

Quicksan Erkundungs- und Monitoringtechnologien



Quicksan über erfolgversprechende Verfahren zur
Erkundung von kontaminierten Standorten



MINISTERIUM
FÜR EIN
LEBENSWEERTES
ÖSTERREICH



österreichischer verein
für alllastenmanagement

QUICKSCAN ERKUNDUNGS- UND MONITORINGTECHNOLOGIEN

Quicksan über erfolgversprechende Verfahren zur
Erkundung von kontaminierten Standorten

Timo Dörrie
Gernot Döberl
Dietmar Müller-Grabherr
Martin Weisgram



REPORT
REP-0570

Wien 2016

Projektleitung

Timo Dörrie, Umweltbundesamt

AutorInnen

Gernot Döberl, Umweltbundesamt
Timo Dörrie, Umweltbundesamt
Dietmar Müller-Grabherr, Umweltbundesamt
Martin Weisgram, Umweltbundesamt

Lektorat

Sabine Enzinger, Umweltbundesamt

Satz/Layout

Elisabeth Riss, Umweltbundesamt

Umschlagphoto

© Peter Müller, ferroDECONT GmbH

Die Autoren bedanken sich bei folgenden ExpertInnen des ExpertInnenpanels des Österreichischen Vereins für Altlastenmanagement (ÖVA) für das Review der vorliegenden Publikation, für ausgewählte Beiträge und für viele anregende Diskussionen in insgesamt zehn ganztägigen Arbeitssitzungen:

Alois Fürnkranz, TERRA Umwelttechnik GmbH
Thilo Hofmann, Universität Wien
Hans-Peter Koschitzky, Universität Stuttgart, VEGAS
Manfred Nahold, GUT GRUPPE UMWELT + TECHNIK GMBH
Johann Punesch, Amt der Niederösterreichischen Landesregierung
Roman Prantl, blp GeoServices gmbh
Thomas Reichenauer, AIT Austrian Institute of Technology
Jörg Weindl, bfm Umwelt Beratung Forschung Management GmbH
Elisabeth Winkler, Amt der Steiermärkischen Landesregierung

Diese Publikation wurde im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Abt. V/3 erstellt.

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

Impressum

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

Druck: Janetschek, 3860 Heidenreichstein

Das Umweltbundesamt druckt seine Publikationen auf klimafreundlichem Papier.

© Umweltbundesamt GmbH, Wien, 2016

Alle Rechte vorbehalten

ISBN 978-3-99004-383-7

VORWORT

Entwicklung und Anwendung neuer Umwelttechnologien sind eine wichtige Voraussetzung um die Zukunftsfähigkeit unserer Gesellschaft zu erhalten. Die Erkundung und Sanierung kontaminierter Standorte sind dabei ein wichtiges Handlungsfeld in Hinblick auf städtische Innenentwicklung und ein Beitrag zur Reduktion des Bodenverbrauchs.

Der vorliegende Technologie-Quickscan gibt einen Überblick über ausgewählte Erkundungs- und Monitoringverfahren, die in den letzten Jahren zur Marktreife entwickelt wurden. Die vorgestellten Methoden können, ergänzend zu bereits lange etablierten Methoden, zu einer zügigen und gezielten Abwicklung von Projekten beitragen. Unmittelbar im Feld verfügbare, hochauflösende Daten können rasche Entscheidungen zur weiteren Erkundung und Sanierung eines Standortes und damit Zeit- sowie Kostenersparnisse unterstützen. Die Nutzung des Potenzials dieser neuen Technologien wird entscheidend davon abhängen, ob in der Praxis im Rahmen integrierter Untersuchungsstrategien eine optimale Auswahl und Kombination aus allen verfügbaren Methoden zur Anwendung kommt.

Der Quickscan beschreibt neben den Technologien auch deren Einsatzmöglichkeiten und -grenzen. Neu entstandenes Wissen und Erfahrungen werden dadurch in kompakter Form zeitnah für PraktikerInnen verfügbar gemacht. Es handelt sich weder um ein Lehrbuch noch um ein umfassendes Anwendungsmニュアル. Mit dem Quickscan soll vor allem das Interesse für und die Akzeptanz von Innovationen gestärkt und eine gute Hilfestellung bei Entscheidungen zur Auswahl von Technologien angeboten werden.

Für zuverlässige Information zu neuem Wissen und Technologien ist unabhängige Expertise unabdingbar. Auswahl und zusammenfassende Beschreibungen der einzelnen Technologien wurden dankenswerter Weise im Dialog mit dem ExpertInnenpanel des ÖVA (Österreichischer Verein für Altlastenmanagement) erstellt. Mein Dank für die Unterstützung geht auch an die KollegInnen des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft sowie der Kommunalkredit Public Consulting.

Georg Rebernik

Umweltbundesamt-Geschäftsführer

INHALT

	VORWORT	3
1	EINLEITUNG	7
1.1	Ausgangssituation in Österreich.....	7
1.2	Erkundungsbedarf in Österreich	8
1.3	Umfang und Gliederung des Quickscans.....	8
1.4	Vorüberlegungen zur Technologiewahl.....	11
2	AUSWAHL DER TECHNOLOGIEN	13
3	DIRECT PUSH – ALLGEMEINE VERFAHRENSBESCHREIBUNG	25
4	DIRECT PUSH – ERKUNDUNG VON GEOLOGIE UND HYDROGEOLOGIE	31
4.1	DP-Sonden zur Erfassung geotechnisch und geologisch relevanter Parameter	32
4.2	Direct Push Injection Logging (DPIL) zur Erfassung hydrogeologisch relevanter Parameter	40
4.3	Direct Push Slug Test (DPST) zur Erfassung hydrogeologisch relevanter Parameter	43
5	DIRECT PUSH – SONDEN ZUR PROBENAHE	47
5.1	Entnahme von Feststoffproben	47
5.2	Entnahme von Grundwasser- und Bodenluftproben	50
5.3	Installationen zur Grundwasserprobenahme	53
6	DIRECT PUSH – SONDEN ZUR SCHADSTOFFDETEKTION	58
6.1	Membrane Interface Probe (MIP)	59
6.2	Laserinduzierte Fluoreszenz-Spektroskopie (LIF).....	63
6.3	Röntgenfluoreszenz-Sonde (XRF; RFA)	68
7	FLOWMETER	73
7.1	Thermo-Flowmeter	76
7.2	Impeller-Flowmeter	79
8	IMMISSIONSPUMPVERSUCH (IPV)	81
9	TIEFENORIENTIERTE GW-PROBENAHE	90
9.1	Separations-Pump-Verfahren	92
9.2	Multi-Level-Systeme	97

10	TECHNISCHE PASSIVSAMMLER	104
10.1	Gleichgewichtssammler	104
10.2	Zeitintegrierende Passivsammler	108
11	PASSIV FLUX METER	115
12	REDOXSENSITIVE BÄNDER	121
13	MARKIERUNGSVERSUCHE (TRACER-TESTS)	127
13.1	Markierungsversuche mit künstlichen Tracern im Grundwasser	129
14	GC-FINGERPRINTING	141
14.1	GC-FID-Fingerprinting	142
14.2	GC-MS-Fingerprinting	147
15	ISOTOPENUNTERSUCHUNG	153
15.1	Komponentenspezifische Stabil-Isotopenanalyse	154
16	ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK	164

1 EINLEITUNG

1.1 Ausgangssituation in Österreich

Ein wesentliches Ziel von Erkundungsmaßnahmen an kontaminierten Standorten ist die Schaffung von aussagekräftigen und reproduzierbaren Daten und Beurteilungsgrundlagen für die Abschätzung des von kontaminierten Standorten ausgehenden Risikos für Menschen oder die Umwelt. Erkundungsmaßnahmen kommen in Untersuchungsstufen unterschiedlichen Detaillierungsgrades (Vor- und Detailuntersuchungen) zur Anwendung. Im Rahmen von Gefährdungsabschätzungen oder Prioritätenklassifizierungen gemäß Altlastensanierungsgesetz (ALSAG 1989) erfolgen die Untersuchungen entweder im Rahmen von Eigenuntersuchungen, z. B. durch den Liegenschaftseigentümer, oder nach §13, §14 ALSAG, wobei diese als sogenannte ergänzende Untersuchungen aus Altlastenbeiträgen finanziert werden. In den letzten 25 Jahren wurden an über 500 Altstandorten und Ablagerungen ergänzende Untersuchungen abgeschlossen, weitere rund 1.200 Flächen befinden sich in Untersuchung (UMWELTBUNDESAMT 2015).

In dem vom BMLFUW erstellten Leitbild Altlastenmanagement (BMLFUW 2009) ist eines der wesentlichen Ziele die Erfassung und Beurteilung historisch kontaminierter Standorte innerhalb einer Generation (25 Jahre). Um dieses Ziel zu erreichen sind, neben der Umsetzung neuer wissenschaftlicher Erkenntnisse bei der Beurteilung und möglichen Anpassungen der gesetzlichen Grundlagen und technischen Normen, auch die konkreten Untersuchungen an Altstandorten und Ablagerungen zeitlich sowie finanziell zu optimieren. Potenzial dafür zeigen diverse – in Österreich bisher nur selten eingesetzte – innovative Erkundungstechnologien bzw. Kombinationen dieser mit in Österreich etablierten Technologien. Dabei ermöglichen die innovativen Technologien neben der Reduktion von Zeit und/oder Kosten durch die Gewinnung neuer oder einer großen Anzahl an Informationen und Erkenntnissen bei gleichem oder geringerem finanziellen Einsatz insbesondere auch eine Erhöhung der Flexibilität vor Ort. Basierend auf einer größeren Datendichte kann u. a. ein Standortmodell detaillierter entwickelt werden, insbesondere auch im Hinblick auf eine zielgerichtete, effiziente, ökonomische und nachhaltige Sanierung.

Dem Leitbild Altlastenmanagement (BMLFUW 2009) entsprechend kann, zukünftig neben Sanierungsmaßnahmen auch die Beobachtung von kontaminierten Altstandorten als Maßnahme zulässig sein. Darüber hinaus werden bei der Anwendung von In-situ-Sanierungstechnologien die Beobachtung im Allgemeinen und die Überwachung von Prozessen im Untergrund eine größere Relevanz gewinnen. Dazu werden verstärkt Monitoringtechnologien erforderlich, um Maßnahmen begleitend bzw. abschließend beurteilen zu können oder, um im Rahmen der Beobachtung positive und negative (natürliche) Entwicklungen identifizieren und soweit erforderlich steuernd eingreifen zu können.

Die Studie Altlastensanierung in Österreich – Effekte und Ausblick (BMLFUW 2007) und eine aktuelle, im Rahmen dieses Quickscans durchgeführte Umfrage unter Fachleuten aus dem Bereich des Altlastenmanagements, zeigen, dass in Österreich, im Vergleich zu anderen europäischen Ländern, nur wenige innovative Erkundungs- und Monitoringtechnologien eingesetzt werden. Bisher dominieren etablierte Grundwasser-, Feststoff- und Bodenluftprobenahmen und deren Analysen an wenigen (teuren) Aufschlüssen und Messstellen.

Beurteilung

Erkundungstechnologien

Potenzial innovativer Technologien

Beobachtung und Kontrolle

Monitoringtechnologien

1.2 Erkundungsbedarf in Österreich

10.000 Altstandorte Insgesamt lässt sich abschätzen, dass an noch über 10.000 Altstandorten und Altablagerungen konkrete Erkundungsmaßnahmen erforderlich sein werden, um eine Gefährdungsabschätzung durchführen zu können. Im Vergleich zur Vergangenheit ist dabei auch zu erwarten, dass sich insbesondere ein signifikant höherer Bedarf zur Erkundungen von Lösungsmittel- und Mineralölschäden ergibt. Da inzwischen die meisten großen Altstandorte (z. B. Raffinerien, Gaswerke) weitgehend untersucht sind, ist davon auszugehen, dass die Größe, d. h. konkret die Fläche der zu untersuchenden Altstandorte (z. B. Putzereien, Tankstellen) durchschnittlich signifikant kleiner sein wird. Diese kleineren Altstandorte befinden sich vermehrt im (dicht) verbauten Raum und sind oftmals in einer Nachnutzung. Daraus werden sich in Zukunft deutlich höhere Anforderungen an die Erkundung und die Sanierung ergeben. Diese sind an die bestehende Nutzung, Bebauung und Infrastruktur anzupassen.

CKW und MKW

immer häufiger kleine Altlasten

Bei häufigerer Identifikation von kleinen Altlasten im dichtbebauten Raum ist absehbar, dass auch In-situ-Technologien zur Sanierung oder Maßnahmen zur Beobachtung bzw. Überwachung öfter Eingang in die Praxis finden werden. Ihre Eignung und damit auch Akzeptanz ist viel stärker abhängig von einer fundierten Voruntersuchung und einem guten Standort- und Prozessverständnis (Standortmodell) als bei konventionellen Sanierungsmethoden (z. B. Aushub, Umschließung). Als Konsequenz werden sich für In-situ-Technologien auch höhere Anforderungen in Bezug auf Prognosen und den Erfolgsnachweis ergeben. Bisher allgemein angewandte Technologien und Strategien zur Erkundung werden in ihrer Leistungsfähigkeit oder Eignung oft limitiert sein. Damit werden Ergänzungen durch neue Erkundungstechnologien und integrierte Strategien zur gemeinsamen Anwendung verfügbarer Verfahren erforderlich.

1.3 Umfang und Gliederung des Quickscans

Im vorliegenden Quickscan werden ausgewählte Verfahren zur Erkundung und zum Monitoring von kontaminierten Standorten vorgestellt, die in der Praxis bereits erfolgreich eingesetzt werden, in Österreich aber bis dato kaum oder nicht etabliert sind. Besonderes Augenmerk gilt daher der Darstellung internationaler Anwendungserfahrungen.

Der Schwerpunkt des Quickscans wurde auf Technologien zur Erkundung des Untergrunds und des Grundwassers sowie Technologien zum Monitoring von Prozessen im Untergrund und im Grundwasser gelegt. Dabei werden

Definition Erkundungs- technologie

1. als Technologien zur Erkundung von kontaminierten Standorten solche verstanden, die zur Voruntersuchung (V) und Detailuntersuchung (D) eingesetzt werden. Hierbei liegt der Fokus auf der umfassenden Erkundung des Schadensbildes (Art, Menge, räumliche Verteilung, Mobilität und Mobilisierbarkeit von Schadstoffen). Die Ergebnisse der Erkundung bilden die Grundlage für eine Beurteilung des Risikos. Weiters kann im Rahmen von Untersuchungen in Hinblick auf die Eignung bestimmter Sanierungsverfahren ein zusätzlicher spezifischer oder prozessbasierter Erkundungsbedarf bestehen.

2. als Technologien zum Monitoring solche verstanden, die zur systematischen Erfassung, Beobachtung (B) und Überwachung eines Prozesses als Kontrolluntersuchung (K) zum Einsatz kommen, also im Rahmen der mittel- bis langfristigen Beobachtung. Technologien zum Monitoring sollen zeitliche Trends erkennbar machen und Entscheidungshilfen schaffen, um erforderlichenfalls auch in einen Prozess steuernd eingreifen zu können.

**Definition
Monitoring-
technologie**

Technologien, die nicht auf die Erkundung des Untergrundes sondern z. B. der Atmosphäre oder der Raumlufte abzielen, finden sich im Quicksan ebenso wenig wieder, wie Technologien, die sich in Entwicklung befinden, für die zurzeit nur unzureichende Praxiserfahrungen vorliegen oder Technologien zur Prozess- und Anlagensteuerung.

**Fokus auf
Untergrund**

Den Beschreibungen der ausgewählten Technologien wurde in Kapitel 1.4 des Quicksans zusammenfassend vorangestellt, welche Voraussetzungen und Randbedingungen bei der Planung und Anwendung von Erkundungs- und Monitoringtechnologien allgemein von Bedeutung sind.

Die Auswahl der Technologien für den Quicksan erfolgte im Rahmen intensiver Diskussion mit dem ExpertInnenpanel des ÖVA. Als wesentliche Auswahlkriterien wurden mögliche Kosteneinsparung und Zeitersparnis durch Ersatz von oder durch Kombination mit etablierten Verfahren (schnellerer oder sofortiger Informationsgewinn, d. h. Entscheidung über weiteres Vorgehen vor Ort möglich, „adaptive Erkundung“), die ausreichende Erprobung des jeweiligen Verfahrens (Anwendungserfahrung) sowie die Qualität der gewonnenen Information (verbesserte Qualität oder neue Information) festgelegt. Diese Kriterien wurden im weiteren Procedere ergänzt um:

**Auswahlprozess
und -kriterien**

- allgemeine Anwendbarkeit/einfache Handhabbarkeit,
- Akzeptanz (in Österreich, bei den AnwenderInnen),
- Vergleichbarkeit (bzw. belastbare Ergebnisse),
- Kombinierbarkeit/Ergänzung mit anderen Verfahren (auch mit in Österreich etablierten Verfahren, z. B. Einsatz von Direct Push-Sondierungen, um gezielter die „teureren“, konventionell ausgebauten Grundwassermessstellen (u. U. auch in speziellen Horizonten bzw. geologischen Schichten) setzen zu können).

Im Rahmen der Auswahl zeigte sich, dass mit den ausgewählten Technologien nur ein Ausschnitt über erfolgversprechende Technologien für Österreich dargestellt werden kann. Daher wurden ergänzend zu den Technologiekapiteln eine Technologiematrix erstellt und die Ergebnisse der Diskussionen mit dem ExpertInnenpanel des ÖVA in einem eigenen Kapitel (Kap. 2) vorangestellt. Die Auswahl der Technologien bzw. Technologiegruppen für diese Matrix wurde dabei möglichst breit gewählt und reicht von der Geophysik bis hin zu mikro- und molekularbiologischen Verfahren und Biosensoren. Die Technologiematrix (Tabelle 1) bietet eine Übersicht, die zu den einzelnen Technologien auch jeweils eine generelle, sehr knappe Darstellung des Verfahrensprinzips und Einsatzbereiches sowie Hinweise auf weiterführende Literatur beinhaltet.

Technologiematrix

Da sich zeigte, dass diverse erfolgversprechende Verfahren oft von der korrekten Anwendung eines (etablierten) Verfahrens abhängig sind bzw. diese sinnvoll ergänzen, wurde die Matrix um „notwendige zusätzliche“ d. h. auch bisher bereits routinemäßig angewandte Verfahren ergänzt.

12 Technologien In den Kapiteln 3 bis 15 werden ausgewählte, erfolgversprechende Technologien beschrieben. Diese umfassen die Verfahren des Direct Push (Kap. 3 bis 6), Flowmeter Messungen (Kap. 7), Immissionspumpversuche (Kap. 8), tiefenorientierte GW-Probenahmesysteme (Kap. 9), Passivsammler (Kap. 10) und Passiv Flux Meter (Kap. 11) für das Grundwasser, Redoxsensitive Bänder (Kap. 12) und Markierungsversuche (Kap. 13) sowie die Laborverfahren GC-Fingerprinting (Kap. 14) und Isotopenuntersuchungen (Kap. 15).

Die Reihung der einzelnen Technologien orientiert sich generell an der Verfahrensgruppe (Geologie/Hydrogeologie, Schadstoffe/Milieu, Prozesse) und am Untersuchungsziel. Allerdings wurden zur besseren Lesbarkeit und Verständlichkeit zusammenhängende Technologiekapitel (z. B. „Direct Push“) bewusst nicht getrennt. Es wurde versucht, jedes Kapitel weitgehend einheitlich zu gliedern: Nach einer kurzen Einleitung mit einer Übersichtstabelle (Technologiematrix, Tabelle 1), die wesentliche Informationen zum Verfahren (Prinzip, Ziel, Einsatzbereich, Parameter, Dauer und Kosten) zusammenfasst, wird die jeweilige Technologie bzw. Varianten der Technologie in folgender Gliederung beschrieben:

**Gliederung
Technologiekapitel**

- Verfahrensbeschreibung;
- Voraussetzungen/Anforderungen
 - Standort,
 - Probenahme/Dimensionierung;
- Potenziale und Einschränkungen;
- Alternativen/Kombinationen;
- Stand der Entwicklung/Stand der Anwendung.

Die Beschreibungen der in diesem Quickscan dargestellten Technologien wurden auf Basis ausgewählter Literatur, die am Ende des jeweiligen Kapitels angegeben ist, verfasst. Soweit es im Rahmen eines Quickscans möglich war, wurde eine Prüfung der Plausibilität der in der Literatur dargestellten Verfahrensbeschreibungen sowie ihrer Vor- und Nachteile durchgeführt.

Kosten In den Technologiekapiteln werden auch Anhaltspunkte zu den Kosten des jeweiligen Verfahrens gegeben. Eine Abschätzung etwaiger Einsparungspotenziale bei Anwendung der vorgestellten, im Vergleich zu etablierten Verfahren, ist für den Einzelfall und auch über mehrere Projektphasen gemeinsam durchzuführen. Dabei ist beispielsweise zu berücksichtigen, dass erhöhte finanzielle Aufwendungen bei der Erkundung zu erheblichen Kosteneinsparungen bei der Sanierung führen (können). Darüber hinaus können mit einigen der vorgestellten Verfahren, innerhalb eines vorgegebenen Budgets und im Vergleich mit etablierten Verfahren, auch oft bessere und detailliertere Informationen gewonnen werden.

Der Quickscan schließt mit einem Fazit (Kap. 16), das wesentlich Vorteile und Voraussetzungen für die Anwendung erfolgversprechender Erkundungsverfahren zusammenfasst und den Weg in die Praxis in Österreich unterstützen soll.

1.4 Vorüberlegungen zur Technologiewahl

Die Untersuchung des Untergrundes (Boden und Bodenluft) sowie des Grundwassers sollen Grundlagen schaffen, um die Beantwortung unterschiedlicher Fragestellungen an kontaminierten Standorten zu ermöglichen.

Da die Fragen, und damit auch die zur Beantwortung erforderliche Verfahrensauswahl, vom Wissensstand (Standortmodell → ÖNORM S 2086 (2009)) und vom Untersuchungsziel abhängen, werden bei der Untersuchung kontaminierter Standorte in Österreich in der Regel folgende Untersuchungen unterschieden:

- Voruntersuchungen (zur Gefährdungsabschätzung),
- Beobachtung von kontaminierten Standorten,
- Detailuntersuchungen (u. a. auch zur Prioritätenklassifizierung),
- Sanierungsuntersuchung (im Rahmen einer Variantenstudie),
- Begleitung und Überwachung von Sanierungsmaßnahmen,
- Abschließende Kontrolluntersuchungen von Sanierungsmaßnahmen,
- Überwachung von Nachsorgemaßnahmen.

**Stufen einer
Untersuchung**

Wesentliche Voraussetzung für die Planung, Durchführung und spätere Auswertung und Beurteilung von Maßnahmen ist in jeder dieser Untersuchungsphasen ein hinreichend gutes Verständnis des Standortes (Standortmodell) hinsichtlich der Standortverhältnisse (betriebliche Anlagen und Tätigkeiten, Untergrundverhältnisse, Schutzgüter und Nutzungen), des aktuellen Schadensbildes (u. a. Schadensherde, Schadstoffverteilung), der ablaufenden Transport- und Abbauprozesse sowie der Sicherheiten des Standortmodells. Durch Untersuchungen wird das Standortmodell laufend weiterentwickelt, dabei widerlegt oder bestätigt und präzisiert, sodass gute Grundlagen für die Entscheidung über erforderliche weitere Maßnahmen und deren Planung gewährleistet werden können. Das heißt auch, dass zu Beginn jeder Untersuchungsphase aufbauend auf dem jeweiligen Stand des Standortmodells immer Überlegungen zu Untersuchungszielen und den erforderlichen Untersuchungsstrategien abzuleiten und festzulegen sind.

Standortmodell

Zur Erreichung eines Untersuchungsziels können dabei ganz unterschiedliche Untersuchungsstrategien mit dem Einsatz sehr unterschiedlicher Untersuchungstechnologien oder deren Kombinationen geeignet sein. Vor der Wahl einer Technologie sind deshalb immer die spezifischen Voraussetzungen und Anforderungen (s. gleichnamige Abschnitte in den Kapiteln 3 bis 15) mit der konkreten standortspezifischen Situation abzugleichen und die Eignung der jeweiligen Technologien für die konkreten Fragestellungen vorab zu klären. Hingewiesen wird darauf, dass bei vielen Technologien die Eignung insbesondere von der hydrogeologischen Situation abhängt (z. B. Vertikalströmungen in Messstellen, sehr unterschiedliche k_f -Werte in beurteilungsrelevanten Schichten). Zum Beispiel kann entscheidend sein, ob die Konzentration eines Schadstoffes im Grundwasser tiefengemittelt, nach dem Zufluss gewichtet oder tiefenorientiert bestimmen werden soll.

**Strategie je nach
Untersuchungsziel**

Auch die Nutzungsdauer von Probenahmestellen und notwendige Qualitätsanforderungen an Probe und Analyse sind von maßgebender Bedeutung. Für die Wahl eines Verfahrens ist wesentlich, wie Proben zu nehmen sind (z. B. erforderliche Probenmengen für die Analytik) und wie oft (einmalig, mehrmalig oder kontinuierlich) oder worauf die Proben zu analysieren sind (Einzel- oder Summenparameter) und in welcher Qualität (z. B. Bestimmungsgrenzen).

finanzielle Überlegungen immer ganzheitlich

Häufig sind auch die zur Verfügung stehenden finanziellen Mittel ein limitierender Faktor. Im Rahmen einer ökonomischen Abwägung sollten jedenfalls Installations- und spätere Betriebskosten gemeinsam beurteilt werden; z. B. können Entsorgungskosten für große Mengen von kontaminiertem Grundwasser zu einem nicht unerheblichen monetären Faktor werden.

Vorab sind ebenso Überlegungen hinsichtlich der Aussagekraft der Methode und Kontext der Untersuchungen zu anderen Technologien oder auch zur Kombinierbarkeit mit anderen Technologien (s. gleichnamige Abschnitte in Kap. 3 bis 15), zur Reproduzierbarkeit der Messergebnisse und zur Vergleichbarkeit der mit verschiedenen Technologien gewonnenen Ergebnisse anzustellen.

erforderliche Auflösung und Präzision

Da die im Quickscan vorgestellten Verfahren oftmals eine alternative Gewinnung von Proben für eine etablierte Laboranalytik umfassen, die Laboranalytik zur Gänze ersetzen oder aber in den Bereich innovativer Untersuchungen im Labor fallen, ist es wesentlich, sich bereits im Planungsstadium der Untersuchungen – ausgehend von der jeweiligen Untersuchungsstufe und den sich stellenden Fragen – zu überlegen, welche Auflösung und Präzision in Bezug auf Untersuchungsergebnisse (z. B. notwendige Messwertgenauigkeit, Fehlertoleranz der zu ermittelnden Messwerte/Parameter) erforderlich und möglich sind. Das ist umso wichtiger, da für manche der vorgestellten Verfahren zum Teil die entsprechenden Standards und Normen zur Qualitätssicherung noch nicht vorhanden sind und damit ein Vergleich mit etablierten und genormten Technologien hinsichtlich Leistung und Qualität (z. B. Messgenauigkeit) nur sehr eingeschränkt möglich ist.

Potenzial integrierte Erkundung:

- **gezielt**
- **schnell**
- **kosteneffizient**

Insgesamt lässt sich zusammenfassen, dass bei fundierter Planung viele der beschriebenen Technologien insbesondere in Kombination mit etablierten Verfahren ein großes Potenzial bieten, das Standortmodell besser und schneller entwickeln zu können. Dabei können durch die Auswahl und eine gute Abstimmung der Verfahren aufeinander oft auch signifikante Kosteneinsparungen erzielt werden, die sich insbesondere auch bei Entscheidungen über Art und Umfang weiterer Maßnahmen zur Erkundung oder Sanierung fortsetzen.

Zitierte und weiterführende Literatur

Altlastensanierungsgesetz (ALSAG; StF: BGBl. Nr. 299/1989): Bundesgesetz vom 7. Juni 1989 zur Finanzierung und Durchführung der Altlastensanierung.

BMLFUW – Bundesministerium für Land und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Abteilung VI/3, Abfallbehandlung und Altlastensanierung (2007): Altlastensanierung in Österreich – Effekte und Ausblick, Wien.

BMLFUW – Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Abteilung VI/3, Abfallbehandlung und Altlastensanierung (2009): Leitbild Altlastenmanagement – Sechs Leitsätze zur Neuausrichtung der Beurteilung und Sanierung von kontaminierten Standorten, Wien.

ÖNORM S 2086 (2009): Altlasten – Benennungen und Definitionen. Standortmodell.

UMWELTBUNDESAMT (2015): Granzin, S. & Valtl, M.: Verdachtsflächenkataster und Altlastenatlas. Stand: 1. Jänner 2015. Reports, Bd. REP-0507. Umweltbundesamt, Wien.

2 AUSWAHL DER TECHNOLOGIEN

Die nachfolgenden Kapitel und Beschreibungen zeigen eine Auswahl von, am europäischen Markt seit einigen Jahren neu verfügbarer Technologien, deren Anwendung in der Praxis auch für Österreich als erfolgversprechend eingestuft wird. Den vertiefenden Technologiekapiteln (Kap. 3 bis 15) wird am Ende dieses Kapitels eine Übersichtsmatrix vorangestellt, die darüber hinaus einen allgemeineren Überblick über Erkundungs- und Monitoringtechnologien enthält.

Grundsätzliche Überlegungen zur Aufnahme einer Technologie in diese Technologiematrix (Tabelle 1) bzw. zur Auswahl und Darstellung in einem eigenen Kapitel lassen sich auf Grund der Ergebnisse der Diskussion im Kreis des ExpertInnenpanels des ÖVA wie folgt zusammenfassen:

Bei der Erkundung von Altlasten wurden bereits bisher vereinzelt, oft mit Erfolg, Verfahren aus der Oberflächen- oder der Bohrloch-Geophysik eingesetzt (s. Tabelle 1). Besonders relevante sind als Einzelverfahren (z. B. Flowmeter Kap. 7, oder im Zusammenhang mit Direct Push, Kap. 3 bis 6) dargestellt.

In die Technologiematrix (Tabelle 1) wurden auch bis dato nur in Ausnahmen eingesetzte Verfahren aufgenommen, die aber in anderen Bereichen bereits am Markt etabliert sind. Beispiel hierfür ist der Einsatz der Sensortechnik für chemische Messgrößen in Grundwassermessstellen. Aus der kontinuierlichen Erfassung von Daten ergibt sich ein großes Potenzial für eine Integration der Technologie und Entwicklung intelligenter Monitoring- bzw. Überwachungsstrategien, die z. B. im Rahmen der Sanierungsbegleitung und -kontrolle zukünftig verstärkt erforderlich sein werden.

Mit Direct Push (DP) existieren in Österreich im europäischen Vergleich nur relativ wenige Anwendungserfahrungen. Gleichzeitig zeigt diese Technologiegruppe eine große Vielfalt, ein großes Potenzial zur Beschleunigung bei der Erkundung und für die räumliche Fokussierung weiterer Maßnahmen. Diesen Potenzialen entsprechend sind DP-Technologien, mit jeweils unterschiedlicher Ausrichtung, in drei Kapiteln dargestellt (Kap. 3 bis 6).

Bei Markierungsversuchen handelt es sich um Verfahren, die zur Lösung hydrogeologischer Fragestellungen bereits seit langer Zeit eingesetzt werden, jedoch in Österreich bei der Altlastenerkundung bisher nur selten eingesetzt wurden. Erfahrungen in den letzten Jahren zeigen, dass immer häufiger Standorte mit komplexer Hydrogeologie erkundet werden. Darüber hinaus ist auch zu erwarten, dass zur Sanierung kontaminierter Standorte häufiger In-situ-Maßnahmen und dabei auch z. B. die gezielte, technische Einbringung von (reaktiven) Stoffen in das Grundwasser erfolgen werden. Beherrschbarkeit und Wirksamkeit von In-situ-Technologien werden dabei entscheidende Beweisfragen sein. Ein qualifizierter Nachweis der standortspezifischen Eignung kann dabei durch Markierungsversuche (Kap. 13) erfolgen.

In Zusammenhang mit der Anwendung von In-situ-Verfahren kommt auch einer fundierten Vorabklärung, wie (Schad-)Stoffe im Untergrund verteilt sind und im Grundwasser transportiert werden, essentielle Bedeutung zu. Neben DP-Verfahren (s. o.) werden zur Beantwortung dieser Fragen insbesondere Verfahren zur tiefenorientierten Probenahme (wie Separationspumpverfahren, Kap. 9.1) in konventionellen Messstellen oder in speziell ausgebauten Multilevel-Messstellen (Kap. 9.2) in Zukunft wesentliche Tools sein.

**Technologiematrix ≠
Technologiekapitel**

Geophysik

Sensoren

Direct Push

**Tracer-
Versuche/Mar-
kierungsversuche**

**Aktive tiefen-
orientierte GW-
Probenahmen**

- passive Verfahren** In Ergänzung zu diesen „aktiven“ Verfahren werden für integrierte, intelligente Monitoringstrategien auch einfach handhabbare, „passive“ Verfahren relevant. Dazu zählen Passivsammler (Kap. 10), Passiv Flux Meter (Kap. 11) und Redox-sensitive Bänder (Kap. 12).
- Immissionspumpversuche** Zukünftig wird sich auch verstärkt die Frage stellen, wie im dicht verbauten Raum Schadstoffquellen mit vertretbarem Aufwand lokalisiert werden können. Zur Klärung bietet die Durchführung und Auswertung von Immissionspumpversuchen (Kap. 8) eine gute Möglichkeit.
- Ökotoxizitätstests und Biosensoren** Verfahren zur direkten Messung von Schadstoffwirkungen auf Organismen werden bis dato nur sehr untergeordnet eingesetzt, könnten aber in Zukunft an Relevanz gewinnen, insbesondere dann, wenn eine Beurteilung von Vielstoffgemischen erforderlich wird. Einfache Ökotoxizitätstests oder Bioassays sind in der Entwicklung relativ weit fortgeschritten, vielfach genormt und werden z. B. in der Abwassertechnik bereits vermehrt eingesetzt. Für komplexe Fragestellungen, wie z. B. der Beurteilung der Auswirkungen von Kontaminationen auf Bodenfunktionen (Ökosystemdienstleistungen) müssen erst Testbatterien, d. h. praktikable Kombinationen von Bioassays entwickelt werden. Der standardisierte Einsatz von Biosensoren im Bereich der Altlastenerkundung liegt sicher noch in weiterer Ferne. Erste Informationen zu dieser Verfahrensgruppe finden sich in der Technologiematrix (Tabelle 1).
- Phytomonitoring** Phytoscreening kommt bis dato bei Erkundung und Monitoring an kontaminierten Standorten nur sehr untergeordnet zum Einsatz. Das Potenzial dieser Technologie könnte, analog dem Flechten-Monitoring in der Luftgüteüberwachung, in der langfristigen Überwachung von Emissionen liegen. Auch bei der großräumigen Erkundung können diese Verfahren erste Impulse geben (z. B. Treecore-sampling auf CKW bzw. Chlorid im Grundwasser) und wurden daher in die Technologiematrix (Tabelle 1) aufgenommen.
- Natural Attenuation (NA) und neue Monitoring-technologien** Natürliche Prozesse, die zur Verminderung von Verunreinigungen des Grundwassers beitragen („Natural Attenuation“, waren lange Zeit Gegenstand von Diskussionen und Forschung. In Folge beginnen sich seit wenigen Jahren neu entwickelte Monitoringtechnologien für den Nachweis und die Quantifizierung von Schadstoffrückhalte- und Abbauprozessen auch auf europäischen Märkten zu etablieren. Ausgewählte Verfahrensgruppen wie die sequenzielle Extraktion, Batch- und Säulenversuche, die für einen Nachweis eines natürlichen Schadstoffrückhalts geeignet sind, werden in der Technologiematrix (Tabelle 1) kurz dargestellt. Für den Nachweis des mikrobiellen Abbaus kommen inzwischen auch mikro- und molekularbiologische Verfahren wie Mikrokosmenstudien, BACTRAPs und CARD FISH (Catalyzed Reporter Deposition Fluorescence In-Situ-Hybridization) zum Einsatz, die in der Technologiematrix nur kurz angerissen werden können. Es wird in diesem Zusammenhang insbesondere auf die Methodensammlung aus dem BMBF-Förderschwerpunkt KORA in Deutschland (MICHELS et al. 2008) verwiesen.
- weitere Analysemethoden im Labor** Es existieren zahlreiche Laboranalysenmethoden (z. B. HPLC, NMR), die auf die Qualifizierung und Quantifizierung spezifischer Substanzen oder Substanzgruppen abzielen. Zu diesen Methoden (wie z. B. der Hochleistungs-Flüssigkeitschromatographie zur Bestimmung polarer sprengstofftypischer Verbindungen (HPLC-DAD)) wird ebenfalls generell auf die weiterführende Literatur verwiesen. Aufgeführt in einem eigenen Kapitel sowie in der Tabelle sind jedoch zwei Verfahren der Gaschromatografie (Kap. 14). Ähnlich wie die separat dargestellte Stabil-
- Isotopenanalyse**

Isotopenanalyse, zeigen die beschriebenen Laborverfahren ein deutlich breiteres Anwendungsspektrum zur Klärung von Fragestellungen bei der Erkundung von Altlasten. Bei der Isotopenanalyse wurde der Fokus auf die sogenannte komponentenspezifische Stabil-Isotopenanalyse (Kap. 15) gelegt. Standortspezifisch können aber auch Untersuchungen von instabilen Isotopen (Radionukliden) zweckmäßig sein.

Zur Komplettierung der Technologiematrix (Tabelle 1) sind auch etablierte Verfahren der Erkundung und des Monitorings, wie z. B. Pump- und Schöpfprobenahmen oder Bodenluftuntersuchungen, angeführt. Auch wenn es sich dabei um Routineverfahren handelt, gibt es nach wie vor Verbesserungen und Anpassungen an neue Aufgaben (z. B. druckhaltende Schöpfer zur tiefenorientierten Probenahme, Messung von Radon an konventionellen, temporären Bodenluftmessstellen zur Kartierung von aufschwimmenden Ölphasen im Grundwasser).

***etablierte
Methoden***

Tabelle 1: Übersichtsmatrix Erkundungs- und Monitoringtechnologien. (Quelle: Umweltbundesamt)

Verfahren	Verfahrensgruppe			Untersuchungsziel und Verfahrensprinzip	Literatur
	Hydro-/ Geologie	Schad- stoffe	Pro- zesse		
Oberflächen- Geophysik	x			Ermittlung flächenhafter, tiefenorientierter Informationen über Aufbau und Strukturen des Untergrundes (z. B. stratigraphische und lithologische Grenzen, Grundwasser), sowie Störkörper im Untergrund (z. B. Kampfmittel, Einbauten) ohne invasiven Eingriff (von der Oberfläche aus) mittels hochauflösender Verfahren. Unterschieden wird in seismische (Refraktionsseismik, Multichannel Analysis of Surface Waves (MASW), Vertikalseismische Profilierung (VSP) oder Seismische Tomographie), geoelektrische (z. B. Spektrale Induzierte Polarisation (SIP), Elektrische Widerstands-Tomographie (ERT), Elektrische Impedanz-Tomographie (EIT), Eigenpotenzial (SP)), elektromagnetische (z. B. Elektromagnetische Induktion (EMI), Bodenradar (GPR)) oder magnetische Verfahren. Im Normalfall erfolgt die Anwendung mehrerer Methoden parallel mit anschließender komplexer Datenzusammenführung und -auswertung. Die Validierung der Ergebnisse ist anhand konventioneller Aufschlüsse (→ Aufschlussbohrungen) oder → DP-Sondierungen obligatorisch. Messung, Datenauswertung und -interpretation erfordern hochspezifisches Expertenwissen.	(CASSIANI et al. 2012), (OFD 2007)
Bohrloch- Geophysik	x	(x)		Tiefengestufte Einbringung (Logging) von geophysikalischen Sensoren (Bohrlochmagnetik, -elektrik, -radar, -tomographie) in ein offenes Bohrloch oder in eine Messstelle z. B. zur Ermittlung von diversen physikalischen Messgrößen (z. B. elektrische Leitfähigkeit, natürliche Radioaktivität), stratigraphischen oder lithologischen Grenzen, Trennflächen, Porosität, Sättigungsverhältnissen, Permeabilität, stofflicher und mineralogischer Zusammensetzung, Kennwerten des Bohrlochfluids (wie Temperatur, elektrische Leitfähigkeit und Fluidbewegung). Hydrodynamische Untersuchungen (Colloidal Borescope), Überwachung des technischen Zustandes von Bohrungen, Brunnen, Pegeln (hydraulische Funktion oder Ausbau), Auffinden von Störkörpern (z. B. Kampfmittel). Validierung der Ergebnisse anhand von Bohrkernen ist zweckmäßig. Messung, Datenauswertung und -interpretation erfordert Expertenwissen.	(DVGW- Arbeitsblatt W 110-2005-06), (OFD 2007)
Direct Push <i>Sensoren für Hydro-/Geologie und Geotechnik</i>	x			Statischer oder dynamischer Vortrieb eines Gestänges mit Messsonden zur Abschätzung und/oder Bestimmung grundlegender geologischer und geotechnischer Eigenschaften wie z. B. Korngrößenverteilung und Lagerungsdichte (Cone-Penetration Test – CPT, Seismic Cone-Penetration Test – SCPT) inkl. Porenwasserdruckmessung (CPTu), für Aussagen über Ton- und Wassergehalt (EC Logging, SCPT), Wassergehalt in der un- oder Porosität in der gesättigten Zone (Soil Moisture Probe – SMP) oder zur Detektion von Tonschichten (natürliche Gamma-Strahlung - γ -Log), zur Abschätzung von Wassergehalt und Lagerungsdichte (γ - γ , γ - γ/n -Log) bzw. zur Abschätzung grundlegender hydrogeologischer Eigenschaften wie z. B. der Variabilität hydraulischer Durchlässigkeiten (DP Injection Logging (DPIL) oder der absoluten hydraulischen Durchlässigkeit (DP Slug Test (DPST) oder DP Permeameter (DPP)).	s. Kap. 4

Verfahren	Verfahrensgruppe			Untersuchungsziel und Verfahrensprinzip	Literatur
	Hydro- Geologie	Schad- stoffe	Pro- zesse		
Flowmeter	x			Tiefenorientierte Messung der vertikalen Strömungsgeschwindigkeit in einer Grundwassermessstelle durch einen eingebrachten Thermosensor (Thermo-Flowmeter), mit einem elektromechanischen Flügelrad (Impeller-Flowmeter), durch die Generierung und Detektion eines Wärmepulses bzw. Wärme-Tracer (Heatpulse-Flowmeter) oder durch induktiv-magnetische (Elektromagnetische Flowmeter) Messung.	s. Kap. 7
Passiv Flux Meter	x		(x)	Berechnung des (schichtspezifischen) ungestörten hydraulischen Durchflusses in einer Grundwassermessstelle über einen definierten Zeitraum aus der durchfluss-aliquoten Freisetzung und laboranalytischen Detektion des Tracerverlustes aus einem – in der Messstelle eingehängten – Trägermaterial.	s. Kap. 11
Markierungsversuche (Tracer-Tests)	x		(x)	Einbringen von Markierungsstoffen (konservative oder reaktive Tracer) in den gesättigten (seltener ungesättigten) Untergrund an Einspeisestellen (z. B. Schurf, Messstelle, Brunnen) und (labor-)analytischer Nachweis der Tracerkonzentrationen an räumlich entfernten Messstellen zur Bestimmung von z. B. Strömungsverhältnissen, hydraulischen Parametern oder zur Charakterisierung des Schadstoffrückhaltes entlang der Fließstrecke und zur Differenzierung von Schadstoffabbau und anderen Schadstoffminderungsprozessen.	s. Kap. 13
Pumpproben	(x)	x		Ermittlung der mittleren Schadstoffkonzentration im Grundwasser in einer Messstelle durch Entnahme einer Probe mittels Pumpen und anschließender laboranalytischer Untersuchung. Als Pumpen kommen elektrische Unterwasserdruckpumpen (2" bis 4" Tauchpumpen), pneumatisch angetriebene Pumpen (z. B. Doppelventilpumpen, Membranpumpen, Blasenpumpen, Druckpumpen mit Gasverdrängung, Lufthebepumpen (Airlifts)), Fußventilpumpen, Peristaltikpumpen und Saugpumpen zur Anwendung.	(ÖVA 2012), (UMWELTBUNDES- AMT 2016), (ÖNORM S 2092), (LUGV 2010), (BUWAL 2003)
Schöpfproben		x		Gewinnung einer Wasserprobe (Flüssigkeitsprobe) zur laboranalytischen Untersuchung aus einem Oberflächengewässer, offenen Bohrloch oder einer Grundwassermessstelle sowie Gewinnung von Schadstoffphasen durch Eintauchen eines offenen Entnahmegertes (z. B. Schöpfer, PE-Schlauch wie z. B. Hydra Sleeve TM , Einwegschröpfer aus HDPE) – zum Teil auch unter Wasser verschließbar (Snap Sampler TM , tiefenorientierte Schröpfer mit Doppelkugelprinzip für DNAPL) – oder direkt durch Eintauchen des Probengefäßes unter Zuhilfenahme eines Probenahmehilfsgerätes zur Gewinnung einer druckhaltenden Probe (z. B. druckhaltende Schröpfer, insb. zur Gewinnung leichtflüchtiger Schadstoffe). Als druckhaltende Schröpfer werden u. a. BAT-Schröpfer (200 ml) oder EGPS-Schröpfer (30 ml, direkter Einsatz im GC), als entgasungsgesicherten Probenehmer z. B. der LCKW-Probenehmer vom VEGAS (<i>in situ</i> Headspace-Probe) eingesetzt.	(DVGW Arbeits- blatt W 112-2011-10) (LUGV 2010) ÖNORM S 2092) (BUWAL 2003)
Sensoren für physikalische Messgrößen	x			Kontinuierliche Messungen physikalischer Größen im Untergrund bzw. im Grundwasser mittels <i>in situ</i> oder in GW-Messstellen eingesetzter Sensoren (Drucksensoren, Strömungssensoren, Gassättigungssensoren, u. a.), bei Bedarf mit Datenfernübertragung. Bezüglich weiterer geophysikalischer Messungen mittels Sensoren siehe auch → Direct Push mit Sensoren zur Erkundung der Geologie und Geotechnik sowie Hydrogeologie“).	(HERING & SCHÖN- FELDER 2012)

Verfahren	Verfahrensgruppe			Untersuchungsziel und Verfahrensprinzip	Literatur
	Hydro-/ Geologie	Schadstoffe	Prozesse		
Sensoren für chemische Messgrößen		x	x	Kontinuierliche Messungen des Umweltmilieus sowie von Nähr- und Schadstoffen mittels <i>in situ</i> eingebauter oder in GW-Messstellen eingesetzter Sensoren (Elektro-, Chemo-, Optische-Sensoren etc.), bei Bedarf mit Datenübertragung. Häufige eingesetzte Sensoren in der Boden-, Grundwasser- und Gewässeranalytik sind z. B. Leitfähigkeitssensoren, potentiometrische (z. B. pH, Eh), elektrochemische (z. B. O ₂), ionenselektive Sensoren (NO ₃ ⁻ , NH ₄ ⁺ , Br ⁻ , Cl ⁻) und Fluoreszenzsensoren, die auch für → Markierungsversuche eingesetzt werden. Darüber hinaus existieren zahlreiche spezifische Schadstoffsensoren, z. B. Polydimethylsiloxan-beschichtete Chemo-Sensoren, die in Verbindung mit reflektometrischer Interferenzspektroskopie Toluol detektieren. Weitere Schadstoff-Sensoren siehe auch → Direct Push für Schadstoffmessung.	(JÄGER 2010) (GRÜNDLER 2012) (BĂNICĂ 2012)
Bio-Sensoren		x	x	Kontinuierliche Detektion von Schadstoffen und Schadstoffgruppen bzw. deren Toxizität im Wasser und in der Luft durch Biosensoren. Biosensoren sind Kopplungen eines spezifischen biologischen Systems (z. B. Zelle) bzw. einer biologischen Substanz (z. B. Enzym, Hormon, Antikörper) mit modernster Mikroelektronik, d. h. einem physikochemischen Signalumwandler (elektrischer oder optischer Detektor) sowie einer elektronischen Signalverarbeitung in einem Gerät. Es existieren enzymbasierte, antikörperbasierte, DNA-basierte und zellbasierte Biosensoren, mit denen die Wirkung eines/r einzelnen spezifischen Schadstoffes/-gruppe direkt im Wasser (z. B. Phenole, Metalle, Pestizide oder PAKs) detektierbar ist.	(BĂNICĂ 2012) (LALAUZE 2012)
Aufschlussbohrungen	x	x		Erkundung der Geologie und Hydro(geo)logie sowie Gewinnung von ungestörten oder gestörten Proben zur laboranalytischen Untersuchung von Gesamt- und Eluatgehalten oder geotechnischen Parametern mittels Kleinrammverfahren, Rammkern- und Rotationsbohrverfahren (ungestört, Linerbohrungen), Greiferbohrungen oder Schürfen (gestört). Zur Gewinnung von ungestörten Proben oder zur Untersuchung auf leichtflüchtige Schadstoffe kommen Kernbohrungen unter Einsatz von Schläuchen oder Inlinern zur Anwendung. Herstellung von Messstellen. Weitere Aufschlüsse siehe auch → Direct Push zur Entnahme von Proben.	(ÖVA 2012), (UMWELTBUNDES-AMT 2016), (ÖNORM 2091), (ITVA 1995), (DVGW-Arbeitsblatt W 115-2008-07)
Direct Push Entnahme von Proben	x	x		Statischer oder dynamischer Vortrieb eines Gestänges mit Einrichtungen zur Entnahme von Feststoff- (z. B. mittels Linern mit Kernfangeinrichtung), Bodenluft- oder Grundwasserproben (Einströmen von Gas oder Wasser über (un)geschützte Filterelemente mit/ohne verlorenen Spitzen) für chemische oder geotechnische Analysen bzw. zur Einbringung von vorgefertigten Probenahme-Systemen (z. B. Mehrfach-Scheibenpackern oder Mehrkanalbrunnen (Continuous Multi-Channel Tubing – CMT)) oder in-situ eingebrachten Pumpen (verlorene Mini-Druckpumpen) zur mehrfachen Grundwasserprobenahme.	s. Kap. 5

Verfahren	Verfahrensgruppe			Untersuchungsziel und Verfahrensprinzip	Literatur
	Hydro-/ Geologie	Schad- stoffe	Pro- zesse		
Direct Push <i>Schadstoff- messung</i>		x		Statischer oder dynamischer Vortrieb eines Gestänges mit schadstoffdetektierenden Sensoren zum Nachweis von leichtflüchtigen organischen Schadstoffen (Membrane Interface Probe – MIP) mit unterschiedlichen Detektoren (PID, FID, DELCD), von Mineralölkohlenwasserstoffen (Laserinduzierte Fluoreszenz- Spektroskopie – LIF) mit unterschiedlichen Detektoren (ROST, UVOST, TarGOST), von anorganischen Schadstoffen (Laser-Induced Breakdown Spectroscopy – LIBS und Röntgen-Fluoreszenz-Sonde – XRF) sowie von sprengstofftypischen Substanzen ("Explosives Sensor").	s. Kap. 6
Passivsammler		x		Tiefenorientierte Ermittlung der Schadstoffkonzentration in einer Grundwassermessstelle durch Konzentrationsausgleich zwischen Sammler und Grundwasser (Gleichgewichtssammler) bzw. tiefenorientierte Erfassung der Schadstoffmengen in einer Grundwassermessstelle über einen definierten Zeitraum durch Fixierung der Schadstoffe auf ein in die Messstelle eingebrachtes Sammelmedium (zeitintegrierender Passivsammler).	s. Kap. 10
Redoxensitive Bänder		x	x	Tiefenorientierte (biologische und chemische) Kartierung der Redox-Milieu-Bedingungen im Grundwasser durch Einbringung von auf Bändern fixierten Mineralphasen, die mittels charakteristischen Farbumschlags definierte GW-Stabilitätsfelder (Redox-Zonen) direkt anzeigen (z. B. Redox-Milieu-Detektorbänder – RMD).	s. Kap. 12
Immissions- Pumpversuche	x	x		Ermittlung von Schadstoffkonzentrationsganglinien in Pumpversuchen an einzelnen GW-Messstellen, an einer Kontrollebene oder an GW-Messstellen an mehreren Ebenen. Räumlich integrierende Quantifizierung der Grundwasserbelastung, Frachten, Fahnengeometrie, Schadstoffquellensituierung, des Schadstoffrückhalts und -abbaus mittels Strömungs- und Transportmodellen.	s. Kap. 8
Separations- Pump-Verfahren	x	x		Gewinnung tiefenorientierter Pumpproben durch zeitgleichen Betrieb mehrerer konventioneller Pumpen in Grundwassermessstellen ohne Packer (Simultane Pumpratzen Methode – SPR, vereinfachtes DGU Verfahren, Separation Pumping) und mit Einbau von Packern (Multi-Level-Scheibenpacker).	s. Kap. 9.1
Multilevel- messstellen	x	x		Tiefengestaffelte, zeitgleiche Entnahme von Pumpproben bei sehr geringen Förderleistungen, durch z. B. Einbringung eines Schlauchpackers über die Länge der Filterstrecke der Messstelle mit tiefengestaffelten Probenahmeports und Mini-Pumpen (Multi-Level-Schlauchpacker) oder durch Einbringung modularer Steck-/Schraubsysteme z. B. aus Zentralrohr mit Mess- und Probenahmeports in unterschiedlichen Tiefen (Waterloo-System). Eingesetzt in Spezialmessstellen (tlw. auch konventionelle Messstellen).	s. Kap. 9.2

Verfahren	Verfahrensgruppe			Untersuchungsziel und Verfahrensprinzip	Literatur
	Hydro-/ Geologie	Schad- stoffe	Pro- zesse		
(Öl-)Phasenmessungen		x		Ermittlung der Lage oder Mächtigkeit von Schadstoffphasen sowie deren Mobilität, z. B. Bestimmung der Tiefe und Mächtigkeit von LNAPL/DNAPL mit (Mini-)Mehrphasenmessgerät („Nicht“-Detektion Infrarotstrahl, Licht- und Tonsignalvisualisierung). Lokalisierung aufschwimmender Phasen über Bestimmung der Radonkonzentration (222-Rn) im Porenraum über dem Grundwasserspiegel (Radon konzentriert sich in LNAPL, wodurch es zu einer Reduktion der Radonkonzentrationen im Porenraum kommt). Untersuchung des hydraulischen Kontakts der GW-Messstelle zum Ölphasenkörper durch (Öl-)Phasen-Pumpversuche, d. h. (dis)kontinuierliche Entnahme der Öl-Phase (Abschöpfen, Aufsaugen, Pumpen etc.) und Auswertung von Entnahmehvolumen, -rate, Phasenmächtigkeit oder Lage sowie analytische Untersuchung der Phasenzusammensetzung.	(KORA M1.1.6) (KORA M1.1.7)
Bodenluftmessungen	x	x		Gewinnung von Bodenluftproben (auf Sammelmedium, in Headspace-Gefäßen) aus ungesättigter Zone zur Schadstoffanalytik bzw. Detektion vor Ort von Gasen (CH ₄ , CO ₂ , H ₂ S, VOC etc.) aus bzw. in temporären Sondierungen (Verdrängersonden ohne Bohrkern, s. a. → DP zur Probengewinnung) oder Bohrungen (Bohrlochverfahren mit Bohrkern) sowie mehrfache, wiederholte oder über längere Zeiträume dauernde Messungen/Probenahmen aus stationären, ausgebauten Bodenluftmessstellen (Absaugversuche). Darüber hinaus existieren neuere Verfahren zur In-situ-Gewinnung von Bodenluftproben aus dem ungesättigten Bodenbereich, wie z. B. ummantelte Edelstahlkapillaren, die in einem Stahlrohr geschützt bzw. mit diesem in den Boden eingeschlagen und im Boden geöffnet und wieder verschlossen werden. Siehe auch → Direct Push zur Entnahme von Proben.	(ÖVA 2012) (UMWELTBUNDES-AMT 2016) (KORA M1.1.8) (ÖNORM 2090)
Phytoscreening/ Phytomonitoring		x	(x)	Qualitativer Rückschluss auf Untergrundverunreinigungen, Lage einer Schadstofffahne oder Schadstoffeintragspunkten bzw. Schadstoffen im Boden durch analytischen Nachweis der Schadstoffe oder deren Umsetzungsprodukten in Pflanzenproben; z. B. Untersuchungen von minimalinvasiv entnommenen Holzkernen aus dem Stamm von Bäumen auf CKW (tree core monitoring) oder durch Beladung und anschließender Analyse von Adsorbentmaterialien im Baumstamm (z. B. Solid Phase Microextraction zum Monitoring von CKW im Grundwasser). Aktives und passives Luftschadstoffmonitoring (z. B. passiv mit Flechten, Baumnadeln, bzw. aktiv mit Grünkohl, oder Graskulturen).	(KORA M5.2) (TRAPP et al. 2012) (LIMMER et al. 2014)
Ökotoxikologische Methoden		(x)	x	Erfassung des für Bodenorganismen verfügbaren Schadstoffpotenzials in terrestrischen Toxizitätstests (z. B. Ermittlung der Bodenatmung, Ermittlung der Reproduktionsraten von Regenwürmern oder Collembolen (Springschwänze), Messung der Keimrate oder Biomassebildung von Pflanzen) mit Standortböden im Labor (Bioassays) oder im Feld oder mittels aquatischer Toxizitätstests an Boden-Eluat oder im Wasser (z. B. Algenwachstumstest, Daphnientest, Leuchtbakterientest, umu-Test). Beurteilung von Bodenfunktionen bzw. deren Störung anhand spezifischer Testbatterien (Kombinationen o.g. Tests). Erfassung des Toxizitätspotenzials wasser-austragbarer und gebundener Schadstoffe und Sedimente über Feststoffkontakttests, d. h. direkte Inkubation von Testbakterien in wässriger Suspension innerhalb des Tiefenprofils der obersten Bodenschichten. Messung mit mikrobiologischen Methoden, z. B. der Hemmung der Dehydrogenaseaktivität (<i>Arthrobacter globiformis</i>) oder der Nitrit-Bildung (<i>Nitrosomas sp.</i>) im Vergleich zum ungestörten Kontrollansatz.	(UMWELTBUNDES-AMT 2011b), (KORA M5.2) (TRAPP et al. 2012)

Verfahren	Verfahrensgruppe			Untersuchungsziel und Verfahrensprinzip	Literatur
	Hydro-/ Geologie	Schad- stoffe	Pro- zesse		
Sequenzielle Extraktionen		x	x	Zur Beurteilung des Schadstoffrückhalts bzw. der -bindung kommen neben → Batch- und Säulenversuchen insbesondere auch sequenzielle Extraktionen (mit unterschiedlich starken Extraktionsmitteln) an gestörten Standortproben zur Anwendung, z. B. zur fraktionierten Quantifizierung von Mineralphasen und anorganischen Schadstoffgehalten in anthropogenen Sedimenten oder zur Ermittlung der fraktionellen Bindung von Spurenmetallen und Arsen an Tonmineralen und Eisen-/Manganoxiden.	(KORA M3.1)
Batch- und Säulenversuche		x	x	Qualitative oder quantitative Ermittlung natürlicher Schadstoffminderungsprozesse (Abbau, Rückhalt und Transformation) unter standorttypischen, variierenden Milieubedingungen in Labor-Batchversuchen (z. B. qualitative Aussage zum Schadstoffabbau oder Ermittlung der Ad-/Desorption von anorganischen Schadstoffen) oder in Säulenversuchen im Labor oder im Feld (z. B. Bestimmung von Abbaubarkeit, Abbauraten und Sorptionsvermögen bzw. Schadstoffrückhalt), oder in Großlysimeter-Versuchen unter Freilandbedingungen (z. B. Nachweis des In-situ-Abbaus, Verlagerung von Schadstoffen im ungestörten Boden).	(KORA M4.2) (UMWELTBUNDES-AMT 2011a)
Komponentenspezifische Stabilisotopenanalyse (CSIA)		(x)	x	Bestimmung des Isotopenverhältnisses (stabile Isotopen(paare), wie $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$, $^2\text{H}/^1\text{H}$, $^{37}\text{Cl}/^{35}\text{Cl}$, $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$, $^{34}\text{S}/^{32}\text{S}$, $^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$) mittels GC-IRMS in Wasser, Boden oder Luft zum Nachweis und zur Quantifizierung von Schadstoffminderungsprozessen (z. B. Abbau), zur Differenzierung von konzentrations- und frachtreduzierenden Prozessen, zur Ermittlung der Lage und des Einflusses von Schadstoffquellen sowie zur Verursacheridentifizierung.	s. Kap. 15 (BRAECKEVELT & KÄSTNER 2012)
Gaschromatographie (GC)		x	(x)	Qualitative und quantitative Bestimmung von Kohlenwasserstoffen in Wasser, Boden und Luft mittels GC-Fingerprinting, zur Identifikation, Differenzierung und Quantifizierung von Mineralölprodukten oder von charakteristischen und produkttypischen Einzelstoffen, zur Altersbestimmung und zur Bestimmung von Alterungsprozessen (im Unterschied zum qualitativen GC-Screenings zur Stoffidentifikation bei möglichst breitem analytischem Fenster).	s. Kap. 14, (KORA M4.1)
Mikro- und Molekular-biologische Verfahren		x	x	Beurteilung des biologischen Abbaus von Schadstoffen mittels mikrobiologischer Verfahren – wie MPN-Verfahren zur Keimzahlbestimmung, BIOLOG-Verfahren zur mikrobiellen Bestandaufnahme, XAD7-Anreicherung von schadstoffabbauenden Mikroorganismen, DAPI-Färbung zur Quantifizierung von Bakterien, DMSO-Reduktion zur Bestimmung der mikrobiellen Aktivität und (In-situ-)Mikrokosmen zur Untersuchung von Abbaupotenzialen (im Labor oder Feld, z. B. BACTRAP) – sowie mittels molekularbiologischer Verfahren, z. B. PCR-Verfahren zum Nachweis, zur Identifikation, Differenzierung und Quantifizierung von Mikroorganismen, Fluoreszenz in-situ-Hybridisierung (FISH) zum Nachweis schadstoffabbauender Spezialisten (z. B. MTBE-Abbauer).	(KORA M2) (SCHURIG & KÄSTNER 2012) (ROSSETTI & MATTURRO 2012)

Zitierte und weiterführende Literatur

- BĂNICĂ, F.-G. (2012): *Front Matter in Chemical Sensors and Biosensors: Fundamentals and Applications*. John Wiley & Sons, Ltd., Chichester, UK.
- BRAECKEVELT, M. & KÄSTNER, M. (2012): Compound-Spezifische Isotope Analysis (CISA) für die Charakterisierung von Biodegradation. In: KÄSTNER, M.; BRAECKEVELT, M.; DÖBERL, G.; CASSIANI, G.; PAPINI, M. P.; LEVEN-PFISTER, C. & VAN REE, D. (2012): *Model-Driven Soil Probing, Site Assessment and Evaluation Guidance on Technologies*. Sapienza Università Editrice, Rom, S. 199–217.
- BUWAL – Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (2003): *PRAXISHILFE – Grundwasserprobenahme. Vollzug Umwelt*. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL) in Zusammenarbeit mit der Schweizerischen Gesellschaft für Hydrogeologie (SGH), Bern.
- CASSIANI, G.; BINLEY, A.; JAFARGANDOMI, A.; KEMNA, A.; FLORES-OROZCO, A.; BASTANI, M.; MAINEULT, A.; RIZZO, E. & TITOV, K. (2012): A geophysical multi-method approach to contaminated site characterization. In: KÄSTNER, M.; BRAECKEVELT, M.; DÖBERL, G.; CASSIANI, G.; PAPINI, M. P.; LEVEN-PFISTER, C. & VAN REE, D. (2012): *Model-Driven Soil Probing, Site Assessment and Evaluation Guidance on Technologies*. Sapienza Università Editrice, Rom, S. 93–131.
- DVGW-Arbeitsblatt W 110-2005-06: *Geophysikalische Untersuchungen in Bohrungen, Brunnen und Grundwassermessstellen – Zusammenstellung von Methoden und Anwendungen*. DVGW – Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e.V., 2005, Bonn.
- DVGW-Arbeitsblatt W 112-2011-10: *Grundsätze der Grundwasserprobenahme aus Grundwassermessstellen*. DVGW – Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e.V., 2005, Bonn.
- DVGW-Arbeitsblatt W 115-2008-07: *Bohrungen zur Erkundung, Beobachtung und Gewinnung von Grundwasser*. DVGW – Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e.V., 2005, Bonn.
- GRÜNDLER, P. (2012): *Chemische Sensoren: Eine Einführung für Naturwissenschaftler und Ingenieure*. Springer Verlag, Berlin Heidelberg New York.
- HERING, E. & SCHÖNFELDER, G (Hg.) (2012): *Sensoren in Wissenschaft und Technik*. Vieweg + Teubner, Wiesbaden.
- ITVA-Arbeitshilfe F 2.1. (1995): *Aufschlussverfahren zur Feststoffprobengewinnung für die Untersuchung von Verdachtsfläche und Altlasten*. Ingenieurtechnischer Verband Altlasten e.V., Berlin.
- JÄGER, S. (2010): *Entwicklung optischer Sensoren für die Boden-, Grundwasser- und Gewässeranalytik*. Rhombos, Berlin, 202 S. Zugl. Dissertation Univ., Tübingen, 2009.
- LALAUZE, R. (2012): *Chemical Sensors and Biosensors*. Wiley-ISTE, Hoboken & London.
- LUGV – Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz (2010): *Qualitätssicherungsmaßnahmen bei innovativen direkten/indirekten Probenahmeverfahren für Boden, Grund-, Sickerwasser, Schadstoffphase und Bodenluft im Rahmen der Altlastenbearbeitung. Altlastenbearbeitung im Land Brandenburg Nr. 18, Fachinformation des Landesamtes für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz – Abt. Technischer Umweltschutz, Ref. Altlasten, Bodenschutz (T 6)*, Potsdam.

- LIMMER, M. A.; HOLMES, A.J. & BURKEN, J. G. (2014): Phytomonitoring of Chlorinated Ethenes in Trees: A Four-Year Study of Seasonal Chemodynamics in Planta. In: Environmental Science Technology 2014, 48 (18), S. 10634–10640. Washington.
- MICHAELS, J.; STUHRMANN, M.; FREY, CH. & KOSCHITZKY, H.-P. (2008): Handlungsempfehlungen mit Methodensammlung. BMBF-Förderschwerpunkt „Kontrollierter natürlicher Rückhalt und Abbau von Schadstoffen bei der Sanierung kontaminierter Grundwässer und Böden (KORA)“. DECHEMA (Hrsg.), Frankfurt am Main, ISBN 978-3-89746-092-0.
<http://www.natural-attenuation.de/download/kora-handlungsempfehlungen.pdf>
- KORA M1.1.6: Pumpversuch zur Bestimmung der Phasenmobilität. S. 180f.
- KORA M1.1.7: Radonmessung in der Bodenluft. S. 182f .
- KORA M1.1.8: Bodenluftentnahme mittels ummantelter Edelstahlkapillare. S. 184f.
- KORA M2: Methoden zur Beurteilung des biologischen Abbaus.
- KORA 3.1: Methoden zur Beurteilung des Rückhalts in Stufe I. S.269–275.
- KORA 5.2: Ökotoxikologische Methoden. S. 351–363.
- ÖNORM S 2090 (2006): Bodenluftuntersuchungen.
- ÖNORM S 2091 (2006): Altlasten – Feststoff-Probenahme.
- ÖNORM S 2092 (2008): Altlasten – Grundwasser-Probenahme.
- ÖVA – Österreichischer Verein für Altlastenmanagement (2012): Weisgram, M.; Brandner, P.; Foditsch, S.; Dörrie, T. & Müller, D.: Kontaminierte Standorte – Methoden der Erkundung, Beurteilung und Sanierung von CKW-kontaminierten Standorten. Technische Arbeitshilfe, Österreichischer Verein für Altlastenmanagement (ÖVA) und Umweltbundesamt, Wien.
- OFD – Oberfinanzdirektion Hannover (2007): Arbeitshilfen Kampfmittelräumung. Arbeitshilfen zur wirtschaftlichen Erkundung, Planung und Räumung von Kampfmitteln auf Liegenschaften des Bundes (AH KMR). Das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB) & das Bundesministerium der Verteidigung (BMVG), Oberfinanzdirektion Hannover, Hannover.
- ROSSETTI, S. & MATTURRO, B. (2012): Monitoring of dechlorinated bacteria by FISH/CARD-FISH and Real Time PCR. In: KÄSTNER, M.; BRAECKEVELT, M.; DÖBERL, G.; CASSIANI, G.; PAPINI, M. P.; LEVEN-PFISTER, C. & VAN REE, D. (2012): Model-Driven Soil Probing, Site Assessment and Evaluation Guidance on Technologies. Sapienza Università Editrice, Rom, S. 232-243.
- SCHURIG, C. & KÄSTNER, M. (2012): In situ microcosms für demonstrating microbial contaminant degradation (BACTRAP®). In: KÄSTNER, M.; BRAECKEVELT, M.; DÖBERL, G.; CASSIANI, G.; PAPINI, M. P.; LEVEN-PFISTER, C. & VAN REE, D. (2012): Model-Driven Soil Probing, Site Assessment and Evaluation Guidance on Technologies. Sapienza Università Editrice, Rom, S. 219-229.
- TRAPP, S.; ALGREEN, M.; REIN, A.; KARLSON, U. & HOLM, O. (2012): Phytoscreening with Tree Cores. In: KÄSTNER, M.; BRAECKEVELT, M.; DÖBERL, G.; CASSIANI, G.; PAPINI, M. P.; LEVEN-PFISTER, C. & VAN REE, D. (2012): Model-Driven Soil Probing, Site Assessment and Evaluation Guidance on Technologies. Sapienza Università Editrice, Rom, S. 133-148.

UMWELTBUNDESAMT (2011a): Wimmer, B. & Döberl, G.: Arbeitshilfe zur Abschätzung von Sickerwasserbelastungen an kontaminierten Standorten. Endbericht zum Arbeitspaket 5 des Projektes „Altlastenmanagement 2010“. Reports, Bd. REP-0300. Umweltbundesamt Wien.

UMWELTBUNDESAMT (2011b): Edelmann, E.; Dörrie, T.; Reichenauer, T. & Loibner, A. P.: Ökologische Risikobeurteilung an kontaminierten Standorten. Endbericht zum Arbeitspaket 3 des Projektes „Altlastenmanagement 2010“. Reports, Bd. REP-0337. Umweltbundesamt, Wien.

UMWELTBUNDESAMT (2011c): Reichenauer, T.G.; Friesl-Hanl, W.; Edelmann, E.; Hofer, H.; Weisgram, M.; Müller, D. & Dörrie, T.: Arbeitshilfe zur Expositionsabschätzung und Risikoanalyse an kontaminierten Standorten. Endbericht zum Arbeitspaket 2 des Projektes „Altlastenmanagement 2010“. Reports, Bd. REP-0351. Umweltbundesamt, Wien.

UMWELTBUNDESAMT (vor Drucklegung): Weisgram, M.; Moser, B.; Dörrie, T. & Müller-Grabherr, D.: MKW-kontaminierte Standorte – Erkundung, Beurteilung und Sanierung. Technische Arbeitshilfe. Umweltbundesamt, Wien.

3 DIRECT PUSH – ALLGEMEINE VERFAHRENSBESCHREIBUNG

Verfahrensbeschreibung

Unter Direct Push (DP) wird eine Gruppe von Untergrund-Erkundungsmethoden zusammengefasst, bei denen Mess- oder Probenahmesonden mit Hilfe eines Sondiergestänges aus Stahl in den Untergrund vorgetrieben werden. Aufgrund des geringen Durchmessers der Sonden bzw. des Gestänges handelt es sich um sogenannte minimal invasive Verfahren¹. Das Untergrundmaterial wird im Zuge des Sondiervorgangs verdrängt; d. h. im Normalfall wird kein Bohrkern gewonnen.

DP-Verfahren können nach der Art des Vortriebs des Sondiergestänges oder nach dem Untersuchungsziel der Erkundung bzw. den dafür eingesetzten Sonden unterschieden werden.

Der Vortrieb der DP-Sonden in den Untergrund kann erfolgen:

- statisch drückend gegen eine Auflast,
- dynamisch hämmernd,
- dynamisch mittels hochfrequenter Schwingungen oder
- durch eine Kombination statischer und dynamischer Verfahren.

Für die meisten DP-Anwendungen ist die Art des verwendeten Vortriebs unerheblich. Einige Anwendungen, darunter der häufig angewandte Cone Penetration Test (CPT) zur Ermittlung geotechnisch relevanter Untergrundeigenschaften, sind nur mit statischem Vortrieb möglich (s. Abbildung 1). Bezüglich der erreichbaren Sondierungstiefe ergeben sich Unterschiede zwischen den Vortriebsarten (s. Abschnitt Standort).



Abbildung 1:
links: Dynamischer Direct Push-Vortrieb mit einem Raupengerät;
rechts: Statischer Direct Push-Vortrieb mit einem LKW als Widerlager.

¹ Übliche Durchmesser für Sonden bzw. das Gestänge betragen zwischen 35 mm bis maximal 80 mm.

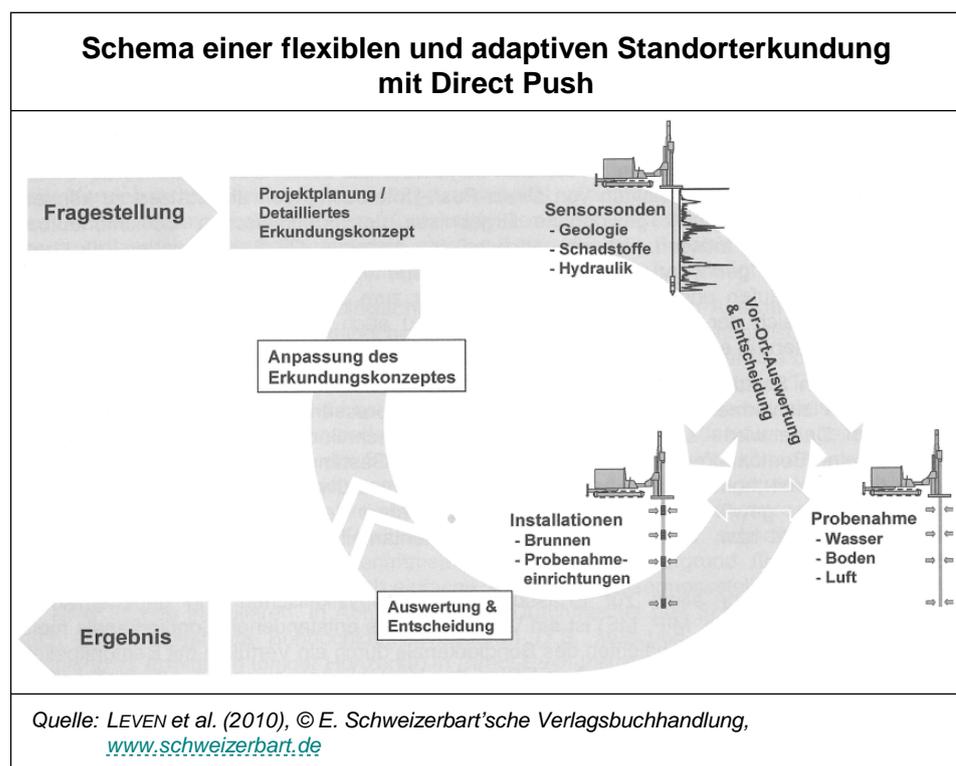
In Hinblick auf die eingesetzten Sonden werden DP-Verfahren im Rahmen des Quickscans in folgenden drei Gruppen unterteilt:

- DP-Verfahren für geologische und hydrogeologische Untersuchungen (s. Kap. 4);
- DP-Verfahren zur Entnahme von Boden-, Bodenluft- und Grundwasserproben (s. Kap. 5);
- DP-Verfahren für die Detektion von Schadstoffen (s. Kap. 6).

Bei vielen Untersuchungen ist es zweckmäßig, mehrere DP-Verfahren kombiniert (gleichzeitig bzw. unmittelbar hintereinander) anzuwenden, um einen Standort zu charakterisieren (z. B. Kombination von DP-Verfahren zur geologischen und zur schadstoffdetektierenden Erkundung). Auf diese Art lassen sich die Potenziale von DP-Untersuchungen gegenüber konventionellen Bohrungen mit anschließender Probenahme und Laboranalytik am besten ausschöpfen (s. Abschnitt Potenziale und Einschränkungen).

DP-Sondierungsergebnisse können im Normalfall direkt (on-line) mitverfolgt werden, sodass die Ergebnisse vor Ort in die Entscheidung über die weitere Erkundungsstrategie einfließen können. Daher wird in der Regel bei einer Standorterkundung mittels DP sehr flexibel bzw. adaptiv vorgegangen (s. Abbildung 2).

Abbildung 2:
Schema einer flexiblen
und adaptiven
Standorterkundung mit
Direct Push.



Voraussetzungen/Anforderungen

Standort

Grundsätzlich sind alle DP-Verfahren für die Erkundung unverfestigter Lockersedimente, in Ausnahmefällen auch von stark verwittertem Festgestein geeignet.

In Abhängigkeit von der Art der Einbringung und der Art des Untergrundes reichen die maximalen Sondiertiefen von < 10 m (Handbohrhammer) bis zu 50 m (verankerte hydraulische Presse, hydraulischer oder mechanischer Hammer auf mobiler Plattform), eventuell sogar darüber (LKW mit hydraulischer Presse). Der typische Anwendungsbereich liegt zwischen 6 m und 30 m Tiefe.

Die Sondierpunkte müssen dem gewählten Einbringungsverfahren für die DP-Sonde (s. oben) entsprechend zugänglich sein. Die Lage unterirdischer Einbauten muss bekannt sein.

Probenahme/Dimensionierung

Bei der Durchführung und Auswertung von DP-Sondierungen sind insbesondere die folgenden allgemeinen Hinweise zu beachten (spezifische Hinweise sind den einzelnen Kapiteln 4, 5 und 6 zu entnehmen):

Der Einsatz von DP-Technologien erfordert speziell geschultes Personal. Zur Durchführung im Feld sind im Normalfall zwei Personen notwendig.

Bei Erkundungstiefen bis zu 6 m sollte generell geprüft werden, ob eine Erkundung mittels Baggerschürfen möglich und ggf. zweckmäßiger ist.

Um Fehlinterpretationen zu vermeiden, ist bei der Ermittlung geotechnischer Parameter (z. B. Sedimenttyp, Lagerungsdichte) mittels DP-Methoden, eine Kalibrierung anhand von Material aus Bohrkernen, die aus denselben Sedimenten gezogen wurden, zweckmäßig.

Im Falle von Probenahmen mittels DP sind aufgrund der geringen Sonden-durchmesser nur geringe Feststoff-, Bodenluft- oder Grundwassermengen aus dem Untergrund entnehmbar. Noch stärker als bei konventionellen Bohrverfahren ist daher mit einer eingeschränkten Repräsentativität der entnommenen Proben zu rechnen. Dies gilt auch in Hinblick auf die geringen Förderraten bei der Entnahme von Grundwasserproben aus DP-Sondierungen (s. Kap. 5.3).

Die Dauer einer DP-Untersuchung hängt stark von der Sondierungstiefe und dem Aufbau des Untergrunds ab. Für eine einfache geotechnische Sondierung können bei optimalen Untergrundverhältnissen für eine Erkundungstiefe von 10 m rund 30 Minuten veranschlagt werden.

Potenziale und Einschränkungen

Potenziale

DP-Technologien sind gegenüber konventionellen Bohrtechniken in der Regel schneller, flexibler und kostengünstiger. Bei einem vorgegebenen Zeit- und Finanzbudget können deutlich mehr Erkundungspunkte untersucht werden; und es kann dabei flexibel und adaptiv vorgegangen werden (s. Abschnitt Verfahrensbeschreibung).

DP-Technologien sind insbesondere in folgenden Fällen zweckmäßig:

- zur Schaffung eines raschen Überblicks über einen Standort. Das betrifft sowohl (hydro)geologische als auch schadstoffspezifische Fragestellungen. In der Folge können aufbauend auf den DP-Ergebnissen gezielt konventionelle Bohrungen abgeteuft bzw. Probenahmestellen errichtet werden.

- Untersuchung sehr großer Flächen bzw. sehr umfangreiche Untersuchungsprogramme in Zusammenhang mit der Schließung räumlicher Lücken aus konventionellen Untersuchungen, z. B. zur Abgrenzung von Schadenszentren, Kartierung des Stauerreliefs oder von Schadstofffahnen.

Da im Normalfall kein Bohrkern entnommen wird, entfallen eventuelle Entsorgungskosten für kontaminiertes Material.

Einschränkungen

Abhängig von der Untergrundbeschaffenheit können zwar Erkundungstiefen bis zu 100 m erreicht werden (s. Abschnitt Standort), in der Regel sind aber Erkundungstiefen über 50 m mittels DP-Technologie nur schwer realisierbar. Der typische Einsatzbereich liegt unter 30 m. Insbesondere beim Einsatz statischer Vortriebsmethoden ist in hochkonsolidierten Sedimenten mit deutlich geringeren Eindringtiefen zu rechnen. Unter Umständen kann es zweckmäßig sein, nicht mittels DP-Sondierung durchhörerbare Schichten mit vorausseilenden Bohrungen aufzulockern. In Festgesteinen sind DP-Untersuchungen, mit Ausnahme stark verwitterter Bereiche, generell nicht möglich.

Um eine vertikale Schadstoffverschleppung sowie hydraulische Kurzschlüsse zu vermeiden, müssen die entstandenen Sondierkanäle im Anschluss an die Messungen abgedichtet werden. Bei manchen Sonden ist das Einbringen einer Dichtsuspension gleichzeitig mit dem Ziehen des Gestänges möglich. Bei den meisten Sonden ist jedoch ein nachträgliches Einbringen von Dichtmaterialien (Pellets) oder einer Dichtsuspension notwendig. Bei nicht standfestem Sondierkanal muss dieser dafür mit einem Hohlgestänge überbohrt werden. Erfahrungsgemäß kann in diesen Fällen v. a. bei tiefen Sondierungen aufgrund geringfügiger Ablenkungen der Sondierung nicht von einer vollständigen Abdichtung des Sondierkanals ausgegangen werden. Dies ist v. a. beim Durchhörern stauender Schichten zwischen zwei Grundwasserleitern zu beachten. Im Zweifelsfall sollte die DP-Anwendung auf das obere Grundwasserstockwerk beschränkt bleiben.

DP-Sonden zur Detektion von Schadstoffen ermöglichen im Allgemeinen qualitative, bestenfalls semiquantitative Aussagen (s. Kap. 6). In einem rechtlichen Zusammenhang (z. B. Prüfung in Hinblick auf Grenzwerte o. ä.) sind die Ergebnisse solcher Untersuchungen daher im Allgemeinen nicht oder nur sehr eingeschränkt verwendbar.

Alternativen/Kombinationen

Kombinationen: siehe Kapitel Potenziale

Die Alternative zu DP-Verfahren sind klassische Kernbohrungen zur Materialgewinnung bzw. zur Herstellung von Probenahme- oder Messstellen mit entsprechend höheren Kosten und höherem Zeitaufwand.

Das aus Kernbohrungen gewonnene Material kann genutzt werden, um DP-Anwendungen zu kalibrieren. DP-Untersuchungen können auch dafür herangezogen werden, bestehende Lücken zwischen Bohrungen zu schließen bzw. als Ergänzung zu klassischen Bohrungen bestimmte Sedimentschichten im Untergrund im Detail zu kartieren (z. B. Grundwasserstauer).

Eine Kombination von DP-Verfahren untereinander (s. Kap. 4, 5 und 6 ist in vielen Fällen zweckmäßig.

Bei Erkundungstiefen bis zu 6 m können Baggerschürfe eine Alternative zu DP-Untersuchungen darstellen. Insbesondere zur Gewinnung von oberflächennahen Untergrundproben und zur organoleptisch-geotechnischen Ansprache von Untergrundmaterial sind Baggerschürfe meist zweckmäßiger und kostengünstiger, sofern eine entsprechende Zugänglichkeit für einen Bagger gegeben ist.

Stand der Entwicklung/Stand der Anwendung

Direct Push-Verfahren werden seit etwa 15 Jahren verstärkt im Rahmen der Erkundung kontaminierter Standorte eingesetzt. Es liegen zahlreiche Erfahrungen aus der Praxis vor (s. Literatur).

In den letzten Jahren wurden in Österreich vereinzelt DP-Untersuchungen zur Charakterisierung kontaminierter Standorte eingesetzt. Als einschränkend in Hinblick auf die Anwendbarkeit und die Erkundungstiefe wurden vor allem die Heterogenität und Grobkörnigkeit oberflächennaher Sedimente in Österreich angesehen. Die ersten Erfahrungen zeigen jedoch, dass sich weniger die grobklastischen Sedimente quartärer Tal- und Beckenfüllungen als einschränkend in Hinblick auf die Erkundungstiefe erwiesen haben – hier konnten beispielsweise im südlichen Wiener Becken in einem steinig-kiesig-sandigen Sediment mit einem Gerät ähnlich dem in Abbildung 1 (links) problemlos Erkundungstiefen von 30 m erreicht werden – sondern unter bestimmten Umständen hochkonsolidierte Sedimente. So konnten im Bereich tertiärer „Linzer Sande“ mit einem leistungsfähigen statischen Vortrieb (LKW mit hydraulischer Presse; Abbildung 1 – rechts) zur Erkundung geotechnischer Parameter bei vielen Sondierungen nur maximal 10 m erreicht werden. Das zur anschließenden Probenahme in diesem Bereich eingesetzte, dynamische Verfahren erwies sich als wesentlich effizienter; Erkundungstiefen bis zu 30 m wurden problemlos erreicht. D. h., bei Sedimenten, in denen aufgrund ihrer hohen Konsolidierung wenig Verdrängungsraum vorhanden ist, scheinen insbesondere statische Einbringungsverfahren in ihrer Anwendung begrenzt.

Da die notwendige Erkundungstiefe bei kontaminierten Standorten in Österreich in der Regel unter 30 m, in vielen Fällen sogar unter 10 m liegt, ergeben sich bezüglich der Art der Sondeneinbringung im Normalfall keine Einschränkungen bei der Wahl des Verfahrens. Einschränkungen können sich in Bezug auf die Erreichbarkeit der Sondierpunkte und die Platzverhältnisse ergeben. Speziell im städtischen Bereich muss oft auf tragbare Kleingeräte mit entsprechend geringer Leistung zurückgegriffen werden.

Zitierte und weiterführende Literatur

KÄSTNER, M.; BRAECKEVELT, M.; DÖBERL, G.; CASSIANI, G.; PETRANGELI PAPINI, M.; LEVEN-PFISTER, C. & VAN REE, D. (Eds.) (2012): Model-driven Soil Probing, Site Assessment and Evaluation – Guidance on Technologies, 307 p., Sapienza Università Editrice, Rom.

LEVEN, C.; WEIß, H.; KOSCHITZKY, H.-P.; BLUM, PH.; PTAK, TH. & DIETRICH, P. (2010): Direct-Push-Verfahren. Altlastenforum Baden-Württemberg (Hrsg.), E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.

- MCCALL, W.; NIELSEN, D.M.; FARRINGTON, S.P. & CHRISTY, T.M. (2006): Use of Direct Push Technologies in Environmental Site Characterization and Ground-Water Monitoring. In: NIELSEN, D.M. (Ed.): Practical Handbook of Environmental Site Characterization and Ground-Water Monitoring. Taylor & Francis, Boca Raton, 345-471.
- MICHELS, J.; STUHRMANN, M.; FREY, CH. & KOSCHITZKY, H.-P. (Hg.) (2008): Handlungsempfehlungen mit Methodensammlung. BMBF-Förderschwerpunkt „Kontrollierter natürlicher Rückhalt und Abbau von Schadstoffen bei der Sanierung kontaminierter Grundwässer und Böden (KORA)“. DECHEMA (Hrsg.), ISBN 978-3-89746-092-0, Frankfurt am Main.
<http://www.natural-attenuation.de/download/kora-handlungsempfehlungen.pdf>
- ZSCHORNACK, L. & LEVEN, C. (2012): Section 3 – Direct Push. Chapter 3: Introduction to Direct Push Technologies. 149-161., Chapter 4: Direct Push tools for geophysical measurements. 163-174., Chapter 5: Direct Push methods for sampling of soil, soil gas and groundwater. 175-186., Chapter 6: Direct Push tools for hydrostratigraphic characterization. 187-197. In: KÄSTNER, M.; BRAECKEVELT, M.; DÖBERL, G.; CASSIANI, G.; PETRANGELI PAPINI, M.; LEVEN-PFISTER, C. & VAN REE, D. (eds.): Model-driven Soil Probing, Site Assessment and Evaluation – Guidance on Technologies. Sapienza Università Editrice, Roma.

4 DIRECT PUSH – ERKUNDUNG VON GEOLOGIE UND HYDROGEOLOGIE

Direct Push-Anwendungen (DP) existieren für die unterschiedlichsten Fragestellungen. Eine allgemeine Einführung zu Direct Push-Technologien findet sich in Kapitel 3, schadstoffdetektierende Direct Push-Sonden sind in Kapitel 6 und DP-Technologien zur Probenahme in Kapitel 5 beschrieben. Im vorliegenden Kapitel werden diejenigen DP-Verfahren zusammengefasst, die der Erkundung geologischer und hydrogeologischer Untergrundeigenschaften dienen. Die Verfahren werden in Sonden zur Erfassung geologisch und geotechnisch relevanter Parameter (s. Kap. 4) und in Sonden für hydrogeologische Fragestellungen (s. Kap. 4.2) unterteilt. Einen ersten Überblick über Prinzip und Ziel, Einsatz und Kostenrahmen der jeweiligen Verfahren geben Tabelle 2 und Tabelle 3.

Tabelle 2: Überblick über Direct Push-Anwendungen zur Erkundung geologisch und geotechnisch relevanter Parameter. (Quelle: Umweltbundesamt)

Verfahren	Prinzip	Ziel des Verfahrens	Einsatzbereich	Messparameter	Dauer	Kosten
Cone-Penetration Test (CPT)	Statischer oder dynamischer Vortrieb eines Gestänges mit Messsonden	Abschätzung grundlegender geotechnischer Eigenschaften, wie Korngrößenverteilung, Lagerungsdichte (alle mit CPT), Porenwasserdruck (CPTu)	Lockersedimente V, D ^{a)}	Spitzendruck, Mantelreibung (CPT)	An- und Abfahrt	rund 4.000 € 6.000 € pro Messtag (inkl. Auswertung)
mit Porendruckmessung (CPTu)		Nur mit statischem Vortrieb	Porenwasserdruck (CPTu)			
EC Logging (Leitfähigkeitsmessung)		Anhaltspunkte über Ton- und Wassergehalt → (Hydro)stratigraphische Standortcharakterisierung	Lockersedimente V, D ^{a)}	Elektrische Leitfähigkeit des Sediments	30–60 min	
Soil Moisture Probe (SMP)		Abschätzung des Wassergehalts (ungesättigte Zone) bzw. der Porosität (gesättigte Zone)	Lockersedimente V, D ^{a)} Nur mit statischem Vortrieb	Dielektrizitätskonstante	für eine 15 m tiefe Sondierung ²	
Natürliche Gamma-Strahlung (γ-Log)		Detektierung von Tonschichten, Anhaltspunkt für Tongehalt	Lockersedimente V, D ^{a)}	Natürliche Gamma-Strahlung	Sondierfortschritt 50–100 m pro Tag ³	
Gamma-Gamma/Neutron-Neutron Messung (γ-γ/n-n-Log)		Abschätzung von Wassergehalt, Lagerungsdichte (γ-γ), Wassergehalt (n-n)	Lockersedimente V, D ^{a)}	Dämpfung einer induzierten Gamma-/Neutronenstrahlung		
Seismic Cone Penetration Test (SCPT)	Anhaltspunkte über Korngrößenverteilung, Lagerungsdichte, Wassergehalt, Mineralbestand	Lockersedimente V, D ^{a)}	Seismische Geschwindigkeit			

a) V = Vorerkundung, D = Detailerkundung, B = Beobachtung, K = Kontrolluntersuchung

Die Anwendung der beiden kernphysikalischen Verfahren (γ-γ/n-n-Log) bedarf spezieller Sicherheitsvorkehrungen bzw. unter Umständen auch rechtlicher Genehmigungen. Das SCPT-Verfahren wird für umweltgeotechnische Fragestellungen nur sehr selten angewendet. Aus diesen Gründen werden die drei Verfahren im Folgenden nicht im Detail beschrieben. Nähere Informationen zu den Verfahren können insbesondere dem DVGW-Arbeitsblatt W110 (γ-γ/n-n-Log) bzw. ZSCHORNACK & LEVEN (2012) (SCPT) entnommen werden.

² stark abhängig von der Untergrundbeschaffenheit

³ stark abhängig von der Untergrundbeschaffenheit und der Anzahl an Sondierungen

Tabelle 3: Überblick hydrogeologische Direct Push-Anwendungen. (Quelle: Umweltbundesamt)

Verfahren	Prinzip	Ziel des Verfahrens	Einsatzbereich	Messparameter	Dauer	Kosten
DP Injection Logging (DPIL)	Statischer oder dynamischer Vortrieb eines Gestänges mit Messsonden	Abschätzung der Variabilität hydraulischer Durchlässigkeiten (relative k-Werte)	Lockersedimente V, D ^{a)} kontinuierliche Messung	Wasserinjektionsrate und Injektionsdruck	An- und Abfahrt 30–60 min für eine 15 m tiefe Sondierung bzw. 60 min pro DPST-Messung ⁴	rund 4.000 €– 6.000 € pro Messtag (inkl. Auswertung)
DP Slug Test (DPST)		Abschätzung der absoluten hydraulischen Durchlässigkeiten (absolute k-Werte)	Lockersedimente V, D ^{a)} Einzelmessung	Druckhöhen		
DP Permeameter (DPP)		Abschätzung der absoluten hydraulischen Durchlässigkeiten (absolute k-Werte)	Lockersedimente V, D ^{a)} Einzelmessung	Wasserinjektionsrate und Druckhöhen	Sondierfortschritt 50–100 m pro Tag ⁵	

a) V = Vorerkundung, D = Detailerkundung, B = Beobachtung, K = Kontrolluntersuchung

Das DPP-Verfahren befindet sich erst im Entwicklungsstadium und wird daher im Folgenden nicht im Detail beschrieben. Nähere Informationen zu diesem Verfahren sind insbesondere in ZSCHORNACK & LEVEN (2012) enthalten.

4.1 DP-Sonden zur Erfassung geotechnisch und geologisch relevanter Parameter

Die in Tabelle 2 zusammengefassten und in diesem Kapitel im Detail beschriebenen Sonden bzw. Sensoren zur Erfassung geotechnisch und geologisch relevanter Parameter sind einzeln oder als kombinierte Instrumente in unterschiedlichen Ausführungen verfügbar.

Aus diesem Grund werden die Abschnitte Voraussetzungen/Anforderungen, Potenziale und Einschränkungen, Alternativen/Kombinationen und Stand der Entwicklung/Stand Anwendung im Anschluss an das folgende Kapitel mit den Verfahrensbeschreibungen gemeinsam beschrieben.

Cone Penetration Test (CPT)

Mit dem Cone Penetration Test können geotechnische Parameter von Lockersedimenten, wie die Korngrößenverteilung oder die Lagerungsdichte, kontinuierlich über ein Sondierungsprofil abgeschätzt werden. Dazu wird mit statischem DP-Vortrieb eine Sonde mit einer konstanten Geschwindigkeit von ca. 2 cm/s in den Untergrund gedrückt und kontinuierlich der Spitzendruck und die Mantelreibung aufgezeichnet. Üblicherweise wird im Rahmen eines CPT in Kombination mit einem weiteren Sensor auch der Porenwasserdruck parallel miterfasst (CPTu; s. Abbildung 3). In vielen Fällen ist auch ein Inklinometer in die Sonde integriert, mit dem während des Sondiervorgangs die Abweichung der Sonde aus der Vertikalen erfasst werden kann.

⁴ stark abhängig von der Untergrundbeschaffenheit

⁵ stark abhängig von der Untergrundbeschaffenheit und der Anzahl an Sondierungen

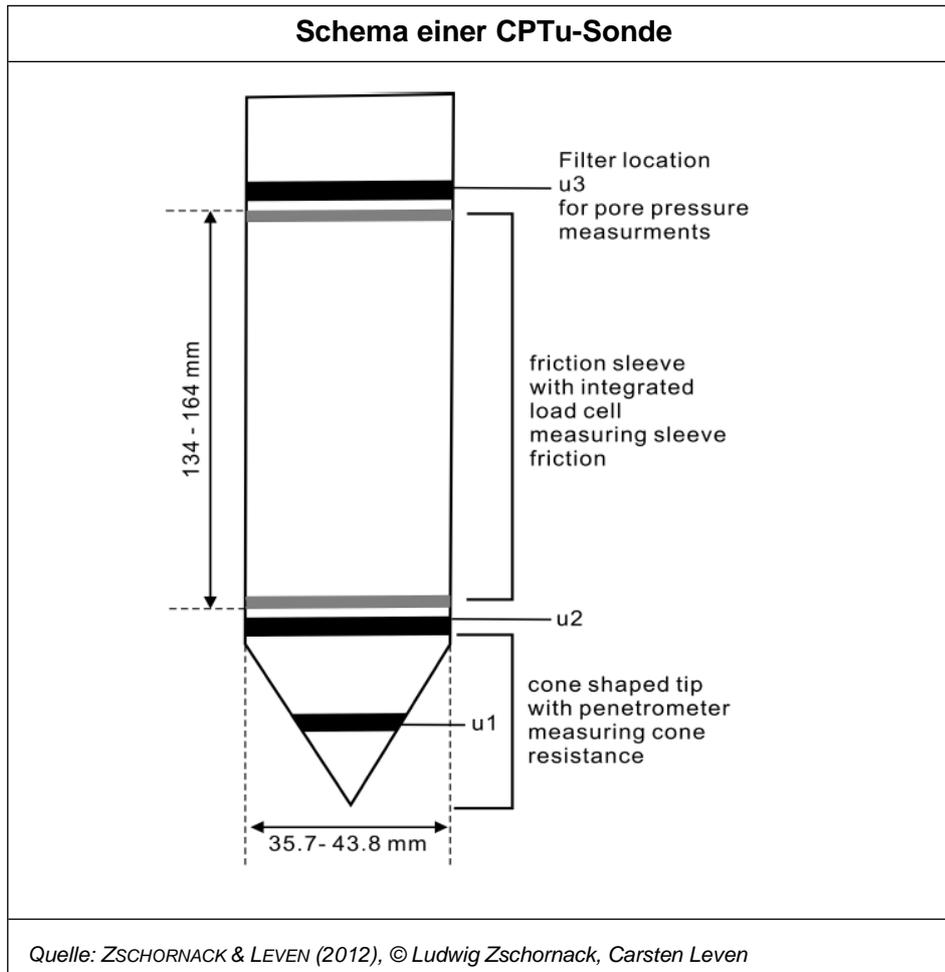
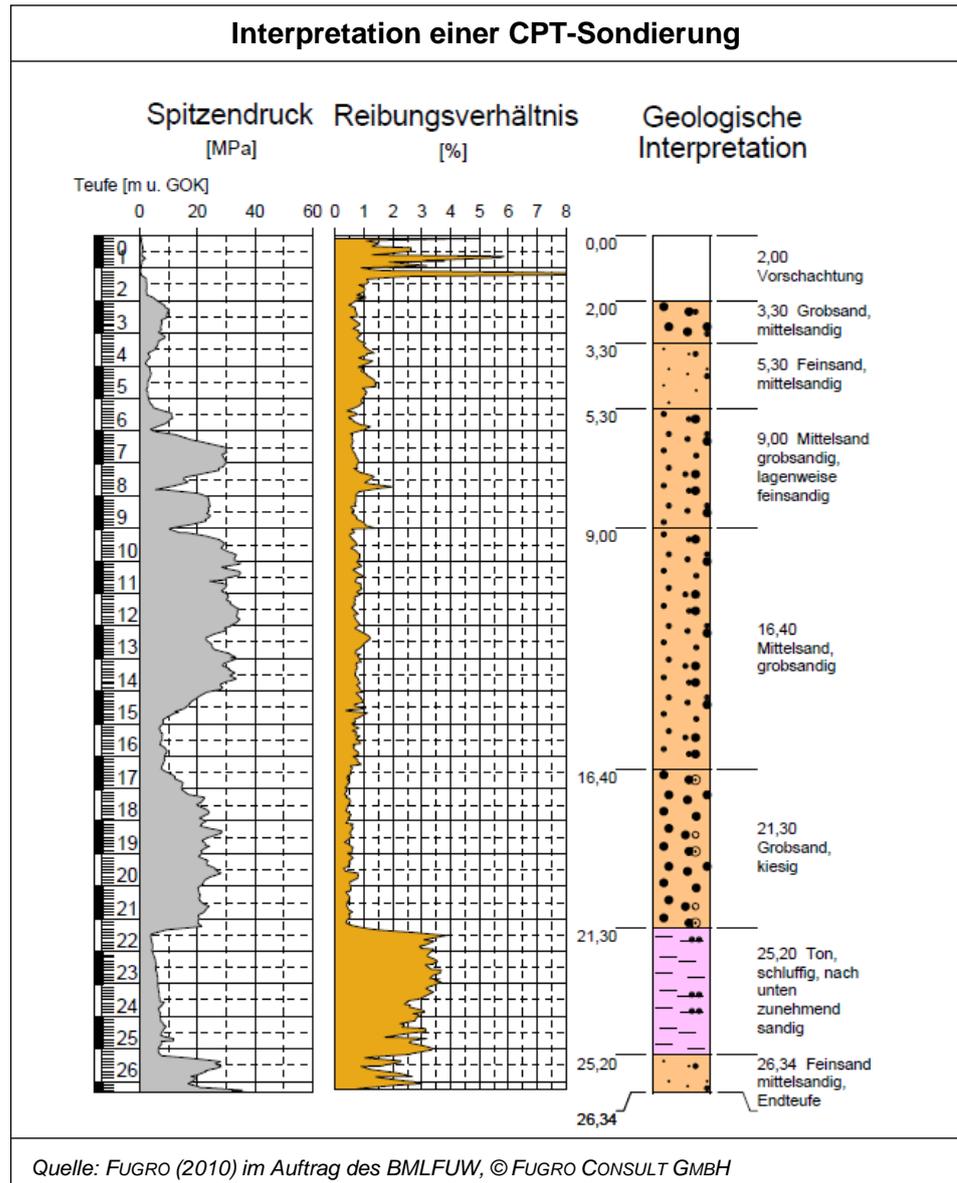


Abbildung 3:
Schema einer CPTu-
Sonde.

Aus den erfassten Parametern können beispielsweise über Nomogramme Rückschlüsse auf die Korngrößenverteilung und die Lagerungsdichte der Lockersedimente gewonnen werden (s. z. B. ROBERTSON & CABAL 2010, ROBERTSON 2009). So sind beispielsweise Kiese durch hohen Spitzendruck und geringe Mantelreibung gekennzeichnet, während für tonige Sedimente ein geringer Spitzendruck und eine hohe Mantelreibung charakteristisch sind. Auf diese Weise können die Messdaten in Form geologischer Profile interpretiert werden (s. Abbildung 4).

Aus Plausibilitätsgründen sollte die Übertragung der Messdaten in geologische Informationen unter Berücksichtigung des Bohrkernmaterials aus vergleichbaren Lockersedimenten desselben Standorts erfolgen (zur Kalibrierung siehe auch Abschnitt Einschränkungen).

Abbildung 4:
 Interpretation einer
 CPT-Sondierung.
 Reibungsverhältnis =
 Verhältnis
 Mantelreibung/Spitzen-
 druck mal 100.



Electrical Conductivity Logging (EC Logging; Leitfähigkeitsmessung)

Beim EC-Logging wird mittels DP-Technologie ein vertikales Profil der elektrischen Leitfähigkeiten von Lockersedimenten aufgezeichnet. Der Vortrieb des DP-Gestänges kann dabei statisch oder dynamisch erfolgen.

Üblicherweise wird eine mit vier Elektroden bestückte EC-Sonde verwendet, wobei die Anordnung der Elektroden unterschiedlich sein kann. Beim Messvorgang wird das umgebende Lockersediment über zwei Elektroden einem Wechselstrom ausgesetzt, während über die beiden anderen Elektroden gleichzeitig das elektrische Potenzial (Spannung) gemessen wird (s. Abbildung 5). Aus den Messparametern Stromstärke und Spannung kann unter Einbeziehung gerätespezifischer Faktoren der elektrische Widerstand bzw. – reziprok dazu – die elektrische Leitfähigkeit des Lockersediments berechnet werden.

Schema einer EC-Sonde zur Messung der elektrischen Leitfähigkeit

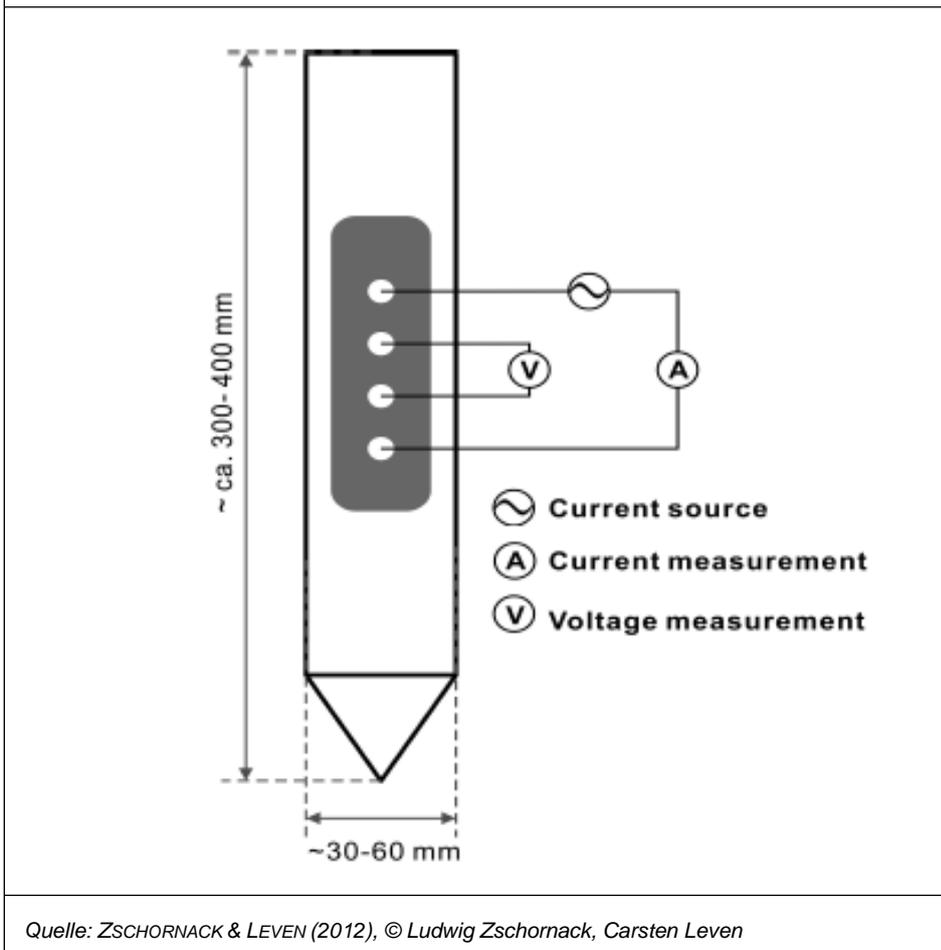
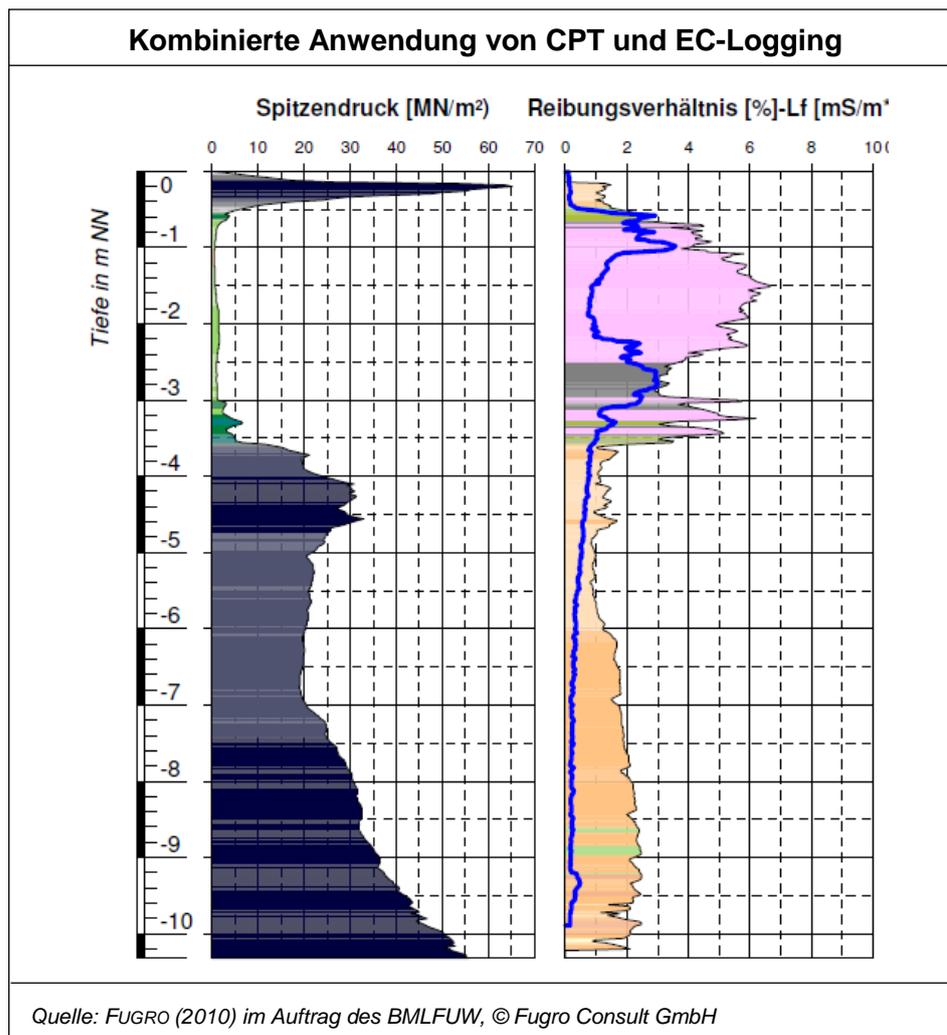


Abbildung 5:
 Schema einer EC-Sonde zur Messung der elektrischen Leitfähigkeit von Lockersedimenten mit sogenannter „Wenner-Anordnung“ der Elektroden.

Die elektrische Leitfähigkeit eines Lockersediments hängt in erster Linie von der Korngröße und dem Tongehalt ab. So weisen tonige Sedimente aufgrund ihres vergleichsweise hohen Wassergehalts im Allgemeinen eine hohe elektrische Leitfähigkeit auf, grobkörnige Sedimente eine geringe. Zu beachten ist, dass auch die mineralogische Zusammensetzung und – insbesondere im gesättigten Bereich – die Porosität des Sediments sowie die elektrische Leitfähigkeit der Porenlösung Einfluss auf die gemessene elektrische Leitfähigkeit haben. Zudem können metallische unterirdische Einbauten das Messergebnis stark beeinflussen.

Elektroden zur Erfassung der elektrischen Leitfähigkeit sind oftmals auf CPT-Sonden angebracht, wobei die EC-Messeinrichtungen hinter den CPT-Messeinrichtungen angeordnet sind. Die Ergebnisse können bei der Interpretation der CPT-Messdaten unterstützend herangezogen werden. In Abbildung 6 zeichnet sich z. B. der Tiefenbereich zwischen 0,5 m und 3,5 m sowohl durch einen geringen Spitzendruck als auch durch ein hohes Reibungsverhältnis aus. Aufgrund der gleichzeitig erhöhten elektrischen Leitfähigkeit kann in diesem Tiefenbereich mit hoher Wahrscheinlichkeit auf das Vorhandensein tonhaltiger Feinkornsedimente geschlossen werden, wobei innerhalb des Feinkornbereichs der Tongehalt zwischen 1 m und 2 m vergleichsweise gering sein dürfte.

Abbildung 6:
Kombinierte Anwendung
von CPT und EC-
Logging (blaue Linie).



Soil Moisture Probe (SMP)

Ziel der Anwendung der SMP ist, ein vertikales Profil des Wassergehaltes von Lockersedimenten in einer Sondierung zu erhalten. Dazu wird die SMP mit statischem DP-Vortrieb in den Untergrund eingebracht.

Die Wassergehaltsbestimmung mit der SMP beruht auf der Bestimmung der elektrischen Dielektrizitätskonstante des Untergrundes zwischen zwei oder mehreren Elektroden. Da die Dielektrizitätskonstante von Wasser deutlich größer ist (ca. 80) als die von Luft und Untergrundmaterial (von < 3 bis 5), kann aus ihr über einen empirischen Zusammenhang der Wassergehalt abgeleitet werden (TOPP et al. 1980).

Die Bestimmung der Dielektrizitätskonstante kann grundsätzlich über zwei unterschiedliche Ansätze erfolgen: Mit dem „Frequency Domain“-Ansatz (FD) wird sie zwischen den Elektroden kapazitiv bestimmt. Dazu wird die Ladezeit des Kondensators bestimmt, der durch die Elektroden und die Dielektrizität des Mediums gebildet wird. Bei der „Time Domain Reflectometry“-Technik (TDR) wird die Laufzeit eines elektromagnetischen Pulses durch die Elektrodenstäbe bestimmt. Die Geschwindigkeit, mit der sich der Puls im Untergrund ausbreitet, ist abhängig von dessen Dielektrizität. Bei beiden Methoden wird an den Elektroden eine hochfrequente Wechselspannung angelegt (bei FD-Sensoren bis 100 MHz, bei TDR-Sensoren bis 2 GHz).

Mit beiden Verfahren wird freies und in der Matrix gebundenes Wasser erfasst, wobei im gesättigten Untergrundbereich der Wassergehalt der Gesamtporosität des Sediments entspricht.

Unter optimalen Bedingungen wird eine Genauigkeit von rund 2 Vol.-% erreicht. Ohne bodenspezifische Kalibration ist aufgrund der vielfältigen Einflussfaktoren (Art und Menge von Tonmineralen, Temperatur, Gehalt an organischen Substanzen und Salzen, Verdichtung) bestenfalls eine semiquantitative Erfassung des Wassergehaltes möglich.

Grundsätzlich werden mit TDR-Sonden aufgrund der energiereichen Pulse größere Untergrundvolumina erfasst, das Verfahren ist jedoch auf elektromagnetische Störstrahlung (z. B. im Bereich unterirdischer Einbauten) sehr empfindlich.

SMP werden teilweise auch in Kombination mit CPT- und EC-Sensoren eingesetzt.

Gamma-Ray-Logging (γ -Log; natürliche Gammastrahlung)

Beim Gamma-Ray-Logging wird mittels DP-Technologie ein vertikales Profil der natürlichen Gammastrahlung von Lockersedimenten aufgezeichnet. Der Vortrieb des DP-Gestänges kann dabei statisch oder dynamisch erfolgen.

Die in Sedimenten auftretende Gammastrahlung stammt aus dem Zerfall radioaktiver Isotope – im Wesentlichen aus dem Zerfall von Kalium-40 und von Isotopen aus der Uran-Thorium-Zerfallsreihe. Solche Isotope sind in der Regel vor allem in tonigen Sedimenten angereichert, sodass eine erhöhte Gammastrahlung im Allgemeinen einen deutlichen Hinweis auf das Vorhandensein derartiger Sedimente bzw. von Beimengungen toniger Anteile in grobkörnigen Sedimenten darstellt.

Bei Vorliegen grobkörniger Sedimente, die aus Gesteinen mit erhöhter natürlicher Radioaktivität stammen, kann es ohne Kenntnis der lokalen Geologie zu Fehlinterpretationen kommen. Gamma-Ray-Logging wird daher meist in Kombination mit anderen DP-Sonden eingesetzt.

Voraussetzungen/Anforderungen

Siehe auch den entsprechenden Abschnitt in der allgemeinen Verfahrensbeschreibung zu DP-Technologien (Kap. 3).

Standort

Wie alle DP-Verfahren ist die Anwendung der beschriebenen Sonden auf Lockersedimenten bis zu einer Tiefe von etwa 50 m eingeschränkt. Die erreichbare Tiefe ist stark von der Untergrundbeschaffenheit und der Art der Sondeneinbringung abhängig. Die Zugänglichkeit muss entsprechend dem gewählten Einbringungsverfahren für die DP-Sonde (s. Kap. 3) gegeben sein. Die Lage unterirdischer Einbauten muss bekannt sein.

Probenahme/Dimensionierung

Es handelt sich um Direktmessungen *in situ*. Steuerung und Datenaufzeichnung erfolgen elektronisch mit einem handelsüblichen Notebook mit Herstellersoftware. Die Messungen werden in der Regel inklusive einer Auswertung (geologische Interpretation) von spezialisierten Unternehmen angeboten.

Grundsätzlich sollten die Messungen von speziell geschulten Personen durchgeführt werden. Im Normalfall sind zwei Personen notwendig.

Die Messergebnisse sind unmittelbar (on-line) verfügbar und auf dem Bildschirm ablesbar. Die Auswertung und weitere Interpretation der Daten erfordern sehr gute geologisch-geotechnische Kenntnisse.

Potenziale und Einschränkungen

Siehe auch den entsprechenden Abschnitt in der allgemeinen Verfahrensbeschreibung zu DP-Technologien (Kap. 3).

Potenziale

Mit den beschriebenen Sonden können geologisch-geotechnische Eigenschaften des Untergrundes in einem vertikalen Profil rasch abgeschätzt werden, ohne großkalibrige Bohrungen abteufen zu müssen. Für eine einfache geotechnische Sondierung können bei einer Erkundungstiefe von 10 m und einfach zu sondierendem Untergrund rund 30 Minuten veranschlagt werden. Obwohl die Interpretation der Messungen auf indirekten Schlüssen beruhen, sind insbesondere mithilfe einer Kombination der beschriebenen Methoden robuste Aussagen zu grundlegenden geologisch-geotechnischen Kenngrößen der vorliegenden Lockersedimente, wie Korngrößenverteilung, Lagerungsdichte, Wassergehalt sowie daraus ableitbaren geotechnischen Kenngrößen, möglich.

In Abhängigkeit von den Untergrundverhältnissen und der Anzahl der Sondierungen sind mit dem DP-Verfahren Sondierungsfortschritte von 50 m bis 100 m pro Tag möglich.

Mit den beschriebenen Sonden kann eine vertikale Auflösung von einem bis mehreren Zentimetern erreicht werden.

Mit Anwendung der beschriebenen DP-Sonden kann rasch ein geologisch-geotechnischer Überblick über einen Standort gewonnen werden und in der Folge aufbauend auf den DP-Ergebnissen gezielt konventionelle Bohrungen abgeteuft werden. Außerdem können sehr große Flächen bzw. sehr umfangreiche Untersuchungsprogramme in Hinblick auf die Schließung räumlicher Lücken aus konventionellen Bohrungen, z. B. zur Kartierung des Stauerreliefs, bearbeitet werden.

Einschränkungen

Siehe auch den entsprechenden Abschnitt in der allgemeinen Verfahrensbeschreibung zu DP-Technologien (Kap. 3).

Ohne gute Vorkenntnisse des lokalen geologischen Aufbaus bzw. ohne Kalibrierung an Bohrkernen aus denselben Sedimenten besteht die Gefahr einer systematischen Fehlinterpretation der Ergebnisse. Diese Gefahr kann durch eine Kombination der beschriebenen DP-Methoden verringert werden.

Insbesondere die Anwendung der CPT-Sonde ist nur mit statischem DP-Vortrieb möglich. Für größere Sondierungstiefen ist daher ein entsprechend schweres Widerlager (z. B. LKW) notwendig, wodurch die Einsatzmöglichkeiten eingeschränkt werden.

Sensoren mit elektrischer oder elektromagnetischer Funktionsweise (EC-Sonde, SMP) werden durch metallische, unterirdische Einbauten oder Stromleitungen empfindlich gestört, wodurch es zu Fehlinterpretationen der Ergebnisse kommen kann.

Bei den Ergebnissen handelt es sich um Punktmessungen, deren räumliche Repräsentativität stark eingeschränkt sein kann, und die von den großräumig vorherrschenden geologischen Verhältnissen deutlich abweichen können.

Alternativen/Kombinationen

Siehe auch den entsprechenden Abschnitt in der allgemeinen Verfahrensbeschreibung zu DP-Technologien (Kap. 3).

Die Alternative zu den beschriebenen Verfahren sind klassische Kernbohrungen mit Materialgewinnung und entsprechend höheren Kosten und höherem Zeitaufwand. Die aus den Kernbohrungen gewonnenen Kenntnisse können genutzt werden, um DP-Anwendungen zu kalibrieren.

DP-Untersuchungen können auch dafür herangezogen werden, bestehende Lücken zwischen vorhandenen Bohrungen zu schließen bzw. als Ergänzung zu klassischen Bohrungen bestimmte Sedimentschichten im Untergrund im Detail zu kartieren (z. B. Grundwasserstauer).

Eine Kombination der beschriebenen DP-Verfahren untereinander sowie mit DP-Verfahren für hydrogeologische Fragestellungen (s. Kap. 4.2), mit DP-Probenahmetechniken (s. Kap. 5) oder mit DP-Sonden mit schadstoffdetektierenden Sensoren (s. Kap. 6) ist in vielen Fällen zweckmäßig.

Die meisten der beschriebenen Verfahren bzw. Sensoren sind nicht unmittelbar an die DP-Technologie gebunden, sondern finden in ähnlicher Form auch in Kombination mit konventionellen Bohrungen (Bohrlochgeophysik, siehe DVGW-Arbeitsblatt W 110) oder Rammkernsondierungen Anwendung.

Stand der Entwicklung/Stand der Anwendung

Die meisten der beschriebenen Verfahren wurden ursprünglich für die geotechnische Standorterkundung entwickelt und sind entsprechend praxiserprobt. Es liegen zahlreiche Erfahrungen beim Einsatz unter verschiedenen geologischen Bedingungen und in unterschiedlichen Sensor-Kombinationen vor.

Das Equipment ist kommerziell über mehrere Anbieter erhältlich. Die Erkundungen werden meist in Form einer Dienstleistung inkl. Dateninterpretation von spezialisierten Unternehmen angeboten.

Das CPT-Verfahren ist genormt (DIN EN ISO 22476-1).

Im Rahmen von, aus ALSAG-Mitteln finanzierten, Erkundungen sind mehrere Anwendungen gegeben. Die Auswertung einer Umfrage unter Fachleuten zeigt, dass DP-Verfahren zur Erfassung geologisch und geotechnisch relevanter Pa-

parameter in Österreich mehr als der Hälfte der Befragten bekannt ist und bereits vereinzelt angewendet werden. Die dabei gemachten Erfahrungen werden im Schnitt als gut beschrieben.

4.2 Direct Push Injection Logging (DPIL)⁶ zur Erfassung hydrogeologisch relevanter Parameter

Verfahrensbeschreibung

Ziel des DPIL-Verfahrens ist die tiefenspezifische Erfassung von Unterschieden in der hydraulischen Durchlässigkeit von Lockersedimenten über ein Sondierungsprofil (relative k-Werte). Dazu wird über eine mit der Direct Push-Technologie in den Untergrund vorgetriebene Sonde Wasser in den Untergrund gepresst und die injizierte Wassermenge mit dem korrespondierenden Injektionsdruck aufgezeichnet.

Die Injektion des Wassers erfolgt tiefenspezifisch an der Spitze der Sonde über einen perforierten Abschnitt. Der Versuchsaufbau kann im Einzelfall variieren, z. B. kann der Druckaufnehmer direkt an der Sonde oder außerhalb des Bohrlochs platziert werden. Letzteres erhöht die Robustheit des Systems, bei der Auswertung der Daten ist in diesem Fall das hydraulische Verhalten des Wasserleitungssystems zu berücksichtigen.

Aus den beiden Messparametern wird unter Berücksichtigung systemrelevanter Parameter (z. B. Wasserstand, Geometrie der Rohrleitungen, Position des Druckaufnehmers) ein relativer k-Wert berechnet. Vor allem zur einwandfreien Erfassung des Einflusses der Rohrleitungen sollte der tiefenspezifische Messvorgang jeweils dreimal mit unterschiedlichen Injektionsraten und damit unterschiedlichen Drücken durchgeführt werden.

Da mehrere Messungen relativ rasch hintereinander durchführbar sind, kann mit dem Verfahren ein quasi-kontinuierliches Durchlässigkeitsprofil über die Tiefe aufgenommen werden.

Anschauliche Beispiele für Anwendungen und Auswertungen finden sich bei BUTLER et al. (2002) und DIETRICH et al. (2008).

Voraussetzungen/Anforderungen

Siehe auch den entsprechenden Abschnitt in der allgemeinen Verfahrensbeschreibung zu DP-Technologien (Kap. 3).

Standort

Wie alle DP-Verfahren ist die Anwendung der beschriebenen Sonden auf Lockersedimenten bis zu einer Tiefe von etwa 50 m eingeschränkt. Die erreichbare Tiefe ist stark von der Untergrundbeschaffenheit und der Art der Sondeneinbringung abhängig. Die Zugänglichkeit muss entsprechend dem gewählten Einbringungsverfahren für die DP-Sonde (s. Kap. 3) gegeben sein. Die Lage unterirdischer Einbauten muss bekannt sein.

⁶ Ein sehr ähnliches Verfahren stellt das sogenannte Hydraulic Profiling Tool (HPT) dar.

Probenahme/Dimensionierung

Es handelt sich um Direktmessungen *in situ*. Steuerung und Datenaufzeichnung erfolgen elektronisch mit einem handelsüblichen Notebook mit Herstellersoftware. Die Messungen werden in der Regel inklusive einer Auswertung von spezialisierten Unternehmen angeboten.

Grundsätzlich sollten die Messungen von speziell geschulten Personen durchgeführt werden. Im Normalfall sind zwei Personen notwendig.

Unabhängig vom Montageort des Druckaufnehmers ist das System vor den Messungen im Feld zu kalibrieren.

Um eine Verstopfung des perforierten Sondenbereichs durch Feinteile zu minimieren, sollte dieser während des Sondiervorgangs kontinuierlich mit Wasser durchspült werden.

Die Messergebnisse sind unmittelbar (on-line) verfügbar. Für die Datenauswertung müssen die Lage des Grundwasserspiegels (in der DP-Sondierung messbar) und Änderungen des atmosphärischen Drucks während der Messung bekannt sein. Darüber hinaus sind Informationen über den geologischen Untergundaufbau hilfreich. Die Auswertung und weitere Interpretation der Daten erfordern sehr gute grundwasserhydraulische Kenntnisse.

Potenziale und Einschränkungen

Siehe auch den entsprechenden Abschnitt in der allgemeinen Verfahrensbeschreibung zu DP-Technologien (Kap. 3).

Potenziale

Mit dem DPIL-Verfahren können tiefenspezifische Unterschiede in der hydraulischen Leitfähigkeit von Sedimentschichten in einem durchgängigen, vertikalen Profil rasch (ca. 1 Stunde für eine 10 m tiefe Messstelle bei einfach zu sondierendem Untergrund) gemessen werden, ohne Grundwassermessstellen herstellen oder Packer verwenden zu müssen. Unter Heranziehung von Korngrößenverteilungen aus Bohrkernen oder Ergebnissen aus geologisch-geotechnischen DP-Untersuchungen (s. Kap. 4.1) können Anhaltspunkte auf die absolute hydraulische Durchlässigkeit einzelner Schichten gewonnen werden. Eine Abschätzung absoluter Werte kann auch über eine Kombination mit DP Slug Tests (s. Kap. 4.3) erfolgen.

Mit dem Verfahren kann eine vertikale Auflösung von bis zu 10 cm erreicht werden. Die Genauigkeit der Messungen ist von der Auflösung der verwendeten Druckaufnehmer und Durchflussmesser für die Ermittlung der injizierten Wassermenge abhängig.

Einschränkungen

Mit dem DPIL-Verfahren ist nur die Bestimmung relativer Durchlässigkeiten möglich. Darüber hinaus handelt es sich bei den Ergebnissen um Punktmessungen, deren räumliche Repräsentativität stark eingeschränkt sein kann und die von den großräumig vorherrschenden, hydraulischen Verhältnissen deutlich abweichen können.

Darüber hinaus kommt es durch den drückenden oder dynamischen Sondenvortrieb im Messbereich vor allem bei einem entsprechend hohen Feinkornanteil zu einer Kompaktierung von Untergrundmaterial und zu einer Verschmierung von Material entlang des Sondierungskanal. Beides kann zu einer signifikanten Unterschätzung der hydraulischen Leitfähigkeit führen. Anders als bei der Herstellung herkömmlicher Grundwassermessstellen oder beim DP Slug Test (s. 4.3) erfolgt kein Klarpumpen des Messbereichs. Auch aus diesem Grund ist die oben beschriebene dreimalige Messdurchführung mit steigenden Injektionsraten geboten.

Alternativen/Kombinationen

Siehe auch den entsprechenden Abschnitt in der allgemeinen Verfahrensbeschreibung zu DP-Technologien (Kap. 3).

Eine Alternative zum DPIL-Verfahren ist die Anwendung von DP Slug Tests (s. 4.3) oder von noch in Entwicklung befindlichen DP Permeametern (s. Tabelle 3). Aufgrund des im Vergleich zum DPIL-Verfahren aufwändigeren Messvorgangs stellen Slug Tests auch eine Kombinationsmöglichkeit zu DPIL-Messungen dar. Grundsätzlich kann eine Kombination mit nahezu allen anderen DP-Anwendungen zweckmäßig sein.

Andere Alternativen zu DPIL-Messungen sind klassische Pumpversuche, Messungen mit Passiv Flux Metern (s. Kap. 11) oder auch die grobe Abschätzung der hydraulischen Durchlässigkeit über Korngrößenanalysen. Erstere weisen im Allgemeinen in Hinblick auf die räumliche Repräsentativität geringere Einschränkungen auf, erlauben jedoch keine tiefenspezifischen Aussagen und sind in der Ausführung wesentlich aufwändiger. Mit Passiv Flux Metern kann zwar nicht direkt die hydraulische Leitfähigkeit bestimmt werden, dafür sind lange Beobachtungszeiträume und damit eine zeitintegrierende und tiefenspezifische Messung von Grundwasserdurchflüssen möglich.

Stand der Entwicklung/Stand der Anwendung

Das DPIL-Verfahren wurde im letzten Jahrzehnt im universitären Bereich entwickelt. Mittlerweile ist das dafür erforderliche Equipment kommerziell über mehrere Anbieter unter unterschiedlichen Bezeichnungen (DPIL oder Hydraulic Profiling Tool – HPT) erhältlich. Das Verfahren ist praxisgetestet, allerdings liegen aufgrund seiner Neuheit vergleichsweise wenige Erfahrungswerte vor.

Im Rahmen von, aus ALSAG-Mitteln finanzierten, Erkundungen sind bisher keine Anwendungen gegeben. Die Auswertung einer Umfrage unter Fachleuten zeigt, dass das Verfahren in Österreich vergleichsweise wenig bekannt ist und erst vereinzelt angewendet wird. Die dabei gemachten Erfahrungen werden im Durchschnitt als gut beschrieben.

4.3 Direct Push Slug Test (DPST) zur Erfassung hydrogeologisch relevanter Parameter

Verfahrensbeschreibung

Ziel des DPST ist die tiefenspezifische Erfassung der hydraulischen Durchlässigkeit von Lockersedimenten (absoluter k -Wert). Im Rahmen des Slug Tests wird über eine mit der Direct Push-Technologie in den Untergrund vorgetriebenen Sonde, nach Erreichen der gewünschten Tiefe, Luft oder Gas mit einem definierten Druck in den Aquifer eingepresst. Nach Beendigung der Einpressung werden die notwendige Zeit bis zur Wiederherstellung der ursprünglichen Druckhöhe im Grundwasser und der Verlauf der Wasserdruckhöhe gemessen (anschaulich dargestellt in BUTLER & GARNETT 2000).

Die Injektion der Druckluft erfolgt über einen verfilterten Bereich oberhalb bzw. hinter der Sondenspitze. Dieser wird nach Erreichen der gewünschten Tiefe durch Zurückziehen des Außengestänges freigelegt (temporärer DP-Brunnen (BUTLER et al. 2002)). Die Länge des Filterbereiches beträgt üblicherweise zwischen 0,3 m und 1 m. Der Druckaufnehmer zur Aufzeichnung der Grundwasserdruckhöhen muss oberhalb des Filterbereiches und mindestens 1 m unter dem Grundwasserspiegel platziert sein (BUTLER et al. 2002). Analog zu konventionellen Pumpversuchen muss vor Beginn des Versuches der temporäre Brunnen durch Klarpumpen „entwickelt“ werden. Ein Messvorgang setzt sich üblicherweise aus drei Messserien mit unterschiedlichen Einpressdrücken zusammen. Eine Messserie besteht aus drei Einzelmessungen (Wiederholungen), die jeweils mit gleichem Druck ausgeführt werden. Durch mehrmalige Anwendung von Slug Tests über ein Sondierungsprofil wird eine semi-kontinuierliche Erfassung vertikaler Durchlässigkeitsverteilungen möglich.

Zur Datenauswertung werden die aufgezeichneten Luftinjektions- und Wasserdruckhöhen sowie Angaben zu Länge, Durchmesser und Tiefe des Filterbereiches sowie zu Durchmesser von Gestänge und Messkabeln benötigt. Die Berechnung des k_f -Werts beruht darauf, dass die hydraulische Durchlässigkeit des Sediments mit der zur Wiederherstellung der ursprünglichen Druckhöhe des Grundwassers notwendigen Zeit korreliert. Zur Berechnung der hydraulischen Durchlässigkeit stehen, in Abhängigkeit der Höhe der hydraulischen Durchlässigkeit, der Spannungsverhältnisse im Grundwasser und des Verlaufs der Wasserdruckhöhen, verschiedene Modelle zur Verfügung (s. z. B. BUTLER & GARNETT 2000), die auch als Software-Pakete erhältlich sind.

Voraussetzungen/Anforderungen

Siehe auch den entsprechenden Abschnitt in der allgemeinen Verfahrensbeschreibung zu DP-Technologien (Kap. 3).

Standort

Wie alle DP-Verfahren ist die Anwendung von DPST auf Lockersedimenten bis zu einer Tiefe von etwa 50 m eingeschränkt. Die erreichbare Tiefe ist stark von der Untergrundbeschaffenheit und der Art der Sondeneinbringung abhängig. Die Zugänglichkeit muss entsprechend dem gewählten Einbringungsverfahren für die DP-Sonde (s. Kap. 3) gegeben sein. Die Lage unterirdischer Einbauten muss bekannt sein.

Probenahme/Dimensionierung

Es handelt sich um Direktmessungen *in situ*. Steuerung und Datenaufzeichnung erfolgen elektronisch mit einem handelsüblichen Notebook mit Herstellersoftware. Die Messungen werden in der Regel inklusive einer Auswertung von spezialisierten Unternehmen angeboten.

Grundsätzlich sollten die Messungen von speziell geschulten Personen durchgeführt werden. Im Normalfall sind zwei Personen notwendig.

Die Messergebnisse sind unmittelbar (on-line) verfügbar. Die Auswertung und weitere Interpretation der Daten erfordern sehr gute grundwasserhydraulische Kenntnisse.

Potenziale und Einschränkungen

Siehe auch den entsprechenden Abschnitt in der allgemeinen Verfahrensbeschreibung zu DP-Technologien (Kap. 3).

Potenziale

Mit dem DPST-Verfahren kann die hydraulische Leitfähigkeit von Sedimentschichten in einem vertikalen Profil rasch ermittelt werden, ohne Grundwassermessstellen herstellen oder Packer verwenden zu müssen. Das Verfahren ist in seiner Anwendung sehr robust.

Die vertikale Auflösung des Verfahrens hängt von der Länge der verwendeten Filterstrecke ab und bewegt sich daher im Bereich mehrerer Dezimeter bis zu einem Meter. Die Genauigkeit der Messungen ist von der Auflösung des verwendeten Druckaufnehmers abhängig.

Einschränkungen

Bei den Ergebnissen handelt es sich um Punktmessungen, deren räumliche Repräsentativität stark eingeschränkt sein kann und die von den großräumig vorherrschenden hydraulischen Verhältnissen deutlich abweichen können.

Die Ergebnisse hängen stark von der Qualität der Brunnenentwicklung ab. Ein zu kurzer Klarpumpvorgang kann zu einer signifikanten Unterschätzung der hydraulischen Durchlässigkeit führen.

Alternativen/Kombinationen

Siehe auch den entsprechenden Abschnitt in der allgemeinen Verfahrensbeschreibung zu DP-Technologien (Kap. 3).

Eine Alternative zum DPST-Verfahren ist die Anwendung des DPIL-Verfahrens (s. 4.2) oder von noch in Entwicklung befindlichen DP-Permeametern (s. Tabelle 3). Slug Tests stellen auch eine gute Ergänzung zur Kalibrierung von DPIL-Messungen dar. Grundsätzlich kann eine Kombination mit nahezu allen anderen DP-Anwendungen zweckmäßig sein.

Andere Alternativen zu DPST-Messungen sind klassische Pumpversuche, Messungen mit Passiv Flux Metern (s. Kap. 11) oder auch die grobe Abschätzung der hydraulischen Durchlässigkeit über Korngrößenanalysen. Erstere weisen im Allgemeinen in Hinblick auf die räumliche Repräsentativität geringere

Einschränkungen auf, erlauben jedoch keine tiefenspezifischen Aussagen und sind in der Ausführung wesentlich aufwändiger. Mit Passiv Flux Metern kann zwar nicht direkt die hydraulische Leitfähigkeit bestimmt werden, dafür sind lange Beobachtungszeiträume und damit eine zeitintegrierende und tiefenspezifische Messung von Grundwasserdurchflüssen möglich.

Stand der Entwicklung/Stand der Anwendung

Slug Tests sind in konventionellen Grundwassermessstellen oder Brunnen schon seit langem angewandte Verfahren zur Bestimmung der hydraulischen Durchlässigkeit. Anwendungen in Kombination mit der DP-Technologie existieren v. a. in den USA seit rund 15 Jahren. Das Verfahren ist praxiserprobt; es liegen zahlreiche Erfahrungen beim Einsatz unter verschiedenen geologischen Bedingungen vor. In den letzten Jahren wurde das Verfahren auch zunehmend in Europa eingesetzt.

Das Equipment ist kommerziell über mehrere Anbieter erhältlich. In den USA ist das Verfahren genormt (ASTM D4044 – 96; ASTM D7242/D7242M – 06).

Im Rahmen von, aus ALSAG-Mitteln finanzierten, Erkundungen sind bisher keine Anwendungen gegeben. Die Auswertung einer Umfrage unter Fachleuten zeigt, dass das Verfahren in Österreich – verglichen mit dem DPIL-Verfahren – besser bekannt ist und auch häufiger angewendet wird. Die dabei gemachten Erfahrungen werden im Schnitt als gut bis durchschnittlich beschrieben.

Zitierte und weiterführende Literatur

- BUTLER, J.J. & GARNETT, E.J. (2000): Simple Procedures for Analysis of Slug Tests in Formations of High Hydraulic Conductivity using Spreadsheet and Scientific Graphics Software. Kansas Geological Survey, Open-file Report 2000-40, Kansas. http://www.kgs.ku.edu/Hydro/Publications/OFR00_40/index.html
- BUTLER, J.J.; HEALEY, J.M.; MCCALL, G.W.; GARNETT, E.J. & LOHEIDE, S.P. (2002): Hydraulic Tests with Direct Push Equipment. *Groundwater*, 40 (1), 25-36. <http://hydroecology.cce.wisc.edu/publications/PDFs/Butler2002.pdf>
- DIETRICH, P.; BUTLER, J.J. & FAIS, K. (2008): A Rapid Method for Hydraulic Profiling in Unconsolidated Formations. *Groundwater*, 46 (2), 323-328. <http://info.ngwa.org/gwol/pdf/081382625.pdf>
- FUGRO – Fugro Consult GmbH (2010): Ergänzende Untersuchungen gemäß §13 ALSAG „Linzerberg II“, Berlin.
- LEVEN, C.; WEIS, H.; KOSCHITZKY, H.-P.; BLUM, PH.; PTAK, TH. & DIETRICH, P. (2010): Direct-Push-Verfahren. Altlastenforum Baden-Württemberg (Hrsg.), E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- MCCALL, W.; NIELSEN, D.M.; FARRINGTON, S.P. & CHRISTY, T.M. (2006): Use of Direct-Push Technologies in Environmental Site Characterization and Ground-Water Monitoring. In: Nielsen, D.M. (Ed.): *Practical Handbook of Environmental Site Characterization and Ground-Water Monitoring*. Taylor & Francis, Boca Raton, 345-471.

- MICHELS, J.; STUHRMANN, M.; FREY, CH. & KOSCHITZKY, H.-P. (Hg.) (2008): Handlungsempfehlungen mit Methodensammlung. BMBF-Förderschwerpunkt „Kontrollierter natürlicher Rückhalt und Abbau von Schadstoffen bei der Sanierung kontaminierter Grundwässer und Böden (KORA)“. DECHEMA (Hrsg.), Frankfurt am Main, ISBN 978-3-89746-092-0. <http://www.natural-attenuation.de/download/kora-handlungsempfehlungen.pdf>
- ROBERTSON, P. K. (2009): Interpretation of cone penetration tests – a unified approach. Canadian Geotechnical Journal, 46, 1337-1355. <http://www.cpt-robertson.com/doc/view?docid=xurdl7UacZ#>
- ROBERTSON, P. K. & CABAL, K.L. (2010): Guide to Cone Penetration Testing for Geo-Environmental Engineering. Gregg Drilling & Testing Inc. (Ed.). Signal Hill, California. <http://www.cpt-robertson.com/doc/view?docid=xQbggq92nw8NF5zluF3m5x3YdcufDI#>
- TOPP, G.C.; DAVIS, J.L. & ANNAN, A.P. (1980): Electromagnetic determination of soil water content: Measurement in coaxial transmission lines. Water Resources Research, 16 (3), 574-582.
- ZSCHORNACK, L. & LEVEN, C. (2012): Section 3 – Direct Push. Chapter 4: Direct Push tools for geophysical measurements. 163-174, Chapter 6: Direct Push tools for hydrostratigraphic characterization. 187-197. In: KÄSTNER, M.; BRAECKEVELT, M.; DÖBERL, G.; CASSIANI, G.; PETRANGELI PAPINI, M.; LEVEN-PFISTER, C. & VAN REE, D. (eds.): Model-driven Soil Probing, Site Assessment and Evaluation – Guidance on Technologies. Sapienza Università Editrice, Roma.

Normen und Richtlinien

- ASTM D4044 – 96: Standard Test Method (Field Procedure) for Instantaneous Change in Head (Slug) Tests for Determining Hydraulic Properties of Aquifers. 2008.
- ASTM D7242/D7242M – 06: Standard Practice for Field Pneumatic Slug (Instantaneous Change in Head) Tests to Determine Hydraulic Properties of Aquifers with Direct Push Groundwater Samplers. 2013.
- DIN EN ISO 22476-1: Geotechnische Erkundung und Untersuchung - Felduntersuchungen – Teil 1: Drucksondierungen mit elektrischen Messwertaufnehmern und Messeinrichtungen für den Porenwasserdruck. Ausgabe 2013-10.
- DVGW-Arbeitsblatt W 110: Geophysikalische Untersuchungen in Bohrungen, Brunnen und Grundwassermessstellen. Zusammenstellung von Methoden und Anwendungen. Ausgabe 2005-06. DVGW – Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e.V., Bonn.

5 DIRECT PUSH – SONDEN ZUR PROBENAHME

Direct Push-Anwendungen (DP) existieren für die unterschiedlichsten Fragestellungen. Eine allgemeine Einführung zu Direct Push-Technologien findet sich in Kapitel 3, Direct Push-Sonden zur Ermittlung (hydro)geologisch relevanter Parameter sind in Kapitel 4 und DP-Technologien zur Detektion von Schadstoffen in Kapitel 6 beschrieben.

In diesem Kapitel werden diejenigen DP-Verfahren zusammengefasst, mit deren Hilfe Feststoff-, Grundwasser- oder Bodenluftproben aus dem Untergrund entnommen werden können.

Einen ersten Überblick über Prinzip und Ziel, Einsatz- und Kostenrahmen von Sonden zur Probenahme gibt Tabelle 4.

Tabelle 4: Überblick über DP-Sonden zur Probenahme. (Quelle: Umweltbundesamt)

Verfahren	Prinzip	Ziel des Verfahrens	Einsatzbereich	Dauer	Kosten
Entnahme von Feststoffproben	Statischer oder dynamischer Vortrieb eines Gestänges mit Einrichtungen zur Entnahme von Proben	Entnahme von Proben für chemische oder geotechnische Analysen	Lockersedimente (gesättigt/ungesättigt)	An- und Abfahrt	rund 400 € bis 800 € pro Sondierung (15 m) bzw. pro Messstelle (Mehrkanalsystem; 15 m) (exkl. Baustelleneinrichtung und Analytik)
Entnahme von Grundwasser- und Bodenluftproben			Lockersedimente	ca. 3 Stunden für eine 15 m tiefe Sondierung und Entnahme von 5 tiefengestaffelten Proben ⁷	
Probenahme-Installationen zur Entnahme von Grundwasser		Herstellung mehrfach beprobbarer Messstellen	Lockersedimente (gesättigt/ungesättigt)	An- und Abfahrt ca. 1 Stunde für eine einfache 1-Zoll Messstelle ⁷ , ca. 3 Stunden für ein Mehrkanalsystem ⁷	

a) V = Vorerkundung, D = Detailerkundung, B = Beobachtung, K = Kontrolluntersuchung

5.1 Entnahme von Feststoffproben

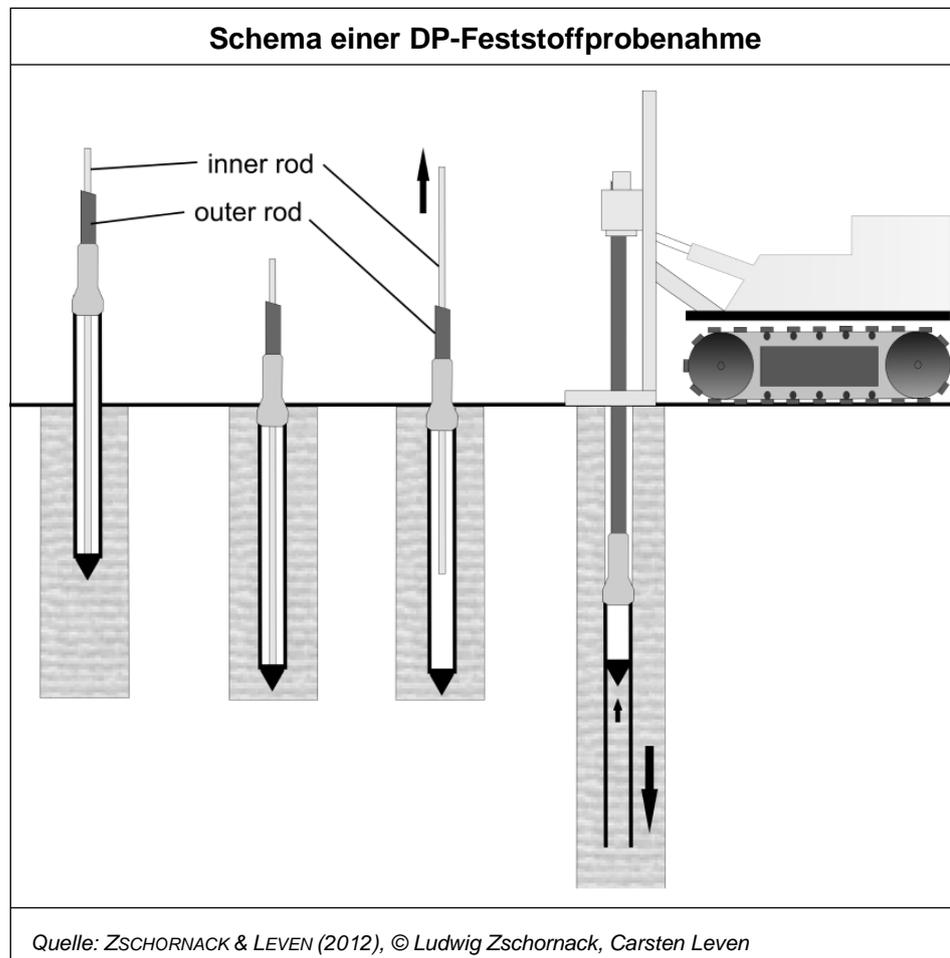
Verfahrensbeschreibungen

Sonden für die Entnahme von Feststoffproben bestehen aus einem Probenahmerohr, das im einfachsten Fall mit einem Schneidschuh an der Spitze mittels DP-Technologie in den Untergrund vorgetrieben wird (unverrohrt). Zur Einbringung der Sonde wird meist ein Raupengerät verwendet, das einen dynamischen Vortrieb erlaubt. Bei Probenahmetiefen > 5 m und im gesättigten Bereich werden zur Sicherstellung der Bohrlochstabilität und zur Vermeidung von Schadstoffverschleppungen in der Regel verrohrte Probenahmesysteme mit Außen- und Innengestänge eingesetzt (s. Abbildung 7). Bei derartigen Systemen ist am Sondenfuß des Innengestänges eine Spitze montiert. Nach Erreichen der gewünschten Probenahmetiefe wird das Innengestänge samt Spitze vom Außengestänge entkoppelt, aus dem Bohrloch gezogen, mit einem Kunststoff- oder Edelstahlzylinder (Liner) mit Kernfangeinrichtung anstatt der Spitze versehen, wieder eingeführt und mit dem Außengestänge gekoppelt. Beim weiteren Vor-

⁷ stark abhängig von der Untergrundbeschaffenheit

trieb füllt sich der Liner mit Probenmaterial. Zur Entnahme der Probe wird das Innengestänge wieder entkoppelt und aus dem durch das Außengestänge stabilisierten Sondierungskanal gezogen. Auf diese Weise ist neben der Gewinnung tiefenspezifischer Einzelproben auch eine kontinuierliche Kerngewinnung möglich.

Abbildung 7:
 Schema einer DP-
 Feststoffprobenahme
 (Einzelprobe) mit
 ziehbarem
 Innengestänge.



Die entnommenen Proben sind grundsätzlich ungestört, sodass an ihnen entsprechende geotechnische Laboruntersuchungen möglich sind, sofern der Kerndurchmesser dafür ausreichend groß ist.

Voraussetzungen/Anforderungen

Standort

Wie alle DP-Verfahren ist die Anwendung auf Lockersedimenten bis zu einer Tiefe von etwa 50 m eingeschränkt. Die erreichbare Tiefe ist stark von der Untergrundbeschaffenheit und der Art der Sondeneinbringung abhängig. Eine Kerngewinnung ist auch im gesättigten Bereich möglich.

Die Zugänglichkeit muss entsprechend dem gewählten Einbringungsverfahren für die DP-Sonde (s. Kap. 3) gegeben sein. Die Lage unterirdischer Einbauten muss bekannt sein.

Probenahme/Dimensionierung

Grundsätzlich sollte die Probenahme von speziell geschulten Personen durchgeführt werden. Im Normalfall sind für die Bedienung des DP-Vortriebsgeräts inkl. Probenahme zwei Personen notwendig. Die Probenahme sollte einer guten fachlichen Praxis entsprechend ausgeführt werden, wie sie z. B. in der ÖNORM S 2091 beschrieben ist.

Bei Systemen mit Außen- und Innengestänge sind Durchmesser von z. B. 54 mm für das Außengestänge üblich, es sind aber auch Durchmesser bis etwa 80 mm möglich. Der Innendurchmesser eines Liners beträgt z. B. 38 mm (bei 54 mm Außendurchmesser), die Länge kann bis zu ca. 1,2 m betragen. Zur Gewinnung kleinerer Probenmengen aus einer bestimmten Tiefe sind auch Sonden für Kerndurchmesser von z. B. 25 mm verfügbar (siehe dazu aber den untenstehenden Abschnitt Einschränkungen).

In Bereichen, in denen die Gefahr einer Schadstoffverschleppung besteht, sollten grundsätzlich verrohrte Probenahmesysteme eingesetzt werden.

Potenziale und Einschränkungen

Potenziale

Mittels DP-Technologie können rasch Untergrundproben gewonnen werden, ohne großkalibrige Bohrungen mit entsprechend aufwändiger Ausrüstung abteufen zu müssen. Für die Entnahme von Proben aus 5 Tiefenhorizonten können bei einer ca. 15 m tiefen Sondierung bei einfach zu sondierendem Untergrund rund 3 Stunden veranschlagt werden.

Auf diese Weise können etwa Bereiche, die mithilfe schadstoffdetektierender DP-Sonden (s. Kap. 6) als belastet identifiziert wurden, in unmittelbarer zeitlicher Abfolge (Entscheidung on-site) beprobt werden.

Einschränkungen

Aufgrund der geringen Sondendurchmesser sind aus dem Untergrund nur geringe Feststoffmengen entnehmbar. Noch stärker als bei konventionellen Bohrverfahren ist daher auf die Repräsentativität der entnommenen Proben zu achten.

Bei der Verwendung verrohrter Systeme kann es im gesättigten Bereich vorkommen, dass nach Ziehen des Innengestänges Feinpartikel in den geschaffenen Hohlraum eingetragen werden und dass das Wiedereinführen des Innengestänges erschwert oder im Extremfall verunmöglicht wird.

Alternativen/Kombinationen

Die Alternative zur Probenahme mit DP-Technologie ist die Gewinnung von Feststoffproben aus konventionellen Kernbohrungen mit entsprechend höherem Kosten- und Zeitaufwand.

Eine Kombination mit DP-Verfahren für (hydro)geologische Fragestellungen (s. Kap. 4) und insbesondere mit schadstoffdetektierenden DP-Sonden (s. Kap. 6) ist in den meisten Fällen zweckmäßig.

Stand der Entwicklung/Stand Anwendung

Die Feststoffprobenahme mit DP-Technik ist praxiserprobt; es liegen zahlreiche Erfahrungen beim Einsatz unter verschiedenen geologischen Bedingungen vor. Viele unterschiedliche Systeme sind auf dem Markt verfügbar. In Europa gebräuchlich sind etwa die Produkte der Firma Geoprobe z. B. das Dual-Tube-System mit Außen- und Innengestänge oder das Macro-Core-System mit nur einem Gestänge.

DP-Probenahmen werden meist von spezialisierten Bohrfirmen oder Ingenieurbüros, die über eine entsprechende Ausrüstung verfügen, angeboten.

Im Rahmen von, aus ALSAG-Mitteln finanzierten, Erkundungen sind einzelne Anwendungen gegeben. Die Auswertung einer Umfrage unter Fachleuten zeigt, dass das Verfahren in Österreich etwa 75 % der Befragten bekannt ist, aber trotzdem erst vereinzelt angewendet wird. Die Erfahrungen werden im Schnitt als gut bis sehr gut beschrieben.

5.2 Entnahme von Grundwasser- und Bodenluftproben

Verfahrensbeschreibungen

Grundwasserproben

Sonden für die Entnahme von Grundwasserproben besitzen ein an die Sondenspitze anschließendes Filterelement z. B. ein Drahtgeflecht oder ein perforiertes bzw. geschlitztes Rohr, das mittels DP-Technologie in den gewünschten Probenahmebereich im gesättigten Bereich vorgetrieben wird. Es sind Systeme mit ungeschütztem und geschütztem Filterelement verfügbar. Bei letzteren wird das Filterelement beim Abteufen von der wasserdichten Sonde umschlossen. Beim Erreichen der gewünschten Probenahmetiefe wird z. B. durch Ziehen des Außengestänges die Sonde geöffnet, sodass Grundwasser durch das Filterelement in die Sonde einfließen kann (s. Abbildung 8A und Abbildung 9). Abbildung 8A zeigt eine Sonde mit ausziehbarer Spitze, die nach Ziehen der Sonde im Untergrund verbleibt („verlorene“ Spitze). Es existieren auch Sonden, bei denen die Spitze mit dem Innengestänge verbunden ist und somit wieder gezogen werden kann. Bei Systemen mit ungeschütztem Filterelement (s. Abbildung 8B) ist dieses beim Vortrieb kontinuierlich mit dem anstehenden Sediment in Kontakt, wodurch die Gefahr einer Schadstoffverschleppung sowie des Eindringens von Feinmaterial beim Abteufen besteht.

Mit beiden Systemen können während eines Sondiervorganges in mehreren Abschnitten tiefenspezifische Grundwasserproben gezogen werden. Bei Systemen mit ungeschütztem Filterelement erfolgt die Probenahme aus einzelnen Tiefenstufen dabei in Vortriebsrichtung, während bei Systemen mit verlorener Spitze nach Erreichen der Endteufe von unten nach oben beprobt werden muss.

Bei den meisten verfügbaren Systemen wird das über das Filterelement in die Sonde eintretende Grundwasser mithilfe von Pumpen an die Oberfläche gebracht und kann dort in Probenahmegefäße abgefüllt werden. Dafür sind unterschiedliche Mikro-Pumpensysteme, wie Schüttelpumpen, Blasenpumpen oder Schlauchpumpen verwendbar. Alternativ kann im Untergrund eine Probenkammer befüllt werden, die nach Ziehen der Sonde beprobt wird.

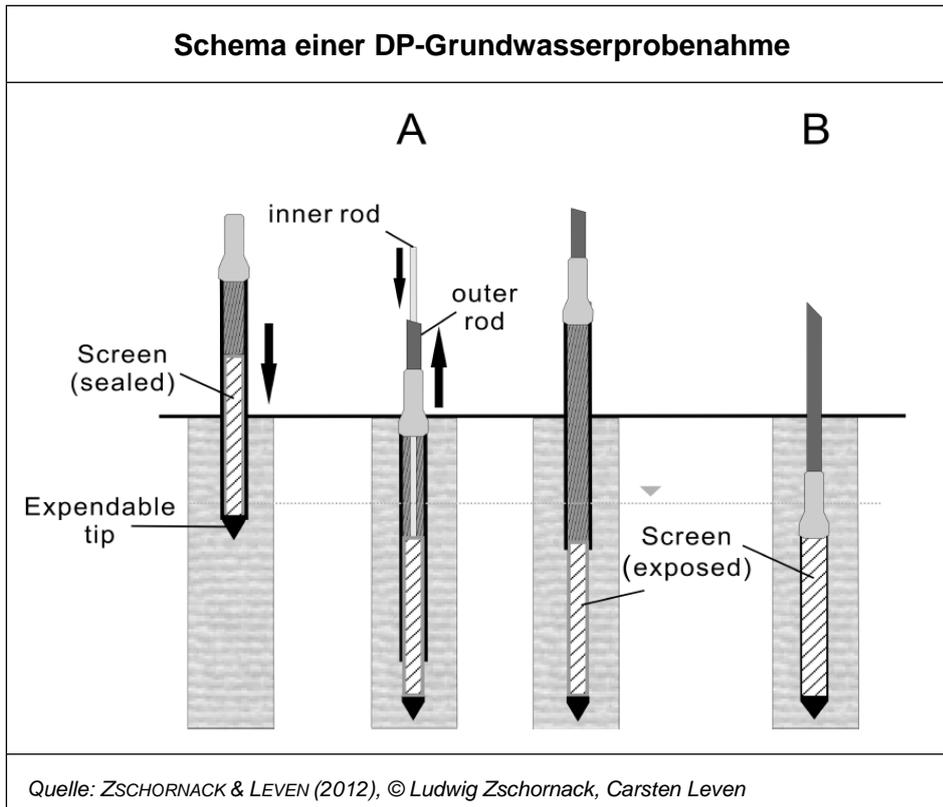


Abbildung 8:
Schema einer DP-Grundwasserprobenahme mit geschütztem (A) und ungeschütztem (B) Filterelement.



Abbildung 9:
DP-Sonde zur Grundwasserprobenahme mit geschütztem Filterelement und verlorener Spitze.

Bodenluft

Zur Entnahme von Bodenluftproben werden ähnliche Sonden wie zur Grundwasserprobenahme verwendet – d. h. Systeme, bei denen durch Rückziehen des Gestänges ein Filterbereich freigelegt wird. Die Bodenluft-Probenahme bzw. die Messung von Vorort-Parametern erfolgt aus einem über das Gestänge bis zum Filterbereich eingeführten Schlauch.

Alternativ sind auch Packersysteme analog konventionellen Bodenluftprobenahme-Systemen für die Anwendung mit DP verfügbar.

Voraussetzungen/Anforderungen

Standort

Wie alle DP-Verfahren ist die Anwendung auf Lockersedimenten bis zu einer Tiefe von etwa 50 m und in den konkreten Anwendungsfällen entweder auf den gesättigten Bereich (Grundwasser) oder den ungesättigten Bereich (Bodenluft) des Untergrundes eingeschränkt. Die erreichbare Tiefe ist stark von der Untergrundbeschaffenheit und der Art der Sondeneinbringung abhängig.

Die Zugänglichkeit muss entsprechend dem gewählten Einbringungsverfahren für die DP-Sonde (s. Kap. 3) gegeben sein. Die Lage unterirdischer Einbauten muss bekannt sein.

Probenahme/Dimensionierung

Grundsätzlich sollte die Probenahme von speziell geschulten Personen durchgeführt werden. Im Normalfall sind für die Bedienung des DP-Vortriebsgeräts inkl. Probenahme zwei Personen notwendig. Die Probenahme sollte einer guten fachlichen Praxis entsprechend ausgeführt werden, wie sie z. B. in der ÖNORM S 2092 (Grundwasser) bzw. ÖNORM S 2090 (Bodenluft) beschrieben ist.

Übliche Sondendurchmesser sind 1,25 Zoll oder 1,5 Zoll (32 mm oder 38 mm). Bei Systemen mit geschütztem Filterelement ist die Länge der gegenüber dem Untergrund exponierten Filterstrecke (Probenahmebereich für Grundwasser) im Allgemeinen von wenigen Zentimetern bis zu etwa 1 m verstellbar.

In Bereichen, in denen die Gefahr einer Schadstoffverschleppung besteht, sollten grundsätzlich Systeme mit geschütztem Filterelement eingesetzt werden.

Potenziale und Einschränkungen

Potenziale

Mittels DP-Technologie können rasch Proben gewonnen werden, ohne dass dafür ausgebaute Grundwassermessstellen oder stationäre Bodenluftmessstellen verfügbar sein müssen bzw. ohne bei der konventionellen Herstellung temporärer Bodenluftmessstellen vergleichsweise aufwändige Packersysteme verwenden zu müssen. Für die Entnahme von Proben aus 5 Tiefenhorizonten können bei einer ca. 15 m tiefen Sondierung bei einfach zu sondierendem Untergrund rund 3 Stunden veranschlagt werden.

Auf diese Weise können etwa Bereiche, die mithilfe schadstoffdetektierender DP-Sonden (s. Kap. 6) als belastet identifiziert wurden, in unmittelbarer zeitlicher Abfolge (Entscheidung on-site) beprobt werden.

Grundwasser- oder Bodenluftproben mit DP können auch dazu dienen, die optimale Position zur Errichtung konventioneller Grundwassermessstellen oder stationärer Bodenluftmessstellen bzw. von DP-Probenahme-Installationen (s. 5.3) zu identifizieren.

Einschränkungen

Aufgrund der geringen Sondendurchmesser müssen zur Förderung des Grundwassers Mikropumpen mit entsprechend geringer Fördermenge verwendet werden. Dies ist einerseits einschränkend, wenn größere Probenmengen benötigt werden, andererseits kann dadurch die räumliche Repräsentativität der gezogenen Grundwasserproben v. a. in geringdurchlässigen Sedimenten stark ein-

geschränkt sein. In diesem Zusammenhang ist auch zu beachten, dass die Filterstrecke bei DP-Probenahmesonden mit ca. 1 m Länge begrenzt ist. Bei konventionellen Grundwassermessstellen können in Abhängigkeit der Aquifermächtigkeit deutlich längere Filterstrecken zur Anwendung kommen. Dadurch sind die Ergebnisse aus, mittels DP gezogenen, Proben mit solchen aus konventionellen Messstellen meist nur eingeschränkt vergleichbar.

Durch die geringen Pumpmengen kann auch der Zeitraum bis zum Erreichen konstanter Vorort-Parameter sehr lange sein.

Sollten die im Zuge einer Probenahme mit DP ermittelten Grundwasserstände zur Konstruktion von Isohypsenplänen verwendet werden, ist zu beachten, dass der Zeitraum für den hydrostatischen Ausgleich in der Sondierung bei feinkörnigen Sedimenten bis zu einer Stunde oder mehr in Anspruch nehmen kann.

Alternativen/Kombinationen

Die Alternative zur Probenahme mit DP-Technologie ist die Gewinnung von Proben aus konventionellen Grundwasser- oder Bodenluftmessstellen, deren Errichtung mit entsprechend höheren Kosten und höherem Zeitaufwand verbunden ist.

Eine Kombination mit DP-Verfahren für (hydro)geologische Fragestellungen (s. Kap. 4) und insbesondere mit schadstoffdetektierenden DP-Sonden (s. Kap. 6) ist in den meisten Fällen zweckmäßig.

Stand der Entwicklung/Stand der Anwendung

Sowohl die Grundwasser- als auch die Bodenluftprobenahme mit DP-Technik ist praxiserprobt; es liegen zahlreiche Erfahrungen beim Einsatz unter verschiedenen (hydro)geologischen Bedingungen vor. Viele unterschiedliche Systeme sind auf dem Markt verfügbar. Die meisten sind patentrechtlich geschützt. DP-Probenahmen werden meist von spezialisierten Bohrfirmen oder Ingenieurbüros, die über eine entsprechende Ausrüstung verfügen, angeboten.

Im Rahmen von, aus ALSAG-Mitteln finanzierten, Erkundungen sind einzelne Anwendungen gegeben. Die Auswertung einer Umfrage unter Fachleuten zeigt, dass das Verfahren in Österreich etwa 75 % der Befragten bekannt ist und auch schon vergleichsweise häufig angewendet wird. Die Erfahrungen werden im Schnitt als gut bis sehr gut beschrieben.

5.3 Installationen zur Grundwasserprobenahme

Bei Probenahme-Installationen, die mittels DP-Technologie in den Untergrund eingebracht werden, handelt es sich um Grundwassermessstellen, die mehrmalige Probenahmen erlauben. DP-Probenahme-Installationen sind auf dem Markt als vorgefertigte Brunnenelemente erhältlich, die direkt in einen DP-Sondierungskanal mit entsprechendem Durchmesser eingebaut werden können.

Ähnlich den DP-Sonden zur Grundwasserprobenahme (s. Kap. 5.2) wird das Grundwasser über eine Filterstrecke in das Sondeninnere und dann zur Entnahme der Probe an die Oberfläche gepumpt. Im Falle von Grundwasserbeobachtung

gen mittels vorgefertigter Brunnenelemente werden in der Regel Mikropumpen verwendet, die für die Entnahme von Proben in die Installation eingeführt und danach wieder entfernt oder fix installiert werden können. Eine Alternative stellen sogenannte verlorene Mini-Druckpumpen dar, die anstelle eines kompletten Brunnenelements im Untergrund platziert werden und dort verbleiben. Probe-nahme-Installationen sind zur Beprobung einer oder mehrerer Tiefenstufen erhältlich. Letztere arbeiten mit Packer- oder Mehrkanalsystemen. In Abbildung 10 sind unterschiedliche Systeme zur Entnahme von Grundwasserproben zusammengestellt.

Abbildung 10:
Unterschiedliche DP-
Installationen zur
Beprobung von
Grundwasser.

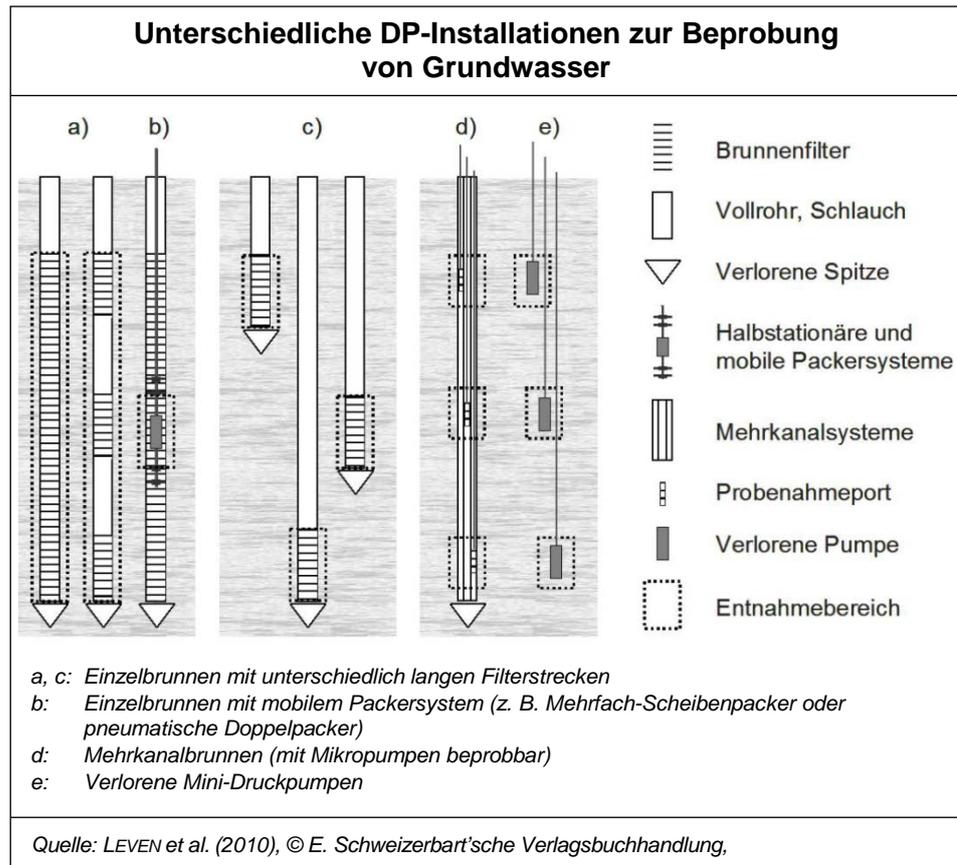


Abbildung 11 zeigt ein vollständig vorgefertigtes Mehrkanalsystem, das die gleichzeitige Beprobung mehrerer Tiefenstufen im Grundwasser ermöglicht.

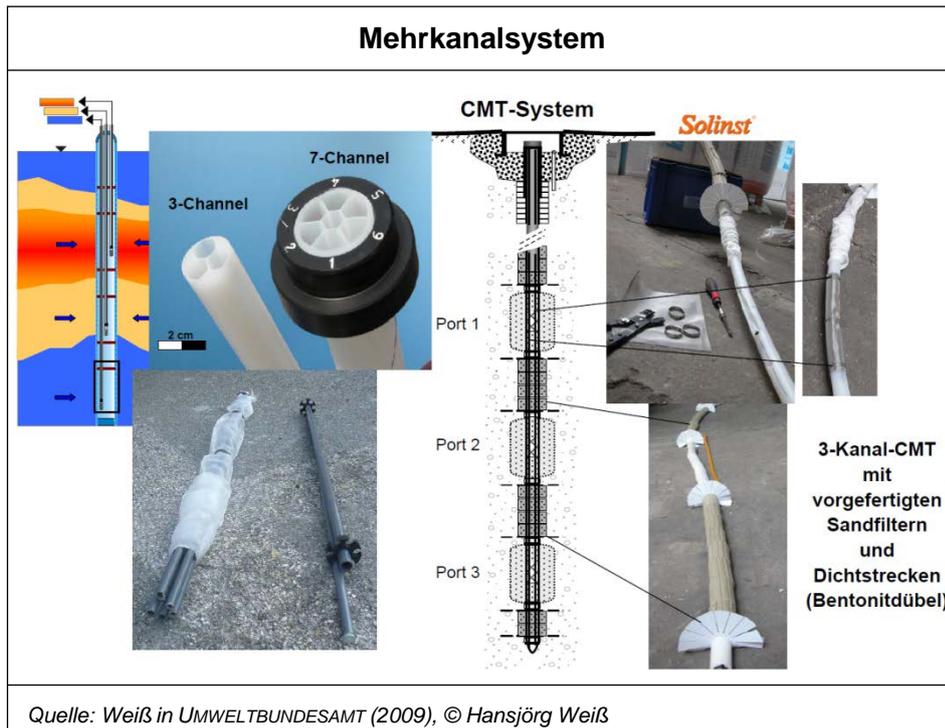


Abbildung 11: Mehrkanalsystem (CMT: Continuous Multi-Channel Tubing) zur gleichzeitigen Beprobung unterschiedlicher Tiefenhorizonte im Grundwasser.

Auf dem Markt sind auch DP-kompatible, passive Grundwasserprobenahme-Installationen erhältlich, die nach den in Kapitel 10 beschriebenen Prinzipien arbeiten sowie Bodenluftentnahme-Installationen.

Voraussetzungen/Anforderungen

Standort

Wie alle DP-Verfahren ist die Anwendung auf Lockersedimenten bis zu einer Tiefe von etwa 50 m und im konkreten Anwendungsfall auf den gesättigten Bereich des Untergrundes eingeschränkt. Die erreichbare Tiefe ist stark von der Untergrundbeschaffenheit und der Art der Sondeneinbringung abhängig.

Die Zugänglichkeit muss entsprechend dem gewählten Einbringungsverfahren für die DP-Sonde (s. Kap. 3) gegeben sein. Die Lage unterirdischer Einbauten muss bekannt sein.

Probenahme/Dimensionierung

Grundsätzlich sollte die Installation der Messeinrichtungen von speziell geschulten Personen durchgeführt werden. Im Normalfall sind für die Bedienung des DP-Vortriebsgeräts inkl. Probenahme zwei Personen notwendig. Die Probenahme sollte einer guten fachlichen Praxis entsprechend ausgeführt werden, wie sie z. B. in der ÖNORM S 2092 beschrieben ist.

Übliche Durchmesser von Installationen sind 1 bis 2,25 Zoll (25 mm bis 57 mm).

Potenziale und Einschränkungen

Potenziale

Mittels DP-Probenahme-Installationen können Proben gewonnen werden, ohne dafür konventionelle Grundwassermessstellen oder Bodenluftmessstellen errichten zu müssen. Im Vergleich zu konventionellen Messstellen ist die Messstellenherstellung rasch und mit geringerem Kostenaufwand möglich. Für die Installation einer einfachen 1-Zoll-Grundwassermessstelle ist bei einfach zu sondierendem Untergrund etwa eine Stunde, für ein Mehrkanal-System, wie in Abbildung 11 dargestellt, sind etwa 3 Stunden zu veranschlagen.

Auf diese Weise kann etwa in einem Bereich, der mithilfe schadstoffdetektierender DP-Sonden (s. Kap. 6) als belastet identifiziert wurde, in unmittelbarer zeitlicher Abfolge (Entscheidung on-site) eine Messstelle errichtet und beprobt werden.

Einschränkungen

Aufgrund der geringen Sondendurchmesser müssen zur Förderung des Grundwassers Mikropumpen mit entsprechend geringer Fördermenge verwendet werden. Dies ist einerseits einschränkend, wenn größere Probenmengen benötigt werden, andererseits kann dadurch die räumliche Repräsentativität der gezogenen Grundwasserproben v. a. in geringdurchlässigen Sedimenten stark eingeschränkt sein. In diesem Zusammenhang ist auch zu beachten, dass die Filterstrecken bei DP-Installationen in manchen Fällen deutlich kürzer sind als bei konventionellen Grundwassermessstellen. Dadurch sind die Ergebnisse aus, mittels DP gezogenen, Proben mit solchen aus konventionellen Messstellen eventuell nur eingeschränkt vergleichbar.

Durch die geringen Pumpmengen kann auch der Zeitraum bis zum Erreichen konstanter Vorort-Parameter sehr lange sein.

Alternativen/Kombinationen

Die Alternative zur Verwendung von DP-Probenahme-Installationen ist die Herstellung konventioneller Grundwassermessstellen, deren Errichtung mit entsprechend höherem Kosten- und Zeitaufwand verbunden ist.

Eine Kombination mit DP-Verfahren für (hydro)geologische Fragestellungen (s. Kap. 4) und insbesondere mit schadstoffdetektierenden DP-Sonden (s. Kap. 6) ist in den meisten Fällen zweckmäßig.

Stand der Entwicklung/Stand der Anwendung

DP-Probenahme-Installationen sind eine vergleichsweise neue Entwicklung. Manche der Systeme, z. B. Mehrkanalbrunnen, die in Deutschland seit etwa 10 Jahren vereinzelt eingesetzt werden, sind praxiserprobt; es liegen Erfahrungen beim Einsatz unter verschiedenen (hydro)geologischen Bedingungen vor. Viele unterschiedliche Systeme sind auf dem Markt verfügbar und es werden laufend neue Systeme entwickelt. Für viele Systeme liegen daher nur eingeschränkt praktische Erfahrungen vor.

Der Einbau von DP-Probenahme-Installationen wird meist von spezialisierten Unternehmen angeboten.

Im Rahmen von, aus ALSAG-Mitteln finanzierten, Erkundungen sind bis dato keine Anwendungen gegeben. Die Auswertung einer Umfrage unter Fachleuten zeigt, dass das Verfahren in Österreich mehr als der Hälfte der Befragten bekannt ist, es aber seltener als die konventionellen DP-Probenahmesysteme eingesetzt wurde. Die Erfahrungen werden im Schnitt als sehr gut beschrieben.

Zitierte und weiterführende Literatur, Normen und Richtlinien

- KÄSTNER, M.; BRAECKEVELT, M.; DÖBERL, G.; CASSIANI, G.; PETRANGELI PAPINI, M.; LEVEN-PFISTER, C. & VAN REE, D. (Eds.) (2012): Model-driven Soil Probing, Site Assessment and Evaluation – Guidance on Technologies, 307 p., Sapienza Università Editrice, Rom.
- LEVEN, C.; WEIß, H.; KOSCHITZKY, H.-P.; BLUM, PH.; PTAK, TH. & DIETRICH, P. (2010): Direct-Push-Verfahren. Altlastenforum Baden-Württemberg (Hrsg.), E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- MCCALL, W.; NIELSEN, D.M.; FARRINGTON, S.P. & CHRISTY, T.M. (2006): Use of Direct-Push Technologies in Environmental Site Characterization and Ground-Water Monitoring. In: Nielsen, D.M. (Ed.): Practical Handbook of Environmental Site Characterization and Ground-Water Monitoring. Taylor & Francis, Boca Raton, S. 345-471.
- MICHELS, J.; STUHRMANN, M.; FREY, CH. & KOSCHITZKY, H.-P. (Hg.) (2008): Handlungsempfehlungen mit Methodensammlung. BMBF-Förderschwerpunkt „Kontrollierter natürlicher Rückhalt und Abbau von Schadstoffen bei der Sanierung kontaminierter Grundwässer und Böden (KORA)“. DECHEMA (Hrsg.), Frankfurt am Main, ISBN 978-3-89746-092-0.
<http://www.natural-attenuation.de/download/kora-handlungsempfehlungen.pdf>
- ÖNORM S 2090: Bodenluft-Untersuchungen. 01.08.2005, Wien.
- ÖNORM S 2091: Altlasten – Feststoffprobenahme. 01.01.2006, Wien.
- ÖNORM S 2092: Altlasten – Grundwasser-Probenahme. 01.07.2008, Wien.
- US EPA – United States Environmental Protection Agency (2013a): Direct Push Soil and Soil Gas Samplers, Washington, D.C. <http://www.clu-in.org/characterization/technologies/soilandsoilgassamp.cfm>
- US EPA – United States Environmental Protection Agency (2013b): Direct Push Groundwater Samplers, Washington, D.C.
<http://www.clu-in.org/characterization/technologies/dpgroundwater.cfm>
- UMWELTBUNDESAMT. (2009): Weiß, H: Innovative Mess-und Probenahmetechniken im Grundwassermonitoring. 9. Altlastenpraxis, Umweltbundesamt, Wien.
http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/umweltthemen/altlasten/veranstaltungen/Natural_Attenuation/V11_InnovativeMess-undProbenahmetechniken.pdf
- ZSCHORNACK, L. & LEVEN, C. (2012): Section 3 – Direct Push. Chapter 5: Direct Push methods for sampling of soil, soil gas and groundwater. 175-186. In: KÄSTNER, M.; BRAECKEVELT, M.; DÖBERL, G.; CASSIANI, G.; PETRANGELI PAPINI, M.; LEVEN-PFISTER, C. & VAN REE, D. (Eds.): Model-driven Soil Probing, Site Assessment and Evaluation – Guidance on Technologies. Sapienza Università Editrice, Roma.

6 DIRECT PUSH – SONDEN ZUR SCHADSTOFFDETEKTION

Direct Push-Anwendungen (DP) existieren für unterschiedliche Fragestellungen. Eine allgemeine Einführung zu Direct Push-Technologien findet sich in Kapitel 3, Direct Push-Sonden zur Ermittlung (hydro)geologisch relevanter Parameter sind in Kapitel 4 und DP-Technologien zur Probenahme in Kapitel 5 beschrieben.

In diesem Kapitel werden diejenigen DP-Verfahren zusammengefasst, mit deren Hilfe Schadstoffe bzw. Schadstoffgruppen im Untergrund detektiert werden können.

Einen ersten Überblick über Prinzip und Ziel, Einsatz- und Kostenrahmen von Sonden zur Schadstoffdetektion gibt Tabelle 5.

Tabelle 5: Überblick über DP-Sonden zur Schadstoffdetektion. (Quelle: Umweltbundesamt)

Verfahren	Prinzip	Ziel des Verfahrens	Einsatzbereich	Parameter	Dauer	Kosten
Membrane Interface Probe (MIP)	Statischer oder dynamischer Vortrieb eines Gestänges mit schadstoffdetektierenden Sensoren	Nachweis von leichtflüchtigen organischen Schadstoffen mit unterschiedlichen Detektoren (PID, FID, DELCD)	Lockersedimente (gesättigt/ungesättigt) V, D ^{a)}	BTEX, LHKW, leichtflüchtige MKW (adsorbiert, als NAPL ⁸ und im Grundwasser gelöst)	An- und Abfahrt	
Laserinduzierte Fluoreszenz-Spektroskopie (LIF)		Nachweis von Mineralölkohlenwasserstoffen mit unterschiedlichen Detektoren (ROST, UVOST, TarGOST)	Lockersedimente (gesättigt/ungesättigt) V, D ^{a)}	Aromatische MKW, PAK (TarGOST) (adsorbiert, als NAPL und im Grundwasser gelöst)	(30)–60 min für eine 15 m tiefe Sondierung ⁹	rund 4.000 €–6.000 € pro Mess-tag (inkl. Auswertung)
Röntgen-Fluoreszenz-Sonde (XRF)		Nachweis von anorganischen Schadstoffen	Lockersedimente (gesättigt/ungesättigt) V, D ^{a)}	Metalle und Halbmetalle	Sondierfortschritt 50 m bis 100 m pro Tag ¹⁰	
Laser-Induced Breakdown Spectroscopy (LIBS)		Nachweis von anorganischen Schadstoffen	Lockersedimente (ungesättigt) V, D ^{a)}	Metalle und Halbmetalle		
Explosives Sensor		Nachweis von sprengstofftypischen Substanzen	Lockersedimente V, D ^{a)}	Aromatische Nitroverbindungen		

a) V = Vorerkundung, D = Detailerkundung, B = Beobachtung, K = Kontrolluntersuchung

LIBS-Sensoren werden vergleichsweise selten angewendet. Der Sensor zur Detektion von sprengstofftypischen Substanzen befindet sich noch im Entwicklungsstadium. Aus diesen Gründen werden diese Verfahren im Folgenden nicht im Detail beschrieben. Nähere Informationen können insbesondere US EPA (2013a) entnommen werden.

⁸ NAPL: non-aqueous phase liquid (Schadstoffe in nichtwässriger Phase vorliegend)

⁹ stark abhängig von der Untergrundbeschaffenheit

¹⁰ stark abhängig von der Untergrundbeschaffenheit und der Anzahl an Sondierungen

6.1 Membrane Interface Probe (MIP)

Verfahrensbeschreibungen

Mittels MIP können leichtflüchtige organische Schadstoffe (VOC –Volatile Organic Compounds) wie leichtflüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe (LHKW) oder leichtflüchtige aromatische Kohlenwasserstoffe (z. B. BTEX – Benzol, Toluol, Ethylbenzol, Xylole) im Untergrund detektiert werden. Die Schadstoffe können dabei in Form nichtwässriger Phasen (NAPL), an die Untergrundmatrix adsorbiert oder im Poren- oder Grundwasser gelöst vorliegen.

Ein MIP-System besteht aus der eigentlichen MIP, die mittels statischer oder dynamischer DP-Technologie (s. Kap. 3) kontinuierlich in den Untergrund vorgetrieben wird und einer oberirdisch platzierten Messeinheit mit Schadstoffdetektoren, die mit der Sonde über ein Leitungssystem verbunden sind. Die MIP selbst besteht aus einem Heizblock und einer semi-permeablen Membran, die mit dem Untergrundmaterial in Kontakt steht und eine Probenkammer im Inneren der Sonde verschließt. Die Probenkammer wird kontinuierlich von einem inerten Trägergas (meist Stickstoff) durchströmt. Durch die über den Heizblock eingetragene Wärme werden flüchtige Schadstoffe mit Siedetemperaturen bis ca. 120 °C bis 130 °C im Untergrund mobilisiert. Die Schadstoffe diffundieren aufgrund des Konzentrationsgradienten zwischen Untergrund und Probenkammer durch die Membran und werden mit dem Trägergasstrom nach oben in die Messeinheit transportiert (s. Abbildung 3). Um ein möglichst breites Schadstoffspektrum abdecken zu können, wird der Trägergasstrom mit den Schadstoffen meist über mehrere Detektoren hintereinander geleitet. Übliche Detektoren sind:

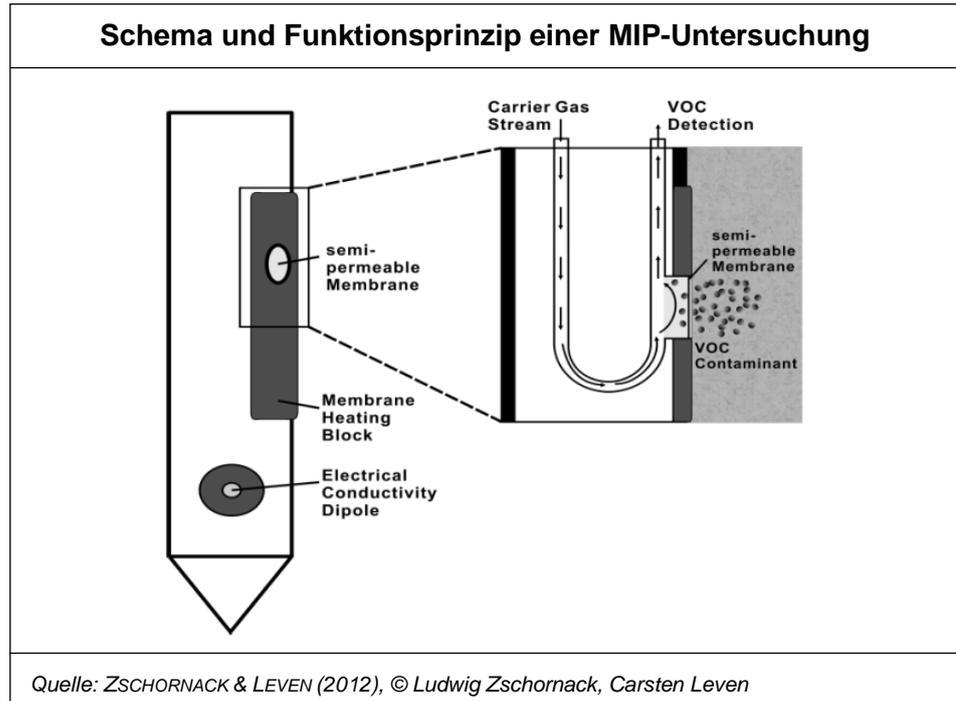
- Photoionisationsdetektoren (PID),
- Flammenionisationsdetektoren (FID),
- Electron Capture Detectors (ECD) oder Dry Electrolytic Conductivity Detectors (DELCD),
- Direct Sampling Ion Trap Mass Spectrometers (DSITMS).

Mit PID werden bevorzugt leichtflüchtige aromatische Substanzen (z. B. BTEX) detektiert, während mit FID bevorzugt kettenförmige Kohlenwasserstoffe wie n-Alkane und iso-Alkane erfasst werden. ECD und DELCD werden zur Detektion von LHKW eingesetzt.

Die Sensoren messen die Summe der jeweils erfassbaren leichtflüchtigen organischen Schadstoffe. Sofern sie nicht mit einem vorgeschalteten Gaschromatographen (GC) zur Schadstoffseparierung kombiniert werden, sind keine einzelstoffspezifischen Aussagen möglich. Diese Einschränkung kann durch den Einsatz von DSITMS (siehe oben) teilweise umgangen werden. Mithilfe dieses Sensors können bei bekanntem Schadstoffinventar Einzelstoffe quantitativ erfasst werden. Da auch bei diesem Sensor kein GC eingesetzt wird, bleiben Querempfindlichkeiten gegenüber Schadstoffen mit ähnlicher Masse bestehen.

Grundsätzlich müssen alle Sensoren vor der eigentlichen Messung mit Schadstoffstandards kalibriert werden. Bei dieser Kalibrierung wird u. a. die Transportzeit der Schadstoffe von der Membran bis zum Sensor erfasst, um eine genaue tiefenspezifische Zuordnung des Sensorsignals zu ermöglichen. Die Transportzeit ist sowohl von der Länge und dem Material der Leitung abhängig als auch vom jeweiligen Schadstoff. Letztere Beziehung kann theoretisch auch für eine semiquantitative Auswertung einzelner Schadstoffe herangezogen werden. In der Praxis ist eine solche Auswertung jedoch nur bei gut bekanntem Schadstoffinventar empfehlenswert.

Abbildung 12:
Schema und Funktionsprinzip einer MIP-Untersuchung.



Das Ergebnis einer MIP-Untersuchung ist ein Tiefenprofil der einzelnen Sensorsignale (Abbildung 4). Aus den Signalen kann entsprechend der Sensitivität der Sensoren für einzelne Schadstoffgruppen deren Verteilung im Untergrund abgeleitet werden.

Um Anhaltspunkte über die Korngrößenzusammensetzung des Untergrunds zu erhalten, ist die MIP in der Regel mit einem Sensor zur Erfassung der elektrischen Leitfähigkeit des Untergrundes (EC-Logging, s. Kap. 4.1) ausgestattet (s. Abbildung 3). Es existieren auch MIP mit CPT-Sensoren (Cone Penetration Test; s. Kap. 4.1 und Abbildung 4).

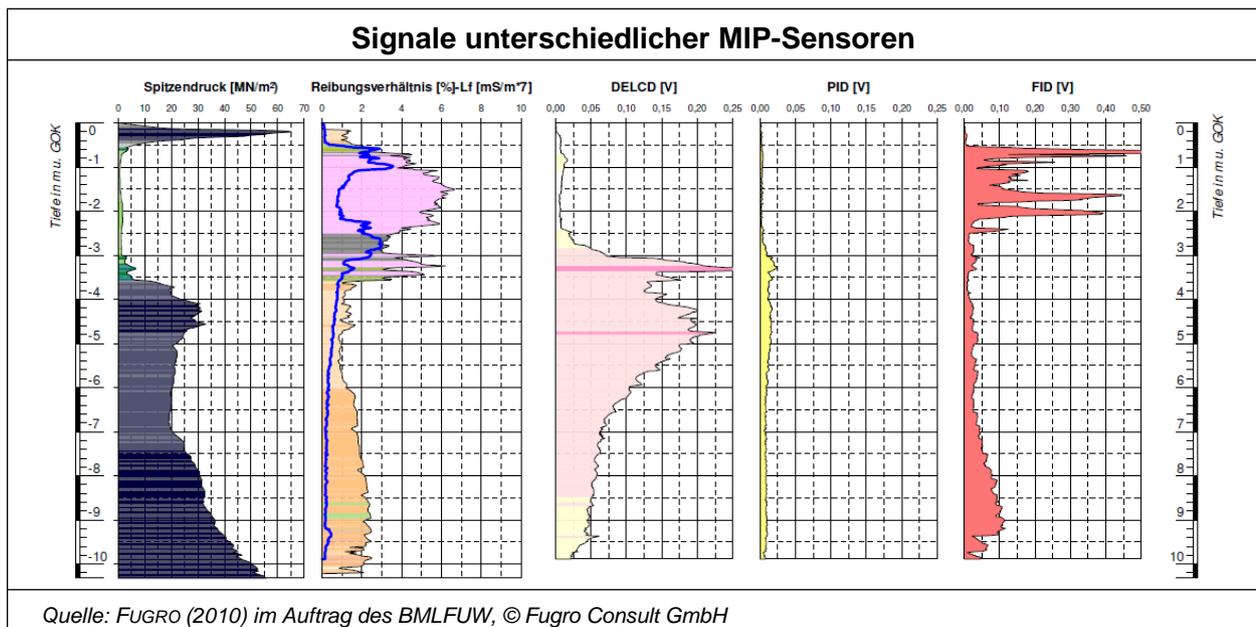


Abbildung 13: Signale unterschiedlicher MIP-Sensoren (DELCD, PID, FID), elektrische Leitfähigkeit des Untergrundes (blaue Linie) und Ergebnisse einer CPT-Untersuchung (Spitzendruck und Reibungsverhältnis).

Voraussetzungen/Anforderungen

Standort

Wie alle DP-Verfahren ist die Anwendung auf Lockersedimenten bis zu einer Tiefe von maximal 50 m eingeschränkt. Die erreichbare Tiefe ist stark von der Untergrundbeschaffenheit und der Art der Sondeneinbringung abhängig. Die Zugänglichkeit muss entsprechend dem gewählten Einbringungsverfahren für die DP-Sonde (s. Kap. 3) gegeben sein. Die Lage unterirdischer Einbauten muss bekannt sein.

Probenahme/Dimensionierung

Es handelt sich um Direktmessungen *in situ*. Da ein umfangreiches Equipment erforderlich ist, werden die Messungen in der Regel inkl. Datenauswertung von spezialisierten Unternehmen angeboten.

Die Messergebnisse sind unmittelbar (on-line) verfügbar und auf dem Bildschirm ablesbar. Die Auswertung und weitere Interpretation der Daten erfordern sehr gute umweltgeotechnische Kenntnisse.

Da die Qualität der Messdaten von der Temperatur des Heizblocks abhängt, sollte die Temperatur aus Qualitätssicherungsgründen aufgezeichnet werden (siehe auch Einschränkungen).

Die Messempfindlichkeit des Systems hängt maßgeblich von der Qualität der eingesetzten Detektoren sowie der Leitungslänge, der Art der Membran, der Trägergasspülrate, des Untergrunds und den Schadstoffen ab. Typische Nachweisgrenzen liegen für PID und DELCD bei 0,2 ppm bis 2 ppm, für FID bei 10 ppm bis 20 ppm¹¹ (US EPA 2014). Mit in letzter Zeit neu entwickelten MIP können um den Faktor 10 niedrigere Nachweisgrenzen erreicht werden (Enissa-MIP (VANSINA & VAN GOIDSENHOVEN 2013)).

Potenziale und Einschränkungen

Potenziale

Mittels MIP kann die Verteilung von im Untergrund vorhandenen leichtflüchtigen organischen Schadstoffen in einem vertikalen Profil abgeschätzt werden, ohne großkalibrige Bohrungen abteufen sowie Proben entnehmen und analysieren zu müssen. Für eine Sondierung können bei einer Erkundungstiefe von 10 m bis 15 m bei einfach zu sondierendem Untergrund rund 60 Minuten veranschlagt werden.

In Abhängigkeit von den Untergrundverhältnissen und der Anzahl der Sondierungen sind Sondierungsfortschritte von etwa 50 m pro Tag und mehr möglich, wobei eine quasi-kontinuierliche vertikale Auflösung im Zentimeterbereich erreicht werden kann.

Untersuchungen mit MIP eignen sich besonders, um rasch einen Überblick über die Schadstoffverteilung an einem Standort zu gewinnen und in der Folge darauf aufbauend gezielt aus konventionellen Bohrungen oder DP-Sondierungen (s. Kap. 5) Bodenluft-, Feststoff- oder Grundwasserproben zu entnehmen. Weite-

¹¹ 1 ppm entspricht ungefähr 1 mg/kg in einer Feststoffprobe bzw. 1 mg/l in einer Grundwasserprobe.

re Einsatzgebiete sind die detaillierte räumliche Abgrenzung von Schadstoffherden und die Abgrenzung von Schadstoffphasen und Schadstofffahnen im Grundwasser.

Einschränkungen

Mittels MIP gewonnene Ergebnisse erlauben in der Regel nur qualitative Aussagen. Durch Kalibrierung bzw. Anwendung von DSITMS sind bei bekanntem Schadstoffinventar semi-quantitative Aussagen und bei Verwendung eines Gaschromatographen (GC) zur Schadstoffseparierung auch quantitative Aussagen möglich. In einem rechtlichen Zusammenhang (z. B. Prüfung in Hinblick auf Grenzwerte o. ä.) sind die Ergebnisse im Allgemeinen trotzdem nicht oder nur sehr eingeschränkt verwendbar. Das liegt darin begründet, dass Grenzwerte immer für ein bestimmtes Probenmedium und eine damit verbundene Probenahmetechnik definiert sind. Aufgrund der Mobilisierung der zu messenden Schadstoffe durch Erhitzen des Untergrundes sind die Ergebnisse aus MIP-Untersuchungen aber weder mit Ergebnissen aus klassischen „kalten“ Bodenluftabsaugungen noch mit aus Feststoff- oder Grundwasserproben gewonnenen Ergebnissen vergleichbar.

Zu hohe Temperaturen im Bereich der semipermeablen Membran können zu einer (ungewollten) Mobilisierung von Stoffen mit höheren Siedetemperaturen und damit zu Fehlinterpretationen der Messergebnisse führen.

In Bereichen sehr hoher Schadstoffkonzentrationen kann es bei schnellem Vortrieb der Sonde zu einem Memory Effect über mehrere Meter kommen. D. h., der Schadstoffdiffusionsprozess durch die Membran dauert zu lange, um das Sensorsignal der richtigen Tiefe zuordnen zu können – das Signal wird nach unten „verschmiert“. Nach Durchhörern hochkontaminierter Bereiche sollte daher der Vortrieb unterbrochen und das System gespült werden.

Um den Eindringwiderstand gering zu halten, haben viele MIP einen um einige Millimeter größeren Durchmesser als das Gestänge. Die dadurch mögliche Schadstoffverschleppung über den Ringraum um das Gestänge ist bei der Interpretation der Ergebnisse zu berücksichtigen.

Grundsätzlich ist zu beachten, dass es sich bei den Ergebnissen um Punktmessungen handelt, deren räumliche Repräsentativität stark eingeschränkt sein kann.

Die mit herkömmlichen MIP erreichbaren Nachweisgrenzen im Grundwasser (mg/l-Bereich) sind im Vergleich zu üblichen Orientierungswerten für Kontaminationen leichtflüchtiger Schadstoffe im Grundwasser (µg/l-Bereich) relativ hoch.

Alternativen/Kombinationen

Die Alternative zu MIP ist die Gewinnung von Feststoff-, Grundwasser- oder Bodenluftproben aus konventionellen Kernbohrungen oder mit DP-Probenahmetechniken (s. Kap. 5) mit in der Regel höheren Kosten und höherem Zeitaufwand sowie zusätzlich notwendigen Laboruntersuchungen. Abhängig vom Untersuchungsziel ist in manchen Fällen – insbesondere dann, wenn rechtlich robuste Daten notwendig sind – eine Kombination von MIP-Untersuchungen mit der Entnahme und Analyse von Proben zwingend notwendig.

Eine Kombination von MIP mit DP-Verfahren für (hydro)geologische Fragestellungen (s. Kap. 4) ist in den meisten Fällen zweckmäßig bzw. werden fast ausschließlich Sonden angeboten, die eine solche Kombination ermöglichen. Gän-

gige Kombinationen sind solche mit Sensoren für Cone Penetration Tests (CPT, s. Kap. 4.1), Leitfähigkeitssonden (EC-Logging; s. Kap. 4.1) oder dem Hydraulic Profiling Tool (HPT, s. Kap. 4.2).

Stand der Entwicklung/Stand der Anwendung

MIP wurde von der Firma Geoprobe Systems entwickelt und wird ausschließlich von diesem Unternehmen vertrieben. Das Verfahren ist in den USA genormt (ASTM D7352-07).

Das Verfahren ist praxiserprobt; es liegen zahlreiche Erfahrungen beim Einsatz unter verschiedenen geologischen Bedingungen, mit unterschiedlichen Schadstoffspektren und in unterschiedlichen Kombinationen mit anderen Sensoren vor.

Erkundungen mittels MIP werden meist in Form einer Sondier-/Dienstleistung inkl. Dateninterpretation von spezialisierten Unternehmen angeboten.

Im Rahmen von, aus ALSAG-Mitteln finanzierten, Erkundungen sind einzelne Anwendungen gegeben. Die Auswertung einer Umfrage unter Fachleuten zeigt, dass das Verfahren in Österreich vergleichsweise wenig bekannt ist und erst vereinzelt angewendet wird. Die dabei gemachten Erfahrungen werden im Schnitt als gut bis sehr gut beschrieben.

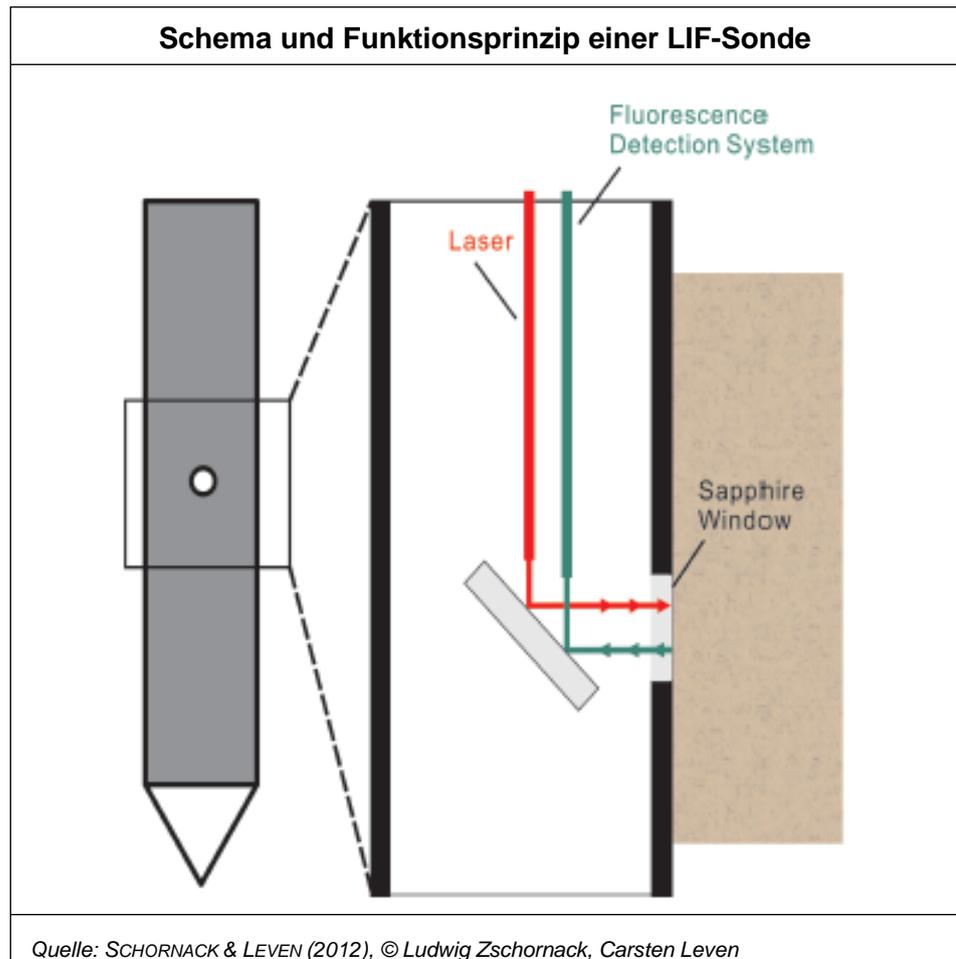
6.2 Laserinduzierte Fluoreszenz-Spektroskopie (LIF)

Verfahrensbeschreibungen

Mithilfe von LIF können Mineralölverunreinigungen im gesättigten und ungesättigten Untergrund über die Detektion von aromatischen Kohlenwasserstoffen tiefenspezifisch nachgewiesen werden.

Beim LIF-Verfahren wird ein von einem Laser erzeugter Lichtpuls über ein optisches Kabel an eine, mittels DP-Technologie in den Untergrund vorgetriebene, Sonde geleitet. Der Lichtpuls passiert beim Eintritt in den Untergrund ein Saphirfenster und wird von aromatischen Schadstoffen im Untergrund absorbiert und in Form niederenergetischer Fluoreszenzstrahlung wieder emittiert. Das emittierte Emissionsspektrum wird in der Sonde optisch detektiert und ist grundsätzlich schadstoffspezifisch (s. Abbildung 14). Da Mineralöle aber aus einer Mischung zahlreicher aromatischer (und nichtaromatischer) Verbindungen in unterschiedlichen Mengenverhältnissen bestehen, sind die detektierten Spektren Mischspektren, aus denen in der Regel keine Einzelsubstanzen identifiziert werden können.

Abbildung 14:
Schema und
Funktionsprinzip einer
LIF-Sonde.



Übliche, in Europa verfügbare LIF-Sensoren sind:

- Rapid Optical Screening Tool (ROST),
- Ultraviolet Optical Screening Tool (UVOST),
- Tar-Specific Green Optical Screening Tool (TarGOST).

Die einzelnen Sensoren arbeiten mit unterschiedlichen Lichtwellenlängen, wodurch unterschiedliche aromatische Substanzen detektiert werden können. ROST und UVOST sind über die Detektion von 2- bis 4-Ring-Aromaten v. a. zum Nachweis von nieder- bis mittelsiedenden Treibstoffen und Mineralölprodukten geeignet. Mehr-ring-PAK enthaltende Teerölprodukte sind im Allgemeinen nur begrenzt, Monoaromaten (z. B. BTEX) und Biphenyl-Verbindungen nicht nachweisbar. Speziell zur Detektion von mehr-ringigen Teeröl-PAK wurde TarGOST entwickelt, nieder- oder mittelsiedende Mineralölprodukte sind mit diesem Sensor hingegen nicht erfassbar.

Grundsätzlich müssen alle Sensoren vor der eigentlichen Messung mit Schadstoffstandards kalibriert werden. LIF-Sensoren sind v. a. in Kombination mit Sensoren zur Erfassung (hydro)geologischer Parameter verfügbar (s. Kap. 4) – ROST beispielsweise ausschließlich auf CPT-Sonden mit Leitfähigkeitssensoren.

Das Ergebnis einer LIF-Untersuchung ist ein Profil der Sensorsignale. Aus den Signalen kann entsprechend der Sensitivität der Sensoren für einzelne Schadstoffgruppen deren Verteilung im Untergrund abgeleitet werden (s. Abbildung 15).

Im Allgemeinen kann aus dem detektierten Fluoreszenzspektrum mithilfe spezieller Auswertungsverfahren über die detektierten Aromaten die Art des Mineralölprodukts erkannt werden, unter Einschränkungen können auch „relative“ Konzentrationen innerhalb eines Profils bestimmt werden. Diesbezüglich ist jedoch zu beachten, dass die Intensität des emittierten Fluoreszenzsignals nicht nur schadstoffspezifisch ist, sondern zusätzlich stark von der durch das Laserlicht erreichbaren schadstoffbehafteten Kornoberfläche und damit von der Korngröße des Untergrundmaterials abhängt. So ist das Fluoreszenzsignal bei gleicher Konzentration in einem feinkörnigen Sediment üblicherweise niedriger als in einem sandigen. Semiquantitative Auswertungen sind daher nur bei gut bekanntem Schadstoffspektrum sowie gut bekanntem geologischem Aufbau zweckmäßig.

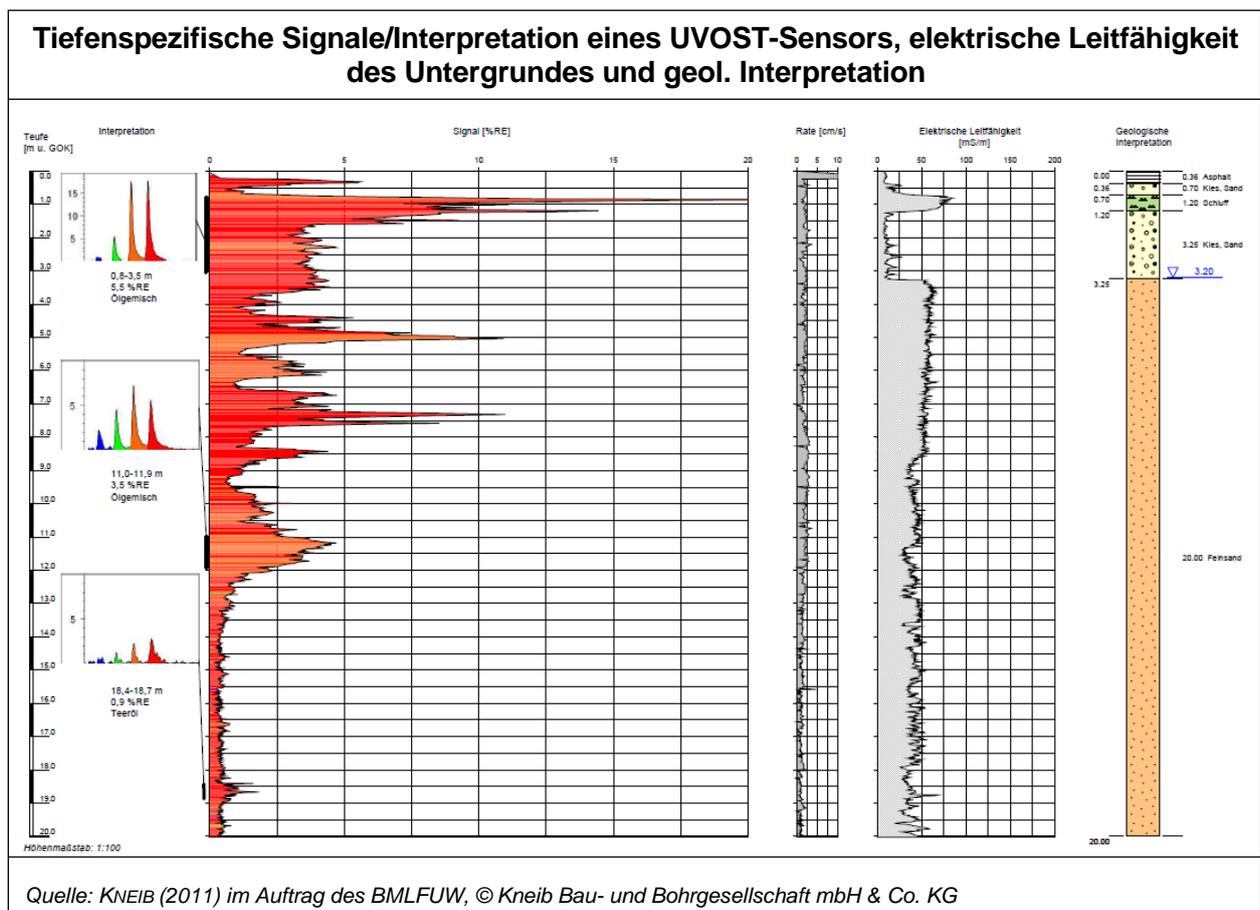


Abbildung 15: Tiefenspezifische Signale/Interpretation eines UVOST-Sensors, elektrische Leitfähigkeit des Untergrundes und geol. Interpretation.

Voraussetzungen/Anforderungen

Siehe auch den entsprechenden Abschnitt in der allgemeinen Verfahrensbeschreibung zu DP-Technologien (Kap. 3).

Standort

Wie alle DP-Verfahren ist die Anwendung auf Lockersedimenten bis zu einer Tiefe von maximal 50 m eingeschränkt. Die erreichbare Tiefe ist stark von der Untergrundbeschaffenheit und der Art der Sondeneinbringung abhängig. Die Zugänglichkeit muss entsprechend dem gewählten Einbringungsverfahren für die DP-Sonde (s. Kap. 3) gegeben sein. Die Lage unterirdischer Einbauten muss bekannt sein.

Probenahme/Dimensionierung

Es handelt sich um Direktmessungen *in situ*. Da ein umfangreiches Equipment erforderlich ist, werden die Messungen in der Regel inkl. Datenauswertung von spezialisierten Unternehmen angeboten.

Die Messergebnisse sind unmittelbar (on-line) verfügbar und auf dem Bildschirm ablesbar. Die Auswertung und weitere Interpretation der Daten erfordern sehr gute umweltgeotechnische Kenntnisse.

Die Nachweisgrenze von LIF-Sensoren ist abhängig von der Art des Untergrundmaterials und von den Schadstoffen und liegt im Bereich von 10 mg/kg bis 1.000 mg/kg (US EPA 2013b).

Potenziale und Einschränkungen

Siehe auch den entsprechenden Abschnitt in der allgemeinen Verfahrensbeschreibung zu DP-Technologien (Kap. 3).

Potenziale

Mittels LIF kann die Verteilung von, im Untergrund vorhandenen, aromatischen Mineralölkohlenwasserstoffen in einem vertikalen Profil abgeschätzt werden, ohne großkalibrige Bohrungen abteufen und Proben entnehmen zu müssen. Für eine Sondierung können bei einer Erkundungstiefe von 10 m bei einfach zu sondierendem Untergrund rund 30 bis 60 Minuten veranschlagt werden.

In Abhängigkeit von den Untergrundverhältnissen und der Anzahl der Sondierungen sind Sondierungsfortschritte von 50 m und mehr pro Tag möglich, wobei eine quasi-kontinuierliche vertikale Auflösung im Zentimeterbereich erreicht werden kann.

Untersuchungen mit LIF eignen sich besonders, um rasch einen Überblick über die Schadstoffverteilung an einem Standort zu gewinnen und in der Folge darauf aufbauend gezielt aus konventionellen Bohrungen oder DP-Sondierungen (s. Kap. 5) Bodenluft-, Feststoff- oder Grundwasserproben zu entnehmen. Weitere Einsatzgebiete sind die räumliche Abgrenzung von Schadstoffherden und die räumliche Kartierung von Schadstoffphasen.

Einschränkungen

Mittels LIF gewonnene Ergebnisse dienen der Detektion von Mineralölverunreinigungen und sind in der Regel nicht stoffspezifisch. Mithilfe spezieller Auswertungsverfahren sind Aussagen über den Mineralöltyp und unter Umständen auch semiquantitative Aussagen möglich. In einem rechtlichen Zusammenhang (z. B. Prüfung in Hinblick auf Grenzwerte) sind die Ergebnisse im Allgemeinen nicht oder nur sehr eingeschränkt verwendbar.

Die Messergebnisse können von künstlichen Untergrundeinbauten (z. B. Abwasserleitungen), Abfalleinlagerungen (v. a. Papier), Baumwurzeln oder bestimmten Sedimenten (v. a. Kalk) beeinflusst werden.

Grundsätzlich handelt es sich bei den Ergebnissen um Punktmessungen, deren räumliche Repräsentativität stark eingeschränkt sein kann.

Alternativen/Kombinationen

Siehe auch den entsprechenden Abschnitt in der allgemeinen Verfahrensbeschreibung zu DP-Technologien (Kap. 3)

Die Alternative zu LIF ist die Probengewinnung aus konventionellen Kernbohrungen/Messstellen oder mit DP-Probenahmetechniken (s. Kap. 5) mit in der Regel entsprechend höheren Kosten und höherem Zeitaufwand sowie zusätzlich notwendigen Laboruntersuchungen. Eine Kombination von LIF mit DP-Verfahren für (hydro)geologische Fragestellungen (s. Kap. 4) ist bei den meisten Anwendungen gegeben.

Stand der Entwicklung/Stand Anwendung

ROST wurde von der Firma Fugro Geosciences entwickelt. ROST-Untersuchungen werden ausschließlich von diesem Unternehmen als Sondier-/Dienstleistung angeboten. UVOST und TarGOST wurden von der Firma Dakota Technologies entwickelt und ausschließlich von diesem Unternehmen vertrieben.

ROST und UVOST sind seit ca. 15 Jahren im praktischen Einsatz, es liegen zahlreiche Erfahrungen beim Einsatz unter verschiedenen geologischen Bedingungen und mit unterschiedlichen Schadstoffspektren vor. TarGOST wurde in den letzten Jahren entwickelt, dementsprechend liegen weniger Erfahrungen vor.

Erkundungen mittels LIF werden meist in Form einer Sondier-/Dienstleistung inkl. Dateninterpretation von spezialisierten Unternehmen angeboten.

Im Rahmen von, aus ALSAG-Mitteln finanzierten, Erkundungen sind bis dato vereinzelte Anwendungen gegeben. Die Auswertung einer Umfrage unter Fachleuten zeigt, dass das Verfahren in Österreich vergleichsweise wenig bekannt ist und erst vereinzelt angewendet wird. Die dabei gemachten Erfahrungen werden im Schnitt als gut bis sehr gut beschrieben.

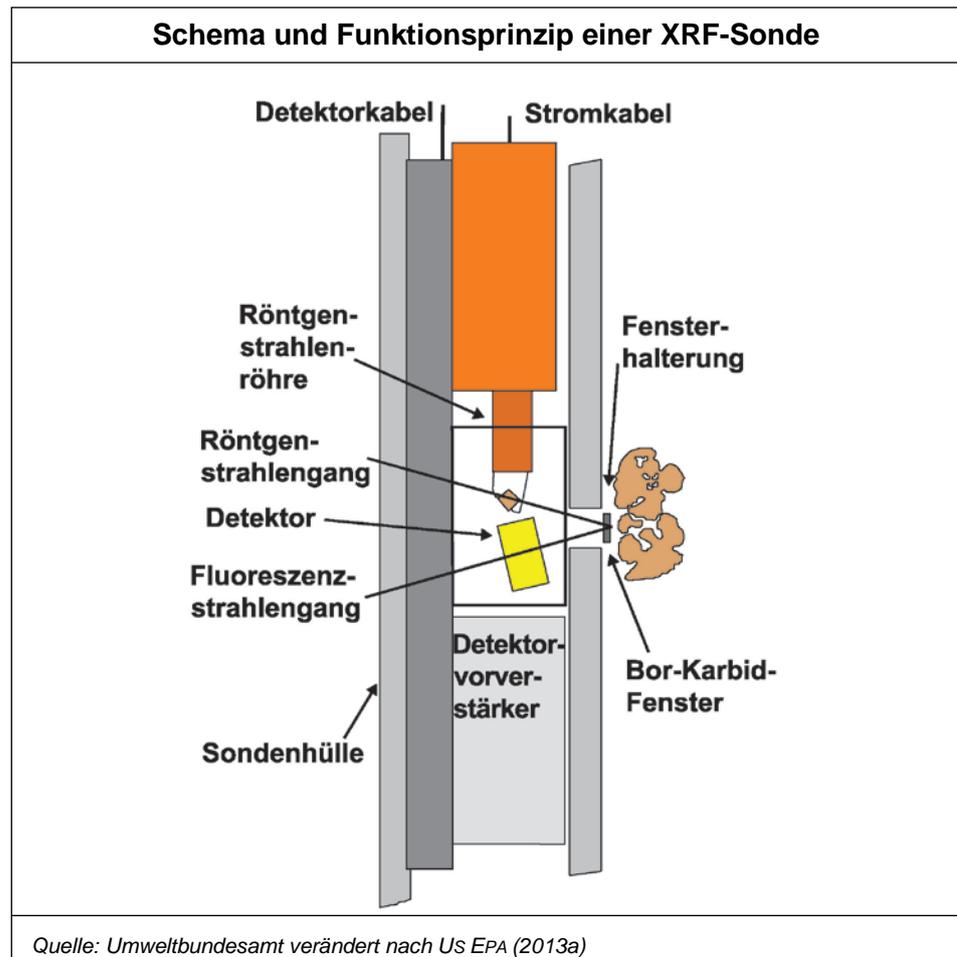
6.3 Röntgenfluoreszenz-Sonde (XRF; RFA¹²)

Verfahrensbeschreibungen

Mithilfe von XRF können anorganische Untergrundverunreinigungen wie z. B. Schwermetalle im ungesättigten und gesättigten Bereich tiefenspezifisch detektiert werden.

Im Zuge einer XRF-Messung wird über eine in den Untergrund mittels DP-Technologie vorgetriebene Sonde das Untergrundmaterial gezielt einer Röntgenstrahlung ausgesetzt. Dabei werden die bestrahlten chemischen Elemente im Untergrund dazu angeregt, ihrerseits Fluoreszenzröntgenstrahlung abzugeben (photoelektrischer Effekt). Die Rückstrahlung wird detektiert, sie ist grundsätzlich elementspezifisch. Aus dem detektierten Strahlungsspektrum kann auf die Zusammensetzung des Untergrundes im Messbereich geschlossen werden. Die Eindringtiefe der Röntgenstrahlung in den Untergrund beträgt zwischen 0,1 mm und 1 mm, danach ist sie meist zu energiearm, um eine Fluoreszenzstrahlung zu induzieren.

Abbildung 16:
Schema und Funktionsprinzip einer XRF-Sonde.



¹²X-Ray Fluorescence (XRF) Spectroscopy; Röntgenfluoreszenzanalyse (RFA): Während in den Standardanwendungsgebieten (Werkstoffanalyse, Geochemie) das Verfahren im deutschen Sprachraum üblicherweise mit RFA abgekürzt wird, hat sich in Verbindung mit DP die englische Abkürzung etabliert.

Welche chemischen Elemente mittels XRF detektierbar sind, hängt von der Art des eingesetzten Detektors ab. Die meisten Systeme ermöglichen eine Detektion von festen und flüssigen Elementen, die eine Ordnungszahl¹³ zwischen 19 (Kalium) und 92 (Uran) haben. Einige Systeme erlauben eine Detektion zwischen Ordnungszahlen von 11 (Natrium) und 94 (Plutonium). Grundsätzlich gilt, dass leichtere Elemente höhere Nachweisgrenzen haben als schwerere.

Da im Messbereich im Allgemeinen eine Mischung unterschiedlicher Elemente vorliegt, sind bei der Interpretation des Fluoreszenzspektrums verschiedene Überlagerungs- und Verstärkungseffekte der emittierten Fluoreszenzstrahlung zu beachten. Dies geschieht für elementbedingte Effekte z. T. automatisch mit einer entsprechenden Auswerte-Software (US EPA 2013c). Um matrixbedingte Effekte zu erfassen, sollte das Messsystem vor der eigentlichen Messung grundsätzlich für spezifische Untergrundmatrizes mit Schadstoffstandards kalibriert werden. Inwieweit Elemente mit ähnlicher Fluoreszenzstrahlung differenziert werden können, hängt von der Auflösung des verwendeten Detektors ab.

Wassergehalte über 20 % beeinflussen das Messergebnis erheblich, jedoch kann dieser Effekt bei bekanntem Wassergehalt bei der Datenauswertung ausgeglichen werden. Theoretisch könnten mittels XRF-Technik auch anorganische Schadstoffe wie Schwermetalle im Grundwasser nachgewiesen werden. Allerdings liegen die üblicherweise im Grundwasser auftretenden Schwermetallkonzentrationen deutlich unterhalb der Nachweisgrenze von XRF-Detektoren (siehe auch Probenahme/Dimensionierung).

Das Ergebnis einer XRF-Untersuchung ist ein Profil der detektierten Fluoreszenzspektren, aus denen die Elementverteilung über die Tiefe abgeleitet werden kann. Mithilfe entsprechender element- und matrixspezifischer Kalibration sind bei Verwendung spezieller Auswerte-Software semiquantitative Aussagen (Elementkonzentrationen) möglich.

Voraussetzungen/Anforderungen

Siehe auch den entsprechenden Abschnitt in der allgemeinen Verfahrensbeschreibung zu DP-Technologien (Kap. 3).

Standort

Wie alle DP-Verfahren ist die Anwendung auf Lockersedimenten bis zu einer Tiefe von maximal 50 m eingeschränkt. Die erreichbare Tiefe ist stark von der Untergrundbeschaffenheit und der Art der Sondeneinbringung abhängig. Die Zugänglichkeit muss entsprechend dem gewählten Einbringungsverfahren für die DP-Sonde (s. Kap. 3) gegeben sein. Die Lage unterirdischer Einbauten muss bekannt sein.

Probenahme/Dimensionierung

Es handelt sich um Direktmessungen *in situ*. Da ein umfangreiches Equipment erforderlich ist, werden die Messungen in der Regel inkl. Datenauswertung von spezialisierten Unternehmen angeboten.

¹³ Ordnungszahl (im Periodensystem): Anzahl der Protonen im Atomkern eines chemischen Elements

Die Messergebnisse sind unmittelbar (on-line) verfügbar und auf dem Bildschirm ablesbar. Die Auswertung und weitere Interpretation der Daten erfordern sehr gute umweltgeotechnische Kenntnisse.

Die Nachweisgrenze von XRF-Messungen hängt vom verwendeten Sensor, der Art des Untergrundmaterials und den Schadstoffen ab und liegt für Schwermetalle typischerweise im Bereich zwischen 5 mg/kg und 20 mg/kg, für leichtere Alkali- oder Erdalkalimetalle bei etwa 100 mg/kg (US EPA 2013c).

In Abhängigkeit vom verwendeten Messsystem kann für den Betrieb einer XRF-Sonde eine spezielle Bewilligung nach dem Strahlenschutzgesetz inkl. einer Strahlenschutz Ausbildung des Bedienungspersonals notwendig sein (Zuständigkeit in Österreich: Ämter der Landesregierungen).

Potenziale und Einschränkungen

Siehe auch den entsprechenden Abschnitt in der allgemeinen Verfahrensbeschreibung zu DP-Technologien (Kap. 3)

Potenziale

Mittels XRF kann die Verteilung anorganischer Schadstoffe, wie z. B. von Schwermetallen, im Untergrund in einem vertikalen Profil qualitativ und semiquantitativ abgeschätzt werden, ohne großkalibrige Bohrungen abteufen und Proben entnehmen zu müssen. Für eine Sondierung können bei einer Erkundungstiefe von 10 m bei einfach zu sondierendem Untergrund rund 30 bis 60 Minuten veranschlagt werden.

In Abhängigkeit von den Untergrundverhältnissen und der Anzahl der Sondierungen sind Sondierungsfortschritte von 50 m und mehr pro Tag möglich, wobei eine kontinuierliche vertikale Auflösung erreicht werden kann.

Untersuchungen mit XRF eignen sich besonders, um rasch einen Überblick über die Schadstoffverteilung an einem Standort zu gewinnen und in der Folge darauf aufbauend gezielt aus konventionellen Bohrungen oder DP-Sondierungen (s. Kap. 5) Feststoff- oder Grundwasserproben zu entnehmen. Ein weiteres Einsatzgebiet ist die räumliche Abgrenzung von Schadstoffherden.

Einschränkungen

Mittels XRF gewonnene Ergebnisse lassen bestenfalls semiquantitative Aussagen zu. In einem rechtlichen Zusammenhang (z. B. Prüfung in Hinblick auf Grenzwerte) sind die Ergebnisse im Allgemeinen nur sehr eingeschränkt verwendbar.

Da die Untergrundmatrix großen Einfluss auf die Stärke der induzierten Fluoreszenzstrahlung hat, kann es bei Unkenntnis der Untergrundverhältnisse in Hinblick auf eine Quantifizierung zu erheblichen Fehlinterpretationen des Messergebnisses kommen. Dasselbe trifft bei Messungen im (teil)gesättigten Untergrund ohne Kenntnis des Wassergehalts zu. Dass keine mit anderen DP-Anwendungen kombinierten XRF-Sonden auf dem Markt verfügbar sind, ist in diesem Zusammenhang zusätzlich einschränkend.

Grundsätzlich handelt es sich bei den Ergebnissen um Punktmessungen, deren räumliche Repräsentativität stark eingeschränkt sein kann.

Alternativen/Kombinationen

Siehe auch den entsprechenden Abschnitt in der allgemeinen Verfahrensbeschreibung zu DP-Technologien (Kap. 3).

Die Alternative zu XRF-Untersuchungen ist die Probengewinnung aus konventionellen Kernbohrungen/Messstellen oder mit DP-Probenahmetechniken (s. Kap. 5) mit in der Regel höheren Kosten und höherem Zeitaufwand sowie zusätzlich notwendigen Laboruntersuchungen. Eine Kombination von XRF mit DP-Verfahren für (hydro)geologische Fragestellungen (s. Kap. 4) ist in den meisten Fällen zweckmäßig. Kombinierte Sonden sind jedoch nicht verfügbar.

Stand der Entwicklung/Stand Anwendung

XRF-Untersuchungen sind seit vielen Jahren in der Werkstoffanalyse (Metalle, Keramik, Glas, Baustoffe) und der geochemischen Analytik (Gesteine, Erze) als Untersuchungsmethode im Labor und im Feld (Handgeräte) als Standardverfahren etabliert.

Die Anwendung in Verbindung mit der DP-Technologie ist noch relativ neu, das Verfahren wird in Europa noch vergleichsweise selten angewendet. Dementsprechend liegen wenige Praxiserfahrungen vor.

Erkundungen mittels XRF werden meist in Form einer Sondier-/Dienstleistung inkl. Dateninterpretation von spezialisierten Unternehmen angeboten.

Im Rahmen von, aus ALSAG-Mitteln finanzierten, Erkundungen sind bis dato keine Anwendungen gegeben.

Zitierte und weiterführende Literatur, Normen und Richtlinien

ASTM D7352 – 07: Standard Practice for Direct Push Technology for Volatile Contaminant Logging with the Membrane Interface Probe (MIP). 2012.

FUGRO – Fugro Consult GmbH (2010): Ergänzende Untersuchungen gemäß §13 ALSAG „Linzerberg II“, Berlin.

KNEIB – Kneib Bau- und Bohrgesellschaft mbH & Co. KG (2011): Ergänzende Untersuchungen gemäß §13 ALSAG „Holimprägnerung St. Marein“, Ludwigsfelde.

LEVEN, C. (2009): Direct Push Technologien. Helmholtz Zentrum für Umweltforschung UFZ, Leipzig. http://www.sinbra.de/cms/upload/downloads/300309_vhw_DP-Techniken-_Popp.pdf

LEVEN, C.; WEIS, H.; KOSCHITZKY, H.-P.; BLUM, PH.; PTAK, TH. & DIETRICH, P. (2010): Direct-Push-Verfahren. Altlastenforum Baden-Württemberg (Hrsg.), E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.

MCCALL, W.; NIELSEN, D.M.; FARRINGTON, S.P. & CHRISTY, T.M. (2006): Use of Direct-Push Technologies in Environmental Site Characterization and Ground-Water Monitoring. In: NIELSEN, D.M. (Ed.): Practical Handbook of Environmental Site Characterization and Ground-Water Monitoring. Taylor & Francis, Boca Raton, 345-471.

- MICHELS, J.; STUHRMANN, M.; FREY, CH. & KOSCHITZKY, H.-P. (HG.) (2008): Handlungsempfehlungen mit Methodensammlung. BMBF-Förderschwerpunkt „Kontrollierter natürlicher Rückhalt und Abbau von Schadstoffen bei der Sanierung kontaminierter Grundwässer und Böden (KORA)“. DECHEMA (Hrsg.), Frankfurt am Main, ISBN 978-3-89746-092-0. <http://www.natural-attenuation.de/download/kora-handlungsempfehlungen.pdf>
- US EPA – United States Environmental Protection Agency (2013a): Direct Push Technologies – Analytical Systems, Washington, D.C. <http://www.clu-in.org/characterization/technologies/dpanalytical.cfm>
- US EPA – United States Environmental Protection Agency (2013b): Laser-Induced Fluorescence, Washington, D.C. <http://www.clu-in.org/characterization/technologies/LIF.cfm>
- US EPA – United States Environmental Protection Agency (2013c): X-Ray Fluorescence, Washington, D.C. <http://www.clu-in.org/characterization/technologies/xrf.cfm>
- US EPA – United States Environmental Protection Agency (2014): Membrane Interface Probe (MIP) , Washington, D.C.. <http://www.clu-in.org/characterization/technologies/mip.cfm>
- VANSINA, W. & VAN GOIDSENHOVEN, B. (2013): Validation of an On-Site Component-Specific Detection Method for Volatile Organic Components: EnISSA-MIP. Presentation at INTERSOL, March 26-28, Lyon. http://www.intersol.fr/pdf2013/Wim_Vansina_EnISSA_Intersol_2013.pdf
- VIENKEN, TH. (2011): Innovative Untergrunderkundung mittels Direct Push. Vorlesungsunterlagen, Department Monitoring- und Erkundungstechnologien, Helmholtz Zentrum für Umweltforschung UFZ, Leipzig. http://www.ufz.de/export/data/1/19783_Vorlesung_DP_Dresden_2011_for_print_compressed.pdf
- ZSCHORNACK, L. & LEVEN, C. (2012): Section 3 – Direct Push. Chapter 3: Introduction to Direct Push Technologies. 149-161. In: KÄSTNER, M.; BRAECKEVELT, M.; DÖBERL, G.; CASSIANI, G.; PETRANGELI PAPINI, M.; LEVEN-PFISTER, C. & VAN REE, D. (Eds.): Model-driven Soil Probing, Site Assessment and Evaluation – Guidance on Technologies. Sapienza Università Editrice, Roma.

7 FLOWMETER

Flowmeter werden zur Messung der vertikalen (Grundwasser-)Strömungsgeschwindigkeit in Grundwassermessstellen, Brunnen oder Bohrlöchern eingesetzt, um folgende Fragestellungen zu beantworten:

- Bestimmung der Lage und Intensität von Grundwasserzuflüssen (Identifikation von Zuflusshorizonten),
- Ermittlung horizontbezogener, hydraulischer Durchlässigkeiten,
- Detektion von Vertikalströmungen im Ruhezustand (z. B. zur Identifikation von hydraulischen Kurzschlüssen oder Strömungen, die durch Dichteunterschiede bedingt sind).

Alle drei Fragestellungen können bei der Interpretation hydraulischer Untersuchungen z. B. von Pumpversuchen oder bei der Planung und Durchführung tiefenspezifischer Grundwasserprobenahmen (s. Kap. 9.1) von Relevanz sein.

Im Zuge von Flowmeter-Messungen wird eine direktmessende Sonde meist mit einer definiert-konstanten Geschwindigkeit über die gesamte Wassersäule oder Teilbereiche in einer Messstelle nach unten (abgelassen) oder nach oben (gezogen) geführt und auf diese Weise ein vertikales Profil (Log) der vertikalen Wasserströmungsgeschwindigkeiten in einer Messstelle erstellt (s. Abbildung 17 und Abbildung 18). Zur absoluten Bestimmung der Wasserströmungsgeschwindigkeiten in der Messstelle muss die Fahrtgeschwindigkeit der Sonde exakt gemessen und aufgezeichnet werden.

Je nach Fragestellung werden Flowmeter-Messungen unter zwei unterschiedlichen Rahmenbedingungen durchgeführt:

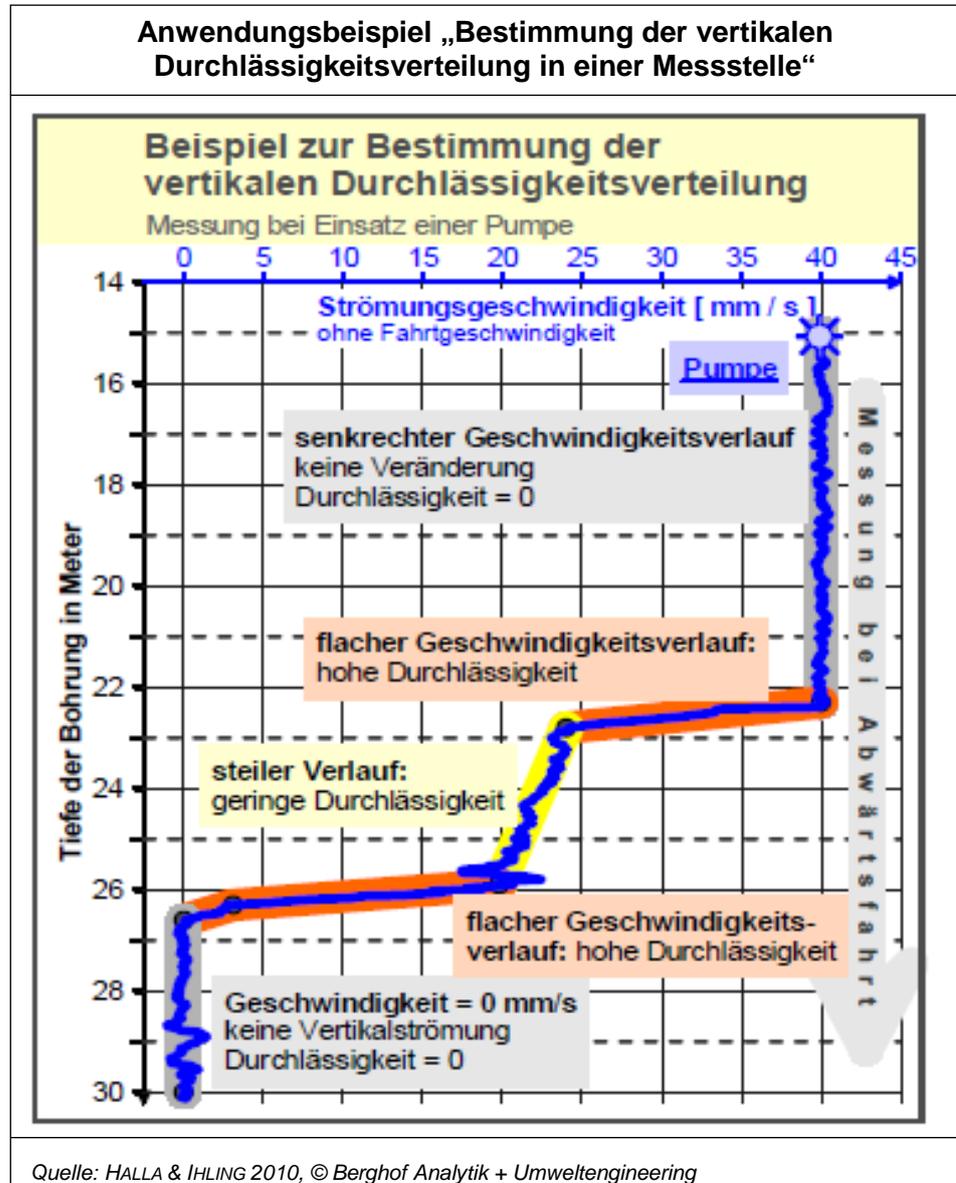
- Messung bei Pumpbetrieb (Abbildung 17)

Diese Versuchsdurchführung dient der Identifikation von Zuflusshorizonten, wobei die Messungen in der Wassersäule in der Regel unterhalb einer – in derselben Messstelle eingebauten – Unterwasserpumpe durchgeführt werden. Durch die Wasserentnahme fließt aus wasserführenden Horizonten bzw. den verfilterten Bereichen Grundwasser zu, wodurch in der Wassersäule der Messstelle eine Vertikalströmung in Richtung der Pumpe entsteht. In einem ideal homogenen Aquifer fließt aus allen Bereichen des Aquifers gleich viel Wasser zu, sodass die Strömungsgeschwindigkeit (d. i. die geförderte Wassermenge) linear nach oben hin zunimmt. Vertikal unterschiedlich starke Wasserzuflussmengen drücken sich demnach in einer Änderung des Anstiegs der Strömungsgeschwindigkeit aus. Je höher die Durchlässigkeit (k_f -Wert) des jeweiligen Horizonts ist, desto schneller steigt auch die am Flowmeter gemessene Strömungsgeschwindigkeit an. In Horizonten ohne Wasserzufluss bleibt die Strömungsgeschwindigkeit konstant. Aus den Messaufzeichnungen des Flowmeters während der Befahrung der bepumpten Messstelle können damit direkt Grundwasserzuflüsse über Strömungsgeschwindigkeiten tiefendifferenziert ermittelt bzw. abgegrenzt werden.

Im Beispiel, das in Abbildung 17 dargestellt ist, fließt der Messstelle im Bereich zwischen 22 m und ca. 27 m Tiefe Grundwasser zu. In den darüber und darunter liegenden Abschnitten ist die Strömungsgeschwindigkeit konstant, die Durchlässigkeiten dieser Bereiche sind vernachlässigbar gering.

Sofern Daten über die Gesamtdurchlässigkeit des Aquifers vorliegen, können aus den Messdaten und dem Fließquerschnitt der ausgebauten Messstelle die Teildurchlässigkeiten einzelner Horizonte berechnet werden.

Abbildung 17:
Anwendungsbeispiel
„Bestimmung der vertikalen Durchlässigkeitsverteilung in einer Messstelle“. In diesem Beispiel wurde das Flowmeter in der bepumpten Messstelle von oben nach unten geführt, die Ergebnisse sind bereits um die Fahrtgeschwindigkeit der Sonde bereinigt.



- Messung ohne Pumpbetrieb (Abbildung 18)

Diese Versuchsdurchführung wird zur Detektion von Vertikalströmungen in einer grundwassererfüllten Messstelle herangezogen, wie sie beispielsweise bei einem hydraulischen Kurzschluss zweier ursprünglich getrennter Grundwasserhorizonte auftreten.

Im Beispiel aus Abbildung 18 beträgt die Strömungsgeschwindigkeit in einer Tiefe zwischen 15 m und 22 m und 27 m bis 30 m Null, d. h. in diesen Bereichen treten keine vertikalen Strömungen auf. Zwischen 22 m und ca. 23 m steigt die Strömungsgeschwindigkeit an, bleibt dann bis ca. 24 m konstant und sinkt bis 27 m Tiefe wieder auf Null ab. Das bedeutet, dass der Messstelle im Bereich zwischen 27 m und 24 m Tiefe Grundwasser zufließt, in der

Messstelle nach oben strömt und im Bereich zwischen 23 m und 22 m Tiefe wieder in das umgebende Sediment zurückfließt. In dieser Messstelle liegt offensichtlich ein hydraulischer Kurzschluss zwischen zwei Grundwasserhorizonten vor, wobei Wasser aus dem tieferen, wahrscheinlich gespannten Grundwasserhorizont in den höheren eintritt.

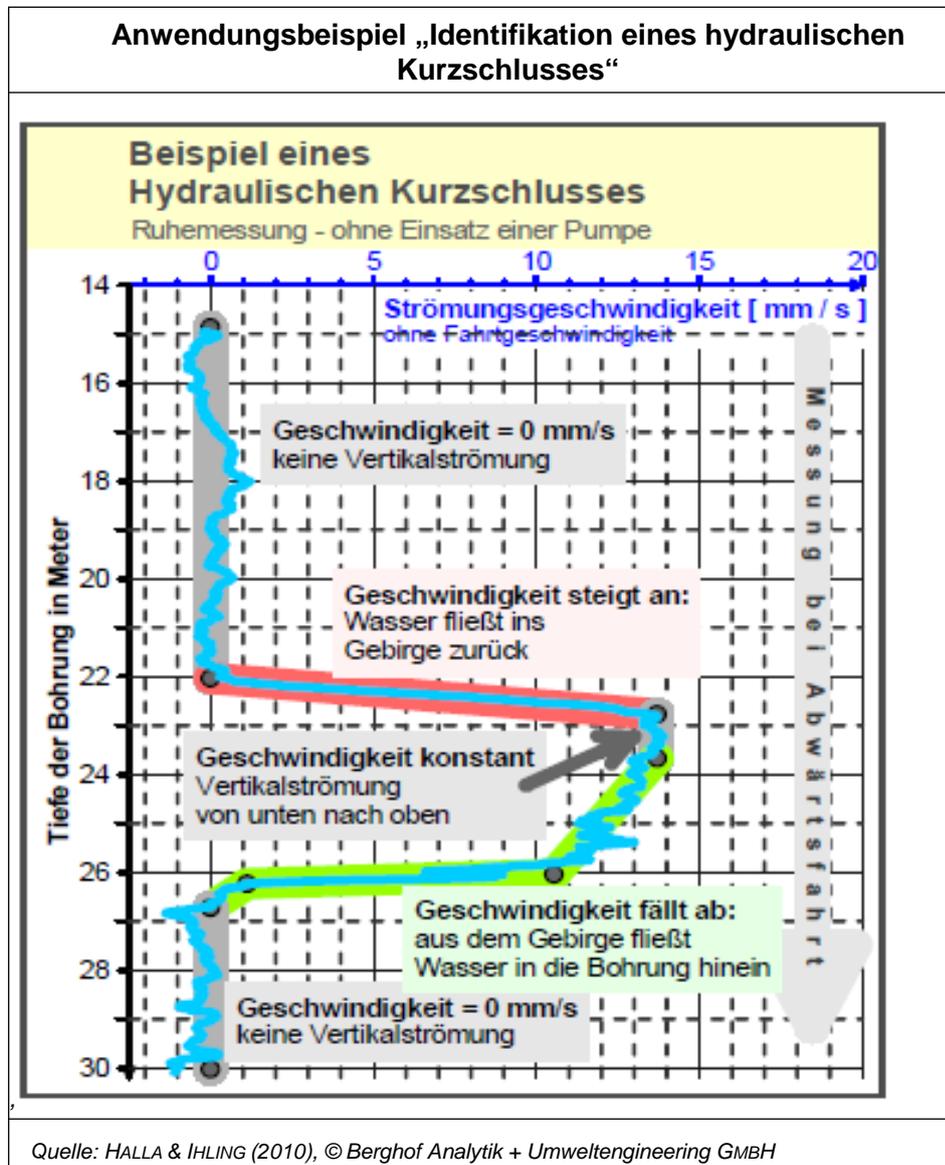


Abbildung 18:
Anwendungsbeispiel „Identifikation eines hydraulischen Kurzschlusses“. In diesem Beispiel wurde das Flowmeter in der nicht bepumpten Messstelle von oben nach unten geführt, die Ergebnisse sind bereits um die Fahrtgeschwindigkeit der Sonde bereinigt.

Einen ersten Überblick über Prinzip und Ziel, Einsatz- und Kostenrahmen der jeweiligen Verfahren gibt die Tabelle 6.

Tabelle 6: Überblick Verfahren zur Bestimmung von hydrogeologischen Parametern in GW-Messstellen.
(Quelle: Umweltbundesamt)

Verfahren	Ziel	Verfahrensprinzip	Einsatzbereich	Parameter	Dauer	Kosten
Thermo-Flowmeter	Messung vertikaler Grundwasserströmungsgeschwindigkeiten	Abkühlung eines Sensors, der durch, an der Messsonde vorbeiströmendes, Wasser induziert wird	GW-Messstelle/Brunnen/Bohrloch Kontinuierliche Messung (Logging) möglich Geringe (ab ca. 2 mm/s bis 5 mm/s) bis hohe Strömungsgeschwindigkeiten V, D ^{a)}	Vertikale Grundwasser-Strömungsgeschwindigkeit	An- und Abfahrt 30 min- 60 min pro Messstelle und Mess- fahrt (15 m tiefe Mess- stelle)	rund 600 € bis 1.000 € pro Mess- tag (inkl. Auswer- tung)
Impeller-Flowmeter		Elektromechanisches Flügelrad	GW-Messstelle/Brunnen/Bohrloch Kontinuierliche Messung (Logging) möglich Mittlere bis hohe Strömungsgeschwindigkeiten (> 20 mm/s) V, D ^{a)}			
Heatpulse-Flowmeter		Generierung und Detektion eines Wärmepulses (Wärme-Tracer)	Grundwassermessstelle/Brunnen/Bohrloch Nur Einzelmessungen möglich Geringe bis mittlere Strömungsgeschwindigkeiten (ab ca. 1 mm/s bis ca. 50 mm/s) V, D ^{a)}			
Elektromagnetischer Flowmeter		Induktiv-magnetisch (analog IDM-Durchflussmessung in Rohren)	Grundwassermessstelle/Brunnen/Bohrloch Kontinuierliche Messung (Logging) möglich Mittlere bis hohe Strömungsgeschwindigkeiten V, D ^{a)}			

a) V = Vorerkundung, D = Detailerkundung, B = Beobachtung, K = Kontrolluntersuchung

7.1 Thermo-Flowmeter

Verfahrensbeschreibung

Die Funktionsweise eines Thermo-Flowmeters beruht auf der Messung der Heizenergie, die notwendig ist, eine durch vorbeiströmendes Wasser induzierte Abkühlung des Sensors auszugleichen. Da die Abkühlung des Sensors eine Funktion der Wasserströmungsgeschwindigkeit ist (Prinzip der thermischen Anemometrie), kann die aufzuwendende Heizenergie zur Aufrechterhaltung der Temperaturdifferenz als Maß für die Strömungsgeschwindigkeit herangezogen werden. In der Praxis wird dazu eine Messsonde, in der als Sensor eine kleine Metallplatte eingebaut ist, über eine Messstelle in das Grundwasser eingebracht (s. Abbildung 19). Die Metallplatte wird aufgeheizt, sodass eine definierte Temperaturdifferenz zum umgebenden Grundwasser besteht (z. B. 3°C). In der Folge wird mit der Sonde der zu messende Abschnitt der Messstelle mit einer konstanten Geschwindigkeit abgefahren. Je höher die vertikale Strömungsgeschwindigkeit ist, desto mehr Heizenergie muss aufgewendet werden, um die Temperaturdifferenz aufrecht zu erhalten.

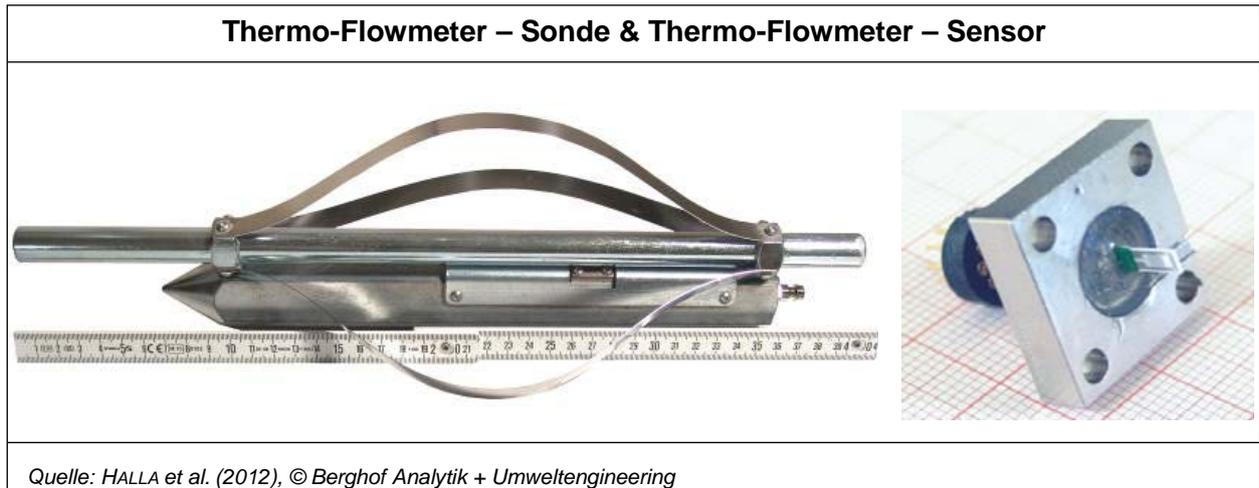


Abbildung 19: links: Thermo-Flowmeter – Sonde, rechts: Thermo-Flowmeter – Sensor.

Voraussetzungen/Anforderungen

Standort

Thermo-Flowmeter werden üblicherweise in definiert ausgebauten Grundwassermessstellen in gering bis sehr gut durchlässigen Aquiferen eingesetzt. Grundsätzlich bestehen keine Einschränkungen, das Verfahren in Festgesteinsaquiferen im offenen Bohrloch anzuwenden. In diesem Fall sind zur Interpretation der Messungen zusätzlich tiefenbezogene Angaben über den Bohrlochdurchmesser notwendig (z. B. über Kaliber-Log-Messungen; s. DVGW- Arbeitsblatt W 110), da bei der Umrechnung von Strömungsgeschwindigkeiten in Grundwassermengen der Durchmesser des durchströmten Fließquerschnitts eingeht.

Thermoflowmeter sind zur Detektion von geringen (ab ca. 2 mm/s bis 5 mm/s) bis hohen Vertikalströmungsgeschwindigkeiten geeignet.

Probenahme/Dimensionierung

Es handelt sich um eine Direktmessung *in situ*. Für die Steuerung und Datenaufzeichnung ist ein handelsübliches Notebook mit entsprechender Hersteller-Software notwendig.

Der Mindestdurchmesser der Grundwassermessstelle bzw. des Bohrlochs muss 2 Zoll betragen. Zur Bestimmung von Zuflusshorizonten muss die Messstelle bepumpear sein.

Die Messungen sollten von einer speziell geschulten Person durchgeführt werden. Die Strömungsgeschwindigkeiten sowie die Lage von Zuflusshorizonten sind unmittelbar ersichtlich. Die weitere Datenauswertung und deren Interpretation erfordern gute grundwasserhydraulische Kenntnisse.

Potenziale und Einschränkungen

Potenziale

Verglichen mit Impeller-Flowmetern (s. Kap. 7.2) hat das Verfahren eine hohe Messauflösung, das notwendige Equipment ist vergleichsweise handlich und einfach anwendbar. Die Messungen können auch bei geringen Strömungsgeschwindigkeiten (2 mm/s bis 5 mm/s) durchgeführt werden.

Einschränkungen

Vertikalströmungsgeschwindigkeiten unterhalb des oben angegebenen Bereichs werden nicht bzw. unzureichend genau detektiert. Bei nicht bepumpbaren Messstellen ist die Bestimmung von Zuflusshorizonten nicht möglich.

Alternativen/Kombinationen

Alternativ können Impeller-Flowmeter eingesetzt werden (s. Kap. 7.2), allerdings ergeben sich dadurch keine relevanten Vorteile; hinsichtlich Mindestwasserströmung, Messauflösung und Handhabbarkeit des Equipments sogar deutliche Nachteile.

Bei sehr geringen Strömungsgeschwindigkeiten stellen Tracer bzw. Tracer-Fluid-Messungen (s. Kap. 13 oder DVGW-Arbeitsblatt W 110) oder eventuell Heatpulse-Flowmeter-Messungen (s. Tabelle 6) potentielle Alternativen zu Thermo-Flowmeter-Messungen dar.

Mit Hilfe von gezielt – auf Basis der Ergebnisse von Flowmetermessungen – tiefengestaffelt in einer Messstelle eingebauten Minipumpen lassen sich in definierten Horizonten simultan Grundwasserproben entnehmen (s. Kap. 9). Über eine parallele Bestimmung der Einzelzuflüsse der Pumpen mittels Flowmeter können dann aus den Analyseergebnissen der entnommenen Pumpproben horizontbezogene Stofffrachten berechnet werden.

Stand der Entwicklung/Stand Anwendung

Das Verfahren wurde im letzten Jahrzehnt im universitären Bereich entwickelt. Mittlerweile ist das Equipment kommerziell erhältlich. Das Verfahren ist praxisgetestet, allerdings liegen aufgrund seiner Neuheit vergleichsweise wenige Erfahrungswerte vor (s. z. B. HALLA & IHLING 2010).

Im Rahmen von, aus ALSAG-Mitteln finanzierten, Erkundungen sind bisher keine Anwendungen gegeben. Die Auswertung einer Umfrage unter Fachleuten zeigt, dass das Verfahren in Österreich etwa einem Drittel der Befragten bekannt ist, aber erst vereinzelt angewendet wird. Die Erfahrungen werden als gut beschrieben.

7.2 Impeller-Flowmeter

Verfahrensbeschreibung

Bei einem Impeller-Flowmeter oder „Spinner“ handelt es sich um ein elektromechanisches Verfahren mit einem Flügelrad, das am Ende eines Gestänges montiert ist. Nach Einbringen in die Messstelle wird der wassergefüllte Bereich der Messstelle mit einer konstanten Geschwindigkeit abgefahren und die Umdrehungszahlen des Flügelrades aufgezeichnet (s. USGS 2013).

Voraussetzungen/Anforderungen

Standort

Impeller-Flowmeter werden üblicherweise in definiert ausgebauten Grundwassermessstellen in mittel bis sehr gut durchlässigen Aquiferen eingesetzt. Grundsätzlich bestehen keine Einschränkungen das Verfahren auch in Festgesteinsaquiferen im offenen Bohrloch anzuwenden. In diesem Fall sind zur Interpretation der Messungen zusätzlich tiefenbezogene Angaben über den Bohrl Lochdurchmesser notwendig (z. B. über Kaliber-Log-Messungen; siehe DVGW-Arbeitsblatt W 110), da bei der Umrechnung von Strömungsgeschwindigkeiten in Grundwassermengen der Durchmesser des durchströmten Fließquerschnitts eingeht.

Impeller-Flowmeter sind zur Detektion von mittleren (ab ca. 20 mm/s) bis hohen Vertikalströmungsgeschwindigkeiten geeignet.

Probenahme/Dimensionierung

Es handelt sich um eine Direktmessung *in situ*. Die Datenaufzeichnung erfolgt meist elektronisch.

Je nach Durchmesser der Sonde sind Mindestdurchmesser der Grundwassermessstelle erforderlich. Gängige Sondendurchmesser liegen zwischen 50 mm und 75 mm. Zur Bestimmung von Zuflusshorizonten muss die Messstelle be-pumpbar sein.

Die Messungen sollten von einer speziell geschulten Person durchgeführt werden. Die weitere Datenauswertung und deren Interpretation erfordern gute grundwasserhydraulische Kenntnisse.

Potenziale und Einschränkungen

Potenziale

Das Verfahren ist vor allem bei hohen Strömungsgeschwindigkeiten > 1 m/min (entspricht ca. 20 mm/s) anwendbar.

Einschränkungen

Strömungsgeschwindigkeiten unterhalb des oben angegebenen Bereichs werden nicht bzw. unzureichend genau detektiert. Das Verfahren besitzt im Vergleich zu Thermo-Flowmetern (s. Kap. 7.1) eine geringere Auflösung, das Mess-equipment ist vergleichsweise schwer handhabbar – insbesondere bei tiefen Messstellen. In Abhängigkeit des Sondendurchmessers (z. B. 50 mm bis 75 mm) muss ein Mindestdurchmesser der Messstelle gegeben sein. Bei nicht be-pumpbaren Messstellen ist die Bestimmung von Zuflusshorizonten nicht möglich.

Alternativen/Kombinationen

Alternativ können Thermo-Flowmeter eingesetzt werden (siehe 7.1). Impeller-Flowmetern haben gegenüber Thermo-Flowmeter keine relevanten Vorteile; hinsichtlich Mindestwasserströmung, Messauflösung und Handhabbarkeit des Equipments sogar deutliche Nachteile.

Stand der Entwicklung/Stand Anwendung

Das Verfahren ist weltweit verbreitet und wird routinemäßig eingesetzt. Es liegen zahlreiche Erfahrungswerte vor.

Im Rahmen von, aus ALSAG-Mitteln finanzierten, Erkundungen sind einzelne Anwendungen gegeben. Die Auswertung einer Umfrage unter Fachleuten zeigt, dass das Verfahren in Österreich mehr als der Hälfte der Befragten bekannt ist und schon vergleichsweise häufig angewendet wird. Die Erfahrungen werden im Schnitt als gut beschrieben.

Zitierte und weiterführende Literatur, Normen

- DVGW-ARBEITSBLATT W 110: Geophysikalische Untersuchungen in Bohrungen, Brunnen und Grundwassermessstellen – Zusammenstellung von Methoden und Anwendungen. Ausgabe 2005-06 DVGW – Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e.V., Bonn.
- HALLA, P. & IHLING, H. (2010): Thermo-Flowmeter – ein hochauflösender Flowmeter zur Messung vertikaler Grundwasserströme. In: Sächsische Landesstiftung Natur und Umwelt (Hrsg.): Tagungsband „Repräsentative Grundwasserprobenahme – Schwerpunkt Grundwassermessstellen“, Magdeburg.
http://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/wasser/download/Weiterbildung_RepGWPN_2010.pdf
- HALLA, P.; SÖHLMANN, R.; KLAAS, N.; HEITMANN, T. & SKODIC, B. (2012): The Thermo-Flowmeter System – a High Sensitivity Sensor for the Measurement of Vertical Flow in Ground Water Monitoring Wells.
<http://www.nicole.org/uploadedfiles/TA2012-Thermo-Flow-Meter-submission.pdf>
- MICHELS, J.; STUHRMANN, M.; FREY, CH. & KOSCHITZKY, H.-P. (2008): Handlungsempfehlungen mit Methodensammlung. BMBF-Förderschwerpunkt „Kontrollierter natürlicher Rückhalt und Abbau von Schadstoffen bei der Sanierung kontaminierter Grundwässer und Böden (KORA)“. DECHEMA (Hrsg.), Frankfurt am Main, ISBN 978-3-89746-092-0.
<http://www.natural-attenuation.de/download/kora-handlungsempfehlungen.pdf>
- US EPA – US Environmental Protection Agency (2011): Flow Logging, Washington.D.C.
http://www.epa.gov/esd/cmb/GeophysicsWebsite/pages/reference/methods/Borehole_Geophysical_Methods/Logging_Techniques_and_Tools/Flow_Logging.htm
- USGS – US Geological Survey (2013): Vertical Flowmeter Logging, Reston.
<http://water.usgs.gov/ogw/bgas/flowmeter/>

8 IMMISSIONSPUMPVERSUCH (IPV)

In diesem Kapitel werden Immissionspumpversuche als ausgewähltes Verfahren der aktiven Probenahme an einer Grundwassermessstelle beschrieben, das einen weitgehenden Standardisierungsgrad erreicht hat. Die Ergebnisse von IPV liefern – gegenüber konventionellen Schöpf- und Pumpprobenahmen – räumliche und/oder zeitliche Verteilungen von Schadstoffkonzentrationen im Grundwasserleiter sowie eine integrale Aussage zum Schadstoffmassenfluss (Schadstofffracht) im Grundwasserabstrom von Schadstoffquellen.

Voraussetzung ist das Vorhandensein zumeist mehrerer geeigneter Grundwassermessstelle(n), über die im Rahmen einer längeren, intensiven Bepumpung Grundwasserpumpproben gemäß den einschlägigen Probenahmeanweisungen (vgl. Pumpproben in Tabelle 7) gewonnen werden können. Die Grundwasserproben werden anschließend hinsichtlich vorgegebener Parameter (Schadstoffe, hydro- und geochemische Parameter etc.) analysiert.

Einen ersten Überblick über Prinzip und Ziel, Einsatz- und Kostenrahmen der jeweiligen Verfahren gibt Tabelle 7 wider.

Tabelle 7: Wesentliche Kriterien für Probenahmeverfahren an Grundwassermessstelle. (Quelle: Umweltbundesamt)

Verfahren	Verfahrensprinzip/ Ziel des Verfahrens	Einsatzbereich	Parameter	Dauer	Kosten
Immissionspumpversuch (IPV)	Ermittlung der Schadstoffkonzentrationsganglinien anhand von Pumpversuchen an einzelnen GW-Messstellen, an einer Kontrollebene oder an GW-Messstellen an mehreren Ebenen. Räumlich integrierende Quantifizierung der Grundwasserbelastung, Frachten, Fahnengeometrie, Schadstoffquellensituierung sowie des Schadstoffrückhalts und -abbaus.	Grundwasser Fahne, (Quelle) Eine bis mehrere Messstellen in mehreren Kontrollebenen D, S, B ^{a)}	Lösliche Schadstoffe wie CKW, BTEX, MKW, PAK Einzelne Messstelle: Berechnung der Fracht Ebene: Frachtberechnung, Fahnengeometrie (über Statistik), Lage der Quelle Mehrere Ebenen: Fracht, Bilanzen, Lage der Schadstoffquellen großer Standorte, Fahnenausdehnung Bei zeitlicher Staffelung: Konzentrations- und Frachtentwicklungen, zeitliche und örtliche Fahnenvariabilität	3 bis 7 Tage pro Messstelle	Anhaltswerte für spezifische Durchführungskosten pro Kontrollquerschnitt bei Pumpraten: 200 €/m ² (0,1 l/s) bis 10 €/m ² (10 l/s) plus Vor-/Nacharbeiten, Analytik, Auswertung und Abwasserentsorgung

a) V = Vorerkundung, D = Detailerkundung, B = Beobachtung, K = Kontrolluntersuchung

Verfahrensbeschreibung

Immissionspumpversuche (IPV) liefern eine integrale (*integral pump test*) Aussage zum Schadstoffmassenfluss (Schadstofffracht) im Grundwasserabstrom einer oder mehrerer Schadstoffquellen. An Einzelstandorten kommen IPV insbesondere dann zum Einsatz, wenn die Komplexität der ehemaligen Nutzung oder die hydrogeologischen Verhältnisse eine konventionelle Untersuchung von Schadensherden und Abstromfahnen erschwert oder keine aussagekräftigen Resultate zulässt, insbesondere aber dann, wenn die Schadstofffracht ermittelt werden soll, ohne dass die genau Lage der Hot Spots bekannt ist. Bei integralen Untersuchungen von großen Flächen bis hin zu ganzen Gebieten (z. B. Stadtteile) werden Immissionspumpversuche insbesondere für die räumlich integrale

Untersuchung der Auswirkung unterschiedlicher Schadensherde auf das Grundwasser, mit dem Fokus auf die Identifizierung relevanter Schadstoffe im Grundwasser, eingesetzt.

Im Rahmen eines Immissionspumpversuches (mehrere Tage pro Messstelle) werden aus vollständig ausgebauten Grundwassermessstellen – nacheinander bepumpt – zeitlich gestaffelt Grundwasserpumpproben entnommen, analysiert und je Pumpversuch eine Schadstoffkonzentrationsganglinie ermittelt (vgl. Abbildung 20). Über inverse Modellrechnungen werden aus den Ganglinien Frachten berechnet und, je nach Fragestellung, Aussagen zu Charakter und Lage einer Quelle bzw. Abstromfahne getroffen.

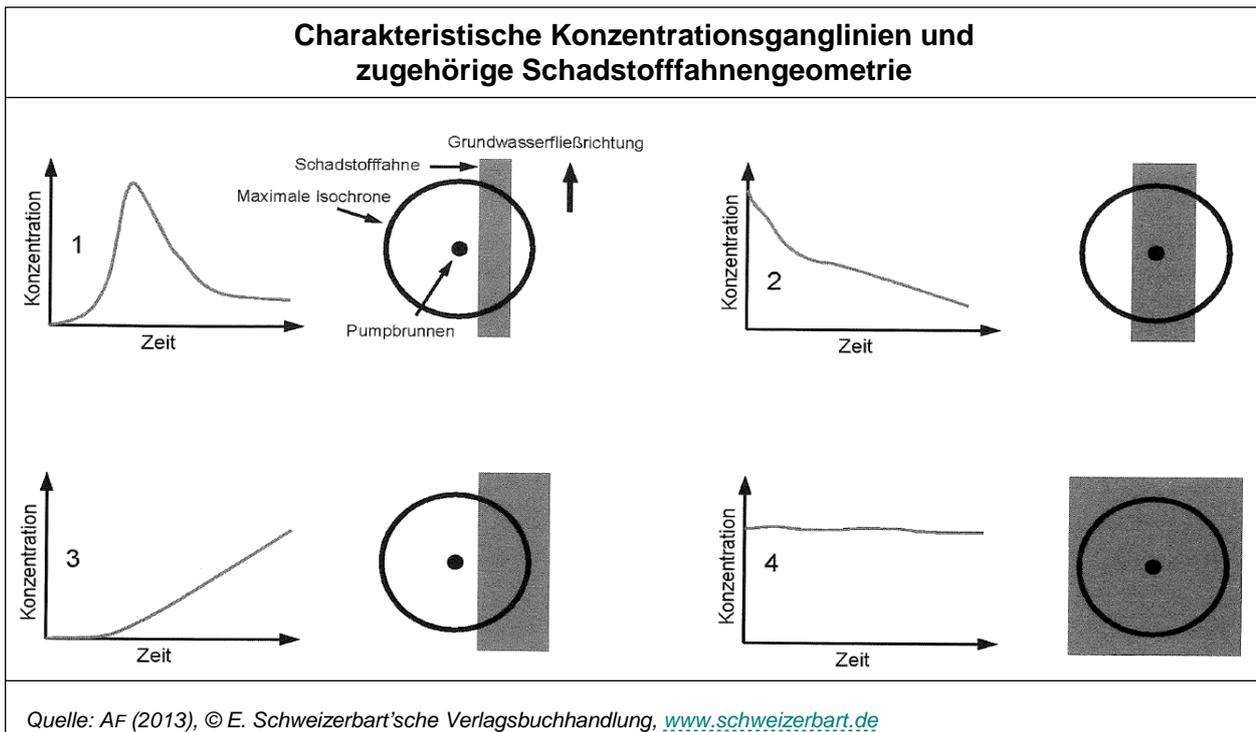


Abbildung 20: Charakteristische Konzentrationsganglinien und zugehörige Schadstofffahnengeometrie.

Dazu werden die, die sich während des Pumpversuchs in ihrem Einzugsbereich überschneidenden, Grundwassermessstellen oder Brunnen in ein oder mehreren Kontrollebenen im Abstrom der Schadstoffquelle(n) abgeteuft. Die Ebenen sind hierbei nach Möglichkeit senkrecht zur Grundwasserströmungsrichtung anzuordnen und müssen die gesamte anzunehmende Fahnen- bzw. Abstrombreite und Fahnentiefe erfassen (Abbildung 21).

Bei der Durchführung kann in quasi-stationäre und instationäre¹⁴, integrale IPV unterschieden werden. Je nach Aussageziel wird dabei zwischen drei Designs unterschieden:

- Ist die quantitative räumliche Erfassung (Ermittlung der Schadstofffracht) des Abstroms einer einzelnen (kleinen) Schadstoffquelle das Ziel des IPV, kann eine einzelne Grundwassermessstelle im direkten Abstrom der Quelle ausreichend sein. Voraussetzung ist, dass durch den IPV die Schadstofffracht im Abstrom der Quelle vollständig erfasst wird, d. h. die Trennstromlinien des IPV müssen die Quelle vollständig umschließen. Theoretisch ist die Messung der Schadstoffkonzentration und Förderleistung am Ende des Versuches ausreichend zur Berechnung der Fracht, da sich ein stationäres Strömungsregime einstellt. Praktisch wird auch in diesem Fall eine Konzentrationsganglinie aufgezeichnet, um den quasi-stationären Zustand festzustellen.
- Kann eine einzelne Messstelle die Fahnen nicht vollständig erfassen oder soll die Kartierung eines größeren komplexen Schadens erfolgen, werden mehrere Grundwassermessstellen entlang einer Kontrollebene quer zum direkten Abstrom der Quelle(n) abgeteufelt. Bei dieser Anordnung ist es möglich, aus den Konzentrationsganglinien der einzelnen IPV auch für den instationären Zustand Frachten zu berechnen sowie Aussagen zur Fahnengeometrie zu treffen. Durch Kombination mit anderen Untersuchungen und einer Fahnenlängenstatistik oder unter Zuhilfenahme inverser Stofftransport-Modelle¹⁵ ist die räumliche Eingrenzung nicht genau bekannter Schadensherde möglich.
- Werden IPV an mehreren, hintereinander situierten Kontrollebenen durchgeführt, können aus den ermittelten Frachten an diesen Ebenen Bilanzierungen (Rückhalte- und Abbauprozesse) durchgeführt werden. Mehrere Kontrollebenen kommen zum Einsatz, wenn sehr großräumige Modellierungen der Grundwasserqualität und des Schadstofftransports durchgeführt werden sollen. Erfolgen diese IPV zusätzlich noch mehrfach bzw. zeitlich gestaffelt, werden auch Aussagen zur Fahnenentwicklung – zeitliche und örtliche Variabilität – sowie zu Konzentrations- und Frachtentwicklungen in Grundwasserfließrichtung möglich.

¹⁴ *instationär* → Piezometerhöhe h in einem Grundwasserströmungsfeld ändert sich in der Zeit.
Quasistationär → h ändert sich vergleichsweise wenig, ohne Vorhandensein eines Trends

¹⁵ Bei der inversen Stofftransport-Modellierung wird aus einer Anzahl gegebener (zum Beispiel gemessener) Werte „rückwärts = invers“ die Kombination von räumlich und/oder zeitlich unterschiedlichen Parametern ermittelt, die diese Werte am besten wiedergeben können. Ziel der inversen Modellierung ist z. B. eine optimierte Kalibrierung des Modells, die gleichzeitig Mengen und Konzentration berücksichtigen kann. Analog können so zum Beispiel in der Hydraulik Durchlässigkeitsbeiwerte, Speicher- und Leakage-Koeffizienten ermittelt werden.

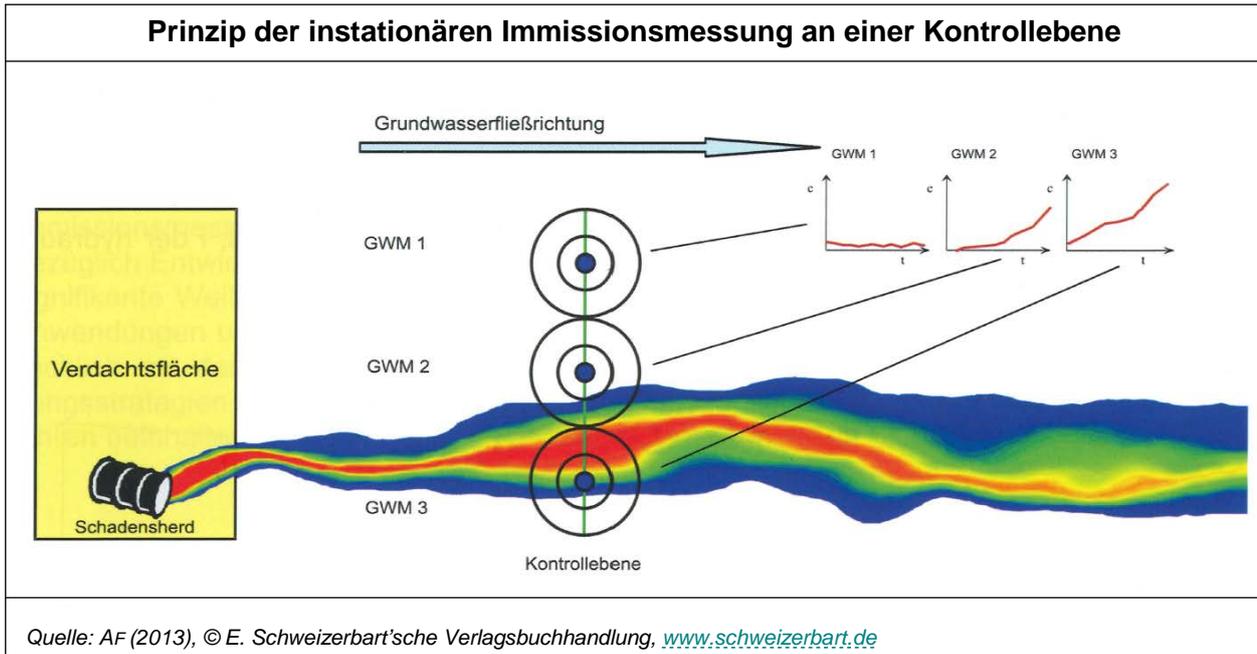


Abbildung 21: Prinzip der instationären Immissionsmessung an einer Kontrollebene.

Während die Arbeiten im Feld für IPV prinzipiell konventionellen Pumpversuchen mit erhöhten Förderleistungen entsprechen, liegt die Schlüsselaufgabe in der Interpretation und Auswertung der Ergebnisse mit Hilfe von mathematischen Modellen. Alle Berechnungsmodelle sind stark abhängig von der Qualität der zugrundeliegenden Aquiferdaten (Durchlässigkeit und Durchlässigkeitsverteilung, Porosität, Aquifergeometrie, Speicherkoeffizient, Randbedingungen) sowie der Versuchsdaten (Schadstoffkonzentrationen, Absenkung, Förderraten, ...). Die Auswertetools reichen von einfachen Berechnungsmodellen (IPV-Tool, MAGIC Software Tool, C-SET), denen relativ einfache Annahmen zugrunde liegen (wie homogener, isotroper Aquifer, konstante Aquifer-Parameter, zweidimensionale Betrachtung, homogen verteilter Schadstoff, ...), bis hin zu modellgestützten Inversionsverfahren (z. B. CSTREAM numerisch), die auf instationären Strömungsmodellen und advektiven, nicht-reaktiven Transportmodellen des Untersuchungsgebietes basieren, um auch Heterogenitäten des Untergrundes und hydraulische Einflüsse abzubilden.

Fallweise werden Aquifersysteme mit numerischen Grundwasserströmungs- und Transportmodellen abgebildet, über die Immissionspumpversuche zur Kontrolle nachgerechnet werden können. Damit kann die Schadstoffverteilung im Untergrund invers bestimmt werden. Die Anwendbarkeit der jeweiligen Auswertemethode hängt von der Komplexität der Untergrundes, der Versuchskonzeption und der Fragestellung (mittlere Konzentration und Fracht oder räumliche Rückschlüsse) ab. Die verwendeten Modelle sind fallspezifisch auszuwählen. Betreffend Übersichten mit Kriterien zur Auswahl eines passenden Berechnungsmodells für einen IPV wird auf die weiterführende Literatur verwiesen (z. B. AF 2013).

Voraussetzungen/Anforderungen

Standort

Immissionspumpversuche werden in ausreichend ergiebigen Porengrundwasserleitern, in denen die Hydrogeologie auch klassische Pumpversuche zulässt ($k_f > 10^{-5}$ m/s) eingesetzt. Bei sehr ergiebigen Grundwasserleitern ($k_f > 10^{-2}$ m/s) oder großer Mächtigkeit des Aquifers (> 10 m) bestehen Einschränkungen betreffend der (wirtschaftlichen) Erfassbarkeit des Fließquerschnitts.

Um eine hohe Aussagesicherheit zu erhalten sollten Immissionspumpversuche möglichst in „vollkommenen“ Messstellen und tiefenintegrierend ausgeführt werden.

Aquifer-Parameter (Durchlässigkeitsbeiwerte, Geometrie, Porosität, Speicherkoeffizient, Randbedingungen) und Charakter der Kontaminationssituation müssen gut bekannt sein, da diese grundlegend für die Dimensionierung und Auswertung der Versuche sind.

Probenahme/Dimensionierung/Durchführung

Die Versuchsbedingungen sind vorab und auf die Auswertewerkzeuge/-modelle abzustimmen, um belastbare Ergebnisse zu erhalten. Einige der IPV Auswertetools beinhalten auch Planungsinstrumente zur korrekten Auslegung der IPV's.

Die Messstelle/erste Kontrollebene sollte im direkten Abstrom der Quelle(n) liegen und die Breite des gesamten vermuteten Abstroms erfassen. Weitere Kontrollebenen sollten 30 bis 50 m zur ersten, bzw. zur nächsten Ebene situiert werden und ebenso die Fahne vollständig erfassen (horizontal und vertikal). Dazu ist der Einzugsbereich – optimal über Vorversuche – vorab zu ermitteln.

Die Anzahl der Grundwassermessstellen hängt von der Breite der Kontrollebene sowie der Entnahmebreite der Brunnen ab, die sich überlappen müssen. Übliche Pumpraten liegen bei 0,02 l/s bis 10 l/s und sollten möglichst hoch gewählt, sowie konstant und unterbrechungsfrei gehalten werden. Es ist auf eine ausreichend lange Pumpdauer zu achten. Die Dauer eines IPV beträgt i.d.R. mehrere Tage pro Messstelle.

Der Messstellenausbau und -durchmesser sind auf die geplanten Fördermengen im IPV abzustimmen.

Die dauerhafte Anwesenheit eines Probennehmers/einer Probenehmerin ist bei Zutritts- bzw. manipulationsgesichertem Versuchsaufbau nicht erforderlich. Es werden aber mehrere Probenahmen insbesondere zu Beginn des Versuches erforderlich. Die Feldarbeiten erfordern keine Spezialkenntnisse und sind ähnlich gängiger Pumpprobenahmen. Dabei ist die sachgerechte Probenahme, Lagerung und der Transport der Proben, insbesondere bei den leichtflüchtigen Schadstoffen, sehr wichtig und muss durch entsprechend geschultes Personal ausgeführt werden. Eine genaue und sachgerechte Protokollierung ist zu gewährleisten. In Bezug auf die Laboranforderungen können geringere Nachweisgrenzen (10-fach niedriger) als bei konventionelle Untersuchungen erforderlich sein, um auch schmale Fahnen bei hoher Verdünnung in der IPV-Messstelle noch sicher zu erfassen.

Potenziale und Einschränkungen

Potenziale

IPV ermöglichen flächenintegrale bzw. flächenhafte Untersuchungen großer Untersuchungsgebiete und helfen unter günstigen Voraussetzungen bei der räumlichen Zuordnung und Lokalisierung einer oder mehrerer Schadensquellen bzw. Fahnen, auch im stark verbauten Raum. Gegenüber konventionellen Grundwasseruntersuchungen sind auch dann differenzierte Aussagen möglich, wenn mehrere Schadensherde zu einem Grundwasserschaden beitragen (deren Einzelanteile unbekannt sind), sich diese überlagern oder direkte Untersuchungen an der Quelle nicht (mehr) möglich sind. Darüber hinaus ist auch bei komplexen hydrogeologischen und hydrogeochemischen Eigenschaften des Untergrundes die Eingrenzung der Lage von Altlastenmaßnahmen sowie die Kontrolle und Überwachung möglich.

Auch bei dichter städtischer Bebauung und bei Überbauung der Schadstoffquelle bestehen keine Einschränkungen, solange geeignete Messstellen vorhanden sind oder errichtet werden können. IPV ermöglichen differenzierte Aussagen zur Grundwasserbeschaffenheit innerhalb des zum jeweiligen Probenahmezeitpunkt erfassten Entnahmebereiches des Pumpbrunnens.

Bei mehreren Kontrollebenen sind durch Bilanzierung der Frachten belastbare Aussagen über MNA-Prozesse (Rückhalt, Abbau) möglich.

Die Auswertung quasistationärer IPV ist vergleichsweise einfach. Nicht modellgestützte IPV können nach einer überschaubaren Einarbeitungszeit relativ schnell und sicher eingesetzt werden. Modellgestützte Verfahren setzen ein entsprechend aufwändiges numerisches Grundwasserströmungs- und Transportmodell voraus. Ist dieses vorhanden, kann auch eine numerische Lösung ohne größeren Zeitaufwand durchgeführt werden.

Einschränkungen

Bei allen IPV wird vorausgesetzt, dass im Einzugsbereich des IPV keine signifikanten Konzentrationsgradienten entlang der Grundwasserströmungsrichtung auftreten. Innerhalb des instationären Einflussbereiches darf weder das Fahnenende noch eine Schadstoffquelle liegen. Darüber hinaus sollten keine bevorzugten Fließwege zu einer Messstelle vorhanden sein, die zu einem inhomogen Anströmen der Messstelle führen.

Bei sehr ergiebigen Aquiferen und bei Aquiferen mit sehr großer Mächtigkeit werden die Entnahmebreiten so gering, dass meist unwirtschaftlich viele Messstellen für den IPV erforderlich werden.

Wenn die Lage der Kontamination nicht bekannt ist, reicht eine Messstelle nicht aus. In diesem Fall sind ausreichend viele Messstellen entlang einer oder mehrerer Kontrollebenen für die Pumpversuche erforderlich bzw. zu errichten.

Quasistationäre Pumpversuche benötigen längere Pumpzeiten, um den quasistationären Zustand zu erreichen. Es ist mit keinem Auswerteverfahren möglich, ohne Zusatzinformationen aus der Konzentrationsganglinie eines einzelnen IPV abzuleiten, ob sich die Schadstofffahne rechts, links oder beiderseits der Messstelle befindet (s. z. B. AF 2013).

Insbesondere bei langanhaltenden großen Fördermengen fällt viel aufzubereitendes Wasser an. Jedenfalls ist vor größeren Wasserentnahmen und Wasserableitungen zu prüfen, ob eine wasserrechtliche Bewilligung erforderlich ist. Erforderlichenfalls ist eine Beweissicherung an setzungsgefährdeten Bauwerken durchzuführen. Aufgrund des Einsatzes im urbanen Gebiet können sich Einschränkungen betreffend Ruhezeiten (insbesondere in der Nacht) ergeben bzw. sind Lärmschutzmaßnahmen zu treffen.

IPV erfordern eine erhöhte Anzahl an Probenahmen. Aufgrund hoher Verdünnungen können die üblichen Bestimmungsgrenzen nicht ausreichend sein, um schmale Fahnen sicher zu erfassen.¹⁶ Die Interpretation, insbesondere bei komplizierter Hydrogeologie oder bei großdimensionierten IPV, sollte durch Spezialisten erfolgen. Weichen die Modellannahmen stark von der Realität ab, sind große Fehler (Faktor 2 und weit mehr) möglich. Ergebnisse des IVP sind erst nach Laboranalysen und Auswertung bzw. Berechnungen verfügbar.

Bei Frachtbilanzierung ist eine Differenzierung zwischen Rückhalt oder Abbau ohne Spezialuntersuchungen nicht möglich.

Bei großräumigen IPV können unterschiedliche Grundwässer (z. B. hinsichtlich der Redox-Verhältnisse) so vermischt werden, dass mikrobielle Abbauprozesse vorübergehend gestört werden.

Alternativen/Kombinationen

Immissionspumpversuche stellen eine potenzielle Alternative zu einem großen, sehr dichten Grundwassermessstellennetz, aus dem konventionelle Pumpproben entnommen werden, dar. Werden Grundwasserpumpproben im Rahmen einer sogenannten Transsekten-Methode (HLUG 2008, ITRC 2010) durchgeführt, erlauben diese näherungsweise die gleichen Aussagen wie IPV.

IPV werden neben der Ermittlung von Schadstoffkonzentrationen auch zur Gewinnung oder Überprüfung von hydrogeologischen Daten herangezogen.

Bei ausgeprägter Tiefenverteilung der Schadstoffkonzentrationen können IPV auch tiefenorientiert durchgeführt werden, womit tiefendifferenzierte Aussagen zu Frachten und Fahnengeometrie möglich werden. Dazu sind allerdings speziell tiefenhorizontiert ausgebaute Grundwassermessstellen oder spezielle hochauflösende (über die Tiefe) Probenahmesysteme in voll ausgebauten Messstellen (Eignung ist zu prüfen) erforderlich.

Zur Ermittlung der effektiven Porosität des Aquifers und zur Kontrolle der erfassten Entnahmereiche können parallel Tracer-Versuche (s. Kap. 13) zum Einsatz kommen.

Unter Einschränkungen können zeitlich integrierende Passivsammler dann eine Alternative zum IPV sein, wenn diese den gesamten Fahnenquerschnitt erfassen.

Die Weiterentwicklung der IPV konzentriert sich aktuell im Wesentlichen auf die stetige Verbesserung der Auswertemodelle und -methoden.

¹⁶ erst bei Faktor 2–3 geringerer Bestimmungsgrenze lassen sich gesicherte Trendaussagen treffen

Stand der Entwicklung/Stand der Anwendung

IPV wurden Ende der 1990er Jahre in Deutschland entwickelt. Seitdem bestehen umfangreiche (> 50 Standorte) praktische Erfahrungen. Eine der umfangreichsten integralen Erkundungsmaßnahmen mit IPV in Deutschland wurde 2014 abgeschlossen (HEKEL et al. 2014).

Im Rahmen von, aus ALSAG-Mitteln finanzierten, Erkundungen wurden wiederholt IPV an einzelnen Messstellen seit mehr als 15 Jahren eingesetzt. Der Einsatz von IPV mit mehreren Betrachtungsebenen und bei komplexer hydrogeologischer Situation sowie der Einsatz komplexer Modelle beschränkt sich bis dato auf den Einzelfall und wurde nur in sehr wenigen Fällen angewendet. Die Untersuchung größerer, innerstädtischer Untersuchungsgebiete mittels IPV wurde bis dato nicht durchgeführt, ein Anwendungsfall befindet sich in Planung. Die Auswertung einer Umfrage unter Fachleuten zeigt, dass IPV insgesamt zwar relativ gut bekannt sind, allerdings erst von wenigen Firmen mehrfach angewendet werden. Die dabei gemachten Erfahrungen werden mit gut bis sehr gut beschrieben.

Zitierte und weiterführende Literatur

- AF – Altlastenforum Baden-Württemberg e.V. (Hrsg.) (2013):
Grundwasserstromerkundung mittels Immissionspumpversuchen. Aktualisierung Stand der Technik, Planung, Implementierung, Anwendungsstrategien. Schriftenreihe altlastenforum Baden-Württemberg e.V. Flächenrecycling, Boden- und Grundwasserschutz, Heft 16, September 2013, Schweizerbart, Stuttgart.
- AF – Altlastenforum Baden-Württemberg e.V. (Hrsg.) (2002):
Grundwasserstromerkundung durch Immissionsmessung. Stand der Technik, Planung und Implementierung. Schriftenreihe altlastenforum Baden-Württemberg e.V., Heft 8, August 2002, Schweizerbart, Stuttgart.
- DVGW-Arbeitsblatt W 111 (1997): Regeln zur Durchführung von Pumpversuchen. Technische Regel, März 1997, DVGW – Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e.V., Bonn.
- HEKEL, U.; EICHELMANN, C. & SONNTAG, P. (2014): Integrale Altlastenuntersuchung Ravensburg – Strategie und Methoden einer integralen Untersuchung flacher Porengrundwasserleiter im urbanen Raum. Stadt Ravensburg, LRA Ravensburg Firmenkonsortium Berghof, HPC AG (Hrsg), Ravensburg. April 2014.
<http://www.fachdokumente.lubw.baden-wuerttemberg.de/>
- HLUG – Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie (2008): Ermittlung von Schadstofffrachten im Grund- und Sickerwasser. Handbuch Altlasten, Band 3, Teil 6, Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie, HLUG, Wiesbaden 2008.
- ITRC – Interstate Technology & Regulatory Council, Integrated DNAPL Site Strategy Team (2010): Use and Measurement of Mass Flux and Mass Discharge. MASSFLUX-1. August 2010, Washington, D.C. www.itrcweb.org

Ausgewählte Auswertesoftwaretools

IPV-Tool, MS-Excel basiert (ROTHSCHINK, P. 2007), Kostenfreie Version (Nov. 2007)
unter <http://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/47957/>

MAGIC Software Tool, Kostenfreie Version (2008) unter <http://www.magic-cadses.com>

C-SET (Concentration-Superposition Evaluation Tool Windows-Programm (HEKEL, U. &
Huss, A. 2013), Kostenfreie Version (Juni 2013) unter <http://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/229895/>

9 TIEFENORIENTIERTE GW-PROBENAHEME

In diesem Kapitel werden ausgewählte aktive, tiefenorientierte Systeme bzw. Methoden zur Probenahme von Grundwasser aus voll- oder mehrfach verfilterten Grundwassermessstellen sowie aus speziell ausgebauten Sondermessstellen¹⁷ beschrieben. Die Ergebnisse der Grundwasseranalytik an diesen Proben liefern vertiefende Aussagen über die Schadstoffsituation in einem Grundwasserleiter, bzw. lassen Aussagen über die vertikale und horizontale Ausdehnung von Schadstofffahnen sowie auch Schadstoffquellen zu. Bedeutend sind diese Verfahren insbesondere bei der Fahnenerkundung, im NA-Monitoring sowie auch in der Sanierungskontrolle.

Zum einen lassen sich tiefenorientierte Aussagen zu Schadstoffkonzentrationen im Grundwasser mittels Separations-Pump-Verfahren (SP), d. h. simultanem Pumpen auf mehreren Tiefenstufen an durchgehend oder mehrfach verfilterten Messstellen machen (z. B. Simultane Pumpraten Methode, DGU-Methode oder Multi-Level-Scheibenpacker Verfahren). Diese werden in Kapitel 9.1 beschrieben.

Zum anderen sind tiefenorientierte Aussagen mittels Multi-Level-Probenahme-Systemen möglich, die in der Regel in Sondermessstellen eingesetzt werden. Mit geringen Einschränkungen können sie auch in voll- und mehrfach verfilterten Messstellen gut eingesetzt werden (Multi-Level-Schlauchpacker, Waterloo-System). Diese werden in Kapitel 9.2 dargestellt. Verfahren wie *low flow purging & sampling*, bei denen Minidruckpumpen temporär in ein offenes Bohrloch (Direct Push-Sondierung) eingehängt werden und Multilevel-Systeme, die dauerhaft im Untergrund („verloren“) über Sondierung eingebaut werden (z. B. *Multi-level-Lost-Pump-System*, *Continuous Multi Channel Tubing*), sind im Kapitel Direkt Push (5.3) bzw. in der Literatur beschrieben (z. B. AF 2005, LUGV 2010).

Auch mittels konventioneller Pumpprobenahmen an Messstellenbündeln und Mehrfachmessstellen bzw. Messstellengruppen sind tiefenorientierte Grundwasserprobenahmen möglich. Diese Standard-Methoden werden im Folgenden nicht dargestellt, diesbezüglich wird auf die Literatur verwiesen (z. B. HH 2008).

Einen ersten Überblick über Prinzip und Ziel, Einsatz- und Kostenrahmen der jeweiligen Verfahren geben Tabelle 8 und Tabelle 9.

¹⁷ Sondermessstellen (Multi-Level-Messstelle) können im Bohrloch punktförmig angeordnete, verloren eingebaute Fördererlemente sein oder speziell ausgebauten Messstellen, bei denen Filtererlemente stationär (meist punktförmig) installiert sind mit zumeist direktem Kontakt der Messstelle zum Aquifer (Ausbau ohne Brunnenfilter). Entsprechend der Anordnung der Fördererlemente (z. B. Minipumpen) werden diese Sondermessstellen auch unterschieden in a) integriert im Filterelement (verlorener Ausbau) – b) mobile Anordnung in der Messstelle – c) oberirdische Anordnung. Demgegenüber werden als konventionelle Messstellen solche bezeichnet, die entweder voll- oder mehrfach verfiltert (schichtspezifischer Ausbau mit Filterrohr oder Vollrohr mit Dichtung (z. B. Quelltone)) ausgebaut wurden.

Tabelle 8: Wesentliche Kriterien für Separations-Pump-Verfahren (SP). (Quelle: Umweltbundesamt)

Verfahren	Verfahrensprinzip/ Ziel des Verfahrens	Einsatzbereich ^{a)}	Parameter	Dauer	Kosten
Simultane Pumpraten Methode (SPR)	Zeitgleicher Betrieb von mehreren 2" Pumpen mit gleichen Tiefenabständen und gleich hoher Leistung. Entnahme der Proben über die 2" Pumpen.		tiefenorientierte Grundwasserproben (sehr grob)		Anschaffung mehrerer 2" Pumpen inkl. Zubehör und Messtechnik für Parallelbetrieb erforderlich.
Vereinfachtes DGU-Verfahren	Zeitgleicher Betrieb von 3 tiefenorientiert eingebauten 2" Pumpen, mit auf die Schichttransmissivitäten abgestimmten Pumpleistungen. Pumpproben werden nur über die mittlere Pumpe gewonnen.	tiefengestaffelt Fahne D, S, B temporär in voll- oder mehrfach verfilterten Messstellen	tiefenorientierte Grundwasserprobe	Erhöhter Planungsaufwand gegenüber konventioneller Pump-Probenahme	Höherer Personaleinsatz als bei einfacher PPN Entsorgung Pumpwasser
Separation Pumping	Erzeugen einer Trennstromlinie mit 2 tiefenorientiert eingebauten 2" Pumpen. Entnahme GW-Proben mit Minipumpe/Schöpfer in Stromlinie. Verschieben der Stromlinie durch Förderleistung.		tiefenorientierte Grundwasserprobe	2–3 Stunden, 2 Mann inkl. Auf-/Abbau	
Multi-Level-Scheibenpacker	Einbau von modularem Scheibenpacker-System zur Segmentierung in bis zu 4 Tiefenabschnitte. Zeitgleiche Bepumpung und Probenahme aus allen Pumpen.		tiefenorientierte Grundwasserproben		Kosten Scheiben-Packer 5 (Stk. Packer): 2.000–2.400 € Entsorgung Pumpwasser

a) V = Vorerkundung, D = Detailerkundung, B = Beobachtung, K = Kontrolluntersuchung

Tabelle 9: Wesentliche Kriterien für Multilevel-Systeme. (Quelle: Umweltbundesamt)

Verfahren	Verfahrensprinzip/ Ziel des Verfahrens	Einsatzbereich ^{a)}	Parameter	Dauer	Kosten
Multi-Level-Schlauchpacker	Einbringung e. Schlauchpackers über die Länge der Filterstrecke mit tiefengestaffelten Probenahmeports und Minipumpen o. Schläuchen zur zeitgleichen Entnahme von GW-Proben bei sehr geringen Förderleistungen	tiefengestaffelt Fahne (D), S, B temporär/permanent in Spezial- oder voll oder mehrfach verfilterten Messstellen	Punktgenaue Entnahme (Spezialmessstellen) oder tiefenorientierte Grundwasserproben (konv. Messstelle)	Einbau abh. von Packertlänge. Probenahme 30 min. Zeit für Normalisierung nach Einbau	Anschaffung € 2.000 für 20 lfm, 5 Horizonte inkl. Minidruckpumpen. plus Betrieb für Pumpen (Druckluft)
Waterloo-System	Einbringung eines modularen Steck-/Schraubsystems bestehend aus dichtem Zentralrohr mit Mess- und Probenahmeports in unterschiedlichen Tiefen zur zeitgleichen Entnahme von Pumpproben bei sehr geringen Förderleistungen	tiefengestaffelt Fahne (D), S, B (temporär)/permanent in Bohrloch, Spezialmessstelle und voll oder mehrfach verfilterten Messstellen	Punktgenaue Entnahme (Spezialmessstellen) oder tiefenorientierte Grundwasserspiegelmessung, Druck, Temperatur	Einbau abh. von Länge des Systems Probenahme 30 min. Zeit für Normalisierung der Messstelle nach Einbau	Anschaffungskosten € 6.500 bis € 8.000 mit Zubehör für 5 Ports plus Betrieb für Pumpen (Druckluft).

a) V = Vorerkundung, D = Detailerkundung, B = Beobachtung, K = Kontrolluntersuchung

9.1 Separations-Pump-Verfahren

Verfahrensbeschreibung

Mittels Separations-Pump-Verfahren werden tiefenbereichsbezogene Mischwasserproben zur Analyse von Wasserinhaltsstoffen bei (relativ) hohen Förderraten (0,1 l/s – 0,5 l/s) gewonnen. Hierzu werden mehrere, konventionelle Pumpen in verschiedenen Tiefenstufen in voll oder mehrfach verfilterten Messstellen eingebaut und zeitgleich betrieben. Hierdurch bilden sich ein oder mehrere horizontale Trennstromlinien im Aquifer, im Filter und im Messstelleninneren aus, die die Vertikalvermischung in der Messstelle stark verringern und eine schichtspezifische Entnahme von Grundwasserproben ermöglichen. Die Lage der Trennstromlinie(n) wird durch den Einsatz von – zwischen den Pumpen situierten – Flowmetern (s. Kap. 7) ermittelt.

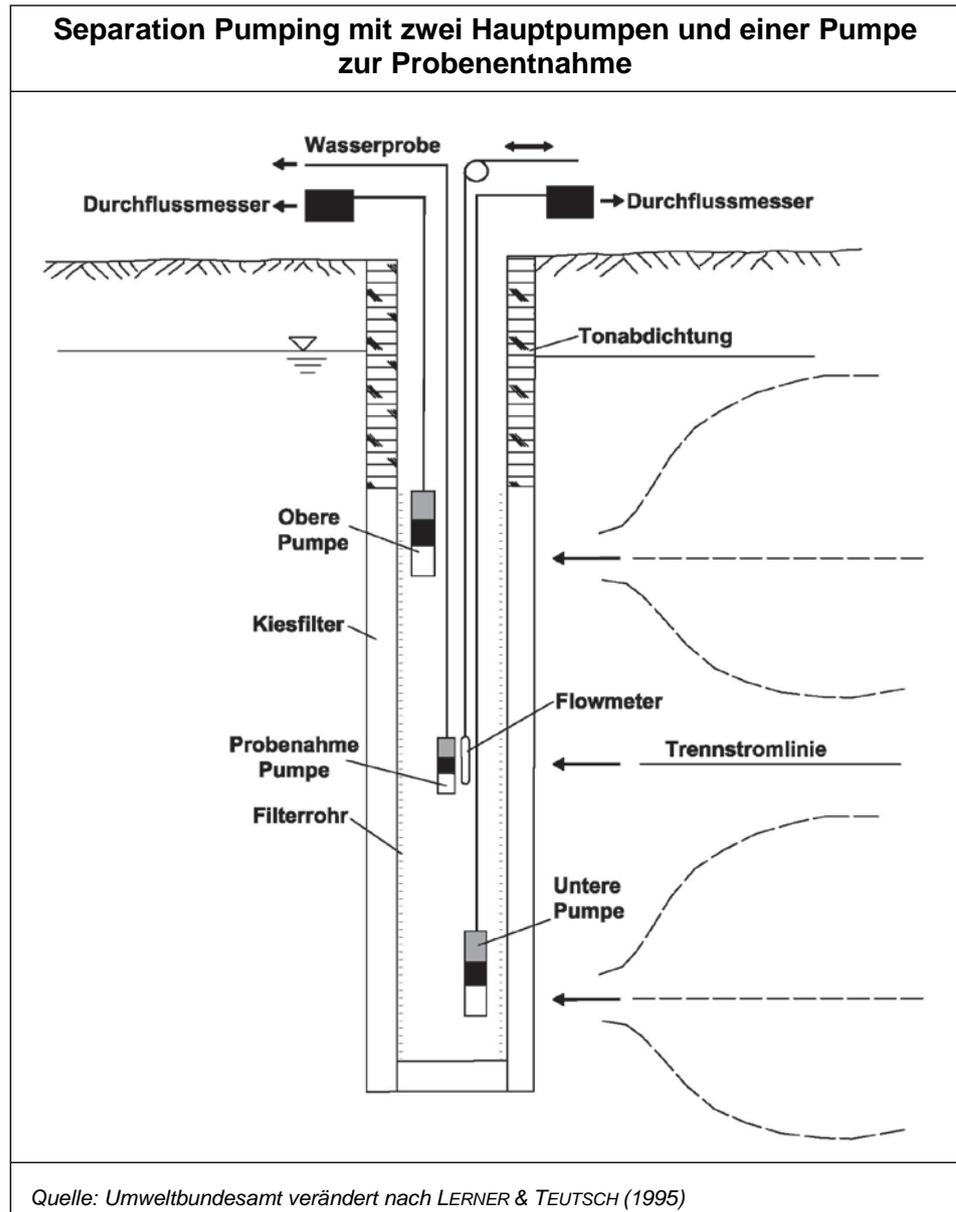
Eingesetzt werden diverse Modifikationen von Separations-Pump-Verfahren, wobei sich diese oftmals nur in Details unterscheiden. Häufig angewandte Verfahren sind die Simultane Pumpraten Methode (SPR), das *Separation Pumping*, sowie Multi-Level-Scheibenpacker, die im Folgenden beschrieben werden:

- Bei der **Simultanen Pumpraten Methode** (SPR) erfolgt der Einbau von bis zu 4 handelsüblichen 2" Pumpen in eine Messstelle, mit jeweils gleichem Abstand. Alle Pumpen werden simultan (mind. 30 min) mit gleich hoher Förderleistung betrieben, bis sich stationäre Fließverhältnisse einstellen, d. h. sich stabile Trennstromlinien zwischen den Pumpen ausbilden. Da die Tiefenlage der einzelnen Trennstromlinien von den Schichtdurchlässigkeiten des Aquifers abhängig ist, kann den Pumpen zwar kein gleicher Einzugsbereich zugeord-

net werden, bei bekannter Aquiferstruktur ist es aber möglich, den Einzugsbereich der jeweiligen Pumpe bestimmten Horizontbereichen zuzuordnen. Vergleichbar werden die Ergebnisse unterschiedlicher Probenahmeterminen, wenn die Pumpen immer in der gleichen Tiefe mit gleicher Förderrate eingesetzt werden.

- Gegenüber der SPR-Methode werden im Rahmen des (vereinfachten) **DGU-Verfahrens** des dänischen Geologischen Dienstes drei tiefenorientiert eingebaute 2“ Pumpen zeitgleich mit, auf die jeweilige Transmissivität der korrespondierenden Schicht abgestimmter Pumpleistung, betrieben. Dabei fungieren die obere und die untere Pumpe nur als Schutzbepumpung. Die Grundwasserpumpenproben werden nur über die mittlere Pumpe gewonnen.
- Beim **Separation Pumping** wird durch den zeitgleichen Einsatz von zwei stark fördernden Pumpen eine Trennstromlinie in einer Messstelle erzeugt. Im Bereich dieser Trennstromlinie erfolgt eine horizontale Anströmung der Messstelle. Eine in diesem Bereich entnommene Probe entspricht damit dem umgebenden Grundwasser dieser Schicht. Die Probenentnahme erfolgt mittels Schöpfprobennehmer oder über eine dritte Pumpe, die maximal 1 % der Förderrate der zwei Hauptpumpen haben sollte. Da die Lage der Trennstromlinie abhängig von den Transmissivitäten der Aquiferschichten und den Förderströmen der Hauptpumpen ist, kann durch Änderung der Förderraten die Trennstromlinie über die Tiefe verschoben werden, sodass eine Probenahme aus verschiedenen Schichten möglich wird.

Abbildung 22:
Separation Pumping mit
zwei Hauptpumpen und
einer Pumpe zur
Probenentnahme.



- **Multi-Level-Scheibenpacker-Systeme** (Abbildung 23), z. B. das Variable Inert-Scheibenpacker-Einbau und Entnahmesystem (VARINSPE, MICHELS et al. 2008), sind – um mehrere Scheibenpacker erweiterte – Separations-Pump-Verfahren. VARINSPE z. B. ist modular, d. h. zusammenschraubbar bzw. -steckbar aufgebaut und kann individuell an die jeweilige Messstelle bzw. den Aquifer-Aufbau angepasst werden. Insgesamt kann eine Messstelle mittels Packern in bis zu vier Tiefenabschnitte unterteilt werden. Durch den Einbau von Packern wird während des Pumpbetriebs die Vertikalströmung im Ringraum (Filter) und sowie in der Messstelle nochmals weiter, d. h. zusätzlich zum Trennstromlinieneffekt reduziert. Die Probenahme erfolgt mittels konventioneller 2" Pumpen.

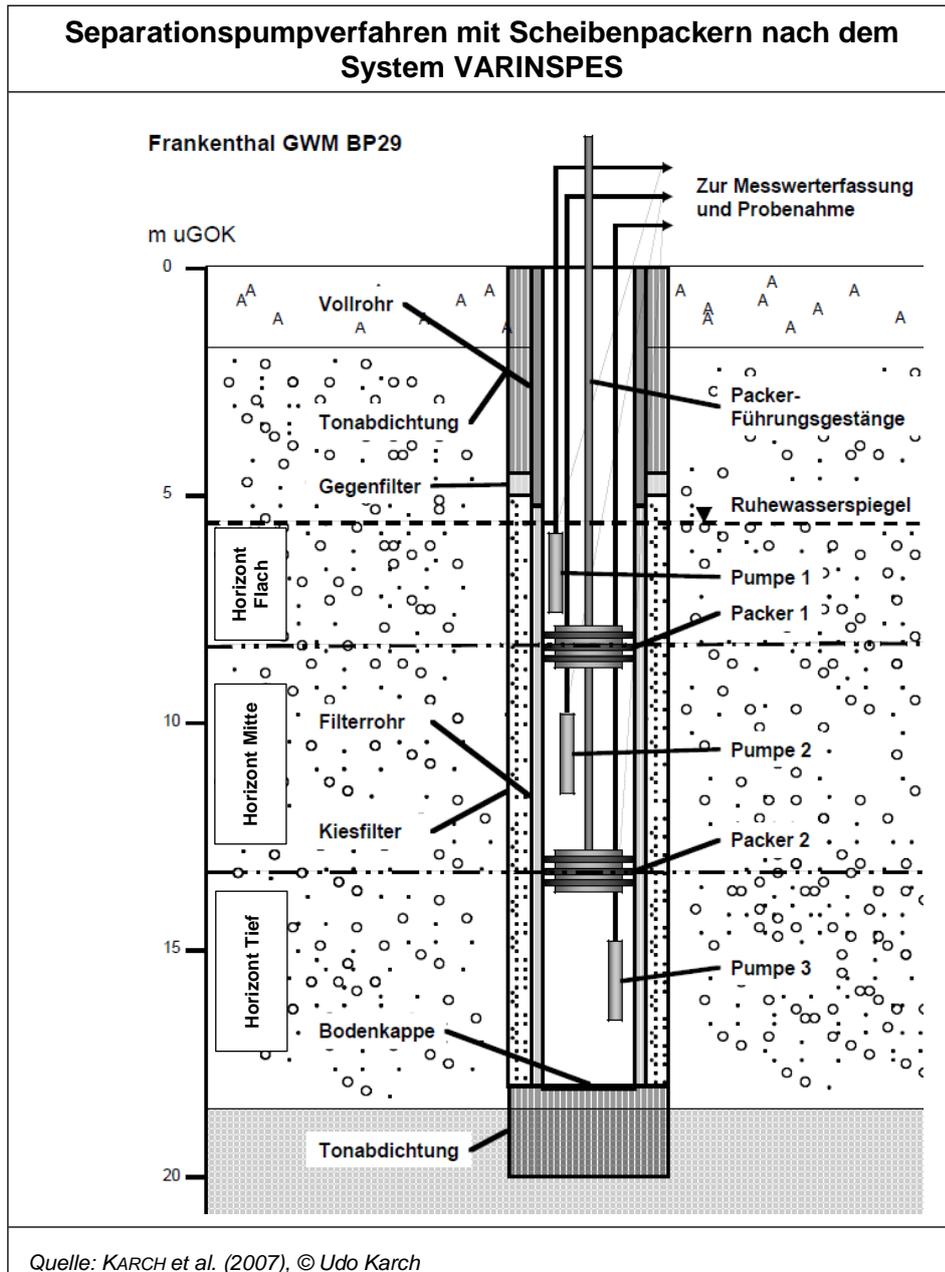


Abbildung 23:
Separationspump-
verfahren mit
Scheibenpackern
nach dem System
VARINSPES.

Voraussetzungen/Anforderungen

Standort

Separations-Pump-Verfahren werden in ausreichend ergiebigen Porengrundwasserleitern, in denen die Hydrogeologie auch klassische Pumpprobenahmen zulässt ($k_f > 10^{-5}$ m/s) eingesetzt. Für gering durchlässige Schichten innerhalb gut durchlässiger Aquifere sind aufgrund von Kurzschlüssen zwischen den Schichten in der Regel keine reproduzierbaren Ergebnisse zu erwarten.

Insgesamt ist eine gute Kenntnis über den Aufbau des Aquifers, insbesondere der Durchlässigkeit einzelner Schichten, notwendig (z. B. über Siebanalysen), um die später gewonnenen Proben interpretieren bzw. zuordnen zu können.

Einschränkungen bestehen betreffend mächtiger, gut durchlässiger Aquifere dann, wenn keine horizontale Anströmung mittels der Pumpen erzeugt werden kann.

Die Verfahren werden in voll oder mehrfach verfilterten Messstellen eingesetzt. Durch den gleichzeitigen Einbau von mehreren Pumpen und Flowmetern – zwischen den Pumpeneinbauhöhen – ist der erforderliche Messstellendurchmesser aber zumindest mit DN 100 oder besser DN 150 zu wählen.

Probenahme/Dimensionierung/Durchführung

Insgesamt besteht gegenüber konventionellen Pumpproben ein höherer Planungs- und Durchführungsaufwand. Vorab sind ergänzende Untersuchungen, insbesondere zur Beschreibung der Messstelle bzw. der Geohydrologie mittels z. B. Flowmeter-Messungen oder Bohrloch-Logs notwendig.

Auch während der Durchführung sind oftmals zeitgleich Flowmeter-Messungen durchzuführen, um z. B. die Einhängetiefen zu optimieren. Betreffend den Einbau von bis zu 4 Pumpen inkl. Steigleitungen und zusätzlichem Flowmeter ist besonders darauf zu achten, dass sich diese nicht in der Messstelle verhängen. In der Regel ist ein Einbau unterhalb von 30 Metern nicht mehr kontrollierbar. Insgesamt muss die gemeinsame Förderleistung der Pumpen so auf den Aquifer abgestimmt werden, dass eine horizontale Strömung zur Messstelle erzeugt wird. Während der Probenahme bzw. Versuchsdurchführung sind i.d.R. 2 speziell geschulte Personen erforderlich. Der Zeitaufwand für die Gewinnung von Proben beträgt ca. 2–3 Stunden je Messstelle. Zusätzlich ist der deutlich höhere Aufwand für die Zusammenstellung der Ausrüstung, d. h. die Abstimmung der z. B. Pumpen, Schläuche und Kabel auf die Messstellen, vorab zu berücksichtigen. Die Probenahme und Untersuchung im Labor erfolgt analog zu konventionellen (integralen) Pumpproben.

Potenziale und Einschränkungen

Potenziale

Separations-Pump-Verfahren ermöglichen tiefenorientierte Aussagen zur Schadstoffverteilung an konventionellen Messstellen und machen eine gezielte, Erfassung ausgewählter Aquifer-Bereiche, bei möglichst hoher Trennschärfe auch an voll-verfilterten Messstellen möglich. Die Gewinnung mehrerer Proben gleichzeitig – in größeren Mengen – ist dennoch möglich.

Durch Erzeugen einer Trennstromlinie (horizontale Anströmung des Probenahmepunktes), werden Austauschströmungen im Filterkies der Messstelle unterbunden. Die Einstellzeiten für den stationären Fließzustand im Bohrloch sind vergleichbar mit denen konventioneller Pumpprobenahmen und damit deutlich kürzer als bei Multi-Level-Verfahren. Durch Einsatz konventioneller 2" Pumpen sind die Anschaffungskosten relativ gering.

Einschränkungen

Durch die Probenahme wird das natürliche Strömungsfeld gestört. Insbesondere beim Einstellen der Förderraten von Schutzpumpen kann es zu starken Vermischungen im Aquifer kommen. Sinnvoll ist daher die Einstellung der Pumpen durch vorherige Zustrom-Messungen zu optimieren.

Die Ermittlung einer genauen Trennstromlinie ist bei einigen Verfahren, insbesondere bei natürlichen Vertikalströmungen in der Messstelle, problematisch. Mit Separations-Pump-Verfahren sind deutlich geringere vertikale Auflösungen als bei Multi-Level-Messstellen möglich.

Es fallen größere Fördermengen bzw. Mengen an aufzubereitendem Wasser (Betriebskosten) an als bei konventionellen Pumpprobenahmen, Multi-Level-Systemen oder *low-flow purging & sampling* Methoden.

Bereits der Einbau von 2 Pumpen zugleich in eine konventionelle Messstelle gestaltet sich mitunter schwierig. Ein Einbau von bis zu 4 Pumpen sowie weiterer Technik ist nur in Messstellen ab einem Durchmesser von mindestens DN 150 möglich.

Das Verfahren ermöglicht keine Langezeitüberwachung. Zur Interpretation der Ergebnisse sind gute Kenntnisse des Aquifers notwendig.

Alternativen/Kombinationen

Bei Separations-Pump-Verfahren sind Flowmeter Messung obligatorisch.

Alternativ zu Separations-Pump-Verfahren können tiefenorientiert eingebaute Passivsammler (s. Kap. 10), Multi-Level-Systeme (Kap. 9.2) sowie konventionelle Pumpprobenahmen an speziell ausgebauten Messstellen (Messstellenbündle, -gruppen) sein. Mit gewissen Einschränkung sind auch tiefenorientierte Pumpprobenahmen mittels 2 Doppelpackern und einer 2“ Pumpe (evtl. einer weiteren Schutzpumpe oberhalb) möglich.

Stand der Entwicklung/Stand Anwendung

Zu den aufgeführten Verfahren bestehen in Europa seit Mitte der 1990er Jahre vielfältige praktische Erfahrungen, wobei die Optimierung der Verfahren auch in den letzten Jahren noch nicht abgeschlossen war (s. z. B. MICHELS et al. 2008).

Im Rahmen von, aus ALSAG-Mitteln finanzierten, Erkundungen werden Simultane Pumpraten-Methoden und Separations-Pump-Verfahren in Einzelfällen seit mehr als 10 Jahren eingesetzt. Die Auswertung einer Umfrage unter Fachleuten zeigt, dass Simultane Pumpraten-Methoden und Separations-Pump-Verfahren nur teilweise bekannt sind. Gegenüber konventionellen, tiefenbezogenen Pumpprobenahmen mit zwei Packern wurden Simultane Pumpraten-Methoden nur von wenigen Firmen mehrfach und Separations-Pump-Verfahren nur sehr vereinzelt eingesetzt. Insgesamt wurde deren Anwendung deutlich positiver beurteilt als die Gewinnung einer („schichtspezifischen“) Pumpprobe mittels zwei Packern.

9.2 Multi-Level-Systeme

Verfahrensbeschreibung

Multi-Level-Systeme oder Multi-Level-Probenahme-Systeme ermöglichen eine tiefenorientierte Grundwasser-Probenahme mit hoher vertikaler Auflösung. Ihren Haupteinsatz finden sie in der prozessbezogenen GW-Überwachung, meist im Zusammenhang mit dem Nachweis von NA-Prozessen.

Zur Gewinnung tiefenorientierter Grundwasserproben wird ein offenes Bohrloch, eine Direct Push Bohrung, eine Sondermessstelle oder eine konventionelle GW-Messstelle mit einem stationär eingebundenen Multi-Level-Probenahme-System ausgerüstet. Der Einbau in die Messstelle erfolgt dabei, je nach System, stationär (zum Teil auch „verloren“) oder temporär. Die in die Messstelle eingebrachten Multi-Level-Systeme sind dabei so gestaltet, dass diese die Vertikalströmung in der GW-Messstelle unterbinden und in vordefinierten Tiefen eine Probenahme ermöglichen. Um bei der Probenahme die natürlichen Konzentrationsgradienten bzw. eine Vermischung einzelner GW-Schichten gering zu halten, erfolgt die Entnahme mit möglichst geringen Förderraten (0,01 bis 10 l/Min.) sowie zeitgleich aus allen zu untersuchenden Tiefenstufen.

Zum Einsatz kommen verschiedene Multi-Level-Systeme, die sich oft nur geringfügig unterscheiden bzw. ständig optimiert und angepasst werden. Im Folgenden werden die zwei gebräuchlichsten Multi-Level-Systeme beschrieben, die kurz- und langfristig in Sondermessstellen bzw. in voll- oder mehrfach verfilterten Messstellen eingesetzt werden können:

- **Multi-Level-Schlauchpacker-Systeme** bestehen aus einem unten geschlossenen und oben offenen Schlauchpacker, der über die gesamte Länge einer Messstelle einbracht und mit Wasser (1 m über umgebendem Wasserstand) gefüllt wird. Durch die vollständige Ausfüllung der Messstelle werden Vertikalströmungen und Belüftungseffekte (weitgehend) unterbunden. Aufgebaut ist der Packer aus zwei nichtelastischen Membranen (außen PE, innen gewebeverstärkter Kunststoff von hoher Robustheit und Dichtigkeit) und einem schweren Fußteil. Tiefenorientiert eingebettet zwischen den zwei Membranen sind entweder Minipumpen (hohe Grundwassermächtigkeiten bis 30 m) oder Probenahme-Schläuche für die Entnahme mittels Saugpumpen situiert, deren Probenahme-Filter bzw. Öffnungen (Messports) durch die äußere Membran nach außen reichen. Gegeneinander abgedichtet werden die Komponenten durch die Pressung an die Filterwand der Messstelle aufgrund des hydrostatischen Drucks. Die Probenahme erfolgt zeitgleich über alle Minipumpen bzw. über alle on site situierten Peristaltikpumpen (bei Schläuchen). Beim Anlegen gleicher Förderraten werden auch für voll-verfilterte Messstellen tiefenorientierte Probenahmen möglich.

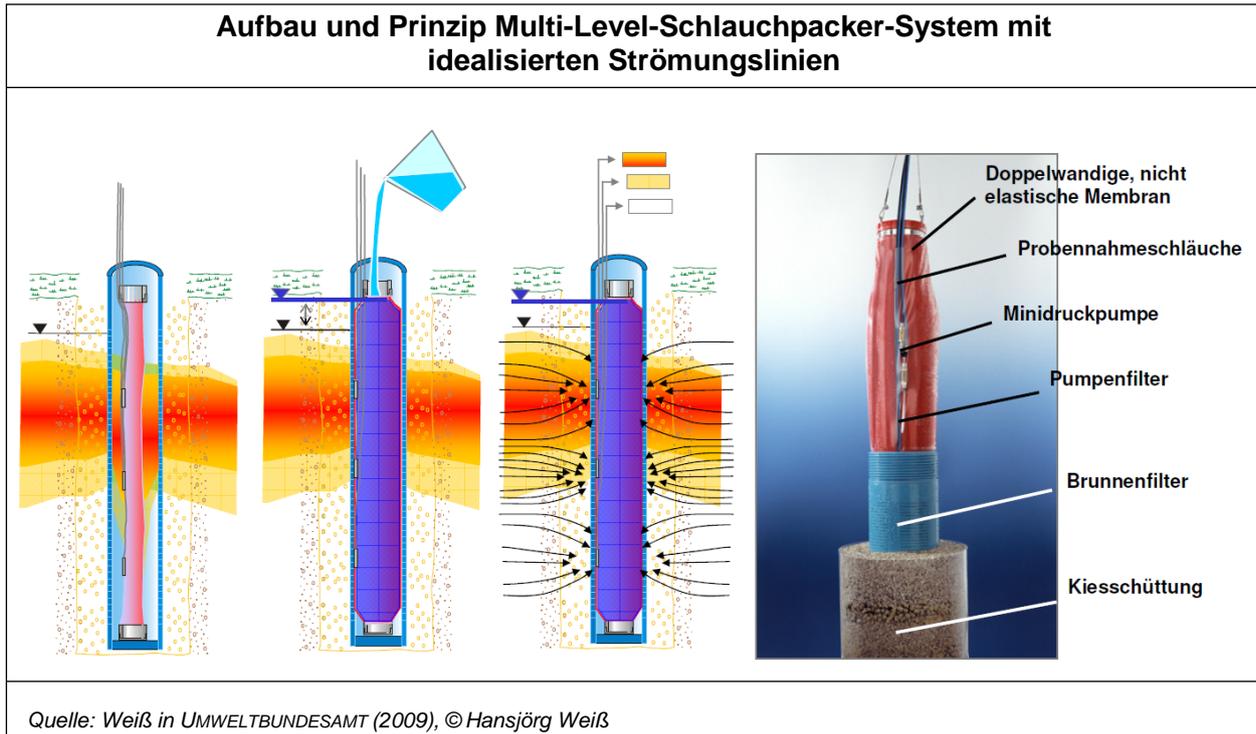


Abbildung 24: Aufbau und Prinzip Multi-Level-Schlauchpacker-System mit idealisierten Strömungslinien.

- Das **Waterloo-System** wurde an der Universität Waterloo (Kanada) für den Einsatz in Kluftgrundwasserleitern entwickelt, in den Folgejahren auch in Lockergesteinsaquiferen angewandt. Das System ist in ausgebauten Grundwassermessstellen und im offenen DP-Bohrloch (das Bohrloch fällt nach der Installation um das eingebaute System herum zusammen) installierbar. Es ist modular aus Einzelkomponenten (Rohstücke, Packer, Kuppelungen, Abschlüsse, ...) aufgebaut und damit auf eine Messstelle anpassbar. Das Waterloo-System besteht aus einem hydraulisch dichten Zentralrohr mit punktförmigen Mess- und Probenahmeports bzw. Filterbereichen mit Ansaugöffnungen in unterschiedlichen Tiefen. Die Rohrabschnitte zwischen den Ports sind durch wasser- oder luftgefüllte Packer (Naturgummi-Verbundmaterial bei temporärem Einbau, Quellton-gefüllte Netzschläuche oder Gummi/Kevlar-Verbundmaterial bei permanentem Einbau) voneinander getrennt. In den Filterstrecken sind entweder pneumatische Mini-Pumpen situiert oder Schläuche (für Schlauchpumpen an der Oberfläche) angebracht, mittels derer die Proben gewonnen werden. Alle Pumpleitungen liegen innerhalb des Rohres. Die Bepumpung erfolgt analog dem Multi-Level-Schlauchpacker-System (s. o.).

Voraussetzungen/Anforderungen

Standort

Beide vorgestellten Multi-Level-Systeme sind sowohl im Locker- als auch Festgesteins-Aquiferen einsetzbar. Multi-Level-Schlauchpacker wurden zum Einsatz bis in Tiefen von 30 m unter dem Grundwasserstand konzipiert, das Waterloo-System wurde bis in Tiefen von 230 m installiert.

Optimalerweise stehen tiefendifferenziert mit Tonsperren ausgebaute Sondermessstellen mit Durchmessern von 3“ bis 4“ (Waterloo-System) bzw. 4“, 5“ oder 6“ (Multi-Level-Schlauchpacker) zur Verfügung. Der Einsatz ist auch in voll oder mehrfach verfilterten Messstellen möglich.

Probenahme/Dimensionierung/Durchführung

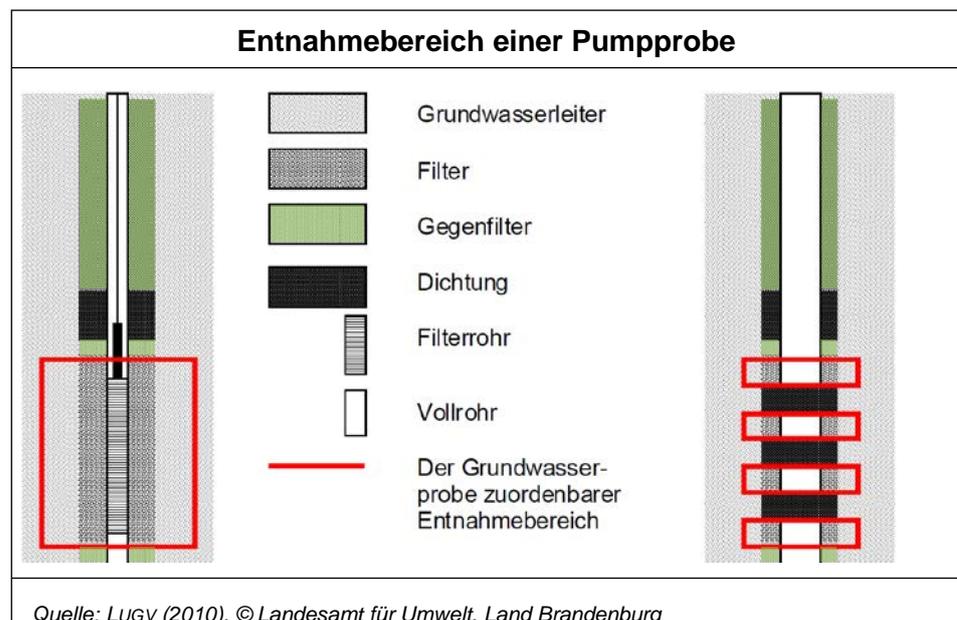
Multi-Level-Systeme sind in verschiedenen Längen und Durchmessern verfügbar bzw. durch ihren modularen Aufbau anpassbar. Die Auslegung der Installation und des Betriebes der Systeme erfordert detaillierte Kenntnisse über die geohydraulischen Gegebenheiten des Grundwasserbereiches und genaue Kenntnis über Art und Ausbau der Grundwassermessstellen. Die maximal zu pumpenden Wasservolumina sind durch Grundwasserfließraten im Aquifer vorgegeben sowie durch den Arbeitsbereich der Minipumpen – pneumatisch angetriebene Pumpen wie Doppelventil- (0,1 bis 1,5 l/Min.) oder Blasen-Pumpen (0,01 bis 1 l/Min.), Peristaltik- (0,05 l/min 3 l/Min.) oder Fußventilpumpen (0,3 bis 15 l/Min.). Für den Ein- und Ausbau und die Probenahme vor Ort sind keine über übliche Grundwasser-Probenahmen hinausgehenden Kenntnisse notwendig.

Die Befüllung des Schlauchpackers erfolgt mit sauberem Wasser, die Entleerung über Leerpumpen. Der Wasserstand sollte über ein Wasserstandsrohr im Packer kontrolliert werden. Die Probenahme mit den einzelnen Pumpen erfolgt immer parallel.

Bei geringen Grundwasserabstandsgeschwindigkeiten muss entsprechend lange abgewartet bzw. abgepumpt werden, bis sich die – durch den Einbau gestörte – ursprüngliche Tiefenzonierung wieder einstellt (Druck, Redoxpotenzial usw.).

Zu beachten ist, dass die Ergebnisse nicht direkt vergleichbar mit integrierenden Pumpprobenahmen aus konventionellen GW-Messstellen sind, da unterschiedliche GW-Bereiche beprobt werden (Abbildung 25). Ein Vergleich erfordert daher die Zustrom-gewichtete Mittelung der analysierten Konzentrationen aus unterschiedlichen Tiefen.

Abbildung 25:
Entnahmebereich einer Pumpprobe aus einer voll-verfilterten, konventionellen Messstelle (links) im Vergleich zu einer tiefenorientiert ausgebauten Sondermessstelle (Multiprobenahme-System) bei geringen Entnahmeraten (rechts).



Potenziale und Einschränkungen

Potenziale

Bei Einsatz als Sondermessstellen liefern Multi-Level-Systeme hochaufgelöste, tiefen- bzw. schichtspezifische Grundwasserproben. Treten keine wesentlichen Vertikalströmungen beim Einsatz von Multi-Level-Systemen in konventionell ausgebauten Messstellen auf, lassen sich auch aus diesen ausreichend gute, tiefenorientierte Grundwasserproben gewinnen.

Durch die Verdrängung des Messstelleninhalts werden messstellenspezifische Störungen wie Querkontaminationen zwischen Probenahmestellen, Materialeffekte durch die Probenahmetechnik, Vertikalströmungen usw. ausgeschaltet. Das Grundwasserströmungsfeld wird durch die Probenahme nur minimal beeinflusst.

Nach dem Ausbau der Systeme sind die Grundwassermessstellen uneingeschränkt weiterverwendbar. Der Betrieb der Systeme ist vergleichsweise günstig. Werden pneumatische Minipumpen mittels Druckluft(-flaschen) betrieben, ist kein Strom erforderlich. Es fällt nahezu kein Wasser bzw. Kosten für die Entsorgung an.

Einschränkungen

Der Erfolg ist stark von der Messstelle, d. h. von der Abdichtung der einzelnen Probenahmehorizonte abhängig. Treten beim Einsatz dieser Systeme in vollverfilterten Messstellen Vertikalströmungen im Brunnenfilter auf, sind keine tiefenorientierten Aussagen möglich.

Herkömmliche 2“ Pumpen sind bei diesen Verfahren aufgrund ihrer Größe nicht einsetzbar. Der Einsatz von Perestaltikpumpen (Schlauchpumpen, Saugpumpen) ist aus physikalischen Gründen auf rund 7 m Förderhöhe limitiert. Darüber hinaus sind saugende Systeme nicht geeignet, wenn die Zielparameter der Untersuchung leichtflüchtige Stoffe sind. Die maximalen Förderraten sind aufgrund der Miniaturisierung der Druckpumpen beschränkt. Die Anzahl der Probenahmepunkte ist auf rund 5 bis 12 (je nach Durchmesser der Messstelle, Größe und Anzahl der einzubauenden Komponenten (Pumpen, offene Leitung, Druckmesser, ...) beschränkt. Für einen einmaligen Einsatz sind die Systeme vergleichsweise teuer.

Der Zeitaufwand für den Einbau der Systeme ist gegenüber konventionellen Pumpprobenahmen hoch. In Abhängigkeit der Grundwasserfließgeschwindigkeit sind nach Einbau längere Wartezeiten als bei konventionellen Pumpprobenahmen erforderlich. Das insgesamt gewonnene Wasservolumen ist eher gering. Dies kann ein limitierender Faktor im Hinblick auf die Analytik sein.

Das Waterloo-System wurde eher für einen permanenten Einbau konzipiert.

Alternativen/Kombinationen

Zur Ermittlung einzelner, schichtspezifischer Zuströme zur Auslegung und Interpretation der Ergebnisse sind z. B. Flowmeter-Messungen (s. Kap. 7) o. ä. zu empfehlen.

Eine potentielle Alternative mit ebenfalls hoher, tiefenorientierter Auflösung können Passivsammler darstellen. Voraussetzung ist eine horizontale Durchströmung des Filterbereiches (s. Kap. 10).

Stand der Entwicklung/Stand Anwendung

Multi-Level-Schlauchpacker wurden zu Beginn der 1990er-Jahre entwickelt, innerhalb von 10 Jahren weiterentwickelt und meist patentiert. Seitdem erfolgten laufend Verbesserungen bzw. Anpassungen. Zu Multi-Level-Schlauchpackern existieren in Deutschland seit Ende der 1990er-Jahre umfangreiche (> 150 Messstellen) praktische Erfahrungen (AF 2005).

Das Waterloo-System wurde Mitte der 1980er-Jahre entwickelt und Ende der 1990er-Jahre seitens der US-EPA als NA-Monitoringsystem anerkannt. Zum Waterloo-System existieren in den USA und Kanada seit Ende der 1990er-Jahre umfangreiche (viele hundert Anwendungen) praktische Erfahrungen.

Im Rahmen von, aus ALSAG-Mitteln finanzierten, Erkundungen wurden Multi-Level-Systeme bis dato nicht eingesetzt. Die Auswertung einer Umfrage unter Fachleuten zeigt, dass Multi-Level-Systeme vereinzelt bekannt sind, i.d.R. aber noch nicht angewendet werden. Eine Firma hat im vereinzelt diese Systeme in Österreich eingebaut und mit Multi-Level-Schlauchpackern sehr gute Erfahrungen gemacht, während Multi-Level-Scheibenpacker als befriedigend beurteilt werden.

Zitierte und weiterführende Literatur, Normen

- AF – Altlastenforum Baden-Württemberg e.V (2006): Innovative Mess- und Überwachungsmethoden (Grundwassermonitoring). Herausgegeben vom Arbeitskreis Innovative Erkundungs-, Sanierungs- und Überwachungsmethoden, Schriftenreihe altlastenforum Baden-Württemberg e.V., Heft 11, Stuttgart.
- CL:AIRE (2002): Multilevel-Sampling-Systems. technical bulletin, TB2, April 2002, London. <http://www.clu-in.org/download/contaminantfocus/fracrock/TechnicalBulletin02.pdf>
- DWA-A 909 (2011): Grundsätze der Grundwasserprobennahme aus Grundwassermessstellen. Arbeitsblatt der Deutschen Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (DWA), Dezember 2011 (integriert DVWK Merkblatt 245) (1997): Tiefenorientierte Probenahme aus Grundwassermessstellen, Bonn.
- HH (2008): Horizontierte Grundwasserprobenahme. Merkblätter zur Qualitätssicherung – Merkblatt 7. Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt der Freien und Hansestadt Hamburg, Oktober 1999, aktualisiert April 2008, Hamburg.
- KARCH, U.; LEVE, J.; GRAF, F. & REIMERT, R. (2007): Horizontierte Grundwasserprobenahme mit dem System "VARINSPE". In: gwf – Wasser/Abwasser 148 (2007), Heft 5, S. 364–374, München.
- LERNER, D.N. & TEUTSCH, G., (1995): Recommendations for level-determined sampling in wells. Journal of Hydrology – Elsevier, 171, 355-377, Amsterdam.
- LUBW – Landesamt für Umweltschutz Baden-Württemberg (1997): Stand des Wissens bezüglich der Beprobung von Grundwasser bei Altlasten. Literaturstudie. Universität Stuttgart i.A. des Landesamtes für Umweltschutz Baden-Württemberg, Dezember 1997, Stuttgart.

- LUGV – Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz (2010):
Qualitätssicherungsmaßnahmen bei innovativen direkten/indirekten
Probenahmeverfahren für Boden, Grund-, Sickerwasser, Schadstoffphasen und
Bodenluft im Rahmen der Altlastenbearbeitung. Fachinformation des
Landesamtes für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz (jetzt: Landesamt
für Umwelt) (Internetpräsentation), Altlastenbearbeitung im Land Brandenburg
Nr. 18, Abt. Technischer Umweltschutz, Ref. Altlasten, Bodenschutz (T 6),
Dezember 2010, Potsdam.
<http://www.lugv.brandenburg.de/cms/detail.php/bb1.c.299640.de>
- MICHAELS, J.; STUHRMANN, M.; FREY, CH. & KOSCHITZKY, H.-P. (2008): Handlungs-
empfehlungen mit Methodensammlung. BMBF-Förderschwerpunkt „Kontrollierter
natürlicher Rückhalt und Abbau von Schadstoffen bei der Sanierung
kontaminierter Grundwässer und Böden (KORA)“. DECHEMA (Hrsg.), Frankfurt
am Main, ISBN 978-3-89746-092-0.
<http://www.natural-attenuation.de/download/kora-handlungsempfehlungen.pdf>
- UMWELTBUNDESAMT (2009): Weiß, S.: Innovative Mess- und Probenahmetechniken im
Grundwassermonitoring. 9. Altlastenpraxis, Umweltbundesamt, Wien.
http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/umweltthemen/altlasten/veranstaltungen/Natural_Attenuation/V11_InnovativeMess-undProbenahmetechniken.pdf

10 TECHNISCHE PASSIVSAMMLER

In diesem Kapitel werden technische Passivsammler beschrieben, die zu den passiven Probenahmeverfahren gehören und einen weitgehenden Standardisierungsgrad erreicht haben. Differenziert werden die technischen Passivsammler im Rahmen dieser Quickscans in

- **Gleichgewichtssammler** (diffusion (equilibrium) samplers) und
- **Zeitintegrierende Passivsammler** (*integrating (kinetic) samplers*).

Bei allen Passivsammlern erfolgt die Schadstoffaufnahme aus dem Grundwasser auf den Sammler ohne Energieeinsatz, d. h. passiv. Grundvoraussetzung ist das Vorhandensein einer Grundwassermessstelle, über die das Probenahmesystem i.d.R. für mehrere Tage in die gesättigte Zone eingebracht wird. Die Untersuchung des Sammlers erfolgt im Anschluss an den Ausbau im Labor. Die Ergebnisse der Verfahren liefern punktuelle Aussagen über die Situation in einer Grundwassermessstelle.

Einen ersten Überblick über Prinzip und Ziel, Einsatz- und Kostenrahmen der Passivsammler Verfahren gibt die Tabelle 10.

Tabelle 10: Überblick Technische Passivsammler. (Quelle: Umweltbundesamt)

Verfahren	Verfahrensprinzip/ Ziel des Verfahrens	Einsatzbereich	Parameter	Dauer	Kosten
Gleichgewichtssammler	Erfassung der Schadstoffkonzentration in einer ungestörten Grundwassermessstelle durch Konzentrationsausgleich zwischen Sammler und Grundwasser	GW-Messstelle tiefengestaffelt Fahne V, D, S, B ^{a)}	BTEX, CKW Metalle (SVOCs)	Ein-/Ausbau 30 min. 2 Anfahrten Exposition Tage bis Wochen	€ 25– € 65/Sammler (Material) plus Kosten für Ein-/Ausbau, Probenahme / Analyse
Zeitintegrierende Passivsammler	Erfassung der Schadstoffmenge in einer Grundwassermessstelle über einen def. Zeitraum durch Fixierung der Schadstoffe auf ein, in die Messstelle eingebrachtes, Sammelmedium.	GW-Messstelle tiefengestaffelt Fahne V, D, S, B ^{a)}	Lösungsmittel: stark lipophile wie PCB, (PAK), PCDD/F, Org.-Chlorpestizide Festphase: PAK, BTEX, CKW, KW, MTBE, SVOC und Sprengstoffverb. (bei Beschichtung auch Metalle, Anionen etc.)	Ein-/Ausbau 30 min. 2 Anfahrten Exposition Wochen bis Monate	€ 20– € 100/Materialkosten plus Kosten für Ein-/Ausbau, Probenahme, Extraktion, Analytik, Rechnungen zur Auswertung

a) V = Vorkundung, D = Detailerkundung, B = Beobachtung, K = Kontrolluntersuchung

10.1 Gleichgewichtssammler

Verfahrensbeschreibung

Ziel des Einsatzes von **Gleichgewichtssammlern** ist, eine Aussage zur aktuellen Schadstoffkonzentration in einer durch die Probenahme unbeeinflussten Grundwassermessstelle zu bekommen.

Gleichgewichtssammler bestehen in aller Regel aus einem Schlauch, in dem sich ein flüssiges Sammelmedium befindet, das für mehrere Tage bis wenige Wochen in eine Grundwassermessstelle eingebaut wird und einen Schadstoff über Diffusion aus dem umgebenden Wasser aufnimmt. Ein wesentliches Merkmal der Gleichgewichtssammler ist, dass der Konzentrationsausgleich zwischen der Schadstoffkonzentration im umgebenden Wasser und jener im Füllmedium im Inneren des Sammlers relativ schnell (wenige Tage bis Woche) erfolgt. Ist der Gleichgewichtszustand erreicht, d. h. das Konzentrationsgefälle ausgeglichen, findet kein weiterer Schadstofftransfer mehr statt (keine Schadstoffaufkonzentration). Sinkt die Schadstoffkonzentration im Grundwasser ab, diffundieren auch die Schadstoffe aus dem Sammler wieder in das umgebende Wasser und die Konzentration im Sammler passt sich der Konzentration im umgebenden Wasser an (s. Abbildung 26).

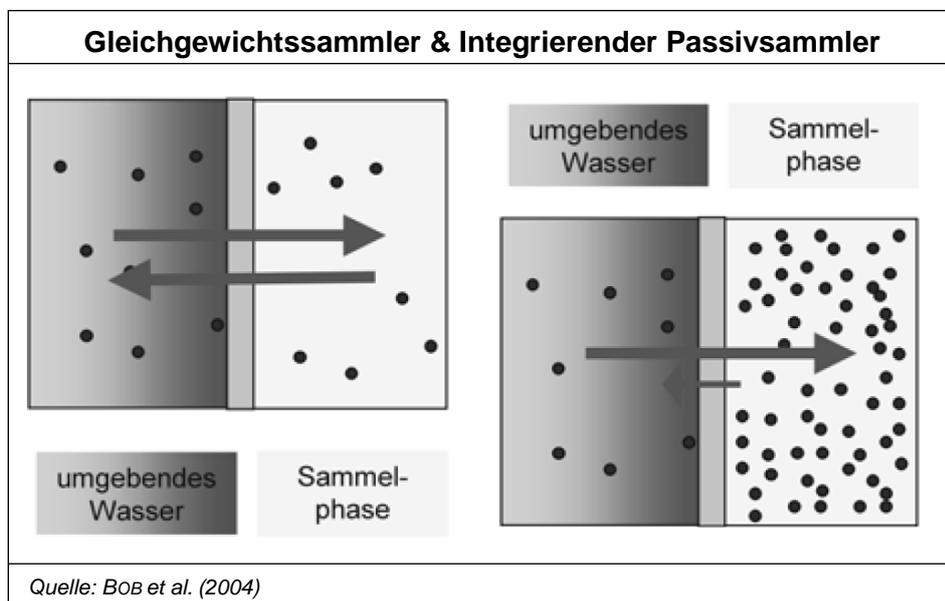


Abbildung 26:
links: Gleichgewichtssammler – das Konzentrationsgleichgewicht zwischen Sammelmedium und umgebendem Wasser wird ausgeglichen. Es findet keine Schadstoffaufkonzentration statt.
rechts: Integrierender Passivsammler – die Aufnahmekapazität des Sammelmediums darf im Expositionszeitraum nicht erreicht werden.

Als Füllmedium der Sammler (**wassergefüllter Passivsammler**) wird deionisiertes Wasser in Schläuchen oder Kunststoffbehältern eingesetzt. Das Material des Behälters ist meist Polyethylen, da dieses zwar eine Barriere für das Wasser und Sammelmedium darstellt, für die zu erfassenden Schadstoffe aber gut passierbar ist (semipermeable Membran). werden Folgende häufig verbreitete Sammler werden unterschieden:

- Passiv-Diffusions-Beutel Sammler bzw. Polyethylene Diffusion Bag (PDBs),
- Nylon-Screen Passive Diffusion Samplers (NSPDS),
- Rigid Porous Polyethylene Samplers (RPPS) aus mehrschichtig eingesetztem, technisch porös gemachtem Polyethylen,
- Regenerated-Cellulose Dialysis Membrane Samplers (RCDMS) als doppellaagiges Systeme aus PE-Schutzschicht vor einer Zellstoff-Dialysemembran,
- Diffusions-Multi-Lagen Sammler (DMLS) aus PE, die bereits innerhalb des Sammlers aus mehreren wassergefüllten Kammern – tiefenorientiert voneinander getrennt – aufgebaut sind.

Der Einbau wassergefüllter Passivsammler in eine Grundwassermessstelle erfolgt zumeist zu mehreren Sammlern in ausgewählten Tiefenstufen in Netzen bzw. Netzschläuchen, um tiefenorientierte Aussagen treffen zu können.

Nach der mehrtägigen bis -wöchigen Exposition wird der wassergefüllte Passivsammler entnommen und das im Sammler enthaltene Wasser im Labor analysiert. Das Ergebnis der Analyse entspricht den Schadstoffkonzentrationen im Wasser der Messstelle.

Abbildung 27:
Passiv-Diffusions-Beutel
Sammler. PE-Schlauch,
 $\varnothing = 3-5 \text{ cm} \times l = 30-50 \text{ cm}$,
gefüllt mit deionisiertem
Wasser (ca. 300 ml).



Voraussetzungen/Anforderungen

Standort

In Bezug auf den Standort bestehen keine Einschränkungen, wenn an diesem die Errichtung einer Grundwassermessstelle möglich war, diese entsprechend dem Grundwasserleiter ausgebaut wurde und in einem ordnungsgemäßen Zustand ist. Passivsammler sind darüber hinaus – entgegen konventioneller Pumpproben – auch für Grundwasserleiter mit geringer hydraulischer Durchlässigkeit bzw. geringer hydraulischer Fracht geeignet.

Probenahme/Dimensionierung

Die Dauer der Probenahme beschränkt sich auf den schnellen Ein- und Ausbau sowie die Expositionszeit und erfordert zwei Anfahrten. Während der Expositionszeit ist kein Personaleinsatz erforderlich. Die Expositionszeit beträgt in der Regel zwischen 7 Tagen bis 4 Wochen. Die Feldarbeiten erfordern keine Spezialkenntnisse und können von einem/r geübten Probennehmer/in einem geübten Probennehmer ohne größere Schwierigkeiten durchgeführt werden. An das Labor bestehen für wassergefüllte Passivsammler keine Anforderungen, die über jene eines zertifizierten Labors zur Wasseranalytik hinausgehen.

Der Passivsammler muss auf den Durchmesser der Messstelle abgestimmt werden (i.d.R. haben die Sammler einen Durchmesser von 3 bis 6 cm). Um Aussagen über die gesamte Wassersäule in der Messstelle machen zu können, sind mehrere Sammler über den zu beurteilenden wasserführenden und verfilterten Bereich der Grundwassermessstelle anzuordnen.

Zur Interpretierbarkeit der Ergebnisse sollte der zeitgleiche Einsatz ergänzender Verfahren zur Charakterisierung der Strömung innerhalb der Messstelle (Vertikalströmung, hydraulische Fracht) geprüft werden.

Potenziale und Einschränkungen

Potenziale

Da keine aktive Förderung von Wasser erfolgt, wird eine Vermischung von Wasser aus verschiedenen Schichten mit verschiedenen Qualitäten vermieden und das hydraulische Strömungsfeld nur sehr gering bis gar nicht verändert (vorausgesetzt es liegt keine vertikale Durchmischung der Messstelle vor). Es sind verschiedene Grundwasserschichten zeitgleich beprobbar. Eine etwaige Entsorgung von kontaminiertem, gefördertem Grundwasser entfällt.

Da keine infrastrukturellen Voraussetzungen (Strom usw.) und nur ein Minimum an Equipment erforderlich sind, können Passivsammler auch in abgelegenen oder sensiblen Bereichen ohne Einschränkung eingesetzt werden.

Verluste von leichtflüchtigen Wasserinhaltsstoffen – wie diese bei aktivem Pumpen auftreten können – sind nicht gegeben. Es werden nur wassergelöste Stoffe erfasst, partikelgebundene Schadstoffe werden durch die Membran ferngehalten.

Einschränkungen

Im Fall zeitlich schnell wechselnder Konzentrationsänderungen kann mittels Gleichgewichtssammlern – aufgrund der Trägheit des Konzentrationsausgleichs – keine zuverlässige Aussage zur Konzentration zum Zeitpunkt der Entnahme des Sammlers aus der Messstelle gemacht werden. Das Ergebnis einer Messung ist erst nach vielen Tagen bis Wochen verfügbar.

PE-Membrane können unter Umständen den zu betrachtenden Schadstoff adsorbieren und damit die Diffusion durch die Membran und das Ergebnis der Schadstoffkonzentration im Sammelmedium verfälschen.

Bei kleinem Messstellendurchmesser oder, falls erforderlich, großem Parameterumfang für die Untersuchungen kann das Volumen des Sammelmediums (je nach Dimension des Sammlers zwischen 100 ml und 1 l) nicht ausreichend groß für die Anforderungen der Laboranalytik sein.

Es wird der Zustand in einer Messstelle beschrieben (sehr punktueller Befund). Dieses ist unter Beachtung weiterer Parameter (z. B. vertikale Strömung in der Messstelle) bei der Übertragung auf den Aquifer zu beachten. Daraus können erhebliche Diskrepanzen entstehen (insbesondere auch dann, wenn z. B. außerhalb der Messstelle ein anderes Milieu vorliegt). Es wird nur die aktuelle Konzentration zum Zeitpunkt der Entnahme des Sammlers erfasst; Aussagen über die Konzentrationen während des Sammelzeitraums sind nicht möglich. Aufgrund der limitierten Menge des Sammelmediums muss möglicherweise der Parameterumfang der Analytik eingeschränkt werden. Dies ist insbesondere dann erforderlich, wenn sehr kleine Sammler (bei z. B. geringem Ausbaudurchmesser der Messstelle) eingesetzt werden.

Bei zu langer Expositionszeit können auf den Membranen biologische Filme entstehen, weshalb diese nicht länger als 4 Wochen in der Messstelle eingebaut bleiben sollten. Betreffend RCDMS müssen die Membrane bis zum Einbau feucht gehalten werden. Mit der Zeit kann es bei RCDMS zu einem Verlust des Sammelwassers kommen.

Alternativen/Kombinationen

Gleichgewichtssammler stellen eine potenzielle Alternative zu konventionellen Pumpprobenahmen und insbesondere zu aufwändigen, zeitgleichen tiefenorientierten Pumpprobenahmen dar. Darüber hinaus können diese Verfahren auch in Kombination, z. B. zur Überprüfung der jeweiligen Ergebnisse, eingesetzt werden.

Weitere Alternativen zu Gleichgewichtssammlern können direkte Grundwasserentnahmen mittels Schöpfer, Beuteln oder Behälterfallen sein.

Durch immer stärkere Miniaturisierung der Sammler wird derzeit versucht, Passivsammler auch in Direct Push-Messstellen einsetzbar zu machen, womit sie eine potenzielle Alternative zu z. B. Minipumpen sind.

Stand der Entwicklung/Stand der Anwendung

Wassergefüllte Passivsammler werden seit mehr als 10 Jahren in den USA eingesetzt. In Deutschland fanden in den letzten Jahren mehrere erfolgreiche Anwendungen statt. Die Probenahme-Systeme sind kommerziell verfügbar.

Im Rahmen von, aus ALSAG-Mitteln finanzierten, Erkundungen sind bisher keine Anwendungen gegeben. Die Auswertung einer Umfrage unter Fachleuten zeigt, dass Gleichgewichtssammler bei der Erkundung von Altstandorten in Österreich bis dato nicht eingesetzt werden.

10.2 Zeitintegrierende Passivsammler

Verfahrensbeschreibung

Ziel des Einsatzes von **zeitintegrierenden Passivsammlern** ist die Erfassung einer (tiefengestaffelten) Aussage über die kumulierte Schadstoffmenge in einer Messstelle, in der der Passivsammler im unbeeinflussten Strömungszustand

exponiert wurde. Um aus der gesammelten Schadstoffmenge einen Stoffaustrag bzw. Schadstofffrachten ableiten zu können, sind jedenfalls ergänzende Messungen zur Ermittlung der hydraulischen Fracht, die während des Expositionszeitraumes am Sammler vorbeigeströmt ist, mittels etablierter Verfahren oder z. B. passiven Flux Metern (s. Kap. 11) durchzuführen.

Zeitintegrierende Passivsammler bestehen aus einem festen Behälter oder Schlauch, in dem sich ein flüssiges oder festes Sammelmedium befindet, das in der Regel für mehrere Wochen bis Monate in eine Grundwassermessstelle eingebaut wird und einen Schadstoff über Diffusion aus dem umgebenden Wasser in das flüssige oder feste Sammelmedium aufnimmt. Material und Konstruktion des Behälters oder Schlauchs werden so gewählt, dass diese zwar eine Barriere für das Wasser darstellen, für die zu erfassenden Schadstoffe aber gut passierbar sind (semipermeable Membran). Ein wesentliches Merkmal zeitintegrierender messender Passivsammler ist, dass sich innerhalb des Expositionszeitraums kein Konzentrationsausgleich zwischen der Schadstoffkonzentration im umgebenden Wasser und der Konzentration im Sammelmedium im Inneren des Sammlers bildet (s. Abbildung 26). Dazu werden Sammelmedien mit Schadstoffaufnahme für die zu erfassenden Schadstoffe eingesetzt, um eine kontinuierliche Anreicherung zu erhalten und die Desorption von Schadstoffen und Wiederlösung im Grundwasser weitgehend zu unterbinden.

Zeitintegrierende Passivsammler können sowohl Festphasen-Sammler als auch Flüssigkeits-Sammler sein. Folgende häufig verbreitete Flüssigkeits-Sammler werden unterschieden:

- lösungsmittelgefüllte Passivsammler,
- mit Lipiden gefüllte *Semipermeable Membran Devices* (SPMDs).

Festphasen-Sammler werden in folgende häufige Sammler unterschieden:

- Aktivkohle-Sammler (Dosimeter);
- Sammler mit High-Tech-Sorbentien wie
 - Keramik-Dosimeter/Toximeter,
 - Gore-Sorber®,
 - Gaiasafe-Passivsammler,
 - *Solid Phase Micro Extraction* – SPME,
 - *Membrane Enclosed Sorptive Coating* (MESCO),
 - *Chemcatcher*,
 - *Gelen* (z. B. *DGT-Sammler*), ...

In der Folge wird eine Auswahl der gebräuchlichsten Sammler vorgestellt. Betreffend diverse weitere Passivsammler sei auf die Fachliteratur (z. B. VRANA et al. 2005, BOPP et al. 2004) verwiesen.

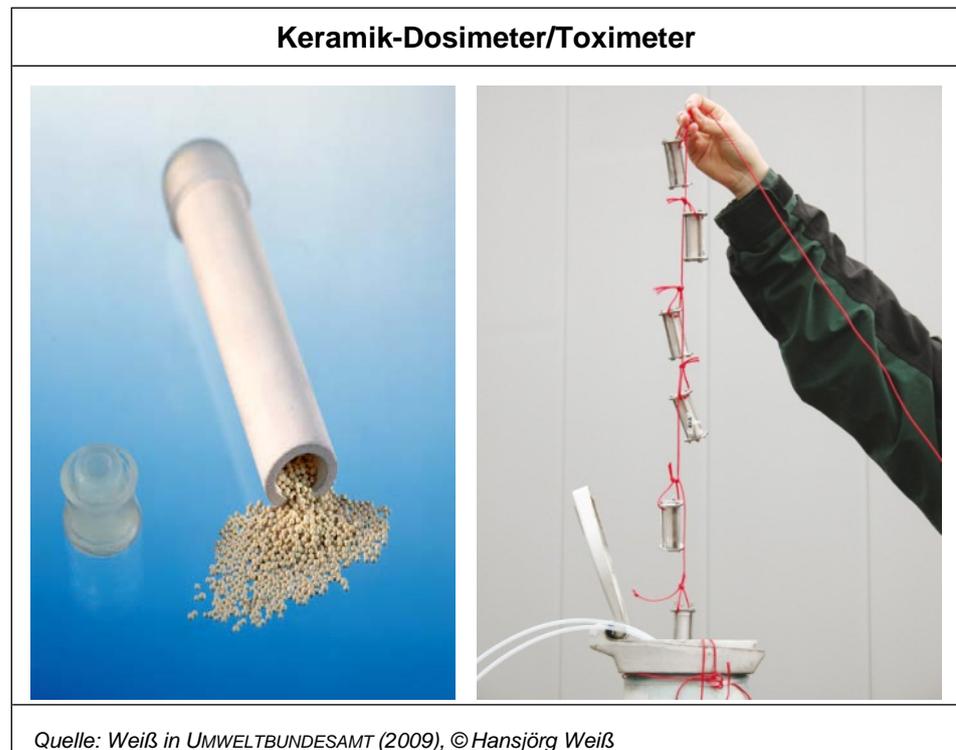
Lösungsmittelgefüllte Passivsammler bestehen aus einem semipermeablen Membran-Schlauch aus Polyethylen oder Zellulose, der mit Lösungsmittel (z. B. Hexan, Cyclohexan oder iso-Oktan) als Sammelmedium gefüllt ist. Diese Passivsammler werden insbesondere zur Bestimmung von leicht bioverfügbaren, frei gelösten hydrophoben Schadstoffen eingesetzt. Einbau und Exposition erfolgen analog den wassergefüllten Passivsammlern (s. Kap. 6). Nach dem Ausbau aus der Messstelle kann das Lösungsmittel konventionell, d. h. direkt im

Labor untersucht werden. Die durchschnittliche Schadstoffkonzentration im Grundwasser im Expositionszeitraum lässt sich mittels der Fick'schen Diffusionsgesetze berechnen (z. B. GREENWOOD et al. 2007).

Semipermeable Membran Devices (SPMDs) bestehen aus einer flachen, mit einem Lipidfilm (Triolein) gefüllten Schlauch (semipermeable Membran) aus Polyethylen. SPMDs imitieren gut das Fettgewebe von Süßwasserfischen. Um die empfindlichen Sammler vor mechanischer Beschädigung zu schützen, werden diese in Schutzkäfigen aus Edelstahl eingebaut. Nach dem Ausbau wird der angereicherte Schadstoff durch Dialyse zurückgewonnen, der Extrakt gereinigt und analysiert. Über im Labor bestimmte Aufnahmeraten und Korrekturfaktoren kann dann die Konzentration des Schadstoffs im beprobten Medium abgeleitet werden. Um die tatsächliche Aufnahmerate besser ableiten zu können, werden dem Lipid sogenannte *Performance Reference Compounds* (PRCs) zugegeben, die dem relevanten Schadstoff sehr ähnlich sind und deren Verlustrate während der Exposition abschätzbar sind.

Keramik-Dosimeter und **Toximeter** bestehen aus einem porösen Keramikröhrchen (als konstante Barriere), das von den gelösten Schadstoffen diffusiv durchströmt wird. Die Schadstoffaufnahme wird daher unabhängig von den außen anliegenden Fließgeschwindigkeiten nur von den Diffusionseigenschaften der Stoffe durch die Keramik bestimmt. Als Sorbentien werden Granulate mit hohem Sorptionsvermögen eingesetzt. Die damit gefüllten Keramikröhrchen werden mit einem Teflon-Deckel verschlossen und in einem Metallkäfig in der Grundwassermessstelle exponiert. Nach der Exposition wird das Sorbens mit einem Lösungsmittel extrahiert und analysiert. Im Fall der Toximeter werden die schadstoffangereicherten Adsorber-Materialien direkt in weiterführenden Biotests zur Bestimmung der Toxizität eingesetzt.

Abbildung 28:
Keramik-Dosimeter/Toximeter.
links: Keramik-Dosimeter mit Sorbenskugeln (Länge = 10 cm, d = 1 cm), und Teflon-Decke
rechts: Einbau in Schutzkäfigen in eine Messstelle.



Gore-Sorber® werden zur Grundwasser- und Bodenluftprobenahme eingesetzt und bestehen aus einem Gore-Tex®-Trägerschlauch, der mit mehreren Gore-Tex-Modulen mit Sorbens-Kapseln unterschiedlicher Adsorber-Materialien gefüllt wird. Die Exposition erfolgt direkt im Schlauch in der Messstelle. Nach der Exposition werden die Schadstoffe von den Sorbens-Kapseln thermodesorbiert und analysiert.

Gaiasafe-Passivsammler bestehen aus einem Papier-, Holzwolle- oder Textilstreifen, der als Trägermaterial dient und mit sorptionsaktiven Wirkstoffen imprägniert wurde. Je nach aufgebrachtener Chemikalie kann der Gaiasafe-Passivsammler damit Schadstoffe sehr spezifisch akkumulieren. Die Streifen werden in Netzbeuteln exponiert. Nach der Exposition werden diese getrocknet und im Anschluss im Labor extrahiert und das Extrakt auf die relevanten Parameter analysiert.

Eine Sonderstellung nimmt die **Festphasenmikroextraktion (Solid Phase Micro Extraction – SPME)** ein. Aufgrund der sehr geringen Menge an Sammelmedium wird dieser Sammler tendenziell zur Bestimmung der aktuellen Schadstoffkonzentration im umgebenden Grundwasser eingesetzt. Eine, aus einem sorptiven Material bestehende Faser (mit Polydimethylsiloxan (PDMS) beschichtete Quarzfaser) wird dazu in einem verschlossenen Behältnis (z. B. Glas, Folien) in eine Grundwassermessstelle eingebracht. Nach Öffnung des Behältnisses wird die Phase innerhalb von Minuten mit Schadstoffen beladen. Im Anschluss wird das Behältnis verschlossen und die Schadstoffe werden im Labor von der Mikrofaser thermodesorbiert (GC) oder extrahiert (GC, HPLC) und quantitativ bestimmt. Die zum Zeitpunkt des Sammelns in der Grundwassermessstelle vorliegende Konzentration wird dann mittels vorab ermittelter Verteilungskoeffizienten errechnet.

Voraussetzungen/Anforderungen

Standort

Siehe auch Gleichgewichtssammler. Zeitintegrierende Passivsammler sind darüber hinaus auch bei geringen Schadstoffkonzentrationen geeignet.

Probenahme/Dimensionierung

Zur richtigen Dimensionierung des Sammlers sowie der Expositionszeit sollten Schadstoffinventar, Schadstoffkonzentrationen und hydraulische Fracht ungefähr bekannt sein. Bei SPMDs müssen darüber hinaus die Sammlerraten bekannt sein bzw. ermittelt werden.

Die Dauer der Probenahme beschränkt sich auf den schnellen Ein- und Ausbau und die Expositionszeit. Während der Expositionszeit ist kein Personaleinsatz erforderlich. Die Expositionszeit eines zeitintegrierenden Passivsammlers beträgt mehrere Wochen (Lösungsmittelgefüllte Passivsammler, Gore-Sorber®, SPMD) bis mehrere Monate (Dosimeter) und erfordert 2 Anfahrten (Ein- und Ausbau). Der Einsatz von Gaiasafe-Passivsammler variiert zwischen einigen Tagen bis Monaten. Die Expositionszeit bei der Festphasenmikroextraktion beträgt rund 30 Minuten, der Ein- und Ausbau erfolgt somit am selben Tag.

Die Feldarbeiten erfordern keine Spezialkenntnisse und können von einem/gerübten Probennehmer/in ohne größere Schwierigkeiten durchgeführt werden. Betreffend Laboranforderungen bestehen für zeitintegrierende Passivsammler

i.d.R. keine, die über jene an ein zertifiziertes Labor zur Wasseranalytik hinausgehen. Aus der absorbierten bzw. der im Lösungsmittel gelösten Stoffmenge, dem Untersuchungszeitraum und der hydraulischen Fracht lassen sich relativ einfach die mittlere Konzentration der Stoffe im Grundwasser und die Schadstofffrachten berechnen. Betreffend Analytik und Auswertung der Mikrofasern sind Geräte für die direkte Aufgabe der Fasern zur Standardanalytik erforderlich. Soweit nicht gegeben, sind bei SPME-Verteilungskoeffizienten vorab zu ermitteln

Der Passivsammler muss auf den Durchmesser der Messstelle abgestimmt werden (i.d.R. haben die Sammler einen Durchmesser von 1 bis 6 cm). Um Aussagen über die gesamte Wassersäule in der Messstelle machen zu können, sind mehrere Sammler über den zu beurteilenden wasserführenden und verfilterten Bereich der Grundwassermessstelle anzuordnen.

Potenziale und Einschränkungen

Potenziale

Siehe auch Gleichgewichtssammler. Zeitintegrierende Passivsammler reichern Schadstoffe an. Damit lassen sich mittlere Konzentrationen berechnen, die Konzentrationsschwankungen von Schadstoffen, z. B. infolge von starken Niederschlägen oder Änderungen im Fließregime, ausgleichen und damit Über- und Unterschätzungen bei der Beurteilung von Schadstoffkonzentrationen vorbeugen.

Die Sorption von Schadstoffen an die Sammelmateriale reduziert deren biologischen Abbau oder Ausgasung. Über die langfristige Aufkonzentration der Schadstoffe im Sammelmedium sind auch geringere Schadstoffkonzentrationen als bei der Pumpprobenahme nachweisbar. Bei Feststoffsammlern besteht eine einfache Möglichkeit Rückstellproben aus dem Sammelmedium zu bilden. Eine Entsorgung von gefördertem, kontaminiertem Grundwasser entfällt.

Einschränkungen

Bei lösungsmittelgefüllten Passivsammlern diffundiert – je nach Membran – ein mehr oder weniger großer Anteil des Lösungsmittels aus, sodass quantitative Aussagen unmöglich werden können. Dadurch wird allerdings auch die Entstehung von Biofilmen verhindert. Wird als Membran PE eingesetzt, kann unter Umständen der zu betrachtende Schadstoff adsorbieren und damit die Diffusion durch die Folie und das Ergebnis der Schadstoffkonzentration im Sammelmedium verfälschen.

Es wird der Zustand in einer Messstelle (sehr punktueller Befund) beschrieben. Dieses ist unter Beachtung weiterer Parameter (z. B. Strömungen in der Messstelle) bei der Übertragung auf den Aquifer zu beachten. Daraus können erhebliche Diskrepanzen auftreten (insbesondere auch dann, wenn z. B. außerhalb der Messstelle ein anderes Milieu vorliegt).

Die Membrane können stark von äußeren Faktoren wie z. B. biologischem Aufwuchs beeinflusst werden. Dies kann nur teilweise über Korrekturfaktoren ausgeglichen werden. SPMDs können aufgrund der hohen Anreicherungsraten Kontamination aus der Luft aufnehmen und zu einem verfälschten Ergebnis führen.

Zum Teil sind aufwändigere Anforderungen an die Aufbereitung und Analytik als bei Wasserprobenahmen (Lipid-Extraktion, Dialyse) erforderlich. Die Ergebnisse sind erst nach Wochen bzw. Monaten verfügbar.

Stand der Entwicklung/Stand Anwendung

Zeitintegrierende Passivsammler wurden vor mehr als 20 Jahren erstmals in den USA eingesetzt. In Deutschland fanden in den letzten zehn Jahren mehrere erfolgreiche Anwendungen statt. Die beschriebenen Probenahme-Systeme sind kommerziell verfügbar. Keramik-Dosimeter bzw. Toximeter-Kombinationen wurden vor rund 10 Jahren entwickelt und werden in der Praxis in Deutschland immer stärker eingesetzt. Die Festphasenmikroextraktion wurde vor ca. 15 Jahren bis zur Feldprobenahme weiterentwickelt bzw. zum Passivsammler ausgebaut. Hinsichtlich der eingesetzten Fasermaterialien wird weiterhin intensiv geforscht.

Im Rahmen von, aus ALSAG-Mitteln finanzierten, Erkundungen ist bisher eine Anwendung bekannt. Die Auswertung einer Umfrage unter Fachleuten zeigt, dass zeitintegrierende Passivsammler relativ gut bekannt sind und in den letzten Jahren bereits von mehreren Büros – allerdings nur sehr vereinzelt – eingesetzt wurden. Die Erfahrungen werden insgesamt als gut beschrieben.

Alternativen/Kombinationen

Zeitintegrierende Passivsammler stellen eine potenzielle Alternative zu etablierten Pumpprobenahmen und insbesondere zu aufwändigen, zeitgleichen tiefenorientierten Pumpprobenahmen an mehreren Terminen dar. Zudem können diese Verfahren auch in Kombination z. B. zur Überprüfung der jeweiligen Ergebnisse eingesetzt werden.

In Kombination mit Passiv Flux Metern werden Aussagen zu schichtspezifischen Schadstofffrachten im Grundwasser möglich. Mit Einschränkungen sind sie auch eine Alternative zu Immissionspumpversuchen.

Darüber hinaus besteht die Möglichkeit mittels zeitintegrierenden Passivsammlern Tracer aus Strömungsversuchen zurückzugewinnen.

Zitierte und weiterführende Literatur

- AF – Altlastenforum Baden-Württemberg e.V (2006): Innovative Mess- und Überwachungsmethoden (Grundwassermonitoring). Herausgegeben vom Arbeitskreis Innovative Erkundungs-, Sanierungs- und Überwachungsmethoden, Schriftenreihe, Heft 11, Stuttgart.
- BOPP, S. K.; WEIß, H.; SCHIRMER, M.; GRATHWOHL, P. & SCHIRMER, K. (2004): Passive Probenahme in Grundwasser- und Oberflächenwasser – Ein Überblick. Zeitschrift der Fachsektion Hydrogeologie in der Deutschen Geologischen Gesellschaft, Volume 9, Issue 2, pp. 109–118. Heidelberg.
- BOPP, S. K. & SCHIRMER, K. (2002). Passivsammler für die zeitintegrierte chemische und toxikologische Überwachung in Grund- und Oberflächenwasser. Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung 14, 45–51. Heidelberg.

- GREENWOOD, R.; MILLS, G.A. & VRANA, B. (Hrsg. 2007): Passive Sampling Techniques. In: *Environmental Monitoring*. Wilson & Wilson's Comprehensive Analytical Chemistry (Hrsg. Barceló, D.), Band 48. Elsevier Ltd, Amsterdam.
- ITRC – Interstate Technology & Regulatory Council, Authoring Team (2006): Technology Overview of Passive Sampler Technologies. DSP-4. March 2006, Washington, D.C. www.itrcweb.org
- ITRC – Interstate Technology & Regulatory Council, Diffusion/Passive Sampler Team (2007): Protocol for Use of Five Passive Samplers to Sample for a Variety of Contaminants in Groundwater. DSP-5. February 2007, Washington, D.C. www.itrcweb.org
- ITRC – Interstate Technology & Regulatory Council, Integrated DNAPL Site Strategy Team (2010): Use and Measurement of Mass Flux and Mass Discharge. MASSFLUX-1. August 2010, Washington, D.C. www.itrcweb.org
- MICHELS, J.; STUHRMANN, M.; FREY, CH. & KOSCHITZKY, H.-P. (2008): Handlungsempfehlungen mit Methodensammlung. BMBF-Förderschwerpunkt „Kontrollierter natürlicher Rückhalt und Abbau von Schadstoffen bei der Sanierung kontaminierter Grundwässer und Böden (KORA)“. DECHEMA (Hrsg.), Frankfurt am Main, ISBN 978-3-89746-092-0. <http://www.natural-attenuation.de/download/kora-handlungsempfehlungen.pdf>
- U.S. GEOLOGICAL SURVEY (2007): Demonstration and Validation of a regenerated cellulose dialyze membrane diffusion sampler for monitoring ground water quality and remediation progress at DoD sites (ER-0313). Technical report TR-2281-ENV, U.S. Geological Survey, Trenton, New Jersey und Naval Facilities Engineering Service Center, August 30, 2007, Port Hueneme, California Battelle, Columbus, Ohio. <http://www.dtic.mil/dtic/>
- VRANA, B.; MILLS, G. A.; ALLAN, I. J.; DOMINIAK, E.; SVENSSON, K.; KNUTSSON, J.; MORRISON, G. & GREENWOOD, R. (2005): Passive sampling techniques for monitoring pollutants in water. In: Trends in Analytical Chemistry, Vol. 24, No. 10, Elsevier Ltd., Amsterdam.
- UMWELTBUNDESAMT (2009): Weiß, S.: Innovative Mess-und Probenahmetechniken im Grundwassermonitoring. 9. Altlastenpraxis, Umweltbundesamt, Wien. http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/umweltthemen/altlasten/veranstaltungen/Natural_Attenuation/V11_InnovativeMess-undProbenahmetechniken.pdf

11 PASSIV FLUX METER

In diesem Kapitel werden Passiv Flux Meter vorgestellt, die zu den passiven Erkundungsverfahren gehören. Charakter von Passiv Flux Metern ist die schichtspezifische Ermittlung des mittleren Durchflusses in einer Grundwassermessstelle durch die kontrollierte Freisetzung eines Tracers aus einem Trägermaterial über mehrere Wochen. Das Verfahren liefert damit punktuelle Aussagen in einer Grundwassermessstelle, deren Vorhandensein die Grundvoraussetzung für den Einsatz von PFM ist. Die Untersuchung des Trägermaterials nach Ausbau aus der Messstelle erfolgt im Labor.

Einen ersten Überblick über Prinzip und Ziel, Einsatz- und Kostenrahmen der jeweiligen Verfahren gibt die Tabelle 11.

Tabelle 11: Überblick Passive Probenahmeverfahren. (Quelle: Umweltbundesamt)

Verfahren	Verfahrensprinzip/ Ziel des Verfahrens	Einsatzbereich	Parameter	Dauer	Kosten
Passiv Flux Meter (PFM)	(Schichtspezifische) Messung des hydraulischen Durchflusses in einer Grundwassermessstelle über einen def. Zeitraum durch durchfluss-aliquote Freisetzung und Detektion von Tracern aus einem – in die Messstelle eingebrachten – Trägermaterial (AK).	GW-Messstelle tiefengestaffelt Quelle, Fahne, D, B ^{a)}	Durchfluss, Q [m ³ /d, l/s] schichtspezifisch	Ein-/Ausbau 60 Min./PFM 3 d–4 Wo Exposition Analysezeit	Material: 50 €/PFM 400 bis 800 € je Messstellenprofil (inkl. Ein-/Ausbau, Material, Auswertung, Analysen, ...)

a) D = Detailerkundung, B = Beobachtung

Verfahrensbeschreibung

Ziel des Einsatzes von Passiv Flux Metern (PFM) ist, eine zeitintegrierende (schicht- bzw. tiefenspezifische) Aussage über den Grundwasserdurchfluss (= "flux") im Nahbereich einer unbeeinflusst angeströmten Grundwassermessstelle zu bekommen. PFM werden dabei fast immer mit Passivsammlern kombiniert als „Fluxmeter-Passivsammler“ eingesetzt.

Passiv Flux Meter bestehen aus einem Behältnis/Schlauch mit geringem Fließwiderstand (z. B. Nylonnetz-Socken, Kunststoff- oder Metallkäfigen), in dem sich granuliert Aktivkohle als Trägermaterial (Sorbens) befindet. Gegenüber Passivsammlern wird das Sorbens zusätzlich mit einem oder mehreren unterschiedlich gut wasserlöslichen Tracern (Alkohole wie Methanol, Ethanol, 2-Methyl-2-Propanol, Isopropyl-Alkohol, 2,4-Dimethyl-3-Propanol) gesättigt bzw. getränkt. Diese Tracer haben die Eigenschaft, dass ihr Desorptionsverhalten annähernd linear zur durchströmenden Grundwassermenge ist und dass die Desorption quasi unverzögert erfolgt. Der Einbau der PFM in eine Grundwassermessstelle erfolgt hängend und eng anliegend an das Filterrohr (s. Abbildung 29). Beim Durchströmen des PFM desorbiert der Tracer von der Aktivkohle.

Abbildung 29:
links: Passiv Flux
Meter™ (PFM), rechts:
Füllen eines PFM mit
Tracer-getränkter
Aktivkohle.



Nach einer Verweildauer des PFM von wenigen Tagen bis Wochen in der Grundwassermessstelle erfolgt der Ausbau. Auf der Aktivkohle gesammelte Schadstoffe (s. Passivsammler Kap. 10) sowie die noch im Sorbens vorhandenen Mengen an Tracern werden im Labor extrahiert und analytisch quantifiziert. Aus den jeweiligen verbliebenen Tracer-Mengen wird dann der Grundwasserdurchfluss (als Summe über den Expositionszeitraum) durch den PFM – bzw. durch die vom PFM erfasste wasserführende Schicht – berechnet (siehe ITRC 2010).

Durch tiefengestaffelte Segmentierung der PFM (innerhalb des PFM situierte Gummi- oder Neoprenscheiben) oder tiefengestaffelten Einbau mehrerer Passiv Flux Meter kombiniert mit Packern lässt sich ein vollständiges Tiefenprofil des Durchflusses in einer Messstelle bzw. einem Aquifer erstellen. Zudem ist über die separate Entnahme von Aktivkohle aus unterschiedlichen Bereichen z. B. Sektorfelder des PFM (Querschnitte durch das PFM s. Abbildung 30) und durch Vergleich der jeweiligen Tracer-Konzentrationen in diesen Proben ermittelbar, in welche Richtung der PFM durchströmt wurde (angeströmte Bereiche zeigen geringere Konzentrationen). Auf diese Weise kann die kleinräumig vorhandene Grundwasserströmungsrichtung abgeschätzt werden.

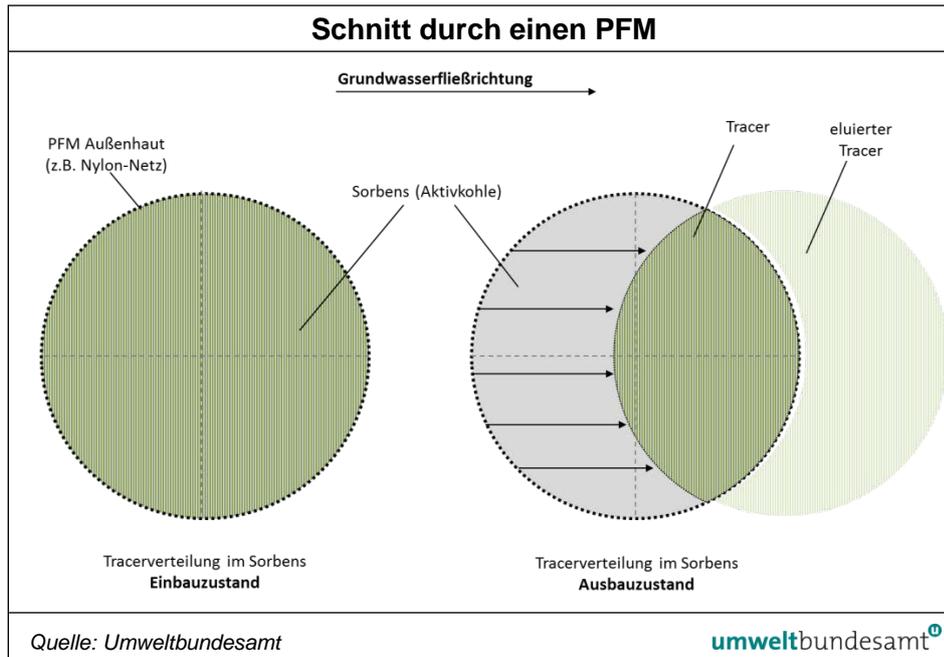


Abbildung 30:
Schnitt durch einen PFM
(links Einbauzustand,
rechts Ausbauzustand).

Voraussetzungen/Anforderungen

Standort

Betreffend Standort bestehen keine Einschränkungen; der PFM ist jedoch an das Vorhandensein einer dem Aquifer entsprechend ausgebauten, intakten Grundwassermessstelle gebunden. Derzeit erfolgt die Anwendung von PFM primär in Lockergesteins-Aquiferen mit mittlerer bis hoher hydraulischer Durchlässigkeit. Grundsätzlich können sie auch in Kluftgrundwasserleitern eingesetzt werden, Auswertungsmethoden dazu sind noch in Entwicklung.

Es sollten nur geringe Vertikalströmungen in der Messstelle vorliegen bzw. eine vertikale Strömung mittels Segmentierung des PFM oder durch Packer weitgehend unterbunden werden.

Probenahme/Dimensionierung

Die Dauer der Probenahme beschränkt sich auf den Ein- und Ausbau sowie die Expositionszeit und erfordert zwei Anfahrten. Während der Expositionszeit ist kein Personaleinsatz erforderlich. Die Expositionszeit ist abhängig vom Grundwasserdurchfluss; beim kombinierten Einsatz als Passivsammler ist zusätzlich noch die Schadstoffkonzentration in Zusammenhang mit der Aufnahmekapazität der Aktivkohle zu beachten. Da die Bestimmung des Grundwasserdurchflusses aber Ziel der Untersuchung ist, wird empfohlen, mehrere unterschiedlich retardierende Tracer zugleich einzusetzen, um einen ausgedehnten Arbeitsbereich (Tage bis Wochen) abzudecken. Optimalerweise sollte beim Ausbau des PFM noch 50 Massenprozent des Ausgangstracers im PFM vorhanden sein.

Die Feldarbeiten erfordern keine Spezialkenntnisse und können von einem/r geübten Probennehmer/in ohne größere Schwierigkeiten durchgeführt werden.

Der PFM muss auf den Durchmesser der Messstelle abgestimmt werden. Ein problemloser Einbau in eine 2“-Messstelle ist möglich. Der PFM kann länger sein als der betrachtete Messstellenabschnitt und ist im verfilterten Bereich der Messstelle zu platzieren¹⁸. Bei Bedarf sollte mit ergänzenden Verfahren die Vertikalströmung (s. Kap. 7) in der Messstelle überprüft werden.

Um das Strömungsfeld im Bereich der Messstelle durch den PFM nicht zu stark zu beeinflussen, sollte die Permeabilität des Sorbens zumindest um Faktor 36 höher sein als die des Aquifers. Weiters sollte das Sorbens möglichst resistent gegenüber mikrobiellem Abbau bzw. dem Aufwachsen von biologischen Filmen sein.

Der Nachweis der Tracer kann prinzipiell in einem zertifizierten Labor für Wasseranalytik erfolgen.

Potenziale und Einschränkungen

Potenziale

Da keine aktive Förderung von Wasser erfolgt und ein richtig dimensionierter PFM keinen wesentlichen Strömungswiderstand hat, wird das hydraulische Strömungsfeld im Bereich der Messstelle nur sehr geringfügig bzw. nicht beeinflusst.

Zudem können bei gekammertem Einsatz verschiedene grundwasserführende Schichten zeitgleich betrachtet werden. Eine Entsorgung von kontaminiertem Grundwasser entfällt.

Da keine infrastrukturellen Voraussetzungen (Strom usw.) und nur ein Minimum an Equipment erforderlich sind, können PFM auch in abgelegenen oder sensiblen Bereichen ohne Einschränkung eingesetzt werden.

Obwohl das Prinzip der PFM simpel ist, bedarf die Interpretation der Ergebnisse einer gewissen Erfahrung vor allem hinsichtlich des Einflusses einer Messstelle auf die Stromlinien eines GW-Leiters und der Strömung im PFM. Methoden zur Berechnung des Grundwasserdurchflusses aus der Tracer-Menge sind verfügbar (z. B. ITRC 2010). Genaueste Kenntnisse der lokalen Aquifer-Eigenschaften sind nicht erforderlich. PFM liefern ähnlich gute Ergebnisse wie die Durchflussbestimmung mittels Transektmethode (ITRC 2010). In Kombination als Fluxmeter-Passivsammler werden Wasser- und Schadstoffmassenfluss simultan ermittelt. Durch kumulierte Ermittlung des Grundwasserdurchflusses ist das Verfahren robust gegenüber starken Tagesschwankungen (siehe auch Einschränkungen).

Einschränkungen

Im Fall natürlich schnell wechselnder Fließzustände sind keine kurzzeitigen Aussagen zu den Fließverhältnissen möglich. In sehr heterogenen Aquiferen mit vielen Messstellen ist die Anzahl an, für qualifizierte Aussagen notwendigen, PFM unverhältnismäßig hoch.

¹⁸ PFM werden maßgeschneidert bestellt, womit auch große Längen (viele Meter) möglich sind. Prinzipiell gilt dies auch für große Durchmesser (zum Einsatz in Brunnen), wobei aber die Handhabung schwierig und der Materialbedarf unverhältnismäßig hoch werden.

Es wird lediglich der Zustand in einer Messstelle beschrieben (sehr punktueller Befund). Bei der Übertragung auf den Aquifer müssen weitere Parameter (z. B. vertikale Strömung in der Messstelle) beachtet werden. Liegen erhöhte Vertikalströmungen in einer der Messstellen vor und können diese auch nicht unterbunden werden¹⁹, sind PFM nicht interpretierbar.

Für Messstellen ab 50 m Tiefe ist der Einsatz von PFM nur noch sehr eingeschränkt bzw. nicht mehr möglich. Da PFM exakt an den Durchmesser der Grundwassermessstelle angepasst sein müssen, ist eine genaue Angabe bereits bei der Planung und Bestellung erforderlich.

Die Freisetzung von Tracern (auch nur in geringen Mengen) bedarf einer besonderen wasserrechtlichen Betrachtung und sollte immer vorab mit den zuständigen Stellen abgestimmt werden.

Nachdem Alkohole relativ gute Lösungsmittel sind, ist der kombinierte Einsatz einer PFM mit einem Passivsammler für ausgewählte organische Substanzen (z. B. PAK) vorab zu überprüfen.

Bei zu langer Expositionszeit können auf dem Sorbens biologische Filme entstehen, die auch die Freisetzung der Tracer beeinflussen können, weshalb PFM nicht länger als 4 Wochen in der Messstelle eingebaut bleiben sollten.

Alternativen/Kombinationen

Klassisch ist die Kombination eines Passiv Flux Meters mit einem zeitintegrierenden Passivsammler (s. 10.2), wobei sich mit dieser Kombination schichtspezifische Schadstofffrachten direkt messen bzw. ermitteln lassen.

Alternativen zur Schadstofffrachtermittlung stellen IPV und Untersuchungen an Grundwassermessstellen in einer Kontrollebene/Transekte²⁰ dar, wobei beide Methoden nur eingeschränkt (bei Kenntnis der Hydrogeologie) schichtspezifische Frachtaussagen zulassen. Schichtspezifische Frachtermittlungen lassen sich z. B. auch mittels Kombination von Minipumpen und Flowmetern durchführen (s. 7).

Aussagen zum Grundwasserdurchfluss lassen sich auch mit konventionellen Abstichmessungen in tiefenorientiert ausgebauten Grundwassermessstellengruppen gewinnen, wobei sich der errechnete Grundwasserdurchfluss auf den von der Messstelle erfassten Horizont bezieht und neben einem großen Messstellennetz auch Informationen zur Geohydrologie (Durchlässigkeit, ...) erfordert.

Zur Ermittlung der (großräumigen) Grundwasserfließrichtung und von Abstandsgeschwindigkeiten können auch konventionelle Tracer-Versuche (s. Kap. 13) durchgeführt werden.

¹⁹ Durch den Einsatz enganliegender PFM sowie deren Trennung in Kammern mit Dichtscheiben lässt sich zwar die Vertikalströmung in der Messstelle unterbinden, aber nicht im Brunnenfilter.

²⁰ Transekten sind senkrechte Ebenen, die quer zur Ausbreitungsrichtung der im Grundwasser transportierten Schadstoffe aufgespannt werden.

Stand der Entwicklung/Stand Anwendung

Das Verfahren wurde im letzten Jahrzehnt in den USA im universitären Bereich entwickelt. Mittlerweile ist das Equipment kommerziell erhältlich. Das Verfahren ist praxisgetestet, allerdings liegen aufgrund seiner Neuheit vergleichsweise wenige Erfahrungswerte vor (siehe z. B. CLU-IN 2014).

Im Rahmen von, aus ALSAG-Mitteln finanzierten, Erkundungen sind bisher keine Anwendungen gegeben. Die Auswertung einer Umfrage unter Fachleuten zeigt, dass PFM in Österreich noch weitgehend unbekannt sind. Ein Unternehmen gibt Erfahrungen mit PFM an insgesamt drei Standorten in Österreich an.

Zitierte und weiterführende Literatur

- BROOKS, M.C. (2008): Mass Flux Field Measurement Techniques. International Conference and Training Triad Investigations New Approaches and Innovative Strategies, University of Massachusetts Amherst. Juni 2008. Conference Co-Hosts: US EPA – Office of Superfund Remediation and Technology Innovation (OSRTI), Amherst. <http://www.epa.gov/ada/qw/pdfs/TRIADBrooksR.pdf>
- CLU-IN (2014): Contaminated Site Clean-up Information der U.S. EPA – Office of Superfund Remediation and Technology Innovation [http://www.clu-in.org/characterization/technologies/default.focus/sec/Passive_\(no_%20purge\)_Samplers/catt/Integrating_Samplers/](http://www.clu-in.org/characterization/technologies/default.focus/sec/Passive_(no_%20purge)_Samplers/catt/Integrating_Samplers/)
- ESTCP – Environmental Security Technology Certification Program U.S. Department of Defense (2007): Field Demonstration and Validation of a New Device for Measuring Water and Solute Fluxes. Cost and Performance Report (ER-0114). April 2007, Arlington, Virginia. www.estcp.org
- HATFIELD, K.; ANNABLEB, M.; CHOB, J.; RAOD, P.S.C.& KLAMMLERA, H. (2004): A direct passive method for measuring water and contaminant fluxes in porous media. Journal of Contaminant Hydrology 75. June 2004, Elsevier, S. 155-181.
- ITRC – The Interstate Technology & Regulatory Council, Integrated DNAPL Site Strategy Team (2010): Technology Overview Use and Measurement of Mass Flux and Mass Discharge. August 2010, Washington. <http://www.itrcweb.org/Guidance/GetDocument?documentID=49>

12 REDOXSENSITIVE BÄNDER

In diesem Kapitel werden Redoxsensitive Bänder (*Redox-Sensitive Tapes* – RST) bzw. Redox-Milieu-Detektorbänder (RMD) beschrieben, die einen weitgehenden Standardisierungsgrad erreicht haben und in die Gruppe der passiven Probenahmeverfahren einzustufen sind. Durch direkte Anzeige liefern Redoxsensitive Bänder punktuell, in Abhängigkeit der Strömungsbedingungen tiefenaufgelöste Profile des Redoxmilieus in einer Grundwassermessstelle. Voraussetzung für den Einsatz ist das Vorhandensein einer konventionellen Grundwassermessstelle.

Einen ersten Überblick über Prinzip und Ziel, Einsatz- und Kostenrahmen der Redoxsensitiven Bänder gibt die Tabelle 12.

Tabelle 12: Überblick Redox-Milieu-Detektorbänder (RMD). (Quelle: Umweltbundesamt)

Verfahren	Verfahrensprinzip/ Ziel des Verfahrens	Einsatzbereich ^{a)}	Parameter	Dauer	Kosten
Redox-sensitive Bänder	Tiefenorientierte direkte Messung der Redox-Milieu-Bedingungen im Grundwasser über Einbringung von, auf Bändern fixierten, Mineralphasen, die mittels charakteristischem Farbumschlag Redox-Zonen direkt anzeigen.	GW-Messstelle stufenlos Quelle, Fahne, D, B, (S), bes. Bedeutung f. MNA-Prozesse	Indirekte Aussage über Redoxmilieu durch Mineralumwandlungen schichtspezifisch	Ein-/Ausbau à 20 Min. plus 1–3 Kontrollen 4 Wo Expositions-dauer	Material: 50 €/RMD 5–8 An-/Ab-fahren pro Standort Keine Analyse-kosten

a) D = Detailerkundung, B = Beobachtung, S = Kontrolluntersuchungen zur Sanierung, () = eingeschränkt

Verfahrensbeschreibung

Redox-Milieu-Detektorbänder werden zur direkt anzeigenden, tiefenorientierten Detektion des Redoxmilieus²¹ innerhalb einer Grundwassermessstelle eingesetzt. Im Fall der Erkundung kontaminierter Standorte zeigen RMD die oft sehr kleinräumigen bzw. geschichteten Redoxzonen(-änderungen) im Fahnenbereich anorganischer und organischer Schadstoffquellen. Damit werden indirekt Aussagen zur Ausdehnung von Kontaminationsfahnen im Grundwasserstrom durch *in situ*-Messungen möglich.

RMD bestehen aus wenige Zentimeter (2 cm) breiten Bändern. Verwendet wird biologisch-abbaubeständiges, synthetisches Textilgewebe, das mit mehreren feinverteilten redoxsensitiven, farbintensiven Pigmenten beschichtet ist. Als Mineralpigmente werden die, auch natürlich im Aquifer vorkommenden, Oxidationsmittel Mangan(IV)-Oxide, Eisen(III)-Oxide und Barium- und Bleisulfate eingesetzt.

²¹ Eine Reduktions-Oxidations-Reaktion (Redoxreaktion) ist eine Stoffumwandlung, bei der ein Reaktionspartner Elektronen auf den anderen überträgt. Bei einer solchen Elektronenübertragung finden eine Elektronenabgabe durch einen Stoff (dieser Stoff wird oxidiert) sowie eine Elektronenaufnahme durch einen weiteren Stoff (dieser Stoff wird reduziert) statt. Das Redox-Milieu beschreibt den diesbezüglichen chemischen Zustand des umgebenden Mediums.

Beschwert mit einem Gewicht werden RMD – in den wasserdurchströmten Bereich – in eine Grundwassermessstelle eingehängt und über mehrere Wochen exponiert. In Anhängigkeit der biogeochemischen Prozesse im Aquifer kommt es zu Redoxreaktionen mit den Mineralkomplexen auf dem Band. Die Mineralkomplexe ändern hierdurch ihre Farbe²², sodass auf dem RMD je nach Zonierung der Mineralkomplexe und den damit verbundenen Redoxmilieus charakteristische Muster entstehen. Tabelle 13 zeigt typische Redox-Zonen eines mit farbrelevanten Mineralpigmenten dotierten RDM.

*Tabelle 13:
Charakteristische
Farben eines RMD mit
farbrelevanten
Mineralpigmente.
(Quelle:
Umweltbundesamt)*

	RZ1	RZ2 ^{a)}	RZ3	RZ4	RZ5
Milieu	aerob	anaerob	anaerob	anaerob	abiotisch
Redoxpotenzial E _H [Volt]	> 0,6	< 0,6 bis > 0	0 bis - 0,2	< - 0,2	-
Elektronenaktivität pe-Wert ²³ [-]	> 10	< 10 bis > 0	< 0 bis - 4	< - 4	-
Mangan	Mangan(IV) MnO ₂ -Bildung	Mangan(II) MnO ₂ -Auflösung	Mangan(II)	Mangan(II)	Mangan(II) MnO ₂ - Auflösung ^{b)}
Eisen	Eisen(III) FeOOH stabil	Eisen(III) FeOOH- Ausfällung	Eisen(II) FeOOH- Auflösung	Eisen(II) Fe(II)S- Ausfällung	Eisen(III) FeOOH- Ausfällung
Schwefel	Sulfat BaSO ₄ /PbSO ₄ stabil	Sulfat BaSO ₄ /PbSO ₄ - stabil	Sulfat BaSO ₄ /PbSO ₄ - stabil	Sulfid Auflösung von BaSO ₄ /PbSO ₄ Ausfällung von Fe(II)S, Pb(II)S	Sulfat BaSO ₄ /PbSO ₄ - stabil

- a) Bei Vorhandensein von Fe(III) ockerfarbenes Eisenoxidhydrat, ansonsten ist nur die weiße Trägerfaser sichtbar.
- b) abiotisch chemisch ausgelöste – Fe(II) induzierte – MnO₂ Auflösung

Über die gesamte Expositionszeit erfolgt in regelmäßigen Abständen die Entnahme und Dokumentation sowie der Wiedereinbau des RMD. Dazu wird das RMD auf einen bemaßten Wickelrahmen aufgelegt (Abbildung 32), fotodokumentiert und die farblich charakteristischen Veränderungen auf dem Redoxsensitiven Band dokumentiert (Graubraun (RZ1), Ocker (RZ2), helle Färbung (RZ3), Graubraun- bis Schwarzfärbung (RZ4) oder helles Ocker (RZ5) s. Tabelle 13).

²² Die Schadstoffe dienen dabei als Reduktionsmittel, das mit den natürlich vorliegenden Oxidationsmitteln des Aquifers und den Mineralkomplexen des RMD als Oxidationsmittel reagiert. Die Elektronenaffinität in einer Schadstoffphase kann dabei für einen aeroben Grundwasserleiter (pe > +10) bis in ein methanogenes Milieu fallen (pe < -7).

²³ Umrechnung: pe = E_H/59 bei 25 °C, pe = E_H/56 bei 10 °C; E_H jeweils in mV

Redoxensitive Bänder nach dem Ausbau



Quelle: BLP/GM-INGENIEURBÜRO (2014) im Auftrag des BMLFUW, © blp GeoServices gmbh & gM-Ingenieurbüro

Abbildung 31: Redoxensitive Bänder nach dem Ausbau (Untersuchungen im Auftrag des BMLFUW).

Voraussetzungen/Anforderungen

Standort

Voraussetzung für die Verwendung von RDM ist das Vorhandensein einer entsprechend den Gegebenheiten des Aquifers ausgebauten, intakten Grundwasser messstelle. Die Anwendung von RDM kann sowohl in Lockergesteins- als auch Kluftaquiferen erfolgen. Es sollten keine Vertikalströmungen in der Messstelle vorliegen, wenn eine tiefenorientierte Aussage getroffen werden soll. Der Einsatz von RDM erfolgt in der Regel im Fahnenbereich bis zur Fahnen spitze.

Probenahme/Dimensionierung

Der Umsatz der Oxidationsmittel auf dem RMD erfolgt biotisch als auch abiotisch mit Umsatzzeiten von rund 5 bis 50 Tagen (übliche Einsatzzeit sind 4 Wochen). Daher ist es erforderlich, eine regelmäßige visuelle Beurteilung des Bandes in Abständen von 2–3 Tagen zu Beginn der Probenahme und dann wöchentlich durchzuführen. Die Dauer der Feldarbeiten ergibt sich aus der Zeit für Ein- und Ausbau sowie Dokumentation und erfordert rund 5 bis 8 Anfahrten. Während der Expositionszeit ist kein Personaleinsatz erforderlich.

Die Bänder der RDM können, abhängig von der Messstelle beliebig lang sein. Der Ausbaudurchmesser einer Grundwassermessstelle sollte zumindest 2 Zoll oder mehr betragen. Das RMD ist im verfilterten Bereich der Messstelle zu platzieren. Für tiefenorientierte Aussagen sollte mit ergänzenden Verfahren eine Vertikalströmung in der Messstelle ausgeschlossen werden.

Die Feldarbeiten erfordern keine Spezialkenntnisse und können von einem/r geübten Probennehmer/in ohne größere Schwierigkeiten durchgeführt werden. Laboranalytische Untersuchungen sind nicht erforderlich.

Potenziale und Einschränkungen

Potenziale

Da keine aktive Förderung von Wasser erfolgt, wird das natürliche hydraulische Strömungsfeld im Bereich der Messstelle nur sehr geringfügig verändert.

RMD sind räumlich hochauflösend und ermöglichen eine tiefenorientierte Abbildung von Redoxmilieu-Zonen. Somit können auch sehr geringmächtige aufgebaute Redoxbereiche sichtbar gemacht werden. Die Auswertung ist direkt im Feld möglich.

Eine Kalibrierung ist nicht erforderlich. Die Funktionstüchtigkeit von RMD ist zudem wassertiefen- und wasserqualitätsunabhängig. Eine nachfolgende Laboranalytik ist nicht erforderlich.

Da keine infrastrukturellen Voraussetzungen (Strom usw.) und nur ein Minimum an Equipment erforderlich sind, können RMD auch an abgelegenen oder sensiblen Orten ohne Einschränkung eingesetzt werden.

RMD sind relativ simpel anwendbar und gut interpretierbar. Durch wiederholten Einsatz werden räumliche und zeitliche Entwicklungen von Schadstoffzonen dokumentierbar. RMD sind damit ein kostengünstiges Verfahren zum unterstützenden Einsatz beim Langzeitmonitoring. Genehmigungsrechtliche Schwierigkeiten bestehen nicht.

RMD können ein tiefenaufgelöstes Bild der verschiedenen biogeochemischen Zustände des Aquifers vermitteln.

Einschränkungen

Für eine räumlich horizontale Interpretation der Daten sind mehrere Messstellen notwendig. Bei extremen Schwankungen des Grundwasserspiegels oder vertikalen Strömungen in der Messstelle ist die tiefenorientierte Interpretierbarkeit stark eingeschränkt.

Bestehen keine Vorinformationen zum Redoxmilieu des Grundwasserleiters, sind relativ viele Kontrollentnahmen (An- und Abfahrten) erforderlich, um auch zeitlich begrenzte Reaktionen (Pigmentauflösungen) erfassen zu können.

Da unmittelbar nach Entnahme der Detektorbänder Eisensulfid an der Luft unter Rückbildung von Eisen(III)oxyhydrat-Pigment zu oxidieren beginnt, sind die Detektorbänder sofort nach ihrer Entnahme zu fotografieren. Anders ist das Ergebnis eines RMD nicht konservierbar.

RMD aus Baumwollgewebe zeigen einen biologischen Abbau im Bereich des anoxischen Milieus. RMD sollten auch nicht zusammen mit zellulosehaltigen Papier- oder Papierwolle-Passivsammlern eingesetzt werden, da diese ebenfalls biologisch abgebaut werden und es dadurch zu Verfälschungen des eigentlichen Redox-Milieus kommen kann.

RDM sprechen nur auf, im Wasser gelöste „Reduktions- und Oxidationsmittel“ an. Aussagen zur Methanogenese und zu Nitrat sind mit RMD nicht möglich.

Verlagern sich H_2S und CH_4 (entstanden in Zonen der Sulfatreduktion oder Methanogenese) in Schichten mit höherem Redox-Milieu und werden dort nicht schnell genug oxidiert, führen bereits geringste Gaskonzentrationen zu einer Braunfärbung durch PbS-Bildung auf dem RMD und verfälschen das Ergebnis.

Grundsätzlich messen pigmentbasierte Redoxbänder nicht das Gleiche wie konventionelle Redox-Elektroden (meist Platin gegen Ag/AgCl)²⁴. Eine direkte Vergleichbarkeit ist nicht gegeben, die Ergebnisse eines Redoxbandes sind jedoch von großer Bedeutung für die Interpretation der Redoxverhältnisse im Aquifer.

Alternativen/Kombinationen

Durch Gewinnung schichtspezifischer Grundwasserproben, z. B. in Separationspumpverfahren (s. 9.1) und entsprechender Analytik auf Leitparameter sind eingeschränkte Aussagen zu Milieu und -verteilung möglich. Darüber hinaus existieren MNA-Methoden (s. Technologiematrix, Tabelle 1), die Aussagen zu Milieubedingungen (z. B. nitrat-, sulfat-reduzierend, methanogen) durch direkten Nachweis von Mikroorganismen (z. B. PCR-Gen-Nachweis) und mikrobielle Gemeinschaften zulassen.

Stand der Entwicklung/Stand Anwendung

Das Verfahren wurde vor rund zehn Jahren in Deutschland entwickelt und wird seitdem in Deutschland, Kanada und den USA sowohl in Poren- und Kluftgrundwasserleitern als auch in Oberflächengewässern angewendet. Das Equipment ist kommerziell erhältlich. Insgesamt liegen jedoch vergleichsweise wenige Erfahrungswerte vor.

Im Rahmen von, aus ALSAG-Mitteln finanzierten, Erkundungen ist bisher eine Anwendung bekannt. Die Auswertung einer Umfrage unter Fachleuten zeigt, dass RMD in Österreich noch weitgehend unbekannt sind und bis dato nur einmal eingesetzt wurden. Die im Rahmen dieser Anwendung gemachten Erfahrungen werden aber als sehr gut und vielversprechend beurteilt.

²⁴ Redox-Elektroden messen das elektrochemische Austauschpotenzial der aktivsten gelösten Redoxspezies im Grundwasser. Ein Redoxband misst die Eigenschaft, eine spezifische Mineralphase biogeochemisch zu oxidieren oder zu reduzieren.

Zitierte und weiterführende Literatur

- BLUM, P.; OESTE, F.D.; MELZER, R. & MARTUS, P. (2006): Detailed Vertical and Lateral Delineation of Redox Zones in Contaminant Plumes Using Redox-Sensitive Tapes (RST) Eos, Transactions of the AGU, Vol. 87 No 52, Abstract B53B-0345.
<http://www.clu-in.org/>
- BLP GEOSERVICES GMBH & GM-INGENIEURBÜRO (2014): Ergänzende Untersuchungen gemäß §14 ALSAG „Industriegelände Moosbierbaum – Teilfläche Nord“, Wien.
- MICHAELS, J.; STUHRMANN, M.; FREY, CH. & KOSCHITZKY, H.-P. (2008): Handlungsempfehlungen mit Methodensammlung. BMBF-Förderschwerpunkt „Kontrollierter natürlicher Rückhalt und Abbau von Schadstoffen bei der Sanierung kontaminierter Grundwässer und Böden (KORA)“. DECHEMA (Hrsg.), Frankfurt am Main, ISBN 978-3-89746-092-0.
<http://www.natural-attenuation.de/download/kora-handlungsempfehlungen.pdf>
- OESTE, F.D. (2011): Monitoring der Schadstofffahnen-Topographie durch In-situ-Bestimmung ihrer mineralischen und organischen Abbaurelikte mit RMD und TPS. Poster im Rahmen des Dechema-Symposiums „Strategien zur Boden- und Grundwassersanierung“ vom 21.–22.November 2011, Frankfurt am Main.
- WEEDE, M.; MARTUS, P.; BLUM, P.; OESTE, F. D. & MELZER, R. (2008): Validierung redoxsensitiver Bänder. Ein innovatives Verfahren zum Langzeit-Monitoring von Schadstofffahnen. Strategien zur Boden- & Grundwassersanierung 24.–25. November 2008, Dechema e.V., Frankfurt am Main.

13 MARKIERUNGSVERSUCHE (TRACER-TESTS)

Der Einsatz von Markierungsstoffen (Tracern) kann zur Klärung einer großen Bandbreite an hydrogeologischen Fragestellungen durchgeführt werden (z. B. regionale Untersuchungen des Grundwasserflusses, Einzugsgebiete von Brunnen oder Quellen, Oberflächengewässer-Grundwasser-Wechselwirkungen, Abflussmessungen, Bestimmung der Verweilzeiten).

Im Rahmen des Quickscans wird in erster Linie auf die relevanten Einsatzbereiche in der Altlastenbearbeitung näher eingegangen. Beispielsweise können hydrochemische Eigenschaften (reaktive Tracer) erkundet oder die hydraulische Verbindung zwischen zwei Punkten (z. B. Schadensherd und Brunnen; konservative Tracer) nachgewiesen werden. Es kann die Ausbreitung von Stoffen im Grundwasser untersucht werden und es können hydraulische Parameter bestimmt werden (z. B. Verweilzeiten, Abstandsgeschwindigkeiten, Dispersionskoeffizienten). Es kann überprüft werden, ob Überwachungsmessstellen richtig platziert sind, und es können Interventionszeiten abgeleitet werden (z. B. Inbetriebnahme von Sperrbrunnen). Bei der Errichtung von Multilevel-Messstellen kann die Wirkung von Abdichtungen überprüft werden.

Mit Multitracer-Tests kann die Retardation (Stoffrückhalt) entlang des Fließweges charakterisiert und ggf. hinsichtlich Schadstoffabbau und anderen (physikalischen) Schadstoffminderungsprozessen differenziert werden. Auch zur Abschätzung der Größe von Schadensherden können Markierungsversuche in seltenen Fällen eingesetzt werden. Das Verfahren wird zumeist in der gesättigten Zone (Poren-, Karst- und Kluftgrundwasserleiter) eingesetzt, es können auch Untersuchungen in der ungesättigten Zone (z. B. Sickerwasserpfade, Dichtheit von Deponieoberflächenabdeckungen) und an Oberflächengewässern (z. B. Bestimmung der Abflussmenge) durchgeführt werden.

Einen ersten Überblick über Prinzip und Ziel, Einsatzbereich und wesentlichen Kostenfaktoren des Verfahrens gibt die Tabelle 14.

Tabelle 14: Überblick Markierungsversuche. (Quelle: Umweltbundesamt)

Verfahren	Verfahrensprinzip/ Ziel des Verfahrens	Einsatz bereich	Parameter	Dauer	Wesentliche Kostenfaktoren
Markierungsversuch (Tracer-Test)	Einbringen von Markierungsstoffen (Tracern) in den Untergrund und (labor-)analytischer Nachweis an räumlich entfernten Stellen Bestimmung von Strömungsverhältnissen und hydraulischen Parametern; Schadstoffausbreitung, -rückhalt und -abbau; Wirksamkeit von Sanierungsmaßnahmen, Gefährdungsabschätzungen	Gesättigter (und ungesättigter) Untergrund Wasser Poren-, Karst- und Kluftgrundwasserleiter, Sickerwasser V, D, S (B) ^{a)}	Ein oder mehrere künstliche Tracer	Durchführung und Analyse: mehrere Tage bis einige Monate	<ul style="list-style-type: none"> ● Planungs- und Vorarbeiten ● Materialkosten (Tracer, Passivsammler etc.) ● Feldarbeiten (Messstellenzahl und Untersuchungshäufigkeit, d. h. Anzahl Probenahmetage) ● Dauer des Tests (z. B. Wartungsarbeiten) ● Laborarbeiten (Probenzahl, Art und Anzahl der Tracer bzw. der Analysenmethoden) ● Auswertung und Interpretation

a) V = Vorerkundung, D = Detaillerkundung, S = Kontrolluntersuchungen zur Sanierung, B = Beobachtung, () = eingeschränkt

Auch die nachstehend genannten Verfahren und Anwendungen können für spezielle Fragestellungen in der Altlastenbearbeitung wertvolle Informationen liefern. Im Rahmen des Quickscans werden diese Verfahren und Anwendungen nicht oder nur am Rande beschrieben; es wird auf die weiterführende Fachliteratur verwiesen:

- Abflussmessungen: Tracer-Tests stellen ein einfaches und probates Mittel zur Abflussmessung in Oberflächengewässern bei turbulenter Strömung in Wildbächen und Gebirgsflüssen dar (Salzverdünnungsmessungen, Fluoreszenz-Tracermessungen). Das Messprinzip beruht auf der Bestimmung der Verdünnung eines Tracers entlang einer Fließstrecke über die Zeit (z. B. BWG 2002).
- Tracer in der Bohrtechnik: bei Tiefbohrungen werden Tracer (meist Uranin als Haupttracer und m-TFMBA²⁵ als Kontrolltracer) eingesetzt, um Verluste der Bohrspülung bzw. die Vermischung des Grundwassers mit Bohrspülung feststellen zu können (z. B. BWG 2002).
- Untersuchungen in der ungesättigten Zone: Tracer-Tests können zur Erkundung von Infiltrationsvorgängen und von Grundwasserneubildungsprozessen durchgeführt werden. Dabei kommen neben Fluoreszenz-Tracern auch Salze (z. B. Lithiumchlorid) zum Einsatz. Ebenso kann die Wirkung einer Deponieoberflächenabdeckung bzw. die Ausbreitung von Deponiesickerwasser erkundet werden. Lebensmittelfarbstoffe (z. B. Brillant Blue FCF) können zur Erkundung und Darstellung von präferenziellen Fließwegen eingesetzt werden (z. B. BWG 2002).
- Tracer-Versuche können auch zur Bestimmung sehr geringer Vertikalströmungen in einer Grundwassermessstelle herangezogen werden (s. Kap. 7 Flowmeter).
- Beim Einsatz von *in situ*-Mikrokosmen (sog. BACTRAPs®) zur Untersuchung des mikrobiellen Schadstoffabbaus werden stabile Isotope als Tracer verwendet. Dabei wird der Schadstoff als ¹³C-markiertes Substrat auf einem Trägermaterial aufgebracht und im Grundwasser über einen längeren Zeitraum (meist einige Monate) inkubiert. Die ¹³C-Anreicherung in der Biomasse der abbauenden Bakterien bzw. in bestimmten Biomarker-Molekülen (z. B. Fettsäuren) wird analysiert (z. B. MICHELS et al. 2008, KÄSTNER et al. 2012).
- Spurenstoffe anthropogenen Ursprungs, wie z. B. Gadolinium²⁶ oder Acesulfam²⁷, können als Tracer für die Beurteilung der Interaktion zwischen Oberflächen- und Grundwasser herangezogen werden (z. B. MÖLLER et al. 2000).

²⁵ Meta-Trifluoromethylbenzoesäure

²⁶ Gadolinium, ein Metall aus der Gruppe der seltenen Erden, kommt u. a. in Kontrastmitteln für Untersuchungen im Kernspin-Tomographen zum Einsatz.

²⁷ Acesulfam-K ist ein synthetischer, hitzebeständiger Süßstoff

13.1 Markierungsversuche mit künstlichen Tracern im Grundwasser

Verfahrensbeschreibung

Das Verfahrensprinzip besteht darin, dass an einer bestimmten Stelle (Einspeisestelle) ein oder mehrere Tracer eingebracht und an einer oder mehreren Proben-Entnahmestellen (z. B. Messstellen, Brunnen, Quellaustritt) in Wasserproben analytisch nachgewiesen werden. In bestimmten Versuchsanordnungen entspricht die Entnahmestelle der Einspeisestelle (sog. Push&Pull-Test). Die Entnahme kann integral (konventionelle Messstelle) oder schichtspezifisch (Multilevel-Messstelle) erfolgen.

Die Markierungsversuche können unter den natürlichen Grundwasserfließverhältnissen (NGTT, natural gradient tracer tests) oder unter, durch Pumpeneinsatz künstlich erzeugten oder beeinflussten, Grundwasserfließverhältnissen (FGTT, forced gradient tracer tests) erfolgen. Bei letzteren werden divergente (Gefälleerzeugung durch Infiltration), konvergente (Gefälleerzeugung durch Entnahme), bipolare (Entnahme und oberstromige Re-Infiltration) und divergent-konvergente (Push & Pull-Test) Versuchsanordnungen unterschieden.

Um Rückschlüsse auf das Transportmedium (Grundwasser) ziehen zu können, muss der Tracer die Wasserbewegung bzw. das Grundwasserfließverhalten möglichst gut repräsentieren (konservative Tracer). Daher müssen konservative Tracer chemisch stabil und gut wasserlöslich sein und eine möglichst geringe Sorptionsneigung aufweisen.

Im Unterschied zu den konservativen Tracern werden reaktive Tracer eingesetzt, um Wechselwirkungen mit der Aquifermatrix (z. B. Sorption, abiotischer Abbau), mit Schadstoff-Phasen und mit den Mikroorganismen (biotischer Abbau) zu untersuchen. Je stärker diese Prozesse im Grundwasser ausgeprägt sind, desto größer ist der Rückhalt des Tracers. Im Regelfall werden mehrere reaktive Tracer in Kombination mit einem oder mehreren konservativen Tracern eingesetzt (Multitracer-Test). Mit der Auswahl an reaktiven Tracern sollen die relevanten Eigenschaften (z. B. Verteilungskoeffizienten, Abbaubarkeit) über einen größeren Bereich (Faktor 100) abgedeckt werden.

Generell sollten Tracer analytisch gut erfassbar und quantifizierbar, toxikologisch unbedenklich und kostengünstig sein. Die Grundlast im Grundwasser sollte gering sein (zu überprüfen an der Einspeisestelle und allen geplanten Entnahmestellen mittels Blindproben im Vorfeld des Tracer-Tests) bzw. muss ein früherer Einsatz desselben Tracers im Untersuchungsgebiet in der Planungsphase überprüft werden (z. B. hydrographische Dienste, Markierungsversuchsdatenbank EHYD).

Die Tracer können grundsätzlich in wasserlösliche Markierungsstoffe (z. B. Fluoreszenztracer, Salze, Gase) und Partikeltracer (z. B. Bakteriophagen, Mikrosphären) unterschieden werden:

- **Fluoreszenztracer:** Am gebräuchlichsten als konservative Tracer sind Uranin (Natriumsalz des Fluoresceins, unter UV- und Tageslicht grün fluoreszierend), das als bester Tracer gilt, sowie Eosin Y (Tetrabromfluorescein, gelb-grün fluoreszierend). Beide Tracer erfüllen die oben angeführten Kriterien (geringe Sorptionsneigung, gute Erfassbarkeit, etc.) gut. Weitere Informationen zu diesen und anderen Tracern (z. B. Naphthionat, Pyranin) bzw. zu deren Vor-

und Nachteilen kann der weiterführenden Literatur entnommen werden. Als reaktive Tracer werden aufgrund der vergleichsweise großen Retardation beispielsweise Tinopal und Rhodamine verwendet.

Die Analyse erfolgt im Labor durch Fluoreszenzspektrometrie oder HPLC²⁸ mit Fluoreszenzdetektor. Im Feld können Online-Messungen mit Filter- oder Lichtleiter-Fluorimetern durchgeführt werden²⁹.

- Salze: Als Tracer werden die Anionen von Neutralsalzen verwendet. Am gebräuchlichsten sind Chlorid (aus Natriumchlorid, Kochsalz) und Bromid (aus Kaliumbromid). Aufgrund der schlechteren Nachweisgrenzen und geogener oder anthropogener Grundbelastungen (u. a. Wintersalzung) sind wesentlich höhere Einspeisemengen als bei Fluoreszenztracern erforderlich, sodass insbesondere Kochsalz nur bei sehr gut durchlässigen Aquiferen und kurzen Ausbreitungsdistanzen eingesetzt wird. Bedingt durch die höhere Dichte der Salzlösung ist das Fließverhalten weniger ideal, verglichen mit z. B. Uranin. Kochsalz wird häufig als Tracer für Abflussmessungen an Fließgewässern verwendet (Salzverdünnungsmethode).

Die Analyse erfolgt im Labor z. B. durch Ionenchromatographie oder ICP³⁰-Methoden. Im Feld können Messungen der elektrischen Leitfähigkeit (erfordern eine Kalibration) durchgeführt oder ionensensitive Sensoren eingesetzt werden.

- Radioisotope: Bewährt haben sich Radionuklide, die γ -Strahlen aussenden, z. B. Jod-131 (¹³¹I), Brom-82 (⁸²Br) oder das metastabile Kernisomer Technetium-99 (^{99m}Tc). Die Halbwertszeiten der eingesetzten Isotope reichen von wenigen Stunden bis wenigen Wochen. Durch den radioaktiven Zerfall „verschwinden“ die Tracer (kalkulierbar entsprechend dem Zerfallsgesetz) im Laufe der Zeit. Das Verhalten der Radioisotope im Untergrund (z. B. Sorption an organischem Material) ist sehr unterschiedlich, kann jedoch durch Komplexbildung (z. B. mit EDTA³¹) gesteuert bzw. maßgeschneidert werden. Als aktivierungsanalytische Tracer werden Stoffe bezeichnet, die ihre Radioaktivität erst nach Neutronenbestrahlung im Labor erhalten, z. B. Indium-(^{116m}In)-EDTA, wobei die Halbwertszeiten von wenigen Minuten bis wenigen Stunden reichen. Die Vorteile der Isotopentracer liegen in den sehr geringen Einspeisemengen (aufgrund empfindlicher Detektoren zur Messung der Strahlungsintensität z. B. Geiger-Müller-Detektor, Szintillationsdetektoren), die Nachteile in den erhöhten Sicherheitsmaßnahmen (siehe auch Einschränkungen).
- Gase: Als gasförmige Tracer kommen Edelgase (Helium, Neon, Argon) und andere gasförmige Verbindungen (z. B. Schwefelhexafluorid SF₆) zum Einsatz. Aufgrund der sehr hohen Flüchtigkeit sind die Anforderungen an die Tracer-Einspeisung, die Probenahme und die Probenaufbereitung besonders hoch. Die Analyse erfolgt mittels Massenspektrometer.

²⁸ High Performance Liquid Chromatography

²⁹ Der Einsatz von Online-Messungen im Feld kann eine sinnvolle Ergänzung zur Laboranalytik sein, ersetzt diese jedoch keinesfalls.

³⁰ Inductively Coupled Plasma, gekoppelt z. B. mit Atomabsorptionsspektrometer (AAS) oder Massenspektrometer (MS)

³¹ Ethylendiamintetraessigsäure

- Bakteriophagen³²: Die eingesetzten Phagen sind einige Zehner- bis wenige Hundert Nanometer groß und weder toxisch noch pathogen für Mensch, Tier und Pflanze. Sie sind besonders für Tracer-Tests in Karst-Aquiferen und zur Simulation des Transports von (pathogenen) Mikroorganismen und Partikeln geeignet. Im Porengrundwasserleiter können sie bei hoher Durchlässigkeit ($> 10^{-3}$ m/s) und kurzen Fließstrecken eingesetzt werden. Da Phagen wirtsspezifisch sind, können mehrere Bakteriophagen-Tracer gleichzeitig eingesetzt werden.

Im Labor erfolgt die Analyse nach mikrobiologischen Methoden (Vermehrung auf Nährböden und Auszählung).

- Mikrosphären (fluoreszierende Mikrokügelchen): dabei handelt es sich um Kunststoffkügelchen (z. B. Polystyrol; Durchmesser ca. 1 μm), die mit Fluoreszenzfarbstoffen gefärbt sind. Die Methode ist relativ neu und noch wenig erprobt³³. Der Einsatzbereich dürfte jenem der Bakteriophagen ähnlich sein. Die Analyse erfolgt durch Auszählen im Fluoreszenzmikroskop.

Als reaktive Tracer kommen, in Abhängigkeit von der Fragestellung, beispielsweise zum Einsatz:

- bestimmte Fluoreszenz-Tracer und Radioisotope (siehe oben);
- höhere Alkohole (z. B. 2,4-Dimethyl-3-Pentanol, Isopropanol, 1-Hexanol), die sich zwischen der aquatischen Phase und einer Schadstoffphase – NAPL non-aqueous phase liquid – verteilen;
- perfluorierte Kohlenwasserstoffe³⁴ (PFC), die sich zwischen einer NAPL und der Gasphase verteilen;
- Tenside (z. B. Natrium-Laurylethersulfat) als grenzflächenaktive Tracer;
- Stabil-Isotopenmarkierte Substanzen (z. B. Deuterium-markierte Verbindungen).

Die Einspeisung der Tracer erfolgt an einer ausgewählten Stelle (Einspeisestelle, z. B. Brunnen, eigens hergestellter Schacht) als punktförmige und impulsartige Eingabe (Momentan-Injektion). Die Eingabe sollte in der gesättigten Zone erfolgen. Davon ausgenommen sind jene Fälle, in denen die Versickerung in der ungesättigten Zone Gegenstand der Untersuchung ist sowie Versuche in Karstgebieten, in denen die Eingabe z. B. durch Bachversickerung oder Dolinen üblich ist. Im Regelfall wird vor der Einspeisung vorgespült (Prüfung des Schluckvermögens, Verminderung der Tracer-Sorption bei Einspeisung in der ungesättigten Zone). Nach der Eingabe muss jedenfalls nachgespült werden.

An den Proben-Entnahmestellen sind vor und/oder zeitgleich mit der Einspeisung Nullproben zu entnehmen. Danach ist der Probenahmeplan so anzulegen, dass die Tracer-Ankunft, der Konzentrationsanstieg (im Allgemeinen sind 5–10 Messpunkte ausreichend), das Konzentrationsmaximum sowie der Konzentrationsrückgang (mindestens bis zur halben Maximalkonzentration) detailliert analysiert werden. Der weitere Kurvenverlauf muss weiter beobachtet werden, um den Kurvenverlauf (sog. Tailing) und allenfalls auftretende sekundäre Konzentrationsmaxima erfassen zu können.

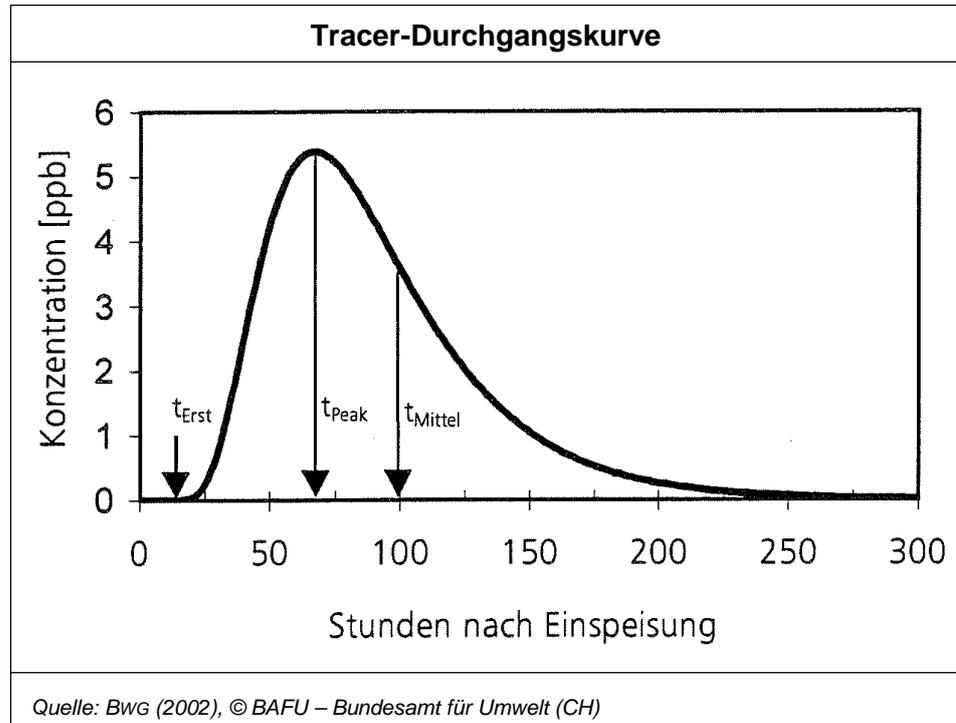
³² Bakteriophagen sind Viren, die spezifisch Bakterien befallen.

³³ Im Hinblick auf die aktuellen Diskussionen und Problematiken um Mikroplastik ist der Einsatz derzeit als kritisch einzustufen.

³⁴ Z. B. Perfluoromethylcyclopentan (PMCP), Perfluoromethylcyclohexan (PMCH); Schwefelhexafluorid (SF_6) werden zunehmend ersetzt.

In Abbildung 32 wird ein Konzentrationsverlauf an einer Proben-Entnahmestelle in idealisierter Form dargestellt (Tracer-Durchgangskurve). Die an einer Proben-Entnahmestelle gemessenen Tracer-Gehalte – beispielsweise Massenkonzentrationen (z. B. $\mu\text{g/l}$), Anteile (z. B. ppb), Partikelkonzentration (Anzahl pro Volumeneinheit) – werden gegen die Zeit bzw. Dauer nach der Einspeisung aufgetragen.

Abbildung 32:
Tracer-Durchgangskurve; Erstauf-treten = minimale Fließzeit (t_{Erst}), Maximum = Peak-Fließzeit (t_{Peak}), mittlere Fließzeit (t_{Mittel}).



Der Transport des Tracers im Wasser wird durch zahlreiche Prozesse in unterschiedlichem Ausmaß beeinflusst: Advektion (Transport durch Wasserströmung), hydrodynamische Dispersion (Verdünnung bzw. Auseinanderdriften aufgrund unterschiedlicher Durchlässigkeit, Umlenkung aufgrund des Korngerüsts und der Sedimentstruktur, Unterschiede in der Strömungsgeschwindigkeit), Diffusion, Sorption/Desorption, Abbau (biotisch, abiotisch) und Filtration (bei partikulären Tracern). In Abhängigkeit von diesen Prozessen ergeben sich für den eingesetzten Tracer charakteristische Durchgangskurven (siehe Beispiele in Abbildung 33). Sie stellen die Grundlage der Auswertungen dar. Insbesondere charakteristische Fließzeiten (minimale Fließzeit t_{Erst} , Peak-Fließzeit t_{Peak} , mittlere Fließzeit t_{Mittel}) können direkt abgelesen werden.

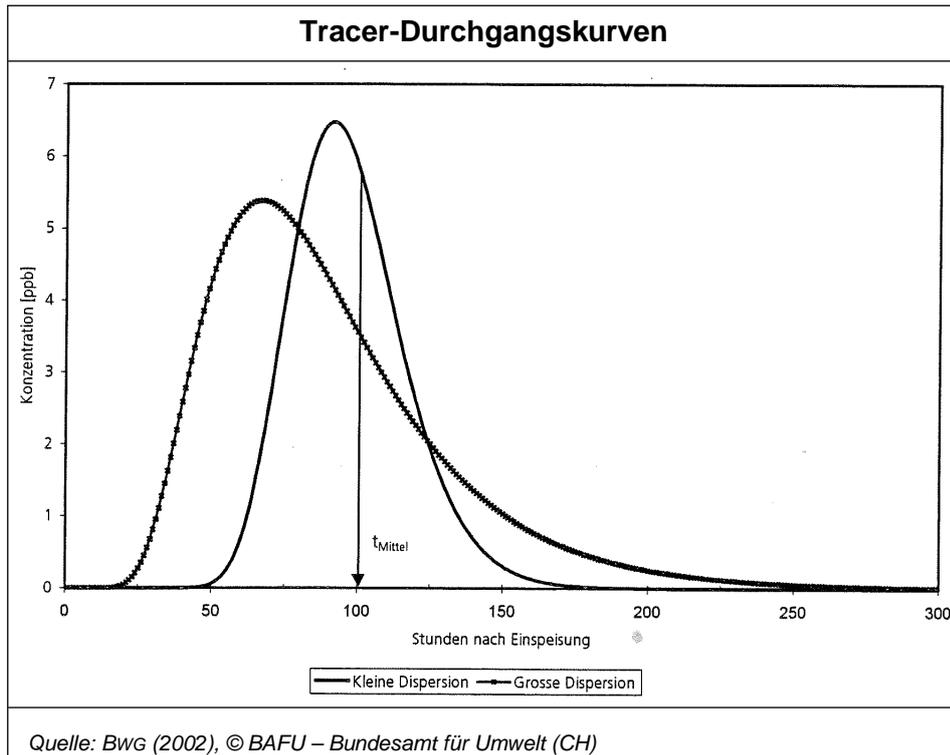


Abbildung 33:
Tracer-Durchgangskurven mit gleicher mittlerer Fließzeit t_{Mittel} jedoch unterschiedlichen Dispersionskoeffizienten und Fließzeiten t_{Erst} und t_{Peak} .

Anhand der Ergebnisse der Markierungsversuche können grundsätzlich folgende Beurteilungen und Abschätzungen vorgenommen werden:

- Das Auftreten des Tracers an einer Proben-Entnahmestelle liefert den Nachweis einer hydraulischen Verbindung zwischen der Einspeise- und der Entnahmestelle (z. B. hydraulische Verbindung von Grundwasserstockwerken). Anhand der Ergebnisse bei mehreren Entnahmestellen kann die Hauptausbreitungsrichtung von Schadstoffen bestimmt werden.
- Ist kein Tracer nachweisbar, so kann unter Umständen (siehe unten: Einschränkungen) darauf geschlossen werden, dass keine (ausgeprägte) hydraulische Verbindung besteht.
- Anhand der minimalen Fließzeit (Erstaufreten des Tracers an der Messstelle, t_{Erst}) kann die maximale Abstandsgeschwindigkeit v_{max} berechnet werden. Daraus können Interventionszeiten abgeleitet werden (z. B. Inbetriebnahme von Sperrbrunnen).
- Aufgrund der Zeitspanne bis zum Auftreten der maximalen Tracer-Konzentration (t_{Peak}) können die Zeiträume und Zeitpunkte einer qualitativen Grundwasserüberwachung optimiert werden. In der Wasserwirtschaft können Schutzzonen definiert werden.
- Anhand der mittleren Fließzeit (Mittelwert aller Einzelgeschwindigkeiten der „Tracer-Wolke“, t_{Mittel}) kann die mittlere Abstandsgeschwindigkeit v_{Mittel} berechnet werden, aus der wiederum bei Kenntnis der Porosität und des Gradienten die hydraulische Leitfähigkeit abgeleitet wird. Außerdem wird v_{Mittel} zur Kalibrierung von Strömungs- und Stofftransportmodellen verwendet. Die Ermittlung der t_{Mittel} erfolgt rechnerisch auf Basis der Durchgangskurve (sog. C_{Peak} -Methode, siehe weiterführende Literatur).

- Die Dispersivität (α) ist eine aquiferabhängige Kenngröße, die den Mischvorgang verschiedener Stromfäden (bzw. die Verdünnung der „Tracer-Wolke“) beschreibt und als Maß für die Heterogenität eines Grundwasserleiters dient. Die Ermittlung von α erfolgt rechnerisch auf Basis der Durchgangskurve (sog. C_{Peak} -Methode, siehe weiterführende Literatur). Aus α und v_{Mittel} ergibt sich der Dispersionskoeffizient. Die Dispersivität und der Dispersionskoeffizient sind skalen- und richtungsabhängig³⁵.
- Die Rückgewinnungsrate (Integral der Durchgangskurve) ergibt sich aus der Summe des rückgewonnenen Tracers bezogen auf die Einspeisemenge. Eine Bestimmung ist grundsätzlich nur möglich, wenn die Schüttung (Quelle) oder die Entnahmemenge (Brunnen eines Pumpwerkes) bekannt ist. Die Rückgewinnungsrate liefert Hinweise zur Aussagekraft eines Tracer-Tests und kann zur Prüfung und Vorhersage der Effizienz von Brunnen (z. B. Sanierungs- und Sperrbrunnen) herangezogen werden. In Porengrundwasserleitern kann zumindest eine überschlagsmäßige Beurteilung der Rückgewinnungsrate erfolgen (siehe weiterführende Literatur).

Anhand der Ergebnisse der Multitracer-Tests mit konservativen und reaktiven Tracern können darüber hinaus grundsätzlich folgende Beurteilungen und Abschätzungen vorgenommen werden:

- Aus dem Verhältnis der mittleren Fließzeiten von reaktiven und konservativen Tracern wird der Retardierungsfaktor (R) berechnet. Anhand des Octanol-Wasser-Verteilungskoeffizienten (K_{ow}) des Tracers und der Dichte und Porosität des Aquifers kann mithilfe des Retardierungsfaktors der mittlere Gehalt an organischem Kohlenstoff entlang der Fließstrecke abgeschätzt werden, aufgrund dessen wiederum der Rückhalt organischer Schadstoffe.
- In ähnlicher Weise kann die mittlere Kationenaustauschkapazität und daraus folgend der Rückhalt von anorganischen Schadstoffen (z. B. Schwermetalle) grob abgeschätzt werden.
- Mithilfe des Retardierungsfaktors eines gasförmigen Tracers sowie des Gas-Wasser-Verteilungskoeffizienten (dimensionsloser Henry-Koeffizient) und des Porenvolumens lässt sich der Rückhalt von Gasen in der gesättigten Zone abschätzen (z. B. zur Beurteilung von Air-Sparging-Systemen).
- Das Ausmaß, in dem Schadstoffe als Phase (NAPL) im Untergrund vorliegen, kann bei bekannter Verteilung des Tracers zwischen NAPL und Wasser aufgrund des Retardierungsfaktors hinsichtlich des Phasenvolumens und der Phasenoberfläche abgeschätzt werden (im Rahmen sogenannter Partitioning and Interfacial Tracer Tests, PITTs). Daraus können Anhaltspunkte bezüglich der Geometrie des Schadensherdes und der Schadstoffmasse abgeleitet werden. Werden die Tests vor und nach einer (Quellen-)Sanierung durchgeführt, kann der Sanierungserfolg beurteilt werden.
- Aufgrund der Durchgangskurven von abbaubaren Tracern kann auf das Abbaupotenzial im Aquifer bzw. die Selbstreinigungskraft geschlossen werden.

³⁵ Es kann zwischen longitudinaler, transversaler und vertikaler Dispersion unterschieden werden bzw. sind diese unterschiedlich stark ausgeprägt. Die longitudinale Dispersion (d. h. in Strömungsrichtung) überwiegt im Regelfall.

Voraussetzungen/Anforderungen

Standort

Für die Planung der Markierungsversuche ist ein hinreichend detailliertes (hydrogeologisches) Standortmodell auf Basis der vorhandenen geologischen und hydrogeologischen Informationen erforderlich. Untergrundaufschlüsse zur Einspeisung des Tracers und Grundwassermessstellen zur (mehrfach wiederholten) Probenahme müssen vorhanden oder herstellbar sein. Alle Brunnen, Grundwassermessstellen und Quellen im Untersuchungsgebiet, in Schon- und Schutzgebieten sowie alle aus dem Untersuchungsgebiet fließenden Oberflächengewässer müssen erfasst und bei der Planung des Markierungsversuches (Messnetz, Wasserrechte etc.) berücksichtigt werden.

Probenahme/Dimensionierung/Durchführung/Analyse und Beurteilung

Das konzeptionelle hydrogeologische Modell stellt eine wesentliche Grundlage der Planung von Tracer-Versuchen dar (z. B. Fließdistanzen, Auswahl des Tracers, Grundlasten, mögliche Sorptions- und Abbaueffekte, Einspeisemenge, Art der Einspeisung). Es ist zu beachten, dass Markierungsversuche in schlecht durchlässigem Untergrund sowie unsachgemäß durchgeführte Versuche (insbesondere mit zu großen Einspeisemengen) dazu führen können, dass der Tracer im Grundwasser bzw. in einem Grundwasserkörper über lange Zeiträume nachweisbar bleibt.

Die notwendige Einspeisemenge richtet sich nach der Nachweisgrenze des Tracers und der zu erwartenden Konzentration des Tracers am Entnahmeort. Letztere hängt von der Länge der Fließstrecke und damit zusammenhängend von der zu erwartenden Verdünnung durch Dispersion und Retardation des Tracers ab.

Aufgrund der geringen Nachweisgrenzen³⁶ und der vergleichsweise großen Einspeisemengen können insbesondere bei Einsatz von Fluoreszenztracern bei unsachgemäßer Durchführung der Tracer-Versuche auf vielfältige Weise Verschleppungen des Tracers auftreten, die zu unbrauchbaren Ergebnissen führen können.

Die Einspeisung und die Probenahmen sollten sowohl personell als auch ausrüstungstechnisch strikt getrennt erfolgen.

Die Einspeisung des Tracers muss von speziell geschultem Personal durchgeführt werden. Der Tracer sollte bereits in gelöster Form an die Einspeisestelle transportiert werden.

³⁶ In optisch sehr reinem Grund- oder Quellwasser sind Tracergehalte von 0,001 ppb (Uranin) bis 0,1 ppb (Naphthionat) nachweisbar, teilweise auch noch geringere Gehalte.

Vorbereitungen zur Einspeisung eines Tracers in einen Schachtbrunnen



© AIT Austrian Institute of Technology

Abbildung 34: Vorbereitungen zur Einspeisung eines Tracers in einen Schachtbrunnen.

Die Vorgaben für die Probenahme müssen in einem Probenahmeplan detailliert beschrieben werden, wobei insbesondere auch auf die Gefahren (bzw. Maßnahmen zur Vermeidung) von Tracer-Einschleppungen einzugehen ist. Die Probenahme selbst erfordert im Allgemeinen³⁷ keine Spezialkenntnisse und kann von einem/r geübten Probennehmer/in ohne größere Schwierigkeiten durchgeführt werden. Die Proben sind entsprechend den Anforderungen der einschlägigen ÖNORMEN (ÖNORM S 2092, ÖNORM EN ISO 5667-3) unter Berücksichtigung spezifischer Vorgaben des Labors (insbesondere hinsichtlich Gebinde, Stabilisierungsmaßnahmen, Lagerungsbedingungen) zu entnehmen, zu transportieren und bis zur Analyse zu lagern.

Uranin ist empfindlich gegenüber Oxidationsmitteln, wie Chlor, Chlordioxid, Ozon, die oft in Trinkwasseraufbereitungsanlagen zum Einsatz kommen. Bei der Probenahme ist darauf zu achten, dass Rohwasser entnommen wird.

Da die Fluoreszenz-Tracer lichtempfindlich sind, sollten Proben transport und Lagerung jedenfalls dunkel erfolgen.

Es ist zu beachten, dass zahlreiche Büro-, Haushalts- und Hygieneartikel fluoreszierende Stoffe enthalten (z. B. farbige Filzstifte, Haarwaschmittel), die im Zuge der Probenahmen in die Proben eingeschleppt werden können.

Die Proben sollten im Idealfall mit fix eingebauten Pumpen und Steigleitungen entnommen werden. Schöpfproben sind wegen der erhöhten Verschleppungsgefahr zu vermeiden. Automatische Probennehmer ermöglichen eine häufige Beprobung mit geringem Personalaufwand, sie sind jedoch anfällig für Tracer-Verschleppungen von einem Entnahmezeitpunkt zum nächsten und bei Geräteausfall entsteht ein entsprechender Datenverlust. Für bestimmte Tracer können auch in-situ-Messungen mit fix installierten Sensoren bzw. Detektoren durchgeführt werden.

³⁷ Spezialkenntnisse sind beispielsweise im Zusammenhang mit radioaktiven Tracern erforderlich.

Die erforderlichen Probenmengen sind auf die Bestimmungsgrenzen und die Probenaufbereitungsmethode abzustimmen und bewegen sich meist im Bereich von 50–100 Milliliter.

Die Anforderungen an die Laborgeräteausstattung sind in erster Linie abhängig von den eingesetzten Tracern, die analysiert werden sollen, und den sich ergebenden methodischen Erfordernissen.

Die Planung, Durchführung (insbesondere Einspeisung des Tracers) und Auswertung von Tracer-Versuchen sowie die Interpretation der Ergebnisse bedarf großer Erfahrung mit derartigen Versuchen und sehr guter hydrogeologischer, hydraulischer und hydrogeochemischer Kenntnisse. In Österreich verfügen nur wenige spezialisierte Unternehmen gleichermaßen über eine entsprechend umfassende Laborausstattung und das je nach Fragestellung erforderliche Wissen und Know-how zur Interpretation der Ergebnisse sowie über eine entsprechende Auswertungssoftware.

Die Durchführung eines Tracer-Versuchs unterliegt den Bestimmungen des § 56 WRG³⁸ und bedarf in Österreich in der Regel keiner wasserrechtlichen Bewilligung; die Bewilligungspflicht ist jedoch im Einzelfall zu prüfen. Die Durchführung sollte jedenfalls mit den zuständigen Behörden (Wasserrechtsbehörde, wasserwirtschaftliches Planungsorgan) abgestimmt werden.

Potenziale und Einschränkungen

Potenziale

Markierungsversuche sind die methodisch beste Möglichkeit eines direkten Nachweises der hydraulischen Verbindung zweier Orte sowie zur experimentellen Bestimmung der Grundwasserfließgeschwindigkeit (Abstandsgeschwindigkeit) und des Stofftransports im Grundwasser.

Markierungsversuche können insbesondere bei Vorliegen komplexer hydrogeologischer Standortbedingungen und bei sehr flachen Grundwasserspiegelgradienten einen wesentlichen Beitrag zum Standortmodell liefern. Mithilfe von Markierungsversuchen können Angaben zur räumlichen und zeitlichen Vermischung von Wasserinhaltsstoffen (Dispersion) getroffen werden. Die durchflusswirksame Porosität von gespannten Grundwasserleitern kann ermittelt werden.

Die Ergebnisse von Tracer-Tests können als Eingangsparameter für Stofftransport- und Strömungsmodelle dienen. Umgekehrt können Tracer-Tests zur Kalibrierung, Verifizierung und Optimierung solcher Modelle dienen.

Aus den Ergebnissen von Tracer-Tests können wesentliche Parameter im Zusammenhang mit der Schadstoffverteilung („Quellarchitektur“), den natürlichen Schadstoffminderungsprozessen (natural attenuation, z. B. Schadstoffrückhalt, Abbaupotenzial) und Sanierungsmaßnahmen gewonnen bzw. rechnerisch abgeschätzt werden.

³⁸ Wasserrechtsgesetz 1959, BGBl. Nr. 215/1959 in der geltenden Fassung

Einschränkungen

Dass keine hydraulische Verbindung zwischen zwei Stellen besteht (Negativbefund), kann grundsätzlich nicht zweifelsfrei mittels Markierungsversuchen nachgewiesen werden. Die Unsicherheit kann durch optimale Versuchsplanung und Erfahrung lediglich minimiert werden.

Bei der Einspeisung von Tracern in der ungesättigten Zone können in Abhängigkeit von der Art des Tracers beträchtliche Teile der Tracermenge adsorbiert werden. Daher kann eine wesentlich größere Tracermenge notwendig sein. Durch die Adsorption des Tracers kann es entweder über lange Zeiträume zu vergleichsweise geringen Tracer-Freisetzungen kommen (mit entsprechend schwach ausgeprägten Durchgangskurven) oder durch un stetigen Wasserfluss mehrmals zu impulsartiger Freisetzung (mit dem Auftreten von mehreren Maxima in der Durchgangskurve). Aufgrund von präferenziellen Fließwegen kann es zum sehr kurzfristigen Auftreten des Tracers in den Grundwassermessstellen kommen (in Abhängigkeit von der Fließstrecke bereits nach wenigen Minuten).

Der Einsatz radioaktiver Tracer ist aufgrund der speziellen Techniken und der erforderlichen Strahlenschutzmaßnahmen im Allgemeinen vergleichsweise aufwändig und teuer.

Bei der Wahl des Tracers muss die Umweltverträglichkeit, insbesondere hinsichtlich der Human- und Ökotoxizität, geprüft werden. Beispielsweise sollten Bromide im Einzugsgebiet von Trinkwasserversorgungen nicht eingesetzt werden, da bei Reaktion mit Oxidationsmitteln in der Wasseraufbereitung toxische, bromorganische Verbindungen entstehen können.

Bei einem geplanten Einsatz reaktiver Tracer sind Markierungsversuche unter natürlichen Grundwasserströmungsverhältnissen (NGTT) aufgrund der langen Versuchsdauer meist nicht geeignet. Andererseits sind Markierungsversuche unter künstlichen Grundwasserströmungsverhältnissen (FGTT) räumlich beschränkt; es können Zusatzkosten für die Wasseraufbereitung entstehen.

Bei sehr komplexen (hydrogeologischen) Verhältnissen kann insbesondere beim Einsatz reaktiver Tracer die Interpretation sehr schwierig und das Ergebnis mit erheblichen Unsicherheiten behaftet sein.

Alternativen/Kombinationen

Als Ergänzung zu den Probenahmen, die im Zuge von Markierungsversuchen mit Fluoreszenz-Tracern und anderen adsorbierbaren Stoffen durchgeführt werden, können Passivsammler auf Aktivkohlebasis eingesetzt werden (s. Kap. 10.2). Damit können Aussagen über die gesamte Expositionszeit gemacht werden und durch die Anreicherung des Tracers (Adsorption) kann die Nachweisempfindlichkeit gesteigert werden. Allerdings ist eine zeitliche Auflösung innerhalb der Expositionsdauer nicht möglich (z. B. Zeitpunkt des Erstaustritts), auch die Tracer-Konzentration kann nicht ermittelt werden und die Adsorption von organischen Substanzen kann den analytischen Tracer-Nachweis stören. Der Einsatz von Passivsammlern ist beispielsweise zur Absicherung bei Geräteausfall, bei schwer zugänglichen Probenahmeorten und zur zeitlich-räumlichen Ergänzung der Untersuchungsdaten sinnvoll.

Die Genauigkeit der Untersuchungsergebnisse kann durch parallele Durchführung von Pumpversuchen gesteigert werden, weil durch die Bepumpung kontrollierte und konstante Strömungsverhältnisse gewährleistet werden können.

Zur Bestimmung der Grundwasserfließgeschwindigkeit existieren auch Ein-Bohrloch-Methoden, die allerdings räumlich nur sehr eingeschränkte Aussagen zulassen und deren Ergebnisse stark vom Ausbau der jeweiligen Grundwassermessstelle abhängen.

Umwelt-Tracer, d. h. natürliche Isotope wie z. B. Tritium (^3H), Deuterium (^2H), Sauerstoff-18 (^{18}O) oder chemische Substanzen wie z. B. FCKW, SF_6 werden seit langem für hydrogeologische Fragestellungen verwendet (z. B. Herkunfts- und Altersbestimmung von Grundwässern) und können im Einzelfall auch für altlastenbezogene Fragestellungen hilfreich sein. Das natürlich vorkommende gasförmige Radioisotop Radon-222 (^{222}Rn), das im Grundwasser gelöst und in der Bodenluft vorliegt, kann als reaktiver Tracer zum Nachweis und zur Quantifizierung von NAPL verwendet werden (siehe z. B. MICHELS et al. 2008). Da ^{222}Rn unpolar ist, löst es sich vorzugsweise in NAPL und liegt in diesem Bereich gegenüber dem natürlichen Hintergrund in herabgesetzten Konzentrationen vor.

Stand der Entwicklung/Stand der Anwendung

Markierungsversuche werden seit Jahrzehnten insbesondere zur Klärung hydrogeologischer Fragestellungen eingesetzt. Dementsprechend liegen zahlreiche Erfahrungen unter unterschiedlichen hydrogeologischen Rahmenbedingungen vor.

Im Rahmen von, aus ALSAG-Mitteln finanzierten, Erkundungen wurden in Österreich bisher nur vereinzelt Markierungsversuche durchgeführt. Die Auswertung einer Umfrage unter Fachleuten zeigt, dass Markierungsversuche mit konservativen und reaktiven Tracern grundsätzlich relativ gut bekannt sind. Markierungsversuche mit einem konservativen Tracer wurden schon von mehreren Unternehmen in mehreren Anwendungsfällen und mit insgesamt guten Erfahrungen eingesetzt. Multitracer-Tests hinsichtlich hydrogeologischer Fragestellungen wurden bereits von einzelnen Unternehmen in wenigen Fällen, jedoch ebenfalls mit guten Erfahrungen, durchgeführt. Zu Multitracer-Tests für Fragestellungen zum Schadstoffverhalten sind in Österreich keine Anwendungen bekannt.

Zitierte und weiterführende Literatur

BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (2002): Hinweise für die Durchführung und die Begutachtung von Markierungsversuchen in Gewässern. Merkblatt Nr. 3.1/1., München.

BWG – Bundesamt für Wasser und Geologie (Hrsg.) (2002): Einsatz künstlicher Tracer in der Hydrogeologie. Praxishilfe, Bern. ISBN 3-906723-54-2.

KÄSS, W. (2004): Lehrbuch der Hydrogeologie. Band 9. Geohydrologische Markierungstechnik. 2. überarbeitete Auflage. Gebrüder Borntraeger, Berlin, Stuttgart. ISBN 978-3-443-01050-8.

- KÄSTNER, M.; BRAECKEVELT, M.; DÖBERL, G.; CASSIANI, G.; PETRANGELI PAPINI, M.; LEVEN-PFISTER, C. & VAN REE, D. (Hrsg.) (2012): Model-driven Soil Probing, Site Assessment and Evaluation – Guidance on Technologies. Sapienza Università Editrice, Roma.
- MICHELS, J.; STUHRMANN, M.; FREY, CH. & KOSCHITZKY, H.-P. (Hg.) (2008): Handlungsempfehlungen mit Methodensammlung. BMBF-Förderschwerpunkt „Kontrollierter natürlicher Rückhalt und Abbau von Schadstoffen bei der Sanierung kontaminierter Grundwässer und Böden (KORA)“. DECHEMA (Hrsg.), Frankfurt am Main. ISBN 978-3-89746-092-0.
<http://www.natural-attenuation.de/download/kora-handlungsempfehlungen.pdf>
- MÖLLER, P.; DULSKI, P.; BAU, M.; KNAPPE, A.; PEKDEGER, A. & SOMMER-VON JARMERSTED, C. (2000): Anthropogenic gadolinium as a conservative tracer in hydrology. Journal of Geochemical Exploration, Volumes 69-70. Elsevier Science B.V., Amsterdam. p. 409-414.
- ÖWAV – Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband (Hg.) (2007): Markierungsversuche in der Hydrologie und Hydrogeologie. Regelblatt 214, Wien.
- PTAK, T.; PIEPENBRINK, M. & MARTAC, E. (2004): Tracer tests for the investigation of heterogeneous porous media and stochastic modelling of flow and transport – a review of some recent developments. Journal of Hydrology, 294. Elsevier Science B.V., Amsterdam. p. 122-163.
- SHOOK, G. M.; ANSLEY, S. L. & WYLIE, A. (2004): Tracers and Tracer Testing: Design, Implementation, and Interpretation Methods. INEEL/EXT-03-01466, Idaho National Engineering and Environmental Laboratory Applied Geosciences Department, for the U.S. Department of Energy Office of Environmental Management under DOE Idaho Operations Office. Idaho Falls, ID.
- WILSON, R. D. (2010): Reactive Tracers to Characterize Pollutant Distribution and Behavior in Aquifers. In: Handbook of Hydrocarbon and Lipid Microbiology. Springer-Verlag Berlin Heidelberg. pp 2465-2471. ISBN 978-3-540-77584-3.

14 GC-FINGERPRINTING

In diesem Kapitel werden ausgewählte gaschromatographische (GC) Analyseverfahren und Auswertemethoden beschrieben, die über die reine Konzentrationsbestimmung von (Mineralöl-)Kohlenwasserstoffen hinaus Aussagen zu forensischen³⁹ Fragestellungen liefern können. Mit den beschriebenen Verfahren ist eine Identifizierung und Unterscheidung von Mineralölprodukten und eine Einschätzung der räumlichen Herkunft der Schadstoffe und der Ausgangssubstanzen (Verursacheridentifikation), des Zeitpunkts des Schadenseintritts (Altersbestimmung) sowie des natürlichen Schadstoffabbaus (Abbaugrad, Natural Attenuation) möglich. Grundlage der Verfahren 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, die gleich einem Fingerabdruck (Fingerprint) charakteristisch für ein bestimmtes Gemisch bzw. Produkt ist, wird ausgewertet und hinsichtlich der jeweiligen Fragestellung interpretiert.

Einen ersten Überblick über Prinzip und Ziel, Einsatzbereich und Kostenrahmen der jeweiligen Verfahren gibt die Tabelle 15.

Tabelle 15: Überblick GC-Fingerprinting. (Quelle: Umweltbundesamt)

Verfahren	Verfahrensprinzip/ Ziel des Verfahrens	Einsatzbereich	Parameter	Dauer	Kosten
GC-FID-Fingerprinting	Gaschromatographie (GC) mit Flammenionisationsdetektor (FID) Kohlenwasserstoffkonzentration, Produktidentifikation, Zustand (Alterung, Abbaugrad), Altersbestimmung, Planung GC-MS-Fingerprinting	Gesättigter und ungesättigter Untergrund Feststoff, (Boden-) Luft, Wasser Quelle, Fahne V, D ^{a)}	Kohlenwasserstoffe in Mineralölprodukten (z. B. Benzin, Diesel, PCB-haltige Öle) und Kohleprodukten (Teeröl)	Analyse: 0,5–1 h je Probe Auswertung: Minuten bis wenige Stunden	€ 25–€ 100 je Probe Altersbestimmung mit Biomarkern: zuzgl. € 35–€ 100 je Probe
GC-MS-Fingerprinting	Gaschromatographie (GC) mit Massenspektrometer (MS) Produktidentifikation und -differenzierung, Alterungsprozesse, Identifizierung und Quantifizierung von Einzelstoffen (Indikatoren, Biomarker), Altersbestimmung	Gesättigter und ungesättigter Untergrund Feststoff, (Boden-) Luft, Wasser Quelle, Fahne (V), D ^{a)}	Kohlenwasserstoffe in Mineralölprodukten (z. B. Benzin, Diesel, PCB-haltige Öle) und Kohleprodukten (Teeröl); halogenierte Lösungsmittel (z. B. CKW)	Je nach Komplexität des Falles und Umfang der Fragestellungen: Tage bis Wochen bis zum Vorliegen der Beurteilung bzw. des Gutachtens	Je nach Komplexität des Falles und Umfang der Fragestellungen: € 1.000 bis € 4.000 je Probe

a) V = Vorerkundung, D = Detailerkundung, () = eingeschränkt einsetzbar

³⁹ 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).

Unterteilt werden die Verfahren zum Fingerprinting im Rahmen des Quicksans in das GC-FID-Verfahren (Kap. 14.1) und das GC-MS-Verfahren (Kap. 14.2). Beide Verfahren können unabhängig voneinander eingesetzt werden. Häufig wird jedoch in einem stufenförmigen Ansatz in einem ersten Schritt das GC-FID-Verfahren angewendet, um erste grundlegende Informationen zu erhalten (z. B. Art des Mineralölprodukts) und das nachfolgende GC-MS-Verfahren zielgerichtet planen zu können (z. B. Auswahl von Biomarkern oder Indikatorsubstanzen).

Die Durchführung von GC-MS-Screenings (Erfassung unbekannter Substanzen in einem breiten analytischen Fenster, Non-Target Analysis) ist als etabliertes Untersuchungsverfahren nicht Gegenstand des Quicksans.

14.1 GC-FID-Fingerprinting

Verfahrensbeschreibung

Das gesamte Verfahren wird im Labor durchgeführt. Die Proben⁴⁰ werden mit einem, auf die Fragestellung abgestimmten, organischen Lösungsmittel extrahiert. Ein Aliquot des hergestellten Extraktes wird in die Kapillarsäule eines Gaschromatographen⁴¹ manuell oder mittels Autosampler injiziert und verdampft⁴². In der Säule, die von einem Trägergas (mobile Phase, meist Stickstoff oder Helium) durchströmt wird, werden die Einzelsubstanzen entsprechend ihrem Retentionsverhalten (u. a. bestimmt durch den Verteilungskoeffizienten zwischen der stationären Phase in der Säule und der mobilen Phase) aufgetrennt und anschließend mittels Flammenionisationsdetektor (FID) erfasst. Eine schematische Darstellung eines GC-FID und ein Beispiel für ein Chromatogramm mit den wesentlichen Elementen sind in Abbildung 35 ersichtlich.

Mit dem Trägergas werden die organischen Substanzen einer Knallgasflamme zugeführt (Reaktion von Wasserstoff und Sauerstoff bzw. synthetischer Luft) und dort thermisch ionisiert. Durch die Ionen wird in einem elektrischen Feld, das um die Flamme angelegt ist, ein Strom erzeugt, der proportional zur Ionenzahl ist und als Messsignal aufgezeichnet wird. Nach Maßgabe der Analyse-methode (hinreichende Selektivität, Spezifität etc.; optimale Trennleistung) ist eine Identifizierung von Substanzen anhand der Retentionszeit möglich, z. B. für ausgewählte Aliphaten, PAK oder Biomarker.

⁴⁰ Feststoffproben (z. B. Boden, Abfall), Wasserproben (z. B. Grundwasser), Produktproben (z. B. aufschwimmende Schadstoffphase), Luftproben (z. B. Bodenluft, Raumluft) nach Anreicherung auf Sammelmedium

⁴¹ Kapillarsäulen sind wesentlich länger als gepackte Säulen und verfügen über eine bessere Trennleistung. Diese Systeme werden daher auch mit HRGC (High Resolution Gas Chromatography) bezeichnet.

⁴² Gaschromatographie ist grundsätzlich für alle Substanzen anwendbar, die – gegebenenfalls nach Derivatisierung – bis ca. 450 °C unzersetzt verdampft werden können.

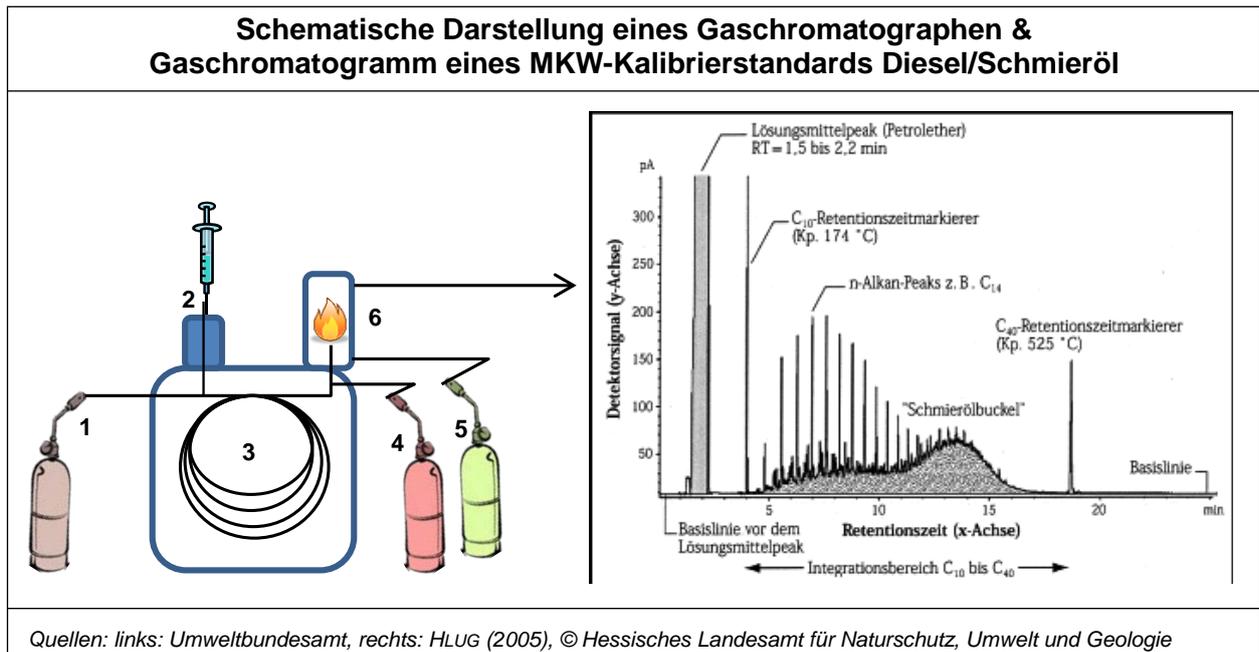


Abbildung 35: links: schematische Darstellung eines Gaschromatographen mit Flammenionisationsdetektor: (1) Trägergas, (2) Injektor, (3) Kapillarsäule, (4) Wasserstoff, (5) Luft, (6) FID
rechts: Gaschromatogramm eines MKW-Kalibrierstandards Diesel/Schmieröl.

Normierte Analyseverfahren, die zum Zweck des GC-FID-Fingerprintings herangezogen werden können, sind Verfahren zur Bestimmung des KW-Index⁴³. Zu beachten ist, dass diese Verfahren Konventionen darstellen, d. h. die Methodendurchführung selbst (insbesondere die Art des Extraktionsmittels und die Methode zur Extraktreinigung) legt fest, welche Stoffe analytisch erfasst werden und welche nicht. Nach der Normmethode erfasst werden langkettige und verzweigte aliphatische, alicyclische, niedrig siedende polyzyklische sowie alkylsubstituierte aromatische Kohlenwasserstoffe. Diese Stoffe sind in unterschiedlicher Zusammensetzung Bestandteil von Mineralölprodukten (z. B. Diesel, Schmieröl), Kohleprodukten (z. B. Teeröl), Kunststoffen und biogenen Kohlenwasserstoffen. Erfasst und qualitativ beurteilbar (jedoch im KW-Index nicht quantifiziert) werden auch Substanzen die unterhalb von 175 °C siedend (z. B. BTEX und kurzkettige Aliphaten bzw. Benzinkohlenwasserstoffe) sowie Substanzen, deren Siedepunkt oberhalb von 525 °C liegt (z. B. hochsiedende Schmierölanteile). Nicht erfasst werden beispielsweise polare Verbindungen und 4- bis 6-Ring-PAK, weil sie im Reinigungsschritt des Normverfahrens entfernt werden. Es ist daher im Einzelfall zu prüfen, ob Anpassungen in der Methodendurchführung erforderlich und zweckmäßig sind, um die Zielanalyten erfassen zu können. Auch ist darauf hinzuweisen, dass durch flachere Temperaturgradienten bzw. längere Laufzeiten (z. B. 60 Minuten statt der für KW-Index-Bestimmungen üblichen 20 Minuten) die Aussagekraft der Chromatogramme verbessert wird (höhere Auflösung der Peaks) bzw. je nach Fragestellung verbessert werden muss.

⁴³ Kohlenwasserstoff-Index, z. B. ÖNORM EN ISO 16703 für Boden, ÖNORM EN 14039 für Abfälle, ÖNORM EN ISO 9377-2 für Wasser

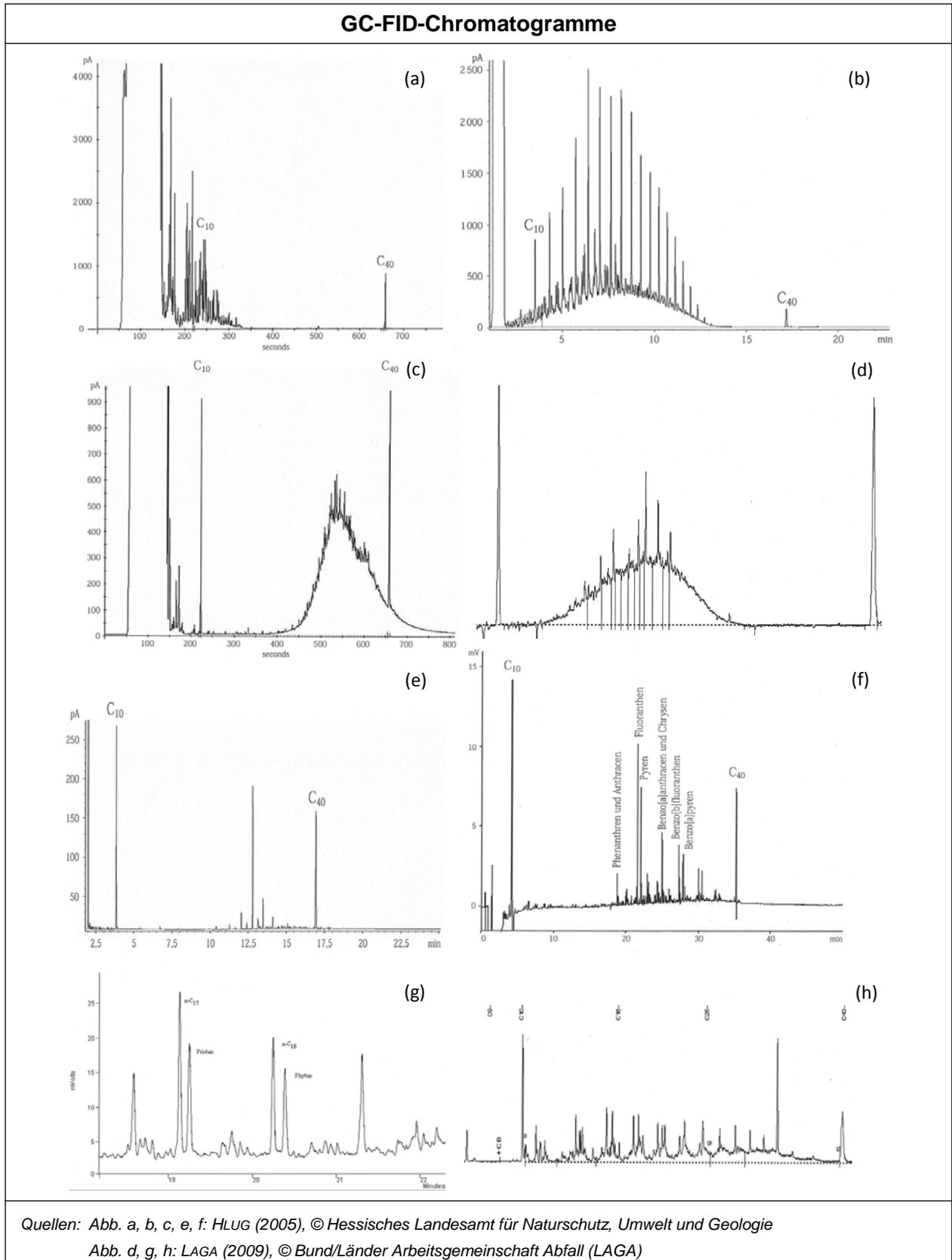
Anhand der Chromatogramme kann folgendes beurteilt werden:

- Quantifizierung der Summe der (erfassten) Kohlenwasserstoffe,
- Quantifizierung der „mobileren“ Fraktion(en), die Kettenlängen bis C₂₂ aufweisen,
- qualitative Aussagen über den Typ bzw. den(die) Siedebereich(e) der Hauptfraktion(en) der vorliegenden Mineralölprodukte,
- qualitative Aussagen hinsichtlich des Auftretens von PCB, PAK u. a. bzw. entsprechender Produkte (z. B. Transformatoren-Öl, Teeröl; hierzu Zusatzanalysen erforderlich),
- qualitative Aussagen hinsichtlich des Zustands der Verunreinigung (z. B. Hinweise auf mikrobiologischen Abbau, Alterungsprozesse),
- qualitative Aussagen hinsichtlich des Auftretens von biogenen Kohlenwasserstoffen (z. B. Torf, Pflanzenöle) und Kohlenwasserstoffen aus Kunststoffen (z. B. Polypropylen, PVC),
- grobe Abschätzung der Mobilität der vorhandenen Kohlenwasserstoffe.

Die Beurteilung erfolgt aufgrund der Lage und Verteilung der Peaks im Chromatogramm, aufgrund von charakteristischen Peak-Mustern und aufgrund der relativen Höhe ausgewählter Einzel-Peaks (z. B. Vorhandensein/Fehlen von n-Alkan-Peaks, unter Berücksichtigung von Standards (z. B. Diesel-Schmieröl-Standard, n-Alkan-Testmischung) und Vergleichschromatogrammen (z. B. Originalproben von Mineralölprodukten, Proben von bekannten Schadensfällen). In Abbildung 36 sind einige ausgewählte Chromatogramme häufig vorkommender Mineralölprodukte und von Bodenproben zusammengestellt.

Anhand von Biomarkern (im Ausgangsprodukt enthaltene, schwer abbaubare Verbindungen) kann (auch mithilfe von empirischen Berechnungsformeln) eine Abschätzung des Alters einer Verunreinigung erfolgen. Für Mitteldestillat-Verunreinigungen wird häufig das n-C₁₇/Pristan- und/oder n-C₁₈/Phytan-Peakflächenverhältnis herangezogen (s. Abbildung 36g). Die Alkane n-C₁₇ und n-C₁₈ sind leicht mikrobiell abbaubar, wogegen die verzweigten Alkane Pristan und Phytan schwer abbaubar sind, sodass sich bei gleichmäßigem Abbau eine lineare Änderung der oben genannten Peakflächenverhältnisse mit der Zeit ergibt. Voraussetzung für diese Analyse ist, dass die GC-Säule über eine ausreichende Trennleistung verfügt.

Da die Intensität mikrobiologischer Abbauprozesse wesentlich von Milieubedingungen, wie der Verfügbarkeit von Sauerstoff und von Hilfsstoffen (z. B. Nährstoffe, Co-Substrate, Elektronenakzeptoren) sowie von Wasser/Bodenfeuchte und auch von inhibitorisch wirksamen Stoffen abhängt, ist eine nachvollziehbare Ableitung des Schadensalters schwierig bzw. nur eingeschränkt und als grobe Schätzung möglich.



(a) Superplus-Benzin, (b) Diesel, (c) Motoröl, (d) gealterter Dieselschaden, (e) Waldboden, humushaltig, (f) Boden, PAK-haltig, (g) Peaks von n-C₁₇, Pristan, n-C₁₈, Phytan, (h) Polypropylen, homologe Iso- und Cycloalkan und Alken-Verteilung

Abbildung 36: GC-FID-Chromatogramme.

Voraussetzungen/Anforderungen

Probenahme, Analyse und Beurteilung

Die Proben sind entsprechend den Anforderungen der einschlägigen ÖNORMEN (ÖNORM S 2090, ÖNORM S 2091, ÖNORM S 2092, ÖNORM EN ISO 5667-3) unter Berücksichtigung der Vorgaben in den Analysenvorschriften und des Labors zu entnehmen, zu konservieren, zu transportieren und bis zur Analyse zu lagern. Die in den genannten Normen angegebenen Mindestprobenmengen (Wasser: 2 x 1 Liter, Feststoff: 1 kg) sind grundsätzlich ausreichend. Zur Analyse von Schadstoff-Phase genügen wenige Milliliter.

Hinsichtlich der Laborgeräte bestehen keine Anforderungen, die über jene an ein zertifiziertes Labor zur Feststoff-, Luft- und Wasseranalytik hinausgehen. Viele Labors führen zwar normgerechte quantitative Analysen durch, befassen sich jedoch nicht mit nachfolgenden Fragen zur Produkt- und Altersbestimmung. Aus diesem Grund sollten vorab Details zur Analysendurchführung und Auswertung abgestimmt werden.

Das mit der Auswertung und Beurteilung befasste Laborpersonal muss über ausreichende Erfahrung in der KW-Analytik und Kenntnis der Zusammensetzung von Mineralölprodukten sowie des Vorkommens und der Eigenschaften von (Mineralöl-)Kohlenwasserstoffen verfügen.

Bei Wasserproben ist die Messung der Vorort-Parameter (Temperatur, pH-Wert, elektr. Leitfähigkeit, gelöster Sauerstoff, Redox-Potenzial) im Zuge der Probenahme und die Berücksichtigung der hydrochemischen Verhältnisse im Rahmen der Beurteilung empfehlenswert.

Potenziale und Einschränkungen

Potenziale

Ein GC-FID-Fingerprinting liefert Informationen zur Art und Zusammensetzung von Kohlenwasserstoff-Verunreinigungen des Untergrundes (z. B. Mischung aus mehreren Mineralölprodukten). Aus den Eigenschaften und der Masse der vorhandenen Kohlenwasserstoffe können Rückschlüsse auf das Ausbreitungsverhalten und die Mobilität der Schadstoffe gezogen werden. Es kann außerdem zwischen natürlich vorkommenden Kohlenwasserstoffen im Untergrund (z. B. Humus, Torf) und anthropogenen Belastungen unterschieden werden. Insgesamt liefern GC-FID-Chromatogramme einen wesentlichen Beitrag zum Standortmodell.

In „einfach“ gelagerten Fällen ist eine hinreichende Klärung des Zeitpunktes des Schadenseintritts (Altersbestimmung), der räumlichen Herkunft der Schadstoffe und der Ausgangssubstanzen (Verursacheridentifikation) sowie des natürlichen Schadstoffabbaus (Abbaugrad, Natural Attenuation) möglich.

Einschränkungen

Die Aussagekraft von GC-FID-Fingerprints kann in folgenden Fällen stark eingeschränkt sein:

- sehr geringe Kohlenwasserstoff-Konzentrationen,
- sehr weit fortgeschrittener KW-Abbau,
- Überlagerung mehrerer Schadensfälle durch das gleiche Mineralölprodukt (bzw. Ausgangsprodukt) in räumlicher als auch in zeitlicher Hinsicht.

Alternativen/Kombinationen

GC-FID-Fingerprinting stellt als forensisches Verfahren eine wertvolle Ergänzung zu etablierten Untersuchungen und Analysemethoden dar.

Alternativ können GC-MS-Fingerprintings (s. Kap. 14.2) durchgeführt werden. Ergänzend (bzw. im Einzelfall auch alternativ) können andere forensische Methoden, z. B. Isotopenanalysen (s. Kap. 15), Multielement-Verteilungsmuster, Spurenstoffe und Umwelttracer, einen Beitrag zur Klärung forensischer Fragestellungen leisten.

In „einfach“ gelagerten Fällen können mittels GC-FID erstellte Destillationskurven ausgewertet werden (CSD, HTSD)⁴⁴.

Speziell bei stark gealterten Kohlenwasserstoff-Verunreinigungen kann die Auflösung der nur noch als „komplexe Matrix“ vorliegenden Substanz-Peaks durch die Anwendung der zweidimensionalen Gaschromatographie (GCxGC + FID) wesentlich verbessert werden (siehe weiterführende Literatur).

Stand der Entwicklung/Stand Anwendung

GC-Fingerprintings werden seit etwa Mitte der 1990er in den USA und in Europa durchgeführt.

Im Rahmen von, aus ALSAG-Mitteln finanzierten, Erkundungen werden seit einigen Jahren GC-FID-Fingerprintings anhand von Chromatogrammen aus der Bestimmung des KW-Index vermehrt durchgeführt. In Einzelfällen wurden auch Altersbestimmungen anhand von Biomarkern vorgenommen. Die Auswertung einer Umfrage unter Fachleuten zeigt, dass GC-FID-Fingerprintings relativ gut bekannt sind und schon von mehreren Unternehmen in mehreren Anwendungsfällen eingesetzt wurden. Es wurden dabei insgesamt gute Erfahrungen gemacht.

14.2 GC-MS-Fingerprinting

Verfahrensbeschreibung

Das gesamte Verfahren wird im Labor durchgeführt. Die Feststoff- und Wasserproben werden mit einem, auf die Fragestellung abgestimmten, organischen Lösungsmittel extrahiert. Ein Aliquot des Extraktes wird in die Kapillarsäule eines Gaschromatographen⁴¹ manuell oder mittels Autosampler injiziert und verdampft⁴². In der Säule, die von einem Trägergas (mobile Phase, meist Stickstoff oder Helium) durchströmt wird, werden die Einzelsubstanzen entsprechend ihrem Retentionsverhalten (u. a. bestimmt durch den Verteilungskoeffizienten zwischen der stationären Phase in der Säule und der mobilen Phase) getrennt.

⁴⁴ Bei der Conventional Simulated Distillation (CSD) werden die Siedepunkte der detektierten Verbindungen (y-Achse) gegen den Massenanteil der Verbindungen (x-Achse) summarisch aufgetragen und die Kurven mit Vergleichsproben verglichen.

Bei der High Temperature Simulated Distillation (HTSD) können, über den üblichen Siedebereich konventioneller GCs (bis ca. C₄₄) hinaus, die sehr hoch siedenden Kohlenwasserstoffe (bis ca. C₁₂₀) in Schweröl, Teerrückständen, Wachsen etc. erfasst werden (siehe weiterführende Literatur).

Nach Verlassen der Säule werden die Moleküle ionisiert (meist mittels Elektronenstoßionisation, EI). Die entstandenen Ionen werden in einem Analysator entsprechend dem Verhältnis von Masse und Ladung (m/z) separiert und in einem Detektor erfasst (z. B. Sekundärelektronenvervielfacher). Entsprechend dem verwendeten Analysator werden Quadrupol-, Sektorfeld-, Flugzeit- und Ionenfallen-Massen-spektrometer unterschieden.

Im „Scanning Mode“ werden sämtliche Ionen mit m/z -Verhältnissen zwischen 35 und 500 zumindest einmal pro Sekunde aufgezeichnet. Beim „Selected Ion Monitoring“ besteht die Möglichkeit, den Ionenstrom nur für einige ausgewählte⁴⁵ Massenzahlen aufzuzeichnen (SIM-Analyse), wodurch die Empfindlichkeit gegenüber dem „Scanning Mode“ deutlich gesteigert wird.

Für die Auswertung wird der Totalionenstrom – die Summe der Ionenströme bei allen detektierten Massenzahlen in Abhängigkeit von der Retentionszeit – aufgezeichnet (siehe Beispiel in Abbildung 37). Für ausgewählte Peaks bzw. das gesamte Chromatogramm werden die vollständigen Massenspektren aufgezeichnet. Durch Vergleich dieser Massenchromatogramme mit Spektrendatenbanken kann eine Identifizierung der Substanzen erfolgen.

Eine schematische Darstellung eines GC-MS und ein Beispiel für ein Totalionenstrom-Chromatogramm sind in Abbildung 37 ersichtlich.

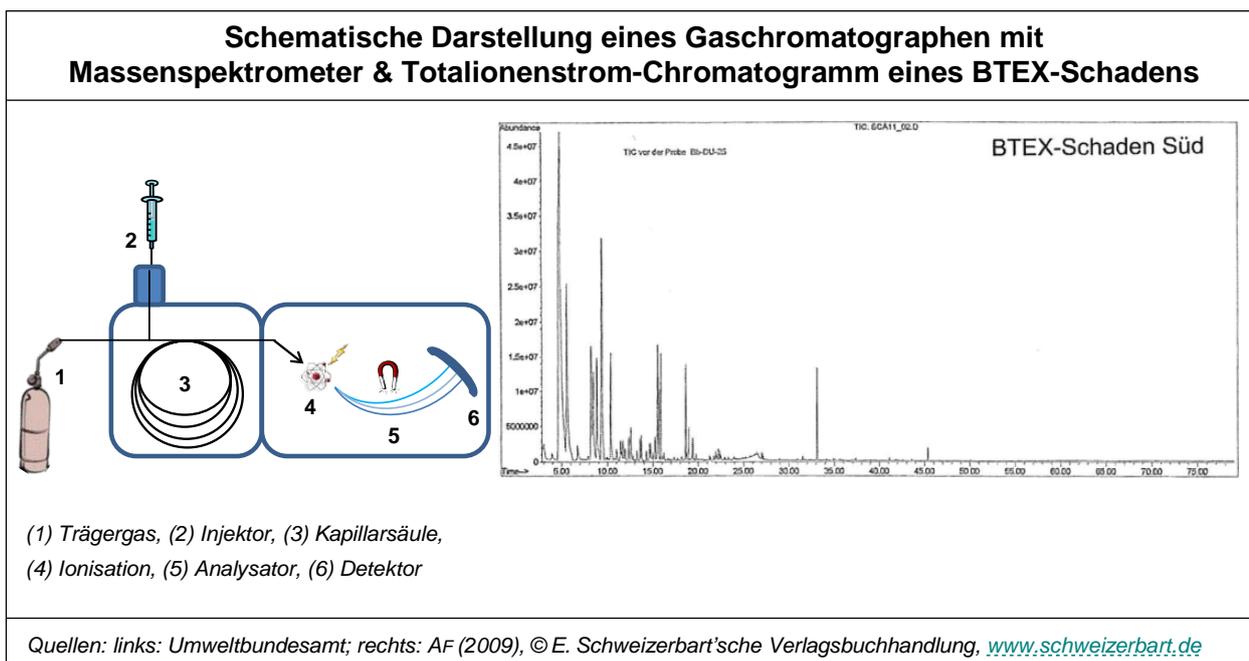


Abbildung 37: links: schematische Darstellung eines Gaschromatographen mit Massenspektrometer
 rechts: Totalionenstrom-Chromatogramm eines BTEX-Schadens.

⁴⁵ In der Regel das für die jeweilige Stoffgruppe charakteristische m/z -Verhältnis des „Target Ions“ bzw. „Quantifiers“ (z. B. $m/z = 85$ für n-Alkane, $m/z = 134$ für Alkylbenzole, $m/z = 252$ für pyrogene PAK) sowie bei Bedarf mehrere charakteristische Ionen zur Identifizierung („Qualifier“)

Beim GC-MS-Fingerprinting wird aus der Vielzahl der in der Probe vorhandenen Substanzen eine begrenzte Anzahl von charakteristischen Stoffen ausgewählt, anhand derer unterschiedliche Fragestellungen beantwortet werden können, beispielsweise:

- produkttypische Substanzen (z. B. verzweigte und unverzweigte Alkane, alkylsubstituierte und nichtsubstituierte polyzyklische Aromaten, Heteroaromaten), die je nach Art und Herkunft des Produkts in unterschiedlicher Verteilung vorliegen;
- Additive (z. B. Alkohole, Ether wie MTBE, Bleialkyle, Farbstoffe), die in bestimmten Zeiträumen bzw. in unterschiedlichen Kombinationen Mineralölprodukten zugesetzt wurden;
- Produkttypische Substanzen (z. B. bei Benzinen Vertreter der PIANO-Analyten: Paraffine, Isoparaffine, Aromaten, Naphthene und Olefine), die den im Untergrund stattfindenden biologischen und/oder chemisch-physikalischen Prozessen (z. B. mikrobieller Abbau, Auswaschung) in unterschiedlichem Ausmaß unterliegen und daher in unterschiedlicher Verteilung vorliegen, (teilweise) fehlen oder (relativ) angereichert sind;
- Geochemische Biomarker (z. B. Diamantoide, Terpane, Sterane, Pristan, Phytan), die charakteristische Bestandteile von Erdöl und Kohle und deren Produkten sind und die als weitgehend resistent gegenüber mikrobiellem Abbau und anderen Alterungsprozessen (weathering-resistant) angesehen werden.

Die Herausforderung besteht darin,

- im vorliegenden Substanzgemisch jene Stoffe (Zielanalyten) zu identifizieren, deren Analyse für die jeweilige Fragestellung zweckmäßig ist;
- eine analytische Methode entsprechend den jeweiligen Erfordernissen zu entwickeln (in vielen Fällen können bestehende Verfahren angepasst oder erweitert werden);
- die Spezifität, Selektivität und Empfindlichkeit sowie die Bestimmungsgrenzen der Analysenmethode im erforderlichen Ausmaß zu gewährleisten z. B. durch Wahl geeigneter Extraktionsmittel, Extrakt-Reinigungsschritte und Detektoren (z. B. GC-MS/Scan, GC-MS/SIM);
- eine ausreichende Methodenstabilität und Wiederholbarkeit zu erreichen.

Bei der Interpretation der Analyseergebnisse müssen die im Untergrund auf den Schadstoff bzw. die Einzelsubstanzen einwirkenden biologischen und physikalisch-chemischen Prozesse (z. B. mikrobieller Abbau, Verflüchtigung, Lösung, Verdünnung, Sorption) berücksichtigt werden, da diese die Schadstoffmenge und -zusammensetzung entscheidend beeinflussen. Umgekehrt kann aus der Verteilung der Einzelstoffe unter Berücksichtigung der Stoffeigenschaften auf den vorherrschenden Prozess (rück)geschlossen werden.

Für die Interpretation können neben den quantifizierten Zielanalyten als solchen und deren Verteilungsmustern auch Komponenten-Quotienten herangezogen werden (z. B. $n\text{-C}_{17}/\text{Pristan}$, $[\text{Benzol} + \text{Toluol}]/[\text{Ethylbenzol} + \text{Xylole}]$, $\Sigma\text{C}_2\text{-Naphthaline}/\Sigma\text{C}_4\text{-Naphthaline}$) sowie statistische Verfahren angewendet werden (z. B. hierarchische Clusteranalyse).

Voraussetzungen/Anforderungen

Probenahme, Analyse und Beurteilung

Hinsichtlich der Feldarbeiten gelten die Ausführungen in Kap. 14.1 grundsätzlich analog. In Abhängigkeit von der nachfolgenden Analysenmethodik können spezielle Anforderungen (z. B. Entnahmetechnik, Stabilisierung) gegeben sein.

Die Anforderungen an die Laborgeräteausstattung sind abhängig von der Fragestellung, die mit dem GC-MS-Fingerprinting bearbeitet werden soll, und den sich ergebenden methodischen Erfordernissen. Es ist davon auszugehen, dass nur wenige spezialisierte Labors und Sachverständige über eine entsprechend umfassende Laborausstattung und das erforderliche Know-how gleichermaßen verfügen. Das heißt, die Anforderungen werden in vielen Fällen über die Möglichkeiten eines (zertifizierten) „Routine-Labors“ hinausgehen.

Die Durchführung von GC-MS-Fingerprintings stellt hohe Anforderungen an die Qualifikation und Erfahrung des befassten Personals (GutachterInnen/PlanerInnen, ProbenehmerInnen, LaborleiterInnen/LaborantInnen). Darüber hinaus sind im Hinblick auf die Planung und Interpretation der Analysen umfangreiche Kenntnisse zu den Standortverhältnissen erforderlich (z. B. historische Recherche, hydrogeologische, geologische, geochemische und hydrochemische Verhältnisse).

Das mit der Planung, Auswertung und Beurteilung befasste (Labor-)Personal muss überdurchschnittliche Erfahrung in der KW-Analytik und Fachkenntnis hinsichtlich der Zusammensetzung von Mineralölprodukten, der relevanten Haupt-, Neben- und Spurenbestandteile der Mineralölprodukte, der Eigenschaften dieser Bestandteile sowie ihres Verhalten im Untergrund (biologische, chemisch-physikalische Prozesse) verfügen.

Potenziale und Einschränkungen

Potenziale

Über die in Kapitel 14.1 dargestellten Potenziale des GC-FID-Fingerprinting hinaus, sind mittels GC-MS-Fingerprinting bei entsprechender Erfahrung und Fachkenntnis des Anwenders/der Anwenderin auch in komplizierten Fällen (komplexe Schadensbilder) eine hinreichende Klärung der räumlichen Herkunft der Schadstoffe und der Ausgangssubstanzen (Verursacheridentifikation, Zuordnung von Schadstoffbahnen), des Zeitpunkts des Schadenseintritts (Altersbestimmung, teilweise in Verbindung mit anderen Untersuchungen) sowie des natürlichen Schadstoffabbaus (Abbaugrad, Natural Attenuation) möglich.

Einschränkungen

Die Aussagekraft der GC-MS-Fingerprints kann in folgenden Fällen stark eingeschränkt sein:

- sehr geringe Kohlenwasserstoff-Konzentrationen,
- sehr weit fortgeschrittener KW-Abbau,
- Überlagerung mehrerer Schadensfälle durch dasselbe Mineralölprodukt (bzw. Ausgangsprodukt) sowohl in räumlicher als auch in zeitlicher Hinsicht,
- kontinuierlicher Schadstoffeintrag über lange Zeiträume (Mischung unterschiedlicher Produktchargen, Maskierung älterer Einträge durch jüngere).

Alternativen/Kombinationen

GC-MS-Fingerprinting stellt als forensisches Verfahren eine wertvolle Ergänzung zu etablierten Untersuchungen dar.

Ergänzend bzw. im Einzelfall alternativ können andere forensische Methoden, z. B. Isotopenanalysen (s. Kap. 15), Multielement-Verteilungsmuster, Spurenstoffe und Umwelt-Tracer, einen Beitrag zur Klärung forensischer Fragestellungen leisten.

Auch die im Kapitel 14.1 an gleicher Stelle angeführten Verfahren – CSD, HTSD und GCxGC – können zur Klärung forensischer Fragestellungen beitragen. Die zweidimensionale GC kann auch mit einem Massenspektrometer durchgeführt werden (GCxGC + MS).

Stand der Entwicklung/Stand Anwendung

GC-Fingerprintings werden seit etwa Mitte der 1990er in den USA und in Europa durchgeführt.

Im Rahmen von, aus ALSAG-Mitteln finanzierten, Erkundungen wurden bisher nur sehr vereinzelt GC-MS-Fingerprintings durchgeführt. In Einzelfällen wurden Altersbestimmungen anhand von Biomarkern durchgeführt. Die Auswertung der Fragebogenaktion zeigt, dass GC-MS-Fingerprintings relativ gut bekannt sind und bereits von mehreren Unternehmen eingesetzt werden, allerdings nur in einzelnen Anwendungsfällen. Es wurden dabei insgesamt gute Erfahrungen gemacht.

In den letzten Jahren wurde mit der „Electrospray Ionization Mass Spectrometry“ (ESI-MS) ein Verfahren entwickelt, mit dem einerseits ultra-hochauflösende und präzise Massenspektren aufgenommen werden können, und andererseits selektiv die polaren Verbindungen (deren Abtrennung im Reinigungsschritt erfolgt und deren Analyse mit konventioneller GC kompliziert ist) detektiert werden können. Die Anwendbarkeit für forensische Fragestellungen ist derzeit noch Gegenstand der Forschung.

Zitierte und weiterführende Literatur

CHRISTENSEN, L. B. & LARSEN, T. H. (1993): Method for determining the age of diesel oil spills in the soil. *Groundwater Monitoring & Remediation* 13. John Wiley & Sons Inc., Hoboken, NJ. p. 142-149.

DÖRR, H. & HIESL E. S. (2012): Die Anwendung forensischer Methoden in der Altlastenbearbeitung – Methoden und Beispiele zur Ursachen- und Verursacheranalyse bei MKW-, BTEX- und PAK-Schäden in Boden und Grundwasser. In: *Handbuch Altlastensanierung und Flächenmanagement*. 66. Aktualisierung, 3. Auflage. Verlagsgruppe Hüthig Jehle Rehm, Heidelberg. 3951.

AF – Altlastenforum Baden-Württemberg (Hrsg. 2009): *Forensische Verfahren in der Altlastenbearbeitung*. Schriftenreihe Altlastenforum Baden-Württemberg e.V. Flächenrecycling, Boden- und Grundwasserschutz, Heft 14, Schweizerbart.

HLUG – Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie (Hg.) (2005): *Handbuch Altlasten*, Band 3, Teil 5. Auswertung von Mineralöl-Gaschromatogrammen. Wiesbaden.

LAGA – Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Abfall (Hg.) (2009): Mitteilung der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall Nr. 35. Bestimmung des Gehaltes an Kohlenwasserstoffen in Abfällen – Untersuchungs- und Analysenstrategie. Stand 15. Dezember 2009.

MURPHY, B. T. & MORRISON, R. D. (Hg.) (2011): Introduction to Environmental Forensics. Second Edition. Elsevier Academic Press, London.

MORRISON, R. D. & MURPHY, B. T. (Hg.) (2006): Environmental Forensics – Contaminant Specific Guide. Elsevier Academic Press, London.

15 ISOTOPENUNTERSUCHUNG

In diesem Kapitel wird die komponentenspezifische Stabil-Isotopenanalyse (Compound-specific Stable Isotope Analysis, CSIA), beschrieben. Mit diesem Verfahren ist u. a. der qualitative Nachweis von mikrobiellem Schadstoffabbau sowie dessen Quantifizierung möglich.

Mit Hilfe von Stabil-Isotopenuntersuchungen kann zwischen reduktivem und oxidativem Schadstoffabbau sowie zwischen Schadstoffabbau und anderen Schadstoffminderungsprozessen im Untergrund unterschieden werden und eine zeitliche und räumliche Beschreibung der Schadstoffausbreitung und des Abbaus erfolgen. Rückschlüsse auf die räumliche Herkunft der Schadstoffe (Verursacheridentifikation), auf die Lage von Eintragsstellen und auf die Beiträge der Eintragsstellen zur Gesamtbelastung (Mischungsanteile) sind grundsätzlich möglich.

Einen ersten Überblick über Prinzip und Ziel, Einsatzbereich und Kostenrahmen des Verfahrens gibt die Tabelle 16.

Tabelle 16: Überblick komponentenspezifische Stabil-Isotopenanalyse (CSIA). (Quelle: Umweltbundesamt)

Verfahren	Verfahrensprinzip/ Ziel des Verfahrens	Einsatzbereich	Parameter	Dauer	Kosten
Komponentenspezifische Stabil-Isotopenanalyse (CSIA)	Gaschromatographie (GC) mit Isotopenverhältnis-Massenspektrometer (IRMS) Bestimmung des Isotopenverhältnisses, Nachweis und Quantifizierung von Schadstoffminderungsprozessen (z. B. Abbau), Differenzierung von konzentrations- und frachtreduzierenden Prozessen, Lage und Einfluss von Schadstoffquellen, Verursacheridentifizierung	Gesättigter und ungesättigter Untergrund Wasser, Feststoff, Luft ⁴⁶ Quelle, Fahne (V, D, S, B ^a)	Stabile Isotopen(paare), wie ¹³ C/ ¹² C, ² H/ ¹ H, (³⁷ Cl/ ³⁵ Cl, ¹⁵ N/ ¹⁴ N, ³⁴ S/ ³² S, ¹⁸ O/ ¹⁶ O) Kohlenwasserstoffe bzw. org. Verbindungen bis ca. C ₁₁ (z. B. BTEX, MTBE, CKW, Naphthalin, Phenole, HCH, Chlorbenzole, NSO-Heterozyklen); mit Einschränkungen größere PAK (> C ₁₁) und MKW (z. B. Hexadecan)	Analyse, Auswertung und Beurteilung: einige Tage bis Wochen	Analysenkosten: € 150–€ 500 je Probe Auswertung und Beurteilung: je nach Probenumfang 40–70 % Aufschlag zu Analysenkosten

a) V = Vorerkundung, D = Detailerkundung, B = Beobachtung, S = Kontrolluntersuchungen zur Sanierung, () = eingeschränkt

Neben der CSIA existieren diverse weitere Isotopenuntersuchungsverfahren und Anwendungen, von denen einige nachstehend angeführt werden. Die genannten Verfahren können für spezielle Fragestellungen in der Altlastenbearbeitung wertvolle Informationen liefern. Es wird auf die entsprechende Fachliteratur verwiesen:

- Analyse von instabilen, d. h. radioaktiven Isotopen (Radionuklide) wie Tritium (³H), Caesium-137 (¹³⁷Cs) oder Uran-238 (²³⁸U), die zur Altersbestimmung von Grundwasser und Sedimenten herangezogen werden können. Tritium, das häufig in erhöhten Konzentrationen in Altablagerungen vorliegt, kann auch zum Nachweis und zur Erkundung der Ausbreitung von Deponiesickerwässern herangezogen werden (siehe z. B. MORRISON & MURPHY 2006, MURPHY & MORRISON 2011).

⁴⁶ Die Analyse von Bodenluft- und Raumluftproben (Anreicherung auf Aktivkohle) ist möglich, es existieren allerdings vergleichsweise wenige Publikationen dazu.

- Analyse des gemeinsamen Isotopenwertes eines Substanzgemisches („Bulk Analysis“, z. B. mittels Elemental Analyzer (EA)-IRMS), der für forensische Fragestellungen (z. B. Herkunft von Mineralöl- oder Teerverunreinigungen, siehe z. B. MURPHY & MORRISON 2011) oder zur Klärung hydrogeologischer Fragestellungen (z. B. Grundwasserströmungsverhältnisse) bestimmt werden kann. Auch der Nachweis von Deponiesickerwasser im Grundwasser (z. B. ^{13}C -Anreicherung im gelösten anorganischen Kohlenstoff = dissolved inorganic carbon – DIC), die Untersuchung des Aerobisierungsgrades von (Alt-)Ablagerungen (^{13}C -DIC im Sickerwasser, z. B. WIMMER et al. 2013a) und die Untersuchung des Abbaus von organischen Schadstoffen – vor allem bei Mineralöl- und Teerverunreinigungen – durch Bestimmung des ^{13}C -DIC sind Anwendungsmöglichkeiten.
- Gasanalysen ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ in CO_2 und CH_4) zur Bestimmung des Abbaus organischer Schadstoffe bzw. Methanoxidation (z. B. WIMMER et al. 2013b). Das CO_2 kann alternativ ausgefällt und als ^{13}C -DIC bestimmt werden.
- Analyse von schweren Stabil-Isotopen (z. B. $^{207}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$) für forensische Fragestellungen (Altersbestimmung von Benzinschäden aufgrund des früheren Zusatzes von bleihaltigen Verbindungen als Antiklopfmittel) oder zur Unterscheidung von geogenen und anthropogenen Schwermetallbelastungen des Bodens, z. B. mittels Thermionen Massenspektrometer (TIMS) oder Inductively Coupled Plasma (ICP)-MS (z. B. MORRISON & MURPHY 2006).

15.1 Komponentenspezifische Stabil-Isotopenanalyse

Verfahrensbeschreibung

Grundlage der Isotopenuntersuchung ist der Umstand, dass die meisten chemischen Elemente in der Natur in Form mehrerer stabiler Isotope vorliegen. Isotope weisen bei gleicher Anzahl an Protonen und Elektronen unterschiedliche Neutronenzahlen auf, wodurch sie abweichende Atommassen haben. So ist Kohlenstoff-13 (^{13}C) um die Masse eines Neutrons schwerer als Kohlenstoff-12 (^{12}C). Die relative Häufigkeit des Elements Kohlenstoff in der Natur ist für ^{12}C rd. 98,89 % und für ^{13}C rd. 1,11 %. Dementsprechend enthält beispielsweise jedes 17te Benzol-Molekül ein ^{13}C -Atom (s. Abbildung 32). Auch die übrigen Elemente, die in der CSIA üblicherweise analysiert werden – Wasserstoff (H), Chlor (Cl), Sauerstoff (O), Schwefel (S) und Stickstoff (N) – weisen vergleichbar unterschiedliche Isotopenverteilungen auf.

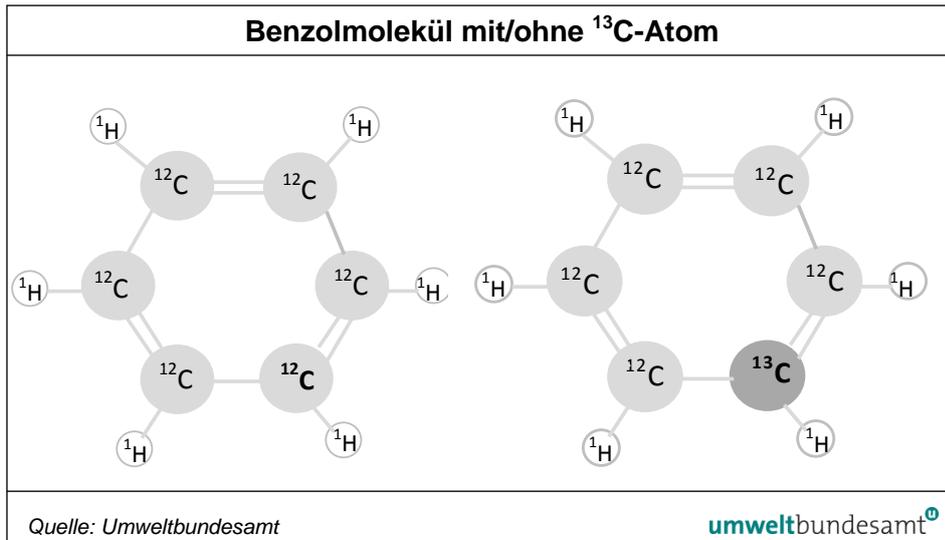


Abbildung 38:
links: Benzolmolekül mit ausschließlich ¹²C-Atomen (rd. 94 %)
rechts: Benzolmolekül mit einem ¹³C-Atom (rd. 6 %).

Isotope unterscheiden sich nur geringfügig in ihren chemischen Eigenschaften, allerdings sind Moleküle, die schwere Isotope enthalten⁴⁷, stabiler gegenüber (bio-)chemischen Reaktionen, d. h. die leichteren Moleküle werden eher bzw. schneller umgesetzt. Im Rückstand des Ausgangsproduktes einer Reaktion sind Moleküle mit schweren Isotopen daher angereichert; in den Reaktionsprodukten sind sie in geringerem Ausmaß enthalten.

Das Isotopenverhältnis, d. h. das Verhältnis von schweren und leichten Isotopen (z. B. ¹³C/¹²C) wird auch als Isotopensignatur oder Isotopenwert bezeichnet. Die Isotopensignaturen aller chemischen Elemente, aus dem ein Stoff aufgebaut ist (z. B. Kohlenstoff, Wasserstoff und Chlor in CKW), bilden den „isotopischen Fingerabdruck“, der für forensische Fragestellungen herangezogen werden kann. Die Veränderung der Isotopenverhältnisse infolge (bio-)chemischer Reaktion wird als Isotopenfraktionierung bezeichnet (s. Abbildung 39).

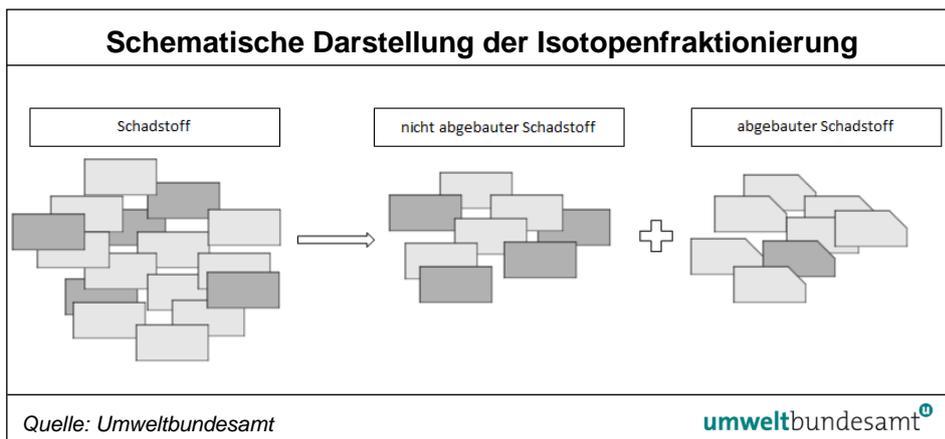


Abbildung 39:
Schematische Darstellung der Isotopenfraktionierung durch mikrobiellen Abbau, hellgrau: Moleküle ohne ¹³C, dunkelgrau: Moleküle mit ¹³C.

⁴⁷ Genauer: Moleküle, die schwere Isotope an jenen Stellen im Molekül oder in der Nähe dieser Stellen („sekundäre Isotopeneffekte“) enthalten, an denen die Reaktion ansetzt bzw. abläuft. Je größer das Molekül ist bzw. je mehr Angriffspunkte vorhanden sind, desto geringer ist die Wahrscheinlichkeit, dass das schwere Isotop die Reaktionsgeschwindigkeit beeinflusst. Daher zeigen PAK mit > 11 C-Atomen meist nur eine äußerst geringe ¹³C-Isotopenfraktionierung.

Die analytische Bestimmung des Isotopenverhältnisses erfolgt im Labor mittels Gaschromatographen, die mit speziellen Isotopenverhältnis-Massenspektrometern gekoppelt sind (Gas Chromatography – Isotope Ratio Mass Spectrometer“, GC-IRMS)⁴⁸. Die Feststoff- und Wasserproben werden mit einem, auf die Fragestellung abgestimmten, organischen Lösungsmittel (z. B. n-Pentan) extrahiert. Ein Aliquot des (gereinigten) Extraktes wird in die Kapillarsäule eines Gaschromatographen manuell oder mittels Autosamplers injiziert und verdampft. Alternativ erfolgt die Probenaufgabe auch durch Ausgasen, Adsorption oder Ausfrieren („Purge & Trap“) und anschließende Thermodesorption. In der Säule, die von einem Trägergas (mobile Phase, meist Stickstoff oder Helium) durchströmt wird, werden die Einzelsubstanzen entsprechend ihrem Retentionsverhalten (u. a. bestimmt durch den Verteilungskoeffizienten zwischen der stationären Phase in der Säule und der mobilen Phase) getrennt. Im Falle der Bestimmung von Kohlenstoffisotopen wird in einem Zwischenschritt eine Verbrennung der Analyten zu Kohlendioxid (CO₂) durchgeführt⁴⁹. Nach Verlassen der Säule werden die CO₂-Moleküle (¹²CO₂, ¹³CO₂) ionisiert. Die entstandenen Ionen werden in einem Analysator entsprechend dem Verhältnis von Masse und Ladung (m/z) separiert und in einem Detektor erfasst (z. B. Faraday-Becher). Eine schematische Darstellung eines GC-IRMS ist in Abbildung 35 ersichtlich.

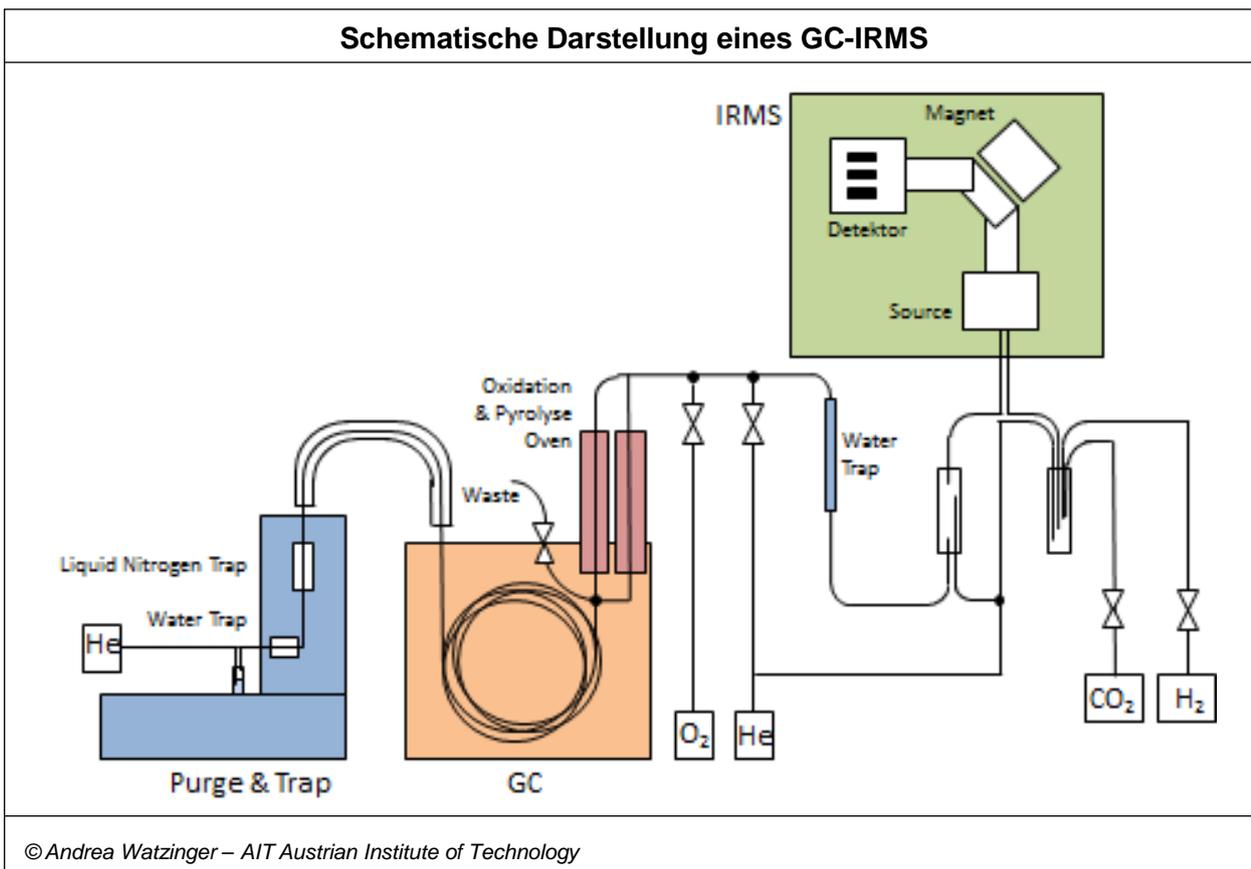


Abbildung 40: Schematische Darstellung eines GC-IRMS.

⁴⁸ Die Chlorisotope werden häufig mittels GC-MS analysiert.

⁴⁹ Für die Bestimmung von Wasserstoffisotopen wird pyrolysiert.

Die Isotopenverhältnisse werden in der sogenannten delta-Notation (δ) in Promille angegeben und auf das entsprechende Isotopenverhältnis einer internationalen Referenzsubstanz⁵⁰ bezogen.

Ausgehend von dem Isotopenverhältnis des Schadstoffes zum Zeitpunkt des Eintritts in den Untergrund (sogenannte Primärisotopensignatur) bzw. einer analytisch festgestellten Isotopensignatur im Schadensherd (sogenannte Quell-Isotopensignatur) ist bei Vorliegen von Abbaureaktionen eine Isotopenfraktionierung entlang der Ausbreitungspfade (Fließwege) zu erwarten. Physikalische Prozesse, wie beispielsweise Verflüchtigung, Sorption oder Verdünnung, die zwar einen Rückgang der Schadstoffkonzentration jedoch keinen Schadstoffabbau bewirken, verursachen hingegen keine (bzw. nur eine vernachlässigbare) Isotopenfraktionierung und sind daher von Abbauprozessen unterscheidbar.

In Abbildung 41 sind für häufige Schadstoffe die möglichen primären und abbaubedingten Isotopensignaturen dargestellt⁵¹.

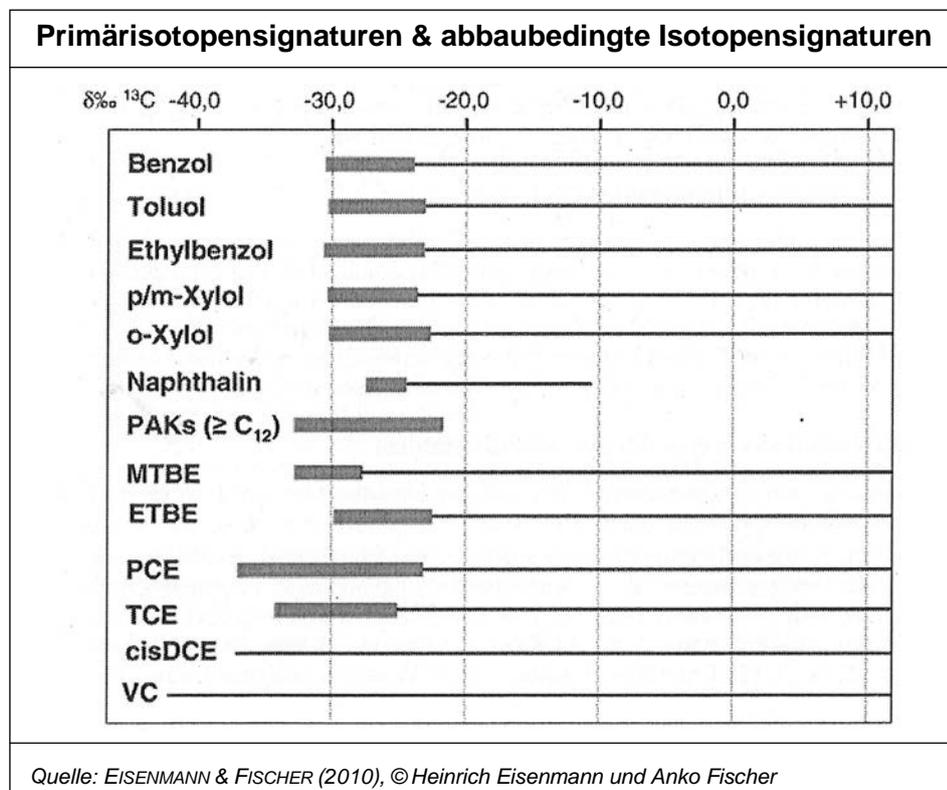


Abbildung 41: Primärisotopensignaturen (Balken) und abbaubedingte Isotopensignaturen (Linien) für häufige Schadstoffe.

Isotopenuntersuchungen werden meist an (Grund-)Wasserproben⁵² durchgeführt. Grundsätzlich können die Untersuchungen auch an Feststoffproben (nach Extraktion mit einem geeigneten Lösungsmittel z. B. zur Bestimmung der Quell-

⁵⁰ Z. B. Vienna-PeeDee-Belemnite-Standard (V-PDB) für ¹³C/¹²C; Vienna Standard Mean Ocean Water (VSMOW) für ²H/¹H und ¹⁸O/¹⁶O; Standard Mean Ocean Chloride (SMOC) für ³⁷Cl/³⁵Cl.

⁵¹ Bei PAK bzw. Molekülen mit mehr als 11 Kohlenstoffatomen ist eine ¹³C-Isotopenfraktionierung im Regelfall nicht erfassbar. VC und cisDCE liegen meist als Metabolite von PCE/TCE vor und besitzen in diesen Fällen keine Primärisotopensignatur.

⁵² Auch Untersuchungen an anderen flüssigen Proben sind möglich.

isotopensignatur oder des Abbaus in der ungesättigten Bodenzone) und an Bodenluftproben (z. B. nach Anreicherung auf geeigneten Adsorbentien⁵³; z. B. zur Beurteilung, ob Raumluftbelastungen auf Haushaltsprodukte oder kontaminierte Bodenluft zurückzuführen sind) durchgeführt werden.

In Abbildung 42 werden Beispiele von $\delta^{13}\text{C}$ -Werten einer CSIA an einem fiktiven Standort dargestellt. Anhand der Analysenergebnisse der CSIA können grundsätzlich folgende Beurteilungen oder Abschätzungen vorgenommen werden:

- Der qualitative Nachweis des Schadstoffabbaus durch Mikroorganismen und chemische Transformationsprozesse (z. B. Hydrolyse) wird aufgrund der feststellbaren Isotopenfraktionierung entlang der Schadstoffausbreitungspfade (z. B. Quelle-Fahne) geführt (Abbildung 42 links).
- Die Unterscheidung des Schadstoffabbaus von anderen konzentrationsmindernden Prozessen ohne Schadstoffabbau (z. B. Verdünnung, Sorption) erfolgt durch Gegenüberstellung der Schadstoffkonzentrationen und der Isotopensignaturen an den Messstellen (Abbildung 42 rechts).
- Identifizierung zusätzlicher Eintragsstellen im Fahnenbereich aufgrund der auftretenden (isotopisch leichteren) Isotopensignaturen (vgl. Abbildung 42 links).
- Beiträge der Eintragsstellen zur Gesamtbelastung (Mischungsanteile) können rechnerisch ermittelt werden.
- Qualitative Aussagen zur Vollständigkeit des Schadstoffabbaus (z. B. vollständige Dechlorierung von CKW) können durch Zusammenfassung der Isotopensignaturen der Ausgangsstoffe und der Abbauprodukte zur sog. Summenisotopensignatur (mit Gewichtung über die molaren Konzentrationen) erhalten werden.
- Quantifizierung des Schadstoffabbaus mit Hilfe des Isotopenanreicherungsfaktors⁵⁴ (ϵ), der Isotopensignaturen im Abstrom (δ), der Primär- bzw. Quell-Isotopensignatur (δ_0) sowie der entsprechenden Schadstoffkonzentrationen (c , c_0) unter Anwendung der sog. Rayleigh-Gleichung, die den Zusammenhang von Konzentrations- und Isotopensignaturveränderungen beschreibt. Der Faktor ϵ ist spezifisch für jeden Schadstoff, jedes darin enthaltene Element und bestimmte Milieubedingungen sowie teilweise spezifisch für bestimmte Mikroorganismengruppen⁵⁵. Er kann für den Einzelfall experimentell bestimmt werden oder aus Literaturangaben (bzw. Datenbanken) ausgewählt bzw. abgeleitet werden.
- Durch Abschätzung der zeitlichen und/oder räumlichen Abbauratenkonstanten können die Dauer des Abbaus bzw. die Fließstrecke bis zum Erreichen einer bestimmten Schadstoffkonzentration (z. B. Sanierungszielwert) abgeschätzt werden. Auch ist eine Abschätzung der Fahnenlänge möglich (unter der Annahme gleichbleibender Fließ- und Abbaubedingungen).

⁵³ Isotopisch verschiedene Moleküle können unterschiedliche Affinitäten zum Adsorbens aufweisen, sodass bei „Durchbruch“ des Analytes fehlerhafte Isotopenverhältnisse bestimmt werden (Fraktionierung am Adsorbens).

⁵⁴ In der Literatur ist auch der Isotopenfraktionierungsfaktor (α) gebräuchlich. Die Faktoren α und ϵ können einfach ineinander umgerechnet werden.

⁵⁵ Dies wurde z. B. für die reduktive Dechlorierung von PCE und TCE festgestellt.

- Eine Charakterisierung des biologischen Schadstoffabbaus bzw. des vorherrschenden Abbaumechanismus (z. B. aerober oder anaerober Abbau) kann durch simultane Analyse der Kohlenstoff- und Wasserstoffisotopensignatur erfolgen (zweidimensionales Isotopenmonitoring, 2D-CSIA).
- Anhand der Quellisotopensignaturen bzw. Primarisotopensignaturen können unter Umständen⁵⁶ Schadensherde differenziert und deren Beitrag zu einer Schadstofffahne abgeschätzt werden. Die Zuordnung der Schadstoffquellen kann durch simultane Analyse mehrerer Isotope („isotopischer Fingerabdruck“, z. B. $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$, $^2\text{H}/^1\text{H}$, $^{37}\text{Cl}/^{35}\text{Cl}$) in einem zwei- oder mehrdimensionalen Isotopenmonitoring präzisiert werden.

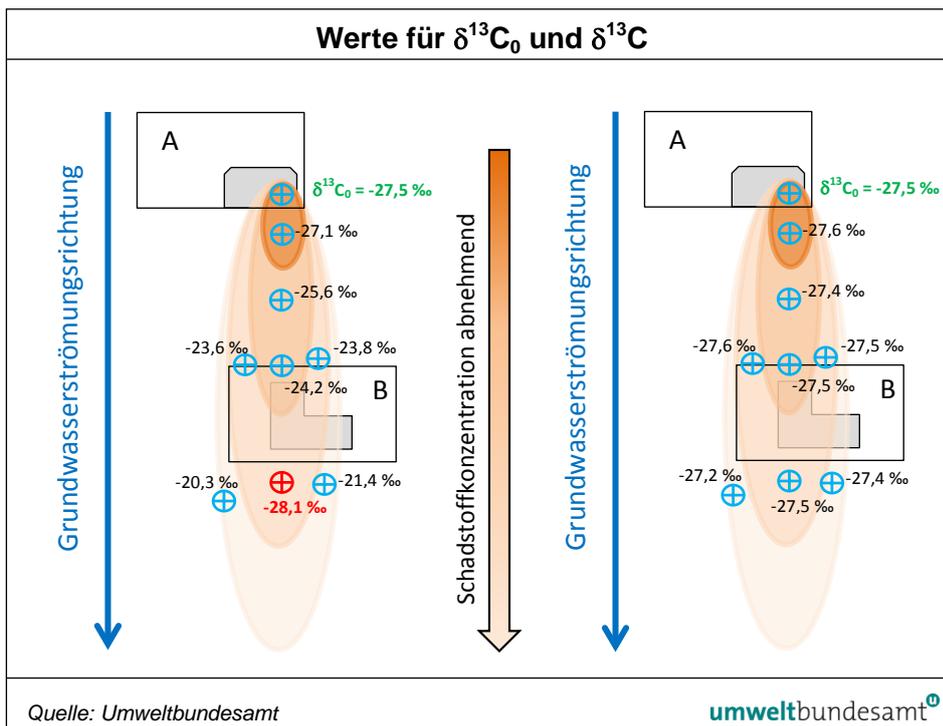


Abbildung 42:
Werte für $\delta^{13}\text{C}_0$
und $\delta^{13}\text{C}$.

links: Werte für $\delta^{13}\text{C}_0$ (grün) und $\delta^{13}\text{C}$; Isotopenfraktionierung nachweisbar, daher Abbau in der Schadstofffahne ausgehend von Standort A; deutlicher Hinweis auf zusätzlichen Schadensherd auf Standort B durch Nachweis von isotopisch leichterem Schadstoff (rot)

rechts: Werte für $\delta^{13}\text{C}_0$ (grün) und $\delta^{13}\text{C}$; keine signifikante Isotopenfraktionierung nachweisbar, daher kein Abbau in der Schadstofffahne ausgehend von Standort A, sondern Hinweis auf physikalische Schadstoffminderungsprozesse (z. B. Verdünnung, Sorption)

Voraussetzungen/Anforderungen

Standort

CSIA-Methoden werden im Regelfall erst dann eingesetzt, wenn bereits ein hinreichend detailliertes Standortmodell entwickelt werden konnte. Im Einzelfall, insbesondere bei komplexen Standortverhältnissen und/oder Standorthistorien, kann ein Einsatz auch schon im Rahmen der Vorerkundung zweckmäßig sein.

⁵⁶ z. B. bei Vorliegen herstellereabhängiger oder produktionsbedingter Unterschiede in der Primärisotopensignatur; in Fällen, in denen Isotopenfraktionierung auszuschließen ist (z. B. PAK mit > 11 C-Atomen).

Am Standort und im Bereich einer allenfalls zu erkundenden Schadstofffahne sind mehrere Untergundaufschlüsse (Bohrungen, Direct Push-Sondierungen) bzw. Grundwassermessstellen erforderlich. Diese sollten sich einerseits im Schadensherd und andererseits in der Hauptabstromlinie sowie in den Randbereichen der Fahne befinden. Erfahrungsgemäß sind mindestens 5 Messstellen erforderlich, meistens jedoch sind in Abhängigkeit vom Schadensbild, der Anzahl bekannter oder potenzieller Eintragsstellen sowie der Komplexität der Untergrund- und Grundwasserströmungsverhältnisse wesentlich mehr Messstellen notwendig. In Abhängigkeit von der Länge der Schadstofffahne kann die Anordnung der Messstellen in mehreren Transekten zweckmäßig sein. Generell sollten mit den Messstellen entlang der Hauptabstromlinie Konzentrationsunterschiede von mindestens einer Zehnerpotenz abgedeckt werden.

Probenahme/Dimensionierung/Durchführung/Analyse und Beurteilung

Die Probenahme erfordert keine Spezialkenntnisse und kann von einem/r geübten Probennehmer/in ohne größere Schwierigkeiten durchgeführt werden. Die Proben sind entsprechend den Anforderungen der einschlägigen ÖNORMEN (ÖNORM S 2091, ÖNORM S 2092, ÖNORM EN ISO 5667-3) unter Berücksichtigung spezifischer Vorgaben des Labors (insbesondere hinsichtlich Stabilisierungsmaßnahmen) zu entnehmen, zu transportieren und bis zur Analyse zu lagern. Die erforderlichen Probenmengen sind auf die Bestimmungsgrenzen und die Probenaufbereitungsmethode abzustimmen und bewegen sich meist im Bereich von 50 Milliliter (z. B. Headspace-Gläser) bis wenige Liter bzw. bei Feststoffproben im Bereich von 1–2 Kilogramm. Zur Analyse der Schadstoff-Phase genügen wenige Milliliter.

Die Anforderungen an die Laborgeräteausstattung sind in erster Linie abhängig von den Isotopen, die analysiert werden sollen und den sich ergebenden methodischen Erfordernissen. In Österreich verfügen nur wenige spezialisierte Labors über eine entsprechend umfassende Laborausstattung und das erforderliche Know-how zur Interpretation der Ergebnisse.

Die Durchführung von Isotopenuntersuchungen stellt hohe Anforderungen an die Qualifikation und Erfahrung des befassten Personals (GutachterInnen/PlanerInnen, Laborpersonal).

Darüber hinaus sind im Hinblick auf die Planung und Interpretation der Analysen umfangreiche Kenntnisse zu den Standortverhältnissen (z. B. historische Recherche, hydrogeologische, geologische, geochemische und hydrochemische Verhältnisse, Mikrobiologie) und den Schadstoffeigenschaften (z. B. Verhalten im Untergrund, mögliche Abbaumechanismen) erforderlich. Bei Wasserproben ist die Messung der Vorort-Parameter (Temperatur, pH-Wert, elektr. Leitfähigkeit, gelöster Sauerstoff, Redox-Potenzial) im Zuge der Probenahme und die Berücksichtigung der hydrochemischen Verhältnisse bei der Beurteilung erforderlich. Diese Kenntnis der Milieubedingungen im Untergrund ist beispielsweise für die Auswahl von passenden Isotopenanreicherungs-faktoren aus wissenschaftlichen Datenbeständen essentiell.

Die Erkundung der Abbauintensität kann anhand einer einmaligen Untersuchung erfolgen. Zur Beurteilung der Nachhaltigkeit des Abbaus sind mehrere Untersuchungstermine erforderlich (z. B. einige Monate und 1–3 Jahre nach der Erstuntersuchung, bei Überwachung von Natural Attenuation (NA) - Prozessen auch entsprechend häufiger und über längere Zeiträume).

Potenziale und Einschränkungen

Potenziale

Die CSIA ist derzeit das einzige Verfahren, das ohne größeren Modellierungsaufwand einen direkten Nachweis und quantitative Aussagen zum Schadstoffabbau im Untergrund liefert. Das größte Anwendungspotenzial liegt in der Charakterisierung, Einschätzung und Beurteilung von natürlichen Schadstoffminderungsprozessen, Natural Attenuation (NA)) sowie in der Planung und Überwachung entsprechender Sanierungskonzepte (z. B. Monitored NA, Enhanced NA). Darüber hinaus kann die CSIA einen wertvollen Beitrag zur Klärung forensischer Fragestellungen leisten (z. B. Verursacheridentifikation).

Einschränkungen

Die Aussagekraft der CSIA kann in folgenden Fällen eingeschränkt sein: bei geringem Abbau hoher Schadstoffkonzentrationen, bei geringer Bioverfügbarkeit des Schadstoffs, bei geringem mikrobiellem Schadstoffumsatz (mind. 20–50 %) sowie bei gering ausgeprägter Isotopenfraktionierung (z. B. langkettige MKW, PAK mit > 11 C-Atomen). Die Auswertung von Analysendaten kann sich schwierig gestalten im unmittelbaren Nahbereich von Schadstoff-Phasen (NAPL) und innerhalb hochbelasteter Bereiche (Schadensherd) sowie bei zeitlich stark variierenden Milieubedingungen.

Bei stark schwankenden Grundwasserfließrichtungen oder heterogenen Fließwegen kann es durch Vermischung von Grundwasserströmen zu einer Überlagerung von isotopisch schweren und leichten Schadstoffen kommen, die zu Fehlinterpretationen führen (z. B. Unterschätzung des Abbaus) können.

Die Aussagekraft der CSIA kann auch dann eingeschränkt sein, wenn eine Überlagerung von Schadstofffahnen ausgehend von zwei oder mehreren Schadensherden gegeben oder nicht auszuschließen ist.

Unsicherheiten bestehen häufig hinsichtlich der (Homogenität der) Milieubedingungen und ev. der vorhandenen Mikroorganismen, die zu einer suboptimalen Auswahl der Isotopenanreicherungsfaktoren führen können. Im Laborexperiment ermittelte Anreicherungsfaktoren sind mit entsprechenden Unsicherheiten hinsichtlich ihrer Übertragbarkeit auf reale Untergrundbedingungen behaftet.

Zu beachten ist, dass die Analyt-Konzentrationen in Proben, die in unterschiedlicher Weise gewonnen wurden (z. B. Pumpproben aus Grundwassermessstellen, Schöpfproben aus dem offenen Bohrloch, Probenahme aus Direct Push-Sondierungen), nur eingeschränkt vergleichbar sind und die Beurteilung z. B. der Konzentrationsmindernden Prozesse stark erschweren kann.

Alternativen/Kombinationen

Die CSIA stellt für forensische Fragestellungen eine Alternative, aber auch Ergänzung zum GC-Fingerprinting dar (s. Kap. 14).

Im Hinblick auf Fragestellungen zum Schadstoffabbau ist die CSIA eine mögliche Alternative zu Analysen von Stoffwechsel- bzw. Abbauprodukten (Metabolit-Analysen), Elektronendonator-Akzeptor-Bilanzierungen, Laborexperimenten zum Schadstoffabbau („Laboratory Scale Microcosms“) sowie von Markierungsversuchen (Tracer-Tests, s. Kap. 13) dar. CSIA kann als Ergänzung zu *In situ*-Unter-

suchungen („In Situ Microcosms“ bzw. sog. BACTRAP[®]s (siehe z. B. MICHELS et al. 2008, KÄSTNER et al. 2012), mit denen auch das Abbaupotenzial beurteilt werden kann) eingesetzt werden.

In einem erweiterten Isotopenmonitoring kann der biologische Schadstoffabbau durch Analyse von Mineralisierungsprodukten, wie CO₂, DIC und Methan (CH₄) und von Elektronenakzeptoren, wie Nitrat (NO₃ bzw. ¹⁵N/¹⁴N, ¹⁸O/¹⁶O) und Sulfat (SO₄ bzw. ³⁴S/³²S, ¹⁸O/¹⁶O) weiter charakterisiert werden. Auch bei diesen Stoffen wird durch die mikrobielle Aktivität eine messbare Isotopenfraktionierung verursacht. Es lassen sich so die Mineralisierungszonen, Methanbildungs- und Methanabbauzonen sowie Zonen erhöhter Nitrat- und Sulfat-Reduktion erfassen. Daraus können Möglichkeiten zur Beeinflussung des Schadstoffabbaus (Biostimulation) abgeleitet werden.

Stand der Entwicklung/Stand Anwendung

CSIA findet seit etwa 10–15 Jahren in den USA und in Europa eine zunehmende Anwendung im Altlastenbereich.

Im Rahmen von, aus ALSAG-Mitteln finanzierten, Erkundungen wurden in Österreich bisher nur vereinzelt CSIA durchgeführt. Auch sind vereinzelte Anwendungen in privat finanzierten Untersuchungen bekannt. Die Auswertung einer Umfrage unter Fachleuten zeigt, dass CSIA nur teilweise bekannt sind und erst von wenigen Firmen mehrfach durchgeführt werden. Allerdings wurden dabei insgesamt gute Erfahrungen gemacht.

Zitierte und weiterführende Literatur

- DÖRR, H. & HIESL, E. S. (2012): Die Anwendung forensischer Methoden in der Altlastenbearbeitung – Methoden und Beispiele zur Ursachen- und Verursacheranalyse bei MKW-, BTEX- und PAK-Schäden in Boden und Grundwasser. In: Handbuch Altlastensanierung und Flächenmanagement. 66. Aktualisierung, 3. Auflage. Verlagsgruppe Hüthig Jehle Rehm, Heidelberg. 3951.
- DÖRR, H. (2013): Die Anwendung forensischer Methoden in der Altlastenbearbeitung – Methoden und Beispiele zur Ursachen- und Verursacheranalyse bei CKW-Schäden. In: Handbuch Altlastensanierung und Flächenmanagement. 68. Aktualisierung, 3. Auflage. Verlagsgruppe Hüthig Jehle Rehm, Heidelberg. 3952.
- EISENMANN, H. & FISCHER, A. (2010): Isotopenuntersuchungen in der Altlastenbewertung. In: Franzius/Gerholt/Altenbockum: Handbuch der Altlastensanierung. 60. Auflage 2010, Verlagsgruppe Hüthig Jehle Rehm. München. ISBN 978-3-8114-9700-9.
- AF – Altlastenforum Baden-Württemberg e.V. (HRSG. 2009): Forensische Verfahren in der Altlastenbearbeitung. Schriftenreihe altlastenforum Baden-Württemberg e.V. Flächenrecycling, Boden- und Grundwasserschutz, Heft 14, Schweizerbart.
- KÄSTNER, M.; BRACKEVELT, M.; DÖBERL G.; CASSIANI G.; PETRANGELI PAPINI M.; LEVENPFISTER C. & VAN REE D. (HG.) (2012): Model-driven soil probing, site assessment and evaluation – Guidance on technologies. Sapienza Università Editrice, Rom. ISBN 978-88-95814-72-8.

- MICHELS, J.; STUHRMANN, M.; FREY, CH. & KOSCHITZKY, H.-P. (Hg.) (2008):
Handlungsempfehlungen mit Methodensammlung. BMBF-Förderschwerpunkt
„Kontrollierter natürlicher Rückhalt und Abbau von Schadstoffen bei der Sanierung
kontaminierter Grundwässer und Böden (KORA)“. DECHEMA (Hrsg.), Frankfurt am
Main, ISBN 978-3-89746-092-0.
<http://www.natural-attenuation.de/download/kora-handlungsempfehlungen.pdf>
- MORRISON, R. D. & MURPHY, B. T. (Hg.) (2006): Environmental Forensics – Contaminant
Specific Guide. Elsevier Academic Press, London.
- MURPHY, B. T. & MORRISON, R. D. (Hg.) (2011): Introduction to Environmental Forensics.
Second Edition. Elsevier Academic Press, London.
- PHILP, P. (2013): The Added Value of Utilizing Stable Isotopes in Environmental
Forensics. NEMC – National Environmental Monitoring Conference, San Antonio,
TX.
- WIMMER, B.; WATZINGER, A.; HUBER-HUMER, M.; HRAD, M. & REICHENAUER, T.G. (2013a):
Stable Isotope Signatures for Characterising the Biological Stability of Landfilled
Municipal Solid Waste (MSW). Waste management, 33 (10). Elsevier Science
B.V., Amsterdam. p. 2083-2090.
- WIMMER, B.; HRAD, M.; WATZINGER, A. & HUBER-HUMER, M. (2013b):
Lysimeteruntersuchungen zur Ermittlung der Methanoxidation in Abdeckschichten
von Ablagerungen. 15. Gumpensteiner Lysimetertagung 2013, Gumpenstein.
109–118. ISBN: 978-3-902559-90-6.

16 ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK

- 10.000–15.000 Altstandorte untersuchen** Dem vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft im Jahre 2009 publizierten „Leitbild Altlastenmanagement“ (s. Kap. 1.1) folgend sollen historisch kontaminierte Standorte (mehr als geringfügig kontaminiert) innerhalb einer Generation erfasst werden, damit in weiterer Folge innerhalb von zwei Generationen (bis 2050) die erforderlichen Maßnahmen an erheblich kontaminierten Standorten (Altlasten) durchgeführt werden können. Um diese Ziele zu erreichen, werden an mehr als 10.000 Standorten Maßnahmen zur Erkundung notwendig sein, darüber hinaus an etwa 2.000 Altlasten Kontrolluntersuchungen oder langfristige Maßnahmen zur Beobachtung.
- neue Rahmenbedingungen** Auf Grund der Erfahrungen und der Entwicklung der letzten Jahre ist damit zu rechnen, dass in Zukunft deutlich öfter Untersuchungen an kontaminierten Standorten im dicht verbauten, innerstädtischen Gebieten durchzuführen sind. Zu erwarten sind dabei tendenziell überwiegend kleinflächige Kontaminationen wie insbesondere CKW- und MKW-Schäden. Unter Voraussetzung dieser Veränderungen werden sich konsequenterweise auch geänderte Anforderungen an Untersuchungen in allen Stadien der Erkundung aber auch für zukünftige Sanierungen ergeben. Umso wichtiger wird es, seit langem etablierte Untersuchungsmethoden und -routinen durch Innovation in Bezug auf Erkundungstechnologien und Untersuchungskonzepte weiter zu entwickeln
- Potenziale** In den zwölf Technologiekapiteln dieses Quickscans wurden die Potenziale einzelner Technologien und deren Einschränkungen dargestellt. Diese Chancen und Grenzen lassen sich wie folgt zusammenfassen:
- schnell, flexibel** Einige der vorgestellten Technologien sind gegenüber etablierten Methoden signifikant schneller (z. B. Direct Push), liefern bereits Ergebnisse im Feld (z. B. Sensoren) und ermöglichen dadurch eine flexible und adaptive Vorgehensweise schon während der Erkundung. Die gewonnenen Erkenntnisse können unmittelbar als Entscheidungsgrundlagen für eine gezielte Situierung von Messstellen herangezogen werden. Gleichzeitig werden dadurch Kostenersparnisse möglich oder es können mit einem bestimmten Zeit- und Budgetrahmen deutlich mehr Erkundungspunkte untersucht werden. Um die (qualitativen) Sondier- bzw. Messergebnisse kalibrieren (quantifizieren) und damit auch interpretieren zu können, werden im Gegenzug konventionelle Aufschlüsse als komplementäre Maßnahmen jedenfalls weiterhin notwendig sein.
- Einsparung von Messstellen**
- gezielt und hochaufgelöst** Mehrere der beschriebenen Verfahren ermöglichen eine deutlich höhere räumliche oder zeitliche Auflösung spezifischer Untergrundeigenschaften (z. B. Direct Push, Flowmeter) oder lassen gezielte, tiefenspezifische Aussagen (Multi-Level-Messstellen, Redoxsensitive Bänder) zu. Sie können damit signifikant zur Repräsentativität und Genauigkeit des Standortmodells (z. B. Schadstoffausbreitung in spezifischen Schichten) beitragen und als Planungsgrundlage für In-situ-Sanierungsmaßnahmen wesentlich sein. Zu nennen sind hier Separationspumpverfahren für konventionelle Messstellen in Kombination mit Flowmetern oder hochaufgelöste, tiefen- bzw. schichtspezifisch gewonnene Grundwasserproben aus speziell errichteten Multi-Level-Systemen.
- lange Zeiträume einfach und energieautark** Tiefenorientiert einsetzbar sind auch die im Quickscan vorgestellten passiven Technologien. Die großen Vorteile liegen vor allem in der einfachen Handhabung und Energieunabhängigkeit bei gleichzeitig minimaler Störung des natürlichen Grundwasserflusses (in der Messstelle). Darüber hinaus besteht ein gro-

ßer Vorteil einiger dieser Technologien (z. B. Sammler) darin, dass über längere Zeiträume integrierend gemessen wird und so bereits durch das Messprinzip selbst Ausreißer eliminiert bzw. Spitzenwerte erfasst werden. Für eine quantitative Auswertung sind als Referenz Analysewerte für konventionell als Pumpproben gewonnene Grundwasserproben erforderlich.

Einige Verfahren sind zudem durch ihren direkt anzeigenden Charakter relativ einfach interpretierbar (Redoxsensitive Bänder). Durch wiederholten Einsatz können schnell räumliche und zeitliche Entwicklungen von schichtspezifischen Milieus und Schadstofffahnen dokumentiert werden, wodurch sich eine vergleichsweise kostengünstige Unterstützung beim Langzeitmonitoring oder biologischen In-situ-Maßnahmen ergibt.

Die analytischen Verfahren im Quicksan liefern vertiefende Informationen zu Schadstoffen und ermöglichen direkte oder indirekte Aussagen über die Art und Zusammensetzung von Stoffgemischen und deren Verhalten im Untergrund. GC-Fingerprints z. B. ermöglichen indirekte Rückschlüsse auf das Ausbreitungsverhalten und die Mobilität, im besten Fall auch auf Alter und natürlichen Schadstoffabbau. Die CSIA bietet einen direkten Nachweis und quantitative Aussagen zum Schadstoffabbau von z. B. CKW im Untergrund. Das größte Potenzial dieser Verfahren liegt damit in der Charakterisierung und Einschätzung von NA-Prozessen (Natural Attenuation) und ihrer Berücksichtigung im Rahmen von Sanierungskonzepten.

Bei sehr komplexen hydrogeologischen Standortbedingungen oder geringem Gefälle des Grundwasserspiegels liefern einige Technologien einen wesentlichen Beitrag zu einem verbesserten Prozessverständnis. Aus Markierungsversuchen kann einerseits die räumliche und zeitliche Ausbreitung des Grundwassers bestimmt werden und andererseits können Aussagen zur Schadstoffverteilung, den NA-Prozessen wie Schadstoffrückhalt und Abbaupotenzial sowie zum Fortschritt und zur Wirksamkeit von Sanierungsmaßnahmen gewonnen bzw. abgeleitet werden.

Immissionspumpversuche helfen als flächenintegrale Messungen sowohl bei der Abgrenzung von Schadstofffahnen im Grundwasser als auch bei der Lokalisierung möglicher Schadensquellen in einem größeren Untersuchungsgebiet. Bei komplexen hydrogeologischen und hydrogeochemischen Eigenschaften des Untergrundes ist eine gezieltere Planung notwendiger Sanierungsmaßnahmen, sowie auch deren Kontrolle und Überwachung möglich.

Insbesondere im innerstädtischen Raum oder bei sehr vielen Altstandorten auf engem Raum kann es zielführend sein, noch vor der Untersuchung einzelner Standorte zuerst eine räumlich übergreifende Erkundung durchzuführen, um Schadstoffe zu identifizieren bzw. jene Eintragsstellen zu lokalisieren, die für Verunreinigungen eines Grundwasservorkommens maßgeblich sind. Die in weiterer Folge mögliche Fokussierung auf tatsächlich aktuell relevante Quellen hilft wesentlich, um Aufwand und Kosten zu sparen.

Die Anwendung der vorgestellten Technologien ist in unterschiedlichen Phasen der Erkundung und Sanierung möglich, die Zweckmäßigkeit des Einsatzes ist jeweils vorab zu prüfen. Dazu sind eine gute Planung und integrierte Untersuchungsstrategien notwendig. Neue Technologien werden etablierte Untersuchungsmethoden ergänzen und nicht ersetzen. Integrierte Untersuchungsstrategien sollten auf eine optimale Kombination von Verfahren abzielen.

direktanzeigend & einfach interpretierbar

vertiefte Information

NA-Prozesse MNA Beurteilung

Verständnis komplexer Hydrogeologie

Großräumige Untersuchungen

vom Großen ins Kleine

intelligente Einsatz/Kombination Erkundungskonzept

Besseres Standortmodell	Das Potenzial neuer Erkundungsverfahren wird im Allgemeinen ausschließlich dann ausgeschöpft werden, wenn es gelingt durch die Kombination mit etablierten Verfahren ein gutes Standortmodell schneller, effizienter und in einer höheren Genauigkeit zu entwickeln. Durch das in Folge bessere System- und Prozessverständnis ergeben sich dann auch neue Chancen für die Planung und Durchführung von Sanierungsmaßnahmen (wirksam & effizient).
Wirksamkeit/ Effizienz	
Einsparung Sanierungskosten	Durch eine frühe Abstimmung umfassender Maßnahmen zur Erkundung kann sich ein großes Potenzial zur Einsparung von Kosten im Rahmen der Sanierung ergeben. Technologien und Maßnahmen zur Erkundung sind in der Regel deutlich kostengünstiger als Maßnahmen zur Sanierung. Entsprechende monetäre Abwägungen (Mehrkosten des Untersuchungskonzepts, Einsparungspotenzial durch gezieltere Sanierung) sollten bereits bei frühen Untersuchungsphasen jedenfalls bei Untersuchungen zu Variantenstudien stärker Berücksichtigung finden.
Akzeptanz und Vergleichbarkeit	Wesentlich für die verstärkte Anwendung bzw. Akzeptanz der im Quicksan angeführten Methoden ist, erste Anwendungen möglichst gut zu dokumentieren, die Ergebnisse auf Vergleichbarkeit bzw. Belastbarkeit zu prüfen (insbesondere wenn es für diese (noch) keine allgemein bekannten Erfahrungen gibt) und der interessierten Fachwelt unmittelbar zugänglich zu machen. Nur wenn dies transparent und kritisch erfolgt, werden die beschriebenen Verfahren auch eine breite Akzeptanz erlangen können und erfolgreich sein. Der vorliegende Quicksan soll einen ersten Schritt in diese Richtung leisten.

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

Der Quicksan bietet PraktikerInnen einen schnellen Einstieg in ausgewählte Verfahren zur Erkundung kontaminierter Standorte. Der Fokus liegt auf Technologien, die in den letzten Jahren ihre Marktreife erlangt haben und für die in den nächsten Jahren ein erhöhtes Anwendungspotenzial in Österreich zu erwarten ist.

Die vorgestellten Verfahren sind als Ergänzung zu etablierten Technologien zu sehen und ermöglichen eine schnellere und gezieltere Abwicklung von Projekten. Darüber hinaus eröffnen einige der Technologien die Möglichkeit, Untergrundeigenschaften zu untersuchen, die etablierten Technologien nicht zugänglich sind.

Die Nutzung dieser Potenziale hängt entscheidend davon ab, ob es gelingt, die Verfahren in Untersuchungsstrategien intelligent zu integrieren. Dazu leistet der Quicksan einen Beitrag, indem er Einsatzmöglichkeiten und -grenzen dieser Technologien in sehr kompakter Form aufzeigt.