen bis 50 mm 2 kg betragen.
- Abschnitt 12: Es sind sowohl „auffällige“ als auch „unauffällige“ Proben zu untersuchen.

4.3.3 Feststoff-Probenahme zur Abschätzung der Sickerwasserbelastung mit Hilfe von Laborversuchen

ÖNORM S 2091 und Abweichungen

Die in der ÖNORM S 2091 festgelegten Vorgaben zur Probenahme sind sinngemäß auch für die Entnahme von Feststoffproben anzuwenden, an denen in der Folge zur Abschätzung der Sickerwasserbelastung Laborversuche gemäß Kapitel 5 dieser Arbeitshilfe durchgeführt werden sollen. In Bezug auf die im voranstehenden Kapitel beschriebenen Vorgaben sind folgende Abweichungen zur ÖNORM S 2091 zu beachten:

- Abweichend von den Abschnitten 6.2, 6.3, 6.4 und 12 der ÖNORM S 2091 sind zur Bestimmung der Sickerwasserbelastung im Labor im Allgemeinen nur solche Proben heranzuziehen, an denen erhöhte Gesamtgehalte der zu untersuchenden Parameter nachgewiesen wurden bzw. an denen der organoleptische Befund auf erhöhte Gehalte der zu untersuchenden Parameter hingedeutet hat.
- Abweichend vom Abschnitt 6.2 der ÖNORM S 2091 ist die Lage und Verteilung von Untergrundaufschlüssen auch an den gemäß den Kapiteln 6 und 7 dieser Arbeitshilfe zur Abschätzung der Sickerwassermenge festzulegenden Flächen zu orientieren.
- Abweichend vom Abschnitt 6.8 der ÖNORM S 2091 ist die Mindestprobenmenge an der für das jeweilige Verfahren gemäß Kapitel 5 dieser Arbeitshilfe benötigten Probenmenge auszurichten.

4.4 Zusammenfassung wesentlicher Unterschiede zwischen Laborversuchen und natürlichen Verhältnissen im Feld

methodische Einschränkungen von Laborversuchen

Da es aufgrund methodischer Einschränkungen prinzipiell unmöglich ist, im Labor natürliche Verhältnisse in ihrer Gesamtheit nachzubilden, können Ergebnisse von Laborversuchen nicht ohne Weiteres auf natürliche Bedingungen (rück)übertragen werden. Es bedarf daher einer grundlegenden Evaluierung inklusive einer Analyse der wesentlichen, im Labor getroffenen Annahmen und Vereinfachungen.

Die im Rahmen dieser Arbeitshilfe vorgeschlagenen Laborversuche – Elutions- bzw. Schüttelversuche einerseits und Säulenversuche andererseits (siehe Kapitel 5) – unterscheiden sich wesentlich hinsichtlich ihrer Realitätsnähe. Während bei Säulenversuchen naturnahe Perkolationsvorgänge bzw. Sickerstrecken simuliert werden sollen, entspricht der Kontakt des Lösungsmittels mit dem Feststoff im Rahmen von Elutionsversuchen nur sehr entfernt natürlichen Bedingungen. Der Zusammenhang zwischen der im Zuge von Elutionsversuchen ermittelten Konzentration und Sickerwasserkonzentrationen unter natürlichen Verhältnissen ist daher als rein empirisch, durch zahlreiche Versuchsreihen belegt, anzusehen.

Auch im Rahmen von Säulenversuchen zeigen sich im Vergleich zu natürlichen Bedingungen grundlegende Unterschiede. Dies betrifft insbesondere

- die Lagerungsdichte (u. U. im Labor höher als unter natürlichen Verhältnissen),
- den Wassergehalt (gesättigte Verhältnisse im Labor, ungesättigte unter natürlichen Bedingungen),

- die Wasserbewegung (ungleich höhere Heterogenitäten (präferenzielle Sickerwasserwege) unter natürlichen Verhältnissen – „Maßstabeffekt“ bei der Übertragung von Laborergebnissen),
- die Temperatur und
- den Anteil des Partikeltransportes.

Daneben treten Artefakte, wie zu Beginn eines Säulenversuches im Vergleich zu natürlichen Verhältnissen stark erhöhte Konzentrationen auf. Diese sind darauf zurückzuführen, dass durch die Probengewinnung und den Einbau in die Säule eine Schadstoffmobilisierung unvermeidbar ist. Auch die Ergebnisse von Säulenversuchen können daher nur auf empirischer Basis interpretiert und auf natürliche Bedingungen übertragen werden.

All diese Effekte führen dazu, dass die Übertragung von Ergebnissen aus Laborversuchen auf natürliche Verhältnisse mit erheblichen Unsicherheiten behaftet ist (siehe auch Kapitel 4.5).

4.5 Allgemeine Bemerkungen zu den Unsicherheiten der einzelnen Komponenten bei der Abschätzung der Sickerwasserbelastung

Prinzipiell sollte bei der Beurteilung beachtet werden, dass die Ergebnisse der Abschätzung der Sickerwasserbelastung nur grobe Näherungen darstellen und bestenfalls die Größenordnung (die Zehnerpotenz) der tatsächlichen Sickerwasserbelastung wiedergeben können (siehe auch Kapitel 8). Dies gilt im Großen und Ganzen unabhängig vom Untersuchungsverfahren oder der Methode, die zur Abschätzung herangezogen wird. Die hohe Unsicherheit liegt hauptsächlich in der Problematik einer repräsentativen Probenahme bzw. der dreidimensionalen Erfassung der Untergrundverunreinigung (siehe Kapitel 4.3) sowie in den Einschränkungen hinsichtlich der Übertragbarkeit von Laborergebnissen auf natürliche Verhältnisse (siehe Kapitel 4.4) begründet.

Ziel: Abschätzung der Größenordnung

Auch wenn Laboruntersuchungen zur Abschätzung der aktuellen Sickerwasserkonzentration im Allgemeinen eine höhere Genauigkeit zugebilligt wird, unterscheiden sie sich in vielen Fällen hinsichtlich ihrer Unsicherheiten aufgrund oben genannter Einschränkungen nicht wesentlich von qualifizierten Abschätzungen auf Basis von Schadstoffgesamtgehalten und allgemeiner physikalisch-chemischer Daten oder Bodenluftuntersuchungen.

Da die Abschätzung bzw. Modellierung sämtlicher Schadstofftransportprozesse auf zuvor ermittelten Schadstoffkonzentrationen aufbaut („Quellstärke“), sind die Ergebnisse den Gesetzen der Fehlerfortpflanzung folgend, im Allgemeinen noch stärker mit Unsicherheiten behaftet.

Die vergleichsweise geringsten Unsicherheiten treten bei der dritten Komponente zur Bestimmung der Sickerwasserbelastung – bei der Abschätzung der Sickerwassermenge – auf. Dabei auftretende Unsicherheiten hängen im Wesentlichen von der Verfügbarkeit lokaler Niederschlagsdaten und geeigneter Angaben und Daten zur Abschätzung der Evapotranspiration (z. B. Vegetation und deren Verteilung) bzw. des Oberflächenabflusses (z. B. Grad und Zustand der Versiegelung, Neigung der Fläche) ab.

4.6 Abgestufte Untersuchung zur Abschätzung der Sickerwasserbelastung

stufenweises Vorgehen

In der Erkundungspraxis erfolgt die Untersuchung und Beurteilung der Auswirkungen kontaminierter Standorte auf die Umwelt vielfach in Form eines stufenweisen und iterativen Prozesses. Dementsprechend nehmen sowohl die Fachliteratur als auch Richtlinien, wie z. B. die ÖNORM S 2085, Bezug auf die Zweckmäßigkeit einer abgestuften Vorgangsweise. In Abbildung 4 ist der Rahmen einer möglichen Vorgangsweise zur Abschätzung der Sickerwasserbelastung bzw. der langfristig mobilisierbaren Schadstoffmasse in Form eines solchen Stufenkonzeptes in Grundzügen dargestellt.

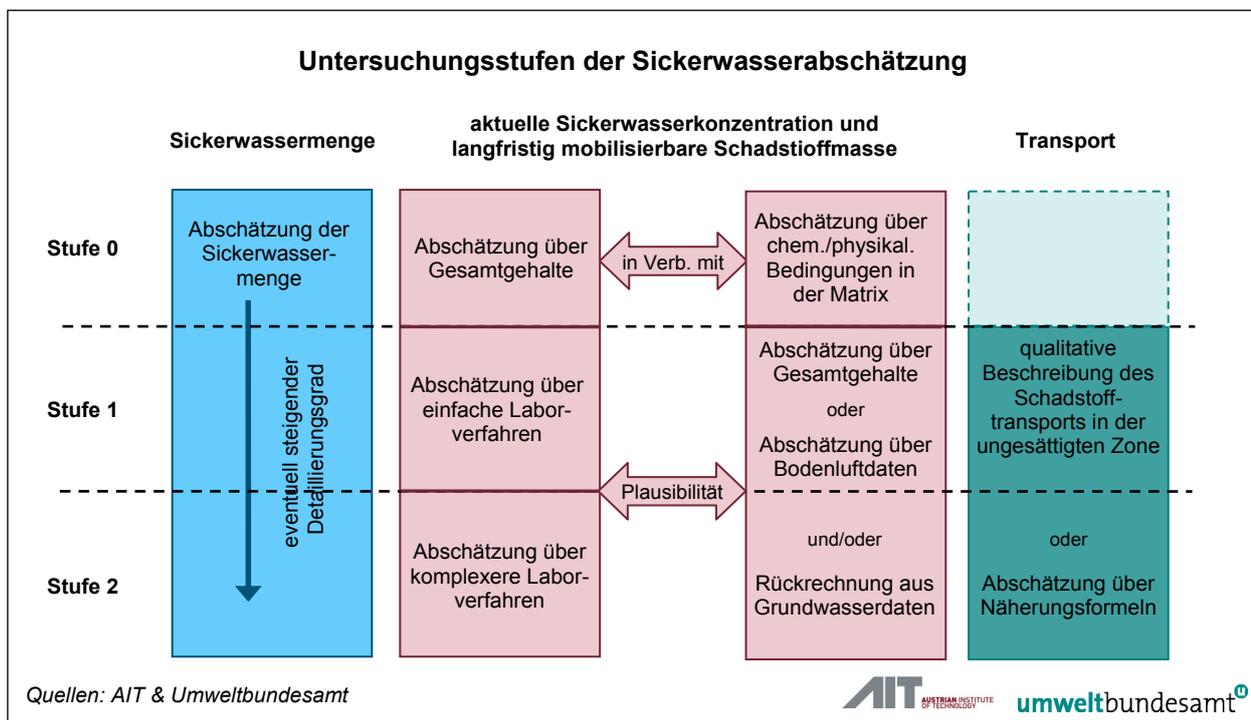


Abbildung 4: Themenbereiche und Untersuchungsziele in einer abgestuften Vorgangsweise bei der Abschätzung der Sickerwasserbelastung (basierend auf Abbildung 3).

Die einzelnen Stufen unterscheiden sich vor allem hinsichtlich Art, Komplexität und Umfang der durchgeführten Untersuchungen, insbesondere hinsichtlich der Anzahl der untersuchten Proben, des Einsatzes von mehr oder weniger aufwändigen Feld- und Labormethoden, des Detaillierungsgrades bei der Erfassung der Schadstoffverteilung und bei der Erkundung der Standorteigenschaften (geologische und meteorologische Gegebenheiten des Standortes, Versiegelungsgrad etc.). Durch das stufenweise Vorgehen soll – bei gleichzeitig steigendem Aufwand von der Erhebung (Stufe 0) bis zu Detailuntersuchung (Stufe 2) – darüber hinaus angestrebt werden, Annahmen und Untersuchungsverfahren den tatsächlichen Standortbedingungen insofern anzunähern, als die Ergebnisse dadurch standortbezogener werden sollen, so dass die Beurteilung weniger konservativ erfolgen kann.

Der allgemeine Rahmen für eine mögliche stufenweise Vorgangsweise bei der Abschätzung der Sickerwasserbelastung bei kontaminierten Standorten kann wie folgt beschrieben werden:

Erhebung und Beurteilung des Untersuchungsbedarfs (Stufe 0)

- **Häufige Ausgangslage:** wenige, allgemeine Informationen über den kontaminierten Standort; keine oder sehr wenige Analysedaten: meist nur Gesamtgehalte
- **Ziel dieser Stufe:** grobe Abschätzung der Schadstoffgesamtmasse und sehr grobe Abschätzung ihrer Mobilisierbarkeit
- **Vorgehensweise:**
 - Grobes Abschätzen der gesamten Schadstoffmasse auf dem Standort aus den wenigen Analysen, aus Erfahrungswerten oder allgemeinen Überlegungen
 - sehr grobes Abschätzen der gesamten mobilisierbaren Schadstoffmasse anhand von Schadstoffgesamtgehalten und Erfahrungswerten
 - erste Beschreibung der hydrologischen, geologischen und hydrogeologischen Standorteigenschaften (aus einfach zu erhebenden Datenquellen) sowie daraus abgeleitete Einschätzung der Situation in Bezug auf Sickerwassermengen und einen möglichen Schadstoffrückhalt in der wasserungesättigten Bodenzone.

Voruntersuchung und Beurteilung des Schadstoffaustrags (Stufe 1)

- **Ausgangslage:** Aufgrund der ersten überschlägigen Abschätzung (Stufe 0) ist davon auszugehen, dass
 - die gesamte Schadstoffmasse sowie
 - die mittel- bis langfristig mobilisierbare Schadstoffmasse relevante („erhebliche“) Schadstoffeinträge ins Grundwasser verursachen können.
- **Ziel dieser Stufe:** Abschätzung der aktuellen Sickerwasserbelastungen und der langfristig mobilisierbaren Schadstoffmasse(n)
- **Vorgehensweise:**
 - Gezielte Erkundung und Beprobung des Standortes
 - Analytik der Gesamtgehalte zur Errechnung der gesamten Schadstoffmasse
 - Abschätzung der aktuellen Sickerwasserkonzentration
 - bei anorganischen Schadstoffen: Ableitung aus Eluatuntersuchungen mit W/F = 2:1 sowie parallel an ca. 10 % der Proben (zur Bestimmung des Schadstofffreisetzungsmechanismus) Eluatuntersuchungen mit W/F = 10:1
 - bei schwerflüchtigen organischen Schadstoffen: Ableitung aus Gesamtgehalten
 - bei leichtflüchtigen organischen Schadstoffen: Ableitung aus Bodenluftdaten oder Gesamtgehalten

- Bei allen Schadstoffgruppen: Plausibilitätsprüfung mit Hilfe von Grundwasserdaten oder Überlegungen zur Schadstoffmobilität unter den gegebenen geologisch-geochemischen Randbedingungen
- Abschätzung der langfristig mobilisierbaren Schadstoffmasse
 - bei anorganischen Schadstoffen: Ableitung aus Eluatanalysen
 - bei schwerflüchtigen organischen Schadstoffen: Ableitung aus Gesamtgehalten
- Quantifizierung der Sickerwasserbildung
- Qualitative Beschreibung des möglichen Schadstofftransports und -rückhalts in der wasserungesättigten Bodenzone aufgrund neuer Daten zu den geologischen und hydrogeologischen Standortverhältnissen (möglicherweise Abschätzung der Verlagerung anhand von Näherungsformeln)

Detailuntersuchung und Beurteilung mittel- bis langfristiger Auswirkungen (Stufe 2)

- **Ausgangslage:** Aufgrund der Ergebnisse der Untersuchungen und der Abschätzung in Stufe 1 hat sich bestätigt, dass aufgrund der gesamten Schadstoffmasse sowie der Mobilisierung von Schadstoffen kurz-, mittel- oder langfristig ein erhöhter Eintrag von Schadstoffen ins Grundwasser stattfindet.
- **Ziel dieser Stufe:** Verfeinerte Abschätzung der aktuellen Sickerwasserkonzentration und der langfristig mobilisierbaren Schadstoffmasse sowie Prognose der zeitlichen Entwicklung der Schadstofffreisetzung. Darüber hinaus sollen durch eine detailliertere Beschreibung der Verteilung der Schadstoffe (insbesondere auch Heterogenität der Schadstoffverteilung) sowie der hydrologischen, geologischen und hydrogeologischen Standorteigenschaften die realistisch zu erwartenden Schadstofffrachten besser abgeschätzt werden.
- **Vorgehensweise:**
 - Verdichtung des Erkundungs- und Beprobungsrasters auf dem Standort
 - Ergänzende Feststellung von Gesamtgehalten zur Überprüfung der Abschätzung der gesamten Schadstoffmasse (in zweckmäßigem Umfang)
 - Aktuelle Sickerwasserkonzentration (weitere Untersuchungen analog Stufe 1 sowie folgende mögliche Ergänzungen/Alternativen):
 - bei anorganischen Schadstoffen: ergänzend bzw. alternativ zu Eluatuntersuchungen: Ableitung aus Säulenversuchen (ggf. mit Fließunterbrechungen zur Bestimmung des Schadstofffreisetzungsmechanismus) oder Zentrifugation oder Sickerwassergewinnung in-situ (z. B. Saugkerzen)
 - bei schwerflüchtigen organischen Schadstoffen: Ableitung aus Säulenversuchen (ggf. mit Fließunterbrechungen zur Bestimmung des Schadstofffreisetzungsmechanismus)
 - Langfristig mobilisierbare Schadstoffmasse und zeitliche Entwicklung der Schadstofffreisetzung:
 - Bei anorganischen Schadstoffen: Ableitung aus Säulenversuchen bis $W/F = 10:1$
 - Bei schwerflüchtigen organischen Schadstoffen: Ableitung aus Säulenversuchen bis $W/F = 10:1$
 - Zusätzlich Sondermethoden: pH-stat.-Verfahren, sequenzielle Extraktionen, Abbauversuche etc. (Anm.: diese werden in der vorliegenden Arbeitshilfe nicht behandelt)

- Überprüfung und Quantifizierung der Sickerwasserbildung
- Abschätzung und Beschreibung der zeitlichen Entwicklung der Schadstofffrachten (z. B. Ableitung aus Säulenversuchen)
- Untergrund und Standortbedingungen aus Erkundung bekannt; Abschätzung der Verlagerung anhand von Näherungsformeln (womöglich in einzelnen Fällen Computersimulationen).

Der dargestellte allgemeine Rahmen einer abgestuften Vorgangsweise zur Abschätzung der Sickerwasserbelastung bei kontaminierten Standorten in drei Stufen (Erhebung bis Detailuntersuchung) korrespondiert mit der ÖNORM S 2085. In der Praxis ist die Erkundung, Beurteilung und Durchführung von Maßnahmen (im Sinne des „Leitbildes Altlastenmanagement“, BMLFUW (2009): Dekontamination, Sicherung, Beobachtung, Nutzungseinschränkung) ein iterativer Prozess von Erkundungs- und Beurteilungsschleifen (siehe Abbildung 5). Dabei ist der Ablauf Schritt für Schritt festzulegen.

iteratives Vorgehen

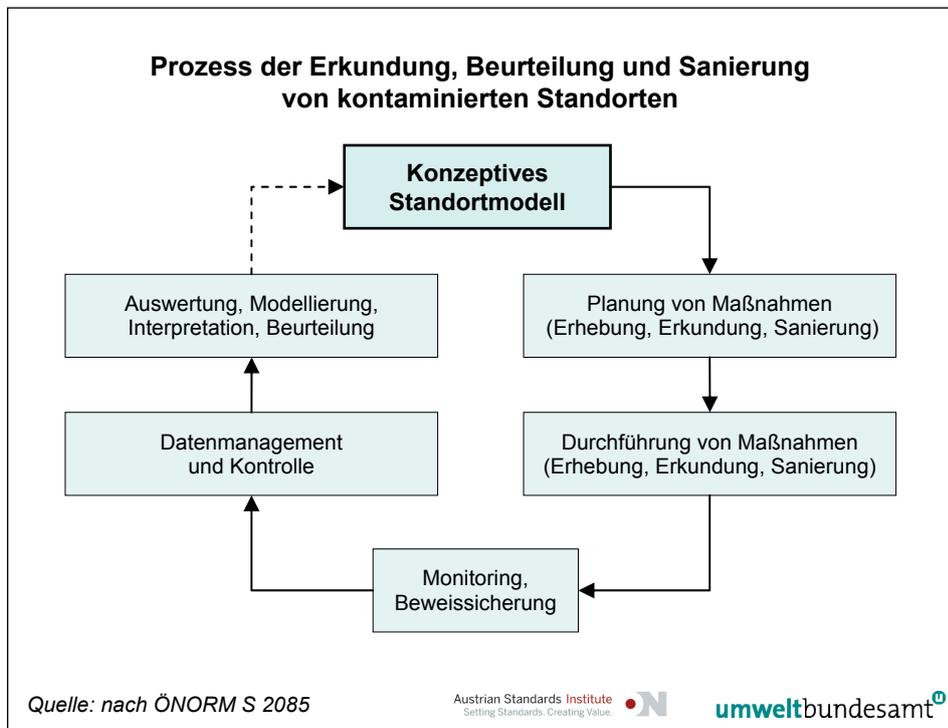


Abbildung 5: Prozess der Erkundung, Beurteilung und Sanierung von kontaminierten Standorten.¹

Die Anzahl der Stufen kann im Einzelfall deutlich abweichen. Wesentlich ist dabei vor allem, dass die zu einem kontaminierten Standort vorliegenden Informationen vor jedem Erkundungsschritt jeweils in einem „konzeptiven Standortmo-

¹ Auszugsweise Abbildung mit Genehmigung durch Austrian Standards plus aus ÖNORM S 2085, Ausgabe 2009-04-01, Altlasten – Vorgehensweise bei der Erkundung, Beurteilung und Sanierung von Altlagerungen und Altstandorten. Bezugsquelle: Austrian Standards plus GmbH <http://www.as-search.at>

dell“ zusammengefasst werden, Notwendigkeit und Ziele eines weiteren Untersuchungsschrittes begründet dargestellt sowie Art und Umfang möglicher Untersuchungsschritte nachvollziehbar beschrieben werden. Die Zweckmäßigkeit der Umsetzung der Untersuchungen ist im Einzelfall unter Abwägung des möglichen zusätzlichen Nutzens (z. B. bessere Abgrenzung kontaminierter Bereiche, die für eine Schadstoffmobilisierung maßgeblich sind) und des jeweiligen zusätzlichen Zeit- und Kostenaufwandes zu beurteilen.

5 VERFAHREN ZUR ABSCHÄTZUNG DER SICKERWASSERBELASTUNG²

Aufgrund ihrer chemisch-physikalischen Eigenschaften sind die Schadstoffe hinsichtlich der Verfahren zur Abschätzung der Sickerwasserbelastung in drei Gruppen eingeteilt:

- Anorganische Schadstoffe (Schwermetalle, Halbmetalle, weitere anorganische Schadstoffe)
- Schwerflüchtige organische Schadstoffe (z. B. PAK, PCB, MKW)
- Leichtflüchtige organische Schadstoffe (z. B. CKW, BTEX, Phenole)

Im Folgenden wird zunächst ein Überblick gegeben, welche Verfahren für die jeweilige Schadstoffgruppe zur Abschätzung der Sickerwasserbelastung heranzuziehen sind (siehe Tabelle 1). Aufgrund ihrer besonderen Eigenschaften wird für leichtflüchtige organische Schadstoffe kein Laborverfahren sondern eine rechnerische Ableitung aus Ergebnissen von Bodenluftuntersuchungen (und Feststoffuntersuchungen) empfohlen. Dabei sind Unsicherheiten, die durch Probenahmeverfahren bedingt sind, besonders zu berücksichtigen.

Danach wird näher auf die einzelnen Verfahren eingegangen. Die Verfahren sollen sowohl dazu dienen, die aktuelle Sickerwasserbelastung an einem kontaminierten Standort abzuschätzen als auch Rückschlüsse auf die langfristig mobilisierbare Schadstoffmasse zu ziehen. In Hinblick auf die Anwendung der dargestellten Verfahren können sich aufgrund der Eigenschaften des Untergrundes und der zu untersuchenden Feststoffmatrix sowie auch in Zusammenhang mit Möglichkeiten zur Probenahme Einschränkungen ergeben. Eine Untersuchung und Abschätzung von Sickerwasserbelastungen in Festgesteinen bzw. Klüften in Festgesteinen mittels Laborverfahren (oder anhand rechnerischer Ableitungen) ist generell nicht möglich.

Methoden zur Charakterisierung des Untergrundes und damit der untersuchten Feststoffmatrix (Lockergesteine, Böden und anthropogene Anschüttungen) sind bei der Interpretation der Untersuchungsergebnisse zu berücksichtigen.

Schadstoffgruppen

Übersichtstabelle

² Ein Überblick über Verfahren zur Abschätzung der Sickerwasserbelastung sowie deren Einsatzbereiche und Vor- und Nachteile ist in den Begleitmaterialien zu dieser Arbeitshilfe enthalten. Dort sind auch die Aufnahme des jeweiligen Verfahrens in diese Arbeitshilfe und vorgeschlagene Abweichungen zu bestehenden Normen begründet. Die Begleitmaterialien stehen unter www.umweltbundesamt.at zum Download zur Verfügung.

Tabelle 1: Untersuchungsverfahren zur Abschätzung der Sickerwasserbelastung.

	anorganische Schadstoffe	schwerflüchtige organische Schadstoffe	leichtflüchtige organische Schadstoffe
	Schwermetalle, Halbmetalle, Cyanide	PAK, PCB, Mineralöle	LHKW, BTEX, Phenole
Charakterisierung Untergrund ¹⁾	pH-Wert, elektr. Leitfähigkeit, Korngrößenverteilung, organische Substanz, Karbonatgehalt; wenn karbonatfrei und pH < 6,0: Säureneutralisationspotenzial	Korngrößenverteilung, organische Substanz	Korngrößenverteilung, hydraulische Leitfähigkeit, organische Substanz, Wassergehalt
Gesamtgehalte	Königswasserextraktion	Extraktion mittels Lösungsmittel nach Regelverfahren	Extraktion mittels Lösungsmittel nach Regelverfahren ⁵⁾
aktuelle Sickerwasserkonzentration	Elution mit Wasser W/F = 2:1 Zusätzlich an ca. 10 % der Proben: Elution mit Wasser W/F = 10:1 ²⁾ <i>Alternativ:</i> Säulenversuch mit Fließunterbrechung bis W/F = 3:1	Ableitung aus Säulenversuch ⁴⁾	Ableitung aus Ergebnissen von Bodenluft- oder Feststoffuntersuchungen
max. mobilisierbare Schadstoffmasse	Säulenversuch ³⁾ mit Fließunterbrechung bis W/F = 10:1 an 10 % der Proben	Säulenversuch ⁴⁾ bis W/F = 10:1 an 10 % der Proben	

¹⁾ Die angeführten Methoden sind als Mindestuntersuchungsumfang zur Charakterisierung des Untergrundes zu verstehen. Hinweise zu den Verfahren sind im Anhang, Kapitel 12.1 angeführt.

²⁾ Optional kann eine Absicherung der aktuellen Sickerwasserkonzentration durch Zentrifugation oder durch Sickerwassergewinnung in-situ (Saugkerzen) erfolgen.

³⁾ Die Durchführung des Säulenversuches zur Bestimmung der langfristig mobilisierbaren anorganischen Schadstoffmasse ist nur vorzunehmen, wenn aus den Untersuchungen zur aktuellen Sickerwasserkonzentration eine Verfügbarkeitslimitierung der Schadstofffreisetzung erkennbar ist (Vorgangsweise siehe Kapitel 5.1.4.1). Diese ist nur an 10 % der Proben einer Probenserie, allerdings mindestens an 5 Proben, durchzuführen. Eine Probenserie ist definiert als Proben von einem Standort mit gleichem Schadstoffinventar, ähnlicher Korngrößenzusammensetzung und ähnlichen Gehalten an organischer Substanz (Zuordnungskriterien siehe Tabelle 2).
Bei Löslichkeitslimitierung wird die langfristig mobilisierbare Schadstoffmasse aus der Hochrechnung der aktuellen Sickerwasserkonzentration ermittelt (Vorgangsweise siehe Kapitel 5.1.4.1).

⁴⁾ Säulenversuche sollten generell nur bei Durchlässigkeiten des zu untersuchenden Materials von $k_f \geq 10^{-6}$ m/s in Ausnahmefällen von $k_f \geq 10^{-7}$ m/s) durchgeführt werden. Bei einer zu geringen Durchlässigkeit des Materials kann es zu Abweichungen bei der vorgeschriebenen Kontaktzeit kommen. Diese Abweichung vom Standardverfahren ist im Prüfbericht zu erwähnen. Kann kein Säulenversuch durchgeführt werden, sind Ersatzverfahren anzuwenden (z. B. Ableitung aus Gesamtgehalten).

⁵⁾ Für eine Bestimmung von leichtflüchtigen Schadstoffen (LHKW, BTEX) sind besondere Voraussetzungen (siehe Kapitel 5.1.4) zu beachten.

5.1 Anorganische Schadstoffe

5.1.1 Probenvorbereitung

Grundsätzlich ist bei der Durchführung von Eluattests oder Perkolationsverfahren zur Bestimmung von anorganischen Schadstoffen die Probe unverändert im Originalzustand zu untersuchen. Eine Lufttrocknung (< 40 °C) darf nur bei etwaigem Bedarf für eine Siebung oder Probenteilung erfolgen. Bei Proben mit einem Größtkorn > 32 mm ist das Überkorn zu brechen und das gebrochene Material der Probe wieder anteilmäßig beizumengen (genaue Verfahrensvorschriften dazu sind in den nachfolgend angeführten Normen enthalten).

Für die Bestimmung von Gesamtgehalten mittels Säureextrakt ist Material mit einer Korngröße < 2 mm zu verwenden. Liegt Material mit einem Anteil > 2 mm vor (z. B. sandig-kiesige Sedimente) ist zu unterscheiden, ob Schadstoffe am Grobkorn (> 2 mm) anhaften oder nicht. Im ersten Fall ist das gesamte Material zu brechen, aufzumahlen und der Analytik zuzuführen. Haftet kein Schadstoff am Grobkorn, kann dieses abgesiebt werden. Die Analytik erfolgt an der Fraktion < 2 mm. Der Masseanteil des Grobkorns wird dabei rechnerisch im Ergebnis berücksichtigt.

Grundsätze für alle Verfahren

5.1.2 Gesamtgehalte

Als Grundlage für die Abschätzung der gesamten Schadstoffmasse eines kontaminierten Standortes bzw. eines dreidimensional abgegrenzten kontaminierten Bereiches sind Ergebnisse zur Bestimmung von Gesamtgehalten heranzuziehen. Als Untersuchungsverfahren ist dabei grundsätzlich eine Säureextraktion anzuwenden. In Abhängigkeit von der untersuchten Feststoffmatrix sind für die Bestimmung von Gesamtgehalten folgende Verfahrensvorschriften maßgeblich:

- Boden: ÖNORM L 1085
- anthropogene Anschüttungen (Abfälle): ÖNORM EN 13657

Säureextraktion

Anwendungsbereich

Durch einen Säureextrakt werden die Gesamtgehalte von (Schad)elementen in einer Probe annähernd ermittelt. In resistenten Mineralfraktionen (Quarz, Schwermminerale etc.) gebundene Anteile der Elemente werden nicht erfasst.

Verfahrensbeschreibung

Die Probe wird mit heißen oxidierenden Mineralsäuren behandelt, wobei für mineralisches Material Königswasser und für Proben mit höherem Anteil an organischen Substanzen Salpeter-Perchlorsäure heranzuziehen ist. Die Elemente im Extrakt werden mittels geeigneter Messmethoden (ICP-MS, ICP-OES, AAS etc.) erfasst.

5.1.3 Abschätzung der aktuellen Sickerwasserkonzentration (anorganische Schadstoffe)

Standardverfahren:
Elution 2:1

Als Standardmethode für die Abschätzung der aktuellen Sickerwasserkonzentration ist ein Schüttelverfahren zur Elution von Feststoffen nach DIN 19529 („Schüttelverfahren zur Untersuchung des Elutionsverhaltens von anorganischen Stoffen mit einem Wasser/Feststoff-Verhältnis von 2 l kg⁻¹“; 01-2009) durchzuführen. Um näher zu charakterisieren, ob der Elutionsvorgang verfügbarkeits- oder löslichkeitslimitiert abläuft, ist zusätzlich an 10 % der zu untersuchenden Proben ein Schüttelverfahren mit einem W/F-Verhältnis von 10:1, basierend auf der gleichen Norm, anzuwenden. Erfolgt eine Ermittlung der aktuellen Sickerwasserkonzentration an einem Standort durch Saugkerzenuntersuchungen oder Sickerwassergewinnung mittels Zentrifugation, können die im Labor durchgeführten Schüttelversuche mit einem W/F-Verhältnis von 2:1 auf 10 % der Proben (mindestens 5) reduziert werden.

alternativ:
Säulenversuch

Alternativ kann an Stelle der Schüttelverfahren (und eventuell ergänzender Untersuchungen mittels Saugkerzen und Zentrifugation) ein Perkolationsverfahren (Säulenversuch) auf der Basis der DIN 19528 („Elution von Feststoffen – Perkolationsverfahren zur gemeinsamen Untersuchung des Elutionsverhaltens von anorganischen und organischen Stoffen“; 01-2009) durchgeführt werden. Die Durchführung des Säulenversuches empfiehlt sich vor allem, wenn

- eine Verfügbarkeitslimitierung bei der Elution der zu untersuchenden Materialien und Schadstoffe erfahrungsgemäß zu erwarten ist, da unter diesen Bedingungen für die Abschätzung der langfristig mobilisierbaren Schadstoffmasse auf jeden Fall Perkolationsversuche durchzuführen sind (siehe Kapitel 5.1.4.2).
- das Probenmaterial parallel zu anorganischen Schadstoffen auch auf das Elutionsverhalten schwerflüchtiger organischer Schadstoffe zu untersuchen ist.
- aufgrund des Ausmaßes des Größtkornes der Aufwand bei der Durchführung der Schüttelverfahren ansteigt, da die Masse der eingesetzten Untersuchungsprobe und damit die Masse des Elutionsmittels in Abhängigkeit vom Größtkorn zu dimensionieren sind.

Untersuchungsvarianten

Die möglichen Untersuchungsvarianten sind in der nachfolgenden Tabelle dargestellt.

Tabelle 2: Untersuchungsvarianten zur Abschätzung der Sickerwasserbelastung mit anorganischen Schadstoffen.

	Variante 1	Variante 2	Variante 3
aktuelle Sickerwasserkonzentration	alle Proben einer Probenserie ¹⁾ mit Eluattest mit W/F = 2:1	alle Proben einer Probenserie mittels Säulenversuch bis W/F = 3:1	akt. Sickerwasserkonzentration durch repräsentative Saugkerzenuntersuchungen oder Sickerwassergewinnung mittels Zentrifugation vorhanden: 10 % der Proben einer Probenserie (mindestens 5) mit Eluattest mit W/F = 2:1
langfristig mobilisierbare Schadstoffmasse	10 % der Proben (mindestens 5) mit Eluattest bei W/F = 10:1 Bei Hinweis auf Verfügbarkeitslimitierung: Untersuchung von 10 % der Proben einer Probenserie (mindestens 5) mittels Säulenversuch bis W/F = 10:1. Bei Hinweis auf Löslichkeitslimitierung: keine weiteren Untersuchungen notwendig	10 % der Proben einer Probenserie (mindestens 5) werden bis zu einem W/F = 10:1 weitergeführt	10 % der Proben (mindestens 5) mit Eluattest bei W/F = 10:1 Bei Hinweis auf Verfügbarkeitslimitierung: Untersuchung von 10 % der Proben einer Probenserie (mindestens 5) mittels Säulenversuch bis W/F = 10:1. Bei Hinweis auf Löslichkeitslimitierung: keine weiteren Untersuchungen notwendig

Eluattest Schüttelverfahren nach DIN 19529

Säulenversuch Perkolationsverfahren nach DIN 19528 (siehe Kapitel 5.1.3.2); Säulenversuche sollten generell nur bei Durchlässigkeiten des zu untersuchenden Materials von $k_f \geq 10^{-6}$ m/s (in Ausnahmefällen von $k_f \geq 10^{-7}$ m/s) durchgeführt werden. Bei einer zu geringen Durchlässigkeit des Materials kann es zu Abweichungen bei der vorgeschriebenen Kontaktzeit kommen. Diese Abweichung vom Standardverfahren ist im Prüfbericht zu erwähnen. Kann kein Säulenversuch durchgeführt werden, sind Ersatzverfahren anzuwenden (z. B. Ableitung aus Gesamtgehalten).

¹⁾ Probenserie..... definiert als Proben von einem Standort mit ähnlichem Schadstoffinventar (ermittelt aus Untersuchungen zum Gesamtgehalt), ähnlicher Korngrößenzusammensetzung und ähnlichen Gehalten an organischer Substanz. Fallen Proben mit ähnlichem Schadstoffinventar hinsichtlich ihrer Korngrößenverteilung und ihres Gehaltes an organischer Substanz jeweils in dieselbe der unten angeführten Klassen, so können diese Proben als Teile einer Probenserie gelten:

Korngröße (M- %)	Material mit hohem Feinkornanteil (Ton + Schluff > 50 M- %); nur geringer Kiesanteil (< 10–20 %)	Material mit hohem Sandanteil und Grobschluffanteil, nur geringer Anteil an Ton und Feinschluff bzw. Kies	dominierende Korngrößenfraktion ist Kies und Sand; Ton- und Schluffanteil < 10–20 %)
org. Substanz (M- %)	geringer Gehalt (< 1 %)	mittlerer Gehalt (1–5 %)	hoher Gehalt (> 5 %)

5.1.3.1 2:1-Elutionsverfahren nach DIN 19529

Anzuwendendes Standardverfahren (Abweichung zur Norm: siehe unten)

Standardmethode für Metalle **DIN 19529:** Elution von Feststoffen – Schüttelverfahren zur Untersuchung des Elutionsverhaltens von anorganischen Stoffen mit einem W/F-Verhältnis von 2:1.

Anwendungsbereich

Standardmethode zur Abschätzung der aktuellen Sickerwasserkonzentration von Schwermetallen, Halbmetallen, Cyaniden und weiteren anorganischen Stoffen.

Verfahrensbeschreibung

Elutionsvorgang Eine bestimmte Masse an Probenmaterial (bezogen auf Trockenmasse) wird mit deionisiertem Wasser versetzt, sodass sich ein Wasser-/Feststoffverhältnis von 2:1 ergibt. Die Masse der Untersuchungsprobe ist in Abhängigkeit vom Größtkorn zu wählen (bis zu 2,5 kg bei einem Größtkorn von 32 mm). Für dieses Schüttelverfahren können Gefäße mit einem Inhalt von maximal 10 Liter eingesetzt werden. Die Probe wird 24 h im Überkopfschüttler geschüttelt. Nach Sedimentation der Suspension von 15 min wird das Eluat dekantiert, zentrifugiert und mit einem 0,45 µm Membranfilter filtriert. Das Verfahren liefert ein Eluat, das physikalisch und chemisch nach bestehenden Standardverfahren analysiert werden kann.

Tabelle 3: Anorganische Schadstoffe in der aktuellen Sickerwasserkonzentration – Beschreibung des Elutionsverfahrens.

Verfahrensmerkmal	Wert
Korngröße Probe, Probenmenge	Material bis zu einem Größtkorn von 32 mm, eingesetzte Menge variabel zwischen 100 g und 2,5 kg
Probenvorbereitung	wenn notwendig Abtrennung der Fraktion > 32 mm, Brechen und anteilmäßige Beimengung der Fraktion 16/32 des gebrochenen Materials; grundsätzlich ist die Probe im Originalzustand zu untersuchen. Trocknung bei 40 °C, wenn Abtrennung der Fraktion > 32 mm nicht anders möglich ist
Elutionsmittel	deionisiertes Wasser (< 0,5 mS/m)
Elutionsdauer	24 h
Schüttelfrequenz	abweichend zur Norm ist bei maximal 5 U/min zu schütteln, um die mechanische Belastung zu minimieren
pH-Wert	nicht eingestellt (probenabhängig)
Vorbereitung des Eluats für die Analyse	Sedimentation, Dekantieren, Zentrifugieren, Membranfiltration auf 0,45 µm (definiertes Verhältnis zwischen Filterfläche und Eluatvolumen!)
Wasser/Feststoffverhältnis	2:1 l/kg

Abweichung zur Norm DIN 19529

Abweichend zur Norm ist das Schütteln bei maximal 5 U/min durchzuführen.

Anwendungsgrenzen

Bei Proben mit extrem hohen Gehalten an Ton oder organischer Substanz kann eine ausreichende Rückgewinnung des Eluats nach erfolgtem Schütteln schwierig sein. Zur Gewinnung einer ausreichenden Eluatmenge können Hilfsmittel wie Zentrifugation oder Absaugen mittels Unterdruck eingesetzt werden.

Interpretation der Daten

Die im Eluat ermittelten Stoffkonzentrationen sind als aktuelle Sickerwasserkonzentrationen zu interpretieren.

Unsicherheit der Daten/Methodenvalidierung

Das Verfahren wurde in einem Ringversuch getestet. Die Verfahrenskenndaten sind in der Norm angeführt. Durch die Abhängigkeit der eingesetzten Probenmasse vom Größtkorn werden Unsicherheiten aufgrund von Probeninhomogenitäten reduziert.

Die Elution mit einem W/F-Verhältnis von 2:1 wird derzeit als am besten geeignetes Schüttelverfahren angesehen, um die aktuelle Sickerwasserkonzentration abzuschätzen. Durch das gewählte Wasser/Feststoffverhältnis und die reduzierte Umdrehungsanzahl beim Schütteln wird der Einfluss der mechanischen Zerkleinerung auf das Ergebnis verringert.

5.1.3.2 Perkulationsverfahren (Säulenversuch) nach DIN 19528

Anzuwendendes Standardverfahren (Abweichung zur Norm: siehe unten)

DIN 19528: Elution von Feststoffen – Perkulationsverfahren zur gemeinsamen Untersuchung des Elutionsverhaltens von anorganischen und organischen Stoffen.

Anwendungsbereich

Dieses Verfahren kann als Ersatz für das Schüttelverfahren bei einem W/F-Verhältnis von 2:1 zur Charakterisierung der aktuellen Sickerwasserkonzentration anorganischer Stoffe (Schwermetalle, Halbmetalle, Cyanide und weitere anorganische Stoffe) herangezogen werden. Bei häufigerer Beprobung des Perkolats während der Versuchsdurchführung dient dieses Verfahren einer grundlegenden Charakterisierung des Freisetzungsverhaltens von Schadstoffen. Die freigesetzte Schadstoffmasse bei einem W/F-Verhältnis von 10:1 wird zur Abschätzung der langfristig mobilisierbaren Schadstoffmasse herangezogen (siehe Kapitel 5.1.4).

**Alternativverfahren
zur Elution bei
Metallen**

Verfahrensbeschreibung

Eine Säule aus Glas wird mit dem zu untersuchenden Material befüllt, rasch aufgesättigt und mit dem Elutionsmittel (deionisiertes Wasser) im gesättigten Fluss mit Strömungsrichtung von unten nach oben perkoliert. Bei Erreichen von definierten Wasser/Feststoffverhältnissen wird das Perkolat beprobt und der Analyse zugeführt. Material mit einem Größtkorn bis zu 32 mm ist grundsätzlich

**Perkulations-
vorgang**

in unveränderter Form zur Untersuchung heranzuziehen. Feststoffe mit einem Größtkorn > 32 mm sind aufzubereiten. Zur Vorbereitung auf die Analyse werden die Perkolate entweder filtriert (anorganische Stoffe) oder bleiben unbehandelt, wenn das Perkolat einen definierten Trübungswert nicht überschreitet (organische Schadstoffe).

Das Perkolat ist bis zu einem W/F-Verhältnis von 3:1 zu sammeln und der Analytik zu übergeben. Vorzugsweise sind die in der Norm angeführten Perkolate bei unterschiedlichen W/F-Stufen zu sammeln und zu analysieren (W/F-Verhältnis von 0,3:1; 1:1; 2:1; 3:1).

Tabelle 4: Anorganische Schadstoffe in der aktuellen Sickerwasserkonzentration – Beschreibung des Perkolationsverfahrens.

Verfahrensmerkmal	Wert
Korngröße Probe, Probenmenge	Material bis zu einem Größtkorn von 32 mm, eingesetzte Menge variabel zwischen ca. 500 g und 5 kg abhängig von Größtkorn, Korndichte und Porosität
Probenvorbereitung	wenn notwendig Abtrennung der Fraktion > 32 mm, Brechen und anteilmäßige Beimengung der Fraktion 16/32 des gebrochenen Materials; grundsätzlich ist die Probe im Originalzustand zu untersuchen, Trocknung bei 40 °C, wenn Abtrennung der Fraktion > 32 mm nicht anders möglich ist
Perkolationsmittel	deionisiertes Wasser (< 0,5 mS/m)
Sättigungsdauer	2 h
Kontaktzeit des Perkolationsmittels	5 h
Dauer der Perkolationsdauer	abhängig von Dichte und Porosität des Materials: ca. 1–3 Tage bis W/F = 3:1
pH-Wert	nicht eingestellt (probenabhängig)
Vorbereitung des Perkolats für die Analyse (anorganische Schadstoffe)	Sedimentation, Dekantieren, Zentrifugieren, Membranfiltration auf 0,45 µm (definiertes Verhältnis zwischen Filterfläche und Eluatvolumen!)
Wasser/Feststoffverhältnis	3 l/kg, Erfassung des Perkolats in mindestens 4 Fraktionen bei W/F = 0,3:1; 1:1; 2:1; 3

Abweichung zur Norm DIN 19528

Die Vermischung des zu untersuchenden Materials mit Quarzsand zur Erhöhung der Durchlässigkeit ist nicht zulässig.

Die Perkolationsdauer ist bis zu einem W/F-Verhältnis von 3:1 durchzuführen.

Anwendungsgrenzen

Bei einer zu geringen Durchlässigkeit des zu untersuchenden Materials ($k_f < 10^{-6}$ m/s; in Ausnahmefällen 10^{-7} m/s) sind Ersatzverfahren anzuwenden (Elution 2:1; Ableitung aus Gesamtgehalten).

Interpretation der Daten

Die häufig zu Beginn des Versuches ($W/F < 1:1$) im Perkolat auftretenden hohen Konzentration stellen meist ein Versuchsartefakt dar, da durch die Proben-gewinnung und den Einbau in die Säule eine Schadstoffmobilisierung unvermeidbar ist. Um Realitätsnähe zu garantieren, ist die Schadstoffkonzentration im Perkolat zwischen $W/F = 1:1$ und $W/F = 3:1$ als aktuelle Sickerwasserkonzentration zu interpretieren, wobei der Konzentrationsverlauf zu berücksichtigen ist. Erst bei Eintritt der häufig beobachtbaren Abflachung des Konzentrationsverlaufes sind die Ergebnisse als realitätsnahe anzusehen. Zeigt der Konzentrationsverlauf keine abnehmende Tendenz, kann auch der Mittelwert über alle Perkolatfraktionen als aktuelle Sickerwasserkonzentration interpretiert werden.

**aktuelle
Sickerwasser-
konzentration**

5.1.4 Abschätzung der langfristig mobilisierbaren Schadstoffmasse (anorganische Schadstoffe)

5.1.4.1 10:1-Elutionsverfahren nach DIN 19529

Anzuwendendes Standardverfahren (Abweichung zur Norm: siehe unten)

DIN 19529 (mit verändertem Wasser/Feststoffverhältnis von 10:1 l/kg): Elution von Feststoffen – Schüttelverfahren zur Untersuchung des Elutionsverhaltens von anorganischen Stoffen mit einem Wasser/Feststoff-Verhältnis von 2:1.

Anwendungsbereich

Schüttelverfahren zur Ermittlung der Freisetzung von Schwermetallen, Halbmetallen, Cyaniden und weiteren anorganischen Stoffen bei einem W/F-Verhältnis von 10:1.

Verfahrensbeschreibung

Eine bestimmte Masse an Probenmaterial (bezogen auf Trockenmasse) wird mit deionisiertem Wasser versetzt, sodass sich ein W/F-Verhältnis von 10:1 ergibt. Die Masse der Untersuchungsprobe ist in Abhängigkeit vom Größtkorn zu wählen. Für dieses Schüttelverfahren können Gefäße mit einem Inhalt von maximal 10 Liter eingesetzt werden. Beim Anfall großer Eluatmengen im Zuge der 10:1-Elution (bei Auftreten von einem Größtkorn bis 32 mm) kann die Eluatmenge (und die dazugehörige einzuwiegende Feststoffmenge) auf zwei 10-Litergefäße beschränkt werden.

Elutionsvorgang

Die Probe wird 24 h im Überkopfschüttler geschüttelt. Nach Sedimentation der Suspension von 15 min wird das Eluat dekantiert, zentrifugiert und mit einem $0,45 \mu\text{m}$ Membranfilter filtriert. Das Verfahren liefert ein Eluat, das physikalisch und chemisch nach bestehenden Standardverfahren analysiert werden kann.

Tabelle 5: Anorganische Schadstoffe in der langfristig mobilisierbaren Schadstoffmasse – Beschreibung des Elutionsverfahrens.

Verfahrensmerkmal	Wert
Korngröße Probe, Probenmenge	Material bis zu einem Größtkorn von 32 mm, eingesetzte Menge variabel zwischen 100 g und 2,5 kg
Probenvorbereitung	wenn notwendig Abtrennung der Fraktion > 32 mm, Brechen und anteilmäßige Beimengung der Fraktion 16/32 des gebrochenen Materials; grundsätzlich ist die Probe im Originalzustand zu untersuchen, Trocknung bei 40 °C, wenn Abtrennung der Fraktion > 32 mm nicht anders möglich ist
Elutionsmittel	deionisiertes Wasser (< 0,5 mS/m)
Elutionsdauer	24 h
Schüttelfrequenz	abweichend zur Norm ist bei maximal 5 U/min zu schütteln, um die mechanische Belastung zu minimieren
pH-Wert	nicht eingestellt (probenabhängig)
Vorbereitung des Eluats für die Analyse	Sedimentation, Dekantieren, Zentrifugieren, Membranfiltration auf 0,45 µm (definiertes Verhältnis zwischen Filterfläche und Eluatvolumen!)
Wasser/Feststoffverhältnis	10:1 l/kg

Abweichung zur Norm DIN 19529

Das W/F-Verhältnis ist auf 10:1 einzustellen.

Abweichend zur Norm ist das Schütteln bei maximal 5 U/min durchzuführen.

Die pro Probe einzusetzende Eluatmenge kann auf die Verwendung von zwei 10-Litergefäßen eingeschränkt werden. Dadurch kann die einzusetzende Masse der Feststoffprobe auf < 2 kg beschränkt werden.

Anwendungsgrenzen

Versuchsvereinfachung

Aufgrund des Ausmaßes des Größtkorns kann der Aufwand bei der Durchführung dieses Schüttelverfahrens ansteigen, da die Masse der eingesetzten Untersuchungsprobe und damit die Masse des Elutionsmittels in Abhängigkeit vom Größtkorn zu wählen sind. Bei einer größeren Aufwandmenge des Elutionsmittels ist ein Parallelansatz in mehreren Schüttelgefäßen und nachfolgendes Zusammenführen der Eluate notwendig (Einschränkung auf 2 Probengefäße zu je 10 Liter ist zulässig).

Interpretation der Daten

Die Interpretation der Daten erfolgt in Zusammenschau mit dem Elutionsverfahren bei einem W/F-Verhältnis von 2:1 (siehe Kapitel 5.1.3.1).

Wesentlich ist dabei zu erkennen, ob bei der Freisetzung eine Verfügbarkeits- oder eine Lösungslimitierung vorliegt.

Wenngleich unter natürlichen Verhältnissen meist Mischtypen auftreten, können durch die parallel (in limitierter Anzahl) durchzuführenden Untersuchungen mit einem W/F-Verhältnis von 10:1 Hinweise gefunden werden, welche der beiden Freisetzungsmechanismen beim jeweils untersuchten Probenmaterial vorherrschend ist (Erläuterungen: siehe Kapitel 3).

Bei der gemeinsamen Interpretation der Ergebnisse aus den Elutionstests mit W/F = 2:1 und W/F = 10:1 ist im Hinblick auf den Freisetzungsmechanismus folgendermaßen vorzugehen:

Weisen die Eluate mit einem W/F-Verhältnis von 2:1 und von 10:1 in etwa die gleiche Konzentration auf ($\pm 30\%$), so ist davon auszugehen, dass die Schadstofffreisetzung lösungslimitiert abläuft. Die Abschätzung der langfristig mobilisierbaren Schadstoffmasse erfolgt durch Hochrechnung der aktuellen Sickerwasserkonzentration mit der Sickerwassermenge von 50 Jahren.

langfristig mobilisierbare Schadstoffmasse bei Lösungs-limitierung

$$M_{lgmob} = c \cdot SWR \cdot 50 \quad (\text{Gleichung 1})$$

M_{lgmob} .. mobilisierbare Schadstoffmasse innerhalb von 50 Jahren, bezogen auf ein definiertes Volumen und eine definierte Fläche des kontaminierten Untergrundes

c..... durchschnittliche aktuelle Sickerwasserkonzentration, repräsentativ für den definierten Untergrundbereich

SWR .. durchschnittliche jährliche Sickerwasserrate aus dem definierten Untergrundbereich

Ist die Konzentration im Eluat W/F = 10:1 (in mg/l) kleiner als 70 % der Konzentration im Eluat W/F = 2:1, so ist davon auszugehen, dass eine Verfügbarkeits-limitierung vorherrscht. In diesem Fall sind zur Ermittlung der langfristig mobilisierbaren Schadstoffmasse Perkolations-tests durchzuführen.

langfristig mobilisierbare Schadstoffmasse bei Verfügbarkeits-limitierung

Liegt die Konzentration des Eluates W/F = 10:1 unter 10 % der Konzentration im Eluat W/F = 2:1, so kann dies entweder auf eine Probeninhomogenität oder auf analytische Schwierigkeiten hinweisen. In diesem Fall sind die Elutionen W/F = 2:1 und W/F = 10:1 zu wiederholen.

Ist die Konzentration im Eluat W/F = 10:1 größer als 130 % der Konzentration im Eluat W/F = 2:1, so ist davon auszugehen, dass im Zuge der Elution bei einem W/F-Verhältnis von 10:1 durch die höhere mechanische Belastung eine zusätzliche Schadstoffmobilisierung, z. B. durch Abrieb von Metallpartikeln, erfolgte. Dies ist im Prüfbericht zu vermerken. In diesem Fall kann aus den durchgeführten Eluattests keine Aussage zur langfristig mobilisierbaren Schadstoffmasse getroffen werden. Es sind daher ebenfalls Perkolations-tests nach Kapitel 5.1.4.2 durchzuführen.

Unsicherheit der Daten

In der Praxis kann eine eindeutige Unterscheidung der Freisetzungsmechanismen schwierig sein. Liegen keine klaren Erkenntnisse aus den durchgeführten Elutionsuntersuchungen vor und kann daraus keine eindeutige Abschätzung zur langfristig mobilisierbaren Schadstoffmasse getroffen werden, sind Perkolations-tests nach Kapitel 5.1.4.2 durchzuführen.

5.1.4.2 Perkolationsverfahren (Säulenversuch) auf Basis der DIN 19528 bis zu einem W/F-Verhältnis von 10:1

Anzuwendendes Standardverfahren (Abweichung zur Norm: siehe unten)

DIN 19528: Elution von Feststoffen – Perkolationsverfahren zur gemeinsamen Untersuchung des Elutionsverhaltens von anorganischen und organischen Stoffen

Anwendungsbereich

**langfristig
mobilisierbare
Schadstoffmasse
durch
Säulenversuche**

Das Perkulationsverfahren nach DIN 19528 dient auch zur Ermittlung der langfristig mobilisierbaren Schadstoffmasse, indem 10 % der zu untersuchenden Proben (mindestens 5) einer Probenserie bis zu einem W/F-Verhältnis von 10:1 eluiert werden. Bei anorganischen Schadstoffen ist dies nur durchzuführen, wenn sich aus den vorab durchgeführten Schüttelversuchen Hinweise auf ein verfügbarkeitslimitiertes Freisetzungverhalten ergeben haben oder wenn von vornherein das Perkulationsverfahren (ohne Schüttelverfahren) zur Charakterisierung des Schadstoffverhaltens herangezogen wird.

Um festzustellen, ob während des Perkulationsvorganges die Desorption der Schadstoffe unter Gleichgewichtsbedingungen erfolgt, sind bei W/F = 3:1 und W/F = 7:1 Fließunterbrechungen durchzuführen.

Verfahrensbeschreibung

Prinzipiell ist nach dem Perkulationsverfahren nach DIN 19528 vorzugehen (siehe Kapitel 5.1.3.2). Allerdings erfolgt die Perkolation bis zu einem W/F-Verhältnis von 10:1.

Abweichung zur Norm DIN 19528

Fließunterbrechungen

Es sind während des Perkulationsvorganges 2 Fließunterbrechungen mit einer Dauer von jeweils 24 h vorzunehmen.

- Fließunterbrechung 1: nach Erreichen von W/F = 3:1
- Fließunterbrechung 2: nach Erreichen von W/F = 7:1

Nach der Fließunterbrechung von 24 h ist der Perkulationsvorgang fortzuführen. Unmittelbar nach einer Fließunterbrechung wird eine Perkulationsmenge äquivalent zu einem Porenvolumen der gepackten Säule der Analytik zugeführt.

Ein Porenvolumen (PV) errechnet sich nach:

$$n = 1 - \rho_d / \rho_s \quad (\text{Gleichung 2})$$

n Porenanteil

ρ_d Rohdichte trocken in g/cm^3 (nach ÖNORM L 1068)

ρ_s Feststoffdichte in g/cm^3 (nach ÖNORM L 1068 entspricht ρ_R nach DIN 19528)

und

$$PV = V_s \cdot n \quad (\text{Gleichung 3})$$

PV Porenvolumen (in cm^3)

V_s Volumen des Säulenabschnitts, der mit dem zu untersuchenden Feststoff gefüllt ist

Das Perkolat ist jeweils durch Wechseln der Sammelflasche bei Erreichen folgender W/F-Verhältnisse getrennt zu sammeln (siehe auch DIN 19528), wobei höchstens eine Abweichung von 20 % zulässig ist:

0,3:1	1:1	2:1	3:1	ein PV nach 3:1	5:1	7:1	ein PV nach 7:1	10:1
-------	-----	-----	-----	-----------------	-----	-----	-----------------	------

Für spezielle Fragestellungen kann es sinnvoll sein, das Perkolat häufiger zu beproben.

Vorgangsweise bei Auftreten einer Trübung im Perkolat

Tritt eine starke Trübung ($> 100 \text{ FNU}^3$) nur zu Beginn der Perkolation auf und nimmt diese in weiterer Folge stark ab oder verschwindet vollständig, so ist die durch die ausgetretenen Partikel erfolgte Trübung als Artefakt zu werten. Um festzustellen, ob Schadstoffe überhaupt an Partikel gebunden sind, wird an Proben mit Trübung $> 100 \text{ FNU}$ nach Homogenisierung ein Aliquot der Perkolatfraktion nicht zentrifugiert analysiert. Die Zentrifugation nach DIN 19528 des verbliebenen Aliquotes ist vor der Analyse vorzunehmen.

Trübung im Perkolat

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

Anwendungsgrenzen

Der Versuch sollte generell nur bei Durchlässigkeiten von $k_f \geq 10^{-6} \text{ m/s}$ (in Ausnahmefällen von $k_f \geq 10^{-7} \text{ m/s}$) durchgeführt werden.

Interpretation der Daten

Die bis zu einem W/F-Verhältnis von 10:1 kumulierte Schadstoffmasse wird der langfristig mobilisierbaren Schadstoffmasse gleichgesetzt.

Nach Berechnung der pro Zeiteinheit real auf einem kontaminierten Standort anfallenden Sickerwassermenge kann theoretisch aus den Ergebnissen des Perkulationsversuches über das W/F-Verhältnis auch die real auf diesem Standort pro Zeiteinheit anfallende Schadstofffracht abgeschätzt werden. Eine solche Übertragung von Labor- auf Feldbedingungen ist jedoch prinzipiell mit den in Kapitel 4.4 beschriebenen hohen Unsicherheiten behaftet. Sofern Ergebnisse aus Elutionsuntersuchungen entsprechend Kapitel 5.1.4.1 vorliegen, sollten diese daher zur Prüfung der Plausibilität herangezogen werden.

Übertragung auf reale Verhältnisse

³ FNU: Formazine Nephelometric Units – Streulichtmessung (Winkel 90°) gemäß den Vorschriften der ISO 7027

Wird festgestellt, dass während der Perkolation die Schadstofffreisetzung nicht unter Gleichgewichtsbedingungen erfolgt ist, so ist zu berücksichtigen, dass unter verringerten Fließgeschwindigkeiten mit einer höheren Schadstoffmasse zu rechnen ist. Bei großen Abweichungen der Konzentrationen nach der Fließunterbrechung (> 200 % der Konzentration vor Fließunterbrechung oder annäherndes Erreichen der Anfangskonzentration) ist der Versuch mit einer geringeren Fließrate zu wiederholen.

5.2 Schwerflüchtige organische Schadstoffe

5.2.1 Probenvorbereitung

Grundsätze für alle Verfahren

Grundsätzlich sind Proben bei der Untersuchung auf schwerflüchtige organische Schadstoffe möglichst unverändert im Original zu belassen. Eine Lufttrocknung (< 40 °C) darf nur bei etwaigem Bedarf für eine Siebung oder Probenteilung erfolgen. Bei Proben mit einem Größtkorn > 32 mm ist das Überkorn zu brechen und das gebrochene Material ist der Probe wieder anteilmäßig beizumengen (genaue Verfahrensvorschriften dazu sind in den nachfolgend angeführten Normen enthalten).

5.2.2 Gesamtgehalte

Für die Ermittlung des Schadstoffinventars und der gesamten im Untergrund vorhandenen Schadstoffmasse sind an den zu untersuchenden Proben die Schadstoffgesamtgehalte durch Extraktion mit Lösungsmitteln nach den jeweiligen Regelverfahren zu bestimmen.

Verfahren

ÖNORMEN für PAK, PCB und MKW

Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK): ÖNORM L 1200: 2003-01-01 (Bodenproben) bzw. ÖNORM EN 15527: 2008-09-01 (Abfälle)

Polychlorierte Biphenyle (PCB): ÖNORM EN 15308: 2008-05-01, DIN ISO 10382: 2003-05 (Bodenbeschaffenheit), Methode nach Ballschmiter

Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW): ÖNORM EN 14039: 2005-01-01 (Abfälle), ISO 16703: 2005-12 (Bodenbeschaffenheit)

5.2.3 Abschätzung der aktuellen Sickerwasserkonzentration (schwerflüchtige organische Schadstoffe)

Anzuwendendes Standardverfahren (Abweichung zur Norm: siehe unten)

Bei Vorliegen von schwerflüchtigen organischen Schadstoffen ist zur Abschätzung der aktuellen Sickerwasserkonzentration (äquivalent zu den anorganischen Schadstoffen) ein Perkolationsverfahren (Säulenversuch) auf Basis der DIN 19528 (01-2009) durchzuführen.

DIN 19528: Elution von Feststoffen – Perkulationsverfahren zur gemeinsamen Untersuchung des Elutionsverhaltens von anorganischen und organischen Stoffen.

Anwendungsbereich

Das Perkulationsverfahren nach DIN 19528 ist auch zur Elution von organischen Stoffen ausgelegt (z. B. PAK, PCB, Mineralölkohlenwasserstoffe). Bei Vorliegen von organischen und anorganischen Schadstoffen in der zu untersuchenden Probe und einer ausreichenden Perkolatmenge kann die Analytik nach Auftrennung in Teilproben aus dem gleichen Perkolat erfolgen.

**PAK, PCB, MKW:
Säulenversuch**

Bei häufigerer Beprobung des Eluats während der Perkulation dient dieses Verfahren einer grundlegenden Charakterisierung des Freisetzungsverhaltens von Schadstoffen. Die freigesetzte Schadstoffmasse bis zu einem W/F-Verhältnis von 10:1 wird zur Abschätzung der langfristig mobilisierbaren Schadstoffmasse herangezogen (siehe Kapitel 5.2.4).

Verfahrensbeschreibung

Bei der Durchführung des Perkulationsverfahrens ist äquivalent zur Anwendung bei anorganischen Stoffen vorzugehen (siehe Kapitel 5.1.3.2). Unterschiede bestehen lediglich bei der Vorbereitung des Perkolats für die Analyse. Für die Bestimmung von organischen Stoffen ist grundsätzlich das Säulenperkolat ohne weitere Separations- und Filtrationsschritte zu analysieren.

**Perkulations-
vorgang**

Bei Vorliegen einer freien Schadstoffphase im Probenmaterial ist dies auf jeden Fall im Prüfbericht zu vermerken.

Als Minimumanforderung ist das Perkolat bis zu einem W/F-Verhältnis von 3:1 zu sammeln und der Analytik zuzuführen. Vorzugsweise sind die in der Norm angeführten Perkolate bei unterschiedlichen W/F-Stufen zu sammeln und zu analysieren (W/F-Verhältnis von 0,3:1; 1:1; 2:1; 3:1).

Abweichung zur Norm DIN 19528

Die Perkulation ist bis zu einem W/F-Verhältnis von 3:1 durchzuführen.

Vorgangsweise bei Auftreten von Schadstoffphase im Perkolat

Tritt nach erfolgter Perkulation Schadstoffphase im Perkolat auf, ist folgendermaßen vorzugehen:

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

**Schadstoffphasen
von Perkolat
trennen**

Vorgangsweise bei Auftreten einer Trübung im Perkolat

Da vor Austritt des Perkolats aus der Säule eine inerte Quarzsandschicht durchströmt wird, ist im Normalfall eine geringe Trübung des Perkolats zu erwarten.

Trübung > 100 FNU

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

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

Die Trübung des Perkolats ist an jeder zu analysierenden Probe zu bestimmen und im Prüfbericht anzuführen.

Anwendungsgrenzen

Der Versuch sollte generell nur bei Durchlässigkeiten von $k_f \geq 10^{-6}$ m/s (in Ausnahmefällen von $k_f \geq 10^{-7}$ m/s) durchgeführt werden.

Interpretation der Daten

Die häufig zu Beginn des Versuches (W/F < 1:1) im Perkolat auftretenden hohen Konzentration stellen meist ein Versuchsartefakt dar, da durch die Proben-gewinnung und den Einbau in die Säule eine Schadstoffmobilisierung unvermeidbar ist. Um Realitätsnähe zu garantieren, ist die Schadstoffkonzentration im Perkolat zwischen W/F = 1:1 und W/F = 3:1 als aktuelle Sickerwasserkonzentration zu interpretieren, wobei der Konzentrationsverlauf zu berücksichtigen ist. Erst bei Eintritt der häufig beobachtbaren Abflachung des Konzentrationsverlaufes sind die Ergebnisse als realitätsnahe anzusehen. Zeigt der Konzentrationsverlauf keine abnehmende Tendenz, kann auch der Mittelwert über alle Perkolatfraktionen als aktuelle Sickerwasserkonzentration interpretiert werden.

aktuelle Sickerwasser- konzentration

Bei Auftreten von Schadstoffphase im Perkolat:

Die Konzentration des Schadstoffes im Perkolat ohne Schadstoffphase wird als aktuelle Sickerwasserkonzentration interpretiert. Die Menge der Schadstoffphase wird bei der Interpretation der langfristig mobilisierbaren Schadstoffmasse hinzugezählt. Tritt nur zu Beginn des Versuches eine Schadstoffphase im Perkolat auf, ist dies eher als Versuchsartefakt zu werten. Tritt die Schadstoffphase bei allen Perkolatfraktionen auf, so sind weitere Überlegungen bezüglich eines Phasentransports am kontaminierten Standort notwendig.

Unsicherheit der Daten/Methodenvalidierung

Das Verfahren wurde in einem Ringversuch auch hinsichtlich PAK getestet. Die Verfahrenskenndaten sind in der Norm angeführt. Erste Erfahrung zeigen, dass Perkolationsuntersuchungen hinsichtlich Mineralölkohlenwasserstoffen oftmals nur schwer reproduzierbare Ergebnisse liefern.

5.2.4 Abschätzung der langfristig mobilisierbaren Schadstoffmasse (schwerflüchtige organische Schadstoffe)

Anzuwendendes Standardverfahren (Abweichungen zur Norm siehe unten)

DIN 19528: Elution von Feststoffen – Perkolationsverfahren zur gemeinsamen Untersuchung des Elutionsverhaltens von anorganischen und organischen Stoffen.

Anwendungsbereich

Das Perkolationsverfahren nach DIN 19528 dient (äquivalent zur Anwendung des Perkolationsverfahrens bei der Untersuchung anorganischer Schadstoffe) auch zur Ermittlung der langfristig mobilisierbaren Schadstoffmasse, indem 10 % der zu untersuchenden Proben (mindestens 5) einer Probenserie bis zu einem W/F-Verhältnis von 10:1 untersucht werden.

**langfristig
mobilisierbare
Schadstoffmasse**

Um festzustellen, ob während des Perkolationsvorganges die Desorption der Schadstoffe unter Gleichgewichtsbedingungen erfolgt, sind bei W/F = 3:1 und W/F = 7:1 Fließunterbrechungen durchzuführen.

Verfahrensbeschreibung

Prinzipiell ist nach dem Perkolationsverfahren nach DIN 19528 vorzugehen (siehe auch Kapitel 5.1.3.2). Allerdings erfolgt die Perkolations bis zu einem W/F-Verhältnis von 10:1.

Stets ist bei der Vorbereitung des Perkolats für die Analyse auf dessen Trübung zu achten. Bei FNU > 100 ist zu zentrifugieren.

Abweichung zur Norm DIN 19528

Fließunterbrechungen

Es sind während des Perkolationsvorganges 2 Fließunterbrechungen mit einer Dauer von jeweils 24 h vorzunehmen.

- Fließunterbrechung 1: nach Erreichen von W/F = 3:1
- Fließunterbrechung 2: nach Erreichen von W/F = 7:1

Details bei der Vorgehensweise sind äquivalent zur Untersuchung von anorganischen Schadstoffen (siehe Kapitel 5.1.4.2).

Vorgangsweise bei Auftreten von Schadstoffphase bzw. Trübung im Perkolat

Bezüglich des Auftretens von Schadstoffphase bzw. Trübung im Perkolat gelten die im Kapitel 5.2.3 angeführten Regelungen.

Anwendungsgrenzen

Der Versuch sollte generell nur bei Durchlässigkeiten von $k_f \geq 10^{-6}$ m/s (in Ausnahmefällen von $k_f \geq 10^{-7}$ m/s) durchgeführt werden.

Interpretation der Daten

Bezüglich der Interpretation der Daten gelten sinngemäß die unter Kapitel 5.1.4.2 angeführten Hinweise.

5.3 Leichtflüchtige organische Schadstoffe

5.3.1 Voraussetzungen und Einschränkungen aufgrund stofflicher Eigenschaften

Grundsätze und Schadstoffeigenschaften

Leichtflüchtige organische Schadstoffe (leichtflüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe (LHKW), aromatische Kohlenwasserstoffe (BTEX – Benzol, Toluol, Ethylbenzol, Xylole) und Phenole) sind in der wasserungesättigten Bodenzone je nach Dampfdruck, Wasserlöslichkeit und Sorptionsneigung in unterschiedlichen Anteilen sowohl gasförmig in der Porenluft (= „Bodenluft“) und gelöst im Porenwasser als auch sorbiert in der Feststoffphase des Bodens verteilt. Unter der Voraussetzung, dass die Geschwindigkeit der Gleichgewichtseinstellung zwischen den einzelnen Phasen hoch ist, kann davon ausgegangen werden, dass Sickerwasser in der wasserungesättigten Bodenzone bereits nach kurzer Sickerstrecke relativ schnell leichtflüchtige organische Schadstoffe aufnimmt. Es ist daher möglich und theoretisch zulässig, den Schadstoffgehalt in einer Phase (Gas-, Flüssig-, Festphase) auf Basis einfacher chemisch-physikalischer Gesetzmäßigkeiten aus der Konzentration in einer anderen Phase rechnerisch abzuleiten (REISINGER & GRATHWOHL 1996).

In Einzelfällen kann es bei gering durchlässigen Schichten und Stauwasserhorizonten in der wasserungesättigten Bodenzone auch zweckmäßig sein, Wasserproben zu entnehmen. Dabei ist zu beachten, dass die Repräsentativität aufgrund des Probenahmebereiches sowie aufgrund eines erhöhten Gehalts an Feinteilen deutlich eingeschränkt sein kann.

Stoffeigenschaften Ein Überblick und nähere Angaben zu den Stoffeigenschaften von leichtflüchtigen chlorierten und aromatischen Kohlenwasserstoffen finden sich im Anhang dieser Arbeitshilfe (siehe Kapitel 12.9 und 12.10). Im Leitfaden des Schweizer Projektes Chloronet (www.chloronet.ch) finden sich neben Stoffeigenschaften allgemeine Angaben zum Umweltverhalten von leichtflüchtigen chlorierten Kohlenwasserstoffen sowie ein Werkzeug zur Berechnung der Phasenverteilung bzw. von Sickerwasserkonzentrationen.

5.3.2 Rechnerische Ableitung von Sickerwasserkonzentrationen aus Bodenluftuntersuchungen

Henry-Konstante Unter Gleichgewichtsbedingungen kann für leichtflüchtige organische Schadstoffe die Konzentration im Sickerwasser unter Verwendung der Henry-Konstante (Verteilungskoeffizient zwischen Gas- und Wasserphase) aus der Konzentration in der Gasphase (Ergebnisse von Bodenluftuntersuchungen⁴) errechnet werden:

$$C_w = C_g/H \quad (\text{Gleichung 4})$$

C_w Sickerwasserkonzentration (in $\mu\text{g/l}$)

C_g Gehalt der Verbindung in der Gasphase (in mg/m^3)

H Henry-Konstante

Anwendungsgrenzen

feinkörniger Untergrund Bei gering durchlässigem Untergrund (Durchlässigkeiten von $k_f < 10^{-6}$ m/s), bei bindigen Böden oder hohem Wassergehalt sind Bodenluftuntersuchungen zur Erfassung möglicher Belastungen durch leichtflüchtige organische Schadstoffe nur eingeschränkt geeignet, sodass unter diesen Voraussetzungen eine Abschätzung von Sickerwasserbelastungen anhand entsprechender Messergebnisse nicht zweckmäßig ist. Das gilt auch bei Hinweisen auf Schadstoffphasen in der wasserungesättigten Bodenzone (z. B. unabhängig von der Bodenart leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe in Konzentrationsbereichen $> 1.000 \text{ mg/m}^3$ in der Bodenluft) oder im Grundwasserschwankungsbereich.

⁴ Für die Probenahme von Bodenluftproben kommen in der Praxis verschiedenste Probenahmetechniken zur Anwendung. Einen Überblick dazu gibt die ÖNORM S 2090 (Ausgabe 2006-01-01). Die Ergebnisse der Analysen von Bodenluftproben werden maßgeblich durch die jeweils angewandte Probenahmetechnik sowie die unmittelbaren Bedingungen bei der Probenahme (z. B. Temperatur, Wassergehalt der Bodenluft) beeinflusst. Dementsprechend ist die Vergleichbarkeit der Untersuchungsergebnisse bei Anwendung unterschiedlicher Probenahmetechniken und zu unterschiedlichen Probenahmetermen eingeschränkt.

Interpretation der Daten

Eine wesentliche Voraussetzung für die Auswertung und Interpretation der Ergebnisse von Bodenluftuntersuchungen ist eine eindeutige schichtspezifische Zuordnung des Probenahmebereiches (bevorzugt Probenahme mit Vorbohrung oder aus stationären Messstellen). Für die Abschätzung der Sickerwasserbelastungen sind Oberflächenbeschaffenheit und Untergrundaufbau aufgrund eines konzeptiven Standortmodells darzustellen und räumlich zu differenzieren. Die Unterscheidung und Abgrenzung relevanter Belastungsbereiche ist mit Bezug zu bekannten Schadensherden und konkretem Untergrundaufbau darzustellen. Dabei können auch Angaben zur Korngrößenverteilung sowie zum Wassergehalt zweckmäßig sein. Für die Unterscheidung von unterschiedlich belasteten Bereichen können Konzentrationsdifferenzen mit einem Faktor 2 (siehe Unsicherheit der Daten) bis 5 zweckmäßig sein. Für die Abschätzung von Sickerwasserfrachten sind Bereiche unterschiedlicher Belastung flächenbezogen zu unterscheiden, wobei in der vertikalen Verteilung jeweils die höchste gemessene Bodenluftkonzentration zu berücksichtigen ist.

schichtspezifische Zuordnung und Bezug zum Standortmodell

Unsicherheit der Daten

In Abhängigkeit von Temperatur, Wassergehalt und Druckschwankungen kann die Belastung der Gasphase der wasserungesättigten Bodenzone durch leichtflüchtige organische Schadstoffe deutlich variieren. Auch Erfahrungen bei Bodenluftuntersuchungen zeigen oft Schwankungen der Gehalte leichtflüchtiger organischer Schadstoffe im Jahresverlauf. Längerfristige Beobachtungen an stationären Messstellen zeigen dabei häufig Schwankungsbreiten in der Größenordnung des Faktors 2. Darüber hinaus ist zu bedenken, dass die Verteilung von leichtflüchtigen organischen Schadstoffen im Untergrund äußerst inhomogen sein kann und der Einzugsbereich bei der Probenahme von Bodenluft in Abhängigkeit von Art und konkreter Durchführung der Probenahme stark variieren kann. Im Vergleich zu allen anderen bereits genannten Gesichtspunkten sind Unsicherheiten einer Abschätzung von Sickerwasserbelastungen aufgrund der Annahme von Gleichgewichtsbedingungen im Untergrund relativ gering.

Schwankungen der Bodenluftzusammensetzung

5.4 Sickerwasserbelastung bei Altablagerungen mit hohem Anteil biochemisch reaktiver Abfälle

5.4.1 Einschränkungen bei der Abschätzung der Sickerwasserbelastung

Die in dieser Arbeitshilfe beschriebenen Verfahren und Methoden sind nur mit großen Einschränkungen dafür geeignet, die Sickerwasserbelastung durch organisch gebundenen Kohlenstoff und Stickstoff aus Altablagerungen mit einem hohen Anteil an biochemisch reaktiven Abfällen (z. B. Hausmülldeponien) abzuschätzen (siehe Kapitel 1). Diese Einschränkungen liegen einerseits in der im Allgemeinen sehr hohen Inhomogenität derartiger Ablagerungen, andererseits in der z. T. hohen Reaktivität der organischen Substanz sowie den spezifischen hydrogeochemischen Bedingungen im Deponiekörper begründet.

Einschränkungen durch Inhomogenität der Ablagerung

material- und strukturbedingte Inhomogenitäten

Inhomogenitäten in der Ablagerung entstehen durch

- die unregelmäßige Verteilung unterschiedlicher Abfallfraktionen (z. B. Hausmüll, Bauschutt, Bodenaushub) und die unregelmäßige Verteilung unterschiedlicher Abfälle innerhalb der Hausmüllfraktion selbst (materialbedingte Inhomogenitäten)
- sowie durch die Struktur der Abfallschüttung – etwa durch Sperrschichten aus Plastikfolien, lokale Verdichtungshorizonte, Randbereiche an der Böschung oder „Abflusskanäle“ (präferenzielle Sickerwege) im Ablagerungskörper (strukturbedingte Inhomogenitäten).

Beide Arten von Inhomogenitäten führen in der Ablagerung nicht nur zu einer räumlich inhomogenen Verteilung des Wassergehaltes und damit auch zu einer räumlichen Inhomogenität der mikrobiellen Abbauprozesse sondern auch zu einem sehr inhomogenen Sickerwasserströmungsfeld. Dieses ist durch Bereiche mit geringer Durchlässigkeit und hoher Speicherkapazität („Matrix“) und durch bevorzugte (präferenzielle) Sickerwege mit hoher Durchlässigkeit und geringer Speicherkapazität gekennzeichnet. Sowohl die Konzentrationen als auch die Mengen der Sickerwässer aus diesen beiden Regimes differieren dabei beträchtlich, die Konzentration etwa um z. T. mehrere Zehnerpotenzen. Das Sickerwasser an der Ablagerungsbasis stellt eine Mischung aus beiden Sickerwasseranteilen dar, wobei das Mischungsverhältnis im Allgemeinen nicht bekannt ist und zudem abhängig von den hydrologischen Verhältnissen stark variieren kann (ROSQVIST 1999, FELLNER et al. 2009). Des Weiteren ist zu beachten, dass aufgrund der hohen Inhomogenität große Teile der Deponie im Laufe der Zeit nicht oder kaum mit Sickerwasser in Berührung gekommen sind und daher ihr Reaktionspotenzial kaum abgenommen hat. Dieses Phänomen ist vor allem von vergleichsweise mächtigen Altablagerungen bekannt.

Nachbildung von Deponiebedin- gen im Labor nicht möglich

Aus den genannten Gründen ist es daher weder sinnvoll noch mit vertretbarem Aufwand praktisch möglich, Proben zu ziehen, aus denen sich Sickerwasserbelastungen ableiten ließen, die für die mittlere Sickerwasserkonzentration von Altablagerungen hausmüllähnlicher Zusammensetzung repräsentativ wären. Da es praktisch auch nicht möglich ist, die Inhomogenitäten, die unter realen Bedingungen auftreten, im Labormaßstab nachzubilden (FELLNER et al. 2009), ist auch der Einsatz von sogenannten Deponiesimulationsreaktoren (DSR) zur Abschätzung der Sickerwasserbelastung nur mit Einschränkungen möglich (siehe auch Kapitel 5.4.2).

Einschränkungen durch hohe Reaktivität der organischen Substanz

Unabhängig von der Inhomogenität ist die für historische Kontaminationen untypische, z. T. noch sehr hohe Reaktivität des abgelagerten Materials in Altablagerungen hausmüllähnlicher Zusammensetzung ein einschränkender Faktor für die Bestimmbarkeit der Sickerwasserbelastung.

Einschränkungen durch Deponiegasbildung

Dies gilt insbesondere für die Bestimmung der Sickerwasserbelastung durch organisch gebundenen Kohlenstoff mit Hilfe von Laborversuchen. Unter natürlichen Bedingungen werden in Hausmülldeponien im Zuge der mikrobiologischen Abbauprozesse mehr als 99 % des organisch gebundenen Kohlenstoffs in das Deponiegas transferiert und in Form von Methan und Kohlenstoffdioxid emittiert (BELEVI & BACCINI 1989). Die zu Beginn des Ablagerungsprozesses sehr hohen

Sickerwasserbelastungen durch organisch gebundenen Kohlenstoff (in der intensiven Methanphase treten CSB-Werte bis zu mehreren 1.000 mg O₂ pro Liter auf) repräsentieren also nur einen sehr kleinen Ausschnitt des Kohlenstoffhaushalts einer Hausmülldeponie. In herkömmlichen Laborversuchen, wie Eluat- oder Säulenversuchen, wird jedoch der Kohlenstofftransfer in das Deponiegas nicht erfasst. Durch das hohe Wasser-/Feststoffverhältnis sowie durch den vergleichsweise kurzen Kontakt des Abfallmaterials mit dem Lösungsmittel kommt es tendenziell zu einer starken Erhöhung des Kohlenstofftransfers in das Eluat oder Perkolat, da die durch das viele Wasser verstärkt gelöste organische Substanz in der kurzen Zeit mikrobiologisch nicht mineralisiert werden kann.

Dieser Effekt ist auch in Deponiesimulationsreaktoren (DSR) zu beobachten, die im Wesentlichen ungesättigte Säulenversuche mit Versuchsvolumina > 100 l und Gaserfassung darstellen und in denen hydrogeochemische Bedingungen herrschen, die denjenigen in realen Ablagerungen sehr ähnlich sind (HEYER et al. 1998b, SCHEELHAASE 1998). Bei solchen Versuchen finden bis zu 20 % der Gesamt-Kohlenstoffemission über den Sickerwasserpfad statt (DÖBERL et al. 2006).

Einschränkungen durch hydrogeochemische Bedingungen in der Ablagerung

Um aus Laboruntersuchungen belastbare Ergebnisse hinsichtlich der Sickerwasserbelastung durch Stickstoffverbindungen (Ammonium, Nitrat, Nitrit) zu erhalten, müssten die in Alttablagerungen hausmüllähnlicher Zusammensetzung unter natürlichen Bedingungen meist vorherrschenden nitratreduzierenden Bedingungen in den Laborversuch übertragen werden. Dies kann bei den in dieser Arbeitshilfe beschriebenen Laborversuchen jedoch nicht gewährleistet werden, sodass eine Abschätzung der Ammoniumbelastung mit Hilfe solcher Versuche im Allgemeinen nicht zweckmäßig ist.

***reduzierende
Bedingungen im
Feld***

Sinngemäß gilt dies auch für die Abschätzung der Sickerwasserbelastung durch Schwermetalle.

5.4.2 Alternative Abschätzung der Sickerwasserbelastung bei Alttablagerungen mit hohem Anteil biochemisch reaktiver Abfälle

Abschätzung der Sickerwasserbelastung aufgrund von Literaturdaten

Aufgrund der genannten Einschränkungen sollte bei der Abschätzung der Sickerwasserbelastung aus Alttablagerungen mit hohem Anteil biochemisch reaktiver Abfälle auf Literaturdaten zurückgegriffen werden. In der Literatur liegen zahlreiche Korrelationen zwischen dem Ablagerungsalter bzw. dem abgeschätzten Wasser-/Feststoffverhältnis und Sickerwasserkonzentration sowie Ableitungen aus Versuchen in Deponiesimulationsreaktoren (DSR) vor. Beispielfähig können genannt werden (die Auswahl der Literatur ist auch an ihrer Online-Verfügbarkeit ausgerichtet):

Korrelation mit dem Deponiealter

LUA NRW (2001); KRÜMPELBECK & EHRIG (1999); EHRIG & KRÜMPELBECK (2001); ZWEIFEL et al. (1999); DÖBERL et al. (2002)

Bei den in diesen Arbeiten angegebenen Sickerwasserkonzentrationen ist zu beachten, dass es sich bei den untersuchten Ablagerungen in der Regel um reine Hausmülldeponien mit Mächtigkeiten über 10 m und mit entsprechend hohen Sickerwasserbelastungen handelt.

Korrelation mit dem W/F-Verhältnis bzw. Ableitung aus DSR-Versuchen

NÖ LAK (2005): In dieser Arbeit wurden wenige Meter mächtige kommunale Alt-
ablagerungen, die mit unterschiedlichen Anteilen an Bauschutt und Aushub
vermischt waren, untersucht. Darüber hinaus wurden an Abfallproben dieser
Ablagerungen DSR-Versuche durchgeführt.

HEYER et al. (1998b): Untersuchungen an reinem Hausmüll in DSR.

DÖBERL et al. (2006) bzw. FELLNER et al. (2009): Vergleich der Daten von
Hausmülldeponien mit Ergebnissen aus DSR-Versuchen.

Größenordnungen von Sickerwasser- konzentrationen in Hausmülldeponien

Zusammengefasst bewegen sich die Konzentrationen der Sickerwässer aus
Alt-
ablagerungen hausmüllähnlicher Zusammensetzung mit Mächtigkeiten von
mindestens 10 m, einem Deponiealter von etwa 20 bis 30 Jahren, pH-Werten
von 7–8, reduzierenden Verhältnissen sowie jährlichen Sickerwasserraten von
ca. 100 mm bis 300 mm in folgendem Bereich:

- Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB) (als O₂): 100 mg/l – 1.000 mg/l
- Gesamter organisch gebundener Kohlenstoff (TOC): Nach EHRIG (1989) be-
trägt für Deponien, die sich in der Methanbildungsphase befinden, das
CSB:TOC-Verhältnis im Sickerwasser rund 2:1.
- Ammonium (als N): 100 mg/l – 1.000 mg/l
- Chlorid: 100 mg/l – 1.000 mg/l
- Schwermetalle: kleiner als die Einleitgrenzwerte in Fließgewässer gem. AEV
Deponiesickerwasser

Zu beachten ist, dass bei Sickerwässern aus Alt-
ablagerungen, die neben Haus-
müllanteilen auch hohe Anteile anorganischer Abfälle enthalten oder die sehr
geringe Mächtigkeiten bzw. sehr hohe Wasser-/Feststoffverhältnisse aufweisen,
CSB- und Ammonium-Konzentrationen auftreten können, die eine Größenord-
nung (eine Zehnerpotenz) oder mehr unter den angegebenen Werten liegen.

Abschätzung mit Hilfe von Deponiesimulationsreaktoren (DSR)

Spezialverfahren DSR nur eingeschränkt verwendbar

Als alternatives Laborverfahren zur Abschätzung der Sickerwasserbelastung
hinsichtlich Stickstoffverbindungen und Schwermetallen bieten sich oben er-
wähnte DSR-Versuche an, die jedoch sehr aufwändig sind und hohe Anforde-
rungen an Probenahme, Abfalleinbau, Betriebsführung und Dateninterpretation
haben. Für den Betrieb von DSR existiert zwar eine Standardarbeitsvorschrift
(HEYER et al., 1998a), aufgrund der hohen Anforderungen ist eine entsprechend
große Erfahrung des Laborpersonals dennoch unerlässlich. Erfahrungen mit

DSR-Versuchen blieben bis dato auf einige wenige wissenschaftliche Institutionen im deutschsprachigen Raum beschränkt. DSR-Versuche können daher nicht als Standardverfahren zur routinemäßigen Abschätzung der Sickerwasserbelastung gelten, ihre Anwendung ist nur in Einzelfällen bei besonderen Fragestellungen zu empfehlen.

5.4.3 Bestimmung des TOC im Eluat als sehr grober Anhaltspunkt für die Reaktivität der organischen Substanz

Die Beurteilung der Reaktivität der organischen Substanz in Altablagerungen sollte prinzipiell über Deponiegasmessungen, anhand organoleptischer Merkmale und der Bestimmung von Gesamtgehalten an organisch gebundenem Kohlenstoff (TOC) im Feststoff erfolgen.

Für zu deponierendes Material aus mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen (MBA) existieren messtechnisch belegte Korrelationen zwischen Parametern, die ein Maß für die Reaktivität der organischen Substanz darstellen (z. B. Atmungsaktivität), und dem TOC im Eluat. Da das in Altablagerungen hausmüllähnlicher Zusammensetzung vorliegende Material in manchen Fällen MBA-Material ähnlich ist, kann als einfaches Hilfsmittel zu einer sehr groben orientierenden Abschätzung der Reaktivität der organischen Substanz ein 10:1-Eluat des Materials gemäß ÖNORM S 2115 hergestellt und der Parameter TOC bestimmt werden.

TOC-Werte unter 100 mg/l im Eluat weisen im Allgemeinen auf geringe Werte, über 1.000 mg/l auf hohe Reaktivität des Materials hin.

TOC im Eluat – grobe Abschätzung der Reaktivität

5.5 Abschätzung der aktuellen Sickerwasserkonzentration und der langfristig mobilisierbaren Schadstoffmasse aus Gesamtgehalten

5.5.1 Schwerflüchtige organische Schadstoffe

Im Boden werden schwerflüchtige hydrophobe organische Schadstoffe im Wesentlichen durch die organische Substanz des Bodens zurückgehalten. Liegt die Konzentration in der Bodenlösung unterhalb der maximalen Löslichkeitskonzentration des organischen Schadstoffes, so kann das Gleichgewicht zwischen der Bodenlösung und dem an der organischen Substanz des Bodens sorbierten Anteil mit Hilfe von Sorptionsisothermen beschrieben werden. Dabei wird aus der Schadstoffkonzentration im Boden mittels experimentell bestimmter oder empirischer Koeffizienten die Gleichgewichts-Schadstoffkonzentration in der Bodenlösung bzw. im Sickerwasser errechnet. Auf diese Weise kann eine Abschätzung der Sickerwasserkonzentration aus analytisch ermittelten Gesamtgehalten erfolgen. Für schwerflüchtige organische Schadstoffe ist im Allgemeinen eine lineare Form der Sorptionsisotherme ausreichend (siehe z. B. UAG SICKERWASSERPROGNOSE 2008). In weiterer Folge wird konventionell der Koeffizient der linearen Sorptionsisotherme als K_d und der Koeffizient der nicht-linearen Freundlich-Isotherme als K_f bezeichnet (siehe z. B. DURNER et al. 2004).

rechnerische Ableitung anhand von Sorptionsisothermen

Hinweis Residualsättigung → siehe unten

$$c_s = K_d \cdot c_w \quad \text{(Gleichung 5)}$$

c_s sorbierte Schadstoffmasse (in μg Schadstoff pro kg Boden)

K_d linearer Verteilungskoeffizient (in l/kg)

c_w Konzentration des Schadstoffes in der Bodenlösung (in $\mu\text{g/l}$)

Da das Ausmaß der Sorption organischer Schadstoffe vor allem durch den Anteil an organischer Bodensubstanz bestimmt wird, kann der Verteilungskoeffizient für den jeweiligen Schadstoff auf den Gehalt der organischen Substanz normiert werden, d. h. der Verteilungskoeffizient K_d wird aus dem Anteil an organischer Substanz im Boden und aus der Literatur zu entnehmenden K_{oc} -Werten berechnet:

$$K_d = K_{oc} \cdot f_{oc} \quad \text{(Gleichung 6)}$$

$$f_{oc} = 0,01 \cdot C_{org}$$

K_{oc} organischer Kohlenstoff/Wasser Verteilungskoeffizient (in l/kg)

f_{oc} Anteil des organischen Kohlenstoffs im Boden (in kg/kg)

C_{org} organisch gebundener Kohlenstoffgehalt im Boden (Masse- %); dieser ist vorzugsweise analytisch zu erfassen oder im Zuge von Erkundungsmaßnahmen abzuschätzen (konventionell erfolgt die Berechnung von C_{org} aus den Humusgehalten durch Division mit dem Faktor 1,724)

K_{oc} -Werte im Anhang

Im Anhang sind für häufig auftretende organische Schadstoffe die K_{oc} -Werte angeführt.

Die Verteilung zwischen sorbierter Stoffmasse und Konzentration in der Bodenlösung errechnet sich aus den Gesamtgehalten, bezogen auf Volumen des Bodens (BUWAL 2000):

$$c_t = (c_s \cdot \rho + c_w \cdot \theta_w + c_g \cdot \theta_g) / \rho \quad \text{(Gleichung 7)}$$

c_t Gesamtgehalt des Schadstoffes in einer Bodenprobe (in $\mu\text{g/kg}$)

c_s, c_w, c_g Konzentration des Schadstoffes sorbiert (in $\mu\text{g/kg}$), gelöst in Wasser (in $\mu\text{g/l}$) und in der Gasphase (in $\mu\text{g/l}$)

ρ Rohdichte trocken (in kg/l): Hinweise zur Bestimmung bzw. Abschätzung der Rohdichte trocken sind im Anhang (siehe Kapitel 12.3) angeführt.

θ_w Anteil der Wasserphase am Gesamtvolumen der Probe (m^3/m^3)

θ_g Anteil der Gasphase am Gesamtvolumen der Feststoffphase (m^3/m^3)

Die Rohdichte (trocken) kann entweder mittels Stechzylinder nach ÖNORM L 1068 oder Volumenersatzverfahren bestimmt oder anhand von Erfahrungswerten geschätzt werden (siehe Anhang Tabelle 12). Bei höherem Anteil der Körnung > 2 mm kann die Rohdichte unter der Annahme einer definierten Feststoffdichte des Materials > 2 mm (dies ist meist die Dichte von Quarz: 2,65 kg/l) und einer festgelegten Rohdichte des Feinanteils < 2 mm errechnet werden (siehe dazu Anhang, Kapitel 12.5).

Durch Einsetzen von Gleichung 5 in Gleichung 7 und Vernachlässigung des Schadstoffes in der Gasphase ergibt sich:

$$c_w = c_t / (K_d + \theta_w / \rho) \quad (\text{Gleichung 8})$$

Dadurch kann über die Bestimmung des Gesamtgehaltes des Schadstoffes in der Probe die Konzentration des Schadstoffes in der Wasserphase abgeschätzt werden.

Anmerkung:

Bei Schadstoffen mit einem hohen Verhältnis zwischen Feststoffkonzentration und der Konzentration in der Bodenlösung (hoher K_d -Wert) kann in der Praxis der Unterschied zwischen c_t (analytisch ermittelter Gesamtgehalt) und c_s vernachlässigt werden. Das heißt zur Ermittlung von c_w ist es ausreichend, anstelle der Verwendung von Gleichung 8 c_t als c_s in Gleichung 5 einzusetzen.

Desorptionseigenschaften von Schadstoffgemischen

Liegen Schadstoffgemische an einem kontaminierten Standort vor, so ist davon auszugehen, dass jeder Einzelstoff dieses Gemisches (z. B. Mineralölkohlenwasserstoffe) unterschiedliche Adsorptions-/Desorptionseigenschaften aufweist. Bei der Abschätzung der Sickerwasserbelastung ist einerseits der Einzelstoff zu beurteilen, welcher den größten Anteil im Schadstoffgemisch aufweist, andererseits die Konzentration des Einzelstoffes zu ermitteln, welcher den niedrigsten K_{oc} -Wert aufweist, d. h. am stärksten vom Feststoff desorbiert wird. K_{oc} -Werte relevanter Schadstoffgemische (PAK, MKW) sind Kapitel 12 zu entnehmen.

Schadstoffgemische

Vorgangsweise bei Vorliegen von schwerlöslichen organischen Schadstoffen in Phase

Unterschreitet der Gehalt eines in Phase vorliegenden organischen Schadstoffes im Untergrund die sogenannte Residualsättigung (das für jeden Untergrundtyp spezifische Rückhaltevermögen für einen organischen Schadstoff), so findet kaum mehr ein Transport dieses Schadstoffes in Phase statt. Durchdringt Sickerwasser Bereiche, die mit diesen fein verteilten Phasenresten („residuale Phase“, „Blobs“) kontaminiert sind, kann angenommen werden, dass die Konzentration des gelösten Schadstoffes im Sickerwasser der Sättigungskonzentration entspricht (lösungslimitierte Freisetzung).

Schadstoffe in Phase

Die Abschätzung der aktuellen Sickerwasserkonzentration bei Vorliegen von residualer Phase im Boden erfolgt dementsprechend mit Hilfe von Literaturwerten über die Sättigungskonzentration des jeweiligen Schadstoffes (siehe Anhang, Kapitel 12.12). Liegt ein Schadstoffgemisch am untersuchten Standort vor (z. B. PAK in unterschiedlichen Teerarten), so weisen die in Phase befindlichen Schadstoffe andere Löslichkeiten auf als im Vergleich zu einem Auftreten als Einzelstoff. Bei Vorliegen relevanter Literaturdaten zur Löslichkeit von Schadstoffen aus spezifischen Schadstoffgemischen liefern diese damit eine bessere Möglichkeit, Sickerwasserkonzentrationen von Schadstoffgemischen abzuschätzen als die chemisch-physikalischen Eigenschaften des jeweiligen Einzelstoffes. Beispiele zu aus der Literatur bekannten Schadstoffgemischen sind dem Anhang zu entnehmen (siehe Kapitel 12.12.1).

Anwendung von Literaturdaten

Berechnungsbeispiele zur Abschätzung der aktuellen Sickerwasserkonzentration aus Gesamtgehalten sind dem Anhang zu entnehmen (siehe Kapitel 12.14).

5.5.2 Anorganische Schadstoffe

**rechnerische
Ableitung anhand
von Sorptions-
isothermen**

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

Freundlich-Isotherme:

$$S = K_f \cdot c_w^n \quad \text{(Gleichung 9)}$$

bzw. in logarithmierter Form:

$$\log S = \log K_f + n \cdot \log c_w \quad \text{(Gleichung 10)}$$

S sorbierte Schadstoffmasse (in μg Schadstoff pro kg Boden)

K_f Verteilungskoeffizient in der Freundlich-Gleichung

c_w Konzentration des Schadstoffes in der Bodenlösung (in $\mu\text{g/l}$)

n Freundlich-Exponent

Im Verteilungskoeffizient K_f spiegeln sich in gewisser Weise die Untergrundeigenschaften wie pH-Wert, Anteil an Humus, Tongehalte etc. wider. Mit dem Konzept der sogenannten „substratübergreifenden Sorptionsisotherme“ wurde versucht, diese Eigenschaften in die Parametrisierung der Sorptionsisotherme zu integrieren und somit eine Vorhersage von untergrundspezifischen Sorptionsparametern anhand von einfach zu bestimmenden (oder abzuschätzenden) Untergrundeigenschaften zu ermöglichen, ohne aufwändige Laboruntersuchungen durchführen zu müssen (UAG SICKERWASSERPROGNOSE 2008).

$$S = K_f \cdot c^n = K^* \cdot [H^+]^a \cdot [Ton]^b \cdot [C_{org}]^d \cdot [...] \cdot c^n \quad \text{(Gleichung 11)}$$

oder

$$\log S = \log K^* + a \cdot -\log (H^+) + b \cdot \log (Ton) + d \cdot \log (C_{org}) + [...] + n \cdot \log (c)$$

mit

$$\log K_f = \log K^* + a \cdot pH + b \cdot \log (Ton) + d \cdot \log (C_{org}) + [...]$$

mit

$$-\log (H^+) = \text{pH-Wert gemessen in CaCl}_2\text{-Lösung; } (-a) \cdot (\log (H^+)) = a \cdot -\log (H^+) \\ = a \cdot \text{pH-Wert}$$

Ton Tongehalt eines Substrates (in M- %)

C_{org} organisch gebundener Kohlenstoff (in M- %) (Humus = $C_{org} \cdot 1,72$)

Die Parameter zur substratspezifischen Sorptionsisotherme für ausgewählte Schwermetalle und Beispiele zur Berechnung sind im Anhang angeführt.

**Berechnungs-
parameter im
Anhang**

Zur Berechnung der Retardation als wesentlicher Parameter zur Bestimmung der Geschwindigkeit der Schadstoffverlagerung wird in vereinfachender Weise der linearisierte Koeffizient K_d der Sorptionsisotherme herangezogen (siehe Kapitel 5.7).

Retardation

In der linearen Form stellt sich die Sorptionsisotherme folgendermaßen dar:

$$K_d = S/c_w \quad (\text{Gleichung 12})$$

Durch Einsetzen von Gleichung 9 in Gleichung 12 ergibt sich der linearisierte Sorptionskoeffizient K_d :

$$K_d = K_f \cdot c_w^{n-1} \quad (\text{Gleichung 13})$$

Aus Gleichung 13 wird durch Einsetzen einer vorab aus der Freundlich-Isotherme ermittelten Sickerwasserkonzentration der K_d -Wert der linearen Sorptionsisotherme berechnet. Im Sinne eines Worst-Case-Szenarios sollte dabei die abgeleitete Sickerwasserkonzentration aus dem höchstkontaminierten Bereich des untersuchten Standortes eingesetzt werden, da dies eine Verminderung des K_d -Wertes und somit eine Reduzierung der Retardation bei der Abschätzung der Transportgeschwindigkeit bewirkt.

Bei Elementen, die nur eine sehr geringe Löslichkeit aufweisen, haben reine Adsorptions- und Desorptionsprozesse auf die Sickerwasserkonzentration einen geringeren Einfluss. So kann z. B. bei Blei die organische Substanz im Boden komplexierend wirken und somit die Konzentration im Sickerwasser erniedrigen. Lösliche organische Chelatbildner können vor allem bei pH-Werten > 6 andererseits auch eine konzentrationserhöhende Wirkung aufweisen (BLUME et al. 2002).

Einschränkungen

5.6 Abschätzung der Emissionsdauer und der maximal mobilisierbaren Schadstoffmasse

Emissionsdauer Die Bestimmung der Emissionsdauer einer Schadstoffquelle (entspricht der Dauer der Schadstofffreisetzung aus einer Schadstoffquelle) und die Bestimmung der maximal mobilisierbaren Schadstoffmasse (zur begrifflichen Abgrenzung zur „langfristig mobilisierbaren Schadstoffmasse“ im Sinne dieser Arbeitshilfe siehe Kapitel 3) kann bei folgenden Fragestellungen von Interesse sein:

- Grobe Abschätzung des über einen Zeitraum von mehreren Jahrzehnten hinausreichenden Umweltverhaltens eines kontaminierten Standortes.
- Beurteilung der Anwendungsmöglichkeiten und des Sanierungserfolges von (In-situ-)Sanierungstechnologien durch Gegenüberstellung der durch die Technologie mobilisierbaren mit den langfristig bzw. maximal mobilisierbaren Schadstoffmassen

Grundsätze der Abschätzung Für die Abschätzung der Emissionsdauer aus einem Schadstoffherd stehen grundsätzlich zwei unterschiedliche Verfahren zur Verfügung. In beiden Fällen ist es notwendig, die maximal mobilisierbare Schadstoffmasse abzuschätzen. Zusätzlich ist es sinnvoll eine „Grenzkonzentration“ einzuführen, mit deren Unterschreitung die Emissionsdauer zeitlich abgegrenzt wird. Diese Grenzkonzentration kann beispielsweise aus den Orientierungswerten der ÖNORM S 2088-1 für Eluate abgeleitet oder aus im Grundwasser zulässigen Stoffkonzentrationen unter Berücksichtigung der Verdünnung rückgerechnet werden.

Allgemein kann aufgrund der hohen Unsicherheiten, mit denen Verfahren zur Abschätzung der Sickerwasserbelastung behaftet sind, auch die Emissionsdauer nur eine Größenordnung (Zehnerpotenz) wiedergeben (z. B. Jahre, Jahrzehnte, Jahrhunderte oder Jahrtausende).

Abschätzung der Emissionsdauer aus Säulenversuchen mit hohen W/F-Verhältnissen (anorganische und schwerflüchtige organische Schadstoffe)

Säulenversuche mit hohem W/F-Verhältnis Bei Durchführung von Säulenversuchen kann die maximal mobilisierbare Schadstoffmasse sowie die Emissionsdauer prinzipiell mit Hilfe ein und desselben Versuches abgeschätzt werden. Zur Abschätzung der maximal mobilisierbaren Schadstoffmasse ist der Säulenversuch so lange durchzuführen, bis die gewählte Grenzkonzentration unterschritten ist. Dies ist bei verfügbarkeitslimitierter Schadstofffreisetzung aus Abbildung 2 unmittelbar ersichtlich. Bei anfangs lösungslimitierter Schadstofffreisetzung ist der Versuch so lange durchzuführen, bis aufgrund der Abnahme des Pools an verfügbaren Schadstoffen die Schadstofffreisetzung verfügbarkeitslimitiert und die Grenzkonzentration in weiterer Folge unterschritten wird. Die bis zum Unterschreiten der Grenzkonzentration akkumulierte ausgetragene Schadstoffmasse kann sehr grob der maximal mobilisierbaren Schadstoffmasse gleichgesetzt werden. Sollte die Grenzkonzentration auch nach sehr hohen W/F-Verhältnissen (> 10:1) nicht erreicht werden, so kann die maximal mobilisierbare Schadstoffmasse aus dem Kurvenverlauf des akkumulierten Schadstoffaustrages näherungsweise extrapoliert werden.

Die beschriebene Vorgangsweise setzt neben einer ausreichenden Repräsentativität der Probe und den in Kapitel 4.4 beschriebenen Einschränkungen auch voraus, dass die physikalisch-chemischen Bedingungen während des Säulenversuches denjenigen im Feld vergleichbar sind bzw. über die zeitliche Entwicklung vergleichbar bleiben.

In einem zweiten Schritt kann, wie in Kapitel 5.1.4.2 dargelegt, nach Berechnung der pro Zeiteinheit real auf einem kontaminierten Standort anfallenden Sickerwassermenge theoretisch aus den Ergebnissen eines Säulenversuches über das W/F-Verhältnis auch die real auf diesem Standort pro Zeiteinheit anfallende Schadstofffracht abgeschätzt werden. Die über das W/F-Verhältnis in reale Zeiteinheiten umgerechnete Zeitspanne bis zum Unterschreiten der Grenzkonzentration stellt demnach die Emissionsdauer der Schadstoffquelle dar.

Auch hier gelten sämtliche in Kapitel 4.4 beschriebenen Einschränkungen bei der Übertragung der Labor- auf Feldbedingungen. Sofern Ergebnisse aus Elutionsuntersuchungen entsprechend Kapitel 5.1.3.1 oder Kapitel 5.1.4.1 vorliegen, sollten diese daher zur Prüfung der Plausibilität herangezogen werden (Hochrechnung aus der aktuellen Sickerwasserkonzentration: siehe unten).

Hochrechnung der Emissionsdauer aus aktuellen Sickerwasserkonzentrationen und alternativen Verfahren (anorganische und schwerflüchtige organische Schadstoffe)

Alternativverfahren

Ausgangspunkt dieses Verfahrens sind die ermittelten aktuellen Sickerwasserkonzentrationen. Wurde die maximal mobilisierbare Schadstoffmasse aus Säulenversuchen mit hohen W/F-Verhältnissen (siehe oben) bestimmt, kann das hier beschriebene Verfahren auch als Plausibilitätsprüfung für Ersteres verwendet werden. In allen anderen Fällen ist die maximal mobilisierbare Schadstoffmasse entweder aufgrund von Erfahrungswerten, Schadstoffeigenschaften, Eigenschaften der Matrix, physikalisch-chemischen Milieubedingungen (siehe Kapitel 5) oder mit Hilfe anderer, in dieser Arbeitshilfe nicht näher beschriebener, Laborversuche abzuschätzen. Beispiele möglicher Verfahren dazu sind:

- pH-stat-Verfahren: z. B. ÖNORM CEN/TS 14997
- Serielle Extraktion: z. B. Kaskadentest nach NEN 7343 oder nach DURNER et al. (2004)
- Sequenzielle Extraktion: z. B. BCR-Extraction-Test nach URE et al. (1993)
- Extraktion mittels EDTA: z. B. nach ÖNORM L 1089

Bei Abschätzung der Emissionsdauer, also der Dauer der Schadstofffreisetzung, aus der aktuellen Sickerwasserkonzentration ist zu unterscheiden, ob die Schadstofffreisetzung verfügbarkeitslimitiert oder lösungslimitiert erfolgt (LABO 2008).

Bei lösungslimitierter Schadstofffreisetzung ist davon auszugehen, dass sich die Konzentration im Sickerwasser langfristig nicht verändert. Es ergibt sich daher:

$$C_{s1(0)} = C_{s1(t < t_e)} \quad (\text{Gleichung 14})$$

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

t_e Emissionsdauer des Schadensherdes

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

Bei verfügbarkeitslimitierter Schadstofffreisetzung kann das Abklingen der Konzentration mit einem exponentiellen Modell beschrieben werden:

$$c_{s1(t)} = c_{s1(0)} \cdot e^{-k_s \cdot t} \quad (\text{Gleichung 15})$$

$c_{s1(t)}$ Konzentration zum Zeitpunkt t (in $\mu\text{g/l}$)

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

k_s Abklingkoeffizient (1/Jahr)

t Zeitpunkt für den die Konzentration errechnet wird

Aus der abgeschätzten oder im Labor ermittelten maximalen mobilisierbaren Schadstoffmasse kann dann die Emissionsdauer einer Schadstoffquelle abgeleitet werden.

Bei konstanter Konzentration (lösungslimitiert) errechnet sich die Emissionsdauer durch (LABO 2008):

$$t_e = M_{mxmob} / (SWR \cdot c_{s1}) \text{ mit } c_{s1} = c_{s1(0)} \quad (\text{Gleichung 16})$$

t_e Emissionsdauer des Schadensherdes (in Jahren)

M_{mxmob} maximal mobilisierbare Schadstoffmasse pro Fläche im Bodenkörper (in g/m^2)

SWR ... Sickerwasserrate am Standort (in l pro m^2 und Jahr)

c_{s1} Schadstoffkonzentration im Sickerwasser beim Austritt aus der Quelle (in $\mu\text{g/l}$)

Bei exponentiell abnehmender Schadstoffkonzentration (verfügbarkeitslimitiert) errechnet sich die Emissionsdauer wie folgt:

$$t_e = (\ln c_{s1(0)} - \ln GK) / k_s \quad (\text{Gleichung 17})$$

t_e Emissionsdauer des Schadensherdes (in Jahren) bis zum Erreichen des Prüfwertes PW

$c_{s1(0)}$ aktuelle Schadstoffkonzentration im Sickerwasser bei $t = 0$ (in $\mu\text{g/l}$)

GK..... Grenzkonzentration (z. B. Prüfwert für Eluate nach ÖNORM 2088-1)

k_s Abklingkoeffizient (1/Jahr)

Der Abklingkoeffizient unter Annahme einer linearen Gleichgewichtsisotherme ergibt sich aus (LABO 2008):

$$k_s = c_{s1(0)} \cdot SWR / M_{mxmob} \quad (\text{Gleichung 18})$$

5.7 Abschätzung der Schadstoffverlagerung

Die Verfahren zur Abschätzung der Schadstoffverlagerung (inklusive Schadstoffabbau und -rückhalt) lassen sich grob in 3 Gruppen einteilen:

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

5.7.1 Qualitative Verfahren und verbal-argumentative Beurteilung

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

Untergrundeigenschaften

Eine Zusammenstellung diverser Einflussfaktoren zur verbal-argumentativen Beurteilung findet sich in ÖNORM S 2088-1 (2004).

5.7.2 Näherungsformeln zur Abschätzung der Geschwindigkeit der Schadstoffverlagerung

Mit Hilfe von Näherungsformeln kann die Geschwindigkeit der Schadstoffverlagerung grob quantifiziert werden (z. B. LENNARTZ 2003, LABO 2008).

In einem ersten Schritt ist die Sickerwasserrate am jeweiligen Standort durch Lösung der Wasserhaushaltsgleichung zu ermitteln (siehe Kapitel 6).

Als **mittlere Sickerwassergeschwindigkeit** und damit advective Transportgeschwindigkeit von nicht-reaktiven (nicht sorbierten) Schadstoffen ergibt sich:

Sickerwassergeschwindigkeit

$$v_{sm} = SWR/WG_{FK} \quad (\text{Gleichung 19})$$

v_{sm} mittlere Sickerwassergeschwindigkeit (Länge/Zeit)

SWR... Sickerwasserrate [Volumen/(Fläche • Zeit)]

WG_{FK} ... volumetrischer Wassergehalt bei Feldkapazität

Typische Werte der Feldkapazität für unterschiedliche Sedimente und Böden sind im Anhang (siehe Tabelle 13) dargestellt.

Die mittlere Verweilzeit des Sickerwassers und des darin transportierten Schadstoffes (ohne Berücksichtigung von Schadstoffrückhalt – also für einen nicht reaktiven Stoff) lässt sich wie folgt berechnen:

$$t_{sm} = z_s/v_{sm} \quad (\text{Gleichung 20})$$

t_{sm} mittlere Verweilzeit des Sickerwassers

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

Die **Dispersion** kann in einfacher Form berücksichtigt werden (LENNARTZ 2003) mit:

Dispersion

$$t_{sm} = (z_s - \lambda)/v_{sm} \quad (\text{Gleichung 21})$$

Die Dispersion erfolgt näherungsweise aus der Länge der Fließstrecke:

$$\lambda = z_s \cdot 0,1 \quad (\text{Gleichung 22})$$

Anmerkung: Die Dispersion kann bei dieser vereinfachenden Abschätzung der Verweilzeit in Anbetracht der großen Unsicherheiten bei diesem Verfahren (z. B. präferenzierter Fluss) auch vernachlässigt werden.

Retardation Die **Retardation** (R) des Schadstoffes durch Adsorption an der Untergrundmatrix kann aus dem linearen Adsorptionskoeffizienten K_d abgeleitet werden (Adsorptionskoeffizienten siehe Kapitel 5.5 bzw. Anhang):

$$R = 1 + K_d \cdot \rho / WG_{FK} \quad (\text{Gleichung 23})$$

ρ Trockenrohddichte des Untergrundes (Masse/Volumen)

Für die Berechnung von K_d siehe Kapitel 5.5.2.

Verweilzeit Als **Verweilzeit des Schadstoffes** unter Berücksichtigung der Retardation ergibt sich:

$$t_{sm} = R \cdot (z_s - \lambda) / v_{sm} \quad (\text{Gleichung 24})$$

Abbau vernachlässigt Der **Abbau von organischen Schadstoffen** bleibt bei dieser vereinfachenden Abschätzung anhand von Näherungsformeln unberücksichtigt.

Makroporenfluss Wenn Bereiche des Untergrundes nicht in das Transportgeschehen eingebunden sind (z. B. Makroporenfluss, „Fingerfluss“), so kann dies berücksichtigt werden, indem der Wassergehalt, der in die Berechnung der Sickerwassergeschwindigkeit eingeht, reduziert wird. In der Praxis ist davon auszugehen, dass diese Situation eher die Regel als die Ausnahme ist. Auch im Sinne eines Worst Case-Szenarios sollte zur Berechnung der Sickerwassergeschwindigkeit nicht der Wassergehalt bei Feldkapazität, sondern ein dementsprechend verringerter Wassergehalt eingesetzt werden.

LENNARTZ (2003) schlägt vor, den Wassergehalt bei Feldkapazität bei Auftreten von präferenziellem Fluss um einen Faktor 0,75 für Fingerfluss und 0,1–0,25 für Makroporenfluss zu reduzieren:

präferenzierter Fluss: $\theta = WG_{FK} \cdot R_f \quad (\text{Gleichung 25})$

R_f Reduktionsfaktor des Fließquerschnittes bei Auftreten von präferenziellem Fluss ($0,1 < R_f < 0,75$)

In der Praxis ist eine Vorhersage und Quantifizierung eines präferenziellen Fließvorganges nicht exakt möglich. In Extremfällen ist nicht auszuschließen, dass R_f auch Werte $< 0,1$ annehmen kann.

5.7.3 Numerische und analytische Berechnungsmethoden, Computersimulationen

Es existieren zahlreiche computergestützte Simulationsmodelle, um eine Transportbeschreibung der im Schadensherd freigesetzten Schadstoffe durchzuführen. Das Sächsische Landesamt für Umwelt und Geologie stellt auf seiner Web-Site eine Datenbank (DASIMA) zur Verfügung, die einen Überblick und eine Beschreibung am Markt erhältlicher Software-Produkte enthält:

<http://www.umwelt.sachsen.de/de/wu/umwelt/lfug/lfug-internet/infosysteme/irsa/jsp/anonym/dasima/>).

Als Beispiele können die in dieser Datenbank enthaltenen und speziell für Altlasten entwickelten Software-Produkte TransSIM (ARNOLD et al. 2001) und Si-WaPro DSS (KEMMESIES et al. 2007) genannt werden, die mathematische Simulationen zur Abschätzung des Schadstofftransportes in der ungesättigten Zone bis zum Eintritt in das Grundwasser erlauben. Ein in jüngster Zeit entwickeltes Software-Produkt, das auf stark vereinfachten Annahmen beruht, stellt das Programm ALTEX-1D (LABO 2008) dar.

Die Ermittlung der für das Modell notwendigen Eingangsparameter ist meist mit großen Unsicherheiten behaftet. Ebenso sind Phänomene wie präferenzieller Fluss, Ausbildung von Fließfingern etc., die in der Praxis häufig vorkommen, in diesen Modellen nur schwer abzubilden. Daher sind die aus den Simulationsrechnungen erhaltenen Ergebnisse als sehr unsicher einzustufen. In einzelnen Fällen könnten im Zuge vertiefender Untersuchungen Computersimulationen dem Verständnis der Prozesse an einem kontaminierten Standort dienen.

**Software-Produkte
für kontaminierte
Standorte**

**hohe Unsicherheit
bei Eingangs-
parametern**

6 VERFAHREN ZUR ABSCHÄTZUNG DER SICKERWASSERMENGE

Zur Berechnung von zeitbezogenen Stofffrachten ist es notwendig, die Sickerwasserrate, die pro Fläche an einem kontaminierten Standort anfällt, abzuschätzen.

Oberflächentypen

Es sind dabei vier unterschiedliche Typen von Oberflächen zu unterscheiden, wobei diese häufig in Kombination an einem Standort auftreten können:

1. Vegetationsbedeckte Flächen
2. unversiegelte Flächen ohne Vegetation
3. (teil)versiegelte Flächen (Asphalt, Pflasterung, Dächer) mit oder ohne Sickerwasserabführung durch Kanalisation
4. Oberflächenabdichtungen von Altablagerungen („Deponieabdichtungen“)

Für die jeweils auftretenden Teilflächen an einem Standort sind getrennt die Sickerwasserraten zu berechnen. Diese können zur Ermittlung der Schadstofffrachten (bezogen auf die jeweilige Teilfläche) herangezogen werden. Bei einer kleinflächigen Verschränkung der Teilflächen ist aus den einzelnen Sickerwasserraten eine flächengewichtete mittlere Sickerwasserrate zu errechnen, die zur weiteren Frachtabeschätzung heranzuziehen ist. Die detaillierte Vorgehensweise zur Abschätzung von Stofffrachten findet sich in Kapitel 7.

Beispiele zur Abschätzung der Sickerwassermenge bei unterschiedlichen Oberflächenbedingungen und unterschiedlichem Untergrundaufbau sind im Anhang (siehe Kapitel 12.13) dargestellt.

6.1 Abschätzung des Oberflächenabflusses

Unabhängig von der Art der Oberfläche ist es im Allgemeinen schwierig, einen etwaigen Oberflächenabfluss von der zu beurteilenden Fläche abzuschätzen, sofern dazu keine Messungen oder Beobachtungen existieren.

Vernachlässigung bei fehlenden Daten

Im Sinne einer „Worst Case-Annahme“ ist daher bei Fehlen entsprechender Untersuchungen der Oberflächenabfluss zu vernachlässigen.

Für geneigte, unversiegelte Flächen kann als grober Anhaltspunkt angenommen werden, dass sich bei Oberflächenneigung von $> 5\%$ die Infiltrationsrate aufgrund des zu erwartenden erhöhten Oberflächenabflusses von Niederschlägen um den Faktor 0,9 und bei Oberflächenneigungen von $> 10\%$ um den Faktor 0,8 reduziert (NÖ LAK 2005).

6.2 Berechnung der Sickerwasserrate bei vegetationsbedeckten Flächen

TUB-BGR-Verfahren

Die jährlichen Sickerwasserraten bei vegetationsbedeckten Flächen sind nach dem TUB-BGR-Verfahren (WESSOLEK et. al. 2004) abzuleiten. Dieses Verfahren ist in den „Empfehlungen für die Charakterisierung und Parametrisierung des Transportpfades Boden – Grundwasser als Grundlage für die Sickerwasserprognose“ des deutschen „Unterarbeitsgruppe Sickerwasserprognose“ beschrieben. Dabei wird einerseits zwischen Standorten mit und ohne kapillaren Aufstieg aus dem Grundwasser sowie andererseits nach Vegetationstypen (Grünland, Acker, Wald) unterschieden. Als wahrscheinlich häufigster Fall ist an dieser Stelle die Vorgangsweise bei Grünland ohne Grundwasserbeeinflussung beschrieben. Die entsprechenden Berechnungsformeln für die Vegetationstypen Acker und Wald sind im Anhang dargestellt (siehe Kapitel 12.7).

Dieses Verfahren ist für ebene Standorte ohne Oberflächenabfluss ausgelegt.

In einem ersten Schritt ist das **pflanzenverfügbare Wasser** im Sommerhalbjahr zu berechnen:

$$WV = nFK_{We} + Nd_{som} \quad (\text{Gleichung 26})$$

WV..... pflanzenverfügbare Wassermenge im Sommerhalbjahr (1. April bis 30. September) (in mm)

Nd_{som}... Niederschlag im Sommerhalbjahr (1. April bis 30. September) (in mm)

nFK_{We}... nutzbare Feldkapazität im effektiven Wurzelraum: Wassermenge, die im Bodenprofil gespeichert werden kann und für Pflanzen verfügbar ist (in mm)

We effektiver Wurzelraum: Bodentiefe, bis zu der Pflanzenwurzeln in Trockenjahren das Bodenwasser ausschöpfen können. Eine exakte Bestimmung erfolgt mittels Wassergehaltmessungen am Ende einer Vegetationsperiode in einem Trockenjahr. Eine Tabelle über die durchschnittliche Tiefe des effektiven Wurzelraums für unterschiedliche Vegetationstypen und unterschiedliche Bodenbedingungen ist im Anhang, Kapitel 12.6 angeführt.

Tabelle 6: Abschätzung der nutzbaren Feldkapazität (in mm pro dm Boden).

Bodenart	nutzbare Feldkapazität (nFK)
Sand	7
Sandiger Lehm	12
Lehm*, Schluff	20
Toniger Lehm	15

* unter Lehm im bodenkundlichen Sinn wird ein Gemisch aus Sand, Schluff und Ton verstanden

Ein Humusanteil von 1 bis 3 M- % erhöht die nFK in der jeweiligen Schicht um 3 mm, ein Humusanteil > 3 M- % um 5 mm.

Ein Anteil an Kies und Steinen (Fraktion > 2 mm) reduziert die nFK um den jeweiligen Volumsanteil der Fraktion > 2 mm:

$$nFK_{GK} = (1 - GK/100) \cdot nFK \quad (\text{Gleichung 27})$$

nFK_{GK} ... nutzbare Feldkapazität unter Berücksichtigung der Fraktion > 2 mm

GK Anteil der Fraktion > 2 mm in Vol- % (errechnet aus Korngrößenverteilung oder visuell geschätzt bei der Standorterkundung). Die Schätzung bzw. Berechnung aus einer vorliegenden Korngrößenverteilung in M - % ist in Kapitel 12.5 dargestellt.

wenn $WV > 700$ mm, dann ist:

$$SWR_V = Ndjahr - ET0 \cdot 1,20 \cdot [0,66 \cdot \log(1/ET0) + 2,79] \quad (\text{Gleichung 28})$$

SWR_V ... jährliche Sickerwasserrate einer vegetationsbedeckten Fläche (in mm/a)

$Ndjahr$... mittlere jährliche Niederschlagshöhe (in mm/a)

$ET0$ mittlere jährliche potenzielle Verdunstungshöhe als FAO-Gras-Referenzverdunstung (in mm/a): Dieser Parameter kann dem Österreichischen Hydrologischen Atlas entnommen werden.

wenn $WV \leq 700$ mm, dann ist:

$$SWR_V = Ndjahr - ET0 \cdot [1,79 \cdot \log(nFK_{We} + Ndsom) - 3,89] \cdot [0,66 \cdot \log(1/ET0) + 2,79] \quad (\text{Gleichung 29})$$

Grad der Pflanzenbedeckung

Liegt am Standort eine verminderte Pflanzenbedeckung vor, so ist diese prozentmäßig im Vergleich zu einem normalen Grünlandstandort abzuschätzen. Die Sickerwasserrate berechnet sich dann als flächengewichtetes Mittel aus den Flächentypen mit Vegetation und ohne Vegetation (Brachfläche, siehe Kapitel 6.3):

$$SWR = (D/100) \cdot SWR_V + ((1-D)/100) \cdot SWR_B \quad (\text{Gleichung 30})$$

D Grad der Pflanzenbedeckung in % zu einem landwirtschaftlich genutzten Grünlandstandort

SWR_B ... jährliche Sickerwasserrate einer vegetationslosen Fläche (in mm/a)

Die Berechnungsweisen unter Berücksichtigung des kapillaren Aufstiegs nach dem TUB-BGR-Verfahren sind in den „Empfehlungen für die Charakterisierung und Parametrisierung des Transportpfades Boden – Grundwasser als Grundlage für die Sickerwasserprognose“ (JAG SICKERWASSERPROGNOSE 2008) beschrieben.

Abschätzung des Wasserentzugs von Einzelbäumen

Soll die Reduktion der Sickerwasserrate durch Einzelbäume in die Wasserbilanz miteinbezogen werden, kann die Berechnung nach TUB-BGR für den Vegetationstyp Wald durchgeführt und können die Ergebnisse auf die durch Bäume bedeckte Fläche bezogen werden. Beträgt die durch Einzelbäume abgedeckte Fläche weniger als 20 % einer Teilfläche, so kann die Reduktion der Sickerwasserrate durch den Wasserentzug der Bäume in vereinfachter Weise folgendermaßen abgeschätzt werden:

Die Evapotranspirationsrate für Nadelwald ist für mitteleuropäische Verhältnisse mit ca. 600 mm pro Jahr anzusetzen, für Laubwald ca. 500 mm. Ist die jährliche Niederschlagshöhe geringer, so wird diese als Evapotranspirationsrate herangezogen. Die Ausbreitung der Wurzeln und somit die Fläche, unter der die Baumwurzeln Wasser entziehen, kann annähernd mit dem Durchmesser der Kronentraufe gleichgesetzt werden. Die pro Jahr entzogene Wassermenge ergibt sich bei Koniferen mit:

Evapotranspirationsrate für Nadelwald

$$W_K = F_B \cdot ET_K \quad (\text{Gleichung 31})$$

und bei Laubbäumen mit:

$$W_L = F_B \cdot ET_B \quad (\text{Gleichung 32})$$

W_K und W_L ... von einer Konifere bzw. einem Laubbaum entzogene Wassermenge (in l)

F_B von einem Baum überdeckte Fläche (in m²)

ET_K jährliche Evapotranspirationsrate für Koniferen (600 mm/a)

ET_B jährliche Evapotranspirationsrate für Laubbäume (500 mm/a)

6.3 Berechnung der Sickerwasserrate bei vegetationslosen, nicht versiegelten Flächen

Bei versickerungsfähigen Flächen ohne (wesentliche) Vegetation („unbefestigte Flächen“) ist zur Berechnung der Sickerwasserrate lediglich die Evaporation von der Bodenoberfläche von der Niederschlagshöhe abzuziehen (bei Vernachlässigung des Oberflächenabflusses). Da nach Abtrocknung der Bodenoberfläche die Evaporation praktisch gegen Null geht, ist neben den verdunstungssteuernden meteorologischen Parametern (Temperatur, Luftfeuchte, Wind, Strahlung) vor allem die Niederschlagsverteilung (Häufigkeit von Regenereignissen und Niederschlagsintensität) von entscheidender Bedeutung. In der Praxis müssten diese Werte zumindest auf täglicher Basis vorhanden sein, um eine standortspezifische Berechnung der Evaporation durchführen zu können. Da andererseits die Menge der Evaporation im Vergleich zur Niederschlagshöhe und zur Evapotranspiration von Pflanzen relativ gering ist und vegetationslose Flächen an Altstandorten meist aus sandig/kiesigem Material bestehen (welches eine gute Drainagewirkung aufweist und rasch abtrocknet und somit geringe Evaporationsmengen aufweist) ist es ausreichend, die Evaporation nur grob abzuschätzen. Diese kann österreichweit mit 0,6 mm/d gemittelt über ein ganzes Jahr angesetzt werden (vgl. z. B. KEMMESIES et al., 2007). Die jährliche Evaporationshöhe wird dementsprechend für Österreich mit ca. 200–250 mm angenommen. Dies bedeutet für die Sickerwasserrate bei nicht bewachsenen Flächen:

Sickerwasser = Niederschlag minus Evaporation

$$SWR_{UF} = Nd_{\text{Jahr}} - 225 \text{ [mm/a]} \quad (\text{Gleichung 33})$$

SWR_{UF} ... jährliche Sickerwasserrate einer vegetationslosen Fläche (in mm/a)

Nicht versickerungswirksamer Oberflächenabfluss ist von der Jahresniederschlagshöhe abzuziehen. Liegen dazu keine Daten vor ist im Sinne einer „Worst Case-Annahme“ der Oberflächenabfluss zu vernachlässigen.

6.4 Berechnung der Sickerwasserrate bei (teil)versiegelten Flächen (Pflasterung) mit oder ohne Sickerwasserabführung durch Kanalisation

Oberflächenabfluss, Versickerung, Kanalisation

Bei diesem Flächentyp ist es wesentlich, in welchem Ausmaß das oberflächlich abfließende Wasser durch eine Kanalisation erfasst und aus dem Bereich der kontaminierten Fläche abgeleitet wird. Es ist dabei zu berücksichtigen, dass bei gepflasterten Flächen, aber auch bei älteren Versiegelungen (z. B. rissiger Asphalt) ein nicht unwesentlicher Teil des Niederschlagswassers in den Untergrund infiltrieren kann, bevor es die Kanalisation erreicht.

FLÖTER (2006) gibt für norddeutsche Klimaverhältnisse an, dass bei Pflasterung mit einem Fugenanteil von 5 % der Fläche 80 % des Niederschlags versickern, 8 % verdunsten und 12 % oberflächlich abfließen.

Bei der Abschätzung der Sickerwasserraten ist folgendermaßen vorzugehen:

In einem ersten Schritt ist abzuschätzen, welcher Anteil des Jahresniederschlags auf der zu beurteilenden Fläche versickert und welcher Anteil oberflächlich abfließt und in weiterer Folge entweder durch eine Kanalisation abgeführt wird oder in angrenzenden Flächen versickert. Schätzwerte dazu sind nachfolgender Tabelle zu entnehmen (die Schätzwerte wurden anhand von Abflussbeiwerten und weiteren Literaturangaben zusammengestellt).

Tabelle 7: *Geschätzter Anteil des abfließenden, verdunstenden und versickernden Jahresniederschlags in Abhängigkeit von der Bodenversiegelung.*

Art und Zustand der Versiegelung*	Oberflächenabfluss A _o	Verdunstung	Versickerung
	(in Kanalisation oder benachbarte Flächen)		
	% von Nd _{Jahr}	% von Nd _{Jahr}	% von Nd _{Jahr}
Asphalt neuwertig	90	10	0
Asphalt mit geringen Schäden; Pflasterung mit Fugenguss	70–80	10	10
Asphalt mit mittelstarken Schäden, Pflasterung mit altersbedingter ver-ringerter Durchlässigkeit	50–70	10	15–35
Asphalt mit starken Schäden, Pflas-terung mit durchlässigen Fugen (Flächenanteil der Fugen > 5 %)	10–50	10	40–80

* bei stärkerer Neigung der zu beurteilenden Fläche erhöht sich der Oberflächenabfluss und verringert sich die Versickerung

Nd Niederschlag

In einem zweiten Schritt ist zu beurteilen, welche Wassermenge tatsächlich durch die Kanalisation abgeführt wird und welcher Anteil des Oberflächenabflusses in angrenzenden Flächen versickert. Dabei sind das Vorhandensein entsprechender Kanalisationsanlagen und deren technische Funktionsfähigkeit zu prüfen. Die Neigungsverhältnisse der zu beurteilenden Fläche sind ebenfalls zu berücksichtigen. Optimalerweise sind diese Ergebnisse durch Abflussmes-sungen in der Kanalisation zu verifizieren. Wird das Wasser oberflächlich aus dem Bereich des kontaminierten Standortes hinaus abgeführt, ist es für die Be-rechnung der Sickerwasserrate nicht mehr von Relevanz.

Wasser, das von einer versiegelten Fläche abfließt und in einer angrenzenden Fläche versickert, ist als zusätzlicher Niederschlagsinput für diese Fläche zu werten und geht je nach Flächentyp (mit oder ohne Vegetation) in die Berechnung ein.

6.5 Oberflächenabdichtungen von Altlablagerungen

Bei Altlablagerungen mit hydraulisch dichten Oberflächenabdeckungen ($k_f \leq 1,0E-08$ m/s) kann die anfallende Sickerwassermenge in Abhängigkeit von der Ausbildung der Abdichtung mit Hilfe folgender Anhaltspunkte grob abgeschätzt werden (Annahme: Saldo des Wasserspeichers im Ablagerungskörper ist Null; Abschätzung des Oberflächenabflusses bei geneigten Abdeckungen nach Kapitel 6.1):

- 10 % des Niederschlags bei Oberflächenabdichtungsmächtigkeiten von mehr als 1 m und hauptsächlichlicher Verwendung von dichtem Material mit $k_f \leq 1,0E-08$ m/s (Lehm oder Korngemische mit entsprechendem Anteil an bindigem Material).
- 5 % des Niederschlags bei Oberflächenabdichtungen wie mehrlagigen verdichteten mineralischen Dichtschichten ($k_f \leq 1,0E-09$ m/s) oder Kunststoffdichtungsbahnen.

Die hydraulische Durchlässigkeit der Oberflächenabdichtung ist dabei im Allgemeinen mit Hilfe von Feldversuchen (z. B. Versickerungsversuche, Standrohrversuche gemäß ÖNORM B 4422-2) zu ermitteln.

Bei geringer mächtigen Abdeckungen (< 1 m) oder Abdeckungen mit geringer hydraulischer Dichtwirkung ($k_f > 1,0E-08$ m/s) ist die Sickerwassermenge in Abhängigkeit von der Vegetation analog den Kapiteln 6.2 oder 6.3 abzuschätzen.

**hydraulisch dichte
Oberflächen-
abdeckungen**

7 VORGANGSWEISE BEI DER ABSCHÄTZUNG VON STOFFFRACHTEN

Grundsätze Zur Abschätzung der von einem kontaminierten Untergrundbereich im Sickerwasser ausgetragenen Schadstofffracht sind Informationen über die räumliche Verteilung der Schadstoffkonzentration im Sickerwasser sowie über die flächige Verteilung der korrespondierenden Sickerwassermenge notwendig. Zur Abschätzung der Sickerwasserkonzentrationen sind im Allgemeinen Verfahren gemäß Kapitel 5 und zur Abschätzung der Sickerwassermenge Verfahren gemäß Kapitel 6 heranzuziehen. Die Abgrenzung des jeweiligen kontaminierten Untergrundbereiches selbst ist prinzipiell über Gesamtgehalte bzw. den organoleptischen Befund vorzunehmen.

schrittweises Vorgehen Durch die im Folgenden beschriebene, schrittweise Vorgehensweise können Schadstofffrachten im Sickerwasser mit Hilfe einer vereinfachten Berechnung grob abgeschätzt werden. Berechnungsbeispiele finden sich im Anhang, Kapitel 12.14.

Schritt 1: Vertikale Verteilung von Sickerwasserkonzentrationen

Jedem betrachteten vertikalen Ausschnitt (Untergrundaufschluss bzw. Gruppe von Untergrundaufschlüssen) des kontaminierten Untergrundbereiches ist eine repräsentative Sickerwasserkonzentration zuzuordnen. Sollten an einem vertikalen Ausschnitt in unterschiedlichen Tiefen unterschiedliche Sickerwasserkonzentrationen ermittelt worden sein, so ist im Allgemeinen die höchste Konzentration für die weitere Abschätzung heranzuziehen.

Schritt 2: Festlegung von flächenbezogenen Sickerwasserkonzentrationen

In einem zweiten Schritt werden die den vertikalen Ausschnitten zugeordneten Sickerwasserkonzentrationen Flächen (Polygonen) zugeordnet, für die diese Sickerwasserkonzentrationen repräsentativ sein sollen. Die Festlegung dieser Flächen ist nachvollziehbar auf Basis aller vorliegenden Untersuchungsergebnisse vorzunehmen und zu dokumentieren und kann z. B. anhand ähnlicher Schadstoffgesamtgehalte oder organoleptischer Merkmale erfolgen. Sind keine anderweitigen Hinweise vorhanden, so können vereinfachend rechteckige Flächen angenommen werden. Benachbarten Bereichen ähnlicher Sickerwasserkonzentrationen können Mittelwerte (Mediane) zugeordnet werden. Als ähnliche Sickerwasserkonzentrationen können in der Regel solche gelten, die innerhalb derselben Größenordnung (derselben Zehnerpotenz) liegen. Unterscheiden sich die Sickerwasserkonzentrationen benachbarter Bereiche um mehr als eine Zehnerpotenz, so sind die betreffenden Flächen für die Berechnung der Stofffrachten getrennt voneinander zu betrachten.

Schritt 3: Festlegung von flächenbezogenen Sickerwassermengen

In diesem Schritt sind die gemäß Kapitel 6 ermittelten flächenbezogenen Sickerwassermengen heranzuziehen und (nochmals) insbesondere hinsichtlich des Vorliegens versiegelter Flächen zu überprüfen.

Schritt 4: Flächenbezogene Abschätzung von aktuellen Sickerwasserfrachten

An den Flächen, die sich durch den Verschnitt der Flächen gleicher Sickerwasserkonzentrationen mit den Flächen gleicher Sickerwassermengen ergeben, sind jeweils Sickerwasserfrachten nach folgenden Gleichungen abzuschätzen:

$$Q_{SIWA} = A \cdot SWR \text{ (in m}^3\text{/s)} \quad (\text{Gleichung 34})$$

$$F_{SIWA} = c_{SIWA} \cdot Q_{SIWA}$$

Q_{SIWA} ... flächenbezogene Sickerwassermenge (in m³/d)

F_{SIWA} ... flächenbezogene Stofffracht im Sickerwasser (in g/d)

c_{SIWA} ... mittlere für eine Teilfläche gültige Sickerwasserkonzentration (in g/m³, entspricht mg/l)

Schritt 5: Abschätzung der aktuellen Gesamtfracht im Sickerwasser

Zur Abschätzung der aktuellen Gesamtfracht, die im Bereich der Untergrundkontamination im Sickerwasser transportiert wird, sind die ermittelten flächenbezogenen Sickerwasserfrachten zu addieren.

Schritt 6: Qualitative (semiquantitative) Berücksichtigung des Transportes

Siehe Kapitel 5.7.

Schritt 7: Abschätzung der mittel- bis langfristigen Entwicklung der Schadstofffrachten

Bei mittel- bis langfristig gleichbleibenden geochemischen (z. B. pH-Wert, Redoxpotenzial) und hydrologischen (Sickerwassermenge) Rahmenbedingungen kann die Entwicklung der Schadstofffrachten im Sickerwasser näherungsweise aus den Ergebnissen von Säulenversuchen abgeleitet werden (siehe Kapitel 5).

Liegen keine Ergebnisse aus Säulenversuchen vor, kann die Entwicklung der Stofffrachten in einem ersten Ansatz sehr grob mit Hilfe des vermuteten oder ermittelten Schadstofffreisetzungstyps abgeleitet werden. Bei (überwiegend) lösungslimitierter Schadstofffreisetzung kann generell mittel- bis langfristig eine konstante gemäß Kapitel 5 ermittelte Konzentration bzw. Fracht angesetzt werden. Bei (überwiegend) verfügbarkeitslimitierter Freisetzung ist gemäß Kapitel 5.6 vorzugehen.

Unabhängig von den Ergebnissen aus Untersuchungen gemäß Kapitel 5 ist in Bezug auf eine mögliche mittel- bis langfristige Verringerung oder Erhöhung der Mobilisierung von Schadstoffen zu prüfen, ob es z. B. durch Nutzungsänderungen zu einer Änderung der Oberflächenbeschaffenheit im Bereich der Untergrundkontamination (z. B. Ver- oder Entsiegelung) bzw. der Oberflächenabdeckung im Falle von Altablagerungen kommen kann bzw. ob solche Änderung zu erwarten sind. Insbesondere bei Metallschäden ist des Weiteren zu prüfen, ob eine Veränderung der geochemischen Bedingungen (pH-Wert und Redoxpotenzial) im Bereich der Untergrundkontamination zu erwarten ist, die zur Immobilisierung (z. B. durch Erhöhung des pH-Werts bzw. durch Etablierung reduzierender Verhältnisse) oder Mobilisierung (z. B. durch Senkung des pH-Werts bzw. durch Etablierung oxidierender Verhältnisse) der relevanten Metalle führen könnte.

Schritt 8: Plausibilitätsprüfung

Siehe Kapitel 9.

8 ABSCHÄTZUNG DER UNSICHERHEITEN

Allgemeine Anmerkungen in Hinblick auf Unsicherheiten bzw. die Ursachen für das Auftreten hoher Unsicherheiten bei der Abschätzung von Sickerwasserbelastungen können Kapitel 4.5 entnommen werden. Darauf aufbauend können für die Eingangsparameter der Frachtabschätzung in Abhängigkeit von ihrer Bestimmungsmethode folgende Unsicherheitsbereiche semiquantitativ angegeben werden (siehe Tabelle 8).

Tabelle 8: *Unsicherheitsbereiche bei der Abschätzung von Schadstofffrachten im Sickerwasser.*

Kennwert	Bestimmungsmethode	Unsicherheit*
Sickerwasserkonzentration (c_r)	Qualifizierte Abschätzung anhand von Schadstoff- und Untergrundeigenschaften gemäß Kapitel 5.5	mittel bis sehr hoch
	Abschätzung anhand von Laborversuchen gemäß Kapitel 5	mittel bis hoch
räumliche Verteilung der Sickerwasserkonzentrationen	Interpolation gemäß Kapitel 7	mittel bis hoch
Sickerwassermenge (s_r) und deren flächige Verteilung	Verfahren nach Kapitel 6	gering bis mittel
	spezielle Verfahren mit hohem Datenbedarf	gering
Transportprozesse	Abschätzung nach Kapitel 5.7	hoch bis sehr hoch
	numerische Transportmodellierung	hoch

gering Abweichung vom tatsächlichen Wert < +/- 25 %

mittel Abweichung vom tatsächlichen Wert maximal +/- 25 % bis 75 %

hoch das Ergebnis liegt zumindest in derselben Größenordnung (Zehnerpotenz) wie der tatsächliche Wert

sehr hoch .. das Ergebnis kann außerhalb derselben Größenordnung (Zehnerpotenz) wie der tatsächliche Wert liegen

* Die Abschätzung der Unsicherheitsbereiche beruht auf der Annahme, dass die Bestimmung der Schadstoffkonzentration (Probenahme, Probenkonservierung und -aufbereitung, Analytik) mit einer sehr geringen Unsicherheit behaftet ist.

hohe Unsicherheit bei der Bestimmung von Schadstofffrachten

Aus der Tabelle ergibt sich, dass die Abschätzung von Schadstofffrachten im Sickerwasser im Normalfall mit zumindest hohen Unsicherheiten behaftet ist. Das heißt, das Ergebnis liegt, verglichen mit dem „tatsächlichen Wert“, im Normalfall bestenfalls innerhalb derselben Größenordnung (Zehnerpotenz). Auch durch Anwendung aufwändiger Methoden, insbesondere bei der Bestimmung der Sickerwassermenge oder der Transportprozesse, kann die Unsicherheit des Ergebnisses nicht signifikant verringert werden. Dies kann lediglich durch die parallele Anwendung mehrerer Verfahren erreicht werden, sofern mit diesen Verfahren ähnliche Ergebnisse erzielt werden (siehe auch Kapitel 9).

9 PLAUSIBILITÄTSPRÜFUNG

9.1 Grundsätzliches

Aufgrund der hohen Unsicherheiten, die bei der Abschätzung der Sickerwasserbelastung existieren (siehe Kapitel 8), sind die Ergebnisse jedenfalls einer Plausibilitätsprüfung zu unterziehen.

In den meisten Fällen werden parallel zur Abschätzung der Sickerwasserbelastung auch Untersuchungen des Untergrundes, des Grundwassers und der Bodenluft vorgenommen bzw. liegen solche Untersuchungen aus jüngerer Vergangenheit vor. In Abbildung 7 sind die Zusammenhänge der Schadstoffflüsse im Untergrund sowie deren Mess- bzw. Berechenbarkeit vereinfacht schematisch dargestellt. Es ist ersichtlich, dass, sofern alle Flüsse gemessen bzw. berechnet wurden, das betrachtete System mehrfach überbestimmt ist. Diese Überbestimmtheit kann zum Zwecke von Plausibilitätsprüfungen herangezogen werden.

Selbst wenn nicht alle Stoffflüsse im Untergrund bekannt sind, können in Abhängigkeit von den Schadstoffeigenschaften einzelne Zusammenhänge zur Plausibilitätsprüfung herangezogen werden (z. B. der Zusammenhang Sickerwasser-Grundwasser; siehe Kapitel 9.2). Im Allgemeinen ist davon auszugehen, dass die gemessenen Konzentrationen und -frachten im Grundwasser mit geringeren Unsicherheiten behaftet sind als im Rahmen von Laborversuchen bestimmte oder rechnerisch abgeleitete Sickerwasserkonzentrationen bzw. -frachten.

Nutzung der „Überbestimmtheit des Systems“

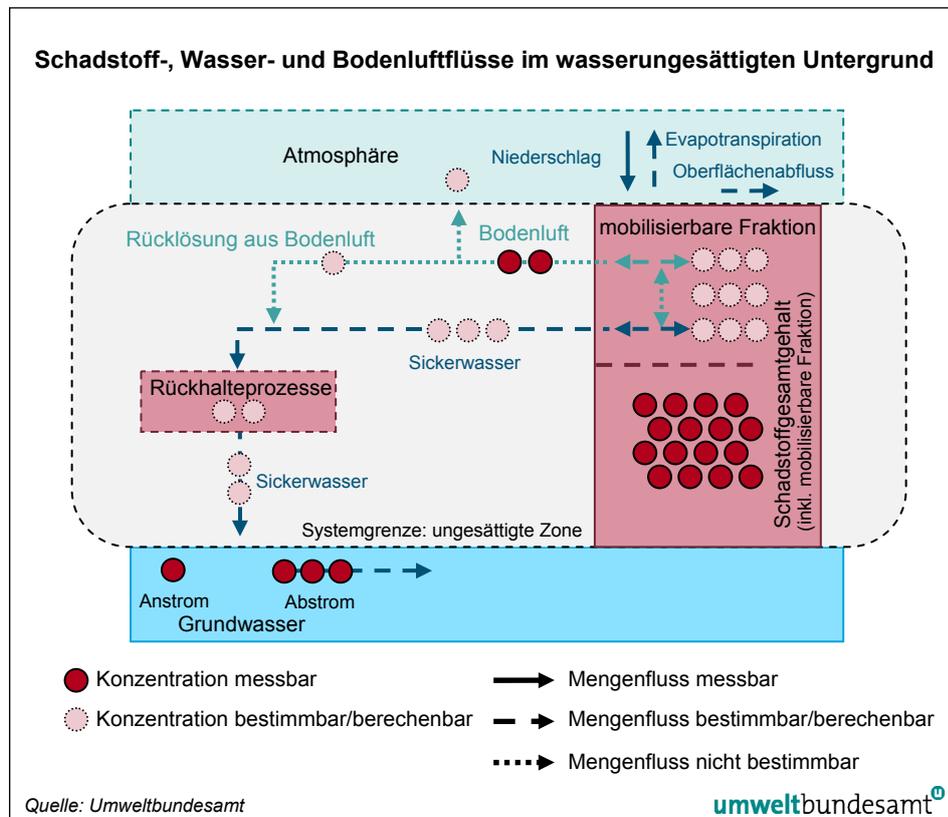


Abbildung 7: Vereinfachte schematische Darstellung der Schadstoff-, Wasser- und Bodenluftflüsse im wasserungesättigten Untergrund.

Zur Plausibilitätsprüfung können je nach Datenlage herangezogen werden:

Rückrechnung aus Grundwasserdaten

- Plausibilitätsprüfung der Sickerwasserfracht durch Rückrechnung aus Grundwasserkonzentrationen (bei Vorliegen des Schadstoffes im Grundwasser; siehe Kapitel 9.2). Sollte der Schadstoff im Grundwasser nicht nachweisbar sein, kann dieses Faktum ebenfalls zur Prüfung der Plausibilität herangezogen werden, indem überprüft wird, ob das theoretische Verdünnungspotenzial des Grundwassers ausreicht, die Schadstoffkonzentration unter die Nachweisgrenze zu verdünnen.

rechnerische Abschätzung

- Vergleich der Ergebnisse aus den Laborverfahren mit der rechnerischen Abschätzung gemäß Kapitel 5.5.
- Überprüfung der Ergebnisse aus den Laborverfahren bzw. der rechnerischen Abschätzung gemäß Kapitel 5.5 durch allgemeine Überlegungen zur Schadstoffmobilität unter Berücksichtigung der vorliegenden hydrogeochemischen Standortbedingungen (pH-Wert, Redoxpotenzial, Einbindung in die Bodenmatrix) und der chemisch-physikalischen Schadstoffeigenschaften (siehe auch die Auflistung von Einflussgrößen in Kapitel 10).
- Errechnung der Emissionsdauer aus Sickerwasserkonzentrationen, der langfristig mobilisierbaren Schadstoffmasse bzw. Sickerwasserrate und Prüfung auf Plausibilität (beispielsweise, ob sich eine in Bezug auf Schadstoffeigenschaften und Schadstoffmenge unrealistisch kurze Emissionsdauer ergeben würde; siehe Kapitel 5.6).
- Abschätzung der Verlagerungsgeschwindigkeit anhand von Näherungsformeln und Vergleich mit dem Konzentrationsprofil im Untergrund bzw. mit dem Eintrittszeitpunkt des Schadstoffes in das Grundwasser (siehe Kapitel 5.7.2).

Literaturdaten

- Vergleich mit kontaminierten Standorten mit gleichem Schadstoffinventar unter Berücksichtigung der jeweiligen klimatischen und (hydro)geologischen Standortverhältnisse anhand von Literaturdaten.

In vielen Fällen kann es sinnvoll sein, parallele Plausibilitätsprüfungen mit unterschiedlichen Ansätzen durchzuführen.

9.2 Rückrechnung der Schadstofffracht im Sickerwasser aus Grundwasserdaten

Liegen an einem kontaminierten Standort Grundwasseruntersuchungen vor, kann mit Hilfe vereinfachender Modellannahmen eine Rückrechnung auf die Sickerwasserfracht erfolgen. Dabei wird anhand der Zunahme der Schadstoffkonzentration vom Grundwasseranstrom zum Grundwasserabstrom unterhalb einer kontaminierten Fläche und Einbezug des Grundwasserdurchflusses und der Sickerwasserrate auf die Schadstofffracht rückgeschlossen (siehe z. B. DANISH ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY 2002 oder HUG 2008).

Folgende Parameter werden für die Berechnung benötigt:

Tabelle 9: Parameter für die Abschätzung der Sickerwasserfracht.

Kennwert	Abkürzung	Einheit
Fläche der Schadstoffquelle	A	m ²
Sickerwasserrate	SWR	m ³ /(m ² · s)
Durchlässigkeitsbeiwert	k _f	m/s
hydraulischer Gradient	I	m/m
Breite der Schadstoffquelle quer zur Grundwasserfließrichtung (Breite der Schadstofffahne)	B	m
mittlere Grundwassermächtigkeit	H	m
mittlere Mächtigkeit der Schadstofffahne	h	m
Schadstoffkonzentration im Anstrom	c _o	mg/l
Schadstoffkonzentration im Abstrom	c _u	mg/l

Die Sickerwassermenge (Q_{SIWA}) berechnet sich aus:

$$Q_{SIWA} = A \cdot SWR \quad (\text{in } m^3/s)$$

Ist die mittlere Mächtigkeit der Schadstofffahne (h) bekannt, errechnet sich der Grundwasserdurchfluss im Zustrom (Q_o) folgendermaßen:

$$Q_o = k_f \cdot I \cdot B \cdot h \quad (\text{in } m^3/s)$$

Ist h nicht bekannt, ist die mittlere Grundwassermächtigkeit H einzusetzen.

Der Grundwasserfluss im Abstrom (Q_u) ist die Summe aus Grundwasserzustrom und Sickerwassermenge:

$$Q_u = Q_o + Q_{SIWA} \quad (\text{in } m^3/s)$$

Die Schadstofffracht im Zustrom (F_{fo}) ist:

$$F_{fo} = Q_o \cdot c_o \quad (\text{in } g/s)$$

Und die Schadstofffracht im Abstrom (F_{fu}):

$$F_{fu} = Q_u \cdot c_u \quad (\text{in } g/s)$$

Die Schadstofffracht, die über das Sickerwasser in den Grundwasserstrom eintritt (F_{SIWA}), errechnet sich in weiterer Folge durch:

$$F_{SIWA} = F_{fu} - F_{fo} \quad (\text{in } g/s)$$

Schlussendlich erhält man die Konzentration im Sickerwasser (c_{SIWA}) durch:

$$c_{SIWA} = F_{SIWA}/Q_{SIWA} \quad (\text{in } g/m^3 \text{ entspricht: } mg/l)$$

Die Ermittlung der Konzentrationswerte hat dabei so zu erfolgen, dass sie für die in die Berechnung einbezogene Breite der Schadstofffahne repräsentativ sind. Nähere Angaben zur Ermittlung dieser sowie zur Ermittlung des Durchlässigkeitsbeiwertes, der Errechnung des Grundwasserdurchflusses und der Konzentrationsermittlung sind der Arbeitshilfe „Beurteilung von Verunreinigungen des Grundwassers an kontaminierten Standorten“ zu entnehmen (UMWELTBUNDESAMT in Vorbereitung).

10 ZUSAMMENFASSENDE BEURTEILUNG DER ERGEBNISSE

- Anwendungsbereich** Dem Anwendungsbereich und dem Ziel der Arbeitshilfe entsprechend (siehe Kapitel 1 und 2) sind die Ergebnisse aus Untersuchungen gemäß den Kapiteln 5 und 6 grundsätzlich dafür heranzuziehen, um die Sickerwasserbelastung und die langfristig mobilisierbare Schadstoffmasse an den untersuchten kontaminierten Standorten zu beurteilen. Andere oder darüber hinausgehende Interpretationen der Ergebnisse sind im Einzelfall möglich, werden jedoch in dieser Arbeitshilfe nicht diskutiert.
- alle Untersuchungsergebnisse berücksichtigen** Die Interpretation und Beurteilung der Ergebnisse hat prinzipiell eine Zusammenschau aller an einem Standort durchgeführten Untersuchungen zu beinhalten. Das heißt, die Ergebnisse der Abschätzung von Sickerwasserbelastungen sind stets in Verbindung mit Untersuchungsergebnissen aus Feststoff-, Bodenluft- und Grundwasserbeprobungen zu beurteilen und zu interpretieren. Grundlage der zusammenfassenden Beurteilung und Interpretation sollte ein plausibles Bild des Gesamtsystems der Schadstoffflüsse im Untergrund gemäß Abbildung 7 sein. Die einzelnen Schadstoffflüsse sollten dabei in ihren Größenordnungen richtig zusammenhängen.
- Plausibilitätsprüfung** In diesem Zusammenhang sind sowohl die Ergebnisse von Laborversuchen als auch von anderen in dieser Arbeitshilfe beschriebenen Verfahren zur Abschätzung der Sickerwasserbelastung und der langfristig mobilisierbaren Schadstoffmasse grundsätzlich auf ihre Plausibilität zu prüfen (siehe Kapitel 9).
- weitere Beurteilungsaspekte** Sofern nicht bereits im Rahmen der Untersuchungsschritte in den Kapiteln 5 und 6 bzw. im Rahmen der Plausibilitätsprüfung erfolgt, können folgende Gesichtspunkte bei der zusammenfassenden Beurteilung der Ergebnisse Berücksichtigung finden:
- Schadstoffspezifische Gesichtspunkte
 - Schadstoffgesamtgehalt
 - Schadstoffmobilität (und dafür relevante Stoffeigenschaften)
 - Fließigenschaften (z. B. molare Masse, Dichte, Viskosität)
 - Lösungsigenschaften (z. B. Wasserlöslichkeit)
 - Flüchtigkeit (z. B. Dampfdruck, Dampfdichte)
 - Verteilung Luft/Wasser (z. B. Henry-Konstante)
 - Verteilung Wasser/Feststoff
 - Ad- und Desorbierbarkeit (z. B. Polarität, Acidität)
 - Schadstoffabbauverhalten/Schadstoffpersistenz
 - Abbaubarkeit (z. B. Molekülstruktur und -aufbau)
 - Geochemische Randbedingungen
 - pH-Wert
 - Redoxpotenzial
 - Vorhandensein von Begleitschadstoffen
 - Vorhandensein anderer Stoffe (z. B. potenzieller Elektronendonoren oder -akzeptoren)

- Quellarchitektur
 - Räumliche Schadstoffverteilung (auch in Zusammenschau mit den geologischen Gegebenheiten)
 - Chemische Schadstoffverteilung: z. B. chemische Bindung in der Matrix, adsorbiert an die Matrix, gelöst im Porenwasser, komplexiert im Porenwasser, residual gesättigt, Schadstofftröpfchen („blobs“), freie Schadstoffphasen („pools“)
- Geologie, Hydrogeologie und Hydrologie des Standortes
 - Art, Abfolge, Homogenität und räumliche Lage der auftretenden Sedimente
 - Eigenschaften der Sedimente
 - Korngrößenverteilung
 - Gefüge (Korn und Matrix)
 - Lagerungsdichte
 - Porosität
 - Sedimentäre Heterogenitäten
 - Wassergehalt und Gehalt an organischer Substanz
 - Tonmineralgehalt, Verwitterungsgrad
 - Meteorologische Standortbedingungen
 - Niederschlagshöhe und -verteilung
 - jahreszeitlicher Temperaturverlauf
 - (event. Evapotranspiration)
 - Topographie und Beschaffenheit der Geländeoberfläche (Geländeneigung, Oberflächenversiegelung, Bebauung)
 - Oberflächenabfluss und Grundwasserneubildung
 - Lage zu Vorflutern und Hochwasserabflussgebieten
 - Bodentyp und Mächtigkeit (Bodendichte, Feldkapazität)
 - Vegetationsdecke (Art und Höhe, Bedeckungsgrad)
- Ergebnisse vorangegangener Untersuchungen auf dem Standort sowie seiner näheren Umgebung
- Ergebnisse von vergleichbaren Standorten (eventuell aus der Literatur)

Aufgrund der hohen Unsicherheiten bei der Bestimmung der Sickerwasserbelastung und der langfristig mobilisierbaren Schadstoffmasse sollte die zusammenfassende Interpretation und Beurteilung der Ergebnisse grundsätzlich unter Heranziehung unterschiedlicher Szenarien erfolgen. Da der Ermittlung der Schadstofffracht große Bedeutung hinsichtlich der Abschätzung des Risikos, das von einem kontaminierten Standort ausgeht, zukommt, bieten sich hier insbesondere „Worst-Case-Szenarien“ an. Dabei sind für die einzelnen Eingangsparameter zwar realistische, aber „für das Ergebnis möglichst schlechte“ Annahmen zu treffen. In Abhängigkeit vom Grad der Unsicherheit der Eingangsparameter (siehe Tabelle 8) und der standortspezifischen Gegebenheiten bietet sich hier insbesondere folgende Annahmen an:

- Sickerwasserkonzentration: Ansatz der höchsten ermittelten Sickerwasserkonzentration für den gesamten Kontaminationsbereich
- Sickerwassermenge: Vernachlässigung des Oberflächenabflusses
- Transport: Vernachlässigung von Transportprozessen

**Worst Case-
Szenarien
berücksichtigen**

11 LITERATURVERZEICHNIS

- AD-HOC AG BODEN (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung. Herausgegeben von der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe in Zusammenarbeit mit den Staatlichen Geologischen Diensten der Bundesrepublik Deutschland. 5. Auflage, Hannover 2005.
- ALLOWAY, B.J. (1999): Schwermetalle in Böden. Berlin, Springer.
- AMOOZEGAR, A. & WARRICK, A.W. (1986): Hydraulic Conductivity of Saturated Soils: Field Methods. In: Klute, A. (Ed.): Method of Soil Analysis, Part 1, Physical and Mineralogical Methods. American Society of Agronomy, Soil Science Society of America. Madison, Wisconsin.
- ARNOLD, C.; KYAYIAS, G. & MUNZ, C. (2001): TransSim. Altlasten – Gefährdungsabschätzung, Version 1.0. CD-ROM.
<http://www.bafu.admin.ch/publikationen/publikation/00504/index.html?lang=de>.
Stand 18.2.2011.
- BELEVI, H. & BACCINI, P. (1989): Long-Term Behaviour of Municipal Solid Waste Landfills. Waste Management & Research, 7: 43–56.
- BERGER, W.; SCHEUERING, I. & HIENLE, F. (2005): Projekt Säulenversuche: Methodenentwicklung von Säulenversuchen zur Untersuchung und Bewertung der Sickerwasserbeschaffenheit von Altlastenverdachtsflächen, Abschlussbericht. Bayerisches Landesamt für Umwelt.
- BLUM, W.E.H.; SPIEGEL, H. & WENZEL, W.W. (1996): Bodenzustandsinventur – Konzeption, Durchführung und Bewertung. Empfehlungen zur Vereinheitlichung der Vorgangsweise in Österreich. 2. überarbeitete Auflage. Institut für Bodenforschung, Wien.
- BLUME, H.-P. (Hrsg.) (2005): Handbuch des Bodenschutzes. 3. Auflage. Verlag ecomed.
- BLUME, H.-P.; BRÜMMER, G.W.; HORN, R.; KANDELER, E.; KÖGEL-KNABNER, I.; KRETZSCHMAR, R.; STAHR, K. & WILKE, B.-M. (2007): Scheffer/Schachtschabel – Lehrbuch der Bodenkunde. 16. Auflage. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Berlin.
- BMLFUW – Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (Hrsg.) (2009): Leitbild Altlastenmanagement – Sechs Leitsätze zur Neuausrichtung der Beurteilung und Sanierung von kontaminierten Standorten. Wien.
<http://www.umwelt.net.at/article/articleview/80289/1/7008/>. Stand 18.2.2011.
- BUWAL – Bundesamt für Umwelt, Wald und Landwirtschaft (2000): Richtlinie für die Durchführung von Eluattests gemäß Altlastenverordnung. Vollzug Umwelt. Bern.
- DANISH ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (2002): Guidelines on Remediation of Contaminated Sites. Environmental Guidelines No. 7 2002. Danish Ministry of Environment.
- DÖBERL, G.; HUBER, R.; FELLNER, J.; CENCIC, O. & BRUNNER, P.H. (2002): Neue Strategien zur Nachsorge von Deponien und zur Sanierung von Altlasten. Endbericht TU Wien, Wien.
http://www.iwa.tuwien.ac.at/htmd2264/publikat/aws-publikationen/Publikationen/2002/STRANDEZA_%20Endbericht.pdf.
Stand 18.2.2011.

- DÖBERL, G.; FELLNER, J.; ALLGAIER, G.; BRUNNER, P.H. & STEGMANN, R. (2006): Eine neue Methode zur Charakterisierung des Stabilisierungsgrades großer Alttablagerungen. Endbericht. TU Wien & TU Hamburg-Harburg, Wien.
http://www.iwa.tuwien.ac.at/htmd2264/publikat/aws-publikationen/Publikationen/2006/Endbericht_EMSA_2006.pdf.
 Stand 18.2.2011.
- DURNER, W.; HOPP, L.; BUCZKO, U. & PEIFFER, S. (2004): Durchführung von Säulenversuchen, Elutionen, Lysimeterversuchen und Stofftransportmodellierungen im Hinblick auf die Verfahrensoptimierung zur Sickerwasserprognose, Abschlussbericht. Lehrstuhl für Hydrologie, Universität Bayreuth, 95440 Bayreuth. 273 S.
- EHRIG, H.-J. (1989): Water and Element Balances of Landfills. In: Baccini, P. (Ed.): The Landfill – Reactor and Final Storage. Lecture Notes in Earth Sciences, 30, Berlin Springer. pp. 83–116.
- EHRIG, H.-J. & KRÜMPPELBECK, I. (2001): The emission behaviour of old landfills in the aftercare phase. In: Christensen, T. H.; Cossu, R. & Stegmann, R. (Eds.): Proceedings Sardinia 2001. Eighth International Waste Management and Landfill Symposium, Vol. IV, Cagliari, CISA, 313–324.
- EULER, B. & KEMMESIES, O. (2008): BMBF-Förderschwerpunkt „Sickerwasserprognose“: Vergleich der Transportmodelle. KP Ingenieurgesellschaft für Wasser und Boden mbH.
http://www.ibwabo.de/pdf/SiWaPro_VergleichDerTransportModelle.pdf.
 Stand 18.2.2011.
- FELLNER, J.; DÖBERL, G.; ALLGAIER, G. & BRUNNER, P.H. (2009): Comparing field investigations with laboratory models to predict landfill leachate emissions. Waste Management, 29: 1844–1851.
- FLÖTER, O. (2006): Wasserhaushalt gepflasterter Straßen und Gehwege. Lysimeterversuche an drei Aufbauten unter praxisnahen Bedingungen unter Hamburger Klima. Hamburger Bodenkundliche Arbeiten, Band 58. 329 S.
- HEYER, K.-U.; ANDREAS, L. & BRINKMANN, U. (1998a): Standardarbeitsvorschrift SAV 3, Beprobung von Abfallstoffen in Deponiesimulationsreaktoren. In: Bidlingmaier, W. (Hrsg.): Versuchsreaktoren zur Simulation von Deponieverhalten. Studienreihe Abfall Now, Band 18: 17–29, Stuttgart.
- HEYER, K.-U.; HEERENKLAGE, J.; LEIKAM, K. & STEGMANN, R. (1998b): Übertragung der Ergebnisse von Deponiesimulationsreaktoren auf Deponieverhältnisse. In: Bidlingmaier, W. (Hrsg.): Versuchsreaktoren zur Simulation von Deponieverhalten. Studienreihe Abfall Now, Band 18: 135–149, Stuttgart.
- HLUG – Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie (2002): Handbuch Altlasten, Untersuchung und Beurteilung des Wirkungspfad des Boden → Grundwasser, Band 3, Teil 3, Wiesbaden.
- HLUG – Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie (2008): Handbuch Altlasten, Ermittlung von Schadstofffrachten im Grund- und Sickerwasser, Band 3, Teil 6, Wiesbaden.
- KABATA-PENDIAS, A. (2001). Trace elements in soils and plants. Third Edition, CRC Press, New York.

- KEMMESIES, O.; GRÄBER, P.-W.; BLANKENBURG, R.; HERB, P.; EULER, B. & KRUG, S. (2007): SiWaPro DSS – Entwicklung eines computergestützten Beratungssystems zur Sickerwasserprognose. Schlussbericht, BMBF-Förderschwerpunkt „Sickerwasserprognose“. <http://www.ibwabo.de/pdf/BMBF.pdf>. Stand 18.2.2011.
- KRÜMPELBECK, I. & EHRIG, H.-J. (1999): Long-term behaviour of municipal solid waste landfills in Germany. In: Christensen, T. H.; Cossu, R. & Stegmann, R. (Eds.): Proceedings Sardinia 1999, Seventh International Waste Management and Landfill Symposium, Vol I, Cagliari, CISA. pp. 27–36.
- LABO – Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz (2008): Arbeitshilfe Sickerwasserprognose bei Detailuntersuchungen. Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz, Altlastenausschuss (ALA); Unterausschuss Sickerwasserprognose. Dezember 2008. http://www.lanuv.nrw.de/boden/pdf/Ah_Du_1208.pdf. Stand 18.2.2011.
- LBEG – Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (2010): Sickerwasserprognose in der Altlastenbearbeitung. Praktische Anwendung ALTEX 1-D – Übungsbeispiel 1. Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie – Geozentrum Hannover (Hrsg.). http://www.lbeg.niedersachsen.de/live/live.php?navigation_id=809&article_id=870&psmand=4. Stand 18.2.2011.
- LENNARTZ, B. (2003): Die Bestimmung der Schadstoffkonzentration im Sickerwasser (Sickerwasserprognose) unter Berücksichtigung des schnellen Stofftransportes. Altlastenspektrum 4/2003.
- NÖ LAK (2005): Evaluierung und Erstabschätzung von Altablagerungen (EVAPASSOLD) – Zusammenfassender Abschlussbericht Phasen I–III. Niederösterreichische Landesakademie – Bereich Umwelt und Energie (Hrsg.), St. Pölten, April 2005.
- LUA NRW – Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (Hrsg.) (2001): Leitfaden für die Beurteilung des Emissionspotenzials von Altdeponien. Merkblätter Nr. 33, Essen. http://www.lanuv.nrw.de/veroeffentlichungen/merkbl/merkbl33_web.pdf. Stand 18.2.2011.
- LUA NRW – Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (Hrsg.) (2003): Materialien zur Altlastensanierung und zum Bodenschutz; Vollzugshilfe zur Gefährdungsabschätzung „Boden-Grundwasser“. Band 17, 2. Auflage, Essen.
- RAISSI, F.; MÜLLER, U. & MEESENBURG, H. (2009): Ermittlung der effektiven Durchwurzelungstiefe von Forststandorten. Geofakten 9. Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie. Hannover, September 2009.
- REISINGER, C. & GRATHWOHL, P. (1996): Formulierung einer Verfahrensempfehlung zur Bestimmung der Emission leichtflüchtiger organischer Schadstoffe (LCKW, BTEX etc.) aus kontaminierten Böden (Berechnungsverfahren und Methoden). Bericht im Auftrag der Landesanstalt für Umweltschutz Baden Württemberg, Lehrstuhl für Angewandte Geologie der Eberhard-Karls-Universität Tübingen. 89 S.
- ROSQVIST, H. (1999): Solute transport through preferential flow paths in landfills. In: Christensen, T. H.; Cossu, R. & Stegmann, R. (Eds.): Proceedings Sardinia 1999, Seventh International Waste Management and Landfill Symposium, Vol. II, Cagliari, CISA, 51–60.

- SCHEELHAASE, T. (1998): Untersuchungen zu den Vorgängen in Deponiekörpern mit Hilfe von Simulationsreaktoren oder Lysimetern. In: Bidlingmaier, W. (Hrsg.): Versuchsreaktoren zur Simulation von Deponieverhalten. Studienreihe Abfall Now, Band 18: 5–15, Stuttgart.
- SCHUWIRTH, N. & HOFMANN, T. (2006): Comparability of and Alternatives to Leaching Tests for the Assessment of the Emission of Inorganic Soil Contamination. *Journal of Soils and Sediments*, 6 (2): 102–112.
- UAG SICKERWASSERPROGNOSE (2008): Empfehlungen für die Charakterisierung und Parametrisierung des Transportpfades Boden – Grundwasser als Grundlage für die Sickerwasserprognose. UAG Sickerwasserprognose der Ad-hoc-AG Hydrogeologie und der Ad-hoc-AG Boden des Bund/Länder-Ausschusses Bodenforschung (BLA-GEO). Hannover 2008.
http://www.bgr.bund.de/nn_334066/DE/Themen/Boden/Zusammenarbeit/Adhocag/adhocag_inhalt.html. Stand 18.2.2011.
- UMWELTBUNDESAMT (2004): Schwarz, S. & Freudenschuss, A.: Referenzwerte für Schwermetalle in Oberböden. Auswertungen aus dem österreichischen Bodeninformationssystem BORIS. Monographien, Bd. M-170. Umweltbundesamt, Wien.
- URE, A.M.; QUEVAUVILLER, PH.; MUNTAU, H. & GRIEPINK, B. (1993): Speciation of heavy metals in soils and sediments. An account of the improvement and harmonization of extraction techniques undertaken under the auspices of the BCR of the commission of the European community. *Intern. J. Envir. Anal. Chem.*, Vol 51: 135–151.
- UTERMANN, J.; MEYENBURG, G.; ALTFELDER, S.; GÄBLER, H. E.; DUIJNISVELD, W.; BAHR, A. & STRECK, T. (2005): Entwicklung eines Verfahrens zur Quantifizierung von Stoffkonzentrationen im Sickerwasser auf der Grundlage chemischer und physikalischer Pedotransferfunktionen. Forschungsbericht zum BMBF-Forschungsvorhaben 02WP0206.
http://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Boden/Produkte/Schriften/Downloads/MBF_Endbericht_SiWaP.pdf. Stand 18.2.2011.
- WENZEL, W.; BRANDSTETTER, A.; BRAUNER, E.; JOCKWER, F.; LOMBI, E.; MUSHTAQ, A.; KIRCHBAUMER, N.; SCHNEPF, A.; TULIPAN, M.; UNTERFRAUNER, H.; VALERSI, T.; WUTTE, H. & STINGEDER, G. (1998): Arsen in Böden Österreichs. Endbericht. Institut für Bodenforschung der Universität für Bodenkultur, Wien.
- WESSOLEK, G.; DUIJNISVELD, W. & TRINKS, S. (2004): Ein neues Verfahren zur Berechnung der Sickerwasserrate aus dem Boden. Das TUB-BGR-Verfahren, Wasser- und Stofftransport in heterogenen Einzugsgebieten – Forum für Hydrogeologie und Wasserbewirtschaftung, Heft 05/2004.
- ZWEIFEL, H. R.; JOHNSON, C. A. & HOEHN, E. (1999): Langzeitanalysen der Hauptelemente von Sickerwässern aus Altdeponien. *Müll und Abfall*, 12: 727–732.

Rechtsnormen und Leitlinien

- AEV Deponiesickerwasser (BGBl. II Nr. 103/2005): Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über die Begrenzung von Sickerwasseremissionen aus Abfalldeponien.
- DIN 4047-1: Landwirtschaftlicher Wasserbau; Begriffe; Allgemeine Begriffe. Ausgabe 1993-01.

- DIN 19528: Elution von Feststoffen – Perkolationsverfahren zur gemeinsamen Untersuchung des Elutionsverhaltens von anorganischen und organischen Stoffen. Ausgabe 2009-01.
- DIN 19529: Elution von Feststoffen – Schüttelverfahren zur Untersuchung des Elutionsverhaltens von anorganischen Stoffen mit einem Wasser/Feststoff-Verhältnis von 2 l/kg. Ausgabe 2009-01.
- DIN ISO 10382: Bodenbeschaffenheit – Bestimmung von Organochlorpestiziden und polychlorierten Biphenylen – Gaschromatographisches Verfahren mit Elektroneneinfang-Detektor (ISO 10382:2002). Ausgabe 2003-05.
- ISO 16703: Bodenbeschaffenheit – Gaschromatographische Bestimmung des Gehalts an Kohlenwasserstoffen von C10 bis C40. Ausgabe 2005-12.
- NEN 7343: Leaching characteristics of soil, construction materials and wastes – Leaching tests - Determination of the leaching of inorganic components from granular materials with the column test. Delft, The Netherlands, NNI (Dutch Standardization Institute). Ausgabe 1995.
- ÖNORM B 4410: Geotechnik – Untersuchung von Bodenproben – Bestimmung des Wassergehaltes durch Ofentrocknung unter Einbeziehung der Vornorm ÖNORM CEN ISO/TS 17892-1. Ausgabe 2009-09-01.
- ÖNORM B 4412: Erd- und Grundbau – Untersuchung von Bodenproben; Korngrößenverteilung. Ausgabe: 1974-07-01.
- ÖNORM B 4422-2: Erd- und Grundbau – Untersuchung von Böden – Bestimmung der Wasserdurchlässigkeit - Feldmethoden für oberflächennahe Schichten. Ausgabe 2002-06-01.
- ÖNORM CEN/TS 14997: Charakterisierung von Abfällen – Untersuchung des Auslaugungsverhaltens – Einfluss des pH-Wertes auf die Auslaugung bei kontinuierlicher pH-Wert-Kontrolle, Ausgabe 2007-04-01.
- ÖNORM EN 933-1: Prüfverfahren für geometrische Eigenschaften von Gesteinskörnungen - Teil 1: Bestimmung der Korngrößenverteilung – Siebverfahren (konsolidierte Fassung). Ausgabe 2006-07-01.
- ÖNORM EN 13657: Charakterisierung von Abfällen – Aufschluss zur anschließenden Bestimmung des in Königswasser löslichen Anteils an Elementen in Abfällen. Ausgabe 2002-12-01.
- ÖNORM EN 14039: Charakterisierung von Abfällen – Bestimmung des Gehalts an Kohlenwasserstoffen von C10 bis C40 mittels Gaschromatographie. Ausgabe 2005-01-01.
- ÖNORM EN 15308: Charakterisierung von Abfällen – Bestimmung ausgewählter polychlorierter Biphenyle (PCB) in festem Abfall unter Anwendung der Kapillar-Gaschromatographie mit Elektroneneinfang-Detektion oder massenspektrometrischer Detektion. Ausgabe 2008-05-01.
- ÖNORM EN 15527: Charakterisierung von Abfällen – Bestimmung von polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) in Abfall mittels Gaschromatographie-Massenspektrometrie (GC/MS). Ausgabe 2008-09-01.
- ÖNORM EN 15936: Schlamm, Boden, Abfall und behandelter Bioabfall – Bestimmung des gesamten organischen Kohlenstoffs (TOC) durch trockene Verbrennung. Normentwurf. Ausgabe 2009 07 15.

- ÖNORM EN ISO 17993: Wasserbeschaffenheit – Bestimmung von 15 polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) in Wasser durch HPLC mit Fluoreszenzdetektion nach Flüssig-Flüssig-Extraktion (ISO 17993:2002). Ausgabe 2004-02-01.
- ÖNORM L 1050: Boden als Pflanzenstandort – Begriffe und Untersuchungsverfahren. Ausgabe 2004-07-01.
- ÖNORM L 1061: Physikalische Bodenuntersuchungen – Bestimmung der Korngrößenverteilung. Ausgabe: 2002-02-01.
- ÖNORM L 1062: Physikalische Bodenuntersuchungen – Bestimmung des Wassergehaltes und des Wasseranteils. Ausgabe: 2003-01-01.
- ÖNORM L 1065: Physikalische Bodenuntersuchungen – Bestimmung der hydraulischen Leitfähigkeit in gesättigten Stechzylinderproben. Ausgabe 2006-12-01.
- ÖNORM L 1068: Physikalische Bodenuntersuchungen – Bestimmung der Dichte von Mineralböden. Ausgabe 2005-03-01.
- ÖNORM L 1069: Physikalische Bodenuntersuchungen – Bestimmung der Feldkapazität von Böden (Feldmethode), Ausgabe 2008-04-01.
- ÖNORM L 1080: Chemische Bodenuntersuchung – Bestimmung des organischen Kohlenstoffs durch trockene Verbrennung. Ausgabe 2010-03-01.
- ÖNORM L 1083: Chemische Bodenuntersuchung – Bestimmung der Acidität (pH-Wert). Ausgabe 2006-04-01.
- ÖNORM L 1084: Chemische Bodenuntersuchung – Bestimmung von Carbonat. Ausgabe 2006-04-01.
- ÖNORM L 1085: Chemische Bodenuntersuchungen – Extraktion von Elementen mit Königswasser oder Salpetersäure-Perchlorsäure-Gemisch. Ausgabe 2009-03-01.
- ÖNORM L 1089: Chemische Bodenuntersuchungen – EDTA-Extrakt zur Bestimmung von Schwermetallen, Ausgabe 2005-01-01.
- ÖNORM L 1099: Chemische Bodenuntersuchung – Bestimmung der spezifischen elektrischen Leitfähigkeit. Ausgabe 2007-03-01.
- ÖNORM L 1200: Bestimmung von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) in Böden, Klärschlämmen und Komposten. Ausgabe 2003-01-01.
- ÖNORM S 2085: Altlasten – Vorgehensweise bei der Erkundung, Beurteilung und Sanierung von Altablagerungen und Altstandorten. Ausgabe 2009-04-01.
- ÖNORM S 2086: Altlasten – Benennungen und Definitionen. Ausgabe 2009-04-01.
- ÖNORM S 2088-1: Altlasten – Gefährdungsabschätzung für das Schutzgut Grundwasser. Ausgabe 2004-09-01.
- ÖNORM S 2090: Bodenluft-Untersuchungen. Ausgabe 2006-01-01.
- ÖNORM S 2091: Altlasten - Feststoff-Probenahme – Entnahme von Feststoffproben von Altablagerungen und Altstandorten. Ausgabe 2006-05-01.
- ÖNORM S 2115: Bestimmung der Eluierbarkeit von Abfällen mit Wasser. Ausgabe 1997-07-01.
- ÖNORM S 2124: Bestimmung von BTEX/LHKW in Feststoffproben nach Lösungsmittelextraktion. Ausgabe 2006-07-01.

12 ANHANG

12.1 Verfahren zur Grundcharakterisierung des Untergrundes

Bestimmung des pH-Wertes

Die Bestimmung des pH-Wertes von Untergrundmaterial erfolgt nach ÖNORM L 1083.

Bestimmung der organischen Substanz des Bodens

Die Bestimmung der organischen Substanz des Bodens (C_{org}) erfolgt durch Bestimmung des gesamten organischen Kohlenstoffs (TOC) durch trockene Verbrennung (z. B. ÖNORM L 1080 oder ÖNORM EN 15936: 2009 07 15) unter Abzug des anorganischen Kohlenstoffs (siehe nachfolgend „Bestimmung des Karbonatgehaltes“).

Bestimmung des Karbonatgehaltes

Die Bestimmung des Karbonatgehaltes des Untergrundes erfolgt nach ÖNORM L 1084 (Bestimmung nach „Scheibler“).

Bestimmung der Korngrößenverteilung

Die Bestimmung der Korngrößenverteilung erfolgt für Böden und Untergrundmaterial nach ÖNORM L 1061, ÖNORM B 4412 oder ÖNORM EN 933-1.

Bestimmung der spezifischen elektrischen Leitfähigkeit

Die elektrische Leitfähigkeit im Bodeneluat ist ein Maß für den Salzgehalt eines Bodens und ist nach ÖNORM L 1099 zu bestimmen.

Bestimmung der Säureneutralisationskapazität

Die Ermittlung der Säureneutralisationskapazität erfolgt durch kontinuierliche Zugabe von Säure bis zur Erreichung eines definierten pH-Wertes im Zuge eines Elutionsvorganges. Die Versuchsdurchführung ist z. B. in LUA NRW (2003) beschrieben oder kann nach ÖNORM CEN/TS 14997 (2004) erfolgen. Die Abschätzung der Zeitdauer bis ein für die Schwermetallmobilisierung kritischer pH-Wert erreicht wird, ist in LABO (2008) beschrieben.

Bestimmung des Wassergehaltes

Die Bestimmung des Wassergehaltes von Böden und Untergrundmaterial erfolgt nach ÖNORM L 1062 oder nach ÖNORM B 4410. Die kontinuierliche Erfassung des Wassergehaltes bei oberflächennahen Kontaminationen z. B. mittels TDR-Technik kann sich als sinnvoll erweisen.

Bestimmung der hydraulischen Leitfähigkeit des Untergrundes

Die hydraulische Leitfähigkeit im wassergesättigten Zustand kann anhand von Stechzylindern im Labor untersucht werden (z. B. ÖNORM L 1065). Felduntersuchungen der gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit in der ungesättigten Bodenzone sind vor allem im tieferen Untergrund aufwändig. Die Messung kann z. B. durch Versickerung aus einem Bohrloch bei konstantem Wasserspiegel erfolgen (AMOOZEGAR & WARRICK 1986). Ersatzweise existieren Berechnungsformeln, die die hydraulische Leitfähigkeit aus der Korngrößenverteilung und weiteren Parametern ableiten (Verfahren nach KOZENY, HAZEN etc.).

12.2 Abschätzung der Sorptionseigenschaften für anorganische Schadstoffe anhand der substratspezifischen Sorptionsisotherme

Zur Ableitung von substratübergreifenden Sorptionsisothermen liegen Berechnungen des Verteilungskoeffizienten K_f mittels substratspezifischer Koeffizienten vor. Diese wurden anhand eines großen Versuchsdatensatzes ($N > 1.000$) regressionsanalytisch ermittelt (UTERMANN et al. 2005). In vereinfachter Weise können dazu die Parameter pH-Wert, Tongehalt (M- %) und Gehalt an organisch gebundenem Kohlenstoff (C_{org} in M- %) herangezogen werden.

$$\log K_f = \log K^* + a \cdot -\log(H^+) + b \cdot \log(Ton) + d \cdot \log(C_{org}) \quad (\text{Gleichung 35})$$

Eine mögliche Erweiterung durch die (meist nicht verfügbaren) Parameter Kationenaustauschkapazität, Eisen-, Mangan- und Aluminiumgehalte (Königswasserextrakt, oxalatlöslich) ist in UAG SICKERWASSERPROGNOSE (2008) dargestellt.

Die Koeffizienten K^* , a , b , d können gesondert für Ober- und Unterboden der Tabelle 10 und Tabelle 11 entnommen werden. Die Parameter pH-Wert, Tongehalt und Gehalt an C_{org} liegen aus Analyseergebnissen vor oder müssen geschätzt werden (z. B. BLUM et al. 1996).

Durch Einsetzen von Gleichung 35 errechnet sich die sorbierte Schadstoffmasse oder die Konzentration des Schadstoffes in der Bodenlösung je nach Vorhandensein eines der beiden Messwerte.

$$\log S = \log K^* + a \cdot pH + b \cdot \log(Ton) + d \cdot \log(C_{org}) + n \cdot \log(c)$$

oder

$$S = K_f \cdot c^n = K^* \cdot [H^+]^a \cdot [Ton]^b \cdot [C_{org}]^d \cdot c^n$$

S sorbierte Schadstoffmasse (in μg Schadstoff pro kg Boden)

K_f Verteilungskoeffizient der Freundlich-Isotherme

c Konzentration des Schadstoffes in der Bodenlösung (in $\mu\text{g/l}$)

n Freundlich-Exponent

$-\log(H^+)$ pH-Wert gemessen in CaCl_2 -Lösung; $(-a) \cdot (\log(H^+)) = a \cdot -\log(H^+) = a \cdot \text{pH-Wert}$

Ton Tongehalt eines Substrates (in M- %)

C_{org} organisch gebundener Kohlenstoff (in M- %) (Humus = $C_{org} \cdot 1,72$)

Tabelle 10: Koeffizienten für die Substratkenngößen ausgewählter Elemente gültig für den Bereich „Oberboden“.

Element	logK*	n	a (pH)	b (Ton)	d (C _{org})	Adj. R ²
Cd	- 0,314	0,807	0,505	0	0,667	0,92
Cr	3,014	0,841	0	0	0,441	0,79
Cu	1,755	1,045	0,174	0	0	0,89
Mo	4,302	0,762	- 0,639	1,056	0	0,92
Ni	0,278	0,796	0,367	0	0,583	0,93
Pb	1,778	0,715	0,372	0,337	0	0,87
Sb	- 1,725	0,885	0	0	0	0,88
Tl	1,470	0,951	0	0,974	- 0,558	0,95
Zn	0,178	0,566	0,531	0	0,651	0,92

Tabelle 11: Koeffizienten für die Substratkenngößen ausgewählter Elemente gültig für den Bereich „Unterboden“.

Element	logK*	n	a (pH)	b (Ton)	d (C _{org})	Adj. R ²
Cd	- 1,493	0,835	0,583	0,501	0	0,90
Cr	3,084	0,787	0	0	0	0,63
Cu	0,59	0,726	0,364	0,428	0	0,78
Mo	5,467	0,621	- 0,671	0,726	0	0,81
Ni	- 0,616	0,757	0,417	0,535	0	0,87
Pb ^{*)}	1,231	0,610	0,432	0,465	0	0,82
Sb	3,004	0,841	- 0,352	0,692	0	0,90
Tl	0,628	0,863	0,246	0,765	0	0,84
Zn	- 0,165	0,574	0,490	0,435	0	0,89

* Für Pb im Unterboden sind die Koeffizienten errechnet aus dem Gesamtbodenkollektiv anführt, da für den Unterboden eine Ableitung der Koeffizienten ohne Berücksichtigung von Metallgehalten (Manganoxide, Königswasser extrahierbares Eisen oder Aluminium) nicht angegeben ist.

12.3 „Rohdichte trocken“ (Lagerungsdichte) von Untergrundmaterial

Die Rohdichte (trocken) kann entweder mittels Stechzylinder nach ÖNORM L 1068 oder, wenn aufgrund eines Grobkornanteils das Stechzylinderverfahren nicht durchführbar ist, mittels Volumenersatzverfahren bestimmt werden. Dabei wird aus der zu untersuchenden Schicht Material entnommen, sodass ein gut begrenzter Hohlraum entsteht, dessen Volumen durch Einbringen eines geeigneten Ersatzmaterials (z. B. rieselfähiger Sand) bekannter Schüttdichte ermittelt wird. Das Trockengewicht des entnommenen Materials wird im Labor bestimmt.

Liegt keine Messung der Rohdichte vor, so ist diese anhand von Erfahrungswerten zu schätzen (siehe Tabelle 12). Bei höherem Anteil der Körnung > 2 mm kann die Rohdichte unter der Annahme einer definierten Feststoffdichte des Materials > 2 mm (dies ist meist die Dichte von Quarz: 2,65 kg/l) und einer festgelegten Rohdichte des Feinanteils < 2 mm errechnet werden (siehe Tabelle 14).

Tabelle 12: Rohdichte (trocken) von Böden (BLUME et al. 2002).

Bodenart	mittlere Rohdichte (kg/l)	Schwankungsbereich (kg/l)
Sande	1,45	1,16 bis 1,7
Schluffe	1,4	1,17 bis 1,63
Lehme	1,6	1,2 bis 2,0
Tone	1,35	0,93 bis 1,72

12.4 Feldkapazität unterschiedlicher Sedimente und Böden

Die Feldkapazität entspricht jenem Wasseranteil (meist angegeben in Vol- %), den ein Boden nach intensiver Durchfeuchtung (z. B. nach Schneeschmelze, nach intensiven Niederschlägen, nach dem Überstau, nach einem hohen Grundwasserspiegel) nach einer bestimmten Zeit gegen die Schwerkraft maximal halten kann. Das Zeitintervall beträgt dabei ca. zwei bis drei Tage (ÖNORM L 1069).

Typische Werte der Feldkapazität in Abhängigkeit von der Korngröße des Untergrundsubstrates sind Tabelle 13 zu entnehmen.

Tabelle 13: Feldkapazität von Sedimenten und Böden in Abhängigkeit von der Kornverteilung (Quellen: BLUME et al. 2002, AD-HOC AG BODEN 2005).

Korngröße	Feldkapazität (Vol- %)
Grobsand	8
Mittel-, Feinsand	14
lehmiger Sand, schluffiger Sand, toniger Sand	20–25
Schluff, sandiger Schluff, lehmiger Schluff, Lehm, sandiger Lehm, schluffiger Lehm	28–40
Ton, lehmiger Ton, sandiger Ton	35–50

Bei Humusgehalten zwischen 2–5 M- % erhöht sich die Feldkapazität um 4 Vol- %, bei Gehalten zwischen 5 und 10 M- % um 8 Vol- %.

Ein Anteil an Kies und Steinen (Fraktion > 2 mm) reduziert die Feldkapazität um den jeweiligen Volumsanteil der Fraktion > 2 mm:

$$WG_{FKG} = (1 - GK/100) \cdot WG_{FK}$$

WG_{FKG} ... Wassergehalt bei Feldkapazität unter Berücksichtigung der Fraktion > 2 mm in Vol- %

WG_{FK} Wassergehalt bei Feldkapazität (Vol- %) des Feinbodenanteils

GK Anteil der Fraktion > 2 mm in Vol- % (errechnet aus Korngrößenverteilung oder visuell geschätzt bei der Standorterkundung). Die Schätzung bzw. Berechnung aus einer vorliegenden Korngrößenverteilung in M- % ist in Kapitel 12.5 dargestellt.

12.5 Ermittlung des Kornanteils > 2 mm in Vol- % aus einer vorliegenden Korngrößenverteilung in M- %

Liegt aus einer durchgeführten Korngrößenanalyse die Kornverteilung in M- % vor, kann die entsprechende Kornverteilung in Vol- % gemäß unten stehender Vorgangsweise errechnet werden. Dabei kann angenommen werden, dass die Feststoffdichte meist 2,65 kg/l beträgt (Quarz). Des Weiteren ist festgelegt, dass die „Rohdichte trocken“ des Feinmaterials < 2 mm 1,5 kg/l beträgt.

$$V_{>2} = 100 / ((M_{<2} \cdot d_{>2}) / (M_{>2} \cdot d_{<2}) + 1)$$

$V_{>2}$ Anteil der Fraktion > 2 mm in Vol- %

$M_{<2}$ Anteil der Fraktion < 2 mm in M- %

$M_{>2}$ Anteil der Fraktion > 2 mm in M- %

$d_{>2}$ Dichte der Fraktion > 2 mm (konventionell die Feststoffdichte von Quarz: 2,65 kg/l)

$d_{<2}$ Dichte (Rohdichte) der Fraktion < 2 mm (angenommen mit 1,5 kg/l)

Tabelle 14: Errechnete Anteile der Fraktion > 2 mm und < 2 mm in Vol- % unter der Annahme einer Rohdichte der Fraktion < 2 mm von 1,5 kg/l aus einer vorliegenden Korngrößenverteilung in M- % sowie die daraus abgeleitete Rohdichte der Gesamtprobe. Als Dichte für die Fraktion > 2 mm wurde die Dichte von Quarz (2,65 kg/l) herangezogen.

M- % _{>2}	M- % _{<2}	Vol- % _{>2}	Vol- % _{<2}	Rohdichte* (kg/l)
10	90	5,9	94,1	1,57
20	80	12,4	87,6	1,64
30	70	19,5	80,5	1,72
40	60	27,4	72,6	1,82
50	50	36,1	63,9	1,92
60	40	45,9	54,1	2,03
70	30	56,9	43,1	2,15

* Weicht die Rohdichte der Fraktion < 2 mm wesentlich von der Dichte 1,5 kg/l ab, so weicht auch die Gesamtdichte von den hier dargestellten Werten ab (z. B. bei luftgefüllten Hohlräumen zwischen dem Material > 2 mm)

12.6 Tiefe des effektiven Wurzelraums

Tabelle 15: Tiefen des effektiven Wurzelraums in Abhängigkeit von der Nutzung und Bodenart in dm (AD-HOC AG BODEN 2005).

	Acker	Grünland	Forst
Bodenart			
Sand, schluffiger Sand, lehmiger Sand	6–8	4–6	10–12
Lehm, Schluff, schluffiger Lehm, sandiger Lehm	7–9	5–7	12–15
Ton, lehmiger Ton, schluffiger Ton	9–11	7–9	15–20

Ist die Bodenmächtigkeit und somit der Wurzelraum durch anstehendes Festgestein, Grundwasser oder gestautes Tagwasser begrenzt, so ist diese Bodenmächtigkeit als Tiefe des effektiven Wurzelraums heranzuziehen. Eine genauere Ermittlung des effektiven Wurzelraums für Waldbestände in Abhängigkeit von Bodenart, Niederschlagshöhe und Baumalter ist anhand des Nomogramms in Abbildung 8 möglich.

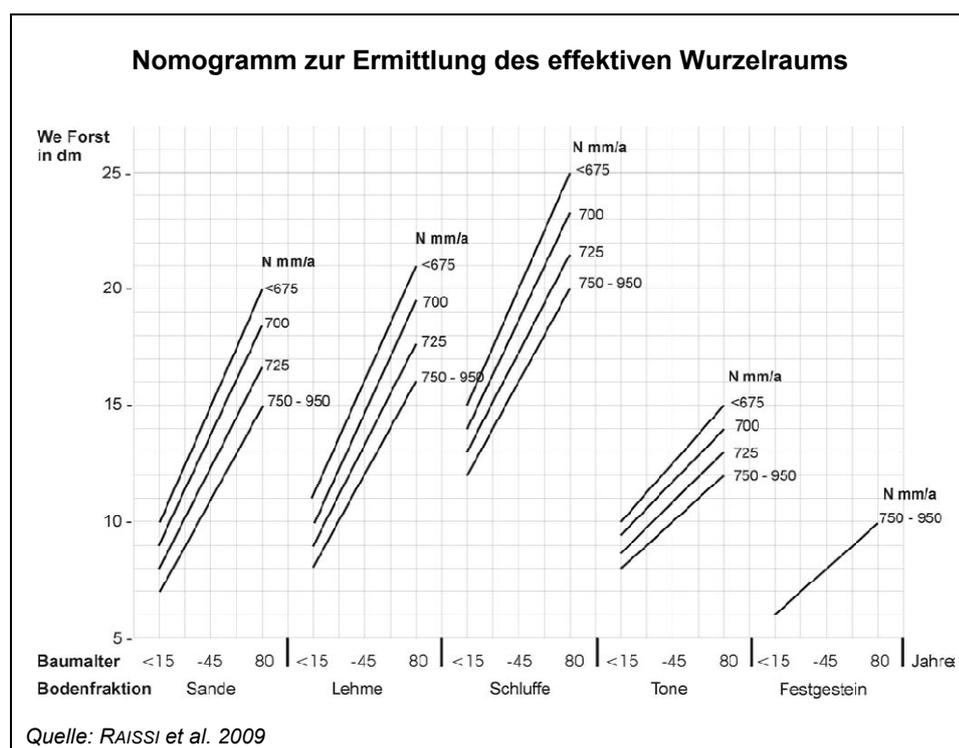


Abbildung 8: Nomogramm zur Ermittlung des effektiven Wurzelraums von Waldbeständen in Abhängigkeit von Bodenart, Niederschlag und Baumalter für deutsche Verhältnisse.

Bei Fichten ist für Bestände < 15 Jahren eine Tiefe des effektiven Wurzelraums von maximal 6 dm, bei 15–45 Jahren von maximal 8 dm und bei Beständen > 45 Jahren von maximal 10 dm anzusetzen. Bei Festgesteinen kann der effektive Wurzelraum abhängig von der jeweiligen Bodenmächtigkeit stark variieren.

12.7 Bestimmung der Sickerwasserrate nach dem TUB-BGR-Verfahren für die Vegetationstypen Acker und Wald

Die Berechnung der jährlichen Sickerwasserrate **für Acker** ohne Berücksichtigung von kapillarem Aufstieg (grundwasserfern) nach dem TUB-BGR Verfahren (siehe Kapitel 6.2) erfolgt nach folgender Regressionsgleichung (UAG SICKERWASSERPROGNOSE 2008):

wenn $WV < 700$ mm:

$$SWR_V = Nd_{\text{jahr}} - ET0 \cdot [1,45 \cdot \log(nFK_{We} + Nd_{\text{som}}) - 3,08] \cdot [0,76 \cdot \log(1/ET0) + 3,07]$$

wenn $WV > 700$ mm:

$$SWR_V = Nd_{\text{jahr}} - ET0 \cdot 1,05 \cdot [0,76 \cdot \log(1/ET0) + 3,07]$$

$$WV = nFK_{We} + Nd_{\text{som}}$$

WV.....pflanzenverfügbare Wassermenge im Sommerhalbjahr (1. April bis 30. September) (in mm)

Nd_{som}...Niederschlag im Sommerhalbjahr (1. April bis 30. September) (in mm)

Nd_{jahr}...mittlere jährliche Niederschlagshöhe (in mm/a)

nFK_{We}.. nutzbare Feldkapazität im effektiven Wurzelraum (in mm): Wassermenge, die im Bodenprofil gespeichert werden kann und für Pflanzen verfügbar ist

We effektiver Wurzelraum: Bodentiefe (in dm), bis zu der Pflanzenwurzeln in Trockenjahren das Bodenwasser ausschöpfen können. Eine exakte Bestimmung erfolgt mittels Wassergehaltmessungen am Ende einer Vegetationsperiode in einem Trockenjahr. Eine Tabelle über die durchschnittliche Tiefe des effektiven Wurzelraums für unterschiedliche Vegetationstypen und unterschiedliche Bodenbedingungen ist in Kapitel 12.6 angeführt.

SWR_V..jährliche Sickerwasserrate einer vegetationsbedeckten Fläche (in mm/a)

Nd_{jahr} . mittlere jährliche Niederschlagshöhe (in mm/a)

ET0 mittlere jährliche potenzielle Verdunstungshöhe als FAO-Gras-Referenzverdunstung (in mm/a): Dieser Parameter kann dem Österreichischen Hydrologischen Atlas entnommen werden.

Die Berechnung der jährlichen Sickerwasserrate **für Wald** ohne Berücksichtigung von kapillarem Aufstieg (grundwasserfern) nach dem TUB-BGR Verfahren (siehe Kapitel 6.2) erfolgt nach folgender Regressionsgleichung (UAG SICKERWASSERPROGNOSE 2008):

wenn $WV > 750$ mm, dann gilt

für Nadelwald:

$$SWR = Nd_{\text{jahr}} - ET0 \cdot 1,30 \cdot [0,92 \cdot \log(1/ET0) + 3,52]$$

für Laubwald:

$$SWR = Nd_{\text{jahr}} - 0,9 \cdot ET0 \cdot 1,30 \cdot [0,92 \cdot \log (1/ET0) + 3,52] \cdot (3,20)$$

wenn $WV \leq 750$ mm, dann gilt

für Nadelwald:

$$SWR = Nd_{\text{jahr}} - ET0 \cdot [1,68 \cdot \log (nFK_{We} + Nd_{\text{som}}) - 3,53] \cdot [0,92 \cdot \log (1/ET0) + 3,52]$$

für Laubwald:

$$SWR = Nd_{\text{jahr}} - 0,90 \cdot ET0 \cdot [1,68 \cdot \log (nFK_{We} + Nd_{\text{som}}) - 3,53] \cdot [0,92 \cdot \log (1/ET0) + 3,52]$$

für Mischwald:

$$SWR = 0,5 \cdot SWR (\text{Nadelwald}) + 0,5 \cdot SWR (\text{Laubwald})$$

12.8 Konzentrationsbereiche von Schwermetallen/Halbmatalen

Nachfolgende Tabelle gibt einen Überblick über die Gesamtgehalte und Porenlösungskonzentrationen von ausgewählten Schwer- und Halbmetallen. Dabei wurde versucht Wertebereiche sowohl für unkontaminierte als auch für kontaminierte Standorte anzugeben. Abweichungen von diesen Werten können sowohl bei den Referenzwerten als auch im Falle von Kontaminationen in der Praxis auftreten. Als kritischer pH-Wert, ist der pH-Wert des Untergrundmaterials zu verstehen, unter (oder über) dem mit einer stärkeren Mobilisierung zu rechnen ist.

Tabelle 16: Konzentrationsbereiche (Gesamtgehalte und Porenlösung) ausgewählter Schwer- und Halbmetalle.

	Gesamtgehalte Referenzwert	Porenlösung Hintergrund	Gesamtgehalte kontaminiert	Porenlösung kontaminiert	kritischer pH-Wert
	mg/kg	µg/l	mg/kg	µg/l	
Arsen	15–28,5 (a)	< 10 (4–12) (c)	20 bis > 3.000 (f)	10–160 (f)	< 4,5 (g)
Blei	26–95 (a)	< 10 (0,6–63) (c)	1.800–49.900 (b)	4.000–11.2000 (b)	< 4–5 (g)
Cadmium	0,3–1,2 (a)	0,2–6 (c), < 10 (d)	2–1.781 (c)	300 (c), 200 (d)	< 6,0 (d)
Chrom	38–55 (a)	0,6–0,7 (c), 0,6–40 (d)	10.000 (c)	400 (d)	< 4,5 und > 8 (c)
Cobalt	15–20 (a)	0,3–87 (c)	>100 (c)		< 6 (c)
Kupfer	29–36 (a)	0,5–135 (c), (300) (d)	>100 (4.600) (c), (5.300) (d)	10–1.000 (e)	< 4,5 (< 5) (d)
Nickel	35–40 (a)	3–15* (d)	>200 (26.000) (c)	20–2.000 (e)	< 5,5 (g)
Quecksilber	< 0,3 (a)	0,2–11* 2,4 (c)	> 0,5 (d)	0,2–50 (e)	< 4 (g)
Zink	100–130 (a)	1–570 (c), 1–800 (d)	>300 (180.000) (c)	< 17.000 (c)	< 6 (g)

* Bodensättigungsextrakt

(a) Referenzwerte: 85. Perzentilwerte im Oberboden von Wald, Grünland und Acker nach UMWELTBUNDESAMT (2004)

(b) ALLOWAY (1999)

(c) KABATA-PENDIAS (2001)

(d) BLUME et al. (2002)

(e) Angabe für Müllsickerwässer: Handbuch des Bodenschutzes (BLUME et. al. 2005)

(f) WENZEL et al. (1998)

(g) HLUG (2002)

12.9 Chemisch-physikalische Eigenschaften leichtflüchtiger chlorierter Kohlenwasserstoffe

Tabelle 17: Chemisch-physikalische Eigenschaften leichtflüchtiger chlorierter Kohlenwasserstoffe; die Parameter Dampfdruck, Wasserlöslichkeit und Henry-Konstante beziehen sich auf eine Temperatur von 25 °C; Berechnung der Löslichkeit und der Henry-Konstante in Abhängigkeit von der Temperatur kann mit dem Programm ALTEX 1-D (LABO 2008) durchgeführt werden.

Name	CAS-Nr.	Molgewicht	Dichte	Dampfdruck	log Kow	K _{OC}	Wasserlöslichkeit	Henry Konstante
		[g/mol]	[g/cm ³]	[Pa]	[–]	[l/kg]	[mg/l]	[–]
Chlorethen (Vinylchlorid)	75-01-4	62,5	0,91	3,97E+05	1,620	21,73	8.800	1,136
Dichlormethan	75-09-2	84,93	1,33	5,80E+04	1,25	27,54	13.000	0,133
Trichlormethan (Chloroform)	67-66-3	119,38	1,48	2,63E+04	1,97	39,81	7.950	0,150
Tetrachlormethan	56-23-5	153,82	1,59	1,06E+05	2,83	70,79	793	1,128
Dichlorethan (1,1-)	75-34-3	98,96	1,17	3,03E+04	1,79	30,20	5.040	0,230
Dichlorethan (1,2-)	107-06-2	98,96	1,23	1,05E+04	1,48	33,11	8.600	0,048
Dichlorethen (1,1-)	75-35-4	96,95	1,25	8,00E+04	2,13	64,57	2.420	1,067
Cis-1,2-Dichlorethen	156-59-2	96,94	1,28	2,67E+04	1,86	39,63	6.410	0,167
Trans-1,2-Dichlorethen	156-60-5	96,94	1,26	4,41E+04	2,09	39,63	4.520	0,383
Trichlorethan (1,1,1-)	71-55-6	133,41	1,34	1,65E+04	2,49	89,13	1.290	0,703
Trichlorethan (1,1,2-)	79-00-5	133,4	1,44	3,07E+03	1,89	77,62	4.590	0,034
Tetrachlorethan (1,1,2,2-)	79-34-5	167,85	1,59	6,16E+02	2,39	79,43	2.830	0,015
Trichlorethen (TRI)	79-01-6	131,39	1,46	9,20E+03	2,42	100,00	1.280	0,403
Tetrachlorethen (PER)	127-18-4	165,8	1,62	2,47E+03	3,4	251,19	206	0,724
Chlorbenzol	108-90-7	112,7	1,106	1,60E+03	2,84	141,25	498	0,127
Dichlorbenzole (1,2-)	95-50-1	147	1,31	1,81E+02	3,43	363,08	156	0,078
Dichlorbenzole (1,3-)	541-73-1	147	1,29	2,87E+02	3,53	380,19	125	0,108
Dichlorbenzole (1,4-)	106-46-7	147	1,25	2,32E+02	3,44	446,68	81,3	0,099

Quelle: Estimation Programs Interface (EPI) Suite (US-EPA); STARS (Stoffdatenbank für bodenschutz-/umweltrelevante Stoffe, Deutschland)

12.10 Chemisch-physikalische Eigenschaften von Benzol, Toluol, Ethylbenzol, Xylolen (BTEX) und anderen aromatischen Kohlenwasserstoffen

Tabelle 18: Chemisch-Physikalische Eigenschaften von BTEX (Aromatische Kohlenwasserstoffe), die Parameter Dampfdruck, Wasserlöslichkeit und Henry-Konstante beziehen sich auf eine Temperatur von 25 °C; Berechnung der Löslichkeit und der Henry-Konstante in Abhängigkeit von der Temperatur kann mit dem Programm ALTEX 1-D (LABO 2008) durchgeführt werden.

Name	CAS-Nr.	Molgewicht [g/mol]	Dichte [g/cm ³]	Dampfdruck [Pa]	log Kow [-]	K _{oc} [l/kg]	Wasserlöslichkeit [mg/l]	Henry Konstante [-]
Benzol	71-43-2	78,11	0,88	1,26E+04	2,13	56,23	1.790	0,227
Toluol	108-88-3	92,14	0,87	3,79E+03	2,73	117,49	526	0,271
Ethylbenzol	100-41-4	106,17	0,87	1,28E+03	3,15	169,82	169	0,322
Xylole (Mittelwert o,m,p)	1330-20-7	106,17	0,87	1,07E+03	3,16	177,83	106	0,271
Styrol	100-42-5	104,15	0,91	8,53E+02	2,95	912,01	310	0,112
Isopropylbenzol	98-82-8	120,19	0,86	6,00E+02	3,66	691,83	61,3	0,470
1,2,3-Trimethylbenzol	526-73-8	120,19	0,89	2,25E+02	3,66	630,96	75,2	0,178
1,2,5-Trimethylbenzol	95-63-6	120,19	0,87	2,80E+02	3,63	616,60	57	0,252
1,3,5-Trimethylbenzol	108-67-8	120,19	0,86	3,31E+02	3,42	660,69	48,2	0,359

Quelle: Estimation Programs Interface (EPI) Suite (US-EPA); STARS (Stoffdatenbank für bodenschutz-/umweltrelevante Stoffe, Deutschland)

12.11 Chemisch-physikalische Eigenschaften von Mineralölkohlenwasserstoffen

Eine Übersicht über die Zusammensetzung von Mineralölprodukten und die chemisch-physikalischen Eigenschaften einzelner Verbindungen sind in der „Arbeitshilfe ALTEX“ (LABO 2009) zu finden. Diese ermöglicht auch die Berechnung der effektiven Löslichkeiten der Einzelstoffe bei Auftreten in einem Schadstoffgemisch. Dies kann auch mit dem „Online-Tool for Site Assessment Calculation“ (<http://www.api.org/ehs/groundwater/lnapl/lnapl-guide.cfm>) der US-EPA bewerkstelligt werden. Eine umfassende Zusammenstellung von Mineralölprodukten, deren Zusammensetzung und Eigenschaften, bietet auch die Fachinformation des Landesumweltamtes Brandenburg (Nationale und internationale Sachstandsrecherche – Mineralölkohlenwasserstoffe: <http://www.mugv.brandenburg.de/cms/detail.php/lbm1.c.218191.de>).

Weitere Quellen: Estimation Programs Interface (EPI) Suite (US-EPA); STARS (Stoffdatenbank für bodenschutz-/umweltrelevante Stoffe, Deutschland)

Tabelle 19: Chemisch-physikalische Stoffdaten von Mineralölprodukten.

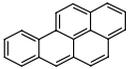
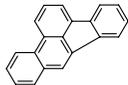
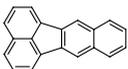
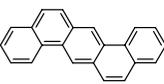
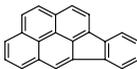
Name	Molgewicht [g/mol]	Dichte [g/cm ³]	Dampfdruck [Pa]	log Kow [-]	Koc [l/kg]	Wasserlöslichkeit [mg/l]	Henry Konstante [-]
Ottokraftstoff (ca. C5–C10)	88–90	0,72–0,78	ca. 200–400 (15 °C)	ca. 1,9–6,69	ca. 63–1.720	ca. 100–150	0,2–210,5
Kerosin (ca. C8–C17)	ca. 170	ca. 0,75–0,83	< 10 (15 °C)	ca. 4,0–8,2	250–5.000	ca. 5–100	0,1–334
Diesel, Heizöl EL (ca. C9–C24)	ca. 180	ca. 0,82–0,86	ca. 0,5 (15 °C)	ca. 4,0–10,0	250–600.000	ca. 5–20	8,2E-02 –2,1E03
Schmieröl, Hydrauliköl (ca. C17–C39)	–	ca. 0,86–0,9	–	–	–	< 5	–
Heizöl schwer (ca. C20–C70)	ca. 250	ca. 0,90–1,005	< 0,1 (20 °C)	> 10	> 600.000	< 1	–
MTBE	88,15	0,74	3,33E04	0,94	11,56	51.000	2,4E-02

12.12 Chemisch-physikalische Eigenschaften von schwerflüchtigen organischen Schadstoffen

12.12.1 Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)

Tabelle 20: Chemisch-physikalische Stoffdaten der 16 EPA-PAK; die Parameter Dampfdruck, Wasserlöslichkeit und Henry-Konstante beziehen sich auf eine Temperatur von 25 °C; Berechnung der Löslichkeit und der Henry-Konstante in Abhängigkeit von der Temperatur kann mit dem Programm ALTEX 1-D (LABO 2008) durchgeführt werden.

Name	CAS-Nr.	Struktur	Molgewicht	Dichte	Dampfdruck	log Kow	K _{OC}	Wasserlöslichkeit	Henry Konstante
			[g/mol]	[g/cm ³]	[Pa]	[-]	[cm ³ /g] ^c	[µg/l]	[-]
Naphthalin	91-20-3		128,2	3,3	1,13E+01	3,30	912	31.000	1,80E-02
Acenaphthen	83-32-9		154,2	3,9	2,87E-01	3,92	3.890	3.900	7,52E-03
Acenaphthylen	208-96-8		152,2	3,9	8,91E-01	3,94	5.623	16.100	4,66E-03
Fluoren	86-73-7		166,2	4,2	8,00E-02	4,18	5.012	1.690	3,93E-03
Anthracen	120-12-7		178,2	4,5	8,71E-04	4,45	20.417	43	2,27E-03
Phenanthren	85-01-8		178,2	4,5	1,61E-02	4,46	22.387	1.150	1,73E-03
Pyren	129-00-0		202,2	4,9	6,00E-04	4,88	79.432	135	4,86E-04
Fluoranthen	206-44-0		202,3	5,2	1,23E-03	5,16	63.096	260	3,62E-04
Benzo(a)anthracen	56-55-3		228,3	5,8	2,80E-05	5,76	2E05	9,4	4,91E-04
Chrysen	218-01-9		228,3	5,8	8,31E-07	5,81	1,8E05	2,0	2,14E-04

Name	CAS-Nr.	Struktur	Molgewicht	Dichte	Dampfdruck	log Kow	K _{oc}	Wasserlöslichkeit	Henry Konstante
			[g/mol]	[g/cm ³]	[Pa]	[-]	[cm ³ /g] ^c	[µg/l]	[-]
Benzo(a)pyren	50-32-8		252,3	6,1	7,32E-07	6,13	8,9E05	1,6	1,87E-05
Benzo(b)fluoranthren	205-99-2		252,3	5,78	6,67E-05	5,78	6,0E05	1,5	2,69E-05
Benzo(k)fluoranthren	207-08-9		252,3	6,1	1,29E-07	6,11	4,0E05	0,8	2,39E-05
Dibenzo(a,h)anthracen	53-70-3		278,4	6,75	1,27E-07	6,75	1,7E06	2,5	5,76E-06
Indeno(1,2,3-c,d)pyren	193-39-5		276,3	6,7	4,44E-07	6,7	1,6E06	0,19	1,42E-05
Benzo(g,h,i)perylen	191-24-2		276,3	6,6	1,33E-08	6,63	2,0E06	0,26	1,35E-05

Quelle: Estimation Programs Interface (EPI) Suite (US-EPA); STARS (Stoffdatenbank für bodenschutz-/umweltrelevante Stoffe, Deutschland)

Tabella 21: Sättigungskonzentration für die 16 EPA-PAK in Teerölprodukten, berechnet nach Raoult (Daten aus Diana Loyek, 1998 zitiert in der Arbeitshilfe ALTEX 1-D).
Sättigungskonzentrationen von Teerölprodukten mit anderer Zusammensetzung können mit Hilfe des Programmes ALTEX 1-D berechnet werden.

16 EPA PAK	Teerölprodukte									
	Pech		Steinkohleteer		Rohteer		Kreosot		Antracen-Öl	
	PAK-Anteil (M- %)	Ci, sat (mg/l)	PAK-Anteil (M- %)	Ci, sat (mg/l)						
Naphthalin	0,00	0,00	4,50	1,09E+01	12,30	2,64E+01	9,49	1,23E+01	0,37	6,00E-01
Acenaphthylen	0,00	0,00	0,24	2,11E-01	1,88	1,46E00	0,00	0,00E00	0,00	0,00E00
Acenaphthen	0,00	0,00	0,07	2,15E-02	0,08	2,17E-02	6,07	9,96E-01	1,98	4,07E-01
Fluoren	0,00	0,00	0,80	2,27E-02	1,46	3,66E-01	4,41	6,68E-01	5,18	9,82E-01
Phenanthren	0,35	6,11E-02	1,65	2,00E-01	4,44	4,76E-01	11,51	7,45E-01	17,01	1,38E00
Anthracen	0,14	1,89E-02	0,58	5,41E-02	0,75	6,19E-02	0,81	4,04E-02	0,92	5,75E-02
Fluoranthren	0,78	3,04E-02	0,69	1,86E-02	2,08	4,97E-02	4,95	7,14E-02	7,52	1,36E-01
Pyren	0,59	2,95E-02	0,44	1,53E-02	1,28	3,93E-02	3,14	5,83E-02	4,31	1,00E-01
Benzo(a)anthracen	0,92	5,14E-03	0,47	1,82E-03	0,77	2,64E-03	2,06	4,26E-03	0,48	1,24E-03
Chrysen	0,98	7,24E-03	0,37	1,90E-03	0,75	3,40E-03	2,12	5,81E-03	0,31	1,06E-03
Benzo(b)fluoranthren	0,67	3,98E-04	0,35	1,44E-04	0,50	1,82E-04	1,68	3,70E-04	0,29	8,00E-05
Benzo(k)fluoranthren	0,68	2,02E-04	0,36	7,42E-05	0,50	9,12E-05	1,68	1,85E-04	0,29	4,00E-05
Benzo(a)pyren	0,47	1,05E-03	0,22	3,40E-04	0,37	5,06E-04	1,63	1,35E-03	0,18	1,86E-04
Indeno(1,2,3-c,d)pyren	0,19	4,27E-03	0,17	2,65E-03	0,24	3,31E-03	1,29	1,08E-02	0,29	3,03E-03
Dibenzo(a,h)anthracen	0,46	8,06E-04	0,14	1,70E-04	0,19	2,04E-04	2,40	1,56E-03	0,26	2,11E-04
Benzo(g,h,i)perylene	0,34	1,38E-04	0,20	5,65E-05	0,22	5,49E-05	1,00	1,51E-04	0,19	3,59E-05
Summe 16 EPA PAK	6,57	1,59E-01	11,25	1,17E+01	27,81	2,88E+01	54,24	1,49E+01	39,58	3,67E00

12.12.2 Polychlorierte Biphenyle (PCB)

Tabelle 22: Chemisch-physikalische Stoffdaten ausgewählter PCB (6 PCB nach Ballschmiter und Bandbreite der PCB von Monochlorbiphenyl bis Decachlorbiphenyl); die Parameter Dampfdruck, Wasserlöslichkeit und Henry-Konstante beziehen sich auf eine Temperatur von 25 °C.

Name	CAS-Nr.	Molgewicht	Dichte	Dampfdruck	log Kow	K _{OC}	Wasserlöslichkeit	Henry Konstante	
		[g/mol]	[g/cm ³]	[Pa]	[–]	[l/kg]	[mg/l]	[–]	
2,4,4' Trichlorbiphenyl	PCB 28	7012-37-5	257,55	1,2–1,6	2,60E-02	5,62	42.657	0,27	8,18E-03
2,2',5,5' Tetrachlorbiphenyl	PCB 52	35693-99-3	289,9	1,2–1,6	1,13E-03	6,09	131.825	0,0153	8,18E-03
2,2',4,5,5' Pentachlorbiphenyl	PCB 101	37680-73-2	323,9	1,2–1,6	3,36E-03	6,8	165.958	0,0154	3,68E-03
2,2',3,4,4',5 Hexachlorbiphenyl	PCB 138	35065-28-2	357,8	1,2–1,6	5,07E-04	7,44	851.138	0,0015	8,58E-04
2,2',4,4',5,5' Hexachlorbiphenyl	PCB 153	35065-27-1	357,8	1,2–1,6	4,57E-04	7,75	380.189	0,00095	9,40E-04
2,2',3,4,4',5,5' Heptachlorbiphenyl	PCB 180	35065-29-3	391,8	1,2–1,6	1,30E-04	8,27	398.107	0,00385	4,09E-04
PCB* (19 bis 71 % Cl) Bandbreite von ... bis ...	–	–	–	1,2–1,6	1,4–1,4E-05	4,5–8,27	2.951–1.629.296	4,8–7,4E-06	–

* PCB: Monochlorbiphenyl (C₁₂H₉Cl) bis Decachlorbiphenyl (C₁₂Cl₁₀)

Quelle: Estimation Programs Interface (EPI) Suite (US-EPA); STARS (Stoffdatenbank für bodenschutz-/umweltrelevante Stoffe, Deutschland)

12.13 Beispiele zur Bestimmung der Sickerwasserrate

Beispiel A

Eine unbefestigte und zu ca. 75 % nahezu vegetationslose Fläche mit sandig/kiesigem Untergrund (50 Vol- % > 2 mm) (entspricht einer unbefestigten Fläche gem. Kapitel 6.3). Rund 25 % der Fläche sind mit Gräsern und Beikräutern bewachsen (entspricht „Grünland“ gem. Kapitel 6.2). Der Untergrund besteht aus folgenden Schichten:

Tiefe	Kornzusammensetzung	Anteil Humus
0–100 cm	sandig/kiesige Anschüttung mit Kiesanteil von 50 Vol- %	< 1 M- %
100–300 cm	sandiger Untergrund	< 1 M- %

- effektiver Wurzelraum: reicht bis in eine Tiefe von 40 cm
- Jahresniederschlag: 1.050 mm, Sommerniederschlag: 580 mm, ebene Fläche, kein Oberflächenabfluss, ET0 = 500 mm

Berechnung der nutzbaren Feldkapazität unter Berücksichtigung der Fraktion > 2 mm (siehe Tabelle 6)

$$nFK_{GK} = (1 - 50/100) \cdot 7 = 3,5 \text{ mm}$$

Für den gesamten effektiven Wurzelraum errechnet sich:

$$nFK_{We} = 4 \cdot 3,5 = 14 \text{ mm}$$

$$WV = 580 + 14 = 594 \text{ mm (} WV < 700 \text{ mm)}$$

WV.....pflanzenverfügbare Wassermenge im Sommerhalbjahr (1. April bis 30. September) (in mm)

Zuerst wird die Sickerwasserrate unter der Annahme einer vollständigen Vegetationsbedeckung errechnet (TUB-BGR-Verfahren):

$$SWR_V = 508 \text{ mm pro Jahr}$$

Des Weiteren die Sickerwasserrate für eine unbefestigte Fläche:

$$SWR_{UF} = 1.050 - 225 = 825 \text{ mm}$$

Flächengewichtet ergibt sich als Sickerwasserrate für die Gesamtfläche:

$$SWR = 0,25 \cdot 508 + 0,75 \cdot 825 = 746 \text{ mm pro Jahr}$$

Beispiel B

Der Standort bei Beispiel B setzt sich aus 2 Teilflächen zusammen: eine asphaltierte Fläche und ein angrenzender Grünstreifen:

Asphaltierte Fläche:

L = 50 m und B = 20 m; der Asphalt ist alt und weist starke Schäden auf; 70 % der Fläche werden durch Kanalisation erfasst; 30 % des Oberflächenabflusses versickern im angrenzenden Wiesenstreifen. Der Untergrund besteht aus folgenden Schichten:

Tiefe	Kornzusammensetzung	Anteil Humus
0–5 cm	Asphalt	–
5–30 cm	sandig-kiesige Tragschicht (65 M- % > 2 mm)	–
30–100 cm	sandiger Schluff	< 1 %
100–500 cm	sandiger Kies (50 M- % > 2 mm)	< 0,5

Wiesenstreifen:

L = 50 m, B = 5 m, sandiger Schluff, effektiver Wurzelraum: 50 cm, gut durchlässig (kein Oberflächenabfluss). Der Untergrundaufbau ist folgendermaßen definiert:

Tiefe	Kornzusammensetzung	Anteil Humus
0–20 cm	sandiger Schluff	4 %
20–100 cm	sandiger Schluff	< 1 %
100–500 cm	sandiger Kies (50 M- % > 2 mm)	< 0,5

- Jahresniederschlag: 850 mm, Sommerniederschlag: 480 mm, ebene Fläche, kein Oberflächenabfluss, ET₀ = 600 mm, der Grundwasserspiegel befindet sich in 5 m Tiefe.

Asphaltfläche: 60 % Versickerung → SWR (Asphalt) = 850 • 0,6 = 510 mm

Oberflächenabfluss von Asphalt: A₀ = 850 • 0,3 = 255 mm; 30 % davon versickern auf Wiesenstreifen (255 • 0,3 = 76,5 mm). Bezogen auf die Größe der Asphaltfläche bedeutet dies eine Wassermenge von 76.500 Litern. Umgelegt auf die Fläche des Wiesenstreifens (250 m²) errechnet sich für diesen Bereich eine zusätzlichen Wassermenge von 306 mm pro Jahr und m², die im Wiesenstreifen infiltrieren: 76.500/250 = 306 mm. Gemäß Niederschlagsverteilung (56,5 % des Niederschlages fallen im Sommer) sind dementsprechend 173 mm dem Sommerhalbjahr anzurechnen. Der Sommerniederschlag inkl. Oberflächenabfluss beträgt daher für den Wiesenstreifen 653 mm, der Jahresniederschlag 1.156 mm

Nach Tabelle 6 ergeben sich folgende Werte für die nutzbare Feldkapazität in den betrachteten Horizonten:

$$nFK (0-20 \text{ cm}) = 17 \text{ mm/dm}$$

$$nFK (20-50 \text{ cm}) = 12 \text{ mm/dm}$$

Die gesamte nutzbare Feldkapazität im effektiven Wurzelraum beträgt:

$$nFK_{We} = 2 \cdot 17 + 3 \cdot 12 = 70 \text{ mm}$$

$$WV = 653 + 70 = 723 \text{ mm} (\rightarrow WV > 700 \text{ mm})$$

WV..... pflanzenverfügbare Wassermenge im Sommerhalbjahr (1. April bis 30. September) (in mm)

Die Sickerwasserrate im Bereich des Wiesenstreifens beträgt daher (TUB-BGR-Verfahren):

$$SWR_V = 467 \text{ mm pro Jahr}$$

Die gesamte Sickerwassermenge von Asphaltfläche und Wiesenstreifen beträgt ca. 627 m³ pro Jahr.

Beispiel C

In diesem Beispiel liegt eine Ackerfläche mit folgendem Untergrunderbau vor:

Tiefe	Kornzusammensetzung	Anteil Humus
0–20 cm	Lehm	3 %
20–200 cm	Lehm	< 1 %
200–1200 cm	sandiger Kies (50 M- % > 2 mm)	< 0,5

Der Jahresniederschlag beträgt 650 mm, der Sommerniederschlag 420 mm und die potenzielle Verdunstung 600 mm pro Jahr. Die Tiefe des effektiven Wurzelraums beträgt 7 dm (siehe Kapitel 12.6). Es gibt keine Hinweise auf Oberflächenabfluss.

$$nFK \text{ von Lehm mit } 3 \% \text{ Humus} = 23 \text{ mm/dm (siehe Tabelle 6)}$$

$$nFK \text{ von Lehm mit } < 1 \% \text{ Humus} = 20 \text{ mm/dm (siehe Tabelle 6)}$$

Als nutzbare Feldkapazität über den gesamten effektiven Wurzelraum ergibt sich:

$$nFK_{We} = 2 \cdot 23 + 5 \cdot 20 = 146 \text{ mm}$$

$$WV = 420 + 146 = 566 \text{ mm (} \rightarrow WV < 700 \text{ mm)}$$

Die Sickerwasserrate errechnet sich nach dem TUB-BGR-Verfahren unter der Bedingung $WV < 700 \text{ mm}$ (siehe Kapitel 12.7):

$$SWR_V = 126 \text{ mm pro Jahr}$$

12.14 Beispiele zur Abschätzung der Sickerwasserbelastung und der langfristig mobilisierbaren Schadstoffmasse

12.14.1 Beispiel – Verlagerung von Blei (Tontauben-Schießplatz)

Grundlegende Angaben

Ein Tontaubenschießstand besteht seit ca. 45 Jahren und verursacht auf einer Fläche von 2,5 ha eine starke Belastung mit Blei und weiteren Schwermetallen. In diesem Beispiel wird auf die Verlagerung von Blei eingegangen. Es beruht vor allem auf der vorliegenden Tiefenverteilung der Gesamtgehalte an Blei. Des Weiteren liegen Konzentrationsangaben aus Elutionsuntersuchungen ($W/F = 10:1$) sowie Konzentrationswerte aus einer Sickerwassersammlung mittels Saugkerzen (eine Probenahmestelle) vor. Eluatuntersuchungen bei $W/F = 2:1$ oder Säulenversuche liegen nicht vor. Es werden daher in einem ersten Schritt eine Annahme bezüglich der aktuellen Sickerwasserkonzentration getroffen und die Schadstofffrachten berechnet.

Durch die Ermittlung der Schadstoffkonzentration in der Bodenlösung mittels Sorptionsisothermen kann eine Plausibilitätsprüfung der abgeleiteten Sickerwasserkonzentration durchgeführt werden. Aus den Sorptionsisothermen wird auch die Retardation des Schadstoffes für die Ermittlung der Verlagerungsgeschwindigkeit abgeleitet.

Bodenkundliche Grunddaten

pH-Wert Boden: pH 4,6, Bodenart: Lehm (der Tongehalt beträgt 25 M- %); Vegetationstyp: Grünland

Tiefe	Gehalt an organischer Substanz
0–20 cm	4 %
20–30 cm	2 %
> 30 cm	< 1 %

Als Mächtigkeit des Schadensherdes wird eine Tiefe von 0–10 cm angenommen, da eine Tiefenverlagerung aufgrund mechanischer Beeinflussung (Befahrung mit schweren Fahrzeugen) stattgefunden hat.

Der mittlere Grundwasserhöchststand beträgt am Standort 3 m unter Geländeoberkante (GOK).

Im Mittel wurden folgende Gesamtgehalte an Blei (Königswasserextraktion) im Bodenprofil festgestellt:

Tiefe	Blei gesamt
0–10 cm	9.415 mg/kg
10–20 cm	3.070 mg/kg
20–30 cm	500 mg/kg
30–50 cm	100 mg/kg

Die Eluatuntersuchungen bei einem W/F-Verhältnis von 10:1 ergaben im Maximum 27 mg/kg; dies entspricht einer Konzentration von 2,7 mg/l im Eluat.

Im Sickerwasser, welches mittels Saugkerze aus einer Tiefe von 15 cm gewonnen wurde, konnte eine Konzentration von max. 0,2 mg/l festgestellt werden.

Annahme: Das Eluat W/F = 2:1 ergab ähnliche Pb-Konzentration wie das Eluat W/F = 10:1. Es liegt eine löslichkeitslimitierte Freisetzung vor (siehe Kapitel 5.1.4).

Aktuelle Sickerwasserkonzentration im Schadensherd: 3 mg/l

Sickerwassermenge:

Mittlerer Jahresniederschlag: 754 mm

Mittlerer Sommerniederschlag (April bis September): 458 mm

Die potenzielle Evapotranspiration (ET₀) für die Region wurde dem hydrologischen Atlas Österreichs entnommen und beträgt 600 mm/a.

Zur Berechnung der Sickerwassermenge wurde das Szenario Grünland verwendet.

Effektiver Wurzelraum: aufgrund des in 0,5 m auftretenden Stauhizontes wurde der effektive Wurzelraum auf 5 dm eingeschränkt (siehe Kapitel 12.6). Kapillarer Aufstieg wird vernachlässigt.

Berechnung der nutzbaren Feldkapazität für die über das gesamte Profil vorliegende Bodenart „Lehm“ (siehe Tabelle 6):

nFK	mm	Bemerkung
0–20 cm	50	Die nFK ist pro dm um 5 mm zu erhöhen, da Humusanteil > 3 M- %
20–30 cm	23	Die nFK ist pro dm um 3 mm zu erhöhen, da Humusanteil > 3 M- %
30–50 cm	40	

Die gesamt nutzbare Feldkapazität im effektiven Wurzelraum beträgt 113 mm

$$WV = nFK_{We} + Nd_{Som} = 113 + 458 = 571 \text{ mm}$$

WV.....pflanzenverfügbare Wassermenge im Sommerhalbjahr (1. April bis 30. September) (in mm)

nFK_{We}...nutzbare Feldkapazität im effektiven Wurzelraum: Wassermenge, die im Bodenprofil gespeichert werden kann und für Pflanzen verfügbar ist (in mm)

Weeffektiver Wurzelraum: Bodentiefe, bis zu der Pflanzenwurzeln in Trockenjahren das Bodenwasser ausschöpfen können. Eine exakte Bestimmung erfolgt mittels Wassergehaltmessungen am Ende einer Vegetationsperiode in einem Trockenjahr. Eine Tabelle über die durchschnittliche Tiefe des effektiven Wurzelraums für unterschiedliche Vegetationstypen und unterschiedliche Bodenbedingungen ist in Kapitel 12.6 angeführt.

Nd_{som}...Niederschlag im Sommerhalbjahr (1. April bis 30. September) (in mm)

Anhand der Gleichung 29 errechnet sich die jährliche Sickerwasserrate für den Vegetationstyp „Grünland“.

Die mittlere jährliche Sickerwasserrate nach TUB-BGR-Verfahren beträgt 155 mm pro Jahr.

Aktuelle Stofffracht

$$Q_{SIWA} = A \cdot SWR = 25.000 \cdot 0,155/365 = 10,6 \quad [m^3/d]$$

$$F_{SIWA} = c_{SIWA} \cdot Q_{SIWA} = 3 \cdot 10,6 = 31,8 \text{ [g/d]} \text{ (das entspricht 11,6 kg/a)}$$

Q_{SIWA} ... flächenbezogene Sickerwassermenge (in m^3/d)

F_{SIWA} ... flächenbezogene Stofffracht im Sickerwasser (in g/d)

c_{SIWA} ... mittlere für eine Teilfläche gültige Sickerwasserkonzentration (in g/m^3 , entspricht mg/l)

Bezogen auf einen Quadratmeter und ein Jahr ergibt sich:

$$\text{Schadstofffracht pro Jahr und } m^2: 0,155 \cdot 3 = 0,465 \text{ g}/(m^2 \cdot a)$$

Anmerkung: Im Sinne eines Worst Case-Szenarios wird zur Berechnung der Fracht die höchste im Profil ermittelte Sickerwasserkonzentration herangezogen (siehe Schritt 1 in Kapitel 7).

Langfristig mobilisierbare Schadstoffmasse

$$M_{Igmob} = c \cdot SWR \cdot 50$$

$M_{Igmob} = 3 \cdot 155 \cdot 50 = 23.250 \text{ mg}$, bezogen auf eine Fläche von 1 m^2 und errechnet aus den Daten der obersten 10 cm Bodentiefe

Volumen von 1 m^2 und 10 cm Tiefe: $0,1 \text{ m}^3 = 100 \text{ l}$

Rohdichte trocken (Lehm): $1,6 \text{ kg/l}$ (siehe Tabelle 12)

Menge Boden, bezogen auf 1 m^2 : 160 kg

$$M_{Igmob} \text{ pro kg Boden: } 23.250/160 = 145 \text{ mg/kg (bezogen auf 50 Jahre)}$$

Plausibilitätsprüfung mittels Sorptionsisotherme

Bei einem pH-Wert von 4,6 und 25 % Ton errechnet sich aus der substratspezifischen Sorptionsisotherme für den Oberboden (0–10 cm) eine Konzentration von ca. 16 mg/l in der Bodenlösung (mittlerer Gehalt im Boden 9.415 mg/kg).

Berechnung (siehe auch Kapitel 5.5.2):

$$\log K_f = \log K^* + a \cdot pH + b \cdot \log(\text{Ton}) + d \cdot \log(C_{org})$$

$$3.960 = 1.778 + 0,372 \cdot 4,6 + 0,337 \cdot \log(25) + 0 \cdot \log(2,3)$$

Anmerkung: C_{org} berechnet sich aus Humus (M-%)/ $1,72 \cdot C_{org}$ hat für das Element Blei allerdings keinen Einfluss auf die Sorptionsisotherme ($d = 0$), da die Sorptionsisotherme bereits für Oberböden abgeleitet wurde.

Die Schadstoffkonzentration in der Bodenlösung errechnet sich weiters:

$$(\log S - \log K_f)/n = \log c_w$$

$$\log c_w = (\log(9.415.000) - 3,960)/0,715 = 4,2147$$

$$c_w = 16.395 \text{ } \mu\text{g/l}$$

Für die Bodenschicht (15–20 cm) ergibt sich eine Konzentration von $19,6 \text{ mg/l}$ (mit 3.070 mg/kg gerechnet und mit Faktoren aus Tabelle 11).

Für die Ermittlung der Retardation ist es notwendig, den Koeffizienten K_f aus der Freundlich-Isotherme zu linearisieren (siehe Kapitel 5.5.2). Im Sinne eines Worst Case-Szenarios wird dabei die Konzentration im Schadensherd (9.415 mg/kg) in die Sorptionsisotherme des Unterbodens eingesetzt, da in diesem größtenteils die Verlagerung stattfindet. Je höher die gewählte Konzentration, desto niedriger errechnet sich der lineare Koeffizient K_d , wodurch sich auch die Retardation reduziert (siehe Kapitel 5.5.2). Der aus der Sorptionsisotherme linearisierte K_d -Wert beträgt für den Unterboden 76,3 l/kg.

$$K_d = K_f \cdot c_w^{n-1}$$

$$\log K_f = 3,868242$$

$$K_f = 7383,16 \text{ (Freundlich-Koeffizient)}$$

$$K_d = 7383,16 \cdot 123.342^{(0,61-1)} = 76,3 \text{ l/kg}$$

Der Wert c_w (123.342 µg/l) ergibt sich durch Einsetzen von 9.415 mg/kg in die für den Unterboden gültigen Sorptionsisotherme.

Transportgeschwindigkeit

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

$$SWR = 155 \text{ mm/a} = 0,155 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$$

$$WG_{FK} \text{ (geschätzt)} = 35 \text{ Vol- \% (dimensionslos 0,35)}$$

$$V = 0,155/0,35 = 0,44 \text{ m/a}$$

Mittlere Verweilzeit nicht reaktiver Stoffe ist: $t_{sm} = z_s/v_{sm}$

Annahme von Interesse ist die Tiefe von 3 m (mittlerer Grundwasserhöchststand)

$$t_{sm} = 3/0,44 = 6,8 \text{ Jahre}$$

Die Dispersion kann in einfacher Form berücksichtigt werden (LENNARTZ 2003) mit:

$$t_{sm} = (z_s - \lambda)/v_{sm}$$

Die Dispersion erfolgt näherungsweise aus der Länge der Fließstrecke:

$$\lambda = z_s \cdot 0,1$$

$$\lambda = 3 \cdot 0,1 = 0,3$$

Verweilzeit unter Berücksichtigung der Dispersion ist:

$$t_{sm} = (3 - 0,3)/0,44 = 6,07 \text{ Jahre}$$

Die Retardation (R) des Schadstoffes durch Adsorption an der Untergrundmatrix kann aus dem linearen Adsorptionskoeffizienten K_d abgeleitet werden (Adsorptionskoeffizienten siehe Kapitel 5.5 bzw. Anhang):

$$R = 1 + K_d \cdot \rho/WG_{FK}$$

ρ = Trockenrohddichte des Untergrundes [Masse/Volumen]

Für Unterboden

$$R = 1 + 76,3 \cdot 1,6/0,35 = 349,8$$

Als Verweilzeit des Schadstoffes unter Berücksichtigung der Retardation ergibt sich:

$$t_{sm} = R \cdot (z_s - \lambda) / v_{sm}$$

$$t_{sm} = 349,8 \cdot 6,07 = 2.123 \text{ Jahre}$$

Dies würde bedeuten, dass der Schadstoff in 50 Jahren um ca. 7 cm in die Tiefe verlagert wird.

Wird im Sinne eines Worst Case-Szenarios ein präferenzierter Fluss angenommen, mit dem das Blei in die Tiefe verlagert wird, ergibt sich:

$$v_{eff} = SWR / (WG_{FK} \cdot 0,1)$$

$$v_{eff} = 0,155 / (0,35 \cdot 0,1) = 4,4 \text{ m/a}$$

Als Verweilzeit des Schadstoffes unter Berücksichtigung der Retardation und des präferenziellen Flusses ergibt sich:

$$t_{sm} = 349,8 \cdot 0,607 = 212,3 \text{ Jahre}$$

Unter Berücksichtigung des präferenziellen Flusses ergibt sich eine Verlagerung von ca. 70 cm in 50 Jahren.

Für die Berechnung der theoretischen Emissionsdauer aus der maximal mobilisierbaren Schadstoffmasse wurde angenommen, dass die vorliegende Bleimenge zu 100 % verfügbar ist:

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

t_e Emissionsdauer des Schadsherdes (in Jahren)

M_{mxmob} ... maximal mobilisierbare Schadstoffmasse pro Fläche im Bodenkörper (in g/m^2)

SWR Sickerwasserrate am Standort (in $l/(m^2 \cdot a)$)

c_{s1} Schadstoffkonzentration im Sickerwasser beim Austritt aus der Quelle (in $\mu g/l$)

Auf einem Quadratmeter Boden und 10 cm Tiefe (entspricht 160 kg Boden bei einer Rohdichte trocken von 1,6 kg/l) liegen $9.415 \cdot 160 = 1.506.400$ mg Blei vor. Bei einer Sickerwassermenge von $155 l/m^2$ und einer Konzentration von 3 mg/l im Sickerwasser errechnet sich die Emissionsdauer mit:

$$t_e = 1.506.400 / (155 \cdot 3) = 3.240 \text{ Jahre}$$

Dies bedeutet, dass unter der Annahme einer 100%igen Verfügbarkeit länger als 3.000 Jahre Blei aus den obersten 10 cm Boden emittiert wird.

Beruhend auf den derzeitigen Annahmen zur Sickerwasserkonzentration (3 mg/l) ist zukünftig bezogen auf die stark kontaminierte Fläche des Standortes (2,5 ha) mit einer Schadstofffracht von 31,8 g/d (das entspricht 11,6 kg/a) Blei zu rechnen. Aufgrund der Überlegungen zur Schadstoffverlagerung kann vermutet werden, dass der Beginn des Schadstoffeintrages in das Grundwasser in einem Zeitraum zwischen 200 und 2.000 Jahren stattfindet. Dieser Eintrag wird sich zumindest über 50 Jahre erstrecken (abgeleitet aus der derzeitigen Annahme der lösungslimitierten Freisetzung). Aufgrund der hohen Schadstoffmassen und des niedrigen pH-Wertes, welcher eine hohe Schadstoffmobilität bedingt, ist allerdings mit einem bedeutend längeren Zeitraum des Schadstoffeintrages zu rechnen.

12.14.2 Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe

Die Angaben zu folgendem Beispiel wurden einem Fallbeispiel des Geozen- trums Hannover entnommen

(http://www.lbeg.niedersachsen.de/master/C53201181_N53199154_L20_D0_I31802357.html).

Es handelt sich dabei um ein Hafengelände, welches mit Elektrodenpech kon- taminiert ist. Der Schichtaufbau stellt sich folgendermaßen dar (Abbildung 9):

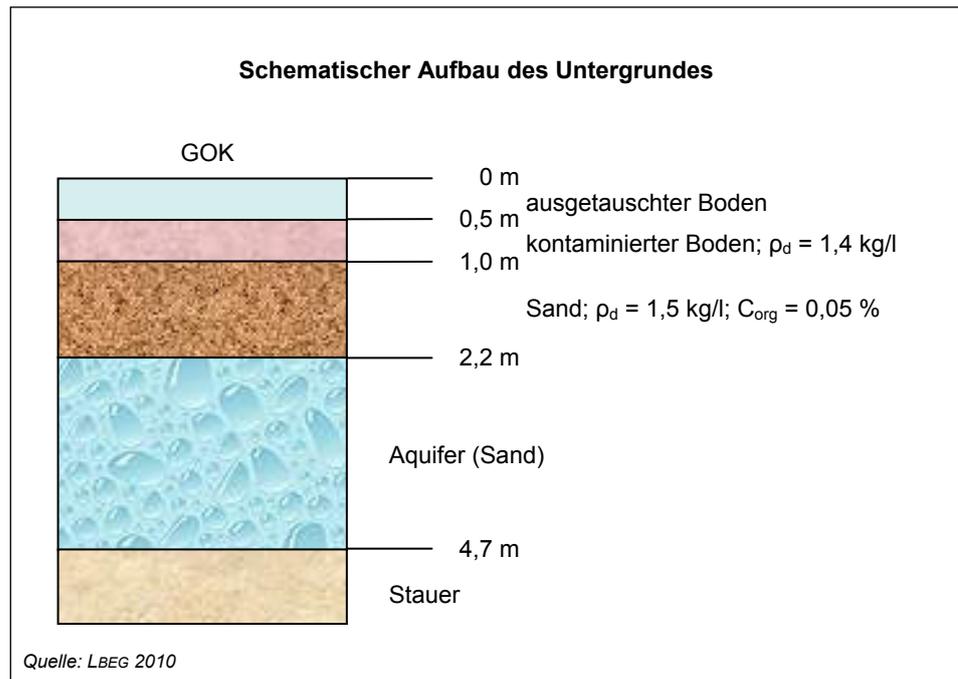


Abbildung 9: Schematischer Aufbau des Untergrundes.

Unter einem halben Meter ausgetauschten Bodens befindet sich ein 0,5 m mächtiger Schadensherd (0,5 m – 1 m Tiefe). In diesem liegen fein verteilte Partikel von Elektrodenpech (als organische Festphase) vor. Der mittlere Gehalt an Elektrodenpech beträgt 1.500 mg/kg. Die Berechnungen sollen für das PAK Fluoranthen vorgenommen werden, welches in einem höheren Anteil im Elektrodenpech vorliegt.

Der Gehalt an Fluoranthen im Elektrodenpech kann der Literatur entnommen werden (siehe auch Kapitel 12.12.1): 11,7 mg/kg (0,78 % von 1.500 mg/kg Elektrodenpech).

Das Material unterhalb des Schadensherdes (1 m – 2,2 m) besteht aus Sand und weist eine Rohdichte trocken von 1,5 kg/l auf; der C_{org} -Gehalt beträgt in dieser Schicht 0,05 M- %).

Elutionsuntersuchungen bei W/F = 10:1 ergaben 5 µg/l Fluoranthen. Da das Elektrodenpech in Phase vorliegt, ist eher der Sättigungskonzentration als aktuelle Sickerwasserkonzentration zu vertrauen. Die Sättigungskonzentration von Fluoranthen (siehe Kapitel 12.12.1) beträgt 30,4 µg/l.

Zu beachten: Stehen Sättigungskonzentrationen der Schadstoffe bei Vorliegen in Schadstoffgemischen zur Verfügung, so sind diese heranzuziehen. Sättigungskonzentrationen von Reinsubstanzen können davon beträchtlich abweichen (siehe Kapitel 12.12.1).

Theoretisch kann auch die Berechnung der Konzentration in der Bodenlösung aus K_d über K_{oc} und C_{org} erfolgen:

$$K_d = K_{oc} \cdot 0,01 \cdot C_{org}$$

$$K_d = 63096 \cdot 0,01 \cdot 0,05 = 31,5 \text{ l/kg}$$

Als Wassergehalt wird Feldkapazität angenommen (siehe Tabelle 13): 14 Vol- %

$$c_w = c_t / (K_d + \theta_w / \rho) \quad (\text{Gleichung 8, siehe Kapitel 5.5.1})$$

$11,7 / (31,5 + 0,14 / 1,4) = 0,37 \text{ mg/l}$ ($370 \text{ } \mu\text{g/l}$): die aus der Sorptionsisotherme errechnete Konzentration in der Bodenlösung liegt in diesem Fall um eine Größenordnung über der Sättigungskonzentration (Literaturangabe zu Schadstoffgemisch).

Berechnung der Sickerwasserrate

Der Jahresniederschlag beträgt am Standort: $N_{\text{Jahr}} = 725 \text{ mm}$, der Versiegelungsgrad beträgt 25 %; dies bedeutet dass 25 % des Niederschlages durch die Kanalisation abgeführt werden, der Rest versickert auf einer unbefestigten Fläche (ohne Vegetation).

Auf 75 % der Fläche (2.500 m^2) fallen 725 mm/a an.

$$SWR_{UF} = N_{\text{Jahr}} - 225 = 725 - 225 = 500 \text{ mm} \quad (\text{in mm/a})$$

500 mm bezogen auf 1.875 m^2 sind 937.500 Liter , bezogen auf 2.500 m^2 ergeben sich 375 mm .

$$SWR_{UF} = 375 \text{ mm}$$

SWR_{UF}: jährliche Sickerwasserrate einer vegetationslosen Fläche (in mm/a)

Langfristig mobilisierbare Schadstoffmasse

$$M_{\text{Igmob}} = c \cdot SWR \cdot 50$$

$M_{\text{Igmob}} = 0,0304 \cdot 375 \cdot 50 = 570 \text{ mg}$, bezogen auf eine Fläche von 1 m^2 und einen halben Meter Bodentiefe

Volumen von 1 m^2 und 50 cm Tiefe: $0,5 \text{ m}^3 = 500 \text{ Liter}$

Rohdichte trocken: $1,4 \text{ kg/l}$

Menge Boden bezogen auf 1 m^2 : 700 kg

M_{Igmob} pro kg Boden: $570 / 700 = 0,81 \text{ mg/kg}$ (bezogen auf 50 Jahre)

Schadstofffracht pro Jahr und m^2 : $570 / 50 = 11,4 \text{ mg Fluoranthen pro m}^2 \text{ und Jahr}$

Bezogen auf Gesamtfläche von 2.500 m^2 : $11,4 \cdot 2.500 = 28.500 \text{ mg pro Jahr}$

Transportgeschwindigkeit

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

$$SWR = 375 \text{ mm/a} = 0,375 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$$

$$WG_{FK} \text{ (geschätzt)} = 14 \text{ Vol- \% (dimensionslos 0,14)}$$

$$V = 0,375/0,14 = 2,68 \text{ m/a}$$

Mittlere Verweilzeit nicht reaktiver Stoffe ist:

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

Abstand Unterkante Schadensherd bis GW-Oberfläche = 1,2 m

$$t_{sm} = 1,2/2,68 = 0,45 \text{ Jahre}$$

Die Dispersion kann in einfacher Form berücksichtigt werden (LENNARTZ 2003) mit:

$$t_{sm} = (z_s - \lambda)/v_{sm}$$

Die Dispersion erfolgt näherungsweise aus der Länge der Fließstrecke:

$$\lambda = z_s \cdot 0,1$$

$$\lambda = 1,2 \cdot 0,1 = 0,12$$

Verweilzeit unter Berücksichtigung der Dispersion ist:

$$t_{sm} = (1,2 - 0,12)/2,68 = 0,40 \text{ Jahre}$$

Die Retardation (R) des Schadstoffes durch Adsorption an der Untergrundmatrix kann aus dem linearen Adsorptionskoeffizienten K_d abgeleitet werden: K_d für Fluoranthren errechnet aus K_{oc} und C_{org} von 0,05 % ergibt 31,5 l/kg (laut Tabelle 20)

$$R = 1 + K_d \cdot \rho/WG_{FK}$$

ρ Trockenrohichte des Untergrundes [Masse/Volumen]: im Altexbeispiel 1,5 kg/l

$$R = 1 + (31,5 \cdot 1,5)/0,14 = 339$$

Als Verweilzeit des Schadstoffes unter Berücksichtigung der Retardation ergibt sich:

$$t_{sm} = R \cdot (z_s - \lambda)/v_{sm}$$

$$t_{sm} = 339 \cdot 0,4 = 135,6 \text{ Jahre}$$

Dies würde bedeuten, dass der Schadstoff in 1 Jahr ca. 0,9 cm in die Tiefe verlagert wird.

Wird im Sinne eines Worst Case-Szenarios ein präferenzialer Fluss angenommen, mit dem Fluoranthren in die Tiefe verlagert wird, ergibt sich:

$$v_{eff} = SWR/(WG_{FK} \cdot 0,1)$$

$$v_{eff} = 0,375/(0,14 \cdot 0,1) = 26,8 \text{ m/a}$$

Als Verweilzeit des Schadstoffes unter Berücksichtigung der Retardation und des präferenziellen Flusses ergibt sich:

$$t_{sm} = 339 \cdot 0,04 = 13,6 \text{ Jahre}$$

Unter Berücksichtigung des präferenziellen Flusses ergibt sich eine Verlagerung von ca. 9 cm in einem Jahr.

Für die abschließende Bewertung nach der vorliegenden Arbeitshilfe unter Berücksichtigung des Worst Case (kein Abbau, präferenzieller Fluss, Konzentration im Schadensherd wird durch Dispersion nicht reduziert) ergibt sich:

Zwischen 13 und 135 Jahren ist mit einem beginnenden Eintrag von belastetem Sickerwasser mit einer Konzentration an Fluoranthen bis zu 30 µg/l zu rechnen. Da keine experimentellen Daten vorliegen, ist davon auszugehen, dass die Sättigungskonzentration über mindestens 50 Jahre konstant bleibt. In 50 Jahren werden pro kg kontaminiertem Untergrund 0,8 mg Fluoranthen mobilisiert. Das sind ca. 7 % der Gesamtmenge an Fluoranthen.

Bezogen auf die gesamte kontaminierte Fläche kann mit einer Schadstofffracht von 28,5 g pro Jahr gerechnet werden.

Berechnung der Konzentration im Grundwasser

Kennwert	Abkürzung	Wert	Einheit
Fläche der Schadstoffquelle	A	2.500	m ²
Sickerwasserrate	SWR	0,375	m ³ /(m ² ·a)
Sickerwasserrate	SWR	1,189 · 10 ⁻⁸	m ³ /(m ² ·s)
Durchlässigkeitsbeiwert	k _f	8 · 10 ⁻⁴	m/s
hydraulischer Gradient	I	0,001	m/m
Breite der Schadstoffquelle quer zur Grundwasserfließrichtung (Breite der Schadstofffahne)	B	100	m
mittlere Grundwassermächtigkeit	H	2,5	m
mittlere Mächtigkeit der Schadstofffahne	h	2,5 (0,5)	m
Schadstoffkonzentration im Anstrom	c _o	0	mg/l
Schadstoffkonzentration im Abstrom	c _u	gesucht	mg/l

Die Sickerwassermenge berechnet sich aus:

$$Q_{S/WA} = A \cdot SWR = 2.500 \cdot 1,189 \cdot 10^{-8} = 2,97 \cdot 10^{-5} \quad (\text{in } m^3/s)$$

Ist die mittlere Mächtigkeit der Schadstofffahne bekannt, errechnet sich der Grundwasserdurchfluss im Zustrom folgendermaßen:

$$Q_o = kf \cdot I \cdot B \cdot h = 8 \cdot 10^{-4} \cdot 0,001 \cdot 100 \cdot 2,5 = 2 \cdot 10^{-4} \quad (\text{in } m^3/s)$$

Ist h nicht bekannt, ist die mittlere Grundwassermächtigkeit H einzusetzen.

Der Grundwasserfluss im Abstrom ist die Summe aus Grundwasserzustrom und Sickerwassermenge:

$$Q_u = Q_o + Q_{S/WA} = 2 \cdot 10^{-4} + 2,97 \cdot 10^{-5} = 2,3 \cdot 10^{-4} \quad (\text{in } m^3/s)$$

Die Schadstofffracht im Zustrom ist:

$$F_{To} = Q_o \cdot c_o = 0 \quad (\text{in } g/s) \text{ (Annahme)}$$

Die Schadstofffracht, die über das Sickerwasser in den Grundwasserstrom eintritt errechnet sich durch:

$$F_{SIWA} = Q_{SIWA} \cdot c_{SIWA} = 2,97 \cdot 10^{-5} \cdot 0,0304 = 9,04 \cdot 10^{-7} \quad (\text{in g/s, dies entspricht } 28,5 \text{ g/a})$$

Und die Schadstofffracht im Abstrom:

$$F_{fu} = F_{SIWA} + F_{fo} = 9,04 \cdot 10^{-7} + 0 \quad (\text{in g/s})$$

$$c_u = F_{fu}/Q_u = 9,04 \cdot 10^{-7}/2,3 \cdot 10^{-4} = 0,0039 \quad (\text{in g/m}^3, \text{ die entspricht mg/l})$$

Bezieht man die gesamte Schadstofffracht auf 0,5 m Grundwassermächtigkeit, ergibt sich eine Konzentration von 0,013 mg/l.

12.14.3 Beispiel leichtflüchtige organische Schadstoffe – Altstandort „PCE“

Zusammenfassung Untersuchungsergebnisse und Standortmodell

Am Altstandort „PCE“ wurde mehr als 15 Jahre Tetrachlorethen als Reinigungsmittel eingesetzt. Durch Manipulationsverluste und unzureichende Schutzvorkehrungen beim Betrieb der Reinigungsmaschinen konnte Tetrachlorethen in den Untergrund gelangen. Die Ergebnisse der Bodenluftuntersuchungen zeigten eine massive Verunreinigung der wasserungesättigten Bodenzone durch Tetrachlorethen. Als Hauptschadensherd konnte der frühere Standort der Reinigungsanlage identifiziert werden. Eine Bodenluftprobe aus 5 m Tiefe zeigte einen Tetrachlorethengehalt von 15.200 mg/m³. Ein weiterer Schadensherd ist im Bereich des Abwasserschachtes gegeben (siehe Abbildung 10).

Die Ergebnisse der Probenahmen an zwei in weiterer Folge errichteten stationären Bodenluftmessstellen (siehe Tabelle 23 – CKW max. 2.500 mg/m³) und die Ergebnisse des Bodenluftabsaugversuches bestätigen, dass massive Verunreinigungen des Untergrundes gegeben sind.

Tabelle 23: Untersuchung von Bodenluftproben aus stationären Messstellen – ausgewählte Analyseergebnisse (in mg/m³).

Messstelle/Tiefe (in m)	PCE	TCE	cis-DCE	VC	CKW (Summe)	
	max.	max.	max.	max.	min.	max.
BL06/3	464	1,6	n.n.	n.n.	15,1	466
BL06/10	569	2,8	0,8	–	66,5	573
BL07/5	2.480	18,7	2,5	–	216	2.501
BL07/10	1.330	4,9	1,1	–	90,2	1.336

PCE Tetrachlorethen

TCE Trichlorethen

cis-DCE cis-1,2-Dichlorethen

VC..... Vinylchlorid

Die Messergebnisse für die in der feinkörnigen Deckschicht ausgebauten Bodenluftmessstelle (BL06/3) sind aufgrund der schichtspezifischen geringen Durchlässigkeit sowie der Lage der Messstelle zu den Schadensherden nur eingeschränkt repräsentativ für die Belastung der oberflächennahen Schichten. Der Vergleich der Messergebnisse für die Bodenluftproben aus dem Bereich der gut durchlässigen, sandigen Kiese zeigte generell einen mit der Tiefe abnehmenden Trend der CKW-Belastung.

Der Bodenluftabsaugversuch wurde an der tieferen Messstrecke der Bodenluftmessstelle durchgeführt, die sich rund 10 m westlich des Schadensherdes befindet. Da der Schadensherd am Beginn des Absaugversuches noch nicht erfasst wurde, stellte sich die maximale CKW-Belastung der abgesaugten Bodenluft (CKW 4,110 mg/m³) erst im Verlauf des Versuches ein. Die im Zuge des Bodenluftabsaugversuches über die abgesaugte Bodenluft erfasste CKW-Fracht betrug rund 4 kg/d.

Aufgrund aller Untersuchungsergebnisse für die wasserungesättigte Bodenzone ergibt sich zusammenfassend, dass im Bereich der beiden Schadensherde jeweils insbesondere die feinkörnige Deckschicht massiv durch Tetrachlorethen verunreinigt ist. Die in mehr als 5 m Tiefe anstehenden gut durchlässigen sandig-kiesigen Sedimente zeigen ebenfalls deutliche Belastungen. Diese Verunreinigungen sind auf die gasförmige Ausbreitung von Schadstoffen aufgrund von Diffusion sowie auch den Austrag aus der Deckschicht zurückzuführen. Mit zunehmender Entfernung von den Schadenszentren ist sowohl vertikal als auch lateral eine Abnahme der Tetrachlorethen-Belastungen zu beobachten. Die Ausdehnung des kontaminierten Bereiches kann mit einer Größenordnung von mehr als 700 m² abgeschätzt werden.

Aufgrund des beschriebenen Schadensbildes (siehe auch Abbildung 10) und da der stärker verunreinigte Schadensherd überbaut ist, ist davon auszugehen, dass die Mobilisierung der Verunreinigungen und Sickerwasserbelastungen lösungslimitiert sind.

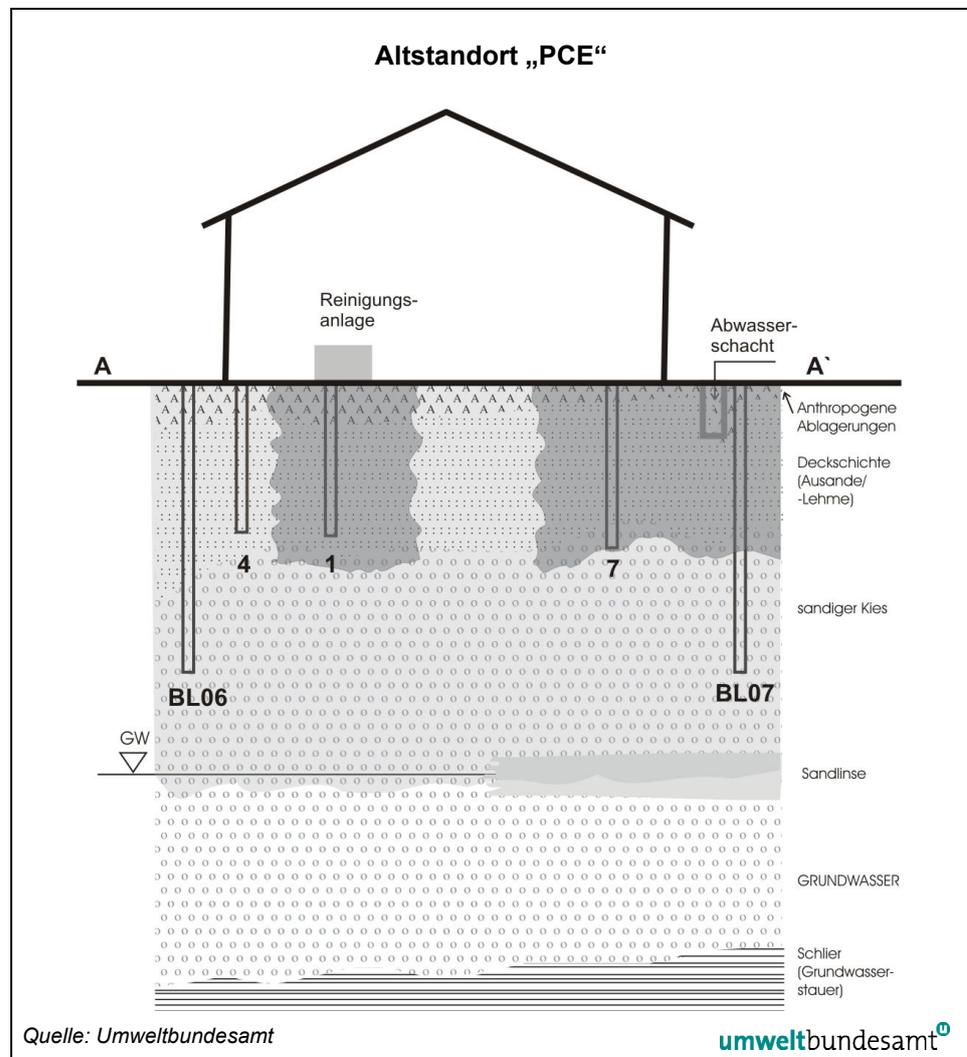


Abbildung 10: Altstandort „PCE“ – Geologischer Schnitt und Verteilung der CKW-Kontamination in der wasserungesättigten Bodenzone.

Schritt 1: Vertikale Verteilung von Sickerwasserkonzentrationen (C_{SW})

Es stehen folgende Messergebnisse zur Verfügung:

- Temporäre Bodenluftuntersuchungen: sechs Probenahmepunkte, (3 Mal tiefengestaffelt in 3 m und 5 m Tiefe); insgesamt neun Bodenluftproben (feinkörnige Deckschicht).
- zwei stationäre Messstellengruppen (Ausbau für zwei Schichten): je vier Probenahmen innerhalb von sechs Monaten.
- Ergebnisse eines Bodenluftabsaugversuches (gut durchlässige sandige Kiese (siehe Abbildung 11).

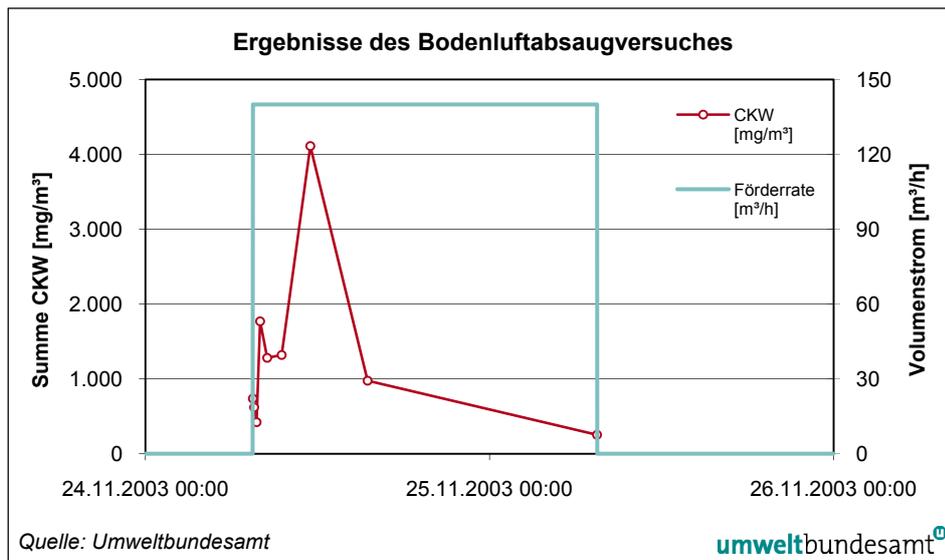


Abbildung 11: Ergebnisse des Bodenluftabsaugversuches – Entwicklung der CKW-Belastung.

Aufgrund aller vorliegenden Messwerte ergibt sich, dass Tetrachlorethen als relevanter Schadstoff zu betrachten ist. Die festgestellten Belastungen durch Abbauprodukte sind im Allgemeinen sehr gering (maximal 1 % der CKW-Summe) und können vernachlässigt werden. Angaben zur Auswertung der Messwerte sowie abgeleitete Sickerwasserkonzentrationen sind in Tabelle 24 und Tabelle 25 zusammengefasst.

Tabelle 24: Auswertung aller Messwerte Boden-/Porenluft (C_{BL}) für Tetrachlorethen und Varianz möglicher Sickerwasserkonzentrationen (C_{SW}).

	Minimum	Mittelwert	Maximum
feinkörnige Deckschicht			
C_{BL}	216 mg/m ³	5.970 mg/m ³	15.200 mg/m ³
$C_{SW} = C_{BL}/0,305$	708 µg/l	19.600 µg/l	49.800 µg/l *
sandige Kiese			
C_{BL}	66,5 mg/m ³	515 mg/m ³	1.330 mg/m ³
$C_{SW} = C_{BL}/0,305$	218 µg/l	1.690 µg/l	4.360 µg/l

* Unterhalb der Bebauung keine Sickerwasserbildung möglich

Henry-Konstante für Tetrachlorethen (bei 10 °C): $H = 0,305$

Schritt 2: Festlegung von flächenbezogenen Sickerwasserkonzentrationen

Im Folgenden sind im Sinne einer Plausibilitätsprüfung des Standortmodells zwei Szenarien beschrieben:

- 1. Szenario: Mobilisierung von Schadstoffen aus der Deckschicht
- 2. Szenario: Mobilisierung von Schadstoffen aus der Kiesschicht

Tabelle 25: Flächenbezogene Auswertung der Messwerte Boden-/Porenluft (C_{BL}) für Tetrachlorethen und abgeleitete Sickerwasserkonzentrationen (C_{SW}).

	Bebauung*	Straße	Hinterhof
feinkörnige Deckschicht			
C_{BL}	15.200 mg/m ³	464 mg/m ³	2.480 mg/m ³
$C_{SW} = C_{BL}/0,305$	49.800 µg/l	1.520 µg/l	8.131 µg/l
sandige Kiese			
C_{BL}	keine Messwerte	569 mg/m ³	1.330 mg/m ³
$C_{SW} = C_{BL}/0,305$	–	1.866 µg/l	4.360 µg/l

* Unterhalb der Bebauung keine Sickerwasserbildung möglich

Henry-Konstante für Tetrachlorethen (bei 10 °C): $H = 0,305$

Schritt 3: Festlegung von flächenbezogenen Sickerwassermengen

Größe des kontaminierten Bereiches:..... $F = 700 \text{ m}^2$

Jahresniederschlag: $ND_{\text{Jahr}} = 900 \text{ mm}$

Tabelle 26: Flächenanteile und flächenbezogene Sickerwassermenge.

Oberfläche (Flächenanteile %)	Fläche [m ²]	Versickerung	Sickerwassermenge _{Jahr} [l]	Sickerwassermenge _{Tag} [l]
Bebauung (30 %)	210	0 % ND	–	–
Straße (Asphalt mit Schäden 25 %)	175	20 %	31.500	86,3
Hinterhof (unbefestigt, vegetationslos 45 %)	315	$ND_{\text{Jahr}} - 225 \text{ mm}$	212.625	582,5
Summen	700		244.125	668,8

Schritt 4: Flächenbezogene Abschätzung von aktuellen Sickerwasserfrachten

1. Szenario: Mobilisierung von Schadstoffen aus der Deckschicht

Straße (befestigte Fläche):

Im Bereich der befestigten Fläche ist kein Kontaminationsherd gegeben. Der maximale Messwert in der Deckschicht in diesem Bereich war für Tetrachlorethen 464 mg/m³. Das entspricht einer Sickerwasserkonzentration (C_{SW}) von 1.521 µg/l. Die täglich über das Sickerwasser in das Grundwasser eingetragene Schadstoffmasse kann wie folgt abgeschätzt werden:

$$86,3 \text{ l/d} \cdot 1.521 \text{ µg/l} = 131.289 \text{ µg/d} \quad \sim 0,13 \text{ g/d}$$

Hinterhof (unbefestigte Fläche):

Im Bereich der unbefestigten Fläche befindet sich der zweite Kontaminationsherd (ehemaliger Abwasserschacht). Der maximale Messwert in der Deckschicht in diesem Bereich war für Tetrachlorethen 2.480 mg/m^3 . Das entspricht einer Sickerwasserkonzentration ($C_{\text{SW}} = 8.131 \text{ } \mu\text{g/l}$). Die täglich über das Sickerwasser in das Grundwasser eingetragene Schadstoffmasse kann wie folgt abgeschätzt werden:

$$582,5 \text{ l/d} \cdot 8.131 \text{ } \mu\text{g/l} = 4.736.393 \text{ } \mu\text{g/d} \sim 4,7 \text{ g/d}$$

2. Szenario: Mobilisierung von Schadstoffen aus der Kiesschicht*Straße (befestigte Fläche):*

Im Bereich der befestigten Fläche ist kein Kontaminationsherd gegeben. Der maximale Messwert in der Kiesschicht in diesem Bereich war für Tetrachlorethen 569 mg/m^3 . Das entspricht einer Sickerwasserkonzentration (C_{SW}) von $1.866 \text{ } \mu\text{g/l}$. Die täglich über das Sickerwasser in das Grundwasser eingetragene Schadstoffmasse kann wie folgt abgeschätzt werden:

$$86,3 \text{ l/d} \cdot 1.866 \text{ } \mu\text{g/l} = 160.999 \text{ } \mu\text{g/d} \sim 0,16 \text{ g/d}$$

Hinterhof (unbefestigte Fläche):

Im Bereich der unbefestigten Fläche befindet sich der zweite Kontaminationsherd (ehemaliger Abwasserschacht). Der maximale Messwert in der Kiesschicht in diesem Bereich war für Tetrachlorethen 1.330 mg/m^3 . Das entspricht einer Sickerwasserkonzentration (C_{SW}) von $4.360 \text{ } \mu\text{g/l}$. Die täglich über das Sickerwasser in das Grundwasser eingetragene Schadstoffmasse kann wie folgt abgeschätzt werden:

$$582,5 \text{ l/d} \cdot 4.360 \text{ } \mu\text{g/l} = 2.539.700 \text{ } \mu\text{g/d} \sim 2,5 \text{ g/d}$$

Schritt 5: Abschätzung der aktuellen Gesamtfracht im Sickerwasser

1. Szenario: Mobilisierung Deckschicht: $0,13 \text{ g/d} + 4,7 \text{ g/d} = 4,83 \text{ g/d}$

2. Szenario: Mobilisierung Kiesschicht: $0,16 \text{ g/d} + 2,5 \text{ g/d} = 2,66 \text{ g/d}$

Interpretation der Szenarien:

Aufgrund des allgemeinen Standortmodells und des Vergleiches der beiden Szenarien für den Schadstoffeintrag ergibt sich, dass die zusammenfassende Beschreibung des Standortmodells (diffusions- bzw. lösungslimitierte Mobilisierung insbesondere aus der feinkörnigen Deckschicht) zulässig ist.

Schritt 6: Qualitative Berücksichtigung des Transportes

Insbesondere für die beiden Schadensherde ist nachgewiesen, dass die feinkörnige Deckschicht bis zur anstehenden Kiesschicht mit Tetrachlorethen verunreinigt ist. Die Kiesschicht selbst weist kein relevantes Rückhaltevermögen auf. Da es sich um leichtflüchtige Schadstoffe handelt, muss davon ausgegangen werden, dass es neben der Mobilisierung mit dem Sickerwasser aus der feinkörnigen Deckschicht auch zu einem Eintrag in die Kiesschicht über die

Gasphase kommt. Relevant ist diesbezüglich auch vor allem der zentrale Schadensherd unterhalb der Bebauung. Insgesamt ist für das Szenario 1 nicht davon auszugehen, dass unterhalb der Deckschicht ein relevanter Rückhalt von Schadstoffen erfolgt.

Schritt 7: Abschätzung der mittel- bis langfristigen Entwicklung der Schadstofffracht

Da die Durchführung von Säulenversuchen bei leichtflüchtigen organischen Schadstoffen nur sehr eingeschränkt zweckmäßig ist, wurden keine durchgeführt. Es kann aufgrund der vorwiegend lösungslimitierten Freisetzung von mittel- bis langfristig konstanten Konzentrationen und Schadstofffrachten des Sickerwassers ausgegangen werden.

Schritt 8: Plausibilitätsprüfung – Ergebnisse von Grundwasseruntersuchungen

Untersuchungen von Grundwasserproben im Abstrom des Altstandortes ergaben für Tetrachlorethen Konzentrationen bis max. 25 µg/l. Darüber hinaus wurde auch ein mehrtägiger Pumpversuch durchgeführt, bei dem eine maximale Konzentration für Tetrachlorethen von 58 µg/l festgestellt werden konnte. Dementsprechend kann geschlossen werden, dass die Grundwassersonde im Allgemeinen nicht im Zentrum der Schadstofffahne liegt. Anhand der Ergebnisse des Pumpversuches konnte die Schadstofffracht im Abstrom für Tetrachlorethen mit einer Größenordnung von 10 g/d abgeschätzt werden.

Dementsprechend ergibt sich, dass Szenario 1 in einer ähnlichen Größenordnung liegt. Mit einer Differenz von etwa dem Faktor 2 zeigt sich eine gute Übereinstimmung. Insbesondere ist zu beachten, dass der zentrale Kontaminationsherd im Bereich der Reinigungsmaschine aufgrund der Überbauung in beiden Szenarien vollständig vernachlässigt wurde. In diesem Bereich erfolgt mit größter Wahrscheinlichkeit ein zusätzlicher Eintrag von Tetrachlorethen an der Kontaktfläche mit dem Grundwasser über den Kapillarsaum.

12.14.4 Beispiel Säulenversuch PAK

Dieses Beispiel soll aufzeigen, wie aus experimentell ermittelten Daten eines Säulenversuches die Schadstofffrachten errechnet werden. Prinzipiell erfolgt dies wie in DIN 15928 (Anhang F) beschrieben. Die experimentellen Daten wurden dem Anhang zum Endbericht des Projektes „Säulenversuche“ (BERGER et al. 2005) entnommen. Die Durchführung der Versuche erfolgte zwar nicht nach DIN 15928 (Erörterung der Abweichungen zur DIN siehe unten). Allerdings wurde zur Darstellung dieses Beispiels von „realen“, experimentell ermittelten Daten der Vorzug im Vergleich zu fiktiven Werten gegeben und die Abweichungen zu DIN 15928 in Kauf genommen.

Mit einem von der deutschen Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung (BAM) hergestellten „Referenzmaterial Boden“ (RM Boden) wurde ein Säulenversuch mit zweifacher Wiederholung durchgeführt. Bei diesem Material handelt es sich um einen mit PAK kontaminierten sandigen Boden mit einem Gehalt an organischem Kohlenstoff von 0,34 M-% (EULER & KEMMESIES 2008). Die Gesamtgehalte an PAK im RM Boden sind in nachfolgender Tabelle dargestellt.

Tabelle 27: Gesamtgehalte an PAK im RM Boden, in mg/kg (aus: BERGER et al. 2005, Anhang, Tabelle 52: Auslaufsäulenversuch PAK Mittelwert Säule 5 und Säule 6 (RM Boden)).

Stoff	Gesamtgehalt
Naphthalin	0,4
2-Methylnaphthalin	0,8
1-Methylnaphthalin	1,8
Acenaphthylen	0,7
Acenaphten	24
Fluoren	14
Phenanthren	22
Anthracen	3,6
Fluoranthren	20
Pyren	11
Benz(a)anthracen	2,8
Chrysen	2,5
Benzo(b)fluoranthren	1,4
Benzo(k)fluoranthren	0,6
Benzo(a)pyren	0,9
Dibenz(a,h)anthracen	0,1
Benzo(g,h,i)perylen	0,4
Indeno(1,2,3-c,d)pyren	0,5
PAK gesamt ohne Naphthalin	104,5

Für den Perkolationsversuch wurden Glassäulen mit einem Durchmesser von 5,8 cm und einer nutzbaren Höhe von 30 cm ($V = 793 \text{ cm}^3$) verwendet. Die Masse des eingebauten Feststoffes betrug durchschnittlich 1.446 g bei einer Porosität von 0,34. Die Flussrate wurde mit 0,185 ml/min gewählt. Die ermittelten

PAK-Konzentrationen (Mittelwerte aus 2 Wiederholungen) wurden nicht dem W/F-Verhältnis sondern der Anzahl der durchströmten Porenvolumina zugeordnet, die Eluatmengen sind ebenfalls angeführt (siehe nachfolgende Tabelle).

Tabelle 28: Ergebnisse des Säulenversuches, Mittelwert aus 2 Wiederholungen (aus: BERGER et al. 2005, Tabelle 138: Auslaufsäulenversuch PAK Mittelwert Säule 5 und Säule 6 (RM Boden)).

PV	el. LF	pH-Wert	Naphtalin	Acenaph- tylen	Acenaph- ten	Fluoren	Phe- nanthren	Anthra- cen	Fluor- anthen	Pyren	Benz(a)- anthracen
[–]	[µS/cm]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]
1,0	1.199	8,03	n.n.	–	250,1	66,3	77,7	1,1	6,8	3,9	n.n.
1,9	528	8,10	8,4	–	344,2	85,9	91,8	1,4	4,3	0,3	n.n.
2,9	267	8,12	n.n.	–	354,0	95,0	116,7	2,3	11,1	2,9	n.n.
3,8	200	8,15	n.n.	–	324,9	89,7	116,9	2,4	13,0	2,6	n.n.
4,8	175	8,28	n.n.	–	390,1	97,7	103,8	2,2	7,9	1,0	n.n.
5,7	140	8,21	n.n.	–	345,4	89,1	79,2	2,3	9,4	1,8	n.n.
6,6	173	8,11	n.n.	–	347,6	81,2	46,8	2,3	9,4	0,9	n.n.
7,5	129	8,09	n.n.	–	305,3	79,3	48,7	2,1	11,0	0,8	n.n.
8,5	109	8,08	n.n.	–	297,6	65,9	5,8	1,4	6,1	n.n.	n.n.
9,4	103	8,11	n.n.	–	355,0	79,0	3,1	1,7	9,5	1,2	n.n.

Mittelwert PV	Chrysen	Ben- zo(b)fluor- anthen	Ben- zo(k)fluor- anthen	Benz(a)- pyren	Dibenz(a,h)- anthracen	Ben- zo(g,h,i)- perylen	Inde- no(1,2,3,o,d) pyren	Summe PAK	Perkolat- menge
[–]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[ml]
1,0	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	404	260,5
1,9	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	528	256,7
2,9	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	581	258,3
3,8	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	550	248,0
4,8	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	602	251,3
5,7	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	526	246,5
6,6	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	488	248,6
7,5	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	447	245,6
8,5	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	377	246,4
9,4	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	449	244,8
∑ Perkolat									2.506,7

Erörterung der Abweichungen von den Vorgaben dieser Arbeitshilfe zur DIN 15928

- Säulendimension

Die Säulendimension entspricht den Vorgaben der DIN 15928 (Durchmesser 5–10 cm, Höhe mindestens das 4-fache des Durchmessers).

- Kontaktzeit

Die theoretische Kontaktzeit des Perkolats mit dem Feststoff errechnet sich aus:

$$t = \text{Volumen der Säule [ml]} \cdot \text{Porenvolumen [-]} / \text{Flussrate [ml/min]}$$

(siehe DIN 15928)

t..... Kontaktzeit in Minuten

$$t = 793 \cdot 0,34 / 0,185 = 1.457,4$$

Die gewählte Kontaktzeit während des Versuchs betrug 1.457 Minuten bzw. ca. 24 Stunden. Die DIN 15928 schreibt eine Kontaktzeit von lediglich 5 Stunden vor.

- W/F-Verhältnis

Zur Ermittlung der aktuellen Sickerwasserkonzentration ist bis zu einem W/F-Verhältnis von 3:1 zu perkolieren (siehe Kapitel 5.2.3), für die Abschätzung langfristig mobilisierbarer Schadstoffmassen bis zu W/F = 10:1.

Im hier beschriebenen Säulenversuch wurde die Perkolations lediglich bis zu einem W/F-Verhältnis von 1,7:1 durchgeführt (2,5067 [l]/1,446 [kg]). Die Summe der gelösten PAK zeigt bis zu diesem Zeitpunkt eher eine gleichbleibende Konzentration. Für das vorliegende Beispiel wird daher eine lösungslimitierte Schadstofffreisetzung angenommen. Dies bedeutet, dass auch bei höheren W/F-Verhältnissen ähnliche PAK-Konzentrationen zu erwarten sind.

Abschätzung der aktuellen Sickerwasserkonzentration

Da eine lösungslimitierte Schadstofffreisetzung vorliegt, wurde die aktuelle Sickerwasserkonzentration anhand aller erfassten Perkolatfraktionen abgeleitet. Dazu wird die Summe der anfallenden Schadstoffmasse auf die anfallende Perkolatmenge bis zu W/F = 1,7:1 bezogen. In nachfolgender Tabelle wird aus den PAK-Konzentrationen (Summe PAK) und der Perkolatmenge die absolut PAK-Menge in den Perkolatfraktionen errechnet (experimentell bedingt nur bis zu einem W/F = 1,7:1):

Tabelle 29: Berechnung der PAK-Menge im Perkolat.

W/F	Summe PAK	Menge Perkolat	PAK in Perkolat
[l/kg]	[µg/l]	[Liter]	[µg]
0,2	404	0,2605	105,2
0,4	528	0,2567	135,5
0,5	581	0,2583	150,1
0,7	550	0,248	136,4
0,9	602	0,2513	151,3

W/F	Summe PAK	Menge Perkolat	PAK in Perkolat
[l/kg]	[µg/l]	[Liter]	[µg]
1,1	526	0,2465	129,7
1,2	488	0,2486	121,3
1,4	447	0,2456	109,8
1,6	377	0,2464	92,9
1,7	449	0,2448	109,9
			Σ im Perkolat 1.242,1

Die Summe der PAK-Mengen (in µg) geteilt durch die gesamte Perkolatmenge (in l) ergibt die aktuelle Sickerwasserkonzentration:

$$1.242,1 / 2,5067 = 496 \mu\text{g/l}$$

Berechnung der Schadstofffracht (siehe Anhang F der DIN 15928)

Die Schadstofffracht wird bezogen auf 1 kg des untersuchten Feststoffes und errechnet sich durch Summation der angefallenen Schadstoffmassen:

Berechnung der Schadstoffmasse pro Fraktion:

$$A_i = \text{Perkolatmenge [l]} \cdot \text{Konzentration } [\mu\text{g/l}] / \text{Feststoffmasse [kg]}$$

A_i..... freigesetzte Schadstoffmasse einer Perkolatfraktion, bezogen auf 1 kg Trockenmasse des Untersuchungsmaterials

$$\text{Kumulative Schadstofffracht} = \sum A_i$$

Tabelle 30: Berechnung der spezifischen PAK-Menge im Perkolat.

Summe PAK im Perkolat	Menge Perkolat	PAK im Perkolat, bezogen auf 1 kg Material
[µg/l]	[Liter]	[µg]
404	0,2605	73
528	0,2567	94
581	0,2583	104
550	0,248	94
602	0,2513	105
526	0,2465	90
488	0,2486	84
447	0,2456	76
377	0,2464	64
449	0,2448	76
		Σ im Perkolat 859

Bis zu einem W/F-Verhältnis von 1,7:1 ergibt sich eine Schadstofffracht von 859 µg/kg des untersuchten Materials. Unter der Annahme eines konstanten Konzentrationsverlaufes bis W/F = 10:1 kann die Schadstofffracht linear hochgerechnet werden. Die langfristig mobilisierbare Schadstoffmasse bei W/F = 10:1 kann mit 4,96 mg/kg abgeschätzt werden. Das sind ca. 4,7 % des PAK-Gesamtgehaltes (104,5 mg/kg) im RM Boden.

Die aktuelle Sickerwasserkonzentration bzw. die Schadstofffracht kann auch auf gleiche Weise für die Einzelstoffe durchgeführt werden. Hierbei könnte berücksichtigt werden, dass für Phenanthren möglicherweise eine Verfügbarkeitslimitierung vorliegt (siehe Tabelle 28). Für eine Abschätzung der Schadstofffracht im Sinne der vorliegenden Arbeitshilfe wäre daher jedenfalls eine Perkolation bis W/F = 10:1 notwendig.

Plausibilitätsprüfung

Im vorliegenden Beispiel liegen keine genauen Angaben darüber vor, ob die PAK (zumindest teilweise) in Phase oder adsorbiert an der Bodenmatrix vorliegen. Da die Gesamtgehalte als eher niedrig anzusehen sind, wird angenommen, dass die Schadstoffe adsorbiert an der organischen Substanz des Bodens vorliegen.

Theoretisch kann daher die Berechnung der Konzentration in der Bodenlösung aus K_d über K_{oc} und C_{org} erfolgen:

$$K_d = K_{oc} \cdot 0,01 \cdot C_{org}$$

Bei diesem Beispiel wird der PAK-Gesamtgehalt der sorbierten Schadstoffmasse c_s gleichgesetzt und der Einfluss des Wassergehalts vernachlässigt (siehe Anmerkung Kapitel 5.5.1), da hierzu keine Angaben vorlagen. Es werden daher die Konzentrationen der relevanten PAK in der Bodenlösung mittels der linearen Adsorptionsisotherme abgeleitet:

$$c_s = K_d \cdot c_w$$

c_s sorbierte Schadstoffmasse (µg Schadstoff pro kg Boden)

K_d linearer Verteilungskoeffizient (l/kg)

c_w Konzentration des Schadstoffes in der Bodenlösung (µg/l)

Für die relevanten PAK ergeben sich die folgenden Konzentrationen in der Bodenlösung.

Tabelle 31: Vergleich berechneter (c_w) mit gemessenen PAK-Konzentrationen.

PAK	K_{oc}	C_{org}	PAK-gesamt	K_d	c_w	PAK gemessen (Mittel)
	[l/kg]	[M- %]				
Acenaphthen	3.890	0,34	24	13,23	1.814	331
Fluoren	5.012	0,34	14	17,04	822	83
Phenanthren	22.387	0,34	22	76,1	289	69
Anthracen	20.417	0,34	3,6	69,4	52	1,9
Fluoranthren	63.096	0,34	20	214,5	93	8,9
Pyren	79.432	0,34	11	270,1	41	1,7

Für die in höherer Konzentration vorliegenden Stoffe Acenaphthen, Fluoren und Phenanthren sind die mittels Adsorptionsisotherme errechneten Werte im Vergleich zu den gemessenen Werten um den Faktor 4 bis 10 zu hoch. In Betracht möglicher Fehlerquellen ist diese Abweichung als akzeptabel zu bezeichnen und eine Plausibilität der Untersuchungsergebnisse kann daher angenommen werden. Die auftretenden Stoffe Anthracen, Fluoranthren sowie Pyren weisen eine stärkere Abweichung von den experimentell ermittelten Daten aus. Für diese Stoffe lässt sich aufgrund der vorliegenden Daten keine endgültige Plausibilitätsbeurteilung abgeben.

Umweltbundesamt GmbH

Spittelauer Lände 5
1090 Wien/Österreich

Tel.: +43-(0)1-313 04

Fax: +43-(0)1-313 04/5400

office@umweltbundesamt.at

www.umweltbundesamt.at

Werden Schadstoffe an kontaminierten Standorten durch Sickerwasser mobilisiert, ergibt sich die Gefahr einer Verunreinigung des Grundwassers. Um Belastungen im Sickerwasser abzuschätzen, wurde in Österreich bisher ein Standardverfahren eingesetzt. Dessen Aussagekraft ist jedoch aufgrund der unterschiedlichen Eigenschaften anorganischer und organischer Schadstoffe eingeschränkt. Auch klimatische Einflussfaktoren oder Bodeneigenschaften wurden bislang nicht berücksichtigt. In der vorliegenden Arbeitshilfe stellt das Umweltbundesamt eine strukturierte, schadstoffspezifische Vorgangsweise zur Abschätzung der Sickerwasserbelastung und der langfristig mobilisierbaren Schadstoffmenge vor und beschreibt die dabei anzuwendenden Verfahren und Methoden (Elutionsuntersuchungen, Säulenversuche, rechnerische Abschätzung) sowie deren Anwendungsbereiche und -grenzen.