


Grundwasseruntersuchungen an Altlasten im Lockergestein. Materialien zur Altlastensanierung und zum Bodenschutz **MALBO 25**



Grundwasseruntersuchungen an Altlasten im Lockergestein.
Zusammenhänge zwischen Untergrunderbau, Stoffverhalten,
Messstellenausbau und Analyseergebnissen.

Materialien zur Altlastensanierung und zum Bodenschutz MALBO 25
Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Essen 2006

IMPRESSUM

- Herausgeber: Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (LUA NRW)
Wallneyer Straße 6 • D-45133 Essen
Telefon (02 01) 79 95-0
Telefax (02 01) 79 95-14 46
E-Mail: poststelle@lua.nrw.de
- Bearbeitung: Priv.-Doz. Dr. Frank Wisotzky,
Vera Eisenberg, Doreen Mäurer
Ruhr-Universität Bochum
- Projektleitung und
Gesamtredaktion: Dr. Barbara-M. Mies
Landesumweltamt NRW
- Fachliche Begleitung: Die Erstellung dieser Arbeitshilfe wurde durch einen landesweiten Arbeitskreis begleitet, dessen Mitglieder im Text (unter Vorgehensweise) namentlich aufgeführt sind.
- Titelfoto Probenahme an einer Grundwassermessstelle, Laboranalyse,
Schemazeichnung einer Schadstoffausbreitung im Grundwasser
- ISSN: 1432-3575 Materialien zur Altlastensanierung und zum Bodenschutz
-
- Informations-
dienste: Aktuelle Umweltdaten aus NRW sowie Informationen
zu Umweltthemen (Wasser, Boden, Luft, Abfall, Altlasten,
Anlagen/Umwelttechnik, Lärm/Erschütterungen, Radioaktivität,
Licht/Elektromog, Gentechnik, Stoffdaten) unter
- www.landesumweltamt.nrw.de
- Aktuelle Luftqualitätswerte zusätzlich im
- Telefonansagedienst (02 01) 1 97 00
 - WDR-Videotext Tafeln 177 bis 179
- Bereitschafts-
dienst: Nachrichtenbereitschaftszentrale des LUA NRW
(24-Std.-Dienst): Telefon (02 01) 71 44 88
- Nachdruck – auch auszugsweise – ist nur unter Quellenangaben
und Überlassung von Belegexemplaren nach vorheriger Zustimmung
des Herausgebers gestattet. Die Verwendung für Werbezwecke ist
grundsätzlich untersagt.

Vorwort

Voraussetzung für die sachgerechte Planung, Durchführung und Beurteilung von Grundwasseruntersuchungen an Altlasten ist die Kenntnis grundlegender Zusammenhänge zwischen Untergrundaufbau, Stoffverhalten und Messstellenausbau. Zur Unterstützung des Vollzugs und der weiteren Praxis hat das Landesumweltamt NRW in Abstimmung mit dem Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz die Ruhr-Universität Bochum mit der Erstellung einer Arbeitshilfe beauftragt, in der diese Zusammenhänge in anschaulicher Weise dargestellt und erläutert werden.

Ziel der Arbeitshilfe ist es, anhand von Prinzipzeichnungen und kompakten Darstellungen das Verständnis für den „typischen“ Untergrundaufbau in Lockergesteins-Grundwasserleitern in NRW und die dort ablaufenden wesentlichen Transport- und Verteilungsprozesse von Schadstoffen zu vertiefen. Mit dieser Kenntnis können die aus vorhandenen Messstellen gewonnenen Analyseergebnisse sachgerecht beurteilt sowie neue Messstellen zielführend geplant und eingerichtet werden. Die Arbeitshilfe zeigt Grundzusammenhänge auf und verweist zur Vertiefung auf einschlägige Fachliteratur. Technische Einzelheiten des Messstellenbaus und der Probenahme werden nicht beschrieben.

Zunächst werden in vereinfachenden Schemazeichnungen wesentliche Eigenschaften von drei typisierten Grundwasserleitern vorgestellt (ein homogener, ein heterogener und ein tiefer Grundwasserleiter). Die dort ablaufenden relevanten Prozesse zur Stoffmobilität im Untergrund (hydraulische und hydrochemische Eigenschaften sowie mikrobiell gesteuerte Reaktionen) werden zusammenfassend beschrieben. Aufbauend auf diese Schemata wird die Ausbreitung von häufig an Altlasten auftretenden Schadstoffen behandelt. Hierzu werden die Stoffe (BTEX, MKW, PAK, CKW, anorganische Verbindungen) nach ihren Eigenschaften zu Gruppen mit ähnlichem Verhalten im Untergrund (Stoffklassen) zusammengefasst. Das Ausbreitungsverhalten der Stoffklassen wird exemplarisch beschrieben und mit Abbildungen veranschaulicht. Dabei wird aufgezeigt, wie das Zusammenspiel von unterschiedlichen Durchlässigkeiten in Kombination mit verschiedenen Schadstoffen zu charakteristischen Ausbreitungsmustern im Untergrund führt. Im dritten Teil der Arbeitshilfe wird aufgezeigt, wie sich in diesem System unterschiedliche Arten von Grundwassermessstellen auf das Ergebnis von Analysen auswirken. Die Beschreibung typischer "Sonderfälle" sowie ausgewählter Praxisfälle runden die Darstellungen ab.

Ich danke der begleitenden Arbeitsgruppe und den Auftragnehmern für die geleistete Arbeit.

Essen, Dezember 2006



Dr.-Ing. Harald Irmer
Präsident des Landesumweltamtes
Nordrhein-Westfalen

Inhalt

	Seite
Vorwort	3
Abkürzungsverzeichnis	10
Symbolverzeichnis	12
 Hauptteil	
Vorgehensweise	13
1 Einleitung	15
2 Untergrundaufbau	21
2.1 Grundwasserlandschaften in NRW	21
2.2 Typische Lockergesteins-Grundwasserleiter in NRW	23
2.2.1 Der homogene Grundwasserleiter	23
2.2.2 Der heterogene Grundwasserleiter	25
2.2.3 Der tiefe Grundwasserleiter mit mehreren Grundwasser- Stockwerken	27
3 Stoffverhalten – Grundlagen und Prozesse	29
3.1 Gesetzmäßigkeiten und Prozesse	29
3.1.1 Hydrodynamische Prozesse	29
3.1.2 Hydrogeochemische und mikrobiell gesteuerte Prozesse sowie Stoffübergänge	36
3.1.2.1 Lösungs- und Fällungsreaktionen	36
3.1.2.2 Stoffübergänge: Lösung aus eigener Phase	38
3.1.2.3 Redoxreaktionen und mikrobiell katalysierter Abbau	39
3.1.2.4 Sorption und Kationenaustausch	40
3.2 Stoffklassen	43
3.2.1 Stoffklasse: vollständige Lösung	44
3.2.2 Stoffklasse: Flüssigkeiten mit geringer Löslichkeit und Bildung einer eigenen Phase (Leicht- und Schwerphasen)	44
3.2.2.1 Leichtphasen – LNAPL	44
3.2.2.2 Schwerphasen – DNAPL	46
4 Stoffverhalten – Ausbreitungszeichnungen.....	51
4.1 Stoffverhalten im homogenen Grundwasserleiter	52
4.1.1 Vollständige Lösung im homogenen Grundwasserleiter	52
4.1.2 Leichtphase – LNAPL (z.B. BTEX, MKW) im homogenen Grundwasserleiter	52
4.1.3 Schwerphase – DNAPL (z.B. PAK, CKW) im homogenen Grundwasserleiter	53
4.2 Stoffverhalten im heterogenen Grundwasserleiter	58
4.2.1 Vollständige Lösung im heterogenen Grundwasserleiter	58
4.2.2 Leichtphase – LNAPL (z.B. BTEX, MKW) im heterogenen Grundwasserleiter	58

4.2.3	Schwerphase – DNAPL (z.B. PAK, CKW) im heterogenen Grundwasserleiter.....	58
4.3	Stoffverhalten im tiefen Grundwasserleiter mit mehreren Grundwasser – Stockwerken	63
4.3.1	Vollständige Lösung im tiefen Grundwasserleiter mit mehreren Grundwasser – Stockwerken	63
4.3.2	Leichtphase – LNAPL (z.B. BTEX, MKW) im tiefen Grundwasserleiter mit mehreren Grundwasser - Stockwerken.....	63
4.3.3	Schwerphase – DNAPL (z.B. PAK, CKW) im tiefen Grundwasserleiter mit mehreren Grundwasser – Stockwerken	64
4.4	Sonderfälle.....	68
4.4.1	Bauwerk im Grundwasserleiter	68
4.4.2	Drainwirkung undichter Leitungen und Kanäle	71
4.4.3	Hochwasserereignis	71
4.4.4	Abschalten einer Grundwasserförderung.....	74
5	Messstellenausbau und Auswirkungen auf das Analysenergebnis....	75
5.1	Messstellenarten.....	75
5.1.1	Grundwassermessstelle, voll verfiltert (vollkommen)	75
5.1.2	Grundwassermessstelle, einfach verfiltert (unvollkommen)	76
5.1.3	Messstellenbündel / Messstellengruppe	76
5.1.4	Multi-Level-Messstelle	76
5.2	Analysenergebnisse in Abhängigkeit vom Messstellenausbau.....	78
5.2.1	Analysenergebnisse in Abhängigkeit vom Messstellenausbau im homogenen Grundwasserleiter.....	79
5.2.2	Analysenergebnisse in Abhängigkeit vom Messstellenausbau im heterogenen Grundwasserleiter.....	80
5.2.3	Analysenergebnisse in Abhängigkeit vom Messstellenausbau im tiefen Grundwasserleiter mit mehreren Stockwerken	81
5.3	Verschleppung von Schadstoffen durch Grundwassermessstellen ...	83
6	Zusammenfassung	85
7	Literaturverzeichnis.....	89
7.1	Zitierte Schriften.....	89
7.2	Weiterführende Literatur	93

Anhänge

Anhang I	Praxisbeispiele.....	97
I.1	Tiefenverteilung einer Schadstoffbelastung (Leicht- und Schwerphase) an einem ehemaligen Gaswerksstandort.....	97
I.2	Flächenkartierung einer komplexen Schadstofffahne	99
I.2.1	Untersuchungsgebiet Niederrheinische Bucht	99
I.2.2	Erfassung der Schadstoffausbreitung	99
I.3	Grundwasserbelastungen durch Altlasten im Bereich der Halterner Sande (Oberkreide) im südwestlichen Münsterland.....	102
I.3.1	Verbreitungsgebiet der Haltern-Schichten	102
I.3.2	Gefährdungen der Grundwasserressourcen.....	102

I.3.3	Typische Probleme bei Grundwasseruntersuchungen	102
I.3.4	Einflussfaktoren bei der Ausbreitung von Stoffen	103

Anhang II	Messstellenausbau und Förderdauer bei Grundwasser- Probenahmen	105
-----------	---	-----

Glossar	107
----------------------	-----

Stichwortverzeichnis	111
-----------------------------------	-----

Tabellen

Tab. 3.1:	Prozesse, die die Stoffausbreitung im wassergesättigten Untergrund erheblich beeinflussen	29
Tab. 3.2:	Beispiele zur Abstandsgeschwindigkeit bei verschiedenen Lockergesteinen	35
Tab. 3.3:	Vergleich von Löslichkeitskonstante (K_L) und Ionenaktivitäts- produkt ($[B^+][A^-]$), der zeigt, ob eine Lösung in Bezug auf die Mineralphase $BA_{(s)}$ untersättigt, gesättigt oder übersättigt ist	37
Tab. 3.4:	Mögliche BTEX- und PAK- Abbaureaktionen mit gelösten und feststoffgebundenen Oxidationsmitteln bzw. CH_4 -Fermentation am Beispiel des Benzols (C_6H_6) als BTEX-Vertreter und des Naphthalins ($C_{10}H_8$) als PAK-Vertreter	40
Tab. 3.5:	Gliederung der Schadstoffe in Stoffklassen hinsichtlich ihres Lösungsverhaltens	43
Tab. 3.6:	Eigenschaften von ausgesuchten BTEX (Beispiele)	45
Tab. 3.7:	Eigenschaften von ausgesuchten PAK (Beispiele)	47
Tab. 3.8:	Eigenschaften von ausgesuchten CKW (Beispiele)	48
Tab. 3.9:	Eigenschaften, die die Stoffausbreitung in der gesättigten Zone beeinflussen	49
Tab. 3.10:	Typische Fahnenlängen aus untersuchten Praxisfällen	50

Abbildungen

Abb. 2.1:	Grundwasserlandschaften in NRW	21
Abb. 2.2:	Prinzipzeichnung eines homogenen Grundwasserleiters	24
Abb. 2.3:	Prinzipzeichnung eines heterogenen Grundwasserleiters	26
Abb. 2.4:	Prinzipzeichnung eines tiefen Grundwasserleiters mit mehreren Stockwerken	28
Abb. 3.1:	Makrodispersion, korngerüstbedingte Dispersion, Diffusion und Advektion	31
Abb. 3.2:	Darstellung von Filter- (v_f), Abstands- (v_a) und Bahngeschwindig- keit (v_b) in einem gespannten Grundwasserleiter	32
Abb. 3.3:	Weg eines Wasserteilchens durch den durchflusswirksamen Hohlraumanteil n_f	34
Abb. 3.4:	Schematische Darstellung von Lösungs- und Fällungsreaktionen in einem Grundwasserleiter	37
Abb. 3.5:	Schematische Darstellung der Lösung aus eigener Phase am Beispiel des Toluols (C_7H_8)	38

Abb. 3.6: Sorptionsprozesse an der Grenzfläche Feste Phase – Flüssige Phase	41
Abb. 3.7: Einfluss der Advektion, Dispersion, Sorption und des Abbaus auf den Transport gelöster Schadstoffe entlang einer Fließstrecke im Grundwasserleiter.....	42
Abb. 4.1: Ausbreitungszeichnung bei vollständiger Lösung im homogenen Grundwasserleiter.....	54
Abb. 4.2: Ausbreitungszeichnung für Leichtphase – LNAPL (z.B. BTEX, MKW) im homogenen Grundwasserleiter.....	55
Abb. 4.3: Ausbreitungszeichnung zum frühen Zeitpunkt für Schwerphase – DNAPL (z.B. PAK, CKW) im homogenen Grundwasserleiter	56
Abb. 4.4: Ausbreitungszeichnung zum späten Zeitpunkt für Schwerphase – DNAPL (z.B. PAK, CKW) im homogenen Grundwasserleiter	57
Abb. 4.5: Ausbreitungszeichnung bei vollständiger Lösung im heterogenen Grundwasserleiter.....	60
Abb. 4.6: Ausbreitungszeichnung für Leichtphase – LNAPL (z.B. BTEX, MKW) im heterogenen Grundwasserleiter.....	61
Abb. 4.7: Ausbreitungszeichnung für Schwerphase – DNAPL (z.B. PAK, CKW) im heterogenen Grundwasserleiter	62
Abb. 4.8: Ausbreitungszeichnung bei vollständiger Lösung im tiefen Grundwasserleiter mit mehreren Grundwasser – Stockwerken	65
Abb. 4.9: Ausbreitungszeichnung für Leichtphase – LNAPL (z.B. BTEX, MKW) im tiefen Grundwasserleiter mit mehreren Grundwasser-Stockwerken	66
Abb. 4.10: Ausbreitungszeichnung für Schwerphase – DNAPL (z.B. PAK, CKW) im tiefen Grundwasserleiter mit mehreren Grundwasser – Stockwerken	67
Abb. 4.11: Ausbreitung einer Schadstofffahne (gelöste Schadstoffe) im homogenen Grundwasserleiter mit Bauwerk	69
Abb. 4.12: Draufsicht auf eine durch ein Bauwerk/einen Störkörper beeinflusste Grundwasserströmung	70
Abb. 4.13: Ausbreitung einer Schadstofffahne (gelöste Schadstoffe) im heterogenen Grundwasserleiter mit einem undichten Kanal (Leckage)	72
Abb. 4.14: Ausbreitung einer Schadstofffahne (gelöste Schadstoffe) bei wechselnden Strömungsverhältnissen (ausgelöst durch ein Hochwasserereignis)	73
Abb. 4.15: Grundwasserströmung und Ausbreitung einer Schadstofffahne (gelöste Schadstoffe) während einer Grundwasserförderung und nach dem Abschalten der Grundwasserförderung	74
Abb. 5.1: Zusammenstellung häufig ausgeführter Messstellenausbauten	77
Abb. 5.2: Analyseergebnisse in Abhängigkeit vom Messstellenausbau im homogenen Grundwasserleiter.....	79
Abb. 5.3: Analyseergebnisse in Abhängigkeit vom Messstellenausbau im heterogenen Grundwasserleiter.....	81
Abb. 5.4: Analyseergebnisse in Abhängigkeit vom Messstellenausbau im tiefen Grundwasserleiter mit mehreren Grundwasser–Stockwerken	82
Abb. 5.5: Verschleppung von Schadstoffen durch hydraulische Kopplung über die Messstelle.....	83

Tabellen Anhang

Tab. II.1: Gerundete, minimale Förderdauer bei dreimaligem Austausch der Wassermenge im Standrohr mit einer Förderleistung der Pumpe von 2 m ³ /h	105
--	-----

Abbildungen Anhang

Abb. I.1 Konzentrationverteilung von gelösten Stoffen aus einer Leichtphase (BTEX) und einer Schwerphase (Acenaphthalin) über die Tiefe in einer Multi-Level-Messstelle am Standort Düsseldorf-Flingern	98
Abb. I.2.1 Ausbreitung einer komplexen Schadstofffahne (CKW, Frigen-11) mit mehreren Eintragsquellen	100
Abb. I.2.2 Lokalisierung der für die Fahnenausbreitung relevanten Eintragsstellen von Schadstoffen ins Grundwasser	101
Abb. I.3 Schematische Darstellung zur Grundwassergefährdung im Bergsenkungsgebiet des Ruhrreviers im Bereich der Halterner Sande	104

Abkürzungsverzeichnis

Abb.	Abbildung
ALA	Altlastenausschuss der LABO
Anl.	Anlage
BTEX	monozyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (Benzol, Toluol, Ethylbenzol, Xylol)
ca.	circa
cis	beide Substituenten (hier: Chloratome) befinden sich auf derselben Seite des Moleküls
CKW	Chlorierte Kohlenwasserstoffe
DCE	Dichlorethen
DDT	Dichlordiphenyltrichlorethan (Insektizid)
DIN	Deutsche Industrie Norm
DNAPL	Schwerphasen (dense non-aqueous phase liquids)
DVGW	Deutsche Vereinigung des Gas- und Wasserfaches e.V.
DVWK	Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau
EN	Europäische Norm
evtl.	eventuell
d.h.	das heißt
ggf.	gegebenenfalls
GD NRW	Geologischer Dienst Nordrhein-Westfalen
Gl.	Gleichung
GLA	Geologisches Landesamt Nordrhein-Westfalen
HLUG	Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie
i.d.R.	in der Regel
ISO	International Organization for Standardization
ITVA	Ingenieurtechnischer Verband Altlasten e.V.
LABO	Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz
LAGA	Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Abfall
LAWA	Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser
LCKW	Leichtflüchtige Chlorierte Kohlenwasserstoffe
LfU BW	Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg
LfW	Landesamt für Wasserwirtschaft
LNAPL	Leichtphasen (light non-aqueous phase liquids)
log	Logarithmus
LUA	Landesumweltamt
LUG	Landesanstalt für Umwelt und Geologie
LUNG MV	Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern
LWA	Landesamt für Wasser und Abfall
MKW	Mineralölkohlenwasserstoffe
m ü. NN	Meter über Normal Null [m]
NLfB	Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung
n.n.e.	noch nicht erschienen
PAK	polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe
PBSM	Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel / Pestizide
PCDD	polychlorierte Dibenzo-p-dioxine
PCDF	polychlorierte Dibenzofurane

PCDD/F	polychlorierte Dibenzodioxine/-furane, häufig als "Dioxin" zusammengefasst
PCE	Tetrachlorethen
Per	Tetrachlorethen
Tab.	Tabelle
TCE	Trichlorethen
trans	die Substituenten (hier: Chloratome) liegen sich diagonal gegenüber
Tri	Trichlorethen
u.a.	unter anderem
VC	Vinylchlorid
z.B.	zum Beispiel
z.T.	zum Teil

Symbolverzeichnis

A	durchströmte Fläche eines Grundwasserquerschnittes
aq	wässrig, (englisch: aquatic)
b	betrachtete Breite des Grundwasserleiters
g	gasförmig (englisch: gaseous)
l	Hydraulisches Gefälle (Differenz Δh zwischen den Standrohrspiegelhöhen über die Fließstrecke Δl des Grundwasserleiters)
k_f	Durchlässigkeitsbeiwert
l	flüssig (englisch: liquid)
m	wassererfüllte Mächtigkeit des Grundwasserleiters
Q	Grundwasservolumen
s	fest (englisch: solid)
v_f	Filtergeschwindigkeit
v_a	Abstandsgeschwindigkeit
v_b	Bahngeschwindigkeit

Vorgehensweise

Die Erstellung der Arbeitshilfe „Grundwasseruntersuchungen an Altlasten im Lockergestein“ mit dem Untertitel „Zusammenhänge zwischen Untergrundaufbau, Stoffverhalten, Messstellenausbau und Analyseergebnissen“ durch Mitarbeiter/-innen der Ruhr-Universität Bochum wurde durch eine projektbegleitende Arbeitsgruppe unterstützt.

Vorgehensweise

Mitglieder der begleitenden Arbeitsgruppe waren:

- Dr. Alexandra Christ, Landesumweltamt NRW (bis Juni 2006)
- Dr. Paul Eckert, Stadtwerke Düsseldorf AG
- Vera Eisenberg, Lehrstuhl Angewandte Geologie, Ruhr-Universität Bochum
- Dr. Werner Heckemanns, Dr. Heckemanns & Partner GmbH
- Martin Kieron, Stadt Bochum, Umwelt- und Grünflächenamt
- Doreen Mäurer, Lehrstuhl Angewandte Geologie, Ruhr-Universität Bochum
- Bernhard Meyer, Geologischer Dienst NRW
- Dr. Barbara Mies, Landesumweltamt NRW
- Gottfried Schellartz, Stadtverwaltung Düsseldorf, Umweltamt
- Klaus Selent, Staatliches Umweltamt Hagen
- Priv.-Doz. Dr. Frank Wisotzky, Lehrstuhl Angewandte Geologie, Ruhr-Universität Bochum

Mitglieder der Arbeitsgruppe

Die Arbeitshilfe

1 Einleitung

Die Arbeitshilfe soll die Zusammenhänge zwischen Untergrunderbau, Stoffverhalten, Messstellenausbau und Analyseergebnissen „einfach, aber richtig“ darstellen, d.h. sie bietet in gut verständlicher und vor allem bildlicher Form eine Hilfe zum Verständnis der bei Altlasten im Lockergestein ablaufenden Prozesse.

Aufbau und Zielsetzung

Ziel ist es, mit Prinzipzeichnungen und anschaulichen Darstellungen zunächst das Verständnis für den „typischen“ Untergrunderbau in Lockergesteins-Grundwasserleitern in NRW und die dort ablaufenden wesentlichen Transport- und Verteilungsprozesse von Schadstoffen zu vertiefen. Mit dieser Kenntnis können bei einer Probenahme gewonnene Analyseergebnisse aus unterschiedlichen Grundwassermessstellenarten sachgerechter beurteilt und neue Messstellen zielführender geplant und eingerichtet werden.

Die Arbeitshilfe ist wie folgt gegliedert:

Im Kapitel 1 „Einleitung“ werden zunächst die Zielsetzung sowie die Vorgehensweise und der Aufbau der Arbeitshilfe erläutert.

Im Kapitel 2 „Untergrunderbau“ werden die Grundwasserlandschaften in NRW und, in Prinzipzeichnungen, drei typische Lockergesteinsgrundwasserleitertypen vorgestellt. Dies sind der:

1. Homogene Grundwasserleiter
2. Heterogene Grundwasserleiter
3. Tiefe Grundwasserleiter mit mehreren Grundwasser-Stockwerken

Aufbauend auf die Prinzipzeichnung des homogenen Grundwasserleiters werden zur Darstellung des heterogenen und des tiefen Grundwasserleiters jeweils zusätzliche geologische und hydrogeologische Elemente integriert und deren Wirkung auf die Strömungssituation im Untergrund beschrieben.

Im Kapitel 3 „Stoffverhalten - Grundlagen und Prozesse“ folgt die Beschreibung zum Stoffverhalten unter vollständig mit Grundwasser gesättigten Untergrundverhältnissen. Es wird textlich und bildlich auf grundlegende hydrodynamische und hydrogeochemische Prozesse eingegangen, und die einzelnen Schadstoffe werden zu Stoffklassen mit vergleichbarem Verhalten im Grundwasserleiter zusammengefasst. Ferner werden die Eigenschaften und das Verhalten dieser Schadstoffklassen vorgestellt.

Im Kapitel 4 „Stoffverhalten - Ausbreitungszeichnungen“ wird die Ausbreitung der Schadstoffe bei den beschriebenen unterschiedlichen Untergrundsituationen (Untergrunderbau) und an verschiedenen Eintragsorten anhand von Ausbreitungsschemazeichnungen erläutert.

Der Transport der Schadstoffe in der ungesättigten Zone wird in dieser Arbeitshilfe nicht thematisiert.

Die Darstellung von unterschiedlichen Messstellenarten zur Gewinnung von Grundwasserproben erfolgt im Kapitel 5 „Messstellenausbau und Auswirkungen auf das Analysenergebnis“. Beschrieben werden die voll verfilterte Grundwassermessstelle (vollkommen), die einfach verfilterte Grundwassermessstelle (unvollkommen), das Messstellenbündel bzw. die Messstellengruppe und die Multi-Level-Messstelle.

Diese Erläuterungen sollen dazu dienen, Analysenergebnisse aus bestehenden Messstellen besser einzuschätzen, und es können Annahmen getroffen werden, bei welcher Art von Messstellenausbau welches Analysenergebnis grundsätzlich zu erwarten ist.

Im abschließenden Kapitel 6 folgt eine Zusammenfassung.

Das Literaturverzeichnis (Kapitel 7) beinhaltet sowohl die in der Arbeitshilfe zitierte Literatur als auch weitere Literaturempfehlungen zur Vertiefung und zum weiterführenden Verständnis der Thematik Grundwasseruntersuchungen an Altlasten im Lockergestein.

Im Anhang der Arbeitshilfe befinden sich neben der Darstellung von Praxisfällen Informationen zur Messstellendimensionierung sowie ein Glossar und ein Stichwortverzeichnis.

Der erste Praxisfall (Anhang I.1) befasst sich mit der Tiefenverteilung einer Schadstoffbelastung (Leicht- und Schwerphase) an einem ehemaligen Gaswerksstandort. Im zweiten Praxisfall (Anhang I.2) wird auf die Aussagefähigkeit der Messstellendichte zur Flächenkartierung anhand eines CKW-Schadens, ebenfalls in einem quartären Grundwasserleiter, eingegangen. Der dritte Praxisfall (Anhang I.3) behandelt Grundwasserbelastungen durch Altlasten im Bereich der Halterner Sande (Oberkreide) im südwestlichen Münsterland und den Einfluss von Bergsenkungen.

Durch die Arbeitshilfe führt eine gemeinsame Legende (Seite 19), die die Signaturen aller Abbildungen zusammenfasst. Sie bietet jederzeit einen Überblick über die in den Abbildungen verwendeten Signaturen und Symbole.

Aufgebaut ist die Legende wie folgt:

Zunächst werden die Symbole erläutert, die bereits in den Prinzipzeichnungen zum Untergrundaufbau enthalten sind, d.h. das Symbol für die Versickerung, den Wasserspiegel, die Grundwasseroberfläche bei freiem Grundwasserspiegel, die Grundwasserdruckfläche bei gespanntem Grundwasserleiter, die Grundwasserfließrichtung, die Stromlinien und die Äquipotenziallinien.

**Erläuterungen zur
Legende**

Des Weiteren findet sich dort die Erklärung für die mit den Ziffern 1 bis 9 versehenen Zeichnungselemente. Dies sind der Grundwasserleiter, der Grundwassergeringleiter sowie der stark durchlässige Grundwasserleiter, die Grundwasserscheide, das influente sowie das effluente Oberflächengewässer, die Einengung des Grundwasserleiters, die unebene Grundwasserleiterbasis und das „geologische Fenster.“ Die zwei Grundwasser-Stockwerke (erstes und zweites) sind mit den römischen Ziffern I und II gekennzeichnet.

In der 2. Spalte der Legende sind die Symbole für die wesentlichen, im Kapitel 4 „Schadstoffausbreitung“ beschriebenen Elemente dargestellt. Dies sind die Symbole für die Schadstoffquelle, den Schadstoffeintrag, die zusammenhängende Schadstoffphase, die Schadstofftröpfchen und den hoch, mittel und gering belasteten Wasserkörper sowie für die Probenahmestelle.

Die Definitionen zu den in der Legende verwendeten Begriffen werden im Folgenden kurz vorgestellt. Diese und weitere Definitionen sind zudem im Glossar zu finden:

- Der Vorgang des Eindringens von Wasser in ein poröses Medium wird als Versickerung bezeichnet (verändert nach Adam, Glässer & Hölting, 2000).
- Der Wasserspiegel ist die ausgeglichene Wasseroberfläche und die Grundwasseroberfläche die obere Grenzfläche eines Grundwasserkörpers. Beim freien Grundwasserspiegel ist die Grenzfläche des Grundwassers gegen die Atmosphäre ausgeglichen, wohingegen beim gespannten Grundwasserleiter die Grundwasseroberfläche und die Grundwasserdruckfläche in dem betrachteten Bereich nicht identisch sind (DIN 4049-3).
- Die Grundwasserfließrichtung ist die Richtung einer Grundwasserstromlinie, d.h. die Abbildung einer idealisierten Bewegungspur von Grundwasserteilchen im Potenzialfeld eines Grundwasserkörpers.
- Die Grundwasserstromlinien stehen senkrecht zu den Potenziallinien, die hier als Äquipotenziallinien, also Linien mit gleichem Potenzial, bezeichnet werden (DIN 4049-3; Annahme: isotroper Grundwasserleiter).
- Ein Grundwasserstockwerk ist ein Grundwasserleiter einschließlich seiner oberen und unteren Begrenzung als Betrachtungseinheit innerhalb der lotrechten Gliederung der Lithosphäre (DIN 4049-3).
- Ein Gesteinskörper, der geeignet ist, Grundwasser weiter zu leiten, wird als Grundwasserleiter bezeichnet. Ein Grundwassergeringleiter ist ein Gesteinskörper, der im Vergleich zu einem benachbarten Wasserkörper gering wasserdurchlässig ist und ein Grundwassernichtleiter ein Wasserkörper, der als wasserundurchlässig angesehen werden darf (DIN 4049-3).




















Es ist anzumerken, dass es keine vollständig wasserundurchlässigen Gesteine gibt, und dass zudem Stoffe mit anderen physikalischen Eigenschaften als Wasser evtl. die Grundwasserge- ring- und -nichtleiter durchdringen können.

- Eine Grundwasserscheide stellt eine Grenzlinie dar, von der das Grundwasser beidseitig abfließt (Adam, Glässer & Hölting, 2000).
- Ein oberirdisches Gewässer, in das flächenhaft ausgedehnt Grundwasser übertritt, wird als effluentes Oberflächengewässer (Vorfluter) bezeichnet. Im Gegensatz hierzu ist ein influentes Oberflächengewässer ein oberirdisches Gewässer, aus dem flächenhaft ausgedehnt Wasser in das Grundwasser austritt (nach DIN 4049-3).
- Das „geologische Fenster“ ist ein Begriff für die Unterbrechung einer Schichtfolge, die zur Entstehung einer hydraulischen Verbindung zwischen zwei ansonsten getrennten Stockwerken führt, wodurch ein Potenzialausgleich erfolgen kann (Adam, Glässer & Hölting, 2000).
- Eine Schadstoffquelle ist eine Stelle, von der aus Schadstoffe in die Umwelt austreten können (Adam, Glässer & Hölting, 2000).
- Die Schadstoffphase ist eine homogene, in allen Teilen physikalisch und chemisch gleichartige Zustandsform eines Schadstoffes, die durch die Phasengrenzfläche von umgebenden flüssigen, festen und gasförmigen Phasen trennbar ist (geändert nach Adam, Glässer & Hölting, 2000). In dieser Arbeitshilfe wird auf das Vorkommen und die Ausbreitung flüssiger Schadstoffphasen (Leichtphasen und Schwerphasen) eingegangen.
- Der belastete Wasserkörper ist ein Wasserkörper, der durch verschiedene Konzentrationen an gelösten Schadstoffen (hoch, mittel, gering) belastet ist.
- Als Probenahmestelle wird in der Arbeitshilfe der Ort im Gelände bezeichnet, an dem aus der vorhandenen Grundwassermessstelle eine Wasserprobe zur Analyse entnommen wird.

Im Zuge der Erstellung der Arbeitshilfe wurde ebenfalls eine Literaturrecherche zu vorhandenen Leitfäden aus dem Altlastenbereich durchgeführt und Leitfäden, Verordnungen und Regelwerke mit relevantem Inhalt für diese Arbeitshilfe berücksichtigt (z.B. DIN 38402-13; DVWK, 1992, 1997; HLUg, 2002, 2004; ITVA, 2004; LfU Baden-Württemberg, 1999; LfW Bayern, 2002; LUA Brandenburg, 1998; LUNG MV, 2004; LWA NRW, 1991; TLUG, 2002).

Zudem befinden sich im Literaturverzeichnis weitere Empfehlungen zu vertiefender Literatur (Abschn. 7.2).

Legende

Legende Allgemein		Stoffverhalten	
	Versickerung		Schadstoffquelle
	Wasserspiegel		Schadstoffeintrag
	Grundwasseroberfläche		Schadstoffphase (zusammenhängend)
	Grundwasserdruckfläche		Schadstoffphase in Residualsättigung (Schadstofftröpfchen)
	Grundwasserfließrichtung / Stromlinie		Hoch belasteter Wasserkörper
	Äquipotenziallinien		Mittel belasteter Wasserkörper
① 	1. Grundwasserstockwerk		Gering belasteter Wasserkörper
② 	2. Grundwasserstockwerk		Probenahmestelle
③ 	Grundwasserleiter (Aquifer) z.B. k_f -Wert 10^{-3} m/s		
④ 	Grundwasserringleiter (Grundwasserhemmer), Aquitard, z.B. k_f -Wert 10^{-7} m/s		
⑤ 	Grundwasserleiter, stark durchlässiger Aquifer, z.B. k_f -Wert 10^2 m/s		
⑥ 	Grundwasserscheide		
⑦ 	Oberflächengewässer, effluent (Vorflut)		
⑧ 	Oberflächengewässer, influent		
⑨ 	Einengung des Grundwasserleiters		
	Unebene Grundwasserunterfläche (Basis des Grundwasserleiters)		
	"Geologisches Fenster"		

2 Untergrundaufbau

Um einen möglichst guten Überblick über die Thematik „Grundwasseruntersuchungen im Lockergestein“ zu ermöglichen, werden in der Arbeitshilfe drei Prinzipzeichnungen zu typischen Untergrundsituationen von Lockergesteinsgrundwasserleitern in Nordrhein-Westfalen vorgestellt. Diese wurden in Anlehnung an die in NRW anzutreffenden Grundwasserleiter, die im folgenden Abschnitt kurz vorgestellt werden, entwickelt.

Um allen Nutzern eine gute Lesbarkeit und Anwendbarkeit der Arbeitshilfe in der Praxis zu bieten, sind die Prinzipzeichnungen als generalisierte Darstellungen entwickelt worden. Dementsprechend wurde beispielsweise bei allen Abbildungen die Annahme getroffen, dass sich die vorhandene Verteilung von Stromlinien und Potenziallinien durch den Ausbau und die Beprobung von Messstellen nicht ändert. Zudem wird die Lage der geschlossenen Kapillarzone und der Grundwasseroberfläche in dieser Arbeitshilfe vereinfacht als identisch angesehen.

Untergrundaufbau

2.1 Grundwasserlandschaften in NRW

In NRW lassen sich folgende vier große Grundwasserlandschaften voneinander abgrenzen:

- A) Niederrheinische Bucht und Niederrheinisches Tiefland
- B) Münsterland mit Ruhrgebiet
- C) Ostwestfalen-Lippe
- D) Bergisches Land, Sauerland, Siegerland und Eifel

Grundwasserlandschaften

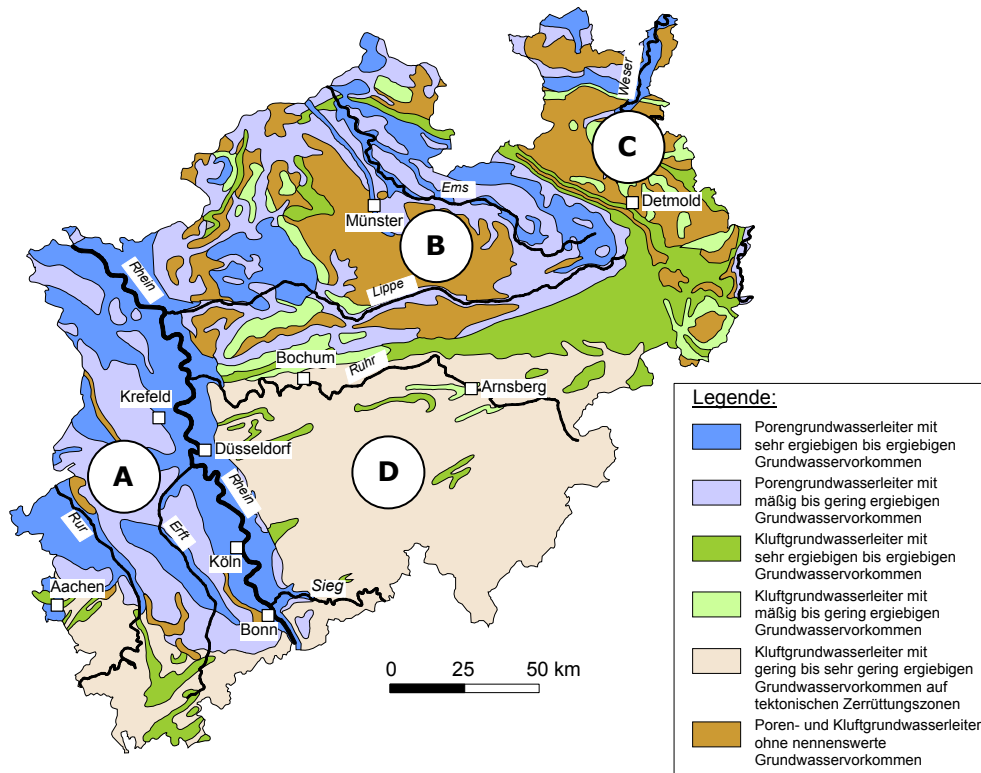


Abb. 2.1: Grundwasserlandschaften in NRW (verändert nach GLA NRW, 1999)

- A) In der **Niederrheinischen Bucht und dem Niederrheinischen Tiefland** sind mächtige Lockergesteine und sehr ergiebige Porengrundwasserleiter, die z.T. in mehreren Stockwerken übereinander liegen, weit verbreitet. Dieses Gebiet, das eines der bedeutendsten Grundwasservorkommen in Deutschland darstellt (GLA NRW, 1999), dient als Vorbild für die Prinzipzeichnung des tiefen Grundwasserleiters mit mehreren Grundwasser-Stockwerken.
- B) Im Münsterland und im Ruhrgebiet sind sowohl ergiebige Poren- und Kluftgrundwasserleiter als auch gering wasserführende Gesteine anzutreffen. Ein heterogener Grundwasserleiteraufbau ist hier typisch.
Das **Münsterland** ist geprägt durch einen meist tiefen Kluftgrundwasserleiter (Kalkgesteine) mit hoch mineralisiertem Wasser, über dem eine Tonmergelsteinschicht liegt, die einen Grundwassergeringleiter bis -nichtleiter darstellt. Darüber liegen z.T. mehrere Porengrundwasserleiter mit unterschiedlichen Durchlässigkeiten. Im **Ruhrgebiet** sind die Grundwasserverhältnisse in großen Bereichen durch die Auswirkungen des Steinkohlenbergbaus gestört (GLA NRW, 1999).
- C) In **Ostwestfalen-Lippe** treten überwiegend Poren- und Kluftgrundwasserleiter ohne nennenswerte Grundwasservorkommen auf. Entlang der Weser beispielsweise sind jedoch wenig ausgedehnte, aber sehr ergiebige Porengrundwasserleiter zu finden, die zumeist oberhalb der Festgesteinsgrundwasserleiter liegen (GLA NRW, 1999).
- D) Im **Bergischen Land, Sauerland, Siegerland und der Eifel** sind vor allem grundwasserarme Festgesteine verbreitet. In Bereichen von Kalkstein- (Briloner und Warsteiner Sattel, Kalkmulden in der Eifel), Sandstein- oder Basaltvorkommen sind lokal jedoch ergiebige Karst- oder Kluftgrundwasserleiter anzutreffen (GLA NRW, 1999).

Neben dem Münsterland und dem Ruhrgebiet ist der heterogene Grundwasserleiter ebenfalls häufig in der Niederrheinischen Bucht sowie lokal in einigen Gebieten Ostwestfalens, des Bergischen Landes, des Sauerlandes und der Eifel anzutreffen.

Der homogene Grundwasserleiter hingegen ist ein Idealtypus, der in der Natur in dieser stark vereinfachten Form nicht auftritt, jedoch einen guten Einstieg bei der Darstellung und Erläuterung von Lockergesteinsgrundwasserleitern bietet.

2.2 Typische Lockergesteins-Grundwasserleiter in NRW

Als typische Lockergesteins-Grundwasserleiter in NRW werden der homogene, der heterogene und der tiefe Grundwasserleiter mit mehreren Grundwasser-Stockwerken mit ihren jeweiligen Charakteristika dargestellt.

**Typische
Lockergesteins-
Grundwasserleiter in
NRW**

Um eine möglichst hohe Vergleichbarkeit der abgebildeten Untergrund-situationen zu gewährleisten, besitzen alle Prinzipzeichnungen dieselben Signaturen (gemeinsame Legende), denselben hydraulischen Gradienten von ca. 3 ‰ sowie dieselben Durchlässigkeitsbeiwerte, d.h. für den Grundwasserleiter einen k_f -Wert von 10^{-3} m/s, für den Grundwassergeringleiter einen k_f -Wert von 10^{-7} m/s und für den stark durchlässigen Grundwasserleiter einen k_f -Wert von 10^{-2} m/s.

2.2.1 Der homogene Grundwasserleiter

Der homogene Grundwasserleiter ist in der Arbeitshilfe ein gleichförmig aufgebauter, homogener, isotroper Porengrundwasserleiter mit einem k_f -Wert von 10^{-3} m/s (Abb. 2.2).

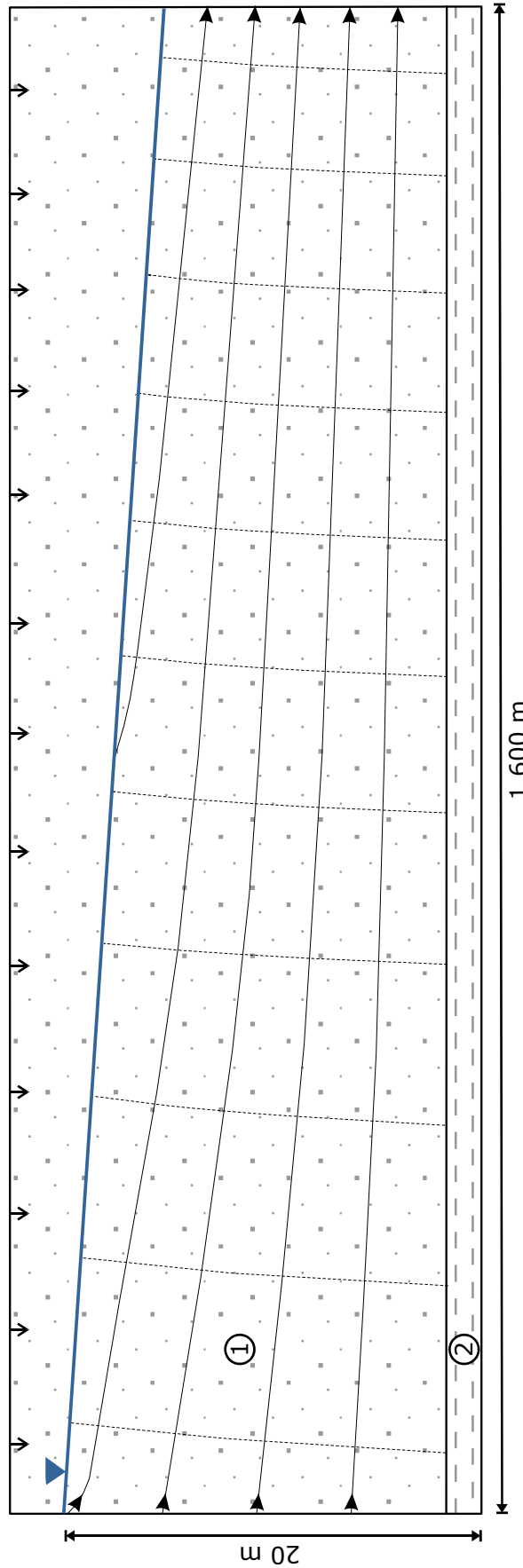
**Homogener
Grundwasserleiter**

Der homogene Grundwasserleiter stellt einen Idealtypus dar. Obwohl er in dieser Reinform aufgrund der geologischen Entstehung der Grundwasserleiter im Allgemeinen nicht vorkommt, wird er häufig in erster Näherung genutzt, um abschätzende Aussagen zum Stoffverhalten in Grundwasserleitern treffen zu können.

An der Basis dieses Grundwasserleiters (1) befindet sich ein Grundwassergeringleiter (2) mit ebener Grenzfläche und einem k_f -Wert von 10^{-7} m/s.

Wie in den anderen Prinzipzeichnungen ist anhand der Stromlinien und der Äquipotenziallinien die Grundwasserfließrichtung von links nach rechts erkennbar. Das hydraulische Gefälle beträgt wie in den anderen Prinzipzeichnungen ca. 3 ‰.

Die Versickerung, die zur Grundwasserneubildung führt, ist durch senkrechte Pfeile in der ungesättigten Zone erkennbar. Aufgrund der Grundwasserneubildung und des hydraulischen Gefälles der Grundwasseroberfläche verringert sich der für das Grundwasser durchströmbare Fließquerschnitt in Strömungsrichtung. Dies führt zu einer Beschleunigung der Grundwasserfließgeschwindigkeit im homogenen Grundwasserleiter. Sie ist in der Abbildung 2.2 an den verengten Abständen der Stromlinien von oben nach unten und der Potenziellinien von links nach rechts erkennbar.



Prinzip-
zeichnung
homogener
Grundwas-
serleiter

Abb. 2.2: Prinzipzeichnung eines homogenen Grundwasserleiters

2.2.2 Der heterogene Grundwasserleiter

Der heterogene Grundwasserleiter ist im Gegensatz zum homogenen nicht gleichförmig aufgebaut (Abb. 2.3). Er enthält geologische/hydrogeologische Gegebenheiten, die die Strömungssituation des Grundwassers verändern und insgesamt verkomplizieren. Er ist ein Grundwasserleiter, der einen stärker durchströmten Bereich mit höherer Durchlässigkeit (3), eine Einengung (7), eine unebene Grundwasserunterfläche (8) und ein effluentes Oberflächengewässer (Vorfluter) (5) aufweist.

Heterogener Grundwasserleiter

Der stärker durchströmte (3) Bereich (k_f -Wert von 10^{-2} m/s) und die zwei gering leitenden (2) Bereiche (k_f -Wert von 10^{-7} m/s) stellen schematisierte Inhomogenitäten innerhalb des Grundwasserleiters (k_f -Wert von 10^{-3} m/s) dar.

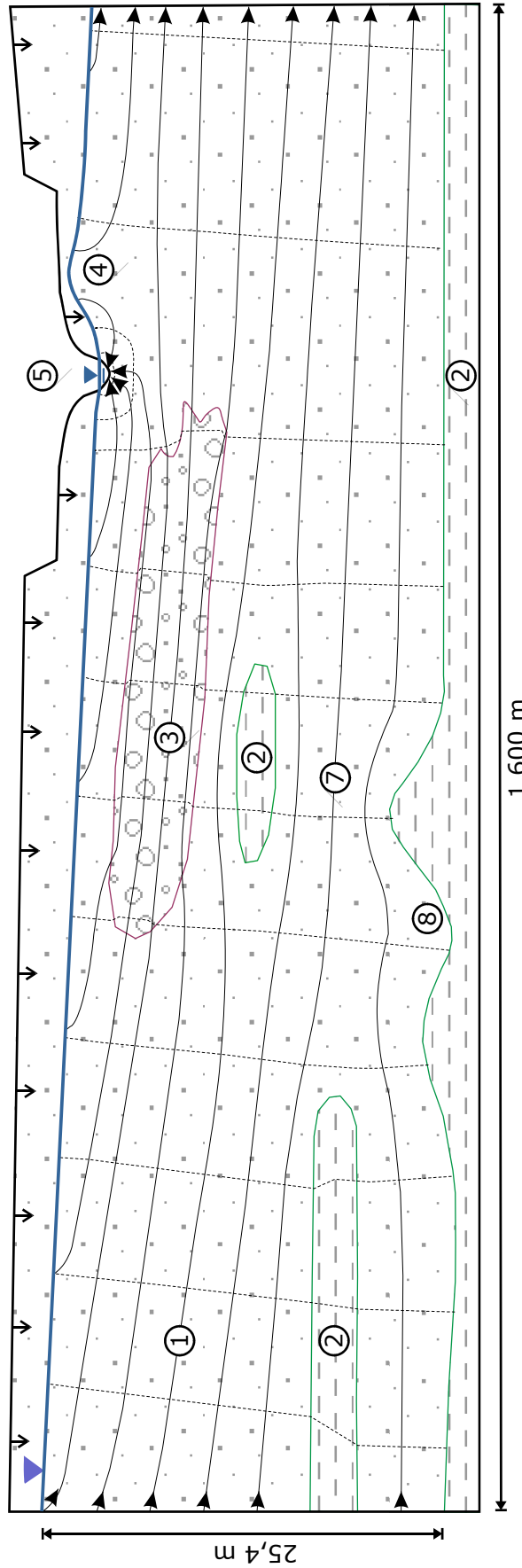
Aufgrund dieser unterschiedlich durchlässigen Bereiche sind die Strömungssituation und daher auch die Stoffausbreitung komplexer als im homogenen Grundwasserleiter.

An der Basis des Grundwasserleiters befindet sich der Grundwassergeringleiter (2), der Unebenheiten (8) an seiner Grenzfläche zum Grundwasserleiter aufweist.

Wie in den anderen Prinzipzeichnungen ist anhand der Stromlinien und der Äquipotenziallinien die generelle Grundwasserfließrichtung von links nach rechts erkennbar. Hinzu kommen jedoch die Veränderungen der Strom- und Potenziellinien aufgrund der Inhomogenitäten des Grundwasserleiters und des Einflusses des Oberflächengewässers (Vorfluter).

Das Oberflächengewässer ist in diesem Fall ein Vorfluter, d.h. das Grundwasser strömt z.T. in das Oberflächengewässer, was in dieser Prinzipzeichnung zu der Ausbildung einer Grundwasserscheide (4) am rechten oberen Bildrand führt.

Der höher durchlässige Bereich bewirkt eine Fokussierung der Grundwasserströmung auf diesen Bereich, wohingegen die eingelagerten Grundwassergeringleiter durch eine Umströmung dieser Bereiche wirksam werden. Die unebene Grundwasserunterfläche an der Basis des Grundwasserleiters führt zu einer auf- und abwärts gerichteten Grundwasserströmung in diesem Bereich. Dort treten dementsprechend stärkere Vertikalkomponenten der Grundwasserströmung auf.



Prinzip-
zeichnung
heterogener
Grundwas-
serleiter

Abb. 2.3: Prinzipzeichnung eines heterogenen Grundwasserleiters

2.2.3 Der tiefe Grundwasserleiter mit mehreren Grundwasser-Stockwerken

Der tiefe Grundwasserleiter mit mehreren Grundwasser-Stockwerken ist ein Grundwasserleiter, der eine hohe Mächtigkeit und verschiedene Grundwasser-Stockwerke aufweist, in dieser Arbeitshilfe die Grundwasser-Stockwerke I und II (Abb. 2.4).

Die Grundwasserleiter der beiden Stockwerke haben in der Prinzipzeichnung (Abb. 2.4) einen k_f -Wert von 10^{-3} m/s (1) und sind über den größten Teil der dargestellten Profillänge durch einen mächtigen Geringleiter (2) mit einer Durchlässigkeit von 10^{-7} m/s voneinander getrennt. Dieser bewirkt den typischen Stockwerkbau im Untergrund.

Im Bereich der linken oberen Ecke des dargestellten Grundwasserleiters befindet sich im I. Stockwerk eine Grundwasserscheide (4), d.h. eine Grenzlinie, von der das Grundwasser beidseitig abfließt (Adam, Glässer & Hölting, 2000). Dies führt zu einer Strömung zum linken, oberen Abbildungsrand hin und zu einer Strömung in den rechten Teil der Abbildung.

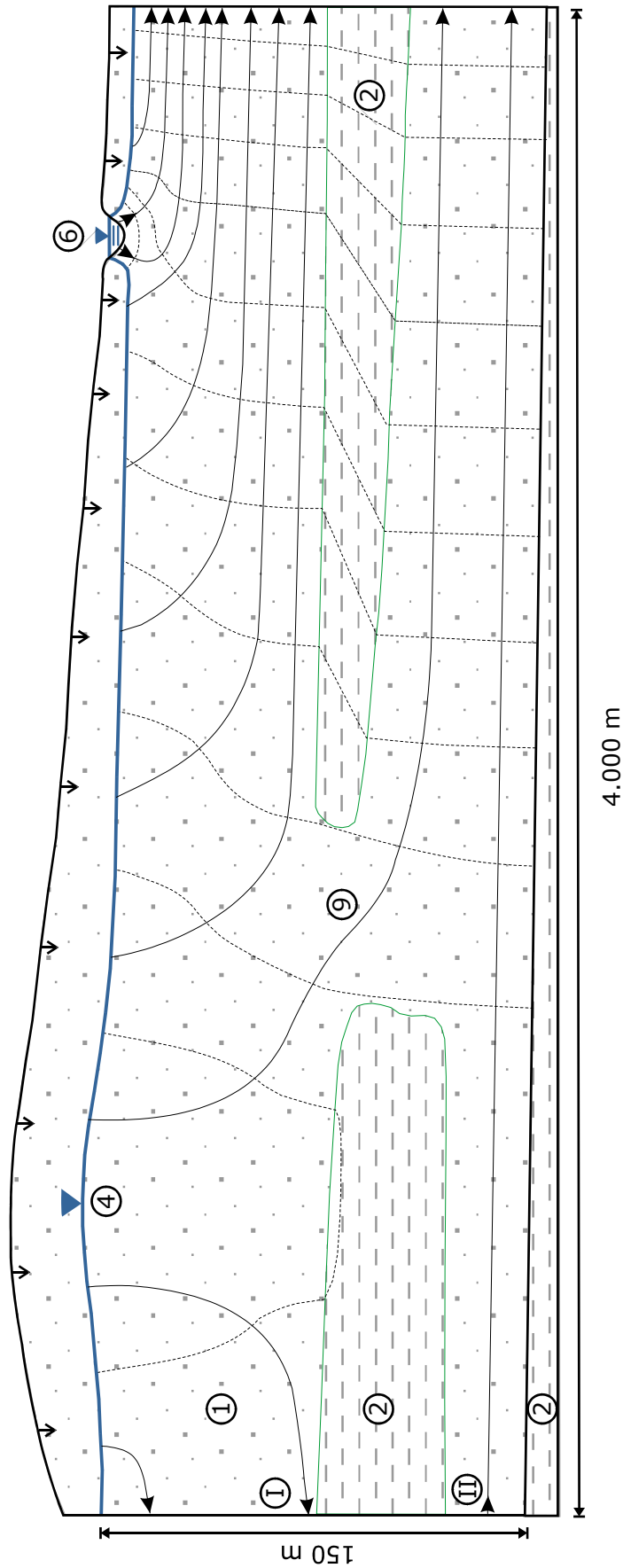
Die von der Grundwasserscheide ausgehende und durch Zusickerung gespeiste Grundwasserströmung erfolgt jedoch nicht nur im oberen Stockwerk, sondern es findet zudem im Bereich des „geologischen Fensters“ (9) ein Zustrom aus dem oberen in das untere Stockwerk statt. Dies beruht darauf, dass die beiden Stockwerke aufgrund des „geologischen Fensters“ in diesem Bereich hydraulisch direkt miteinander in Kontakt stehen.

Im unteren Stockwerk erfolgt über die gesamte Länge des Grundwasserleiters eine von links nach rechts gerichtete Grundwasserströmung.

Im Gegensatz zu der beim heterogenen Grundwasserleiter dargestellten Situation besitzt der tiefe Grundwasserleiter hier im oberen rechten Bereich der Abbildung ein influentes Oberflächengewässer (6), d.h. ein oberirdisches Gewässer, aus dem flächenhaft ausgedehnt Wasser in das Grundwasser austritt (nach DIN 4049-3). Dies führt zu einer erhöhten Durchströmung im oberen Grundwasserleiter in diesem Bereich.

Aufgrund dieses Untergrundaufbaus sind die Strömungssituation und daher auch die Stoffausbreitung wie im heterogenen Grundwasserleiter komplex.

**Tiefer
Grundwasserleiter mit
mehreren
Grundwasser-Stockwerken**



Prinzip-
zeichnung
tiefer
Grundwas-
serleiter

Abb. 2.4: Prinzipzeichnung eines tiefen Grundwasserleiters mit mehreren Grundwasser-Stockwerken

3 Stoffverhalten – Grundlagen und Prozesse

In diesem Kapitel werden die in Stoffklassen eingeteilten Schadstoffe vorgestellt und die Charakteristika der jeweiligen Stoffklassen grundlegend beschrieben. Hierbei wird auf weiterführende Literatur zu den einzelnen Schadstoffen und den Ausbreitungsmechanismen verwiesen.

**Stoff-
verhalten**

3.1 Gesetzmäßigkeiten und Prozesse

Die wesentlichen Prozesse, die die Schadstoffausbreitung im Untergrund beeinflussen, sind in Tabelle 3.1 aufgeführt. Zum einen sind es die hydrodynamischen Prozesse Advektion, Dispersion und Diffusion, zum anderen hydrogeochemische und mikrobiell gesteuerte Prozesse sowie die Stoffübergangsprozesse. Zu den Stoffübergangsprozessen gehören Lösungs- und Fällungsreaktionen, die Lösung aus eigener Phase sowie Sorptions- und Kationenaustauschprozesse. Daneben können Redoxreaktionen sowie damit verbundene Abbauprozesse die Stoffausbreitung erheblich beeinflussen (Wisotzky & Eckert, 1997).

**Gesetz-
mäßigkeiten
und
Prozesse**

Tab. 3.1: Prozesse, die die Stoffausbreitung im wassergesättigten Untergrund erheblich beeinflussen

1. Hydrodynamische Prozesse	<ul style="list-style-type: none"> • Dispersion • Molekulare Diffusion • Advektion
2. Hydrogeochemische und mikrobiell gesteuerte Prozesse sowie Stoffübergänge	<ul style="list-style-type: none"> • Lösungs- und Fällungsreaktionen • Lösung aus eigener Phase • Redoxreaktionen / Abbau • Sorption / Kationenaustausch

3.1.1 Hydrodynamische Prozesse

Zum Verständnis des Verhaltens der gelösten Schadstoffe im Grundwasserleiter werden zunächst die Begriffe „Dispersion“, „molekulare Diffusion“ und „Advektion“ erläutert (siehe auch Glossar) und anhand von Abbildungen veranschaulicht.

**Hydro-
dynamische
Prozesse**

Die Dispersion führt bei fließendem Grundwasser zu einer Verminderung der Stoffkonzentration an den Rändern des belasteten Wasserkörpers bzw. zu einer Aufweitung der Schadstofffahne in und quer zur Fließrichtung. Aufgrund von Makro- und Mikroinhomogenitäten im Untergrund bestehen unterschiedliche Weglängen pro Zeiteinheit für transportierte Einzelteilchen und gelöste Stoffe (Adam, Glässer & Hölting, 2000) und führen zur Dispersion. Bei der Makrodispersion (10^{-1} bis 10^3 m) sind die Geschwindigkeitsfluktuationen und damit die Fahnenbildung vor allen durch Inhomogenitäten des Aquifers bezüglich seiner Durchlässigkeit bedingt (Kinzelbach, 1987).

Dispersion

Das Bild 1 der folgenden Abbildung 3.1 ist ein vergrößerter Ausschnitt aus der Abbildung 2.3, der Prinzipzeichnung zum heterogenen Grundwasserleiter. Es zeigt die durch Makrodispersion bedingte Verminderung der Stoffkonzentration an den Rändern der Schadstofffahne und mit zunehmender Entfernung von der Schadstoffquelle. Zudem ist die unterschiedliche Ausbreitungsgeschwindigkeit der Schadstofffahne in Abhängigkeit von der Durchlässigkeit des Grundwasserleiters erkennbar.

Dispersion

Die weinroten Pfeile verdeutlichen zusätzlich, dass der höher durchlässige Bereich des Grundwasserleiters (3) von dem belasteten Wasserkörper schneller durchströmt wird als der umliegende, geringer durchlässige Bereich (1).

Betrachtet man einen Ausschnitt des Grundwasserleiters in der Vergrößerung (Abb. 3.1, Bild 2), ist die korngerüstbedingte Dispersion ($< 10^{-2}$ m) erkennbar (Kinzelbach und Rausch, 1995). Die Strömung wird hier durch die Matrix (Korngerüst) umgelenkt.

In weiterer Vergrößerung beeinflussen die variable Porengröße (Abb. 3.1, Bild 3) und die Variabilität der lokalen Geschwindigkeit durch das Geschwindigkeitsprofil innerhalb einer Pore (Abb. 3.1, Bild 4) die Strömung und führen zur Dispersion.

Die Dispersion ist richtungsabhängig, d.h. sie ist in Strömungsrichtung (longitudinale Dispersion) erheblich größer als senkrecht dazu (transversale Dispersion) (NLFb, 2006; Langguth & Voigt, 2004). Häufig werden Verhältnisse von longitudinaler zu transversaler Dispersion von 10:1 beobachtet (Zheng & Bennett, 2002).

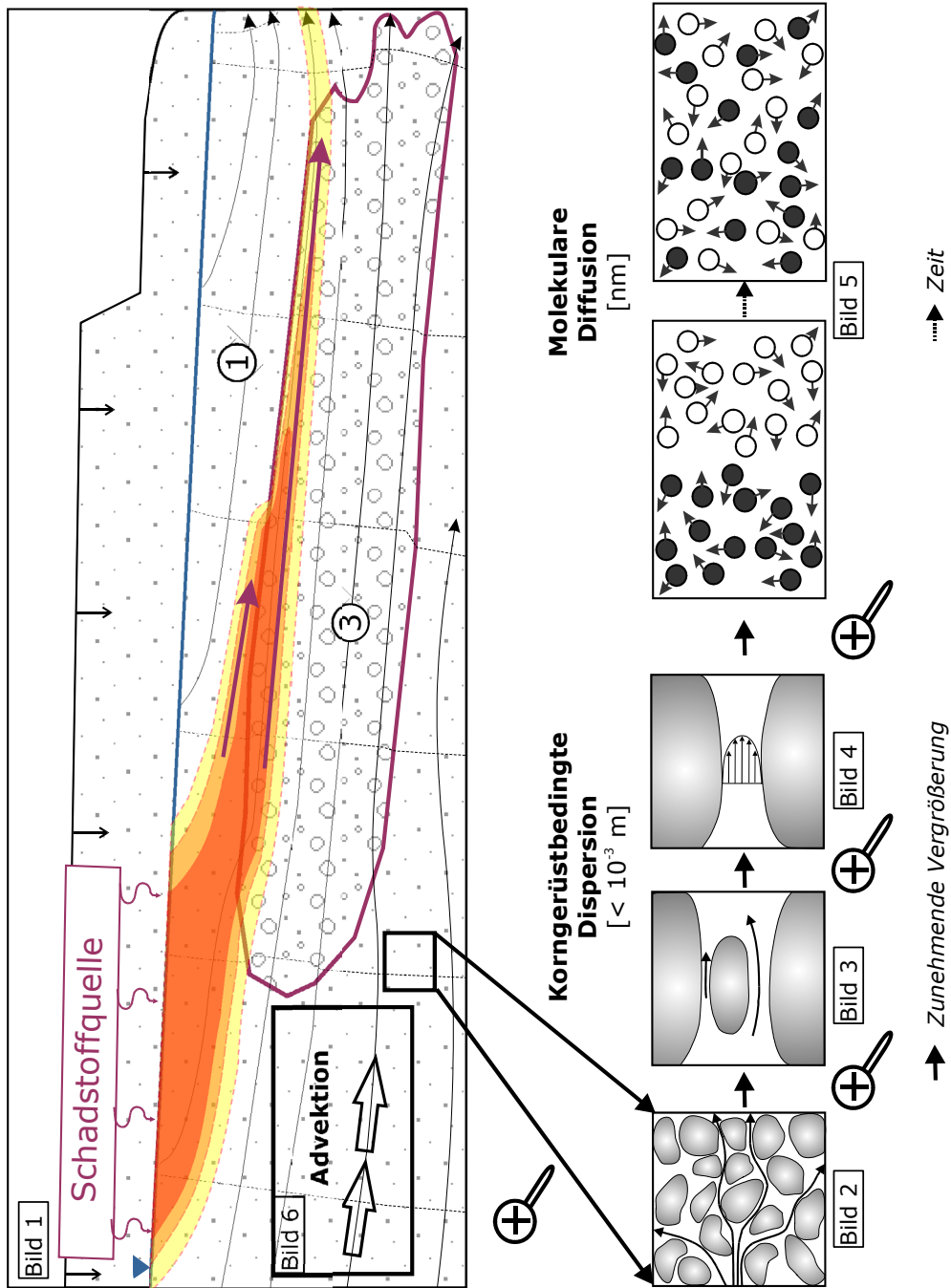
Neben der Dispersion zeigt die Abbildung 3.1 die molekulare Diffusion im Nanometer-Bereich (Bild 5). Die molekulare Diffusion ist die Mischung zweier Stoffe ohne Einwirkung äußerer Kräfte (Müller, 1999) und tritt demnach auch in ruhendem Grundwasser auf. Sie beruht auf der Brown'schen Molekularbewegung (Christen, 1971), welche zu regellosen Bewegungen der Moleküle führt (Langguth & Voigt, 2004). Dies bewirkt einen Ausgleich von Konzentrationsunterschieden und hat, wie die Dispersion, eine Aufweitung der Schadstofffahne zur Folge.

Diffusion

Neben den anderen Prozessen wie Dispersion und Sorption übt sie einen Einfluss auf das Verhalten der Schadstoffe im Grundwasserleiter aus. Bei fehlendem hydraulischem Gradienten einer sehr langsamen Grundwasserströmung ist die Diffusion der einzige Prozess, der zu einer Stoffverlagerung führt. Die Geschwindigkeit von Sorptionsprozessen (siehe Abschnitt 3.1.2.4) hängt auch stark von der molekularen Diffusion der Verbindungen innerhalb feinporöser Gesteinspartikel und Aggregate ab (Grathwohl, P., 1992; Grathwohl, P., Merkel, P., Schüth, C. & Pyka, W., 1995; Rügner, 1998).

Im oberen Bereich der Abbildung 3.1 (Bild 6) ist zudem die Advektion dargestellt. Die Advektion umfasst den Transport der gelösten Schadstoffe mit der Grundwasserströmung, d.h. in Richtung und mit der Geschwindigkeit des fließenden Grundwassers (Kinzelbach, 1987) (siehe auch Abb. 3.7).

Advektion



**Makro-
dispersion,
korngestützte
Dispersion,
Diffusion,
Advektion**

Abb. 3.1: Makrodispersion, korngerüstbedingte Dispersion, Diffusion und Advektion

Die grundlegenden Geschwindigkeitsbegriffe der Wasserbewegung in einem Grundwasserleiter sind die Filter- (v_f), Abstands- (v_a) und Bahngeschwindigkeit (v_b) (Höiting & Coldewey, 2005; DIN 4049-3). Sie sind in der Abbildung 3.2 schematisch in einem gespannten Grundwasserleiter dargestellt, gelten aber ebenso für einen freien Grundwasserleiter.

Wasser- geschwin- digkeiten

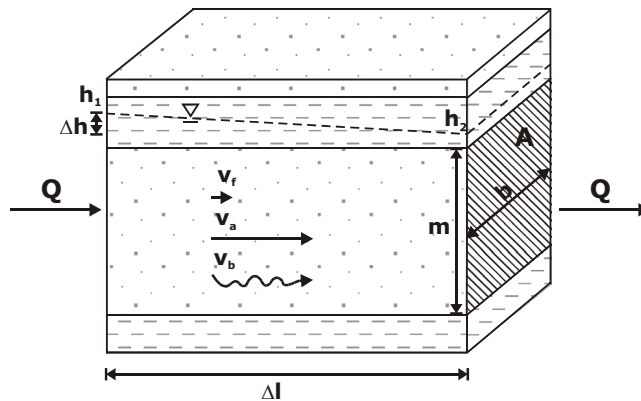


Abb. 3.2: Darstellung von Filter- (v_f), Abstands- (v_a) und Bahngeschwindigkeit (v_b) in einem gespannten Grundwasserleiter (Pfeillänge repräsentiert die Größenverhältnisse)

Die Filtergeschwindigkeit v_f (Darcy-Geschwindigkeit) ist der Quotient aus dem Grundwasserdurchfluss Q , d.h. dem Wasservolumen, das einen bestimmten Grundwasserquerschnitt in der Zeiteinheit durchfließt, und der zugehörigen Fläche A des Grundwasserquerschnittes (DIN 4049-3).

Filter- geschwin- digkeit

Anzumerken ist, dass die Filtergeschwindigkeit zwar die rechnerische Dimension einer Geschwindigkeit besitzt, jedoch eine spezifische Durchflussmenge [$\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{s}$] darstellt. Sie wird daher manchmal auch mit q anstelle von v_f abgekürzt. Bei der Berechnung von v_f wird angenommen, dass der betrachtete Querschnitt A vollständig für den Wasserdurchtritt zur Verfügung steht. Die Filtergeschwindigkeit bzw. spezifische Durchflussmenge wird vor allem bei Fragen des Brunnenbaus/der Wassermengenberechnung benötigt.

Definiert ist die Filtergeschwindigkeit wie folgt:

$$v_f = \frac{Q}{A} = -k_f \cdot I \quad [m/s] \quad (\text{Gl. 3.1})$$

mit: $A = m \cdot b \quad [m^2] \quad (\text{Gl. 3.2})$

$$I = \frac{\Delta h}{\Delta l} = \frac{h_1 - h_2}{\Delta l} \quad \left[\frac{m}{m} \right] \quad (\text{Gl. 3.3})$$

**Filter-
geschwin-
digkeit**

Q: Grundwasservolumen, das einen bestimmten Grundwasserquerschnitt in der Zeiteinheit durchfließt [m^3/s]

A: durchströmte Fläche eines Grundwasserquerschnittes [m^2]

k_f : Durchlässigkeitsbeiwert [m/s]

I: hydraulisches Gefälle (Differenz Δh [m] zwischen den Standrohrspiegelhöhen über die Fließstrecke Δl [m] des Grundwasserleiters; Fließen von hoher zu niedriger Standrohrspiegelhöhe)

m: wassererfüllte Mächtigkeit des Grundwasserleiters [m]

b: betrachtete Breite [m]

Berücksichtigt man demgegenüber, dass im Untergrund zwischen dem Korngerüst des Gesteins nur ein bestimmter durchflusswirksamer Hohlraumanteil n_f für die Wasserbewegung verfügbar ist, so kann man aus der Filtergeschwindigkeit die Abstandsgeschwindigkeit errechnen. Sie ist in guter Näherung:

$$v_a = \frac{v_f}{n_f} \quad [m/s] \quad (\text{Gl. 3.4})$$

v_f : Filtergeschwindigkeit [m/s]

n_f : durchflusswirksamer Hohlraumanteil [-]

**Abstands-
geschwin-
digkeit**

Bei der Berechnung der Abstandsgeschwindigkeit wird ein gerader Weg eines Wasserteilchens zwischen zwei Punkten angenommen.

Der durchflusswirksame Hohlraumanteil n_f (siehe Abb. 3.3) ist der Quotient aus dem Volumen der vom Grundwasser durchfließbaren Hohlräume des Gesteinskörpers und dessen Gesamtvolumen (DIN 4049-3).

Durchflusswirksamer Hohlraumanteil

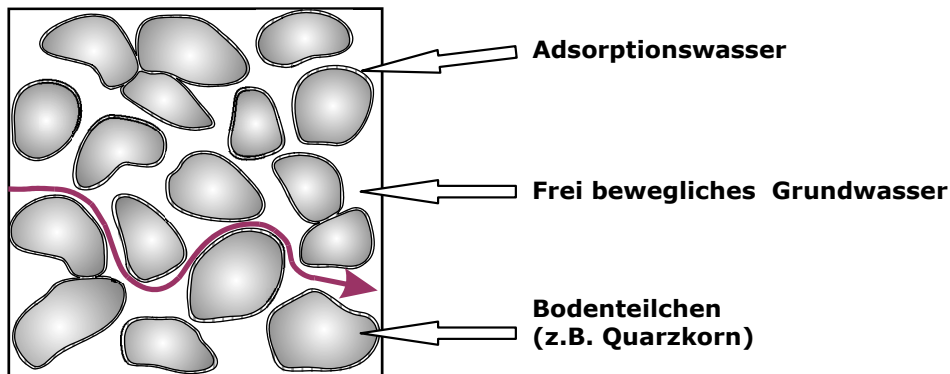


Abb. 3.3: Weg eines Wasserteilchens durch den durchflusswirksamen Hohlraumanteil n_f

Da im Zusammenhang mit der Schadstoffausbreitung im Untergrund die Abstandsgeschwindigkeit die wichtigste Größe ist, bietet die folgende Tabelle 3.2 eine Übersicht über die Größenordnung der Abstandsgeschwindigkeit bei unterschiedlichen Bodenarten und den entsprechenden Durchlässigkeitsbeiwerten k_f .

Übersicht Abstandsgeschwindigkeit

Den Berechnungen zugrunde liegen der in der Arbeitshilfe bei allen Prinzipzeichnungen verwendete hydraulische Gradient von 3 ‰ und der für die angeführten Bodenarten typische n_f -Wert von 0,2.

Zusätzlich wird für die jeweilige Bodenart die mittlere Abstandsgeschwindigkeit [m/a] bei typischem hydraulischem Gefälle angegeben. So wird bei Feinsand und Feinkies zunächst ebenfalls mit einem hydraulischen Gradienten von 3 ‰ gerechnet und anschließend mit den in der Praxis realistischeren hydraulischen Gradienten von 5 ‰ bzw. 1 ‰. Besonders beim Feinkies zeigt sich hier ein deutlicher Unterschied zwischen der anfangs berechneten Abstandsgeschwindigkeit bei einheitlichem hydraulischem Gefälle (2365,20 m/a) und der Abstandsgeschwindigkeit bei dem hydraulischen Gradienten von 1 ‰ (788,40 m/a), der bei dieser Bodenart häufig auftritt.

Tab. 3.2: Beispiele zur Abstandsgeschwindigkeit bei verschiedenen Lockergesteinen (Annahmen: $l = 3 \text{ ‰}$, $n_f \approx 0,2$)
 k_f =Durchlässigkeitsbeiwert
 v_a =Abstandsgeschwindigkeit
 l =hydraulisches Gefälle
 n_f =durchflusswirksamer Hohlraumanteil

**Tabelle
Abstands-
geschwin-
digkeit**

Bezeichnung der Bodenart	Feinsand	Mittelsand	Grobsand	Feinkies
Korngröße [mm]	>0,06 - 0,2	>0,2 - 0,6	>0,6 - 2,0	>2,0 - 6,3
k_f -Werte [m/s] min – max	$10^{-6} - 10^{-4}$	$10^{-4} - 10^{-3}$	ca. 10^{-3}	$10^{-3} - 10^{-2}$
v_a [m/s] bei l von 0,003	$1,5 \cdot 10^{-8}$ – $1,5 \cdot 10^{-6}$	$1,5 \cdot 10^{-6}$ – $1,5 \cdot 10^{-5}$	$1,5 \cdot 10^{-5}$	$1,5 \cdot 10^{-5}$ – $1,5 \cdot 10^{-4}$
v_a [m/a] bei l von 0,003	0,47 - 47,30	47,30 - 473,04	473,04	473,04 - 4730,40
v_a - Mittel [m/a] bei l von 0,003	4,73	236,52	473,04	2365,20
Häufig auftretendes l	0,005	0,003	0,003	0,001
v_a - Mittel [m/a] bei häufig auftretendem l	7,88	236,52	473,04	788,40

Da sich in der Realität die Wasserteilchen auf gekrümmten Bahnen durch einen Porengrundwasserleiter bewegen (siehe Abb. 3.3), kann aus der Abstandsgeschwindigkeit über die folgende Formel die Bahngeschwindigkeit v_b abschätzend berechnet werden:

**Bahn-
geschwin-
digkeit**

$$v_b \approx v_a \cdot \frac{\pi}{2} \quad [m/s] \quad (\text{Gl. 3.5})$$

Hierbei hat die Form der zu umfließenden Bodenmatrix (unter Annahme der Körner als Kugeln - nach Kozeny, 1953 u.a., z.B. in Langguth & Voigt, 2004) einen hohen Einfluss auf die Fließstrecke (Abb. 3.1 und 3.3).

Für die meisten Fragestellungen wird die Bahngeschwindigkeit nicht berücksichtigt, sie spielt jedoch bei baustatischen Fragen eine Rolle.

Neben diesen hydrodynamischen Prozessen beeinflussen und steuern hydrogeochemische Prozesse die Ausbreitung gelöster Stoffe im Grundwasserleiter.

Im Folgenden wird zunächst auf grundlegende hydrogeochemische Prozesse und Reaktionen eingegangen und anschließend auf die Charakteristika der einzelnen Schadstoffe und Schadstoffgruppen und ihr Verhalten in Porengrundwasserleitern.

3.1.2 Hydrogeochemische und mikrobiell gesteuerte Prozesse sowie Stoffübergänge

Hydrogeochemisch und mikrobiell gesteuerte Prozesse sowie Stoffübergangsprozesse sind:

1. Lösungs- und Fällungsreaktionen
2. Lösung aus eigener Phase
3. Redoxreaktion und mikrobiell katalysierter Abbau
4. Sorption und Kationenaustausch

Hydrogeochemische und mikrobielle Prozesse

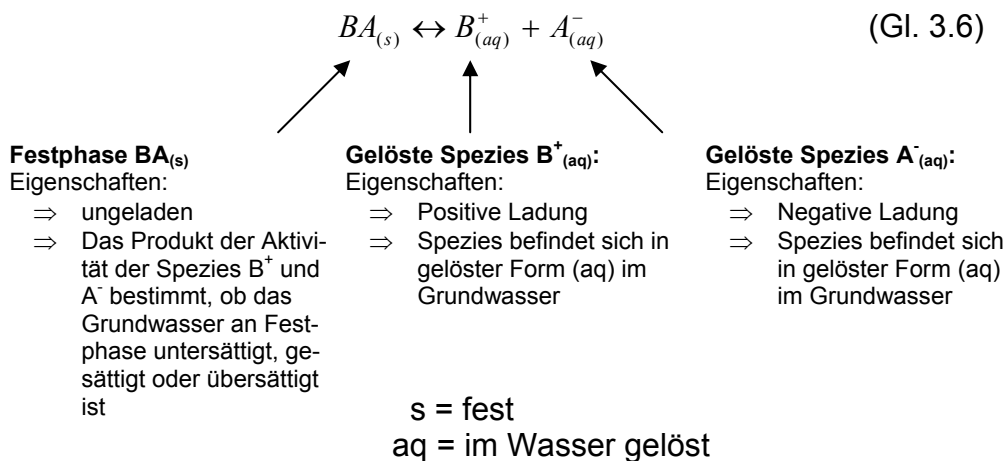
Im Rahmen dieses Abschnitts werden Grundlagen sowie Beispiele zu diesen Prozessen vorgestellt (siehe auch Schöttler, 1997).

3.1.2.1 Lösungs- und Fällungsreaktionen

In der gesättigten Zone liegt eine Wechselbeziehung zwischen Feststoffphase und Grundwasser vor, die zu Lösungs- und Fällungsprozessen führt.

Lösung und Fällung

Dies kann durch folgende Reaktionsgleichung (Gl. 3.6) beschrieben werden:



Zur Veranschaulichung zeigt die folgende Abbildung 3.4 schematisch das Auftreten eines Stoffes als Festphase sowie die damit im Reaktionsaustausch stehenden gelösten freien Spezies.

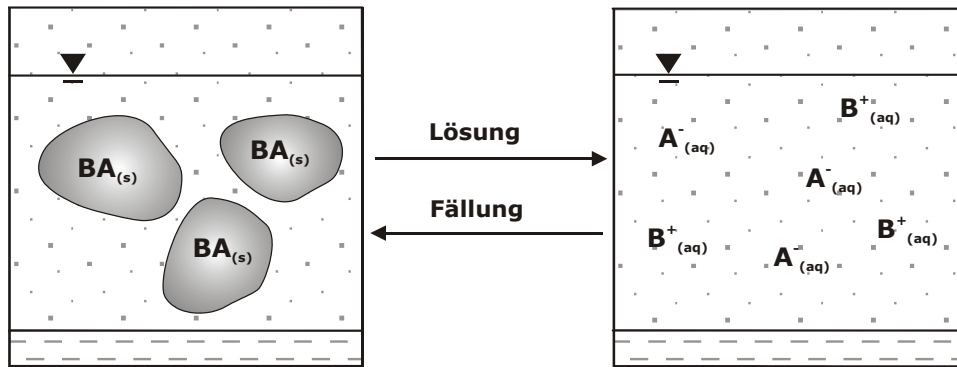


Abb. 3.4: Schematische Darstellung von Lösungs- und Fällungsreaktionen in einem Grundwasserleiter

Im Vergleich des Ionenaktivitätsproduktes ($[B^+][A^-]$) mit dem Löslichkeitsprodukt K_L ist entsprechend der Tabelle 3.3 zu erkennen, ob eine Lösung an der betreffenden Mineralphase untersättigt, gesättigt oder übersättigt ist.

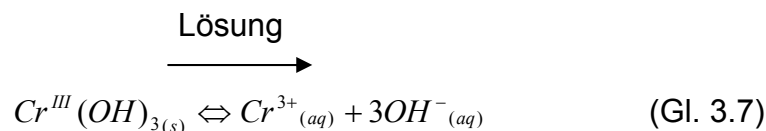
Löslichkeitsprodukt

Tab. 3.3: Vergleich von Löslichkeitskonstante (K_L) und Ionenaktivitätsprodukt ($[B^+][A^-]$), der zeigt, ob eine Lösung in Bezug auf die Mineralphase $BA_{(s)}$ untersättigt, gesättigt oder übersättigt ist

$K_L > [B^+][A^-]$	Die Lösung ist untersättigt, d.h. die gesamte Menge von $BA_{(s)}$ ist ohne Beachtung von zeitlichen und räumlichen Effekten gelöst
$K_L = [B^+][A^-]$	Die Lösung ist gesättigt, d.h. jede Zugabe von B^+ oder A^- führt ohne Beachtung kinetischer Effekte zur Ausfällung
$K_L < [B^+][A^-]$	Lösung ist übersättigt, BA fällt ohne Beachtung kinetischer Effekte solange aus bis $K_L = [B^+][A^-]$

Im Folgenden (Gl. 3.7) ist als ein typisches Beispiel aus dem Altlastenbereich die Lösung und Fällung von Chrom(III)-Hydroxid aufgeführt.

Beispiel Lösung/Fällung



s = fest
aq = im Wasser gelöst

3.1.2.2 Stoffübergänge: Lösung aus eigener Phase

Viele organische Flüssigkeiten mit relativ geringer Wasserlöslichkeit bilden neben der Flüssigkeit Grundwasser eine eigene flüssige Phase im Grundwasserleiter. Die Lösung aus einer eigenen Phase, die an den Rändern dieser Phase stattfindet, wird hier am Beispiel des organischen Schadstoffs Toluol ($C_7H_8(l)$) beschrieben.

Lösung aus eigener Phase

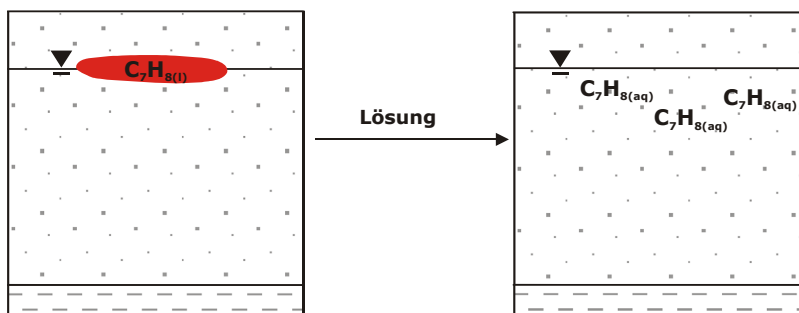
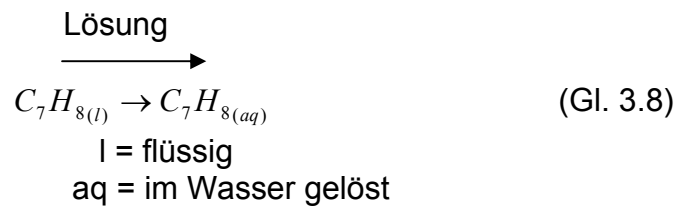
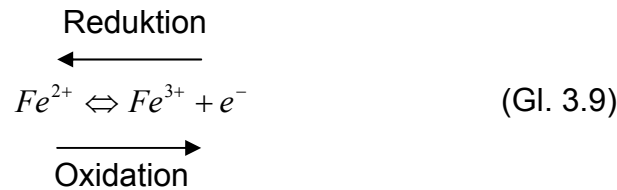


Abb. 3.5: Schematische Darstellung der Lösung aus eigener Phase in das Grundwasser am Beispiel des Toluols (C_7H_8)

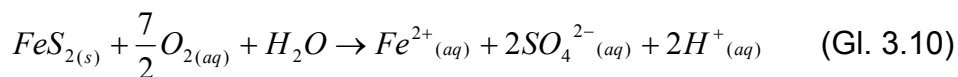
3.1.2.3 Redoxreaktionen und mikrobiell katalysierter Abbau

Mit der folgenden Gleichung 3.9, einer Redoxhalbreaktion, können in Grundwasserleitern ablaufende Reduktions- und Oxidationsvorgänge (Redoxreaktionen) grundlegend beschrieben werden:

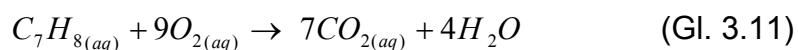
Redoxreaktionen und Abbau



Da keine freien Elektronen im Grundwasser existieren, sind Oxidationshalbreaktionen und Reduktionshalbreaktionen gekoppelt und laufen, wie nachfolgende Gleichungen 3.10 und 3.11 zeigen, gemeinsam ab. Die Gleichung 3.10 zeigt die Wirkung eines Sauerstoffkontaktes bei sulfidhaltigem Gestein, wie sie z.B. bei der Braunkohlegewinnung im Rheinischen Braunkohlerevier auftritt (Wisotzky, 2003). Der Pyrit reagiert unter Anwesenheit von Wasser mit dem Sauerstoff und als Reaktionsprodukte treten gelöstes Eisen, Sulfat und Säure in Form von Wasserstoffionen in Erscheinung.



Neben Redoxreaktionen anorganischer Stoffe spielen Redoxreaktionen unter Beteiligung von organischen Substanzen (Gl. 3.11 und Tabelle 3.4) eine große Rolle in Grundwasserleitern. Durch die Oxidation organischer Stoffe (hier: Toluol) in Kontakt mit Sauerstoff entstehen, wie die folgende Gleichung 3.11 zeigt, bei vollständigem Abbau die Abbauprodukte Kohlendioxid (Kohlendioxidspezies) und Wasser.



Die Anwesenheit von Oxidationsmitteln und die katalysierende Tätigkeit von Mikroorganismen sind Voraussetzungen für den Abbau organischer (Schad-)Stoffe (siehe z.B. Obst & Seibel, 1997). Der mikrobiell stimulierte Schadstoffabbau bewirkt im Gegensatz zu Dispersion und Sorption (siehe folgenden Abschnitt 3.1.2.4) eine Entfernung der Schadstoffe auf der Fließstrecke (Wiedemeier et al., 1999). Voraussetzung für den mikrobiellen Abbau ist das Vorliegen der Schadstoffe in Lösung, da sie in zusammenhängender Phase nicht abbaubar sind (Stupp & Paus, 1999).

Die folgenden Reaktionsgleichungen in Tabelle 3.4 zeigen, am Beispiel des Benzols und des Naphthalins, mikrobiell stimulierte Abbaureaktionen. Die Reihenfolge beruht auf der abnehmenden Energieausbeute - vom Sauerstoff (O_2) hin zum Sulfat (SO_4^{2-}) - bei den Redoxreaktionen.

Findet Schadstoffabbau statt, ist eine Erhöhung der Konzentration der Abbauprodukte (CO₂-gesamt, Mn²⁺, N₂, Fe²⁺, S²⁻, CH₄) bei Vorliegen der jeweiligen Reaktionen neben der Verringerung der Schadstoffkonzentrationen erkennbar (siehe Tab. 3.4) (Wisotzky et al., 2005).

Bei einigen Schadstoffen, insbesondere den chlorierten Kohlenwasserstoffen (CKW) und polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK), sind die beim Abbau entstehenden Metabolite z.T. toxischer als der Ausgangsstoff (Obst & Seibel, 1997).

Tab. 3.4: Mögliche BTEX- und PAK- Abbaureaktionen mit gelösten und feststoffgebundenen Oxidationsmitteln bzw. CH₄-Fermentation am Beispiel des Benzols (C₆H₆) als BTEX-Vertreter und des Naphthalins (C₁₀H₈) als PAK-Vertreter (Wisotzky et al, 2005)

O ₂ - Reduktion	7,5 O ₂ + C ₆ H ₆ → 6 CO ₂ + 3 H ₂ O 12 O ₂ + C ₁₀ H ₈ → 10 CO ₂ + 4 H ₂ O	O ₂ -Reduktion
Mn(IV) - Reduktion	15 MnO ₂ (s) + C ₆ H ₆ + 30 H ⁺ → 6 CO ₂ + 18 H ₂ O + 15 Mn ²⁺ 24 MnO ₂ (s) + C ₁₀ H ₈ + 48 H ⁺ → 10 CO ₂ + 28 H ₂ O + 24 Mn ²⁺	Mn(IV)- Reduktion
NO ₃ ⁻ - Abbau	6 NO ₃ ⁻ + C ₆ H ₆ + 6 H ⁺ → 6 CO ₂ + 6 H ₂ O + 3 N ₂ 9,6 NO ₃ ⁻ + C ₁₀ H ₈ + 9,6 H ⁺ → 10 CO ₂ + 8,8 H ₂ O + 4,8 N ₂	NO ₃ ⁻ - Reduktion
Fe(III) - Reduktion	30 Fe(OH) ₃ (s) + C ₆ H ₆ + 60 H ⁺ → 6 CO ₂ + 78 H ₂ O + 30 Fe ²⁺ 48 Fe(OH) ₃ (s) + C ₁₀ H ₈ + 96 H ⁺ → 10 CO ₂ + 124 H ₂ O + 48 Fe ²⁺	Fe(III)- Reduktion
SO ₄ ²⁻ - Reduktion	3,75 SO ₄ ²⁻ + C ₆ H ₆ → 6 CO ₂ + 3 H ₂ O + 3,75 S ²⁻ 6 SO ₄ ²⁻ + C ₁₀ H ₈ → 10 CO ₂ + 4 H ₂ O + 6 S ²⁻	SO ₄ ²⁻ - Reduktion
CH ₄ - Fermentation	4,5 H ₂ O + C ₆ H ₆ → 2,25 CO ₂ + 3,75 CH ₄ 8 H ₂ O + C ₁₀ H ₈ → 4 CO ₂ + 6 CH ₄	CH ₄ ⁻ Fermentation

3.1.2.4 Sorption und Kationenaustausch

Die im Grundwasser gelösten Schadstoffe können in ihrer Ausbreitung im Grundwasserleiter nicht nur aufgrund des mikrobiell stimulierten Abbaus, sondern ebenfalls durch Sorptions- und/oder Kationenaustauschprozesse zurückgehalten werden.

Sorption ist die Anlagerung von Atomen, Molekülen und Ionen, hier den gelösten Schadstoffen, an der Feststoffmatrix durch chemische und physikalische Kräfte. Das Auftreten von Sorptionsprozessen ist abhängig von der Beschaffenheit der sorbierenden Festphase, dem Sorbenten, und den aufzunehmenden Stoffen, den Sorbaten (Hintermaier-Erhard & Zech, 1997).

Die Sorptionsneigung der Sorbate bzw. die Adsorbierbarkeit eines Stoffes kann aus dem Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizienten K_{OW} oder logK_{OW} zwischen Oktanol und Wasser abgeleitet werden (Appelo & Postma, 1994; Wiedemeier et al., 1999).

**Sorption
und Kat-
ionenaus-
tausch**

Sorption

Dieser steht in folgender, mittlerer Beziehung (Gleichung 3.12) zur Wasserlöslichkeit einer Substanz und ist groß bei hydrophoben (wasserabstoßenden) und klein bei hydrophilen (wasserliebenden) Substanzen.

K_{ow}

$$\log K_{ow} = -0,862 \cdot \log C_w + 0,710 \quad (\text{Gl. 3.12})$$

mit C_w = Wasserlöslichkeit [mol/l]

In den Tabellen 3.6 und 3.7 sind u.a. die K_{ow} -Werte ausgewählter Schadstoffe aufgelistet.

Unterschieden wird zwischen der Adsorption, der Absorption und der Desorption (siehe Abb. 3.6). Adsorption ist die Anlagerung von Stoffen an die Oberfläche von Feststoffen. Insbesondere Humus, Tonminerale, Oxide oder auch Rußpartikel (Bucheli & Gustafsson, 2000) haben eine hohe spezifisch und elektrisch geladene Oberfläche zur Anlagerung. Absorption hingegen ist die Aufnahme von Gasen und Flüssigkeiten sowie ggf. darin gelöster Stoffe durch Feststoffe oder Flüssigkeiten. Desorption ist Ablösung adsorbierter Stoffe vom Sorbenten (Hintermaier-Erhard & Zech, 1997).

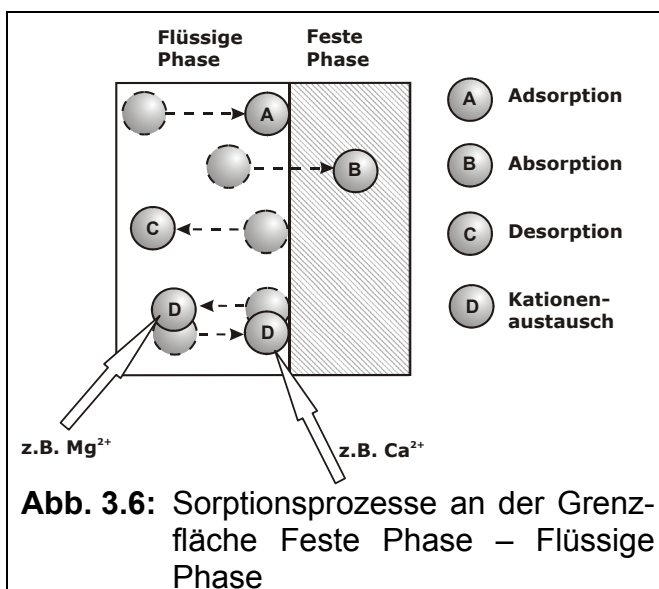
Adsorption

Absorption

Desorption

Kationenaustausch führt zu einem dynamischen Gleichgewicht zwischen den Kationen der Bodenlösung/des Grundwassers und dem Kationenbelag der häufig negativ geladenen Bodenteilchen (Tonminerale, Humus, Eisenoxide, Aluminiumoxide). Der Austausch von Kationen an der Grenzfläche feste Phase - flüssige Phase erfolgt daher in äquivalenten Mengen (Hintermaier-Erhard & Zech, 1997).

Kationenaustausch



Die nebenstehende Abbildung 3.6 zeigt schematisch die Prozesse Adsorption, Absorption, Desorption und Kationenaustausch an der Grenzfläche von flüssiger und fester Phase. Da diese Prozesse in der Praxis jedoch nur schwer voneinander zu unterscheiden sind, wird im Rahmen der Beschreibung der Schadstoffausbreitung lediglich der Begriff Sorption weiterverwendet.

Die Sorption von gelösten Schadstoffen an der Bodenmatrix ist neben anderen Faktoren wesentlich für den Rückhalt der Schadstoffe im Grundwasserleiter verantwortlich. Das Ausmaß hängt dabei von den Eigenschaften des Schadstoffs selbst und den Substrateigenschaften des Grundwasserleitermaterials ab.

Die Auswirkungen der Advektion, Dispersion, Sorption und des Abbaus auf den Transport gelöster Schadstoffe zeigt schematisch die folgende Abbildung 3.7.

Zunächst ist die Anfangsverteilung der Schadstoffkonzentration (Bild 1) zum Zeitpunkt t_0 dargestellt. Durch rein advektiven Transport (Bild 2) ist die Schadstoffkonzentration zum späteren Zeitpunkt t_1 gleich der des Ausgangszeitpunktes t_0 . Das belastete Wasservolumen ist auf der Fließstrecke weiter transportiert worden.

Aufgrund des Einflusses der Dispersion (Bild 3) hat sich die maximale Schadstoffkonzentration zum Zeitpunkt t_1 gegenüber der Ausgangskonzentration verringert, und gleichzeitig ist eine Vergrößerung des belasteten Wasservolumens zu beobachten.

Die Sorption (Bild 4) bewirkt zudem eine Rückhaltung der gelösten Schadstoffe auf der Fließstrecke sowie eine zusätzliche Verringerung (Retardierung/Retardation) der Schadstoffkonzentration.

Der mikrobiell stimulierte Abbau (Bild 5) führt zu einer weiteren, deutlichen Erniedrigung der Schadstoffkonzentration.

Einfluss von Advektion, Dispersion, Sorption und Abbau auf den Transport gelöster Schadstoffe

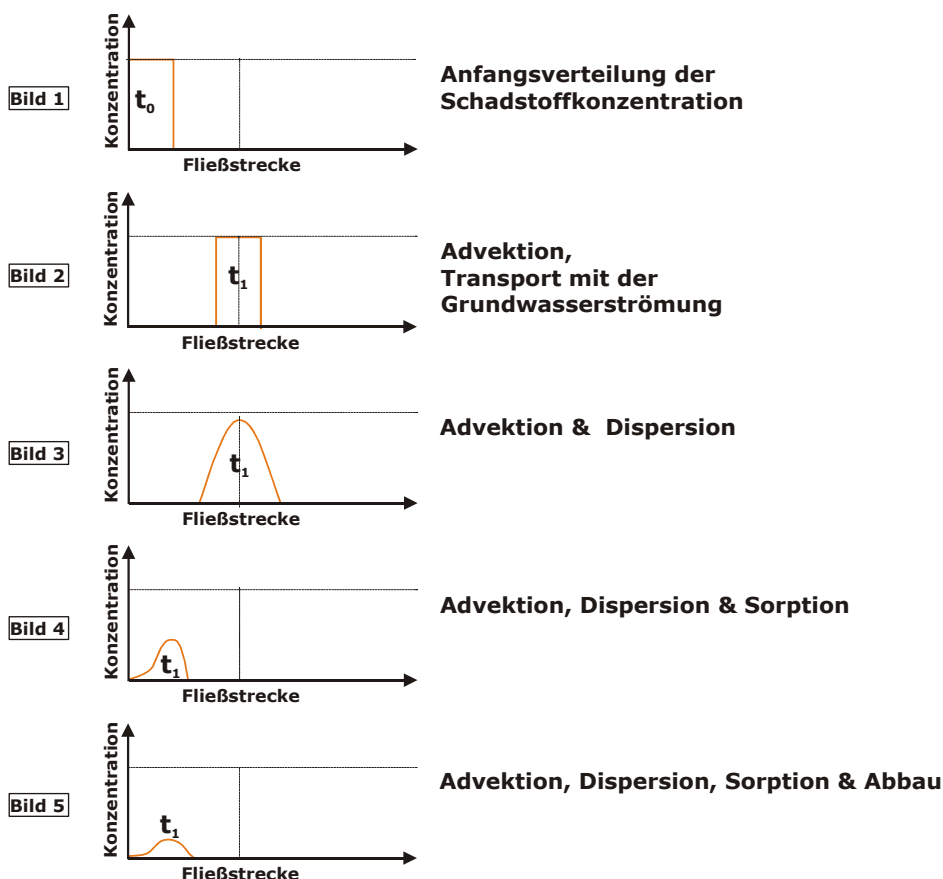


Abb. 3.7: Schematische Darstellung des Einflusses der Advektion, Dispersion, Sorption und des Abbaus auf den Transport gelöster Schadstoffe entlang einer Fließstrecke im Grundwasserleiter (verändert nach Kinzelbach, 1985)

3.2 Stoffklassen

In dieser Arbeitshilfe werden die bei Altlasten häufig im Grundwasser auftretenden Schadstoffe exemplarisch beschrieben. Dies sind vor allem die monozyklischen (BTEX), polyzyklischen (PAK), chlorierten (CKW) und Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW) sowie anorganische Verbindungen wie z.B. Schwermetalle.

Stoffklassen

Eingeteilt werden die Schadstoffe in dieser Arbeitshilfe in drei Stoffklassen hinsichtlich ihres Lösungsverhaltens im Grundwasser. Demnach wird unterschieden in Stoffe, die sich vollständig lösen (Stoffklasse „Vollständige Lösung“) sowie in Stoffe, die eine eigene Phase („Leichtphase - LNAPL (light non-aqueous phase liquids)“ oder „Schwerphase - DNAPL (dense non-aqueous phase liquids)“) bilden können und eine unvollständige Lösung aufweisen.

Einteilung

In den folgenden Abschnitten dieses Kapitels sind Charakteristiken der Schadstoffklassen aufgeführt. Ausführlichere Beschreibungen sind in der weiterführenden Literatur (z.B. LfU Baden-Württemberg, 1995) zu finden.

Die folgende Tabelle 3.5 bietet einen Überblick über die Einstufung in die gewählten Schadstoffklassen in der Arbeitshilfe, die auf dem Lösungsverhalten der einzelnen Schadstoffe beruht, sowie über deren weitere Unterteilung.

Tab. 3.5: Gliederung der Schadstoffe in der Arbeitshilfe in Stoffklassen hinsichtlich ihres Lösungsverhaltens

	Löslichkeit	Dichteeffekt	Beispielsubstanzen
Keine eigene Phase	Vollständige Lösung (bei sehr hoher Wasserlöslichkeit oder geringen Stoffmengen)	Ohne Dichteeffekt (keine Veränderung der Strömungssituation durch Dichteeffekte angenommen)	Anorg. Verbindungen (Salze*, Cyanide, Schwermetalle wie z.B. Chrom), Alkohole, MKW*, CKW*, PBSM*
Eigene Phase	Geringe, unvollständige Lösung	Leichtphasen, LNAPL	BTEX, MKW
		Schwerphasen, DNAPL	PAK, CKW

* bei geringen Eintragskonzentrationen

Übersichtstabelle Stoffklassen

3.2.1 Stoffklasse: vollständige Lösung

In der Stoffklasse „vollständige Lösung“ werden Stoffe ohne Dichteeffekt betrachtet, d.h. Stoffe, deren vollständige Lösung praktisch nicht zu einer Dichteveränderung des Wassers führt. Dies beruht auf einer hohen Wasserlöslichkeit oder einer geringen Menge des eingetragenen Stoffes. Beispiele hierfür sind Alkohole (Beispiel: Ethanol) oder Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel/Pestizide (PBSM) bei geringer Eintragskonzentration (Tab. 3.5).

**Stoffklasse
„vollständige
Lösung“**

Im Gegensatz zu ihnen führen Salze (NaCl, KCl) bei hohen gelösten Konzentrationen zu Dichteeffekten, indem sie die Dichte des von ihnen belasteten Wasservolumens deutlich erhöhen („Dichteströmung“). Bei den Darstellungen zur Schadstoffausbreitung wird ausschließlich auf die Stoffklasse ohne Dichteeffekt im Grundwasser eingegangen.

3.2.2 Stoffklasse: Flüssigkeiten mit geringer Löslichkeit und Bildung einer eigenen Phase (Leicht- und Schwerphasen)

Die Stoffklasse „Flüssigkeiten mit geringer Löslichkeit“ beinhaltet die Fälle, die i.d.R. durch das Vorhandensein einer eigenen Phase gekennzeichnet sind. Von dieser Phase gehen im Gegensatz zur 1. Stoffklasse vergleichbar geringe gelöste Schadstoffkonzentrationen in das Grundwasser über.

**Stoffklasse
„Flüssigkeiten mit geringer Löslichkeit“**

Bei den Stoffen, die eine eigene Phase bilden, wird in die Stoffklassen Leichtphasen - LNAPL und Schwerphasen - DNAPL unterschieden.

3.2.2.1 Leichtphasen - LNAPL

Zu den Leichtphasen, den LNAPL (light non-aqueous phase liquids), zählen die BTEX (Benzol, Toluol, Ethylbenzol, Toluol) und die MKW (Mineralölkohlenwasserstoffe) (siehe z.B. Obst & Seibel, 1997).

Nicht wässrige Leichtflüssigkeiten, LNAPL, sind organische Verbindungen mit geringer Wasserlöslichkeit und einer im Vergleich zu Wasser geringeren Dichte (nach ISO 6107-2, 2006).

**Leichtphasen –
LNAPL**

BTEX sind Kohlenwasserstoffe mit einem aromatischen Ringsystem. Im Gegensatz zu den PAK sind die BTEX meist biologisch gut abbaubar (siehe z.B. Wisotzky et al., 2005).

BTEX

BTEX fungieren bei der PAK-Migration als Lösungsvermittler für an der Aquifermatrix sorbierte PAK (Schmitt et al., 1998), und ihre Konzentrationshöhe beeinflusst die Löslichkeit der PAK in einem Teer-Wassergemisch (Verschueren & Visschers, 1988). So ist davon auszugehen, dass mit zunehmenden BTEX-Konzentrationen die Löslichkeit der PAK steigt.

Tab. 3.6: Eigenschaften von ausgesuchten BTEX (Beispiele) (Wasserwirtschaftsamt Landshut, 2006; Wisotzky & Bender, 2005)

Monoaromatische Kohlenwasserstoffe (BTEX)					
Schadstoff	Chem. Formel	Molekulargewicht [g/mol]	Wasserlöslichkeit (bei 25°C) [mg/l]	log KOW	Dichte (bei 20°C) [g/cm³]
Benzol	C ₆ H ₆	78,1	1780	2,13	0,88
Toluol	C ₇ H ₈	92,1	520	2,69	0,87
Xylol	C ₈ H ₁₀	106,2	175-198	3,09	0,88
Ethylbenzol	C ₈ H ₁₀	106,2	170	3,15	0,87

Eigenschaften BTEX

Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW) sind ein Gemisch aus chemisch ähnlichen aliphatischen und cycloaliphatischen Kohlenwasserstoffen (Bartetzko et al., 1999). Sie sind Verarbeitungsprodukte des Rohöls und unterscheiden sich bezüglich ihrer Flüchtigkeit, Löslichkeit, Mobilität und Abbaubarkeit erheblich voneinander. Zu ihnen zählen Ottokraftstoffe, Mitteldestillate (leichtes Heizöl und Diesel), schweres Heizöl und Weiterverarbeitungsprodukte (Obst & Seibel, 1997). Die leichtflüchtigen MKW sind sehr mobil und mikrobiell gut abbaubar, wohingegen die schwerflüchtigen MKW eine geringe Wasserlöslichkeit und Abbaubarkeit aufweisen (Bartetzko et al., 1999).

MKW

Schadensfälle mit MKW haben sehr großen Anteil an Unfällen mit wassergefährdenden Stoffen. MKW sind i.d.R. gut biologisch abbaubar, doch es können, wie bei den anderen organischen Kohlenstoffverbindungen, Schädigungen der abbauenden Mikroorganismen auftreten (Obst & Seibel, 1997).

Aufgrund ihrer gegenüber Wasser geringeren Dichte schwimmen die MKW auf dem Grundwasser bzw. dem geschlossenen Kapillarsaum auf und werden in feinkörnigem, organikhaltigem Material gut sorbiert (Bartetzko et al., 1999).

3.2.2.2 Schwerphasen - DNAPL

Zu den Schwerphasen, den DNAPL (dense non-aqueous phase liquids), zählen die PAK (polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe) und die meisten CKW (chlorierte Kohlenwasserstoffe) (siehe z.B. auch Obst & Seibel, 1997).

Schwere, nicht wässrige Flüssigphasen, DNAPL, sind organische Verbindungen mit einer geringen Wasserlöslichkeit und einer höheren Dichte als Wasser (nach ISO 6107-2, 2006).

Um in die gesättigte Zone zu gelangen, müssen die Schwerphasen den kapillaren Eintrittswiderstand des gesättigten Lockergesteins überwinden. Der kapillare Eintrittswiderstand ist bei feinkörnigen Gesteinen höher als bei grobkörnigen und führt zunächst zu einem Aufstau der Phase auf der gesättigten Zone. Beispielsweise ist bei Mittelsanden (k_f -Wert: 10^{-3} - 10^{-4} [m/s] nach Hölting & Coldewey, 2005) eine Aufstauhöhe der Schwerphase von ca. 0,1 m nötig, damit es zum Eindringen in die gesättigte Zone kommt.

Aufgrund des kapillaren Eintrittswiderstandes dringen die Schwerphasen daher in größere Porenkanäle und Makroporen ein und zeigen die Tendenz, feinkörnige Bereiche des Grundwasserleiters zu umfließen. Daher kann es auf geneigten, feinkörnigen Bereichen durch die Schwerkraft auch zu einer Fließbewegung entgegen der Grundwasserfließrichtung kommen (Stupp, 2001) (Abb. 4.7).

Bei den zu den Schwerphasen zählenden Polyzyklischen Aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) handelt es sich um eine Vielzahl von Einzelverbindungen mit mehreren kondensierten Benzolringen (Kästner, 2001) und Alkyl-Seitenketten (Obst & Seibel, 1997). Die PAK, die Stickstoff-, Schwefel- oder Sauerstoffatome enthalten, werden als heterozyklische PAK bezeichnet (Sims & Overcash, 1983). Einige PAK sind karzinogen, besitzen mutagene Eigenschaften (Wislocki & Lu, 1998) oder können die Wirkung karzinogener Stoffe verstärken (Obst & Seibel, 1997). Sie weisen mit zunehmender Anzahl an kondensierten Ringen (mindestens zwei kondensierte Benzolringe) eine abnehmende Wasserlöslichkeit und zunehmende Retardation/Retardierung auf. Die stark zur Sorption neigenden PAK werden besonders stark an Tonmineralien und organischer Substanz sorbiert (Stupp & Püttmann, 2001).

Häufig analysierte PAK sind in der United States-Environmental Protection Agency (US-EPA)-Liste aufgeführt (PAK_{EPA}). Dies sind: Naphthalin, Acenaphthylen, Acenaphthen, Fluoren, Phenanthren, Anthracen, Fluoranthen, Pyren, Benzo(a)anthracen, Chrysen, Benzo(b)fluoranthen, Benzo(k)fluoranthen, Benzo(a)pyren, Dibenzo(a,h)anthracen, Benzo(g,h,i)perylen und Indeno(1,2,3-cd)pyren (Obst & Seibel, 1997).

Nach der Überwindung des Eintrittskapillarwiderstandes dringen die PAK-Phasen in die gesättigte Zone ein und Grundwasser, das den Phasenkörper anströmt, löst bevorzugt die besser löslichen Verbindungen (Lösung aus eigener Phase), die daraufhin im Abstrom dominiert auftreten.

**Schwerphasen –
DNAPL**

PAK

Die geringkernigen PAK Naphthalin (zwei-kernig) und Acenaphthen (drei-kernig) (siehe auch Tab. 3.7) befinden sich daher in der Praxis häufig in der Spitze der Fahne und die mehr als dreikernigen PAK im Bereich des Schadensherdes (Stupp & Püttmann, 2001).

Um mikrobiell abgebaut werden zu können, müssen die PAK in gelöster Form vorliegen (Obst & Seibel, 1997). Demnach kann ein biologischer Schadstoffabbau lediglich die gelösten Schadstoffanteile, d.h. die vom Schadensherd ausgehende Schadstofffahne erfassen.

Tab. 3.7: Eigenschaften von ausgesuchten PAK (Beispiele) (Michels, 2001; Wasserwirtschaftsamt Landshut, 2006; Wisotzky & Bender, 2005)

**Eigenschaf-
ten PAK**

Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)					
Schadstoff	Chem. Formel	Molekulargewicht [g/mol]	Wasserlöslichkeit (bei 25°C) [mg/l]	log KOW	Dichte (bei 20°C) [g/cm ³]
Naphthalin	C ₁₀ H ₈	128,18	32,0	3,37	1,15
Acenaphthen	C ₁₂ H ₁₀	154,20	3,47	3,92	1,20
Pyren	C ₁₆ H ₁₀	202,26	0,14	5,18	1,27
Benzo(a)-pyren	C ₂₀ H ₁₂	252,30	0,001	6,04	1,30

Die ebenfalls meist zu den Schwerphasen gehörenden Chlorkohlenwasserstoffe (CKW) bilden im Vergleich zu anderen, hier beschriebenen Schadstoffgruppen oft die längsten Schadstofffahnen aus (Stupp & Paus, 1999, s. auch Tab. 3.10).

CKW

CKW sind kettenförmige Kohlenwasserstoffe, in denen ein oder mehrere Wasserstoffatome durch Chlor ersetzt sind. Unterschieden wird zwischen schwerflüchtigen und leichtflüchtigen (LCKW) Chlorkohlenwasserstoffen.

Zu den schwerflüchtigen CKW zählen Chlorpestizide, wie z.B. DDT und Lindan, polychlorierte Biphenyle (PCB) und polychlorierte Dibenzodioxine und -furane (PCDD/PCDF, Dioxine). Bezüglich der biologischen Abbaubarkeit bereiten sie im Gegensatz zu den LCKW große Probleme, da sie nahezu wasserunlöslich sind, stark sorbiert werden und somit für den mikrobiellen Abbau nicht zugänglich sind (Adam, Glässer & Hölting, 2000).

Die im Altlastenbereich am häufigsten auftretenden leichtflüchtigen Chlorkohlenwasserstoffe (LCKW) sind das Tetrachlorethen (Per, PCE, Perchlorethylen), das Trichlorethen (Tri, TCE), das 1,2-Dichlorethen (1,2-DCE), das Vinylchlorid (VC), das 1,1,1-Trichlorethan und das Dichlormethan.

LCKW

Ein Abbau der hochchlorierten LCKW, wie z.B. des Tetrachlorethens, findet anaerob statt. Der Abbau im anaeroben Milieu ist an das Vorhandensein von gut abbaubarer organischer Substanz gebunden (Co-Substrat), die als Energiequelle für die Mikroorganismen dient. Beim Abbau des Co-Substrats wird Wasserstoff gebildet, der als Elektronendonator dient. Die Chloratome werden stufenweise durch Wasserstoff ersetzt (reduktive Dechlorierung). Die niedriger chlorierten LCKW, d.h. diejenigen LCKW, bei denen bereits einige Chloratome durch Wasserstoffatome ersetzt worden sind, wie z.B. das Chlorethen (= Vinylchlorid), können oxidativ abgebaut werden. Der Abbau der zunehmend niedriger chlorierten LCKW (1,2-DCE, VC, Ethen etc.) findet vor allem aerob statt (Obst & Seibel, 1997).

Die höhere Dichte der meisten CKW führt bei hoher Schadstoffmenge zur Ausbildung einer eigenen Phase und zu einer stark vertikal gerichteten Phasenmigration. Die Fahnenlängsrichtung zeigt (vgl. PAK) ausgeprägte Stoffzonierungen, auf die jedoch in den Ausbreitungszeichnungen nicht eingegangen wird, da, wie bereits erläutert, in dieser Arbeitshilfe die Ausbreitung von Schadstoffklassen und nicht die einzelner Schadstoffe beschrieben wird.

Wie die PAK können auch die CKW an organischen und anorganischen Substanzen sorbiert werden (Stupp, 2002).

Die für die leicht- und schwerflüchtigen chlorierten Verbindungen beschriebenen Eigenschaften lassen sich grundsätzlich auch auf vergleichbare fluorierte oder bromierte bzw. gemischt halogenierte Verbindungen übertragen.

Tab. 3.8: Eigenschaften von ausgesuchten CKW (Beispiele) (Michels et al., 2001; Wasserwirtschaftsamt Landshut, 2006; Wisotzky & Bender, 2005)

**Eigenschaften
CKW**

Chlorierte Kohlenwasserstoffe (CKW)				
Schadstoff	Chem. Formel	Molekulargewicht [g/mol]	Wasserlöslichkeit (bei 25°C) [mg/l]	Dichte (bei 20°C) [g/cm ³]
Tetrachlorethen Per, PCE	Cl ₂ C = CCl ₂	165,8	140	1,62
Trichlorethen Tri, TCE	ClHC = CCl ₂	131,4	1100	1,46
1,2-Dichlorethen cis*-DCE trans*-DCE	ClHC = CHCl HCIC = CHCl	96,9 96,9	5100 6300	1,28 1,26
Chlorethen, Vinylchlorid, VC	H ₂ C = CHCl	62,5	16000	0,91

*cis: beide Substituenten (hier: Chloratome) befinden sich auf derselben Seite des Moleküls

*trans: die Substituenten (hier: Chloratome) liegen sich diagonal gegenüber

Bei allen Stoffklassen ist die Ausbreitung im Grundwasserleiter abhängig von der gelösten Schadstoffmenge sowie, bei den Schwer- und Leichtphasen, von der Menge, Dichte und Viskosität der Phase. Treffen Leicht- und Schwerphasen aufeinander, können auch die Leichtphasen als Teil der Mischphase in größere Tiefen migrieren (Stupp, 2002).

Die folgende Tabelle 3.9 bietet einen Überblick über die verschiedenen Eigenschaften, die die Ausbreitung von Schadstoffen in der gesättigten Zone beeinflussen. Einige der Parameter wurden bereits im vorangegangenen Abschnitt 3.1 erläutert.

Tab. 3.9: Eigenschaften, die die Stoffausbreitung in der gesättigten Zone beeinflussen

Allgem. Eigenschaften	Eigenschaften des Untergrundes	Stoffeigenschaften
<ul style="list-style-type: none"> • Stoffmenge • Belastungszeit • Co-Kontaminanten (Lösungsvermittler) 	<ul style="list-style-type: none"> • Durchlässigkeit • Abstandsgeschwindigkeit • Vertikalströmungen • Dispersionskoeffizient • GW-Chemismus • Sorptionskapazität • Mikroorganismen • Oxidationsmittelangebot • Reduktionsmittelangebot 	<ul style="list-style-type: none"> • Wasserlöslichkeit • Sorbierbarkeit (K_{OW}) • Diffusionskoeffizient • Mikrobiologische Abbaubarkeit

Eigenschaften, die die Schadstoffausbreitung beeinflussen

Aufgrund dieser Parameter variieren das belastete Wasservolumen und die räumliche sowie zeitliche Ausbreitung der jeweiligen Belastungsfahne stark. Die Menge an Wasserinhaltsstoffen, die im Grundwasser vom Schadensherd gelöst wird, und die Zeit bestimmen die Form und Reichweite der Schadstofffahne, die sich in dem Untersuchungsgebiet ausbreitet (Stupp & Paus, 1999). Je nach dem Verhältnis zwischen Schadstofflösungs-/migrationsprozessen und Rückhalteprozessen kann die Fahne als regressiv, stabil oder progressiv bezeichnet werden:

- ⇒ Regressive Fahnen (Schadstofffahne schrumpft im Laufe der Zeit):
d.h. Schadstofflösungs-/migrationsprozesse < Rückhalteprozesse
- ⇒ Stabile Fahnen (Fahnenausdehnung ist annähernd konstant):
d.h. Schadstofflösungs-/migrationsprozesse = Rückhalteprozesse
- ⇒ Progressive Fahnen (Schadstofffahne wächst im Laufe der Zeit):
d.h. Schadstofflösungs-/migrationsprozesse > Rückhalteprozesse

Typische Fahnenlängen, die in der Praxis bei den unterschiedlichen Schadstoffgruppen beobachtet werden konnten, sind der folgenden Tabelle 3.10 zu entnehmen.

Tab. 3.10: Typische Fahnenlängen gelöster Schadstoffe (Minimal-, Mittel- und Maximalwerte) aus untersuchten Praxisfällen (Stupp & Paus, 1999)

Typische Fahnenlängen

Stoffgruppe	Anzahl der Praxisfälle	Minimalwert [m]	Mittelwert [m]	Maximalwert [m]
MKW	14	10	55	160
BTEX	19	10	141	400
LCKW	50	50	1080	8200
PAK	7	50	127	300

4 Stoffverhalten - Ausbreitungszeichnungen

Im vorangegangenen Kapitel 3 wurde das Stoffverhalten unter vollständig mit Grundwasser gesättigten Untergrundverhältnissen beschrieben. Dazu wurden die typischerweise bei Altlasten auftretenden Schadstoffe verallgemeinernd in Stoffklassen hinsichtlich ihres Lösungsverhaltens im Grundwasserleiter zusammengefasst (Abschn. 3.2). Für diese Stoffklassen wird im Folgenden, unter Beachtung ihres Stoffverhaltens, das zu erwartende Ausbreitungsverhalten in den ausgewählten typisierten Untergrundverhältnissen und für unterschiedliche Eintragsstellen schematisch dargestellt.

Ausbreitungszeichnungen

Die Schadstoffquelle ist in allen Abbildungen durch ein weinrotes Rechteck gekennzeichnet und der Eintrag in den gesättigten Grundwasserleiter wird durch die welligen weinroten Pfeile symbolisiert.

Die Ausbreitung der gelösten Schadstoffe im Grundwasser erfolgt entlang der Stromlinien. Die in Abschnitt 3.1 beschriebenen hydrodynamischen und hydrogeochemischen Prozesse führen zu einer Veränderung der Schadstofffahne.

Die unterschiedlichen Belastungskonzentrationen innerhalb einer Schadstofffahne sind in der Arbeitshilfe in drei Zonen unterteilt: in eine hohe, eine mittlere und eine geringe Belastung.

Der innere, hoch belastete Fahnenbereich (hoch belasteter Wasserkörper) ist dunkel-orange gefärbt und wird von einer durchgehenden, roten Isolinie begrenzt. Der mittel belastete Fahnenbereich (mittel belasteter Wasserkörper) ist mittel-orange gefärbt und wird von einer grobgestrichelten roten Isolinie umgeben. Eine gelbe Färbung weist der schwach belastete, äußere Fahnenbereich (gering belasteter Wasserkörper) auf, dessen Ausbreitung durch die äußere fein gestrichelte, rote Isolinie begrenzt wird.

Die zusammenhängenden Phasen, sowohl Leicht- als auch Schwerphasen, sind durch einen rot gefärbten Bereich gekennzeichnet. Die von den Schwerphasen ausgehenden Schadstofftröpfchen sind als rot gefärbte Ellipsen dargestellt.

Demnach zeigen die folgenden Abbildungen zur Schadstoffausbreitung schematisch die Ausbreitung von zonierten Schadstofffahnen, sowie, bei Leichtphasen und Schwerphasen, das Verhalten der zusammenhängenden Schadstoffphasen im Grundwasserleiter. Bei allen Fahnen ist die abnehmende Schadstoffkonzentration mit zunehmender Entfernung vom Eintragsort bzw. von der zusammenhängenden Phase sowie zum Fahnenrand hin erkennbar. Zudem ist die Richtungsabhängigkeit der Dispersion erkennbar. Die Ausbreitung der einzelnen Belastungskonzentrationszonen ist in Strömungsrichtung (longitudinale Dispersion) deutlich größer als senkrecht dazu (transversale Dispersion).

Die zusammenhängenden Phasen bewegen sich im Gegensatz zu den gelösten Schadstoffen nicht unbedingt mit der Grundwasserströmung. Die Leichtphasen schwimmen auf der Grundwasseroberfläche bzw. der geschlossenen Kapillarzone auf (s. z.B. Abb. 4.2), die Schwerphasen sinken aufgrund der Schwerkraft ab, bis sie eine undurchlässige Schicht erreichen, wo sie sich sammeln (z.B. Abb. 4.4) oder sich entsprechend der Neigung dieser Schicht (z.B. Abb. 4.10) weiter bewegen können. Dabei ist auch eine Bewegung entgegen der Grundwasserströmungsrichtung möglich. In Abhängigkeit von der Zeit, der Mächtigkeit des Grundwasseringeleiters, der Schadstoffzusammensetzung der Schwerphase etc. können die Phasen auch in den Grundwasseringeleiter eindringen bzw. ihn ggf. auch durchdringen. Dies ist in den folgenden Abbildungen zur Ausbreitung der Schwerphasen im homogenen, heterogenen und tiefen Grundwasserleiter durch das beginnende Eindringen der zusammenhängenden Phase in die Geringeleiter dargestellt.

Zu beachten ist, dass die Schwerphasen vor dem Absinken zunächst den kapillaren Eintrittswiderstand des gesättigten Lockergesteins überwinden müssen (s. Abschn. 3.2.2.2) und die Leichtphasen auf der Grundwasseroberfläche bzw. auf der geschlossenen Kapillarzone aufschwimmen. Zur Vereinfachung wird in dieser Arbeitshilfe jedoch meist von der Grundwasseroberfläche gesprochen und das Verhalten der Schadstoffe in der Kapillarzone nicht vertiefend beschrieben.

4.1 Stoffverhalten im homogenen Grundwasserleiter

Der Stofftransport wird, wie in den vorangegangenen Abschnitten beschrieben, durch den hydrogeologischen Untergundaufbau (Kap. 2) und durch zahlreiche hydrodynamische und hydrogeochemische Prozesse bestimmt (Kap. 3). In einem gleichförmig aufgebauten, homogenen Porengrundwasserleiter kann die Ausbreitung in Idealform dargestellt werden.

Stoffverhalten im homogenen Grundwasserleiter

4.1.1 Vollständige Lösung im homogenen Grundwasserleiter

Die Schadstoffe der Stoffklasse mit vollständiger Lösung, bei der die Schadstofffahne ausschließlich aus der Schadstoffquelle gespeist wird, wurden in Abschnitt 3.2.1 beschrieben. Die Abbildung 4.1 zeigt die Ausbreitung vollständig gelöster Schadstoffe in einem homogenen Grundwasserleiter. Deutlich erkennbar ist hier die Ausbreitung der gelösten Schadstoffe in Form einer Schadstofffahne in Strömungsrichtung.

Vollständige Lösung

4.1.2 Leichtphase – LNAPL (z.B. BTEX, MKW) im homogenen Grundwasserleiter

Die Ausbreitung einer von einer Leichtphase – LNAPL ausgehenden Schadstofffahne (Abb. 4.2) ist mit dem Ausbreitungsverhalten von vollständig in Lösung gegangenen Schadstoffen (Abb. 4.1) vergleichbar. Somit bewegen sich die gelösten Schadstoffe der Leichtphase ebenfalls mit der Grundwasserströmungsrichtung.

Leichtphase – LNAPL

Die zusammenhängende Phase hingegen schwimmt, aufgrund ihrer geringeren Dichte gegenüber Wasser, auf der Grundwasseroberfläche bzw. der geschlossenen Kapillarzone auf.

Aufgrund der Existenz dieser Phase kann die Belastungsfahne über einen langen Zeitraum zusätzlich zu dem Eintrag aus der Schadstoffquelle auch aus der eigenen Phase gespeist werden.

4.1.3 Schwerphase – DNAPL (z.B. PAK, CKW) im homogenen Grundwasserleiter

Im Vergleich zu den Leichtphasen (Abschn. 4.1.2) besitzen die Schwerphasen-DNAPL eine höhere Dichte als Wasser und stauen sich zunächst an der Grundwasseroberfläche bzw. der geschlossenen Kapillarzone auf. Mit der Überwindung des Eintrittskapillarwiderstandes beginnt ihre Ausbreitung in der gesättigten Zone (Abschn. 3.2.2.2).

Schwerphase – DNAPL im homogenen Grundwasserleiter

In den Abbildungen 4.3 und 4.4 ist die Ausbreitung der Schwerphase zu einem frühen Zeitpunkt (Abb. 4.3) und zu einem späten Zeitpunkt (Abb. 4.4) dargestellt. In beiden Abbildungen sind Schadstofftröpfchen zu erkennen, d.h. Schadstoffphasen in Residualsättigung, die nach dem Transport der eigenen, zusammenhängenden Phase durch diesen Bereich zurückgeblieben sind.

In der Abbildung 4.3 ist ein Schwerphasen-Schadensfall zu einem frühen Zeitpunkt dargestellt. Die Schwerphase hat den kapillaren Eintrittswiderstand bereits überwunden und die zusammenhängende Schadstoffphase zeigt im Gegensatz zur Leichtphase bereits eine leicht vertikale Verlagerung. Die von dieser Phase ausgehende Fahne bewegt sich mit der Grundwasserströmung.

Zu einem späteren Zeitpunkt (Abb. 4.4) erstreckt sich die Ausbreitung der in Lösung gegangenen Phase (Schadstofffahne) über die gesamte wassererfüllte Grundwasserleitermächtigkeit und die Schwerphase ist bereits ein wenig in den unterlagernden Grundwassergeringleiter eingedrungen.

Die Schadstofftröpfchen in Residualsättigung speisen durch ihre Lösung die Schadstofffahne weiterhin über die gesamte Mächtigkeit des Grundwasserleiters.

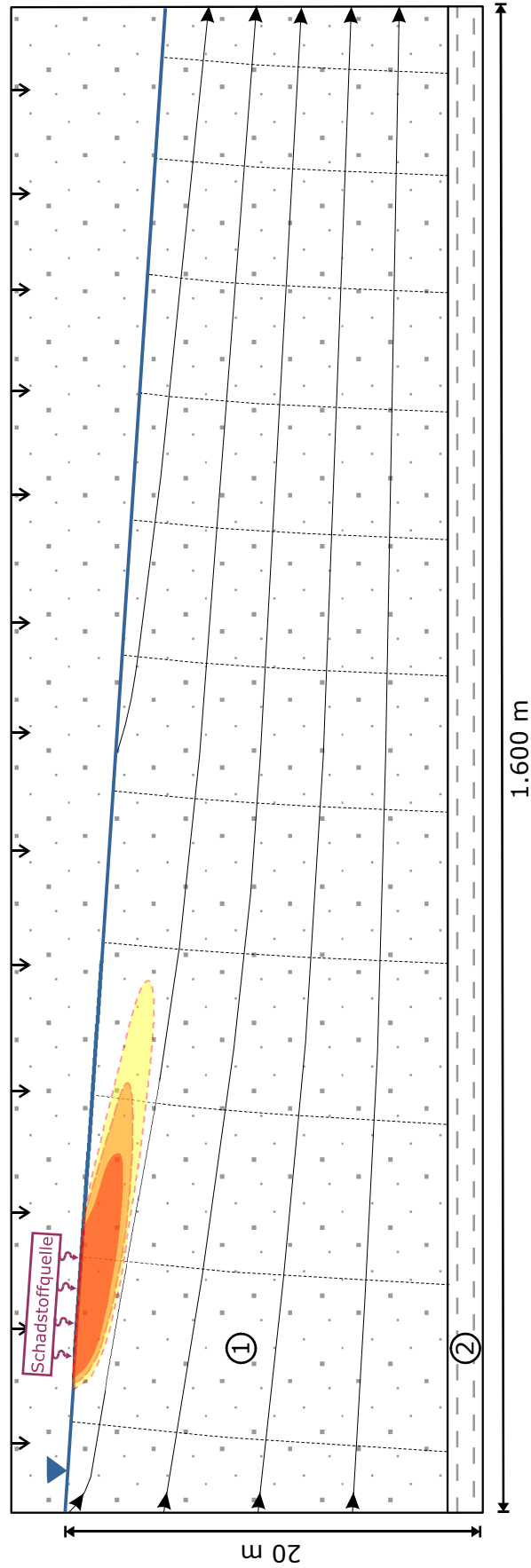


Abb. 4.1: Ausbreitungszeichnung bei vollständiger Lösung im homogenen Grundwasserleiter
(siehe Tab. 3.5: z.B. Salze, Schwermetalle)

Ausbreitungszeichnung vollständige Lösung im homogenen Grundwasserleiter

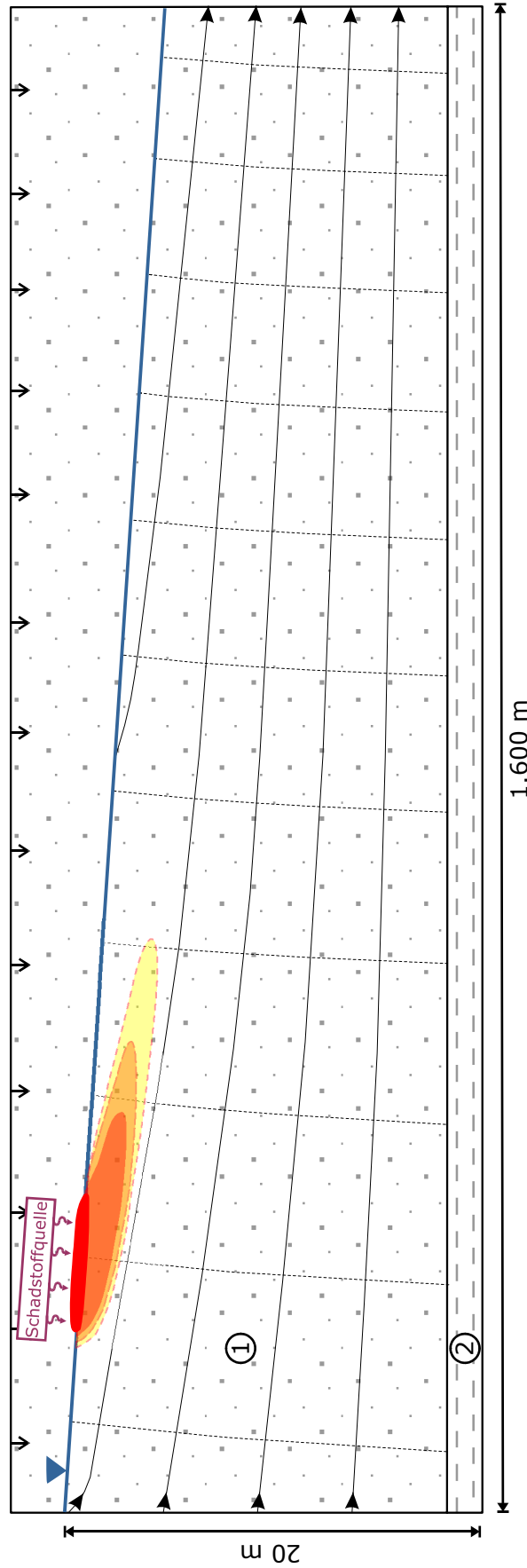


Abb. 4.2: Ausbreitungszeichnung für Leichtphase – LNAPL (z.B. BTEX, MKW) im homogenen Grundwasserleiter

**Ausbreitungszeichnung
Leichtphase
– LNAPL im
homogenen
Grundwasserleiter**

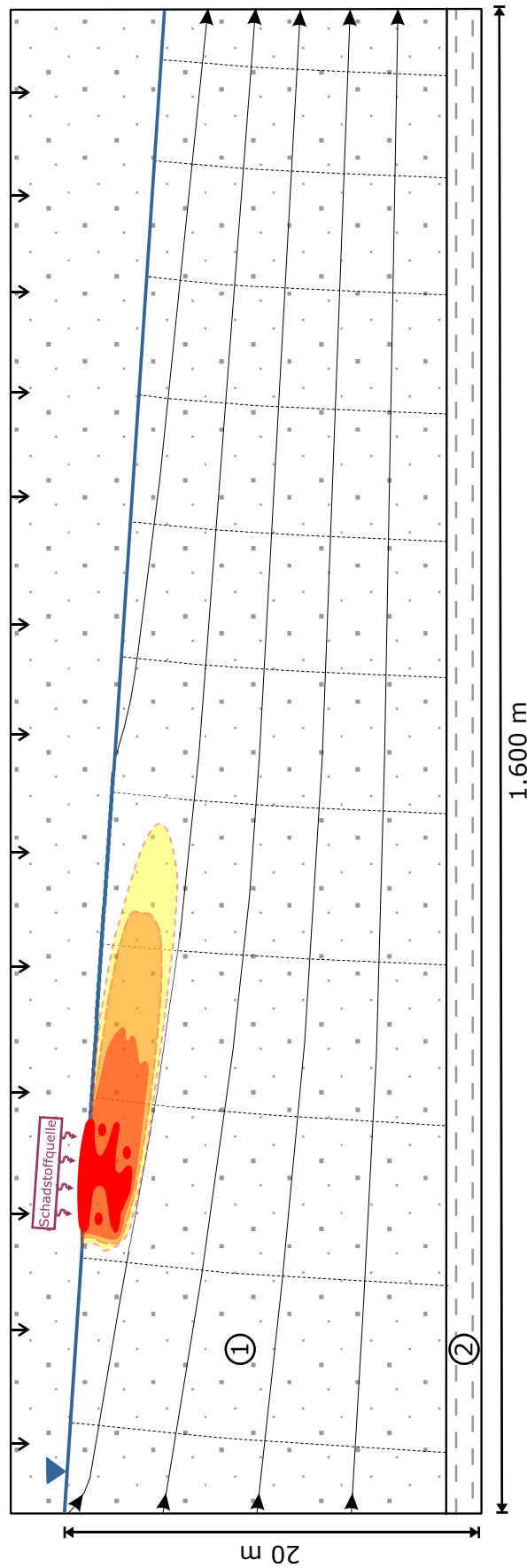


Abb. 4.3: Ausbreitungszeichnung zum frühen Zeitpunkt für Schwerphase – DNAPL (z.B. PAK, CKW) im homogenen Grundwasserleiter

**Ausbreitungszeichnung
Schwerphase –
DNAPL im
homogenen
Grundwasserleiter,
früher Zeitpunkt**

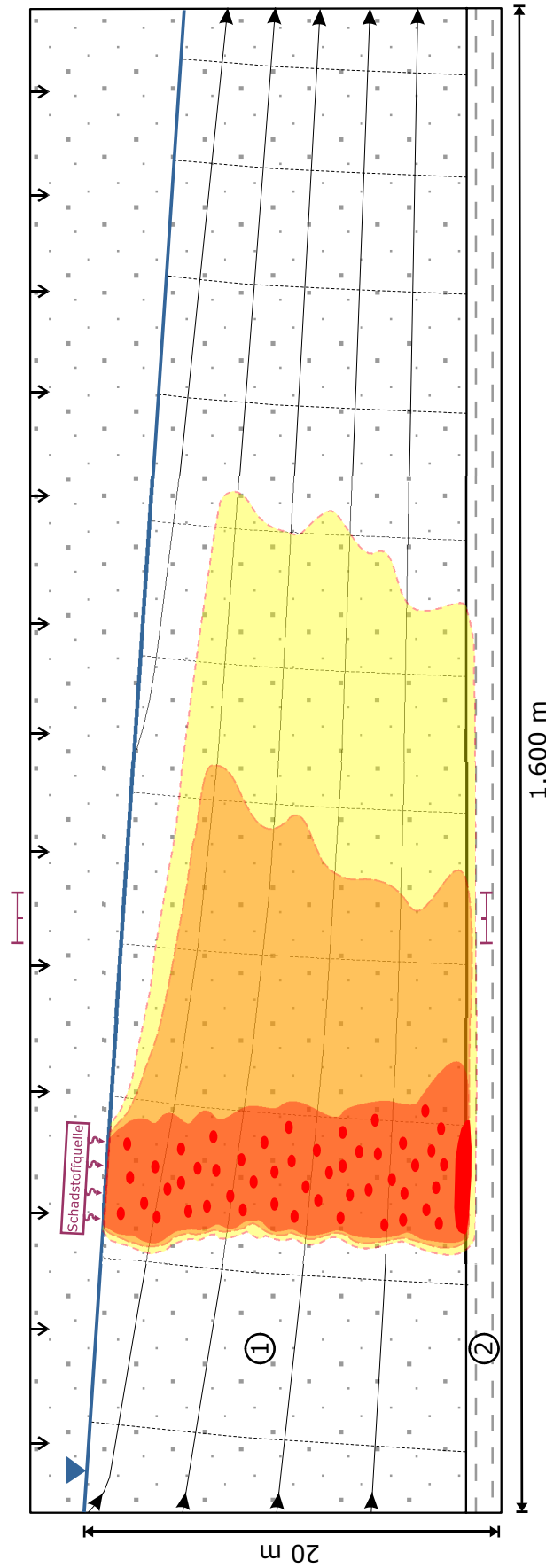


Abb. 4.4: Ausbreitungszeichnung zum späten Zeitpunkt für Schwerphase – DNAPL (z.B. PAK, CKW) im homogenen Grundwasserleiter

**Ausbreitungszeichnung
Schwerphase –
DNAPL im
homogenen
Grundwasserleiter,
später Zeitpunkt**

4.2 Stoffverhalten im heterogenen Grundwasserleiter

Im Vergleich zum homogenen Grundwasserleiter ist der heterogene nicht gleichförmig ausgebildet (Abb. 2.3). Das Stoffverhalten wird somit neben den Ausbreitungseigenschaften der Schadstoffe selbst durch den heterogenen Untergundaufbau geprägt (Abschn. 2.2.2).

Stoffverhalten im heterogenen Grundwasserleiter

4.2.1 Vollständige Lösung im heterogenen Grundwasserleiter

Die Schadstoffe der Stoffklasse mit vollständiger Lösung wurden einführung in Abschnitt 3.2.1 beschrieben. Die Ausbreitung der vollständig gelösten Schadstoffe als Schadstofffahne (Abb. 4.5) erfolgt bis zum Eindringen in den stark durchlässigen Bereich des Grundwasserleiters (3) wie im homogenen Grundwasserleiter (Abb. 4.1). Mit dem Erreichen der stark durchlässigen Zone (3) breitet sich der vollständig gelöste Schadstoff mit einer größeren Abstandsgeschwindigkeit in diesem Bereich aus (siehe Tab. 3.2) und strömt beim Wiederaustreten zum effluenten Oberflächengewässer (Vorfluter) hin. In diesem Fall besteht nicht nur eine Gefährdung für das Grundwasser/den Grundwasserleiter sondern bei einer langen Schadstofffahne wie in diesem Beispiel ebenfalls für unterstromig der Schadstoffquelle befindliche Oberflächengewässer (5). Meist sind jedoch aufgrund der Wassermengenverhältnisse die in dem Oberflächengewässer zu messenden Schadstoffkonzentrationen gering.

Vollständige Lösung

4.2.2 Leichtphase – LNAPL (z.B. BTEX, MKW) im heterogenen Grundwasserleiter

Wie beim homogenen Grundwasserleiterbeispiel (Abb. 4.1 und 4.2) ist auch beim heterogenen Grundwasserleiter in Abbildung 4.6 die Ausbreitung der von der Leichtphase - LNAPL ausgehenden Schadstofffahne mit der von der vollständig in Lösung gegangenen Schadstoffen (Abb. 4.5) vergleichbar. Die Leichtphase schwimmt auch hier aufgrund ihrer geringeren Dichte gegenüber Wasser auf der Grundwasseroberfläche bzw. der geschlossenen Kapillarzone auf und kann die Belastungsfahne über einen langen Zeitraum zusätzlich zu der Schadstoffquelle speisen.

Leichtphase – LNAPL

4.2.3 Schwerphase – DNAPL (z.B. PAK, CKW) im heterogenen Grundwasserleiter

In Abbildung 4.7 ist schematisch die Ausbreitung einer Schwerphase - DNAPL im heterogenen Grundwasserleiter dargestellt. Die zusammenhängenden Schwerphasen befinden sich auf der geneigten Oberfläche des oberen Grundwassergeringleiters sowie in einem „Pool“ an der Grenze zum durchgehenden unterlagernden Geringleiter. Dort hat sich die zusammenhängende Phase aufgrund der in diesem Bereich nach links gerichteten Neigung der Basis des Grundwasserleiters entgegen der Grundwasserströmungsrichtung bewegt und dringt zum Teil in den unterlagernden Geringleiter ein.

Schwerphase – DNAPL

Die Schadstoffphasen in Residualsättigung (Schadstofftröpfchen) erstrecken sich entsprechend der vertikalen Verlagerung der zusammenhängenden Phase ebenfalls über die gesamte Mächtigkeit des Grundwasserleiters. Dies gilt ebenso für die von ihnen und der zusammenhängenden Fahnen ausgehende Schadstofffahne.

Der höher durchlässige Bereich hat auch in dieser Beispieldarstellung zu einer starken Ausbreitungsbeschleunigung und Verlängerung der Schadstofffahne im oberen Grundwasserleiterbereich geführt. Zudem erfolgt ein geringfügiger Stoffeintrag in den Vorfluter.

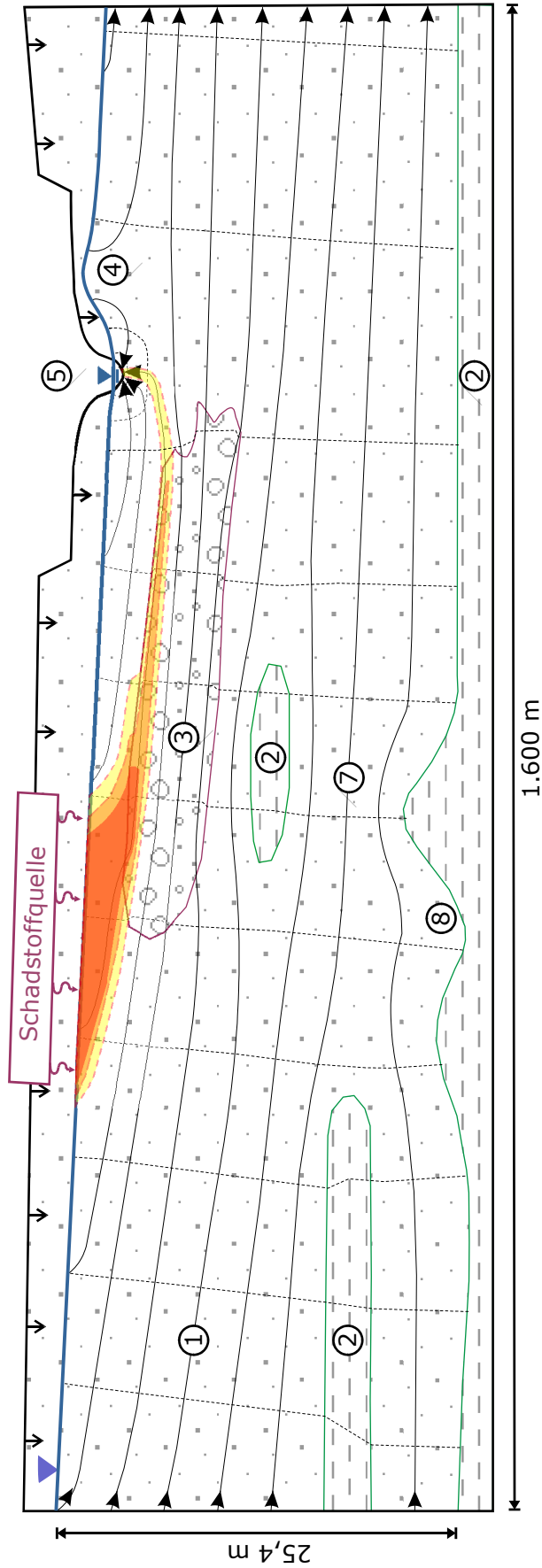


Abb. 4.5: Ausbreitungszeichnung bei vollständiger Lösung im heterogenen Grundwasserleiter

Ausbreitungszeichnung vollständige Lösung im heterogenen Grundwasserleiter

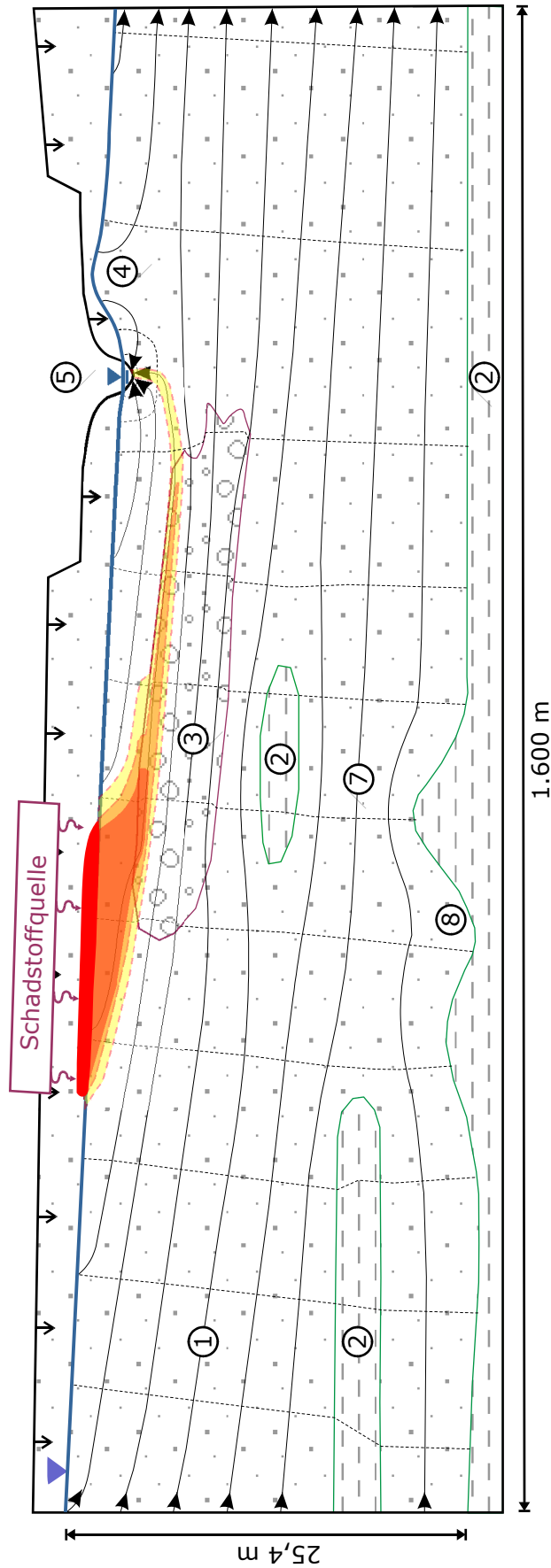


Abb. 4.6: Ausbreitungszeichnung für Leichtphase – LNAPL (z.B. BTEX, MKW) im heterogenen Grundwasserleiter

**Ausbreitungszeichnung
Leichtphase
– LNAPL im heterogenen Grundwasserleiter**

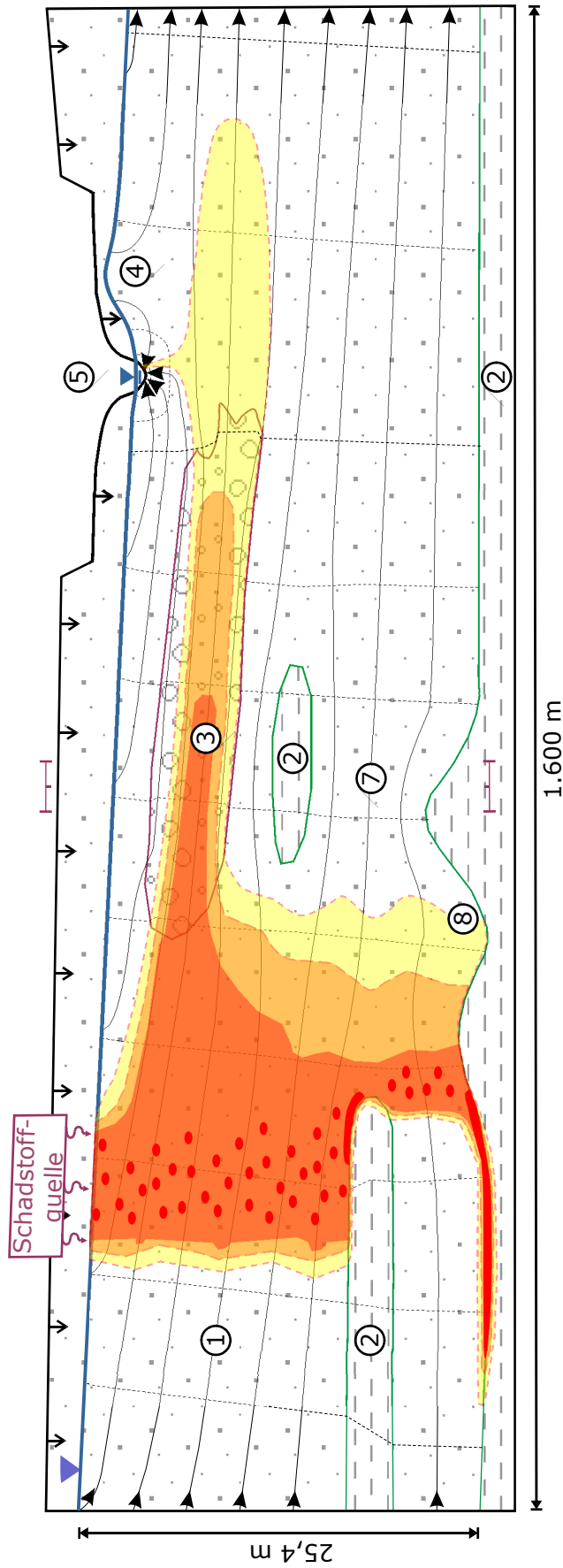


Abb. 4.7: Ausbreitungszeichnung für Schwerphase – DNAPL (PAK, CKW) im heterogenen Grundwasserleiter

**Ausbreitungszeichnung
Schwerphase – DNAPL
im heterogenen
Grundwasserleiter**

4.3 Stoffverhalten im tiefen Grundwasserleiter mit mehreren Grundwasser-Stockwerken

Die Ausbreitungszeichnungen in diesem Abschnitt (Abb. 4.8 bis 4.10) verdeutlichen die besondere Gefährdung durch Schadstoffausbreitung bei mehreren Grundwasser-Stockwerken (Abb. 2.4).

Im Bereich einer Grundwasserscheide (4) besteht aufgrund der dort vorherrschenden, überwiegend vertikal gerichteten Grundwasserströmung eine Gefährdung auch tieferer Bereiche des oberen Grundwasserleiters (I).

Eine weitere Besonderheit besteht im Bereich des „geologischen Fensters“ (9). Hier kann es durch die direkte hydraulische Kopplung der Grundwasserleiter zur Verlagerung der Schadstoffe in tiefer gelegene Grundwasser-Stockwerke (II) kommen. Zudem ist im Bereich des influenten Oberflächengewässers (6) oben rechts in den Prinzipzeichnungen eine erhöhte Durchströmung zu beobachten. Die Influenz bewirkt den Transport größerer Wassermengen mit gelösten Schadstoffen vom Oberflächengewässer in den Grundwasserleiter. In den Abbildungen werden jeweils mehrere Schadstoffquellen und die davon ausgehenden Fahnen an verschiedenen Stellen dargestellt, um insbesondere den Zusammenhang zwischen Strömungssituation und der Fahnenausbreitungsrichtung zu verdeutlichen.

4.3.1 Vollständige Lösung im tiefen Grundwasserleiter mit mehreren Grundwasser-Stockwerken

Die Ausbreitung der Schadstofffahnen bei vollständiger Lösung des Schadstoffes ist in Abbildung 4.8 dargestellt. Ebenso wie im homogenen und heterogenen Grundwasserleiter wird der Schadstofftransport durch den geologischen Untergrundaufbau (Abschn. 2.1) und hydrodynamische und hydrogeochemische Prozesse (Kap. 3) beeinflusst. Zusätzlich zu den Fahnen, die sich mit der Strömung im oberen Grundwasser-Stockwerk (I) ausbreiten, findet im Bereich des „geologischen Fensters“ (9) aufgrund der in das II. Stockwerk gerichteten Strömung eine Verlagerung der Schadstofffahne vom oberen in das untere Stockwerk statt.

4.3.2 Leichtphase – LNAPL (z.B. BTEX, MKW) im tiefen Grundwasserleiter mit mehreren Grundwasser-Stockwerken

Wie beim homogenen und heterogenen Grundwasserleiterbeispiel (Abb. 4.2 und 4.6) ist ebenso beim tiefen Grundwasserleiter in Abbildung 4.9 die Ausbreitung der von der Leichtphase - LNAPL ausgehenden Schadstofffahne mit der von vollständig in Lösung gegangenen Schadstoffen (Abb. 4.8) vergleichbar. Die an verschiedenen Orten der Grundwasseroberfläche aufschwimmenden Leichtphasen speisen neben der Schadstoffquelle auch in diesem Beispiel die Belastungsfahne über einen langen Zeitraum.

Stoffverhalten im tiefen Grundwasserleiter

Vollständige Lösung

Leichtphase – LNAPL

4.3.3 Schwerphase – DNAPL (z.B. PAK, CKW) im tiefen Grundwasserleiter mit mehreren Grundwasser-Stockwerken

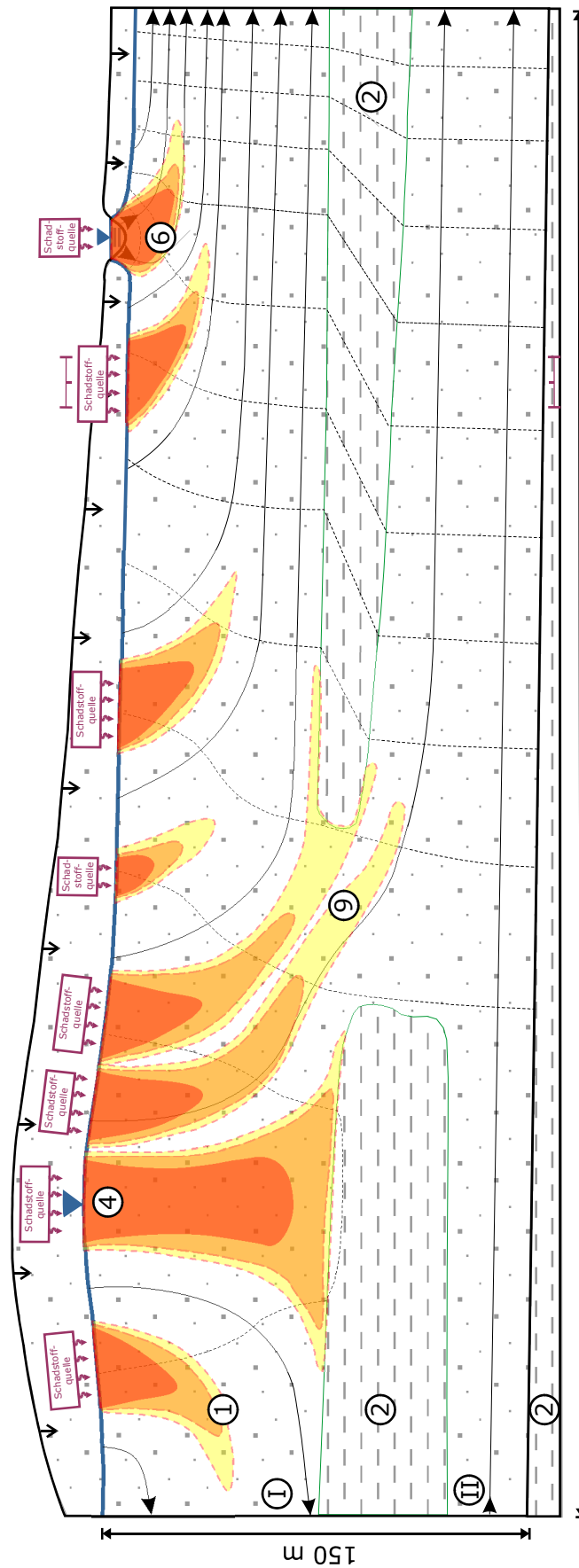
In Abbildung 4.10 ist die Ausbreitung von Schwerphasen - DNAPL und den von ihnen ausgehenden Schadstofffahnen im tiefen Grundwasserleiter mit mehreren Grundwasser-Stockwerken dargestellt.

Eine eigene zusammenhängende Phase hat sich im Bereich der Grundwasserscheide (4) sowohl an der Oberfläche des geneigten, eingelagerten Grundwassergeringleiters (2) als auch an der Basis des Grundwasserleiters (II. Stockwerk) gebildet und dringt zum Teil in den jeweils unterlagernden Geringleiter ein. Der Transport der Schwerphase in das untere Stockwerk (II) erfolgt durch das „geologische Fenster“ (9). Bei dieser vertikalen Verlagerung der zusammenhängenden Schwerphasen sind über die gesamte Mächtigkeit des Grundwasserleiters im linken Bereich der Abbildung 4.10 Schadstofftröpfchen verblieben, die die von ihnen ausgehenden Schadstofffahnen im I. und II. Stockwerk speisen.

Rechts von der Grundwasserscheide (4) im I. Stockwerk sind zwei weitere Schwerphasen-Schadensfälle dargestellt, die beide deutlich die Abhängigkeit der Schadstofffahnenausbreitung von der Grundwasserströmungssituation zeigen. So verursacht die ungefähr in der Mitte der Abbildung befindliche Schadstoffquelle, der Strömung entsprechend, eine im unteren Bereich sich zunehmend aufweitende Schadstofffahne.

Die Schadstoffquelle im hochbelasteten, influenten Oberflächengewässer (6) erzeugt aufgrund der erhöhten, nahezu horizontal gerichteten Durchströmung eine stärker gleichförmige Belastung über fast die gesamte Mächtigkeit des Grundwasserleiters (I. Stockwerk) in diesem Bereich.

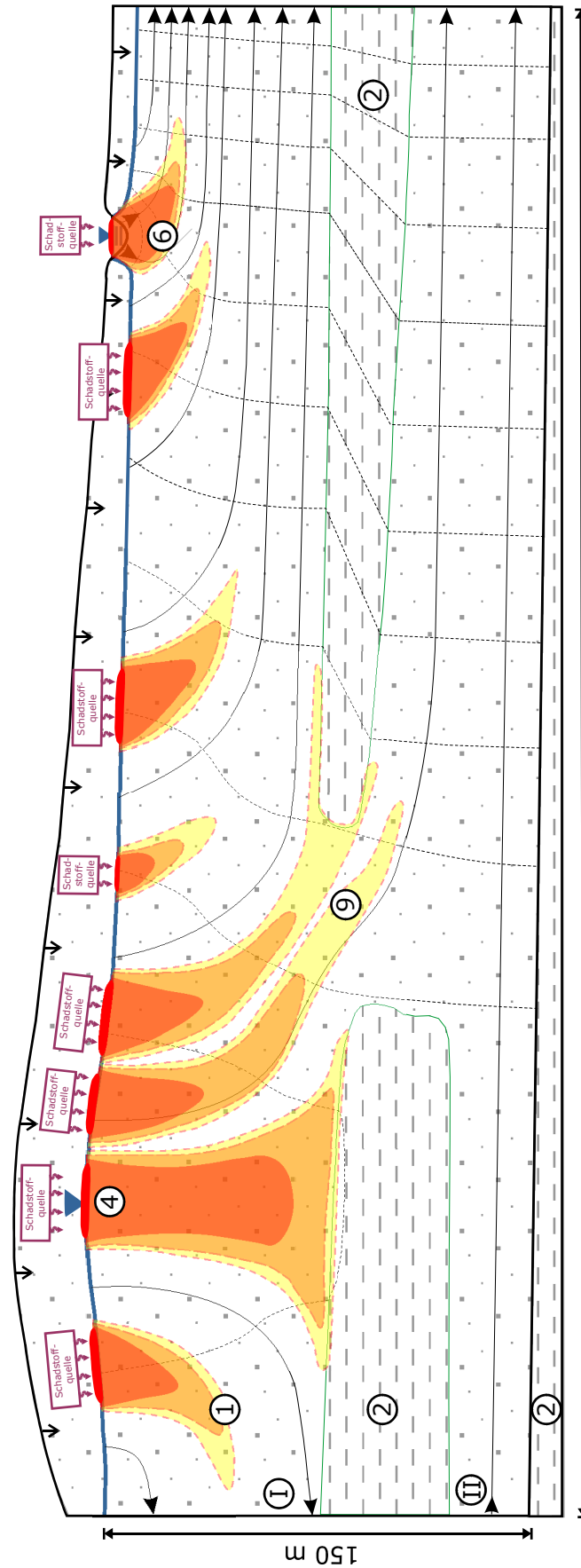
Schwerphase – DNAPL im tiefen Grundwasserleiter



4.000 m

Abb. 4.8: Ausbreitungszeichnung bei vollständiger Lösung im tiefen Grundwasserleiter mit mehreren Grundwasser-Stockwerken und Eintrag von Schadstoffen an verschiedenen Stellen

Ausbreitungszeichnung vollständige Lösung im tiefen Grundwasserleiter



4.000 m

Abb. 4.9: Ausbreitungszeichnung für Leichtphase – LNAPL (z.B. BTEX, MKW) im tiefen Grundwasserleiter mit mehreren Grundwasser-Stockwerken und Eintrag von Schadstoffen an verschiedenen Stellen

**Ausbreitungszeichnung
Leichtphase
– LNAPL im
tiefen
Grundwasserleiter**

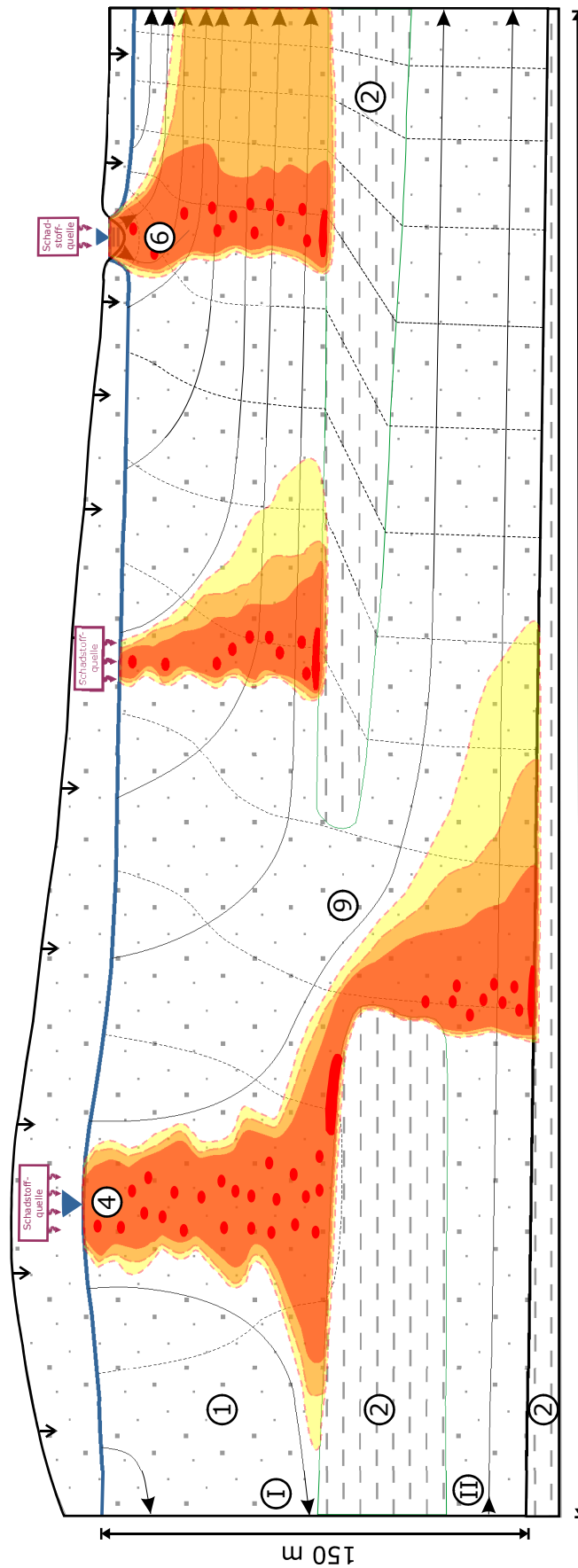


Abb. 4.10: Ausbreitungszeichnung für Schwerphase – DNAPL (z.B. PAK, CKW) im tiefen Grundwasserleiter mit mehreren Grundwasser-Stockwerken und Eintrag von Schadstoffen an verschiedenen Stellen

**Ausbreitungszeichnung
Schwerphase – DNAPL
im tiefen
Grundwasserleiter**

4.4 Sonderfälle

Bisher wurden in den Prinzipzeichnungen vereinfachte Untergrundsituationen dargestellt. In der Natur treten vielfältige Variationen davon auf, die im Rahmen dieser Arbeitshilfe nicht alle vorgestellt werden können.

Sonderfälle

Im Folgenden werden aber einige häufig auftretende Fälle aufgezeigt, die zusätzlich zu beachten sind.

4.4.1 Bauwerk im Grundwasserleiter

Der Sonderfall „Bauwerk im Grundwasserleiter“ wird beispielhaft an der Prinzipzeichnung des homogenen Grundwasserleiters dargestellt.

Bauwerk im Grundwasserleiter

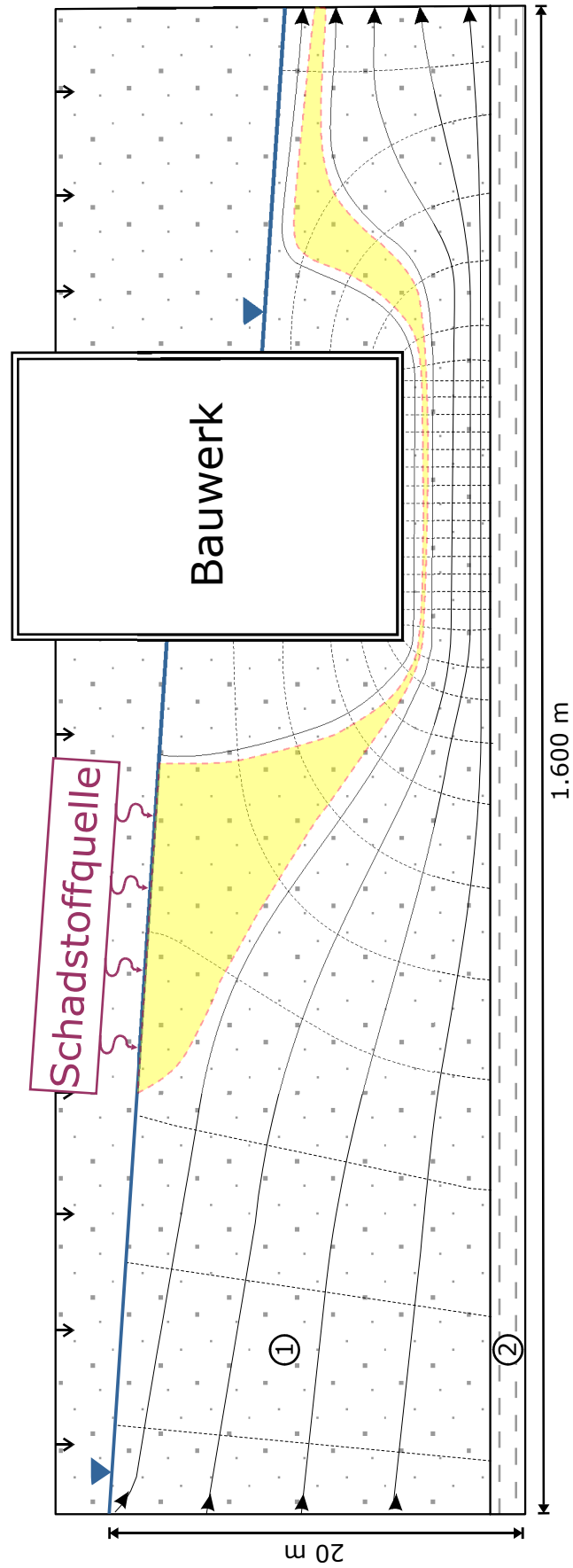
Wie in den Abbildungen 4.11 und 4.12 erkennbar, befindet sich in diesem Sonderfall ein Bauwerk (z.B. ein Parkhaus, eine U-Bahn, ein tief gegründetes Fundament) im Grundwasserleiter. Vergleichbare Effekte können auch durch sonstige Störkörper mit einer von dem umgebenden Grundwasserleiter deutlich abweichenden Durchlässigkeit, wie z.B. Deponien, bewirkt werden.

Ein tief eingebundenes Bauwerk (Abb. 4.11) führt zu einer Einengung des grundwassererfüllten Raumes und damit zu einer starken Strömungsbeschleunigung in diesem Bereich. Vor dem einengenden Gebäude ist ein Aufstau des Grundwassers zu beobachten und dahinter eine deutliche Absenkung der Grundwasseroberfläche.

Sowohl vor als auch hinter dem Gebäude wird ein starker vertikaler Gradient induziert, nach der vergleichsweise schnellen Unterströmung des Bauwerkes vermindert sich die Strömungsgeschwindigkeit hinter dem Gebäude aber wieder (Abb. 4.11).

Eine Schadstofffahne (gelöste Schadstoffe - geringe Belastung), die sich in einem homogenen Grundwasserleiter mit großer lateraler Ausdehnung des Bauwerkes bzw. des Störkörpers bewegt, wird im Profil der Strömung entsprechend zum Gebäude hin zunehmend schmaler und weitet sich hinter dem Gebäude wieder auf (Abb. 4.11).

Zeigt das Bauwerk bzw. der Störkörper nur eine kleine laterale Ausdehnung und eine tiefe bzw. vollkommene Einbindung, tritt anstelle der Unterströmung eine Umströmung ein (Abb. 4.12).



Sonderfall:
Bauwerk im
Grundwasserleiter

Abb. 4.11: Ausbreitung einer Schadstofffahne (gelöste Schadstoffe) im homogenen Grundwasserleiter mit Bauwerk

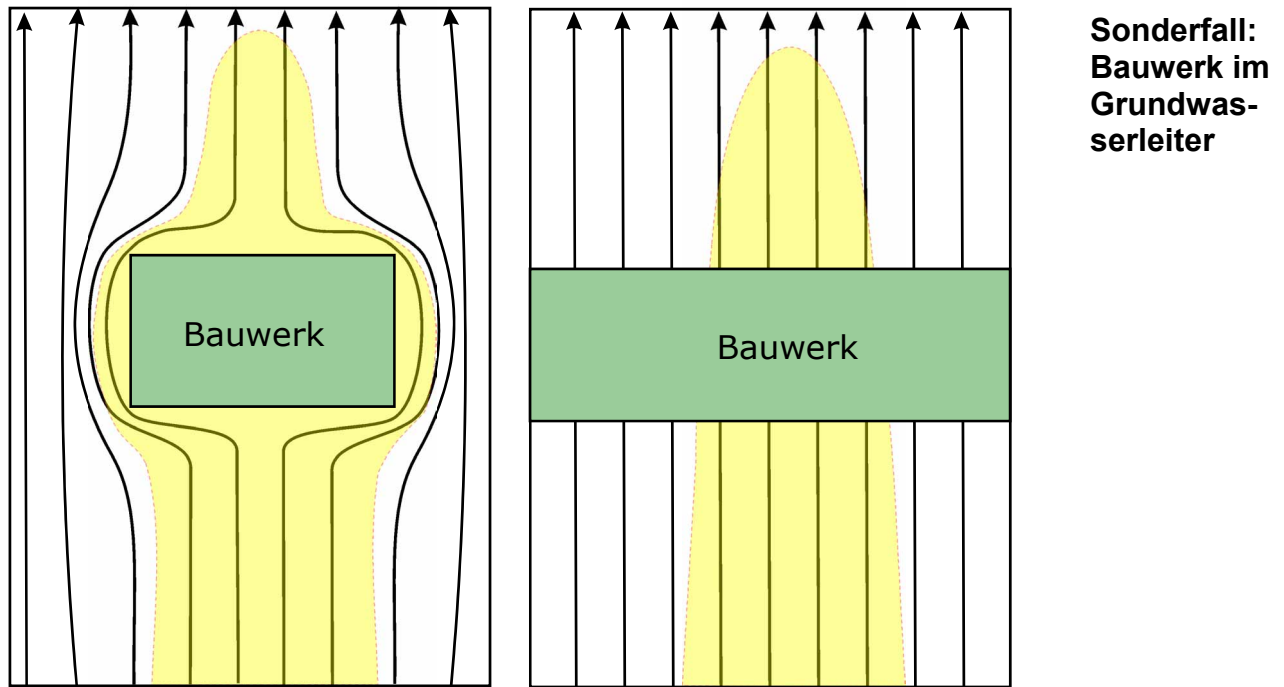


Abb. 4.12: Draufsicht auf eine durch ein Bauwerk/einen Störkörper beeinflusste Grundwasserströmung (links: Umströmung des Bauwerkes bei geringer lateraler Ausdehnung und tiefer, vollkommener Einbindung des Bauwerkes; rechts: Unterströmung des Bauwerkes bei großer lateraler Ausdehnung und flacher oder fehlender Einbindung des Bauwerkes)

Die Abbildung 4.12 zeigt links die Umströmung eines Bauwerkes bei geringer lateraler Ausdehnung und tiefer, vollkommener Einbindung des Bauwerkes. In der Draufsicht kommt es demnach zu einer lateralen Aufweitung der Schadstofffahne im Bereich des Störkörpers.

Die bevorzugte Unterströmung eines Bauwerkes bei großer lateraler Ausdehnung und flacher Einbindung dieses Störkörpers ist rechts in Abbildung 4.12 dargestellt.

Deutlich zu erkennen ist, dass die Stromlinien in der Draufsicht scheinbar nicht durch das Bauwerk beeinflusst werden und der Störkörper unterströmt wird (Abb. 4.12).

Im Profil (Abb. 4.11) zeigt sich jedoch die Beeinflussung der Strömung und somit auch der sich ausbreitenden Schadstofffahne.

4.4.2 Drainwirkung undichter Leitungen und Kanäle

Der Sonderfall „Drainwirkung undichter Leitungen und Kanäle“ wird beispielhaft in der Prinzipzeichnung des heterogenen Grundwasserleiters dargestellt.

In diesem Sonderfall (Abb. 4.13) befindet sich links im Grundwasserleiter ein undichter Kanal, in den Grundwasser einströmen kann (Leckage). In dem Kanal liegt ein eigener Wasserspiegel vor, der niedriger als der des umgebenden Grundwasserleiters ist. Ferner wird angenommen, dass der Kanal zu allen Seiten hin gleich undicht ist. Dementsprechend ist die Grundwasserströmung im unmittelbaren Bereich des Kanals auf ihn hin gerichtet.

Eine Schadstofffahne (gelöste Schadstoffe), die in Richtung des Kanals strömt, wird sich somit nur zum Teil weiter im Grundwasserleiter ausbreiten, während der größte Teil der Fahne im Kanal endet.

**Drain-
wirkung
undichter
Leitungen
und Kanäle**

4.4.3 Hochwasserereignis

Die Abbildung 4.14 zeigt als Draufsicht den Sonderfall „Hochwasserereignis“.

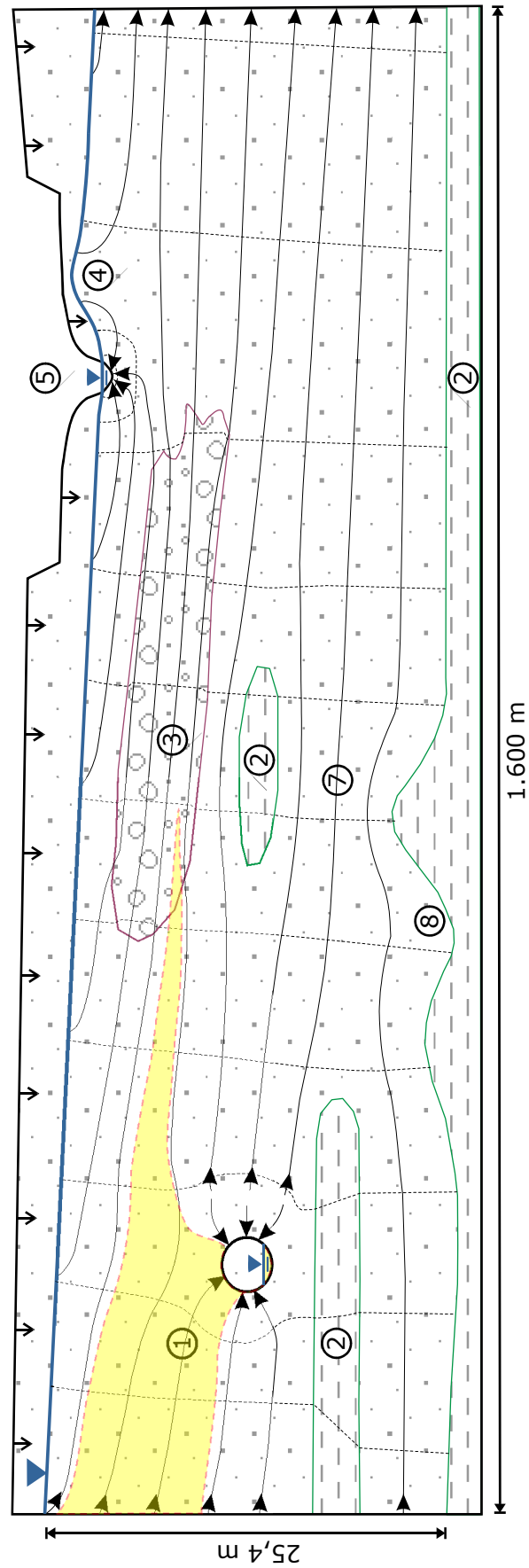
In diesem Sonderfall verursacht ein Hochwasserereignis (Bild 2) eine zeitweilige Umkehr der Strömungsrichtung. Dies führt zu einer Veränderung der Schadstofffahnenform und einer Ablenkung der Ausbreitungsrichtung.

Bild 1 der Abbildung 4.14 zeigt die Ausbreitung der Schadstofffahne bei der auf den Vorfluter zu gerichteten natürlichen Grundwasserströmung dieses Sonderfalls.

Bei einem Hochwasserereignis verändert sich, wie in Bild 2 der Abbildung 4.14 erkennbar, aufgrund der hierdurch verursachten influenten Verhältnisse die Richtung der Grundwasserströmung und somit auch die Form und Richtung der Schadstofffahne.

Nach dem Ende des Hochwasserereignisses sinkt der Wasserspiegel im Oberflächengewässer wieder, es treten erneut die ursprünglichen, effluenten Verhältnisse ein (Bild 3) und die Ausbreitungsrichtung ist wieder auf die Vorflut zu gerichtet. Die Spitze der Schadstofffahne ist aufgrund des vorhergehenden Hochwassers aufgeweitet (Bild 3).

**Hochwas-
serereignis**



**Sonderfall:
undichter
Kanal**

Abb. 4.13: Ausbreitung einer Schadstofffahne (gelöste Schadstoffe) im heterogenen Grundwasserleiter mit einem undichten Kanal (Leckage)

Sonderfall:
Hochwasserereignis

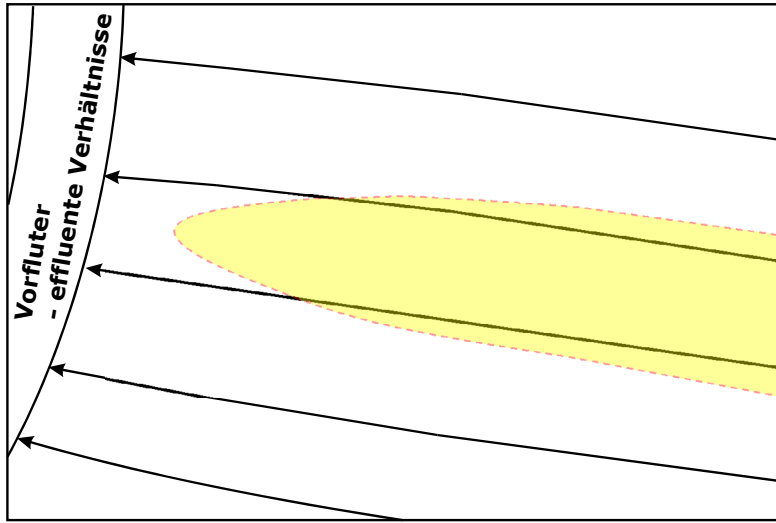


Bild 1

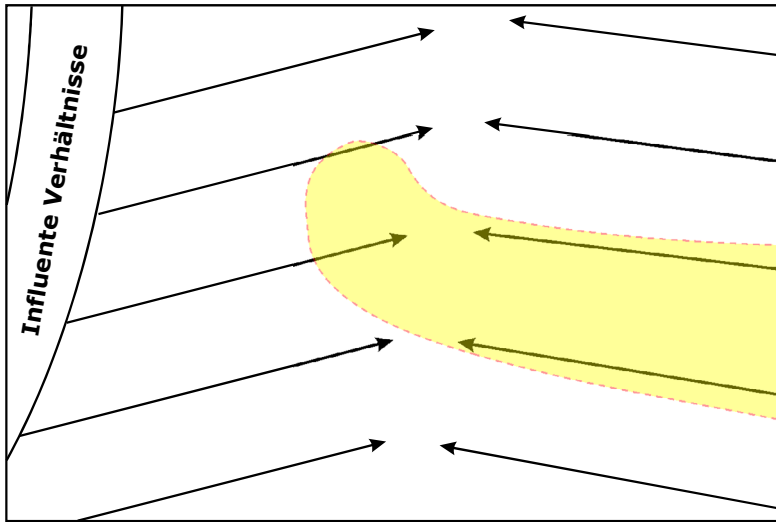


Bild 2

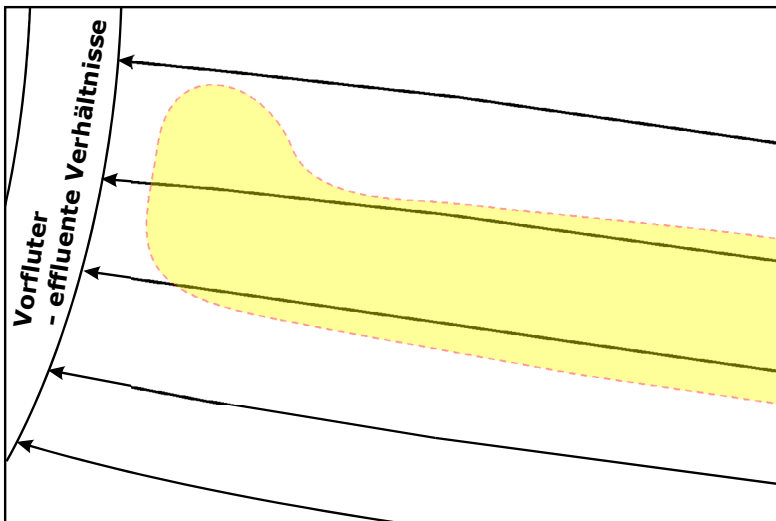


Bild 3

Abb. 4.14: Ausbreitung einer Schadstofffahne (gelöste Schadstoffe) bei wechselnden Strömungsverhältnissen (ausgelöst durch ein Hochwasserereignis) in der Draufsicht

4.4.4 Abschalten einer Grundwasserförderung

Die Förderung von Grundwasser bewirkt eine Veränderung der natürlichen Strömungssituation, die gleichzeitig zur Ablenkung einer Schadstofffahne führen kann (Abb. 4.15, Bild 1).

Abschalten einer Grundwasserförderung

Durch das Abschalten einer Grundwasserförderung stellt sich wieder die natürliche Grundwasserströmung ein (Abb. 4.15, Bild 2). Die gelösten Schadstoffe der Schadstofffahne werden demnach nicht mehr durch die Förderung aus dem Grundwasserleiter entfernt, sondern treten hier abstromig in das Oberflächengewässer (Vorfluter) über. Die deutlich aufgeweitete Fahnen Spitze zeigt die auf Sorptionsprozessen beruhende „Verschleppung“ der gelösten Schadstoffe über die Fläche (Abb. 4.15, Bild 2).

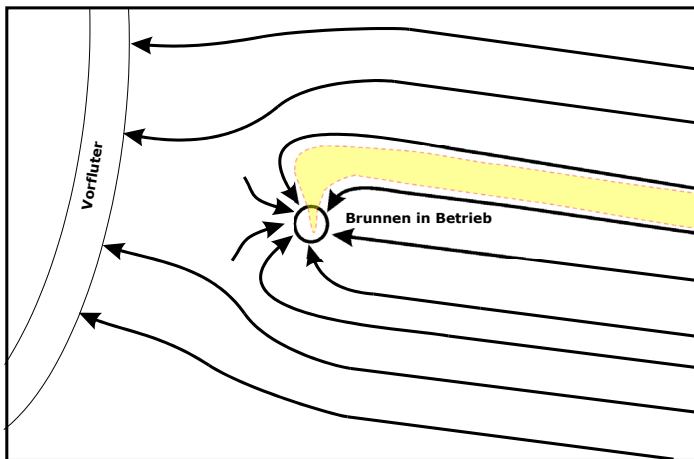


Bild 1

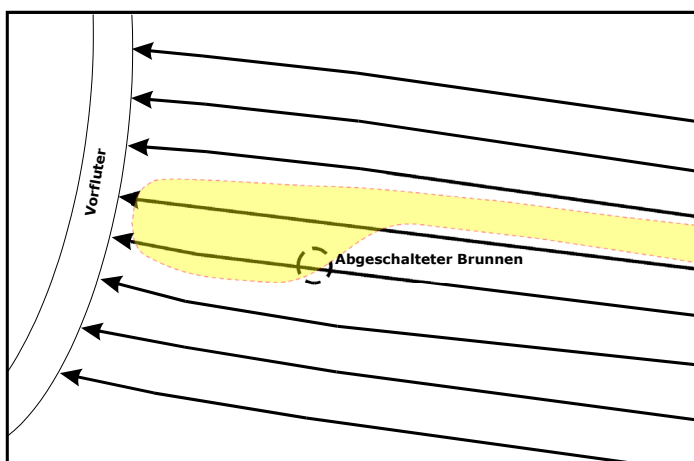


Bild 2

Abb. 4.15: Grundwasserströmung und Ausbreitung einer Schadstofffahne (gelöste Schadstoffe) während einer Grundwasserförderung (oben) und nach dem Abschalten der Grundwasserförderung (unten) in der Draufsicht

5 Messstellenausbau und Auswirkungen auf das Analyseergebnis

In diesem Kapitel werden die Zusammenhänge zwischen dem Ausbau einer Grundwassermessstelle und dem Analyseergebnis dargestellt. Die Analyse dient hier zur Ermittlung der Schadstoffkonzentration einer aus der Messstelle gewonnenen Probe.

**Mess-
stellenaus-
bau und
Auswirkun-
gen**

Bevor eine Probenahme zur Grundwasseranalyse ausgeführt wird, müssen die Lage und die Art der Messstelle (Ausbau) geklärt sein. Bereits diese Informationen geben wesentliche Anhaltspunkte für die spätere Interpretation der Analyseergebnisse. Die in diesem Kapitel beschriebenen Zusammenhänge sind ebenso für den zielgerichteten Bau und die Beprobung neuer Messstellen wichtig. Von entscheidender Bedeutung für das Analyseergebnis sind natürlich die sachgerechte und qualitätsgesicherte Probenahme, der sachgerechte Transport zum Labor sowie die Analyse innerhalb des vorgegebenen Zeitraumes.

Hinweise zur Qualitätssicherung bei diesen Arbeitsschritten finden sich z.B. in BWK Merkblatt 5, DIN 38402-13, DVGW W 112, DVWK MI 20, DVWK H. 128, DVWK H. 245, DIN EN ISO 5667-3 (s. auch Anh. II).

Diese Literatur bietet u.a. Vorschriften und wichtige Hinweise zum Probenahmeort/zur Probenahmestelle, zur Probenahmehäufigkeit, Probenahmetechnik sowie auch zum Messstellenausbau und zu den zur Probenahme zu verwendenden Geräten und Behältern.

5.1 Messstellenarten

Zur Entnahme von Grundwasser werden in der Praxis überwiegend vier unterschiedliche Arten von Messstellen eingesetzt. Es handelt sich hierbei um:

**Mess-
stellenarten**

- Grundwassermessstellen, voll verfiltert (vollkommen)
- Grundwassermessstellen, einfach verfiltert (unvollkommen)
- Messstellengruppen / Messstellenbündel
- Multi-Level-Messstellen

5.1.1 Grundwassermessstelle, voll verfiltert (vollkommen)

Die voll verfilterten Messstellen (Abb. 5.1) sind über die gesamte Mächtigkeit des Grundwasserleiters ausgebaut (DVWK H. 245, 1997). Sie werden bei Grundwasserförderung radial angeströmt. Zum Teil wird versucht, durch den Einsatz von Packern eine tiefenspezifische Probenahme in voll verfilterten Grundwassermessstellen durchzuführen. Für diese Entnahme ist eine abschnittsweise Abpackerung des Filterrohres erforderlich sowie eine Schutzbeprobung unter- und oberhalb des Beprobungsbereiches (DVWK H. 245). Bei einer Abpackerung sind jedoch nur in gut durchlässigen Aquiferen und bei sachgerechtem Einbau bzw. sachgerechter Anwendung Ergebnisse zur tiefenspezifischen Verteilung zu erzielen, die zudem lediglich qualitative Aussagen erlauben

**Grundwas-
sermess-
stelle, voll
verfiltert**

(siehe z.B. Dehnert et al., 2001; DIN 38402-13; DVGW W 121; DVWK H. 245).

Eine voll verfilterte Messstelle liefert eine Mischprobe über die gesamte durch die Filterstrecke erfasste Mächtigkeit des Grundwasserleiters.

5.1.2 Grundwassermessstelle, einfach verfiltert (unvollkommen)

Die Filterstrecke einfach verfilterter Messstellen (Abb. 5.1) erfasst lediglich einen Teil des Grundwasserleiters. Bei der Probenahme bildet sich unterhalb der Filterstrecke eine Grenzstromlinie/Wasserscheide aus. Im unteren Teil des Grundwasserleiters bleibt die Grundwasserströmung von der Probenahme nahezu unbeeinflusst. Die Länge der Filterstrecke kann variabel gestaltet werden. Letztendlich muss diese Information bei der Interpretation der Ergebnisse berücksichtigt werden.

Grundwassermessstelle, einfach verfiltert

5.1.3 Messstellenbündel / Messstellengruppe

Das Messstellenbündel besteht aus mehreren, in unterschiedlichen Tiefen verfilterten und in einer Bohrung installierten Messstellen (DVWK H. 245, 1997). Vergleichbar mit mehrfach verfilterten Messstellen (bestehen aus mehreren, durch Vollwandrohre getrennten Filterstrecken), müssen die einzelnen Entnahmehorizonte bei Vorliegen von mehreren Grundwasserstockwerken durch Dichtungen voneinander hydraulisch getrennt werden.

Messstellenbündel / Messstellengruppe

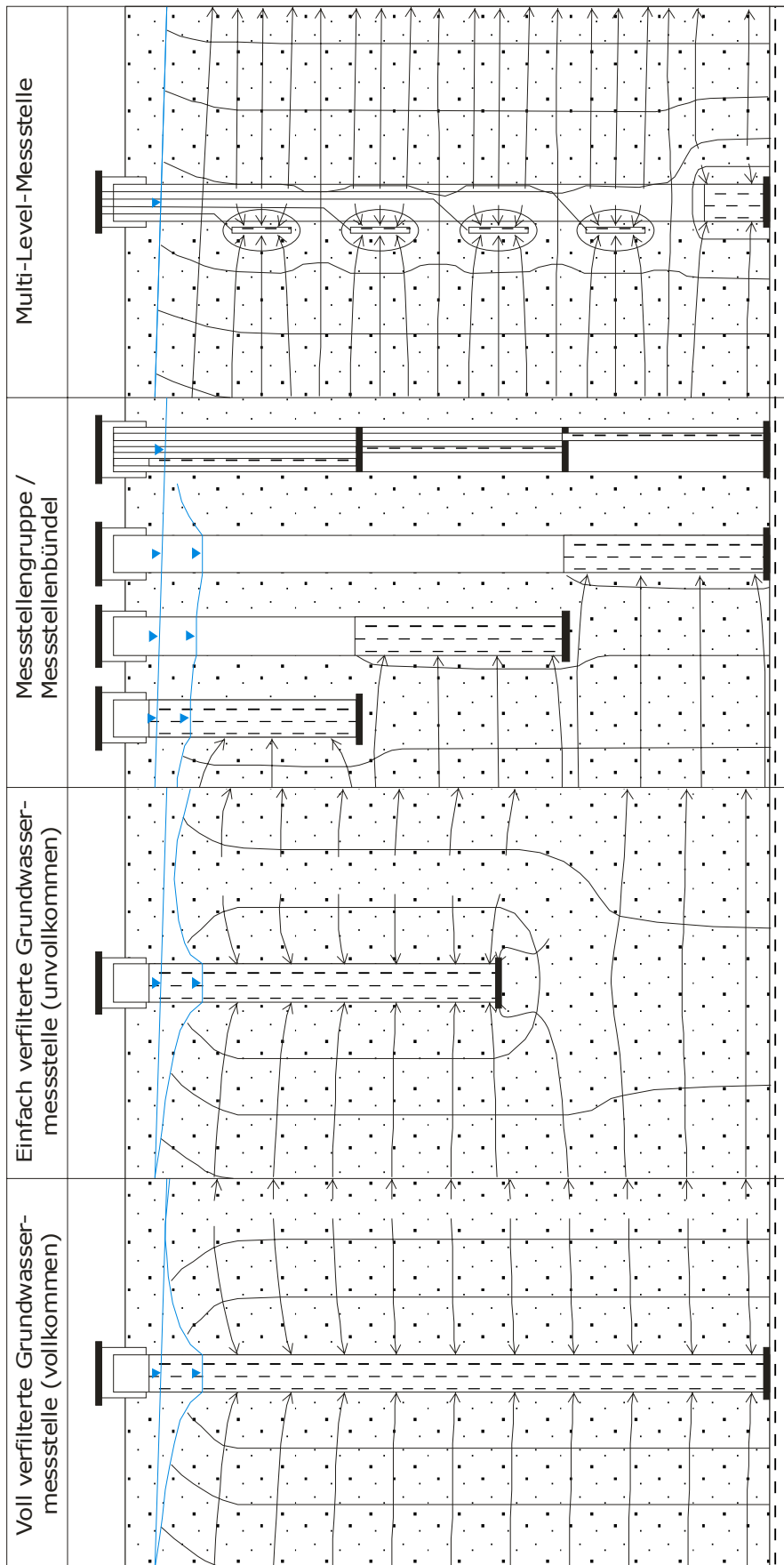
Bei der Messstellengruppe werden im Vergleich zum Messstellenbündel die einzelnen, tiefenorientiert ausgebauten Messstellen jeweils in separaten Bohrungen installiert. Aus diesem Grunde sind Messstellengruppen zu bevorzugen, da eine ungewollte hydraulische Verbindung unwahrscheinlicher als bei Messstellenbündeln ist.

Beide Arten von Messstellen (-bündel und -gruppe) werden in diesem Leitfaden bei der Darstellung der Analyseergebnisse in Abhängigkeit vom Messstellenausbau (Abschn. 5.2) gemeinsam beschrieben.

5.1.4 Multi-Level-Messstelle

Die Multi-Level-Messstelle besteht aus mehreren, variabel über die Tiefe an einem Standrohr angebrachten Filterelementen. Zudem ist das Standrohr am unteren Ende über eine geringe Mächtigkeit verfiltert. Die in unterschiedlichen Tiefen installierten Filterelemente werden mit den für die Probenahme notwendigen Schläuchen am Hauptstrang befestigt. Beim Ausbau der Messstelle selbst müssen lediglich hydraulisch unterschiedliche Horizonte (Stockwerke) durch Dichtungen voneinander abgetrennt werden. Nach dem Ausbau der Messstelle ist eine nahezu punktuelle, tiefenspezifische Probenahme möglich. Als Ergebnis erhält man die Verteilung von Wasserinhaltsstoffen bzw. physiko-chemischen Kennwerten über die Tiefe.

Multi-Level-Messstelle



Häufige
Mess-
stellenaus-
bauten

Abb. 5.1: Zusammenstellung häufig ausgeführter Messstellenausbauten

5.2 Analysenergebnisse in Abhängigkeit vom Messstellenausbau

Bei der Darstellung der Analysenergebnisse in Abhängigkeit vom Messstellenausbau werden die unterschiedlichen Messstellenarten (Abschn. 5.1) an exemplarischen Punkten in den drei Grundwasserleitertypen (Kap. 4) positioniert. Hierbei sollen die Lage und die Art der Messstelle die Auswirkungen auf das Analysenergebnis verdeutlichen.

Die Abbildungen 5.2 bis 5.4 zeigen jeweils im Bild 1 einen vergrößerten Ausschnitt aus dem homogenen, dem heterogenen und dem tiefen Grundwasserleiter. Der Ausschnitt ist überlagert von der Ausbreitung gelöster Schadstoffe (Abb. 4.4, 4.7, 4.8) sowie von den, in Abschnitt 5.1 vorgestellten Messstellenarten.

Die Messstellen in Bild 1 sind zur besseren Anschaulichkeit nebeneinander dargestellt. Links ist zunächst eine voll verfilterte, vollkommene Grundwassermessstelle dargestellt. In der Mitte ist das Messstellenbündel / die Messstellengruppe angeordnet, von dem eine einzelne Messstelle auch als unvollkommene Messstelle angesehen werden kann. Rechts ist eine Multi-Level-Messstelle dargestellt.

Um eine Vergleichbarkeit der erzielten Analysenergebnisse zu ermöglichen, wird davon ausgegangen, dass die verschiedenen Messstellenarten an ein und derselben Probenahmestelle positioniert sind. Diese Probenahmestelle ist angedeutet durch den mittleren Balken der zwei weinroten Symbole ober- und unterhalb der Messstellen. In den Abbildungen 4.4, 4.7 und 4.8 ist die entsprechende Probenahmestelle ebenfalls markiert.

Im Bild 2 ist die jeweils in der Analyse zu erwartende Belastungskonzentration über die Tiefe dargestellt, die bei einer Beprobung der verschiedenen Messstellenarten an derselben Stelle im Gelände ermittelt würde.

Aufgrund der Farbgebung und der übereinstimmenden Darstellung der Filterstrecken und Multi-Level-Filterelemente in Bild 1 und Bild 2 ist der direkte Bezug zwischen der Ausbreitung der Schadstofffahne im Untergrund im linken Teil (Bild 1) und der in den Grundwasseranalysen zu erwartenden Konzentrationen bei den unterschiedlichen Messstellenarten (Bild 2) gegeben.

Es wird bei allen Abbildungen davon ausgegangen, dass die Messstelle selbst die Strömungs- und Transportverhältnisse nicht beeinflusst.

Analysenergebnisse in Abhängigkeit vom Messstellenausbau

5.2.1 Analysenergebnisse in Abhängigkeit vom Messstellenausbau im homogenen Grundwasserleiter

Die Abbildung 5.2 zeigt Analysenergebnisse in Abhängigkeit vom Messstellenausbau im homogenen Grundwasserleiter. Das Bild 1 ist ein Ausschnitt aus der Abbildung 4.4.

Zusammenhänge im homogenen Grundwasserleiter

Die Probe in der voll verfilterten, vollkommenen Messstelle weist im Ergebnis eine mittlere Belastungskonzentration (mittel-orange) auf (Abb. 5.2, Bild 2).

Die Probe des Messstellenbündels / der Messstellengruppe gibt über die drei getrennten Filterstrecken ein differenzierteres Bild der Schadstoffverteilung über die Mächtigkeit des Grundwasserleiters wider. In der obersten Filterstrecke wird eine gering belastete Mischprobe (gelb) und aus den zwei tieferen Filterstrecken jeweils eine mittel belastete Probe (mittel-orange) gewonnen.

Eine Probenahme über die tiefenspezifisch eingebauten Filterelemente der Multi-Level-Messstelle gibt die beste Tiefenauflösung der Ausbreitung der Schadstoffe wider. Hier ist erkennbar, dass im oberen Bereich des Grundwasserleiters keine Belastung (weiß) vorliegt. Die Zone der geringen Belastung (gelb) ist im Vergleich zum mittel belasteten Bereich (mittel-orange) sehr geringmächtig, aber nachweisbar.

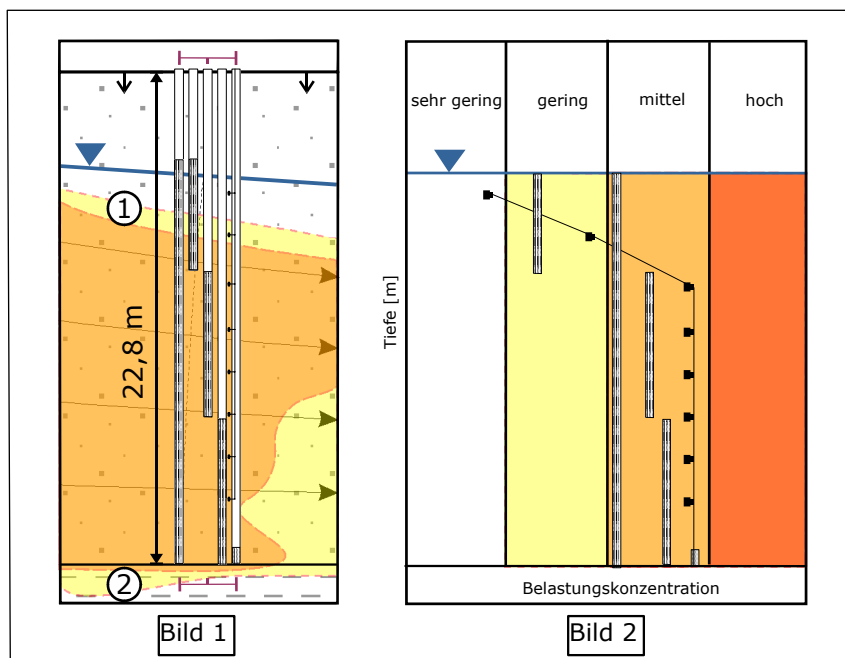


Abb. 5.2: Analysenergebnisse in Abhängigkeit vom Messstellenausbau im homogenen Grundwasserleiter, Probenahmestelle im Bild 1: Ausschnitt aus Abb. 4.4

Allerdings wirkt sich die gute Tiefenauflösung der Multi-Level-Messstelle in diesem Fall nicht so stark im Vergleich zu dem Messstellenbündel bzw. der Messstellengruppe aus, da der Grundwasserleiter in diesem Beispiel nahezu über die gesamte Mächtigkeit gleich stark belastet ist.

5.2.2 Analysenergebnisse in Abhängigkeit vom Messstellenausbau im heterogenen Grundwasserleiter

Abbildung 5.3 zeigt Analysenergebnisse in Abhängigkeit vom Messstellenausbau im heterogenen Grundwasserleiter. Das Bild 1 ist ein Ausschnitt aus der Abbildung 4.7.

Die Ausbreitung der gelösten Schadstoffe wird in diesem Beispiel in Bild 1 zum einen durch einen stark durchlässigen Bereich im Grundwasserleiter (3) sowie durch eine unebene Basis des Grundwasserleiters (8) mitbestimmt. Des Weiteren ist durch den Grundwassergeringleiter (2) eine Einengung der Grundwasserströmung (7) und damit verbunden eine Erhöhung der Grundwassergeschwindigkeit im Umfeld gegeben.

Die Beprobung der voll verfilterten, vollkommenen Messstelle ergibt eine Mischprobe, die eine geringe Schadstoffkonzentration (gelb) aufweist (Abb. 5.3, Bild 2).

In den Analysenergebnissen des Messstellenbündels / der Messstellengruppe wird die Verteilung der Schadstoffe deutlicher, da die drei Filterstrecken eine bestimmte Tiefe des Grundwasserleiters repräsentieren. Im obersten Filter wird eine Mischprobe mittlerer Belastung (mittel-orange) gewonnen. Dies kann auf den stark durchlässigen Bereich zurückgeführt werden, in dem ein schnellerer Transport von im Wasser gelösten Schadstoffen erfolgt. In der mittleren Filterstrecke weist die Mischprobe bereits eine geringe Belastung (gelb) auf. In der tiefsten Filterstrecke kann die Belastung nicht nachgewiesen werden.

Die Analysenergebnisse der Multi-Level-Messstelle erlauben eine detaillierte Beschreibung der Schadstoffverteilung. Die höchste Belastung (dunkel-orange) ist im stark durchlässigen Bereich nachweisbar. Die Belastungen im darüber- und darunter liegenden Filter sind sehr gering (weiß) bis gering (gelb), so dass die vertikale Ausbreitung der Schadstofffahne aktuell auf wenige Meter eingegrenzt werden kann. In den übrigen, tieferen Filterelementen der Multi-Level-Messstelle liegen sehr geringe Konzentrationen vor (weiß).

Zusammenhänge im heterogenen Grundwasserleiter

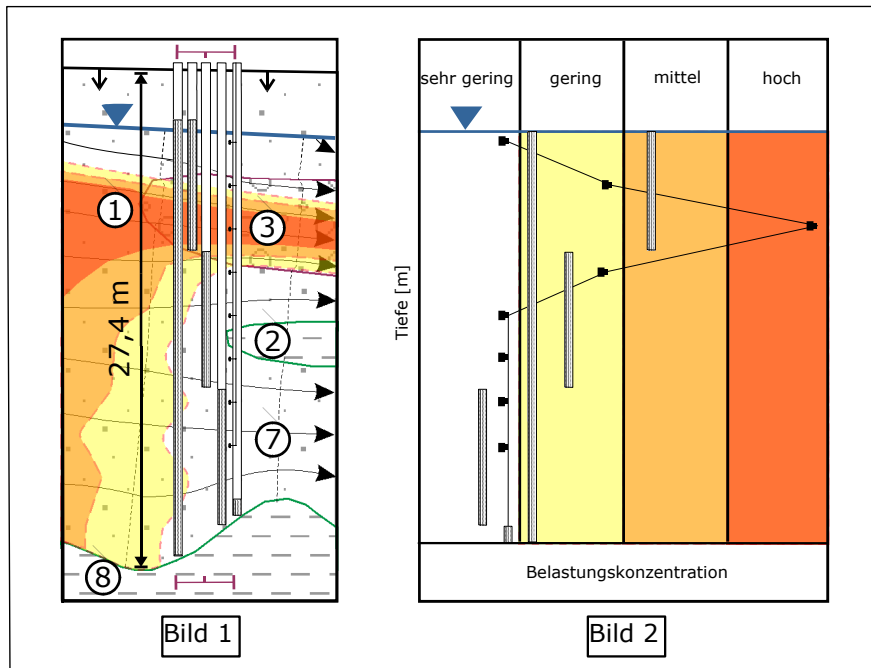


Abb. 5.3: Analysenergebnisse in Abhängigkeit vom Messstellenausbau im heterogenen Grundwasserleiter, Probenahmestelle im Bild 1: Ausschnitt aus Abb. 4.7

5.2.3 Analysenergebnisse in Abhängigkeit vom Messstellenausbau im tiefen Grundwasserleiter mit mehreren Stockwerken

Im tiefen Grundwasserleiter mit mehreren Stockwerken ist besonders auf den fachgerechten Ausbau der Grundwassermessstellen zwischen hydrogeologisch unterschiedlichen Einheiten zu achten. So sollte zum Beispiel die Filterstrecke einer voll verfilterten Messstelle (vollkommen) in jedem Stockwerk separat ausgebaut werden (Abb. 5.4, Bild 1: Ausschnitt aus Abb. 4.8). Bei der Multi-Level-Messstelle können unter Beachtung der hydraulischen Abdichtung zwischen den beiden Stockwerken die Filterelemente sowohl im ersten als auch im zweiten Stockwerk am Hauptstrang in einer Bohrung befestigt werden (Abb. 5.4).

Das Analysenergebnis (Abb. 5.4, Bild 2) der voll verfilterten Messstelle (vollkommen) zeigt im I. Stockwerk geringe Belastungen (gelb). Die Mischprobe der voll verfilterten Messstelle im II. Stockwerk weist sehr geringe Konzentrationen (weiß) auf. Dies grenzt die Verbreitung der Schadstoffe zunächst auf den oberen Grundwasserleiter ein. Die Lage der Schadstofffahne ist jedoch dadurch nicht bekannt.

Zusammenhänge im tiefen Grundwasserleiter

Das Ergebnis der obersten Filterstrecke des Messstellenbündels / der Messstellengruppe weist mit mittleren Konzentrationen (mittel-orange) auf die Ausbreitung der Schadstoffe im oberen Bereich der Grundwasserleiter hin (Abb. 5.4 rechts). In den beiden unteren Filterstrecken des I. Stockwerks liegen sehr geringe Belastungen (weiß) vor, die die Ausbreitung der Schadstoffe bis in diese Tiefe zunächst ausschließen.

In der Multi-Level-Messstelle kann die vertikale Verbreitung der Schadstofffahne durch die Probenahme an den tiefenspezifisch angebrachten Filterelementen genauer lokalisiert werden. Die hohe Belastung in den obersten Filterelementen (dunkel-orange) weist auf die Nähe zur Schadensquelle hin. Mit zunehmender Tiefe nimmt die in den Filterelementen ermittelte Belastung ab. Unterhalb des fünften Filterelementes werden nur noch sehr geringe Belastungskonzentrationen gemessen.

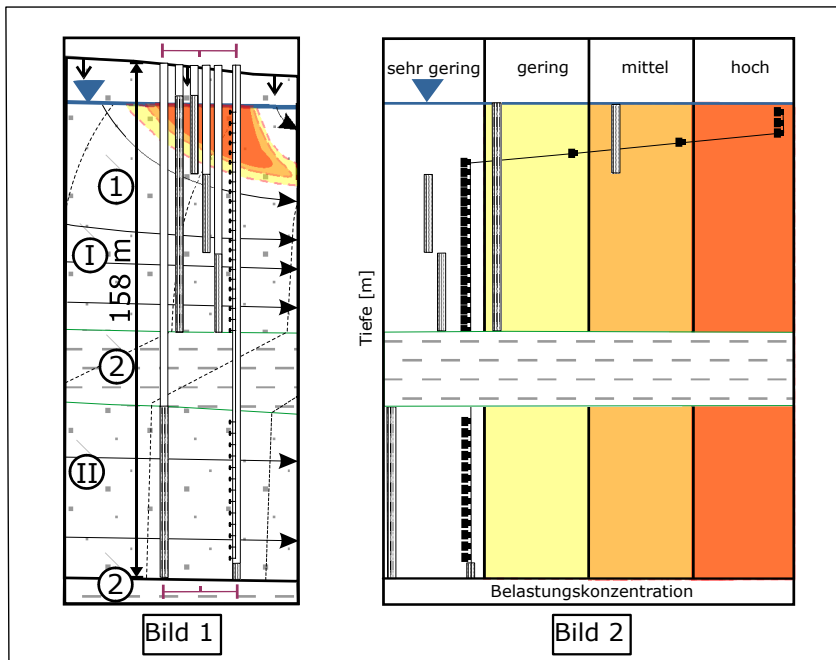


Abb. 5.4: Analyseergebnisse in Abhängigkeit vom Messstellenausbau im tiefen Grundwasserleiter mit mehreren Grundwasser-Stockwerken, Probenahmestelle im Bild 1: Ausschnitt aus Abb. 4.8

5.3 Verschleppung von Schadstoffen durch Grundwassermessstellen

Voll verfilterte Messstellen sind nur dort gerechtfertigt, wo als Erkundungsziel die Gewinnung einer Mischprobe angestrebt wird und Vertikalströmungen ausgeschlossen werden können (Dehnert et al, 2001). Gemeint sind dabei starke Vertikalströmungen, die zum Beispiel im Bereich einer Grundwasserscheide (Abb. 5.5), bei tief eingeschnittenen Bauwerken (Abb. 4.11) und in der Nähe von Vorflutern (Abb.4.15) auftreten können.

Verschleppung von Schadstoffen

Die Verschleppung von Schadstoffen im Bereich einer Grundwasserscheide wird hier am Beispiel des tiefen Grundwasserleiters dargestellt. Diese Situation gilt jedoch für alle hydrogeologischen Situationen, in denen starke vertikale Gradienten auftreten. Der Transport des Schadstoffes erfolgt in Abhängigkeit der hydraulischen und hydrochemischen Kennwerte bis zur Grundwassermessstelle. In dieser kann der Schadstoff aufgrund der direkten, hydraulischen Kopplung verstärkt bis an die Basis der Messstelle und somit tiefer in den Grundwasserleiter verschleppt werden (Abb. 5.5).

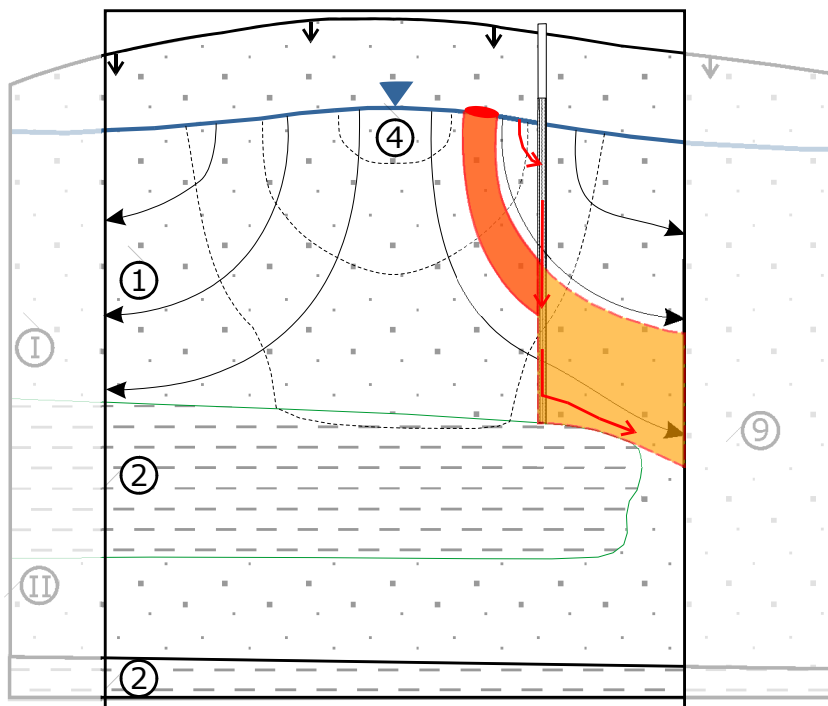


Abb. 5.5: Verschleppung von Schadstoffen durch hydraulische Kopplung über eine Messstelle bei starkem vertikalen Gradienten, Ausschnitt aus Abb. 2.4

6 Zusammenfassung

Die Arbeitshilfe mit dem Titel „Grundwasseruntersuchungen an Altlasten im Lockergestein – Zusammenhänge zwischen Untergrunderbau, Stoffverhalten, Messstellenausbau und Analysenergebnissen“ wurde für die Verwendung in der Praxis erstellt. Mit dieser Arbeitshilfe sollen die bei einer Probenahme gewonnenen Analysenergebnisse aus unterschiedlichen Grundwassermessstellenarten sachgerechter und zielführender beurteilt sowie neue Messstellen in Lage und Ausbau besser geplant werden können.

Die Gliederung der Arbeitshilfe wird im Kapitel 1 erläutert. Sie beruht auf der Zielsetzung der Arbeitshilfe, die betrachteten Zusammenhänge „einfach, aber richtig“ darzustellen. Dies bedeutet, dass die bei Altlasten im Lockergestein ablaufenden Prozesse in gut verständlicher und vor allem bildlicher Form erläutert werden. Dazu wurden unumgängliche Vereinfachungen vorgenommen.

Im zweiten Kapitel werden zunächst die Grundwasserlandschaften in NRW kurz vorgestellt. Drei typische Untergrundsituationen in NRW werden sodann verallgemeinernd zeichnerisch dargestellt und erläutert, um die Grundlagen für das Verständnis der dort ablaufenden, wesentlichen Transport- und Verteilungsprozesse zu vertiefen. Abgebildet werden ein homogener Grundwasserleiter, ein heterogener Grundwasserleiter und ein tiefer Grundwasserleiter mit mehreren Grundwasser-Stockwerken. Damit werden alle wesentlichen geologischen/hydrogeologischen Situationen von Lockergesteinsgrundwasserleitern in der Arbeitshilfe thematisiert.

Die graphischen Darstellungen der typischen Lockergesteinsgrundwasserleiter weisen alle dieselben Signaturen, denselben hydraulischen Gradienten und Durchlässigkeitsbeiwert für die jeweilige Art des Leiters (Grundwassergeringleiter, Grundwasserleiter, stark durchlässiger Grundwasserleiter) auf. So ist die Vergleichbarkeit der verschiedenen Untergrundsituationen gegeben. Dementsprechend gibt es auch eine gemeinsame Legende, die alle in der Arbeitshilfe verwendeten Signaturen und Symbole enthält.

Als Einstieg in die Thematik der Schadstoffausbreitung in Lockergesteinsgrundwasserleitern wird der homogene Grundwasserleiter vorgestellt. Er ist ein gleichförmig aufgebauter Grundwasserleiter und stellt somit einen Idealtypus dar. Der heterogene und der tiefe Grundwasserleiter mit mehreren Grundwasser-Stockwerken sind komplexer aufgebaut und weisen dementsprechend vielfältigere Möglichkeiten der Schadstoffausbreitung auf, die im weiteren Verlauf der Arbeitshilfe beispielhaft erläutert werden.

In Kapitel 3 werden wesentliche Schadstoffe aus Altlasten in Stoffklassen eingeteilt und die Charakteristika der jeweiligen Stoffklassen beschrieben. Dieses Kapitel befasst sich zunächst mit den Gesetzmäßigkeiten und Prozessen, d.h. hydrodynamischen Prozessen (Advektion, Dispersion, molekulare Diffusion, grundlegende Geschwindigkeitsbegriffe) sowie hydrogeochemischen und mikrobiell gesteuerten Prozessen und Stoffübergängen (Lösungs- und Fällungsreaktionen, Lösung aus eigener Phase, Redoxreaktionen/Abbau, Sorption/Kationenaustausch).

Zum besseren Verständnis der Stoffausbreitung in Lockergesteinsgrundwasserleitern werden typische Schadstoffe in der Arbeitshilfe in drei Stoffklassen mit ähnlichem Stoffverhalten unterteilt: die Stoffklasse „vollständige Lösung“, die Stoffklasse „Eigene Phase – Leichtphase (LNAPL)“ sowie „Eigene Phase – Schwerphase (DNAPL).“

Zu den Schadstoffen der Schadstoffklasse „vollständige Lösung“ zählen z.B. viele Alkohole, Pflanzenbehandlungsmittel bei niedrigen Eintragskonzentrationen oder auch leicht lösliche Salze.

Die Leichtphasen (LNAPL), zu denen die meisten BTEX und MKW bei hohen Stoffeinträgen gehören, sind Flüssigkeiten in nichtwässriger Phase und einer geringeren Dichte als Wasser. Schwerphasen (DNAPL), zu denen bei hohen Schadstoffeinträgen zum Beispiel die PAK und CKW zählen, sind Flüssigkeiten, die eine nichtwässrige Phase bilden und eine höhere Dichte als Wasser besitzen.

Im Anschluss an die Beschreibung und das Verhalten dieser Stoffklassen im Porengrundwasserleiter wird auf Grundlagen zur Ausbreitung von Schadstofffahnen eingegangen und eine Übersichtstabelle mit den zentralen Eigenschaften von Beispielschadstoffen aus den jeweiligen Schadstoffklassen präsentiert.

In Kapitel 4 werden Schadstoffausbreitungszeichnungen dargestellt, d.h. für alle Stoffklassen wird unter Beachtung ihres Stoffverhaltens für jeden ausgewählten Untergrundaufbau und für unterschiedliche Eintragsstellen das zu erwartende Ausbreitungsverhalten schematisch dargestellt.

So wird zunächst die Ausbreitung der Schadstoffklasse „vollständige Lösung“ sowie der Schadstoffklassen „Leichtphasen – LNAPL“ und „Schwerphasen – DNAPL“ im homogenen Grundwasserleiter dargestellt und erläutert. Anschließend werden die Ausbreitungsszenarien in den komplexer aufgebauten heterogenen und tiefen Porengrundwasserleitern präsentiert und beschrieben. Hier zeigt sich die Komplexität der Schadstoffausbreitung, deren Kenntnis zum Verständnis eines gewonnenen Analyseergebnisses bei einer Grundwasserprobenahme an verschiedenen Orten und Tiefen der beschriebenen Porengrundwasserleiter notwendig ist. Auch bei der Planung neuer Messstellen ist das Verständnis für die aufgezeigten Zusammenhänge erforderlich.

Ferner werden in Kapitel 4 Sonderfälle der Grundwasserströmung und des Stofftransports aufgezeigt, die durch Bauwerke im Grundwasserleiter (Parkhaus, U-Bahn, Fundament etc.), die Drainwirkung undichter Leitungen und Kanäle, Hochwasserereignisse oder das Abschalten einer Grundwasserförderung hervorgerufen werden können.

Im 5. Kapitel werden die Auswirkungen unterschiedlicher Messstellenausbauten auf das Analysenergebnis dargestellt. Unterschieden wird zwischen den vier Messstellenarten „Grundwassermessstellen, voll verfiltert“, „Grundwassermessstellen, einfach verfiltert“, „Messstellengruppe/Messstellenbündel“ und „Multi-Level-Messstellen“. Diese Messstellenarten werden zeichnerisch dargestellt und beschrieben und anschließend an unterschiedlichen Orten in die Schadstoffausbreitungszeichnungen integriert. Die zu erwartenden Ergebnisse entsprechender Proben werden beschrieben.

Kapitel 6 präsentiert die Zusammenfassung der Arbeitshilfe.

In Kapitel 7 wird die im Text verwendete Literatur sowie weiterführende Literatur zu den verschiedenen Themen zusammengestellt.

Ergänzt wird die Arbeitshilfe in zwei Anhängen durch Praxisbeispiele sowie die Darstellung der Zusammenhänge zwischen Messstellenausbau und erforderlicher Förderdauer zur sachgerechten Entnahme von Grundwasserproben. Ein Glossar, in dem zentrale hydrogeologische Begriffe erläutert werden, und ein Stichwortverzeichnis schließen die Arbeitshilfe ab.

7 Literaturverzeichnis

7.1 Zitierte Schriften

- Adam, C., Glässer, W. & Hölting, B. (2000): Hydrogeologisches Wörterbuch.- Stuttgart (Enke).
- Appelo, C. A. J. & Postma, D. (1994): Geochemistry, groundwater and pollution. 2nd ed.- Leiden (A. A. Balkema).
- Bartetzko, G., Rippen, G. & Wiesert, P. (1999): Erarbeitung von Programmen zur Überwachung von altlastverdächtigen Flächen und Altlasten. In: Umweltbundesamt (Hrsg.): Altlastensanierung/Flächenrecycling. UBA-Text 96/99.
- Bucheli, T.D. & Gustafsson, Ö. (2000): Quantification of the soot-water distribution coefficient of PAHs provides mechanistic basis for enhanced sorption observations. *Environmental Science and Technology*, 34, S. 5144-5151.
- BWK Bund der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau e.V. (2004): „Erarbeitung von Leistungsbeschreibungen und Leistungsverzeichnissen zur Grundwasserprobenahme bei Altlasten im Lockergestein“. BWK-Merkblatt 5 (Gelbdruck) – ISBN 3-936015-11-2 - Düsseldorf
- Christen, H. R. (1971): Grundlagen der allgemeinen und anorganischen Chemie, 3. Aufl.- Aarau, Frankfurt (Sauerländer, Salle).
- Dehnert, J., Kuhn, K., Grischek, T., Lankau, R., Nestler, W. (2001): Verschleppung von Wasserinhaltsstoffen durch vertikale Strömungen in voll verfilterten Grundwassermessstellen. In: Dechema e.V. (Hrsg.): 3. Symposium Natural Attenuation-Umsetzung, Finanzierung, Perspektiven Frankfurt a.M.
- DIN 4049-3 (1994):Hydrologie – Teil 3: Begriffe zur quantitativen Hydrologie.- Berlin (Beuth).
- DIN EN ISO 5667-3 (2004): Wasserbeschaffenheit - Probenahme - Teil 3: Anleitung zur Konservierung und Handhabung von Wasserproben. - Berlin (Beuth).
- DIN EN ISO 6708 (1995): Rohrleitungsteile – Definition und Auswahl von DN (Nennweite); deutsche Fassung EN ISO 6708: 1995. - Berlin (Beuth).
- DIN 38402-13 (1985): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung - Allgemeine Angaben (Gruppe A) – Teil 13: Probenahme aus Grundwasserleitern.- Berlin (Beuth).
- DVGW Deutsche Vereinigung des Gas- und Wasserfaches e. V. (2001): Entnahme von Wasserproben bei der Erschließung, Gewinnung und Überwachung von Grundwasser. Technische Regel, W 112.- Berlin (Beuth).
- DVGW Deutsche Vereinigung des Gas- und Wasserfaches e. V. (1988): Bau und Ausbau von Grundwassermessstellen. Technische Regel, W 121.- Berlin (Beuth).

- DVWK Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e. V. (1990): Einflüsse von Messstellenausbau und Pumpenmaterialien auf die Beschaffenheit einer Wasserprobe. Mitteilungen, MI 20.- Bonn (Kommissionsvertrieb Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser mbH).
- DVWK Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau (1992): Entnahme und Untersuchungsumfang von Grundwasserproben. DVWK-Regeln zur Wasserwirtschaft. Heft 128.- Bonn (Kommissionsvertrieb Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser mbH).
- DVWK Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e. V. (1997): Tiefenorientierte Probennahme aus Grundwassermeßstellen. DVWK-Merkblätter zur Wasserwirtschaft. Heft 245.- Bonn (Kommissionsvertrieb Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser mbH).
- GLA Geologisches Landesamt Nordrhein Westfalen (1999): Im Grunde Wasser. Hydrogeologie in Nordrhein-Westfalen. Online in Internet (Stand 23.10.2006):http://www.gd.nrw.de/zip/bro_w.pdf?PHPSESSID=0b58a1b8252bdfa673109586243e5554.
- Grathwohl, P. (1992): Die molekulare Diffusion als limitierender Faktor bei der Sanierung von Boden- und Grundwasserkontaminationen. In: Umweltwissenschaften und Schadstoffforschung 4 (4), S. 231-236.
- Grathwohl, P., Merkel, P., Schüth, C. & Pyka, W. (1995): Einfluß der Sorptionskinetik auf das Verhalten organischer Schadstoffe im Untergrund: Transport, Grundwassergefährdung und Sanierung. In: Deutsche Geologische Gesellschaft (Hrsg.): Zeitschrift der Deutschen Geologischen Gesellschaft, Band 146, S. 8-16.- (Schweizerbart).
- Hintermaier-Erhard G. & Zech, W. (1997): Wörterbuch der Bodenkunde. Systematik.- Stuttgart (Enke).
- HLUG Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie (2002): Untersuchungen von altlastverdächtigen Flächen und Schadensfällen. Handbuch Altlasten, Band 3, Teil 2.- Wiesbaden.
- HLUG Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie (2004): Arbeitshilfe zu überwachten natürlichen Abbau- und Rückhalteprozessen im Grundwasser (Monitored Natural Attenuation MNA). Handbuch Altlasten, Band 8, Teil 1.- Wiesbaden.
- Hölting, B. & Coldewey, W. G. (2005): Hydrogeologie. Einführung in die Allgemeine und Angewandte Geologie, 6. Aufl.- München (Elsevier).
- ISO 6107-2 (2006): Wasserbeschaffenheit – Begriffe - Teil 2. - Berlin (Beuth).
- ITVA Ingenieurtechnischer Verband Altlasten e.V. (2004): Monitored Natural Attenuation. Arbeitshilfe, Heft 1, 12.
- Kästner, M. (2001). Sorption und Festlegung von PAK. In: Wiesner, J. (Hrsg.): Fachtagung Sanierung und Entwicklung teerkontaminierter Standorte. Frankfurt a. M., Dechema e.V., S. 45-69.
- Kinzelbach, W. (1987): Numerische Methoden zur Modellierung des Transports von Schadstoffen im Grundwasser.- München (Oldenbourg).
- Kinzelbach, W. & Rausch, R. (1995): Grundwassermodellierung: eine Einführung mit Übungen.- Berlin (Borntraeger).
- Kozeny, J. (1953): Hydraulik: ihre Grundlagen und praktische Anwendungen.- Wien (Springer).

- Langguth, H.-R. & Voigt, R. (2004): Hydrogeologische Methoden, 2. Aufl.- Berlin, Heidelberg (Springer).
- Liebich, D., Rosenberg, M., Schäfer, J. & Jütte, J. (2000): Sanierung einer ehemaligen Gaskokerei in Düsseldorf. Terra Tech, 2. S. 21-25
- LfU BW Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (1995): Handbuch Altlasten und Grundwasserschadensfälle. Hydraulische und pneumatische in-situ Verfahren. Materialien zur Altlastenbearbeitung, Bd. 16 u. 17.- Karlsruhe.
- LfU BW Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (1999): Stand des Wissens bezüglich der Beprobung von Grundwasser bei Altlasten. Literaturstudie, ausgeführt durch VEGAS.- Universität Stuttgart.
- LfW Bayrisches Landesamt für Wasserwirtschaft (2002): Entnahme und Untersuchung von Wasserproben bei Altlasten, schädlichen Bodenveränderungen und Gewässerverunreinigungen. Merkblatt Nr. 3.8/6.
- LUA Landesumweltamt Brandenburg (1998): Gewinnung von Boden-, Bodenluft- und Grundwasserproben im Rahmen der Altlastenbearbeitung. Materialien zur Altlastenbearbeitung, Band 8.
- LUNG MV Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (Stand Mai 2004): Leitfaden zur Altlastenbearbeitung. Heft 2.
- LWA NRW Landesamt für Wasser und Abfall Nordrhein-Westfalen (Hrsg.) (1991): Probenahme bei Altlasten. LWA-Materialien 1/91.- Düsseldorf.
- Michels, J. et al. (2001): Leitfaden "Biologische Verfahren zur Bodensanierung". DECHEMA, Gesellschaft für Chemische Technik und Biotechnologie e.V. , Umweltbundesamt (Hrsg.), Projektträger Abfallwirtschaft und Altlastensanierung im Auftr. des Bundesministeriums für Bildung und Forschung.
- Müller, T. (1999): Wörterbuch und Lexikon der Hydrogeologie.- Berlin, Heidelberg (Springer).
- NLFB Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung (2006): Erkundungsmethoden online. Online in Internet (Stand 23.10.2006): http://www.nlfb.de/altlasten/produkte/alahabu/hbr-2_2_2_6.html.
- Obst, U. & Seibel, F. (1997): Biologische und ökotoxikologische Grundlagen. In: Fachgruppe Wasserchemie in der GDCh (Hrsg.): Chemie und Biologie der Altlasten.- Weinheim (VCH), S. 43-88.
- Rügner, H. (1998): Einfluß der Aquiferlithologie des Neckartals auf die Sorption und Sorptionskinetik organischer Schadstoffe.- Tübinger Geowissenschaftliche Arbeiten, Reihe C: Hydro-, Ingenieur- und Umweltgeologie, C 39.
- Schmitt, R., Langguth, H. R. & Püttmann, W. (1998): Abbau aromatischer Kohlenwasserstoffe und Metabolitenbildung im Grundwasserleiter eines ehemaligen Gaswerkstandortes. In: Grundwasser 2/98, S. 78-86.
- Schöttler, U. (1997): Physikalisch-chemische Reaktionen von Sickerwasserinhaltsstoffen. In: Fachgruppe Wasserchemie in der GDCh (Hrsg.): Chemie und Biologie der Altlasten.- Weinheim (VCH), S. 104-115.
- Sims, R. C. & Overcash, M. R. (1983): Fate of polynuclear aromatic compounds (PNAs) in soil-plant systems. Residue reviews, 88, S. 1-68.

- Stupp, H.D. & Paus, L. (1999): Migrationsverhalten organischer Grundwasserinhaltsstoffe und daraus resultierende Ansätze zur Beurteilung von MNA. In: Terra Tech 5/1999, S. 32-37.
- Stupp, H.D. (2001): DNAPL in Boden und Grundwasser. Verhalten von LCKW und PAK-Ölen. In: Handbuch der Altlastensanierung 12/2001.
- Stupp, H.D. & Püttmann, W. (2001): Migrationsverhalten von PAK in Grundwasserleitern. In: Altlasten Spektrum 3/2001, S. 128-136.
- Stupp, H. D. (2002): Migration und Dechlorierung von LCKW in Grundwasserleitern. In: Altlasten-Spektrum, 3/2002, S. 129-139.
- TLUG Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie (2002): Altlastenleitfaden Teil II. Erkundung und Untersuchung von altlastverdächtigen Flächen, S. 139 ff.
- Verschueren, K. & Visschers, M. J. (1988): The Bioavailability of Chemicals in Waste Products and polluted Soil. Toxicological and Environmental Chemistry (Taylor and Francis), 16, S. 245-258.
- Wasserwirtschaftsamt Landshut (2006): Hinweise zu Stoffeigenschaften von LHKW, BTX, KW, PAK. Online in Internet (Stand 23.10.2006): <http://www.mtbe.de/chemphys.html>.
- Wiedemeier, T. H., Rifai, H. S., Newell C. J. & Wilson, J. T. (1999): Natural attenuation of fuels and chlorinated solvents in the subsurface.- United States (John Wiley & Sons).
- Wislocki, P. G. & Lu, A. Y. H. (1988): Carcinogenicity and mutagenicity of proximate and ultimate carcinogens of polycyclic aromatic hydrocarbons. S. 1-30. In: Yang, S. K. & Silverman, B. D. (Hrsg.): Polycyclic aromatic hydrocarbon carcinogenesis: structure-activity relationships. 1, CRC-Press, Boca Raton.
- Wisotzky, F. & Eckert, P. (1997): Sulfat-dominierter BTEX-Abbau im Grundwasser eines ehemaligen Gaswerksstandortes. Grundwasser 2,1, S. 11-21.
- Wisotzky, F. (2003): Saure Bergbauwässer (Acid Mine Drainage) und deren Qualitätsverbesserung durch Zugabe von alkalisch wirkenden Zuschlagstoffen zum Abraum: Untersuchungen im Rheinischen Braunkohlenrevier. In: Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (2003): Deutsches Gewässerkundliches Jahrbuch, Besondere Mitteilungen, S. 61.
- Wisotzky, F., Schulte, U., Frentjen, H., Eisenberg, V., Kluge, M. & Micke, D. (2005): Hydro- und isotopengeochemische Untersuchungen sowie Indikatoren von (E)NA-Prozessen an einem ehemaligen Gaswerksstandort. In: Bochumer Geowissenschaftliche Arbeiten: Bochumer Grundwassertag. Natürliche Schadstoffminderung (NA) im Grundwasser, Heft 6, S. 24-34.
- Wisotzky, F. & Bender, S. (2005): Organische Hydrochemie. Lehrstuhl Angewandte Geologie, Ruhr-Universität Bochum. Skript.
- Zheng, C. & Bennett, G. D. (2002): Applied contaminant transport modelling. John Wiley & Sons, Inc., New York, S. 654.

7.2 Weiterführende Literatur

- Bahrig, B. & Losher, A. (1998): Grundwasserprobenahme: Auswirkungen auf Planung und Begleitung von Sanierungsmaßnahmen. UTECH, 9. Kongress Grundwassersanierung, Berlin 19.-20.2.1998.
- Barcelona, M. J., Gibb, J. P., Helfrich, J. A. & Garske, E.E. (1985): Practical guide for ground-water sampling. Water Serv., Champaign, IL, United States.
- Barczewski, B., Grimm-Streele, J. & Bisch, G. (1993): Überprüfung von Grundwasserbeschaffenheitsmessstellen. In: Wasserwirtschaft 83 (2). S. 72-78.
- BBodSchG Bundes- Bodenschutzgesetz vom 17.03.1998; BGBl. I Nr. 16 vom 24.03.1998, S. 502 ff.
- BBodSchV Bundes- Bodenschutz- und Altlastenverordnung vom 12.07.1999; BGBl. I Nr. 36 vom 16.07.1999, S. 1554 ff.
- Boulding, J. R. & Barcelona, M. J. (1991): Geochemical sampling of subsurface solids and ground water. In: EPA: Site characterization for subsurface remediation. EPA/625/4-91/026.
- BWK Bund der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau e.V. (2004): Erarbeitung von Leistungsbeschreibungen und Leistungsverzeichnissen zur Grundwasserprobenahme bei Altlasten im Lockergestein. BWK-Merkblatt. Entwurf.
- DIN 4021 (1990): Baugrund; Aufschluß durch Schürfe und Bohrungen sowie Entnahme von Proben.- Berlin (Beuth).
- DIN 4023 (2006): Geotechnische Erkundung und Untersuchung - Zeichnerische Darstellung der Ergebnisse von Bohrungen und sonstigen direkten Aufschlüssen.- Berlin (Beuth).
- DIN 4030-2 (1991): Beurteilung betonangreifender Wässer, Böden und Gase - Teil 2: Entnahme und Analyse von Wasser- und Bodenproben. - Berlin (Beuth).
- DIN 4925-1 (1999): Filter- und Vollwandrohre aus weichmacherfreiem Polyvinylchlorid (PVC) für Brunnen – Teil 1: DN35 bis DN100 mit Whitworth-Rohrgewinde.- Berlin (Beuth).
- DIN 4925-2 (1999): Filter- und Vollwandrohre aus weichmacherfreiem Polyvinylchlorid (PVC) für Brunnen – Teil 2: DN100 bis DN200 mit Trapezgewinde.- Berlin (Beuth).
- DIN EN ISO 6107-2 (1997): Wasserbeschaffenheit - Begriffe - Teil 2. - Berlin (Beuth).
- DIN EN ISO 6708 (1995-09): Rohrleitungsteile – Definition und Auswahl von DN (Nennweite); deutsche Fassung EN ISO 6708: 1995. - Berlin (Beuth).
- DIN EN 25667-1 (1993): Probenahme – Teil 1: Anleitung zur Aufstellung von Probenahmeprogrammen. - Berlin (Beuth).
- DIN EN 25667-2 (1993): Probenahme – Teil 2: Anleitung zur Probenahmetechnik. - Berlin (Beuth).
- DVWK Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau (1989): Stofftransport im Grundwasser. Schriftenreihe DVWK, 83.- Hamburg (Parey).

- DVWK Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau (1989): I. Grundwassermeßgeräte – Grundwassermeßgeräte zur Ermittlung physikalischer und physikochemischer Parameter im Grundwasser. II. Datensammler für die Grundwassermessung. Schriftenreihe DVWK, Heft 84, Teil II.- Hamburg (Parey).
- Gerdes, H. (2003): Die vertikale Verteilung von Schadstoffen im Grundwasser – ein wesentlicher Aspekt für die Sanierung. In: Altlasten-annual 2003.- Wiesbaden. S. 99-105.
- Henschler, D. (1990): Wichtige Gifte und Vergiftungen. In: Forth, W., Henschler, D. & Rummel, W. (Hrsg.): Pharmakologie und Toxikologie.- Mannheim (BI Wissenschaftsverlag), S. 739-835.
- ISO 5667-11 (1993): Water quality – Sampling – Part 11: Guidance on the sampling of groundwaters.
- ISO 5667-14 (1998): Water quality - Sampling - Part 14: Guidance on quality assurance of environmental water sampling and handling.
- ISO 5667-18 (2001): Water quality – Sampling – Part 18: Guidance on the sampling of groundwater at contaminated sites.
- Käss, W. (1989): Grundwasser-Entnahmegерäte – Zusammenstellung von Geräten für die Grundwasserentnahme zum Zweck der qualitativen Untersuchung. In: DVWK Schriften 84. S. 121-172.
- LABO Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz & Ala Altlastenausschuss der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (n.n.e): Arbeitshilfe Sickerwasserprognose bei Detailuntersuchungen.
- LABO Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz & LAWA Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (n.n.e): Grundsätze des nachsorgenden Grundwasserschutzes bei punktuellen Schadstoffquellen.
- LAGA Länderarbeitsgemeinschaft Abfall : Technische Regeln für die Überwachung von Grund-, Sicker- und Oberflächenwasser sowie oberirdischer Gewässer bei Abfallentsorgungsanlagen.
- LAWA Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (1993): Grundwasserrichtlinie, Teil 3; 03.93, AQS Merkblatt P 8/2; 01.96.
- LfU BW Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg.) (1994): Grundwasserüberwachungsprogramm. Beprobung von Grundwasser – Literaturstudie.- Karlsruhe.
- LfU Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (2001): Grundwasserüberwachungsprogramm: Leitfaden für Probenahme und Analytik. 2., unv. Aufl., Grundwasserschutz 15.- Karlsruhe.
- LUG Landesanstalt für Umwelt und Geologie Sachsen (Hrsg.) (1997): Simulation von Grundwasserströmungs- und Schadstofftransportprozessen in Lockergesteinsgrundwasserleitern im Rahmen der Altlastenbehandlung. Materialien zur Altlastenbehandlung 6/1997.
- LWA NRW Landesamt für Wasser und Abfall Nordrhein-Westfalen (Hrsg.) (1991): Leitfaden zur Grundwasseruntersuchung bei Altablagerungen und Altstandorten. LWA-Materialien.- Düsseldorf
- Odensass, M. (2001): Beurteilung von „Natural Attenuation“- Prozessen im Grundwasser. In: Altlasten-Aktuell 8/2001.S. 52-73.
- Paus, L. & Stupp, H.D. (1999): Vertikalströmungen in Lockergesteinsaquiferen. In: Terra Tech 4/1999. S. 41-45.

- Remmler, F. (1990): Einflüsse von Messstellenausbau und Pumpenmaterialien auf die Beschaffenheit einer Wasserprobe. DVWK-Mitteilungen. Heft 20.- Hamburg (Parey).
- Stupp, H.D. & Schmidt, T. (2007/2001): Verhalten von DNAPL im Untergrund unter besonderer Berücksichtigung der LCKW. In: Altlastenspektrum 6/2000 (Teil 1) und 1/2001 (Teil 2).
- Toussaint, B. (1994): Technik der Grundwasserbeprobung aus Sicht eines Hydrogeologen. In: HLUG (Hrsg.): Grundwasser-Monitoring, Heft 185, S.83.
- Toussaint, B. (1997): Probenahme von Grundwasser im Rahmen der Qualitätssicherung bei der Grundwasseranalytik. Grundwassersanierung 1997 – Rechtliche und naturwissenschaftliche Fragen, Großprojekte, Fallbeispiele. UTECH Berlin Umwelttechnologieforum vom 19.-20.02.1997.- Berlin (E. Schmidt). S. 271-288.
- Weyer, K. U. (1996): Darlegung und Anwendung der Dynamik von Grundwasserfließsystemen auf die Migration von gelösten Schadstoffen im Grundwasser. Umweltbundesamt.- Berlin.

Anhang I Praxisbeispiele

Bei den hier aufgeführten Beispielen handelt es sich um ausgewählte Fälle von Mitgliedern des Arbeitskreises, die einzelne Fragestellungen der Arbeitshilfe aus Sicht der Praxis vertiefen, jedoch keinen Anspruch auf Repräsentativität oder herausragende Bedeutung erheben.

I.1 Tiefenverteilung einer Schadstoffbelastung (Leicht- und Schwerphase) an einem ehemaligen Gaswerksstandort (Autor: P. Eckert, Stadtwerke Düsseldorf AG)

Ende des 19. Jahrhunderts wurde die Gaskokerei Düsseldorf-Flingern zur Erzeugung von Stadtgas aus Kohle in Betrieb genommen. Nach mehrfachen Um- und Ausbaumaßnahmen entstanden auf einer Gesamtfläche von etwa 170.000 m² Produktionsstätten für Stadtgas, Koks, Teer, Ammoniak, Benzole und Kraftstoffe. Nach der Umstellung auf Erdgas wurde die Gaskokerei am 17. Mai 1968 stillgelegt und die durch Rückbau freiwerdenden Flächen teilweise vermietet, bzw. als Betriebs-hof genutzt.

Bei Erdarbeiten zur Verlegung von Rohrleitungen wurden in den achtziger Jahren massive Boden- und daraufhin auch Grundwasserbelastungen durch gaswerkwerkstypische Schadstoffe festgestellt. In Abstimmung mit dem Umweltamt der Stadt Düsseldorf erfolgten seit 1991 Erkundungen und nachfolgend aktive Sanierungsmaßnahmen (Liebich et al. 2000). Die in einem Sanierungsrahmenkonzept zwischen der Stadt Düsseldorf und dem Grundstückseigentümer, der Stadtwerke Düsseldorf AG, vereinbarten Maßnahmen ermöglichten die Umnutzung des ehemaligen Gaswerksgeländes. Basierend auf der durchgeführten Nutzungsrecherche und der Gefährdungsabschätzung konnten insbesondere die ehemalige Benzolfabrik, die Gasreinigerstraße, die Teergruben sowie die Spaltanlagen zur Herstellung von Kraftstoffen als potenzielle Verunreinigungsquellen identifiziert werden. Der kiesig-sandige Grundwasserleiter der Niederterrasse des Rheins weist eine hohe Durchlässigkeit auf (Wisotzky & Eckert 1997).

Die folgende Abbildung I.1 zeigt die Konzentrationsverteilung von Schadstoffen über die Tiefe, die sich aus einer Leicht- (hier: BTEX) und einer Schwerphase (hier: Acenaphthalin) gelöst haben. Ermittelt wurden die Werte anhand der Beprobung einer Multi-Level-Messstelle am Standort Flingern.

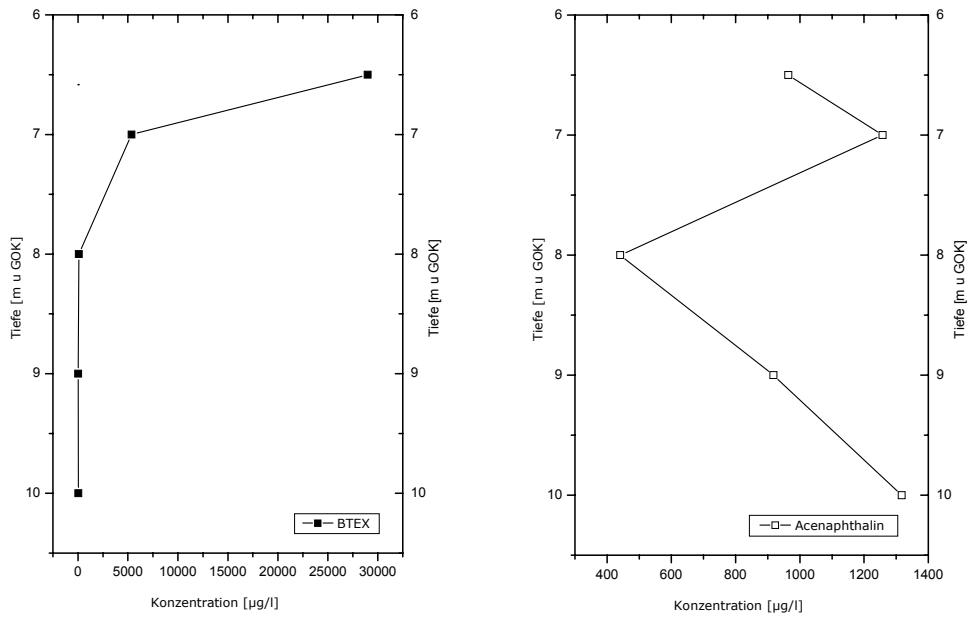


Abb. I.1: Konzentrationsverteilung von gelösten Schadstoffen aus einer Leichtphase (BTEX) und einer Schwerphase (Acenaphthalin) über die Tiefe in einer Multi-Level- Messstelle am Standort Düsseldorf-Flingern

Deutlich erkennbar ist in Abbildung I.1 der Unterschied in der Konzentrationsverteilung der aus der Leichtphase (BTEX) (links) und der Schwerphase (Acenaphthalin) (rechts) gelösten Stoffe über die Tiefe.

Die Konzentrationsverteilung der aus der Leichtphase gelösten Stoffe (Abb. I.1, links) zeigt eine starke Abnahme mit der Tiefe (vgl. z.B. Abb. 4.2). Dies beruht darauf, dass die zusammenhängende Leichtphase auf der Grundwasseroberfläche bzw. der geschlossenen Kapillarzone aufschwimmt und die Grundwasserbelastung durch den BTEX-Schadensfall somit nur im oberen Bereich des Grundwasserleiters auftritt.

Die Konzentrationsverteilung der aus der Schwerphase gelösten Stoffe (Abb. I.1, rechts) ist hingegen über die gesamte Tiefe deutlich messbar, da sich die Schwerphase offenbar im Laufe der Zeit in die Tiefe verlagert hat und sich somit über die gesamte Mächtigkeit des Grundwasserleiters eine Grundwasserbelastung eingestellt hat (vgl. z.B. Abb. 4.4). Über die gesamte Mächtigkeit verbleibende Residualphasen (Schadstofftröpfchen) speisen die Schadstofffahne des Acenaphthalins auch nach dem Absinken der zusammenhängenden Phase.

I.2 Flächenkartierung einer komplexen Schadstoff-fahne (Autor: G. Schellartz, Stadtverwaltung Düsseldorf, Umweltamt)

I.2.1 Untersuchungsgebiet Niederrheinische Bucht

Die Niederrheinische Bucht ist durch zahlreiche Schollen geprägt, deren Porengrundwasserleiter im Wesentlichen durch quartäre und tertiäre Sedimente aufgebaut sind. In den quartären Porengrundwasserleitern der Niederterrasse des Rheins bestehen meist konstante Fließrichtungen. Stellen- und zeitweise können jedoch auch influente Verhältnisse oder Schwankungen der Fließrichtung beobachtet werden. Die Porengrundwasserleiter der Niederrheinischen Bucht sind sehr ergiebige bis ergiebige Grundwasservorkommen (Abb. 2.1).

I.2.2 Erfassung der Schadstoffausbreitung

Bereits Anfang der 1980er Jahre wurden in der Stadt Düsseldorf erste Grundwasserverunreinigungen durch CKW festgestellt und in der Folge potenzielle altlastverdächtige Flächen aufgenommen. Die hier vorgestellte Grundwasserverunreinigung (CKW, Frigen-11) resultiert aus verschiedenen Schadstoffeinträgen, wobei sich die von den Eintragsstellen ausgehenden Fahnen zu einer Gesamtfahne überlagern. Aus hydrochemischen Untersuchungen geht hervor, dass im unmittelbaren Unterstrom mehrerer Eintragsstellen erhöhte Schadstoffkonzentrationen (CKW, Frigen-11) im oberen Grundwasserleiter auftreten.

Seit Anfang der 80er Jahre erfolgt die iterative Erfassung der horizontalen und vertikalen Ausdehnung der Gesamtverunreinigung und soweit möglich deren qualitative und quantitative Zuordnung zu den verschiedenen Eintragsstellen. Hierzu wurden zahlreiche Grundwassermessstellen (377 einfach - häufig unvollkommen - verfilterte Messstellen, 19 Mehrfachmessstellen) und Brunnen (14 städtische und 22 private Sauerbrunnen, 13 Wasserrechtsbrunnen, 4 Trinkwassernotbrunnen, 5 Gartenbrunnen) herangezogen, wobei die überwiegende Zahl der Grundwassermessstellen unter Berücksichtigung der städtischen Bebauung neu errichtet wurde (Abb. I.2.1). Soweit möglich wurden dabei Messstellenriegel quer zur Fließrichtung und die Mehrfachmessstellen möglichst in den Fahnenachsen vor und hinter den jeweiligen Eintragsstellen positioniert. Anhand dieses umfassenden Messstellennetzes wird erkennbar, dass sich die Belastung heute auf einer Fläche von ca. 2,3 km² über den Grundwasserleiter verteilt und auch noch in tieferen Bereichen nachgewiesen werden kann (Abb. I.2.1). Die Fahnenlänge beträgt ca. 4,2 km.

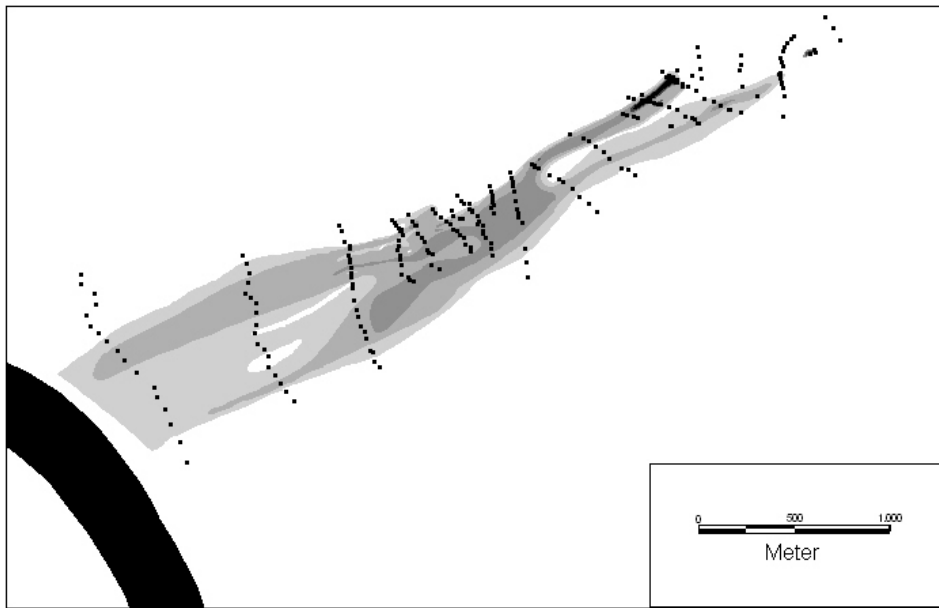


Abb. I.2.1: Ausbreitung einer komplexen Schadstofffahne (CKW, Frigen-11) mit mehreren Eintragsquellen bis zum Rhein. Die Grauabstufung zeigt die Höhe der Belastungskonzentration an (dunkelgrau: hoch, grau: mittel, hellgrau: gering). Die Punkte repräsentieren vorhandene Grundwassermessstellen.

Seit 1991 werden von der Stadt Düsseldorf und den Pflichtigen verschiedene Maßnahmen zur Sanierung der Grundwasserverunreinigung durchgeführt (pump & treat, AirSparing mit Bodenluftefassung). Eine Sanierung der Eintragsstellen erfolgte teilweise schon vor 1991 und wird z.T. bis heute noch betrieben.

Die weitergeführte Recherche hinsichtlich potenzieller Eintragsstellen führte zur Überprüfung einer chemischen Reinigung im Norden der Schadstofffahne (Abb. I.2.2.). Aufgrund der dort ermittelten kleinen absoluten Messwerte erschien dieser Standort trotz eines geringen Konzentrationsanstieges vom Zu- zum Abstrom (7 auf 54 µg/l) zunächst nicht verdächtig (Abb. I.2.2, Nr. 1 oranges Rechteck). Bodenluftauffälligkeiten im Grundstücksbereich und am Hausanschlusskanal, die nicht von der Abstrommessstelle des Gesamtstandortes erfasst werden, führten zu einer weiteren Verdichtung des Grundwassermessstellennetzes. Eine neu errichtete Multi-Level-Messstelle ergibt eine Abstromkonzentration in dem vergleichbaren oberen Grundwasserhorizont von über 2000 µg/l. Tiefenspezifisch gewonnene Grundwasserproben bestätigen durch eine deutliche Konzentrationsabnahme in tieferen Schichten des quartären Grundwasserleiters eine weitere Eintragsquelle in diesem Bereich (Abb. I.2.2, Nr. 2 oranges Rechteck).

Die weitere Eingrenzung der Verdachtsflächen erfolgte entlang potenzieller Eintragspfade, wie zum Beispiel privater und öffentlicher Kanäle (Abb. I.2.2, Nr. 3 oranges Rechteck). Erst mit diesen kleinräumig differenzierten Untersuchungen ist es möglich geworden, die horizontale Ausbreitung der Schadstofffahne genauer zu fassen, die auf eine Schadstoffemission im Bereich von Kanälen zurückzuführen ist.

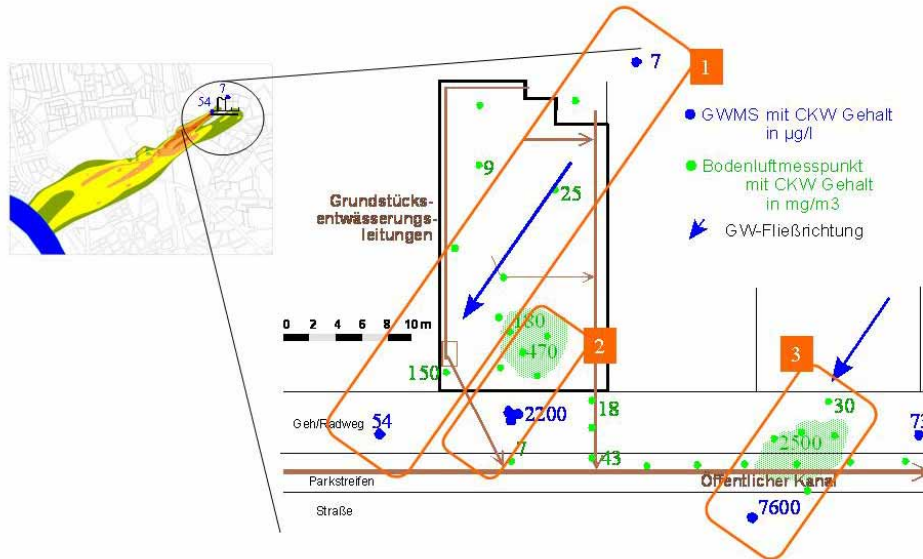


Abb. I.2.2: Lokalisierung der für die Fahnausbreitung relevanten Eintragsstellen von Schadstoffen ins Grundwasser

I.3 Grundwasserbelastungen durch Altlasten im Bereich der Halterner Sande (Oberkreide) im südwestlichen Münsterland (Autor: B. Meyer, Geologischer Dienst NRW)

I.3.1 Verbreitungsgebiet der Haltern-Schichten

Der Porengrundwasserleiter der Haltern-Schichten liegt im südlichen Münsterland (Abb. 2.1) in einer Ausdehnung von mehr als 600 km² und Mächtigkeiten bis über 300 m. Wegen der großen Ergiebigkeit der Grundwasservorkommen mit k_f -Werten von mehr als 10⁻⁴ m/s und der hohen Qualität des gering mineralisierten Grundwassers findet eine intensive Nutzung durch Tiefbrunnen für die Trink- und Brauchwassergewinnung zur Versorgung des südlichen Münsterlandes und nördlichen Ruhrgebietes statt. Mergelig-schluffige Festgesteine der Bottrop-Schichten der Oberkreide und schluffige Lockergesteine der Grundmoräne der Saale-Kaltzeit des Quartärs finden sich bereichsweise als grundwasserschützende Deckschichten über dem Grundwasserleiter.

I.3.2 Gefährdungen der Grundwasserressourcen

Im Zuge einer intensiven Industrialisierung und der Bergbauaktivitäten des Steinkohleabbaus im südlichen Verbreitungsgebiet der Haltern-Schichten gibt es eine Vielzahl von Gefährdungstatbeständen. Diese stellen für die erforderliche Langzeitsicherung der Qualität der Grundwasserressourcen ein bedeutendes Gefährdungspotenzial dar. Besonders problematisch sind Altlasten, die zu Schadstoffeinträgen über längere Zeiträume führten. Wegen der guten vertikalen und horizontalen Wasserdurchlässigkeiten der Haltern-Schichten und fehlender oder in ihrer Schutzfunktion eingeschränkter schluffiger Deckschichten können sich Schadstoffeinträge teilweise ungehindert über lange Zeiträume im Grundwasserleiter ausbreiten.

I.3.3 Typische Probleme bei Grundwasseruntersuchungen

Die laterale Reichweite und Tiefenerstreckung von Grundwasserbelastungen werden wegen der häufig unbekanntem Dauer der Schadstoffeinträge durch Altlasten und der guten Wasserdurchlässigkeit eher unterschätzt. Großräumige laterale Erkundungen werden aus vielerlei Gründen nur selten durchgeführt. Erkundungsareale werden vielfach erst dann erweitert, wenn neue Funde von Schadstoffen dazu zwingen. Systematisch aufgebaute Messnetze von Grundwassermessstellen fehlen meist, die Grundwassermessstellen sind häufig mit nicht optimalem Ausbau errichtet und vertikale Tiefenprofile sind vielfach nicht vorhan-

den. Ein vollständiger Überblick zur Beurteilung der gesamten Kontamination ist als Folge dieser Einschränkungen nur schwer erreichbar. Dementsprechend sind auch Schwierigkeiten einer optimalen Sanierungsplanung vorprogrammiert.

I.3.4 Einflussfaktoren bei der Ausbreitung von Stoffen

Das stoffspezifische Ausbreitungsverhalten wird neben den natürlichen geologischen und hydrogeologischen Bedingungen gesteuert durch eine Vielzahl von zeitlich und räumlich differenzierten anthropogenen Eingriffen, die die Grundwasserströmungsverhältnisse beeinflussen können. Als Folge des untertägigen Bergbaues entstanden Bergsenkungsgebiete, in denen sich die Standrohrspiegelhöhen im Grundwasserleiter Haltern-Schichten bis hin zu artesischen Verhältnissen ändern können.

Befinden sich in derartigen Arealen Vorfluter oder Pumptanlagen zur Regulierung oberflächennaher Grundwasserstände, ist das Auftreten von Schadstoffen im oberflächennahen Grundwasser oder auch in den Vorflutern (Abb. 6.1) durch Grundwasseraufstiege möglich.

Einfluss auf das Ausbreitungsverhalten von Stoffen üben auch Förderbrunnen aus, die die Grundwasserströmungsverhältnisse in den Haltern-Schichten großflächig in Abhängigkeit von den Förderleistungen steuern. Von Bedeutung für das Ausbreitungsverhalten ist nicht nur die räumliche Beziehung dieser Förderbrunnen zum Schadstoffherd, sondern auch die zeitliche Entwicklung der Förderungen in der Vergangenheit. Unterschiedliche Standorte, Ausbauarten, Pumpleistungen und Förderzeiträume von Förderbrunnen können für das Ausbreitungsverhalten im Hinblick auf Tiefenerstreckung, Ausbreitungsrichtung und zeitlicher Entwicklung eine eingehende Analyse der Historie erforderlich werden lassen.

Die folgende Abbildung I.3 ist eine schematische Darstellung zur Grundwassergefährdung im Bergsenkungsgebiet des Ruhrreviers im Bereich der Halterner Sande und zeigt die dort typische Schichtenfolge:

- I: Niederterrasse (1. Grundwasser-Stockwerk)
- 2 oben: Bottroper Schichten (1. Grundwassergeringleiter)
- II: Halterner Schichten (2. Grundwasser-Stockwerk)
- 2 unten: Emschermergel (2. Grundwassergeringleiter)

Zu beachten ist, dass die zwei Grundwassergeringleiter in dieser Abbildung I.3 unterschiedliche Durchlässigkeiten aufweisen. Der Geringleiter zwischen den Stockwerken I und II besitzt eine höhere Durchlässigkeit als der Geringleiter an der Basis des II. Stockwerkes, der hier als vollständig undurchlässig angesehen wird.

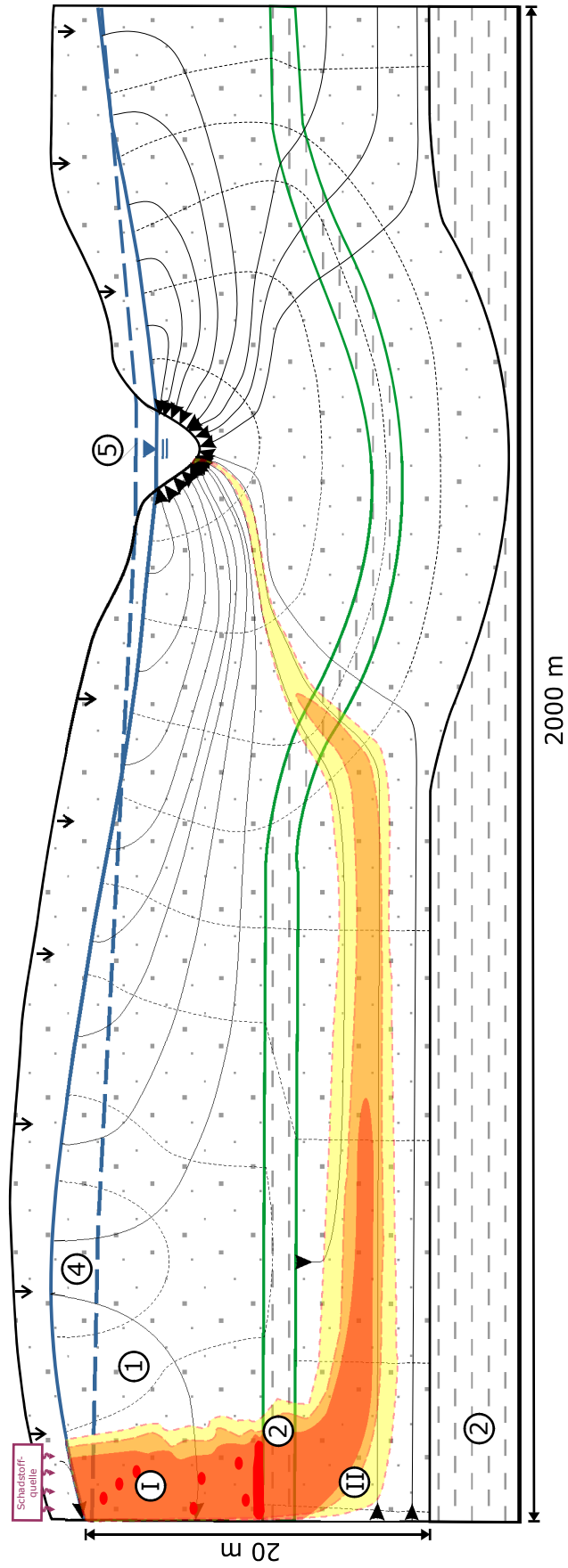


Abb. I.3: Schematische Darstellung zur Grundwassergefährdung im Bergsenkungsgebiet des Ruhrreviers im Bereich der Halturner Sande

Anhang II Messstellenausbau und Förderdauer bei Grundwasser-Probenahmen

Tabelle II.1 bietet einen Überblick über die minimal erforderliche Förderdauer vor einer Probenahme bei unterschiedlichen Filterlängen (5, 10, 20, 50 und 100 m) sowie häufig gewählten Messstellendurchmessern (DN50, DN 125 und DN150). Hierbei wird der dreimalige Austausch der im Standrohr befindlichen Wassermenge mit einer Förderleistung von $2\text{m}^3/\text{h}$ zu Grunde gelegt. Anmerkung: Die üblicherweise zur Grundwasserprobenahme eingesetzten Förderpumpen erreichen aus größeren Entnahmetiefen jedoch nur deutlich geringere Förderleistungen, so dass dann in der Praxis noch wesentlich länger abgepumpt werden muss als in Tabelle II.1 angegeben.

Aus der Praxis wird auch empfohlen, mehr als die einmalige Erneuerung des Volumens des Filterrohres inklusive der Filterschüttung heranzuziehen. Das heißt, das hydraulische Abbruchkriterium auf das 1,5fache des Volumens im Standrohr inklusive des Ringraumvolumens festzulegen (DVWK H. 245; DVGW W 112) sowie das Prinzip der sanften Probenahme einzuhalten (LFU BW, 1999). Diese Wassermenge entspricht genau dem oben angegebenen dreimaligen Austausch der im Standrohr befindlichen Wassermenge, wenn der Durchmesser des Filterraumes doppelt so groß ist wie das Standrohr (was vielfach der Fall ist). Wenn der Ringraum jedoch größer bemessen ist, kann nach dieser Methode sichergestellt werden, ausreichend viel Standwasser abzupumpen und tatsächlich das außerhalb der Messstelle anstehende Grundwasser zu erreichen.

An dieser Stelle sei jedoch darauf hingewiesen, dass die Messstellen jedenfalls bis zur Konstanz relevanter, hydrochemischer Parameter (z.B. pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit, Temperatur, Redoxpotenzial, Sauerstoff) abgepumpt werden sollten, bevor die eigentliche Probenahme beginnt. Dies erfordert in der Regel ebenfalls meist eine längere Zeit als in Tabelle II.1 angegeben.

Tab. II.1: Gerundete, minimale Förderdauer bei dreimaligem Austausch der Wassermenge im Standrohr mit einer Förderleistung der Pumpe von $2\text{ m}^3/\text{h}$ (DIN 38402-13)

Nennweite	DN50	DN125	DN150
Filterlänge	[48mm] ^[1]	[124mm] ^[1]	[146mm] ^[1]
[m]	[min]	[min]	[min]
5	1	5	8
10	2	11	15
20	3	22	30
50	8	54	75
100	16	109	151

^[1] Innendurchmesser

Die Angaben der Tabelle sind zum einen für eine Kostenschätzung für Grundwasserprobenahmen in Hinblick auf die erforderliche Arbeitszeit und zur Mengenermittlung für die etwaige Entsorgung von kontaminiertem Grundwasser wichtig. Zum anderen können sie für eine erste Qualitätsprüfung durchgeführter Probenahmen herangezogen werden. Hinweise zur Erzielung belastbarer Grundwasseranalysen und einer praktikablen Umsetzung von Qualitätssicherungsmaßnahmen sowie zur detaillierten Ausarbeitung einer Leistungsbeschreibung, die eine effiziente Überprüfung sowie Abnahme der Leistungen vor Ort ermöglicht, enthält das BWK-Merkblatt 5.

Glossar

Absorption

Aufnahme von Gasen und Flüssigkeiten sowie ggf. darin gelöster Stoffe durch Feststoffe oder Flüssigkeiten (Hintermaier-Erhard & Zech, 1997).

Adsorption

Anlagerung von Stoffen an die Oberfläche von Feststoffen (Hintermaier-Erhard & Zech, 1997).

Advektion

Umfasst den Transport der gelösten Schadstoffe mit der Grundwasserströmung, d.h. in Richtung und mit der Geschwindigkeit des fließenden Grundwassers (Kinzelsbach, 1987).

Aquifer

Teil einer Schichtenfolge, der ausreichend durchlässiges (Boden-) Material enthält, um signifikante Wassermengen an Brunnen oder Quellen abzugeben; die wasserungesättigte Zone wird ausdrücklich eingeschlossen (Hölting, 2005) → *Grundwasserleiter*.

Aquifuge

Entspricht im deutschen Sprachgebrauch dem → *Grundwassernichtleiter*.

Äquipotenziallinien

Linien gleichen Potentials in einem Grundwasserleiter; z.B. auch Verschneidungslinie zwischen → *Potenzialfläche* eines Grundwasserkörpers und → *Grundwasserlängsschnitt* (Adam, Glässer & Hölting, 2000).

Aquitard

Entspricht im deutschen Sprachgebrauch dem → *Grundwassergeringleiter*.

Bodenmatrix

Festes Bodensubstrat ohne Porenraum (Hintermaier-Erhard & Zech, 1997).

Desorption

Ablösung adsorbierter Stoffe vom → *Sorbenten* (Hintermaier-Erhard & Zech, 1997).

Diffusion

Mischung zweier Stoffe ohne Einwirkung äußerer Kräfte (Müller, 1999). Sie beruht auf der Brown'schen Molekularbewegung (Christen, 1971), welche zu regellosen Bewegungen der Moleküle führt (Langguth & Voigt, 2004). Dies bewirkt einen Ausgleich von Konzentrationsunterschieden.

Dispersion

Vorgang bei Fließvorgängen im Untergrund, bei dem aufgrund von Makro- und Mikroinhomogenitäten unterschiedliche Weglängen pro Zeiteinheit für transportierte Einzelteilchen und gelöste Stoffe bestehen (Adam, Glässer & Hölting, 2000).

Effluenz

Flächenhaft ausgedehnter Grundwasseraustritt in ein oberirdisches Gewässer (DIN 4049-3).

Fließgeschwindigkeit

Geschwindigkeit des Wassers in Fließrichtung (DIN 4049-3).

freies Grundwasser

→ *Grundwasser*, dessen → *Grundwasser oberfläche* (Fläche, die zueinander gehörige Wasserspiegel in Bohrbrunnen miteinander verbindet) und → *Grundwasserdruckfläche* in dem betrachteten Bereich identisch sind (DIN 4049-3).

Geologisches Fenster

Unterbrechung einer Schichtfolge, so dass eine hydraulische Verbindung zwischen zwei ansonsten getrennten → *Grundwasserstockwerken* be- bzw. entsteht und ein Potenzialausgleich erfolgen kann (verändert nach Adam, Glässer & Hölting, 2000).

Gespanntes Grundwasser

Grundwasser, dessen → *Grundwasser-oberfläche* und → *Grundwasserdruckfläche* in dem betrachteten Bereich nicht identisch sind (DIN 4049-3).

Grundwasser

Unterirdisches Wasser, das Hohlräume der Lithosphäre zusammenhängend ausfüllt und dessen Bewegungsmöglichkeit ausschließlich durch die Schwerkraft bestimmt wird (DIN 4049-3).

Grundwasserdruckfläche

Geometrischer Ort der Endpunkte aller → *Standrohrspiegelhöhen* einer → *Grundwasser-oberfläche* (DIN 4049-3).

Grundwasserfließrichtung

Richtung einer → *Grundwasserstromlinie* (DIN 4049-3).

Grundwassergeringleiter

Gesteinskörper, der im Vergleich zu einem benachbarten Gesteinskörper gering wasserundurchlässig ist (DIN 4049-3).

Grundwasserkörper

Abgegrenztes Grundwasservorkommen oder abgegrenzter Teil eines solchen (DIN 4049-3).

Grundwasserlängsschnitt

Schnitt durch einen Grundwasserkörper normal zu dessen Linien gleicher → *Standrohrspiegelhöhe* (DIN 4049-3).

Grundwasserleiter

Gesteinskörper, der geeignet ist, Grundwasser weiterzuleiten (engl. → *Aquifer*) (DIN 4049-3).

Grundwassermächtigkeit

Lotrechter Abstand zwischen → *Grundwassersohle* und → *Grundwasser-oberfläche* (DIN 4049-3).

Grundwassernichtleiter

Gesteinskörper, der wasserundurchlässig ist oder unter der jeweiligen Betrachtungsweise als wasserundurchlässig angesehen werden darf (DIN 4049-3).

Grundwasseroberfläche

Obere Grenzfläche eines → *Grundwasserkörpers* (DIN 4049-3).

Grundwasserscheide

Grenzlinie, von der das → *Grundwasser* beidseitig abfließt (Adam, Glässer & Hölting, 2000).

Grundwasserspiegel

Ausgeglichene Grenzfläche des → *Grundwassers* gegen die Atmosphäre, z.B. in Brunnen, Grundwassermessstellen (DIN 4049-3).

Grundwassersohle

Untere Grenzfläche eines → *Grundwasserkörpers* (DIN 4049-3).

Grundwasserstockwerk

→ *Grundwasserleiter* einschließlich seiner oberen und unteren Begrenzung als Betrachtungseinheit innerhalb der lotrechten Gliederung der Lithosphäre (DIN 4049-3).

Grundwasserstromlinie

Abbildung einer idealisierten Bewegungsspur von Grundwasserteilchen im Potenzialfeld eines → *Grundwasserkörpers*. Grundwasserstromlinien stehen senkrecht auf den → *Potenzialflächen* eines Grundwasserkörpers (DIN 4049-3).

Hydraulisches Gefälle

Gefälle zwischen zwei Punkten einer → *Grundwasseroberfläche* oder einer → *Grundwasserdruckfläche* infolge des hydraulischen Fließwiderstandes bzw. der Permeabilität des Grundwasserleiters. Das Grundwasseroberflächengefälle ist hierbei umgekehrt proportional zum Fließwiderstand (geändert nach Adam, Glässer & Hölting, 2000). Ermittelt werden kann das hydraulische Gefälle/der hydraulische Gradient bei benachbarten Grundwassermessstellen als Quotient aus der Differenz zwischen den Standrohrspiegelhöhen: Δh und der Fließstrecke Δl ($I = \Delta h / \Delta l$).

Influenz

Flächenhaft ausgedehnter Übertritt von Wasser aus oberirdischen Gewässern in das → *Grundwasser* (DIN 4049-3).

Kapillarwasser

Unterirdisches Wasser, das durch Überwiegen der Kapillarkräfte gehoben oder gehalten wird (DIN 4049-3). Wird von Menisken getragen und unterliegt dem → *Matrixpotenzial* der Bodenteilchen. Je kleiner die Porendurchmesser, desto stärker sind die Bindungskräfte des Wasserfilms gegenüber der Matrix (Hintermaier-Erhard & Zech, 1997).

Kapillarzone / Kapillarraum

Gesteinskörper unmittelbar über dem Grundwasserraum, der zum Betrachtungszeitpunkt → *Kapillarwasser* enthält (DIN 4049-3).

K_{ow}-Wert

Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizient, aus dem die Adsorbierbarkeit einer organischen Verbindung abgeleitet werden kann (Appelo & Postma, 1994; Wiedemeier et al., 1999).

Matrixpotenzial

(auch: **Saugspannung, Wasserspannung**): bewirkt die Bindung der Wasserteilchen an der → *Bodenmatrix* (Hintermaier-Erhard & Zech, 1997).

Oberflächengewässer, effluent

Oberirdisches Gewässer, in das flächenhaft ausgedehnt → *Grundwasser* übertritt (verändert nach DIN 4049-3).

Oberflächengewässer, influent

Oberirdisches Gewässer, aus dem flächenhaft ausgedehnt Wasser in das → *Grundwasser* austritt (verändert nach DIN 4049-3).

Retardierung / Retardation

Verzögerung und Verlangsamung des Transports anorganischer und organischer Stoffe gegenüber dem Grundwasserfluss (geändert, nach Adam, Glässer & Hölting, 2000).

Potenzialfläche

Geometrischer Ort aller Punkte in dem betrachteten → *Grundwasserkörper* mit gleicher → *Standrohrspiegelhöhe* (DIN 4049-3).

Schadstoffe

Stoffe, die direkt oder indirekt Pflanzen, Tiere und Menschen schädigen (Hintermaier-Erhard & Zech, 1997) sowie Oberflächengewässer, Luft, Boden und Grundwasser schwerwiegend verunreinigen oder sonst nachteilig verändern können (Adam, Glässer & Hölting, 2000).

Schadstoffquelle

Ort, von dem → *Schadstoffe* in die Umwelt austreten können (nach Adam, Glässer & Hölting, 2000).

Schadstoffphase

Homogene, in allen Teilen physikalisch und chemisch gleichartige Zustandsform eines Schadstoffes, die durch die Phasengrenzfläche von umgebenen flüssigen, festen und gasförmigen Phasen trennbar ist (geändert, nach Adam, Glässer & Hölting, 2000).

In der Arbeitshilfe: Eine flüssige Schadstoffphase.

Sorbat

Aufzunehmender Stoff (Hintermaier-Erhard & Zech, 1997).

Sorbent

Sorbierende Festphase (Hintermaier-Erhard & Zech, 1997).

Sorption

Sorption ist die Anlagerung von Atomen, Molekülen und Ionen an der Feststoffmatrix durch chemische und physikalische Kräfte (Hintermaier-Erhard & Zech, 1997).

Standrohrspiegelhöhe

Summe aus geodätischer Höhe und Druckhöhe für einen Punkt in einem betrachteten → *Grundwasserkörper* (DIN 4049-3).

Versickerung

Vorgang des Eindringens von Wasser in ein poröses oder geklüftetes Medium (geändert, nach Adam, Glässer & Hölting, 2000).

Wasseroberfläche

Grenzfläche eines Wasserkörpers gegen die Atmosphäre (DIN 4049-3).

Wasserspiegel

Ausgeglichene → *Wasseroberfläche* (DIN 4049-3).

Stichwortverzeichnis

- Abbau: 29, 36, 39, 40, 42, 45, 47, 48, 49, 86
- Abstandsgeschwindigkeit: 33, 34, 35, 49, 58
- Absorption: 41, 107
- Adsorption: 41, 107
- Advektion: 29, 30, 31, 42, 86, 107
- Aquifer: 29, 44, 75, 106, 107
- Äquipotenziallinien: 16, 17, 23, 25, 107
- Aquitard: 107
- Anorganisch: 39, 43, 48
- Bahngeschwindigkeit: 12, 32, 35
- Bergisches Land: 21, 22
- Boden
- art: 34, 35
 - lösung: 41
 - matrix: 35, 41, 107, 109
 - teilchen: 41, 109
- BROWN'sche Molekularbewegung: 30, 107
- BTEX: 40, 43, 44, 45, 50, 52, 58, 63, 33, 86, 97, 98
- Chrom: 37, 43
- CKW: 16, 40, 43, 46, 47, 48, 50, 53, 58, 64, 86, 99, 100
- Desorption: 41, 107
- Diffusion: 29, 30, 31, 49, 86, 107
- Dioxine: 47
- Dispersion: 29, 30, 31, 39, 42, 49, 51, 107
- longitudinal 30
 - transversal 30
- Durchlässigkeitsbeiwert: 23, 33, 34, 35, 85
- Eifel: 21, 22
- Einengung: 17, 25, 68, 80
- Elektronen: 39, 48
- Fällungsreaktionen: 29, 36, 37, 86
- Festphase: 36, 40, 110
- Filtergeschwindigkeit: 12, 32, 33
- Fließgeschwindigkeit: 107
- Fließstrecke: 33, 35, 39, 42, 109
- Freies Grundwasser: 107
- Geologisches Fenster: 18, 27, 63, 64, 107
- Geschwindigkeitsprofil: 30
- Gespanntes Grundwasser: 108
- Grundwasser
- druckfläche: 16, 17, 107, 108
 - fließgeschwindigkeit: 23
 - fließrichtung: 16, 17, 23, 25, 46, 108
 - geringleiter: 17, 22, 23, 25, 52, 53, 58, 64, 80, 85, 103, 107, 108
 - körper: 17, 109, 110
 - längsschnitt: 107, 108

Grundwasser

- leiter: 108
 - heterogen: 15, 22, 23, 25, 26, 27, 30, 52, 58, 60, 61, 62, 63, 71, 72, 78, 80, 81, 85, 86
 - homogen: 15, 18, 22, 23, 24, 25, 52, 53, 54, 55, 56, 57, 58, 63, 68, 69, 78, 79, 85, 86
 - tief: 15, 22, 23, 27, 28, 52, 63, 64, 65, 66, 67, 78, 81, 82, 83, 85, 86
- mächtigkeit: 108
- messstelle: 15, 16, 18, 75, 76, 78, 81, 83, 85, 87, 99, 102, 108, 109
 - voll verfiltert (vollkommen): 16, 75, 76, 78, 79, 80, 81, 83, 87
 - einfach verfiltert (unvollkommen): 16, 75, 76, 87
- neubildung: 23
- nichtleiter: 17, 106, 108
- oberfläche: 16, 17, 21, 23, 52, 53, 58, 63, 68, 98, 107, 108, 109
- scheide: 17, 18, 25, 27, 63, 64, 83, 108
- sohle: 108
- spiegel: 16, 17, 108
- stockwerk: 17, 76, 108
- stromlinie: 17, 108

Hohlraumanteil,
durchflusswirksamer: 33, 34, 35

Hydraulisches Gefälle: 33, 35, 108

Hydrodynamische Prozesse: 29

Hydrogeochemische
Prozesse: 15, 35, 52, 63

Hydrophil: 41

Hydrophob: 41

Ionenaktivitätsprodukt: 37

Kapillar

- saum: 45
- wasser: 109
- zone: 98, 52, 53, 58, 109

Kationenaustausch: 29, 63, 40, 41, 86

Kohlenwasserstoffe: 40, 43, 44, 45, 46, 47, 48

K_{ow}-Wert: 40, 41, 109

Kluftgrundwasserleiter: 22

Leichtphase (LNAPL):
43, 52, 53, 55, 58, 61, 63, 66, 86, 98

Lockergesteine: 22, 35, 102

Lösung: 52, 53, 54, 58, 60, 63, 65, 86

Makroporen: 46

Matrix: 30, 35, 40, 41, 44

Matrixpotenzial: 109

Messstellenbündel/
-gruppe: 16, 75, 76, 78, 79, 80, 82, 87

Mikrobiell 29, 36, 39, 40, 42, 45, 47, 86

Mikroorganismen: 39, 45, 48, 49

MKW: 43, 44, 45, 50, 52, 58, 63, 86

Moleküle: 30, 40, 106, 110

Münsterland: 16, 21, 22, 102

Multi-Level-Messstelle:
16, 75, 76, 77, 78, 79, 80, 81, 82, 87

Niederrhein

- Bucht: 21, 22, 99
- Tiefland: 21, 22

Oberflächengewässer

- effluent: 17, 18, 25, 58, 71, 107, 109
- influent: 17, 18, 27, 63, 64, 71, 99, 109

Organisch: 38, 39, 44, 45, 46, 48, 109

Ostwestfalen-Lippe: 21, 22

Oxidation: 39, 40, 49

PAK: 40, 43, 44, 46, 47, 48, 50, 53, 56, 58, 62, 64, 67, 86

Pore: 30

Porengrundwasserleiter:
22, 23, 35, 52, 86, 99, 102

Probenahmestelle:
17, 18, 75, 78, 79, 81, 82

Redoxreaktionen: 29, 39, 86

Reduktion: 40, 49

Retardierung / Retardation: 42, 46, 109

Ruhrgebiet: 21, 22, 102

Potenzialfläche: 107, 108, 109

Sauerland: 21, 22

Schadstoff

- abbau: 39, 40, 47
- fahne 29, 30, 47, 50, 51, 52, 53, 58, 59, 63, 64, 68, 69, 70, 71, 72, 73, 74, 78, 80, 81, 82, 86, 98, 99, 100
- phase: 17, 18, 51, 53, 59, 109
- quelle 17, 18, 30, 51, 52, 53, 58, 63, 64, 109

Schwerphase (DNAPL): 16, 18, 43, 44, 46, 47, 49, 51, 52, 53, 56, 57, 58, 62, 64, 67, 86, 97, 98

Siegerland: 21, 22

Sorbat: 40, 110

Sorbent 40, 41, 107, 110

Sorption: 29, 30, 36, 39, 40, 41, 42, 46, 49, 74, 86, 110

Standrohrspiegelhöhe: 33, 103, 108, 109, 110

Transport: 15, 16, 30, 42, 53, 63, 64, 75, 78, 80, 83, 85, 107, 109

Versickerung: 16, 17, 23, 110

Vorfluter: 18, 25, 58, 59, 71, 74, 83, 103

Wasser

- oberfläche: 17, 110
- spiegel: 16, 17, 71, 107, 110
- teilchen: 33, 34, 35, 109