

MKW-Kontaminierte Standorte

Erkundung, Beurteilung und Sanierung

Technische Arbeitshilfe



österreichischer verein
für altlastenmanagement

MKW-KONTAMINIERTE STANDORTE

Erkundung, Beurteilung und Sanierung Technische Arbeitshilfe

Martin Weisgram
Birgit Moser
Timo Dörrie
Gernot Döberl
Dietmar Müller-Grabherr

Projektleitung

Martin Weisgram

AutorInnen

Martin Weisgram

Birgit Moser

Timo Dörrie

Gernot Döberl

Dietmar Müller-Grabherr

Mitarbeit

Länder-Arbeitskreis „Rufbereitschaft/Ölalarm“:

Angelika Brunner, Amt der Salzburger Landesregierung

Harald Krömer, Magistrat der Stadt Salzburg

Christoph Kolmer & Christoph Moser, Amt der Oberösterreichischen Landesregierung

Axel Tschinkowitz, Amt der Niederösterreichischen Landesregierung

Brigitte Eder & Thomas Lischig, Amt der Steiermärkischen Landesregierung

Hans-Peter Zaderer, Amt der Tiroler Landesregierung

Anton Benzer & Dieter Mohr & Harald Prodingner, Amt der Vorarlberger Landesregierung

Reinhard Neuer & Andreas Straka & Wolfgang Walzer, Magistrat der Stadt Wien

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft:

Michael Samek, Abteilung IV/5: Anlagenbezogene Wasserwirtschaft

Andreas Moser, Abteilung V/3: Abfallwirtschaftsplanung, Abfallbehandlung und Altlastensanierung

Besonderer Dank an Georg Hofmann (Amt der Oberösterreichischen Landesregierung – bis zu seinem Ausscheiden aus dem aktiven Dienst im Jahr 2015) für seinen Einsatz und die Weitergabe seiner langjährigen Erfahrung.

Besten Dank an den Österreichischen Wasser- und Abfallwirtschaftsverband (ÖWAV) sowie den Österreichischen Verein für Altlastenmanagement (ÖVA) für Kooperation und Unterstützung des Reviews der vorliegenden Publikation. Die AutorInnen bedanken sich insbesondere bei folgenden Kollegen, Unternehmen und Institutionen für schriftliche Stellungnahmen:

Thilo Hofmann, Universität Wien

Hans-Peter Koschitzky, Universität Stuttgart, VEGAS – Versuchseinrichtung
zur Grundwasser- und Altlastensanierung

Moritz Ortmann, Kommunalkredit Public Consulting GmbH

Christian Scholler, Institut für angewandte Landschaftsökologie Ziviltechniker GmbH

Gunter Spitzhütl, Held & Francke Baugesellschaft m.b.H., HABAU Group

OMV Exploration & Production GmbH

OMV Refining & Marketing GmbH

Wirtschaftskammer Österreich – Fachverband Mineralölindustrie

Korrektorat: Maria Deweis

Satz/Layout: Manuela Kaitna

Umschlagphoto: © tapui – Fotolia.com

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

Impressum

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

Das Umweltbundesamt druckt seine Publikationen auf klimafreundlichem Papier.

© Umweltbundesamt GmbH, Wien, 2017

Alle Rechte vorbehalten

ISBN 978-3-99004-408-7

INHALT

	ZUSAMMENFASSUNG	7
1	EINLEITUNG	8
1.1	Anwendungsbereich	8
1.2	Begriffsbestimmungen	9
1.3	Verwendung von MKW – relevante Branchen	10
1.4	Eigenschaften von MKW	11
1.5	Verhalten von MKW im Untergrund	14
1.6	Additive, Beimengungen und Fremdstoffe in Mineralölprodukten	19
1.7	Auslöser für Erhebungs- und Erkundungsmaßnahmen sowie Sofortmaßnahmen	20
2	SOFORTMAßNAHMEN	22
3	ERHEBUNG	25
3.1	Historische Recherche	25
3.2	Erhebung der Untergrundverhältnisse	27
3.2.1	Geologie und Hydrogeologie	27
3.2.2	Pedologie	28
3.3	Erhebung der hydrologischen Verhältnisse	29
3.4	Erhebung der baulichen Gegebenheiten	29
3.5	Erhebung von potenziell gefährdeten Nutzungen und Ökosystemen	30
4	STANDORTMODELL	31
5	ERKUNDUNG	33
5.1	Planung der Erkundung	33
5.2	Arbeitsschutz	34
5.3	Allgemeine Aspekte der Untergrunderkundung	35
5.4	Erkundung der wasserungesättigten Zone	36
5.4.1	Bodenluftuntersuchungen an temporären Bodenluftmessstellen	36
5.4.2	Bodenluftuntersuchungen an stationären Bodenluftmessstellen, Absaugversuche	41
5.4.3	Untersuchungen von Feststoffproben aus dem Untergrund	43
5.4.4	Untersuchungen von Bodenproben	46
5.5	Erkundung der gesättigten Bodenzone	48
5.5.1	Grundwasseruntersuchungen, Pumpversuche, Redox-Zonierung	48
5.5.2	Immissionspumpversuche	53
5.6	Kombinierte Erkundung von wassergesättigter und wasserungesättigter Zone – Direct Push-Sondierungen	54
5.7	Raumluftuntersuchungen	57

6	PROBENAHME UND ANALYTIK	59
6.1	Bodenluft	59
6.2	Feststoff	61
6.2.1	Leichtflüchtige MKW im Feststoff	61
6.2.2	Mittel- und schwerflüchtige MKW im Feststoff	64
6.3	Grundwasser	66
6.3.1	Leichtflüchtige MKW im Grundwasser	66
6.3.2	Mittel- und schwerflüchtige MKW im Grundwasser	68
6.4	Raumluft	69
6.5	Forensische Verfahren	69
7	DOKUMENTATION UND AUSWERTUNG	71
8	BEURTEILUNG	74
8.1	Allgemeine Beurteilungskriterien	74
8.2	Richtwerte	75
8.3	Zusammenfassende Beurteilung	76
9	VARIANTENUNTERSUCHUNG	78
10	SANIERUNGSMABNAHMEN UND SANIERUNGSTECHNOLOGIEN	79
10.1	Sicherungsmaßnahmen	81
10.1.1	Aktive Sicherungsmaßnahmen	82
10.1.2	Passive Sicherungsmaßnahmen	83
10.2	Ex-situ-Dekontaminationsmaßnahmen	84
10.2.1	Dekontaminationsmaßnahmen Off-Site	84
10.2.2	Dekontaminationsmaßnahmen On-Site	86
10.3	Physikalische In-situ-Dekontaminationsmaßnahmen	86
10.3.1	Thermische Verfahren	87
10.3.2	Hydraulische Verfahren	89
10.3.3	Pneumatische Verfahren	89
10.4	Biologische Verfahren	91
10.4.1	Bioventing	92
10.4.2	Biosparging	93
10.5	Chemische Verfahren	93
11	DOKUMENTATION UND ÜBERPRÜFUNG VON SANIERUNGSMABNAHMEN	94
12	QUELENNACHWEIS	96
12.1	Literaturverzeichnis	96
12.2	Rechtsnormen und Leitlinien	100

ANHANG	105
Anhang 1: Abkürzungen	105
Anhang 2: Chemisch-physikalische Stoffdaten ausgewählter MKW-Einzelsubstanzen und Mineralölprodukte.....	107
Anhang 3: Zusammensetzung typischer Mineralölprodukte Anfang der 1990er Jahre	110
Anhang 4: Beispiele KWI-Chromatogramme	112
Anhang 5: Beispiel Standortmodell.....	113
Anhang 6: Sanierungsverfahren unter Einbringung von wasserrechtlich bewilligungspflichtigen Stoffen.....	116
Hydraulische In-situ-Dekontaminationsmaßnahmen	116
Biologische In-situ-Dekontaminationsmaßnahmen	117
Chemische In-situ-Dekontaminationsmaßnahmen.....	118
Anhang 7: Richtwerte und Grenzwerte	120
Anhang 8: Hydrogeologische Standorttypen	123
Anhang 9: Glossar.....	136

ZUSAMMENFASSUNG

Die Technische Arbeitshilfe gibt einen Überblick über häufig angewendete und grundsätzlich einsetzbare Methoden und Verfahren zur Erkundung, Beurteilung und Sanierung von Standorten, die mit Mineralölkohlenwasserstoffen bzw. Mineralölprodukten (z. B. Benzin, Diesel, Schmieröl, Lösungsmittel) oder vergleichbaren biologischen Produkten (z. B. Biodiesel) kontaminiert sind. Sie stellt eine Überarbeitung der „Technischen Grundlagen für die Methoden der Erkundung, Bewertung und Sanierung von mit flüssigen Kohlenwasserstoffen (Mineralöl) belasteten Böden“ aus dem Jahr 1997 dar.

Die Arbeitshilfe beschreibt und unterstützt den gesamten Bearbeitungsprozess von der Erhebung der historischen Nutzung am Standort und der Standortverhältnisse über die Erkundung der ungesättigten und gesättigten Zone einschließlich der Probenahme und Analytik von Bodenluft, Raumlufte, Feststoff und (Grund-)Wasser bis zum Abschluss von Sanierungsmaßnahmen. Aktive und passive Sicherungsverfahren sowie thermische, hydraulische, pneumatische, biologische und chemische Dekontaminationsverfahren werden hinsichtlich ihres Verfahrensprinzips und ihrer Anwendungsgrenzen beschrieben.

Das Standortmodell dient als wichtige Entscheidungshilfe im Bearbeitungsprozess aus Planungs-, Durchführungs- und Beurteilungsschritten. Zusätzlich liefert das Modell eine Grundlage für die Kommunikation zwischen ExpertInnen und den maßgeblich Beteiligten.

Die Auswahl der erforderlichen Methoden und Verfahren bzw. Abweichungen davon müssen am konkreten Einzelfall ausgerichtet werden. Eventuell notwendige Sofortmaßnahmen werden in einem Kapitel gesondert beschrieben.

1 EINLEITUNG

1.1 Anwendungsbereich

Diese Arbeitshilfe gibt einen Überblick über häufig angewendete und grundsätzlich einsetzbare Methoden und Verfahren zur Erkundung, Beurteilung und Sanierung von Standorten, die mit Mineralölkohlenwasserstoffen (MKW) kontaminiert sind. Die Auswahl der erforderlichen Methoden und Verfahren muss am konkreten Einzelfall ausgerichtet werden. Abweichungen von den beschriebenen Methoden und Verfahren können im konkreten Einzelfall sinnvoll oder notwendig sein. Die Arbeitshilfe stellt eine Überarbeitung der „Technischen Grundlagen für die Methoden der Erkundung, Bewertung und Sanierung von mit flüssigen Kohlenwasserstoffen (Mineralöl) belasteten Böden“ aus dem Jahr 1997 dar. Als Textgrundlage wurde auch die Technische Arbeitshilfe „CKW-kontaminierte Standorte – Erkundung, Beurteilung und Sanierung“ (ÖVA 2012) verwendet.

Adressaten der Arbeitshilfe

Die vorliegende Technische Arbeitshilfe richtet sich primär an Behörden, Ingenieurbüros, Sachverständige und Gutachter, welche im Bereich der Bearbeitung von MKW-kontaminierten Standorten tätig sind.

Mineralölprodukte und analoge biologische Produkte

Die beschriebenen Verfahren und Methoden sind speziell auf die Mineralölkohlenwasserstoffe in Mineralölprodukten, die als Kraftstoff (z. B. Benzin, Heizöl) oder Schmiermittel (z. B. Motoröl) eingesetzt werden, zugeschnitten, da dieser Schadstoffgruppe aufgrund ihrer breiten Verwendung und der stoffspezifischen Eigenschaften bzw. ihres Verhaltens in der Umwelt besondere Bedeutung zukommt. Die Verfahren und Methoden sind auch auf Einzelkomponenten der genannten Mineralölprodukte (z. B. Lösungsmittel wie Toluol, Hexan, petrochemische Grundstoffe wie Benzol) sowie auf Produkte biologischen Ursprungs, die analog als Brennstoff, Treibstoff, Schmier- oder Lösungsmittel eingesetzt werden, anwendbar (z. B. Biodiesel). Additive und Nebenbestandteile von Mineralölprodukten (z. B. Metalle, PAK, PCB) stehen nicht im Fokus der Arbeitshilfe.

Einschränkungen

Mit Einschränkungen können die Verfahren und Methoden auch auf andere Schadstoffgruppen (z. B. aromatische Chlorkohlenwasserstoffe, Phenole, polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe) im Rahmen vergleichbarer physikalisch-chemischer Eigenschaften angewendet werden. Die Anwendbarkeit der Verfahren und Methoden oder von Teilaspekten daraus ist dabei im Einzelfall vor dem Hintergrund der relevanten physikalisch-chemischen Eigenschaften der Schadstoffe zu prüfen.

1.2 Begriffsbestimmungen¹

Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW)

Im Sinne der Arbeitshilfe sind MKW die in Erdöl sowie in den durch Raffination erzeugten (→) Mineralölprodukten enthaltenen, nur aus Kohlenstoff- und Wasserstoffatomen bestehenden organischen Substanzen, die unter standortüblichen Bedingungen im flüssigen oder festen Aggregatzustand vorliegen. Es können (→) aliphatische und (→) aromatische Kohlenwasserstoffe unterschieden werden.

Mineralölprodukt

Mineralölprodukte sind spezifische Kohlenwasserstoffe (z. B. Toluol als Lösungsmittel) oder Gemische von Kohlenwasserstoffen (z. B. Benzin, Schmieröl), die organische und/oder anorganische Beimengungen (z. B. Bleiverbindungen, MTBE, PCB) zur Veränderung der Produkteigenschaften enthalten können.

Aliphatische Kohlenwasserstoffe

Gemäß der Definition der IUPAC sind aliphatische Kohlenwasserstoffe alle cyclischen (ringförmigen) und acyclischen Kohlenwasserstoffe, ausgenommen (→) aromatische Kohlenwasserstoffe. Aliphatische Kohlenwasserstoffe können gesättigt (Alkane, enthalten keine Doppel- oder Dreifachbindung) oder ungesättigt sein (Alkene bzw. Alkine, mindestens eine Doppel- oder Dreifachbindung). Bei den gesättigten Kohlenwasserstoffen werden geradkettige (n-Alkane), verzweigte (iso- bzw. i-Alkane) und Cycloalkane unterschieden.

Aromatische Kohlenwasserstoffe

Aromatische Kohlenwasserstoffe enthalten in ihrer Molekülstruktur mindestens ein planares, aromatisches Ringsystem². Monoaromaten enthalten 1 derartiges Ringsystem (z. B. Benzol, Toluol, Phenol). Mehrere aromatische Ringsysteme können linear verknüpft (z. B. Biphenyl, PCB) oder anneliert sein (polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe, z. B. Naphthalin).

Eintragsstellen

Ehemalige oder bestehende Anlagen, Anlagenteile, Installationen oder Unfallstellen, deren Lage bekannt ist und in deren Bereich ein Eintrag von Schadstoffen in den Untergrund erfolgt sowie durch Untersuchungen nachgewiesen ist.

Kontaminationsherd (Schadensherd)

Räumlich abgrenzbarer Bereich des Untergrundes, der den Ergebnissen von Untersuchungen nach stark verunreinigt ist. Auch innerhalb eines Kontaminationsherdes können Zonen unterschiedlicher Intensität der Kontamination gegeben sein.

¹ Siehe auch das Glossar im Anhang

² Ein aromatisches Ringsystem ist gekennzeichnet durch ein vollständig konjugiertes Doppelbindungssystem und delokalisierte π -Elektronen, wobei die Anzahl der π -Elektronen der Hückel-Regel folgt ($4n + 2$, mit $n = 0, 1, 2, 3, \dots$).

Schadensbild

Beschreibung der räumlichen Verteilung der Schadstoffe in Boden, Untergrund und Grundwasser an einem kontaminierten Standort zu einem bestimmten Zeitpunkt. Diese Beschreibung umfasst im Allgemeinen eine Abgrenzung bestehender Kontaminationsherde sowie die Darstellung der Schadstoffausbreitung (z. B. Schadstofffahnen).

1.3 Verwendung von MKW – relevante Branchen

MKW und Mineralölprodukte werden seit vielen Jahrzehnten³ in mannigfaltiger Weise eingesetzt. Sie finden Verwendung als Energieträger (z. B. Heizöl, Benzin, Diesel, Kerosin), als Ausgangsstoffe und Produkte der (petro-)chemischen Industrie (z. B. Ethylbenzol, Styrol, Polystyrol) sowie als Hilfsstoffe in Industrie und Gewerbe (z. B. Lösungsmittel, Schmieröle). MKW und Mineralölprodukte werden sowohl im gewerblich-industriellen als auch im kommunalen Bereich (z. B. öffentlicher Verkehr, Energieversorgung) und im privaten Haushalt (z. B. Energieversorgung, Kfz) verwendet. Aufgrund der Menge an gelagerten, eingesetzten oder umgeschlagenen MKW und Mineralölprodukten sind folgende Branchen hervorzuheben (siehe auch BMLFUW 2007):

- Mineralölverarbeitung und -lagerung
 - Raffinerien,
 - Kfz-Betriebe (z. B. Tankstellen, Werkstätten),
 - Schrottplätze,
 - Personen- und Güterverkehrseinrichtungen (z. B. Bahnhöfe, Speditionen, Hafenanlagen),
 - Lagerung wassergefährdender Stoffe (z. B. Mineralöllager, Treibstofflager, Chemikalienlager).
- Chemische Industrie, Metallverarbeitung
 - Betriebe der petrochemischen Industrie,
 - große bzw. energieintensive Gewerbe- und Industriebetriebe.

Der Jahresverbrauch an Mineralölprodukten in Österreich betrug beispielsweise im Jahr 2014 9,5 Mio. Tonnen.⁴

MKW-Altlasten in Österreich

In Abbildung 1 ist die Verteilung der Altlasten in Österreich mit erheblichen MKW-Verunreinigungen (inkl. sanierte Altlasten, Stand: September 2016), entsprechend ihrer Branchenzugehörigkeit (bzw. ihrem Deponietyp bei Altablagerungen) dargestellt.

³ Erdöl ist zwar seit der Antike bekannt, industriell gefördert und verarbeitet wurde es erst ab Mitte des 19. Jahrhunderts („Erdölzeitalter“)

⁴ <http://www.bmwfw.gv.at/EnergieUndBergbau/Energieversorgung/Seiten/Erdoel.aspx> (30.09.2016)

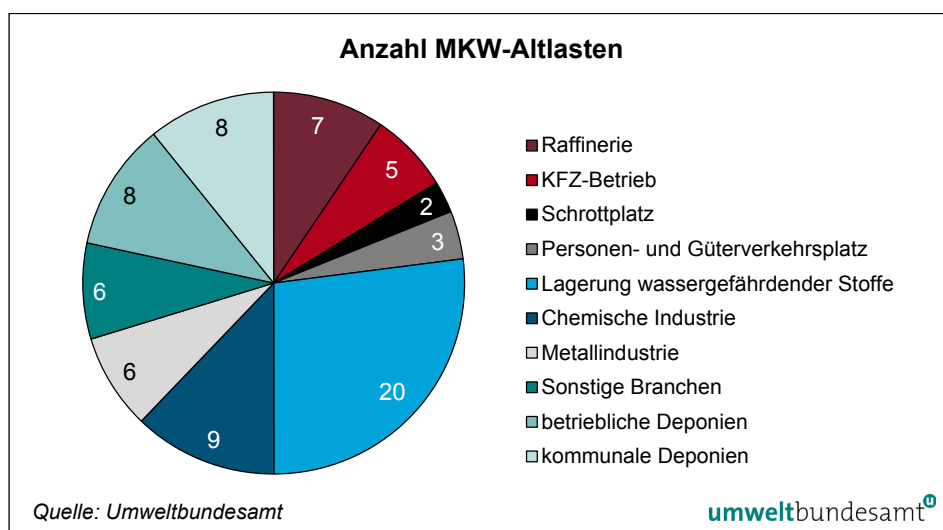


Abbildung 1:
Verteilung der Altlasten
mit erheblicher
MKW-Verunreinigung.

1.4 Eigenschaften von MKW

Das Verhalten der MKW in der Umwelt wird durch ihre physikalischen und chemischen Eigenschaften bestimmt.

Mineralölprodukte, die durch Raffination von Rohöl hergestellt werden (z. B. fraktionierte Destillation, Cracken, Reformieren) setzen sich aus einer Vielzahl von aliphatischen und aromatischen MKW zusammen. Es handelt sich daher um MKW-Gemische. Die MKW-Gemische unterscheiden sich hinsichtlich des Siedebereiches und der Anzahl der Kohlenstoffatome der enthaltenen MKW. In Tabelle 1 sind diese Kennzahlen für einige gängige Mineralölprodukte zusammengestellt. Die Anteile der enthaltenen MKW sind von Produkt zu Produkt und – in engeren Grenzen – auch bei denselben Mineralölprodukten unterschiedlicher Hersteller und Produktchargen verschieden. Die chemisch-physikalischen Eigenschaften der MKW-Gemische werden durch die enthaltenen MKW determiniert und lassen sich zahlenmäßig nur als Bandbreiten angeben. Im Anhang 2 sind ausgewählte Stoffdaten für Mineralölprodukte (MKW-Einzelsubstanzen und MKW-Gemische) zusammengestellt. Im Anhang 3 sind beispielhaft die Zusammensetzungen ausgewählter Mineralölprodukte zusammengestellt.

**Mineralölprodukte
sind zumeist
MKW-Gemische**

**chem.-physik.
Eigenschaften als
Bandbreiten**

Mineralölprodukt	Siedebereich [°C]	C-Atome
Leichtbenzin	30–90	ca. 4–7
Mittel-/Motorenbenzin	90–180	ca. 7–10
Schwer-/Testbenzin	150–215	ca. 9–11
Kerosin	150–280	ca. 8–17
Heizöl Extraleicht, Diesel	160–390	ca. 9–24
Schmieröl, Hydrauliköl	300–525	ca. 17–39
Heizöl Schwer	300 (~700)	ca. 20–70

Tabelle 1:
Siedebereiche und
C-Zahlen ausgewählter
Mineralölprodukte
(nach UMWELTBUNDESAMT
2011a, WABELLS &
TEUTSCH 2008,
LUA 2005).

Zur Beurteilung des Ausbreitungsverhaltens im Untergrund sind insbesondere folgende Eigenschaften von Bedeutung:

relevante chemisch-physikalische Stoffeigenschaften

- **Dichte:** MKW besitzen generell eine geringere Dichte als Wasser (Ausnahmen: langkettige Destillationsrückstände und ihre Produkte). Je nach Einzelsubstanz oder Produkt schwankt die Dichte zwischen 600 kg/m³ und 1.000 kg/m³. Im Allgemeinen nimmt die Dichte mit steigender C-Zahl zu.
- **Viskosität:** Die kinematische Viskosität bestimmt die Geschwindigkeit, mit der MKW im Untergrund versickern. Benzine bzw. die darin enthaltenen MKW besitzen eine geringere Viskosität als Wasser (kinematische Viskosität < 1 cSt bei 20 °C) und haben damit gute Fließfähigkeiten, die ein „leichtes“ Eindringen in den Untergrund ermöglichen. Im Vergleich mit Wasser durchströmen diese MKW ein trockenes, poröses Medium schneller. Höhersiedende MKW bzw. die entsprechenden Produkte (Diesel, Schmieröl etc.) besitzen hingegen eine höhere Viskosität als Wasser und eine entsprechend schlechtere Fließfähigkeit (Heizöl Schwer und Bitumen sind bei Raumtemperatur nicht fließfähig). Im Allgemeinen nimmt die Viskosität mit steigender C-Zahl zu. Eine ausgeprägte Versickerungsneigung ist bis zu einer kinematischen Viskosität von ca. 30 cSt gegeben (LUA 2005).
- **Löslichkeit:** Die Wasserlöslichkeit nimmt im Allgemeinen mit steigender C-Zahl und Anzahl der Ringe stark ab. Bei gleicher C-Zahl sinkt die Löslichkeit in der Reihe: Aromaten >> Alkene > Cycloalkane > i-Alkane > n-Alkane. In MKW-Gemischen wird die Löslichkeit der Einzelsubstanzen im Normalfall reduziert. Die Löslichkeit von Benzin liegt im zwei- bis dreistelligen mg/l-Bereich, jene der Mitteldestillate⁵ im ein- bis zweistelligen mg/l-Bereich. Mit zunehmender Löslichkeit steigt auch die Mobilität der MKW. Bitumen ist grundsätzlich als unlöslich anzusehen, in Gegenwart von Lösungsmitteln (auch: Benzin, Diesel) löst es sich jedoch.
- **Dampfdruck:** Im Vergleich mit Wasser ($p_D \sim 1,7$ kPa bei 15 °C) besitzen Benzin bzw. die darin enthaltenen MKW einen höheren Dampfdruck. Diese temperaturabhängige Eigenschaft begünstigt den Übertritt dieser Substanzen in die Bodenluft und in die Atmosphäre. Der Dampfdruck von höhersiedenden MKW (bzw. deren Produkten) ist im Vergleich zu Wasser geringer. Im Allgemeinen nimmt der Dampfdruck mit steigender C-Zahl stark ab. Stoffe mit Dampfdruck > 0,01 kPa werden als flüchtig (VOC) eingestuft (RL 1999/13/EG). Stoffe, die zusätzlich eine hohe Henry-Konstante aufweisen, werden als leichtflüchtig bezeichnet. Da die MKW-Dämpfe schwerer als Luft sind, sinken sie in den Kapillarsaum im Übergang zum Grundwasser ab und können sich teilweise im Grundwasser lösen.
- **Octanol-Wasser-Verteilungskoeffizient K_{ow} :** Beschreibt die Verteilung eines Stoffes zwischen einer organischen Phase (1-Octanol⁶) und Wasser bzw. das Verhältnis von Lipophilie (Fettlöslichkeit) zur Hydrophilie (Wasserlöslichkeit) dieses Stoffes. Je höher der K_{ow} , desto höher ist die Lipophilie und desto geringer die Hydrophilie. Im Allgemeinen nimmt der K_{ow} bzw. der $\log K_{ow}$ mit steigender C-Zahl zu. Der K_{ow} kann als Maß für die Mobilität eines Stoffes herangezogen werden. Eine hohe Mobilität besitzen Stoffe mit $\log K_{ow} < 3$.

⁵ Als Mitteldestillate werden jene Produkte bezeichnet, die bei der Raffination von Rohöl im „mittleren“ Siedebereich (180–360 °C) gewonnen werden, wie leichtes Heizöl, Diesel und Kerosin.

⁶ 1-Octanol dient als Modellschubstanz für den Lipid-Anteil biologischer Membranen.

- **C_{org}-Wasser-Verteilungskoeffizient K_{oc}:** Beschreibt stoffspezifisch das Verhältnis zwischen der an organischen Bestandteilen sorbierten Stoffmenge und der in Wasser gelösten Stoffmenge. Der dimensionslose Koeffizient K_{oc} bzw. logK_{oc} steigt im Allgemeinen mit steigender C-Zahl. Je höher der Koeffizient, desto stärker ist die Tendenz einer Substanz zur Sorption an organisches Material im Untergrund.
- **Luft-Wasser-Verteilungskoeffizient:** Die Verteilung von Stoffen zwischen der Luft- und der Wasserphase, bzw. der Einfluss der Löslichkeit auf die Verdampfungsneigung von Stoffen, wird durch die (relativ stark temperaturabhängige) Henry-Konstante beschrieben. Je höher die Henry-Konstante ist, umso flüchtiger ist diese Substanz und umso leichter kann diese Substanz aus dem Wasser ausgetrieben oder aus dem wasserungesättigten, feuchten Untergrund entfernt werden. Stoffe mit hohem Dampfdruck und hoher Löslichkeit neigen weniger zur Verdampfung als Stoffe mit hohem Dampfdruck und niedriger Löslichkeit. Die Henry-Konstante wird meist in Pa·m³/mol angegeben. In der Praxis wird häufig der dimensionslose Henry-Koeffizient verwendet.
- **Oberflächenspannung:** Bestimmt die Fähigkeit von Flüssigkeiten, Tropfen zusammenzuhalten. Bei geringer Oberflächenspannung können die Flüssigkeiten auch in enge Poren eindringen. Die Oberflächenspannung von Kohlenwasserstoffen (1–25 mN/m) ist geringer als die von Wasser (72 mN/m bei 25 °C) (GRUHNE 1999 zit. in: LUA 2005).

Aus den Eigenschaften folgt beispielsweise, dass es bei entsprechend großer Eintragsmenge zur vertikalen Ausbreitung einer zusammenhängenden, nicht-wässrigen, organischen Phase von MKW (als light non-aqueous phase liquid – LNAPL, in Tröpfchenform oder als große Phasenkörper) im Untergrund kommt. Die Ausbreitung erfolgt, solange die entsprechende Residualsättigung überschritten ist, und bis schlechter durchlässige Schichten (Ausbildung von Pools) oder das Grundwasser erreicht werden (laterale Ausbreitung einer aufschwimmenden MKW-Phase). Entsprechend ihrer Eigenschaften (Löslichkeit, Dampfdruck etc.) breiten sich im ungesättigten Untergrund insbesondere Benzin-MKW auch mit dem Sickerwasser und der Bodenluft aus. Zum Verhalten der MKW im Untergrund siehe auch Kapitel 1.5.

In toxikologischer Hinsicht wirken sich MKW ab Kettenlängen von C₅ (insbesondere Benzin, Kerosin) auf den Menschen bei Inhalation in Form von Narkotisierung, Reizung von Augen, Schleimhäuten und der Atemwege, Schädigung des zentralen Nervensystems, der Lunge, der Nieren und des Gehirns sowie Störungen der Herzfunktion aus. Die orale Aufnahme verursacht Reizungen des Magen-Darmtrakts und kann zu Schädigungen der Lunge infolge von Erbrechen und Aspiration führen (LUA 2005, DEKANT & VAMVAKAS 2005, UMWELTBUNDESAMT 2011b).

Unter den aliphatischen Kohlenwasserstoffen gelten n-Hexan und 1,3-Butadien als Stoffe mit der höchsten Toxizität (LUA 2005, DEKANT & VAMVAKAS 2005).

Benzol gilt als gesichert krebserregend und verursacht u. a. Blutbildveränderungen bis hin zur Leukämie und eine Schwächung des Immunsystems und wirkt reproduktionstoxisch (LUA 2005, DEKANT & VAMVAKAS 2005).

toxikologische Eigenschaften

Für nähere Informationen zu den toxikologischen und kanzerogenen Eigenschaften wird auf die vorgenannte sowie die weiterführende Fachliteratur⁷ verwiesen.

1.5 Verhalten von MKW im Untergrund

MKW-Ausbreitung erfolgt stoff- und standortspezifisch

Das Verhalten der MKW in der Umwelt bzw. im Untergrund ist an eine Vielzahl von Prozessen gebunden. Es handelt sich hierbei um Verteilungsprozesse zwischen Phasen (Wasser, Luft, Feststoff, MKW-Phase) und um Transport- sowie Abbauprozesse. Diese Prozesse hängen wiederum von den stoffspezifischen Eigenschaften, wie sie im Kapitel 1.4 beschrieben sind, und von petro-physikalischen Eigenschaften des Untergrundes ab (z. B. Quellfähigkeit, Porosität, Benetzbarkeit, Permeabilität, Dispersivität, Sorption/Desorption, Rückhaltevermögen, Feuchte). Aufgrund der Vielzahl an beteiligten Prozessen, die ihrerseits aufgrund der Untergrundheterogenität räumlich variieren und teilweise auch zeitlichen Veränderungen unterliegen, kann das Ausbreitungsverhalten der MKW von Standort zu Standort und auch innerhalb desselben Standortes sehr unterschiedlich sein. Nachfolgend wird das Verhalten der MKW im Untergrund im Grundsätzlichen dargestellt.

MKW-Phase

Sowohl in der ungesättigten als auch in der gesättigten Bodenzone liegen MKW vorwiegend als Phase vor. Bei geringen MKW-Gehalten liegt die Phase tröpfchenförmig zwischen den Bodenpartikeln verteilt vor („Blobs“). Bei hohen MKW-Gehalten bilden sich über die Porenkanäle zusammenhängende Phasenkörper („Pools“), in denen die MKW den gesamten effektiv nutzbaren Porenraum des Bodens einnehmen (WABELLS & TEUTSCH 2008).

Porosität und Durchlässigkeit

Die Größe des nutzbaren Porenraums und somit auch die MKW-Menge, die im Untergrund maximal enthalten sein kann, werden durch die Korngrößenverteilung und die Ungleichförmigkeit der Bodenpartikel bestimmt. Mit der Korngrößenverteilung in engem Zusammenhang steht die Durchlässigkeit (Permeabilität) von Lockergesteinen. Zur Abschätzung der Porosität und Durchlässigkeit können Literaturwerte herangezogen werden (z. B. LUA 2005, HÖLTING & COLDEWEY 2005).

Heterogenität des Untergrundes

Die Ausbreitung der MKW-Phase im Porenraum der ungesättigten Zone erfolgt unter dem Einfluss der Schwerkraft in vertikaler Richtung. Die Heterogenität der Feststoffmatrix, insbesondere der Wechsel unterschiedlich durchlässiger Untergrundschichten, bewirkt dabei eine laterale Ausbreitungskomponente. Je geringer durchlässig eine Untergrundschicht ist, desto stärker nimmt die horizontale Ausbreitung zu.

⁷ Die toxikologischen und karzinogenen Wirkungen von Schadstoffen sind Gegenstand steter Forschung. Neue Erkenntnisse und aktuelle Einstufungen können den einschlägigen Datenbanken, z. B. ITER (International Toxicity Estimates for Risk), US-EPA (United States Environmental Protection Agency), ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry) oder RIVM (Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu) entnommen werden.

Treten mehrere Phasen gleichzeitig im Porenraum auf (z. B. Wasser, Luft, MKW-Phase), so ist die effektive Durchlässigkeit für jede Phase geringer als die Durchlässigkeit für die alleinig auftretende Phase.⁸

Mit dem Eindringen einer zusätzlichen Phase in den Untergrund (z. B. MKW-Phase) verändern sich die Sättigungsverhältnisse, d. h. die Anteile der verschiedenen Phasen im Porenraum. Jene Phase, die über die bessere Benetzbarkeit verfügt, verursacht die (teilweise) Verdrängung der anderen fluiden Phasen. MKW und Wasser sind gegenüber Luft besser benetzend, daher wird die vorhandene Luft aus den Poren verdrängt. Wasser ist gegenüber MKW das besser benetzende Fluid, daher ist das Flüssigkeitsrückhaltevermögen von trockenen Böden für Wasser grundsätzlich größer als für MKW-Phasen. Ausgenommen sind Böden mit hohem organischem Anteil (z. B. Humus, Torf), da hier MKW besser benetzend sind. Böden mit hohem organischem Anteil können daher große MKW-Mengen speichern.

In der Versickerungszone (Imprägnationszone) wird ein Teil der MKW-Phase zurückgehalten bzw. fixiert (bis zur sogenannten Residualsättigung). Das Rückhaltevermögen wird im Wesentlichen durch Kapillarkräfte entsprechend den vorliegenden Korngrößen und Kornstrukturen sowie dem Wassergehalt bestimmt. Der Rückhalt kann durch Einlagerung in Poren, durch Einkesselung und durch „fingering“-Effekte⁹ bewirkt werden. Trockene Böden können größere MKW-Mengen speichern als feuchte Böden. Das Rückhaltevermögen sinkt bei leichteren, gering viskosen MKW (z. B. Benzin) und steigt bei schweren und hochviskosen MKW. Das Rückhaltevermögen für ein bestimmtes MKW-Produkt nimmt von grobkörnigen zu feinkörnigen Böden hin zu bzw. steigt mit zunehmendem Porenraum. Je höher der Wassergehalt des Bodens ist, desto geringer ist die Residualsättigung (LUA 2005).

Richtwerte zum Rückhaltevermögen in Lockersedimenten können der weiterführenden Literatur entnommen werden (z. B. LUA 2005, WABELLS & TEUTSCH 2008).

In sehr feinkörnigen Untergrundschichten (z. B. Schluff, Ton) reicht der Druck der infiltrierenden MKW-Phase allerdings häufig nicht aus, um in diese feinkörnigen Matrices einzudringen. Andererseits ist zu beachten, dass bei Einwirkung von MKW das Quellvermögen bindiger bzw. tonreicher Untergrundbereiche gegenüber Wasser herabgesetzt wird, wodurch Benzin und Diesel höhere Versickerungsgeschwindigkeiten erreichen als Wasser (LUA 2005).

Feinkörnige Lockersedimente (z. B. auch Grundmoränen) und Festgesteine (z. B. massig auftretende Schiefer, Gneise, Granite, Amphibolite) sind grundsätzlich als sehr gering bis nicht durchlässig anzusehen und stellen geologische Barrieren dar. Sie können jedoch Klüfte aufweisen, in denen eine Schadstoffausbreitung (gelöst oder als MKW-Phase) stattfinden kann. Die Durchlässigkeit und das Rückhaltevermögen sind stark abhängig von der Füllung des Kluftsystems und können jeweils gering oder auch sehr hoch sein. In Carbonat- und anderen verkarsungsfähigen Festgesteinen wie Salz- und Gipsformationen ist mit einem geringen bis sehr geringen Rückhaltevermögen zu rechnen (vgl. auch Anhang 8).

**der Untergrund als
Mehrphasensystem:
Bodenluft, Feststoff,
(Sicker-)Wasser,
MKW-Phase**

**Rückhaltevermögen
und
Residualsättigung**

**feinkörnige
Untergrundschichten**

**Durchlässigkeit und
Rückhaltevermögen
von Kluftsystemen**

⁸ Zum Beispiel ist die Durchlässigkeit für Wasser in der gesättigten Zone (k_f -Wert) größer als für Wasser im Beisein von MKW und/oder Luft.

⁹ Aufreißen der makroskopischen Phasengrenzflächen bei Verdrängungsprozessen nicht mischbarer Fluide infolge mikroskopischer Untergrundheterogenität (LUA 2005)

MKW-Ausbreitung im Sickerwasser

Ausgehend von der Imprägnationszone erfolgt die Ausbreitung löslicher MKW mit dem Sickerwasser. Die MKW unterliegen dabei verschiedenen natürlichen Schadstoffminderungsprozessen (siehe unten).

MKW im Grundwasser- schwankungsbereich LNAPL

Ist die MKW-Menge im Untergrund hinreichend groß, so erreicht die MKW-Phase den Grundwasserschwankungsbereich bzw. den Kapillarsaum. Dieser stellt aufgrund der starken Benetzung mit Wasser eine gewisse Barriere dar, die erst überwunden wird, wenn der Druck der MKW-Phase ausreicht, um Wasser aus den größeren Poren zu verdrängen. Die MKW-Phase breitet sich aufgrund der geringeren Dichte und der Phasenabgrenzung im Regelfall im Kapillarsaum als am Grundwasser aufschwimmende Phase aus (light non-aqueous phase liquid – LNAPL; WABELS & TEUTSCH 2008). Die Ausbreitung erfolgt dabei untergeordnet auch entgegen der Grundwasserströmungsrichtung.

Die freien MKW-Phasen sind im Allgemeinen nicht gleichmäßig über die Oberfläche des Grundwasserleiters verteilt, sondern bilden „Floatings“ unterschiedlicher flächenhafter Ausdehnung und Schichtdicke (LUA 2005).

In Abbildung 2 ist die Ausbreitung von MKW im Untergrund schematisch dargestellt.

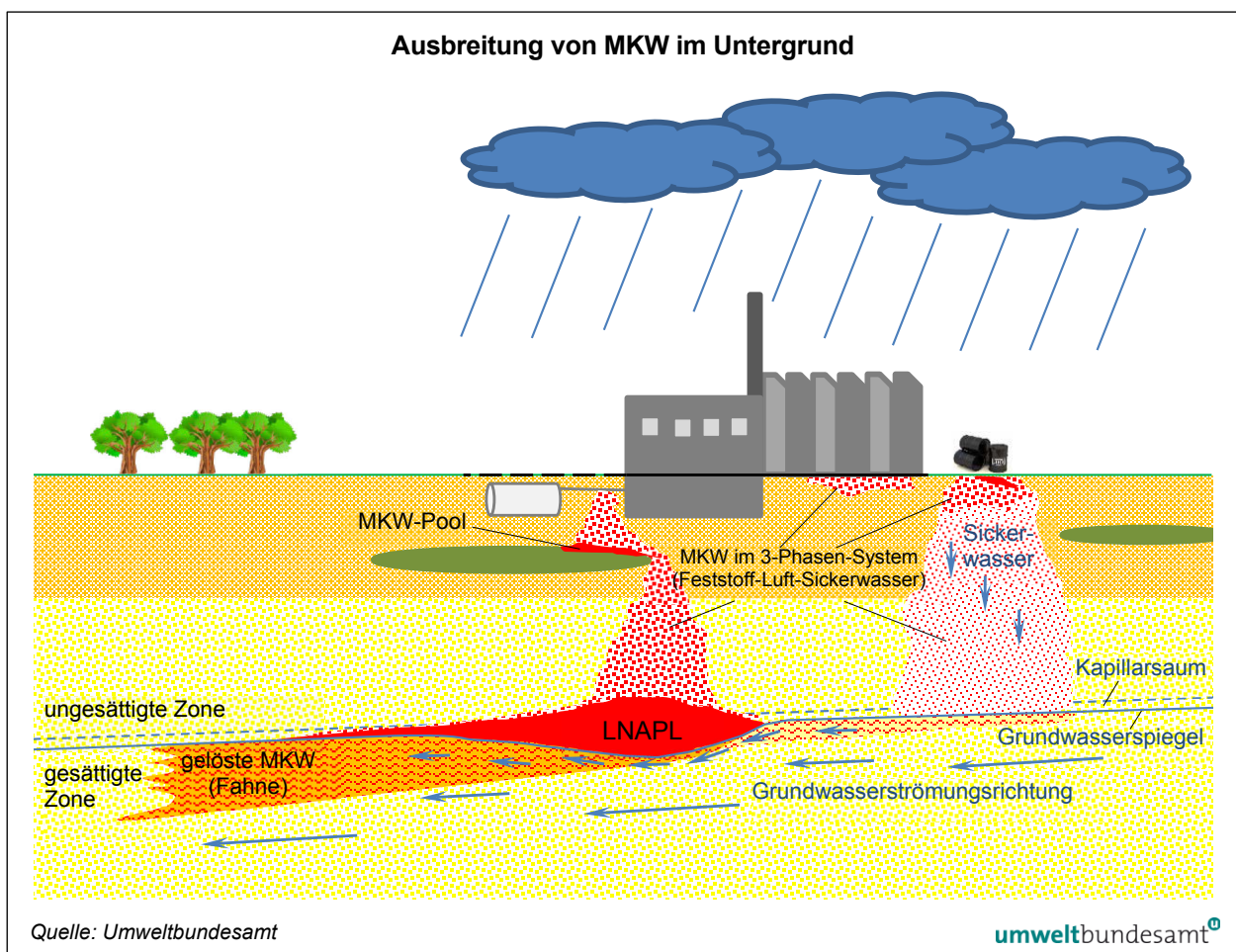


Abbildung 2: Ausbreitung von MKW im Untergrund.

Aus der aufschwimmenden MKW-Phase lösen sich zumeist über Jahrzehnte bis Jahrhunderte Kohlenwasserstoffe und bilden in Abhängigkeit von Alter und Zusammensetzung des eingedrungenen Mineralöls sowie von geohydraulisch, geochemisch und biologisch bedingten Schadstoffminderungsprozessen meist Schadstofffahnen mit einer geringen Länge (< 100 m) aus. Bei größeren Schadensfällen sind jedoch auch Fahnenlängen von 200 m und mehr möglich. Die Schadstofffahne gelöster MKW beschränkt sich weitgehend auf die oberen zwei bis vier Meter des Grundwasserleiters, und in tieferen Grundwasserbereichen sind meist keine Belastungen mit MKW festzustellen (UMWELTBUNDESAMT 2009).

**gelöste MKW
im Grundwasser,
Schadstofffahne**

MKW unterliegen in der wasserungesättigten Zone und im Grundwasser natürlichen Schadstoffminderungsprozessen (Natural Attenuation – NA): biologischer Abbau, chemische Transformation, Sorption, Transportprozesse, Verdampfung und Volatilisierung.

**natürliche
Schadstoff-
minderungsprozesse**

Im Grundwasser werden gelöste MKW durch Advektion und hydrodynamische Dispersion (Diffusion und mechanische Dispersion) entlang der Grundwasserfließrichtung verteilt, wodurch sich eine Schadstofffahne ausbildet. Je nach Heterogenitätsgrad und Fließgeschwindigkeit haben die genannten Transportprozesse unterschiedlichen Anteil an der Schadstoffausbreitung. In homogenen, gut durchlässigen Aquiferen dominiert die Advektion, je heterogener der Aquifer ist, desto stärker ist der Einfluss der mechanischen Dispersion. Bei geringen Fließgeschwindigkeiten dominiert die Diffusion (WABBELS & TEUTSCH 2008, GRANDEL & DAHMKE 2008).

**Advektion und
hydrodynamische
Dispersion**

Durch Volatilisierung und Verdampfung erfolgt eine Verminderung der Schadstoffmasse im Grundwasser bzw. in der MKW-Phase. Dabei wird der Übergang des Schadstoffes aus der wässrigen Phase in die Gasphase als Volatilisierung und der Übergang aus der MKW-Phase in die Gasphase als Verdampfung bezeichnet. Nach dem Übergang in die Gasphase findet eine diffuse und konvektive Verteilung der Schadstoffe in der wasserungesättigten Zone statt, die vom luftgefüllten Porenraum bzw. dem Wassergehalt abhängig ist (GRANDEL & DAHMKE 2008).

**Volatilisierung und
Verdampfung**

Die Sorption gelöster hydrophober organischer Schadstoffe an Feststoffen basiert auf physikalischen Wechselwirkungen (Van-der-Waals-Kräfte, Dipol-Wechselwirkungen) und ist in der Regel reversibel. Daher werden die MKW nach Ausschöpfung der Rückhaltekapazität der Matrix oder nach Umkehrung der Konzentrationsverhältnisse wieder freigesetzt. Dies äußert sich z. B. im sogenannten „Rebound-Effekt“, bei dem es sich um einen Konzentrationsanstieg in der Fahne nach der Beendigung von pump & treat-Maßnahmen handelt. Die Sorption von MKW im Untergrund erfolgt vorwiegend an den hydrophoben Oberflächen von organischem Material (C_{org} bzw. soil/sediment organic matter – SOM), dem Sorbent. Das Ausmaß und die Dauer des Schadstoffrückhalts hängen vom wirksamen Sorptionsmechanismus (lineare und nicht lineare Sorption, Sorptions-Desorptions-Hysterese), der Sorptionskapazität und der Sorptionsrate ab (GRANDEL & DAHMKE 2008). Die Sorptionskapazität von sog. „soft SOM“ – vor allem amorphe Huminstoffe – wird um einen Faktor 10–100 geringer eingestuft als jene von sog. „hard SOM“ – „kohlehaltige Geosorbentien“, z. B. Rußpartikel, Holzkohle (CORNELISSEN et al. 2005 zitiert in: GRANDEL & DAHMKE 2008).

Sorption

Die Sorptionseffekte treten jedoch nicht bei allen MKW gleichermaßen auf. Der Rückhalt durch Sorption spielt beispielsweise bei den BTEX und MTBE nur eine untergeordnete Rolle (WABBELS & TEUTSCH 2008, LUA 2005).

In Abbildung 3 sind die Schadstoffminderungsprozesse im Untergrund schematisch dargestellt.

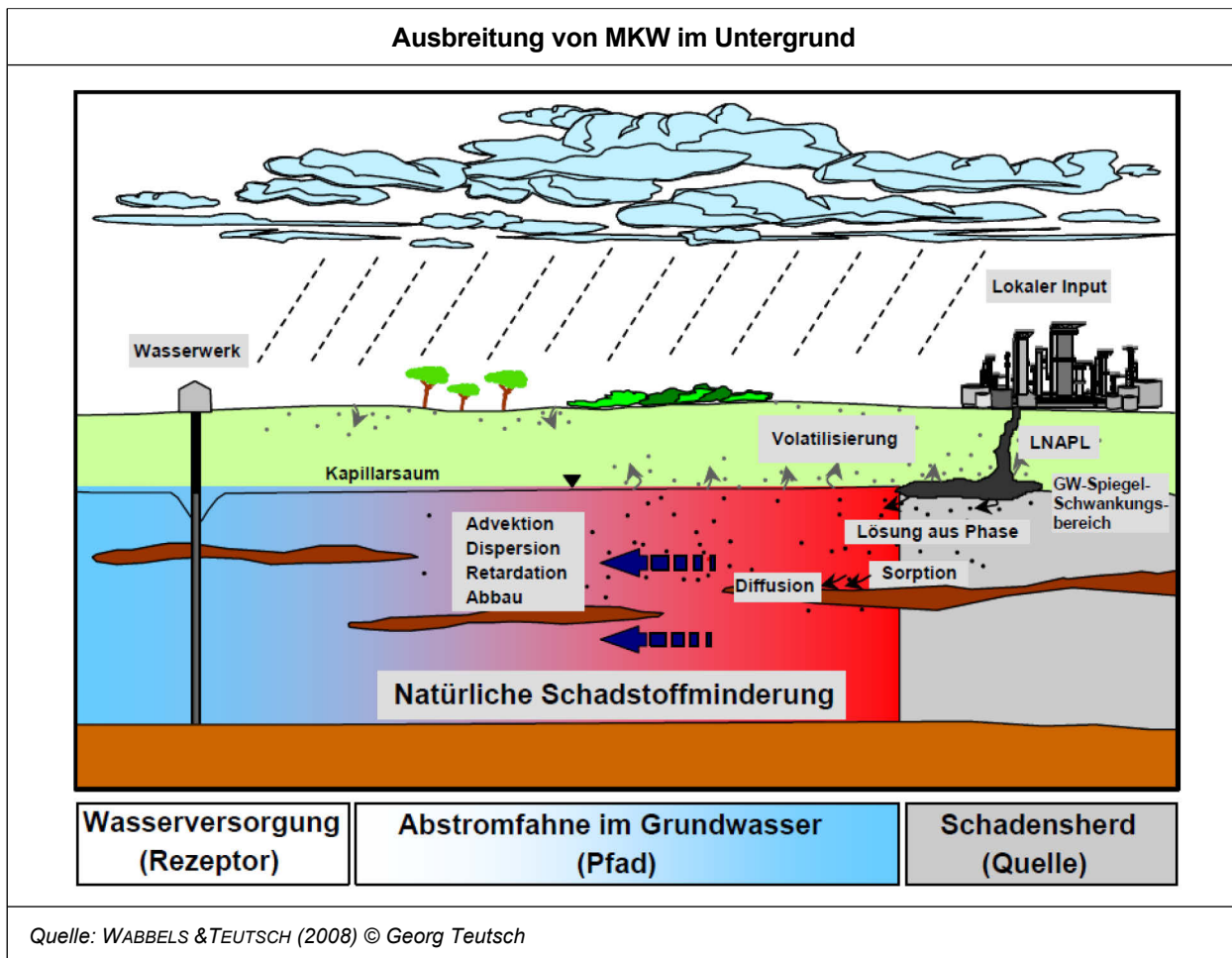


Abbildung 3: Schadstoffminderungsprozesse im Untergrund bei einem MKW-kontaminierten Standort.

biologischer bzw. mikrobieller Abbau

Für MKW-kontaminierte Standorte stellt der biologische Abbau den wesentlichen Prozess der natürlichen Schadstoffminderung dar (WABELS & TEUTSCH 2008).

Der mikrobielle Abbau von MKW kann sowohl in der ungesättigten Bodenzone (Bakterien, Pilze) als auch in der gesättigten Bodenzone (Bakterien) stattfinden. Details zum Abbau – z. B. Organismen, Abbaumechanismen, Zwischen- und Abbauprodukte, Abbauraten – können der weiterführenden Literatur entnommen werden (z. B. FRITSCH 2002, WABELS & TEUTSCH 2008, LUA 2005). Einige wesentliche Aspekte hinsichtlich des mikrobiellen MKW-Abbaus können wie folgt zusammengefasst werden:

- Der mikrobielle Abbau kann sowohl unter aeroben als auch unter anaeroben Bedingungen stattfinden. Die höchsten Abbauraten werden im Allgemeinen unter aeroben Bedingungen (und teilweise auch unter nitratreduzierenden Bedingungen) festgestellt.
- MKW mit Kettenlängen von 10–16 C-Atomen werden am besten abgebaut. Zu höheren C-Zahlen hin nimmt die Bioverfügbarkeit ab, kurzkettigere MKW wirken (in höheren Konzentrationen) membranschädigend.

- Verzweigte MKW (iso-Alkane) sind wesentlich schlechter abbaubar als unverzweigte MKW (n-Alkane).
- Gesättigte MKW sind besser abbaubar als ungesättigte, und diese besser abbaubar als Cycloalkane.
- MKW-Ketten mit ungerader C-Zahl sind schlechter abbaubar als Ketten mit gerader C-Zahl.
- Alte MKW-Verunreinigungen sind schwerer abbaubar als rezente Verunreinigungen, weil durch Alterungsprozesse (z. B. Verdampfung flüchtiger Stoffe, Auswaschung gut löslicher Stoffe) und die Abbauprozesse selbst eine Verschiebung der Stoffzusammensetzung hin zu schlechter abbaubaren und geringer bioverfügbaren Stoffen erfolgt.
- Bei den aromatischen MKW nimmt die Abbaubarkeit mit der Anzahl der aromatischen Ringe und mit zunehmender Zahl und Komplexität von Alkylsubstituenten ab.
- MKW mit Substituenten, welche die Hydrophilie der Verbindung erhöhen (z. B. Hydroxy-, Säure-, Aminogruppen), sind leichter abbaubar als die entsprechenden nicht-substituierten bzw. weniger hydrophilen Verbindungen.
- Schwer(er) abbaubare MKW können einem cometabolischen Abbau unterliegen (z. B. MTBE). Dabei erfolgt eine Transformation eines nicht zum Wachstum verwertbaren Stoffes durch Enzyme, die in Gegenwart eines anderen, zum Wachstum geeigneten Substrates (Auxiliarsubstrat) gebildet werden (FRITSCH 2002).
- Die Mineralisierung (Abbau zu Kohlendioxid und Wasser) eines Stoffes erfolgt häufig nicht vollständig durch ein und dieselbe Mikroorganismenspezies, sondern in mehreren metabolischen Schritten durch unterschiedliche Spezies (Synergismus, Sukzession).
- Der mikrobielle Abbau ist von zahlreichen Milieu-Faktoren abhängig, z. B. Temperatur, pH-Wert, Wassergehalt, Nährstoffangebot (insbesondere Stickstoff- und Phosphorquelle), Elektronenakzeptoren (Sauerstoff, Nitrat, Eisen-III, Mangan-IV, Sulfat, Kohlendioxid), Inhibitoren (z. B. Schwermetalle).

1.6 Additive, Beimengungen und Fremdstoffe in Mineralölprodukten

Additive sind Wirkstoffe, die einem Mineralölprodukt zur Erreichung oder Verbesserung gewünschter Eigenschaften oder zur Unterdrückung unerwünschter Eigenschaften zugesetzt werden. Es können folgende Gruppen von Wirk- bzw. Zusatzstoffen unterschieden werden (für Details siehe LUA 2005):

- Antiklopfmittel zur Erhöhung der Klopfestigkeit der Kraftstoffe, z. B. MTBE, ETBE, Bleialkyle, Metallcarbonyle auf Eisen-, Nickel-, Cobalt- oder Manganbasis;
- Stoffe gegen Vergaservereisung, z. B. Tenside, Alkohole;
- Antioxidantien gegen Polyadditions- und Polymerisationsprozesse, z. B. Amine, Phenole;
- Komplexbildner als Metall-Desaktivatoren;
- Korrosionsinhibitoren, z. B. Petroleumsulfonate und -phosphate;

Additive

- Antipreignitionsstoffe (Rückstandsumwandler), z. B. 1,2-Dibrommethan;
- Farbstoffe, z. B. Furfurol zur Kennzeichnung von Heizöl Extraleicht gegenüber Diesel;
- Zündbeschleuniger, z. B. Nitrobenzol, Amylnitrat und -nitrit;
- Viskositätsverbesserer, z. B. chlorierte Polyethylene;
- Stockpunkterniedriger, z. B. bicyclische Aromaten mit langen Seitenketten;
- Schaumverhütungsmittel, Emulgatoren etc.

MTBE und Bleitetraethyl

Hervorzuheben sind die Antiklopfmittel MTBE (Methyl-tert-Butylether) und Bleitetraethyl. MTBE ist mit 50 g/l sehr gut wasserlöslich, äußerst mobil und aufgrund seiner Struktur (Etherbindung, tert-Butylgruppe) biologisch schwer abbaubar. MTBE wurde Benzin in Konzentrationen von 3–14 Massenprozent zugesetzt. Bleitetraethyl als metallorganische Verbindung wird in organikreichen und/oder bindigen Untergrundschichten sorbiert. Die Löslichkeit in Wasser beträgt 0,12 mg/l, die Abbauprodukte – Tri- und Dialkylbleisalze – sind wesentlich löslicher (> 20 g/l) und auch toxischer (LUA 2005). Der Einsatz von Bleitetraethyl als Additiv in Kfz-Kraftstoffen ist in Österreich seit dem Jahr 1994 verboten, seit 2000 gilt ein EU-weites Verbot.

Beimengungen und Fremdstoffe

Schmieröle können als Beimengungen PAK, PCB und PCDD/F in relevanten Konzentrationen enthalten. In Motorölen erhöht sich im Betrieb der PAK-Gehalt. Schmieröle nehmen im Betrieb Fremdstoffe auf (z. B. Metallabrieb, Ruß, Kunststoffteile). Altöle können daher zusätzlich zu den Additiven des jeweiligen Schmieröls je nach Einsatzbereich u. a. Metalle (Blei, Nickel, Kupfer, Zink) und PAK enthalten. Insbesondere bei Kfz-Werkstätten wurde Altöl häufig mit Lösungsmitteln (Waschbenzin, CKW) vermischt. Bei Vermischung mit hochchlorierten synthetischen Ölen (z. B. Transformator-Öl, Hydrauliköl) können PCB, Chlorbenzole und PCDD/F im Altöl enthalten sein (LUA 2005).

Die Additive in Mineralölprodukten und deren Einsatz haben sich in der Vergangenheit häufig geändert. Die Berücksichtigung dieses Umstandes ist bei Untersuchungen, welche die Additive und Nebenbestandteile des Mineralölproduktes einbeziehen (z. B. forensische Untersuchungen), daher entscheidend bzw. Voraussetzung.

1.7 Auslöser für Erhebungs- und Erkundungsmaßnahmen sowie Sofortmaßnahmen

Kontamination von Umweltmedien

Aufgrund der Stoffeigenschaften der MKW können bereits vergleichsweise geringe und/oder kleinräumige Einträge in den Untergrund weitreichende Kontaminationen von Umweltmedien, insbesondere des Grundwassers, verursachen.

Erfahrungen aus der Bearbeitung von Schadensfällen mit einer Untergrundkontamination zeigen, dass bei Standorten, auf denen in der Vergangenheit (vermutlich) mehr als geringfügige Mengen von MKW eingesetzt, gelagert, umgeschlagen oder abgelagert wurden, mit Verunreinigungen zu rechnen ist. Zur ersten Abklärung können Erhebungen gemäß Kapitel 3 im zweckmäßigen Umfang als empfehlenswert angesehen werden.

Bei Vorliegen konkreter Hinweise auf mehr als geringfügige Verunreinigungen des Untergrundes sind in der Regel Erhebungen gemäß Kapitel 3 und nachfolgend Erkundungsmaßnahmen gemäß Kapitel 5 erforderlich. Als konkrete Hinweise können festgestellte Überschreitungen von Grenzwerten (z. B. Trinkwasserverordnung) oder von Prüfwerten der ÖNORM S 2088-1 oder ÖNORM S 2088-2 (vgl. Anhang 7) gewertet werden, aber auch organoleptische Auffälligkeiten, welche z. B. im Rahmen von Baumaßnahmen festgestellt werden.

Bei aktuellen Schadensfällen (siehe Beispiele unten) oder entsprechenden konkreten Hinweisen auf MKW-Verunreinigungen, wie organoleptischen Auffälligkeiten (z. B. aufschwimmende MKW-Phase oder Ölschlieren in Brunnen, MKW-Geruch im Leitungswasser), sind Sofortmaßnahmen gemäß Kapitel 2 zu setzen. In jedem derartigen Fall ist die zuständige Bezirksverwaltungsbehörde (Bezirkshauptmannschaft, Magistrat) über den aktuellen Sachverhalt zu informieren (Details siehe Kapitel 2).

Als Beispiele für häufige Auslöser von Sofortmaßnahmen können angeführt werden:

Anlässe für Sofortmaßnahmen

- (Verkehrs-)Unfälle von Tankfahrzeugen, Kesselwaggons und anderen Fahrzeugen (z. B. Lkw, Schiffe), die Mineralölprodukte in Tanks oder Fässern geladen haben, die bereits ausgelaufen sind oder auslaufen drohen;
- Verkehrsunfälle von Lkw, Pkw, Bau- und Landmaschinen etc.;
- Unfälle von Schiffen (z. B. Rammen von Brückenpfeilern, Auf-Grund-Laufen);
- Hubschrauber- und Flugzeugabstürze;
- Ausfließen von Mineralölprodukten durch Beschädigungen im Zuge der Bergung von verunfallten Fahrzeugen;
- Brand von Fahrzeugen (Pkw, Lkw), Baumaschinen und Landmaschinen (z. B. Mähdrescher, Traktor) durch Schmelzen der Kunststofftanks (Fassungsvermögen bis 1.000 Liter);
- Ausbreitung von MKW mit dem Löschwasser;
- unkontrolliertes Auslaufen von Mineralölprodukten auf befestigten oder unbefestigten Flächen, z. B. durch unsachgemäße Lagerungen, Defekte an Leitungen oder Tank-Füllvorrichtungen, Überfüllung von Tanks, Fehlbedienungen bei maschinellen Anlagen;
- Defekte (Leckagen) an Fahrzeugen, Bau- und Landmaschinen, durch die Mineralölprodukte verteilt werden (z. B. Straßengraben, Felder);
- Einschwemmen von Mineralölprodukten durch Abwasserkanäle in Kläranlagen oder durch Niederschlagswasserableitungskanäle, Gerinne oder Drainagen in Gewässer;
- Freisetzung von Mineralölprodukten im Zuge von Aushubarbeiten und Baumaßnahmen;
- Freisetzung von Mineralölprodukten und Ausbreitung in der Folge von Hochwasserereignissen und Überschwemmungen (z. B. Heizungsanlagen, Öllager).

2 SOFORTMAßNAHMEN

Ziel von Sofortmaßnahmen

Ziel der Sofortmaßnahmen ist, unter Beachtung sicherheitstechnischer Erfordernisse, ein weiteres unkontrolliertes Austreten und die Ausbreitung von Mineralölprodukten zu verhindern oder zumindest im technisch möglichen Umfang einzuschränken. Der Umweltschaden und damit Ausmaß und Intensität der Verunreinigung des Bodens, von Oberflächengewässern und des Grundwassers sollen so gering wie möglich gehalten werden.

Alarmierung

Für eine rasche Durchführung von Sofortmaßnahmen ist die Alarmierung der Einsatzkräfte, der Behörden und des Sachverständigendienstes unmittelbar nach Eintritt und Beobachtung des Schadensereignisses notwendig. Grundsätzlich gibt es bei Behörden eine Rufbereitschaft, und es stehen dort aktuelle und entsprechende Alarmpläne zur Verfügung. Gemäß § 31 (2) WRG müssen bei einer Gefahr einer Gewässerverunreinigung unverzüglich die zur Vermeidung einer Verunreinigung erforderlichen Maßnahmen getroffen und folgende Stellen unverzüglich verständigt werden:

obligatorisch zu verständigende Stellen

- Bezirksverwaltungsbehörde bzw. Magistrat,
- bei Gefahr im Verzug: Bürgermeister oder nächste Dienststelle des öffentlichen Sicherheitsdienstes.

optional zu verständigende Stellen

Darüber hinaus kann in Abhängigkeit von der Situation die Verständigung folgender Stellen empfehlenswert sein:

- Feuerwehr,
- Polizei,
- Landeswarnzentrale und erforderliche rufbereite Sachverständige der Behörde,
- ggf. Vorgesetzte des Verursachers (z. B. Unternehmensleitung, Gefahrgutbeauftragte) und allenfalls dessen Versicherung,
- Grundstücksbesitzer, -eigentümer,
- Straßenmeisterei (sofern betroffen),
- Wasserversorgungsunternehmen (sofern betroffen),
- Hausbrunnenbesitzer (sofern betroffen),
- Kläranlagenbetreiber (sofern betroffen),
- Fischereiberechtigter (sofern betroffen).

Die Verständigung soll unter Angabe der näheren Umstände (Ort, Zeit, Art des Mineralölproduktes und Umfang der Gefahr) erfolgen.

Bergung, Versorgung, Evakuierung

Den jeweiligen Gegebenheiten entsprechend kommen unter Beachtung der sicherheitstechnischen Eigenschaften des Mineralölproduktes (insbesondere die Bildung zündfähiger Dampf-Luftgemische und die toxischen Eigenschaften, siehe hierzu auch Kapitel 5.2), nach Bergung und Versorgung verletzter Personen und Evakuierung des Gefahrenbereiches, folgende Sofortmaßnahmen in geeigneter Weise zur Anwendung, wobei deren Reihenfolge und Umfang situativ festgelegt wird und oft mehrere Maßnahmen parallel oder alternierend getroffen werden (z. B. c, d, e parallel zu f, g, h, i):

Sofortmaßnahmen, situativ festzulegen

- a. **Absicherung** des Unfallortes bzw. Schadensbereiches.
- b. **Erste Einschätzung der Situation** durch Besichtigung sowie durch Befragen der Einsatzkräfte, der Besitzer, der Verursacher, Zeugen etc. (z. B. Fakten be-

treffend Art und Menge des Mineralölprodukts, Ort und Zeitpunkt/Zeitraum des Austritts, Ursache und Ablauf des Schadensfalles, Ausbreitungsmöglichkeiten des Mineralölprodukts) im Hinblick auf eine Beurteilung durch Sachverständige und die Anordnung von Maßnahmen durch die Behörde oder die Einsatzkräfte.

- c. **Einschätzung der geologischen und hydrogeologischen Standortverhältnisse**, insbesondere Untergrundaufbau, zu erwartende Durchlässigkeit und Rückhaltekapazität, Lage des Grundwasserspiegels (Flurabstand), Grundwasserfließrichtung, Lage von Oberflächengewässern.
- d. **Erhebung gefährdeter Nutzungen und Ökosysteme** (z. B. Trinkwasserbrunnen, Grundwasserschutzgebiete, Oberflächengewässer).
- e. **Einschätzung der aktuellen Randbedingungen**, z. B. Witterung (Regen, direkte Sonneneinstrahlung etc.), Tageszeit bzw. Lichtverhältnisse, Einbauten (Gas, Strom, Wasser, Kanal etc.; Kontakt zu Leitungsträgern herstellen), Hochwassergefahr.
- f. **Lokalisierung** des Auslaufbereiches und der (möglichen) Ausbreitungspfade (z. B. Aufbau des Bodens, Trassen von Einbauten, Ablaufgerinne).
- g. **Maßnahmen zur Verhinderung des weiteren Ausfließens** des Mineralölprodukts (z. B. Schließung von Schiebern, Sperrung von Ventilen, provisorische Dichtung von Rissen und Löchern, Auffangen in Gefäßen, Entleeren von lecken Tanks und Behältern vor der Bergung, Abpumpen, Umfüllen).
- h. **Maßnahmen zur Vermeidung der weiteren Ausbreitung** (z. B. Abdichtung von Kanälen und Schächten, Errichtung von behelfsmäßigen Sperren durch Erdwälle, Auslegen von Ölsperren oder Schlängelleitungen auf Gewässern).
- i. **Abpumpen, Abschöpfen oder Bindung** des Mineralölprodukts (Bestreuen mit Ölbindemitteln, Sägespänen oder ähnlichem Material).
- j. **Abgraben** des mit MKW kontaminierten Untergrundes.
- k. **Windsichere und wasserdichte Abdeckung** der MKW-verunreinigten Flächen mit einer Folie oder Plane.
- l. **Ableitung der Niederschlagswässer** auf verbauten Flächen aus dem Bereich des Kontaminationsherdes.
- m. **Abstellen von Brunnen**, wenn diese unmittelbar gefährdet sind.
- n. **Entnahme von Proben** des ausgelaufenen Mineralölproduktes, des verunreinigten Untergrundes, des Grundwassers (sofern geeignete Probenahmestellen vorhanden sind oder unmittelbar hergestellt werden können) und ggf. der Bodenluft und von Oberflächengewässern zur Untersuchung hinsichtlich Art und Konzentration des Mineralölprodukts. Zusätzlich sollten Referenzproben aus nicht verunreinigten Bereichen entnommen werden. Allenfalls können Schnelltests durchgeführt werden.
- o. **Festlegung des Analysenumfangs**, z. B. BTEX und MTBE/ETBE bei Benzinschäden, KW-Index bei Dieselschäden, GC-FID-Fingerprint bei unbekanntem Mineralölprodukt, GC-MS-Screening bei unbekannten Substanzen.
- p. **Dokumentation** des Schadensbildes und der durchgeführten Sofortmaßnahmen (Protokolle, Fotos, Lageskizzen etc.) sowie der Rahmenbedingungen (Witterungsdaten etc.).
- q. **Bilanzierung** durch Abschätzung der ausgelaufenen Menge an Mineralölprodukt, der durch die Maßnahmen bereits entfernten Menge, sowie der noch im Untergrund bzw. in Gewässern verbliebenen Schadstoffmengen.

- r. **Errichtung von Grundwassermessstellen** in Fließrichtung unmittelbar abstromig des Schadensherdes. Der Ausbau sollte so erfolgen, dass die Messstelle auch als Sperrbrunnen verwendet werden kann.
- s. **Reinigung** von MKW-verunreinigten Verkehrsflächen durch Einsatz einer Kehrmaschine mit Hochdruckreinigungsgerät. MKW-verunreinigte Stoffe (z. B. Bindemittel, Wasser) müssen dabei vollständig entfernt werden und dürfen nicht versickern.

***rasches und
bedachtes Handeln
verringert den
Aufwand für
Folgemaßnahmen***

Mangelhafte Sofortmaßnahmen bedingen einen wesentlich größeren zeitlichen und finanziellen Aufwand bei Folgemaßnahmen und können auch einen langfristigen Sicherungs- oder Sanierungsbedarf verursachen. Von welcher Stelle die Sofortmaßnahmen durchgeführt werden, kann von Fall zu Fall verschieden sein (z. B. Verursacher, Feuerwehr, Bundesheer, Bauunternehmer, Einsatztrupp des Wasserwerks) – entscheidend ist das sofortige und bedachte Handeln.

***Festlegung der
Sanierungszielwerte***

Die Festlegung der Sanierungszielwerte bei Sofortmaßnahmen muss im Einzelfall durch die zuständige Behörde erfolgen. In Hinblick auf eine rasche Einschätzung des Ausbreitungsverhaltens in der Umwelt können dabei Art und Eigenschaften des konkreten Mineralölproduktes wesentliche technische Kriterien sein. Die Entfernung des kontaminierten Untergrundes sollte jedenfalls bis zu sensorisch unauffälligen Schichten („kein Benzin- bzw. Mineralöl-Geruch“) erfolgen.¹⁰

Die Beurteilung der Sofortmaßnahmen erfolgt jeweils in Form einer Einzelfallbeurteilung. Die Sofortmaßnahmen sind durch eine für diesen Fachbereich ausgebildete Person begleitend zu überwachen.

¹⁰ Zur Abgrenzung von Verunreinigungen des Untergrundes werden die in Kapitel 8.2, Tabelle 5, angegebenen Prüfwerte empfohlen.

3 ERHEBUNG

Im Zuge der Erhebung werden alle verfügbaren Unterlagen und Informationen zu einem kontaminierten Standort bzw. zu Ablagerungen von mineralölverunreinigten Abfällen gesammelt, zusammengefasst und dokumentiert. Der erforderliche Umfang der Erhebungsarbeiten muss im Einzelfall festgelegt werden. Die umfassende Beschreibung der historischen Entwicklung und der zu erwartenden Standortverhältnisse stellt eine wesentliche Grundlage für die Planung von Erkundungsmaßnahmen dar. Eine Begehung des Standortes und seiner Umgebung im Zuge der Erhebungsarbeiten ist als unbedingt erforderlich anzusehen.

Umfang und Ziel der Erhebungsarbeiten

Standortbegehung

3.1 Historische Recherche

Die wichtigsten Branchen, in denen MKW eingesetzt wurden (werden) und die potenziell als Verursacher von MKW-Schadensfällen in Frage kommen, werden in Kapitel 1.3 aufgezeigt. Innerhalb der Branchen und darüber hinaus¹¹ können mögliche Ursachen von Schadensfällen den folgenden Kategorien zugeordnet werden:

mögliche Ursachen von Schadensfällen

- Gewinnung bzw. Förderung von Mineralöl (z. B. Ölsonden);
- Transport (z. B. Pipelines, Tankwagen);
- Umschlag und Lagerung (z. B. Tankstellen, Tanklager, Umschlagplätze auf Bahnhöfen);
- Verarbeitung und Bearbeitungsprozesse (Raffinerien, petrochemische Industrie);
- Nutzung und Anwendung (z. B. Energieversorgung/Heizung, Schmiermittel, Hydrauliköl);
- fahrlässiger Umgang;
- unsachgemäße Beseitigung von Abwässern sowie Ablagerung von MKW-verunreinigten Abfällen in Deponien;
- Verlagerungen bei Aushub-, Abriss- und Planierungsarbeiten etc.;
- Naturgewalten (z. B. hochwasserbedingte Überschwemmungen).

Im Folgenden werden häufige potenzielle Eintragsmöglichkeiten beispielhaft aufgelistet:

potenzielle Eintragsstellen

- Überfüllen von Lagerbehältern bei ungeeigneten Schutzvorkehrungen oder infolge nicht festgestellten Füllstands mittels Peilung (keine Überfüllsicherung, fehlender Auffangraum, undichte Füllschächte);
- „Tropfverluste“ beim Befüllen und bei unsachgemäßen Umfüllvorgängen in Gebinde;
- Handhabungsverluste im Bereich von Verladeeinrichtungen bzw. Verladeprozessen (z. B. Einrollen von Tankwagenschläuchen);

¹¹ Aufgrund der breiten Verwendung von Mineralölprodukten können grundsätzlich in allen Branchen mit erhöhtem Energiebedarf (z. B. Bäckereien, Gärtnereien) und im privaten Bereich (z. B. Heizöltanks) MKW-Verunreinigungen auftreten.

- undichte Stellen an Tanks bzw. Behältern und Leitungen, bedingt durch Korrosion, Materialermüdung, fehlerhafte Installation, Unfälle etc.;
- unzureichende Schutzvorkehrungen beim Umgang mit MKW;
- technische Gebrechen sowie Produktionsstörungen an Anlagen und unterirdischen Anlagenteilen (Verbindungsleitungen, erdverlegte Tanks);
- ungesicherte Lagerung von Altöl und Restmengen;
- unkontrollierte Verteilung von MKW im Zuge von Aushub-, Abriss- und Planierungsarbeiten;
- Unfälle beim Transport (z. B. Verkehrsunfälle) und Umschlag.

Als weitere Schadensursachen sind Altölablagerungen in Deponien, Säureteerablagerungen und nicht registrierte, beschädigte oder zerstörte ehemalige Tankanlagen zu nennen. Aufgrund einer alten oder nicht funktionierenden Kanalisation treten Kontaminationen auch im Bereich von Grabensystemen, Einlaufschächten der Kanalisation sowie generell in Kanalschächten des Abwassersystems auf.

Auch in Abhängigkeit von der Qualität der Bodenversiegelung und der technischen Ausstattung von Sicherheitsvorkehrungen im Bereich der Produktions-, Manipulations- und Lagerbereiche können MKW in den Untergrund gelangen.

**Fokus der
historischen
Recherche**

Im Rahmen der historischen Recherche sollten folgende Unterlagen und Informationen erhoben werden (im Einzelfall können noch weitere Unterlagen relevant sein):

- Nutzungsgeschichte des Betriebsstandortes;
- Lagepläne, Lage von Gebäuden und Anlagen seit Bestehen des (Betriebs-)Standortes;
- Unterlagen betreffend Stilllegung, Abbruch oder Verlegung von Anlagen;
- Lage und Art von unterirdischen Leitungen und Objekten seit Bestehen des Betriebsstandortes (insbesondere Tanks, Rohrleitungen, Oberflächen- und Abwasseranlagen, Kabelschächte);
- Luftbilder für den relevanten Betriebszeitraum;
- Produktionsarten, Erzeugnisse, Zeiträume der Produktion;
- Art, Menge und Zeitraum der eingesetzten, gelagerten, produzierten Stoffe;
- Art der Bodenversiegelung im Bereich der Anlagen und Lager;
- Beschreibung der Entsorgung von Abfällen, Abwässern und Produktionsrückständen inklusive Angabe von Art, Menge und Zeitraum;
- Hinweise auf technische Gebrechen, Unfälle oder Handhabungsverluste;
- Eventuell bereits vorhandene Untersuchungsergebnisse zu Grundwasser, Untergrund, Bodenluft, Oberflächenwasser etc. sowie zusätzlich durchgeführte Untersuchungen oder Sanierungsmaßnahmen;
- Lage und Ausbau von ehemals vorhandenen sowie von bestehenden Bodenluftmessstellen;
- Lage und Ausbau von ehemals vorhandenen sowie von bestehenden Grundwassermessstellen und Brunnen am Standort (siehe auch Kapitel 3.5);
- Lage und Beschreibung anderer Betriebsstandorte und Deponien in der Umgebung;
- Hinweise und Dokumente zu Kriegseinwirkungen und potenziell vorliegenden Kampfmitteln im Untersuchungsgebiet.

Die folgende Tabelle 2 gibt zu einigen dieser erforderlichen Informationen die **Informationsquellen** entsprechenden Quellen wieder.

Tabelle 2: Ausgewählte Informationsquellen zur historischen Recherche (Quelle: Umweltbundesamt).

Information	Mögliche Quellen
Produktionsorte, Standorte von Anlagen (Maschinen, Tanks, Behälter, Zapfsäulen, Ölabscheider etc.)	Betriebsanlagenakten (Gewerbebehörde), Bauakten (Gemeinde), Zeitzeugenbefragung
Lagerorte, Umschlagplätze, Verladeplätze, Manipulationsbereiche	Betriebsanlagenakten (Gewerbebehörde), Bauakten (Gemeinde), Zeitzeugenbefragung
Rohrleitungen, Leitungsverbindungen, Abwasserkanäle, Drainageanlagen	Betriebsanlagenakten (Gewerbebehörde), Bauakten (Gemeinde), Zeitzeugenbefragung, Kanalbetreiber
„Unregelmäßige bzw. unerlaubte Betriebsweisen“ (z. B. ungeordnete Entsorgung von Produktionsabfällen am Standort)	Gewerbeakten, Strafakten, Zeitzeugenbefragung
Art und Menge der eingesetzten Stoffe	Betriebsaufzeichnungen oder Abschätzung aus Produktionsmengen, Füllmengen, Betriebsdauer, Betriebsgröße
Luftbildauswertungen	Bundesamt für Eich- und Vermessungswesen
Kriegseinwirkungen, Kampfmittel	Liegenschaftseigentümer, Gemeindeamt, Zeitzeugen, ggf. Infrastrukturbetriebe (z. B. ÖBB, Flughäfen) und Industriebetriebe; historische Luftbilddatenbanken

Grundsätzlich weisen Aktenbestände einen umfangreicheren und glaubwürdigeren Informationsgehalt auf als Zeitzeugenbefragungen. Bei Zeitzeugen bestehen sehr häufig durch die große zeitliche Distanz Erinnerungslücken oder verzerrte Erinnerungen. Allerdings sind Zeitzeugenbefragungen aufgrund der Möglichkeit, tatsächliche Betriebsabläufe erfassen zu können, die Lage von nicht aktenkundigen Anlagenteilen zu bestimmen sowie Hinweise auf frühere Nutzungen und Vorfälle (Unfälle, Überfüllungen, Leckagen) zu erhalten, als Informationsquelle unerlässlich und sollten nach Möglichkeit immer durchgeführt werden. Bewährt haben sich hier Befragungen anhand von historischen Fotografien oder Luftbildern.

Zeitzeugenbefragung

Die erhaltenen Informationen sollten wechselseitig auf Plausibilität und Relevanz geprüft werden.

3.2 Erhebung der Untergrundverhältnisse

3.2.1 Geologie und Hydrogeologie

Da durch die Untergrundbedingungen das Ausbreitungsverhalten der MKW wesentlich beeinflusst wird, ist ein geologisch-hydrogeologisches Standortmodell mit Darstellung der geologischen Schichtabfolge, der strukturellen Eigenschaften der Schichten, deren räumlicher Verteilung und der Grundwasserverhältnisse essenzieller Bestandteil eines umfassenden Standortmodells gemäß Kapitel 4.

geologisch-hydrogeologisches Standortmodell

Der Aufwand (Erkundungsdichte) für die Untersuchungen und für die Untergrunddarstellung wird von den Untergrundbedingungen (Inhomogenitätsverhältnisse) und von der Größenordnung des Gefährdungspotenzials (Größenordnung des Schadensherdes, Schadstoffkonzentration in der Imprägnationszone, Schadstoff-Ausbreitungspfade, potenziell gefährdete Nutzungen und Ökosysteme) bestimmt.

**geologische
Verhältnisse**

Die Grundlage für das geologische Standortmodell bilden Oberflächenkartierungen und Untergundaufschlüsse (Rammkernsondierungen, Kernbohrungen, Schürfe) sowie geophysikalische Untersuchungen (Seismik, Geoelektrik) und indirekt-messende Verfahren wie Cone Penetration Test (CPT) oder elektrische Leitfähigkeitsmessungen.

Geologisches Kartenmaterial (z. B. Interaktives Rohstoff-Informations-System – IRIS, Geoinformationssysteme der Länder) sowie Tiefenaufschlüsse (z. B. Landesgeologische Dienste, Baugrunderkaster) bieten Möglichkeiten zur ersten, grundsätzlichen Abschätzung über Ausbreitungsmöglichkeiten von Schadstoffen und liefern wesentliche Hinweise für den Ansatz des Untersuchungsprogrammes.

In das geologische Standortmodell fließen die erhobenen Informationen zum Untergundaufbau (Lockergestein, Festgestein) sowie betreffend die Art, Abfolge, Homogenität und räumliche Lage der auftretenden Sedimente ein. Des Weiteren können im Hinblick auf die Beurteilung der Schadstoffausbreitung die Sediment-eigenschaften – Korngrößenverteilung (zumindest im Anteil > 0,06 mm), Gefüge, Lagerungsdichte, Porosität, sedimentäre Heterogenität, Klüftigkeit, Wassergehalt, Gehalt an organischer Substanz, Verwitterungsgrad – von Bedeutung sein (UMWELTBUNDESAMT 2011a).

**hydrogeologische
Verhältnisse**

Für das hydrogeologische Standortmodell sind Informationen betreffend die Art der auftretenden Grundwasserleiter (z. B. Porengrundwasserleiter), die Druckverhältnisse (freies, gespanntes oder artesisches Grundwasser), die horizontale Ausdehnung sowie das Relief und die Mächtigkeit grundwasserstauer Schichten, gegebenenfalls die Tiefenlage von Grundwasserstockwerken und eventuelle Kommunikationsmöglichkeiten zwischen den Grundwasserstockwerken, die relativen oder absoluten Grundwasserspiegelhöhen, die Grundwasserspiegelschwankungen, die Grundwasserflurabstände sowie die Mächtigkeit und das Rückhaltevermögen der wasserungesättigten Bodenzone von Bedeutung. Anhaltspunkte zu den hydrogeologischen Standortverhältnissen kann die hydrogeologische Übersichtskarte im Web Service der Geologischen Bundesanstalt liefern.

Die relevanten hydraulischen Parameter wie Durchlässigkeitsbeiwert (k_f -Wert), Transmissivität, Grundwassermächtigkeit, Grundwasserströmungsrichtung (Grundwasserisohypsenkarte) und Grundwassergefälle, Grundwasserentnahmen oder Kommunikation mit einem Oberflächengewässer, Wasserführung von Trennflächen bzw. Karströhren, Wasserspeicherkapazität und Retentionsvermögen des Gebirges sollten ebenfalls erhoben und dargestellt werden.

Anhand von Unterlagen über bestehende Grundwassermessstellen (z. B. hydrographische Dienste der Bundesländer) und Grundwassernutzungen (z. B. Landesdienststellen für Wasserwirtschaft – Wasserbuch, wasserwirtschaftliches Planungsorgan, Wasserinformationssysteme) im Untersuchungsgebiet (siehe Kapitel 3.5) können erste Anhaltspunkte zu den hydrogeologischen Bedingungen am Standort abgeleitet werden.

3.2.2 Pedologie

**pedologische
Verhältnisse**

Die Erhebung der pedologischen (bodenkundlichen) Standortverhältnisse kann im Hinblick auf die Beurteilung des Schadstoffrückhalts im Boden, der Sickerwassermenge und der Gefährdung von Menschen aufgrund der Standortnutzung (z. B. Gartenbau, Kinderspielplatz) relevant sein.

Anhand von bodenkundlichem Kartenmaterial (z. B. Bodeninformationssystem BORIS) können Aussagen u. a. zu Bodentyp und -mächtigkeit, Humusgehalt, Bodendichte, Feldkapazität und effektivem Wurzelraum getroffen bzw. abgeleitet werden. Zu beachten ist, dass die pedologischen Standortverhältnisse bei Betriebsstandorten durch anthropogene Eingriffe (Aufschüttungen, Geländeanpassungen etc.) und bei Deponien (Oberflächenabdeckung) von den lokalen natürlichen Verhältnissen stark abweichen bzw. völlig anders gelagert sein können.

3.3 Erhebung der hydrologischen Verhältnisse

Aufgrund der Interaktion zwischen Grundwasser und Oberflächenwasser sollten auch die Oberflächenentwässerung in Verbindung mit der Geländetopographie und -morphologie sowie Oberflächengewässer (Fließgewässer, Seen, Teiche etc.) erfasst und dargestellt werden. Die klimatischen und hydrologischen Standortparameter wie Temperatur, jährlicher Niederschlag, Niederschlagshöhe im Sommerhalbjahr (1. April bis 30. September) und potenzielle Evapotranspiration sollten zur Abschätzung der Sickerwassermenge erhoben werden (z. B. ZAMG, Hydrologischer Atlas Österreich des BMLFUW).

klimatische und hydrologische Verhältnisse

Auf dem Betriebsstandort sowie in der näheren Umgebung sollten Grundwasserentnahmen und Versickerungen (z. B. Nutzwasser), die sich auf die Grundwasserfließverhältnisse auswirken können, erhoben und entsprechend berücksichtigt werden.

Grundwasserentnahmen und Versickerungen

Im Hinblick auf die Verlagerung von MKW mit dem Sickerwasser sollten die Abfluss- und Versickerungsmöglichkeiten von Oberflächenwasser bzw. Niederschlagswasser (z. B. Anlagen zur Ableitung, Kanalisation, Art und Zustand von Oberflächenbefestigungen, Bebauungen, Geländeneigung, unbefestigte Bereiche, Bodentyp sowie Art, Höhe und Bedeckungsgrad der Vegetation in den unbefestigten Bereichen) erhoben werden.

Oberflächenabfluss und Versickerung

3.4 Erhebung der baulichen Gegebenheiten

Bei der Planung von Untersuchungen und bei der Beurteilung der Ausbreitungspfade der MKW im Untergrund muss die bautechnisch bedingte Untergrundinhomogenität (Fundamente, Rohrleitungen, Lagertanks, Drainagen, Filterschichten, Schächte und Hohlräume, Verfüllungen, Bombenschäden u. Ä.) berücksichtigt werden. Der Erhebung und planlichen Darstellung der baulichen Standortverhältnisse (sowohl Ist-Zustand als auch historische Entwicklung) kommt bei den Untersuchungen und in der Beurteilung entsprechende Bedeutung zu. Des Weiteren ist zu berücksichtigen, dass nach dem Abriss von Anlagen und den anschließenden Planierungsarbeiten zurückgebliebene Substanzen unkontrolliert über den Standort verteilt sein können.

3.5 Erhebung von potenziell gefährdeten Nutzungen und Ökosystemen

**Boden,
Grundwasser,
Oberflächen-
gewässer,
(Raum)Luft**

In Abhängigkeit von der Art, dem Ausmaß und dem Alter des Mineralölschadens können Verunreinigungen des Bodens, von Gewässern (Grundwasser, Oberflächengewässer¹²) und der Luft (Raumluft) vorliegen, die zu nachteiligen Wirkungen auf die menschliche Gesundheit und Ökosysteme führen.

**gefährdete
Bodenfunktionen**

Durch MKW-Verunreinigungen können die im Boden ablaufenden Prozesse sowie die Funktionen des Bodens beeinträchtigt werden. Bei den Funktionen des Bodens sind die Lebensraumfunktion, Produktionsfunktion, Filter- und Pufferfunktion, Speicherfunktion und Transformationsfunktion anzusprechen (UMWELT-BUNDESAMT 2011C).

Demgemäß sollte Folgendes erhoben werden:

Nutzungskartierung

- die aktuelle Nutzung der Grundstücke auf und in der unmittelbaren Umgebung der (potenziellen) Schadensherde;
- Gebäude, Keller und andere unterirdische Objekte (Lage, Nutzung, Gasdichtigkeit der Bausubstanz) auf und in der unmittelbaren Umgebung der Schadensherde;

**Grundwasser-
nutzungen**

- die Lage wasserrechtlich bewilligter Grundwassernutzungen;
- die Lage wasserrechtlich geschützter Gebiete (z. B. Schutzgebiet, Schongebiet);
- Bodenluft- und Grundwassermessstellen (Lage, Baujahr, Tiefe, Lage und Länge der Filterstrecke, Bohrprofil, Ausbauplan, Ausbaumaterial);
- ggf. Haus- und Feldbrunnen;

**Oberflächen-
gewässer,
Ökosysteme**

- die Lage von Oberflächengewässern;
- die Lage geschützter Ökosysteme (z. B. gem. FFH-Richtlinie) und Biotope.

Untersuchungsgebiet

Im Hinblick auf die potenziellen Reichweiten von MKW-Schadstofffahnen (meist < 100 m, bei größeren Schadensfällen aber bis zu 200 m und mehr möglich) sollten die Erhebungen bezüglich Grundwassernutzungen zumindest bis 300 m in den Abstrombereich (Untersuchungsgebiet naher Abstrom) erfolgen. Bei Hinweisen auf weiter reichende Grundwasserverunreinigungen (z. B. bei Vorliegen entsprechend hoher MKW-Frachten im Grundwasser, insbesondere durch BTEX) sollte das Untersuchungsgebiet ausgeweitet werden.

Bei den Erhebungen sollte auch auf die zukünftige Entwicklung des Standortes bzw. veränderte Nutzungen des Standortes und seiner Umgebung (z. B. geplante Trinkwasserversorgung) Bedacht genommen werden.

¹² Beispielsweise Standorte, die direkt an Oberflächengewässer grenzen und/oder verunreinigtes Drainage- oder Abwasser in ein Oberflächengewässer einleiten, oder von denen ausgehend kontaminiertes Grundwasser in ein Oberflächengewässer exfiltriert.

4 STANDORTMODELL

Die Erkundung, Beurteilung und Sanierung von kontaminierten Standorten ist in der Regel ein iterativer Prozess, bei dem in abgestufter Weise wiederholt Informationen gesammelt und als Grundlage für eine Entscheidung zur weiteren Vorgangsweise genutzt werden (siehe Abbildung 4). Das Standortmodell ist in diesem Zusammenhang ein wichtiges Instrument, um wesentliche Informationen zusammenzufassen, Entscheidungen vorzubereiten und die Planung weiterer Maßnahmen zu unterstützen. Über die Abgrenzung von Kontaminationen hinaus ist dabei jeweils eine Beschreibung des naturwissenschaftlich-technischen Prozess- und Systemverständnisses für einen konkreten Standort von besonderer Bedeutung. Das zusammengefasste „Verständnis“ eines Schadensfalles sollte nachvollziehbar abgeleitet, allgemein verständlich und schlüssig sein, damit es als Grundlage für die Kommunikation von ExpertInnen mit allen maßgeblich Beteiligten herangezogen werden kann.

Entscheidungs- und Planungsinstrument in einem iterativen Prozess

„Verständnis“ eines Schadensfalles

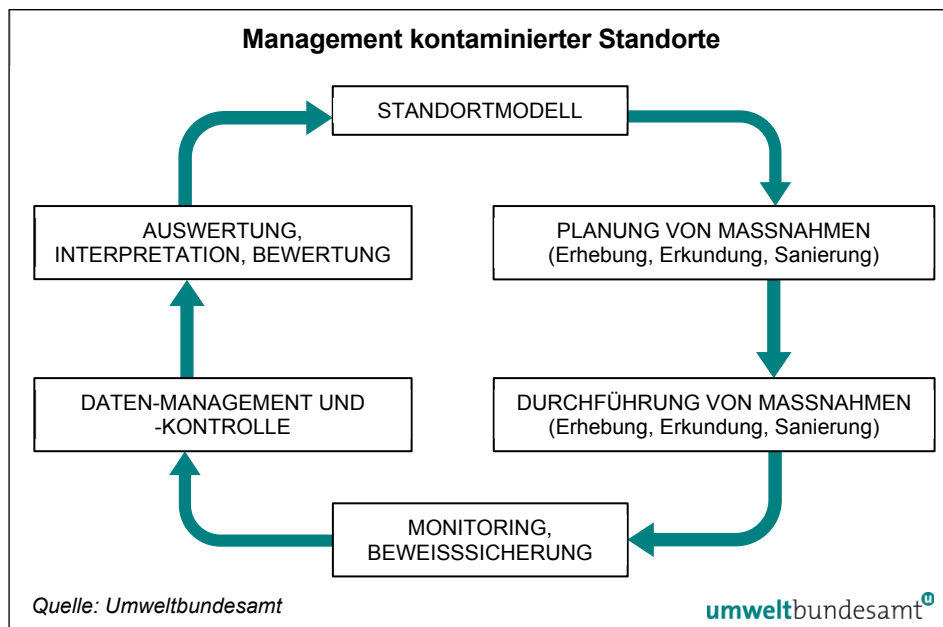


Abbildung 4: Management kontaminierter Standorte – Prozess der Erkundung, Beurteilung und Sanierung.

In Abhängigkeit von der Komplexität der Gegebenheiten sowie vom Umfang der an einem konkreten Standort durchgeführten Erkundung können sich Unsicherheiten ergeben, die für die Beurteilung eines kontaminierten Standortes sowie zur Entscheidung und Planung weiterer Maßnahmen maßgeblich sind. Dementsprechend ist es wesentlich, dass durch das Standortmodell Unsicherheiten in Zusammenhang mit Erkundungsdaten qualifiziert und wichtige offene Fragen explizit festgehalten werden.

Unsicherheiten des Standortmodells

Inhaltlich sollte ein Standortmodell für einen konkreten kontaminierten Standort zu folgenden Punkten einen Überblick geben:

Inhalte des Standortmodells

- Beschreibung der Standortverhältnisse und der Standortumgebung
 - betriebliche Anlagen und Tätigkeiten,
 - Untergrundverhältnisse,
 - potenziell gefährdete Nutzungen und Ökosysteme;

- aktuelles Schadensbild und zukünftige Entwicklung
 - Ursachen von Verunreinigungen – Ausgangspunkt(e) der Verunreinigung des Untergrundes (Eintragsstellen),
 - Schadensherde und festgestellte Schadstoffe – Art, Eigenschaften, Lage, Intensität und Ausmaß (Größe) der Verunreinigungen des Untergrundes, die langfristig als Ausgangspunkt der Mobilisierung von Schadstoffen wirksam sind (Schadstoffquellen),
 - Schadstoffausbreitung – bestehende Boden-, Untergrund- und Gewässer- bzw. Grundwasserverunreinigungen sowie Abschätzung mittel- bis langfristiger Verunreinigungen,
 - mögliche und maßgebliche Transfer- und Expositionspfade in Zusammenhang mit aktuellen Nutzungen;
- Unsicherheiten bei Erkundungsdaten und wichtige offene Fragen.

***laufende
Aktualisierung des
Standortmodells***

Dabei handelt es sich jeweils um eine Beschreibung, die sich auf einen bestimmten Zeitpunkt (z. B. historische Erhebung, Vor- oder Detailuntersuchung; zu Beginn, bei Überprüfung oder bei Abschluss von Sanierungsmaßnahmen) und Informationsstand bezieht. Dementsprechend stellt die konsequente Fortschreibung, Überprüfung und Aktualisierung des Standortmodells eine wesentliche Voraussetzung für die Optimierung von Entscheidungen und Maßnahmen dar.

***Visualisierung des
Standortmodells***

Neben der verbalen Beschreibung sollte ein Standortmodell für einen konkreten kontaminierten Standort zumindest einen Lageplan und einen hydrogeologischen Schnitt umfassen. Die Abbildungen sollten korrespondierend wichtige Gesichtspunkte zur Beschreibung der Standort- und Nutzungsverhältnisse sowie zum aktuellen Schadensbild darstellen.

Ein Beispiel für die Darstellung und Entwicklung eines Standortmodells bei MKW-Schäden ist in Anhang 5 enthalten.

5 ERKUNDUNG

5.1 Planung der Erkundung

Auf der Grundlage der Erhebung bzw. des Standortmodells erfolgt die Planung der (nächsten) Erkundungsschritte oder Sanierungsmaßnahmen. Bei der Planung der Erkundung sollten folgende Aspekte berücksichtigt und schriftlich festgehalten werden:

- **Ausgangslage:** Anlass der Untersuchung, Dringlichkeit, Standorthistorie, aktuelle Gegebenheiten am Standort, Untergrundverhältnisse, potenziell gefährdete Nutzungen und Ökosysteme, bereits vorliegende Erkundungsergebnisse, Kenntnislücken, Rahmenbedingungen (Untersuchungsgebiet, Zeitplan, ggf. Fristen).
- **Untersuchungsziele:** Hauptziele (fachlich, rechtlich), ggf. weitere Ziele (z. B. abfallwirtschaftliche oder geotechnische Fragestellungen).
- **Beschreibung der vermuteten Kontaminationen:** „Wo werden warum welche Schadstoffe vermutet?“ („Belastungshypothese“, vorläufiges Standortmodell).
- **Untersuchungsprogramm:** Sondier- bzw. Bohrprogramm (z. B. Art, Anzahl, Lage und technische Spezifikationen der Aufschlüsse), Probenahmeprogramm (z. B. Zweck, Ort, Art und Häufigkeit der Probenahmen, Probenstabilisierung, Probentransport), Analysenprogramm (z. B. Mess- und Analysenparameter, Probenvorbereitung, Mess- und Analysemethoden, Bestimmungsgrenzen), qualitätssichernde Maßnahmen, Arbeitsschutz.

Orientierend kann für die umfassende Darstellung der geplanten Erkundungsschritte die Vollzugshilfe „Pflichtenheft für die technische Untersuchung von belasteten Standorten“ des BUWAL (BUWAL 2000) herangezogen werden. Die geplanten Maßnahmen sollten detailliert in einer Leistungsbeschreibung dargestellt werden. In vielen Fällen wird es zweckmäßig sein, die geplanten Maßnahmen mit den zuständigen öffentlichen Dienststellen (z. B. Bezirksverwaltung, Ämter der Landesregierungen, Umweltbundesamt GmbH) abzustimmen.

Eine laufende Überprüfung und ggf. Anpassung des Untersuchungsprogramms während der Feldarbeiten (z. B. Lage, Anzahl und Tiefe von Untergrundaufschlüssen) ist empfehlenswert.

Für die Durchführung von geplanten Arbeiten können Bewilligungen erforderlich sein, wobei insbesondere wasserrechtliche (z. B. Bohrungen in wasserrechtlich geschützten Gebieten, Ableitung von Pumpwässern), forstrechtliche (z. B. Rodung), naturschutzrechtliche (z. B. Aufschlüsse in Biotopen, Landschaftsschutzgebieten; Vorkommen geschützter Tierarten), eisenbahnrechtliche (Arbeiten auf ÖBB-Liegenschaften) und verkehrsrechtliche Bewilligungen (z. B. Arbeiten im Straßenbereich) zu nennen sind. Die Entsorgung von Abfällen (z. B. Bohrgut, Schlämme aus der Messstellenentsandung, verbrauchte Aktivkohlefilter) muss entsprechend den gesetzlichen Regelungen erfolgen.

Generell sollte darauf geachtet werden, dass die Erkundungsarbeiten von befugten Unternehmen und durch ausreichend qualifiziertes Personal durchgeführt werden.

Planungsaspekte

Abstimmung mit öffentlichen Dienststellen

erforderliche Bewilligungen

5.2 Arbeitsschutz

allgemeiner Arbeitsschutz

Die Belange des Arbeitsschutzes werden generell im ArbeitnehmerInnenschutzgesetz (ASchG; BGBl. Nr. 450/1994 i. d. g. F.) und in den dazu ergangenen Verordnungen geregelt. Im Zusammenhang mit kontaminierten Standorten sind insbesondere die Regelungen des § 4 relevant, wonach Arbeitgeber verpflichtet sind, die für die Sicherheit und Gesundheit der ArbeitnehmerInnen bestehenden Gefahren zu ermitteln und zu beurteilen sowie auf Grundlage der Ermittlung und Beurteilung der Gefahren die durchzuführenden Maßnahmen zur Gefahrenverhütung festzulegen, zu überprüfen und an sich ändernde Gegebenheiten anzupassen. Informativ können die Technischen Regeln für Gefahrstoffe – Schutzmaßnahmen bei Tätigkeiten in kontaminierten Bereichen (TRGS 524) des Ausschusses für Gefahrstoffe in Deutschland herangezogen werden.

Generell gilt: Nur ein umfassender Ansatz, der die bekannten Substanzen und die vorgesehenen Arbeitsabläufe gleichermaßen berücksichtigt, erlaubt es, ein Gefahreninventar zu erstellen, die Risiken zu beurteilen und Maßnahmen zur Gefahrenverhütung umzusetzen (PARRAT 2011).

spezieller Arbeitsschutz bei MKW- Schadensfällen

Bei MKW-kontaminierten Standorten sind standortspezifisch beispielsweise folgende Aspekte besonders zu beachten:

- Art der Mineralölprodukte und Konzentration der MKW;
- ggf. weitere Schad- bzw. Gefahrstoffe am Standort (z. B. Additive, Begleitschadstoffe, Einsatzchemikalien und Reaktionsprodukte bei Sanierungsmaßnahmen);
- toxikologische (akut und chronisch) und kanzerogene Eigenschaften der Schadstoffe (siehe auch Kapitel 1.4 und UMWELTBUNDESAMT 2011b);
- Form des Vorliegens der Schadstoffe im Untergrund (z. B. gasförmig, adsorptiv gebunden, gelöst, in Phase);
- mögliche Aufnahmepfade (oral, dermal, inhalativ);
- geplante Arbeitsabläufe und Tätigkeiten in zeitlicher (z. B. klimatische Bedingungen) und räumlicher Hinsicht (z. B. Arbeiten in Innenräumen, Baugruben).

explosive Dampf- Luft-Gemische

Bei Vorliegen von flüchtigen MKW (z. B. Benzin) muss mit der Bildung bzw. dem Auftreten explosiver Dampf-Luft-Gemische in Geländevertiefungen, Hohlräumen (Kanälen, Künetten u. Ä.), Innenräumen (z. B. Keller) und in Aushubbereichen (insbesondere im Bereich der Imprägnationszone) sowie in abgesaugter Bodenluft gerechnet werden. Beim Betreten oder Arbeiten in gefährdeten Bereichen müssen entsprechende Sicherheitsmaßnahmen (mobile Gasmessgeräte, explosionsgeschützte Gerätschaften) und allenfalls zusätzliche Sicherungsmaßnahmen getroffen werden (z. B. Schutz-Entgasung, Bewetterung, Saugvorhänge; siehe hierzu auch Kapitel 10.1.1.2). Hinweise und Handlungsanleitungen können den einschlägigen Regelwerken entnommen werden, z. B. ÖVE/ÖNORM EN 60079-20-1, ÖVE/ÖNORM EN 60079-29-2, die Merkblätter T 021 und T 023 der Berufsgenossenschaft Rohstoffe und chemische Industrie (BG RCI), TRGS 524 (siehe oben).

Sofern auf einer Baustelle gleichzeitig oder aufeinanderfolgend ArbeitnehmerInnen mehrerer Arbeitgeber tätig werden, hat gemäß § 3 des Bauarbeitenkoordinationsgesetzes (BauKG; BGBl. I Nr. 37/1999 i. d. g. F.) der Bauherr einen Planungs Koordinator für die Vorbereitungsphase und einen Baustellenkoordinator für die Ausführungsphase zu bestellen. In den Aufgabenbereich von Planungs- und Baustellenkoordinator fällt unter anderem die Ausarbeitung bzw. die Umsetzung eines Sicherheits- und Gesundheitsschutzplanes (SiGe-Plan).

Bauarbeiten- koordination

5.3 Allgemeine Aspekte der Untergrunderkundung

Die Planung von Untersuchungen eines Standortes hinsichtlich MKW-Kontaminationen und deren potenzieller Auswirkungen auf Mensch und Umwelt erfolgt auf Basis des Standortmodells.

Grundsätzlich sollte sowohl eine Untersuchung der Schadensherde als auch eine Untersuchung abseits der Schadensherde durchgeführt werden, wobei die potenziellen Ausbreitungswege und die gefährdeten Nutzungen zu berücksichtigen sind. Eine Untersuchung des Untergrundes abseits der Schadensherde ist dann erforderlich, wenn aufgrund der örtlichen Verhältnisse und des zeitlichen Abstands zum erstmaligen MKW-Eintrag in den Untergrund eine Ausbreitung des Schadstoffes von den Eintragsstellen anzunehmen ist.

Untersuchung innerhalb und abseits der Schadensherde

Liegen am Standort unversiegelte Flächen vor, dann sollte das Erfordernis und ggf. der Umfang einer Erkundung des Bodens (Oberboden) geprüft werden.

Zur Erkundung der Untergrundverhältnisse und zur Durchführung von Probenahmen kommen im Regelfall Rammkernsondierungen, Trockenkernbohrungen und Baggerschürfe zum Einsatz. Nähere Details zum Anwendungsbereich und zu Einschränkungen bei Vorliegen leichtflüchtiger MKW können den nachfolgenden Kapiteln entnommen werden.

Auswahlkriterien für Aufschluss- und Erkundungs- verfahren

Die eingesetzten Aufschluss- und Erkundungsverfahren werden anhand des Untersuchungsziels, der Schadstoffeigenschaften, der erforderlichen Erkundungstiefe, der zu erwartenden Untergrundverhältnisse, der örtlichen Platzverhältnisse und daraus resultierenden Behinderungen (z. B. Raumhöhe, Breite und Höhe von Zufahrtstoren, Bewuchs, Einbauten) ausgewählt. Eine Übersicht über Untergrundaufschlussverfahren und deren generelle Einsatzbereiche gibt die ÖNORM S 2091.

Als Alternative zu konventionellen Aufschlussmethoden eignen sich in Abhängigkeit vom Untergrundaufbau indirekt aufschließende Verfahren, wie CPT oder die Messung der elektrischen Leitfähigkeit. Diese Verfahren können auch mit einer semiquantitativen Schadstoffmessung kombiniert werden (siehe auch Kapitel 5.6).

Baggerschürfe, Sondierungen und Bohrungen sollten im verbauten Gelände jedenfalls nur unter Beachtung der erforderlichen technischen Sicherheitsvorkehrungen vorgenommen werden. Bei entsprechend begründetem Verdacht auf Kriegsrelikte im Untergrund (Fliegerbomben, Granaten etc.) kann eine Kampfmittelfreimessung und Kampfmittelfreigabe der Aufschlussstellen erforderlich sein. Hinsichtlich der Planung und Durchführung von Kampfmitteluntersuchungen sollte die Technische Regel ONR 24406-1 berücksichtigt werden.

Untergrund- aufschluss im verbauten Gebiet, Kampfmittelverdacht

Bei der Planung und Situierung von Untergundaufschlüssen sind die Art und der Zustand von Oberflächenbefestigungen und Bebauungen sowie unterirdische Einbauten (z. B. Schächte, Leitungen) von Bedeutung.

**geophysikalische
Methoden**

Beim einzelfallweisen Einsatz geophysikalischer Methoden sind vor allem im verbauten Gebiet die Störeinflüsse durch die Bausubstanz als Inhomogenität zu berücksichtigen. Daher können diese Methoden oft nur eine ergänzende Information zum Standortmodell liefern.

5.4 Erkundung der wasserungesättigten Zone

**MKW-Typ bestimmt
die Auswahl des
Verfahrens**

Die Auswahl der Verfahren zur Erkundung der wasserungesättigten Zone richtet sich wesentlich nach der Art der vorliegenden MKW. Bei Vorliegen niedrigsiedender MKW kommt aufgrund deren physikalischer Eigenschaften (Flüchtigkeit) der Erkundung der wasserungesättigten Zone durch Bodenluftuntersuchungen besondere Bedeutung zu. Untergrundverunreinigungen durch mittel- und hochsiedende MKW hingegen sind in der Bodenluft kaum nachweisbar und werden daher generell mittels Feststoffuntersuchungen erkundet.

5.4.1 Bodenluftuntersuchungen an temporären Bodenluftmessstellen

**Einsatzbereich,
Vorteile und
Nachteile**

Bei temporären Bodenluftmessstellen wird eine Messsonde gesetzt, die Probenahme durchgeführt und anschließend die Sonde wieder entfernt. Bodenluftuntersuchungen mit temporären Messstellen werden häufig durchgeführt, um sich eine erste Orientierung über die Situation zu verschaffen (schnell, einfach, kostengünstig, flexibel). Bei gering durchlässigem Untergrund und bei Nässe im Untergrund (Stauwasser/Schichtwasser, oberflächennahes Grundwasser) sind Bodenluftuntersuchungen allerdings nicht möglich.

Untersuchungsziele

Die Hauptziele von Bodenluftuntersuchungen an temporären Bodenluftmessstellen sind (VDI 3865 Blatt 2):

- Qualitative Bestimmung (Bestandsaufnahme) der in der wasserungesättigten Zone vorhandenen flüchtigen Schadstoffe, z. B. Benzin-Kohlenwasserstoffe, Lösungsmittel;
- Bestimmung des Ausmaßes der örtlichen Schadstoff-Konzentrationen und von Konzentrationsunterschieden;
- Ortung der Eintragsstellen und der Lage der Kontaminationszentren (im Idealfall die Bereiche mit der höchsten gemessenen Konzentration);
- Bestimmung der horizontalen und vertikalen Schadstoffverteilung;
- im Einzelfall möglich: Kartierung der Grundwasserkontaminationen (Schadstofffahne).

Probenahmeplanung

Vor der Durchführung von temporären Bodenluftmessungen ist eine ausführliche Probenahmeplanung essenziell. Diese muss die Standortinformationen, die Standortumgebung (z. B. umgebende Nutzungen), die Untergrundverhältnisse, die Hydrogeologie, das Stoffinventar, welches erwartet wird, und die geeignete Mess- und Probenahmetechnik berücksichtigen.

Der Probenahmeplan enthält Angaben zum Probenahmeverfahren, zur Abstimmung zwischen Probenahme und Analytik, zur Festlegung der Messpunkte in der Fläche und den Entnahmetiefen (Messraster horizontal/optional vertikal). Des Weiteren sind Vorgaben für die Entnahme von Referenzproben zur Beurteilung der Umgebungsbelastung (im Einzelfall), zur Zeitplanung und für Qualitätssicherungsmaßnahmen, wie z. B. Blindproben, Vergleichsproben aus der Raumluft oder der Atmosphäre, enthalten.

Vermutete Schadensherde werden gezielt erkundet. Die horizontale Rasterdistanz beträgt im Bereich eines vermuteten Schadensherdes meist 3 bis 5 m, und wird bei positivem Befund entsprechend verdichtet (in Anlehnung an BÜRING et al. 2013). Zur Abschätzung der Anzahl der notwendigen Aufschlüsse, um mit einer gewissen (gewünschten) Wahrscheinlichkeit einen Schadensherd definierten (angenommenen) Ausmaßes in einem Untersuchungsgebiet einer bestimmten Größe zu lokalisieren, finden sich Angaben in der Literatur (z. B. UMWELTBUNDESAMT 2009, LUBW 2001). Bei diffuser, flächenhafter oder unbekannter Schadstoffverteilung beträgt die Rasterweite meist 20 bis 50 m (VDI 3865 Blatt 1).

Bei temporären Bodenluftmessstellen wird grundsätzlich zwischen Probenahmetechniken mit oder ohne Vorbohrung unterschieden:

Verfahren 1: Probenahmeverfahren mit Vorbohrung

Es wird eine Rammkernsondierung mit einem an den Untergrund angepassten Durchmesser bis zur Probenahmetiefe durchgeführt. Nach Entfernen der Rammkernsonde wird die Messsonde in das Bohrloch bis in die vorgesehene Probenahmetiefe eingebracht und der Ringraum zwischen Messsonde und Bohrlochwand oberhalb des Probenahmebereiches auf einer Länge von mindestens 50 cm abgedichtet. Der Packereinbau muss so erfolgen, dass das Falschluftevolumen möglichst gering ist.

Materialien, die zur Bohrlochstabilisierung verwendet werden (Stützverrohrung), müssen unempfindlich gegenüber Schadstoffsorption sein, um Querkontaminationen bei Wiederverwendung in einem anderen Bohrloch zu vermeiden. PVC und HDPE gelten als nicht geeignet (BLFU 2010a).

Verfahren 2: Probenahmeverfahren ohne Vorbohrung

Die Messsonde wird direkt in den Untergrund bis in die gewünschte Tiefe gerammt oder gedrückt. Anschließend muss überprüft werden, ob die Messsonde fest im Untergrund eingebunden ist und keine atmosphärische Luft angesaugt wird. Nach der Entnahme von Bodenluftproben muss in einer Entfernung von max. 1 m eine Rammkernsondierung zur Bestimmung der Untergrundverhältnisse durchgeführt werden.

Um das Ansaugen von atmosphärischer Luft zu verhindern, sollte die Probenahmetiefe mindestens 1 m unter Geländeoberkante (GOK) betragen.¹³ Die maximale Probenahmetiefe wird durch die Zugänglichkeit, durch die Verfügbarkeit von Verfahren zur Sicherstellung der Gasdichtheit des Sondensystems und eines begrenzten Totvolumens sowie die Tiefenlage der wassergesättigten Zone begrenzt. Hinsichtlich des Kapillaranstieges des Grundwassers empfiehlt es sich, die Entnahmetiefe in einen Abstand von mindestens 1 m zur Grundwasseroberfläche zu wählen.

**gezielte und
rasterförmige
Erkundung**

**Verfahren zur
Messstellen-
errichtung**

**Mess- und
Probenahmetiefe**

¹³ Abweichungen sollten entsprechend begründet werden. Bei Vorliegen von versiegelten Oberflächen (z. B. Asphalt) sind grundsätzlich auch geringere Entnahmetiefen zulässig. Die Probenahme im Bereich von Rollierungen, Frostkoffern u. Ä. sollte jedoch vermieden werden.

Die tatsächliche Probenahmetiefe hängt von den benötigten Informationen und den Bedingungen am Standort, wie z. B. dem Bodengefüge, der Lage des Grundwasserspiegels oder den Migrationspfaden der Schadstoffe ab und liegt oft zwischen 2 m und 5 m. Es ist auch die Probenahme in mehreren Tiefenstufen (z. B. 2 m, 5 m, 7 m) möglich. Diese Anforderungen müssen bei der Planung der Entnahme der Bodenluftproben festgelegt werden. Für tiefengestaffelte Bodenluftuntersuchungen müssen die Sondierungen stufenweise durchgeführt werden (d. h. Sondierung bis in die 1. Entnahmetiefe, Durchführung der 1. Probenahme, Weitersondieren bis zur 2. Entnahmetiefe, Durchführung der 2. Probenahme usw.).

Das Verfahren mit Vorbohrung ist grundsätzlich vorzuziehen, weil es vor der Bodenluftprobenahme bereits Informationen über den lokalen Untergrundaufbau liefert.

Bodenluftproben aus Ausgleichsschichten unter Bodenplatten liefern in der Regel nur qualitative Hinweise auf MKW im Untergrund, da über Hohlräume und sehr durchlässige Bereiche Bodenluftmigration und Verdünnungseffekte auftreten. Eine Zuordnung der Analyseergebnisse zu einem definierten Untergrundbereich ist nicht möglich (in Anlehnung an BÜRING et al. 2013).

Ablauf der Probenahme

Die Durchführung von Bodenluftuntersuchungen wird in der ÖNORM S 2090 sowie in den Richtlinien VDI 3865 Blatt 1 und VDI 3865 Blatt 2 beschrieben. Wesentliche Schritte der Durchführung der Bodenluftuntersuchung sind:

Absaugung: Das Tot- und Falschluftevolumen in der Messsonde bzw. Messstelle ist zu entfernen. Hierzu wird vor der Entnahme der Bodenluftprobe(n) die Bodenluft mit einem Volumenstrom von max. 1,0 l/min abgesaugt. Die Bodenluftproben dürfen erst genommen werden, wenn die Konzentrationen für Kohlendioxid und Sauerstoff konstant sind ($\pm 0,2$ Vol.-%/min). Wird auch nach Austausch des 3-fachen Tot- und Falschluftevolumens keine Konstanz der Kohlendioxid- und Sauerstoffkonzentrationen erreicht, können die Bodenluftproben nach einer Absaugdauer von 15 Minuten genommen werden.

Probenahme: Die Probenahme kann entweder durch Adsorption auf ein geeignetes Adsorbens oder durch direkte Entnahme in ein gasdichtes Behältnis erfolgen. In Österreich werden die Bodenluftproben meist auf geeigneten Adsorbentien gesammelt. Bei Proben, die auf Stoffe untersucht werden, die nicht oder nur schwer auf Adsorbentien gesammelt werden können, müssen gesonderte Vorgehensweisen geplant werden (z. B. C₂-C₄-Aliphaten).

Analytik: Es bestehen grundsätzlich zwei Möglichkeiten für die Analyse:

Vorort-Analytik

- MKW-Analytik vor Ort: Es gibt eine große Bandbreite hinsichtlich der Art und Genauigkeit der Vorort-Analysemethoden. Diese reichen von semiquantitativen Messungen mit direktanzeigenden Prüfröhrchen, über semiquantitative physikalische Methoden, wie tragbare Flammenionisationsdetektoren (FID) oder Photoionisationsdetektoren (PID) bis zur Bestimmung von Einzelsubstanzen mit Feld-Gaschromatographen (siehe hierzu auch LUBW 2001).
- Externe Analytik durch die Analyse von adsorbierten Schadstoffen oder aus gasdichten Behältnissen (siehe Kapitel 6.1).

Feldparameter

Während der Absaugung und der Probenahme sollten die wesentlichen Feldparameter bestimmt und dokumentiert werden. Nachstehende Tabelle 3 gibt diese Parameter sowie Anmerkungen zu ihrer Interpretation wieder.

Tabelle 3: Feldparameter Bodenluftuntersuchung (Quelle: Umweltbundesamt).

Untersuchungsparameter	Anmerkung
Kohlendioxid (CO ₂)	Der CO ₂ -Gehalt in der Bodenluft beträgt im Allgemeinen > 0,3 Vol.-%. Einzelne niedrigere Werte sind aber möglich. Der CO ₂ -Gehalt und sein zeitlicher Verlauf zeigen an, ob tatsächlich Bodenluft angesaugt wird oder eine Beeinflussung der Messung durch atmosphärische Luft stattfindet. Sinkende CO ₂ -Werte bei ansteigenden Sauerstoffwerten können ein Hinweis auf eine Beeinflussung durch Atmosphärenluft sein.
Sauerstoff (O ₂)	Der O ₂ -Gehalt in der Bodenluft beträgt im Allgemeinen < 20,6 Vol.-%. Der O ₂ -Gehalt und sein zeitlicher Verlauf zeigen an, ob tatsächlich Bodenluft angesaugt wird oder eine Beeinflussung der Messung durch atmosphärische Luft stattfindet. Steigende O ₂ -Werte bei sinkenden CO ₂ -Werten können ein Hinweis auf Beeinflussung durch Atmosphärenluft sein. Bei herabgesetzten O ₂ -Gehalten ist von sauerstoffzehrenden mikrobiologischen Prozessen auszugehen.
Unterdruck (Differenzdruck)	Der Unterdruck sollte relativ zum atmosphärischen Druck 50 mbar nicht übersteigen. Größerer Unterdruck zeigt stark bindige Schichten an bzw. verändert den Gleichgewichtszustand im 3-Phasensystem. Anhand des Unterdrucks kann die Dichtheit der Mess- und Probenahmeeinrichtung geprüft und überwacht werden.
Volumenstrom	max. 1,0 l/min; Ein höherer Volumenstrom bedeutet einen größeren Einflussbereich der Probenahme und stellt damit nicht mehr die gewünschte Punktmessung dar (siehe Kapitel 5.4.2, Absaugversuch).
Absaugleistung vor der Probenahme	Für die Absaugung sollte ein Volumenstrom von 1,0 l/min angestrebt werden.
Absaugdauer vor der Probenahme	im Allgemeinen mind. 10 min, damit das Falschluff/Totluftvolumen ausgetauscht wird
Abgesaugtes Luftvolumen pro Zeiteinheit während der Probenahme	ebenfalls max. 1,0 l/min (siehe Volumenstrom)
Abgesaugtes Probenvolumen	abhängig von der Gassammlung (Adsorbens oder Gassammelbehältnis) und abhängig von den analytischen Bestimmungsgrenzen Je größer das Probenvolumen ist, umso wahrscheinlicher ist das Eindringen von Außenluft, insbesondere bei einer Probenahme dicht an der (unbefestigten) Geländeoberfläche. In diesen Fällen besteht kein ausreichender Schutz gegen den Einfluss der Außenluft, insbesondere bei gut durchlässigem Boden. Da das Probenvolumen einen wesentlichen Einfluss auf die Messergebnisse haben kann, werden im Allgemeinen Verfahren empfohlen, bei denen kleine Probenvolumen verwendet werden.
Zeitpunkt der Probenahme	Bei Messserien soll darauf geachtet werden, dass zwischen dem Anlegen des Bohrlochs bzw. dem Einbringen der Sonde und der eigentlichen Probenentnahme stets das gleiche Zeitintervall eingehalten wird.
Dauer der Probenahme	ergibt sich aus dem erforderlichen Probenvolumen und dem Volumenstrom
Abgesaugtes Gesamtvolumen	ergibt sich aus abgesaugtem Luftvolumen pro Zeiteinheit und Absaugdauer
Wetter	Sickerwasser durch Niederschläge oder ansteigendes Grundwasser kann den Porenraum auswaschen und so den Gleichgewichtszustand im 3-Phasensystem (temporär) verändern.
Luftdruck	beeinflusst die Konzentration der MKW in der Bodenluft. Es sollten daher ähnliche Luftdruckbedingungen bei Messserien herrschen bzw. müssen Unterschiede bei der Bewertung berücksichtigt werden.
Lufttemperatur	soll größer sein als die Bodenlufttemperatur; Richtwert: > 10 °C Die Entnahme von Bodenluftproben bei Außenluft-Temperaturen, die wesentlich unter der des Bodens bzw. der Bodenluft liegen, kann zu Kondensationseffekten an kalten Stellen im Probenahmesystem führen (sofern Taupunkt der Bodenluft > Außenluft-Temperatur). Die Bodenlufttemperatur unterliegt oberflächennah jahreszeitlichen Schwankungen und beeinflusst die Konzentration der MKW in der Bodenluft. Es sollten daher ähnliche Temperaturbedingungen bei Messserien herrschen bzw. müssen Unterschiede bei der Bewertung berücksichtigt werden.
Bodenfeuchte im Messbereich	Die Bodenfeuchte kann die Adsorption der MKW an die Adsorbentien stören. Bei Nässe im Messbereich ist die Bodenluftprobenahme nicht möglich! Eine Beeinträchtigung der Messtechnik ist möglich!
Bodenlufttemperatur.	siehe Lufttemperatur
Bodenluftfeuchte	Die Bodenluftfeuchte beeinflusst die Konzentration der MKW in der Bodenluft; die relative Feuchte beträgt im Normalfall 60–95 %.

Hinweise auf Schwierigkeiten bei der Messung und der Probenahme können für die Beurteilung von Ergebnissen von entscheidender Bedeutung sein und sollten entsprechend dokumentiert werden.

**Probentransport
und -lagerung**

Der Transport und die Lagerung von Proben müssen im Allgemeinen gekühlt erfolgen, bei Adsorbentien werden von den Herstellern üblicherweise Empfehlungen zu Lagertemperatur und Lagerungszeit abgegeben.

**qualitätssichernde
Maßnahmen**

Neben der Kalibrierung der Messgeräte ist als qualitätssichernde Maßnahme insbesondere die Art und Durchführung der Dichtheitsprüfung des Mess- und Probenahmesystems wichtig. Blindproben mit Außenluft zeigen ggf. Schadstoffverschleppungen durch die Probenahmeausrüstung oder Einflüsse durch die Umgebungsluft an.

**Aussagekraft
von Bodenluft-
untersuchungen**

Bei Bodenluftuntersuchungen handelt es sich um standortbezogene, relative Messungen (Beschreibung des Ist-Zustands am Ort und zum Zeitpunkt der Probenahme): Messergebnisse von Bodenluftuntersuchungen sind unter anderem von der Probenahmetechnik, den Standortbedingungen (Geologie, Bodenfeuchte, SOM¹⁴) und den meteorologischen Bedingungen (Niederschläge, Luftdruck, Lufttemperatur) abhängig. Ergebnisse von Untersuchungen, die unter verschiedenen Rahmenbedingungen erhalten werden, sind daher nur bedingt vergleichbar. Allerdings können anhand von Bodenluftuntersuchungen, die unter vergleichbaren Rahmenbedingungen erhalten wurden, Zonen mit unterschiedlicher MKW-Belastung und nach Größenordnung der Konzentrationen differenziert werden.

**Abschätzung der
MKW-Verteilung
im Untergrund**

Anhand der Ergebnisse der Bodenluftuntersuchungen kann über die Phasengleichgewichte (Henry-Konstante H) die Größenordnung einer möglichen Belastung des Sickerwassers abgeschätzt werden. Über die Phasengleichgewichte (Verteilungskoeffizienten K_{oc} , K_d) kann anhand des Anteils an organischem Kohlenstoff im Feststoff eine Abschätzung der MKW-Verteilung im 3-Phasen-System Feststoff-Sickerwasser-Bodenluft erfolgen (UMWELTBUNDESAMT 2011a).

Einschränkend ist dazu jedoch festzustellen, dass die Umrechnung über Phasengleichgewichte nur anwendbar ist, wenn die MKW ausschließlich in verdampfter, gelöster oder sorbierter Form vorhanden sind bzw. solange sie nicht als MKW-Phasen vorliegen. Auch die Art und Menge des organischen Anteils spielt eine bedeutende Rolle bei der Verteilung der MKW im Untergrund, die jedoch bei den Berechnungsmodellen in der Regel nicht berücksichtigt werden kann. Die Bodenluftkonzentrationen und die Größe des gasförmig belasteten Untergrundbereiches können nicht mit der Menge der in Phase vorliegenden MKW in Bezug gesetzt werden (in Anlehnung an BÜRING et al. 2013).

Jedoch ist eine Abschätzung der Wahrscheinlichkeit des Vorliegens von MKW in Phase über die Phasengleichgewichte grundsätzlich möglich (in Analogie zu CKW-Schadensfällen, vgl. MUNZ & HÄNER 2009).

In MKW-Gemischen wie Benzin variieren die physikalisch-chemischen Eigenschaften der Einzelkomponenten stark. Die Wertebereiche (z. B. H , K_{oc} , K_d) erstrecken sich über mehrere Zehnerpotenzen. Abschätzungen anhand der Phasengleichgewichte können daher für MKW-Gemische im Regelfall nur Bandbreiten der MKW-Verteilung liefern. Alternativ können Abschätzungen anhand von charakteristischen Einzelsubstanzen bzw. Leitsubstanzen durchgeführt werden.

¹⁴ Die Ergebnisse von Bodenluftuntersuchungen können bei hohem organischen Anteil des Untergrundes massiv verfälscht werden (BÜRING et al. 2013).

Anhand der Parameter Gesamtporosität, volumetrischer Wassergehalt und Lagerungsdichte kann, unter Berücksichtigung der oben angeführten Einschränkungen, außerdem eine Abschätzung der Gesamtschadstoffmenge im Untergrund erfolgen (in Analogie zu CKW-Schadensfällen, vgl. MUNZ & HÄNER 2009). Zur Plausibilitätsprüfung der Sickerwasserbelastung mit MKW ist die Rückrechnung der Schadstofffracht im Sickerwasser aus Grundwasserdaten (UMWELTBUNDESAMT 2011a) eine geeignete Methode, da diese Rückrechnung für leichtflüchtige Schadstoffe sehr schnell und einfach ausgeführt werden kann.

Abschätzung der MKW-Gesamtmenge im Untergrund

5.4.2 Bodenluftuntersuchungen an stationären Bodenluftmessstellen, Absaugversuche

Bei stationären Bodenluftmessstellen handelt es sich um Probenahmeeinrichtungen, die über einen längeren Zeitraum im Untergrund belassen werden. Die stationäre Messstelle wird in der Regel mit Vorbohrung hergestellt. In speziellen Fällen darf die stationäre Messstelle auch ohne Vorbohrung errichtet werden (ÖNORM S 2090).

Errichtung und Ausbau stationärer Bodenluftmessstellen

Bei der Errichtung der stationären Bodenluftmessstellen sollten grundsätzlich die Ausführungen des Abschnittes 4.3.3 der VDI-Richtlinie 3865 Blatt 2 beachtet werden. Die Bohrungen sollten mit einem Mindestbohrdurchmesser von 80 mm durchgeführt werden, der Ausbaudurchmesser sollte mindestens 25 mm (1“) betragen.

Die stationäre Messstelle muss dauerhaft gegen die Beeinflussung durch atmosphärische Luft oder Raumluft abgedichtet sein. Die Messstelle muss so ausgebaut werden, dass wiederholte Probenahmen über einen längeren Zeitraum sichergestellt sind. Bei Bedarf kann die Messstelle auch unterflur ausgebaut werden. Der Absaugbereich (Tiefenlage der Filterstrecke) muss bekannt und der Schadenssituation angepasst sein. In manchen Fällen kann es erforderlich sein, Entnahmeeinrichtungen in unterschiedlichen Tiefen zu errichten. In diesen Fällen sollte für jede Entnahmetiefe eine eigene Sonde hergestellt werden. Um eine ausreichend genaue Aussage über tiefengestaffelte Kontaminationen zu erhalten, sollte die Länge der Filterstrecke pro Sonde im Regelfall 3 m nicht überschreiten (ÖNORM S 2090).

Die Filterstrecke sollte im Normalfall erst 1,5 m (bzw. mind. 1 m) unter GOK beginnen, um einen Zutritt von Atmosphärenluft zu verhindern (BLFU 2010a).

Die Beprobung von stationären Bodenluftmessstellen bietet im Unterschied zu temporären Bodenluftmessstellen folgende Untersuchungsmöglichkeiten:

Untersuchungsziele

- Entnahme von Bodenluftproben aus einem definierten Untergrundbereich zu mehreren Zeitpunkten im Jahreslauf;
- integrierende Bodenluftprobenahme über die gesamte Filterstrecke.

Bei ausreichender Dimensionierung können stationäre Bodenluftmessstellen für Absaugversuche verwendet werden.

Bodenluftabsaugversuche dienen der weitergehenden Untersuchung eines Standortes oder der Planung von Sanierungsmaßnahmen. Sie können für die

Bodenluftabsaugversuche

- Beurteilung des Ausmaßes einer Untergrundverunreinigung;
- Ermittlung der standortspezifischen Absaugbarkeit von leichtflüchtigen Schadstoffen über Bodenluftabsaugung und/oder

- Dimensionierung von pneumatischen Sanierungsverfahren herangezogen werden (ÖNORM S 2090). Der wesentliche Unterschied zu orientierenden Bodenluftuntersuchungen (siehe Kapitel 5.4.1) und Bodenluftuntersuchungen an stationären Messstellen mit kurzer Absaugdauer (siehe oben) liegt in der wesentlich größeren Entnahmemenge, womit ein größerer Untergrundbereich betrachtet werden kann.

**Untersuchungsziele
bei Bodenluft-
absaugversuchen**

Folgende Informationen werden bei Absaugversuchen ermittelt (vgl. ÖNORM S 2090, ITVA 2002):

- Gasdurchlässigkeit des Untergrundes;
- Lage der Messstelle zum Schadensherd;
- Reichweitenabschätzung (über Beobachtungssonden);
- Überprüfung des Zuzugs von nicht kontaminierter Bodenluft („Falschluff“) durch unterschiedliche Wegigkeiten im Untergrund (z. B. Einbauten, Künetten) über die Messung von Permanentgasen (Sauerstoff);
- Grundlagen für die Planung von Sanierungsanlagen (z. B. Schadstofffracht, spezifischer Energieverbrauch).

Feldparameter

Während der Messung und Probenahme sollten die wesentlichen Feldparameter bestimmt und dokumentiert werden, analog zu den Untersuchungen an temporären Bodenluftmessstellen (siehe Kapitel 5.4.1).

Die folgende Tabelle gibt Besonderheiten bei der Messung und Dokumentation für Bodenluftabsaugversuche wieder.

Tabelle 4: Feldparameter Bodenluftabsaugversuche (Quelle: Umweltbundesamt).

Untersuchungsparameter	Anmerkung
Unterdruck	Der Unterdruck sollte relativ zum atmosphärischen Druck 200 mbar nicht übersteigen.
Volumenstrom	im Allgemeinen 50–200 m³/h. Ein höherer Volumenstrom bedeutet einen größeren Einflussbereich der Probenahme. Durch die größere Bodenluftmenge, welche entnommen wird, steigt die Gefahr des Ansaugens atmosphärischer Luft an. Die laufende Kontrolle der Permanentgase (CO ₂ und O ₂) ist erforderlich.
Zeitpunkt der Probenahme	Die Probenahme erfolgt meist in exponentiellen Zeitabständen, wie z. B. 2 min, 30 min, 1 h, 2 h, 4 h, 8 h, 24 h

Die Durchführung von Bodenluftuntersuchungen und Absaugversuchen wird in der ÖNORM S 2090 sowie in der Richtlinie Bodenluftabsaugversuch des ITVA (ITVA 2002) beschrieben.

**explosionsfähige
Dampf-Luft-
Gemische**

Insbesondere bei Bodenluftabsaugungen ist zu beachten, dass explosionsfähige Dampf-Luft-Gemische angesaugt werden können. Entsprechende Sicherheitsvorkehrungen (z. B. Einsatz explosionsgeschützter Geräte, Abluftreinigung) sollten daher getroffen werden.

**Lage der Messstelle,
Reichweite der
Bodenluftabsaugung**

Die stationären Bodenluftmessstellen sollten innerhalb der bekannten oder vermuteten Schadensherde errichtet werden oder – z. B. im dicht verbauten Gebiet – möglichst nahe daran. Bei Bodenluftabsaugversuchen können aufgrund des größeren Einzugsbereiches auch Schadstoffbelastungen in nicht zugänglichen Bereichen des Standortes erfasst werden. Zu beachten ist dabei, dass die effek-

tive Reichweite im Regelfall weniger als 10 m beträgt (ITVA 2002). Die Reichweite ist abhängig vom Untergrundaufbau, von der Durchlässigkeit, der Tiefe der Filterstrecke und der Oberflächengestaltung (eine Versiegelung kann die Reichweite erhöhen).

5.4.3 Untersuchungen von Feststoffproben aus dem Untergrund

Untersuchungen an Feststoffproben werden zur Erkundung einer Untergrundverunreinigung durch mittel- und schwerflüchtige MKW durchgeführt.

***mittel- und
schwerflüchtige
MKW***

Belastungen durch leichtflüchtige MKW sollten in erster Linie mit Hilfe von Bodenluft- und Grundwasseruntersuchungen erkundet werden. Für folgende Untersuchungsziele und Fragestellungen sind Feststoffuntersuchungen hinsichtlich leichtflüchtiger MKW dennoch als zweckmäßig anzusehen:

leichtflüchtige MKW

- Laterale und vertikale Verteilung von leichtflüchtigen MKW in feinkörnigen oder gemischtkörnigen Bodenschichten¹⁵ bzw. in für Bodenluftuntersuchungen ungeeignetem Untergrund (z. B. auch bei oberflächennahem Grundwasserspiegel, Stauwasserhorizonten);
- Gesamtgehalte an leichtflüchtigen MKW in feinkörnigen oder gemischtkörnigen Bodenschichten^{21 16};
- Erkundung des Untergrundaufbaus (z. B. Schichtungen, Homogenität);
- Bestimmung von Bodenkennzahlen, z. B. Gehalt an organischem Kohlenstoff, Korngrößenverteilung, Gesamtporosität, volumetrischer Wassergehalt, Lagerungsdichte.

Generell können Untergrundaufschlüsse bzw. die entnommenen Feststoffproben nur punktuelle, jedoch keine räumlichen Informationen liefern. Bei entsprechender Untersuchungsdichte kann zwar eine räumliche Interpretation der Untersuchungsergebnisse erfolgen, im ungünstigsten Fall kann jedoch ein Schadensherd oder ein hochbelasteter Untergrundbereich unerkannt bleiben.

***Aussagekraft und
Anwendungsgrenzen***

Anwendungsgrenzen für Feststoffuntersuchungen ergeben sich in erster Linie aus dem Spannungsverhältnis von geeigneten Aufschlussverfahren und der Zugänglichkeit von Schadensherden (oftmals überbaut oder im Nahebereich von Kleingewerbebetrieben oder Wohngebäuden).

Insbesondere bei Feststoffuntersuchungen können sich Fehler bei der Planung und Durchführung der Probenahme schwerwiegender auf die Untersuchungsergebnisse und deren Aussagekraft auswirken als die anschließenden chemisch-physikalischen Untersuchungen. Es sollte daher generell auf eine fachgerechte, repräsentative und nachvollziehbare Durchführung der Probenahme geachtet werden. Den Rahmen für die Feststoffprobenahme gibt die ÖNORM S 2091 vor, deren Vorgaben prinzipiell beachtet und hinsichtlich MKW-kontaminierter Standorte sinngemäß angewendet werden sollte. In diesem Kapitel wird auf die Planung und auf allgemeine Aspekte der Durchführung der Probenahme eingegangen. Die eigentliche Probengewinnung wird in Kapitel 6.2 behandelt.

***Planung und
Durchführung
der Probenahme***

¹⁵ Bodenarten gemäß ÖNORM B 4400-1

¹⁶ In überwiegend kiesigen Untergrundsichten sind aufgrund der Flüchtigkeit der Schadstoffe (erhebliche) Minderbefunde und aufgrund des geringen Adsorptionsvermögens kaum reproduzierbare Ergebnisse zu erwarten.

Unter Verweis auf die entsprechenden Abschnitte der ÖNORM S 2091 sollten bei der Untersuchung von MKW-Kontaminationen die folgenden Aspekte besonders beachtet werden:

- **Lage und Verteilung von Untergrundaufschlüssen** (Abschnitt 6.2 der ÖNORM S 2091): Die Aufschlussstellen orientieren sich primär an den bekannten oder vermuteten MKW-Eintragsstellen und der Schadstoffverteilung. Zu beachten ist insbesondere auch das Ausbreitungsverhalten der MKW unter den im Einzelfall vorliegenden Untergrundverhältnissen, das im Bereich von Schadensherden ein dichtes Erkundungsraster (2–5 m) erfordert.
- **Vertikale Abgrenzung von Untergrundschichten** (Abschnitt 6.3 der ÖNORM S 2091): Bei Vorliegen leichtflüchtiger MKW erfolgt die Probenahme für die Untersuchung im Normalfall aus Untergrundschichten mit überwiegend Korngrößen von max. 2 mm. Aufgrund der Sorptionseigenschaften von MKW sollten auch Untergrundschichten mit ähnlichen Gehalten an organischer Substanz (SOM) abgegrenzt werden. Eine Abgrenzung nach vordefinierter Tiefenlage ist im Normalfall nur bei homogenem Untergrund, der keine anderen Abgrenzungsmerkmale aufweist, zweckmäßig.
- **Vertikale Abstände zwischen Proben** (Abschnitt 6.4 der ÖNORM S 2091): Aufgrund des Ausbreitungsverhaltens von MKW sind neben den gering durchlässigen Schichten auch der Bereich oberhalb von gering durchlässigen Schichten (Möglichkeit der Ansammlung von MKW-Phase bzw. der Bildung von MKW-„Pools“) sowie der Grundwasserschwankungsbereich (aufschwimmende MKW-Phase bzw. Residualsättigung im Grundwasserschwankungsbereich) besonders relevant.
- **Aufschlusstiefe** (Abschnitt 6.5 der ÖNORM S 2091): In Abhängigkeit von der eingetragenen MKW-Menge pro Flächeneinheit und der verstrichenen Zeit können MKW aus der wasserungesättigten Zone durch den Kapillarsaum in die wassergesättigte Zone vordringen und dort gelöst im Grundwasser oder als aufschwimmende Phase vorliegen.
- **Parameterumfang** (Abschnitt 6.7 der ÖNORM S 2091): Neben den MKW (Summenparameter, Einzelsubstanzen) ist jedenfalls auch die Bestimmung der Trockensubstanz erforderlich. Die Notwendigkeit zur Untersuchung von Additiven und Nebenbestandteilen von Mineralölprodukten muss im Einzelfall geprüft werden.
- **Mindestprobenmenge** (Abschnitt 6.8 der ÖNORM S 2091): Sofern neben leichtflüchtigen MKW und Trockensubstanz keine weiteren Parameter zu untersuchen sind, kann die Probenmenge auch < 1 kg betragen.
- **Allgemeines zur Durchführung der Probenahme** (Abschnitt 7.1 der ÖNORM S 2091): Mit der Herstellung von Untergrundaufschlüssen im Schadensherd ist generell die Gefahr einer Phasenverschleppung oder der Schaffung neuer Migrationswege verbunden. Entsprechend ist bei der Wiederverfüllung von Aufschlüssen darauf zu achten, dass Dichtschichten (natürliche und anthropogene) in ihrer Wirksamkeit wiederhergestellt werden. Die vertikale Schadstoffverschleppung kann durch den Einsatz von Bohrverfahren mit Außenverrohrung eingeschränkt werden.

- **Untergrundaufschlüsse** (Abschnitt 7.2 der ÖNORM S 2091): Bei der Auswahl des Aufschlussverfahrens müssen die Untersuchungsziele, die Untergrundbedingungen, die erforderliche Probenqualität (z. B. „im geotechnischen Sinn ungestörte Probe“, „im chemischen Sinn ungestörte Probe“), die Aufschlusstiefe und die räumlichen Möglichkeiten berücksichtigt werden. Rammkernbohrungen und Rotationskernbohrungen sind generell geeignet für die Gewinnung von im chemischen Sinne ungestörten Proben. Die Bohrdurchmesser liegen üblicherweise im Bereich 100–180 mm, größere Durchmesser bis 400 mm sind möglich. Rotationskernbohrungen sind aufgrund der gegenüber Rammkernbohrungen verstärkten Wärmeentwicklung und den damit verbundenen möglichen Schadstoffverlusten bei Vorliegen leichtflüchtiger MKW als nicht geeignet anzusehen. Bei Kernbohrungen kann es im Falle nicht bindiger Bodenschichten zu einer gewissen Durchmischung des Kernmaterials beim Ausbau (z. B. mit Druckluft) kommen, sodass die Tiefenzuordnung von Untergrundschichten eingeschränkt ist. Ein erfahrenes Bohr-Team kann diesen Effekt jedoch in akzeptablen Grenzen halten.

**Rammkernbohrung,
Rotationskern-
bohrung**

Kleinrammbohrungen bzw. Rammkernsondierungen mit kleineren Bohrdurchmessern (meist 50–80 mm) haben den Vorteil, dass die kleineren Bohrgeräte (ggf. Bohrhammer) auch bei beengten Platzverhältnissen noch einsetzbar sind. Als Nachteile sind die beschränkten Einsatztiefen (zumeist bis max. 8 m), mögliche Bohrgutverluste beim Bergen der Bohrkerne sowie die gegenüber großkalibrigen Bohrungen verstärkte Neigung zu Verdrängungseffekten und zur Stauchung des Untergrundmaterials und die damit eingeschränkte Möglichkeit der Tiefenzuordnung von Untergrundschichten zu nennen. Je nach Parameterumfang kann auch die verfügbare Probenmenge problematisch klein sein.

**Rammkern-
sondierung
(Kleinrammbohrung)**

Optimale Probenqualität (ungestörte Proben im chemischen und geotechnischen Sinne) ist bei Durchführung von Schlauchkernbohrungen oder Liner-Bohrungen im Rammkernverfahren zu erwarten.

**Schlauchkern-
bohrung,
Liner-Bohrung
Schneckenbohrung**

Schneckenbohrungen (ausgenommen Hohlraumschnecken) sind grundsätzlich als ungeeignet anzusehen, da sie lediglich stark gestörte Untergrundproben liefern und die Möglichkeit der Tiefenzuordnung von Untergrundschichten eingeschränkt ist.

Baggerschürfe können rasch und kostengünstig hergestellt werden und bieten die Möglichkeit zur Entnahme sehr großer Probenmengen. Allerdings ist die Einsatztiefe begrenzt (ca. 5 m, nicht im Grundwasser einsetzbar) und die visuelle Erkennung und Tiefenzuordnung von Untergrundschichten (Profilaufnahme) kann deutlich erschwert und eingeschränkt sein (insbesondere geringmächtige Schichten in größerer Tiefe). Greiferbohrungen (Durchmesser 400–1.500 mm) werden vor allem bei Vorliegen von grobkörnigen Böden oder Störkörpern im Untergrund (z. B. Sperrmüll in Deponien) eingesetzt. Ähnlich den Baggerschürfen ist die Genauigkeit der Profilaufnahme erfahrungsgemäß eingeschränkt. Bei Vorliegen von leichtflüchtigen MKW sind Baggerschürfe und Greiferbohrungen in den meisten Fällen nicht geeignet (Ausnahme: sehr bindiges Material, begehbare Schürfe, ausreichendes Platzangebot).

**Baggerschurf,
Greiferbohrung**

- **Probengewinnung** (Abschnitt 7.3 der ÖNORM S 2091): Bei der Erkundung von Untergrundkontaminationen bzw. des Schadensbildes sollten ausschließlich Einzelproben (d. h. mehrere Einstiche in derselben Untergrundschicht; ähnlich einer „qualifizierten Stichprobe“ gemäß ÖNORM S 2126) und nur im Ausnahmefall Mischproben (vergleichbar einer Sammelprobe gemäß ÖNORM S 2126) hergestellt bzw. untersucht werden. Aus den Untergrundschichten un-

mittelbar unterhalb einer sensorisch wahrnehmbaren Verunreinigung sollten zumindest 1 bis 2 Einzelproben zur vertikalen Abgrenzung entnommen werden. Weitere Ausführungen zur Probengewinnung sind im Kapitel 6.2 enthalten.

**geologische und
abfallchemische
Aufnahme**

Unabhängig von der Art des Untergrundaufschlusses ist eine geologische und abfallchemische Aufnahme der Untergrundverhältnisse essenziell für die spätere Beurteilung von Untersuchungsergebnissen.

**Abschätzung der
MKW-Verteilung im
Untergrund**

Anhand der MKW-Gesamtgehalte in den Feststoffproben, dem Gehalt an organischem Kohlenstoff (TOC, Bestimmung nach ÖNORM EN 15936), dem Wassergehalt (Bestimmung z. B. nach ÖNORM L 1062) und der Trockenrohdichte (Bestimmung z. B. nach ÖNORM L 1068 oder Abschätzung auf Basis von Erfahrungswerten und/oder der Korngrößenverteilung, welche z. B. nach ÖNORM L 1061 bestimmt wird) kann unter bestimmten Voraussetzungen und mit gewissen Einschränkungen (siehe Kapitel 5.4.1 sowie UMWELTBUNDESAMT 2011a) über die Phasengleichgewichte (Henry-Konstante, Verteilungskoeffizienten K_{oc} , K_d) die Größenordnung einer möglichen Belastung des Sickerwassers bzw. die MKW-Verteilung im 3-Phasen-System Feststoff-Sickerwasser-Bodenluft abgeschätzt werden. Bei mittel- und schwerflüchtigen MKW kann eine Abschätzung der aktuellen Sickerwasserbelastung und der maximal mobilisierbaren MKW-Masse auch durch Perkolatuntersuchungen erfolgen. Eluatuntersuchungen – und bei leichtflüchtigen MKW auch Perkolatuntersuchungen – werden hingegen als ungeeignet zur Abschätzung der Sickerwasserbelastung durch MKW angesehen (vgl. Begleitmaterialien zu UMWELTBUNDESAMT 2011a).

**Abschätzung der
Sickerwasser-
belastung durch
Säulenversuch**

5.4.4 Untersuchungen von Bodenproben¹⁷

Anwendungsbereich

Zur Beurteilung von Beeinträchtigungen von Bodenfunktionen – im Wesentlichen die Lebensraumfunktion (Wohnen, Spielen, Erholung) und die Produktionsfunktion (Gartenbau, Landwirtschaft) – durch mittel- und schwerflüchtige MKW¹⁸ werden Bodenproben (i. d. R. bis max. 0,5 m Tiefe) untersucht. Anhand der Untersuchungsergebnisse kann eine Beurteilung einer direkten (orale, dermale oder inhalative Aufnahme von kontaminiertem Boden) oder indirekten Schadstoffaufnahme (z. B. Nahrungsmittel, Futtermittel) durch den Menschen vorgenommen werden bzw. können weitere Untersuchungsschritte (z. B. Staubuntersuchungen in Gebäuden) geplant werden.

Weitere Anwendungsmöglichkeiten liegen beispielsweise in der Untersuchung der Tiefenverlagerung von Schadstoffen im Boden und in der Untersuchung von großflächigen Bodenverunreinigungen, wie sie z. B. durch aus Öltanks ausgelaufenes Heizöl im Zuge von Überschwemmungen auftreten.

**nutzungs- und
standortbezogene
Untersuchung**

Die Planung der Probenahme erfolgt grundsätzlich nutzungs- und standortbezogen. Im Hinblick auf die Durchführung einer Expositionsabschätzung sind ggf. Vorerhebungen (z. B. konkrete Aktivitäten, Expositionsdauer, Art der angebauten Nahrungsmittel) erforderlich, wobei die Arbeitshilfe „Expositionsabschätzung und Risikoanalyse“ (UMWELTBUNDESAMT 2011b) zur Verfügung steht und berücksichtigt werden sollte.

¹⁷ Siehe die Begriffsbestimmungen für „Boden“ und „Untergrund“ im Glossar

¹⁸ Leichtflüchtige MKW sind aufgrund der raschen Ausgasung aus den obersten Bodenschichten im Regelfall nur bei rezenten Kontaminationen relevant.

Als wesentliche Unterschiede zur Entnahme von Untergrundproben gemäß Kapitel 5.4.3 sind anzuführen:

- Bei der Probenahmeplanung werden die konkreten Nutzungen bzw. Aktivitäten an der Oberfläche und die sich daraus ergebenden Expositionspfade berücksichtigt.
- Die Probenahme erfolgt flächenbezogen (Probenahmeflächen) und im Regelfall tiefenorientiert (d. h. in festgelegten Entnahmetiefen).
- Der technische Aufwand für die Probenahme ist gering (z. B. Handbohrgeräte, Spaten, Pürckhauer).

Bei der Planung und Durchführung der Probenahme sollten grundsätzlich die ÖNORMEN L 1054 bis L 1059 berücksichtigt werden, mit folgenden Abweichungen bzw. Ergänzungen zu den Normvorgaben:

Planung und Durchführung

- **Festlegung von Probenahmeflächen:** Bei der Einteilung des Untersuchungsgebietes in Probenahmeflächen sollten die aktuelle Geländenutzung (bzw. die Aktivitäten), der vermutete Kontaminationsgrad, die Geländeform, die Hangneigung und eventuell frühere Bodenerkundungen berücksichtigt werden.
- **Größe von Probenahmeflächen:** Bei der Nutzungsklasse¹⁹ „Wohnen“ sollte mindestens 1 Probe pro 100–500 m² des unversiegelten Bereiches gezogen werden. Bei der Nutzungsklasse „Landwirtschaft und Gartenbau“ sollte 1 Probe pro 500–1.000 m², bei den Nutzungsklassen „Freizeit und Erholung“ sowie „Industrie, Gewerbe und Verkehr“ eine Probe pro 1.000–10.000 m² gezogen werden.
- **Referenzproben:** zur Ermittlung der lokal bzw. regional üblichen Referenzwerte sollten mehrere (im Regelfall 3 bis max. 5) Referenzflächen vergleichbarer Größe außerhalb des Standortes beprobt werden.
- **Herstellung der Proben:** Je Probenahmefläche wird eine Flächenmischprobe, bestehend aus 12 bis 25 Einzelproben („Einstichen“), hergestellt.
- **Verteilung der Einzelproben:** Die Entnahmestellen werden meist rasterförmig (z. B. Quadrat, Dreieck) angeordnet, seltener werden gezielte Anordnungen (radial bei Punktquellen, linear z. B. bei Verkehrswegen) oder zufällige Verteilungen gewählt. Die Wahl des Verteilungsmusters muss im Einzelfall erfolgen. Die Vor- und Nachteile der Verteilungsmuster können der einschlägigen Literatur entnommen werden (z. B. BUWAL 2003b).
- **Entnahmetiefe:** In der Nutzungsklasse¹⁹ „Wohnen“ und „Kinderspielplatz“ werden die Tiefenstufen 0–10 cm²⁰ und evtl. 10–35 cm²¹ beprobt, in der Nutzungsklasse „Landwirtschaft und Gartenbau“ 0–20 cm²² und evtl. 20–50 cm, und in der Nutzungsklasse „Industrie, Gewerbe und Verkehr“ 0–10 cm²⁰.
- **Probenmenge:** Die Probenmenge sollte zumindest 0,5 kg betragen und dabei auf die Anforderungen der nachfolgenden Analytik abgestimmt sein.

¹⁹ Nutzungsklassen gemäß Arbeitshilfe „Expositionsabschätzung und Risikoanalyse“ (UMWELTBUNDESAMT 2011b)

²⁰ Kontaktbereich für dermale und orale Aufnahme

²¹ durchschnittliche Mächtigkeit von Abdeckschichten; von Kleinkindern erfahrungsgemäß erreichbare Tiefe

²² je nach Bearbeitungstiefe festzulegen; Bearbeitungstiefe meist 20 oder 30 cm

- **Dokumentation:** Bei der Probenahme sollten insbesondere sensorische Auffälligkeiten (z. B. Färbung, Geruch) und bodenfremde Bestandteile (z. B. Teer- und Kohlestücke, Schlacken) erfasst und beschrieben werden. Die Erstellung eines separaten Probenahmeprotokolls je Probenahmefläche ist empfehlenswert.

Probenahmegeräte Bei der Verwendung von (Hand-)Bohrgeräten – wie Halbrohrbohrer (Pürckhauer), Vollrohrbohrer oder Handbohrer (Edelmann-Bohrer, Riverside-Bohrer) – ist zu beachten, dass bei skelettreichen Böden Kernverluste auftreten können bzw. Stauchungen des Kerns und Verschleppungen von Schadstoffen möglich sind. Bessere Profilansprachen und Tiefenzuordnungen von Proben werden durch Verwendung eines Spatens oder durch Herstellung von Profilgruben erhalten. Die Einsatzmöglichkeiten, Vor- und Nachteile verschiedener Entnahmegeräte werden in der einschlägigen Literatur beschrieben (z. B. BUWAL 2003b).

5.5 Erkundung der gesättigten Bodenzone

5.5.1 Grundwasseruntersuchungen, Pumpversuche, Redox-Zonierung

In der ÖNORM S 2092 werden die Anforderungen an die Entnahme von Grundwasserproben in Zusammenhang mit der Erkundung oder Sanierung von Altablagern und Altstandorten im Allgemeinen beschrieben. Die hier beschriebenen Untersuchungserfordernisse sind speziell auf MKW-Belastungen abgestimmt und können sich bei anderen Schadstoffen oder Zwecken der Wasserproufung unterscheiden.

Die Ergebnisse der Untersuchung von Grundwasserproben stellen eine wesentliche Grundlage für eine Abschätzung der Gefährdung für Mensch oder Umwelt nach ÖNORM S 2088-1 und für die Überwachung und Kontrolle von Sanierungsmaßnahmen dar (ÖNORM S 2092).

Untersuchungsziele Ausgehend vom Standortmodell können folgende mögliche Untersuchungsziele bzw. Fragestellungen von Interesse sein:

- Bestimmung der Schadstoffkonzentration im Grundwasserabstrom des kontaminierten Standortes;
- Bestimmung der Schadstoffkonzentration im Grundwasseranstrom zum kontaminierten Standort (Vorbelastung des Grundwassers);
- Bestimmung der vertikalen und horizontalen Schadstoffausbreitung (Fahnenkartierung/Phasendetektion, räumliches Schadensbild);
- Bestimmung von Schadstofffrachten, durch Immissionspumpversuche oder andere Verfahren.

Grundwasser-Probenahmestellen Für die Untersuchung von MKW-Grundwasserverunreinigungen können grundsätzlich Bohrlöcher, Brunnen (z. B. Haus- und Feldbrunnen), Grundwassermessstellen, Multilevel-Messstellen und Direct Push (DP-)Sondierungen beprobt werden.

Schöpfprobe aus offenem Bohrloch Die Untersuchung von Schöpfproben aus dem offenen Bohrloch kann einen Hinweis geben, ob eine aufschwimmende Phase vorhanden ist. Die Untersuchung erfolgt meist nur orientierend, da die Aussagekraft eingeschränkt ist (z. B. Min-

derbefunde durch Verflüchtigung, Überbefunde durch MKW-Mobilisierung beim Bohrvorgang). Bei Trockenkernbohrungen sollte eine Probe des verwendeten Schmierfettes rückgestellt werden, um etwaige daraus entstehende Verunreinigungen der Schöpfproben nachträglich zuordnen zu können.

Bei Probenahmen an Brunnen muss gewährleistet sein, dass sich die Brunnen in einem einwandfreien Zustand befinden. Größere Schlamm-mengen im Brunnen, zugesetzte Filterstrecken etc. können zu falschen Ergebnissen führen. Bei Schachtbrunnen ist zu beachten, dass aufgrund der Bauweise (Schachtringe meist ohne seitliche Öffnungen) häufig eine Anströmung nur von unten erfolgt, sodass die obersten Bereiche der gesättigten Zone und insbesondere aufschwimmende Schadstoffe (Phasen) nicht entsprechend erfasst werden können.

Auf die Ausführung von DP-Grundwasserentnahmen wird im nachfolgenden Kapitel 5.6 eingegangen.

Für wiederholte Grundwasseruntersuchungen sind geeignete Grundwassermessstellen und Brunnen erforderlich. Im Regelfall ist der Bestand an Messstellen und Brunnen zur Erreichung der Untersuchungsziele nicht ausreichend und muss durch neu errichtete Messstellen ergänzt werden.

Zur Beurteilung des anströmenden Grundwassers ist zumindest eine Messstelle im Anstrom des Standortes erforderlich. Zumindest eine Messstelle sollte im Schadensherd situiert werden. Zur Erkundung des Abstroms sollte senkrecht zur Grundwasserströmungsrichtung eine Messstellenreihe im direkten Abstrom des Schadensherdes vorhanden sein. In Abhängigkeit von der bekannten oder vermuteten Ausdehnung der Fahne können zur lateralen und longitudinalen Fahnenabgrenzung weitere Messstellenreihen im Abstrom erforderlich sein, wobei der Abstand zwischen den Reihen > 100 m betragen kann (z. B. bei sehr mobilen MKW wie Benzol, MTBE).

Die Art und der Ausbau von Grundwassermessstellen (d. h. Einzelmessstellen, Messstellenbündel, Messstellengruppen und Sondermessstellen, z. B. Multilevel-Messstellen) müssen am Standortmodell, an den Untersuchungszielen und den geplanten Untersuchungen (insbesondere geplante Förderleistung bei Bepumpung) ausgerichtet werden. Allgemeingültige Aspekte, die bei der Errichtung von Grundwassermessstellen zu beachten sind, werden im ÖWAV-Regelblatt 208, in den DVGW-Merkblättern W 119 und W 121 und in der ÖNORM B 2601 bzw. auch in weiterführender Literatur (z. B. BLFU 2010b) beschrieben:

- Bohrdurchmesser und Ausbaudurchmesser: Übliche Ausbaudurchmesser sind 50–150 mm (2“–6“); die Bohrdurchmesser müssen entsprechend größer gewählt werden, um den erforderlichen Ringraum zu erhalten;
- Filterkieskörnung und Filterschlitzweite: müssen auf die Korngrößen der wasserführenden Schichten abgestimmt werden;
- Ausbaumaterial;
- tagwasserdichte Oberflächenabschlüsse: Oberflur mit Überschubrohr und Abschlusskappe, unterflur mit Straßenkasten;
- Klarpumpen (Entfernung von Trübstoffen aus der Bauphase) und Entsandung (Entfernung von Feinteilen zur Erreichung eines stabilen Korngerüsts im Ringraum im Filterbereich).

Brunnen

Direct Push-Sondierung

Positionierung von Grundwasser- Probenahmestellen

Art und Ausbau von Grundwasser- messstellen

Massive MKW-Verunreinigungen liegen oft als aufschwimmende Phase vor, die mit entsprechend tief ausgebauten Messstellen erfasst werden können. Es ist jedoch zu berücksichtigen, dass MKW auch gelöst im Grundwasser vorliegen und transportiert werden, sodass auch tiefere Bereiche des Grundwasserleiters (Ausbau bis mindestens 5 m unter Niedrigwasserstand) zu untersuchen sind.

**Besondere Aspekte
bei MKW-Schäden**

Für Messstellen bei MKW-Schäden sollten folgende Aspekte besonders bedacht werden:

- Messstellen bei MKW-Schäden im Grundwasser sollten so ausgebaut sein, dass zur Erfassung einer aufschwimmenden Phase der Filtereinbau und die Filterlänge gewährleisten, dass das Grundwasser und die aufschwimmende Phase sowohl bei Hochwasserständen als auch bei Niedrigwasserständen in den Filterbereich eintreten können.
- Für den Ausbau von Grundwassermessstellen werden meist Kunststoffrohre verwendet (Hart-PVC, HDPE). Mit Bezug auf das Standortmodell (siehe Kapitel 4) ist im Einzelfall zu prüfen und ggf. zu begründen, ob die Verwendung eines anderen Ausbaumaterials (z. B. Edelstahl) aufgrund spezifischer Gegebenheiten an einem konkreten Standort erforderlich und zweckmäßig ist (siehe auch UMWELTBUNDESAMT 2009, ARBEITSKREIS GRUNDWASSERBEOBACHTUNG 2012).
- Bei der Errichtung von Messstellen dürfen keine Bohrfette in den Grundwasserleiter gelangen.

**Bestimmung der
geohydraulischen
Leitfähigkeit (k_f)**

Zur Bestimmung bzw. Abschätzung der geohydraulischen Leitfähigkeit (Durchlässigkeitsbeiwert k_f) kommen häufig mehrstündige Pumpversuche mit Auswertung der Wasserabsenkung (bei mehreren Förderraten) und der Wiederaufspiegelung zum Einsatz. Auffüll- und Absenkversuche²³ kommen bei gering durchlässigen bzw. wenig ergiebigen Aquiferen oder bei stark verunreinigtem (und zu entsorgendem) Grundwasser anstelle von Pumpversuchen zum Einsatz. Im Vergleich zu Pumpversuchen ist zu beachten, dass die Ergebnisse von Auffüll- und Absenkversuchen nur für den unmittelbar angrenzenden Aquiferbereich gelten, durch den Messstellenausbau beeinflusst sein können und Inhomogenitäten schlecht erfassen.

**Ölschichtdicke,
MKW-
Produktbestimmung**

Wenn in einer Messstelle MKW-Phase vorliegt, sollte die Mächtigkeit der Phase mit einem Mehrphasenmessgerät bzw. mit einem optoelektrischen Messgerät gemessen werden. Zur qualitativen Untersuchung der Phase kann eine Schöpfprobe entnommen werden. Die Ausführungen reichen von einfachen Schöpfern (Bailer) bis hin zu Probenehmern mit gesteuertem Verschluss (siehe hierzu: BUWAL 2003a). Generell ist Probenehmern mit Verschluss (z. B. Rückschlagventil, Verschlusskappen) gegenüber einfachen Schöpfern der Vorzug zu geben, da erstere eine wesentlich geringere Durchmischung der Wassersäule beim Eintauchen und beim Füllvorgang bewirken.

**Schöpfprobe,
Pumpprobe**

Bei einer aufschwimmenden Phase ist eine Pumpprobenahme nicht sinnvoll. Liegt offensichtlich keine aufschwimmende Phase vor, sollte jedenfalls eine Schöpfprobe und eine Pumpprobe entnommen werden, wobei die Schöpfprobe immer vor der Pumpprobe zu nehmen ist. Mit der Schöpfprobe kann eine MKW-Anreicherung in Bereich des Grundwasserspiegels untersucht werden. Allenfalls

²³ Einbringen einer bestimmten Wassermenge oder eines Verdrängungskörpers in die Wassersäule (Slug-Test) bzw. Entfernen eines Verdrängungskörpers aus der Wassersäule (Bail-Test), wodurch ein Ansteigen bzw. Absinken der Wassersäule bewirkt wird.

vorhandene Ölschlieren müssen im Hinblick auf die Beurteilung der Analyseergebnisse sorgfältig dokumentiert werden. Die Ergebnisse von Schöpfproben sind (im Gegensatz zu Pumpproben) nicht repräsentativ für den mit der jeweiligen Filterstrecke erfassten Aquiferbereich.

MKW neigen zur Anhaftung an Oberflächen der Probenahmeausrüstung (Schläuche, Schöpfgefäße, Pumpen). Verschleppungen von einer Messstelle zur nächsten mit entsprechenden Überbefunden in den analysierten Proben können durch eine geeignete Reihenfolge der beprobten Messstellen (von gering belasteten hin zu stark belasteten Messstellen) und qualitätssichernde Maßnahmen (Reinigungsschritte, Ersatz-Equipment, Blindproben, Doppelproben etc.) vermieden werden.

Bei Mineralölschäden kann im Einzelfall auch eine tiefenorientierte Probenahme zweckmäßig sein. Je nach Ausbau der Messstelle ist die Verwendung von tiefengestaffelten Pumpsystemen oder die Probenahme mit (Mehrfach-)Packern möglich. Hinweise zur Durchführung gibt das DVWK-Merkblatt 245/1997.

Zur Frachtermittlung im Grundwasser und auch zur tiefenorientierten Kartierung der Schadstofffahne können Passivsammler eingesetzt werden (MICHELS et al. 2008). Einen Überblick über die Funktionsweise von Passivsammlern, Anwendungsmöglichkeiten und Einschränkungen gibt der „Quicksan Erkundungs- und Monitoringtechnologien“ (UMWELTBUNDESAMT 2016).

Bei der Pumpprobenahme aus Grundwassermessstellen mit leichtflüchtigen MKW (z. B. BTEX-Verunreinigungen) ist die Flüchtigkeit der Schadstoffe zu bedenken. Aus diesem Grund sind alle Pumpen, die mit Unterdruck arbeiten (Saugpumpen, Peristaltikpumpen) nicht geeignet. Gut geeignet sind Unterwassertauchpumpen. Allerdings ist ein praktisch beobachtetes Problem, dass es bei geringer Wasserführung durch die Abwärme der Pumpe zu Temperaturerhöhungen im Grundwasser kommt, was zu Minderbefunden führen kann. Abhilfe schaffen kann hier entweder eine Verkürzung der Pumpdauer oder der Einsatz eines alternativen Pumpsystems mit geringeren Förderraten (siehe auch Kapitel 6.3.1).

Während der Pumpprobenahme werden die Feldparameter Temperatur, elektrische Leitfähigkeit, pH-Wert, gelöster Sauerstoff und Redox-Spannung (Redox-Potenzial) gemessen, welche auch zur Beschreibung des allgemeinen Grundwasserchemismus herangezogen werden. Die Konstanz der Temperatur, der elektrischen Leitfähigkeit und des pH-Werts indiziert, dass unverfälschtes Grundwasser gepumpt wird und markiert damit den Probenahmezeitpunkt.

Anhand der Feldparameter können wesentliche Aussagen zum Chemismus und zur anthropogenen Beeinflussung des Grundwassers gemacht werden: Die Wassertemperatur unterliegt jahreszeitlich nur geringen Schwankungen und liegt meist im Bereich von 8–15 °C. Eine erhöhte Temperatur kann ein Hinweis auf mikrobielle Aktivitäten im Grundwasser oder auf anthropogene Quellen (z. B. Brauchwasserversickerung) sein. Der pH-Wert von unbelastetem Grundwasser liegt meist um den Neutralpunkt (pH 6–8). Hinweise zur Menge der in einer Probe gelösten Ionen (Salze) gibt die elektrische Leitfähigkeit. Eine deutlich erhöhte Leitfähigkeit im Abstrom eines Standortes kann auf eine anthropogene Beeinflussung oder mikrobielle Aktivität²⁴ hinweisen. Der Sauerstoffgehalt kann im Einflussbereich eines kontaminierten Standortes je nach den chemischen und biochemi-

**MKW-
Verschleppung,
qualitätssichernde
Maßnahmen**

**tiefenorientierte
Probenahme**

Passivsammler

**Pumpenanforderung
bei leichtflüchtigen
MKW**

Feldparameter

²⁴ Infolge der CO₂-Produktion wird bei Vorhandensein kalkhaltiger Gesteine das Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht verändert und eine Erhöhung der elektrischen Leitfähigkeit und der Wasserhärte bewirkt.

schen Umsetzungsprozessen herabgesetzt sein. In Verbindung mit der Wassertemperatur kann die Sauerstoffsättigung berechnet werden. Die Redox-Spannung beschreibt die elektrochemischen Bedingungen im Wasser (Maß für die oxidierenden und reduzierenden Eigenschaften eines Systems). Sie kann qualifiziert nur im Zusammenhang mit weiteren Parametern (pH-Wert, Temperatur) als rH-Wert ausgewertet werden (modifiziert nach HLUG 2002).

Redox-Milieu-Detektorbänder

Für die Beurteilung der biochemischen Milieubedingungen kommt der Messung der Redoxspannung und des gelösten Sauerstoffs große Bedeutung zu. Eine einfache Kartierung der Redox-Zonen im Grundwasser kann mit Hilfe von Detektorbändern erfolgen (siehe hierzu auch UMWELTBUNDESAMT 2016, MICHELS et al. 2008).

Pumpversuch

Durch die Untersuchung von Grundwasserproben, die in zeitlichen Abständen vor und während der Entnahme von Grundwasser über einen längeren Zeitraum entnommen werden (Pumpversuch), können in der Regel die aussagekräftigsten Ergebnisse zur Beurteilung einer Grundwasserverunreinigung erzielt werden. Dabei wird Grundwasser über einen Zeitraum von üblicherweise 4–24 Stunden entnommen und es werden mehrere Grundwasserproben zu definierten Zeitpunkten entnommen (z. B. nach Austausch des einfachen Messstellenvolumens und nach 1, 2, 4, 8 und 24 Stunden). Pumpversuche werden mit deutlich höheren Förderströmen und über längere Zeiträume durchgeführt als bei konventioneller Pumpprobenahme. Dadurch wird ein größerer Grundwassereinzugsbereich erfasst und es lässt sich die räumliche Stoffverteilung im Grundwasser beobachten. Die Förderleistung der Pumpe liegt meist zwischen 1 l/s und 5 l/s. Die Förderleistung der Pumpe, die Dauer und die Probenahmezeitpunkte richten sich nach den hydrogeologischen Randbedingungen (UMWELTBUNDESAMT 2009).

MKW-Phasenmobilität

Pumpversuche und – mit Einschränkungen – auch Abschöpfversuche (Bail Down-Tests) können auch zur Bestimmung der MKW-Phasenmobilität und des Phasenzuflusses bzw. zur Feststellung, ob eine Messstelle in hydraulischem Kontakt zu einem Phasenkörper steht, durchgeführt werden. Dazu wird an Messstellen die Mächtigkeit der aufschwimmenden Phase gemessen und Phase entnommen und in definierten Zeitabständen beprobt. Es werden in Abhängigkeit von der Schichtdicke und der Ölzusammensetzung verschiedene Entnahmesysteme verwendet, z. B. Schöpfer, Ölbindenvlies oder Ölskimperpumpen. Im Zuge der Versuche werden das Entnahmevolumen, die Entnahmerate, die Veränderung der Höhenlage des Ölspiegels und die Zusammensetzung der Phase untersucht bzw. dokumentiert. Die Dauer der Versuche kann in Abhängigkeit vom Schadensfall einen Tag bis mehrere Wochen betragen. Durch diese Methode kann geklärt werden, in welchem Ausmaß eine Mobilität des Phasenkörpers vorliegt, was für die Frage der Stationarität der Schadstoffphase sowie für die Gefährdungsabschätzung von wesentlicher Bedeutung ist. Die Methode erlaubt bei guten Nachflussraten den direkten Rückschluss auf hohe Phasenmobilität. Im umgekehrten Fall, bei schlechtem bis ausbleibendem Phasennachfluss, ist neben einem möglicherweise wenig mobilen Phasenkörper jedoch eine Vielzahl von Faktoren zu berücksichtigen, wie das Alter der Kontamination oder der Messstellenausbau, die den Nachfluss erheblich reduzieren oder unterbinden können. Die Phasenmobilität ist beispielsweise direkt von der Durchlässigkeit des Grundwasserleiters abhängig. Ferner sind die Anbindung der jeweiligen Messstelle an den Phasenkörper und die Phasenverteilung im Betrachtungsbereich wesentliche Faktoren, die bei einem geringen oder ausbleibenden Nachfluss zu berücksichtigen sind (WABELLS & TEUTSCH 2008).

5.5.2 Immissionspumpversuche

Aufgrund der oft großen Heterogenität der Schadensherde bei kontaminierten Standorten sowie der meist heterogenen Untergrundverhältnisse können auch Schadstofffahnen im Grundwasser eine komplexe Verteilung zeigen, sodass eine zuverlässige Erfassung mit einzelnen Grundwassermessstellen schwierig ist.

Durch Immissionspumpversuche (IPV, integrale Pumpversuche) kann der Grundwasserabstrom eines Schadensherdes (weitestgehend) vollständig erfasst werden und damit die Unsicherheit hinsichtlich der quantitativen Erfassung der Schadstofffahne deutlich reduziert werden. Dazu werden in der Regel mehrtägige Pumpversuche im Abstrom eines Schadensherdes an einer Messstellenreihe quer zur Grundwasserhauptströmungsrichtung durchgeführt. Bei einer ausgeprägten vertikalen Schadstoffverteilung ist es sinnvoll, die Pumpversuche tiefengestaffelt durchzuführen. Dazu sind entsprechend tiefenhorizontiert ausgebaute Messstellen oder spezielle Probenahmeeinrichtungen für die tiefenhorizontierte Beprobung notwendig. Bei der Ausführung von Immissionspumpversuchen kann in der instationären Betriebsphase während des Aufbaus des Entnahmetrichters durch eine gezielte, zeitlich gestaffelte Beprobung des abgepumpten Grundwassers eine Konzentrationsentwicklung der relevanten Schadstoffe erfasst werden. Aufgrund dieser Konzentrationsganglinien kann eine Abschätzung der Schadstoffverteilung für den betrachteten Fließquerschnitt, die mögliche Lage der Achse einer Schadstofffahne sowie die maximale Belastung des Grundwassers erfolgen (UMWELTBUNDESAMT 2016, AF 2013, UMWELTBUNDESAMT 2009).

Mittels Immissionspumpversuchen können die Schadstofffrachten im Grundwasser (in der Regel im Abstrom kontaminierter Bereiche) wesentlich genauer abgeschätzt werden als über eine Hochrechnung aus Einzelproben. Bei einer Frachtaberschätzung mittels konventioneller Grundwasserproben besteht die Gefahr, dass je nach Lage der Grundwassermessstellen in Bezug zur Schadstofffahne die Frachten deutlich überschätzt (Lage der Messstelle in der Fahnenmitte) oder unterschätzt werden (Lage der Messstelle im Randbereich der Fahne). Die Ermittlung der Schadstofffrachten an zwei Kontrollebenen in einer Schadstofffahne kann auch zur Quantifizierung von natürlichen Rückhalte- und Abbauprozessen herangezogen werden (UMWELTBUNDESAMT 2016, 2009).

Mit der Erkundung der Lage von Schadstofffahnen können insbesondere bei räumlich ausgedehnten Standorten (z. B. mehrere potenzielle Verursacher in einem industriell genutzten Gebiet) grundsätzlich Rückschlüsse auf die räumliche Lage von Schadensherden (Eintragsstellen) gezogen werden. Bei komplex genutzten und/oder räumlich ausgedehnten Standorten kann mittels Immissionspumpversuchen der Bereich für weitergehende Untersuchungen der Schadensherde eingegrenzt werden (UMWELTBUNDESAMT 2016, 2009).

Grundsätzlich kann davon ausgegangen werden, dass Immissionspumpversuche nur zu einer sehr geringen Erhöhung der Grundwasserabstandsgeschwindigkeit im Bereich des Schadensherdes führen und damit eine Mobilisierung von MKW-Phase bzw. eine Schadstoffumverteilung nicht zu befürchten ist (AF 2013).

Bei konventionellen Grundwasseruntersuchungen kann im ungünstigsten Fall eine Schadstofffahne zwischen zwei Messstellen nicht erkannt werden. Mittels Immissionspumpversuchen ist eine deutlich höhere Sicherheit gegeben, dass auch schmale Schadstofffahnen erfasst werden (UMWELTBUNDESAMT 2009).

**grundlegendes
Prinzip der IPV**

**Abschätzung
der Schadstoff-
verteilung**

**Abschätzung der
Schadstofffracht**

**Quantifizierung
von NA-Prozessen**

**Rückschluss auf
Schadensherde**

**auch schmale
Fahnen werden
erfasst**

Feldparameter Im Hinblick auf die Interpretation der Analysenergebnisse (z. B. Änderung der Konzentrationsverteilung von Einzelsubstanzen, Abbauprodukte) sollten auch während der Immissionspumpversuche die Feldparameter Wassertemperatur, elektrische Leitfähigkeit, pH-Wert, gelöster Sauerstoff und Redox-Spannung kontinuierlich gemessen werden.

Bezüglich der Planung, Durchführung und Auswertung von Immissionspumpversuchen wird auf die weiterführende Literatur verwiesen (z. B. UMWELTBUNDESAMT 2016, AF 2013).

5.6 Kombinierte Erkundung von wassergesättigter und wasserungesättigter Zone – Direct Push-Sondierungen

grundlegendes Prinzip der DP-Verfahren Unter Direct Push (DP) werden Untergrunderkundungsmethoden zusammengefasst, bei denen Mess- oder Probenahmesonden mit Hilfe eines Sondierungsgestänges aus Stahl in den Untergrund vorgetrieben werden. Die Einbringung der Sonden erfolgt statisch drückend, dynamisch hämmern, dynamisch mittels hochfrequenter Schwingungen oder durch eine Kombination statischer und dynamischer Verfahren. Die DP-Verfahren können für die Erkundung von unverfestigten Lockersedimenten, in Ausnahmefällen auch von stark verwitterten Festgesteinen, sowohl in der wasserungesättigten als auch in der wassergesättigten Zone eingesetzt werden. Aufgrund des geringen Durchmessers der Sonden bzw. des Gestänges – üblich sind 35–80 mm – handelt es sich um sogenannte minimal invasive Verfahren. Das Untergrundmaterial wird im Zuge des Sondierungsvorganges verdrängt, d. h. im Normalfall wird kein Bohrkern gewonnen. Die typischen Sondiertiefen liegen bei 15–35 m. In Abhängigkeit von der Art der Einbringung und dem Untergrundaufbau reichen die maximalen Sondiertiefen bis zu 50 m, in Ausnahmefällen auch darüber hinaus (UMWELTBUNDESAMT 2016).

Vorteile der DP-Verfahren Die DP-Verfahren bieten die Möglichkeit, tiefenorientiert Feststoff-, Bodenluft- und Grundwasserproben zu nehmen, physikalische und hydrogeochemische Parameter an Ort und Stelle im Untergrund kontinuierlich oder semi-kontinuierlich zu messen sowie Mess- und Probenahmeeinrichtungen zu installieren. Dies sowie die in der Regel größere Sondierungsgeschwindigkeit (40–200 m/Tag), die oftmals höhere Einsattiefe, die räumliche Beweglichkeit und die geringeren Kosten sind die Vorteile der DP-Verfahren gegenüber herkömmlichen Bohrverfahren (DIETRICH & LEVEN 2005 zitiert in: MICHELS et al. 2008).

Nachteile der DP-Verfahren Als Nachteile der DP-Verfahren sind die Unsicherheiten bezüglich Schadstoffverschleppung bei Sondierungen mit direkter Schadstoffmessung und die eingeschränkte Anwendbarkeit in grobkörnigen (steinigen) oder dicht gelagerten Lockergesteinen und in Festgesteinen zu nennen. Da die DP-basierten Messungen Punktmessungen darstellen, sind die Analysenergebnisse von entnommenen Proben nur bedingt vergleichbar mit Proben aus konventionellen Aufschlüssen (z. B. Wasserproben aus herkömmlichen Grundwassermessstellen). Des Weiteren sind die Bestimmungsgrenzen bei direkter Schadstoffmessung relativ hoch.

Details zu den nachfolgend beschriebenen und zu weiteren DP-Technologien und -Verfahren können der einschlägigen Literatur entnommen werden (z. B. MICHELS et al. 2008, WABBELS & TEUTSCH 2008, KÄSTNER et al. 2012, LEVEN et al. 2010, UMWELTBUNDESAMT 2016).

Mit DP können kontinuierliche oder semi-kontinuierliche Messungen von geologischen Parametern, wie die Erfassung und Darstellung der petrographischen Heterogenität oder die Stratigraphie der durchörterten Gesteinsschichten entlang des Untersuchungsprofils (CPT, EC-Logging) durchgeführt werden und hydrogeologische Parameter, wie Porenwasserdruck, Leitfähigkeit, k_f -Wert und relative Durchlässigkeit in Abhängigkeit von der Tiefe bestimmt werden (Injection Logging, Slug Test).

geologische und hydrogeologische Parameter

Des Weiteren können mit DP in vorgegebenen Tiefen und entlang von vertikalen Profilen je nach Sondentyp Schadstoffe festgestellt sowie qualitativ bis teilweise semiquantitativ erfasst werden. Absolute Konzentrationsbestimmungen sind nicht möglich, weshalb zumindest ein stichprobenartiger Vergleich der Ergebnisse mit quantitativen Methoden erforderlich ist.

Für die Detektion einzelner Schadstoffe oder Schadstoffgruppen stehen unterschiedliche Sondentypen zur Verfügung. Mit der MIP-Sonde (Membrane Interface Probe) können unter anderem aromatische Kohlenwasserstoffe (z. B. BTEX), und mit der LIF-Sonde (Laserinduzierte Fluoreszenz) aliphatische und aromatische MKW nachgewiesen werden. Die Anwendung der MIP-Sonde ist mit verschiedenen Detektoren möglich, wie z. B. PID (sensitiv auf aromatische Kohlenwasserstoffe) und FID (sensitiv auf Alkane und andere aliphatische Kohlenwasserstoffe). Es können Schadstoffe in Phase, adsorbierte Schadstoffe, gelöste Schadstoffe sowie Schadstoffe in der Bodenluft detektiert werden.

Schadstoffmessung

Die mittels MIP gewonnenen Ergebnisse erlauben in der Regel nur qualitative Aussagen. Des Weiteren ist zu beachten, dass es sich bei den Ergebnissen um Punktmessungen handelt, deren räumliche Repräsentativität stark eingeschränkt sein kann. Beim Durchfahren der MIP-Sonde von Bereichen mit hohen Schadstoffkonzentrationen bzw. von Phasenkörpern kann es zu Übersättigungseffekten an den Detektoren kommen. In diesem Fall können zwar räumliche Phasengrenzen bzw. die räumliche Obergrenze von Bereichen mit hohen Schadstoffkonzentrationen gut bestimmt werden, eine klare räumliche Abgrenzung nach unten ist jedoch nicht möglich. Nach Durchörtern hoch kontaminierter Bereiche sollte daher der Vortrieb unterbrochen und das System gespült werden. Die Qualität von MIP-Daten hängt unter anderem von der Stabilität der Temperatur am Heizblock an der Gasmembran ab. Zur Qualitätsbewertung sollte deshalb das Temperaturtiefenprofil mit berücksichtigt werden (LEVEN et al. 2010).

MIP-Sonde

Im Gegensatz zur MIP-Sonde können mit der optischen LIF-Sonde Kontaminationsbereiche vertikal sehr gut aufgelöst werden.

LIF-Sonde

Untersuchungen mit LIF eignen sich besonders dazu, rasch einen Überblick über die Schadstoffverteilung an einem Standort zu gewinnen. Ein weiteres Einsatzgebiet ist die räumliche Abgrenzung von Schadensherden oder die räumliche Kartierung von Schadstoffphasen. Mittels LIF gewonnene Ergebnisse dienen der Detektion von Mineralölverunreinigungen und sind in der Regel nicht stoffspezifisch. Mit Hilfe spezieller Auswerteverfahren sind Aussagen über den Mineralöltyp und unter Umständen auch semiquantitative Aussagen möglich. Auch hier handelt es sich um Punktmessungen, deren räumliche Repräsentativität stark eingeschränkt ist (UMWELTBUNDESAMT 2016).

Neben der kontinuierlichen oder semikontinuierlichen Messung von Parametern besteht auch die Möglichkeit Bodenluft, Grundwasser und Feststoffproben mit DP-Systemen zu entnehmen.

Probenahme von Bodenluft, Feststoff, Grundwasser

Grundsätzlich gelten auch hier die Ausführungen der vorangegangenen Kapitel 5.4 und 5.5. Im Weiteren werden die Besonderheiten speziell hinsichtlich einer tiefenorientierten Grundwasser-, Feststoff- und Bodenluftprobenahme beschrieben.

Tiefenorientierte Bodenluftprobenahme

Die DP-Technologie erlaubt eine tiefenorientierte Entnahme von Bodenluftproben sowohl punktuell als auch aus definierten Tiefenintervallen. Hierzu wird eine Standardverrohrung auf die gewünschte Zieltiefe gebracht und anschließend durch Ziehen des Rohrstranges das gewählte Tiefenintervall freigelegt. Die Öffnung am Probenahmepunkt erfolgt durch verlorene Spitzen oder durch spezielle Sonden zur punktuellen Entnahme. Für die Probenahme wird im Gegensatz zu konventionellen Verfahren ein inerter Probenahmeschlauch in den Rohrstrang eingeführt und mit der Sondenspitze verschraubt. Hierdurch können Minderbefunde durch Kondensation von Feuchtigkeit in der Bodenluft an der kalten Verrohrung ausgeschlossen werden. Die Bodenluft wird über Konstantstrompumpen gefördert und entweder auf Adsorptionsröhrchen angereichert oder in geeignete Probenahmegefäße gepumpt. Bei geeignetem Grundwasserflurabstand sind mit der DP-Methode große Probenahmetiefen von bis zu 30 m erzielbar. Für eine dauerhafte Überwachung können über das Sondiergestänge im Untergrund verbleibende Probenahmefilter installiert werden, die über eine an die Erdoberfläche geführte Schlauchleitung beprobt werden können.

Tiefenorientierte Grundwasserprobenahme

Zur tiefenorientierten Entnahme von Grundwasserproben werden Grundwasser-sonden mit Filterelementen, entweder mit feinem Drahtgeflecht überzogen oder fein geschlitzt bzw. perforiert, verwendet, die mit Hilfe des DP-Gerätes bis in die entsprechende Probenahmetiefe vorangetrieben werden. Es können Sonden mit freiliegendem oder geschütztem Filterelement verwendet werden. Bei Sondierungen mit freiliegendem Filterelement bleibt dieses in ständigem Kontakt mit dem Untergrund, wodurch eine Grundwasserprobenahme aus mehreren Tiefenintervallen möglich ist. Bei Sondierungen mit geschütztem Filterelement befindet sich das Filterelement in einem wasserdicht verschlossenem Sondenkörper, der in der Zieltiefe zur Probenahme geöffnet wird. Nach dem Öffnen strömt das Grundwasser aus dem Untergrund in das Filterelement. Das Grundwasser strömt bei beiden Systemtypen durch das Filterelement in das Sondiergestänge oder in eine Probenkammer, wo die Entnahme der Grundwasserprobe erfolgt. Die Entnahme der Grundwasserprobe kann durch langsame und turbulenzfreie Förderung des Grundwassers mit Hilfe einer Fußventilpumpe, die innerhalb der Filterstrecke der Grundwassersonde installiert ist, erfolgen.

Eine Besonderheit ist die Möglichkeit, das Gesamtsystem unter Verwendung von Stickstoff oder Druckluft als Treibgas unter Druck zu setzen. Die Grundwasserprobenahme erfolgt über einen Bypass. Während der gesamten Beprobung befindet sich das Grundwasser in einem geschlossenen System, sodass ein Verlust von leichtflüchtigen Verbindungen auf ein Minimum reduziert und die Oxidation von z. B. Fe(II) verhindert wird. Für die Bestimmung von leichtflüchtigen Verbindungen (z. B. BTEX) sollten GC-Headspace-Verfahren eingesetzt werden, da hierbei Probenahme und Analytik optimal aufeinander abgestimmt werden können (MICHELS et al. 2008).

Tiefenorientierte Feststoffprobenahme

Zur tiefenorientierten Entnahme von Untergrundproben sind verschiedene Probenahmesysteme verfügbar. Zur Gewinnung von Untergrundproben für die Umweltanalytik ist der Einsatz von geschlossenen Liner-Systemen zu empfehlen, da hierdurch eine hohe Qualität der entnommenen Untergrundproben gewährleistet ist und eine Verschleppung von Schadstoffen ausgeschlossen werden kann. Die Liner werden in den zu beprobenden Zielhorizont vorangetrieben. Die Probenahme kann gezielt tiefenorientiert oder auch kontinuierlich in einem durchgehenden Untergrundprofil erfolgen. Es ist bei Bedarf eine Probenahme unter strikt anaeroben Verhältnissen möglich, wie sie z. B. für anaerobe Abbauprobungen notwendig ist.

5.7 Raumlufthuntersuchungen

In diesem Kapitel werden Raumlufthuntersuchungen beschrieben, welche im Hinblick auf eine dauerhafte Exposition von Menschen und die damit verbundene Gefährdung der menschlichen Gesundheit durchgeführt werden. Bezüglich Messungen und Maßnahmen, welche dem Arbeitsschutz dienen (explosionsfähige Dampf-Luft-Gemische, akute Toxizität) ist auf Kapitel 5.2 zu verweisen.

Das Ziel der Raumlufthuntersuchungen ist der Nachweis und die Quantifizierung von leichtflüchtigen Schadstoffen in der Raumlufth von Gebäuden an einem kontaminierten Standort.

Untersuchungsziel

Untersuchungen der Raumlufth sollten durchgeführt werden, wenn aufgrund hoher Konzentrationen flüchtiger Schadstoffe in der Bodenluft unter dem Gebäude oder in unmittelbarer Nähe zum Gebäude eine Gefährdung der Nutzer des Gebäudes durch Inhalation von flüchtigen Schadstoffen in der Raumlufth nicht ausgeschlossen werden kann. Das Ausmaß der Belastung mit flüchtigen Schadstoffen in der Raumlufth hängt einerseits von der Konzentration in der Bodenluft und andererseits von der Gasdurchlässigkeit des Mauerwerks (z. B. „dichte Wanne“, Ziegelmauer, Mauerdurchbrüche, Erdkeller) ab. In der Arbeitshilfe zur Expositionsabschätzung und Risikoanalyse an kontaminierten Standorten (UMWELTBUNDESAMT 2011b) wird diesbezüglich eine Methode zur Ableitung von Richtwerten für Konzentrationen leichtflüchtiger Schadstoffe in der Bodenluft bereitgestellt, deren Überschreitung die Notwendigkeit von Raumlufthuntersuchungen anzeigt.

Indikation einer Raumlufthuntersuchung

Raumlufthuntersuchungen sollten auch durchgeführt werden, wenn aufgrund von sensorischen Hinweisen der begründete Verdacht auf Immissionen von leichtflüchtigen Schadstoffen aus dem Untergrund besteht.

Die Planung und Durchführung von Raumlufthprobenahmen werden in der Arbeitshilfe zur Expositionsabschätzung und Risikoanalyse an kontaminierten Standorten (UMWELTBUNDESAMT 2011b) bzw. in der Richtlinie zur Bewertung der Innenraumlufth (BMLFUW 2003) ausführlich beschrieben. Bei der Ausarbeitung der Probenahmestrategie wären die ÖNORM EN ISO 16000 Teil 1 und Teil 5 zu berücksichtigen.

Planung und Durchführung

Die Probenahme (siehe auch Kap. 6.4) erfolgt im Allgemeinen mittels aktiver Probenahme auf geeigneten Sorbentien über einen Zeitraum von mehreren (bis zu acht) Stunden.

- Passivsammler** Zur Abschätzung der mittleren Exposition über einen längeren Zeitraum kann eine Probenahme mittels Passivsammler über einen Zeitraum von mehreren Tagen erfolgen.
- Expositionsabschätzung** Auf Basis der Ergebnisse der Raumlufthuntersuchung ist zu beurteilen, ob eine direkte Gefährdung von Personen in Innenräumen durch leichtflüchtige Schadstoffe ausgeschlossen werden kann oder ob z. B. eine anschließende Expositionsabschätzung und Risikoanalyse notwendig ist (siehe hierzu UMWELTBUNDESAMT 2011b).

6 PROBENAHME UND ANALYTIK

6.1 Bodenluft

Für die Probenahme von Bodenluftproben kommen in der Praxis verschiedene Probenahmetechniken zur Anwendung. Einen Überblick dazu gibt die ÖNORM S 2090. Die Ergebnisse der Analysen von Bodenluftproben werden maßgeblich durch die jeweils angewandte Probenahmetechnik sowie die unmittelbaren Bedingungen bei der Probenahme (z. B. Temperatur, Bodenfeuchte) beeinflusst. Dementsprechend ist die Vergleichbarkeit der Untersuchungsergebnisse bei Anwendung unterschiedlicher Probenahmetechniken und über unterschiedliche Probenahmetermine eingeschränkt. Aufgrund der Abhängigkeit des Analyseergebnisses von den Randbedingungen bei der Probenahme (insbesondere Bodenfeuchte) stellt die Bodenluftanalytik kein absolutes Verfahren dar. Allerdings sind relative Vergleiche im Allgemeinen sehr gut möglich, d. h. Bereiche unterschiedlicher Belastung können differenziert werden.

Bei Außenlufttemperaturen unter der Bodenlufttemperatur (d. h. im Allgemeinen bei unter 10 °C bzw. sobald der Taupunkt der Bodenluft höher ist als die Außenlufttemperatur) ist zu beachten, dass Kondensationseffekte von MKW an exponierten Teilen der Probenahmeausrüstung (z. B. Schläuche) auftreten können, die zu falschen Analyseergebnissen führen. Sollen auch unter diesen Bedingungen Probenahmen durchgeführt werden, so müssen entsprechende Vorkehrungen (z. B. Thermoisolierung) getroffen werden.

Im Vorfeld der Untersuchung ist eine Abstimmung der Art der Probensammlung und des Analysenverfahrens (Detektor) hinsichtlich der relevanten MKW zwischen Probenehmer und Labor empfehlenswert. Betreffend die Durchführung von Probenahme und Analytik steht die ÖNORM S 2090 zur Verfügung. Techniken zur aktiven Entnahme von Bodenluftproben werden in der VDI-Richtlinie Nr. 3865 (Blatt 2) beschrieben.

Die Probensammlung kann einerseits im Direktverfahren (Sammlung in gasdichten Behältnissen, z. B. Septumfläschchen) und andererseits im Anreicherungsverfahren (Sammlung auf geeigneten Adsorbentien, z. B. Aktivkohle, Tenax®) erfolgen. Grundsätzlich kann bei fachgerechter Durchführung im Allgemeinen eine Gleichwertigkeit der angeführten Verfahren angenommen werden (vgl. Wiederfindungsraten und Standardabweichungen in der VDI-Richtlinie 3865 Blatt 3 und Blatt 4).

Aufgrund der Ergebnisse von Ringversuchen in Deutschland liegen Hinweise vor, dass zumindest im niedrigen Konzentrationsbereich ($< 10 \text{ mg/m}^3$) beim Anreicherungsverfahren an Aktivkohle im Vergleich zum Direktverfahren mit Septumfläschchen (Headspace) deutlich geringere Wiederfindungsraten erreicht werden bzw. systematische Minderbefunde auftreten könnten (LABO 2012).

Die Verwendung von Gasbeuteln oder Gasmäusen ist erfahrungsgemäß nicht empfehlenswert aufgrund beschränkter Lagerzeit und möglicher Adsorptions- und Kondensationseffekte.

Die Vor- und Nachteile der verschiedenen Verfahren sind in der VDI-Richtlinie Nr. 3865 (Blatt 2) und in der weiterführenden Literatur (z. B. LUBW 1993) beschrieben: Wesentliche Vorteile der Direktverfahren gegenüber den Anreicherungsverfahren sind der geringere apparative und messtechnische Aufwand bei

**Aussagekraft
von Bodenluft-
untersuchungen**

**Abstimmung von
Probenahme- und
Analysenverfahren**

**Anreicherungs- und
Direktverfahren**

der Probenahme, der geringere Aufwand bei der Probenaufarbeitung, die Vermeidung von Minderbefunden aus unvollständiger Adsorption (Selektivität, Kapazität, siehe unten) und unvollständiger Desorption im Labor (z. B. Thermodesorption, Lösungsmittelextraktion) sowie die Möglichkeit der Analyse von schlecht oder nicht adsorbierbaren Schadstoffen. Ein wesentlicher Vorteil der Anreicherungsverfahren gegenüber den Direktverfahren ist die geringere Nachweis- und Bestimmungsgrenze der Schadstoffe aufgrund der Möglichkeit, größere Bodenluftvolumina (in der Regel 0,5-2 Liter, gegenüber wenigen Millilitern bei gasdichten Behältern) über das Adsorbens zu leiten. Eine Verfälschung der Messergebnisse durch Luftzutritt bzw. Schadstoffverluste über undichte Bördelkappen oder undichte (durchstochene) Septen während der Probenlagerung ist bei Adsorptionsröhrchen nicht möglich.

Das optimale Verfahren muss im Einzelfall unter Berücksichtigung der Untersuchungsziele, der relevanten Schadstoffe, der Probenaufbereitungs- und Messmethode sowie der Vor- und Nachteile der Verfahren ausgewählt werden.²⁵ Die Eignung der gewählten Probenahme-Analysen-Verfahrenskombination sollte über die Wiederfindungsraten der relevanten MKW und die Einhaltung der Mindestbestimmungsgrenzen (z. B. ÖNORM S 2090) nachgewiesen werden.

Beim Anreicherungsverfahren hängen die Selektivität (Art der festgehaltenen Stoffe) und die Beladungskapazität (Menge der Stoffe, die ohne Verluste adsorbiert werden) in erster Linie von der Art und der Menge des Adsorbens ab, aber auch von den Eigenschaften (z. B. Temperatur, Feuchte) bzw. der Zusammensetzung (Schadstoffspektrum) der Bodenluft.

qualitätssichernde Maßnahmen

Bei Wahl des Anreicherungsverfahrens sollten ausschließlich Gasadsorptionsröhrchen mit Kontrollschicht verwendet werden.

Bei der Beprobung größerer Bodenluftvolumina ist darauf zu achten, dass keine Überladung des Adsorbens (Sammelschicht) durch die relevanten Schadstoffe stattfindet. Dies kann anhand der Untersuchung der Kontrollschicht des Adsorbens überprüft werden, wobei eine Überprüfung zumindest bei den höchstbelasteten Proben empfehlenswert ist. Sind mehr als 10 % der Gesamtschadstoffmasse in der Kontrollschicht nachweisbar, so liegt ein Durchbruch vor und eine Quantifizierung der Schadstoffe ist nur eingeschränkt möglich bzw. nicht möglich.

Sofern die Größenordnung der Schadstoffkonzentration an der jeweiligen Probenahmestelle aus semiquantitativen Analysen oder aus Voruntersuchungen nicht bekannt ist bzw. wenn bereichsweise erhebliche Konzentrationsunterschiede nicht auszuschließen sind (z. B. Schadstoff in Phase), empfiehlt es sich, beim Anreicherungsverfahren unterschiedliche Bodenluftvolumina zu entnehmen, um bei Überladung des Adsorbens (eventuell auch bei Konzentrationen oberhalb des analytischen Arbeitsbereiches, wenn keine Verdünnung möglich ist) geringer beaufschlagte Probenröhrchen zur Verfügung zu haben.

Es empfiehlt sich prinzipiell, an jeder Probenahmestelle mehrere (gleiche) Probengefäße abzufüllen (Mehrfachanalysen, Glasbruch). Dies sollte in Form einer Parallelbeprobung (vgl. Kapitel 9.3.1 in ÖNORM S 2090) erfolgen. Bei Wiederholbeprobung (vgl. Kapitel 9.3.2 in ÖNORM S 2090) können erfahrungsgemäß selbst bei unmittelbar aufeinander folgender Probenabfüllung erhebliche Konzentrationsunterschiede bzw. abweichende Analysenergebnisse (> 1 Zehnerpotenz) auftreten.

²⁵ MKW mit sehr niedrigen Siedepunkten (z. B. n-Butan) werden auf Aktivkohle nur teilweise bzw. unzureichend adsorbiert (VDI 3865 Blatt 2)

Die Lagerungstemperatur der Proben sollte im Bereich der Entnahmetemperatur der Bodenluft (im Allgemeinen 10–15 °C) gewählt werden.

Probenlagerung

Die Laboranalyse auf MKW erfolgt generell gaschromatographisch (GC) unter Einsatz geeigneter Detektoren, üblicherweise entweder Flammenionisationsdetektor (FID) oder Massenspektrometer (MS). Die Analytik wird in Grundzügen in der ÖNORM S 2090 beschrieben. Ein eigenes Norm-Verfahren für Bodenluftproben ist derzeit nicht bekannt. Beschreibungen von gaschromatographischen Analysenmethoden einschließlich qualitätssichernder Maßnahmen finden sich in der VDI-Richtlinie Nr. 3865 (Blatt 3 und Blatt 4). Darüber hinaus liegen normierte Verfahren für Raumluft vor (siehe Kapitel 6.4), die als Grundlage für Analysenverfahren verwendet werden können. Die Analysenergebnisse sollten in der Einheit mg/m³ angegeben werden.

Laboranalytik

Für semiquantitative Analysen im Feld können direktanzeigende Prüfröhrchen eingesetzt werden. Aufgrund der möglichen Querempfindlichkeiten und der möglichen Beeinflussung der Analysenergebnisse durch Umweltfaktoren (z. B. Temperatur und Feuchtigkeit der Bodenluft) sind die Analysenergebnisse jedoch mit Vorsicht zu interpretieren. Sofern im Vergleich mit Laboranalysen eine Übereinstimmung oder zumindest eine gute Korrelation der Analysenergebnisse festzustellen ist, kann der ergänzende Einsatz von Prüfröhrchen, z. B. für die Vorauswahl von Laborproben und zur Abgrenzung von Kontaminationen, zweckmäßig sein. Zumeist ist eine Umrechnung von ppm in mg/m³ erforderlich.

Vorort-Analytik mit direktanzeigenden Prüfröhrchen

Eine weitere Möglichkeit zur Direktmessung im Feld besteht im Einsatz von Photoionisationsdetektoren (PID), Flammenionisationsdetektoren (FID) oder Infrarot-Detektoren (IR-Detektor). Ohne exakte Kenntnis des Schadstoffspektrums und entsprechende Kalibration des Detektors ist eine quantitative Auswertung des Summensignals nicht möglich. Das Summensignal kann jedoch grundsätzlich zur Vorauswahl von Laborproben und zur Kontaminationsabgrenzung dienen.

Vorort-Analytik mit Detektoren

Ein vollständiger Ersatz der Laboranalytik durch Prüfröhrchen oder direkt anzeigende Messgeräte (Detektoren) im Feld ist nicht empfehlenswert.

6.2 Feststoff

6.2.1 Leichtflüchtige MKW im Feststoff

Die Beurteilung von Untergrundverunreinigungen mit leichtflüchtigen MKW auf Basis der Untersuchung von Feststoffproben ist mit großen Unsicherheiten behaftet, die vor allem auf die Möglichkeit von hohen Verlusten der flüchtigen Schadstoffe während der Sammlung von Feststoffproben zurückzuführen sind. Insbesondere in überwiegend kiesigen Untergrundschichten sind aufgrund der Flüchtigkeit der Schadstoffe (erhebliche) Minderbefunde und aufgrund des geringen Adsorptionsvermögens auch kaum reproduzierbare Ergebnisse zu erwarten.

Unsicherheiten und Einschränkungen der Aussagekraft

Bei der Sammlung von Feststoffproben für eine Untersuchung auf leichtflüchtige MKW sind daher besondere Vorkehrungen zu treffen, um die Verluste durch Ausgasen während der Probenahme und bis zur Untersuchung im Labor zu minimieren. Grundsätzlich sollte die Entnahme von Feststoffproben gemäß der ÖNORM S 2091, und dort unter besonderer Berücksichtigung des Kapitels 7.4, durchgeführt werden. Die nachstehend dargestellten Präzisierungen, die sich unter an-

Probengewinnung, Vorkehrungen gegen Schadstoffverluste, Probenstabilisierung

derem aus den Empfehlungen der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (LUBW 2002) und Analysennormen (z. B. ÖNORM EN ISO 16558-1) ergeben, dienen der Vereinheitlichung der Vorgangsweise und sollten ebenfalls berücksichtigt werden.

Feststoffprobenahmen zur Bestimmung von leichtflüchtigen MKW sind grundsätzlich nur bei fein- und gemischtkörnigen Bodenschichten²⁶ in der wasserungesättigten Zone zielführend. Untergeordnet vorliegende Grobbestandteile wie Kies, Wurzeln und andere Fremdkörper sollen von der Probenahme nicht erfasst werden, jedoch sollte ihr Anteil abgeschätzt (oder eventuell per Siebanalyse bestimmt) und dokumentiert werden. Unter speziellen Fragestellungen können im Einzelfall auch grobkörnige Feststoffproben und/oder Proben aus dem wasserungesättigten Bereich (z. B. Stauer) gewonnen werden.

Um Analyt-Verluste im Zeitraum zwischen Probenahme und Probenaufarbeitung/Analytik zu vermeiden, sollten dicht verschließbare Probengefäße aus Glas verwendet werden (empfohlen werden 50 ml oder 100 ml Schraubglas-Weithalsflaschen mit PTFE-beschichtetem Schraubverschluss oder mit eingelegter PTFE-kaschierter Kunststoffdichtung). Zur Vorbereitung der Probenahme wird zweckmäßigerweise bereits im Labor das Lösungsmittel (meist Methanol, blindwertfrei), das zur Konservierung und Extraktion verwendet wird, in den Probengefäßen vorgelegt. Bei Verwendung der oben angeführten Probengefäße werden üblicherweise 25 ml Methanol vorgelegt (das Lösungsmittelvolumen muss jedenfalls ausreichend zur vollständigen Übersichtung der Feststoffprobe sein). Diesem Lösungsmittel sollten zumindest zwei interne Standards (z. B. Toluol-d₈, Ethylbenzol-d₁₀), die den Siedebereich der Analyten abdecken, in entsprechender Konzentration beigegeben werden. Das Gewicht des Probengefäßes und des Lösungsmittels müssen für die Auswertung der Analysenergebnisse bestimmt werden. Die Probengefäße müssen bis zum Einsatz gekühlt aufbewahrt werden, um Lösungsmittelverluste zu vermeiden.

Das aus den Untergrundaufschlüssen entnommene Material muss unmittelbar nach der Ablage (z. B. in Kernkisten) beprobt werden. Bei längeren Wartezeiten kann es sonst durch Sonneneinstrahlung bzw. hohe Lufttemperaturen zu erheblichen Verlusten der leichtflüchtigen Analyten kommen.

Vor der Beprobung von Bohrkernen muss die äußere Schicht im Bereich der Entnahmestelle entfernt werden, da diese Bohrkernschicht nicht repräsentativ für den Untergrund sein könnte (Minderbefunde durch Verluste aufgrund einer möglicherweise stattfindenden Erwärmung der Bohrkern während des Bohrvorganges, Mehrbefunde aufgrund möglicher Verschleppung entlang des Kernrohres). Bei der Probenahme aus begehbaren Schürfen muss aus diesem Grund die Grubenwand im Entnahmebereich abgestochen werden. Bei ausgehobenem Material aus Schürfen oder Greiferbohrungen sollte die Probenahme aus dem Inneren ungestörter Zonen des bindigen Materials erfolgen.

Zur Gewinnung der Feststoffprobe (10–25 g) und sofortigen, sauberen Überführung in das Probengefäß ist der Einsatz von Stechzylindern (z. B. Edelstahl, Außendurchmesser passend zur Öffnung des Probengefäßes) mit Ausstoßstempel empfehlenswert. Zur Gewährleistung eines dichten Verschlusses des Probengefäßes sind Verunreinigungen der Kontaktflächen von Behälter und Verschluss (Flaschenrand, Gewinde) unbedingt zu vermeiden bzw. durch entsprechende

²⁶ Bodenarten gemäß ÖNORM B 4400-1

Reinigungsmaßnahmen zu entfernen. Die Proben müssen gekühlt (unter 10 °C) und lichtgeschützt gelagert und transportiert werden. Zur Bestimmung der Trockensubstanz (Angabe der Analysenergebnisse von leichtflüchtigen MKW in mg/kg TS) und ggf. weiterer Parameter ist die Entnahme einer zusätzlichen Feststoffprobe aus dem Probenahmebereich erforderlich.

Die Herstellung von Mischproben ist grundsätzlich nicht zweckmäßig. Für die Bestimmung des durchschnittlichen Gehaltes wird die Analyse mehrerer Stichproben empfohlen. Die Geräte zur Probensammlung müssen nach jeder Probe sorgfältig gereinigt werden.

Mischproben sind nicht zweckmäßig

Die Proben sollten grundsätzlich unverzüglich aufgearbeitet werden, bei fachgerechter Aufbewahrung (4 °C, dunkel) ist eine Lagerung bis zu maximal 7 Tagen zulässig.

Probenaufarbeitung

Für die Analyse der Proben hinsichtlich leichtflüchtiger MKW (u. a. BTEX-Aromaten als Leitparameter für Benzin-Verunreinigungen) steht die ÖNORM EN ISO 22155²⁷ zur Verfügung, in der die Analytik mittels statischer Dampfphaseanalyse und verschiedenen Detektoren (FID, MS) vorgesehen ist. Damit können je nach Einzelsubstanz mittels FID Bestimmungsgrenzen im Bereich von 0,2–0,5 mg/kg erreicht werden. Mittels GC-MS werden niedrigere Bestimmungsgrenzen erreicht. Die Analyse ist auch nach anderen gaschromatographischen Verfahren möglich (z. B. ÖNORM EN ISO 15009).

Laboranalytik, GC-Verfahren

Neben den in der ÖNORM EN ISO 22155 genannten qualitätssichernden Maßnahmen wird die Untersuchung einer über den Tag der Probenahme mitgeführten Blindprobe des Lösungsmittels empfohlen.

Zur Bestimmung des Gesamtgehaltes von leichtflüchtigen MKW und auch zur getrennten Bestimmung der aromatischen und aliphatischen MKW sowie von Fraktionen dieser MKW kann die ÖNORM EN ISO 16558-1 herangezogen werden, die auf der ÖNORM EN ISO 22155 aufbaut. Mit der Methode werden alle Kohlenwasserstoffe im Siedebereich von 36 °C bis 175 °C (n-Alkane zwischen C₅H₁₂ und C₁₀H₂₂, Isoalkane, Cycloalkane, BTEX, Di- und Trialkylbenzol-Verbindungen) als leichtflüchtige Gesamt-Mineralölkohlenwasserstoffe C₅–C₁₀ bestimmt. Die Bestimmungsgrenze ist mit jeweils 5 mg/kg TS für die aliphatische und die aromatische Fraktion angegeben. Diese Analysen können z. B. auch für Expositionsabschätzungen und Risikoanalysen (UMWELTBUNDESAMT 2011b) erforderlich sein.

Im Einzelfall kann auch die ÖNORM EN ISO 15009 für Gesamtgehaltbestimmungen (Chlorbenzol, Naphthalin) relevant sein.

Die Bestimmung des Gesamtgehaltes an Kohlenwasserstoffen mit Infrarot-Spektroskopie gemäß ÖNORM S 2120 (als ΣKW-IR) wird als grundsätzlich nicht empfehlenswert angesehen. Die Norm wurde bereits im Jahr 2006 zurückgezogen²⁸ und weist, abgesehen vom Einsatz des ozonschädlichen FCKW R 113 als Extraktionsmittel, einige methodische Schwächen auf: z. B. schlechte Matrixdurchdringung von FCKW R 113 in bindigen Proben, erhebliche Minderbefunde bei den Aromaten, keine Unterscheidung von leichtflüchtigen und schwerflüchtigen

IR-Verfahren

²⁷ Die früher verwendete ÖNORM S 2124 (Bestimmung von BTEX/LHKW in Feststoffproben nach Lösungsmittelextraktion) wurde per 15.05.2014 zurückgezogen.

²⁸ Im abfallwirtschaftlichen Bereich (Deponieverordnung, Bundes-Abfallwirtschaftsplan) findet die MKW-Bestimmung nach dieser Norm keine Berücksichtigung mehr.

MKW bzw. von mineralölbürtigen und biogenen MKW (vgl. SBB 2006). Aufgrund der vergleichsweise einfachen und schnellen Analysendurchführung kann die Anwendung der Methode jedoch im Einzelfall begleitend bei der Umsetzung von Maßnahmen (z. B. bei Sofortmaßnahmen, zur Überwachung und Steuerung von Aushubmaßnahmen im laufenden Baustellenbetrieb) zweckmäßig sein.²⁹ Als mögliche Alternative steht die Analyse in Anlehnung an ASTM D7678 (Mid-IR Laser Spectroscopy) zur Verfügung, welche sowohl im Feld als auch im Labor einsetzbar ist und anstelle von FCKW R 113 cyclische Aliphaten (z. B. Cyclohexan) verwendet. In Österreich sind bisher nur vereinzelte Anwendungen im Zusammenhang mit kontaminiertem Untergrund bekannt. Die Bestimmungsgrenze liegt in der Größenordnung von 20 mg/kg TS. Zu beachten ist, dass Substanzen ohne CH₃-Gruppen (z. B. Benzol, Naphthalin) nicht gemessen werden können, und dass durch die normgemäße Probenaufbereitung Minderbefunde bedingt sein können.

6.2.2 Mittel- und schwerflüchtige MKW im Feststoff

Probengewinnung, Probenlagerung, Probentransport

Die Entnahme von Feststoffproben sollte grundsätzlich gemäß der ÖNORM S 2091 durchgeführt werden. Zur Vermeidung von Minderbefunden (z. B. mikrobieller Abbau, Verflüchtigung von Verbindungen, Photo-Oxidation) sollten der Transport und die Lagerung der Proben jedenfalls unter Lichtausschluss und gekühlt erfolgen und die Analysen bzw. die Extrakt-Herstellung jedenfalls binnen einer Woche durchgeführt werden.

Laboranalytik, GC-Verfahren

Die Analyse der Gesamtgehalte an mittel- und schwerflüchtigen MKW erfolgt in der Regel durch Bestimmung des KW-Index gemäß ÖNORM EN ISO 16703 bzw. ÖNORM EN 14039 mittels Kapillar-Gaschromatographie und FID. Diese Verfahren stellen Konventionsmethoden dar, d. h. die Methodendurchführung selbst (insbesondere die Art des Extraktionsmittels, die Methode zur Extraktreinigung und die Auswertungsregeln) legt fest, welche Stoffe analytisch erfasst werden und welche nicht. Nach der Normmethode erfasst werden langkettige und verzweigte aliphatische, alicyclische, niedrig siedende polycyclische sowie alkylsubstituierte aromatische Kohlenwasserstoffe mit einem Siedebereich zwischen 175 °C und 525 °C (n-Decan C₁₀H₂₂ bis Tetracontan C₄₀H₈₂), die nicht im Reinigungsschritt entfernt wurden. Erfasst und qualitativ beurteilbar (jedoch im KW-Index nicht quantifiziert) werden auch Substanzen, die unterhalb von 175 °C siedenden (leichtflüchtige MKW wie z. B. BTEX und kurzkettige Aliphaten bzw. Benzin-Kohlenwasserstoffe) sowie Substanzen, deren Siedepunkt oberhalb von 525 °C liegt (z. B. hochsiedende Schmierölanteile). Dies muss beispielsweise bei Verunreinigungen durch hochsiedende Schmieröle oder Rohöl (enthält hohe Anteile an Rückstandsölen) berücksichtigt werden. Nicht erfasst werden beispielsweise polare Verbindungen und 4- bis 6-Ring-PAK, weil sie im Reinigungsschritt des Normverfahrens entfernt werden.

Die Angabe des Messergebnisses (als KW-Index) erfolgt in mg/kg TS. Die in der Norm festgelegten Auswertungsregeln müssen strikt eingehalten werden. Über die Angabe des KW-Index hinaus können den Gaschromatogrammen zusätzliche Informationen entnommen werden (siehe Kapitel 7).

²⁹ Zur Beurteilung des Sanierungserfolges und zur Entsorgung/Wiederverwertung von Aushubmaterial müssen ggf. zusätzliche, behördlich oder gesetzlich vorgeschriebene Parameter (z. B. BTEX) analysiert werden.

Zur getrennten Bestimmung der aromatischen und aliphatischen MKW sowie von Fraktionen dieser MKW existiert ein technisches Regelwerk (ONR CEN ISO/TS 16558-2), das auf der ÖNORM EN ISO 16703 aufbaut. Diese Analysen können z. B. für Expositionsabschätzungen und Risikoanalysen (vgl. UMWELTBUNDESAMT 2011b) erforderlich sein.

Im Einzelfall können folgende weitere Analysennormen für Gesamtgehaltbestimmungen relevant sein: ÖNORM EN 16167 (PCB), ONR CEN/TS 16190 (PCDD/F).

Die Bestimmung des Gesamtgehaltes an Kohlenwasserstoffen mit Infrarot-Spektroskopie gemäß ÖNORM S 2120 (als Σ KW-IR) wird als grundsätzlich nicht empfehlenswert angesehen. Die Norm wurde bereits im Jahr 2006 zurückgezogen²⁸ und weist, abgesehen vom Einsatz des ozonschädlichen FCKW R 113 als Extraktionsmittel, einige methodische Schwächen auf (siehe Kapitel 6.2.1, z. B. auch Minderbefunde bei MKW > C₂₈, vgl. SBB 2006). Aufgrund der vergleichsweise einfachen und schnellen Analysendurchführung kann die Anwendung der Methode jedoch im Einzelfall begleitend bei der Umsetzung von Maßnahmen (z. B. bei Sofortmaßnahmen, zur Überwachung und Steuerung von Aushubmaßnahmen im laufenden Baustellenbetrieb) zweckmäßig sein.³⁰ Als mögliche Alternative steht die Analyse nach ASTM D7678 (Mid-IR Laser Spectroscopy) zur Verfügung (siehe Kapitel 6.2.1).

IR-Verfahren

Zur qualitativen Bestimmung der in der Probe vorhandenen MKW können GC-MS-Screenings (d. h. Erfassung unbekannter Substanzen in einem breiten analytischen Fenster, non-target analysis) durchgeführt werden. Entsprechend dem vermuteten MKW-Spektrum kann die Extraktion mit unterschiedlichen Lösungsmitteln zweckmäßig sein. GC-MS-Screenings sind nicht zu verwechseln mit GC-Fingerprints, welche für forensische Fragestellungen herangezogen werden (siehe hierzu Kapitel 6.5).

GC-MS-Screening

Zur Abschätzung der aktuellen MKW-Konzentration im Sickerwasser und der langfristig mobilisierbaren Schadstoffmasse können Perkulationsverfahren (Säulenversuche) durchgeführt werden. In der Arbeitshilfe „Abschätzung von Sickerwasserbelastungen“ (UMWELTBUNDESAMT 2011a) werden entsprechende Säulenversuche beschrieben, wobei zweckmäßige Änderungen und Ergänzungen gegenüber dem zugrundeliegenden Normverfahren (DIN 19528) vorgeschlagen werden, z. B. eine Vorgangsweise bei Auftreten von Schadstoffphase im Perkolat. Die Analyse der Perkolate erfolgt in Anlehnung an die ÖNORM EN ISO 9377-2.

Abschätzung der Sickerwasserbelastung durch Säulenversuch

Im Gegensatz zum Perkulationsverfahren sind Untersuchungen an Eluaten (ÖNORM EN 12457-4, DIN 19529)³¹ als ungeeignet zur Abschätzung der Sickerwasserbelastung durch MKW anzusehen (vgl. Begleitmaterialien zu UMWELTBUNDESAMT 2011a).

³⁰ Zur Beurteilung des Sanierungserfolges und zur Entsorgung/Wiederverwertung von Aushubmaterial müssen ggf. zusätzliche, behördlich oder gesetzlich vorgeschriebene Parameter (z. B. KW-Index) analysiert werden.

³¹ Die ÖNORM S 2115 (Bestimmung der Eluierbarkeit von Abfällen mit Wasser) wurde per 01.01.2013 zurückgezogen.

6.3 Grundwasser

6.3.1 Leichtflüchtige MKW im Grundwasser

**Probengewinnung,
Probenstabilisierung,
Probenlagerung**

Grundsätzlich sollte die Entnahme von Grundwasserproben gemäß der ÖNORM S 2092, und dort unter besonderer Berücksichtigung des Kapitels 6.4.3, durchgeführt werden. Die nachstehend angeführten Ergänzungen und Präzisierungen, die sich aus der Literatur (z. B. BUWAL 2003a) ergeben, sollten ebenfalls berücksichtigt werden.

- Veränderungen der MKW-Konzentrationen können bei der Gewinnung und Lagerung von Grundwasserproben im Wesentlichen aufgrund von Temperatur- und Druckunterschieden, Kontakt mit Luft, Adsorptions- und Desorptionseffekten sowie mikrobiellem Abbau auftreten. Die Planung und Durchführung der Untersuchung von leichtflüchtigen MKW in (Grund-)Wasserproben muss daher besonders sorgfältig erfolgen.
- Druckunterschiede, d. h. Unterdrücke, die zum Ausgasen der MKW führen, können in erster Linie durch geeignete Pumpen vermieden werden. Die überwiegend eingesetzten elektrischen Unterwasserdruckpumpen (Kreisel- oder Schneckenpumpen) sowie Trägheitspumpen sind als besonders geeignet anzusehen. Dagegen sind Lufthebe-, Saug- und Peristaltikpumpen wegen des entstehenden Unterdrucks bei der Wasserförderung für Untersuchungen auf leichtflüchtige MKW ungeeignet.
- Temperaturunterschiede, im Sinne eines Anstiegs der Proben temperatur über die Wassertemperatur im Grundwasserleiter, können zu MKW-Verlusten durch Ausgasung (vor allem bei Glasflaschen mit Schließstopfen) und erhöhtem mikrobiellem Metabolismus führen. In erster Linie betrifft dies den Zeitraum der Probenlagerung (im Feld und im Labor) und des Proben transports, in dem MKW-Verluste durch geeignete Maßnahmen (Kühlung, kurze Lagerzeiten) vermieden werden müssen. Bei hohen Außenlufttemperaturen und direkter Sonneneinstrahlung kann es bei geringen Förderströmen (z. B. gering ergiebiger Aquifer, Probenahme aus Direct Push-Sondierungen) auch während der Probenabfüllung zu deutlichen Temperaturanstiegen kommen, die entsprechende Maßnahmen (Beschattung, Abfüllung möglichst direkt an der Messstelle) erforderlich machen.
- Durch den Kontakt des Wassers mit der Umgebungsluft kann es zu Ausgasungen der MKW und zu Änderungen der Redox-Bedingungen in der Probe kommen, die einen mikrobiellen Abbau der MKW begünstigen. Daher sollten die Probengebinde unter laminaren Strömungsbedingungen vollständig und luftblasenfrei gefüllt werden (auch bei der Abfüllung in Headspace-Gefäße sollte im laminaren Strom abgefüllt werden und nicht mittels Spritze oder Pipette). Eine mögliche Vorgangsweise ist im Kapitel 6.4.3. der ÖNORM S 2092 beschrieben.
- MKW neigen, wie andere organische Verbindungen auch, zur Adsorption an Kunststoffe, woraus Minderbefunde bei der Analyse resultieren können. Durch Desorption der MKW können in weiterer Folge Verschleppungen der Schadstoffe zur nächsten Messstelle erfolgen und dort zu Überbefunden bei der Analyse führen. Grundsätzlich wäre daher die Verwendung von Stahlleitungen zu bevorzugen. Bei temporären Grundwasserentnahmen kommen aus praktischen Gründen jedoch zumeist Kunststoffschläuche zum Einsatz. Die geringsten Sorptionseffekte sind dabei vom Material PTFE und PP zu erwarten.

HDPE, LDPE, Hart- und Weich-PVC, Silikon und Kautschuk werden als ungeeignet angesehen. Generell sollten Kunststoffe nur im unbedingt erforderlichen Ausmaß eingesetzt und die Schlauchlängen möglichst auf ein Minimum reduziert werden.

- Für Wiederholungsanalysen sollten mindestens zwei Probenbehälter abgefüllt werden. Die Anforderungen an die Probenbehälter und die Probenkonservierung sind in der ÖNORM EN ISO 5667-3 festgelegt.
- Bei der Abfüllung der Proben muss darauf geachtet werden, dass keine Kontaminationen durch Abgase (z. B. Stromaggregat, Kfz) auftreten. Beim Transport müssen die Proben räumlich getrennt von MKW-verunreinigter Ausrüstung (z. B. Schläuche, Putzlappen), Treibstoffkanistern und Ähnlichem aufbewahrt werden.

Die Grundwasserproben sollten so schnell wie möglich analysiert werden (auch bei Stabilisierung durch Ansäuern ist die Haltbarkeit mit 1 bis 7 Tagen beschränkt) und bis dahin bei ca. 4 °C im Dunkeln gelagert werden.

Für die Analyse der Proben hinsichtlich leichtflüchtiger MKW (u. a. BTEX-Aromaten als Leitparameter für Benzin-Verunreinigungen) kann die ÖNORM EN ISO 15680 herangezogen werden³², in der die gaschromatographische Bestimmung mittels „Purge & Trap“ und thermischer Desorption beschrieben wird.

Die Auswertung kann anhand der Einzelpeaks im GC-Chromatogramm mit FID oder MS erfolgen. Dies wird in der Regel für die Parameter BTEX, MTBE und ähnliche Substanzen durchgeführt.

Ein Verfahren mit Headspace-Festphasenmikroextraktion und GC-MS wird in der ÖNORM EN ISO 17943 beschrieben.

Zur Quantifizierung der aliphatischen Kohlenwasserstoffe C₅–C₁₀ kann die Summe aller Signale im GC-FID (Retentionszeit von n-Pentan bis n-Decan) über den Responsefaktor von n-Hexan ausgewertet werden. Diese Auswertung schließt allfällig vorhandene aromatische Kohlenwasserstoffe (z. B. BTEX) mit ein (somit ΣKW C₅–C₁₀). Der Aromatengehalt muss von dieser Summe ggf. abgezogen werden. Bei der Detektion mittels Massenspektrometer wird das Integral aller Signale der Massen 55–57 im GC-MS (Retentionszeit von n-Pentan bis n-Dekan) über den durchschnittlichen Responsefaktor definierter Alkane (entspricht in der Regel dem Responsefaktor von n-Octan) ausgewertet (siehe auch BAFU 2013).

Für Einzelsubstanzen werden Bestimmungsgrenzen von 0,1 µg/l erreicht, für die Summe C₅–C₁₀ eine Bestimmungsgrenzen von 100 µg/l (BAFU 2013).

Die Angabe der Analysenergebnisse sollte für jede Einzelsubstanz sowie über geeignete Summenbildung gemäß den relevanten Beurteilungsgrundlagen (Normen, Verordnungen) in µg/l erfolgen.

Die Bestimmung des Gesamtgehaltes an Kohlenwasserstoffen kann auch mit Infrarot-Spektroskopie gemäß ÖNORM M 6608 (als ΣKW-IR) erfolgen. Hierzu ist anzumerken, dass zur Extraktion FCKW R 113 zum Einsatz kommt.³³ Bei der Bestimmung nach ÖNORM M 6608 werden die Gehalte an aromatischen MKW

Laboranalytik, GC-Verfahren

IR-Verfahren

³² In der Praxis werden auch andere Normverfahren mit den erforderlichen Adaptierungen herangezogen, z. B. ISO 11423-1, DIN 38407-9 (wurde im April 2016 zurückgezogen).

³³ R 113 (Trichlortrifluorethan) ist im Anhang I der Verordnung (EG) Nr. 1005/2009 i.d.g.F. als geregelter Stoff gelistet. Der Einsatz zu „wesentlichen Labor- und Analysenzwecken“ ist derzeit zulässig.

unter Umständen erheblich unterschätzt, sodass diese in einem separaten Analysenverfahren bestimmt werden müssen. Eine Unterscheidung von leichtflüchtigen und schwerflüchtigen MKW bzw. von mineralölbürtigen und biogenen (in Böden und Komposten natürlich vorkommenden) MKW ist nicht möglich. Neben den oben angeführten GC-Methoden steht als mögliche Alternative die Analyse nach ASTM D7678 (Mid-IR Laser Spectroscopy) zur Verfügung (siehe Kapitel 6.2.1, insbesondere die angeführten Einschränkungen). Allerdings ist die in der Methodenvorschrift angegebene Bestimmungsgrenze in der Größenordnung von 500 µg/l vergleichsweise hoch.

6.3.2 Mittel- und schwerflüchtige MKW im Grundwasser

Probengewinnung, Probenstabilisierung, Probenlagerung

Die Entnahme von Grundwasserproben sollte grundsätzlich gemäß der ÖNORM S 2092 in Verbindung mit der ÖNORM EN ISO 5667-3 durchgeführt werden.

Zur Vermeidung von Minderbefunden (z. B. mikrobieller Abbau, Verflüchtigung von Verbindungen, Photo-Oxidation) sollten die Proben durch Ansäuern stabilisiert werden (ausgenommen bei hohem Huminstoffgehalt) und jedenfalls unter Lichtausschluss und gekühlt transportiert und gelagert werden. Die Analyse bzw. die Extrakt-Herstellung muss jedenfalls binnen vier Tagen durchgeführt werden.

Die Neigung der MKW zur Adsorption an Kunststoffe (siehe Kapitel 6.3.1) muss berücksichtigt werden.

Kontaminationen der Proben bei der Abfüllung und beim Transport durch MKW aus der Umgebung müssen ausgeschlossen sein (siehe Kapitel 6.3.1).

Laboranalytik, GC-Verfahren

Die Analyse der mittel- und schwerflüchtigen MKW erfolgt in der Regel mittels Kapillar-Gaschromatographie durch Bestimmung des KW-Index gemäß ÖNORM EN-ISO 9377-2 (Konventionsmethode, siehe Kapitel 6.2.2).

Die Extraktion erfolgt dabei direkt im Probengebinde durch Zugabe einer definierten Menge Extraktionsmittel zur Probe. Daher sollen die Probengebinde im Zuge der Probenahme nicht vollständig befüllt werden sondern nur zu etwa 90 %, wobei die Füllmenge quantifiziert werden muss. Eine Entnahme und Extraktion eines Aliquots der Probe entspricht nicht den Normvorgaben und kann zu erheblichen Fehlbefunden führen (z. B. Adsorption an der Gefäßwandung und an Schwebstoffen).

Die Angabe des Messergebnisses (als KW-Index) erfolgt in µg/l. Die in der Norm festgelegten Auswertungsregeln müssen strikt eingehalten werden. Die Bestimmungsgrenze für den KW-Index beträgt laut Norm 100 µg/l, allerdings werden von Routinelabors erfahrungsgemäß Bestimmungsgrenzen im Bereich von 50 µg/l und darunter erreicht.

Analog zur Bestimmung von Feststoff-Gesamtgehalten können auch bei Wasserproben über die Angabe des KW-Index hinaus durch Auswertung der Gaschromatogramme zusätzliche Informationen zu den vorhandenen MKW gewonnen werden (siehe Kapitel 7).

IR-Verfahren

Die Ausführungen hinsichtlich der MKW-Bestimmung nach ÖNORM M 6608 und ASTM D7678 in Kapitel 6.3.1 gelten analog.

GC-MS-Screening

Zur qualitativen Bestimmung der in der Probe vorhandenen MKW können GC-MS-Screenings (d. h. Erfassung unbekannter Substanzen in einem breiten analytischen Fenster, non-target analysis) durchgeführt werden.

6.4 Raumlufte

Die aktive Probenahme durch Anreicherung auf Aktivkohle mit anschließender Lösungsmittelextraktion wird in der ÖNORM M 5700-2 beschrieben. Auf die Probenahme wird des Weiteren in der Richtlinie VDI 2100 Blatt 2 eingegangen (Untersuchung in Verbindung mit u. a. FID). Die Probenahme flüchtiger organischer Verbindungen durch Sorptionsröhrchen in Verbindung mit thermischer Desorption und Kapillar-Gaschromatographie wird in der ÖNORM EN ISO 16017-1 und in der ÖNORM M 5700-3 sowie der Richtlinie VDI 2100 Blatt 3 beschrieben. Grundlagen zur gaschromatographischen Messung von Innenraumlufte-Verunreinigungen finden sich in der ÖNORM M 5700-1.

aktive Probenahme

Die aktive Probenahme auf geeigneten Adsorbentien sollte über einen Zeitraum von mehreren (bis zu acht) Stunden durchgeführt werden.

Passivsammler werden entsprechend den Empfehlungen der Hersteller ausgewählt und angewendet. Die Probenahme wird in der ÖNORM EN ISO 16017-2 beschrieben.

Passivsammler

Die Gesamtkonzentration der MKW in der Raumlufte sollte für Einzelsubstanzen und für Parametersummen (häufig: Σ VOC) in Milligramm pro Kubikmeter (mg/m^3) angegeben werden. Für eine Plausibilitätsprüfung der erhaltenen Ergebnisse können Literaturdaten zu üblichen Belastungen von Innenräumen herangezogen werden (z. B. UMWELTBUNDESAMT 2011b).

Die Messung hinsichtlich explosionsfähiger Dampf-Luft-Gemische aus Arbeitsschutz- bzw. Personenschutzgründen erfolgt mit mobilen bzw. tragbaren Geräten und den entsprechenden Sensoren (z. B. IR-Sensor).

mobile Messgeräte

6.5 Forensische Verfahren

Durch die Anwendung forensischer Verfahren³⁴ ist eine Einschätzung des Zeitpunkts des Schadenseintritts (Altersbestimmung), der räumlichen Herkunft der Schadstoffe und der Ausgangssubstanzen (Verursacheridentifikation) möglich. Die für MKW-Verunreinigungen wichtigsten forensischen Verfahren sind das GC-Fingerprinting und die komponentenspezifische Stabil-Isotopenanalyse. Zu beiden Verfahren liefert der „Quicksan Erkundungs- und Monitoringtechnologien“ (UMWELTBUNDESAMT 2016) Methodenbeschreibungen und Hinweise zu weiterführender Literatur. Literaturhinweise werden auch zu weiteren forensischen Methoden, z. B. Multi-Element-Verteilungsmuster, Bulk-Analysen, Spurenstoffe und Umwelt-Tracer, gegeben (z. B. ERTEL et al. 2009).

Grundlage des GC-Fingerprintings ist, dass Kohlenwasserstoff-Verunreinigungen durch z. B. Mineralölprodukte als Gemische zahlloser Einzelsubstanzen vorliegen, die gaschromatographisch aufgetrennt und mit entsprechenden Detektoren erfasst werden können. Die Art, Menge und Verteilung der Einzelsubstanzen,

GC-Fingerprinting

³⁴ Forensik im Allgemeinen umfasst jene Arbeitsgebiete, die sich mit der systematischen Identifizierung, Analyse bzw. Rekonstruktion von kriminellen Handlungen befassen. Eines dieser Arbeitsgebiete ist die Umweltforensik (z. B. Ursache und Herkunft von Verunreinigungen von Umweltkompartimenten).

die gleich einem Fingerabdruck (fingerprint) charakteristisch für ein bestimmtes Gemisch bzw. Mineralölprodukt sind, werden ausgewertet und hinsichtlich der jeweiligen Fragestellung interpretiert. Neben Aussagen zu forensischen Fragestellungen ist auch eine Einschätzung des natürlichen Schadstoffabbaus (Abbaugrad, Natural Attenuation) möglich.

**Komponenten-
spezifische Stabil-
Isotopenanalyse,
CSIA**

Bei der komponentenspezifischen Stabil-Isotopenanalyse (Compound-specific Stable Isotope Analysis – CSIA) werden die Verteilung von Isotopen ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$, $^2\text{H}/^1\text{H}$) in ausgewählten Einzelsubstanzen (Schadstoff, Abbauprodukte) analysiert und deren räumliche und zeitliche Veränderung bestimmt. Neben Aussagen zu forensischen Fragestellungen kann mittels CSIA insbesondere auch der qualitative Nachweis von mikrobiellem MKW-Abbau erbracht und eine Abbau-Quantifizierung unabhängig von gleichzeitig stattfindenden Verdünnungs- und Sorptionsprozessen vorgenommen werden. Die Vorgangsweise der Probenahme unterscheidet sich grundsätzlich kaum von derjenigen für Konzentrationsmessungen (ggf. sind Konservierungsschritte vorzunehmen). Die Analyse erfolgt nach „Purge & Trap“-Anreicherung mittels GC-IRMS (Gas Chromatography Isotope-ratio Mass Spectrometry) in spezialisierten Labors.

7 DOKUMENTATION UND AUSWERTUNG

Die Durchführung und die Ergebnisse von Untersuchungen an MKW-kontaminierten Standorten sollten in Berichtsform dargestellt und dokumentiert werden.

Der Bericht sollte die Durchführung und die Ergebnisse von Untersuchungen schlüssig darstellen und eine lückenlose Nachvollziehbarkeit und Prüfbarkeit des Ablaufes und der Ergebnisse der Untersuchungen gewährleisten. Insofern sollte der Bericht jedenfalls folgende allgemeinen Inhalte aufweisen:

- Beschreibung der durchgeführten Erkundungsmaßnahmen (Zielsetzung der Untersuchungen, zeitlicher Ablauf, Art der Ausführung, besondere Vorkommnisse etc.) und der jeweiligen Ergebnisse (z. B. geologische Verhältnisse, Grundwasserqualität, Bodenluftzusammensetzung);
- Zusammenschau und Erläuterung der Ergebnisse aller bisher durchgeführten Erkundungsmaßnahmen;
- Dokumentation aller ermittelten Daten und Erkenntnisse durch entsprechende Belege (z. B. Analysenprotokolle, GC-Chromatogramme, Probenahmeprotokolle, Bohrprotokolle, Bohrprofile, Ausbauprofile von Messstellen, Besprechungsvermerke, Fotos, Lagepläne von Betriebsanlagen und Probenahmestellen, eingeholte Gutachten, Berechnungsgrundlagen);
- Darstellung ermittelter Daten in übersichtlicher Form (z. B. geologische Schnitte, Grundwasserschichtenpläne, Darstellung von zeitlich oder räumlich veränderlichen Daten wie Grundwasserspiegellagen und Schadstoffkonzentrationen durch Tabellen, Grafiken und Pläne);
- Dokumentation und Beschreibung notwendiger Hintergrunddaten zur Unterstützung der Vergleichbarkeit und Reproduzierbarkeit von Messdaten (Probenvorbehandlung, Probenaufbereitung, analytische Methoden, Bestimmungs- und Nachweisgrenzen, Messunsicherheit etc.).

Bei sämtlichen Untergrundaufschlüssen (z. B. Sondierungen, Bohrungen) sollte der Untergrundaufbau in Form von Bohrprofilen gemäß ÖNORM EN ISO 14688-1 in Verbindung mit der ÖNORM B 4400-1 protokolliert und zeichnerisch dargestellt werden.³⁵

Anhand von Pumpversuchsergebnissen wird mittels geeigneter Berechnungsmethoden die hydraulische Durchlässigkeit (k_F -Wert) der wassergesättigten Zone abgeschätzt und sollte anhand des Untergrundaufbaus auf Plausibilität geprüft werden.

Für jede Stichtagmessung der Grundwasserspiegellage sollte ein Grundwasserschichtenplan erstellt werden, in dem zumindest die Grundwasserschichtenlinien, die Messstellen und die Messwerte (Absoluthöhen) dargestellt sind. Die Grundwasserschichtenpläne sollten hinsichtlich zeitlicher Veränderungen der Wasserspiegellage (Schwankungsbereich), der Grundwasserfließrichtung und des Grundwassergefälles ausgewertet werden.

Die Ergebnisse von Grundwasseruntersuchungen sollten für jede Grundwasser-Probenahmestelle (zeitliche Variabilität, vertikale Verteilung), für jeden Untersuchungstermin (räumliche, im Abstrombereich insbesondere laterale und longitu-

Berichtsinhalte

Bohrprofile

hydraulische Durchlässigkeit

Grundwasserschichtenplan

Untersuchungsergebnisse Grundwasser

³⁵ Die ÖNORMEN B 4401 Teil 3 und 4 wurden mit 01.01.2007 zurückgezogen. Im Bereich der Altlastenbearbeitung sind diese Normen aus pragmatischen Gründen noch in Gebrauch.

dinale Verteilung), für Gruppen von Grundwasser-Probenahmestellen (z. B. Anstrom, naher und weiterer Abstrom) und über alle Messwerte eines Parameters hinweg (statistische Kennzahlen, Plausibilitätsprüfung) ausgewertet werden. Es sollten dabei die relevanten MKW als Einzelparameter (z. B. Benzol, Toluol) und Summenparameter (z. B. KW-Index, Σ BTEX), die Parameter zur hydrochemischen Charakterisierung des Grundwassers (Redox-Potenzial, gelöster Sauerstoff, pH-Wert, Wassertemperatur, elektrische Leitfähigkeit), die sensorischen Parameter (Geruch, Färbung, Trübung, Bodensatz) sowie gegebenenfalls weitere charakteristische Begleit- und Indikatorparameter ausgewertet werden.

Anhand von Grundwasser-Probenahmestellen im Anstrom kann die lokale Grundwasserqualität (Chemismus, Vorbelastung) festgestellt werden. Eine signifikante Veränderung der Grundwasserqualität im Abstrom kann anhand der Auswertung der Differenzwerte gemäß ÖNORM S 2088-1 festgestellt werden.

Eine ausführlichere Darstellung der genannten Auswertungsmethoden findet sich im Zwischenbericht „Beurteilung von Schadstofffahnen bei kontaminierten Standorten“ (UMWELTBUNDESAMT 2009).

Untersuchungsergebnisse Bodenluft und Feststoffe

Analog zur Auswertung von Grundwasseruntersuchungen sollten die Ergebnisse von Bodenluft- und Feststoffuntersuchungen für jede Probenahmestelle (vertikale Schadstoffverteilung, zeitliche Variabilität der Schadstoffkonzentrationen an stationären Bodenluftmessstellen), für jeden Untersuchungstermin bzw. Untersuchungsschritt (räumliche Verteilung der Schadstoffe, insbesondere bei Untergrundaufschlüssen zur Abgrenzung von Eintragsstellen und Schadensherden), für Gruppen von Probenahmestellen (z. B. verschiedene Bereiche des kontaminierten Standortes, Bereiche mit unterschiedlicher Oberflächengestaltung, Bereiche mit unterschiedlicher Nutzung) und über alle Messwerte eines Parameters hinweg (statistische Kennzahlen, Plausibilitätsprüfung) ausgewertet werden.

Bei der Auswertung sollten die Ergebnisse dem lokalen Untergrundaufbau (Schichtung) und den bekannten oder vermuteten Eintragsstellen und Schadensherden gegenübergestellt werden.

Auswertung von Chromatogrammen

Die Chromatogramme, anhand derer der KW-Index in Feststoff- und Grundwasserproben bestimmt wird, enthalten wertvolle Zusatzinformationen über die Art und die Eigenschaften der vorhandenen MKW. So kann im Hinblick auf die Abschätzung der Sickerwasserbelastung eine Quantifizierung der „mobileren“ Fraktion C₁₀–C₂₂ erfolgen und eine qualitative Aussage über den vermuteten Typ bzw. den(die) Siedebereich(e) der Hauptfraktion(en) der vorliegenden Mineralölprodukte getroffen werden. Hinweise auf das Auftreten von niedrig siedenden (< C₁₀) und/oder von hoch siedenden (> C₄₀) Verbindungen, auf „Fremdpeakgruppen“ (z. B. PCB in Trafoöl, PAK aus Teeröl), auf mikrobiologischen Abbau der vorliegenden Mineralölprodukte, auf biogene Kohlenwasserstoffe und auf Kohlenwasserstoffe aus Kunststoffen, können ebenfalls erhalten werden. Beispiel-Chromatogramme und Anleitungen zur Auswertung finden sich in den jeweiligen Analysennormen und in der Fachliteratur (z. B. HLUG 2005, LAGA 2009). Einige ausgewählte Beispiel-Chromatogramme sind im Anhang 4 enthalten. Für die Nachvollziehbarkeit der Auswertungen müssen dem Bericht auch die Chromatogramme des n-Alkan-Standards und des Kalibrierstandards beigelegt sein.

Abschätzung der Sickerwassermenge

Für den kontaminierten Standort kann anhand der Oberflächengestaltung in Verbindung mit meteorologischen und klimatischen Standortdaten eine Abschätzung der Sickerwassermenge gemäß der Arbeitshilfe „Abschätzung von Sickerwasserbelastungen“ (UMWELTBUNDESAMT 2011a) durchgeführt werden.

Anhand der Ergebnisse von Bodenluft- und Feststoffuntersuchungen in Verbindung mit der abgeschätzten Sickerwassermenge kann unter bestimmten Voraussetzungen und mit gewissen Einschränkungen (siehe Kapitel 5.4.1 und 5.4.3) die Größenordnung einer möglichen Belastung des Sickerwassers gemäß der Arbeitshilfe „Abschätzung von Sickerwasserbelastungen“ (UMWELTBUNDESAMT 2011a) abgeschätzt werden. Gegebenenfalls kann anhand der Ergebnisse von Säulenversuchen eine Abschätzung der aktuellen MKW-Konzentration im Sickerwasser und der langfristig mobilisierbaren Schadstoffmasse erfolgen.

***Abschätzung der
Sickerwasser-
belastung***

Zur Plausibilitätsprüfung der Sickerwasserbelastung mit MKW ist die Rückrechnung der Schadstofffracht im Sickerwasser aus Grundwasserdaten eine geeignete Methode, da diese Rückrechnung sehr schnell und einfach ausgeführt werden kann (UMWELTBUNDESAMT 2011a).

Die Untersuchungsergebnisse werden gemäß Kapitel 8 beurteilt und sollten in einem Standortmodell gemäß Kapitel 4 abgebildet werden.

***Entwicklung des
Standortmodells***

8 BEURTEILUNG

Die Beurteilung von Untergrundverunreinigungen sollte sowohl auf der Ebene der Messergebnisse als auch auf der Ebene des Standortmodells erfolgen.

Richt- und Grenzwerte

Einen Überblick über derzeit gültige Richt- und Grenzwerte für MKW in Bodenluft, Feststoff, Grundwasser und Oberflächenwasser gibt Anhang 7. In § 6 und Anhang 1 der Grenzwertverordnung 2011 (GKV 2011; BGBl. II Nr. 253/2001 i.d.g.F.) finden sich Grenzwerte (MAK- und TRK-Werte) für MKW-Gemische und zahlreiche MKW-Einzelsubstanzen in Raumluft.³⁶ Bezüglich toxikologischer Vergleichswerte wird auf die Arbeitshilfe zur Expositionsabschätzung und Risikoanalyse an kontaminierten Standorten (UMWELTBUNDESAMT 2011b) verwiesen.

Die Auswahl von Richt- und Grenzwerten als Kriterien zur Beurteilung eines Schadensfalles ist im konkreten Einzelfall schlüssig und nachvollziehbar zu begründen.

8.1 Allgemeine Beurteilungskriterien

Beurteilung von Messergebnissen

Mögliche Kriterien zur Beurteilung und Auswertung von Messergebnissen (Bodenluft, Feststoff, Grundwasser etc.) sind insbesondere:

- Höhe der Messwerte, klassifiziert nach Größenordnung und/oder im Verhältnis zu Hintergrundwerten, Referenzwerten, Richt- und Grenzwerten, zur räumlichen Abgrenzung unbelasteter, belasteter und erheblich belasteter Bereiche (Eintragsstellen, Schadensherde, Länge und Breite einer Schadstofffahne, Fläche und Mächtigkeit einer MKW-Phase);
- Plausibilität der Messwerte, z. B. anhand chemisch-physikalischer Stoffeigenschaften, der räumlichen Verteilung der Messwerte im Verhältnis zu den lokalen Untergrundbedingungen (z. B. Korngrößenverteilung und Feuchtegrad des Untergrundes bei Bodenluftuntersuchungen) und der vermuteten Schadstoffverteilung (z. B. aus der historischen Erhebung) sowie anhand von Sensorik und chemischen Standortverhältnissen (z. B. Redox-Verhältnisse im Grundwasser);
- Vorliegen von „Schadstoffmustern“, z. B. (molares) Verhältnis von BTEX-Einzelsubstanzen zueinander, und deren Interpretation (z. B. Hinweis auf unterschiedliche Schadensherde, Schadstoffabbau);
- (jahres-)zeitliche Variabilität von Messwerten, Trends;
- Expositionsabschätzung im Einzel- bzw. Anlassfall (z. B. Belastung des Bodens, Belastung der Innenraumluft oder des Trinkwassers); siehe hierzu die Arbeitshilfe zur Expositionsabschätzung und Risikoanalyse an kontaminierten Standorten (UMWELTBUNDESAMT 2011b).

³⁶ Die MAK- und TRK-Werte sind für die Beurteilung der Raumluft am Arbeitsplatz abgeleitet. Sie bzw. die Grenzwertverordnung sind auf Arbeitsstätten, Baustellen und auswärtige Arbeitsstellen im Sinne des ASchG anzuwenden. MAK- und TRK-Werte sind daher für die Beurteilung der (Wohn-)Raumluft bei MKW-kontaminierten Standorten nur eingeschränkt geeignet, können jedoch orientierend herangezogen werden.

8.2 Richtwerte

Die im Folgenden vorgeschlagenen Richtwerte werden unter Beachtung der gültigen gesetzlichen Rahmenbedingungen und international anerkannter Richtwerte empfohlen. Diese Richtwerte für Bodenluft, Gesamtgehalte (Untergrund) und Grundwasser charakterisieren keine Gleichgewichtszustände einer möglichen Verteilung der Schadstoffe im Untergrund. Sie sind daher als Orientierung zu verstehen.

**empfohlene
Richtwerte**

Wesentlich bei der Festlegung von Zielwerten für den Untergrund ist die Berücksichtigung folgender Punkte:

**einzelfallspezifische
Festlegung von
Zielwerten**

- (1) Art und Alter der Mineralölverunreinigung,
- (2) Mobilisierbarkeit,
- (3) Rückhaltevermögen der ungesättigten Zone,
- (4) Verhältnisse am Standort und in der Umgebung

Tabelle 5: Richtwerte zur Beurteilung des Maßnahmenbedarfs bei Verunreinigungen des Untergrundes und des Grundwassers durch Mineralölkohlenwasserstoffe (Quelle: Umweltbundesamt).

	Parameter	Einheit	Prüfwert	Maßnahmen-Schwellenwert	Zielwert
Bodenluft	KW (C ₅ –C ₁₀)	mg/m ³	50	-	-
	BTEX	mg/m ³	5	-	-
	Benzol	mg/m ³	2	-	-
Gesamtgehalt	KW-Index	mg/kg TS	100	500 ¹	-
Grundwasser	KW-Index	µg/l	60	100	100 ²
	BTEX	µg/l	30	50	50
	Benzol	µg/l	0,6	1	0,9

¹ ... bei Verunreinigungen durch Mineralölprodukte geringer Mobilität (z. B. Schmieröl, Trafoöl, Hydrauliköl) können an Standorten mit großem Schadstoff-Rückhaltevermögen der ungesättigten Zone und außerhalb wasserwirtschaftlich bedeutender Gebiete Maßnahmenschwellenwerte von maximal 2.000 mg/kg TS angewendet werden, wenn nachgewiesen ist, dass keine Verunreinigung des Grundwassers besteht und auch nicht zu erwarten ist.

² ... gilt im unmittelbaren Grundwasserabstrom kontaminierter Standorte. Bei Mineralölphasen am Grundwasser kann unmittelbar im Schadensherd eine Verunreinigung bis maximal 200 µg/l tolerierbar sein.

8.3 Zusammenfassende Beurteilung

Beurteilung anhand des Standortmodells

Auf der Ebene des Standortmodells sollten die Untersuchungsergebnisse zusammengefasst dargestellt und abstrahiert, im Sinne des System- und Prozessverständnisses sowie im Hinblick auf potenziell gefährdete Nutzungen und Ökosysteme, beurteilt werden. Dabei sollten insbesondere folgende Aspekte beurteilt werden:

- Eigenschaften des Untergrundes (z. B. Korngrößenverteilung, Porosität, Schichtfolgen, Schichtverlauf, organischer Gehalt, Wassergehalt, hydraulische und pneumatische Durchlässigkeit, bevorzugte Wegigkeiten, Störungen des Untergrundgefüges);
- hydrogeologischer Standorttyp (siehe Anhang 8);
- Art und Eigenschaften der vorhandenen MKW bzw. Mineralölprodukte (insbesondere Mobilität, Persistenz, Human- und Ökotoxikologie);
- räumliche Verteilung der MKW im wasserungesättigten (Bodenluft, Feststoff) und wassergesättigten (Grundwasser) Untergrundbereich sowie im Grundwasserschwankungsbereich (MKW-Phase);
- Schadstoffmengen im Untergrund bzw. in dessen Kompartimenten Bodenluft, Feststoff, Sickerwasser, Grundwasser sowie als freie MKW-Phase;
- Ausmaß (Größe) und Intensität der Untergrundverunreinigung;
- (kausaler) Zusammenhang zwischen den Eintragsstellen/Schadensherden und den festgestellten Kontaminationen in der wasserungesättigten und wassergesättigten Zone;
- aktuelles und zukünftiges Ausbreitungsverhalten der Schadstoffe in der wasserungesättigten und wassergesättigten Zone;
- Schadstofffrachten im Sickerwasser und im Grundwasser (ggf. auch in Oberflächengewässern);
- Auswirkungen auf bestehende Nutzungen von Gewässern am Standort und in der Umgebung (z. B. Wasserversorgungen, wasserrechtlich besonders geschützte Gebiete) sowie auf geschützte Ökosysteme (nach Funktion und ökologischer Bedeutung); Bedeutung des Grundwasservorkommens im Hinblick auf das Ressourcenmanagement (Dargebot und Qualität des Grundwassers);
- (mögliche) direkte und indirekte Schadstoff-Aufnahmepfade zum Menschen (oral, dermal, inhalativ);
- Auswirkungen auf bestehende Nutzungen des Bodens am Standort und in der Umgebung (z. B. Wohnen, Lebensmittelproduktion) bzw. auf Bodenfunktionen (z. B. Lebensraumfunktion, Filter- und Pufferfunktion);
- Abschätzung der Unsicherheiten in den Untersuchungsergebnissen (z. B. historische Recherche, Erkundungs-, Probenahme- und Analysenmethoden).

Bei der Beurteilung der genannten Aspekte sollten die ÖNORMEN S 2088 Teil 1 bis 3 sowie die Arbeitshilfen „Abschätzung von Sickerwasserbelastungen“ (UMWELTBUNDESAMT 2011a), „Expositionsabschätzung und Risikoanalyse an kontaminierten Standorten“ (UMWELTBUNDESAMT 2011b) und der Zwischenbericht „Beurteilung von Schadstofffahnen bei kontaminierten Standorten“ (UMWELTBUNDESAMT 2009) berücksichtigt werden.

Ergibt die Beurteilung, dass die Gefahr einer Gewässerverunreinigung oder ein konkretes Risiko für die Gesundheit von Menschen besteht, so sind weitere Maßnahmen (Dekontamination, Sicherung, Beobachtung, Nutzungsbeschränkung) notwendig und die zuständigen Behörden sind zu informieren.

***Gefahr für Mensch
und Umwelt
erfordert
Maßnahmen***

Auf Grundlage des Standortmodells und mit Bezug auf die räumliche Verteilung der Mineralölverunreinigungen im Untergrund sind Maßnahmenziele und Zielwerte im Einzelfall zu konkretisieren. Dabei sind im Sinne des umfassenden Umweltschutzes und insbesondere des flächendeckenden Grundwasserschutzes Zielwerte (Sanierungsziel- und Kontrollwerte) generell an Vorsorge- und Prüfwerten (siehe Tabelle 5) auszurichten. Bei der Festlegung von Zielwerten im Einzelfall kann in Abhängigkeit von Kenntnisstand und vorliegenden Nachweisen eine fachlich begründete und nachvollziehbar beschriebene Abweichung zulässig und zweckmäßig sein. Dabei sind insbesondere die Art und das Alter der Mineralölverunreinigungen, die Intensität und das Ausmaß der Verunreinigungen, die Eigenschaften des Untergrundes sowie das aktuelle und zukünftige Ausbreitungsverhalten der Schadstoffe in der wassergesättigten und wasserungesättigten Zone maßgeblich.

***Festlegung von
Maßnahmenzielen
und Zielwerten
einzelfallspezifisch***

9 VARIANTENUNTERSUCHUNG

Der Ablauf von Sanierungsprojekten ist in der ÖNORM S 2089 ausführlich dargestellt. Im Folgenden werden zur Überleitung auf Kapitel 10 einige wesentliche Aspekte herausgegriffen.

vorläufige Sanierungsziele	Ausgehend vom Standortmodell sowie unter Berücksichtigung von gegebenenfalls bestehenden Einschränkungen aus der Nutzungs- und Bebauungssituation des Standortes und/oder seiner Umgebung werden, in Abstimmung mit den zuständigen Behörden, vorläufige Sanierungsziele definiert. Diese werden aus übergeordneten Sanierungszielen abgeleitet und konkretisieren die Sanierungsziele standortspezifisch sowohl qualitativ als auch quantitativ (Sanierungszielwerte, Reinigungsanforderungen).
Sanierungsvarianten Kosten-Wirksamkeitsanalyse	Zweck der Vorauswahl von Sanierungszielen ist es, dass alle in weiterer Folge bewerteten Sanierungsvarianten nachvollziehbar einheitliche Kriterien erfüllen und damit vergleichbar sind. Wesentlichstes Kriterium für die Vorauswahl von Sanierungsverfahren ist die technische Eignung für eine standortspezifische Anwendung. Bei der Variantenstudie erfolgt eine Grobplanung für die einzelnen Sanierungsverfahren und zweckmäßigen Kombinationen. Varianten, die geeignet sind, das vorläufige Sanierungsziel in einem klar definierten Zeitraum zu erreichen, werden im Hinblick auf ihre konkrete Ausführung beschrieben. Darauf aufbauend erfolgen Kostenschätzung sowie die Beurteilung von Aufwand (Kosten) und Nutzen (Wirksamkeit) anhand eines umweltökonomischen Bewertungsinstruments (UMWELTBUNDESAMT, unveröffentlicht). Im Einzelfall muss geprüft werden, ob und welche Detailuntersuchungen zur Verminderung von Unsicherheiten des Standortmodells notwendig sind (z. B. sanierungsrelevante Untergrundeigenschaften). In Einzelfällen können auch Vorversuche zur Überprüfung der Eignung oder optimalen Auslegung von Sanierungsverfahren (insbesondere bei <i>In-situ</i> -Sanierungstechnologien), bei Zweifel an der technischen Realisierbarkeit bzw. Wirksamkeit und zur Optimierung von Sanierungsverfahren, bezogen auf die konkreten Standortverhältnisse, zweckmäßig sein (UMWELTBUNDESAMT, unveröffentlicht).
Detailuntersuchung Vorversuche	Im Allgemeinen ist davon auszugehen, dass für <i>In-situ</i> -Sanierungsverfahren ein erhöhter Detailierungsgrad des Standortmodells erforderlich ist, der mit höheren Erkundungskosten verbunden ist (z. B. Quellarchitektur der Schadstoffe, Ausbreitungsverhalten von Nährstoffen, Nachweis (potenziell) vorhandener Abbauprodukte), welche in der Regel durch diese Maßnahmen aber schnell wieder eingespart werden.

10 SANIERUNGSMÄßNAHMEN UND SANIERUNGSTECHNOLOGIEN

Das Kapitel Sanierungsmaßnahmen und -technologien sowie der Anhang 6 geben einen kurzen Überblick über Sanierungstechnologien, die prinzipiell als geeignet anzusehen sind, um MKW-kontaminierte Standorte zu sanieren. Soweit erforderlich, wird in den folgenden Kapiteln differenziert, ob eine Technologie für alle Mineralölkohlenwasserstoffe geeignet ist, oder nur für leichtflüchtige Mineralölkohlenwasserstoffe (bis ca. C₁₀, z. B. Motorenbenzin), reine BTEX- oder MTBE-Schäden. Die in Abbildung 5 dargestellten Technologien erheben keinen Anspruch auf Vollständigkeit, allerdings wurde versucht, eine fundierte Übersicht über gebräuchliche sowie über ausgewählte, in der fortgeschrittenen Entwicklung befindliche Technologien bzw. Prinzipien zu geben.

Die aufgeführten Verfahren gliedern sich grundlegend in Sicherungsverfahren, welche eine Unterbindung der Ausbreitung von löslichen MKW im Grundwasser und flüchtigen MKW in der Luft zum Ziel haben, sowie in Verfahren zur Dekontamination, die primär die gesamte MKW-Quelle oder Hot Spots entfernen oder reduzieren sollen. Sicherungen lassen sich in aktive und passive Technologien unterteilen. Dekontaminationsverfahren können je nach Ort der Behandlung nach *ex situ* sowie *in situ* differenziert werden. Aufgrund der Fülle von *Ex-situ*-Behandlungsverfahren für MKW werden diese in weiterer Folge nur allgemein in On-Site- und Off-Site-Verfahren unterteilt. Der Betrachtungsfokus wurde auf *In-situ*-Verfahren gelegt. Diese Verfahren wurden nach Wirkungsmechanismen in biologische, chemische und physikalische Verfahren gegliedert.

Es wird darauf hingewiesen, dass diese Einteilung nicht absolut ist und sich eine Technologie auch mehrfach eingliedern ließe (z. B. pump & treat sowohl in die Sicherungs- als auch in die *In-situ*-Sanierungsverfahren). Des Weiteren wird darauf hingewiesen, dass – insbesondere bei *In-situ*-Sanierungen – häufig Kombinationen von mehreren Wirkungsmechanismen gegeben sind (z. B. Bioventing – basiert auf biologischem Abbau und Desorption) und auch gewünscht sind.

Generell werden in den folgenden Unterkapiteln und im Anhang die Verfahren in ihren Grundprinzipien dargestellt, und es wird auf wichtige Anwendungsvoraussetzungen hingewiesen. Betreffend einzelne Vor- und Nachteile zu den Technologien, mögliche Kombinationen, welche nicht essenziell für die gesicherte Anwendung der Technologie sind, sowie eine vertiefende Beurteilung des Stands der Entwicklung, wird auf weiterführende Literatur verwiesen (ÖVA 2010, ITVA 2010). Jene Verfahren, für die aufgrund der Einbringung von grundwasserbelastenden bzw. -gefährdenden Stoffen in Österreich besondere rechtliche Aspekte zu beachten sind (Spülungen mit Zusätzen, mikrobiologische Verfahren mit Substratzugabe, chemische Verfahren), finden sich in Anhang 6.

Überblick über Sanierungstechnologien

Dekontaminations- und Sicherungsverfahren

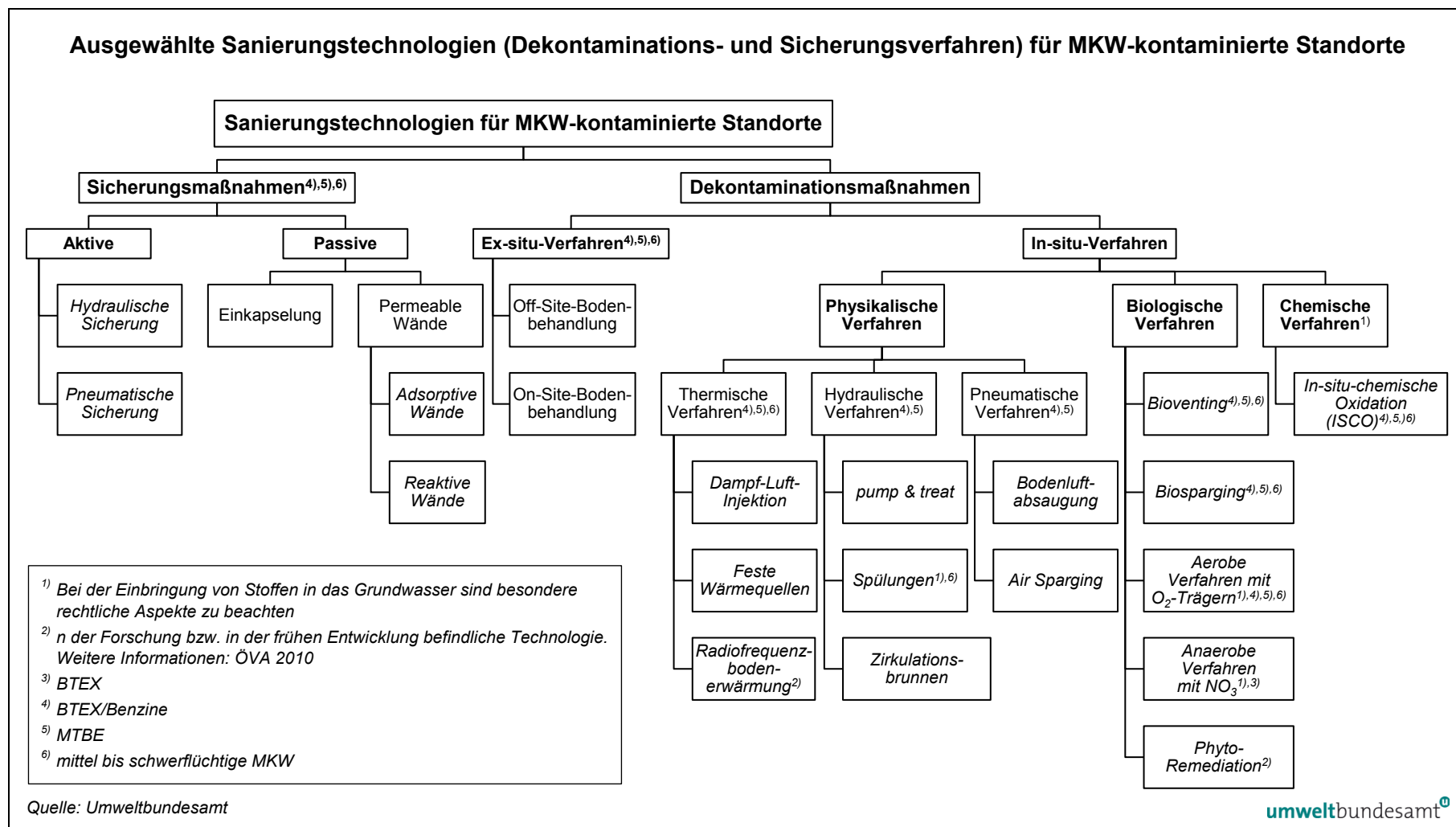


Abbildung 5: Ausgewählte Sanierungstechnologien (Dekontaminations- und Sicherungsverfahren) für MKW-kontaminierte Standorte.

Hinzuweisen ist darauf, dass die konkrete Beurteilung der Wirksamkeit und Effizienz einer Technologie für einen bestimmten Standort immer nur einzelfallspezifisch, z. B. im Rahmen von Variantenstudien, möglich ist (siehe Kapitel 9). Für den erfolgreichen Einsatz einer Technologie, insbesondere der *In-situ*-Technologien, ist jedenfalls die fundierte Kenntnis des Standortes bzw. ein detailliertes Standortmodell (siehe Kapitel 4) von elementarer Bedeutung. Im Bedarfsfall ist die Eignung vorab mittels Vorversuchen, Pilotversuchen usw. nachzuweisen. Neben den standortspezifischen Limitierungen müssen des Weiteren auch immer die festgelegten Sanierungsziele und Sanierungszielwerte, die Kosten und die Ökoeffizienz, aber auch arbeits- und genehmigungsrechtliche Anforderungen berücksichtigt und beurteilt werden.

**Beurteilung der
Wirksamkeit und
Effizienz
einzelfallspezifisch**

10.1 Sicherungsmaßnahmen

Zentrale Aufgabe der Sicherungsmaßnahmen ist es, die von einem Standort ausgehende Ausbreitung von löslichen und flüchtigen MKW über das Wasser und/oder die Luft sowie auch die Ausdehnung von Phasenkörpern zu unterbinden oder deutlich zu reduzieren. Hierzu lassen sich Sicherungen prinzipiell in aktive und passive Systeme einteilen.

Passive Sicherungsmaßnahmen an mit leichtflüchtigen MKW (z. B. Motorenbenzin, Benzol) kontaminierten Standorten sind z. B. die Errichtung von Barrieren durch (diffusionsdichte) Dichtungen im Rahmen des konstruktiven Bauwerksschutzes (oftmals auch in Kombination mit aktiven Entlüftungen von Räumen und Drainagen, siehe unten). Betreffend lösliche MKW kommen insbesondere vertikale Dichtungssysteme zur Anwendung, wobei diese entweder in Form von Umschließungen (Dichtwände) oder als adsorptive Wand in Form eines „funnel & gate“ mit Aktivkohle-gefüllten Filterfenstern ausgeführt werden. Oft sind diese passiven Sicherungen die einzige Möglichkeit, eine Schadstoffausbreitung zu unterbinden, insbesondere wenn eine Quellensanierung nicht möglich ist.

**passive Sicherungs-
maßnahmen**

Nachträglich errichtete Sohlabdichtungen haben aufgrund ihrer schwierigen Realisierbarkeit und der oft großen Flächenausdehnung von MKW-kontaminierten Standorten keine Relevanz. Die zur Gruppe der Sicherungsmaßnahmen gehörenden Immobilisierungen sind zur Unterbindung der Freisetzung von MKW nicht gut geeignet.

Neben passiven Dichtungssystemen kommen zur Sicherung von MKW-Schäden auch aktive Maßnahmen, d. h. insbesondere Wasserhaltungen zum Einsatz (z. B. Sperrbrunnen im Abstrom, oftmals mit Ölskimmern zur Fassung von aufschwimmenden Phasen). Liegt der Fokus allein auf leichtflüchtigen MKW, haben Entlüftungssysteme und Bewetterungen eine Relevanz.

**aktive Sicherungs-
maßnahmen**

Zum Teil erfolgen Kombinationen von aktiven und passiven Sicherungen, wie z. B. die Absenkung des Grundwasserspiegels innerhalb einer Umschließung mit Abschöpfung von MKW-Phase. Noch häufiger aber sind Kombinationen von Sicherungsmaßnahmen mit Verfahren zur Sanierung von MKW-Schäden, wie z. B. *In-situ*-Dekontaminationsverfahren im Schutz einer Grundwasserabstromsicherung oder innerhalb einer Umschließung.

Kombinationen

10.1.1 Aktive Sicherungsmaßnahmen

10.1.1.1 Hydraulische Sicherungsmaßnahmen

hydraulische Abstromsicherung pump & treat

Zur Unterbindung der Ausbreitung von löslichen MKW mit dem Grundwasserstrom ist eine der am häufigsten angewandten Sicherungstechnologien eine hydraulische Sicherung des Abstroms mittels einzelner Absenkb Brunnen oder Sperrbrunnengalerien. Durch eine kontinuierliche Entnahme von Grundwasser aus den Brunnen werden ein hydraulisches Gefälle und damit ein Grundwasserstrom zu den Brunnen erzwungen. Ein Umströmen der Brunnen und ein Abströmen von MKW mit dem Grundwasser werden damit unterbunden. Die geförderten Wässer werden in der Regel einer Wasseraufbereitung On-Site (siehe Kapitel 10.2.2) zugeführt und gereinigt (pump & treat). Je nach Zielsetzung der Maßnahme werden die gereinigten Wässer oberstromig, am Standort oder unterstromig der Kontamination wieder versickert, oder anderweitig abgeleitet. Oftmals ist eine hydraulische Sicherung des Abstroms eines kontaminierten Standortes eine wesentliche Genehmigungsvoraussetzung für die Durchführung von *In-situ*-Maßnahmen (siehe Kapitel 10.3) bzw. wird in Kombination mit diesen *In-situ*-Maßnahmen angewandt.

Anwendungs- grenzen

Seine Anwendungsgrenzen findet das Verfahren bei schlecht durchlässigen Sedimenten (Tone, Schluffe) und bei Schadensfällen in klüftigen Festgesteinen. Des Weiteren muss insbesondere bei Vorliegen von MKW in Phase darauf geachtet werden, dass die Entnahmebauwerke das zusätzliche Abschöpfen von Phase zulassen.

10.1.1.2 Pneumatische Sicherungsmaßnahmen

Schutz-Entgasung, aktive Belüftung

Als pneumatische Sicherungsmaßnahmen kommen an mit leichtflüchtigen MKW (z. B. Benzol) belasteten Standorten in der Regel Schutz-Entgasungen und Bewetterungen (aktive Belüftung) von unterirdischen Objekten sowie entlüftete Gasdrainagen, welche an unterirdische Gebäudeteile angrenzen, zur Anwendung. Ein aktives Absaugen über in kontaminierten Bereichen situierte Lanzen wird den *In-situ*-Dekontaminationsverfahren zugerechnet. Bei Tätigkeiten, welche kurzfristig eine erhöhte Mobilisierung von MKW befürchten lassen (z. B. Baumaßnahmen), werden oftmals sogenannte Saugvorhänge, bestehend aus mehreren in Reihe geschalteten Entlüftungslanzen oder -brunnen, eingesetzt, die den offenen Baugrubenbereich oder unterirdische Objekte gegen ein Eintreten von leichtflüchtigen Schadstoffen aus dem kontaminierten Bereich abschirmen. Bei den absaugenden Verfahren erfolgt im Regelfall die Abluftreinigung mittels einer On-Site Gasreinigung über Aktivkohlefilter (siehe Kapitel 10.2.2).

Saugvorhänge

Anwendungs- grenzen, begleitende Maßnahmen

Die Bewetterung oder die Entlüftung von Gasdrainagen oder unterirdischen Objekten (z. B. Kellerräume) unterliegt primär baulichen Limitierungen und ist in der Regel relativ gut und einfach realisier- und beherrschbar. Allerdings müssen diese jedenfalls um weitere Sicherheitstechnologien (z. B. Gaswarngerät) ergänzt werden, um ein gefahrloses Betreten z. B. von Räumen zu gewährleisten. Eine direkte Entlüftung des Untergrundes findet seine Anwendungsgrenzen bei schlecht gasdurchlässigen Sedimenten (Tone, Schluffe) und bei sehr hohen Wassergehalten. In diesen Fällen ist oftmals aber auch die Gasmigration eingeschränkt.

10.1.2 Passive Sicherungsmaßnahmen

Neben den klassischen Umschließungen mittels Dichtwänden (Schlitz- oder Schmalwände) und Spundwänden, welche alle ausschließlich ein Abströmen von Grundwasser vom Schadensherd weg unterbinden, werden inzwischen immer häufiger passive hydraulische Verfahren zur Sicherung und Reinigung des Grundwasserabstroms in Form sogenannter „permeabler Reinigungswände“ eingesetzt. Diese permeablen Wände setzen sich zumeist aus einer klassischen Dichtwand („funnel“), welche als Leitwand fungiert, und einem permeablen Bereich in Form von Fenstern („gate“) zusammen, wobei die durchlässigen Bereiche (Reinigungsfenster) quer zur Grundwasserfließrichtung eingebaut werden, um eine möglichst geringe Beeinflussung des Grundwasserkörpers zu bewirken und um die natürliche Grundwasserhydraulik zur Durchströmung auszunutzen (RUBIN 2006, 2012). Die Reinigungswände oder die Füllung der Reinigungsfenster bestehen aus Material, an dem die im Grundwasser gelösten Schadstoffe abgebaut, gefällt oder adsorbiert werden. Betreffend die Adsorption von MKW wird nahezu ausschließlich Aktivkohle als Filtermaterial eingesetzt. In den letzten Jahren werden vereinzelt sogenannte Biogates errichtet, in denen der Abbau von MKW durch mikrobiellen Abbau im Filterbett der Reinigungsfenster erfolgt. Solange für diese Biogates nur wenige Erfahrungswerte zum Schadstoffabbau vorliegen, werden Aktivkohle-Gates als „Polizeifilter“ nachgeschaltet.

**Dichtwand,
Spundwand**

**permeable Wände,
„funnel & gate“**

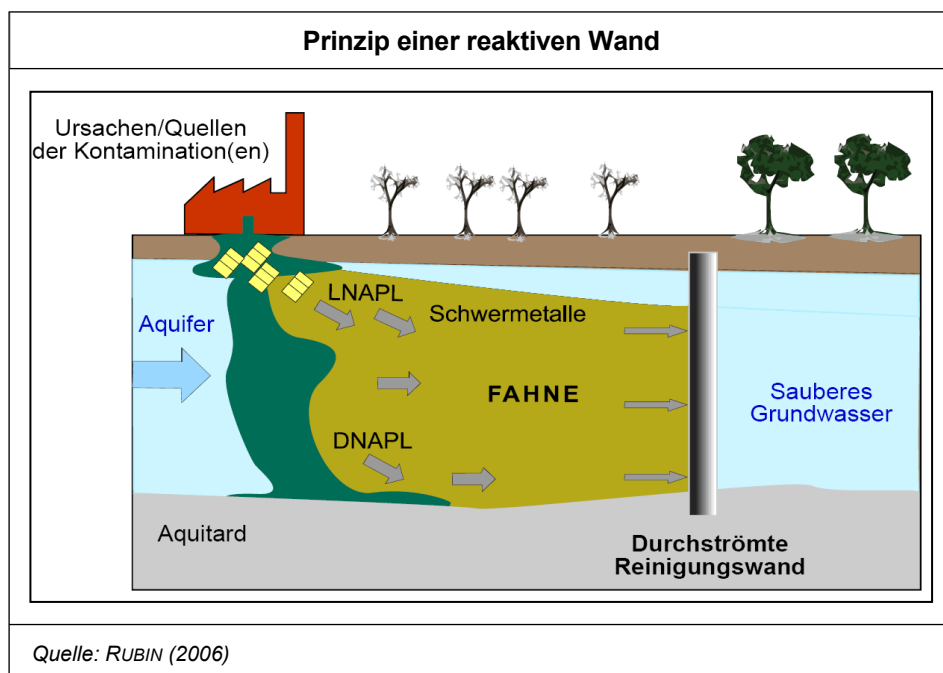


Abbildung 6:
Prinzip einer
reaktiven Wand.

Betreffend die Anwendungsgrenzen von Dichtwänden ist es generell wichtig, den Grundwasserstauer in technisch erreichbaren Tiefen vorliegen zu haben, um das Dichtwand-Bauwerk in diesen einbinden zu können und somit ein Unterströmen zu verhindern.³⁷

Anwendungsgrenzen

³⁷ Im Einzelfall (z. B. sehr mächtige Aquifere) kann auch eine Tauchwand ausreichend sein, wobei jedoch eine Unterströmung der Wand durch kontaminiertes Grundwasser ausgeschlossen sein muss.

Weitere Einschränkungen für die Anwendung von permeablen Wänden können sich insbesondere bei ungleichförmiger Durchströmung des Grundwasserleiters und stark wechselnden Strömungsverhältnissen ergeben. Um ein Umströmen der Leitwand und der Filter zu vermeiden, ist als wichtige Voraussetzung für die Auslegung einer permeablen Wand die Erstellung eines hydraulischen Grundwassermodells anzusehen. Phasenkörper dürfen keinesfalls bis in das Gate hineinreichen und dadurch die Funktionstüchtigkeit der Filter außer Kraft setzen.

10.2 Ex-situ-Dekontaminationsmaßnahmen

Behandlungsanlage On-Site oder Off-Site

Grundcharakter aller *Ex-situ*-Dekontaminationsverfahren ist es, dass eine Zerstörung der MKW entweder in Anlagen, die temporär vor Ort (On-Site) errichtet werden, oder in stationären Behandlungsanlagen, die sich vom Standort entfernt befinden (Off-Site), erfolgt. Prinzipiell sind hierzu die kontaminierten Medien auszuheben (Boden, Untergrund), abzupumpen (Wässer, MKW-Phasen, Ölschlamm) oder abzusaugen (Bodenluft bzw. Gase). In der Regel erfolgt eine Dekontamination von MKW-belastetem Aushub, Ölschlamm und von abgeschöpften MKW-Phasen Off-Site. Die Behandlung von gefassten, kontaminierten Wässern und von Bodenluft bzw. Gasen hingegen erfolgt im Regelfall On-Site (sie werden dann meist den *In-situ*-Verfahren zugeordnet, z. B. pump & treat-Verfahren).

Arbeitsschutz, Anwohner- und Umweltschutz

Erdbau, Spezialtiefbau

Für den Aushub von MKW-kontaminierten Materialien kommen sowohl klassische Verfahren des Erdbaus (z. B. mittels Baggern usw.) als auch ausgewählte Verfahren des Spezialtiefbaus zum Einsatz (z. B. Aushub mittels Wabenverfahren, Systeme zur Schlammabsaugung). Bei Grabarbeiten an MKW-kontaminierten Standorten muss auf einen ausreichenden Arbeitsschutz sowie Anwohner- und Umweltschutz geachtet werden. Offene Baugrubenbereiche sollten möglichst klein gehalten werden. Insbesondere im Falle etwaig notwendiger Einhausungen zum Zweck des Anwohnerschutzes muss auf einen ausreichenden Schutz der innerhalb der Einhausung arbeitenden Personen geachtet werden. Hierbei sind technische Maßnahmen (z. B. Bewetterungen, fremdbelüftete Arbeitsgeräte insbesondere bei Vorhandensein von Benzol) organisatorischen Maßnahmen (z. B. Minimierung des Arbeitseinsatzes) und diese wiederum persönlichen Schutzmaßnahmen (z. B. Arbeitsschutzmasken mit geeigneten Filtersystemen) vorzuziehen. Ebenso sollten bei Manipulation und Transport geeignete Technologien festgelegt (Behälter oder Tankwagen für Ölschlämme, diffusionsdichte Transportbehälter für stark MKW-kontaminiertes Material usw.) und Gefährdungen von Anwohnerinnen/Anwohnern und der Umwelt möglichst gering gehalten werden. Des Weiteren sollte jedenfalls geprüft werden, ob eine Grundwasserabstromsicherung (siehe Kapitel 10.1.1.1) zum Schutz vor etwaig durch die Grabmaßnahmen mobilisierten MKW im Grundwasser notwendig ist.

10.2.1 Dekontaminationsmaßnahmen Off-Site

Die Behandlung von MKW-kontaminierten Feststoffen und Schlämmen erfolgt in spezialisierten Dekontaminationsanlagen in der Regel Off-Site. Prinzipiell existieren auch Off-Site-Anlagen für MKW-kontaminierte Wässer, im Allgemeinen erfolgt deren Behandlung aber aufgrund der großen Transportvolumina gegenüber den vergleichsweise geringeren Schadstoffgehalten On-Site (siehe Kapitel

10.2.2). Etwaige Reinigungsrückstände der Wasseraufbereitungen wiederum werden in der Regel in externen stationären Anlagen dekontaminiert.

Es existieren diverse Off-Site-Anlagen für die Behandlung von MKW-kontaminierten Medien. Während übliche Technologien für gering bis mittelstark kontaminierte Feststoffe die biologische Bodenbehandlung und die Bodenwäsche sind, erfolgt für hochkontaminierte Feststoffe und Schlämme eine thermische Behandlung.

In biologischen Bodenbehandlungsanlagen werden den MKW-verunreinigten Feststoffen organische Substrate zur Verbesserung der Bodenstruktur zugegeben (z. B. Komposte mittleren Reifegrades, Hackschnitzel) und mit Nährstoffen und Spurenelementen ergänzt. Um Nährstoffverhältnis, Sauerstoffgehalt, Temperatur und Wasserhaushalt für den mikrobiellen MKW-Abbau im Optimum zu halten, werden die MKW-verunreinigten Feststoffe in Mieten gelagert und zyklisch umgesetzt. Der Abbau von Kohlenwasserstoffen erfolgt durch Bodenmikroorganismen (Bakterien, Pilze) primär auf dem aeroben Abbauweg.

biologische Bodenbehandlung

Demgegenüber basiert das Hauptprinzip der Bodenwäsche in der nassmechanischen Separation von kontaminiertem und sauberem Material (partikelgebundene MKW). Daneben spielen auch extraktive Verfahren (bei denen die Schadstoffe im Prozesswasser gelöst und erfasst werden) eine Rolle. Am Ende einer Bodenwäsche liegen „saubere“ Kiese und Sande zur Wiederverwertung vor, sowie stark belastete Feinkornfraktionen bzw. hochbelastete Filterkuchen, welche in der Regel thermisch weiterbehandelt werden müssen.

Bodenwäsche

In thermischen Bodenbehandlungsanlagen sowie Sondermüllverbrennungsanlagen ist das Hauptprinzip die physikalische Zerstörung der MKW bei hohen Temperaturen. In Sondermüllverbrennungsanlagen wird das gesamte kontaminierte Material in der Regel in Drehrohröfen auf 1.100–1.300 °C aufgeheizt. Der Vorteil der Sonderabfallverbrennung mittels Drehrohr liegt darin, dass Abfälle sehr unterschiedlicher Konsistenz und Stückigkeit verbrannt werden können. So können neben Feststoffen z. B. auch pastöse Stoffe in Fässern oder Schlämme aufgegeben werden. Heizwertreiche MKW werden in der Regel gerne zur energieintensiven Befeuerung der Öfen angenommen.

thermische Bodenbehandlung

Im Fall der thermischen Bodenbehandlung erfolgt in einer ersten Stufe die Aufheizung des MKW-belasteten Feststoffes bis auf maximal 550 °C. Organische Schadstoffe verdampfen in die Gasphase und werden in eine zweite thermische Stufe überführt. Hier erfolgt die Zerstörung in der Abluft bei zumindest 1.100 °C. Der Vorteil dieses Verfahrens liegt darin, dass die Bodenstruktur erhalten bleibt.

Betreffend ölkontaminierte Wässer (Öl-Wasser-Emulsionen) existieren diverse Aufbereitungstechnologien der Mineralölindustrie, wie z. B. Separatoren (De- und Trikanter) zur Rückgewinnung von Ölen aus dem Wasser, auf die an dieser Stelle nicht vertiefend eingegangen wird.

Separatoren

10.2.2 Dekontaminationsmaßnahmen On-Site

Luft-Aktivkohlefilter	On-Site-Dekontaminationsmaßnahmen für MKW-kontaminierte Medien umfassen in der Regel kontaminierte Wässer sowie kontaminierte Abluft. ³⁸ Die Absaugung von kontaminierter Luft erfolgt über ex-geschützte Seitenkanalverdichter, die Behandlung mittels Luft-Aktivkohlefiltern. Die leichtflüchtigen MKW aus der direkt abgesaugten Bodenluft werden an Aktivkohle adsorbiert. Im Bedarfsfall wird die beladene Aktivkohle gegen neue Aktivkohle ausgetauscht, wobei die Standzeit im Wesentlichen von der Art und der Konzentration der organischen Stoffe, dem Schadstoffmix, der (Bodenluft-)Feuchte sowie der Beladekapazität und Art der Kohle abhängt.
Nass-Aktivkohlefilter	Die Zutage-Förderung von belasteten Wässern erfolgt mittels Pumpen, in aller Regel mit anschließender Aufbereitung der Wässer über Nass-Aktivkohlefilter. Die gefassten MKW-kontaminierten Wässer werden direkt über Nass-Aktivkohle geleitet, sodass die MKW durch Adsorption aus dem belasteten Wasser entfernt werden. Die beladene Nass-Aktivkohle wird anschließend ausgewechselt und Off-Site behandelt (verbrannt oder regeneriert).
Einsatz bei In-situ-Dekontaminationen	Einen besonders wichtigen Einsatzbereich für diese Filtertechnologien stellen <i>In-situ</i> -Dekontaminationen dar, bei denen die ergänzende Behandlung von abgesaugten Gasen oder gefassten Wässern notwendig wird. Die Standzeit wird durch den am schlechtesten adsorbierenden Schadstoff (häufig Benzol) bestimmt.
Biofilter, chemische Oxidation	In Einzelfällen erfolgt die Wasseraufbereitung auch durch biologische Filter (beschränkt auf den aeroben Abbau von leichtflüchtigen MKW) oder durch chemische Oxidation (Ozon, Wasserstoffperoxid, UV-Bestrahlung).
Stripping	Der Einsatz von Strippanlagen zum Austreiben von leichtflüchtigen MKW aus dem Wasser in die Luft ist nur bei Vorliegen ausschließlich leichtflüchtiger MKW zielführend. Häufige Anwendungen von Strippanlagen betreffend MKW-Kontaminationen finden sich bei BTEX-Schäden.

10.3 Physikalische *In-situ*-Dekontaminationsmaßnahmen

Voraussetzungen, Anforderungen an das Standortmodell

In-situ-Dekontaminationstechnologien nutzen den Untergrund als Reaktionsraum. Grundsätzlich benötigen damit alle *In-situ*-Verfahren, bei denen Gas oder Flüssigkeit entnommen oder injiziert wird (z. B. Grundwasser, Bodenluft, Heißdampf, Nährstoffe) eine ausreichende Durchlässigkeit für das eingesetzte Fluid, eine ausreichend hohe Porosität sowie eine hinreichend geringe Heterogenität. Dies bedingt, dass das Verständnis des Untergrundes im Vergleich zu anderen Sanierungsverfahren sehr detailliert sein muss. Ohne ein hinreichendes Standortmodell (siehe Kapitel 4) kann die Wirksamkeit der Maßnahmen stark eingeschränkt sein, und es können unerwünschte negative Auswirkungen auf die Umwelt eintreten. Neben den physikalischen Standortbedingungen ist oftmals zusätzlich die Kenntnis der hydrochemischen, geochemischen und mikrobiologi-

³⁸ Die Behandlung von MKW-kontaminierten Feststoffen On-Site in mobilen thermischen Anlagen und mobilen Bodenwaschanlagen (siehe Kapitel 10.2.1) ist möglich, wird aber wegen der erhöhten Anforderungen an die Genehmigung selten und nur für große Schadensfälle eingesetzt. Vereinzelt werden biologische Bodenbehandlungen On-Site durchgeführt. Sehr vereinzelt werden beim Anfall großer Mengen von Mineralöl-Wasser-Gemischen auch Separatoren On-Site eingesetzt.

schen Verhältnisse sowie deren Veränderung und Beeinflussung durch die Sanierungsmethode notwendig. Neben der Ausarbeitung eines Standortmodells kann es zweckmäßig sein, Vorversuche (Labor- und/oder Pilotversuche) durchzuführen. Damit können *In-situ*-Sanierungsverfahren gegenüber anderen Sanierungsverfahren zunächst eine kostenintensivere (Detail-)Erkundung erforderlich machen. Ein gutes Standort- und Prozessverständnis ermöglicht oft aber erst die optimale und geeignete Wahl eines Sanierungsverfahrens, aus der sich im Regelfall weit höhere Einsparpotenziale und Vorteile für eine effiziente, langfristig wirtschaftliche und nachhaltige Sanierung ergeben.

Beim Einsatz von *In-situ*-Verfahren werden generell gezielte Überwachungsmaßnahmen während der Sanierung und auch umfassende Kontrolluntersuchungen zur Beurteilung von Fortschritt und Erfolg der Sanierung durchgeführt.

Je nach Verfahren muss beachtet werden, dass zum Teil Gase, aggressive Chemikalien, toxische und reaktive Stoffe oder heiße Dämpfe eingesetzt werden oder entstehen. Auf einen ausreichenden Umwelt- und Arbeitnehmerschutz muss daher geachtet werden. Insbesondere bei Verfahren, bei deren Einsatz auch negative Veränderungen im Untergrund stattfinden (z. B. Milieuänderungen durch Entstehung von Säuren) oder bei denen eine Einbringung von wassergefährdenden Stoffen erfolgt, müssen bereits bei der Konzeption die wasserrechtlichen Vorgaben unbedingt geprüft und entsprechende Kontrollen unbedingt durchgeführt werden.

Umwelt- und Arbeitsschutz

10.3.1 Thermische Verfahren

10.3.1.1 Dampf-Luft-Injektion

Ziel einer Dampf-Luft-Injektion ist es, durch die Erwärmung der wasserungesättigten sowie der wassergesättigten Zone MKW (bis in den mittleren Siedebereich) durch Verdampfung in die Gasphase zu überführen und mittels einer Bodenluftabsaugung abzusaugen.

Verfahrensprinzip

Hierzu wird ein Dampf-Luft-Gemisch in die wasserungesättigte Zone injiziert. Der injizierte Dampf kondensiert an der kalten Feststoffmatrix und gibt seine Energie (Verdampfungsenthalpie) an diese ab. Es bildet sich eine räumlich mehr oder weniger ausgedehnte Wärmefront aus. Im erwärmten Bereich werden die MKW verdampft. Des Weiteren wirkt die mit dem Dampf injizierte Luft als inertes Trägergas, das die Kondensationsfront durchdringt und die Kontaminanten gasförmig mit der Bodenluft austrägt. Die mobilisierten MKW können dann mittels Bodenluftabsaugung abgesaugt werden.

wasserungesättigte Zone

Beindet sich die Kontamination in der wassergesättigten Zone erfolgt die Injektion eines Dampf-Luft-Gemisches unterhalb des Schadensherdes. Die Schadstoffe werden infolge der sich um die Injektionsbrunnen ausbreitenden Dampf- und Wärmefronten verdampft. Die mit dem Dampf injizierte Luft trägt als inertes Trägergas die Kontaminanten gasförmig in Richtung der wasserungesättigten Zone aus. Die Entfernung der Schadstoffe erfolgt dann ebenfalls in der wasserungesättigten Zone mittels einer Bodenluftabsaugung.

wassergesättigte Zone

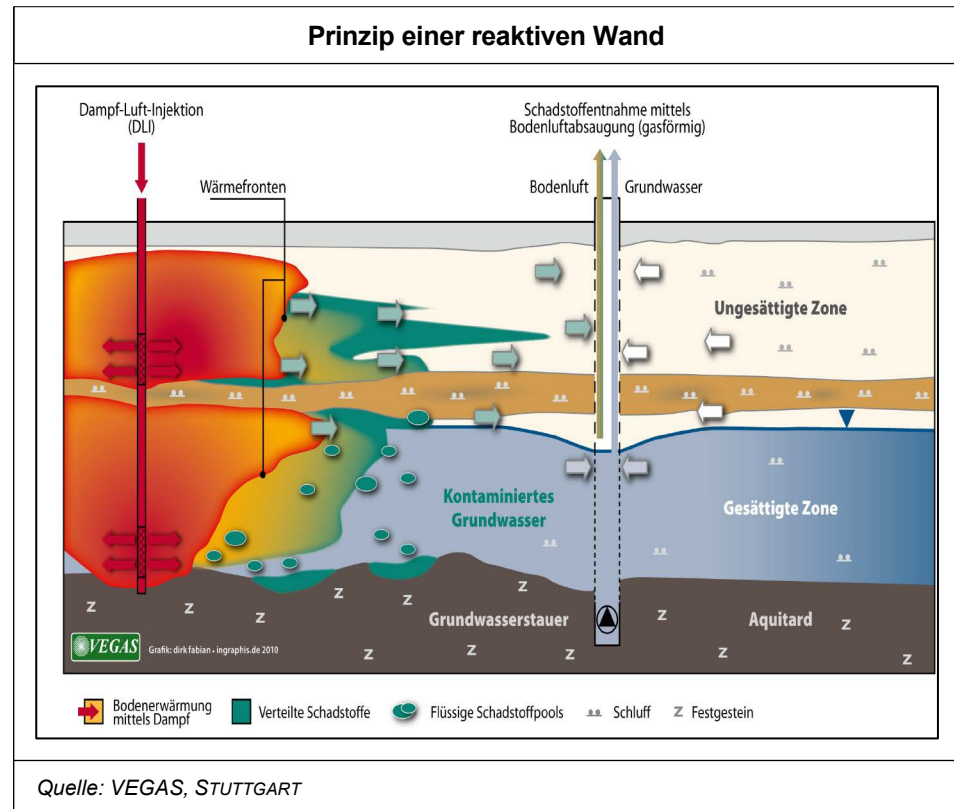
Die Reinigung der Abluft erfolgt in Filtern On-Site, in der Regel über Aktivkohle. Des Weiteren ist aufgrund der Erhöhung der Löslichkeit der MKW im Grundwasser – bzw. der Änderung der Gleichgewichtskonzentration – eine Grundwasserabstromsicherung durchzuführen.

Abluftreinigung, Abstromsicherung

Anwendungsgrenzen

Die Dampf-Luft-Injektion kann noch in mittel durchlässigem Untergrund eingesetzt werden. Die Einbautensituation vor Ort kann zu einem Ausschluss des Verfahrens führen.

Abbildung 7:
Prinzip einer
Dampf-Luft-Injektion.



10.3.1.2 Feste Wärmequellen

Verfahrensprinzip

Ziel des Einsatzes von festen Wärmequellen ist es, durch konduktive Erwärmung – primär der wasserungesättigten Zone – MKW (bis in den mittleren Siedebereich) durch Verdampfung zu mobilisieren und diese anschließend mittels Bodenluftabsaugung zu fassen. Mittels elektrischer Heizelemente, die in der wasserungesättigten (teilweise auch in der wassergesättigten) Zone installiert werden, erfolgt eine kontinuierliche Aufheizung des Untergrundes, sodass das Bodenwasser verdampft wird (100 °C). MKW in der Umgebung der Wärmequellen werden in die Gasphase übergeführt (Prinzip „Sieden und Verdampfen“, siehe Kapitel 10.3.3.1). Die gasseitige Entfernung der Schadstoffe erfolgt über eine Bodenluftabsaugung aus der wasserungesättigten Zone.

**Abluftreinigung,
Abstromsicherung**

Die Reinigung der Abluft erfolgt in Filtern On-Site, in der Regel über Aktivkohle. Aufgrund der Erhöhung der Löslichkeit bzw. der Änderung der Gleichgewichtskonzentration der MKW ist eine Grundwasserabstromsicherung unabdingbar.

Anwendungsgrenzen

Feste Wärmequellen können auch bei geringer durchlässigen, sandigen bis tonigen Böden eingesetzt werden, weil durch die stattfindende Austrocknung des Untergrundes die Permeabilität erhöht wird, sodass eine Rückgewinnung der gasförmigen Schadstoffe ermöglicht wird. Grundsätzlich müssen Materialien verwendet werden, die einem aggressiven Milieu (sehr niedrige pH-Werte und hohe Temperaturen) im Untergrund standhalten.

10.3.2 Hydraulische Verfahren

10.3.2.1 Grundwasserzirkulationsbrunnen

Grundwasserzirkulationsbrunnen werden zum Strippen von BTEX, MTBE und anderen leichtflüchtigen MKW (bis max. C_{10}) in der wassergesättigten Zone eingesetzt. Durch Einblasen von Luft in das Grundwasser wird eine Aufwärtsströmung im Brunnen erzeugt. Durch den sich einstellenden Mammutpumpeneffekt fließt im oberen Bereich des Brunnens Wasser in die Umgebung ab und im unteren Bereich durch die entstehende Druckdifferenz (Unterdruck) zu. Dadurch entsteht eine walzenförmige Wasserbewegung rund um den Brunnen. Durch diese intensive Durchmischung der eingebrachten Luft mit dem Grundwasser innerhalb des Brunnens erfolgt ein Übergang der MKW vom Wasser in die Gasphase (Strippeffekt). Die somit ausgetriebenen MKW werden am Kopf des Brunnens abgesaugt und On-Site gereinigt.

Verfahrensprinzip

Aufgrund möglicher Schadstoffmobilisierung und der damit verbundenen Ausbreitung von MKW im Grundwasser sollten im Grundwasserabstrom Sicherungsbrunnen betrieben werden.

Abstromsicherung

Das Verfahren ist für mittel bis stark durchlässige Lockergesteine geeignet. Aufgrund möglicher Schadstoffverschleppungen sind Grundwasserzirkulationsbrunnen bei Vorliegen von gering durchlässigen Zwischenschichten sowie bei stark geschichteten Grundwasserleitern oder starkem Grundwassergefälle nicht geeignet. Bei gespannten Grundwasserverhältnissen ist das Verfahren ebenfalls nicht geeignet.

Anwendungsgrenzen

10.3.2.2 Spülungen

Für die Einbringung von Stoffen, wie Lösungsvermittlern (z. B. Alkohole, Tenside), sind in Österreich besondere rechtliche Aspekte in Hinblick auf den Schutz und die Reinhaltung von Gewässern (Wasserrechtsgesetz 1959) sowie Verbote und Bewilligungsbeschränkungen (Qualitätszielverordnung Chemie Grundwasser – QZV Chemie GW; BGBl. II Nr. 98/2010 i. d. g. F.) zu beachten. Die Voraussetzungen für eine Bewilligung müssen im Einzelfall geprüft werden.

Eine allgemeine Beschreibung des Verfahrens ist in Anhang 6 enthalten. Die technische Beschreibung im Einzelfall (siehe auch § 7 QZV Chemie GW) sollte insbesondere die zum Schutz des Grundwassers vorgesehenen begleitenden Maßnahmen sowie die Durchführung von Kontrolluntersuchungen umfassend darstellen.

10.3.3 Pneumatische Verfahren

10.3.3.1 Bodenluftabsaugung

Bei der klassischen Bodenluftabsaugung handelt es sich um ein pneumatisches Verfahren, bei dem leichtflüchtige MKW, primär BTEX und Benzine, direkt aus der wasserungesättigten Zone mittels Absaugsystemen entfernt werden. Der Schadstoffaustrag erfolgt über Absaugbrunnen oder Absauglanzen, welche nach Möglichkeit direkt im Schadensherd eingebracht werden, und an die mittels Seitenkanalverdichtern eine Druckdifferenz (Unterdruck) angelegt wird. Durch Absaugen der Bodenluft aus der wasserungesättigten Zone und das Nachströmen von Luft aus geringer oder nicht kontaminierten Bereichen wird der Gleichge-

Verfahrensprinzip

wichtszustand zwischen der MKW-Konzentration in der Bodenluft und den MKW-Konzentrationen in den übrigen Kompartimenten (adsorbiert am Feststoff, gelöst im Porenwasser, in MKW-Phase vorliegend) gestört und es treten weitere MKW in die Gasphase über. Die gefasste, belastete Bodenluft wird anschließend einer Reinigung mittels Luft-Aktivkohlefilter On-Site zugeführt (siehe Kapitel 10.2.2).

Anwendungsgrenzen

Insgesamt ist das Verfahren für mittel bis stark durchlässige Lockergesteine geeignet und relativ einfach beherrschbar. Bis zum Erreichen der Sanierungszielwerte werden allerdings häufig lange Zeiträume der Behandlung erforderlich.

10.3.3.2 Air-Sparging

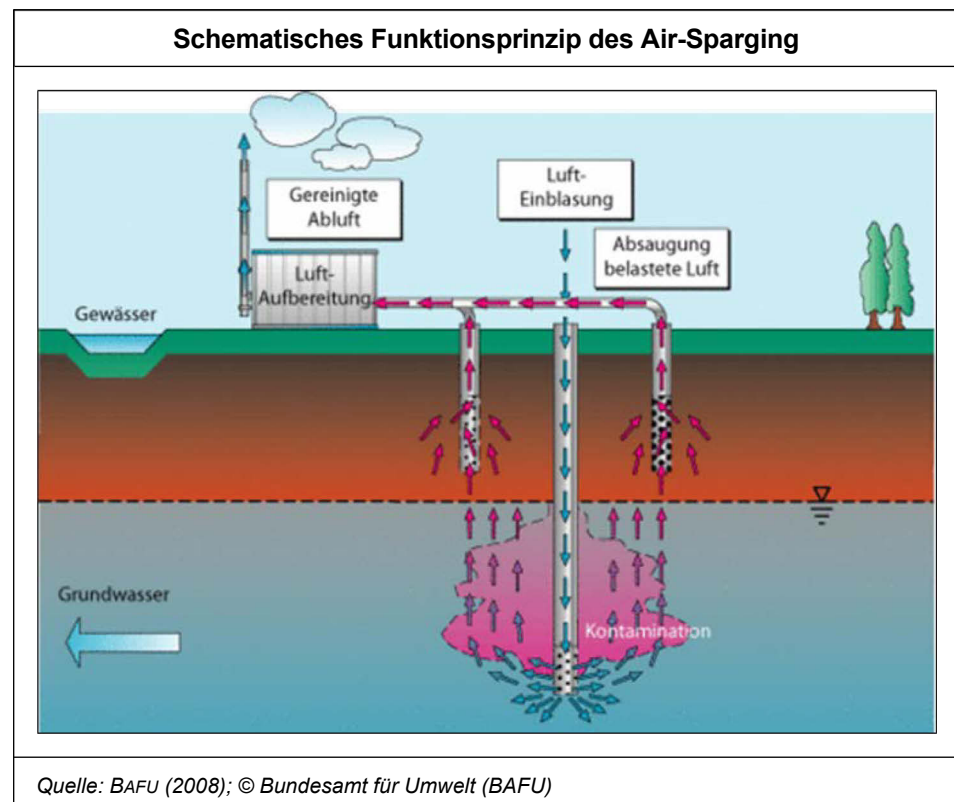
Verfahrensprinzip

Beim Air-Sparging handelt sich um ein pneumatisches Verfahren, bei dem leichtflüchtige MKW (BTEX, MTBE und Benzine) aus der wassergesättigten Zone entfernt werden. Es wird sowohl zur Quellen- als auch zur Fahnnensanierung eingesetzt. Zum Schadstoffaustrag wird Luft über Druckluftanlagen direkt in das Grundwasser eingeblasen. Die eingeblasene Luft steigt im Grundwasser auf und bildet einen Belüftungskegel aus. Durch die aufsteigenden Luftblasen werden die Gleichgewichtsbedingungen im Grundwasser so geändert, dass MKW vermehrt in die Gasphase übergehen und in die wasserungesättigte Zone ausgetragen werden (Strippen). Die eingeblasene und schadstoffbelastete Luft wird in der wasserungesättigten Zone durch klassische Absaugpegel erfasst und einer Abluftbehandlungsanlage (Aktivkohlefilter) zugeführt.

Abstromsicherung

Aufgrund erhöhter Schadstoffmobilisierung und der möglichen Schadstoffausbreitung im Grundwasser sollten im Grundwasserabstrom Sicherungsbrunnen betrieben werden.

Abbildung 8:
Schematisches
Funktionsprinzip
des Air-Sparging.



Das Verfahren ist für mittel bis stark durchlässige Lockergesteine geeignet. Die Luft sollte in der Regel mindestens 2–3 m unterhalb des Schadensherdes eingebracht werden können. Bei Kontaminationen, die bis (nahe) an den Grundwasserstauer heranreichen, ist das Verfahren nicht geeignet, weil die tief liegenden Kontaminationsbereiche nicht ausreichend erfasst werden können.

Anwendungsgrenzen

10.4 Biologische Verfahren

Bei mikrobiologischen *In-situ*-Sanierungsverfahren (Bioremediation) steht der *In-situ*-Abbau von MKW durch Mikroorganismen im Vordergrund. Hierzu wird versucht, die Milieubedingungen für die im Untergrund vorhandenen Mikroorganismen durch Einbringung von Sauerstoff oder durch Zusatz von Nährstoffen (vor allem Stickstoff) oder Spurenelementen zu optimieren. Des Weiteren besteht grundsätzlich die Möglichkeit einer Beimpfung des Untergrundes mit ausgewählten Mikroorganismenstämmen. Im Idealfall kommt es bei einem oxidativen biologischen Abbau zu einem vollständigen Abbau (d. h. Mineralisierung zu CO₂ und Wasser) der vorhandenen Kohlenwasserstoffe. Dabei wird der vorhandene Kohlenstoff teilweise auch zum Aufbau von Mikroorganismen-Biomasse verwendet.

grundlegendes Verfahrensprinzip

Die für den MKW-Abbau anwendbaren mikrobiologischen Verfahren sind vom jeweils am Standort vorhandenen Untergrundmilieu abhängig, wobei getrennt nach aerobem und anaerobem Milieu die folgenden Verfahren als geeignet einzustufen sind:

aerobe und anaerobe Verfahren

- Aerobe Verfahren unter Einbringung von Luftsauerstoff (z. B. Bioventing oder Biosparging);
- aerobe Verfahren mit Zugabe von weiteren Sauerstoffträgern;
- anaerobe Verfahren mit Zugabe von Nitrat.

Während die Einbringung von Luftsauerstoff (Bioventing, siehe Kapitel 10.4.1) und das Austreiben und Absaugen von gasförmigen Stoffen wie CO₂ oder BTEX *in situ* (Biosparging, siehe Kapitel 10.4.2) als Stand der Technik in Österreich angewendet werden, sind Technologien, bei denen über Luftsauerstoff hinausgehend Stoffe eingebracht werden, in Österreich aktuell als „in Entwicklung“ bzw. „fortgeschrittene Entwicklung“ eingestuft (vgl. ÖVA 2010). In einigen europäischen Ländern wie z. B. auch Deutschland (vgl. SCHROERS & ODENSAß 2011) wurden diese Verfahren in den letzten Jahren bereits wiederholt in der Praxis eingesetzt und gelten daher als Stand der Technik.

Stand der Technik in Österreich

Für die Einbringung von Stoffen (z. B. Sauerstoffträger wie Wasserstoffperoxid, Nitrat) sind in Österreich besondere rechtliche Aspekte in Hinblick auf den Schutz und die Reinhaltung von Gewässern (Wasserrechtsgesetz 1959) sowie Verbote und Bewilligungsbeschränkungen (Qualitätszielverordnung Chemie Grundwasser) zu beachten. Die Voraussetzungen für eine Bewilligung müssen im Einzelfall geprüft werden. Eine allgemeine Beschreibung dieser Verfahren ist in Anhang 6 enthalten. Die technische Beschreibung im Einzelfall (siehe auch § 7 QZV Chemie GW) sollte insbesondere die zum Schutz des Grundwassers vorgesehenen begleitenden Maßnahmen sowie die Durchführung von Kontrolluntersuchungen umfassend darstellen.

rechtliche Aspekte bei Einbringung von Stoffen ins Grundwasser

grundlegende Voraussetzungen

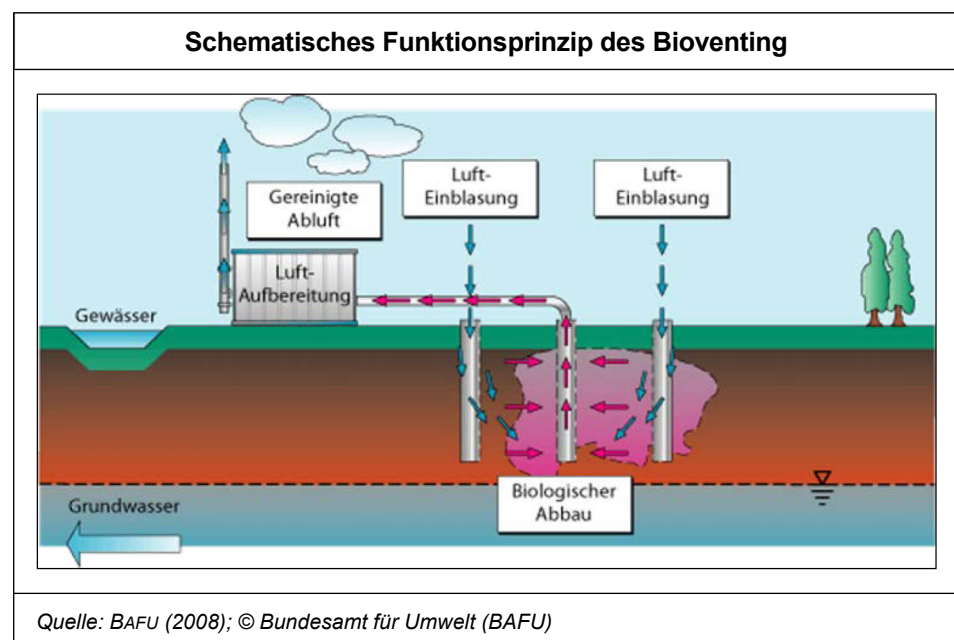
Die gesamte biologische Verfahrensgruppe setzt voraus, dass neben den MKW keine weiteren toxischen Schadstoffe (z. B. Mischkontaminationen mit Schwermetallen) vorliegen, die zu einer Hemmung des biologischen Abbaus führen. Aufschwimmende MKW-Phasen sollten vor oder während der Sanierung entfernt werden, da die Sanierungsdauer sonst durch permanente Schadstoffnachlieferung unverhältnismäßig lang wird.

10.4.1 Bioventing**Verfahrensprinzip**

Beim Bioventing wird in der ungesättigten Zone durch Eintrag von Luftsauerstoff der Schadstoffabbau durch vorhandene Mikroorganismen initiiert bzw. beschleunigt.

Der technisch gesteigerte Lufteintrag kann dabei entweder über gezielte Absaugung und dadurch bedingtes Nachströmen von sauerstoffreicherer Außenluft oder durch direktes Einbringen von Luft über Belüftungsanlagen erfolgen. Der Lufteintrag erfolgt idealerweise direkt im Bereich der Kontaminationen oder zumindest im Randbereich der Kontamination (siehe Abbildung 9). Ziel ist immer eine möglichst vollständige Versorgung des gesamten MKW-kontaminierten Bereichs mit sauerstoffreicherer Luft. Oft wird eine effektivere Belüftung durch Intervallbetrieb erreicht. Zur besseren Durchströmung des Untergrundes werden oftmals Belüftungs- und Entlüftungspegel versetzt eingebaut und parallel betrieben. Dabei muss darauf geachtet werden, dass der Wassergehalt des Untergrundes durch die erhöhte Luftzirkulation nicht zu stark abnimmt, da die Mikroorganismen ausreichend Wasser für den Schadstoffabbau benötigen.

Abbildung 9:
Schematisches
Funktionsprinzip des
Bioventing.

**Abluftreinigung, Abstromsicherung**

Neben der Initiierung eines biologischen Abbaus gehen darüber hinaus leichtflüchtige MKW vermehrt in die Gasphase über und werden über die abgesaugte Luft gefasst und in einer Abluftreinigungsanlage (im Regelfall Aktivkohlefilter, siehe Kapitel 10.2.2) On-Site adsorbiert. Im Fall von leichtflüchtigen MKW muss

dafür gesorgt werden, dass es zu keiner unkontrollierten Ausgasung schadstoffbelasteter Luft oder Verfrachtung von Schadstoffen in unbelastete Untergrundbereiche kommt. Eine Grundwasserabstromsicherung mittels z. B. Sperrbrunnen ist nicht zwingend erforderlich, sollte aber im konkreten Einzelfall geprüft werden.

Bioventing ist prinzipiell gut für die meisten MKW geeignet. Die Anwendung des Verfahrens setzt voraus, dass in der ungesättigten Zone eine ausreichende konvektive Ausbreitung von Gasen möglich ist. Mitteldurchlässiger Untergrund kann mit dem Verfahren noch behandelt werden. Eine effiziente Betriebsweise ist nur bei ausreichender Mächtigkeit der ungesättigten Zone (> 5 m) möglich.

Anwendungsgrenzen

10.4.2 Biosparging

Beim Biosparging wird unterhalb der MKW-Kontamination Luft in die wassergesättigte Zone eingeblasen. Dies erfolgt in der Regel mit Belüftungsanlagen. Die eingeblasene Luft steigt auf und bildet einen Belüftungskegel aus. Durch den mit der Luft eingebrachten Sauerstoff wird der biologische Abbau der MKW durch vorhandene Mikroorganismen initiiert bzw. beschleunigt. Generell muss die eingeblasene Luft in der ungesättigten Zone durch Absaugpegel gefasst und einer Abluftreinigungsanlage zugeführt werden. Dabei wird die Absaugrate höher als die Infiltrationsrate gewählt. Weil neben dem biologischen Abbau auch eine Schadstoffmobilisierung erfolgt, sollte im Grundwasserabstrom eine Sicherung (z. B. mittels Sperrbrunnen, siehe Kapitel 10.1.1.1) erfolgen, um eine unkontrollierte Ausbreitung von Schadstoffen mit dem Grundwasser zu verhindern.

Verfahrensprinzip

Abluftreinigung, Abstromsicherung

Für den Einsatz von Biosparging sollte der Aquifer eine ausreichende Mächtigkeit aufweisen, weil für eine wirksame Betriebsweise die Luft in der Regel mindestens 2–3 m unterhalb des Kontaminationsbereiches eingebracht werden sollte. Eine Absaugung in der ungesättigten Zone muss möglich sein.

Anwendungsgrenzen

10.5 Chemische Verfahren

Für die Einbringung von Stoffen zum *In-situ*-Abbau von MKW (z. B. Oxidationsmittel wie Wasserstoffperoxid, Persulfat usw.) sind in Österreich besondere rechtliche Aspekte in Hinblick auf den Schutz und die Reinhaltung von Gewässern (Wasserrechtsgesetz 1959) sowie Verbote und Bewilligungsbeschränkungen (Qualitätszielverordnung Chemie Grundwasser) zu beachten. Die Voraussetzungen für eine Bewilligung müssen im Einzelfall geprüft werden.

rechtliche Aspekte

Eine allgemeine Beschreibung der *In-situ*-chemischen-Oxidation (ISCO) ist in Anhang 6 enthalten. Die technische Beschreibung im Einzelfall (siehe auch § 7 QZV Chemie GW) sollte insbesondere die zum Schutz des Grundwassers vorgesehenen begleitenden Maßnahmen sowie die Durchführung von Kontrolluntersuchungen umfassend darstellen.

Die für die Sanierung von MKW-Schäden relevanten chemischen Verfahren werden in Österreich aktuell als „in Entwicklung“ bzw. „fortgeschrittene Entwicklung“ eingestuft, stellen jedoch nicht den Stand der Technik dar (vgl. ÖVA 2010).

11 DOKUMENTATION UND ÜBERPRÜFUNG VON SANIERUNGSMAßNAHMEN

Berichtsinhalte

Die Durchführung von Sanierungsmaßnahmen sollte im Hinblick auf die Überprüfung des Sanierungsfortschritts und Sanierungserfolgs lückenlos nachvollziehbar in Berichtsform (meist als Halbjahres- oder Jahresbericht) dokumentiert werden, wobei die Dokumentation zumindest Folgendes beinhalten sollte:

- Technische Beschreibung und planliche Darstellung der Sanierungsanlage und allfälliger Veränderungen der Sanierungsanlage;
- Beschreibung und Darstellung des Anlagenbetriebes (Regelbetrieb, Wartungen, Dichtheitsprüfungen etc.);
- Beschreibung und Darstellung der Betriebsführung (z. B. Absaug- und Pumpmengen, Menge eingesetzter Chemikalien und Einsatzstoffe);
- Ergebnisse von Messungen und chemischen Analysen (Mess- und Probenahmeprotokolle, Analysenbefunde);
- statistische und grafische Auswertung der wesentlichen Mess- und Analysenergebnisse;
- planliche Darstellung der wesentlichen Untersuchungsergebnisse (z. B. Ausbreitung bzw. Entwicklung der Schadstofffahne);
- Beschreibung von Veränderungen am Standort und in der Umgebung (z. B. baulich, betrieblich, hydraulisch, nutzungsbezogen);
- Beschreibung und Beurteilung der Sanierungsmaßnahmen im Hinblick auf eine Gesamtschadstoffbilanz (Verlagerung in andere Umweltkompartimente, ausgetragene Schadstoffmengen);
- Entsorgungsnachweise (z. B. Aushub, Abluftfiltermassen, Abwasser).

Maßnahmenaudit

Auf Grundlage der Sanierungsberichte sollten der Sanierungsfortschritt und der Sanierungserfolg sowie Möglichkeiten zur Anpassung und Optimierung regelmäßig geprüft werden (Maßnahmenaudit). Die zeitliche Staffelung der Kontrolle und Beurteilung des Sanierungsfortschritts sollte in Abhängigkeit von der gesamten Dauer der Maßnahmen sowie der zeitlichen Abfolge spezifischer Teilmaßnahmen definiert werden, und zumindest einmal jährlich erfolgen.

Wirksamkeit (Effektivität), Wirkungsgrad (Effizienz)

Bei der Überprüfung von Sanierungsmaßnahmen ist zwischen der Wirksamkeit (Effektivität) und dem Wirkungsgrad (Effizienz) von Sanierungsmaßnahmen zu unterscheiden. Während die Wirksamkeit ein Maß für die Zielerreichung ist, welches ein erreichtes Resultat (z. B. erzielte Verringerung der Schadstofffracht) mit definierten (Sanierungs-)Zielwerten vergleicht, stellt der Wirkungsgrad (z. B. spezifischer Energieaufwand, spezifischer Betriebskostenaufwand) bzw. auch dessen zeitliche Veränderung ein Maß für die Relation zwischen Aufwand und Nutzen dar. Während der Gesichtspunkt der Wirksamkeit für die Feststellung des Sanierungserfolges von zentraler Bedeutung ist, stellt der Wirkungsgrad von Maßnahmen eine zusätzliche wichtige Größe bei der Kontrolle und Beurteilung des Sanierungsfortschrittes dar. Die Beurteilung des Fortschrittes erfolgt aufgrund des Verlaufes der Sanierung, des Ist-Standes und aufgrund von zukünftigen Entwicklungen, die mittels Gradienten- und Trendbetrachtungen prognostiziert werden können (UMWELTBUNDESAMT, unveröffentlicht).

Nach Erreichen der Sanierungsziele – bzw. unter bestimmten Voraussetzungen auch bei Nichterreichen der Sanierungsziele und/oder Sanierungszielwerte (Umweltbundesamt, unveröffentlicht) – werden die Sanierungsmaßnahmen eingestellt. Anschließend sind im Normalfall im Rahmen der Nachsorge Kontrolluntersuchungen durchzuführen zum Nachweis, dass die Sanierungszielwerte eingehalten werden und die Sanierungsziele dauerhaft erreicht sind (Dekontaminationsmaßnahmen), oder dass die Ausbreitung von Schadstoffen unter Berücksichtigung der Standortverhältnisse im vorgesehenen Ausmaß begrenzt bleibt (Sicherungsmaßnahmen). Die Nachsorgemaßnahmen sind im Allgemeinen bei Sicherungen über wesentlich längere Zeiträume erforderlich (in der Regel mehr als 20 Jahre) als bei Dekontaminationen (in der Regel 6 bis 24 Monate).

**Beendigung
von Sanierungs-
maßnahmen,
Nachsorge**

12 QUELENNACHWEIS

12.1 Literaturverzeichnis

- AF – Altlastenforum Baden-Württemberg e.V. (Hg.) (2013): Grundwasserabstromerkundung mittels Immissionspumpversuchen. Aktualisierung, Stand der Technik, Planung, Implementierung, Anwendungsstrategien. Schriftenreihe Altlastenforum Baden-Württemberg e.V. Flächenrecycling, Boden- und Grundwasserschutz, Heft 16. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart. ISBN 978-3-510-39016-8.
- ARBEITSKREIS GRUNDWASSERBEOBACHTUNG (Hg.) (2012): Merkblatt.
Bau von Grundwassermessstellen.
<https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/13808/documents/20842>
- BAFU – Bundesamt für Umwelt (Hg.) (2008): In situ-Sanierung. Bern.
<http://www.bafu.admin.ch/altlasten/13667/index.html?lang=de>
- BAFU – Bundesamt für Umwelt (Hg.) (2013): Analysenmethoden im Abfall- und Altlastenbereich. Bern. <http://www.bafu.admin.ch/altlasten/13667/index.html?lang=de>
- BLFU – Bayerisches Landesamt für Umwelt (2010a): Merkblatt Nr. 3.8/4, Probenahme von Boden und Bodenluft bei Altlasten und schädlichen Bodenveränderungen für die Wirkungspfade Boden-Mensch und Boden-Gewässer. http://www.lfu.bayern.de/wasser/merkblattsammlung/teil3_grundwasser_und_boden/doc/nr_384.pdf
- BLFU – Bayerisches Landesamt für Umwelt (2010b): Merkblatt Nr. 3.8/6, Entnahme und Untersuchung von Wasserproben bei Altlasten, schädlichen Bodenveränderungen und Gewässerverunreinigungen. http://www.lfu.bayern.de/wasser/merkblattsammlung/teil3_grundwasser_und_boden/doc/nr_386.pdf
- BMLFUW – Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (Hg.) (2007): Altlastensanierung in Österreich. Effekte und Ausblick. Wien.
<https://www.bmlfuw.gv.at/greentec/abfall-ressourcen/altlastenmanagement/Altlastensanierung.html>
- BUA – Beratergremium für umweltrelevante Altstoffe der Gesellschaft Deutscher Chemiker (Hg.) (1997): Benzin-BUA-Stoffbericht 200, Hirzel Verlag, Stuttgart.
- Büring, G.; Eisenlohr, T.; Flum, M.; Hahn, B.; Hunkeler, D.; Indaco, A.; Krebs, J.; Philipp, R.; Theurer, T. & Wermeille, C. (2013): Untersuchung von CKW-Belastungen. Praxishilfe. ChloroNet. Zürich
http://www.awel.zh.ch/internet/baudirektion/awel/de/abfall_rohstoffe_altlasten/altlasten/untersuchen_ueberwachen_sanieren/chloronet.html
- BUWAL – Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (Hg.) (2000): Altlasten. Gefährdungsabschätzung. Pflichtenheft für die technische Untersuchung von belasteten Standorten. Bern.
<http://www.bafu.admin.ch/altlasten/13667/index.html?lang=de>
- BUWAL – Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (Hg.) (2003a): Praxishilfe Grundwasserprobenahme. Bern.
<http://www.bafu.admin.ch/publikationen/publikation/00376/index.html?lang=de>
- BUWAL – Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (Hg.) (2003b): Handbuch Bodenprobenahme. Probenahme und Probenvorbereitung für Schadstoffuntersuchungen in Böden. Bern.
<http://www.bafu.admin.ch/publikationen/publikation/00625/index.html?lang=de>

- CORNELISSEN, G.; GUSTAVSSON, Ö.; BUCHELI, T. D.; JONKER M. T. O. & VAN NOORT, P. C. M. (2005): Extensive sorption of organic compounds to black carbon, coal, and kerogen in sediments and soils: mechanisms and consequences for distribution, bioaccumulation, and biodegradation. *Environmental Science & Technology*, 39 (18): 6881–6895.
- DEKANT, W. & VAMVAKAS, S. (2005): Toxikologie. Eine Einführung für Chemiker, Biologen und Pharmazeuten. 2. Auflage. Elsevier GmbH, Spektrum Akademischer Verlag, München. ISBN 978-3827414526.
- DGMK – Deutsche Gesellschaft für Mineralölwissenschaft und Kohlechemie e.V. (1993): Forschungsbericht 409: Chemisch-physikalische Daten von Otto- und Dieseldieselkraftstoffen. Hamburg.
- DIETRICH, P. & LEVEN, C. (2005): Direct Push Technologies. In: Kirsch R. (Ed.), *Groundwater Geophysics*. Springer Berlin Heidelberg. ISBN 978-3-540-88404-0.
- ERTEL, T.; DÖRR, H.; BLESSING, M.; HANSEL, H.; PHILIPPS, R. & REBEL, M. (Hg.) (2009): Forensische Verfahren in der Altlastenbearbeitung. Altlastenforum Baden-Württemberg e.V., Schriftenreihe Heft 14, E. Schweitzerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart. ISBN 978-3-510-39014-4.
- FRITSCH, W. (2002): Mikrobiologie. 3. überarbeitete Auflage. Spektrum Akademischer Verlag GmbH Heidelberg. Berlin. ISBN 3-8274-1107-6.
- GRANDEL, S. & DAHMKE, A. (Hg.) (2008): Leitfaden Natürliche Schadstoffminderung bei LCKW-kontaminierten Standorten: Methoden, Empfehlungen und Hinweise zur Untersuchung und Beurteilung. KORA-Themenverbund 3. Chemische Industrie, Metallverarbeitung. Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Institut für Geowissenschaften, Abt. Angewandte Geologie. Kiel. ISBN 978-3-00-026094-0. http://www.gpi.uni-kiel.de/Angewandte/angew_geo-Dateien/lftv3
- GRUHNE, M. (1999): Überwachung von Untergrundkontaminationen mit Messungen der komplexen elektrischen Leitfähigkeit. Dissertation, Dresdner Grundwasserforschungszentrum e.V., Selbstverlag. Dresden.
- HLUG – Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie (Hg.) (2002): Handbuch Altlasten, Band 3, Teil 2. Untersuchung von altlastverdächtigen Flächen und Schadensfällen. Wiesbaden. ISBN 3-89026-801-3 http://www.hlug.de/fileadmin/dokumente/altlasten/handbuch/hba3_2_web.pdf.
- HLUG – Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie (Hg.) (2005): Handbuch Altlasten, Band 3, Teil 5. Auswertung von Mineralöl-Gaschromatogrammen. Wiesbaden. ISBN 3-89026-808-0. http://www.hlug.de/fileadmin/dokumente/altlasten/handbuch/hba35_web.pdf
- HÖLTING, B. & COLDEWEY, W. G. (2005): Hydrogeologie. Einführung in die Allgemeine und Angewandte Hydrogeologie. 6. Auflage. Elsevier GmbH, München. ISBN 3-8274-1526-8.
- ITVA – Ingenieurtechnischer Verband Altlasten e.V. (2002): Richtlinie Bodenluftabsaugversuch. Berlin. <http://www.itv-altlasten.de/publikationen/arbeitshilfen-und-richtlinien/bodenluftabsaugversuch.html>
- ITVA – Ingenieurtechnischer Verband für Altlastenmanagement und Flächenrecycling e.V. (2010): Innovative In-situ-Sanierungsverfahren. Arbeitshilfe – H1-13. Berlin. <http://www.itv-altlasten.de/publikationen/arbeitshilfen-und-richtlinien/innovative-in-situ-sanierungsverfahren.html>

- KÄSTNER, M.; BRACKEVELT, M.; DÖBERL G.; CASSIANI G.; PETRANGELI PAPINI M.; LEVEN-PFISTER C. & VAN REE D. (Ed.) (2012): Model-driven soil probing, site assessment and evaluation – Guidance on technologies. Sapienza Università Editrice, Rom. ISBN 978-88-95814-72-8.
- LABO – Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz, Altlastenausschuss (ALA), Unterausschuss Sickerwasserprognose (2008): Arbeitshilfe Sickerwasserprognose bei Detailuntersuchungen. Stand 12/2008.
http://www.lanuv.nrw.de/boden/pdf/Ah_Du_1208.pdf
- LABO – Länderarbeitsgemeinschaft Boden (2012): LABO-Vorhaben 3.11. Projekt zur externen Qualitätssicherung der Analytik und Probenahme von Bodenluft. Teil 1: Durchführung eines Ringversuches zur Bodenanalytik für Untersuchungsstellen mit Zulassung nach § 18 BBodSchG. http://www.laenderfinanzierungsprogramm.de/cms/WaBoAb_prod/WaBoAb/Vorhaben/LABO/B_3.11/
- LAGA – Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Abfall (2009): Mitteilung 35. Bestimmung des Gehaltes an Kohlenwasserstoffen in Abfällen – Untersuchungs- und Analysenstrategie.
<http://www.lanuv.nrw.de/altlast/untersuchungsmethoden/LAGA%20KW04.pdf>
- LEVEN, C.; WEIß, H.; KOSCHITZKY, H.-P.; BLUM, P.; PTAK, T. & DIETRICH, P. (Hg.) (2010): Direct-Push-Verfahren. Altlastenforum Baden-Württemberg, e.V., Schriftenreihe Heft 15, E. Schweitzerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart. ISBN 978-3-510-39015-1.
- LUA – Landesumweltamt Brandenburg (2005): Altlastenbearbeitung im Land Brandenburg. Nationale und internationale Sachstandsrecherche. Mineralölkohlenwasserstoffe. Potsdam. <http://www.lugv.brandenburg.de/cms/detail.php/bb1.c.309559.de>
- LUBW – Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (1993): Verfahrensempfehlungen für die Probenahme bei Altlasten (Boden, Abfall, Grund-, Sickerwasser, Bodenluft). Karlsruhe. ISBN 0944-3304.
<http://www.fachdokumente.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/10029/?COMMAND=DisplayBericht&FIS=161&OBJECT=10029&MODE=METADATA>
- LUBW – Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (2001): Handlungsempfehlungen zum Einsatz von Vor-Ort-Analytik. Karlsruhe. ISSN 1437-0158. <http://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/13528/>
- LUBW – Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (2002): Empfehlungen zur Entnahme von Feststoffproben für die Analyse auf leichtflüchtige Verbindungen im Altlastenbereich. Karlsruhe. <http://www.fachdokumente.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/10103/?COMMAND=DisplayBericht&FIS=161&OBJECT=10103&MODE=METADATA>
- MICHELS, J.; STUHRMANN, M.; FREY, C. & KOSCHITZKY, H.-P. (2008): Handlungsempfehlungen mit Methodensammlung: natürliche Schadstoffminderung bei der Sanierung von Altlasten. Bewertung und Anwendung, rechtliche Aspekte, Wirtschaftlichkeit, Akzeptanz. projektübergreifende Begleitung des BMBF-Förderschwerpunktes KORA. DECHEMA e.V., Forschungs- und Projektkoordination. Frankfurt am Main. ISBN 978-3-89746-092-0. <http://www.natural-attenuation.de/download.html>
- MUNZ, C. & HÄNER, A. (2009): Leitfaden Chlorierte Kohlenwasserstoffe (CKW). Stoffeigenschaften. ChloroNet. Zürich.
<http://www.bafu.admin.ch/chloronet/06273/index.html?lang=de>

- ÖVA – Österreichischer Verein für Altlastenmanagement (2010): Technologiequicksan. *In-situ*-Sanierungstechnologien. Wien. <https://www.bmlfuw.gv.at/dam/jcr:a087cfed-6dec-4672-93b8-331f3f78c137/neuer%20%C3%96VA-Technologiequicksan%20In-situ-Sanierungstechnologien.pdf>
- ÖVA – Österreichischer Verein für Altlastenmanagement (Hg.) (2012): Technische Arbeitshilfe. CKW-kontaminierte Standorte. Erkundung, Beurteilung und Sanierung. Wien. http://www.altlastenmanagement.at/home/documents/publikationen/2013/TAH_CKW%20kontaminierte%20Standorte_Druckversion.pdf
- PARRAT, J. (2011): Sanierung von CKW-belasteten Standorten. Arbeitnehmerschutz. 4. Fachtagung ChloroNet. Solothurn. <http://www.bafu.admin.ch/chloronet/05751/16449/index.html?lang=de>
- RUBIN – Reaktionswände und -barrieren im Netzwerkverbund (2006): Anwendung von durchströmten Reinigungswänden zur Sanierung von Altlasten, bmbf-Vorhaben 0271241, Hrsg.: Universität Lüneburg, Dresden. <http://www.rubin-online.de/deutsch/bibliothek/downloads/index.html>
- RUBIN – Reaktionswände und -barrieren im Netzwerkverbund (2012): Anwendung von durchströmten Reinigungswänden zur Sanierung von Altlasten. Ergänzungsband zum Handbuch. Hrsg.: Ostfalia Hochschule für angewandte Wissenschaften, Suderburg. https://www.ptka.kit.edu/downloads/ptka-wte-w/Handbuch_Reinigungswaende-RUBIN_Ergaenzungsband_2012.pdf
- SBB – Sonderabfallgesellschaft Brandenburg/Berlin mbH (2006): Merkblatt zur LAGA-Mitteilung „Bestimmung des Gehaltes an Kohlenwasserstoffen in Abfällen (KW/04)“. Potsdam. http://www.sbb-mbh.de/fileadmin/media/publikationen/merkblaetter/merkblatt_kw04.pdf
- SCHROERS, S. & ODENSAß, M. (2011): *In-Situ*-Sanierungen in Deutschland – eine Fallauswertung. In: Symposium Strategien zur Boden- und Grundwassersanierung, Kurzfassungsband, DECHEMA e.V., Frankfurt.
- UMWELTBUNDESAMT (2009): Altlastenmanagement 2010. Neuausrichtung der Beurteilung und Sanierung von kontaminierten Standorten. Arbeitspaket 6 – Abschätzung und Beurteilung der Schadstoffausbreitung im Grundwasser. Beurteilung von Schadstofffahnen bei kontaminierten Standorten. Zwischenbericht. Umweltbundesamt, Wien. http://nfp-at.eionet.europa.eu/Public/irc/eionet-circle/altlastenmanagement/library?l=/public/schadstofffahnen/DE_1.0_&a=d
- UMWELTBUNDESAMT (2011a): Wimmer, B. & Döberl, G.: Abschätzung von Sickerwasserbelastungen. Altlastenmanagement 2010. Reports, Bd. REP-0300. Umweltbundesamt, Wien. ISBN 978-3-99004-102-4. http://www.umweltbundesamt.at/aktuell/publikationen/publikationssuche/publikationsdetail/?pub_id=1913
Begleitmaterialien zu UMWELTBUNDESAMT (2011a): https://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/umweltthemen/altlasten/Arbeitshilfe_Sickerwasserbelastung.pdf
- UMWELTBUNDESAMT (2011b): Reichenauer, T. G.; Friesl-Hanl, W.; Edelmann, E.; Hofer, H.; Weisgram, M.; Müller, D. & Dörrie, T.: Arbeitshilfe zur Expositionsabschätzung und Risikoanalyse an kontaminierten Standorten. Reports, Bd. REP-0351. Umweltbundesamt, Wien. ISBN 978-3-99004-154-3. http://www.umweltbundesamt.at/aktuell/publikationen/publikationssuche/publikationsdetail/?pub_id=1935

- UMWELTBUNDESAMT (2011c): Edelmann, E.; Dörrie, T.; Reichenauer, T. & Loibner, A.:
Ökologische Risikobeurteilung an kontaminierten Standorten. Altlastenmanagement
2010. Reports, Bd. REP-0337. Umweltbundesamt, Wien. ISBN 978-3-99004-139-0.
http://www.umweltbundesamt.at/aktuell/publikationen/publikationssuche/publikationsdetail/?pub_id=1927
- UMWELTBUNDESAMT (2016): Dörrie, T.; Döberl, G.; Müller-Grabherr, D. & Weisgram, M.:
Quickscan Erkundungs- und Monitoringtechnologien. Quickscan über
erfolgsversprechende Verfahren zur Erkundung von kontaminierten Standorten.
Reports, Bd. REP-0570. Umweltbundesamt, Wien. ISBN 978-3-99004-383-7.
<http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/REP0570.pdf>
- UMWELTBUNDESAMT (unveröffentlicht): Müller, D.; Valtl, M.; Längert-Mühlegger, H.;
Döberl, G.; Weisgram, M.; Ortmann, M. & Weihs, S.: Beurteilung und Sanierung
von Verunreinigungen des Grundwassers bei kontaminierten Standorten.
Umweltbundesamt, Wien.
- WABELS, D. & TEUTSCH, G. (2008): Leitfaden Natürliche Schadstoffminderungsprozesse
bei mineralölkontaminierten Standorten. Methoden, Empfehlungen und Hinweise
zur Untersuchung und Beurteilung. KORA Themenverbund 1: Raffinerien,
Tanklager, Kraftstoffe/Mineralöl, MTBE. ZAG – Zentrum für Angewandte
Geowissenschaften Universität Tübingen. ISBN 978-89746-093-9.
<http://www.natural-attenuation.de/download.html>

12.2 Rechtsnormen und Leitlinien

- Altlastensanierungsgesetz (ALSAG; BGBl. Nr. 299/1989 i. d. g. F.): Bundesgesetz vom
7. Juni 1989 zur Finanzierung und Durchführung der Altlastensanierung.
- ArbeitnehmerInnenschutzgesetz (ASchG; BGBl. Nr. 450/1994 i. d. g. F.): Bundesgesetz
über Sicherheit und Gesundheitsschutz bei der Arbeit.
- ASTM D7678: Standard Test Method for Total Petroleum Hydrocarbons (TPH) in Water
and Wastewater with Solvent Extraction using Mid-IR Laser Spectroscopy.
- Bauarbeitenkoordinationsgesetz (BauKG; BGBl. I Nr. 37/1999 i. d. g. F.): Bundesgesetz
über die Koordination bei Bauarbeiten.
- BG RCI Merkblatt T 021 (BGI 836): Gaswarneinrichtungen für toxische Gase/Dämpfe
und Sauerstoff.
- BG RCI Merkblatt T 023 (BGI 518): Gaswarneinrichtungen für den Explosionsschutz –
Einsatz und Betrieb.
- BMLFUW – Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft
(2003): Richtlinie zur Bewertung der Innenraumluft. Österreichische Akademie
der Wissenschaften und Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt
und Wasserwirtschaft, Wien. http://www.lebensministerium.at/umwelt/luft-laerm-verkehr/luft/innenraumluft/richtlinie_innenraum.html
- BMLFUW – Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft
(2011): BAWP – Bundes-Abfallwirtschaftsplan 2011. Bundesministerium für
Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (Hg.). Wien.

- Deponieverordnung (DVO 2008; BGBl. II Nr. 39/2008 i. d. g. F.): Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über Deponien.
- DIN 19528: Elution von Feststoffen – Perkulationsverfahren zur gemeinsamen Untersuchung des Elutionsverhaltens von anorganischen und organischen Stoffen.
- DIN 19529: Elution von Feststoffen – Schüttelverfahren zur Untersuchung des Elutionsverhaltens von anorganischen Stoffen mit einem Wasser/Feststoff-Verhältnis von 2 l/kg.
- Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL; RL 92/43/EWG): Richtlinie des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen. ABl. Nr. L 206.
- Grenzwerteverordnung 2011 (GKV 2011; BGBl. II Nr. 253/2001 i. d. g. F.): Verordnung des Bundesministers für Arbeit, Soziales und Konsumentenschutz über Grenzwerte für Arbeitsstoffe sowie über krebserzeugende und fortpflanzungsgefährdende (reproduktionstoxische) Arbeitsstoffe.
- DVGW-Merkblatt W 119: Entwickeln von Brunnen durch Entsandern – Anforderungen, Verfahren, Restsandgehalte.
- DVGW-Merkblatt W 121: Bau und Ausbau von Grundwassermessstellen.
- DVWK-Merkblatt 245/1997: Tiefenorientierte Probenahme aus Grundwassermessstellen.
- ISO 11423-1: Water quality – Determination of benzene and some derivatives Head-space gas chromatographic method.
- ÖNORM B 2400: Hydrologie – Hydrographische Fachausdrücke und Zeichen – Ergänzende Bestimmungen zur ÖNORM EN ISO 772 und ÖNORM EN ISO 772/A1.
- ÖNORM B 2601: Wassererschließung – Brunnen – Planung, Bau und Betrieb.
- ÖNORM B 4400-1: Geotechnik – Teil 1: Benennung, Beschreibung und Klassifizierung von Böden – Regeln zur Umsetzung der ÖNORMEN EN ISO 14688-1 und -2 sowie grundlegende Symbole und Einheiten.
- ÖNORM EN 12457-4: Charakterisierung von Abfällen – Auslaugung – Übereinstimmungsuntersuchung für die Auslaugung von körnigen Abfällen und Schlämmen – Teil 4: Einstufiges Schüttelverfahren mit einem Flüssigkeits-/ Feststoffverhältnis von 10 l/kg für Materialien mit einer Korngröße unter 10 mm (ohne oder mit Korngrößenreduzierung).
- ÖNORM EN 14039: Charakterisierung von Abfällen – Bestimmung des Gehalts an Kohlenwasserstoffen von C10 bis C40 mittels Gaschromatographie.
- ÖNORM EN 15936: Schlamm, Boden, Abfall und behandelter Bioabfall – Bestimmung des gesamten organischen Kohlenstoffs (TOC) durch trockene Verbrennung.
- ÖNORM EN 16167: Schlamm, behandelter Bioabfall und Boden – Bestimmung von polychlorierten Biphenylen (PCB) mittels Gaschromatographie mit massenspektrometrischer Detektion (GC-MS) und Gaschromatographie mit Elektroneneinfangdetektion (GC-ECD).
- ÖNORM EN ISO 5667-3: Wasserbeschaffenheit – Probenahme. Teil 3: Anleitung zur Konservierung und Handhabung von Wasserproben.
- ÖNORM EN ISO 9377-2: Wasserbeschaffenheit – Bestimmung des Kohlenwasserstoff-Index – Teil 2: Verfahren nach Lösemittelextraktion und Gaschromatographie.

- ÖNORM EN ISO 14688-1: Geotechnische Erkundung und Untersuchung – Benennung, Beschreibung und Klassifizierung von Boden – Teil 1: Benennung und Beschreibung.
- ÖNORM EN ISO 15009: Bodenbeschaffenheit – Gaschromatographische Bestimmung des Anteils an flüchtigen aromatischen Kohlenwasserstoffen, Naphthalin und flüchtigen Halogenkohlenwasserstoffen – Purge-und-Trap-Anreicherung mit thermischer Desorption.
- ÖNORM EN ISO 15680: Wasserbeschaffenheit – Gaschromatische Bestimmung einer Anzahl monocyclischer aromatischer Kohlenwasserstoffe, Naphthalin und einiger chlorierter Substanzen mittels Purge und Trap und thermischer Desorption.
- ÖNORM EN ISO 16000-1: Innenraumluftverunreinigungen – Teil 1: Allgemeine Aspekte der Probenahmestrategie.
- ÖNORM EN ISO 16000-5: Innenraumluftverunreinigungen – Teil 5: Probenahmestrategie für flüchtige organische Verbindungen (VOC).
- ÖNORM EN ISO 16017-1: Innenraumluft, Außenluft und Luft am Arbeitsplatz – Probenahme und Analyse flüchtiger organischer Verbindungen durch Sorptionsröhrchen/thermische Desorption/Kapillar-Gaschromatographie – Teil 1: Probenahme mit einer Pumpe.
- ÖNORM EN ISO 16017-2: Innenraumluft, Außenluft und Luft am Arbeitsplatz – Probenahme und Analyse flüchtiger organischer Verbindungen durch Sorptionsröhrchen/thermische Desorption/Kapillar- Gaschromatographie – Teil 2: Probenahme mit Passivsammlern.
- ÖNORM EN ISO 16558-1: Bodenbeschaffenheit – Mineralölkohlenwasserstoffe für die Risikobeurteilung – Teil 1: Bestimmung aliphatischer und aromatischer Fraktionen leicht flüchtiger Mineralölkohlenwasserstoffe mittels Gaschromatographie (statisches Headspace-Verfahren).
- ÖNORM EN ISO 16703: Bodenbeschaffenheit – Gaschromatographische Bestimmung des Gehalts an Kohlenwasserstoffen von C10 bis C40.
- ÖNORM EN ISO 17943: Wasserbeschaffenheit – Bestimmung flüchtiger organischer Verbindungen in Wasser – Verfahren mittels Headspace-Festphasenmikroextraktion (HS-SPME) gefolgt von der Gaschromatographie und Massenspektrometrie (GC-MS).
- ÖNORM EN ISO 22155: Bodenbeschaffenheit – Gaschromatographische Bestimmung flüchtiger aromatischer Kohlenwasserstoffe, Halogenkohlenwasserstoffe und ausgewählter Ether – Statisches Dampfraum-Verfahren.
- ÖNORM L 1054: Probenahme von Böden – Allgemeines, Terminologie.
- ÖNORM L 1055: Probenahme von ackerbaulich genutzten Böden.
- ÖNORM L 1056: Probenahme von Dauergrünland (inklusive Parkanlagen, sowie Zier- und Sportrasen).
- ÖNORM L 1057: Probenahme von wein- und obstbaulich genutzten Böden und Böden von Baumschulen.
- ÖNORM L 1058: Probenahme von Böden in geschütztem Anbau, Substraten und Nährlösungen.
- ÖNORM L 1059: Probenahme von Waldböden.

- ÖNORM L 1061-1: Physikalische Bodenuntersuchungen – Bestimmung der Korngrößenverteilung des Mineralbodens – Teil 1: Grobboden.
- ÖNORM L 1061-2: Physikalische Bodenuntersuchungen – Bestimmung der Korngrößenverteilung des Mineralbodens – Teil 2: Feinboden.
- ÖNORM L 1062: Physikalische Bodenuntersuchungen – Bestimmung des Wassergehaltes und des Wasseranteils.
- ÖNORM L 1068: Physikalische Bodenuntersuchungen – Bestimmung der Dichte von Mineralböden.
- ÖNORM M 5700-1: Messen von Innenraumluft-Verunreinigungen – Gaschromatographische Bestimmung organischer Verbindungen – Teil 1: Grundlagen.
- ÖNORM M 5700-2: Messen von Innenraumluft-Verunreinigungen – Gaschromatographische Bestimmung organischer Verbindungen – Teil 2: Aktive Probenahme durch Anreicherung auf Aktivkohle – Lösemittlextraktion.
- ÖNORM M 5700-3: Messen von Innenraumluft-Verunreinigungen – Gaschromatographische Bestimmung organischer Verbindungen – Teil 3: Aktive Probenahme durch Anreicherung auf Sorbentien – Thermodesorption.
- ÖNORM M 6608: Wasseruntersuchung – Bestimmung von Kohlenwasserstoffen mittels Infrarot-Spektroskopie.
- ÖNORM S 2088-1: Altlasten – Gefährdungsabschätzung für das Schutzgut Grundwasser.
- ÖNORM S 2088-2: Kontaminierte Standorte – Teil 2: Nutzungsspezifische Beurteilung der Verunreinigungen des Bodens von Altstandorten und Altablagerungen.
- ÖNORM S 2088-3: Altlasten – Teil 3: Gefährdungsabschätzung für das Schutzgut Luft.
- ÖNORM S 2089: Altlastensanierung – Sicherungs- und Dekontaminationsverfahren.
- ÖNORM S 2090: Bodenluft-Untersuchungen.
- ÖNORM S 2091: Altlasten – Feststoff-Probenahme. Entnahme von Feststoffproben von Altablagerungen und Altstandorten.
- ÖNORM S 2092: Altlasten – Grundwasser-Probenahme.
- ÖNORM S 2093: Erfassung und Beurteilung des Umweltzustandes von vorgenutzten Flächen bei der Liegenschaftsbewertung.
- ÖNORM S 2126: Grundlegende Charakterisierung von Aushubmaterial vor Beginn der Aushub- oder Abräumtätigkeit.
- ONR 24406-1: Geotechnik – Untergrundbeurteilung hinsichtlich Kampfmittel – Teil 1: Gefährdungsabschätzung sowie Maßnahmen und Vorgangsweise bei der Kampfmittelerkundung.
- ONR CEN ISO/TS 16558-2: Bodenbeschaffenheit – Mineralölkohlenwasserstoffe für die Risikobeurteilung - Teil 2: Bestimmung aliphatischer und aromatischer Fraktionen schwerflüchtiger Mineralölkohlenwasserstoffe mittels Gaschromatographie mit Flammenionisationsdetektion (GC/FID)
- ONR CEN/TS 16190: Schlamm, behandelter Bioabfall und Boden – Bestimmung von Dioxinen und Furanen sowie Dioxin vergleichbaren polychlorierten Biphenylen mittels Gaschromatographie und hochauflösender massenspektrometrischer Detektion (HR GC-MS).

- ÖVE/ÖNORM EN 60079-20-1: Explosionsfähige Atmosphären – Teil 20-1: Stoffliche Eigenschaften zur Klassifizierung von Gasen und Dämpfen – Prüfmethoden und Daten.
- ÖVE/ÖNORM EN 60079-29-2: Explosionsfähige Atmosphäre – Teil 29-2: Gasmessgeräte – Auswahl, Installation, Einsatz und Wartung von Geräten für die Messung von brennbaren Gasen und Sauerstoff.
- ÖWAV-RB 208: Bohrungen zur Grundwassererkundung.
- Qualitätszielverordnung Chemie Grundwasser (QZV Chemie GW; BGBl. II Nr. 98/2010 i. d. g. F.): Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über den guten chemischen Zustand des Grundwassers.
- Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer (QZV Chemie OG; BGBl. II Nr. 96/2006 i. d. g. F.): Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über die Festlegung des Zielzustandes für Oberflächengewässer.
- RL 1999/13/EG: Richtlinie des Rates vom 11. März 1999 über die Begrenzung von Emissionen flüchtiger organischer Verbindungen, die bei bestimmten Tätigkeiten und in bestimmten Anlagen bei der Verwendung organischer Lösungsmittel entstehen.
- Trinkwasserverordnung (TWV; BGBl. II Nr. 304/2001 i. d. g. F.): Verordnung des Bundesministers für soziale Sicherheit und Generationen über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch.
- TRGS 524: Technische Regeln für Gefahrstoffe – Schutzmaßnahmen bei Tätigkeiten in kontaminierten Bereichen. Ausschuss für Gefahrstoffe (AGS).
<http://www.baua.de/de/Themen-von-A-Z/Gefahrstoffe/TRGS/pdf/TRGS-524.html>.
- VDI 2100 Blatt 2: Messen gasförmiger Verbindungen in der Außenluft – Messen von Innenraumluftverunreinigungen – Gaschromatographische Bestimmung organischer Verbindungen – Aktive Probenahme durch Anreicherung auf Aktivkohle – Lösemittelextraktion.
- VDI 2100 Blatt 3: Messen gasförmiger Verbindungen in der Außenluft – Messen von Innenraumluftverunreinigungen – Gaschromatographische Bestimmung organischer Verbindungen – Aktive Probenahme durch Anreicherung auf Sorbentien – Thermodesorption.
- VDI 3865, Blatt 1: Messen organischer Bodenverunreinigungen; Messplanung für die Untersuchung der Bodenluft auf leichtflüchtige organische Verbindungen.
- VDI 3865, Blatt 2: Messen organischer Bodenverunreinigungen – Techniken für die aktive Entnahme von Bodenluftproben.
- VDI 3865, Blatt 3: Messen organischer Bodenverunreinigungen – Gaschromatographische Bestimmung von niedrigsiedenden organischen Verbindungen in Bodenluft nach Anreicherung an Aktivkohle oder XAD-4 und Desorption mit organischem Lösungsmittel.
- VDI 3865, Blatt 4: Messen organischer Bodenverunreinigungen – Gaschromatographische Bestimmung von niedrigsiedenden organischen Verbindungen in Bodenluft durch Direktmessung.
- VO (EG) Nr. 1005/2009: Verordnung des Europäischen Parlaments und des Rates vom 16. September 2009 über Stoffe, die zum Abbau der Ozonschicht führen. ABI. Nr. L 286/1.
- Wasserrechtsgesetz (WRG 1959; BGBl. Nr. 215/1959 i. d. g. F.): Wasserrechtsgesetz 1959.

ANHANG

Anhang 1: Abkürzungen

Technische Abkürzungen

BTEX	Benzol, Toluol, Ethylbenzol, Xylole
C	Kohlenstoff (Carbon), z. B. C-Zahl, C-Atome
CAS-Nr.	Chemical Abstracts Service Registry Number
CKW	leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe
CPT	Cone Penetration Test (Drucksondierung)
CSIA	Compound-specific Stable Isotope Analysis
DP	Direct Push
EC-Logging	Electrical Conductivity Logging
ETBE	Ethyl-tert-butylether
FCKW	Fluorchlorkohlenwasserstoffe
FID	Flammenionisationsdetektor
GC	Gas-Chromatographie
GC-IRMS	Gas Chromatography Isotope-ratio Mass Spectrometry
GC-MS	Gas-Chromatographie mit Massenspektrometrie-Kopplung
GOK	Geländeoberkante
H	Wasserstoff (Hydrogenium), z. B. C ₁₀ H ₂₂ , ² H/ ¹ H
HDPE	High Density Polyethylene
i. d. g. F.	in der geltenden Fassung
ISCO	<i>In-situ</i> -chemische-Oxidation
IR	Infrarot
Kfz	Kraftfahrzeug
KW	Kohlenwasserstoff
LDPE	Low Density Polyethylene
LIF	Laser-Induzierte Fluoreszenz
LNAPL	Light non-aqueous phase liquid
MAK	Maximale Arbeitsplatzkonzentration
MKW	Mineralölkohlenwasserstoffe
MIP	Membran Interface Probe
MS	Massenspektrometer
MTBE	Methyl-tert-Butylether
NA	Natural Attenuation (natürlicher Rückhalt und Abbau von Schadstoffen)
NSO	Stickstoff-Schwefel-Sauerstoff (z. B. NSO-Heterocyclen)
PAK	Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe
PCB	Polychlorierte Biphenyle
PCDD/F	Polychlorierte Dibenzo-p-dioxine und polychlorierte Dibenzo-furane
PID	Photoionisationsdetektor
PP	Polypropylen
PTFE	Polytetrafluorethylen = Teflon®
PVC	Polyvinylchlorid

SOM	soil/sediment organic matter (organischer Kohlenstoff C _{org} im Boden bzw. Sediment)
SPME	Solid Phase Microextraction (Festphasenmikroextraktion)
TOC	total organic carbon (gesamter organischer Kohlenstoff)
TRK	Technische Richtkonzentration
TS	Trockensubstanz, Trockenmasse
UV	Ultraviolett
VOC	Volatile organic compounds, (leicht)flüchtige organische Verbindungen

Abkürzungen von Institutionen

BAFU	Bundesamt für Umwelt (Schweiz)
BMLFUW	Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (Österreich)
BMWWF	Bundesministerium für Wissenschaft, Forschung und Wirtschaft (Österreich)
BUWAL	Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (Schweiz, seit 2006 BAFU)
DVWK	Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V.
ITVA	Ingenieurtechnischer Verband für Altlastenmanagement und Flächenrecycling e.V. (Deutschland)
IUPAC	International Union of Pure and Applied Chemistry
ÖBB	Österreichische Bundesbahnen
VDI	Verein Deutscher Ingenieure (Deutschland)
VEGAS	Versuchseinrichtung zur Grundwasser- und Altlastensanierung (Deutschland)
ZAMG	Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik (Österreich)

Ausgewählte Einheiten

cSt	centi-Stokes
mN	Milli-Newton
Pa	Pascal

Anhang 2: Chemisch-physikalische Stoffdaten ausgewählter MKW-Einzelsubstanzen und Mineralölprodukte

Tabelle 6: Chemisch-physikalische Eigenschaften ausgewählter aromatischer Kohlenwasserstoffe; die Parameter Dampfdruck, Wasserlöslichkeit und Henry-Konstante beziehen sich auf eine Temperatur von 25 °C; Berechnung der Löslichkeit und der Henry-Konstante in Abhängigkeit von der Temperatur kann mit dem Programm ALTEX 1-D (LABO 2008) durchgeführt werden. Bezugstemperatur der kinematischen Viskosität in Klammern.

Name	CAS-Nr.	Anzahl C-Atome	Molare Masse [g/mol]	Dichte (g/cm ³)	Löslichkeit in Wasser [mg/l]	Dampfdruck [kPa]	Log K _{ow} [-]	K _{oc} [l/kg]	Henry Konst. [-]	Kin. Viskosität [cSt]	MAK/TRK ^{a)} [ppm]/[mg/m ³]
Benzol	71-43-2	6	78,11	0,88	1790	12,6	2,13	56,23	0,227	0,740 (20)	1/3,2 (III A1)
Toluol	108-88-3	7	92,14	0,87	526	3,79	2,73	117,49	0,271	0,635 (25)	50/190 (d)
Ethylbenzol	100-41-4	8	106,17	0,87	169	1,28	3,15	169,82	0,322	0,727 (25)	100/440
Xylol (Mittelwert o,m,p)	1330-20-7	8	106,17	0,87	106	1,07	3,16	177,83	0,271	0,776 (25)	50/221
Isopropylbenzol	98-82-8	9	120,19	0,86	61,3	0,600	3,66	691,83	0,470	0,740 (35)	20/100
1,2,3-Trimethylbenzol	526-73-8	9	120,19	0,89	75,2	0,225	3,66	630,96	0,178		20/100
1,2,4-Trimethylbenzol	95-63-6	9	120,19	0,87	57	0,280	3,63	616,60	0,252	1,162 (20)	20/100
1,3,5-Trimethylbenzol	108-67-8	9	120,19	0,86	48,2	0,331	3,42	660,69	0,359	0,813 (20)	20/100

Quelle: Estimation Programs Interface (EPI) Suite (US-EPA);

STARS (Stoffdatenbank für bodenschutz-/umweltrelevante Stoffe, BRD);

weitere Quellen:

^{a)} ... MAK- bzw. TRK-Tagesmittelwerte (Grenzwertverordnung 2011 i. d. F. BGBl. II Nr. 186/2015)

III ... Anhang III der Grenzwertverordnung 2011 i. d. F. BGBl. II Nr. 186/2015

A1 ... Stoffe, die beim Menschen erfahrungsgemäß bösartige Geschwülste zu verursachen vermögen

d ... Kann vermutlich das Kind im Mutterleib schädigen

Tabelle 7: Chemisch-physikalische Eigenschaften ausgewählter aliphatischer Kohlenwasserstoffe; die Parameter Dampfdruck, Wasserlöslichkeit und Henry-Konstante beziehen sich auf eine Temperatur von 25 °C; Eine Berechnung der Löslichkeit und der Henry-Konstante in Abhängigkeit von der Temperatur kann mit dem Programm ALTEX 1-D (LABO 2008) durchgeführt werden. Bezugstemperatur der kinematischen Viskosität in Klammern.

Name	CAS-Nr.	Anzahl C-Atome	Molare Masse [g/mol]	Dichte ^{a)} (g/cm ³)	Löslichkeit in Wasser [mg/l]	Dampfdruck [kPa]	Log K _{ow} [-]	K _{oc} [l/kg]	Henry Konst. [-]	Kin. Viskosität [cSt]	MAK/TRK ^{d)} [ppm]/[mg/m ³]
2-Methylbutan	78-78-4	5	72,15	0,62	48	91,9	2,3 (11 °C)	67,76	57,2		600/1.800
n-Pentan	109-66-0	5	72,15	0,626	38	68,5	3,62 ^{b)}	80,72	51,1	0,319 (20 °C)	600/1.800
2-Methylpentan	107-83-5	6	86,18	0,65	14	28,1	2,77 ^{c)}	124,74	69,9		200/715
n-Hexan	110-54-3	6	86,18	0,66	9,5	20,1	4,11 ^{b)}	148,94	73,6	0,455 (20 °C)	20/72 (f)
2,2,4-Trimethylpentan	540-84-1	8	114,23	0,69	2,44	6,57	5,83 ^{c)}	275,42	124	0,683 (25 °C)	300/1.400
n-Oktan	111-65-9	8	114,23	0,7	0,66	1,88	5,18 ^{b)}	506,99	131	0,770 (20 °C)	300/1.400
n-Dekan	124-18-5	10	142,29	0,73	0,052	0,19	6,69 (10 °C)	1.683	211		-
MTBE	1634-04-4	5	88,15	0,74	51.000	33.300	0,94	11,56	0,024	0,405 (20 °C)	50/180

Quelle (falls nicht anders angegeben):

Estimation Programs Interface (EPI) Suite (US-EPA);

STARS (Stoffdatenbank für bodenschutz-/umweltrelevante Stoffe, Deutschland);

weitere Quellen:

^{a)} ... GESTIS-Stoffdatenbank (Institut für Arbeitsschutz der Deutschen Gesetzlichen Unfallversicherung)

^{b)} ... LOGKOW[®] Canadian National Committee for CODATA (CNC/CODATA)

^{c)} ... Fachinformation des Landesumweltamtes Brandenburg. Nationale und internationale Sachstandsrecherche – Mineralölkohlenwasserstoffe (LUA 2005)

^{d)} ... MAK- bzw. TRK-Tagesmittelwerte (Grenzwertverordnung 2011 i. d. F. BGBl. II Nr. 186/2015)

f ... Kann vermutlich die Fruchtbarkeit beeinträchtigen

*Tabelle 8: Chemisch-physikalische Eigenschaften ausgewählter Mineralölprodukte;
Dichte und Dampfdruck bei 15 °C, Wasserlöslichkeit und kinematische Viskosität bei 20 °C.*

Name	Anzahl C-Atome	Molare Masse [g/mol]	Dichte (g/cm³)	Löslichkeit in Wasser [mg/l]	Dampfdruck [kPa]	Log K _{ow} [-]	K _{oc} [l/kg]	Henry Konst. [-]	Kin. Viskosität [cSt]
Ottokraftstoff (Benzin)	ca. 5–10	88–90	0,72–0,78	ca. 100–150	ca. 20–40	ca. 1,9–6,69	ca. 63–1.720	0,2–211	0,5–0,6
Kerosin	ca. 8–17	ca. 170	ca. 0,75–0,83	ca. 5–100	< 1	ca. 4,0–8,2	250–5.000	0,1–334	0,5–2,5
Diesel, Heizöl EL	ca. 9–24	ca. 180	ca. 0,82–0,86	ca. 5–20	ca. 0,05	ca. 4,0–10,0	250–600.000	0,082–2.100	2,5–7,5
Schmieröl, Hydrauliköl	ca. 17–39	-	ca. 0,86–0,9	< 5	-	-	-	-	110–510
Heizöl schwer	ca. 20–70	ca. 250	ca. 0,90–1,005	< 1	< 0,01 (20 °C)	> 10	> 600.000	-	ca. 4.500

Quelle: Fachinformation des Landesumweltamtes Brandenburg.

Nationale und internationale Sachstandsrecherche – Mineralölkohlenwasserstoffe (LUA 2005)

Anhang 3: Zusammensetzung typischer Mineralölprodukte Anfang der 1990er Jahre

Tabelle 9: Kohlenwasserstoffe mit Massenanteilen ≥ 1 % (w/w) in Benzin, Mittelwerte 1992/93 aus 12 Raffinerien (BUA 1997, zitiert in: LUA 2005).

Kohlenwasserstoff	Einheit	Normalbenzin bleifrei	Superbenzin bleifrei	Super plus bleifrei	Superbenzin verbleit
Alkane					
2-Methylpropan	% (w/w)	1,5	1,3	1,3	1,4
n-Butan	% (w/w)	2,7	3,1	3,7	4,3
2-Methylbutan	% (w/w)	8,1	8,4	9,1	9,3
n-Pentan	% (w/w)	5,1	4,3	3,4	4,3
2,3-Dimethylbutan	% (w/w)	1	0,8	0,7	0,8
2-Methylpentan	% (w/w)	4,3	3,5	3,1	3,3
3-Methylpentan	% (w/w)	2,8	2,2	1,9	2,1
n-Hexan	% (w/w)	3,3	2,6	1,6	2,4
2-Methylhexan	% (w/w)	1,3	1,2	1	1,2
3-Methylhexan	% (w/w)	1,7	1,5	1,3	1,5
n-Heptan	% (w/w)	1,1	1,1	1	1,1
Cycloalkane					
Cyclopentan	% (w/w)	0,8	1	0,5	1
Methylcyclopentan	% (w/w)	1,5	1,2	0,5	1
Alkene					
2-Methyl-2-buten	% (w/w)	1,3	0,7	0,6	0,7
Aromaten					
Benzol	% (w/w)	2,1	2,7	2,7	2,4
Toluol	% (w/w)	9	11,7	13,3	11,5
Ethylbenzol	% (w/w)	2,3	2,4	3	2,5
o-Xylol	% (w/w)	2,3	2,9	3,5	2,9
m-Xylol	% (w/w)	3,7	5,3	6	5,7
p-Xylol	% (w/w)	2,2	2,5	2,8	2,6
1,2,3-Trimethylbenzol	% (w/w)	0,7	1	1	1,1
1,2,4-Trimethylbenzol	% (w/w)	2,7	3,6	3,8	3,6
1,3,5-Trimethylbenzol	% (w/w)	0,9	1,1	1,2	1,2
Propylbenzol	% (w/w)	0,7	0,9	1	1
3-Ethyltoluol	% (w/w)	2,3	2,9	3,1	3
4-Ethyltoluol	% (w/w)	1	1,2	1,3	1,3
Ether					
Methyl-tert-butylether	% (w/w)	0,2	1,7	8,7	1

Tabelle 10: Kohlenwasserstoffklassen in Massenanteilen % (w/w) in Dieseldieselkraftstoff
(DGMK 1993, zitiert in: LUA 2005).

Kohlenwasserstoffklasse	Einheit	Diesel
Alkane		
n-, i-Alkane	% (w/w)	45,6
Cycloalkane		
Monocyclische Alkane	% (w/w)	17,4
Dicyclische Alkane	% (w/w)	6,3
Tricyclische Alkane	% (w/w)	1,9
Aromaten		
<i>Mono-Aromaten</i>		
Alkylbenzole	% (w/w)	9,6
Indan/Tetralin	% (w/w)	5,6
Inden	% (w/w)	1,3
<i>Di-Aromaten</i>		
Naphthaline	% (w/w)	0,1
Alkyl-naphthaline	% (w/w)	6,9
Acenaphthene/Diphenyle	% (w/w)	2,3
Acenaphthene/Fluorene	% (w/w)	1,6
<i>Tri-Aromaten</i>	% (w/w)	0,5

Anhang 4: Beispiele KWI-Chromatogramme

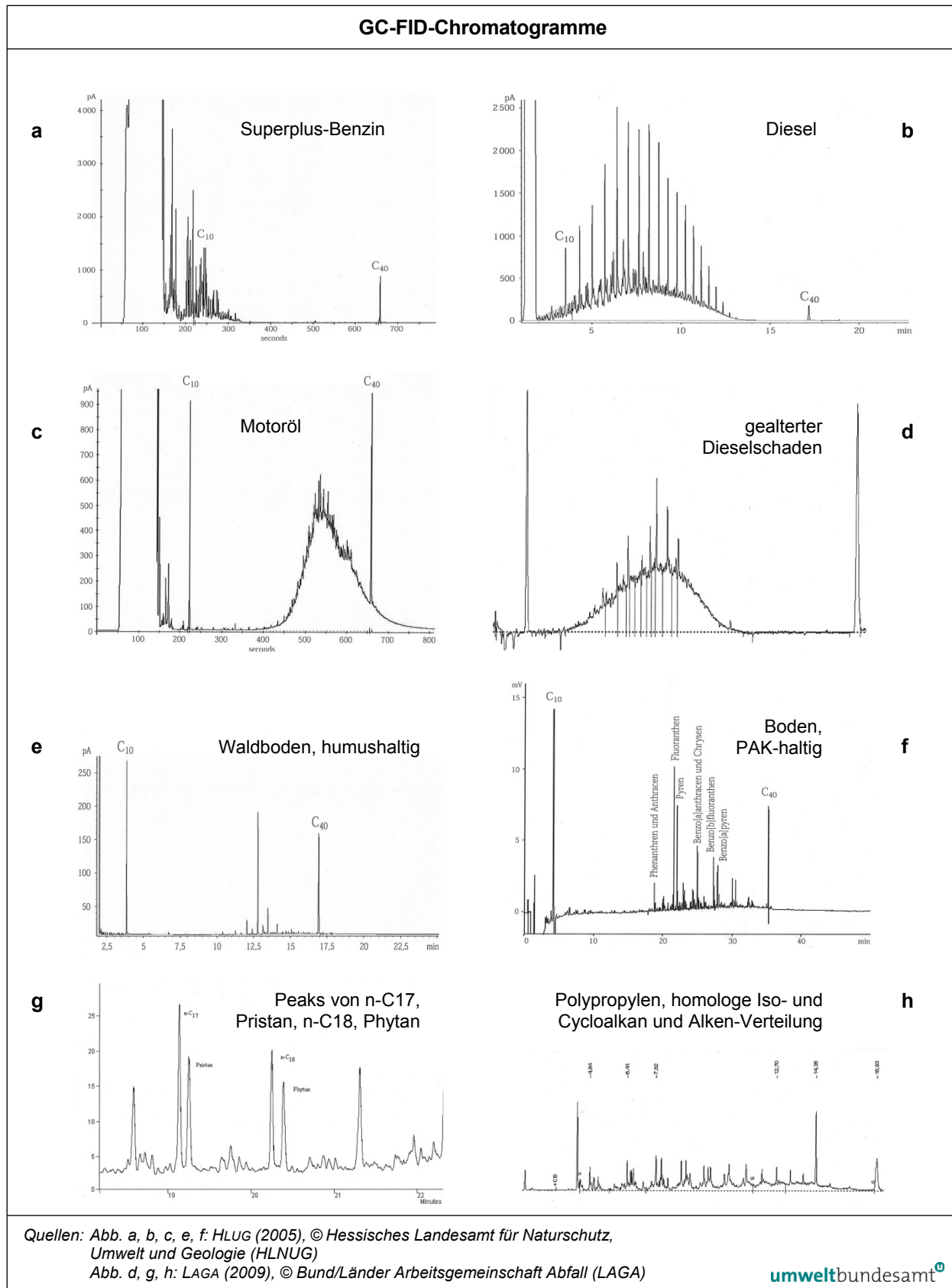


Abbildung 10: GC-FID-Chromatogramme.

Anhang 5: Beispiel Standortmodell

Auf dem Altstandort „Tankstelle“ wurden über einen Zeitraum von fast 40 Jahren bis 1985 Mineralölprodukte (Normal- und Superbenzin sowie Diesel) gelagert und Fahrzeuge betankt.

Der Untergrund wird bis zum Stauer in etwa 10 m Tiefe aus Mittel- bis Feinsanden aufgebaut, die teilweise auch Schluff-Anteile aufweisen. Die ursprünglich vorhandene 1–2 m mächtige, schluffige Deckschicht wird nur noch im südöstlichen Bereich des Altstandortes angetroffen und fehlt insbesondere im Bereich der unterirdischen Tanks und Zapfsäulen. Der Flurabstand beträgt etwa 5 m. Das Grundwasser strömt mit einem Gefälle von rd. 0,5 % in nordöstlicher Richtung. Im nahen Abstrom befinden sich mehrere Hausbrunnen, die zur Gartenbewässerung genutzt werden. In etwa 1 km Entfernung im Abstrom befinden sich 2 Brunnen der Trinkwasserversorgungsanlage der Gemeinde X.

Durch Manipulationsverluste beim Betanken von Fahrzeugen und ein Leck eines unterirdischen Benzintanks konnte im südlichen Teil des Altstandortes Benzin in den Untergrund gelangen (siehe Abbildung 11).

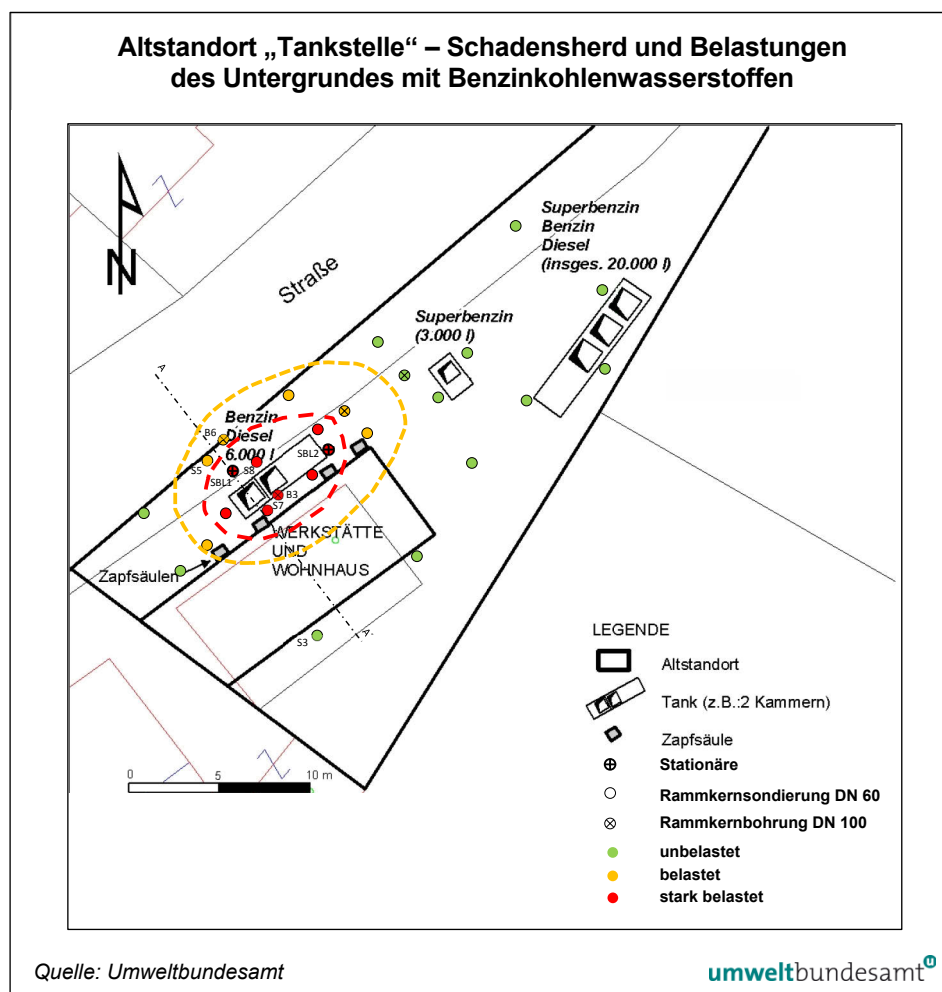
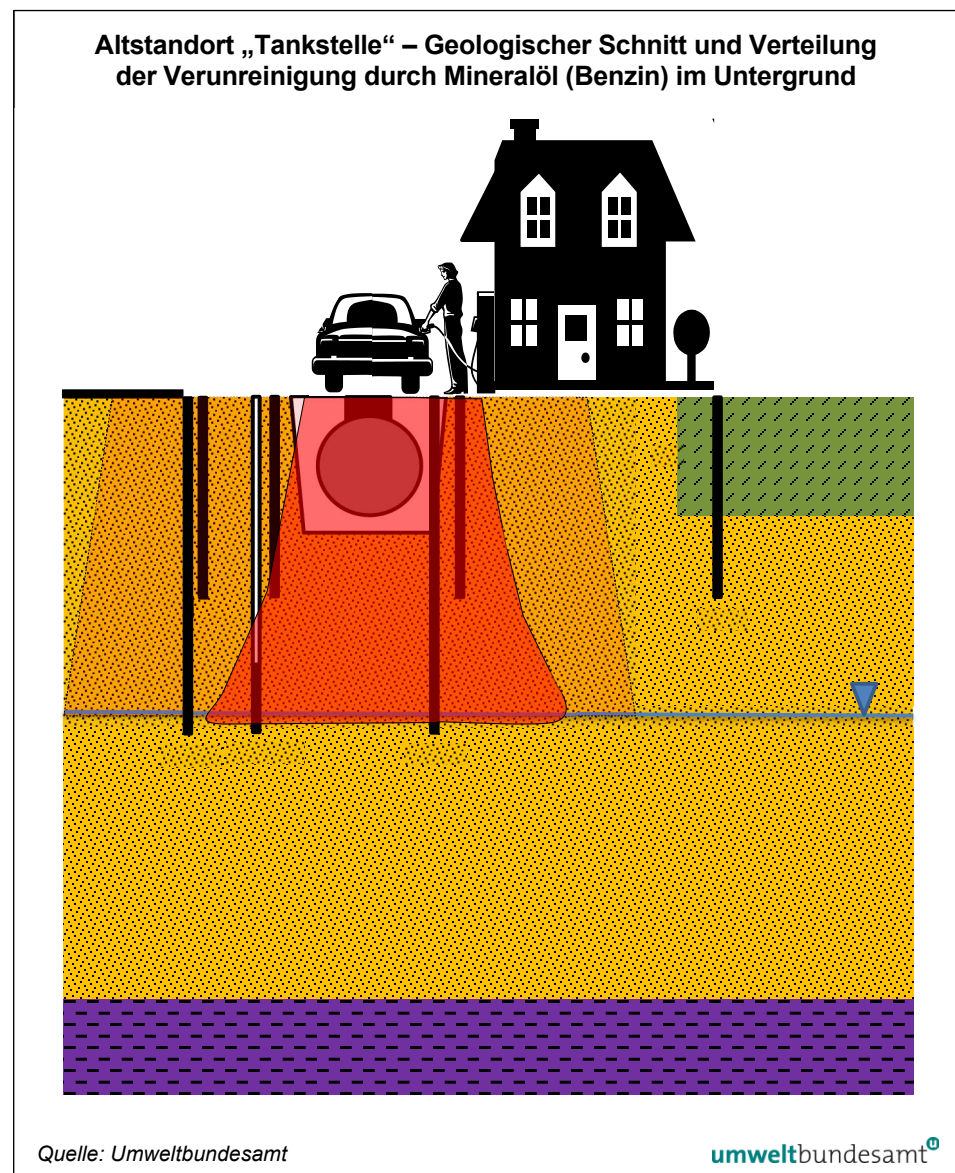


Abbildung 11:
Altstandort „Tankstelle“
– Schadensherd und
Belastungen des
Untergrundes mit
Benzinkohlen-
wasserstoffen.

Gemäß den Ergebnissen der Vorerkundung liegen massive Verunreinigungen durch Benzine, d. h. Mineralölprodukte mit hoher Mobilität vor. Neben aliphatischen Kohlenwasserstoffen sind daher auch vor allem gut lösliche aromatische Kohlenwasserstoffe relevant. Stark erhöhte Gehalte an Aromaten konnten sowohl in Bodenluftproben (Benzol max. 600 mg/m³, Σ BTEX max. 1.250 mg/m³, Σ KW max. 4.500 mg/m³) als auch in Feststoffproben der ungesättigten Zone (Benzol max. 8 mg/kg TS, Σ BTEX max. 520 mg/kg TS) nachgewiesen werden. Die Verunreinigungen erstrecken sich bis in den Grundwasserschwankungsbereich (siehe Abbildung 12).

Abbildung 12:
Altstandort „Tankstelle“
– Geologischer Schnitt
und Verteilung der
Verunreinigung durch
Mineralöl (Benzin) im
Untergrund.



Aufgrund der vorliegenden Untersuchungsergebnisse ist davon auszugehen, dass in der wasserungesättigten Zone der Porenraum lokal auch durch Benzinphasen erfüllt ist, d. h. residual gesättigte Bereiche gegeben sind. Eine am Grundwasser aufschwimmende Benzinphase wurde bisher nicht festgestellt. Lateral nehmen die Benzinverunreinigungen mit zunehmender Entfernung zum Scha-

densherd rasch ab. Der verunreinigte Bereich kann mit insgesamt rd. 100 m² abgeschätzt werden, der stark belastete Bereich umfasst dabei ca. 40 m². Unsicherheiten bestehen insbesondere hinsichtlich der Ausdehnung unter die Bundesstraße und unter das (nicht unterkellerte) Gebäude. Das Volumen des stark belasteten Untergrundes (Benzol > 5 mg/kg TS bzw. > 10 mg/m³, Σ BTEX > 25 mg/kg TS bzw. > 50 mg/m³, Σ KW > 100 mg/m³) kann grob mit 100–150 m³ abgeschätzt werden.

Verunreinigungen durch andere Mineralölprodukte geringerer Mobilität (Diesel) sind lediglich punktuell und in geringerer Intensität (KW-Index max. 240 mg/kg TS) in den obersten Bodenschichten im Bereich zweier Zapfsäulen gegeben. MTBE war weder in der ungesättigten noch in der gesättigten Zone nachweisbar, was auf eine Entstehung des Benzinschadens vor Anfang bis Mitte der 1980er-Jahre hinweist.

Benzinkohlenwasserstoffe, insbesondere BTEX-Aromaten, weisen eine hohe Mobilität im Untergrund und eine vergleichsweise gute Löslichkeit in Wasser auf.

Im Anstrom des Altstandortes ist keine relevante Vorbelastung durch Mineralölkohlenwasserstoffe gegeben. Im unmittelbaren Abstrom des stark verunreinigten Bereiches sind gelöste Kohlenwasserstoffe in stark erhöhten Konzentrationen (Benzol max. 250 µg/l, Σ BTEX max. 590 µg/l) feststellbar. Es ist damit nachgewiesen, dass aus der ungesättigten Zone in größerem Ausmaß Schadstoffe mit dem Sickerwasser ins Grundwasser eingetragen werden und im Abstrom des Altstandortes eine Schadstofffahne ausgebildet ist. Die Schadstofffrachten im unmittelbaren Abstrom des stark verunreinigten Bereiches können für Benzol mit rd. 0,1 g/d und für Σ BTEX mit rd. 0,25 g/d abgeschätzt werden.

Auch in einem etwa 70 m entfernten Hausbrunnen sind noch deutlich erhöhte Benzolwerte nachweisbar (max. 0,8 µg/l). In den weiter entfernten Brunnen, insbesondere in den Trinkwasserbrunnen des Wasserwerkes ist Benzol nicht nachweisbar. Benzol ist bei entsprechender Verfügbarkeit von Sauerstoff im Grundwasser relativ gut abbaubar. Da im Grundwasser im Vergleich zwischen An- und Abstrom eine deutliche Sauerstoffzehrung zu beobachten ist, erscheinen diese Ergebnisse plausibel. Die Länge der Schadstofffahne im Grundwasser kann mit etwa 100 m abgeschätzt werden. Aufgrund des Alters des Mineralölschadens (> 20 Jahre) ist zu erwarten, dass die Schadstofffahne zumindest stationär oder allenfalls auch bereits in Rückbildung begriffen ist. Eine entsprechende Trendanalyse ist aktuell mangels ausreichend langer Zeitreihen der Kontrolluntersuchungen nicht möglich.

Anhang 6: Sanierungsverfahren unter Einbringung von wasserrechtlich bewilligungspflichtigen Stoffen

Für die Einbringung von Stoffen, wie Nährstoffe (z. B. Nitrat), Lösungsvermittler (Tenside, Alkohole) oder Oxidationsmittel (Permanganat, Ozon), sind in Österreich besondere rechtliche Aspekte in Hinblick auf den Schutz und die Reinhaltung von Gewässern (Wasserrechtsgesetz 1959) sowie Verbote und Bewilligungsbeschränkungen (QZV Chemie GW – Qualitätszielverordnung Chemie Grundwasser) zu beachten.

Anwendungen in Österreich

Einige der im Folgenden kurz beschriebenen Verfahren wurden bereits an einzelnen Standorten in Österreich sowie mehrfach in Europa angewandt, gelten in Österreich jedoch aktuell noch nicht als allgemein anerkannter Stand der Technik. Nähere Informationen, eine Einstufung zum Stand der Entwicklung und mögliche Anwendungspotenziale sind im „Technologiequicksan In-situ-Sanierungstechnologien“ (ÖVA 2010) enthalten.

Hydraulische *In-situ*-Dekontaminationsmaßnahmen

Spülungen

Verfahrensprinzip

Mittels Spülungen werden auch die schwerer löslichen MKW in der wassergesättigten Zone mobilisiert, mittels entsprechenden Sanierungs- und Sicherungsbrunnen gefasst und die abgepumpten verunreinigten Wässer mittels On-Site-Behandlung gereinigt. Als Spülmittel werden im Allgemeinen Lösungsvermittler³⁹ (Tenside, Alkohole) verwendet, die über Drainageleitungen, Spüllanzen oder Brunnen in der wassergesättigten Zone im Bereich der Kontamination versickert werden.

Durch die Spülung mit Tensiden werden flüssige Schadstoffphasen durch die Herabsetzung der Oberflächenspannung fließfähiger, durch die Spülung mit Alkohol (z. B. für BTEX) erfolgt die Erhöhung der Löslichkeit organischer Schadstoffe und die Mobilisierung von freien Schadstoffphasen.

Abstromsicherung

Die gelösten MKW sowie die lösungsvermittelnde Substanz müssen über den Betrieb von Sperrbrunnen erfasst werden. Nach entsprechender Behandlung wird das gereinigte Wasser im Allgemeinen wieder zur Spülung verwendet.

Anwendungsgrenzen

Spülungen werden in der Regel nur in der wassergesättigten Zone eingesetzt. Essenziell für eine erfolgreiche Sanierung ist die gleichmäßige Verteilung des Spülmittels im kontaminierten Untergrund. Der Untergrund sollte deshalb mittel bis stark durchlässig und möglichst homogen sein. Beim Einsatz von Spülungen muss beachtet werden, dass es zu einer Schadstoffverlagerung in größere Tiefen und zu einer unkontrollierten Ausbreitung kommen kann.

³⁹ Auch Spülungen mit reinem Wasser können aufgrund einer verstärkten Durchströmung eine Dekontamination von gut löslichen MKW bewirken. Auch Spülungen mit Warmwasser sind möglich.

Biologische *In-situ*-Dekontaminationsmaßnahmen

Aerobe Verfahren mit Sauerstoffträgern

Durch Einbringung eines Sauerstoffträgers soll die Stimulation des aeroben mikrobiellen MKW-Abbaus in der wassergesättigten Zone (Fahnenbereich) forciert werden. Dazu werden als gasförmige Sauerstoffträger – neben atmosphärischer Luft – mit Sauerstoff angereicherte Luft, reiner Sauerstoff und Ozon verwendet. Als flüssige Sauerstoffträger kommen z. B. Wasserstoffperoxid-Lösungen zum Einsatz, als feste Sauerstoffträger z. B. Peroxide.

**aerobe Verfahren,
Verfahrensprinzip**

Gasförmige Sauerstoffträger werden mittels konventioneller Belüftungstechnologie sowohl direkt in das Grundwasser (Biosparging, siehe Kapitel 10.4.2) als auch in die ungesättigte Zone eingeblasen (Bioventing, siehe Kapitel 10.4.1). Weitere Belüftungstechnologien, wie z. B. Injektionsschläuche, zielen auf eine möglichst gleichmäßige Einbringung des Sauerstoffs in das Grundwasser ab.

**gasförmige
Sauerstoffträger**

Die Einbringung von flüssigen (löslichen) Sauerstoffträgern erfolgt im Allgemeinen über konventionelle Brunnen im Grundwasseranstrom oder oberhalb der zu behandelnden Kontamination. Möglich ist auch die Einbringung von flüssigen Sauerstoffträgern in Spülkreisläufe (Spülungen, siehe oben bzw. Kapitel 10.3.2.2) oder Grundwasserzirkulationsbrunnen (siehe Kapitel 10.3.2.1). Bei flüssigen Sauerstoffträgern kann eine Zugabe von stickstoff- und phosphorhaltigen Nährstoffen sinnvoll sein.

**flüssige
Sauerstoffträger**

Der Eintrag fester Sauerstoffträger erfolgt meist einmalig durch Injektion in die wassergesättigte Zone. Möglich ist aber auch das Einbringen in vorhandene Brunnen in Form sogenannter Filterstrümpfe. Hierzu werden als Reagenzien derzeit hauptsächlich Stoffe auf Basis von Magnesiumperoxid und Kalziumperoxid eingesetzt. Diese Substrate setzen über einen Zeitraum von mehreren Monaten rund 10–15 % ihres eigenen Gewichtes an Sauerstoff frei.

**feste
Sauerstoffträger**

Der Einsatz von festen Sauerstoffträgern hat sich nur bei oberflächennahen Grundwasserleitern bewährt, in denen mit vertretbarem Aufwand ein enges Raster von Injektionsbohrungen niedergebracht werden kann. Der große Vorteil ist, dass keine permanente Dotation notwendig ist, weil die Feststoffe über lange Zeiträume Sauerstoff freisetzen. Dagegen ermöglicht ein kontinuierlicher Eintrag (flüssig oder gasförmig) eine Variation der Sauerstoffkonzentration und durch Beimischung von z. B. Nährstoffen eine gewisse Prozesssteuerung.

Chemische Reaktionen der Oxidationsmittel mit natürlichen Bestandteilen des Untergrundes erzeugen – soweit bisher bekannt ist – keine schädlichen Stoffe. Die Notwendigkeit einer Sicherung des Grundwasserabstroms muss daher im Einzelfall geprüft werden.

Abstromsicherung

Anaerobe Verfahren mit Nitrat

Durch Zugabe von Nitraten in die wassergesättigte Zone soll ein forcierter anaerober Abbau von insbesondere BTEX erreicht werden. Nitrat wirkt dabei als Elektronenakzeptor bei der anaeroben Atmung (Denitrifikation, Nitrat-Atmung) und unterstützt so den Abbau organischer Schadstoffe. Die Kohlenwasserstoffe werden zum Zellaufbau und für Stoffwechselprozesse verwendet und dabei zu Kohlendioxid, Wasser und Wärme umgesetzt.

**anaerobe Verfahren,
Verfahrensprinzip**

- Abstromsicherung** Für die Anwendung werden dem anaeroben Grundwasserleiter gelöste Nitratsalze über Infiltrationsbrunnen oder Rigole zugeführt. Bei den meisten Anwendungsfällen werden Spülkreisläufe betrieben. Bei nicht geschlossenen Kreisläufen ist in der Regel eine Sicherung im Grundwasserabstrom notwendig.
- Anwendungsgrenzen, Voraussetzungen** Dieses Verfahren kann in der Regel nur in der Schadstofffahne bis in Randbereiche des Schadensherdes sinnvoll eingesetzt werden. Da nicht nur die Schadstoffe sondern auch andere Stoffe (z. B. Eisen oder organische Stoffe) mit Nitrat reagieren, sind eine gute Kenntnis der geochemischen Untergrundverhältnisse notwendig und Vorversuche (Mikrokosmen-Versuche, Feldversuche) zu empfehlen, um eine erfolgreiche Anwendung zu gewährleisten.

Chemische *In-situ*-Dekontaminationsmaßnahmen

In-situ-chemische-Oxidation (ISCO)

- Verfahrensprinzip** Durch die Einbringung eines aggressiven Oxidationsmittels wird im Rahmen einer *In-situ*-chemischen-Oxidation die rasche und möglichst weitgehende chemische Umwandlung nahezu aller MKW (Alkane, Alkene, BTEX, MTBE etc.) erzwungen. Die am häufigsten eingesetzten Reagenzien dafür sind Permanganate, Ozon und Peroxide sowie untergeordnet auch Persulfate.

Ozon wird im Gegensatz zu den meisten Oxidationsmitteln mittels Lanzen direkt als Gas in den Schadensherd, sowohl in die wasserungesättigte als auch in die wassergesättigte Zone, eingeblasen. Die Oxidation der MKW erfolgt direkt oder durch die Bildung freier Radikale, wobei diese als nicht-selektive Oxidationsmittel alle organischen Verbindungen angreifen und ihre Kohlenstoffbindungen aufbrechen.

Im Gegensatz zur gasförmigen Einbringung werden Permanganate, Peroxide und Persulfate als Lösungen über Grundwasserbrunnen oder Injektionslanzen in den Grundwasserleiter bzw. in den Schadensherd in der wassergesättigten Zone infiltriert.

- chemische Reaktionen** Die Reaktionsstöchiometrie für Kaliumpermanganat und Natriumpermanganat ist sehr komplex. Aufgrund der verschiedenen Wertigkeitsstufen und Mineralformen von Mangan sind verschiedenste Reaktionen möglich. In Abhängigkeit vom pH-Wert kann die Reaktion z. B. durch direkten Elektronentransfer oder durch freie Radikal-Oxidation ablaufen. Wasserstoffperoxid (H_2O_2) bildet unter Anwesenheit eines Metalkatalysators – meist Eisen, welches entweder separat oder als klassisches „Fentons Reagenz“ (= Eisen(II) + H_2O_2) eingebracht wird – freie Hydroxyl-Radikale ($\cdot\text{OH}$), welche als sehr starke, nicht-spezifische Oxidationsmittel dienen. Des Weiteren setzen diese Radikale eine Kettenreaktion in Gang, in der Superoxid-Anionen ($\cdot\text{O}_2^-$), Hydroperoxid-Radikale ($\text{HO}_2\cdot$) und organische Radikale ($\text{R}\cdot$) gebildet werden, welche wiederum mit den Schadstoffen reagieren. In wässriger Lösung vorliegende Persulfat-Anionen ($\text{S}_2\text{O}_8^{2-}$) hingegen stellen selbst ein starkes Oxidationsmittel dar, welches direkt mit organischen Schadstoffen reagiert. Unter Katalyse (z. B. durch Eisen(II)-Salze) oder durch Erwärmen reagiert das Anion weiter zu Sulfat-Radikalen, welche ein noch stärkeres Oxidationsmittel darstellen. Diese Sulfat-Radikale sind stabiler als Hydroxyl-Radikale und erzielen dadurch größere Wirkungsradien als z. B. das „Fentons Reagenz“. Die weiteren Abbaureaktionen führen je nach pH-Wert und Persulfatkonzentration zu Sauerstoff, Wasserstoffperoxid und Peroxomonosulfat.

Beim Einsatz von Verfahren zur *In-situ*-chemischen-Oxidation muss jedenfalls eine Grundwasserabstromsicherung vorgesehen werden. Bei hohen Schadstoffkonzentrationen kann aufgrund der exothermen Reaktion eine Überführung von flüchtigen Schadstoffen in die Bodenluft erfolgen, sodass eine begleitende Absaugung der Bodenluft erforderlich werden kann.

***Abstromsicherung,
Abluftreinigung***

Für eine erfolgreiche Sanierung sind eine gleichmäßige und flächendeckende Verteilung der Oxidationsmittel sowie die Sicherstellung einer möglichst guten Vermischung von Oxidationsmittel und Schadstoffen im kontaminierten Aquifer entscheidend. Der Untergrund sollte mittel bis stark durchlässig und möglichst homogen sein. Auf einen erhöhten Arbeitsschutz muss bei allen Verfahrensvarianten geachtet werden (Ozon ist giftig, es treten stark exotherme Reaktion auf etc.). Ein hoher Gehalt natürlich vorkommender, oxidierbarer Stoffe kann aufgrund des resultierenden hohen Oxidationsmittelbedarfs zu massiven Einsatz einschränkungen führen.

***Anwendungsgrenzen,
Arbeitsschutz***

Anhang 7: Richtwerte und Grenzwerte

Tabelle 11: Ausgewählte Richtwerte und Grenzwerte (Zusammenstellung: Umweltbundesamt).

Parameter/Medium	Einheit	Wert	Kategorie ¹⁾	Quelle ²⁾	Bemerkung
Bodenluft					
ΣKW ³⁾	mg/m³	-	PW	ÖNORM S 2088-1	sh. Fußnote 5)
	mg/m³	50	MSW	ÖNORM S 2088-1	
	mg/m³	-	PW	ÖNORM S 2088-1	sh. Fußnote 6)
	mg/m³	- ⁴⁾	MSW	ÖNORM S 2088-1	
Σ BTEX	mg/m³	5	PW	ÖNORM S 2088-1	sh. Fußnote 5)
	mg/m³	10	MSW	ÖNORM S 2088-1	
	mg/m³	10	PW	ÖNORM S 2088-1	sh. Fußnote 6)
	mg/m³	-	MSW	ÖNORM S 2088-1	
Benzol	mg/m³	2	PW	ÖNORM S 2088-1	sh. Fußnote 5)
	mg/m³	10	MSW	ÖNORM S 2088-1	
	mg/m³	10	PW	ÖNORM S 2088-1	sh. Fußnote 6)
	mg/m³	-	MSW	ÖNORM S 2088-1	
Feststoff-Gesamtgehalt					
KW-Index	mg/kg TS	100	PW	ÖNORM S 2088-1	
	mg/kg TS	500	MSW	ÖNORM S 2088-1	für MKW mit Siedebereich >160 °C
	mg/kg TS	1000	MSW	ÖNORM S 2088-1	für MKW mit Siedebereich >300 °C bzw. gering mobil
	mg/kg TS	50	PW	ÖNORM S 2088-2	Nutzungsklasse Kinderspielplatz, Tiefe 0-10 cm
	mg/kg TS	200	PW	ÖNORM S 2088-2	Nutzungsklasse Landwirtschaft und Gartenbau, Tiefe 0-20 cm
	mg/kg TS	50/100/200	GW	BGBl. II Nr. 39/2008	für Bodenaushubdeponien, abhängig vom TOC [mg/kg TS]: ≤5.000/>5.000 bis ≤20.000/>20.000
	mg/kg TS	50/100/200	GW	BAWP 2011	für Aushubmaterial Qualitätsklasse A2 und BA, abhängig vom TOC [mg/kg TS]: ≤5.000/>5.000 bis ≤20.000/>20.000
	mg/kg TS	20	GW	BAWP 2011	für Aushubmaterial Qualitätsklasse A2-G
Σ KW (IR)	mg/kg TS	100	PW	ÖNORM S 2088-1	für MKW mit Siedebereich 30-180 °C
	mg/kg TS	500	MSW	ÖNORM S 2088-1	
Σ BTEX	mg/kg TS	6	PW	ÖNORM S 2088-1	
	mg/kg TS	6	GW	BGBl. II Nr. 39/2008	für Bodenaushubdeponien
	mg/kg TS	1	GW	BAWP 2011	für Aushubmaterial Qualitätsklasse A2, A2-G und BA

Parameter/Medium	Einheit	Wert	Kategorie ¹⁾	Quelle ²⁾	Bemerkung
Benzol	mg/kg TS	1	PW	ÖNORM S 2088-1	
PCDD/F ⁷⁾	ng TE/kg TS	50	PW	ÖNORM S 2088-2	Nutzungsklasse Kinderspielplatz, Tiefe 0-10 cm
	ng TE/kg TS	600	PW	ÖNORM S 2088-2	Aktivität Gartenarbeit in Nutzungsklasse Wohnen
	ng TE/kg TS	10	PW	ÖNORM S 2088-2	Nutzungsklasse Landwirtschaft und Gartenbau, Tiefe 0-20 cm
PCB ⁸⁾	mg/kg TS	0,2	PW	ÖNORM S 2088-2	Nutzungsklasse Kinderspielplatz, Tiefe 0-10 cm
	mg/kg TS	2	PW	ÖNORM S 2088-2	Aktivität Gartenarbeit in Nutzungsklasse Wohnen
	mg/kg TS	0,1	PW	ÖNORM S 2088-2	Nutzungsklasse Landwirtschaft und Gartenbau, Tiefe 0-20 cm
	mg/kg TS	0,1/0,1/1	GW	BAWP 2011	für Aushubmaterial Qualitätsklasse A2/A2-G/BA
Feststoff-Eluatgehalt					
Σ KW (IR)	mg/kg TS	1	PW	ÖNORM S 2088-1	sh. Fußnote 5)
	mg/kg TS	5	MSW	ÖNORM S 2088-1	
	mg/kg TS	2	PW	ÖNORM S 2088-1	sh. Fußnote 6)
	mg/kg TS	5	MSW	ÖNORM S 2088-1	
KW-Index	mg/kg TS	1	PW	ÖNORM S 2088-1	sh. Fußnote 5)
	mg/kg TS	2	PW	ÖNORM S 2088-1	sh. Fußnote 6)
	mg/kg TS	5	GW	BGBI. II Nr. 39/2008	für Bodenaushubdeponien
	mg/kg TS	5	GW	BAWP 2011	für Aushubmaterial Qualitätsklasse A2 und BA
	mg/kg TS	1	GW	BAWP 2011	für Aushubmaterial Qualitätsklasse A2-G
PCB ⁹⁾	mg/kg TS	0,005	GW	BAWP 2011	für Aushubmaterial Qualitätsklasse A2-G
Grundwasser					
KW-Index	µg/l	60	PW	ÖNORM S 2088-1	
	µg/l	100	MSW	ÖNORM S 2088-1	
	µg/l	100	GW	BGBI. II Nr. 98/2010	Qualitätszielverordnung Chemie Grundwasser
Σ KW (IR)	µg/l	60	PW	ÖNORM S 2088-1	
	µg/l	100	MSW	ÖNORM S 2088-1	
MTBE	µg/l	5	PW	ÖNORM S 2088-1	
	µg/l	-	MSW	ÖNORM S 2088-1	
Σ BTEX	µg/l	30	PW	ÖNORM S 2088-1	
	µg/l	50	MSW	ÖNORM S 2088-1	

Parameter/Medium	Einheit	Wert	Kategorie ¹⁾	Quelle ²⁾	Bemerkung
Benzol	µg/l	0,6	PW	ÖNORM S 2088-1	
	µg/l	1	MSW	ÖNORM S 2088-1	
	µg/l	1	GW	BGBI. II Nr. 304/2001	Trinkwasserverordnung
	µg/l	0,9	GW	BGBI. II Nr. 98/2010	Qualitätszielverordnung Chemie Grundwasser
Toluol	µg/l	6	PW	ÖNORM S 2088-1	
	µg/l	10	MSW	ÖNORM S 2088-1	
PCB ⁹⁾	µg/l	0,06	PW	ÖNORM S 2088-1	
	µg/l	0,1	MSW	ÖNORM S 2088-1	
Oberflächenwasser					
Benzol	µg/l	10/50	GW ¹⁰⁾	BGBI. II Nr. 96/2006	Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer
Ethylbenzol	µg/l	10/ -	GW ¹⁰⁾	BGBI. II Nr. 96/2006	
Isopropylbenzol	µg/l	22/ -	GW ¹⁰⁾	BGBI. II Nr. 96/2006	
Xylol ¹¹⁾	µg/l	10/ -	GW ¹⁰⁾	BGBI. II Nr. 96/2006	

1) Richtwerte: PW ... Prüfwert, MSW ... Maßnahmenschwellenwert; GW ... Grenzwert

2) jeweils in der gültigen Fassung (Stand Juli 2017)

3) Summe der leichtflüchtigen Kohlenwasserstoffe (C5-C10)

4) im Einzelfall festzulegen

5) gilt für wasserrechtlich besonders geschützte oder wasserwirtschaftlich bedeutende Gebiete sowie Standorte mit geringem Schadstoffrückhaltevermögen der wasserungesättigten Bodenzone

6) Standorte, an denen aufgrund der hydrologischen, geologischen und hydrogeologischen Standortverhältnisse die Möglichkeit eines Eintrages von Schadstoffen in das Grundwasser deutlich reduziert wird

7) Toxizitätsäquivalente I-TEF

8) Summe von 7 Einzelsubstanzen gemäß ÖNORM EN 16167

9) Summe von 6 Einzelsubstanzen (Nr. 28, Nr. 52, Nr. 101, Nr. 138, Nr. 153, Nr. 180 nach Ballschmiter)

10) Jahresdurchschnitts-Umweltqualitätsnorm (JD-UQN) / Zulässige-Höchstkonzentrations-Umweltqualitätsnorm (ZHK-UQN)

11) Summe von o-, m- und p-Isomeren

Anhang 8: Hydrogeologische Standorttypen

Die geologischen und hydrogeologischen Verhältnisse in Österreich sind sehr vielfältig. Zur Unterstützung der Beurteilung der möglichen Schadstoffausbreitung werden vorläufig 11 definierte Standortsituationen unterschieden. Ein ähnlicher Ansatz wurde bereits 1998 in Baden-Württemberg (15 Standorttypen) gewählt. Die Grundlage für die Beschreibung in Österreich war die Betrachtung geologischer und naturräumlicher Großräume sowie die bisher bei Erstabschätzungen im Rahmen der Vollziehung des Altlastensanierungsgesetzes (ALSAG 1989) vorherrschenden, häufigen Standortsituationen.

Die im Weiteren jeweils für die unterschiedlichen Standorttypen angegebenen Standardannahmen für den „Eintrag“ und die „Ausbreitung“ von Schadstoffen im Grundwasser bei häufig auftretenden Schadenstypen sind als beispielhafte Angaben zu verstehen. Bei der Beurteilung konkreter Einzelfälle sind die jeweiligen örtlichen Verhältnisse (nachvollziehbare Zusammenfassung der bewertungsrelevanten Merkmale) in einem Standortmodell nachvollziehbar zu beschreiben. Nach Möglichkeit und Zweckmäßigkeit ist eine Zuordnung zu einem Standorttyp zu treffen, aus der dann die Beurteilung der hydrogeologischen Standortverhältnisse und der möglichen Ausbreitung von Schadstoffen abgeleitet werden kann, oder eine Bewertung in Form von Analogieschlüssen durchzuführen und zu beschreiben ist.

Standardannahmen für typische Schadensfälle:

- Mineralöl-Kontamination (Diesel, Benzine) < 5.000 m²; Alter > 20 Jahre; Fahnenlänge bis 100 m; weitere Ausbreitung der Fahne unwahrscheinlich;
- CKW-Kontamination < 500 m²; Alter > 30 Jahre; Fahnenlänge bis 500 m; weitere Ausbreitung der Fahne unwahrscheinlich;
- Teeröl-Kontamination < 5.000 m²; Alter > 40 Jahre; Fahnenlänge bis 200 m; weitere Ausbreitung der Fahne nicht auszuschließen;
- (Schwer-)Metall-Kontamination (z. B. Blei, Zink, Cadmium, Quecksilber, Chrom): Hot-Spots < 10.000 m²; keine Fahne im Grundwasser ausgebildet; bei Chrom-VI Fahnenlänge bis 100 m; weitere Ausbreitung der Fahne unwahrscheinlich;
- kommunale Altablagerung: Hausmüllanteil < 50.000 m³; Alter > 20 Jahre; Fahnenlänge bis 50 m; weitere Ausbreitung der Fahne unwahrscheinlich.

Allgemeine Kurzcharakterisierung der typischen Schadensfälle

- **Mineralöl-Kontamination (Diesel, Benzine)**
 - i. mögliche Indikatorparameter: Sauerstoff, Nitrat (Zehrung im Abstrom);
 - ii. **relevante Schadstoffe und Parameter (in Abhängigkeit des jeweiligen Mineralölproduktes):** Benzol, Kohlenwasserstoff-Index, MTBE;
 - iii. charakteristische Fahnenlängen bei Standardannahme (siehe oben) meist < 100 m, bei größeren Schäden aber bis zu 200 m und mehr möglich;
 - iv. Länge der Schadstofffahne in starker Abhängigkeit des jeweiligen Mineralölproduktes sowie des Alter des Schadens;
 - v. Während sich bei Heizöl oder anderen relativ gering löslichen Produkten allgemein keine weitreichenden Fahnen aufbauen, können insbesondere bei Benzinschäden kurzfristig ausgedehnte Fahnen gut wasserlöslicher Schadstoffe (z. B. Benzol) auftreten, die sich jedoch im Allgemeinen rasch

deutlich rückbilden, da meist eine gute Abbaubarkeit der entsprechenden Einzelsubstanzen gegeben ist. Bei reduzierenden Grundwasserbedingungen ist jedoch die Abbaubarkeit deutlich eingeschränkt.

- **CKW-Kontamination (siehe auch ÖVA 2012)**

- vi. **relevante Schadstoffe** (früher große Produktions- und Verbrauchsmengen): Tetrachlorethen, Trichlorethen, Dichlormethan, 1,1,1-Trichlorethan (sowie Metaboliten, z. B. cis-Dichlorethen, Vinylchlorid);
- vii. charakteristische Fahnenlängen bei Standardannahme (siehe oben) meist < 500 m, bei größeren Schäden aber bis zu 1.000 m und mehr möglich.

- **Teeröl-Kontamination**

- viii. **relevante Parametergruppe (und Einzelsubstanzen):** polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK in Abhängigkeit von Löslichkeit und Abbaubarkeit: Naphthalin, Acenaphthen, Acenaphthylen, Fluoren, Phenanthren); heterocyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (NSO-Aromaten); Phenole und Alkylphenole;
- ix. charakteristische Fahnenlängen – keine ausreichenden Erfahrungswerte oder Literaturangaben; Schadstoffe werden zum Teil stark retardiert, sodass durch die entsprechende Verzögerung eine langsame Ausbreitung von Schadstofffahnen auch lange anhalten kann.

- **(Schwer)Metall-Kontamination**

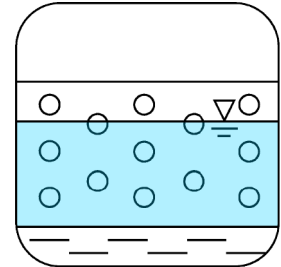
- x. Mobilisierbarkeit und Ausbreitung im Grundwasser erfolgen in starker Abhängigkeit von den pH- und Redox-Bedingungen;
- xi. Unter den in Österreichs oberflächennahen Grundwässern normalerweise vorherrschenden neutralen pH-Bedingungen ist im Allgemeinen bei den meisten (Schwer)Metallen mit keiner weitreichenden Ausbreitung bzw. signifikanten Fahnenbildung im Grundwasser zu rechnen.
- xii. Während reduzierende Verhältnisse auf die meisten (Schwer-)Metalle zusätzlich immobilisierend wirken, führen sie bei Eisen, Mangan und damit zusammenhängend bei Arsen zu einer Mobilisierung, wodurch es zu einer Ausbreitung im Grundwasser (Fahnenbildung) kommen kann.
- xiii. Chrom kann unter stärker oxidierenden Verhältnissen auch unter neutralen Bedingungen in Form des vergleichsweise gut wasserlöslichen Chromatons (Cr-VI) längere Fahne ausbilden (100 m und länger).

- **Kommunale Altablagerung**

- xiv. **Maßgebliche Indikatorparameter bzw. Schadstoffe** im Grundwasser: Ammonium, Bor sowie erhöhte Calcium-, Magnesium- oder Chlorid-Konzentrationen, reduzierende Bedingungen im Grundwasserabstrom;
- xv. charakteristische Fahnenlängen bei Standardannahme (siehe oben) meist < 50 m, bei größeren oder höher reaktiven Ablagerungen aber bis zu 200 m möglich;
- xvi. In Abhängigkeit von Größe und Alter der Altablagerung sind im Einzelfall auch kürzere Schadstofffahnen möglich.
- xvii. Bei standortbedingt reduzierenden Grundwasserbedingungen können sich vergleichsweise lange Ammoniumfahnen ausbilden.

A) Porengrundwasserleiter**1) Quartäre Tal- und Beckenfüllungen****a) Voralpine Becken (Typ 1)****TYP 1****Charakteristika**

- Kiese und Sande
- $k_f > 10^{-3}$ m/s
- Nutzung: Sehr große wasserwirtschaftliche Bedeutung
- Grundwassermächtigkeit: 5 m bis (>) 20 m
- Grundwasserflurabstand: 5 m bis (>) 15 m
- Stauer: klar definiert (Schlier, Tegel etc.)
- i. A. starke Kommunikation mit dem Vorfluter (In- und Exfiltration)
- oxidierende Bedingungen im Grundwasser



Vorkommen: Welser Heide, Eferdinger Becken, Linzer Becken, Machland; Tullnerfeld, Marchfeld, südliches Wiener Becken; Grazer Feld, Leibnitzer Feld, Murfeld

➤ **SCHADSTOFFRÜCKHALTEVERMÖGEN UNGESÄTTIGTE ZONE**

Generell: Die wasserungesättigte Bodenzone besitzt meist kein relevantes Rückhaltevermögen. Die Verhältnisse bezüglich des Eintrags von gelösten Schadstoffen sind sowohl bei Altstandorten als auch bei Altablagerungen im Allgemeinen sehr ungünstig. Es ist kein relevanter Rückhalt oder Abbau von in Sickerwässern gelösten Schadstoffen zu erwarten.

➤ **AUSBREITUNG VON SCHADSTOFFEN**
(unter Voraussetzung der Standardannahmen für die einzelnen Schadenstypen)

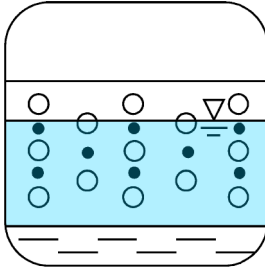
- a. **Mineralölkontaminationen:**
Fahne < 100 m, weitere Ausbreitung der Fahne unwahrscheinlich
- b. **CKW-Kontaminationen:**
Fahne < 500m, weitere Ausbreitung der Fahne unwahrscheinlich
- c. **Teeröl-Kontaminationen:**
Fahne < 200 m, weitere Ausbreitung der Fahne nicht auszuschließen
- d. **Metall-Kontaminationen:**
keine Fahne ausgebildet; Chrom-VI: Fahnenlänge < 100 m;
weitere Ausbreitung der Fahne unwahrscheinlich
- e. **Kommunale Altablagerungen:**
Fahne < 50 m, weitere Ausbreitung unwahrscheinlich

TYP 2

A) Porengrundwasserleiter

1) Quartäre Tal- und Beckenfüllungen

b) Schotterterrassen des Alpenvorlandes (Typ 2)



Charakteristika

- Kiese und Sande: Feinkornbereiche (Gleithangablagerungen)
z. T. mächtige Konglomerathorizonte
- $k_f > 10^{-3}$ m/s (jüngere Terrassen) bis 10^{-4} m/s (ältere, stärker verwitterte Terrassen, besonders mit hohem Anteil an Kristallingestein)
- Nutzung: (Große) wasserwirtschaftliche Bedeutung
- Grundwassermächtigkeit: 5 m bis 10 m
- Grundwasserflurabstand: 5 m (im Oberlauf) bis ($>$) 20 m (im Unterlauf)
- Stauer: unterschiedlich, z. T. mehrere (schwebende) Grundwasserstockwerke
- oxidierende Bedingungen im Grundwasser

Vorkommen: OÖ Salzach, OÖ Inn, Mattig/Schwemmbach, Vöckla/Ager; Vorlandanteile der Flüsse Enns, Ybbs, Erlauf, Traisen etc.; Raab, Feistritz, Lafnitz

➤ SCHADSTOFFRÜCKHALTEVERMÖGEN UNGESÄTTIGTE ZONE

Generell: In der jüngsten (tiefsten) Terrassenstufe („Niederterrasse“/„Würm-Terrasse“) besitzt die wasserungesättigte Bodenzone mit Ausnahme eventuell vorhandener Konglomerathorizonte meist kein relevantes Rückhaltevermögen. Die Verhältnisse bezüglich des Eintrags von gelösten Schadstoffen sind sowohl bei Altstandorten als auch bei Altablagerungen im Allgemeinen sehr ungünstig. Es ist kein relevanter Rückhalt oder Abbau von in Sickerwässern gelösten Schadstoffen zu erwarten.

In älteren (höheren) Terrassenstufen (z. B. „Hochterrasse“/„Riß-Terrasse“) ist in Abhängigkeit des Verwitterungsgrades mit höherem Rückhaltevermögen zu rechnen.

Regionale Besonderheiten: Im OÖ Alpenvorland sind auf den Terrassen z. T. sehr mächtige (bis 10 m), feinkörnige Lößlehme mit großem Rückhaltevermögen abgelagert.

➤ AUSBREITUNG VON SCHADSTOFFEN (unter Voraussetzung der Standardannahmen für die einzelnen Schadenstypen)

a. Mineralölkontaminationen:

Fahne $<$ 100 m, weitere Ausbreitung der Fahne unwahrscheinlich

b. CKW-Kontaminationen:

Fahne $<$ 500 m, weitere Ausbreitung der Fahne unwahrscheinlich

c. Teeröl-Kontaminationen:

Fahne $<$ 200 m, weitere Ausbreitung der Fahne nicht auszuschließen

d. Metall-Kontaminationen: keine Fahne ausgebildet; Chrom-VI:

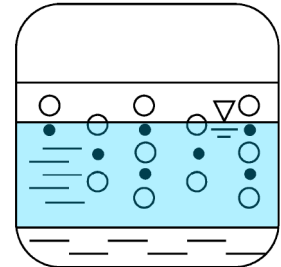
Fahnenlänge $<$ 100 m; weitere Ausbreitung der Fahne unwahrscheinlich

e. Kommunale Altablagerungen:

Fahne $<$ 50 m, weitere Ausbreitung unwahrscheinlich

A) Porengrundwasserleiter**1) Quartäre Tal- und Beckenfüllungen****c) Inner- und randalpine Becken und Täler –
überwiegend Sand/Kies (Typ 3)****TYP 3****Charakteristika**

- Kiese und Sande
z. T. kleinräumig feinkörnige Ablagerungen (Tone, Torfe, Moränen etc.)
oftmals kleinräumig differenzierte Geologie
- $k_f > 10^{-3}$ m/s (Kies/Sand); untergeordnet $< 10^{-5}$ m/s (Feinkornbereiche)
- Nutzung: (Große) wasserwirtschaftliche Bedeutung
- Grundwassermächtigkeit: 5 m bis 10 m
- Grundwasserflurabstand: 5 m bis ($>$) 20 m
- Stauer: unterschiedlich, z. T. mehrere (schwebende) Grundwasserstockwerke
- oxidierende Bedingungen in Bereichen mit Kiesen und Sanden;
untergeordnet reduzierende Bedingungen in feinkörnigen Bereichen



Vorkommen: Bregenzer Ache, Dornbirner Ache, Ill; Inn (Imst bis Kufstein); Salzach (Krimml bis Taxenbach), Salzach (Lammermündung bis Salzburg); Enns (Schladming bis Wörschach), Aichfeld-Murboden, Mürz; Gail und Drau (ab Villach: Villacher Becken), Klagenfurter Becken (Nord-Teil), Glan

➤ SCHADSTOFFRÜCKHALTEVERMÖGEN UNGESÄTTIGTE ZONE

Generell: Die wasserungesättigte Bodenzone besitzt im Allgemeinen kein relevantes Rückhaltevermögen. Die Verhältnisse bezüglich des Eintrags von gelösten Schadstoffen sind sowohl bei Altstandorten als auch bei Altablagerungen im Allgemeinen sehr ungünstig. Es ist kein relevanter Rückhalt oder Abbau von in Sickerwässern gelösten Schadstoffen zu erwarten.

Lokale Besonderheiten: Lokal kann bei Vorhandensein feinkörniger Schichten ein großes Rückhaltevermögen gegeben sein.

**➤ AUSBREITUNG VON SCHADSTOFFEN
(unter Voraussetzung der Standardannahmen
für die einzelnen Schadenstypen)**

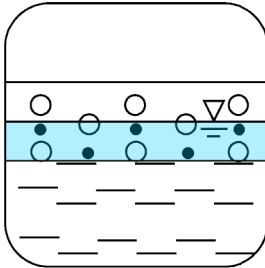
- a. **Mineralölkontaminationen:**
Fahne < 100 m, weitere Ausbreitung der Fahne unwahrscheinlich
- b. **CKW-Kontaminationen:**
Fahne < 500 m, weitere Ausbreitung der Fahne unwahrscheinlich
- c. **Teeröl-Kontaminationen:**
Fahne < 200 m, weitere Ausbreitung der Fahne nicht auszuschließen
- d. **Metall-Kontaminationen:** keine Fahne ausgebildet;
Chrom-VI: Fahnenlänge < 100 m;
weitere Ausbreitung der Fahne unwahrscheinlich
- e. **Kommunale Altablagerungen:**
Fahne < 50 m, weitere Ausbreitung unwahrscheinlich

TYP 4

A) Porengrundwasserleiter

1) Quartäre Tal- und Beckenfüllungen

d) Inner- und randalpine Becken und Täler – überwiegend feinkörnige Sedimente und Talrandlagen (Typ 4)



Charakteristika

- großräumige feinkörnige Ablagerungen (Tone, Torfe, Moränen etc.)
z. T. kleinräumig Kiese und Sande oftmals kleinräumig differenzierte Geologie
- $k_f = 10^{-4} \text{ m/s}$ bis $< 10^{-5} \text{ m/s}$ (Feinkornbereiche);
untergeordnet $k_f = 10^{-3} \text{ m/s}$ bis 10^{-2} m/s (Kies/Sand)
- Nutzung: lokale Nutzungen
- Grundwassermächtigkeit: wenige Meter
- Grundwasserflurabstand: wenige Meter
- Stauer: unterschiedlich, z. T. mehrere (schwebende) Grundwasserstockwerke
- reduzierende Bedingungen in feinkörnigen Bereichen,
oxidierende Bedingungen in Bereichen mit Kiesen und Sanden

Vorkommen: Rheinbecken; Salzburger Becken (Seetonablagerungen);
Enns (Wörschach bis Gesäuseeingang); Klagenfurter Becken
(Südteil); Talrandlagen in inneralpinen Tälern

➤ SCHADSTOFFRÜCKHALTEVERMÖGEN UNGESÄTTIGTE ZONE

Generell: Die wasserungesättigte Bodenzone besitzt im Allgemeinen aufgrund des Feinkornanteils (und bei Torfen aufgrund des hohen organischen Anteils) ein großes Rückhaltevermögen. Die Verhältnisse bezüglich des Eintrags von gelösten Schadstoffen sind sowohl bei Altstandorten als auch bei Altablagerungen im Allgemeinen eher günstig. Generell und insbesondere bei Torfen ist ein relevanter Rückhalt oder Abbau von in Sickerwässern gelösten Schadstoffen zu erwarten.

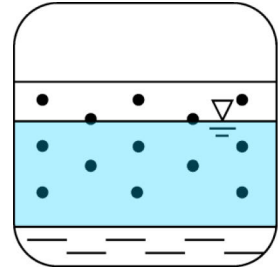
Regionale Besonderheiten: Bei sehr feinkörnigem Untergrund, bei dem nur oberflächennahe Aquifere vorhanden sind, und in Talrandlagen kann das Rückhaltevermögen groß sein.

➤ AUSBREITUNG VON SCHADSTOFFEN (unter Voraussetzung der Standardannahmen für die einzelnen Schadenstypen)

- a. **Mineralölkontaminationen:** Fahne $< 50 \text{ m}$ (aufgrund reduzierender Verhältnisse insbesondere bei Benzol längere Fahnen möglich);
weitere Ausbreitung der Fahne unwahrscheinlich
- b. **CKW-Kontaminationen:**
Fahne $< 200 \text{ m}$, weitere Ausbreitung der Fahne unwahrscheinlich
- c. **Teeröl-Kontaminationen:**
Fahne $< 50 \text{ m}$, weitere Ausbreitung der Fahne nicht auszuschließen
- d. **Metall-Kontaminationen:** keine Fahne ausgebildet
- e. **Kommunale Altablagerungen:** Fahne $< 30 \text{ m}$ aufgrund reduzierender Verhältnisse insbesondere bei Ammonium längere Fahnen möglich;
weitere Ausbreitung der Fahne unwahrscheinlich

A) Porengrundwasserleiter**2) Tertiäre Beckenfüllungen****TYP 5****a) Becken am Rande der Böhmisches Masse (Typ 5)****Charakteristika**

- Sande (schluffig und/oder kiesig)
- $k_f = 10^{-6} \text{ m/s}$ bis 10^{-4} m/s
- Nutzung: Lokale wasserwirtschaftliche Bedeutung
- Grundwassermächtigkeit: 5 m bis >20 m
- Grundwasserflurabstand: 5 m bis (>) 20 m
- Stauer: Hauptstauer meist klar definiert (Schlier oder Kristallin), z. T. mehrere (schwebende) Grundwasserstockwerke
- oftmals reduzierende Bedingungen im Grundwasser



Vorkommen: Gallneukirchner Becken, Freistädter Becken, Kefermarkter Becken, Melker Bucht

➤ **SCHADSTOFFRÜCKHALTEVERMÖGEN UNGESÄTTIGTE ZONE**

Generell: Die wasserungesättigte Bodenzone besitzt in Abhängigkeit vom Schluff- und Tonanteil sowie von ihrer Mächtigkeit ein geringes oder hohes Rückhaltevermögen.

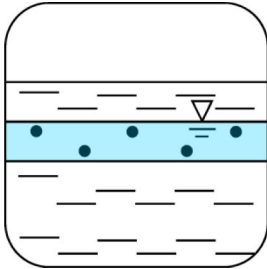
➤ **AUSBREITUNG VON SCHADSTOFFEN
(unter Voraussetzung der Standardannahmen
für die einzelnen Schadenstypen)**

- a. **Mineralölkontaminationen:** Fahne < 50 m (aufgrund reduzierender Verhältnisse insbesondere bei Benzol längere Fahnen möglich); weitere Ausbreitung der Fahne unwahrscheinlich
- b. **CKW-Kontaminationen:**
Fahne < 300 m, weitere Ausbreitung der Fahne unwahrscheinlich
- c. **Teeröl-Kontaminationen:**
Fahne < 100 m, weitere Ausbreitung der Fahne nicht auszuschließen
- d. **Metall-Kontaminationen:** keine Fahne ausgebildet
- e. **Kommunale Altablagerungen:** Fahne < 30 m (aufgrund reduzierender Verhältnisse insbesondere bei Ammonium längere Fahnen möglich), weitere Ausbreitung der Fahne unwahrscheinlich

TYP 6

A) Porengrundwasserleiter 2) Tertiäre Beckenfüllungen

b) Molassebecken des Alpenvorlandes (Sandlagen im Schlier) (Typ 6)



Charakteristika

- Sande (schluffig)
- $k_f = 10^{-6} \text{ m/s}$ bis 10^{-4} m/s
- Nutzung: teilweise lokale wasserwirtschaftliche Bedeutung; Hausbrunnen
- Grundwassermächtigkeit: wenige m
- Grundwasserflurabstand: 5 bis (>) 20 m
- Stauer: meist schwebende Grundwasserstockwerke
- meist reduzierende Bedingungen im Grundwasser
- z. T. gespannte bis artesische Vorkommen

Vorkommen: OÖ/NÖ Alpenvorland lokal (Innviertler Serie (Vöcklabruck-Grieskirchen), „Sandstreifenschlier“)

➤ SCHADSTOFFRÜCKHALTEVERMÖGEN UNGESÄTTIGTE ZONE

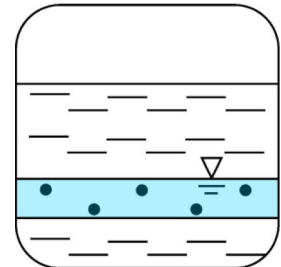
Generell: Die wasserungesättigte Bodenzone besitzt im Allgemeinen aufgrund des Feinkornanteils ein großes Rückhaltevermögen. Die Verhältnisse bezüglich des Eintrags von gelösten Schadstoffen sind sowohl bei Altstandorten als auch bei Altablagerungen im Allgemeinen eher günstig. Generell ist ein relevanter Rückhalt oder Abbau von in Sickerwässern gelösten Schadstoffen zu erwarten.

➤ AUSBREITUNG VON SCHADSTOFFEN (unter Voraussetzung der Standardannahmen für die einzelnen Schadenstypen)

- a. **Mineralölkontaminationen:** Fahne < 10 m (aufgrund reduzierender Verhältnisse insbesondere bei Benzol längere Fahnen möglich); weitere Ausbreitung der Fahne unwahrscheinlich
- b. **CKW-Kontaminationen:**
Fahne < 50 m, weitere Ausbreitung der Fahne unwahrscheinlich
- c. **Teeröl-Kontaminationen:**
Fahne < 20 m, weitere Ausbreitung der Fahne nicht auszuschließen
- d. **Metall-Kontaminationen:** keine Fahne ausgebildet
- e. **Kommunale Altablagerungen:** Fahne < 10 m (aufgrund reduzierender Verhältnisse insbesondere bei Ammonium längere Fahnen möglich); weitere Ausbreitung der Fahne unwahrscheinlich

A) Porengrundwasserleiter**2) Tertiäre Beckenfüllungen****c) Oststeirisch- Burgenländisch-Niederösterreichische Tertiär-Becken (Typ 7)****TYP 7****Charakteristika**

- generell: Kiese bis Tone (stark wechselnd); oberflächennah meist eher feinkörnigere Aquifere (Sand-Schluff)
- k_f (Aquifer) = 10^{-6} m/s bis 10^{-4} m/s
- oberflächennah: kleine, lokale Nutzungen; Tiefengrundwasser: größere kommunale bzw. geo-thermische Nutzungen
- Grundwassermächtigkeit: stark schwankend
- Grundwasserflurabstand: wenige Meter bis teilweise hunderte Meter
- Stauer: oft schwebende Grundwasserstockwerke
- oftmals reduzierende Bedingungen im Grundwasser
- z. T. gespannte bis artesische Vorkommen
- ausgedehnte Vorkommen von Tiefengrundwasser (Oststeiermark, Südburgenland)



Vorkommen: Oststeirisches Becken, südburgenländische Becken, Becken des Neusiedler Sees, Tertiär des Wiener Beckens und des Weinviertels

➤ **SCHADSTOFFRÜCKHALTEVERMÖGEN UNGESÄTTIGTE ZONE**

Generell: Die wasserungesättigte Bodenzone besitzt aufgrund des Schluff- und Tonanteils im Allgemeinen ein großes Rückhaltevermögen. Die Verhältnisse bezüglich des Eintrags von gelösten Schadstoffen sind sowohl bei Altstandorten als auch bei Altablagerungen im Allgemeinen eher günstig. Generell ist ein relevanter Rückhalt oder Abbau von in Sickerwässern gelösten Schadstoffen zu erwarten.

Regionale Besonderheiten: Bei sehr oberflächennahen Aquiferen kann ein geringes Rückhaltevermögen gegeben sein. Lokal oder regional können geologische Barrieren ausgebildet sein, sodass keine relevante Grundwasserneubildung stattfindet.

➤ **AUSBREITUNG VON SCHADSTOFFEN (unter Voraussetzung der Standardannahmen für die einzelnen Schadenstypen)**

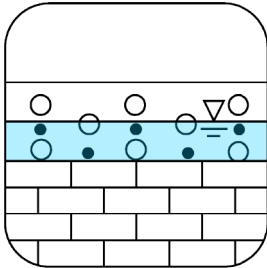
- Mineralölkontaminationen:** Fahne < 10 m (aufgrund reduzierender Verhältnisse insbesondere bei Benzol längere Fahnen möglich); weitere Ausbreitung der Fahne unwahrscheinlich
- CKW-Kontaminationen:** Fahne < 50 m, weitere Ausbreitung der Fahne unwahrscheinlich
- Teeröl-Kontaminationen:** Fahne < 20 m, weitere Ausbreitung der Fahne nicht auszuschließen
- Metall-Kontaminationen:** keine Fahne ausgebildet
- Kommunale Altablagerungen:** Fahne < 10 m (aufgrund reduzierender Verhältnisse insbesondere bei Ammonium längere Fahnen möglich); weitere Ausbreitung der Fahne unwahrscheinlich

TYP 8

A) Porengrundwasserleiter

3) Verwitterungszone bzw. geringmächtiges Quartär über Festgestein

a) Verwitterungszone bzw. geringmächtiges Quartär über Festgestein (Typ 8)



Charakteristika

- Kiese, Sande (z. T. stark schluffig/tonig)
- $k_f = 10^{-5} \text{ m/s}$ bis 10^{-3} m/s
- Nutzung: lokal
- Grundwassermächtigkeit: wenige Meter
- Grundwasserflurabstand: wenige Meter
- Stauer: Festgestein
- meist oxidierende Bedingungen im Grundwasser

Vorkommen: lokal in Böhmischer Masse und Alpen

➤ SCHADSTOFFRÜCKHALTEVERMÖGEN UNGESÄTTIGTE ZONE

Generell: Die wasserungesättigte Bodenzone besitzt aufgrund ihrer geringen Mächtigkeit im Allgemeinen kein relevantes Rückhaltevermögen. Die Verhältnisse bezüglich des Eintrags von gelösten Schadstoffen sind sowohl bei Altstandorten als auch bei Altablagerungen im Allgemeinen sehr ungünstig. Generell ist kein relevanter Rückhalt oder Abbau von in Sickerwässern gelösten Schadstoffen zu erwarten.

➤ AUSBREITUNG VON SCHADSTOFFEN (unter Voraussetzung der Standardannahmen für die einzelnen Schadenstypen)

a. Mineralölkontaminationen:

Fahne < 10 m, weitere Ausbreitung der Fahne unwahrscheinlich

b. CKW-Kontaminationen:

Fahne < 50 m, weitere Ausbreitung der Fahne unwahrscheinlich

c. Teeröl-Kontaminationen:

Fahne < 20 m, weitere Ausbreitung der Fahne nicht auszuschließen

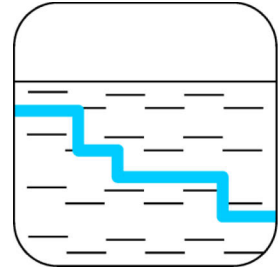
d. Metall-Kontaminationen: keine Fahne ausgebildet

e. Kommunale Altablagerungen:

Fahne < 10 m; weitere Ausbreitung der Fahne unwahrscheinlich

B) Kluftgrundwasserleiter**1) Feinkörnige Lockersedimente****TYP 9****a) Klüfte in Schlierablagerungen oder Grundmoränen (Typ 9)****Charakteristika**

- Grundwasserdurchsatz sehr gering
- Abstandsgeschwindigkeit: mittel
- Nutzung: lokal
- Grundwasserflurabstand: stark schwankend
- teilweise reduzierende Bedingungen



Vorkommen: lokal in der Molasse des Alpenvorlandes und in alpinen Grundmoränenablagerungen

➤ **SCHADSTOFFRÜCKHALTEVERMÖGEN UNGESÄTTIGTE ZONE**

Generell: Die feinkörnigen Lockersedimente selbst sind im Allgemeinen sehr gering bis nicht durchlässig, sie bilden eine geologische Barriere. In den Klüften ist in Abhängigkeit von ihrer Füllung mit einem sehr geringen bis hohen Rückhaltevermögen zu rechnen.

➤ **AUSBREITUNG VON SCHADSTOFFEN**
(unter Voraussetzung der Standardannahmen für die einzelnen Schadenstypen)

- a. **Mineralölkontaminationen:**
Fahne < 50 m, weitere Ausbreitung der unwahrscheinlich
- b. **CKW-Kontaminationen:**
Fahne < 100 m, weitere Ausbreitung der Fahne unwahrscheinlich
- c. **Teeröl-Kontaminationen:**
Fahne < 50 m, weitere Ausbreitung der Fahne nicht auszuschließen
- d. **Metall-Kontaminationen:** keine Fahne ausgebildet
- e. **Kommunale Altablagerungen:**
Fahne < 30 m, weitere Ausbreitung der Fahne unwahrscheinlich

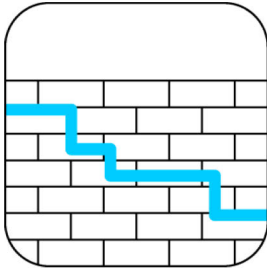
TYP 10

B) Kluftgrundwasserleiter

2) Festgestein

(mit Ausnahme von verkarstungsfähigen Festgesteinen)

a) Klüfte in Festgestein (Typ 10)



Charakteristika

- Grundwasserdurchsatz: mittel bis hoch
- Abstandsgeschwindigkeit: mittel bis hoch
- Nutzung: lokal wasserwirtschaftliche Bedeutung
- Flurabstand: wenige bis mehrere hundert Meter
- oxidierende Bedingungen

Vorkommen: Böhmisches Masse, Grauwacken-Kristallin, Flysch-Sandstein, Zentralalpen

➤ SCHADSTOFFRÜCKHALTEVERMÖGEN UNGESÄTTIGTE ZONE

Generell: Die Festgesteine selbst sind sehr gering bis nicht durchlässig, sie bilden eine geologische Barriere. In den Klüften ist in Abhängigkeit von ihrer Füllung mit einem sehr geringen bis hohen Rückhaltevermögen zu rechnen.

➤ AUSBREITUNG VON SCHADSTOFFEN (unter Voraussetzung der Standardannahmen für die einzelnen Schadenstypen)

a. Mineralölkontaminationen:

Fahne < 100 m; weitere Ausbreitung der Fahne unwahrscheinlich

b. CKW-Kontaminationen:

Fahne < 500 m, weitere Ausbreitung der Fahne unwahrscheinlich

c. Teeröl-Kontaminationen:

Fahne < 200 m, weitere Ausbreitung der Fahne nicht auszuschließen

d. Metall-Kontaminationen: keine Fahne ausgebildet; Chrom-VI:

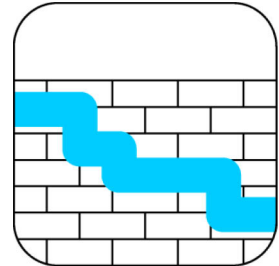
Fahnenlänge < 100 m; weitere Ausbreitung der Fahne unwahrscheinlich

e. Kommunale Altablagerungen: Fahne < 50 m, weitere Ausbreitung

der Fahne insbesondere von Ammonium aufgrund reduzierender Verhältnisse möglich

C) Karstgrundwasserleiter**1) Carbonatgestein und sonstige verkarstungsfähige Festgesteine****TYP 11****a) Klüfte in verkarstungsfähigem Festgestein (Typ 11)****Charakteristika**

- Grundwasserdurchsatz meist sehr hoch
- Abstandsgeschwindigkeit: meist sehr hoch
- Nutzung: oftmals sehr große wasserwirtschaftliche Bedeutung
- Flurabstand: wenige bis mehrere hundert Meter
- häufig unterirdische Reservoirs
- Stauer: Kristallines Grundgebirge oder Werfener Schichten
- oxidierende Bedingungen



Vorkommen: Kalke und Dolomite der Nördlichen und Südlichen Kalkalpen sowie der Grauwackenzone, der Radstädter Tauern und des Grazer Paläozoikums, Marmore im Kristallin der Böhmisches Masse, Kalke im Vorarlberger Flysch

➤ SCHADSTOFFRÜCKHALTEVERMÖGEN UNGESÄTTIGTE ZONE

Generell: Die Carbonatgesteine selbst sind im Allgemeinen sehr gering bis nicht durchlässig, sie bilden eine geologische Barriere. In den Klüften ist in Abhängigkeit von ihrer Füllung mit einem sehr geringen bis geringen Rückhaltevermögen zu rechnen.

➤ AUSBREITUNG VON SCHADSTOFFEN
(unter Voraussetzung der Standardannahmen für die einzelnen Schadenstypen)

a. **Mineralölkontaminationen:**

Fahne < 100 m, weitere Ausbreitung der Fahne insbesondere von Benzol aufgrund reduzierender Verhältnisse möglich

b. **CKW-Kontaminationen:**

Fahne < 500 m, weitere Ausbreitung der Fahne unwahrscheinlich

c. **Teeröl-Kontaminationen:**

Fahne < 200 m, weitere Ausbreitung der Fahne nicht auszuschließen

d. **Metall-Kontaminationen:** keine Fahne ausgebildet; Chrom-VI:

Fahnenlänge < 100 m; weitere Ausbreitung der Fahne unwahrscheinlich

e. **Kommunale Altablagerungen:** Fahne < 50 m, weitere Ausbreitung

der Fahne insbesondere von Ammonium aufgrund reduzierender Verhältnisse möglich

Anhang 9: Glossar

Boden (modifiziert nach ÖNORM S 2088-1)

Obere Schicht der Erdkruste (Untergrund), die aus mineralischen Teilchen, organischer Substanz, Wasser, Luft und lebendigen Organismen besteht und durch Verwitterung, Um- und Neubildung (natürlich oder anthropogen verändert) entstanden ist und aufgrund der jeweiligen Nutzung weiter verändert wird.

Bodenluft (siehe ÖNORM S 2090)

Gasförmige Phase im Porenraum des Lockergesteins und im Kluft- und Hohlraum des Festgesteins.

Dekontamination (siehe ÖNORM S 2089)

Beseitigung der Ursache der Gefährdung sowie Beseitigung der Auswirkungen der Gefährdung im kontaminierten Umfeld. Bei Dekontaminationsmaßnahmen werden die Schadstoffe entweder entfernt oder in eine unschädliche Form übergeführt.

Erhebung (siehe ÖNORM S 2088-2)

Systematische Zusammenführung der zu einer Altablagerung oder einem Altstandort vorhandenen Informationen ohne unmittelbare Untersuchungen am Standort.

Ex situ (siehe ÖNORM S 2089)

Behandlung von Materialien aus Altlasten nach Aushub; vgl. auch „in situ“.

Feststoff (modifiziert nach ÖNORM S 2091)

Überbegriff für alle festen Stoffe, von denen im Rahmen der Untersuchung einer Altablagerung oder eines Altstandortes eine Probe aus dem Untergrund genommen werden kann.

Feststoffprobe (siehe ÖNORM S 2091)

Probe, die durch Entnahme von Feststoffen aus mehreren Bereichen einer Untergrundsicht in einem Untergrundaufschluss gesammelt wird.

Gefahr (siehe UMWELTBUNDESAMT 2011a, b)

Situation, die bei einem ungehinderten Ablauf des Geschehens in absehbarer Zeit mit hinreichender Wahrscheinlichkeit zu einem Schaden (z. B. einer mehr als geringfügigen Verunreinigung des Grundwassers), also einer Verletzung eines schützenswerten Gutes, führt.

Grenzwert (siehe ÖNORM S 2088-2)

In einer gesetzlichen oder behördlichen Festlegung enthaltener größter oder kleinster Wert einer Größe.

Grundwasser (siehe ÖNORM S 2092)

Unterirdisches Wasser, das die Hohlräume der Erdrinde (Poren, Klüfte und dgl.) zusammenhängend ausfüllt, unter gleichem oder größerem Druck steht, als er in der Atmosphäre herrscht, und dessen Bewegung durch Schwerkraft und Reibungskräfte bestimmt wird.

Grundwasser-Probenahmestelle (siehe ÖNORM S 2092)

Überbegriff für alle Stellen oder Einrichtungen, an denen Grundwasserproben entnommen werden können z. B. Grundwassermessstellen, Brunnen, Untergundaufschlüsse.

Hintergrundwert (siehe ÖNORM S 2088-2)

Konzentration eines Stoffes oder Wert eines Indikators für Kontaminationen, der keinen oder nur sehr geringen anthropogenen Veränderungen gegenüber einem unbeeinflussten Zustand entspricht.

Imprägnationszone

Bereich des Kontaminationsherdes, in dem im Untergrund die MKW als flüssige Phase vorkommen.

In situ (siehe ÖNORM S 2089)

Behandlung von Materialien in Altlasten ohne deren räumliche Lageveränderung; vgl. auch „ex situ“.

Kontamination; Verunreinigung (siehe ÖNORM S 2093)

Anthropogene Veränderung der natürlichen Zusammensetzung des Untergrundes oder von Bauwerken/Baulichkeiten, des Wassers oder der Luft durch Materialien oder Stoffe, die mittelbar oder unmittelbar schädliche Auswirkungen auf den Menschen oder die Umwelt haben können und zu erhöhten Aufwendungen, Haftungen oder Risiken des Eigentümers oder Nutzers führen. Die anthropogenen Veränderungen können z. B. durch chemische Stoffe mit gefährlichen Eigenschaften im Sinne des ChemG 1996, § 2 (1) und § 3 (1) oder durch radioaktive Stoffe bedingt sein. Unter Kontamination sind nicht zu verstehen: Lagerungen von Stoffen in Gebinden, Tanks und Ablagerungen, die noch keine untrennbare Verbindung mit dem Boden eingegangen sind, sowie Blindgänger bzw. Kriegsmaterialien.

Kontrolluntersuchung (siehe ÖNORM S 2089)

Untersuchung einer Altlast als Grundlage für die Beurteilung der Wirksamkeit von Sanierungsmaßnahmen.

Nutzungseinschränkung (siehe UMWELTBUNDESAMT 2011a, b)

Verminderung des möglichen Nutzungsumfanges an einem Standort; mögliche Maßnahme zum Schutz der Gesundheit.

Off-Site (siehe ÖNORM S 2089)

Behandlung von Materialien aus Altlasten nach Aushub an einem anderen Ort; vgl. auch „On-Site“.

On-Site (siehe ÖNORM S 2089)

Behandlung von Materialien aus Altlasten am Standort (vor Ort) im unmittelbaren Bereich der Altlast; vgl. auch „Off-Site“.

Probenahmeplan (siehe ÖNORM S 2091)

Festlegung eines Ablaufschemas sämtlicher für die Durchführung der Probenahme relevanten Randbedingungen.

Prüfwert (siehe ÖNORM S 2088-2)

Vorgegebener Wert, bei dessen Überschreitung weitere Erhebungen und Untersuchungen zur Sachverhaltsklärung notwendig sind. Bei Unterschreitung ist in der Regel kein Risiko für die Gesundheit von Menschen und die Umwelt gegeben.

Referenzwert (siehe ÖNORM S 2088-2)

Konzentration eines Stoffes oder Wert eines Indikators, der sich aus der Summe von Hintergrundwert und anthropogener Belastung ergibt und der in der Umgebung eines Altstandortes oder einer Altablagerung gemessen wird.

Richtwert (modifiziert nach ÖNORM S 2088-2)

Vorgegebener Wert, der als Vergleichsgröße eine Hilfe bei der Beurteilung darstellt.

Sanierung (siehe ÖNORM S 2089)

Überbegriff für Dekontamination bzw. Sicherung.

Sicherung (siehe ÖNORM S 2089)

Verhinderung der Ausbreitung möglicher Emissionen von gesundheits- und/oder umweltgefährdenden Schadstoffen. Sicherungsmaßnahmen beseitigen die Kontaminationsquelle nicht.

Untergrund (siehe ÖNORM S 2088-1)

Oberste Schicht der Erdkruste, die unterhalb der natürlichen, geschütteten oder befestigten Geländeoberfläche ansteht. Der Untergrund umfasst sowohl den Boden als auch Locker- und Festgesteine.

Untergrundaufschluss (siehe ÖNORM S 2091)

Überbegriff für Bohrungen und Schürfe.

Untergrundschicht (siehe ÖNORM S 2091)

Augenscheinlich abgrenzbare oder definierte Schicht des Untergrundes, die aufgrund ihrer Eigenschaften im Feld als homogen zu bewerten ist. Aus dieser Schicht wird eine Feststoffprobe gewonnen.

Untersuchung (siehe ÖNORM S 2088-2)

Anwendung geeigneter Verfahren zur Gewinnung von Informationen über den Standort oder vorhandene Schadstoffe.

(wasser-)gesättigte Zone (siehe ÖNORM B 2400)

Bereich des Untergrundes, dessen Hohlräume zusammenhängend mit Wasser gefüllt sind.

(wasser-)ungesättigte Zone (siehe ÖNORM B 2400)

Bereich des Untergrundes, dessen Hohlräume nicht zusammenhängend mit Wasser gefüllt sind.

Umweltbundesamt GmbH

Spittelauer Lände 5
1090 Wien/Österreich

Tel.: +43-(0)1-313 04

Fax: +43-(0)1-313 04/5400

office@umweltbundesamt.at

www.umweltbundesamt.at

Die Technische Arbeitshilfe gibt einen Überblick über häufig angewendete und verfügbare Methoden und Verfahren zur Erkundung, Beurteilung und Sanierung von Standorten, die mit Mineralölkohlenwasserstoffen bzw. Mineralölprodukten oder vergleichbaren biologischen Produkten kontaminiert sind.

Als Unterstützung für PraktikerInnen wird der gesamte Bearbeitungsprozess beschrieben, von der Erhebung der historischen Nutzung am Standort und der Standortverhältnisse über die Erkundung des Untergrundes bis zum Abschluss von Sanierungsmaßnahmen. Probenahme und Analytik von Bodenluft, Raumluft, Feststoff und (Grund-)Wasser im Rahmen der Erkundung werden praxisnah und detailliert erklärt.