



Das Lebensministerium

Detailuntersuchung

Teil 7

Handbuch zur Altlastenbehandlung

Bearbeitungsstand September 2003

Aktualisiert: Juni 2006 (Anlage 7; Tabelle 7-1, TRD – Werte, Anlage 10)

Januar 2014 (zur Anwendung UMS)

Freistaat  Sachsen

Landesamt für Umwelt und Geologie

Impressum

Handbuch zur Altlastenbehandlung

Teil 7 Detailuntersuchung

Herausgeber:

Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie

Öffentlichkeitsarbeit

Zur Wetterwarte 11, D-01109 Dresden

E-Mail: Abteilung2@lfug.smul.sachsen.de (kein Zugang für elektronisch signierte sowie für verschlüsselte elektronische Dokumente)

Bearbeiter:

Referat Grundwasser, Altlasten

Abteilung Wasser, Abfall

Redaktionsschluss: September 2003

Druck:

Sächsische Druck- und Verlagshaus AG

Tharandter Str. 23-27, D-01159 Dresden

Versand:

Sächsisches Digitaldruckzentrum GmbH

Tharandter Str. 31-33, D-01159 Dresden

Fax: 0351/4203180 (Versand)

E-Mail: versand@sdv.de (kein Zugang für elektronisch signierte sowie für verschlüsselte elektronische Dokumente)

Auflage: 600

Bezugsbedingungen:

Diese Veröffentlichung kann von der Sächsischen Digitaldruckzentrum GmbH kostenfrei bezogen werden.

Hinweis:

Diese Veröffentlichung wird im Rahmen der Öffentlichkeitsarbeit des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie (LfUG) herausgegeben. Sie darf weder von Parteien noch von Wahlhelfern im Wahlkampf zum Zwecke der Wahlwerbung verwendet werden. Auch ohne zeitlichen Bezug zu einer bevorstehenden Wahl darf die Druckschrift nicht in einer Weise verwendet werden, die als Parteinahme des Landesamtes zugunsten einzelner Gruppen verstanden werden kann. Den Parteien ist es gestattet, die Druckschrift zur Unterrichtung ihrer Mitglieder zu verwenden.

Copyright:

Diese Veröffentlichung ist urheberrechtlich geschützt. Alle Rechte, auch die des Nachdrucks von Auszügen und der fotomechanischen Wiedergabe, sind dem Herausgeber vorbehalten.

Gedruckt auf 100% Recyclingpapier

Dezember 2003

Artikel-Nr. L III-2-2/9

Das Sächsische Landesamt für Umwelt und Geologie ist im Internet (www.umwelt.sachsen.de/lfug).

Inhaltsverzeichnis

1.	Einführung	8
2.	Zielstellung und rechtliche Regelungen für eine Detailuntersuchung	8
2.1	Ziele der Detailuntersuchung.....	8
2.2	Rechtliche Regelungen.....	10
3.	Ergebnisse der Orientierenden Untersuchung als Voraussetzung für eine Detailuntersuchung	12
3.1	Inhalt und Ziele der Orientierenden Untersuchung.....	12
3.2	Vorläufiges Untersuchungsprogramm für die Detailuntersuchung.....	12
4.	Ablaufschema zur Detailuntersuchung	15
5.	Erkundungsstrategie	20
5.1	Grundsätze.....	20
5.2	Betroffene Schutzobjekte und Schutzgüter.....	21
5.3	Relevante Wirkungspfade.....	23
5.4	Endgültige Charakterisierung des Schadherdes.....	24
5.5	Klärung aller für die Expositionsabschätzung relevanten Parameter.....	25
5.5.1	Auswahl der zu untersuchenden Schadstoffe.....	25
5.5.2	Auswahl der zu untersuchenden Standortparameter.....	27
5.6	Beprobungsplan.....	29
5.6.1	Grundsätze.....	29
5.6.2	Hintergrundgehalte.....	30
5.6.3	Boden.....	31
5.6.4	Grundwasser.....	32
5.6.5	Oberflächenwasser und Sediment.....	37
5.6.6	Bodenluft, Deponiegas.....	38
5.6.7	Innenraumluf, Außenluft.....	41
6.	Technische Erkundung	43
6.1	Grundsätze.....	43
6.2	Vor-Ort-Analytik.....	43
6.3	Probennahme.....	44
6.3.1	Boden.....	44
6.3.2	Grundwasser.....	44
6.3.3	Oberflächenwasser und Sediment.....	44
6.3.4	Bodenluft, Deponiegas.....	46
6.3.5	Innenraumluf/ Außenluft.....	46
6.4	Konservierung, Transport, Lagerung, Probenvorbereitung.....	46
6.5	Laboranalytik.....	47
6.6	Geophysikalische Verfahren.....	48
6.7	Dokumentation des Ablaufes und der Ergebnisse der Untersuchung.....	52
6.8	Qualitätssicherung.....	53
6.9	Arbeitsschutz.....	54
7.	Beurteilung der zeitlichen und räumlichen Entwicklung der Kontamination (Prognose)	57
7.1	Grundsätze.....	57
7.2	Prognose für einzelne Wirkungspfade.....	57
7.2.1	Wirkungspfad Boden-Mensch.....	57
7.2.1.1	Schadstoffveränderung in der Bodenoberfläche.....	57
7.2.1.2	Bodenausbreitung durch Wind- und Wassererosion.....	58
7.2.2	Boden-Nutzpflanze-Mensch.....	58

7.2.2.1	Schadstoffveränderung im Boden	58
7.2.2.2	Änderung der angebauten Nutzpflanzenarten.....	58
7.2.2.3	Einfluss von Wind- und Wassererosion	59
7.2.3	Boden - Grundwasserfassung - Mensch	59
7.2.3.1	Vorgehensweise	59
7.2.3.2	Natural Attenuation	59
7.2.4	Boden-Oberflächenwasser-Mensch	62
7.2.5	Boden-Innenraumluft-Mensch	63
7.2.6	Boden-Außenluft-Mensch	65
7.2.7	Boden – Grundwasser	66
7.2.7.1	Schadherd in der ungesättigten Zone – Sickerwasserprognose	67
7.2.7.2	Schadherd in der gesättigten Zone.....	72
7.2.7.3	Residualsättigung von flüssigen Schadstoffen im Boden	73
7.2.8	Boden-Oberflächenwasser (aquatische Lebensgemeinschaft)	73
7.2.9	Boden – Boden (Terrestrisches Ökosystem).....	75
7.3	Modellierung	75
7.3.1	Grundsätze	75
7.3.2	Stoffwandlung im Schadherd.....	76
7.3.3	Boden-Grundwasser.....	77
7.3.3.1	Sickerwasserprognose	80
7.3.3.2	Gesättigte Zone	82
7.3.4	Transfer Boden-Nutzpflanze.....	91
7.3.4.1	Schwermetalle und Arsen.....	91
7.3.4.2	Modellierung des Transfers organischer Schadstoffe in die Pflanze.....	92
7.3.4.2.1	Berechnung der Schadstoffkonzentration in der Pflanze bei Aufnahme über Wurzel für nicht dissoziierbare organische Schadstoffe	92
7.3.4.2.2	Berechnung der Schadstoffkonzentration in der Pflanze bei Aufnahme über die Wurzel für dissoziierbare organische Schadstoffe.....	94
7.3.4.2.3	Aufnahme von Aerosolen über die Blätter (Pfad Boden – Luft – oberirdische Pflanzenteile).....	94
7.3.4.2.4	Aufnahme von gasförmigen Substanzen über die Blätter (Pfad Boden – Luft – oberirdische Pflanzenteile)	95
7.3.4.2.5	Gesamtbetrachtung Boden - Wurzel und Boden – Luft - oberirdische Pflanzenteile	97
7.3.5	Wind- und Wassererosion	99
7.3.5.1	Bodenerosion durch Wind (Quellstärkenermittlung der AVFL durch Winderosion). 99	
7.3.5.2	Modellierung der Immissionsbelastung aufgrund der Bodenerosion durch Regen .	106
7.3.6	Ausbreitung flüchtiger Schadstoffe in atmosphärischer Luft.....	110
8.	Bewertung	110
8.1	Grundlagen der Expositionsabschätzung und Risikobewertung	110
8.2	Ermittlung der repräsentativen Belastung einer Fläche/Teilfläche.....	113
8.2.1	Berechnung der flächenrepräsentativen Belastung einer Fläche	113
8.2.2	Vorgehensweise bei weniger als 5 Messproben	115
8.3	Schutzgut Mensch	116
8.3.1	Tägliche Kontaktmedienaufnahmerate (DIR)	118
8.3.2	Potentielle tägliche Schadstoffaufnahme (PDI).....	121
8.3.3	Expositionsszenarien.....	122
8.3.3.1	Kinderspielplatz/-fläche.....	122
8.3.3.2	Wohngebäude	127
8.3.3.3	Garten.....	131
8.3.3.4	Grundwasserfassung.....	137
8.3.3.5	Park- und Grünanlage	138
8.3.3.6	Bolz- und Sportgelände	141

8.3.3.7	Offene Brachflächen	144
8.3.3.8	Abgeschlossene unbefestigte Industrie- und Gewerbefläche	147
8.3.3.9	Gewerblich genutzte Gebäude	149
8.3.3.10	Fischverzehr	152
8.3.3.11	Badegewässer	154
8.3.3.12	Geruchsbelästigungen	158
8.3.3.13	Kombination von Expositionsszenarien	160
8.3.4	Risikocharakterisierung (RI) und Risikobewertung (RV)	162
8.3.5	Umgang mit dem "Gelbbereich"	165
8.3.6	Berücksichtigung der Hintergrundbelastung	166
8.4	Schutzgut Grundwasser	169
8.4.1	Rechtliche Grundlagen für die Bewertung des Schutzgutes Grundwasser	169
8.4.2	Grundsätzliches für die Expositionsabschätzung bei Grundwas- ser	169
8.4.3	Begriffsdefinitionen	169
8.4.4	Bewertungsschema für das Schutzgut Grundwasser	171
8.4.5	Schadens- und Gefahrenfeststellung	171
8.4.6	Tolerierbarkeit eines Grundwasserschadens	172
8.5	Bewertung der Gefahren für Ökosysteme	176
8.5.1	Grundsätze	176
8.5.2	Bewertungssystematik für Ökosysteme	176
8.5.3	Schutzgut Oberflächengewässer (Aquatische Ökosysteme)	178
8.5.4	Schutzgut Boden (Terrestrische Ökosysteme)	179
9.	Ableitung des Handlungsbedarfes	180
10.	Sanierungszielwerte	183
10.1	Grundsätze zur Ableitung von vorläufigen Sanierungszielwerten	183
10.2	Schutzgut Mensch	183
10.3	Schutzgut Grundwasser	184
10.3.1	Vorläufige Sanierungszielwerte zur Verhinderung eines Grundwasserschadens ...	184
10.3.2	Vorläufige Sanierungszielwerte zur Beseitigung eines nicht tolerablen Grundwasserschadens	185
10.4	Schutzgüter Oberflächenwasser und Boden	185
11.	Fallbeispiele	187
11.1	Kinderspielfläche	187
11.1.1	Ermittlung der repräsentativen Belastung einer Fläche / Teilfläche	187
11.1.2	Expositionsabschätzung und Risikobeurteilung	190
11.1.3	Gefährdungsabschätzung und Handlungsbedarf	198
11.2	Nutzungskombination der Expositionsszenarien Wohnhaus, Garten und Kinderspielplatz	198
11.2.1	Expositionsszenario Garten	201
11.2.2	Expositionsszenario Wohngebäude	203
11.2.3	Expositionsszenario Kinderspielplatz	205
11.2.4	Kombination von Nutzungsszenarien	206
11.2.4.1	Expositionsabschätzung bei Nutzungskombination für den Pfad – orale Schadstoffaufnahme	207
11.2.4.2	Expositionsabschätzung bei Nutzungskombination für den Pfad – inhalative Schadstoffaufnahme	209
11.2.4.3	Ermittlung des RV_{ges} für die Nutzungskombination Wohngebäude, Garten und Spielplatz	210
11.2.5	Ermittlung der Hintergrundüberschreitungsrates (BER) (siehe 8.3.6)	210
11.2.5.1	Ermittlung der Kontaktmedienkonzentration aus der AGB	210
11.2.5.2	PDI_{AGB} -Wert-Berechnung für die orale Schadstoffaufnahme	211

11.2.5.3	PDI _{AGB} -Wert-Berechnung für die inhalative Schadstoffaufnahme	212
11.2.5.4	Ermittlung des RVAGB, ges.	213
11.2.5.5	Ermittlung der potentiellen Schadstoffaufnahme aus der UBI	214
11.2.5.6	Ergebnis der BER	214
11.3	Modellierung des Schadstofftransfers aus dem Boden in die Pflanze.....	215
11.4	Modellierung des Schadstofftransfers durch Wind-erosion	217
11.4.1	Fallbeispiel 1	223
11.4.2	Fallbeispiel 2	225
11.5	Fallbeispiel zur Ableitung standort- und nutzungsspezifischer Sanierungszielwerte für MKW – kontaminierte Böden	226
11.6	Ermittlung der Schadstofffracht im Oberflächengewässer.....	229
11.7	Anstrom-Abstrom-Betrachtung für das Grundwasser (sehr vereinfacht).....	232
11.8	Fracht-Betrachtung für das Grundwasser.....	236
11.9	Fracht-Betrachtung für das Grundwasser (sehr vereinfacht).....	238
11.10	Modellrechnung zur Sickerwassermenge für eine Altablagerung (Deponie) mit Programm HYDRUS-1D	239
12	Dokumentation der Ergebnisse.....	249
12.1	Gutachten zur Detailuntersuchung	249
12.2	Datenerfassung und –ablage im SALKA	251
12.3	Eingabe der Primärinformationen in die Aufschlusdatenbank	251
13.	Literaturverzeichnis.....	253
14.	Abkürzungsverzeichnis	260
15.	Tabellenverzeichnis.....	262
16.	Abbildungsverzeichnis	265
Anlagen	266

Vorwort

Die Reihe „Handbuch zur Altlastenbehandlung“ gibt einen Überblick zur stufenweisen Altlastenbearbeitung von der Erfassung über die Untersuchung und Bewertung bis zur Sanierung. Dieses Vorgehen ermöglicht das Ausscheiden von ungefährlichen Flächen aus dem Sächsischen Altlastenkataster, eine Priorisierung von Fällen und damit einen effektiven Mitteleinsatz für die Behandlung von Altlasten.

Die Entscheidung, ob eine Altlast vorliegt ist innerhalb der Stufe „Detailuntersuchung“ zu treffen. Damit hat die Detailuntersuchung einen besonderen Stellenwert hinsichtlich der zu erwartenden Kosten, der Nutzbarkeit der Fläche und weiterer Entscheidungen.

Teil 7 des Handbuches enthält den methodischen Leitfaden für die Durchführung der Detailuntersuchung. Dieser soll sowohl die zuständige Ordnungsbehörde, den Gutachter als auch den Verpflichteten über die notwendigen Arbeitsschritte, Aufgaben und Empfehlungen informieren. Durch die einheitliche Vorgehensweise werden die Aufgaben der Beteiligten im Rahmen der Detailuntersuchung festgeschrieben und anhand von Fallbeispielen verdeutlicht.

A handwritten signature in black ink that reads "Michael Kinze". The script is cursive and fluid.

Prof. Dr.-Ing. habil Michael Kinze
Präsident des Sächsischen Landesamtes
für Umwelt und Geologie

1. Einführung

Mit dem vorliegenden Handbuch wird eine umfassende Handlungsempfehlung zur Durchführung und Bewertung einer Detailuntersuchung im Rahmen einer stufenweisen Altlastenbearbeitung gegeben (Abbildung 1). Den Schwerpunkt bilden die einzelfallspezifische Expositionsabschätzung für alle relevanten Pfade und Schutzgüter und die daraus abzuleitende Untersuchungsstrategie. Anzustreben ist eine Deckungsgleichheit zwischen den zur Bewertung nötigen und den in der Untersuchung ermittelten Daten.

Die dargestellte Methodik soll vor allem dem Gutachter, aber auch dem Verpflichteten und der zuständigen Behörde zeigen, welche Arbeitsschritte für eine qualitätsgerechte Erkundung und Bewertung notwendig sind und wie dies auf der Grundlage des gegenwärtigen Kenntnisstandes möglich ist. Zweifellos bestehen sowohl bei den Erkundungsmethoden (z. B. Sickerwasserprognose) als auch bei der Bewertung (z. B. Kombinationswirkung von Schadstoffen) Kenntnislücken, die zu gegebener Zeit eine Fortschreibung dieses Handbuches erforderlich machen.

Der Inhalt des Handbuches wurde von einer Arbeitsgemeinschaft Dresdner Grundwasser Consulting GmbH und focon-Ingenieurgesellschaft für Umwelttechnologie- und Forschungsconsulting mbH Aachen im Auftrag und unter fachlicher Mitwirkung des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie erarbeitet.

2. Zielstellung und rechtliche Regelungen für eine Detailuntersuchung

2.1 Ziele der Detailuntersuchung

Die Ziele der Detailuntersuchung sind die abschließende Gefährdungsabschätzung für alle relevanten Schutzgüter im Einflussbereich einer altlastverdächtigen Fläche (AVFL) und die endgültige Abgrenzung des Schadherdes. Unter "Gefährdung" i. S. dieses Handbuches werden sowohl ein "Schaden" als bereits eingetretenes Ereignis als auch eine "Gefahr" als zukünftig eintretender Schaden verstanden.

Im Sinne einer integralen Betrachtung sind sowohl alle auf ein Schutzobjekt einwirkenden Schadherde als auch alle von einem Schadherd betroffenen Schutzobjekte anteilmäßig zu erfassen und hinsichtlich ihres Beitrages zur Gefährdung von Schutzobjekten zu wichten.

Zur Gefährdungsabschätzung für die einzelnen Schutzgüter in den konkreten Schutzobjekten ist deren Schadstoffexposition über die jeweiligen Wirkungspfade zu ermitteln und mit human- bzw. ökotoxikologisch abgeleiteten Maßstäben zu bewerten. Dafür ist die Untersuchungsstrategie so zu gestalten, dass umfassende Kenntnisse über Art und Ausmaß der gegenwärtigen und zu-

künftigen Schadstoffbelastung gewonnen werden, wozu auch die emissions- und expositionsrelevanten Standortverhältnisse gehören.

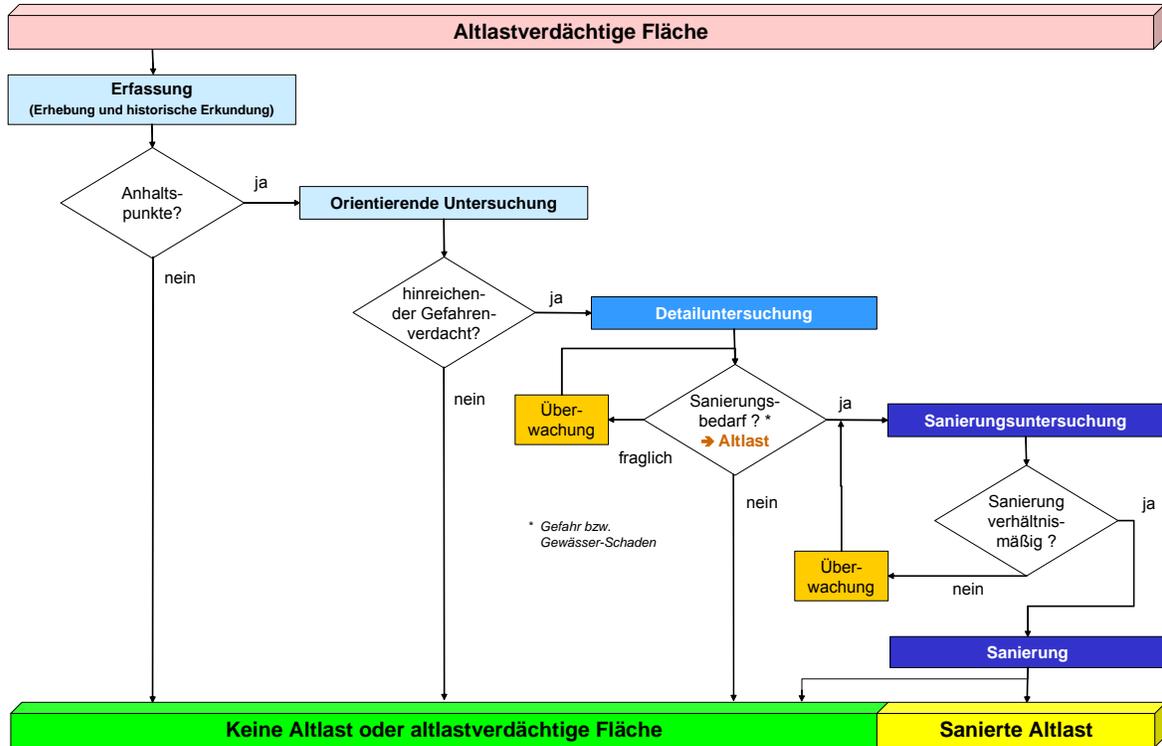


Abbildung 1: Einordnung der Detailuntersuchung in die Altlastenbehandlung im Freistaat Sachsen, aus [1]

Im Ergebnis der Detailuntersuchung ist zu entscheiden, ob vom betrachteten Standort eine Gefährdung für Schutzgüter ausgeht und damit eine Sanierung grundsätzlich notwendig wird. Fällt die Entscheidung für eine Sanierung, so folgt eine Sanierungsuntersuchung. Dafür sind in der Detailuntersuchung vorläufige Sanierungszielwerte sowie deren Geltungsort festzulegen, die zur Beseitigung der Gefährdung notwendig sind. Die Verhältnismäßigkeit von Sanierungsmaßnahmen ist in der Sanierungsuntersuchung zu beurteilen.

Abbildung 2 zeigt ein Übersichtsschema zur Vorgehensweise für Erkundung und Gefährdungsabschätzung bei der Detailuntersuchung im Vergleich zur Orientierenden Untersuchung.

2.2 Rechtliche Regelungen

Mit dem Bundesbodenschutzgesetz (BBodSchG) sowie der Bundes- Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) wurden auf Bundesebene Regelungen zur Untersuchung und Bewertung von altlastverdächtigen Flächen vorgenommen (s. Altlasten-Aktuell Nr. 5).

Danach kann die zuständige Behörde gemäß § 9 (2) BBodSchG notwendige Untersuchungen zur Gefährdungsabschätzung anordnen, wenn aufgrund konkreter Anhaltspunkte der hinreichende Verdacht einer schädlichen Bodenveränderung oder Altlast besteht. Konkrete Anhaltspunkte, die den hinreichenden Verdacht einer schädlichen Bodenveränderung oder Altlast begründen liegen nach § 3 (4) BBodSchV i. d. R. vor, wenn Untersuchungen eine Überschreitung von Prüfwerten ergeben bzw. eine Überschreitung von Prüfwerten zu erwarten ist. Eine Detailuntersuchung soll aber auch durchgeführt werden, wenn ein hinreichender Verdacht "auf Grund sonstiger Feststellungen" besteht.

Grundlage für die Ableitung von Prüfwerten sind Expositionsabschätzungen mit Standardexpositionsannahmen. Soweit für einen Schadstoff in der BBodSchV keine Prüfwerte festgesetzt sind, sind nach § 4 Abs. 5 BBodSchV die im Bundesanzeiger Nr. 161 a vom 28. August 1999 nachvollziehbar dargelegten Ableitungskriterien anzuwenden (veröffentlicht auch im ergänzbaren Handbuch „Berechnung von Prüfwerten zur Bewertung von Altlasten“ des UBA).

Der Inhalt einer Detailuntersuchung ist auf der Grundlage von § 9 (1) BBodSchG in § 2 (4) BBodSchV definiert als "vertiefte weitere Untersuchung zur abschließenden Gefährdungsabschätzung, die insbesondere der Feststellung von Menge und räumlicher Verteilung von Schadstoffen, ihrer mobilen oder mobilisierbaren Anteile, ihrer Ausbreitungsmöglichkeiten in Boden, Gewässer und Luft sowie der Möglichkeit ihrer Aufnahme durch Menschen, Tiere und Pflanzen dient".

Nach § 3 (5) BBodSchV soll bei Detailuntersuchungen auch festgestellt werden, ob sich aus räumliche begrenzten Anreicherungen von Schadstoffen innerhalb einer Verdachtsfläche oder altlastverdächtigen Fläche Gefahren ergeben und ob und wie eine Abgrenzung von nicht belasteten Flächen geboten ist. Von einer Detailuntersuchung kann abgesehen werden, wenn die von schädlichen Bodenveränderungen oder Altlasten ausgehenden Gefahren, erheblichen Nachteile oder erheblichen Belästigungen nach Feststellung der zuständigen Behörde mit einfachen Mitteln abgewehrt oder sonst beseitigt werden können.

Die Ergebnisse der Detailuntersuchung sind nach § (4) BBodSchV unter Beachtung der Gegebenheiten des Einzelfalls, insbesondere auch anhand von Maßnahmenwerten, daraufhin zu bewerten, inwieweit Maßnahmen nach § 2 (7) (8) des BBodSchG (Sanierungs-, Schutz- und Beschränkungsmaßnahmen) erforderlich sind.

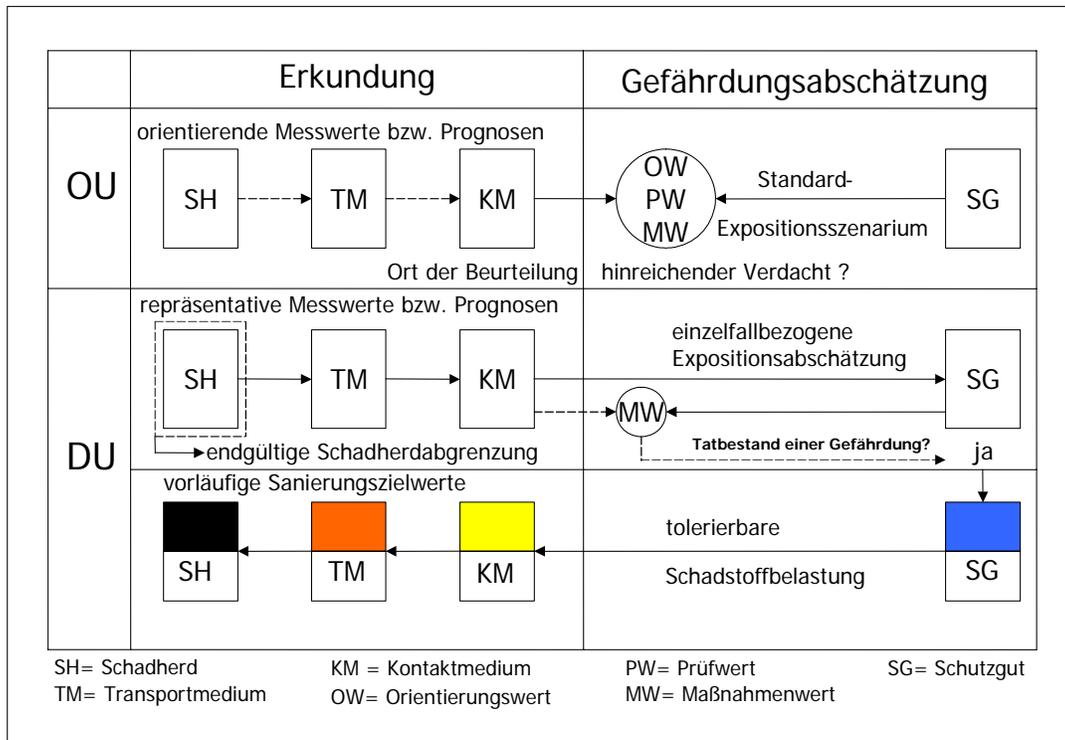


Abbildung 2: Übersichtsschema zur Vorgehensweise für Erkundung und Gefährdungsabschätzung bei der DU im Vergleich zur OU

Anforderungen an die Probennahme, Analytik und Qualitätssicherung bei der Untersuchung sind im Anhang 1 BBodSchV, Prüf- und Maßnahmenwerte im Anhang 2 BBodSchV zu finden. Weitergehende Regelungen, insbesondere zur Vorgehensweise der Expositionsabschätzung als dem Kernstück der Detailuntersuchung, ergeben sich grundsätzlich aus den Methoden und Maßstäben nach § 4 Abs. 5 BBodSchV.

Die vorhandenen Regelungen sind in Tab. 1 zusammengestellt.

Auf die speziellen Regelungen für Grundwässer und atmosphärische Luft wird bei den jeweiligen Kapiteln hingewiesen.

Tabelle 1: Regelungen zur Detailuntersuchung in BBodSchG und BBodSchV

	Inhalt	Durchführung und Bewertung
BBodSchG (01.03.1999)	§ 9 (1)	§ 9 (2) i. V. m § 8
BBodSchV (12.07.1999)	§ 2 (4) § 3 (4) u. (5)	§ 4 (4) Anhang 1 und 2

3. Ergebnisse der Orientierenden Untersuchung als Voraussetzung für eine Detailuntersuchung

3.1 Inhalt und Ziele der Orientierenden Untersuchung

Nachdem sich bei den altlastverdächtigen Flächen in der Historischen Erkundung konkrete Anhaltspunkte für den Altlastverdacht ergeben haben, sind die bis dahin beprobungslosen Erkundungen mit einfachen und orientierenden technischen Untersuchungen kontaminationsverdächtiger Bereiche in den betroffenen Medien (vornehmlich in Boden und Grundwasser) fortzusetzen. Auf dieser Grundlage werden erste Messwerte zur Art und Lage der Kontaminationen sowie zu ihrer möglichen Ausbreitung gewonnen und in eine pfad-, schutzgut- und nutzungsbezogenen Bewertung einbezogen.

Nach § 2 (3) BBodSchV ist die Orientierende Untersuchung definiert als "Örtliche Untersuchungen, insbesondere Messungen, auf der Grundlage der Ergebnisse der Erfassung zum Zweck der Feststellung, ob der Verdacht einer schädlichen Bodenveränderung oder Altlast ausgeräumt ist oder ein hinreichender Verdacht im Sinne des § 9 Abs. 2 Satz 1 des BBodSchG besteht".

Die Orientierende Untersuchung schließt mit einer Gefährdungsabschätzung ab. Da die orientierenden Messungen der Schadstoffkonzentration weder den sehr häufig heterogenen Schadherd noch die räumliche Ausbreitung der von ihm emittierten Schadstoffe ausreichend repräsentieren, erfolgt nach der Sächsischen Altlastenmethodik vorrangig die formalisierte Bewertung mit dem Programm GEFA, zumal sie für den Pfad Boden-Grundwasser mit den Faktoren m_I und m_{II} auch eine umfassende (formalisierte) Sickerwasserprognose enthält. Schadstoffkonzentrationswerte sind vom Gutachter bei der Berücksichtigung der Nutzung bzw. zur subjektiven Korrektur des Risikowertes, quasi als Plausibilisierungsschritt, zu beachten. Die Vorgehensweise für das häufig betroffene Schutzgut Grundwasser zeigt Abbildung 3.

3.2 Vorläufiges Untersuchungsprogramm für die Detailuntersuchung

Ergibt sich der Handlungsbedarf einer Detailuntersuchung, so sollte der Bearbeiter der Orientierenden Untersuchung mit seinen Erkenntnissen aus dieser Stufe ein vorläufiges Untersuchungsprogramm für die Detailuntersuchung vorschlagen.

Parameterumfang

In der OU werden bevorzugt Summen- bzw. Gruppenparameter bestimmt, um mit relativ geringem Aufwand ein großes Schadstoffspektrum zu erfassen. Auch Methoden der Vor-Ort-Analytik kommen zum Einsatz, die teilweise nur halbquantitative und unspezifische Ergebnisse liefern. Das Analysenprogramm XUMA-A wird nur mit der Stufe 1, möglicherweise auch nur mit dem Umfang 1 genutzt.

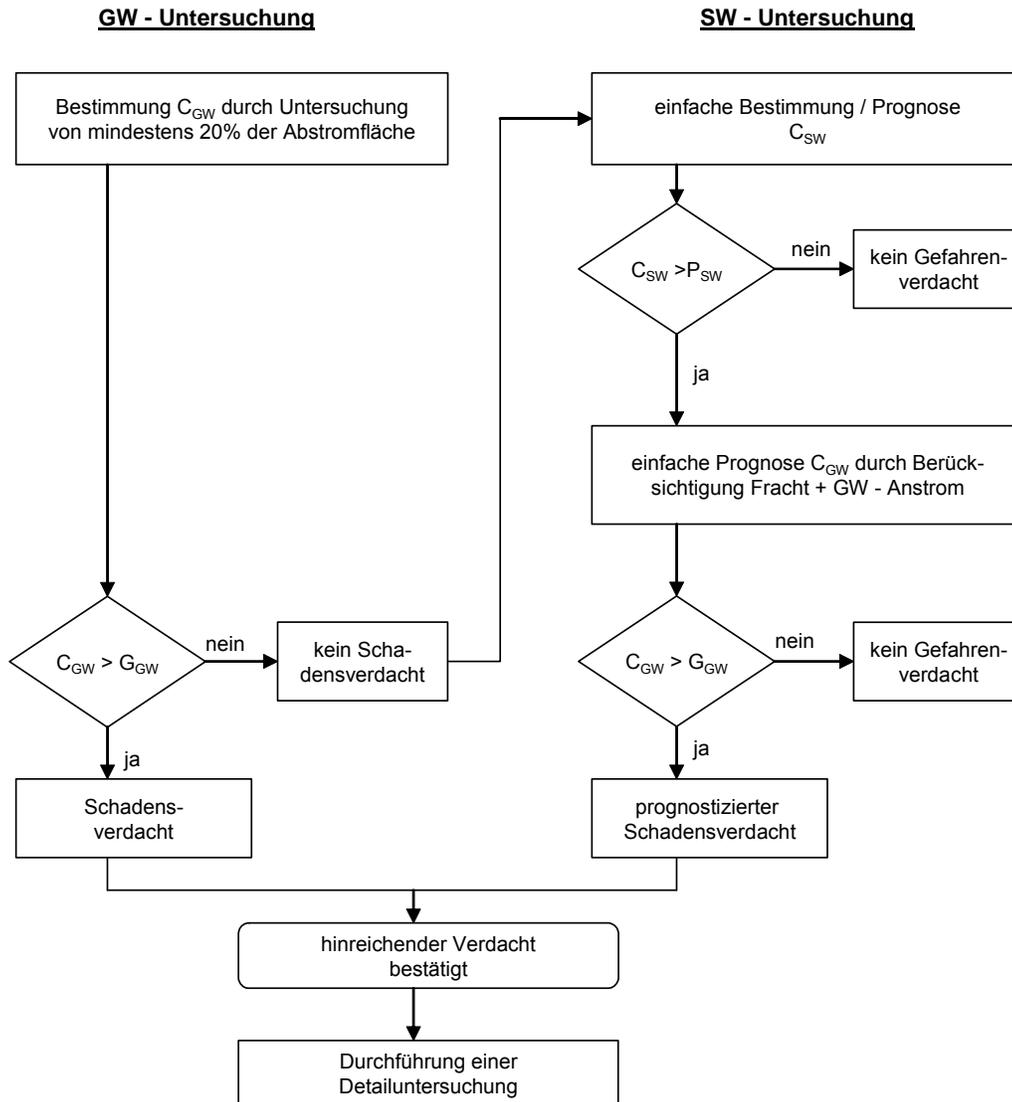
Für die DU sind daraus Einzelstoffparameter abzuleiten, da nur mit ihnen eine Expositionsabschätzung vorgenommen werden kann. Im Analysenprogramm XUMA-A sind die Stufe 2 und der Umfang 2 dahingehend zu prüfen, inwieweit sie für den konkreten Fall zutreffend sein könnten. Auf offensichtliche Lücken bei der Bestimmung von Standortparametern ist hinzuweisen.

Probenentnahmestellen

Aus der stichprobenhaften Untersuchung des Schadherdes und seiner nächsten Umgebung sind vom Bearbeiter der OU Vorschläge für eine Verdichtung und Präzisierung des Messrasters zu erwarten, um den Schadherd in seiner räumlichen Ausdehnung unter Berücksichtigung evtl. "hot spots" und mit seinem Schadstoffpotenzial zu erfassen. Auch die Gewinnung repräsentativer Hintergrundwerte ist zu berücksichtigen.

Die pfadbezogene Risikobewertung lässt erkennen, welche Medien in welcher Richtung maßgeblich an einer Schadstoffausbreitung beteiligt sein können (z. B. Schadstofffahne im Grundwasser oder Staubverfrachtung durch Winderosion). Diese Ergebnisse sollten in einen entsprechenden Vorschlag für Probenentnahmestellen auf den jeweiligen Transportpfaden und in den erreichbaren Kontaktmedien münden.

Orientierende Untersuchung



G - Grundwasser

S - Sickerwasser

P_{SW} – Prüfwert Sickerwasser nach BBodSchV, Anhg. 2

GGW – Geringfügigkeit nach LAWA 98

C - Konzentration

Abbildung 3: Bestimmung des hinreichenden Verdachtes einer Gefährdung für das Schutzgut Grundwasser

4. Ablaufschema zur Detailuntersuchung

Im Ablaufschema (Abbildung 4) ist die Vorgehensweise im Rahmen der Detailuntersuchung dargestellt. Es soll sichern, dass der Gutachter alle genannten Aspekte berücksichtigt, darauf aufbauend die Strategie entwickelt und nach Durchführung technischer Untersuchungsarbeiten in der Lage ist, die Ergebnisse entsprechend den beschriebenen Methoden zu bewerten und den notwendigen weiteren Handlungsbedarf abzuleiten.

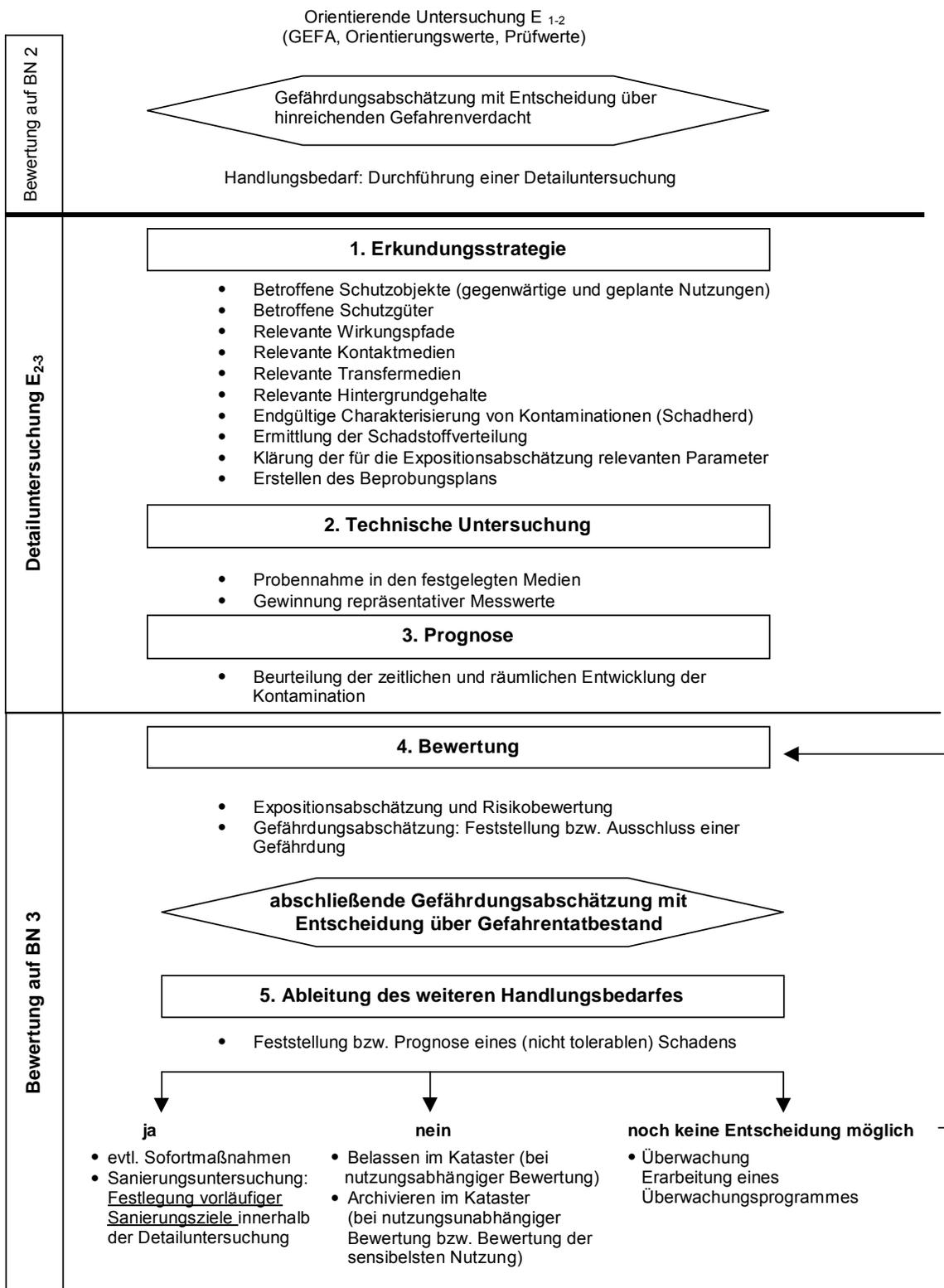


Abbildung 4: Ablaufschema zur Detailuntersuchung

Nachfolgend werden die Schwerpunkte der einzelnen Schritte dargestellt. Eine ausführliche Erläuterung erfolgt in den Kapiteln 5 – 10 des Handbuches.

Wird im Rahmen der Orientierenden Untersuchung die Entscheidung über einen hinreichenden Gefahrenverdacht getroffen, ist eine Detailuntersuchung durchzuführen. Dabei ist im Ergebnis der Orientierenden Untersuchung ein Untersuchungsprogramm für die Detailuntersuchung vorzuschlagen. Unabdingbare Voraussetzungen sind die im Rahmen der OU durchzuführende Gefährdungsabschätzung für alle relevanten Schutzgüter sowie die Ausweisung eines maßgebenden Risikofaktors mit dem Programm GEFA, unter Abstützung auf die Orientierungswerte von Sachsen [3] bzw. Prüfwerte der BBodSchV.

Erkundungsstrategie (Kapitel 5)

Auf der Basis einer *möglichst* detaillierten Aufgabenstellung (mit Leistungsbeschreibung) des Auftraggebers ist die Detailuntersuchung mit der Ausarbeitung der Erkundungsstrategie unter Berücksichtigung der im Ablaufdiagramm genannten Punkte zu beginnen. Bei der Erarbeitung der Erkundungsstrategie ist das im Rahmen der Orientierenden Untersuchung erstellte Konzept dahingehend zu erweitern, dass für die endgültige Klärung des Gefahrentatbestandes alle notwendigen Daten im erforderlichen Umfang erhoben werden. Hierbei ist hervorzuheben, dass die Schadstoffkonzentration im Kontaktmedium zu messen bzw. aus Werten im Transportmedium oder Schadherd zu prognostizieren ist. Ebenso sind repräsentative Hintergrundwerte zu ermitteln.

Die Erkundungsstrategie sollte als erster Schritt jeder Bearbeitung in einem Arbeitsplan dem jeweiligen Auftraggeber übergeben und in einer Anlaufberatung bestätigt werden. Dieser sehr wichtige Schritt sichert eine erfolgreiche Durchführung und Bewertbarkeit der Detailuntersuchung.

Technische Untersuchung (Kapitel 6)

Im Rahmen der Standortuntersuchungen erfolgt die Gewinnung der Primärdaten. Je nach Relevanz der jeweiligen Wirkungspfade und Schutzgüter umfassen die Untersuchungen die Medien Boden, Grund- und Oberflächenwasser, Bodenluft, Deponiegas, Innenraumluft bzw. Außenluft. Dabei können auch bereits eingetretene Schadstoffanreicherungen in Organismen Gegenstand der Untersuchungen sein.

Die Primärdaten sind unter Beachtung der einschlägigen Gesetze und Richtlinien zu erheben, zu dokumentieren und auszuwerten. Dazu gehören beispielsweise alle Aufschluss- und Testarbeiten zur Erzielung repräsentativer Angaben zu den geologisch-hydrogeologischen Verhältnissen, die Bestimmung der geohydraulischen Kennwerte sowie Probennahmen für die Analytik der relevanten Schadstoffparameter. Diese Arbeiten bedürfen einer lückenlosen fachtechnischen Betreuung durch entsprechend qualifiziertes Personal, da von diesen Ergebnissen die zu treffenden Entscheidungen zur Gefährdungssituation ursächlich abhängen.

Auf entsprechende Referenzen, Akkreditierungen und Zulassungen ist zu achten. Fachlich-methodische Fehler z. B. bei der Probennahme können gravierende Auswirkungen auf Art, Umfang

und Kosten notwendiger Sicherungs- und Dekontaminationsmaßnahmen haben, die in keinem Verhältnis zu den Untersuchungsaufwendungen stehen.

Prognose (Kapitel 7)

Mit den durch die technischen Maßnahmen im Untersuchungsgebiet erhobenen Daten erfolgt eine Prognose der zeitlichen und räumlichen Entwicklung der Kontamination. Die Abschätzungen müssen eine Bewertung der Entwicklung der Gefährdung für alle relevanten Schutzgüter ermöglichen. Hierzu sind ebenso Messwerte der Hintergrundkonzentrationen einzubeziehen, die unabhängig von der zu bewertenden Kontamination sind.

Bei komplexem Schadstoffmuster, größeren und komplizierten Betrachtungsgebieten und mehreren, in Zusammenhang stehenden Schadherden ist eine integrale Betrachtung notwendig, die in den meisten Fällen modellgestützt erfolgen sollte. Dazu sind geeignete *Strömungs- und Beschaffenheitsmodelle* einzusetzen, die die Vorgänge der Schadstoffausbreitung, des Abbaues, der Rückhaltung und Anlagerung von Stoffen mit entsprechenden Faktoren berücksichtigen. Mit diesen Modellberechnungen sind die zur Gefahrenprognose notwendigen Aussagen zu stützen.

Bewertung (Kapitel 8)

Die Bewertung der im Rahmen der technischen Untersuchung gewonnenen Daten sowie der Prognoseergebnisse für die räumliche und zeitliche Entwicklung der Schadstoffe in den Wirkungspfaden stellt den Schwerpunkt der Detailuntersuchung dar. Grundlage der Bewertung bildet die standort- bzw. nutzungsbezogene Expositions- und Risikoabschätzung für alle relevanten Schutzgüter. Hierunter wird die Beurteilung der Einwirkung der Schadstoffe auf die Schutzgüter verstanden.

Zur Gefährdungsabschätzung für die einzelnen Schutzgüter in den konkreten Schutzobjekten ist deren Schadstoffexposition über die jeweiligen Kontaktmedien zu ermitteln. Dabei ist die Kontaktmedienaufnahme mit der gemessenen Schadstoffkonzentration im Kontaktmedium zu multiplizieren und zu human- bzw. ökotoxikologisch tolerablen Dosen ins Verhältnis zu setzen. Im Sinne einer integralen Betrachtung sind sowohl alle auf ein Schutzobjekt einwirkenden Altlasten als auch alle von einem Schadherd beeinflussten Schutzobjekte anteilmäßig zu erfassen und hinsichtlich ihres Beitrages zur Gefährdung von Schutzobjekten zu wichten.

Im Rahmen der abschließenden Gefährdungsabschätzung ist die Entscheidung über den Gefahrstoffbestand zu treffen.

Ableitung des weiteren Handlungsbedarfes (Kapitel 9 und 10)

Auf der Grundlage der Ergebnisse der Bewertung ist der weitere Handlungsbedarf abzuleiten. Bei der Feststellung bzw. Prognose eines (nicht tolerierbaren) Schadens ist eine Sanierungsuntersuchung durchzuführen. Im Rahmen der Detailuntersuchung sind hierbei vorläufige Sanierungszielwerte abzuleiten, die sich an der Beseitigung der eingetretenen bzw. prognostizierten Gefahr orientieren. Eine Verhältnismäßigkeitsprüfung in Frage kommender Sanierungsverfahren und damit Festlegung endgültiger Sanierungsziele findet im erst Rahmen der Sanierungsuntersuchung statt.

Wird keine Gefahr für die Schutzgüter festgestellt, so ergibt sich als weiterer Handlungsbedarf bei nutzungsabhängiger Bewertung ein Belassen im Sächsischen Altlastenkataster (SALKA) bzw. ein Archivieren bei nutzungsunabhängiger Bewertung bzw. Bewertung der sensibelsten Nutzung.

Ist hinsichtlich der Feststellung bzw. Prognose eines (nicht tolerierbaren) Schadens noch keine Entscheidung möglich, sind Überwachungsmaßnahmen einzuleiten, in deren Ergebnis erneut eine Bewertung durchzuführen ist.

Im Ergebnis der Detailuntersuchung sind die relevanten Daten im Gutachten und im Programm SALKA (Anlage 16) zu dokumentieren.

5. Erkundungsstrategie

5.1 Grundsätze

Die Erkundungsstrategie hat sich vorrangig an den Erfordernissen der Bewertung zu orientieren. Im Gegensatz zur OU, wo die Betrachtungsweise vom Schadherd in Richtung Schutzgut geht, wird in der DU der Blick von den gefährdeten Schutzgütern über die jeweiligen Wirkungspfade in Richtung Schadherd gelenkt.

Ausgehend von konkreten Schutzobjekten im Einflussbereich einer altlastverdächtigen Fläche werden die in ihnen betroffenen Schutzgüter ermittelt. Die Schutzgüter beschränken sich auf Mensch, Grundwasser, Oberflächenwasser und Boden. Während Wasser und Boden unmittelbares Kontaktmedium für das jeweilige Ökosystem sind, sind beim Menschen die zutreffenden Nutzungsszenarien zu betrachten. Davon abgeleitet werden die Medien, die als Kontaktmedium und Transfermedium den Wirkungspfad bilden (siehe Abb. 5). Diese Medien sind auf ihren Schadstoffgehalt zu beproben, um die vorhandene Schadstoffausbreitung zu erfassen und hinsichtlich der Standortparameter, die für eine Prognose der Ausbreitung erforderlich sind.

Wenn Schutzgüter gegenwärtig oder zukünftig betroffen sein können, ist der Schadherd in seiner kompletten Ausdehnung und mit seinem Schadstoffpotenzial zu bestimmen, um ihn als Schadstoffquelle bei Prognosen bzw. bei Sanierungsuntersuchungen angemessen berücksichtigen zu können.

Die Erkundungsstrategie hat auch die Ermittlung der Hintergrundwerte einzuschließen, und zwar durch repräsentative Messungen in der unmittelbaren Umgebung des Standortes und unter Nutzung der im LfUG aufgrund der Landmessnetze bekannten Situation. Bei erhöhten Werten ist die Erkundung soweit auszudehnen, dass deren geogene oder anthropogene Herkunft eindeutig zuordenbar ist.

Die Erkundungsstrategie mündet in einen Beprobungsplan, der alle genannten Grundsätze unter kritischer Beachtung des Vorschlages aus der Orientierenden Untersuchung zu berücksichtigen hat.

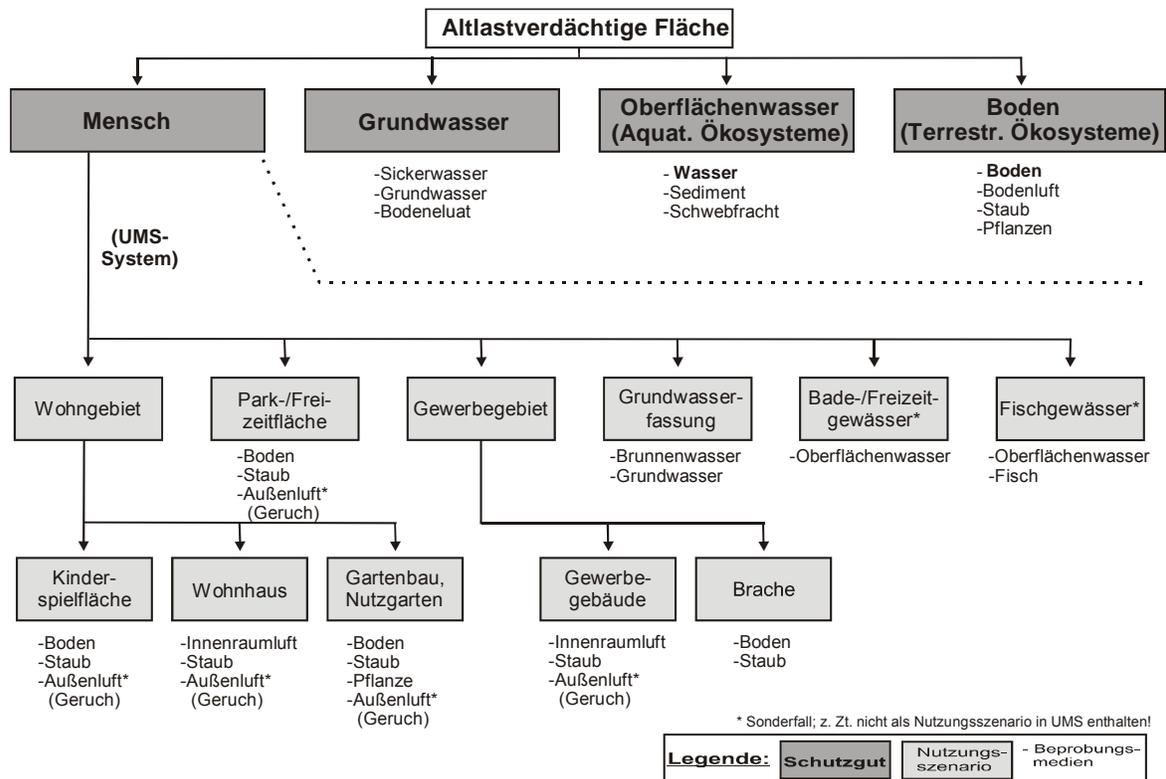


Abbildung 5: Zusammenhang zwischen Schutzgütern, Nutzungsszenarien und Beprobungsmedien

5.2 Betroffene Schutzobjekte und Schutzgüter

Zur Festlegung der geeigneten Erkundungsstrategie für die Detailuntersuchung sind als erstes die im Einflussbereich einer altlastverdächtigen Fläche möglicherweise betroffenen Schutzobjekte zu ermitteln. Unter Schutzobjekt wird dabei das konkrete Vorkommen von Schutzgütern am Standort verstanden. Schutzobjekte können z. B. Wohngebiete, Industrie- und Gewerbegrundstücke, Fließgewässer, landwirtschaftliche Nutzflächen, Seen oder Teiche sein (siehe Abb. 6).

Im nächsten Schritt sind die in den Schutzobjekten betroffenen Schutzgüter unter Berücksichtigung der vorhandenen bzw. planungsrechtlich zulässigen Nutzungen festzulegen.

Bewertungsrelevante Schutzgüter sind:

- Mensch
- Grundwasser
- Oberflächenwasser (aquatische Ökosysteme)

- Boden (terrestrische Ökosysteme).

Die Zusammenhänge zwischen altlastverdächtiger Fläche, möglichen Transportmedien für Schadstoffe sowie konkreten Schutzobjekten und Schutzgütern sind in der Abb. 6 dargestellt.

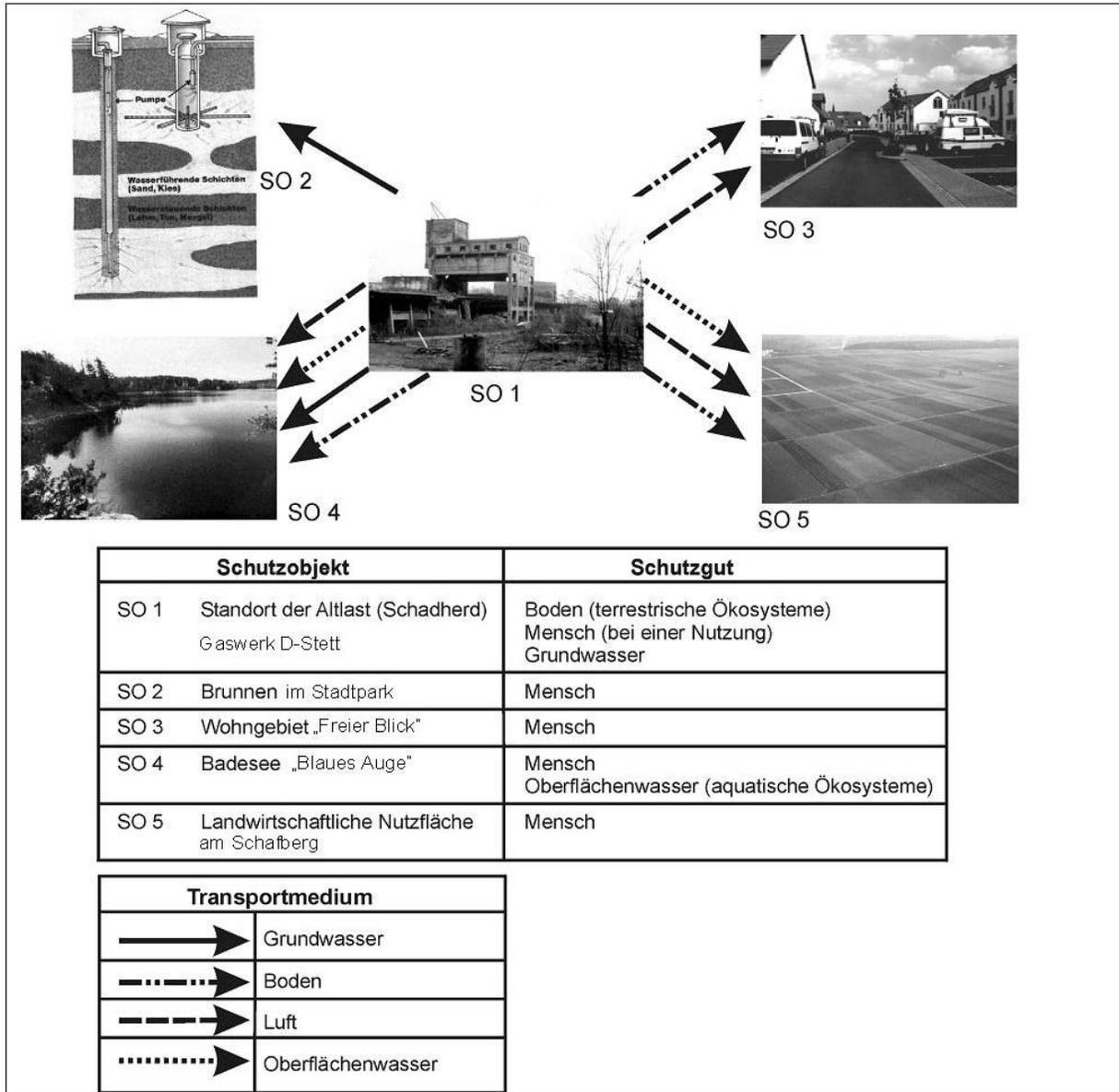


Abbildung 6: Exemplarische Darstellung der von einer altlastverdächtigen Fläche ausgehenden Stofftransferpfade und der betroffenen Schutzobjekte

5.3 Relevante Wirkungspfade

Nach § 2 Pkt. 8 BBodSchV ist der Wirkungspfad definiert als "Weg eines Schadstoffes von der Schadstoffquelle bis zu dem Ort einer möglichen Wirkung auf ein Schutzgut".

Nachdem man sich Klarheit über die Schutzgüter verschafft hat, die möglicherweise im Einflussbereich einer AVFL liegen, sind die dahin führenden relevanten Wirkungspfade zu bedenken. Dies ist eine z. T. komplexe und schwierige Aufgabe, die im Hinblick auf die geeignete Probenahme und Gefahrenbewertung äußerst gewissenhaft durchgeführt werden muss.

In Tab. 2 sind mögliche Wirkungspfade vom Schadherd über das Transportmedium und Kontaktmedium zum Schutzgut zusammengestellt.

Tabelle 2: Zusammenhänge Schadherd – Transportmedium – Kontaktmedium – Schutzgut

	Schadherd	Transportmedium	Kontaktmedium	Schutzgut
1	Boden	(Luft) (Oberflächenwasser)	Boden (Staub)	Mensch
2	Boden	Bodenlösung Bewässerungswasser Staub	Nutzpflanze	Mensch
3	Boden Grundwasser	Sickerwasser (Bodenluft) Grundwasser	gehobenes Grundwasser	Mensch
4	Boden Grundwasser	Luft Oberflächenwasser Grundwasser	Oberflächenwasser	Mensch
5	Boden	Bodenluft	Innenraumluf	Mensch
6	Boden	Außenluft Bodenluft	Außenluft	Mensch
7	Boden	Sickerwasser (Bodenluft)	Sickerwasser (Ort der Beurteilung)	Grundwasser
8	Boden Grundwasser	Luft Oberflächenwasser Grundwasser	Oberflächenwasser	Oberflächenwasser (Aquat. LG)
9	Boden	(Luft) Oberflächenwasser	Boden	Boden (Terrestr. Ökosystem)

Kontaktmedium

Das Schutzgut erhält den Schadstoff aus dem unmittelbar angrenzenden Kontaktmedium.

Für den Menschen kann dies die orale Aufnahme des Bodens (z. B. Kinderspielfläche) oder die Inhalation von Staub sein. Für die Aufnahme mit Lebensmitteln stehen die schadstoffhaltige Nutzpflanze und der Fisch aus einem belasteten Oberflächengewässer. Als Trinkwasser genutztes Grund- oder Oberflächenwasser kommt ebenso als Kontaktmedium infrage wie ein als Badegewässer dienendes Oberflächenwasser mit der Gefahr einer oralen oder dermalen Schadstoffaufnahme. Flüchtige Schadstoffe können schließlich mit der Innenraumluft oder mit der Außenluft eingeatmet werden.

Dem Grundwasser als Schutzgut werden die Schadstoffe aus dem Boden mit dem Sickerwasser zugeführt, das am Übergang zum Grundwasser ("Ort der Beurteilung") das Kontaktmedium darstellt. Liegt der Schadherd ganz oder teilweise im Grundwasser, bildet das unmittelbar angrenzende Kontaktgrundwasser den Ort der Beurteilung.

Für die aquatische Lebensgemeinschaft als Qualitätskriterium für das Oberflächenwasser als Schutzgut ist das Oberflächenwasser selbst das unmittelbare Kontaktmedium. Entsprechendes gilt für das Schutzgut Boden, wo der Boden selbst das Kontaktmedium für das terrestrische Ökosystem bildet.

Transportmedium

Transportmedien verfrachten die Schadstoffe vom Schadherd zu den Kontaktmedien in den jeweiligen Schutzobjekten.

Schadstoffhaltiger Boden kann staubförmig über die Luft oder durch Wassererosion in die Umgebung getragen werden. Lösliche Bodeninhaltsstoffe gelangen über die Bodenlösung als Sickerwasser in das Grundwasser. Grundwasser kann als Transportmedium zum Brunnenwasser und Oberflächenwasser dienen. Durch Oberflächenwasser erfolgt die Weiterleitung zur Nutzung durch den Menschen, auch über die Bewässerung von Nutzpflanzen und den Verzehr von Fischen.

Flüchtige Schadstoffe werden mit der Bodenluft entweder in Innenräumen befördert oder gelangen an die Außenluft, mit der sie an die Stelle der Inhalation durch Menschen transportiert werden.

5.4 Endgültige Charakterisierung des Schadherdes

Ziel der endgültigen Charakterisierung des Schadherdes ist es, die Quelle der Ausbreitung von Kontaminationen sowohl hinsichtlich ihrer räumlichen Lage als auch bezüglich ihres Schadstoffinhaltes nach Art, Menge und Konzentrationsverteilung umfassend und abschließend zu beschreiben. Diese Beschreibung sollte so detailliert sein, dass bei einer anschließenden Sanierungsuntersuchung ein möglicher Aushub der Schadstoffquelle bezüglich der anfallenden Massen und ihrer Schadstoffgehalte verlässlich kalkulierbar ist. Bei einem Verbleib des Schadherdes müssen Dauer und Intensität der Schadstoffabgabe an die Umgebung bestimmbar sein.

Zur Planung und Durchführung der Arbeiten ist der Materialienband "Probenahme bei der Technischen Erkundung von Altlasten" in Materialien zur Altlastenbehandlung in Sachsen [1] heranzuziehen. Für die endgültige Abgrenzung des Schadherdes sind folgende Schwerpunkte zu beachten:

In der Detailuntersuchung ist das Probennahmeraster aus der Orientierenden Untersuchung so zu verdichten, dass die horizontale und vertikale Konzentrationsverteilung der Schadstoffe bestimmt werden kann.

Die Untersuchung der horizontalen Schadstoffverteilung muss eine sichere Abgrenzung verschieden kontaminierter Flächen sowie nicht kontaminierter Bereiche ermöglichen.

Die Ermittlung der Schadstoffverteilung erfolgt dabei getrennt:

- in den Kontaminationsschwerpunkten sowie
- in den Bereichen zwischen den Kontaminationsschwerpunkten.

Der Schadherd ist vertikal durch Untersuchung von Bereichen bis unterhalb relevanter Konzentrationserhöhungen abzugrenzen. Die Grenze des Schadherdes ist im Allgemeinen an der Änderung des Verhältnisses zwischen Gesamtgehalten und mobilisierbaren Anteilen erkennbar. Die in der BBodSchV, Anhang 1, genannten Beprobungstiefen sind für die endgültige Abgrenzung des Schadherdes nicht relevant. Die angewendeten Aufschlussverfahren müssen dieser endgültigen Charakterisierung des Schadherdes Rechnung tragen.

Im Gegensatz zu Altstandorten ist bei Altablagerungen infolge ihrer in der Regel hohen Heterogenität eine detaillierte Untersuchung in der Ablagerung nicht sinnvoll. Neben den Grenzen des Schadherdes sind vor allem die von ihm ausgehenden Schadstoffemissionen zu erkunden.

5.5 Klärung aller für die Expositionsabschätzung relevanten Parameter

5.5.1 Auswahl der zu untersuchenden Schadstoffe

Grundlage zur Erstellung des Analysenplans für die Detailuntersuchung bildet die Bewertung der Ergebnisse der Orientierenden Untersuchung. Die mit den Summen- bzw. Gruppenparametern bestimmten Belastungen sind durch Messung vor allem der Einzelstoffe zu spezifizieren, für die toxikologische Bewertungsgrundlagen existieren.

Die Erstellung bzw. Optimierung von Analysenplänen wird durch das Programm XUMA-Analysenplan unterstützt. Die Datenbasis des Programms ermöglicht Analysenplanvorschläge für Altstandorte bzw. Altablagerungen, die überwiegend aus Abfällen bekannter Industrie- oder Gewerbebetriebe bestehen, militärische Nutzungen sowie Nutzungen zur Rüstungsproduktion. Standortbezogene Besonderheiten sind durch Ergänzen bzw. Löschen einzelner Parameter zu berücksichtigen. Zur Erstellung des Analysenplans ist die Stufe 2 (Detailuntersuchung) sowie hinsichtlich der zu untersuchenden Parameter der Umfang II (Haupt- und Nebenkomponenten) zu wählen.

Der Recherche branchentypischer Schadstoffbelastungen dienen die "Branchenbezogenen Merkblätter" [95], in denen eine Darstellung gefährdeter Schutzgüter über das zu erwartende Schadstoffspektrum bis hin zu der sich daraus ergebenden Altlastenrelevanz erfolgt.

Weitere Informationen zu Stoffen und Zubereitungen sowie Standorten der chemischen Industrie der DDR können der Datenbank ARDAT entnommen werden.

Zur Bewertung der Wirkungspfade Boden – Grundwasser bzw. Boden – Oberflächenwasser sind zum einen die mobilen bzw. mobilisierbaren Anteile sowie zur Abschätzung der Dauer des Schadstoffeintrages die Gesamtgehalte zu bestimmen.

Für die anderen Wirkungspfade sind der Gesamtgehalt und der Anteil des Schadstoffs zu ermitteln, aufgrund dessen die toxikologische Bewertung vorgenommen wird. So ist bei Cyaniden neben CN_{gesamt} auch $CN_{\text{leicht freisetzbar}}$ zu bestimmen.

Treten in der Gruppe der Schwermetalle bzw. bei Arsenverbindungen verschiedene Oxidationsstufen mit unterschiedlicher toxikologischer Relevanz auf, dann sind diese Oxidationsstufen getrennt zu erfassen. Neben Cr_{gesamt} ist die separate Ermittlung von Cr_{VI} zu sichern, bei Arsenverbindungen ist neben As_V vor allem das toxischere As_{III} zu bestimmen. Bei Quecksilber ist neben der anorganischen auch die organische Form (z. B. Methylquecksilber) bewertungsrelevant.

Neben den Ausgangsstoffen sind ebenso Metabolite und Abbauprodukte zu untersuchen. So kann bei den leichtflüchtigen Halogenkohlenwasserstoffen zusätzlich die Bestimmung von Vinylchlorid erforderlich werden. Für die Gruppe der polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe sind die 16 Substanzen nach EPA zu bestimmen. Zusätzlich kann die Ermittlung von Naphthalin als Einzelsubstanz notwendig werden. Die Bestimmung von Benzo(a)pyren sollte generell erfolgen. Für die Gruppe der aromatischen Kohlenwasserstoffe ist besonders die Einzelsubstanz Benzol bewertungsrelevant.

Nachstehend sind Untersuchungen / Erhebungen aufgeführt, die zusätzlich für einzelne Wirkungspfade durchzuführen sind.

Boden – Grundwasserfassung – Mensch (Wirkungspfad 3)

Unterscheidung in Nutzung zur Trinkwasserversorgung bzw. ausschließliche Nutzung des Grundwassers als Bewässerungswasser

- a) Trinkwasserversorgung
Schadstoffkonzentration im gehobenen Grundwasser als Kontaktmedium
- b) Bewässerungswasser
Schadstoffkonzentration in der Nutzpflanze als Kontaktmedium

Boden – Innenraumluft – Mensch (Wirkungspfad 5)

olfaktometrische Bestimmung der Geruchsimmission

Boden – Außenluft – Mensch (Wirkungspfad 6)

Staubkonzentration in der Außenluft als Kontaktmedium bzw.

Schadstoffkonzentration in der Bodenluft und Abschätzung über Transferfaktoren

olfaktometrische Bestimmung der Geruchsimmission

5.5.2 Auswahl der zu untersuchenden Standortparameter

Die Untersuchung der das Schadstoffverhalten beeinflussenden Standortparameter ist wirkungspfadbezogen vorzunehmen. Vor Ort sind die tägliche Aufnahmemenge des Kontaktmediums sowie die Expositionshäufigkeit und Expositionsdauer von Schutzgütern zu bestimmen, mit den jeweiligen Defaultwerten (s. Anl.) zu vergleichen und ggf. zu korrigieren.

Boden – Mensch (Wirkungspfad 1)

Art der Nutzung

Entfernung vom Nutzungsszenario [m]

tägliche Aufnahmemenge des Bodens. Bestimmung von Abweichungen, z. B. einer Verringerung der Aufnahmerate durch eine Versiegelung bzw. Bedeckung (Pflanzenwuchs) der Bodenoberfläche

Expositionshäufigkeit [d/a]:

Expositionsdauer [a]:

Zugänglichkeit zu Nutzungs(teil)flächen (Zugangsbeschränkungen durch Zäune etc.)

Staubkonzentration in der Außenluft bzw. Innenluft [mg/m³]

Boden – Nutzpflanze – Mensch (Wirkungspfad 2)

Relevante Pflanzenarten bzw. Pflanzenteile

tägliche Aufnahmemenge der Pflanzen: Bestimmung von Abweichungen in Abhängigkeit der standortbezogenen Verzehrgewohnheiten bzw. des standortbezogenen Eigenversorgungsanteils

Expositionshäufigkeit (Häufigkeit der Aufnahme der Nutzpflanze) [d/a]:

Expositionsdauer [a]:

Boden – Grundwasserfassung – Mensch (Wirkungspfad 3)

Art der Nutzung der Fassung (Unterscheidung in Nutzung zur Trinkwasserversorgung bzw. ausschließliche Nutzung als Bewässerungswasser)

bei der ausschließlichen Nutzung als Bewässerungswasser ist der Wirkungspfad 2 und dessen Untersuchungen bzw. Erhebungen zu beachten

bei Nutzung zur Trinkwasserversorgung sind neben den unter Wirkungspfad 7 genannten Untersuchungen folgende Erhebungen durchzuführen:

- tägliche Aufnahmemenge des Kontaktmediums: Bestimmung von Abweichungen in Abhängigkeit von der standortbezogenen Nutzung des Wassers als Trinkwasser (Ergiebigkeit der Fassung)
- Expositionshäufigkeit (Häufigkeit der Aufnahme des Grundwassers) [d/a]:

- Expositionsdauer [a]:

Boden – Oberflächenwasser – Mensch (Wirkungspfad 4)

tägliche Aufnahmemenge des Kontaktmediums: Bestimmung von Abweichungen in Abhängigkeit von der standortbezogenen Nutzung des Oberflächengewässers (z. B. Verringerung durch beschränkte Zugänglichkeit des Gewässers)

Expositionshäufigkeit (Häufigkeit der Nutzung des Oberflächengewässers) [d/a]:

Expositionsdauer [a]:

Zur Abschätzung der Wassererosion bzw. Winderosion sind die unter den Wirkungspfaden 8 bzw. 9 angegebenen Untersuchungen durchzuführen:

Boden – Innenraumluft – Mensch (Wirkungspfad 5)

Aufnahmerate des Kontaktmediums: Bestimmung von Abweichungen in Abhängigkeit von der tatsächlichen Nutzung der Räume (Häufigkeit, Zeitraum und Intensität)

Rissbildung in der Bodenplatte bzw. dem Mauerwerk

Diffusionskoeffizient durch den Beton bzw. das Mauerwerk

Mauerstärke

Luftaustauschrate in Abhängigkeit vom Raumtyp

Volumen des Innenraumes

Boden – Außenluft – Mensch (Wirkungspfad 6)

Aufnahmerate des Kontaktmediums: Bestimmung von Abweichungen in Abhängigkeit von der tatsächlichen Nutzung der Fläche (Häufigkeit, Zeitraum und Intensität)

Boden – Grundwasser (Wirkungspfad 7)

Schichtenaufbau des Bodens, mit Bestimmung der nachfolgenden Eigenschaften für jede Bodenschicht:

Bodenart, Mächtigkeit, Dichte, Durchlässigkeitsbeiwert (k_f -Wert), nutzbare Feldkapazität der einzelnen Schichten, organischer Kohlenstoffgehalt, Tongehalt, pH-Wert

Grundwasserflurabstand

Grundwasserschwankungen

Grundwasserneubildungsrate

Anzahl Grundwasserleiter / -stockwerke einschließlich hydraulischer Trennschichten

Grundwasserfließrichtung

Abstandsgeschwindigkeit

Migrationsgeschwindigkeit

Mächtigkeit des Grundwasserleiters (Abstromquerschnittsfläche)

durchflusswirksamer Hohlraumanteil

Lage und Ausdehnung der Schadstofffahne

Boden – Aquatische und Terrestrische Ökosysteme (Wirkungspfad 8 u. 9)

Abschätzung der Wassererosion:

- Hangneigung
- Hanglänge
- Bodenart (Körnung, Gefüge)
- Bedeckungsgrad
- Niederschlag (Sommerniederschläge Mai – Okt. [mm/a])

Abschätzung der Winderosion:

- Hauptwindrichtung
- Windgeschwindigkeit (Durchschnitt)
- Bodenart (Körnung, Gefüge), Anteil der trockenen Bodenfraktion 0-35 cm Tiefe mit einer Korngröße > 0,84 mm
- Bedeckungsgrad
- Niederschläge (Monatsdurchschnitt)
- Temperatur (Monatsdurchschnitt)

Weitere Faktoren für Aquatisches Ökosystem

- Volumen des Gewässers
- Wasserzu- und -abflüsse

5.6 Beprobungsplan

5.6.1 Grundsätze

Der Beprobungsplan setzt die aus der Zielstellung der Erkundung notwendigerweise zu ermittelnden Angaben in einen konkreten Plan zur Anzahl und räumlichen Lage sowie zum Ausbau der Probennahmestellen um. Der erforderliche Sachverstand kann nur vom Altlastenbearbeiter erwartet werden. Der Plan hat alle relevanten Wirkungspfade zu berücksichtigen und auch unabhängig von der aktuellen Schadstoffausbreitung Standortdaten zu beachten (z. B. Bodenprofile, Grundwasserströmungsverhältnisse), die eine Prognose des zukünftigen Schadstoffverhaltens ermöglichen. Es ist zu gewährleisten, dass auch von einer altlastverdächtigen Fläche voraussichtlich unbeeinflusste Hintergrundwerte erfasst werden. Sollte sich während der Erkundung eine Korrektur der Strategie erforderlich machen, ist auch der Beprobungsplan entsprechend anzupassen.

Ein gut durchdachter Beprobungsplan bestimmt entscheidend die Repräsentativität der Erkundungsergebnisse und ihre Verwendbarkeit für die Gefährdungsabschätzung. Eine mehrstufige Detailuntersuchung sollte die Ausnahme sein.

5.6.2 Hintergrundgehalte

Die eindeutige Zuordnung von Schadstoffbelastungen zu einem Schadherd als Quelle erfordert repräsentative Werte für die geogene bzw. diffus-antropogene Hintergrundbelastung am konkreten Standort. Die von der LABO veröffentlichten Hintergrundwerte für anorganische und organische Stoffe in Böden [4] beziehen sich sowohl länderübergreifend als auch länderspezifisch auf Bodenarten und Nutzungen. Diese Werte sind für Vergleichszwecke hilfreich, ersetzen aber nicht die einzelfallbezogene Bestimmung. Für die Vorgehensweise sind jedoch wertvolle Anregungen enthalten.

Bei Grundwasser und Fließgewässern werden die Anstromwerte ermittelt. Möglicherweise unterschiedliche Fließrichtungen des Grundwassers im Zeitraum des Bestehens der AVFL sind mit zu beachten. Bei Oberflächengewässern sind unbelastete Zuflüsse oder auch z. B. benachbarte Seen einer Seenkette auf ihre Eignung zur Gewinnung von Hintergrundwerten zu prüfen.

Bei der Beprobung der atmosphärischen Luft auf partikuläre oder flüchtige Schadstoffe sind die momentanen Windverhältnisse sorgfältig zu beachten. Hintergrundwerte können vor allem durch industrielle oder verkehrsbedingte Emissionen geprägt sein und sind auf der Anstromseite des Windes zu bestimmen. Die Hintergrundbelastung von flüchtigen organischen Substanzen in der Außenluft ist in Tab. 3 dargestellt [3]. Es besteht ein signifikanter Unterschied zwischen ländlichen und städtischen Gebieten.

Tabelle 3: Atmosphärische Hintergrundbelastung mit flüchtigen organischen Substanzen (nach [3])

Stoff	Atmosphäre Belastung in $\mu\text{g}/\text{m}^3$	
	ländliche Gebiete	städtische Gebiete
Dichlormethan	0,2 - 0,5	1 - 15
Trichlormethan	0,2 - 0,5	0,5 - 3
Tetrachlormethan	0,5 - 1	1 - 2
1.1.1-Trichlorethan	< 1	1
Trichlorethen	0,2 - 1	1 - 2
Tetrachlorethen	0,5 - 1	1 - 2
Benzol	1 - 3	3 - 20
Toluol	1 - 3	5 - 30
Xylole	1 - 3	5 - 50
Hexan	0,1 - 1	1 - 10

Bei der Beurteilung der Innenraumluft ist neben der Feststellung der ubiquitären, gebietsbezogenen Hintergrundbelastung (Außenluft) auch die Feststellung der Hintergrundbelastung durch ausgasende Wohnmaterialien in den relevanten Räumen zu betrachten.

Tabelle 4 enthält Hintergrundbelastungen für Innenraumluft (nach [3]).

Tabelle 4: Konzentrationen von flüchtigen organischen Substanzen in der Innenraumluft; statistische Kennzahlen aus Messungen in 479 Wohnräumen (BGA 1993)

Stoff	Konzentrationen in der Innenraumluft (in µg/m ³)		
	arithmetisches Mittel	geometrisches Mittel	90 % - Perzentil
Benzol	9,0	6,2	17
Toluol	78	51	128
Ethylbenzol	10	8,0	16
m-/p-Xylol	22	18	37
o-Xylol	6,6	5,3	12
1.1.1-Trichlorethan	8,0	5,0	15
Trichlorethen	11	3,8	11
Tetrachlorethen	12	5,0	14

Bereits die OU sollte Hintergrundwerte liefern. Mit der DU sollte ihre Anzahl in einem angemessenen Verhältnis zur Gesamtanzahl von Messwerten stehen und repräsentative Aussagen gestatten.

5.6.3 Boden

Die Planung für die Probennahme von Boden richtet sich nach

BBodSchV, Anhang 1, 2.1

Empfehlung der AG-QS, Teilthema 2.1 und Teilthema 2.2 (Bodenaufschlussverfahren) [4]

Materialienband "Probenahme bei der Technischen Erkundung von Altlasten", 2.1 und 2.2.

[1]

Die nutzungsorientierten Beprobungstiefen gelten nicht für die Erkundung des Schadherdes eines Altstandortes hinsichtlich seiner Ausdehnung, seines Schadstoffinhaltes und seiner Schadstoffverteilung.

Bei einer Relevanz des Wirkungspfades Boden - Grundwasser ist bereits bei der Schadherdbeprobung zu berücksichtigen, inwieweit eine ungestörte Probennahme für Säulenversuche zur praxisnahen Bestimmung der Mobilisierbarkeit von Schadstoffen erforderlich ist. Das Sickerwasser ist Bestandteil der ungesättigten Zone und nach Möglichkeit an ihrem Ende unmittelbar vor Eintritt in das Grundwasser zu gewinnen. Dabei sollte die Anzahl der Entnahmestellen so gewählt werden, dass eine repräsentative Aussage zur Schadstoffbelastung über die gesamte Ausdehnung des Schadherdes möglich wird. Die ungesättigte Bodenzone unterhalb des Schadherdes ist in ihrem Schichtaufbau so zu erfassen, dass alle für eine Sickerwasserprognose notwendigen Daten bestimmbar sind.

Die in Tab. 1 Anhang 1 BBodSchV angegebene Beprobungstiefen beziehen sich auf den Boden an der Stelle als Kontaktmedium für Mensch und Nutzpflanze, also auch auf den Schadherd, falls er entsprechend genutzt wird.

Bei einer Verfrachtung des kontaminierten Bodens durch Wind- oder Wassererosion in die Umgebung des Schadherdes, evtl. bis in ein Oberflächengewässer, sind die bodenphysikalischen Eigenschaften im oberflächennahen Bereich von besonderem Interesse.

5.6.4 Grundwasser

Detailuntersuchungen des Grundwassers sind dann begründet, wenn signifikante Schadstoffkonzentrationsdifferenzen zwischen Grundwasseran- und -abstrom nachgewiesen sind. Die Planung für die Probennahme von Grundwasser richtet sich nach:

- Empfehlung der AG-QS, Teilthema 2.1 und Teilthema 2.2 (Kapitel 7.1 – 7.4) [6]
- Materialienband "Probenahme bei der Technischen Erkundung von Altlasten", 3.1 – 3.4.2 [1]
- DVWK-Merkblätter zur Wasserwirtschaft: "Tiefenorientierte Probennahme aus Grundwassermessstellen", H. 245, Wirtschafts- und Verl.-Ges. Gas und Wasser, Bonn 1997. [7]
- Merkblatt "Grundwasserprobennahme", LfUG 2002 [96]
- Merkblatt "Bau, Eignung und Rückbau von Messstellen", LfUG 2002 [97]

Der Probennahmeplan ist so auszulegen, dass alle für die Aufstellung eines Hydrogeologischen Arbeitsmodells mit seinen Teilen:

- Geometrisches Modell
- Kennwertmodell
- Wasserhaushaltlich – hydraulisches Modell
- Hydrochemisches Modell

erforderlichen Daten gewonnen werden können. Er legt die Anzahl der Grundwassermessstellen und ihre Positionierung fest.

Im unmittelbaren Abstrom der AVFL ist die Schadstoffbelastung über die Querschnittsfläche des Grundwassers repräsentativ zu ermitteln. Dazu gehört auch die Erkundung der evtl. Anteile von mit Wasser nicht mischbaren Phasen (siehe Abbildung 7). In diesen Fällen ist die tiefenorientierte Probennahme von besonderer Bedeutung. Bei Phasen, die spezifisch leichter als Wasser sind, besteht die Gefahr der "Verschmierung" im Korngerüst des Grundwasser- Schwankungsbereiches. Dieser Bereich ist dann in die Erkundung mit einzubeziehen.

Wird im unmittelbaren Abstrom ein Grundwasserschaden durch das Überschreiten von Geringfügigkeitsschwellen nachgewiesen, so ist die aktuelle Ausdehnung des Grundwasserschadens ("Schadstofffahne") durch Messstellen längs und quer zur Abstromrichtung zu lokalisieren (Abbildung 8). Aussagen über die zeitliche Entwicklung von Schadstofffahnen sind nur durch längerfristige Messprogramme bzw. Prognosemodelle möglich.

Zur Quantifizierung des Rückhalts bzw. des Abbaus von Schadstoffen im Grundwasserleiter ("natural attenuation") ist die repräsentative Erfassung der Schadstoffkonzentrationen in weiteren Querschnitten der Fahne notwendig.

Bei einer zu besorgenden weiteren Ausbreitung der Fahne in Richtung von Schutzobjekten (Wasserfassungen, Oberflächengewässer) ist die Beprobung auf die Beschaffenheit des Grundwasserleiters so auszudehnen, dass für ein Prognosemodell erforderliche Parameter gewonnen werden können.

Für die Planung von Grundwasserprobennahmen bei der Altlastenerkundung im Lockergestein ist in Abbildung 9 ein Ablaufplan dargestellt.

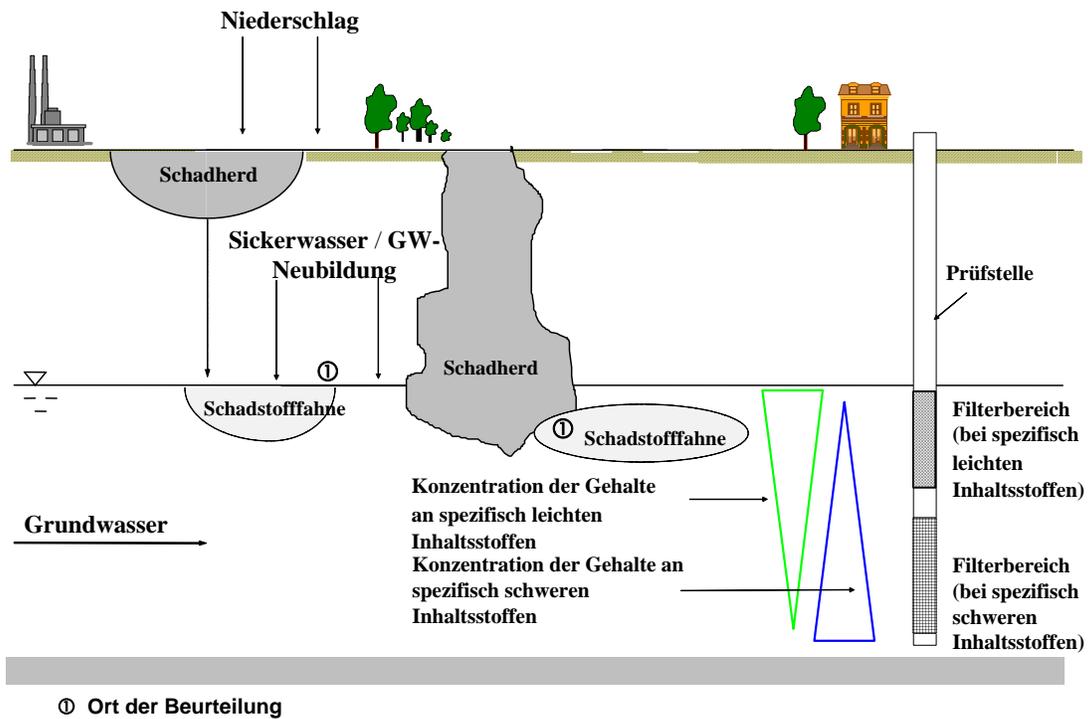


Abbildung 7: Ausbau von Prüfstellen in Abhängigkeit vom Schadstoffinventar

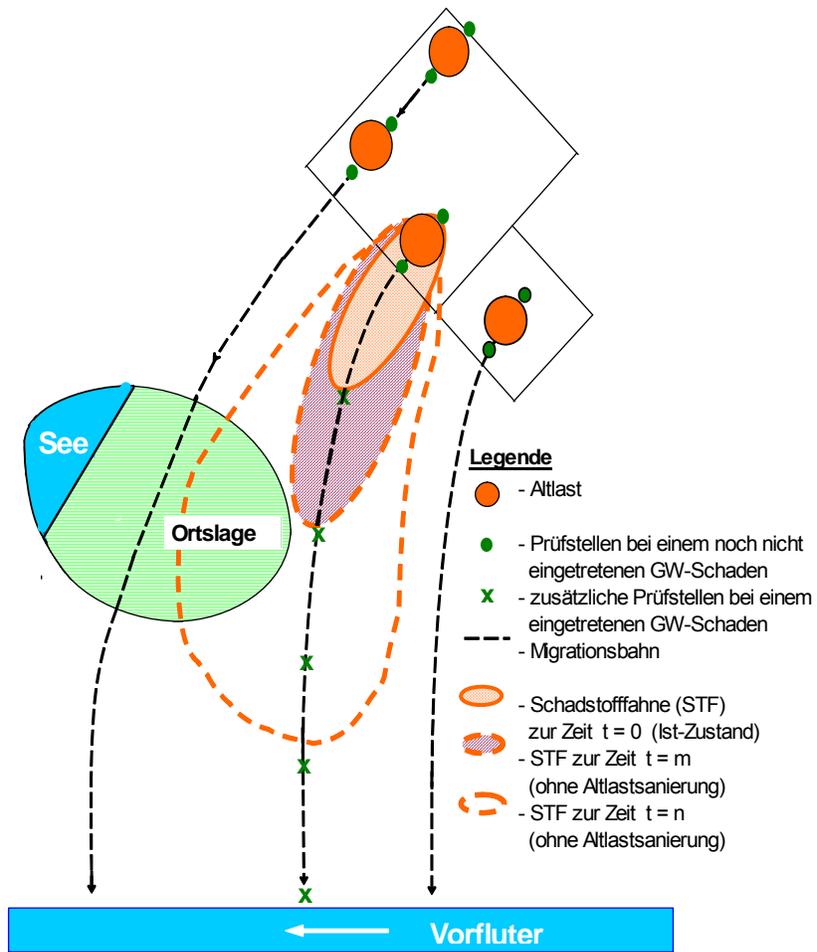


Abbildung 8: Prüfstellen in einem Grundwasserströmungsfeld

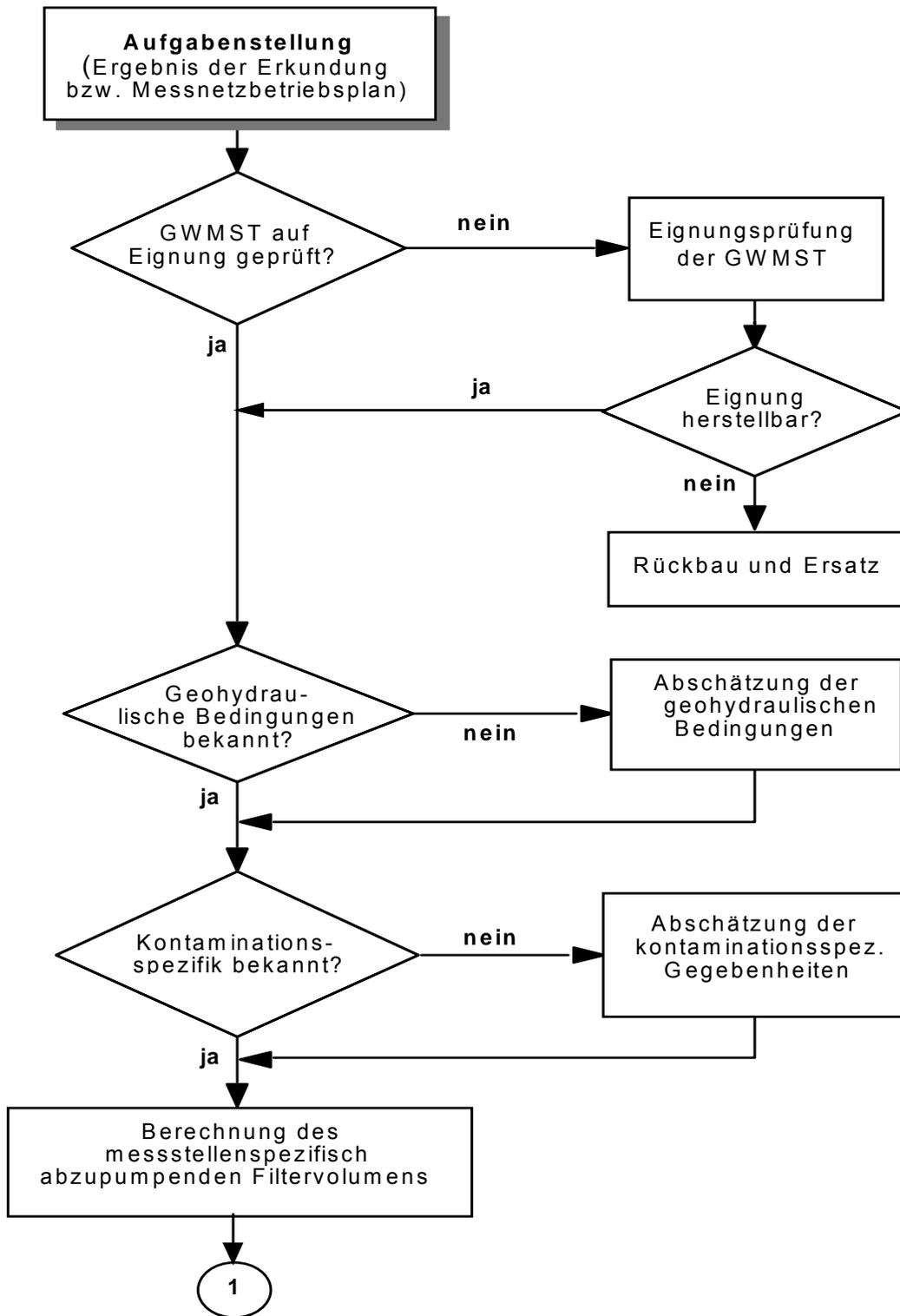


Abbildung 9: Ablaufplan zur Planung von Grundwasserprobennahmen bei Altlasten im Lockergestein

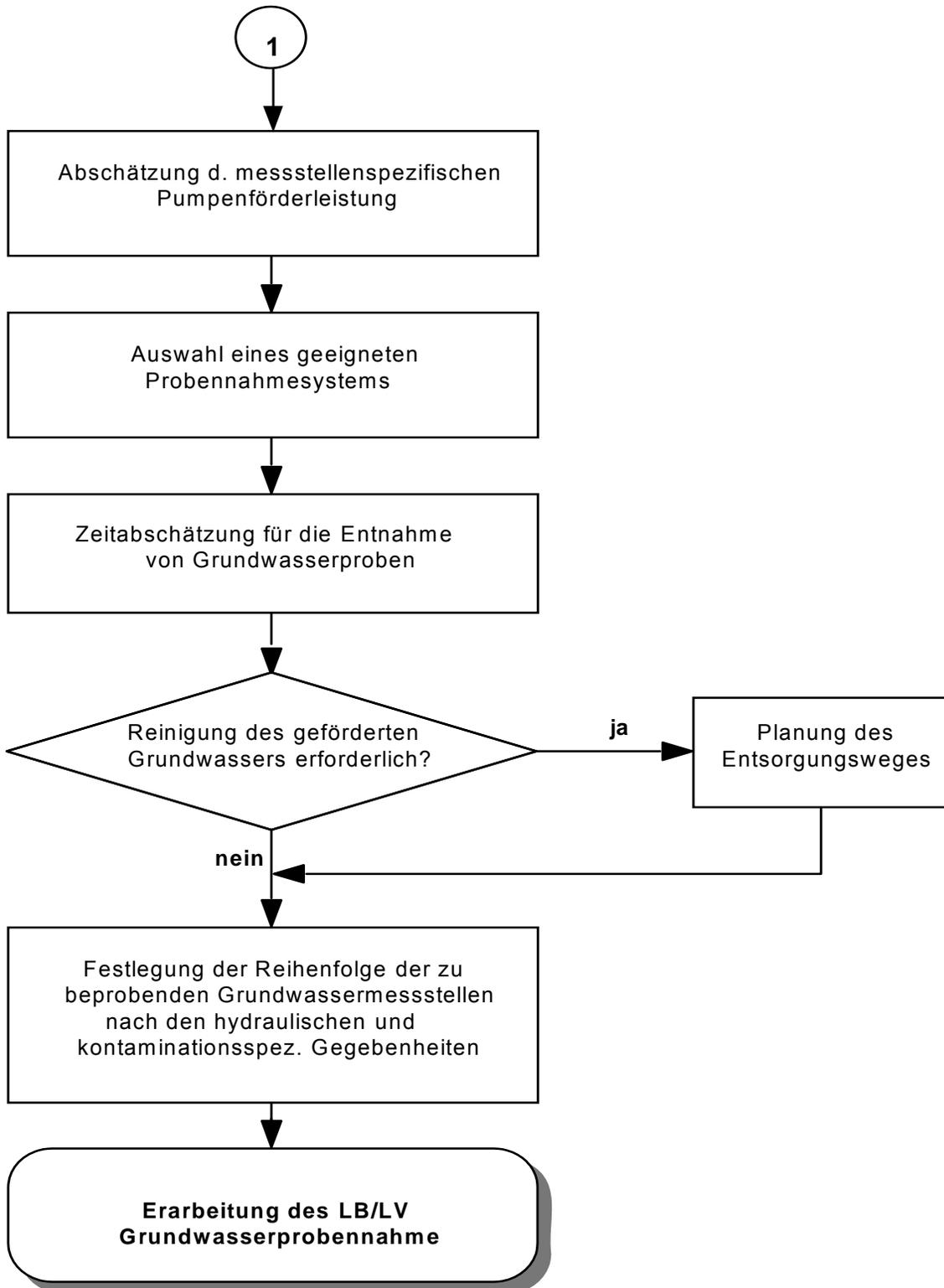


Abbildung 9 (Fortsetzung): Ablaufplan zur Planung von Grundwasserprobennahmen bei Altlasten im Lockergestein

Weitere Hinweise zur Erkundungsstrategie für Grundwasser enthält Anlage 1.

Die Abstromerkundung mit dem Grundwasser-Immissions-Messverfahren ist in Anlage 2 zusammengefasst.

5.6.5 Oberflächenwasser und Sediment

Hinsichtlich einer altlastenbezogenen Probennahme bei Oberflächengewässern liegen keine Richtlinien vor.

Im Vergleich zum Grundwasser gibt es zahlreiche Analogien, aber auch spezifische Besonderheiten. Im Verdachtsfall sollte vor weiterführenden Laboruntersuchungen eine ökologische Gewässeruntersuchung durchgeführt werden. Eine deutliche Verschiebung in der Zönose (eine deutliche Abnahme der Arten bzw. Individuenzahl – besonders sensibler Organismen – im Vergleich oberhalb und unterhalb der Kontaminationsstelle) sind Indizien für eine Schadstoffkontamination. Neben dem Zoobenthos sollten Makrophyten und Phytobenthos sowie Aufwuchsdiatomeen in die Untersuchung einbezogen werden.

Bei Fließgewässern hat der Beprobungsplan sowohl Wasser als auch Sedimentproben im An- und Abstrom zu berücksichtigen. Bei Standgewässern sollten ebenfalls zwei Stellen beprobt werden: Eine Stelle unmittelbar an der möglichen Kontamination, an der zweiten Stelle sollte eine Kontamination weitgehend ausgeschlossen sein. Da wie beim Grundwasser auch mit Wasser nicht mischbare Schadstoffe in Phase oder aber partikulär bzw. an Sink- und Schwebstoffe gebunden vorliegen können, sind Gewässerquerschnitte tiefenorientiert zu beproben. (Während die tiefenorientierte Beprobung auf Grund der turbulenten Durchmischung bei Fließgewässern meist vernachlässigt werden kann, ist ihr bei Standgewässern erhöhte Aufmerksamkeit zu widmen.) Während die wässrige Phase in Fließgewässern nur eine aktuelle Belastung anzeigen kann, stellt das Sediment das "Gedächtnis" des Gewässers dar und kann gegebenenfalls als sekundärer Schadherd wirken. Bei geringmächtigen Ablagerungen ist nach Möglichkeit die gesamte Sedimentschicht zu erfassen, bei stärkeren Ablagerungen mindestens die bei einer Sedimentansprache auffällige Tiefe. Hinsichtlich der erforderlichen Probenmenge gelten die gleichen Grundsätze wie für Bodenproben. Die höchsten Schadstoffgehalte sind in der Regel in der Feinkornfraktion und den organischen Anteilen des Sediments zu erwarten.

Zu Gewinnung repräsentativer Sedimentproben werden eingesetzt:

- Stechrohr-Bohrgeräte (Sedimentsstecher oder Stechheber)
- Schlammlote oder Röhrenlote
- Bodengreifer (für härtere oder grobkörnigere Sedimente)

Die Qualität der entnommenen Proben nimmt in der genannten Reihenfolge ab.

Eine etwaige Sanierungsvariante "Entschlammung" muss mit den Ergebnissen der DU kalkulierbar sein. Sedimentablagerungen treten bevorzugt an Stellen verminderter Fließgeschwindigkeit auf.

Eine Beprobung der Gewässersohle hat auch Auskunft über das Vorhandensein und die Beschaffenheit einer Kolmationsschicht zu geben, um Aussagen über ihre Wirkung beim Wasserübertritt zwischen Grund- und Oberflächenwasser treffen zu können. Quellen und Sickerwasseraustritte sind möglichst nahe an der Austrittsstelle zu beproben. Beprobung von Quellen s. [96].

Eine ökologische Gewässeruntersuchung zur Charakterisierung des Gewässerzustandes bzw. der Beprobungsplan zur Materialgewinnung für die Überprüfung eventueller Schadstoffanreicherung in der Biozönose erfordern die Mitwirkung eines Hydrobiologen bzw. eines Toxikologen.

5.6.6 Bodenluft, Deponiegas

Die Beprobungspläne für Bodenluft und Deponiegas richten sich nach:

- BBodSchV, Anhang 1
- VDI-Richtlinie 3865, Blatt 1 und 2 [9]
- VDI-Richtlinie 3790 (Deponien) [10]
- Probenahme bei der Technischen Erkundung von Altlasten [1] Kap. 4 und 5
- Materialien der AG Qualitätssicherung: [6]
 - Teil Untersuchungsstrategie, Pkt. 2.1.4.1.2,
 - Teil Gewinnung von Boden-, Bodenluft- und Grundwasserproben, Pkt. 2.2.6.3 und 2.2.6.4
 - Teil Probenbehandlung, Pkt. 2.3.1.
- Für Bodenluft wird weiterhin verwiesen auf [8], für Deponiegas auf [11] und [12].

Bodenluft

Bodenluftuntersuchungen innerhalb der Detailuntersuchung sind dann begründet, wenn auf der Grundlage bereits in der OU festgestellter erhöhter Gehalte flüchtiger Schadstoffe (vor allem LHKW, BTEX, andere niedrigsiedende Kohlenwasserstoffe) mit weiteren Messungen die Eingrenzung von Belastungsschwerpunkten erreicht werden kann. Verfahren der Bodenluftuntersuchung sind Konventionsverfahren, die vergleichbare Ergebnisse nur bei vergleichbaren Probenahme- und Messbedingungen liefern (siehe Kapitel 6.3.4). Da die Bodenluft in einem dynamischen Gleichgewicht mit Bodenfeststoff und Bodenwasser (Sickerwasser) steht bzw. im Bereich zur gesättigten Zone mit dem Grundwasser korrespondiert, sind zur realen Ermittlung der Schadstoffkonzentration bei Bodenluft-Belastungsschwerpunkten auch Sickerwasser- und Bodenkonzentrationen bzw. Grundwasserkonzentrationen zu ermitteln.

Ein Beprobungsplan ist in Abhängigkeit von der konkreten Zielstellung und den konkreten Standortgegebenheiten einzelfallspezifisch zu erstellen. Bodenluftuntersuchungen können mit dem Ziel erfolgen, Schadensbereiche im Boden bzw. Schadstofffahnen (flüchtiger Schadstoffe) im Grundwasser einzugrenzen. Bei Bodenluftuntersuchungen für Gefährdungsabschätzungen Innenraumluft sind mehrere Beprobungsstellen im Umkreis von 20 m um das Gebäude festzulegen, aus denen auch jeweils zu unterschiedlichen Zeiten Proben zu entnehmen sind um witterungsbedingte Einflüsse abschätzen zu können. Zum Beprobungsplan gehört der Ort zur Ermittlung der Hintergrundbelastung. Ausschlusskriterien, d. h. Bedingungen, unter denen keine sinn-

volle Probennahme mehr möglich ist, sind zu definieren. Für Prognosen ist eine Aussage zu Änderungen der Bodenluftkonzentrationen notwendig (Messreihe).

Die Auswahl des Probenahmeverfahrens hängt von der konkreten Zielstellung ab. Hier ist zwischen Vor-Ort-Messungen und Probenahme für Laboruntersuchungen zu unterscheiden sowie nach Probenahme mit Anreicherung und ohne Anreicherung.

Deponiegas

Als konkrete Untersuchungsziele hat der Beprobungsplan zu berücksichtigen:

Charakterisierung des Gashaushaltes in der Deponie (Typisierung)

- Findet Gasbildung statt, in welcher Abbauphase befindet sich die Deponie?
- Wie ist die Gaszusammensetzung (Hauptgase und Spurenstoffe)?
- Wie sind Temperatur und Gasdruck?

Ermittlung der standortspezifischen Situation

- Sind Gasemissionen in den Luftraum und/oder Migration in den Untergrund vorhanden?
Wie hoch sind diese?
- Führen die Gasemissionen bzw. –migrationen zum Transport/ Eintrag in gefährdete Bereiche?

In Abhängigkeit von der Gasphase, dem Untersuchungsziel und den örtlichen Gegebenheiten sind die Art der anzuwendenden Untersuchungsmethode und ihre Randbedingungen [8] festzulegen:

Deponiegasmessungen an der Geländeoberfläche

Deponiegasmessungen im Untergrund (Sondenmessungen)

Gasabsaugversuche

Außenluft/ Raumlufmessungen (siehe Kapitel 5.6.7)

Aspekte zur Planung der Deponiegasmessung sind in Tabelle 5 zusammengestellt. Die Untersuchungsverfahren und zugehörigen Randbedingungen sind im Kapitel 6.3.4 zu finden.

Tabelle 5: Aspekte zur Planung der Deponiegasmessung

Deponiegasmessungen an der Geländeoberfläche

Untersuchungsziel	<ul style="list-style-type: none"> Deponiegasmessungen an der Geländeoberfläche mit dem Flammenionisationsdetektor (FID), sog. FID-Begehungen dienen der messtechnischen Prüfung der vorgenommenen Einstufung der Altablagerungen in die stabile Methanphase (Gasphase IV) oder die Langzeitphase (Gasphase V).
Punktuelle Ermittlung von Gasemissionen	<ul style="list-style-type: none"> an Setzungs- oder Schrumpfrissen der Deponie Feststellung Explosionsgefahr Geruchsbelästigung Brandgefahr Vegetationsbeeinträchtigungen
Flächige Ermittlung von Gasemissionen	<ul style="list-style-type: none"> Geruchsbelästigung Vegetationsbeeinträchtigungen
Lage der Messpunkte	<ul style="list-style-type: none"> Rechteckraster für DU von ca. 10 - 25 m Rasterabstand wählen. Empfehlung: in ebenem Gelände → 25 m, im Böschungsbereich → max. 12,5 m in jeder Teilfläche an mindestens zwei zufälligen Stellen FID-Messungen durchführen, bei Konzentrationen > 100 ppm weitere Beprobung in jeder Hauptwindrichtung Bereiche mit erfahrungsgemäß erhöhter Gasemission z. B. um Schächte, sind separat zu messen

Messungen der Deponiegaskonzentration im Untergrund

Untersuchungsziel	<ul style="list-style-type: none"> Überprüfung der Einstufung der Altablagerungen in die stabile Methanphase (Gasphase IV), die Langzeitphase (Gasphase V), Lufterdringphase (Phase VI) oder die Methanoxidationsphase (VII).
Anzahl der Messstellen	<ul style="list-style-type: none"> nach Größe der Ablagerung pro Hektar eine Messstelle, mindestens drei Messstellen pro Altablagerung eventuell Umfeldmessstellen festlegen
Untersuchungstiefen	<ul style="list-style-type: none"> Ausbautiefe ca. 2 m bei Einfachmessstellen Untersuchungstiefen von 2, 4, 6 m unter Gelände bei teufendifferenzierten Messstellen zur Ermittlung von Konzentrationsgradienten

Gasabsaugversuche

Untersuchungsziel	<p>Überprüfung der Einstufung der Altablagerungen in eine der Gasphasen Kohlendioxidphase (Phase VIII) oder Luftphase (Phase IX) insbesondere bei sensiblen Nutzungen (vorhandene und geplante Gebäude). Dazu wird mit einer Pumpe aus Deponiegasmessstellen über einen längeren Zeitraum Deponiegas entnommen. Dabei werden Unterdruck, Gastemperatur und abgesaugter Volumenstrom und die Gasvolumenkonzentration in der Entnahmestelle beobachtet.</p> <p>Einsatzbereiche sind:</p> <ul style="list-style-type: none"> Bestimmung des Volumenstromes einer aktiven Entgasung bei bestimmter Methankonzentration, Ermittlung, ob sich Gasmigrationen durch Absaugung reduzieren lassen,
-------------------	---

	<ul style="list-style-type: none"> • Dimensionierung von aktiven Entgasungsanlagen.
Anzahl und Lage der Gasentnahmestellen	Abhängig von: <ul style="list-style-type: none"> • Größe und Gestalt der Altablagerung • Gasdurchlässigkeit des Untergrundes • Erzeugter Druckgradient bei Absaugung • Untersuchungsziel
Umfeldmessstellen	<ul style="list-style-type: none"> • Ermittlung der Beeinflussungsentfernung durch Beobachtung von Umfeldmessstellen • Größe des Einflussbereiches liegt zwischen 15 und 50 m um die Entnahmestelle • Einflussfaktoren auf die unterschiedliche Gasdurchlässigkeit von inhomogenen Altablagerungen sind Temperatur, Niederschlag und Bewuchs

5.6.7 Innenraumluft, Außenluft

Der Beprobungsplan richtet sich nach:

- VDI-Richtlinie 4300 [13], 4280 [14], 3940 [15], 3790 [16], 3881 [17], 3782 [18]
- Geruchsmissions-Richtlinie (VwV Geruch, 1993) [19]

Innenraumluft

Für Innenraumluft wird weiterhin verwiesen auf [11] und [12].

Ein Beprobungsplan ist in Abhängigkeit von der konkreten Zielstellung (Explosionsgefahr ausschließen, Schadstoffkonzentration bestimmen,...) und den Standortgegebenheiten (Bausubstanz,...) einzelfallspezifisch zu erstellen. Es ist mindestens ein Ort zur Prüfung der Hintergrundbelastung zu bestimmen. Bedingungen unter denen keine sinnvolle Probenahme mehr möglich ist, sind als Ausschlusskriterien zu definieren. Für Prognosen ist eine Zeitreihe der Messwerte aufzustellen.

In Abhängigkeit von der konkreten Zielstellung sind die Probenahmeverfahren festzulegen. Dabei wird unterschieden zwischen Verfahren mit oder ohne Probenanreicherung und zwischen Vor-Ort-Analytik oder Probenahme mit Laboranalytik.

Randbedingungen sind zu definieren (Lüftungsregime etc.).

Bei Geruchsproblemen ist folgendes zu beachten.

Bei Altlasten handelt es sich i. d. R. um diffuse Quellen von Geruchsemissionen mit Austrittshöhen unter 10 m über Flur. Deshalb ist der Radius des Untersuchungsgebietes so festzulegen, dass der kleinste Abstand vom Rande der emittierenden Fläche 600 m beträgt (vgl. Geruchsmissions-Richtlinie [19] Nr. 4.4.2). Die Beurteilungsflächen sind quadratische Teilflächen des Beurteilungsgebietes, deren Seitenlänge 250 m beträgt (vgl. Geruchsmissions-Richtlinie [19] Nr. 4.4.3). Bei ungleichmäßig verteilten Geruchsmissionen sollen sie verkleinert werden, bei homogener Geruchsstoffverteilung können sie auch vergrößert werden. Die Beurteilungsfläche

ist so zu legen, dass der Emissionsschwerpunkt in der Mitte einer Beurteilungsfläche liegt. Bei Flächenquellen sind die Messstellen außerhalb der Quellen an den Schnittpunkten des quadratischen Gitternetzes festzulegen (vgl. Geruchsimmissions-Richtlinie [19] Nr. 4.4.6). Die Messhöhe beträgt i. d. R. 1,5 m über Flur.

Außenluft

Außenluftuntersuchungen sind dann begründet, wenn hohe Bodenluftbelastungen bzw. Belastungen aus Deponiegas vorhanden sind, der Luftaustausch behindert ist (z. B. Senke, Grube) und eine Nutzung der Außenluft durch den Menschen in unmittelbarer Nähe (z. B. Kinderspielfeld) stattfindet. Außenluftuntersuchungen zu Staubbelastungen sind nur in den Fällen (auch abhängig von Art des Schadstoffes) sinnvoll, wenn sehr hohe Staubkonzentrationen (im Kontakt zum Menschen) erwartet werden, die wesentlich größer als 1mg/m^3 Luft sind. Untersuchungen zur Geruchsemission können bei erheblichen Geruchsbelastungen durchgeführt werden (Ausnahmefall).

Bei der Festlegung des geeigneten Probenahmeverfahrens ist neben den o. g. analytischen Verfahren bei Geruch auch eine Bestimmung mittels Probanden möglich.

6. Technische Erkundung

6.1 Grundsätze

Die Technische Erkundung umfasst alle technischen Maßnahmen, die zur aktuellen standortbezogenen Gewinnung von Daten für die Abschätzung einer Gefährdung durch eine altlastverdächtige Fläche notwendig sind. Sie stellt die Weiterführung der bei der Orientierenden Untersuchung begonnenen Erkundung dar und hat repräsentative Werte sowohl für Schadstoffkonzentrationen als auch für Standortparameter zu liefern.

Zur Technischen Erkundung gehören die Vor-Ort-Untersuchungen wie Bodenansprache, geophysikalische Messungen, Erfassung meteorologischer und hydrologischer Daten, Vor-Ort-Analytik ebenso wie die zu den Laboruntersuchungen führende Kette von den Aufschlüssen zur Probengewinnung über die Probennahme, Transport, Aufbewahrung und Vorbehandlung von Proben bis zur Laboranalytik und den erforderlichen Qualitätssicherungsmaßnahmen. Die jeweiligen Teilgebiete werden im folgenden kurz dargestellt, wobei auf die detaillierten Ausführungen in den Materialienbänden zur Altlastenbehandlung, die Regelungen in der BBodSchV sowie bundesweite Empfehlungen verwiesen wird.

6.2 Vor-Ort-Analytik

Zur Charakterisierung des Schadherdes und damit der Ermittlung der räumlichen Verteilung von Schadstoffen ist gemäß Anhang 1 Nr. 2.1 BBodSchV eine repräsentative Rasterprobennahme durchzuführen. Dies erfordert hohe Probenzahlen und bedingt z. T. eine kosten- und zeitaufwendige Erkundung. Zur Festlegung geeigneter Probennahmestellen wird an gleicher Stelle der Verordnung auf die Nutzung der Ergebnisse aus einer geeigneten Vor-Ort-Analytik verwiesen.

Die Vor-Ort-Analytik dient insbesondere dazu, schneller Informationen über Kontaminationen zu erhalten und dadurch die Probennahmestrategie zu relevanten Stoffen zu qualifizieren. In dem unter diesen Prämissen ausgewähltes Probenmaterial der Laboranalytik zugeführt werden kann, wird durch die Vor-Ort-Analytik eine Optimierung der Laboranalytik erreicht. Die Vor-Ort-Analytik dient nicht dazu, die Laboranalytik zu ersetzen.

Für diesen Zweck sind die Vor-Ort-Methoden im Rahmen der Detailuntersuchung zu nutzen.

Die Vorort zu bestimmenden Parameter konzentrieren sich im Wesentlichen auf folgende Stoffgruppen bzw. Stoffe:

- Schwermetalle (SM)
- ausgewählte Anionen und Kationen (u. a. Fluorid, Cyanid, Nitrat, Nitrit, Ammonium)
- Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW)
- polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)

- Monoaromaten (BTEX)
- C1-C2-Halogenkohlenwasserstoffe (LHKW)
- chlorierte aromatische Kohlenwasserstoffe (CKW)
- ausgewählte weitere organische Parameter (z. B. DDT, HCB; HCH, PCB, PCP, TNT, Chlorphenole, Phenole, Nitroaromaten)

Neben der Bestimmung von Schadstoffkonzentrationen werden vor Ort Milieuparameter wie Leitfähigkeit, Temperatur, Sauerstoff und Redoxpotenzial im Rahmen der Grund- und Oberflächenwasser-Probennahme gemessen.

Ausführliche Darlegungen zu Bestimmungsmöglichkeiten, Messprinzipien, Anwendungsbereichen, Geräteauswahl und Kosten sind im Materialienband "Vor-Ort-Analytik" [20] sowie im Material der ALA-AG "Qualitätsfragen bei der Altlastenbearbeitung", Teil Vor-Ort-Analytik enthalten [6].

6.3 Probennahme

Unter Probennahme wird die Probengewinnung im engeren Sinne zur Durchführung der Untersuchung verstanden.

6.3.1 Boden

Die Probennahme von Boden richtet sich nach

- BBodSchV, Anhang 1, 2.4.1
- Empfehlung der AG-QS, Teilthema 2.2, Pkt. 5.5 sowie Teilthema 2.3 Pkt. 2.3.1 (Probengefäße und Untersuchungsparameter) [6]
- Materialienband "Probenahme bei der Technischen Erkundung von Altlasten", 2.3 und 2.4.1 [2]

6.3.2 Grundwasser

Zur qualitätsgerechten Entnahme von Grundwasserproben wird auf folgende Unterlagen verwiesen:

- Empfehlung der AG-QS, Kapitel 2.7 [6]
- Materialienband "Probenahme bei der Technischen Erkundung von Altlasten" 3.4 [2]
- Merkblatt "Grundwasserprobennahme" [96]

6.3.3 Oberflächenwasser und Sediment

Aus Oberflächengewässern werden die Proben mittels Schöpfapparaten, Schöpfbechern oder Pumpen entnommen. Saugpumpen eignen sich nicht für gasförmige oder flüchtige Wasserinhaltsstoffe.

Der Einsatz von Schöpfbechern ist nur oberflächennah möglich und sollte so erfolgen, dass die Schöpfbewegung unter der Wasseroberfläche in Fließrichtung unter der Wasseroberfläche ausgeführt wird, wobei die Öffnung des Gefäßes in Richtung der Strömung weist. Bei einem geringen Probevolumen kann die Schöpfprobe auch unmittelbar mit der zu füllenden Probenflasche entnommen werden.

Die biologische Beprobung erfolgt mittels Handkescher, Pfahlkratzer usw. und durch manuelles Absammeln / Abkratzen von im Wasser befindlichen Steinen, Holz u. ä. Neben der Vor-Ort-Bestimmung empfindlicher Arten erfolgt die Probenaufbereitung i. d. R. im Labor.

Für die Probennahme von Oberflächenwasser wird auf folgende Vorschriften verwiesen:

- DIN 38402, Teil 12: Probenahme aus stehenden Gewässern [21]
- DIN 38402, Teil 15: Probenahme aus Fließgewässern[22]
- DIN 38410 M1[23] und M2[24]
- ISO 5667-4: Wasserbeschaffenheit; Probenahme; Teil 4: Richtlinie für die Probenahme aus natürlichen und künstlichen Seen[25]
- ISO 5667-6: Wasserbeschaffenheit; Probenahme; Teil 6: Hinweise zur Probenahme aus Fließgewässern[26]
- AQS-Merkblatt P8/3: Probennahme aus Fließgewässern, 5/98 zur Rahmenempfehlung der LAWA

Für die Entnahme von Sedimentproben gelten prinzipiell die gleichen Grundsätze wie für die Entnahme von Bodenproben. Der Umgang mit der Probe hat so zu erfolgen, dass Veränderungen (z. B. Wassergehalt, flüchtige Stoffe, Oxidation sulfidischer und organischer Anteile) weitestgehend vermieden werden.

Bei Einsatz von Steckrohr-Bohrgeräten und Schlammloten muss vor der eigentlichen Probenahme das Kernmaterial ausgepresst und orientiert ausgelegt werden. Insbesondere bei weichen Sedimenten ist dabei größte Sorgfalt erforderlich, damit keine Vermischung erfolgte. Einige Hersteller bieten komplette Entnahmesets an, mit denen die Entnahme erheblich erleichtert wird und auch eine gezielte Entnahme von einzelnen Schichten möglich ist. Werden transparente Steckrohre eingesetzt, kann die wahre Mächtigkeit der einzelnen Schichten vor der Entnahme des Kerns festgestellt werden.

Der Profilabschnitt, aus dem eine Mischprobe entnommen wird, soll maximal 1 m betragen. Mischproben über erkennbar unterschiedliche Zonen hinweg sind nicht zulässig. Bei Kernverlust wird die Lücke im Schichtenprofil als "Schicht" eingeführt oder gesondert dokumentiert.

Vorschriften zur Probennahme von Schlämmen und Sedimenten sind enthalten in:

- DIN 38414, Teil 1: Probenahme von Schlämmen
- DIN 38414, Teil 11: Probenahme von Sedimenten [27]
- LAGA-Richtlinie PN 2/78 K: Grundregeln für die Entnahme von Proben aus Abfällen und abgelagerten Stoffen [28]

- LAGA-Richtlinie PN 2/78: Entnahme und Vorbereitung von Proben aus festen, schlammigen und flüssigen Abfällen [29]
- ISO 5667 –17: Wasserbeschaffenheit, Probennahme; Teil 17: Hinweis zur Probennahme von suspendierten Sedimenten [30]

6.3.4 Bodenluft, Deponiegas

Die Probennahme erfolgt nach:

- BBodSchV, Anhang 1 (mit VDI-Richtlinie 3865, Blatt 2 [9])
- Probenahme bei der Technischen Erkundung von Altlasten, Materialienband 3/1998, Pkt. 4.4 und 5.3 [1]
- Materialien der AG Qualitätssicherung, Teil Gewinnung von Boden-, Bodenluft- und Grundwasserproben, Pkt. 2.2.6.3.3 [6]

Für Bodenluft wird weiterhin verwiesen auf [8].

Nach Prüfung der Funktionsfähigkeit der Messgeräte sind die in Abhängigkeit vom Probennahmeverfahren festgelegten Entnahmeparameter (Entnahmetiefe, Totvolumenaustausch, Entnahmegeschwindigkeit etc.) einzustellen. Die relevanten Randbedingungen (siehe Kapitel 5.5.2) sind aufzunehmen. Bei Erreichen von Ausschlusskriterien (Vernässung des Bodens etc.) müssen die Messungen abgebrochen werden.

6.3.5 Innenraumluft/ Außenluft

Da die Probennahme eng mit dem Beprobungsplan verbunden ist und auch die VDI Richtlinien häufig beides zusammen regeln, sei hier wieder auf das Kapitel 5.6.7 verwiesen. Außerdem gilt für das Messen leichtflüchtiger halogenierter Kohlenwasserstoffe die VDI-Richtlinie 3864-1 [31] bzw. 2. [32]

Für Innenraumluft sind weiterhin [11] und [12] relevant.

Die Messgeräte sind auf Funktionsfähigkeit zu prüfen, die festgelegten Entnahmeparameter entsprechend des Probennahmeverfahrens einzustellen. Die aktuellen Randbedingungen sind entsprechend Kapitel 5.5.2 aufzunehmen.

6.4 Konservierung, Transport, Lagerung, Probenvorbereitung

Zur Gewinnung repräsentativer Analysenwerte im Labor sind die Zeitspanne zwischen Probennahme und Analytik möglichst kurz zu halten und durch Konservierung sowie optimale Bedingung für Transport, Lagerung und Vorbereitung einer Veränderung der Proben durch physikalische, chemische und biologische Prozesse weitestgehend zu unterbinden.

Bei der Konservierung ist zwischen 2 Methoden zu unterscheiden:

- physikalische Verfahren (z. B. Kühlen, Tiefgefrieren) und
- chemische Verfahren (Zugabe fester oder gelöster Chemikalien)

Für biologische bzw. toxikologische Proben sind die Festlegungen der entsprechenden Normen bzw. der AQS-Merkblätter (P-9/1 bis P-9/6) strikt einzuhalten.

Bei Transport und Lagerung sind vor allem die Temperatur- und Lichtverhältnisse sowie die Zeitdauer, aber auch die bruchssichere Aufbewahrung der Probengefäße von Bedeutung.

Zur Probenvorbereitung zählt das Trocknen, Teilen, Mahlen, Klassieren, Aufschließen, Extrahieren, Anreichern oder Verdünnen von Proben. Diese Schritte sind in der Regel Bestandteil der Analysenvorschrift.

Einzelheiten zu dem gesamten Komplex sind in folgenden Materialien zu finden:

- BBodSchV, Anhang 1
- Empfehlung der ALA AG-QS, Kapitel 2 [6]
- Materialienband "Probenahme bei der Technischen Erkundung von Altlasten" [1]
- Merkblatt "Grundwasserprobennahme" [96]

Auf die einschlägigen DIN-, ISO- bzw. EN-Normen wird in den vorgenannten Materialien verwiesen.

6.5 Laboranalytik

Unter Laboranalytik wird sowohl die Analytik der Schadstoffe einschließlich der Ermittlung deren Mobilisierbarkeit als auch die Bestimmung der Standortparameter, z. B. der k_f -Werte im Labor verstanden. Für die Methodik zur Bestimmung der Standortparameter wird auf die Bodenkundliche Kartieranleitung 1994, verbesserte Auflage 1996, verwiesen.

Extraktionsverfahren für anorganische und organische Schadstoffe sowie Elutionsverfahren für anorganische Stoffe sind in der BBodSchV, Anhang 1, aufgeführt. Als Elutionsversuche für organische Stoffe sind Säulen- oder Lysimeterversuche genannt, eine weitere Untersetzung zur Durchführung der Versuche wird in der Verordnung nicht gegeben. Orientierungen sind in [11] zu finden.

Analysenverfahren zur Ermittlung der Schadstoffbelastung für Böden, Bodenmaterialien, Wasser- bzw. Luftuntersuchungen sind folgenden Quellen zu entnehmen:

- BBodSchV, Anhang 1
- VDI-Richtlinie 3865 Blatt 2, 3 und 4 (Bodenluft) [9].
- VDI-Richtlinie 4300 (Innenraumlufte), Blätter 2-8
- Materialien der AG Qualitätssicherung, Teil Chemische analytische Untersuchungen von Altlastenproben – Laborverfahren, Kapitel 5.4 – 5.7 [6]
- Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung.

Zu Laborverfahren wird außerdem verwiesen auf [34].

Ökotoxikologische Untersuchungen können eine Sensitivität für Schadstoffe nachweisen, die mit chemischen Untersuchungen nicht oder nur schwer nachweisbar sind. Insbesondere ist mit diesen Versuchen eine Integration der Effekte aller bioverfügbaren toxischen Substanzen (Ausgangsstoffe, Metabolite) möglich. Sie sind deshalb eine sinnvolle Ergänzung, deren Einsatz bei Negativergebnissen mittels chemischer Analysen geprüft werden sollte. Die Durchführung und Einschätzung der Aussagekraft der Verfahren kann folgenden Quellen entnommen werden:

- Altlastenerkundung mit biologischen Methoden, (Materialienband 7/1995, LfUG)
- Materialien der AG Qualitätssicherung [6], Anhang 1

Zu ökotoxikologischen Verfahren wird außerdem verwiesen auf [35].

Die Feinbestimmungen bzw. Probenaufarbeitung der ökologischen Gewässeruntersuchungen werden i. d. R. ebenfalls im Labor durchgeführt. Auf die entsprechenden Methoden ist unter 6.3.3 hingewiesen.

6.6 Geophysikalische Verfahren

Im Rahmen der Detailuntersuchung können geophysikalische Verfahren zur horizontalen und vertikalen Abgrenzung von Kontaminationsbereichen, zum Nachweis von Störungszonen, für Aussagen über physikalische und lithologische Parameter des Untergrundes, zur Erkundung des Grundwasserleiter / -stauersystems und von Kontaminationsfahnen herangezogen werden. Häufig erfolgt ihr Einsatz bei der Erkundung von Deponiekörpern. Geophysikalische Verfahren sind relativ preiswerte indirekte Aufschlussverfahren und werden oft im Zusammenwirken mit weiteren direkten Untersuchungsverfahren benutzt.

Für die Erkundung und Beschreibung des Untergrundes von Altlasten ist hauptsächlich der Tiefenbereich bis zu 50 m relevant.

Vor geophysikalischen Messungen sollte in jedem Fall abgeschätzt werden, ob die zu erwartenden Anomalien in den Messgrößen unter Beachtung künstlicher Störungen durch Industrie, Verkehr, Bebauung und Versiegelung einen Einsatz rechtfertigen und welches Verfahren den größten Beitrag zur Lösung der anstehenden Probleme liefert.

Geophysikalische Verfahren ergänzen sich wechselseitig, da sie für unterschiedliche Parameter sensitiv sind.

Nachfolgend werden in den Tabellen 6-9 erprobte geophysikalische Verfahren dargestellt, die zur Erkundung von Altlasten und deren Umgebung eingesetzt werden können.

Eine zusammenfassende Beschreibung der einzelnen Verfahren und Hinweise auf weiterführende Literatur enthält Anlage 3 (Geophysikalische Verfahren). Verwiesen sei auch auf die Zusammenstellung des DVGW: "Geophysikalische Untersuchungen in Bohrlöchern und Brunnen zur Erschließung von Grundwasser" [98].

Tabelle 6: Einsatzmöglichkeiten der Geophysik auf Altstandorten und Altablagerungen

	Rüstungsaltslasten	Altablagerungen (Deponien)	Altstandorte
Ortung von unterirdischen Einzelobjekten	<p>vergrabene Kampfmittel, Bomben, unterirdische Bunkeranlagen, Tanks, Gebäudefundamente</p> <p><u>Geophysik:</u> Magnetik Elektromagnetik - induktive Verfahren - Reflexionsverfahren (Reflexionsseismik) Mikrogravimetrie</p>	<p>Anhäufungen von Metall (Fässer, Bauschutt) Abgrenzung von Verfüllungen (z. B. Bitumenlinsen)</p> <p><u>Geophysik:</u> Magnetik Elektromagnetik - induktive Verfahren - Reflexionsverfahren (Reflexionsseismik)</p>	<p>unterirdische Tanks, Gebäudefundamente, Versorgungsleitungen</p> <p><u>Geophysik:</u> Elektromagnetik - Reflexionsverfahren - induktive Verfahren (Magnetik) (Reflexionsseismik)</p>
Flächenhafte Kartierung von Bodenkontaminationsschwerpunkten	<p>z. B.: im Bereich ehemaliger Wartungsanlagen von Fahrzeugen und Flugzeugen (GW-Kontaminationen)</p> <p><u>Geophysik:</u> Eigenpotenzialmessungen induzierte Polarisation (Elektromagnetik)</p>	<p>z. B.: Austritte aus Fässern, Kontaminationsfahnen im Abstrombereich durch Leckage</p> <p><u>Geophysik:</u> Eigenpotenzialmessungen induzierte Polarisation (Elektromagnetik) (Gleichstromgeoelektrik) (Very-Low-Frequency VLF)</p>	<p>Kontaminationen von ehemaligen Produktionsstätten (KW, CKW)</p> <p><u>Geophysik:</u> Eigenpotenzialmessungen induzierte Polarisation (Elektromagnetik)</p>
Klärung des allgemeinen geologischen Untergrundaufbaues	<p>Tiefenlage und Mächtigkeit von grundwasserleitenden bzw. stauenden Schichten, Bestimmung des Grundwasserflurabstandes, Erkundung von Störungen (Verwerfungen)</p> <p><u>Geophysik:</u> Gleichstromgeoelektrik Refraktionsseismik (Elektromagnetik/VLF)</p>	<p>laterale Abgrenzung des Deponiekörpers, Erkundung der Deponiebasis (auf Verlauf und evtl. Störungen) Tiefenlage und Mächtigkeit von grundwasserleitenden bzw. stauenden Schichten, Erkundung von Störungen (Verwerfungen als mögl. Wege von Sickerwässern)</p> <p><u>Geophysik:</u> Magnetik Seismik Elektromagnetik - induktive Verfahren VLF.Slingram - (Bodenradar) (Gleichstromgeoelektrik)</p>	<p>Tiefenlage und Mächtigkeit von grundwasserleitenden bzw. stauenden Schichten, Bestimmung des Grundwasserflurabstandes, Bestimmung der Grenze Aushub / Verfüllungsmaterial – Festgestein</p> <p><u>Geophysik:</u> Refraktionsseismik Bodenradar (sonstige Elektromagnetik) (Gleichstromgeoelektrik)</p>

Tabelle 7: Einsatzmöglichkeiten der geophysikalischen Verfahren bei der Altlastenerkundung – aus [36]

Anwendungsbe- reich	Erkundung der Geologie des Umfeldes	Erkundung der Altlast	Erkundung der Schadstoff- ausbreitung	Bemerkung
Verfahren				
1. Geomagnetik	(+) (in Ausnahmefäl- len)	(-) (bei magnetischem Inhalt)	-	entfällt bei Häufung von ferromagnetischen Installationen
2. Geoelektrik				
Geoelektrische Kar- tierung	(+) (nicht in allen Fäl- len geeignet)	+	(+) (Forschungsbedarf)	entfällt bei Häufung von metallischen Lei- tungen und Installatio- nen
Widerstandsondie- rung	+	(+) (bei homogenen Aufbau)	dto.	dto.
Induzierte Polarisati- on	(+) (in Ausnahmefäl- len)	(+) (Forschungsbedarf)	(+) (Forschungsbedarf)	dto.
Eigenpotenzial- messung	(+) (in Ausnahmefäl- len)	(+) (Forschungsbedarf)	-	dto.
Elektromagnetische Kartierung	+	+	+	dto.
Very-Low-Frequency (VLF)	(+)	+	(+) (Forschungsbedarf)	begrenzte Eindringtie- fe
3. Bodenradar	(+) (nur in trockenem Substrat, geringe Tiefe)	(+) (nur zur Lokalisie- rung)	-	Bedarf nur noch der Verifizierung
4. Seismik				
Refraktionsseismik	(+) (nicht in allen Fäl- len geeignet)	(+) (nur zur Lokalisie- rung)	-	ziemlich aufwendig, Störungen durch Bo- denunruhe
Reflexionsseismik	(+) (für manche Frage- stellungen geeig- net)	-	-	ziemlich aufwendig, Störungen durch Bo- denunruhe
5. Gravimetrie	-	(+) (nur zur Lokalisie- rung)	-	aufwendig nur bei ru- higer Topographie
6. Geothermik	-	(+) (Forschungsbedarf)	-	
7. Bohrlochgeophy- sik	grundsätzlich in al- len Bohrungen an- zuwenden			

+ Einsatz möglich, (+) Einsatz mit Einschränkungen möglich, - Einsatz nicht möglich

Tabelle 8: Einsatzmöglichkeiten der geophysikalischen Verfahren an verschiedenen Altlastentypen und hydrogeologischen Standorttypen - aus [36]

Verfahren	Altlasten-Typ			Hydrogeologietyp				Bemerkungen
	Hausmülldeponie	Industriemülldeponie	Industriebrache	Kluft- bzw. Karst-GW-Leiter (Festgestein); Typen 8,9,14	GW-Geringleiter (Fest- oder Lockergestein), GW-Stand hoch; Typen 1, 4,	GW-Geringleiter (Fest- oder Lockergestein), GW-Stand tief; Typen 2, 3, 6	Poren-GW-Leiter (Lockergestein); Typen 10, 11, 12, 13, 15	
Geomagnetik	1)	2)	*	-	-	-	-	1) nur zur Lokalisierung 2) Ortung von Einzelobjekten
Geologische Kartierung	+	+	+	*	+	+	+	
Widerstandssondierung	+	+	-	*	+	+	+	
Induzierte Polarisation	*	*	*	*	+	*	*	Forschungsbedarf
Eigenpotenzialmessung	*	*	*	*	*	*	*	Forschungsbedarf
Elektromagnetische Kartierung	+	+	*	+	+	+	+	
VLF	+	+	*	+	+	+	+	
Bodenradar	*	*	+	-	-	*	*	sehr geringe Erkundungstiefe
Refraktionsseismik	*	+	+	+	+	+	-	
Reflexionsseismik	-	-	-	*	*	*	-	Erkundungstiefe > 50 m
Gravimetrie	*	*	*	-	-	-	-	
Geothermik	*	*	*	-	-	-	-	Forschungsbedarf

- + Einsatz möglich
- * Einsatz mit Einschränkungen möglich
- Einsatz nicht möglich

Tabelle 9: Entscheidungshilfe zur Methodenwahl - aus [36]

Verfahren Fragestellung	Geomagnetik	Geologische Kartierung	Widerstands-sondierung	Induzierte Polarisation	Eigenpotenzialmessung	Elektromagnetische Kartierung	VLF	Bodenradar	Refraktionsseismik	Reflexionsseismik	Gravimetrie	Geothermik
Lokalisierung, Ausdehnung	+	+	-	(+)	-	+	(+)	(+)	(+)	-	(-)	-
Abdeckung: Durchlässigkeit	-	+	(-)	+	+	+	(+)	+	-	-	-	(-)
Abdeckung: Mächtigkeit	-	-	+	(+)	-	-	-	(+)	-	-	-	-
Mächtigkeit der Altlast	-	-	+	-	-	-	-	(+)	+	-	-	-
Ortung von Einzelobjekten ¹⁾	(+)	+	-	(+)	(+)	+	+	+	-	-	-	-
Sickerwege in der Altlast	-	+	-	(+)	(+)	(+)	(+)	(+)	-	-	-	+
Sickerwege im Umfeld/Untergrund ²⁾	-	(+)	-	+	(+)	+	(+)	-	+	(+)	-	(-)
Sohlabdichtung: Einbau	-	-	+	-	(-)	-	-	-	-	-	-	-
Sohlabdichtung: Natürlich	-	-	+	-	-	(-)	-	-	(+)	(+)	-	-

1) auch Schadstoffkonzentrationen

2) auch Erkundung von Verwerfungs- und Karstsystemen

+ geeignet

(+) nicht in allen Fällen geeignet

(-) in Ausnahmefällen geeignet

- nicht geeignet

6.7 Dokumentation des Ablaufes und der Ergebnisse der Untersuchung

Durch eine umfassende Dokumentation ist die Nachvollziehbarkeit aller Schritte der Untersuchung und möglicher Einflussfaktoren auf das Untersuchungsergebnis zu gewährleisten. Das beginnt bei der Altlastenkennziffer für den bearbeiteten Fall und endet mit Fehlerbetrachtungen zu den gewonnenen Analysenergebnissen.

Folgende Schwerpunkte sind zu nennen:

- Lage der Untersuchungsfläche und Probennahmestellen
- Durchführung und Ergebnisse von Vor-Ort-Messungen
- Detaillierte Beschreibung der Aufschlüsse zur Probengewinnung
- Beschreibung der Bodenhorizonte und Aufstellung von Schichtenverzeichnissen

- Protokollierung der Probennahme für die Laboruntersuchung einschließlich evtl. Konservierung
- Protokollierung über Transport und Lagerung der Proben
- Beschreibung der Probenvorbereitung und Durchführung der Laboranalyse mit Angabe der eingesetzten Verfahren und ihrer Bestimmungsgrenzen
- Plausibilitätstests und Fehlerbetrachtungen zu den Analysenergebnissen

Einzelheiten zu Umfang und Form der Dokumentationen sind zu finden in:

- Materialien der AG Qualitätssicherung [6]
 - Teil "Gewinnung von Boden-, Bodenluft- und Grundwasserproben"
 - Teil "Probenbehandlung"
 - Teil "Chemisch-analytische Untersuchungen von Altlastenproben-Laborverfahren"
- Materialienband "Probennahme bei der Technischen Erkundung von Altlasten" [3]
- Merkblatt "Grundwasserprobennahme" [96]

6.8 Qualitätssicherung

Zur Sicherstellung einwandfreier, repräsentativer und reproduzierbarer Ergebnisse bedarf es der sorgfältigen Planung, Durchführung und Dokumentation von Untersuchungen nach allgemein anerkannten Vorschriften. Fragen der Qualitätssicherung (QS) haben im Zusammenhang mit Probennahme, -transport, -lagerung und -vorbereitung und bei der Analytik besonderes Gewicht.

Grundsätzlich sind für die verschiedenen Teilaufgaben die Empfehlungen der ALA AG QS [6] sowie die einschlägigen Materialienbände zur Altlastenbehandlung in Sachsen zu beachten.

Anhang 1 BBodSchV benennt detaillierte Anforderungen an die Qualitätssicherung bei

- der Probennahme und Probenlagerung und
- bei der Probenvorbehandlung und Analytik

im Rahmen von Altlastenuntersuchungen.

Zu jedem Zeitpunkt von Untersuchungen können systematische und zufällige Fehler auftreten. Werden diese nach dem Fehlerfortpflanzungsgesetz betrachtet, so zeigt sich, dass die Gesamtfehler der Analyse maßgeblich von der Probennahme bestimmt werden.

Gemäß BBodSchV sind bei der Probenvorbehandlung und Analytik geeignete interne und externe Qualitätssicherungsmaßnahmen (QSM), insbesondere hinsichtlich der Reproduzierbarkeit und Richtigkeit der Untersuchungsergebnisse, durchzuführen, zu überwachen und zu dokumentieren.

Interne QSM sind insbesondere:

- Durchführung von unabhängigen Mehrfachbestimmungen,

- die Kalibrierung von Mess- und Prüfmitteln,
- der Einsatz zertifizierter und/oder laborinterner Referenzmaterialien zur Qualitätskontrolle von Reproduzierbarkeit und Richtigkeit,
- Plausibilitätskontrolle der Untersuchungsergebnisse.

Als externe QSM werden in der BBodSchV genannt:

- die erfolgreiche Teilnahme an Vergleichsprüfungen, insbesondere Ringversuchen,
- Kompetenzbestätigung gemäß DIN EN 45 001:05.90.

Qualitätssicherungsmaßnahmen zur Vor-Ort-Analytik werden ausführlich in [10] beschrieben. Prinzipiell gelten für die Vor-Ort-Analytik die gleichen Regeln, wie sie für die Laboranalytik festgelegt sind.

Minimalforderung der analytischen Qualitätssicherung (AQS) für die Vor-Ort-Analytik ist das Führen eines Gerätebuches für jedes Gerät und eines Einsatzbuches.

Weiterhin wird als grundsätzliche Voraussetzung für die QS die Führung eines QS-Handbuches gefordert.

Für die Auswahl von Labors und Kontrolle der Laborleistungen sind die Kontrollmöglichkeiten durch die untersuchende Stelle (z. B. beauftragtes Ingenieurbüro) zu nutzen (s. [15])

Eine Maßnahme der Qualitätssicherung auf der Grundlage des § 18 BBodSchG ist der Einsatz von notifizierten Untersuchungsstellen, die die bereichsspezifischen Anforderungen an die Kompetenz im Bereich Boden und Altlasten erfüllen.

Für toxikologische Untersuchungen sind die Empfehlungen zur Qualitätssicherung in den schon genannten AQS-Merkblättern festgelegt. Bundes- bzw. –EU-weit verbindliche QS-Empfehlungen für gewässerökologische Untersuchungen werden z. Z. im Rahmen der Umsetzung der WRRL erarbeitet.

6.9 Arbeitsschutz

Zum Arbeitsschutz bei der Detailuntersuchung wird verwiesen auf die

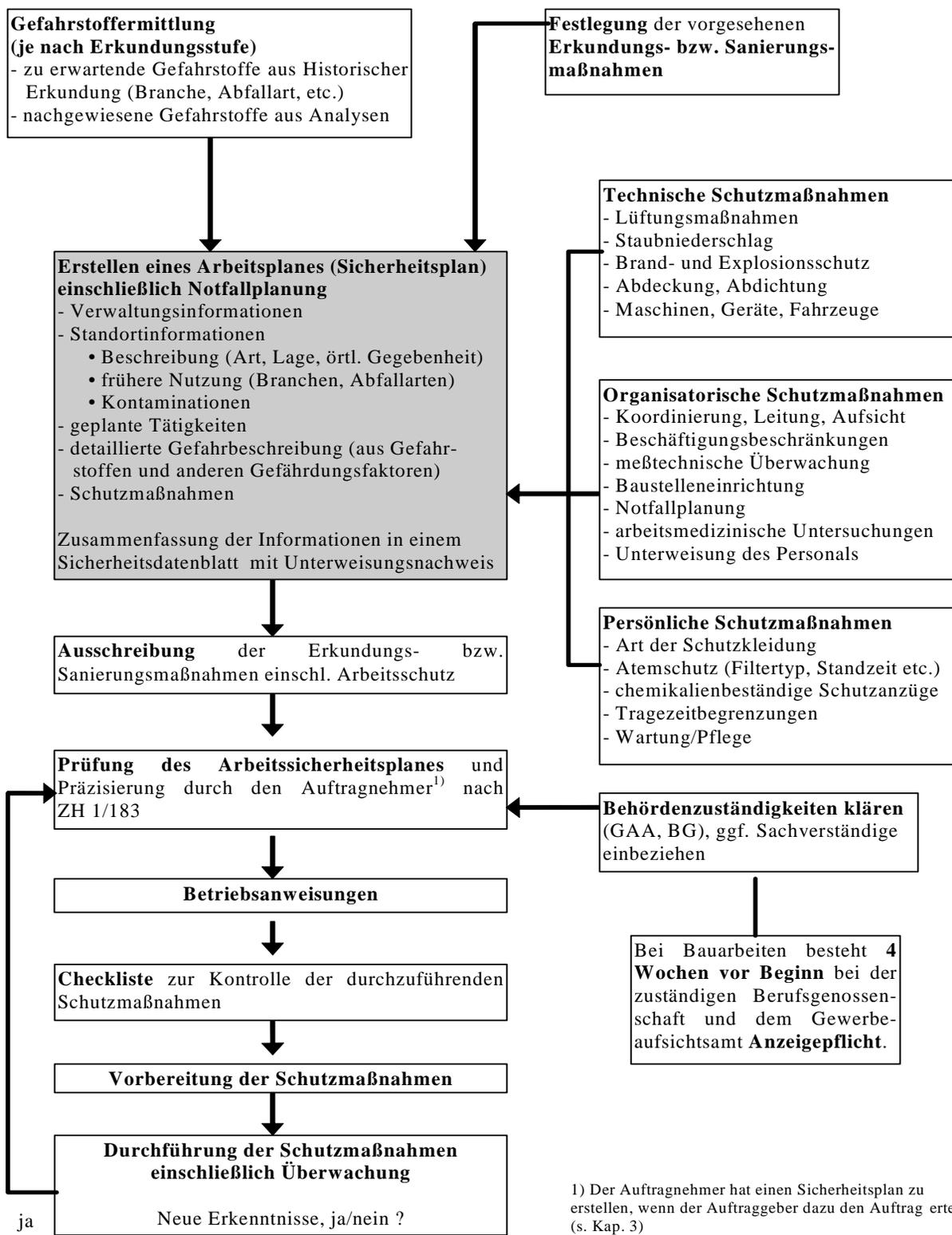
- Materialien zur Altlastenbehandlung 5/1998 „Leitfaden zum Arbeitsschutz bei der Altlastenbehandlung“ LfUG [38]

Oberstes Ziel von Arbeitsschutzmaßnahmen ist der Schutz der Gesundheit der Arbeitnehmer. Dabei sind insbesondere die zusätzlichen Gefährdungen zu betrachten, die neben den Gefährdungen durch übliche Baumaßnahmen auftreten. Dazu zählen die Aufnahme von Gefahrstoffen über Atemwege, Haut, Magen- und Darmtrakt sowie Brand- und Explosionsgefahr durch atlastypische Verbindungen. Je nach Art und Intensität der Gefährdung sind angemessene und durchführbare Arbeitsschutzmaßnahmen vorzusehen.

Der Auftraggeber ist zunächst für die Beschreibung der möglichen Gefährdungen und der erforderlichen Schutzmaßnahmen im Rahmen der Leistungsbeschreibung verantwortlich. Er muss also einen Arbeitsplan zum Arbeitsschutz (Sicherheitsplan) erstellen.

Der Auftragnehmer ist für die Prüfung des Arbeitsplanes und die Umsetzung der erforderlichen Schutzmaßnahmen im Zuge von Bauarbeiten verantwortlich. Die Pflichten sind detailliert in der Gefahrstoffverordnung (GefStoffV, BGBL. I, 1993), der BG-Regeln für kontaminierte Bereiche (BGR 128) [39] und den DIN-Vorschriften 18299 und 18301 geregelt.

Der Materialienband [26] enthält neben gesetzlichen Grundlagen des Arbeitsschutzes und Zuständigkeiten, den Verfahrensablauf bei der Festlegung von Arbeitsschutzmaßnahmen (Abbildung 10). Ausgehend von der Beschreibung der möglichen Gefährdungen und den zu betrachtenden Erkundungs- bzw. Sanierungsmaßnahmen müssen Schutzmaßnahmen festgelegt und in einem Arbeitsplan dokumentiert werden. Dabei sind technische und organisatorische Schutzmaßnahmen den persönlichen Schutzmaßnahmen vorzuziehen. Es wird auf Besonderheiten von Altablagerungen und Altstandorten eingegangen. Konkrete Handlungsanweisungen für bestimmte Situationen ergänzen die Ausführungen.



1) Der Auftragnehmer hat einen Sicherheitsplan zu erstellen, wenn der Auftraggeber dazu den Auftrag erteilt (s. Kap. 3)

Abbildung 10: Verfahrensablauf bei der Festlegung von Arbeitsschutzmaßnahmen

7. Beurteilung der zeitlichen und räumlichen Entwicklung der Kontamination (Prognose)

7.1 Grundsätze

Die Detailuntersuchung auf der Basis einer einmaligen Messkampagne liefert nur Aussagen über den momentanen Zustand des Schadherdes und der Schadstoffausbreitung in den Umweltmedien. Die Abschätzung der von einer altlastverdächtigen Fläche ausgehenden Gefährdung muss aber auch eine mögliche zukünftige Belastung der Kontaktmedien und Schutzgüter und damit die zeitliche und räumliche Entwicklung der Kontamination berücksichtigen. Messreihen gestatten zwar tendenzielle Aussagen zum zeitlichen Schadstoffverhalten, ersetzen aber keine Prognose für einen Zeitraum von etwa 100 Jahren.

Die Prognose besteht im Wesentlichen aus 2 Teilen:

- Qualitative und quantitative Veränderung des Schadstoffpotenzials im Schadherd in Abhängigkeit von der Zeit, z. B. durch
 - Austrag in die Umweltmedien (Bilanzen)
 - Abbau organischer Stoffe, Bildung von Metaboliten
 - verstärkte Freisetzung anorganischer Stoffe infolge Veränderung des pH-Wertes
- Geschwindigkeit der Ausbreitung der Schadstoffe in Richtung relevanter Schutzgüter und die in Kontaktmedien zu erwartenden Konzentrationen.

Dabei sind alle Effekte zu berücksichtigen, die zu einer Veränderung der Schadstoffe und ihrer Konzentrationen auf dem Transportpfad erfolgen können.

Die Abschätzung der Veränderung der Schadstoffe und ihrer Ausbreitung erfordert häufig den Einsatz geeigneter Modelle. Neben den Stoffkennwerten sind in der DU die Standortparameter zu ermitteln, die für die Anwendung des jeweiligen Modells notwendig sind, wobei dies auch Bereiche betrifft, die (noch) nicht durch Schadstoffe belastet sind.

7.2 Prognose für einzelne Wirkungspfade

7.2.1 Wirkungspfad Boden-Mensch

7.2.1.1 Schadstoffveränderung in der Bodenoberfläche

Beim Wirkungspfad Boden-Mensch stellt der schadstoffbelastete Boden direkt das Kontaktmedium für das Schutzgut Mensch dar. Prognostische Betrachtungen über Stoffveränderungen können sich daher auf die obere Bodenschicht von 35 cm beschränken.

Für die Oberfläche des Schadherdes gelten folgende Tendenzen:

- rapide Abnahme flüchtiger Schadstoffe
- Verminderung wasserlöslicher Schadstoffe durch Verfrachtung mit dem Sickerwasser in den Untergrund
- Abbau organischer Schadstoffe in aeroben Milieu, dabei möglicherweise Bildung schädlicher Metabolite
- Verminderung von Schadstoffen durch Photolyse unmittelbar an der Bodenoberfläche
- Zerfall von Schadstoffen durch Hydrolyse bei der Einwirkung von Niederschlagswasser

Die zur Abschätzung notwendigen Stoffkennwerte sind der Datenbank STARS zu entnehmen.

7.2.1.2 Bodenausbreitung durch Wind- und Wassererosion

Eine Ausbreitung des belasteten Bodens kann durch Wind- und Wassererosion erfolgen. Für beide Fälle ist abzuschätzen, welche Schutzobjekte im Prognosezeitraum dadurch erreichbar sind und inwieweit der Mensch als Schutzgut betroffen sein könnte. Bei der Winderosion unterliegenden Anteil spielt vor allem die Staubinhalation eine Rolle.

7.2.2 Boden-Nutzpflanze-Mensch

7.2.2.1 Schadstoffveränderung im Boden

Für die Prognose zu diesem Pfad ist zunächst die Schadstoffveränderung im Boden von Bedeutung, da von ihm die Schadstoffe der Pflanze über die Wurzeln bzw. über die Staubaufgabe bei oberirdischen Pflanzenteilen zugeführt werden. Nach BBodSchV ist dabei eine Bodentiefe von 60 cm zu betrachten. Für die Schicht gelten die gleichen Tendenzen der Schadstoffabnahme wie für den Wirkungspfad Boden-Mensch zuzüglich des Schadstoffentzuges durch die Pflanze. Hinsichtlich einer etwaigen Änderung des pH-Wertes ist davon auszugehen, dass bei gärtnerischer sowie ackerbaulicher Nutzung dieser Aspekt nur eine untergeordnete Rolle spielt, da in der Regel Maßnahmen zur Bodenverbesserung (Kalkung, Düngung, Bodenbearbeitung) zu annähernd gleichbleibenden Bodenbedingungen beitragen.

7.2.2.2 Änderung der angebauten Nutzpflanzenarten

Der Schadstofftransfer vom Boden in die Pflanze ist für die einzelnen Pflanzenarten unterschiedlich. Beim Nutzpflanzenanbau im Haus- oder Kleingarten kann man von einem zeitlich annähernd konstanten Pflanzenspektrum ausgehen. Da bei dieser Nutzung angenommen werden kann, dass die Produkte überwiegend oder ausschließlich dem eigenen Verzehr dienen, ist eine hohe Exposition der Nutzer anzusetzen.

Beim Erwerbsgartenbau und der landwirtschaftlichen Nutzung ist ein möglicher Wechsel der Pflanzenarten zu berücksichtigen. Die Expositionshäufigkeit des Menschen ist allerdings geringer als beim Haus- oder Kleingarten.

7.2.2.3 Einfluss von Wind- und Wassererosion

Erfasst die unter 7.2.1 beschriebene Ausbreitung des belasteten Bodens Flächen des Nutzpflanzenanbaus, so ist hier mit Staubablagerungen auf den Pflanzen zu rechnen, aber auch mit dem Eintrag des durch Wind- oder Wassererosion transportierten Bodens in den Wurzelbereich durch die Bodenbearbeitung.

7.2.3 Boden - Grundwasserfassung - Mensch

7.2.3.1 Vorgehensweise

Die Prognose für diesen Wirkungspfad setzt sich zusammen aus der Prognose für den Pfad Boden-Grundwasser (siehe dort) als Schadstoffquelle und der Prognose für die Fortsetzung dieses Pfades im Grundwasserleiter bis zu einer Fassung und Nutzung durch den Menschen. Hier soll nur der 2. Teil des Pfades betrachtet werden.

Im Wesentlichen hat die Prognose 3 Fragen zu beantworten:

- Liegen in der Ausbreitungsrichtung des kontaminierten Grundwassers genutzte Fassungen bzw. Trinkwasserschutzzonen oder sind solche zukünftig vorgesehen?
- Wie erfolgt im Prognosezeitraum die räumliche und zeitliche Ausbreitung der Schadstoff-fahne im Grundwasser in Richtung dieser Fassungen?
- Mit welchen Schadstoffkonzentrationen ist in den Fassungen als Kontaktmedium zum Schutzgut Mensch zu rechnen?

Voraussetzung dafür ist eine möglichst wirklichkeitsnahe hydrogeologische Charakterisierung des gesamten Betrachtungsraumes, die entweder aus vorhandenen Unterlagen zu entnehmen oder im Ergebnis der technischen Erkundung abzuleiten ist.

In der Regel wird sich die Prognose der Modellierung der Strömung und Stofftransportes bedienen, wobei die Prozesse des natürlichen Rückhalts bzw. Abbaus von Schadstoffen im Grundwasserleiter („Natural Attenuation“) eine entscheidende Rolle spielen.

7.2.3.2 Natural Attenuation

Unter „Natural Attenuation“ (NA) im Sinne der Altlastenbehandlung wird das natürliche Reinigungs-vermögen im Grundwasser verstanden. Zu den dabei ablaufenden Prozessen gehören:

- biologischer Abbau oder Umbau organischer Schadstoffe
- Adsorption von Schadstoffen an organischen und anorganischen Bodenbestandteilen
- Ausfällungs- oder Lösungsprozesse anorganischer Stoffe mit dem Effekt der Zerstörung von Schadstoffen (Redoxreaktionen, Dechlorierung)
- Ausgasung flüchtiger Stoffe

Die Rückhalte- und Abbauvorgänge werden aus Frachtbetrachtungen in nachfolgenden Querschnit-ten ermittelt. Eine Verdünnung ist gesondert zu betrachten und nicht Gegenstand der NA. In die

Stoffbilanzen sind sowohl Zusatzstoffe (z. B. MTBE aus Treibstoffen) als auch Metabolite einzubeziehen.

Schadstoffphasen als „Pools“ im grundwassergesättigten Bereich bewirken bei vielen Standorten i. A. viel größere und langandauernde Schadstoffausträge mit dem Grundwasser gegenüber nur gelöst vorliegenden oder eingetragenen Schadstoffen. Grundvoraussetzung zur Beurteilung von NA ist daher eine Identifikation und Beschreibung der Zonen mit residualer oder freier Phase.

Den gegenwärtigen Kenntnisstand über Schadstofffahnenlängen im Grundwasser für einige altlastenrelevante Schadstoffgruppen gibt Abbildung 11 wieder.

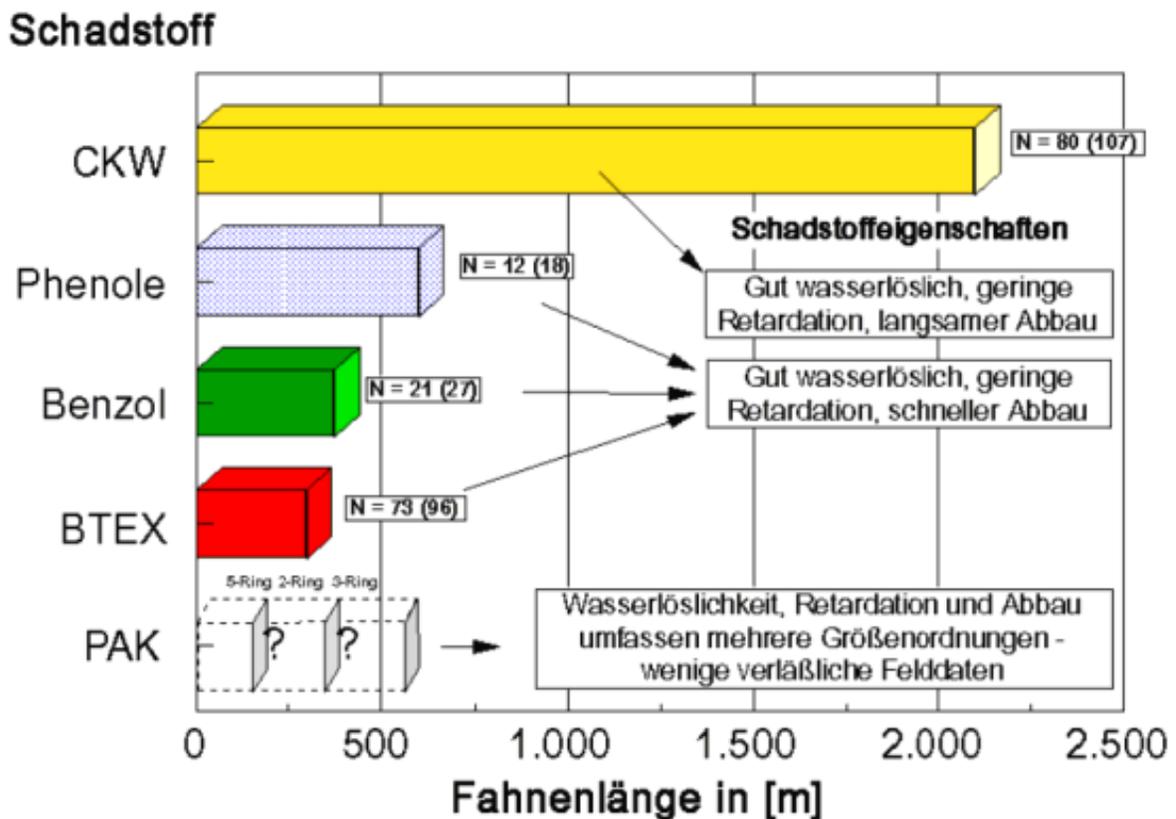


Abbildung 11: Schadstofffahnenlängen, die in 75 % der publizierten Fälle unterschritten wird (N=75 % der Fälle, in Klammern die Gesamtzahl der untersuchten Fälle, aus [41])

In Tabelle 10 sind analytische Parameter für die Grundwasseruntersuchung und ihre Bedeutung für NA zusammengestellt.

Tabelle 10: Analytische Parameter für die Grundwasseruntersuchung und ihre Bedeutung für „Natural Attenuation“ (leicht verändert nach [40])

Vor-Ort-Parameter	Bedeutung
Temperatur	erhöhte Grundwassertemperaturen weisen auf biologische Abbauvorgänge hin.
pH-Wert	biologische Abbauvorgänge sind pH-sensitiv, bevorzugter Bereich von 5 < pH > 9.
Elektrische Leitfähigkeit	erhöhte Leitfähigkeit kann qualitativen Hinweis auf die Schadstoffbelastung liefern.
Sauerstoffgehalt	Anzeiger der biologischen Aktivität; O ₂ -Gehalte < 1 mg/l deuten auf anaerobe Verhältnisse hin.
Redoxspannung	gibt Hinweise auf das biologische Abbaumilieu.
Wasserstoff	zur Bestimmung des terminalen Elektronenakzeptor-Prozesses, gibt Hinweis auf reduktive Dechlorierungsvorgänge.
Hauptinhaltsstoffe	
Säure- bzw. Basenkapazität	Parameter zur Beschreibung des Systems Kohlensäure-Wasser.
Karbonatsäure	erhöhte Werte deuten auf vermehrte Lösung während des biologischen Schadstoffabbaus gebildeten CO ₂ hin.
Gesamthärte	Gehalt an Erdalkalitionen.
Phosphat	Anzeiger für anthropogene Belastung, Nährstoff für biologischen Abbau.
Chlorid	Endprodukt des LCKW-Abbaus.
Sulfat	Substrat für anaeroben Metabolismus, Nährstoff für biologischen Abbau.
Nitrat	Substrat für Metabolismus, nachdem O ₂ verbraucht ist.
Ammonium	Anzeiger für anthropogene Belastung.
Mangan	Anzeiger für Metabolismus, nachdem O ₂ und Nitrat verbraucht sind.
Eisen	Anzeiger für Metabolismus, nachdem O ₂ , Nitrat und Mangan verbraucht sind.
Organische Summenparameter	
Kohlenwasserstoffe	Charakterisierung der Belastungssituation, Co-Kontaminante, die als Primärsubstrat für cometabolischen LCKW-Abbau dienen kann.
Lipophile Stoffe	Charakterisierung der Belastungssituation (Anzeiger für schwerflüchtige (Schmier)-Öle und Fette), Co-Kontaminante, die als Primärsubstrat für cometabolischen LCKW-Abbau dienen kann. Anzeiger für Metabolitenbildung bei MKW-Schadensfällen.
TOC	Kann in Abwesenheit von anthropogenem Kohlenstoff als Substrat

DOC	für anaeroben Cometabolismus der LCKW dienen; erhöhte Werte deuten auf organische Belastungen hin. Kann in Abwesenheit von anthropogenem Kohlenstoff als Substrat für anaeroben Cometabolismus der LCKW dienen; erhöhte Werte deuten auf organische Belastung hin.
LHKW	Charakterisierung der Belastungssituation
BTEX	Charakterisierung der Belastungssituation, Co-Kontaminante, die als Primärsubstrat für cometabolischen LCKW-Abbau dienen kann.
Metabolite:	
Methan	Anzeiger für Metabolismus unter methanogenen Bedingungen
Ethan	wird bei der reduktiven Dechlorierung gebildet.
Ethen	wird bei der reduktiven Dechlorierung gebildet.
Benzoessäure	wird beim anaeroben Abbau von Toluol gebildet,
Schwefelwasserstoff	wird bei der Sulfatreduktion gebildet.
Oxygenate*	Beimengungen in Vergaserkraftstoff; stellen Schadstoff bzw. Substrat für Dechlorierung dar.
Methyl-teriär-Butyl-Ether	

* optimaler Parameter

7.2.4 Boden-Oberflächenwasser-Mensch

Die Prognose für diesen Wirkungsgrad unterteilt sich in die Prognose für den Pfad Boden-Oberflächenwasser (siehe dort) und die Fortsetzung dieses Pfades im Oberflächenwasser bis zur Nutzung durch den Menschen. Dieser 2. Teil wird hier betrachtet.

Für die Prognose ergeben sich folgende Schwerpunkte:

Welche gegenwärtige oder zukünftige Nutzung durch den Menschen steht im Zusammenhang mit den Oberflächengewässern, die durch Schadstoffe aus einer altlastverdächtigen Fläche erreicht werden können? Zu bedenken sind dabei die Nutzungsszenarien

- Trinkwasser
- Badewasser
- Bewässerungswasser
- Fischerei.

Welche Schadstoffkonzentrationen errechnen sich aus den eingetragenen Frachten und der im Oberflächengewässer erfolgten Verdünnung? Von entscheidendem Einfluss sind dabei Art (stehendes Gewässer/Fließgewässer) und Größe des Gewässers.

Mit welcher Geschwindigkeit erfolgt die Schadstoffausbreitung im Gewässer bis zu den Stellen der Nutzung durch den Menschen?

Sind an diesen Stellen trotz Verdünnung noch relevante Schadstoffkonzentrationen zu erwarten (Vergleich mit Besorgniswerten bzw. Qualitätszielwerten)?

Wenn ja, ist die Wirkung der Schadstoffverminderung im Oberflächengewässer durch

- Ausgasung flüchtiger Verbindung

- biologischen Ab- und Umbau organischer Schadstoffe
- Eliminierung durch Adsorption, Flockung, Fällung und Sedimentation

abzuschätzen. Die Gewässersedimente werden bei der Nutzung durch den Menschen nicht berücksichtigt.

7.2.5 Boden-Innenraumluft-Mensch

Eine Prognose muss folgendes beinhalten:

- a) eine Abschätzung der zeitlichen und räumlichen Entwicklung von Schadstoffkonzentrationen in der Bodenluft über einen größeren Zeitraum
- b) eine Abschätzung der zu erwartenden Innenraumluftbelastung ausgehend von den Schadstoffkonzentrationen in der Bodenluft
- c) zu erwartende Nutzungsänderungen (Prognose ob und welches Gebäude mit welchen Nutzern im prognostizierten Zeitraum relevant sein kann).

Prognosezeiträume für Schadstoffkonzentrationen in Luft (Bodenluft, Innenraumluft) werden i. d. R. wesentlich kürzer angesetzt als in anderen Medien, da Ausbreitung und Verdünnung sehr schnell zu einer Schadstoffkonzentrationsabnahme führen. In Abhängigkeit von der Relevanz aktiver Gasbildung ist i. d. R. ein Zeitraum von maximal 30 Jahren interessant.

Zu a)

Die Schadstoffkonzentrationen in der Bodenluft hängen von den Konzentrationen im Schadherd und der Einstellung des Gleichgewichtszustandes zwischen Boden-Bodenluft-Bodenwasser ab.

Eine Änderung der Schadstoffkonzentration in der Bodenluft ist langfristig nur durch Schadstoffdiffusion, Schadstoffabbau (biologisch) und Schadstoffkonvektion bei aktiver Gasbildung (Deponegas) und kurzfristig durch Schadstoffkonvektion aufgrund klimatischer Schwankungen (einschließlich Schwankungen des Grundwasserstands) denkbar. Die wesentlichen, hier zu betrachtenden Prozesse sind die Diffusion und die Konvektion durch aktive Gasbildung (bei Altablagerungen mit hohem organischem Anteil).

Eine Prognose kann auf Grundlage einer Messreihe erfolgen, die auch jahreszeitliche Schwankungen (Witterung, Grundwasserstand) berücksichtigt, bzw. auf Grundlage von prognostizierten Bodenwerten und der Gleichung (1).

$$C_{BL} = \frac{C_B \cdot K_H \cdot UF}{K_d + SWS} \quad (1)$$

C_{BL} = Schadstoffkonzentration in der Bodenluft (mg/m³)

C_B = Schadstoffkonzentration im Boden (mg/m³)

K_H = Henry-Konstante (-)

UF = Umrechnungsfaktor 1.000 (l/m³)

K_d = Boden-Wasser-Verteilungskoeffizient (l/kg)

SWS = Bodenfeuchte (l/kg)

Zu b)

Abschätzungen der zu erwartenden Innenraumluftbelastung sind nur in solchen Fällen sinnvoll, in denen keine Messungen vorgenommen werden können. Das ist der Fall bei Gebäuden, die erst entstehen sollen bzw. bei langfristigen Prognosen ausgehend von der prognostizierten Entwicklung der Bodenluftkonzentrationen.

Schadstoffkonzentrationen in der Innenraumluft hängen im Wesentlichen von den Schadstoffkonzentrationen in der Bodenluft ab.

Eine Änderung der Schadstoffkonzentration in der Innenraumluft ist langfristig nur durch Schadstoffdiffusion, Schadstoffabbau (vorwiegend Fotolyse), Verdünnung durch Lüftung und kurzfristig durch Schadstoffkonvektion aufgrund klimatischer Schwankungen denkbar. Die wesentlichen bei der Prognose zu betrachtenden Prozesse, sind die Diffusion und sowie die Verdünnung durch Lüftung.

Das Verhältnis von Innenraumluftkonzentration zu Bodenluftkonzentration ist durch den Transferfaktor (TF_{RB}) gekennzeichnet. Für worst case Betrachtungen sind folgende Annahmen sinnvoll:

TF_{RB} 1: 1000 (nur diffusiver Transport, Gebäudefundament in relativ gutem Zustand und/oder gering durchlässiger Boden)

TF_{RB} 1: 100 (diffusiver Transport, eventuell konvektiver Transport infolge witterungsbedingter Einflüsse in Heizperiode)

TF_{RB} 1:10 (diffusiver Transport und konvektiver Transport durch aktive Gasbildung bei Altablagerungen)

In der Prognose sind solche Abschätzungen nur akzeptabel, wenn in langen Zeiträumen kein konkretes Gebäude für eine Berechnung angenommen werden kann. Bei einem konkreten (vorhandenen oder geplanten) Gebäude lassen sich folgende Berechnungen auf Grundlage von (momentanen bzw. prognostizierten) Bodenluftkonzentrationen anstellen:

Der diffusive Massenstrom kann nach [5] wie folgt berechnet werden:

$$\boxed{\text{diffusiver Massenstrom} = m_D = -\frac{D \cdot A \cdot \varepsilon}{\tau} \cdot \frac{\Delta c}{\Delta x}} \quad (2)$$

D = Diffusionskoeffizient des Schadstoffes in Luft

A = betrachtete Fläche (i.a. Grundfläche des Gebäudes)

τ = Tortuosität der Poren im Boden

ε = Porosität

$\Delta c/\Delta x$ = Konzentrationsgradient / Diffusionsstrecke

Der konvektive Massenstrom aufgrund von Witterungsbedingungen (vor allem in der Heizperiode) lässt sich nach [5] berechnen, wird hier aber nicht ausgeführt, da er nur zu kurzfristigen Konzentrationsänderungen führt.

Die Abschätzung eines konvektiven Massenstromes aufgrund von aktiver Gasbildung ist ausgehend von Deponiegasmessungen und Abschätzungen anhand der Deponiephasen nach [11] möglich.

Ausgehend vom Massenstrom (diffusiver Massenstrom bei Altstandorten und bei Altablagerungen ohne aktive Gasbildung und diffusiver und konvektiver Massenstrom bei Altablagerungen mit aktiver Gasbildung) wird die zu erwartende Sättigungskonzentration in der Innenraumluft wie folgt berechnet:

$$\boxed{\text{Sättigungskonzentration} = c_s = \frac{m_D (+ m_K)}{V_R \cdot n}} \quad (3)$$

V_R = Volumen des Innenraumes (m^3)

n = Luftwechselzahl (1/h)

m_D = (zu erwartender) diffusiver Massenstrom (mg/h)

m_K = (zu erwartender) konvektiver Massenstrom (mg/h)

C_s = Sättigungskonzentration in Raumluft (mg/m^3)

7.2.6 Boden-Außenluft-Mensch

Eine Prognose muss folgendes beinhalten:

- a) Eine Abschätzung der zeitlichen und räumlichen Entwicklung von Schadstoffkonzentrationen in der Bodenluft über einen größeren Zeitraum
- b) Eine Abschätzung der zu erwartenden Außenluftbelastung ausgehend von den Schadstoffkonzentrationen in der Bodenluft
- c) Zu erwartende Nutzungsänderungen (Prognose, welche Nutzer im prognostizierten Zeitraum relevant sein können)

Prognosezeiträume für Schadstoffkonzentrationen in der Luft (Bodenluft, Außenluft) werden i.R. sehr kurz angesetzt aufgrund der Ausbreitungs- und Verdünnungsgeschwindigkeit der Schadstoffe. Nur in Ausnahmefällen wird die Prognose dieses Wirkungspfad eine Relevanz haben. Dazu zählen Abschätzungen einer Belastung für ein besonderes Areal z. B. Grube oder

Abschätzungen für geruchsintensive Schadstoffe bei noch nicht vorhandener aber geplanter Wohnbebauung in der Nähe des Schadherdes.

Zu a)

siehe Kapitel 7.2.5

Zu b)

Die Schadstoffkonzentrationen in der Außenluft hängen im Wesentlichen von den Schadstoffkonzentrationen in der Bodenluft ab.

Eine Änderung der Konzentrationen ist durch Schadstoffdiffusion, Schadstoffabbau (vorwiegend Fotolyse) und Schadstoffkonvektion (Luftbewegung) möglich.

Die wesentliche Änderung erfolgt in der Außenluft durch Schadstoffkonvektion und kann nach [3] wie folgt abgeschätzt werden:

$$u_V = 0,2 \cdot u_W \cdot \left[(10 \cdot z_0)^{0,53 \cdot d^{-0,22}} \right] \cdot d^{-0,24} \quad (4)$$

u_V = Verdünnungsgeschwindigkeit (m/s)

u_W = durchschnittliche Windgeschwindigkeit (m/s)

d = verunreinigtes Gebiet, Durchmesser (m)

bei einem Grubenszenario:

$$z_0 = 0,25 \cdot h_{\text{Hindernis}} \quad (5)$$

$$c_A = \frac{m^*}{u_V} \quad (6)$$

c_A = Konzentration in Atemhöhe (mg/m³)

u_V = Verdünnungsgeschwindigkeit (m/s)

m^* = spezifischer Stoffstrom (mg/(h·m²)), diffusiver Massenstrom je m², siehe Kapitel 7.2.5

Geruchsprognosen sind entsprechend der Sächsischen Geruchsrichtlinie durchzuführen.

7.2.7 Boden – Grundwasser

Bei diesem Wirkungspfad werden 2 Fallgestaltungen unterschieden:

Der Schadherd liegt in der ungesättigten Zone. Die Schadstoffe gelangen im Sickerwasser gelöst oder in Phase an die Grundwasseroberfläche und bilden dort das Kontaktmedium.

Der Schadherd befindet sich ganz oder teilweise im Grundwasser. Hier ist das unmittelbar angrenzende "Kontaktgrundwasser" das Kontaktmedium.

Ziel der Prognose muss es sein, die in den Kontaktmedien zu erwartenden Schadstoffkonzentrationen und insgesamt austretenden Frachten in ihrer zeitlichen Entwicklung abzuschätzen.

7.2.7.1 Schadherd in der ungesättigten Zone – Sickerwasserprognose

Zur Bewertung der von altlastenverdächtigen Flächen ausgehenden Gefahren für das Grundwasser sind nach § 4 (3) BBodSchV eine Sickerwasserprognose zu erstellen. Diese ist nach § 2, Nr. 5 BBodSchV definiert als

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

Für die Sickerwasserprognose gibt es 2 Ausgangszustände:

Die Schadstoffe haben bereits das Grundwasser erreicht.

- Die aktuelle Situation der Schadstoffexposition im Schutzgut Grundwasser ist direkt messbar. Eine Rückrechnung auf die aktuelle Sickerwasserfracht ist nur zur Verifizierung von Prognosemodellen sinnvoll.
- Sickerwasserprognose zur Abschätzung der zeitlichen Veränderung der Schadstoffzufuhr in das Grundwasser.

Schadstoffe sind gegenwärtig nicht im Grundwasser nachweisbar.

- Sickerwasserprognose zur Abschätzung, ob und wann Schadstoffe das Grundwasser erreichen.
- Sickerwasserprognose für den zeitlichen Verlauf der Schadstoffkonzentrationen und Frachten.

Eine Sickerwasserprognose besteht aus 3 Komponenten:

Potenzial des Schadherdes an mobilisierbaren Schadstoffen (s. a. 5.4)

Intensität und Verlauf des Schadstoffaustrages aus dem Schadherd

Rückhalt und Veränderung der Schadstoffe bei der Passage der ungesättigten Bodenzone mit dem Sickerwasser.

Zur Ermittlung dieser Komponenten gibt es folgende Möglichkeiten:

Eingangskonzentrationen für die Sickerwasserprognose

- Entnahme des Sickerwassers unmittelbar unterhalb des Schadherdes. Die Untersuchung liefert das Spektrum der mobilisierbaren Schadstoffe und ihre Konzentration, wobei deren Abhängigkeit von der witterungsbedingten Dynamik, insbes. von der Grundwasserneubildungsrate/Sickerwasserrate zu beachten ist.
- Materialuntersuchungen im Labor werden erforderlich, wenn eine Sickerwasserbeprobung nicht möglich ist.
- Für anorganische Stoffe erfolgt die Bestimmung des Bodensättigungsextraktes oder eine Elution mit Wasser nach BBodSchV, Anhang 1 bzw. Empfehlung der AG QS, Teilthema 2.5. [6]
- Für organische Stoffe sind im Anh. 1 der BBodSchV Säulen- oder Lysimeterversuche vorgeschrieben. Da Lysimeterversuche in der Regel zu aufwendig sind,

verbleiben die Säulenversuche. Empfohlen wird die Verfahrensweise nach NRW-Merkblätter Boden Nr. 20 [33].

Für die so bestimmten mobilisierbaren Schadstoffe wird deren Potenzial im Schadherd abgeschätzt. Grundlage ist die Ermittlung der Gesamtgehalte im Boden von Altstandorten. Die Heterogenität von Altablagerungen verhindert in der Regel repräsentative Messergebnisse, so dass hier meist eine grobe Abschätzung der abgelagerten Massen erfolgen muss.

Die Abbau- und Rückhaltungswirkung der ungesättigten Zone wird vor allem durch folgende Kriterien bestimmt:

- Grundwasserflurabstand
- Bodenart
- Gehalt an organischer Substanz (Humusgehalt)
- pH-Wert
- Grundwasserneubildungsrate/Sickerwasserrate
- Mobilität und Abbaubarkeit der Stoffe

Der Einfluss dieser Faktoren auf die Veränderung der Schadstoffkonzentrationen und-frachten im Sickerwasser wird auf Grund allgemein vorliegender wissenschaftlicher Erkenntnisse und Erfahrungen für den jeweiligen Standort abgeschätzt. Auch der Einsatz von Stofftransportmodellen kann zweckmäßig sein. Es müssen dann alle Standortparameter bestimmt werden, die in das jeweilige Modell eingehen. Die Abschätzung der Konzentration und Frachten im Sickerwasser kann annäherungsweise

- durch Rückschlüsse oder Rückrechnungen aus Untersuchungen im Grundwasserabstrom unter Berücksichtigung der Stoffkonzentration im Grundwasseranstrom, der Verdünnung, des Schadstoffverhaltens in der ungesättigten und gesättigten Bodenzone sowie des Schadstoffinventars im Boden,
- auf der Grundlage von In-situ-Untersuchungen oder
- auf der Grundlage von Materialuntersuchungen im Labor (Elution, Extraktion), bei anorganischen Stoffen insbesondere der Elution mit Wasser

auch unter Anwendung von Stofftransportmodellen erfolgen. Fällt die Entscheidung für den Einzelfall Materialuntersuchungen im Labor durchzuführen, ist die MLB Sickerwasserprognose zu beachten.

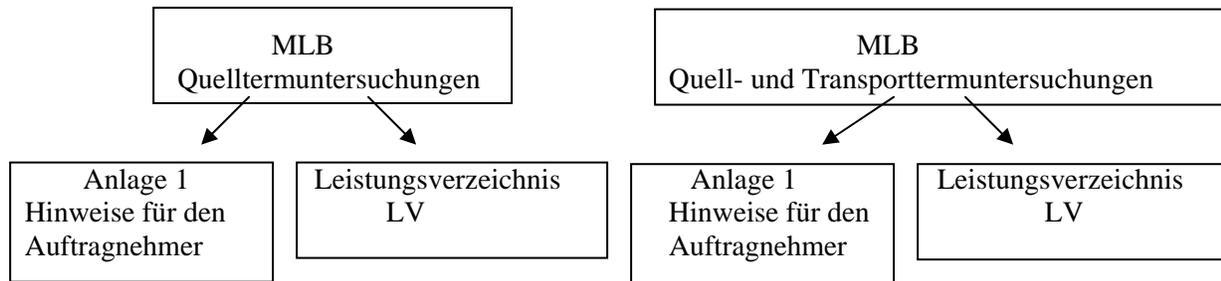
Einführung in die Muster – Leistungsbeschreibung

Aufbau

Die Muster-Leistungsbeschreibungen sind modular aufgebaut und bestehen aus folgenden Teilen.

Muster-Leistungsbeschreibung (MLB)

„Laborative Untersuchungen zur Sickerwasserprognose im Rahmen der Detailuntersuchung“



Die einzelnen Leistungen, in vier Bearbeitungsebenen gegliedert, sind in den MLB erläutert.

Einordnung in gesetzliche Vorgaben und vorliegende Materialien

Das Bundesbodenschutzgesetz (BBodSchG vom 17. März 1998) mit –verordnung (BBodSchV vom 12. Juli 1999) schreibt bei der Bewertung von Verdachtsflächen oder altlastverdächtigen Flächen hinsichtlich einer Gefahr für das Grundwasser eine Sickerwasserprognose vor. Ein Beurteilungskriterium dafür ist die Schadstoffkonzentration an der Stelle, an der das Sickerwasser das Grundwasser erreicht (Ort der Beurteilung). Hierbei wird der Wirkungspfad Niederschlagswasser →Schadherd →Sickerwasser →Grundwasseroberfläche betrachtet. Für die Abschätzung des Wirkungspfades gibt es verschiedene Verfahren, die im Anhang 1 der BodSchV genannt sind. Materialuntersuchungen im Labor stellen dabei ein mögliches Verfahren dar. Sie haben allerdings einen besonderen Stellenwert, da sie das einzige Verfahren sind, welches eine längerfristige Prognose ermöglicht. Die Materialuntersuchungen dienen der Abschätzung einer Gefahr für das Grundwasser, wenn ein Schaden im Grundwasser noch nicht eingetreten ist bzw. der Abschätzung der Nachlieferung von Schadstoffen, wenn ein Schaden im Grundwasser bereits nachgewiesen ist. Die prinzipielle Vorgehensweise bei der Durchführung einer Sickerwasserprognose einschließlich Materialuntersuchungen ist abhängig von der Erkundungsstufe (orientierende Untersuchung oder Detailuntersuchung) und ist in [100] dargestellt. Bisher fehlen jedoch konkrete methodische und praktikable Regelungen für die Detailuntersuchung. Dafür bietet die vorliegende Muster-Leistungsbeschreibung mit Leistungsverzeichnissen eine konkrete Methode zur Durchführung von laborativen Untersuchungen (Materialuntersuchungen im Labor) an und ermöglicht eine einheitliche, nachvollziehbare und praktikable Vorgehensweise. Die Muster-Leistungsbeschreibungen sind Bestandteil von [101]. Auf Grund von ersten praktischen Erfahrungen mit dieser Methode der Quelltermuntersuchungen ist in Leipzig ein Arbeitsblatt entstanden [102]. Weitergehende Unterlagen sind in [103] nachzulesen.

Die im Rahmen dieser Muster-Leistungsbeschreibung zur Anwendung kommenden Versuche sind der S4-Test, der Bodensättigungsextrakt und der Säulenversuch. Sie sollen der Abschät-

zung der Gleichgewichtsprozesse dienen (der Säulenversuch wird diskontinuierlich [=intermittierend] betrieben) und sind entsprechend ihrer Merkmale so genannte Batchtests. Weitere Erläuterungen zur Einteilung der Batchtests sind in [104] enthalten. Alle genannten Versuche sind in der BBodSchV vorgeschrieben und werden entsprechend der dort angegebenen Methode (bei genormten Verfahren) bzw. nach einer Methode angelehnt an vorgegebene Verfahren durchgeführt. Modifizierungen ergeben sich vor allem aus praktischen Erfahrungen.

Randbedingungen

Für die Abschätzung der Grundwassergefährdung auf diesem Wirkungspfad sind prinzipiell Quelltermuntersuchungen (was und wie viel kommt aus dem Schadherd) und Transporttermuntersuchungen (was und wie viel wird auf der Strecke vom Schadherd bis zur Grundwasseroberfläche transportiert) notwendig. Gemäß der grundlegenden Forderung, dass natürliche Strömungsbedingungen zu berücksichtigen sind, ergibt sich im Gegensatz zur Grundwasserzone die Besonderheit, dass die Bodenwasserströmung diskontinuierlich verläuft. Die Strömung erfolgt in Abhängigkeit von Niederschlagsereignissen und der daran gekoppelten Infiltration. Dementsprechend sind bei den Untersuchungen zur Sickerwasserprognose folgende Randbedingungen zu beachten:

- Lange Kontakt- bzw. Reaktionszeiten zwischen den Phasen Boden, Bodenwasser und Bodenluft. Für die Verteilung und das Transportverhalten der Schadstoffe dominieren folglich Gleichgewichtsreaktionen.
- Durch den Wechsel zwischen Transport und Stagnation des infiltrierenden Regenwassers sind in Abhängigkeit von der hydraulischen Durchlässigkeit des zu betrachtenden Bodenbereiches wechselnde aerobe und anaerobe Milieubedingungen zu berücksichtigen.

Um der Realität möglichst nahe zu kommen, erfolgt die Versuchsdurchführung in Anlehnung an die o. g. Randbedingungen soweit verfahrenstechnisch praktikabel.

Im Folgenden wird innerhalb der Versuche der schadstoffbelastete Boden allgemein als belasteter Boden bezeichnet, kann im Einzelfall aber auch Auffüllungsmaterial bzw. Abfall sein.

Voraussetzungen

Die vorliegende Muster-Leistungsbeschreibung setzt eine repräsentative Probennahme und einen qualifizierten Probentransport ins Labor voraus. Dazu sind folgende wesentliche Fragen vor der Ausschreibung zu klären:

- Wie viel Linerkernbohrungen (oder ggf. andere Proben) sind im Labor zu untersuchen?
- Wer nimmt die Proben?
- Abstimmung der Probennahmebedingungen auch zwischen Probennehmer und Labor
- Sind Untersuchungen des Quellterms ausreichend oder müssen Quell- und Transporttermuntersuchungen durchgeführt werden?
- Sind biologische Untersuchungen notwendig?

- Welche Zeit brauchen die vorgesehenen Versuche, ggf. Anpassung in Abhängigkeit von der zur Verfügung stehenden Zeit?
- Welche wesentlichen Aussagen werden von den Laborversuchen erwartet (Gefährdungsabschätzung bis zum Ort der Beurteilung? für die Fläche des gesamten Standortes, Frachtentwicklung, Verwendung der Ergebnisse für eine modellgestützte Prognose?,...).
- Wenn die Sickerwasserprognose modellgestützt durchgeführt werden soll, ist das DV-Modell festzulegen.

Weitere Spezifikationen müssen anhand der Möglichkeiten und Entscheidungen in der MLB erfolgen, siehe auch Punkt 5.

Anpassung der MLB an den Einzelfall

Die Muster-Leistungsbeschreibung und damit auch das Muster-Leistungsverzeichnis sind immer an den Einzelfall anzupassen, die in der MLB grau hinterlegten Felder sind zu konkretisieren, ggf. sind weitere Leistungen aufzunehmen bzw. Leistungen zu streichen.

Dazu erfolgt eine Zusammenstellung und Spezifizierung der notwendigen Module (Quelltermuntersuchungen oder Quell- und Transporttermuntersuchungen, Einzelleistungen entsprechend den vier Bearbeitungsebenen). In bestimmten Fällen sind Quelltermuntersuchungen ausreichend, um eine Aussage zur Gefährdung des Grundwassers zu treffen. Und zwar dann, wenn der Transportterm anhand von schon vorhandenen Kenntnissen bzw. Erfahrungen über die Eigenschaften der ungesättigten Bodenzone verbal-argumentativ gut abgeschätzt werden kann. In den Fällen, in denen der Transportterm nicht ausreichend charakterisiert werden kann, ist die entsprechende Muster-Leistungsbeschreibung für Quell- und Transporttermuntersuchungen (einschließlich Leistungsverzeichnis) heranzuziehen. Eine besondere Spezifik haben Altablagerungen. Da i. d. R. keine Bohrungen im Abfallkörper durchgeführt werden (es sei denn sie sind relativ homogen), ist es schwierig den Quellterm zu bestimmen. Hier ist es vorstellbar, dass mit gefasstem Sickerwasser direkt Transporttermuntersuchungen durchgeführt werden. Möglicherweise sind andere Verfahren der Sickerwasserprognose zu bevorzugen.

Folgende wesentliche Punkte sind innerhalb der MLB Quelltermuntersuchungen zu spezifizieren:

- Kurzbeschreibung der altlastverdächtigen Fläche (Objekt) zu Geologie und Schadstoffen
- Konkrete Zielstellung der laborativen Untersuchungen
- Definition der Probenübergabe
- Laborebene A
 - Analyseprogramm für die Eluat- bzw. Perkolatuntersuchungen
 - Entscheidung zur Art des Vorversuches, S4 oder Säule in Abhängigkeit davon, ob die Schadstoffe in Phase vorliegen oder nicht
 - Anzahl der zu untersuchenden Proben und Parallelproben
- Laborebene B

- Entscheidung, ob zur Abschätzung der Grundwasserneubildungsrate eine kontaminationsbedingte Korrektur erforderlich ist (vor allem bei organischen Kontaminationen und hohen Konzentrationen sinnvoll)
- Anzahl der zu untersuchenden Proben und Parallelproben
- Laborebene C
 - Entscheidung zu Quelltermuntersuchungen bzw. Quell- und Transporttermuntersuchungen
 - Entscheidung zu BSE-Tests oder Säulenversuchen auf Grundlage der vorliegenden Erkundungsergebnisse (Durchlässigkeiten)
 - Anzahl der zu untersuchenden Proben und Parallelproben
 - Festlegung des Versuchsvolumens (Linergröße bei Säulenversuchen bzw. Volumen für BSE-Tests) auf Grundlage von Bodenkennwerten, der benötigten Analysenmengen und der Zeit.
 - Anzahl der auszutauschenden Porenvolumen als Maß für den Prognosezeitraum, aber in Abhängigkeit von der Versuchszeit (Erfahrungswert: mindestens 10 Porenvolumen)
 - Anzahl der Teilvolumen, in die die gesamte Feststoffprobe aus der Säulenanlage bzw. dem BSE-Test nach Versuchsende aufzuteilen ist (Erfahrungswert: mindestens 4 Teilvolumen)
 - Analysenprogramm für die Feststoffteilproben
 - Auflistung der eluierten Schadstoffe, für die eine grafische Auswertung der jeweiligen Gleichgewichtskonzentration in Abhängigkeit vom ausgetauschten Porenvolumen durchzuführen ist
 - Entscheidung Anzahl und Größe der Ansätze zur Ermittlung der biologischen Transformationsrate
 - Zu ermittelnde Kennwerte wie Van Genuchten Parameter für eine Modellierung (abhängig vom DV-Modell)
- Auswertungsebene
 - Welche Aussagen werden erwartet
- Ansprechpartner für Rückfragen
- Ggf. weitere Spezifikationen in jeder Bearbeitungsebene

Folgende wesentliche Punkte sind innerhalb der MLB Quell- und Transporttermuntersuchungen zusätzlich zu den o. g. Punkten zu spezifizieren:

- Laborebene C
 - Festlegung, ob biologische Abbaubersuche durchgeführt werden sollen
 - Anzahl der Ansätze und Parallelansätze
 - Analysespektrum (Schadstoffe und weitere Parameter)

7.2.7.2 Schadherd in der gesättigten Zone

Liegt der Schadherd in der gesättigten Zone, so reduziert sich die Prognose auf die beiden Komponenten

Potenzial des Schadherdes an mobilisierbaren Schadstoffen,
Intensität und Verlauf des Schadstoffaustrages.

In der Regel werden die aktuellen Schadstoffkonzentrationen im Kontaktgrundwasser direkt messbar sein.

Einen Sonderfall stellt aufsteigendes Grundwasser dar, bei dem ein Schadherd allmählich in die gesättigte Zone gelangt. Dabei steht immer wieder frisch auswaschbares Material zur Verfügung. Besondere Beachtung verdienen mögliche Veränderungen im pH- und Redox-Milieu.

7.2.7.3 Residualsättigung von flüssigen Schadstoffen im Boden

Der Eintrag von Erdölprodukten und chlorierten Kohlenwasserstoffen erfolgt meistens in einer mit Wasser nicht mischbaren Phase. Je nach Viskosität des Mineralöls, der Temperatur und Permeabilität des Bodens und der Mobilität der Einzelphasen im Boden (Bodenwasser, -luft, Öl, → Mehrphasenfließen) dringt ein Stoff unterschiedlich tief in die ungesättigte Bodenzone ein. Er "konkurriert" dabei mit der Bodenluft und dem Boden im Porenraum. Es besteht eine deutliche Beziehung zwischen dem Sättigungsgrad des Porenraumes und der relativen Permeabilität, d. h. der Durchlässigkeit eines Gesteins für eine bestimmte Phase bei gleichzeitiger Anwesenheit eine oder mehrerer anderer Phasen.

Beim Durchsickern hinterlassen die Öle eine Restsättigung (auch Residualsättigung) in den Poren.

Unter "**Residualsättigung**" im Sinne der Erdöllagerstätten -Terminologie versteht man den Sättigungsgrad der nichtbenetzenden flüssigen Phase, die in der Lagerstätte zurückbleibt, nachdem diese – weitgehende Sättigung vorausgesetzt – mit einer relativ großen Zahl von Porenvolumina der benetzenden Phase durchströmt worden ist" [44].

Zur Bestimmung der Residualsättigung von flüssigen Schadstoffen im Boden wird auf Anlage 4 verwiesen.

7.2.8 Boden-Oberflächenwasser (aquatische Lebensgemeinschaft)

Die Prognose dieses Wirkungspfades hat die zeitliche Entwicklung der in das Gewässer eingebrachten Schadstofffrachten und die sich im Gewässer einstellenden Schadstoffkonzentrationen im Wasser und Sediment zum Ziel, wobei alle relevanten Transportpfade zu berücksichtigen sind, die vom Schadherd zum Oberflächengewässer führen können. Diese Transportpfade entsprechen der Fallbestimmung im Handbuch Teil 5 "Gefährdungsabschätzung, Pfad und Schutzgut Oberflächenwasser" [43].

Fall 1: Der Schadstoff gelangt mit dem Sickerwasser oder in Phase bis zum Grundwasser und im Grundwasserstrom zu einem Gewässer, das ständig oder zeitweilig von diesem Grundwasser gespeist wird.

Die Vorgehensweise ist analog zum Wirkungspfad Boden-Brunnenwasser-Mensch, wobei das Grundwasser an seiner Übergangsstelle zum Oberflächenwasser das Kontaktmedium und das Oberflächenwasser selbst das Schutzgut darstellt. Eine etwaige Schadstoffverminderung durch eine Kolmationsschicht ist zu berücksichtigen.

Fall 2: Schadstoffbelastetes Sickerwasser wird gestaut und fließt ober- oder unterirdisch dem Gewässer vor Vermischung mit dem Grundwasser direkt zu.

Die Prognose für diesen Transportpfad hat folgende Aussagen zu liefern:

Voraussichtliche Entwicklung der Sickerwassermenge, die in Richtung des Gewässers austritt und zeitliche Veränderung der Schadstoffkonzentrationen im Sickerwasser (Sickerwasserprognose – siehe dort – als Teilprognose bis zum Stauer).

Verringerung der Schadstofffracht auf dem horizontalen Transportweg durch Ausgasung, Adsorption, Abbau und Versickerung.

Fall 3: Schadstoffbelastete Partikel werden durch Wasser- oder Winderosion von der Oberfläche des Schadherdes in das Gewässer getragen. Bei der Wassererosion erfolgt außerdem ein Transport gelöster Stoffe.

Die Prognose unterteilt sich in

Entwicklung des Schadstoffaustrages aus dem Schadherd durch Wind- und Wassererosion in Richtung Gewässer (s. 7.2.1.2),

Abschätzung des Austrages an gelösten Stoffen durch Wassererosion,

Wirkung der Vegetation hinsichtlich des Partikelrückhaltes auf dem Weg zum Gewässer,

Verringerung der gelösten Schadstofffracht beim oberirdischen Abfluss zum Gewässer.

Fall 4: Kontaminierte Flächen werden durch Hochwasserereignisse überstaut. Dabei werden Schadstoffe sowohl gelöst als auch partikulär in das Gewässer gespült.

Falls die Detailuntersuchung nicht gerade ein Hochwasserereignis erfasst, ist die in das Gewässer gelangende Schadstoffmenge in der Regel zu prognostizieren. Maßgebend sind:

Belastung der Fläche mit abschwemmbar bzw. löslichen Schadstoffen

Vegetation und Oberflächenstruktur des Überschwemmungsgebietes

Größe der Fläche

Fließgeschwindigkeit auf der überstauten Fläche

Dauer des Hochwasserereignisses.

Mit der Zeit ist eine abnehmende Tendenz des Schadstoffaustrages zu erwarten.

Fall 5: Schadstoffe auf einer stillgelegten befestigten Fläche werden durch den Niederschlag abgesprüht und über eine noch vorhandene Kanalisation direkt in das Gewässer geleitet.

Prognostisch gesehen wird auf diese Weise eine vorhandene Belastung schnell zurückgehen. Es ist jedoch zu bedenken, ob durch Abrissmaßnahmen in der Perspektive bisher überdachte Flächen als eine derartige Schadstoffquelle wirken können.

Fall 6: Schadherd liegt im Oberflächengewässer (z. B. überstaute Deponien in einem Restloch).

Aus diesem Schadstoffpotenzial des Herdes und dem Austrag zuzeit der Detailuntersuchung lässt sich die Austragsdauer abschätzen, wobei bei stationären Verhältnissen eine stetige Abnahme der Schadstoffkonzentration zu erwarten ist. Dieser Auswascheffekt wird bei Fließgewässern ausgeprägter sein als bei stehenden Gewässern.

Liegen keine stationären Verhältnisse vor, wie z. B. durch
zunehmenden Überstau einer Altablagerung,
Änderung des Redox-Milieus im Schadherd,
Änderung des pH-Wertes,

so ist die Wirkung dieser Einflüsse auf die Schadstoffkonzentration im Gewässer zu prognostizieren.

7.2.9 Boden – Boden (Terrestrisches Ökosystem)

Die Wirkung von Schadstoffen auf Bodenorganismen wird breit erforscht, aber gegenwärtig gibt es keine anerkannten Bewertungsmaßstäbe. Ein Ausdruck dafür ist das Fehlen jeglicher Prüf- oder Maßnahmenwerte in der BBodSchV.

Insofern ist auch eine gezielte Prognose hinsichtlich der Schadstoffveränderungen im Boden als Kontaktmedium für Bodenorganismen an der Stelle des Schadherdes bzw. des durch Wind- oder Wassererosion verfrachteten Materials derzeit nicht bewertungsrelevant.

7.3 Modellierung

7.3.1 Grundsätze

Die Modellierung ist das mathematische Hilfsmittel, um das in der Prognose beschriebene Ziel, nämlich die Vorhersage der Schadstoffausbreitung und der in relevanten Kontaktmedien zu erwartenden Schadstoffkonzentrationen in ihrer zeitlichen Entwicklung zu erreichen. Das Ergebnis entspricht umso besser der Wirklichkeit, je zutreffender das gewählte Modell für den Einzelfall ist und je repräsentativer die erforderlichen Eingangsgrößen bestimmt wurden. Aber selbst das präziseste Modell wird im Ergebnis nur eine Abschätzung liefern können.

Für die insgesamt zu betrachtenden Wirkungspfade sind folgende Modelle wesentlich:

- Stoffwandlung im Schadherd (Reaktor Schadherd)
- Sickerwasserprognose

Verhalten im Grundwasserleiter (Fahnenbetrachtung, Natural Attenuation)
Transfer Boden – Pflanze
Wind- und Wassererosion
Verhalten im Oberflächengewässer
Boden – Bodenluft – Außenluft/Innenraumluft

7.3.2 Stoffwandlung im Schadherd

Theoretische resp. mathematische Beschreibungen des Schadstoffabbaus im Medium Boden sind äußerst schwierig, weil nach [44]:

- der Boden praktisch immobil ist,
- eine schlechte Durchmischbarkeit herrscht, wodurch das Homogenitätskriterium vieler Modellannahmen schwierig anwendbar ist,
- die Bodenarten äußerst unterschiedliche Durchlässigkeiten, Strukturen und chemische Zusammensetzungen (Ton, Schluff, Sand) aufweisen,
- zeitliche Schwankungen bestehen, z. B. im Wassergehalt (abh. vom Niederschlag etc.),
- einige Substanzen irreversibel an der Bodenmatrix gebunden werden. Die irreversible Bindung ist modellmäßig nicht erfassbar, da kein zwingender Zusammenhang zur Bodenstruktur hergestellt werden kann.

Die Abbaubarkeit einer Substanz wird i. d. R. über die umweltmedien- und stoffspezifische Halbwertszeit abgeschätzt, die z. T. aus der Fachliteratur zu entnehmen ist. Zur mathematischen Beschreibung des zeitlichen Verlaufs von Reaktionen, definiert man als Geschwindigkeit einer Reaktion die pro Zeiteinheit umgesetzte Konzentration eines Reaktionspartners. Hängt die Reaktionsgeschwindigkeit nicht von den Konzentrationen der Reaktionspartner ab, dann liegt eine Reaktion nullter Ordnung vor, die wie folgt lautet:

$$\frac{dC}{dt} = -\lambda^0$$
$$C(t) = C_0 - \lambda^0 \cdot t$$

wobei C_0 die Konzentration zum Zeitpunkt $t = 0$ ist (Ausgangssituation), λ^0 beschreibt die Reaktionsrate nullter Ordnung mit der Einheit Konzentration pro Zeit.

Hängt die Reaktionsgeschwindigkeit nur von der Konzentration eines Reaktionspartners ab, dann liegt eine Reaktion erster Ordnung vor. Insbesondere wenn ein Reaktionspartner im Überschuss vorliegt, dann ist die Reaktion häufig erster Ordnung:

$$\frac{dC}{dt} = -\lambda \cdot C$$
$$C(t) = C_0 \cdot e^{-\lambda t}$$

λ beschreibt die Reaktionsrate erster Ordnung mit der Einheit 1/Zeit.

Liegt eine Reaktion höherer Ordnung vor, kann diese in eine Reaktion „pseudo“-erster Ordnung überführt werden, indem man die Reaktionsraten zweiter Ordnung mit der Konzentration des Reaktanden multipliziert:

$$\lambda = -\lambda' \cdot C_1$$

λ' = Reaktionsrate höherer Ordnung mit der Einheit 1/(Zeit • Konzentration)

C_1 = Konzentration des Reaktanden

Die hydrolytische Halbwertszeit resp. chemische Lebensdauer einer Substanz berechnet sich wie folgt [45] [46]:

$$t_{1/2}(\text{Hydrolyse}) = \frac{\ln 2}{k_h} = \ln 2 \cdot \tau_h$$

$t_{1/2}$ = Halbwertszeit durch Hydrolyse (d)

k_h = experimentell bestimmte Hydrolysekonstante in Abh. von pH und T (1/d)

τ_h = mittlere, hydrolytische Lebensdauer eines Moleküls bei den betrachteten Umwelt rahmenbedingungen (pH, T) im wässrigen Milieu (d)

Ähnliche Gleichungen existieren auch für die Abschätzung der Metabolisierbarkeit, den Photoabbau und der biologischen Degradation von Chemikalien (siehe [46]). In zahlreichen Veröffentlichungen sind Halbwertszeiten von Substanzen im Wasser, Sediment, Boden und Luft vertafelt (siehe z. B. [47], Datenbank STARS etc.).

7.3.3 Boden-Grundwasser

Der Einsatz von Modellen zur Simulation von Grundwasserströmungs- und Stofftransportprozessen im Lockergestein, Festgestein und der ungesättigten Zone besitzt im Rahmen der Detailuntersuchung eine herausragende Bedeutung. Die in dieser Phase der Altlastenbearbeitung zu treffenden Aussagen über die Grundwasserdynamik und das raum-zeitliche Verhalten von Schadstoffen im Untergrund sind häufig nur durch Modelluntersuchungen zu erzielen.

Abbildung 12 zeigt die einzelnen Bearbeitungsetappen, die aus methodischer Sicht bei der Simulation von Strömungs- und Stofftransportprozessen im Rahmen der Altlastenbearbeitung abgearbeitet werden müssen. Die linke Spalte charakterisiert dabei die jeweils durchzuführenden Arbeitsschritte und die rechte Spalte die dafür notwendigen Größen und Parameter sowie durchzuführenden Handlungen.

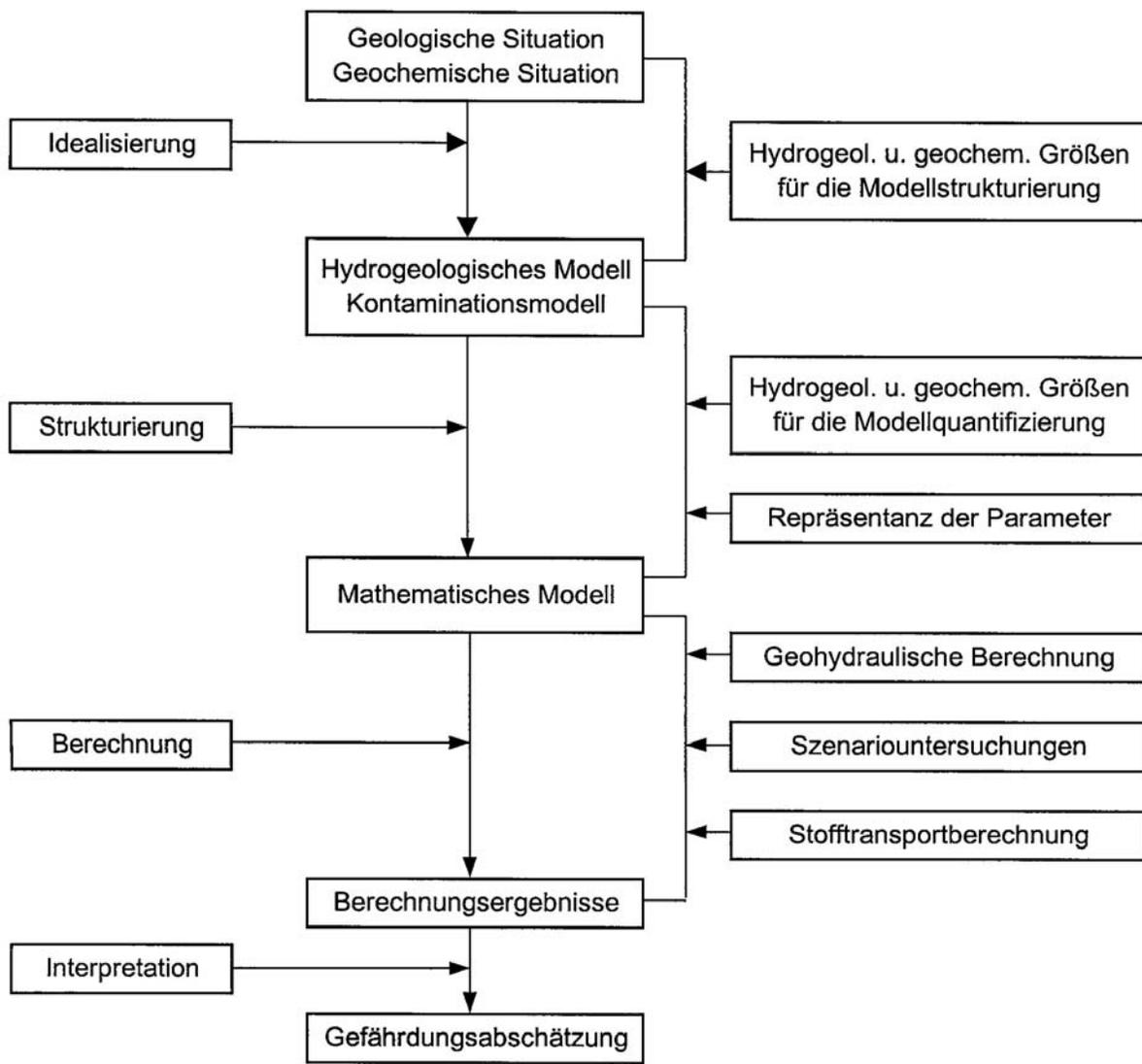


Abbildung 12: Bearbeitungsetappen einer Simulation

Aus vorstehendem Schema ist der schrittweise Prozess einer Modellierung ersichtlich.

1. In einem ersten methodischen Schritt werden durch Idealisierungen das hydrogeologische Modell und das Kontaminationsmodell entwickelt. Dazu sind in erster Linie Strukturgrößen, wie z. B. Mächtigkeiten, Schichteneinteilung, Randbedingungen u. a. festzulegen. Wichtig bei diesem Schritt ist, dass die wesentlichen Eigenschaften des Ausgangssystems auf Grund der durchgeführten Idealisierungen so wenig wie möglich verfälscht werden.

In einem weiteren Schritt wird das mathematische Modell festgelegt, was für die Lösung der Aufgabe eingesetzt wird. Auch hier gilt wieder der Grundsatz, dass das hydrogeologische Modell bzw. das Kontaminationsmodell so gut wie möglich nachgebildet wird. Dabei sind Entscheidungen über den Einsatz von analytischen oder numerischen Lösungen, die Erfassung vertikaler oder horizontaler sowie ein-, zwei- und dreidimensionaler

Strömungs- und Stofftransportprozesse, oder die Betrachtung von ungesättigten bzw. gesättigten Strömungsverhältnissen zu treffen. Diese Entscheidungen werden maßgeblich durch die zur Verfügung stehenden Parameter und deren Repräsentanz bezüglich der ablaufenden Prozesse geprägt. Im nächsten methodischen Schritt erfolgt die Berechnung der Grundwasserströmungs- und Stofftransportprozesse mit dem zur Lösung ausgewählten Simulationsprogramm. Das für die Berechnung benutzte Modell sollte an Hand von Stichtagsmessungen oder epignostischen Simulationen stationär und nichtstationär geeicht werden. Erst dann sind die in der Folge durchzuführenden Szenariorechnungen so zu bewerten, dass sie auch die tatsächlich ablaufenden Prozesse widerspiegeln.

Als Hilfsmittel für die Auswahl geeigneter Simulationsprogramme und der dazu gehörigen Software bietet das LfUG die Suche in der Datenbank „DASIMA“ an die über das Internet unter der Adresse <http://www.umwelt.sachsen.de/lfug/dasima> bzw. über die Einstiegsseite des LfUG angesteuert werden kann. Abbildung 13 zeigt die entsprechende Suchmaske mit den beliebig miteinander verknüpfbaren Suchparameter der Datenbank.

Boden-/Grundwasserleitertyp

- Porengrundwasserleiter
- Kluftgrundwasserleiter
- Karstgrundwasserleiter

Stofftransportsimulation

- Konvektion
- Dispersion
- Sorption
- Abbau
- Parameteridentifikation
- Diffusion

Strömungssimulation

- Grundwasserströmung
- Sickerwasserströmung (ungesättigte Zone)
- Parameteridentifikation

Umsetzung der Stofftransportprozesse

- Gleichgewicht
- Kinetik

Problemdimension

- 1D-horizontal
- 1D-vertikal
- 2D-horizontal-eben
- 2D-vertikal-eben
- 3D

Verfügbarkeit

- beliebig
- public domain
- shareware
- kommerziell

Mathematische Lösung

- beliebig
- analytisch
- numerisch
- analytisch-numerisch

Abbildung 13: Auswahlschema DASIMA; frei miteinander verknüpfbare Suchparameter

Wird eine Suche ausgeführt, erscheint im linken Fenster die Anzahl der den Suchkriterien entsprechenden Programme mit ihren Namen. Jeder Programmname ist mit Informationen zum ge-

samten Leistungsspektrum, Bezugsquelle und Autorenangaben und einer Kurzbeschreibung versehen. Detaillierte Angaben zur Leistungsfähigkeit der Programme sind den jeweiligen Programmdokumentationen zu entnehmen.

Detaillierte Arbeitsmittel zur Modellierung des Pfades Boden-Grundwasser und für das Grundwasser selbst sind zu finden in:

- Empfehlung der AG-QS, Teilthema 2.7 „Simulation von Grundwasserströmungs- und Transportprozessen (einschließlich der ungesättigten Bodenzone)“
- „Simulation von Grundwasserströmungs- und –transportprozessen im Rahmen der Altlastenbehandlung“, Materialien zur Altlastenbehandlung 4/97
- „Simulation des Schadstofftransportes in der ungesättigten Zone im Rahmen der Altlastenbehandlung“, Materialien zur Altlastenbehandlung 5/97
- „Simulation von Grundwasserströmungs- und Schadstofftransportprozessen in Lockergesteinsgrundwasserleitern im Rahmen der Altlastenbehandlung“, Materialien zur Altlastenbehandlung 6/97
- „Simulation in Grundwasserströmungs- und Schadstofftransportprozessen im Festgesteinsgrundwasserleiter im Rahmen der Altlastenbehandlung“, Materialien zur Altlastenbehandlung 7/97
- „Ausgewählte public-domain Software zur Simulation von Strömungs- und Transportprozessen“, Materialien zur Altlastenbehandlung 8/97

Das Thema „Sickerwassermodellierung“ wird zurzeit in mehreren Arbeitskreisen bearbeitet. Einen Sachstandsbericht enthält die Veröffentlichung des BWK „Instrumente zur Sickerwasserprognose“, Materialien 1/2000. Modelle zur Sickerwassersimulation sind ebenfalls in der Datenbank „DASIMA“ zusammengestellt.

7.3.3.1 Sickerwasserprognose

Bei der Berechnung von Strömungs- und Stofftransportprozessen in der ungesättigten Bodenzone steht der eindimensionale Berechnungsfall im Mittelpunkt. Einschlägige Rechenprogramme basieren auf folgender Strömungsgleichung (RICHARDS-Gleichung, 1931):

$$W \frac{\partial h}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(k_r \frac{\partial h}{\partial z} - k_r \right) - w(z,t)$$

mit:

h	Druckhöhe	[dm]
W	d Θ / d h Bodenwasserkapazität	[dm ⁻¹]
Θ	volumetrischer Wassergehalt	[/]
k _r	rel. Durchlässigkeitskoeffizient	[dmd ⁻¹]
w	externe Quellen und Senken	[d ⁻¹]
z	Ortskoordinate	[dm]

t Zeit [d] .

Der Wechsel von gesättigter zu ungesättigter Strömung erfordert die Berücksichtigung der zusätzlichen Abhängigkeit des k_f -Wertes vom volumetrischen Fluidgehalt Θ des Bodens.

$$\Theta = \frac{n_f}{V}$$

V = Gesamtvolumen des betrachteten Kontinuums

n_f = fluidgefüllter Anteil des Hohlraumvolumens

Aus der Größe Θ lässt sich dann der relative k_f -Wert, k_r , ermitteln, der immer kleiner als der k_f -Wert bei Sättigung ist.

$$k_r < k_f$$

Der Wert Θ wiederum steht in einem funktionellen Zusammenhang zu der bodenspezifischen Saugspannung in Form der Saugspannungs-Sättigungs-Verteilung (SSV).

Zur Beschreibung der SSV-Kurve und des relativen k-Wertes k_r werden häufig die VAN GENUCHTEN-Ansätze herangezogen.

$$\Theta(h) = \Theta_r + \frac{\Theta_s - \Theta_r}{\left(1 + |\alpha h|^\beta\right)^\gamma}$$

$$k_r = k_s \cdot S^{\frac{1}{2}} \left[1 - \left(1 - S^{\frac{1}{\gamma}} \right)^\gamma \right]^2$$

mit der relativen Sättigung S:

$$S = \frac{\Theta - \Theta_r}{\Theta_s - \Theta_r}$$

und

h Kapillardruck [cm]

Θ_s volumetrischer Wassergehalt bei Sättigung [/]

Θ_r Restsättigung [/]

k_s Durchlässigkeitskoeffizient bei Sättigung [cm d^{-1}]

k_r relativer k-Wert [cm d^{-1}]

α, β bodenspezifische Koeffizienten [cm^{-1}]

$$\gamma = 1 - 1/\beta$$

Die vielen Programmen zugrunde liegende Stofftransportgleichung lautet:

$$\frac{\partial}{\partial z} \left(\Theta D \frac{\partial C_F}{\partial z} \right) - \frac{\partial q \cdot C_F}{\partial z} - \lambda_1 \cdot \Theta \cdot C_F - \lambda_2 \rho_t C_B = \frac{\partial \Theta C_F}{\partial t} + \frac{\partial \rho_t C_B}{\partial t}$$

mit

C_F	Stoffkonzentration in der flüssigen Phase	$[\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}]$
C_B	Stoffkonzentration in der Feststoffphase	$[\text{mg} \cdot \text{kg}^{-3}]$
D	Dispersionskoeffizient	$[\text{dm} \cdot \text{d}^{-1}]$
q	DARCY-Strömung	$[\text{dm} \cdot \text{d}^{-1}]$
λ_1	Abbaukonstante in der flüssigen Phase	$[\text{d}^{-1}]$
λ_2	Abbaukonstante in der Feststoffphase	$[\text{d}^{-1}]$
ρ_t	Trockenrohddichte	$[\text{kg} \cdot \text{dm}^{-3}]$

Die Gesamtabbaukonstante ergibt sich unter Zugrundelegung einer Verteilung des Stoffgleichgewichtes nach der Henry-Isotherme zu

$$\lambda = \lambda_1 \left(1 + \frac{\rho_t \cdot k_d}{\Theta} \right) + \lambda_2$$

und der Retardationskoeffizient nach

$$R = 1 + \frac{\rho_t \cdot k_d}{\Theta}$$

k_d – Verteilungskoeffizient $[\text{dm}^3 \cdot \text{kg}^{-1}]$.

In ihrer physikalisch-chemischen Bedeutung entsprechen die Parameter denen der gesättigten Zone.

Die Einsatzmöglichkeit der Programme SISIM und HYDRUS ist in Anl. 5 näher beschrieben.

7.3.3.2 Gesättigte Zone

Einteilung nach dem Strömungscharakter

Bei der Modellierung von Grundwasserströmungs- und Stofftransportprozessen kann zwischen zwei charakteristischen Fällen unterschieden werden:

- Lockergesteinsgrundwasserleiter,
- Festgesteinsgrundwasserleiter

Modellierung im Lockergesteinsbereich

Die Modellierung von Strömungsprozessen in Lockergesteinsgrundwasserleitern basiert auf dem Speichervermögen auf Grund eines Hohlraumanteils zwischen der Feststoffmatrix, dem Speichervermögen aus der Elastizität der Feststoffmatrix und des Fluides und der Durchlässigkeit, die auf einer Durchgängigkeit und statistischen Verteilung des Porenlabrynth beruht.

Modellierung im Festgesteinsbereich

Im Festgestein wird im Gegensatz zu Lockergesteinen, wo die Wasserströmung im Porenraum erfolgt, die Durchlässigkeit maßgeblich durch Diskontinuitäten verursacht, so dass im allgemeinen die Wasserströmung in den Klüften, Spalten und Fugen die Basis für alle Überlegungen zur Durchströmung des Festgesteins bilden muss.

Praktische Vorgehensweise bei der Modellierung

Die generelle Vorgehensweise bei der Modellierung von Strömungs- und Stofftransportprozessen ist weitgehend unabhängig von dem zum Einsatz kommenden Programm und den angewandten Lösungsverfahren.

In einem ersten Arbeitsschritt erfolgt die Ausgrenzung des **Untersuchungsraumes**. Dieses sollte so gewählt werden, dass die ablaufenden Strömungs- und Stofftransportprozesse innerhalb der gewählten Grenzen ablaufen. Die Ränder des Untersuchungsprogrammes sind in der Regel mit angenommenen Randbedingungen zu belegen.

Danach erfolgt die Festlegung der natürlichen **Randbedingungen**, die innerhalb des Untersuchungsraumes die Strömungs- und Stofftransportprozesse beeinflussen und maßgeblichen Einfluss auf die zu erwartenden Ergebnisse haben.

Randbedingungen - Strömungsmodellierung

- RB 1. Art: Konstante oder zeitvariable Wasserstände entlang von Vorflutern oder Stauergewässern, Potenziellinien aus großräumigen Isohypsenplänen.
- RB 2. Art: Konstante oder zeitvariable Zuflüsse, z. B. die Hanglagen in einem Grundwasserleiter. Häufig werden die Randbedingungen entlang von Stromlinien aus großräumigen Isohypsenplänen gelegt, so dass der Fall $\Delta q = 0$ entsteht.
- RB 3. Art: Wie Randbedingung 1. Art, nur dass der Wasserstand über einem hydraulischen Zusatzwiderstand auf den Grundwasserleiter wirkt, z. B. bei Kolmation der Gewässersohle.

Randbedingungen – Stofftransportmodellierung

- RB 1. Art: Konstante oder zeitvariable Konzentration C_0 [mg/l], z. B. die aus Messungen ermittelten Werte am Rand eines Schadstoffherdes.

RB 2. Art: Konstante oder zeitvariable Massenströme in [g/d] aus Schadstoffherden. Diese Aussagen sind immer an quantifizierbare Wasserströme und Lösungsvorgänge gebunden.

In einem weiteren Arbeitsschritt bei der Modellierung müssen die **Anfangsbedingungen** festgelegt werden.

Anfangsbedingungen – Strömungsmodellierung

Anfangsbedingungen sind hier die Wasserstands-/Potenzialverhältnisse oder fließende Wassermengen im Untersuchungsraum. Diese Größen werden z. B. aus Stichtagsmessungen gewonnen, deren punktuelle Aussagen über den Untersuchungsraum interpoliert werden. Diese Werte bilden damit Startwerte für die durchzuführende stationäre oder nichtstationäre Strömungsmodellierung. Anfangsbedingungen können auch Ergebnisse der Modellierung vorhergehender Untersuchungsetappen sein.

Anfangsbedingungen – Stofftransportmodellierung

Anfangsbedingungen können hier Konzentrationsverteilungen und Stoffströme sein, die messtechnisch erfasst wurden. In der überwiegenden Zahl der Fälle werden die aktuellen Konzentrationen in den Schadstofffahnen und deren Umfeld als Anfangsbedingung genutzt.

Die dritte Aufgabe im Rahmen der Quantifizierung des mathematischen Modells ist die **Parameterbestimmung**. Dabei geht es sowohl um die Basisparameter

Durchlässigkeitskoeffizient k_f ,
Speicherkoeffizient S ,
Dispersionskoeffizient D ,
Retentionskoeffizient R_d ,
Abbaukonstante λ

als auch um weitere Parameter zur Quantifizierung von:

Speisungsverhältnissen,
Grundwasserneubildung,
hydraulischen Zusatzwiderständen,
Saugspannungs-Sättigungs-Verhältnissen

oder

Adsorptionsisothermen,
Geschwindigkeitskonstanten.

Die Notwendigkeit der Bestimmung dieser und weiterer Parameter hängt auch sehr stark vom ausgewählten Simulationsverfahren und den damit verbundenen Modellierungsmöglichkeiten ab.

Die Quantifizierung der Parameter sowie der Anfangs- und Randbedingungen des mathematischen Modells erfolgt vorwiegend durch hydrogeologische Erkundung, durch Monitoring und geeignete Versuche. Sie ist deshalb primär ein Kosten- und Zeitproblem. Für konkrete Situationen wird man stets nur ein lückenhaftes Bild der Parameter bestimmen und eine Schematisierung der natürlichen Verhältnisse schon aus diesem Grund nicht vermeiden können. Die Schematisierung muss dabei jedoch so gewählt werden, dass die Widerspiegelung der Realität im Wesentlichen richtig bleibt.

Die Auswahl der geeigneten Lösungsverfahren hängt aber nicht nur von den hydrogeologischen Verhältnissen, sondern auch von den **technisch-technologischen Bedingungen**, beispielsweise den Abmessungen von Altablagerungen oder der Anordnung von Sanierungsbrunnen ab. Letztlich bilden somit das technisch-technologische Modell und das hydrogeologische Modell eine Einheit. Der Schematisierung der natürlichen und technisch-technologischen Gegebenheiten ist bei allen geohydraulischen und Stofftransportuntersuchungen größte Aufmerksamkeit zu schenken, da alle hier verursachten Fehler durch die nachfolgenden mathematischen oder numerischen Berechnungen nicht wieder ausgeglichen werden können.

Ergebnisse der Modellierung

Das Ergebnis der mathematischen Modellierung sind konkrete Berechnungsergebnisse, insbesondere zeitlich und räumlich verteilte Angaben zu

- Wasserständen,
- Fließgeschwindigkeiten,
- Wassermengen,
- Konzentrationen,
- Stoffströmen.

Diese Ergebnisse müssen für die Nutzung im Rahmen der Gefährdungsabschätzung weiterverarbeitet werden.

Im Einzelnen ist das beispielsweise

- Darstellung von Isohypsenplänen,
- Ausgrenzung von Stromröhren,
- Festlegung von Isochronen,
- Ermittlung von Sickerraten und Wasserbilanzen,
- Darstellung von Konzentrationsverteilungen,
- Darstellung von Konzentrationsganglinien,
- Ermittlung von lokalen und regionalen Stoffbilanzen.

Diese Angaben können nicht durch eine einmalige Berechnung ermittelt werden, sondern nur durch umfangreiche Szenariountersuchungen. Solche Untersuchungen müssen auch Plausibilitätstests und Sensitivitätsbetrachtungen mit einbeziehen, da der Bearbeiter nur so eine fachgerechte Gefährdungsabschätzung erarbeiten kann.

Berechnung der Ausbreitung in der gesättigten Zone

Bei der Berechnung der Strömungs- und Stofftransportprozesse in der gesättigten Zone steht die zweidimensionale Betrachtungsweise im Mittelpunkt der praktischen Anwendungen. Die Strömungsgleichung für gespannte Strömungsverhältnisse lautet:

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(k_f \cdot M \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(k \cdot M \frac{\partial h}{\partial y} \right) = S \frac{\partial h}{\partial t} - w(x, y, t)$$

mit

k_f	Durchlässigkeitskoeffizient	$[m \cdot s^{-1}]$
M	Mächtigkeit des Grundwasserleiters	$[m]$
S	Speicherkoefizient	$[/]$
w	externe Quellen und Senken	$[m \cdot s^{-1}]$
h	Standrohrspiegelhöhe	$[m]$
x, y	Ortskoordinaten	$[m]$
t	Zeit	$[s]$.

Als geohydraulische Parameter enthält die Gleichung die beiden Grundgrößen k_f und S .

Durchlässigkeitskoeffizient k_f

Der grundlegende Parameter der Geohydraulik ist der Durchlässigkeitskoeffizient k_f [m/s] im DARCY-Gesetz. Er beschreibt die Durchlässigkeit eines porösen Mediums für Wasser bei einer definierten Temperatur von 10 °C und Wassersättigung. Wie aus der Indizierung des Parameters erkennbar ist, ist der Durchlässigkeitskoeffizient richtungsabhängig. Während die horizontale Anisotropie in natürlichen Systemen eher gering ist, kann der Unterschied zwischen horizontaler und vertikaler Durchlässigkeit bedingt durch verschiedene Ablagerungen durchaus größer als der Faktor 10 sein. Damit kommt der vertikalen Durchlässigkeit insbesondere bei 3D- bzw. vertikalebene Modellen eine wesentliche Bedeutung zu.

Die gebräuchlichsten Methoden zur Bestimmung des k_f -Wertes sind

- Auswertungen von Siebanalysen (nach BEYER und HAZEN),
- Säulen-Durchlaufversuche an gestörten und ungestörten Bodenproben im Labor,
- Bohrlochtests (sogenannte Slug- and Bail-Tests),
- Pumpversuche.

Siebanalyse, Durchlaufversuche und Bohrlochtests erfassen im Unterschied zum Pumpversuch lediglich lokale Bereiche des Strömungsfeldes und sind somit als weniger repräsentativ einzuschätzen. Ihre Aussagekraft ist auch verfahrensbedingt begrenzt. So ist es mit Siebanalysen nicht möglich, die Anisotropie zu ermitteln. Mit Slug- und Bail-Tests kann lediglich der horizontale k_f -Wert bestimmt werden. Bei den Laborverfahren, die Probennahmen bedingen, treten neben

den Auswertefehlern auch Probennahme-, Teilungs-, Verfahrens- und Gerätefehler auf. Der Einbau der ungestörten Bodenprobe ist z. B. bei Durchlaufversuchen entscheidend dafür, ob letztlich die horizontale oder vertikale Durchlässigkeit bestimmt wird. Siebanalysen geben insbesondere bei stark ungleichförmigen Körnungen ein sehr differenziertes Bild.

Zur Bestimmung des k_f -Wertes ist es deshalb sinnvoll, verschiedene Verfahren zu kombinieren.

Speicherkoefizient S

Der Speicherkoefizient beschreibt das Speichervermögen des porösen Mediums. Er entspricht bei ungespannten Verhältnissen dem speichernutzbaren Hohlraumanteil n_{Sp} .

Für gespannte Verhältnisse ist der Speicherkoefizient abhängig von den elastischen Eigenschaften des Wassers und des Korngerüsts.

Beim speichernutzbaren Hohlraumanteil n_{Sp} muss genaugenommen unterschieden werden zwischen

- **entwässerbarer** Porosität n_e und
- **wiederauffüllbarer** Porosität n_a .

Die entwässerbare Porosität ist dabei die Differenz des Hohlraumanteils und des Wasserhaltewertes, die stark vom bindigen bzw. nichtbindigen Charakter des Grundwasserleiter-Materials abhängt. Die wiederauffüllbare Porosität berücksichtigt einen luftgefüllten Hohlraum, der bei Wiederanstieg eines zuvor abgesenkten Grundwasserspiegels den Hohlraum zu einem gewissen Teil blockiert.

Bestimmt werden können die verschiedenen Speicherkoefizienten im Labor und durch Pumpversuche, mit denselben verfahrensbedingten Einschränkungen wie beim k_f -Wert.

In vielen praktischen Fällen stehen diese Ausgangsdaten für die Modellierung mangels unzureichender Voruntersuchungen nicht zur Verfügung, so dass man beim Ansatz der Porosität auf Schätzungen und Näherungsberechnungen angewiesen ist. Als hinreichende Näherung (i. d. R. mit Aussageeinschränkungen im oberen und unteren Bereich) haben sich die Ansätze von HELMBOLD und HENNING bewährt, die die speichernutzbare Porosität aus dem k_f -Wert berechnen:

- Helmbold: $n_{Sp} = 1,33 \cdot k_f^{0,22}$
- Henning: $n_{Sp} = 0,4 + 0,05 \cdot \lg(k_f)$.

Bei der Modellierung von Strömungs- und Stofftransportprozessen im Festgesteinsbereich unterscheiden sich die beiden geohydraulischen Parametern k_f und S in ihrer physikalischen Bedeutung von der bei der Strömung in porösen Medien.

Porosität – Kluftvolumen

Der Hohlraumanteil von klüftig-porösen Festgesteinen setzt sich aus der Porosität der Gesteinsmatrix und dem Kluftvolumen des Trennfugensystems zusammen.

$$n = \frac{V_k + V_p}{V_t}$$

mit

- V_p = Volumen des Porenraumes
 V_k = Volumen des Kluftraumes
 V_t = Gesamtvolumen des Gesteinskomplexes

Hydraulische Leitfähigkeit

Bei der hydraulischen Leitfähigkeit wird zwischen Gesteins- und Trennfugendurchlässigkeit unterschieden, welche zusammen die Gebirgsdurchlässigkeit ergeben.

Zur Bestimmung der hydraulischen Leitfähigkeit von Kluftegesteinen werden häufig sog. Parallelkluff-Modelle herangezogen. Dabei wird vereinfachend angenommen, das Gebirge sei von Scharen paralleler, äquidistanter Klüfte mit gleichen Spaltbreiten durchzogen.

Die Gebirgsdurchlässigkeit in Kluftrichtung lässt sich dann für laminare Strömungsverhältnisse leicht bestimmen durch die Beziehung:

$$k_f = \frac{\rho g (2b)^2 b}{\mu 12B}$$

mit

- $2b$ – Kluffweite (Spaltbreite),
 $2B$ – Kluffabstand .

Die zweidimensionale Stofftransportgleichung lautet in einer häufig benutzten Schreibweise

$$\frac{\partial}{\partial x} \left[(D_M + D_D) \frac{\partial C}{\partial x} - v_x \cdot C \right] + \frac{\partial}{\partial y} \left[(D_M + D_D) \frac{\partial C}{\partial y} - v_y \cdot C \right] = n + \frac{\partial C}{\partial t} + \lambda \cdot C - w$$

Neben den Basisgrößen

- v_x, v_y Filtergeschwindigkeit nach DARCY [ms^{-1}]
 C Stoffkonzentration [g/m^3]
 x, y Ortskoordinaten [m]
 t Zeit [s]

haben die Migrationsparameter folgende Bedeutung:

Diffusionskoeffizient D_M

Der Diffusionskoeffizient kennzeichnet den Konzentrationsausgleich durch die Brownsche Molekularbewegung. Für viele praktische Aufgabenstellungen ist er gegenüber dem unten zu diskutierenden Dispersionskoeffizienten vernachlässigbar klein, so dass er in den meisten numerischen Modellen keinen Eingang findet.

Dispersionskoeffizient D_D

Die Bestimmung des Dispersionskoeffizienten ist recht kompliziert. Da er an eine **strömende** Flüssigkeit gebunden ist, wird praktischerweise eingeführt:

$$D_D = \delta \cdot v_f$$

δ - Dispersivität [m]

Die Dispersivität δ ist eine maßstabsabhängige Größe und erfasst letztlich die Heterogenität des Untergrundes. Wie auch der Durchlässigkeitskoeffizient unterliegt die Dispersivität einer Anisotropie. So ist die Dispersivität in Strömungsrichtung (longitudinal) in der Regel wesentlich größer als die quer zu ihr (transversal).

Die Bestimmung des Dispersionskoeffizienten ist wegen der Maßstabsabhängigkeit nur am konkreten Objekt und in dem zu untersuchenden Projektmaßstab möglich, was in den seltensten Fällen realisierbar ist. In Auswertung verschiedener Felduntersuchungen gibt BEIMS folgende Näherungsgleichung für die longitudinale Dispersivität in Abhängigkeit von der geometrischen Größe x des Untersuchungsgebietes an:

$$\delta_L = 0,03 \times 0,3 + 1/x^{0,75}$$

durchflossene Porosität n_0

Der für die Beschaffenheitsmodellierung maßgebende real durchflossene Hohlraumanteil n_0 ist die Differenz zwischen der Gesamtporosität und dem nicht an der Strömung teilnehmenden stagnierenden Anteil.

Der Parameter hat insofern eine Schlüsselbedeutung, da aus ihm die Poren- oder Abstandsgeschwindigkeit u ermittelt wird:

$$u = \frac{v_f}{n_0}$$

Aus der Abstandsgeschwindigkeit werden beispielsweise Fließzeiten des Grundwassers zur Ausgrenzung von Schutzzonen berechnet.

fiktive Porosität n_f

In der Praxis wird die Sorption oftmals in Form des sogenannten Retardationskoeffizienten R_d verwendet. Dieser Wert ist ein Maß für das Rückhaltevermögen eines Bodens gegenüber einem bestimmten Stoff. Er beschreibt das Verhältnis der Geschwindigkeiten von Wasserteilchen v_a und Stoffteilchen v_m . Mit der Summe aus n_0 und α (oft auch als fiktive Porosität n_f bezeichnet) steht er in folgender Beziehung:

$$n_f = R_d \cdot n_0$$

Bestimmt werden kann der Sorptionskoeffizient nur im Labor durch Säulendurchlauf- oder Batchversuche unter **naturnahen** Bedingungen. Komplizierend kommt wie bei allen chemischen Prozessen hinzu, dass der Parameter nicht nur vom Bodenmaterial, sondern auch von den Milieubedingungen (pH-Wert, Temperatur, Druck u. s. w.) und der spezifischen Affinität abhängt.

Verteilungskoeffizient K_d

Der Verteilungskoeffizient K_d charakterisiert die Stoffverteilung zwischen flüssiger Phase und Boden.

$$K_d = \frac{C_B}{C_F} \quad [\text{cm}^3\text{g}^{-1}]$$

Entsprechend der Beziehung

$$R_d = 1 + \frac{\rho_t \cdot K_d}{n_0}$$

ergibt sich bei $K_d = 0$ ein Wert von $R_d = 1$, was bedeutet, dass sich der Stoff reaktionslos als Tracer durch den Grundwasserleiter bewegt.

Abbaukonstante λ

Obwohl in natürlichen Systemen wesentlich komplexer ablaufend, versucht man den biochemischen Abbau von Stoffen infolge von chemischen Reaktionen bei der Modellierung durch vereinfachte Ansätze zu beschreiben. Der einfachste Ansatz ist ein **linearer** Abbau, deren typischer Vertreter der radioaktive Zerfall ist. In Analogie dazu wird daher dieser Abbau oftmals durch die sogenannte Halbwertszeit t_{50} beschrieben, wobei λ und t_{50} in folgendem Zusammenhang stehen:

$$\lambda = \frac{\ln(2)}{t_{50}}$$

Auch Abbaukonstanten lassen sich nur mit relativ aufwendigen Labortests ermitteln, wobei die Aussagekraft dieser Tests sehr spezifisch ist. In aller Regel lassen sich keine „Faustwerte“ finden, die sich auch für andere als die konkret untersuchte Problemstellung anwenden lassen.

Im Festgestein tritt das Phänomen der Matrixdiffusion auf. Die strukturelle Inhomogenität des Festgesteins, insbesondere der Wechsel von hochleitfähigen Klüften und geringleitfähiger Gesteinsmatrix, führt ebenso zu stark heterogen ausgeprägten Transportprozessen. Dabei fungieren Klüfte als schnelle Transportwege, während die Gesteinsmatrix eine Speicherfunktion einnimmt.

Die Austauschvorgänge zwischen wasserwegsamem Klüften und der Gesteinsmatrix sind überwiegend diffusiver Natur und werden unter dem Begriff „Matrixdiffusion“ zusammengefasst. Die Diffusion in das Haftwasser des Porenraums und der damit verbundene Zugang zu den inneren Oberflächen der Gesteinsmatrix ermöglichen einen komplexen Sorptionsvorgang im Klüftgestein.

7.3.4 Transfer Boden-Nutzpflanze

Die Bodenparameter C_{org} - und Ton-Gehalt können für einen Boden als mehr oder weniger unveränderlich angesehen werden. Damit sind zur Abschätzung der Pflanzenverfügbarkeit von Schadstoffen die wichtigsten Bodenparameter als konstant anzunehmen. Die Abschätzung des nachfolgenden Stofftransfers in die Pflanze erfolgt in Anlehnung an die Forschungsarbeiten für das UMS-System für typische im Garten angebaute Gemüse- und Obstsorten. Die im Folgenden aufgeführten Formeln beziehen sich auf die Abschätzung der Schadstoffkonzentration in verzehrbaren Pflanzenteilen. Eine Ermittlung des relevanten Schadstoffgehaltes in Nutzpflanzen kann nur durch die direkte Analytik des Schadstoffes im küchenfertig zubereiteten Pflanzenmaterial erfolgen. Da dies in der Praxis meist nicht durchführbar ist, muss eine Berechnung über Transferfaktoren für die Pfade Boden-Wurzel und Luft-Blatt erfolgen.

7.3.4.1 Schwermetalle und Arsen

Das Verhalten der anorganischen Schadstoffe wird maßgeblich vom pH-Wert bestimmt. pH-Wert-Änderungen können zur Löslichkeitserhöhung und damit zu einem erhöhten Austrag resp. zu einer höheren Aufnahme von anorganischen Schadstoffen in Pflanzen führen. Es ist jedoch davon auszugehen, dass bei gärtnerischer sowie ackerbaulicher Nutzung diese Aspekte nur eine untergeordnete Rolle spielen (s. 7.2.2.1). Das bedeutet, dass für den Transferpfad Boden - Pflanze die einmalige Parameterbestimmung der verschiedenen Böden als repräsentativ gelten kann. In Anlehnung an die Forschungsarbeiten zum UMS-System, für die auch die Daten der UBA-Datenbank TRANSFER ausgewertet wurden, kann die Abschätzung der Schwermetallkonzentration (einschl. Arsen) in der Pflanze auf Basis gemessener Transfermediumkonzentrationen (Boden) oder der gemessenen Bodenbelastung im Schadherd wie folgt vorgenommen werden:

$$CCM_{P,SM} = C_S \cdot TF_{SM} \cdot F_d \cdot F_{kA} \cdot F_{TG-FG} = 0,075 \cdot C_S \cdot TF_{SM} \cdot F_d$$

wobei

$CCM_{P,SM}$	=	Schwermetall-Konzentration im Kontaktmedium „verzehrbare Pflanzenteile“ [$mg_{Stoff}/kg_{Pflanze}$ in Frischgewicht (FG)]
C_S	=	Stoffkonzentration im Boden [mg/kg]
TF_{SM}	=	Transferfaktor Boden – Pflanze für Schwermetalle und Arsen bezogen auf das Trockengewicht [$(mg_{Stoff}/kg_{Pflanze(TG)})/(mg_{Stoff}/kg_{Boden})$]
F_d	=	probentiefenspezifischer Faktor [-] (für 0 – 1,0 m $\Rightarrow F_d = 1$; für > 1,0 m $\Rightarrow F_d = 0,2$)
F_{TG-FG}	=	Faktor 0,15 zur Umrechnung von Trockengewicht auf Frischgewicht [kg_{TG}/kg_{FG}]
F_{KA}	=	Faktor 0,5 für die küchenfertige Aufbereitung der Nahrungsmittel

7.3.4.2 Modellierung des Transfers organischer Schadstoffe in die Pflanze

Zur Abschätzung des Transfers organischer Schadstoffe in die Pflanze entwickelten TRAPP und McFARLANE [48] das Modell PLANTX sowie TRAPP und MATTHIES [49] das Modell PLANT. Die Modelle sind auf organische Schadstoffe anwendbar und berechnen den Schadstofftransfer Boden-Wurzel, Wurzel-Spross-Blatt sowie Luft-Blatt. Weitere Modelle sind bei der U.S. EPA (z. B. Soil Screening Guidance) sowie in den Technical Guidance der EU beschrieben. Die Modelle beruhen alle auf den gleichen mathematischen Ansätzen, die im Folgenden kurz beschrieben werden.

7.3.4.2.1 Berechnung der Schadstoffkonzentration in der Pflanze bei Aufnahme über Wurzel für nicht dissoziierbare organische Schadstoffe

Aufgrund der extrem hohen Oberfläche von Wurzeln kann man mit Ausnahme von dickeren Pfahl- bzw. Speicherwurzeln davon ausgehen, dass die Wurzellösung im Gleichgewicht mit der Bodenlösung steht. Dieses Gleichgewicht kann man rechnerisch ermitteln, indem man den Verteilungskoeffizienten Wurzel zu Wasser durch den Boden-Wasser-Verteilungskoeffizienten K_d teilt (TRAPP und MATTHIES [49]). Der Verteilungskoeffizient Wurzel zu Wasser lautet (siehe auch [46]):

Verteilungskoeffizient Wurzel zu Wasser

$$K_{PW} = \left(W + l \cdot a \cdot K_{ow}^b \right) \cdot \frac{\rho_{Pflanze}}{\rho_{Wasser}}$$

mit:

K_{PW}	=	Verteilungskoeffizient Pflanzen- resp. Wurzelgewebe zu Wasser [$m^3_{Wasser}/m^3_{Pflanze}$]
W	=	Wassergehalt des Pflanzengewebes; Defaultwert für Wassergehalt der Wurzel (Frischgewicht) 0,65 - 0,8 $kg_{Wasser}/kg_{Pflanze}$

l	=	Lipidgehalt des Pflanzengewebes; Defaultwert für Lipidgehalt der Wurzeln (Frischgewicht) $0,01 \text{ kg}_{\text{Lipid}}/\text{kg}_{\text{Pflanze}}$
a	=	empirischer Korrekturfaktor; bei gleichem Sorptionsverhalten von Pflanzenlipiden und Octanol ist $a = [\rho_{\text{Wasser}}/\rho_{\text{Octanol}} \cdot 1 \text{ m}^3_{\text{Wasser}}/\text{m}^3_{\text{Octanol}}] = 1,22$
b	=	Korrektorexponent für abweichendes Verhalten der Lipide von Octanol; für b wurden bisher Werte für Gerstenwurzeln ($b = 0,77$), Bohnenwurzeln ($b = 0,75$), Gerstenblätter ($b = 0,95$) und isolierte Kutikula ($b = 0,97$); im Modell PLANT ist b $0,77$ für Wurzeln und $0,95$ für Blätter
K_{OW}	=	Verteilungskoeffizient Octanol-Wasser [-]
ρ_{Pflanze}	=	Dichte des Pflanzengewebes; Defaultwert für Dichte der Wurzeln (Frischgewicht) $700 - 1000 \text{ kg}/\text{m}^3$
ρ_{Wasser}	=	Dichte von Wasser [kg/m^3]

Wurzelkonzentrationsfaktor

Die Berechnung des Wurzelkonzentrationsfaktors lautet:

$$RCF \left(\frac{l}{\text{kg}_{FG}} \right) = \frac{\text{Konzentration in der Wurzel} \left(\frac{\text{mg}}{\text{kg}_{FG}} \right)}{\text{Konzentration in der Bodenlösung} \left(\frac{\text{mg}}{l} \right)}$$

Die Modellierung der Schadstoffkonzentration in der Wurzel kann über die Korrelationsrechnungen nach BRIGGS et al. (1981 und 1983) [50], [51] erfolgen. Dieser Ansatz wurde empirisch und durch Regression von Teilprozessen mit physikalisch-chemischen Parametern der Chemikalien entwickelt. Die Formel für den Wurzelkonzentrationsfaktor RCF lautet:

$$RCF = 10^{(0,77 \cdot \log Kow - 1,52) + 0,82}$$

Nach [46] kann der RCF auch wie folgt bestimmt werden:

$$RCF = \frac{K_{PW} \cdot C_{SW}}{\rho_{Pflanze}}$$

wobei:

RCF	=	Wurzelkonzentrationsfaktor [mg/kg]
K_{PW}	=	Verteilungskoeffizient Wurzel-Wasser [m^3/m^3]
C_{SW}	=	Stoffkonzentration im Bodenwasser [mg/m^3]
ρ_{Pflanze}	=	Dichte der Pflanzenwurzeln [mg/kg]

Konzentration in Spross und Blatt

Die Grundgleichung zur Abschätzung der Stoffkonzentration im Spross lautet:

$$SCF \left(\frac{l}{kg_{FG}} \right) = \frac{\text{Konzentration im Spross} \left(\frac{mg}{kg_{FG}} \right)}{\text{Konzentration in der Bodenlösung} \left(\frac{mg}{l} \right)}$$

Für die Berechnung der Schadstoffkonzentrationen in Spross und Blatt muss zunächst der Stofftransport über den Transpirationsstrom aus den Wurzeln in den Spross abgeschätzt werden. Der „Transpiration Stream Concentration Factor“ TSCF kann nach [50], [51] über folgende Formel abgeschätzt werden (siehe auch [46]):

$$TSCF = 0,784 \times 10^{\left(\frac{(\log K_{OW} - 1,78)^2}{2,44} \right)}$$

Die Akkumulation im Spross kann durch einen Verteilungsprozess zwischen Sprossachse und Xylem beschrieben werden. Zusammen mit dem TSCF ist eine Abschätzung des „Stem Concentration Factor“ SCF wie folgt möglich [50], [51]:

$$SCF = 10^{(0,95 \cdot (\log K_{OW} - 2,05)) + 0,82} \cdot TSCF$$

Die aufgeführten Formeln für die Bestimmung von RCF, TSCF und SCF gelten nur für nicht dissoziierbare organische Verbindungen.

7.3.4.2.2 Berechnung der Schadstoffkonzentration in der Pflanze bei Aufnahme über die Wurzel für dissoziierbare organische Schadstoffe

Für dissoziierbare organische Verbindungen ist die Situation aufgrund des sogenannten Ion-Trap-Mechanismus (Ionenfalle) komplexer. Der Schadstoffein- und Austritt in die Wurzelzellen erfolgt nur durch das undissoziierte Molekül. Liegen aufgrund der pH-Verhältnisse zwischen der Bodenlösung und der Wurzellösung im Boden undissoziierte Schadstoffmoleküle vor, die in der Wurzel dissoziieren, so kommt es in der Wurzel zu einer Schadstoffanreicherung über den theoretisch berechneten RCF-Wert (Konzentration in der Wurzel) hinaus. Aufgrund der komplexen pH-Verhältnisse innerhalb der Pflanze führt der Ion-Trap-Mechanismus dazu, dass schwache Säuren im Cytoplasma der Wurzel zurückgehalten werden, so dass sich für Säuren deutlich niedrigere TSCF-Werte (Konzentration im Transpirationsstrom) als bei nicht dissoziierbaren Schadstoffen ergeben (Briggs et al. 1987).

7.3.4.2.3 Aufnahme von Aerosolen über die Blätter (Pfad Boden – Luft – oberirdische Pflanzenteile)

McKONE UND RYAN (1989, nach HULZEBOS (1994) [52]) kalkulierten den Transfer von Partikeln aus der Atmosphäre zur Vegetation. Dabei berücksichtigten sie das Gleichgewicht zwischen der Deposition auf die exponierten und essbaren Teile der Pflanze und der Entfernung

durch Witterung und Seneszenz. Die Gleichgewichtskonzentration in der Vegetation wird wie folgt abgeschätzt:

$$C_{vp} = \frac{V_{dp} \cdot C_{pf}}{M_f \cdot R_v}$$

- C_{vp} = Konzentration in der Vegetation [mg/kg Frischgewicht]
- V_{dp} = Gesamtdepositionsrate (trocken und nass) atmosphärischer Partikel auf Nahrungspflanzen [m/Tag], diese ist das Verhältnis der Depositionsrate auf die Vegetation [$\text{mg}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$] zur Konzentration in der Luft [mg/m^3]
- C_{pf} = Konzentration in der Luft, Partikelfraktion [mg/m^3]
- M_f = Jährliches Mittel des Bestandes an Nahrungspflanzen pro Flächeneinheit [$\text{kg Frischgewicht}/\text{m}^2$]; Defaultwerte: 1,0 bis 9,0 kg/m^2 [Median: 3,0 – log - Normalverteilung]
- R_v = Entfernungsrate der Chemikalie von der Vegetationsoberfläche; Default werte: 0,1 bis 0,01 pro Tag [Median 0,03 - log-Normalverteilung]

Im Hinblick auf die hohe Variabilität der Depositionsraten von Aerosolen verwenden McKone und Ryan die Depositionsraten für Partikel < 5 μm , die auf 2,6 – 860 m/Tag abgeschätzt wurden. Für die Simulation der Schadstoffdeposition verwendeten sie eine log-Normalverteilung mit einem geometrischen Mittel von 300 m/Tag und einer Standardabweichung von 3,0 für Partikel < 5 μm .

McKONE UND RYAN kalkulieren die von der Vegetation aufgenommene Fraktion der Deposition (V_g) nach:

$$V_g = V_t \cdot \left[1 - \exp(-\alpha \cdot M_v) \right]$$

- V_t = Gesamtrate der trockenen Deposition [m/s]
- α = Aufnahmekonstante der Blätter; geschätzter Defaultwert = 2,8 $\text{m}^2/\text{kg Trockengewicht}$
- M_v = Vegetations-Trockenmasse pro Flächeneinheit; geschätzter Defaultwert = 0,6 $\text{kg Trockengewicht}/\text{m}^2$

Die Höhe der trockenen Deposition kann wie in Kap. 7.3.4 beschrieben sektoral (Windrose) abgeschätzt werden. Die Auswertungen von McKONE UND RYAN zeigten, dass die trockene Deposition die nasse Deposition bei weitem überwiegt.

7.3.4.2.4 Aufnahme von gasförmigen Substanzen über die Blätter (Pfad Boden – Luft – oberirdische Pflanzenteile)

Selbst bei geringen Konzentrationen in der Luft können Blätter stark kontaminiert werden, da die Verteilungskoeffizienten zwischen Blatt und Atmosphäre K_{LA} häufig sehr hoch sind [49]:

$$K_{LA} = \frac{C_L}{C_A} = \frac{K_{LW}}{K_{AW}}$$

- K_{LA} = Verteilungskoeffizient zwischen Blatt und Atmosphäre [-]
- C_L = Gleichgewichtskonzentration im Blatt [kg/m^3]
- C_A = Gleichgewichtskonzentration in der Luft [kg/m^3]
- K_{LW} = Blatt-Wasser-Verteilungskoeffizient [-]
- K_{AW} = Luft-Wasser-Verteilungskoeffizient, dimensionlose Henry-Konstante [-]

Die Abschätzung des Blatt-Wasser-Verteilungskoeffizienten K_{LW} erfolgt nach der Formel [49]:

$$K_{LW} = \left(W + l \cdot a \cdot K_{ow}^{0,95} \right) \cdot \frac{\rho_{Pflanze}}{\rho_{Wasser}}$$

oder nach [27]:

$$K_{LW} = \left(0,82 + 0,0089 \cdot K_{ow}^{0,95} \right) \cdot \frac{\rho_{Pflanze}}{\rho_{Wasser}}$$

mit:

- K_{LW} = Verteilungskoeffizient Blattgewebe zu Wasser [$\text{m}^3_{\text{Wasser}}/\text{m}^3_{\text{Pflanze}}$]
- W = Wassergehalt des Blattgewebes; Defaultwert für Wassergehalt der Blätter (Frischgewicht) $0,8 \text{ kg}_{\text{Wasser}}/\text{kg}_{\text{Pflanze}}$
- l = Lipidgehalt des Blattgewebes; Defaultwert für Lipidgehalt der oberirdischen Pflanzenteile (Frischgewicht) $0,03 \text{ kg}_{\text{Lipid}}/\text{kg}_{\text{Pflanze}}$
- a = empirischer Korrekturfaktor; bei gleichem Sorptionsverhalten von Pflanzenlipiden und Octanol ist $a = [\rho_{\text{Wasser}}/\rho_{\text{Octanol}} \cdot 1 \text{ m}^3_{\text{Wasser}}/\text{m}^3_{\text{Octanol}}] = 1,22$ unter der Annahme, dass $\delta_{\text{Wasser}} = 1000 \text{ kg}/\text{m}^3$ und $\delta_{\text{Octanol}} = 822 \text{ kg}/\text{m}^3$
- K_{OW} = Verteilungskoeffizient Octanol-Wasser [-]
- ρ_{Pflanze} = Dichte des Pflanzengewebes; Defaultwert für Dichte der Blätter (Frischgewicht) $500 \text{ kg}/\text{m}^3$
- ρ_{Wasser} = Dichte von Wasser [kg/m^3]

Für dissoziierbare Substanzen ist der K_{AW} -Wert pH-abhängig und muss für den Anteil neutraler Moleküle korrigiert werden. Durchgeführt wird die folgende Korrektur, wenn ein korrespondierender pH im Modell vorkommt. Es handelt sich dabei um die Henderson-Hasselbalch-Gleichung (vgl.[49]):

Wenn pH und pKa bekannt und die Protolyseprodukte der Substanz nicht neutral sind, dann ist

$$K_{AW} = \frac{K_{AW}}{1 + 10^{a(\text{pH} - \text{pKa})}}$$

$$a = \begin{cases} 1 & \text{falls Protolyse} = \text{sauer} \\ -1 & \text{falls Protolyse} = \text{alkalisch} \end{cases}$$

Der Nettostofffluss zwischen Blatt und Atmosphäre erfolgt durch Diffusion und leitet sich aus dem 1. Fickschen Gesetz ab:

$$N_A = A \cdot g \cdot \left(C_A - \frac{C_L}{K_{LA}} \right)$$

- N_A = Nettostofffluss zwischen Blatt und Atmosphäre [kg/s]
- A = Blattoberfläche (m^2); Defaultwert für die Gesamtoberfläche der Blätter = 4 – 5 m^2
- g = Leitwert [m/s]; Defaultwert 0,001 m/s
- C_A = tatsächliche Konzentration in der Luft [kg/m^3]
- C_L = tatsächliche Konzentration im Blatt [kg/m^3]
- K_{LA} = Verteilungskoeffizient zwischen Blatt und Atmosphäre [-]

7.3.4.2.5 Gesamtbetrachtung Boden - Wurzel und Boden – Luft - oberirdische Pflanzenteile

Die Schadstoffaufnahme aus dem Boden und aus der Luft wird durch das Modell PLANT berücksichtigt. Danach ist die Änderung der Stoffmenge in den oberirdischen Teilen der Pflanze gleich dem Fluss aus dem Boden in den Spross plus/minus dem Fluss aus der bzw. in die Luft abzüglich der Metabolisierung:

$$V_L \cdot \frac{dC_L}{dt} = Q_W \cdot TSCF \cdot C_W + A \cdot g \cdot \left(C_A - \frac{C_L}{K_{LA}} \right) - \lambda \cdot C_L \cdot V_L$$

- C_L = Konzentration im Blatt [kg/m^3]; Defaulteinstellung im Modell PLANT: Startkonzentration im Blatt $C_{L,0} = 0 \text{ kg}/\text{m}^3$
- Q_W = Transpirationsstrom [m^3/d]; Defaultwert = 0,001 m^3/d
- $TSCF$ = Transpirationsstromkonzentrationsfaktor; Abschätzung nach Briggs siehe Kap. 7.3.4.2.1
- C_W = Konzentration in der Bodenlösung [kg/m^3]
- V_L = Volumen des Blattes [m^3]; Defaultwert für das Volumen der oberirdischen Pflanzenteile = 0,002 m^3
- A = Blattfläche [m^2]; Defaultwert für die Gesamtoberfläche der Blätter: 4 – 5 m^2

- g = Leitwert zwischen Blatt und Luft [m/s]; Defaultwert = 0,01 m/s
- C_A = Konzentration in der Luft [kg/m³]
- K_{LA} = Verteilungskoeffizient zwischen Blatt und Luft; Abschätzung nach Kap. 7.3.6.4
- λ = Metabolisierungsrate + Wachstumsrate erster Ordnung [1/s]

Die Konzentration im Bodenwasser C_{SW} kann wie folgt abgeschätzt werden

$$C_W = \frac{C_{soil}}{K_d \cdot \frac{\rho_{soil}}{\rho_{water}} + \theta + (n - \theta) K_{AW}}$$

wobei:

- C_W = Konzentration im Bodenwasser [mg/l]
- C_{soil} = Konzentration im Boden [mg/kg]
- ρ_{soil} = Bodendichte [kg/m³]
- ρ_{wasser} = Dichte des Wassers [kg/m³]; Defaultwert = 1000 kg/m³
- n = Bodenporosität [-]
- θ = Anteil wassergefüllter Poren an der Gesamtporosität [-]
- K_{AW} = Luft-Wasser-Verteilungskoeffizient, dimensionslose Henry-Konstante [-]

Abschätzung der Metabolisierungs- und Wachstumsrate (vgl. hierzu [22]):

$$\lambda_{Plant} = \lambda_M + \lambda_W$$

mit:

- λ_{Plant} = Abbaurrate „pseudo“-erster Ordnung für die Gesamtschadstoffelimination in der Pflanze [1/d]
- λ_M = Abbaurrate „pseudo“-erster Ordnung für den Metabolismus in der Pflanze [1/d]
- λ_W = Abbaurrate „pseudo“-erster Ordnung für die Verdünnung durch Wachstum der Pflanze [1/d]; Defaultwert = 0,035 [1/d]

Die Formel zur Berechnung der Metabolisierungsrate λ_M „pseudo“-erster Ordnung lautet:

$$\lambda_M = -\lambda' \cdot C_I$$

wobei:

- λ_M = Abbaurrate „pseudo“-erster Ordnung für den Metabolismus in der Pflanze [1/d]
- λ' = Reaktionsrate zweiter Ordnung [1/d • C]

C_1 = Konzentration des Reaktanden [mg/kg]

Hauptwachstumsrate λ_w (nach [49])

$$\lambda_w = \frac{\ln\left(\frac{V_t}{V_0}\right)}{t}$$

mit:

λ_w = Abbaurrate „pseudo“-erster Ordnung für die Verdünnung durch Wachstum der Pflanze [1/d]; Defaultwert = 0,035 [1/d]

V_t = Volumen der Pflanze zum Zeitpunkt t

V_0 = Volumen der Pflanze zum Zeitpunkt 0

7.3.5 Wind- und Wassererosion

7.3.5.1 Bodenerosion durch Wind (Quellstärkenermittlung der AVFL durch Winderosion)

Modell 1: Wind-Erosions-Gleichung (WEE)

Die Bodenerosion durch Wind (E_w) beschreibt die Quellstärke einer Altlastverdachtsfläche über den Pfad Boden-Luft-Schutzgut (Mensch, Boden, Oberflächenwasser). Der potenzielle Bodenabtrag E_w kann nach der „Wind-Erosion-Equation“ (WEE) von WOODRUFF & SIDDOWAY [53] als Funktion der Bodenerodibilität, dem Oberflächenrauigkeitsfaktor, der Winderosivität, dem Feldlängenfaktor und dem Vegetationsfaktor abgeschätzt werden:

$$E_w = f(I, K, C, L, V)_w$$

dabei ist:

E_w = potenzielle durchschnittliche Bodenerosion durch Wind [t/ha·a]

I_w = Bodenerodibilität [t/ha·a]

K_w = Rauigkeitsfaktor [-]

C_w = Winderosivität [-]

L_w = Feldlängenfaktor [-]

V_w = Vegetationsfaktor [-]

Im Folgenden werden die o. g. Einzelparameter erläutert und ihre Ermittlung beschrieben.

Ermittlung der Bodenerodibilität (I_w)

Die Bodenerodibilität kann über den Anteil der trockenen Bodenfraktion mit einer Korngröße > 0,84 mm abgeschätzt werden (Tabelle 11 und Tabelle 12), da dieser auf Grund seiner Größe nicht erosionsanfällig ist.

Tabelle 11: Ermittlung der Bodenerodibilität I_w (t/ha·a) nach [29]

Bodenerodibilität [t/ha·a] in Abhängigkeit von der trockenen Bodenfraktion > 0,84 mm										
Prozent	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
0	-	695	560	493	437	404	381	359	336	314
10	300	294	287	280	271	262	253	244	238	228
20	220	213	206	202	197	193	186	182	177	170
30	166	161	159	155	150	146	141	139	134	130
40	126	121	117	114	112	108	105	101	96	92
50	85	80	75	70	65	61	28	54	52	49
60	47	45	43	40	38	36	36	34	31	29
70	27	25	22	18	16	13	9	7	7	4
80	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Tabelle 12: Beschreibung von Winderosionsgruppen (WEG) (verändert nach [54])

WEG	Überwiegende Bodentexturklasse im Oberboden	Bodenfraktion > 0,84 mm (%)	I_w -Faktor [t/ha·a]
1	Feinsand bis Grobsand	1,0	695
		2,0	560
		3,0	493
		5,0	404
		7,0	359
2	Lehmiger Feinsand bis lehmiger Grobsand oder organische Böden	10	300
3	Feinsandiger bis grobsandiger Lehm	25	193
4	Ton, schluffiger Ton, kalkfreier toniger Lehm oder schluffiger toniger Lehm mit mehr als 35% Tonanteil	25	193
4L	Kalkhaltiger Lehm und schluffiger Lehm oder kalkhaltiger toniger Lehm und schluffiger toniger Lehm	25	193
5	Kalkfreier Lehm und schluffiger Lehm mit weniger als 20% Tongehalt oder sandiger toniger Lehm, sandiger Ton und organische Böden	40	126
6	Kalkfreier Lehm und schluffiger Lehm mit mehr als 20%	45	108

WEG	Überwiegende Bodentexturklasse im Oberboden	Bodenfraktion on > 0,84 mm (%)	I _w -Faktor [t/ha-a]
	Tongehalt oder kalkfreier, toniger Lehm mit weniger als 35% Tongehalt		
7	Schluff, kalkfreier schluffiger toniger Lehm mit weniger als 35% Tongehalt und faserige organische Böden	50	85
8	Nicht winderosionsanfällige Böden	> 80	0

Rauhigkeitsfaktor (K_w)

Für die Abschätzung der Bodenerosion auf Altlasten durch den Einfluss des Windes wird der Rauhigkeitsfaktor K zu 1 gesetzt.

Winderosivität (C_w)

Die Bodenerosion durch Wind wird wesentlich durch das Klima am Standort beeinflusst. Für die Bestimmung der Winderosivität sind daher Durchschnittswerte für die Windgeschwindigkeit, die monatlichen Niederschläge sowie die monatliche Temperatur zu erheben. Die Formel zur Abschätzung der Winderosivität lautet ([55], [56], [57]):

$$C_W = 386 \cdot \frac{u^3}{(PE)^2}$$

mit

$$PE = 3,16 \sum_{i=1}^{12} \left(\frac{N}{1,8T + 22} \right)^{\frac{10}{9}}$$

- C_w = Winderosivität [-]
- u = Windgeschwindigkeit [m/s]
- PE = Thornthwaite Index (THORNTHWAITE, [58])
- N = durchschnittlicher monatlicher Niederschlag [mm]; Min-Wert: 13 mm
- T = durchschnittliche monatliche Temperatur [°C]; Min-Wert: -10°C

Die Beschränkung der Faktoren N und T auf Minimalwerte ist erforderlich, um einerseits den Thornthwaite Index PE nicht unrealistisch groß werden zu lassen (N > 13 mm) und andererseits eine Division durch Null (1,8T + 22 für T = -12,22°C ist gleich 0) zu verhindern.

Feldlängenfaktor (L_w)

Der Feldlängenfaktor ergibt sich aus der Länge und Breite der AVFL. Die Feldlänge beschreibt die Länge der betrachteten Fläche in Windrichtung. Bei wechselnden Windverhältnissen wird der Feldlängenfaktor durch sein Maximum abgeschätzt. Bei rechteckigen Flächen (landwirt-

schaftliche Nutzflächen) ist die längste Strecke die Diagonale. Die Berechnung des Feldlängenfaktors lautet:

$$L_W = \sqrt{(l^2 + b^2)}$$

- L_W = Feldlängenfaktor [m]
 l = Länge des Feldes [m]
 b = Breite des Feldes [m]

Bei nicht rechteckiger Form einer Fläche bzw. bei fehlenden Informationen über die Flächengestalt wird eine quadratische Form angenommen mit dem damit verbundenen vereinfachten Feldlängenfaktor ($L_{W,V}$):

$$L_{W,V} = \sqrt{2 \cdot F_O}$$

- $L_{W,V}$ = Diagonale eines Quadrates [m]
 F_O = Fläche des Feldes [m²]

Vegetationsfaktor (V_W)

Die Bodenerosion durch Wind wird durch die vorliegende Vegetation beeinflusst. Der Vegetationsfaktor kann durch das so genannte "small-grain"-Äquivalent (SG_e , [lbs/acre]) bestimmt werden (WILLIAMS et al., [59]):

$$V_W = 0,2533 \cdot (SG_e)^{1,363}$$

Vereinfacht kann das SG_e gleich dem Bewuchs in lbs/acre gesetzt werden, wobei 1lbs/acre dann 0,1076 g/m²

Berechnung der Bodenerosion durch Wind

Hiernach berechnet sich die potenzielle durchschnittliche Bodenerosion durch Wind wie folgt (E_{W1} , E_{W2} und E_{W3} sind Zwischengrößen):

$$E_{W1} = I_W \cdot K_W$$

$$E_{W2} = I_W \cdot K_W \cdot C_W$$

$$E_{W3} = (WF^{0,348} + E_{W2}^{0,348} - E_{W1}^{0,348})^{2,87}$$

$$WF = E_{W1} \cdot \left(1 - 0,122 \cdot \left(\frac{L_{W,V}}{L_{W,O}}\right)^{-0,383}\right) \cdot \exp\left(\frac{-3,33 \cdot L_{W,V}}{L_{W,O}}\right)$$

$$L_{W,O} = 1,56 \cdot 10^6 \cdot (E_{W1})^{-1,26} \cdot \exp(-0,00156 E_{W2})$$

$$E_w = \Psi_1 \cdot E_w 3^{\Psi_2} \left[\frac{t}{ha \cdot a} \right]$$

$$\Psi_1 = \exp(-0,759 \cdot V_w - 4,74 \cdot 10^{-2} \cdot V_w^2 + 2,95 \cdot 10^{-4} \cdot V_w^3)$$

$$\Psi_2 = 1 + (8,93 \cdot 10^{-2} \cdot V_w + 8,51 \cdot 10^{-3} \cdot V_w^2 - 1,5 \cdot 10^{-5} \cdot V_w^3)$$

Modell 2: Abschätzung der Bodenerosion durch Wind nach Bagnold

Die Bodenerosion durch Wind kann vereinfacht durch die Parameter Bodenerodierbarkeit und Erosivität des Windes abgeschätzt werden (BAGNOLD [60]).

$$Q = K \cdot (V - V_t)^2 \cdot V$$

mit:

- Q_w = Bodenabtrag durch Wind [kg/s·m²]
- V_w = Windgeschwindigkeit [m/s]
- $V_{w,t}$ = Schwellengeschwindigkeit, ab der Winderosion einsetzt [m/s]
- K_w = Bodenerodierbarkeitsfaktor (siehe Tab. 7.3-1) [kg·s²/m⁵]

Die Übertragbarkeit der U. S. Daten auf deutsche Verhältnisse wird in der Literatur vielfach kritisiert. NEEMANN et al. [61] bestimmten deshalb den Bodenerodierbarkeitsfaktor K für verschiedenen Naturräume Niedersachsens im Windkanal (siehe Tabelle 13).

Tabelle 13: K-Faktoren für unterschiedliche Naturräume Niedersachsens

Naturraum	n	Hu-mus	T + U	ffs	fs	mS	gS	K-Faktor
Burgdorf-Peiner Geest	11	2,3	18,6	3,1	24,1	51,4	2,9	0,101
Lüneburger Heide	27	2,7	17,3	5,2	25,6	45,4	6,4	0,159
Lüchower Niederung	11	3,8	19,0	14,9	40,3	23,2	2,6	0,733
Lingener Land	23	4,3	8,7	12,4	52,9	24,1	1,9	0,740
Cloppenburger Geest	7	4,2	13,8	16,9	57,8	10,6	1,0	1,444
Hunte-Leda-Niederung	18	6,0	10,5	17,3	58,8	12,3	1,1	1,447

Anmerkung zur Modellierung der Bodenerosion:

Die Abschätzung der Quellstärke einer Altlastverdachtsfläche durch Modellierung der Bodenerosion durch Wind reicht nicht aus, um mögliche Gefahren für Schutzgüter im Einflussbereich einer AVFL abschätzen zu können. Hierfür bedarf es zusätzlich einer Immissionsabschätzung, mit der die Höhe des Eintrags kontaminierter Stäube auf eine Fläche quantifiziert werden kann.

Modellierung der Immissionsbelastung durch Staubdeposition

Die Bodenerosion durch Wind führt zu einer potenziellen Ausbreitung von Schadstoffen über die Grenzen der Altlastverdachtsfläche hinaus. Die resultierende Staubdeposition aus Bodenerosion durch Wind kann über Ausbreitungsrechnungen für Stäube abgeschätzt werden (vgl. TA Luft 1986). Zur Berechnung der Konzentrationsverteilung $C(x,y,z)$ wird die Quellstärke Q der betrachteten Fläche auf eine bzw. mehrere Punktquellen umgerechnet. Die so ermittelten Immissionsbeiträge werden anschließend entsprechend zusammengefasst. Die Formel zur Berechnung der Staubdeposition lautet:

$$C(x, y, z) = \frac{10^6}{3600 \cdot 2 \cdot \pi} \cdot \frac{Q}{u_h \sigma_y \sigma_z} \exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right) \left[\exp\left(-\frac{(z-h)}{2\sigma_z^2}\right) + \exp\left(-\frac{(z+h)^2}{2\sigma_z^2}\right) \right] \cdot \exp\left[-\sqrt{\frac{2V_{di}}{\pi u_h}} \int_0^x \frac{1}{\sigma_z(\xi)} \exp\left(-\frac{h^2}{2\sigma_z^2(\xi)}\right) d\xi\right]$$

hierbei bedeuten:

- $C_{(x,y,z)}$ = Massenkonzentration der Luftverunreinigung (Immissionsbeitrag) am Aufpunkt mit den Koordinaten (x,y,z) für jede einzelne Ausbreitungssituation [mg/m³]
- x,y,z = kartesische Koordinaten der Aufpunkte in Ausbreitungsrichtung (x), senkrecht zur Ausbreitungsrichtung horizontal (y) und vertikal (z) [m]
- z = Aufhöhe, d. h. Höhe in z-Richtung [m]
- Q = Emissionsmassenstrom des emittierten luftverunreinigenden Stoffes aus der Emissionsquelle. Bei der Emission von Stickstoffmonoxid ist ein Umwandlungsgrad von 60 vom Hundert des Stickstoffmonoxids zu Stickstoffdioxid zugrunde zu legen [kg / h]
- h = effektive Quellhöhe, hier: 0 m [m]
- σ_y, σ_z = horizontale und vertikale Ausbreitungsparameter [m]
- u_h = Windgeschwindigkeit [m/s]
- V_{di} = Ablagerungsgeschwindigkeit (m/s); kann Tabelle 14 entnommen werden

Tabelle 14: Ablagerungsgeschwindigkeit V_{di} in Abhängigkeit der Korngröße (TA-Luft, 1986)

Klasse	Korngröße in μm	Ablagerungsgeschwindigkeit V_{di} [m/s]
i = 1	kleiner 5	0,001
i = 2	von 5 bis 10	0,01
i = 3	von 10 bis 50	0,05
i = 4	größer 50	0,1

Vereinfachte Abschätzung der Staubdeposition

Bei Anwendung der Ausbreitungsrechnung für Stäube nach TA-Luft ist festzustellen, dass nennenswerte Immissionsbeiträge in Hauptwindrichtung nur wenige 100 Meter betragen. Es ist somit möglich, die Immissionsbelastung durch Bodenerosion durch Wind vereinfacht abzuschätzen, indem der ermittelte Bodenabtrag (Bodenerosion durch Wind) auf eine Fläche mit einem Radius von 1 km um die Altlastverdachtsfläche entsprechend der Windverhältnisse umgerechnet wird. Hierzu ist es erforderlich, die Windhäufigkeiten (Tage pro Jahr) für die 16 Hauptwindrichtungen (N, NNE, NE, ENE, E etc.) am Standort zu erfassen und die ermittelte Bodenerosion entsprechend auf die Sektoren mit einem Öffnungswinkel von jeweils $22,5^\circ$ ($360^\circ / 16$) aufzuteilen.

Zum besseren Verständnis ist in Abbildung 14 ein Beispiel dargestellt. In der Windrose kann für die Windrichtung "aus Osten kommend" (E) eine Windhäufigkeit von 20 Tagen pro Jahr (ca. 5,5 % des Jahres) abgelesen werden. Der ermittelte Bodenabtrag durch Wind muss demnach zu 5,5 % auf den Sektor West mit einer Fläche von $(\pi \cdot r^2) / 16$ (für 16 Sektoren N, NNE, NE, etc.) verteilt werden. Bei einem Radius von 1 km ergibt sich hieraus eine Fläche von ca. 0,2 km² je Sektor.

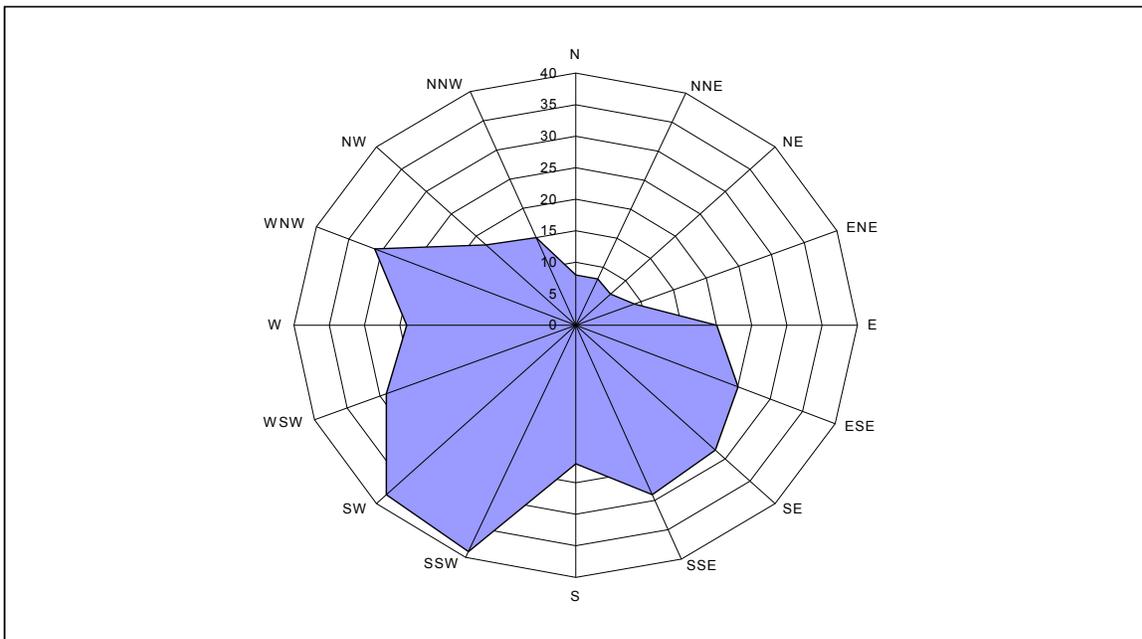


Abbildung 14: Beispiel-Windrose für die 16 Hauptwindrichtungen - Angaben in Tagen pro Jahr

Berücksichtigung des Schadstoffabbaus

Die Simulation der Bodenkonzentration als Funktion der Zeit geschieht abhängig von Abbau- und Transportprozessen, die zu einer Verringerung der Bodenkonzentration führen. Diese können vereinfacht durch einen Faktor k simuliert werden. Der Faktor k ist umgekehrt proportional zur Halbwertszeit. Für $k \approx 0$ bzw. einer Halbwertszeit gegen Unendlich finden weder Abbau- noch Transportprozesse statt. Die Bodenkonzentration als Funktion der Zeit kann wie folgt bestimmt werden:

$$C(t) = C_0 \cdot e^{-kt} + C_{SE} \cdot \frac{1}{k} \cdot (1 - e^{-kt})$$

mit:

$C(t)$	=	Konzentration im Boden zum Zeitpunkt t [mg/m^3]
C_0	=	Hintergrundbelastung zum Zeitpunkt $t = 0$ [mg/m^3]
C_{SE}	=	Schadstoffeintrag [$\text{mg}_{\text{Stoff}}/\text{m}^3 \cdot \text{a}$]
k	=	$1/\text{Halbwertszeit}$ [$1/\text{a}$]
t	=	Zeitraum [a]

7.3.5.2 Modellierung der Immissionsbelastung aufgrund der Bodenerosion durch Regen

Die Allgemeine Bodenabtragungsgleichung ABAG beschreibt die Bodenerosion durch Regen für landwirtschaftliche Flächen und für Bauplätze. Sie basiert auf der „Universal Soil Loss Equation“ (USLE), die Mitte der 60er Jahre in Amerika entwickelt wurde, berücksichtigt jedoch gezielt deutsche Verhältnisse.

Die ABAG ist das am häufigsten verwendete und am besten geprüfte Erosionsmodell (AUERSWALD UND SCHWERTMANN [62]). Ihre Genauigkeit ist für den speziellen Einsatzbereich landwirtschaftlicher Flächen und Bauplätze besonders gut. Übertragungen auf andere Bereiche wie z. B. Wald, Skipisten, größere Hangneigungen bis hin zu Steilhängen oder auch größere Flächen (Wassereinzugsgebiete) führen dagegen zu unsicheren Aussagen bzw. zur Nichtanwendbarkeit des Modells.

Die Allgemeine Bodenabtragungsgleichung ABAG lautet:

$$A_{Rw} = R_{Rw} \cdot K_{Rw} \cdot L_{Rw} \cdot S_{Rw} \cdot C_{Rw} \cdot P_{Rw}$$

A_{Rw}	=	Bodenabtrag [$\text{t}/\text{ha} \cdot \text{a}$]
R_{Rw}	=	Regen- und Oberflächenabflussfaktor [$\text{N}/\text{h} \cdot \text{a}$]
K_{Rw}	=	Bodenerodierbarkeit [$\text{t} \cdot \text{h}/\text{ha} \cdot \text{N}$]
L_{Rw}	=	Hanglängenfaktor [-]
S_{Rw}	=	Hangneigungsfaktor [-]

- C_{Rw} = Bewirtschaftungs- und Bedeckungsfaktor [-]
 P_{Rw} = Schutzfaktor erosionsmindernder Maßnahmen [-]

Im Folgenden werden die o. g. Einzelparameter erläutert und ihre Ermittlung beschrieben.

Ermittlung des Regen- und Oberflächenabflussfaktors (R_{Rw})

Der R_{Rw} -Faktor kann vereinfacht aus dem langjährigen Mittel der Sommerniederschläge (Mai bis Oktober) wie folgt abgeschätzt werden:

$$R_{Rw} = 0,14 \cdot N_s$$

N_s = Sommerniederschläge [mm/a, wobei a die Monate Mai bis Oktober umfasst]

Auch hier stellt sich das Problem, dass Niederschlagsdaten über mehrere Jahre erforderlich sind.

Es besteht auch die Möglichkeit, den R_{Rw} -Faktor aus Isoerodentkarten abzulesen. SAUER-BORN [63] wertete für das gesamte Bundesgebiet Niederschlagsdaten aus und generierte daraus Isoerodentkarten, aus der für jedes Gebiet der jeweilige R_{Rw} -Faktor abgelesen werden kann. Dabei ist zu bedenken, dass bei sehr großen Gebieten kein einheitlicher R_{Rw} -Faktor vorliegt. In diesem Fall muss mit regionalspezifischen R_{Rw} -Faktoren oder mit Mittelwerten gerechnet werden.

Ermittlung der Bodenerodierbarkeit (K_{Rw})

Die Werte des K_{Rw} -Faktors sind ein Maß für die bodenspezifische Erodierbarkeit durch Wasser und können mit Hilfe von Nomogrammen ermittelt werden (Bodenkundliche Kartieranleitung 1994, S. 329). Eine grobe Abschätzung der Erodierbarkeit in Abhängigkeit von der Bodenart kann nach Tabelle 15 vorgenommen werden.

Tabelle 15: Erodierbarkeit durch Wasser in Abhängigkeit von der Bodenart* (Bodenkundliche Kartieranleitung)

Erodierbarkeit durch Wasser		K-Faktor	Bodenart Kurzzzeichen (nach Bodenkundl. Kartieranleitung 1994)
Kurzzzeichen	Bezeichnung		
Eb 1	sehr gering	< 0,1	gS, mS, Ts2, Ts3, Ts4, Tl, Tt
Eb 2	gering	0,1 - 0,2	Ss, St2, St3, Lts, Tu2
Eb 3	mittel	0,2 - 0,3	Su2, Sl2, Sl3, Sl4, Lt2, Lt3, Ls3, Ls4, Tu3
Eb 4	hoch	0,3 - 0,5	fS, Su3, Su4, Slu, Lu, Ls2, Tu4
Eb 5	sehr hoch	> 0,5	ffS, Uu, Us, Uls, Ut2, Ut3, Ut4

* Gilt bei 1,5 Masse-% org. Substanz (h2), einer hohen Permeabilität (kf4), einer mittleren Aggregatgröße und ohne Steinbedeckung

Hanglängenfaktor (L_{Rw})

Der Hanglängenfaktor wird nach folgender Formel berechnet (SCHWERTMANN, [64]):

$$L_{Rw} = \left(\frac{l}{22} \right)^m$$

l = tatsächliche Hanglänge [m]

m = Hanglängenexponent [-]

Der Hanglängenexponent kann in Abhängigkeit der Hangneigung der Tabelle 16 entnommen werden.

Tabelle 16: Hanglängenexponent in Abhängigkeit der Hangneigung

Hangneigung in Grad	< 0,5	0,5 - 1,0	1,5 - 2,0	> 2,0
Hanglängenexponent	0,2	0,3	0,4	0,5

Hangneigungsfaktor (S_{Rw})

Der Hangneigungsfaktor wird nach folgender Formel berechnet:

$$S_{Rw} = 65,41 \cdot \sin^2 \Theta + 4,56 \cdot \sin \Theta + 0,065$$

Θ = Hangneigung in Grad

Zum besseren Verständnis wurde der Hangneigungsfaktor für verschiedene Hangneigungen berechnet; diese Werte sind in Tabelle 17 dargestellt.

Tabelle 17: S_{Rw} -Faktor für unterschiedliche Hangneigungen

Hangneigung in Grad	S_{Rw} -Faktor	Hangneigung in Grad	S_{Rw} -Faktor
1	0,16	9	2,38
2	0,30	10	2,83
3	0,48	11	3,32
4	0,70	12	3,84
5	0,96	17	6,99
6	1,26	18	7,72
7	1,59	19	8,48
8	1,97	20	9,28

Bewirtschaftungs- und Bedeckungsfaktor (C_{Rw})

Der Bewirtschaftungs- und Bedeckungsfaktor richtet sich nach dem zeitlichen Bedeckungsgrad (t) in Abhängigkeit von Fruchtfolgen, räumlicher Verteilung, Bodenbearbeitung etc.:

$$C_{Rw} = (1 - \text{Bedeckungsgrad})_t$$

Je nach Bedeckungsart resp. Anbaufrucht schwanken die C_{Rw} -Werte zwischen 0 (Immergrün) und 1 (Schwarzbrache; KUNTZE et. al. [65]). Bei ungenutzten Brachflächen mit wenig Begrünung kann der C_{Rw} -Faktor zu 1 (höchste Erosionsmöglichkeit) gesetzt werden. In Tabelle 18 sind in Abhängigkeit der Anbaufrucht verschiedene Bewirtschaftungs- und Bedeckungsfaktoren aufgeführt.

Tabelle 18: C-Faktoren für unterschiedliche Anbaufrüchte [67]

Anbaufrucht	C-Faktor
Mais	0,400
Kartoffeln	0,300
Zuckerrüben	0,300
Raps	0,100
Wintergerste	0,100
Feldfutter	0,004
Wein	0,100
Gemüse	0,400
Hülsenfrüchte	0,400

Schutzfaktor erosionsmindernder Maßnahmen (P_{Rw})

Der Erosionsschutzfaktor P_{Rw} gibt das Verhältnis des Bodenabtrages bei Anwendung von Schutzmaßnahmen zum Bodenabtrag bei konventionellem landwirtschaftlichem Anbau an. Er quantifiziert die auf einem Hang getroffenen Erosionsschutzmaßnahmen wie Konturbearbeitung und Streifennutzung. Bei hangparalleler Bearbeitung des Feldes (in Gefällrichtung = Standardbedingung der USLE) ist der P_{Rw} -Faktor gleich 1. Er wird reduziert, wenn die Befahrung des Hanges und die Anlage der Saatreihen parallel zu den Höhenlinien, d. h. quer zum Hang, erfolgen oder Querstreifen einer sehr dichten Kultur angelegt werden [64]. Bei nicht landwirtschaftlicher Nutzung wird der Erosionsfaktor P_{Rw} zu 1 gesetzt.

Die Abschätzung der Immissionsbelastung über Bodenerosion durch Regen geschieht geländeabhängig und muss vor Ort vorgenommen werden. Vereinfacht kann davon ausgegangen werden, dass der ermittelte Bodenabtrag vollständig bis zum Ende des Hanges bzw. bis zu einer natürlichen oder künstlichen Barriere (Bachlauf, Mauer, Gräben etc.) transportiert wird.

7.3.6 Ausbreitung flüchtiger Schadstoffe in atmosphärischer Luft

Auf Basis der in Kapitel 7.2.6 (b) ermittelten Schadstoffkonzentration in der Außenluft ist mittels einer Immissionsprognose die Abschätzung der Immissionsbelastung in den angrenzenden Wohn- oder Gewerbegebieten möglich. Dafür ist das Lagrange-Partikelmodell LASAT, VDI 3945 (Blatt 3), geeignet. Sowohl im Nahfeld als auch in größeren Entfernungen (2 km) können damit die Immissionskonzentrationen von gasförmigen Schadstoffen und von Geruchsstoffen ermittelt werden. Für die Berechnung wird neben der Schadstoffkonzentration über der Quelle auch eine auf den Standort bezogene Ausbreitungsklassenstatistik oder eine mehrjährige Zeitreihe der meteorologischen Parameter benötigt. Wird die Ausbreitung der schadstoffhaltigen Luft durch vorhandene Gebäude stark gestört, so ist das Modell LASAT mit dem Windfeldmodell WIN-MISKAM zu kombinieren.

8. Bewertung

8.1 Grundlagen der Expositionsabschätzung und Risikobewertung

Zur Ermittlung von Gefahren für Mensch und Umwelt müssen deshalb altlastverdächtige Flächen (AVFL) einer einzelfallbezogenen Gefährdungsabschätzung unterzogen werden (§ 9 BBodSchG). Ziel der Gefährdungsabschätzung ist es, der zuständigen Behörde die abschließende Beantwortung der Frage zu ermöglichen, ob von einer Verdachtsfläche - unter Berücksichtigung der bestehenden oder geplanten Nutzung - Gefahren für die öffentliche Sicherheit ausgehen, welcher Art die Gefahren sind und welches Ausmaß sie haben. Die Gefahrenbewertung muss zudem Aussagen treffen und Hinweise geben, ob eine Sanierungsuntersuchung notwendig ist.

Die Gefährdungsabschätzung basiert auf der Gesamtheit aller Untersuchungen und Beurteilungen, die erforderlich sind, um eine Gefahrenlage standortspezifisch zu klären und konkret den Gefahrenverdacht zu widerlegen oder zu bestätigen.

Eine Gefährdungsabschätzung für Standardfälle ist in den Prüfwertberechnungen abgebildet. Grundlage ist ein Standardexpositionsverfahren. Für ein Kind werden z. B. ein Körpergewicht von 10 kg und ein Atemvolumen von 7 m³/Tag angenommen. Unterschreitet die Konzentration eines Stoffes den Prüfwert für den Direktpfad Boden-Mensch, gilt der Gefahrenverdacht als ausgeräumt.

Für eine einzelfallbezogene Gefährdungsabschätzung bezüglich Mensch und Umwelt gibt es gegenwärtig keine bundeseinheitlichen Maßstäbe. Ausgangspunkt der Konzeption des Handbuchs "Detailuntersuchung" ist deshalb die Erarbeitung eines nachvollziehbaren, pragmatischen Bewertungsansatzes für Mensch, Grundwasser und Ökosysteme.

Zur Beurteilung, ob von einer Altlastverdachtsfläche eine Gefahr für den Menschen und/oder die Umwelt ausgeht, bedient man sich grundsätzlich der Expositions- und Risikoabschätzung. Voraussetzung ist, dass die maßgeblichen standortspezifischen Expositionsbedingungen, insbesondere die für die verschiedenen Wirkungspfade bedeutsamen mobilen oder mobilisierbaren Anteile der Schadstoffgehalte, bekannt sind. Dabei ist die Konzentration im Kontaktmedium das entscheidende Beurteilungskriterium der Schutzgüter Grundwasser und Ökosysteme, während beim Schutzgut Mensch weiterführend noch seine innere Exposition, d. h. die Materialverfügbarkeit und die Resorbierbarkeit der Stoffe im menschlichen Körper zu betrachten sind. Die Beurteilung der human- und ökotoxikologischen Auswirkungen beruht auf einer Abschätzung der Langzeittoxizität unter Berücksichtigung der lokalen geogenen und der ubiquitären Hintergrundkonzentrationen.

Innerhalb einer Detailuntersuchung sind die Expositionsbedingungen des konkreten Einzelfalls zu klären!

Entsprechen die Expositionsbedingungen hinsichtlich Nutzergruppe, Nutzungsszenario, Resorptionsverfügbarkeit, Aufnahmepfaden u. ä. den Standardannahmen der Prüfwertberechnung, kann auf eine Expositionsabschätzung verzichtet werden.

In der Regel weichen aber verschiedene Bedingungen des konkreten Einzelfalls von diesem Standardszenario ab. Bspw. liegt die Resorptionsverfügbarkeit oft unter dem im Standardszenario angenommenen Wert von 100%. Damit ist in der Detailuntersuchung zumindest die Resorptionsverfügbarkeit der Schadstoffe zu ermitteln. Dazu sind Untersuchungen nach DIN 19738 vorzunehmen. Die daraus ermittelte Resorptionsverfügbarkeit bildet die Verfügbarkeit der realen Schadstoffe bzw. Schadstoffgemische am Standort in Kombination mit den realen Bodeneigenschaften ab. Im einfachsten Fall kann mit der real ermittelten Resorptionsverfügbarkeit die Prüfwertberechnung wiederholt, also für den konkreten Einzelfall angepasst werden, wenn alle anderen Annahmen der Prüfwertberechnung zutreffen. Wird der so ermittelte Wert auf einer entsprechend repräsentativen Fläche unterschritten, kann im Ergebnis der Detailuntersuchung eine Gefährdung ausgeschlossen werden. Die räumliche Abgrenzung der Belastung (Schadstoffmengen bzw. Frachten) ist davon aber unbenommen.

Maßgeblich für die Expositionsabschätzung in der Altlastenbewertung sind die Vorgaben der BBodSchV und der Ableitungsmaßstäbe im Bundesanzeiger 161a vom 28.08.1999 (veröffentlicht auch im Handbuch "Berechnung von Prüfwerten zur Bewertung von Altlasten" des UBA).

Für eine Reihe von Einzelfällen, insbesondere bei mehreren relevanten Aufnahmepfaden, die sich hinsichtlich der Exposition addieren können (z. B. Sportplatzszenario mit oraler und wesentlicher inhalativer Aufnahme), ist das zugrunde liegende, standardisierte Vorgehen aber nicht ausreichend. Für die differenzierte Gefahrenabschätzung in der Detailuntersuchung wurde im Auftrag des BMU unter Fachbegleitung des UBA das UMS-System [67] entwickelt, eine auf den Grundlagen der quantitativen Expositionsabschätzung basierende Methode zur Beurteilung der Exposition der Schutzgüter „Umwelt“ und „Mensch“ durch altlastenbedingte Schadstoffe. Auf Bundesebene wird die Weiterentwicklung des Programms UMS zugunsten der Veröffentlichung der Ableitungsmaßstäbe im Prüfwertehandbuch und deren Fortschreibung im Bedarfsfall nicht

weiter verfolgt. Gleichwohl kann das UMS-System hilfreich sein bei der gutachterlichen Beurteilung konkreter Einzelfälle.

Die Methodik soll daher als Empfehlung für die einzelfallbezogene Expositionsabschätzung hier vorgestellt werden. Entsprechende, andere nachvollziehbare Expositionsabschätzungen sind damit nicht ausgeschlossen. Wichtig ist eine sinnvoll an den konkreten Einzelfall angepasste Vorgehensweise, die Verwendung aktueller toxikologischer Daten (Aktualität ist zu prüfen!) und die Nachvollziehbarkeit der Methodik bei der Verwendung von Programmen.

Das UMS-System dient zur Risikobeurteilung von Altlastverdachtsflächen auf der Basis von humantoxikologisch begründeten, tolerierbaren Schadstoffdosen; für das Schutzgut „Mensch“ ermöglicht das UMS-System die nachvollziehbare behördliche Gefahrenbewertung sowie die Ableitung von strukturierten Handlungsempfehlungen unter Berücksichtigung der aktuellen oder geplanten Nutzung, der verschiedenen Nutzergruppen, der Bodencharakteristika, der Schadstoffkonzentrationen in Kontaktmedien, Transfermedien und im Schadherd sowie der Hintergrundbelastung.

Aufbauend auf dem erreichten Stand wurde dieses System im Auftrag des LfUG für zusätzliche Wirkungspfade, Schutzgüter, Nutzungsszenarien und Schadstoffe erweitert. Für die Risikobewertung war der Gelbbereich dem Rot- oder Grünbereich zuzuordnen, um eine eindeutige Aussage über die Gefahrenlage und den daraus abzuleitenden Handlungsbedarf zu erhalten.

In Tabelle 19 sind die Nutzungsszenarien nach BBodSchV und deren Unterteilung nach der UMS-Systematik dargestellt:

Tabelle 19: Überblick über die Bewertungssystematik

Nutzungs-Szenario		Beprobungsmedium	Bewertungsbasis
Humantoxizität (Schutzgut Mensch)			
Begriffe nach BBodSchV	Bezeichnungen nach UMS-System		
Kinderspielfläche	Kinderspielplatz/ Kinderspielfläche	Boden/Staub - oral Staub - inhalativ (Boden - dermal)	TRD-Werte
Wohngebiete	Wohngebäude	Boden/Staub - oral Staub - inhalativ Gas/Luft - inhalativ	TRD-Werte
	Garten	Boden/Staub - oral Staub - inhalativ Pflanze - oral (Boden - dermal)	TRD-Werte
	Brunnen	Wasser - oral	TRD-Werte
Park- und Freizeitanlagen	Park- und Grünanlagen	Boden/Staub - oral Staub - inhalativ (Boden - dermal)	TRD-Werte

Nutzungs-Szenario		Beprobungsmedium	Bewertungsbasis
	Bolz- und Sportgelände	Boden/Staub - oral Staub - inhalativ	TRD-Werte
	Offene Brachfläche	Boden/Staub - oral Staub - inhalativ (Boden - dermal)	TRD-Werte
Industrie- und Gewerbegrundstücke	Unbefestigte Industrie- u. Gewerbefläche	Boden/Staub - oral Staub - inhalativ	TRD-Werte
	Gewerblich genutzte Gebäude	Boden/Staub - oral Staub - inhalativ Gas/Luft - inhalativ	TRD-Werte
Sonderfälle (Schutzgut Mensch)			
Fischverzehr		Fisch - oral	TRD-Werte
Badegewässer		Wasser - oral (Wasser - dermal)	TRD-Werte
Geruch		Luft - inhalativ	Geruchsimmissions-Richtlinie (Sachsen)
Landwirtschaftliche Nutzfläche (Ackerbaufläche, Grünlandfläche)		Nutzpflanze - oral Boden/Staub – oral Staub - inhalativ	TRD-Werte - Gartenszenario
Ökotoxizität (Schutzgut Ökosysteme)			
Aquatisches Ökosystem		Gewässerbiozöosen	TEC-Werte
Terrestrisches Ökosystem		Land-Biozöosen	TEC-Werte

8.2 Ermittlung der repräsentativen Belastung einer Fläche/Teilfläche

Ausgangslage der standortspezifischen Expositionsabschätzung und Risikobewertung ist die im Rahmen der Detailuntersuchung auf hohem Niveau durchgeführte Kontaktmedienbeprobung oder die adäquate Konzentrationsabschätzung der Kontaktmedienkonzentration (Transfergleichungen, siehe [Kap. 7](#)). Um hieraus eine Gefahr für die Umwelt oder den Menschen ableiten zu können, müssen zunächst die einzelnen Messwerte nutzungsbezogen in flächenrepräsentative Größen überführt werden, weil eine Schadstoffexposition immer flächenabhängig erfolgt. Zur Ableitung der flächenrepräsentativen Eingangsgrößen für die Expositionsabschätzungen bedient man sich statistischer Methoden (siehe [Anlage 6](#)).

8.2.1 Berechnung der flächenrepräsentativen Belastung einer Fläche

Die minimale Stichprobengröße bei einer statistischen Sicherheit von 95 % sollte $n \geq 15$ betragen. Zunächst wird das arithmetische Mittel der Stichprobe bestimmt. Das arithmetische Mittel \bar{x} ist die Summe aller Werte, die durch ihre Anzahl n geteilt wird:

$$\bar{x} = \frac{1}{n} \cdot (x_1 + x_2 + x_3 + \dots + x_n) = \frac{\sum x_i}{n} \quad (8-1)$$

Um mit einer hohen Sicherheit den repräsentativen Eingangswert (Kontaktmedienkonzentration) für die Expositions- und Risikoabschätzung zu ermitteln, erfolgt die Berechnung des einseitigen, oberen Vertrauensbereiches des Erwartungswertes (μ_{\max}) der Grundgesamtheit resp. des Konfidenzintervalls für μ (vgl. [68]):

$$\mu_{\max} = \bar{x} + t_{m;1-\alpha} \cdot \frac{s}{\sqrt{n}} \quad (8-2)$$

Das wichtigste Maß für die "Variabilität" einer statistischen Größe ist die Standardabweichung oder ihr Quadrat, die Varianz (Streuung; siehe hierzu DIN 55 302).

Diese Streuungsmaße sind besonders leistungsfähig und sollten deshalb bevorzugt angewandt werden, sofern nicht andere Gründe dagegen sprechen. Die Standardabweichung ist ein Maß für die Abweichung der Einzelwerte vom arithmetischen Mittelwert \bar{x} . Die Standardabweichung s ist gleich der Wurzel aus dem Mittelwert der quadrierten Abweichungen von \bar{x} :

$$s = \sqrt{\frac{\sum (x_i - \bar{x})^2}{n - 1}} \quad (8-3)$$

Zu Vergleichszwecken kann aus der Standardabweichung s und dem arithmetischen Mittelwert \bar{x} der Variationskoeffizient V errechnet werden (vgl. DIN 55 302):

$$V = \frac{s}{\bar{x}} \cdot 100 \% \quad (8-4)$$

Der Variationskoeffizient V drückt die Standardabweichung s in Prozenten des arithmetischen Mittels \bar{x} der Messreihe aus, ist also eine relative Standardabweichung.

Das α in Gleichung (8-2) bezeichnet man als Irrtumswahrscheinlichkeit, die hier mit 5 % festgelegt wird. Das bedeutet, dass das Intervall des Erwartungswertes mit 95 % Sicherheit (q) den Erwartungswert der Grundgesamtheit beinhaltet (siehe Tabelle 20). Mit m bezeichnet man die Freiheitsgrade, die sich aus der Stichprobenanzahl n zu $n - 1$ errechnen. Als t -Wert bezeichnet man die Stichprobenfunktion (Studentverteilung), deren Werte aus einer Tabelle entnommen werden können. Dazu wird die Stichprobenfunktion t in Abhängigkeit der statistischen Sicherheit q (hier 0,95) und der Anzahl der Freiheitsgrade m ($= n - 1$) abgelesen.

Tabelle 20: Ermittlung der Quantile $t_{m;q}$ der einseitigen t-Verteilung (aus [69])

Anzahl der Freiheitsgrade m	Quantile			
	$t_{m;q}$			
	$q = 0,9$	$q = 0,95$	$q = 0,975$	$q = 0,99$
1	3,08	6,31	12,7	31,82
2	1,89	2,92	4,3	6,97
3	1,64	2,35	3,18	4,54
4	1,53	2,13	1,78	3,75
5	1,48	2,01	2,57	3,37
6	1,44	1,94	2,45	3,14
7	1,42	1,89	2,36	3,00
8	1,4	1,86	2,31	2,90
9	1,38	1,83	2,26	2,82
10	1,37	1,81	2,23	2,76
11	1,36	1,80	2,20	2,72
12	1,36	1,78	2,18	2,68
13	1,35	1,77	2,16	2,65
14	1,35	1,76	2,14	2,62
15	1,34	1,75	2,13	2,60
16	1,34	1,75	2,12	2,58
17	1,33	1,74	2,11	2,57
18	1,33	1,73	2,10	2,55
19	1,33	1,73	2,09	2,54
20	1,33	1,73	2,09	2,53
21	1,32	1,72	2,08	2,52
22	1,32	1,72	2,07	2,51
23	1,32	1,71	2,07	2,50
24	1,32	1,71	2,06	2,49
25	1,32	1,71	2,06	2,49
26	1,32	1,71	2,06	2,48
27	1,31	1,71	2,05	2,47
28	1,31	1,70	2,05	2,46
29	1,31	1,70	2,05	2,46
30	1,31	1,70	2,04	2,46
40	1,30	1,68	2,02	2,42
60	1,30	1,67	2,00	2,39
120	1,29	1,60	1,98	2,36
∞	1,28	1,64	1,96	2,33

8.2.2 Vorgehensweise bei weniger als 5 Messproben

Die oben genannten Festlegungen gelten nur, wenn pro zu beurteilender Fläche resp. Teilfläche mindestens 5 Messwerte vorliegen. Ist diese Bedingung nicht erfüllt, muss jede Probe einzeln beurteilt werden; die entsprechend zugeordneten Flächenanteile können durch geostatistische Methoden ermittelt werden (z. B. Flächentriangulation). Die Expositions- und Risikoabschätzung darf nicht auf Basis eines Einzelwertes durchgeführt werden!

8.3 Schutzgut Mensch

Im Folgenden wird auf Basis des UMS-Systems die Expositionsabschätzung und Risikobeurteilung für das Schutzgut Mensch beschrieben. Um eine ausreichend genaue Gefährdungsabschätzung durchführen zu können, werden 5 verschiedene Nutzergruppen, getrennt nach dem oralen, dermalen und inhalativen Aufnahmepfad, bewertet. Im Vergleich zur BBodSchV werden zusätzliche Nutzungsszenarien (insg. 13; siehe Tabelle 20) betrachtet, die teilweise miteinander kombinierbar sind, hierdurch ist eine differenzierte Gefahrenbewertung für den Einzelfall möglich.

Die Nutzungsszenarien beinhalten Standardwerte (Default-Werte), die das Verhalten der Bevölkerung abbilden. Die Charakterisierung der Nutzergruppen nach ihren spezifischen Expositionsparametern ist in der Tabelle 21 dargestellt. Diese Standardwerte spiegeln den derzeitigen Stand des Wissens auf Basis deutscher Statistiken wider und müssen vor Ort hinterfragt und ggf. standortspezifisch angepasst werden. Dazu können die täglichen Aufnahmeraten der Kontaktmedien (Boden, Staub, Pflanze, Trinkwasser und Luft) für die einzelnen Aufnahmepfade (oral, inhalativ, dermal) und Nutzergruppen standortspezifisch verändert werden. Ebenso können die Faktoren für Versiegelung, Bewuchs, Schadstoffbindung an die Bodenmatrix (Mobilisierbarkeit oder Matrixverfügbarkeit) und in der Haut über sogenannte Expositionsanpassungsfaktoren (EAF) verändert werden. Auch die physikalisch-chemischen sowie toxikologischen Schadstoffdaten können in Abhängigkeit neueren Erkenntnisstandes modifiziert und ergänzt werden. Ein Großteil der Szenarien ist kombinierbar, wobei das Zeitmanagement (Aufenthaltsdauer pro Szenario) beachtet werden muss.

Tabelle 21: Charakterisierung der Nutzergruppen [67]; erweitert)

Expositionsparameter	Nutzergruppe				
	Säugling S	Kleinkind K1	Kind K2	Jugendlicher J	Erwachsener E
Alter (a)	< 1	1 - 3	3 - 8	8 - 16	> 16
Expositionszeitraum (a)	1	2	5	8	30
Körpergewicht (kg)	5	10	20	40	70
orale Boden-/Staubaufnahme (g/Aufenthalt)	-	0,25	0,15	0,03	0,03
orale Hausstaubaufnahme (g/Aufenthalt)	-	0,25	0,15	-	-
Hautoberfläche (m ²)	0,5	0,6	1,0	1,5	1,9
Nahrungsaufnahme Obst (g FG/d)	-	50	95	110	120
Nahrungsaufnahme Gemüse (g FG/d)	-	115	230	380	475
Atemrate normale Belastung (m ³ /h)	0,1	0,25	0,5	0,7	0,8
Atemrate leichte Aktivität (m ³ /h)	-	-	-	-	1,7
Atemrate körperliche Belastung (m ³ /h)	0,23	0,5	0,7	1,9	2,0
Atemrate sportliche Aktivität (m ³ /h)	-	-	1,8	2,4	3,0
Trinkwasseraufnahme (l/d)	0,9	0,6	0,6	0,7	1,4
Fischverzehr (g/d)	-	9	17	34	60
Anzahl Bäder (B) in Gewässern (B/a)	-	90	90	90	90

FG = Frischgewicht

In die Expositions- und Risikoabschätzung sollen nur flächenrepräsentative Werte eingehen, da eine Exposition nicht punktuell, sondern über die Fläche geschieht. Um aus der punktuellen Erhebung der Belastungen flächenrepräsentative Eingangswerte ableiten zu können, müssen die Standortdaten wie folgt aufbereitet werden:

1. Festlegung der betroffenen Schutzobjekte,
2. Ermittlung der beeinträchtigten Schutzgüter,
3. Messung der Kontaktmedienkonzentrationen *),
4. Abgrenzung der Teilflächen (je nach Nutzung),
5. Statistische Auswertung der Messungen (wie in Kapitel 8.2 beschrieben),
6. Expositions- und Risikoabschätzung auf Basis gemessener oder abgeschätzter Kontaktmedienkonzentrationen.

***) zu Punkt 3:** Sind die Kontaktmedien nicht beprobbar, so müssen die Transferpfade der Schadstoffe ermittelt werden (Transfermedienbeprobung) und eine Abschätzung der potentiellen Kontaktmedienkonzentrationen erfolgen. Sind die Schadstoffpfade nicht ermittelbar, kann auch die Risikobeurteilung auf Basis der gemessenen Bodenkonzentrationen im Schadherd und einer daran anschließenden Abschätzung der Kontaktmedienkonzentrationen erfolgen.

Zusammenfassend lässt sich ausführen, dass

im ersten Schritt, unter Berücksichtigung von

- Nutzungen und zugehörigen Expositionsszenarien,
- Stoff-, Standort- und Nutzerdaten, die das Freiwerden, Ausbreiten und Einwirken von Kontaminationen abbilden, sowie
- der ubiquitären Grundbelastung

die Exposition des betrachteten Schutzgutes (S – E; vgl. Tabelle 19 u. Tabelle 21) in Form von (resorbierten) Körperdosisraten abgeschätzt wird (**Expositionsabschätzung**), um dann

im zweiten Schritt diese Körperdosisraten durch einen Vergleich mit humantoxikologisch begründeten, tolerablen Dosisraten (TRD, vgl. Anlage 7) in Form von Risikoindizes zu charakterisieren (**Risikocharakterisierung**) sowie

drittens, über eine Bewertungskonvention die charakterisierte Exposition (Risikoindizes) als vernachlässigbares Risiko, besorgnisaufzeigendes Risiko oder als gefahrbe gründendes Risiko zu beurteilen (**Risikobeurteilung**), wobei ein gefahrbe gründendes Risiko dann vorliegt, wenn die abgeschätzte Exposition sich durch den bewertenden Vergleich mit den tolerablen Dosisraten als nicht tolerierbare (innere) Exposition des Menschen (Risikowerte ≥ 10) erweist.

(s. Abbildung 15)

Im Folgenden werden die Inhalte der Expositionsabschätzung, Risikocharakterisierung und Risikobeurteilung näher beschrieben. Für weitere Einzelheiten sei auf den UMS-Abschlussbericht von 1997 [67] und die Handbücher zur UMS-EDV-Version (1999, CD-ROM) verwiesen. Die CD-ROM ist kostenlos beim UBA, FG II 5.3 – Altlasten beziehbar.

8.3.1 Tägliche Kontaktmedienaufnahme (DIR)

Die expositionsspezifischen täglichen Aufnahmeleistungen eines Kontaktmediums (Boden, Pflanze etc.) werden durch "DIR-Werte" beschrieben (daily intake rates). Sie sind schadstoffunabhängig und errechnen sich aus der expositionspfadspezifischen Aufnahmemenge eines Kontaktmediums (intake rate - IR) und der typischen Expositionshäufigkeit (exposure frequency - EFR) bezogen auf das Körpergewicht (body weight - BW) der jeweiligen Nutzergruppe (S – E) nach folgender Formel:

$$DIR = \frac{IR \cdot EFR}{BW \cdot AT} \quad (8-5)$$

DIR	=	tägliche, körpergewichtsspezifische Aufnahmeleistung [mg/(kg • d)]
IR	=	tägliche Aufnahmemenge [mg/d]
EFR	=	Expositionshäufigkeit [d/a]
BW	=	Körpergewicht [kg]
AT	=	Bezugszeitraum von 365 [d/a]

Im Einzelfall ist der DIR – Wert an die Bedingungen des Standortes anzupassen. Dazu sind die Faktoren IR, EFR zu prüfen und der EAF festzulegen (im Standardfall = 1).

$$DIR_{\text{Einzelfall}} = \frac{IR \cdot EFR}{BW \cdot AT} \cdot EAF \quad (8-6)$$

EAF	=	Expositionsanpassungsfaktor [-] als Produkt von Einzelfaktoren
-----	---	--

Liegen keine gesonderten Erkenntnisse zur täglichen Aufnahmemenge (IR) und Expositionshäufigkeit (EFR) vor, sind die Standardwerte zu verwenden. Die Expositionsanpassungsfaktoren werden in den einzelnen Expositionsszenarien (Pkt. 8.3.3) erläutert.

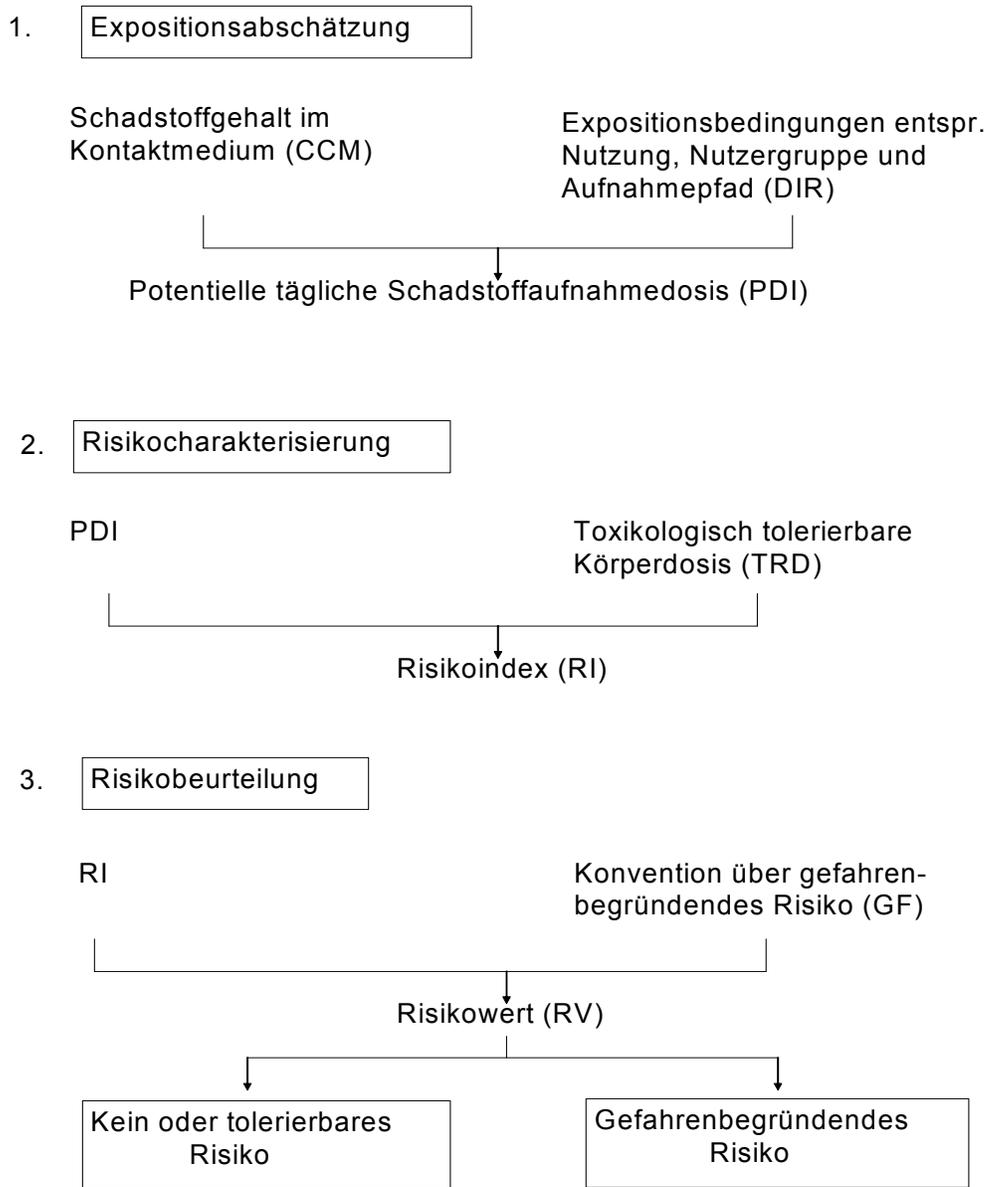


Abbildung 15: Prinzipielle Vorgehensweise bei der Expositionsabschätzung und Risikobewertung für das Schutzgut Mensch

Für kanzerogene Stoffe erfolgt die Ableitung lebenslanger, täglicher Aufnahmeraten (DIR_L), weil auch die toxikologischen Basisdaten für diese Stoffe auf eine lebenszeitliche Exposition (L) von 70 Jahren bezogen sind (siehe auch HASSAUER et al.[70]):

$$DIR_L = \frac{2 \cdot [(DIR_S \cdot ED_S) + (DIR_{K1} \cdot ED_{K1}) + (DIR_{K2} \cdot ED_{K2})]}{70} + \frac{(DIR_J \cdot ED_J) + (DIR_E \cdot ED_E)}{70} \quad (8-6)$$

wobei:

- DIR_L = tägliche, körpertgewichtsspezifische Aufnahmerate bezogen auf die Lebenszeit L von 70 Jahren [mg/(kg • d)]
- DIR_{S-E} = tägliche, körpertgewichtsspezifische Aufnahmerate der Nutzergruppen S, K1, K2, J und E [mg/(kg • d)]
- ED_{S-E} = Expositionsdauer je Nutzergruppe [a]

Die DIR-Werte, die als Defaultwerte vertafelt sind ([Kap. 8.3.3](#)), können der Tabelle 22 entnommen werden. Die DIR-Werte können standortspezifisch variieren, deshalb sind diese Werte für den Einzelfall zu prüfen resp. zu validieren (Standortbegehung, Umfragen etc.).

Tabelle 22: Nutzergruppen-, aufnahmepfad- und expositionsszenariospezifische, tägliche Kontaktmedien - Aufnahmemengen (DIR) - Standardwerte

		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
		Kinder-spiel-platz/fläche	Wohn-ge-bäude	Garten	Park-und Grün-anlage	gewerb-lich genutz-te Ge-bäude	Bolz-und Sport-gelän-de	offene Brach-fläche	unbe-fest. In-dustrie-und Gewer-beflä-che	Grund-was-ser-fas-sung	Fisch-ver-zehr	Bade-ge-wäs-ser
Boden / Staub oral DIR [mg/kg • d]	S	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
	K1	10,30	10,30	12,33	3,30	–	–	6,85	–	–	–	–
	K2	3,10	3,10	3,70	0,96	–	0,31	2,10	–	–	–	–
	J	–	–	0,40	–	–	0,20	–	–	–	–	–
	E	–	–	0,22	–	–	0,073	–	0,12	–	–	–
	L	1,03	1,03	1,37	0,33	–	0,098	0,69	0,05	–	–	–
Staub inhalativ DIR [mg/kg • d]	S	–	0,0063	–	–	–	–	–	–	–	–	–
	K1	0,0041	0,0079	0,0054	0,0014	–	–	0,0027	–	–	–	–
	K2	0,0029	0,0068	0,0038	0,00095	–	0,205	0,0019	–	–	–	–
	J	–	0,0039	0,0054	–	–	0,135	–	–	–	–	–
	E	–	0,0036	0,0032	–	0,0018	0,049	–	0,0077 – 0,060	–	–	–
	L	0,00064	0,0036	0,0029	0,00021	0,00075	0,065	0,00043	0,0033 – 0,026	–	–	–
Boden der-mal DIR [mg/kg • d]	S	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
	K1	24,70	–	29,60	8,22	–	–	16,4	–	–	–	–
	K2	16,40	–	19,70	5,48	–	–	11,0	–	–	–	–
	J	–	–	4,29	–	–	–	–	–	–	–	–
	E	–	–	3,11	–	–	–	–	–	–	–	–

	L	3,76	–	6,33	1,25	–	–	2,5	–	–	–	–
Gas / Luft inhalativ DIR [m ³ /kg • d]	S	–	0,42	–	–	–	–	–	–	–	–	–
	K1	–	0,53	–	–	–	–	–	–	–	–	–
	K2	–	0,45	–	–	–	–	–	–	–	–	–
	J	–	0,26	–	–	–	–	–	–	–	–	–
	E	–	0,24	–	–	0,12	–	–	–	–	–	–
	L	–	0,24	–	–	0,05	–	–	–	–	–	–
Pflanze oral DIR [mg/kg • d]	S	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
	K1	–	–	6970	–	–	–	–	–	–	–	–
	K2	–	–	6850	–	–	–	–	–	–	–	–
	J	–	–	5130	–	–	–	–	–	–	–	–
	E	–	–	3550	–	–	–	–	–	–	–	–
	L	–	–	3490	–	–	–	–	–	–	–	–
Wasser oral DIR [ml/kg • d]	S	–	–	–	–	–	–	–	–	34,50	–	–
	K1	–	–	–	–	–	–	–	–	11,50	–	1,25
	K2	–	–	–	–	–	–	–	–	5,80	–	0,60
	J	–	–	–	–	–	–	–	–	3,40	–	0,20
	E	–	–	–	–	–	–	–	–	3,80	–	0,05
	L	–	–	–	–	–	–	–	–	4,50	–	0,20
Wasser der- mal DIR [cm ² h/kg • d]	S	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
	K1	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	50,00
	K2	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	41,50
	J	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	31,00
	E	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	22,50
	L	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	22,00
Fisch oral DIR [g/kg • d]	S	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
	K1	–	–	–	–	–	–	–	–	–	0,90	–
	K2	–	–	–	–	–	–	–	–	–	0,90	–
	J	–	–	–	–	–	–	–	–	–	0,90	–
	E	–	–	–	–	–	–	–	–	–	0,90	–
	L	–	–	–	–	–	–	–	–	–	0,70	–

8.3.2 Potentielle tägliche Schadstoffaufnahme (PDI)

Aus den DIR-Werten ermitteln sich die aufgenommenen, potentiellen täglichen (resorbierten) Schadstoffdosen (potential daily intake rate - PDI), unter Berücksichtigung der stoffspezifischen Resorptionsrate (R), der matrixspezifischen Resorptionsverfügbarkeit (Availability - Av) und dem standortabhängigen Expositionsanpassungsfaktor (EAF), zu:

$$PDI = CCM \cdot DIR_{\text{Einzelfall}} \cdot R \cdot Av \cdot U \quad (8-7)$$

PDI	=	potentielle tägliche (resorbierte) Schadstoffaufnahme [mg/(kg • d)]
CCM	=	gemessene Kontaktmedienkonzentration [mg/kg]
DIR	=	tägliche, körperrgewichtsspezifische Aufnahme [mg/(kg • d)]
R	=	stoffspezifische Resorptionsrate [-]
Av	=	matrixspezifische Resorptionsrate [-]
EAF	=	Expositionsanpassungsfaktor [-] als Produkt der Einzelfaktoren
U	=	Umrechnungsfaktor = 10^{-6} [kg _{Kontaktmedium} /mg _{Kontaktmedium}]

Vor der Risikobewertung werden die PDI-Werte pfadspezifisch (oral, inhalativ, dermal) addiert:

$PDI_{\text{oral}} = PDI_{\text{Boden/Staub-oral}} + PDI_{\text{Pflanze-oral}} + PDI_{\text{Wasser-oral}}$	(8-8)
$PDI_{\text{inhalativ}} = PDI_{\text{Staub-inhalativ}}^{1)} + PDI_{\text{Gas/Luft-inhalativ}}$	
$PDI_{\text{dermal}} = PDI_{\text{Boden/Staub-dermal}} + PDI_{\text{Badewasser-dermal}}$	

¹⁾ Sofern keine separaten Schadstoffkonzentrationen im Staub gemessen werden, gilt für anorganische Stoffe ein Transferfaktor Boden-Staub von 4, für organische Stoffe von 8. Für organische Stoffe mit einem hohen Dampfdruck ($KH \geq 0,01$) gilt ein Transferfaktor von 1, da aufgrund von Verflüchtigung keine Anreicherung dieser Stoffe am Feinkorn stattfindet.

Für die dermale Schadstoffaufnahme liegen bislang keine ausreichend gesicherten Erkenntnisse und auch keine toxikologischen Vergleichswerte vor, deshalb sollte diese Betrachtung nur in Sonderfällen angestellt werden, um zu überprüfen, ob auch durch die dermale Schadstoffexposition eine Gefahr ausgelöst werden könnte.

Ebenso existieren bislang keine physikalisch-chemischen und toxikologischen Daten für Summenparameter, deshalb kann derzeit nur eine Einzelstoffbewertung erfolgen. Das bedeutet, dass zur Gefahrenabschätzung innerhalb der Detailuntersuchung grundsätzlich eine Analyse von Einzelparametern zu erfolgen hat. Zu beachten ist ferner, dass in die Expositionsabschätzung und Risikobewertung nicht Gesamtgehalte, sondern nur die gemessenen oder abgeschätzten bioverfügbaren resp. mobilisierbaren Schadstoffanteile eingehen dürfen.

8.3.3 Expositionsszenarien

8.3.3.1 Kinderspielplatz/-fläche

Das Expositionsszenario „Kinderspielplatz/-fläche“ umfasst die Bereiche intensiver Spielaktivitäten von Kleinkindern und Kindern (K_1, K_2) auf dafür ausgewiesenen Flächen. Relevant sind die Expositionspfade „Boden/Staub-oral“, „Staub-inhalativ“ sowie „Boden-dermal“. Für Säuglinge, Jugendliche und Erwachsene wird keine maßgebliche Exposition angenommen. Für kanzerogene Substanzen wird das Lebenszeitszenario (L) angesetzt. Die Berechnungen zur Ermittlung der jahresdurchschnittlichen Aufnahmerate (DIR) ist in der nachfolgenden Tabelle 23 dargestellt.

Tabelle 23: DIR-Werteermittlung für das Expositionsszenario Kinderspielplatz/-fläche

Expositionsszenario	Expositionspfad	Nutzergruppe	Expositionshäufigkeit (EFR)	Aufnahmerate / Kontaktfläche (IR)	jahresdurchschnittliche tägliche Aufnahmerate (DIR)
Kinderspielplatz/-fläche	Boden/ Staub-oral	K1	150 d _{et} /a relevante Bodenaufnahme	250 mg Boden/d	10,3 mg/(kg BW * d) (150/363*250/10)
		K2	150 d _{et} /a relevante Bodenaufnahme	150 mg Boden/d	3,1 mg/(kg BW * d)
		L		über Expositionsdauer gewichtete Summe (DIR) dividiert durch 70 a	1,03 mg/(kg BW * d)
	Boden-dermal	K1	150 d _{et} /a relevanter Bodenkontakt	3000 cm ² exponierte Hautoberfläche (= 50 % von 0,6 m ²) (0,2 mg Boden/cm ²)	24,7 mg/(kg BW * d) (150/363*3000*0,2/10)
		K2	150 d _{et} /a relevanter Bodenkontakt	4000 cm ² exponierte Hautoberfläche (= 40 % von 1,0 m ²) (0,2 mg Boden/cm ²)	16,4 mg/(kg BW * d)
		L		über Expositionsdauer gewichtete Summe (DIR) dividiert durch 70 a	3,76 mg/(kg BW * d)
	Staub-inhalativ	K1	75 d _{et} /a und 2 h/d relevante staubemittierende Tätigkeiten	Atemrate 0,5 m ³ /h, Luftstaub 1 mg/m ³ , 0,66 FeuF, 75% Retention, 40% inhalativ aufgenommen (⇒ 0,1 mg Staub/h)	0,0041 mg/(kg BW * d)
		K2	75 d _{et} /a und 2 h/d relevante staubem. Tätigkeiten	Atemrate 0,7 m ³ /h, Luftstaub 1 mg/m ³ , 0,66 FeuF, 75% Retention, 40% inhalativ aufgenommen (⇒ 0,14 mg Staub/h)	0,0029 mg/(kg BW * d)
		L		über die Expositionsdauer gewichtete Summe (DIR) dividiert durch 70 a	0,00064 mg/(kg BW * d)

et Expositionsrelevante Tage, alle anderen Tagesangaben sind bereits auf den Jahresdurchschnitt angepasst

Expositionspfad Boden/Staub – oral

Allgemeine Berechnungsgrundlage der täglichen Bodenaufnahmemenge (DIR):

$$DIR_{\text{Einzelfall}} = \frac{IR \cdot EFR}{BW \cdot 365d / a} \cdot EAF_{Vs} \cdot EAF_E \cdot EAF_S \quad (8-9)$$

- DIR_{Einzelfall} = tägliche Aufnahme Boden [mg/kg Körpergewicht und Tag]
- IR = Aufnahmemenge Boden [mg Boden/Tag]
- EFR = Expositionshäufigkeit [d/a]
- EAF_{Vs} = Expositionsanpassungsfaktor für die Versiegelung und den Bewuchs

- EAF_E = Expositionsanpassungsfaktor für die Entfernung
 EAF_S = Expositionsanpassungsfaktor für die Staubkonzentration
 BW = Körpergewicht [kg]

Allgemeine Berechnungsgrundlage der potentiellen resorbierten Schadstoffdosis (PDI) durch orale Bodenaufnahme:

$$PDI_{B-oral} = DIR_{Einzelfall} \cdot CCM_B \cdot R_{oral} \cdot Av \cdot U \quad (8-10)$$

- PDI_{B-oral} = potentielle tägliche resorbierte dermale Schadstoffdosis durch orale Bodenaufnahme [$\mu\text{g}/(\text{kg} \cdot \text{d})$]
 $DIR_{Einzelfall}$ = tägliche orale Bodenaufnahme [$\text{mg}/(\text{kg} \cdot \text{d})$]
 CCM_B = Schadstoffkonzentration im Boden [mg/kg], Kontaktmedium
 R_{oral} = schadstoffspezifische orale Resorptionsrate [-]
 Av = Matrixverfügbarkeit [-]
 U = Umrechnungsfaktor = 10^{-6} [$\text{kg}_{\text{Kontaktmedium}}/\text{mg}_{\text{Kontaktmedium}}$]

Expositionspfad Staub – inhalativ

Allgemeine Berechnungsgrundlage der täglichen Staubaufnahmemenge (DIR):

$$DIR_{Einzelfall} = \frac{IR \cdot EFR \cdot 0,4 \cdot RetF \cdot FeuF \cdot C_{St.O}}{BW \cdot 365d / a} \cdot EAF_{VS} \cdot EAF_E \cdot EAF_S \quad (8-11)$$

- $DIR_{Einzelfall}$ = tägliche inhalative Aufnahmemenge Staub [$\text{mg}/(\text{kg} \cdot \text{d})$]
 IR = Atemrate [m^3/h]
 EFR = Expositionshäufigkeit [d/a]
 $0,4$ = tatsächlich inhalative Aufnahme wird mit 40 % (0,4) angenommen
 $RetF$ = Retention von Staubteilchen in der Lunge (i. d. R. 0,75)
 $FeuF$ = Reduzierung der Staubaufwirbelung durch Niederschläge
 $C_{St.O}$ = Staubkonzentration in der Außenluft [mg/m^3]
 EAF_{VS} = Expositionsanpassungsfaktor für die Versiegelung und den Bewuchs
 EAF_E = Expositionsanpassungsfaktor für die Entfernung
 EAF_S = Expositionsanpassungsfaktor für die Staubkonzentration
 BW = Körpergewicht [kg]

Allgemeine Berechnungsgrundlage der potentiellen resorbierten Schadstoffdosis (PDI) durch inhalative Staubaufnahme:

für Kontaktmedium Staub

$$PDI = DIR_{\text{Einzelfall}} \cdot CCM_S \cdot R_{inh} \quad (8-12)$$

für Transfermedium Boden

$$PDI = DIR_{\text{Einzelfall}} \cdot C_B \cdot TF \cdot R_{inh} \cdot U \quad (8-13)$$

- PDI = potentiell resorbierte tägliche eingeatmete Schadstoffaufnahme durch inhalative Staubaufnahme [$\mu\text{g}/(\text{kg} \cdot \text{d})$]
- $DIR_{\text{Einzelfall}}$ = tägliche inhalative Aufnahme Staub [mg/kg Körpergewicht und Tag]
- CCM_S = Schadstoffkonzentration im Staub [$\mu\text{g}/\text{kg}$], Kontaktmedium
- C_B = Schadstoffkonzentration im Boden [mg/kg]
- R_{inh} = stoffspezifische Resorptionsrate [-]
- TF = Anreicherungs-faktoren Boden \rightarrow Staub [$\text{kg}_{\text{Boden}}/\text{kg}_{\text{Staub}}$]
(für Schwermetalle 4; für organische Schadstoffe 8, sofern nicht gemessen)
- U = Umrechnungsfaktor 10^{-3}

Expositionspfad Boden – dermal

Allgemeine Berechnungsgrundlage der täglichen Bodenaufnahmemenge (DIR) für den Expositionspfad Boden – dermal:

$$DIR_{\text{Einzelfall}} = \frac{IR \cdot EFR \cdot SOS}{BW \cdot 365 \text{ d/a}} \cdot EAF_{VS} \cdot EAF_E \cdot EAF_S \quad (8-14)$$

- $DIR_{\text{Einzelfall}}$ = tägliche Aufnahme Boden [mg/kg Körpergewicht und Tag]
- IR = Aufnahmemenge Boden [mg Boden/Tag]
- EFR = Expositionshäufigkeit [d/a]
- SOS = Bodenbedeckung auf der Haut [$0,2 \text{ mg}/\text{cm}^2$]
- EAF_{VS} = Expositionsanpassungsfaktor für die Versiegelung und den Bewuchs
- EAF_E = Expositionsanpassungsfaktor für die Entfernung
- EAF_S = Expositionsanpassungsfaktor für die Staubkonzentration
- BW = Körpergewicht [kg]

Allgemeine Berechnungsgrundlage der potentiellen resorbierten Schadstoffdosis (PDI) durch dermale Bodenaufnahme:

$$PDI_{B-oral} = DIR_{\text{Einzelfall}} \cdot CCM_B \cdot R_{dermal} \cdot F_{SC} \cdot AV \quad (8-15)$$

$PDI_{B\text{-dermal}}$	=	potentielle tägliche resorbierte dermale Schadstoffdosis [$\mu\text{g}/(\text{kg} \cdot \text{d})$]
$DIR_{\text{Einzelfall}}$	=	tägliche dermale Bodenaufnahme [$\text{mg}/(\text{kg} \cdot \text{d})$]
CCM_B	=	Schadstoffkonzentration im Boden [mg/kg]
R_{dermal}	=	schadstoffspezifische dermale Resorptionsrate
F_{SC}	=	Faktor für die irreversible Bindung an der Haut (Defaultwert = 0,8)
Av	=	Matrixverfügbarkeit [-]

Expositionsanpassungsfaktoren (EAF)

Berücksichtigung des Versiegelungs- und Bedeckungsgrades

Für Kinderspielflächen müssen noch die Expositionsanpassungsfaktoren berücksichtigt werden. Bei Versiegelung (z. B. Betonfläche, Steinplatten) oder Bedeckung der Fläche durch Gras oder Rasen und eingeschränkten Möglichkeiten des Grabens ist anzunehmen, dass sich die mögliche orale Bodenaufnahme (IR) entsprechend reduziert. Dies wird durch den Expositionsanpassungsfaktor EAF für die Versiegelung und den Bewuchs (VS) berücksichtigt:

$$EAF_{\text{VS}} = 1 - \frac{\text{Grad der Versiegelung und des Bewuchses [\%]}}{100} \quad (8-16)$$

Entfernung zum Nutzungsszenario

Auch die Entfernung zur Nutzungsfläche spielt eine Rolle. Die Expositionshäufigkeit wird sich in Abhängigkeit zur Entfernung zum nächsten Wohngebiet verringern. Folgende Reduktions- resp. Expositionsanpassungsfaktoren EAF für die Entfernung E sind zu berücksichtigen:

Entfernung:

< 500 m	Bei einer Entfernung von weniger als 500 m zum Wohngebiet wird die Fläche von allen Nutzergruppen problemlos erreicht, eine Einschränkung der Expositionshäufigkeit ist nicht anzunehmen.
500 – 2000 m	eine geringe Abminderung der Expositionshäufigkeit ist erforderlich. Als Standardannahmen werden vorgeschlagen
	Kleinkinder (K1): $EAF_E = 0,5$ (Reduktion auf 50 %)
	Kinder (K2): $EAF_E = 0,6$ (Reduktion auf 60 %)
> 2000 m	Kleinkinder (K1): $EAF_E = 0,2$ (Reduktion auf 20 %)
	Kinder (K2): $EAF_E = 0,3$ (Reduktion auf 30 %)

Messung der Staubkonzentration in der Außenluft

Liegen Messergebnisse über die tatsächliche Staubkonzentration in der Außenluft vor, so sollte diese anstelle des Standardwertes von 1 mg/m^3 in die DIR-Wert-Berechnung eingehen. Vielfach finden keine staubemittlernden Aktivitäten statt oder diese sind aufgrund der Witterung nicht möglich. Hierfür wird ein Expositionsanpassungsfaktor von EAF_S von 0,5 vorgeschlagen.

8.3.3.2 Wohngebäude

Das Expositionsszenario „Wohngebäude“ umfasst Aktivitäten, die innerhalb von Wohnhäusern möglich sind. Als Expositionspfade werden für alle fünf Nutzergruppen sowie für die Lebenszeitbetrachtung (L) „Staub-inhalativ“ und „Gas-/Luft-inhalativ“ berücksichtigt. Daneben ist für K_1 , K_2 und L die orale Staubaufnahme „Staub-oral“ maßgebend. Die Berechnung der DIR-Werte ist in folgender Tabelle dargestellt.

Tabelle 24: DIR-Werteermittlung für das Expositionsszenario Wohngebäude – Standardwerte

Expositionsszenario	Expositionspfad	Nutzergruppe	Expositionshäufigkeit (EFR)	Aufnahmerate / Kontaktfläche (IR)	jahresdurchschnittliche tägliche Aufnahmerate (DIR)
Wohngebäude	Gas/Luft-inhalativ	S	21 h/d _{et} Aufenthalt, Atemrate 0,1 m ³ /h	2,1 m ³ Atemluft/d	0,42 m ³ /(kg BW*d)
		K1	21 h/d _{et} Aufenthalt, Atemrate 0,25 m ³ /h	5,3 m ³ Atemluft/d	0,53 m ³ /(kg BW*d)
		K2	18 h/d _{et} Aufenthalt, Atemrate 0,5 m ³ /h	9 m ³ Atemluft/d	0,45 m ³ /(kg BW*d)
		J	15 h/d _{et} Aufenthalt, Atemrate 0,7 m ³ /h	10,5 m ³ Atemluft/d	0,26 m ³ /(kg BW*d)
		E	21 h/d _{et} Aufenthalt, Atemrate 0,8 m ³ /h	17 m ³ Atemluft/d	0,24 m ³ /(kg BW*d)
		L		über die Expositionsdauer gewichtete Summe (DIR) dividiert durch 70 a	0,24 m ³ /(kg BW*d)
	Staub-inhalativ	S	21 h/d _{et} Aufenthalt	Atemrate 0,1 m ³ /h Luftstaub 0,05 mg/m ³ 75% Retention 40% inhal. Aufnahme	0,0063 mg/(kg BW*d)
		K1	21 h/d _{et} Aufenthalt	Atemrate 0,25 m ³ /h Luftstaub 0,05 mg/m ³ 75% Retention 40% inhal. Aufnahme	0,0079 mg/(kg BW*d)
		K2	18 h/d _{et} Aufenthalt	Atemrate 0,5 m ³ /h Luftstaub 0,05 mg/m ³ 75% Retention 40% inhal. Aufnahme	0,0068 mg/(kg BW*d)
		J	15 h/d _{et} Aufenthalt	Atemrate 0,7 m ³ /h Luftstaub 0,05 mg/m ³ 75% Retention 40% inhal. Aufnahme	0,0039 mg/(kg BW*d)

Fortsetzung Tabelle 24: DIR-Werteermittlung für das Expositionsszenario Wohngebäude

	E	21 h/d _{et} Aufenthalt	Atemrate 0,8 m ³ /h Luftstaub 0,05 mg/m ³ 75% Retention 40% inhal. Aufnahme	0,0036 mg/(kg BW*d)
	L		über die Expositions- dauer gewichtete Summe (DIR) dividiert durch 70 a	0,0036 mg/(kg BW*d)
Staub- oral ¹	K1	150 d _{et} /a relevante Staubaufnahme	250 mg Staub/d	10,3 mg/(kg BW * d)
	K2	150 d _{et} /a relevante Staubaufnahme	150 mg Staub/d	3,1 mg/(kg BW * d)
	L		über die Expositions- dauer gewichtete Summe (DIR) dividiert durch 70 a	1,03 mg/(kg BW * d)

et Expositionsrelevante Tage, alle Tagesangaben sind bereits auf den Jahresdurchschnitt angepasst

Expositionspfad Staub – oral

Allgemeine Berechnungsgrundlage der täglichen Staubaufnahme (DIR):

$$DIR_{\text{Einzelfall}} = \frac{IR \cdot EFR \cdot EAF_G}{BW \cdot 365d / a} \quad (8-17)$$

- DIR_{Einzelfall} = tägliche orale Aufnahme Staub [mg/kg Körpergewicht und Tag]
- IR = Aufnahmemenge Boden [mg Boden/Tag]
- EFR = Expositionshäufigkeit [d/a]
- EAF_G = Expositionsanpassungsfaktor [-]
- BW = Körpergewicht [kg]

Allgemeine Berechnungsgrundlage der potentiellen resorbierten Schadstoffdosis (PDI) durch inhalative Staubaufnahme:

für Kontaktmedium Staub

$$PDI = DIR_{\text{Einzelfall}} \cdot CCM_s \cdot R_{\text{oral}} \cdot Av \cdot U \quad (8-18)$$

für Transfermedium Boden

$$PDI = DIR_{\text{Einzelfall}} \cdot C_B \cdot TF \cdot 0,5 \cdot 0,8 \cdot R_{\text{oral}} \cdot Av \cdot U \quad (8-19)$$

- PDI = potentiell tägliche resorbierte Schadstoffaufnahme durch orale Staubaufnahme [mg/(kg • d)]

¹ in Abhängigkeit der Flächengröße kann davon ausgegangen werden, dass nur ein gewisser Prozentanteil der Stäube tatsächlich von der AVFL stammt (restlicher Anteil besteht z. B. aus Stoffpartikeln aus Kleidung, Wäsche etc.). Dieser Tatsache kann mit einem Faktor von 0,5 Rechnung getragen werden. Zudem stammen i. d. R. nur ca. 80 % der Stäube tatsächlich von der Alllast

$DIR_{\text{Einzelfall}}$	=	tägliche orale Aufnahme Staub [mg/kg Körpergewicht und Tag]
CCM_S	=	Schadstoffkonzentration im Staub [$\mu\text{g}/\text{kg}$]
C_B	=	Schadstoffkonzentration im Boden [mg/kg]
R_{oral}	=	stoffspezifische Resorptionsrate [-]
TF	=	Anreicherungsfaktoren Boden \rightarrow Staub [$\text{kg}_{\text{Boden}}/\text{kg}_{\text{Staub}}$]
U	=	Umrechnungsfaktor 10^{-6} [$\text{kg}_{\text{Kontaktmedium}}/\text{kg}_{\text{Kontaktmedium}}$]

Expositionspfad Staub – inhalativ

Allgemeine Berechnungsgrundlage der täglichen Staubaufnahmemenge (DIR):

$$DIR_{\text{Einzelfall}} = \frac{IR \cdot EFR \cdot 0,4 \cdot RetF \cdot C_{St} \cdot EAF_G}{BW \cdot 365d / a} \quad (8-20)$$

$DIR_{\text{Einzelfall}}$	=	tägliche inhalative Aufnahme Staub [mg/kg Körpergewicht und Tag]
IR	=	Atemrate [m^3/h]
EFR	=	Expositionshäufigkeit [d/a]
0,4	=	tatsächlich inhalative Aufnahme wird mit 40 % (0,4) angenommen
RetF	=	Retention von Staubteilchen in der Lunge (i. d. R. 0,75)
C_{St}	=	Staubkonzentration in der Innenluft [mg/m^3]
EAF_G	=	Expositionsanpassungsfaktor [-]
BW	=	Körpergewicht [kg]

Allgemeine Berechnungsgrundlage der potentiellen resorbierten Schadstoffdosis (PDI) durch inhalative Staubaufnahme:

für Kontaktmedium Staub

$$PDI = DIR_{\text{Einzelfall}} \cdot CCM_S \cdot R_{\text{inh}} \quad (8-21)$$

für Transfermedium Boden

$$PDI = DIR_{\text{Einzelfall}} \cdot C_B \cdot TF \cdot 0,5 \cdot 0,8 \cdot R_{\text{inh}} \cdot U \quad (8-22)$$

PDI	=	potentiell tägliche eingeatmete Schadstoffaufnahme durch inhalative Staubaufnahme [$\mu\text{g}/(\text{kg} \cdot \text{d})$]
$DIR_{\text{Einzelfall}}$	=	tägliche inhalative Aufnahme Staub [mg/kg Körpergewicht und Tag]
CCM_S	=	Schadstoffkonzentration im Staub [$\mu\text{g}/\text{kg}$]
C_B	=	Schadstoffkonzentration im Boden [mg/kg]
R_{inh}	=	stoffspezifische Resorptionsrate [-]
TF	=	Anreicherungsfaktoren Boden \rightarrow Staub [$\text{kg}_{\text{Boden}}/\text{kg}_{\text{Staub}}$]
U	=	Umrechnungsfaktor 10^{-3} [$\text{kg}_{\text{Kontaktmedium}}/\text{kg}_{\text{Kontaktmedium}}$]

Expositionspfad Gas-/Luft – inhalativ

Allgemeine Berechnungsgrundlage der täglichen Gasaufnahmemenge (DIR):

$$DIR_{\text{Einzelfall}} = \frac{IR \cdot EFR \cdot EAF_G}{BW \cdot 365d / a} \quad (8-23)$$

DIR _{Einzelfall}	=	tägliche inhalative Aufnahme von Gasen in Innenräumen [m ³ /kg Körpergewicht und Tag]
IR	=	Atemrate [m ³ /h]
EFR	=	Expositionshäufigkeit [d/a]
EAF _G	=	Expositionsanpassungsfaktor [-]
BW	=	Körpergewicht [kg]

Allgemeine Berechnungsgrundlage der potentiellen resorbierten Schadstoffdosis (PDI) durch inhalative Gasaufnahme:

für Kontaktmedium Gas

$$PDI = DIR_{\text{Einzelfall}} \cdot CCM_I \cdot R_{inh} \quad (8-24)$$

für Transfermedium

$$PDI = DIR_{\text{Einzelfall}} \cdot C_{BL} \cdot U \cdot R_{inh} \cdot TF \quad (8-25)$$

Berechnungsgrundlage Boden

$$PDI = DIR_{\text{Einzelfall}} \cdot \frac{C_B \cdot K_H \cdot U}{(K_d + SWS)} \cdot T_F \cdot R_{inh} \quad (8-26)$$

PDI	=	potentiell tägliche resorbierte Schadstoffaufnahme aus Luft [µg/(kg BW • d)]
DIR _{Einzelfall}	=	tägliche inhalative Aufnahme von Gasen in Innenräumen [m ³ /kg Körpergewicht und Tag]
CCM _I	=	Schadstoffkonzentration in der Innenraumluft [µg/m ³]
C _{BL}	=	Schadstoffkonzentration in der Bodenluft [mg/l]
C _B	=	Schadstoffkonzentration im Boden [mg/kg]
R _{inh}	=	stoffspezifische Resorptionsrate [-]
TF	=	Transfer Bodenluft → Innenraumluft [0,01]
K _H	=	Henry-Konstante [-]
U	=	Umrechnungsfaktor 10 ⁶ zur Umrechnung von m ³ auf [l] und mg/kg • d auf [µg/kg • d]
SWS	=	Bodenfeuchte [l/kg]

Expositionsanpassungsfaktoren (EAF)

Berücksichtigung der Gebäudenutzung

Gebäudenutzung ohne Einschränkung: z. B. Wohnungen ohne Balkon, Terrasse oder Garten; somit ist keine Möglichkeit gegeben, dass sich die Bewohner für einen Teil ihres Aufenthaltes zu Hause auch im Freien aufhalten. Expositionsanpassungsfaktor $EAF_G = 1$.

Gebäudenutzung mit leichter Einschränkung: z. B. Wohnungen mit Balkon. Es ist davon auszugehen, dass sich die Bewohner im Sommer z. T. im Freien aufhalten. Expositionsanpassungsfaktor $EAF_G = 0,9$.

Gebäudenutzung mit starker Einschränkung: z. B. Wohnungen mit Terrasse oder Garten. Die Bewohner verbringen während der Sommermonate einen größeren Anteil ihrer Zeit im Freien. Expositionsanpassungsfaktor $EAF_G = 0,8$.

Gebäudenutzung mit sehr starker Einschränkung: z. B. Ferienwohnungen oder Wohnungen, die nur in bestimmten Monaten genutzt werden und in denen die Bewohner maximal 20 % ihrer Zeit verbringen. Expositionsanpassungsfaktor $EAF_G = 0,2$.

Keine Wohnraumnutzung, z. B. Kellerräume, die lediglich als Hobby- oder Werkraum genutzt werden. Expositionsanpassungsfaktor $EAF_G = 0,1 - 0,03$.

Messung der Staubkonzentration in der Innenraumluft

Liegen Messergebnisse über die tatsächliche Staubkonzentration in der Innenraumluft vor, so sollte diese anstelle des Standardwertes von $0,05 \text{ mg/m}^3$ in die DIR-Wert-Berechnung eingehen.

8.3.3.3 Garten

Das Szenario „Garten“ ist das sensibelste Expositionsszenario, da hier, bei vergleichsweise hohen Aufnahmemengen, die meisten Expositionspfade gleichzeitig relevant sein können. Für alle Nutzergruppen mit Ausnahme der Säuglinge sowie für das Lebenszeitszenario sind die Expositionspfade „Boden/Staub-oral“, „pflanzliche Nahrungsmittel-oral“, „Staub-inhalativ“ und „Boden-dermal“ bedeutsam. Die DIR-Werte-Berechnung ist in Tabelle 25 dargestellt.

Tabelle 25: DIR-Werteermittlung für das Expositionsszenario Garten

Expositionsszenario	Expositionspfad	Nutzergruppe	Expositionshäufigkeit (EFR)	Aufnahmerate / Kontaktfläche (IR)	jahresdurchschnittliche tägliche Aufnahmerate (DIR)	
Garten	Boden/ Staub-oral	K1	180 d _{et} /a relevanter Bodenkontakt	250 mg Boden/d	12,33 mg/(kg BW * d)	
		K2	180 d _{et} /a relevanter Bodenkontakt	150 mg Boden/d	3,70 mg/(kg BW * d)	
		J	190 d _{et} /a (100 d/a) ¹ relevanter Bodenkontakt	30 mg Boden/d	0,4 mg/(kg BW * d)	
		E	190 d _{et} /a (100 d/a) ¹ relevanter Bodenkontakt	30 mg Boden/d	0,22 mg/(kg BW * d)	
		L		über die Expositionsdauer gewichtete Summe (DIR) dividiert durch 70 a	1,37 mg/(kg BW * d)	
	Staub-inhalativ ²	K1	100 d _{et} /a und 2 h/d relevante staubem. Tätigkeiten	Atemrate 0,5 m ³ /h, Luftstaub 1 mg/m ³ , 0,66 FeuF, 75% Retention, 40% inhalativ aufgenommen (⇒ 0,1 mg Staub/h)	0,0054 mg/(kg BW * d)	
		K2	100 d _{et} /a und 2 h/d relevante staubem. Tätigkeiten	Atemrate 0,7 m ³ /h, Luftstaub 1 mg/m ³ , 0,66 FeuF, 75% Retention, 40% inhal. Aufgenommen (⇒ 0,14 mg Staub/h)	0,0038 mg/(kg BW * d)	
		J	100 d _{et} /a und 2 h/d relevante staubem. Tätigkeiten	Atemrate 1,9 m ³ /h, Luftstaub 1 mg/m ³ , 0,66 FeuF, 75% Retention, 40% inhal. Aufgenommen (⇒ 0,38 mg Staub/h)	0,0054 mg/(kg BW * d)	
		E	100 d _{et} /a und 2 h/d relevante staubem. Tätigkeiten	Atemrate 2 m ³ /h, Luftstaub 1 mg/m ³ , 0,66 FeuF, 75% Retention, 40% inhal. Aufgenommen (⇒ 0,4 mg Staub/h)	0,0032 mg/(kg BW * d)	
		Boden-dermal	L		über die Expositionsdauer gewichtete Summe (DIR) dividiert durch 70 a	0,0029 mg/(kg BW * d)
			K1	180 d _{et} /a relevanter Bodenkontakt	3000 cm ² exponierte Hautoberfläche mit 0,2 mg _{Boden} /cm ² (= 50 % von 0,6 m ²)	29,6 mg/(kg BW * d)
			K2	180 d _{et} /a relevanter Bodenkontakt	4000 cm ² exponierte Hautoberfläche mit 0,2 mg _{Boden} /cm ² (= 40 % von 1,0 m ²)	19,7 mg/(kg BW * d)

¹ es ist davon auszugehen, dass nicht an 100 % der Aufenthaltstage mit maßgeblichen Bodenkontakten zu rechnen ist. Dieser Wert sollte daher entsprechend an die Standortsituation angepasst werden. Eine Reduzierung des Default-Wertes auf 100 d/a Aufnahmerate/Kontaktfläche (IR) erscheint angebracht.

² oral aufgenommener Anteil beim Expositionspfad Boden-/Staub-oral berücksichtigt

	Boden-dermal	J	100 d _{et} /a relevanter Bodenkontakt	3000 cm ² exponierte Hautoberfläche mit 0,2 mg _{Boden} /cm ² (= 30 % von 1,5 m ²)	4,29 mg/(kg BW * d)
		E	100 d _{et} /a relevanter Bodenkontakt	3800 cm ² exponierte Hautoberfläche mit 0,2 mg _{Boden} /cm ² (= 20 % von 1,9 m ²)	3,11 mg/(kg BW * d)
		L		über die Expositionsdauer gewichtete Summe (DIR) dividiert durch 70 a	6,33 mg/(kg BW * d)
	Pflanze-oral	K1	Gemüse mit 41 % Eigenanbau, Obst mit 45 % Eigenanbau	115 g/d Gemüse (= 1,9-fach > Bundesdurchschnitt) und 50 g/d Obst (= 1,7-fach > Bundesdurchschnitt) (= 70 g/d)	6970 mg/(kg BW * d) ^{1 3)}
		K2	Gemüse mit 41 % Eigenanbau, Obst mit 45 % Eigenanbau	230 g/d Gemüse (= 1,9-fach > Bundesdurchschnitt) und 95 g/d Obst (= 1,7-fach > Bundesdurchschnitt) (= 137 g/d)	6850 mg/(kg BW * d) ³⁾
		J	Gemüse mit 41 % Eigenanbau, Obst mit 45 % Eigenanbau	380 g/d Gemüse (= 1,9-fach > Bundesdurchschnitt) und 110 g/d Obst (= 1,7-fach > Bundesdurchschnitt) (= 205 g/d)	5130 mg/(kg BW * d) ³⁾
		E	Gemüse mit 41 % Eigenanbau, Obst mit 45 % Eigenanbau	475 g/d Gemüse (= 1,9-fach > Bundesdurchschnitt) und 120 g/d Obst (= 1,7-fach > Bundesdurchschnitt) (= 249 g/d)	3550 mg/(kg BW * d) ³⁾
		L		über die Expositionsdauer gewichtete Summe (DIR) dividiert durch 70 a	3490 mg/(kg BW * d) ³⁾

et Expositionsrelevante Tage, alle anderen Tagesangaben sind bereits auf den Jahresdurchschnitt angepasst

Expositionspfad Pflanze – oral

Allgemeine Berechnungsgrundlage der täglichen Verzehrmenge (DIR) an Obst und Gemüse:

$$DIR_{\text{Einzelfall}} = \frac{IR \cdot EAF_G}{BW} \quad (8-27)$$

- DIR_{Einzelfall} = aufgenommene Menge an Obst und Gemüse [g FG/kg Körpergewicht • Tag]
- IR = Aufnahmemenge [g/d FG]
- EAF_G = Expositionsanpassungsfaktor [-]

³⁾ multipliziert mit einem Faktor von 0,5 für die küchenfertige Aufbereitung der Nahrungsmittel (schrappen, schälen, kochen etc. und damit entfernen der i. d. R. am höchsten belasteten Pflanzenteile)

Allgemeine Berechnungsgrundlage der potentiellen resorbierten Schadstoffdosis (PDI) für *Schwermetalle*:

für Kontaktmedium

$$PDI_{SM} = DIR_{Einzelfall} \cdot CCM_{SM} \cdot R_{oral} \cdot Av \cdot U \quad (8-28)$$

für Transfermedium Boden

$$PDI_{SM} = DIR_{Einzelfall} \cdot C_S \cdot TF_{SM} \cdot F_d \cdot F_{kA} \cdot F_{TG-FG} \cdot R_{oral} \cdot Av \cdot U \quad (8-29)$$

Allgemeine Berechnungsgrundlage der potentiellen resorbierten Schadstoffdosis (PDI) für *organische Substanzen*:

für Kontaktmedium

$$PDI_{org} = DIR_{Einzelfall} \cdot CCM_{org} \cdot R_{oral} \cdot Av \cdot U \quad (8-30)$$

für Transfermedium Boden

$$PDI_{org} = DIR_{Einzelfall} \cdot C_S \cdot TF_{org} \cdot F_d \cdot R_{oral} \cdot Av \cdot U \quad (8-31)$$

- PDI_{SM} = potentielle tägliche resorbierte Schadstoffaufnahme von Schwermetallen durch orale Pflanzenaufnahme [mg/(kg • d)]
- PDI_{org} = potentielle tägliche resorbierte Schadstoffaufnahme von organischen Schadstoffen durch orale Pflanzenaufnahme [mg/(kg • d)]
- DIR_{Einzelfall} = aufgenommene Menge an Obst und Gemüse [g FG/kg Körpergewicht • Tag]
- CCM_{SM} = Schadstoffkonzentration von Schwermetallen in der Pflanze [mg/kg FG]
- CCM_{org} = Schadstoffkonzentration von organischen Schadstoffen in der Pflanze [mg/kg FG] bzw. [mg/l]
- C_S = gemessene Konzentration im Boden [mg/kg]
- TF_{SM} = Transfer Boden → Pflanze (für Schwermetalle), stoffspezifisch
- TF_{org} = Transfer Boden → Pflanze (für organ. Substanzen), stoffspezifisch
- F_d = probentiefenspezifischer Faktor (0 bis 1m = 1,0; > 1m = 0,2)
- F_{kA} = Faktor für die küchenfertige Aufbereitung der Nahrungsmittel = 0,5
- F_{TG-FG} = Faktor zur Umrechnung von Trockengewicht auf Frischgewicht = 0,15 [kg_{TG}/kg_{FG}]
- R_{oral} = stoffspezifische Resorptionsrate [-]
- Av = Matrixverfügbarkeit [-]
- U = Umrechnungsfaktor 10⁻⁶ [kg_{Kontaktmedium}/mg_{Kontaktmedium}]

Expositionsprofil Boden/Staub – oral

Allgemeine Berechnungsgrundlage der täglichen Boden-/Staubaufnahmemenge (DIR):

$$DIR_{\text{Einzelfall}} = \frac{IR \cdot EFR}{BW \cdot 365d / a} \cdot EAF_{VS} \cdot EAF_E \cdot EAF_S \quad (8-32)$$

Erläuterungen unter Gleichung (8-9)

Allgemeine Berechnungsgrundlage der potentiellen resorbierten Schadstoffdosis (PDI) durch orale Bodenaufnahme:

$$PDI_{B\text{-oral}} = DIR_{\text{Einzelfall}} \cdot CCM_B \cdot R_{\text{oral}} \cdot Av \cdot U \quad (8-33)$$

Erläuterungen unter Gleichung (8-10)

Expositionsprofil Staub – inhalativ (außen)

Allgemeine Berechnungsgrundlage der täglichen Staubaufnahmemenge (DIR):

$$DIR_{\text{Einzelfall}} = \frac{IR \cdot EFR \cdot 0,4 \cdot RetF \cdot FeuF \cdot C_{St}}{BW \cdot 365d / a} \cdot EAF_{VS} \cdot EAF_E \cdot EAF_S \quad (8-34)$$

- DIR_{Einzelfall} = tägliche inhalative Aufnahmemenge Staub [mg/kg Körpergewicht und Tag]
- IR = Atemrate [m³/h]
- EFR = Expositionshäufigkeit [d/a]
- EAF_G = Expositionsanpassungsfaktor [-]
- 0,4 = tatsächlich inhalative Aufnahme wird mit 40 % (0,4) angenommen
- RetF = Retention von Staubteilchen in der Lunge (i. d. R. 0,75)
- FeuF = Reduzierung der Staubaufwirbelung durch Niederschläge (i. d. R. 0,66)
- C_{St} = Staubkonzentration in der Außenluft [mg/m³]
- BW = Körpergewicht [kg]

Allgemeine Berechnungsgrundlage der potentiellen resorbierten Schadstoffdosis (PDI) durch inhalative Staubaufnahme:

für Kontaktmedium

$$PDI = DIR_{\text{Einzelfall}} \cdot CCM_S \cdot R_{\text{inh}} \quad (8-35)$$

für Transfermedium Boden

$$PDI = DIR_{\text{Einzelfall}} \cdot C_B \cdot TF \cdot R_{\text{inh}} \cdot U \quad (8-36)$$

- PDI = potentiell resorbierte tägliche eingeatmete Schadstoffaufnahme durch inhalative Staubmenge [µg/(kg • d)]
- DIR_{Einzelfall} = tägliche inhalative Aufnahme Staub [mg/kg Körpergewicht und Tag]

CCM_S	=	Schadstoffkonzentration im Staub [$\mu\text{g}/\text{kg}$]
C_B	=	Schadstoffkonzentration im Boden [mg/kg]
R_{inh}	=	stoffspezifische Resorptionsrate [-]
TF	=	Anreicherungsfaktoren Boden \rightarrow Staub [$\text{kg}_{\text{Boden}}/\text{kg}_{\text{Kontaktmedium}}$] (für Schwermetalle 4; für organische Schadstoffe 8)
U	=	Umrechnungsfaktor 10^{-3}

Expositionsprofil Boden – dermal

Allgemeine Berechnungsgrundlage der täglichen Bodenaufnahmemenge (DIR):

$$DIR_{\text{Einzelfall}} = \frac{IR \cdot EFR \cdot SOS}{BW \cdot 365d / a} \cdot EAF_{VS} \cdot EAF_D \cdot EAF_S \quad (8-37)$$

Erläuterungen unter Gleichung (8-14)

Allgemeine Berechnungsgrundlage der potentiellen resorbierten Schadstoffdosis (PDI) durch dermale Bodenaufnahme:

$$PDI = DIR_{\text{Einzelfall}} \cdot CCM_B \cdot R_{\text{dermal}} \cdot F_{SC} \cdot A_V \cdot EAF \quad (8-38)$$

Erläuterungen unter Gleichung (8-15)

Expositionsanpassungsfaktoren (EAF)

Berücksichtigung des Versiegelungs- und Bedeckungsgrades

Bei Versiegelung und/oder Bedeckung der Fläche durch Gras oder Rasen und eingeschränkten Möglichkeiten des Grabens ist anzunehmen, dass sich die mögliche orale Bodenaufnahme (IR) entsprechend reduziert. Dies wird durch den Expositionsanpassungsfaktor EAF für die Versiegelung oder Bewuchs VS berücksichtigt:

$$EAF_{VS} = 1 - \frac{\text{Grad der Versiegelung und des Bewuchses} [\%]}{100} \quad (8-39)$$

Entfernung zum Nutzungsszenario

Auch die Entfernung zur Nutzungsfläche (beispielsweise bei Schrebergärten) spielt eine Rolle.

EAF_E s. 8.3.3.1

Anpassung des dermalen Bodenkontakts

Bei Gartentätigkeit wird davon ausgegangen, dass Jugendliche und Erwachsene nicht an allen Tagen, an denen sie sich im Garten aufhalten, einen relevanten dermalen Bodenkontakt haben, deshalb werden folgende Expositionsanpassungsfaktoren EAF_D vorgeschlagen:

Kleinkinder (K1): $EAF_D = 1$ (ohne Änderung)

Kinder (K2): EAF_D = 1 (ohne Änderung)
 Jugendliche (J): EAF_D = 0,55
 Erwachsene (E): EAF_D = 0,55

Messung der Staubkonzentration in der Außenluft

EAF_S s. 8.3.3.1

Berücksichtigung der Verzehrsmenge an Obst und Gemüse (Eigenanbau)

Für die Betrachtung des Expositionspfades Pflanze – oral werden bundesdurchschnittliche Verzehrsmengen an Frischobst und –gemüse zugrunde gelegt. Daraus wurde der Eigenversorgungsanteil für Obst mit 45 % und für Gemüse mit 41 % angenommen (siehe Tabelle 25). Diese Annahmen sind bei detaillierten Kenntnissen dem Standort anzupassen, indem die DIR-Wertberechnung entsprechend verändert wird.

8.3.3.4 Grundwasserfassung

Das Expositionsszenario „Grundwasserfassung“ beschreibt eine Situation, in der die Trinkwasserversorgung teilweise über einen Hausbrunnen erfolgt. Ausschlaggebend ist die orale Trinkwasseraufnahme, die für alle Nutzergruppen sowie für das Lebenszeitszenario angesetzt werden kann. Die DIR-Werte-Bestimmung ist in Tabelle 26 dargestellt.

Tabelle 26: DIR-Werteermittlung für das Expositionsszenario Trinkwasserfassung – Standardwerte

Expositionsszenario	Expositionspfad	Nutzergruppe	Expositionshäufigkeit (EFR)	Aufnahmerate / Kontaktfläche (IR)	jahresdurchschnittliche tägliche Aufnahmerate (DIR)
Grundwasserfassung	Trinkwasser-oral	S	90 d _{et} /a zu 50 % und 100 d _{et} /a zu 25 % der Tagesmenge	0,9 L Wasser/d (⇒ 0,17 l/d)	34,5 ml/(kg*d)
		K1	90 d _{et} /a zu 50 % und 100 d _{et} /a zu 25 %	0,6 L Wasser/d (⇒ 0,12 l/d)	11,5 ml/(kg*d)
		K2	90 d _{et} /a zu 50 % und 100 d _{et} /a zu 25 %	0,6 L Wasser/d (⇒ 0,12 l/d)	5,8 ml/(kg*d)
		J	90 d _{et} /a zu 50 % und 100 d _{et} /a zu 25 %	0,7 L Wasser/d (⇒ 0,13 l/d)	3,4 ml/(kg*d)
		E	90 d _{et} /a zu 50 % und 100 d _{et} /a zu 25 %	1,4 L Wasser/d (⇒ 0,25 l/d)	3,8 ml/(kg*d)
		L		über die Expositionsdauer gewichtete Summe (DIR) dividiert durch 70 a	4,5 ml/(kg*d)

et Expositionsrelevante Tage, alle anderen Tagesangaben sind bereits auf den Jahres durchschnitt angepasst

Expositionspfad Trinkwasser – oral

Allgemeine Berechnungsgrundlage der täglichen Trinkwasseraufnahmemenge (DIR):

$$DIR_{\text{Einzelfall}} = \frac{IR \cdot EFR \cdot EAF}{BW \cdot 365d / a} \quad (8-40)$$

DIR _{Einzelfall}	=	tägliche Aufnahme Trinkwasser [ml/kg Körpergewicht und Tag]
IR	=	Aufnahmemenge Trinkwasser [l/d]
EFR	=	Expositionshäufigkeit [d/a]
EAF	=	Expositionsanpassungsfaktor [-]
BW	=	Körpergewicht [kg]

Allgemeine Berechnungsgrundlage der potentiellen resorbierten Schadstoffdosis (PDI) durch orale (Trink)Wasseraufnahme:

für Kontakt und Transfermedium Wasser

$$PDI = DIR_{\text{Einzelfall}} \cdot C_W \cdot R_{\text{oral}} \cdot Av \quad (8-41)$$

PDI	=	potentielle tägliche resorbierte Schadstoffaufnahme durch orale (Trink) Wasseraufnahme [$\mu\text{g}/(\text{kg} \cdot \text{d})$]
DIR _{Einzelfall}	=	tägliche Aufnahme Trinkwasser [ml/kg Körpergewicht und Tag]
C _W	=	gemessene Konzentration im (Trink) Wasser [mg/l]
R _{oral}	=	stoffspezifische Resorptionsrate [-]
Av	=	matrixspezifische Resorptionsverfügbarkeit, i. d. R = 1 [-]

Expositionsanpassungsfaktoren (EAF)

Der tägliche Trinkwasserbedarf, der aus der Fassung gedeckt wird, muss standortspezifisch angepasst werden. Hierfür sind die vorgegebenen Prozentanteile an intensiver Nutzung (EFR = 90 d_{et}/a zu 50 %) und extensiver Nutzung (EFR = 100 d_{et}/a zu 25 %) für die DIR-Wertberechnung in der Tabelle 26 entsprechend anzupassen.

8.3.3.5 Park- und Grünanlage

Das Expositionsszenario „Park- und Grünanlage“ subsumiert innerstädtische, nicht eingezäunte, von der Gemeindeverwaltung beaufsichtigte Grünflächen, auf denen mit Spielaktivitäten von Kleinkindern und Kindern (K₁, K₂) zu rechnen ist. Aufgrund der spezifischen Gestaltung von Grünflächen ist von deutlich geringeren Bodenkontaktmöglichkeiten sowie verminderten Aufnahmemengen auszugehen. Berücksichtigt werden die Expositionspfade „Boden / Staub–oral“, „Staub–inhalativ“ und „Boden–dermal“. Für Säuglinge, Jugendliche und Erwachsene ist keine maßgebliche Exposition zu erwarten; wie bei den anderen Expositionsszenarien auch, wird für kanzerogene Stoffe eine Lebenszeitbetrachtung durchgeführt. In der Tabelle 27 sind die Daten zur Berechnung der DIR-Werte angeführt.

Tabelle 27: DIR-Werteermittlung für das Expositionsszenario Park- und Grünanlage - Standardwerte

Expositionsszenario	Expositionspfad	Nutzergruppe	Expositionshäufigkeit (EFR)	Aufnahmerate / Kontaktfläche (IR)	jahresdurchschnittliche tägliche Aufnahme-rate (DIR)
Park- und Grünanlage	Boden-/ Staub-oral	K1	100 d _{et} /a relevante Bodenaufnahme	120 mg Boden/d	3,3 mg/(kg BW * d)
		K2	100 d _{et} /a relevante Bodenaufnahme	70 mg Boden/d	0,96 mg/(kg BW * d)
		L		über die Expositionsdauer gewichtete Summe (DIR) dividiert durch 70 a	0,33 mg/(kg BW * d)
	Boden-dermal	K1	100 d _{et} /a relevanter Bodenkontakt	1500 cm ² exponierte Hautoberfläche (= 25 % von 0,6 m ²) (0,2 mg Boden/cm ²)	8,22 mg/(kg BW * d)
		K2	100 d _{et} /a relevanter Bodenkontakt	2000 cm ² exponierte Hautoberfläche (= 20 % von 1,0 m ²)	5,48 mg/(kg BW * d)
		L		über die Expositionsdauer gewichtete Summe (DIR) dividiert durch 70 a	1,25 mg/(kg BW * d)
	Staub-inhalativ	K1	50 d _{et} /a und 2 h/d relevante staubem. Tätigkeiten	Atemrate 0,5 m ³ /h, red. Luftstaub 0,5 mg/m ³ , 0,66 FeuF, 75% Retention, 40% inhalativ ¹) (⇒ 0,05 mg Staub/h)	0,0014 mg/(kg BW * d)
		K2	50 d _{et} /a und 2 h/d relevante staubem. Tätigkeiten	Atemrate 0,7 m ³ /h, red. Luftstaub 0,5 mg/m ³ , 0,66 FeuF, 75% Retention, 40% inhalativ ¹) (⇒ 0,07 mg Staub/h)	0,00095 mg/(kg BW * d)
		L		über die Expositionsdauer gewichtete Summe (DIR) dividiert durch 70 a	0,00021 mg/(kg BW * d)

Expositionspfad Boden/Staub – oral

Allgemeine Berechnungsgrundlage der täglichen Bodenaufnahmemenge (DIR):

$$DIR_{\text{Einzelfall}} = \frac{IR \cdot EFR}{BW \cdot 365d / a} \cdot EAF_{VS} \cdot EAF_E \cdot EAF_S \quad (8-42)$$

Erläuterungen unter Gleichung (8-9)

Allgemeine Berechnungsgrundlage der potentiellen resorbierten Schadstoffdosis (PDI) durch orale Bodenaufnahme:

$$PDI_{S\text{-oral}} = DIR_{\text{Einzelfall}} \cdot CCM_B \cdot R_{\text{oral}} \cdot A \cdot v \cdot U \quad (8-43)$$

Erläuterungen unter Gleichung (8-10)

Expositionspfad Staub – inhalativ

Allgemeine Berechnungsgrundlage der täglichen Staubaufnahmemenge (DIR):

$$DIR_{\text{Einzelfall}} = \frac{IR \cdot EFR \cdot 0,4 \cdot RetF \cdot FeuF \cdot CSt.o}{BW \cdot 365d / a} \cdot EAF_{VS} \cdot EAF_E \cdot EAF_S \quad (8-44)$$

Erläuterungen unter Gleichung (8-11)

Allgemeine Berechnungsgrundlage der potentiellen resorbierten Schadstoffdosis (PDI) durch inhalative Staubaufnahme:

für Kontaktmedium Staub

$$PDI = DIR_{\text{Einzelfall}} \cdot CCM_S \cdot R_{inh} \quad (8-45)$$

für Transfermedium Boden

$$PDI = DIR_{\text{Einzelfall}} \cdot C_B \cdot TF \cdot R_{inh} \cdot U \quad (8-46)$$

Erläuterungen unter Gleichungen (8-12) und (8-13)

Expositionspfad Boden – dermal

Allgemeine Berechnungsgrundlage der täglichen Bodenaufnahmemenge (DIR):

$$DIR_{\text{Einzelfall}} = \frac{IR \cdot EFR \cdot SOS}{BW \cdot 365d / a} \cdot EAF_{VS} \cdot EAF_E \cdot EAF_S \quad (8-47)$$

Erläuterungen unter Gleichung (8-14)

Allgemeine Berechnungsgrundlage der potentiellen resorbierten Schadstoffdosis (PDI) durch dermale Bodenaufnahme:

$$PDI = DIR_{\text{Einzelfall}} \cdot CCM_B \cdot R_{dermal} \cdot FSC \cdot Av \quad (8-48)$$

Erläuterungen unter Gleichung (8-15)

Expositionspfad Staub – inhalativ (außen)

Allgemeine Berechnungsgrundlage der täglichen Staubaufnahmemenge (DIR):

$$DIR_{\text{Einzelfall}} = \frac{IR \cdot EFR \cdot 0,4 \cdot RetF \cdot FeuF \cdot C_{St}}{BW \cdot 365d / a} \cdot EAF_{VS} \cdot EAF_E \cdot EAF_S \quad (8-49)$$

Erläuterungen unter Gleichung (8-34)

Expositionsanpassungsfaktoren (EAF)

Berücksichtigung des Versiegelungs- und Bedeckungsgrades

Bei Versiegelung und/oder Bedeckung der Fläche sowie eingeschränkten Möglichkeiten des Grabens ist anzunehmen, dass sich die mögliche orale Bodenaufnahme (IR) entsprechend reduziert. Dies wird durch den Expositionsanpassungsfaktor EAF für die Versiegelung oder Bewuchs VS berücksichtigt:

$$EAF_{VS} = 1 - \frac{\text{Grad der Versiegelung und des Bewuchses [\%]}}{100} \quad (8-50)$$

Entfernung zum Nutzungsszenario

EAF_E s. 8.3.3.1

Messung der Staubkonzentration in der Außenluft

EAF_S s. 8.3.3.1

8.3.3.6 Bolz- und Sportgelände

Das Expositionsszenario „Bolz- und Sportgelände“ umfasst sportliche Aktivitäten, vor allem „Fußballspielen“, auf Flächen, die hierfür ausgewiesen sind (B-Plan) oder geeignet erscheinen (Brachflächen, öffentliche Grünflächen). Relevante Aufnahmepfade bei staubemittierenden Spiel- und Sportarten von Kindern (K₂), Jugendlichen (J) und Erwachsenen (E) sind die inhalative und orale Aufnahme von schadstoffbelasteten Stäuben. Für kanzerogen wirkende Stoffe wird zusätzlich zu den genannten Nutzergruppen das Lebenszeitszenario (L) berücksichtigt (siehe Tabelle 28).

Tabelle 28: DIR-Werteermittlung für das Expositionsszenario Bolz- und Sportgelände - Standardwerte

Expositionsszenario	Expositionspfad	Nutzergruppe	Expositionshäufigkeit (EFR)	Aufnahmerate / Kontaktfläche (IR)	jahresdurchschnittliche tägliche Aufnahme-rate (DIR)
Bolz- und andere Sportgelände	Boden/ Staub-oral	K2		60% der inhalativen Staubaufnahme von 10,2 mg Staub/d (⇒ 6,12 mg Boden/d)	0,31 mg/(kg BW * d)
		J		60% der inhalativen Staubaufnahme von 13,5 mg/d (⇒ 8,1 mg Boden/d)	0,20 mg/(kg BW * d)
		E		60% der inhalativen Staubaufnahme von 8,5 mg/d (⇒ 5,1 mg Boden/d)	0,073 mg/(kg BW * d)
		L		über die Expositionsdauer gewichtete Summe (DIR) geteilt durch 70 a	0,098 mg/(kg BW * d)
	Staub-inhalativ	K2	208 d _{et} /a und 2 h/d relevante staubem. Tätigkeiten (= 1,14 h/d)	Atemrate 1,8 m³/h, Luftstaub 10 mg/m³, 0,66 FeuF, 75% Retention, 40 % resorbiert (⇒ 4,1 mg Staub/d)	0,205 mg/(kg BW * d)
		J	208 d _{et} /a und 2 h/d relevante staubem. Tätigkeiten (= 1,14 h/d)	Atemrate 2,4 m³/h, Luftstaub 10 mg/m³, 0,66 FeuF, 75% Retention, 40 % resorbiert (⇒ 5,4 mg/d)	0,135 mg/(kg BW * d)
		E	104 d _{et} /a und 2 h/d relevante staubem. Tätigkeiten (= 0,57 h/d)	Atemrate 3,0 m³/h, Luftstaub 10 mg/m³, 0,66 FeuF, 75% Retention, 40 % resorbiert (⇒ 3,4 mg/d)	0,049 mg/(kg BW * d)
		L		über die Expositionsdauer gewichtete Summe (DIR) dividiert durch 70 a	0,065 mg/(kg BW * d)

et Exposition relevante Tage, alle anderen Tagesangaben sind bereits auf den Jahresdurchschnitt angepasst

Expositionspfad Staub – oral (außen)

Allgemeine Berechnungsgrundlage der täglichen Staubaufnahmemenge (DIR):

$$DIR_{\text{Einzelfall}} = \frac{IR \cdot EFR \cdot 0,6 \cdot RetF \cdot FeuF \cdot C_{St,o}}{BW \cdot 365d/a} \cdot EAF_{VS} \cdot EAF_F \cdot EAF_E \cdot EAF_S$$

(8-51)

Allgemeine Berechnungsgrundlage der potentiellen resorbierten Schadstoffdosis (PDI) durch orale Staubaufnahme (außen):

für Kontaktmedium

$$PDI = DIR_{\text{Einzelfall}} \cdot CCM_S \cdot R_{\text{oral}} \cdot Av \cdot U$$

(8-52)

für Transfermedium

$$PDI = DIR_{\text{Einzelfall}} \cdot C_S \cdot TF \cdot R_{\text{oral}} \cdot Av \cdot U \quad (8-53)$$

Expositionspfad Staub – inhalativ (außen)

Allgemeine Berechnungsgrundlage der täglichen Staubaufnahmemenge (DIR):

$$DIR_{\text{Einzelfall}} = \frac{IR \cdot EFR \cdot 0,4 \cdot RetF \cdot FeuF \cdot C_{St} \cdot EAF_{VS} \cdot EAF_E \cdot EAF_S}{BW \cdot 365d / a} \quad (8-54)$$

Erläuterungen unter Gleichung (8-11)

Allgemeine Berechnungsgrundlage der potentiellen resorbierten Schadstoffdosis (PDI) durch inhalative Staubaufnahme (außen):

für Kontaktmedium

$$PDI = DIR_{\text{Einzelfall}} \cdot CCM_S \cdot R_{inh} \quad (8-55)$$

Erläuterungen unter Gleichung (8-12)

für Transfermedium

$$PDI = DIR_{\text{Einzelfall}} \cdot C_S \cdot TF \cdot R_{inh} \cdot U \quad (8-56)$$

Erläuterungen unter Gleichung (8-13)

Expositionsanpassungsfaktoren (EAF)

Berücksichtigung des Versiegelungs- und Bedeckungsgrades

Bei Versiegelung (Betonfläche, Steinplatten etc.) und/oder Bedeckung der Fläche durch Gras oder Rasen und eingeschränkten Möglichkeiten des Grabens ist anzunehmen, dass sich die mögliche orale Bodenaufnahme (IR) entsprechend reduziert. Dies wird durch den Expositionsanpassungsfaktor EAF für die Versiegelung oder Bewuchs VS berücksichtigt:

$$EAF_{VS} = 1 - \frac{\text{Grad der Versiegelung und des Bewuchses} [\%]}{100} \quad (8-57)$$

Berücksichtigung der Eignung der Flächen

Bolz- und Sportflächen können aufgrund ihrer Eignung weiter differenziert werden:

Eignung ohne Einschränkung bezeichnet Flächen, die häufig und regelmäßig von allen relevanten Nutzergruppen frequentiert werden. Expositionsanpassungsfaktor $EAF_F = 1$

Eignung mit leichter Einschränkung bezeichnet Flächen, die zwar regelmäßig aber weniger häufig als Bolz- und Sportplatz frequentiert werden. Expositionsanpassungsfaktor $EAF_F = 0,5$

Eignung mit starker Einschränkung bezeichnet Flächen, die nur bedingt geeignet sind und nicht häufig als Bolz- und Sportplatz genutzt werden. Expositionsanpassungsfaktor $EAF_F = 0,125$

Eignung mit sehr starker Einschränkung bezeichnet Flächen, die nicht geeignet sind und nur selten genutzt werden. Expositionsanpassungsfaktor $EAF_F = 0,025$

Entfernung zum Nutzungsszenario

EAF_E s. 8.3.3.1

Messung der Staubkonzentration in der Außenluft

Liegen Messergebnisse über die tatsächliche Staubkonzentration in der Außenluft vor, so sollte diese anstelle des Standardwertes von 10 mg/m^3 in die DIR-Wert-Berechnung eingehen. Für die tatsächliche Staubeentwicklung sind folgende Expositionsanpassungsfaktoren EAF_S vorgegeben:

- Relevante Expositionen mit Staubemissionen an 50 Tagen/Jahr, d. h. $EAF_S = 0,5$.
- Relevante Expositionen mit Staubemissionen an 30 Tagen/Jahr, d. h. $EAF_S = 0,3$
- Relevante Expositionen mit Staubemissionen an 20 Tagen/Jahr, d. h. $EAF_S = 0,2$
- Relevante Expositionen mit Staubemissionen an 10 Tagen/Jahr, d. h. $EAF_S = 0,1$

8.3.3.7 Offene Brachflächen

Als „offene Brachflächen“ werden frei zugängliche, von der Gemeindeverwaltung unbeaufsichtigte Flächen eingestuft, die von Kleinkindern und Kindern (K_1 , K_2) für unterschiedliche Spielaktivitäten (Laufen, Graben etc.) benutzt werden. Gegenüber den Kinderspielplätzen ist, bei gleichen Expositionspfaden, von einer verminderten Nutzungshäufigkeit auszugehen, so dass geringere Kontaktmedien-Aufnahmemengen anzusetzen sind. Die Berechnung der DIR-Werte ist in nachfolgender Tabelle dargestellt.

Tabelle 29: DIR-Werteermittlung für das Expositionsszenario Offene Brachflächen – Standardwerte

Expositionsszenario	Expositionspfad	Nutzergruppe	Expositionshäufigkeit (EFR)	Aufnahmerate / Kontaktfläche (IR)	jahresdurchschnittliche tägliche Aufnahmerate (DIR)
Offene Brachfläche	Boden-/ Staub-oral	K1	100 d_{et}/a relevante Bodenaufnahme	250 mg Boden/d	6,85 mg/(kg BW * d)
		K2	100 d_{et}/a relevante Bodenaufnahme	150 mg Boden/d	2,1 mg/(kg BW * d)

Expositionsszenario	Expositionspfad	Nutzergruppe	Expositionshäufigkeit (EFR)	Aufnahmerate / Kontaktfläche (IR)	jahresdurchschnittliche tägliche Aufnahmerate (DIR)
		L		über die Expositionsdauer gewichtete Summe (DIR) dividiert durch 70 a	0,69 mg/(kg BW * d)
	Boden-dermal	K1	100 d _{et} /a relevanter Bodenkontakt	3000 cm ² exponierte Hautoberfläche (= 50 % von 0,6 m ²) (0,2 mg Boden/cm ²)	16,4 mg/(kg BW * d)
		K2	100 d _{et} /a relevanter Bodenkontakt	4000 cm ² exponierte Hautoberfläche (= 40 % von 1,0 m ²) (0,2 mg Boden/cm ²)	11,0 mg/(kg BW * d)
		L		über die Expositionsdauer gewichtete Summe (DIR) dividiert durch 70 a	2,5 mg/(kg BW * d)
	Staub-inhalativ	K1	50 d _{et} /a und 2 h/d relevante staubem. Tätigkeiten	Atemrate 0,5 m ³ /h, Luftstaub 1 mg/m ³ , 0,66 FeuF, 75% Retention, 40% inhalativ aufgenommen (= 0,1 mg Staub/h)	0,0027 mg/(kg BW * d)
		K2	50 d _{et} /a und 2 h/d relevante staubemittierende Tätigkeiten	Atemrate 0,7 m ³ /h, Luftstaub 1 mg/m ³ , 0,66 FeuF, 75% Retention, 40% inhalativ aufgenommen (= 0,14 mg Staub/h)	0,0019 mg/(kg BW * d)
		L		über die Expositionsdauer gewichtete Summe (DIR) dividiert durch 70 a	0,00043 mg/(kg BW * d)

et Expositionrelevante Tage, alle anderen Tagesangaben sind bereits auf den Jahresdurchschnitt angepasst

Expositionspfad Boden – oral

Allgemeine Berechnungsgrundlage der täglichen Bodenaufnahmemenge (DIR):

$$DIR_{\text{Einzelfall}} = \frac{IR \cdot EFR}{BW \cdot 365d/a} \cdot EAF_{VS} \cdot EAF_E \cdot EAF_S \quad (8-58)$$

Erläuterungen unter Gleichung (8-9)

Allgemeine Berechnungsgrundlage der potentiellen resorbierten Schadstoffdosis (PDI) durch orale Bodenaufnahme:

$$PDI_{B-oral} = DIR_{\text{Einzelfall}} \cdot CCM_B \cdot R_{oral} \cdot A \cdot v \cdot U \quad (8-59)$$

Erläuterungen unter Gleichung (8-10)

Expositionspfad Boden – dermal

Allgemeine Berechnungsgrundlage der täglichen Bodenaufnahmemenge (DIR):

$$DIR_{\text{Einzelfall}} = \frac{IR \cdot EFR \cdot SOS}{BW \cdot 365d / a} \cdot EAF_{VS} \cdot EAF_E \cdot EAF_S \quad (8-60)$$

Erläuterungen unter Gleichung (8-14)

Allgemeine Berechnungsgrundlage der potentiellen resorbierten Schadstoffdosis (PDI) durch dermale Bodenaufnahme:

$$PDI_{B\text{-dermal}} = DIR_{\text{Einzelfall}} \cdot CCM_B \cdot R_{\text{dermal}} \cdot F_{SC} \cdot Av \quad (8-61)$$

Erläuterungen unter Gleichung (8-15)

Expositionspfad Staub – inhalativ (außen)

Allgemeine Berechnungsgrundlage der täglichen Staubaufnahmemenge (DIR):

$$DIR_{\text{Einzelfall}} = \frac{IR \cdot EFR \cdot 0,4 \cdot RetF \cdot FeuF \cdot C_{St}}{BW \cdot 365d / a} \cdot EAF_{VS} \cdot EAF_E \cdot EAF_S \quad (8-62)$$

Erläuterungen unter Gleichung (8-34)

Allgemeine Berechnungsgrundlage der potentiellen resorbierten Schadstoffdosis (PDI) durch inhalative Staubaufnahme:

für Kontaktmedium

$$PDI = DIR_{\text{Einzelfall}} \cdot CCM_S \cdot R_{\text{inh}} \quad (8-63)$$

für Transfermedium

$$PDI = DIR_{\text{Einzelfall}} \cdot C_S \cdot TF \cdot R_{\text{inh}} \cdot U \quad (8-64)$$

Erläuterungen unter Gleichungen (8-35) und (8-36)

Expositionsanpassungsfaktoren (EAF)

Berücksichtigung des Versiegelungs- und Bedeckungsgrades

EAF_{VS} s. 8.3.3.6

Entfernung zum Nutzungsszenario

EAF_E s. 8.3.3.1

Messung der Staubkonzentration in der Außenluft

Liegen Messergebnisse über die tatsächliche Staubkonzentration in der Außenluft vor, so sollte diese anstelle des Standardwertes von 1 mg/m³ in die DIR-Wert-Berechnung eingehen.

8.3.3.8 Abgeschlossene unbefestigte Industrie- und Gewerbefläche

Im Expositionsszenario „abgeschlossene unbefestigte Industrie- und Gewerbefläche“ werden „Außenaktivitäten“ von Beschäftigten (Erwachsene) auf Industrie- und Gewerbeflächen mit relevanter Staubentwicklung berücksichtigt. Maßgeblich sind die *inhalative* Aufnahme schadstoffbelasteter Stäube sowie die „*orale Bodenaufnahme*“. Die Ermittlung der DIR-Werte ist in der Tabelle 30 dargestellt.

Tabelle 30: DIR-Werteermittlung für das Expositionsszenario Abgeschlossene unbefestigte Industrie- und Gewerbefläche - Standardwerte

Expositionsszenario	Expositionspfad	Nutzergruppe	Expositionshäufigkeit (EFR)	Aufnahmerate / Kontaktfläche (IR)	jahresdurchschnittliche tägliche Aufnahmerate (DIR)
Abgeschlossene unbefestigte Industrie- und Gewerbefläche	Staubinhalativ ⁵ bei <u>normaler</u> Staubentwicklung	E ₁	220 d _{et} /a, 8h/d (= 5 h/d durchschnittliche Arbeitszeit mit Staubexposition)	Atemrate 1,7 m ³ /h, 0,325 mg/m³ Staub , 75% Retention, 0,66 FeuF, 40% inhalativ (⇒ 0,55 mg Staub/d)	0,0077 mg/(kg BW * d)
		L ₁		über die Expositionsdauer gewichtete Summe (DIR) dividiert durch 70 a	0,0033 mg/(kg BW * d)
	Staubinhalativ ¹ bei <u>starker</u> Staubentwicklung	E ₂	110 d _{et} /a, 8 h/d (= 2,5 h/d durchschnittliche Arbeiten mit Staubexposition)	Atemrate 1,7 m ³ /h, 5 mg/m³ Staub , 75% Retention, 0,66 FeuF, 40% inhalativ (⇒ 4,20 mg Staub/d)	0,060 mg/(kg BW * d)
		L ₂		über die Expositionsdauer gewichtete Summe (DIR) dividiert durch 70 a	0,026 mg/(kg BW * d)
	Boden/ Staub-oral	E	100 d _{et} /a relevante Bodenaufnahme	30 mg/d (⇒ 8,22 mg Boden/d)	0,12 mg/(kg BW * d)
		L		über die Expositionsdauer gewichtete Summe (DIR) dividiert durch 70 a	0,05 mg/(kg BW * d)

et Expositionsrelevante Tage, alle anderen Tagesangaben sind bereits auf den Jahresdurchschnitt angepasst

⁵ bei der Betrachtung dieses Pfades sollte differenziert werden zwischen Arbeiten mit staubemittlernden Tätigkeiten und "normalen Arbeiten", entsprechend sollte eine der beiden default-Vorgaben ausgewählt werden.

Expositionspfad Boden - oral

Allgemeine Berechnungsgrundlage der täglichen Bodenaufnahmemenge (DIR):

$$DIR_{\text{Einzelfall}} = \frac{IR \cdot EFR}{BW \cdot 365d / a} \cdot EAF_{VS} \cdot EAF_E \cdot EAF_S \quad (8-65)$$

Erläuterungen unter Gleichung (8-9)

Allgemeine Berechnungsgrundlage der potentiellen resorbierten Schadstoffdosis (PDI) durch orale Bodenaufnahme:

$$PDI_{B\text{-oral}} = DIR_{\text{Einzelfall}} \cdot CCM_B \cdot R_{\text{oral}} \cdot Av \cdot U \quad (8-66)$$

Erläuterungen unter Gleichung (8-10)

Expositionspfad Staub – inhalativ (außen)

Allgemeine Berechnungsgrundlage der täglichen Staubaufnahmemenge (DIR):

$$DIR_{\text{Einzelfall}} = \frac{IR \cdot EFR \cdot 0,4 \cdot RetF \cdot FeuF \cdot C_{St}}{BW \cdot 365d / a} \cdot EAF_{VS} \cdot EAF_E \cdot EAF_S \quad (8-67)$$

Erläuterungen unter Gleichung (8-34)

Allgemeine Berechnungsgrundlage der potentiellen resorbierten Schadstoffdosis (PDI) durch inhalative Staubaufnahme:

für Kontaktmedium

$$PDI = DIR_{\text{Einzelfall}} \cdot CCM_S \cdot R_{\text{inh}} \quad (8-68)$$

für Transfermedium

$$PDI = DIR_{\text{Einzelfall}} \cdot C_S \cdot TF \cdot R_{\text{inh}} \cdot U \quad (8-69)$$

Erläuterungen unter Gleichungen (8-35) und (8-36)

Expositionsanpassungsfaktoren (EAF)

Berücksichtigung des Versiegelungs- und Bedeckungsgrades

Bei Versiegelung und/oder Bedeckung der Fläche durch Gras oder Rasen und eingeschränkten Möglichkeiten des Grabens ist anzunehmen, dass sich die mögliche orale Bodenaufnahme (IR) entsprechend reduziert. Dies wird durch den Expositionsanpassungsfaktor EAF für die Versiegelung oder Bewuchs VS berücksichtigt:

$$EAF_{vs} = 1 - \frac{\text{Grad der Versiegelung und des Bewuchses [\%]}}{100}$$

(8-70)

Arbeitstage

Zusätzlich kann angenommen werden, dass Arbeiter auf abgeschlossenen Industrie- und Gewerbeflächen nicht an jedem Arbeitstag, sondern nur an 100 Tagen im Jahr die angenommene durchschnittliche Bodenaufnahmemenge erreicht. Eine Reduktion von 220 auf 100 Arbeitstage/Jahr erscheint angemessen (Expositionsanpassungsfaktor $EAF = 0,45$)

Messung der Staubkonzentration in der Außenluft

Liegen Messergebnisse über die tatsächliche Staubkonzentration in der Außenluft vor, so sollte diese anstelle des Standardwertes von $0,33 \text{ mg/m}^3$ in die DIR-Wert-Berechnung eingehen. Für die tatsächliche Staubentwicklung sind folgende Expositionsanpassungsfaktoren EAF_s vorgegeben:

- Relevante Expositionen mit Staubemissionen an 50 Tagen/Jahr, d. h. $EAF_s = 0,5$.
- Relevante Expositionen mit Staubemissionen an 30 Tagen/Jahr, d. h. $EAF_s = 0,3$
- Relevante Expositionen mit Staubemissionen an 20 Tagen/Jahr, d. h. $EAF_s = 0,2$
- Relevante Expositionen mit Staubemissionen an 10 Tagen/Jahr, d. h. $EAF_s = 0,1$

8.3.3.9 Gewerblich genutzte Gebäude

Für das Expositionsszenario „gewerblich genutzte Gebäude“ wird eine relevante Exposition nur in geschlossenen und dauerhaft genutzten Gebäudebereichen angenommen. Maßgeblich für Erwachsene (E) und das Lebenszeitszenario bei kanzerogenen Stoffen (L) ist die inhalative Aufnahme von Innenraumluft, die mit gasförmigen oder staubförmig gebundenen Schadstoffen belastet ist. Die Berechnung der DIR-Werte ist in nachfolgender Tabelle aufgeführt.

Tabelle 31: DIR-Werteermittlung für das Expositionsszenario Gewerblich genutzte Gebäude - Standardwerte

Expositionsszenario	Expositionspfad	Nutzergruppe	Expositionshäufigkeit (EFR)	Aufnahmerate / Kontaktfläche (IR)	jahresdurchschnittliche tägliche Aufnahme-rate (DIR)
Gewerblich genutzte Gebäude	Gas/Luftinhalativ	E	220 d _{ei} /a mit 8 h/d (⇒ 5 h/d)	Atemrate 40 m ³ /d (= 1,7 m ³ /h; ⇒ 8,3 m ³ Atemluft/d)	0,12 m ³ /(kg BW*d)
		L		über die Expositionsdauer gewichtete Summe (DIR) dividiert durch 70 a	0,05 m ³ /(kg BW*d)
	Staub inhalativ ¹⁾	E	220 d _{ei} /a mit 8 h/d (⇒ 5 h/d)	Atemrate 40 m ³ /d Luftstaub 0,05 mg/m ³ 75% Retention 40% inhal. aufgenommen	0,0018 mg/(kg BW*d)
		L		über die Expositionsdauer gewichtete Summe (DIR) dividiert durch 70 a	0,00075 mg/(kg BW*d)

1) in Abhängigkeit der Flächengröße kann davon ausgegangen werden, dass nur ein gewisser Prozentanteil der Stäube tatsächlich von der AVFL stammt. Dieser Tatsache kann mit einem Faktor von 0,5 Rechnung getragen werden. Außerdem stammen i. d. R. nur ca. 80 % der Stäube tatsächlich von der Alllast.

et Expositionrelevante Tage, alle anderen Tagesangaben sind bereits auf den Jahresdurchschnitt angepasst

Expositionspfad Staub – inhalativ (innen)

Allgemeine Berechnungsgrundlage der täglichen Staubaufnahmemenge (DIR):

$$DIR_{\text{Einzelfall}} = \frac{IR \cdot EFR \cdot 0,4 \cdot RetF \cdot C_{St} \cdot EAF_G}{BW \cdot 365d / a} \quad (8-71)$$

Erläuterungen unter Gleichung (8-20)

Allgemeine Berechnungsgrundlage der potentiellen resorbierten Schadstoffdosis (PDI) durch inhalative Staubaufnahme:

für Kontaktmedium

$$PDI = DIR_{\text{Einzelfall}} \cdot CCM_S \cdot R_{inh} \quad (8-72)$$

für Transfermedium

$$PDI = DIR_{\text{Einzelfall}} \cdot C_B \cdot TF \cdot 0,5 \cdot 0,8 \cdot R_{inh} \cdot U \quad (8-73)$$

Erläuterungen unter Gleichungen (8-21) und (8-22)

Expositionsanpassungsfaktoren (EAF)

Berücksichtigung der Gebäudenutzung

Gebäudenutzung ohne Einschränkung. Expositionsanpassungsfaktor $EAF_G = 1$.

Gebäudenutzung mit leichter Einschränkung: z. B. bei unregelmäßiger Außendiensttätigkeit der Mitarbeiter. Expositionsanpassungsfaktor $EAF_G = 0,9$.

Gebäudenutzung mit starker Einschränkung: z. B. bei häufiger Außendiensttätigkeit der Mitarbeiter oder überwiegender Teilzeitarbeit. Expositionsanpassungsfaktor $EAF_G = 0,8$.

Keine Büronutzung, z. B. Kellerräume, die lediglich als Lager etc. genutzt werden. Expositionsanpassungsfaktor $EAF_G = 0,1 - 0,03$.

Messung der Staubkonzentration in der Innenluft

Liegen Messergebnisse über die tatsächliche Staubkonzentration in der Innenraumluft vor, so sollte diese anstelle des Standardwertes von $0,05 \text{ mg/m}^3$ in die DIR-Wert-Berechnung eingehen.

8.3.3.10 Fischverzehr

Das Szenario Fischverzehr beschreibt die Gefahren einer Schadstoffexposition durch Nutzung eines Gewässers als Fischteich oder Anglersee (Süßwasser). Der tägliche Fischkonsum von Freizeitanglern und deren Familien wird wie folgt abgeschätzt (Tabelle 32):

Tabelle 32: DIR-Werteermittlung für das Expositionsszenario Fischverzehr - Standardwerte

Expositionsszenario	Expositionspfad	Nutzergruppe	Expositionshäufigkeit (EFR)	Aufnahmerate / Kontaktfläche (IR)	jahresdurchschnittliche tägliche Aufnahmerate (DIR)
Fischverzehr	Fisch-oral	K1	35 Wochen: 2 Fischmahlzeiten pro Woche 17 Wochen: 1 Fischmahlzeit pro Woche	à 36 g Fisch (= 9 g/d)	0,9 (g/kg d)
		K2	35 Wochen: 2 Fischmahlzeiten pro Woche 17 Wochen: 1 Fischmahlzeit pro Woche	à 71 g Fisch (= 17 g/d)	0,9 (g/kg d)
		J	35 Wochen: 2 Fischmahlzeiten pro Woche 17 Wochen: 1 Fischmahlzeit pro Woche	à 142 g Fisch (= 34 g/d)	0,9 (g/kg d)
		E	35 Wochen: 2 Fischmahlzeiten pro Woche 17 Wochen: 1 Fischmahlzeit pro Woche	à 250 g Fisch (= 60 g/d)	0,9 (g/kg d)
		L		über Expositionsdauer gewichtete Summe (DIR) dividiert durch 70 a	0,7 (g/kg d)

Expositionspfad Fisch – oral

Allgemeine Berechnungsgrundlage der täglichen Fischeaufnahmemenge (DIR):

$$DIR_{\text{Einzelfall}} = \frac{IR \cdot EFR \cdot F}{BW \cdot 365d/a} \cdot EAF \quad (8-74)$$

- DIR_{Einzelfall} = tägliche Aufnahme an Fisch [g/kg Körpergewicht und Tag]
 IR = Aufnahmemenge Fisch [g fisch pro Mahlzeit]
 EFR = Expositionshäufigkeit für Fischverzehr [Wochen/Jahr]
 F = Faktor für Anzahl Fischmahlzeiten [-]

EAF	=	Expositionsfaktor [-]
BW	=	Körpergewicht [kg]

Besonderheiten bei der PDI-Wert-Berechnung

Da Fisch das eigentliche Kontaktmedium darstellt, wäre eine Messung der Schadstoffgehalte in verschiedenen Fischen (verschiedene Arten und Alter) für die Bewertung in der Detailuntersuchung erforderlich. Unter Ansatz der beschriebenen Verzehrswerten errechnet sich die potentielle resorbierte Schadstoffdosis (PDI) durch orale Fischaufnahme nach:

für Kontaktmedium Fisch

$$PDI = DIR_{\text{Einzelfall}} \cdot CCM_{\text{Fisch}} \cdot R_{\text{oral}} \quad (8-75)$$

für Transfermedium Wasser

$$PDI = DIR_{\text{Einzelfall}} \cdot C_{\text{H}_2\text{O}} \cdot TF \cdot R_{\text{oral}} \quad (8-76)$$

PDI	=	potentiell resorbierte tägliche Schadstoffaufnahme durch Fischverzehr [$\mu\text{g}/(\text{kg} \cdot \text{d})$]
$DIR_{\text{Einzelfall}}$	=	tägliche Aufnahme Fisch [g/kg Körpergewicht und Tag]
CCM_{Fisch}	=	Kontaktmediumkonzentration im Fisch
$C_{\text{H}_2\text{O}}$	=	Transferkonzentration im Wasser [mg/l]
TF	=	Transferfaktor Wasser \rightarrow Fisch [l/kg]; hier BCF – Wert
R_{oral}	=	stoffspezifische Resorptionsrate [-]

Der so ermittelte PDI-Wert wird zum oralen Gesamt-PDI-Wert (PDI_{oral}) hinzuaddiert.

Die Bestimmung von Konzentrationen im Fisch ist sehr aufwendig und teuer. Deshalb erfolgt i. d. R. kein Biomonitoring, sondern es werden die Konzentrationen im Fisch über die Konzentrationen im Wasser mit sog. BCF-Gleichungen bestimmt (BCF, bio-concentration factor). Der Bio-konzentrationsfaktor (BCF) ist definiert als das Verhältnis der Konzentration einer Chemikalie im gesamten Fisch zur Wasserkonzentration im Gleichgewichtszustand. Zur Bestimmung des BCF existieren zahlreiche Korrelationen mit physiko-chemischen Parametern, wie z. B. der Wasserlöslichkeit (AQS) oder dem n-Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizienten K_{ow} (ISNARD & LAMBERT [71]). Diese Korrelationen sind nicht besonders exakt. Der Fehler dieser Korrelation ist umso höher, je kleiner die Wasserlöslichkeit des jeweiligen Stoffes ist. Eine Zusammenstellung von BCF-Werten ist in Anlage 8 enthalten.

MACKAY ([72]) schlägt auf Grund thermodynamischer Überlegungen eine lineare Beziehung zwischen BCF, Lipidgehalt und K_{ow} vor (vgl. TRAPP & MATTHIES [49]). Fehlende Daten können über die Korrelationsgleichung von Mackay ([73]) berechnet werden (Gültigkeitsbereich für $\log K_{ow} \leq 6.0$, vgl. MACKAY, [73]; EC [46]):

$$BCF = 0,048 \cdot K_{ow} \quad (8-77)$$

Die Abschätzung der Schadstoffaufnahmen durch den Fischverzehr ist äußerst konservativ. Soll für einen Sonderfall die Sicherheit der hier gewählten Methodik überprüft oder aus anderen Gründen eine Bewertung des Szenarios "Fischverzehr" notwendig sein, so kann auf die hier skizzierten Expositionsannahmen zurückgegriffen werden. Hierbei erscheint eine Reduzierung der täglichen Aufnahme­raten an Fisch (DIR-Werte) angebracht. Eine direkte Übertragung z. B. von amerikanischen Expositionsannahmen auf deutsche Verhältnisse ist jedoch ohne weiterreichende Erkenntnisse nicht möglich.

Da mittelfristig keine besseren Untersuchungsergebnisse zu BCF verfügbar sein werden, wird bei Relevanz dieses Szenarios vorgeschlagen, zu überprüfen, ob die TEC-Werte für die aquatischen Ökosysteme eingehalten werden (siehe Anlage 11). Ist das der Fall, so kann eine Gefahr durch Fischverzehr in jedem Fall ausgeschlossen werden. Zu beachten ist, dass in Bezug auf den Gefahrenausschluss für einige Schadstoffe die tolerierte Effektkonzentration herabzusetzen ist. Diese Schadstoffe sind gesondert gekennzeichnet (vgl. Anlage 8).

8.3.3.11 Badegewässer

Befindet sich ein Badegewässer im Einflussbereich einer Altlast, so kann eine Belastung des Badewassers durch den Schadstoffeintrag über Grund- oder Oberflächengewässer bzw. durch direkten Oberflächenwasserabfluss oder Schadstoffdeposition aus der Luft erfolgen. Das Szenario Badegewässer umfasst nicht die orale Aufnahme von Wasser beim Baden in Schwimmbecken (Garten, Schrebergarten) oder Hallen- bzw. Freibädern, da diese in Form der Wasserin­gestion über die orale Trinkwasseraufnahme berücksichtigt wird (UMS-Abschlussbericht 1994, [74]).

Für die dermale Schadstoffaufnahme liegen derzeit keine TRD-Werte vor, so dass eine Risiko­charakterisierung nur unter großem Vorbehalt möglich ist. Um diesen Pfad aber nicht unberück­­sichtigt zu lassen, wurde im UMS-Abschlussbericht (1997, [67]) in Abstimmung mit dem UBA als vorläufige Lösung vorgeschlagen, den niedrigsten vorhandenen (resorbierten) TRD-Wert einer Substanz als dermalen TRD-Wert anzusetzen. Diese Vorgehensweise führt eher zu einer Über­schätzung als zu einer Unterschätzung der Risiken. Die Ermittlung der DIR-Werte ist in Tabelle 33 dargestellt.

Tabelle 33: DIR-Werteermittlung für das Expositionsszenario Badegewässer

Expositionsszenario	Expositionspfad	Nutzergruppe	Expositionshäufigkeit (EFR)	Aufnahmerate / Kontaktfläche (IR)	jahresdurchschnittliche tägliche Aufnahmerate (DIR)
Badegewässer	Wasser-oral	K1	90 Bäder	50 ml	1,25 (g/kg d)
		K2	90 Bäder	50 ml	0,60 (g/kg d)
		J	90 Bäder	30 ml	0,20 (g/kg d)
		E	90 Bäder	10 ml	0,05 (g/kg d)
		L		über die Expositionsdauer gewichtete Summe (DIR) dividiert durch 70 a	0,20 (g/kg d)
	Wasser-dermal	K1	90 Bäder à 20 min (= 5 min/d)	0,6 m ² Hautoberfläche (= 6000 cm ²)	50,0 (cm ² h/kg d)
		K2	90 Bäder à 20 min (= 5 min/d)	1,0 m ² Hautoberfläche (= 10.000 cm ²)	41,5 (cm ² h/kg d)
		J	90 Bäder à 20 min (= 5 min/d)	1,5 m ² Hautoberfläche (= 15.000 cm ²)	31,0 (cm ² h/kg d)
		E	90 Bäder à 20 min (= 5 min/d)	1,9 m ² Hautoberfläche (= 19.000 cm ²)	22,5 (cm ² h/kg d)
		L		über die Expositionsdauer gewichtete Summe (DIR) dividiert durch 70 a	22,0 (cm ² h/kg d)

Allgemeine Berechnungsgrundlage der täglichen Badewasseraufnahmemenge (DIR):

$$DIR_{\text{Einzelfall}} = \frac{IR \cdot EFR}{BW \cdot 365d / a} \cdot EAF_E \cdot EAF_Z \quad (8-78)$$

- DIR_{Einzelfall} = tägliche Aufnahme Badewasser [[g/kg Körpergewicht und Tag]
- IR = Aufnahmemenge Badewasser [ml/Bad]
- EFR = Expositionshäufigkeit Badewassernutzung [Bäder/Jahr]
- EAF_E = Expositionsanpassungsfaktor für die Entfernung
- EAF_Z = Expositionsanpassungsfaktor für die Zugänglichkeit
- BW = Körpergewicht [kg]

Allgemeine Berechnungsgrundlage der potentiellen resorbierten Schadstoffdosis (PDI) durch orale Badewasseraufnahme:

$$PDI = DIR_{\text{Einzelfall}} \cdot CCM \cdot R_{\text{oral}} \cdot Av \quad (8-79)$$

Der PDI-Wert für die dermale Schadstoffaufnahme von Schadstoffen über den Kontakt der Haut mit Badewasser berechnet sich nach der Formel:

$$PDI = DIR_{\text{Einzelfall}} \cdot CCM \cdot P_C \quad (8-80)$$

- PDI = potentielle tägliche Aufnahmerate [µg/(kg • d)]

- CCM = Konzentration im Kontaktmedium Badegewässer [$\mu\text{g/l}$ bzw. $10^{-3} \mu\text{g}/\text{cm}^3$]
 DIR_{Einzelfall} = jahreszeitliche tägliche Aufnahmerate [$(\text{cm}^2 \cdot \text{h})/(\text{kg} \cdot \text{d})$]
 P_C = Permeationskoeffizient [cm/h]

Nach BRAUN und ROSSI kann der Permeationskoeffizient P_C aus dem schadstoffspezifischen K_{OW}-Wert anhand folgender Korrelationsgleichung berechnet werden:

$$P_C = 0,1 \cdot \left[\frac{(K_{OW})^{0,75}}{120 + (K_{OW})^{0,75}} \right] \quad (8-81)$$

Eine Zusammenstellung von P_C-Werten für verschiedene Schadstoffe ist in Anlage 9 enthalten.

Expositionsanpassungsfaktoren (EAF)

Für das Expositionsszenario Badewasser können verschiedene standortabhängige Expositionsfaktoren expositionsminierend wirken (UMS-Abschlussbericht 1994, [74]):

- Entfernung des Badegewässers zum nächsten Wohnort
- Zugänglichkeit des Gewässers (Badeverbot, dichter Bewuchs etc.)

Durch Ortsbegehungen und standortspezifische Umfragen muss ermittelt werden, ob ggf. eine weitere Abminderung zur realistischen Situationsbeschreibung angebracht ist!

Berücksichtigung der Entfernung

Reduzierung der Expositionshäufigkeit (EFR) in Abhängigkeit der Entfernung des betrachteten Expositionsszenarios zum nächsten Wohngebiet für den Expositionspfad Badewasser - oral (UMS-Abschlussbericht 1994, [74]; verändert nach neuer UMS-Systematik für die Lebenszeitberechnung):

Tabelle 34: Expositionshäufigkeit Badegewässer und Entfernung

Nutzergruppe	Entfernung des Badegewässers zum nächsten Wohngebiet (EAF _B)			
	< 1.000 m	1.000 - < 4.000 m	4.000 - < 10.000 m	≥ 10.000 m
S	-	-	-	-
K1	90 B/a = 100 %	60 B/a = ca. 70 %	20 B/a = ca. 25 %	10 B/a = ca. 10 %
K2	90 B/a = 100 %	70 B/a = ca. 80 %	30 B/a = ca. 35 %	20 B/a = ca. 25 %
J	90 B/a = 100 %	70 B/a = ca. 80 %	45 B/a = ca. 50 %	20 B/a = ca. 25 %
E	90 B/a = 100 %	70 B/a = ca. 80 %	45 B/a = ca. 50 %	30 B/a = ca. 35 %
L	70 B/a = 100 %	51 B/a = ca. 73%	30 B/a = ca. 43%	19 B/a = ca. 27%

Begründung:

Entfernung < 1.000 m: Für alle Nutzergruppen problemlos zu erreichen

Entfernung 1.000 - < 4.000 m: für Kinder, Jugendliche und Erwachsene geringe Abminderung, weil problemlos mit dem Fahrrad oder zu Fuß zu erreichen

Entfernung 4.000 - < 10.000 m: Für Jugendliche und Erwachsene relativ problemlos mit Fahrrad oder Kfz zu erreichen, Kleinkinder können nur in Begleitung Älterer das Gewässer erreichen und sind hierdurch geringer exponiert.

Entfernung ≥ 10.000 m: Für Erwachsene relativ problemlos mit dem Kfz zu erreichen, alle anderen Nutzergruppen sind auf die Begleitung Erwachsener oder die Nutzung öffentlicher Verkehrsmittel angewiesen und werden hierdurch geringer exponiert.

Berücksichtigung der Zugänglichkeit

Reduzierung der Expositionshäufigkeit (EFR) in Abhängigkeit der Zugänglichkeit des betrachteten Expositionsszenarios für den Expositionspfad Badewasser - oral (UMS-Abschlussbericht 1994, [74]; verändert nach neuer UMS-Systematik für die Lebenszeitberechnung):

Tabelle 35: Expositionshäufigkeit Badegewässer und Zugänglichkeit

Nutzergruppe	Zugänglichkeit des Badegewässers (EAFz)			
	ohne Einschränkungen	leichte Einschränkungen	starke Einschränkungen	sehr starke Einschränkungen
S	-	-	-	-
K1	90 B/a = 100 %	70 B/a = ca. 80 %	20 B/a = ca. 25 %	10 B/a = ca. 10 %
K2	90 B/a = 100 %	70 B/a = ca. 80 %	20 B/a = ca. 35 %	20 B/a = ca. 25 %
J	90 B/a = 100 %	80 B/a = ca. 90 %	30 B/a = ca. 50 %	20 B/a = ca. 25 %
E	90 B/a = 100 %	80 B/a = ca. 90 %	30 B/a = ca. 50 %	30 B/a = ca. 35 %
L	70 B/a = 100 %	58 B/a = ca. 82%	20 B/a = ca. 29%	19 B/a = ca. 27%

Begründung:

ohne Einschränkung: Das Gewässer ist als Badegewässer zugelassen, es existieren Uferbereiche, die einen problemlosen Zugang zum Gewässer ermöglichen, Liegemöglichkeiten sind in ausreichendem Maße vorhanden, das Gewässer wird sehr stark frequentiert.

leichte Einschränkung: Das Gewässer ist nur in beschränktem Umfang zugänglich. Liegeflächen sind nur in geringem Ausmaß vorhanden, das Gewässer ist stark frequentiert.

starke Einschränkung: Das Gewässer ist schlecht zugänglich (dichter Uferbewuchs, steile Uferböschung etc.). Es existieren so gut wie keine Liegeflächen, das Gewässer wird nur gering frequentiert.

sehr starke Einschränkung: Das Gewässer ist so gut wie nicht zugänglich (dichter Uferbewuchs, steile Uferböschung etc.). Es existieren so gut wie keine Liegeflächen, es herrscht Badeverbot, das Gewässer wird nur selten frequentiert.

Werden in einem Oberflächengewässer die in der Anlage dokumentierten TEC-Werte eingehalten, so sind für das Szenario Badegewässer - oral keinerlei Risiken gegeben. Bei einigen

Schadstoffen müssen jedoch reduzierte TEC-Werte zugrunde gelegt werden, um Gesundheitsgefahren durch Baden definitiv ausschließen zu können; diese Schadstoffe sind im Anhang gesondert gekennzeichnet.

Auch für das Szenario Badegewässer - dermal ergeben sich keinerlei Risiken, wenn die Gewässerbelastung die (z. T. reduzierten) TEC-Werte einhält (siehe Anlage 11). Die strengen Werte für die aquatischen Ökosysteme (TEC-Werte) gewährleisten demnach einen ausreichend hohen Schutz für das Schutzgut Mensch gegenüber dermalen Schadstoffaufnahme beim Baden.

8.3.3.12 Geruchsbelästigungen

Nach § 3 Abs. 4 BImSchG zählen geruchsintensive Stoffe zu den Luftverunreinigungen. Sie verursachen selbst scheinbar keine unmittelbaren organischen Erkrankungen oder direkte Gesundheitsschäden, sondern wirken durch neurovegetative Reaktionen indirekt schädigend auf das Wohlbefinden der Menschen (MATZKE 1993, [75]; vgl. auch WINNEKE 1994, [76]). Nach BBodSchG § 2 gilt, dass Altlasten durch Gefahren, erhebliche Nachteile oder erhebliche Belästigungen für den Einzelnen oder die Allgemeinheit gekennzeichnet sind. Da Gerüche zu erheblichen Belästigungen führen können, muss im Rahmen der Detailuntersuchung auch dieser Sonderfall betrachtet werden.

Basis der Bewertung sind die Geruchsschwellenwerte der Verwaltungsvorschrift des Sächsischen Staatsministeriums für Umwelt und Landesentwicklung zur Feststellung und Beurteilung von Geruchsimmissionen - Geruchsimmissions-Richtlinie vom 16.03.1993 [77], die als Maßstab für die höchstzulässigen Geruchsimmissionen herangezogen werden.

Im Allgemeinen liegen die Geruchsschwellen von Stoffen deutlich über den toxikologisch relevanten Schwellen (siehe Tabelle 36). Ein Vergleich mit den inhalativen toxikologischen Dosisraten (TRD) altlastenrelevanter Stoffe für die langfristige und akute Aufnahme zeigt, dass für viele der in o.g. Anlage aufgeführten Schadstoffe bereits ein akutes Gesundheitsrisiko durch die inhalative Schadstoffaufnahme vorliegt, wenn die Geruchsschwellenwerte noch nicht einmal annähernd erreicht sind. Es gibt jedoch auch geruchsrelevante Stoffe, deren Geruchsschwellenwert unter den toxikologisch relevanten Schwellen liegen (z. B. Kresole) und zahlreiche geruchsrelevante Stoffe, für die keine toxikologischen Bewertungsgrundlagen vorliegen bzw. die keine toxikologische Relevanz aufweisen (z. B. Methan, Methanol, Schwefelwasserstoff). Zu beachten ist ferner, dass vielfach Stoffgemische geruchsrelevant sind, ohne dass eine eindeutige analytische Zuordnung zu Einzelstoffen erfolgen kann (z. B. Gemische, die Schwefel oder Stickstoff enthalten wie Mercaptane, Amine). Um geruchsintensive Stoffe, die nicht toxikologisch relevant sind, bewerten zu können, ist grundsätzlich nach der Geruchsimmissions-Richtlinie in Verbindung mit den VDI Richtlinien 3940 und 3782 vorzugehen:

Die Immissionswerte im Umkreis der Altlast(verdachtsfläche) stellen die Zusatzbelastung (IZ) dar. Die Gesamtbelastung (IG) ist aus der Addition der Kenngrößen für die vorhandene Belastung (IV) und die Zusatzbelastung (IZ) abzuleiten.

$$IG = IV + IZ$$

(8-82)

IG	=	Gesamtbelastung
IV	=	vorhandene Belastung
IZ	=	Zusatzbelastung

Ist das Vorhandensein anderer geruchsemitterender Anlagen auszuschließen, so ist von einer vorhandenen Belastung mit IV = 0 auszugehen. Bewertungsgröße ist dann nur die Zusatzbelastung, die durch eine relative Häufigkeit von Geruchsstunden dargestellt wird.

$$IZ = \frac{n_z}{m \cdot 8760} \quad (8-83)$$

n_z = Anzahl der Geruchsstunden an den m Aufpunkten⁶ des Beurteilungsgebietes (i. d. R. $m = 9$)

Eine erhebliche Belästigung, die einen Handlungsbedarf erforderlich macht, liegt dann vor, wenn die ermittelte relative Häufigkeit der Geruchsstunden einen vorgegeben Wert entsprechend der Geruchsimmissions-Richtlinie überschreitet. Die Erheblichkeit ist keine absolut festliegende Größe, sie kann deshalb in Sonderfällen nur durch Abwägung der dann bedeutsamen Umstände festgestellt werden. Hierbei sind neben der bisherigen Prägung des Gebietes durch eine bereits vorhandene Geruchsbelastung, auch folgende Beurteilungskriterien heranzuziehen:

- der Charakter der Umgebung, insb. Grundstücksnutzung,
- landes-/fachplanerische Ausweisungen und vereinbarte oder angeordnete Nutzungsbeschränkungen,
- besondere Verhältnisse in der tages- und jahreszeitlichen Verteilung sowie Art und Intensität der Geruchseinwirkung.

⁶ Siehe TA Luft, Anhang C Nr. 7

Tabelle 36: Vergleich der Orientierungswerte langfristiger und akuter Wirkungen (nach [70], [67], [79]) altlastenrelevanter Stoffe mit den Geruchsschwellenwerten der Geruchsimmissions-Richtlinie

Stoffkonzentration	TRD für langfristige Wirkung, inhalativ	TRD für akute Wirkung, inhalativ	Geruchsschwellenwert
	[µg/m ³]	[µg/m ³]	[µg/m ³]
Acrylnitril	18	49	44.000
Ammoniak	360	360	1.900
Benzol	35	175	16.200
Chlorbenzol	400	1.600*	900
Dichlormethan	650	1.000	706.000
Kresole	175*	175*	4
Methanol	-	-	5.300
Nitrobenzol	2,1	20	30
Phenol	14	350	200
Schwefelwasserstoff	-	-	0,003
Tetrachlorethen	500	3.000	34.000
Toluol	700	700	7.600
Trichlorethen	70	600	109.000
1,3,5-Trimethylbenzol	1.250	20.000	2.000

* = vorläufiger Wert

Die komplette Liste der Geruchsschwellenwerte enthält Anlage 10.

TRD-Werte unterliegen einer ständigen Anpassung. Die aktuellen TRD-Werte finden sich in [78].

8.3.3.13 Kombination von Expositionsszenarien

Die Flächen im Einflussbereich einer Altlastverdachtsfläche sind bezüglich der vorhandenen resp. der geplanten Flächennutzung häufig nicht so kleinteilig und homogen strukturiert, als dass sich das expositionsverursachende Verhalten der Nutzer durch die Auswahl jeweils nur eines Expositionsszenarios darstellen ließe. Deshalb sind komplexere Flächennutzungen durch die Kombination von Expositionsszenarien abzubilden, um so die beurteilungsrelevante Gesamtexposition zu ermitteln.

Wenn es bei bebauten Verdachtsflächen möglich ist, das Verhalten der Bewohner zu recherchieren, so können sich die Zuordnung von Expositionsszenarien zu Flächen sowie die Kombination von Expositionsszenarien am realen Verhalten orientieren. Da aber Veränderungen in der Nutzerstruktur und damit geändertes Verhalten nicht auszuschließen sind, ist es empfehlenswert, zusätzliche Abschätzungen so vorzunehmen, wie sie auch bei ungenutzten Verdachtsflächen notwendig wären. Vor allem bei Vorliegen eines über die Fläche inhomogenen Belastungsmusters müssen die Expositionsszenarien und ihre Kombination zu Nutzungsszenarien so auf der Verdachtsfläche verortet werden, dass sensible Expositionssituationen, d. h. Situationen

mit hoher Expositionswahrscheinlichkeit durch große Nutzungshäufigkeit und -dauer sowie hoher Aufnahmerate, und Belastungsschwerpunkte miteinander verknüpft werden können.

Dabei muss das im Tagesablauf begrenzte Zeitbudget sowie das als wahrscheinlich eingeschätzte Nutzerverhalten berücksichtigt werden. Um keine Überschätzungen der Exposition vorzunehmen, sind für gleichartige Aktivitäten, z. B. bodenbezogenes Spielen von Kindern (K2), das sowohl auf Kinderspielplätzen, auf offenen Brachflächen, in Park- und Grünanlagen sowie im Garten stattfinden könnte, die Kombinationsmöglichkeiten begrenzt. Wie die Tabelle 37 dokumentiert, ist eine Kombination beispielsweise des Expositionsszenarios „Wohngebäude“ mit allen vier, das Spielen abbildenden Expositionsszenarien nicht möglich. Vielmehr muss, in Abhängigkeit von der Realnutzung oder der geplanten Nutzungsstruktur sowie der betrachteten Nutzergruppe, eine eindeutige Festlegung getroffen werden, entweder kann das Expositionsszenario Wohngebäude mit dem Szenario Kinderspielplatz oder offene Brachfläche oder Park-/Grünanlage oder Garten kombiniert werden. Die Kombination von Expositionsszenarien richtet sich nach den Verknüpfungsvorgaben der Tabelle 37.

Bei der Verknüpfung von Expositionsszenarien zu Nutzungsszenarien ist für die Expositionsszenarien mit langer Expositionsdauer (Wohngebäude, Gewerbegebäude, Industrie-/ Gewerbe- fläche) für die Nutzergruppe „Erwachsene“ (E) sowie für das Lebenszeitszenario (L) eine Abminderung der Expositionsdauer von mehr als 21 Stunden pro Tag (maximal angesetzte tägliche Expositionsdauer) erforderlich. Da bei gewerblicher Tätigkeit (Gewerbegebäude, Industrie-/ Gewerbe- fläche) von einer Regelarbeitszeit von ca. 8 h/d an ungefähr 220 d/a auszugehen ist, was – bei Bezug auf 365 Tage – etwa 5 Stunden pro Kalendertag entspricht, ist es empfehlenswert, bei Kombination der genannten Szenarien die Expositionsdaten für das Expositionsszenario „Wohngebäude“ bei der Nutzergruppe „Erwachsene“ (E) und für das Lebenszeitszenario (L) entsprechend zu reduzieren, denn der Aufenthalt am Arbeitsplatz vermindert die verfügbare Zeit zu Hause.

Tabelle 37: Mögliche Kombinationen von Nutzungsszenarien unter Berücksichtigung der jeweils relevanten Nutzergruppen

		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
		Kinder- spiel- platz/- fläche	Wohn- gebäu- de	Garten	Park- und Grünan- lage	gewerb- lich genutzte Gebäude	Bolz- und Sportge- lände	offene Brach- fläche	unbefest. Industrie- und Ge- werbe- fläche	Grund- wasser- fassung	Fisch- verzehr	Bade- gewäs- ser
1	Kinderspiel- platz/-fläche		K1, K2, L*			L*	K2, L		L*	K1, K2, L	K1, K2, L	K1, K2, L
2	Wohnge- bäude	(K1), (K2), (L)		(K1), (K2), E, J, (L)	(K1), (K2), (L)	E*, L*	K2, J, E, L	(K1), (K2), (L)	E*, L*	S, K1, K2, J, E, L	K1, K2, J, E, L	K1, K2, J, E, L
3	Garten		K1, K2, J, E*, L*			E*, L*	K2, J, E, L		E*, L*	K1, K2, J, E, L	K1, K2, J, E, L	K1, K2, J, E, L
4	Park- und Grünanlage		K1, K2, L*			L*	K2, L		L*	K1, K2, L	K1, K2, L	K1, K2, L
5	gewerblich genutzte Ge-	(L)	E*, L*	E, (L)	(L)		E, L	(L)	E*, L*	E, L	E, L	E, L

	bäude											
6	Bolz- und Sportgelände	(K2), (L)	K2, J, E*, L*	(K2), J, E, (L)	(K2), (L)	E*, L*		(K2), (L)	E*, L*	K2, J, E, L	K2, J, E, L	K2, J, E, L
7	offene Brachfläche		K1, K2, L*			L*	K2, L		L*	K1, K2, L	K1, K2, L	K1, K2, L
8	unbef. Industrie- und Gewerbefläche	(L)	E*, L*	E, (L)	(L)	E*, L*	E, L	(L)		E, L	E, L	E, L
9	Grundwasserfassung	(K1), (K2), (L)	S, K1, K2, J, E, L	(K1), (K2), J, E, (L)	(K1), (K2), (L)	E*, L*	K2, J, E, L	(K1), (K2), (L)	E*, L*		K1, K2, J, E, L	K1, K2, J, E, L
10	Fischverzehr	K1, K2, L	K1, K2, J, E, L	K1, K2, J, E, L	K1, K2, L	E, L	K2, J, E, L	K1, K2, L	E, L	K1, K2, J, E, L		K1, K2, J, E, L
11	Badegewässer	K1, K2, L	K1, K2, J, E, L	K1, K2, J, E, L	K1, K2, L	E, L	K2, J, E, L	K1, K2, L	E, L	K1, K2, J, E, L	K1, K2, J, E, L	

-  = Expositionsszenarien-Kombination nicht möglich
- S – L = relevante Nutzergruppe
- () = nur jeweils eine Kombinationsmöglichkeit zulässig
- * = wegen begrenzten Zeitbudgets Abminderung der Expositionsdauer notwendig

8.3.4 Risikocharakterisierung (RI) und Risikobewertung (RV)

Zur Expositionsabschätzung und Risikobeurteilung sind toxikologisch begründete Vergleichswerte erforderlich. Für die Risikocharakterisierung wird auf die Bewertungsmaßstäbe (TRD-Werte) nach HASSAUER et al. [70], FoBiG [79] und EIKMANN et al. [78] zurückgegriffen.

Die Quantifizierung der Gesundheitsrisiken erfolgt in Form von Risikoindizes (RI) durch Quotientenbildung von potentiellen (resorbierten) Dosisraten (PDI) zu toxikologisch tolerablen Körperdosen (TRD):

$$RI = \frac{PDI}{TRD} \quad (8-84)$$

- RI = Risikoindex [-]
- PDI = potentielle tägliche (resorbierte) Schadstoffaufnahme [mg/(kg • d)]
- TRD = toxikologisch tolerierbare Körperdosis [mg/(kg • d)]

Die aus den potentiellen resorbierten Dosisraten (PDI) und den toxikologisch begründeten, tolerablen Körperdosen (TRD) berechneten Risikoindizes (RI) beschreiben die Höhe der Unter- resp. Überschreitung der tolerablen Schwelle. Im Falle der Unterschreitung RI = 1 liegt kein Gesundheitsrisiko vor; im Falle der Überschreitung ist ein derartiges Risiko nicht auszuschließen. Um die Risikoschwelle festzulegen, bei der mit hinreichender Wahrscheinlichkeit eine Gefahren-

lage angezeigt ist (Risikobeurteilung), legt das UMS-System den konsentierten Bewertungsalgorithmus nach KONIETZKA und DIETER [80] zugrunde, der auch die Basis für die Prüfwertableitung im Rahmen der BBodSchV bildet (vgl. LABO-LAGA-AG [81]).

Um die Risikoschwelle festzulegen, bei der mit hinreichender Wahrscheinlichkeit eine Gefahrenlage angezeigt ist, erfolgt eine Transformation der aufnahmepfadspezifischen Risikoindizes. Dabei werden über festgelegte Bewertungsfunktionen aus den Risikoindizes gefahrenverknüpfte Risikowerte (RV) gebildet. Die jeweils zu verwendende Bewertungsfunktion ist davon abhängig, ob es sich um einen kanzerogenen oder einen nicht kanzerogenen Stoff handelt. Hierbei wird auf Überlegungen von KONIETZKA und DIETER [82] zurückgegriffen, die eine tatsächliche Gefahrenlage von der Sicherheit der Ableitung des TRD-Wertes abhängig machen (vgl. auch UMS-Abschlussbericht [67]). Die Formulierung der Bewertungsfunktion zur Transformation der Risikoindizes (RI) in Risikowerte (RV) lautet für $RI > 1$:

$$RV = \frac{9 \cdot (RI - 1)}{(GF - 1)} + 1 \quad (8-85)$$

Ist der Risikoindex kleiner gleich 1,0 ($RI \leq 1$), so wird der Risikowert RV gleich dem Risikoindex RI gesetzt (für $RI \leq 1 \Rightarrow RV = RI$).

Für die Festlegung der gefahrenbegründenden Risikoschwelle ($RV = 10$) ist der Gefahrenfaktor (GF) maßgebend. Ausgangspunkt für die TRD-Wertableitung sind Beobachtungen beim Menschen oder im Tierversuch. Dabei wird versucht, möglichst für die jeweiligen Aufnahmepfade den sogenannten LOAEL (lowest observed adverse effect level, d. h. die niedrigste Gefahrstoffdosis bzw. -konzentration, bei der noch adverse Effekte beobachtet werden) oder den NOAEL (no observed adverse effect level) zu ermitteln (EIKMANN et al. [78]). Mit Hilfe eines Sicherheitszuschlages wird aus dem LOAEL auf den NOAEL geschlossen. Bei schlechter Datengrundlage (z. B. tierexperimentelle Untersuchungen) wird den resultierenden Unsicherheiten bei der Übertragung von Erkenntnissen im Tierversuch auf den Menschen ebenfalls durch entsprechende Sicherheitsfaktoren Rechnung getragen (siehe Tabelle 38). Die Sicherheitsfaktoren sind biologisch plausible Annahmen bezüglich der zu erwartenden Variabilitäten und Empfindlichkeitsunterschieden zwischen Mensch und Tier. Ausgehend von der dokumentierten Effektdosis bzw. -konzentration werden folgende Sicherheitsfaktoren zum Ansatz gebracht:

Tabelle 38: Sicherheitsfaktoren, die bei der TRD-Wertableitung zum Ansatz gebracht werden (nach [56])

Sicherheitsfaktor	Bedeutung
SF _a	zur Extrapolation von subchronischer auf chronische Expositionsdauer
SF _b	zur Extrapolation von einem beobachteten LOAEL auf einen geschätzten NOAEL
SF _c	zur Berücksichtigung von Interspeziesvariabilität bei der Verwendung tierexperimenteller Daten
SF _d	zur Berücksichtigung der innerartlichen Variabilität beim Menschen (Schutz empfindlicher Personengruppen)

Der Standardwert (Default-Wert) für die einzelnen Faktoren ist 10. Bei nicht kanzerogenen Stoffen hängt der Gefahrenfaktor von der toxikologischen Basis und den zur Ableitung der TRD-Werte benutzten Sicherheitsfaktoren (SF) ab.

Der Gefahrenfaktor ($GF = \sqrt{SF}$) ermittelt in Abhängigkeit der Sicherheitsspanne resp. der dokumentierten Unsicherheit die gefahrenverknüpfte Dosis. Die Gefahrenfaktoren liegen maximal bei Wurzel 100 ($GF = 10$); bei der häufig vorkommenden Ableitung der TRD-Werte aus Tierversuchen ergibt sich ein maximaler Gefahrenfaktor von 10 (siehe Tabelle 39). Für kanzerogene Stoffe wird der Gefahrenfaktor zu $GF = 5$ gesetzt, das entspricht einem Krebsrisiko von fünf zusätzlichen Krebsfällen bei einem Kollektiv von 100.000 Personen ($5 \cdot 10^{-5}$; siehe UMS-Abschlussbericht [44]).

Tabelle 39: Ableitungsvorschrift für die Gefahrenfaktoren (nach [44])

Ableitungsgrundlage	Basis	Gefahrenfaktor GF	Wertebereich GF
epidemiologische Untersuchungen	LOAL, allgemeines Kollektiv	$\sqrt{SF_b \cdot SF_{d''}}$	$\sqrt{(2 \dots 10) \cdot (1 \dots 10)}$
	LOAL, empfindliche Personengruppe	SF_b	2 ... 10
	NOAL, allgemeines Kollektiv	$\sqrt{SF_{d''}}$	$\sqrt{1 \dots 10}$
Tierversuch (TV)	LOAL _{TV} oder NOAL _{TV}	$\sqrt{SF_c \cdot SF_{d'}}$	$\sqrt{10 \cdot 10}$
Kanzerogene Stoffe		5	5

Zur Risikobeurteilung werden aus den Risikoindizes über entsprechende Bewertungsfunktionen gefahrenverknüpfte Risikowerte (RV) ermittelt, wobei ein Risikowert von $RV = 10$ die gefahrenbegründende Risikoschwelle (Gefahr) aufzeigt. Dabei werden drei Risikobereiche wie folgt unterschieden:

- $RV \leq 1$, vernachlässigbares Risiko (Vorsorgeschwelle), da die toxikologisch tolerablen Schadstoffdosen unterschritten bzw. gerade erreicht werden (Farbcode: grün),
- $1 < RV < 10$, Bereich zunehmender Besorgnisinzidenz (Farbcode: gelb),
- $RV \geq 10$, gefahrenbegründendes Risiko infolge Erreichens resp. Überschreitens der per Konvention festgelegten Gefahrenschwelle (Farbcode: rot).

Die Risikowerte werden in jedem zu berücksichtigenden Expositionsszenario für jede relevante Nutzergruppe stoff- und aufnahmepfadspezifisch aus den Risikoindizes ermittelt. Das stoff- und nutzergruppenspezifische Gesamtrisiko innerhalb eines aus mehreren Expositionsszenarien zusammengesetzten Nutzungsszenarios wird durch Addition der aufnahmepfadspezifischen Risikowerte bestimmt:

$$RV_{gesamt} = RV_{oral} + RV_{inh} + (RV_{dermal}) \quad (8-86)$$

8.3.5 Umgang mit dem "Gelbbereich"

Das Ergebnis μ_{\max} (Gleichung (8-2)) stellt den nutzungs- und flächenspezifischen, repräsentativen Eingangswert für die Risikobewertung dar (siehe Kapitel 8.2). Liegt der ermittelte Risikowert bei $RV \leq 1$, so ist mit hinreichender Wahrscheinlichkeit ein vernachlässigbares Risiko gegeben. Bei einem Risikowert von $RV \geq 10$ ist ein alllastbedingtes Risiko resp. eine Gefahr für die menschliche Gesundheit gegeben. Liegt das mit μ_{\max} ermittelte Risiko im Bereich $1 < RV < 10$ (Besorgnis- resp. Gelbbereich, so hat in der DU eine Zuordnung dieses Wertes zum Grün- oder Rotbereich zu erfolgen, d. h. es muss eine eindeutige Entscheidung getroffen werden, ob eine Gefahr gegeben ist oder ausgeschlossen werden kann.

Vor dem Hintergrund, dass bei Flächen die Exposition im Wesentlichen durch flächenabhängiges Verhalten bestimmt wird, ist das 75-Perzentil der möglichen Grundgesamtheit im Vergleich zum eigentlich anzusetzenden Mittelwert eine ausreichend hohe Sicherheitsmarge zur abschließenden Einschätzung der Gefahrenlage. Hierzu wird in Abhängigkeit von der Probenanzahl n , der statistischen Sicherheit q (= 95 %) und einem Mindestanteil in der Grundgesamtheit von 75 % (75-Perzentil) aus Abbildung 16 der Faktor k_T abgelesen. Im Gegensatz zu den Toleranzschätzungen, die sich auf bestimmte Parameter der Grundgesamtheit beziehen (Einzelwerte), umfasst der k_T -Wert einen bestimmten Mindestanteil der Grundgesamtheit, der mit einer vorgegebenen Wahrscheinlichkeit q (statistischer Sicherheit) innerhalb eines Intervalls liegt. Der k_T -Wert beschreibt demnach ein Toleranzintervall.

Über die Gleichung:

$$T_{95/75} = \bar{x} + k_T \cdot s \quad (8-87)$$

wird anschließend auf die obere Toleranzgrenze $T_{95/75}$ des 75-Perzentils der Grundgesamtheit hochgerechnet.

Mit dem über die $T_{95/75}$ -Gleichung ermittelten Wert erfolgt eine erneute Expositions- und Risikoabschätzung. Liegt danach der RV -Wert wiederum im Gelbbereich, so ist mit hinreichender Wahrscheinlichkeit keine Gefahr für die menschliche Gesundheit gegeben, d. h. der Repräsentator (= der repräsentative Wert μ_{\max} der Kontaktmedienkonzentration) wird dem Grünbereich zugeordnet. Wird dagegen ein RV -Wert ≥ 10 ermittelt, so ist der Repräsentator dem Rotbereich zuzuordnen (Gefahrentatbestand).

Basieren die repräsentativen Messwerte im Kontaktmedium auf Transferabschätzungen, so kann weiterhin nach der entwickelten Systematik verfahren werden. Der Grund hierfür ist, dass i. d. R. die Transferabschätzungen so konservativ sind, dass bereits in den Transfergleichungen ausreichend hohe Sicherheitsmargen enthalten sind. Weitere Sicherheitsfaktoren sind in der Expositions- und Risikoabschätzung enthalten, so dass eine strengere Abschätzung, wie das für die Ökosysteme vorgeschlagen wird (siehe Kapitel 8.5 und 8.6), nicht erforderlich ist. Beispiele der statistischen Auswertung von Messwerten zur Ableitung flächenrepräsentativer Belastungen sind im Kapitel 11 (Fallbeispiele) enthalten.

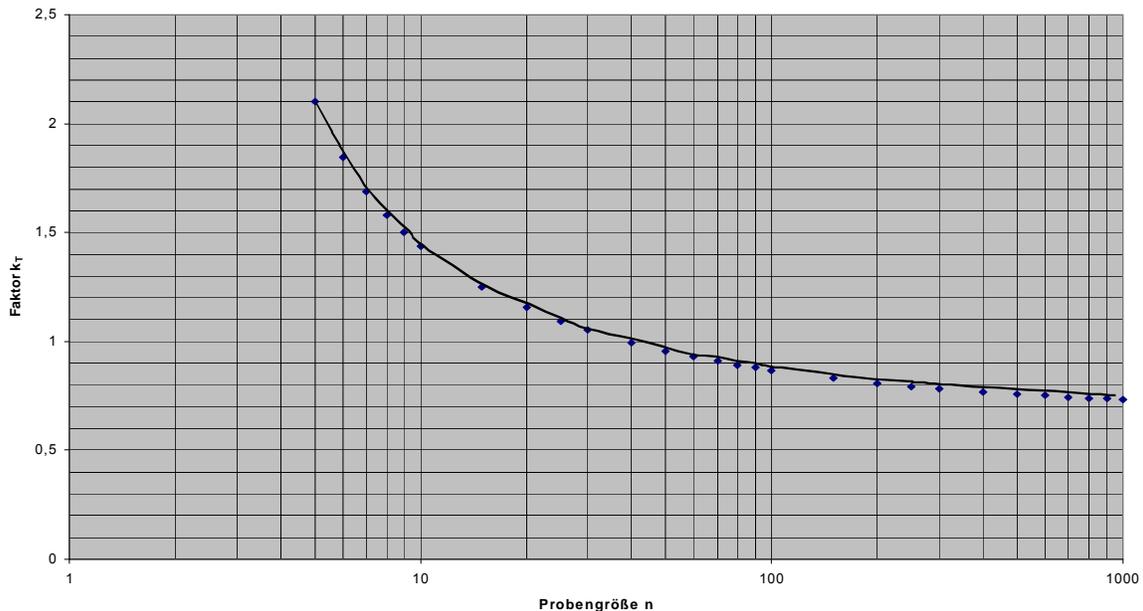


Abbildung 16: Bestimmung des Faktors k_T des 75-Perzentils in Abhängigkeit der Probenanzahl n für eine statistische Sicherheit von $q = 95 \%$ zur Berechnung der einseitigen Toleranzgrenze

8.3.6 Berücksichtigung der Hintergrundbelastung

Messbare Bodenbelastungen auf AVFL und sonstigen Flächen umfassen zum einen die in den Boden eingetragene Kontaminationen, zum anderen aber auch die anthropogene/geogene Hintergrundbelastung, die analytisch nicht von der Kontamination unterschieden werden kann. Werden anhand dieser Messwerte die resultierenden Risiken ermittelt, dann beinhalten die berechneten Risikowerte also anteilig auch das Risiko aus der anthropogen/geogenen Hintergrundkonzentration (AGB, anthropogenic-geogene background). Obwohl dies vor dem Hintergrund der zu beurteilenden Exposition richtig und toxikologisch begründet ist, sollten sich jedoch Aussagen zu Handlungsnotwendigkeiten im Zusammenhang mit Bodenbelastungen vorwiegend aus den kontaminationsbedingten Risiken (Altlast) ableiten.

Die ermittelten Risikowerte (RV) werden anhand stoffspezifischer Backgroundüberschreitungs-raten (BER, background exceeding rate) relativiert, die die messwertabhängigen Risiken zu den Risiken aus anthropogen/geogener Hintergrundkonzentration (AGB) und zusätzlich zu den Risiken aus ubiquitärer Grundbelastung (UBI; Nahrungsmittel, Lufthintergrundbelastung) in Beziehung setzen. Der Berechnungsansatz lautet:

$$BER = \left(\frac{TRV}{TBRV} \right)^{0,1 \cdot (TRV - TBRV)} \quad (8-88)$$

mit

- BER = Backgroundüberschreitungsrate [-],
- TRV = Gesamtrisikowert, der sich aus der gemessenen Belastung (Kontamination plus anthropogen/geogener Hintergrund) und der ubiquitären Grundbelastung bestimmt [-],
- TBRV = Gesamthintergrundrisikowert aus anthropogen/geogener Hintergrundkonzentration (AGB) und ubiquitärer Grundbelastung (UBI) [-].

Als anthropogen/geogene Hintergrundkonzentrationen (AGB) ist dabei auf lokale Boden- resp. Luftmesswerte zurückzugreifen, bei denen davon auszugehen ist, dass ihre Höhe von der Altlast unbeeinflusst ist (vgl. [Kap. 5.6.2](#)). Für die ubiquitäre Grundbelastung (UBI) über Nahrungsmittelaufnahme, Trinkwasser, Atemluft etc. werden im Wesentlichen Literaturinformationen benutzt, wobei jeweils zu überprüfen ist, ob es sich um zugeführte oder resorbierte Dosisraten handelt. Sind die Daten als zugeführte Dosen dokumentiert, müssen sie stoffspezifisch mit der Resorptionsrate (R) multipliziert werden. Die Resorptionsverfügbarkeit (AV, availability) wird für den Nahrungsmittel- sowie den Lufthintergrund zu 100 % angesetzt.

Die Ermittlung der TRV- und TBRV-Werte erfolgt nach den oben beschriebenen Berechnungsalgorithmen, indem die Stoffkonzentrationen von AGB und UBI als Kontaktmedienkonzentrationen in die PDI-Formeln eingehen (vgl. Gl. 8-7). Zunächst werden stoff- und aufnahmepfadspezifisch aus

den messwertabhängigen, potentiellen täglichen resorbierten Schadstoffdosen (PDI) sowie der ubiquitären Grundbelastung (UBI)

über den Ansatz:

$$TRI_{AP} = \frac{PDI_{AP} + UBI_{AP}}{TRD_{AP}} \quad (8-89)$$

die Gesamtrisikoindezes (TRI) für jeden relevanten Aufnahmepfad (AP) ermittelt. Hieraus berechnet sich, unter Ansatz des stoffspezifischen und aufnahmepfadabhängigen Gefahrenfaktors (GF) sowie der entsprechenden Beurteilungsvorschrift zur Transformation der Risikoindezes in Risikowerte (vgl. Formel 8-16), der Gesamtrisikowert (TRV) als Summe der aufnahmepfadspezifischen Risikowerte (TRV_{AP}). Die Ermittlung des Gesamthintergrundrisikowertes (TBRV) erfolgt analog; statt der messwertabhängigen, potentiellen täglichen resorbierten Schadstoffdosis wird allerdings die entsprechende Größe aus der anthropogen/geogenen Hintergrundkonzentration (AGB) angesetzt.

Wie aufgezeigt, beinhaltet der Ansatz zur Berechnung der Backgroundüberschreitungsrate (BER) sowohl die Differenz als auch den Quotienten aus dem Gesamtrisikowert (TRV) und dem Gesamthintergrundrisikowert (TBRV), wobei die Differenz das allein aus der Kontamination resultierende Risiko abbildet, während der Quotient die von der Altlast verursachte Überschreitung

aufzeigt. Sind sowohl die Differenz (TRV-TBRV) als auch der Quotient (TRV/TBRV) klein, so daß sich eine Backgroundüberschreitungsrate von $BER \leq 1,1$ berechnen lässt, dann kommt der Hintergrundbelastung eine zunehmende Bedeutung zu (siehe Tabelle 40).

Tabelle 40: Risikoeinschätzung in Abhängigkeit von der Backgroundüberschreitungsrate (BER)

	BER > 1,1	BER ≤ 1,1
$RV \leq 1$	vernachlässigbares Risiko aus der Altlast	ein relevantes Risiko ist nur aus der Hintergrundbelastung ableitbar
$1 < RV < 10$	Besorgnisbereich, ein altlastbedingtes Risiko unterhalb der Gefahrenschwelle ist nicht definitiv auszuschließen	das nicht auszuschließende altlastbedingte Risiko kann signifikant aufgrund der gegebenen Hintergrundbelastung erhöht werden
$RV \geq 10$	Gefahrenbereich, ein signifikantes, altlastbedingtes Risiko ist gegeben	das signifikante altlastbedingte Risiko kann durch die Hintergrundbelastung nochmals erhöht werden

In Abhängigkeit vom berechneten Risikowert (RV) wird ein relevantes Risiko entweder allein aus der Hintergrundbelastung begründbar ($BER \leq 1,1$; $RV \leq 1$) oder das altlastbedingte Risiko ($RV > 1$) kann infolge der Hintergrundbelastung signifikant erhöht werden. Bei einer Backgroundüberschreitungsrate von $BER > 1,1$ ist demgegenüber das kontaminationsabhängige Risiko relativ dominant, wenn $RV > 1$ ist. In beiden Fällen kann die Größe des Hintergrundrisikos aus dem Gesamtrisiko aus anthropogener und ubiquitärer Hintergrundbelastung (TBRV) abgelesen werden.

Durch den dargestellten Ansatz ist es möglich, durch Bodenbelastungen verursachte Risiken dahingehend zu differenzieren, inwieweit neben der altlastbedingten Kontamination auch die Hintergrundbelastung risikorelevant ist. Dies eröffnet eine sachgerechte Diskussion und relativiert unter Umständen die Handlungsnotwendigkeiten.

Die TRD-Werte und Gefahrenfaktoren für die wichtigsten altlastenrelevanten Stoffe in Sachsen können der Tabelle der humantoxikologischen Daten (siehe Anlage 7) entnommen werden. Die TRD-Werte unterliegen einer ständigen Überarbeitung, so dass vor Anwendung der beschriebenen Systematik die Aktualität der Daten überprüft werden muss. Hierzu kann u. a. auf die ergänzbaren Handbücher „Gefährdungsabschätzung von Umweltschadstoffen“ (EIKMANN et al. [78]) sowie „Berechnung von Prüfwerten zur Bewertung von Altlasten“ (BACHMANN et al. [83]) zurückgegriffen werden. Weitere toxikologische Daten sind in dem Anhang 4 zum UMS-Abschlussbericht [67] enthalten.

8.4 Schutzgut Grundwasser

8.4.1 Rechtliche Grundlagen für die Bewertung des Schutzgutes Grundwasser

- Vorläufiger Rahmenerlass „Altlasten / Grundwasser – Bewertungen und Festsetzung vorläufiger Sanierungsziele“ des SMUL vom 29.06.2000
- Ermessensleitende Regelungen zum vorläufigen Rahmenerlass Altlasten / Grundwasser, LfUG vom 27.06. 2002

8.4.2 Grundsätzliches für die Expositionsabschätzung bei Grundwasser

Die Expositionsabschätzung für das Schutzgut Grundwasser bedeutet die Bewertung des Schadstoffeintrages in einen konkreten Grundwasserleiter. Im Gegensatz zum Schutzgut Mensch kann im Schutzgut Grundwasser eine vorliegende Schadstoffbelastung nach Höhe sowie räumlicher und zeitlicher Ausbreitung direkt gemessen werden. Eine Rückrechnung auf die zugehörige Belastung des Kontaktmediums Sicker- bzw. Kontaktgrundwasser ist gegenstandslos. Eine Vorwärtsrechnung für die Belastung des Kontaktmediums aus dem Schadherd ist jedoch erforderlich, wenn ein Grundwasserschaden zwar noch nicht eingetreten, aber in absehbarer Zeit zu erwarten ist und um die Dauer und Höhe der Schadstoffnachlieferung in das Grundwasser abzuschätzen.

8.4.3 Begriffsdefinitionen

Gefahr für das Schutzgut Grundwasser:

Sachlage, bei der bei ungehindertem Ablauf des Geschehens in überschaubare Zukunft und mit hinreichender Wahrscheinlichkeit ein Schaden für das Grundwasser eintreten wird.

Geringfügigkeitsschwelle:

Stoffkonzentration im Grundwasser, bei deren Unterschreitung keine oder nur eine geringfügige Grundwasserverunreinigung vorliegt.

Anmerkung: Trotz einer Erhöhung der Stoffgehalte gegenüber den geogenen Hintergrundwerten und unabhängig von der tatsächlichen Nutzungssituation gilt bei Unterschreiten der Geringfügigkeitsschwelle, dass

- im oder durch das Grundwasser keine relevanten ökotoxischen Wirkungen auftreten können und
- im Grundwasser die Anforderungen der Trinkwasserverordnung oder entsprechend abgeleitete Werte eingehalten werden.

Entsprechende Stoffkonzentrationswerte für die Geringfügigkeitsschwelle enthält [84]].

Analog sind die Besorgniswerte für weitere Stoffe zu verwenden.

Überschreiten die regionalen geogenen Hintergrundwerte im Grundwasser die Geringfügigkeitsschwelle, können dafür entsprechende höhere, einzelfallbezogene Werte festgelegt werden.

Altlastenbedingter Grundwasserschaden:

Altlastenbedingte Verunreinigungen des Grundwassers, bei denen

- die Schadstoffkonzentrationen am Ort der Beurteilung die Geringfügigkeitsschwelle bzw. den Besorgniswert [62] unter Beachtung der in ihrer Definition gegebenen Hinweise – überschreiten und
- die zusätzliche Schadstofffracht am Ort der Beurteilung in der Vergangenheit nicht nur geringfügig war oder dies gegenwärtig noch ist.

Die zusätzliche Schadstofffracht ist geringfügig, wenn sie bei kleinräumiger Mittelwertbildung ohne Berücksichtigung der Vorbelastung des Grundwassers nicht zu einer Überschreitung der Geringfügigkeitsschwelle bzw. des Besorgniswertes im Grundwasser führt.

Hintergrundwert:

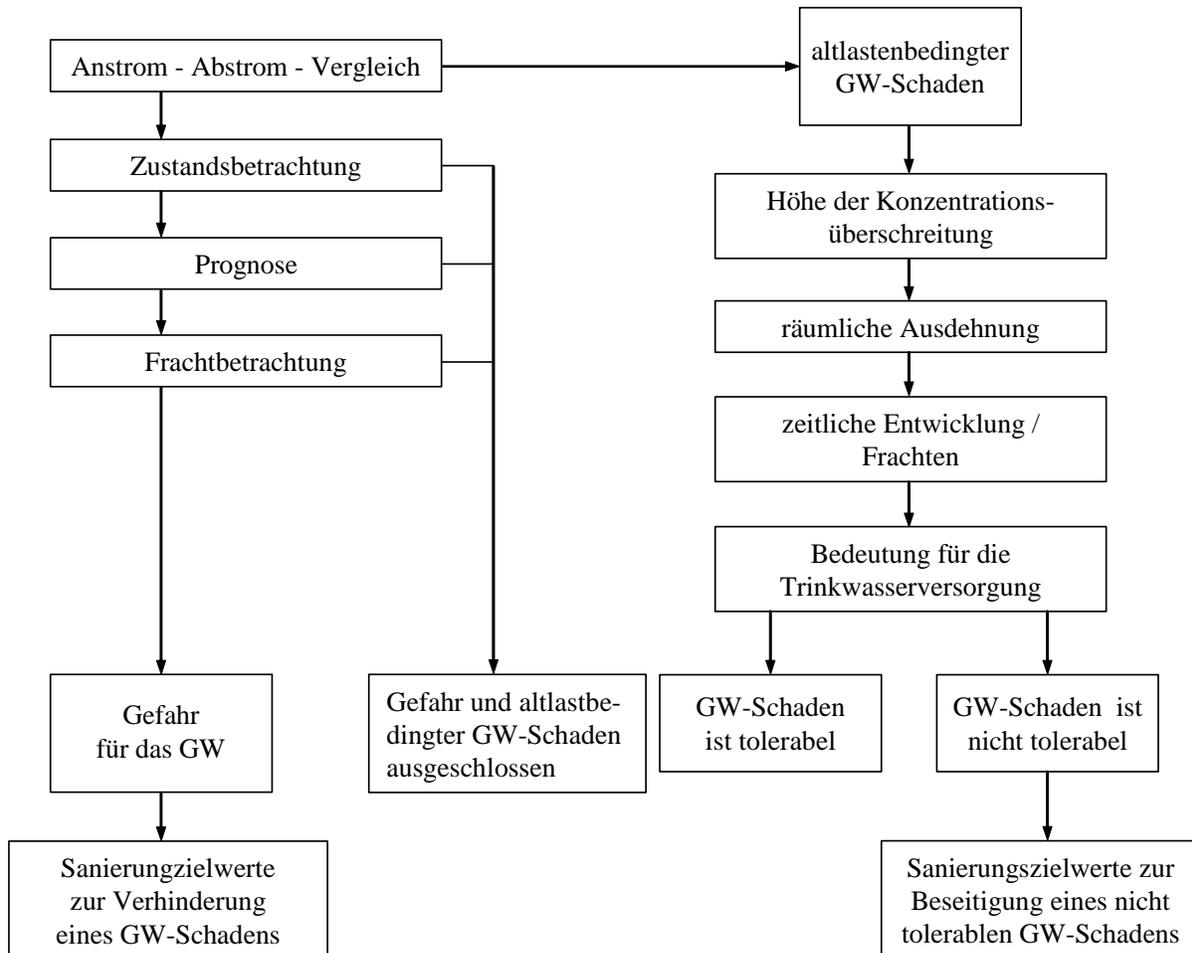
Regionaltypische Stoffkonzentration im Grundwasser, die sich aus einem geogenen und ggf. auch diffus-anthropogenen (z. B. aus großräumigem Luft- oder landwirtschaftlichem Eintrag) Anteil zusammensetzt.

Prüfwert:

In § 8 (1) Nr. 1 BBodSchG definierter Stoffkonzentrationswert.

Anmerkung: Im Folgenden wird damit immer der „Prüfwert zur Beurteilung des Wirkungspfadendes Boden - Grundwasser“ (Sickerwasserprüfwert) nach BBodSchV, Anhang 2, Abschnitt 3.1. bezeichnet.

8.4.4 Bewertungsschema für das Schutzgut Grundwasser



(Erläuterung in den Abschnitten 8.4.5, 8.4.6 und 10.3)

Abbildung 17: Bewertungsschema Grundwasser

8.4.5 Schadens- und Gefahrenfeststellung

Anstrom – Abstrom – Vergleich

In einem ersten Schritt wird ein Vergleich der repräsentativen Messwerte der Schadstoffkonzentrationen im Grundwasser – Anstrom und unmittelbaren Grundwasser – Abstrom der AVFL vorgenommen (s. a. 5.6.4). Eine repräsentative Abstrommessung liegt vor, wenn mindestens 50 % der Grundwasser - Querschnittsfläche erfasst werden [1]. Übersteigt die Schadstoffkonzentration im Grundwasserabstrom die Konzentration im Anstrom signifikant und ist die Geringfügigkeitsschwelle im Grundwasser – Abstrom überschritten, so liegt ein altlastbedingter Grundwasserschaden vor.

Zustandsbetrachtung

Zeigen die Messwerte keine signifikante Differenz zwischen An- und Abstrom bzw. werden die Geringfügigkeitsschwellen nicht überschritten, dann ist in einem zweiten Schritt zu prüfen, ob die Schadstoffe unter Beachtung des Alters der Altlast, der Schadstoffkonzentration im Boden, der Schadstoffeigenschaften (z. B. Löslichkeit und Migrationsverhalten) sowie der Standortgeologie/-hydrogeologie den Abstrom bereits erreicht bzw. ihre maximalen Konzentrationen überschritten haben müssten. Kann das mit ausreichender Sicherheit bejaht werden, dann ist eine Sickerwasserprognose nicht verhältnismäßig. Sowohl eine Gefahr für das Grundwasser als auch ein altlastbedingter Grundwasserschaden können ausgeschlossen werden.

Prognose

Ist dieser Ausschluss nicht möglich, dann ist in einem dritten Schritt zu prüfen, ob und wann die Schadstoffkonzentration im Sickerwasser bzw. Kontaktgrundwasser (bei Lage des Schadherdes in der gesättigten Zone) beim Übergang in das Grundwasser die Prüfwerte bzw. Geringfügigkeitsschwellen und Besorgniswerte überschreitet. Dazu ist eine Prognose für das Sicker- bzw. Kontaktgrundwasser erforderlich (s. 7.2.7). Ergibt die Prognose in absehbarer Zukunft keine Überschreitung dieser Werte, so sind eine Gefahr und ein altlastbedingter Grundwasserschaden ausgeschlossen.

Frachtbetrachtung

Ist dieser Ausschluss nicht möglich, dann ist mit Hilfe der sich aus der Prognose ergebenden Schadstofffracht zu ermitteln, ob in überschaubarer Zukunft die Schadstoffwerte im Grundwasser die Geringfügigkeitsschwellen / Besorgniswerte überschreiten werden. Ist dies nicht der Fall, so sind eine Gefahr und ein altlastbedingter Grundwasserschaden ausgeschlossen, andernfalls besteht eine Gefahr für das Grundwasser.

8.4.6 Tolerierbarkeit eines Grundwasserschadens

Grundsätzliches

Liegt ein altlastbedingter Grundwasserschaden vor, so ist zur Wahrung des Verhältnismäßigkeitsgrundsatzes zu prüfen, ob dieser Schaden tolerabel oder zu sanieren ist. Im Folgenden werden einige ermessensleitende Regeln behandelt, die bei der Entscheidung über die Tolerierbarkeit eines Schadens besonders zu berücksichtigen sind.

Konzentrationsüberschreitung

Die im unmittelbaren Abstrom der AVFL gemessenen repräsentativen Schadstoffkonzentrationen werden daraufhin geprüft, in welchem Maße sie die Geringfügigkeitsschwelle / den Besorgniswert überschreiten. Tritt die Überschreitung an mehreren Messstellen und bei mindestens 3-maliger Beprobung auf und erreicht sie eine Höhe, die den Dringlichkeitswerten für den Wir-

kungspfad Grundwasser-Mensch [84] entspricht, so ist ein Anhaltspunkt für einen nicht tolerablen Grundwasserschaden gegeben.

Räumliche Ausdehnung

Die Ermittlung der räumlichen Ausdehnung eines altlastbedingten Grundwasserschadens („Schadstofffahne“) ist ein unverzichtbarer Bestandteil der DU (s. 5.6.4). Der gegenwärtige Grundwasserschaden (kontaminierter Grundwasserraum) endet an der Konzentrationsfläche, die durch die Geringfügigkeitsschwellen bzw. Besorgniswerte gekennzeichnet ist. Werden auch Dringlichkeitswerte überschritten, so ist dieser Teilraum entsprechend auszuweisen.

Wenn das durch die Altlast kontaminierte Grundwasservolumen im Verhältnis zum nicht kontaminierten Grundwasservolumen groß ist, ist ein Indikator gegen eine Tolerierbarkeit gegeben. Hierbei müssen jedoch weitere ggf. vorhandene altlastbedingte Grundwasserschäden in die Betrachtung einbezogen werden (integraler Ansatz). Bei der Umkehrung der Regel ist ein Indikator für eine Tolerierbarkeit gegeben.

Zeitliche Entwicklung

Eng verknüpft mit dem Kriterium der räumlichen Ausdehnung ist das der zeitlichen Entwicklung eines Grundwasserschadens. Die zeitliche Entwicklung ist sowohl in der Rückschau (Epignose) als auch in der Vorschau (Prognose) zu betrachten. Aus dem Zeitpunkt des Schadeneintrittes und der seitdem erfolgten räumlichen Ausdehnung ergibt sich ein Anhaltspunkt über die Richtung und Geschwindigkeit der Schadstoffausbreitung. Ist der kontaminierte Grundwasserkörper nicht mehr mit dem Eintragsort verbunden, so ist die Nachlieferung aus dem Schadherd beendet.

In der Prognose sind die voraussichtliche Dauer des Bestehens eines nicht tolerablen Schadens und der zeitliche Verlauf der räumlichen Ausdehnung des Schadens abzuschätzen. Dabei sind der natürliche Rückhalt und der Abbau der Schadstoffe im Grundwasserleiter in die Betrachtung einzubeziehen („Natural Attenuation“, s. 7.2.3.2). Das Maß der Schadstoffelimierung kann aus dem Vergleich von Frachten aus unterschiedlichen Querschnitten der Schadstofffahne gewonnen werden. Für die Dauer ist außerdem die Nachlieferung mit dem Sicker- bzw. Kontaktgrundwasser maßgebend (s. 8.4.5.3), wobei die entsprechenden Frachten als Quellterm zu berechnen sind.

Eine exaktere Ausbreitungsprognose ist in Abhängigkeit vom hydrogeologischen Modell durch eine mathematische Grundwasserströmungs- und Schadstofftransportberechnung möglich. Wird diese nicht durchgeführt, muss der zeitliche Verlauf auf der Basis von Monitoringergebnissen und einer zeitlichen Inter- bzw. Extrapolation der erhaltenen Messergebnisse abgeschätzt werden. Für die Abschätzung der Schadstoffausbreitung aus Monitoringergebnissen liefern Messprogramme erst nach mehreren Jahren bis Jahrzehnten verwertbare Ergebnisse.

Im Ergebnis der Bewertung der zeitlichen Entwicklung einer Schadstofffahne sind folgende Fälle zu erwarten:

Die Schadenskontur der Hauptkontaminanten im Grundwasser

- a) schrumpft
- b) ist quasi stabil
- c) besteht aus nicht wassermischbarer Phase und ist quasi stabil, aber gelöste Stoffe emittieren in das Grundwasser (Primär- und Sekundärschaden)
- d) vergrößert sich.

Im Fall a) kann in der Regel und im Fall b) häufig von einer Tolerierbarkeit des Schadens ausgegangen werden. In den Fällen c) und d) ist ein Indikator gegen eine Tolerierbarkeit des Schadens gegeben.

(Hinweis: Im Rahmen der Sanierungsuntersuchung kann geprüft werden, ob z. B. Sanierung des Schadenszentrums im Grundwasser eine Tolerierbarkeit des dann verbleibenden Schadens erreicht werden kann. Dies setzt mindestens eine Zonierung des Grundwasserschadens entsprechend Punkt 3.4.3 des Vorläufigen Rahmenerlasses voraus.)

Bedeutung des Schutzobjektes an Hand der vorhandenen Nutzungen und der wirtschaftlichen Nutzungsmöglichkeiten

Die Bewertung eines Grundwasserschadens für das Grundwasser als Schutzgut kann nicht von seiner Bewertung als Transportmedium zum Schutzgut Mensch getrennt werden, falls im Abstrom der AVFL eine Trinkwasserfassung liegt. Lässt die Prognose bzw. Messung des zeitlichen Verlaufs der Schadstoffausbreitung erkennen, dass die Schadstofffahne weder schrumpft noch quasi-stabil ist, so ist die Prognose bis zur Grundwasserfassung auszudehnen. Wenn der Schaden bis zum Erreichen der Fassung einer zentralen Trinkwasserversorgung nicht mit Sicherheit auszuschließen ist, dann ist er nicht tolerabel. Handelt es sich jedoch um eine Einzelversorgung, so ist für den Wirkungspfad Grundwasser-Mensch eine Bewertung mit Hilfe des Expositionsszenarios „Brunnen“ (s. 8.3.3.4) vorzunehmen.

Bestehen Trink- oder Brauchwassernutzungseinschränkungen, die aus dem Vorhandensein der Altlast bzw. des altlastbedingten Grundwasserschadens herrühren, ist ein Indikator gegen eine Tolerierbarkeit gegeben. Bei folgenden Nutzungsarten des betroffenen Grundwasserleiters ist ebenfalls ein Indikator gegen eine Tolerierbarkeit gegeben:

- Lage des altlastbedingten Grundwasserschadens im Einzugsgebiet einer Trinkwasserfassung, sowie
- bei möglichen oder konkret geplanten Nutzungen des vom altlastbedingten Grundwasserschaden derzeit oder zukünftig betroffenen Grundwassers als Trinkwasser.

Liegt eine Nutzung als Brauchwasser in eingeschränktem Umfang oder keine Nutzung vor, so ist ein Indikator für eine Tolerierbarkeit gegeben.

In Tabelle 41 sind die Indikatoren zur Tolerierbarkeit von altlastenbedingten Grundwasserschäden zusammengefasst. Sie sind bei der Ausübung des Ermessens, ob es sich um einen tolerab-

len oder nicht tolerablen Grundwasserschaden handelt, unter Berücksichtigung der konkreten Umstände des Einzelfalls vorwiegend zu berücksichtigen.

Tabelle 41: Indikatoren zur Tolerierbarkeit von alllastbedingten Grundwasserschäden

Kriterium/Sachverhalt	Merkmale	Indikator gegen die Tolerierbarkeit
Konzentrationsüberschreitung	Häufigkeit der Konzentrationsüberschreitung an der einzelnen Messstelle	mindestens dreimalige deutliche Überschreitung (bei bis zu vier Messwerten pro Punkt) bzw. mindestens 50 %ige deutliche Überschreitung (bei mehr als 4 Messwerten pro Messpunkt) deutlich: Überschreitung der Dringlichkeitswerte bzw. ähnliche Höhe der Überschreitung der Geringfügigkeitsschwelle an mehreren Punkten (Messorten im Grundwasser)
	Höhe der Überschreitung der Geringfügigkeitsschwelle	
	Anzahl der Punkte mit festgestellter Konzentrationsüberschreitung	
Räumliche Ausdehnung	Kontaminiertes Grundwasservolumen im Verhältnis zum nicht kontaminierten Grundwasservolumen	groß
	Fahnenlänge	länger als schadstoffspezifische Werte (siehe z. B. Abb. 11), allerdings Wichtung entsprechend der hydrogeologischen Fallkonstellation
	Verhältnis von Fahnenlänge zu Fahnen spitzen-Rezeptor-Abstand	größer als 1
	Ausbreitungstiefe im Grundwasserleiter im Verhältnis zur Grundwasserleitermächtigkeit	größer als das 0,5 –fache der Gesamtmächtigkeit
Zeitliche Entwicklung (Prognose)	Zeitlicher Verlauf der Schadensgröße/ des kontaminierten Grundwasservolumens	Fall c oder d entsprechend ermessensleitender Regel 4
Bedeutung des Schutzobjektes	Nutzung und vorhandene Nutzungseinschränkungen	Bestehende Nutzungseinschränkungen durch das Vorhandensein der Altlast; Lage im Einzugsgebiet einer Trinkwasserfassung; Geplante Nutzungen
	Wasserwirtschaftliche Bedeutung	mittlere bis sehr gute Bewirtschaftungsfähigkeit

8.5 Bewertung der Gefahren für Ökosysteme

8.5.1 Grundsätze

Unter der Ökotoxizität von Stoffen versteht man im Allgemeinen die Schädigung der Struktur und Funktion von Ökosystemen, mit der Folge, dass die Selbstregulierungsmechanismen resp. die Stabilität der Ökosysteme gestört werden. Die ökotoxikologischen Wirkungen hängen maßgeblich von dem Konzentrationsniveau der Schadstoffe sowie von der Sensibilität der Ökosysteme ab.

Die Beurteilung von ökotoxischen Auswirkungen im Rahmen der Risikoabschätzung beruht auf der Abschätzung der Langzeittoxizität unter Berücksichtigung von geogenen und ubiquitären Hintergrundkonzentrationen. Diese Vorgehensweise wird auch bei der Festlegung von Qualitätszielen für Oberflächengewässer gewählt, um z. B. Zielvorgaben (Höchstkonzentrationen) zum Schutz aquatischer Lebensgemeinschaften abzuleiten.

Die Systematik zur Abschätzung der ökotoxikologischen Wirkungen in der Umwelt beruht in der Regel auf dem Vergleich der Schadstoffkonzentrationen in einem Umweltkompartiment mit der abgeschätzten Nicht-Effekt-Konzentration (PNEC = Predicted No-Effect Concentration) für bestimmte Leitorganismen. Auf Basis der Toxizität für den jeweils empfindlichsten Leitorganismus eines Ökosystems wird die Ökotoxizität für das Gesamtsystem abgeschätzt. Je länger Emissionen mit geringen Stoffkonzentrationen auf die Umwelt einwirken, desto wichtiger werden ökologische Zusammenhänge. Für Expositions- und Wirkungsvorgänge in der Umwelt müssen deshalb die komplexen, zeitlich-räumlichen Prozesse abgeschätzt werden.

Bisher werden fast ausschließlich toxikologische Daten aus Einzelspezietests zur Bewertung der Ökotoxizität von Umweltchemikalien genutzt. Durch diese Einzelspezietests können lediglich die direkten biologischen Wirkungen eines Stoffes auf eine isolierte Population erfasst werden. Indirekte Wirkungen durch die Vernetzung der Organismen und Populationen eines Ökosystems miteinander können nicht vorhergesagt werden, da Einzelspezietests durch die Elimination der Wechselwirkungen zwischen den Systemelementen charakterisiert sind. Verbesserungen in der Beurteilung der ökotoxikologischen Auswirkungen von Schadstoffen in Böden sind durch die sogenannten „ökotoxikologischen Testbatterien“ zu erwarten, die sowohl Kombinationswirkungen von Schadstoffgemischen, als auch die Wirkungen aller in einem Boden vorkommenden Schadstoffe und deren Metaboliten anzeigen. Schwierigkeiten bereitet weiterhin die Abschätzung indirekter Wirkungen, die sich durch die Vernetzung zwischen verschiedenen Ökosystemen resp. Ökosystemkompartimenten ergeben.

8.5.2 Bewertungssystematik für Ökosysteme

Eingehende Untersuchungen, die ein Ökosystem mit allen seinen Elementen und Beziehungen charakterisierbar machen, existieren bislang nicht. Die Anwendung von populationsdynamischen Modellen im Rahmen der Gefahrenbeurteilung ist zu aufwendig und in der Phase der De-

tailuntersuchung nicht umsetzbar. Zur Gefahrenbewertung ist deshalb ein pragmatischer Ansatz erforderlich.

Im Rahmen der Detailuntersuchung sollen die Kontaktmedien beprobt werden, d. h. es handelt sich bei den beurteilungsrelevanten Werten nicht um angenommene bzw. berechnete Umweltkonzentrationen (PEC), sondern um reale Konzentrationen im Umweltmedium. Das bedeutet, dass die Abschätzung des Umweltrisikos weniger konservativ erfolgen kann, indem die zugrunde gelegten Sicherheitsfaktoren der PNEC-Werte reduziert und hieraus "tolerierte Effektkonzentrationen" (TEC) abgeleitet werden.

Aus einzelnen oder kombinierten Testdaten, die die Vernetzungen innerhalb der biologischen Systeme nicht erfassen, kann nur geschlossen werden, welche Konzentrationen in der Umwelt nicht erreicht werden dürfen, um konkrete Gefährdungen auszuschließen. Die Ableitung "tolerierbarer Konzentrationen" bzw. "unbedenklicher Situationen" aus einer solchen Abschätzung ist nach PALAR und ANGERHÖFER [85] wissenschaftstheoretisch nicht zulässig. Deshalb wird der Begriff "tolerierte Effektkonzentrationen" eingeführt, der bedeutet, dass aufgrund der unsicheren Datenlage derzeit nicht bekannte, potentielle Effekte bis zu dieser Grenze toleriert werden.

Die Berechnungsroutine wird, in Anlehnung an die UMS-Systematik zur Ableitung von RV-Werten, wie folgt vorgeschlagen:

$$\begin{array}{llllll}
 \text{Sicherheitsfaktor} & 1.000 & \Rightarrow & \text{PNEC} & \bullet & 30 & \text{als TEC (} 30 \Rightarrow \sqrt{1000} \text{ ; gerundet)} \\
 \text{Sicherheitsfaktor} & 100 & \Rightarrow & \text{PNEC} & \bullet & 10 & \text{als TEC (} 10 \Rightarrow \sqrt{100} \text{)} \\
 \text{Sicherheitsfaktor} & 50 & \Rightarrow & \text{PNEC} & \bullet & 7 & \text{als TEC (} 7 \Rightarrow \sqrt{50} \text{ ; gerundet)} \\
 \text{Sicherheitsfaktor} & 10 & \Rightarrow & \text{PNEC} & \bullet & 3 & \text{als TEC (} 3 \Rightarrow \sqrt{10} \text{ ; gerundet)}
 \end{array} \tag{8-90}$$

Die Werte für SF, PNEC und TEC sind der Anlage 11 (Aquatische Ökosysteme) bzw. der Anlage 12 (Terrestrische Ökosysteme) zu entnehmen.

Die gemessenen Kontaktmedienkonzentrationen (CCM) werden mit den TEC-Werten ins Verhältnis gesetzt und hieraus der Risikowert für die jeweiligen Ökosysteme (aquatisch, terrestrisch) abgeleitet. In Anlehnung an die UMS-Systematik wird das CCM/TEC-Verhältnis mit 10 multipliziert, um die Gefahrenschwelle auf $RV_{\text{Öko}} = 10$, gleich der Risikobewertung im UMS-Modul, zu normieren.

Demnach leitet sich der Risikowert wie folgt her:

$$\boxed{RV_{\text{Öko}} = \frac{CCM}{TEC} \cdot 10 = \frac{CCM}{PNEC \cdot \sqrt{SF}} \cdot 10} \tag{8-91}$$

- $RV_{\text{Öko}}$ = Schadstoffbezogener Risikowert für terrestr./aquatische Ökosysteme
- CCM = Gemessene Kontaktmedienkonzentration
- TEC = Tolerierte Effekt Konzentration

PNEC = Abgeschätzte Nicht-Effekt-Konzentration
 SF = Sicherheitsfaktor

Ist die Kontaktmedienkonzentration nicht direkt messbar und deshalb über Transferberechnungen (TB) abgeschätzt worden (CCM_{TB}), so wird vorgeschlagen, einen Unsicherheitsfaktor von 3 zu berücksichtigen, so dass sich der Risikowert in diesem Fall wie folgt ableitet:

$$RV_{\text{Öko}} = \frac{CCM_{TB} \cdot 3}{TEC} \cdot 10 = \frac{CCM_{TB} \cdot 3}{PNEC \cdot \sqrt{SF}} \cdot 10 \quad (8-92)$$

mit:

CCM_{TB} = durch Transferberechnung abgeschätzte Kontaktmedienkonzentration

Dabei bedeutet ein $RV_{\text{Öko}} \geq 10$, dass ein schadstoffspezifisches Risiko und damit eine Gefahr von dem Schadstoff für die betrachteten terrestrischen oder aquatischen Ökosysteme ausgeht.

Ein RV-Wert < 10 bedeutet, dass kein schadstoffspezifisches Risiko und damit auch keine Gefahr von dem betrachteten Schadstoff für die jeweiligen Ökosysteme ausgeht.

Eine Summation der so ermittelten Gefahrenwerte über Pfade ist nicht angebracht, da bereits die PNEC-Werte und damit auch die TEC-Werte pfadübergreifend sind, d. h. Schadstoffaufnahmen über alle Expositionspfade (Nahrungskette) beinhalten. Deshalb existiert für die Bewertung der Ökosysteme auch kein Besorgnisbereich (Farbcode gelb), denn die gemessenen oder abgeschätzten Kontaktmedienkonzentrationen stellen gleichzeitig die Wirkungskonzentrationen in den Organismen dar.

Diese Vorgehensweise wird auch mit der Erkenntnis von KLEIN et al. [86] begründet, dass die ermittelten PNEC-Werte vielfach unterhalb der tatsächlichen Umweltkonzentrationen liegen und trotzdem keine negativen Effekte erkennbar sind. Hinzu kommt, dass die Bewertungsgrundlage der empfindlichste Organismus ist und dass Werte der U.S. EPA zur chronischen Toxizität vielfach höher als die im Anhang dokumentierten TEC-Werte liegen (vgl. hierzu auch UGM [87]).

8.5.3 Schutzgut Oberflächengewässer (Aquatische Ökosysteme)

Stellvertretend für die Gewässerbiozönosen werden die Effekte auf Bakterien, Algen, Krebse und Fische bewertet, weil diese die aquatische Nahrungskette repräsentieren. Dabei beruht die Systematik auf der Annahme, dass die Sensitivität eines Ökosystems von der empfindlichsten Spezies abhängt und dass zum Schutz eines Ökosystems die Lebensgemeinschaft als Ganzes geschützt werden muss.

Die Gefährdungsabschätzung für die aquatischen Ökosysteme erfolgt nach den technischen Leitlinien der Europäischen Kommission (TGD - Technical Guidance Documents) und dem Umweltbundesamt [88], [89] über den PNEC-Ansatz.

8.5.4 Schutzgut Boden (Terrestrische Ökosysteme)

Die terrestrischen Ökosysteme können in Analogie zu den aquatischen Ökosystemen als Ganzes (Schutzgut „Boden“) bewertet werden. In den Forschungen von KLEIN et al. [86] im Auftrag des Umweltbundesamtes (UBA) wurden „ökotoxikologische Wirkungsschwellen zur Gefahrenbeurteilung von Altlasten“ für das Schutzgut Boden ermittelt. Die abgeleiteten unbedenklichen Umweltkonzentrationen (PNEC) stellen für das betrachtete Schutzgut Boden im Hinblick auf den Erhalt seiner ökologischen Funktion und Diversität ein maximal akzeptables Risiko dar. Bei Überschreitung dieser Konzentrationen kann es zu einer Einschränkung der Diversität der Bodenorganismen kommen und damit zu einer negativen Veränderung von Bodenfunktionen (biologische Orientierungswerte). Aufgrund der Heterogenität des Datenmaterials sind diese Werte noch zu diskutieren, deshalb ist auch der Vergleich des Status von humantoxikologisch begründeten Werten und bodenbiologischen Orientierungswerten nur eingeschränkt möglich.

In ihrem Forschungsvorhaben kommen KLEIN et al. auch zu dem Ergebnis, dass eine direkte Übertragung von Testergebnissen aus dem besser erforschten aquatischen Bereich in den terrestrischen Bereich - durch Konzentrationsangaben in der Bodenlösung unter Berechnung der substanzspezifischen Gleichverteilungskonstante eines Stoffes in gelöster und sorbierter Phase (K_d -Wert) - nicht möglich ist.

Die Ableitung der bodenbiologischen Werte basiert auf der Extrapolation von Wirkdaten aus Einzelspezietests auf die Konzentration, die in Ökosystemen aller Wahrscheinlichkeit nach keine Umweltgefährdung darstellt. Dabei wurden Extrapolationsfaktoren auf das niedrigste Testergebnis angewandt. Zum Teil wurde auf aquatische Ableitungswerte zurückgegriffen, wenn die Datenlage zur Beurteilung der toxikologischen Effekte im terrestrischen Bereich nicht ausreichend gut war. Eine Berücksichtigung von Stoffeigenschaften wie Abbaubarkeit, Akkumulationspotenzial sowie verschiedenen Bodenfaktoren fand nicht statt.

Bei der Ableitung der Werte zeigte sich, dass die abgeleiteten PNEC-Werte häufig die geogenen Hintergrundkonzentrationen für Metalle weit unterschreiten. Das resultiert daraus, dass die Konzentrationen i. d. R. mit Aufschlussverfahren oder Extraktion mit organischen Lösungsmitteln ermittelt werden, wodurch die tatsächlich für Bodenorganismen verfügbaren Anteile eines Stoffes im Boden resp. in der Bodenlösung überschätzt werden. Das bedeutet, dass die ausschließliche Betrachtung von Totalgehalten zu unrealistisch strengen Werten führt. Deshalb müssen im Rahmen der Gefahrenabschätzung für das Schutzgut Boden (terrestrische Ökosysteme) die mobilisierbaren Schadstoffanteile z. B. über den Ammonium-Nitrat-Extrakt bestimmt werden. Nur die ermittelten mobilisierbaren Schadstoffkonzentrationen dürfen als Vergleichswerte (PEC) zu den TEC-Werten herangezogen werden. Die TEC-Werte für die terrestrischen Ökosysteme sind in Anlage 12 dokumentiert.

9. Ableitung des Handlungsbedarfes

Innerhalb des Stufenprogramms der Altlastenbearbeitung in Sachsen sind im Ergebnis der Detailuntersuchung zur Ableitung des weiteren Handlungsbedarfes folgende Entscheidungen möglich:

Tabelle 42: Ableitung des weiteren Handlungsbedarfes im Ergebnis der Detailuntersuchung

Fall	Feststellung bzw. Prognose eines nicht tolerierbaren Schadens		Handlungsbedarf	Erläuterungen
1	ja		⇒ evtl. Sofortmaßnahmen	
2	ja	E ₃₋₄	⇒ Sanierungsuntersuchung	
3	nein	A	⇒ Archivieren im SALKA	bei nutzungsunabhängiger Bewertung bzw. Bewertung der sensibelsten Nutzung
4	nein	B	⇒ Belassen im SALKA	bei nutzungsabhängiger Bewertung
5	noch keine Entscheidung möglich	C	⇒ Überwachung	Erarbeitung eines Überwachungsprogrammes- nach dessen Durchführung und Vorlagen von Ergebnissen erneute Bewertung

SALKA = Sächsisches Altlastenkataster

Fall 1 - Sofortmaßnahmen

Sofern die DU einen Gefahrentatbestand ergibt, der eine bestehende oder unmittelbar bevorstehende akute Gefahr ausweist, sind vom Gutachter Sofortmaßnahmen zur Schadensminimierung bzw. Schadensbeseitigung vorzuschlagen. Diese werden vorrangig in Sicherungsmaßnahmen (z. B. Nutzungseinschränkungen, Sicherung vor Zutritt/Einzäunung) bestehen. Es ist jedoch auch möglich, vorgezogene Maßnahmen zur Sanierung (z. B. Oberflächenabdeckung, Umlagerung) vorzuschlagen und diese nach einem vereinfachten Planungsverfahren vorzubereiten und durchzuführen. Voraussetzung dafür sollte die vorherige Zustimmung bzw. der behördliche Entscheid sein.

Die Entscheidung über Sofortmaßnahmen und deren Art und Umfang ist nach den Verhältnissen des Einzelfalles zu treffen.

Auch wenn keine unmittelbaren Gefahren für die menschliche Gesundheit bestehen, können kurzfristig Maßnahmen dann angezeigt sein, wenn durch einfache und relativ kostengünstige Eingriffe z. B. an den Gefahrenquellen Grundwasserschäden vermieden oder vermindert werden können.

Nach LAWA [90] kommen Sofortmaßnahmen in Betracht, um

- eine bestehende oder unmittelbar drohende Gefahr für die menschliche Gesundheit abzuwenden oder zu verringern, z. B. bei Gefährdung einer Trinkwasserversorgung,
- eine drohende gravierende Verschlechterung der Situation zu verhindern, z. B. durch massiven Schadstoffeintrag in das Grundwasser.

Beurteilungskriterien sind vor allem

- Art und Ausmaß der akuten Gefährdung (der menschlichen Gesundheit),
- technische Möglichkeiten und deren Wirksamkeit.

Fall 2 – Handlungsbedarf = E₃₋₄ Sanierungsuntersuchung

In der überwiegenden Zahl der bearbeiteten Detailuntersuchungen wird die Gefährdungsabschätzung den Fahrentatbestand feststellen und einen nicht tolerierbaren Schaden für relevante Schutzgüter ausweisen. Die Durchführung einer Sanierungsuntersuchung ist erforderlich. Voraussetzung für eine zielführende Sanierungsuntersuchung als eigenständiger Bearbeitungsschritt im Rahmen der Sächsischen Altlastenmethodik ist eine abgeschlossene Gefährdungsabschätzung mit der Festlegung vorläufiger Sanierungsziele.

Für die Durchführung der Sanierungsuntersuchung ist neben den bundesgesetzlichen Rahmenbedingungen die Landesregelung im Handbuch zur Altlastenbehandlung - Teil 8 Sanierungsuntersuchung [91] die wesentliche methodische Grundlage.

Fall 3 – Handlungsbedarf A = Archivieren im SALKA

Wurde die Gefährdungsabschätzung nutzungsunabhängig bzw. unter Berücksichtigung der sensibelsten Nutzung (multifunktionelle Nutzungsmöglichkeit) vorgenommen und der Ausschluss eines Fahrentatbestandes festgestellt, so liegen weder eine Altlast noch eine altlastenverdächtige Fläche vor. Der Fall wird im SALKA archiviert, um seine Bearbeitung zu dokumentieren und für statistische Zwecke auswerten zu können.

Fall 4 – Handlungsbedarf B = Belassen im SALKA

Wurde die Gefährdungsabschätzung nutzungsbezogen vorgenommen und nicht auf die sensibelste Nutzung bezogen und der Ausschluss eines Fahrentatbestandes festgestellt, so liegen für diese und weniger sensible Nutzungen weder eine Altlast noch eine altlastenverdächtige Fläche vor. Der Fall wird im SALKA belassen, weil er bei einer sensibleren Nutzung zu einer altlastenverdächtigen Fläche wird und zumindest einer Neubewertung der Untersuchungsergebnisse und Prognosen bedarf.

Fall 5 – Handlungsbedarf C = Überwachen

Ist im Ergebnis der Gefährdungsabschätzung keine eindeutige Aussage zur Schadens- und gefahrenlage und deren Tolerierbarkeit möglich und besteht die Wahrscheinlichkeit, dass eine Überwachung der Schadstoffausbreitung (z. B. als Schadstofffahne im Grundwasser) in absehbarer Zeit eine Entscheidungsgrundlage liefert, so ist ein entsprechendes Überwachungsprogramm auszuarbeiten. Der Abschluss der Detailuntersuchung wird bis zum Vorliegen der Überwachungsergebnisse ausgesetzt.

Die Vorgehensweise bei der Überwachung ist den Materialien zur Altlastenbehandlung in Sachsen, Band "Überwachung und Nachsorge von altlastenverdächtigen Flächen und Altlasten" [92] zu entnehmen.

10. Sanierungszielwerte

10.1 Grundsätze zur Ableitung von vorläufigen Sanierungszielwerten

In Verbindung mit der Ausweisung des Handlungsbedarfes E₃₋₄ „Sanierungsuntersuchung“, sind als Voraussetzung dafür im Rahmen der Detailuntersuchung vorläufige Sanierungszielwerte abzuleiten. Ihre Ermittlung zielt ausschließlich auf die wirksame und nachhaltige Beseitigung der Gefährdung bei den für die Gefährdungsabschätzung relevanten Schutzgütern am konkreten Standort ab.

Ausgehend von tolerablen Belastungen im jeweiligen Kontaktmedium stellt sie praktisch eine Umkehrung der Gefährdungsabschätzung für die zugrunde liegenden Nutzungen dar, wobei der Ort der Beurteilung klar zu benennen ist (s. Abbildung 2).

Das vorläufige Sanierungsziel schränkt die Art von objektkonkret anzuwendenden Maßnahmen zur Gefahrenabwehr bzw. Schadensbeseitigung grundsätzlich nicht ein. Eine Prüfung von technischer Machbarkeit und Erreichbarkeit mit verhältnismäßigem Aufwand erfolgt erst mit der Sanierungsuntersuchung. Unter Berücksichtigung dieser zusätzlichen Aspekte sind dann die endgültigen Sanierungszielwerte und ihre Geltungsorte zu formulieren und behördlich zu bestätigen, wobei möglicherweise auch eine Nutzungseinschränkung zu erwägen ist.

10.2 Schutzgut Mensch

Der Mensch kann nach Tab. 2 auf den Wirkungspfaden 1 bis 6 durch Altlasten gefährdet werden. Die einzelfallbezogene Expositionsabschätzung hat ergeben, welche Pfade dafür zutreffend sind. Grundlage dafür waren die in den jeweiligen Kontaktmedien gemessenen oder prognostizierten Schadstoffkonzentrationen. Für diese Kontaktmedien sind nun in Umkehrung der Expositionsabschätzung und Risikobewertung nach [Kap. 8.3](#) unter Beibehaltung der sonstigen Expositionsbedingungen im Einzelfall diejenigen tolerablen Schadstoffkonzentrationen als vorläufige Sanierungszielwerte zu berechnen, die mindestens erreicht werden müssen, um eine Gefährdung des Menschen bei der vorhandenen oder vorgesehenen Nutzung auszuschließen. Bei einem Risikowert

$$RV \leq 3,0$$

gilt dieses Ziel als erfüllt. Für die gefährdungsrelevanten Schadstoffe sind die zugehörigen Maximalkonzentrationen im jeweiligen Kontaktmedium als vorläufige Sanierungszielwerte zu errechnen.

Zu beachten ist, dass sich die Sanierungszielwerte auf die mobilisierbaren resp. bioverfügbaren Schadstoffanteile beziehen, nicht auf die Totalgehalte.

Unter Anwendung der UMS – Systematik leiten sich aus den o. g. Konventionen folgende Formeln zur Festlegung von vorläufigen, nutzungs- und standortspezifischen Sanierungszielwerten ab:

$$RV = \frac{9 \cdot (RI - 1)}{(GF - 1)} + 1$$

$$RI = \frac{PDI}{TRD} = \frac{DIR \cdot R \cdot CCM \cdot U \cdot EAF \cdot Av}{TRD}$$

für $RV = 3,0$ folgt:

$$RI = \frac{(GF - 1) \cdot (RV - 1)}{9} + 1 = \frac{(GF - 1) \cdot (3,0 - 1)}{9} + 1$$

$$\frac{DIR \cdot R \cdot CCM \cdot U \cdot EAF \cdot Av}{TRD} = \frac{(2 \cdot GF - 2)}{9} + 1$$

$$\frac{DIR \cdot R \cdot CCM \cdot U \cdot EAF \cdot Av}{TRD} = 0,22 \cdot GF + 0,78$$

$$CCM = \frac{(0,22 \cdot GF + 0,78) \cdot TRD}{DIR \cdot R \cdot U \cdot EAF \cdot Av}$$

Diese Vorgehensweise ermöglicht eine einfache Ableitung der Sanierungszielwerte, sie müssen jedoch einer eingehenden Plausibilitätsprüfung unterzogen werden.

Bei erheblichen Geruchsbelästigungen sind als vorläufige Sanierungszielwerte diejenigen Stoffkonzentrationen in der Innenraum- und/oder Außenluft festzulegen, die eine Einhaltung der Geruchsimmissions-Richtlinie gewährleisten.

10.3 Schutzgut Grundwasser

10.3.1 Vorläufige Sanierungszielwerte zur Verhinderung eines Grundwasserschadens

Besteht eine Gefahr für das Grundwasser aus einer Altlast, ohne dass die Schadstoffe das Grundwasser bereits erreicht haben, so ist das vordringliche Sanierungsziel die Verhinderung eines Grundwasserschadens. Zu diesem Zweck ist die Schadstofffracht aus dem Sickerwasser

soweit zu begrenzen, dass für den konkreten Grundwasserleiter keine Überschreitung der Geringfügigkeitsschwellen / Besorgniswerte resultiert. Mit der Frachtbegrenzung bleiben alle Varianten für eine nachfolgende Sanierungsuntersuchung offen, wie z. B. Dekontamination oder Immobilisierung der Schadstoffe, Verhinderung des Sickerwasserzutritts oder Verminderung der Grundwasserneubildungsrate.

10.3.2 Vorläufige Sanierungszielwerte zur Beseitigung eines nicht tolerablen Grundwasserschadens

Vorläufige Sanierungszielwerte sind an der Beseitigung eines Grundwasserschadens zu orientieren. Sie sind als Schadstoffkonzentrationen im Grundwasser anzugeben, die eine Unterschreitung der Geringfügigkeitsschwellen / Besorgniswerte gewährleisten. Unter Beachtung der hydrogeologischen und hydraulischen Gegebenheiten des Grundwasserleiters sowie der Migrationseigenschaften des Schadstoffes, insbesondere der von Altlasten ausgehenden Migrationsbahnen und den Ergebnissen der Fließzeituntersuchungen ist eine räumliche Anordnung der Prüfstellen festzulegen, an denen die Sanierungszielwerte einzuhalten und zu kontrollieren sind (s. Abb. 8)

Damit bleibt für die nachfolgende Sanierungsuntersuchung offen, ob Maßnahmen in der ungesättigten Zone oder / und im Grundwasserleiter zum Ziel führen. Sollte die Sanierungsuntersuchung einen unverhältnismäßigen Aufwand für eine Beseitigung eines Grundwasserschadens ausweisen, dann ist bei der Festlegung der endgültigen Sanierungszielwerte zumindest zu sichern, dass er tolerabel bleibt, gemessen an den unter Punkt 8.4 genannten Kriterien. Die räumliche Ausdehnung dieser Innenzone ist durch zusätzliche Prüfstellen zu markieren und mit entsprechenden Sanierungszielwerten zu belegen.

Für das Erreichen der Sanierungszielwerte im Grundwasser ist ein Zeitraum von 30 Jahren anzustreben. Innerhalb dieses Zeitraumes (beginnend jeweils nach Feststellung des abschließenden Gefahrentatbestandes am Ende der Detailuntersuchung) sind entsprechende Maßnahmen einzuleiten und abzuschließen, die das Unterschreiten der festgelegten Sanierungszielwerte im Grundwasser dauerhaft gewährleisten.

10.4 Schutzgüter Oberflächenwasser und Boden

Wurde die Gefährdung des Schutzgutes Oberflächenwasser, bezogen auf die aquatische Lebensgemeinschaft (Wirkungspfad 8) und /oder eine Gefährdung des Schutzgutes Boden (terrestrisches Ökosystem, Wirkungspfad 9) ermittelt, so ist in Umkehrung der Gefahrenbewertung nach [Kap. 8.5](#) diejenige Schadstoffkonzentration in Oberflächenwasser bzw. Boden zu errechnen, die zu einem Risikowert

$$RV_{\text{öko}} = 10$$

führt. Nach (8-91) gilt dann:

$$CCM_{sz} = TEC = PNEC \cdot GF = PNEC \cdot \sqrt{SF}$$

Diese Konzentration stellt den vorläufigen Sanierungszielwert dar (CCM_{sz}), bei dessen Unterschreitung eine Gefahr für das jeweilige Ökosystem ausgeschlossen wird. Der Ort der Beurteilung im Oberflächenwasser bzw. Boden ist klar zu benennen und in der Regel identisch mit dem Ort der Beurteilung bei der Gefährdungsabschätzung.

11. Fallbeispiele

11.1 Kinderspielfläche

Diese Fallbeispiele beziehen sich auf eine bleibelastete Altlastenverdachtsfläche mit einer Nutzung als Kinderspielfläche. An 3 Fällen mit unterschiedlicher Schadstoffverteilung werden die Ermittlung der repräsentativen Flächenbelastung mit anschließender Expositionsabschätzung, Risikobeurteilung, Gefährdungsabschätzung und Ableitung des Handlungsbedarfes erläutert. Die Detailuntersuchung wurde notwendig, weil die orientierende Untersuchung in allen Fällen eine Überschreitung des Prüfwertes für Blei von 200 mg/kg ergeben hatte.

11.1.1 Ermittlung der repräsentativen Belastung einer Fläche / Teilfläche

Fall 1: Große Heterogenität der Messwerte (hohe Standardabweichung)

Tabelle 43: Kinderspielfläche I

Messwert	Blei [mg/kg]	Messwert	Blei [mg/kg]	Messwert	Blei [mg/kg]	Messwert	Blei [mg/kg]
1	360	11	335	21	145	31	595
2	405	12	445	22	395	32	195
3	245	13	365	23	45	33	345
4	195	14	70	24	295	34	395
5	345	15	165	25	395	35	295
6	545	16	292	26	195	36	95
7	195	17	365	27	545	37	295
8	95	18	334	28	570	38	145
9	120	19	247	29	365	39	45
10	195	20	193	30	345	40	145

Fall 2: Geringe bis mittlere Heterogenität der Messwerte (geringe bis mittlere Standardabweichung)

Tabelle 44: Kinderspielfläche II

Messwert	Blei [mg/kg]	Messwert	Blei [mg/kg]	Messwert	Blei [mg/kg]	Messwert	Blei [mg/kg]
1	260	11	315	21	135	31	280
2	205	12	425	22	285	32	180
3	245	13	345	23	235	33	330
4	195	14	250	24	285	34	180
5	345	15	245	25	285	35	280
6	400	16	272	26	185	36	150
7	195	17	345	27	235	37	280
8	295	18	314	28	360	38	230
9	200	19	227	29	355	39	250
10	175	20	173	30	335	40	130

Fall 3: Der Prüfwert ist nur bei einer Einzelprobe überschritten

Ein Untersuchungsgebiet wurde beprobt und nach Nutzungen in Teilflächen unterteilt. Auf einer 1 ha großen Teilfläche (100 m • 100 m), auf der eine Kinderspielfläche errichtet werden soll, wurden 9 Bodenproben entnommen und analysiert. Nur ein Messwert weist eine Überschreitung des Prüfwertes nach Bundes-Bodenschutzverordnung von 200 mg_{Pb}/kg TS auf. Nach § 9 Bundes-Bodenschutzgesetz muss bei Überschreitung des nutzungsbezogenen Prüfwertes festgestellt werden, ob eine schädliche Bodenveränderung oder Altlast vorliegt. Das bedeutet, dass - sofern keine anderen Hinweise vorliegen, wie z. B. naturbedingte Erhöhung des Schadstoffgehaltes im Boden, - eine Abgrenzung der Altlastverdachtsfläche zu erfolgen hat. Die Abgrenzung der im Rahmen der Detailerkundung näher zu untersuchenden Fläche kann graphisch über die ermittelten Belastungshöhen erfolgen.

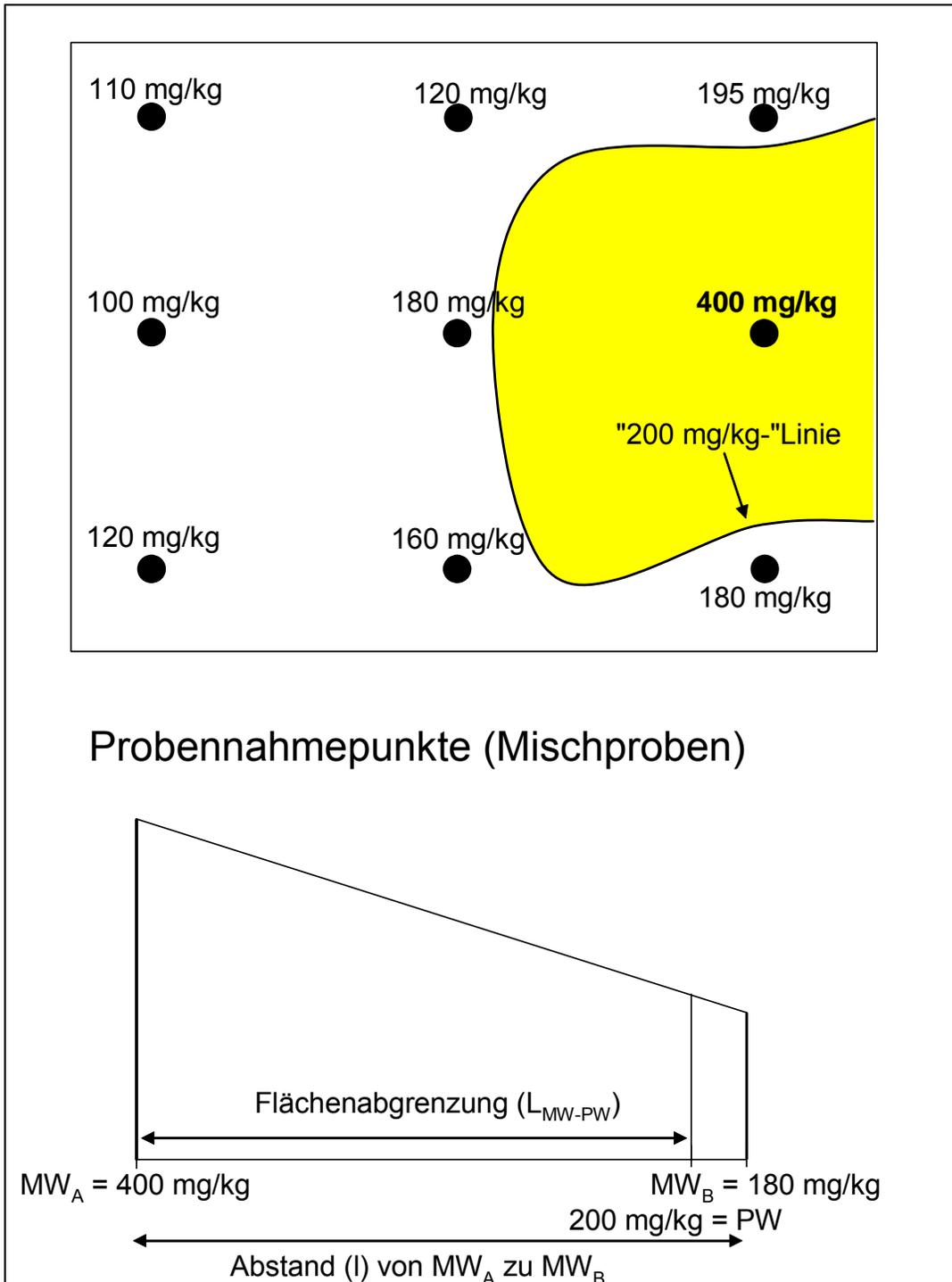


Abbildung 18: Bestimmung der Abgrenzung einer Altlastverdachtsfläche (PW = Prüfwert, MW = Messwert, l = Streckenlänge zwischen Messwert A und B)

Auf der so ermittelten Altlastverdachtsfläche werden zusätzliche Proben entnommen und analysiert. In dem Beispiel sollen auf dieser Fläche weitere 5 Proben untersucht worden sein. Die Messwerte sind in der nachfolgenden Tabelle 45 aufgeführt:

Tabelle 45: Nacherhobene Messwerte auf der AVFL des Kinderspielplatzes

Messwert	Blei-Konzentration (mg/kg)	Messwert	Blei-Konzentration (mg/kg)
A	400	3	412
1	385	4	350
2	425	5	375

Tabelle 46: Statistische Ermittlung der repräsentativen Flächenbelastung (mg Pb/kg)

Bezeichnung	Berechnung	Fall 1	Fall 2	Fall 3
Anzahl der Messwerte	n	40	40	6
Summe der Einzelkonzentration	$\sum \kappa_i$	11.356	10.411	2.374
Arithmetischer Mittelwert	$\bar{\kappa} = \frac{\sum \kappa_i}{n}$	283,9	260,3	391,2
Standardabweichung	$s = \sqrt{\frac{\sum (\kappa_i - \bar{\kappa})^2}{n-1}}$	144,6	84,9	24,7
Variationskoeffizient	$V (\%) = \frac{s}{\bar{\kappa}} \cdot 100$	50,9 %	32,7 %	6,3 %
Stichprobenfunktion	$t_{m;q}$ (s. Tab. 21) $m = n - 1$ $q = 0,95$	1,68	1,68	2,01
repräsentative Flächenbelastung	$\mu_{\max} = \bar{\kappa} + t_{m;q} \cdot \frac{s}{\sqrt{n}}$	322,3	282,9	411,5

11.1.2 Expositionsabschätzung und Risikobeurteilung

Durch eine Geländebegehung und Befragung vor Ort wurde festgestellt, dass sowohl Kleinkinder bis 3 Jahren (K1), als auch ältere Kinder (bis 8 Jahren) regelmäßig die Kinderspielfläche nutzen. Die Fläche liegt in unmittelbarer Nähe zur Wohnsiedlung, ist unversiegelt und im beprobten Bereich nicht begrünt. Deshalb kommen keine EAF zum Tragen. Eine Reduktion der DIR-Default-Werte wird nicht vorgenommen, weil keine Anhaltspunkte hierfür (Staubmessungen etc.) vorliegen.

Da die Nutzergruppe K1 die empfindlichste Nutzergruppe darstellt erfolgt nur hierfür die Risikobewertung. Die zur Risikobewertung notwendigen Daten sind in Tabelle 47 dargestellt.

Tabelle 47: Expositionsdaten und toxikologische Werte zur Expositionsabschätzung und Risikobewertung Fall 1-3

Relevante Nutzergruppen (vgl. Kap 8)	K1
DIR-Werte für relevante Expositionspfade	
Boden/Staub – oral ($\text{mg}_{\text{Boden}}/\text{kg}_{\text{BW}} \cdot \text{d}$)	10,3
Staub – inhalativ ($\text{mg}_{\text{Staub}}/\text{kg}_{\text{BW}} \cdot \text{d}$)	0,0041
Expositionsanpassungsfaktoren (EAF)	Keine
Matrixverfügbarkeit (AV)	1
Toxizitätsdaten von Blei (Anlage 7)	
<u>oral</u>	
TRD	1 $\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{BW}} \cdot \text{d}$
R	0,5
GF	2
<u>inhalativ:</u>	
TRD	1 $\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{BW}} \cdot \text{d}$
R	0,4
GF	10

Fall 1:

Pfad Boden/Staub-oral:

$$PDI_{oral} = 10,3 \left(\frac{\text{mg}_{\text{Staub}}}{\text{kg}_{\text{BW}} \cdot \text{d}} \right) \cdot 322,3 \left(\frac{\text{mg}_{\text{Pb}}}{\text{kg}_{\text{Boden}}} \right) \cdot 0,5 \cdot 10^{-6} \left(\frac{\text{kg}_{\text{Boden}}}{\text{mg}_{\text{Boden}}} \right)$$

$$PDI_{oral} = 1,66 \cdot 10^{-3} \left(\frac{\text{mg}_{\text{Pb}}}{\text{kg}_{\text{BW}} \cdot \text{d}} \right)$$

$$RI_{oral} = \frac{1,66 \left(\frac{\mu\text{g}_{\text{Pb}}}{\text{kg}_{\text{BW}} \cdot \text{d}} \right)}{1,0 \left(\frac{\mu\text{g}_{\text{Pb}}}{\text{kg}_{\text{BW}} \cdot \text{d}} \right)} = 1,66$$

$$RV_{oral} = \frac{9 \cdot (1,66 - 1)}{(2 - 1)} + 1 = 6,94$$

Pfad Staub-inhalativ:

Berechnung der Schadstoffanreicherung im Feinstaub in der Außenluft:

$$CCM_{Staub} = 322,3 \left(\frac{mg_{Pb}}{kg_{Boden}} \right) \cdot 4 = 1290 \left(\frac{mg_{Pb}}{kg_{Staub}} \right)$$

Pfadspezifische Expositionsabschätzung und Risikobewertung:

$$\begin{aligned} PDI_{inh} &= 0,0041 \left(\frac{mg_{Staub}}{kg_{BW} \cdot d} \right) \cdot 1290 \left(\frac{mg_{Pb}}{kg_{Staub}} \right) \cdot 0,4 \cdot 10^{-6} \left(\frac{kg_{Staub}}{mg_{Staub}} \right) \\ PDI_{inh} &= 2,1 \cdot 10^{-6} \left(\frac{mg_{Pb}}{kg_{BW} \cdot d} \right) \\ RI_{inh} &= \frac{2,1 \cdot 10^{-3} \left(\frac{\mu g_{Pb}}{kg_{BW} \cdot d} \right)}{1,0 \left(\frac{\mu g_{Pb}}{kg_{BW} \cdot d} \right)} = 2,1 \cdot 10^{-3} = RV_{inh} \quad \text{weil } RI \leq 1,0 \end{aligned}$$

Risikobewertung:

$$RV_{ges} = 6,94 + 2,1 \cdot 10^{-3} = 6,94$$

Dieser Risikowert liegt im Gelbbereich ($1 < RV < 10$). Um zu entscheiden, ob der Wert $RV = 6,94$ eher dem Rotbereich oder dem Grünbereich zuzuordnen ist, wird die Kontaktmedienkonzentration auf die obere Toleranzgrenze des 75-Perzentils hochgerechnet. Der k_T -Wert kann aus Abbildung 16 abgelesen werden. Die Berechnung geschieht über folgende Gleichung:

$$T_{95/75} = \bar{x} + k_T \cdot s = 283,9 + 1 \cdot 144,6 = 428,5$$

Aus der repräsentativen Flächenkonzentration von 428,5 mg/kg errechnet sich:

Pfad Boden/Staub-oral:

$$\begin{aligned} PDI_{oral} &= 2,21 \cdot 10^{-3} \left(\frac{mg_{Pb}}{kg_{BW} \cdot d} \right) \\ RI_{oral} &= \frac{2,21 \left(\frac{\mu g_{Pb}}{kg_{BW} \cdot d} \right)}{1,0 \left(\frac{\mu g_{Pb}}{kg_{BW} \cdot d} \right)} = 2,21 \\ RV_{oral} &= \frac{9 \cdot (2,21 - 1)}{(2 - 1)} + 1 = 11,89 \end{aligned}$$

Pfad Staub-inhalativ:

Berechnung der Schadstoffanreicherung im Feinstaub in der Außenluft:

$$CCM_{Staub} = 428,5 \left(\frac{mg Pb}{kg Boden} \right) \cdot 4 = 1714 \left(\frac{mg Pb}{kg Staub} \right)$$

Pfadspezifische Expositionsabschätzung und Risikobewertung:

$$PDI_{inh} = 2,81 \cdot 10^{-6} \left(\frac{mg Pb}{kg_{BW} \cdot d} \right)$$
$$RI_{inh} = \frac{2,81 \cdot 10^{-3} \left(\frac{\mu g Pb}{kg_{BW} \cdot d} \right)}{1,0 \left(\frac{\mu g Pb}{kg_{BW} \cdot d} \right)} = 2,81 \cdot 10^{-3} = RV_{inh} \quad \text{weil } RI \leq 1$$

Risikobewertung:

$$RV_{ges} = 11,89 + 2,81 \cdot 10^{-3} = 11,9$$

Aus der Kontaktmediumkonzentration von 428,5 mg/kg errechnet sich nun ein RV-Wert von 11,9. Demnach ist der μ_{max} -Wert dem Rotbereich ($RV \geq 10$) zuzuordnen.

Fall 2:

Pfad Boden/Staub-oral:

$$PDI_{oral} = 10,3 \left(\frac{mg_{Staub}}{kg_{BW} \cdot d} \right) \cdot 282,9 \left(\frac{mg Pb}{kg Boden} \right) \cdot 0,5 \cdot 10^{-6} \left(\frac{kg Boden}{mg Boden} \right)$$
$$PDI_{oral} = 1,46 \cdot 10^{-3} \left(\frac{mg Pb}{kg_{BW} \cdot d} \right)$$
$$RI_{oral} = \frac{1,46 \left(\frac{\mu g Pb}{kg_{BW} \cdot d} \right)}{1,0 \left(\frac{\mu g Pb}{kg_{BW} \cdot d} \right)} = 1,46$$
$$RV_{oral} = \frac{9 \cdot (1,44 - 1)}{(2 - 1)} + 1 = 5,14$$

Pfad Staub-inhalativ:

Berechnung der Schadstoffanreicherung im Feinstaub in der Außenluft:

$$CCM_{Staub} = 282,9 \left(\frac{mg Pb}{kg Boden} \right) \cdot 4 = 1132 \left(\frac{mg Pb}{kg Staub} \right)$$

Pfadspezifische Expositionsabschätzung und Risikobewertung:

$$\begin{aligned}
 PDI_{inh} &= 0,0041 \left(\frac{mg_{Staub}}{kg_{BW}} \cdot d \right) \cdot 1132 \left(\frac{mg_{Pb}}{kg_{Staub}} \right) \cdot 0,4 \cdot 10^{-6} \left(\frac{kg_{Staub}}{mg_{Staub}} \right) \\
 PDI_{inh} &= 1,86 \cdot 10^{-6} \left(\frac{mg_{Pb}}{kg_{BW}} \cdot d \right) \\
 RI_{inh} &= \frac{1,84 \cdot 10^{-3} \left(\frac{\mu g_{Pb}}{kg_{BW}} \cdot d \right)}{1,0 \left(\frac{\mu g_{Pb}}{kg_{BW}} \cdot d \right)} = 1,86 \cdot 10^{-3} \equiv RV_{inh} \quad \text{weil } RI \leq 1
 \end{aligned}$$

Risikobewertung:

$$RV_{ges} = 5,14 + 1,86 \cdot 10^{-3} = 5,14$$

Dieser Risikowert liegt im Gelbbereich ($1 < RV < 10$). Um zu entscheiden, ob dieser Wert eher dem Rotbereich oder dem Grünbereich zuzuordnen ist, wird auf die obere Toleranzgrenze des 75-Perzentils hochgerechnet. Der k_T -Wert ist aus Abb. 15 abzulesen. Die Berechnung lautet demnach:

$$T_{95/75} = \bar{x} + k_T \cdot s = 260,3 + 1 \cdot 72,5 = 332,8$$

Aus der so ermittelten repräsentativen Kontaktmediumkonzentration von 332,8 errechnet sich:

Pfad Boden/Staub-oral:

$$\begin{aligned}
 PDI_{oral} &= 1,71 \cdot 10^{-3} \left(\frac{mg_{Pb}}{kg_{BW}} \cdot d \right) \\
 RI_{oral} &= \frac{1,71 \left(\frac{\mu g_{Pb}}{kg_{BW}} \cdot d \right)}{1,0 \left(\frac{\mu g_{Pb}}{kg_{BW}} \cdot d \right)} = 1,71 \\
 RV_{oral} &= \frac{9 \cdot (1,71 - 1)}{(2 - 1)} + 1 = 7,39
 \end{aligned}$$

Pfad Staub-inhalativ:

Die Berechnung dieses Pfades ist irrelevant für die Bewertung ($RI \ll 1,0$) und wird nicht weiter betrachtet.

Risikobewertung:

$$RV_{ges} = 7,39$$

Aus der Kontaktmediumkonzentration von 332,8 mg/kg errechnet sich ein RV-Wert von $RV = 7,4$. Demnach wäre der μ_{\max} -Wert dem Grünbereich zuzuordnen.

Fall 3a:

Expositionsabschätzung und Risikobeurteilung bei überdurchschnittlicher Nutzungsmöglichkeit der Teilfläche

Die repräsentative Flächenbelastung der Altlastverdachtsfläche beträgt 411,5 mg/kg. Die Altlastverdachtsfläche hat einen Flächenanteil an der Gesamtfläche von ca. 30 %. Liegen Hinweise dafür vor, dass diese Teilfläche besonders häufig benutzt wird, so ist mit diesem Wert die Expositions- und Risikobeurteilung durchzuführen.

Unter Anwendung der Defaultvorgaben zur Expositionsabschätzung (siehe Tabelle 22 und vgl. [Kap. 8.3](#)) errechnet sich hieraus:

Pfad Boden/Staub-oral:

$$\begin{aligned}
 PDI_{oral} &= 10,3 \left(\frac{\text{mg Boden}}{\text{kg BW} \cdot d} \right) \cdot 411,5 \left(\frac{\text{mg Pb}}{\text{kg Boden}} \right) \cdot 0,5 \cdot 10^{-6} \left(\frac{\text{kg Boden}}{\text{mg Boden}} \right) \\
 PDI_{oral} &= 2,1 \cdot 10^{-3} \left(\frac{\text{mg Pb}}{\text{kg BW} \cdot d} \right) \\
 RI_{oral} &= \frac{2,1 \left(\frac{\mu\text{g Pb}}{\text{kg BW} \cdot d} \right)}{1,0 \left(\frac{\mu\text{g Pb}}{\text{kg BW} \cdot d} \right)} = 2,1 \\
 RV_{oral} &= \frac{9 \cdot (2,1 - 1)}{(2 - 1)} + 1 = 10,9
 \end{aligned}$$

Pfad Staub-inhalativ:

Berechnung der Schadstoffanreicherung im Feinstaub in der Außenluft:

$$CCM_{Staub} = 411,5 \left(\frac{\text{mg Pb}}{\text{kg Boden}} \right) \cdot 4 = 1646 \left(\frac{\text{mg Pb}}{\text{kg Staub}} \right)$$

Pfadspezifische Expositionsabschätzung und Risikobewertung:

$$\begin{aligned}
 PDI_{inh} &= 0,0041 \left(\frac{\text{mg}_{\text{Staub}}}{\text{kg}_{\text{BW}}} \cdot d \right) \cdot 1646 \left(\frac{\text{mg}_{\text{Pb}}}{\text{kg}_{\text{Staub}}} \right) \cdot 0,4 \cdot 10^{-6} \left(\frac{\text{kg}_{\text{Staub}}}{\text{mg}_{\text{Staub}}} \right) \\
 PDI_{inh} &= 2,7 \cdot 10^{-6} \left(\frac{\text{mg}_{\text{Pb}}}{\text{kg}_{\text{BW}}} \cdot d \right) \\
 RI_{inh} &= \frac{2,7 \cdot 10^{-3} \left(\frac{\mu\text{g}_{\text{Pb}}}{\text{kg}_{\text{BW}}} \cdot d \right)}{1,0 \left(\frac{\mu\text{g}_{\text{Pb}}}{\text{kg}_{\text{BW}}} \cdot d \right)} = 2,7 \cdot 10^{-3} = RV_{inh} \quad \text{weil } RI \leq 1,0
 \end{aligned}$$

Risikobewertung:

$$RV_{ges} = 10,9 + 2,7 \cdot 10^{-3} = 10,9$$

Der ermittelte RV-Wert beträgt $RV = 10,9$ und liegt damit im Rotbereich.

Fall 3b:

Expositionsabschätzung und Risikobeurteilung bei durchschnittlicher Nutzung der Teilfläche

Liegen keine Hinweise dafür vor, dass die Fläche überproportional von den relevanten Nutzergruppen frequentiert wird, so ist im Rahmen der Expositions- und Risikoabschätzung eine Reduktion der DIR-Werte angebracht. Der Minderungsfaktor für die DIR-Werte errechnet sich aus der Wurzel des Flächenanteils:

$$F_{\text{Red}} = \sqrt{\frac{\text{Flächenanteil der Teilfläche in \% an der Gesamtfläche eines Expositionsszenarios}}{100}}$$

Bei einem Flächenanteil von 30 % errechnet sich demnach ein Reduktionsfaktor F_{Red} von 0,55:

$$F_{\text{Red}} = \sqrt{\frac{30}{100}} = 0,55$$

Unter Anwendung eines Reduktionsfaktors von 0,55 der DIR-Werte für Kinderspielflächen errechnet sich aus dem μ_{max} -Wert von 411,5 mg/kg:

Pfad Boden/Staub-oral:

$$\begin{aligned}PDI_{oral} &= 10,3 \left(\frac{\text{mg Boden}}{\text{kg BW} \cdot \text{d}} \right) \cdot 0,55 \cdot 411,5 \left(\frac{\text{mg Pb}}{\text{kg Boden}} \right) \cdot 0,5 \cdot 10^{-6} \left(\frac{\text{kg Boden}}{\text{mg Boden}} \right) \\PDI_{oral} &= 1,17 \cdot 10^{-3} \left(\frac{\text{mg Pb}}{\text{kg BW} \cdot \text{d}} \right) \\RI_{oral} &= \frac{1,17 \left(\frac{\mu\text{g Pb}}{\text{kg BW} \cdot \text{d}} \right)}{1,0 \left(\frac{\mu\text{g Pb}}{\text{kg BW} \cdot \text{d}} \right)} = 1,17 \\RV_{oral} &= \frac{9 \cdot (1,17 - 1)}{(2 - 1)} + 1 = 2,5\end{aligned}$$

Pfad Staub-inhalativ:

Die Berechnung des Pfades Staub-inhalativ kann entfallen, da der hieraus resultierende RV-Wert so klein ist, dass er keinen Einfluss auf das Gesamtergebnis hat.

Risikobewertung:

$$RV_{ges} = 2,5$$

Aus diesem Fallbeispiel errechnet sich ein Risikowert von $RV = 2,5$ (Gelbbereich). Um zu entscheiden, ob dieser Wert eher dem Rotbereich oder dem Grünbereich zuzuordnen ist, wird auf die obere Toleranzgrenze des 75-Perzentils hochgerechnet.

Das geschieht, unter Berücksichtigung der Abbildung 16, über folgende Gleichung:

$$T_{95/75} = \bar{x} + k_T \cdot s = 391,2 + 1,9 \cdot 24,7 = 438,1$$

Aus der Kontaktmediumkonzentration von 438,1 mg/kg errechnet sich unter Anwendung der reduzierten DIR-Werte ein RV-Wert von $RV = 3,2$ (siehe unten). Demnach ist der μ_{\max} -Wert eindeutig dem Grünbereich zuzuordnen.

$$\begin{aligned}
PDI_{oral} &= 10,3 \left(\frac{\text{mg}_{\text{Staub}}}{\text{kg}_{\text{BW}} \cdot d} \right) \cdot 0,55 \cdot 438,1 \left(\frac{\text{mg}_{\text{Pb}}}{\text{kg}_{\text{Boden}}} \right) \cdot 0,5 \cdot 10^{-6} \left(\frac{\text{kg}_{\text{Boden}}}{\text{mg}_{\text{Boden}}} \right) \\
PDI_{oral} &= 1,24 \cdot 10^{-3} \left(\frac{\text{mg}_{\text{Pb}}}{\text{kg}_{\text{BW}} \cdot d} \right) \\
RI_{oral} &= \frac{1,24 \left(\frac{\mu\text{g}_{\text{Pb}}}{\text{kg}_{\text{BW}} \cdot d} \right)}{1,0 \left(\frac{\mu\text{g}_{\text{Pb}}}{\text{kg}_{\text{BW}} \cdot d} \right)} = 1,24 \\
RV_{oral} &= \frac{9 \cdot (1,24 - 1)}{(2 - 1)} + 1 = 3,2 \equiv RV_{ges}
\end{aligned}$$

11.1.3 Gefährdungsabschätzung und Handlungsbedarf

In der folgenden Tabelle ist der Handlungsbedarf der Beispielfälle in Abhängigkeit vom Risikowert RV dargestellt.

Tabelle 48: Handlungsbedarf der Beispielfälle

Fall	RV	RV ₇₅	Gefährdung	Handlungsbedarf	
1	6,9	11,9	ja	E ₃₋₄	→ Sofortmaßnahme: Sperrung der Kinderspielfläche → Sanierungsuntersuchung
2	5,1	7,4	nein	A	→ Archivieren im SALKA (selbsibelste Nutzung)
3a	10,9	-	ja	E ₃₋₄	→ Sofortmaßnahme: Sperrung der Teilfläche → Sanierungsuntersuchung
3b	2,5	3,2	nein	B	→ Belassen im SALKA (eingeschränkte Nutzung)

11.2 Nutzungskombination der Expositionsszenarien Wohnhaus, Garten und Kinderspielplatz

In einem Wohngebiet wurden Bodenproben entnommen und auf Benzo(a)pyren untersucht. Zu beurteilen ist die Gesamtbelastung für das Schutzgut Mensch. Als Nutzungen (Expositionsszenarien) kommen in dem Wohngebiet Einfamilienreihenhäuser mit Gärten und ein zentral gelegener Kinderspielplatz vor.

Die repräsentative Belastung des Bodens mit Benzo(a)pyren beträgt 5 mg_{BaP}/kg_{Boden} (Ermittlung der repräsentativen Bodenbelastung siehe [Kap. 8.2](#) und [Kap. 11.1](#)). Die Matrixverfügbarkeit beträgt 100 %, d. h. Av ist gleich 1.

Die Standortbegehung hat gezeigt, dass ca. 50 % der in den Gärten beprobten Flächen begrünt sind (Rasen; d. h. der Expositionsanpassungsfaktor EAF = 0,5. Dies betrifft die orale und inhalative Boden-/Staubaufnahme in Gärten sowie die Staubentwicklung zur Abschätzung des Staubtransfers in die Wohngebäude). Die Befragung der Bevölkerung hat ergeben, dass die auf den gärtnerisch genutzten Flächen angebauten Obst- und Gemüsesorten den Eigenbedarf der jeweiligen Anwohner max. zu 10 % deckt, so dass die angegebenen DIR-Werte für orale Pflanzenaufnahme aus Eigenanbau wie folgt reduziert werden müssen:

Tabelle 49: Berechnung der standortspezifischen Deckung des Eigenbedarfs der Bevölkerung mit Obst und Gemüse aus Daten der Standortbegehung und Anwohnerbefragung (vgl. hierzu Tabelle 21 und Tabelle 25)

Nutzergruppe	Default-Wert (siehe Kap. 8.3)	standortspez. Änderung der DIR-Werte (10 %)
K1	115 g/d Gemüse, 50 g/d Obst	$(165 \cdot 0,1 \text{ g/d})/10 \text{ kg} = 1650 \text{ mg}/(\text{kg}_{\text{BW}} \cdot \text{d})$
K2	230 g/d Gemüse, 95 g/d Obst	$= 1625 \text{ mg}/(\text{kg}_{\text{BW}} \cdot \text{d})$
J	380 g/d Gemüse, 110 g/d Obst	$= 1225 \text{ mg}/(\text{kg}_{\text{BW}} \cdot \text{d})$
E	475 g/d Gemüse, 120 g/d Obst	$= 850 \text{ mg}/(\text{kg}_{\text{BW}} \cdot \text{d})$
L		$= \{[2 \cdot (1650 \cdot 2 + 1625 \cdot 5)] + 1225 \cdot 8 + 850 \cdot 30\}/70 = 831 \text{ mg}/(\text{kg}_{\text{BW}} \cdot \text{d})$

Der Kinderspielplatz befindet sich in unmittelbarer Umgebung der Wohnbebauung. Der Sand des Sandkastens wird regelmäßig ausgetauscht (einmal jährlich; Mitteilung der Stadtverwaltung). Von Anfang November bis Ende März ist der Kinderspielplatz geschlossen, d. h. der Spielplatz ist max. 30 Wochen im Jahr nutzbar. Durch die Spielaktivitäten der Kinder ist der die Spielgeräte umgebende Rasen stark geschädigt, so dass die überwiegenden Flächenteile als unbegrünt bezeichnet werden können.

Die Anwohnerbefragung hat ergeben dass die meisten Eltern mit ihren Kindern dreimal pro Woche (3 d/w) für 2 bis 3 Stunden (2,5 h/d) den Kinderspielplatz aufsuchen. Die übrige Zeit halten sich die Kinder in den Gärten, im Kindergarten oder im Haus auf. Aus diesen Angaben leiten sich die standortspezifischen Expositionsdaten in Tabelle 50 für den Kinderspielplatz ab.

Die vorliegenden Defaultwerte zur Expositions- und Risikoabschätzung sind in Tabelle 50 zusammengetragen worden.

Tabelle 50: Berechnung der standortspezifischen Exposition auf dem Kinderspielplatz (vgl. Kap. 8.3 und Tabelle 23)

Nutzergruppe	Default-Wert (vgl. Kap. 8.3)	standortspez. Änderung der DIR-Werte
orale Boden/Staubaufnahme:		
K1	relevante Bodenaufnahme 250 mg/d	$3 \text{ d/w} \cdot 30 \text{ w/a} = 90 \text{ d/a}$ $\Rightarrow \{[(90 \text{ d/a})/(365 \text{ d/a})] \cdot 250 \text{ mg/d}\}/(10 \text{ kg}_{\text{BW}})$ $= 6,2 \text{ mg}/(\text{kg}_{\text{BW}} \cdot \text{d})$
K2	relevante Bodenaufnahme 150 mg/d	$= 1,85 \text{ mg}/(\text{kg}_{\text{BW}} \cdot \text{d})$
L		$= \{[2 \cdot (6,2 \cdot 2 + 1,85 \cdot 5)]/70\}$ $= 0,62 \text{ mg}/(\text{kg}_{\text{BW}} \cdot \text{d})$
inhalative Staubaufnahme:		
K1	an der Hälfte der Spielzeit: 0,1 mg _{Staub} /h und 2h/d	$\{[(90 \text{ d/a})/(365 \text{ d/a})]/2\} \cdot 2\text{h/d}$ $\cdot 0,1 \text{ mg}_{\text{Staub}}/\text{h} \}/10 \text{ kg}_{\text{BW}}$ $= 0,0025 \text{ mg}/(\text{kg}_{\text{BW}} \cdot \text{d})$
K2	an der Hälfte der Spielzeit: 0,14 mg _{Staub} /h und 2h/d	$= 0,0017 \text{ mg}/(\text{kg}_{\text{BW}} \cdot \text{d})$
L		$= 0,0004 \text{ mg}/(\text{kg}_{\text{BW}} \cdot \text{d})$

Tabelle 51: Expositionsdaten und toxikologische Werte zur Expositionsabschätzung und Risikobewertung

Relevante Nutzergruppe (da BaP kanzerogen ist, ist nur L relevant; vgl. Kap. 8)	L
Expositionsszenario Garten	
Pfad Boden/Staub – oral (mg/kg • d)	1,37
Pfad Staub – inhalativ (mg/kg • d)	0,0029
Pfad Pflanze – oral (mg/kg • d) (standortspezifisch berechnet)	831
Standortspezifischer Expositionsanpassungsfaktor (EAF)	0,5
Expositionsszenario Wohngebäude	
Pfad Gas/Luft – inhalativ (m ³ /kg • d)	0,24
Pfad Staub – inhalativ (mg/kg • d)	0,0036
Pfad Boden/Staub – oral (mg/kg • d)	1,03
Standortspez. Expositionsanpassungsfaktor (EAF) für Staubentwicklung	0,5
Expositionsszenario Kinderspielplatz	
Pfad Boden/Staub – oral (mg/kg • d) (standortspezifisch berechnet)	0,62
Pfad Staub – inhalativ (mg/kg • d) (standortspezifisch berechnet)	0,0004

Toxizitätsdaten von Benzo(a)pyren (Anlage 7)		
oral		
UR	[$\mu\text{g}/(\text{kg}_{\text{BW}} \cdot \text{d})$]	0,00137
R	(-)	1
GF	(-)	5
inhalativ		
UR	[$\mu\text{g}/(\text{kg}_{\text{BW}} \cdot \text{d})$]	0,00002
R	(-)	0,5
GF	(-)	5

11.2.1 Expositionsszenario Garten

Garten – Pfad Boden/Staub- oral:

$$PDI_{oral} = 1,37 \left(\frac{\text{mg}_{\text{Boden}}}{\text{kg}_{\text{BW}} \cdot \text{d}} \right) \cdot 0,5 \cdot 5 \left(\frac{\text{mg}_{\text{BaP}}}{\text{kg}_{\text{Boden}}} \right) \cdot 10^{-6} \left(\frac{\text{kg}_{\text{Boden}}}{\text{mg}_{\text{Boden}}} \right)$$

$$PDI_{oral} = 3,425 \cdot 10^{-6} \left(\frac{\text{mg}_{\text{BaP}}}{\text{kg}_{\text{BW}} \cdot \text{d}} \right)$$

Garten – Pfad Pflanze- oral:

Die gärtnerischen Böden haben einen OC-Gehalt von 4,5 %. Der $\log K_{\text{OW}}$ beträgt 6,43, der K_{OC} -Wert beträgt 336961, der hieraus berechnete K_d -Wert beträgt 15163. Für den Pflanzenanbau wird der EAF nicht berücksichtigt, da die Pflanzen unabhängig von dem Bewuchs über die Wurzeln Schadstoffe aufnehmen und anreichern können.

Berechnung der Schadstoffanreicherung von BaP in verzehrbaren, gemischten Obst- und Gemüsesorten bei gärtnerischer Nutzung („Nahrungsmittelkorb“; Beprobungstiefe = 0 - 35 cm, d.h. $F_d = 1,0$):

Berechnungsgrundlage Bodenkonzentration im Schadstoff:

$$CCM_{p,OS} = C_B \cdot TF_{OS} \cdot F_d \quad C_B \quad \text{Konzentration im Boden des Schadherdes [mg/kg]}$$

wobei:

$$TF_{OS} = \frac{0,15 \cdot \left(10^{0,77 \cdot (\log K_{OW})^{0,82-1,52}} + 5 \right)}{\log K_{OW}^{0,95} \cdot K_d}$$

$$CCM_{Pflanze} = \frac{0,15 \cdot \left(10^{0,77 \cdot (6,43)^{0,82} - 1,52} + 5\right)}{(6,43)^{0,95} \cdot 15163} \cdot 5 \left(\frac{mg}{kg}\right)$$

$$CCM_{Pflanze} = 1,86 \cdot 10^{-4} \cdot 5 \left(\frac{mg}{kg}\right) = 9,3 \cdot 10^{-4} \left(\frac{mg}{kg}\right)$$

Berechnung des oralen PDI-Wertes durch Verzehr selbst angebaute Pflanzen im Garten:

$$PDI_{oral} = 831 \left(\frac{mg_{Pflanzen}}{kg_{BW} \cdot d}\right) \cdot 9,3 \cdot 10^{-4} \left(\frac{mg_{BaP}}{kg_{Pflanze}}\right) \cdot 10^{-6} \left(\frac{kg_{Boden}}{mg_{Boden}}\right)$$

$$PDI_{oral} = 7,7 \cdot 10^{-7} \left(\frac{mg_{BaP}}{kg_{BW} \cdot d}\right)$$

Garten – Berechnung des oralen Gesamt-PDI:

$$PDI_{oral, ges} = 3,425 \cdot 10^{-6} + 7,7 \cdot 10^{-7} = 4,2 \cdot 10^{-6} \left(\frac{mg_{BaP}}{kg_{BW} \cdot d}\right)$$

Garten – RV_{oral} -Wertberechnung:

$$RI_{oral} = \frac{4,2 \cdot 10^{-3} \left(\frac{\mu g_{BaP}}{kg_{BW} \cdot d}\right)}{1,37 \cdot 10^{-3} \left(\frac{\mu g_{BaP}}{kg_{BW} \cdot d}\right)} = 3,06$$

$$RV_{oral} = \frac{9 \cdot (3,06 - 1)}{(5 - 1)} + 1 = 5,64$$

Garten – Pfad Staub- inhalativ:

Berechnung der Schadstoffanreicherung von BaP (mit $K_H < 0,01$) im Feinstaub der Außenluft:

$$CCM_{Staub} = 5 \left(\frac{mg_{BaP}}{kg_{Boden}}\right) \cdot 8 \left(\frac{kg_{Boden}}{kg_{Staub}}\right) = 40 \left(\frac{mg_{BaP}}{kg_{Staub}}\right)$$

Garten – RV_{inh} -Wertberechnung:

$$\begin{aligned} PDI_{inh} &= 0,0029 \left(\frac{mg_{Staub}}{kg_{BW}} \cdot d \right) \cdot 0,5 \cdot 40 \left(\frac{mg_{BaP}}{kg_{Staub}} \right) \cdot 0,5 \cdot 10^{-6} \left(\frac{kg_{Staub}}{mg_{Staub}} \right) \\ PDI_{inh} &= 2,9 \cdot 10^{-8} \left(\frac{mg_{BaP}}{kg_{BW}} \cdot d \right) \\ RI_{inh} &= \frac{2,9 \cdot 10^{-5} \left(\frac{\mu g_{BaP}}{kg_{BW}} \cdot d \right)}{2,0 \cdot 10^{-5} \left(\frac{\mu g_{BaP}}{kg_{BW}} \cdot d \right)} = 1,45 \\ RV_{inh} &= \frac{9 \cdot (1,45 - 1)}{(5 - 1)} + 1 = 2,01 \end{aligned}$$

Garten – Ermittlung von RV_{ges} -Wertberechnung:

$$RV_{ges} = 5,64 + 2,01 = 7,65$$

Für das Expositionsszenario Garten errechnet sich ein RV -Wert von 7,65 (Gelbbereich). Wie in Beispiel 1 ([Kap. 11.1](#)) beschrieben, muss anhand der Standardabweichung eine Zuordnung dieses Wertes zum Rot- oder Grünbereich erfolgen.

11.2.2 Expositionsszenario Wohngebäude

Wohngebäude – Gas/Luft – inhalativ

Abschätzung der Konzentration in der Innenraumluft

Die gärtnerischen Böden haben einen OC-Gehalt von 4,5 %. Die dimensionslose Henry-Konstante bei 10 °C Bodentemperatur beträgt $10,8 \cdot 10^{-6}$, der $\log K_{OW}$ beträgt 6,43, der K_{OC} -Wert beträgt 336961, der hieraus berechnete K_d -Wert beträgt 15163. Die Bodendichte des Oberbodens beträgt 1,3 kg/l, der Feuchtigkeitsgehalt beträgt 24 %. Für die Migration von Schadstoffen aus dem Boden über die Bodenluft in die Gebäude wird der Expositionsanpassungsfaktor nicht berücksichtigt, weil die Begrünung der Fläche nicht zu einer Verringerung der Bodenluftkonzentrationen beiträgt. Vielmehr wird durch die Begrünung die horizontale Migration begünstigt, weil der Austausch mit der Atmosphäre verringert wird. Die potentielle Konzentration in der Innenraumluft von Kellerräumen wird wie folgt berechnet (vgl. [Kap. 7.2.5](#)):

$$CCM_{\text{Innenraumluft}} = \frac{5 \text{ mg}_{\text{BaP}} / \text{kg}_{\text{Boden}} \cdot 10,8 \cdot 10^{-6} \cdot 0,01 \text{ l/l} \cdot 1000 \text{ l}_{\text{Luft}} / \text{m}^3}{15163 \text{ l}_{\text{H}_2\text{O}} / \text{kg}_{\text{Boden}} + \frac{0,24 \text{ l}_{\text{H}_2\text{O}} / \text{l}_{\text{Boden}}}{1,3 \text{ kg}_{\text{Boden}} / \text{l}_{\text{Boden}}}}$$

$$CCM_{\text{Innenraumluft}} = \frac{5,4 \cdot 10^{-4}}{15163,2} \left(\text{mg}_{\text{BaP}} / \text{m}^3_{\text{Luft}} \right)$$

$$CCM_{\text{Innenraumluft}} = 3,6 \cdot 10^{-8} \left(\text{mg}_{\text{BaP}} / \text{m}^3_{\text{Luft}} \right)$$

$$PDI_{\text{inh}} = 0,24 \left(\text{m}^3 / \text{kg}_{\text{BW}} \cdot d \right) \cdot 3,6 \cdot 10^{-8} \left(\text{mg}_{\text{BaP}} / \text{m}^3_{\text{Luft}} \right) \cdot 0,5$$

$$PDI_{\text{inh}} = 4,32 \cdot 10^{-9} \left(\text{mg}_{\text{BaP}} / \text{kg}_{\text{BW}} \cdot d \right)$$

Wohngebäude – Pfad Staub- inhalativ:

Berechnung der Schadstoffanreicherung von BaP (mit $K_H < 0,01$) im Staub der Innenraumluft:

$$CCM_{\text{Innenraumstaub}} = 0,4 \cdot 5 \left(\text{mg}_{\text{BaP}} / \text{kg}_{\text{Boden}} \right) \cdot 8 \left(\text{kg}_{\text{Boden}} / \text{kg}_{\text{Staub}} \right) = 16 \left(\text{mg}_{\text{BaP}} / \text{kg}_{\text{Staub}} \right)$$

Wohngebäude – PDI_{inh}-Wertberechnung:

$$PDI_{\text{inh}} = 0,0036 \left(\text{mg}_{\text{Staub}} / \text{kg}_{\text{BW}} \cdot d \right) \cdot 16 \left(\text{mg}_{\text{BaP}} / \text{kg}_{\text{Staub}} \right) \cdot 0,5 \cdot 10^{-6} \left(\text{kg}_{\text{Staub}} / \text{mg}_{\text{Staub}} \right) \cdot 0,5$$

$$PDI_{\text{inh}} = 1,44 \cdot 10^{-8} \left(\text{mg}_{\text{BaP}} / \text{kg}_{\text{BW}} \cdot d \right)$$

Wohngebäude - Berechnung des PDI_{inh,ges}:

$$PDI_{\text{inh,ges}} = 4,32 \cdot 10^{-9} + 1,44 \cdot 10^{-8} \left(\text{mg}_{\text{BaP}} / \text{kg}_{\text{BW}} \cdot d \right) = 1,9 \cdot 10^{-8} \left(\text{mg}_{\text{BaP}} / \text{kg}_{\text{BW}} \cdot d \right)$$

Wohngebäude – Berechnung des RV_{inh} :

$$RI_{inh} = \frac{1,9 \cdot 10^{-5} \left(\frac{\mu\text{g}}{\text{kg} \cdot \text{d}} \right)}{2 \cdot 10^{-5} \left(\frac{\mu\text{g}}{\text{kg} \cdot \text{d}} \right)} = 0,95 \equiv RV_{inh} \quad \text{weil } RV \leq 1,0$$

Wohngebäude – Berechnung der oralen Schadstoffaufnahme und des RV_{oral} -Wertes:

$$\begin{aligned} PDI_{oral} &= 1,03 \left(\frac{\text{mg}_{\text{Staub}}}{\text{kg}_{\text{BW}} \cdot \text{d}} \right) \cdot 16 \left(\frac{\text{mg}_{\text{BaP}}}{\text{kg}_{\text{Staub}}} \right) \cdot 0,5 \cdot 10^{-6} \left(\frac{\text{kg}_{\text{Staub}}}{\text{mg}_{\text{Staub}}} \right) \\ PDI_{oral} &= 8,24 \cdot 10^{-6} \left(\frac{\text{mg}_{\text{BaP}}}{\text{kg}_{\text{BW}} \cdot \text{d}} \right) \\ RI_{oral} &= \frac{8,24 \cdot 10^{-3} \left(\frac{\mu\text{g}_{\text{BaP}}}{\text{kg}_{\text{BW}} \cdot \text{d}} \right)}{1,37 \cdot 10^{-3} \left(\frac{\mu\text{g}_{\text{BaP}}}{\text{kg}_{\text{BW}} \cdot \text{d}} \right)} = 6,01 \\ RV_{oral} &= \frac{9 \cdot (6,01 - 1)}{(5 - 1)} + 1 = 12,3 \end{aligned}$$

Wohngebäude – Berechnung des Gesamtrisikos RV_{ges} :

$$RV_{ges} = 0,95 + 12,3 = 13,25$$

Für das Expositionsszenario Wohngebäude errechnet sich ein RV-Wert von 13,25 (Rotbereich), d. h. hinsichtlich dieses Pfades ist eine Gefahr gegeben.

11.2.3 Expositionsszenario Kinderspielplatz

Kinderspielplatz - Pfad Boden/Staub-oral:

$$\begin{aligned} PDI_{oral} &= 0,62 \left(\frac{\text{mg}_{\text{Boden}}}{\text{kg}_{\text{BW}} \cdot \text{d}} \right) \cdot 5 \left(\frac{\text{mg}_{\text{BaP}}}{\text{kg}_{\text{Boden}}} \right) \cdot 10^{-6} \left(\frac{\text{kg}_{\text{Boden}}}{\text{mg}_{\text{Boden}}} \right) \\ PDI_{oral} &= 3,1 \cdot 10^{-6} \left(\frac{\text{mg}_{\text{BaP}}}{\text{kg}_{\text{BW}} \cdot \text{d}} \right) \\ RI_{oral} &= \frac{3,1 \cdot 10^{-3} \left(\frac{\mu\text{g}_{\text{Pb}}}{\text{kg}_{\text{BW}} \cdot \text{d}} \right)}{1,37 \cdot 10^{-3} \left(\frac{\mu\text{g}_{\text{Pb}}}{\text{kg}_{\text{BW}} \cdot \text{d}} \right)} = 2,26 \\ RV_{oral} &= \frac{9 \cdot (2,26 - 1)}{(5 - 1)} + 1 = 3,84 \end{aligned}$$

Pfad Staub-inhalativ:

Berechnung der Schadstoffanreicherung im Feinstaub in der Außenluft:

$$CCM_{\text{Staub}} = 5 \left(\frac{\text{mg}_{\text{BaP}}}{\text{kg}_{\text{Boden}}} \right) \cdot 8 \left(\frac{\text{kg}_{\text{Boden}}}{\text{kg}_{\text{Staub}}} \right) = 40 \left(\frac{\text{mg}_{\text{BaP}}}{\text{kg}_{\text{Staub}}} \right)$$

Pfadspezifische Expositionsabschätzung und Risikobewertung:

$$\begin{aligned} PDI_{\text{inh}} &= 0,0004 \left(\frac{\text{mg}_{\text{Staub}}}{\text{kg}_{\text{BW}} \cdot d} \right) \cdot 40 \left(\frac{\text{mg}_{\text{BaP}}}{\text{kg}_{\text{Staub}}} \right) \cdot 0,5 \cdot 10^{-6} \left(\frac{\text{kg}_{\text{Staub}}}{\text{mg}_{\text{Staub}}} \right) \\ PDI_{\text{inh}} &= 8,0 \cdot 10^{-9} \left(\frac{\text{mg}_{\text{BaP}}}{\text{kg}_{\text{BW}} \cdot d} \right) \\ RI_{\text{inh}} &= \frac{8,0 \cdot 10^{-6} \left(\frac{\mu\text{g}_{\text{pb}}}{\text{kg}_{\text{BW}} \cdot d} \right)}{2 \cdot 10^{-5} \left(\frac{\mu\text{g}_{\text{pb}}}{\text{kg}_{\text{BW}} \cdot d} \right)} = 0,4 \equiv RV_{\text{inh}} \quad \text{weil } RV \leq 1,0 \end{aligned}$$

Risikobewertung:

$$RV_{\text{ges}} = 3,84 + 0,4 = 4,24$$

Für das Expositionsszenario Kinderspielplatz errechnet sich ein RV-Wert von 4,24 (Gelbbereich). Wie in Beispiel 1 ([Kap. 11.1](#)) beschrieben, muss anhand der Standardabweichung eine Zuordnung dieses Wertes zum Rot- oder Grünbereich erfolgen.

11.2.4 Kombination von Nutzungsszenarien

Die Kombination von Nutzungsszenarien erlaubt das Nutzerverhalten realitätsnäher abzubilden. Die Exposition wird hierdurch deutlich ausgedehnt, d. h. mögliche Risiken können erhöht, aber auch erniedrigt werden, weil neue Expositionspfade hinzukommen (bspw. inhalative Gasaufnahme im Wohngebäude plus orale Bodenaufnahme im Garten und Pflanzenverzehr).

Eine Szenarienkombination bedeutet jedoch auch, dass das Zeitbudget pro Nutzung überprüft und auf reale Verhältnisse angepasst werden muss. Während bereits für das Expositionsszenario Kinderspielplatz die ortstypischen Aufenthaltszeiten angesetzt wurden, müssen nun auch für die Nutzungsszenarien Wohngebäude und Garten die Aufenthaltszeiten angepasst werden, um diese Nutzungen miteinander kombinieren zu können.

Für Wohngebäude wurde eine Aufenthaltszeit von max. 21h/d (S, K1, E) angesetzt (vgl. Tab. 25). Verbringen Nutzer jedoch ca. an 3 Tagen in der Woche 2,5 h auf dem Spielplatz, so stehen auf die Woche bezogen max. 20 h/d für den Aufenthalt in Wohngebäuden zur Verfügung. Berücksichtigt man noch die Zeit, die man im Garten verbringt (ca. 4 h/d), so beträgt die maximale Aufenthaltsdauer in Wohngebäuden 16 h/d. Das entspricht einem Reduktionsfaktor von ca.

0,75, der für alle Nutzergruppen gleichermaßen angesetzt wird. Für das Szenario Wohngebäude leiten sich hieraus folgende DIR-Werte ab:

Tabelle 52: Standortspezifisch angepasste DIR-Werte für das Nutzungsszenario Wohngebäude (vgl. Tabelle 24)

Wohngebäude – Expositionspfad:	DIR-Wert (Lebenszeit)
Gas/Luft-inhalativ	0,18 m ³ /kg _{BW} • d
Staub-inhalativ	0,0027 mg/kg _{BW} • d
Boden/Staub-oral	0,7725 mg/kg _{BW} • d

Die Aufenthaltsdauer im Garten (180 d/a) ist nicht stundenbezogen ermittelt worden. Berücksichtigt man die standortspezifisch ermittelten Aufenthaltszeiten, so ergibt sich, dass sich die Kinder mit Begleitpersonen an 90 Tagen im Jahr für ca. 2,5 Stunden auf dem Spielplatz aufhalten, damit reduziert sich die Aufenthaltsdauer im Garten an 90 Tagen um ca. die Hälfte. Das bedeutet, dass 90 Tage mit 250 mg Bodenaufnahme pro Tag und 90 Tage mit 125 mg Bodenaufnahme pro Tag angesetzt werden können. Hieraus ergibt sich ebenfalls ein Reduktionsfaktor von 0,75, der für die Nutzergruppen K1, K2 und L angesetzt wird. Die Pflanzenaufnahme aus Eigenanbau wurde bereits standortspezifisch ermittelt und ist unabhängig von der Aufenthaltsdauer. Die standortspezifisch veränderten DIR-Werte sind in Tabelle 53 dargestellt (vgl. hierzu auch Tabelle 25).

Tabelle 53: Standortspezifisch angepasste DIR-Werte für das Nutzungsszenario Garten

Garten – Expositionspfad:	DIR-Wert (Lebenszeit)
Boden/Staub-oral	1,028 mg/kg _{BW} • d
Staub-inhalativ	0,0022 mg/kg _{BW} • d
Pflanze-oral (aus Tab. 11.2-1)	831 mg/kg _{BW} • d

11.2.4.1 Expositionsabschätzung bei Nutzungskombination für den Pfad – orale Schadstoffaufnahme

Garten – Pfad Boden/Staub- oral:

$$\begin{aligned}
 PDI_{oral} &= 1,028 \left(\frac{\text{mg}_{\text{Boden}}}{\text{kg}_{\text{BW}}} \cdot d \right) \cdot 0,5 \cdot 5 \left(\frac{\text{mg}_{\text{BaP}}}{\text{kg}_{\text{Boden}}} \right) \cdot 10^{-6} \left(\frac{\text{kg}_{\text{Boden}}}{\text{mg}_{\text{Boden}}} \right) \\
 PDI_{oral} &= 2,57 \cdot 10^{-6} \left(\frac{\text{mg}_{\text{BaP}}}{\text{kg}_{\text{BW}}} \cdot d \right)
 \end{aligned}$$

Garten – Pfad Pflanze- oral:

$$PDI_{oral} = 831 \left(\frac{mg_{Pflanzen}}{kg_{BW} \cdot d} \right) \cdot 9,3 \cdot 10^{-4} \left(\frac{mg_{BaP}}{kg_{Pflanze}} \right) \cdot 10^{-6} \left(\frac{kg_{Boden}}{mg_{Boden}} \right)$$
$$PDI_{oral} = 7,7 \cdot 10^{-7} \left(\frac{mg_{BaP}}{kg_{BW} \cdot d} \right)$$

Wohngebäude – Boden/Staub - oral:

$$PDI_{oral} = 0,7725 \left(\frac{mg_{Staub}}{kg_{BW} \cdot d} \right) \cdot 16 \left(\frac{mg_{BaP}}{kg_{Staub}} \right) \cdot 0,5 \cdot 10^{-6} \left(\frac{kg_{Staub}}{mg_{Staub}} \right)$$
$$PDI_{oral} = 6,18 \cdot 10^{-6} \left(\frac{mg_{BaP}}{kg_{BW} \cdot d} \right)$$

Kinderspielplatz - Pfad Boden/Staub-oral:

$$PDI_{oral} = 0,62 \left(\frac{mg_{Boden}}{kg_{BW} \cdot d} \right) \cdot 5 \left(\frac{mg_{BaP}}{kg_{Boden}} \right) \cdot 10^{-6} \left(\frac{kg_{Boden}}{mg_{Boden}} \right)$$
$$PDI_{oral} = 3,1 \cdot 10^{-6} \left(\frac{mg_{BaP}}{kg_{BW} \cdot d} \right)$$

Ermittlung des $PDI_{ges, oral}$ für die orale Schadstoffaufnahme:

$$PDI_{ges, oral} = (2,57 + 0,77 + 6,18 + 3,1) \cdot 10^{-6} \left(\frac{mg_{BaP}}{kg_{BW} \cdot d} \right)$$
$$PDI_{ges, oral} = 12,62 \cdot 10^{-6} \left(\frac{mg_{BaP}}{kg_{BW} \cdot d} \right)$$

Ermittlung des $RV_{ges, oral}$ für die orale Schadstoffaufnahme:

$$RI_{ges, oral} = \frac{12,62 \cdot 10^{-3} \left(\frac{\mu g}{kg_{BW} \cdot d} \right)}{1,37 \cdot 10^{-3} \left(\frac{\mu g}{kg_{BW} \cdot d} \right)} = 9,2 \left(\frac{\mu g}{kg_{BW} \cdot d} \right)$$
$$RV_{ges, oral} = \frac{9 \cdot (9,2 - 1)}{(5 - 1)} + 1 = 19,5$$

11.2.4.2 Expositionsabschätzung bei Nutzungskombination für den Pfad – inhalative Schadstoffaufnahme

Garten – Pfad Staub- inhalativ:

$$PDI_{inh} = 0,0022 \left(\frac{mg_{Staub}}{kg_{BW}} \cdot d \right) \cdot 0,5 \cdot 40 \left(\frac{mg_{BaP}}{kg_{Staub}} \right) \cdot 0,5 \cdot 10^{-6} \left(\frac{kg_{Staub}}{mg_{Staub}} \right)$$
$$PDI_{inh} = 2,2 \cdot 10^{-8} \left(\frac{mg_{BaP}}{kg_{BW}} \cdot d \right)$$

Wohngebäude – Gas/Luft – inhalativ:

$$PDI_{inh} = 0,18 \left(\frac{m^3}{kg_{BW}} \cdot d \right) \cdot 3,6 \cdot 10^{-8} \left(\frac{mg_{BaP}}{m^3_{Luft}} \right) \cdot 0,5$$
$$PDI_{inh} = 3,24 \cdot 10^{-9} \left(\frac{mg_{BaP}}{kg_{BW}} \cdot d \right)$$

Wohngebäude – Pfad Staub- inhalativ:

$$PDI_{inh} = 0,0027 \left(\frac{mg_{Staub}}{kg_{BW}} \cdot d \right) \cdot 16 \left(\frac{mg_{BaP}}{kg_{Staub}} \right) \cdot 0,5 \cdot 10^{-6} \left(\frac{kg_{Staub}}{mg_{Staub}} \right) \cdot 0,5$$
$$PDI_{inh} = 1,08 \cdot 10^{-8} \left(\frac{mg_{BaP}}{kg_{BW}} \cdot d \right)$$

Kinderspielplatz - Pfad Staub-inhalativ:

$$PDI_{inh} = 0,0004 \left(\frac{mg_{Staub}}{kg_{BW}} \cdot d \right) \cdot 40 \left(\frac{mg_{BaP}}{kg_{Staub}} \right) \cdot 0,5 \cdot 10^{-6} \left(\frac{kg_{Staub}}{mg_{Staub}} \right)$$
$$PDI_{inh} = 8,0 \cdot 10^{-9} \left(\frac{mg_{BaP}}{kg_{BW}} \cdot d \right)$$

Ermittlung des $PDI_{ges,inh}$ für die inhalative Schadstoffaufnahme:

$$PDI_{ges,inh} = (2,2 + 0,32 + 1,08 + 0,8) \cdot 10^{-8} \left(\frac{mg_{BaP}}{kg_{BW}} \cdot d \right)$$
$$PDI_{ges,inh} = 4,4 \cdot 10^{-8} \left(\frac{mg_{BaP}}{kg_{BW}} \cdot d \right)$$

Ermittlung des $RV_{ges,inh}$ für die inhalative Schadstoffaufnahme:

$$RI_{ges,inh} = \frac{4,4 \cdot 10^{-5} \left(\frac{\mu g}{kg_{BW} \cdot d} \right)}{2,0 \cdot 10^{-5} \left(\frac{\mu g}{kg_{BW} \cdot d} \right)} = 2,2$$
$$RV_{ges,inh} = \frac{9 \cdot (2,2 - 1)}{(5 - 1)} + 1 = 3,7$$

11.2.4.3 Ermittlung des RV_{ges} für die Nutzungskombination Wohngebäude, Garten und Spielplatz

$$RV_{ges} = 19,5 + 3,7 = 23,2$$

Aus der Nutzungskombination errechnet sich ein Risikowert von $RV = 23,2$. Das bedeutet, dass ein eindeutiges Risiko für die Anwohner durch die Exposition auf dem kontaminierten Gelände geben ist. Hauptursache ist die orale Schadstoffaufnahme mit dem Staub im Gebäude.

11.2.5 Ermittlung der Hintergrundüberschreitungsrates (BER) (siehe 8.3.6)

Zur Relativierung dieses Risikos soll ermittelt werden, wie hoch der Anteil aus der geogenen-anthropogenen Hintergrundbelastung (AGB) ist. Dafür wurde der ortstypische Hintergrundwert für Benzo(a)pyren bestimmt. Er liegt in dem Ortsteil bei $0,1 \mu g/kg$. Die ubiquitäre Hintergrundbelastung (über die Nahrungsaufnahme etc.) wird in der Fachliteratur für die orale Aufnahme mit $0,0023 \mu g/kg \cdot d$ und für die inhalative Aufnahme mit $0,05 ng/kg \cdot d$ in Städten angegeben (BACHMANN et al. [83]).

Aus der ortstypischen Hintergrundbelastung im Boden von $0,1 \mu g_{BaP}/kg_{Boden}$ errechnen sich folgende Schadstoffaufnahmeleistungen:

11.2.5.1 Ermittlung der Kontaktmedienkonzentration aus der AGB

AGB-Garten – Pfad Pflanze- oral:

$$CCM_{Pflanze} = \frac{0,15 \cdot \left(10^{0,77 \cdot (6,43)^{0,82} - 1,52} + 5 \right)}{(6,43)^{0,95} \cdot 15163} \cdot 0,0001 \left(\frac{mg}{kg} \right)$$
$$CCM_{Pflanze} = 1,86 \cdot 10^{-4} \cdot 0,0001 \left(\frac{mg}{kg} \right) = 1,86 \cdot 10^{-8} \left(\frac{mg}{kg} \right)$$

AGB-Anreicherung von Schadstoffen im Außenstaub:

$$\begin{aligned} CCM_{\text{Außenstaub}} &= 0,0001 \left(\frac{\text{mg}_{\text{BaP}}}{\text{kg}_{\text{Boden}}} \right) \cdot 8 \left(\frac{\text{kg}_{\text{Boden}}}{\text{kg}_{\text{Staub}}} \right) \\ CCM_{\text{Außenstaub}} &= 8,0 \cdot 10^{-4} \left(\frac{\text{mg}_{\text{BaP}}}{\text{kg}_{\text{Staub}}} \right) \end{aligned}$$

AGB-Wohngebäude – Gas/Luft – inhalativ:

$$\begin{aligned} CCM_{\text{Innenraumluft}} &= \frac{1,08 \cdot 10^{-8}}{15163,2} \left(\frac{\text{mg}_{\text{BaP}}}{\text{m}^3_{\text{Luft}}} \right) \\ CCM_{\text{Innenraumluft}} &= 7,1 \cdot 10^{-13} \left(\frac{\text{mg}_{\text{BaP}}}{\text{m}^3_{\text{Luft}}} \right) \end{aligned}$$

AGB- Anreicherung von Schadstoffen im Innenraumstaub:

$$\begin{aligned} CCM_{\text{Innenraumstaub}} &= 0,4 \cdot 0,0001 \left(\frac{\text{mg}_{\text{BaP}}}{\text{kg}_{\text{Boden}}} \right) \cdot 8 \left(\frac{\text{kg}_{\text{Boden}}}{\text{kg}_{\text{Staub}}} \right) \\ CCM_{\text{Innenraumstaub}} &= 3,2 \cdot 10^{-4} \left(\frac{\text{mg}_{\text{BaP}}}{\text{kg}_{\text{Staub}}} \right) \end{aligned}$$

11.2.5.2 PDI_{AGB}-Wert-Berechnung für die orale Schadstoffaufnahme

Garten – Pfad Boden/Staub- oral:

$$\begin{aligned} PDI_{\text{AGB,oral}} &= 1,028 \left(\frac{\text{mg}_{\text{Boden}}}{\text{kg}_{\text{BW}} \cdot d} \right) \cdot 0,5 \cdot 0,0001 \left(\frac{\text{mg}_{\text{BaP}}}{\text{kg}_{\text{Boden}}} \right) \cdot 10^{-6} \left(\frac{\text{kg}_{\text{Boden}}}{\text{mg}_{\text{Boden}}} \right) \\ PDI_{\text{AGB,oral}} &= 5,14 \cdot 10^{-11} \left(\frac{\text{mg}_{\text{BaP}}}{\text{kg}_{\text{BW}} \cdot d} \right) \end{aligned}$$

Garten – Pfad Pflanze- oral:

$$\begin{aligned} PDI_{\text{AGB,oral}} &= 831 \left(\frac{\text{mg}_{\text{Pflanzen}}}{\text{kg}_{\text{BW}} \cdot d} \right) \cdot 1,86 \cdot 10^{-8} \left(\frac{\text{mg}_{\text{BaP}}}{\text{kg}_{\text{Pflanze}}} \right) \cdot 10^{-6} \left(\frac{\text{kg}_{\text{Boden}}}{\text{mg}_{\text{Boden}}} \right) \\ PDI_{\text{AGB,oral}} &= 1,55 \cdot 10^{-11} \left(\frac{\text{mg}_{\text{BaP}}}{\text{kg}_{\text{BW}} \cdot d} \right) \end{aligned}$$

Wohngebäude – Boden/Staub - oral:

$$PDI_{AGB,oral} = 0,7725 \left(\frac{mg_{Staub}}{kg_{BW}} \cdot d \right) \cdot 3,2 \cdot 10^{-4} \left(\frac{mg_{BaP}}{kg_{Staub}} \right) \cdot 0,5 \cdot 10^{-6} \left(\frac{kg_{Staub}}{mg_{Staub}} \right)$$
$$PDI_{AGB,oral} = 1,24 \cdot 10^{-10} \left(\frac{mg_{BaP}}{kg_{BW}} \cdot d \right)$$

Kinderspielplatz - Pfad Boden/Staub-oral:

$$PDI_{AGB,oral} = 0,62 \left(\frac{mg_{Boden}}{kg_{BW}} \cdot d \right) \cdot 0,0001 \left(\frac{mg_{BaP}}{kg_{Boden}} \right) \cdot 10^{-6} \left(\frac{kg_{Boden}}{mg_{Boden}} \right)$$
$$PDI_{AGB,oral} = 6,2 \cdot 10^{-11} \left(\frac{mg_{BaP}}{kg_{BW}} \cdot d \right)$$

Ermittlung des $PDI_{AGB,ges,oral}$ für die orale Schadstoffaufnahme:

$$PDI_{AGB,ges,oral} = 5,14 \cdot 10^{-11} + 1,55 \cdot 10^{-11} + 1,24 \cdot 10^{-10} + 6,2 \cdot 10^{-11} \left(\frac{mg_{BaP}}{kg_{BW}} \cdot d \right)$$
$$PDI_{AGB,ges,oral} = 2,53 \cdot 10^{-10} \left(\frac{mg_{BaP}}{kg_{BW}} \cdot d \right)$$

Ermittlung des $RV_{AGB,ges,oral}$ für die orale Schadstoffaufnahme:

$$RI_{AGB,ges,oral} = \frac{2,53 \cdot 10^{-7} \left(\frac{\mu g}{kg_{BW}} \cdot d \right)}{1,37 \cdot 10^{-3} \left(\frac{\mu g}{kg_{BW}} \cdot d \right)} = 1,85 \cdot 10^{-4} \equiv RV_{AGB,ges,oral}$$

11.2.5.3 PDI_{AGB} -Wert-Berechnung für die inhalative Schadstoffaufnahme

Garten – Pfad Staub- inhalativ:

$$PDI_{AGB,inh} = 0,0022 \left(\frac{mg_{Staub}}{kg_{BW}} \cdot d \right) \cdot 0,5 \cdot 8,0 \cdot 10^{-4} \left(\frac{mg_{BaP}}{kg_{Staub}} \right) \cdot 0,5 \cdot 10^{-6} \left(\frac{kg_{Staub}}{mg_{Staub}} \right)$$
$$PDI_{AGB,inh} = 4,4 \cdot 10^{-13} \left(\frac{mg_{BaP}}{kg_{BW}} \cdot d \right)$$

Wohngebäude – Gas/Luft – inhalativ:

$$PDI_{AGB,inh} = 0,18 \left(\frac{m^3}{kg_{BW}} \cdot d \right) \cdot 7,1 \cdot 10^{-13} \left(\frac{mg_{BaP}}{m^3_{Luft}} \right) \cdot 0,5$$
$$PDI_{AGB,inh} = 6,39 \cdot 10^{-14} \left(\frac{mg_{BaP}}{kg_{BW}} \cdot d \right)$$

Wohngebäude – Pfad Staub- inhalativ:

$$PDI_{AGB,inh} = 0,0027 \left(\frac{mg_{Staub}}{kg_{BW}} \cdot d \right) \cdot 3,2 \cdot 10^{-4} \left(\frac{mg_{BaP}}{kg_{Staub}} \right) \cdot 0,5 \cdot 10^{-6} \left(\frac{kg_{Staub}}{mg_{Staub}} \right) \cdot 0,5$$
$$PDI_{AGB,inh} = 2,16 \cdot 10^{-13} \left(\frac{mg_{BaP}}{kg_{BW}} \cdot d \right)$$

Kinderspielplatz - Pfad Staub-inhalativ:

$$PDI_{AGB,inh} = 0,0004 \left(\frac{mg_{Staub}}{kg_{BW}} \cdot d \right) \cdot 8,0 \cdot 10^{-4} \left(\frac{mg_{BaP}}{kg_{Staub}} \right) \cdot 0,5 \cdot 10^{-6} \left(\frac{kg_{Staub}}{mg_{Staub}} \right)$$
$$PDI_{AGB,inh} = 1,6 \cdot 10^{-13} \left(\frac{mg_{BaP}}{kg_{BW}} \cdot d \right)$$

Ermittlung des $PDI_{AGB,ges,inh}$ für die inhalative Schadstoffaufnahme:

$$PDI_{AGB,ges,inh} = 4,4 \cdot 10^{-13} + 6,39 \cdot 10^{-14} + 2,16 \cdot 10^{-13} + 1,6 \cdot 10^{-13} \left(\frac{mg_{BaP}}{kg_{BW}} \cdot d \right)$$
$$PDI_{AGB,ges,inh} = 8,8 \cdot 10^{-13} \left(\frac{mg_{BaP}}{kg_{BW}} \cdot d \right)$$

Ermittlung des $RV_{AGB,ges,inh}$ für die inhalative Schadstoffaufnahme:

$$RI_{AGB,ges,inh} = \frac{8,8 \cdot 10^{-10} \left(\frac{\mu g}{kg_{BW}} \cdot d \right)}{2,0 \cdot 10^{-5} \left(\frac{\mu g}{kg_{BW}} \cdot d \right)} = 4,4 \cdot 10^{-5} \equiv RV_{AGB,ges,inh}$$

11.2.5.4 Ermittlung des $RV_{AGB, ges}$.

$$RV_{AGB,ges} = 1,85 \cdot 10^{-4} + 4,4 \cdot 10^{-5} = 2,29 \cdot 10^{-4}$$

11.2.5.5 Ermittlung der potentiellen Schadstoffaufnahme aus der UBI

Aus der ubiquitären Hintergrundbelastung für die orale Aufnahme von $0,0023 \mu\text{g}/\text{kg} \cdot \text{d}$ und für die inhalative Aufnahme von $0,05 \text{ ng}/\text{kg} \cdot \text{d}$ berechnet sich folgendes Risiko:

Ermittlung des $RV_{\text{UBI,oral}}$:

$$RI_{\text{UBI,oral}} = \frac{2,3 \cdot 10^{-3} \left(\frac{\mu\text{g}}{\text{kg}_{\text{BW}} \cdot \text{d}} \right)}{1,37 \cdot 10^{-3} \left(\frac{\mu\text{g}}{\text{kg}_{\text{BW}} \cdot \text{d}} \right)} = 1,68$$
$$RV_{\text{UBI,oral}} = \frac{9 \cdot (1,68 - 1)}{(5 - 1)} + 1 = 2,53$$

Ermittlung des $RV_{\text{UBI,inh}}$:

$$RI_{\text{UBI,inh}} = \frac{5,0 \cdot 10^{-5} \left(\frac{\mu\text{g}}{\text{kg}_{\text{BW}} \cdot \text{d}} \right)}{2,0 \cdot 10^{-5} \left(\frac{\mu\text{g}}{\text{kg}_{\text{BW}} \cdot \text{d}} \right)} = 2,5$$
$$RV_{\text{UBI,inh}} = \frac{9 \cdot (2,5 - 1)}{(5 - 1)} + 1 = 4,375$$

Ermittlung des $RV_{\text{UBI,ges}}$:

$$RV_{\text{UBI,ges}} = 2,5 + 4,37 = 6,9$$

11.2.5.6 Ergebnis der BER

$$TRV = 23,2 + 6,9 = 30,1$$
$$TBRV = 2,29 \cdot 10^{-4} + 6,9 = 6,9$$
$$BER = \left(\frac{30,1}{6,9} \right)^{1/10 \cdot (30,1 - 6,9)} = 30,5$$

Die Hintergrundüberschreitungsrate beträgt $BER = 30,5$ und liegt damit weit oberhalb des Konvergenzwertes von $1,1$. Das bedeutet, dass ein signifikantes, alllastbedingtes Risiko vorliegt und die Hintergrundbelastung nur wenig zur standortspezifischen Gesamtbelastung beiträgt.

11.3 Modellierung des Schadstofftransfers aus dem Boden in die Pflanze

In einem Wohngebiet wurden Schrebergärten auf ihre Belastung mit Benzo(a)pyren im Boden untersucht. Aus den Untersuchungen wurde eine repräsentative Belastung von 5 mg/kg abgeleitet. Der Gehalt an organischem Kohlenstoff in den Gartenböden beträgt durchschnittlich 4,5 %.

Für Benzo(a)pyren sind folgende chemisch-physikalischen Stoffdaten vertafelt:

$$\log K_{ow} = 6,43 \quad (\text{Abschätzung für UMS 1997 [67], Anhang 3})$$

$$K_{OC} = 336961 \quad (\text{Abschätzung für UMS 1997 [67], Anhang 3})$$

Bestimmung des K_d -Wertes

$$K_d = K_{OC} \cdot \frac{OC}{100}$$

$$K_d = 336961 \cdot \frac{4,5}{100} = 15163$$

Bestimmung der Konzentration im Bodenwasser

$$C_{\text{Bodenwasser}} = \frac{C_{\text{Boden}}}{K_d} = \frac{5 \text{ mg/kg}}{15163 \text{ l/kg}} = 3,3 \cdot 10^{-4} \text{ mg/l}$$

Modellierung des Transfers organischer Schadstoffe in die Pflanze bei Aufnahme über die Wurzel

Modellierung der Schadstoffkonzentration in der Pflanze über die Korrelationsrechnung nach BRIGGS (nach Kapitel 7.3.4.2.1)

Wurzelkonzentrationsfaktor

$$RCF = 10^{(0,77 \cdot \log K_{ow} - 1,52)} + 0,82$$

$$RCF = 10^{(0,77 \cdot 6,43 - 1,52)} + 0,82 = 10^{3,43} + 0,82 = 2692 \text{ l/kg FG}$$

Konzentration in der Wurzel

$$C_{\text{Wurzel}} = C_{\text{Bodenwasser}} \cdot RCF$$

$$C_{\text{Wurzel}} = 3,3 \cdot 10^{-4} \text{ mg/l} \cdot 2692 \text{ l/kg FG} = 0,9 \text{ mg/kg FG}$$

Berechnung des Transpirationsstromkonzentrationsfaktors

$$TSCF = 0,784 \cdot 10^{\left(-\frac{(\log Kow - 1,78)^2}{2,44}\right)}$$

$$TSCF = 0,784 \cdot 10^{\left(-\frac{6,43 - 1,78}{2,44}\right)} = 0,784 \cdot 10^{-8,86} = 1,08 \cdot 10^{-9}$$

Ermittlung des Sprosskonzentrationsfaktors

$$SCF = 10^{(0,95 \cdot (6,43 - 2,05)) + 0,82} \cdot 1,08 \cdot 10^{-9} = 10^{4,98} \cdot 1,08 \cdot 10^{-9} = 1,03 \cdot 10^{-4} \text{ l/kg FG}$$

Abschätzung der Stoffkonzentration im Spross (einschl. Blatt)

$$C_{Spro\beta} = C_{Bodenwasser} \cdot SCF$$

$$C_{Spro\beta} = 3,3 \cdot 10^{-4} \text{ mg/l} \cdot 1,03 \cdot 10^{-4} \text{ l/kg FG} = 3,4 \cdot 10^{-8} \text{ mg/kg FG}$$

Aus der Modellierung des Schadstofftransfers vom Boden in die Pflanze ergibt sich eine Konzentration in der Wurzel von 0,9 mg/kg_{FG} und von $3,4 \cdot 10^{-5}$ µg/kg_{FG} für die oberirdischen Pflanzenteile. Das Trockengewicht der Pflanzen entspricht ca. 15 % des Pflanzenfrischgewichts. Hieraus ergibt sich für die Wurzeln eine Konzentration von ca. 6 mg/kg TS; für die oberirdischen Pflanzenteile ergibt sich demnach eine Konzentration von ca. $2,27 \cdot 10^{-4}$ µg/kg TS. Zur Beurteilung von Schwermetallbelastungen in Pflanzen können die ZEBS- und FMVO-Werte herangezogen werden. Die ZEBS-Werte sind in der EG-Verordnung 466/2001, FMVO-Werte in der EG-Richtlinie 2002/32/EG enthalten. Für organische Schadstoffe existieren bislang keine Beurteilungsrichtlinien. Zur Beurteilung der berechneten Belastungen von Pflanzen mit organischen Schadstoffen können z. B. die Werte aus dem Handbuch für Umweltchemikalien herangezogen werden (siehe Tabelle 54).

Tabelle 54: Ausgewählte Beispiele für die Belastung von Gemüse und Obst mit Benzo(a)pyren [47]

Blattgemüse (unbelastete Gebiete)	Wurzel- und Knollengemüse
1 µg/kg Salat-FG	0,02 – 6,0 µg/kg TS Karotten
12 µg/kg Spinat – TG	0,15 – 24 µg/kg TS Kartoffeln
0,05 – 3,9 µg/kg Blattgemüse	
sonstiges Gemüse	Obst
0,2 – 1,8 µg/kg TS Tomaten	0,1 – 0,5 µg/kg TS Äpfel
	0,04 µg/kg TS Pflaumen

Aus Tabelle 54 ist ersichtlich, dass die berechnete Belastung der oberirdischen Pflanzenteile weit unterhalb der üblich messbaren Konzentrationen in Pflanzen ist. Die ermittelte Konzentration in den Wurzeln dagegen liegt wesentlich höher, als die gemessenen Hintergrundbelastungen in Wurzel- und Knollengemüse. Ob hieraus eine Gefahr für die Bevölkerung ableitbar ist, kann über eine Expositionsabschätzung und Risikobewertung (Expositionsszenario Garten, Pfad Pflanze-oral) abgeschätzt werden (siehe hierzu [Kap. 8.3](#) und [11.2.1](#)).

11.4 Modellierung des Schadstofftransfers durch Wind-erosion

Es soll die Bodenkonzentration einer Fläche abgeschätzt werden, die sich durch Bodenerosion durch Wind ausgehend von einer AVFL nach 25 Jahren einstellt. Die Abschätzung geschieht wie folgt:

- Erhebung der erforderlichen Parameter
- Ermittlung des Bodenabtrags E in Tonnen pro Hektar und Jahr
- Verteilung des Bodenabtrags prozentual auf Sektoren der Windrose
- Verteilung der partikelgebundenen Schadstoffe innerhalb eines Sektors auf eine homogene Durchdringungstiefe

Die Erhebung der erforderlichen Parameter soll beispielhaft folgende Datengrundlage liefern:

Der Oberboden auf der AVFL besteht überwiegend aus schluffigem Lehm mit weniger als 20 % Tongehalt. Windmessungen haben ergeben, dass über der AVFL eine durchschnittliche Windgeschwindigkeit von 2 m/s bei überwiegend westlichen Windrichtungen vorherrscht (Abbildung 19, Tabelle 57). Die durchschnittlichen monatlichen Niederschlagsmengen und die durchschnittlichen monatlichen Temperaturen in der Region der AVFL sind in Tabelle 55 angegeben. Die Fläche der AVFL beträgt 2 Hektar. Die Bewuchsdichte auf der AVFL beträgt ca. 100 g/m². Die Bleikonzentration im Boden beträgt 428,5 mg/kg. Bei einem Anreicherungsfaktor Boden - Staub von 4 ergibt sich eine Staubkonzentration von 1714 mg/kg_{Staub} (siehe hierzu Beispiel 1 in Kapitel 11.1.1).

Der potenzielle Bodenabtrag E in Tonnen pro Hektar und Jahr kann nach der „Wind-Erosion-Equation“ (WEE) abgeschätzt werden (Kapitel 7.3.5.1). Es werden dafür die Faktoren:

I_W = Bodenerodibilität [t/ha·a]

K_W = Rauigkeitsfaktor [-]

C_W = Winderosivität [-]

L_W = Feldlängenfaktor [-]

V_W = Vegetationsfaktor [-]

ermittelt.

Die Bodenerodibilität I_W für schluffigen Lehm mit weniger als 20 % Tongehalt beträgt nach Tabelle 12 (WEG 5) 126 Tonnen pro Hektar und Jahr.

Der Rauigkeitsfaktor K_W wird zu 1 gesetzt, da keine landwirtschaftliche Nutzung vorliegt.

Die Winderosivität C_W wird wie folgt berechnet ([Kap. 7.3.5.1](#)):

$$C_W = 386 \cdot \frac{u^3}{(PE)^2}$$

mit

$$PE = 3,16 \sum_{i=1}^{12} \left(\frac{N}{1,8T + 22} \right)^{\frac{10}{9}}$$

- u = durchschnittliche Windgeschwindigkeit [m/s]
- PE = Thornthwaite Index (Thornthwaite, 1931)
- N = durchschnittlicher monatlicher Niederschlag [mm]; Min-Wert: 13 mm
- T = durchschnittliche monatliche Temperatur [°C]; Min-Wert: -10°C

Die Berechnung des Terms

$$\left(\frac{N}{1,8T + 22} \right)^{\frac{10}{9}}$$

für die Monate Januar bis Dezember ist in Tabelle 55 dargestellt.

Tabelle 55: Berechnung des Thornthwaite-Index

Monat	Durchschnittliche Temperatur T [°C]	Durchschnittliche Niederschlagsmenge N [mm]	$\left(\frac{N}{1,8T + 22} \right)^{\frac{10}{9}}$
Januar	-2	60	3,72
Februar	-1	54	3,0
März	2,5	59	2,43
April	7	68	2,12
Mai	12	75	1,83
Juni	15	82	1,77
Juli	16,5	77	1,56
August	16	88	1,84
September	12,5	63	1,47
Oktober	8,5	56	1,57
November	4	63	2,35
Dezember	0	75	3,91
Summe			27,57

Berechnung von PE:

$$PE = 3,16 \cdot 27,57 = 87,12$$

Aus dem Thornthwaite-Index leitet sich der C_W -Wert ab:

$$C_W = 386 \cdot \frac{u^3}{(PE)^2} = 386 \cdot \frac{2^3}{(87,12)^2} = 0,4$$

Der Feldlängenfaktor L_W ergibt sich vereinfacht aus der Fläche der AVFL zu:

$$L_{W,V} = \sqrt{2 \cdot F_o} = 200 \text{ m}$$

mit $F_o = 2 \text{ Hektar} = 20.000 \text{ m}^2$

Der Vegetationsfaktor V_W wird durch das "small-grain"-Äquivalent (SGe, [lbs/acre]) bestimmt. Für die Referenz-Kondition trocken kann das SGe vereinfacht gleich dem Bewuchs in lbs/acre gesetzt werden. Dazu wird zunächst der Bewuchs von 100 g/m^2 mit Hilfe des Umrechnungsverhältnisses

$1 \text{ lbs/acre} = 0,1076 \text{ g/m}^2$ in die Dimension lbs/acre umgerechnet:

$$SG_e = 1 \left[\frac{\text{lbs}}{\text{acre}} \right] \cdot \frac{100 \left[\frac{\text{g}}{\text{m}^2} \right]}{0,1076 \left[\frac{\text{g}}{\text{m}^2} \right]} = 929,4 \left[\frac{\text{lbs}}{\text{acre}} \right]$$

$$V_W = 0,2533 \cdot (SG_e)^{1,363} = 2813,8 \text{ lbs/acre}$$

Die Berechnung der Bodenerosion geschieht in Tonnen pro Hektar (vgl. Bodenerodibilität I_W). Der Vegetationsfaktor muss demnach umgerechnet werden in die Dimension t/ha.

$$\frac{2813,8 \left[\frac{\text{lbs}}{\text{acre}} \right] \cdot 0,1076 \left[\frac{\text{g}}{\text{m}^2} \right]}{1 \left[\frac{\text{lbs}}{\text{acre}} \right]} = 302,77 \left[\frac{\text{g}}{\text{m}^2} \right] = 3,03 \left[\frac{\text{t}}{\text{ha}} \right]$$

Die Ergebnisse der Berechnungen sind in Tabelle 56 dargestellt.

Tabelle 56: Faktoren zur Winderosion

Faktor	Wert
Bodenerodibilität I_W	126
Rauhigkeitsfaktor K_W	1
Winderosität C_W	0,4
Feldlängenfaktor $L_{W,V}$	200
Vegetationsfaktor V_W	3,03

Berechnungen nach [Kap. 7.3.5.1:](#)

(Hinweis: exp entspricht e^x)

$$E_W^1 = I_W \cdot K_W$$

$$E_W^1 = 126 \cdot 1 = 126 \text{ [t/ha a]}$$

$$E_W^2 = I_W \cdot K_W \cdot C_W$$

$$E_W^2 = 126 \cdot 1 \cdot 0,4 = 50,4 \text{ [t/ha a]}$$

$$L_{W0} = 1,56 \cdot 10^6 \cdot (E_W^1)^{-1,26} \cdot \exp(-0,00156 \cdot E_W^2)$$

$$L_{W0} = 3254,7$$

$$WF = E_W^1 \cdot \left(1 - 0,122 \cdot \left(\frac{L_{W,v}}{L_{W0}} \right)^{-0,383} \right) \cdot \exp\left(\frac{-3,33 \cdot L_{W,v}}{L_{W0}} \right)$$

$$WF = 66,22$$

$$E_W^3 = (WF^{0,348} + E_W^2^{0,348} - E_W^1^{0,348})^{2,87}$$

$$E_W^3 = 19,86 \text{ [t/ha a]}$$

$$E_W = \Psi_1 \cdot E_W^3^{\Psi_2} \left[\frac{t}{ha \cdot a} \right]$$

$$\Psi_1 = \exp(-0,759 \cdot V_W - 4,74 \cdot 10^{-2} \cdot V_W^2 + 2,95 \cdot 10^{-4} \cdot V_W^3)$$

$$\Psi_2 = 1 + 8,93 \cdot 10^{-2} \cdot V_W + 8,51 \cdot 10^{-3} \cdot V_W^2 - 1,5 \cdot 10^{-5} \cdot V_W^3$$

$$\psi_1 = 0,087$$

$$\psi_2 = 1,348$$

$$E_W = 4,9 \text{ [t/ha a]}$$

(Die Werte sind z. T. gerundet)

Es ist davon auszugehen, dass sich, unabhängig von der Windstärke, der Bodenabtrag überwiegend auf einer Fläche mit einem Radius von maximal 1 Kilometer um die AVFL niederschlagen wird. Die genaue Depositionsabschätzung orientiert sich an den Windverhältnissen vor Ort (siehe Abbildung 19). Die Windhäufigkeiten je Windrichtung (siehe Tabelle 57) werden auf die Deposition übertragen.

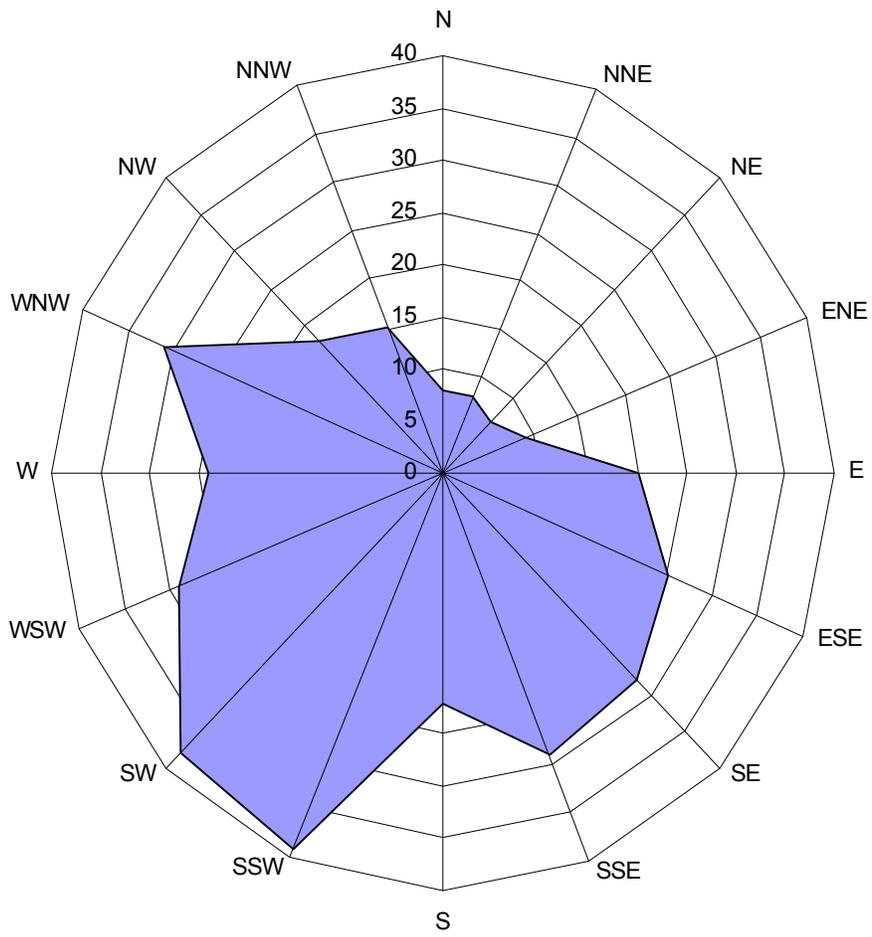


Abbildung 19: Standortsspezifische Windhäufigkeit

Tabelle 57: Windrichtungen - Windhäufigkeiten

Windrichtung	Tage [d]	proz. Windrichtungsverteilung [%/a]	Depositionsrichtung	proz. Depositionsverteilung (ohne Windstille) [%/a]
N	8	2,19	S	2,29
NNE	8	2,19	SSW	2,29
NE	7	1,92	SW	2,00
ENE	9	2,47	WSW	2,57
E	20	5,48	W	5,71
ESE	25	6,85	WNW	7,14
SE	28	7,67	NW	8,00
SSE	29	7,95	NNW	8,29
S	22	6,03	N	6,29
SSW	39	10,68	NNE	11,14
SW	38	10,41	NE	10,86
WSW	29	7,95	ENE	8,29
W	24	6,58	E	6,86
WNW	31	8,49	ESE	8,86
NW	18	4,93	SE	5,14
NNW	15	4,11	SSE	4,29
Windstille	15	4,11		
	Σ 365 d	Summe: 100 %		Summe: 100 %

Beispielsweise führt die Betrachtung der Windrichtung Süd-West zu einer Deposition in Richtung Nord-Ost in Höhe von 10,86 % der errechneten Jahreserosion (Tabelle 54).

Mit einer Jahreserosion von 4,9 [t/ha a] und einer angenommenen Fläche der AVFL von 2 Hektar ($4,9 \text{ t/ha} \cdot 2 \text{ ha} = 9,8 \text{ t}$) werden sich ca. 1,06 [t/a] (10,86 %) auf den Nord-Ost-Sektor mit einer Fläche von $1/16 \cdot \pi \cdot 1 \text{ km}^2 = 0,2 \text{ km}^2$ verteilen.

Es ist unter den genannten Annahmen mit einer Deposition von $5,3 \text{ [t/km}^2 \cdot \text{a]}$ bzw. $5,3 \text{ [g/m}^2 \cdot \text{a]}$ zu rechnen.

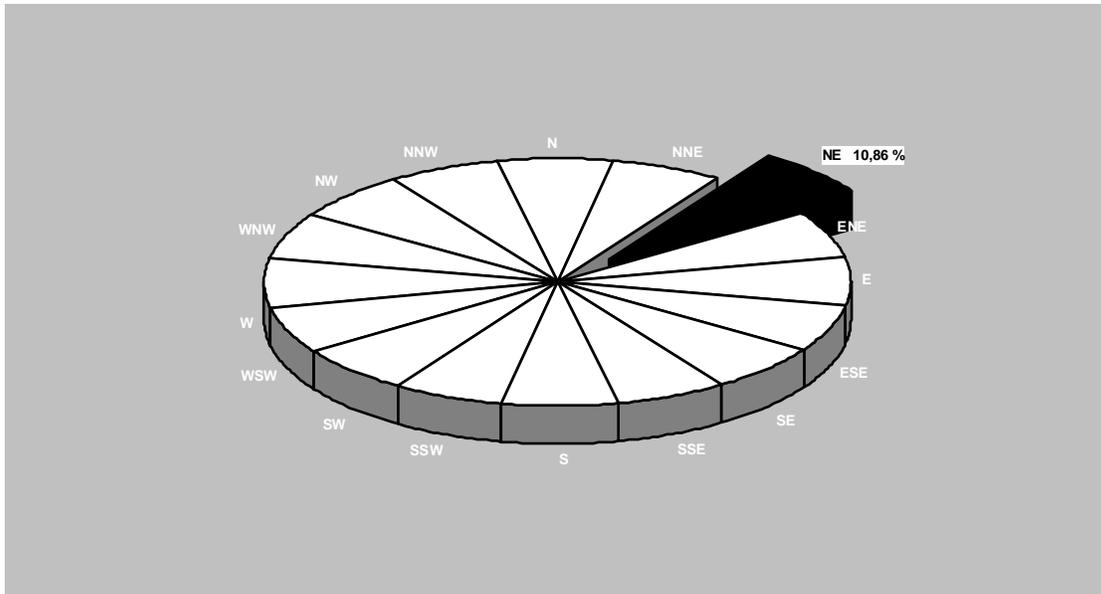


Abbildung 20: Depositionsverteilung

Die Staub-Deposition in Höhe von $5,3 \text{ [g}_{\text{Staub}}/\text{m}^2 \cdot \text{a}]$ führt zu einer Bleibelastung, die sich aus der Bleikonzentration im Staub von $1714 \text{ [mg/kg}_{\text{Staub}}]$ ergibt:

$$D_{\text{Blei}} = 5,3 \text{ [g}_{\text{Staub}}/\text{m}^2 \cdot \text{a}] \cdot 1,714 \text{ [mg/g}_{\text{Staub}}]} = 9,08 \text{ [mg}_{\text{Blei}}/\text{m}^2 \cdot \text{a}]$$

11.4.1 Fallbeispiel 1

Bei einer ackerbaulichen Nutzung des Gebietes, welches einer Deposition ausgesetzt ist, kann für den Transport des Bleis in den Boden eine homogene Durchdringungstiefe $T = 0,5 \text{ m}$ des Schadstoffes im Boden angenommen werden (Pflugtiefe bei ackerbaulicher Nutzung). Die flächenbezogene Deposition von 1 m^2 umgerechnet auf ein Volumen von $0,5 \text{ m}^3$ führt zu folgender Bodenkonzentration:

$$C_{\text{SD}} = 9,08 \text{ [mg}_{\text{Blei}}/\text{m}^2 \cdot \text{a}] / 0,5 \text{ [m]} = 18,16 \text{ [mg}_{\text{Blei}}/\text{m}^3 \cdot \text{a}]$$

Die Simulation der Bodenkonzentration als Funktion der Zeit geschieht abhängig von Abbau- und Transportprozessen, die zu einer Verringerung der Bodenkonzentration führen. Diese können vereinfacht durch einen Faktor k simuliert werden. Der Faktor k ist umgekehrt proportional

zur Halbwertzeit. Für $k \cong 0$ bzw. einer Halbwertzeit gegen Unendlich finden weder Abbau- noch Transportprozesse statt. Die Bodenkonzentration als Funktion der Zeit kann wie folgt bestimmt werden:

$$C(t) = C_0 \cdot e^{-kt} + C_{SD} \cdot \frac{I}{k} \cdot (1 - e^{-kt})$$

In diesem Fallbeispiel wird angenommen, dass sich die Bodenkonzentration in 50 Jahren halbiert, so dass der k Faktor zu $1/50 = 0,02$ angenommen wird.

Nach einem Jahr kann die Bodenkonzentration als Funktion der Zeit für ackerbauliche Nutzung berechnet werden zu:

$$C(1) = C_0 \cdot e^{-kt} + C_{SD} \cdot \frac{I}{k} \cdot (1 - e^{-kt}) = 17,98 \left[\text{mg}_{\text{Blei}} / \text{m}^3 \right]$$

mit:

$$\begin{aligned} C_0 &= \text{Hintergrundbelastung zum Zeitpunkt } t = 0; \text{ hier wird } C_0 = 0 \text{ gesetzt} \\ C_{SD} &= 18,16 \left[\text{mg}_{\text{Blei}} / \text{m}^3 \cdot \text{a} \right] \\ k &= 0,02 \\ t &= 1 \left[\text{a} \right] \end{aligned}$$

Nach 25 Jahren stellt sich folgende Bodenkonzentration ein:

$$C(25) = C_0 \cdot e^{-kt} + C_{SD} \cdot \frac{1}{k} \cdot (1 - e^{-kt}) = 357,27 \left[\text{mg}_{\text{Blei}} / \text{m}^3 \right]$$

Werte wie oben mit $t = 25$ Jahren.

Bei einer Bodendichte von $1,3 \text{ kg}_{\text{Boden}} / \text{m}^3$ entspricht dieser Wert einer Bodenkonzentration von:

$$C(25) = \frac{357,27 \left[\text{mg}_{\text{Blei}} / \text{m}^3 \cdot \text{a} \right]}{1,3 \left[\text{kg}_{\text{Boden}} / \text{m}^3 \right]} = 274,82 \left[\frac{\text{mg}_{\text{Blei}}}{\text{kg}_{\text{Boden}}} \right]$$

Die Bleikonzentration von 275 mg/kg liegt weit unterhalb des Prüfwertes für Wohngebiete von 400 mg/kg . Ob sich dennoch hieraus ein Risiko für das Schutzgut Mensch über die Nahrungskette ableiten lässt kann nur über eine Expositionsabschätzung und Risikobewertung (vgl. [Kap. 8.3](#), Szenario Garten und [Kap. 11.2](#)) beantwortet werden.

11.4.2 Fallbeispiel 2

Für die Abschätzung der Gefahren, die für das terrestrische Ökosystem aus dem windbestimmten Bleieintrag resultiert wird eine Durchdringungstiefe von $T = 0,25$ m angenommen (Bioturbation). In diesem Fall stellt sich eine Bodenkonzentration C_{SD} von:

$$C_{SD} = 9,08 \text{ [mg}_{\text{Blei}}/\text{m}^2 \cdot \text{a}] / 0,25 \text{ [m}^3/\text{m}^2] = 36,3 \text{ [mg}_{\text{Blei}}/\text{m}^3 \cdot \text{a]}$$

ein.

Angenommen wird, dass die AVFL für die nächsten 10 Jahre als Industriebrache unverändert bestehen bleibt ($t = 10$ Jahre), weil keine Investoren ein Interesse an der Nutzung dieser Fläche haben. Ferner wird angenommen, dass sich die Bodenkonzentration in 50 Jahren halbiert, so dass der k Faktor zu $1/50 = 0,02$ angenommen wird. Somit stellt sich folgende Bodenkonzentration (bei einer Hintergrundbelastung von $C_0 = 0$) ein:

$$C(10) = C_0 \cdot e^{-kt} + C_{SD} \cdot \frac{1}{k} \cdot (1 - e^{-kt}) = 329 \text{ [mg}_{\text{Blei}} / \text{m}^3]$$

mit:

C_0 = Hintergrundbelastung zum Zeitpunkt $t = 0$; hier wird $C_0 = 0$ gesetzt

C_{SD} = Bodenkonzentration von $36,3 \text{ [mg}_{\text{Blei}}/\text{m}^3 \cdot \text{a}]$

k = $0,02$

t = 10 [a]

Bei einer Bodendichte von $1,3 \text{ kg}_{\text{Boden}}/\text{m}^3$ entspricht dieser Wert einer Bodenkonzentration von:

$$C(10) = \frac{329 \text{ [mg}_{\text{Blei}} / \text{m}^3 \cdot \text{a}]}{1,3 \text{ [kg}_{\text{Boden}} / \text{m}^3]} = 253 \text{ [mg}_{\text{Blei}} / \text{kg}_{\text{Boden}}]}$$

Der TEC-Wert von Blei für terrestrische Ökosysteme liegt bei 8 mg/kg . Hieraus resultiert ein schadstoffbezogener Risikowert für das terrestrische Ökosystem von:

$$RV_{\text{öko}} = \frac{253 \left(\frac{\text{mg}}{\text{kg}} \right)}{8 \left(\frac{\text{mg}}{\text{kg}} \right)} \cdot 10 = 316$$

Aus den Werten des Fallbeispiels resultiert ein sehr hohes Risiko für das Schutzgut Boden von $RV = 316$. Zum Schutz des terrestrischen Ökosystems im Einflussbereich der AVFL sind erosionsmindernde Maßnahmen zwingend erforderlich.

Sensitivitätsanalyse der Modellierung

Wesentliche Einflüsse auf das Endergebnis haben bei diesen Berechnungen der Vegetationsfaktor, die Halbwertszeit und die Durchmischungstiefe. Einen wesentlichen Einfluss auf das Endergebnis hat auch die Höhe der Schadstoffdeposition, die hier mit 100 % im Umkreis von 1 km² angesetzt wurde.

11.5 Fallbeispiel zur Ableitung standort- und nutzungsspezifischer Sanierungszielwerte für MKW – kontaminierte Böden

Zur Ermittlung vorläufiger Sanierungszielwerte im Boden für Mineralölkohlenwasserstoffe wird unter Berücksichtigung der Residualsättigung nachfolgender Vorschlag unterbreitet.

Grundlage

Grundlage für die Ermittlung vorläufiger Sanierungszielwerte ist folgende Beziehung:

$$\text{SZ} = (R_s - S_v - S_{SK}) * N_F$$

SZ	Sanierungszielwert
R _s	Residualsättigung
S _v	Sicherheitsfaktor für die Schadstoffverfügbarkeit, bezogen auf die Wasserlöslichkeit
S _{SK}	Sicherheitsfaktor für die Art des Schutzgutkontaktes
N _F	Faktor für die Sensibilität der Standort- und Umgebungsnutzung

Ausgangsfaktoren

Folgende Ausgangsfaktoren sind zu berücksichtigen:

- Art des Bodenmaterials (Ansprache des Bodens/Gesteins),
- Anhaltswerte für die Residualsättigung (Literaturwerte),
- Sicherheitsfaktoren für die Schadstoffverfügbarkeit,
- Sicherheitsfaktoren für die Art des Schutzgutkontaktes,
- Berücksichtigung der Nutzung.

1. Arbeitsschritt

Einordnung und Ansprache des betreffenden Lockergesteinsmaterials und daraus abzuleitende Residualsättigung nach Tabelle 58.

Tabelle 58: Anhaltswerte der Residualsättigung R_s [in mg/kg] für verschiedene Lockergesteine (nach [42])

	Benzin	Diesel	Motorenöl ¹	Schweröl
Grobkies	200	950	3.200	4.800
Feinkies	2.000	4.500	7.000	12.000
Grobsand	2.800	5.600	9.000	15.000
Mittelsand	4.500	9.500	17.000	25.000
Feinsand / Schluff	7.500	17.000	26.000	39.000

¹ mittlere kinematische Viskosität: 18 mm²/s

Anmerkung: Normalerweise wird die Residualsättigung in l/m³ angegeben. Die hier angegebenen Werte wurden umgerechnet.

Annahmen für Beispielrechnungen

Zwei markant unterschiedliche Bodenarten wurden bezüglich der Residualsättigung für Benzin und Motorenöl betrachtet:

	Beispiel 1 Feinkies	Beispiel 2 Feinsand/Schluff
Benzin	$R_s = 2.000 \text{ mg/kg}$	$R_s = 7.500 \text{ mg/kg}$
Motorenöl	$R_s = 7.000 \text{ mg/kg}$	$R_s = 26.000 \text{ mg/kg}$

2. Arbeitsschritt

Ermittlung des Sicherheitsfaktors S_V nach Tabelle 59

Tabelle 59: S_V – Sicherheitsfaktoren für die Schadstoffverfügbarkeit

Produkt	Sicherheitsfaktor S_V
Benzin	50 % von R_s
Petroleum	15 % von R_s
Diesel / Heizöl EL / Schweres Heizöl	10 % von R_s

	Beispiel 1 Feinkies	Beispiel 2 Feinsand/Schluff
Benzin: 50% von R_s	$S_V = 1.000 \text{ mg/kg}$	$S_V = 3.750 \text{ mg/kg}$
Motorenöl: 10% von R_s	$S_V = 700 \text{ mg/kg}$	$S_V = 2.600 \text{ mg/kg}$

Arbeitsschritt

Bestimmung des Sicherheitsfaktors nach Tabelle 60

Tabelle 60: S_K – Sicherheitsfaktoren für die Art des Schutzgutkontaktes

Produkt	Sicherheitsfaktor S_K
Fall 1 Bodenverunreinigung ohne Kontakt zum Grundwasser 1 m über höchstem Grundwasserstand versiegelte Fläche	5 % von R_S
Fall 2 Bodenverunreinigung ohne Kontakt zum Grundwasser 1 m über höchstem Grundwasserstand keine Versiegelung	20 % von R_S
Fall 3 Bodenverunreinigung mit Kontakt zum Grundwasser unter 1 m Abstand zum höchsten Grundwasserstand keine Versiegelung	35 % von R_S

	Beispiel 1 Feinkies	Beispiel 2 Feinsand/Schluff
Produkt	Fall 3: $S_{SK} = 35\%$ von R_S	Fall 1: $S_{SK} = 5\%$ von R_S
Benzin: 50% von R_S	$S_{SK} = 700$ mg/kg	$S_{SK} = 375$ mg/kg
Motorenöl: 10% von R_S	$S_{SK} = 2.450$ mg/kg	$S_{SK} = 1.300$ mg/kg

Arbeitsschritt

Berücksichtigung der vorgesehenen Nutzung für das Untersuchungsgebiet nach Tabelle 61

Tabelle 61: N_F – Nutzungsfaktoren

	Nutzungsfaktor N_F
1. Gebiete mit Grundwassernutzung / Agrarflächen	0,2
2. Erholungsgebiete / Biotope / Gartenflächen	0,4
3. Wohngebiete	0,6
4. Industrie-/ Gewerbegebiete	0,8
5. Verkehrsflächen	1,0

	Beispiel 1 Feinkies	Beispiel 2 Feinsand/Schluff
	Erholungsgebiet/Gartenfläche	Industrie-/Gewerbegebiet
	$N_F = 0,4$	$N_F = 0,8$

Arbeitsschritt

Berechnung eines vorläufigen Sanierungszielwertes nach Tabelle 62

Tabelle 62: Berechnungsgang für einen vorläufigen Sanierungszielwert

Faktoren		Beispiel 1 Feinkies	Beispiel 2 Feinsand/Schluff
R_S [mg/kg]	Benzin	2000	7500
	Motorenöl	7000	26 000
S_V [mg/kg]	Benzin (50% von R_S)	1000	3750
	Motorenöl (10% von R_S)	700	2600
S_{SK} [mg/kg]		Fall 3 (35% von R_S)	Fall 1 (5% von R_S)
	Benzin	700	375
	Motorenöl	2450	1300
N_F		0,4 (Erholungsgebiet/ Gartenfläche)	0,8 (Industrie-/ Gewerbegebiet)
SZ $SZ = (R_S - S_V - S_{SK}) * N_F$ [mg/kg]	Benzin	$SZ = (2.000 - 1.000 - 700) * 0,4$ SZ = 120	$SZ = (7.500 - 3.750 - 375) * 0,8$ SZ = 2.700
	Motorenöl	$SZ = (7.000 - 700 - 2450) * 0,4$ SZ = 1.540	$SZ = (26.000 - 2600 - 1300) * 0,8$ SZ = 17.680

11.6 Ermittlung der Schadstofffracht im Oberflächengewässer

Im Falle von Schadstoffeinträgen über das Sicker- und Grundwasser in ein Oberflächengewässer ist die Schadstoffbelastung desselben als Fracht zu ermitteln, um daraus die Gefahrenlage ableiten zu können.

Im Beispielfall resultiert die aktuelle Belastung eines Oberflächengewässers aus Sickerwasser, welches aus der Böschung des Gewässers in dasselbe eintritt. Das Oberflächengewässer wirkt als Vorflut für das vom Schadherd abströmende Grundwasser.

Zur Bestimmung der Schadstofffracht im Oberflächengewässer ist sowohl dessen Abflussverhalten repräsentativ zu ermitteln als auch die Schadstoffbelastung im Anstrom und Abstrom zu messen, um aus der Differenzbetrachtung den tatsächlichen Anteil aus dem jeweiligen Untersuchungsgebiet separieren zu können.

Die Ermittlung repräsentativer Werte zum Abflussverhalten eines Gewässers ist nur über Langzeitbeobachtungen unter Erfassung und Berücksichtigung der hydrologischen Schwankungen möglich. Gleiches gilt für die Schadstoffbelastungen, für die nur auf der Grundlage einer Beobachtung

bachtungsreihe statistisch gesicherte Aussagen erfolgen können. Auf die Zeitgleichheit von Durchflussmessungen und Gütebeprobung ist zu achten.

Für die meist relativ kurze Bearbeitungszeit von Vorhaben zur Detailuntersuchung besteht die Schwierigkeit, dass damit meist nur temporäre Zustände erfasst werden können, die nicht das Gesamtverhalten des Gewässers widerspiegeln können.

Folgende Arbeitsschritte sind durchzuführen:

Durchflussmessungen

Die Bestimmung des oberirdischen Abflusses von Fließgewässern erfolgt am häufigsten mit Hilfe von Flügelmessungen. Mit einem hydrometrischen Messflügel werden dabei an planmäßig ausgewählten Punkten des Beobachtungsquerschnittes die Fließgeschwindigkeiten (je nach Gewässergröße an 3 bis 10 Messpunkten) auf jeder der nach Profildbreite und Profilform festzulegenden Messlotrechten ermittelt. Diese Messungen werden durch numerische oder graphische Integration der Fließgeschwindigkeit über den Abflussquerschnitt ausgewertet.

Eine Möglichkeit der Auswertung ist entsprechend beiliegendem Durchflussmessprotokoll gegeben.

Weitere Messmöglichkeiten sind Schwimmermessungen und das Salzverdünnungsverfahren.

Die Durchflussmessung am Beispielgewässer (ca. 1,60 m breit und 0,15 m tief) erfolgte mit einem SEBA Miniflügel M I über das gesamte Querschnittsprofil in 0,25 cm Punktabständen in einer Messtiefe. Für die einzelnen Messlamellen wurde die mittlere Geschwindigkeit bestimmt und unter Einbeziehung des betreffenden Querschnittes der Durchfluss abschnittsbezogen ermittelt.

Der Gesamtdurchfluss des Gewässers im Abstromprofil vom Untersuchungsgebiet wurde mit $Q = 0,074 \text{ m}^3/\text{s}$ ermittelt. Dieser Durchfluss repräsentiert für das Gewässer unter dem Mittelwasser liegende Verhältnisse.

Gütebeprobungen und Schadstoffanalytik

Die gemessenen Sickerwasserkonzentrationen, die aus dem Untersuchungsgebiet und dem dort vorhandenen Schadherd in das Oberflächengewässer eingetragen werden, bewegen sich für die Summe LHKW zwischen 3,8 und 20 mg/l, für den Hauptkontaminanten Tetrachlorethen zwischen 2,4 und 15 mg/l.

Zur Einschätzung der aus der ungesättigten und gesättigten Bodenzone in das Oberflächengewässer eingetragenen LHKW-Mengen wurde die LHKW-Fracht des Oberflächengewässers im Abstromprofil stichprobenhaft auf der Basis obiger punktueller Durchflussmessung bestimmt.

Dabei wurde mit 3 Analysen, verteilt auf den Abflussquerschnitt, die mittlere Konzentration bestimmt.

Da die Anstromkonzentrationen im Messquerschnitt stromoberhalb des Untersuchungsgebietes alle unterhalb der Geringfügigkeitsschwelle nach LAWA 98/2000 lagen, waren diese Konzentrationen in der Differenzbetrachtung Anstrom – Abstrom nicht relevant.

Folgende Analyseergebnisse wurden ermittelt:

Tabelle 63: Analyseergebnisse Beispielgewässer

	Zielvorgabe Oberflächengewässer LAWA (1997) [93] aqL	Gewässerabschnitt 1	Gewässerabschnitt 2	Gewässerabschnitt 3
	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
Dichlormethan	10	< 6,3	< 6,3	< 6,3
Trichlormethan	0,8	< 0,6	< 0,6	< 0,6
1,1,1-Trichlorethan	100	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Tetrachlormethan	7	< 0,6	< 0,6	< 0,6
Trichlorethen	20	41	42	44
Bromdichlormethan		< 0,8	< 0,8	< 0,8
Dibromchlor-methan		< 1,0	< 1,0	< 1,0
Tetrachlorethen	40	230	250	260
Tribrommethan		< 1,2	< 1,2	< 1,2
Summe LHKW		271	292	304

aqL = Schutzgut aquatische Lebensgemeinschaft

Berechnung des Schadstoffmasseneintrages

Der Schadstoffmasseneintrag wurde im Messprofil, welches den gesamten Eintrag aus dem Schadgebiet berücksichtigt, ermittelt. Die Kontaminationswerte im Anstrom dazu konnten vernachlässigt werden, da für die Gruppe der LHKW dort keine Belastung zu verzeichnen war.

Der Schadstoffmasseneintrag wurde nach folgender Beziehung ermittelt:

$$M_{OW} = Q_{OW} \times C_{OW}$$

- M_{OW} = Schadstofffracht (Masseneintrag) im Oberflächengewässer
 Q_{OW} = Durchflussrate im Oberflächengewässer
 C_{OW} = Konzentration im Oberflächengewässer.

Folgende Berechnungsergebnisse wurden ermittelt:

Tabelle 64: Berechnungsergebnisse Beispielgewässer

Σ LHKW-Konzentration C_{OW} (Messung am xx.xx.xx)	0,3 mg/l	mittlere Konzentration aus 3 Analysen
Durchflussmenge Q_{OW} (punktuelle Messung am xx.xx.xx)	0,074 m ³ /s = ca. 6.400 m ³ /d	nach temporärer Durchfluss- messung
LHKW-Fracht M_{OW} (am xx.xx.xx)	1.920 g/d = 700 kg/a	

Die mögliche Aussage beschränkt sich im vorliegenden Falle darauf, dass unter Niedrigwasserbedingungen die gemessene Fracht an Σ LHKW temporär obigen Wert angenommen hatte.

Interpretation

Die LHKW-Belastung wird hauptsächlich durch Tetrachlorethen gebildet.

Die über das Sicker- und Grundwasser in das Oberflächengewässer eingetragenen Schadstoffkonzentrationen stellen im Vergleich mit den zulässigen Werten für die aquatische Lebensgemeinschaft eine bedeutende Überschreitung der Zielvorgaben für ausgewählte Stoffe in Oberflächengewässern nach [93] dar.

Die temporär ermittelte Schadstofffracht von ca. 2 kg/d oder 700 kg/a kann bei gleichbleibendem Schadstoffeintrag zwar nur als eine punktuell vorgenommene Bestimmung unter Abflussverhältnissen, die mittlere Niedrigwasserverhältnisse repräsentieren, betrachtet werden. Dennoch ist insgesamt von einer erheblichen LHKW-Verunreinigung des Gewässers aus der ungesättigten und gesättigten Bodenzone auszugehen.

Mit der gemessenen Schadstofffracht sind ein Gewässerschaden und gleichzeitig eine akute Gefahr für das Gewässer vorhanden. Im Vergleich mit den Zielvorgaben für das Schutzgut Trinkwasserversorgung ist eine noch gravierendere Gefahrenlage ausweisbar.

11.7 Anstrom-Abstrom-Betrachtung für das Grundwasser (sehr vereinfacht)

Zur Erfassung und Verifizierung des aus einem LHKW-Schadensherd (ehemalige Chemische Reinigung) feststellbaren Grundwasserschadens wurde eine **Anstrom-Abstrom-Betrachtung** für das Grundwasser durchgeführt.

Ausgangssituation

Für o. g. Betrachtung wurden neben dem eigentlichen GW-Anstrom zum Untersuchungsgebiet bzw. den Schadensherd 2 Kontroll- oder Prüfquerschnitte festgelegt und betrachtet:

Kontrollquerschnitt 1 - unmittelbarer Abstrom vom Schadherd

Kontrollquerschnitt 2 - Abstrom aus dem Untersuchungsgebiet

Für den GW-Anstrom sowie die beiden Kontrollquerschnitte standen Messstellen mit entsprechenden Analyseergebnissen zur Verfügung.

Der gesamte Grundwasserleiter wurde teufendifferenziert betrachtet, da die Kontaminanten entsprechend ihrer Dichte ein deutlich differenziertes Verhalten bezüglich Teufe und Entfernung vom Schadensherd zeigen.

Dazu standen für den ca. 14 m mächtigen Grundwasserleiter mit einem Grundwasserflurabstand von ca. 6 m Gruppenmessstellen mit teufendifferenzierter Filterlage zur Verfügung:

GWM OP Oberpegel in der GW-Wechselzone, ca. 5 – 8 m unter Gelände

GWM MP Mittelpegel im Teufenbereich, ca. 12 – 14 m unter Gelände

GWM UP Unterpegel an der Basis des GWL, ca. 18 – 20 m unter Gelände

Als Hauptkontaminanten wurden sowohl die Ausgangssubstanzen als auch die Abbauprodukte betrachtet. Neben der Summe LHKW, dem AOX-Wert, Trichlorethen, Tetrachlorethen, Vinylchlorid, wurden somit auch cis-1,2-Dichlorethen und trans-1,2-Dichlorethen erfasst.

Bewertung

Entsprechend den Festlegungen der LAWA (1994) [94] zur Mindeständerung im Vergleich zum Oberstrom existieren folgende Vergleichsmöglichkeiten:

Tabelle 65: Mindeständerungen nach LAWA

	Mindeständerung im Vergleich zum Oberstrom (Differenzwert)	
LHKW, gesamt	+ 5 µg/l	(+ 25 % bei höherer Vorbelastung)
Adsorbierbare org. geb. Halogene (AOX)	+ 20 µg/l	(+ 25 % bei höherer Vorbelastung)

Tabelle 66: Differenzbetrachtung GW-Anstrom – Schadherd – Grundwasserabstrom

Inhaltsstoff	GW - Anstrom		Kontrollquerschnitt I - Abstrom vom Schadherd				Kontrollquerschnitt II - Abstrom vom U-Gebiet			
	1		2		Differenz von 1 und 2		3		Differenz von 1 und 3	
	Pegel	Wert [mg/l]	Pegel	Wert [mg/l]	[mg/l]	x-facher Wert	Pegel	Wert [mg/l]	[mg/l]	x-facher Wert
LHKW	GWM 1 OP	0,0093	GWM 2 OP	24,8667	24,8574	2.673	GWM 3 OP	0,089	0,08	10
	GWM 1 MP	0,0199	GWM 2 MP	12,26	12,2401	615	GWM 3 MP	0,0426	0,02	2
	GWM 1 UP	0,0277	GWM 2 UP	0,526	0,4983	18	PB 4	0,128	0,10	5
Trichlorethen (Tri)	GWM 1 OP	0,006	GWM 2 OP	2	1,994	332	GWM 3 OP	0,01	0,00	2
	GWM 1 MP	0,016	GWM 2 MP	1,5	1,484	93	GWM 3 MP	0,0003	-0,02	0
	GWM 1 UP	0,02	GWM 2 UP	0,076	0,056	3	PB 4	0,022	0,00	1
Tetrachlorethen (Per)	GWM 1 OP	0,0008	GWM 2 OP	22	21,9992	27.499	GWM 3 OP	0,015	0,01	19
	GWM 1 MP	0,0002	GWM 2 MP	10	9,9998	49.999	GWM 3 MP	0,0003	0,00	2
	GWM 1 UP	0,0072	GWM 2 UP	0,37	0,3628	50	PB 4	0,045	0,04	6
cis-1,2-Dichlorethen (Cis)	GWM 1 OP	0,0025	GWM 2 OP	0,84	0,8375	335	GWM 3 OP	0,064	0,06	26
	GWM 1 MP	0,0035	GWM 2 MP	0,75	0,7465	213	GWM 3 MP	0,042	0,04	12
	GWM 1 UP	0,0005	GWM 2 UP	0,077	0,0765	153	PB 4	0,061	0,06	122
trans-1,2-Dichlorethen (Trans)	GWM 1 OP	<0,002	GWM 2 OP	0,009			GWM 3 OP	<0,002		
	GWM 1 MP	<0,002	GWM 2 MP	0,007			GWM 3 MP	<0,002		
	GWM 1 UP	<0,002	GWM 2 UP	<0,002			PB 4	<0,002		
Vinylchlorid (VC)	GWM 1 OP	<0,002	GWM 2 OP				GWM 3 OP	<0,002		
	GWM 1 MP	<0,002	GWM 2 MP				GWM 3 MP	<0,002		
	GWM 1 UP	<0,002	GWM 2 UP	<0,002			PB 4	<0,002		
AOX	GWM 1 OP	0,012	GWM 2 OP	48	47,988	3999	GWM 3 OP	0,062	0,05	5
	GWM 1 MP	0,017	GWM 2 MP	15	14,983	881	GWM 3 MP	0,029	0,01	2
	GWM 1 UP	0,02	GWM 2 UP	1,3	1,28	64	PB 4	0,098	0,08	5

Interpretation

Die Ergebnisse der Anstrom-Abstrom-Differenzbetrachtung sind aus vorstehender Tabelle 66 ersichtlich.

Eine höhere Vorbelastung im GW-Anstrom ist nicht vorhanden. Die dort gemessene Konzentration stellt die im innerstädtischen Gebiet vorhandene Hintergrundbelastung im Grundwasser dar.

Damit gilt für die Bewertung des Unterschiedes Anstrom-Abstrom nach LAWA (1994) für die Summe LHKW die Änderung von + 5 µg/l.

Der Vergleich von 2 Kontrollquerschnitten mit der Anstromkonzentration zeigt die vielfache Überschreitung derselben an. Im unmittelbaren Abstrom vom Schadherd selbst (Kontrollquerschnitt 1) ist beispielsweise für die Summe LHKW eine maximale Überschreitung um das 2.600fache gegeben, für Tetrachlorethen beträgt sie sogar 27.000- bis 50.000fach.

Im Kontrollquerschnitt 2 (Abstrom vom gesamten Untersuchungsgebiet) werden die Anstromkonzentrationen noch für Summe LHKW um das 9,5fache, für Tetrachlorethen um das 19fache, für das Abbauprodukt cis-1,2-Dichlorethen um das 122fache überschritten.

Aus dieser Sicht ist ein Grundwasserschaden abzuleiten, der nicht nur geringfügig und kleinräumig ist. Die Gefahr für das Grundwasser ist nicht tolerierbar.

11.8 Fracht-Betrachtung für das Grundwasser

Für einen Tankstellenstandort wurden unter Nutzung der Grundlagen des Hydrogeologischen Arbeitsmodelles in [1] Frachtabschätzungen nach vorliegenden Grundwasseruntersuchungen durchgeführt.

Tabelle 67: Hydrogeologisches Arbeitsmodell (nach [1], Anlage 10)

	Anmerkungen	Stufe der Detailuntersuchung			ge- wählt
		min.	mittel	max.	
Geometrie					
A_{SiWa} [m ²]	ca. 20 % der Kontaminationsfläche sind nicht befestigt	140	420	700	140
B_A [m]	vergrößert sich mit Schwankungen der GW-Fließrichtung	20	30	40	20
h_{GW} [m]	geschätzt	5	6,5	8	6,5
A_A [m ²]	= $h_{GW} * B_A$	100	195	320	130
h_{KGW} [m]	geschätzt	1			
A_{KGW} [m ²]	= $h_{KGW} * B_A$	20	30	40	20
Hydraulik					
geschätzt/berechnet					
Fließrichtung [°]	geschätzt	160			
k_f [m/s]	geschätzt	5,05E-05			
l [-]	geschätzt	0,02			
n_f [-]	geschätzt	0,05			
a [m]	$a = \frac{0,5 * B_A}{n}$ n= 2 (Messstellen)	5			
Q_{PV} [m ³ /h]	theoretisch erforderlich nach	3			
t_{PV} [h]	$t_{PV} = \frac{a2 * \pi * h_{GW} * n_f}{Q_{PV}}$	8,50			
Volumenströme					
Q_A [m ³ /d]	$Q_A = k_f * A_A * l * 86400$ Sekunden				11,23
Q_{SiWa} [m ³ /d]	$Q_{SiWa} = \frac{A_{SiWa} * GWN}{38600}$				0,19
Q_{KGW} [m ³ /d]	$Q_A = k_f * A_{KGW} * l * 86400$ Sekunden				1,75
Q_{SH} [m ³ /d]	$Q_{SH} = Q_{SiWa} + Q_{KGW}$				1,94
Q_{ZT} [m ³ /d]	$Q_{ZT} = Q_A - Q_{SH}$				9,29
GWN [mm/a]	N=677 mm/a und ET _{pot} =625 mm/a, verbleibende Differenz = Infiltration in l/m ² im Jahr	17	34,5	52	52

Ableitung der erfassten Abstrombreite jedes Pegel entsprechend der praktisch erreichten GW-Entnahmerate in der angegebenen Pumpversuchsdauer					
		Pegel 1	Pegel 2	Pegel 3	
t_{PV} [h]	Pumpversuchsdauer bis zur Entnahme der GW-Probe	3	1,5	1,5	
h_{GW} [m]	gemessen	6,82	7,35	7,86	
Q_{PV} [m ³ /h]	gemessen	0,1	3	3	
a [m]	$a = 2 * \sqrt{\frac{t_{PV} * Q_{PV}}{\pi * h_{GW} * n_f}}$	1,06	3,95	3,82	

Interpretation der Ergebnisse

Unter Nutzung der Grundwasseruntersuchungsergebnisse sowie der Berechnungsansätze im o.g. Arbeitsmodell kann folgendes festgestellt werden:

- Die aus dem Kontaminationsherd sich in vertikaler Richtung bewegende Sickerwassermenge Q_{SiWa} wurde mit ca. 190 l/d ermittelt. Dabei wurde berücksichtigt, dass von der gesamten Kontaminationsfläche von etwa 700 m² nur etwa 20 % ohne Oberflächenbefestigung / Oberflächenwasserableitung sind. Nur auf dieser Fläche kann ein oberflächlicher Sickerwassereintag über die Grundwasserneubildung erfolgen.
- Der Volumenstrom Q_{SH} , der nach Durchsickerung des Kontaminationsherdes dem Grundwasser zufließt, wird auf ca. 1,94 m³/d ermittelt. Er setzt sich zusammen aus der vertikalen Sickerrate von 190 l/d und dem horizontalen GW-Volumenstrom von 1.750 l/d.
- Die abstromige GW-Belastung für MKW beträgt 0,049 mg/l, damit ergibt sich beim Volumenstrom von $Q_{SH} = 1,76$ m³/d eine MKW-Fracht im Grundwasser von 95 mg/d. Für eine abstromig gemessene Benzolbelastung von 0,0014 mg/l ergibt sich eine Schadstofffracht im Grundwasser von 2,7 mg BTEX/d.
- Die vorgenannte abstromige Grundwasserbelastung charakterisiert den gesamten Grundwasserstrom Q_A , der sich aus den beiden Teilströmen Q_{SH} (Sickerwasser Q_{SiWa} und Kontaktgrundwasser Q_{KGW}) und Q_{ZT} (Zustrom, der nicht mit dem Schadherd in Kontakt gekommen ist) zusammensetzt.

$$Q_A = Q_{ZT} + Q_{SH}$$

$$Q_{SH} = Q_{SiWa} + Q_{KGW}$$

(für den Fall, dass sowohl die gesättigte als auch die ungesättigte Zone kontaminiert sind)

Die Berechnung der Belastung aus dem Schadherd erfolgte dabei nach dem Verhältnis

$$c_{QSH} = Q_A \cdot \frac{c_A}{Q_{SH}}$$

11.9 Fracht-Betrachtung für das Grundwasser (sehr vereinfacht)

Mit gemessenen Schadstoffkonzentrationen wurde eine überschlägliche und sehr vereinfachte **Frachtabschätzung** für das Grundwasser aus dem Schadensherd einer ehemaligen Chemischen Reinigung durchgeführt. Dazu wurden folgende Grundwerte für die hydraulische Situation sowie die Schadstoffsituation angenommen:

B_A	Breite der Grundwasser-Querschnittsfläche: (Anstrombreite)	40 m
d_{GW}	Grundwassermächtigkeit, gesamt: (aufgelöst in 3 Lamellen mit 3 – 6 – 5 m Mächtigkeit)	14 m
I	hydraulischer Gradient (Grundwassergefälle):	1/150
k_f	Durchlässigkeitsbeiwert:	2×10^{-4} m/s
C_{SH}	Schadstoffkonzentration im Grundwasserschadherd (Σ LHKW)	
	Oberer GWL-Bereich - angenommene Mächtigkeit 3 m:	25 mg/l
	Mittlerer GWL-Bereich- angenommene Mächtigkeit 6 m:	12 mg/l
	Unterer GWL-Bereich - angenommene Mächtigkeit 5 m:	0,6 mg/l
M_W	Schadstofffracht im GWL (mg/a oder kg/a)	

Die Berechnung erfolgte nach folgender Formel:

$$M_W = C_{GW} \cdot Q_{GW} = C_{GW} \cdot B_A \cdot d_{GW} \cdot k_f \cdot I$$

Folgendes Überschlagsergebnis wurde ermittelt, wobei die Grundwasserneubildung unberücksichtigt geblieben ist und die Konzentration im Schadherd (Lage des Gefahren- bzw. Schadensherdes in der ungesättigten Zone) mit der Sickerwasserkonzentration gleichgesetzt wurde.

$$\begin{aligned}
 M_{W1} &= 25 \times 40 \times 3 \times 2 \times 10^{-4} \times 1/150 = 4 \times 10^{-3} \text{ g/s} &= 126 \text{ kg/a} \\
 M_{W2} &= 12 \times 40 \times 6 \times 2 \times 10^{-4} \times 1/150 = 3,8 \times 10^{-3} \text{ g/s} &= 121 \text{ kg/a} \\
 M_{W3} &= 0,6 \times 40 \times 5 \times 2 \times 10^{-4} \times 1/150 = 1,6 \times 10^{-4} \text{ g/s} &= 6 \text{ kg/a} \\
 M_{W_{\text{gesamt}}} &= 126 + 121 + 5 \text{ kg/a} &= 252 \text{ kg/a}
 \end{aligned}$$

Nach obigem Überschlag ergibt sich aus der gegenwärtigen Kontaminationssituation ein LHKW-Austrag aus dem Schadensherd von jährlich ca. 250 kg.

11.10 Modellrechnung zur Sickerwassermenge für eine Alt- ablagerung (Deponie) mit Programm HYDRUS-1D

Ausgangssituation

Für eine Altablagerung (Hausmülldeponie in einem ehemaligen Steinbruch) wurden wasserhaushaltliche Betrachtungen durchgeführt. Diese umfassten die direkte Messung des Sickerwasserabflusses aus der Deponie und Wasserhaushaltsmodellbetrachtungen zur Größe des unterirdischen Abflusses bzw. der Grundwasserneubildung im Langzeitverhalten bzw. den jahreszeitlichen Schwankungen in Abhängigkeit von den Klimafaktoren.

Ausgangspunkt der Berechnungen zum gegenwärtigen und prognostischen Verhalten des Sickerwassers der Altablagerung stellten die Langzeit-Messungen (5 Monate) des Sickerwasserabflusses dar, deren Ergebnisse in nachfolgender Abbildung 21 als Ganglinie dargestellt sind.

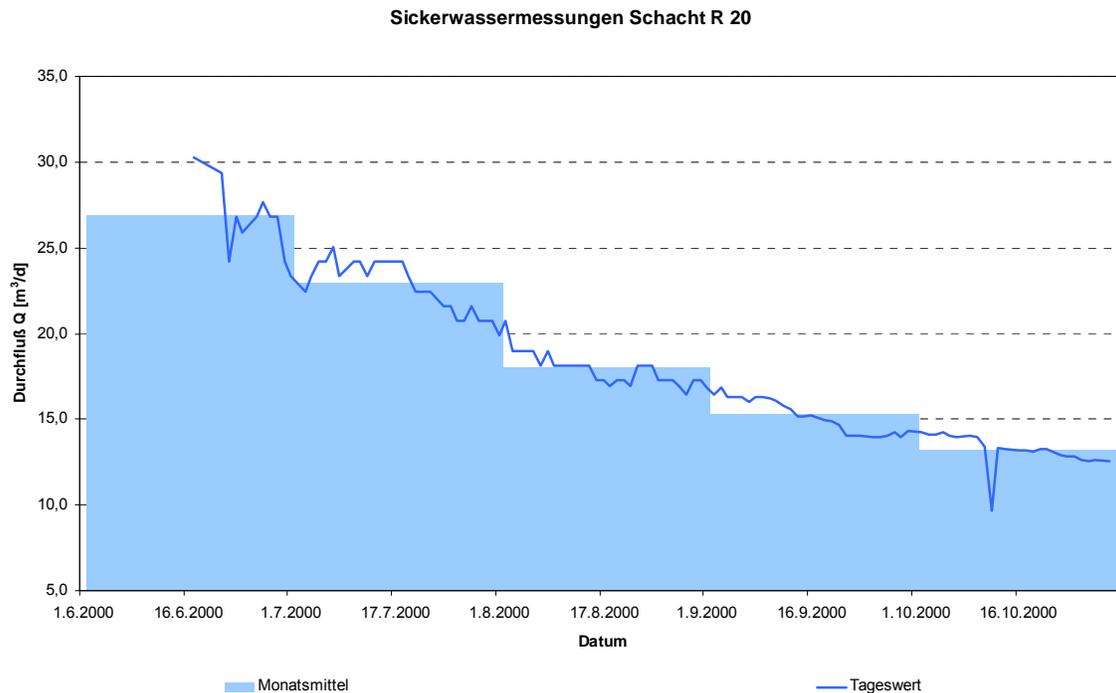


Abbildung 21: Ganglinie der Langzeit-Messung des Sickerwasserabflusses

Berechnungen mit Modell HYDRUS-1D

Unter Einbeziehung der Ergebnisse der Berechnungen zum unterirdischen Abfluss der Altablagerung wurden die Berechnungen mit dem geohydraulischen Modell HYDRUS-1D durchgeführt.

Das Programm HYDRUS-1D realisiert die eindimensionale Berechnung von Strömungs- und Stofftransportprozessen in der ungesättigten Zone unter Berücksichtigung von Hysterese und Wurzelentzug.

Bei der Berechnung der Stofftransportprozesse können molekulare Diffusion, hydrodynamische Dispersion, lineare und nichtlineare Gleichgewichtsreaktionen und Abbaureaktionen 1. Ordnung erfasst werden. Die Randbedingungen 1. und 2. Art für die Strömungs- und Stofftransportprozesse können konstant oder zeitvariabel angesetzt werden.

Des Weiteren gestattet das Programm die Unterteilung des Bodenkörpers in einzelne Bodenarten und Schichten.

Im vorliegenden Fall wird von den verfügbaren Möglichkeiten des Programms nur der Strömungstransport ohne Hysterese und Wurzelentzug genutzt.

Das Programm HYDRUS-1D zur Simulation der eindimensionalen Strömungsprozesse in der ungesättigten Zone basiert auf der Strömungsgleichung

$$C \frac{\partial h}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(k \frac{\partial h}{\partial z} - k \right)$$

mit:

h	Druckhöhe	[m]
C	d Θ / d h Bodenwasserkapazität	[m ⁻¹]
Θ	volumetrischer Wassergehalt	[/]
k	Durchlässigkeitskoeffizient	[md ⁻¹]
z	Ortskoordinate	[m]
t	Zeit	[d]

Als Anfangsbedingung für die Lösung der Gleichung gilt wahlweise

$$h(z,0) = h_i(z)$$

oder

$$\Theta(z,0) = \Theta_i(z).$$

Das bedeutet, dass zu Beginn der Berechnung die Saugspannung im Bodenkörper oder der volumetrische Wassergehalt vorgegeben werden können.

An der Bodenoberfläche (z=0) sind Randbedingungen 1. und 2. Art realisierbar:

$$h(0,t) = h_0(t)$$

und

$$\left(-k \frac{\partial h}{\partial z} - k \right) \Big|_{z=0} = q_0(t)$$

In entsprechender Weise gilt an der Unterkante der betrachteten Bodenkörper ($z=l$):

$$h(l,t) = h_l(t)$$

$$\left(-k \frac{\partial h}{\partial z} - k \right) \Big|_{z=l} = q_l(t)$$

oder

$$\frac{\partial h}{\partial z} \Big|_{z=l} = 0$$

Letztere Gleichung bedeutet freien Ausfluss aus dem Bodenkörper.

HYDRUS-1D nutzt zur Beschreibung der hydraulischen Eigenschaften des Bodens die in vielen einschlägigen Programmen benutzten Funktionen nach VAN GENUCHTEN:

$$\Theta(h) = \Theta_r + \frac{\Theta_s - \Theta_r}{\left(1 + |\alpha h|^\beta\right)^\gamma}$$

$$k_r = k_s \cdot S^{\frac{1}{2}} \left[1 - \left(1 - S^{\frac{1}{\gamma}} \right)^\gamma \right]^2$$

$$S = \frac{\Theta - \Theta_r}{\Theta_s - \Theta_r}$$

mit

h	=	Kapillardruck	[m]
Θ_s	=	volumetrischer Wassergehalt bei Sättigung	
Θ_r	=	Restsättigung	[/]
k_s	=	Durchlässigkeitskoeffizient bei Sättigung	[md^{-1}]
k_r	=	relativer k-Wert	[md^{-1}]
α, β	=	bodenspezifische Koeffizienten	[m^{-1}]
γ	=	$1-1/\beta$.	

Modellstruktur

Die Modellstruktur ist aus Abbildung 22 ersichtlich.

Die Simulation des Sickerwassertransports wurde für einen Deponiekörper von

$$M = 12 \text{ m}$$

Mächtigkeit durchgeführt. Die an der Unterkante des Bodenkörpers ausfließende Sickerwassermenge tritt dann im gesättigten Bereich dem Sickerwassermessschacht zu und soll mit der dort ausfließenden Wassermenge identisch sein.

Der Bodenkörper wurde bei der Simulation als einschichtig angesetzt. Die Heterogenitäten sind über einen einheitlichen repräsentativen Durchlässigkeitskoeffizienten k_r erfasst.

Die Diskretisierungsweite hat einen Wert von

$$\Delta z = 0,1 \text{ m,}$$

so dass das Modell aus insgesamt 120 Elementen besteht.

Mit dieser Diskretisierung konnte die Modellrechnung ausreichend genau durchgeführt werden.

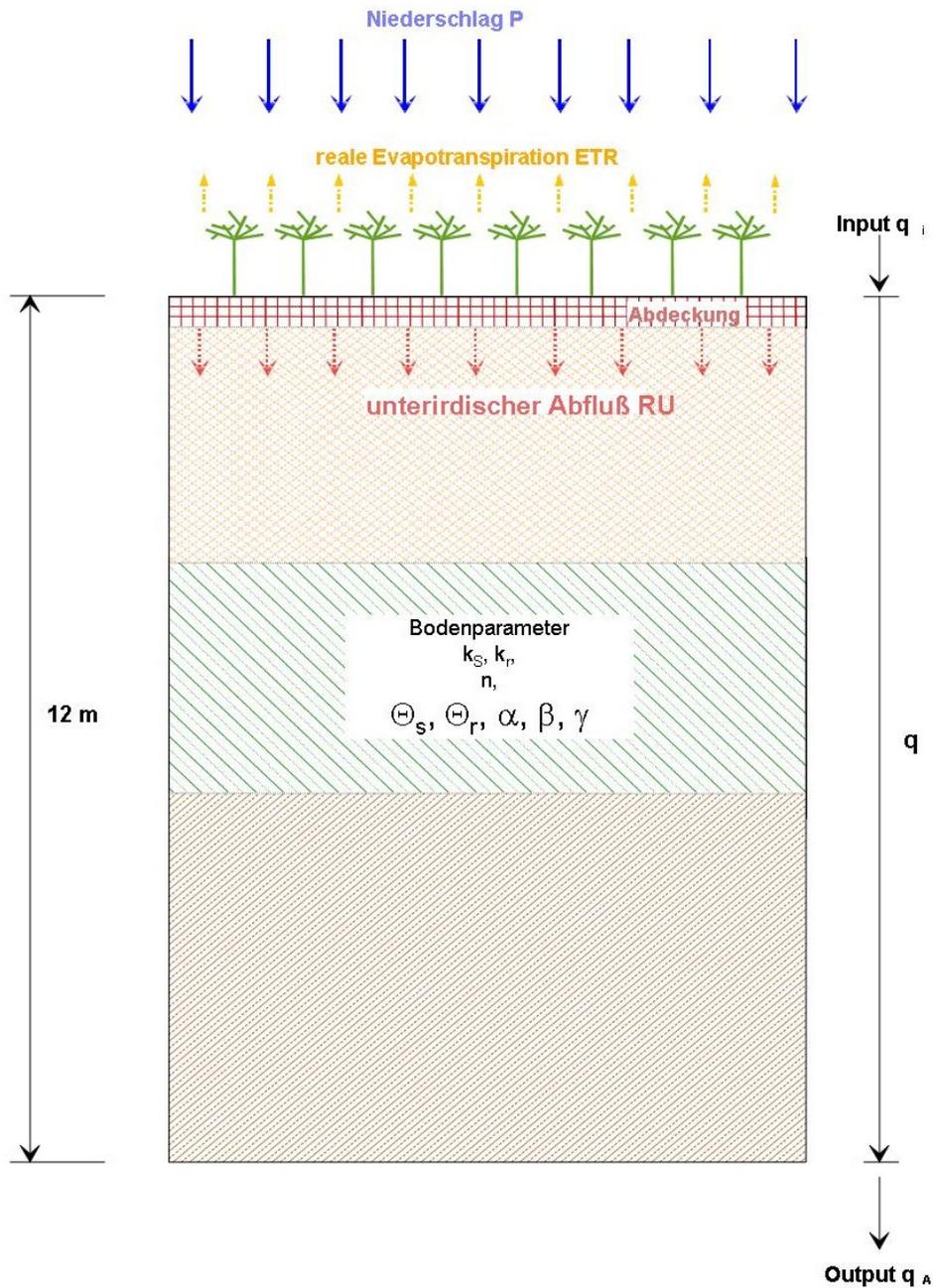


Abbildung 22: Modellstruktur HYDRUS 1D

Modellquantifizierung

Die für die Berechnung notwendigen geohydraulischen Parameter der ungesättigten Strömung sind aus der Datenbank des Forschungsthemas EXPOSI (BEIMS, U. & GUTT, B., 2000) entnommen.

Die im Folgenden dargestellten Ergebnisse wurden letztlich mit folgenden Parametern erreicht:

$$\begin{aligned}
 k_r &= 3 \cdot 10^{-4} \text{ m/s,} \\
 \Theta_{\text{sätt}} &= 0,38, \\
 \Theta_{\text{rest}} &= 0,03, \\
 \alpha &= 0,25, \\
 n &= 2,2.
 \end{aligned}$$

Als Anfangsbedingung für die ungesättigten Verhältnisse im Deponiekörper wurde

$$\begin{aligned}
 \Theta_A &= 0,2, \\
 h_A &= -20 \text{ cm}
 \end{aligned}$$

angesetzt. Die Wahl dieser Werte ist von untergeordneter Bedeutung, da vor dem eigentlichen Simulationszeitraum ein Vorlauf von acht Monaten lag. Dadurch konnten sich die hydrodynamischen Verhältnisse genügend lange dem innerjährlichen Gang anpassen.

Die Versickerungsrate an der Oberfläche der Deponie wurde auf Monatsbasis berechnet. Grundlage dafür waren die Niederschlagswerte (P) der maßgebenden Messstation und die langjährige Verteilung der Monatswerte der potenziellen Evapotranspiration (ETP) nach PENMAN:

Niederschlag	1999:	P = 507 mm
	2000:	P = 668 mm
potenzielle	1999:	ETP = 630 mm
Evapotranspiration	2000:	ETP = 630 mm.

Aus dem innerjährlichen Gang beider Größen und einer hydrologisch sinnvollen Modifikation im Rahmen der Anpassung der Abflusswerte wurden als unterirdische Abflüsse folgende Jahressummen ermittelt:

unterirdischer	1999:	RU = 57 mm
Abfluss	2000:	RU = 145 mm.

Berechnungsergebnis

Das Ergebnis der abschließenden Berechnung ist in Abbildung 23 dargestellt.

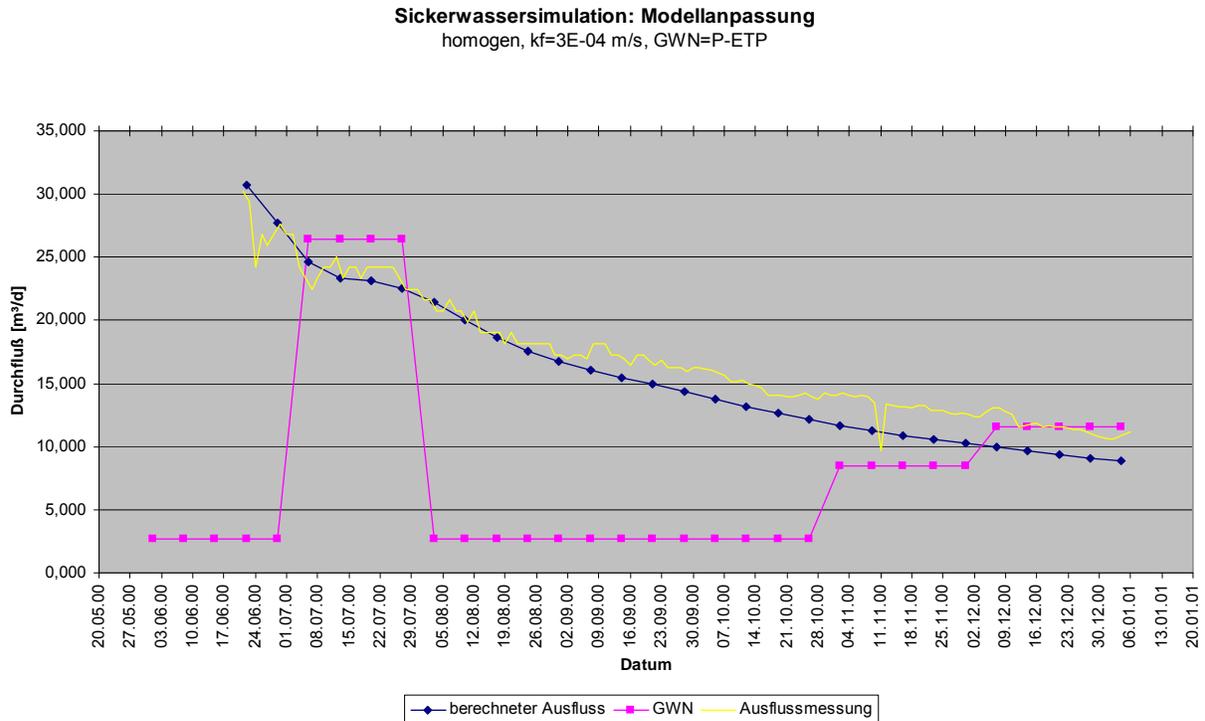


Abbildung 23: Sickerwassersimulation - Modellanpassung

Das Bild zeigt eine gute Übereinstimmung zwischen den gemessenen Sickerwasserabflüssen am Messschacht und den mit dem Programm HYDRUS-1D simulierten Werten. Als dritte Größe ist in der Graphik die angesetzte Grundwasserneubildung für den Simulationszeitraum Juni bis Dezember 2000 eingetragen.

1 – 2 Monaten

im Deponiekörper auftraten.

Prognose der Sickerwasserentwicklung

Aufbauend auf der Parameter- und Modellidentifikation wurden prognostische Berechnungen der Sickerwasserentwicklungen für mehrere Szenarien dargestellt.

Szenario 1

Die Verhältnisse an der Deponie (bisher ohne wirksame Abdeckung) ändern sich nicht und es werden die langjährigen Mittelwerte für den unterirdischen Abfluss angesetzt und weiter wirksam bleiben.

Bei der Ermittlung des unterirdischen Abflusses wird die im Rahmen des Forschungsprojektes EXPOSI entwickelte empirische Methodik angewendet.

Diese berücksichtigt als Eingangsgrößen:

- Niederschlag,
- Bodenart,
- Bewuchs und
- Versiegelung.

Mit den deponiespezifischen Angaben ergibt sich ein langjähriger Mittelwert des unterirdischen Abflusses von

$$RU = 218 \text{ mm.}$$

Die prozentuale Aufteilung auf die einzelnen Monate erfolgt nach dem ebenfalls in EXPOSI enthaltenen Schlüssel.

Die Ergebnisse einer mehrjährigen Modellrechnung sind in Abbildung 24 dargestellt. Dabei ist gut die Verschiebung und die Dämpfung der Impulsantwort zu erkennen. Die berechneten Ausflüsse schwanken jahreszeitlich zwischen

$$Q = 10 - 50 \text{ m}^3/\text{d.}$$

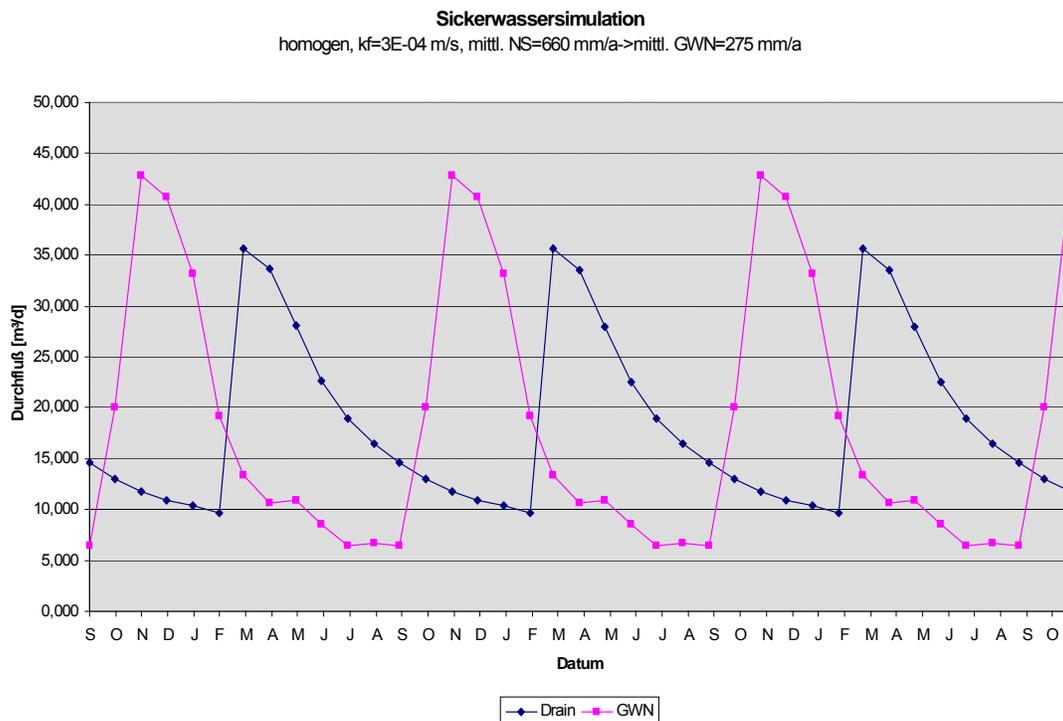


Abbildung 24: Sickerwassersimulation – Szenario 1

Szenario 2

Es wird als Oberflächenabdeckung eine Rekultivierungsschicht von 1 bis 2 m Stärke aus bindigem Material aufgebracht, auf der eine üppige Vegetation mit einer hohen potenziellen Evapotranspiration vorhanden ist.

Für einen solchen Fall wurde nach der beschriebenen Methodik ein unterirdischer Abfluss von

$$RU = 90 \text{ mm}$$

berechnet.

Die Ergebnisse der Simulation sind in Abbildung 25 dargestellt. Die Sickerraten würden in einem solchen Fall ab dem zweiten Jahr nach der Realisierung zwischen

$$Q = 5 - 15 \text{ m}^3/\text{d}$$

liegen.

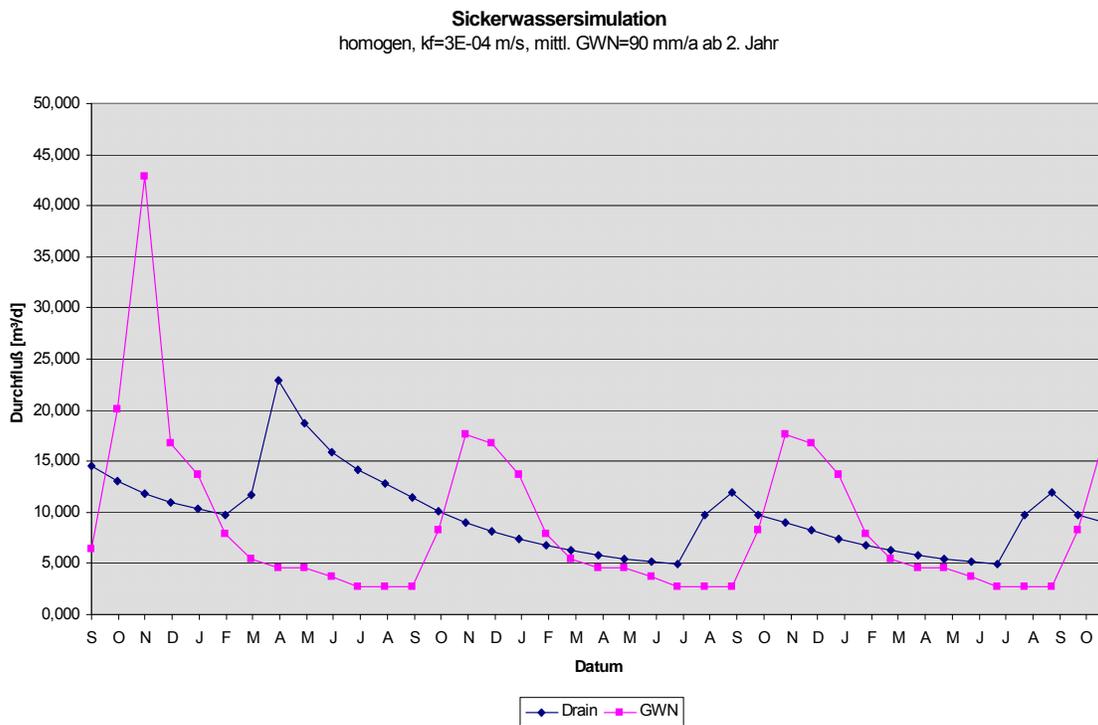


Abbildung 25: Sickerwassersimulation – Szenario 2

Szenario 3

Es wird eine dichte Abdeckung nach TA Siedlungsabfall hergestellt.

In der Folge wird es eine Auslauffunktion des Sickerwassers aus der Deponie geben, die nach zwei Jahren praktisch gegen Null läuft (siehe Abbildung 26).

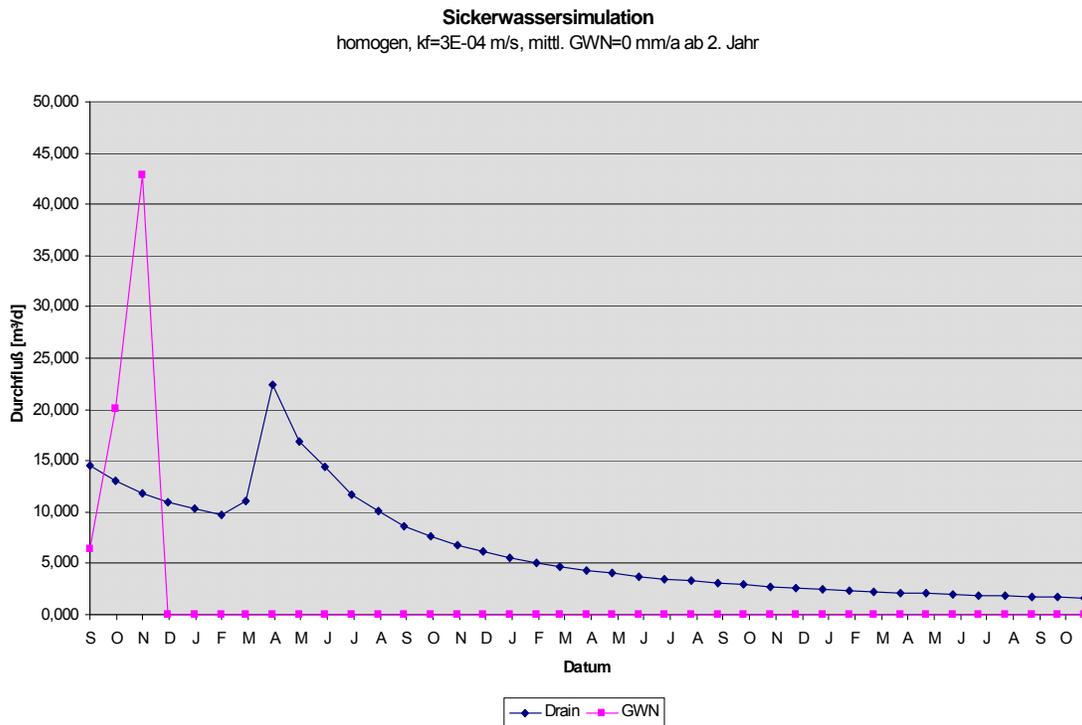


Abbildung 26: Sickerwassersimulation – Szenario 3

12 Dokumentation der Ergebnisse

12.1 Gutachten zur Detailuntersuchung

Sämtliche Ergebnisse der durch die Detailuntersuchung ermittelten Sachverhalte sowie die fachliche Beurteilung der Untersuchungsergebnisse sind in einem Gutachten nachvollziehbar darzustellen. Dieses Gutachten sollte sowohl die textlichen Ausführungen zu den in den Kapiteln 4 – 10 enthaltenen Schwerpunkten als auch deren tabellarische, grafische und kartographische Darstellung enthalten.

Allgemeine Anforderungen an das Gutachten

Das Gutachten ist inhaltlich so zu gestalten, dass folgende 4 Hauptpunkte ausreichend Berücksichtigung finden:

1. **Präzise Aussagen zu Gefährdungssituation und Handlungsbedarf**
Entsprechend der vorzugebenden Zielstellung der Aufgabe müssen auf die Fragestellungen klare, präzise und begründete Antworten gefunden werden. Begründungen müssen den speziellen Gegebenheiten des Einzelfalles Rechnung tragen und für fachlich Beteiligte überprüfbar sein.
2. **Verlässlichkeit der Aussagen**
Durchgeführte Untersuchungen sind gewissenhaft zu dokumentieren und sachkundig auszuwerten. Schlussfolgerungen müssen plausibel und auf ihre Zuverlässigkeit überprüfbar sein. Globale Schätzungen und unbestimmte Andeutungen sind zu vermeiden. Sofern eindeutige Ergebnisse nicht zu erzielen sind, hat der Gutachter explizit darauf hinzuweisen. Ungenügend gesicherte Ergebnisse und Schlussfolgerungen sind nicht als zuverlässig darzustellen.
3. **Verständlichkeit der Ausführungen**
Das Gutachten muss sprachlich so abgefasst werden, dass die Grundaussagen auch für den Nichtfachmann verständlich werden. Fachbegriffe sind zu erläutern. Die Erkenntnisse sind möglichst durch Abbildungen und grafische Darstellungen bildhaft zu veranschaulichen.
4. **Vermeidung rechtlicher Beurteilungen**
Die ermittelten Sachverhalte sind objektiv zu beschreiben und zu beurteilen. Eine rechtliche Bewertung derselben ist zu unterlassen, um damit behördlichen Entscheidungen nicht vorzugreifen.

Grundsätze zu Inhalt und Form des Gutachtens

Die Ergebnisse der Detailuntersuchung sind entsprechend der vorgeschlagenen Mustergliederung in einem Abschlussbericht zusammenzufassen. Die Inhalte haben sich an der Aufgabenstellung und Zielsetzung der Detailuntersuchung zu orientieren. Die ermittelten Ergebnisse sind in geeigneter Form darzustellen und zu kommentieren. Entsprechend der jeweiligen einzelfallbezogenen Aufgabenstellung ist die Mustergliederung umzusetzen und anzuwenden. Damit ist

gesichert, dass grundsätzlich alle wesentlichen Sachverhalte in logischer Reihenfolge beschrieben und bewertet werden.

Eine ausführliche inhaltliche Gliederung befindet sich in Anlage 14. Folgende Hauptgliederungspunkte sind zu verwenden:

Abschlussbericht zur Detailuntersuchung

Inhaltsverzeichnis

Tabellenverzeichnis

Abbildungsverzeichnis

Anlagenverzeichnis

Abkürzungen

1. Zusammenfassung
2. Einleitung
3. Beschreibung des Untersuchungsgebiets und seines Umfelds
4. Erfassung und Auswertung vorhandener Informationen
5. Ableitung des Untersuchungsprogramms
6. Darstellung der Arbeits- und Untersuchungsmethodik
7. Untersuchungsergebnisse
8. Prognose der zeitlichen und räumlichen Schadstoffausbreitung
9. Gefährdungsabschätzung
10. Handlungsbedarf
11. Quellen- und Literaturverzeichnis
12. Anlagen

12.2. Datenerfassung und –ablage im SALKA

Das Programm SALKA (Sächsisches Altlastenkataster) wird in den sächsischen Behörden zur Erfassung, Verwaltung und Auswertung aller Daten zu Altlasten und altlastverdächtigen Flächen eingesetzt.

Die Daten zur Detailuntersuchung werden direkt mit dem Programm SALKA erfasst. Da sich die Detailerkundung nicht in jedem Fall auf die gesamte Fläche beziehen muss, sondern auch nur eine Teilfläche betreffen kann, können auch die Detailuntersuchungsdaten pro Teilfläche erhoben werden.

Folgende Angaben zur Detailuntersuchung werden im Programm SALKA gespeichert:

- allgemeine Angaben und Ergebnisse
- betroffene Schutzobjekte mit relevanten Schutzgütern und deren Nutzung
- Proben- und Analysendaten
- Modellierungsergebnisse
- vorläufige Sanierungsziele- verbal und Werte
(bei Handlungsbedarf Sanierungsuntersuchung)
oder Überwachungsprogramm
(bei Handlungsbedarf Überwachung)

Der vollständige Erfassungsbeleg sowie die dazugehörigen Erfassungsvorschriften befinden sich in den Anlagen 14 und 15. Die Datenerfassung mit dem Programm SALKA ist in der Anlage 16 erläutert.

Die aktuelle Programmversion kann beim LfULG oder bei den unteren Bodenschutzbehörden erfragt werden. Das Nutzer-Login wird durch den jeweiligen Landkreis bzw. die kreisfreie Stadt vergeben.

12.3 Eingabe der Primärinformationen in die Aufschlussdatenbank

Für die im Rahmen von Altlastenuntersuchungsmaßnahmen neu entstandenen Aufschlüsse (Bohrungen, Sondierungen, Schürfe) werden gemäß § 4 des Lagerstättengesetzes in Verbindung mit Artikel 3 der VO zur Ausführung des Lagerstättengesetzes die Bohrung(en) beim Sächsischen Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Abteilung Geologie angezeigt. Gleichzeitig erfolgt gemäß § 49 des WHG in Verbindung mit § 45 Sächs. WG die Anzeige bei der zuständigen unteren Wasserbehörde beim LRA / Stadtumweltamt.

Dem Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Abteilung Geologie, Postfach 54 01 37, 01311 Dresden wurden folgende, mit dem Erfassungsprogramm UHYDRO erstellte Dateien für das Sächsische Umweltinformationssystem (UIS) übergeben:

- Grund- und Stammdaten zu Aufschlüssen,

Schichtenverzeichnis,
Bohrlochausbau, Hinterfüllung,
Grundwasserstände /GW-Info (Anschnitt, Ruhewasserspiegel)
Korngrößenanalysen,
Boden- bzw. felsmechanische Laboranalysenergebnisse,
Indirekte Aufschlüsse (Ramm-, Drucksondierungen),
chemische Wasseranalysen,
Pumpversuche sowie
hydrogeologische Kennwerte.

Das Programm kann jederzeit kostenlos von der Internetpräsentation des LfULG heruntergeladen werden. <http://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/geologie/7649.htm>

13. Literaturverzeichnis

- [1] SÄCHSISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND LANDWIRTSCHAFT, SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE: Handbuch zur Altlastenbehandlung, Teil 1: Grundsätze
- [2] SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE: Materialien zur Altlastenbehandlung in Sachsen, Bd. 3/1998 "Probenahme bei der Technischen Erkundung von Altlasten"
- [3] SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE: Materialien zur Altlastenbehandlung in Sachsen 1/2002: Bewertungshilfen bei der Gefahrenverdachtsermittlung in der Altlastenbehandlung
- [4] BUND-LÄNDER-ARBEITSGEMEINSCHAFT BODENSCHUTZ: "Hintergrundwerte für anorganische Stoffe in Böden", 1998
- [5] SEEGER, K.: "Fachliche Grundlagen zur Beurteilung von flüchtigen organischen Substanzen in der Bodenluft bei Altlasten", Umweltplanung, Arbeits- und Umweltschutz, Heft 263/1999, Hessische Landesanstalt für Umwelt
- [6] ALTLASTENAUSSCHUSS DER BUND-LÄNDER-ARBEITSGEMEINSCHAFT BODENSCHUTZ: Unterausschuss "Arbeitshilfe für Qualitätsfragen bei der Altlastenbearbeitung": Arbeitshilfe Qualitätssicherung 2002
- [7] DVWK-Merkblätter zur Wasserwirtschaft, H. 245: "Tiefenorientierte Probennahme aus Grundwassermessstellen", Wirtschafts- und Verl.-Ges. Gas und Wasser, Bonn 1997
- [8] LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG: "Handlungsempfehlung Entnahme von Bodenluftproben", Karlsruhe 2001
- [9] VDI-Richtlinie 3865 Blatt 2, 1998: Messen organischer Bodenverunreinigungen, Techniken für die aktive Entnahme von Bodenluftproben. - Beuth Verlag GmbH, 10772 Berlin
- [10] VDI 3790, BLATT 2 (2000): Deponien. Umweltmeteorologie, Emissionen von Gasen, Gerüchen und Stäuben aus diffusen Quellen
- [11] LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG: Handbuch Altlasten und Grundwasserschadensfälle: "Der Deponiegashaushalt in Altablagerungen-Leitfaden Deponiegas", Karlsruhe 1992
- [12] LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG: "Handlungsempfehlung Durchführung von Deponiegasmessungen bei Altablagerungen", Karlsruhe 2001
- [13] VDI Richtlinie 4300 Blatt 1, Ausgabe:1995-12 Messen von Innenraumluftverunreinigungen, Beuth-Verlag GmbH, Berlin
- [14] VDI Richtlinie 4280 Blatt 1, Ausgabe:1996-11 Planung von Immissionsmessungen - Allgemeine Regeln für Untersuchungen der Luftbeschaffenheit, Beuth-Verlag GmbH, Berlin
- [15] VDI Richtlinie 3940, Ausgabe:1993-10 Bestimmung der Geruchsstoffimmission durch Begehungen, Beuth-Verlag GmbH, Berlin
- [16] VDI Richtlinie 3790 Blatt 2, Ausgabe:2000-12 Umweltmeteorologie - Emissionen von Gasen, Gerüchen und Stäuben aus diffusen Quellen – Deponien, Beuth-Verlag GmbH, Berlin

- [17] VDI Richtlinie 3881 Blatt 1, Ausgabe:1986-05 Olfaktometrie; Geruchsschwellenbestimmung; Grundlagen, Beuth-Verlag GmbH, Berlin
- [18] VDI Richtlinie 3782 Blatt 1, Ausgabe:2001-12 Umweltmeteorologie - Atmosphärische Ausbreitungsmodelle - Gauß'sches Fahrenmodell für Pläne zur Luftreinhaltung, Beuth-Verlag GmbH, Berlin
- [19] SÄCHSISCHES STAATSMINISTERIUMS FÜR UMWELT UND LANDESENTWICKLUNG: Verwaltungsvorschrift zur Feststellung und Beurteilung von Geruchsimmissionen – Geruchsimmissions-Richtlinie (VwV Geruch), Sächs. Amtsblatt Nr. 17 v. 22.04.1993
- [20] SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE: Materialien zur Altlastenbehandlung in Sachsen: "Vor-Ort-Analytik", 1999
- [21] DIN 38402-12, Ausgabe:1985-06 Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Allgemeine Angaben (Gruppe A); Probenahme aus stehenden Gewässern (A 12), Beuth-Verlag Berlin GmbH
- [22] DIN 38402-15, Ausgabe:1986-07 Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Allgemeine Angaben (Gruppe A); Probenahme aus Fließgewässern (A 15), Beuth-Verlag Berlin GmbH
- [23] DIN 38410-1, Ausgabe:1987-12 Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Biologisch-ökologische Gewässeruntersuchung (Gruppe M); Allgemeine Hinweise, Planung und Durchführung von Fließgewässeruntersuchungen (M 1), Beuth-Verlag Berlin GmbH
- [24] DIN 38410-2, Ausgabe:1990-10 Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Biologisch-ökologische Gewässeruntersuchung (Gruppe M); Bestimmung des Saprobienindex (M 2), Beuth-Verlag Berlin GmbH
- [25] ISO 5667-4, Ausgabe:1987-04 Wasserbeschaffenheit; Probenahme; Teil 4: Richtlinie für die Probenahme aus natürlichen und künstlichen Seen, Beuth-Verlag Berlin GmbH
- [26] ISO 5667-6, Ausgabe:1990-12 Wasserbeschaffenheit; Probenahme; Teil 6: Hinweise zur Probenahme aus Fließgewässern, Beuth-Verlag Berlin GmbH
- [27] DIN 38414-11, Ausgabe:1987-08 Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Schlamm und Sedimente (Gruppe S); Probenahme von Sedimenten (S 11), Beuth-Verlag Berlin GmbH
- [28] LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT ABFALL: Richtlinie für das Vorgehen bei physikalischen und chemischen Untersuchungen im Zusammenhang mit der Beseitigung von Abfällen PN 2/78K - Grundregeln für die Entnahme von Proben aus Abfällen und abgelagerten Stoffen 12/83
- [29] LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT ABFALL Richtlinie PN 2/78: Richtlinien für das Vorgehen bei physikalischen und chemischen Untersuchungen im Zusammenhang mit der Beseitigung von Abfällen - Entnahme und Vorbereitung von Proben aus festen, schlammigen und flüssigen Abfällen (Stand 12/83). - Berlin: E. Schmidt.
- [30] ISO 5667-17, Ausgabe:2000-07 Wasserbeschaffenheit - Probennahme - Teil 17: Anleitung zur Probennahme suspendierter Sedimente, Beuth-Verlag Berlin GmbH
- [31] VDI 3864 Blatt 1, Ausgabe:2000-03 Messen gasförmiger Immissionen - Messen von Innenraumluftverunreinigungen - Gas-chromatographische Bestimmung von leichtflüchtigen halogenierten Kohlenwasserstoffen; Probenahme durch Adsorption an Aktivkohle; Desorption mit Lösemitteln, Beuth-Verlag Berlin GmbH

- [32] VDI 3864 Blatt 2, Ausgabe:2001-06 Messen gasförmiger Immissionen; Messen von Innenraumluftverunreinigungen - Gaschromatographische Bestimmung von leichtflüchtigen halogenierten Kohlenwasserstoffen - Probenahme durch Adsorption, Thermische Desorption, Beuth-Verlag Berlin GmbH
- [33] LANDESUMWELTAMT NORDRHEIN-WESTFALEN: Merkblätter Nr. 20 "Empfehlung für die Durchführung und Auswertung von Säulenversuchen gemäß BBodSchV"
- [34] HESSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE: "Laboranalytik bei Altlasten – Stoffsammlung", 2000
- [35] Materialien und Berichte zur Altlastenbearbeitung in Thüringen: "Biologische Verfahren in der Laboranalytik bei Altlasten – Stoffsammlung", 1997
- [36] VOGELANG, D.: "Geophysik an Altlasten", Springer-Verlag, 1993
- [37] DEUTSCHER VERBAND UNABHÄNGIGER PRÜFLABORATORIEN E. V. (VUP): "Empfehlungen zur Vergabe und Kontrolle von Laborleistungen im Umweltbereich", Nov. 1998
- [38] SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE: Materialien zur Altlastenbehandlung in Sachsen, Bd. 5/1998 "Leitfaden zum Arbeitsschutz bei der Altlastenbehandlung"
- [39] Hauptverband der gewerblichen Berufsgenossenschaften: Berufsgenossenschaftliche Regeln für Sicherheit und Gesundheit bei der Arbeit; BG-Regeln „Kontaminierte Bereiche“ (BGR128) 1997, aktualisierte Fassung 2000
- [40] MARTUS, P.; PÜTTMANN, W.: „Anforderungen bei der Anwendung von Natural Attenuation zur Sanierung von Grundwasserschadensfällen“, altlasten spektrum 2/2000 S. 87-106
- [41] LfU: Literaturstudie zum natürlichen Rückhalt / Abbau von Schadstoffen im Grundwasser, Projektphase I Texte und Berichte zur Altlastenbearbeitung Band 35/97 Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg 1997
- [42] SCHWILLE, F.: "Das Rückhaltevermögen poröser Medien für Mineralölprodukte", in „Resümee und Beiträge des 10. DECHEMA-Fachgesprächs Umweltschutz“, DECHEMA 1993
- [43] SÄCHSISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND LANDWIRTSCHAFT; SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE: Handbuch zur Altlastenbehandlung Teil 5: "Gefährdungsabschätzung, Pfad und Schutzgut Oberflächenwasser", 2001
- [44] WAYNE, R.P.: "Einfache Modelle" in [47]
- [45] KLÖPFFER, W.: "Abbau und Transformationsprozesse (Senken)", in [23]
- [46] EC: "Technical Guidance Documents in Support of the Commission Directive 93 / 67 / EEC on Risk Assessment for New Notified Substances and the Commission Regulation (EC) 1488 / 94 on Risk Assessment for Existing Substances", Part I – IV ECB, Ispra, Italy 1996
- [47] RIPPEN (Hrsg.): "Handbuch Umweltchemikalien" ecomed, Landsberg / Lech, 2000
- [48] TRAPP, S.; MCFARLANE, C.: "Plant Contamination – Modeling and Simulation of Organic Chemical Processes", Boca Raton, FL Lewis Publishers, 1995
- [49] TRAPP, S.; MATTHIES, M.: "Dynamik von Schadstoffen – Umweltmodellierung mit Cemos", Springer Verlag, Berlin, 1996

- [50] BRIGGS, G. G.: "Theoretical and experimental relationships between soil adsorption, octanol-water-partition coefficient, water solubilities, bioconcentration factors and the parachlor", Journal Agric. Food them. 29 (1981), S. 1005 – 1025
- [51] BRIGGS, G. G.; BROMILOW, R. H.; EVANS, A. A.; WILLIAMS, M.: "Relationships between lipophilicity and the distribution of non-ionised chemicals in barley shoots following uptake by the roots", Pestic. Sci. 14 (1983), S. 492 – 500
- [52] HULZEBOS, E. M.: "The uptake of air-borne substances in plants", RIVM Report no. 679102023, (1994)
- [53] WOODRUFF, N. P.; SIDDOWAY, F. H.: "A wind erosion equation", Soil. Sci. Soc. Proc. 29 (1965), S. 602 – 608
- [54] USDA : "Wind erosion handbook (draft)", U. S. Department of Agriculture, Soil Conservation Service, Washington, D. C., 1986
- [55] CHEPIL, W. S.; SIDDOWAY, F. H.; ARMBRUST, D. V.: "Climatic Factor for estimating wind erodibility of farm fields", Journal of Soil and Water Conservation 17 (1962), S. 162 – 165
- [56] SKIDMORE, E. L.; WOODRUFF, N. P.: "Wind erosions forces in the United States and their use in prediciting soil loss", Agriculture Handbook No. 346, U. S. Department of Agriculture, Washington, D. C., 1968
- [57] LYLES, L.: "Erosive Wind energy distributions and climatic factors for the West", Journal of Soil and Water Conservation 38 (1983), S. 106 – 109
- [58] THORNTHWAIT, C. W.: "Climates of North America according to a new classification", Geographical Review 25 (1931), S. 633 – 655
- [59] WILLIAMS, J. R.; JONES, C. A.; DYKE, P. T.: "A modelling approach to determining the relationship between erosion and soil productivity Transaction", American Society of Agriculture Engineers 27 (1984), S. 129 – 144
- [60] BAGNOLD, R. A.: "An approach to the sediment transport problem from general physics", U. S. Geological Survey Professional Paper 422-I (1966) in KUNTZE, H.; ROESCHMANN, G.; SCHWERTFEGER, G.: "Bodenkunde", Ulmer, Stuttgart, 1994
- [61] NEEMANN, W.; SCHÄFER, W.; KUNTZE, H.: "Bodenverluste durch Wind in Norddeutschland – erste Quantifizierungen", Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung 32 (1991), S. 180 – 190
- [62] AUERSWALD, K.; SCHWERTMANN, U.: "Modelle zur Erosionsvorhersage als Entscheidungsgrundlage des Bodenschutzes" in ROSENKRANZ et al (Hrsg.): Handbuch Bodenschutz, Erich Schmidt Verlag, Berlin 1988
- [63] SAUERBORN, P. (1987): "Die Erosivität der Niederschläge in Deutschland – Ein Beitrag zur quantitativen Prognose der Bodenerosion durch Wasser in Mitteleuropa", Bonner Bodenkundliche Abhandlungen 13
- [64] SCHWERTMANN, U.; VOGL, W.; KAINZ, M.: "Bodenerosion durch Wasser: Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen", Ulmer, Stuttgart 1987
- [65] KUNTZE, H.; ROESCHMANN, G.; SCHWERTFEGER, G.: "Bodenkunde", Ulmer, Stuttgart, 1994
- [66] LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG: "Handbuch Boden – Prognose von Bodenerosion", 1995

- [67] ARGE FRESENIUS-FOCON: Abschlussbericht "UMS-System zur Altlastenbeurteilung – Instrumente für die pfadübergreifende Abschätzung und Beurteilung von altlastenverdächtigen Flächen" im Auftrag des Umweltbundesamtes Berlin 1997
- [68] SACHS, L.: "Angewandte Statistik", Springer Verlag, Berlin 1974
- [69] STORM, R.: "Wahrscheinlichkeitsrechnung; Mathematische Statistik; Statistische Qualitätskontrolle", Sachbuchverlag, Leipzig-Köln 1995
- [70] HASSAUER, M.; KALBERLAH, F.; OLTMANN, J.; SCHNEIDER, K.: "Basisdaten Toxikologie für Umweltrelevante Stoffe zur Gefahrenbeurteilung bei Altlasten", Umweltforschungsplan des BMU, Bericht 4/93, Erich Schmidt Verlag, Berlin 1993
- [71] ISNARD, P.; LAMBERT, S.: "Estimating bioconcentration factors from Octanol-water-partition coefficients and aqueous solubility", Chemosphere 17 (1988), Heft 1, S. 21 – 34
- [72] MACKAY, D.: "Three-parameter equation describing the uptake of organic compounds by fish", Environ. Sci. Technol. 18 (1984), S. 439 – 444
- [73] MACKAY, D.: "Correlation of Bioconcentration Factors", Environ. Sci. Technol. 16 (1982), S. 274 – 278
- [74] Simmleit, N.; DOETSCH, P.; HEMPFLING, R.; MATHEWS, T.; KOSCHMIEDER, H. J.; STUBENRAUCH, S.: "Weiterentwicklung und Erprobung des Bewertungsmodells zur Gefahrenbeurteilung bei Altlasten – UMS-Modelle", Vorläufiger Abschlussbericht zum UBA-Projekt 103 02 122 – TA 5, Tausenstein-Neuhof 1994
- [75] MATZKE, U.-D.: "Geruchsbelästigung und ihre immissionsschutzrechtliche Beurteilung", UWSF - Z. Umweltch. Ökotox. 5 (1993), Heft 2, S. 112
- [76] WINNEKE, G. (1994): Geruchsstoffe. VII-4s, 3. Erg., Lfg. 1/94; in: Wichmann, H. E.; Schlipkötter, H.-W. & Füllgraf, G. (Hrsg.): Ergänzbare Handbuch der Umweltmedizin, ecomed-Verlag, Landsberg,...
- [77] SÄCHSISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND LANDESENTWICKLUNG: VwV Geruch "Verwaltungsvorschrift zur Feststellung und Beurteilung von Geruchsimmissionen – Geruchsimmissions-Richtlinie" vom 16.03.1993, Sächs. Amtsblatt Nr. 17 vom 22.04.1993
- [78] EIKMANN, T.; HEINRICH, U.; HEINZOW, B.; KONIETZKA, R. (HRSG.): "Gefährdungsabschätzung von Umweltschadstoffen. Ergänzbare Handbuch toxikologischer Basisdaten und ihre Beurteilung", Erich Schmidt Verlag Berlin 1999
- [79] FORSCHUNGS- UND BERATUNGSINSTITUT GEFAHRENSTOFFE (FoBiG): "UMS-Modelle-Erweiterung / Optimierung, Umsetzung in Fallstudien", Anhang 4 des Berichtes zum Fu.E-Vorhaben im Auftrag des Umweltbundesamtes, 1997
- [80] KONIETZKA, R.; DIETER, H. H.: "Kriterien für die Ermittlung gefahrenverknüpfter chronischer Schadstoffzufuhren per Bodenaufnahme", Gesundheitswesen (Heft 1 / 1994)
- [81] LABO-LAGA-AG: "Eckpunkte zur Gefahrenbeurteilung des Wirkungspfadefes Bodenverunreinigungen / Altlasten – Mensch (Direktpfad)" 1996
- [82] KONIETZKA, R.; DIETER, H. H.: "Ermittlung gefahrenbezogener chronischer Schadstoffdosen zur Gefahrenabwehr beim Wirkungspfad Boden – Mensch", in "Handbuch Bodenschutz", Erich Schmidt Verlag Berlin 1998

- [83] BACHMANN, G.; OLTMANN, J.; KONIETZKA, R.; SCHNEIDER, K.: "Berechnung von Prüfwerten zur Bewertung von Altlasten", Erich Schmidt Verlag Berlin 1999
- [84] SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE: "Bewertungshilfen bei der Gefahrenverdachtsermittlung in der Altlastenbehandlung" 2002
- [85] PALAR, H.; ANGERHÖFER, D.: "Chemische Ökotoxikologie", Springer Verlag, Berlin 1991
- [86] KLEIN, W.; DEBUS, R.; HERRCHEN, M.: "Ökotoxikologische Wirkungswellen für umweltrelevante Stoffe zur Gefahrenbeurteilung bei Altlasten", Abschlussbericht zum FuE-Vorhaben, Umweltbundesamt 1993
- [87] UMWELTBÜRO DR. GERHARD MÖSCHWITZER & PARTNER GMBH (UGM): "Prüf- und Maßnahmenwerte für die Gefährdungsabschätzung bei Altlasten für das Sächsische Landesamt für Umwelt und Geologie", Landesamt für Umwelt und Geologie 1998
- [88] UMWELTBUNDESAMT: "Ableitung von Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer...", UBA-Texte 52/94 Berlin 1994
- [89] UMWELTBUNDESAMT: "Zielvorgaben für gefährliche Stoffe in Oberflächengewässern", UBA-Texte 44/94, Berlin 1994
- [90] LAWA: "Grundwasser – Richtlinien für Beobachtung und Auswertung, Teil 3 – Grundwasserbeschaffenheit", Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, Ad-hoc-Arbeitskreis "Grundwasserbeschaffenheits-Richtlinie", 1993
- [91] SÄCHSISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND LANDWIRTSCHAFT; SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE: "Handbuch zur Altlastenbehandlung – Teil 8 Sanierungsuntersuchung", 1999
- [92] SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE: "Materialien zur Altlastenbehandlung in Sachsen, Band "Überwachung und Nachsorge von altlastenverdächtigen Flächen und Altlasten" (in Vorbereitung)
- [93] LAWA: "Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer", Kulturbuchverlag Berlin GmbH, Bd. 1, 1997
- [94] LAWA: "Empfehlungen für die Erkundung, Bewertung und Behandlung von Grundwasserschäden und ihre Begründung", Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, Stuttgart 1994
- [95] SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE: "Handbuch zur Altlastenbehandlung - Branchenbezogene Merkblätter, Loseblatt-Sammlung"
- [96] SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE: "Merkblatt "Grundwasserprobennahme", 2002
- [97] SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE: "Merkblatt "Bau, Eignung und Rückbau von Messstellen", 2002
- [98] DEUTSCHER VEREIN DES GAS- UND WASSERFACHES (DVGW): "Geophysikalische Untersuchungen in Bohrlöchern und Brunnen zur Erschließung von Grundwasser – Zusammenstellung von Methoden", Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser mbH, Bonn 1990
- [99] Bear, J., Jacobs, M., 1965: "On the movement of waterbodies injected into Aquifers. Journ. Hydrol. 3 (1), 37-57"

- [100] BUND-/LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT BODENSCHUTZ (2003): Arbeitshilfe Sickerwasserprognose bei orientierenden Untersuchungen. Material der LABO, Altlastenausschuss (ALA), Unterausschuss Sickerwasserprognose
- [101] SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (in Vorbereitung): Arbeitshilfe für die Vergabe von Leistungen. Materialien zur Altlastenbehandlung, 1. Überarbeitung, Dresden
- [102] STAATLICHES UMWELTFACHAMT LEIPZIG (2003): Ermittlung von Schadstofffrachten aus Emissionsquellen in der ungesättigten Bodenzone über den Wirkungspfad Boden-Grundwasser im Rahmen der Altlastenuntersuchung. Arbeitsblätter zum Umweltschutz , Gelbdruck, Leipzig
- [103] NITSCHKE, C. (2003): Lehrgangsunterlagen „Sickerwasserprognose – Teil 1: Laborative Untersuchungen“. Weiterbildung des Dresdner Grundwasserforschungszentrums e.V. in gemeinsamer Ausrichtung mit dem Sächsischen Landesamt für Umwelt und Geologie und der BGD Boden- und Grundwasserlabor GmbH, Dresden
- [104] SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (1999): Laborative Vorversuche im Rahmen der Sanierungsuntersuchung und Sanierung. Materialien zur Altlastenbehandlung, Dresden

14. Abkürzungsverzeichnis

AGB	Antropogen/geogene Hintergrundkonzentration
ALA	Altlastenausschuss
AVFL	Altlastenverdächtige Fläche
AQS	Analytische Qualitätssicherung
BER	Backgroundüberschreitungsrage
BW	Körpergewicht
DIR	Tägliche Aufnahmemenge
DU	Detailuntersuchung
EAF	Expositionsanpassungsfaktor
EFR	Expositionshäufigkeit
EPA	Environmental Protection Agency
FeuF	natürlicher Feuchtefaktor bei Betrachtung des Expositionspfades Staubinhalativ
FMVO	Futtermittelverordnung
KM	Kontaktmedium
LABO	Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz
LAWA	Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser
LfUG	Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie
LfULG	Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie
LOAEL	Lowest observed adverse effect level
MW	Maßnahmenwert
NA	Natural Attenuation
NOAEL	No observed adverse effect level
OU	Orientierende Untersuchung
OW	Orientierungswert
PDI	Potentielle resorbierte Dosisrate
PNEC	Abgeschätzte Nicht-Effekt-Konzentration

PW	Prüfwert
QS	Qualitätssicherung
QSM	Qualitätssicherungsmaßnahmen
RI	Risikoindex
RV	Risikowert
SALKA	Sächsisches Altlastenkataster
SALM	Sächsische Altlastenmethodik
SF	Sicherheitsfaktor
SG	Schutzgut
SH	Schadherd
SMUL	Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft
TBRV	Gesamthintergrundrisikowert
TEC	Tolerierte Effekt-Konzentration (bei Ökosystemen)
TM	Transportmedium
TRD	Toxikologisch tolerierbare Körperdosis
TRI	Gesamtrisikoindex
TRV	Gesamtrisikowert
UBI	Ubiquitäre Grundbelastung
UMS	System zur Beurteilung der Exposition der Schutzgüter "Umwelt" und "Mensch" durch altlastenbedingte Schadstoffe
ZEBS	Zentrale Erfassungs- und Bewertungsstelle für Umweltchemikalien des Bundesgesundheitsamtes 1990; Richtwerte für Schadstoffe in Lebensmitteln

15. Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Regelungen zur Detailuntersuchung in BBodSchG und BBodSchV	11
Tabelle 2: Zusammenhänge Schadherd – Transportmedium – Kontaktmedium – Schutzgut	23
Tabelle 3: Atmosphärische Hintergrundbelastung mit flüchtigen organischen Substanzen (nach [3]).....	30
Tabelle 4: Konzentrationen von flüchtigen organischen Substanzen in der Innenraumluft; statistische Kennzahlen aus Messungen in 479 Wohnräumen (BGA 1993).....	31
Tabelle 5: Aspekte zur Planung der Deponiegasmessung	40
Tabelle 6: Einsatzmöglichkeiten der Geophysik auf Altstandorten und Altablagerungen	49
Tabelle 7: Einsatzmöglichkeiten der geophysikalischen Verfahren bei der Altlastenerkundung – aus [36]	50
Tabelle 8: Einsatzmöglichkeiten der geophysikalischen Verfahren an verschiedenen Altlastentypen und hydrogeologischen Standorttypen - aus [36]	51
Tabelle 9: Entscheidungshilfe zur Methodenwahl - aus [36]	52
Tabelle 10: Analytische Parameter für die Grundwasseruntersuchung und ihre Bedeutung für „Natural Attenuation“ (leicht verändert nach [40]).....	61
Tabelle 11: Ermittlung der Bodenerodibilität IW (t/ha-a) nach [29]	100
Tabelle 12: Beschreibung von Winderosionsgruppen (WEG) (verändert nach [54])	100
Tabelle 13: K-Faktoren für unterschiedliche Naturräume Niedersachsens	103
Tabelle 14: Ablagerungsgeschwindigkeit V_{di} in Abhängigkeit der Korngröße (TA-Luft, 1986)..	104
Tabelle 15: Erodierbarkeit durch Wasser in Abhängigkeit von der Bodenart* (Bodenkundliche Kartieranleitung)	107
Tabelle 16: Hanglängenexponent in Abhängigkeit der Hangneigung	108
Tabelle 17: S_{Rw} -Faktor für unterschiedliche Hangneigungen	108
Tabelle 18: C-Faktoren für unterschiedliche Anbaufrüchte [67]	109
Tabelle 19: Überblick über die Bewertungssystematik.....	112
Tabelle 20: Ermittlung der Quantile $t_{m;q}$ der einseitigen t-Verteilung (aus [69])	115
Tabelle 21: Charakterisierung der Nutzergruppen [67]; erweitert)	116
Tabelle 22: Nutzergruppen-, aufnahmepfad- und expositionsszenariospezifische, tägliche Kontaktmedien-Aufnahmemengen (DIR).....	120
Tabelle 23: DIR-Werteermittlung für das Expositionsszenario Kinderspielplatz/-fläche.....	123
Tabelle 24: DIR-Werteermittlung für das Expositionsszenario Wohngebäude	127
Tabelle 25: DIR-Werteermittlung für das Expositionsszenario Garten	132
Tabelle 26: DIR-Werteermittlung für das Expositionsszenario Trinkwasserfassung	137
Tabelle 27: DIR-Werteermittlung für das Expositionsszenario Park- und Grünanlage	139
Tabelle 28: DIR-Werteermittlung für das Expositionsszenario Bolz- und Sportgelände	142
Tabelle 29: DIR-Werteermittlung für das Expositionsszenario Offene Brachflächen	144
Tabelle 30: DIR-Werteermittlung für das Expositionsszenario Abgeschlossene unbefestigte Industrie- und Gewerbefläche.....	147

Tabelle 31: DIR-Werteermittlung für das Expositionsszenario Gewerblich genutzte Gebäude	150
Tabelle 32: DIR-Werteermittlung für das Expositionsszenario Fischverzehr	152
Tabelle 33: DIR-Werteermittlung für das Expositionsszenario Badegewässer	155
Tabelle 34: Expositionshäufigkeit Badegewässer und Entfernung	156
Tabelle 35: Expositionshäufigkeit Badegewässer und Zugänglichkeit	157
Tabelle 36: Vergleich der Orientierungswerte langfristiger und akuter Wirkungen (nach [70], [67], [79]) altlastenrelevanter Stoffe mit den Geruchsschwellenwerten der Geruchsimmissions-Richtlinie	160
Tabelle 37: Mögliche Kombinationen von Nutzungsszenarien unter Berücksichtigung der jeweils relevanten Nutzergruppen	161
Tabelle 38: Sicherheitsfaktoren, die bei der TRD-Wertableitung zum Ansatz gebracht werden (nach [56])	163
Tabelle 39: Ableitungsvorschrift für die Gefahrenfaktoren (nach [44])	164
Tabelle 40: Risikoeinschätzung in Abhängigkeit von der Backgroundüberschreitungs- rate (BER)	168
Tabelle 41: Indikatoren zur Tolerierbarkeit von altlastbedingten Grundwasserschäden	175
Tabelle 42: Ableitung des weiteren Handlungsbedarfes im Ergebnis der Detailuntersuchung	180
Tabelle 43: Kinderspielfläche I	187
Tabelle 44: Kinderspielfläche II	188
Tabelle 45: Nacherhobene Messwerte auf der AVFL des Kinderspielplatzes	190
Tabelle 46: Statistische Ermittlung der repräsentativen Flächenbelastung (mg Pb/kg)	190
Tabelle 47: Expositionsdaten und toxikologische Werte zur Expositionsabschätzung und Risikobewertung Fall 1-3	191
Tabelle 48: Handlungsbedarf der Beispielfälle	198
Tabelle 49: Berechnung der standortspezifischen Deckung des Eigenbedarfs der Bevölke- rung mit Obst und Gemüse aus Daten der Standortbegehung und Anwohnerbe- fragung (vgl. hierzu Tabelle 21 und Tabelle 25)	199
Tabelle 50: Berechnung der standortspezifischen Exposition auf dem Kinderspielplatz (vgl. Kap. 8.3 und Tabelle 23)	200
Tabelle 51: Expositionsdaten und toxikologische Werte zur Expositionsabschätzung und Risikobewertung	200
Tabelle 52: Standortspezifisch angepasste DIR-Werte für das Nutzungsszenario Wohn- gebäude (vgl. Tabelle 24)	207
Tabelle 53: Standortspezifisch angepasste DIR-Werte für das Nutzungsszenario Garten	207
Tabelle 54: Ausgewählte Beispiele für die Belastung von Gemüse und Obst mit Benzo(a)pyren [47]	216
Tabelle 55: Berechnung des Thornthwaite-Index	218
Tabelle 56: Faktoren zur Winderosion	219
Tabelle 57: Windrichtungen - Windhäufigkeiten	222
Tabelle 58: Anhaltswerte der Residualsättigung R_s [in mg/kg] für verschiedene Lockergesteine (nach [42])	227
Tabelle 59: S_V – Sicherheitsfaktoren für die Schadstoffverfügbarkeit	227
Tabelle 60: S_K – Sicherheitsfaktoren für die Art des Schutzgutkontaktes	228

Tabelle 61: N_F – Nutzungsfaktoren	228
Tabelle 62: Berechnungsgang für einen vorläufigen Sanierungszielwert	229
Tabelle 63: Analysenergebnisse Beispielgewässer	231
Tabelle 64: Berechnungsergebnisse Beispielgewässer	232
Tabelle 65: Mindeständerungen nach LAWA	233
Tabelle 66: Differenzbetrachtung GW-Anstrom – Schadherd – Grundwasserabstrom	234
Tabelle 67: Hydrogeologisches Arbeitsmodell (nach [1], Anlage 10)	236

16. Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Einordnung der Detailuntersuchung in die Altlastenbehandlung im Freistaat Sachsen	9
Abbildung 2: Übersichtsschema zur Vorgehensweise für Erkundung und Gefährdungsabschätzung bei der Detailuntersuchung im Vergleich zur Orientierenden Untersuchung	11
Abbildung 3: Bestimmung des hinreichenden Verdachtes einer Gefährdung für das Schutzgut Grundwasser.....	14
Abbildung 4: Ablaufschema zur Detailuntersuchung	16
Abbildung 5: Zusammenhang zwischen Schutzgütern, Nutzungsszenarien und Beprobungsmedien	21
Abbildung 6: Exemplarische Darstellung der von einer altlastverdächtigen Fläche ausgehenden Stofftransferpfade und der betroffenen Schutzobjekte.....	22
Abbildung 7: Ausbau von Prüfstellen in Abhängigkeit vom Schadstoffinventar	33
Abbildung 8: Prüfstellen in einem Grundwasserströmungsfeld.....	34
Abbildung 9: Ablaufplan zur Planung von Grundwasserprobennahmen bei Altlasten im Lockergestein.....	35
Abbildung 10: Verfahrensablauf bei der Festlegung von Arbeitsschutzmaßnahmen.....	56
Abbildung 11: Schadstofffahnenlängen, die in 75 % der publizierten Fälle unterschritten wird (N=75 % der Fälle, in Klammern die Gesamtzahl der untersuchten Fälle, aus [20])	60
Abbildung 12: Bearbeitungsetappen einer Simulation	78
Abbildung 13: Auswahlschema DASIMA; frei miteinander verknüpfbare Suchparameter	79
Abbildung 14: Beispiel-Windrose für die 16 Hauptwindrichtungen - Angaben in Tagen pro Jahr	105
Abbildung 15: Prinzipielle Vorgehensweise bei der Expositionsabschätzung und Risikobewertung für das Schutzgut Mensch.....	119
Abbildung 16: Bestimmung des Faktors k_T des 75-Perzentils in Abhängigkeit der Probenanzahl n für eine statistische Sicherheit von $q = 95 \%$ zur Berechnung der einseitigen Toleranzgrenze	166
Abbildung 17: Bewertungsschema Grundwasser	171
Abbildung 18: Bestimmung der Abgrenzung einer Altlastverdachtsfläche (PW = Prüfwert, MW = Messwert, l = Streckenlänge zwischen Messwert A und B)	189
Abbildung 19: Standortspezifische Windhäufigkeit	221
Abbildung 20: Depositionsverteilung	223
Abbildung 21: Ganglinie der Langzeit-Messung des Sickerwasserabflusses	239
Abbildung 22: Modellstruktur HYDRUS 1D	243
Abbildung 23: Sickerwassersimulation - Modellanpassung	245
Abbildung 24: Sickerwassersimulation – Szenario 1.....	246
Abbildung 25: Sickerwassersimulation – Szenario 2.....	247
Abbildung 26: Sickerwassersimulation – Szenario 3.....	248

Anlagen

1. Weitere Hinweise zur Erkundungsstrategie für Grundwasser
2. Bestimmung der Schadstoffimmission im Grundwasser
3. Geophysikalische Verfahren
4. Bestimmung der Residualsättigung von flüssigen Schadstoffen im Boden
5. Einsatzmöglichkeit der Programme SISIM und HYDRUS
6. Verteilungsfunktion für Messwerte
7. Humantoxikologische Grundlagen
8. Transferfaktoren Seewasser-Fisch und deren Herleitung
9. Permeationskoeffizienten für die dermale Schadstoffaufnahme aus Oberflächen-
gewässern
10. Geruchsschwellenwerte
11. Ökotoxikologische Grundlagen für die aquatischen Ökosysteme
12. Ökotoxikologische Bewertungsgrundlage für terrestrische Ökosysteme (Schutz-
gut Boden)
13. Mustergliederung Bericht zur Detailuntersuchung (DU)
14. Erfassungsblatt zur Detailuntersuchung
15. Erfassungsvorschrift für das Erfassungsblatt Detailuntersuchung
16. Datenerfassung mit SALKA - Detailuntersuchung

Weitere Hinweise zur Erkundungsstrategie für Grundwasser

Aufschlussverfahren

In Kapitel 2.2 „Aufschlussverfahren zur Probengewinnung“ von LfUG (1998) sind alle wesentlichen Aussagen, die für die Detailuntersuchung umzusetzen sind, enthalten.

Zusätzlich sind folgende Hinweise zu beachten:

- Die genannten Aufschlussarten gelten für Lockergestein, für Festgesteinsaufschlüsse sind nach DIN 4021 andere Aufschlussverfahren vorzusehen.
- Der Punkt 2.2.2.4 „Rotationsbohrungen“ ist zu ergänzen. Das generelle Verbot von Spülmittelzusätzen ist insofern zu modifizieren, dass Wasser als Zusatz zum Druckausgleich bei starkem Auftrieb bzw. zur Kühlung des Bohrwerkzeuges zulässig ist.

Zur Errichtung von Grundwassermessstellen sind Bohrungen möglichst im Trockenbohrverfahren gemäß DIN 4021 niederzubringen.

Der **Bohrlochdurchmesser** D_B ist in Abhängigkeit vom geplanten Ausbaudurchmesser D_A nach folgendem Ansatz zu wählen (DVGW, 1988):

$$D_B = D_A + 2 \cdot 80 \text{ mm.}$$

Messstellentyp

Der Messstellentyp muss auf den vertikalen Gesteinsaufbau entsprechend des Schichtenverzeichnisses, auf den Wasserstand und auf Wasserzutritte abgestimmt werden. Prinzipiell ist eine Klassifikation der Grundwassermessstellen nach folgendem Schema möglich:

Messstellenausbau

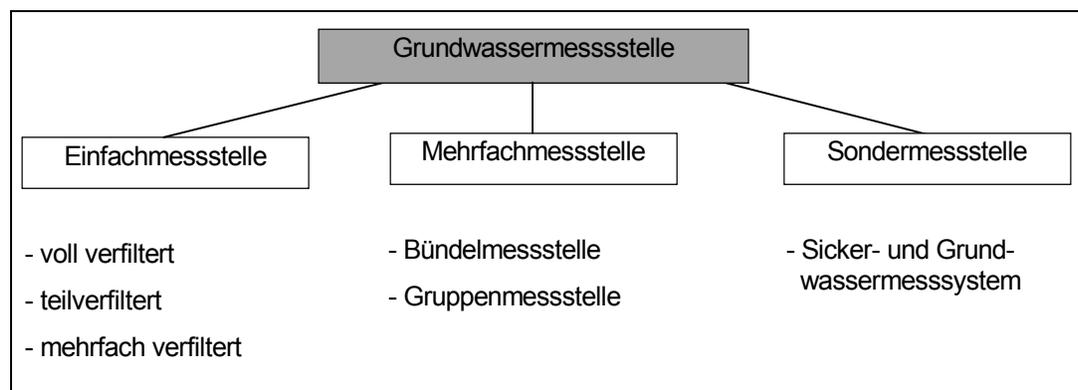


Abbildung 1-1: Möglichkeiten für den Grundwassermessstellenausbau

Die Ausbauvarianten der einzelnen Messstellenarten sind in DVWK (1998) beschrieben.

Der Ausbau einer Grundwassermessstelle beinhaltet in der Regel folgende Elemente:

- oberirdisches Abschlussbauwerk (Schutzrohr, SEBA-Kappe, Betonsockel, ggf. Schutzdreieck) oder unterirdisches Abschlussbauwerk (Schutzrohr, SEBA-Kappe, Betonfundament und befahrbare Ferngaskappe),
- Vollrohr mit Zentrierungen,
- Filterrohr mit Zentrierungen,
- Bodenkappe.

Dazu sind folgende Hinweise zu beachten:

- Auf den Einbau von Sumpfrohren, wie bei vielen älteren Grundwassermessstellen üblich, sollte verzichtet werden, da sich hier eine veränderte Grundwasserbeschaffenheit einstellen kann (Standwasser).
- Die einzelnen Elemente des Ausbaus sind dabei lotrecht und zentrisch im Bohrloch einzubauen, die Verbindungen der einzelnen Elemente müssen stets wasserdicht gestaltet werden. Zur Gewährleistung eines nahezu zentrischen Einbaus dienen sogenannte Abstandshalter oder Zentrierungen.
- Die Wahl der Schlitzweite des Filterrohres richtet sich nach der geplanten Filterkieskörnung, die entsprechend des geologischen Profils für die Ringraumhinterfüllung vorgesehen ist.
- Die zu verfilternden Bereiche sind anhand der angetroffenen geologischen Verhältnisse festzulegen. Liegen mehrere Grundwasserleiter vor, so sind die Aufschlüsse tiefendifferenziert (Mehrfachausbau) auszubauen, gleiches gilt für mächtige GWL ($M > 10$ m). Im Merkblatt W 121 des DVGW wird ein Ausbaudurchmesser von DN 125 für Beschaffenheitsmessstellen empfohlen. Da jeder Aufschluss aus hydraulischer Sicht eine Störung des GWL darstellt, wird vom Bearbeiter abweichend ein Mindestausbaudurchmesser von DN 100 (Rohrinnendurchmesser 100 mm) als ausreichend angesehen. Dadurch wird der störende Eingriff in die natürlichen Lagerungsverhältnisse des Grundwasserleiters verringert (kleinerer Bohrdurchmesser, kleinere aktive Filterfläche). Eine qualitativ hochwertige Grundwasserprobennahme kann aufgrund der modernen Pumpentechnik auch an kleinkalibrigeren Aufschlüssen gewährleistet werden.
- Bei gespannten Grundwasserverhältnissen beschränkt sich die Länge der Filterstrecke auf die Mächtigkeit des betreffenden Grundwasserleiters. Eine hydraulische Verbindung mit überlagernden GWL ist zu verhindern.
- Die Wahl des Ausbaumaterials für Filter und Vollrohre ist von der Aufgabenstellung abhängig, da Wechselwirkungen mit dem Grundwasser später zu Verfälschungen bei der Analytik führen können.

Ringraumhinterfüllung

Die Ringraumhinterfüllung im Filterbereich sollte grundsätzlich mit einem zum anstehenden Gestein besser durchlässigen Material erfolgen. Die Auswahl des Filterkieses oder -sandess hat so zu erfolgen, dass:

1. als obere Grenze eine Kontakterosion des an den Filterkies oder -sand angrenzenden Grundwasserleitermaterials ausgeschlossen wird und
2. als untere Grenze eine innere und äußere Kolmation des Filterkieses oder -sandess durch das Suffosionskorn vermieden wird.

Die lieferbaren Körnungen der Filtersande und -kiese werden durch die DIN 4924 geregelt.

Um bei Setzungen im Ringraum das Eindringen von Fremdmaterial in den verfilterten Bereich zu vermeiden, muss die Oberkante der Filterkiesschüttung ca. 1 m über der Filteroberkante liegen. Zwischen der Filterkiesschüttung und der Abdichtung zum Hangenden (Quellton) sollte ein Gegenfilter (Feinsand bzw. Filterkies kleinerer Körnung) eingebracht werden, dessen Mächtigkeit in Abhängigkeit von den geologischen Gegebenheiten mindestens 0,5 m betragen sollte.

Nicht verfilterte Bereiche sind mit Verfüllkies oder unkontaminiertem Bohrgut, dass in etwa den petrografischen Eigenschaften des anstehenden Gebirges entspricht, zu verfüllen. Unterhalb der Geländeoberkante sollte die Ringraumverfüllung mit einer Tonabdichtung abgeschlossen werden, die mindestens eine Mächtigkeit von 1,0 m aufweist. Damit wird das Eindringen von Oberflächenwasser in die Filterkies- bzw. Verfüllkiesschüttung vermieden.

Kriterien für die Dauer des Abpumpens sind das hydraulische Abbruchkriterium und die Konstanz der Sofortparameter.

Entsprechend den Grundsätzen der Beprobungsplanung Grundwasser sind bei der Grundwasserprobennahme nach NITSCHKE, K. u. a. (2000) folgende Prüfungen und Berechnungen durchzuführen.

Eignungsprüfung der zu beprobenden Grundwassermessstellen

Prinzipiell dürfen nur Grundwassermessstellen (GWMST) beprobt werden, deren Ausbaudaten vorliegen und deren Eignung geprüft wurde. Ist dies nicht der Fall, so ist nach dem in den Abbildungen 1 - 2 dargestellten Ablaufplänen zur Eignungsprüfung von GWMST zu verfahren.

I Vorauswahl in Wertung der verfügbaren Bestandsunterlagen	Ja	Nein
1. Liegt die Messstelle und ihre Filterstrecke an einem zu überwachenden Punkt und ist die Messstellenart für die Aufgabenstellung geeignet?	↓	⇒
2. Beträgt der Ausbaudurchmesser <u>mindestens</u> 2 Zoll und für Filtertiefen > 50 m 4 Zoll?	↓	⇒
3. Garantiert die Lage der Dichtung eine eindeutige Zuordnung der zu entnehmenden GW-Probe zu dem zu überwachenden Punkt?	↓	⇒
4. Erlauben die Eigentumsrechte die sichere Nutzung, bzw. sind solche Rechtsverhältnisse mit angemessenem Aufwand herstellbar?	↓	⇒
II Visuelle Bewertung vor Ort		
5. Ist die Grundwassermessstelle angemessen zugänglich bzw. sind vorhandene Hindernisse ausräumbar?	↓	⇒
6. Ist das Ausbaumaterial Edelstahl, HDPE oder PVC-hart oder ein vergleichbarer Kunststoff?	↓	⇒
7. Ist die Grundwassermessstelle äußerlich intakt und stimmt das visuelle Erscheinungsbild mit den Bestandsdaten überein? (Abschluss des Schutzrohres zur Geländeoberfläche (Setzungen, Risse, Klüfte, ...), Deformationen am Schutz- bzw. Vollrohr, Abweichungen des Schutz- bzw. Vollrohres von der Lotrechten, undichte bzw. fehlende Verschlusskappe, Ablagerungen im Bereich der Grundwassermessstelle)	↓	⇒*
8. Stimmt die gelotete Teufe mit der angegebenen Teufe auf ± 0,5 m überein und ist das Ein- und Ausfahren eines Probennahme-Dummys (z. B. Dummy der später einzusetzenden Pumpe) problemlos möglich?	↓	⇒*
III Technische Überprüfung vor Ort		
9. Ist der Filter nach dem Klarpumpen hydraulisch ausreichend mit dem zu überwachenden GW-Leiter verkoppelt (Pump- oder Infiltrationstest)?	↓	⇒*
10. Ist die Dichtigkeit des Vollrohres durch einen WD-Test in dem über dem Filterrohr abgepackerten Aufsatzrohr nachweisbar?	↓	⇒
11. Sind Lage und Wirksamkeit der Dichtung z. B. durch eine geophysikalische GR-/GG-/NN-Prüfung nachweisbar und entspricht diese Pkt. I.3? (ggf. Kamerabefahrung zur Prüfung von Zustand u. Lage des Filterbereiches)	↓	⇒
12. Ist die Erstbeprobung positiv ? (Überprüfung auf Repräsentativität d. GWMST mittels Analyseergebnissen, Abweichungen bedürfen d. geochemischen/-biologischen Erklärung)	↓	⇒*
Für Grundwassermonitoring geeignete Messstelle; Gütepass mit Grunddaten und Prüfprotokoll ausfertigen.		
Für Grundwassermonitoring nicht geeignete Messstelle.		

* Eignung herstellbar

Abbildung 1-2: Ablaufplan zu Eignungsprüfung von Grundwassermessstellen

Kontrolle der an die Grundwassermessstellen gestellten Anforderungen

An die Grundwassermessstellen werden durch die Aufgabenstellung Anforderungen gestellt, deren Erfüllung von den vorhandenen bzw. neu zu errichtenden Grundwassermessstellenarten abhängt. Nachfolgend werden die Grundwassermessstellenarten hinsichtlich ihrer aufgabenspezifischen Nutzbarkeit bewertet:

- **Voll verfilterte GWMST:** geeignet für die Entnahme von Mischwasserproben und bei Verwendung von Mehrfachpacker-Mehrfachpumpensystemen bzw. Inlinepackern mit integrierten Pumpen für eine teufengewichtete Grundwasserprobennahme im Sinne eines Beschaffenheitsprofils ab 4“ Ausbau geeignet. Dabei ist zu berücksichtigen, dass nur für kürzere Filterbereiche das Prinzip der Mischwasserprobe gilt. Bei langen Filterstrecken ist auch zur Entnahme von Mischwasserproben der Einsatz von Mehrfachpacker-Mehrfachpumpensystemen bzw. Inlinepackern mit integrierten Pumpen erforderlich. Bei neu zu installierenden GWMST sollten voll verfilterte GWMST nicht mehr verwendet werden, da sie auf Grund der im Filterbereich nicht verhinderbaren Vertikalströmung zu einer erheblichen Kontaminationsverschleppung in deren Abstrombereich führen können. Grundsätzlich sollte die Filterlänge von Grundwassermessstellen 4 m nicht überschreiten.
- **Mehrfach verfilterte GWMST:** geeignet für die tiefenorientierte Entnahme von Grundwasserproben, wobei zu berücksichtigen ist, dass zur Verhinderung einer Vertikalströmung in der GWMST und der daraus resultierenden Kontaminationsverschleppung in deren Abstrombereich auch zwischen den Probennahmeterminen die Packer in der GWMST verbleiben müssen.
- **GWMST-Bündel:** geeignet für die tiefenorientierte Entnahme von Grundwasserproben, wobei zu berücksichtigen ist, dass nicht in jedem Fall von einer wirksamen Dichtung der einzelnen Grundwasserentnahmehorizonte auszugehen ist.
- **GWMST-Gruppen:** besonders geeignet für eine tiefenorientierte Entnahme von Grundwasserproben.
- **Sondermessstellen:** problemangepasste Lösungen im Sinne einer Referenzmessstelle mit folgenden Hauptzielstellungen:
 - vollständiger Ausschluss einer Verschleppung von Kontaminanten zwischen den Probennahmestellen,
 - Minimierung des abzupumpenden und zu entsorgenden Grundwasservolumens.

Technische Lösungen sind u. a. Packer-Pumpensysteme in GWMST und mehrfach verfilterten GWMST, Multilevelsystem und SGM (Sicker- und Grundwassermonitoring System).

Geohydraulische Bedingungen des Grundwasserentnahmebereiches

Für die Festlegung der Reihenfolge der zu beprobenden GWMST und für die Planung einer sanften Grundwasserprobennahme, d. h. die Ermittlung der einzustellenden Pumpenförderleistung bei minimaler Wasserspiegelabsenkung in der GWMST, ist die Kenntnis der geohydraulischen Bedingungen des Grundwasserentnahmebereiches [gespannt / ungespannt, Mächtigkeit des Grundwasserleiters, Grundwasserströmungsrichtung und hydraulischer Durchlässigkeitskoeffizient (k_f -Wert)] eine grundlegende Voraussetzung. Sollte der k_f -Wert des Grundwasserentnahmebereiches nicht bekannt sein, so ist dieser unter Nutzung der DIN 4220 und eigener Erfahrungen abzuschätzen (s. Tabelle 1-1).

Tabelle 1-1: k_f -Wertabschätzung nach eigenen Erfahrungen und DIN 4220 Teil 2

Substrat	k_f -Wert in m/s
schluffiger Sand	$1 \cdot 10^{-6} \dots 1 \cdot 10^{-5}$
Feinsand	$1 \cdot 10^{-5} \dots 1 \cdot 10^{-4}$
Mittelsand	$1 \cdot 10^{-4} \dots 1 \cdot 10^{-3}$
Grobsand	$1 \cdot 10^{-3} \dots 8 \cdot 10^{-3}$

Kontaminationsspezifische Gegebenheiten des Grundwasserentnahmebereiches

Für die Abschätzung, bei welchen der zu beprobenden GWMST eine aufschwimmende Phase zu erwarten ist bzw. für die Festlegung der Reihenfolge der zu beprobenden GWMST (von niedrigen Konzentrationen zu höheren Konzentrationen der Grundwasserinhaltsstoffe) und die Entscheidung, ob eine Entsorgung bzw. Aufbereitung des während der Abpumpphase geförderten Grundwassers notwendig ist, ist die Kenntnis über die hydrochemischen Gegebenheiten (Analyse- und Daten von Boden- oder Grundwasserproben) des Grundwasserprobennahmebereiches erforderlich. Sollten diese nicht vorhanden sein, so ist auf der Grundlage von Gebietsinformationen (Grundwasserströmungsrichtung, Altlasten, Kontaminationsquellen und Flächennutzung) eine Abschätzung über die zu erwartende Kontaminationsverteilung durchzuführen. Bei Verdacht einer in der Grundwassermessstelle aufschwimmenden fluiden Phase (z. B. MKW) ist die Verwendung eines Messsystems zur Bestimmung der Phasenmächtigkeit und eines Phasenschöpfers zur Entfernung der aufschwimmenden fluiden Phase bzw. die Verwendung einer Verrohrung mit Folieabdichtung an der Unterseite für den geschützten Einbau der Grundwasserprobennahmetechnik (Vermeidung deren Kontamination) einzuplanen.

Berechnung des messstellenspezifisch abzupumpenden Filtervolumens

Das Abpumpvolumen errechnet sich nach DVWK (1997).

Der Abpumpvorgang dient zur Vorbereitung einer Grundwassermessstelle für die repräsentative Entnahme einer **Grundwasserprobe**, d. h. es ist sicherzustellen, dass deren Entnahme außerhalb des Filterbereiches der Grundwassermessstelle erfolgt. Prinzipiell sollte die Grundwasserentnahmetechnik im Vollrohrbereich, unmittelbar über dem Filterrohr angeordnet werden. Dadurch wird ein effektiver 1,5-facher Austausch des Filtervolumens (Filterrohrvolumen + Porenvolumen der Filterschüttung) der Grundwassermessstelle mit dem zu beprobenden Grundwasser erzielt (s. Abbildung 1-3). Je nach Porosität des zu überwachenden Grundwasserleiters liegt der Probennahmebereich damit ca. 3 bis 4 Bohrradien außerhalb der Grundwassermessstelle.

Die Berechnung des abzupumpenden Filtervolumens (V_F) erfolgt nach Gleichung (1):

$$V_F = \frac{\pi}{4} * L_F * d_{BL}^2 * 0,0015 \quad (1)$$

mit:

V_F Filtervolumen in l, wobei das Ergebnis bereits das 1,5-fache Filtergesamtvolumen (Faktor 0,0015) enthält

L_F Länge der Filterschüttung in cm

d_{BL} Durchmesser der Bohrung in cm.

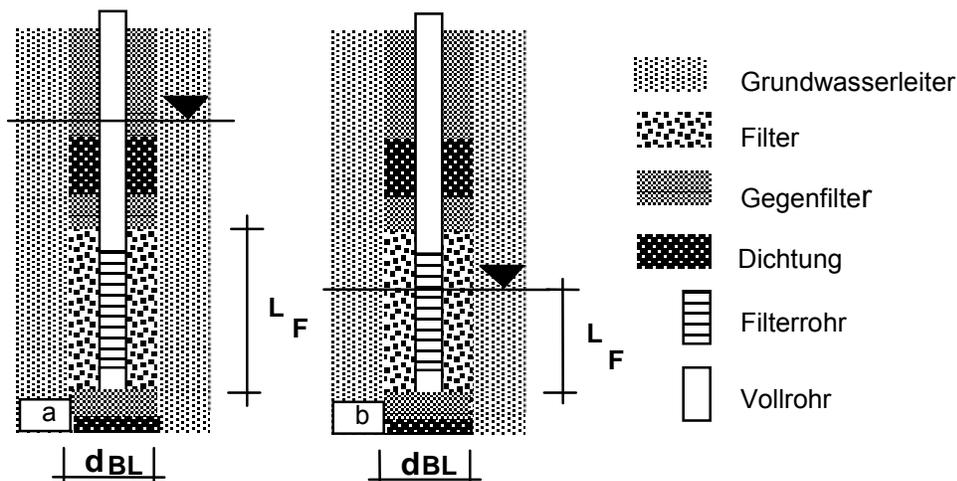


Abbildung 1-3: Schematisierte Darstellung des Ausbaus einer Grundwassermessstelle

Der in Abbildung 1-3 dargestellte Fall ist nur in Gebieten mit stark schwankenden bzw. aufgehenden Grundwasserständen zulässig.

Abschätzung der messstellenspezifischen Pumpenförderleistung

Die Abschätzung der messstellenspezifischen Pumpenförderleistung ist eine wesentliche Voraussetzung für die Gewinnung von klaren Grundwasserproben. Der Trübstoffgehalt in einer Grundwasserprobe wird grundsätzlich durch zwei Faktoren bestimmt:

1. durch die aus den oxidativen Prozessen im Bereich der Grundwassermessstelle resultierenden Partikel (z. B. Fe(III)-Hydroxide) und
2. durch den Transport des suffosionsgefährdeten Kornes aus dem anstehenden Grundwasserleiter, der vor allem bei Tertiärgrundwasserleitern auftritt.

Die praktische Lösung der beiden Problempunkte erfordert bei der Grundwasserprobennahme die Einhaltung des hydraulischen Abbruchkriteriums (Abpumpen des 1,5-fachen Filtervolumens zur Lösung des 1. Trübefaktors) und die Einhaltung des Prinzips einer sanften Grundwasserprobennahme (zur Lösung des 2. Trübefaktors). Dabei ist zu berücksichtigen, dass sich beide Faktoren überlagern können.

Bei der repräsentativen (sanften) Entnahme einer Grundwasserprobe ist demnach darauf zu achten, dass die Wasserspiegelabsenkung in der Grundwassermessstelle minimal ist. Dies erfolgt durch die Anpassung des Pumpenförderstromes an die geohydraulischen Gegebenheiten des Untergrundes. Dabei ist zu berücksichtigen, dass bei GWMST, die in einem feinsandigen bzw. in einem hydraulisch gering durchlässigen Grundwasserleiter ausgebaut wurden, erhebliche Absenkungen bei minimaler Pumpenförderleistung erzielt werden. Die Abschätzung der Pumpenförderleistung erfolgt auf der Grundlage der von NITSCHE und LUCKNER entwickelten halbempirischen Gleichung (2):

$$Q_P = s * 20 * k_f * L_{FR} * F_F \quad (2)$$

mit:

s Wasserspiegelabsenkung in der Grundwassermessstelle in cm

Q_P Volumenstrom der Grundwasserprobennahmetechnik in l/ min

k_f k_f-Wert des Grundwasserleiters in m/s

F_F Filterflächenfaktor (s. Tab. 1-2)

L_{FR} Länge des Filterrohres in cm

Die Reichweiten- und Geometrieabhängigkeit ist in dem Faktor (20) enthalten.

Tabelle 1-2: Filterflächenfaktor in Abhängigkeit der Filterart

Material	Lochungsart	Filterflächenfaktor
PVC/ PEHD	Schlitzung 0,2 bis 3,0 mm	0,08 bis 0,13
Spezialfilter	Maschenweite 0,1 bis 0,6 mm	0,07 bis 0,23
Stahl	Wickeldrahtschlitzung 0,1 bis 3,0 mm	0,35 bis 0,40
	Schlitzbrücke 1 bis 4 mm	bis 0,15
	Schlitzlochung 1 bis 4 mm	bis 0,12
Filterrohr mit Kiesbelag	Schlitzung entspr. Filterrohr	0,07 bis 0,23

Sollte eine Pumpenförderleistung von $Q_p < 1$ l/min erforderlich sein, so ist die Grundwasserprobennahmetechnik auf ca. 0,5 m über der gemessenen Endteufe der Grundwassermessstelle abzusenken und die Messstelle leer zu pumpen. Dieser Vorgang ist so oft zu wiederholen, bis 3 Filtervolumen ausgetauscht wurden (bewährt hat sich, das Abpumpen an drei aufeinander folgenden Tagen zu wiederholen). Danach kann die Probe mit einer Förderleistung von $Q_p < 1$ l/min entnommen werden (bei täglicher Wiederholung des Abpumpens – am vierten Tag).

Auswahl eines geeigneten Grundwasserprobennahmesystems

Die aufgabenspezifische Auswahl eines geeigneten Grundwasserprobennahmesystems ist nach hydraulischen und qualitativen Kriterien durchzuführen.

Eine hydraulische Bewertung der Probennahmesysteme sollte nicht auf der Basis der max. Förderleistung erfolgen, sondern stets im Zusammenhang mit den geohydraulischen Gegebenheiten des zu beprobenden Grundwasserleiters bzw. -horizontes betrachtet werden. Prinzipiell sollte die Förderleistung einer Grundwasserprobennahmepumpe den zu beprobenden Grundwasserbereich nur unwesentlich stören. Dies gilt sowohl für die Abpumpphase als auch für die Probennahme, die mit gleicher Förderleistung betrieben werden sollten. Damit sind Grundwasserprobennahmepumpen einzusetzen, deren Förderleistung steuer- bzw. regelbar ist. In Tabelle 1-3 wurden die typischen hydraulischen Einsatzbereiche von Probennahmesystemen zusammengestellt.

Tabelle 1-3: Typische Einsatzbereiche von Probennahmesystemen

geohydraulische Gegebenheiten	Probennahmesysteme			
	Saugpumpe	UWM-Pumpe (MP 1)	Verdrängerpumpe (Membranpumpe)	Schöpfer ¹ (druckhaltende Schöpfer)
Ergiebigkeit der GW MST	> 10 l/min	> 1 l/min < 30 l/min	< 3 l/min	entspr. der verwendeten Pumpe
Grundwasserflurabstand	< 7 m	< 60 m	< 70 m	Wasserdruck am Entnahmepunkt < 700 kPa

¹ Schöpfer sind nur in Kombination mit einer Probennahmepumpe zu verwenden. Dabei wird der verschlossene Schöpfer unmittelbar unterhalb des Zustrombereiches der Probennahmepumpe eingebaut. Erst nach dem das hydraulische und beschaffenheitsseitige

Abbruchkriterium der Abpumpphase erreicht wurde, wird der Schöpfer, bei weiterhin unverändert laufender Grundwasserpumpe, geöffnet und nach dem Füllvorgang verschlossen. Danach wird die Pumpe abgestellt und beide Systeme aus der Grundwassermessstelle ausgebaut. Die Entnahme von Schöpfproben, die nicht in Kombination mit einer Probennahmepumpe durchgeführt wird, ist nicht zulässig.

Eine qualitative Bewertung der Probennahmesysteme erfordert neben der Bewertung von Materialeinflüssen vor allem eine kritische Betrachtung der durch die Förderprinzipien während der Entnahme der Grundwasserprobe bewirkten Beschaffenheitsveränderungen. Diese werden vor allem durch Druckunterschiede, sowie durch Gas- und Fremdwassereintrag verursacht.

Prinzipiell muss davon ausgegangen werden, dass jede Probennahmepumpe eine Druckveränderung in der entnommenen Grundwasserprobe verursacht, die u. a. zu Veränderungen im Gashaushalt, pH-Wert, Ausgasung von LHKW und BTEX führen kann. Eine kennwertbezogene Eignungsbewertung der Grundwasserprobennahmesysteme wurde in Tabelle 1-4 zusammengestellt.

Tabelle 1-4: Kennwertspezifische Eignung der Probennahmetechnik

zu analysierende Inhaltsstoffe bzw. Kennwerte	Probennahmesysteme			
	Saugpumpe	UWM-Pumpe (MP 1)	Verdrängerpumpe (Membranpumpe)	Schöpfer (druckhaltende Schöpfer)
Physikalische und chemische Kennwerte (T, pH, ELF, O ₂ , U _H)	○	●	●	●
Mineralisation/ organische Stoffe	◐	●	●	●
Drucksensitive Kennwerte (gelöste Gase, TIC, U _H , leicht flüchtige organische Inhaltsstoffe)	○	◐	◐	●
Anorganische und organische Spurenstoffe (Schwermetalle, PSM,...)	◐	◐	◐	●
Mikrobiologische Kennwerte (Bakterien, Viren,...)	◐	◐	◐	●



nicht geeignet



eingeschränkt geeignet



geeignet

Eine den praktischen Anforderungen weitestgehend entsprechende Lösung ist die MP1, die durch Schöpfer mit Druck haltendem System, wie z. B. das BAT-System oder UIT-System ergänzt werden kann. Hinsichtlich der Materialanpassung und deren Dekontamination vor und nach der Probennahme, vor allem im Spurenanalysebereich, bieten derartige Schöpfer die einzige technisch praktikable Lösung, um den Repräsentanzanforderungen weitestgehend zu entsprechen. Dennoch werden derartige Schöpfer nur eingesetzt, um die probennahmebedingte Veränderung der Grundwasserprobe zu quantifizieren. Nur auf dieser Grundlage sollte über einen messstellenspezifischen Routineeinsatz derartiger Schöpfer entschieden werden.

In der nachfolgenden Tabelle wurde die im Rahmen der Bearbeitung der Ausschreibungsunterlagen zu berücksichtigende aufgabenspezifische Anzahl benötigter Probennahmesysteme zusammengestellt, da hieraus erhöhte finanzielle Aufwendungen im Rahmen der technischen Umsetzung der ausgeschriebenen Leistungen entstehen können.

Tabelle 1-5: Geräte- u. messtechnische Voraussetzungen in Abhängigkeit der Aufgabenstellung

Art der GWMST	Aufgabenstellung:	Beprobungstechnologie	Geräte- und messtechnische Voraussetzungen
Voll verfilterte GWMST		Entnahme einer Mischwasserprobe mittels Multipackersystem oder Inlinepacker mit n-Entnahmebereichen	n-1 Packer mit P-sensoren (BARCZEWSKI) n Probennahmesysteme n Durchflussmesszellen, einschl. Messsysteme
		Aufnahme eines GW-Beschaffenheitsprofils mit Schutzbeprobung	n-1 Packer mit P-sensoren (BARCZEWSKI) n Probennahmesysteme n Durchflussmesszellen, einschl. Messsysteme
Mehrfach verfilterte GWMST	 **	parallele Beprobung mehrerer (n) Grundwasserentnahmebereiche	n-1 Packer mit Drucksensoren n Probennahmesysteme n Durchflussmesszellen, einschl. Messsysteme
Messstellenbündel		sequenzielle (n=1) oder parallele Beprobung von n=x GWMST	n Probennahmesysteme n Durchflussmesszellen, einschl. Messsysteme
Messstellengruppe		sequenzielle (n=1) oder parallele Beprobung von n=x GWMST	n Probennahmesysteme n Durchflussmesszellen, einschl. Messsysteme
Sondermessstellen		sequenzielle (n=1) oder parallele Beprobung von n=x GW-Probennahmestellen	n Energiezuführungen, z. B. Druckluft n Durchflussmesszellen, einschl. Messsysteme

 Entnahme von Mischwasserproben
  Aufnahme eines Beschaffenheitsprofils
  tiefenorientierte Grundwasserprobennahme

** nur gegeben, wenn auch zwischen den Probennahmezeitpunkten die Filterrohrbereiche gegeneinander abgedichtet bleiben

Zeitabschätzung für die Entnahme von Grundwasserproben

Die für die Entnahme einer Grundwasserprobe erforderliche Zeit berechnet sich aus:

$$t_{PN} = \frac{V_F}{Q_P} + t_{AP} + t_{EA} \quad (3)$$

mit:

t_{PN} Gesamtzeit für die Entnahme einer Grundwasserprobe in min

V_F Abzupumpendes Filtervolumen in l entsprechend Gl. (1)

Q_P Pumpenvolumenstrom der Entnahmepumpe in l/min entsprechend Gl. (2)

t_{AP} Zeitaufwand für die Vor-Ort-Analytik (z. B. K_S -/ K_B -Wert), das Abfüllen und Präparieren der Grundwasserprobe in min (benötigt werden dafür im Mittel ca. 30 min)

t_{EA} Zeitaufwand für den Ein- und Ausbau der Probennahme- und Messtechnik in min (benötigt werden dafür im Mittel ca. 30 min).

Die Abschätzung der Probennahmezeit ist eine wesentliche Grundlage für die Prüfung von Angeboten und der Festlegung der Reihenfolge der zu beprobenden Grundwassermessstellen. In der Leistungsbeschreibung ist jedoch nur der für die Abpumpphase erforderliche Mindestzeitbedarf

($t_{AP} = V_F/Q_P$) anzugeben.

Planung des Entsorgungsweges

Vor der Entnahme von Grundwasserproben ist mit dem Eigentümer oder Rechtsträger und der Wasserbehörde zu klären, ob das geförderte Grundwasser versickert, in die Kanalisation bzw. einen Vorfluter direkt oder erst nach einer Wasserbehandlung eingeleitet bzw. versickert werden darf. Ist dies nicht möglich, so ist eine nachweispflichtige Entsorgung auf der Grundlage des hydraulischen Abbruchkriteriums (abzupumpendes Filtervolumen) und der hydrochemischen Kenntnis des zu beprobenden Grundwasserbereiches zu planen. Die von dem Entsorgungsunternehmen bereitzustellenden Behältervolumen sind entsprechend dem 1,5-fachen des berechneten Abpumpvolumens V_F auszuwählen. Bei Verdacht einer in der Grundwassermessstelle aufschwimmenden fluiden Phase (z. B. MKW) ist ggf. eine separate Entsorgung (z. B. wenn die Phase vor dem Einbau der Grundwasserprobennahmepumpe abgeschöpft werden soll) zu berücksichtigen.

Festlegung der Reihenfolge der zu beprobenden Grundwassermessstellen

Die Festlegung der Reihenfolge der zu beprobenden Grundwassermessstellen sollte so erfolgen, dass eine Reinigung der Probennahmetechnik im Feld vermieden wird. Dementsprechend sollten an einem Tag nur Grundwassermessstellen in Gebieten mit gleichen Wasserinhaltsstoffen bzw. Kontaminanten beprobt werden. Die Reihenfolge der zu beprobenden Grundwassermessstellen ist primär so festzulegen, dass anfangs die gering und zuletzt die höher belastete

Grundwasserbereiche beprobt werden. Als zusätzliches Kriterium sollte auf die geohydraulischen Gegebenheiten des zu beprobenden Grundwasserbereiches geachtet werden. Auf der Grundlage des prognostizierten messstellenspezifischen Zeitaufwandes, der für eine Grundwasserprobennahme erforderlich ist, ist zusätzlich die Reihenfolge der zu beprobenden Grundwassermessstellen festzulegen.

Literatur zu Anlage 1

LfUG (1998): "Probenahme bei der Technischen Erkundung von Altlasten", Materialien zur Altlastenbehandlung 3/1998

DVGW (1998): Merkblatt W 121: "Bau und Betrieb von Grundwassermessstellen"

NITSCHKE, K. u. a. (2000): Nutzung laborativer Versuche im Rahmen der Sickerwasserprognose-Applikation der Studie "Nutzung von laborativen Vorversuchen bei Sanierungsuntersuchungen", gefördert durch das LfUG, Posterbeitrag zu den Bodenschutztagen Baden-Württemberg, 27.01.2000 in Stuttgart-Hohenheim

Bestimmung der Schadstoffimmission im Grundwasser

1. Allgemeines

Unterlagen

HOLDER und TEUTSCH (1999) beschreiben ein neues Erkundungsverfahren zur Quantifizierung der Schadstoffbelastung im Grundwasserabstrom von Deponien und Altlasten aus dem Beispielgebiet Stuttgarter Neckartalaue.

2. Grundkonzept der Abstromerkundung mit dem Grundwasser-Immissions-Messverfahren

Mit diesem Verfahren wird die Gesamtschadstofffracht mit Pumpversuchen und Messung zeitlich aufgelöster Konzentrationsganglinien bestimmt.

Dazu wurden im Beispielgebiet Neckaraue entlang von mehreren senkrecht zur Grundwasserströmungsrichtung verlaufenden Kontrollebenen Immissionspumpversuche durchgeführt.

Integral wird der gesamte Schadstoffabstrom einer Verdachtsfläche durch geeignete Pumpmaßnahmen erfasst und mit Hilfe von Konzentrationsganglinien eine Rückrechnung der räumlichen Schadstoffverteilung ermöglicht.

Instationäre Immissionsmessung

Die Ermittlung der Gesamt-Schadstofffracht und der Immissionskonzentrationen ist auch in der instationären Phase unter der Voraussetzung zeitlich aufgelöster Konzentrationsganglinien durch Grundwasseranalysen am Pumpbrunnen möglich.

Prinzip

Die während eines Pumpversuches als Funktion der Zeit gemessene Schadstofffracht wird von der zeitabhängigen räumlichen Entwicklung des Einzugsgebietes und der räumlichen Verteilung der Schadstoffmasse im Grundwasserleiter bestimmt.

Mit Hilfe eines neuen Inversionsansatzes wird aus den Konzentrationsganglinien im Pumpbrunnen eine mögliche Verteilung der Schadstoffkonzentrationen im Einzugsgebiet des Brunnens berechnet und daraus die mittlere Schadstoffkonzentration C_{AV} sowie eine Bandbreite der maximalen Schadstoffkonzentration C_{MAX} bestimmt. Über die natürliche Grundströmung Q_A wird die Emission über den vom Pumpversuch erfassten Abstromquerschnitt ermittelt:

$$E = Q_A \cdot C_{AV}$$

E	Gesamt-Schadstoffracht
C_{AV}	Mittlere Schadstoffkonzentration im Abstrom des Schadensherdes
Q_A	Natürlicher Grundwasserabfluss über den Kontrollabschnitt

Das beschriebene integrale Verfahren kann darüber hinaus zum differentiellen Immissionsmessverfahren erweitert werden und für eine eindeutige räumliche Rückrechnung bzw. Zuordnung unterschiedlicher Konzentrationsbereiche genutzt werden.

Voraussetzung dafür ist die Anordnung von mehreren nacheinander abstromig vom Schadensherd angeordneten Brunnen, an denen instationäre Immissionsmessungen durch Pumpversuche vorgenommen werden. Dabei müssen sich die einzelnen Einzugsgebiete zeitlich überlappen. Die Konzentrationsganglinien enthalten dann Mehrfachinformationen, mit deren Hilfe die invers bestimmten Frachten bzw. Konzentrationen entlang des Untersuchungsquerschnittes ermittelt werden können.

Auswertung

Die Bestimmung der zeitlichen Entwicklung von Größe und Form des Einzugsgebietes im Falle einfacher hydrogeologischer Bedingungen geschieht näherungsweise durch analytische Lösungen oder bei komplizierten Verhältnissen mit der Particle-Tracking-Methode unter Anwendung eines numerischen Strömungs- und Transportmodells. Die Abbildung 2-1 zeigt die beschriebene Vorgehensweise.

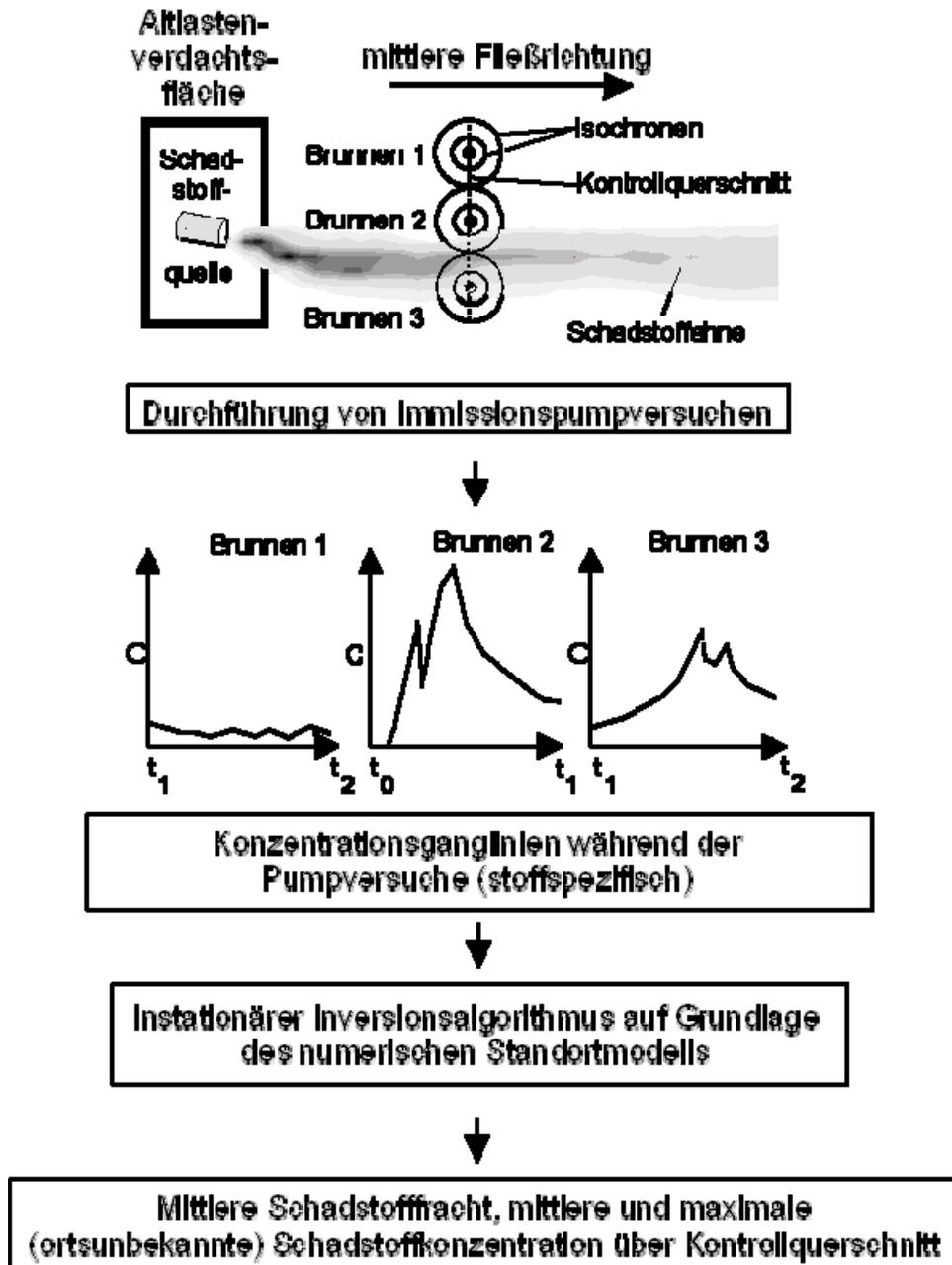


Abbildung 2-1: Bestimmung der Gesamt-Schadstofffracht und der Immissionskonzentration im Abstrom eines Schadensherdes

Auf der Grundlage einer zeitlich diskreten Beprobung des Brunnenförderstromes kann die räumliche Schadstoffkonzentration vor Beginn einer Pumpmaßnahme zurückgerechnet werden:

Die Durchführung von Immissions-Pumpversuchen sollte bei der integralen Gebietsbetrachtung konsequent mit den Arbeiten zur Modellierung der Strömungs- und Beschaffenheitsverhältnisse verknüpft werden.

Immissions-Pumpversuche auf mehreren Kontrollquerschnitten im Abstrom komplexer Schadensfälle können folgende wesentliche Erkenntnisse liefern:

- Identifikation mehrerer Kontaminationsschwerpunkte bzw. Schadstoffbahnen,
- Sicherer Nachweis und die Quantifizierung des Schadstoffabbaus durch Einsatz mehrerer Kontrollebenen für die Immissions-Pumpversuche,
- Eignung zur Überwachung des Selbstreinigungsvermögens des Untergrundes (monitored natural attenuation),
- Gute Verfolgbarkeit von Schadstoffbahnen.

Einschränkend für den umfassenden Einsatz sind die umfangreichen Arbeiten im Zusammenhang mit der Durchführung der Pumpversuche und die damit verbundenen hohen Kosten.

Literatur zu Anlage 2

HOLDER, TH.;TEUTSCH, G. (1999): "Bestimmung der Schadstoffimmission im Grundwasser - Verfahrensprinzip, Messung und Modellierung", Schriftreihe des Amtes für Umweltschutz, Heft 4, Stuttgart

Geophysikalische Verfahren

1. Geomagnetik

Grundlagen und Ziele

Dem aus dem Erdinneren stammenden natürlichem Magnetfeld (= sehr langsam veränderliches Hauptfeld) überlagert sich ein schnell (in Bruchteilen von Sekunden bis Tagen) veränderlicher Feldanteil, der seinen Ursprung außerhalb des Erdkörpers hat (Außenfeld, Variationsfeld). Zu diesen globalen Anteilen des erdmagnetischen Feldes kommt ein zeitlich nahezu konstantes Anomalienfeld, das die unterschiedliche Magnetisierung des Materials in der oberen Erdkruste widerspiegelt.

Als Ursache für dieses Anomalienfeld kommen neben den geologischen Strukturen auch Inhomogenitäten von Abfall (z. B. Autowracks, alte Haushaltsgeräte etc.) in Deponien und Altablagerungen in Betracht.

Das Magnetfeld ist ein Vektorfeld, d. h. es wird durch seine Intensität (Betrag) und seine Richtung beschrieben. Dargestellt wird das Anomalienfeld als Isolinienkarte (Pseudo – 3 – D – Plot) oder als Profilmontage.

Aus diesen Darstellungen und ggf. Modellrechnungen für zwei- und / oder dreidimensionale Störkörper werden Aussagen über die Ursachen der magnetischen Anomalien abgeleitet.

Die Magnetisierung von Gesteinen oder von eisenhaltigem Müll setzt sich aus einem induzierten und einem remanenten Anteil zusammen: Die induzierte Magnetisierung wird durch das am Ort des Gesteins oder der Einlagerung herrschende äußere Erdmagnetfeld induziert und ist von dessen Stärke und Richtung abhängig. Außerdem wird sie durch die Materialeigenschaft „Suszeptibilität“ bestimmt. Dagegen ist die remanente Magnetisierung dauerhaft und vom augenblicklichen Feld unabhängig. Magnetisierbar sind Eisen, Stahl und ferromagnetische Minerale.

Die an der Erdoberfläche messbaren magnetischen Effekte magnetischer Körper sind außer von deren Magnetisierung, Form und Größe auch von ihrer Tiefenlage abhängig.

Anwendungsmöglichkeiten

Die elektromagnetische Kartierung wird zur Erkundung oberflächennaher Bodenschichten eingesetzt. Das Fehlen punktueller Störungen von Strom- und metallischen Leitungen stellen Voraussetzungen für die Anwendbarkeit dar:

- Auffinden und Abgrenzen von verdeckten Altablagerungen mit magnetisch wirksamen Inhaltsstoffen,
- Auffinden und Abgrenzen von im Deponiekörper verborgenen Fasslagern,
- Abgrenzen von Bereichen mit erhöhtem Bauschuttanteil im Deponiekörper,

- Lithologische Gliederung des Untergrundes bei Deponienuanlage in Gebieten mit kristallinen (magnetischen und metamorphen) Gesteinen,
- Nachweis von Störungszonen besonders in Gebieten mit kristallinem Untergrund.

Durchführung / Messgeräte

Gemessen werden die erdmagnetischen Felder u. a. mit Fluxgatemagnetometer (Saturationskern-magnetometer, Förstersonde), Protonenmagnetometer (Kernpräzisionsmagnetometer) und Absorptionszellenmagnetometer (Quantenmagnetometer, Magnetometer mit optisch gepumpten Gasen, Optically Pumped Magnetometer). Fluxgatemagnetometer messen die Komponenten des Magnetfeldes (z. B. die Vertikalintensität) sowie die Gradienten. Protonenmagnetometer und Absorptionszellenmagnetometer bestimmen die Totalintensität. Die Messanordnung ist abhängig von der zu kartierenden Struktur sowie der gewünschten Eindringtiefe.

Einsatzgrenzen / Bewertung

Die Geomagnetik eignet sich sehr gut zur Lokalisierung lateraler Inhomogenitäten, d. h. zur Bestimmung der randlichen Begrenzung einer Altlast. Weiterhin können in Altlasten einzelne magnetisierte Einlagerungen (Autoteile etc.) identifiziert werden unter der Voraussetzung, dass das restliche Deponiematerial unmagnetisch ist. Das Verfahren versagt z. B. bei der Aufgabe, einzelne magnetische Gegenstände in einer Hausmülldeponie zu erkunden.

Größe und Ausdehnung der Anomalien bestimmen die erforderliche Messdichte. Die Messungen sollten möglichst flächenhaft in einem engen quadratischen Messraster mit Kantenlängen von 1 – 5 m durchgeführt werden. Für Übersichtskartierungen genügen größere Abstände. Der Messpunktastand sollte stets etwa der halben Erkundungstiefe entsprechen.

Die Messungen werden von magnetischen Installationen, wie stählernen Strommasten, Eisenpfosten oder Bauarmierungen, gestört, die im Messnetz oder in seiner Nähe liegen. Geomagnetische Messungen können auch aus der Luft durchgeführt werden.

Die Kosten für die relativ kostengünstige Methode liegen bei ca. 1,5 TEUR / pro Messtag.

2. Geoelektrik

Grundlagen und Ziele

Die unter dem Begriff Geoelektrik zusammengefassten elektrischen und elektromagnetischen Verfahren werden eingesetzt zur

- Bestimmung der räumlichen Verteilung der elektrischen Leitfähigkeit bzw. des spezifischen elektrischen Widerstandes
- Untersuchung der Polarisations-eigenschaften und des Aufladevermögens der Gesteine und anthropogener Ablagerungen,
- Ermittlung von Strukturen, die durch Änderung der dielektrischen Eigenschaften gekennzeichnet sind,

- Beobachtung natürlicher elektrischer Felder im Untergrund.

Ziel der Messungen ist es, aus den ermittelten Parameterverteilungen die Strukturen des Untergrundes und ihre stofflichen Ursachen zu rekonstruieren. Die Aussagesicherheit wird erhöht durch die kombinierte Messung mehrerer geoelektrischer Parameter und durch die Einbeziehung von Randbedingungen aus der Geologie, aus Bohrungen und anderen physikalischen Verfahren.

Wichtigstes Klassifizierungsmerkmal der geoelektrischen Methoden ist die Trennung in elektrische und elektromagnetische Verfahren. Die elektrischen Verfahren benutzen Gleichstrom bzw. Wechselströme im Frequenzbereich bis 50 Hz und beschränken sich auf die Messung elektrischer Potenzialdifferenzen. Die elektromagnetischen Verfahren verwenden eine zeitabhängige periodische oder impulsartige Anregung und messen je nach Methode elektrische und / oder magnetische Felder.

Die bei der Deponieerkundung zum Einsatz kommenden Verfahren arbeiten – abgesehen von der Eigenpotenzialmethode – ausschließlich mit kontrollierter („künstlicher“) Anregung.

Nach obigen Darlegungen sind die Verfahren wie folgt zu klassifizieren:

Gleichstromverfahren	Wechselstromverfahren
Geoelektrische Kartierung	Elektromagnetische Kartierung
Geoelektrische Tiefensondierung (Widerstandssondierung)	Elektromagnetik mit fernen Sendern (VLF-Methode)
Induzierte Polarisation (Impulsverfahren)	Elektromagnetische Messungen aus der Luft
Eigenpotenzialmessung	Elektromagnetische Reflexionsverfahren (Bodenradar)
	Elektromagnetische Sondierungen (FEM)

2.1 Geoelektrische Kartierung

Grundlagen und Ziele

Die Ermittlung der horizontalen Widerstandsverteilung wird aus lateralen Unterschieden des scheinbaren spezifischen Widerstandes für bestimmte Tiefenbereiche festgestellt. Dabei werden Potenzialdifferenzen in einer festen Anordnung zwischen Elektroden und Sonden gemessen, die entlang eines Messprofils bei ständigem Umsetzen entstehen.

Anwendungsmöglichkeiten

Abhängig vom Spannungsverlauf des Feldes im Untergrund werden Widerstandskontraste zwischen der Altlast und dem Untergrund ausgenutzt, um dadurch oberflächennah Abgrenzungen zwischen Altlast und Untergrund messen zu können. Insgesamt ergeben sich folgende Anwendungsmöglichkeiten:

- Abgrenzung lithologischer Einheiten,

- Bestimmung der Teufenlage und Mächtigkeit von Grundwasserleitern und Stauern sowie der Verwitterungsschicht über Festgestein,
- Kartierung von Wasserwegsamkeiten,
- Lokalisierung und Abgrenzung von Altlasten,
- Ermittlung der Mächtigkeit von Deponiekörpern,
- Beobachtung einer Schadstoffausbreitung,
- Ermittlung von Gefährdungsbereichen der Standsicherheit,
- Ortung natürlicher und künstlicher Hohlräume,
- (Kontrolle der Dichtheit technischer Barrieren) (KNÖDEL, KRUMMEL und LANGE 1997)

Durchführung / Messgeräte

Kartierungen sollten mit mehreren Eindringtiefen in Abhängigkeit von der Lage der Altlast im Untergrund sowie der vermuteten Grundwasseroberfläche durchgeführt werden.

Die unterschiedlichen Messanordnungen (gebräuchlich sind Schlumberger-, Wenner und Dipol-Dipol-Anordnung) beeinflussen Zeitaufwand und Ergebnis. Dazu gilt überschlagsmäßig, dass der Abstand der Elektroden etwa der zweifachen Eindringtiefe entspricht und der Messpunkt- bzw. Sondenabstand die gewünschte Erkundungstiefe darstellt.

Das Messergebnis wird als Profil oder Isolinienkarte dargestellt und gibt Aufschluss über den Aufbau des oberflächennahen Untergrundes.

Einsatzgrenzen / Bewertung

Der Aufbau des oberflächennahen Untergrundes sowie die randliche Begrenzung einer Altlast (z. B. Deponie) kann bei ausreichendem Kontrast gut erfasst werden. Auch die Abgrenzung von Grundwasserleitern und Grundwasserstauern ist so möglich. Einschränkungen bilden eine starke Bebauung oder punktuelle Störungen wie Strom- und metallische Leitungen im Messgebiet. Eine nicht unwesentliche Rolle spielen die Widerstandsverhältnisse der Deckschicht. Bereits eine geringmächtige besser- oder schlechterleitende Schicht kann die Form einer Widerstandskurve über größere Abschnitte beeinflussen. Auch starke laterale Widerstandsänderungen und lokale Inhomogenitäten in Sondennähe können sich auf die Verhältnisse im Niveau der Erkundungstiefe abbilden und wichtige Informationen verschleiern. Dabei sind Änderungen im niederohmigen Bereich kritischer als bei hochohmigen Verhältnissen.

Das Verfahren ist als kostengünstig einzustufen (ca. 2 TEUR / pro Messtag), erfordert jedoch eine fachgerechte Interpretation unter Kenntnis und Einbeziehung der hydrogeologischen Gesamtsituation.

2.2 Widerstandssondierung (geoelektrische Tiefensondierung)

Grundlagen und Ziele

Dem Untergrund wird über zwei geerdete Elektroden ein elektrisches Feld aufgeprägt.

Aus der Stromstärke des angelegten Feldes, der gemessenen Spannung und einem geometrischen Faktor werden danach scheinbare spezifische Widerstände berechnet. Die Bestimmung des scheinbaren spezifischen Widerstandes von horizontal gelagerten Schichten sowie die Mächtigkeit und Tiefe der Schichtgrenzen mit messbaren Widerstandsänderungen sind damit der eigentliche Gegenstand von Widerstandssondierungen.

Anwendungsmöglichkeiten

Abhängig vom Spannungsverlauf des Feldes im Untergrund werden Widerstandskontraste zwischen der Altlast und dem Untergrund ausgenutzt. Damit werden Informationen aus dem geologischen Umfeld einer Altlast sowie beispielsweise die Lokalisierung von Kontaminationsfahnen im Abstrom derselben möglich. Auch Angaben zur Basisfläche einer Altlast sowie zur Morphologie der GW-Oberfläche und dem Relief eines GW-Stauers sind ermittelbar. Mit diesen Einsatzmöglichkeiten in der Umfelderkundung einer Altlast hat sich das Verfahren bewährt.

Durchführung / Messgeräte

Bei Widerstandssondierungen werden die Elektrodenabstände fortlaufend variiert, so dass sich daraus die Tiefenlage einzelner Schichten bestimmen lässt. Die gemessenen scheinbaren spezifischen Widerstände werden als Funktion aller gemessenen halben Elektrodenabstände auf doppeltlogarithmischen Papier dargestellt und eine Sondierungskurve interpretiert.

Einsatzgrenzen / Bewertung

Das Verfahren ist mit Einschränkungen verbunden, die sich aus der Interpretierbarkeit der Ergebnisse ergeben (geringmächtige Schichten können unterdrückt werden, Sondierungskurven können mehrere äquivalente Lösungen zum Schichtaufbau des Untergrundes liefern).

Die Kosten des Verfahrens liegen bei ca. 2 TEUR / pro Messtag. Es erfordert eine fachgerechte Interpretation und liefert einen interdisziplinären Beitrag zum Gesamtbild.

2.3 Induzierte Polarisation (Impulsverfahren)

Grundlagen und Ziele

Die Methode nutzt die Eigenschaft vieler Materialien, nach Aufladung durch einen Gleich- oder Wechselstrom wie ein elektrischer Kondensator zu reagieren und sich nach dem Abschalten wieder zu entladen. Diese Erscheinung der induzierten Polarisation (IP) beruht auf elektrochemischen Vorgängen im Untergrund.

Anwendungsmöglichkeiten

Mit dem Verfahren können Kontaminationsfahnen im Umfeld einer Altlast sowie hydraulische Parameter bestimmt werden.

Durchführung / Messgeräte

Bei der IP wird die sog. Dipol-Dipol-Anordnung verwendet, wobei Aussagetiefe und Auflösungsvermögen der IP von der Dipollänge und dem Dipolabstand abhängen. Dem zu untersuchenden Untergrund wird dabei über zwei Elektroden Strom zugeführt. Nach Abschalten des Stromes wird eine Abklingkurve registriert, die das Verhalten des sich abbauenden elektrischen Feldes ausdrückt. Der Verlauf der Abklingkurve ist von der Höhe des Primärstromes sowie dem Bau des Untergrundes abhängig. Messpunktabstände der Elektroden von 10 – 20 m sind sinnvoll. Die IP-Daten werden in scheinbare spezifische Widerstände und scheinbare Aufladefähigkeit umgerechnet. Daraus wird der für die IP-Anomalie verantwortliche Körper im Untergrund graphisch bestimmt.

Einsatzgrenzen / Bewertung

Das Verfahren ist bei starker Bebauung und punktuellen Störungen (Strom- und metallische Leitungen) sowie einer Polarisierbarkeit des Untergrundes weniger geeignet. Das Verfahren ist daher als Zusatz bedarfsweise einsetzbar. Der messtechnische Aufwand ist hoch, ebenso die Kosten mit ca. 4 TEUR / pro Messtag.

2.4 Eigenpotenzialmessung (EP)

Grundlagen und Ziele

Natürliche elektrische Gleichstromfelder (Eigenpotenziale) sowie eine Potenzialverteilung können Hinweise zu Inhomogenitäten des Untergrundes liefern. Eigenpotenziale entstehen bei elektrochemischen Prozessen, die an Grenzflächen im Untergrund zwischen sich in ihren chemischen Eigenschaften unterscheidenden Bereichen vorhanden sind.

Elektrochemische Prozesse führen zur Entstehung von Redoxpotenzialen, Diffusions- und Membranpotenzialen. Elektrokinetische Vorgänge, die mit der Bewegung von Wasser im Untergrund verbunden sind, verursachen Fließ- und Strömungspotenziale.

Mit der EP-Methode erfolgen die Ermittlung von Kontaminationsfahnen im Umfeld einer Altlast sowie die Abschätzung hydraulischer Parameter. Bei Kohlenwasserstoffverunreinigungen kann die Methode zur Optimierung von Bohrprogrammen eingesetzt werden.

Anwendungsmöglichkeiten

- Auffinden und Abgrenzung von Deponien
- Lokalisierung metallischer Ablagerungen im Deponiekörper

- Kartierung von Wasserwegsamkeiten und Störungszonen als Wege für die Schadstoffausbreitung im Deponieumfeld, Nachweis von Schadstoffbahnen
- Nachweis von Gasaustrittsbereichen auf Deponien
- Dichtigkeitskontrolle von Dämmen und Basisabdichtungen
- Erkundung von Flächen, die durch Kohlenwasserstoffe kontaminiert sind

Durchführung / Messgeräte

Eigenpotenzialmessungen werden generell mit unpolarisierbaren Sonden durchgeführt. Eine Sonde wird als Bezugspunkt im elektrisch ungestörten Gebiet in den Boden eingesetzt. Mit der anderen Sonde wandert man auf Profilen über die Untersuchungsfläche. Die „Wandersonde“ kann auch durch Sondenarrays, die aus einer großen Anzahl Einzelsonden bestehen, ersetzt werden. Gemessen wird meist entlang eines Profiles unter Bezug auf einen Basispunkt. Mit mehreren Sonden sind Rastermessungen möglich.

Dargestellt werden EP – Messergebnisse profilmäßig und / oder flächenhaft als Linien gleicher Potenzialdifferenz gegen den Bezugspunkt. Bei der Interpretation der Messergebnisse beschränkt man sich meist auf die Lokalisierung von Anomalien und eine qualitative Analyse. Der Aussagetiefenbereich umfasst bis zu einige zehn Meter.

Einsatzgrenzen / Bewertung

Das Verfahren kann bedingt zur Erfassung von oxidierenden Metalleinlagerungen oder von Fließvorgängen im Untergrund eingesetzt werden. Die ineinandergreifenden elektrochemischen und elektrokinetischen Wechselwirkungen führen jedoch dazu, dass die Interpretation der Messergebnisse schwierig ist. Die Methode kann deshalb z. Zt. für das Aufsuchen und Identifizieren von Altlasten nur qualitative Erkenntnisse vermitteln.

Beim Nachweis von Gasaustritten haben sich EP – Messungen bewährt. Allerdings sind hierfür ein sehr dichtes Messnetz und Wiederholungsmessungen in Minutenabständen erforderlich.

Die EP – Messung ist technisch einfach, die Messergebnisse jedoch relativ schwer interpretierbar. Die Kosten schwanken zwischen 1,5 – 2,5 TEUR / pro Messtag.

3. Bodenradar

Grundlagen und Ziele

Das Bodenradar oder Georadar ist ein elektromagnetisches Impulsreflexionsverfahren, das auf ähnlichen Grundlagen wie die Reflexionsseismik und die Entfernungsmessung mit Sonar und Radar beruht.

Anwendungsmöglichkeiten

- Ortung anthropogener Einlagerungen (Rohrleitungen, Kabel etc.)
- Prüfung des Zustandes von Deponieabdichtungssystemen

- Strukturerkundung (zur Anlage von Untertagedeponien) im Salzbergbau

Einsatzgrenzen / Bewertung

Bodenradarmessungen sind eine schnell und hochauflösende Untersuchungsmethode für oberflächennahe Objekte (von 0,1 bis ca. 3 m Tiefe), eignen sich somit speziell zum Einsatz an Altlasten mit geringmächtiger Überdeckung. Das Verfahren versagt, wenn an der Oberfläche gut leitende Substrate (feuchte Tone und Schluffe, Wasser mit Salzfracht u. ä.) vorkommen.

4. Seismik

Grundlagen und Ziele

Grundlage aller seismischen Messungen ist die gezielte Anregung elastischer Wellen zur Durchschallung des Untergrundes. Die Aufzeichnung der aus dem Untergrund an die Erdoberfläche zurückkehrenden seismischen Wellen (seismisches Echo) lässt Rückschlüsse auf den strukturellen und lithologischen Aufbau der Gesteinsschichten im Untergrund zu. So werden seismische Wellen an Grenzflächen im Untergrund, wie sie u. a. auch bei anthropogenen Einlagerungen im Erdreich (Tanks, Fundamente etc.) auftreten, reflektiert, gebeugt oder gestreut.

Die Ausbreitung seismischer Wellen im Untergrund erfolgt nach den Gesetzen der geometrischen Optik. Die Brechung von seismischen Wellen an Schichtgrenzen mit höheren seismischen Geschwindigkeiten im Liegenden wird bei der Refraktionsseismik für die Erkundung des räumlichen Verlaufs einer derartigen Schichtfläche ausgenutzt. Im Gegensatz dazu werden bei der Reflexionsseismik die an vielen Schichtgrenzen reflektierten Wellen ausgenutzt.

Da die Ausbreitungsgeschwindigkeit materialspezifisch ist, kann über eine Bestimmung der seismischen Wellengeschwindigkeiten im Untergrund und eine Messung der Laufzeiten z. B. reflektierter seismischer Welleneinsätze ein Untergrundmodell erstellt werden, das die Struktur und das Material der (geologischen) Schichten widerspiegelt.

Anwendungsmöglichkeiten

- Erkundung der regionalen und lokalen geologisch-hydrogeologischen Strukturen des Untergrundes
- Kartierung der Deponieauflagefläche
- Erkundung des Untergrundes unter versiegelten Flächen
- Lokalisierung anthropogener Strukturen im Untergrund (Bauwerke, Tanks, Fundamente)

Durchführung / Messgeräte

Entlang von Profillinien werden mit einer Impulsquelle (künstlich durch Hammerschlag, Fallgewicht, Vibratoren oder Sprengung) Signale erzeugt und die ausgesandten Wellen nach verschieden langen Laufwegen an die Erdoberfläche mittels einer Schar von Empfängern, sog. Geophone, registriert. Aus den Empfangssignalen werden die Wellenlaufzeiten abgeleitet und

das Laufzeitfeld graphisch dargestellt. Nach Regression kann ein seismisches Schichtenmodell berechnet werden.

Einsatzgrenzen / Bewertung

S – Wellen ermöglichen durch ihre geringere Wellengeschwindigkeit eine höhere Auflösung von Strukturen. Allerdings können sich S – Wellen im Lockergestein nur sehr schwach und in Flüssigkeiten gar nicht ausbilden. Zur Anregung und Registrierung der S – Wellen ist deshalb ein hoher messtechnischer Aufwand notwendig. Die Kosten des aufwendigen Verfahrens belaufen sich auf ca. 1,5 – 3,5 TEUR (Refraktionsseismik) bzw. 3 – 6 TEUR / pro Messtag (Reflexionsseismik).

5. Gravimetrie

Grundlagen und Ziele

Mit den Methoden der angewandten Gravimetrie ist die Erfassung der Anomalien des Schwerefeldes Δg über Strukturen des Materialparameters Dichte ρ möglich. Mittels spezieller Auswertverfahren werden aus Form und Größe der Schwereanomalien Aussagen über die Struktur der Dichteinhomogenitäten und damit über geogene und anthropogene Strukturen im Untergrund abgeleitet.

Eine spezielle Methode zur Lokalisierung vor allem oberflächennaher geologischer und anthropogener Strukturen (z. B. Hohlräume), die einen deutlichen Dichtekontrast zur Umgebung aufweisen, stellt die Messung des vertikalen Schweregradienten dar.

Anwendungsmöglichkeiten

- Auffinden und Abgrenzen von verdeckten Altablagerungen
- Strukturerkundung und lithologische Gliederung des Untergrundes bei Deponieanlagen
- Nachweis von Störungszonen besonders in Gebieten mit kristallinem Untergrund
- Nachweis von Hohlräumen
- Bestimmung der Mächtigkeit und/oder der Dichte von Deponiekörpern sowie
- Nachweis von Dichteinhomogenitäten in Deponiekörpern

Durchführung / Messgeräte

Schweremessungen erfolgen mittels Gravimetern, die nach dem Prinzip hochempfindlicher Federwaagen arbeiten. Erfasst werden dabei nur Schweredifferenzen, d. h. alle Messpunkte werden stets auf einen Anschlusspunkt bekannter Schwere bezogen.

Einsatzgrenzen / Bewertung

Voraussetzungen für ausreichend sichere gravimetrische Ergebnisse sind genügend große Dichteunterschiede des Deponiekörpers gegenüber dem Nebengestein sowie eine ausreichende Mächtigkeit.

Als Nachweis von untertägigen Hohlräumen kann die Gravimetrie nur in Form von sehr engmaschigen Schwerekartierungen erfolgreich eingesetzt werden.

Die gravimetrischen Schweremessungen sind insgesamt sehr aufwendig und teuer. Auf Grund des starken Einflusses der Messhöhe müssen die Gravimeterpunkte exakt nivelliert werden.

6. Geothermik

Grundlagen und Ziele

In der Geothermik wird die Tatsache ausgenutzt, dass die Temperatur in der Erde mit der Tiefe zunimmt. Dadurch kommt es zu einem nach außen gerichteten Transport von Wärmeenergie. Normiert auf Flächen- und Zeiteinheit bezeichnet man diesen Energiestrom als terrestrische Wärmestromdichte. Bei einer konstanten Wärmestromdichte führen Bereiche mit anomaler Wärmeleitfähigkeit (Störkörper) zu Temperaturanomalien. Das entsprechend deformierte Temperatur- bzw. Wärmestromfeld breitet sich bis an die Erdoberfläche aus. Die geothermischen Anomalien können durch Temperaturmessungen auf der Erdoberfläche, im Boden und ggf. in Bohrungen nachgewiesen und analysiert werden. Damit sind strukturelle Aussagen über den Untergrund sowie über wärmeerzeugende Prozesse und Strömungsvorgänge möglich.

Die geothermische Oberflächenerkundung kann unterteilt werden in:

- Infrarot (IR) – Oberflächenerkundung,
- Temperaturmessungen in Flachbohrungen (Dezimeter – wenige Meter Tiefe).

Anwendungsmöglichkeiten

- Auffinden und Abgrenzen verdeckter Deponien und Altlasten
- Nachweis und Abgrenzung von Sickerwasseraustritten aus Deponien
- Nachweis von Wärmequellen (z. B. verdeckte Schwel- und Brandherde) in Ablagerungen (Deponien und Halden)
- Beiträge zur Klärung Deponieinhalten und ablaufenden physiko- und biochemischen Prozessen
- Erkundung von Störungszonen sowie Abgrenzung lithologischer Einheiten bei der Untersuchung des Untergrundes geplanter Deponien (KNÖDEL, KRUMMEL und LANGE 1997)

Einsatzgrenzen / Bewertung

IR – Erkundung:

- Aufnahme der Erdbodentemperatur als Strahlungstemperatur berührungslos mit IR – Detektoren
- auf Grund hoher Kosten Anfälligkeit gegenüber den Witterungsverhältnissen (Sonneneinstrahlung, Verdunstung) und schwierige Interpretierbarkeit, daher nur in Ausnahmen für Altlastenerkundung geeignet

Temperaturmessungen in Flachbohrungen:

- Einsatz von Widerstandsthermometern, die mit speziellen Ramm- oder Nadelsonden in den Boden eingebracht werden
- die durch das Bohren bedingte Temperaturstörung muss vor der Messung abgeklungen sein
- Messungen ausschließlich zwischen 4 bis 6 Uhr nachts ausführen, um den Einfluss der Sonnenstrahlung zu eliminieren
- Einflüsse von Topographie, Vegetation, Vernässungszonen u. ä. sind zu vermeiden
- mit Temperaturmessungen in Flachbohrungen > 3 m Tiefe können ggf. Sickerwege in Altlasten erkundet werden

7. Bohrlochgeophysik

Grundlagen und Ziele

Durch geophysikalische Messungen im Bohrloch werden die physikalischen Eigenschaften des Gesteins, des Grundwassers oder des Materials in der unmittelbaren Umgebung des Bohrlochs bestimmt. Ihre Kenntnis ist erforderlich, um geophysikalische Messungen, die an der Erdoberfläche durchgeführt wurden, richtig zu interpretieren. Außerdem liefern sie Hinweise über Grund- und Sickerwässer.

Anwendungsmöglichkeiten

- Dokumentation des Bohrprofils
- Korrelation der Messprofile eines Gebietes mittels markanter physikalischer Schichten und Schichtkomplexe, Korrelation von Leithorizonten in verschiedenen Bohrungen
- Erfassung von kleindimensionalen Störungsmustern und Strukturanomalien
- Inspektion des Ausbaus und technischen Zustandes von Messstellen und Brunnen

Einsatzgrenzen / Bewertung

Die Tabelle 3-1 zeigt die wichtigsten Bohrlochmessverfahren und deren Anwendungsmöglichkeiten.

Tabelle 3-1: Einsatzmöglichkeiten der Bohlochgeophysik - aus VOGELSANG (1993)

Gamma Ray (GR)	Neutron (N) **)	Sonic Log (SONIC)	Elektriklog (EL)	Eigenpotential (EP)	Fokuss. Elektriklog, Laterolog (FEL, LL)	Induktionsverfahren (IES)	Mikrolaterolog, Mikrolog (MLL, ML)	Salinometer (SAL)	Temperatur (TEMP)	Kaliber (CAL)	Flowmeter (FLOW)	Bohlochmessverfahren	
+	+	-	-	-	-	+	-	-	-	+	-	Trockenes Loch	
+	+	*	+	*	+	+	+	+	+	+	-	im Lockergestein	Unverrohrtes (offenes) Loch mit Spülung oder Wasser gefüllt
+	+	+	+	*	+	+	+	+	+	+	*	im Festgestein	
*	*	-	-	-	-	-	-	+	+	+	*	im Lockergestein	Stahlverrohrtes oder- verfiltertes Loch mit Spülung oder mit Wasser gefüllt
*	*	-	-	-	-	-	-	*	*	+	*	im Festgestein	
*	*	-	*	-	*	+	-	+	+	+	*	im Lockergestein	Kunststoffverrohrtes oder – verfiltertes bzw. mit nicht metallischem Material ausgebautes Loch mit Spülung oder Wasser gefüllt
*	*	-	*	-	*	+	-	+	+	+	*	im Festgestein	

- + Messung ohne Einschränkung möglich
 * Messung mit Einschränkung möglich
 - Messung nicht möglich bzw. nicht sinnvoll
 **) nur in Ausnahmefällen anzuwenden

8. Weitere geophysikalische Verfahren

8.1 Radiometrie

Grundlagen und Ziele

In der Radiometrie werden Verfahren zur Untersuchung der natürlichen Radioaktivität der Gesteine und Ablagerungen (z. B. Bergbauhalden) zusammengefasst.

Bei der Untersuchung des Untergrundes von Deponien und Altlasten sind radiometrische Methoden weniger gebräuchlich als andere geophysikalische Verfahren. Hierbei werden zwei methodische Varianten unterschieden:

- Messung von Gamma – Strahlung entweder integral über einen Energiebereich oder spektral in bestimmten Energiefenstern,
- Nachweis der Radonkonzentration durch Registrierung der Alpha – Teilchen, die beim Zerfall des Edelgases Radon (^{222}Rn) entstehen.

Anwendungsmöglichkeiten

- Abgrenzung lithologischer Einheiten
- Nachweis von Wasserwegsamkeiten (z. B. Störungszonen)
- Abgrenzung stark durchfeuchteter Zonen bei Deponiekörpern

- Nachweis von Kohlenwasserstoffkontaminationen
- Bestimmung des Gehaltes an Radon und Radon – Tochterprodukten in der Luft (Gebäude) zur Abschätzung gesundheitlicher Risiken
- Auffinden von radioaktiven Material (KNÖDEL, KRUMMEL und LANGE 1997)

Durchführung / Messgeräte

Messung von Gamma – Strahlung:

- Szintillationskristalle als Detektoren, bestehend aus Thallium – aktiviertem Natrium – Jodid und Verstärkung der freigesetzten Photonen mittels SEV

Radon – Messungen:

- Radon – Messverfahren sind in passive und aktive Verfahren zu unterscheiden
- Messarten: Momentanmessungen, kontinuierliche bzw. zeitlich integrierende Messungen (KNÖDEL, KRUMMEL und LANGE 1997)

Für die radiometrische Erkundung radioaktiver Altlasten sind Messwerte in Bq (Bequerel) anzugeben. Bei der Messung im Gelände wird an vorbestimmten Punkten eines Messnetzes entweder

- in geringer Höhe (0,2 – 1 m) über der Erdoberfläche oder
- in Rammbohrlöchern (0,5 – 1 m Tiefe) gemessen.

Es sind auch Messungen vom Flugzeug / Hubschrauber aus geringer Flughöhe möglich (Aeroradiometrie).

Darstellung der Ergebnisse:

- in Profilen
- in Isolinienkarten der γ - Intensität

8.2 Isotopenhydrologie

Grundlagen

Diese Methode basiert auf Umweltisotopen natürlichen oder geogenen Ursprungs und Umweltisotopen, die durch anthropogene Einflüsse (z. B. Militär) entstanden sind.

Anwendungsmöglichkeiten

- Untersuchungen zur Grundwasserneubildung und –dynamik
- Genetische Unterscheidung von Grundwässern
- Abschätzung von Mischungsanteilen toxischer Stoffe
- Herkunft von Kontaminationen

Speziell in der Altlastenerkundung:

- bei Grundwasserversalzungen kann unterschieden werden, ob diese von aufsteigenden Tiefenwässern oder von Haldenauslaugungen des Salzbergbaus ausgehen
- bei alten Grundwässern kann festgestellt werden, ob Entnahmen zu einer Übernutzung führen
- bei Schadstofffahnen kann ermittelt werden, wann sie entstanden sind

8.3 Aero-geophysik

Grundlagen

Bei aero-geophysikalischen Messungen werden Flugzeuge bzw. Hubschrauber als Träger der Messausrüstung genutzt.

Anwendungsmöglichkeiten

Für die Erkundung von Deponie- und Altlastenstandorten kommen v. a. in Frage:

- die Elektromagnetik zur Ermittlung der Verteilung der elektrischen Leitfähigkeit,
- die Magnetik zur Lokalisierung von magnetischem Material und Bestimmung seiner Magnetisierung,
- die Radiometrie zur Bestimmung des Gehaltes natürlich vorkommender oder künstlich angereicherter radioaktiver Substanzen in Oberflächennähe (KNÖDEL, KRUMMEL und LANGE 1997).

Literatur zur Anlage 3

KNÖDEL, K.; KRUMMEL, H.; LANGE, G. (1997): Handbuch zur Erkundung des Untergrundes von Deponien und Altlasten. Bd. 3. Springer – Verlag

VOGELSANG, D. (1993): Geophysik an Altlasten. 2. Auflage. Springer – Verlag

Bestimmung der Residualsättigung von flüssigen Schadstoffen im Boden

Die Residualsättigung in einem Boden beträgt je nach Bodenporosität und Ölart etwa 15 bis 40 Liter pro m³ Lockergestein (siehe Tabellen 4-1 und 4-2 sowie Abbildung 4-1). Restölsättigungen über 50 l/m³ sind nur in sehr porösen, trockenen Böden vorstellbar (z. B. unter großen Gebäuden oder Betonflächen). Für Medien mit einer Wasserleitfähigkeit $K_w < 10^{-5}$ m/s werden keine Werte für das Rückhaltevermögen angegeben, da die verfügbaren Werte erheblich differieren (SCHWILLE 1993). Für die geringviskosen sind die R-Werte für das Rückhaltevermögen im ein Drittel zu reduzieren.

Tabelle 4-1: Das Rückhaltevermögen poröser Medien für Mineralöle und CKW, zusammengestellt aus: SCHWILLE 1993, und KINZELBACH et al. 1996)

Leitfähigkeit für Wasser [m/s]	Rückhaltevermögen R poröser Medien	
	ungesättigte Zone [l/m ³]	gesättigte Zone [l/m ³]
Mineralöl:		
> 10 ⁻²	> 3	< 5
10 ⁻² - 10 ⁻³	3 - 12	5 – 18
10 ⁻³ - 10 ⁻⁴	12 - 20	18 – 30
10 ⁻⁴ - 10 ⁻⁵	20 - 30	30 – 50
< 10 ⁻⁵	30 - 40	> 50 (?)
CKW:		
10 ⁻²	3	5
10 ⁻³	12	20
10 ⁻⁴	30	50

Tabelle 4-2: Werte für repräsentative Residual-Sättigungen - UBA (1990)

Residual-Phase	effektive Porosität n _{eff} (%)			
	20 - 30	25 - 35	30 – 40	
	Werte in (l/m ³)			
Öl, pendular	min.:	8	9	11
	max.:	15	18	21
Öl, insular	min.:	15	18	21
	max.:	30	36	42
Wasser	min.:	20	24	28
	max.:	30	36	42
Luft	min.:	38	45	53
	max.:	60	75	88

Tabelle 4-3: Anhaltswerte der Residualsättigung [in mg/kg] für verschiedene Lockergesteine

	Benzin	Diesel	Motorenöl ¹	Schweröl
Grobkies	200	950	3.200	4.800
Feinkies	2.000	4.500	7.000	12.000
Grobsand	2.800	5.600	9.000	15.000
Mittelsand	4.500	9.500	17.000	25.000
Feinsand / Schluff	7.500	17.000	26.000	39.000

¹ mittlere kinematische Viskosität: 18 mm²/s

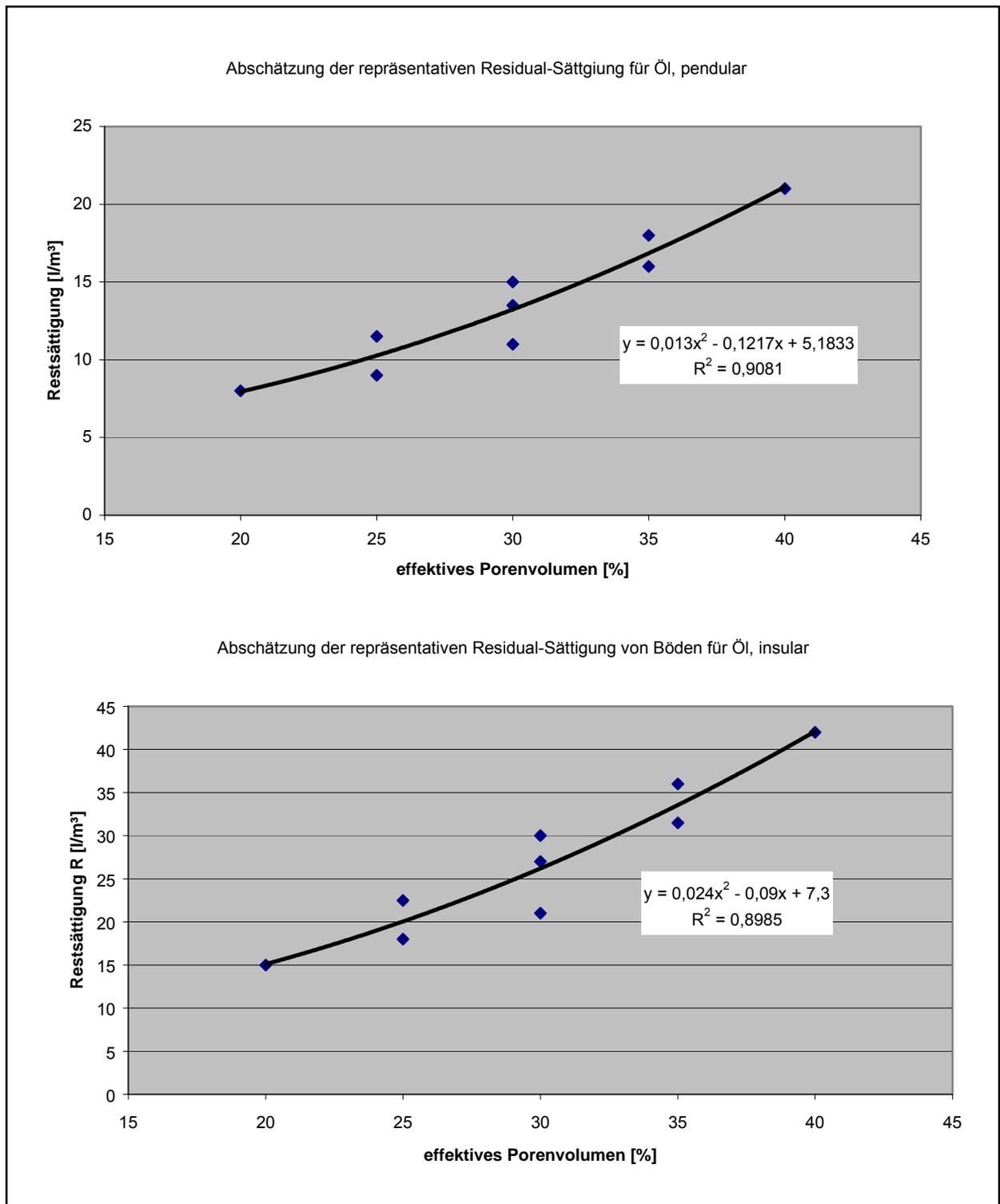


Abbildung 4-1: Abschätzung der Restsättigung von Böden mit Öl (pendular und insular) in Abhängigkeit vom effektiven Porenvolumen

Das Rückhaltevermögen von Ölen im Boden kann demnach wie folgt berechnet werden:

$$\begin{aligned} R_{\text{Öl,pendular}} &= 0,01 \cdot n_{\text{eff}}^2 - 0,12 \cdot n_{\text{eff}} + 5,2 \\ R_{\text{Öl,insular}} &= 0,02 \cdot n_{\text{eff}}^2 - 0,10 \cdot n_{\text{eff}} + 7,3 \end{aligned}$$

R = Residualsättigung eines Stoffes in einem porösen Medium

n_{eff} = effektive Porosität; nutzbarer Porenraum

Das Fließen einer Flüssigkeit im Porenraum wird initialisiert, wenn ein Strömungspotenzial besteht und die Residualsättigung der Flüssigkeit in den Poren überschritten ist. Geringviskose Mineralölprodukte weisen in porösen Lockergesteinen eine hohe Penetrationsrate auf (z. B. Dichlormethan, Benzol oder Trichlorethen). Sehr viskose Öle, wie z. B. schweres Heizöl und schweres Rohöl, dringen dagegen kaum in den Untergrund ein. Zusätzlich zur Versickerung in Phase wird der Schadstoff über die Sickerwässer gelöst und so ins Grundwasser eingetragen.

Die vertikale Ausbreitung unterliegt der Schwerkraft, während die horizontale Ausbreitung von den Kapillarkräften gesteuert wird. In der Regel werden Schadstoffe in Phase nach relativ kurzen Migrationsstrecken immobil, weil sie die irreduzible Restsättigung im Boden erreichen, die Wassersättigung im Boden stark zunimmt (insb. Kapillarsaum) oder weil sie durch eine undurchlässige Schicht aufgehalten werden.

Mit zunehmender Annäherung der Ölphase an den Grundwasserspiegel nimmt die Wassersättigung im Boden zu, so dass die relative Permeabilität für das einsickernde Öl ständig kleiner wird (vgl. Abb. 4-2). Bei weitgehender Wassersättigung herrscht ein so hoher Kapillardruck, dass der Öldruck (= spezifisches Gewicht der Ölsäule) deutlich höher sein muss als der Kapillardruck, damit das Öl überhaupt den Grundwasserspiegel erreicht. In feinkörnigen Böden endet daher die Penetration mit Erreichen des Kapillarsaums. Das Öl staut sich auf und bildet freie Ölmenngen, die über Jahre hinweg fixiert sein können, wenn sie nicht durch Grundwasserschwankungen gelöst und wegtransportiert werden). In grobkörnigen Böden (z. B. Kiese, Schotter) kann das Öl dagegen den Kapillarsaum durchdringen und direkt die Grundwasseroberfläche erreichen.

Sieht man von Kolloiden ab, so ist der weiträumige Transport der Öle nur über die Lösung im Wasser möglich. Das heißt, dass oftmals erst die Lösung dieser Schadstoffe im Sicker- oder Grundwasser zu einer weiträumigen Kontamination des Grundwasserleiters führt (Abbildung 4-2). Die Zonen immobilier Stoffe in Phase werden daher als Kontaminationsquellen betrachtet, ihr Transport ins Grundwasser wird über ihre Löslichkeit berechnet. Die physikalisch-chemischen Daten von Mineralölprodukten sind in den Tabellen 4-4 und 4-5 dargestellt.

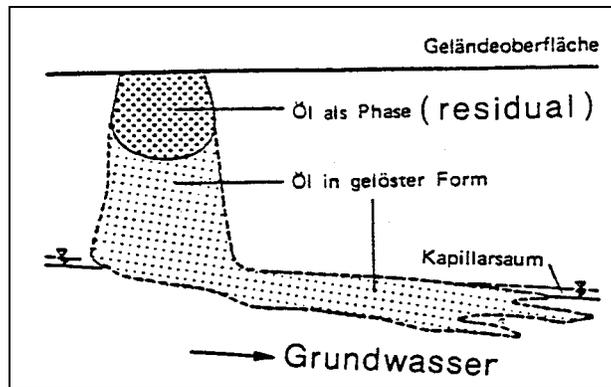


Abbildung 4-2: Die Infiltration von Öl in die ungesättigte Bodenzone und der Transport löslicher Ölbestandteile durch das Sickerwasser in das Grundwasser (UBA 1990)

Tabelle 4-4: Physikalisch-chemische Daten von Mineralölprodukten (UBA 1990)

Mineralölprodukt	Dichte (g/cm ³ bei 15 °C)	kinem. Viskosität (mm ² /s)	Wasserlöslichkeit (mg/l)
Leichtbenzin	ca. 0,7 (g/ml)		
Vergaserkraftstoff:			ca. 100 - 250
Normalbenzin	0,715 - 0,755	0,65 ¹⁾	
Super	0,730 - 0,780	0,57 ¹⁾	
Lösemittel	0,700 - 0,850	0,9 - 1,5 ¹⁾	
Petroleum	0,750 - 0,850	2,0 - 3,0 ²⁾	
Düsenkraftstoffe	0,715 - 0,845	A: 2,0 - 3,0 ²⁾ B: 1,0 ³⁾	A: ca. 40 - 60 B: ca. 80 - 200
Dieselmotorkraftstoffe	0,815 - 0,860	4,5 ²⁾	5 - 20
Heizöl Extra Leicht	ca. 0,86	6,0 - 6,5 ²⁾	5 - 20
Schmieröl (typ.)	0,88	Motorenöle: SAE 10 W: 191 ²⁾ SAE 10 W-40: 510 ²⁾ SAE 30 W: 900 ²⁾	
Schweres Heizöl	= 1	_2) 3)	< 10
Marine Bunkeröl	ca. 1		

Temperatur: ¹⁾ bei 20 °C; ²⁾ bei 10 °C; ³⁾ bei 15 °C

Tabelle 4-5: Siedebereiche und Wasserlöslichkeiten von Mineralölprodukten

Produkt	Siedebereich ° C	Wasserlöslichkeit mg/l
Benzin	28 – 200	30 – 50
Petroleum	170 – 250	10
Diesel / Heizöl EL	160 – 375	5
Schweres Heizöl	> 350	< 0,01

Literatur zur Anlage 4

SCHWILLE, F. (1993): "Das Rückhaltevermögen poröser Medien für Mineralölprodukte", in Resümee und Beiträge des 10. DECHEMA – Fachgesprächs Umweltschutz", DECHEMA 1993

KINZELBACH ET AL. (1996): "Berechnungsverfahren und Modelle – Materialienband", Altlastenhandbuch des Landes Niedersachsen, Springer Verlag Berlin

UBA (1990): "Leitfaden Beurteilung und Behandlung von Mineralölschadensfällen im Hinblick auf den Grundwasserschutz"

Einsatzmöglichkeit der Programme SISIM und HYDRUS

SISIM

Das Sickerwasser-Simulationsmodell SISIM wurde zur Simulation des gravitationsgetriebenen Transportes der im Sickerwasser gelösten Schadstoffe in der ungesättigten Bodenzone für Lockergesteine entwickelt und ist auf die Altlastenproblematik abgestimmt worden. SISIM basiert im Wesentlichen auf den mathematischen Ansätzen, die im Rahmen der Soil Screening Guidance der U. S. EPA (1996) sowie der Technical Guidance Documents der EC (1996) zur Abbildung der Transportprozesse in Böden veröffentlicht wurden. Betrachtet werden nur Prozesse in der ungesättigten Bodenzone bis zum Erreichen der Kapillarzone resp. des oberen Schwankungsbereiches des Grundwasserspiegels. SISIM ist ein einfach handhabbares Modell und dient zur Abschätzung, ob unter worst-case-Annahmen ein Eintrag von Schadstoffen aus der Altlast in das Grundwasser möglich ist. Ist dies der Fall, so sollten komplexere Modelle hinzugezogen werden, um den Gefahrentatzustand eindeutig zu klären.

Ausgangspunkt der Berechnungen sind die schichtspezifischen Eingaben der gemessenen Bodenkonzentrationen. Zur Abbildung des Schadstoffverhaltens wird der Schadstofftransfer mit dem Sickerwasser und die Sorptionsvorgänge im 3-Phasen-System "Boden" mit einem eindimensionalen Kaskadenmodell berechnet. In die Berechnung kann optional auch der biologische Abbau in Form eines Abbauterms erster Ordnung schichtspezifisch eingehen. Der Transport von Schadstoffen über die Bodenluft wird nicht abgebildet, die Bodenluft findet nur zur Berechnung der Gleichgewichtsverteilung Berücksichtigung. SISIM kann nicht zwischen Totalgehalten und mobilisierbaren Schadstoffanteilen unterscheiden, d. h. die eingegebenen Schadstoffgehalte werden als mobilisierbar angesehen und über die Zeit (je nach Bodenparametern und Schadstofflöslichkeit) komplett aus dem Boden durch das Sickerwasser ausgelaugt. Liegen Anhaltspunkte über die tatsächlich mobilen Schadstoffanteile vor, so sollten nicht die Schadstofftotalgehalte, sondern nur die mobilisierbaren Schadstoffgehalte in SISIM eingegeben werden.

Das Programm ermöglicht, den zeitlichen Verlauf der Stoffverlagerung in der ungesättigten Bodenzone abzubilden und mögliche Ursachen von Schadstoffanreicherungen in einzelnen Bodenschichten zu erklären. Für die "Schnittstelle" ungesättigte Zone/gesättigte Zone liefert es die zeitlichen Verläufe der Stoffeinträge in das Grundwasser bezogen auf 1 m² Fläche. Hierauf beziehen sich die angegebenen Schadstofffrachten. Alle Ergebnisse werden tabellarisch und graphisch anschaulich dargestellt und können in das Tabellenkalkulationsprogramm "Excel" zur Weiterbearbeitung übergeben werden. Grundsätzlich ist SISIM dann einsetzbar, wenn Schadstoffgehalte im Bodenprofil bestimmt wurden (Bodenkonzentrationen, ggf. Totalgehalte). Schadstoff-Eluatgehalte, wie nach Anhang 1 BBodSchV gefordert, können in der vorliegenden SISIM-Version nicht berücksichtigt werden. Es wird deshalb vorgeschlagen, eine Abschätzung mit SISIM dann durchzuführen, wenn ein gemessenes Schadstoffprofil vorliegt (Totalgehalte oder umgerechnete mobile Schadstoffgehalte) und kein anderes standortspezifisches Modell für den Pfad Boden-Grundwasser verfügbar ist.

Neben der Programmvalidierung sind Modifizierungen zur Ergebnisoptimierung sowie Erweiterungen des Programms für eine breitere Anwendung erforderlich.

HYDRUS

In seiner Entsprechung zu SISIM realisiert das Programm HYDRUS-1D die eindimensionale Berechnung von Strömungs- und Stofftransportprozessen in der ungesättigten Zone unter Berücksichtigung von Hysterese und Wurzelentzug.

Bei der Berechnung der Stofftransportprozesse können molekulare Diffusion, hydrodynamische Dispersion, lineare und nichtlineare Gleichgewichtsreaktionen und Abbaureaktionen 1. Ordnung erfasst werden. Die Randbedingungen 1. und 2. Art für die Strömungs- und Stofftransportprozesse können konstant oder zeitvariabel angesetzt werden.

Des Weiteren gestattet das Programm die Unterteilung des Bodenkörpers in einzelne Bodenarten und Schichten.

Das Programm HYDRUS-1D zur Simulation des eindimensionalen Strömungs- und Stofftransportes in der ungesättigten Zone unter Einschluss von Hysterese und Wurzelentzug basiert auf der Strömungsgleichung

$$W \frac{\partial h}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(k \frac{\partial h}{\partial z} - k \right) - S(z, t)$$

mit:

h	Druckhöhe	[m]
W	d Θ / d h Bodenwasserkapazität	[m ⁻¹]
Θ	volumetrischer Wassergehalt	[/]
k	Durchlässigkeitskoeffizient	[md ⁻¹]
S	volumetrische Wurzelentnahme	[md ⁻¹]
z	Ortskoordinate	[m]
t	Zeit	[d]

HYDRUS nutzt zur Beschreibung der hydraulischen Eigenschaften des Bodens die Funktionen von VAN GENUCHTEN.

Als Stofftransportgleichung liegt dem Programm HYDRUS nachfolgende Gleichung zugrunde:

$$\frac{\partial}{\partial z} \left(\Theta D \frac{\partial C}{\partial z} \right) - \frac{\partial q \cdot C}{\partial z} - \lambda_1 \cdot \Theta \cdot C - \lambda_2 \cdot \rho_t \cdot S = \frac{\partial \Theta C}{\partial t} + \frac{\partial \rho_t S}{\partial t}$$

mit

C	Stoffkonzentration in der flüssigen Phase	[mg · dm ⁻³]
S	Stoffkonzentration in der Feststoffphase	[mg · kg ⁻³]
D	Dispersionskoeffizient	[dm d ⁻¹]
q	DARCY-Strömung	[dm d ⁻¹]
λ ₁	Abbaukonstante in der flüssigen Phase	[d ⁻¹]
λ ₂	Abbaukonstante in der Feststoffphase	[d ⁻¹]
ρ _t	Trockenrohddichte	[g · cm ⁻³]

Bei der Weiterentwicklung des Programms HYDRUS-1D sollte der Schwerpunkt auf der Integration weiterer schadstoffspezifischer Speicher- und Wandlungsprozesse liegen.

Insbesondere im Hinblick auf die in der Detailuntersuchung erfolgende abschließende Gefährdungsbewertung müssen bei größeren Schadensfällen jedoch oft komplexere Modelle zur Anwendung kommen.

Literatur zur Anlage 5

- EPA (1996): Soil Screening Guidance: Technical Background Document, EPA/540/R-95/128, Washington
- EC (1996): Technical Guidance Documents in Support of the Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for New Notified Substances and the Commission Regulation (EC) 1488/94 on Risk Assessment for Existing Substances. Part I-IV. ECB, Ispra, Italy

Verteilungsfunktionen für Messwerte

Die Aufgabe der mathematischen Statistik ist es, aufgrund einer vorliegenden Stichprobe, die aus mehreren Elementen (z. B. Analysen verschiedener Bodenproben auf einer Fläche) besteht, Schlüsse hinsichtlich der tatsächlichen Belastung eines Kontaktmediums resp. einer Fläche zu ziehen. Diese Schlüsse sind Wahrscheinlichkeitsaussagen. Die Belastung einer Fläche beispielsweise stellt die Grundgesamtheit dar. Stichproben sind demnach Teile einer Grundgesamtheit, die durch einen Auswahlprozess aus dieser entnommen und stellvertretend, repräsentativ für die Grundgesamtheit gewertet werden. Die theoretische relative Häufigkeit der Höhe eines Messwertes in der Grundgesamtheit beschreibt die Wahrscheinlichkeit gemessen zu werden. Die relative Häufigkeit der gemessenen Einzelkonzentrationen in der Stichprobe ist demgegenüber lediglich eine Schätzung der Wahrscheinlichkeit dieser Belastung in der Grundgesamtheit. Je größer der Stichprobenumfang ist, desto genauer ist die Schätzung. Die Verteilung der Wahrscheinlichkeiten der Konzentrationshöhen bezeichnet man als Wahrscheinlichkeitsverteilung resp. Verteilung. Die Inhomogenitäten innerhalb der Grundgesamtheit führen zu Schwankungen zwischen den Stichproben (Variabilität).

Viele Verteilungen in der Natur (z. B. Extremwerte bei Hochwasser von Flüssen, Jahrestemperaturen, Ernteerträge etc.), Konzentrations- und Reinheitsprüfungen sind „lognormalverteilt“ (vgl. Abbildung 6-1). Auch in den praktischen Anwendungen der analytischen Chemie, beispielsweise bei Konzentrationsbestimmungen, spielt die Lognormalverteilung, deren Dichte links durch Null begrenzt und rechts flach ausläuft, eine bedeutende Rolle (STORM 1995, HARTUNG et al. 1998). Das markanteste Merkmal der Lognormalverteilung ist die Begrenzung nach einer Seite. So können z. B. Ernteerträge nicht kleiner als Null werden, Zeitstudien beschreiben einen Verlauf ab einem festgelegten Zeitpunkt, der nicht unterschritten wird usw. Im Gegensatz zur Normalverteilung, wo Einflüsse additiv überlagert werden, ist die Lognormalverteilung auf das multiplikative Zusammenwirken vieler zufälliger Effekte zurückführbar, d. h. die Wirkung einer Zufallsänderung ist der zuvor bestehenden Größe proportional.

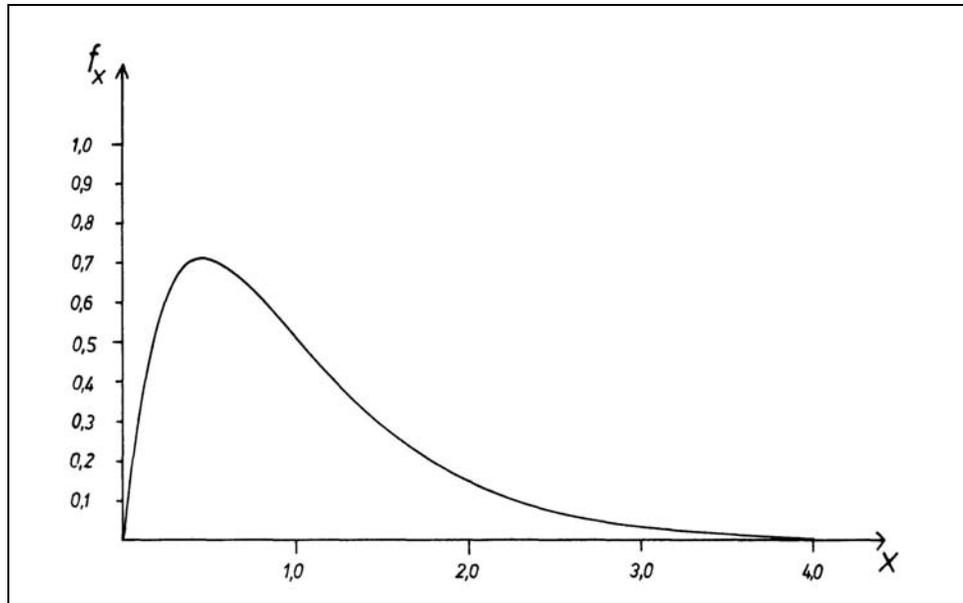


Abbildung 6-1: Beispiel für eine Dichtefunktion resp. Lognormalverteilung (HARTUNG 1998)

Charakteristische Werte einer symmetrischen Glockenkurve, Gaußschen Kurve oder Normalverteilung sind der Mittelwert und die Standardabweichung. Sie bestimmen die Lage oder Lokalisation des durchschnittlichen oder mittleren Wertes einer Messreihe und die Ausweitung, Schwankung, Streuung oder Dispersion der Einzelwerte um den Mittelwert. Darüber hinaus zeigt die Tschebyscheffsche Ungleichung, dass die Standardabweichung - unabhängig von der Normalverteilung - als allgemeines Streuungsmaß dienen kann. Entsprechendes gilt für den Mittelwert (SACHS 1974).

Auch die DIN 55 302, bezeichnet den arithmetischen Mittelwert als das meist zweckmäßigste Maß zur Bestimmung des Schwerpunktes einer Verteilung resp. der "mittleren Lage". Hinzu kommt, dass der arithmetische Mittelwert auch zur Charakterisierung mehrgipfliger Verteilungen geeignet ist; außerdem ist bei eingipfligen Häufigkeitsverteilungen der arithmetische Mittelwert bei rechtsschief bzw. linkssteilen Häufigkeitsverteilungen immer größer als der Median (siehe Abbildung 6-2), bei symmetrischer Häufigkeitsverteilung entspricht der Mittelwert dem Median (vgl. hierzu HARTUNG 1998).

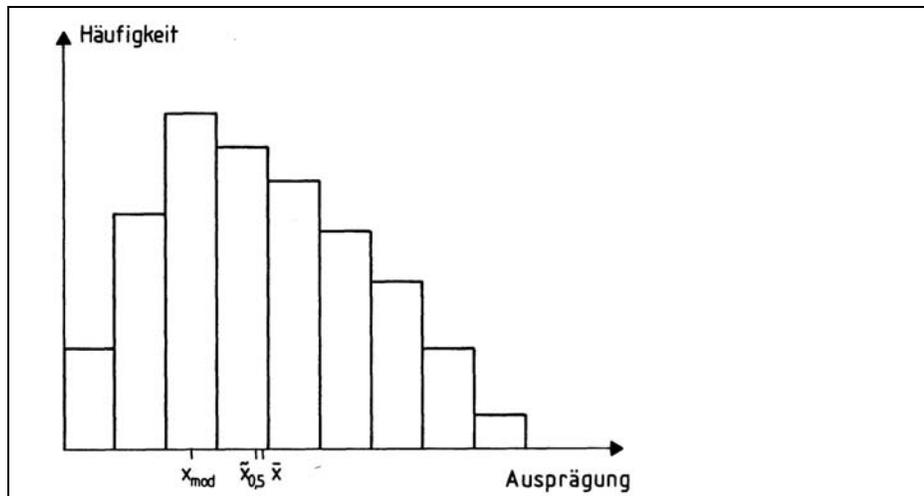


Abbildung 6-2: linkssteile, rechtsschiefe Häufigkeitsverteilung mit Modalwert (x_{mod}), Median ($\bar{x}_{0,5}$) und Mittelwert (\bar{x}) (aus: HARTUNG et al. 1998)

Literatur zur Anlage 6

STORM, R.: "Wahrscheinlichkeitsrechnung; Mathematische Statistik; Statistische Qualitätskontrolle", Sachbuchverlag, Leipzig-Köln 1995

HARTUNG, J.: "Statistik- Lehr- und Handbuch der angewandten Statistik", R. Oldenburg Verlag, München 1998

SACHS, L.: "Angewandte Statistik", Springer Verlag Berlin 1974

Humantoxikologische Grundlagen

Handlungsorientierte Vorgehensweise für Kanzerogene bei schlecht abgesichertem "Unit-Risk"

Bei schlecht abgesicherten "Unit-Risk" (UR-) wird nach einem Vorschlag von FoBiG 1997 wie folgt vorgegangen (Abb. 7-1; vgl. UMS-Abschlussbericht 1997, S. 64 sowie Anhang 4, S. 16f):

- Bei Stoffen, die der Gruppe A zugeordnet werden, wird das UR verwendet.
- Bei Stoffen der Gruppe A/B wird das UR bzw. der CEL/10.000 verwendet.
- Bei Stoffen der Gruppe B1 erfolgt eine Einzelfallbewertung
- Bei Stoffen der Gruppe B2 wird der TRD-Wert verwendet
- Bei Stoffen der Gruppe B3 wird der CEL/10.000-Wert verwendet

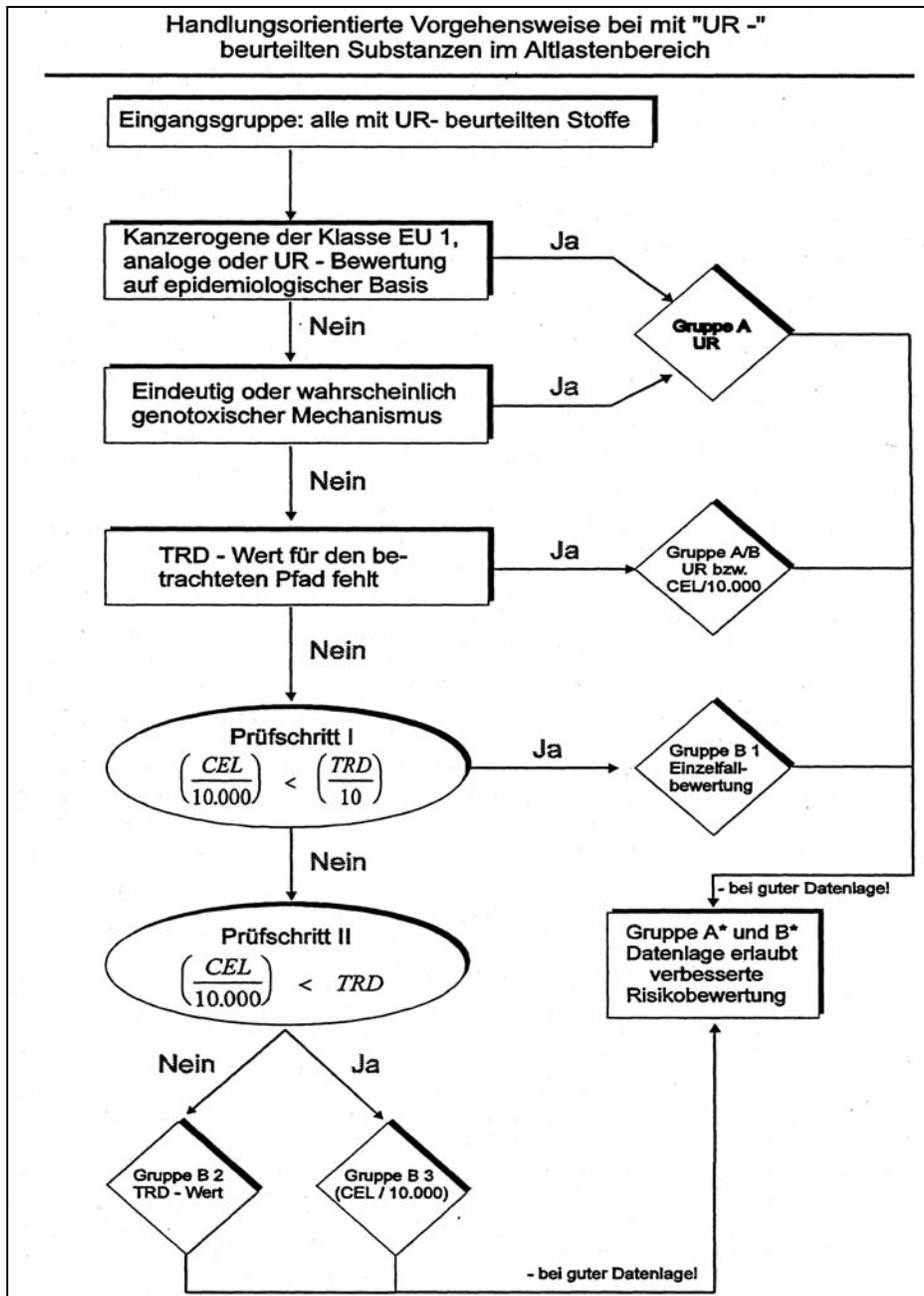


Abbildung 7-1: Handlungsorientierende Ableitung zum Umgang mit schlecht abgesichertem Unit-Risk (UR-) (nach FoBiG 1995, aus: UMS-Abschlussbericht 1997, S. 64, siehe auch EIKMANN et al. 1999)

Die Stoffe mit unsicherem "Unit-Risk", bei denen diese Systematik zum Tragen kommt, sind in der Tabelle der humantoxikologischen Daten (Tab. 7-1) mit den jeweiligen Ableitungsbuchstaben [(A/B), (B1), (B2), (B3)] gekennzeichnet.

Tabelle 7-1: Humantoxikologische Bewertungsgrundlagen (TRD-Werte) (nach HASSAUER et al. 1993, FoBiG 1997 und EIKMANN et al. 1999; eingearbeitete Erg.-Lfg. 11/05; schlecht abgesicherte Werte sind grau hinterlegt!)

Substanz	oral					inhalativ				
	toxisch		kanzerogen		Res.	toxisch		kanzerogen		Res.
	GF	TRD	GF	$UR_{DR}^{10^{-4}}$	R	GF	TRD	GF	$UR_{DR}^{10^{-4}}$	R
	[-]	[µg/kg • d]	[-]	[µg/kg • d]	[-]	[-]	[µg/kg • d]	[-]	[µg/kg • d]	[-]
Anorganische Stoffe										
Arsen	1,7	0,3	5	0,0056	1	10	0,01	5	0,000514	0,3
Blei	2	1,0	-	-	0,5	10	1,0	-	-	0,4
Cadmium	2 ⁽¹⁾	0,025	-	-	0,05	10	0,0035	5	$5,7 \cdot 10^{-5}$	0,25
Chrom VI	10	0,5	-	-	0,05	3,2	0,014	5	$1,14 \cdot 10^{-4}$	0,5
Kupfer	10	25	-	-	0,5	n. A.	-	-	-	-
Nickel	10	0,08	-	-	0,06	10	0,17	5	0,0042	0,35
Quecksilber, anorg.	4,5	0,015	-	-	0,07	5	0,03	-	-	0,8
Quecksilber, org.	5	0,05	-	-	1	n. A.	-	-	-	-
Selen	2	7	-	-	1	10	0,286	-	-	0,5
Thallium	n. A.	-	-	-	-	n. A.	-	-	-	-
Zink	n. A.	-	-	-	-	n. A.	-	-	-	-
Cyanide ges.	10	10	-	-	1	3,2	10	-	-	0,7
Organische Schadstoffe										
MKW										
Benzin	n. A.	-	-	-	-	10	400	-	-	1
Mineralöl	n. A.	-	-	-	-	10	2,28	-	-	1
Teer und Teer-öle	n. A.	-	-	-	-	n. A.	-	5	0,0046	0,5
PCB										
PCB	5,5	0,015	5	0,015 (B2)	1	n. A.	-	5	0,00238	1
Phenole										
Phenol	n. A.	-	-	-	-	10	15	-	-	1

Substanz	oral					inhalativ				
	toxisch		kanzerogen		Res.	toxisch		kanzerogen		Res.
	GF	TRD	GF	$UR_{DR}^{10^{-5}}$	R	GF	TRD	GF	$UR_{DR}^{10^{-5}}$	R
	[-]	[$\mu\text{g}/\text{kg} \cdot \text{d}$]	[-]	[$\mu\text{g}/\text{kg} \cdot \text{d}$]	[-]	[-]	[$\mu\text{g}/\text{kg} \cdot \text{d}$]	[-]	[$\mu\text{g}/\text{kg} \cdot \text{d}$]	[-]
2-Chlorphenol	10	5	-	-	1	n. A.		-	-	-
2,4-Dichlorphenol	10	3	-	-	1	n. A.		-	-	-
Trichlorphenol	10	3	5	0,9	1	n. A.		5	0,92	1
2,4,5-Trichlorphenol	10	100	-	-	1	n. A.		-	-	-
2,4,6-Trichlorphenol	10	3	5	0,9	1	n. A.		5	9,2	1
2,4,6-Trinitrophenol	keine Angaben					keine Angaben				
2,3,4,6-Tetrachlorphenol	10	25	-	-	1	n. A.		-	-	-

PAK										
Acenaphthen	10	200	-	-	1	n. A.		-	-	-
Anthracen	10	1000	-	-	1	n. A.		-	-	-
Benzo(a)pyren	n. A.		5	0,00137	1	n. A.		5	0,00002	0,5
Fluoranthen	10	100	-	-	1	n. A.		-	-	-
Fluoren	10	100	-	-	1	n. A.		-	-	-
Naphthalin	10	30	-	-	0,85	10	2,86	-	-	1

BTEX										
Benzol	10	10	5	0,34	1	10	7	5	0,314	1
Toluol	10	200	-	-	1	10	100	-	-	0,5
Ethylbenzol	10	300	-	-	1	10	700	-	-	0,5
Xylol	10	150	-	-	1	10	200	-	-	0,65

LHKW										
1,1,1-Trichlorethan	10	0,5	-	-	1	10	0,5	-	-	0,3
1,1,2-Trichlorethan	10	4	5	0,18	1	10	11	5	0,18	1
Tetrachlorethen	10	15	5	15 (B2)	1	2,2	30	5	7,5 (B3)	0,5
Trichlorethen	10	10	5	10 (B2)	1	10	80	5	3,6 (B3)	0,5
Dichlormethan	10	60	5	1,3	1	10	150	5	3,65	0,6

Substanz	oral					inhalativ				
	toxisch		kanzerogen		Res.	toxisch		kanzerogen		Res.
	GF	TRD	GF	$UR_{DR}^{10^{-5}}$	R	GF	TRD	GF	$UR_{DR}^{10^{-5}}$	R
	[-]	[µg/kg • d]	[-]	[µg/kg • d]	[-]	[-]	[µg/kg • d]	[-]	[µg/kg • d]	[-]
1,2-Dichlorethen	10	17	-	-	1	10	48	-	-	1
1,1-Dichlorethan	n. A.		-	-	-	n. A.		-	-	-
1,2-Dichlorethan	10	190	5	0,11	1	10	160	5	0,11	0,6
1,1-Dichlorethen	10	9	5	0,017	1	10	17	5	0,043	0,75
1,1,2,2-Tetrachlorethan	n. A.		5	0,05	1	n. A.		5	0,049	1
Tetrachlormethan	10	0,7	5	0,077	1	10	1,6	5	0,08	0,4
Chlorbenzol	10	70	-	-	1	10	60	-	-	0,5
o-Dichlorbenzol	10	900	-	-	1	10	500	-	-	0,6
p-Dichlorbenzol	10	300	5	0,42	1	10	300	-	-	0,6
1,2-Dibromethan	n. A.		5	0,00012	1	n. A.		5	0,013	1
Vinylchlorid	10	2	5	0,005	1	10	2	5	0,57 - 1,9	0,4

Sonstige Stoffe										
Aldrin	10	0,08	5	0,00059	1	3,16	0,1	5	0,00058	0,5
γ-HCH	10	0,33	5	0,00752	1	10	0,08	5	0,00752	1
DDT	10	1,0	5	0,029	1	-	-	5	0,03	1
Hexachlorbenzol	5,5	0,03	5	0,00625	1	n. A.		5	0,0062	1
Nitrobenzol	10	0,6	-	-	1	10	0,6	-	-	1
PCDD/F	3,16	$1,0 \cdot 10^{-6}$	5	$6,3 \cdot 10^{-8}$	1	n. A.		5	$2,0 \cdot 10^{-6}$	1

Weitere Stoffe (ohne Angaben zu humantoxikologischen Werten)										
2,4,6-Trinitrotoluol, Trichlormethan, Uran										

n. A. = nicht abgeleitet, - = entfällt resp. nicht relevant, (B2) und (B3) = Ableitungsbasis für kanzerogene nach Abb. 1; grau hinterlegte Kästchen = Ableitung unsicher oder vorläufiger Wert

(1) Der Prüfwert nach BBodSchV von Cadmium ist mit einem Gefahrenfaktor von $GF = \sqrt{2}$ (= 1,4) abgeleitet worden (vgl. Bachmann et al. 1997, S. 17). Bezüglich der toxikologischen Daten und der Ableitung des TRD-Wertes von Cadmium führen EIKMANN et al. (1999) aus, dass der Sicherheitszuschlag von 2 zur Abschätzung eines NOAEL für empfindliche Personengruppen auf Basis eines LOAEL für empfindliche Personengruppen gewählt wurde. Ist der SF_b als einziger zur Anwendung gebracht worden (LOAL empfindliche Personengruppe), so muss als Untergrenze der Faktor SF_b (nicht Wurzel SF_b) gewählt werden (KONIETZKA und DIETER 1998). Deshalb wurde hier der Gefahrenwert $GF = 2$ angesetzt.

Vorgehensweise zur Ableitung von TRD-Werten bei fehlenden Angaben

Liegt nur für einen Aufnahmepfad (oral oder inhalativ) ein TRD-Wert vor, so wird zur Charakterisierung des jeweils anderen Aufnahmepfades hilfsweise so vorgegangen, dass beim Schluss von oral auf inhalativ, der orale TRD-Wert zu 50 % angesetzt wird, während beim Schluss von inhalativ auf oral, der inhalative TRD-Wert zu 100 % für die Charakterisierung des oralen Aufnahmepfades benutzt wird (UMS-Abschlussbericht 1997).

Liegt für die inhalative Aufnahme bestimmter Schadstoffe keine Resorptionsquote vor, so kann auf die Tabelle der inhalativen Resorptionsquoten von lokal wirksamen Substanzen zur Berechnung der anteilmäßigen inneren Belastung von FoBiG (1997, UMS-Abschlussbericht, 4) zurückgegriffen werden. Für alle übrigen Stoffe sowie für die orale Aufnahme wird, wenn keine anderen Informationen vorliegen, von einer 100 %igen Resorption ($R = 1$) ausgegangen.

Sollten für keinen Aufnahmepfad TRD-Werte vorliegen, so können in Abstimmung mit dem LfUG auch toxikologische Vergleichswerte anderer Quellen resp. Organisationen herangezogen werden. Als weitere Quellen toxikologischer Vergleichswerte dienen hilfsweise die RfD-Werte der U.S. EPA, die TDI-Werte des niederländischen CSOIL-Modells oder die ADI-Werte der WHO. Zu beachten ist hierbei, dass die TRD-Werte resorbierte Körperdosen darstellen, während im Gegensatz dazu die ADI-/TDI- oder RfD-Werte zugeführte Dosisraten sind. Das bedeutet, dass die Werte anderer Organisationen nur verwendet werden können, wenn die Resorptionsrate berücksichtigt wird. Außerdem ist bei kanzerogenen Stoffen aus dem Unit-Risk (lebenslange Exposition) auf das 10^{-5} -Risiko umzurechnen:

- Um eine angegebene Konzentration in eine Dosis umzurechnen, geht man von einer inhalativen Luftaufnahme von $20 \text{ m}^3/\text{d}$ und einem durchschnittlichen Körpergewicht (BW) von 70 kg aus. Hieraus leitet sich nach Hassauer et al. (1993) folgende Berechnungsformel ab:

$$\boxed{\text{Körperdosis} \left(\frac{\text{mg}_{\text{Stoff}}}{\text{kg}_{\text{BW}} \cdot \text{d}} \right) = \frac{\text{Konzentration} \left(\frac{\text{mg}_{\text{Stoff}}}{\text{m}^3_{\text{Luft}}} \right) \cdot 20 \left(\frac{\text{m}^3_{\text{Luft}}}{\text{d}} \right)}{70 \text{ kg}_{\text{BW}}}}$$

- Zur Umrechnung eines Unit-Risk angegeben in $[\text{mg}/\text{kg} \cdot \text{d}]^{-1}$ auf die dem 10^{-5} Risiko äquivalente Dosisrate ($UR_{DR}^{10^{-5}}$) ist wie folgt zu verfahren:

$$\boxed{UR_{DR}^{10^{-5}} = \frac{10^{-5}}{UR\text{-Wert} \cdot U} \cdot R \left[\frac{\mu\text{g}}{\text{kg} \cdot \text{d}} \right]}$$

$UR_{DR}^{10^{-5}} =$ die dem 10^{-5} Risiko äquivalente Dosisrate $[\mu\text{g}/\text{kg} \cdot \text{d}]$

UR-Wert = Unit-Risk $[\text{mg}/\text{kg} \cdot \text{d}]^{-1}$

U = Umrechnungsfaktor von mg in μg $[1/1000]$

R = Resorptionsrate [-]

- Ist keine Aufnahme, sondern eine Luftkonzentration in $(\mu\text{g}/\text{m}^3)$ angegeben, so müssen die Atemrate mit $20 \text{ m}^3/\text{d}$ und das Körpergewicht von 70 kg zusätzlich berücksichtig-

sichtig werden. Die dem 10^{-5} Risiko äquivalente Dosisrate ($UR_{DR}^{10^{-5}}$) berechnet sich somit nach der Formel:

$$UR_{DR}^{10^{-5}} = \frac{10^{-5}}{UR - Wert \cdot \frac{70}{20}} \cdot R \quad \left[\frac{\mu g}{(kg \cdot d)} \right]$$

$UR_{DR}^{10^{-5}}$ = die dem 10^{-5} Risiko äquivalente Dosisrate [$\mu g/kg \cdot d$]

UR = Unit Risk [$\mu g/m^3$]

R = Resorptionsrate [-]

Für die dermale Schadstoffaufnahme liegen weltweit keine konsentierten toxikologischen Vergleichswerte vor. Um diesen Pfad aber nicht unberücksichtigt zu lassen, wurde im UMS-Abschlussbericht (1997) in Abstimmung mit dem UBA als vorläufige Lösung vorgeschlagen, den niedrigsten vorhandenen (resorbierten) TRD-Wert einer Substanz als dermalen TRD-Wert zu berücksichtigen. Diese Vorgehensweise führt eher zu einer Überschätzung als zu einer Unterschätzung der Risiken; sie dient zur Orientierung ob prinzipiell eine Gefahr durch die dermale Schadstoffaufnahme gegeben sein könnte, ein Gefahrentatbestand darf jedoch nicht allein aus dieser Abschätzung begründet werden. Schadstoffspezifische Resorptionsraten für die dermale Aufnahme aus dem Boden s. Tabelle 7-2.

Tabelle 7-2: Schadstoffspezifische Resorptionsraten für die dermale Aufnahme aus dem Boden

Schadstoff	R [%] nach UMS (1997, S. 17ff)
Acenaphten	42
Acrylnitril	14
Ammoniak	10,5
Anthracen	28
Benzo(a)pyren	56
Benzol	3,5
Bleitetraethyl	70
Bleitetramethyl	70
Chlorbenzol	4,2
Chloroform	4,2
Chlorphenol-2	70
Chrom (III)	70
Chrom (VI)	70
Cyanide	70
DDT	42
Dichlorbenzol m-; o-DCB	2,8

Schadstoff	R [%] nach UMS (1997, S. 17ff)
Dichlorbenzol p-DCB	3,15
Dichlorethen-1,1	3,5
Dichlorethen-1,2-cis	3,5
Dichlorethen-1,2-trans	3,5
Dichlorethan-1,1	1,0
Dichlorethan-1,2	14
Dichlormethan	4,9
Dichlorphenol-2,4	70
Dichlorpropan-1,2	3,5
Dioxin (TCDD-2,3,7,8)	10,5
Dinitrophenol-2,4	70
DNT-2,4 ; DNT-2,6; DNT-techn.	70
Ethylbenzol	21
Fluoranthren	28
Fluoren	20
Hexachlorbenzol	21
Hexachlorcyclohexan, mix.	70
HCH-alpha	31,5
HCH-beta; -gamma	70
Kresole	70
Naphthalin	17,5
Nitrobenzol	38,5
Pentachlorphenol	70
Phenanthren	49
Phenole	70
Phthalate, DBP	70
Phthalate, DEHP	31,5
Tetrachlorethan-1,1,2,2	24,5
Tetrachlorethen	1,0
Tetrachlormethan	1,0
Thallium	70
Toluol	1,0
Trichlorbenzol-1,2,4	2,8
Trichlorethan-1,1,1	1,0
Trichlorethan-1,1,2	17,5
Trichlorethen	1,0

Schadstoff	R [%] nach UMS (1997, S. 17ff)
Trichlorphenol-2,4,5; -2,4,6	28
Trimethylbenzol-2,3,5	1,0
Vinylchlorid	1,0
Xylole	1,0

Literatur zu Anlage 7

UMS 1997: "UMS-System zur Altlastenbeurteilung" + Abschlussbericht ARGE Fresenius-focon im Auftrag des UBA, Berlin 1997

EIKMANN, T.; HEINRICH, U.; HEINZOW, B.; KONIETZKA, R. (HRSG. 1999): "Gefährdungsabschätzung von Umweltschadstoffen – Ergänzbare Handbuch toxikologischer Basisdaten und ihre Bewertung", Erich Schmidt Verlag, Berlin 1999

HAUSSAUER, M.; KALBERLAH, F.; OLTMANN, J.; SCHNEIDER, K.: "Basisdaten Toxikologie für umweltrelevante Stoffe zur Gefahrenbeurteilung bei Altlasten", Umweltforschungsplan des BMU, Bericht 4/93, Erich Schmidt Verlag, Berlin 1993

KONIETZKA, R.; DIETER, H. H.: "Ermittlung gefahrenbezogener chronischer Schadstoffdosen zur Gefahrenabwehr beim Wirkungspfad Boden-Mensch", Handbuch Bodenschutz, Erich Schmidt Verlag, Berlin 1998

FOBIG 1997: "UMS-Modell-Erweiterung / Optimierung, Umsetzung in Fallstudien", Anhang 4 des Berichtes zum FuE-Vorhaben im Auftrag des UBA

Anlage 8

Transferfaktoren Seewasser-Fisch und deren Herleitung

(aus UMS – Abschlussbericht 1993)

Schadstoff	Log K _{ow}	BCF Seewasser- > Fisch *	Quelle
Acenaphthen	3,92	242	1
Acrylnitril	0,25	48,0	1
Aldrin	5,80	28,0	1
Ammoniak	0	0	1
Anthracen	4,45	910	2
Antimon	k. A.	1,0	1
Arsen	k. A.	44,0	1
Asbest	k. A.	0	1
Benzin	k. A.	k. A.	k. A.
Benzo(a)pyren	6,15	67802	3
Benzol	2,12	5,2	1
Beryllium	k. A.	19,0	1
Blei	k. A.	49,0	1
Bleitetraethyl	k. A.	k. A.	k. A.
Bleitetramethyl	k. A.	k. A.	k. A.
Cadmium	k. A.	81,0	1
Chlorbenzol	2,83	10,0	1
Chloroform	1,97	3,8	1
Chlorphenol 2-	2,16 *	6,9	3
Chrom (III)	k. A.	16,0	1
Chrom (VI)	k. A.	16,0	1
Cyanide	-0,44	0,02	3
DDT	6,28	54000	1
Dibromethan 1,2-	1,93	4,1	3
Dichlorbenzol m-DCB	3,40	56,0	1
Dichlorbenzol o-DCB	3,40	56,0	1

Schadstoff	Log K _{ow}	BCF Seewasser- > Fisch *	Quelle
Dichlorbenzol p-DCB	3,42	56,0	1
Dichlorethen 1,1-	2,02	5,0	3
Dichlorethen 1,2-cis-	2,09	6,9	2
Dichlorethen 1,2-trans-	2,09	6,9	2
Dichlorethan 1,1-	1,79	3,0	3
Dichlorethan 1,2-	1,48	1,2	1
Dichlormethan	1,25	1,3	1
Dichlorphenol 2,4-	3,11	41,0	1
Dichlorpropan 1,2-	2,28	29,0	3
Dioxin (TCDD 2,3,7,8)	6,76	5000	1
Dinitrophenol 2,4-	1,66	0; (2,2)	1; (3)
DNT 2,4-	2,80	3,8	1
DNT 2,6-	2,28	3,8	1
DNT - technisch	2,60	19,1	3
Epichlorhydrin	0,87	0,4	3
Ethylbenzol	3,15	37,5	1
Fluoranthren	4,97	1150	1
Fluoren	4,18	1300	1
Fluoride	k. A.	k. A.	k. A.
Fluorsilikate, Natriumhexa	k. A.	k. A.	k. A.
Hexachlorbenzol	5,54	8690	1
Hexachlorcyclohexan, mix	3,43	129,2	3
Hexachlorcyclohexan, -alpha	3,81	130	1
Hexachlorcyclohexan, -beta	3,89	130	1
Hexachlorcyclohexan, -gamma	3,43	130	1
Kohlendioxid	k. A.	k. A.	k. A.
Kresole	1,98	0	1
Kupfer	k. A.	200	1
Mineralöle	k. A.	k. A.	k. A.
Naphthalin	3,37	112,5	3

Schadstoff	Log K _{ow}	BCF Seewasser- > Fisch *	Quelle
Nickel (2+)	k. A.	47,0	1
Nitrobenzol	1,59	15,0	2
PCB's	4,70	100000	1
PCN	3,50	151,8	3
Pentachlorphenol	5,25	770	1
Phenanthren	4,46	2630	1
Phenol	1,49	1,4	1
Phthalate, BBP	4,91	3902	3
Phthalate, DBP	4,54	1664	3
Phthalate, DEHP	4,66	2194	3
Phthalate, DEP	2,47	14,2	3
Quecksilber (anorganisch)	k. A.	5500	1
Quecksilber (organisch)	k. A.	3750	1
Säuren	k. A.	k. A.	k. A.
Selen (Se/SeO-Aer.)	k. A.	16,0	1
Selenhexafluorid	k. A.	k. A.	k. A.
Selenwasserstoff	k. A.	k. A.	k. A.
Teeröle	k. A.	k. A.	k. A.
Tetrachlorethan 1,1,2,2-	2,66	42,0	1
Tetrachlorethen	2,76	49,0	2
Tetrachlormethan	2,74	30,0	2
Tetrachlorphenol 2,3,4,6-	4,10	240	1
Thallium	k. A.	k. A.	k. A.
Thiocyanat	k. A.	k. A.	k. A.
Toluol	2,62	10,7	1
Trichlorbenzol 1,2,4-	4,06	2800	1
Trichlorethan 1,1,1-	0,71	5,6	1
Trichlorethan 1,1,2-	2,35	5,0	1
Trichlorethen	1,84	17 ; (3,3)	2 ; (3)
Trichlorphenol 2,4,5-	3,69	110	1

Schadstoff	Log K _{ow}	BCF Seewasser- > Fisch *	Quelle
Trichlorphenol 2,4,6-	3,70	150	1
Trimethylbenzol 2,3,5-	3,60	191	3
Vanadium: Natriummetavanadat	k. A.	k. A.	k. A.
Vanadium: Vanadylsulfat	k. A.	k. A.	k. A.
Vanadiumpentoxid	k. A.	k. A.	k. A.
Vinylchlorid	0,60	1,2	1
Xylole	2,77	28,3	3
Zink	k. A.	47,0	1

1: EPA (1986)

2: RIPPEN (1987 – 1993)

3: berechnet auf Grundlage von MACKAY (1982)

* Angaben in Fischfrischgewicht

Anlage 9

Permeationskoeffizienten für die dermale Schadstoffaufnahme aus Oberflächengewässern (aus UMS – Abschlussbericht 1993)

Schadstoff	Log K _{ow}	P _c
Acenaphthen	3,92	0,088
Acrylnitril	0,25	0,0013
Aldrin	5,80	0,1
Ammoniak	0	0,1 *
Anthracen	4,45	0,095
Antimon	k. A.	0,1 *
Arsen	k. A.	0,1 *
Asbest	k. A.	k. A.
Benzin	k. A.	k. A.
Benzo(a)pyren	6,15	0,1
Benzol	2,12	0,024
Beryllium	k. A.	0,1 *
Blei	k. A.	0,1 *
Bleitetraethyl	k. A.	0,1 *
Bleitetramethyl	k. A.	0,1 *
Cadmium	k. A.	0,1 *
Chlorbenzol	2,83	0,052
Chloroform	1,97	0,02
Chlorphenol 2-	2,16	0,026
Chrom (III)	k. A.	0,1 *
Chrom (VI)	k. A.	0,1 *
Cyanide	-0,44	0,0004
DDT	6,28	0,1
Dibromethan 1,2-	1,93	0,019
Dichlorbenzol m-DCB	3,40	0,075
Dichlorbenzol o-DCB	3,40	0,075
Dichlorbenzol p-DCB	3,42	0,076
Dichlorethen 1,1-	2,02	0,021

Schadstoff	Log K _{ow}	P _c
Dichlorethen 1,2-cis-	2,09	0,024
Dichlorethen 1,2-trans-	2,09	0,024
Dichlorethan 1,1-	1,79	0,015
Dichlorethan 1,2-	1,48	0,01
Dichlormethan	1,25	0,007
Dichlorphenol 2,4-	3,11	0,064
Dichlorpropan 1,2-	2,28	0,029
Dioxin (TCDD 2,3,7,8)	6,76	0,1
Dinitrophenol 2,4-	1,66	0,013
DNT 2,4-	2,80	0,052
DNT 2,6-	2,28	0,029
DNT - technisch	2,60	0,043
Epichlorhydrin	0,87	0,0036
Ethylbenzol	3,15	0,066
Fluoranthren	4,97	0,098
Fluoren	4,18	0,092
Fluoride	k. A.	0,1 *
Fluorsilikate, Natriumhexa	k. A.	0,1 *
Hexachlorbenzol	5,54	0,099
Hexachlorcyclohexan, mix	3,43	0,076
Hexachlorcyclohexan, -alpha	3,81	0,086
Hexachlorcyclohexan, -beta	3,89	0,087
Hexachlorcyclohexan, -gamma	3,43	0,076
Kohlendioxid	k. A.	k. A.
Kresole	1,98	0,02
Kupfer	k. A.	0,1 *
Mineralöle	k. A.	k. A.
Naphthalin	3,37	0,074
Nickel (2+)	k. A.	0,1 *
Nitrobenzol	1,59	0,011
PCB's	4,70	0,097
PCN	3,50	0,078

Schadstoff	Log K _{ow}	P _c
Pentachlorphenol	5,25	0,098
Phenanthren	4,46	0,095
Phenol	1,49	0,01
Phthalate, BBP	4,91	0,098
Phthalate, DBP	4,54	0,095
Phthalate, DEHP	4,66	0,096
Phthalate, DEP	2,47	0,037
Quecksilber (anorganisch)	k. A.	0,1 *
Quecksilber (organisch)	k. A.	0,1 *
Säuren	k. A.	k. A.
Selen (Se/SeO-Aer.)	k. A.	0,1 *
Selenhexafluorid	k. A.	0,1 *
Selenwasserstoff	k. A.	0,1 *
Teeröle	k. A.	k. A.
Tetrachlorethan 1,1,2,2-	2,66	0,045
Tetrachlorethen	2,76	0,049
Tetrachlormethan	2,74	0,049
Tetrachlorphenol 2,3,4,6-	4,10	0,092
Thallium	k. A.	0,1
Thiocyanat	k. A.	0,1 *
Toluol	2,62	0,045
Trichlorbenzol 1,2,4-	4,06	0,092
Trichlorethan 1,1,1-	0,71	0,0028
Trichlorethan 1,1,2-	2,35	0,033
Trichlorethen	1,84	0,0167
Trichlorphenol 2,4,5-	3,69	0,083
Trichlorphenol 2,4,6-	3,70	0,083
Trimethylbenzol 2,3,5-	3,60	0,081
Vanadium: Natriummetavanadat	k. A.	0,1 *
Vanadium: Vanadylsulfat	k. A.	0,1 *
Vanadiumpentoxid	k. A.	0,1 *
Vinylchlorid	0,60	0,0023

Schadstoff	Log K _{ow}	P _c
Xylole	2,77	0,049
Zink	k. A.	0,1 *

k. A. = keine Angabe (entspricht vorläufig 0)

* = keine Werte in der Literatur angegeben: P_c = 0,1

Anlage 10

Geruchsschwellenwerte (Sächsisches Amtsblatt Nr. 17, 22.04.1993; verlängert durch Verwaltungsvorschrift 17.11.2003, SächsABl. S. 1148)

Stoff	ml/m ³ (ppm)	mg/m ³
Acetaldehyd	0,2	0,4
Aceton	20,0	48,0
Acrolein	0,2	0,5
Acrylnitril	20,0	44,0
Ameisensäure	1,0	1,9
Ammoniak	2,7	1,9
n-Amylacetat	0,07	0,4
i-Amylalkohol	0,05	0,2
n-Amylalkohol	0,2	0,7
Benzol	5,0	16,2
Butadien	0,5	1,1
i-Butanol	0,7	2,2
n-Butanol	0,14	0,4
Buttersäure	0,001	0,004
n-Butylacetat	0,006	0,03
Chlorbenzol	0,2	0,9
Cyclohexanon	0,1	0,4
Dibutylamin	0,26	1,4
Dichlormethan	200,0	706,0
Diethylamin	0,02	0,06
Dimethylamin	0,05	0,09
Dimethylformamid	100,0	303,0
Diphenyloxid	0,1	0,7
Essigsäure	1,0	2,5
Ethanol	10,0	19,1
Ethylacetat	6,0	22,0
Ethylacrylat	0,0005	0,002
Ethylenoxid	300,0	549,0
2-Ethylhexanol	0,08	0,4
Ethylmercaptan	0,001	0,003
Formaldehyd	0,1	0,1
o-, m-, p-Kresol	0,001	0,004

Stoff	ml/m³ (ppm)	mg/m³
Methanol	4,0	5,3
Methylethylketon	2,0	6,0
Methylmercaptan	0,02	0,04
Methylmetacrylat	0,05	0,2
Morpholin	0,01	0,04
Nitrobenzol	0,005	0,03
Phenol	0,05	0,2
Phosgen	1,0	4,1
i-Propanol	3,0	7,5
Propionsäure	0,04	0,2
i-Propylbenzol	0,008	0,04
i-Propylether	0,02	0,09
Propylendiamin	0,01	0,03
Propylenoxid	10,0	24,0
Pyridin	0,02	0,07
Schwefelkohlenstoff	0,2	0,6
Schwefelwasserstoff	0,002	0,003
Tetrachlorethylen	5,0	34,0
Tetrachlorkohlenstoff	100,0	640,0
Toluol	2,0	7,6
2,4-Toloylendiisocyanat	2,0	14,4
Trichlorethylen	20,0	109,0
Triethylamin	0,09	0,4
Trimethylamin	0,0002	0,0005
1,3,5-Trimethylbenzol	0,4	2,0

Ökotoxikologische Grundlagen für die aquatischen Ökosysteme

Ableitung von TEC-Werten für das aquatische Ökosystem					
	Hintergrundkonz.	SF	PNEC	TEC	PNEC-Quelle
	mg/l		µg/l	µg/l	
Schwermetalle					
Arsen u. Verb.	0,01	10	1	3,0	UGM 1998 1998
Blei		10	3,4	10,0	UBA 52/94; *
Cadmium		10	0,07	0,2	UBA 52/94; *
Chrom		10	10	30,0	UBA 52/94; *
Kupfer		10	4	12,0	UBA 52/94; *
Nickel		10	4,4	13,0	UBA 52/94; *
Quecksilber		10	0,04	0,1	UBA 52/94; *
Uran	0,01	100	0,1	1,0	UGM 1998 1998
Zink		10	14	42,0	UBA 52/94; *

Relevante organische Schadstoffe					
Phenole					
Chlorphenol-3	0,64	100	6	60,0	Klein et al. 1993
Chlorphenol-4	0,32	10	32	96,0	Klein et al. 1993
Dichlorphenol-1,2	0,36	10	36	108,0	Klein et al. 1993
Trinitrophenol-2,4,6	0,45	10	45	135,0	UGM 1998

PCB					
PCB (101)	0,21	1000	0,2	6,0	UGM 1998

PAK					
Anthracen	0,001	1000	0,001	0,03	UGM 1998
Acenaphthen	0,3	1000	0,3	9,0	Klein et al. 1993
Acenaphthylen	1,3	1000	1,3	39,0	UGM 1998
Benzo(a)anthracen	0,003	10	0,3	0,9	UGM 1998
Benzo(a)pyren	0,005	1000	0,005	0,15	UGM 1998
	für Fischverzehr u. Badege- wässer:			0,01	
Fluoranthen	0,0016	10	0,16	0,5	UGM 1998
Fluoren	0,12	100	1,2	12,0	UGM 1998

Ableitung von TEC-Werten für das aquatische Ökosystem					
	Hintergrundkonz.	SF	PNEC	TEC	PNEC-Quelle
	mg/l		µg/l	µg/l	
Naphthalin	0,1	1000	0,1	3,0	UGM 1998
Pyren	0,0026	1000	0,0026	0,08	UGM 1998
Phenanthren	0,03	1000	0,03	0,9	UGM 1998

BTEX					
Benzol	0,01	10	1	3,0	UGM 1998
Toluol	1	10	100	300,0	UGM 1998
Ethylbenzol	1,8	1000	1,8	54,0	UGM 1998
Xylol	0,72	1000	0,7	21,0	UGM 1998

LHKW					
Dichlorethan-1,1	200	1000	200	6000,0	UGM 1998
Dichlorethan-1,2	0,2	100	2	20,0	UBA 44/94
Dichlorethen-1,1	2,4	100	24	240,0	UGM 1998
	für Fischverzehr u. Badege- wässer:			18,0	
Dichlormethan	0,11	10	10	30,0	UBA 44/94
Tetrachlorethen	0,4	10	40	120,0	UBA 44/94
Tetrachlormethan	0,065	10	7	21,0	UBA 44/94
	für Fischverzehr u. Badege- wässer:			15,0	
Trichlorethan-1,1,1	1,3	10	100	300,0	UBA 44/94
Trichlorethan-1,1,2	13,2	10	1320	3960,0	UGM 1998
	für Fischverzehr u. Badege- wässer:			200,0	
Trichlorethen	0,15	10	20	60,0	UBA 44/94
Trichlormethan	0,008	10	0,8	2,4	UBA 44/94

Toluole					
Chlortoluol-2	0,14	10	14	42,0	UGM 1998
Chlortoluol-4	3,4	10	340	1020,0	UGM 1998
Dichlortoluol-2,4	0,24	10	24	72,0	UGM 1998
Dinitrotoluol-2,4	0,02	10	2	6,0	UGM 1998

Ableitung von TEC-Werten für das aquatische Ökosystem					
	Hintergrundkonz.	SF	PNEC	TEC	PNEC-Quelle
	mg/l		µg/l	µg/l	
Dinitrotoluol-2,6	0,06	1000	0,06	1,8	UGM 1998
Nitrotoluole	0,5	10	50	150,0	UBA 44/94
Trinitrotoluol-2,4,6	0,2	1000	0,2	6,0	UGM 1998

Chlorbenzole					
Chlorbenzol	0,05	100	0,5	5,0	Klein et al. 1993
Dichlorbenzol-1,4	0,1	10	10	30,0	UBA 44/94
Hexachlorbenzol	0,13	10	0,01	0,03	UBA 44/94
	für Fischverzehr u. Badege- wässer:			0,02	
Trichlorbenzol-1,2,3	0,08	10	8	24,0	UBA 44/94
Trichlorbenzol-1,2,4	0,04	10	4	12,0	UBA 44/94

Nitrobenzole					
Dichlornitrobenzole	0,16	10	20	60,0	UBA 44/94
Nitrobenzol	0,001	10	0,1	0,3	UBA 44/94

Sonstige anorganische und organische Schadstoffe					
Ammonium	0,0012	10	0,12	0,36	Klein et al. 1993
BBP	0,06	100	0,6	6,0	UGM 1998
Chlormethan	550	1000	550	16500,0	UGM 1998
Chrysen	5	100	50	500,0	UGM 1998
DBP	0,1	10	10	30,0	UGM 1998
DEHP	0,077	10	7,7	23,0	UGM 1998
	für Fischverzehr u. Badege- wässer:			2,8	
DEP	1,65	10	165	495,0	UGM 1998
Epichlorhydrin	0,66	100	6,6	1,8	UGM 1998
HCH-a	0,1	100	1	10,0	UGM 1998
	für Fischverzehr u. Badege- wässer:			0,01	
HCH-b	0,032	10	3,2	9,6	UGM 1998
	für Fischverzehr u. Badege- wässer:			0,07	
HCH-g	0,0016	1000	0,0016	0,05	UGM 1998

Ableitung von TEC-Werten für das aquatische Ökosystem					
	Hintergrund- konz.	SF	PNEC	TEC	PNEC-Quelle
	mg/l		µg/l	µg/l	
Hexachlorbutadien	0,005	10	0,5	1,5	UBA 44/94
Hexachlorethan	0,28	100	2,8	28,0	UGM 1998
Kaliumthiocyanat	1,1	10	110	330,0	UGM 1998
Monochlorethen	1,1	1000	1,1	33,0	UGM 1998
Monochlornaphthalin	1,6	1000	1,6	48,0	UGM 1998
Pyridin	0,075	100	0,75	7,5	UGM 1998

* abgeleitet aus der Hintergrundkonzentration, deshalb SF = 10

Ökotoxikologische Bewertungsgrundlage für terrestrische Ökosysteme (Schutzgut Boden)

Ableitung von TEC-Werten für das terrestrische Ökosystem					
	Hintergrundkonz.	SF	PNEC	TEC	PNEC-Quelle
	mg/kg TS		mg/kg TS	mg/kg TS	
Schwermetalle					
Blei	23	10	2,3	8,0	UBA 52/94
Cadmium	0,84	1000	0,00084	0,025	Klein et al. 1993
Chrom	0,04	100	0,0004	0,004	Klein et al. 1993
Kupfer	30	100	0,3	3,0	Klein et al. 1993

Relevante organische Schadstoffe					
Phenole					
Phenol	23077	1000	23,077	692,3	Klein et al. 1993
Chlorphenol-3	56	1000	0,056	1,7	Klein et al. 1993
Dichlorphenol-2,4	116000	1000	116	3480,0	Klein et al. 1993
Dinitrophenol-2,4	1,6	100	0,016	0,16	Klein et al. 1993
Pentachlorphenol	1	10	0,1	0,3	Klein et al. 1993
Trichlorphenol-2,4,5	52	1000	0,052	1,6	Klein et al. 1993

PAK					
Fluoranthren	170	100	1,7	17,0	Klein et al. 1993
Naphthalin	356000	1000	356	10680	Klein et al. 1993

BTEX					
Benzol	1000	100	10	100,0	Klein et al.

Ableitung von TEC-Werten für das terrestrische Ökosystem					
	Hintergrundkonz.	SF	PNEC	TEC	PNEC-Quelle
	mg/kg TS		mg/kg TS	mg/kg TS	
					1993
Toluol	10	100	0,1	1,0	Klein et al. 1993

LHKW					
Dichlorethan-1,2	37615	1000	37,615	1128,5	Klein et al. 1993
Dichlorethen-1,1	1000	1000	1	30,0	Klein et al. 1993
Dichlormethan	0,05	100	0,0005	0,005	Klein et al. 1993
Dibromethan-1,2	7	1000	0,007	0,2	Klein et al. 1993
Hexachlorbenzol	1000	100	10	100,0	Klein et al. 1993
Tetrachlorethan-1,1,2,2	5000	100	50	500,0	Klein et al. 1993
Tetrachlorethen	10	1000	0,01	0,3	Klein et al. 1994
Tetrachlormethan	560000	1000	560	16800	Klein et al. 1993
Trichlorbenzol	1	100	0,01	0,1	Klein et al. 1993
Trichlorbenzol-1,2,4	1	100	0,01	0,1	Klein et al. 1993
Trichlorethan-1,1,1	864615	1000	864,615	25938,5	Klein et al. 1993
Trichlorethan-1,1,2	228000	1000	228	6840,0	Klein et al. 1993
Trichlorethen	1000	100	10	100,0	Klein et al. 1993
Trichlormethan	53333	1000	53,333	1600,0	Klein et al. 1993

Sonstige organische Schadstoffe					
Aldrin	0,015	10	0,0015	0,0045	Klein et al. 1993
Atrazin	6,5	100	0,065	0,65	UBA 52/96

Ableitung von TEC-Werten für das terrestrische Ökosystem					
	Hintergrund- konz.	SF	PNEC	TEC	PNEC- Quelle
	mg/kg TS		mg/kg TS	mg/kg TS	
DDT	0,08	1000	0,00008	0,00024	Klein et al. 1993
Dichlorpropan-1,2	4240	1000	4,24	127,0	Klein et al. 1993
HCH-g	59	1000	0,059	1,8	Klein et al. 1993

Mustergliederung Bericht zur Detailuntersuchung (DU)

Inhaltsverzeichnis

Tabellenverzeichnis

Abbildungsverzeichnis

Anlagenverzeichnis

Abkürzungen

1. Zusammenfassung

2. Einleitung

- Veranlassung
- Aufgabenstellung und Zielsetzung

3. Beschreibung des Untersuchungsgebiets und seines Umfelds

- Lage, Grenzen
- Geographie, Topographie (u. a. TK Blatt / Blätter, Hoch- / Rechtswertangaben)
- Zugehörigkeit (Eigentümer, Flurstücke, Gemarkung, Gemeinden u. a.)
- gegenwärtiger Zustand und Nutzung
- geplante Nutzungsabsichten
- Umgebung und (sensible) Nutzungen in der Umgebung
- Lage zu Schutz- und Vorranggebieten
- Geologie
 - generelle und lokale Situation
 - lithologische und petrologische (stratigraphische) Charakterisierung
 - geologisches Normalprofil (Schichtenfolge)
 - geologische Störungen
- Hydrogeologie/Hydrologie
 - relevante hydrodynamische Elemente (z. B. Vorfluter, Oberflächengewässer, Wasserhaltungen)
 - Charakterisierung der Grundwasserleiter
 - Grundwasserfließrichtung
 - Grundwasserflurabstand
 - k_f -Werte, Abstandsgeschwindigkeiten
 - gespanntes, nicht gespanntes Grundwasser
 - bestehende Grundwassermessstellen

- Klima

4. Erfassung und Auswertung vorhandener Informationen

- Unterlagen
 - Vorliegende Gutachten und Berichte
 - Pläne, Karten
 - Auflagen, Akten
 - Verzeichnis der verwendeten Unterlagen
- Datenlage
 - Kurzbeschreibung von Anlagen und Verfahren
 - Havarien, Schadensfälle, freigesetzte Mengen, ggf. durchgeführte Maßnahmen
 - Schadstoffinventar
 - kontaminierte Bereiche und Verdachtsflächen
 - belastete Umweltmedien
 - relevante Ausbreitungspfade
 - betroffene Schutzgüter

5. Ableitung des Untersuchungsprogramms

- Darstellung offener Fragestellungen, Untersuchungsziele
- Ableitung und Begründung des Untersuchungsprogramms
 - zu untersuchende Medien
 - Aufschlussbohrungen
 - Grundwassermessstellen
 - Beprobungsumfang
 - Analytik (Proben- und Parameterumfang)
 - weitere Untersuchungen (hydraulisch, geotechnisch, geophysikalisch usw.)

6. Darstellung der Arbeits- und Untersuchungsmethodik

- Eingesetzte Methoden
 - Bohrungen (Geräte, Verfahren, Qualität gewonnener Proben, DIN Normen, Richtlinien)
 - Probennahme Boden, Grundwasser, Bodenluft, andere (Geräte, Verfahren DIN-Normen, Richtlinien)
 - Probenkonservierung/-transport
 - Analytik (DIN-Normen, andere Richtlinien, Verfahrensbeschreibung, Probenaufbereitung, Bestimmungsgrenzen)
 - Vermessung
 - Pumpversuche
 - andere technische Untersuchungen / geophysikalische Arbeiten (Geräte, Verfahren, Stärken und Begrenzungen der Verfahren)
- Auswerteverfahren, Modellrechnungen, Modellierung (Mengen-, Beschaffenheits-, Verteilungs-, Transportbetrachtungen)

- Durchgeführte Arbeiten
 - Aufschlussbohrungen (Umfang, Zeitraum, Abweichungen vom vorgesehenen Programm, Probleme)
 - Probennahme (Umfang, Zeitraum, Abweichungen vom vorgesehenen Programm, Probleme)
 - Analytik (Umfang, Auswahl der Proben, Abweichungen vom vorgesehenen Programm)
 - Pumpversuche
 - Vermessung
 - weitere technische Erkundungen / geophysikalische Arbeiten
 - Modellrechnungen/Modellierung

7. Untersuchungsergebnisse

- Geologie
 - lithologische und stratigraphische Charakterisierung des Untergrunds
 - Vergleich mit vorliegenden Kenntnissen
 - Differenzierung stauender/durchlässiger Schichten
- Hydrogeologie/Hydrologie
 - Wasserstandsmessungen/Pumpversuche
 - Charakterisierung der Grundwasserleiter
 - Grundwasserfließrichtung
 - Grundwasserflurabstand
 - Grundwassergradient
 - Mächtigkeit der Grundwasserleiter
 - Bereiche mit gespanntem Grundwasser
 - k_F -Werte
 - Grundwasserabstandsgeschwindigkeit
- Analysenergebnisse
 - Boden
 - Grundwasser
 - Bodenluft
 - andere
 - Hintergrundgehalte
 - (Darstellung tabellarisch, graphisch)
- Ergebnisse anderer Untersuchungen
- Darstellung der Kontaminationssituation
 - Abgrenzung kontaminierter Bereiche
 - Boden (horizontal, vertikal)
 - Grundwasser
 - Bodenluft

- sonstige
- Beurteilungskriterien
- substanz- und tiefendifferenzierte Darstellung
- Abschätzung von Schadstoffmengen
- Ableitung von Schadstofffrachten
- Messungen zum Arbeitsschutz

8. Prognose der zeitlichen und räumlichen Schadstoffausbreitung

- Ausbreitungspfade
 - standortspezifische Transportpfade und Ausbreitungsmöglichkeiten
 - Ausmaß der Schadstoffausbreitung
 - Belastungsentwicklung im Kontaktmedium
- Ergebnisse von Modellrechnungen/Modellierungen

9. Gefährdungsabschätzung (Bewertung)

- Schadstoffeigenschaften
 - physikalisch-chemisch
 - Human- und Ökotoxizität
 - Stabilität, Abbaubarkeit, Anreicherung, Metaboliten
 - Ausbreitungsverhalten
- Repräsentative Flächenbelastungen
- Exposition von Schutzgütern auf relevanten Wirkungspfaden
- Risikocharakterisierung und Risikobewertung
- Ausweis von Lücken in der Datenlage und Unschärfen in der Gefährdungsbeurteilung

10. Handlungsbedarf

- Sofortmaßnahmen beim Nachweis akuter Gefahren
- Ableiten des Handlungsbedarfes aus der Risikobewertung
- Formulierung vorläufiger Sanierungsziele beim Handlungsbedarf „Sanierungsuntersuchung“
- Aufstellung eines Programms beim Handlungsbedarf „Überwachung“
- Grobe Kostenabschätzung für erforderliche Gefahrenabwehr- und / oder Überwachungsmaßnahmen

11. Leistungsbeschreibung und Leistungsverzeichnisse

Erstellen von Leistungsbeschreibung und Leistungsverzeichnis als versandfertige Ausschreibungsunterlagen für die voranstehend angeleiteten und beschriebenen Untersuchungen.

12. Quellen- und Literaturverzeichnis

13. Anlagen

Die Anlagen sind entsprechend Art und Umfang der Aufgabenstellung und der durchgeführten Arbeiten zu erstellen.

- Topographische Karte
großräumige Darstellung des Untersuchungsgebiets
- Topographische Karte
Untersuchungsgebiet und nähere Umgebung mit Schutz- und Vorranggebieten (z. B. Trinkwasserschutzzonen), Nutzungen im Umfeld, sensibel genutzten Bereichen (Spielplätze, Kindergärten, Wohngebiete, Kleingärten usw.)
- Lageplan des Geländes
- Lageplan mit Aufschlussbohrungen, Grundwassermessstellen, Schürfen, Probenentnahmestellen u. a.
- Unterlagen zur Lage und Höhe von Bohrpunkten, Grundwassermessstellen, Probenentnahmepunkten / Vermessungsprotokolle
- Originalschichtenverzeichnisse, -bohrprofile und -ausbauzeichnungen des Bohrunternehmens (Felddokumente)
- Schichtenverzeichnisse
- Bohrprofile der Aufschlussbohrungen, für Grundwassermessstellen (-brunnen) Bohrprofile und Ausbaupläne
- Protokolle zum Klarpumpen von Grundwassermessstellen
- Probennahmeprotokolle
- Protokolle zur Durchführung und Auswertung von Pumpversuchen
- Laborberichte (Prüfprotokolle)
- Dokumentation sonstiger Untersuchungen
- Dokumentation der Maßnahmen / Messungen zur Arbeitssicherheit / zum Gesundheitsschutz
- geologische Profilschnitte
- Grundwasserisohypsenplan/-pläne (grundwasserleiterbezogen)
- Lagepläne zur Belastung und räumlichen Verteilung von Schadstoffen
 - parameterspezifisch
 - tiefendifferenziert
 - für Boden
 - für Grundwasser
 - Bodenluft
 - andere
- Darstellung Ganglinien
- Darstellung der Expositionsbewertung
- Lagepläne mit der Kartierung belasteter Bereiche entsprechend den Kriterien des Gutachtens
- Lagepläne mit vorgeschlagenen Maßnahmen und ihrer räumlichen Ausbreitung und Auswirkung

- Übergabe SALKA – Daten an die zuständige Ordnungsbehörde
- Datenübergabe (UHYDRO – Daten) an das Landesamt
- Fotodokumentation

AKZ / TFL: / **1 Allgemeine Angaben (SALKA - Stammdaten entsprechend)**

- 1.1 Kennziffer (AKZ):
- 1.2 Teilflächennummer (TFL):
- 1.3 Landkreis/kreisfreie Stadt: _____
- 1.4 Gemeinde: _____
- 1.5 Straße/Lage: _____
- 1.6 Standortbezeichnung: _____

2 Beteiligte

- 2.1 **Verpflichteter:** Verursacher/Betreiber Eigentümer
(gegebenenfalls in SALKA Stammdaten aktualisieren)
- Name _____
- Straße _____ - / _____
- PLZ / Ort _____ / _____

- 2.2 **Auftraggeber:** Name _____
(wenn von 2.1 abweichend)
- Straße _____ / _____
- PLZ / Ort _____ / _____

3 Gutachter/Dokumentation

- 3.1 **Gutachter:** Gutachterbüro: _____
Bearbeiter: _____

- 3.2 **Bearbeitungszeitraum** von: _____ bis: _____

- 3.3 **Standort der Dokumentation:** _____

- | 3.4 Dokumentationstitel | Dateiname(n): |
|--------------------------------|----------------------|
| 1. _____ | _____ |
| 2. _____ | _____ |
| 3. _____ | _____ |

Der nachfolgende Punkt 5 ist mehrfach für alle relevanten Schutzobjekte auszufüllen!

(Es ist mindestens ein maßgebliches Schutzobjekt anzugeben)

5 Schutzobjekte

5.1 Schutzobjektnummer: _____

Schutzobjektbezeichnung: _____

5.2 Maßgebliche Gefährdung: Risikowert: _____

das für die Bewertung relevante Expositionsszenario:

- Kinderspielplatz/-fläche
- Wohngebäude
- Garten
- Brunnen
- Park- und Grünanlage
- Bolz- und Sportgelände
- offene Brachfläche
- gewerblich genutzte Gebäude
- abgeschlossene unbefestigte Industrie- und Gewerbefläche
- Fischverzehr
- Badegewässer
- Geruchsbelästigung
- Kombination aus Expositionsszenarien
- Schutzgut Grundwasser
- Schutzgut Oberflächenwasser (aquatische Ökosysteme)
- Schutzgut Boden (terrestrische Ökosysteme)

bzw. verbal: _____

5.3 Schutzobjekt maßgeblich für den weiteren Handlungsbedarf: ja nein

5.4 Betroffene Schutzgüter (SG) mit relevanten Wirkungsfaden und gegenwärtiger oder geplanter Nutzung (SG Mensch) **Mensch**

- | | |
|---|--|
| <input type="checkbox"/> Direktkontakt Boden - Mensch | <input type="checkbox"/> Kinderspielfläche |
| | <input type="checkbox"/> Wohngebiet |
| | <input type="checkbox"/> Park- und Freizeitanlagen |
| | <input type="checkbox"/> Industrie und Gewerbegrundstücke |
| <input type="checkbox"/> Boden – Nutzpflanze - Mensch | <input type="checkbox"/> Ackerbau/Nutzgarten |
| | <input type="checkbox"/> Grünland |
| <input type="checkbox"/> Boden – Oberflächenwasser - Mensch | <input type="checkbox"/> Badewasser |
| | <input type="checkbox"/> Fischerei |
| | <input type="checkbox"/> Trinkwasser |
| | <input type="checkbox"/> Bewässerungswasser |
| <input type="checkbox"/> Boden – Grundwasser - Mensch | <input type="checkbox"/> Nutzung als Trinkwasser langfristig nicht vorgesehen |
| | <input type="checkbox"/> Planungsgebiet TW |
| | <input type="checkbox"/> TW-Schutzzone I |
| | <input type="checkbox"/> TW-Schutzzone II |
| | <input type="checkbox"/> TW-Schutzzone III |
| | <input type="checkbox"/> Nutzung als TW ohne Aufbereitung oder Einzeltrinkwasserversorgung (Brunnen) |
| | <input type="checkbox"/> keine TW-Nutzung, andere Nutzung vorhanden |
| <input type="checkbox"/> Boden – Luft - Mensch | <input type="checkbox"/> Innenraumluft |
| | <input type="checkbox"/> Außenraumluft |
| <input type="checkbox"/> Grundwasser (keine GW-Nutzung) | |
| <input type="checkbox"/> Boden – Grundwasser | |
| <input type="checkbox"/> Oberflächenwasser (aquatische Ökosysteme) | |
| <input type="checkbox"/> Boden – Oberflächenwasser | |
| <input type="checkbox"/> Boden (terrestrische Ökosysteme) | |
| <input type="checkbox"/> Boden | |

AKZ / TFL: /

7 zeitlicher Verlauf der Gefährdung (Modellierungsergebnisse)

Datum der Modellierung (Monat/Jahr)	Schutzobjekt-Nr. (nach 5.1)	Schutzgut/Pfad (nach 5.4)	Parameterschlüssel	Parameterbezeichnung	Beginn der akuten Gefährdung	Ende der akuten Gefährdung	prognostizierte Maximalbelastung	Dimension	Berechnungsgrundlage
					<input type="checkbox"/> vorhanden <input type="checkbox"/> <2 Jahre <input type="checkbox"/> <5 Jahre <input type="checkbox"/> ≥5 Jahre	<input type="checkbox"/> <2 Jahre <input type="checkbox"/> <5 Jahre <input type="checkbox"/> ≥5 Jahre			<input type="checkbox"/> Abschätzung <input type="checkbox"/> einf. Berechnung <input type="checkbox"/> mathem. Modell (Simulation)
					<input type="checkbox"/> vorhanden <input type="checkbox"/> <2 Jahre <input type="checkbox"/> <5 Jahre <input type="checkbox"/> ≥5 Jahre	<input type="checkbox"/> <2 Jahre <input type="checkbox"/> <5 Jahre <input type="checkbox"/> ≥5 Jahre			<input type="checkbox"/> Abschätzung <input type="checkbox"/> einf. Berechnung <input type="checkbox"/> mathem. Modell (Simulation)
					<input type="checkbox"/> vorhanden <input type="checkbox"/> <2 Jahre <input type="checkbox"/> <5 Jahre <input type="checkbox"/> ≥5 Jahre	<input type="checkbox"/> <2 Jahre <input type="checkbox"/> <5 Jahre <input type="checkbox"/> ≥5 Jahre			<input type="checkbox"/> Abschätzung <input type="checkbox"/> einf. Berechnung <input type="checkbox"/> mathem. Modell (Simulation)
					<input type="checkbox"/> vorhanden <input type="checkbox"/> <2 Jahre <input type="checkbox"/> <5 Jahre <input type="checkbox"/> ≥5 Jahre	<input type="checkbox"/> <2 Jahre <input type="checkbox"/> <5 Jahre <input type="checkbox"/> ≥5 Jahre			<input type="checkbox"/> Abschätzung <input type="checkbox"/> einf. Berechnung <input type="checkbox"/> mathem. Modell (Simulation)
					<input type="checkbox"/> vorhanden <input type="checkbox"/> <2 Jahre <input type="checkbox"/> <5 Jahre <input type="checkbox"/> ≥5 Jahre	<input type="checkbox"/> <2 Jahre <input type="checkbox"/> <5 Jahre <input type="checkbox"/> ≥5 Jahre			<input type="checkbox"/> Abschätzung <input type="checkbox"/> einf. Berechnung <input type="checkbox"/> mathem. Modell (Simulation)

Erfassungsvorschrift für das Erfassungsblatt Detailuntersuchung

Das Erfassungsblatt zur Detailuntersuchung ist anzuwenden für die Datenaufnahme von abgeschlossenen Vorhaben bei der Detailuntersuchung von Altlasten. Es ist für die Datenerfassung im Programm SALKA konzipiert und entspricht seinem Aufbau den Eingabemasken von SALKA.

Bezugnehmend auf die allgemeingültigen Falldaten der Altlast aus vorhergehenden Bearbeitungsstufen werden die für die Detailuntersuchung relevanten Daten erfasst. Es sind die Ergebnisse aller vorhandenen Gutachten zur Detailuntersuchung aufzuführen.

Die Eingabedaten sind fortlaufend nummeriert. Bei den auszufüllenden Informationen handelt es sich entweder um Textaufgaben oder um Auswahlkriterien. Für Auswahlkriterien ist aus rechentechnischen Gründen in der Regel nur eine Möglichkeit anzukreuzen. Besteht die Möglichkeit mehrere Angaben anzukreuzen, wird im Erfassungsbeleg oder in den nachfolgenden Erläuterungen darauf hingewiesen. Für Textfelder wird die Anzahl der möglichen Zeichen angegeben. In einigen Fällen werden Texte in MEMO-Feldern abgespeichert, d. h. diese Texte können bis zu 64.000 Zeichen lang sein. Man sollte sich jedoch auch in diesen Feldern kurz fassen.

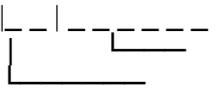
Zum Ausfüllen des Erfassungsbogens und zur Dateneingabe mit SALKA werden nachfolgend einige Hinweise unter Bezug auf die im Erfassungsbeleg verwendete Nummerierung der Datenpositionen gegeben. Nicht aufgeführte Punkte sind selbstklärend.

(1) Allgemeine Aufgaben

Zur Identifizierung des Altlastenfalls sind die nachfolgenden Angaben einzutragen. In der Regel sind diese Daten bereits im Altlastenkataster erfasst. Zur Gewährleistung der Eindeutigkeit der Angaben und zur Nachvollziehbarkeit der Altlastenbearbeitung ist darauf zu achten, dass auf diese bereits erfassten Angaben zurückgegriffen wird. Nur wenn noch keine Daten vorhanden sind, darf ein neuer Altlastenfall angelegt werden.

(1.1) Altlastenkennziffer

Die Altlastenkennziffer soll zur einheitlichen Identifikation der Altlast innerhalb Sachsens dienen, d. h., jede Kennziffer darf nur einmal vergeben werden. Verantwortlich für die Vergabe ist das zuständige Landratsamt bzw. kreisfreie Stadt. Der Aufbau ist wie folgt:


8-stellige Kennziffer
6-stellige laufende Nummer
2-stellige Kreisnummer innerhalb eines Landkreises

(1.2) Teilflächennummer

Jede Altlastenfläche kann in maximal 999 Teilflächen unterteilt werden (Teilflächennummer 001 bis 999). Bei der Bearbeitungsstufe Formale Erstbewertung wurde generell die **Teilfläche 000** angelegt, die der **gesamten Altlast** entspricht. Bei höheren Erkundungsstufen, kann es aus fachlicher oder rechtlicher Sicht notwendig werden, Teilflächen anzulegen. Bestehen aus vorhergehenden Untersuchungen bereits Teilflächen, so sollte auf die Einteilung zurückgegriffen werden. Eine weitergehende Unterteilung ist jedoch jederzeit möglich.

(1.3)/(1.4) Landkreis / Gemeinde

Die Angabe des Landkreises/Gemeinde erfolgt entsprechend dem aktuellen Verzeichnis „Gemeinden und Gemeindeteile im Freistaat“ des Statistischen Landesamtes des Freistaates Sachsen

(1.5) Straße / Lage (30 Zeichen)

Es ist die ortsübliche Lageangabe der Altlast, nicht die Anschrift des Eigentümers einzutragen. Innerhalb von Ortschaften ist das Straße und Hausnummer, außerhalb von Ortschaften die Lage zu markanten, örtlich bekannten Punkten. Flurstücksnummern sind hier nicht einzutragen.

(1.6) Standortbezeichnung (40 Zeichen)

Es ist die ortsübliche Bezeichnung des Standortes anzugeben. Bei Teilflächen die Bezeichnung der Teilfläche.

(2) Beteiligte

(2.1) Verpflichteter

Es ist der Verpflichtete nach BBodSchG anzugeben. Es ist anzukreuzen, ob es sich bei dem Verpflichteten um Verursacher/Betreiber oder Eigentümer handelt. Vom Verpflichteten sind

- Name (30 Zeichen)
- Straße (30 Zeichen)
- Postleitzahl (5 Zeichen) und Ort (30 Zeichen) einzutragen.

(2.2) Auftraggeber

Der Auftraggeber der Sanierungsuntersuchung ist in den meisten Fällen der Verpflichtete. U. U. kann es auch das Landesamt / kreisfreie Stadt oder ein kommunaler Zweckverband sein. Unterscheidet sich der Auftraggeber von dem unter 2.1 genannten Verpflichteten, ist die Anschrift entsprechend der unter 2.1 genannten Vorgaben einzutragen.

(3) Gutachter / Dokumentation

(3.1) Gutachter

Es sind das Gutachterbüro (50 Zeichen) und der verantwortliche Bearbeiter (30 Zeichen) einzutragen.

(3.4) Dokumentationstitel, Dateiname

Die erstellten Gutachten sind dem Auftraggeber auch in digitaler Form zu übergeben. Dabei kann es sich um Textdateien aber auch um eingescannte Karten und Bilddokumente handeln. Alle übergebenen Dateien sind hier aufzulisten und der Dokumentationstitel (100 Zeichen) und Dateiname (20 Zeichen, einschließlich Dateierweiterung z. B. TEXT.DOC) anzugeben.

(4) Zusammenfassung des Bewertungsergebnisses

(4.1) Vorgeschlagener Handlungsbedarf

Es ist der vom Gutachter vorgeschlagene Handlungsbedarf einzutragen.

Bei B (Belassen) ist dies nur in Verbindung mit der gegenwärtigen oder geplanten Nutzung zu sehen.

(5) Schutzobjekt

Unter Schutzobjekt wird das konkrete Vorkommen von Schutzgütern am Standort verstanden (s. Handbuch Detailuntersuchung Punkt 5.2)

(5.2) Maßgebliche Gefährdung

Wenn sich die maßgebliche Gefährdung des Schutzobjektes aus einem Risikowert ergibt, ist dieser einzutragen. Das für die Risikowertberechnung herangezogenen Expositionsszenario ist anzukreuzen. Wurde kein Risikowert ermittelt, ist die Gefährdung verbal zu beschreiben (z. B. „nicht tolerabler Grundwasserschaden“ oder „Trinkwasser-Schutzzone I“)

(5.4) Betroffene Schutzgüter / relevante Pfade mit gegenwärtiger oder geplanter Nutzung

Für jedes Schutzobjekt sind nur die Schutzgüter / Wirkungspfade anzukreuzen, die für dieses Schutzobjekt (nicht für den gesamten Standort) relevant sind und bewertet werden.

(6) Auswertung der Proben und Analysedaten für Schadstoffgehalte

Tiefe der Sondierung (nur für Boden)

Angabe des untersuchten Tiefenbereiches, bezogen auf die Geländeoberkante.

Parameterschlüssel

Die Parameterschlüssel für die verschiedenen Analyseparameter für Messungen in den Medien Wasser, Boden und Luft wurden im Rahmen eines Fachinformationssystems beim LfUG entwickelt. Die Parameterschlüssel für die wichtigsten alllastenrelevanten Stoffe sind der Anlage beigelegt.

Parameterbezeichnung

Es ist eine genaue Parameterbezeichnung notwendig, da es für manche chemischen Verbindungen verschiedene Analyseumfänge gibt.

Probenmaterial

Nachfolgende Probenmaterialien können im SALKA eingetragen werden:

Medium Wasser:	Grundwasser Sickerwasser Oberflächenwasser Bodenlösung Bodeneluat Abfalleluat
Medium Boden:	Boden Abfall
Medium Luft:	Bodenluft Deponiegas Atmosphärische Luft Raumluft

Probeentnahmeart

Folgende Probeentnahmearten können im Programm SALKA eingetragen werden:

Medium Wasser:	Wassersammelprobe allgemein Wassermischprobe Sammelprobe über 24 h Schöpfprobe Pumpprobe Natürlicher Aus-/Überlauf Entnahme Vorfluter
Medium Boden:	Kernprobe, allgemein Rammkernsondierung Bohrprobe, allgemein Schürfprobe
Medium Luft:	Sammelprobe, allgemein Einzelprobe, allgemein

Maximaler Messwert

Es wird der maximale gemessene Wert für den entsprechenden Analysenparameter eingetragen. In Ausnahmefällen kann dies auch der minimale Wert sein, z. B. beim Sauerstoffgehalt oder die Messwertspanne beim pH-Wert.

Repräsentative Flächenbelastung μ max.

Es ist der für die Gefährdungsabschätzung verwendete repräsentative Wert (nach Handbuch Detailuntersuchung Pkt. 8.2 oder analog ermittelt) einzutragen.

Hintergrund- / Referenzwert

Es ist der vom Gutachter angegebene Hintergrundgehalt einzutragen. Dies ist beim Boden der Schadstoffgehalt, der sich dem geogenen Grundgehalt des Bodens und der ubiquitären Stoffverteilung als Folge diffuser Einträge ergibt. Beim Grundwasser ist dies der entsprechende Schadstoffgehalt im Grundwasseranstrom.

Dimension

Die Dimension wird in Abhängigkeit vom Parameter und Probenmaterial vorgegeben.

Zur Gefährdungsabschätzung verwendet

Entsprechend ankreuzen, ob der jeweilige Parameter zur Gefährdungsabschätzung für die unter 5.4 markierten Schutzgüter und Wirkungspfade verwendet wurde.

(7) Modellierungsergebnisse

Grundlage dieser Eintragungen sind die unter Punkt 5 aufgeführten Schutzobjekte mit den betroffenen Schutzgüter bzw. Ausbreitungspfaden. Nur für die dort vorgenommenen Eintragungen können auch Angaben zu Modellierungsergebnissen gemacht werden.

(8) Vorläufiges Sanierungsziel

(8.1) Verbale Beschreibung

Hier erfolgt in kurzer Form die verbale Beschreibung des Sanierungszieles. Dieses steht in engem Zusammenhang mit der geplanten Nutzung und muss zur Gefahrenbeseitigung realisiert werden.

Auch wenn unter 8.2 keine konkreten Sanierungsziele hinsichtlich bestimmter Analyseparameter vorgeschlagen werden, sollte hier das Sanierungsziel verbal formuliert werden. Dies trifft vor allem auf Altablagerungen zu.

(8.2) Vorläufige Sanierungsziele

Für die Angaben zum Parameter gelten die gleichen Hinweise wie unter Punkt 6. Beim Medium sind folgende Kürzel zu verwenden:

B	Boden
WG	Grundwasser
WO	Oberflächenwasser
GL	Atmosphärische Luft

Es sind die vorläufigen Sanierungszielwerte einzutragen, die vom Gutachter nach der Detailuntersuchung vorgeschlagen werden. Sie sind nicht zu verwechseln mit den endgültigen Sanierungszielen, die von der Behörde in der Sanierungsanordnung festgelegt werden.

Geltungsort

Der Geltungsort wird durch einen entsprechenden Text (50 Zeichen) grob beschrieben.

Beispiele dafür sind:

Boden:	Chemikalienlager, 5 m u. GOK
Grundwasser:	1. GWL, Prüfstellen
Oberflächenwasser:	Mulde, km 23,2
Atmosphärische Luft:	Wohnsiedlung Anbau

(9) Überwachungsprogramm

(9.1) Beprobungsmedium / Messstellenzahl

Es ist das entsprechende Medium anzukreuzen und die Messstellenanzahl mit Kontrollzeiten einzutragen.

(9.2) Ergänzende Untersuchungen

Neben den oben unter 9.1 vorgesehenen Messungen können noch in Betracht kommen

- Überwachung von Deponiesickerwässern
- atmosphärische Luftmessungen
- Raumlufmessungen

(9.3) Kontrollparameter

Für die Angaben Parameter, Probenmaterial und –entnahmeart sowie Dimension gelten die gleichen Hinweise wie unter Punkt 6.

Kontrollwert

Vom Gutachter vorgeschlagener Wert mit Signalcharakter für bestimmte Parameter.

Messverfahren

In der Regel sollten hier die in der BBodSchV aufgeführten Analysenverfahren angewandt werden. Im Ausnahmefall können auch andere genormte, bzw. von den zuständigen Behörden anerkannte Messverfahren angewandt werden.

zu Anlage 15

Parameter- schlüssel	Parameterbezeichnung	Maßeinheit			Analyse im Probenmaterial											
		Wasser	Boden	Luft	GA	GB	GD	GR	WG	WO	WS	WL	BE	TE	B	TA
Gase																
AGNH3	Ammoniak			mg/m ³	x	x	x	x								
AEAR	Argon			mg/m ³		x	x	x								
OGAZE	Ethin (Acetylen)			mg/m ³	x	x	x	x								
AGCO2	Kohlendioxid	mg/l		mg/m ³		x	x	x	x	x	x	x				
AGCO	Kohlenmonoxid			mg/m ³	x	x	x	x								
OGCH4	Methan	mg/l		mg/m ³	x	x	x	x	x		x	x				
AGPH3	Phosphorwasserstoff			mg/m ³	x	x	x	x								
ASO2G	Sauerstoffgehalt	mg/l		mg/m ³		x	x	x	x	x	x	x				
AGSO2	Schwefeldioxid			mg/m ³	x		x	x								
AGH2S	Schwefelwasserstoff	mg/l		mg/m ³	x	x	x	x	x	x	x	x				
AGN2	Stickstoff			mg/m ³		x	x	x								
AGH2	Wasserstoff			mg/m ³			x	x								
Physikalische Parameter																
ASADR	Abdampfrückstand	mg/l								x	x	x	x	x	x	
ASAFS	Abfiltrierbare Stoffe	mg/l									x	x	x			
ASABS	Absetzbare Stoffe	mg/l									x	x	x			
PUFAR	Färbung	visuell	visuell						x	x	x	x	x	x	x	x
PUGER	Geruch	qual	qual	qual	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
ASGR	Glühverlust	%	%						x	x	x	x	x	x	x	x
PUELF	Leitfähigkeit	µS/cm							x	x	x	x	x	x		
PUPH	pH-Wert								x	x	x	x	x	x		
OS254	SAK-254	1/m							x	x	x	x		x		
OS436	SAK-436	1/m							x	x	x	x		x		
ASKS4	Säurekapazität bis pH 4,3	mmol/l							x	x	x	x				
ASKS8	Säurekapazität bis pH 8,2	mmol/l							x	x	x	x				
PUTWA	Temperatur	°C							x	x	x	x				
PUTRÜ	Trübung	visuell							x	x	x	x				
Summen- und Gruppenparameter, organisch																
OSTOC	TOC	mg/l	mg/kg							x	x	x	x	x	x	x
OSDOC	DOC	mg/l								x	x	x	x	x	x	
ASCSB	CSB (Dichromat)	mgO2/l								x	x	x	x	x	x	
OSPMI	Permanganat Index	mgO2/l								x	x	x	x	x	x	
OSPIW	Phenolindex, wasserdampffl.	µg/l	mg/kg							x	x	x	x	x	x	x
OSPIG	Phenolindex, gesamt	µg/l	mg/kg							x	x	x	x	x	x	x
OSAOX	AOX	µg/l	mg/kg	mg/m ³	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x

Parameter- schlüssel	Parameterbezeichnung	Maßeinheit			Analyse im Probenmaterial											
		Wasser	Boden	Luft	GA	GB	GD	GR	WG	WO	WS	WL	BE	TE	B	TA
OSEOX	EOX	µg/l	mg/kg						x	x	x	x	x	x	x	x
OSELS	Extrahierbare lipophile Stoffe	µg/l	mg/kg						x	x	x	x	x	x	x	x
OSKW	KW-H18	µg/l	mg/kg	mg/m³	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
OATVO	PAK (TVO)	µg/l	mg/kg						x	x	x	x	x	x	x	x
OAEPA	PAK(EPA)	µg/l	mg/kg						x	x	x	x	x	x	x	x
	darunter:															
OA090	Acenaphthen	µg/l	mg/kg						x	x	x	x	x	x	x	x
OA080	Acenaphthylen	µg/l	mg/kg						x	x	x	x	x	x	x	x
OA120	Anthracen	µg/l	mg/kg						x	x	x	x	x	x	x	x
OA140	Benz(a)anthracen	µg/l	mg/kg						x	x	x	x	x	x	x	x
OA040	Benz(a)pyren	µg/l	mg/kg						x	x	x	x	x	x	x	x
OA020	Benz(b)fluoranthen	µg/l	mg/kg						x	x	x	x	x	x	x	x
OA050	Benz(ghi)perylene	µg/l	mg/kg						x	x	x	x	x	x	x	x
OA030	Benz(k)fluoranthen	µg/l	mg/kg						x	x	x	x	x	x	x	x
OA150	Chrysen	µg/l	mg/kg						x	x	x	x	x	x	x	x
OA160	Dibenz(ah)anthracen	µg/l	mg/kg						x	x	x	x	x	x	x	x
OA010	Fluoranthen	µg/l	mg/kg						x	x	x	x	x	x	x	x
OA100	Fluoren	µg/l	mg/kg						x	x	x	x	x	x	x	x
OA060	Indeno(1,2,3cd)pyren	µg/l	mg/kg						x	x	x	x	x	x	x	x
OA070	Naphthalin	µg/l	mg/kg						x	x	x	x	x	x	x	x
OA110	Phenanthren	µg/l	mg/kg						x	x	x	x	x	x	x	x
OA130	Pyren	µg/l	mg/kg						x	x	x	x	x	x	x	x
OSPSM	PBSM gesamt	µg/l	mg/kg						x	x	x	x	x	x	x	x
OCPCB	PCB gesamt	µg/l	mg/kg						x	x	x	x	x	x	x	x
OSOF	PCDD/PCDF	ngTE/l	mg/kg	mg/m³	x				x	x	x	x	x	x	x	x
OAPCN	Summe Polychlornaphthaline	µg/l	mg/kg						x		x	x	x	x	x	x
OSAAT	Tenside anionisch	µg/l							x	x	x	x	x	x		
OSNIT	Tenside nichtionisch	µg/l							x	x	x	x	x	x		
OXBET	BTEX	µg/l	mg/kg	mg/m³	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	darunter:															
OX010	Benzol	µg/l	mg/kg	mg/m³	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
OX020	Toluol	µg/l	mg/kg	mg/m³	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
OX030	Ethylbenzol	µg/l	mg/kg	mg/m³	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
OXXYL	Xylole ges.	µg/l	mg/kg	mg/m³	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
OBCLB	Chlorbenzole gesamt	µg/l	mg/kg						x	x	x	x	x	x	x	x
	darunter:															
OB010	Monochlorbenzol	µg/l	mg/kg	mg/m³	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
OBDCB	Dichlorbenzole	µg/l	mg/kg	mg/m³	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
OBTCB	Trichlorbenzole	µg/l	mg/kg	mg/m³	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x

Parameter- schlüssel	Parameterbezeichnung	Maßeinheit			Analyse im Probenmaterial											
		Wasser	Boden	Luft	GA	GB	GD	GR	WG	WO	WS	WL	BE	TE	B	TA
OB220	1,2,4-Trichlorbenzol	µg/l	mg/kg	mg/m ³	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
OD020	Hexachlorbenzol	µg/l	mg/kg						x	x	x	x	x	x	x	x
OPCLP	Chlorphenole gesamt	µg/l	mg/kg						x	x	x	x	x	x	x	x
	darunter:															
OP010	2-Chlorphenol	µg/l	mg/kg						x	x	x	x	x	x	x	x
OP030	2,4-Dichlorphenol	µg/l	mg/kg						x	x	x	x	x	x	x	x
OP040	2,4,6-Trichlorphenol	µg/l	mg/kg						x	x	x	x	x	x	x	x
OP041	2,4,5-Trichlorphenol	µg/l	mg/kg						x	x	x	x	x	x	x	x
OP050	Tetrachlorphenol	µg/l	mg/kg						x	x	x	x	x	x	x	x
OP060	Pentachlorphenol	µg/l	mg/kg						x	x	x	x	x	x	x	x
OBCLT	Chlortoluole gesamt	µg/l	mg/kg						x	x	x	x	x	x	x	x
ODHCH	HCH gesamt	µg/l	mg/kg						x	x	x	x	x	x	x	x
	darunter:															
OD040	gamma-HCH	µg/l	mg/kg						x	x	x	x	x	x	x	x
OLLHK	LHKW gesamt	µg/l		mg/m ³	x	x	x	x	x	x	x	x				
	darunter:															
OL005	Chlormethan			mg/m ³	x	x	x	x								
OL010	Dichlormethan	µg/l		mg/m ³	x	x	x	x	x	x	x	x				
OL020	Trichlormethan	µg/l		mg/m ³	x	x	x	x	x	x	x	x				
OL050	Tetrachlormethan	µg/l		mg/m ³	x	x	x	x	x	x	x	x				
OL610	Dichlorfluormethan			mg/m ³	x	x	x	x								
OL620	Chlordifluormethan			mg/m ³	x	x	x	x								
OL630	Dichlordifluormethan			mg/m ³	x	x	x	x								
OL640	Trichlorfluormethan			mg/m ³	x	x	x	x								
OL041	1,1-Dichlorethan	µg/l		mg/m ³	x	x	x	x	x	x	x	x				
OL040	1,2-Dichlorethan	µg/l		mg/m ³	x	x	x	x	x		x	x				
OL340	1,2-Dibromethan			mg/m ³	x	x	x	x								
OL030	1,1,1-Trichlorethan	µg/l		mg/m ³	x	x	x	x	x	x	x	x				
OL080	1,1,2-Trichlorethan			mg/m ³	x	x	x	x								
OL120	Hexachlorethan			mg/m ³	x	x	x	x								
OLTXA	Trichlortrifluorethane			mg/m ³	x	x	x	x								
OL130	Monochlorethen	µg/l		mg/m ³	x	x	x	x	x		x	x				
OL140	1,1-Dichlorethen			mg/m ³	x	x	x	x								
OL060	1,1,1-Trichlorethen			mg/m ³	x	x	x	x								
OL100	Tetrachlorethen	µg/l		mg/m ³	x	x	x	x	x	x	x	x				
OLDXE	Dichlordifluorethene	µg/l		mg/m ³	x	x	x	x	x	x	x	x				
OLTXE	Trichlorfluorethene			mg/m ³	x	x	x	x								
	Nitroaromaten, darunter:															
ON010	Nitrobenzol	µg/l	mg/kg						x	x	x	x	x	x	x	x

Parameter- schlüssel	Parameterbezeichnung	Maßeinheit			Analyse im Probenmaterial											
		Wasser	Boden	Luft	GA	GB	GD	GR	WG	WO	WS	WL	BE	TE	B	TA
ON540	1,3-Dinitrobenzol	µg/l	mg/kg						x	x	x	x	x	x	x	x
ON020	2-Nitrotoluol	µg/l	mg/kg						x	x	x	x	x	x	x	x
ON030	3-Nitrotoluol	µg/l	mg/kg						x	x	x	x	x	x	x	x
ON040	4-Nitrotoluol	µg/l	mg/kg						x	x	x	x	x	x	x	x
ON110	2-Amino-4-Nitrotoluol	µg/l	mg/kg						x	x	x	x	x	x	x	x
ON550	2,4-Dinitrotoluol	µg/l	mg/kg						x	x	x	x	x	x	x	x
ON560	2,6-Dinitrotoluol	µg/l	mg/kg						x	x	x	x	x	x	x	x
ON520	2-Amino-4,6-Dinitrotoluol	µg/l	mg/kg						x	x	x	x	x	x	x	x
ON530	4-Amino-2,6-Dinitrotoluol	µg/l	mg/kg						x	x	x	x	x	x	x	x
ON510	2,4-Dinitrophenol	µg/l	mg/kg						x	x	x	x	x	x	x	x
ON710	2,4,6-Trinitrophenol	µg/l	mg/kg						x	x	x	x	x	x	x	x
ON720	2,4,6-Trinitrotoluole	µg/l	mg/kg						x	x	x	x	x	x	x	x
Einzelstoffe und Ionen, anorganisch																
AKNH4	Ammonium	mg/l							x	x	x	x	x	x		
AESB	Antimon	µg/l	mg/kg						x	x	x	x	x	x	x	x
AEAS	Arsen	µg/l	mg/kg						x	x	x	x	x	x	x	x
AEBA	Barium	µg/l	mg/kg						x	x	x	x	x	x	x	x
AEBE	Beryllium		mg/kg										x	x	x	x
AEPB	Blei	µg/l	mg/kg						x	x	x	x	x	x	x	x
AEB	Bor	mg/l							x		x	x	x	x		
AECD	Cadmium	µg/l	mg/kg						x	x	x	x	x	x	x	x
AECA	Calcium	mg/l							x	x	x	x				
AACL	Chlorid	mg/l							x	x	x	x				
AKCR6	Chrom (VI)	µg/l	mg/kg						x	x	x	x	x	x	x	x
AECR	Chrom gesamt	µg/l	mg/kg						x	x	x	x	x	x	x	x
AACNF	Cyanid frei	µg/l							x	x	x	x	x	x		
AACNG	Cyanid gesamt	µg/l							x	x	x	x	x	x		
AAF	Fluorid	µg/l	mg/kg						x	x	x	x	x	x	x	x
AASIF	Fluorosilikate	µg/l	mg/kg						x	x	x	x	x	x	x	x
ASHÄG	Gesamthärte	mmd/l							x	x	x	x				
AECO	Kobalt	µg/l	mg/kg						x	x	x	x	x	x	x	x
AECU	Kupfer	µg/l	mg/kg						x	x	x	x	x	x	x	x
AEMG	Magnesium	mg/l							x	x	x	x				
AEMO	Molybdän	µg/l	mg/kg						x	x	x	x	x	x	x	x
AENI	Nickel	µg/l	mg/kg						x	x	x	x	x	x	x	x
AANO3	Nitrat	mg/l							x	x	x	x	x	x		
AANO2	Nitrit	mg/l							x	x	x	x	x	x		
AEHG	Quecksilber	µg/l	mg/kg						x	x	x	x	x	x	x	x
AESE	Selen	µg/l	mg/kg						x	x	x	x	x	x	x	x

Parameter- schlüssel	Parameterbezeichnung	Maßeinheit			Analyse im Probenmaterial											
		Wasser	Boden	Luft	GA	GB	GD	GR	WG	WO	WS	WL	BE	TE	B	TA
AASO4	Sulfat	mg/l							x	x	x	x	x	x		
AAS	Sulfid	mg/l							x	x	x	x	x	x		
AETL	Thallium		mg/kg										x	x	x	x
AASCN	Thiocyanat	µg/l							x	x	x	x	x	x		
AEU	Uran	µg/l	mg/kg						x	x	x	x	x	x	x	x
AEV	Vanadium		mg/kg										x	x	x	x
AEZN	Zink	µg/l	mg/kg						x	x	x	x	x	x	x	x
AESN	Zinn	µg/l	mg/kg						x	x	x	x	x	x	x	x
Einzelstoffe, organisch																
OW010	Acrylnitril	µg/l	mg/kg	mg/m ³	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x
ODDDT	DDT	µg/l	mg/kg						x	x	x	x	x	x	x	x
OL110	1,2-Dichlorpropan	µg/l	mg/kg	mg/m ³	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x
OW020	Epichlorhydrin	µg/l	mg/kg	mg/m ³	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x
OW040	Hexogen	µg/l	mg/kg						x		x	x	x	x	x	x
OXKRE	Kresole	µg/l	mg/kg						x	x	x	x	x	x	x	x
OC100	Mesitylen	µg/l	mg/kg						x		x	x	x	x	x	x
OSPHT	Phthalate	µg/l	mg/kg						x	x	x	x	x	x	x	x
OW030	Pyridin	µg/l	mg/kg						x	x	x	x	x	x	x	x
Metallorganische Verbindungen																
OM030	Diphenylarsinhydroxid	µg/l	mg/kg						x		x	x	x	x	x	x
OM020	Diphenylchlorarsin	µg/l	mg/kg						x		x	x	x	x	x	x
OM010	Tetraethylblei	µg/l	mg/kg						x		x	x	x	x	x	x
Biotests																
BTALG	Algentest								x	x	x	x	x	x		
BTDAG	Daphnientest								x	x	x	x	x	x		
BTLEU	Leuchtbakterientest								x	x	x	x	x	x		

GA atmosphärische Luft
 GB Bodenluft
 GD Deponiegas
 GR Raumlufte
 WG Grundwasser
 WO Oberflächenwasser

WS Sickerwasser
 WL Bodenlösung
 BE Bodeneluat
 TE Abfalleuat
 B Boden
 TA Abfall

Datenerfassung mit SALKA – Detailuntersuchung

1. Allgemeine Hinweise zum Eintrag in SALKA

Durch den schreibberechtigten Bearbeiter sind mindestens die Pflichtfelder in jedem Formular auszufüllen, nach Möglichkeit aber alle Felder der zugehörigen Formulare, soweit die Daten bekannt sind. Die Pflichtfelder sind mit einer hellgelben Farbe hinterlegt.

Die Bearbeitung beginnt entweder mit dem Öffnen eines noch nicht ausgefüllten Formulars, mit dem Button „Neuer Datensatz“ oder mit dem Button „Eingabe“. In jedem Formular müssen die vorgenommenen Änderungen bestätigt werden, damit sie abgespeichert werden. Dafür wird der Button mit dem „Änderung bestätigen“ verwendet. Jedes Formular kann über den Button „Formular verlassen“ beendet werden. Ist die vorgenommene Änderung nach der Speicherung nicht vollständig sichtbar, muss das Formular beendet und erneut aufgerufen werden.

Tabelle 1: Bearbeitungsbuttons SALKA

	Neuer Datensatz
	Eingabemodus
	Änderung verwerfen / Änderung bestätigen
	Formular verlassen

Sind die Bearbeitungsbuttons nicht aktiv, so ist der angemeldete Bearbeiter nicht schreibberechtigt, bzw. der Datensatz ist im verwendeten Verzeichnis gesperrt. Die Vergabe von Schreibrechten bzw. das Anlegen von Nutzern obliegt den Administratoren der jeweiligen Behörde.

2. Allgemeine Angaben (Stammdaten)

Zur Identifizierung des Altlastenfalls sind die nachfolgenden Angaben einzutragen. In der Regel sind diese Angaben bereits in SALKA erfasst. Die Richtigkeit und Vollständigkeit ist zu überprüfen und veränderte Angaben sind zu aktualisieren.

2.1 Allgemeine Angaben im Hauptformular

Salka 7-Konsole (V.: 2.4.0.8) --- Datenquelle: http://info.lfulg.smul.sachsen.de/lfulg-intranet/infosysteme/kdn/Salka/SaWs...

Bearbeitung Altlastverzeichnis Filter Auswertung Datenaustausch Stammdaten ? Ende

Teilfläche Flurstücksdaten behörd.int. Daten Abfälle Proben/Analysen Dokumentation Bearbeitungsstufen Überwachung Pfad/Schutzgut

aktuelle Daten

- Bautzen
- Chemnitz, Stadt
- Dresden, Stadt
- Erzgebirgskreis
- Görlitz
- Leipzig
- Leipzig, Stadt
- Meißen
- Mittelsachsen
- Nordsachsen
- Sächsische Schweiz-Osterzgebirge
- Vogtlandkreis
- Zwickau

Landkreis / Gemeinde Gemeinde / Ortsteil Gemeinde / Strasse

Auswahl

Testverzeichnis Sachsen

Teilfl. Bearbeitungsstand OU

Verzeichnis

Filter

Ladezeit für Daten: 1,79 s

Gemeinde: Altlast: Teilfläche Teilfl. Bearbeitungsstand OU

Abbildung 1: Hauptformular

Die Angaben im Hauptformular sind zutreffend für den Gesamtstandort, inklusiver aller Teilflächen.

Altlast-Kennziffer: Jede Kennziffer darf nur einmal vergeben werden. Verantwortlich für die Vergabe ist das zuständige Landratsamt bzw. die kreisfreie Stadt. Die Altlastkennziffer (AKZ) besteht aus 8 Ziffern. Die ersten 2 Ziffern ergeben sich aus der Kreisnummer im Kreisschlüssel, die folgenden können frei vergeben werden.

Bezeichnung: Es ist die ortsübliche Bezeichnung des Standortes anzugeben.

Flächenart: Der Eintrag ist aus einer Liste auszuwählen. Im SALKa können die Flächenarten Altstandort, Altablagerung und Militärische / Rüstungsaltlast unterschieden werden.

Zuständige Behörde: Es ist die für den Standort zuständige Behörde anzugeben. Der Eintrag ist aus der Liste auszuwählen. Es werden die Einträge Sächsisches Oberbergamt (OBA), Bodenschutzbehörde des Landkreises bzw. der kreisfreien Stadt, Bodenschutzbehörde der Landesdirektion unterschieden. In Einzelfällen können auch beide Bodenschutzbehörden zuständig sein.

Kreis/ Gemeinde: Der Eintrag ist aus einer Liste auszuwählen. Die Angaben entsprechen den aktuellen Angaben des Statistischen Landesamtes des Freistaate Sachsen.

Ortsteil: Es ist die offizielle Ortsteilbezeichnung einzutragen.

Verursacher/ Betreiber: Der Eintrag zur Art des Betreibers ist aus einer Liste auszuwählen. Es sind Name und Adresse einzugeben.

2.2 Allgemeine Angaben im Teilflächenformular

Der Aufruf des Teilflächenformulars erfolgt über das Menü „Teilfläche“ mit dem Menüeintrag „TF-Daten“.

Teilflächennummer

Bezeichnung

Priorität

Relevant für WRRL: Ja

betroffene Schutzgüter: Grundwasser, Oberflächenwasser

geplante und durchgeführte Untersuch.

Kategorie

Freistellungsantrag

Registriernummer

ARGE Projekt-Nr.

ARGE Objekt-Nr.

Kartennummer

Hochwert

Rechtswert

Fläche in m²

Bemerkung zur Teilfläche

priorisierender R-Wert

Handlungsbedarf

Datum Freist.-Antrag

Teilflächen-Nr.:

Datensatz 1 von 2

Bearbeiten

Abbildung 2: Teilflächenformular

Teilflächennummer: Jeder Standort kann in maximal 999 Teilflächen unterteilt werden. Für die Aufteilung in Teilflächen ist das zuständige Landratsamt bzw. die kreisfreie Stadt verantwortlich. Die Unterteilung soll nur vorgenommen werden, wenn auf Grund der Untersuchungen in einzel-

nen Bereichen unterschiedliches Gefährdungspotential festgestellt wird, wodurch sich die nachfolgenden Untersuchungen oder die Behandlung der Bereiche unterscheiden. Dies kann auch der Fall sein, wenn unterschiedliche Flächeneigentümer beteiligt sind.

Bezeichnung: Es ist die ortsübliche Bezeichnung der Teilfläche zu verwenden.

Priorität: Der Eintrag ist aus einer Liste zu wählen (0-5). Die Festlegung erfolgt durch das zuständige Landratsamt bzw. die kreisfreie Stadt.

Relevant für WRRL: Wurde für die Teilfläche ein Einfluss auf den Grund – bzw. Oberflächenwasserkörper festgestellt hinsichtlich der in der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) zu untersuchenden Stoffe, so ist die Relevanz und das betroffenen Schutzgut bzw. die betroffenen Schutzgüter zu kennzeichnen.

Geplante und durchgeführte Untersuchungen: Der Eintrag ist aus einer Liste zu wählen und entspricht der zuletzt durchgeführten und im SALKA eingetragenen Bearbeitungsstufe bzw. der geplanten Bearbeitungsstufe.

Kategorie: Die Kategorie ergibt sich aus der durchgeführten Bearbeitung. Der Eintrag ist aus einer Liste auszuwählen.

HINWEIS: Die Einträge zu den durchgeführten Untersuchungen und der Kategorie wird durch die Funktion „Werte berechnen“ aktualisiert.

Freistellungsantrag: Der Eintrag ist aus einer Liste auszuwählen.

Registriernummer/ ARGE –Nr.: Hier sind jeweils die Nummern einzutragen unter der der Freistellungsfall in der Behörde bzw. beim Projektcontroller registriert ist.

Hochwert/ Rechtswert: Es sind die Koordinaten, die den Mittelpunkt der Teilfläche kennzeichnen einzutragen. Als Geographisches Koordinatenreferenzsystem wird das Deutsche Hauptdreiecksnetz (DHDN) mit Gauß-Krüger Koordinaten zu Grunde gelegt.

Fläche: Es ist die Größe der Teilfläche in Quadratmetern anzugeben.

Bemerkungen: Nach Möglichkeit sind die Daten in den dafür vorgesehenen Feldern einzutragen. Informationen darüber hinaus können im Bemerkungsfeld eingetragen werden.

2.3 Allgemeine Angaben im Formular Flurstücke

Der Aufruf des Formulars „Flurstücke“ erfolgt über das Menü „Flurstücksdaten“.

Flurstücks Nr: 0046 / 0005

Nr-	Gemarkungsname	Gemeinde - Name
1140	Harthau	Chemnitz, Stadt

Gemarkungs Text: Harthau

Eigentümer

Art: Sonstige

Text: ALB 21.08.2001

Name:

Strasse:

PLZ:

Ort:

Flurstück: 00461 / 0005 - 1140 | Harthau

Datensatz 1 von 3

Bereit Laden: 1,56 s, Daten: 1,12 s

Abbildung 3: Formular Flurstücke

Angaben zum Flurstück: Die Gemarkung muss aus einer Liste ausgewählt werden. Flurstückszähler und -nenner sind einzutragen.

Eigentümerart: Der Eintrag zur Eigentümerart ist aus einer Liste auszuwählen. Bei der Auswahl „Eigentümergeinschaft“ öffnet sich ein Unterformular, in das mehrere Eigentümer eingetragen werden können.

3. Angaben zur Detailuntersuchung

3.1 Allgemeine Angaben zur Detailuntersuchung

Der Aufruf des Formulars „Detailuntersuchung“ erfolgt über das Menü „Bearbeitungsstufen“.

Abbildung 4: Formular Detailuntersuchung

Verpflichteter: Es ist der Verpflichtete nach BBodSchG anzugeben. Der Eintrag ist aus einer Liste auszuwählen. Es ist auszuwählen, ob es sich bei dem Verpflichteten um den Verursacher/ Betreiber oder Eigentümer handelt. Die Angaben wie Name und Anschrift sind im Hauptformular (für den Verursacher) bzw. im Flurstücksformular (für den Eigentümer) einzutragen.

Auftraggeber: Der Auftraggeber der Untersuchung ist in den meisten Fällen der Verpflichtete. Unterscheidet sich der Auftraggeber von den Verpflichteten, ist die Anschrift des Auftraggebers einzutragen.

Gutachter: Es sind das Gutachterbüro, der verantwortliche Bearbeiter und der Bearbeitungszeitraum einzutragen.

Vorgeschlagener Handlungsbedarf: Es ist der vom Gutachter vorgeschlagene bzw. unter Berücksichtigung relevanter Einflussfaktoren abgeleitete Handlungsbedarf einzutragen. Der Eintrag ist aus einer Liste auszuwählen.

Notwendige Sofortmaßnahmen: Ist die Notwendigkeit einer sofortigen Maßnahme zur Gefahrenabwehr erkannt worden, so ist die Maßnahmenart einzutragen. Der Eintrag ist aus einer Liste auszuwählen.

Vorläufiges Sanierungsziel: Es ist eine verbale, kurze Beschreibung des Sanierungszieles vorzunehmen. Das vorläufige Sanierungsziel entspricht nicht dem endgültigen Sanierungsziel, das im Rahmen der Sanierungsanordnung durch die Behörde festgelegt wird.

3.2 Formular Schutzobjekte

Das Formular Schutzobjekte ist über den Button „Neuer Eintrag“ (Schutzobjekte) im Formular Detailuntersuchung erreichbar. Es ist erst sichtbar, wenn die allgemeinen Daten zur Detailuntersuchung gespeichert wurden, eventuell muss das Formular Detailuntersuchung zunächst geschlossen und erneut geöffnet werden.

The screenshot shows a software interface for entering protection object data. It includes the following elements:

- Input fields for: Schutzobjektnummer, Schutzobjektbezeichnung, Risikowert RV nach Expositionsabschätzung, Expositionsszenario, Gefahr- / Schadensbewertung (SG GW), verbale Bewertung, and maßgeblich für weiteren Handlungsbedarf.
- A table titled "Schutzgut / Wirkungspfad / Nutzung - für das oben angezeigte Schutzobjekt" with columns: Schutzgut, relevanter Wirkungspfad, Nutzungskriterien, and Nutzungsbeschreibung.
- A "Schutzobjekt:" input field.
- A "Datensatz 1 von 1" indicator.
- A "Bearbeiten" button at the bottom left.

Abbildung 5: Formular Schutzobjekt

Schutzobjekt: Unter Schutzobjekt wird das konkrete Vorkommen von Schutzgütern am Standort verstanden. Es ist eine Objektnummer zu vergeben und die Bezeichnung des konkreten Schutzobjekts einzutragen.

Maßgebliche Gefährdung: Wenn sich die maßgebliche Gefährdung aus einem **Risikowert** ergibt, ist dieser einzutragen. Das für die Risikowertberechnung herangezogene **Expositionsszenario** ist aus einer Liste auszuwählen. Wurde kein Risikowert ermittelt, ist die Gefährdung verbal zu beschreiben (z. B. „nicht tolerabler Grundwasserschaden“ oder „Trinkwasser-Schutzzone I“). Ist die Gefährdung des konkreten Schutzobjektes maßgeblich für den weiteren Handlungsbedarf, so ist dies einzutragen.

Relevanter Wirkungspfad: Der oder die betrachteten Wirkungspfade sind für das Schutzobjekt im Unterformular „Schutzgut“ einzutragen. Das Unterformular ist über den Button „Neuer Eintrag“ im Formular „Detailuntersuchung – Schutzobjekt“ erreichbar:

Schutzgut:

relevanter Wirkungspfad:

Nutzungskriterien:

Nutzungsbeschreibung:

Schutzgüter

Schutzgut	relevanter Wirkungspfad	Nutzungskriterien	Nutzungsbeschreibung
Boden	Direktkontakt Boden - Mensch	Kinderspielfläche	

Ausw-Text:

Datensatz 1 von 1     

Bereit Ws: 0,02 s belegt

Abbildung 6: Formular Schutzobjekt - Schutzgut

Für jedes Schutzobjekt sind nur die Schutzgüter/ Wirkungspfade einzutragen, die für dieses Schutzobjekt (nicht für den gesamten Standort) relevant sind und bewertet werden.

3.3 Proben und Analysen

Der Aufruf der Unterformulare erfolgt aus dem Formular „Detailuntersuchung“ oder über das Menü „Proben/Analysen“.

Analysen

Beweisniveau

Beprobungsbeginn **und / oder** Probenoberkante m **und / oder**
 Beprobungsende Probenunterkante m

Bemerkungen

Beweisniveau	Probenbeginn	Probenende	Probenoberkante	Probenunterkante
OU	30.10.2002	30.10.2002	0	3

Probandaten:

Datensatz 1 von 1

Bereit Laden: 1,25 s, Daten: 1,11 s

Abbildung 7: Formular Probenbegleitdaten

Probenbegleitdaten: Es der Beprobungszeitraum einzugeben. Bei der Entnahme von Bodenproben ist der untersuchte Tiefenbereich bezogen auf die Geländeoberkante anzugeben.

Nach Abspeichern der Probenbegleitdaten, kann das Unterformular „Analysendaten“ durch Doppelklick auf den neuen Eintrag geöffnet werden.

Parameter Sortierung:

Probenmaterial

Probenentnahmeart

Anzahl Sondierungen

Anzahl krit. Meßwerte

maximaler Meßwert

repräsentative Flächenbelastung

Hintergrund / Referenzwert

Einschränkung Parameter nach festgelegten Kontrollparametern :
 keine festgelegten Kontroll-Parameter vorhanden !

signifikante Differenz

Verwendung zur Gefährdungsabschätzung

Parameter	Probenmaterial	Probenentnahmeart	Präfix	maximaler Meßwert
AOX	Bodenleuat	Bohrprobe allgemein		28 µg/l

Analysen:

Datensatz 2 von 2

Bearbeiten

Abbildung 8: Formular Analysedaten

Parameter/ Probenmaterial/ Probenentnahmeart: Der Eintrag ist jeweils aus einer Liste auszuwählen.

Maximaler Messwert: Es ist der maximale gemessene Wert für den entsprechenden Analyseparameter einzutragen. In Ausnahmefällen kann dies auch der minimale Wert sein, z. B. beim Sauerstoffgehalt oder die Messwertspanne beim pH-Wert.

Repräsentative Flächenbelastung: Es ist der für die Gefährdungsabschätzung verwendete repräsentative Wert (nach Handbuch Detailuntersuchung Pkt. 8.2 oder analog ermittelt) einzutragen.

Hintergrund- / Referenzwert: Es ist der vom Gutachter angegebene Hintergrundgehalt einzutragen. Dies ist beim Boden der Schadstoffgehalt, der sich aus dem geogenen Grundgehalt des Bodens und der ubiquitären Stoffverteilung als Folge diffuser Einträge ergibt. Beim Grundwasser ist dies der entsprechende Schadstoffgehalt im Grundwasseranstrom.

Es ist einzutragen, ob der jeweilige Parameter zur Gefährdungsabschätzung für die eingetragenen Schutzgüter und Wirkungspfade verwendet wurde.

3.4 Modellierungsergebnisse

Der Aufruf des Unterformulars erfolgt aus dem Formular „Detailuntersuchung“:

Datum der Modellierung

Schutzobjekt Vor der Eingabe der Modellierungsergebnisse sind erst alle betroffenen Schutzobjekte einzugeben!

Wirkungspfad

Parameter Sortierung:

Beginn der akuten Gefährdung

Ende der akuten Gefährdung und / oder

prognostizierte Maximalbelastung

Berechnungsgrundlage

Modellierungsergebnisse

Abbildung 9: Formular Modellierungsergebnisse

Grundlage dieser Eintragungen sind die zuvor eingetragenen Schutzobjekte mit den eingetragenen Schutzgütern und Wirkungspfaden. Die Ergebnisse der Modellierung oder Abschätzung hinsichtlich der zu erwartenden Schadstoffkonzentrationen in ihrer zeitlichen Entwicklung sind für die jeweiligen Parameter einzutragen (Handbuch Detailuntersuchung Pkt. 7.3).

3.5 Vorläufige Sanierungszielwerte

Der Aufruf des Unterformulars erfolgt aus dem Formular „Detailuntersuchung“:

Abbildung 10: Formular Vorläufige Sanierungszielwerte

Parameter/ Probenmaterial: Der Eintrag ist jeweils aus einer Liste auszuwählen.

Vorläufiger Sanierungszielwert: Es ist ein Sanierungszielwert für den jeweiligen Parameter anzugeben. Das vorläufige Sanierungsziel entspricht nicht dem endgültigen Sanierungsziel, das im Rahmen der Sanierungsanordnung durch die Behörde festgelegt wird.

Geltungsort: Der Eintrag ist aus einer Liste auszuwählen und durch eine zusätzliche Beschreibung zu ergänzen.

3.6 Überwachungsprogramm

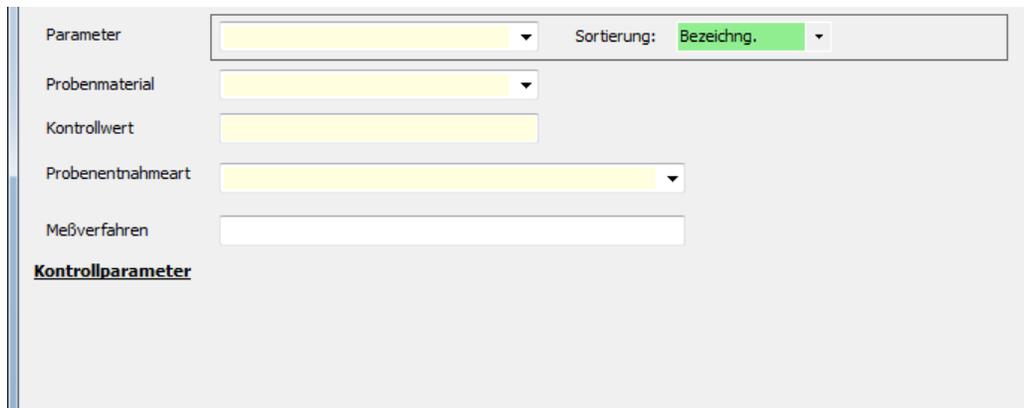
Der Aufruf des Unterformulars erfolgt aus dem Formular „Detailuntersuchung“:

Abbildung 11: Formular Überwachungsprogramm

Wurde im Ergebnis der Detailuntersuchung der Handlungsbedarf mit „Überwachen“ festgelegt, so ist ein Überwachungsprogramm festzulegen.

Für das zu überwachende Schutzgut ist die **Gesamtanzahl der Messstellen** einzutragen. Für Grund- bzw. Oberflächenwasser sind Messstellen im Anstrom und Abstrom der zu überwachenden Fläche vorzusehen. Es ist ein **Kontrollintervall** und ein **Kontrollzeitraum** zu bestimmen.

Zur Festlegung von Kontrollparameter kann nach dem Abspeichern des Untersuchungsprogramms das Unterformular „Festlegung Kontrollparameter“ aufgerufen werden:



The image shows a web-based form titled "Festlegung Kontrollparameter". It features several input fields: a dropdown menu for "Parameter", a dropdown menu for "Sortierung" with "Bezeichng." selected, a dropdown menu for "Probenmaterial", a text input field for "Kontrollwert", a dropdown menu for "Probenentnahmeart", and a text input field for "Meßverfahren". Below these fields is a section header "Kontrollparameter".

Abbildung 12: Formular Festlegung Kontrollparameter

Parameter/ Probenmaterial/ Probenentnahmeart: Der Eintrag ist jeweils aus einer Liste auszuwählen.

Kontrollwert: Es ist ein vom Gutachter vorgeschlagener Wert mit Signalcharakter für den jeweiligen Parameter einzutragen.

Messverfahren: Es sollten i. d. R. die in der BBodSchV aufgeführten Analysenverfahren angewandt werden. Abweichend davon können auch andere genormte, von der zuständigen Behörde anerkannte Messverfahren angewandt werden.

3.7 Dokumentation

Der Aufruf des Unterformulars erfolgt aus dem Formular „Detailuntersuchung“:

Bearbeitungsstufe (Beweisniveau)	DU
Titel der Dokumentation	
Datum der Dokumentation	
Autor (Gutachterbüro)	
Standort des Dokuments	
Datei	
Dateiname (Standardpfad \)	
G:\Abt4\Ref42\Altlastenkataster\Dokumente\	
BN	Titel
Autor	Dateiname

Abbildung 13: Formular Dokumentation

Es sind alle vorhandenen Dokumentationen aufzuführen. Es sind neben dem **Titel**, dem **Datum** und dem **Autor** der Dokumentation insbesondere der **Standort** und die Art des Dokuments einzutragen. Eine Verlinkung im eigenen Dateisystem ist möglich.