DECHEMA e.V.

VEGAS
Versuchseinrichtung zur Grundwasser- und Altlastensanierung

Handlungsempfehlungen

Natürliche Schadstoffminderung bei der Sanierung von Altlasten

Bewertung und Anwendung, Rechtliche Aspekte, Wirtschaftlichkeit und Akzeptanz

mit Methodensammlung

November 2008

KORA

GEFÖRDERT VOM
Bundesministerium für Bildung und Forschung

Handlungsempfehlungen mit Methodensammlung

Natürliche Schadstoffminderung bei der Sanierung von Altlasten

Bewertung und Anwendung
Rechtliche Aspekte
Wirtschaftlichkeit
Akzeptanz

Jochen Michels, Matthias Stuhrmann, Christopher Frey und Hans-Peter Koschitzky

Projektübergreifende Begleitung
des BMBF-Förderschwerpunktes

KORA

Kontrollierter natürlicher Rückhalt und Abbau von Schadstoffen bei der Sanierung kontaminierter Grundwässer und Böden

Bibliographische Information Der Deutschen Bibliothek
Die Deutsche Bibliothek verzeichnet diese Publikation in der Deutschen Nationalbibliographie; detaillierte bibliografische Daten sind im Internet über <http://dnb.ddb.de> abrufbar.

Bezugsquelle
Herausgeber und Vertrieb:
DECHEMA e.V.
Forschungs- und Projektkoordination
Theodor-Heuss-Allee 25
60486 Frankfurt am Main

Mitherausgeber:
Versuchseinrichtung zur Grundwasser- und Altlastensanierung *VEGAS*
Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart
Pfaffenwaldring 61
70550 Stuttgart

Der Förderschwerpunkt KORA wurde vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) gefördert.
Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autoren.
Die Handlungsempfehlungen sind nicht für den gewerblichen Vertrieb bestimmt.

ISBN 978-3-89746-092-0

Vorwort

Für einen nachhaltig wirksamen Umgang mit Boden- und Grundwasserverunreinigungen ist es erforderlich, die im Untergrund ablaufenden natürlichen Schadstoffminderungsprozesse besser als bisher zu verstehen und zu bewerten, um sie im Zuge der Gefahrenbeurteilung und Sanierung gezielt nutzen bzw. unterstützen zu können.

Im Rahmen des BMBF-Förderschwerpunktes KORA wurde von 2002 bis 2008 in 74 Einzelvorhaben an 24 kontaminierten Standorten die Wirkung der natürlichen Schadstoffminderungsprozesse untersucht. Die KORA-Standorte stehen stellvertretend für eine Vielzahl vergleichbarer Schadensfälle in der Bundesrepublik Deutschland. Die nachfolgend aufgeführten Ergebnisse des Förderschwerpunktes werden Vertretern des Vollzugs, Planern in Ingenieurbüros und Pflichtigen in Form aufeinander aufbauender Arbeitshilfen – den Handlungsempfehlungen und Leitfäden – zur Verfügung gestellt.

In den vorliegenden Handlungsempfehlungen wird das Prinzip der vierstufigen Vorgehensweise zur Ableitung eines MNA-Konzeptes in den Bereichen Erkundung und Monitoring, Untersuchung der NA-Prozesse sowie Modellierung und Prognose erläutert. Bei der Anwendung von MNA-Konzepten sind die Abhandlungen zu den rechtlichen Rahmenbedingungen und zu den Grundlagen einer ökonomischen Bewertung sowie die praxisnahen Ausführungen zur (Risiko-)Kommunikation und Akzeptanz hilfreich. Eine integrierte Methodensammlung mit 85 validierten und zum Teil neu entwickelten Untersuchungsmethoden dient als Nachschlagewerk für die Altlastenbearbeitung und ist ein Bindeglied zu den sechs Leitfäden

In den Leitfäden erfolgte die Betrachtung jeweils branchenspezifische Kontaminationen. Es werden Untersuchungen an den KORA-Standorten, die der Bewertung der natürlichen Schadstoffminderungsprozesse für deren Berücksichtigung in der Sanierungspraxis dienen, dokumentiert. Zur besseren Orientierung haben alle Leitfäden einen vergleichbaren Aufbau: Im ersten Abschnitt sind die Grundlagen zu den natürlichen Schadstoffminderungsprozessen an den Standorten zusammengefasst. Im zweiten Abschnitt werden die standortbezogenen Anforderungen formuliert und Hilfestellungen zur systematischen Einzelfallbearbeitung in Anlehnung an das vierstufige Vorgehen gegeben. Im dritten Abschnitt werden die Standorte als Fallbeispiele (Untersuchungsstrategie, Methoden, Bewertungen) vorgestellt. Eine beigefügte CD enthält unter anderem sämtliche Arbeitshilfen des Förderschwerpunktes.

Aufgrund des hohen Stellenwertes von Modellierung und Prognose bei der Beurteilung von Schadensfällen werden die numerischen Grundlagen und die unterschiedlichen modelltechnischen Werkzeuge, die im Förderschwerpunkt KORA zur Anwendung kamen, in einer eigenen Synopse vorgestellt.

Des Weiteren sind alle Arbeitshilfen, Projektberichte und die während der Laufzeit von KORA erstellten Kompendien, und Tagungsdokumentationen über die Homepage abrufbar bzw. werden dort jetzt eingestellt: <http://www.natural-attenuation.de>.

Die wissenschaftlichen und gleichzeitig praxisnahen Untersuchungsergebnisse wurden regelmäßig auf zahlreichen KORA-Veranstaltungen präsentiert, so dass schon vor Veröffentlichung der Arbeitshilfen erste Impulse zur Berücksichtigung natürlicher Schadstoffminderungsprozesse bei der Altlastenbearbeitung gegeben werden konnten. Ein Unterausschuss der LABO (Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz) veröffentlichte unter Mitwirkung der projektübergreifenden Begleitung von KORA bereits 2005 das Positionspapier „Berücksichtigung natürlicher Schadstoffminderungsprozesse bei der Altlastenbearbeitung“. Dieses Positionspapier hat dazu geführt, dass in vielen Bundesländern schon MNA-Konzepte an kontaminierten Standorten – basierend auf den Erkenntnissen des Förderschwerpunktes – umgesetzt werden konnten.

Die Empfehlungen der KORA-Arbeitshilfen sind größtenteils an die Anforderungen des Positionspapiers angelehnt. Der LABO-Unterausschuss hat die Abschlussentwürfe der KORA-Handlungsempfehlungen und -Leitfäden geprüft und sieht vorläufig keine Notwendigkeit, das LABO-Positionspapier im Textteil und in seiner rechtlichen Einordnung zu ändern.

Wir möchten Sie daher an dieser Stelle ausdrücklich ermutigen, die vorliegenden Erkenntnisse anzuwenden und umzusetzen. Die Autoren, denen wir an dieser Stelle herzlich für die gewissenhafte Erstellung der Kapitel danken, stehen Ihnen für weitere Fragen gerne zur Verfügung. Sie finden die jeweiligen Kontaktdaten auf den Deckblättern zu den einzelnen Kapiteln.

Unser Dank gilt darüber hinaus auch den Mitgliedern des KORA-Lenkungsausschusses für die gute Zusammenarbeit und hier ganz besonders dem Vorsitzenden Herrn Dr. Volker Franzius.

Dr. Jochen Michels
Christopher Frey

Forschungsförderung und Tagungen
DECHEMA e.V.
Theodor-Heuss-Allee 25
60486 Frankfurt am Main
michels@dechema.de,
frey@dechema.de

Dr.-Ing. Hans-Peter Koschitzky
Dr. Matthias Stuhrmann

Institut für Wasserbau, VEGAS
Universität Stuttgart
Pfaffenwaldring 61
70550 Stuttgart
hans-peter.koschitzky@iws.uni-stuttgart.de
matthias.stuhrmann@iws.uni-stuttgart.de

Projektübergreifende Begleitung des BMBF-Förderschwerpunktes KORA

Inhaltsverzeichnis

Vorwort **I**

Inhaltsverzeichnis **III**

1. Einführung **1**

1.1 Natürliche Schadstoffminderung 2

1.2 Existierende Arbeitshilfen 2

1.3 Der Förderschwerpunkt KORA 3

1.4 Die KORA-Handlungsempfehlungen 4

1.5 Literatur 7

2. Begriffsbestimmungen **9**

2.1 Definition allgemeiner Fachbegriffe 10

2.2 Definition der NA-Prozesse 12

2.3 Literatur 14

3. Rechtliche Rahmenbedingungen für die Berücksichtigung der natürlichen Schadstoffminderung **15**

3.1 Umweltrechtliche Rahmenbedingungen der Europäischen Union 16

3.2 Umweltrechtliche Rahmenbedingungen in Deutschland 20

3.3 Öffentlich-rechtliche Verträge zur Implementierung von MNA-Konzepten 26

3.4 Schlussfolgerungen für die Altlastensanierungspraxis 29

3.5 Endnoten und Literaturverweise 30

4. Umsetzung von MNA **33**

4.1 Kriterien zur Umsetzung von MNA 34

4.2 Stufenweises Vorgehen zur Umsetzung von MNA im Rahmen der Sanierungsuntersuchung (SU) 35

4.3 Vorgehensweise im Einzelfall ohne klassische Sanierungsuntersuchung (SU) 38

4.4 Literatur 40

5. Erkundung und Monitoring **43**

5.1 Erkundung und Abgrenzung des Untersuchungsraumes in Stufe I 44

5.2 Spezifische Erkundungsmaßnahmen in Stufe II 46

5.3 Festlegung von Überwachungsmessstellen und -intervallen in Stufe III 50

5.4 Durchführung des Monitorings in Stufe IV 56

5.5 Qualität und Belastbarkeit verwendeter Daten 63

6. Untersuchung der NA-Prozesse 67

6.1 Potentialabschätzung in Stufe I 68

6.2 Identifizierung und Quantifizierung der NA-Prozesse in Stufe II 71

6.3 Parameterpräzisierung und Auswahl von Leitparametern in Stufe III 73

6.4 Kontrolle der Wirksamkeit und Nachhaltigkeit der NA-Prozesse in Stufe IV 74

6.5 Literatur 75

7. Modellierung und Prognose 77

7.1 Einleitung 78

7.2 Standortbewertung und Strukturmodellerstellung in Stufe I 82

7.3 Strömungs- und Stofftransportmodelle in Stufe II 88

7.4 Beurteilung der Prognoseergebnisse in Stufe III 96

7.5 Umgang mit Prognoseabweichungen in Stufe IV 97

7.6 Detailaspekte zur Parameterermittlung und Bewertung des NA-Potentials aus Sicht des KORA-TV 7 98

7.7 Literatur 101

8. Ökonomische Bewertung 103

8.1 Grundsätzliches 104

8.2 Besonderheiten der ökonomischen Bewertung von MNA/ENA 104

8.3 Kostenschätzung 107

8.4 Kosten-Wirksamkeits- und Kosten-Nutzen Überlegungen 118

8.5 Literatur 120

9. Risikokommunikation und Akzeptanz 123

9.1 Situationsbeschreibung 124

9.2 Beteiligung und Kommunikation 132

9.3 Kommunikationstechnisches Repertoire 142

9.4 Informationsquellen 145

9.5 Anlagen zu Kapitel 9 147

10. Glossar 159

Methodensammlung zur Untersuchung natürlicher Schadstoffminderungsprozesse 167

1. Einführung

Inhaltsverzeichnis

1.1 Natürliche Schadstoffminderung **2**

1.2 Existierende Arbeitshilfen **2**

1.3 Der Förderschwerpunkt KORA **3**

1.4 Die KORA-Handlungsempfehlungen **4**

1.4.1 Übersicht über die einzelnen Kapitel 5

1.4.2 Anwendungsbereich 7

1.5 Literatur **7**

Kapitel 1: Einführung

1.1 Natürliche Schadstoffminderung

Durch natürlich ablaufende Prozesse, wie biologischer Abbau, chemische Fällung, Zersetzung, Sorption, Verdünnung und Verflüchtigung, können Schadstoffe in Grundwässern und Böden unter günstigen Bedingungen unschädlich gemacht oder zurückgehalten werden. So erreichen Schadstofffahnen im Grundwasser nur eine begrenzte Ausdehnung und beginnen mit Versiegen der Schadstoffquelle wieder zu schrumpfen. Heute wird den natürlichen Schadstoffminderungsprozessen (engl. *natural attenuation* – NA) besondere Aufmerksamkeit gewidmet, da sie seit kurzem bei der Bewertung und Sanierung von (Neu-)Schadensfällen berücksichtigt werden müssen. So sieht die aktuelle EU-Umwelthaftungsrichtlinie (EU-UmwHaftRL, 2004) ausdrücklich die Option „*natural recovery*“ vor, die in Deutschland am 14.11.2007 durch das Umweltschadensgesetz in nationales Recht umgesetzt worden ist.

Die nationalen und internationalen Erfahrungen bei der Sanierung von Altlasten und kontaminierten Grundwasserleitern zeigen, dass herkömmliche Sanierungstechniken z. T. sehr aufwendig und teuer sind und das Kontaminationsproblem häufig nicht zufrieden stellend lösen. Restschadstoffbelastungen sind unvermeidlich.

Im Zuge der Verhältnismäßigkeitsbetrachtung von Sanierungsmaßnahmen findet deshalb seit einigen Jahren eine intensive Diskussion über die Nutzung der natürlichen Schadstoffminderungsprozesse bei der Bewältigung dieser Probleme statt. Wissenschaftlich wurde die Diskussion zuerst durch das bayerische Forschungsverbundvorhaben „Nachhaltige Altlastenbewältigung unter Einbeziehung des natürlichen Reinigungsvermögens“ begleitet (GAB, 2004) und dann durch den bundesweiten BMBF-Förderschwerpunkt KORA – „Kontrollierter natürlicher Rückhalt und Abbau von Schadstoffen bei der Sanierung kontaminierter Grundwässer und Böden“ weitergeführt.

1.2 Existierende Arbeitshilfen

Inzwischen sind einige Arbeitshilfen und Positionspapiere erschienen, die Resultate dieser Diskussion sind und von den Ergebnissen des wissenschaftlichen Erkenntnisfortschritts beeinflusst wurden. Diese Schriften betrachten die Nutzung natürlicher Schadstoffminderungsprozesse in der gesättigten Bodenzone – also im kontaminierten Grundwasser – und definieren die ordnungsrechtlichen Rahmenbedingungen, unter denen bei Grundwasserschäden ganz oder teilweise auf Sanierungsmaßnahmen zugunsten der Überwachung natürlicher Schadstoffminderungsprozesse (engl. *monitored natural attenuation* – MNA) verzichtet werden kann:

- Das Positionspapier der LABO (Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz, Ständiger Ausschuss 5 (Altlastenausschuss – ALA)) „Berücksichtigung natürlicher Schadstoffminderungsprozesse bei der Altlastenbearbeitung“ ist von der Umweltministerkonferenz bestätigt und zur Anwendung in den Ländern empfohlen worden (LABO, 2005).

- Das bayerische Landesamt für Wasserwirtschaft hat das LfW-Merkblatt 3.8/3 „Natürliche Schadstoffminderung bei Grundwasserverunreinigungen durch Altlasten und schädliche Bodenveränderungen – Natural Attenuation“ erarbeitet (LfW, 2004).
- Das hessische Landesamt für Umwelt und Geologie hat in der Reihe Handbuch Altlasten, Band 8, Teil 1, die „Arbeitshilfe zu überwachten natürlichen Abbau- und Rückhalteprozessen im Grundwasser (Monitored Natural Attenuation)“ herausgegeben (HLUG, 2004).
- Beim Ingenieurtechnischen Verband Altlasten e.V. ist der Weißdruck der Arbeitshilfe „Monitored Natural Attenuation“ erschienen (ITVA, 2004).

Besonders das oben erwähnte Positionspapier der LABO hat großen Einfluss auf die Arbeiten im Förderschwerpunkt KORA genommen, da hier länderübergreifende Empfehlungen für Kriterien genannt werden, die zur Nutzung von MNA erfüllt sein sollten:

- Die Schadstoffmenge in oder der Austrag von Schadstoffen aus der Quelle sollte reduziert werden.
- Die Gesamtheit der frachtreduzierenden Prozesse sollte gegenüber verdünnenden Prozessen einen sehr viel größeren Anteil haben.
- Die Untersuchungsergebnisse sollten eine Prognose der Fahnenentwicklung ermöglichen, die aussagt, dass die Fahne „quasi stationär“ oder schrumpfend ist und NA auf lange Sicht wirksam ist.

Darüber hinaus soll MNA als alleinige Maßnahme nur dann möglich sein, wenn nach der Gefährdungsabschätzung die standortbezogenen Voraussetzungen im Einzelfall erfüllt sind und Sanierungsmaßnahmen als unverhältnismäßig eingeschätzt werden (LABO, 2005). Im Positionspapier wird zur Überprüfung der Kriterien ein stufenweises Vorgehen empfohlen.

1.3 Der Förderschwerpunkt KORA

Die Forschungsarbeiten des Förderschwerpunktes KORA zielten darauf ab, Grundlagen zur Berücksichtigung natürlicher Schadstoffminderungsprozesse zu erarbeiten und die ökologisch, ökonomisch sowie verwaltungsrechtlich sinnvollen Einsatzmöglichkeiten und -grenzen zu ermitteln.

Dazu war es erforderlich, nicht nur die entsprechenden Methoden zum Nachweis der NA-Prozesse zu entwickeln, sondern auch die Werkzeuge zu ihrer Bewertung zu validieren. In sechs Themenverbünden wurden 24 branchenspezifisch kontaminierte Standorte untersucht (s. Tab. 1.1). Universitäten, Ingenieurbüros und Behörden haben gemeinsam jeweils am Einzelfall orientierte MNA-Konzepte erarbeitet, die in vielen Fällen auch zur Anwendung kommen. Damit sind Referenzstandorte geschaffen worden, an deren Beispiel gezeigt werden kann, wie die NA-Prozesse in einem abgestuften Verfahren erfasst, bewertet und berücksichtigt werden können. Ferner wurden auch innovative *In-situ*-Sanierungsverfahren entwickelt, die auf einer Stimulierung der natürlichen Schadstoffminderungsprozesse basieren.

Zwei weitere Themenverbünde befassten sich mit standortunabhängigen Aspekten wie den rechtlichen Rahmenbedingungen sowie der Ökonomie bei der Umsetzung von MNA-Konzepten. Außerdem wurden diverse Maßnahmen zur Förderung der Akzeptanz in der Öffentlichkeit und bei Behörden durch (Risiko-)Kommunikation untersucht.

Tab. 1.1: Übersicht über die Themenverbünde (TV) und Arbeitshilfen des Förderschwerpunktes KORA

TV	Bezeichnung des Themenverbundes *(Branchenspezifische Schadstoffe)*	Untersuchte Standorte	Kurzname der Arbeitshilfe*
1	Raffinerien, Tanklager, Kraftstoffe/ Mineralöl *(MKW, BTEX, MTBE)*	5	Leitfaden TV 1 (WABBELS & TEUTSCH, 2008)
2	Gaswerke, Kokereien, Teerverarbeitung *(PAK, Teeröle, Heterozyklen)*	4	Leitfaden TV 2 (WERNER et al., 2008)
3	Chemische Industrie *(LCKW, BTEX)*	6	Leitfaden TV 3 (GRANDEL & DAHMKE, 2008)
4	Deponien, Altablagerungen *(Deponiebürtige Schadstoffe)*	4 (+ 2)[+]	Leitfaden TV 4 (DGFZ, 2008a)
5	Rüstungsaltlasten *(Sprengstofftypische Verbindungen)*	3	Leitfaden TV 5 (JOOS et al., 2008)
6	Bergbau, Sedimente *(Spurenmetalle, Acidität/Sulfat, Pestizide)*	2 (+ 1)[+]	Leitfaden TV 6 (HOTH et al., 2008)
7	Modellierung und Prognose *(–)*	–	Synopse des TV 7 (DGFZ, 2008b)
8	Rechtliche und ökonomische Aspekte, öffentliche und behördliche Akzeptanz *(–)*	–	Handlungsempfehlungen (MICHELS et al., 2008)

[+] Weitere Standorte wurden im Rahmen assoziierter Projekte untersucht.

[*] Die Arbeitshilfen können über die KORA-Homepage <http://www.natural-attenuation.de/bestellung> bezogen werden.

Von 2002 bis 2008 wurden insgesamt 74 Forschungsvorhaben mit einem Fördervolumen von € 26,4 Mio. und Gesamtaufwendungen in Höhe von € 32,7 Mio. durchgeführt. Der Förderschwerpunkt KORA wurde von den Projektträgern Jülich, Außenstelle Berlin und Forschungszentrum Karlsruhe, Außenstelle Dresden betreut. Die Projektübergreifende Begleitung des Förderschwerpunktes wurde von den Institutionen DECHEMA e.V., Frankfurt am Main und *VEGAS,* Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart wahrgenommen. Begleitet wurde der Förderschwerpunkt durch einen vom BMBF einberufenen Lenkungsausschuss. Diesem gehörten Vertreter verschiedener Ministerien, Vollzugsbehörden und Interessenverbände an.

1.4 Die KORA-Handlungsempfehlungen

Die vorliegenden KORA-Handlungsempfehlungen enthalten die verallgemeinerbaren Erkenntnisse des Förderschwerpunktes. Dazu zählen Empfehlungen zur Nutzung des NA-Potentials in der Altlastenbearbeitung, eine Zusammenstellung von relevanten Begriffsdefini-

tionen, die rechtliche Einordnung der Nutzung natürlicher Schadstoffminderungsprozesse sowie Erfahrungen und Empfehlungen zu Methoden und Arbeitsweisen. Damit ergänzen sie die Leitfäden (s. Tab. 1.1), in denen die kontaminierten Standorte als Referenzstandorte ausführlich dokumentiert werden.

1.4.1 Übersicht über die einzelnen Kapitel

Kapitel 1 führt in die Problematik um die Nutzung natürlicher Schadstoffminderungsprozesse ein und stellt den Förderschwerpunkt mit seinen Aufgaben, Zielen und Produkten vor.

Im **Kapitel 2 Begriffsbestimmungen** werden die allgemeinen Fachbegriffe definiert, auf denen diese Handlungsempfehlungen aufbauen und es werden die Begriffe der in Boden und Grundwasser ablaufenden natürlichen Transport- und Schadstoffminderungsprozesse (destruktive, nicht-destruktive und verdünnende Prozesse) erläutert.

Das **Kapitel 3 Rechtliche Rahmenbedingungen** für die Berücksichtigung der natürlichen Schadstoffminderung beschreibt europäisches und nationales Recht, nach welchem die Berücksichtigung dieser Prozesse bei der Altlastenbearbeitung möglich und gefordert ist. Besonders wird auf behördliches Ermessen und die Verhältnismäßigkeit von Maßnahmen eingegangen. Darüber hinaus wird der öffentlich-rechtliche Vertrag zur Implementierung von MNA erörtert und Empfehlungen zu diversen Vertragsbestandteilen gegeben

In **Kapitel 4 Umsetzung von MNA** werden die im Positionspapier der LABO (2005) genannten Prüfkriterien aufgegriffen und ein stufenweises Vorgehen vorgeschlagen:

Stufe I: Prüfung der Voraussetzungen für MNA

Stufe II: Spezifische Standortuntersuchungen zum Nachweis der Wirksamkeit von NA

Stufe III: Prognose und Entscheidung über MNA

Stufe IV: Überwachung und Abschlusskontrolle

Die einzelnen Maßnahmen in den jeweiligen Stufen werden in den nachfolgenden Kapiteln 5 bis 7 erläutert und in den Leitfäden an konkreten Beispielen vertieft. Hier ist zu beachten, dass der Untersuchungsfortschritt iterativ entsteht und zwischen den jeweiligen Disziplinen abgeglichen werden muss.

Im **Kapitel 5 Erkundung und Monitoring** werden die Grundlagen zur Erkundung und Abgrenzung des Untersuchungsraumes in **Stufe I** (Quellbereich, zukünftiger Fahnenbereich, Bilanzraum, hydrogeologische Erkundung, Rezeptoren) ermittelt. In **Stufe II** werden spezifische Erkundungsmaßnahmen (horizontale und vertikale Quellen- und Fahnenabgrenzung, Bestimmung der Strömungsverhältnisse, Ermittlung von Schadstofffrachten an Transekten) vorgestellt. **Stufe III** dient der Festlegung von Überwachungsstellen und –intervallen. Hier liegt der Schwerpunkt auf dem Messstellenausbau und der modellgestützten Planung des Monitoringprogramms. In **Stufe IV** wird die Durchführung des Monitorings beschrieben. Näher eingegangen wird auf Qualitätskontrollen und Datenmanagement.

Mit der **Untersuchung der NA-Prozesse** in **Kapitel 6** werden die Methoden vorgestellt, die eine Beurteilung der Schadstoffminderung erlauben. In Abhängigkeit von der Fragestellung kann diese Beurteilung sehr aufwendig sein. Daher werden Empfehlungen zur Zuordnung in den einzelnen Bearbeitungsstufen gegeben. Untersuchungen der **Stufe I** dienen der Potentialermittlung. Hier soll mit Hilfe verfügbarer Daten eine Abschätzung des Abbau- und Rückhaltepotentials erfolgen. Die Identifizierung und Quantifizierung der NA-Prozesse findet in **Stufe II** statt (Elektronendonor/-akzeptor-Bilanzen, Nachweis spezieller Metaboliten, sogenannte *In situ*-Untersuchungen). **Stufe III** dient der Parameterpräzisierung und der

Auswahl von Leitparametern für das Monitoring. Eine Kontrolle der Wirksamkeit der NA-Prozesse erfolgt in **Stufe IV** mit dem Monitoring und der Modellierung.

Die in **Kapitel 7 Modellierung und Prognose** vorgestellten Modelle können in Abhängigkeit von der Fragestellung sehr aufwendig werden. Der Anfang des Kapitels befasst sich deshalb mit der Definition von Aufgaben, Zielen und Anforderungen an die Modellergebnisse. In **Stufe I** wird ein konzeptionelles Standortmodell (hydrogeologisch/geochemisch) entwickelt und die Größen Bilanzraum, Modellraum und Aussageraum werden definiert. Das Berechnungsmodell für die Grundwasserströmung und den Stofftransport ist Gegenstand der **Stufe II**. Das Unterkapitel stellt in einer Übersicht die Modellierungssoftware vor, die im Rahmen des Förderschwerpunktes KORA verwendet wurde und gibt Empfehlungen zur Erarbeitung und iterativen Anpassung des Transportmodells. Hinweise und Empfehlungen zu Modellprognosen werden im Unterkapitel zur **Stufe III** gegeben. Es werden Szenarienanalysen diskutiert, die einer Beschreibung der Modellunsicherheiten dienen. In **Stufe IV** wird die Modellierung dazu verwendet, eine merkmalsabhängige Entscheidungsmatrix für spezifische Rückfallmaßnahmen zu entwickeln.

In **Kapitel 8 Ökonomische Bewertung** werden die Besonderheiten der ökonomischen Bewertung von MNA herausgearbeitet und die spezifischen Kostenelemente (Erkundungs-, Planungs-, Verfahrenskosten und externe Kosten) vorgestellt. Diese werden schließlich in eine dynamische Kostenvergleichsrechnung (KVR) eingesetzt. Die KVR gilt allerdings nur dann, wenn die zu vergleichenden Maßnahmen denselben Nutzen (Sanierungsdauer, -ergebnis) haben. Der Umgang mit Szenarien mit unterschiedlichem Nutzen bedingt weiter reichende Kosten-Wirksamkeits- und Kosten-Nutzen-Überlegungen.

Das **Kapitel 9 Risikokommunikation und Akzeptanz** beginnt mit einer systematischen Situationsbeschreibung. Die Akteure (Pflichtige, Behörden, Betroffene, Gutachter, Öffentlichkeit, Banken), der Entscheidungs- und Genehmigungsprozess sowie Konfliktpotentiale und Konflikte vorgestellt werden. Exkurse zu Risiko, Risikokommunikation und Akzeptanz erhöhen das Verständnis für die Problematik. Anschließend werden Planungsstrategien zur Kommunikation und der Beteiligung von Akteuren erläutert und welche Verfahren und Instrumente dazu eingesetzt werden können.

Die **Methodensammlung** ist Teil der Handlungsempfehlungen und enthält Kurzbeschreibungen von 85 empfohlenen Methoden, die an den im Förderschwerpunkt KORA untersuchten Standorten entwickelt und evaluiert worden sind. Für jede Methode werden tabellarisch auf zwei Seiten Zielsetzung und Verfahrensprinzip erläutert, Einsatzmöglichkeiten, Aufwand (Kosten) und Anforderungen an die Probennahme beschrieben und Anwendungsbereiche und -grenzen aufgezeigt. Zusätzlich werden Informationen zum Entwicklungsstand, zu alternativen Methoden und zu Literaturhinweisen gegeben. Kompetente Anbieter und Ansprechpartner, die meist aus den KORA-Projekten stammen, werden benannt. Auf ausführliche Erläuterungen und Anwendungsbeispiele zu einzelnen Methoden, die sich in den KORA-Branchenleitfäden befinden, wird verwiesen.

1.4.2 Anwendungsbereich

Die vorliegenden Handlungsempfehlungen beinhalten Hilfestellungen zur Einzelfallbearbeitung unter Berücksichtigung überwachter oder stimulierter natürlicher Schadstoffminderungsprozesse (MNA/ENA) als Entscheidungsoption innerhalb der Altlastenbearbeitung in Deutschland.

Sie widmen sich den Schadstoffminderungsprozessen in der gesättigten Zone, d.h. im Grundwasser bei einem bereits festgestellten Grundwasserschaden. Die Handlungsempfehlungen orientieren sich an den durch die LABO (2005) aufgestellten standortbezogenen Voraussetzungen für ein MNA-Konzept, welche unter Berücksichtigung von natürlichen Schadstoffminderungsprozessen und der Verhältnismäßigkeit eine behördliche Entscheidung zum Absehen von Sanierungsmaßnahmen ermöglichen können.

Bereits vorliegende und relevante internationale Arbeitshilfen, Konzepte und Leitfäden wurden bei der Erstellung der Handlungsempfehlungen berücksichtigt.

1.5 Literatur

DGFZ (Hrsg.) (2008a): KORA-Leitfaden Umgang mit abfallablagerungsverursachten Gewässerschäden und Gefahrensituationen unter Berücksichtigung der Wirkungen natürlicher Rückhalte- und Abbau-Prozesse (KORA-TV4 „Deponien, Altablagerungen“), Gemeinsame Mitteilungen des Dresdner Grundwasserforschungszentrum e.V. und seiner Partner, Heft 04/2008, ISSN 1611-5627.
<http://www.dgfz.de/publikationen>

DGFZ (Hrsg.) (2008b): KORA-Synopse "Systemanalyse, Modellierung und Prognose der Wirkungen natürlicher Schadstoffminderungsprozesse – eine rezente Synopse" (KORA-TV7 "Modellierung, Prognose"), Gemeinsame Mitteilungen des Dresdner Grundwasserforschungszentrum e.V. und seiner Partner, Heft 05/2008, ISSN 1611-5627.
<http://www.dgfz.de/publikationen>

EU-UmwHaftRL – EU-Umwelthaftungsrichtlinie (2004): Richtlinie 2004/35/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 21.04.2004 über Umwelthaftung zur Vermeidung und Sanierung von Umweltschäden. Amtsblatt der europäischen Union Nr. L 143 vom 30.04.2004, S. 56 - 75.
<http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/richtlinie_umwelthaftung.pdf>

GAB – Gesellschaft zur Altlastensanierung in Bayern mbH. (2004): Bayerisches Forschungsverbundvorhaben „Nachhaltige Altlastenbewältigung unter Einbeziehung des natürlichen Reinigungsvermögens“, Zusammenfassende Darstellung der Ergebnisse und Erkenntnisse der Teilprojekte 1 - 6.
<http://www.altlasten-bayern.de/default.asp?Menue=23>

Grandel, S., Dahmke, A. (2008): Leitfaden – Natürliche Schadstoffminderung bei LCKW-kontaminierten Standorten. KORA Themenverbund 3: Chemische Industrie, Metallverarbeitung. Institut für Geowissenschaften, CAU Kiel, ISBN 978-3-00-026094-0.

HLUG – Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie. (2004): Arbeitshilfe zu überwachten natürlichen Abbau- und Rückhalteprozessen im Grundwasser (Monitored Natural Attenuation). Handbuch Altlasten, Band 8, Teil 1.
<http://www.hlug.de/medien/altlasten/abstracts/habubd8.htm> (Kurzfassung)

Hoth, N., Rammlmair, D., Gerth. J. & Häfner, F. (2008): Leitfaden Natürliche Schadstoffminderungsprozesse an großräumigen Bergbaukippen/-halden und Flussauensedimenten. Empfehlungen zur Untersuchung und Bewertung der natürlichen Quelltermminimierung. KORA Themenverbund 6: Bergbau und Sedimente. Institut für Bohrtechnik und Fluidbergbau, TU Bergakademie Freiberg. ISBN-13 978-3-89746-098-X.

ITVA – Ingenieurtechnischer Verband Altlasten e.V. (2004): ITVA-Arbeitshilfe Monitored Natural Attenuation H1-12/04.
<http://itv-altlasten.de/154.0.html> (Inhaltsverzeichnis)
<http://itv-altlasten.de/uploads/media/MNA_Technical_Guidance_14-05-07.pdf> (engl. Fassung)

Joos, A., Knackmuss, H. J. & Spyra, W. (2008). Leitfaden Natürliche Schadstoffminderung bei sprengstofftypischen Verbindungen. BMBF-Förderschwerpunkt KORA, Themenverbund 5 Rüstungs-altlasten. IABG mbH (Hrsg.), Berlin, ISBN 978-3-00-025181-8.

LABO – Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz. (2005): Berücksichtigung natürlicher Schadstoffminderungsprozesse bei der Altlastenbearbeitung.
<http://www.labo-deutschland.de/pdf/Positionspapier_Version_01062005b.pdf>

LfW – Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft. (2004): Natürliche Schadstoffminderung bei Grundwasserverunreinigungen durch Altlasten und schädliche Bodenveränderungen – Natural Attenuation, LfW-Merkblatt 3.8/3.
<http://www.stmugv.bayern.de/umwelt/boden/vollzug/index.htm>

Michels J., Stuhrmann M., Frey C., Koschitzky H.-P. (Hrsg.) (2008): Handlungsempfehlungen mit Methodensammlung, Natürliche Schadstoffminderung bei der Sanierung von Altlasten. VEGAS, Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart, DECHEMA e.V. Frankfurt, ISBN-13 978-3-89746-092-0.

USchadG – Umweltschadensgesetz. (2007): Gesetz zur Umsetzung der Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates über die Umwelthaftung zur Vermeidung und Sanierung von Umwelt-schäden vom 10. Mai 2007. Bundesgesetzblatt Teil I Nr. 19, S. 666 - 671.
<http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/u_schad_g.pdf>

Wabbels, D., Teutsch G. (2008): Leitfaden Natürliche Schadstoffminderungsprozesse bei mineralöl-kontaminierten Standorten. KORA Themenverbund 1: Raffinerien, Tanklager, Kraftstoffe/Mineralöl, MTBE. ZAG Universität Tübingen, ISBN 978-3-89746-093-9.

Werner, P., Börke, P., Hüsers, N. (2008): Leitfaden Natürliche Schadstoffminderung bei Teeröl-altlasten, im BMBF-Förderschwerpunkt KORA. Schriftenreihe des Institutes für Abfallwirtschaft und Altlasten, TU Dresden, Band 58, ISBN 978-3-934253-50-6.

2. Begriffsbestimmungen

Inhaltsverzeichnis

2.1 Definition allgemeiner Fachbegriffe **10**

2.1.1 NA, MNA, ENA, MNA-Konzept 10

2.1.2 Schutzgut, Gefahr, Schaden 11

2.1.3 Schadstoff, -Quelle, -Fahne 11

2.1.4 Erkundung, Monitoring, Modell, Prognose 11

2.2 Definition der NA-Prozesse **12**

2.2.1 Advektion, Diffusion, Dispersion, Verflüchtigung 12

2.2.2 Abbau, Transformation, Humifizierung, Fällung, Sorption 13

2.3 Literatur **14**

Kapitel 2: Begriffsbestimmungen

2.1 Definition allgemeiner Fachbegriffe

In diesem Kapitel wird bewusst auf neue Definitionen verzichtet, wenn Begrifflichkeiten bereits etabliert oder vom Gesetzgeber bzw. den entsprechenden Gremien, wie LABO, LAWA definiert worden sind. Diese Begriffe bilden weitgehend die Arbeitsgrundlage der KORA-Projekte.

Der Ad-hoc Unterausschuss „Natural Attenuation“ der LABO hat für die aus dem englischsprachigen Raum übernommenen Begriffe Natural Attenuation (NA), Monitored Natural Attenuation (MNA) und Enhanced Natural Attenuation (ENA) eine deutsche Nomenklatur eingeführt und für die zukünftige Verwendung in der Praxis vorgeschlagen (LABO, 2005). Diese Definitionen werden hier übernommen.

Rechtsbegriffe werden hier aus dem Gesetzestext oder den untergeordneten Regelwerken wiedergegeben.

2.1.1 NA, MNA, ENA, MNA-Konzept

Die deutsche Definition des Begriffes Natural Attenuation ist an die US-EPA OSWER-Directive 9200.4-17P (1999) angelehnt. Natürliche Schadstoffminderungsprozesse (**Natural Attenuation (NA**) sind physikalische, chemische und biologische Prozesse, die ohne menschliches Eingreifen zu einer Reduzierung der Masse, der Toxizität, der Mobilität, des Volumens oder der Konzentration eines Stoffes im Boden oder Grundwasser führen. Zu diesen Prozessen zählen biologischer Abbau, chemische Transformation, Sorption, Dispersion, Diffusion und Verflüchtigung der Stoffe (LABO, 2005).

Die Überwachung der natürlichen Schadstoffminderungsprozesse durch zeitlich gestaffelte Untersuchungen auf deren Wirksamkeit hin wird als **Monitored Natural Attenuation (MNA)** bezeichnet.

Bei **Enhanced Natural Attenuation (ENA)** wird im Gegensatz zu NA und MNA aktiv auf die stattfindenden Schadstoffminderungsprozesse Einfluss genommen, mit dem Ziel diese in Ihrer Wirkungsweise zu maximieren. Die Anwendung von ENA ist eine verfahrenstechnische Maßnahme, die verwaltungsrechtlich als eine *In-situ*-Sanierung angesehen wird.

Ein **MNA-Konzept** ist ein Programm zur Anwendung von MNA. Die Kernfrage hierbei ist, wie sich ein Grundwasserschaden entwickelt, wenn auf eine Schadstofffahnensanierung ganz oder teilweise verzichtet wird und anstelle dessen ein MNA-Konzept zur Anwendung kommen soll. Ein MNA-Konzept sollte folgende Regularien beinhalten:

- Nachprüfbare Zielvorgaben,
- Festlegung von Überwachungsmaßnahmen (Monitoring-Programm) und den
- Vorbehalt weiterer Maßnahmen.

2.1.2 Schutzgut, Gefahr, Schaden

Der Begriff **Schutzgut** bezeichnet Güter mit einem hohen Stellenwert für die Allgemeinheit. Die Verwendung des Begriffs ist weder einheitlich geregelt noch besteht eine einheitliche Systematik, die als Grundlage für die Formulierung und Hierarchisierung von Umweltqualitätszielen herangezogen werden könnte. Schutzgüter sind in den Umweltfachgesetzen rechtlich verankert und werden in der Regel mit dem Gesetzeszweck genannt. Allgemein wird hierunter ein mehr oder weniger umfassender Teilbereich der Umwelt (z.B. Gewässer, Boden, Luft), Organismen (z.B. Mensch, Tiere, Pflanzen) oder Funktionen (z.B. Archivfunktion des Bodens, Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts) verstanden. Die Verwendung des Begriffs erfolgt gemäß den jeweiligen fachgesetzlichen Grundlagen. Als übergreifende Schutzgüter werden vom Umweltbundesamt „menschliche Gesundheit“, „Struktur und Funktion von Ökosystemen“ und „Ressourcen“ angesehen.

Eine konkrete **Gefahr** bezeichnet eine Sachlage, in der bei ungehindertem Geschehensablauf – mit hinreichender Wahrscheinlichkeit – ein Rechtsgut geschädigt wird.

Im juristischen Sinn ist ein **Schaden** eine materielle oder ideelle Verschlechterung eines Rechtsgutes (der synonyme Begriff ist Schutzgut), die durch ein schädigendes Ereignis entsteht. Der Zustand des Rechtsgutes unmittelbar vor dem schädigenden Ereignis wird mit dem Zustand nach dem schädigenden Ereignis verglichen. Der Unterschied zwischen beiden ist der Schaden.

2.1.3 Schadstoff, -Quelle, -Fahne

Schadstoffe sind Stoffe und Zubereitungen, die aufgrund ihrer Gesundheitsschädlichkeit, ihrer Langlebigkeit oder Bioverfügbarkeit im Boden und Grundwasser oder aufgrund anderer Eigenschaften und ihrer Konzentration geeignet sind, den Boden in seinen Funktionen zu schädigen oder sonstige Gefahren hervorzurufen (BBodSchV § 2 Nr. 6)

Als **Schadstoffquelle** werden Bereiche mobiler und residual gesättigter Phase sowie die in der Bodenmatrix der ungesättigten und gesättigten Zone festgelegten Schadstoffe bezeichnet (LABO, 2005).

Als **Schadstofffahne** wird das Grundwasservolumen im Abstrom einer Schadstoffquelle verstanden, in dem die Stoffkonzentrationen über der jeweiligen Geringfügigkeitsschwelle liegen (LABO, 2005).

2.1.4 Erkundung, Monitoring, Modell, Prognose

Die **Erkundung** von altlastenverdächtigen Flächen besteht gemäß § 3 der BBodSchV aus Orientierender Untersuchung und Detailuntersuchung. Im Rahmen der Detailuntersuchung sind Informationen zu Menge, räumlicher Verteilung, Mobilität und Mobilisierbarkeit der Schadstoffe, sowie über Austragsraten und mögliche Expositionen von Schutzgütern einzuholen. Diese Erkundungsdaten bilden die Grundlage für eine Gefährdungsabschätzung, bei der u.a. auch schadstoffmindernde Prozesse berücksichtigt werden sollten. Die Erkundung der NA-Prozesse im Rahmen der Sanierungsuntersuchung erfordert zusätzliche spezifische, prozessbasierte Erkundungsmaßnahmen (siehe Stufe II, Kap. 4.2 u. Kap. 5.2).

Monitoring ist ein Überbegriff für alle Arten der systematischen Erfassung, Beobachtung oder Überwachung eines Vorgangs oder Prozesses mittels technischer Hilfsmittel oder

anderer Beobachtungssysteme. Ein Monitoring ist eine in die Zukunft gerichtete Langzeitbeobachtung. Ein Monitoringsystem im Rahmen eines MNA-Konzeptes ermöglicht die Entscheidung einzugreifen, sofern sich abzeichnet, dass die prognostizierten NA-Prozessraten nicht den gewünschten Verlauf nehmen.

Modelle werden als Interpretationshilfe zur Beschreibung der Schadenssituation und in komplexerer Form zur Prognose der Entwicklung von Schadstofffahnen eingesetzt. Modelle verbessern darüber hinaus das Prozess- und Systemverständnis durch den Vergleich von Felddaten und Modellwerten. Modellergebnisse dienen als Planungsgrundlage, um Monitoringprogramme durch die Auswahl geeigneter Grundwassermessstellen zu optimieren. Ein Modell wird in der Regel stufenweise entwickelt (Hydrogeologische Systemvorstellung, Transportmodell, reaktives Transportmodell) (ITVA, 2004).

Die **Prognose** bezeichnet die Vorhersage eines Ereignisses, Zustandes oder einer Entwicklung. Die Basis einer validen Prognose bilden Fakten, die oft mit formalisierten Methoden zur Erstellung von Datenmaterial erhoben werden. Auf diesen Grundlagen können dann mit einer bestimmten Wahrscheinlichkeit Voraussagen für die Zukunft gemacht und Entscheidungen getroffen werden.

2.2 Definition der NA-Prozesse

2.2.1 Advektion, Diffusion, Dispersion, Verflüchtigung

Es gibt unterschiedliche Mechanismen, die zu einer Verlagerung von Wasserinhaltsstoffen im Grundwasser führen. Hierfür sind einerseits Potential- und Dichteunterschiede maßgebend, die zu einer Wasserbewegung und somit zu einem Transport von Stoffen führen, andererseits Konzentrationsunterschiede, die auch ohne Eigenbewegung des Grundwassers eine Ausbreitung von Schadstoffen zur Folge haben. Im Folgenden werden diese Prozesse kurz beschrieben:

Advektion ist die Bewegung von Wasserinhaltsstoffen mit der Strömung. Dieser Prozess ist reversibel, d.h. ändert sich die Grundwasserfließrichtung beispielsweise infolge von Hochwasser, so folgen die Teilchen der neuen Grundwasserfließrichtung. Die Abstandsgeschwindigkeit, die nicht der tatsächlichen Strömungsgeschwindigkeit im Porenraum entspricht, sondern eine mittlere Transportgeschwindigkeit ist, wird mit Hilfe von Tracern bestimmt und ist direkt proportional zum advektiven Anteil des Massenflusses.

Motor der **molekularen Diffusion** ist eine thermisch bedingte Eigenbewegung der Moleküle, die Brown'sche Molekularbewegung genannt wird. Diese führt unabhängig von Betrag und Richtung der Strömungsgeschwindigkeit zu einem Transport von Stoffen entlang des Konzentrationsgefälles. Der Anteil der molekularen Diffusion am Stofftransport ist gegenüber der Advektion vernachlässigbar gering.

Die **hydromechanische Dispersion** entsteht dadurch, das die Bewegung des Wassers im Untergrund nicht, wie bei der Advektion vereinfacht angenommen auf gerader Bahn erfolgt, sondern auf seinem Weg Sedimentkörner umströmt. So können Teilchen, die an der selben Stelle starten, unterschiedliche Wege nehmen und unterschiedlich schnell sein. Dadurch verringert sich die Konzentration von Schadstoffen sowohl in Strömungsrichtung (longitudinale Dispersion) als auch quer zu ihr (transversale Dispersion). Infolge der hydromechanischen Dispersion breitet sich eine Schadstofffahne mit zunehmender Fließstrecke weiter aus. Dabei verringern sich sowohl die Konzentrationsgradienten als auch die

maximale Konzentration und die Dispersivität nimmt zu. Da die longitudinale Dispersion größer als die Transversale ist, zieht sich eine Fahne in die Länge.

Unter **Verdünnung** versteht man sämtliche Mischungsvorgänge der eingetragenen Schadstoffe mit dem Grundwasser durch hydrodynamische Dispersion, das ist die Summe aus Dispersion und molekularer Diffusion und Grundwasserneubildung. Dies führt zu einer Konzentrationsabnahme der gelösten Schadstoffe bis unter die Nachweisgrenze und beeinflusst somit die räumliche Ausdehnung der Schadstofffahne. Die Verdünnung ist ein nicht-destruktiver Prozess, bei welchem keine Frachtreduzierung oder irreversible Festlegung der Schadstoffe an die Bodenmatrix erfolgt.

Die **Verflüchtigung** (Phasenübergang eines Stoffes in die Gasphase) wird durch den Dampfdruck der Stoffe bestimmt. In der wasserungesättigten Zone sowie im Grundwasser findet Gastransport durch Diffusionsvorgänge im gas- und wassererfüllten Porenraum statt. Während bei leichtflüchtigen Schadstoffen wie den BTEX-Aromaten eine relevante Schadstoffabnahme im Grundwasser durch Verflüchtigung nicht überrascht, muss bei Substanzen mit relativ hohen Siedepunkten wie z.B. den hochmolekularen PAK mit erheblichen Ausgasungen gerechnet werden (WÖSTMANN, 2007). Die Abschätzung der Verflüchtigung ist für die Bilanzierung des Schadstoffverbleibs bei der Beurteilung des standortspezifischen NA-Potentials und für die Quantifizierung verdünnender versus frachtreduzierender NA-Prozesse notwendig.

2.2.2 Abbau, Transformation, Humifizierung, Fällung, Sorption

Neben den NA-Prozessen, die nur eine Ausbreitung bzw. Verdünnung eines Schadstoffes bewirken, existieren eine Reihe anderer Mechanismen, die zu einem Rückhalt (Retardation) oder einer Verminderung der Schadstoffmenge führen. Außerdem lassen sich die natürlichen Schadstoffminderungsprozesse in destruktive Prozesse, die nachhaltig Schadstoffe aus der Umwelt entfernen, und nicht-destruktive Prozesse unterteilen, die zu einer Verlagerung von Schadstoffen führen und damit entweder frachtreduzierend oder verdünnend wirken (Tab. 2.1).

Tab. 2.1: Unterteilung natürlicher Schadstoffminderungsprozesse

	Destruktiv	**Nicht-destruktiv**
Frachtreduzierend	Biologischer Abbau Abiotischer Abbau Humifizierung	Sorption Fällung
Verdünnend	–	Verflüchtigung hydrodynamische Dispersion

Nachfolgend sind die wesentlichen frachtreduzierenden Prozesse kurz beschrieben:

Von allen natürlichen Schadstoffminderungsprozessen kommt dem **biologischen Abbau** die größte Bedeutung zu, da dieser destruktive Prozess nachhaltig die Schadstoffe eliminiert, bzw. die Elimination unterstützt. Dabei werden die Schadstoffe entweder direkt von den Mikroorganismen als Kohlenstoff- und Energiequelle verwertet (Mineralisierung von Schadstoffen) oder nur in Gegenwart anderer Substrate mit umgesetzt (Cometabolische Transformation von Schadstoffen). Gerade im letzten Fall ist dann mit der Anreicherung von Metaboliten zu rechnen.

Der **abiotische Abbau** von Schadstoffen wird durch chemische oder physikochemische Reaktionen ausgelöst, die den Zerfall des Moleküls auslösen können oder dessen Reaktivität so steigern, dass es mit anderen Substanzen reagiert oder polymersiert. Beispiele für solche Reaktionen sind: Säure- oder Basen-katalysierte Hydrolyse, Oxidation (z.B. an Mangandioxid) oder Reduktion (z.B. an zweiwertigem Eisen), Photolyse oder Photooxidation.

Unter **Transformation** versteht man den unvollständigen Umsatz (mikrobiologisch oder chemisch) von Schadstoffen zu Metaboliten. Dieser NA-Prozess dominiert bei vielen sprengstofftypischen Verbindungen sowie bei einigen PAK.

Die **Humifizierung** ist ein Spezialfall der Transformation, in dem die Schadstoffe oder Metabolite durch das Zusammenwirken der Prozesse Sorption und biologischer Abbau irreversibel in der Bodenmatrix festgelegt werden und sog. „nicht-extrahierbare Rückstände“ bilden.

Fällung nennt man eine chemische Reaktion, bei der die Edukte im Lösungsmittel gelöst vorliegen und mindestens ein Produkt in diesem Lösungsmittel un- oder schwerlöslich ist. Das schwerlösliche Produkt fällt aus, die Ausfällung wird allgemein Niederschlag genannt.

Prozesse der **Sorption** (Absorption und Adsorption) sind auf physikalische, chemische und elektrostatische Wechselwirkungen zwischen dem Feststoffmaterial und den Schadstoffen zurückzuführen und sind demzufolge stoffspezifisch. Je nach Stärke der Wechselwirkungen werden die Stoffe kaum bzw. schwach retardiert (Sorption und anschließende Desorption) bis nahezu irreversibel zurückgehalten. Sorptionsprozesse können durch Batch- und Säulenversuche mit Standortmaterial und unter standortnahen Bedingungen quantifiziert werden. Für eine Reihe von Schadstoffen können die Sorptionsparameter näherungsweise auch aus der Literatur entnommen werden (LABO, 2005). Für die Sorption organischer Schadstoffe am Boden ist vor allem der organische Kohlenstoffgehalt im Boden von Bedeutung.

2.3 Literatur

ITVA – Ingenieurtechnischer Verband Altlasten e.V. (2004): ITVA-Arbeitshilfe Monitored Natural Attenuation H1-12/04
<http://itv-altlasten.de/154.0.html> (Inhaltsverzeichnis)
<http://itv-altlasten.de/uploads/media/MNA_Technical_Guidance_14-05-07.pdf>
(engl. Langfassung)

LABO – Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz. (2005): Berücksichtigung natürlicher Schadstoffminderungsprozesse bei der Altlastenbearbeitung,
<http://www.labo-deutschland.de/pdf/Positionspapier_Version_01062005b.pdf>

Wöstmann Ulrich (2007): Natürliche Selbstreinigung und Immobilisierung bei schädlichen Bodenveränderungen und Altlasten – Praxishandbuch zur Sanierungsprüfung, Bodenschutz & Altlasten Band 15, Erich-Schmidt-Verlag Berlin, ISBN 978-3-503-10004-0

U.S.EPA (1999): Use of Monitored Natural Attenuation at Superfund, RCRA Corrective Action, and Underground Storage Tank Sites. OSWER-Directive 9200.4-17-P.
<http://www.epa.gov/oust/directiv/d9200417.htm>

3. Rechtliche Rahmenbedingungen für die Berücksichtigung der natürlichen Schadstoffminderung

RA Nikolaus Steiner
Anwaltskanzlei Steiner
Huyssenallee 87
45128 Essen
steiner@verwaltungsrecht.de

Inhaltsverzeichnis

3.1 Umweltrechtliche Rahmenbedingungen der Europäischen Union 16
3.1.1 EU-Bodenschutzrichtlinie 16
3.1.2 EU-Wasserrahmenrichtlinie und EU-Grundwasserrichtlinie 17
3.1.3 EU-Umwelthaftungsrichtlinie 19
3.2 Umweltrechtliche Rahmenbedingungen in Deutschland 20
3.2.1 Bodenschutzrechtliche Einstufung von NA, MNA und ENA 20
3.2.2 Wasserrechtliche Rahmenbedingungen 21
3.2.3 Ermessen und Verhältnismäßigkeit 24
3.2.4 Umsetzung des Berücksichtigungsgebotes der EU-UmwHaftRL in nationales Recht 25
3.3 Öffentlich-rechtliche Verträge zur Implementierung von MNA-Konzepten 26
3.3.1 Voraussetzungen zum Abschluss von öffentlich-rechtlichen Verträgen 26
3.3.2 Inhalte eines Sanierungsvertrages mit Regelungen zur natürlichen Schadstoffminderung 28
3.4 Schlussfolgerungen für die Altlastensanierungspraxis 29
3.5 Endnoten 30

Kapitel 3: Rechtliche Rahmenbedingungen für die Berücksichtigung der natürlichen Schadstoffminderung

Nikolaus Steiner

Kapitel 3 befasst sich mit der Frage, ob und welche Aussagen das europäische und das deutsche Umweltrecht zur Nutzung von natürlichen Schadstoffminderungsprozessen enthält und welche vertraglichen Regelungen zwischen der zuständigen Behörde und einem Sanierungspflichtigen zur Implementierung von NA-Prozessen in die Sanierungspraxis empfehlenswert sind. Im Folgenden werden die Begriffe „natürliche Schadstoffminderung", „natürliche Selbstreinigung" und „Natural Attenuation (NA)" synonym verwendet. Zur Bedeutung der Begriffe NA, MNA und ENA wird auf das Kap. 2 verwiesen.

3.1 Umweltrechtliche Rahmenbedingungen der Europäischen Union

In der Erkenntnis, dass Umweltprobleme grenzüberschreitend sind, hat sich die Europäische Union seit Mitte der 80er Jahre sehr intensiv dem Umweltschutz gewidmet[1]. Der Gewässerschutz gehört zum Kernbereich des gemeinschaftlichen Umweltrechts. Insofern verwundert es nicht, dass die Gewässer durch eine Vielzahl von Richtlinien geschützt werden. Berührungspunkte zu Altlasten und schädlichen Bodenveränderungen haben u.a. die EU-Wasserrahmenrichtlinie und die EU-Grundwasserrichtlinie (s. Kap. 3.1.2).

Demgegenüber wurde der Bodenschutz auf Gemeinschaftsebene lange Zeit eher stiefmütterlich behandelt. Erst vor kurzem hat die EU-Kommission eine thematische Strategie für den Bodenschutz und den Entwurf einer Europäischen Bodenschutzrichtlinie veröffentlicht (s. Kap. 3.1.1), die auch einen Hinweis auf die natürliche Schadstoffminderung enthält.

Etwas weitergehender ist die EU-Umwelthaftungsrichtlinie aus dem Jahre 2004, die u.a. das Gebot normiert, natürliche Selbstreinigungsprozesse bei der Entscheidung über Sanierungsmaßnahmen zu berücksichtigen (s. Kap. 3.1.3).

3.1.1 EU-Bodenschutzrichtlinie

Nachdem in den vergangenen Jahren ein Strategiepapier und eine Rahmenrichtlinie für den Bodenschutz mehrfach angekündigt und dann wieder verschoben worden sind, hat die EU-Kommission am 22.09.2006 eine thematische Strategie für den Bodenschutz[2] und den Entwurf einer Bodenschutzrichtlinie[3] (im Folgenden EU-BodSchRL abgekürzt) veröffentlicht und dem EU-Parlament und dem Rat zur Beratung übergeben. Die Bodenschutzrichtlinie schafft auf europäischer Ebene erstmals einen gemeinsamen Rahmen für einen umfassenden Bodenschutz und enthält u.a. folgende Verpflichtungen der Mitgliedsstaaten:

- Erstellung eines Verzeichnisses über verunreinigte Standorte, von denen erhebliche Gefahren für die menschliche Gesundheit oder die Umwelt ausgehen,

- Sanierung der verunreinigten Standorte durch Maßnahmen zur Beseitigung, Eindämmung oder Verminderung der Schadstoffe, so dass von dem Standort keine erheblichen Gefahren mehr für die menschliche Gesundheit oder die Umwelt ausgehen,
- Erarbeitung einer nationalen Sanierungsstrategie, die mindestens Sanierungsziele, eine Prioritisierung, Zeitpläne und Geldmittel enthält.

Die EU-BodSchRL enthält allerdings keine europaweit einheitlichen Standards und auch keine Konzentrationswerte zur Bewertung und Sanierung von kontaminierten Standorten, da es hiergegen erhebliche Widerstände gibt[4].

Art. 14 Ziff. 1 Abs. 2 EU-BodSchRL enthält einen Hinweis auf die natürliche Schadstoffminderung, indem es dort der unter der Überschrift „Nationale Sanierungsstrategie“ wörtlich heißt, dass bei Verunreinigungen die „natürliche(n) Wiederherstellung angewendet werden“ soll. Was hiermit gemeint ist, wird jedoch an keiner Stelle der Richtlinie, auch nicht in den Erwägungsgründen näher erläutert. Mangels anderweitiger Anhaltspunkte ist davon auszugehen, dass der Begriff der natürlichen Wiederherstellung in Art. 14 Ziff. 1 Abs. 2 EU-BodSchRL im selben Sinne wie im Anhang der EU-Umwelthaftungsrichtlinie zu verstehen ist, nämlich dahingehend, dass damit die natürliche Schadstoffminderung gemeint ist (s. Kap. 3.1.3).

Anzumerken ist, dass die Formulierung „angewendet werden“ sprachlich misslungen ist, weil die natürlichen Schadstoffminderungsprozesse nicht – im Sinne einer Maßnahmenanwendung – „angewendet“ werden können. Die natürlichen Prozesse können lediglich ausgenutzt, nicht aber – mit Ausnahme von ENA – aktiv gestaltet werden.

In diesem Zusammenhang muss noch eine andere missverständliche Regelung angesprochen werden. In Art. 13 Ziff. 2 EU-BodSchRL wird der Begriff der Sanierung dahingehend umschrieben, dass hierunter neben der Beseitigung, Eindämmung und Verminderung von Schadstoffen auch die „Überwachung“ der Schadstoffe zählen soll. Würde diese Aussage wörtlich genommen, so könnte ein Monitoring als Sanierungsmaßnahme (miss)verstanden werden. Dass dies von der EU-Kommission so nicht gemeint ist, zeigt die englische Fassung des Richtlinienentwurfs. Im Englischen wird die Formulierung „control … of contaminants“ verwendet, was so viel wie Steuerung und nicht Überwachung bedeutet. Außerdem sollen die in Art. 13 Ziff. 2 EU-BodSchRL aufgezählten Maßnahmen zur Gefahrenabwehr beitragen. Ein Monitoring bewirkt aber nicht die Abwehr von Gefahren, sondern macht lediglich das Ergebnis der ergriffenen Gefahrenabwehrmaßnahmen sichtbar.

Es ist zu hoffen, dass die sprachlichen Mängel im Rechtsetzungsverfahren noch beseitigt werden.

Positiv bleibt festzuhalten, dass der Entwurf der EU-BodSchRL die natürliche Wiederherstellung ausdrücklich benennt und auf eine Stufe mit der Eindämmung von Schadstoffen stellt.

3.1.2 EU-Wasserrahmenrichtlinie und EU-Grundwasserrichtlinie

Die am 23.10.2000 in Kraft getretene EU-Wasserrahmenrichtlinie[5] (im Folgenden EU-WRRL abgekürzt), die inzwischen in das Wasserhaushaltsgesetz der Bundesrepublik Deutschland (WHG) implementiert worden ist[6], verpflichtet die Wasserbehörden u.a. dazu,

- Maßnahmen zu ergreifen, um die Einleitung von Stoffen in das Grundwasser zu verhindern oder zu begrenzen und eine Verschlechterung des Zustands aller Grundwasserkörper zu verhindern,

- die Grundwasserkörper zu schützen, zu verbessern und zu sanieren, so dass bis zum Jahre 2015 bzw. spätestens bis zum Jahre 2027 (zweimalige Verlängerungsoption um jeweils 6 Jahre) ein guter mengenmäßiger und chemischer Zustand des Grundwassers erreicht ist,
- alle signifikanten Trends einer Steigerung der Konzentration von Schadstoffen umzukehren und so die Verschmutzung des Grundwassers schrittweise zu reduzieren.
- Gemäß Art. 4 Abs. 5 und Abs. 8 EU-WRRL sind verschiedene Ausnahmen (Fristverlängerung, weniger strenge Ziele) von diesen Bewirtschaftungszielen zulässig, wenn die Erreichung der Ziele entweder aus technischen Gründen unmöglich ist oder mit einem unverhältnismäßig hohen Aufwand verbunden wäre.

Aussagen zur natürlichen Schadstoffminderung enthält jedoch weder die EU-WRRL noch die am 16.01.2007 in Kraft getretene EU-Grundwasserrichtlinie vom 12.12.2006[7] (im Folgenden EU-GWRL abgekürzt).

Vor diesem Hintergrund ist zu klären, ob die Vorgabe der EU-WRRL, geschädigte Wasserkörper so zu sanieren, dass bis zum Jahre 2015 bzw. spätestens bis zum Jahre 2027 ein guter chemischer Zustand des Grundwassers erreicht wird, der Nutzung der natürlichen Schadstoffminderung entgegensteht. Denn bei der Nutzung von NA-Prozessen geht es u.a. darum, dass über einen längeren Zeitraum – möglicherweise für Jahrzehnte – eine in der gesättigten Zone befindliche Schadstofffahne nicht saniert, sondern den natürlichen Schadstoffminderungsprozessen überlassen wird.

Diese Frage lässt sich zunächst dahingehend beantworten, dass das EU-Wasserrecht mit Ausnahme von Art. 5 Ziff. 5 EU-GWRL keine Aussagen zur Sanierung von Altlasten d.h. von sog. Punktquelle enthält. Dies wird daran deutlich, dass sich die Bewirtschaftungsziele und auch die Sanierungspflicht des europäischen Wasserrechts auf Wasserkörper und nicht auf einzelne Altlasten beziehen[8]. Im Zusammenhang mit Grundwasserschäden ist hier Art. 2 Nr. 12 EU-WRRL maßgebend, wonach unter dem Begriff des Grundwasserkörpers ein abgegrenztes Grundwasservolumen innerhalb eines oder mehrerer Grundwasserkörper zu verstehen ist. Je nach räumlichem Zuschnitt, der von den Mitgliedsstaaten in eigener Regie festgelegt wird, kann ein Grundwasserkörper mehrere hundert km² groß sein. In einem Grundwasserkörper sind gegebenenfalls eine Vielzahl von Altlasten mit lokal begrenzten Grundwasserschäden vorhanden. Das EU-Wasserrecht betrachtet in erster Linie großräumige aquatische Systeme und nicht einzelne Punktquellen, d.h. Altlasten.

Die einzige altlastenrelevante Regelung des EU-Wasserrechts enthält Art. 5 Ziff. 5 EU-GWRL. Hiernach sind die Mitgliedsstaaten dazu verpflichtet, im Rahmen der Bewertung der Auswirkungen von Schadstofffahnen in Grundwasserkörpern eine zusätzliche Trendermittlung durchzuführen, wenn die Schadstofffahne aus einer punktuellen Schadstoffquelle und aus einem kontaminierten Boden stammt.

Altlastenbedingte Grundwasserschäden können des Weiteren für die Bewirtschaftung von Grundwasserkörpern dann relevant sein, wenn sie den Grundwasserkörper insgesamt nachteilig verändern oder das Erreichen eines guten Zustandes gefährden[9]. Daraus folgt im Umkehrschluss, dass sich aus dem EU-Wasserrecht dann Sanierungspflichten für Altlasten ergeben können, wenn diese ursächlich dafür sind, dass ein Grundwasserkörper im schlechten chemischen Zustand ist und das rechtzeitige Erreichen des Bewirtschaftungszieles „guter chemischer Zustand“ für den Grundwasserkörper gefährdet ist. Der Mitgliedsstaat muss dann Maßnahmen zur Sanierung des Grundwasserkörpers und gegebenenfalls zur Sanierung der Altlast treffen, um einen guten chemischen Zustand bis zum Jahre 2015 bzw. spätestens bis 2027 zu erreichen. Sollte dies technisch nicht oder nur mit einem unverhältnismäßig hohen Aufwand möglich sein, lässt es die EU-WRRL zu, dass für den geschädigten Wasserkörper weniger strenge Ziele festgelegt werden.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass das EU-Wasserrecht einerseits keine Aussagen zur Nutzung von NA-Prozessen enthält und andererseits der Nutzung der natürlichen Schadstoffminderung auch nicht entgegensteht.

3.1.3 EU-Umwelthaftungsrichtlinie

Die am 30.04.2004 in Kraft getretene EU-Umwelthaftungsrichtlinie[10] (im Folgenden EU-UmwHaftRL abgekürzt), die im November 2007 in Deutschland in nationales Recht umgesetzt worden ist[11], lehnt sich stark an die US-amerikanische „Comprehensive Environmental Response, Compensation and Liability Act – CERCLA“ von 1980 an[12]. Die Richtlinie dient der Vermeidung einer Schädigung geschützter Arten und natürlicher Lebensräume, der Gewässer und des Bodens. Anders als der Titel der Richtlinie vermuten lässt, regelt die Richtlinie nicht die zivilrechtliche Haftung für Umweltschäden, sondern die öffentlich-rechtliche Haftung des Verursachers eines Umweltschadens in Form der präventiven Gefahrenabwehr und der Störungsbeseitigung[13].

Gemäß Art. 17 gilt die EU-UmwHaftRL grundsätzlich nur für Umweltschäden, die nach dem Datum des Inkrafttretens der Richtlinie verursacht worden sind. Die Richtlinie gilt demnach nicht für Altlasten. In der Begründung der EU-Kommission zur EU-UmwHaftRL wird aber ausdrücklich betont, dass es den Mitgliedsstaaten unbenommen ist, die Regelungen der Richtlinie auch auf davor entstandene Umweltschäden, z.B. auf Altlasten anzuwenden.

Anders als das EU-Wasserrecht und klarer als das EU-Bodenschutzrecht normiert die EU-UmwHaftRL im Zusammenhang mit der Verpflichtung zur Sanierung von Umweltschäden ein Gebot zur Berücksichtigung der natürlichen Schadstoffminderung. In Ziffer 1.2.1 des Anhangs II der EU-UmwHaftRL heißt es in Bezug auf die Sanierung von Gewässerschäden wörtlich folgendermaßen:

„Zu prüfen sind Optionen, die Tätigkeiten, mit denen die natürlichen Ressourcen und Funktionen direkt in einen Zustand versetzt werden, der sie beschleunigt zu ihrem Ausgangszustand zurückführt, oder aber eine **natürliche Wiederherstellung** (Hervorhebung durch den Verf.) umfassen.“

Im Zusammenhang mit der Verpflichtung zur Sanierung von Schädigungen des Bodens heißt es in Ziffer 2 des Anhangs der EU-UmwHaftRL weiter:

„Zu berücksichtigen ist die **Option einer natürlichen Wiederherstellung**, d.h. eine Option **ohne unmittelbares Eingreifen des Menschen** (Hervorhebungen durch den Verf.) in den Wiederherstellungsprozess“.

Im Vergleich mit der englischen Fassung des Richtlinientextes wird deutlich, dass der Begriff der natürlichen Wiederherstellung solche Prozesse meint, die ohne unmittelbares Eingreifen des Menschen, also ohne die Durchführung von Sanierungsmaßnahmen in anderer Weise dazu beitragen, einen vorhandenen Umweltschaden zu beseitigen. Ein ähnliches Verständnis liegt dem Begriff der natürlichen Schadstoffminderung zugrunde[14].

Wie sich aus der Überschrift zu Ziff. 1.2.1 des Anhangs II („Festlegung der Sanierungsmaßnahmen“) und aus der Überschrift zu Ziff. 2 („Sanierung des Bodens“) ergibt, ist die Option der natürlichen Sanierung bei der Festlegung von Sanierungsmaßnahmen sowohl zu prüfen als auch zu berücksichtigen. Zu der Frage, in welcher Weise die Berücksichtung der natürlichen Prozesse erfolgen soll und ob und unter welchen Voraussetzungen die „natürliche Wiederherstellung“ gegebenenfalls die erforderliche Sanierung ersetzen kann, schweigt sich die Richtlinie aus. Aus der Tatsache, dass das Berücksichtigungsgebot im Zusammenhang mit der Festlegung von Sanierungsmaßnahmen steht, lässt sich aber

ableiten, dass die Option einer natürlichen Wiederherstellung Einfluss auf die Entscheidung des Pflichtigen und der zuständigen Behörde über das Ob und Wie der Sanierung eines Umweltschadens haben kann. Welche Gewichtung das Vorhandensein von NA-Prozessen haben soll, ist europarechtlich nicht vorgegeben. Es bleibt somit den Mitgliedsstaaten der EU überlassen, ob und in welcher Weise sie bei der Umsetzung der EU-UmwHaftRL weitergehendere Konkretisierungen vornehmen.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass die Option einer natürlichen Wiederherstellung nicht per se die erforderlichen Sanierungsmaßnahmen entbehrlich macht. Die natürliche Wiederherstellung einer geschädigten Ressource ist aber zu prüfen und bei der Auswahl der erforderlichen Sanierungsmaßnahmen zu berücksichtigen. Dies gilt sowohl für Schädigungen des Grundwassers als auch für solche des Bodens. Die EU-UmwHaftRL gilt jedoch nur für Neulasten.

3.2 Umweltrechtliche Rahmenbedingungen in Deutschland

Im derzeit geltenden deutschen Umweltrecht sind bis auf zwei Ausnahmen weder im Bodenschutz- noch im Wasserrecht explizit Aussagen zur Nutzung natürlicher Schadstoffminderungsprozesse enthalten. Auf untergesetzlicher Ebene gibt es mittlerweile beim Bund, in einigen Bundesländern und auch bei Verbänden mehrere Handlungsempfehlungen und Positionspapiere[15].

An der Begriffsbestimmung des Bodens in § 2 Abs. 2 Nr. 1c) Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG) wird deutlich, dass der Gesetzgeber anerkennt, dass der Boden in der Lage ist, bestimmte Schadstoffe durch Umbau- und Abbauprozesse zu verändern bzw. zu unbedenklichen Stoffen umzuwandeln. Aus diesem Grunde wird dem Boden in § 2 Abs. 2 Nr. 1c) BBodSchG die natürliche Funktion zuerkannt, „Abbau-, Ausgleichs- und Aufbaumedium für stoffliche Einwirkungen aufgrund der Filter-, Puffer- und Stoffumwandlungseigenschaften“ zu sein. In der Gesetzesbegründung der Bundesregierung vom 14.01.1997[16] wird ausdrücklich darauf hingewiesen, dass der Boden nicht nur die Fähigkeit besitzt, als Filter und Puffer Schadstoffe mechanisch zurückzuhalten oder durch Sorption festzulegen, sondern dass bestimmte Schadstoffe auch abgebaut oder umgewandelt werden können.

Ein zweiter Anhaltspunkt dafür, dass der bundesdeutsche Gesetzgeber die natürlichen Schadstoffminderungsprozesse im Untergrund als solche grundsätzlich anerkennt, findet sich in Anhang 1, Ziff. 3.3 der Bundes-Bodenschutz- und Altlastensanierungsverordnung (BBodSchV) wonach im Zusammenhang mit der Abschätzung des Schadstoffeintrages aus Verdachtsflächen oder Altlastverdachtsflächen in das Grundwasser[17] bei der Betrachtung des Übergangsbereiches von der ungesättigten zur gesättigten Zone „insbesondere die Abbau- und Rückhaltewirkung der ungesättigten Zone zu berücksichtigen“ ist. Hierdurch wird der Übergangsbereich von der ungesättigten zur gesättigten Zone als möglicher Wirkungsort von NA-Prozessen beschrieben.

3.2.1 Bodenschutzrechtliche Einstufung von NA, MNA und ENA

In der einschlägigen Fachliteratur gingen bzw. gehen die Meinungen über die bodenschutzrechtliche Einstufung der natürlichen Schadstoffminderung zum Teil weit auseinander[18]. Der ganz überwiegenden Ansicht zufolge, die auch von der Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO)[19] und deren Rechtsausschuss BORA sowie vom Ingenieurtechnischen Ver-

band Altlasten e.V. (ITVA)[20] getragen wird, ist unter dem Begriff Natural Attenuation – auch wenn die Schadstoffminderungsprozesse von einem Monitoring-Programm begleitet werden – ein natürlicher Untergrundprozess zu verstehen, der ohne menschliches Zutun stattfindet[21]. Solche Prozesse können nicht als Sanierungsmaßnahmen angesehen werden, weil eine Sanierungsmaßnahme nach ganz vorherrschender Meinung die Durchführung von administrativen und technischen Maßnahmen voraussetzt. In diesem Sinne hat bereits der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen den Begriff der Sanierungsmaßnahme geprägt[22]. § 5 Abs. 1 Satz 1 BBodSchV konkretisiert den Sanierungsbegriff dementsprechend dahingehend, dass hierunter technisch und wirtschaftlich durchführbare Verfahren verstanden werden, deren praktische Eignung zur umweltverträglichen Beseitigung oder Verminderung von Schadstoffen gesichert ist. Ein natürlicher Untergrundprozess ist aber kein technisches Verfahren in diesem Sinne.

Monitored Natural Attenuation (MNA) bedeutet, dass die natürlichen Schadstoffminderungsprozesse untersucht, prognostiziert und überwacht werden. Zwar umfasst ein Monitoring verschiedene Maßnahmen, wofür technische Verfahren (Untersuchungsmaßnahmen) und menschliche Handlungen (Prognosen, Beurteilungen) notwendig sind. Gleichwohl ist MNA keine Sanierung i.S.d. BBodSchG, da das Monitoring die Untergrundverhältnisse und die dort stattfindende Schadstoffminderung nur sichtbar machen, nicht hingegen einen Sanierungserfolg bewirken kann.

Auch wenn MNA i.d.R. auf der Grundlage einer behördlichen Entscheidung durchgeführt wird, bedeutet dieser Umstand für sich genommen nicht, dass MNA damit zu einer Sanierungsmaßnahme wird[23]. Die behördliche Entscheidung bewirkt nämlich keinen Sanierungserfolg. Die Behörde verpflichtet entweder den Verantwortlichen i.S.v. § 4 Abs. 3 BBodSchG dazu, ein MNA-Konzept durchzuführen, oder sie lässt einen solchen Vorschlag des Pflichtigen zu. Die behördliche Handlung ist jedenfalls nicht identisch mit den in §§ 2 Abs. 7 Nr. 1 bzw. § 2 Abs. 8 BBodSchG definierten Sanierungs- oder Maßnahmenbegriffen.

Im bodenschutzrechtlichen Sinne kann MNA den Untersuchungen nach § 9 Abs. 2 BBodSchG oder besser noch den Eigenkontrollmaßnahmen i.S.v. § 15 Abs. 2 BBodSchG zugeordnet werden. Voraussetzung dafür, dass die zuständige Behörde Eigenkontrollmaßnahmen, wozu insbesondere Boden- und Wasseruntersuchungen zählen, anordnen kann, ist nach dem Wortlaut von § 15 Abs. 2 BBodSchG nicht, dass zuvor oder begleitend Sanierungsmaßnahmen durchgeführt werden. Voraussetzung ist lediglich das Vorliegen einer Altlast. Im Ergebnis kann die zuständige Behörde ein MNA-Konzept als Eigenkontrollmaßnahme verlangen, und zwar an Stelle oder in Ergänzung zu Sanierungsmaßnahmen, z.B. zu einer Herdsanierung. Da der Behörde bei ihrer Entscheidung über Eigenkontrollmaßnahmen Ermessen (Kann-Bestimmung) zukommt, kann sie, muss aber nicht ein MNA-Konzept verlangen.

Bei Enhanced Natural Attenuation (ENA) werden mittels technischer Verfahren Substanzen in den Untergrund eingebracht, um die natürlichen Schadstoffminderungsprozesse anzustoßen oder zu beschleunigen. Die Anwendung von ENA zielt auf einen Sanierungserfolg ab. ENA-Maßnahmen sind daher als physikalische, chemische und biologische In-situ-Verfahren und damit als Sanierungsmaßnahmen i.S.v. § 2 Abs. 7 BBodSchG anzusehen[24].

3.2.2 Wasserrechtliche Rahmenbedingungen

Die Nutzung von natürlichen Schadstoffminderungsprozessen im Grundwasser ist aus wasserrechtlicher Sicht u.a. auch deshalb problematisch, weil einerseits die natürlichen Prozesse in der Regel über einen sehr langen Zeitraum wirken und möglicherweise erst in Jahrzehnten zu einer Verringerung bzw. Eliminierung eines Grundwasserschadens führen. Andererseits gilt im traditionellen deutschen Wasserrecht, das bislang vorrangig am Vor-

sorgegrundsatz orientiert ist[25], der strenge Besorgnisgrundsatz, der nicht nur bei den sog. Benutzungstatbeständen des Wasserrechts gemäß § 3 Wasserhaushaltsgesetz (WHG) gilt[26], sondern auch bei allen anderen Verwaltungsentscheidungen, die einen Bezug zum Grundwasser haben[27]. Nach der verwaltungsgerichtlichen Rechtsprechung ist der Besorgnisgrundsatz demnach als wasserrechtliche Grundsatzentscheidung zu verstehen. Inhaltlich bedeutet der Besorgnisgrundsatz, der u.a. in den §§ 19b, 19g und 34 WHG normiert ist, dass auch die entfernte Möglichkeit einer schädlichen Verunreinigung des Grundwassers vermieden werden muss. Hieraus wurde in der juristischen Literatur z.T. geschlussfolgert, dass praktisch jeder Schadstoffeintrag schädlich ist und eine Nullemission zu fordern sei[29].

Nach zutreffender Ansicht gilt beim nachsorgenden Boden- und Grundwasserschutz anstelle des Besorgnisgrundsatzes der Grundsatz der Gefahrenabwehr[30]. Dies ergibt sich aus § 4 Abs. 3 BBodSchG, wonach schädliche Bodenveränderungen und Altlasten sowie hierdurch hervorgerufene Gewässerverunreinigungen so zu sanieren sind, dass die Gefahrenschwelle unterschritten wird. Im Gegensatz zum wasserrechtlichen Besorgnisgrundsatz besteht eine Gefahr nicht schon bei einer entfernten Möglichkeit eines Schadenseintritts, sondern erst, wenn die hinreichende Wahrscheinlichkeit besteht, dass in absehbarer Zeit ein Schaden für ein Schutzgut der öffentlichen Sicherheit und Ordnung – oder anders ausgedrückt ein Schaden für die Allgemeinheit oder für den Einzelnen – eintreten wird[31].

Angesichts der unterschiedlichen Schutzstandards im nach- und vorsorgenden Umweltschutz stellt sich die Frage, ob und unter welchen Bedingungen es das geltende Wasserrecht gegebenenfalls in Kombination mit Sanierungsmaßnahmen zulässt, auf die natürlichen Schadstoffminderungsprozesse zu setzen. Einfache Antworten hält das derzeit geltende Wasserrecht nicht bereit, da – anders als im Bodenschutzrecht – im Wasserrecht keinerlei Aussagen zur Nutzung von NA-Prozessen zu finden sind. Insoweit stellt sich die Frage, ob sich aus den sonstigen wasserrechtlichen Rahmenbedingungen entsprechende Aussagen ableiten lassen.

Eine bundesweit einheitliche und umfassenden Rechtspflicht zur Sanierung von Grundwasserschäden bzw. eine umfassende Ermächtigungsgrundlage für die zuständigen Wasserbehörden zur Verpflichtung eines Verantwortlichen zur Störungsbeseitigung ist im Wasserrecht nicht zu finden. Das Wasserhaushaltsgesetz enthält bislang keine Aussagen darüber, was zu unternehmen ist, wenn ein lokal begrenzter Grundwasserschaden eingetreten ist. In § 33a Abs. 3 Satz 1 WHG wird im Hinblick auf die Verhinderung und Begrenzung von Grundwasserverschmutzungen auf das Landesrecht verwiesen. In diesem Zusammenhang ist jedoch anzumerken, dass § 33a WHG, der die Vorgaben des Art. 4 Abs. 1 lit. b) EU-WRRL umsetzt, normativer Ausdruck des flächendeckenden Grundwasserschutzes ist[32] und somit in erster Linie der Bewirtschaftung von großräumigen aquatischen Systemen, mithin von Grundwasserkörpern und nicht von einzelnen Altlasten bzw. Punktquellen dient[33].

Auch eine Analyse der Landeswassergesetze hilft bei der Suche nach wasserrechtlichen Anforderungen an die Sanierung von eingetretenen Grundwasserschäden kaum weiter. Die überwiegende Anzahl der Landeswassergesetze normiert entweder nur eine wasserbehördliche Aufgabenzuweisung[34] oder enthält eine sog. Generalklausel[35]. Den landesrechtlichen Aufgabenzuweisungsnormen lässt sich weder eine Verpflichtung für einen Verantwortlichen ableiten, einen eingetretenen Gewässerschaden zu sanieren, noch enthalten sie eine gesetzliche Ermächtigung für die zuständige Wasserbehörde, ordnungsrechtlich gegenüber einem Verantwortlichen vorzugehen[36]. Die gesetzliche Zuweisung eines Aufgabenbereiches weist der zuständigen Behörde lediglich einen Kompetenzbereich zu, der im allgemeinen Gewaltverhältnis nicht zu Eingriffen in die Rechtsphäre des Bürgers ermächtigt[37].

Etwas anderes gilt für die landesrechtlichen Generalklauseln. Zwar ermächtigen diese die zuständigen Behörden, nach pflichtgemäßem Ermessen die erforderlichen Maßnahmen zu treffen. Den abstrakten Generalklauseln ist jedoch nicht zu entnehmen, wann eine Gefahr für

die Allgemeinheit, den Einzelnen oder für ein Gewässer besteht und welche Maßnahmen zur Abwehr dieser Gefahren für erforderlich gehalten werden.

Lediglich Bayern[38], Sachsen[39] und Thüringen[40] normieren in ihren Landeswassergesetzen Sanierungspflichten, die der Regelung in § 4 Abs. 3 BBodSchG nachgebildet ist.

Wegen der in den Bundesländern in wasserrechtlicher Hinsicht uneinheitlich geregelten Sanierungspflichten hatte sich der Bundesgesetzgeber dazu entschlossen, die bodenschutzrechtliche Sanierungspflicht in § 4 Abs. 3 Satz 1 BBodSchG auch auf die Sanierung von Gewässerverunreinigungen auszudehnen, die durch schädliche Bodenveränderungen oder Altlasten verursacht worden sind. Gleichzeitig bestimmt aber § 4 Abs. 4 Satz 3 BBodSchG, dass sich die bei der Sanierung von Gewässern zu erfüllenden Anforderungen nach dem Wasserrecht bestimmen. Hieraus wird geschlussfolgert, dass das Bodenschutzrecht das „Ob“ und das Wasserrecht das „Wie“ der Gewässersanierung regelt[41]. Der Verweis auf das Wasserrecht führt indes ins Leere, da – wie oben dargelegt – das derzeit geltende Wasserrecht weder auf Bundes- noch auf Landesebene konkretisierende Anforderungen an die Sanierung von Gewässerschäden oder Grundwasserverunreinigungen enthält. Aus Sicht des Vollzugs und der Sanierungspraxis ist es daher nur allzu verständlich, wenn der Ruf nach der Festlegung von Grundwasserwerten bzw. sog. Geringfügigkeitsschwellen immer lauter wird. Hintergrund dieser Forderung ist u.a. auch die Tatsache, dass die in der Ziff. 3.1 des Anhang 2 der BBodSchV aufgeführten Prüfwerte zur Beurteilung des Wirkungspfades Boden-Grundwasser ausschließlich für das Sickerwasser und nicht für das Grundwasser selbst gelten[42].

Bereits im Jahre 1994 hatte die Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) Prüf- und Maßnahmenschwellenwerte im Rahmen einer Handlungsempfehlung veröffentlicht, die den Titel „Empfehlungen für die Erkundung, Bewertung und Behandlung von Grundwasserschäden“ trug. Zum einen wurden die LAWA-Werte in den Bundesländern sehr unterschiedlich und z.T. auch gar nicht angewendet[43]. Zum anderen harmonisierten die LAWA-Werte nicht mit den Sickerwasserprüfwerten der BBodSchV. Unter anderem auch aus diesem Grunde beauftragte die 26. Amtschefkonferenz die LAWA damit, eine aktualisierte Liste von Geringfügigkeitsschwellen zu erstellen. Inzwischen liegt ein im Umlaufverfahren im Dezember 2004 von der Umweltministerkonferenz zur Veröffentlichung empfohlener Bericht des Unterausschusses „Geringfügigkeitsschwellen“ des Ständigen Ausschusses „Grundwasser und Wasserversorgung“ der LAWA vor[44]. Nach dem Selbstverständnis der LAWA sollen die Geringfügigkeitsschwellenwerte (GFS) die Grenze zwischen einer geringfügigen Veränderung der chemischen Beschaffenheit des Grundwassers und einer schädlichen Verunreinigung, d.h. einem Grundwasserschaden angeben. Die GFS-Werte sind human- und ökotoxikologisch abgeleitet und sollen zur Beurteilung von lokal begrenzten Verunreinigungen des Grundwassers herangezogen werden.

Einschränkend ist anzumerken, dass die Ableitung der GFS-Werte in der Fachöffentlichkeit nicht unumstritten ist. Darüber hinaus sind GFS-Werte rechtlich nicht verbindlich, da es sich hierbei weder um gesetzliche Werte handelt, noch die LAWA auf gesetzlicher Grundlage dazu ermächtigt worden ist, solche Werte zu erarbeiten. Nach dem sog. Tongrubenurteil des Bundesverwaltungsgerichts vom 14.04.2005[45] können die technischen Regeln der Länderarbeitsgemeinschaften zwar Empfehlungen eines fachkundigen Gremiums darstellen, sie sind jedoch keine normkonkretisierenden Verwaltungsvorschriften und können daher weder für die Behörde noch für das Gericht noch für den Pflichtigen eine rechtsverbindliche Geltung beanspruchen. Ob den GFS-Werten möglicherweise eine indizielle Bedeutung bei der Beurteilung und Sanierung von Grundwasserschäden zukommt[46], wird im wesentlichen davon abhängig sein, inwieweit die Fachöffentlichkeit die Ableitung der GFS-Werte und die Werte selbst nachvollzieht und akzeptiert.

Im Ergebnis bleibt festzuhalten, dass das derzeit geltende deutsche Wasserrecht weder konkrete Anforderungen für die Beurteilung und Sanierung von Grundwasserschäden noch Aussagen zur Nutzung der natürlichen Schadstoffminderung enthält.

3.2.3 Ermessen und Verhältnismäßigkeit

§ 4 Abs. 3 BBodSchG enthält eine abstrakte Sanierungspflicht, indem die dort näher bezeichneten Verantwortlichen verpflichtet sind, schädliche Bodenveränderungen oder Altlasten und dadurch verursachte Gewässerverunreinigungen so zu sanieren, dass dauerhaft keine Gefahren, erheblichen Nachteile oder erheblichen Belästigungen für den Einzelnen oder die Allgemeinheit entstehen. Weder das BBodSchG noch die BBodSchV regeln im Detail, was unter einer Sanierung zu verstehen ist. Der Sanierungspflichtige kann allein aufgrund des Gesetzesbefehls nicht von vornherein wissen, welche Maßnahmen er im Einzelnen ergreifen muss. Bei § 4 Abs. 3 Satz 1 BBodSchG handelt es sich demnach um eine abstrakte Sanierungsverpflichtung[47], die durch administrativen Vollzug in Form von Sanierungsanordnungen bzw. durch Abschluss von Sanierungsverträgen (s. Kap. 3.3) konkretisiert werden muss.

Das der Behörde eingeräumte Ermessen spiegelt sich u.a. in § 10 Abs. 1 Satz 1 BBodSchG wider. Dort ist geregelt, dass die zuständige Behörde die notwendigen Maßnahmen zur Erfüllung der sich aus § 4 Abs. 3 BBodSchG ergebenden Sanierungsverpflichtungen treffen kann. Ähnliches gilt im Wasserrecht: auch hier steht die Frage, ob und welche Sanierungsmaßnahme mit welchen Sanierungszielen zu ergreifen ist, im pflichtgemäßen Ermessen der Wasserbehörde[48]. Die Behörde hat sowohl ein Entschließungs- als auch ein Auswahlermessen. Sie kann von der Durchsetzung der Sanierungspflicht ganz oder teilweise, zeitweise oder dauerhaft absehen[49]. Wenn es im pflichtgemäßen Ermessen der Wasserbehörde steht, ob sie bei bestehenden Grundwasserschäden überhaupt einschreitet, dann ist sie – mit Ausnahme der Verpflichtungen nach der EU-WRRL – auch nicht dazu verpflichtet, bestimmte Sanierungsziele in vorgegebenen Zeiträumen zu verwirklichen[50]. Daraus folgt, dass sowohl die Bestimmung des Sanierungszieles als auch die Festlegung des zeitlichen Rahmens, innerhalb dessen das Sanierungsziel zu erreichen ist, grundsätzlich im Ermessen der Behörde steht[51].

Pflichtgemäßes Ermessen bedeutet, dass die zuständige Behörde nicht willkürlich handeln darf, sondern sachgerechte Erwägungen anstellen muss, um ihre Entscheidung nachvollziehbar zu begründen. Dies bezieht sich sowohl auf das „Ob“ als auch auf das „Wie“ einer Maßnahme. Daraus lässt sich der Schluss ziehen, dass die Behörde nicht in jedem Fall verpflichtet ist, eine Sanierungs- oder eine Schutz- und Beschränkungsmaßnahme i.S.v. §§ 2 Abs. 7 und 8 BBodSchG anzuordnen. Umgekehrt kann es Fälle geben, wo die Behörde, etwa wegen drohender Gefahr für Leib oder Leben, zum sofortigen Handeln verpflichtet ist (Ermessensreduzierung auf Null).

Im Rahmen der Ermessensausübung muss die Behörde insbesondere den verfassungsrechtlich gebotenen Verhältnismäßigkeitsgrundsatz[52] beachten, der besagt, dass die von der Behörde verlangte Maßnahme geeignet, erforderlich und angemessen sein muss. Im Zusammenhang mit der Nutzung von NA-Prozessen stellen sich u.a. folgende Fragen:

- Lässt sich das zuvor definierte Sanierungsziel durch eine Kombination von aktiven Sanierungsmaßnahmen und einer Nutzung der natürlichen Schadstoffminderung erreichen?
- Führt die Nutzung von NA-Prozessen in einem überschaubaren und akzeptablen Zeitraum zu einer Reduktion oder zu einem Rückhalt von Schadstoffen dergestalt, dass der Aufwand für eine rein technisch determinierte Sanierung außer Verhältnis zum erreichbaren Sanierungsziel steht?

- Ist die Realisierung eines MNA-Konzeptes möglicherweise ein milderes Mittel für den Sanierungspflichtigen im Verhältnis zu einer aktiven Sanierung?

Eine Sanierungsmaßnahme ist in diesem Zusammenhang dann unverhältnismäßig,

- wenn sie nicht **geeignet** ist, den erstrebten Erfolg (Sanierungserfolg, Sanierungsziel) zu erreichen,
- nicht **erforderlich** ist, d.h. wenn ein anderes gleich geeignetes Mittel zur Verfügung steht, das den Betroffenen und die Allgemeinheit weniger beeinträchtigt, (milderes Mittel: Durchführung eines MNA-Konzeptes statt Sanierung bei vergleichbarer Erfolgsprognose),
- oder wenn die angestrebte Maßnahme nicht **angemessen** ist, d.h. wenn sie außer Verhältnis zum erstrebten Erfolg steht (z.B. Aufwendung erheblicher finanzieller Mittel zur Beseitigung einer Schadstofffahne im Grundwasser, wenn gleichzeitig durch Untersuchungen nachgewiesen ist, dass NA-Prozesse eine Begrenzung oder eine Verringerung der Schadstofffahne bewirken).

Um die Verhältnismäßigkeit einer Sanierungsmaßnahme im Zusammenhang mit der Nutzung der natürlichen Schadstoffminderung prüfen zu können, wird in der Regel ein Variantenvergleich im Rahmen der Sanierungsuntersuchung, d.h. ein Vergleich einer Sanierungsmaßnahme (z.B. *pump and treat*-Maßnahme) mit den Wirkungen der natürlichen Schadstoffminderung erforderlich sein. Auf eine Sanierung kann z.B. dann verzichtet werden, wenn eine Sanierungsmaßnahme entweder nicht geeignet ist, in einem absehbaren Zeitraum das Sanierungsziel und damit einen Sanierungserfolg zu erreichen, oder wenn die Nutzung der NA-Prozesse in einem vertretbaren Zeitraum mit geringeren finanziellen Mitteln als bei einer Sanierungsmaßnahme zu einem vergleichbaren Erfolg führt. In diesen Fällen wird sich der Sanierungspflichtige darauf berufen können, ein MNA-Konzept zu realisieren, weil darüber hinaus gehende Maßnahmen unverhältnismäßig sind. Der Sanierungspflichtige kann dann ein MNA-Konzept als sog. Austauschmittel[53] vorschlagen, das unter den o.g. Voraussetzungen von der zuständigen Behörde akzeptiert werden muss.

Es erscheint sinnvoll, Betrachtungen zur Nutzung von NA-Prozessen und zur Anwendung eines MNA-Konzeptes entweder am Ende der Detailuntersuchung im Rahmen der Entscheidung über Sanierungsmaßnahmen nach Maßgabe des § 4 Abs. 4 BBodSchV oder spätestens im Rahmen der Sanierungsuntersuchung gemäß § 13 BBodSchG i.V.m. Anhang 2 Ziff. 1 der BBodSchV anzustellen. Vorüberlegungen zur Nutzung von NA-Prozessen können je nach Fallgestaltung auch schon im Rahmen der Detailuntersuchung erfolgen.

3.2.4 Umsetzung des Berücksichtigungsgebotes der EU-UmwHaftRL in nationales Recht

Die Mitgliedsstaaten der EU waren verpflichtet, die EU-UmwHaftRL spätestens bis zum 30.04.2007 in nationales Recht umsetzen, was in Deutschland durch Inkrafttreten des Umweltschadensgesetzes[54] (im Folgenden USchadG abgekürzt) am 14.11.2007 verspätet erfolgt ist. Eine Erstreckung auf Altlasten ist im Gesetz nicht vorgesehen. Es gilt demnach nur für Schäden, die nach dem Inkrafttreten der EU-UmwHaftRL am 30.04.2007 entstanden sind. Abweichend von der Richtlinie der EU wird die Möglichkeit einer natürlichen Wiederherstellung nur in § 8 Abs. 3 USchadG und dort nur im Zusammenhang mit der Festlegung der Reihenfolge von Sanierungsmaßnahmen durch die zuständige Behörde genannt. Ein generelles Berücksichtigungsgebot fehlt im USchadG.

Um das Berücksichtigungsgebot auch für die Sanierung von Altlasten und schädlichen Bodenveränderungen anzuwenden, hat eine vom Bundesumweltministerium einberufene

Expertenkommission in Sommer 2006 Vorschläge für zwei Gesetzesänderungen unterbreitet, die im Rahmen der anstehenden Novellierung der BBodSchV eingebracht worden sind. Hiernach soll § 2 BBodSchV um folgende Begriffsbestimmung ergänzt werden:

„Natürliche Schadstoffminderung: das Ergebnis von biologischen, physikalischen und chemischen Prozessen, die ohne menschliches Eingreifen zu einer Verringerung der Masse, der Toxizität, des Volumens, der Konzentration, der Fracht oder der Mobilität von Schadstoffen im Boden oder im Grundwasser führen."

Diese Definition entspricht in etwa der Definition von NA in der OSWER-Directive der US-EPA. Anders als bei der OSWER-Directive legt der Vorschlag der Expertenkommission den Schwerpunkt nicht auf die Beschreibung der Prozesse, sondern auf das Ergebnis der Prozesse, nämlich auf die Schadstoffminderung.

Darüber hinaus soll § 5 BBodSchV um folgenden Passus ergänzt werden:

„Bei der Entscheidung über Sanierungsmaßnahmen oder über Schutz- und Beschränkungsmaßnahmen ist auch die natürliche Schadstoffminderung zu berücksichtigen."

Dieser Regelungsvorschlag bedeutet, dass die zuständige Behörde im Zusammenhang mit einer Entscheidung über Sanierungsmaßnahmen die nachgewiesenen und relevanten Schadstoffminderungsprozesse berücksichtigen muss. Insoweit wird das Ermessen der Behörde im Hinblick auf das „Ob" eingeschränkt. Bezüglich des „Wie" der Berücksichtung sollen keine Vorgaben gemacht werden, um sachgerechte Lösungen im Einzelfall entwickeln zu können.

3.3 Öffentlich-rechtliche Verträge zur Implementierung von MNA-Konzepten

3.3.1 Voraussetzungen zum Abschluss von öffentlich-rechtlichen Verträgen

Da weder die Nutzung von NA-Prozessen noch das Monitoring dieser Prozesse im derzeit geltenden Umweltrecht gesetzlich geregelt sind, entstehen nicht selten Unsicherheiten bei Behörden, Sanierungspflichtigen und Gutachtern. Um bis zum Inkrafttreten ergänzender Rechtsvorschriften eine höhere Rechtssicherheit im Einzelfall herzustellen, empfiehlt es sich, die Rahmenbedingungen für die Nutzung der natürlichen Schadstoffminderung durch einen öffentlich-rechtlichen Sanierungsvertrag zu klären, der zwischen dem Sanierungspflichtigen, der zuständigen Behörde sowie gegebenenfalls einzubeziehenden dritten Personen abgeschlossen werden kann. Dasselbe empfiehlt sich, um im Einzelfall die Details eines MNA-Konzeptes einschließlich der Bestimmung der Rückfallvoraussetzungen zu regeln. Durch das flexible Instrument des öffentlich-rechtlichen Vertrages können einvernehmliche Regelungen erreicht sowie Rechtsstreitigkeiten vermieden werden[55].

§ 13 Abs. 4 BBodSchG benennt den Sanierungsvertrag ausdrücklich als zulässiges Instrumentarium, um eine Altlastensanierung einvernehmlich zwischen der zuständigen Behörde, einem Pflichtigen und eventuell unter Einbeziehung von Dritten zu regeln. Sonstige inhaltliche Vorgaben für den Abschluss eines Sanierungsvertrages enthält das Bodenschutzrecht nicht.

Da der Sanierungsvertrag seiner Rechtsnatur nach ein öffentlich-rechtlicher Vertrag ist[56], beurteilt sich seine Zulässigkeit des weiteren nach den für solche Verträge geltenden ein-

schlägigen Vorschriften des Verwaltungsverfahrensgesetzes (VwVfG), und zwar nach den §§ 54 ff. VwVfG. Dies ist notwendig, weil sich der Inhalt eines öffentlich-rechtlichen Vertrages im Allgemeinen sowie der eines Sanierungsvertrages im Besonderen nicht durch das privatrechtliche Prinzip der Vertragsfreiheit auszeichnet, sondern weil die Behörde die Grenzen des in Art. 20 Abs. 3 Grundgesetz (GG) niedergelegten Grundsatzes der Gesetzmäßigkeit der Verwaltung beachten muss[57]. Dieser Grundsatz manifestiert sich in den §§ 54 ff. VwVfG, der zunächst allgemein bestimmt, dass ein Rechtsverhältnis auf dem Gebiet des öffentlichen Rechts durch Vertrag begründet, geändert oder aufgehoben werden kann, soweit Rechtsvorschriften nicht entgegenstehen.

Die §§ 54 ff. VwVfG gestatten den Abschluss eines öffentlich-rechtlichen Vertrages in Form von drei verschiedenen Vertragstypen, und zwar als Subordinationsvertrag gemäß § 54 Abs. 2 VwVfG, als Vergleichsvertrag nach § 55 VwVfG und als Austauschvertrag gemäß § 56 VwVfG. Gemäß § 54 Abs. 2 VwVfG kann die Behörde, anstatt einen Verwaltungsakt zu erlassen, einen öffentlich-rechtlichen Vertrag mit demjenigen schließen, an den sie sonst den Verwaltungsakt richten würde. Diese Vorschrift beschreibt den im Bereich des Bodenschutzrechts nicht seltenen Fall, dass die Behörde anstelle einer Sanierungsanordnung einen Sanierungsvertrag mit dem Inhalt abschließt, den sie ansonsten in der Verfügung regeln würde. Ein öffentlich-rechtlicher Vertrag, der eine Sanierungsverfügung ersetzt, wird als subordinationsrechtlicher Vertrag[58] bezeichnet, da sich die Vertragsparteien bei der Durchsetzung der in § 4 Abs. 3 BBodSchG geregelten (abstrakten) Sanierungspflicht in einem typischen Über-Unterordnungsverhältnis befinden.

Ein Vergleichsvertrag ist nach § 55 VwVfG zulässig, wenn es die zuständige Behörde nach pflichtgemäßem Ermessen für zweckmäßig hält, dass eine bei verständiger Würdigung des Sachverhaltes oder der Rechtslage bestehende Ungewissheit durch gegenseitiges Nachgeben beseitigt wird. Diese Fallkonstellation ist gerade im Altlastenbereich häufig anzutreffen, wenn z.B. zwischen der Behörde und dem Pflichtigen unterschiedliche Ansichten über die im Einzelnen zu treffenden Sanierungsmaßnahmen und deren Verhältnismäßigkeit, über die zu erreichenden Sanierungsziele usw. bestehen. Anstatt ein Klageverfahren über mehrere Instanzen vor den Verwaltungsgerichten mit ungewissem Ausgang durchzuführen, kann es im Interesse sowohl der zuständigen Behörde als auch des Verantwortlichen sein, diese Unsicherheiten durch einen Vergleich zu beseitigen.

§ 56 VwVfG lässt einen Austauschvertrag zu, bei dem sich der Vertragspartner der Behörde zu einer Gegenleistung verpflichtet, wenn die Gegenleistung der Behörde zur Erfüllung ihrer öffentlichen Aufgaben dient und wenn die Zweckbestimmung im Vertrag geregelt wird. Beispielsweise kann sich die Ordnungsbehörde zur Erteilung einer Baugenehmigung für ein Wohnbauvorhaben und der Grundstückseigentümer im Gegenzug zu einer höherwertigen Sanierung verpflichten[59]. Vorstellbar ist auch, dass die Behörde die Durchführung eines MNA-Konzeptes akzeptiert, während der Sanierungspflichtige im Gegenzug die behördlicherseits vorgegebenen und gegebenenfalls strittigen Sanierungsziele anerkennt.

Von besonderer Bedeutung für die Vertragspartner ist § 59 VwVfG, der die Nichtigkeit eines öffentlich-rechtlichen Vertrages eingehend regelt. Nach Absatz 1 dieser Vorschrift ist ein Vertrag nichtig und damit nicht existent, wenn sich die Nichtigkeit aus der entsprechenden Anwendung von Vorschriften des Bürgerlichen Gesetzbuches (BGB) ergibt. In der Literatur wird die Ansicht vertreten, § 4 Abs. 3 BBodSchG stelle mit seiner Verpflichtung zur Sanierung von Altlasten ein gesetzliches Gebot dar, welches bei Nichtbeachtung zur Nichtigkeit des Vertrages führe[60]. Diese Auffassung ist im Ergebnis nicht haltbar, weil § 4 Abs. 3 BBodSchG zwar eine abstrakte Sanierungspflicht, nicht aber ein gesetzliches Verbot – eine Sanierung zu unterlassen – im Sinne von § 134 Bürgerliches Gesetzbuch (BGB) enthält[61]. Zum anderen steht einer Qualifizierung der abstrakten Sanierungspflicht als Verbotsnorm die Tatsache entgegen, dass der zuständigen Behörde gemäß § 10 Abs. 1 BBodSchG ein weites Entschließungs- und Auswahlermessen zusteht. Die Behörde kann demnach bei

sachgerechter Abwägung im Einzelfall darauf verzichten, die Sanierungspflicht per Ordnungsverfügung durchzusetzen.

3.3.2 Inhalte eines Sanierungsvertrages mit Regelungen zur natürlichen Schadstoffminderung

Der Inhalt eines Sanierungsvertrages, der die Nutzung von NA-Prozessen regelt, hängt im Einzelnen von den jeweiligen Fallkonstellationen und den Interessen der Parteien ab. Ein für alle Fallkonstellationen gültiger Mustervertrag lässt sich nicht entwerfen. Im Folgenden sollen daher Eckpunkte benannt werden, über die sich die Vertragsparteien Klarheit verschaffen sollten:

- Genaue Bezeichnung der Vertragsparteien und räumliche Abgrenzung der Altlastenflächen, des betroffenen Grundwasserleiters, der Schadstofffahne etc.;
- Darstellung der tatsächlichen und rechtlichen Vertragsgrundlagen durch Einbeziehung der vorliegenden Gutachten zur Gefährdungsabschätzung und zur Prognose der NA-Prozesse sowie Darstellung und Ableitung der Sanierungsverantwortlichkeit;
- Festlegung von Anforderungen an die fachliche Qualität des/der einzuschaltenden Gutachter(s);
- Gegebenenfalls Festlegung von aktiven Sanierungsmaßnahmen (Herdsanierung), der Sanierungsziele und -zielwerte;
- Gegebenenfalls Verzicht auf zusätzliche aktive Sanierungsmaßnahmen bzw. Festlegung der Nutzung von NA-Prozessen als Ergänzung zu bestimmten aktiven Sanierungsmaßnahmen;
- Festlegung eines Monitoring-Programms einschließlich Parameterumfang, Untersuchungsrhythmus und zu beprobender Pegel;
- Gegebenenfalls finanzielle Absicherung des Monitoring-Programms durch Erbringung von Sicherheiten (§ 10 Abs. 1 S. 2 BBodSchG) oder durch alternative Finanzierungs- und Versicherungsmodelle;
- Festlegung der Bewertungsmaßstäbe und Angabe, unter welchen Voraussetzungen NA nicht weiter zielführend ist und welche Folgen dies hat (Rückfallszenario);
- Freistellung des/der Sanierungspflichtigen von weitergehenden Anforderungen;
- Vertragsdauer und Kündigungsmöglichkeiten der Vertragsparteien;
- Gegebenenfalls Unterwerfung der Vertragsparteien unter die sofortige Zwangsvollstreckung, § 61 VwVfG
- Klauseln zur Anpassung an tatsächliche und rechtliche Veränderungen, § 60 VwVfG.

Insbesondere bei Sanierungsverträgen mit sehr langer Laufzeit – was bei der Nutzung von NA-Prozessen regelmäßig der Fall sein dürfte – ist § 60 VwVfG zu beachten, der bestimmt, dass bei einer wesentlichen Änderung der bei Vertragsabschluss maßgeblichen rechtlichen oder tatsächlichen Umstände jede Vertragspartei eine Anpassung des Vertrages verlangen kann, wenn ihr ein Festhalten an der ursprünglichen Regelung nicht zugemutet werden kann. Ist eine Anpassung nicht möglich bzw. nicht zumutbar, sieht das Gesetz ein Kündigungsrecht für beide Vertragsparteien vor. Der Behörde steht außerdem ein einseitiges Kündigungsrecht zu, um schwere Nachteile für das Gemeinwohl zu verhüten oder zu beseitigen (§ 60 Abs. 1 S. 2 VwVfG). Den zu vereinbarenden Vertragsanpassungsklauseln ist bei Verträgen über die Implementierung von NA-Prozessen wegen der langen Vertragslaufzeit und wegen der großen Unsicherheit, ob die prognostizierten Rückhalt- oder Abbauprozesse von Schadstoffen auch tatsächlich eintreten werden, besondere Bedeutung beizumessen. Hier ist

insbesondere an Regelungen zu denken, die bestimmen, wie bei neuen Erkenntnissen tatsächlicher (z. B. Entdeckung bisher nicht bekannter Kontaminationen) oder rechtlicher Art (z. B. Änderung von Prüf- und/oder Maßnahmewerten) oder bei Nichteintritt der Prognose zu verfahren ist. Zu beachten ist, dass § 60 VwVfG vertraglich nicht abbedungen werden kann, da es sich hierbei um zwingendes Recht handelt[62].

Darüber hinaus ist es zur Klarstellung ratsam, in Sanierungsverträgen die Geschäftsgrundlage genauestens anzugeben. Hierzu sind die vorhandenen Gutachten, die auch Gegenstand des beizufügenden Sanierungsplanes sind, ausdrücklich in den Vertrag einzubeziehen. Außerdem sollten die im Zeitpunkt des Vertragsabschlusses bekannten Kontaminationen sowie der Vertragszweck möglichst genau angegeben werden. Auf diese Weise lassen sich spätere Streitigkeiten darüber vermeiden, welche Kenntnisse über den Umfang und die Reichweite der Kontaminationen Grundlage für den Abschluss eines Vertrages über die Nutzung von NA-Prozessen waren.

Bei einer gegebenenfalls erforderlichen Anpassung des Vertragsinhaltes infolge wesentlich geänderter Erkenntnisse ist von den ursprünglich und wechselseitig vereinbarten Risikosphären auszugehen. Somit ist das von jeder Seite bei Vertragsabschluss vertraglich übernommene Risiko im Hinblick auf ein etwaiges Anpassungsverlangen zu berücksichtigen. Wenn allerdings eine Vertragspartei ein bestimmtes Risiko bewusst übernommen hat, ist der einmal geschlossene Vertrag bei Eintritt des Risikos rechtlich bindend[63].

3.4 Schlussfolgerungen für die Altlastensanierungspraxis

Die Analyse der derzeit geltenden umweltrechtlichen Rahmenbedingungen in Europa und in Deutschland zeigt, dass die Nutzung von NA-Prozessen im Rahmen der Altlastensanierung grundsätzlich zulässig und nach Maßgabe des Berücksichtigungsgebotes sogar vorgegeben ist. Nach jetziger Rechtslage kann die zuständige Behörde im Rahmen ihrer Ermessensausübung gestatten, dass anstelle oder in Kombination mit Sanierungsmaßnahmen die natürlichen Schadstoffminderungsprozesse genutzt werden, um die zuvor festgelegten Sanierungsziele zu erreichen. Wenn nachgewiesen ist, dass die am Standort wirkenden natürlichen Schadstoffminderungsprozesse in einem absehbaren Zeitraum zu einer relevanten Minderung oder Beseitigung des Umweltschadens führen, kann dies zu einer Unverhältnismäßigkeit einer technischen Sanierungsmaßnahme führen. In diesem Fall hat der Sanierungspflichtige unter Umständen sogar einen Rechtsanspruch auf Durchführung eines MNA-Konzeptes.

Um die Verhältnismäßigkeitsprüfung sachgerecht durchführen zu können, ist in der Regel ein Variantenvergleich erforderlich, d.h. ein Vergleich der in Betracht kommenden Sanierungsmaßnahmen mit den Wirkungen der natürlichen Schadstoffminderung. Der Variantenvergleich sollte im Regelfall im Rahmen der Sanierungsuntersuchung durchgeführt werden. Eine Berücksichtigung von NA-Prozessen kann aber je nach Fallgestaltung auch schon am Ende der Detailuntersuchung im Rahmen der Gefährdungsabschätzung sinnvoll sein.

Um die Nutzung von NA-Prozessen für den behördlichen Vollzug praktikabel und für die Betroffenen (Sanierungspflichtige, betroffene Nachbarschaft, Öffentlichkeit) transparent und akzeptabel zu gestalten, sollten Entscheidungskriterien entwickelt werden. Aus dem derzeit geltenden Umweltrecht lassen sich nur allgemeine Ziele (Unterschreitung der Gefahrenschwelle, guter chemischer Zustand des Grundwassers etc.), aber keine konkreten Entscheidungskriterien für die natürliche Schadstoffminderung ableiten. Daher ist es die Aufgabe des Vollzuges, konkrete Entscheidungskriterien in einem iterativen und interdisziplinären Prozess zu entwickeln. Die Kriterien sollten nicht zu eng formuliert werden, um

Raum für neue Erkenntnisse und für sachgerechte Einzelfallentscheidungen zu lassen. In Anlehnung an das Positionspapier des Ad-hoc-Unterausschusses „Natural Attenuation“ der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO)[64] und unter Zugrundelegung des Thesenpapiers des KORA-Themenverbundes 8 vom März 2005[65] wird vorgeschlagen, eine Nutzung von natürlichen Schadstoffminderungsprozessen unter folgenden standortbezogenen Voraussetzungen zu erwägen:

- Die natürlichen Schadstoffminderungsprozesse müssen identifiziert und quantifiziert worden sein.
- Die langfristigen Wirkungen der NA-Prozesse sollten mit einer hinreichenden Aussagesicherheit prognostiziert werden können.
- Die Gesamtheit der frachtreduzierenden Prozesse sollte den maßgeblichen Anteil an den Schadstoffminderungsprozessen haben; die Verdünnungsprozesse sollten nicht die einzigen und auch nicht die bestimmenden NA-Prozesse sein.
- Die NA-Prozesse leisten nach der Prognose einen nennenswerten Beitrag zur erforderlichen Reduktion und/oder Einschränkung der Schadstoffbelastung bzw. zur Erreichung des zuvor definierten Sanierungszieles in einem akzeptablen Zeitraum.

3.5 Endnoten und Literaturverweise

1. Kloepfer, Umweltrecht, 2. Aufl., München 1998, S. 549
2. Thematische Strategie für den Bodenschutz, Mitteilung der Kommission vom 22.09.2006 an das Europäische Parlament, den Rat, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen
3. Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für den Bodenschutz und zur Änderung der Richtlinie 2004/35/EG, KOM (2006) 232 endgültig, Brüssel, 22.9.2006
4. Bückmann, Der zweite Entwurf einer europäischen Bodenrahmenrichtlinie, UPR 2006, S. 365/367
5. Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23.10.2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik, Amtsblatt der EU L 327 v. 22.12.2000, S. 1 ff.
6. Wasserhaushaltsgesetz in der Fassung der Bekanntmachung vom 19.08.2002 (BGBl I S. 3245)
7. Richtlinie 2006/118/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 12.12.2006 zum Schutz des Grundwassers vor Verschmutzung und Verschlechterung, Amtsblatt der EU L 372/19 vom 27.12.2006, S. 19 ff.
8. Seidel/Rechenberg, Rechtliche Aspekte des integrativen Gewässermanagements in Deutschland, ZUR 4/2004, S. 213/214/;
9. Steiner/Willand, Rechtliche Rahmenbedingungen für die Altlastensanierung unter dem Einfluss des EU-Wasserrechts, in: altlasten spektrum !/2004, S. 40/45
10. Richtlinie 2004/35/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 21.04.2004 über Umwelthaftung zur Vermeidung und Sanierung von Umweltschäden, Amtsblatt der EU L 143 vom 30.04.2004, S. 56 ff.
11. siehe Kap. 3.2.4
12. Beyer, „Eine neue Dimension der Umwelthaftung in Europa?“ , ZUR 2005, S. 257
13. Becker, Einführung in die Richtlinie über Umwelthaftung zur Vermeidung und Sanierung von Umweltschäden, NVwZ 2005, S, 371
14. siehe oben Kap. 2

15. Ingenieurtechnischer Verband Altlasten e.V. (ITVA), Arbeitshilfe – H 1 – 12 „Monitored Natural Attenuation“, Oktober 2004; Positionspapier des Ad-hoc Unterausschusses „Natural Attenuation“ der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO) vom 09.03.2005 mit dem Titel: „Berücksichtigung natürlicher Schadstoffminderungsprozesse bei der Altlastenbearbeitung“; Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie (HLUG) „Arbeitshilfe zu überwachten natürlichen Abbau- und Rückhalteprozessen im Grundwasser (Monitored Natural Attenuation MNA)“; Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft „Natürliche Schadstoffminderung bei Grundwasserverunreinigungen durch Altlasten und schädliche Bodenveränderungen – Natural Attenuation“
16. BT-Drucks. 13/6701, S. 28 f.
17. zur wissenschaftlichen Absicherung der in der BBodSchV vorgeschriebenen Sickerwasserprognose hat das BMBF von 1999 bis 2006 den Förderschwerpunkt Sickerwasserprognose durchgeführt, weitere Informationen hierzu sind der Homepage des Forschungszentrums Karlsruhe <http://www.fzk.de> zu entnehmen
18. zum Meinungsspektrum siehe u.a.: Matus/Püttmann, altlasten spektrum 2000, S. 87; Heinz/Bozen, Rechtliche Rahmenbedingungen in: DECHEMA (Hrsg.), Beiträge zum 3. Symposium Natural Attenuation 2001, S. 107/111; Heinz, TerraTech 05/2002, S. 17/18; Beitiger/Jungbauer/Rochmes, TerraTech 5/99, S. 28/29; Sondermann, altlasten spektrum 1999, S. 325; Doll/Püttmann, altlasten spektrum 1999, S. 331/338
19. Positionspapier des Ad-hoc Unterausschusses (s. Fn. 16), S. 4
20. Arbeitshilfe des ITVA, s. Fn. 16
21. Steiner in: DECHEMA (Hrsg.) Beiträge zum 3. Symposium Natural Attenuation 2001, S. 119/120; Rechtsgutachten Rechtsanwälte Dolde & Partner „Juristische Fragen der Integralen Altlastenbearbeitung in Baden-Württemberg“ vom Dezember 2002, S. 176; Odensaß/Schroers, Landesumweltamt NRW, Jahresbericht 1999, S. 171/176; Pinther in: DECHEMA (Hrsg.), Beiträge zum 2. Symposium Natural Attenuation 2000, S. 158; Positionspapier der LABO, a.a.O.
22. Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen – (SRU), Altlasten II, Sondergutachten 1995, Rn. 18, BT-Drucks. 13/380
23. so aber Versteyl/Sondermann, Kommentar zum BBodSchG, München 2002, § 2 Rn. 99
24. Versteyl/Sondermann, § 2 Rn. 97
25. Czychowski/Reinhardt, Kommentar zum WHG, § 1 a Rn. 1, 11, 13 und § 34 Rn. 12
26. BVerwG, ZfW 1974, S. 296/299
27. BVerwG, ZfW 1981, S. 87/88; Ginzky, Grundwasserschutz zwischen gestern und morgen – Neue Werte braucht das Land, ZUR 6/2005, S. 291/291
28. BVerwG, ZfW 1974, S. 296/299; ZfW 1981, S. 87/88
29. vgl. Ginzky, ZUR 6/2005, S. 291/292; Marquardt, Handbuch der EU-Wasserrahmenrichtlinie, S. 152
30. Versteyl/Sondermann, § 4 Rn. 14, 17; Frenz, Kommentar zum Bundes-Bodenschutzgesetz, München 2000, vor § 4 Rn. 6 ff.
31. Drews/Wacke/Vogel/Martens, Gefahrenabwehr, S. 220 m.w.N.
32. Czychowski/Reinhardt, § 33 a Rn. 1
33. Steiner/Willand, altlasten spektrum 1/2004, S. 40/44 f.; Seidel/Rechenberg, Rechtliche Aspekte des integrativen Gewässermanagements in Deutschland, ZUR 4/2004, S. 213/214
34. vgl. § 67 Berliner Wassergesetz (BWG) vom 03.03.1989; § 103 Brandenburgisches Wassergesetz (BbgWG) vom 08.12.2004; § 60 Niedersächsisches Wassergesetz (NWG) vom 10.06.2004; § 116 Landeswassergesetz NRW (LWG NRW) vom 25.06.1995; § 171 Landeswassergesetz für das Land Sachsen-Anhalt (WG LSA) vom 21.04.1998; § 93 Abs. 1 Landeswassergesetz für das Land Rheinland-Pfalz (LWG RP) vom 22.01.2004
35. vgl. § 82 Wassergesetz für Baden-Württemberg (WG BaWü) vom 20.01.2005; § 53 Abs. 2 Hessisches Wassergesetz (HWG) vom 06.05.2005; § 90 Abs. 2 Wassergesetz des Landes Mecklenburg-Vorpommern (LwaG) vom 30.11.1992; § 93 Abs. 4 LWG RP
36. Wolff/Bachof/Stober, Verwaltungsrecht Band 1,11. Aufl., München 1999, § 30 Abs. 3 Nr. 2 Rn. 18

37. Wolff/Bachof/Stober, a.a.O.
38. Art. 68a Bayerisches Wassergesetz (BayWG) vom 19.07.1994
39. § 97 Abs. 1 Sächsisches Wassergesetz (SächsWG) vom 18.04.2004
40. § 87 Abs. 1 Thüringer Wassergesetz (ThürWG) vom 23.02.2004
41. Begründung zum Regierungsentwurf, BT-Drucks. 13/6701, S. 18; Frenz, § 4 Abs. 3 Rn. 166
42. Begründung zum Regierungsentwurf, BT-Drucks. 780/98, S. 62 ff.
43. Ginzky, ZUR 6/2005, S. 291/292
44. LAWA-Bericht: Ableitung von Geringfügigkeitsschwellen für das Grundwasser, Stand: Dez. 2004
45. BVerwG, Urteil vom 14.04.2005, Az.: 7 C 26.03)
46. vgl. OVG Lüneburg, Beschl. vom 03.05.2000, NVwZ 2000, S. 1194 f., wonach die gesetzlich nicht begründeten Wertelisten, wie z.B. LAGA-Z-Werte, orientierend herangezogen werden können
47. vgl. Gesetzesbegründung zu § 4 Abs. 3 Bundes-Bodenschutzgesetz, BT-Drucks. 13/6701
48. Czychowski/Reinhardt, § 21 Rn. 42; Willand, Rechtliche Probleme der Grundwassersanierung: Sanierungsziele, Wirksamkeitsprognose für Maßnahmen und Natural Attenuation, altlasten spektrum 2/2005, S. 76/78
49. Willand, a.a.O.; Sanden/Schoeneck, Kurzkommentar zum BBodSchG, Heidelberg 1998, § 10 Rn. 16; andere Auffassung: Frenz, § 10 Rn. 26, der bei Gefahren für das Grundwasser und für die Gesundheit wegen der Schwere dieser Gefahren regelmäßig eine Pflicht zum Einschreiten aufgrund einer sog. Ermessensreduzierung auf Null annimmt.
50. Willand, a.a.O.
51. Maurer, Allgemeines Verwaltungsrecht, S. 248; Willand, a.a.O.
52. Drews/Wacke/Vogel/Martens, Gefahrenabwehr, 9. Aufl., München 1986, S. 389 m.w.N.
53. nach den Polizei- und Ordnungsbehördengesetzen der Länder, z.B. § 21 Ordnungsbehördengesetz (OBG) NRW, ist der Ordnungspflichtige berechtigt, ein anderes ebenso wirksames Mittel der Gefahrenabwehr vorzuschlagen, wenn die Allgemeinheit hierdurch nicht stärker belastet wird.
54. Gesetz vom 10.05.2007 zur Umsetzung der Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates über die Umwelthaftung zur Vermeidung und Sanierung von Umweltschäden, BGBl. I Nr. 19 vom 14.05.2007, S. 666 ff.
55. BT-Drucks. 13/6701, S. 25
56. Fluck, Kommentar zum Kreislaufwirtschafts-, Abfall- und Bodenschutzrecht, Loseblattsammlung, Stand: April 2005, § 13 Rn. 228 f.; Frenz, § 13 Rn. 86
57. Stelkens/Bonk/Sachs, Kommentar zum Verwaltungsverfahrensgesetz, 6. Aufl. München 2001, § 54 Rn. 53
58. Kopp/Ramsauer, Kommentar zum VwVfG, 8. Auflage, München 2003, § 54 Rn. 48
59. Versteyl/Sondermann, § 13 Rn. 44
60. Frenz, § 13 Rn. 129
61. Steiner/Söntgerath, Freistellung und Haftungsbegrenzung von Sanierungspflichtigen im Rahmen von Sanierungsverträgen, TerraTech 4/2001, S. 24/25; im Ergebnis auch: Fluck, § 13 Rn. 347
62. Kopp/Ramsauer, § 60 Rn. 1
63. vgl. Steiner/Söntgerath, TerraTech 4/2001, S. 24/27
64. siehe ausführliche Darstellung in Kap. A.III.2.
65. s. Anlage 5 des auf der Homepage <http://www.natural-attenution.de> veröffentlichten Schlussberichts des Teilprojektes TV 8.3 „Untersuchung der rechtlichen Rahmenbedingungen für den kontrollierten natürlichen Rückhalt und Abbau von Schadstoffen bei der Sanierung kontaminierter Böden und Grundwässer“

4. Umsetzung von MNA

Dr. Matthias Stuhrmann (Kap. 4.1, 4.2)
Institut für Wasserbau, VEGAS
Universität Stuttgart
Pfaffenwaldring 61
70550 Stuttgart
matthias.stuhrmann@iws.uni-stuttgart.de

Dr. Claus Nitsche (Kap. 4.1, 4.2)
BGD Boden- und Grundwasserlabor GmbH
Tiergartenstraße 48
01219 Dresden
cnitsche@bgd-gmbh.de

Dr. Hermann Rügner (Kap. 4.3)
Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung - UFZ
Permoserstraße 15
04318 Leipzig
hermann.ruegner@ufz.de

Martin Bittens (Kap. 4.3)
Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung - UFZ
Permoserstraße 15
04318 Leipzig
martin.bittens@ufz.de

Inhaltsverzeichnis

4.1 Kriterien zur Umsetzung von MNA **34**

4.2 Stufenweises Vorgehen zur Umsetzung von MNA im Rahmen der Sanierungsuntersuchung (SU) **35**

4.2.1 Stufe I: Prüfung der Voraussetzungen für MNA 36

4.2.2 Stufe II: Spezifische Standortuntersuchungen zum Nachweis der Wirksamkeit von NA 37

4.2.3 Stufe III: Prognose und Entscheidung über MNA 37

4.2.4 Stufe IV: Überwachung und Abschlusskontrolle 38

4.3 Vorgehensweise im Einzelfall ohne klassische Sanierungsuntersuchung (SU) **38**

4.4 Literatur **40**

Kapitel 4: Umsetzung von MNA

Matthias Stuhrmann, Claus Nitsche

4.1 Kriterien zur Umsetzung von MNA

Die Entscheidung, ob eine Überwachung von natürlichen Schadstoffminderungsprozessen im Boden und/oder Grundwasser (MNA) unter (teilweisem) Verzicht auf Sanierungsmaßnahmen im Sinne des Bundes-Bodenschutzgesetzes (BBodSchG) möglich ist, hängt von bestimmten standortspezifischen Rahmenbedingungen ab, die u.a. von der LABO (2005) wie folgt definiert wurden:

- Quellensanierung: Die Schadstoffmenge in der Quelle oder der Austrag von Schadstoffen aus der Quelle sollte reduziert werden, um weitere Gefahren für das Grundwasser oder weitere Schutzgüter abzuwenden und/oder um den Zeitraum der Existenz eines Grundwasserschadens zu verkürzen.
- Natürliche Schadstoffminderungsprozesse: Die Gesamtheit der frachtreduzierenden Prozesse sollte den maßgeblichen Anteil an den Schadstoffminderungsprozessen darstellen und verdünnende Prozesse sollten nur eine untergeordnete Rolle spielen.
- Fahnenentwicklung und weitere Schutzgüter: Die Prognose sollte ergeben, dass die Schadstofffahne „quasi stationär“ oder schrumpfend ist und damit eine Verunreinigung des noch nicht betroffenen Grundwassers oder eine Gefährdung weiterer Schutzgüter ausgeschlossen werden kann.

Neben den genannten Rahmenbedingungen können weitere Prüfkriterien eine Rolle spielen, die aber nicht allgemein geregelt sind. Diese sollten einzelfallspezifisch im Rahmen der Gefährdungsabschätzung in Betracht gezogen werden. Beispiele hierfür sind:

- Zeitdauer der MNA-Maßnahme: Im LABO-Positionspapier (2005), im LfW-Merkblatt 3.8/3 (2004) und in der ITVA-Arbeitshilfe (2004) wird empfohlen, die maximal zulässige Dauer der Maßnahme nicht generell zu beschränken, sondern diese von der Einzelfallbewertung abhängig zu machen.
- Wasserschutzgebiete und Heilquellenschutzgebiete: Durch die Schadstofffahne dürfen keine sensiblen Nutzungen gefährdet werden bzw. MNA ist innerhalb von Wasserschutzgebieten und Heilquellenschutzgebieten generell nicht zulässig.
- Laufende Maßnahmen oder geplante Nutzungsänderungen sollen nicht behindert werden.
- Toxische Metabolite dürfen nicht zu erheblichen zusätzlichen Gefahren für die Schutzgüter führen.
- Es dürfen keine mobilen Schadstoffphasen vorliegen (LfW-Merkblatt 3.8/3 (2004)).

Zur Überprüfung der standortspezifischen Rahmenbedingungen und der weiteren Prüfkriterien wird ein vierstufiges Vorgehen empfohlen (Kap. 4.2). Diese Stufen bilden die Struktur der Kap. „Erkundung und Monitoring“ (Kap. 5), „Untersuchung der NA-Prozesse“ (Kap. 6) und „Modellierung und Prognose“ (Kap. 7), um die Bearbeitungsschritte in den jeweiligen Stufen in den unterschiedlichen Bereichen aufzuzeigen.

4.2 Stufenweises Vorgehen zur Umsetzung von MNA im Rahmen der Sanierungsuntersuchung (SU)

Die bisherige Altlastenbearbeitung war vor allem durch eine informationsorientierte Erfassung und Überwachung der Schadstoffquellen und der davon ausgehenden Schadstoffausbreitung im Grundwasserbereich geprägt. Sie diente dem allgemeinen Erkenntnisgewinn, der Dokumentation der Entwicklung der Grundwasserbeschaffenheit und der Beweissicherung. Ausgehend von diesen, auf Informationen aufbauenden Kenntnissen wurden häufig Sanierungsentscheidungen abgeleitet, Sanierungsverfahren ausgewählt und Sanierungszielwerte festgelegt. Eine Systemanalyse mit der Zielstellung einer Prozessidentifikation und einer darauf begründeten modellgestützten Prognose erfolgte jedoch nur in wenigen Fällen.

Mit der Berücksichtigung von Schadstoffminderungsprozessen (NA) im Boden- und Grundwasserbereich wird der Übergang von der o.g. informationsorientierten Überwachung zu einem entscheidungsorientierten, prozessbezogenen Monitoring im Grundwasserbereich ermöglicht, welches als Monitored Natural Attenuation (MNA) bezeichnet wird. Zur Umsetzung von MNA empfiehlt sich folgendes stufenweises Vorgehen:

Stufe I: Prüfung der Voraussetzungen für MNA

Stufe II: Spezifische Standortuntersuchungen zum Nachweis der Wirksamkeit von NA

Stufe III: Prognose und Entscheidung über MNA

Stufe IV: Überwachung und Abschlusskontrolle

Die Stufen I – III werden in der Regel im Rahmen der Sanierungsuntersuchung durchgeführt. Sollte sich hierbei herausstellen, dass die standortspezifischen Rahmenbedingungen und weiteren Prüfkriterien für ein MNA-Konzept (Kap. 4.1) erfüllt werden und im Ergebnis einer Verhältnismäßigkeitsprüfung MNA im Vergleich oder in Ergänzung zu in Betracht kommenden technischen Sanierungsmaßnahmen hilfsweise anwendbar ist, folgt Stufe IV, die eigentliche Umsetzung von MNA. Es ist jedoch auch möglich, MNA in Kombination mit bzw. im Anschluss an (Teil-)Sanierungsmaßnahmen umzusetzen.

In den folgenden Kap. 5 bis Kap. 7 wird eine thematische Trennung in die Bereiche „Erkundung und Monitoring“ (Kap. 5), „Untersuchung der NA-Prozesse“ (Kap. 6) und „Modellierung und Prognose“ (Kap. 7) vorgenommen, in denen das o.g. stufenweise Vorgehen zur Umsetzung von MNA für jeden Themenbereich gesondert erläutert wird. In Abb. 4.1 sind für die unterschiedlichen Bereiche die einzelnen Arbeitsschritte dargestellt, die sich auch in den Unter-Überschriften der Kap. 5 bis Kap. 7 widerspiegeln. Die Arbeitsschritte innerhalb einer Stufe erfolgen nicht zwangsläufig zeitgleich (parallel). Im Folgenden werden die einzelnen Stufen näher erläutert.

Kapitel 5: Erkundung und Monitoring	Kapitel 6: Untersuchung der NA-Prozesse	Kapitel 7: Modellierung und Prognose
Stufe I: Prüfung der Voraussetzungen für MNA		
Erkundung und Umgrenzung des Untersuchungsraumes (Kap. 5.1) • Stoffeintrags- und Reaktionsräume • Untersuchungsraum	Potenzialabschätzung (Kap. 6.1) • grundlegendes Standortpotenzial (Schadstoff, Quelle, Fahne, Standort) • Abbau- und Rückhaltepotenziale	Erstellung eines hydrogeologisch/ geochemischen Strukturmodells (Kap. 7.2) • (hydro-)geologische Primär- und Sekundärdaten
Stufe II: Spezifische Standortuntersuchungen zum Nachweis der Wirksamkeit von NA		
Spezifische Erkundungsmaßnahmen (Kap. 5.2) • prozessbezogene Erkundung (Kontrollebenen, Strompfadorientiert) • Defizitanalyse	Identifizierung und Quantifizierung der NA-Prozesse (Kap. 6.2) • spezifische Standortuntersuchungen • spez. Abbau- und Rückhalteprozesse	Berechnungsmodell für die Grundwasserströmung und den Stofftransport (Kap. 7.3) • Bestimmung der Randbedingungen, Berechungen, Kalibrierungen, Modelle
Stufe III: Prognose und Entscheidung über MNA		
Festlegung von Überwachungsmessstellen und –intervallen (Kap. 5.3) • Untersuchungen zur Repräsentativität • vertikale/horizontale, zeitl. Auflösung	Parameterpräzisierung und Auswahl von Leitparametern (Kap. 6.3) • Auswahl und Überwachung von Leitparametern und Randbedingungen	Ableitung von Aussagen zur Prognose (Kap. 7.4) • Prognoserechnungen, Szenarien-Analysen (Prognoseunsicherheiten)
Stufe IV: Überwachung und Abschlusskontrolle		
Durchführung des Monitorings (Kap. 5.4) • Leistungsverzeichnis, -beschreibung • innere u. äußere Qualitätskontrolle • Datenmanagement	Kontrolle der Wirksamkeit und Nachhaltigkeit der NA-Prozesse (Kap. 6.4) • Anpassung des Überwachungsplans • evtl. zusätzliche Untersuchungen	Soll-Ist-Vergleich, Zielwerte und Entscheidungskriterien (Kap. 7.5) • zulässige Sollwert-Abweichungen • Modellierung von Rückfallszenarien

Abb. 4.1: Stufenweises Vorgehen in den Kap. 5 bis Kap. 7 der Handlungsempfehlungen

4.2.1 Stufe I: Prüfung der Voraussetzungen für MNA

In der ersten Stufe werden zunächst die grundlegenden Voraussetzungen für die Einbeziehung von NA-Prozessen bei einer Altlastenbearbeitung geprüft. Hierzu gehört auch die grundsätzliche Überprüfung, ob MNA überhaupt unter den Randbedingungen der Standortnutzung und ggf. am Standort oder im Umfeld vorhandener GW-Nutzungen realisierbar ist (vgl. Kap. 4.1 und Kap. 6.1).

Außerdem ist für die standortrelevanten Kontaminanten das stoff- und standortspezifische NA-Potential bezüglich der Schadstoffe, der Hydrochemie und der Grundwasserhydraulik auf der Grundlage der Erkenntnisse aus der historischen, orientierenden und Detailerkundung und des Kenntnisstandes von Wissenschaft und Technik zu bewerten (vgl. Kap. 6.1 sowie Branchenleitfäden). Danach ist der für die nähere NA-Betrachtung relevante Untersuchungsraum festzulegen. Dabei sind sowohl die Schadstoffquelle, die Schadstofffahne als auch der potentielle NA-Reaktionsraum abzugrenzen (vgl. Kap. 5.1 und 7.2). Anhand des festgelegten NA-Reaktionsraums ist zu prüfen, ob eine behördliche Akzeptanz besteht bzw. hergestellt werden kann.

Als nächster Schritt ist ein hydrogeologisch-geochemisches Strukturmodell (Konzeptmodell) auf der Grundlage von (hydro-)geologischen und geochemischen Daten zu erstellen (vgl.

Kap. 7.2). Dieses dient zur Visualisierung und Beschreibung der vorherrschenden Strömungs- und Transportverhältnisse sowie der Hydrochemie.

4.2.2 Stufe II: Spezifische Standortuntersuchungen zum Nachweis der Wirksamkeit von NA

Ziel der zweiten Stufe sind die Identifizierung und Quantifizierung der relevanten standortspezifischen NA-Prozesse (s. Kap. 6.2). Im Rahmen einer vertieften Standortuntersuchung werden zunächst Schadstofffrachten an unterschiedlichen Bilanzebenen ermittelt (vgl. Kap. 5.2 und 6.2). Da die Gesamtheit der frachtreduzierenden Prozesse den maßgeblichen Anteil an den Schadstoffminderungsprozessen darstellen sollte, sind frachtreduzierende und verdünnende Prozesse zu bewerten und zu quantifizieren. Hierzu sind spezifische Untersuchungen für die Identifikation und Quantifizierung von NA-Prozessen notwendig, die u.a. in der Methodensammlung sowie in den Brachenleitfäden näher beschrieben werden (vgl. Kap. 6.2). In Stufe II wird die Datengrundlage für die Prognose (Stufe III) bzw. für den Aufbau eines für die Prognose notwendigen reaktiven Stofftransportmodells geschaffen. Hierbei fließen auch bisher erhobene Prozessparameter und Überwachungsdaten mit ein (s. Kap. 7.3).

4.2.3 Stufe III: Prognose und Entscheidung über MNA

Basierend auf den Ergebnissen der zweiten Stufe schließt sich die Prognose der Wirksamkeit der NA-Prozesse und die daraus resultierende Beschreibung und Prognose der Entwicklung der Schadstofffahne (in Raum und Zeit) an (s. Kap. 7.4). Diese Prognose bildet letztlich die Grundlage für die Entscheidungsfindung, die Ableitung von Entscheidungsparametern sowie die Bestimmung der erforderlichen Prognosegenauigkeit. Bei nicht ausreichender Prognosesicherheit ist eine Erweiterung des Umfangs der Untersuchungen der Stufe II erforderlich (s. Kap. 6.3). Dies bedeutet, dass eine iterative Bearbeitung der Stufen II und III notwendig sein kann.

Unter der Prämisse, dass mit der vorliegenden Prognose MNA eine für den Standort realistische Option ist, muss die Qualität der Prognose im Zusammenhang mit der Festlegung von Entscheidungsparametern für die langfristige Überwachung der NA-Prozesse bewertet werden. Die Festlegung der Entscheidungsparameter beinhaltet warum, wo, wann, was, wie und durch wen gemessen wird. Die Entscheidungsparameter sind auf der Grundlage der Prognose im Zusammenwirken zwischen zuständiger Behörde und Zustands-/ Handlungsstörer festzulegen. Sie sind so zu wählen, dass sie sensitiv bezüglich der zu überwachenden Prozesse sind. Für die Verhältnismäßigkeitsprüfung im Rahmen der Sanierungsuntersuchung ist eine monetäre Bewertung von MNA im Vergleich zu aktiven Sanierungsmaßnahmen notwendig (s. Kap. 8). Hierzu müssen die für die Umsetzung von MNA notwendigen Überwachungsmaßnahmen und Berichtspflichten in einem MNA-Überwachungsplan zusammengestellt werden (s. Kap. 5.3). Überwachungsprogramm und Untersuchungsparameter sind so zu wählen, dass die Wirksamkeit und Nachhaltigkeit der Schadstoffminderungsprozesse sowie die Prognose des Fahnenverhaltens überprüft werden können (vgl. Kap. 5.3 und 6.3).

Im Ergebnis der Sanierungsuntersuchung sind die Sanierungsziele durch die zuständige Behörde festzulegen und unter Berücksichtigung der Verhältnismäßigkeit die vorzugswürdige Variante unter den verschiedenen Sanierungsmaßnahmen und/oder MNA auszuwählen. Wird im Ergebnis der Entscheidungsfindung die Durchführung von MNA (ggf. in Kombination mit bzw. im Anschluss an Teilsanierungen) von der zuständigen Behörde beschlossen, müssen die Regelbestandteile des MNA-Konzeptes zwischen Pflichtigem und

zuständiger Behörde vereinbart werden (vgl. LABO, 2005). Diese beinhalten die Festlegung von nachprüfbaren Zwischenergebnissen und Zielvorgaben, den MNA-Überwachungsplan (s.o.) sowie den Vorbehalt weiterer Maßnahmen bei unzutreffender Prognose. Außerdem werden Entscheidungsparameter aufgestellt, die sich sowohl auf die räumliche als auch zeitliche Entwicklung der Schadstofffahne beziehen.

4.2.4 Stufe IV: Überwachung und Abschlusskontrolle

In dieser Stufe findet die Durchführung der regelmäßigen Überwachung auf Basis der in Stufe III festgelegten Entscheidungsparameter und des Überwachungsplans (MNA-Konzept) statt. Die Überwachung dient der kontinuierlichen Kontrolle der Wirksamkeit und Nachhaltigkeit der Schadstoffminderungsprozesse sowie der Überprüfung der Prognose (Soll-ist-Vergleich) (Kap. 5.4 und 7.5). Wenn sich die Fahne entgegen der Prognose entwickelt und bestimmte festgelegte Schwellenwerte nicht eingehalten werden, ist eine erneute Bewertung und prozessbezogene Beurteilung durchzuführen. Sollte diese Prüfung ergeben, dass die Schadstoffminderungsprozesse weiterhin ausreichend wirksam sind, dabei aber die Vorhersagegenauigkeit des GW-Modells nicht ausreicht, ist das NA-Prognosemodell zu überarbeiten. In Abstimmung mit der zuständigen Behörde sind neue Ziel- und Schwellenwerte sowie ein daran angepasstes Monitoringprogramm festzulegen. Sollte sich herausstellen, dass die natürlichen Schadstoffminderungsprozesse zur Gefahrenabwehr nicht ausreichend wirken, sind alternative Maßnahmen (Sanierungsmaßnahmen) in Kombination oder anstelle von MNA durchzuführen (Rückfallszenario). Falls nachgewiesen wird, dass die Entscheidungsparameter langfristig eingehalten werden, kann in Abstimmung mit der zuständigen Behörde die Fallbearbeitung abgeschlossen werden. Gegebenenfalls ist aus Gründen der gesellschaftlichen und privaten Akzeptanz (vgl. Kap. 9) ein informatives Monitoring weiterzuführen.

4.3 Vorgehensweise im Einzelfall ohne klassische Sanierungsuntersuchung (SU)

Hermann Rügner, Martin Bittens

Wenn im Einzelfall festgestellt wird, dass eine Sanierung des gesamten Standortes (insbesondere bei Megasites) oder einzelner Teilbereiche mit verhältnismäßigem Aufwand voraussichtlich nicht möglich ist und Hinweise auf natürliche Schadstoffminderungsprozesse vorliegen, kann – im Einvernehmen mit der zuständigen Behörde – auch ohne Durchführung einer klassischen SU (siehe Abb. 4.2) geprüft werden, ob für den Standort oder Teilbereiche davon MNA als mögliche Handlungsoption in Frage kommt (RÜGNER et al., 2006a). Eine solche Feststellung kann im Rahmen eines „Erstvergleichs von Handlungsoptionen“ auf Basis der bei Abschluss der Detailuntersuchung (DU) vorliegenden Daten erfolgen. Gegebenenfalls ist hierbei die Verwendung geeigneter Modellwerkzeuge sinnvoll (FINKEL et al., 2008). Anschließend ist mittels zielgerichteter NA-Untersuchungen zu prüfen, ob die standortbezogenen Voraussetzungen zur Umsetzung von MNA vorliegen und die Prüfkriterien erfüllt werden.

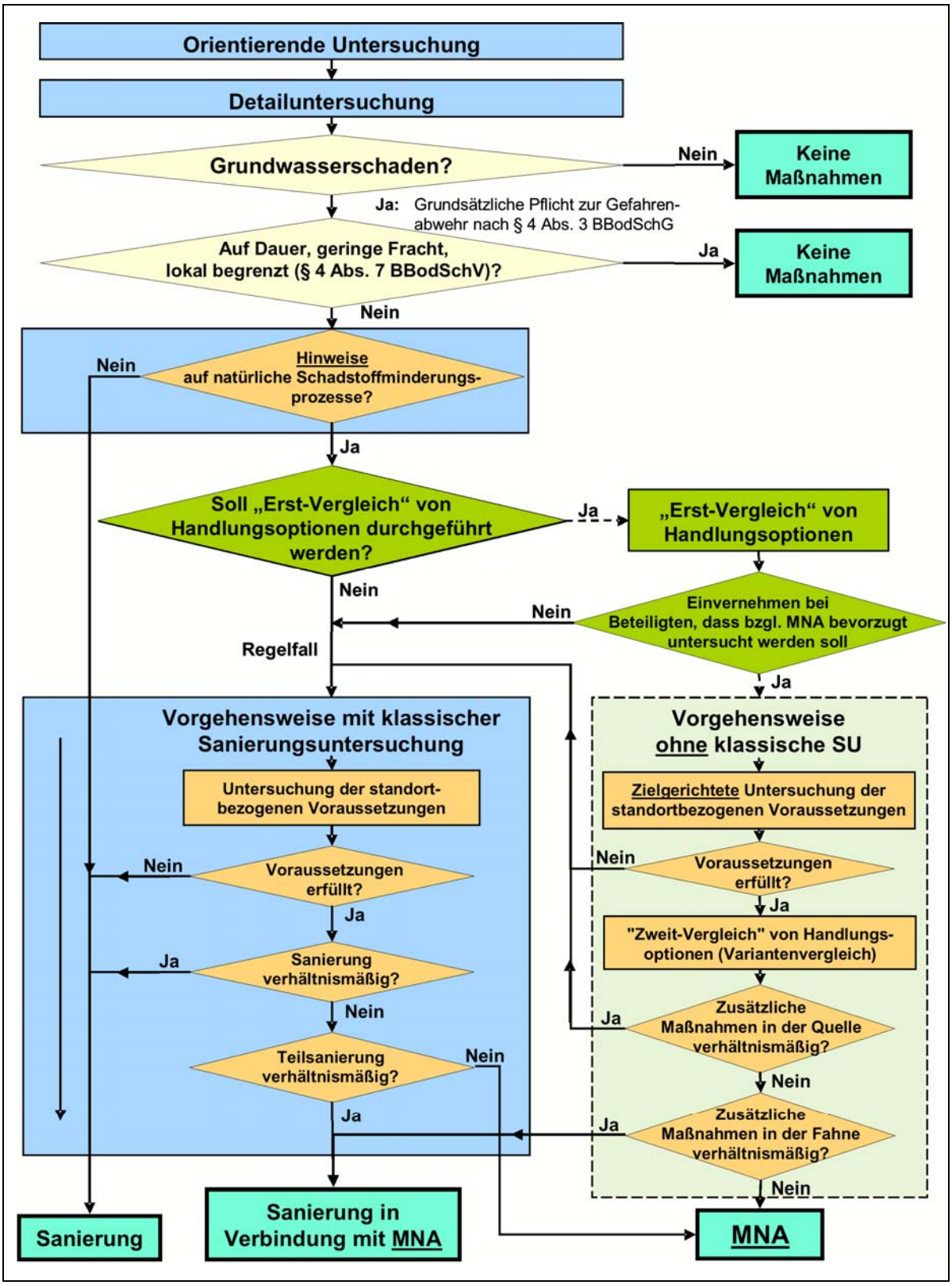


Abb. 4.2: Berücksichtigung von natürlichen Schadstoffminderungsprozessen bei der Altlastenbearbeitung entsprechend LABO-Positionspapier (LABO, 2005; nach MÜLLER, 2006); mit erweitertem MNA-Pfad „ohne klassische SU"

Die Vorgehensweise orientiert sich an den Stufen I bis III des Kapitels 4.2, unterscheidet sich aber insofern von den im Rahmen einer klassischen SU durchgeführten Untersuchungen, dass bevorzugt in Richtung MNA als Handlungsoption untersucht wird (siehe Untersuchungsziele lt. Abb. 4.3).

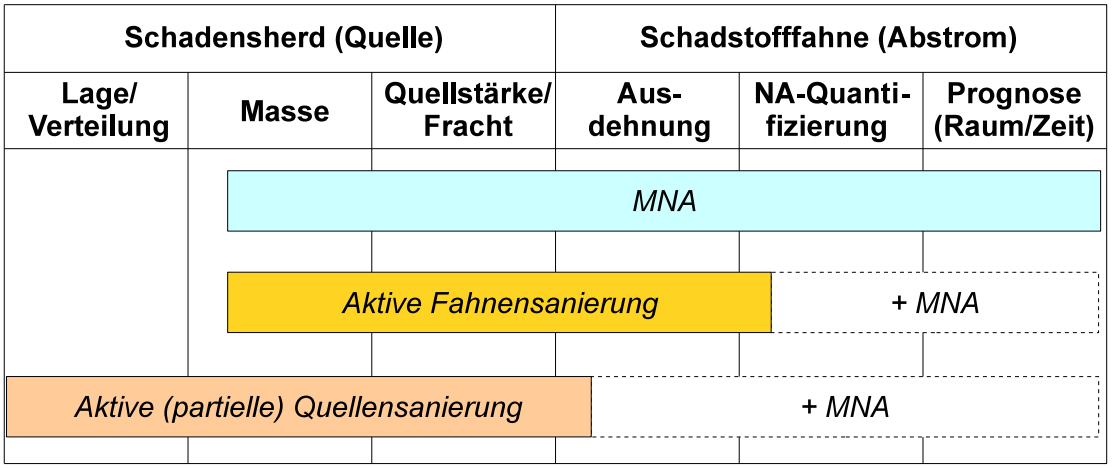


Abb. 4.3: Untersuchungsziele für verschiedene Handlungsoptionen im Rahmen der Altlastenbearbeitung von Megasites (nach RÜGNER at al., 2006b).

Zeigen die Ergebnisse, dass die Voraussetzungen für MNA erfüllt sind, erfolgt auf Basis der vorliegenden Daten die Prüfung ob bzw. inwieweit technische Sanierungsmaßnahmen ergänzend zu MNA verhältnismäßig sind. Dies erfolgt im Rahmen eines ökonomischen (Zweit-)Vergleichs von Handlungsoptionen. Gegebenenfalls ist auch hier – insbesondere bei der vergleichenden Nutzen-Kosten-Untersuchung – die Verwendung geeigneter Modellwerkzeuge sinnvoll (FINKEL et al., 2008). Für den Fall, dass die Vorzugsvariante eine Kombination mit einer (partiellen) Schadensherdsanierung vorsieht, sind ggf. zusätzliche Untersuchungen notwendig (vgl. Abb. 4.2). Die Bewertung NA-basierter technischer Handlungsoptionen kann dann gegebenenfalls auch im Rahmen einer konventionellen SU erfolgen. Ergibt sich aus dem Variantenvergleich, dass MNA oder Maßnahmen des Fahnenmanagements (ENA, Pump & Treat, Reaktive Wand) – jeweils alleine oder in Kombination – die Vorzugsvariante darstellen, kann diese Maßnahme implementiert werden.

4.4 Literatur

Finkel, M. Bayer, P, Weiske, A. (2008): Grundlagen zur technisch-ökonomischen Optimierung und Bewertung von Grundwassersanierungen. Schriftenreihe des Altlastenforums Baden-Württemberg e.V., Stuttgart

ITVA – Ingenieurtechnischer Verband Altlasten e.V. (2004): ITVA-Arbeitshilfe Monitored Natural Attenuation H1-12/04
<http://itv-altlasten.de/154.0.html> (Inhaltsverzeichnis)
<http://itv-altlasten.de/uploads/media/MNA_Technical_Guidance_14-05-07.pdf> (engl. Fassung)

LABO – Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz. (2005): Berücksichtigung natürlicher Schadstoffminderungsprozesse bei der Altlastenbearbeitung
<http://www.labo-deutschland.de/pdf/Positionspapier_Version_01062005b.pdf>

LfW – Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft. (2004): Natürliche Schadstoffminderung bei Grundwasserverunreinigungen durch Altlasten und schädliche Bodenveränderungen – Natural Attenuation, LfW-Merkblatt 3.8/3
<http://www.stmugv.bayern.de/umwelt/boden/vollzug/index.htm>

Müller, J. (2006): Berücksichtigung natürlicher Schadstoffminderungsprozesse bei der Altlasten-bearbeitung – Positionspapier des LABO-ALA Unterausschusses „Natural Attenuation“. Vortrag auf dem Regionaler Workshop zu den KORA-Projekten in Berlin am 09.03.2006.
<http://www.berlin.de/sen/umwelt/bodenschutz/de/nachsorge/download/kora06_mueller_j.pdf>

Rügner, H.; Bittens, M.; Finkel, M. (2006b): Berücksichtigung von Elementen aus dem ROMANA Konzept im Rahmen der KORA Handlungsempfehlungen. Expertengespräch MNA im Auftrag des Lenkungsausschusses des BMBF Forschungsverbund KORA, 21. Nov. 2006, Frankfurt.

Rügner, H.; Finkel, M.; Kaschl, A.; Bittens, M. (2006a): Application of monitored natural attenuation in contaminated land management – A review and recommended approach for Europe. Environmental Science & Policy 9, S. 568-576.

5. Erkundung und Monitoring

Dr. Claus Nitsche
BGD Boden- und Grundwasserlabor GmbH
Tiergartenstraße 48
01219 Dresden
cnitsche@bgd-gmbh.de

Dr. Peter Dietrich
Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung - UFZ
Monitoring- und Erkundungstechnologien
Permoserstraße 15
04318 Leipzig
peter.dietrich@ufz.de

Dr. Matthias Stuhrmann
Institut für Wasserbau, VEGAS
Universität Stuttgart
Pfaffenwaldring 61
70550 Stuttgart
matthias.stuhrmann@iws.uni-stuttgart.de

Inhaltsverzeichnis

5.1 Erkundung und Abgrenzung des Untersuchungsraumes in Stufe I **44**

5.2 Spezifische Erkundungsmaßnahmen in Stufe II **46**

5.2.1 Ableitung zusätzlich erforderlicher Erkundungsmaßnahmen 46

5.2.2 Grundlagen zur Frachtermittlung 48

5.3 Festlegung von Überwachungsmessstellen und -intervallen in Stufe III **50**

5.3.1 Hinweise zur Auswahl von Messstellen und dem Messstellenbau 51

5.3.2 Festlegung der Monitoringparameter 54

5.3.3 Empfehlungen zu Erkundungsstrategien aufgrund von Virtueller-Aquifer-Anwendungsstudien 55

5.4 Durchführung des Monitorings in Stufe IV **56**

5.4.1 Maßnahmen zur inneren und äußeren Qualitätskontrolle 57

5.4.2 Datenmanagement 62

5.4.3 Datenverfälschungen 62

5.5 Qualität und Belastbarkeit verwendeter Daten **63**

Kapitel 5: Erkundung und Monitoring

Claus Nitsche, Peter Dietrich, Matthias Stuhrmann

Erkundung und Monitoring sind entscheidende Elemente für die Implementierung und für die Anwendung des Monitored Natural Attenuation (MNA).

Unter Erkundung sind dabei alle Felduntersuchungen zu verstehen, die für die Ermittlung und Bewertung der natürlichen Schadstoffminderungsprozesse an einem kontaminierten Standort erforderlich sind. Dies erfordert eine prozess- und modellbasierte Auswahl, Planung, Durchführung und Auswertung von Erkundungsmaßnahmen (z.B. Grundwasserprobennahme mit Direct-Push, Immissionspumpversuche, *In-situ*-Mikrokosmenstudien; siehe Methodensammlung)

Das Monitoring beinhaltet Maßnahmen mit Zielstellungen zur Beobachtung und Bewertung von zeitlichen Veränderungen und dient vor allem der Überprüfung von MNA hinsichtlich der Prozess-, Modell- und Parameteridentifikation. D.h., dass anhand von Soll-Ist-Vergleichen im Zuge der Überwachung geprüft wird, ob die für Prognosen zur Entwicklung der Schadstofffahne verwendeten Prozesse, Modelle und Parameter zutreffend sind. Von der Qualität der Erkundung und des Monitorings hängt wesentlich die Akzeptanz von MNA durch die zuständigen Behörden ab.

5.1 Erkundung und Abgrenzung des Untersuchungsraumes in Stufe I

Die Entscheidung zur Nutzung von MNA als mögliche Standortoption basiert in der Regel bereits auf umfangreichen Untersuchungen an einem kontaminierten Standort, die im Rahmen der Detailuntersuchung durchgeführt wurden.

Die Überprüfung der im Rahmen der Detailerkundung bereits festgelegten Abgrenzung des Untersuchungsraumes ist von grundsätzlicher Bedeutung, da neben der räumlichen Ausdehnung des zu überwachenden Grundwasserbereiches auch die darin zu berücksichtigenden Einträge nach Menge und Beschaffenheit erfasst werden müssen (s. Kap. 4.2). Diese betreffen nicht nur die Schadstoffquellen sondern auch Einträge von Stoffen, die zu einer Reduzierung der zu betrachtenden Kontaminanten im Abstrombereich der Schadstoffquelle führen können. Die Einträge können punktuell, linienförmig oder/und flächenhaft erfolgen. Damit dient dieser Bearbeitungspunkt der Verdeutlichung der Komplexität der Aufgabenstellung und somit der Formulierung der Randbedingungen, die stationär oder/und instationär wirken können. Folgende Punkte sind bei der Festlegung des Untersuchungsraumes auf der Grundlage der Ergebnisse der Detailuntersuchung zu prüfen und ggf. zu bearbeiten:

- Qualität des geologischen Strukturmodells hinsichtlich eines zu erstellenden geohydraulischen Prognosemodells, besonderes Augenmerk ist dabei auf die Qualität und Belastbarkeit der Vorhersage von Ausbreitungswegen zu legen (s. Kap. 7).
- Belastbarkeit der Daten aus der Detailuntersuchung zur Erfassung der räumlichen Ausdehnung und des Schadstoffinventars des Quellbereiches in der ungesättigten und

gesättigten Zone unter Berücksichtigung möglicher signifikanter Grundwasserstandsänderungen (Kap. 5.5).

- Belastbarkeit der Daten aus der Detailuntersuchung zur Erfassung der räumlichen Ausdehnung des Fahnenbereiches (dabei ist die gegenwärtige und zukünftig mögliche Ausdehnung zu berücksichtigen, s. u.a. Kap. 5.5).
- Belastbarkeit der Daten aus der Detailuntersuchung zur Erfassung der räumlichen Ausgrenzung von Bereichen aus denen Elektronenakzeptoren in den betroffenen Grundwasserbereich eingetragen werden können (z.B. Bereiche der Grundwasserneubildung unter landwirtschaftlichen Nutzflächen bzw. Bäche und Vorfluter, Kap. 5.5).
- Erfassung von relevanten Grundwassernutzungen nach Menge und Zeit.

Ist die Datengrundlage nicht ausreichend bzw. nicht belastbar, sind ergänzende Erkundungsleistungen erforderlich. Im Rahmen von KORA haben sich die in Tab. 5.1 dargestellten Verfahren bewährt.

Tab. 5.1: Erkundungsmethoden aus KORA in Stufe I und II

Zielstellung	Methoden-Beispiele	Methodenreferenz
Stoffspezifisches NA-Potential		
- Bewertung der standortrelevanten Kontaminanten	Schadstoffanalytik (Literaturrecherche)	(Standardmethoden) Für Heterozyklen und STV siehe KMS 4.2 und LF TV2, TV5
Charakterisierung der Schadstoffquelle		
- Räumliche Abgrenzung	Direct-Push-Sondierungen	KMS: 1.1.1 - 1.1.3
- Phasendetektion	Direct-Push-MIP/LIF-Sondierungen, Radonmessung	KMS: 1.1.1, 1.1.2, KMS: 1.1.7
- Phasenmobilität	Pumpversuche	KMS: 1.1.6
Charakterisierung der Schadstofffahne		
- Räumliche Abgrenzung	Direct-Push-Sondierungen	KMS: 1.1 und 1.2
- Zeitreihen	Zeitreihenanalysen	KMS: 1.2.8, 1.2.9
- Frachtermittlung	Immissionspumpversuche, Passivsammler-Techniken	KMS: 1.2.1 KMS: 1.2.2 - 1.1.4
- tiefenhorizontierte Probennahme	Spezielle Pumpverfahren, Direct-Push	KMS: 1.2.5 - 1.2.7, 1.1.3
Hydrogeologische Standorterkundung		
- Tiefendifferenzierte Erhebung hydrogeologischer Daten	Injection-Logging, Direct-Push-Slug-Tests, Diffusivitätstests Thermischer Flowmeter	KMS 5.1.1 KMS 5.1.2 KMS 5.1.4 KMS 5.1.3
Potentielle Rezeptoren		
- Untersuchung sensibler GW-Nutzungen im Umfeld	Ökotoxikologische Methoden Schadstoffanalytik (Fahnenspitze)	KMS 5.2 (Standardmethoden)

KMS = KORA-Methodensammlung, LF = KORA-Leitfaden, TV = Themenverbund

Des Weiteren sind bei der Festlegung der Grenzen des Untersuchungsraumes die Vorgaben zum Ort, an dem MNA geprüft werden soll, zu beachten.

Die Umgrenzung des Untersuchungsraumes (vgl. Kap. 7.2, Arbeitsschritt 3) muss eine belastbare und zu jedem Zeitpunkt nachvollziehbare Entscheidung sein. Die Entscheidung erfolgt auf der Grundlage von Grundwasserbeobachtungsdaten, einfachster Modellvorstellungen (z.B. Wassereinzugsgebiet) über geologische Strukturmodelle bis zur Nutzung von digitalen Modellen zur Prognose der NA- und ENA-Prozesse im zu betrachtenden Untersuchungsraum sich befindlichen Grundwasserbereich. Der Untersuchungsraum muss sowohl den Eintragsraum der Stoffe (Quellen), die Abstromfahne als auch den potentiellen NA-Reaktionsraum umfassen. Der potentielle NA-Reaktionsraum ist insbesondere dann wichtig, wenn davon auszugehen ist, dass die Schadstofffahne noch nicht ihre maximale Ausdehnung erreicht hat. Je nach Standortgegebenheiten ist bei der Festlegung des Untersuchungsraumes zu berücksichtigen, dass in verschiedenen Bereichen des Standortes unterschiedliche NA-Prozesse stattfinden und sich die Randbedingungen für einzelne Prozesse signifikant ändern können (siehe TV1-Projekt Brand-Niedergörsdorf, TV1-Leitfaden, Teil C). Diese Veränderungen können sich bedeutsam auf die Ausprägung von Schadstofffahnen und deren Längen auswirken.

5.2 Spezifische Erkundungsmaßnahmen in Stufe II

Im Rahmen der Stufe II sind alle Feld- und Laboruntersuchungen durchzuführen, die für die Ermittlung und Bewertung der natürlichen Schadstoffminderungsprozesse an einem kontaminierten Standort erforderlich sind. Dies bedingt eine iterative prozess- und modellbasierte Auswahl, Planung, Durchführung und Auswertung von Erkundungsmaßnahmen wie z.B. Grundwasserprobennahmen mit Direct-Push, Immissionspumpversuche, *In-situ*-Mikrokosmenstudien und Laborversuche zur Ermittlung von Prognoseparametern (siehe KORA-Methodensammlung und -Leitfäden, Materialien zur Altlastenbehandlung 2/99 des SLUG). Ausgangspunkt für den iterativen Prozess (Abb. 5.1) sind die bereits in den vorhergehenden Untersuchungen (orientierende (OU) und Detailuntersuchung (DU)) und in der Stufe I gewonnenen Daten. Im Laufe der Erkundungsarbeiten werden die anfangs erarbeiteten Prozessvorstellungen und ausgewählten Modelle für das MNA hinsichtlich ihrer Eignung für den Standort geprüft, weiterentwickelt und bzgl. der Prognose parametrisiert.

5.2.1 Ableitung zusätzlich erforderlicher Erkundungsmaßnahmen

Im Ablaufplan der iterativen Erkundung ist insbesondere die Defizitanalyse hervorzuheben, bei dem folgende Punkte zu prüfen und ggf. weiter zu bearbeiten sind:

- Ermöglichen die vorliegenden Erkundungsdaten in ihrer räumlichen und zeitlichen Verteilung die Charakterisierung und Beschreibung des Überwachungsraumes? Es ist dabei zu prüfen, ob eine zweidimensionale Betrachtung ausreicht oder ob eine dreidimensionale erforderlich ist.
- Ermöglichen die vorliegenden Erkundungsdaten in ihrer räumlichen und zeitlichen Verteilung die Identifizierung und Quantifizierung von NA-Prozessen (mittels Kontrollebenen bzw. strombahnorientiert)?
- Ermöglichen die bisher im Rahmen der OU und DU verwendeten Erkundungsverfahren und die dabei erzielte Qualität eine Vergleichbarkeit der ermittelten Daten hinsichtlich der standortspezifischen Prozessbeschreibung? Bei der Vergleichbarkeitsprüfung sind unter

anderem die im Kap. 5.5 dargestellten Kriterien anzuwenden. Demnach ist eine Vergleichbarkeit gewährleistet, wenn u.a.:

- Im Rahmen der geologischen Erkundung bei jedem Aufschluss das gleiche Bohrverfahren angewendet wurde. Spülbohrungen genügen nicht den Anforderungen einer detaillierten geologischen Erkundung.
- Die geologischen Aufschlüsse von einem Geologen aufgenommen wurden.
- Bei allen Grundwasserprobennahmen ein einheitliches hydraulisches Abbruchkriterium eingehalten wurde (s. Kap. 5.5 und Abb. 5.4). Messwerte, die in den Messstellenrohren ohne gleichzeitiges Abpumpen aufgenommen wurden, wie Sauerstoffgehalte oder Redoxspannungen mittels Multiparametersonden, repräsentieren nicht die im betreffenden Grundwasserbereich vorhandenen Kennwerte und Parameter.
- Bei allen Analysen gleiche Verfahren der Probenpräparation und Laboranalysen eingesetzt wurden und das gleiche Labor beauftragt wurde. Ist dies nicht der Fall, ist der im Kap. 5.5, Abb. 5.8 beispielhaft dargestellte Fehlerbereich bei der Datenauswertung zu berücksichtigen.

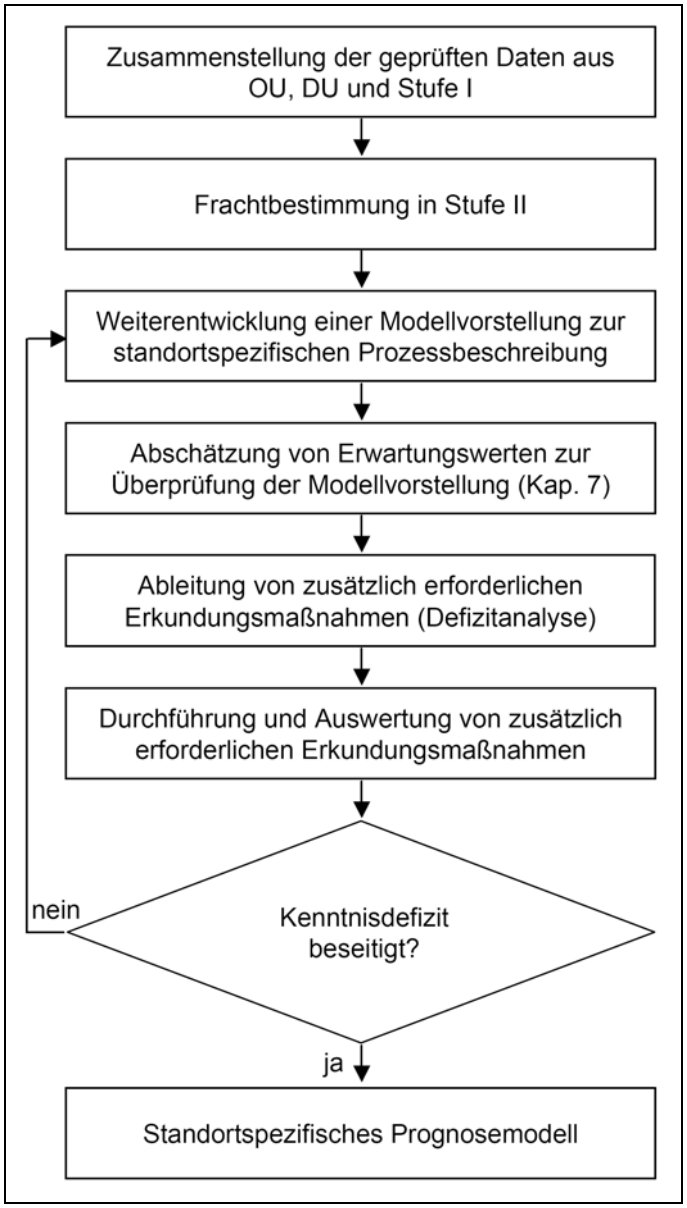


Abb. 5.1: Ablaufplan für spezifische Standortuntersuchungen zum Nachweis der Wirksamkeit von NA (iterativer Ansatz)

Im Rahmen der Entscheidungsfindung ist auf Grundlage des Vergleichs zwischen Erwartungshaltung/-werten und den Ergebnissen der durchgeführten zusätzlichen Untersuchungen zu beurteilen, ob die zu diesem Zeitpunkt verwendeten Parameter und Modelle zur standortspezifischen Prozessbeschreibung aussagefähig und belastbar sind. Dies bedeutet, dass in Vorbereitung der zusätzlichen Erkundungsmaßnahmen schon festzulegen ist, welche Erkundungsergebnisse bei Richtigkeit des verwendeten Standort- und Prozessmodells zu erwarten sind und welche Abweichung vom Erwartungswert akzeptabel bzw. tolerabel ist. Dabei erfolgt die Ableitung von Erwartungswerten entsprechend des aktuellen Kenntnisstandes ausgehend von einfachen Überschlagsrechnungen bis auf der Grundlage von numerischen Transportmodellen (s. Kap. 7). Diese können auch im Rahmen der Plausibilitäts- bzw. Belastbarkeitsanalyse von Grundwasserdaten eingesetzt werden. So würde auf der Grundlage der hydrogeologischen Verhältnisse die Grundwasserfließgeschwindigkeit (Abstandsgeschwindigkeit) und damit für den Tracerfall die Fließzeit zwischen zwei Grundwassermessstellen ermittelt (Erwartungswert). Aus dem Vergleich der Konzentrationsganglinien der beiden Grundwassermessstellen für Chlorid (Tracer) wird die tatsächliche Fließzeit bzw. Abstandsgeschwindigkeit ermittelt (Istwert). Stimmen beide überein, sind die Modell-/ Systemannahmen, die für die Abschätzung des Erwartungswertes verwendet, wurden sowie die vorhandenen Messwerte belastbar.

Ergeben sich Abweichungen, ist eine Ursachenanalyse durchzuführen. Zunächst sollte geprüft werden, ob die zur Bestimmung der Abstandsgeschwindigkeit verwendete hydraulisch wirksame Porosität richtig ist. Keinesfalls darf diese auf der Grundlage von k_f-Werten ermittelt werden. Ist davon auszugehen, dass die betrachteten Grundwassermessstellen einem Strompfad zuzuordnen sind, wäre die hydraulisch wirksame Porosität so lange anzupassen, bis der Istwert der Porenwassergeschwindigkeit erreicht wurde. Dabei ist zu beachten, dass die hydraulisch wirksame Porosität im Allgemeinen nicht größer als 80 % bis 90 % (bei homogenen Grundwasserleitern mit geringer Ungleichförmigkeit) und nicht kleiner als 20 % bis 30 % (bei heterogenen Grundwasserleitern mit großer Ungleichförmigkeit) der Gesamtporosität sein sollte.

Zusätzliche Erkundungsmaßnahmen können abzielen auf den Nachweis von Abbauprozessen (z.B. über die Auffindung von Metaboliten, bestimmten Isotopen- und Stoffverhältnissen) und die genauere Bestimmung der Lage und Ausprägung der Schadstofffahne. Welche zusätzlichen Erkundungsmaßnahmen an einem Standort dementsprechend geeignet sind, hängt von dem vorhandenen Schadstoffinventar und den Standortgegebenheiten ab. Deshalb kann an dieser Stelle für konkrete Empfehlungen nur auf die Branchenleitfäden verwiesen werden.

5.2.2 Grundlagen zur Frachtermittlung

Im Folgenden werden Grundlagen für die spezifischen Standortuntersuchungen zum Nachweis der Wirksamkeit von NA dargelegt.

Eine prozessbezogene Erkundung kann strompfadorientiert oder auf der Grundlage von Kontrollebenen erfolgen. Eine strompfadbezogene Auswertung erfordert eine eindeutige Zuordnung der zu betrachtenden Grundwassermessstellen (GWM). Das bedeutet, dass nur Grundwassermessstellen strompfadorientiert ausgewertet werden können, deren hydraulische Zuordnung nachgewiesen wurde. Dies ist vor allem bei hydraulisch instationären Grundwasserströmungsbedingungen zu beachten. In Abb. 5.2 wird dies verdeutlicht. Werden die genannten Voraussetzungen nicht berücksichtigt, so ergeben sich Fehlinterpretationen, die sich vor allem bei der Prozess- und der Parameteridentifikation auswirken. Obwohl die GWM 2, 3 und 6 auf einem virtuell, ohne Beachtung der realen Grundwasserströmung festgelegten Strompfad angeordnet wurden, befinden sich nur bei lang anhaltendem Niedrigwasserphasen des Vorfluters die beiden GWM 2 und 3 auf einem

Strompfad (Abb. 5.2, rote Linie). Die blaue Linie repräsentiert den Verlauf der Strömungspfade bei Hoch- und Mittelwasserphasen des Vorfluters. Demgegenüber haben die in der rechten Abbildung dargestellten Kontrollebenen den Vorteil, dass bei verschiedenen geohydraulischen Strömungszuständen die in den Grundwasserproben analysierten Werte prozessbezogen ausgewertet werden können. Mit den Kontrollebenen kann die gesamte Abstrombreite erfasst werden. Dies ist auch von besonderer Relevanz, wenn die Schadstofffahne aus mehreren Quellbereichen gespeist wird. Im Einzelfall kann hierbei auch eine modellgestützte Begleitung nützlich sein, um festzustellen, welche GWM wann welche Zuordnung zu welcher GWM bzw. Schadstoffquelle hat. In beiden Fällen ist jedoch eine modellgestützte Planung von Probennahmeintervallen hilfreich.

Für den Nachweis der Strombahnen und auch zur Kalibrierung des geohydraulischen 3D-Modells eignen sich insbesondere Tracerversuche.

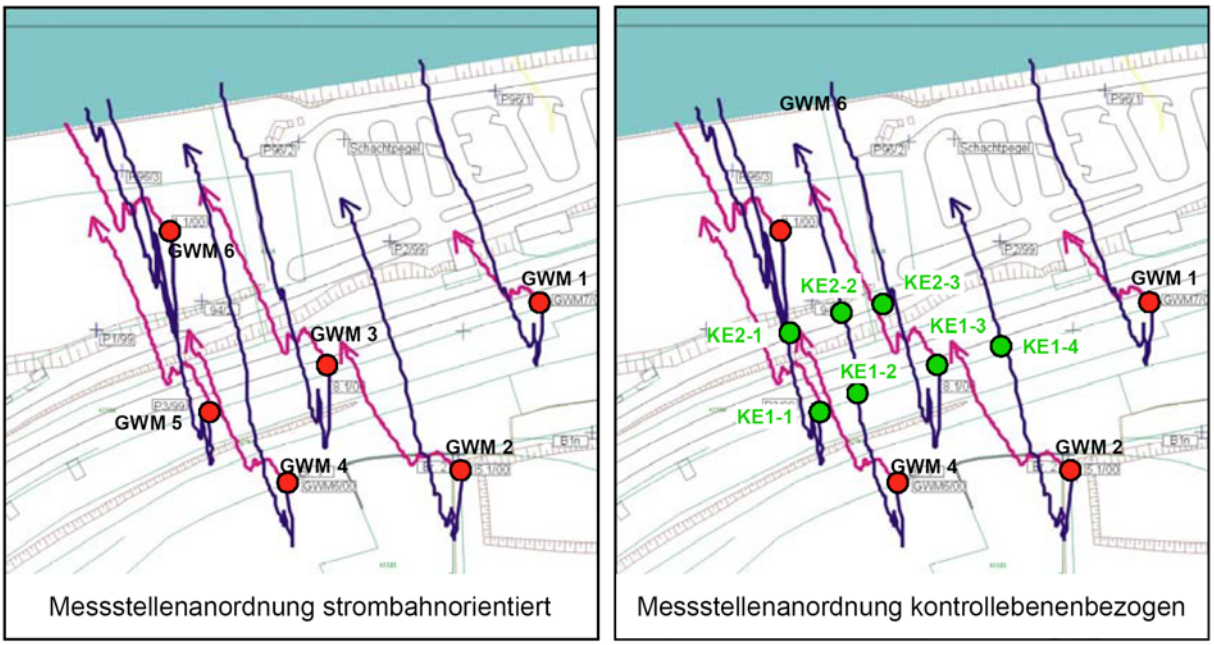


Abb. 5.2: Einfluss verschiedener Wasserstände in einem Vorfluter auf den Verlauf der Strömungspfade zwischen den Grundwassermessstellen. Die blaue Linie repräsentiert den Verlauf der Strömungspfade bei Hoch- und Mittelwasserphasen bzw. die rote bei anhaltendem Niedrigwasserstand des Vorfluters (Partikeltracking, vgl. auch hierzu Kap. 7.6.2).

Bei der Prozesscharakterisierung geht es vor allem um die Beantwortung der Fragen **w**arum laufen **w**elche Prozesse in **w**elchem Umfang unter **w**elchen Limitierungen in **w**elchem Raum und in **w**elcher Zeit ab.

Für NA-bezogene Untersuchungen sind in der Regel mindestens drei Kontrollebenen bzw. Kontrollpunkte erforderlich. Mit mindestens zwei Kontrollebenen bzw. Kontrollpunkten ist eine Prozessidentifizierung und -quantifizierung möglich. Zur Verifizierung werden eine oder mehrere weitere Kontrollebene(n) bzw. Kontrollpunkt(e) benötigt. Bei der Festlegung der Lage der einzelnen Kontrollebenen bzw. Kontrollpunkte sind folgende Aspekte zu beachten (vgl. Abb. 5.3):

- Art und Dynamik der möglichen Schadstoffminderungsprozesse (Verlauf möglicher Konzentrationskurven in Abb. 5.3),
- Selektivität und Überlagerung von Schadstoffminderungsprozessen sowie

- Aussagesicherheit der Bestimmung von Stofffrachten bzw. Konzentrationen.

Die Änderung von Stofffrachten bzw. Konzentrationen zwischen den Kontrollebenen bzw. Kontrollpunkten sollte signifikant über der Aussageunsicherheit der Kennwert- bzw. Parameterermittlung liegen. Dabei ist zu berücksichtigen, dass die Aussagesicherheit von der Art und Qualität der Konzentrationsermittlung bzw. der Frachtbestimmung (mittels Immissionspumpversuch oder punktueller Probennahmen) und des räumlichen Erfassungsbereiches bei der Frachtuntersuchung abhängt.

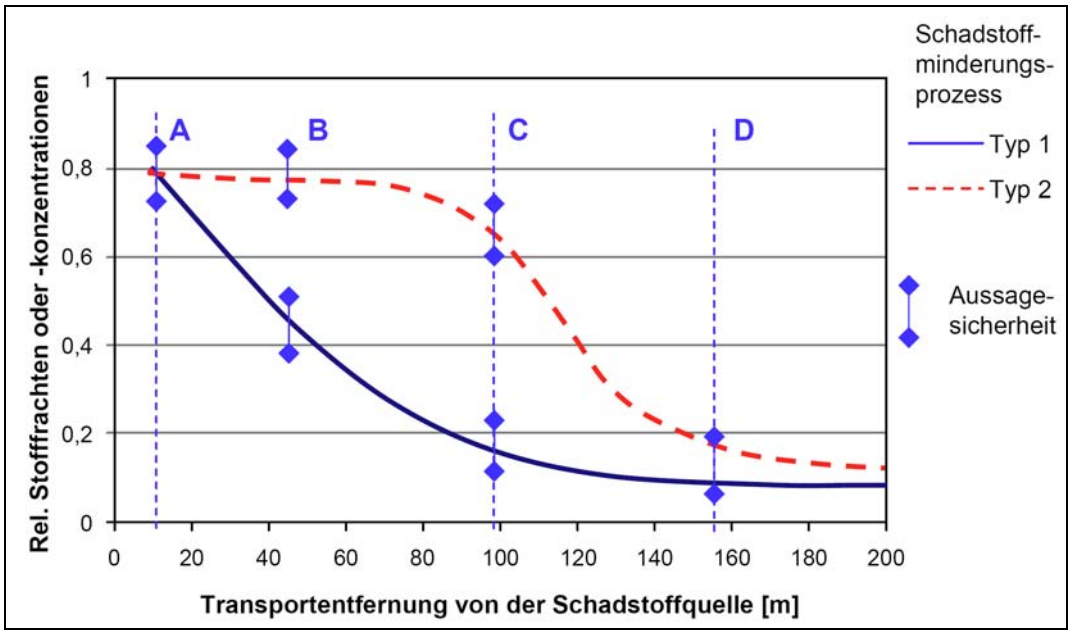


Abb. 5.3: Schematische Darstellung zur Veranschaulichung verschiedener Aspekte bei der Festlegung von Kontrollebenen bzw. Kontrollpunkten. Zum Beispiel ist nur durch die Messung bei Lokation B und C eine Unterscheidung zwischen den Stoffminderungsprozessen möglich. Die Lage der Lokation A, B, C und D zueinander ist unter Verwendung von Modellrechnungen (Prozessmodellierung, z.B. Virtueller Aquifer) so zu wählen, dass die Bereiche der Aussagesicherheit sich nicht überlappen. Da die Wahl der Lokationen A, B, C und D auch vom aktuellen Erkundungsstand abhängt, ist ein iteratives Vorgehen erforderlich (vgl. Abb. 5.1).

5.3 Festlegung von Überwachungsmessstellen und -intervallen in Stufe III

Auf der Grundlage der Ergebnisse der Stufe II, dem parametrisierten Prozessmodell, erfolgt eine Prognose der Zustandsänderung im Überwachungsraum. In Hinblick auf die NA-Anwendung ist die Qualität der Prognose mittels Modelluntersuchungen unter Berücksichtigung der möglichen Genauigkeit und Repräsentanz der Erkundungs- und Monitoringdaten zu bewerten (siehe Kap. 7). Hierfür sind unter Berücksichtigung der Standortgegebenheiten konkrete Angaben zur Genauigkeit und Repräsentanz verschiedener Erkundungs- und Monitoringmaßnahmen zu liefern. Dies erfordert die Durchführung von Testuntersuchungen, die basierend auf dem Prognosemodell unter Einbeziehung von Sensitivitätsanalysen geplant, durchgeführt und ausgewertet werden. Welche zusätzlichen Erkundungs- und Monitoringmaßnahmen zu berücksichtigen sind, ist dabei standortabhängig.

Bei der Bewertung der Qualität der Prognose ist in Abstimmung mit den behördlichen Vertretern auch der Rahmen für eine akzeptierbare Prognoseungenauigkeit zu klären. Unter der Prognoseungenauigkeit ist dabei die Gesamtheit aus Modell- und Datenungenauigkeit zu verstehen. Prinzipiell lässt sich eine Ungenauigkeit durch größere (monetäre) Aufwendungen bei der Modellierung bzw. Datenerfassung reduzieren. Deshalb ist bei der Abwägung der akzeptierbaren Prognoseungenauigkeit das Prinzip der Angemessenheit zu berücksichtigen. Das Prinzip der Angemessenheit basiert auf dem Vergleich zwischen möglichen Einsparungen an Sanierungsleistungen und den monetären Aufwendungen zur Verbesserung der Prognosegenauigkeit. Hierfür eignet sich zum Beispiel der virtuelle Aquifer, bei dem durch Weglassen bzw. Hinzufügen von Daten/Parametern deren Einfluss auf das Prognoseergebnis bewerten lässt (vgl. Kap. 7.6.1, „Die Virtueller-Aquifer-Methodik“).

Im Folgenden wird auf zwei Aspekte eingegangen, die für die Festlegung des Überwachungsprogramms wesentlich sind. Dies betrifft die Auswahl von Messstellen und die Festlegung der Monitoringparameter.

5.3.1 Hinweise zur Auswahl von Messstellen und dem Messstellenbau

Hinsichtlich der Festlegung der zu verwendenden Messstellenart sind folgende Problempunkte bereits in der Planungsphase zu berücksichtigen:

- Welcher Bereich im Grundwasser soll mit welcher vertikalen Auflösung überwacht werden? Diese Fragestellung zielt auf den mit der Grundwassermessstelle (GWM) überwachbaren Grundwasserbereich ab (Abb. 5.4).
- Ist der zu überwachende Messwert/Kennwert direkt messbar? Welche Anforderungen resultieren daraus an die Gestaltung der GWM?
- Wie oft muss welcher Messwert/Kennwert mit welcher Genauigkeit womit ermittelt werden (Sensitivitätsanalyse)? – auf dieser Grundlage sind Mehraufwendungen beim Ausbau von GWM begründbar (stationäre Installation der Probennahmetechnik, z.B. mit einem Packer-Pumpen-System[1]).

Messwerte/Kennwerte können durch folgende Faktoren verfälscht werden:

- Entgasung durch Druckunterschiede bei der Probennahme: Die daraus resultierenden Anforderungen an die Mess-/Probennahmetechnik sind zu prüfen (z.B. Verwendung druckhaltender bzw. druckkonstanter Schöpfer in Kombination mit einer Probennahmepumpe).
- Gasaustausch zwischen Wasser und Luft in der GWM: Der Einfluss auf die Repräsentanz der Mess- und Analysenwerte (Überwachungsdaten) ist zu prüfen. Die daraus resultierenden Anforderungen an den Ausbau der GWM, z.B. durch Trennung des Filterbereiches vom Vollrohrbereich mittels Packer, sind in die Planung zu integrieren.

[1] Packer zur Trennung des Vollrohrbereiches vom Filterbereich

Vertikale Auflösung

Der überwachbare Grundwasserbereich sollte nach den Kriterien des repräsentativen Elementarvolumens (REV) (vgl. Kap. 7) festgelegt werden. Demnach sollte dieser groß im Vergleich zu den charakteristischen Abmessungen der Heterogenität des zu überwachenden Grundwasserbereiches sein, um örtlich statistische Mittelwerte für die physikalischen, chemischen und biologischen Messwerte einführen zu können. Der mit der Messstelle überwachbare Grundwasserbereich sollte zum anderen klein im Vergleich zu den charakteristischen Abmessungen des insgesamt zu betrachtenden Grundwasserbereiches sein, um die örtlich statistischen Mittelwerte noch als differenziell kleine Feldgrößen betrachten und die Migrationsprozesse durch partielle Differenzialgleichungen beschreiben zu können. Die zweite Bedingung bedeutet, dass der mit einer Grundwassermessstelle überwachbare Grundwasserbereich niemals größer als ein finites Element des zu verwendenden Prognosemodells sein darf.

In Abb. 5.4 wurde der mit den unterschiedlichen Grundwassermessstellenarten überwachbare Grundwasserbereich dargestellt. Erkennbar ist die gegenüber den klassischen Grundwassermessstellen erzielbare höhere vertikale „Diskretisierung“. Damit sind Sondermessstellen im Rahmen der Erkundung/Prozessanalyse von besonderer Bedeutung, um die mittels klassischer Grundwassermessstellen erzielten Analysenwerte interpretieren zu können. Hierzu zählt der Nachweis von Nitrat trotz der in der Grundwasserprobe gemessenen niedrigen Redoxspannung und des organoleptisch nachgewiesenen Schwefelwasserstoffs. Dies kann nur im Zusammenhang mit den Ergebnissen der Spezialmessstellen bzw. Erkundungsdaten interpretiert werden, wenn diese z.B. den Nachweis einer mit der geologischen Struktur des Grundwasserleiters zu erwartenden Wechselfolge von unterschiedlichen Redoxzuständen bringen. Demnach würden in feinkörnigen Strukturen wesentlich längere Aufenthaltszeiten des Grundwassers auftreten, die zu sehr niedrigen Redoxspannungen führen können, während in grobkörnigen Strukturen dies weniger auftritt. Bei einer klassisch entnommenen Grundwasserprobe werden die Wässer aus unterschiedlichen Redoxzonen gemischt und analysiert.

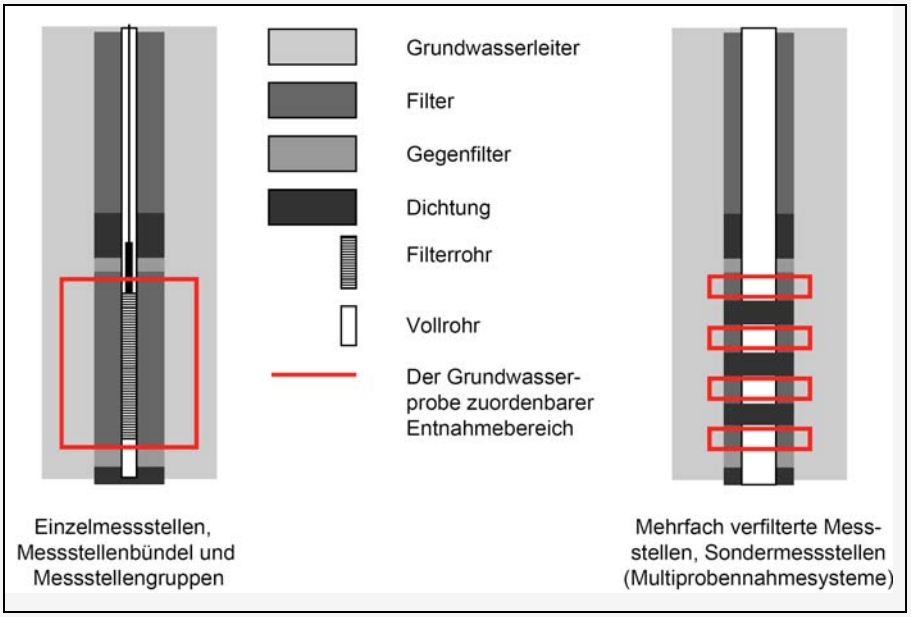


Abb. 5.4: Vergleich des mit verschiedenen Grundwassermessstellenarten überwachbaren Grundwasserbereiches (rot umrandet)

Nachfolgender Tab. 5.2 ist eine Zusammenfassung der im Rahmen des BMBF-Förderschwerpunktes KORA für das MNA verwendeten Grundwassermessstellen, einschließlich einer Einschätzung zu den Einsatzgrenzen zu entnehmen.

Tab. 5.2: Vergleichende Einschätzung der im Rahmen des KORA-Förderschwerpunktes für MNA verwendeten Grundwassermessstellen

Messstellenart	Vergleichskriterium		
	Kontaminations-verschleppung	**Gasaustausch Wasser-Luft**	**Ausgasungsprobleme bei der PN**
Messstellengruppen **Messstellenbündel** **Mehrfach verfilterte Messstellen**	Bei der PN möglich, da Probennahme-system mehrfach verwendet wird*	Nur durch Packer-einsatz vermeidbar	Nur durch Kopplung von Pumpe mit druckhaltendem bzw. druck-konstantem Schöpfer zu vermeiden**
Multilevel-packersysteme	Bei der PN nicht möglich	Nicht möglich	Durch verwendete Pumpen gegenwärtig nicht zu vermeiden; bisher keine Kopplungsmöglich-keit mit den o.g. Schöpfern

* Reinigung der Probennahmesysteme nach jeder Grundwasserprobennahme im Feldbereich praktisch nicht möglich; die Festlegung, ob die Beprobung von der am geringsten zur am höchsten kontaminierten Grundwassermessstelle durchzuführen richtig ist, muss für die zu analysierenden Inhaltsstoffe getrennt durchgeführt werden – vor allem hinsichtlich der Spurenanalytik und Non-Target-Analytik

** Druckhaltende bzw. druckkonstante Schöpfer sind auch für Spurenanalysen besonders geeignet

Für die Ermittlung von Stoffkonzentrationen und -frachten sind folgende Grundwassermess-stellenarten besonders geeignet:

- klassische Messstellen: Messstellengruppen, mehrfach verfilterte Messstellen, deren Filterbereiche während der Probennahme und zwischen den Probennahmeintervallen mittels Packer zu dichten sind. Messstellenbündel sind aufgrund des erforderlichen großen Bohrdurchmessers und dem daraus resultierenden großen Wasservolumen, das vor der Grundwasserprobennahme abzupumpen ist sowie der meist nicht wirksamen Dichtungen für das MNA nicht zu empfehlen.
- Sondermessstellen: Ist der Gasaustausch zwischen Wasser und Luft in der GWM zu verhindern, können Grundwassermessstellen (Messstellengruppen bzw. Einzelmess-stellen) mit einem Packer unmittelbar oberhalb der Filteroberkante ausgerüstet werden. Wird dieser noch mit einer Membranpumpe gekoppelt, die unterhalb des Packers ange-ordnet wird und reversibel verkiest wurde, entsteht eine Sondermessstelle, die eine re-präsentative Grundwasserprobennahme, ohne Einflüsse aus dem oben genannten Gas-austausch und vor der Grundwasserprobennahme gering abzupumpenden Wasser-volumen ermöglicht. Gleiches wäre bei mehrfach verfilterten Grundwassermessstellen erzielbar.
- Ausgebaute Drucksondierkanäle

Passivsammler empfehlen sich insbesondere dann, wenn Stoffkonzentrationen, wie z.B. für Abbauprodukte, nahe der Nachweisgrenze im Grundwasser nachzuweisen sind bzw. wenn zeitlich integrative Werte erforderlich sind. Um diese in mittlere Konzentrationen zu trans-formieren, müssen jedoch die Wasservolumenströme bekannt sein, die durch den Reak-tionsraum des Passivsammlers in der betreffenden Zeit geströmt sind. Daraus folgen Anforderungen an die Messstellen, die zu berücksichtigen sind. Bestehende Grundwasser-

messstellen sind vor allem dann für den Einsatz von Passivsammlern besonders geeignet, wenn sie die folgenden Anforderungen erfüllen:

Anforderungen an Messstellen beim Einsatz von Passivsammlern

Anforderungen an bestehende Grundwassermessstellen:

- Messstellengruppen mit kurzen Filterlängen = Filterschüttungen (ca. 2 m), die durch Dichtungen begrenzt sind – Einbau von Passivsammlern über gesamten Filterbereich,
- geringe Ausbaudurchmesser (Durchmesser ≤ 4"),
- gegenüber einem Gasaustausch mit der Atmosphäre mittels Packer unmittelbar über der Filteroberkante verschließbar – gleichzeitige Reduzierung von Vertikalströmung,
- geringe und konstante Bohrdurchmesser (Grundwassermessstellen, die in Spülbohrungen installiert wurden, erfüllen diese Forderung häufig nicht).

Bei neu zu errichtenden Grundwassermessstellen, die für den Einsatz von Passivsammlern verwendet werden sollen, wird folgendes empfohlen:

- kleiner Ausbaudurchmesser (auf die Reaktionszelle begrenzt),
- kurze Filterlängen (< 2 m),
- ohne Filterschüttung,
- konstanter Bohrdurchmesser nur unwesentlich größer als der Außendurchmesser des Messstellenausbaurohrs und
- gegenüber einem Gasaustausch mit der Atmosphäre mittels Packer verschließbar; daraus folgt eine gleichzeitige Reduzierung der Vertikalströmung im Filterbereich der GWM.

Gegenwärtig sind diese Anforderungen durch folgende technische Lösungen erzielbar, wobei die Installationskosten unterhalb jener klassischer Grundwassermessstellen liegen:

- Verrohrte Bohrung mit einem Bohrdurchmesser entsprechend Ausbaudurchmesser + ca. 60 mm; gezielte Abdichtung der Filterstrecke (< 2 m) durch Dichtungs-Donuts (Geweberinge, die mit Quellton gefüllt sind und über das Ausbaurohr in die zu dichtende Teufe geschoben werden).
- Ausbau von Drucksondierkanälen bzw. Bohrungen aus Rammkernsondierungen zu Grundwassermessstellen unter Verwendung von Dichtungs-Donuts bzw. Verpressung von Dichtungssuspensionen in den entsprechenden Teufen.

5.3.2 Festlegung der Monitoringparameter

Die Planung des Überwachungsprogramms erfolgt auf der Grundlage der Festlegung von Leitparametern (siehe Kap. 6.3) und der Ergebnisse aus der Prognose (siehe Kap. 7). Bezüglich der Festlegung von Monitoringparametern beinhaltet es die Beantwortung folgender Fragestellungen:

- Welcher Messwert/Kennwert muss wie oft (Probennahmeintervall) mit welcher Genauigkeit womit ermittelt werden (Sensitivitätsanalyse und Analysenverfahren, einschließlich der Probenpräparation)? Diese Fragestellung impliziert auch die Notwendigkeit einer Non-Target-Analytik, wenn z.B. der gelöste organische Kohlenstoff (DOC) nur zu einem geringen Teil durch die Summe der bisher analysierten organischen Kohlenstoffverbindungen erklärt werden kann; dieser DOC-Anteil jedoch für die Analyse, Modellidentifikation und Parametrisierung von NA- und ENA-Prozessen erforderlich ist.

- Wodurch wird der Messwert/Kennwert verfälscht (z.B. durch Matrixprobleme/Querempfindlichkeit bei der Überwachung der Grundwasserbeschaffenheit)? Welche Anforderungen resultieren daraus an die Probenpräparations- und Analysenverfahren?
- Muss stets das gesamte Analysenprogramm untersucht werden? Diese Fragestellung erfordert die Anpassung des Analytik-/Messprogramms hinsichtlich verschiedener Aufgabenstellungen, wie Basisprogramm (für die eigentliche Überwachungsaufgabe), Zusatzprogramm (bei bestimmten Änderungen der Einflussgrößen) und einem Qualitätssicherungsprogramm (zur Überprüfung der Analysenfehler bzw. Messfehler).
- Über welchen Summenparameter ist die Änderung des zu überwachenden/kontrollierenden Prozesses/Kennwertes indirekt erfassbar und wie sensitiv reagiert dieser Summenparameter auf Änderungen des zu überwachenden/kontrollierenden Prozesses/Kennwertes (z.B. DOC)?.

Bei der Festlegung der Probennahmeintervalle ist zu beachten, dass die Zeit zwischen zwei Grundwasserprobennahmen (Δt_{PN}) an einer Messstelle stets kleiner gleich dem Quotienten aus dem Abstand zwischen Schadstoffquelle und Grundwassermessstelle bzw. zwei Grundwassermessstellen (Δz) und Grundwasserabstandsgeschwindigkeit (v_a) sein sollte:

$$\Delta t_{PN} \leq \Delta z / v_a$$

Im Allgemeinen werden die Grundwasserprobennahmeintervalle zwischen zweimal pro Jahr und einmal in zwei Jahren liegen. Dementsprechend ist bereits bei der Planung von Grundwassermessstellen, die im Rahmen von MNA verwendet werden sollen darauf zu achten, dass deren Abstand entsprechend den oben genannten Bedingungen festgelegt wird, um innerhalb von max. zwei Jahren auswertbare Ergebnissen erhalten zu können. Weiterhin gelten die im Kap. 5.2 dargestellten Anforderungen.

5.3.3 Empfehlungen zu Erkundungsstrategien aufgrund von Virtueller-Aquifer-Anwendungsstudien

Anwendungsstudien zur „Virtueller-Aquifer-Methodik“ (vgl. Kap. 7.6 und Teil B der rezenten Synopse des KORA TV 7(DGFZ, 2008)) führen u.a. zu folgenden Empfehlungen:

- Erkundung und Monitoring sollten darauf abzielen, den Rand der Schadstofffahne einzugrenzen.
- Die Information, wo keine Schadstoffe sind, erwies sich für die Interpolation als ebenso wichtig wie gemessene Schadstoffkonzentrationen.
- Zur Erfassung dreidimensionaler Schadstofffahnen ist ein dreidimensionales Messstellennetz erforderlich.
- Eine größere Anzahl von Beobachtungspegeln (Grundwassermessstellen) erwies sich als wichtiger zur Erfassung der Schadstoffkonzentrationen als eine besonders exakte Konzentrationsmessung. Daher sollten alle verfügbaren und auf Belastbarkeit geprüften Daten in die Interpolation einbezogen werden.
- Um den natürlichen Abbau quantifizieren zu können, sind nicht nur Schadstoffkonzentrationen, sondern auch Konzentrationen der Reaktionspartner (z.B. Sauerstoff, Nitrat, Sulfat) oder der Reaktionsprodukte (z.B. Fe^{2+}, Mn^{2+}, Methan) erforderlich. Diese Werte sollten so früh wie möglich im Bereich der Schadstofffahne bestimmt werden. Es sind zusätzlich auch Konzentrationen im anthropogen unveränderten Aquifer (Referenzmessung) erforderlich.

Für die Bestimmung von Abbauraten erster Ordnung anhand von *Center-Line*-Methoden ergab sich, dass Nichtberücksichtigung der Heterogenität der hydraulischen Durchlässigkeit ebenso wie Messfehler oder konzeptionelle Fehler (Zugrundelegen eines falschen Abbaumodells) zu erheblichen Abweichungen von mehr als einer Größenordnung der ermittelten Abbaurate im Vergleich zur wahren Abbaurate führen können. Diese Fehler schlagen in dieser Größenordnung auf die Prognose der Fahnenlänge durch. Da die Abbauraten im Mittel überschätzt werden, ergibt sich eine nicht-konservative (d.h. zu kurze) Abschätzung der zu erwartenden Fahnenlänge. Es ergibt sich eine deutlich bessere Abschätzung dieser Parameter, wenn alle vorhandenen Messstellen einbezogen werden, aus denen entweder die Center-Line der Schadstofffahne ermittelt wird, oder die alle in die Interpolation einer zweidimensionalen Lösung einbezogen werden.

Die Untersuchung der Erkundung von Fahnen anhand einer virtuellen Aquifer-Studie ergab, dass hinsichtlich Fahnenlänge, -breite und Schadstoffmasse erhebliche Unsicherheiten (Faktor 2) bei der Erkundung auftreten, die insbesondere durch einen persönlichen Faktor bei der Erkundung, in diesem Fall die Platzierung von Messstellen und die gewählte Interpolationsmethode, begründet sind. Somit kann ein und derselbe Standort durch verschiedene Bearbeiter schon bei der Erkundung der Schadstofffahne signifikant unterschiedlich bewertet werden.

5.4 Durchführung des Monitorings in Stufe IV

Auf der Grundlage der Ergebnisse aus Stufe III erfolgt die Durchführung der Grundwasserüberwachung. Dies beinhaltet den Vergleich zwischen den Prognosewerten „Soll“ mit den Überwachungsergebnissen „Ist“ unter Berücksichtigung der mit den Behörden vereinbarten Prognoseunsicherheit (s. Kap. 5.3).

Ist die Abweichung zwischen dem Soll- und Istwert größer als die zulässige Prognoseungenauigkeit, so ist zu prüfen, ob die in der Stufe III durchgeführten Arbeiten ergänzt werden müssen. Gegebenenfalls ist das Prognosemodell zu verbessern und die Festlegung der Überwachungsparameter zu überprüfen. Möglicherweise wird bei der Überprüfung der Stufe III auch der Schluss gezogen, dass NA an dem Standort keine Option ist (siehe Kap. 4).

Die für die Grundwasserüberwachung erforderlichen Leistungen sollten in einer Leistungsbeschreibung mit Leistungsverzeichnis fixiert werden. Als Vorlage sollte hierfür das BWK-Merkblatt 5 „Erarbeitung von Leistungsbeschreibungen und Leistungsverzeichnissen zur Grundwasserprobennahme bei Altlasten im Lockergestein“ (2005) verwendet werden. Bei den Arbeiten im Rahmen der Stufe IV ist zwischen dem „Einfahren“ und einer Routineüberwachung des Messnetzes zu unterscheiden. Das „Einfahren eines Messnetzes“ umfasst Leistungen, die der messstellenspezifischen Prüfung und Anpassung der in Kap. 5.3.1 aufgeführten Forderungen dienen. Dies sind Leistungen, die im Vergleich zu einer Routineleistung wesentlich mehr fachliche Kompetenz und Zeit erfordern. Deshalb sollten hierfür nur Auftragnehmer über eine beschränkte Ausschreibung ausgewählt und beauftragt werden. Erst wenn diese Ergebnisse des „Einfahrens“ des Messnetzes vorliegen, kann die Leistungsbeschreibung mit Leistungsverzeichnis so konkretisiert werden, dass diese als Routineleistung ausgeschrieben werden können.

5.4.1 Maßnahmen zur inneren und äußeren Qualitätskontrolle

Die Maßnahmen zur inneren und äußeren Qualitätskontrolle sind ebenfalls zu planen, im Rahmen des „Einfahrens“ des Messnetzes zu prüfen und in der Leistungsbeschreibung mit Leistungsverzeichnis (LB/LV) festzulegen (Qualitätskriterium und Festlegung von Qualitätszielen). Dabei sind auch die Maßnahmen im LB/LV zu benennen, die eintreten, wenn das Qualitätskriterium mit dem dazugehörigen Qualitätsziel nicht eingehalten wird (z.B. Wiederholung der betroffenen Leistungen, einschließlich der Folgeleistungen durch den Auftragnehmer auf Kosten des Auftragnehmers). Dementsprechend dient das „Einfahren“ von Messnetzen vor allem auch der Erarbeitung von Prüfkriterien und der dazugehörigen Qualitätsziele (s. BWK, 2005).

Innere Qualitätskontrolle

Zur inneren Kontrolle gehören unangemeldete Vor-Ort-Kontrollen und Auswertungen der Probennahmeprotokolle zur Prüfung auf Abweichungen von:

- den Probennahmebedingungen,
- den zu verwendenden Probennahmesystemen,
- dem Analytikprogramm, einschließlich der Probenpräparation im Feld und Laborbereich, der Vor-Ort-Analytik sowie der verwendeten Analysenverfahren,
- der Reihenfolge der an einem Tag zu beprobenden Grundwassermessstellen.

Des Weiteren beinhaltet die innere Kontrolle unter anderem folgende Überprüfungen:

- Kontaminationsverschleppung durch messstellenspezifische Auswertung von Zeitreihen und Auswertung der Probennahmeprotokolle,
- Plausibilität der Ergebnisse u. a. durch messstellenspezifische Auswertung von Zeitreihen im Vergleich zu den Prognosewerten (prozessbezogen), Prüfung auf Ionenbilanzfehler und andere messstellenspezifisch/analysenspezifisch festzulegende Plausibilitätskriterien.

Diese Leistungen sind durch den Auftraggeber durchzuführen, der gegebenenfalls einen Dritten dafür beauftragen kann. Für die Vor-Ort-Kontrollen sollten Prüfprotokolle entworfen werden, die bereits der LB/LV für die Routineleistungen beigefügt werden sollten. Für die Grundwasserprobennahme sollte das im Rahmen des KORA-Querschnittsthemas „Monitoring“ erarbeitete Musterprobennahmeprotokoll der LB/LV (s. Abb. 5.5) sowie ein Messstellenpass (s. Abb. 5.6) beigefügt werden.

Äußere Qualitätskontrolle

Die äußere Qualitätskontrolle betrifft die Durchführung und Auswertung von Parallelbeprobungen und -analysen, einschließlich der Probenpräparation im Feld- und Laborbereich, der Vor-Ort-Analytik und der Laboranalytik durch eine nicht im Rahmen der Routineleistungen gebundene Firma bzw. Einrichtung. Hierfür sollte vor allem der Auftragnehmer gebunden werden, der das „Einfahren“ des Messnetzes durchgeführt hat. Bei diffizilen Problemen empfiehlt sich die fachliche Begleitung beispielsweise durch das Labor der Bundesanstalt für Materialforschung (BAM) bzw. vergleichbare Labore, die Ringanalysen durchführen dürfen.

Feldbogen für Wasserproben

KORA BGR NLfB

Grundwasser ProjektNr. Auftrags-Nr.: AK QS/B 4.16/N 2.2

Station:			
Messpunktbez. (s_name)		Datum (datet)	
Feldbez. Probe (fieldname)		Lfd.-Nr. (smp_id)	
Projektbez. (proj_sname)		TK-Name (basemap)	
Labornummer. (lims_no)		TK-Nr. (tk25)	
Probennehmer (personel)		Ort (stat_where)	
Rechts(GKB) (x_long)		Hoch(GKB) (y_lat)	
Höhe MP in m über NN		Meridian 2☐ 3☐ 4☐	

Probenentnahme	**Vorhergehende, mit gleichem Probenentnahmesystem beprobte Messstelle:**				
Entnahmesystem	Typ		System-Nr.		
Lichtlot	Typ	Art:			
Packer ☐ ja ☐ nein **für jede eingebaute Pumpe eigenen Feldbogen verwenden!**	System	Einbautiefe(n) (m u. MP)	1	2	3
Schlauch ☐ Steigleitung ☐	☐ neu	Material Fabrikat			
Rohr/Fassung (Art, Durchm.)		Zustand OK? ☐ ja ☐ nein Vermerk auf Seite 2!			
Lottiefe in m u. MP		Pumpbeginn (Uhrzeit)			
Ruhewasserspiegel in m u. MP		Pumpende (Uhrzeit Probenahme)			
Maximale Absenkung in m u. MP		Voreinstellung Pumpe (z.B. Frequenz in Hz)			
Restabsenkung in m u. MP/Zeit nach Abschalten	min	Kontamination? ☐ ja ☐ nein ☐ Phase			
Pumptiefe Einlauf in m u. MP		Schwimmschicht LNAPL/Wasser in m u. MP		beprobt? ☐ ja	
Pumpschüttung Q in L/min		Sinkschicht Wasser/DNAPL in m u. MP		beprobt? ☐ ja	
Abgepumptes Volumen V in L		Zähler	Beginn / Ende	Ausgelitert ☐	

Flaschensatz nach Plan: *projektspezifisch auszufüllen, Beispiel:*					☐ Probe
Anionen: 500 mL PE	☐	DOC: 50 mL Glas Rollrandglas, filtriert	☐	Organik: 20 mL Headspace, 10 mL Probe (6 Flaschen!!!)	☐
Kationen: 100 mL PE, filtriert, 1 % HNO_3ccsp[1] **(!!!)**	☐	ACY, ALK: 250 mL Glasflasche blasenfrei	☐	CH_4, $\delta^{13}C$ $\delta^{18}O$: 100 mL Headspaceglas, blasenfrei	☐
TIC/TOC: 40 mL Glas, Al-Schraubseptum blasenfrei	☐	Ultraspuren: 100 mL PTFE, vorgereinigt, unfiltriert	☐	Fe(II)/(III) 50 mL Rollrandglas, Probe in 20 mL 0.01 M HCl-Vorlage	☐
IRKW: 1000 mL Glas, blasenfrei	☐	H_2S: 40 mL Glas, Al-Schraubseptum blasenfrei	☐		☐

Organoleptische Ansprache:					
H_2S ☐ nein ☐ ja		Geruch		Ausgasung	
Färbung		Trübung		Bodensatz	

1 / 2 ***Bitte wenden !***

Abb. 5.5a: Muster-Probennahmeprotokoll, Seite 1 (erstellt von S. Hoffmann)

Feldbogen für Wasserproben

Grundwasser **ProjektNr.** **Auftrags-Nr.:** **AK QS/B 4.16/N 2.2**

Milieuparameter (Feldanalyse):			
$Temp_{H2O}$ in °C		**Sondermessungen**	*z.B. Wetter*
		Wind	
$Temp_{Luft}$ in °C		Luftdruck [mbar]	
		Niederschlag	
pH-Wert		Wolken [n/8]	
LF(κ25) in µS/cm		LF(κ25) in µS/cm Pumpbeginn	
O_2 in % Sat.		ALK4.3 50 mL mit 0.05 M HCL	
Redox in $mV_{(AgCl)}$		ACY8.2 200 mL mit 0.05 M NaOH	

Verlauf der Milieuparameter beim Abpumpen (letzte Zeile: Probenentnahme)

Uhrzeit	**Wsp.** in m u. MP	**$Temp_{H2O}$** in°C	**LF(κ25)** in µS/cm	**pH**	**Redox** in mV	**O_2** in % Sat.	**Q** in L/min	**V** in L summiert

Bemerkungen zur Messstelle / Probenentnahme / Probe:

Probenbehandlung: Transport gekühlt ☐ ja

Labor:
Laboreingangsdatum/Uhrzeit: Unterschrift Labor:

Werte bei Feld-/Re-Kalibration:

Mitzuführende Unterlagen:

☐ Probenentnahmeplan ☐ Kopie Messstellenblatt

☐ Übergabe-Übernahmeprotokoll Probennehmer-Analytiklabor

Unterschrift Probennehmer

[i] Bei Flaschen ungeprüfter Qualität: 1 Blindprobe (Flasche mit H_2Odest und 1 % HNO_3ccsp) + 1 leere Flasche!!!

2 / 2 ***Bitte wenden !***

Abb. 5.5b: Muster-Probennahmeprotokoll, Seite 2 (erstellt von S. Hoffmann)

Messstellenpass

Messstellenbezeichnung

Rechtswert:
Hochwert:
Bohrverfahren:
Bohdurchmesser:
k_f-Wert aus Pump- bzw. Infiltrationstest:
Versickerungsrate aus WD-Test:

Ergebnis der Erstbeprobung:
- Einbautiefe der Pumpe:
- Abpumpdauer:
- Abpumpvolumenstrom:
- Abzupumpendes Wasservolumen:
- Absenkung in der GWMST:

Leitkennwerte:
- pH-Wert:
- elektr. Leitfähigkeit:
- Sauerstoffkonzentration:
- Redoxspannung:
- GW-Temperatur

Datum

Datum

Stempel/ Unterschrift
des Auftraggebers

Stempel/ Unterschrift

Datum				
Regenerierungs-verfahren				
K_f-Wert d. Pumpversuches				
Reparaturen				
Ausführende Firma				
Bemerkungen				
Unterschrift d. AG				

Abb. 5.6a: Messstellenpass (Seite 1)

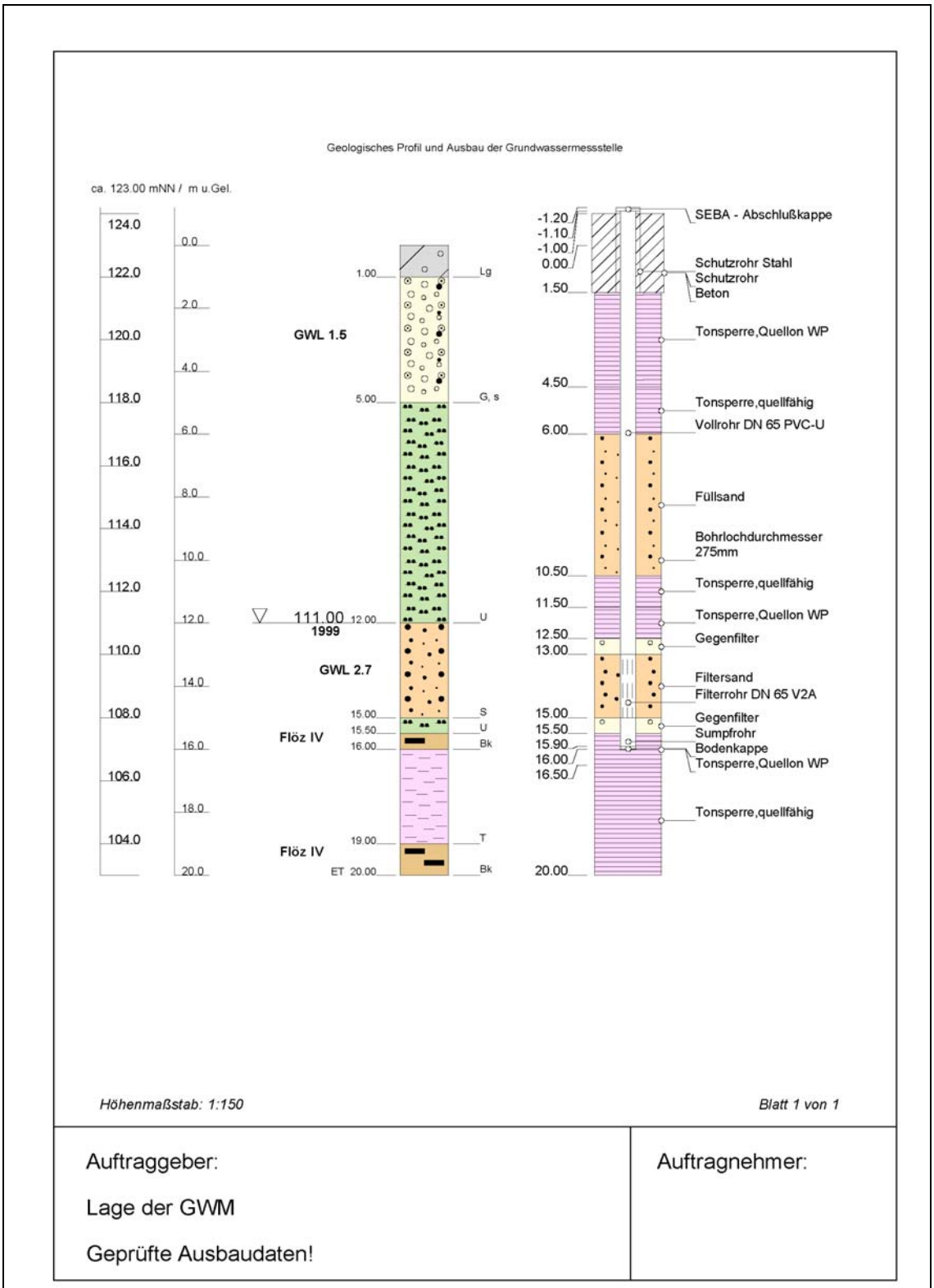


Abb. 5.6b: Messstellenpass (Seite 2)

5.4.2 Datenmanagement

Die innere Qualitätssicherung der ermittelten Überwachungsdaten erfordert neben einer effektiven Datenverwaltung effiziente Lösungen zur Plausibilitätsprüfung sowohl der Daten als auch der Datengewinnung sowie zur Datenarchivierung und -auswertung. Dabei sollte ein Automatisierungsgrad erreicht werden, der vor allem diejenigen Arbeiten betrifft, die mit einem hohen manuellen Aufwand und einer hohen Fehlerwahrscheinlichkeit verbunden sein können. Diese betreffen vor allem die:

- Datenübernahme von den Auftragnehmern (Labor oder/und Ingenieurbüro) und deren Eingabe in den Datenspeicher,
- manuelle Dateneingabe in den Datenspeicher,
- Vorarbeiten für eine Plausibilitätsprüfung, wie Vergleich mit einzelnen Plausibilitätskriterien, grafische Darstellung von Datenreihen, Trendanalysen, usw.
- Anfertigung von Differenzenkarten für hydraulische und qualitative Kennwerte,
- Anfertigung von einheitlichen grafischen Darstellungen bis zu einer Alarmfunktion bei der Näherung bzw. Überschreitung von Grenzwerten.

Dementsprechend sollte bei der Entscheidung für eine Datenbank auch deren flexible Erweiterung, Nutzerfreundlichkeit und Aktualisierung berücksichtigt werden. Hinsichtlich ihrer Leistungsfähigkeit sollte sie u.a. folgenden Anforderungen genügen:

- Speicherung der Stammdaten von Grundwassermessstellen (Bezeichnung, Lage, Ausbaudaten, verfilterter Grundwasserleiter etc.),
- Speicherung der Probennahmerandbedingungen (Wasserstand, Entnahmetiefe, abzupumpendes Wasservolumen vor der Probennahme),
- Automatisierte Übernahme von Messwerten aus Datenloggern,
- Nutzung eines Tenders für die Eingabe der Daten durch das Labor oder/und das Ingenieurbüro in die Datenbank, wobei eine teilautomatisierte Plausibilitätsprüfung der eingegebenen Daten erfolgt,
- Darstellung von Differenzenkarten,
- statistische Auswertung der Daten.

Derartig komplexe nutzbare Datenbanksysteme sind bereits verfügbar.

5.4.3 Datenverfälschungen

Einen unmittelbaren Einfluss auf die Repräsentanz von Grundwasserüberwachungsdaten haben folgende, die Eignung einer Grundwassermessstelle beeinflussende Kriterien:

- Messstellenalterungsprozesse (aus chemischen und biologischen Reaktionen resultierende Ablagerungen in den Filterbereichen der Grundwassermessstellen, wie Verockerung, Versinterung oder organische Ablagerungen), die zu einer Minderung der hydraulischen Ergiebigkeit der Grundwassermessstelle und einer Verfälschung der Beschaffenheit in der Grundwasserprobe führen können,
- technische Mängel wie fehlende Vertikaldichtung des Filterraumbereiches bzw. im Bereich stauender Schichten, undichte Rohrverbindungen und unwirksame Filterbereiche, defekte Messstellenköpfe infolge Setzungen, die zu einer räumlich nicht zuordenbaren bzw. einer verfälschten Grundwasserprobe führen sowie

- Vandalismus wie zerstörte Messstellenköpfe, entfernte Messstellenkappen und Einwerfen bzw. Einfüllen von festen Gegenständen und flüssigen Stoffen (häufig Schadstoffe), die zu einer verfälschten Grundwasserprobennahme führen bzw. eine Nutzung der Grundwassermessstelle verhindern.

Unter Berücksichtigung der oben genannten, die Eignung von Grundwassermessstellen für eine repräsentative Grundwasserüberwachung beeinflussenden Kriterien soll auch verdeutlicht werden, dass Überwachungsdaten aus nicht geprüften Grundwassermessstellen negative Auswirkungen auf einen Informationsgewinn bzw. eine Entscheidungsfindung haben können. Dabei sollten auch stets die materiellen Schäden, die bei der Gewinnung und Verarbeitung von nicht belastbaren Grundwasserüberwachungsdaten entstehen können, betrachtet werden, die in jedem Fall die Aufwendungen einer Eignungsprüfung von Grundwassermessstellen rechtfertigen werden. Dementsprechend wird die Verwaltung von Grundwassermessstellen im Sinne der laufenden Überprüfung des Zustandes der GWM eine zunehmend anstehende Grundforderung an Monitoringnetzbetreiber. Softwarelösungen zur automatisierten Überwachung der Zustandsänderung von Grundwassermessstellen befinden sich gegenwärtig in der Entwicklung.

5.5 Qualität und Belastbarkeit verwendeter Daten

Die im Rahmen des KORA-Förderschwerpunktes gewonnenen Erfahrungen verdeutlichen, dass eine wesentliche Voraussetzung für eine Qualitätssicherung die langfristige Bindung eines fachlich kompetenten Auftragnehmers ist. Bei einer Kostenbewertung, die im Zusammenhang mit einer Grundwasserüberwachung durchgeführt wird, ist zu berücksichtigen, dass aus einer nicht belastbaren Datengrundlage Fehlentscheidung getroffen werden können, die erhebliche Mehrkosten zur Folge haben.

Die Qualität der spezifischen Standortuntersuchungen zum Nachweis der Wirksamkeit von natürlichen Schadstoffminderungsprozessen hängt wesentlich von der Qualität und Belastbarkeit der verwendeten Erkundungsdaten ab.

Grundlage für die oben genannten Betrachtungen und Entscheidungen sind belastbare Daten. Deshalb sind die vorliegenden Daten vor allem hinsichtlich folgender Punkte zu prüfen:

- modellgestützte Bewertung der Repräsentanz der Proben aus dem Untersuchungsraum bzgl. der Lage der Messstelle und des Filterbereiches (siehe Kap. 7),
- Vergleichbarkeit der Entnahmebereiche von Grundwasserproben, die an einer Messstelle zu verschiedenen Zeitpunkten entnommen wurden,
- Vergleichbarkeit des Entnahmebereiches der Grundwasserproben und der verwendeten Analysenverfahren, einschließlich der Probenpräparation im Feld- und Laborbereich,
- ob und in welchem Konzentrationsbereich die verwendeten Messstellen und Probennahmesysteme einen Nachweis der prozessrelevanten Kennwerte ermöglichen,
- Bewertung der räumlichen und zeitlichen Auflösung der Daten.

Proben aus Grundwassermessstellen sind grundsätzlich dann vergleichbar, wenn die messstellenspezifischen Probennahmebedingungen hinsichtlich der Einhängtiefe der Pumpe, der Wasserspiegelabsenkung in der Grundwassermessstelle und des vor der Probennahme

abgepumpten Wasservolumens stets gleich sind. Wird dieser Grundsatz nicht eingehalten, ergeben sich die in Abb. 5.7 dargestellten Unterschiede in den Grundwasseranalysen[2] .

Für die Vergleichbarkeit des Entnahmebereiches von repräsentativen Grundwasserproben wurde von BARCZEWSKI und NITZSCHE das Kontrollraumkonzept entwickelt und im DVWK-Merkblatt 245/1997 „Tiefenorientierte Probennahme aus Grundwassermessstellen“ (DVWK, 1997) verankert.

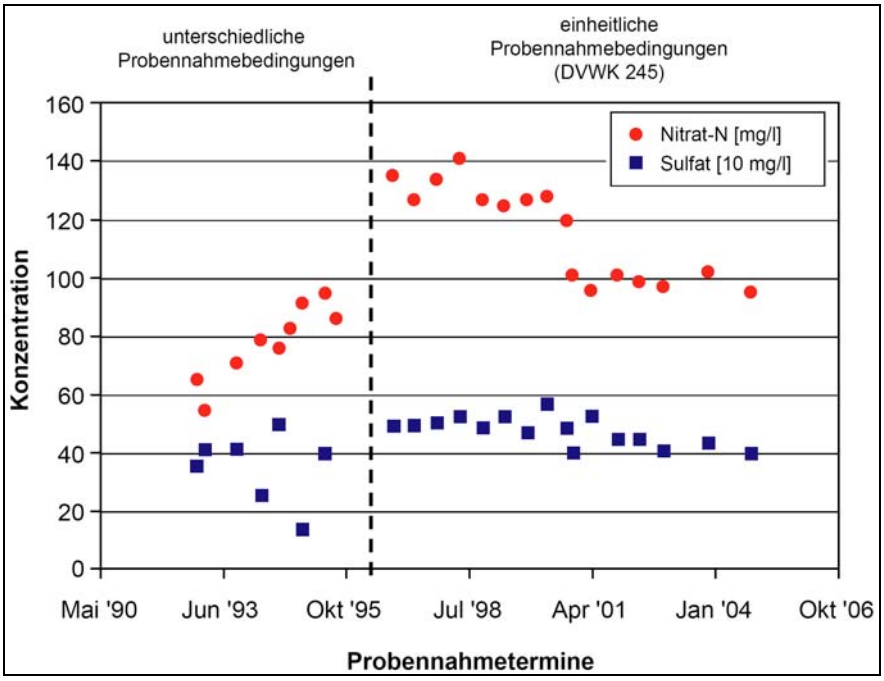


Abb. 5.7: Einfluss einer identischen Grundwasserprobennahme, hier gemäß DVWK-Merkblatt 245/1997 auf die Analysenwerte von Nitrat und Sulfat im Vergleich zu unterschiedlich festgelegten Probennahmekriterien (z.B. Konstanz der elektrischen Leitfähigkeit oder dreimaliges Abpumpen des Messstellenvolumens)

Zur Veranschaulichung der Vergleichbarkeit von Analysedaten wird in der nachfolgenden Abb. 5.8 in verschiedenen Laboren der im Rahmen eines Ringversuches für Tetrachlorethen in Wasser ermittelte Analysenfehler beispielhaft dargestellt. In Bezug auf NA-Untersuchungen ist dabei zu berücksichtigen, dass die in Ringversuchen verwendeten Proben keine Mischkontaminationen bzw. Matrixeffekte enthalten. Hinsichtlich der erforderlichen Aussagekraft von Analysenwerten für die prozessbezogene Interpretation von NA-Untersuchungen resultiert daraus, dass strikte Vorgaben von der Probenpräparation im Feld- und Laborbereich bis zum Analyseverfahren objektspezifisch festzulegen sind. Bei der Durchführung der Routineleistungen ist eine langfristige Bindung eines Auftragnehmers zu empfehlen, da sonst bei einem Wechsel des Labors die Analysenwerte, die vorher noch unterhalb des Prüfwertes lagen dann oberhalb liegen können bzw. Prozesse interpretiert und quantifiziert werden, die tatsächlich nicht stattfinden. Auch hierbei gilt bei einer Kostenbewertung, die im Zusammenhang mit einem Wechsel des Auftragnehmers (Labor) durchgeführt wird, dass aus einer nicht belastbaren Datengrundlage Fehlentscheidung getroffen werden, die erhebliche Mehrkosten verursachen können.

[2] NITSCHE: Epignostische Auswertung von Grundwasserüberwachungsdaten im Rahmen des KORA-Querschnitt-Themas „Monitoring“ (monitored natural attenuation)

Die erforderliche Qualitätssicherung wird nur dann erzielbar sein, wenn eine detaillierte Leistungsbeschreibung mit Leistungsverzeichnis vorliegt und geprüft wird. Darin sind auch Festlegungen zu den Abnahmekriterien sowie den Folgen bei Nichteinhaltung zu fixieren. Gleiches gilt für die Probennahme.

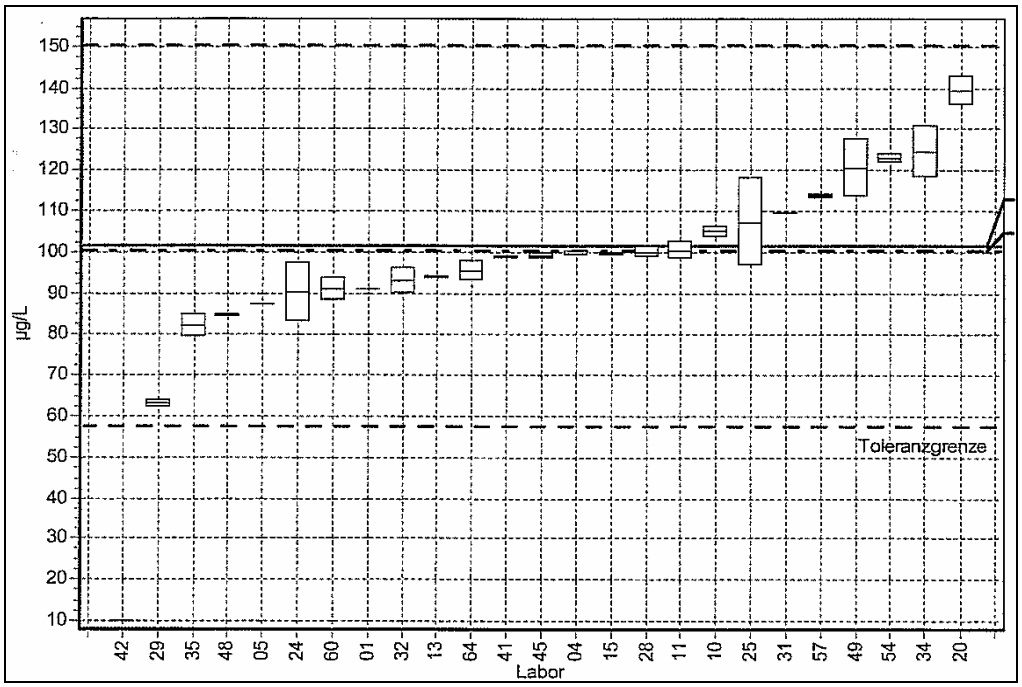


Abb. 5.8: Grafische Auswertung der im Rahmen eines Ringversuches für Tetrachlorethen in Wasser in verschiedenen Laboren ermittelten Analysenfehler. Der Sollwert (Referenzwert) beträgt 101,5 µg/L.

Sowohl für die Erkundung als auch für das Monitoring sind die verwendeten Messstellen und Probennahmesysteme hinsichtlich der Fragestellung zu prüfen, ob damit die prozessrelevanten Kennwerte (siehe Branchenleitfäden) überhaupt bzw. in welchem Konzentrationsbereich ermittelbar sind. Dabei sollten vor allem folgende Problempunkte beachtet werden:

- Kann durch den Messstellenausbau ein vertikaler Austausch von Grundwasserteilströmen aus unterschiedlichen Schichten mit unterschiedlicher Beschaffenheit ausgeschlossen werden? Als Beispiel sollen hier die langverfilterten Grundwassermessstellen bzw. mehrfach verfilterte Grundwassermessstellen, deren Filterbereiche zwischen den Probennahmeterminen nicht untereinander abgedichtet wurden, aufgeführt werden, in denen vertikale Vermischungsprozesse bereits mehrfach nachgewiesen wurden.
- Wird durch die Probennahmetechnik eine Veränderung der prozessrelevanten Kennwerte weitestgehend verhindert? Diese Frage zielt vor allem auf die Problematik der Kontaminationsverschleppung, der Spurenanalytik und der aus der Druckveränderung der Grundwasserprobe resultierenden Veränderung von prozessrelevanten Kennwerten bis zu deren Verlust (wodurch wird der Messwert/Kennwert verfälscht). Hierbei ist vor allem zu prüfen, ob mit Pumpproben die Aufgabenstellung erfüllt werden kann, oder ob dies eine kombinierte Grundwasserprobennahme mittels Grundwasserprobennahmepumpe und daran gekoppeltem druckhaltendem bzw. druckkonstantem Schöpfsystem erfordert.

Erst wenn die oben genannten Voraussetzungen erfüllt wurden, ist eine belastbare Verwendung der erhobenen Daten möglich.

5.6 Literatur

BWK - Bund der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau. (2005) Merkblatt Nr. 5: Erarbeitung von Leistungsbeschreibungen und Leistungsverzeichnissen zur Grundwasserprobennahme bei Altlasten im Lockergestein, Sindelfingen, ISBN 3-936015-11-2

DGFZ (Hrsg.) (2008): KORA-Synopse "Systemanalyse, Modellierung und Prognose der Wirkungen natürlicher Schadstoffminderungsprozesse – eine rezente Synopse" (KORA-TV7 "Modellierung, Prognose"), Gemeinsame Mitteilungen des Dresdner Grundwasserforschungszentrum e.V. und seiner Partner, Heft 05/2008, ISSN 1611-5627.
<http://www.dgfz.de/publikationen>

DVWK – Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. (1997): Merkblatt 245: Tiefenorientierte Probennahme aus Grundwassermessstellen, Bonn, ISBN 3-89554-041-2

6. Untersuchung der NA-Prozesse

Dr. Matthias Stuhrmann
Institut für Wasserbau, VEGAS
Universität Stuttgart
Pfaffenwaldring 61
70550 Stuttgart
matthias.stuhrmann@iws.uni-stuttgart.de

Dr. Ralf Wege
Institut für Wasserbau, VEGAS
Universität Stuttgart
Pfaffenwaldring 61
70550 Stuttgart
ralf.wege@iws.uni-stuttgart.de

Inhaltsverzeichnis

6.1 Potentialabschätzung in Stufe I **68**
6.1.1 Abschätzung des Abbau-Potentials 69
6.1.2 Abschätzung des Rückhalte-Potentials 70
6.2 Identifizierung und Quantifizierung der NA-Prozesse in Stufe II **71**
6.2.1 Ermittlung spezifischer Abbauprozesse 72
6.2.2 Ermittlung spezifischer Rückhalteprozesse 73
6.3 Parameterpräzisierung und Auswahl von Leitparametern in Stufe III **73**
6.4 Kontrolle der Wirksamkeit und Nachhaltigkeit der NA-Prozesse in Stufe IV **74**
6.5 Literatur **75**

Kapitel 6: Untersuchung der NA-Prozesse

Matthias Stuhrmann, Ralf Wege

Die Berücksichtigung von MNA erfordert eine detaillierte und zum Teil recht umfangreiche Untersuchung der NA-Prozesse. Zur Minimierung des dazu notwendigen Aufwandes ist es sinnvoll, die Prozessuntersuchungen entsprechend der konventionellen Altlastenbearbeitung über ein gestuftes Vorgehen sukzessiv zu vertiefen. Wie in Kap. 4 bereits dargestellt, sind hierfür vier Stufen vorgesehen:

- Stufe I: „Prüfung der Voraussetzungen für MNA“,
  hier: **Potentialabschätzung** (Kap. 6.1)
- Stufe II: „Spezifische Standortuntersuchungen zum Nachweis der Wirksamkeit von NA“
  hier: **Identifizierung und Quantifizierung der NA-Prozesse** (Kap. 6.2)
- Stufe III: „Prognose und Entscheidung über MNA“,
  hier: **Parameterpräzisierung und Bestimmung von Leitparametern** (Kap. 6.3)
- Stufe IV: „Überwachung und Abschlusskontrolle“,
  hier: **Kontrolle der Wirksamkeit und Nachhaltigkeit der NA-Prozesse** (Kap. 6.4)

In den nachfolgenden Abschnitten werden für die unterschiedlichen Stufen grundlegende Prozessuntersuchungen angesprochen und allgemeine Empfehlungen und Vorschläge für deren methodische Umsetzung gegeben. Ziel des Kapitels ist es jedoch nicht, sämtliche KORA-spezifischen Methoden zu beschreiben und im Hinblick auf mögliche Anwendungsfelder zu bewerten. Dies ist vielmehr die Intention der Methodensammlung und Branchenleitfäden, auf die an geeigneter Stelle verwiesen wird.

6.1 Potentialabschätzung in Stufe I

In der ersten Stufe ist zunächst mit vergleichsweise einfachen Untersuchungsverfahren zu prüfen, ob die am Standort vorliegenden natürlichen Prozesse positiv im Sinne einer Umsetzbarkeit von Monitored Natural Attenuation beurteilt werden können. Dies erfordert neben einer anfänglichen Erhebung der klassischen standorttypischen Gegebenheiten (Informationen zur Geologie/Hydrogeologie, Hydrochemie, Schadenssituation) auch qualitative Eingangsuntersuchungen zum Abbau und zum Rückhalt der relevanten Schadstoffkomponenten.

Die Berücksichtigung bereits vorhandener Daten (Orientierende Untersuchung bzw. Detailuntersuchung) kann insbesondere in dieser Bearbeitungsstufe hilfreiche Informationen zur Beurteilung der Standortvoraussetzungen liefern und sollte zur Ermittlung des NA-Potentials mit einfließen. Durch die anschließende Zusammenführung und Bewertung der Daten auf Grundlage des Kenntnisstandes von Wissenschaft und Technik ist schließlich zu entscheiden, ob die gesammelten Indizien ein Weiterführen der NA-Untersuchungen rechtfertigen.

In der ersten Stufe werden das stoff- und standortspezifische NA-Potential anhand der standortspezifischen Voraussetzungen für die Einbeziehung von NA-Prozessen überprüft (vgl. Kap. 4.1 und 5.1). Detaillierte Untersuchungen hierzu fallen zusätzlich in Stufe II an. In

Stufe I wird zunächst mit Hilfe bereits vorliegender Informationen und einfacher Untersuchungen nach Hinweisen und Anzeichen für die Erfüllung der Voraussetzungen und Prüfkriterien gesucht (vgl. Tab. 5.1).

6.1.1 Abschätzung des Abbau-Potentials

In der Stufe I werden vergleichsweise einfach zu erhebende Daten zusammengetragen, die Hinweise auf die relevanten mikrobiologischen Abbauprozesse am Untersuchungsstandort geben.

Tab. 6.1: Untersuchungen zum Abbau-Potential in Stufe I

Methode	Kohlen-wasserstoffe	LCKW	Methodenbeschreibung
Schadstoffmuster (Fingerprints)	+	+	KMS: 4.1.6, 4.1.7
Metabolite	○	+	(Standardmethoden); für STV und PAK siehe KMS 4.1
Redoxindikatoren	+	+	(Standardmethoden)
DIC	+	○	(Standardmethoden)
MPN-Methode	+	–	(Standardmethode), KMS: 2.1.1
Isotopenfraktionierung	○	○	KMS: 2.1.8
Nucleinsäure-Methoden	○	+	KMS: 2.1.6, 2.1.7

+ = empfohlen, ○ = optional, – = nicht erforderlich; KMS: KORA-Methodensammlung

Anhand der Daten zur Schadstoffverteilung ist zu prüfen, ob eine durch einen mikrobiellen Abbau verursachte Verschiebung des Schadstoffmusters erfolgt ist. Bei den LCKW werden die Metabolite in der chemischen Analyse routinemäßig mit erfasst. Bei dieser Schadstoffgruppe kann somit eine einfache Prüfung auf das Vorliegen von Schadstoffveränderungen erfolgen.

Redoxindikatoren sind grundsätzlich bei allen Schadstoffgruppen zu analysieren. Eine vollständige Bilanzierung ist in Stufe I jedoch noch nicht erforderlich. Es gilt zunächst zu zeigen, dass eine Zehrung der Elektronenakzeptoren im Bereich der Kontamination erfolgt. Durch die Zehrung der Elektronenakzeptoren entstehen stark reduzierende Bedingungen. Daher erlaubt die Messung der Redoxspannung meist eine Kartierung der Ausbreitung von Schadstofffahnen, sofern ein natürlicher Abbau stattfindet (qualitatives Merkmal).

Ergänzende Möglichkeiten zur Identifizierung von Redoxreaktionen bestehen in der Quantifizierung der Keimdichten unterschiedlicher physiologischer Gruppen (z.B. Eisenreduzierer, Sulfatreduzierer, Methanogene, etc.). Auf diese Weise lassen sich Fe(III)- und Sulfatreduzierende Zonen, die durch hydrochemische Analysen aufgrund des Ausfallens von FeS nicht erfasst werden, mit Hilfe der MPN-Methode nachweisen.

Mittels des MPN-Verfahrens (KORA-Methodensammlung: Methode 2.1.1) lassen sich außerdem spezifische abbauaktive Mikroorganismen bei nicht-chlorierten Schadstoffen quantifizieren. Dies ist immer dann zu empfehlen, wenn die Schadstoffkonzentrationen gering sind

und eine Zehrung von Elektronenakzeptoren infolgedessen nicht sicher nachweisbar ist. Auch wenn die DOC-Konzentration hoch ist, so dass eine Zehrung von Elektronenakzeptoren nicht sicher mit der Abnahme der Konzentrationen der Schadstoffe korreliert, kann das MPN-Verfahren in Stufe I hilfreich sein.

Als nicht zielführend wird bei anaeroben Grundwässern die Bestimmung der Wasserstoffkonzentration zur Identifizierung der Elektronenakzeptor-Zehrungsprozesse erachtet. Es hat sich in der Praxis herausgestellt, dass die Wasserstoffanalytik sehr fehlerbehaftet und damit die Auflösung der einzelnen Redoxprozesse kaum möglich ist.

Der mikrobielle Schadstoffabbau erfordert geeignete Milieubedingungen (u.a. pH-Wert, Temperatur). Solche Parameter sind sehr einfach bei der Probennahme im Feld zu bestimmen und werden routinemäßig bei jeder Grundwasserprobennahme mit gemessen. Für die Beurteilung der Schadstoffabbaubarkeit sollten diese Werte stets berücksichtigt werden. In vielen Fällen liegen zwar pH-Wert und Temperatur von Natur aus in einem für den mikrobiellen Abbau geeigneten Bereich, in Einzelfällen können ungünstige Milieubedingungen jedoch durchaus relevant hinsichtlich eines fehlenden Abbaus sein.

Soll der Nachweis geführt werden, dass eine vollständige Dechlorierung von chlorierten Schadstoffen möglich ist, werden Genanalysen (KORA-Methodensammlung, Methode 2.1.6) empfohlen, mit denen die Anwesenheit von *Dehalococcoides ethenogenes* nachgewiesen werden kann. Es ist allerdings nach wie vor noch nicht endgültig geklärt, ob dieser Nachweis tatsächlich indikativ ist.

6.1.2 Abschätzung des Rückhalte-Potentials

Das Rückhalte-Potential wird maßgeblich von den physikalisch-chemischen Randbedingungen, die in der gesättigten/ungesättigten Zone vorliegen, sowie von der Art der Schadstoffkomponente geprägt. Im Fall von organischen Schadstoffen sind daher insbesondere solche Parameter zu untersuchen, die einen Einfluss auf die Sorptions-/Desorptionsprozesse im Aquifer besitzen. Bei anorganischen Schadstoffen hingegen handelt es sich um solche Parameter, die bei der Beschreibung von Fällungsreaktionen relevant sind. Eine Übersicht verschiedener Untersuchungsparameter ist in Tab. 6.2 dargestellt.

Tab. 6.2: Untersuchungen zum Rückhalte-Potential in Stufe I

Prozess	Parameter	Methodenbeschreibung	Stoffgruppe
Sorption/Desorption	TOC (Aquifermaterial)	(Standardmethoden)	PAK, MKW, BTXE
	Desorptionsraten	Batchversuche (KMS 3.1.2)	Spurenmetalle, As
Humifizierung	Huminstoff-charakterisierung	(Standardmethoden) Elektronenmikroskopie	PAK, MKW, LHKW
Fällung	Mineralphasen	KMS: 3.1.1	Anorg. Schadstoffe
Fällung	Sulfidgehalt	(Standardmethoden)	Schwermetalle, As
Pufferung/Fällung	Pufferkapazität	(Standardmethoden)	Schwermetalle, As

KMS = KORA-Methodensammlung

Eine erste Prüfung der Größenordnung des Rückhalte-Potentials sowie der aktuellen Schadstoffbeladung des Aquifers bei hydrophoben Schadstoffkomponenten kann z.B. über Aquiferkenngrößen und deren empirische Beziehungen zueinander (ITVA, 2004) erfolgen.

Sind z.B. die Schadstoffkonzentrationen im Grundwasser, der Kohlenstoffgehalt des Aquifermaterials sowie der schadstoffspezifische K_{OC}-Verteilungskoeffizienten bekannt, lässt sich der Anteil der sorbierten Schadstoffmasse abschätzen ($c_S = K_{OC} \times f_{OC} \times c_W$). Voraussetzung ist in diesem Fall, dass die Sorption hydrophober Stoffe vornehmlich an organischen Feststoffbestandteilen stattfindet. Liegen die substanzspezifischen K_{OC}-Verteilungskoeffizienten nicht vor, können diese aus den in der Literatur aufgeführten K_{OW}-Koeffizienten berechnet werden. Für Benzole und PAK werden die K_{oc}-Werte in der Regel nach der Beziehung $\log K_{OC} = 1 \times \log K_{OW} - 0{,}21$ (KARICKHOFF et al., 1979) abgeleitet.

Zu bemerken ist allerdings, dass die Sorptionseigenschaften der im Boden befindlichen organischen Substanz je nach ihrer Genese sehr stark variieren. Thermisch veränderte (Kerogene) oder stark gealterte organische Substanzen weisen deutlich höhere Sorptionskapazitäten auf als junges organisches Material (vgl. Garbarini und LION, 1986, GRATHWOHL, 1989), so dass die Anwendung des K_{OC}-Ansatzes bei kerogenhaltigen Aquiferen zu einer starken Unterschätzung der Retardation führen kann. Dies konnte im Projekt 3.1 (Hannover-Südstadt) des Themenverbundes 3 eindrücklich über Säulenversuche mit standortbürtigem Grundwasser und Aquifermaterial (s. Stufe II) gezeigt werden (s. LF TV 3, Teil C, Fallbeispiel 1 (Grandel und DAHMKE, 2008)).

6.2 Identifizierung und Quantifizierung der NA-Prozesse in Stufe II

Sofern aus den erhaltenen Ergebnissen der Bearbeitungsstufe I abgeleitet werden kann, dass es hinreichende qualitative Indizien auf natürliche schadstoffmindernde Prozesse am Standort gibt, schließen sich in Stufe II weiterführende Untersuchungen zur Wirksamkeit von NA an. Hierbei gilt es, die schadstoffmindernden Prozesse (semi-)quantitativ zu untermauern und zu bewerten. In diesem Zusammenhang sind die hydrogeologischen und hydrochemischen Kenntnisse für die Erstellung der Strömungs- und Transportmodelle weiter zu verfeinern und zu ergänzen. Unter Umständen können hierzu Untersuchungen nötig sein, die über den gegenwärtigen Stand der Detailuntersuchung hinausgehen. Dies ist insbesondere bei der Quantifizierung der Abbau- und Rückhalteprozesse zu berücksichtigen, da bei der konventionellen Altlastenbearbeitung detaillierte Untersuchungsmethoden z.B. zur Ermittlung von Abbau- und Rückhalteraten nicht vorgesehen sind. Durch die Zusammenführung der in der zweiten Bearbeitungsstufe erhaltenen Ergebnisse ist schließlich zu entscheiden, ob die Wirksamkeit der NA-Prozesse ausreicht, das MNA-Konzept fortzuführen bzw. ob MNA eine Standortoption ist oder nicht.

Bei der Untersuchung der spezifischen Standortbedingungen in Stufe II geht es darum, die für die Umsetzung von MNA notwendigen Voraussetzungen und Rahmenbedingungen (vgl. Kap. 4.1) weiter zu überprüfen. Hierzu werden die Schadstoffquelle und die -fahne im Detail untersucht sowie weitergehende hydrogeologische und hydrochemische Untersuchungen durchgeführt (vgl. Tab. 5.1). Die Daten werden auch zur Verfeinerung des hydrogeologischen Strukturmodells sowie als Grundlage für die in Stufe III vorgesehene Prognose benötigt.

6.2.1 Ermittlung spezifischer Abbauprozesse

Die Quantifizierung mikrobieller Abbauprozesse ist u. a. erforderlich, um eines der Hauptkriterien zur Umsetzung von MNA (s. Kap. 4.1) überprüfen zu können, ob frachtreduzierenden Prozesse (im Wesentlichen Abbaureaktionen) den maßgeblichen Anteil an der natürlichen Schadstoffminderung darstellen und verdünnenden Prozesse hierbei nur eine untergeordnete Rolle spielen.

Besonders wichtig werden quantitative Methoden, wenn eine Prognosefähigkeit über das zukünftige Verhalten von Schadstofffahnen erreicht werden soll. Zur Quantifizierung des Schadstoffabbaus steht nur eine begrenzte Auswahl von Methoden zur Verfügung, die jeweils unterschiedliche Aussagekraft und unterschiedliche Anwendungs-Potentiale besitzen (s. KMS 2.2). Zunächst sollte über einen begrenzten Zeitraum eine intensive Datenaufnahme erfolgen, mit Hilfe derer die Abbauprozesse nachgewiesen und berechnet werden können. Die Datenaufnahme in dieser Phase sollte mindestens zwei bis drei Stichtagsmessungen umfassen.

Tab. 6.3: Untersuchungen der spezifischen Abbauprozesse in Stufe II

Methode	Kohlen-wasserstoffe	LCKW	Methodenbeschreibung
TEA-Bilanz	+	○	(Standardmethoden)
Mikrokosmenversuche	○	○	KMS: 2.2.1, 2.2.2, 4.2.1, 4.2.3 – 4.2.7
Tracerexperimente	○	○	(Standardmethoden)
Isotopenfraktionierung	+	+	KMS: 2.2.4 – 2.2.8
In-Situ-Mikrokosmen	○	○	KMS: 2.2.9, 4.2.6, 4.2.7

+ = empfohlen, ○ = optional, KMS = KORA-Methodensammlung

Die Erstellung einer Elektronendonator-/Elektronenakzeptor-Bilanz dient dazu, die aktuelle Abbauaktivität im Feld zu quantifizieren. Die Bilanz muss ergeben, dass die Masse der relevanten TEA (Terminalen Elektronenakzeptoren) das tatsächlich vorhandene und oxidierbare Schadstoffinventar (unter Berücksichtigung von weiteren, abbaubaren DOC-Spezies) in der Abstromfahne übertreffen. Dies ist eine Voraussetzung dafür, dass eine Stationarität der Fahne erreicht wird. Ansonsten ist damit zu rechnen, dass der Abbau unvollständig ist und sich damit neben nicht oxidierten Schadstoffen zusätzlich auch Metabolite in der Fahne weiter ausbreiten. Anhand der Zehrung der Elektronenakzeptoren sollte auch geprüft werden, mit welcher Geschwindigkeit die Zehrungs-/Abbauprozesse ablaufen. In jedem Fall muss die Bilanzierung der Elektronendonatoren und -akzeptoren spezifisch für die einzelnen Redoxbereiche erfolgen, in denen ein Abbau nachgewiesen werden soll.

Bei LHKW-Schadensfällen fungiert der Schadstoff als Elektronenakzeptor, so dass die verfügbaren Elektronendonatoren (z.B. Acetat, Wasserstoff) zur Berechnung der Abbaukapazität dienen können. Diese sind aber größtenteils nur in sehr niedrigen Konzentrationen und im Fließgleichgewicht zwischen Produktion und Verbrauch vorhanden. In der Regel kann daher hier keine Bilanzierung durchgeführt werden.

Zu beachten ist ferner, dass die Bilanzierung der Elektronendonatoren und -akzeptoren einen Summenparameter darstellt, der zwar eine gute Abschätzung zulässt, ob genügend Oxidationsmittel im Grundwasser für die Summe der Schadstoffe zur Verfügung steht, der

aber keine Aussage über das Abbauverhalten von kritischen Einzelsubstanzen wie z.B. Benzol erlaubt. In solchen Fällen sind zusätzliche Nachweise wie z.B. Isotopenfraktionierungsanalysen (vgl. BLF TV 1, B3.3.2.2.4) oder Mikrokosmen (vgl. BLF TV 1, B3.3.1.3.2) notwendig. Darüber hinaus ist es möglich, den *In-situ*-Abbau einzelner Schadstoffe mit Hilfe der Isotopenfraktionierungsanalyse zu quantifizieren (Tab. 5).

Labor-Mikrokosmen sollten immer dann durchgeführt werden, wenn sehr hohe Schadstoffkonzentrationen vorliegen (mögliche Abbauhemmung) oder wenn die Redoxindikatoren trotz Anwesenheit von Schadstoffen keinen Abbau indizieren. Mit Labor-Mikrokosmen kann darüber hinaus geprüft werden, welcher Abbauprozess in unterschiedlichen Bereichen der Kontamination dominiert. Dies ist allerdings nur dann erforderlich, wenn der relevante Schadstoff unter den Bedingungen am Ort der Probennahme auf verschiedenen Wegen abgebaut werden kann, wie z.B. VC (reduktiv oder oxidativ, beides unter anaeroben Bedingungen). Quantitative Aussagen zur TEA/ED-Bilanz des Aquifers sind mit Hilfe von Mikrokosmen nicht möglich, da jede punktuelle Probennahme im Aquifer (= Ausgangsmaterial für Labormikrokosmen) immer nur eine Momentaufnahme eines zeitlich und räumlich begrenzten und sehr kleinen Aquiferausschnitts widerspiegelt. Die quantitative Bestimmung einer Oxidationskapazität des Aquifers erfordert jedoch räumlich und zeitlich vergleichende TEA/ED-Frachtbestimmungen im Oberstrom, im Schadensherd und im Abstrom.

Wichtig ist es zu zeigen, dass der Abbau tatsächlich auch in situ erfolgt. Hierzu dienen zusätzlich qualitative Methoden, wie der Nachweis von spezifischen Metaboliten (KORA-Methodensammlung (KMS) 4.1.1 – 4.1.8), und der Nachweis der Isotopenfraktionierung (KMS 2.2.4 – 2.2.8) sowie *In-situ*-Mikrokosmen (KMS 2.2.9, 4.2.6, 4.2.7). Die Kombination von Mikrokosmen mit Isotopenfraktionierung kann ebenfalls zur Quantifizierung des Abbaus genutzt werden. Um einen direkten Nachweis der Schadstoff-Mineralisierung in-situ führen zu können, kann u.a. die *In-situ*-Mikrokosmen-Methode (KMS 2.2.9) angewendet werden.

6.2.2 Ermittlung spezifischer Rückhalteprozesse

Wie hoch das Rückhaltevermögen tatsächlich ist, hängt bei organischen, hydrophoben Schadstoffen insbesondere von der Art und Größe der Feststoffoberfläche, dem Anteil und der Art der organischen Materie im Feststoff und der Löslichkeit der organischen Schadstoffe im Grundwasser ab und ist damit standortabhängig. Berechnungen wie sie in der Stufe I durchgeführt werden, können daher sehr schnell zu Über- oder Unterschätzungen des Rückhaltevermögens führen und müssen durch weiterführende Untersuchungen, z.B. durch Batch- oder Säulenversuche (vgl. KMS 3.2.1, 4.2.1 – 4.2.9) und analytische Untersuchungen des Bodenmaterials untermauert werden. Selbst bei Säulen- und Batchversuchen kann oft nicht zwischen verschiedenen, gleichzeitig wirkenden Rückhalteprozessen (Sorption, Humifizierung, Ausfällung, Transformation) unterschieden werden. Durch den Einsatz ^{14}C- und ^{15}N-markierter Verbindungen (vgl. z.B. KMS 4.2.2 und 4.2.8) können hierbei einzelne NA-Prozesse evtl. differenzierter beleuchtet und abgeschätzt werden.

6.3 Parameterpräzisierung und Auswahl von Leitparametern in Stufe III

Lässt sich aus wissenschaftlich/technischer Sicht der Stufe II ableiten, dass MNA am Standort eine geeignete Option darstellt, können in der dritten Stufe ggf. noch weitere Prozessuntersuchungen notwendig werden. I.d.R. ist dies der Fall, wenn sich bei der Erstellung des

Prognosemodells eindeutige Informationsdefizite bezüglich der Datendichte (z.B. bei Konzentrationsmessungen) oder der Eingangsparameter (Vergrößerung des Parameterumfanges) ergeben und die schadstoffmindernden Prozesse am Standort nicht korrekt abgebildet werden können. Zur Präzisierung bzw. Vervollständigung der Datenlage sind dabei nach Möglichkeit Untersuchungsmethoden/-verfahren aus der Stufe II zu verwenden. Die Anwendung von kosten- und zeitintensiven Spezialuntersuchungen (z.B. Non-Target-Analytik; Isotopenfraktionierung etc.) empfiehlt sich hingegen nur dann, wenn spezifische Eingangsparameter für die Modellbildung unabdingbar sind. Hierzu gehören auch reaktive Tracertests, bei denen ein stabil markierter Schadstoff und konservative Tracer zur Quantifizierung des Abbaus in einen Aquifer eingespeist werden.

Können die relevanten schadstoffmindernden Prozesse mit den ermittelten Parametern durch das Prognosemodell wiedergegeben werden, sind durch die Verzahnung von Erkundung, Prozessuntersuchung und Modellbildung in der dritten Stufe die Leitparameter bzw. der Parameterumfang zur Überprüfung der Wirksamkeit der NA-Prozesse für das Monitoringprogramm festzulegen.

Während des Monitoring werden in erster Linie die Konzentrationen und Frachten der im Grundwasser gelösten Schadstoffe und deren Metabolite räumlich und zeitlich überwacht. Für die Kontrolle der mikrobiellen Aktivität kommen in der Regel keine komplizierten und aufwendigen Untersuchungen (Tracer-, Isotopenfraktionierungs-, Mikrokosmen-Untersuchungen) zum Einsatz, sondern man greift auf Summen- oder Leitparameter zurück, die darüber hinaus Veränderungen von Milieu- und Randbedingungen des Aquifers gut anzeigen können. Hierzu zählen u.a. das Redoxpotential, die Temperatur, der pH-Wert, die Ionenstärke, aber auch Standardparameter (Ionen, Elektronenakzeptoren, Alkalinität).

Zusätzlich müssen die hydrogeologischen Randbedingungen (Grundwasserstand, -fließrichtung, Nutzungsänderungen im Zustrombereich) im Rahmen des Monitoring kontrolliert und bei der Beurteilung der Monitoringergebnisse berücksichtigt werden.

Das Aufstellen eines Überwachungsplanes (Monitoringprogramm) für MNA erfolgt einzelfall- und schadstoffspezifisch (siehe hierzu KORA-Brachenleitfäden).

6.4 Kontrolle der Wirksamkeit und Nachhaltigkeit der NA-Prozesse in Stufe IV

Das Monitoring wird in abgestuften Monitoringzyklen durchgeführt, in denen der Überwachungsplan (Anzahl der Parameter und Messstellen, Beprobungsintervalle) je nach Fragestellung und Fortschritt des Schadstoffrückgangs verifiziert und angepasst werden kann.

Folgende Ziele werden mit diesem Langzeit-Monitoring verfolgt:

- Überwachung der Stationarität der Schadstofffahne
- Überprüfung der Wirksamkeit der NA-Prozesse
- Überprüfung der aufgestellten Prognose
- Kontrolle der Milieu- und Randbedingungen und der NA-limitierenden Faktoren (um negative Entwicklungen zeitnah erkennen zu können)

Zunächst kann davon ausgegangen werden, dass sich NA-Prozesse aufgrund der langen Zeiträume, in denen sie sich in der Vergangenheit an die Umweltbedingungen angepasst

haben, auch in Zukunft (Jahre bis Dekaden) kaum ändern werden, sofern die Randbedingungen stabil bleiben. Es sind jedoch einige Ausnahmen von dieser Annahme denkbar. So können sich z.B. Eisen(III)-Phasen als Elektronenakzeptor langsam erschöpfen. Ist der Elektronenakzeptor Nitrat an einem Standort aufgrund eines oberstromigen Eintrags durch landwirtschaftliche Nutzung erhöht, kann sich eine Nutzungsänderung der oberstromigen Gebiete (z.B. Bebauung) oder eine Änderung der Bewirtschaftungsform in geringeren Nitratgehalten im Grundwasser niederschlagen. Unterschreitet dadurch die Oxidationskapazität des Grundwasserleiters den Schadstoffgehalt, ist zu erwarten, dass die Schadstofffahne im Grundwasserleiter beginnt, sich auszudehnen. Für die Durchführung eines Langzeit-Monitoring bedeutet dies, dass geeignete Parameter ausgesucht werden müssen, die in der Lage sind, eine Veränderung der Randbedingungen verlässlich anzuzeigen.

Die Zeiträume, nach denen eine Bewertung und ggf. notwendige Verifizierung des Monitoringprogramms bzw. Überarbeitung des Prognosemodells durchgeführt werden muss (Monitoring-Zyklen), werden einzelfall- und schadstoffspezifisch festgelegt.

Wenn sich die Fahne entgegen der Prognose entwickelt und der im MNA-Konzept festgelegte Toleranzbereich räumlich oder zeitlich überschritten wird, sind zur Erfassung möglicher bislang nicht erkannter bzw. berücksichtigter Einflussfaktoren weitere Prozess- und Milieuuntersuchungen notwendig. In solchen Fällen sind auch die Beprobungsintervalle wieder zu verkürzen. Die daran anschließende Neubewertung kann dazu führen, dass das Prognosemodell neu angepasst und die NA-Prognose und zulässigen Abweichungen neu formuliert werden müssen. Unter Umständen sind zur Gefahrenabwehr zusätzliche Alternativmaßnahmen (Sanierungsmaßnahmen) erforderlich (vgl. Kap. 4.2).

Sind die NA-Prozesse wie erwartet dauerhaft wirksam und wird die Prognose bestätigt, können in den nächsten Monitoringzyklen Parameterumfang, Messstellenanzahl und Beprobungsintervalle weiter reduziert werden. Werden die Entscheidungsparameter dauerhaft unterschritten, kann das Monitoring in Abstimmung mit der zuständigen Behörde eingestellt werden. Gegebenenfalls können Kotrollmessungen an der Fahnenspitze und – im Bereich von sensiblen Grundwassernutzungen an „Polizeipegeln“ – weitergeführt werden.

6.5 Literatur

Garbarini D. R., Lion L.W. (1986): Influence of the nature of soil organics on the sorption of toluene and trichlorethylene. Environ. Sci. Technol. 20: S. 1263-1269.

Grandel, S., Dahmke, A. (2008): Leitfaden – Natürliche Schadstoffminderung bei LCKW-kontaminierten Standorten. KORA Themenverbund 3: Chemische Industrie, Metallverarbeitung. Institut für Geowissenschaften, CAU Kiel, ISBN 978-3-00-026094-0.

Grathwohl, P. (1989): Verteilung unpolarer organischer Verbindungen in der wasserungesättigten Bodenzone am Beispiel leichtflüchtiger aliphatischer Chlorkohlenwasserstoffe (Modellversuche).- Tübinger Geowissenschaftliche Arbeiten, Reihe C, Nr. 1; 106 S., Tübingen (Dissertation).

ITVA (2004): Arbeitshilfe H1-12 Monitored Natural Attenuation, Ingenieurtechnischer Verband Altlasten e. V. (ITVA), Berlin, Stand Dezember 2004.

Karickhoff, S.W., Brown, D.S., Scott, T.A. (1979): Sorption of hydrophobic pollutants on natural sediments. Water Research 13 (3): S. 241-248.

7. Modellierung und Prognose

Dr.-Ing. Thomas Luckner
Dresdner Grundwasserforschungszentrum e.V.
Meraner Str. 10
01217 Dresden
tluckner@dgfz.de

Inhaltsverzeichnis

7.1 Einleitung **78**
7.1.1 Gegenstand 78
7.1.2 Ziele und Grundsätze 78
7.1.3 Begriffliche Grundlagen 78
7.1.4 Stufenweises Vorgehen, Arbeitsschritte 80
7.2 Standortbewertung und Strukturmodellerstellung in Stufe I **82**
Arbeitsschritt (1): Grundlagenermittlung/Standortcharakterisierung 82
Arbeitsschritt (2): Aufgaben- und Zielstellung 83
Arbeitsschritt (3): Erstellung des hydrogeologisch-geochemischen Strukturmodells 84
7.3 Strömungs- und Stofftransportmodelle in Stufe II **88**
Arbeitsschritt (4): Berechnungsmodell für die Grundwasserströmung und den Stofftransport 88
Arbeitsschritt (5): Durchführung von Modellberechnungen 93
7.4 Beurteilung der Prognoseergebnisse in Stufe III **96**
Arbeitsschritt (6): Ableitung von Aussagen zur Prognose 96
Arbeitsschritt (7): Einzelfallentscheidung, Begründung von Maßnahmen 96
7.5 Umgang mit Prognoseabweichungen in Stufe IV **97**
Arbeitsschritt (8): Soll-Ist-Vergleich, Monitoring, Zielwerte, Kriterien 97
7.6 Detailaspekte zur Parameterermittlung und Bewertung des NA-Potentials aus Sicht des KORA-TV 7 **98**
7.6.1 Die Virtueller-Aquifer-Methodik 98
7.6.2 Effekte der zeitlichen Variabilität der Fliessbedingungen 100
7.7 Literatur **101**

Kapitel 7: Modellierung und Prognose

Thomas Luckner

7.1 Einleitung

7.1.1 Gegenstand

In diesem Kapitel werden Grundlagen zu den Problemstellungen der Modellierung und Prognose der Entwicklung von Merkmalen von Bodenfunktions- und Grundwasserschäden unter Berücksichtigung der Wirkungen natürlicher Rückhalte- und Abbauprozesse von Schadstoffen im Boden und Grundwasser zusammengefasst.

7.1.2 Ziele und Grundsätze

Zielstellung der Erarbeitung von Simulationsmodellen ist im oben benannten Zusammenhang die Prognose der zeitlichen und räumlichen Entwicklung bestimmter Merkmale (z.B. Grundwasserfließgeschwindigkeiten, Stoffkonzentrationen als Funktion von Ort und Zeit etc.) von Bodenfunktions- und Grundwasserschäden. Solche Prognosen bedürfen prozessbeschreibender Modelle zur Abbildung der Grundwasserströmungs- und der (konservativen und reaktiven) Stofftransportprozesse, welche neben den sonstigen Randbedingungen auch die Wirkungen natürlicher Rückhalte- und Abbau-Prozesse berücksichtigen.

Die zuverlässige modellgestützte Prognose dieser Wirkungen ist eine wesentliche Basis für die behördliche Einzelfallentscheidung zur Auswahl bzw. Anordnung von Maßnahmen zum Umgang mit solchen Schadens- und Gefahrensituationen.

Diese Situationen gilt es zu identifizieren, zu bewerten und auf dieser Basis (erforderlichenfalls) eine modellgestützte Epignose und Prognose der räumlichen und zeitlichen Entwicklung von Schadens- und Gefahrenmerkmalen sowie ein problemadäquates Monitoringprogramm für die Erfassung der Merkmalsentwicklung abzuleiten. Die erforderliche Komplexität des Simulationsmodells ist wesentlich von den gegebenen Standortverhältnissen und den mit dem Modell zu beantwortenden Fragen abhängig.

7.1.3 Begriffliche Grundlagen

Modell, Systemanalyse

Mit Modellen können bestimmte Eigenschaften und funktionale Zusammenhänge eines realen Systems (z.B. bestehend aus Schadstoffquelle, ungesättigter und gesättigter Bodenzone, Grundwasser, Grundwasserentnahmen im Abstrom des Grundwasserschadens etc.) vereinfacht abgebildet werden. Ein Modell ist somit das Ergebnis einer Systemanalyse, wobei das Modell durch die vom „Modellierer“ erkannten und implementierten Eigenschaften und Wirkungszusammenhänge bestimmt wird. Ein Modell kann und soll somit nicht die Realität per sé in ihrer Gesamtheit erfassen, sondern ausgewählte Systemeigenschaften und -funktionen so abbilden, dass diese z.B. mit mathematischen Gleichungen beschreibbar werden.

Es werden beispielsweise folgende Modelle und Modellansätze unterschieden:

- Konzeptionelle (z.B. System-, Prozess- und Wirkungs-Beschreibung, …)
- Mathematisch analytische und numerische (z.B. Lösungen der Differentialgleichung der Grundwasserströmung, ...)
- Geologische und hydrogeologische Strukturmodelle.

Modellierung, Simulation, Berechnung

Kern der hier betrachteten Modellierung ist die Simulation bzw. Berechnung von Grundwasserströmungs- und Stofftransportprozessen im Boden und Grundwasser mit Hilfe numerischer oder analytischer Verfahren auf Basis spezifischer Annahmen. Die Modellierung umfasst dabei einen in der Regel iterativen Prozess mehrerer aufeinander aufbauender Einzelschritte (vgl. Kap. 7.1.4).

Epignose, Prognose

Als Epignose wird das Simulationsergebnis eines Modells für bestimmte Merkmale (z.B. Stoffkonzentration) bezeichnet, das in der Vergangenheit liegt. Die modellgestützte Epignose ermöglicht durch den Vergleich mit erfassten Messwerten eine Kalibrierung des Modells. Als modellgestützte Prognose wird das Simulationsergebnis eines Modells für bestimmte Merkmale bezeichnet, das in der Zukunft liegt. In Abhängigkeit der Randbedingungen wird bei der Prognose vom gleichen Systemverhalten wie bei der Epignose ausgegangen. Diesen Umstand gilt es bei der Interpretation der Prognoseergebnisse zu beachten.

Bilanzraum, Modellraum, Aussageraum, Rand- und Anfangsbedingungen

Die Erarbeitung eines Simulationsmodells bedarf der Abgrenzung des Untersuchungsgebiets von seinem natürlichen Umfeld. Dazu wird das Untersuchungsgebiet in den **Bilanzraum**, den **Modellraum** und den **Aussageraum** unterteilt (vgl. Abb. 7.1). Der begründeten Ausgrenzung dieser Teilräume kommt erhebliche Relevanz zu.

- Der **Bilanzraum** muss alle bezüglich der Aufgabenstellung relevanten hydrogeologischen Strukturen und Einheiten sowie die maßgebenden Gewässer enthalten. Die Bilanzraumbegründung basiert auf einer ober- und unterirdischen Einzugsgebietsanalyse mit ihren hydrologischen, hydrogeologischen und wasserwirtschaftlichen Bedingungen.
- Der **Modellraum** ist der Raum, der vom Berechnungsmodell erfasst wird. Dieser muss innerhalb des Bilanzraumes liegen und nach hydrogeologischen Kriterien ausreichend groß bemessen sein, damit sich die erforderlichen Annahmen für die Randbedingungen nicht ergebnisverfälschend auf den Aussageraum auswirken. Die Abgrenzung des Modellraums muss in den 3 Raumrichtungen erfolgen. Der aus seinem Umfeld bei der Abgrenzung herausgeschnittene Modellraum hat Schnitt- bzw. Grenzflächen, denen die geohydraulischen und hydrochemischen **Rand- und Anfangsbedingungen** nach dem Schnittprinzip zugeordnet werden. Die in Ansatz gebrachten Randbedingungen und deren mögliche Änderung über den Modellzeitraum bestimmen das Modellergebnis erheblich.
- Der **Aussageraum** ist der Raum, für den die gemäß der Aufgabenstellung geforderten Modellaussagen bzw. Ergebnisse zu erbringen sind. Dieser sollte einen ausreichend großen Abstand zu den Modellrändern haben, um Randstörungen bestmöglich zu vermeiden.

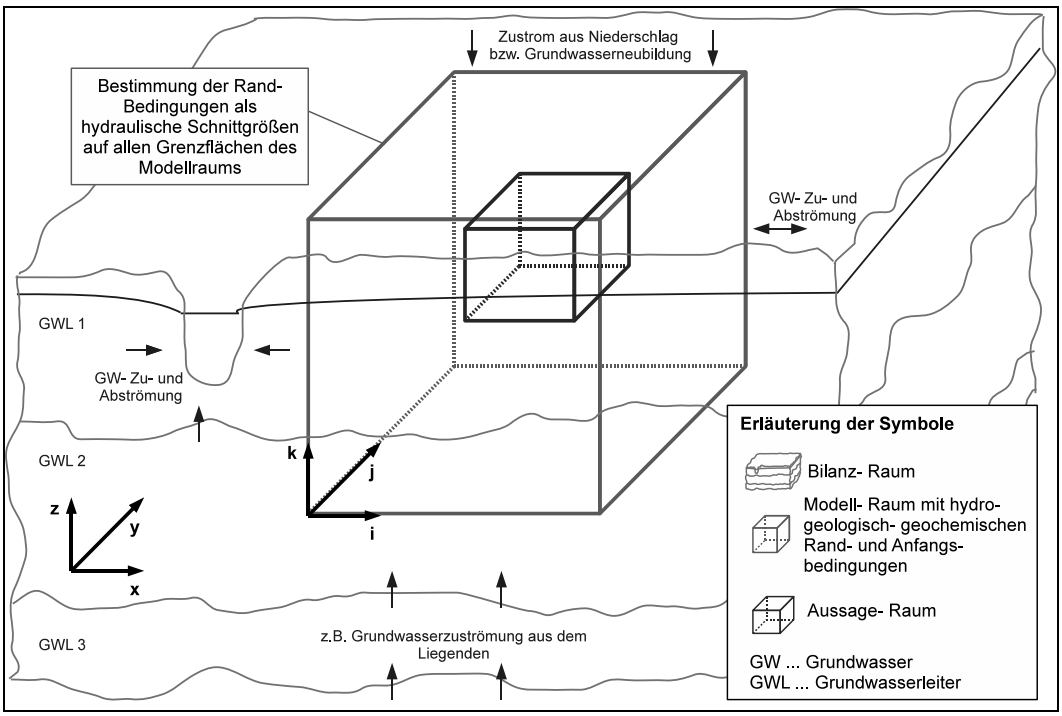


Abb. 7.1: Schematische Darstellung für die räumliche Abgrenzung von Bilanzmodell- und Aussageraum (DGFZ, 2008)

7.1.4 Stufenweises Vorgehen, Arbeitsschritte

Das stufenweise Vorgehen bei der Bearbeitung von Fragestellungen der Altlastensanierung ist allgemein anerkannt. So wird im Kap. 4 das stufenweise Vorgehen zur Umsetzung von MNA-Konzepten vorgestellt und begründet. Diesen Bearbeitungsstufen (kurz: Stufe) können die zur Erarbeitung von Simulationsmodellen erforderlichen Arbeitsschritte (kurz: AS) wie folgt zugeordnet werden:

Stufe I: Prüfung der Voraussetzungen für MNA

AS (1): Grundlagenermittlung/Standortcharakterisierung

AS (2): Aufgaben- und Zielstellung, Anforderungen an die Modellergebnisse

AS (3): Geologisches und hydrogeologisch-geochemisches Strukturmodell

Stufe II: Spezifische Standortuntersuchungen zum Nachweis der Wirksamkeit von NA

AS (4): Berechnungsmodell Grundwasserströmung und Stofftransport

AS (5): Modellberechnungen, Parametersensitivitäten

Stufe III: Prognose und Entscheidung über MNA

AS (6): Ableitung von Aussagen zur Prognose

AS (7): Einzelfallentscheidung, Festlegung von Maßnahmen

Stufe IV: Überwachung und Abschlusskontrolle

AS (8): Monitoring, Prüfung der Zielwerte bzw. Merkmale, Rückfalloptionen

Basis der Modellerarbeitung sind die Ergebnisse der Standorterkundung (vgl. Kap. 5) und Prozessaufklärung (vgl. Kap. 6). In Abb. 7.2 ist ein Ablaufschema zur Verknüpfung der vorbenannten Arbeitsschritte zusammen mit den wesentlichen Iterationsschleifen des Modellierungsprozesses dargestellt.

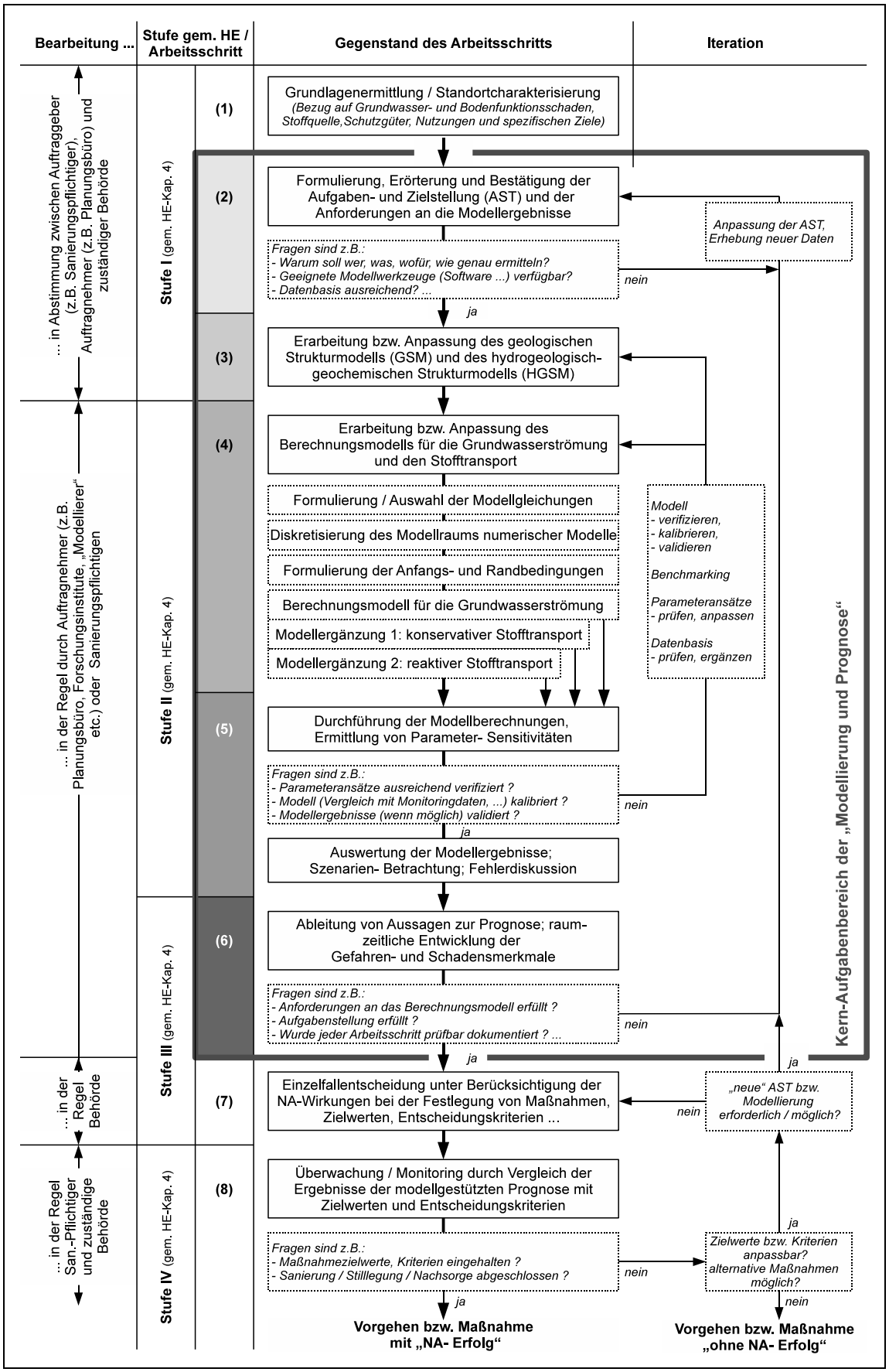


Abb. 7.2: Verknüpfung der Arbeitsschritte zur Modellierung und Einordnung der Arbeitsschritte in die Bearbeitungsstufen I-IV zum stufenweisen Vorgehen

Arbeitsschritt (1) dient der Standortcharakterisierung und somit der Grundlagenermittlung zur Formulierung der Aufgaben- und Zielstellung für die Modellierungsaufgabe. Die Arbeitsschritte (2) bis (6), sind dem Kernaufgabenbereich der „Modellierung und Prognose“ zuzuordnen.

Insgesamt wird in Abb. 7.2 deutlich, dass mit der Ableitung von Aussagen zur Prognose der raum-zeitlichen Entwicklung von Gefahren- und Schadensmerkmalen die Bearbeitung der „Modellierer“ beendet ist und die Verwertung der Ergebnisse im Wesentlichen durch den Sanierungspflichtigen und die zuständige Behörde erfolgt.

Die Bearbeitung durch die „Modellierer“ setzt, wie dies Abb. 7.2 zeigt, erst dann wieder ein, wenn eine entsprechende Anpassung der Aufgabenstellung und somit eine erneute Bearbeitung erforderlich wird. Die Arbeitsschritte (7) und (8) dienen der Verwertung der Modellergebnisse, z.B. als fachliche Grundlage für die Einzelfallentscheidung zur Anordnung von ENA-basierten Sanierungsmaßnahmen, der Verfolgung eines MNA-Konzepts oder z.B. der Anordnung anderer Maßnahmen zum Umgang mit der Schadens- und Gefahrensituation.

Erst nach der Abarbeitung aller Arbeitsschritte kann in Abhängigkeit von den Monitoringdaten der Erfolg oder Nichterfolg der NA-basierten Maßnahmen bzw. Vorgehensweisen festgestellt werden. Sollten die diesbezüglichen Entscheidungskriterien nicht eingehalten werden bzw. neu bestimmt werden, wird ggf. die Formulierung einer neuen Aufgabenstellung für die Modellierung und deren Bearbeitung erforderlich. Gleiches kann gelten, wenn sich die modellbestimmenden Randbedingungen verändert haben.

7.2 Standortbewertung und Strukturmodellerstellung in Stufe I

Arbeitsschritt (1): Grundlagenermittlung/Standortcharakterisierung

Der Arbeitsschritt (1) „Grundlagenermittlung/Standortcharakterisierung“ dient der Identifikation und Bewertung der Standortsituation und somit der Vorbereitung der Aufgaben- und Zielstellung für die Formulierung der Modellierungsaufgabe. Hierbei müssen zu folgenden Punkten Informationen erfasst und bewertet werden:

- Identifikation der Standortsituation bezüglich
  - der Standort-Charakteristika (Nutzungen, Funktionen im Naturhaushalt, ...),
  - der Grundwasser-Strömungsverhältnisse (Daten zur Geologie, Hydrologie, Hydrogeologie, Hydraulik, Untersuchungsprogramme, ...),
  - der Grundwasser-Beschaffenheitsverhältnisse (Daten zur Hydrochemie, Quellen und Senken etc., Untersuchungsprogramme, ...),
  - der Stoffquelle/n (Schadstoffinventar, Verteilung und Stoffmenge im Untergrund, Austragsverhalten etc.),
  - der nutzungsbedingten zusätzlichen Stoffeinträge (z.B. Elektronenakzeptoren) und
  - der Schutzgüter im Umfeld des Schadens.
- Prognose der Entwicklung der Randbedingungen, wie z.B.
  - der Nutzungen, der geplanten Änderungen dieser Nutzungen etc. am Standort und in seinem Umfeld (z.B. Stilllegung einer Deponie, Sanierungs- und Baumaßnahmen, Änderungen an Trinkwasserfassungen und deren Betrieb etc.) und

- der Änderungen des Wasserhaushaltes (Niederschlag, Verdunstung, Abfluss, Wasserstand etc. z.B. auf Basis von ortkonkreten Bewertungen des Deutschen Wetterdienstes).

Letztlich gilt es zur Standortcharakterisierung in Bezug auf die sich ergebenden Fragestellungen zur Modellierung und Prognose der NA-Wirkungen auf die Entwicklung von Gefahren- und Schadensmerkmalen u.a. folgende Fragen zu klären:

- Welche Gefahren gehen auf welche Schutzgüter von den Schadstoffquellen aus?
- Welche schutzgutspezifischen Ziele bzw. Zielwerte können benannt werden bzw. welche Ziele bzw. Zielwerte werden für bestimmte Schadensmerkmale erstrebt?
- Welche Maßnahmen zur (bau-) technischen Minderung bzw. Beseitigung des Schadens und welche Möglichkeiten zur natürlichen bzw. stimulierten natürlichen Minderung bzw. Beseitigung der Schaden- und Gefahrensituation stehen zur Auswahl bzw. gilt es zu untersuchen?
- Wie können diese Maßnahmen und Ziele mit den Möglichkeiten der Modellierung erfasst und in Alternativen/Szenarien untersucht sowie deren Wirkungen prognostiziert werden?

Arbeitsschritt (2): Aufgaben- und Zielstellung

Der Arbeitsschritt (2) „Aufgaben- und Zielstellung“ umfasst die zur Erarbeitung, Erörterung, Abstimmung und Bestätigung der Aufgaben- und Zielstellung für die Modellerarbeitung und Auswertung erforderlichen Arbeiten. Im Rahmen dieses Arbeitsschritts muss Klarheit darüber geschaffen werden, „warum, was mit welchen Anforderungen ...“ durch Modellsimulationen ermittelt werden soll. Dies sollte auch eine Diskussion beinhalten, inwiefern die Ergebnisse der Modellierungsberechnungen bei der Beantwortung der (z.B. behördlichen) Fragestellungen zum Umgang mit der Schadens- und Gefahrensituation helfen können.

Erfolgt eine solche Erörterung nicht, können nach Abschluss der Modellierungsarbeiten erhebliche Differenzen zwischen den (vorab ggf. nicht formulierten) Erwartungen und den (vorhandenen) Möglichkeiten des Modells liegen. In der Praxis führte dies bisher oft dazu, dass die Bearbeitung nochmals mit geänderter Ziel- und Aufgabenstellung erfolgen muss.

Insgesamt muss in der Aufgaben- und Zielstellung erkenntlich werden, an welchen konkreten Orten und Zeitpunkten welche Modellaussagen bzw. -Ergebnisse erbracht werden sollen. Die Erarbeitung der Aufgabenstellung erfolgt in der Regel schrittweise wie folgt:

- In einem ersten Schritt muss der Auftraggeber die Aufgabenstellung ziel- und entscheidungsorientiert ausrichten und entwerfen (Voraussetzung ist die Erforderlichkeit der Modellbearbeitung).
- In einem zweiten Schritt gilt es nun mit einem erfahrenen „Modellierer“ (Auftragnehmer, z.B. Planungsbüro, Forschungsinstitute etc.) zu klären, inwieweit diese Ziele realistisch und erfüllbar sind (modelltechnische Umsetzung der relevanten Prozesse und deren Verknüpfungen).
- In einem dritten Schritt gilt es die entworfene Aufgaben- und Zielstellung auch mit den zuständigen Fach- und Vollzugsbehörden abzustimmen, ggf. zu ergänzen und im Rahmen einer Erörterung letztlich verbindlich zu bestätigen.

Folgende Fragen sind bei dieser Bearbeitung zu beantworten:

- Warum wird die Erarbeitung eines Modells erforderlich (Veranlassung)?
- Was soll modelliert und prognostiziert werden (Schadensmerkmale etc.)?

- Welche Anforderungen werden an das zu erarbeitende Berechnungsmodell gestellt?
  - Welche Aussagen werden erwartet?
  - Welche Genauigkeit und Aussagesicherheit wird erwartet?
  - Welche Entscheidungen sollen abgeleitet werden?
  - Werden Szenarien- bzw. Varianten- Berechnungen gefordert?
  - Ist die Weiterbearbeitung des Modells z.B. beim Auftraggeber geplant?
- Wer soll die Modellerarbeitung und Auswertung durchführen (Behörde, Auftragnehmer)?
- Welche Informationen und Daten liegen vor?
  - Sind vorliegende Informationen und Daten als Basis zur Beantwortung der Fragestellung geeignet?
  - Mit welchem Aufwand können weitere Daten erhoben werden?
  - Welche Daten bzw. Dateien sollen in welchen Formaten am Ende der Bearbeitung übergeben werden?
- Welche (geeigneten) Modellwerkzeuge (Software ...) stehen zur Verfügung?
- Welcher Aufwand kann bzw. muss für die Modellerarbeitung und Auswertung geplant werden?

Arbeitsschritt (3): Erstellung des hydrogeologisch-geochemischen Strukturmodells

Übersicht

Das hydrogeologisch-geochemische Strukturmodell (**HGSM**) bildet die Basis für das Grundwasserströmungs- und (reaktive) Stofftransportmodell mit dem die Wirkungen der natürlichen Rückhalte- und Abbau-Prozesse im Modellraum bilanziert werden können. Hydrogeologisch-geochemische Strukturmodelle basieren auf geologischen Strukturmodellen (**GSM**), wobei den geologischen Raumelementen dieser Modelle repräsentative geohydraulische und geochemische Transfer- und Speichereigenschaften zugewiesen werden. Diese werden z.B. durch die geohydraulischen Modellparameter wie Porosität, Porenanteil, Kompressibilität, Speicherkoeffizient, Sättigung und geohydraulische Durchlässigkeit beschrieben.

Abb. 7.3 zeigt ein Ablaufschema zum Aufbau eines hydrogeologisch-geochemischen Strukturmodells. Hierbei wird zunächst eine Datenbank aufgebaut, in der die verfügbaren Primär- und Sekundärdaten aus Bohrungen, geologischen Karten etc. als Punktdaten erfasst werden. Hierauf aufbauend kann das geologische Strukturmodell (GSM) und das hydrogeologisch-geochemische Strukturmodell (HGSM) erstellt werden.

Primärdaten sind geologische und hydrogeologische Daten, die durch eine direkte Ansprache eines geologischen Aufschlusses (Bohrungsaufnahme, Kartierung etc.) bzw. durch hydrogeologische Felduntersuchungen entstehen (Pumpversuche, Schluckversuche, Durchflussmessungen etc.). **Sekundärdaten** sind geologische und hydrogeologische Daten, die in vorangegangenen Untersuchungen durch Interpretation eines Bearbeiters aus Primärdaten abgeleitet wurden (vorhandene geologische Schnitte, Hydroisohypsenpläne, Parameterkarten etc.).

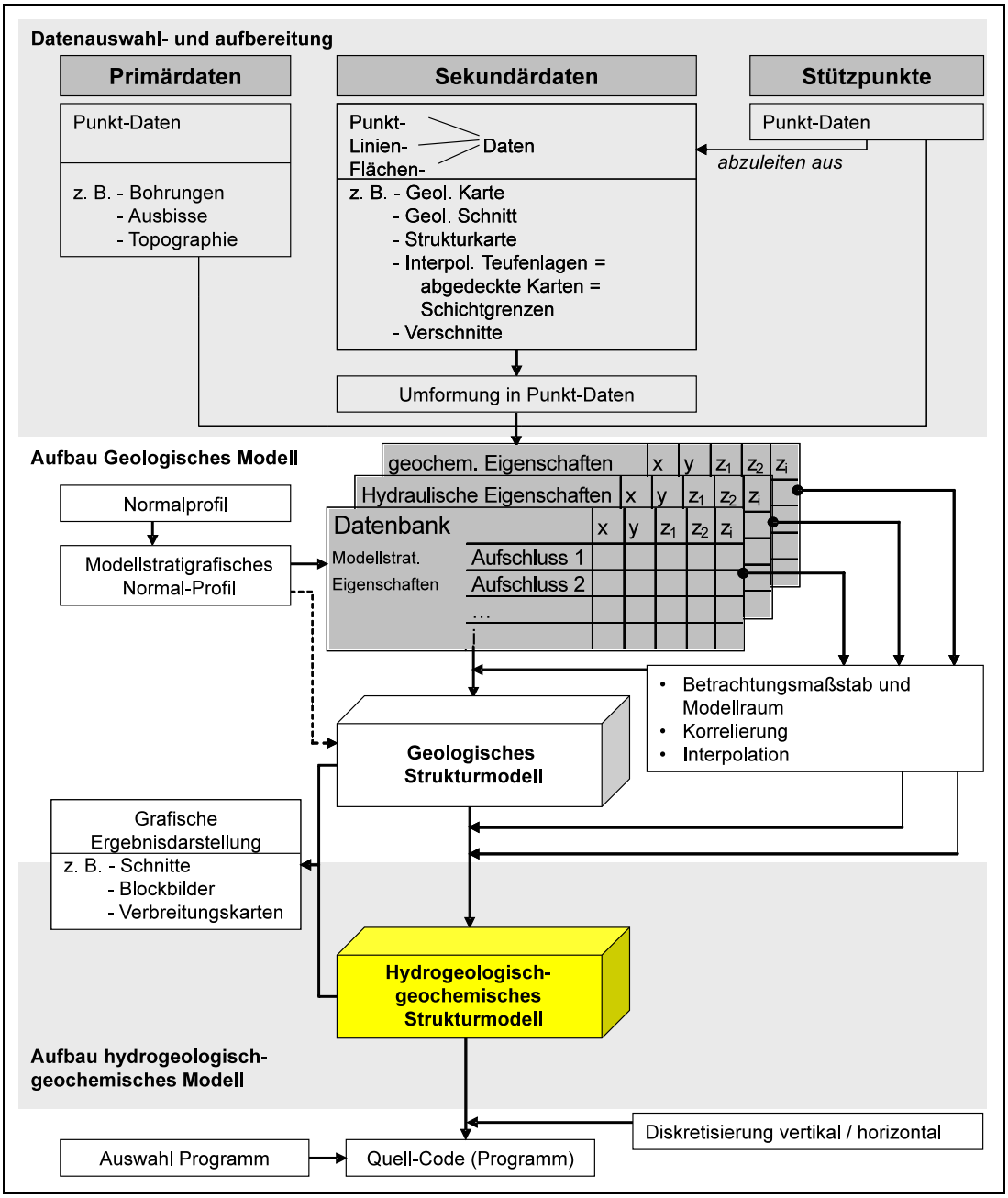


Abb. 7.3: Ablaufschema zur Erstellung eines hydrogeologisch-geochemischen Strukturmodells (DGFZ, 2006)

Arbeitsschritt (3.1): Aufbau eines geologischen Strukturmodells (GSM)

Das geologische Strukturmodell (GSM) ist eine abstrahierte Abbildung geologischer Elemente (Körper, Flächen oder Linien) und ihrer Lage zueinander im geologischen Raum, unabhängig von ihren hydrogeologischen und hydrochemischen Eigenschaften. Ziel der Erstellung eines geologischen Strukturmodells (GSM) ist es, neben der idealisierten Abbildung der geologischen Verhältnisse im Modellraum, eine **Datenbank** mit Punktdaten der Geologie für den Modellraum aufzubauen, die unabhängig ist von

- quantifizierten Transfer- und Speichereigenschaften der die Struktur bildenden geologischen Elemente (Parametrisierungen) und

- den für die weitere Modellierung der Grundwasserströmung ins Auge gefassten prozessbeschreibenden mathematischen und/oder numerischen Ansätzen

Somit werden die geologischen Daten von den späteren Elementeigenschaften des Strömungsmodells getrennt gehalten. Die geologischen Daten sind per se unabhängig von den mathematischen und/oder numerischen Ansätzen des Strömungsmodells. Die späteren Elementeigenschaften, wie z.B. hydrogeologische Parameter, sind hingegen von diesen Ansätzen abhängig. Das GSM bietet die Möglichkeit, den Modellraum für das Strömungsmodell sowie auch die Modellfinitisierung je nach Aufgabenstellung zu einem späteren Zeitpunkt frei zu wählen und erforderlichenfalls mit relativ geringem Aufwand zu ändern.

Die Lokalisierung der Punkt-, Linien- und Flächendaten innerhalb des Modellgebietes ist ein erster Schritt des Modellaufbaus. Die Zusammenstellung und Vorhaltung dieser Daten erfolgt in einer Datenbank, in der alle primären und sekundären Daten zusammengestellt sind. Diese dienen der Ausgrenzung der modellstratigrafischen Einheiten. Es wird die Unterscheidung zwischen Primärdaten und Sekundärdaten empfohlen, da sich letztere von ersteren durch einen höheren Grad an Subjektivität (abhängig von der Methode der Datengewinnung, der aktuellen dem GSM zugrunde liegenden Modellvorstellung und dem Bearbeiter) unterscheiden.

Als nächster Schritt folgt die Übertragung der geologischen Informationen in den geologischen Raum. Dazu dienen die Arbeitsschritte „Korrelierung“ und „Interpolation“. Mit der Korrelierung werden gleiche stratigrafische Einheiten verschiedener Punktdatenquellen miteinander verbunden. Die Interpolation dient der räumlichen Zuordnung von z-Koordinaten der stratigrafischen Einheiten zwischen den Aufschlusspunkten. Die Interpolation ist der wichtigste Schritt, der die Summe von Einzelinformationen in ein Modell raumfüllender Strukturen überführt.

Die Veranschaulichung räumlicher geologischer Strukturen erfolgt insbesondere mit Hilfe geologischer Schnitt-, Schnittkreuz- oder Blockmodelle. Auch dient die Darstellung einzelner Schichten eines Blockmodells oder die Folge von Vertikalschnitten durch solch ein Modell der besseren Veranschaulichung.

Arbeitsschritt (3.2): Aufbau des hydrogeologisch-geochemischen Strukturmodells (HGSM)

Das hydrogeologisch-geochemische Strukturmodell (HGSM) enthält abstrahierte Darstellungen zur geologischen Struktur des Untergrundes, seiner geohydraulischen Eigenschaften sowie zur chemischen Beschaffenheit des Grundwassers und des Grundwasserleiters. Das HGSM ist somit die Basis systembeschreibender Prozessmodelle und muss daher alle wesentlichen Systeminformationen enthalten.

Analog zum Vorgehen für den Aufbau des geologischen Strukturmodells wird empfohlen, die Zuweisung geohydraulischer und geochemischer Eigenschaften für die modellstratigrafischen Einheiten unabhängig von einer späteren mathematischen Weiterverarbeitung der Daten zu organisieren. Dazu sollte der Modellraum analog der modellstratigrafischen Einheiten in geohydraulisch-geochemische Struktureinheiten unterteilt werden, die durch einheitliche geohydraulische und stoffliche Eigenschaften charakterisiert werden.

Gemeinhin wird für die Zuweisung der Eigenschaften für die geohydraulisch-geochemischen Struktureinheiten von der Geometrie der modellstratigrafischen Einheiten des geologischen Strukturmodells ausgegangen. Geologische Strukturen können jedoch unabhängig von den modellstratigrafischen Einheiten geohydraulische oder stoffliche Eigenschaften aufweisen, die zu eigenständigen geohydraulisch-geochemischen Struktureinheiten führen können. So treten beispielsweise im Untergrund in Scherzonen, Klüften etc. geohydraulische Eigen-

schaften auf, die sich über die Grenzen von geologischen Körpern hinaus erstrecken und von diesen weitgehend unabhängig sind.

Die Daten des HGSM sind so in einer Modelldatenbank zu dokumentieren, dass die Aktualisierung des Datensatzes z.B. durch Hinzufügen neuer Aufschlüsse und somit die Anpassung des geologischen Strukturmodells (GSM) und des hydrogeologisch-geochemischen Strukturmodells (HGSM) einfach möglich ist.

Arbeitsschritt (3.3): Finitisierung/Diskretisierung

Mit der **Finitisierung** des hydrogeologisch-geochemischen Strukturmodells wird der Modellraum geometrisch in einzelne finite Elemente mit bestimmten räumlichen Abmessungen geteilt. Finitisiert wird das hydrogeologisch-geochemische Strukturmodell (HGSM), nicht das geologische Strukturmodell (GSM). Der Modellraum wird dann durch die Summe aller gebildeten finiten Elemente, deren Anordnung zueinander und deren Eigenschaften bestimmt. Hierbei werden jedem einzelnen finiten Element geohydraulische und geochemische Eigenschaften der geohydraulisch-geochemischen Struktureinheiten zugewiesen. Die Wahl der Größe und Form der finiten Elemente bzw. Modellelemente hängt vor allem von der Aufgaben- und Zielstellung der Modellierungsaufgabe sowie des gewählten Simulationsverfahrens ab.

Diskretisierung hingegen beschreibt die Überführung von mathematischen Differential- in Differenzenoperatoren und hängt somit von der Art des gewählten numerischen Verfahrens ab. Die zugehörige Differenzengleichung gilt für das diskretisierte Modell. Für jede Diskretisierung werden Differenzengleichungen aufgestellt, die zu einem lösbaren linearen Gleichungssystem zusammengefasst werden. Diskretisiert werden somit die prozessbeschreibenden partiellen Differentialgleichungen.

Modellelemente sind Raumelemente eines hydrogeologischen Strukturmodells, die durch Finitisierung (räumlich Fragmentierung) gebildet wurden, und denen einheitliche geohydraulische und geochemische Eigenschaften (Materialkennwerte) zugewiesen werden.

Wurden die hydrogeologisch-geochemischen Strukturmodelle mit Modellwerkzeugen wie GMS[1] gebildet, sind sie in Abhängigkeit der Möglichkeiten des gewählten Programmcodes direkt auf beliebige Netzstrukturen oder finite Elemente abbildbar. So entstehen ein-, zwei- oder dreidimensionale geometrische Raum- bzw. Modellelemente mit hydrogeologisch-geochemischen Eigenschaften. Die erreichbare Flexibilität in der Finitisierung bringt erhebliche Vorteile für die numerische Strömungs- und Transportmodellierung, weil die Änderung der Finitisierung ausgehend von einer einheitlichen Datenbasis einfach möglich wird. So ermöglicht es z. B. GMS 6.0 direkt die Materialparameter in das numerische Modellsystem MODFLOW[2] aber auch auf andere finite Differenzen- und finite Element-Modellsysteme zu übertragen. Beispielsweise sind folgende Finitisierungen eines hydrogeologisch-geochemischen Strukturmodells denkbar:

Die Mächtigkeit eines Modellelementes ist an die geohydraulisch-geochemische Struktureinheit gebunden. Die Modellelemente erstrecken sich in der Vertikalen über die gesamte geohydraulisch-geochemische Struktureinheit.

- <u>Vorteil:</u> Einfachere und übersichtlichere Parametrisierung.

---

[1] GMS - *Groundwater Modelling System,*
siehe link: <http://www.ems-i.com/GMS/GMS_Overview/gms_overview.html>

[2] MODFLOW, siehe link: <http://www.visual-modflow.com>

- Nachteil: Nachträgliche Änderungen im Datenbestand können die Änderung der Finitisierung erzwingen, um die aktualisierten geologischen und geohydraulischen bzw. geochemischen Strukturen adäquat abbilden zu können.

Die Mächtigkeit eines Modellelementes ist nicht an die geohydraulisch-geochemischen Struktureinheiten gebunden. Mehrere Modellelemente in z-Richtung können zu einer geohydraulisch-geochemischen Struktureinheit gehören. Umgekehrt können bei entsprechenden Mächtigkeiten mehrere geohydraulisch-geochemische Struktureinheiten zu einem Modellelement zusammengefasst werden. Die Zugehörigkeit der Modellelemente mit einheitlichen z-Koordinaten zu den geohydraulisch-geochemischen Struktureinheiten kann lateral variieren.

- Vorteil: Flexiblere Abbildung der geologischen und geohydraulischen Strukturen.
- Nachteil: Aufwändigere Pre- und Postprocessing-Tools aufgrund einer stärkeren Generalisierung.

7.3 Strömungs- und Stofftransportmodelle in Stufe II

Arbeitsschritt (4): Berechnungsmodell für die Grundwasserströmung und den Stofftransport

Übersicht

Die Strömungs- und Transportprozesse im Boden und Grundwasser sind über Gleichungen miteinander gekoppelt, die auf

- den physikalischen Grundlagen der Massenerhaltung und der linearen Impulsbilanz sowie
- dem Kontinuummodell (jede im Modell erfasste Phase erfüllt den betrachteten Raum gleichermaßen kontinuierlich)

basieren, und durch die Wirkungen der Stofftransportprozesse, wie

- die molekulare Diffusion,
- die vom Fluidstrom bewirkte hydrodynamische Dispersion und
- die Advektion bzw. Konvektion

sowie von

- den Stoffspeicher- (Sorption/Desorption sowie Fällung/Lösung etc.) und
- Reaktionsprozessen (mikrobieller Abbau, geochemische Reaktionen)

beeinflusst werden. Die Lösung dieser Gleichungen erfordert die Bestimmung der standortspezifischen und technisch-technologischen Anfangs- und Randbedingungen.

Der in Abb. 7.4 dargestellte Ausschnitt aus dem Ablaufschema zur iterativen Bearbeitung von Aufgaben zur Modellierung fasst ausgehend vom hydrogeologisch-geochemischen Strukturmodell (HGSM) die erforderlichen Arbeitsschritte zur Erarbeitung des Berechnungsmodells für die Grundwasserströmung und den konservativen und reaktiven Stofftransport zusammen.

Das schrittweise Vorgehen ist hierbei dadurch gekennzeichnet, dass zunächst ein konzeptionelles Modell in Form analytischer oder numerischer Notation (1-, 2- oder 3-dimensionale Struktur, stationär/instationär, isotrop/anisotrop, homogen/inhomogen, gesättigt/ungesättigt, Ein- bzw. Mehrphasensystem etc.) entsprechend der Aufgaben- und Zielstellung erarbeitet wird und anschließend in der Regel zunächst das Grundwasserströmungsmodell mit den systembestimmenden Rand- und Anfangsbedingungen erarbeitet und in einer ersten Iteration berechnet, verifiziert und kalibriert wird.

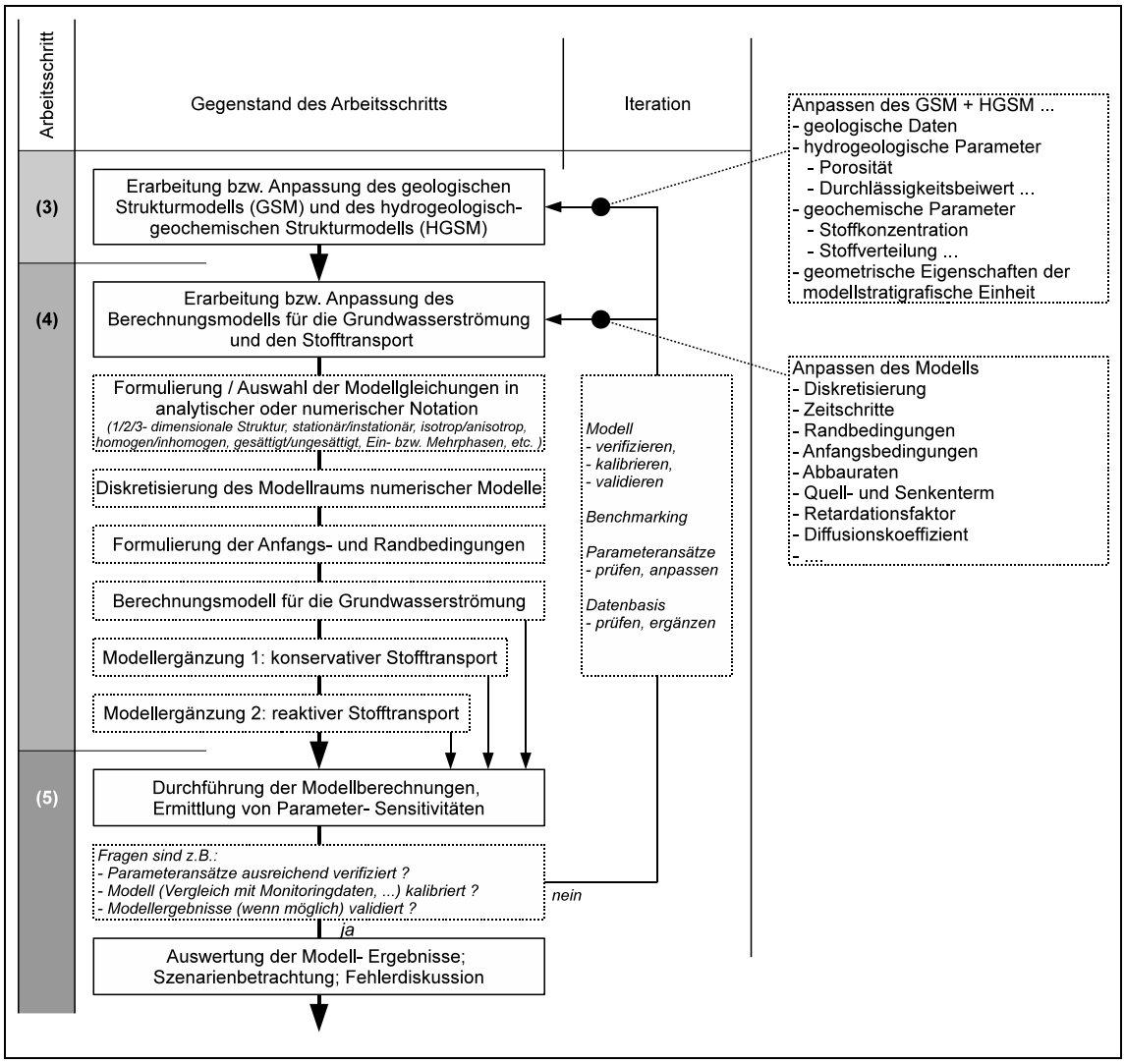


Abb. 7.4: Schema zur iterativen Bearbeitung von Aufgaben der Modellierung und Prognose (vgl. auch Abb. 7.2)

Bei dieser Verifikation kommt der Prüfung der Randbedingungsverträglichkeit erhebliche Bedeutung zu. Insbesondere Randbedingungen der ersten Art sind bezüglich der Bilanzierbarkeit der von ihnen bewirkten Wasser- und Stoffflüsse im Bereich zwischen Bilanz- und Modellraum zu verifizieren. Hierbei können die ersten (modellspezifischen) Erfahrungen mit dem Strömungsmodell (Parametersensitivitäten etc.) gesammelt werden. Diese Erfahrungen sind bei den Modellergänzungen um die Wirkungen der Stofftransportprozesse hilfreich. Das Gesamtmodell ist zu kalibrieren und zu validieren. Letztlich gilt es, die Modellergebnisse zusammenzufassen, ggf. Varianten- bzw. Szenarienbetrachtungen durchzuführen und eine Fehlerdiskussion anzuschließen.

Arbeitsschritt (4.1): Formulierung des Strömungsmodells

Die Formulierung eines Strömungsmodells für eine fluide Mischphase im Untergrund setzt voraus, dass die fluide Mischphase mobil ist und nicht immobilisiert an die Feststoffmatrix gebunden wurde und dass sie kohärent verteilt vorliegt, d.h. dass sie einen kohärenten Fluid- bzw. Phasenkörper im Untergrund in den konnektiven Hohlraumstrukturen der Feststoffmatrix (Porenkanäle, Klüfte, …) bildet. Treibende Kraft der Strömung solch eines mobilen, kohärenten Fluidkörpers in den konnektiven Hohlraumstrukturen des Untergrundes ist das StrömungsPotential. Die geometrisch bedingte Wegsamkeit dieser Hohlraumstrukturen widerspiegelt die spezifische Permeabilität des Untergrundes als tensorieller Materialkennwert unabhängig von der kinematischen Zähigkeit des strömenden Fluids.

Die Ableitung der Strömungsgesetze im Untergrund erfolgt an einem repräsentativen Elementarvolumen (REV). Das REV ist ein Raumkörper im Untergrund, der so groß ist, dass Effekte einzelner Poren, Porenkanäle oder Klüfte integral im zu betrachtenden mittleren Verhalten reflektiert werden. Obwohl klar ist, dass der Untergrund ein Vielstoff- bzw. Mehrphasensystem ist, wird er als homogen durchströmt betrachtet, so als ob keine andere als die betrachtete strömende Fluidphase im REV existieren würde.

Im Gegensatz zur Festkörpermechanik ist man in der Fluidmechanik gezwungen, eine Aussage über die Massenteilchen zu treffen, die in einen räumlich fixierten Kontrollraum ein- und ausströmen und in ihm gespeichert oder von ihm wieder freigesetzt werden. Diese Aussage erfolgt über eine Fluidstrom-Bilanzgleichung. Die Fluidströmungsgleichungen bedürfen zu einer Lösung in der Regel der Umformung zu algebraischen Gleichung mittels numerischer Verfahren. Finiten Differenzen-, Elemente- bzw. Volumen- Verfahren fällt dabei eine Schlüsselrolle zu.

Arbeitsschritt (4.2): Formulierung eines Stofftransportmodells

Wie bei den Fluidströmungsmodellen gilt es auch bei der Stofftransportmodellierung, eine Fluss- und eine Massenbilanzgleichung zu formulieren und erstere in letztere zu einer Gesamtgleichung des reaktiven Stofftransports zu implementieren. Die Reaktionsprozesse gilt es durch Teilmodelle zu erfassen und in die Massenbilanzgleichung einzusetzen.

Prognosemodelle des reaktiven Stofftransports widerspiegeln stets die NA-Wirkungen gemeinsam mit den Wirkungen anthropogener Maßnahmen, die in der Regel über die Randbedingungen bzw. den Quellen- und Senkenterm im Modell erfasst werden, als Änderung der Stoffkonzentrationen c der betrachteten Stoffe i in jeder der betrachteten Phasen des Bodens bzw. des Untergrundes j bzw. als Summe in allen betrachteten Bodenphasen.

Die anthropogenen Maßnahmen (z.B. technische Stoffzufuhr und Entnahme) werden dabei in den Randbedingungen und Quell- und Senkentermen der Fluidströmungs- und Stofftransportmodelle mit erfasst. Die Stoffstrombilanzgleichung gilt es für jeden der zu betrachtenden **Stoffspezies i** ($i = 1,...,I$) in jeder der zu betrachtenden **Modellphasen j** ($j = 1,...,J$) zu formulieren, so dass ein Gleichungssystem mit $I \times J$- Gleichungen in Form partieller Differentialgleichungen entsteht.

Bei der Erarbeitung des mathematischen Modells sind sämtliche relevanten Prozesse zu erfassen und quantitativ zu beschreiben, d.h. insbesondere die in sie eingehenden Prozessparameter festzulegen und sämtliche Spezifika des Vorgangs, d.h. die Anfangsbedingungen bei nichtstationären Vorgängen, die Transferprozesse, sowie die Quellstärken, die sich als innere Quellen oder Randbedingungen äußern, festzulegen. Hierbei erweist sich oft die Bestimmung von Prozessparametern als schwierig, da diese nicht direkt messbar sind,

sondern nur durch eine indirekte Messung des Prozessgeschehens und aufgrund der angenommenen Prozessbeschreibung erhältlich sind.

Als Quellen- und Senkenterm der oben benannten Stofftransportgleichung werden z. B. folgende **Stofftransferprozesse** betrachtet:

- Zufuhr- und Entnahmeprozesse wie z.B. der Stoffentzug durch Grundwasserentnahmebrunnen oder die Stoffzufuhr durch Düngung, Ablagerungen, Infiltrationsbrunnen,
- Phasentransferprozesse wie z. B. Ionenaustausch, Sorption, Lösung/Fällung, Lösung/ Verflüchtigung,
- Phaseninterne Prozesse wie Säure/Base- oder Oxidation/Reduktions-Reaktionen.

Der Stofftransfer zwischen den jeweils zu betrachtenden Transferteilsystemen wird in der Regel durch einen Vor- und Rücktransfer gebildet. Ist der Vor- und Rücktransfer gleich groß, spricht man davon, dass sich die zwei Transferteilsysteme im dynamischen Gleichgewicht befinden, sonst spricht man von Nichtgleichgewicht. Hierbei werden schnelle (spontane) und langsame (kinetische) Reaktionen unterschieden (vgl. Abb. 7.5). Im Falle eines langsamen Transfers sind kinetische Formulierungen der Reaktionsgleichungen notwendig, dies gilt oftmals für biologisch unterstützte Abbaureaktionen aber auch für Sorptionsvorgänge.

Bei den **Gleichgewichtsformulierungen** werden Formulierungen einer Spezies bzw. Komponente (Einzelstoffgleichgewichte) von solchen mehrerer sich gegenseitig beeinflussender (konkurrierender) Spezies (Mehrstoffgleichgewichte) unterschieden:

- Bekannte **Einzelstoff-Gleichgewichtsformulierungen** stellen z.B. die Sorptionsisothermen dar. Sie beschreiben die Gleichgewichtsverteilung eines bestimmten Stoffes i z.B. zwischen der aquatischen (aq) und der festen (s) Phase des Untergrundes $c_i(aq) \leftrightarrow c_i(s)$ für eine konstante Temperatur (z.B. T = 25 °C) für den Fall, dass andere Stoffe i ≠ ii diese Verteilung des Stoffs i zwischen den Phasen aq (*aqueous*) und s (*solid*) nicht beeinflussen. Für erste Einschätzungen nutzt man oftmals die Isothermenmodelle nach HENRY, FREUNDLICH und LANGMUIR. In vergleichbarer Weise wird auch die Verteilung eines Einzelstoffes (z.B. des Sauerstoffs) zwischen der wässrigen (aq) und der gasförmigen (g) Phase $c_{O2}(g) \leftrightarrow c_{O2}(aq)$ formuliert.
- Die wohl bekannteste **Zweistoff-Gleichgewichtsformulierung** ist die Formulierung des Austausches von Ionen an einem bestimmten Ionenaustauscher. Auch hier wird oftmals eine konstante Temperatur postuliert und die Konkurrenz anderer Ionen (als die zwei betrachteten) um die Austauschplätze außer Acht gelassen.
- **Multiple-Stoff-Gleichgewichtsformulierungen** berücksichtigen die Wechsel/Konkurrenzwirkungen, die für die Prozesse im Untergrund zumeist nicht außer Acht bleiben können. PHREEQC ist das derzeit wohl bekannteste und am häufigsten genutzte Programmsystem, das derartige multiple Stoff-Gleichgewichtsformulierungen erfasst.

Nicht-Gleichgewichtsformulierungen bzw. **kinetische Formulierungen** beschreiben stets **Raten**, mit denen Ausgangsstoffe bzw. Ausgangszustände in Produkte bzw. veränderte Zustände übergehen.

- Grundsätzlich unterscheidet man Formulierungen, die für Zeit $t \rightarrow \infty$ in Gleichgewichtsformulierungen übergehen von solchen, die dies nicht tun.
- Reaktionskinetiken klassifiziert man in solche 0., 1. bzw. höherer Ordnung.
- Bekannte Einzelstoffformulierungen für biotische Transformationsprozesse bestimmter organischer Stoffe sind z.B. die MICHAELIS-MENTEN-Kinetik oder die MONOD-Kinetik. Erstere berücksichtigt bei der Transformation des betrachteten Einzelstoffs die Enzymaktivität der Mikroorganismen bei konstanter Populationsdichte, letztere auch das Wachstum der Population.

- Bei der HALDANE-Kinetik ist ergänzend zur MONOD-Kinetik ein Term zur Berücksichtigung einer toxizitätsbedingten Inhibierung implementiert.

Die Mehrstoff- bzw. Mehrkomponenten-Formulierungen des Stofftransfers erfordern natürlich auch die Mehrstoff- bzw. Mehrkomponenten-Formulierung des Transports durch den Untergrund. Dazu ist eine konsistente Festlegung von Anfangs- und Randwertkonzentrationen der zu betrachtenden Spezies in allen Phasen sowie der benötigten kinetischen (z.B. Wachstums- und Abbauraten, MONOD- und Inhibitionskonstanten, Austauschkoeffizienten), der stöchiometrischen Parameter, der Phasenübergangsparameter (z.B. max. Sorptionskapazität, Formparameter, Austauschraten) und Ertragskoeffizienten für das identifizierte Reaktionsschema notwendig. Fasst man die phasentransfer- und phaseninternen Prozesse unter dem Begriff der Reaktion zusammen, so lässt sich der in Abb. 7.5 dargestellte Überblick über die maßgebenden Reaktionen geben.

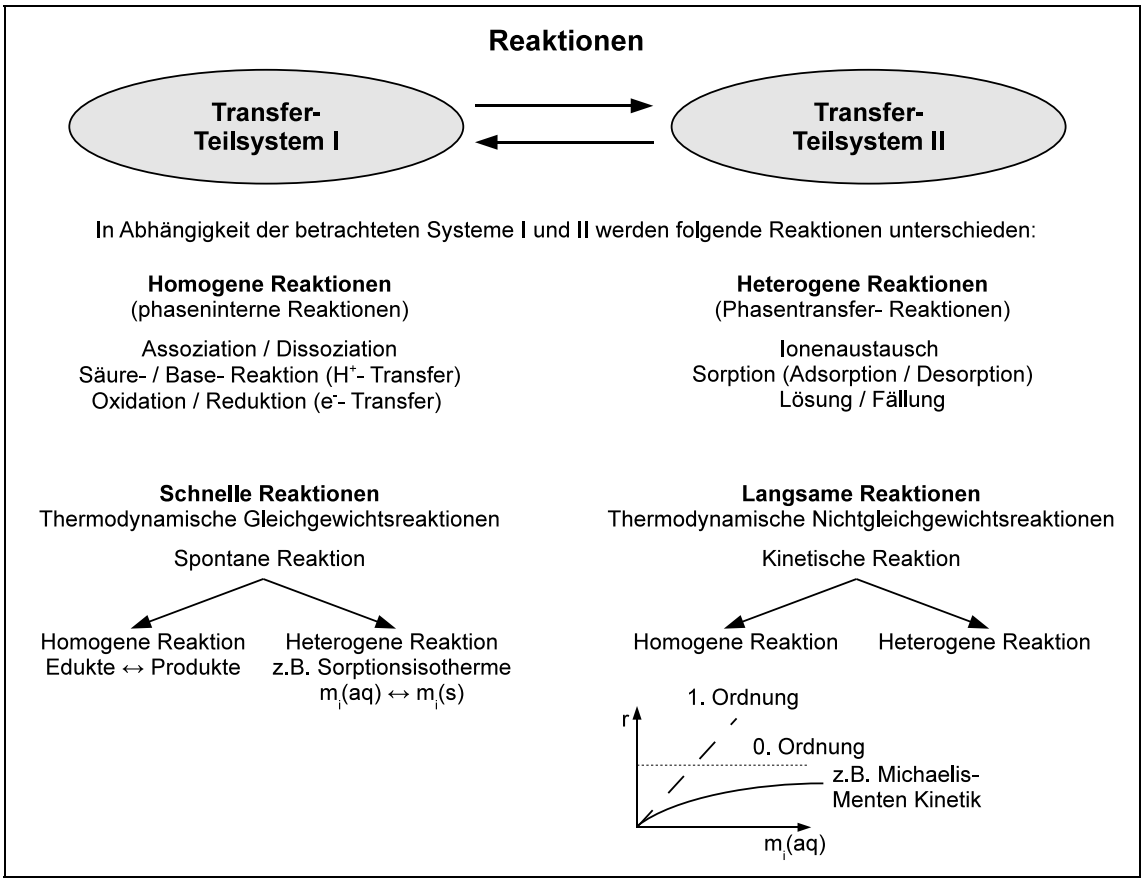


Abb. 7.5: Übersicht über maßgebende Reaktionen im Untergrund (vgl. DGFZ, 2008)

Zur Bildung handhabbarer reaktiver Stofftransportmodelle ist eine sehr weitgehende Abstraktion auf die maßgebenden Prozesse unerlässlich. Dies betrifft sowohl die Beschränkung auf möglichst wenige Modellphasen, zwischen welchen die Modellstoffe transferiert werden, als auch auf möglichst wenige Modellstoffe, deren Transfer von stöchiometrischen Gleichungen strukturiert wird.

Immer wieder wird man bemüht sein, möglichst mit nur einer mobilen Fluidphase und nur einer immobilen Phase auszukommen. Das 2-Phasenmodell mobil/immobil hat deshalb bislang die weitaus größte praktische Relevanz erlangt. Auch wird man sich bei eigener Modellbildung bemühen, die Anzahl der Modellstoffe und die Anzahl der sie vernetzenden

stöchiometrischen Gleichungen möglichst gering zu halten, jedoch ohne das abzubildende chemische Reaktionssystem wesentlich zu beschneiden.

Weiterführende Details zu den spezifischen Problemen und Lösungsansätzen bei der Erarbeitung von Simulationsmodellen für die Fluidströmung und den reaktiven Stofftransport wurden im KORA-Papier „Systemanalyse, Modellierung und Prognose der Wirkungen natürlicher Schadstoffminderungsprozesse – eine rezente Synopse“ zusammengefasst (DGFZ, 2008).

Arbeitsschritt (5): Durchführung von Modellberechnungen

Arbeitsschritt (5.1): Modellkalibrierung

Für die Kalibrierung des Gesamtmodells werden normalerweise mehrere Iterationsschleifen benötigt (vgl. Abb. 7.4). Dies gilt insbesondere für instationäre Berechnungen, die lange Epignosezeiträume abdecken sollen. Bei jedem Iterationsschritt gilt es dabei zu bewerten, ob auch das geologische Strukturmodells (GSM) und das hydrogeologisch-geochemische Strukturmodells (HGSM) z.B. durch Ergänzung der geologischen Datenbasis oder der geometrischen Eigenschaften der modellstratigrafischen Einheit anzupassen ist. Weiterhin gilt es bei Stofftransportproblemen die Änderungen der Massendichte, der Fluid-Viskosität und der Durchlässigkeitstensoren gegenüber der reinen Strömungsberechnung zu bewerten und wenn diese nicht vernachlässigbar sind, entsprechend zu berücksichtigen.

Grundsätzlich muss ein zur Prognose herangezogenes Modell sowohl kalibriert als auch validiert sein. Diese Schritte sollten getrennt dokumentiert werden. Nichtstationäre Prognosemodelle sind dabei auf Basis langjähriger Monitoringdaten zu kalibrieren. Falls Modelle vorhanden sind, kann der Validierungsschritt im Rahmen einer Modellpflege durchgeführt werden.

Die Begriffe „Kalibrieren“, „Verifizieren“, „Validieren“ und „Eichen“ werden im Allgemeinen wie folgt benutzt:

Verifizieren

- Prüfen, ob das gewählte Rechenverfahren unter Einhaltung der jeweiligen Stabilitätskriterien im mathematischen Sinn korrekte Lösungen liefert (LEGE et al., 1996) bzw.
- Überprüfen der Ergebnisse eines Berechnungsmodells durch Vergleichsrechnungen (z.B. analytische gegen numerische Lösung),
- Ansätze einzelner Parameter können z.B. durch Vergleich mit Literaturdaten verifiziert werden.

Kalibrieren (oft synonym mit „Eichen“)

- Anpassen der Ergebnisse eines Berechnungsmodells auf Basis als richtig unterstellter Messwerte (vorliegende Daten aus der Vergangenheit) durch Änderung von (Modell-) Parametern, so dass die Modellberechnung diese Messwerte (mit entsprechenden Fehlern/Abweichungen) abbilden kann.
- Das Kalibrieren ist unerlässlich bei der Strömungs- und Stofftransportmodellierung.

Validieren

- Überprüfen der Ergebnisse eines kalibrierten Modells mit Hilfe von Daten, die vom Kalibrierdatensatz unabhängig sind (vgl. LEGE et al., 1996).

- In der Praxis sind numerische Strömungs- und Transportmodelle nur mit hohem Aufwand validierbar.

Benchmarking

- Der Begriff Benchmark bzw. Benchmarking bezeichnet ein formalisiertes Vorgehen, bei dem verschiedene Modelle mit dem selben Datensatz gerechnet werden, um Verbesserungsmöglichkeiten durch den Vergleich von Leistungsmerkmalen mehrerer vergleichbarer Objekte, Prozesse oder Programme zu finden bzw. deren Korrektheit zu überprüfen. Das Benchmarking ist in erster Linie für den Modellierer von Belang, um die korrekte Handhabung des verwendeten Modells zu überprüfen.

Arbeitsschritt (5.2): Fehlerdiskussion

Bei der Modellierung von Grundwasserströmungs- und Stofftransportprozessen wird zunächst von bestimmten Postulaten ausgegangen (z.B. Massen-, Impuls-, Ladungs-, Energie-Erhaltung etc.). Weiterhin werden in jedem Arbeitsschritt der Modellierung Annahmen wie z.B. bei der Systembeschreibung, der Auswahl der Berechnungsmethoden, der Berechnung per se und der Auswertung der Ergebnisse, getroffen. Jede dieser Annahmen, die in einem Annahmekatalog für die Modellierungs- bzw. Berechnungsaufgabe zusammengefasst werden sollten, führt zu einer Unsicherheit des mit dem Modell abgebildeten Systems gegenüber der Realität. Die korrekte Identifikation und Bewertung solcher Annahmen für die Modellierung (Berechnung) ist eine Grundvoraussetzung für eine sachgerechte Diskussion der Modellergebnisse und somit auch der Qualität der Modellergebnisse. In einer abschließenden Fehlerbetrachtung der Modellergebnisse sollten diese Annahmen mit bewertet werden.

Arbeitsschritt (5.3): Szenarien-Betrachtung

Den spezifischen Einfluss der NA-Wirkungen auf eine mittels Modellierung prognostizierte Schadensminderung (d.h. z.B. auf eine Minderung einer bestimmten Stoffkonzentration an einem bestimmten Ort zu einem bestimmten Zeitpunkt) kann man vor allem durch die Analyse von Randbedingungsszenarien bestimmen. Die Wahrscheinlichkeit, dass diese Randbedingungsszenarien zutreffen, ist ein Maß für die Prognoseunsicherheit der reaktiven Schadstofftransportmodelle. Eine Szenarienstudie sollte die möglichen Randbedingungen (zeitlich und räumlich) sowie die möglichen Materialparameter (zeitlich und räumlich) betrachten und als Ergebnis die Parameter identifizieren, die den stärksten Einfluss auf das Modellergebnis haben.

In KORA erprobte Programme

In Tab. 7.1 sind die in den KORA-Projekten erprobten Software-Programme zur Modellierung und Prognose der NA-Wirkungen zusammengefasst. Anmerkungen und Literaturverweise (BMBF-Förderkennzeichen, FKZ) ergänzen diese Tabelle, so dass der differenzierte Zugang zu Detailinformationen möglich wird.

Tab. 7.1: Übersicht zu den in KORA- Projekten erprobten Software- Programmen zur Modellierung und Prognose der NA-Wirkungen (Quelle: KORA-PüB/VEGAS, Stand 07/2008)

TV	KORA-Projekt	Standort	FKZ	Modell-Software	Anmerkungen	Kontaminanten
1	1.1	Leuna	02WN0348 - 02WN0351	MT3D, GMS, MODFLOW	2, 4	MTBE
	1.2 a	Brand	02WN0352	MIN3P, GeoSys	2, 3/4, (3D)	Kerosin
	1.2 b	Ni.görsdorf	02WN0352	NTL1: MIN3P NTL2: MIN3P; COMP-FLOW	NTL1: 4; NTL2: 4, 5	Kerosin
	1.3	Epple	02WN0353	MODFLOW (PMWIN), SMART	2, 3/4	TÖ, AÖ, CKW, PAK, MKW
	1.4	Spandau	02WN0431	MODFLOW, MT3D	2, 4	BTEX
	1.5	Schwedt	02WN0465, 02WN0553	MODFLOW, TBC, VISUAL MODFLOW	4	BTEX, MKW
2	2.2	Düsseldorf-Flingen	02WN0357, 02WN0358	SPRING 3.0; PHREEQC 2	3/4	BTEX, PAK
	2.3	Caustrop Rauxel	02WN0359, 02WN0360	SPRING; TBC	2, 4 (3D)	BTEX, PAK
	2.4	Testfeld Süd	02WN0361, 02WN0363	MT3D-IPD, SMART, PHREEQC-2, PHT3D	2, 4, 8	BTEX, PAK, Heterozyklische PAK
	2.5	Wülknitz	02WN0364, 02WN0365	PCGEOFIM	2, 3/4, *	PAK/NSO-PAK/BTEX
3	3.1	Hannover	02WN0367 - 02WN0369	Feflow, TBC, MODFLOW, MT3D; Rockworks	1, 2, 4	CKW
	3.2	Perleberg	02WN0370 - 02WN0372		*	CKW, TCE
	3.3	Karlsruhe	02WN0373 - 02WN0375	MODFLOW, TBC	2, 4	CKW
	3.4	Lierenfeld	02WN0376 - 02WN0380	MODFLOW; MT3D/RT3D, GIS-FEFLOW	2, 4	LCKW
	3.5	Rosengarten	02WN0437	num. 3-D-Modelle (Eigenentwicklungen)	2, 3/4, (3D)	CKW
	3.6	Frankenthal	02WN0446 - 02WN0449	MODFLOW, MT3DMS, PHT3D	2, 4	CKW
4	4.1	Kladow-Gatow	330501		2, 4, (2D/3D)	SM, NH_4^+, HM
	4.2	Weiden-West	330502	MODFLOW	2, (3D)	HM, BS
	4.3	Monte Scherbelino	330503 - 330504	SPRING; RT3DMS; PHREEQC; HYDRUS; CXTfit	2, 3, 6, 7, (1D/2D/3D)	HM, IM,BS
	4.4	Großkayna	330505	MODGLUE: MODMST (3D), CE-QUAL-W2 ($2^1/_2$D); PHREEQC	2, 4, 8	NH_4^+, H_2S, Reststoffe der DM-Produktion
5	5.1	Clausthal Zellerfeld	330507		*	STV
	5.2	Stadtallendorf	330508	FEFLOW Version 5.2; PhreeqC	4, 7	STV
	5.3	Torgau	330509	FEFLOW; RICHY	4, 7	STV
6	6.1	Jeßnitz	330519			
	6.2	Braunkohle- Kippen	02WN0505	Mod2Phase (Eigenentwicklung), PHREEQC 2	2,4,6,9	SM, Sulfat, Acidität
	assoz. Thema	Erzbergbauhalden	330523	FLOTRAN, PHREEQC 2	2,4,6,9	SM, Sulfat, Acidität
7	7.1		330512 - 330513	TBC und GeoSys/PHREEC		
	7.2		330514	RT3D, GeoSys		
	7.3		330515	RICHY		

Anmerkungen:
Die Modellsoftware wurde genutzt für:
1 hydrogeologische Modellierung
2 Strömungsmodellierung
3 konservative Stofftransportmodellierung
4 reaktive Stofftransportmodellierung
6 Mehrphasenmodellierung
7 Bodenfeuchtesimulation
8 Inversmodellierung

Abkürzungen:
TÖ Teeröl
AÖ Altöl
SM Schwermetall
HM Hausmüll
BS Bauschutt
IM Industriemüll
DM Düngemittel
NH_4^+ Ammonium

7.4 Beurteilung der Prognoseergebnisse in Stufe III

Arbeitsschritt (6): Ableitung von Aussagen zur Prognose

Prognosemodelle bergen gewöhnlich erhebliche Unsicherheiten, d. h. die Aussagen sind nur bedingt zuverlässig. Selbst wenn das für die Prognose verwendete Modell in der Epignose seine Zuverlässigkeit erwiesen hat, sind die Prognosen unsicher. Grund hierfür ist die, neben den angenommenen Prozessen, ihrer mathematischen Beschreibung und Parametrisierung, im Allgemeinen hohe Unsicherheit der Randbedingungsprognosen. Insbesondere die Prognose der hydrologischen und der die anthropogenen Maßnahmen reflektierenden Randbedingungen sind bei relativ weit in die Zukunft reichenden Aussagen mit den reaktiven Stofftransportmodellen unsicher. Sicherheitsstabilisierend sind hingegen gemeinhin bei einer zuverlässigen Erkundung die hydrogeologischen und geochemischen Parameter, die diese Modelle quantifizieren.

Weiterhin kann eine unzureichende Kenntnis der Verteilung der Materialparameter (z.B. hydraulische Leitfähigkeit, Porosität, Sorptionsansatz) zu einer unsicheren Prognose führen. Die Unsicherheit kann durch die Bandbreite der Modellergebnisse beschrieben werden, die im Rahmen von Szenarienanalysen durch systematische Variation der unsicheren Parameter im möglichen Rahmen erhalten werden.

Ergebnis der Prognoserechnungen mit Hilfe eines reaktiven Stofftransportmodells ist die Stoffkonzentration $c_{i,j}(x,y,z,t_P)$ eines Stoffes i in der Phase j des Mehrphasensystems „Untergrund“ an einem bestimmten Ortspunkt P(x,y,z) zum Prognosezeitpunkt t_P. Aus diesen Berechnungswerten, die den Grundwasserzustand quantitativ beschreiben, werden gemäß der gestellten Aufgabe die bewertungsrelevanten Zustands- oder auch Schadensmerkmale gebildet. Es werden singuläre von integralen Zustands- bzw. Schadens- und Gefahrenmerkmalen unterschieden. Singuläre Merkmale sind dabei durch Messwerte erfassbare Kriterien, integrale Merkmale dagegen aus singulären Merkmale ermittelte extensive Größen, wie z. B. die Schadstoffinventarmasse im Schadensbereich, Stofffrachten, die räumliche Ausdehnung geschädigter Bereiche und die Toxizität des Schadstoffinventars im betrachteten Schadensbereich.

Arbeitsschritt (7): Einzelfallentscheidung, Begründung von Maßnahmen

Die Prognose der Zustands- oder Schadensmerkmalentwicklung, wie sie exemplarisch Abb. 7.6 zeigt, gilt es stets der Sollmerkmalsentwicklung, die in der Regel von der zuständigen Behörde vorgegeben worden ist, gegenüber zu stellen. Genehmigungsfähig ist grundsätzlich nur dann ein Sanierungsvorhaben, das auf den Wirkungen von NA-Prozessen beruht, wenn die Prognose des zu betrachtenden Zustands- bzw. Schadenskriteriums eine günstigere Merkmalsentwicklung erwarten lässt als die vorgegebene Sollwertentwicklung des zu betrachtenden Merkmals.

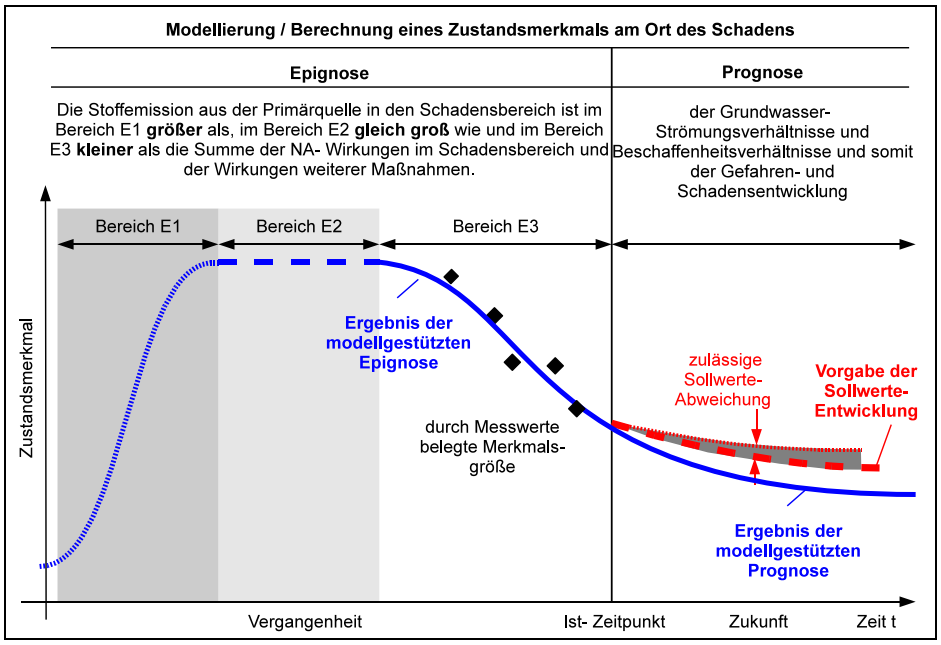


Abb. 7.6: Schematische Darstellung der zeitlichen Merkmalsentwicklung einer Gefahren- oder Schadenssituation als modellgestütztes Epignose- und Prognoseergebnis mit der Angabe der behördlich festgelegten oder akzeptierten Sollwerteentwicklung für die Zukunft und der gleichfalls fest-gelegten oder akzeptierten zulässigen Sollwerteabweichungen (DGFZ, 2008)

7.5 Umgang mit Prognoseabweichungen in Stufe IV

Arbeitsschritt (8): Soll-Ist-Vergleich, Monitoring, Zielwerte, Kriterien

Die zuständige Behörde legt zulässige Sollwert-Abweichungs-Korridore und Regeln fest, bei welchem Grad der Abweichung der künftigen Ist- von den Soll-Werten (Größe der Abwei-chung, Häufigkeit der Abweichung, …) technische bzw. administrative Rückfallmaßnahmen zu ergreifen sind, die die Ist-Werte-Entwicklung der betrachteten Merkmale wieder sicher in einen günstigeren Bereich als die Sollwerteentwicklung führen.

Für jeden Einzelfall eines Bodenfunktions- und Grundwasserschadens kann eine Entschei-dungsmatrix, wie am Beispiel in Abb. 7.7 gezeigt, aufgestellt werden. Diese legt z. B. fest, dass, wenn zum Zeitpunkt $t_x = 5$ a (5 Jahre nach dem Ist-Zeitpunkt) die Abweichung der prognostizierten Merkmalsgröße zu der zu diesem Zeitpunkt messtechnisch bestimmten Merkmalsgröße „Räumliche Ausdehnung des Grundwasserschadens“ (z. B. gekennzeichnet durch die Fahnenlänge in Grundwasserfließrichtung) größer ist als der festgesetzte Wert xx, die Maßnahme M1 durchzuführen ist. Übersteigt des Weiteren die zu diesem Zeitpunkt gemessene Stoffkonzentration an der Messstelle 1 die prognostizierte Konzentration um mehr als den Wert yy, so gilt es, die Maßnahme M3 zu ergreifen.

Die Rückfallmaßnahmen sollten dabei als genehmigungsfähig bewertet und bezüglich ihrer Kosten eingeschätzt werden. Sowohl beim Sanierungsverpflichteten als auch bei der zuständigen Genehmigungsbehörde sollte damit Klarheit darüber bestehen, „wer“ „was“ bei Nicht-Eintritt mit welchen Aufwendungen zu realisieren hat. Die Modellierung kann hierbei die detaillierte bzw. technische Ausarbeitung und Dimensionierung der Rückfall-Maßnahmen unterstützen.

Je sorgfältiger der Verpflichtete prognostiziert, gegebenenfalls aber auch je konsequenter er zeitnah aktive Maßnahmen der Gefahren- und Schadensminderung durchführt, umso wahrscheinlicher ist die Erzielung des Soll-Zustandes und umso unwahrscheinlicher die Durchführung von Rückfallmaßnahmen.

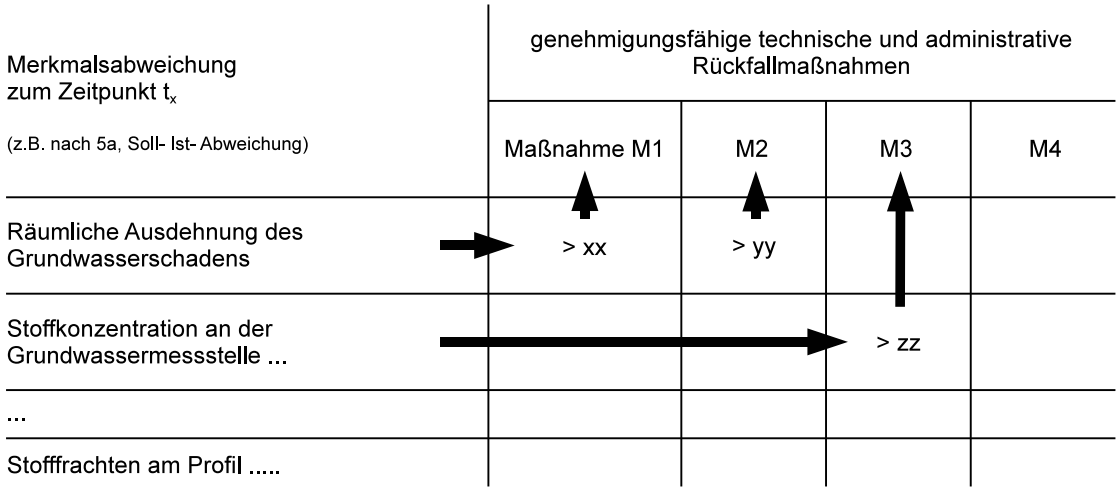


Abb. 7.7: Beispiel für eine Entscheidungsmatrix für zu ergreifende Rückfallmaßnahmen bei unzulässiger Abweichung gemessener Merkmale von den prognostizierten Merkmalswerten zu einer bestimmten Zeit (DGFZ, 2008)

Für die Behörde, die pflichtgemäß die Ermessensentscheidung zu treffen hat, ist das Risiko des Treffens einer Fehlentscheidung infolge der Anerkennung der Prognose bei dieser Vorgehensweise klein, weil immer dann, wenn die als tolerabel geltende prognostizierte Merkmalsentwicklung nicht eintritt, bereits genehmigte bzw. genehmigungsfähige Rückfall-Maßnahmen geplant vorliegen, deren Durchführbarkeit finanziell und technisch weitestgehend abgesichert ist.

7.6 Detailaspekte zur Parameterermittlung und Bewertung des NA-Potentials aus Sicht des KORA-TV 7

7.6.1 Die Virtueller-Aquifer-Methodik[3]

Die „Virtueller-Aquifer-Methodik“ hat die Entwicklung, Bereitstellung und Anwendung von Werkzeugen zur Untersuchung und Bewertung des NA-Potentials im Grundwasser sowie dessen Erkundung im Feld zum Ziel. Die Grundidee des „Virtuellen Aquifers“ ist es, anhand typisierter Schadenszenarien Erkundungsstrategien und Sanierungsoptionen numerisch nachzubilden und zu bewerten. Dazu werden zunächst realitätsnahe „typische Aquifere“, so genannte „Typaquifere“ generiert, in die anschließend ein definierter Schadensherd ein-

[3] Das Kapitel „Die Virtuelle-Aquifer- Methodik“ wurde von Herrn Prof. Bauer und Herrn PD Dr. Schäfer im Rahmen der Ergebnisverwertung des KORA-FuE-Vorhabens 7.1 entworfen und mit dem Autor abgestimmt.

gebracht wird. Mit einem numerischen reaktiven Multikomponenten-Transportmodell werden die im Untergrund herrschenden Prozesse nachgebildet und so die Ausbreitung einer Schadstofffahne im virtuellen Aquifer simuliert. Dabei sollen insbesondere chemische und biologische Abbauprozesse berücksichtigt werden. Diese Schadstofffahne kann anschließend, wie in der Realität auch, mit Grundwassermessstellen und Messstellen untersucht werden. Da im Gegensatz zu einem realen Schadensfall die „wahre“ Konzentrationsverteilung bekannt ist, können so durch Vergleich der (virtuell im Modell) „gemessenen“ und der wahren Konzentrationsverteilung die entsprechenden Erkundungsstrategien bewertet und eventuell verbessert werden. Dieser Vergleich kann z.B. für unterschiedliche Heterogenitätsgrade des Aquifers, Anzahl und Art der Messstellen, unterschiedliche Interpolationsverfahren und verschiedene Schadstofftypen durchgeführt werden.

Um dieses Ziel zu erreichen, wurde das prozessorientierte Simulationsprogramm GeoSys auf der Basis der Programmsysteme ROCKFLOW und TBC und unter Einbindung des geochemischen Programms PHREEQC entwickelt, das die im Untergrund ablaufenden Prozesse (Strömung, Transport, chemische Reaktionen, biologische Reaktionen) beschreibt. Bei der Entwicklung wurde großer Wert auf eine hohe Flexibilität sowie eine detaillierte Beschreibung der Prozesse und Randbedingungen gelegt. Des Weiteren wurden ein Internet-Informationssystem zum Thema Natural Attenuation und eine NA-bezogene Datenbank für Modelleingabedaten entwickelt (vgl. Abb. 7.8).

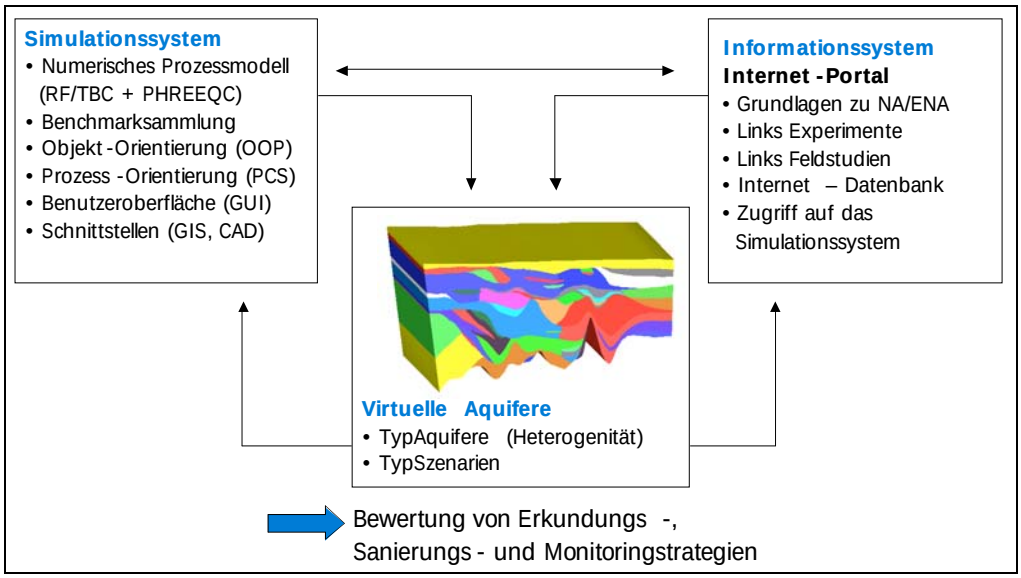


Abb. 7.8: Aufbau des Modellwerkzeugs „Virtueller Aquifer“ (BAUER et al., 2006)

Das Internet-Informationssystem[4] bietet seinen Benutzern Informationen, Know-how und Daten zur Modellierung von NA-/ENA-Prozessen im Grundwasser. Zielgruppe des Informationssystems sind in erster Linie Ingenieurbüros, Universitäten und Fachbehörden. Die Internetseiten des Systems sind allen Interessierten frei zugänglich. Der Informationsinhalt wird auf Grundlage von Online-Dokumenten und einer Datenbank zur Verfügung gestellt. Die Inhalte liegen überwiegend in englischer Sprache vor, um internationalen Standard zu bieten. Neben Literatur- und Linkverzeichnissen sind eine Standort-Bibliothek, die an realen Standorten gemessene Felddaten als Eingangsparameter für eine Modellierung vorhält, eine Schadstoff-

[4] siehe link: <http:www.virtual-aquifer.de>

Bibliothek und eine Prozess-Bibliothek enthalten. Des weiteren steht eine Datenbank mit „virtuellen Aquiferen“ zur Verfügung, die typische geochemische Bedingungen in porösen Aquiferen Deutschlands und eine MKW-Kontamination abbilden. Diese sind als vollständige und konsistente Sätze von Modelleingabedaten für das entwickelte Programmsystem GeoSys hinterlegt. Der Benutzer erhält auf den entsprechenden Seiten Abfragemöglichkeiten auf die zum System gehörende Datenbank (BAUER et al., 2006). Ebenso enthält das Internet-Informationssystem die zahlreichen im Rahmen des Projekts durchgeführten Szenariensimulationen, anhand derer der „Virtuelle-Aquifer-Ansatz“ getestet, entwickelt und die NA-relevanten Ergebnisse erarbeitet wurden, sowie Links und Kurzfassungen der entstandenen Publikationen.

Im Rahmen der Anwendungsstudien wurden mehrere Erkundungsstrategien mit dem beschriebenen Ansatz untersucht, aus denen sich Handlungsempfehlungen insbesondere für die Schadstofffahnenerkundung und das Monitoring ergeben (vgl. Kap. 5.3.3).

Zur Interpolation von punktuellen Messungen sind geeignete Verfahren zu verwenden, wie z.B. Triangulation oder Kriging mit Anisotropie; das oft eingesetzte Standard-Kriging-Verfahren resultiert nicht in realistischen Schadstoffverteilungen. Die verwendete Interpolationsroutine und ihre Parameter sind zu dokumentieren, um später eine Bewertung der Interpolation zu ermöglichen.

Für die Modellierung natürlichen Abbaus wurde demonstriert, dass nur Ansätze zur Beschreibung der mikrobiellen Reaktionen verwendet werden dürfen, die in der Gleichung die Konzentrationen der Schadstoffe und ihrer Reaktionspartner explizit berücksichtigen. Auch im Modell muss sichergestellt sein, dass ein Abbau nur dann statt findet, wenn die erforderlichen Reaktionspartner vorhanden sind. Der oft verwendete Abbau erster Ordnung unterschätzt die Länge der Schadstofffahne erheblich, wenn sich die Schadstoffe noch in den Abstrom ausbreiten sowie bei zeitlich abnehmender Fließgeschwindigkeit, und ist für Prognosen daher grundsätzlich ungeeignet.

Für eine weiterführende Erörterung der Ergebnisse und der abgeleiteten Empfehlungen wird auf den Teil B des KORA-Papiers „Systemanalyse, Modellierung und Prognose der Wirkungen natürlicher Schadstoffminderungsprozesse – eine rezente Synopse“ (DGFZ, 2008) sowie auf BAUER et al., 2006, und SCHÄFER et al., 2006, verwiesen.

7.6.2 Effekte der zeitlichen Variabilität der Fliessbedingungen[5]

Die Quantifizierung der Wirkungen von natürlichen Schadstoffminderungsprozessen (im Feld) erfolgt häufig über Punktmessungen entlang von Kontrollebenen. Zeitliche Schwankungen der Grundwasserfließbedingungen können gemessene Konzentrationen deutlich beeinflussen. So kann beispielsweise eine Änderung der Grundwasserfließrichtung zu einem Rückgang oder einer Zunahme von Stoffkonzentrationen an den einzelnen Probennahmepunkten führen und damit eine realistische Abschätzung der Schadstoffabbauprozesse erschweren. Die zeitliche Variabilität der Fliessbedingungen zeigt insbesondere folgende Wirkungen:

- Die zeitliche Variabilität der Fließbedingungen kann signifikant die Ausbildung der Schadstofffahne bezüglich ihrer Form und Länge beeinflussen. Abhängig von der Position des Beobachtungspunktes kann die gemessene Bandbreite der Konzentration

[5] Das Kapitel „Effekte der zeitlich Variabilität der Fliessbedingungen“ wurde von Herrn Dr. Dietrich (UFZ) im Rahmen der Ergebnisverwertung des KORA- FuE- Vorhabens 7.2 entworfen und mit dem Autor abgestimmt.

sehr unterschiedlich ausfallen, was deutlich von der heterogenen Leitfähigkeitsverteilung beeinflusst wird. Der Einfluss zeitlich variabler Grundwasserfließrichtungen kann die Quantifizierung der natürlichen Abbauprozesse signifikant erschweren.

- Für verlässliche Aussagen sind Beobachtungen über mehrere Schwankungsperioden erforderlich. Vorraussetzung hierfür sind Messungen, die ausreichende Informationen über die zeitliche Variabilität der Fließbedingungen liefern.
- Dosimetermessungen eignen sich zur Beurteilung der Stationarität, wobei zeitlich integrale Messungen über mehrere Perioden erforderlich sind. Zur Quantifizierung der natürlichen Abbauprozesse sind die Dosimetermessungen ohne zusätzliche Kenntnis der Variabilität nur eingeschränkt nutzbar.
- Zur verlässlichen Beurteilung der natürlichen Schadstoffminderungsprozesse empfiehlt sich der Kontrollebenenansatz. Hierbei hängt die Aussagequalität einer Kontrollebene von der Messstellendichte ab. Der Messstellenabstand sollte an die Quellbreite und die Aquifer-Heterogenität angepasst sein.
- Bei einer verlässlichen Abdeckung der Kontrollebene mit Messstellen eignen sich die maximale Konzentration und die Fracht zur Beurteilung der Wirksamkeit der NA-Prozesse.

7.7 Literatur

DGFZ (Hrsg.). 2008. Systemanalyse, Modellierung und Prognose der Wirkungen natürlicher Schadstoffminderungsprozesse – eine rezente Synopse, Gemeinsame Mitteilungen des Dresdner Grundwasserforschungszentrums e.V. und seiner Partner, Heft 05/2008, ISSN 1611-5627 <http://www.dgfz.de/publikationen>

DGFZ (Hrsg.). 2006: Modellierung und Prognose von Natural Attenuation-Prozessen im Untergrund, Gemeinsame Mitteilungen des Dresdner Grundwasserforschungszentrums e.V. und seiner Partner, Heft 3/2006, ISSN 1611-5627
<http://www.dgfz.de/publikationen>

Lege, T., Kolditz, O., und Zielke, W., (1996): Strömungs- und Transportmodellierung -Leitfaden, Handbuch zur Erkundung des Untergrundes von Deponien und Altlasten, Band 2, Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (Hrsg.), Springer Verlag.

Bauer et al. (2006): Virtueller Aquifer (VA) – Computergestützte Bewertung von Erkundungs-, Sanierungs- und Monitoringstrategien im Hinblick auf das 'Natural Attenuation' (NA) und 'Enhanced Natural Attenuation' (ENA)–Potential kontaminierter Böden und Grundwässer. In: (DGFZ, 2006)

Schäfer et al. 2006. Virtuelle Aquifere – Ein Werkzeug zur Simulation von Natural Attenuation und zur Bewertung von Monitoringstrategien. In: (DGFZ, 2006)

8. Ökonomische Bewertung

Dr. Michael Finkel
Eberhard-Karls-Universität Tübingen
Zentrum für Angewandte Geowissenschaften (ZAG)
Wilhelmstr. 7
72074 Tübingen
michael.finkel@uni-tuebingen.de

Inhaltsverzeichnis

8.1 Grundsätzliches **104**

8.2 Besonderheiten der ökonomischen Bewertung von MNA/ENA **104**

8.2.1 Umfang und Zusammensetzung der Kosten 104

8.2.2 Einplanung alternativer Handlungsoptionen 105

8.2.3 Kombination von MNA mit aktiven Sanierungsverfahren 106

8.2.4 Nutzen und externe Kosten 106

8.3 Kostenschätzung **107**

8.3.1 Wesentliche Kostenelemente 107

8.3.2 Dynamische Kostenrechnung 114

8.3.3 Software und Datenbanken 117

8.4 Kosten-Wirksamkeits- und Kosten-Nutzen-Überlegungen **118**

8.5 Literatur **120**

Kapitel 8: Ökonomische Bewertung

Michael Finkel

8.1 Grundsätzliches

Für Altlastensanierungsentscheidungen über geeignete Sanierungs- oder Gefahrenabwehrmaßnahmen sind im Rahmen der Sanierungsuntersuchung (SU) nach Anhang 3 der BBodSchV in Betracht kommende Maßnahmen unter Berücksichtigung von Maßnahmenkombinationen und von erforderlichen Begleitmaßnahmen zu ermitteln und vergleichend zu bewerten. Hierbei ist im Rahmen der ökonomischen Bewertung eine Kostenschätzung durchzuführen und das Verhältnis von Kosten und Wirksamkeit zu prüfen.

Sind MNA-Konzepte oder Abstromsanierungsmaßnahmen (ENA-Maßnahmen, *In-Situ*-Reinigungswand, *pump-and-treat*) mit reinen Sicherungsverfahren (Abdeckung, Einschließung) oder mit Dekontaminationsmaßnahmen im Schadensherd zu vergleichen, ist es in jedem Fall anzuraten, die Unterschiede der zu vergleichenden Maßnahmenalternativen in Bezug auf Sanierungswirkung und -dauer in die Bewertung einzubeziehen, auch dann, wenn im Sinne einer Gefahrenabwehr als primärem Sanierungsziel von Wirkungsgleichheit ausgegangen werden kann. Für ein MNA-Konzept ist insbesondere zu prüfen, inwieweit sich durch den Verbleib von höheren Belastungen im Untergrund über längere Zeit Nutzenunterschiede gegenüber aktiven Sanierungsmaßnahmen ergeben können. Nur wenn diese Unterschiede als klein gegenüber den maßnahmebezogenen Kosten zu beurteilen sind, ist die Kostenvergleichsrechnung (KVR) als alleinige objektive ökonomische Entscheidungsgrundlage ausreichend.

Einen Kurzüberblick über die Besonderheiten der ökonomischen Bewertung von MNA-Konzepten und ENA-Maßnahmen gibt Kap. 8.2. Eine eingehendere Darstellung der wesentlichen Bewertungsaspekte und -elemente findet sich in den weiteren Kap. 8.3 und Kap. 8.4.

8.2 Besonderheiten der ökonomischen Bewertung von MNA/ENA

8.2.1 Umfang und Zusammensetzung der Kosten

Ist von MNA-Konzepten die Rede, besteht üblicherweise die Erwartung, dass für deren Implementierung generell mit geringeren Kosten zu rechnen ist als für die Durchführung aktiver Sanierungsmaßnahmen und MNA-Konzepte daher unter rein finanziellen Gesichtspunkten anderen vorhandenen Maßnahmenalternativen vorzuziehen sind. Diese Erwartung entspricht jedoch nicht den Erfahrungen in der Praxis. Vielmehr ist zu beachten, dass

- für die Planung eines MNA-Konzepts in aller Regel zusätzliche Untersuchungen am Standort durchzuführen sind, da häufig die Informationen aus der Detailuntersuchung (DU) eine adäquate Ermittlung der natürlichen Schadstoffminderungsprozesse nicht zulassen (LABO, 2005).
  Sowohl für die qualitative Einschätzung der Schadstoffminderung und v.a. für die prozessbezogene quantitative Betrachtung können zusätzliche Untersuchungen (hydrogeologische und hydrogeochemische Erkundung sowie ggf. mathematische Modellierung) in beträchtlichem Umfang erforderlich werden (s. Kap. 5 und Kap. 7).
- die erforderliche Zeitdauer von ENA- und insbesondere von MNA-Optionen sich von der Sanierungsdauer anderer (konventionellen und innovativen) Sanierungsverfahren

deutlich unterscheiden kann.
Beispielsweise liegen die Sanierungszeiträume an BTEX-kontaminierten Standorten nach AFCEE (1999) für herkömmliche Schadensherdsanierungsmethoden bei ca. 12 Jahren, während bei der Anwendung von MNA im Mittel 30 Jahre zu veranschlagen sind. In jedem Fall ist die Überwachung mindestens so lange durchzuführen, bis die Schadstoffkonzentrationen im Grundwasser dauerhaft unterhalb der definierten Zielwerte bleiben (LABO, 2005).

Die Aufwendungen für MNA setzen sich prinzipiell aus den Investitionskosten (für Erkundung, Bewertung und Planung) und den laufenden Kosten für das Langzeitmonitoring zusammen. Die Investitionskosten sind hierbei im Durchschnitt wesentlich höher als die jährlichen Kosten für das Langzeitmonitoring. Die Ergebnisse einer in Nord-Amerika durchgeführten Studie (McGuire, 2004) zeigt Abb. 8.1. Die große Bandbreite der Investitionskosten zeigt, dass der Untersuchungs- und Planungsaufwand für ein MNA-Konzept stark von den jeweiligen Standortverhältnissen abhängt.

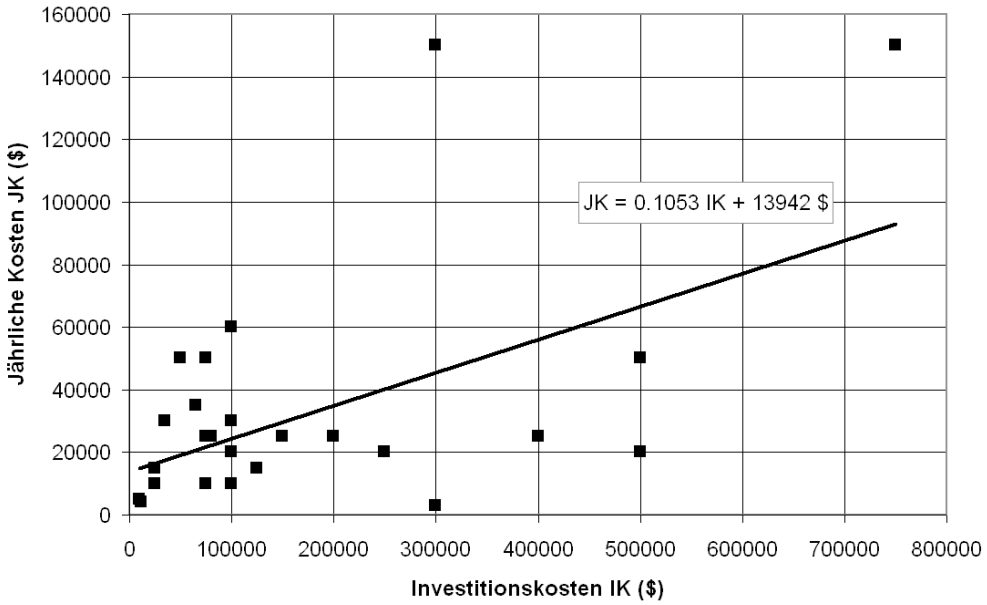


Abb. 8.1: Erkundungs-, Planungs- und Monitoringkosten in Verbindung mit MNA an CKW-kontaminierten Standorten (Daten von McGuire et al., 2007)

Für ENA-Maßnahmen sind neben den für MNA relevanten Kostenelementen die Aufwendungen für die Errichtung der erforderlichen Anlagen einschließlich Infrastruktur einzuplanen (Injektions-/Extraktionsbrunnen, Stimulanzien, etc.).

8.2.2 Einplanung alternativer Handlungsoptionen

Die Anwendung von MNA/ENA erfordert u. a. die Prüfung der Nachhaltigkeit des Prozessgeschehens (LABO, 2005). Entsprechende Prognosen des Verlaufs der natürlichen Schadstoffminderungsprozesse sind jedoch immer mit Unsicherheiten verbunden. Ergeben sich daher Fehleinschätzungen bezüglich Schadstofffrachten, Abbauraten oder Fahnenlängen und damit hinsichtlich der Wirksamkeit von MNA-Konzepten oder ENA-Maßnahmen, kann gegebenenfalls ein Abbruch bereits implementierter MNA/ENA-Maßnahmen erforderlich

werden. Aus diesem Grund ist bereits bei der Planung ein „Rückfall-Szenario“, d.h. ein alternatives Sanierungs-/Sicherungskonzept zu erarbeiten, für das im Falle eines Abbruchs auch die entsprechenden finanziellen Mittel eingeplant werden müssen. Die Quantifizierung der erwähnten Unsicherheiten sind gegenwärtig noch Gegenstand der Forschung (siehe z.B. ATTEIA und GUILLOT, 2007; BAUER et al., 2006; KÜBERT und FINKEL, 2006; SCHÄFER et al., 2007).

8.2.3 Kombination von MNA mit aktiven Sanierungsverfahren

Bei der ökonomischen Bewertung von MNA sind immer auch Kombinationen mit anderen Sanierungsoptionen bzw. -verfahren zu berücksichtigen. MCGUIRE et al. (2004) zeigten in einer Datenanalyse an CKW kontaminierten Standorten in den USA und Europa, dass 47 % der betrachteten MNA-Konzepte in Kombination mit aktiven Sanierungsmaßnahmen durchgeführt wurden. Beispielsweise kann durch die Kombination mit Maßnahmen zur (teilweisen) Schadensherdsanierung ggf. eine Verkürzung der Sanierungsdauer erreicht werden (vgl. Studie des AFCEE, 1999) und dadurch die laufenden Kosten (insgesamt, d.h. akkumuliert) reduziert sowie in Bezug auf die externen Kosten bzw. den Nutzen (siehe Kap. 8.4) eine günstigere Bewertung erreicht werden. Häufig kann auch erst durch die Kombination mit aktiven Sanierungsverfahren die Machbarkeit eines MNA-Konzepts herbeigeführt werden.

8.2.4 Nutzen und externe Kosten

Die Implementierung einer NA-basierten Maßnahme erfordert im Ausdehnungsbereich der Schadstofffahne einen natürlichen Reaktionsraum, der sich je nach Schadstoff und hydrogeologischen Verhältnissen über mehrere hundert Meter im Grundwasserabstrom des Schadenzentrums erstrecken kann (vgl. SCHIEDEK et al., 1997). Innerhalb des Sanierungszeitraums, gegebenenfalls auch darüber hinaus, können so im Bereich der Schadstofffahnen über längere Zeit Stoffkonzentrationen vorliegen, die zwar keine Gefährdung für gegenwärtig relevante Rezeptoren darstellen, jedoch für die ökonomische Bewertung eines MNA-Konzepts oder einer ENA-Maßnahme aufgrund folgender Aspekte bzw. Risiken von Belang sind (siehe hierzu auch ITVA, 2007):

- Im Zuge möglicher künftiger Tiefbaumaßnahmen muss aufgrund der im Untergrund verbleibenden Verunreinigung mit erhöhten Kosten (z.B. für den Arbeitschutz oder die Entsorgung von Erdreich) gerechnet werden.
- Die Nachnutzungsmöglichkeiten des Standorts sind durch die Schadstoffbelastung eingeschränkt, beispielsweise weil bestimmte höherwertige Nutzungen gemäß Gefährdungsabschätzung nicht realisierbar sind.
- Durch im Untergrund verbleibende Verunreinigungen greifen Stigmaeffekte (negatives Image; siehe z.B. WILSON, 1996 oder RODDEWIG, 1997), die zu einer merkantilen Wertminderung betroffener Grundstücke führen und/oder eine Veräußerung erschweren können.
- Aus den vorhandenen Prognoseunsicherheiten hinsichtlich des künftigen Verlaufs der natürlichen Schadstoffminderungsprozesse ergibt sich ein Inanspruchnahmerisiko (siehe oben: „Rückfall-Szenario“).

8.3 Kostenschätzung

Die Kostenschätzung bildet die Grundlage zur Durchführung der Nutzen-Kosten-Untersuchung und basiert auf der Grundlage von Kostenkennwerten, die auf Erfahrung, d.h. auf der Auswertung bereits durchgeführter Verfahren beruhen, einschlägigen Literaturquellen entnommen sind oder aus Preisanfragen resultieren. Zur besseren Vergleichbarkeit ist hier über die Kosten nach den Leistungsbereichen Vorleistungen, Kernleistungen, bau- und verfahrensbegleitende Leistungen sowie Folgeleistungen aufzugliedern. Die Kosten für Unvorhersehbares sind separat auszuweisen und nicht durch Kostenzuschläge zu integrieren. Jede Kostenposition ist mit den zugrundegelegten Ansätzen so zu erläutern, dass sämtliche Leistungen des Sanierungsszenarios nachvollzogen werden können.

Die Kostenschätzung ist zu unterscheiden von einer Kostenberechnung (durchzuführen im Rahmen der Sanierungsplanung, SP). Die begriffliche Unterscheidung verdeutlicht, dass die Kostenermittlung in Abhängigkeit vom Stand der Planung auf Kosteninformationen unterschiedlicher Quantität und Qualität beruht (zur Begriffsdefinition und Einordnung von Kostenermittlungsverfahren siehe auch DIN 276 und LAWA 2005).

Bei der Kostenschätzung sind sämtliche Kosten, z.B. Herstellungs-, Personal-, Betriebs-, Bauunterhaltungs-, Untersuchungs-, Analyse- sowie Entsorgungskosten, zu berücksichtigen. Im Rahmen der Vorleistungen sind u.a. Planungs-, Bauleitungs-Gutachter-, Projektsteuerungs- sowie Fremdüberwachungskosten zu berücksichtigen. Die Kernleistungen umfassen sämtliche bau- und verfahrenstechnische Kosten. Die Kosten für bau- und verfahrensbegleitende Leistungen umfassen beispielsweise den Arbeits- und Nachbarschaftsschutz, Verwertungs- bzw. Entsorgungskosten, Kosten für begleitende Analytik und Messungen, Wasserhaltungskosten etc. Im Rahmen der Folgeleistungen sind (a) die Kosten für die Betriebsführung der Anlage einschl. der Unterhaltung oder ggf. Erneuerung der Anlage (bei ENA-Maßnahmen), (b) die Kosten für die Unterhaltung der Mess- und Überwachungseinrichtungen sowie (c) die Kosten für das regelmäßige Monitoring zur Überwachung der Wirkungspfade für angemessene Zeiträume abzuschätzen. Vom Gutachter sind hierbei begründete Vorschläge für den Betrachtungszeitraum anzugeben. Diese sind in Abstimmung mit der zuständigen Behörde im Sanierungsplan oder in der Sanierungsplanung verbindlich zu verankern. Wichtig in diesem Zusammenhang ist auch die Festlegung von Kriterien für die vorzeitige Beendigung des Monitorings oder auch einer ggf. notwendigen Verlängerung.

Für die Schätzung der zu erwartenden Kosten für eine Anwendung von „MNA-Konzepten“ und ENA-Maßnahmen ist eine Gliederung in einzelne, getrennt zu betrachtende Kostenelemente hilfreich. Diese Kostenelemente und ihre (standortabhängigen und -unabhängigen) Einflussfaktoren werden nachfolgend eingeführt.

8.3.1 Wesentliche Kostenelemente

Erkundungskosten

Die Erkundung des Standorts zur Quantifizierung von NA-Prozessen zielt im Vergleich zur konventionellen Altlastenerkundung stärker auf die Erkundung der Schadstofffahne ab (siehe Kap. 5). Die Fahnenerkundung umfasst verschiedene Teilaspekte (Ausdehnung der Schadstofffahne, räumliche Verteilung relevanter geochemischer und hydrogeologischer Parameter, Nachweis und Quantifizierung von NA-Prozessen, Stationarität o. Instationarität der Schadstofffahne, Quantifizierung der Gefährdung der Rezeptoren, etc.) für deren Untersuchung verschiedene Erkundungsmethoden und -strategien zur Verfügung stehen. Einführende Beschreibungen der einzelnen Methoden und ihrer Anwendungsbereiche sind z.B. in RÜGNER et al. (2001) zusammengestellt.

Im Regelfall ist für eine Standorterkundung zur Prüfung der Voraussetzungen der Implementierung eines MNA-Konzepts mit finanziellen Mehraufwendungen gegenüber einer Erkundung im Rahmen einer herkömmlichen Altlastenuntersuchung zu rechnen.

Um Kosten zu optimieren, sollte die Eignungsprüfung in zwei Teilschritten erfolgen:

- Qualitative Betrachtung: Gibt es hinreichende Indizien für relevante Schadstoffminderungsprozesse?
- Quantitative Ermittlung der Prozesse (Prozessverständnis, Analyse und Bewertung der räumlichen und zeitlichen Entwicklung der Schadstofffahne)

Wie hoch der zusätzliche Erkundungsaufwand und damit die Mehraufwendungen sind, ist stark von standortspezifischen Faktoren und insbesondere von dem bereits vorliegenden Kenntnisstand abhängig (siehe z.B. RÜGNER und TEUTSCH, 2002).

Einfluss auf die Höhe der Kosten nehmen folgende Parameter:

1. Art des Probennahme-Konzepts (punktbasierte oder integrale Probennahme)

2. Erforderlicher Umfang der Probennahme (punktbasiert: Anzahl der Probennahme-Punkte und Anzahl der Tiefenhorizonte; integrale Probennahme: Anzahl und Dauer der Kampagnen, Pumpraten usw.)

3. Erforderlicher Umfang der Analytik (erforderlicher Parameterumfang)

4. Standortparameter (Flurabstand (→ Bohrtiefe), Bebauung (→ Zugänglichkeit), Untergrundverhältnisse (→ Bohrfortschritt, Pumpraten und -dauer), Abwassergebühren)

Für eine erste grobe Abschätzung der Kosten für die punktbasierte Erkundung von Schadstofffahnen durch Multi-Level-Messstellen und für die integrale Erkundung mittels Immissionspumpversuchen (IPVen) werden nachfolgend einfache Berechnungshilfen bereitgestellt, ergänzt um Kostendaten aus der Praxis. Die zur Berechnung erforderlichen Kostenparameter können mit Hilfe von LUA NRW (2005) abgeschätzt oder von entsprechenden Anbietern erfragt werden.

Die Kosten für die integrale Probennahme, K_{IPV}, setzen sich aus den Brunnen- bzw. Messstelleneinrichtungskosten, $K_{IPV,E}$, und den Kosten für die Durchführung des IPV, $K_{IPV,D}$, zusammen (s. nachfolgenden Kasten: Kostenschätzung Integrale Probennahme).

Eine Zusammenstellung von Kosten verschiedener IPV-Kampagnen an Standorten unterschiedlicher Charakteristik zeigen Tab. 8.1 und Abb. 8.2. Zu beachten ist, dass trotz der sehr unterschiedlichen Umfänge der Untersuchungskampagnen und trotz unterschiedlicher Kostenstrukturen, die Kostenspannen bei den spezifischen Kosten vergleichsweise klein sind (KIRCHHOLTES et al., 2003). Die Kosten je Längenmeter Kontrollebene (KE) bewegen sich hierbei zwischen 289 € und 354 €. Bezieht man die Gesamtkosten auf die Anzahl der Pumpbrunnen, ergeben sich ebenfalls vergleichbare Kosten zwischen 16.200 € und 22.100 € (mit Ausnahme des Standorts Straßburg, an dem überproportional hohe Kosten für die Grundwasserentnahme (hohe Transmissivität) und die Modellierung entstanden).

Kostenschätzung Integrale Probennahme

$$K_{IPV} = K_{IPV,E} + K_{IPV,D}$$

$$K_{IPV,E} = \kappa \times L_{B-IPV} \times (EK_{B-IPV} + EK_{A-IPV}) + K_{BE-IPV}$$

$$K_{IPV,D} = t_p \times (EK_{D-IPV} + Q_p \times EK_{AW}) + n_{PN} \times EK_{PN-IPV}$$

mit der Laufzeit, t_P, des IPV, (näherungsweise abgeschätzt mit der Zylinderformel)

$$t_p = \frac{\pi \times B \times L_{KE}^2 \times n_e}{4 \times Q_p}$$

κ:	Faktor zur Berücksichtigung ggf. ungünstiger Untergrundverhältnisse ($\kappa \geq 1$) [-]
L_{B-IPV}:	Erforderliche Bohrtiefe [m]
EK_{B-IPV}:	Einheitskosten für die Bohrung (pro m Bohrtiefe) [€/m]
EK_{A-IPV}:	Einheitskosten für den Messstellenausbau (pro m Bohrtiefe) [€/m]
K_{BE-IPV}:	Baustelleneinrichtungskosten [€]
Q_P:	Pumprate [m³/h]
n_{PN}:	Anzahl der Probennahmen während des Pumpversuchs [-]
EK_{D-IPV}:	Einheitskosten für die Durchführung/Betreuung des Pumpversuchs [€/h]
EK_{AW}:	Abwasserkosten [€/m^3]
EK_{PN-IPV}:	Einheitskosten (pro Probe) für Probennahme und Analytik [€]
B:	Aquifermächtigkeit [m]
L_{KE}:	Länge des beprobten Kontrollebenenabschnitts [m]
n_e:	Effektive Porosität des Aquifers[-]

Tab. 8.1: Kosten von Integralen Pumpversuchen (IPVen) an vier im Rahmen des EU-Projekts INCORE erkundeten Standorten (nach KIRCHHOLTES et al., 2003)

Parameter	Einheit	Standorte			
		Mailand	Stuttgart	Linz	Straßburg
Eckdaten					
Jahr der Erkundung		2002	1998	2001	2000
Anzahl der Kampagnen	[–]	3	34	7	2
Betrachtete Standortfläche	ha	20	460	45	230
Brunnendaten					
Gesamtanzahl der Brunnen	[–]	7	34	10	2
Anzahl existierender Brunnen	[–]	2	0	0	2
Brunnentiefe	[m]	30	8	18	30
Filterlänge	[m]	15	3	9	6 bzw. 18
Bohrkosten	[€/m]	253	435	285	keine Bohr.
Charakteristik der KE					
Gesamtlänge	[m]	460	2.600	550	350
Querschnittsfläche	[m^2]	6.900	7.800	4.950	2.490
Gesamtvolumen gefördertes Wasser	[m^3]	129.257	83.375	36.628	34.344
Gesamt-Pumpdauer	[h]	1.234	4.370	1.180	144
Aquifereigenschaften					
Transmissivität	[m^2/s]	0,081	0,006 - 0,01	0,072 - 0,001	0,4
Mächtigkeit	[m]	30	3,4	9	30
Eff. Porosität	[–]	0,24	0,05–0,1	0,2	0,13
Kosten					
Gesamtkosten der IPVe	€	135.260	751.400	162.000	124.000
Gesamtkosten / Länge KE	[€/m]	294	289	295	354
Gesamtkosten / Querschnittsfläche KE	[€/m^2]	19,6	96,33	32,73	47,8
Gesamtkosten / Volumen Förderwasser	[€/m^3]	1,05	9,01	4,42	3,61
Gesamtkosten / Brunnen	[€/Br.]	19.300	22.100	16.200	62.000

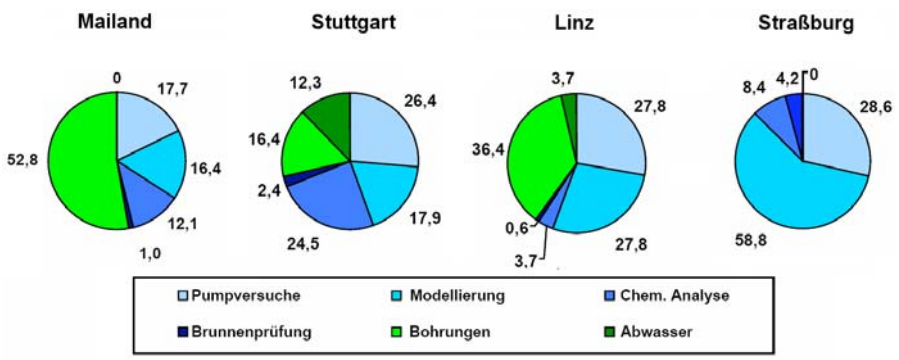


Abb. 8.2: Kostenstruktur der IPV-Kampagnen – Zusammensetzung der Kosten für die Durchführung der IPVe (nach KIRCHHOLTES et al., 2003) ohne Ingenieurleistungen

Als Ergänzung oder ggf. auch als Alternative zu IPV-Kampagnen werden zur punktbasierten Erkundung von Schadstofffahnen in aller Regel Multi-Level-Messstellen (MLM) mit dem Direct-Push-Verfahren errichtet. Die Kosten für die Errichtung und Erstbeprobung einer MLM setzen sich aus (a) Gerätekosten (Betriebskosten für das Direct-Push-Gerät), (b) Materialkosten (für die Errichtung der Messstellen) und (c) Personalkosten (Betreuung des Direct-Push-Gerätes, Probennahme, Ermittlung der Vor-Ort-Parameter) zusammen.

Werden diese Kosten vereinfachend zu einem Pauschalpreis pro Tag zusammengefasst, der sich je nach Ausbau/Ausstattung (temporäre oder permanente Messstelle) und Messprogramm (Umfang Direct-Sensing) in etwa zwischen 3.000 € und 5.000 € bewegt. Die zur Ausführung der Erkundungsmaßnahmen erforderliche Zeit wird im Wesentlichen durch die Untergrundverhältnisse, die benötigten Bohrtiefen sowie vom Zeitaufwand für die Einrichtung der jeweiligen Messstellentypen bestimmt wird (s. nachfolgender Kasten „Kostenschätzung Einrichtung und Erstbeprobung von Multi-Level-Messstellen“).

Kostenschätzung Einrichtung und Erstbeprobung von Multi-Level-Messstellen

$$K_{MLM} = \frac{EK_{BAP\text{-}MLM}}{v_{DP}} \times L_{B\text{-}MLM}^{2} \times n_p \times EK_A + K_{BE\text{-}MLM}$$

$L_{B\text{-}MLM}$: Erforderliche Gesamtbohrtiefe aller Messstellen [m]

$EK_{BAP\text{-}MLM}$: Tagespauschale Einbringung/Ausbau der Sonde inkl. Beprobung [€/Tag]

v_{DP} Bohrfortschritt der Direct-Push-Maßnahme [m/Tag]

n_P: Anzahl der Proben bzw. der vertikalen Messpunkte pro Messstelle [-]

EK_A: Einheitskosten (pro Probe) für chemische Analyse [€]

$K_{BE\text{-}MLM}$: Baustelleneinrichtungskosten [€]

Der Bohrfortschritt ist abhängig von Messstellentyp und den gegebenen Untergrundverhältnissen. Die nachstehende Tab. 8.2 gibt hierzu Erfahrungswerte. Bei der Einrichtung von permanenten Grundwassermessstellen betragen die erreichbaren Bohrtiefen pro Tag aufgrund des Mehraufwandes nur in etwa 60 – 70 % der max. erreichbaren Bohrtiefen.

Tab. 8.2: Abhängigkeit des Bohrfortschritts von Messstellentyp und den gegebenen Untergrundverhältnissen

Untergrundverhältnisse	Bohrfortschritt pro Tag v_{DP} [m/Tag]	
	Direct-Sensing, Probennahmestelle	Grundwasser-messstelle
sehr günstig	80	55
günstig	70	45
moderat	60	40
ungünstig	50	35
sehr ungünstig	40	25

Zu beachten ist, dass die Bestimmung von Stofffrachten im Grundwasser auf Basis des Kontrollebenenansatzes immer mit Unsicherheiten behaftet ist und insbesondere bei der Anwendung von punktbasierten Methoden die Güte des Erkundungsergebnisses vom Erkundungsaufwand (Anzahl von Messstellen und Messhorizonten) und damit den Erkundungskosten abhängig ist. KÜBERT (2006) und KÜBERT und FINKEL (2006) untersuchten hierzu die relativen Messfehler der Erkundung von Schadstofffahnen mittels punktgestützter bzw. integraler Methoden auf der Basis von Frachtbestimmungen im Verhältnis zu den Erkundungskosten. Im Rahmen einer Szenarienanalyse wurden unterschiedliche Standort- bzw. Rahmenbedingungen (Aquiferheterogenitäten und Kostenansätze) simuliert und verschiedene Auswerteoptionen berücksichtigt. Folgende Faktoren bestimmen vorrangig die technisch-ökonomische Vorteilhaftigkeit der beiden Methoden:

- Aquiferheterogenität: je höher der Heterogenitätsgrad des Untergrunds, desto größer ist die Anzahl an MLM und Messhorizonten, die erforderlich ist um vergleichbare Aussagegenauigkeiten wie mit IPVen zu erzielen (und damit die Kosten). Die punktbasierte Frachtbestimmung ist daher nur bei geringer bis moderater Aquiferheterogenität eine wirtschaftliche Alternative zu IPV.
- Grundwasserumsatz: Die Kosten für IPVe steigen mit zunehmendem Grundwasserumsatz an (siehe auch Tab. 8.1), weil höhere Pumpraten erforderlich werden während die Kosten für die punktbasierte Erkundung unbeeinflusst bleiben. Die punktbasierte Frachtbestimmung ist daher insbesondere bei hohen Aquifertransmissivitäten eine wirtschaftliche Alternative zu IPVen.
- Schadstoffgruppe und -konzentrationen: Bei starker Grundwasserverunreinigung und/ oder schlechter Behandelbarkeit der Schadstoffe entstehen bei IPV ggf. hohe Kosten für die Aufbereitung des geförderten Grundwassers, während Aufwand und Kosten für die Beprobung von MLM unabhängig vom Verunreinigungsgrad sind.
- Weiterverwendung der Messstellen: Zu berücksichtigen ist auch, inwieweit auf die im Zuge der Kontrollebenen-Erkundung eingerichteten Brunnen und Messstellen im Rahmen der Überwachung (Monitoring) zurückgegriffen werden kann.

Planungskosten

Zu den Planungskosten werden alle Aufwendungen zusammengefasst, die für die Prüfung der Eignung eines „MNA-Konzepts“ oder einer ENA-Maßnahme und für die Vorplanung (Gestaltung bzw. Bemessung der Implementierung im Feld) erforderlich sind. Im Wesentlichen sind dies Kosten, welche für (a) die Auswertung der Erkundungsergebnisse, (b) für die Prognosemodellierung und (c) für die Ausarbeitung und Darstellung des Konzepts bzw. der Maßnahme entstehen. Im Falle einer ENA-Maßnahme schließt (c) auch Vorversuche in Labor und/oder Feld ein. Generell muss für eine ENA-Maßnahme mit deutlich höheren Planungskosten gerechnet werden als für ein MNA-Konzept. Da mittlerweile diverse Verfahren zur Stimulierung der NA-Prozesse zur Verfügung stehen, die unterschiedliche Anforderungen in Bezug auf Vorversuche/Pilot-Tests stellen, ist eine allgemeine Kostenschätzung nicht möglich. Die in LUA NRW (2005) für Vorversuche zur biologischen In-situ-Behandlung des Untergrunds (gesättigte Zone) angegebenen volumenbezogenen Einheitskosten von ca. 50 – 60 €/m^3 sind lediglich als grober Anhaltswert zu sehen.

Die Aufwendungen für die Auswertung der Erkundungsergebnisse sind in erster Linie abhängig von den im Einzelnen verfolgten Zielstellungen der Erkundung. So ist mit vergleichsweise geringen Kosten zu rechnen, wenn aus den Erkundungsergebnissen lediglich Abbauraten oder Konzentrations-/Fracht-Zeit-Kurven abzuleiten sind. Dem gegenüber sind komplexere Auswertungen, die auf die Erstellung bzw. Verfeinerung eines konzeptionellen Standortmodells abzielen, mit höheren Aufwendungen verbunden.

Der Umfang der für die Erstellung des Grundwassermodells und für Prognosesimulationen erforderlichen Arbeiten ist stark von der Komplexität der Verhältnisse am Standort (im Einzelnen hinsichtlich den geologischen, hydraulischen und geochemischen Gegebenheiten und der räumlichen Verteilung der Kontamination) sowie von der Zielstellung der Modellierung abhängig (siehe auch die großen Unterschiede hierzu in Abb. 8.2). Die Auswahl entsprechender Modelle ist immer auf die Standortgegebenheiten und die Zielstellungen der Modellierung anzupassen.

Verfahrenskosten

Unter dem Begriff der Verfahrenskosten werden folgende Aufwendungen des Verfahrenbetriebs und der Überwachung zusammengefasst:

- Kosten für das Langzeitmonitoring (MNA und ENA)
- Kosten für die Stimulierung der NA-Prozesse (ENA)

Der konkrete Umfang der Überwachung sollte dabei in Verbindung mit Zwischenzielen festzulegen, schließt Auswertung und den Vergleich mit Prognosen (inkl. einer ggf. notwendigen Aktualisierung des konzeptionellen und/oder numerischen Modells) mit ein und richtet sich nach den in Tab. 8.3 aufgeführten Kriterien.

Tab. 8.3: Einflussfaktoren für die Höhe der Aufwendungen für das Langzeit-Monitoring und ihre standortspezifische Kriterien

Einflussfaktoren	Standortspezifische Kriterien
Anzahl der Messstellen, Probennahme-Intervall	• Ausmaß der Schadstofffahne • Anzahl der Orte der Beurteilung/Rezeptoren • Aussage(un)sicherheit • Art des Schadensfalls/Kontaminanten • Anforderungen der Behörde
Monitoring-Zeitraum	• Lebensdauer des Schadensherdes • Anforderungen der Behörde
Parameterumfang	• Art des Schadensfalls/Kontaminanten • Art der Sanierungszielwerte bzw. Bewertungskriterien (Konzentration, Massenfluss, Fahnenlänge, etc.) • Anforderungen der Behörde

Bislang fehlen generelle Handlungsempfehlungen zum Langzeit-Monitoring aufgrund derer die Festlegung der in Tab. 8.3 dargestellten Einflussflaktoren möglich wäre. Eine Studie des AFCEE (1999), bei der 42 BTEX-kontaminierte Standorte untersucht wurden, ergab eine mittlere Anzahl von 10 Monitoring-Messstellen an den betrachteten Standorten. Die Anzahl der Messstellen ist hierbei weitgehend unabhängig von standortspezifischen Parametern (Ausdehnung der Schadstofffahne, hydraulische Parameter).

Der Monitoring-Zeitraum hat einen erheblichen Einfluss auf die Höhe der Kosten. Die Festlegung des erforderlichen Monitoring-Zeitraums ist Teil des Planungsprozesses. Grundlage sind im Allgemeinen die (Prognose-)Ergebnisse der Modellierung. Generell ist auch die zu

erwartende Lebensdauer des Schadensherdes in die Betrachtungen mit einzubeziehen. Zur Abschätzung der Lebensdauer bzw. der Dauer relevanter Schadstofffreisetzung sind Frachtbetrachtungen innerhalb der Fahne und Schätzungen zur Schadstoffmasse in der Quelle erforderlich.

Eine weitere wichtige Einflussgröße bei der Abschätzung der zu erwartenden Monitoringkosten ist die erforderliche Häufigkeit der Probennahme. Nach WIEDEMEIER et al. (1999) sollte das Probennahme-Intervall in Abhängigkeit der Standortgegebenheiten (Abstandsgeschwindigkeit des Grundwasser) und den Messstellenabständen gewählt werden. Allgemeines Ziel ist es, eine Gefährdung von Rezeptoren und Trends in den zeitlichen Änderungen der Schadstoffkonzentrationen zu erkennen. Eine Übersicht zu möglichen Prinzipien der Festlegung der Probennahme-Intervalle geben RIDLEY and MACQUEEN (2005). Die Möglichkeiten reichen von einer starren, ortsabhängigen Festlegung des Intervalls (z.B. jährliche Messung oberstromig der Fahne, halbjährlich im Fahnenzentrum, vierteljährlich im Bereich des Fahnenrandes) bis hin zu dynamischen Verfahren auf der Basis einer statistischen Auswertung der bislang durchgeführten Konzentrationsmessungen (häufige Beprobung von Messstellen mit zeitlich stark zeitliche schwankenden Konzentrationen).

Bei der Anwendung von ENA sind neben den Kosten für Erkundung und Monitoring zusätzliche Aufwendungen für den Bau und Betrieb technischer Einrichtungen zur Stimulierung der NA-Prozesse zu veranschlagen. Im Allgemeinen sind die folgenden Kostenelemente zu berücksichtigen (ESTCP, 1999 und 2003):

- Installation von Brunnen zur Injektion der Elektronenakzeptoren und Nährstoffe sowie zur Extraktion kontaminierten Grundwassers
- Infrastruktur und Systeme zur Behandlung/Aufbereitung von kontaminierten Grundwasser bzw. der Nährstoffe (Elektronenakzeptoren)
- Betrieb und Wartung der Anlage
- Verbrauch an Nährstoffen (Elektronenakzeptoren), Energie, Wasser.

Die Höhe der Kosten werden am jeweiligen Standort im Wesentlichen durch die Untergrundverhältnisse, die räumliche Ausdehnung der Schadstofffahne und durch die Schadstoffcharakteristik bestimmt (ESTCP, 2003). Eine verlässliche Abschätzung der Verfahrenskosten für eine ENA-Maßnahme kann daher nur fallspezifisch und, aufgrund der Verschiedenartigkeit der verfügbaren Verfahren, fallspezifisch erreicht werden. Einheitspreise aller wesentlichen Anlagenteile können LUA NRW (2005) entnommen werden.

8.3.2 Dynamische Kostenrechnung

Die ökonomische Bewertung eines MNA-Konzepts oder einer ENA-Maßnahme erfolgt immer im Vergleich zu alternativen Sanierungsszenarien bzw. -optionen. Werden hierbei nur Kosten betrachtet, spricht man von einer Kostenvergleichsrechnung (KVR). Um hierzu eine objektive Kostenvergleichsgrundlage zu schaffen, muss die Zeitabhängigkeit der Kaufkraft des Geldes (Inflation, Preissteigerung, Verzinsung nicht-investierten Kapitals) berücksichtigt werden. Die Schätzung der Gesamtkosten eines möglichen Sanierungsszenarios bedarf einer zeitlichen Homogenisierung der Investitions- und laufenden Kosten mittels einer dynamischen Kostenrechnung, wie sie von der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser für Projekte im Bereich Wasserwirtschaft vorgeschlagen wird (LAWA 2005). Sowohl Investitionskosten als auch laufende Kosten (Nominalkosten, K), die in unterschiedlicher Höhe und zu unterschiedlichen Zeitpunkten des Untersuchungszeitraums anfallen, z.B. Planungs-, Investitions-, Betriebs-, Überwachungs-, Reparaturkosten etc., werden in Kostenbarwerte (KBW) umgerechnet, d.h. auf ein einheitliches zeitliches Bezugsniveau (Basisjahr) gebracht, um so die Kosten auf die Kaufkraft eines Basisjahres zu beziehen.

Die zu unterschiedlichen Zeitpunkten anfallenden Kosten müssen finanzmathematisch Die vor dem Bezugszeitpunkt anfallenden Kosten sind aufzuzinsen, d.h. zu akkumulieren. Die danach anfallenden Kosten sind abzuzinsen, d.h. zu diskontieren. Die zum Bezugszeitpunkt anfallenden Kosten sind identisch mit dem Barwert. Die zeitabhängige Gewichtung der Kosten wird dementsprechend als (Kosten-)Barwertmethode bezeichnet. Der Bezugszeitpunkt ist frei wählbar und wirkt sich nicht auf das Ergebnis des Vergleichs der Sanierungsszenarien aus. Im Falle der Altlastensanierung kann dies der Zeitpunkt der Sanierungsplanung, der erwartete Termin des Baubeginns oder die Abnahme der Sanierungsmaßnahme, d.h. der eigentliche Sanierungsbeginn sein. Die gebräuchlichsten Berechnungsformeln (nach LAWA, 2005) sowie ein Berechnungsbeispiel zeigt der nachfolgende Kasten („Dynamische Kostenrechnung“).

Es sei angemerkt, dass die Projektkostenbarwerte stark von dem zugrundegelegten Kalkulationszinssatz abhängig sind, dessen Schätzung bzw. Prognose je nach wirtschaftlicher Stellung des Altlasteneigentümers unterschiedlich ausfallen. In jedem Fall empfiehlt sich eine Sensitivitätsanalyse, da sich der zugrundegelegte Kalkulationszinssatz auf die Vorteilhaftigkeit einer Sanierungsalternative im Vergleich zu anderen Alternativen auswirken kann. Für eine detaillierte Darstellung des Formelwerks der dynamischen Kostenrechnung mit zahlreichen Beispielfällen sei auf LAWA (2005) verwiesen.

Dynamische Kostenrechnung

Einmalige Kosten, die vor dem Bezugszeitpunkt anfallen, werden aufgezinst. Der Kostennominalwert, K, wird dazu mit einem entsprechenden Akkumulationsfaktor (AFAK) multipliziert:

$$KBW = K \times AFAK = K \times (1 + i)^n \qquad (1)$$

Einmalige Kosten, die nach dem Bezugszeitpunkt anfallen, werden abgezinst:

$$KBW = K \times DFAK = K \times \frac{1}{(1 + i)^n} \qquad (2)$$

mit i als Kalkulationszinssatz (z.B. 4 %) und n als Zeitraum (in Jahren) zwischen Bezugszeitpunkt und Zeitpunkt des Kostenanfalls.

Während des Betriebs der Sanierungs- oder Sicherungsmaßnahme jährlich anfallende Kosten K_a bilden eine sogenannte Kostenreihe und werden gemäß (3) abgezinst, wobei n_{st} und n_{end} Beginn und Ende des Zeitraums bezeichnen:

$$KBW = K_a \times \frac{(1 + i)^{(n_{end}-n_{st})} - 1}{i \times (1 + i)^{n_{end}}} \qquad (3)$$

Preissteigerungen können durch eine entsprechende (inflationsbereinigte) Preissteigerungsrate r berücksichtigt werden. Vereinfacht kann dann in guter Näherung i durch (i - r) ersetzt werden. Die Gesamtkosten des Sanierungsprojekts entsprechen dem sog. Projektkostenbarwert (PKBW), der den Geldbetrag angibt, der im Basisjahr zum Kalkulationszinssatz i (%) angelegt werden muss, um unter Berücksichtigung von Zinserträgen alle Projektkosten zum Zeitpunkt ihres Anfallens bezahlen zu können:

$$PKBW = \sum_{k=1}^{m} KBW_k \qquad (4)$$

mit m als Anzahl der zu berücksichtigenden Leistungen.

Die folgende Tabelle (Tab. 8.4) zeigt eine Beispielrechnung für die Planung und Durchführung eines (hypothetischen) MNA-Konzepts

Tab. 8.4: Beispielrechnung zur Planung und Durchführung eines (hypothetischen) MNA-Konzepts (Kalkulationszinsatz: 4%; Bezugszeitpunkt: 01/2010 (Beginn MNA); KBW: Kostenbarwert; Δt: Zeitdifferenz zum Bezugszeitpunkt)

Leistungen im MNA-Konzept	**Nominal kosten [€]**	**Kosten-anfall [Mo/Jahr]**	**Δt [a]**	**Formel**	**AFAK bzw. DFAK**	**KBW [€]**
NA-Spezifische Erkundung (qualitativ)	20.000	01/2008	-2	(1)	1,082	21.632
NA-Spezifische Erkundung (quantitativ)	200.000	01/2009	-1	(1)	1,040	208.000
Einrichtung/Inbetriebnahme der Überwachungspegel	40.000	01/2010	0	(1) o. (2)	1,000	40.000
Monitoring (1. ··· 5. Jahr) Summe: 400.000 €	80.000 ··· 80.000	01/2011 ··· 01/2015	1 ··· 5	(3)	0.962 ··· 0.822	356.146
Monitoring (6. ··· 10. Jahr) Summe: 250.000 €	50.000 ··· 50.000	01/2016 ··· 01/2020	6 ··· 10	(3)	0.790 ··· 0.676	182.954
Instandsetzung	40.000	01/2020	10	(2)	0,676	27.023
Monitoring (11. ··· 20. Jahr) Summe: 200.000 €	20.000 ··· 20.000	01/2021 ··· 01/2030	11 ··· 20	(3)	0.650 ··· 0.456	109.589
Instandsetzung	40.000	01/2030	20	(2)	0,456	18.255
Monitoring (21. ··· 30. Jahr) Summe: 200.000 €	20.000 ··· 20.000	01/2031 ··· 01/2040	21 ··· 30	(3)	0.439 ··· 0.308	74.034
Gesamt	1.390.000			(4)	**PKBW = 1.037.632**	

Damit die Kostenermittlung und Kostenbewertung bezogen auf einen einheitlichen Preisstand erfolgt (Prinzip der Realbewertung), sind die aus bereits durchgeführten Projekten herangezogenen Preise auf das zugrunde gelegte Bezugsjahr zu beziehen. Da sowohl bei der Durchführung von MNA-Konzepten als auch beim Betrieb einer ENA-Maßnahme über einen längeren Zeitraum sowohl laufende Kosten als auch Reinvestitionskosten, z.B. für die Erneuerung von Anlagenteilen oder Messpegeln bzw. -einrichtungen, anfallen, ist der Kostenbarwert auch von der Preisentwicklung abhängig. Nach LAWA (2005) ist für die

zukünftig anfallenden Kosten eine Preisentwicklung jedoch nur dann zu berücksichtigen, wenn Geldwertänderungen die künftige Preiserwartung beeinflussen (LAWA 2005). In der Regel werden hier die gleichen Preisen wie im Bezugsjahr angesetzt. Damit wird bei zukünftigen Investitionen bzw. sonstigen Leistungen vom gleichen technischen Standard ausgegangen. Andere Annahmen sind im Einzelfall zu begründen.

Der Untersuchungszeitraum wird durch den Beginn der Projektarbeiten und das Sanierungsszenario mit der längsten Nachsorgephase definiert. Die Dauer der Nachsorge wird im Einzelfall durch die am Standort verbliebene Restbelastung, die Einhaltung der festgelegten Sanierungsziele sowie die endliche Lebensdauer der Bauwerke, Anlagen, Mess- und Kontrollelemente bestimmt, so dass häufig erst nach einer Beseitigung des Schadstoffpotentials und damit der Entlassung der Fläche aus der Nachsorge der Untersuchungszeitraum der Kostenvergleichsrechnung endet. Grundsätzlich gilt, dass die Länge des Untersuchungszeitraums mit wachsender Kalkulationsperiode und mit steigendem Zinssatz einen immer geringeren Einfluss auf die Barwerte hat. Entsprechend den Empfehlungen von LUA NRW (2000) sollte der Untersuchungszeitraum im längsten Fall auf 80 Jahre begrenzt werden, da ab diesem Zeitraum eine Diskontierung der Kosten vernachlässigbar und damit ohne Einfluss auf eine Wirtschaftlichkeitsberechnung ist. Realistischer erscheinen Untersuchungszeiträume von 30 bis 50 Jahren.

8.3.3 Software und Datenbanken

Software

- Für die praktische Umsetzung der „Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen“ (KVR-Leitlinien) gibt es ein begleitendes Software-Paket, das im Wesentlichen aus vier in sich geschlossenen, aber miteinander verbundenen Teilen (Modulen) besteht: (a) einem Dokumentationsmodul (Dokumentation der KVR-Leitlinien und Software-Benutzerhandbuch), (b) einem Lernmodul mit Lernprogrammen und Beispielen für elementare finanzmathematische Berechnungen, (c) einem Datendienstmodul zur Einrichtung und Fortschreibung einer benutzerspezifischen Kostendatenbank, sowie (d) einem Durchführungsmodul zur dialoggeführten Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen einschließlich Empfindlichkeitsprüfungen und Erstellung von Projektberichten.
  Das KVR-Software-Paket kann über folgende Bezugsquelle erworben werden: Kulturbuchverlag Berlin GmbH, Sprosserweg 3, 12351 Berlin, Tel.: 030/661-8484, Fax: 030/661-7828, Email: <kbvinfo@kulturbuch-verlag.de>.
- Spezielle Software-Programme zur Abschätzung bzw. Optimierung der Verfahrenskosten von MNA bzw. ENA und zur Konfiguration von ENA Systemen wurden bereits in den USA entwickelt (AFCEE, 2000; NFESC, 2002; ESTCP, 2005). Allerdings können diese in der bislang vorliegenden Version nicht an deutsche Verhältnisse (Vorgaben, Einheitspreise, etc.) angepasst werden.

Datenbanken, Datensammlungen

- Leistungsbuch Altlastensanierung & Flächenentwicklung – Arbeitshilfe, veröffentlicht vom Landesumweltamt NRW., Darstellung aller altlastenrelevanten Leistungen mit entsprechenden Kostenangaben. Im Text mehrfach zitiert als LUA NRW (2005).
- Cost & Performance Reports über Erkundungs- und Monitoring-Technologien und Anwendungen von MNA-Konzepten und ENA-Verfahren in Nordamerika: <http://costperformance.org/remediation/>

8.4 Kosten-Wirksamkeits- und Kosten-Nutzen-Überlegungen

Die dynamische KVR liefert lediglich ein an der Kostenseite orientiertes Ergebnis und ist, wie eingangs bereits betont wurde, als alleinige Grundlage für eine vergleichende ökonomische Bewertung ungeeignet, wenn die zu bewertenden Maßnahmen/Optionen nicht den gleichen Nutzen erzielen oder (potentielle) Folgekosten nach sich ziehen. In diesen Fällen stellt die KVR nur einen Teil der Bewertung dar und ist in Kombination mit einem leistungsfähigerem Verfahren wie der Kostenwirksamkeitsanalyse oder der Kosten-Nutzen-Analyse anzuwenden, d.h. im Anschluss an die Kostenschätzung ist als Bestandteil des Planungs- und Entscheidungsprozesses eine Nutzen-Kosten-Untersuchung (NKU) als Wirtschaftlichkeitsbetrachtung durchzuführen.

Die Vorgehensweise bei der Nutzenbewertung ist dabei von den vorliegenden Rahmenbedingungen und von Anzahl und Art der über die Gefahrenabwehr hinaus gesetzten Zielen bzw. betrachteten Kriterien abhängig. In aller Regel werden hier die bereits in Kap. 8.2 genannten Aspekte „Folgekosten“, „Nachnutzung“, „Grundstückswert“ und „Wirksamkeitsrisiko“ eine vorrangige Rolle spielen. Es können aber auch weitere Kriterien wie z.B. die Ökobilanz der zu bewertenden Handlungsoptionen (LU BW, 1999; GROPPER et al., 2004) mit in die Bewertung einbezogen werden.

Eine empfehlenswerte Arbeitshilfe zur Berücksichtigung von Nutzen-Kosten-Aspekten im Rahmen der Sanierungsuntersuchung wurde im Auftrag des Landesumweltamtes Nordrhein-Westfalen erarbeitet (LUA NRW, 2000).

Welches der zur Verfügung stehenden Verfahren für eine NKU geeignet ist (s. Tab. 8.5), ist auch unter Berücksichtigung der Vergleichbarkeit der Sanierungsszenarien im Einzelfall zu entscheiden. Eine verbalargumentative, qualitative Bewertung der Vor- und Nachteile der Sanierungsszenarien stellt gewissermaßen die Mindestvariante dar. Eine Kosten-Wirksamkeitsanalyse beinhaltet demgegenüber eine quantifizierende Nutzenbewertung. In LUA NRW (2000) wird eine nutzwertanalytische Betrachtung vorgeschlagen, die sich auch für die Bewertung von „MNA-Konzepten“ und ENA-Maßnahmen eignet. Als dritte Alternative kommt eine Kosten-Nutzen-Analyse in Betracht. Sie setzt voraus, dass alle Bewertungskriterien monetär bewertet werden können. Der Kasten „Verfahren zur Nutzen-Kosten-Untersuchung“ illustriert die Unterschiede der drei Verfahren an einem hypothetischen Beispiel.

Tab. 8.5: Art der Nutzenermittlung je nach für die NKU anzuwendenden Verfahren (aus LUA NRW, 2000)

	Art der Nutzen-Kosten-Untersuchung		
	Kostenvergleichsrechnung (KVR)	**Kostenwirksamkeitsanalyse (KWA)**	**Kosten-Nutzen-Analyse (KNA)**
Ermittlung des Nutzens der Szenarien durch:	Verbalargumentative Bewertung	Verbalargumentative und quantifizierende Bewertung	Verbalargumentative Bewertung mit Monetarisierung
Ermittlung der Kosten der Szenarien durch:	Kostenschätzung für alle Positionen		

Verfahren zur Nutzen-Kosten-Untersuchung

Vereinfachte Darstellung der Verfahren zur Nutzen-Kosten-Untersuchung am Beispiel des Kriteriums „Nachnutzungsmöglichkeiten“: Vergleich zweier hypothetischer Szenarien „MNA-Konzept“ und „Aktive Sanierung“

(1) Kostenschätzung (Zeitraum: 30 Jahren)

MNA-Konzept:	870.000 €
Aktive Sanierung:	1.280.000 €

(2) Nutzenbewertung

(2.A) Verbalargumentative Bewertung

MNA-Konzept: Durch den Verbleib der Schadensquelle im Untergrund wird die gegenwärtige Größe der stationären Schadstofffahne in den nächsten Jahrzehnten voraussichtlich nur unwesentlich abnehmen. Eine höherwertige Nutzung des Standorts als bisher (eingeschränkt gewerbliche Nutzung) ist daher nicht möglich.

Aktive Sanierung: Die Einkapselung des Schadenszentrum wird die Schadstoffnachlieferung in den Grundwasserabstrom unterbinden. Laut Prognosen wird die Grundwasserbelastung im Teilbereich A voraussichtlich in fünf, im Teilbereich B in zehn Jahren soweit reduziert sein, dass eine uneingeschränkte gewerbliche Nutzung, ggf. auch eine Wohnnutzung möglich sein wird.

(2.B) Kosten-Wirksamkeits-Analyse (Nutzwertanalyse nach LUA NRW, 2000)

Tab. 8.6: Bewertungsschema: Punkteskala

Punkte	Nutzungsmöglichkeiten
5	ohne Einschränkung nutzbar (multifunktional nutzbar)
4	sensible Nutzung (z. B. Wohnnutzung) unter definierten Randbedingungen möglich; geringe Einschränkungen durch die Sanierung sind in Kauf zu nehmen
3	gewerbliche Nutzung ist ohne Einschränkung möglich
2	gewerbliche Nutzung ist unter definierten Randbedingungen möglich (gesichert), die Sicherung beschränkt die Art der Bebauung
1	Belastungen schließen gewerbliche Nutzungsformen aus

MNA-Konzept:	2 Punkte
Aktive Sanierung:	3 – 4 Punkte

(2.C) Kosten-Nutzen-Analyse (KNA)

Monetäre Bewertung des Nutzens durch eine höherwertige Nutzung des Standorts als bisher (→ z.B. auf Basis des Verkehrswerts):

- Erhöhung des Verkehrswerts um 350.000 € nach 5 Jahren (Teilfläche A, 3.500 m^2)
- weitere Erhöhung um 180.000 € nach 10 Jahren (Teilfläche B, 900 m^2)

MNA-Konzept:	Nutzen =	0 Euro	
Aktive Sanierung:	Nutzen =	409.300 Euro	(Barwert der Nominalnutzen)

Zu beachten ist, dass nur die KNA eine eindeutige Rangliste erstellt, da Nutzen und Kosten direkt miteinander verrechnet werden. Die KWA führt dagegen zu einem Bewertungsergebnis, dass Kosten und Nutzen in unterschiedlichen Einheiten quantifiziert, z.B. Nutzwert (als Punktzahl) vs. Kosten (in €). Für eine Rangliste müssen Wichtungsfaktoren definiert werden. Für die Bewertung stehen zahlreiche multikriterielle Vergleichsverfahren zur Verfügung (siehe z.B. SCHUH, 2001). Arbeiten in welchen die Anwendbarkeit der Bewertungsverfahren im Rahmen von Grundwasser- oder Gewässerschutz bzw. -bewirtschaftung diskutiert oder demonstriert wird, sind neben LUA NRW (2000) u.a. KRUBER (1997), SCHUH (2001) und KUP (2004).

8.5 Literatur

AFCEE (1999): Natural Attenuation of Fuel Hydrocarbons Performance and Cost Results from Multiple Air Force Demonstration Sites.

AFCEE Air Force Center for Environmental Excellence (2000): Monitoring and Remediation Optimization System (MAROS). http://www.gsi-net.com/software/Maros.

Atteia, O. Guillot, C. (2007): Factors controlling BTEX and chlorinated solvents plume length under natural attenuation conditions. Journal of Contaminant Hydrology, 90, 81-104.

Bauer, S., C. Beyer, and O. Kolditz (2006), Assessing measurement uncertainty of first-order degradation rates in heterogeneous aquifers, Water Resour. Res., 42, W01420, doi:10.1029/2004WR003878.

ESTCP (1999): Enhanced In Situ Anaerobic Bioremediation of Fuel-Contaminated Ground Water. Cost and Performance Report, CU-9522.

ESTCP (2005): Cost Estimating Tool for Enhanced Anaerobic Bioremediation of chlorinated solvents, Version 1.3.

ESTCP Environmental Security Technology Certification Program (2003): In-Situ Bioremediation of MTBE in Groundwater. Cost and Performance Report.

Gropper, H.; Kohler, W.; Kohlmeier, E.; Schöndorf, T.; Schrenk, V.; Wabbels, D. (2004): Ökobilanzierung von Altlastensanierungsverfahren. Schriftenreihe altlastenforum Baden-Württemberg e.V., Heft 9, 32 S.

ITVA – Ingenieurtechnischer Verband Altlasten e.V. (2004): Arbeitshilfe – H1-12 „Monitored Natural Attenuation“, Oktober 2004.

ITVA – Ingenieurtechnischer Verband Altlasten e.V. (2007): Arbeitshilfe – C5-3 „Monetäre Bewertung ökologischer Lasten auf Grundstücken und deren Einbeziehung in die Verkehrswertermittlung“, Entwurf Stand April 2007.

Kirchholtes, H.J., Elsass, P., Kolesar, C., Padovani, C., Schweiker, M. (2003): Cost effectiveness – Costs and level of confidence: Collection and evaluation of available data on site assessment using presently applied country-specific site investigation and assessment approaches considering costs and confidence level. Bericht des EU-Projekts INCORE, 05.06.2003, http://www.umweltwirtschaft-uw.de/incore/

Kruber, S. (1997): Anwendung der Entscheidungsanalyse bei der Sanierung von Altlasten. Wissenschaftlich-Technische Berichte FZR-201. Forschungszentrum Rossendorf, Dresden.

Kübert, M. (2002): Möglichkeiten zur Analyse der Kosten für die Erkundung von Schadstoffahnen im Grundwasser im Hinblick auf die Nutzung und Kontrolle natürlicher Rückhalte- und Abbauprozesse. Zentrum für Angewandte Geowissenschaften an der Universität Tübingen, Diplomarbeit, April 2002, 170 S.

Kübert, M. (2006): Modelling and Technical-Economic Evaluation of Point Scale and Integral Approaches for Investigating Contaminant Plumes in Groundwater. Tübinger Geowissenschaftliche Arbeiten (TGA) Reihe C 96, 124 S.

Kübert, M., Finkel, M. (2006): Contaminant mass discharge estimation in groundwater based on multi-level point measurements: A numerical evaluation of expected errors. Journal of Contaminant Hydrology, 84, 55-80.

KUP – Ingenieurgesellschaft Kobus und Partner (2004): Optimierung des Gebietswasser-haushalts in Wassergewinnungsgebieten. Forschungsbericht, BMBF FKZ 02WA0111 und 02WA0112.

LABO – Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (2005): Berücksichtigung natürlicher Schadstoffminderungsprozesse bei der Altlastenbearbeitung. Positionspapier des Ad-hoc Unterausschusses „Natural Attenuation“, Juni 2005.

LAWA – Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (2005): Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen (KVR-Leitlinien), 7. Auflage, Kulturbuchverlag Berlin GmbH, Berlin.

LUA NRW – Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (2005): Leistungsbuch Altlastensanierung und Flächenentwicklung 97/98. – Materialien zur Altlastensanierung und zum Bodenschutz, Band 5, Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Essen.

LUA NRW – Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (2000): Anforderungen an eine Sanierungsuntersuchung unter Berücksichtigung von Nutzen-Kosten-Aspekten. – Materialien zur Altlastensanierung und zum Bodenschutz, Band 11, Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Essen.

LU BW (1999): Umweltbilanzierung von Altlastensanierungsverfahren. Materialien zur Altlastenbearbeitung, 29, Karlsruhe.

McGuire, T.M., Newell, C.J., Looney, B.B, Vangelas, K.M., Sink, C.H. (2004): Historical Analysis of Monitored Natural Attenuation: A Survey of 191 Chlorinated Solvent Sites and 45 Solvent Plumes. Remediation Winter 2004, 99-112.

McGuire, T.M. (2007): Persönliche Kommunikation und Zurverfügungstellung von Daten aus McGuire et al. (2004).

NFESC Naval Facilities Engineering Service Center (2002): Remediation by Natural Attenuation Cost Estimating Program.
<https://portal.navfac.navy.mil/portal/page?_pageid=181,5391656&_dad=portal>

Ridley, M., MacQueen, D. (2005): Cost-Effective Sampling of Groundwater Monitoring Wells: A Data Review & Well Frequency Evaluation. Proceedings of the 2005 World Water and Environmental Resources Congress, May 15-19, 2005, Anchorage, Alaska.

Roddewig, R. (1997): Using the cost of environmental insurance to measure contaminated property stigma. The Appraisal Journal, 65(7), 304-308.

Rügner, H. Teutsch, G., Grathwohl, P., Kohler, W. (2001): Natural Attenuation organischer Schadstoffe im Grundwasser. Schriftenreihe altlastenforum Banden-Württemberg e.V. Heft 5. Schweizerbart, Stuttgart, 35 S.

Rügner, H., Teutsch, G. (2002): Aktualisierung geltender Handlungsempfehlungen zur Untersuchung im Hinblick auf eine effektive Nutzung natürlicher Abbau- und Rückhalteprozesse bei der Altlastenbearbeitung in Baden-Württemberg. Abschlussbericht der Universität Tübingen an die Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg. 65 S.

Schäfer, D., Hornbruch, G., Schlenz, B., Dahmke, A. (2007): Schadstoffausbreitung unter Annahme verschiedener kinetischer Ansätze zur Modellierung mikrobiellen Abbaus. Grundwasser, 12(1), 15-25.

Schiedek T., Grathwohl, P., Teutsch, G. (1997): Literaturstudie zum natürlichen Rückhalt/Abbau von Schadstoffen im Grundwasser. Bericht des Lehrstuhls für Angewandte Geologie, Universität Tübingen (im Auftrag der Landesanstalt Baden-Württemberg).

Schuh, H. (2001): Entscheidungsorientierte Umsetzung einer nachhaltigeren Entwicklung. Empirische Analyse, theoretische Fundierung und Systematisierung am Beispiel der natür-lichen Ressource Wasser. Dissertation, Berlin.

Siemens, H. (2003): Stigma of Contaminated Land: Difficult to Tackle. The Appraisal Journal, April 2003, 121-126.

Tam, E.K.L., Byer, P.H. (2002): Remediation of contaminated lands: a decision methodology for site owners. Journal of Environmental Management 64, 387-400.

Teutsch, G, Rügner, H., Grathwohl, P., Kohler, W. (2001): Entwicklung von Bewertungskriterien natürlicher Schadstoffabbauprozesse in Grundwasserleitern als Grundlage für Sanierungs-entscheidungen bei Altstandorten- Bericht der Univ. Tübingen an die Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Veröffentlichung seitens der LfU ist geplant).

Wiedemeier, T.H., Rifai, H.S., Newell, C.J., Wilson, J.T., (1999): Natural Attenuation of Fuels and Chlorinated Solvents in the Subsurface. John Wiley and Sons, New York, 617 pp.

Wilson, A.R. (1996): Emerging approaches to impaired property evaluation. The Appraisal Journal, LXIV(2), 155-170.

9. Risikokommunikation und Akzeptanz

Christian Weingran
HIM GmbH
Bereich Altlastensanierung HIM-ASG
Waldstraße 11
64584 Biebesheim
christian.weingran@him.de

Inhaltsverzeichnis

9.1 Situationsbeschreibung 124
9.1.1 Der fachliche Hintergrund 124
9.1.2 Die Akteure 124
9.1.3 Der Entscheidungs- und Genehmigungsprozess 126
9.1.4 Konfliktpotential und Konflikte 131
9.2 Beteiligung und Kommunikation 132
9.2.1 Ziele und Voraussetzungen 132
9.2.2 Inhalte, Aufgaben und Reichweite der Kommunikation 134
9.2.3 Die Beteiligten der Kommunikation 136
9.2.4 Motive und Ziele der Kommunikation 136
9.2.5 Rahmenbedingungen für gute Kommunikation 137
9.2.6 Die Gestaltung der Kommunikationsprozesse 137
9.2.7 Die Planung von Kommunikationsprozessen 140
9.2.8 Informationen 141
9.3 Kommunikationstechnisches Repertoire 142
9.3.1 Verfahren 142
9.3.2 Instrumente 143
9.4 Informationsquellen 145
9.4.1 Referenzen 145
9.4.2 Weiterführende Literatur 146
9.4.3 Internetquellen 147
9.5 Anlagen zu Kapitel 9 147

Kapitel 9: Risikokommunikation und Akzeptanz

Christian Weingran

9.1 Situationsbeschreibung

Komplexe Entscheidungsprozesse werden oft mit hohem technisch-wissenschaftlichem und administrativem Aufwand abgewickelt. Die getroffenen Festlegungen finden aber nicht immer Akzeptanz bei den Beteiligten, da die damit verbundene Kommunikation vernachlässigt wird. Das gilt auch im Arbeitsfeld Altlastensanierung.

In diesem Beitrag wird einleitend der Kontext beschrieben: Das komplexe Arbeitsfeld, die Rollen und Interessen der Akteure und die relevanten Projektmanagementprozesse. Drei Exkurse geben kurze Erläuterungen die Themen Risiko, Risikokommunikation und Akzeptanz. Vor diesem Hintergrund werden mögliche Konfliktpotentiale für NA-Konzepte dargestellt.

Es wird beschrieben was getan werden muss, um effektive Kommunikationsprozesse auf den Weg zu bringen, welche Kriterien zu berücksichtigen sind und welche wesentlichen Anforderungen zu erfüllen sind.

Abschließend wird das kommunikationstechnische Repertoire (Verfahren, Instrumente) beispielhaft beschrieben. Ein praxisorientierter Anhang ergänzt den Beitrag.

9.1.1 Der fachliche Hintergrund

Altlastensanierung ist ein komplexer Aufgabenbereich, der von einer Vielzahl unterschiedlicher Arbeitsfelder beeinflusst und bestimmt wird, die sich wiederum untereinander beeinflussen bzw. voneinander abhängig sind. Es besteht die Notwendigkeit mit Unsicherheiten und Risiken umzugehen, die aus Erkenntnisdefiziten, dem Fehlen verbindlicher Konventionen und standortspezifischen Unwägbarkeiten entstehen. Für einzelne Fragestellungen gibt es noch offene Fragen, oft fehlen Vorbilder und eingespielte Handlungsmuster.

Die Komplexität des Aufgabenbereiches macht das Zusammenwirken von Experten unterschiedlicher Fachdisziplinen und Terminologien, von Behörden mit Zuständigkeit für unterschiedliche Sachverhalte sowie anderen Interessen erforderlich.

Wenn zusätzlich Menschen auf Altlasten leben, wird dem komplexen Geschehen ein weiteres bestimmendes Problemfeld hinzugefügt: Bei der Sanierung bewohnter Altlasten werden die technischen, ökonomischen und ökologischen Fragestellungen um eine soziale Komponente erweitert.

9.1.2 Die Akteure

Am Sanierungsprozess nehmen verschiedene Akteure (s. Abb. 7.1) teil, die unterschiedliche Rollen, Aufgaben und Interessen, aber auch Wissen und Erfahrungen haben.

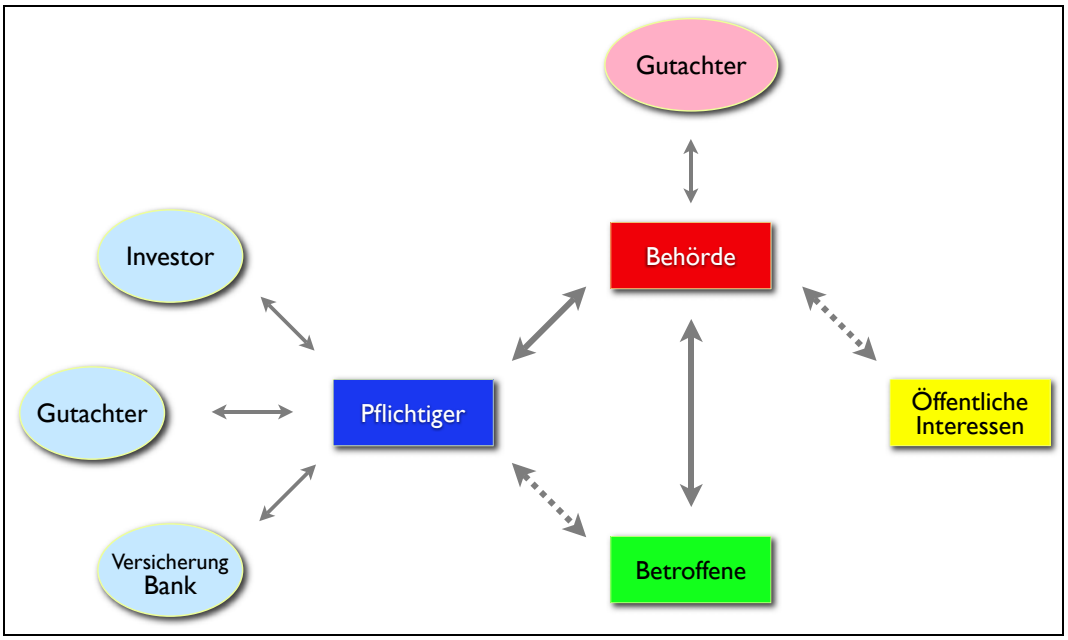


Abb. 9.1: Akteure im Sanierungsprozess

Sanierungspflichtige haben die Aufgabe Untersuchungen und die Planung und Durchführung von Sanierungsmaßnahmen zur veranlassen und zu finanzieren. Für sie sind Fragen der Verantwortung für das Entstehen der Altlast und der Haftung bzw. Heranziehung als Zustandsstörer von Bedeutung. Sie sind an einer Minimierung des Aufwands im gesamten Sanierungsprozess und an schnellen, pragmatischen aber auch rechtssicheren Lösungen interessiert. Sie sprechen sich selber Problemlösungskompetenz zu, werden von außen aber eher unter dem Gesichtspunkt der Profit- und Nutzenorientierung, der Bagatellisierung von Risiken, der Beschwichtigung und der Verweigerung des Dialogs wahrgenommen.

Genehmigungs- und Fachbehörden können im Rahmen gesetzlicher Vorgaben die Vorbereitung und Durchführung von Sanierungsmaßnahmen fordern. Sie streben ebenfalls schnelle und pragmatische Lösungen an und stellen den Nutzen von Maßnahmen heraus. Sie verfügen über ausgewiesene Kenntnisse des rechtlichen Instrumentariums und der formalen Abläufe. In ihrer Selbstwahrnehmung wollen sie schlichten, Debatten versachlichen und unbegründete Ängste abbauen. In der Außenwahrnehmung beschreiben vielfach Begriffe wie Auflagenproduzent, Industrienähe, mangelnde Bürgernähe und mangelnde Entscheidungskompetenz diese Akteure.

Betroffene von Kontaminationen und Sanierungsmaßnahmen sind z.B. Eigentümer oder Nutzer von Grundstücken, Konsumenten von Trinkwasser, Anwohner von Transportstrecken oder sie leben im Auswirkungsbereich von Anlagenemissionen. Sie befürchten gesundheitliche Auswirkungen (durch die Aufnahme von Schadstoffen), wirtschaftliche Nachteile (z.B. durch Wertminderung des Eigentums und Kosten für Sanierungsmaßnahmen), psychologische Belastungen (durch Angst um die Gesundheit und Familie, durch Ungewissheit über die Zukunft und durch den Zwang zu tief greifenden Entscheidungen) sowie soziale Belastungen (durch Spannungen innerhalb der Nachbarschaft oder auch der Familie). Sie beanspruchen Informationen und Mitwirkung an Entscheidungen. Sie sind Laien und sehen sich als Opfer und Warner, die der Verharmlosung von Risiken entgegenwirken und stellen die Risiken für Gesundheit und Eigentum in den Vordergrund. Sie müssen sich in Fachthemen und den rechtlichen Kontext einarbeiten, engagieren sich ohne Vergütung und unter Aufwendung ihrer Freizeit und haben das Gefühl wenig ausrichten zu können. Ihnen wird

Irrationalität, Hysterie, die Verfolgung von Eigeninteressen, mangelnde Sachkompetenz, Emotionalisierung von Debatten und die Überschätzung von Risiken vorgeworfen.

Gutachter sind Experten unterschiedlicher Disziplinen, die im Auftrag der Pflichtigen oder der Behörden Gutachten und Fachplanungen erarbeiten. Sie sind dabei dem Stand von Wissenschaft und Technik verpflichtet und bedienen sich jeweils einer eigenen Terminologie. Sie werden als abhängig von den jeweiligen Auftraggebern wahrgenommen.

Öffentliche Interessen werden von Interessengruppen, Umweltverbänden aber auch z.B. von den Wasserwerken, die aus kontaminierten Aquiferen fördern müssen, wahrgenommen.

Banken und Versicherungen spielen sowohl auf der Seite der Pflichtigen als auch bei den Betroffenen eine Rolle. Ihr Interesse gilt dem Wert von Grundstücken, Investitionen, Fragen der Beleihbarkeit sowie einer möglichen Übernahme von Kosten.

9.1.3 Der Entscheidungs- und Genehmigungsprozess

Die Komplexität von Altlastensanierung erfordert ein strukturiertes und zielorientiertes Handeln. Die unterschiedlichen Arbeitsfelder der Altlastensanierung sind sowohl auf der fachlich-inhaltlichen Ebene als auch auf der Entscheidungsebene vielfach und eng miteinander vernetzt. Deshalb sind im operativen Bereich Strukturen erforderlich, die einen abgestimmten Bearbeitungsprozess zwischen den Arbeitsfeldern ermöglichen und so das Entstehen von Sachzwängen, zusätzlichen Kosten und verfahrensbezogenen Problemen verhindern.

In der Praxis werden aber mangelnde Transparenz der Verfahren, unklare Abläufe und das Fehlen eindeutiger Regelungen für die Zuständigkeit sowie fehlende Möglichkeiten der Mitwirkung beklagt. Oft stehen aber auch Zeit, Personal und Finanzen nicht in hinreichendem Umfang zur Verfügung.

Tradierte politische und technische Lösungsmuster können Konflikte vielfach nicht mehr bewältigen und sind nicht geeignet, Akzeptanz und Vertrauen zu schaffen. Die Gegenstände von Entscheidungen haben sich geändert, insbesondere deren Reichweite und Komplexität (Komplexität erfordert Kooperation, Teilung von Verantwortlichkeit). Eine Verwaltung kann für sich allein nicht mehr in Anspruch nehmen, die Wertvorstellungen aller Beteiligten in einzelnen Sachfragen und Konflikten zu kennen und zu repräsentieren. Es gibt eine kritische Gegenöffentlichkeit und ein gestiegenes Umweltbewusstsein. Die Gesellschaft ist komplizierter geworden.

Bürger fordern heute eine aktive Rolle in der Entscheidungsfindung. Sie begnügen sich vielfach nicht mehr mit der Kenntnisnahme behördlicher Vorstellungen und Entscheidungen sowie dem Anbringen von Wünschen und Detailkorrekturen. Sie erwarten, dass Entscheidungen, die ihr Leben, ihre Gesundheit und ihre Umgebung betreffen, öffentlich legitimiert werden.

Die bekannten Verwaltungsverfahren beziehen die Öffentlichkeit erst ein, wenn wesentliche Entscheidungen bereits getroffen wurden und Abstimmungen zwischen Verwaltung und Antragsteller bereits erfolgt sind. Die Verfahren gehen von Antragsteller und Verwaltung als wesentlichen Verfahrensträgern aus und den „Dritten“, mit begrenzten Rechten für Einwendungen und Kommentaren. Das mag dem Nachbarschaftsmodell der 50er Jahre entsprochen haben und der begrenzten Reichweite von Verwaltungsentscheidungen.

Erörterungstermine sind Veranstaltungen mit festgelegten Rollen und Positionen und werden oft zur Schaffung von Klagepositionen benutzt, strategische Kommunikation herrscht vor, die

Interessendurchsetzung vor Gericht wird als wirkungsvoller und aussichtsreicher angesehen. Die Verfahren werden als zu lang, zu kompliziert empfunden, die Anzahl der Auflagen als zu groß.

Exkurs: Risiko

Die Wahrnehmung von Risiken ist kein naturwissenschaftlicher Vorgang, sondern sozial und kulturell bestimmt. Schließlich eröffnet eine allgemeine Risikobetrachtung nicht den Zugang zur individuellen Akzeptanz von Risiken (SRU, 1989). Es gibt daher keinen einheitlichen Risikobegriff und kein objektives oder kontextfreies Risikokonzept. Entscheider (Pflichtiger, Behörde) und Laien beurteilen Risiken verschieden und nehmen dabei eine unterschiedliche Wirklichkeit wahr. Sie gehen von unterschiedlichen Risikokonzepten und -perspektiven aus:

Risikoabschätzungen von Sanierungspflichtigen, Behörden und Experten basieren im Wesentlichen auf den zu erwartenden Schäden (und Nutzen). d.h. auf einem aus der Versicherungsmathematik stammenden elementaren Risikokonzept (Risiko = Schaden × Wahrscheinlichkeit) und wissenschaftlichen, „objektiven“ Aussagen über Risiken.

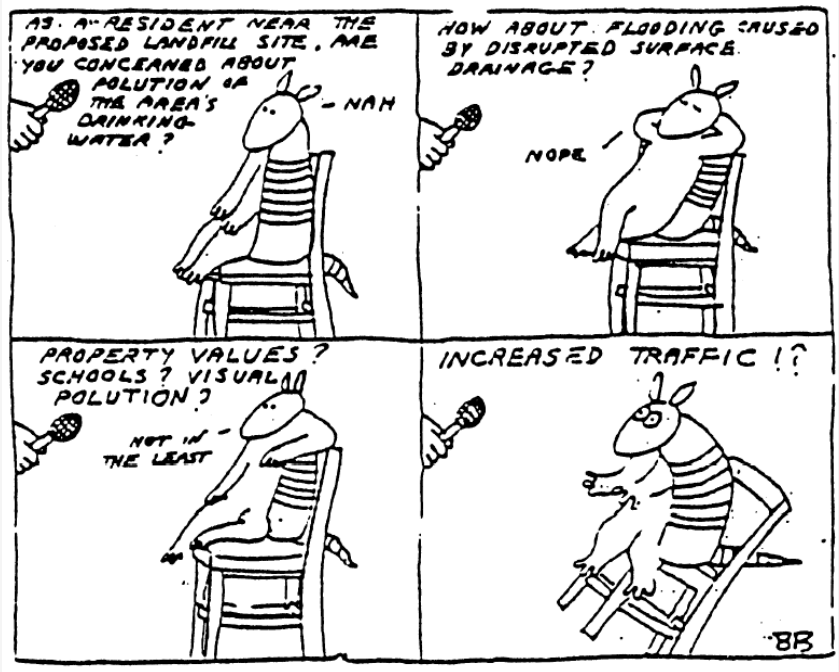


Abb. 9.2: Differenzierte Risikowahrnehmung (Das Gürteltier muss es anders sehen…)

Laien dagegen kalkulieren Risiken anders und benutzen einen zugleich einfacheren und umfangreicheren Risikobegriff. Zwar spielen bei diesem Risikokonzept die beiden Aspekte „Schaden“ und „Wahrscheinlichkeit“ ebenfalls eine Rolle. Aber je nach Art der Risikoquelle können darüber hinaus das Wissen über die Freiwilligkeit und Beeinflussbarkeit des Risikos und darüber, ob es natürlichen Ursprungs oder von Menschen verursacht ist, von Bedeutung sein. Die Risikowahrnehmung wird vom Wissen über den Verursacher, den sozialen Kontext und von der erwarteten sozialen Verteilung der Schadensfolgen eher beeinflusst als von der Nutzenwahrnehmung. Der verantwortungsvolle Umgang mit der Technologie und das Image der Anwender spielt eine Rolle.

Entscheidend bei der Risikobewertung ist der Umgang mit Unsicherheiten. Auch hier ist der Maßstab der Beteiligten verschieden (siehe Abb. 9.2). In Ungewissheits-Situationen können sich extreme Positionen entwickeln: Die einen behaupten, es gibt kein Problem, die anderen malen den Teufel an die Wand. Ein Sachproblem wird so zu einem Problem der gesellschaftlichen Kommunikation.

Die öffentliche Risikowahrnehmung (mögliche Einflussfaktoren siehe Abb. 9.3) ist ein wichtiger Machtfaktor, den unterschiedlichen Bewertungen muss man sich stellen, will man nicht unversehens in einer Akzeptanzkrise landen.

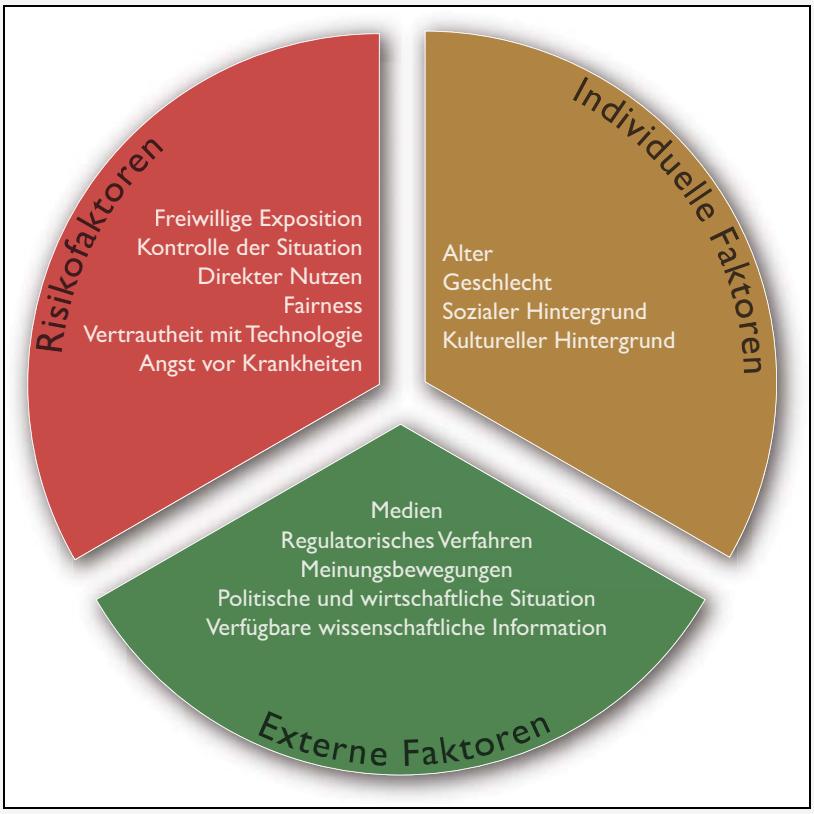


Abb. 9.3: Einflussfaktoren bei der Wahrnehmung von Risiken
(WHO, 2001 zitiert in IZMF, 2004. verändert)

Exkurs: Risikokommunikation

Risikokommunikation umfasst Kommunikation, die der Identifikation, der Abschätzung, der Bewertung und dem Management von Risiken dient (RISIKOKOMMISSION, 2002).

Sie verfolgt zum einen das Ziel Informationsdefizite zu beheben, die auf Verständigungsproblemen oder Wissenslücken beruhen können. Zum andern versucht sie, den Graben zwischen subjektiver Risikowahrnehmung und objektiver Risikoabschätzung zu überwinden.

Dabei kann es nicht Ziel sein, die jeweils andere Seite davon zu überzeugen, dass ein Risiko tragbar oder unzumutbar ist. Stattdessen sollen Betroffene durch entsprechende Angebote der Information (Ein-Weg-Kommunikation), des Dialogs (Zwei-Weg-Kommunikation) und der Beteiligung (Mitwirkung an der Entscheidungsvorbereitung und -findung) in die Lage versetzt werden, eine persönliche Beurteilung der jeweiligen Risiken vornehmen zu können (HERTEL und HENSELER, 2005).

Im Zentrum einer guten Kommunikation (siehe Kasten „Sieben Regeln für die Risikokommunikation“) steht die Klärung der Sachverhalte oder der umgebenden Rahmenbedingungen, die hinter den unterschiedlichen Sichtweisen und Bewertungen stehen. Risikokommunikation löst Dissense selten direkt auf, sorgt aber für eine rationale Basis, um Dissens zu lokalisieren und zu charakterisieren. Die Aufgabe von Risikokommunikation ist es nicht, die Pluralität von Interessen und Werten in der Gesellschaft zu ignorieren oder gar zu normieren, sondern mittels eines erprobten Instrumentariums einen Beitrag zu leisten trotz unterschiedlicher Präferenzen in der Gesellschaft zu einvernehmlichen Lösungen von kollektiven Problemen zu gelangen.

Sieben Regeln für die Risikokommunikation*:

1. Akzeptiere die Öffentlichkeit und Betroffenen und beziehe sie als legitime Partner ein.
2. Bereite deine Informationen sorgfältig vor und bewerte ihre Wirkungen.
3. Höre dir die Sorgen der Öffentlichkeit und der Betroffenen an.
4. Sei aufrichtig, ehrlich, offen, freundlich und respektvoll.
5. Stimme deine Bemühungen mit anderen Organisationen ab und arbeite mit anderen glaubwürdigen Informationsquellen zusammen.
6. Trage den Bedürfnissen der Medien Rechnung.
7. Sprich deutlich und mit Engagement.

*(Seven Cardinal Rules of Risk Communication (COVELLO and ALLEN, 1988))

Exkurs: Akzeptanz

Gesellschaftliche Risiken können nicht bewältigt, Lasten nicht übernommen, Aufgaben nicht in Angriff genommen und gelöst und Belästigungen dabei nicht ertragen werden, wenn sie nicht bekannt sind und ihre Notwendigkeit bzw. Unvermeidbarkeit nicht anerkannt ist. Nichts anderes meint Akzeptanz. Maßnahmen, die irgendwo durchgeführt werden und gegen die sich niemand wehrt, sind nicht deshalb schon akzeptiert. Risiken, gegen die keine Einwendungen erhoben werden, können nicht deshalb schon als akzeptiert angesehen werden. Was nur verdrängt oder geduldet wird, darf nicht als akzeptiert gelten. Akzeptanz setzt vielmehr voraus, das alle Beteiligten die Belastungen und Risiken kennen und diese in voller Kenntnis der Zusammenhänge um eines bestimmten, offenbar überzeugenden Zieles willen in Kauf nehmen.

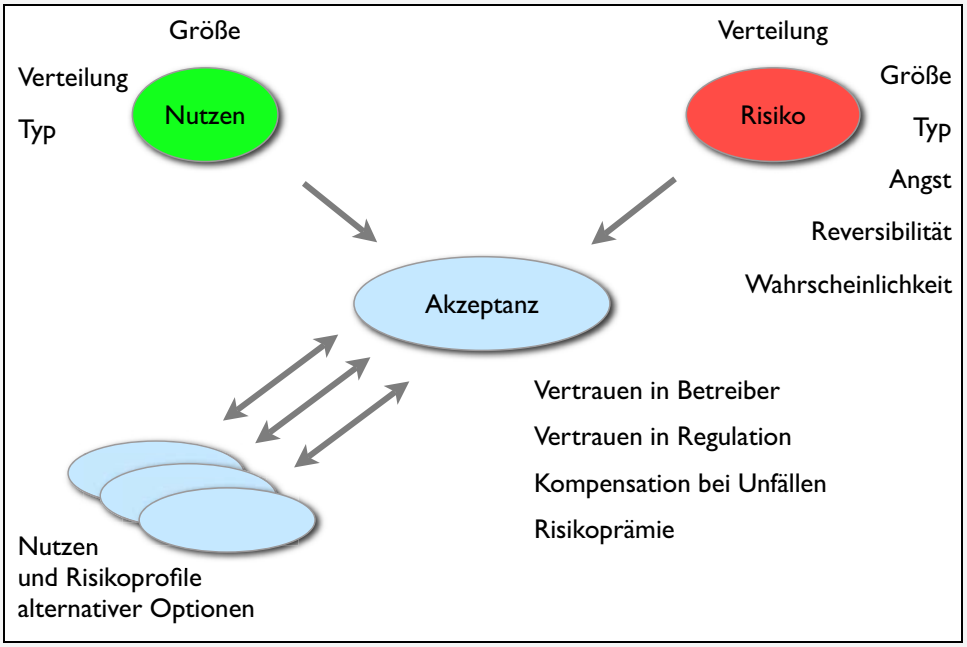


Abb. 9.4: Randbedingungen von Akzeptanz (WIEDEMANN, 2005, verändert)

Akzeptanz stellt sich nicht von selbst ein; sie bedarf der Organisation. Der erste Schritt besteht darin, über Risiken, Belastungen und Belästigungen der zur Entscheidung stehenden Alternativen zu informieren. Aufklärung muss der Verdrängung entgegen wirken. Nicht Beruhigung darf das vorrangige Ziel sein, sondern aktive Bewusstseinsbildung. Verdrängung und Beruhigung mögen bestimmte Genehmigungsverfahren beschleunigen, aber nur eine Bevölkerung, die Belastungen bewusst akzeptiert, ist ein verlässlicher Partner für die lang dauernde Aufgabe der Altlastensanierung. Verdrängung schafft dagegen eine nicht kalkulierbare Situation, in der kleinste Anlässe Misstrauen und Ablehnung hervorrufen können. (SRU, 1989) (siehe auch Abb. 9.4 zu den Randbedingungen von Akzeptanz und Kap. 9.5: Anlage 1, wo Hinweise zum Entstehen oder dem Verlust von Vertrauen und Glaubwürdigkeit gegeben werden)

9.1.4 Konfliktpotential und Konflikte

Ob ein Thema (z.B. die Einführung einer Technik) zum Konfliktfeld, d.h. Gegenstand von kontroversen Auseinandersetzungen wird, hängt von verschiedenen Kriterien ab, u.a.

- Konfliktschärfe und Konfliktwert,
- Grundlegende Sicherheitsbedenken,
- Angelagerte Streitthemen und Themen, die nichts mit der Technik zu tun haben (Machtverteilung, Entscheidungsprivilegien),
- Rolle von Verantwortlichen (Verwaltung, Eigentümer) z.B. für das Entstehen und den Umgang mit der Altlast,
- Politischer und symbolischer Kontext,
- Anschlussmöglichkeit für eine moralische Argumentation, technische Expertise verliert dann an Kraft,
- Besondere technische Problemlagen.

Die Kenntnis der Ursache von Konflikten ist eine wichtige Voraussetzung für die Entwicklung konstruktiver Konfliktlösungen.

Positionskonflikte entstehen aus der unterschiedlichen Betroffenheit verschiedener Gruppen, den Hintergrund bilden unterschiedliche Interessen und Werte, aus denen sich die jeweiligen Positionen ergeben. Über Interessen und Werte lässt sich zwar streiten, aber nur schwer zu einem Kompromiss oder Konsens finden.

Konflikte über Information und **Beziehungskonflikte** ergänzen das Spektrum möglicher Konflikttypen (weitere Erläuterungen siehe auch Kap. 9.5: Anlage 2).

Altlasten und deren Sanierung bieten vielfältige Ansatzpunkte für Konflikte:

- Komplizierte Inhalte und mangelnde Erläuterungen zum Verständnis erschweren die Nachvollziehbarkeit.
- Mögliche Schadstoffbelastungen in Lebensmitteln (Trinkwasser), befürchtete Gefährdungen von Gesundheit und Eigentum können Sorgen und Ängste entstehen lassen und grundlegende Bedenken auslösen – hier gibt es darüber hinaus Anschlussmöglichkeiten für emotionale und moralische Argumentationen (z.B. Vergiftung, Gesundheit der Kinder), die dann eine sachliche Kommunikation erschweren.
- Unsicherheiten bei der verlässlichen Beschreibbarkeit des Untergrunds (Geologie, Schadstoffverteilung).
- Offene Fragen bei der Bewertung der Auswirkungen von Schadstoffen.
- Wie werden die Verantwortlichen (Verwaltung, Eigentümer) wahrgenommen? Haben sie beim Entstehen der Altlast eine Rolle gespielt? Gab es Versäumnisse, fahrlässiges Fehlverhalten, Unfälle? Wird der Aufwand für die Problemlösung als angemessen empfunden?

Bei Monitored Natural Attenuation (MNA) spielen darüber hinaus folgende Aspekte eine besondere Rolle:

- generelle Vorbehalte gegenüber Neuem
- fehlende Erfahrungen bei den Akteuren mit vergleichbaren Ansätzen, Zurückweisung der Ansätze oder extreme Forderungen
- die Dauer der Maßnahmen

- die Unsicherheiten bei der Prognose von natürlichen Rückhalte- und Abbauprozessen im Untergrund
- die mittelbare Wahrnehmbarkeit und Nachvollziehbarkeit dieser Prozesse: bei aktiven Verfahren kann der Effekt unmittelbar beobachtet werden (Boden wird ausgehoben), bei den innovativen passiven Verfahren wird „nur“ beobachtet.

Dass NA noch nicht als Gegenstand von Konflikten wahrgenommen wird, kann an der geringen Zahl der Fälle und der geringen Kenntnis und Bekanntheit des Verfahrens liegen. Das heißt nicht, dass sich Konflikte nicht entwickeln können (siehe oben: Nicht-Kritik ist nicht gleichzusetzen mit Akzeptanz). Deshalb können unangemessene Information und Kom–munikation, fehlende Beteiligungsmöglichkeiten und unzureichende Ressourcen und Struk–turen zu Konflikten führen, die eine Akzeptanz von Handeln und Entscheidungen verhindern, und so Projekte verzögern oder gar scheitern lassen. Besonders beim Umgang mit Grund-wasserschäden kann sich bei der Nutzung als Trinkwasser wegen der besonderen Bedeutung dieses Lebensmittels ein schwer verhandelbarer Konflikt entstehen.

In diesem Zusammenhang ist das Vertrauen in die Institutionen und in die Akteure, eine gute Kommunikation und Angebote von Vertrauen bildenden Maßnahmen wichtig.

9.2 Beteiligung und Kommunikation

9.2.1 Ziele und Voraussetzungen

Differenzen über Risiken sind in einer modernen Gesellschaft unvermeidbar. Ein gesell-schaftlicher Konsens ist zwar anzustreben, kann aber nicht immer erreicht werden. Risiko-bewertungen münden nicht immer in einen Konsens. Ob diese Differenzen zu öffentlichen Kontroversen führen, hängt allerdings wesentlich von der Art und Weise ab, wie darüber kommuniziert wird. Dafür müssen neue Ansätze gefunden werden:

- Das klassische Verwaltungshandeln sollte um informelle und kooperative Formen ergänzt werden.
- Betroffene sollten mit Hilfe unterschiedlicher Kommunikationsformen beteiligt werden. Das schafft Möglichkeiten zur Mitwirkung bei der Gestaltung des Sanierungsprozesses. Wesentliches Ziel von Beteiligung ist die Suche nach gemeinsam getragenen Lösungen.

Gegen neue Kommunikationsformen werden Einwände vorgebracht, die beispielhaft im Kasten „Zehn häufige Einwände gegen Beteiligung“ wiedergegeben werden.

Durch wahrgenommene Beteiligungsmöglichkeiten verbessert sich erfahrungsgemäß die Akzeptanz für Maßnahmen. Dies ist nicht nur im störungsfreien Sanierungsbetrieb förderlich, sondern vor allem bei Problemen und Widrigkeiten. Hier wirkt die Selbstverpflichtung: Je mehr man sich mit Sanierungsfragen beschäftigt, umso mehr steigt die eigene Einbeziehung – die Sanierung wird zunehmend zur eigenen Sache. Und je mehr die Sanierung zur eigenen Sache wird, an der man verantwortlich und gestaltend mitwirkt, umso weniger wird man dagegen Widerstände hervorbringen.

Die Ergebnisqualität kann in konkreten Fragen gesteigert werden, weil das vorhandene Experten- und Alltagswissen der Betroffenen berücksichtigt werden kann.

Die Beteiligung mit Gelegenheiten zu häufiger direkter Kommunikation kann die Entstehung gegenseitigen Vertrauens fördern. (s. dazu auch Kap. 9.5: Anlage 1) Damit kann ein reibungsloser Ablauf von Maßnahmen unterstützt werden.

Zehn häufige Einwände gegen Beteiligung

1. Wir haben nicht genug Zeit und Ressourcen.
2. Kommunikation mit der Öffentlichkeit beunruhigt diese eher unangemessen als sie zu beruhigen.
3. Wenn wir Risiken klar genug erläutern könnten, würden die Menschen sie akzeptieren.
4. Wir sollten nicht ohne Lösungen an die Öffentlichkeit gehen.
5. Das ist alles zu kompliziert für die Öffentlichkeit.
6. Technische Entscheidungen sollten bei den Technikern bleiben.
7. Risikokommunikation ist nicht mein Job.
8. Wenn man denen den kleinen Finger gibt, wollen sie die ganze Hand.
9. Beschäftigung mit der Öffentlichkeit bedeutet Verschwenden rarer Ressourcen für Nachrangiges.
10. Aktivisten sind verantwortlich für unbegründete Sorgen.

(CHESS et al, 1988)

Schließlich fördert Beteiligung das Verständnis für sanierungsbezogene Schwierigkeiten im Projektmanagement, im Erkenntnisgewinn und in Einzelfragen. Pauschale Widerstände Betroffener können damit verringert und auf konkrete Einzelfragen reduziert werden. Während es auf der globalen Ebene (z.B. ob jemand für oder gegen die Sanierung ist) kaum Möglichkeiten zur konstruktiven Auseinandersetzung gibt, ist dies zu Detailfragen besser möglich (HMULF, 2000).

Die Entwicklung einer wirkungsvollen Kommunikations- und Beteiligungskultur wird als wesentlicher Faktor für die erfolgreiche, ökonomisch und sozial verträgliche Abwicklung von Sanierungsprojekten gesehen (HMU, 2002), sie kann zur Herstellung von Rechts- und Investitionssicherheit beitragen und das Image der Initiatoren fördern.

Wichtige Voraussetzungen für die Bereitschaft verantwortlicher Akteure neue Kommunikationsansätze zu etablieren sind:

- Bereitschaft zu Dialog, Kooperation und Zusammenarbeit in der Sache
- Problemkenntnis und Problemverständnis
- Bereitschaft zu fairen Verfahrensbedingungen
- Mut und Bereitschaft Risiken einzugehen (Schaden für das persönliche Ansehen und belastete Beziehungen beim Scheitern, politische Vereinnahmung)
- fachliche und kommunikative Kompetenz
- Verzicht auf strategische Kommunikation und Instrumentalisierung

Was für die Kommunikation mit Dritten (der Öffentlichkeit) gilt, kann auch für die interne Kommunikation in oder zwischen Verwaltungen hilfreich sein, insbesondere dann, wenn disziplinäre, behördeninterne oder auf der Anwendung unterschiedlicher Rechtsnormen basierende Kommunikationsbarrieren überwunden werden müssen.

9.2.2 Inhalte, Aufgaben und Reichweite der Kommunikation

Am Anfang jeder Gestaltung von Kommunikationsprozessen muss geklärt werden über welche Gestaltungsspielräume verfügt werden kann, worüber man sich verständigen will und was die gemeinsame Erörterung bewirken soll. Was kann/soll durch Kommunikation geändert, worauf kann Einfluss genommen werden? Sinnvoll ist eine Kommunikation dann, wenn die Beteiligten die Gestaltungsmöglichkeiten und einen Nutzen in ihrer Mitwirkung erkennen können.

Zur Vermeidung falscher Erwartungen müssen die Gegenstände, die Ziele und Aufgaben der Kommunikation frühzeitig geklärt werden und für alle Beteiligten transparent sein. Der aufgrund gesetzlicher oder administrativer Vorgaben nicht verhandelbare Entscheidungsrahmen muss bekannt sein. Kommunikation kann Entscheidungen nicht ersetzen. Das Kommunikationsspektrum reicht von Information bis Kooperation der Akteure zur Entwicklung einer Lösung (siehe Tab. 9.1).

Tab. 9.1: Ebenen der Kommunikation*

Ebene	Aufgaben/Ziele
Information	Bereitstellung von Informationen zum Verständnis eines Problems, möglicher Alternativen, Chancen und Lösungen
Konsultation	Öffentliche Rückmeldung an Entscheidungsträger zu Entscheidungen oder geplanten Maßnahmen
Einbindung	Berücksichtigung von Bedenken und Anregungen der Öffentlichkeit bei der Vorbereitung von Entscheidungen
Kooperation	Gemeinsame Entwicklung von Konzepten und Planungen und Herbeiführung von Entscheidungen

* Levels of Public Participation Goals (GRAY, 2007, verändert)

Wenn es um mehr als Informationsweitergabe geht, ist es von zentraler Bedeutung zu klären, welche inhaltliche Reichweite das Kommunikationsangebot haben wird: Geht es um Meinungsbildung im Vorfeld von Entscheidungen? Gibt es eine Bindung an die Beschlüsse der Beteiligten?

Welche Ebene der Kommunikation gewählt wird, hängt u. a. von folgenden Faktoren ab:

- der Konfliktschärfe
- Ziele der Akteure (in der Regel Behörden)
- Informationsbereitschaft
- Bereitschaft auf Anliegen der Öffentlichkeit einzugehen
- Problemeinsicht und Problemlösungsgewohnheiten
- Inhaltlicher Schwerpunkt
- Problemdruck

Die Ausgestaltung ist abhängig vom politischen und symbolischen Kontext, der Schwerpunkt abhängig von der technikspezifischen Problemlage. Mögliche Inhalte der Kommunikation bei NA-Konzepten sind in Tab. 9.2 beispielhaft dargestellt.

Tab. 9.2: Kommunikationsbedarf bei MNA-Konzepten in den Phasen der Altlastenbearbeitung

Phase	Inhalte	Beteiligte
Orientierende Untersuchung	Ergebnisse Grundwasseruntersuchungen geeigneter Ort geeignete Methode und Parameter NA-Potential	Pflichtiger Gutachter Vollzugsbehörde
Detail-untersuchung	Untersuchungsumfang Quelle Fahne geeignete Methode und Parameter Wirksamkeit NA-Prozesse Umfang von Nachweisen Kosten	Pflichtiger Gutachter Vollzugsbehörde (Fachbehörden)
Sanierungs-untersuchung	Untersuchungsumfang Sanierungsziele Voraussetzungen für die Verhältnismäßigkeitsprüfung Quellencharakterisierung Fahnenabgrenzung Prozessidentifikation, -prognose, -bilanzierung Variantenvergleich Nachweis für Fracht reduzierende Vorgänge Erfolgswahrscheinlichkeit des MNA-Konzeptes Rechtliche Anforderungen Auswirkungen auf die Nutzbarkeit des Grundstückes	Pflichtiger Gutachter Vollzugsbehörde Fachbehörden
Sanierungs-planung	Auswirkungen MNA-Konzept Dauer Randbedingungen	Pflichtiger Gutachter Vollzugsbehörde Fachbehörden Betroffene (Juristen) (Banken) (Versicherungen)
Umsetzung Nutzung/ Vermarktung	Vertrauen in die Ergebnisse der Sanierung (z.B. bei der Vermarktung von Brachflächen) Abweichungen von der Prognose Verfügbarkeit von Daten	Pflichtiger Gutachter Vollzugsbehörde Fachbehörden Betroffene (Juristen) (Banken) (Versicherungen)

9.2.3 Die Beteiligten der Kommunikation

Für eine zielführende Kommunikation ist es unerlässlich, die relevanten Akteure zu ermitteln und alle wesentlichen Interessenslagen einzubinden. Wer dabei relevant ist, hängt von den Gründen für das Kommunikationsangebot und vom Gegenstand ab. Beteiligt werden sollten Personen oder Gruppen, die

- als Eigentümer, Mieter, Gewerbetreibende und Beschäftigte, die auf dem Standort wohnen und arbeiten oder als Nachbarn und Anlieger betroffen sind,
- als zuständige Behörden und Institutionen betroffen sind oder an Entscheidungen und Umsetzung mitwirken,
- sachlich besonders interessiert sind oder über spezielles Wissen verfügen und zu bestmöglichen Lösungen beitragen können und
- als Multiplikatoren (beispielsweise Vertreter von Interessengruppen, Vereinen, Verbänden, Schulen, Kirchen) dienen können bzw. über besonderen Einfluss verfügen.

Man muss nicht immer mit allen über alles reden. Den Beteiligtenkreis kann man sehr eng fassen und auf zentrale Akteure konzentrieren. Allerdings sollte der Kreis repräsentativ sein. Wenn aber die Schaffung von Akzeptanz in einem (potentiell) konfliktreichen Fall verfolgt wird, dann ist ein erweiterter Teilnehmerkreis abzustecken. Die Auswahl ist transparent zu gestalten.

Es sollte geklärt werden, welche Schlüsselpersonen in besonderem Maße den Prozess und die Ergebnisse beeinflussen und nachhaltig absichern können – aber auch wer das Vorhaben gefährden kann.

Kulturelle und sprachliche Unterschiede sowie Barrieren sollten berücksichtigt werden – nicht alle Interessengruppen und Bevölkerungskreise (z.B. Jugend, Migranten) werden durch übliche Kommunikation erreicht. Keinesfalls ausgeschlossen werden sollten (vermeintliche und wirkliche) Kritiker des Vorhabens.

9.2.4 Motive und Ziele der Kommunikation

Die Initiatoren von Kommunikation müssen bereits beim Projektstart klären, welche Ziele verfolgt werden und ob die Gründe und Motive für die Kommunikation tragfähig sind. Dies sollte nicht erst in einer Krisensituation erfolgen. Mögliche Ziele können sein:

- Bessere Wahrnehmung in der Öffentlichkeit
- Bessere Kommunikation
- Information und Aufklärung
- Minimierung von Bewertungsdifferenzen, Beförderung des Risikoverständnisses
- Vorbereitung von Entscheidungen
- Schaffung von Akzeptanz
- Rückführung von Konflikten in den rationalen Diskurs
- Nutzung von Kräften und Ressourcen anderer Beteiligter zur Verbesserung der Ergebnisqualität
- Ermittlung von Themen und Entwicklung neuer Ideen

Motivation für Kommunikation kann die Entschärfung von Konflikten, der Abbau historisch gewachsener Barrieren oder die Einigung über Ziele und Zweck einer Maßnahme sein.

9.2.5 Rahmenbedingungen für gute Kommunikation

Die Umsetzung Kommunikationsprozessen hängt auch von äußeren Rahmenbedingungen ab (z.B. politische Absichten, Zeit, Geld, Personal und Organisation). Die Planung, Begleitung und Realisierung von Kommunikation benötigt deshalb

- Zeit, die sinnvoll genutzt ist und zum Erfolg beiträgt (Erwartungs- und Verwertungsdruck von außen und enge Terminpläne nehmen den Kommunikationsprozessen die Möglichkeit zur Entwicklung),
- eine ausreichende Ausstattung mit finanziellen Mitteln für Personal- und Sachausgaben,
- Klärung von Verantwortlichkeiten, der Entwicklung von geeigneten Strukturen und Arbeitsformen, Denkweisen und Rollenverständnissen auf Seiten der Entscheider (Stichworte: projektbezogenes und kooperatives Verwaltungshandeln, Dialogbereitschaft, Lernbereitschaft), der guten Koordinierung zur Vermeidung widersprüchlicher Botschaften,
- die Veränderung von Systembedingungen in Verwaltungen (Ressortgliederung, interne Kommunikationsprobleme, Personalstruktur) und
- Anreize und Belohnung statt Schwierigkeiten und Zusatzaufwand für mehr Bürgerorientierung.

Es ist sinnvoll, eine Professionalisierung der Vorbereitung und Umsetzung von Kommunikationsprozessen anzustreben. Umfang und Zeitpunkt des Einsatzes externer Berater sind dabei abhängig von den Vorkenntnissen und Erfahrungen der handelnden Personen. In der konzeptionellen Phase, bei der Entwicklung von Beteiligungs- und Informationskonzepten und Strategien ist eine externe Beratung ebenso sinnvoll wie bei der Moderation von Konflikten (insbesondere dann, wenn die Beteiligten Gegenstand des Konfliktes sind) und immer dann, wenn gute Darstellung und Sprache und methodisches Wissen besonders wichtig sind.

Die Beschränkung auf diese Phasen verhindert das Entstehen von Abhängigkeiten. Als externe Berater stehen Kommunikationsfachleute zur Verfügung Bürgerbeteiligung und Öffentlichkeitsarbeit sind keine Nebenleistungen von Ingenieurbüros.

Darüber hinaus sollten Kapazitäten und Kompetenzen für Kommunikation in den Verwaltungen vorgehalten werden. Diese sind notwendig, um komplexe Vorhaben im heutigen gesellschaftlichen Umfeld problemgerecht zu entwickeln, voranzubringen und Kontinuität (Begleitung und Fortführung von begonnenen Prozessen) zu gewährleisten.

9.2.6 Die Gestaltung der Kommunikationsprozesse

Fairness

Die Beteiligten an den Prozessen sind hinsichtlich ihrer Rollen, Interessen, Betroffenheit und Durchsetzungsmacht nicht gleichberechtigt. Bei der Gestaltung von Kommunikation muss das berücksichtigt werden. Es sollten zumindest gleiche Chancen zu Information und Meinungsäußerung gegeben sein und alle Beteiligten sich mit ihren Interessen und Einschätzungen ernst genommen fühlen.

Ein respektvoller und wertschätzender Umgang ist gefordert. Um das erreichen zu können, sollte

- die Kommunikation an den Kommunikationsgewohnheiten der Beteiligten und ihren Voraussetzungen ausgerichtet werden und nicht ausgrenzen (Verwendung von Sprache, Zuschnitt des Themas, Wahl geeigneter Methoden) und an ihren Kenntnissen und Lebenswelten anknüpfen.
- Transparenz hergestellt werden über Inhalte und Hintergründe, Absichten, Rollen und Ziele der Beteiligten, über die Verfahrensgestaltung und wichtige Etappen, über Rahmenbedingungen, Zuständigkeiten, Informationszugänge und -pflichten, über Optionen für Lösungswege und Rahmenbedingungen, über Entscheidungswege und -kriterien, über die Verwendung von Arbeitsergebnissen etc.
- Zwischen den Beteiligten sind zu Beginn des Prozesses Spielregeln zu vereinbaren, die einzuhalten sind. Sie können sich beziehen auf den Zugang zu und die Vertraulichkeit von Informationen sowie die Verwendung von Ergebnissen.

Kompetenz der Fachleute

Bei der Beurteilung der Professionalität der Fachleute wird ein ausgewiesener fachlicher Hintergrund gefordert. Das Zusammenführen von Sachverstand ist dabei ebenso wichtig wie die verständliche Vermittlung in den Kreis der Beteiligten und glaubwürdige Darstellung der eigenen Kompetenz. Unterschiedliche fachliche Perspektiven sind dabei wichtig für ein qualitativ gutes und akzeptiertes Ergebnis.

Andererseits werden Fähigkeiten zur bedarfsgerechten Auswahl von Kommunikations-Instrumenten und -Methoden und zur Gestaltung von Mitwirkung in Kommunikationsprozessen erwartet. Eine Übersicht der Anforderungen gibt der nachfolgende Kasten:

Anforderungen an Fachleute in kommunikativen Planungsprozessen

- Kommunikationsfähigkeit
- Bereitschaft, sich auf einen kommunikativen und kooperativen Prozess einzulassen
- Akteure müssen sich an Regeln halten, die der Prozess vorgibt
- Konfliktfähigkeit
- Verlässlichkeit
- Beharrlichkeit und Geduld
- realistische Selbsteinschätzung und Lernbereitschaft – auch im Hinblick auf das eigene Verhalten und eigene Sichtweisen
- Orientierung an Werten und Zielen
- Flexibilität, um auch auf Unvorhergesehenes angemessen reagieren zu können
- Klarheit über die eigene Rolle und Sicherheit in der Ausführung
- professioneller Umgang mit der Presse
- Verfahrenskreativität: sichere und bedarfsgerechte Anwendung von Instrumenten und Methoden
- Sachkreativität: sich im jeweiligen Fachgebiet sicher bewegen können

(Min. für Städtebau und Wohnen, Kultur und Sport des Landes NRW, 2003)

Wirkungen

Es sollte gewährleistet sein, dass die Ergebnisse der Kommunikation Wirkung entfalten können, damit die Beteiligten zum Mitmachen motiviert werden. Deshalb sollte bereits im Vorfeld geklärt werden, wie mit den Ergebnissen umgegangen werden und in welchem Zeitrahmen die Umsetzung stattfinden soll. Die Fixierung der Ergebnisse kann z.B. in öffentlich-rechtlichen Sanierungsverträgen erfolgen.

Kooperationsprozesse müssen ergebnisoffen sein, d.h. das Ergebnis des Prozesses kann auch anders sein als es die Entscheider erwartet haben. Offene Prozesse stellen an Mitarbeiter z.B. von Verwaltungen und Ingenieurbüros ungewohnte Anforderungen. Sie haben neue Rollen, machen neue Erfahrungen. Sie lernen, dass auch Laien wichtige Beiträge zu Problemlösungen liefern können.

Kommunikationsprozesse bleiben wirkungslos oder erzeugen Frustration, wenn sie instrumentalisiert werden. Dennoch geschieht das immer wieder: Gefragt ist der Erfolg, d.h. der Adressat soll von der Legitimität der Annahmen, Pläne und Absichten des jeweils anderen überzeugt werden.

Die Akteure werden sich nur dann beteiligen, wenn Nutzen aus der Zusammenarbeit für alle entsteht. Dabei sind auch konkrete Maßnahmen der Förderung von Vertrauen anzuwenden. Mögliche Ansatzpunkte werden in nachfolgendem Kasten erläutert:

Vertrauen fördernde Maßnahmen

- Unabhängige externe Fachunterstützung
- Einräumen von Untersuchungs- und Überwachungsmöglichkeiten, Zugang zu Anlagen ermöglichen
- Einschränkungen von Betriebszeiten und Nutzungen von Transportstrecken
- Finanzierung von Beteiligung
- Emissionsminderungsmaßnahmen über gesetzliche Anforderungen hinaus
- Einblick in/Mitwirkung bei der Erhebung von Daten
- Einblick in vorliegende Daten
- Gemeinsame Abstimmung von Arbeitsschritten und Methoden
- Gemeinsame Festlegung von Gutachtern
- Kontakt zu Referenzprojekten
- Begrenzung der Laufzeit bzw. des Geltungsbereichs von Genehmigungen
- Kontinuierliche Anpassung der Anlagentechnologie an den Stand der Technik

Vertrauensaufbau hat eine kurze Halbwertszeit. Damit sich der Aufwand für den Beteiligungsprozess wirklich lohnt, sollte die Kommunikation im Anschluss nicht abbrechen. Eine regelmäßige Berichterstattung zum Stand der Umsetzung ist entscheidend.

Zentrale Qualitätskriterien für Kommunikationsprozesse sind in Kap. 9.5: Anlage 4 zusammengestellt.

9.2.7 Die Planung von Kommunikationsprozessen

Die Abfolge der Arbeitsschritte zur Etablierung eines Kommunikationsprozesses ist im folgenden Kasten dargestellt:

Arbeitsschritte zur Etablierung eines Kommunikationsprozesses

I. *Gegenstand der Kommunikation definieren*

II. *Kommunikationsebenen definieren (siehe auch Kap. 2.2 und Tab. 3)*

III. *Ziele festlegen (siehe Kap. 2.4)*

IV. *Beteiligte ermitteln*
- Projektbeteiligte
- Projektbetroffene
- Projektbeeinflussende

V. *Standortbedingungen klären*
(ergänzende Hinweise werden in Kap. 9.5: Anlage 5 gegeben)
- rechtliche und politische Randbedingungen
- Haltung zentraler Entscheidungsträger zum Projekt und zu den Beteiligungsansätzen
- Betroffene Gruppen definieren (räumliche Gruppen, Nutzergruppen, ethnische Gruppen, soziale Gruppen wie Familien oder Senioren)
- besonders zu erwartende Interessen (z.B. Angst vor Gesundheitsgefahren, vor Veränderungen des Umfeldes, vor Eigentumsschäden; Interesse an Mitwirkung)
- Interessenkonflikte zwischen den Betroffenen z.B. zu Art und Abfolge von Maßnahmen
- Ergebnisse und Verlauf bisheriger Beteiligungsbemühungen
- Mögliche Verbindungen mit anderen lokal bedeutsamen Themen (z.B. Flächennutzungsplanung, Industrieerweiterung)

VI. *Kommunikationskonzept entwickeln*
- Themen
- Strategie
- Methoden und Instrumente
- Maßnahmepläne
- Kosten- und Zeitrahmen

VII. *Umsetzung*

VIII. *Bewertung*

9.2.8 Informationen

Ein hoher Informationsstand über relevante sanierungsbezogene Fragen bei Betroffenen, Multiplikatoren und anderen Akteuren ist Voraussetzung für eine qualifizierte und sachgerechte Auseinandersetzung. Information ist Voraussetzung für Akzeptanz. Da Informationsvorteile den Stellenwert von Machtvorteilen haben, kann ein ausgeglichener Informationsstand dazu beitragen, diese Machtungleichgewichte zu verringern und Verständnis für das Handeln der unterschiedlichen Akteure zu entwickeln. Damit werden auch vermeidbare Konfliktpotentiale reduziert. Bei Bedarf sollte eine fachliche Unterstützung ermöglicht werden.

Bei der Bereitstellung von Informationen sind die in Tab. 9.3 zusammengestellten Grundsätze zu beachten.

Tab. 9.3: Kriterien für Information

Kriterium	Aufgaben/Ziele
aktiv	Aktiv auf Betroffene zugehen, Prozess in die Hand nehmen, steuern, Angebote machen, agieren statt reagieren
frühzeitig, zeitnah, gleichzeitig	In einer frühen Phase beginnen, späte Information schafft oft Verärgerung, Informationsgefälle vermeiden
vollständig	Weitgehenden und unkomplizierten Zugang zu allen sanierungsrelevanten Unterlagen ermöglichen, dabei Überangebot an Informationen vermeiden. Unbequeme Informationen nicht unterdrücken, die Entdeckung von verschwiegenen Informationen erzeugt irreparablen Vertrauensverlust; Lücken produzieren Misstrauen
kontinuierlich	Ausgewählte Instrumente sollten kontinuierlich Anwendung finden. Vorteilhaft ist auch die Kontinuität bei den Ansprechpartnern.
verlässlich	Einhaltung von Zusagen und Terminen sowie die Qualität der Informationen sind wichtige Voraussetzungen für Vertrauen.
verständlich	Qualität von Beteiligungsprozessen hängt entscheidend von dem zur Verfügung gestellten Diskussionsmaterial ab. In abstrakten Prozessen sind Visualisierungen wichtige Kommunikationsmittel.
zielgruppen-spezifisch	Aus unterschiedlichen Interessen entsteht ein nach Inhalt, Art und Umfang unterschiedlicher Informationsbedarf.

Hinweise für Inhalt und Gestaltung von Informationen können Kap. 9.5: Anlage 6 entnommen werden.

9.3 Kommunikationstechnisches Repertoire

Es gibt nicht die eine richtige Methode zu Information und Beteiligung, es sind verschiedene Angebote – gegebenenfalls Kombinationen – erforderlich. Die nachfolgend beschriebenen Verfahren und Instrumente können angewendet werden. Im Einzelfall ist in Abhängigkeit von vorhandenen Erfahrungen, der Komplexität und Größe des Projektes und der Bereitschaft der Akteure zu prüfen, was sinnvoll und angemessen ist. Es sollten lokale Bedingungen berücksichtigt und an vorhandene Strukturen angeknüpft werden.

9.3.1 Verfahren

Als Verfahren zur Kommunikation kommen Arbeitskreise, Beiräte, runde Tische und Beteiligungsbüros, Informationsrunden für verschieden große Zielgruppen und die direkte persönliche Kommunikation zur Anwendung, die alle bereits aus den Beteiligungsprozessen im Zusammenhang mit Stadtplanung und -entwicklung bekannt sind. Vorstellbar sind auch die dort praktizierten Verfahren, wie z.B. Zukunftswerkstatt, Planungswerkstatt, Planungszelle oder *Open-Space*-Verfahren. Sie ergänzen die klassischen Verfahren wie Anhörung und Podiumsdiskussion, die eine Beteilung der Betroffenen nicht in den Mittelpunkt stellen.

Direkte Kommunikation

Persönliche und informelle Kontakte sowie Einzelgespräche sollten zentrale Elemente der Kommunikation sein. Der Aufwand ist insbesondere bei einer großen Zahl von Betroffenen erheblich, der persönliche Kontakt ist eine wesentliche Voraussetzung für die Schaffung von Vertrauen zwischen den Akteuren und spielt eine entscheidende Rolle für den Erfolg.

Informationsveranstaltungen

Informationsveranstaltungen zu unterschiedlichen Themen und für unterschiedliche Teilnehmerkreise sind wichtige Instrumente. Sie können der allgemeinen und Überblick gebenden Information größerer Gruppen oder aber der detaillierten Unterrichtung der von konkreten Maßnahmen Betroffenen dienen. Für die Durchführung sind kompetente Akteure vorzusehen.

Arbeitskreise, Informationsrunden, Beiräte

Projektbeiräte können ein Angebot zur Mitwirkung an der Entscheidungsvorbereitung sein. Hier werden in öffentlicher Sitzung Konzepte, Maßnahmen und Planungen erläutert und diskutiert und die Interessen der Betroffenen gebündelt und artikuliert. Eine Klärung der Rolle der Beiräte (ob Entscheidung, Beratung oder Moderation) zu einem frühen Zeitpunkt hat sich zur Vermeidung von nicht realisierbaren Erwartungen als wichtig herausgestellt

Beiräte können sich aus Initiativen und Vereinigungen betroffener Bürger, aus Vertretern aus Politik und Verwaltung, gesellschaftlichen Gruppen (z.B. DGB, Umweltverbände) und Vertreter von Institutionen zusammensetzen, die dem besonderen Charakter des jeweiligen Standortes entsprechen (z.B. Ausländerbeirat). Hilfreich ist die Einbindung wesentlicher Akteure der lokalen politischen Entscheidungsstrukturen.

Beiräte sind insbesondere zu Beginn des Prozesses zur Vorbereitung und Durchführung der Sanierung für die Information und Konsultation sowie für die Diskussion übergeordneter

Interessen und die Vorbereitung von grundsätzlichen Entscheidungen von Bedeutung. Nach der Klärung übergreifender Fragen wandelt sich das Aufgabenprofil des Beirats, dessen Aufgabenschwerpunkt dann als kritisches Monitoring der Sanierungspraxis und Moderation von Konflikten beschrieben werden kann.

Beteiligungs-/Informationsbüros

Beteiligungs-/Informationsbüros dienen als ortsnahe Informations- und Beratungseinrichtung dazu, die Kommunikationsdefizite zwischen den Beteiligten zu verringern. Sie unterstützen die Betroffenen bei der Identifizierung von Problemen und Sorgen, bei der Artikulation von Interessen und der Vermittlung von Ansprechpartnern.

Sie können Drehscheibe für den Austausch zwischen Betroffenen und anderen Akteuren im Sanierungsprozess sein, Beratungs- und Gesprächsmöglichkeiten schaffen und bei der Information von verschiedenen Zielgruppen mitwirken. Den betroffenen Bürgern geben diese Einrichtungen die Möglichkeit, sich Rat bei einer Stelle ohne unmittelbare Verantwortung für projektbezogene Entscheidungen zu holen. Um eine neutrale Interessenvertretung der Betroffenen sicherzustellen ist eine eigenständige, von Strukturen etwas losgelöste Position wünschenswert. Die direkte Kommunikation und die ständige Erreichbarkeit sind wichtige Voraussetzungen für eine erfolgreiche Arbeit.

9.3.2 Instrumente

Bürgerinfos und Bürgerbriefe

Bürgerinfos sind ein wenig aufwendiges Informationsmedium. Bei Ereignissen, die von Betroffenen unmittelbar wahrgenommen werden, wird eine zielgruppenorientierte Information per Post verteilt und an geeigneten Orten ausgelegt. Grundsätzlich sollte in jeder Bürgerinfo eine Ansprechperson für Rückfragen benannt werden. Neben Bürgerinfos kann mit Bürgerbriefen über aktuelle Aspekte und den Projektfortschritt informiert werden. Sie dienen der Kurzinformation und behandeln mehrere Themen pro Ausgabe. Sie richten sich an die Multiplikatoren (u.a. Schulen, Vereine, Kirchengemeinden).

Schriftliche Informationen können immer wieder nachgelesen werden und stellen sicher, dass jeder die gleiche Information erhält. Die Inhalte von schriftlichen Informationen sind aber oft bei den Betroffenen nicht präsent, das Instrument ist nur bedingt effektiv. Die persönlich übermittelte Information hat sich als noch effektiver erwiesen, ist aber mit hohem Aufwand verbunden, insbesondere wenn eine große Zahl von Betroffenen erreicht werden muss.

Broschüren

Broschüren geben in allgemein verständlicher Form einen Überblick zu Zielen, Planung und Strukturen im Sanierungsprojekt Die Themen können von der beschreibenden Darstellung aktueller Erkenntnisse über Verantwortlichkeiten bis zur Skizzierung geplanter Maßnahmen reichen. Mit Broschüren können sowohl Informations- als auch Motivationsziele verfolgt werden.

Projekthomepage

Eine Projekthomepage bietet die Möglichkeit, sich umfassend über den Standort und seine Geschichte, das Projekt und seine Hintergründe sowie den Projektfortschritt zu informieren. Im Rahmen von Genehmigungsverfahren können während der Auslage von Antragsunterlagen diese auch online zur Verfügung gestellt werden.

Während der Sanierung können aktuelle Informationen zu Projektfortschritt eingestellt und Broschüren, Poster, Pressemitteilungen zum Download bereitgestellt werden. Daten und Auswertungen von Monitoringdaten können online zur Verfügung gestellt werden.

Online-Beteiligung

Das Internet wird genutzt um Rückmeldung von Betroffenen über themenspezifische Foren und Umfragen zu erhalten. Neben der Nutzung als informatives und organisatorisches Medium wird verstärkt auf die interaktiven Möglichkeiten und Potentiale gesetzt. Die Online-Angebote sind nur in Verbindung mit Kommunikationsangeboten in der „realen“ Welt sinnvoll.

Datenterminals

Daten aus einem Grundwassermonitoring oder einer Emissionsüberwachung können visualisiert und internetbasiert über Monitore zugänglich gemacht werden. Die Terminals können entweder an den jeweiligen Anlagen direkt oder in öffentlichen Räumen wie z.B. einer Bücherei installiert werden.

Filme, Videos, Animationen

Videodokumentationen können Informationen über die Notwendigkeit und den beispielhaften Ablauf der Sanierungsmaßnahme liefern und die wesentliche Phasen der Sanierung dokumentieren.

Für Prozesse, die wie die natürliche Schadstoffminderung nicht direkt beobachtet oder nachvollzogen werden können, sind Animationen ein geeignetes Mittel, um die geplanten Maßnahmen für Betroffene und Entscheidungsträger zu visualisieren. Ohne Zweifel kann diese Form der Präsentation auch die Bereitschaft zur Bereitstellung von Mitteln fördern.

Medienarbeit

Der Kontakt zur lokalen und regionalen Presse sollte mit dem Ziel der Sicherstellung kontinuierlicher Information der Medien gepflegt werden. Persönliche Kontakte zu den jeweiligen Medienvertretern dienen der Herstellung von Vertrauen. Bei projektbezogenen Veröffentlichungen sollte immer bei allen wesentlichen Akteuren recherchiert werden.

Zur Medieninformation werden Presseinfos eingesetzt, in denen über aktuelle Fortschritte sowie Hindernisse und Probleme der Sanierung berichtet und auf besondere Ereignisse hingewiesen wird. Ergänzend sollten Gespräche, Ortstermine und Besichtigungen mit Pressevertretern angeboten werden.

Tag der offenen Tür, Baustellenbesichtigungen

Von der Sanierung Betroffenen sowie der interessierten Öffentlichkeit sollte zu geeigneten Zeitpunkten die Gelegenheit gegeben werden in die technischen Einrichtungen, die für die Sanierung genutzt werden, Einblick zu erhalten. Die Durchführung kann in Kooperation z.B. mit Wasserwerken erfolgen, Ereignisse wie der Tag der Umwelt können genutzt werden.

Vorschläge für die Nutzung der beschriebenen Instrumente zur Kommunikation in den verschiedenen Phasen des Sanierungsprozesses werden in Tab. 9.4 gemacht.

Tab. 9.4: Nutzung von Instrumenten in den Phasen des Sanierungsprozesses

Zeitpunkt	Regel	mögliche Ergänzung
vor der Erstellung des Sanierungsplans	Sondierungsgespräch Antragskonferenz Beratung (bei Bedarf)	Arbeitskreis Informationsveranstaltung Bürgerinfo Expertenanhörung Presse
während des Genehmigungs-verfahrens	Veröffentlichung Auslegung Anhörungstermin Info Anwohner (gem. BBodSchG)	Arbeitskreis Informationsveranstaltung Bürgerinfo Video/Animation Presse
während der Umsetzung		Arbeitskreis Statusberichte Bürgerinfo Internet Infotafel/Monitor Presse

9.4 Informationsquellen

9.4.1 Referenzen

Chess, C., Hance, B. J., Sandman, P. M. 1988. Improving Dialogue with Communities: A Short Guide to Government Risk Communication. Division of Science and Research, New Jersey Department of Environmental Protection and Energy (Hrsg.)

Covello, V. Allen, F. 1988. Seven Cardinal Rules of Risk Communication, Washington, D.C.: U.S. Environmental Protection Agency, Office of Policy Analysis

Gray, C. 2007. Working towards more effective and sustainable brownfield revitalisation policies. REVIT. Stakeholder engagement – a toolkit. Stuttgart, Amt für Liegenschaften und Wohnen (Hrsg.), Esslingen/Neckar

Hammerbacher, R., Stewens-Werner, D. 2002 Gute Praxis. Standards für die Bürgerbeteiligung in Kommunen. Eine Untersuchung im Auftrag der Niedersächsischen Staatskanzlei, der Stadt und des Landkreises Osnabrück. Selbstverlag, <http://www.hammerbacher.de>

Hertel, R. F., Henseler, G. (Hrsg.). 2005. ERiK – Entwicklung eines mehrstufigen Verfahrens der Risikokommunikation, Bundesinstitut für Risikobewertung, Berlin

Hessisches Ministerium für Umwelt (HMU, Hrsg.). 2002. Projektmanagement bei der Sanierung bewohnter Altlasten. Springer Verlag, Berlin

Hessisches Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft und Forsten (HMULF, Hrsg.). 2000. Modellhafte Sanierung von Altlasten – Dokumentation der Bürgerbeteiligung und Öffentlichkeitsarbeit im Sanierungsprojekt Stadtallendorf.

Informationszentrum Mobilfunk e. V. (IZMF). 2005. Thema Mobilfunk, Kommunikation und Öffentlichkeit. Informations- und Dialogmaßnahmen zur Konfliktvorbeugung, Berlin <http://www.izmf.de/download/archiv/IZMF_heft4_050907%20web.pdf>

Min. für Städtebau und Wohnen, Kultur und Sport des Landes NRW. 2003. Bericht: Erfolg! Erfolg? Kriterien für „gute“ und „schlechte“ Kommunikation bei Planung und Stadtentwicklung, Düsseldorf

SRU. 1989. Sondergutachten „Altlasten“ des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen. Drucksache 11/6191, BMU

Steckelberg, A., Berger, B., Köpke, S., Heesen, C., Mühlhauser, I. 2005. Kriterien für evidenzbasierte Patienteninformationen. Zahnärztliche Fortbild. Qual. Gesundheitswesen 99; 343-351

Wiedemann, P. M. 1991. Strategien der Risiko-Kommunikation und ihre Probleme. Arbeiten zur Risiko-Kommunikation. Heft 25, Jülich: Forschungszentrum Jülich.

Wiedemann, P. M. 2005. Risikokommunikation und -akzeptanz synthetischer Nanopartikel. Vortrag auf dem ersten Stakeholder-Dialog „Synthetische Nanopartikel“, 11. und 12. Oktober 2005, Bundesumweltministerium, Bonn <http://www.dialog-nanopartikel.de/11%20Wiedemann.pdf>

World Health Organization (WHO). 2002. Establishing a dialogue on risks from electromagnetic fields, <http://www.who.int/peh-emf/publications/riskenglish/en/>

Risikokommission (2002): Erster Bericht über die Arbeit der Risikokommission. Bundesministerium für Gesundheit und Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Bonn

9.4.2 Weiterführende Literatur

Chun, A. (2000): How to Communicate Hazard and Safety Issues. San Francisco

Dienel, P. C. (1997): Die Planungszelle. Der Bürger plant seine Umwelt. Eine Alternative zur Establishment – Demokratie

EPA, Office of Emergency an Remedial Response. (1988): Community Relations in Superfund – A Handbook (Interim Version), Washington

EPA, Office of Solid Waste and Emergency Response. (1999): Risk Assessment Guidance for Superfund: Vol.1 – Human Health Evaluation Manual, Supplement to Part A: Community Involvement in Superfund Risk Assessments, Washington

EPA, Office of Solid Waste and Emergency Response. (2003): Superfund Community Involvement Toolkit, Washington

Hessisches Ministerium für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz. (2006): Boden gut gemacht, Wiesbaden

LANUV NRW. (2006): Altlastensanierung in NRW. Recklinghausen

Ley, A., Weitz, L. (Hrsg.) (2003): Praxis Bürgerbeteiligung. Ein Methodenhandbuch, Bonn

Rösener, B., Selle, K. (Hrsg.) (2005): Kommunikation gestalten, Dortmund

Schulz von Thun, F. (1997): Miteinander reden, Band 1: Störungen und Klärungen, Hamburg

Slovic, P. (1996): Trust, Emotion, Sex, Politics, and Science: Surveying the Risk-Assessment Battlefield, Eugene

von Randow, G. (1996): Risikokommunikation: Die Klugheit der Laien. Die Zeit, 13.09.1996, Hamburg

Wiedemann, P. M. (1991): Strategien der Risiko-Kommunikation und ihre Probleme, Jülich

Wiedemann, P. M., Clauberg, M. (2003): Risikokommunikation für NRW, Ansätze, Konzepte und Verbesserungsvorschläge, Jülich

Wiedemann, P. M., Femers, S., Hennen, L. (1990): Bürgerbeteiligung bei entsorgungswirtschaftlichen Vorhaben, Analyse und Bewertung von Konflikten und Lösungsstrategien, Jülich

9.4.3 Internetquellen

Akademie für Technikfolgenabschätzung in Baden-Württemberg	<http://www.ta-net-bw.de>
Bundesinstitut für Risikobewertung, Berlin	<http://www.bfr.bund.de>
Büro f. Technikfolgen-Abschätzung beim Deutschen Bundestag	<http://www.tab.fzk.de>
Geschäftsstelle Aktionsprogramm Umwelt u. Gesundheit, Berlin	http://www.apug.de>
Involve	<http://www.involve.org.uk>
Programmgruppe Mensch, Umwelt, Technik des FZ Jülich	<http://www.fz-juelich.de/mut>
Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU)	<http://www.umweltrat.de>
Stiftung Mitarbeit, Bonn	<http://www.mitarbeit.de>
Stiftung Risiko-Dialog, St. Gallen	<http://www.risiko-dialog.ch>
Umweltbundesamt, Dessau	<http://www.umweltbundesamt.de>
United States EPA, Washington, DC	<http://www.epa.gov/superfund>

9.5 Anlagen zu Kapitel 9

1. Vertrauen – Empfehlungen aus der Praxis
2. Konflikte
3. Anforderungen der Betroffenen an Kommunikationsprozesse
4. Zentrale Qualitätskriterien für die Beurteilung von Beteiligungsprozessen
5. Checkliste zum Standort
6. Hinweise für Inhalt und Gestaltung von Informationen
7. Glossar

Anlage 1: Vertrauen – Empfehlungen aus der Praxis

(nach CHESS et al, 1988)

10 Möglichkeiten zum Verlust von Glaubwürdigkeit und Vertrauen

1. Den Betroffenen die Mitwirkung bei Entscheidungen, die sie direkt betreffen, verweigern
2. Informationen so lange zurückhalten bis sie gefordert werden
3. Die Gefühle der Betroffenen ignorieren
4. Nicht um die Angelegenheiten der Betroffenen kümmern
5. Fehler nie zugeben
6. Wissensdefizite nie zugeben
7. Den Berufsjargon benutzen
8. Sich als Bürokrat präsentieren
9. Die Abstimmung mit anderen Abteilungen oder Behörden vermeiden
10. Die Vertretung der Behörde in Veranstaltungen Mitarbeitern überlassen, die sich dafür nicht eignen

Vertrauen und Glaubwürdigkeit gewinnen

- Auf die Faktoren achten, die Vertrauen erzeugen
- Auf den Prozess achten
- Das Vorgehen, die Strukturen und Entscheidungsabläufe der Verwaltung transparent machen
- Bei der Weitergabe von Infos Entgegenkommen zeigen und die Öffentlichkeit einbeziehen.
- Der Vertrauensbildung den gleichen Stellenwert einräumen, wie der Ermittlung von Daten
- Um die Umsetzung von Zusagen kümmern
- Nur Versprechen machen, die man auch halten kann
- Bei der Informationsweitergabe bei den Bedürfnissen der Öffentlichkeit anknüpfen
- Nur mit zuverlässigen Daten arbeiten
- In den Behörden und zwischen Behörden koordiniertes Handeln sicherstellen
- Keine widersprüchlichen Botschaften aussenden
- Wahrnehmen was unterschiedliche Gruppe mitteilen
- Unterstützung von Institutionen gewinnen, die für die Öffentlichkeit glaubwürdig sind
- Geheime Treffen und Informationen vermeiden

In Situationen mit wenig Vertrauen

- Ursachen für die Empörung herausfinden
- Den Mangel an Vertrauen nicht leugnen
- Die Schritte ankündigen, die Entstehen von Vertrauensverlust vermeiden sollen
- Die Kritiker fragen, was zur Vertrauensbildung beitragen könnte
- Persönlich antworten, wenn das angemessen ist
- Dem Entstehen von Misstrauen durch Information und Beteiligung entgegenwirken
- Erwarte nicht dass jeder dir immer vertraut – auch wenn du glaubst vertrauenswürdig zu sein

Anlage 2: Konflikte

(WIEDEMANN, 1991)

Bei **Konflikten über Information** handelt es sich um:

- **Konflikte über den Zugang zu Daten**
  Daten, Informationen und Entscheidungskriterien werden zurückgehalten, erst auf Nachfrage, nur unvollständig oder verzögert zur Verfügung gestellt, der Zugang wird bürokratisch erschwert oder aber kostenpflichtig gemacht.
- **Konflikte über widersprüchliche Daten, deren Richtigkeit und Verlässlichkeit**
  Die Ermittlung von Daten (Zeitpunkt, Methode, ausführende Stelle), deren Vollständigkeit und Zuverlässigkeit werden in Frage gestellt, Daten erweisen sich als fehlerhaft und müssen korrigiert werden.
- **Konflikte über die angemessene und richtige Bewertung der Daten**
  Insbesondere die Risiken für Gesundheit und Umwelt (einerseits das Herunterspielen, andererseits der Verweis auf „Worst-Case-Szenarien“) werden unterschiedlich bewertet.

Konflikte über Zumutbarkeiten werden geprägt von unterschiedlichen Interessen und Werten der Konfliktparteien. Während Betroffene keine Beeinträchtigung ihres Umfeldes und keine Risiken für Gesundheit und Eigentum wollen, argumentieren Behörden und Pflichtige mit zumutbaren Beeinträchtigungen, Grenzwerten und dem Nutzen von Maßnahmen. Grenzwerte stehen dabei unter dem Verdacht, unter dem Gesichtspunkt der Opportunität festgelegt zu sein (z.B. Grenzwert = Nachweisgrenze der verfügbaren Analytik).

Beziehungskonflikte beziehen sich nicht auf technische Sachfragen und sind zurückzuführen auf gegenseitiges Misstrauen und gegenseitige Vorbehalte. Hier spielt die Beziehungsgeschichte der Konfliktparteien eine zentrale Rolle, wenn z.B. in der Vergangenheit Zusagen nicht eingehalten wurden, Betroffene vor vollendete Tatsachen gestellt wurden und rein strategische Formen der Kommunikation benutzt wurden. Das Vertrauen in die handelnden Personen ist von entscheidender Bedeutung.

Konflikte über Kompromissbereitschaften sind oftmals weniger Konflikte zwischen den Konfliktparteien als Auseinandersetzungen innerhalb von Streitparteien. Sie spielen insbesondere bei kooperativen Prozessen eine Rolle, da es anders nicht zu einer Annäherung von Positionen kommen kann (z.B. Kompensation, Einblick in Überwachungsdaten).

Anlage 3: Anforderungen der Betroffenen an Kommunikationsprozesse

(HAMMERBACHER und STEWENS-WERNER, 2002)

- Wesentlich ist, dass der **Stellenwert** der Bürgerbeteiligung geklärt wird: Insbesondere soll die Möglichkeit der Umsetzung für Ergebnisse gesichert sein, u. a. durch Bereitstellung von finanziellen Ressourcen. Bürger erwarten klare Rückmeldungen für ihre Arbeitsergebnisse und einen Gewinn aus der Mitarbeit.
- Der Beteiligungsprozess muss **vorurteilsfrei und offen** sein: Der Umgang zwischen den Beteiligten soll respektvoll, wertschätzend und fair sein. Für den Prozess wird Ergebnisoffenheit und Transparenz erwartet. Es soll eine angenehme Arbeitsatmosphäre geschaffen werden.
- Beteiligungsprozesse sollen **klar strukturiert** sein: Ziele und Aufgaben sollen geklärt sein, das Arbeitsprogramm realistisch und die Zeitplanung überschaubar. Die Spielregeln der Zusammenarbeit sollen geklärt sein.
- Gute **praktische Rahmenbedingungen** der Bürgerbeteiligung werden erwartet: Gute Organisation und gute Koordination der Beteiligten werden vorausgesetzt. Ebenso gut aufbereitete und rechtzeitig vermittelte Information. Die Beteiligung darf nicht zu hohe Anforderungen an die Bürger stellen.
- Schließlich sind den Bürgern **Vertrauen, Kontinuität und Verlässlichkeit** wichtig: Bürger wünschen sich auf der Verwaltungsseite eindeutige und gut erreichbare Ansprechpartner, auf der Seite der Bürger selbst die kontinuierliche Mitarbeit auf der Basis eines klaren Interesses. Auch wenn Bürger für andere Bürger als Vertreter sprechen, muss die Vertrauensbasis geklärt werden.

Anlage 4: Zentrale Qualitätskriterien

(gekürzt aus: Min. für Städtebau und Wohnen, Kultur und Sport des Landes NRW, 2003)

Was ist die Aufgabe? Worum geht es?

- **Werden Gegenstände, Ziele und Aufgaben der Kommunikation frühzeitig geklärt?**
  Sind die Gegenstände der Kommunikation deutlich herausgearbeitet? Wissen diejenigen, die Kommunikation anbieten, worum es gehen soll? Gibt es Leitfragen, einen zu besprechenden bzw. zu verhandelnden Kern? Oder – falls die Kommunikation selbst zur Klärung der (Streit-) Gegenstände beitragen soll – ist der Prozess geeignet, zu dieser Klärung beizutragen?
- **Sind Ziele und Gegenstände der Kommunikation für alle Beteiligten transparent?**
  Entscheidend ist nicht nur, dass der Klärungsprozess frühzeitig stattfindet, sondern dass auch für alle Beteiligten dessen Ergebnisse erkennbar sind. Nur so besteht die Möglichkeit, die Kommunikation auf gesicherter Basis in Gang zu setzen.
- **Wird die Reichweite der Kommunikation bestimmt und deutlich gemacht?**
  Wann immer es um mehr geht als um schlichte Information, ist von zentraler Bedeutung, dass rechtzeitig geklärt wird, welche inhaltliche Reichweite das Kommunikationsangebot hat: Geht es um Meinungsbildung im Vorfeld politischer Beschlüsse? Fühlt sich jemand an mögliche Beschlüsse der Beteiligten gebunden? Sind Vereinbarungen im Kooperandenkreis (mit oder ohne Rückversicherung in den jeweiligen Heimatinstitutionen) möglich?

Wer wird mit welcher Rolle in die Kommunikation einbezogen?

- **Gelingt es, die relevanten Akteure zu identifizieren und einzubinden?**
  Wer ist betroffen? Sind die wesentlichen Interessen berücksichtigt/vertreten? Wer kann zur Entwicklung bestmöglicher Lösungen beitragen? Wer könnte die Planung nachhaltig absichern? Wer könnte das Vorhaben gefährden? Gefragt wird also nicht nur nach den „Ohnehin-Beteiligten“ sondern auch danach, ob Potentiale (Beitrag zur Lösungsentwicklung ebenso wie Gefährdungs-Potential) identifiziert und entsprechende Akteure einbezogen wurden. Drei Aspekte können hier beispielhaft unterstrichen werden:
  - die oft vernachlässigte „Entscheider-Beteiligung“, also die Einbindung der lokalen Politik;
  - das Erschließen von Potentialen bürgerschaftlichen Engagements;
  - die Voraussetzungen zum Erreichen bestimmter Zielgruppen (Sprache, Zuschnitt des Themas, fachliche Kompetenz etc.).
- **Sind die Rollen der Beteiligten klar?**
  Entscheidend für die Qualität eines Kommunikationsangebotes ist die Klarheit (und Transparenz) der Rollen: Wer will was? Wer trägt was bei? Wer unterstützt, wer entscheidet? Gibt es in der Verwaltung oder bei anderen Großorganisationen klare Ansprechpartner („Brückenköpfe“)?

Wie wird der Prozess gestaltet?

- **Wurden Vereinbarungen über die Gestaltung des Prozesses getroffen? Wurden zum Beispiel wesentliche Schritte und Teil-Ziele zu Beginn eines Prozesses zwischen den Beteiligten vereinbart und bei Bedarf fortgeschrieben?**
  Im Vorfeld eines länger angelegten Kommunikationsprozesses sollten zum Beispiel Vereinbarungen getroffen werden zu: Zielen und Gegenstand eines Vorhabens, Zusammensetzung des Beteiligtenkreises und Rollen der Beteiligten, wesentlichen Schritten, Zäsuren und Zwischenzielen – verbunden mit den Fragen: Wer macht wann was? Wer hat welche Verantwortungen? Zentral sind ebenfalls Vereinbarungen über die Kommunikation zwischen den Beteiligten – etwa hinsichtlich Informationspflicht, Informationszugang, Beteiligungsmöglichkeiten, Kooperationsoptionen etc.

- **Gibt es (noch) Gestaltungsspielräume? Sind die Partizipations- und Kooperationsprozesse (zumindest in Teilen) ergebnisoffen?**
  Wer Erörterungen und Mitgestaltungsmöglichkeiten eröffnet, muss auch gewährleisten, dass die Ergebnisse solcher Prozesse Wirkungen entfalten können. Prüffragen sind daher: Welche Handlungsspielräume bestehen? Haben die Beteiligten Einfluss auf die Entscheidungsfindung in zentralen Fragen? Ist der Prozess so flexibel, dass auf aktuelle Entwicklungen reagiert werden kann?
- **Ist ein (möglichst enger) Zusammenhang von Erörterung und Umsetzung gewährleistet?**
  Wenn eine Umsetzung gemeinsamer Erörterungen angekündigt wird, dann aber nicht – oder nur sehr verspätet und/oder inhaltlich stark verändert – erfolgt, düpiert das alle Beteiligten und gefährdet spätere Kommunikationsbemühungen. Prüffragen sind daher: Ist (u. a. im Rahmen der Rollenklärung und bei der Bestimmung der Inhalte und Aufgaben) geklärt, ob und auf welchem Wege eine Umsetzung geplant ist? Liegen die Voraussetzungen (Ressourcen, politische Beschlüsse etc.) vor, um dies auch zu gewährleisten?
- **Sind einzelne Schritte der Kommunikation in ein sinnvolles Gesamtkonzept eingebettet?**
  Kommunikation ist kein Selbstzweck. Sie dient vielmehr bestimmten Zielen und muss sich in Art und Intensität daran orientieren. Und: Kommunikation bedarf der Konzeption. Lediglich ein Verfahren, eine Kommunikationsmethode zur Anwendung zu bringen, ohne das „Vorher“ und „Nachher“, ohne parallel laufende Prozesse zu berücksichtigen etc., ist zumeist problematisch. Hieraus ergeben sich u. a. folgende Fragen:
  - Ist die Kommunikation auf Ziele ausgerichtet und im Sinne dieser Ziele effektiv?
  - Stehen Aufwand und zu erwartender Ertrag in einem angemessenen Verhältnis, das heißt: Ist die Kommunikation effizient?
  - Sind einzelne Schritte in eine Kommunikationsstrategie eingebunden?
  - Wird der Zusammenhang von informellen zu formalisierten Verfahren berücksichtigt?
- **Wird die Beteiligung, insbesondere bei Kooperationsprozessen, transparent und ggf. differenziert gestaltet?**
  Die Beteiligten an einem Prozess sind hinsichtlich ihrer Rollen, Interessen, Betroffenheit, Durchsetzungsmacht etc. ungleich. Dies wird zumeist nicht (vollständig) auszugleichen sein. Dennoch müssen Mindestkriterien hinsichtlich Transparenz und Teilhabemöglichkeit (Informationszugang etc. siehe oben) erfüllt werden, um dem Gebot der Fairness zu entsprechen.
  Kooperation zeichnet sich nicht selten dadurch aus, dass es einen prozess- und umsetzungsrelevanten „Kooperationskern“ (zum Beispiel Investoren, Grundeigentümer, Projektsteuerer, Teile der Verwaltung) gibt, der mit einem gewissen Maß an Vertraulichkeit operieren muss. In solchen Fällen ist der Kern in ein „kommunikatives Umfeld“ einzubetten (zum Beispiel weitere Betroffene, Bürgerinnen und Bürger etc.).
- **Werden die relevanten Inhalte umfassend berücksichtigt, verständlich dargestellt und kompetent behandelt?**
  In vielen, besonders den konflikthaften Planungsfällen, zeigt es sich, dass unterschiedliche fachliche Perspektiven von Bedeutung sein können. Das Zusammenführen des entsprechenden Sachverstandes ist also ebenso wichtig wie dessen verständliche Vermittlung in den Beteiligtenkreis hinein. Dabei ist davon auszugehen, dass das Problem der Vermittlung zwischen allen Beteiligten (neben den Sachverständigen aus Verwaltung, Wissenschaft und freien Büros auch Investoren, Grundeigentümer, Bürger, Politik etc.) in alle Richtungen zu bewältigen ist.
- **Können Glaubwürdigkeit und Vertrauen zwischen den Beteiligten hergestellt bzw. erhalten werden?**
  Nachhaltige Kommunikation setzt Vertrauen voraus. Das muss möglicherweise nach einer Phase des Misstrauens erst entwickelt werden und bedarf dann ständiger Pflege. Dabei ist davon auszugehen, dass Probleme mangelnden Vertrauens wiederum zwischen allen Beteiligten (auch zwischen verschiedenen Dienststellen einer Verwaltung oder zwischen Verwaltung und politischen Entscheidern) auftreten können.
- **Ist das Kommunikationsangebot attraktiv? Macht es „Lust“, daran mitzuwirken?**
  Das findet in „offiziellen“ Kriterienlisten selten Berücksichtigung, ist jedoch in der Praxis von eminenter Bedeutung: Zu dem sachlichen „Nutzen“, der die Beteiligten zur Teilnahme motiviert, gehört auch eine angenehme Atmosphäre, ein interessanter Kreis und eine attraktive Gestaltung des Prozesses.

- **Findet Mitwirkung Resonanz? Gibt es eine Anerkennungskultur insbesondere für bürgerschaftliches Engagement?**
  Insbesondere dann, wenn die Teilnahme auf bürgerschaftliches (ehrenamtliches) Engagement gegründet ist, ist eine positive Resonanz unverzichtbar. Im Prinzip gilt das jedoch auch für andere konstruktiv Mitwirkende. Die verschiedenen Formen der Anerkennungskultur tragen ganz wesentlich dazu bei, dass aus einmaligen kommunikativen „Ereignissen“ so etwas wie eine lokale Kommunikationskultur entstehen kann.
- **Welche Ressourcen stehen zur Verfügung? Welche Rahmenbedingungen bedürfen der Prüfung?**
  Kommunikationsprozesse werden vielfach dadurch gefährdet, dass wichtige Rahmenbedingungen im Vorfeld nicht geklärt wurden. Insbesondere sind folgende Fragen zu beantworten:
  - Sind Ziele, Inhalte und Reichweite des Prozesses ausreichend politisch abgesichert und eingebunden?
  - Sind innerhalb der Verwaltung die notwendigen Absprachen (etwa hinsichtlich der Kompetenzen der Verhandlungsteilnehmer) getroffen und ist rechtzeitige Koordination bei offenen Fragen gewährleistet?
  - Steht ausreichend Zeit zur Verfügung?
  - Sind notwendige Mittel bereitgestellt (bzw. stehen Prozessaufwand und Ressourcen in einem angemessenen Verhältnis)?
  - Steht ausreichend Personal zur Verfügung?
  - Kann eine personelle Kontinuität des Teilnehmerkreises in zentralen Phasen des Kommunikationsprozesses gewährleistet werden?
  - Wird der Prozess professionell (Moderation, Prozess-Steuerung …) gestaltet?
- **Welche Anforderungen werden an die (Zwischen-) Ergebnisse gestellt und wie werden sie bewertet?**
  Es gibt nicht das Ergebnis kommunikativer Prozesse. Unstrittig aber ist, dass auf einzelne Etappen hin gestaltet werden muss:
  - Zu klärende Fragen sind in diesem Zusammenhang etwa:
    - Werden die angestrebten (Teil-)Ziele erreicht?
    - Können „win-win-Situationen“ hergestellt werden?
    - Sind die Beteiligten mit dem Prozess zufrieden?
    - Akzeptieren auch bislang unbeteiligte Dritte das Ergebnis?
    - Werden nicht erreichte Ziele und fortdauernde Konflikte offen gelegt?
    - Ist ein Umsetzung (dort wo sie in Aussicht gestellt wurde) gewährleistet?
    - Gibt es eine (Selbst-)Evaluation des Prozesses?
  - Die Liste der Erfolg beeinflussender Probleme ist folglich lang:
    - Erwartungen können nicht erfüllt werden.
    - Einzelne Personen werden übervorteilt.
    - Vereinbarungen werden instrumentalisiert.
    - Das Beteiligungsangebot findet nur eine geringe Resonanz.
    - Mehrere Prozesse laufen, ohne dass sie miteinander in Beziehung gesetzt werden, parallel.
    - Zentrale Akteure wechseln während des Prozesses ihre Meinung, nehmen Themenwechsel vor oder ändern ihre Prioritäten.

Anlage 5: Checkliste zum Standort

Die nachstehende Checkliste soll die Sensibilisierung derjenigen unterstützen, deren Aufgabe die Verantwortung von Beteiligung und Information ist. Die Checkliste ist als ständige Aufgabe während des Sanierungsprozesses zu verstehen.

1. **Wie nutzen Menschen die Altlastenverdachtsfläche?**
   ↳ *Informationsquellen können z.B. Ortsbegehung, Grundkarten oder das Planungsamt sein.*
2. **Wie viele Menschen nutzen die Fläche?**
   ↳ *Informationsquellen sind z.B. das Einwohnermeldeamt oder das Wirtschaftsamt.*
3. **Gibt es bereits eine Organisation der Betroffenen (BI, Beirat etc.)?**
   ↳ *Hintergrundinformation in der Regel bei Politik, Verwaltung oder Medien.*
4. **Gibt es eine besondere Sozialstruktur?**
   ↳ *Faktoren wie Alter, Familienstand, Bildung und Einkommen können Neigung und Fähigkeit zur Beteiligung beeinflussen.*
5. **Welcher Anspruch auf Information und Bürgerbeteiligung ist zu erwarten?**
   ↳ *In Gebieten mit hohem Kinderanteil und hohem Bildungsniveau kann ein erweiterter Informationsbedarf und eine größere Beteiligungsbereitschaft angenommen werden.*
6. **Gibt es auch Organisationen/Institutionen als Betroffene?**
   ↳ *Unternehmen mit besonders sensiblem Image wie Pharma- oder Lebensmittelindustrie, Verbände wie Sportverein oder Kleingärtner, öffentliche Einrichtungen.*
7. **Mit welchem Verteiler werden die Betroffenen erreicht?**
   ↳ *Verteiler können z.B. Briefe, Hauswurfsendungen, Aushänge o.ä. sein.*
8. **Welche Institutionen sind für die lokale Meinungsbildung besonders wichtig?**
   ↳ *Informationen z.B. von Rat und Verwaltung, Parteien und Kirchen, Vereinen, Verbänden (Umwelt, Wirtschaft).*
9. **Welche Medien (Zeitungen, Lokalradio und- TV) werden besonders wahrgenommen? (nicht: Verbreitung!)**
   ↳ *dies kann z.B. durch eigenes Erfahrungswissen geklärt werden*
10. **Welche informellen Strukturen sind für die Verbreitung von Informationen besonders wichtig (z.B. Vereinstreffen, Pausen von Ratssitzungen, Stadtfeste)?**
    ↳ *Informationsquellen können eigenes Erfahrungswissen oder die Befragung relevanter Multiplikatoren sein.*
11. **Gibt es noch Eigentümer, ehemalige Beschäftigte oder Entscheidungsträger, die persönlich mit der Standortgeschichte verbunden werden? Handelt es sich um Verantwortliche?**
    ↳ *Quellen können z.B. Firmenarchive, Handelsregister, Archive von Banken, Handelskammern oder Verbänden sein. Falls solche Personen vorhanden sind kann dies für die Klärung vieler Fragen sehr hilfreich sein. Bei persönlicher Verantwortlichkeit kann sich das negativ auf ihre Kooperationsbereitschaft auswirken.*
12. **Handelt es sich um ein Neubaugebiet oder um einen Altbestand?**
    ↳ *Diese Frage hat Bedeutung für den Grad individueller Betroffenheit. In Altbeständen kann in der Regel von einer höheren Ortsbindung Betroffener ausgegangen werden.*

Anlage 6: Hinweise für Inhalt und Gestaltung von Informationen

(STECKELBERG et al., 2005)

Inhalte

- Vor Maßnahmen muss informiert werden über
  - Ziele der Maßnahme
  - Prognose bei Nicht-Handeln
  - Handlungsoptionen
  - Wahrscheinlichkeit für Erfolg, Misserfolg und Nebenwirkungen
  - Wahrscheinlichkeit für falsch negative und falsch positive Ergebnisse
  - Folgen
  - Planung weiteres Vorgehen
  - Beratungs- und Unterstützungsangebote
- Informationen müssen verständlich sein.
- Interessenkonflikte müssen offen gelegt werden.
- Für Entscheidungen muss ausreichend Zeit sein.
- Die Möglichkeit, dass die Maßnahme abgelehnt wird, darf kein Grund sein, die Information vorzuenthalten

Layout

- Layout soll Lesen erleichtern und das Verständnis unterstützen. Gefordert wird eine nicht Angst erregende und nicht bevormundende Sprache, Bevorzugung aktivem gegenüber passivem Sprachstil
- Leserlicher Schrifttyp, Zeilenabstand 1,5
- Kontrast zwischen Papier und Text, kein schattierter Hintergründ
- Genügend freier Platz
- Zeilenlänge max. 12 cm, linksbündig formatiert, keine Worttrennung

Design

- Konsistenz herstellen
- Durcheinander vermeiden
- Leitfaden zum Auffinden von Schlüsselinformationen bereitstellen
- Klare Beschriftung aller Bilder und Grafiken
- Erklärung anbieten
- Legenden verdeutlichen
- Grafiken so nah wie möglich zum erklärenden Text positionieren
- Text nicht um Grafiken positionieren
- Konsistente und leicht lesbare Überschriften verwenden
- Hauptpunkte fett hervorheben

Anlage 7: Glossar zur Risikokommunikation

(gekürzt aus: HERTEL und HENSELER, 2005)

Akzeptabilität (acceptability)
Normatives Urteil über die Zumutbarkeit eines Risikos, also eine Aussage, ob und unter welchen Bedingungen ein Risiko für einen selbst oder die Gesellschaft als zumutbar angesehen wird. Diese Aussage beruht immer auf subjektiven Wertungen, auch dann, wenn formale Entscheidungsverfahren angewendet werden. Dabei sind es nicht nur die Verknüpfung von Schadensausmaß und Eintrittswahrscheinlichkeit, sondern auch oder insbesondere die individuellen, sozialen und politisch-kulturellen Rahmen, die eine Akzeptabilität von Risiken bestimmen.

Akzeptanz (acceptance)
Empirisch feststellbare persönliche oder kollektive Bereitschaft, das subjektiv erkannte Risiko eines Zustandes oder einer Handlung hinzunehmen.

Gefahr (danger)
Vorgang, Umstand oder Zustand, aus dem mit hinreichender Wahrscheinlichkeit ein erheblicher Schaden für Mensch, Umwelt oder andere Schutzgüter entstehen kann. Potenziell gefährliche Eigenschaften eines Stoffes. (BfR): Produkt aus Eintrittswahrscheinlichkeit und Schadenshöhe. Umgangssprachlich wird der Begriff „Gefahr“ dann verwendet, wenn ein subjektiv empfundener Schwellenwert überschritten wird.

Nutzen (benefit, utility)
Positiv bewertete Konsequenz einer Handlung, eines Ereignisses oder einer Ereigniskette. In der Ökonomie wird der Begriff des Nutzens für die subjektive Bewertung von erwarteten Konsequenzen benutzt, gleichgültig ob sie positiv oder negativ sind. Im englischen Sprachgebrauch wird dagegen zwischen utility (ökonomisch: Nutzen) und benefit (positive Auswirkung) unterschieden.

Risiko (risk)
Qualitative und/oder quantitative Charakterisierung eines Schadens hinsichtlich der Möglichkeit des Eintreffens und der Tragweite der Schadensauswirkungen.

Risikoabschätzung (risk assessment)
Wissenschaftlicher Prozess aus

a) Identifikation des GefährdungsPotentials (hazard identification),

b) Charakterisierung des Gefährungspotentials (hazard characterisation) (= quantitative Gefährdungsabschätzung, z. B. anhand Dosis-Wirkungsbeziehung),

c) Abschätzung der schutzgutbezogenen Exposition (exposure assessment) und

d) quantitativen Charakterisierung des Risikos, einschließlich einer Bewertung aus naturwissenschaftlicher Sicht mit dem Ergebnis von Empfehlungen zu Handlungsoptionen, ggf. einem Standardvorschlag.

Risikokommunikation (risk communication)
Interaktiver Prozess des Austausches von Informationen und Meinungen zu Risiken zwischen wissenschaftlichen Expertinnen und Experten, Risikomanagern (Behörden), Vertretenden von Interessengruppen, Verbraucherinnen und Verbrauchern (Betroffenen) und interessierter Öffentlichkeit als Querschnittsfunktion der Risikoregulierung.

Risikowahrnehmung (risk perception)
Prozess der subjektiven Aufnahme, Verarbeitung und Bewertung von risikobezogenen Informationen, die aus der eigenen Erfahrung, der direkten Beobachtung, der Rezeption von vermittelten Botschaften (etwa durch Medien) sowie der direkten Kommunikation mit Individuen stammen.

Schaden (harm, detriment, adverse effect)
Unerwünschte Folgen einer Handlung, eines Ereignisses oder eines Agens. Dazu gehören Einbußen an geldwerten Gütern (Vermögensschäden), Lebenschancen (z. B. bei Flucht vor einer Naturkatastrophe) und Lebensqualität (z. B. durch Naturzerstörung). In diese Kategorie fallen auch Formen der ideellen Schädigung, wie beispielsweise der Verlust des Vertrauens in die Integrität politischer Entscheidungsträger. Um einen Schaden als solchen erkennen zu können, braucht es immer das bewertende Subjekt. Der Schadensbegriff ist deshalb anthropozentrisch angelegt.

Ungewissheit (uncertainty)
Die grundsätzliche Unfähigkeit einer Risikoabschätzung zur deterministischen Prognose von Schadensereignissen. Ungewissheit kann differenziert werden in Ahnungslosigkeit, Unbestimmtheit und statistische Unsicherheit. Ungewissheit ist der Überbegriff für Ahnungslosigkeit und Unbestimmtheit. Ungewissheit ist eine grundsätzliche Eigenschaft des Risikos, während Abschätzungssicherheit zwischen extrem hoch und extrem niedrig variieren kann. In der Literatur wird dieser unauflösbare Unsicherheitsraum auch häufig mit dem Terminus Unsicherheit belegt.

10. Glossar

Kapitel 10: Glossar

Abbau: (siehe Kap. 2.2.2: Biologischer und abiotischer Abbau)

abiotisch: Als abiotisch werden alle Umweltfaktoren zusammengefasst, an denen Lebewesen nicht erkennbar beteiligt sind. Sie umfassen unter anderem Klima, Atmosphäre, Wasser, Wärme, Temperatur, Licht, Strömung, Salinität, Konzentration an Nährsalzen und anderen chemischen Stoffen

Abstandsgeschwindigkeit: v_a, Quotient aus der Länge eines Stromlinienschnittes und der vom Grundwasser beim Durchfließen dieses Abschnittes benötigten Zeit. Die durch Tracerversuche bestimmbare Abstandsgeschwindigkeit ist in guter Näherung gleich dem Quotienten aus Filtergeschwindigkeit und durchflusswirksamen Porenraumanteil. Sie ist nicht identisch mit der wesentlich größeren tatsächlichen Fließgeschwindigkeit, der Bahngeschwindigkeit, eines Grundwasserteilchens entlang seines tatsächlichen Weges

Adsorption: (siehe Kap. 2.2.2: Sorption)

Advektion: (siehe Kap. 2.2.1)

aerob: bedeutet unter Einfluß von Luft bzw. Sauerstoff

ALA: Ständiger Ausschuss „Altlasten“ der LABO (StäA 3)

Alkalinität: Säurebindungsvermögen, Salz- und Basengehalt von Böden, Wasser oder Gesteinen. Der Grad der Alkalinität hängt von der Menge der basisch wirkenden Kationen (Natrium, Kalium, Calcium, Magnesium) ab. Aus der alkalischen Eigenschaft ergibt sich die Fähigkeit mit Wasserstoffionen zu reagieren. Diese Reaktion kann quantitativ bestimmt werden. Die Alkalinität des Wassers ist hauptsächlich eine Funktion der Hydrogencarbonat-, Carbonat- und Hydroxid-Konzentrationen

Altlast: Altlasten, ein vom Rat von Sachverständigen für Umweltfragen 1978 geprägter Begriff, der sich auf die unbekannten Risiken, die von Altdeponien und wilden Müllkippen ausgehen können, bezog. Aber nicht nur von Flächen mit Altablagerungen, sondern auch von Grundstücken stillgelegter Anlagen der gewerblichen Wirtschaft oder öffentlicher Einrichtungen, auf denen mit umweltgefährdenden Stoffen umgegangen worden ist, können durch Verunreinigungen des Bodens bzw. der Gewässer Umweltgefährdungen ausgehen. Für derartige Grundstücke hat sich der Begriff Altstandorte eingebürgert, sie sind i.d.R. altlasttypischen Branchen zuzuordnen. Altablagerungen und Altstandorte werden wegen der Möglichkeit, dass von ihnen Gefährdungen für die menschliche Gesundheit sowie für die belebte und unbelebte Umwelt ausgehen können, als altlastverdächtige Flächen bzw. als Verdachtsflächen bezeichnet

anaerob: sauerstoffarme oder sauerstofffreie Bedingungen im Ggs. zu aerob (siehe dort)

Anisotropie: Richtungsabhängigkeit der physikalischen Eigenschaften eines Stoffes oder Gesteinskörpers

Aquifer: Ein Gesteinskörper, dessen Hohlräume (Klüfte, Poren und Karsthohlräume) mit Grundwasser zusammenhängend gefüllt sind; wird auch als Grundwasserleiter bezeichnet

Aussageraum: (siehe Kap. 7.1.3)

BAM: Bundesanstalt für Materialforschung, Berlin

BBodSchG: Bundes-Bodenschutzgesetz – Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten

BBodSchV: Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) vom 12. Juli 1999

Benchmarking: Benchmark (engl. „Maßstab“) oder Benchmarking (= Maßstäbe setzen) bezeichnet eine vergleichende Analyse mit einem festgelegten Referenzwert. Benchmarks in der Informatik dienen zum Vergleich der Leistung (Informatik) von EDV-Systemen. Meist wird dabei Software verwendet, um die Leistung verschiedener Hardware-Systeme zu messen und zu vergleichen

Benzol: aromatischer Kohlenwasserstoff, der hauptsächlich in Mineralöl und Erdgas vorkommt

Bilanzebenen: Kontrollebenen senkrecht zur Fahnenachse, an denen die Schadstofffracht betrachtet wird

Bilanzraum: (siehe Kap. 7.1.3)

BORA: Ständiger Ausschuss „Recht“ der LABO (StäA 1)

BOVA: Ständiger Ausschuss „Vorsorgender Bodenschutz“ der LABO (StäA 2**)**

BTEX: Sammelbezeichnung für Benzol, Toluol, Ethylbenzol, Xylole

Center-Line: Längsachse bzw. Mittellinie einer Schadstofffahne in Grundwasserfließrichtung

CKW: chlorierte Kohlenwasserstoffe

cometabolischer Abbau: Biologischer Abbau bestimmter organischer Verbindungen, der nur in Gegenwart einer primäre Kohlenstoff- und Energiequelle stattfindet. (siehe Kap. 2.2)

Desorption: (siehe Kap. 2.2.2)

DIC: gelöster anorganischer Kohlenstoff

Direct-Push-Sondierungen: (siehe Methodensammlung, Methoden 1.1.1 bis 1.1.3)

Diskretisierung: Unterteilung eines Untersuchungsraumes oder einer Untersuchungsfläche in eine Vielzahl geometrischer, endlicher Teile

Dispersivität: vgl. hydrodynamische Dispersion (siehe Kap. 2.2.1)

DOC: gelöster organischer Kohlenstoff

DU: Detailuntersuchung

ENA: *Enhanced Natural Attenuation* (siehe Kap. 2.1.1)

Epignose: Berechnung bzw. Simulation von bereits vergangenen Systemzuständen (siehe Kap. 7.1.3)

Erkundung: (siehe Kap. 2.1.4 und Kap. 5)

Fahne: (Schadstofffahne, siehe Kap. 2.1.3)

Fällung: (siehe Kap. 2.2.2)

Fingerprint: Schadstoffmustercharakterisierung durch isotopenchemische, genetische oder GC-MS-Untersuchungen zur Abgrenzung und Charakterisierung von verschiedenen Schadensfällen und zur Prozessaufklärung

Finitisierung: numerisches Berechnungsverfahren zur näherungsweisen Lösung partieller Differenzialgleichungen mit Randbedingungen

FKZ: Förderkennzeichen

Gefahr: (siehe Kap. 2.1.2)

Geringfügigkeitsschwellenwert: Die GFS ist ein stoffspezifischer Konzentrationswert im Grundwasser, der die Grenze zwischen einer geringfügig veränderten chemischen Beschaffenheit des Grundwassers und einer schädlichen Verunreinigung des Grundwassers (Grundwasserschaden) darstellt

GFS-Wert: siehe Geringfügigkeitsschwellenwert

GMS: *Ground Water Modelling System*, Grundwasser-Modellierungs-Software, die sowohl Finite-Differenzen- als auch Finite-Elemente-Modelle unterstützt

HGSM: hydrogeologisch-geochemisches Strukturmodell (siehe Kap. 7.2.3)

Humifizierung: (siehe Kap. 2.2.2)

Immissionspumpversuch: (siehe Methodensammlung, Methode 1.2.1)

In situ: an Ort und Stelle

INCORE: EU-Projekt „*Integrated Concept for Groundwater Remediation*“

Injection Logging: (Siehe Methodensammlung, Methode 5.1.1)

Isotopenfraktionierung: Als Isotopenfraktionierung bezeichnet man die Verschiebung der Häufigkeit der Isotope eines Elements, hervorgerufen durch physikalisch/chemische Prozesse

IZMF: Informationszentrum Mobilfunk e. V.

Kerogen: Gelbe bis braune, hochpolymere, organische Verbindungen, die in Sedimentgesteinen dispers verteilt sind

Kontrollebene: (siehe Bilanzebene)

Konvektion: Konvektion wird durch eine Strömung hervorgerufen, die Teilchen befördert. Ursache für die transportierende Strömung können unterschiedliche Kräfte sein, wie z. B. die Schwerkraft oder Kräfte, die von Druck-, Dichte-, Temperatur- oder Konzentrationsunterschieden herrühren

Konzeptmodell: Als Konzeptmodell bezeichnet man in der Hydrogeologie einen der ersten Schritte innerhalb des Modellierungsprozesses. Die Erstellung eines Konzeptmodells beinhaltet noch keine mathematische Modellierung, sondern ist meist ein rein gedanklicher

Prozess und beinhaltet das Zusammentragen aller bekannten Daten über die Geologie, Hydrologie und Geochemie des Untersuchungsgebietes

KORA: Kontrollierter natürlicher Rückhalt und Abbau von Schadstoffen bei der Sanierung kontaminierter Grundwässer und Böden. BMBF-Förderschwerpunkt von 2002 – 2008 <http://www.natural-attenuation.de>

LABO: Die Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO) ist ein Arbeitsgremium der Umweltministerkonferenz (UMK), in dem die für den Bodenschutz zuständigen obersten Behörden der Länder und des Bundes zusammenarbeiten, um Fragen ihres Aufgabenkreises zu erörtern, Lösungen auszuarbeiten und Empfehlungen auszusprechen. <http://www.labo-deutschland.de>

LCKW: Leichtflüchtige chorierte Kohlenwasserstoffe

LHKW: Leichtflüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe

Megasites: einige Quadratkilometer große kontaminierte Flächen ehemaliger Industrie- und Militärgelände

Metabolite: Zwischenprodukt (Intermediat) in einem meist biochemischen Stoffwechselvorgangs

Migrationsprozesse: vorwiegend durch Konvektion und Diffusion bedingter Stoff- oder Energietransport im Boden unter Berücksichtigung von Sorption und Umwandlungsprozessen (DIN 4047-3)

Mikrokosmen: Säulen- oder Batch-Versuche

Mineralisierung: (siehe Kap. 2.2.2)

MKW: Mineralölkohlenwasserstoffe

MNA: *Monitored Natural Attenuation* (siehe Kap. 2.1.1)

Modell: (siehe Kap. 2.1.4 und Kap. 7.1.3)

Modellraum: (siehe Kap. 7.1.3)

Monitoring: (siehe Kap. 2.1.4 und Kap. 5.4)

MPN-Methode: *most probable number* (siehe Methodensammlung, Methode 2.1.1)

NA: *Natural Attenuation* (siehe Kap. 2.1.1)

Non-Target-Analytik: Bei der GC/MS-*Non-Target*-Analytik wird das gesamte Chromatogramm ausgewertet. Ohne Standards bietet dies aber nur beschränkte Identifizierungsmöglichkeiten. Diese Art der organischen Analytik ist dann vorteilhaft, wenn es sich um eine Vielzahl unbekannter organischer Schadstoffe (Transformationsprodukte, komplexe Stoffgemische) handelt (siehe Methodensammlung, Methode 4.1.2)

Öffentlich-rechtlicher Vertrag: (siehe Kap. 3.3)

organoleptisch: Als organoleptische Prüfung bezeichnet man die hilfsmittelfreie Bewertung eines Objektes in Bezug auf Eigenschaften wie Geruch, Geschmack, Aussehen und Farbe

OSWER-Directive: Die vielzitierte Richtlinie des US-EPA-Amtes für Abfall und Notfallschutz (***O**ffice of **S**olid **W**aste and **E**mergency **R**esponse*) von 1999 zur Anwendung von *Monitored Natural Attenuation*

OU: Orientierende Untersuchung

PAK: polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe

Prognose: (siehe Kap. 2.1.4 und Kap. 7.1.3)

Quelle: Schadstoffquelle (siehe Kap. 2.1.3)

Radonmessung: (siehe Methodensammlung, Methode 1.1.7)

Redoxpotential: Messbare Spannung einer Messkette aus Gold- oder Platinelektrode und einer Bezugselektrode in mV, die angibt, ob reduzierende oder oxidierende Substanzen im Grundwasser vorliegen

Schaden: (siehe Kap. 2.1.2)

Schadstoff: (siehe Kap. 2.1.3)

Schadstofffahne: (siehe Kap. 2.1.3)

Schadstoffminderung, natürliche: resultiert aus der Wirkung natürlicher Schadstoffminderungsprozesse

Schadstoffminderungsprozesse, natürliche: Physikalische, chemische und biologische Prozesse, die ohne menschliches Eingreifen zu einer Reduzierung der Masse, der Toxizität, der Mobilität, des Volumens oder der Konzentration eines Stoffes im Boden oder Grundwasser führen. Zu diesen Prozessen zählen biologischer Abbau, chemische Transformation, Sorption, Dispersion, Diffusion und Verflüchtigung der Stoffe (LABO, 2005)

Schadstoffquelle: (siehe Kap. 2.1.3)

Schutzgut: (siehe Kap. 2.1.2)

Sickerwasser: Niederschlagswasser, welches sich unter Einwirkung der Schwerkraft durch die ungesättigte Zone abwärts bewegt. Dabei können sich Schadstoffe beim Durchsickern durch kontaminierte Ablagerungen anreichern

Sorption: (siehe Kap. 2.2.2)

SRU: Sachverständigenrat für Umweltfragen

Strombahn: Richtung strömender Wasserteilchen

Strukturmodell: (siehe Kap. 7.2.3)

STV: Sprengstofftypische Verbindungen

SU: Sanierungsuntersuchung

TEA: siehe „terminaler Elektronenakzeptor“

terminaler Elektronenakzeptor: Terminaler Elektronenakzeptor für aerobe Organismen ist der Sauerstoff. Für anaerobe Organismen können andere Substanzen als terminale Erlektronenakzeptoren verwendet werden, beispielsweise Nitrat und Sulfat

Tetrachlorethen: chlorierter Kohlenwasserstoff

TOC: Gesamtgehalt an organischem Kohlenstoff

Transekten: Ein Satz von Mess- bzw. Beobachtungspunkten, der entlang einer geraden Linie verläuft

Transformation: (siehe Kap. 2.2.2)

UMK: Die Umweltministerkonferenz (UMK) ist zuständig für den fachlichen und politischen Meinungsaustausch zwischen den für Umwelt zuständigen Ministerinnen, Ministern, Senatorinnen und Senatoren der Länder und des Bundes.
<http://www.umweltministerkonferenz.de/>

US-EPA: *US Environmental Protection Agency*

Validieren: (siehe Kap. 7.3.2.2)

Verdünnung: (siehe Kap. 2.2.1)

Verflüchtigung: (siehe Kap. 2.2.1)

Virtueller-Aquifer: (siehe Kap. 7.6.1)

Vorfluter: ist ein natürliches oder künstliches Gewässer (Wasserlauf), der Wasser und Abwasser (gereinigt oder ungereinigt) aufnimmt und weiterleitet

WHO: Weltgesundheitsorganisation

Methodensammlung
zur Untersuchung natürlicher Schadstoffminderungsprozesse

Zusammengestellt von:

Matthias Stuhrmann, Ralf Wege, Gisela Wachinger und Hans-Peter Koschitzky
Institut für Wasserbau, VEGAS
Universität Stuttgart
Pfaffenwaldring 61
70550 Stuttgart
vegas@iws.uni-stuttgart.de

Für die Methodenbeschreibungen sind die jeweils angegebenen Ansprechpartner verantwortlich.

Inhaltsverzeichnis

Einleitung **168**

M1 Methoden zur Erkundung

M1.1 Charakterisierung der Quelle und der Fahne 169

M1.2 Charakterisierung der Fahne 189

M2 Methoden zur Beurteilung des biologischen Abbaus

M2.1 Beurteilung des biologischen Abbaus in Stufe I 217

M2.2 Beurteilung des biologischen Abbaus in Stufe II 237

M3 Methoden zur Beurteilung des Rückhalts

M3.1 Beurteilung des Rückhalts in Stufe I 269

M3.2 Beurteilung des Rückhalts in Stufe II 277

M4 Methoden zur Beurteilung des Abbaus und Rückhalts und der Transformation

M4.1 Chemisch-Analytische Methoden 283

M4.2 Batch- und Säulenversuche 303

M5 Methoden zur Hydrogeologie/Geologie und Ökotoxikologie

M5.1 Methoden zur Hydrogeologie/Geologie 327

M5.2 Ökotoxikologische Methoden 351

Einleitung

Als Anlage zu den KORA-Handlungsempfehlungen bietet die KORA-Methodensammlung einen umfassenden Überblick über die in KORA entwickelten, erprobten, validierten und empfohlenen Methoden zum Nachweis und zum Monitoring natürlicher Schadstoffminderungsprozesse.

Für jede Methode werden Zielsetzung und Verfahrensprinzip erläutert, Einsatzmöglichkeiten, Aufwand (Kosten) und Anforderungen an die Probennahme beschrieben und Anwendungsbereiche und -grenzen aufgezeigt. Zusätzlich werden Informationen zum Entwicklungsstand, zu alternativen Methoden und zu Literaturhinweisen gegeben. Kompetente Anbieter und Ansprechpartner, die meist aus den KORA-Projekten stammen, werden benannt. Auf ausführliche Erläuterungen und Anwendungsbeispiele zu einzelnen Methoden, die sich in den KORA-Branchenleitfäden befinden, wird verwiesen.

In den KORA-Standortprojekten wurden verschiedenste Untersuchungs- und Beurteilungsansätze erprobt und Erfahrungen damit gesammelt. Zum Teil handelt es sich um noch nicht standardisierte oder genormte Verfahren.

Die Methoden werden in Tabellenform auf zwei Seiten pro Methode dargestellt. Übergeordnete, allgemein bekannte Methoden (z. B. allgemeiner Säulenversuch), numerische Modellierungsmethoden sowie Methoden, die nicht in KORA zum Einsatz kamen, wurden nicht in die KORA-Methodensammlung mit aufgenommen.

Die Methodensammlung dient als Bindeglied zu den Branchenleitfäden und als Nachschlagewerk für die Altlastenbearbeitung, mit dem sich Bearbeiter schnell einen Überblick über Anwendungsbereiche, Aussagekraft, Aufwand, Kosten, Anwendungsgrenzen und Alternativen von spezifischen Methoden zur Untersuchung natürlicher Schadstoffminderungsprozesse verschaffen können.

M1 Methoden zur Erkundung

M1.1 Charakterisierung der Quelle und der Fahne

Inhalt

Seite

M1.1.1 Direct-Push-MIP-Sondierung (Membrane Interface Probe) 170

M1.1.2 Direct-Push-LIF bzw. Direct-Push-ROST™ Sondierung 172

M1.1.3 Direct-Push-Bodenluft- oder Grundwasserprobenahme mit in-situ Analytik im Gasraum (PID) 174

M1.1.4 Direct Push 1"-GWMS zur vertikal hoch aufgelösten GW-Beprobung und Vor-Ort-Analytik 176

M1.1.5 Feststoffuntersuchungen zur Bestimmung der Teerölverteilung (PAK / NSO-HET) 178

M1.1.6 Pumpversuche zur Bestimmung der Phasenmobilität 180

M1.1.7 Radonmessung in der Bodenluft 182

M1.1.8 Bodenluftentnahme mittels ummantelter Edelstahlkapillaren 184

M1.1.9 Gassonde zur teufenorientierten Gasprobenahme an Rammkern-sondierungen 186

M1 Methoden zur Erkundung

M1.1 Charakterisierung der Quelle und der Fahne	M1.1.1 Direct-Push-MIP-Sondierung (Membrane Interface Probe)

Zielsetzung

Tiefenhorizontierte in-situ Detektion von Schadstoffen in der ungesättigten und gesättigten Bodenzone.

Kurzbeschreibung der Methode

Allgemeines zu DP-Verfahren: Direct-Push wird als Überbegriff für Technologieverfahren verwendet, bei denen Stahlrohre mit Durchmessern von 25 – 50 mm in den Boden gedrückt oder gehämmert werden. Die DP-Verfahren können in der ungesättigten und gesättigten Zone verwendet werden und eignen sich besonders für bindige, sandige und kiesige Sedimente bis zur Mittelkiesfraktion. DP-Verfahren bieten die Möglichkeit, während der Sondierung kontinuierlich bzw. semi-kontinuierlich erkundungsrelevante Parameter aufzuzeichnen, sowie Gas-/Wasser-/Bodenproben zu nehmen. Dies sowie die i.d.R. größere Sondiergeschwindigkeit (40 - 200m/Tag), die räumliche „Beweglichkeit“ und die geringeren Kosten sind die Vorteile der DP-Verfahren gegenüber herkömmlichen Bohrverfahren (Dietrich, 2005).

MIP-Sondierung: Die MIP-Sonde hat am Sondenschaft eine semipermeable Membran, die auf rund 100°C aufgeheizt wird, so dass volatile organische Verbindungen angeregt werden, durch die Membran zu diffundieren. Im Sondiergestänge werden die gasförmigen Verbindungen über ein Trägergas zum Gaschromatographen geleitet. Die Analyse erfolgt online mit drei Detektoren, wobei der PID-Detektor (Photo Ionization Detector) sensitiv auf aromatische Kohlenwasserstoffe ist, der FID-Detektor (Flammen-Ionisations-Detektor) sensitiv auf Alkane und andere aliphatische Kohlenwasserstoffe reagiert, während der DELCD-Detektor (Dry Electrolytic Conductivity Detector) für den Nachweis von chlorierten Kohlenwasserstoffe geeignet ist. Mit der MIP-Sonde können Schadstoffe in NAPL-Phase, gelöste Schadstoffe, sowie Schadstoffe in der Bodenluft detektiert werden. Problematisch ist jedoch die „Kontamination“ des Equipments beim Durchfahren der Sonde durch NAPL und der daraus resultierende Memory-Effekt des Equipments, der ein Tailing des Signals unterhalb des NAPL-kontaminierten Bereichs bewirkt. Aufgrund dieser Tatsache können NAPL-Obergrenzen gut bestimmt werden, während eine klare Abgrenzung hoher Kontaminationen nach unten durch Tailing-Effekte maskiert wird. Diese Effekte können durch Anhalten der Sonde *unterhalb* des Phasenbereichs und der Beobachtung des Abklingens des Detektorensignals oder durch eine wiederholte Messung beim Herausziehen der Sonde in gewissem Maße kompensiert werden.

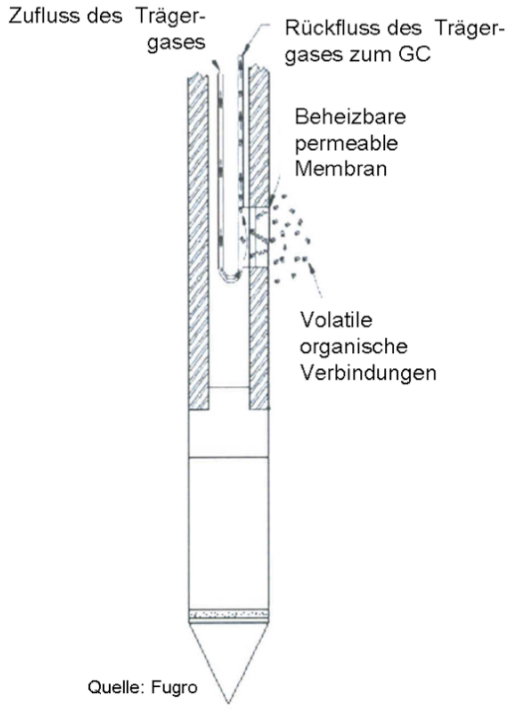


Abb.1: Aufbau der MIP-Sonde

Einsatzbereich/Aufwand

Erfasste(r) Parameter:

(Semiquantitativer) Gehalt an volatilen bzw. volatilisierbaren organischen Substanzen in der ungesättigten bzw. gesättigten Bodenzone (NAPL-Phase, wässrige Phase, Bodenluft, ggf. sorbierte Phase)

Messmedium / Einsatzort:

Ungesättigte und gesättigte Bodenzone. Sandige und bindige Lockergesteinssedimente bis ca. 30 m u GOK.

Untersuchungsaufwand:

ca. 80 - 100 Sondiermeter / Tag.

Ergänzende Untersuchungen:

MIP-Sondierungen werden häufig mit CPT-Sondierungen kombiniert.

Anforderungen an Proben

Probenvolumen, Art:

Es werden keine Proben genommen, da es sich um eine in-situ Analytik-Methode handelt.

Probenlagerung:

Es werden keine Proben genommen, da es sich um eine in-situ Analytik-Methode handelt.

Anwendungsbereich und -grenzen der Methoden

Anwendungsbereich:

Ungesättigte und gesättigte Bodenzone mit sandigen bis fein-/mittelkiesigen Lockergesteinssedimenten bis ca. 30 m u GOK.

Anwendungsgrenzen:

- Tailing bzw. Memory-Effekte beim Durchfahren hoch-kontaminierter Bereiche (s. oben).
- Mittel-/grobkiesige Sedimente sowie Festgestein nicht sondierbar.
- Semiquantitative Methode, da die Lithologie / Sediment Einfluss auf die Signalhöhe hat.

Entwicklungsstand/Anwendungsbeispiele

Praxistauglichkeit:

ja, wird seit Jahren eingesetzt.

Anbieter:

u.a. Fugro, geo-log, Dr. Körner Geomonitoring, Ecos, etc.

Anwendung in KORA:

Projektnummer 1.2: Brand (FKZ: 02WN0352)
Projektnummer 1.4b: VMZ Spandau (FKZ: 02WN0432).

Literatur:

GERSTNER D, SCHEYTT T, FÄLKER C (2006) Untersuchungen von Altlasten - Einsatzmöglichkeiten und Grenzen von Direct-Push Technologien bei der Altlastenbearbeitung. Altlasten Spektrum:316-330.

DIETRICH P, LEVEN C (2005) Direct Push Technologies. In: Kirsch R (ed) Groundwater Geophysics. Springer Verlag, p 321-340.

Alternative Methoden

Direct-Push ROST Sondierung (Fa. Fugro)
Direct-Push tiefenhorizontierte Grundwasserbeprobung mit in-situ PID-Analytik im Gasraum der gestrippten Grundwasserprobe.

Ansprechpartner

Dr. Anita Peter, Christian-Albrechts-Universität Kiel, Tel: 0431-880 3917, E-mail: anita.peter@gpi.uni-kiel.de

Besonderheiten/Hinweise

In Brand (Projektnummer 1.2, FKZ: 02WN0352) wurde die MIP-Sondierung ausschließlich zur Fahnencharakterisierung herangezogen. Prinzipiell ist die Methode aber auch zur Quellencharakterisierung von CKW, BTEX, MKW und anderen flüchtigen Schadstoffen anwendbar.

M1 Methoden zur Erkundung

M1.1 Charakterisierung der Quelle und der Fahne	M1.1.2 Direct-Push-LIF bzw. Direct-Push-ROST™ Sondierung

Zielsetzung

Tiefenhorizontierte in-situ Detektion von Schadstoffen, insbesondere polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen, in der ungesättigten und gesättigten Bodenzone.

Kurzbeschreibung der Methode

Allgemeines zu DP-Verfahren: Direct-Push wird als Überbegriff für Technologieverfahren verwendet, bei denen Stahlrohre mit Durchmessern von 25 – 50 mm in den Boden gedrückt oder gehämmert werden. Die DP-Verfahren können in der ungesättigten und gesättigten Zone verwendet werden und eignen sich besonders für bindige, sandige und kiesige Sedimente bis zur Mittelkiesfraktion. DP-Verfahren bieten die Möglichkeit, während der Sondierung kontinuierlich bzw. semi-kontinuierlich erkundungsrelevante Parameter aufzuzeichnen, sowie Gas-/Wasser-/Bodenproben zu nehmen. Dies sowie die i.d.R. größere Sondiergeschwindigkeit (40 - 200 m/Tag), die räumliche „Beweglichkeit“ und die geringeren Kosten sind die Vorteile der DP-Verfahren gegenüber herkömmlichen Bohrverfahren (Dietrich, 2005).

LIF-Sondierung: Bei einer LIF (Laser Induced Fluorescence)- bzw. ROST™ (Rapid Optical Screen Tool)-Sondierung wird mit zwei in Serie geschalteten Lasern Licht im UV-Bereich über ein Glasfaserkabel in die Sonde geleitet und durch ein Saphirfenster ins umgebende Sediment. Insbesondere polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe werden angeregt zu fluoreszieren, wobei Intensität, Dauer und Wellenlängenbereich der emittierenden Fluoreszenz, die online über einen Oszillographen angezeigt wird, Aufschluss geben über die Schadstoffzusammensetzung, den Grad der Kontamination und u.U. über das Vorliegen der Schadstoffe als Phase.

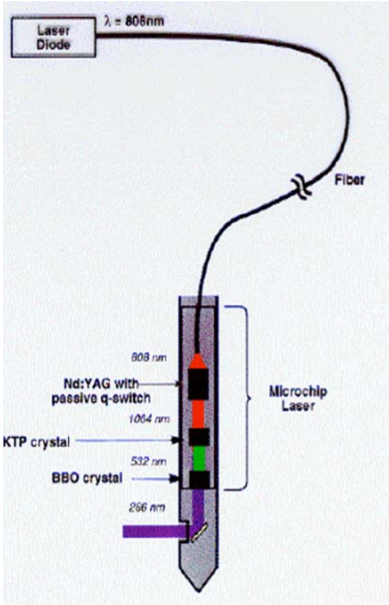


Abb.1: Prinzipaufbau einer LIF-Sonde

Einsatzbereich/Aufwand

Erfasste(r) Parameter:

Fluoreszenz-Intensität einzelner Wellenlängenbereiche bzw. Summenfluoreszenz als Maß für die Kontamination und deren Zusammensetzung.

Messmedium / Einsatzort:

Ungesättigte und gesättigte Bodenzone. Sandige und bindige Lockergesteinssedimente bis ca. 30 m u GOK.

Untersuchungsaufwand:

ca. 100 - 120 Sondiermeter / Tag bzw. rund 4250 € / Tag.

Ergänzende Untersuchungen:

ROST-Sondierungen werden häufig mit CPT-Sondierungen kombiniert.

Anforderungen an Proben

Probenvolumen, Art:

Es werden keine Proben genommen, da es sich um eine in-situ Analytik-Methode handelt.

Probenlagerung:

Es werden keine Proben genommen, da es sich um eine in-situ Analytik-Methode handelt

Anwendungsbereich und -grenzen der Methoden

Anwendungsbereich:

Ungesättigte und gesättigte Bodenzone mit sandigen bis fein-/mittelkiesigen Lockergesteinssedimenten bis ca. 30 m u GOK.

Anwendungsgrenzen:

- Mittel-/grobkiesige Sedimente sowie Festgestein nicht sondierbar.
- Semiquantitative Methode, da die Lithologie / Sediment Einfluss auf die Signalhöhe hat.

Entwicklungsstand/Anwendungsbeispiele

Praxistauglichkeit:

ja, wird seit Jahren eingesetzt.

Anbieter:

Fugro (ROST ™)

Anwendung in KORA:

Projektnummer 1.2: Brand (FKZ: 02WN0352),
Projektnummer 1.4b: VMZ Spandau (FKZ: 02WN0432).

Literatur:

GERSTNER D, SCHEYTT T, FÄLKER C (2006) Untersuchungen von Altlasten - Einsatzmöglichkeiten und Grenzen von Direct-Push Technologien bei der Altlastenbearbeitung. Altlasten Spektrum:316-330.

DIETRICH P, LEVEN C (2005) Direct Push Technologies. In: Kirsch R (ed) Groundwater Geophysics. Springer Verlag, p 321-340.

Alternative Methoden

Direct-Push MIP Sondierung

Ansprechpartner

Dr. Anita Peter, Christian-Albrechts-Universität Kiel, Tel: 0431-880 3917, E-mail: anita.peter@gpi.uni-kiel.de

Besonderheiten/Hinweise

Durch das Messprinzip der LASER-induzierten Fluoreszenz besitzt das Verfahren einen eingeschränkten Anwendungsbereich, der primär auf PAK beschränkt ist.

M1 Methoden zur Erkundung

M1.1 Charakterisierung der Quelle und der Fahne	M1.1.3 Direct-Push-Bodenluft- oder Grundwasserprobenahme mit in-situ Analytik im Gasraum (PID)

Zielsetzung

Tiefenhorizontierte in-situ Detektion von volatilen organischen Schadstoffen in der ungesättigten bzw. der gesättigten Bodenzone.

Kurzbeschreibung der Methode

Allgemeines zu DP-Verfahren: Direct-Push wird als Überbegriff für Technologieverfahren verwendet, bei denen Stahlrohre mit Durchmessern von 25 – 50 mm in den Boden gedrückt oder gehämmert werden. Die DP-Verfahren können in der ungesättigten und gesättigten Zone verwendet werden und eignen sich besonders für bindige, sandige und kiesige Sedimente bis zur Mittelkiesfraktion. DP-Verfahren bieten die Möglichkeit, während der Sondierung kontinuierlich bzw. semi-kontinuierlich erkundungsrelevante Parameter aufzuzeichnen, sowie Gas-/Wasser-/Bodenproben zu nehmen. Dies sowie die i.d.R. größere Sondiergeschwindigkeit (40 – 200 m/Tag), die räumliche „Beweglichkeit“ und die geringeren Kosten sind die Vorteile der DP-Verfahren gegenüber herkömmlichen Bohrverfahren.

Um ein tiefenhorizontiertes Kontaminationsprofil aufzunehmen, wird die Sondierung in der ungesättigten Bodenzone in wählbaren Abständen angehalten und Bodenluft über eine zu öffnende Filterspitze mit einer Vakuumpumpe gefördert. Der Gasstrom wird übertage mit Hilfe eines portablen PID (Photo Ionisationsdetektor) auf VOC (Summe) analysiert, so dass eine semiquantitative Aussage über die Kontamination der Bodenluft insbesondere mit aromatischen Kohlenwasserstoffen getroffen werden kann. Entsprechendes kann in der gesättigten Zone durchgeführt werden. Hierzu werden Grundwasserproben während der Sondierung aus diskreten Teufen entnommen, die VOC gestrippt und mittels eines portablen PID analysiert.

Einsatzbereich/Aufwand

Erfasste(r) Parameter:

Volatile organische Substanzen (VOC) wie MKW, BTEX und LHKW.

Messmedium / Einsatzort:

Ungesättigte und gesättigte Bodenzone. Sandige bis mittelkiesige Lockergesteinssedimente bis ca. 30 m u GOK.

Untersuchungsaufwand:

ca. 60 - 80 Sondiermeter / Tag.

Ergänzende Untersuchungen:

Anforderungen an Proben

Probenvolumen, Art:

Anstelle oder zusätzlich zur in-situ Analytik können sowohl Bodenluftproben (z.B. auf Adsorberröhrchen) als auch Grundwasserproben gewonnen und im Labor analysiert werden.

Probenlagerung:

übliche Lagerung von Grundwasserproben: 4-8°C, möglichst dunkel. BTEX-Analytik innerhalb von 24h.

Anwendungsbereich und -grenzen der Methoden

Anwendungsbereich:

Ungesättigte und gesättigte Bodenzone mit sandigen bis fein-/mittelkiesigen Lockergesteinssedimenten bis ca. 30 m u GOK.

Anwendungsgrenzen:

- Mittel-/grobkiesige Sedimente sowie Festgestein nicht sondierbar, bindige Sedimente u.U. zu gering durchlässig, um beprobt zu werden.
- Semiquantitative Methode, da die Lithologie / Sediment Einfluss auf die PID-Signalhöhe hat.

Entwicklungsstand/Anwendungsbeispiele

Praxistauglichkeit:

ja

Anbieter:

dr. körner geomonitoring, Technischer Umweltschutz Berlin.

Anwendung in KORA:

Projektnummer 1.2: Niedergörsdorf (FKZ: 02WN0352) und
Projektnummer 3.2b: Perleberg (FKZ: 02WN0371).

Literatur:

Alternative Methoden

Direct-Push MIP Sondierung

Ansprechpartner

Dr. Anita Peter, Christian-Albrechts-Universität Kiel, Tel: 0431-880 3917, E-mail: anita.peter@gpi.uni-kiel.de

Dipl.-Ing. Lothar Vigelahn, Technischer Umweltschutz Berlin. Tel. 0174-3252929 od. Lothar.Vigelahn@email.de

Besonderheiten/Hinweise

Keine Angaben

M1 Methoden zur Erkundung

M1.1 Charakterisierung der Quelle und der Fahne

M1.1.4 Direct Push 1"-GWMS zur vertikal hoch aufgelösten GW-Beprobung und Vor-Ort-Analytik

Zielsetzung

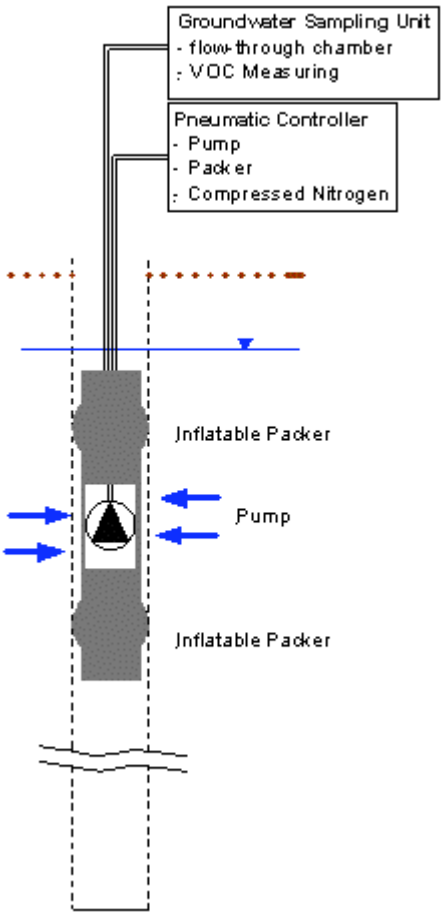
Ergebnisorientierter Aufbau eines Grundwassermessnetzes (Erkundung, Monitoring) zur Erfassung relevanter GW-Parameter im kontaminierten Aquifer

Kurzbeschreibung der Methode

Zur horizontierten Beprobung der GWMS wird eine Kombination aus Doppelpacker und Minidruckpumpe unter Verwendung von N_2 oder Druckluft als Treibgas eingesetzt (siehe Abb. rechts). Das GW wird aus einem definierten Filterbereich (wahlweise 0,15 oder 1,00 m) mit geringer Förderrate (ca. 100 mL/min) entnommen und kontinuierlich durch eine Messzelle zur Aufnahme der Sondenparameter (pH, L_f, O_2, Eh) gefördert. Die GW-Probenahme erfolgt über einen bypass. Während der gesamten Beprobung befindet sich das GW in einem **geschlossenen System**, so dass ein Verlust von leichtflüchtigen Verbindungen auf ein Minimum reduziert und die Oxidation von bspw. Fe(II) verhindert wird. Für die Bestimmung von leichtflüchtigen Verbindungen (VOC: LCKW, BTEX, Ethen, Wasserstoff etc.) sollten GC/head space-Verfahren eingesetzt werden, da hierbei Probenahme und Analytik optimal auf einander abgestimmt werden können.

Neben den Sondenparametern können auch VOC´s im Feld halb quantitativ bestimmt werden. Hierzu werden in einem geschlossenen Kreislauf die leichtflüchtigen Bestandteile in die Gasphase überführt und mittels geeignetem Detektor FID oder PID die Summe der VOC gemessen (bspw. >50 µg/L Summe BTEX). Anhand dieser Informationen können weitere Sondierpunkte gezielt festgelegt und die Anzahl der zu analysierenden GW-Proben auf relevante Horizonte reduziert werden. Nur in Ausnahmefällen ist eine Analyse mittels mobiler GC im Feld erforderlich, kann aber bei Bedarf durchgeführt werden.

Die Drucksondierung erfolgt z.B. mit einem GEOPROBE® 2 1/8“ Hohlgestänge bis zur gewünschten Endteufe. Nach Freigabe der „verlorenen“ Spitze werden in das Hohlgestänge über die gesamte Tiefe des Aquifers verschraubbare HDPE-Rohre mit Filterschlitzen (32x25 mm, Filter 0,3 mm) und Endkappe eingebaut. Die ungesättigte Zone wird mit ungeschlitzten Vollrohren überbrückt. Nach dem Ziehen des Gestänges steht das Filterrohr in direktem Bodenkontakt. Die GWMS erhält üblicherweise einen bündigen Abschluss gegen Tag durch ein einzementiertes 4“ PE-Rohr mit abschließbarer Pegelkappe.



Voll verfilterte 1“-GWMS mit Doppelpacker

Einsatzbereich/Aufwand

Erfasste(r) Parameter:

Analysierbare GW-Parameter, vor-Ort: Sondenparameter, VOC (PID)

Messmedium / Einsatzort:

GW, Bodenluft; gesättigte und ungesättigte Zone

Untersuchungsaufwand:

vergleichbar mit konventioneller GW-Beprobung, höher bei vor-Ort-Analytik.
Zeitbedarf für Messstellenbau: abh. von den geol. Gegebenheiten: i.d.R. ca. 3 - 4 GWMS pro Tag (ca. 25 m uGOK)
Zeitbedarf für Probenahme: abhängig von Ergiebigkeit des Aquifers und der Entnahmetiefe:
i.d.R. pro Tag 2 - 4 1“-GWMS über 10 Horizonte (je 200 ml, 20 - 40 Proben)

Ergänzende Untersuchungen:

GW ist für konventionelle Analytik geeignet

Anforderungen an Proben

Probenvolumen, Art:

Sinnvolles Probenvolumen 200-500 mL, HS-Vials (flüchtige Bestandteile des GW)

Probenlagerung:

Bei ca. 4 °C

Anwendungsbereich und -grenzen der Methoden

Anwendungsbereich:

Erkundung von GW- und BL-Kontaminationen (Herd, Fahne), Langzeitmonitoring, spez. Anwendungen

Anwendungsgrenzen:

Ungeeignete Bodenverhältnisse für DP-Technik, Tiefen über 50 m uGOK

Entwicklungsstand/Anwendungsbeispiele

Praxistauglichkeit:

Wurde an weit über 1000 Messstellen auch außerhalb von KORA erfolgreich angewendet

Anbieter:

dr. körner geomonitoring in Kooperation mit TUSCH Berlin

Anwendung in KORA:

Projektnummer 1.2: Brand, Niedergörsdorf (FKZ: 02WN0352),
Projektnummer 3.2b: Perleberg (FKZ: 02WN0371), Projektnummer 3.5: Rosengarten (FKZ: 02WN0437)

Literatur:

Alternative Methoden

Erkundung: MIP, keine GW-Gewinnung

Ansprechpartner

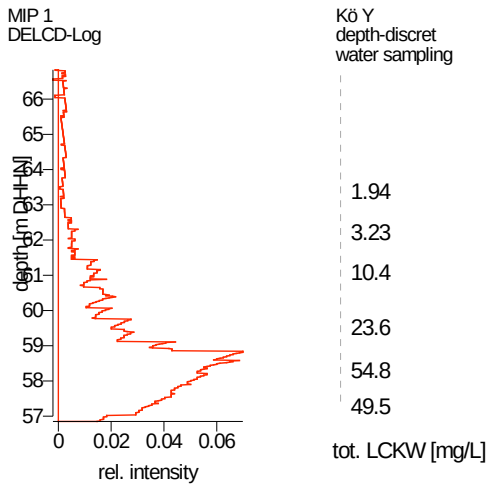
Dipl.-Ing. Lothar Vigelahn; TUSCH Berlin; Lothar.Vigelahn@email.de

Besonderheiten/Hinweise

Vorteile der Erkundungstechnik

- Schneller Erkenntnisgewinn über die Kontaminationssituation
- sinnvolle Festlegung des weiteren Erkundungsfortschrittes
- Gewinnung von vollwertigen GW-Proben für Vor-Ort- bzw. konventionelle Analytik
- errichtete Messstellen stehen für wiederholte Beprobungen (Verifikation, Monitoring) zur Verfügung
- Verwendung der Messstellen für andere Aufgabenstellungen: Infiltrationstest zur k_f-Wertbestimmung, in-situ-Abbauversuche, Testfelder, horizontierte Bodenluftbeprobung

Bei schwierigen Bodenverhältnissen können andere Bohrtechniken eingesetzt werden.



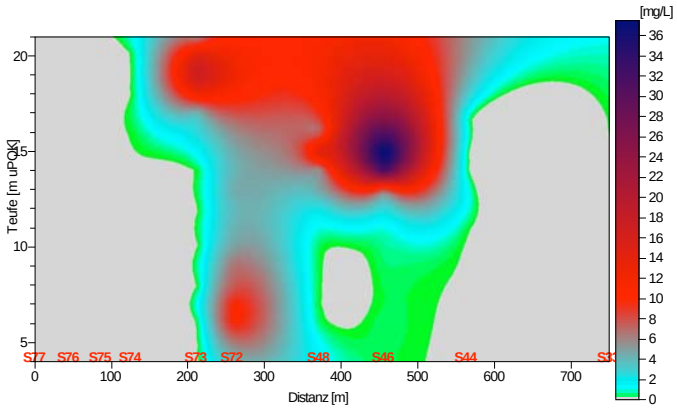


Abbildung links: Vergleichende horizontierte Erkundung eines Aquifers mittels MIP mit GW-Gehalten (Summe LHKW) einer 1“-GWMS (Doppelpacker-Beprobung)

Abbildung rechts: Transekt einer TCE-Verteilung im GW, Probenahme mittels Doppelpacker in 1“-GWMS

M1 Methoden zur Erkundung

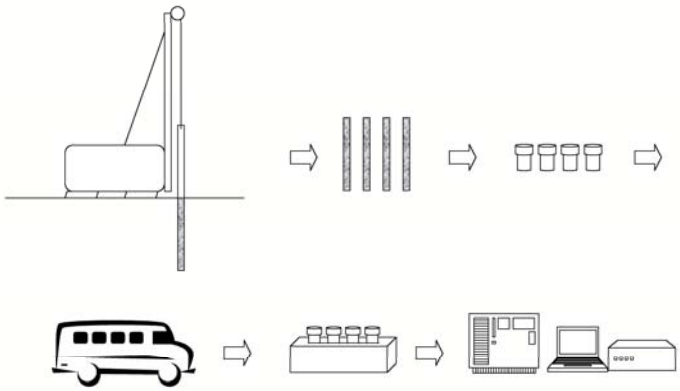
M1.1 Charakterisierung der Quelle und der Fahne	M1.1.5 Feststoffuntersuchungen zur Bestimmung der Teerölverteilung (PAK / NSO-HET)

Zielsetzung

Untersuchung der vertikalen Teerölverteilung zur Bestimmung von DNAPL-Quellbereichen und -akkumulationen

Kurzbeschreibung der Methode

Die Feststoffproben werden mit Hilfe von fortlaufenden Rammkern-Bohrungen gewonnen, bei denen Linerkerne verwendet werden. An den längs aufgeschnittenen Linerkernen erfolgt unmittelbar die Proben- und Kernansprache. Zu empfehlen ist eine organoleptische Ansprache der Proben sowie eine fotografische Dokumentation der fortlaufenden Bohrung. Aus den Linerkernen werden dezimeterweise Proben entnommen, eine meterweise Mischprobe hergestellt und gekühlt und unter Luftabschluss in Weithalsflaschen ins Labor transportiert. Eine Beprobung und Analyse in kleineren Intervallen ist ebenfalls möglich.



Für die Aufbereitung wird den Feststoffproben zunächst das Wasser mittels Gefriertrocknung entzogen. Danach erfolgt die Abtrennung und Verwerfung des Überkorns (> 2 mm). Die Masse der verwendeten Proben beträgt je nach zu erwartender Kontamination zwischen einem und fünf Gramm und wird - als Dreifachbestimmung - zusammen mit zehn Millilitern Acetonitril eine Stunde im Ultraschallbad extrahiert; bei besonders feinkörniger Matrix wiederholt bzw. verlängert sich die Extraktionszeit. Das Feststoff-/ Flüssigkeitsgemisch wird anschließend durch Zentrifugieren separiert. Es folgt ein Aufreinigungsschritt über Benzolsulfonsäurekationenaustauscher auf Kieselgelbasis (Chromafix) und das Aufkonzentrieren auf 2 ml. Die PAK (nach Florida-EPA) in den Proben werden anschließend über Hochleistungsflüssigkeits-Chromatographie mit Fluoreszenz- und Photodiodenarraydetektion qualifiziert und quantifiziert.

Einsatzbereich/Aufwand

Erfasste(r) Parameter:

Summe PAK

Messmedium / Einsatzort:

Feststoffextrakt / Feld , Labor

Untersuchungsaufwand:

Trocknung: 48 – 72 h,
Probenaufarbeitung: ca. 5 h (sechs parallele Proben möglich)

Ergänzende Untersuchungen:

-keine-

Anforderungen an Proben

Probenvolumen, Art:

1 - 5 g / Einzelbestimmung,
Feststoff sollte geringen Organikanteil aufweisen (< 2 % Glühverlust)

Probenlagerung:

Kühl (253 K), dunkel, trocken, in Braunglasflaschen

Anwendungsbereich und -grenzen der Methoden

Anwendungsbereich:	Anwendungsgrenzen:
Lockergesteinaquifere	Festgestein, Feststoffe mit höherem Organikanteil als 2 % Glühverlust, hier ist die Soxhletextraktion vorzuziehen

Entwicklungsstand/Anwendungsbeispiele

Praxistauglichkeit:

ist gegeben

Anbieter:

TUD/IAA

Anwendung in KORA:

Projektnummer 2.5: Wülknitz (FKZ: 02WN03764 und 02WN0365)

Literatur:

Alternative Methoden

versch. Direct-push-Verfahren mit Spezialsonden

Ansprechpartner

Stefan Schönekerl, TU Dresden Tel. 03501-530052, E-mail: stefan@schoenekerl.de

Besonderheiten/Hinweise

Keine Angaben

M1 Methoden zur Erkundung

M1.1 Charakterisierung der Quelle und der Fahne	M1.1.6 Pumpversuche zur Bestimmung der Phasenmobilität

Zielsetzung

Untersuchung des hydraulischen Kontakts zwischen GWM und Ölphasenkörper im Aquifer sowie Datengewinnung zur sinnvollen Auswahl von Messstellen für das NA-Monitoring

Kurzbeschreibung der Methode

Aus Grundwassermessstellen, die einen aufschwimmenden Phasenkörper aus Mineralöl enthalten, wird Ölphase entnommen. Es kommen je nach Schichtdicke und Ölzusammensetzung verschiedene Entnahmesysteme zum Einsatz. Ziel ist es, zu ermitteln, in wie weit die Messstelle in hydraulischem Kontakt zu einem Ölphasenkörper im Aquifer steht. Daher wird das Entnahmevolumen, die Entnahmerate, die Veränderung der Höhenlage des Ölspiegels sowie die Zusammensetzung der Ölphase untersucht und dokumentiert. Die prinzipielle Vorgehensweise ist ähnlich wie bei hydraulischen Pumpversuchen. Nach Abschluss und Auswertung der Versuche kann festgelegt werden in welchem Kontakt zum Ölphasenkörper eine Messstelle steht. Dies sind wichtige Grundlagendaten zur sinnvollen Auswahl von Messstellen, die für die weiteren NA-Untersuchungen verwendet werden können.

Einsatzbereich/Aufwand

Messmedium / Einsatzort:

Feldmessung; Keine wasserrechtliche Erlaubnis notwendig, da kein GW gefördert wird, sondern nur Ölphase

Untersuchungsaufwand:

sehr stark vom Einzelfall und der eingesetzten Technik abhängig,
Dauer pro Messstelle in der Summe (u.U. Vielzahl von kurzen Einzelmessungen) 1 Tag bis mehrere Wochen.
Kosten zw. 500 - 5000 €

Ergänzende Untersuchungen:

Wiederholte Beobachtung nach Ende der Entnahme, spezial-analytische Begleitung (GC-MS-Fingerprinting)

Anforderungen an Proben

Art, Probenvolumen:

Probenahmen sind in der Regel nicht vorgesehen, jedoch jederzeit möglich, Anforderungen werden durch die angewendete analytische Methode bestimmt (z.B. GC-MS-Fingerprinting).

Probenlagerung:

Entfällt

Anwendungsbereich und -grenzen der Methoden

Anwendungsbereich:

Grundwassermessstelle, die mit Öl in Phase verunreinigt sind.

Anwendungsgrenzen:

Bei sehr hoher Viskosität der Ölphase ist keine Förderung möglich, Grundwassermessstelle sollte Mindestdurchmesser von 125 mm haben.

Entwicklungsstand/Anwendungsbeispiele

Praxistauglichkeit:

Praxisreif

Anbieter:

Ingenieurbüros

Anwendung in KORA:

Projektnummer 1.3: Epple (FKZ: 02WN0353)

Literatur:

Keine Angaben

Alternative Methoden

Es gibt eine Vielzahl von Verfahrensvarianten auf dem Markt, aber kein Standardverfahren.

Ansprechpartner

R. Dinkel; Tel.: 0711/989-781-11; E-mail: rainer.dinkel@uw-d.de

Besonderheiten/Hinweise

Entnahmesystem für Ölphase muss in Abhängigkeit von der Zusammensetzung der Ölphase und dem Volumenstrom mit dem die Schadstoffphase der Messstelle zuströmt, ausgewählt werden. Die Bandbreite der eingesetzten Technologie reicht vom einfachen Ölbindevlies bis zu kontinuierlich dem Grundwasserspiegel nachführbaren vollautomatischen Fördersystemen (z.B. Ölskimmerpumpen).

M1 Methoden zur Erkundung

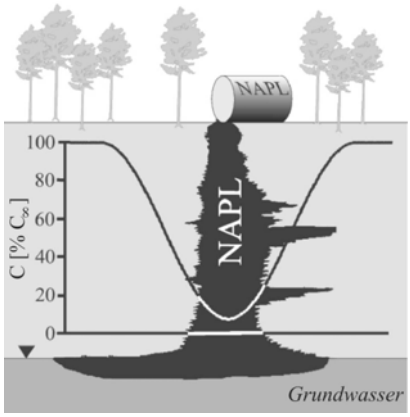
M1.1 Charakterisierung der Quelle und der Fahne

M1.1.7 Radonmessung in der Bodenluft

Zielsetzung

Lokalisierung der dem Grundwasser aufschwimmenden LNAPLs

Kurzbeschreibung der Methode



Die generell gute Löslichkeit des Radons in NAPLs hat im Falle einer im Boden vorliegenden residualen NAPL-Kontamination eine Akkumulation des in der Bodenluft natürlich vorhandenen Radons im NAPL zur Folge. Da das natürlich im Porenraum vorliegende Radoninventar durch die Radium-Aktivitätskonzentration, die Dichte sowie den Emanationskoeffizienten (Stärke der Radonfreisetzung in den Porenraum) der mineralischen Matrix festgelegt ist, resultiert die Akkumulation des Radons im NAPL in einem Radondefizit in der Bodenluft im Bereich der Kontamination. Bis in welche Entfernung vom Kontaminationsherd ein solches NAPL-induziertes Radondefizit noch registriert werden kann, hängt von der Möglichkeit des diffusiven bzw. advektiven Radontransports im jeweiligen Umfeld ab. In der Bodenluft beträgt die maximale Diffusionslänge ca. 2 m (trockener Sand).

Im Falle einer NAPL-Kontamination des Untergrundes tritt das zugehörige Radondefizit in der Bodenluft relativ zu der jeweiligen standortspezifischen natürlichen Radonhintergrundkonzentration auf. Diese Radonhintergrundkonzentration ist leicht über die Bestimmung des Radongehalts einer Bodenluftprobe möglich, die einem Bereich des zu untersuchenden Geländes entstammt, der nachweislich nicht innerhalb bzw. nicht in unmittelbarer Nähe des kontaminierten Areals liegt.

Einsatzbereich/Aufwand

Erfasste(r) Parameter:

222-Rn

Messmedium / Einsatzort:

Bodenluft / NAPL-kontaminierte Grundstücke

Untersuchungsaufwand:

ca. 30 min je Messpunkt, kein Verbrauch an Chemikalien oder Messmitteln

Ergänzende Untersuchungen:

ggf. 226-Ra-Bestimmung der min. Bodenmatrix zur Abschätzung des 222-Rn-Hintergrundes; ggf. Bestimmung der Bodenfeuchte, da diese Einfluss auf Rn-Migration und Rn-Emanation hat.

Anforderungen an Proben

Probenvolumen, Art:

ca. 3 Liter Bodenluft, on-site Messung

Probenlagerung:

Entfällt

Anwendungsbereich und -grenzen der Methoden

Anwendungsbereich:

Zur Lokalisierung von residualen NAPL-Kontaminationen des Bodens (vadose Zone) bzw. von dem Grundwasser aufschwimmenden LNAPLs

Anwendungsgrenzen:

zu dichte Böden oder zu geringe GW-Flurabstände lassen keine repräsentative Bodenluftprobenahme zu; eine zu komplexe Geologie, eine zu geringe Rn-Hintergrundkonzentration oder eine kleinräumig wechselnde Bodenversiegelung erschweren die Dateninterpretation; tiefliegende Kontaminationen (>4m) können nicht durch BL-Probenahme aus geringer Tiefe (ca. 1 m) erfasst werden.

Entwicklungsstand/Anwendungsbeispiele

Praxistauglichkeit:

Praxisreif

Anbieter:

Labors für Umweltradioaktivitätsmessung

Anwendung in KORA:

Projektnummer 1.5a: PCK Schwedt (FKZ: 02WN0465, 02WN0553)

Literatur:

SCHUBERT, M. (2006): Radon in Bodenluft und Grundwasser als natürlicher Tracer zur Beantwortung umweltrelevanter und geowissenschaftlicher Fragestellungen. Habilitationsschrift, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH – UFZ, pp. 228.

SCHUBERT, M., PASCHKE A., LAU, S., GEYER, W., KNÖLLER, K. (2007): Radon as a Naturally Occurring Tracer for the Assessment of Residual NAPL Contamination of Aquifers. Environmental Pollution 145, 920-927.

SCHUBERT, M., PEÑA, P., BALCAZAR, M., MEISSNER, R., LOPEZ, A., FLORES J.H. (2005): Determination of Radon Distribution Patterns in the Upper Soil as Tool for the Localisation of Sub-Surface NAPL Contamination. Radiation Measurements 40, 633-637.

SCHUBERT, M., FREYER, K., TREUTLER, H.C., WEIß, H. (2001): Using soil gas radon as an indicator for ground contamination by non-aqueous phase-liquids. Journal of Soils and Sediments 1, 217-222.

Alternative Methoden

aufwändige Bodenprobenahme und Laboranalytik auf NAPL

Ansprechpartner

Dr. rer. nat. habil. M. Schubert; Telefon: 0341/2352002; e-mail: michael.schubert@ufz.de
M. du Puits; Telefon: 0351/4787853; e-mail: m.dupuits@gicon.de

Besonderheiten/Hinweise

Keine Angaben

M1 Methoden zur Erkundung

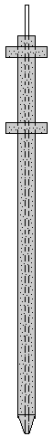
M1.1 Charakterisierung der Quelle und der Fahne	M1.1.8 Bodenluftentnahme mittels ummantelter Edelstahlkapillaren

Zielsetzung

Gewinnung von Gasproben aus dem ungesättigten Bodenbereich für weitere analytische Untersuchungen

Kurzbeschreibung der Methode

Die Entnahme der Bodenluft erfolgt mittels einer Edelstahlkapillare, die in ein stabiles Stahlrohr gasdicht eingebaut ist. Die Stahlrohre lassen sich bis 1,2 m tief in den Boden einschlagen. Durch anschließendes geringfügiges Wiederanheben wird die untere Öffnung der Kapillare frei gegeben. Das geringe Totvolumen der Edelstahlkapillare (ca. 5 ml) ermöglicht die Gewinnung repräsentativer Proben ohne signifikante Veränderungen, wie sie bei anderen Techniken, die wesentlich größere Spülgasmengen erfordern, häufig auftreten. Als Probenbehälter können geeignete handelsübliche Systeme verwendet werden. Der Anschluss einer Online-Analytik ist ebenfalls möglich. Die Sonden sind wieder verwendungsfähig und können sowohl mobil als auch stationär verwendet werden.



Schema der Sonde

Während der Probenahme

Einsatzbereich/Aufwand

Messmedium / Einsatzort:

Entnahme von Bodenluft im Gelände

Untersuchungsaufwand:

2 Personen; Anfahrt, Aufbau / Umbau der Sonden ca. 1 Std.
(in Abhängigkeit von den Bodenverhältnissen) pro Probenahmestelle

Ergänzende Untersuchungen:

Meteorologische Bedingungen der Probenahme

Anforderungen an Proben

Probenvolumen, Art:

Gase, in Abhängigkeit von den nachfolgenden Untersuchungen
(unter Berücksichtigung von Veränderungen, die durch die Probenahme entstehen können)

Probenlagerung:

Die Proben sollen möglichst feldfrisch analysiert werden.

Anwendungsbereich und -grenzen der Methoden

Anwendungsbereich:

Entnahme bis max. 1,2 m Tiefe, in Abhängigkeit von der Gasproduktivität und -durchlässigkeit können auch tiefere Schichten erschlossen werden (nicht oder gering abgedeckte Altlasten)

Anwendungsgrenzen:

Nicht geeignet für Festgesteine

Entwicklungsstand/Anwendungsbeispiele

Praxistauglichkeit:

Praxisreif

Anbieter:

Analytiklabor mit Probenahmeausrüstung

Anwendung in KORA:

Projektnummer 6.2c: Braunkohleabraumkippen (FKZ: 02WN0505),
Projektnummer 1.2: Brand (Radonmessung) (FKZ: 02WN0352).

Literatur:

NITZSCHE, H.-M, BOINE, J., MÜHLE K. (1997): Untersuchungen zur Isotopensignatur von Methan und Kohlendioxid aus biogenen Gasen unterschiedlicher Quellen. Isotopes Environ. Health Stud. 33:251-259.

GLAESSER, W., NITZSCHE, H.-M., LERCHE, I. (2005): Carbon dioxide development in aerobic parts of lignite mining dumps: I - Observations and inferences. Environ.Geosci. (AAPG, USA) 12: 153-164.

Alternative Methoden

Rammkernsondierungen mit anschließendem Einbau von Beprobungsmodulen

Ansprechpartner

Dr.-Ing.habil. Reiner Staudt / Dr. H.-M. Nitzsche; Tel.: 0341/235-2405; e-mail: office@inc.uni-leipzig.de

Besonderheiten/Hinweise

Der Vorteil dieser Probenahmetechnik liegt in ihrer Einfachheit und breiten Anwendbarkeit im Bereich der Boden-/ Deponieluftuntersuchungen.

M1 Methoden zur Erkundung

M1.1 Charakterisierung der Quelle und der Fahne

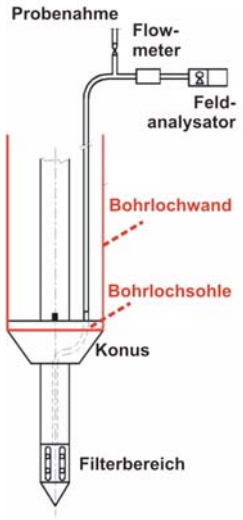
M1.1.9 Gassonde zur teufenorientierten Gasprobenahme an Rammkernsondierungen

Zielsetzung

Die Gasprobenahme erfolgt in Verbindung mit einer Rammkernsondierung (RKS) vorauseilend. Ziel ist eine teufendifferenzierte Aussage zur Gasphasenbeschaffenheit. Die Gassonde ist kompatibel zu üblichen RKS-Gestängen.

Kurzbeschreibung der Methode

Das Grundprinzip besteht in der Kompatibilität der Gassonde zu den jeweils eingesetzten Bohrgestängen. Dies ermöglicht begleitend zum Niederbringen von Rammkernsondierungen die teufenorientierte Entnahme von Bodenluft. Der Bohrungsdurchmesser muss 60 mm oder mehr betragen, um einen zügigen und problemlosen Einbau der Gassonde zu gewährleisten. Die Sonde wird, verbunden mit dem Bohrgestänge, bis zum Konus in die temporäre Bohrlochsohle eingerammt (vgl. Schema). Die Abdichtung zum Bohrloch gewährleistet dabei der Konus. Über einen an der Gassonde befestigten mitgeführten Hart-PE-Schlauch erfolgt die Förderung der Gasphase. Zuerst wird dies mittels eines Feldanalysatorsystems (O_2, CO_2, CH_4) bis zur Konstanz des CO_2 – Gehaltes realisiert. Nachfolgend wird die eigentliche Probenahme für die Laboranalytik in aluminiumbeschichtete Gasbeutel (Diffusionshemmung) mittels Vakuumpumpe vorgenommen. Während der gesamten Probenahme erfolgt die Messung des Gasvolumenstroms mittels Flowmeter. Nach abgeschlossener Beprobung einer Teufe, wird die Sondierung bis zur nächsten gewünschten Teufe vorangetrieben und es erfolgt der nächste Einbau und Probenahme.



Einsatzbereich/Aufwand

Messmedium / Einsatzort:

Feldmethode; wasserungesättigte Zone von Lockergesteinsstandorten

Untersuchungsaufwand:

ca. 20 - 30 min je Probenahme (abhängig von Teufe),
Laborkosten in Abhängigkeit vom Untersuchungsumfang

Ergänzende Untersuchungen:

Feststoffanalytik und Feldelution (pH, ELF,...) am erbohrten Material.
Analytik des Grundwassers nach Ausbau der Bohrung zu einer Messstelle.

Anforderungen an Proben

Probenvolumen, Art:

abhängig vom Untersuchungsumfang

Probenlagerung:

zeitnahe Analyse empfohlen
(Ausschluss von Überprägungen durch Gas-Diffusion, vor allem CO_2)

Anwendungsbereich und -grenzen der Methoden

Anwendungsbereich:

wasserungesättigte Zone von Lockergesteinsstandorten.

Anwendungsgrenzen:

zunehmender Tongehalt verursacht Abnahme der realisierbaren Volumenströme und kann auch zum Zusetzen des Filterbereiches führen.

Entwicklungsstand/Anwendungsbeispiele

Praxistauglichkeit:

Praxisreif

Anbieter:

TU Bergakademie Freiberg, Institut für Bohrtechnik und Fluidbergbau

Anwendung in KORA:

Projektnummer 6.2: Braunkohleabraumkippen (FKZ: 02WN0505)

Literatur:

HOTH, N. [2004]: „Modellgestützte Untersuchungen zur Grundwassergüteentwicklung in Braunkohleabraumkippen....“ Schriftenreihe für Geowissenschaften, Heft 15, 214 S., ISBN 3-937040-10-2.

Alternative Methoden

Direct-Push Verfahren, ummantelte Edelstahlkapillaren, handelsübliche Sonden von Bodengas-Feldanalysatoren

Ansprechpartner

Dr. N. Hoth, M. Dilbat; TU Bergakademie Freiberg, Institut für Bohrtechnik und Fluidbergbau
+ 49 3731 39 2494 oder nils.hoth@tbt.tu-freiberg.de

Besonderheiten/Hinweise

Vorteile:

- mit handelsüblichen Feldanalysator-Systemen oder Edelstahlkapillaren ist keine teufenorientierte Mehrfachprobenahme und generell keine Beprobung von Teufen > ca. 1 m möglich.
- kostengünstiger als Direct Push Verfahren und selbst durchführbar

Nachteile:

- deutlich längere Erstellungszeit für einen Bohrpunkt als bei Direct Push-Verfahren, gegenüber Edelstahlkapillaren komplexeres Handling

M1.2 Charakterisierung der Fahne

Inhalt

Seite

M1.2.1 Immissions-Pumpversuche 190

M1.2.2 Passivsammler zur Frachtermittlung in Grund- und Oberflächenwasser 192

M1.2.3 Fluxmeter-Passivsammlereinheit zur Ermittlung von mittleren Konzentrationen und Frachten von PAK, NSO-HET 194

M1.2.4 Keramikdosimeter zur Ermittlung von mittleren Konzentrationen organischer Wasserinhaltsstoffe 196

M1.2.5 Simultane PumpRaten-Methode (SPR) mit modifizierter Rammsonde zur tiefenorientierten Beprobung des Grundwassers 198

M1.2.6 Separationspumpverfahren mit dem System „VARINSPES“ zur horizontierten Grundwasserprobenahme 200

M1.2.7 Vorrichtung und Verfahren zur Gewinnung unverfälschter Grundwasserproben 202

M1.2.8 Zeitreihenanalyse zur Bilanzierung der Redoxpufferkapazität 204

M1.2.9 Zeitreihenanalyse zum Ausbreitungsstatus und zu reaktiven Transportgrößen 206

M1.2.10 Vertikale Redoxzonenkartierung mit Detektorbändern 208

M1.2.11 Analyse von Θt/ Θ-Verhältnissen 210

M1.2.12 Nutzung von FCKW F12 als Tracer für die maximale Schadensausbreitung 212

M1.2.13 Online Kontrolle der in-situ Parameter 214

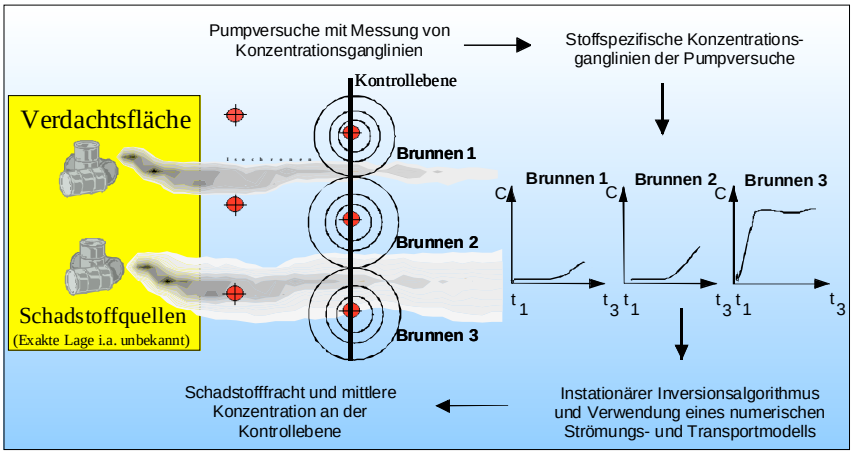
M1 Methoden zur Erkundung

M1.2 Charakterisierung der Fahne | M1.2.1 Immissions-Pumpversuche

Zielsetzung

Immissions-Pumpversuche dienen zur Ermittlung stoffspezifischer mittlerer Konzentrationen, Konzentrationsverteilungen entlang von Kontrollquerschnitten sowie stoffspezifischer Gesamt-Schadstofffrachten im Unterstrom von Verdachtsflächen. Ebenso können Natural-Attenuation-Raten ermittelt und Schadensherde eingegrenzt werden.

Kurzbeschreibung der Methode



Das Grundkonzept des integralen GW-Erkundungsverfahrens basiert darauf, dass der gesamte Schadstoffabstrom einer Verdachtsfläche durch geeignete Pumpmaßnahmen und Schadstoffkonzentrationsmessungen an den Pumpbrunnen integral erfasst wird. Bei der Anwendung des integralen Erkundungsverfahrens werden an einem definierten Kontrollquerschnitt (Kontrollebene, siehe Abbildung) senkrecht zur Grundwasserströmung Pumpversuche durchgeführt, bei denen die Positionen eines oder mehrerer Pumpbrunnen, die Pumpraten und die Pumpzeiten so gewählt werden, dass die Isochronen der Pumpbrunnen die gesamte Abstrombreite der Verdachtsfläche erfassen (Immissionspumpversuche). In den Pumpbrunnen werden während der Pumpmaßnahmen mit zunehmendem Brunneneinzugsbereich für einen oder mehrere Schadstoffe bzw. für andere Wasserqualitätsparameter Konzentrationsganglinien gemessen. Weil jeder Konzentrationswert einer Konzentrationsganglinie für einen bestimmten Aquiferbereich repräsentativ ist, kann über analytische oder numerische Inversionsverfahren zusätzlich zur mittleren Konzentration und der Gesamtschadstofffracht auch Information über die räumliche Verteilung der Konzentration und der Schadstofffracht erhalten werden. Eine detaillierte Beschreibung der Methode mit Anmerkungen zu Heterogenitäten und Unsicherheitsbetrachtungen findet sich in der Literatur (z.B. Jarsjö et al., 2005) sowie im Anhang des TV 2-Branchenleitfadens.

Einsatzbereich/Aufwand

Messmedium / Einsatzort:

Feldmessung (die Durchführung von Immissionspumpversuchen bedarf einer wasserrechtlichen Erlaubnis nach dem Wasserhaushaltsgesetz, identisch zur Vorgehensweise bei Standard-Pumpversuchen).

Untersuchungsaufwand:

Stark vom Einzelfall abhängig, als Anhaltswert ungefähr 250 € pro m Kontrollebenenlänge (incl. Pumpbrunnen, Pumpmaßnahmen, Probenahme, Entsorgung, Analysen etc.), Pumpversuchsdauer pro Pumpbrunnen in der Regel 3 – 5 Tage.

Ergänzende Untersuchungen:

Hydraulische und hydrogeochemische Zusatzerkundung je nach vorliegender Datenbasis, parallele Untersuchung NA-relevanter Parameter empfohlen.

Anforderungen an den Standort und die Analysentechnik

Grundkenntnis der hydrogeologischen, hydraulischen und hydrogeochemischen Situation und der entsprechenden Parameter, Nachweisgrenzen des analysierenden Labors bei 1/10 der parameterspezifischen Grenzwerte.

Anwendungsbereich und -grenzen der Methoden

Anwendungsbereich:

Aquifere mit der Möglichkeit, Pumpversuche durchzuführen (ausreichende Ergiebigkeit).

Anwendungsgrenzen:

Aquifere mit einer sehr geringen Durchlässigkeit; stark retardierende Substanzen, Aquifere die limitierend hohe Pumpraten erfordern.

Entwicklungsstand/Anwendungsbeispiele

Praxistauglichkeit:

Routinemäßiger Einsatz der Basisversion, Verfahrenserweiterungen in Entwicklung.

Anbieter:

Universitäten und Ingenieurbüros mit Pumpversuchs- und Probenahmeausrüstung sowie theoretischen Kenntnissen zu Immissionspumpversuchen.

Anwendung in KORA:

Projektnummer 2.4a: Testfeld-Süd (FKZ: 02WN0361)
Projektnummer 3.5: Rosengarten (FKZ: 02WN0437)
Ausführliche Darstellung mit Anmerkungen zu Heterogenitäten und Unsicherheiten finden sich im Anhang des TV 2-Branchenleitfadens.

Literatur:

BOCKELMANN, A., ZAMFIRESCU, D., PTAK, T., GRATHWOHL, P. AND TEUTSCH, G. (2003): Quantification of mass fluxes and natural attenuation rates at an industrial site with a limited monitoring network: a case study'. J. Contam. Hydrol., 60: 97-121.

JARSJÖ, J., BAYER-RAICH, M., PTAK, T. (2005): Monitoring groundwater contamination and delineating source zones at industrial sites: Uncertainty analyses using integral pumping tests. Journal of Contaminant Hydrology, 79, 107-134.

PTAK, T. AND TEUTSCH, G. (2000): Development and application of an integral investigation method for the characterization of groundwater contamination. In: Contaminated Soil 2000, Thomas Telford, London, ISBN 0 7277 2954 3: 198-205.

PTAK, T., ERTEL, T. AND TEUTSCH, G. (2003): An integral approach for the quantification of subsurface contamination. In: G.J. Annokkée, F. Arendt, O. Uhlmann (Editors), ConSoil 2003, Wissenschaftliche Berichte, FZKA 6943, Forschungszentrum Karlsruhe in der Helmholtz-Gemeinschaft, 3322-3329, ISSN 0947-8620.

Alternative Methoden

Hochauflösendes Messstellennetz (groundwater sampling fence)

Ansprechpartner

T. Ptak; Telefon: 0551/399333; e-mail: thomas.ptak@geo.uni-goettingen.de

Besonderheiten/Hinweise

Die aus der integralen Erkundung erhaltenen Ergebnisse können zur Gefährdungsabschätzung und, bei Verwendung mehrerer Kontrollebenen (in unterschiedlichen Entfernungen vom Schadensherd in Grundwasserfließrichtung angeordnet) zur Quantifizierung des Natural-Attenuation-Potenzials sowie zur Festlegung von Prioritäten für Sanierungsmassnahmen bzw. zur Planung weiterer Untersuchungen und zur Planung von Sanierungsmassnahmen eingesetzt werden. Bei Anordnung in Schadensherdnähe lässt sich die Quellstärke des Schadensherds bestimmen. Über eine numerische Rückverfolgung des Schadstofftransports mittels sog. Backtracking-Verfahren ist es darüber hinaus möglich, Schadstoffquellen im Untergrund räumlich abzugrenzen und so gezielt der Sanierung zuzuführen. Im Abstrom von Sanierungsmaßnahmen angeordnet lässt sich die Sanierungseffizienz überprüfen.
Vorteile der Methode: Integraler Ansatz, hohe Aussagesicherheit, weniger Messstellen und/ Erkundungsaufwand erforderlich, keine Interpolation von Punktkonzentrationswerten.
Nachteil der Methode: Je nach Standortsituation können (wie bei jedem Standard-Pumpversuch auch) relevante Grundwasserentsorgungskosten entstehen.

M1 Methoden zur Erkundung

M1.2 Charakterisierung der Fahne	M1.2.2 Passivsammler zur Frachtermittlung in Grund- und Oberflächenwasser

Zielsetzung

Mittels Passivsammlern werden die Frachten organischer und anorganischer Substanzen in Grund- und Oberflächenwasser bestimmt. Eine tiefenorientierte Kartierung der Schadstofffahne ist möglich.

Kurzbeschreibung der Methode

gaiasafe Passivsammler bestehen aus wirkstoffhaltigen Fasermaterialien auf der Basis von Papier. Diese Materialien werden in speziellem textilem Gewebe eingehaust und sind zum Einsatz in Grund- und Oberflächenwasser geeignet. In Feldversuchen wurden, abhängig vom Milieuzustand des Wassers, Einsatzzeiten von 2 Wochen bis 2 Monaten ermittelt.
Der Passivsammler wird in die Messstelle verbracht, nach Tagen bis Wochen entnommen, getrocknet und in das Labor überführt.
Langzeitversuche haben gezeigt, dass die Substanzen stabil auf dem Sammler gebunden sind: auch nach mehreren Wochen sind sie noch extrahierbar. Dies eröffnet die Möglichkeit der standardisierten Probenahme auch in entlegenen Gegenden der Welt, da der Sammler nach Trocknung mit der Post weltweit verschickt werden kann.
Auf den Sammlern werden Metalloide wie Arsen, Antimon und Selen, Schwermetalle wie z.B. Blei, Kupfer, Nickel, Quecksilber, Chrom und Aluminium, Actinide wie Uran und Thorium sowie organische Substanzen, z.B. Nitroaromate, polare Nitroverbindungen, BTEX-Aromate, Kohlenwasserstoffe und aromatische Amine, gebunden und können im Labor vom Sammler extrahiert werden.
Exemplarisch wurde die Beladungskapazität für Arsen zu 9% und für Nitroaromaten zu 5% des Sammlergewichtes ermittelt.
Der Einsatz der Passivsammler bietet gegenüber herkömmlicher Wasserprobenahme eine Reihe von Vorteilen:

- Minimierung des Aufwandes für Probentransport, Konservierung, Kühlung und Lagerung
- Anreicherung von Spurenverunreinigungen durch lange Kollektionszeiten
- Mittelung von Konzentrationsschwankungen durch zeitintegrierende Sammlung
- Bestimmung von Schadstofffrachten
- Option von Rückstellproben
- tiefenorientierte Aufnahme von Kontaminations-Profilen in der ungestörten Messstelle
- keine Tiefenlimitierung, damit wirtschaftliche Probenahme z.B. aus Meeren möglich
- optimal geeignet zur Indirekteinleiter-Überwachung in Kanalisationssystemen.

Außer zum kontinuierlichen Monitoring können die gaiasafe-Passivsammler auch zur quantitativen Analyse eingesetzt werden, indem eine Festphasenextraktion vor Ort durchgeführt wird: Sammler werden in eine definierte Menge Wasser für 24 Stunden verbracht, danach sind die Wasserinhaltsstoffe am Sammler stabil sorbiert, der nach Trocknung in ein Labor verschickt werden kann.
Eine Standardarbeitsanweisung wurde für die sprengstofftypischen Verbindungen erarbeitet.

Einsatzbereich/Aufwand

Erfasste Parameter:

polare und unpolare Sprengstofftypische Verbindungen und weitere organische Verbindungen, Schwermetalle, Metalloide

Messmedium / Einsatzort:

Grundwasser und Oberflächenwasser

Untersuchungsaufwand:

gering im Vergleich zu Wasserprobenahme; Preis eines Passivsammlers 20 €

Ergänzende Untersuchungen:

zur Kalibrierung sind an ausgewählten Messstellen Wasseruntersuchungen wünschenswert.

Anforderungen an Proben

Probenvolumen, Art:

Passivsammler in Grund- und Oberflächenwasser, Einsatzzeit eine Woche bis zwei Monate

Probenlagerung:

Die Passivsammler sollten schnell in das Labor transportiert und dort getrocknet werden.
Nach der Trocknung Aufbereitung eines Teils des Sammlers, die Rückstellung einer Teilprobe ist möglich.

Anwendungsbereich und -grenzen der Methoden

Anwendungsbereich:

Grundwasser und Oberflächenwasser

Anwendungsgrenzen:

a) bei Sättigung der Passivsammler (Beladung mehr als 1-5% des Sammlergewichtes)
b) stark reduktive Verhältnisse begrenzen die Lebensdauer des Passivsammlers

Entwicklungsstand/Anwendungsbeispiele

Praxistauglichkeit:

Praxisreif; Erfolgreicher Einsatz zur Kartierung von Schadstofffahnen im Grundwasser (Sprengstofftypische Verbindungen, Kontaminanten: Teeröl, BTXE, PAK, LHKW); Ermittlung von Schadstofffrachten in Grund- und Oberflächengewässern

Anbieter:

Büro für Altlastenerkundung und Umweltforschung, Marburg und gaiasafe GmbH, Marburg

Anwendung in KORA:

Projektnummer 5.1: Clausthal-Zellerfeld (FKZ: 0330526)

Literatur:

F.D. OESTE, R. HAAS: Wirkstoffhaltige Fasergebilde und Verfahren zu ihrer Herstellung; Europäisches Patent Nr. 1115469 v. 15.10.03

R. HAAS, F.D. OESTE: Passivsammler zur Wasseruntersuchung; UWSF-Z. Umweltchem. Ökotox. 13 (2001), 2-4

R. HAAS, F. PFEIFFER: Gaiasafe passive collectors for water and gas analysis; 2nd European Conference on Natural Attenuation, Soil and Groundwater Risk Management, Dechema Frankfurt, May 18-20 2005; Book of Abstracts, 107-108 and Poster.

Alternative Methoden

Keine

Ansprechpartner

Dr. Rainer Haas, Büro für Altlastenerkundung und Umweltforschung, Stadtwaldstr. 45a, 35037 Marburg; www.r-haas.de

Besonderheiten/Hinweise

Keine Angaben

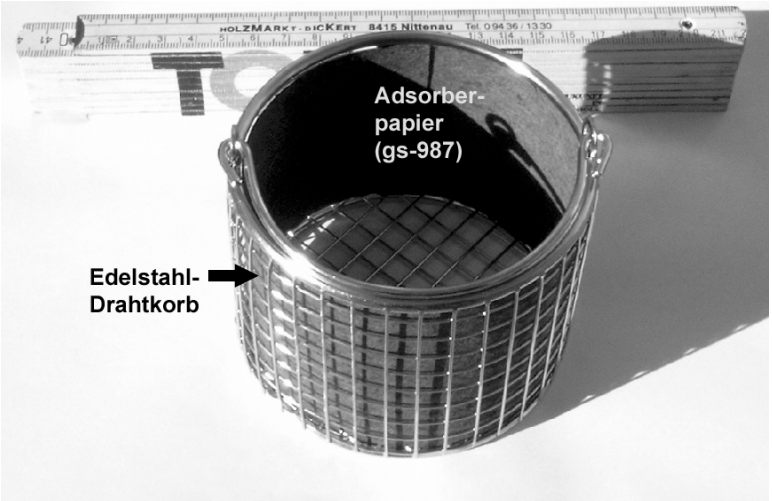
M1 Methoden zur Erkundung

M1.2 Charakterisierung der Fahne	M1.2.3 Fluxmeter-Passivsammlereinheit zur Ermittlung von mittleren Konzentrationen und Frachten von PAK, NSO-HET

Zielsetzung

Ermittlung von mittleren Konzentrationen und Frachten hydrophober organischer Wasserinhaltsstoffe (PAK, NSO-HET)

Kurzbeschreibung der Methode



Nichtgleichgewichtssammler zeichnen sich dadurch aus, dass sie während der Sammelphase kein Gleichgewicht mit dem umgebenden Sammelmedium erreichen. Die Aufnahmekapazität muss dementsprechend hoch sein. Die Materialien für solche Sammelsysteme müssen daher mit einer ausreichenden Beladungskapazität und einer entsprechenden „Sicherheitsreserve“ versehen sein.
Nichtgleichgewichtssammelsysteme arbeiten zeitlich integrierend, d.h. die gesammelte und (ggf. vollständig extrahierbare) Schadstoffmasse entspricht der mittleren Konzentration im Untersuchungszeitraum.
Im Falle der Verwendung von Passivsammlern (gilt auch für Gleichgewichtspassivsammler) ist zu beachten, dass der Kontrollraum (erfasstes Grundwasservolumen) gegenüber der aktiven Probennahme verkleinert ist. (DVWK, 2007)
Durch die Verwendung von Sammelphasen mit hohen Verteilungskoeffizienten findet keine erwähnenswerte Desorption statt (Bopp et al., 2004). Wichtiges Kriterium für die Ermittlung der mittleren Konzentration oder der Stofffracht im Untersuchungszeitraum ist die sorgfältige Ermittlung der die Grundwassermessstelle passierenden Volumenströme. Dabei sollten mindestens zwei Einbohrlochverfahren parallel zum Einsatz kommen (Börke, 2006) Die Abbildung zeigt ein im Rahmen des KORA-Förderschwerpunktes entwickeltes und am Standort Wülknitz getestetes System.

Einsatzbereich/Aufwand

Erfasste(r) Parameter:

Summe PAK , NSO-HET und Einzelstoffe

Messmedium / Einsatzort:

Wasser (Grundwasser), Feld (Filterbereich einer Grundwassermessstelle)

Untersuchungsaufwand:

Ergänzende Untersuchungen:

-keine-

Anforderungen an Proben

Probenvolumen, Art:

Keine

Probenlagerung:

Kühl, dunkel, trocken, in luftdichten Beuteln

Anwendungsbereich und -grenzen der Methoden

Anwendungsbereich:	Anwendungsgrenzen:
Grundwasser, alle Aquifertypen	-keine-

Entwicklungsstand/Anwendungsbeispiele

Praxistauglichkeit:

ist gegeben

Anbieter:

TU Dresden

Anwendung in KORA:

Projektnummer 2.5: Wülknitz (FKZ: 02WN0364, 02WN0365)

Literatur:

BOPP, S., WEIß, H.-J., SCHIRMER, M., GRATHWOHL, P., SCHIRMER, K. (2004): "Passive Probennahme in Grund- und Oberflächenwasser—Ein Überblick." Grundwasser 9.2: 109-118.

BÖRKE, P. (2006): Untersuchungen zur Quantifizierung der Grundwasserimmission von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen, Dissertation an der Technischen Universität Dresden

DVWK (2007) : Merkblatt W1XX " Automatisierung der Gewässerbeobachtung (in Vorbereitung)

GORECKI T., NAMIESNIK J. (2002): Passive sampling. Trends in Analytical Chemistry 21, (4) 276-291(16)

GRATHWOHL, P., SCHIEDEK, T. (1997): Passive samplers as a long-term monitoring system for hydrophobic organic contaminants.- In: Gottlieb, J. et al. Field Screening Conference, Karlsruhe '97, Kluwer Academic Publs., 33-36.

Alternative Methoden

Grundwasserprobennahme mit Unterwassermotorpumpe, Gleichgewichtspassivsammler

Ansprechpartner

Peter Börke, Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Dresden, Tel.: (0351) 8928 409, E-Mail: peter.boerke@smul.sachsen.de

Besonderheiten/Hinweise

Keine Angaben

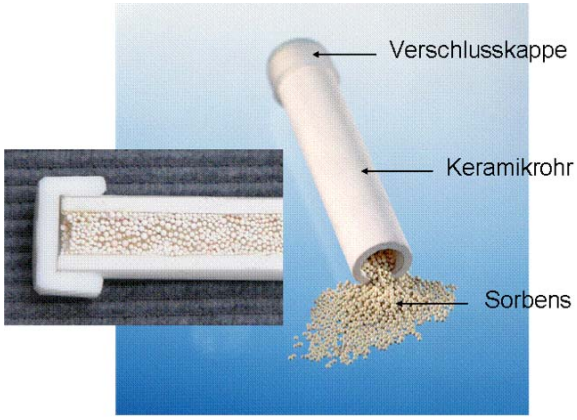
M1 Methoden zur Erkundung

M1.2 Charakterisierung der Fahne	M1.2.4 Keramikdosimeter zur Ermittlung von mittleren Konzentrationen organischer Wasserinhaltsstoffe

Zielsetzung

Erfassung von mittleren Konzentrationen hydrophober organischer Wasserinhaltsstoffe (PAK, BTEX, LCKW) innerhalb eines Untersuchungszeitraumes

Kurzbeschreibung der Methode



Viele Passivsammler bestehen generell aus einem Behälter, der jeweils für die Schadstoffe passierbar ist, die für die jeweilige Untersuchung von Interesse sind. Im Inneren des Behälters befindet sich eine Sammelphase (Sorbens), welche die gesammelten Schadstoffe aufnimmt, wobei die Substanzen vorher eine Diffusionsbarriere (Membran) überschreiten müssen, die nur von den im Wasser gelösten Schadstoffen diffusiv passiert werden kann, bevor sie von der Sammelphase gebunden werden (Bopp et al., 2004).
Das Keramikdosimeter wird als kommerziell verfügbarer Nicht-Gleichgewichts-Passivsammler für ein zeitintegrierendes Monitoring und die quantitative Bestimmung der mittleren Konzentrationen hydrophober organischer Wasserinhaltsstoffe (PAK, BTEX, LCKW) zum Langzeit-Monitoring (mehrere Monate) eingesetzt. Ein beidseitig verschlossenes Keramikrohr dient als Behältnis für das Sorbens und als inerte Membran.
Die poröse Keramik wirkt dabei als konstante Materialbarriere, die von den im Kontaktwasser gelösten Substanzen diffusiv durchströmt wird. Die Schadstoffaufnahme wird daher - unabhängig von den außen anliegenden Fließgeschwindigkeiten - nur von den Diffusionseigenschaften der Stoffe durch die Keramik bestimmt. Das Sorbens im Innern des Keramikrohrs besitzt eine sehr hohe Adsorptionskapazität und kann somit ein maximales Konzentrationsgefälle zwischen außen und innen im Untersuchungszeitraum gewährleisten. Aus der adsorbierten Stoffmenge, dem Untersuchungszeitraum und der Wassertemperatur lässt sich die mittlere Konzentration der Stoffe im Kontaktwasser berechnen.

Einsatzbereich/Aufwand

Erfasste(r) Parameter:

Summe PAK, BTEX, LCKW

Messmedium / Einsatzort:

Wasser (Grundwasser, Oberflächenwasser)

Untersuchungsaufwand:

Gering

Ergänzende Untersuchungen:

-keine-

Anforderungen an Proben

Probenvolumen, Art:

Keine

Probenlagerung:

Kühl, dunkel, in Glasgefäßen oder Beuteln mit entgastem Wasser

Anwendungsbereich und -grenzen der Methoden

Anwendungsbereich:	Anwendungsgrenzen:
Oberflächen- und Grundwasser, alle Aquifertypen	Die zu erwartenden Schadstoffe und deren Konzentrationen sollten in der Größenordnung bekannt sein, um den Einsatzzeitraum abschätzen zu können. Bei sehr niedrigen Schadstoffgehalten von < 0,1 µg/l werden Sammelzeiten von bis zu 1 Jahr nötig sein, um eine detektierbare Schadstoffmasse auf das Sorbens zu bekommen.

Entwicklungsstand/Anwendungsbeispiele

Praxistauglichkeit:

ist gegeben

Anbieter:

imw Innovative Messtechnik Dr. Weiss, Tübingen

Anwendung in KORA:

Projektnummer 2.5: Wülknitz (FKZ: 02WN0364, 02WN0365)

Literatur:

BOPP, S., WEIß, H., SCHIRMER, M., GRATHWOHL, P., SCHIRMER, K. (2004): "Passive Probennahme in Grund- und Oberflächenwasser—Ein Überblick." Grundwasser 9.2: 109-118.

DVWK (2007) : Merkblatt W1XX “ Automatisierung der Gewässerbeobachtung (in Vorbereitung).

Alternative Methoden

Grundwasserprobennahme mit Unterwassermotorpumpe, Nichtgleichgewichtspassivsammler

Ansprechpartner

Dr. Hansjörg Weiß, Innovative Messtechnik Dr. Weiss, Tübingen, Tel.: 07071 -551920 E-Mail: info@im-weiss.de

Besonderheiten/Hinweise

Bei niedrigen Konzentrationen (< 1 µg/l) z.T. sehr lange Untersuchungszeiträume (> 1a) nötig

M1 Methoden zur Erkundung

M1.2 Charakterisierung der Fahne	M1.2.5 Simultane PumpRaten-Methode (SPR) mit modifizierter Rammsonde zur tiefenorientierten Beprobung des Grundwassers

Zielsetzung

Kenntnis der 3D-Grundwasserzusammensetzung, Abschätzung des Raumes für reaktiven Transport

Kurzbeschreibung der Methode

Bei der „Simultane-PumpRaten-Methode“ (SPR), entwickelt vom Mannheimer Verkehrsverbund MVV, werden getrennt regelbare 2"-Unterwassermotorpumpen in eine Messstelle >4" eingebaut. Die Förderung mit identischen Pumpraten bildet im umgebenden Grundwasserleiter getrennt anströmende Horizonte zu den Pumpen aus. Die Verteilung der hydraulischen Durchlässigkeiten im Bereich der Messstelle beeinflusst die Messung der Konzentrationsprofile. Für die modifizierte Rammsondierung (MRS) wurde eine herkömmliche Rammsonde mit einem an der TU Darmstadt (Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft) hergestellten Rammkopf mit einer 25 mm Filterstrecke ausgestattet (MRS). Am Sondenkopf ist eine Kunststoff-Filterstrecke mit Öffnungsweiten von 0,7 mm angebracht. Mit dieser Sonde können sehr präzise Tiefenbereiche angefahren werden. Die begrenzte Filterstrecke bedingt jedoch geringe Pumpraten. Die modifizierte Rammsonde kann im direkten Umfeld einer ausgebauten Messstelle angesetzt werden.

Einsatzbereich/Aufwand

Erfasste(r) Parameter:

physikochemische Parameter und gelöste Stoffe

Messmedium / Einsatzort:

Grundwasser

Untersuchungsaufwand:

SPR: 2 h, MRS : z.B. 3 Teufen in sandigem Grundwasserleiter 2 - 3 h

Ergänzende Untersuchungen:

lithologische Aufnahme

Anforderungen an Proben

Probenvolumen, Art:

Standardverfahren

Probenlagerung:

Standardverfahren

Anwendungsbereich und -grenzen der Methoden

Anwendungsbereich:	Anwendungsgrenzen:
oberflächennahe Grundwasserschäden	Festgestein, tiefe Kontamination unter etwa 5 m

Entwicklungsstand/Anwendungsbeispiele

Praxistauglichkeit:

erfolgreich angewandt zur vertikalen Differenzierung der Belastung am Standort TV 4.3, bedingter Erfolg bei bindigen oder stark grobkörnigen Sedimenten, beschränkt auf Lockergesteinsgrundwasserleiter

Anbieter:

Anwendung in KORA:

Projektnummer 4.3: Monte Scherbelino (FKZ: 0330504).

Literatur:

Alternative Methoden
Ansprechpartner Dr.-Ing. Andreas Fach, Dr. Traugott Scheytt, andreas.fach@tu-berlin.de, www.hydrogeologie.tu-berlin.de

M1 Methoden zur Erkundung

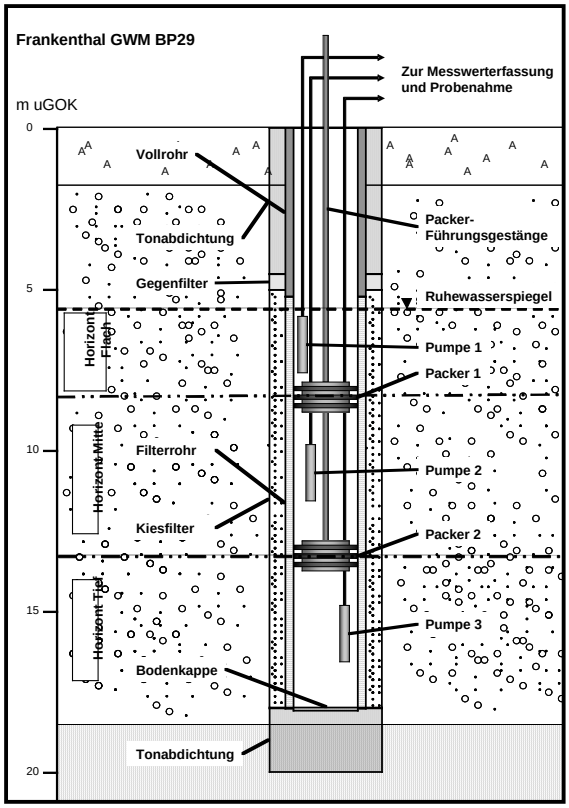
M1.2 Charakterisierung der Fahne	M1.2.6 Separationspumpverfahren mit dem System „VARINSPES“ zur horizontierten Grundwasserprobenahme

Zielsetzung

Gewinnung repäsentativer Grundwasserproben aus definierten Aquiferbereichen zur Darstellung der Schadstoff- und Milieuverteilungen

Kurzbeschreibung der Methode

Da keine tiefendifferenzierende Probenahmetechnik, die höhere Förderleistungen ermöglichte, kommerziell verfügbar war, wurde im Rahmen der KORA-Forschung das praxisorientierte und kostengünstig einsetzbare Probenahmesystem „VARINSPES“ (**Var**iables **In**ert-**S**cheiben**p**acker-**E**inbau- und Entnahme**s**ystem) entwickelt. Die modular aufgebaute, durch Schraub- bzw. Stecksysteme individuell an die Messstelle bzw. an den Aquifer anpassbare Gerätetechnik erlaubt eine vertikale Differenzierung der Schadstoffverteilung an bestehenden Messstellennetzen in bis zu vier Horizonte unter Verwendung praxiserprobter Pumpensysteme (Typ „GRUNDFOS MP 1“) und problemlos zu erwerbender Grundkomponenten. Aus hydraulischer Sicht wurde das Prinzip der Simultanen-Pumpraten-Methode (SPR-Methode) mit variabel installierbaren Scheibenpacker-Einbauten kombiniert. Aus der Literatur ist bekannt, dass durch simultane Förderung, die eine näherungsweise schichtparallele Anströmung induziert, Trennstromlinien innerhalb der Messstelle und deren verfiltertem Ringraum entstehen. Diese reduzieren das Auftreten von Vertikal- und Umströmungen in der Messstelle (Verrohrung) bzw. im Ringraum (Kiesfilter) bis auf ein tolerierbares Minimum. Die zusätzliche Installation von Scheibenpackern innerhalb der Messstellenverrohrung unterstützt diesen Effekt. Im Unterschied zu vergleichbaren innovativen Systemen mit miniaturisierten Einbauten wird zwar eine geringere vertikale Auflösung erreicht (weniger Entnahmepunkte), dafür ermöglicht die Ausstattung mit leistungsfähigen, regelbaren Tauchpumpen die gezielte und repräsentative Erfassung ausgewählter Aquiferbereiche bei möglichst hoher Trennschärfe innerhalb vollverfilterter Grundwassermessstellen.



Einsatzbereich/Aufwand

Erfasste(r) Parameter:

Tiefenbereichsbezogene Mischwasserprobe zur Analyse aller Wasserinhaltsstoffe

Messmedium / Einsatzort:

Grundwasser / Grundwassermessstellen DN 125 und DN 150

Untersuchungsaufwand:

Erhöhter Planungsaufwand; 2 Mann qualifiziertes Fachpersonal zur Ausführung; Zeitaufwand für die Gewinnung einer Grundwasserprobe ist identisch zur integralen Grundwasserprobenahme (z.B.: 1 Messstelle dreifach-horizontiert = 3 Messstellen integral)

Ergänzende Untersuchungen:

Kamerabefahrungen, Flowmeter-Messungen, Bohrloch-Logs

Anforderungen an Proben

Probenvolumen, Art:

Keine wesentlichen Unterschiede zur integralen Grundwasserprobenahme außer einer möglichen Begrenzung der Förderraten durch unterschiedliche Ergiebigkeiten der Entnahmehorizonte

Probenlagerung:

Gemäß Anforderungen der Qualitätssicherung an die Gewinnung repräsentativer Grundwasserproben (DIN-Vorgaben, DVGW-/DVWK-Merk- und Arbeitsblätter etc.)

Anwendungsbereich und -grenzen der Methoden

Anwendungsbereich:

Grundwassermessstellen mit und ohne Ringraumabdichtung(en) im Rahmen der Fahnenerkundung und Sanierungskontrolle (Monitoring, NA-Monitoring).

Anwendungsgrenzen:

Beschränkt auf Innenausbau-∅ DN 125 und DN 150 sowie auf maximal 4 Entnahme- bzw. Aquiferbereiche bis ca. 20 m unter GOK (Geländeoberfläche).

Entwicklungsstand/Anwendungsbeispiele

Praxistauglichkeit:

Validierung an zwei verschiedenen Standorten (Geologie/Hydrogeologie) mit unterschiedlichen Zielsetzungen (Erkundung einer Sohlkontamination, Milieu- und Schadstoffverteilung im Aquifer); System ist technisch ausgereift und routinemäßig einsetzbar

Anbieter:

DVGW-Forschungsstelle /Technologieberatung Gas, Engler-Bunte-Ring 1, 76131 Karlsruhe

Anwendung in KORA:

Projektnummer 3.6d: Frankenthal (FKZ: 02WN0449).

Literatur:

BARCZEWSKI, B. & MARSHALL, P.(1990): Untersuchungen zur Probenahme aus Grundwassermessstellen. Wasserwirtschaft (80), Nr. 10, S. 506-513

KARCH, U., LEVE, J., GRAF, F. & REIMERT, R. (2007): Horizontierte Grundwasserprobenahme mit dem System “VARINSPES” - Eine kostengünstige und praktikable Alternative zu klassischen Entnahmetechniken. GWF (148), Nr. 5, S. 364-374.

Alternative Methoden

Bau von Sondermessstellen (Mehrfachmessstellen, Messstellengruppen); Einsatz innovativer Probenahmetechniken (Schlauchpackersysteme mit Minidruckpumpen, Festeinbauten etc.)

Ansprechpartner

Dipl.-Geol. Udo Karch (DVGW-TBG Karlsruhe), Tel.: 0721/9640223, E-mail: udo.karch@dvgw-tbg.uni-karlsruhe.de

Besonderheiten/Hinweise

Variable Einsatzmöglichkeiten in durchgängig verfilterten Standardmessstellen (Innenausbau-∅ DN 125/150) bei relativ hohen Förderraten je Entnahmebereich (Pumpentechnik: GRUNDFOS MP 1) und relativ geringem Arbeits- und Wartungsaufwand (Einbau, Betrieb).

M1 Methoden zur Erkundung

M1.2 Charakterisierung der Fahne

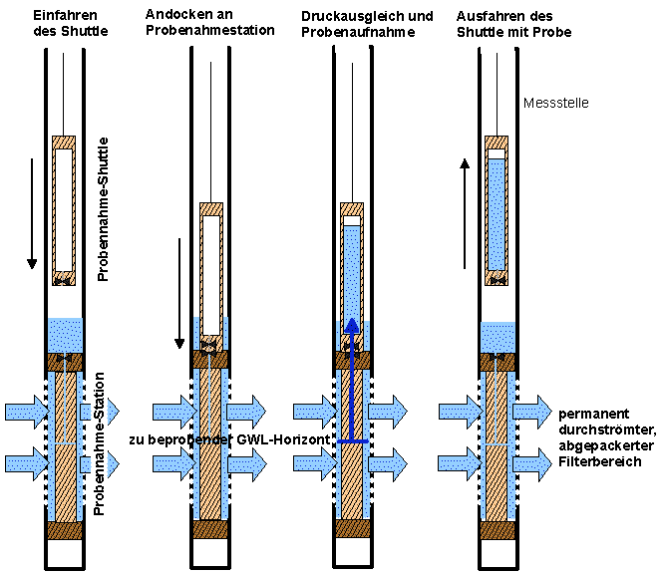
M1.2.7 Vorrichtung und Verfahren zur Gewinnung unverfälschter Grundwasserproben

Zielsetzung

Gewinnung repräsentativer, unverfälschter teufenbezogener Grundwasserproben aus Grundwassermessstellen über lange Zeiträume, um diese restriktionsfrei für ein Monitoring von NA-Prozessen nutzen zu können.

Kurzbeschreibung der Methode

Auch in regelgerecht gebauten Grundwassermessstellen treten vertikale Konvektionen in der Wassersäule auf, die zum Stoffaustausch zwischen Atmosphäre und des zu beprobenden Grundwasserleiters führen und dessen Beschaffenheit im Messstellenumfeld verfälschen. Eine aus einem stationären Teil (Probennahme-Station) und einem Transportmodul (Proben-Shuttle) bestehende Vorrichtung unterdrückt diese Prozesse und ermöglicht eine langzeitliche Gewinnung teufenbezogener, unverfälschter Grundwasserproben. Die Probenahme-Station grenzt mittels Doppelpacker den Filterbereich von der restlichen Wassersäule ab, so dass immer frisches Grundwasser aus der die Messstelle schneidenden Strombahn verfügbar ist. Für die Probengewinnung dockt das Proben-Shuttle an die Station in der Messstelle an. Die Probe wird druckhaltend in den Transportcontainer transferiert und mit dem Proben-Shuttle nach Übertage zur Weiternutzung gebracht.



Einsatzbereich/Aufwand

Erfasste(r) Parameter:

Wasserprobe zur Analyse aller Wasserinhaltsstoffe

Messmedium / Einsatzort:

Grundwasser/ Grundwassermessstelle

Untersuchungsaufwand:

ca. 0,5 bis 1 h je Probe

Ergänzende Untersuchungen:

Prüfung des technischen Zustandes der Messstelle mittels Bohrlochgeophysik

Anforderungen an Proben

Probenvolumen, Art:

GW-Oberfläche muss über Filteroberkante sein

Probenlagerung:

Erfolgt im Container druckhaltend zum Erhalt gelöster Inhaltsstoffe

Anwendungsbereich und -grenzen der Methoden

Anwendungsbereich:

Grundwassermessstellen im Rahmen des Monitorings von NA-Prozessen

Anwendungsgrenzen:

Bei defekter Ringraumabdichtung, bei langen Filtern und Filterkiesschüttungen, die grobkörniger als das GWL-Material sind, ist das Verfahren nicht andwendbar.

Entwicklungsstand/Anwendungsbeispiele

Praxistauglichkeit:

Experimentalaufbau wird in Versuchsanlage getestet

Anbieter:

Hersteller von Umweltmesstechnik

Anwendung in KORA:

assoziiertes KORA-Vorhaben „Untersuchung der verfälschenden Wirkung vertikaler Konvektion in Grundwasserpegeln auf Insitu-Messungen oder entnommene Grundwasserproben“ (FKZ: 0330525)

Literatur:

BERTHOLD, S. & BÖRNER, F., 2006: Untersuchung der verfälschenden Wirkung vertikaler Konvektion in Grundwasserpegeln auf in-situ-Messungen oder entnommene Grundwasserproben. Gemeins. Mitteilungen des DGFZ e.V. und seiner Partner, ISSN 1611-5627, Heft 3/06.

Alternative Methoden

Sondermessstellen: Multilevel-Probennahmesystem (MLPS), Sicker-. und Grundwassermonitoring-System (SGM)

Ansprechpartner

Herr Dr. F. Börner (GFI GmbH Dresden), Tel. 0351/4050677, E-mail: FBoerner@gfi-dresden.de

Besonderheiten/Hinweise

Vergleichsweise geringer Wartungsaufwand, großes Probenvolumen, zur Nachrüstung geeignet.

M1 Methoden zur Erkundung

M1.2 Charakterisierung der Fahne	M1.2.8 Zeitreihenanalyse zur Bilanzierung der Redoxpufferkapazität

Zielsetzung

Die Kapazität zur Pufferung des Redoxpotenzials bzw. zur Umsetzung von Abbaureaktionen auf einer bestimmten Potenzialstufe (E_h-Wert) soll abgeschätzt werden.

Kurzbeschreibung der Methode

Im Grundwasser-Schadensbereich vorliegende redoxsensitive Spezies werden nach Oxidations- und Reduktionsmitteln bilanziert. Die gemessenen Konzentrationen der Redoxspezies werden nach den stöchiometrischen Verhältnissen potentieller Stoffumsätze gewichtet (Heron et al. 1994). Die sich dadurch ergebenden Pufferkapazitäten beziehen sich auf den gesamten Eh-Bereich zwischen den Standardpotenzialen aller bilanzierten potentiellen Speziesreaktionen. Eine vollständige Bilanzierung umfasst sowohl gelöste als auch feste Formen. Die bilanzierten Konzentrationen geben an, welche Redoxreaktionen in bestimmten Zeitabschnitten dominieren und erklären Änderungen des hydrochemischen Milieus und die Ausbreitung von Reduktionszonen. In Kombination mit dem stoffspezifischen Ausbreitungsstatus (BTSA) ist eine Abschätzung zukünftiger Redoxprozesse, die zum Abbau organischer Substanz beitragen können, möglich. Gelöster organischer Kohlenstoff kann vereinfacht als Verbindung mit der theoretischen Summenformel CH_2O dargestellt und je nach Redoxpotenzial, z.B im aeroben Milieu über die Reduktionskapazität (RDC) oder sedimentgebunden im stark anaeroben, methanogenen Milieu über die Oxidationskapazität, bilanziert werden. Sekundäre Redoxprozesse (Reoxidation von verbrauchten Elektronenakzeptoren) werden berücksichtigt. Eine Form der Ergebnisdarstellung dieser Bilanzierung sind Diagramme, bei denen die Reduktions- und die Oxidationsmittel kumulativ und nach der Größe der Elektronenbeiträge geordnet aufgetragen werden. Damit können OXC und RDC direkt saldiert werden und es werden maßgebliche Beiträge der jeweiligen Redoxspezies sowie deren zeitliche Entwicklung erkannt.

Einsatzbereich/Aufwand

Erfasste(r) Parameter:

redoxsensitive Ionen bzw. Verbindungen (O_2, H^+, Fe(II)/(III), Mn(II)/(IV), SO_4^{2-}/H_2S bzw. Sulfide, NO_3^-/NH_4^+, DOC bzw. TOC

Messmedium / Einsatzort:

Grundwasser, Schadensbereich und Vorfeld in Ausbreitungsrichtung

Untersuchungsaufwand:

gängige Praxis der luftfreien Grundwasserprobenahme

Ergänzende Untersuchungen:

Sedimentuntersuchungen, Extraktion der Festphasen, Untersuchung sorbierter Substanzen (z.B. NH_4^+)

Anforderungen an Proben

Probenvolumen, Art:

standardisierte Verfahren

Probenlagerung:

standardisierte Verfahren

Anwendungsbereich und -grenzen der Methoden

Anwendungsbereich:	Anwendungsgrenzen:
Abschätzung potentieller Redoxvorgänge im Grundwasserleiter, gelöste Spezies dominant (zentraler Deponieabstrom).	Bei unbekannter sedimentgebundener OXC und RDC Fehlabschätzung

Entwicklungsstand/Anwendungsbeispiele

Praxistauglichkeit:

mögliches Ausschlusskriterium für ausreichendes Abbaupotenzial

Anbieter:

open source

Anwendung in KORA:
Projektnummer 4.3b: Monte Scherbelino (FKZ: 0330504).

Literatur:

HERON, G., CHRISTENSEN, T.H., TJELL, J.C, 1994. Oxidation capacity of aquifer sediments. Environ. Sci. Technol., 28, 1698-1705

FACH, A., 2006. Effektiver Beitrag separater Transportgrößen an der Ausbreitung deponiebürtiger Stoffe im Grundwasser Standort Monte Scherbelino bei Frankfurt am Main. Dissert., Technische Universität Berlin.

Alternative Methoden

Hydrochemische (Transport-)Gleichgewichtsberechnung, z.B. mit PHREEQC2, EQ3/6, WATEQ4F

Ansprechpartner

Dr.-Ing. Andreas Fach, Dr. Traugott Scheytt, andreas.fach@tu-berlin.de, www.hydrogeologie.tu-berlin.de

Besonderheiten/Hinweise

Es existieren eine Vielzahl von Extraktionsverfahren zur speziesselektiven Sedimentanalytik. Neben Laborverfahren wurden auch bereits Feldverfahren erprobt (DETHLEFSEN. F., BLISS., F., WACHTER, T., DAHMKE, A., 2004. Reaktive Tracer zur Bestimmung der sedimentären Aquifer-Oxidationskapazität im Labor- und Feldversuch. Grundwasser, 9(1), 12-20).

M1 Methoden zur Erkundung

M1.2 Charakterisierung der Fahne	M1.2.9 Zeitreihenanalyse zum Ausbreitungsstatus und zu reaktiven Transportgrößen

Zielsetzung

(1) Bestimmung des Ausbreitungsstatus eines Stoffes (2) Ermittlung des Anteils von reaktiven Transportgrößen (Abbau, Sorption) an der Konzentrations-/Frachtminderung

Kurzbeschreibung der Methode

Das unterschiedliche Ausbreitungsverhalten deponiebürtiger Stoffe im Grundwasser macht es notwendig, bei der Interpretation von Konzentrationsganglinien den Durchbruchsstatus einer Substanz abzufragen. Die Überprüfung der Stationarität von Schadensgeometrie und Konzentrationsniveaus zur Prognose der NA-Kapazitäten kann mit dem Ansatz „breakthrough stage analysis“ BTSA (Fach & Scheytt 2006) durchgeführt werden. Zeitreihen chemischer Analysen fokussierter Substanzen von mindestens zwei Messstellen, die sich auf hinreichend bekannten Bahnlinien befinden, werden dabei untersucht. Der Ansatz bezieht Verhältnisse zwischen konservativen und reaktiv transportierten Stoffen an verschiedenen Entfernungen von der Quelle aufeinander und kann zur Abschätzung des Anteils von Neubildung oder Dispersion auf Konzentrationsminderung entlang einer Bahnlinie verwendet werden; letztere sollte mit einem instationären numerischen Strömungsmodell nachvollzogen werden. Da in den Ansatz nur reale Messdaten eingehen und keine abgeschätzten Transportparameter, die das Ergebnis vieldeutig werden lassen (Einschränkung Stromlinienkonzept), kann BTSA somit auch zur Kalibrierung und als Gütekriterium für die numerische Transportmodellierung genutzt werden.

Einsatzbereich/Aufwand

Erfasste(r) Parameter:

Konzentrationszeitreihen, jeweils konservativ (z.B. Cl^-) und nichtkonservativ (z.B. DOC), instationäre Stromlinien

Messmedium / Einsatzort:

Grundwasser, Monitoring der GW-Qualität

Untersuchungsaufwand:

Auswertung am PC mit herkömmlicher Datenbanksoftware

Ergänzende Untersuchungen:

Kalibration des Grundwasserströmungs- und Transportmodells, BTSA mit modellierten Daten

Anforderungen an Proben

Probenvolumen, Art:

-

Probenlagerung:

-

Anwendungsbereich und -grenzen der Methoden

Anwendungsbereich:

Abschätzung des Anteils von Neubildung und Dispersion, Bewertung der NA-Kapazitäten nach Langzeitmonitoring, Abschätzung des Ausbreitungsstatus eines Schadens, Prognose.

Anwendungsgrenzen:

Keine Anwendung ohne numerisches Strömungsmodell und unsicher ohne Konzentrationsmessungen innerhalb verschiedener klimatischer Randbedinungen bzw. Jahrgänge.

Entwicklungsstand/Anwendungsbeispiele

Praxistauglichkeit:

Anwendung bei Langzeitmonitoring für Kalibration der Modellierung des Stofftransports

Anbieter:

Anwendung in KORA:

Projektnummer 4.3b: Monte Scherbelino (FKZ: 0330504)

Literatur:

FACH, A., SCHEYTT, T., 2006: Analyse des Ausbreitungs-Stadiums einer deponiebürtigen Grundwasserkontamination. In: H.-J. Voigt, R. Kaufmann-Knoke, Ch. Jahnke & R. Herd (Hrsg.), 2006. Indikatoren im Grundwasser: Kurzfassungen der Vorträge und Poster zur Tagung der Fachsektion Hydrogeologie in der DGG 2006, Cottbus, Schriftenreihe DGG, Heft 43;

FACH, A.. 2006. Effektiver Beitrag separater Transportgrößen an der Ausbreitung deponiebürtiger Stoffe im Grundwasser am Standort Monte Scherbelino bei Frankfurt am Main. Dissertation, Technische Universität Berlin.

Alternative Methoden

Der Ansatz BTSA kann als Erweiterung einer Transportmodellierung genutzt werden.

Ansprechpartner

Dr.-Ing. Andreas Fach, Dr. Traugott Scheytt, andreas.fach@tu-berlin.de, www.hydrogeologie.tu-berlin.de

Besonderheiten/Hinweise

Für diese Auswertung sind sichere Kenntnisse über die betrachteten Stromlinien notwendig; zwischen den betrachteten Messstellen sind potentielle Quellen und Senken bekannt.

M1 Methoden zur Erkundung	
M1.2 Charakterisierung der Fahne	**M1.2.10 Vertikale Redoxzonenkartierung mit Detektorbändern**

Zielsetzung

Erfassung der Reduktionszonen in Oberflächen- und Grundwasser

Kurzbeschreibung der Methode

Beschreibung des Grundwassermilieus mit Redoxmilieudetektoren (RMD´s) in hoher Auflösung, Beschreibung durch Stabilitätsfelder:
Die redoxchemische Beschreibung des Grundwassermilieus ist wegen Mischpotenzialen im GWL und wechselnder Intensität der Einflussparameter nicht trivial. Bisherige Verfahren sind in situ wenig brauchbar. Mit RMD´s ist die inkrementelle Erfassung des GW-Redoxmilieus möglich durch temporäre Messung mit RMD, d.h. mit definierten Stabilitätsfeldern von Mineralphasen. Eine Monitoringmöglichkeit mit reproduzierbaren Befunden ist somit gegeben. Folgende Stabilitätsfelder finden Verwendung:

Mn(IV) stabil	>	Mn(IV) nicht stabil
Fe(III) stabil	>	Fe(III) nicht stabil
Mn(II) stabil	>	Mn(II) nicht stabil
Fe(II) stabil	>	Fe(II) nicht stabil
SI(V) stabil	>	S(IV) nicht stabil
S(II-) stabil	>	S(II-) nicht stabil

Beschreibung durch Phasengrenzflächen (PGF):
Die Ausbildung der PGF auf dem RMD zeigt die Ausrichtung und Breite der detektierten Grenzflächen. Auf diese Weise können Konzentrationssprünge im Grundwasserleiter erkannt werden. Die beobachteten Effekte können ihre Ursache in der natürlich vorgegebenen Form der Grundwasserleiters, anthropogenen Einflüssen oder der Kombination der vorgenannten Einflüsse haben.

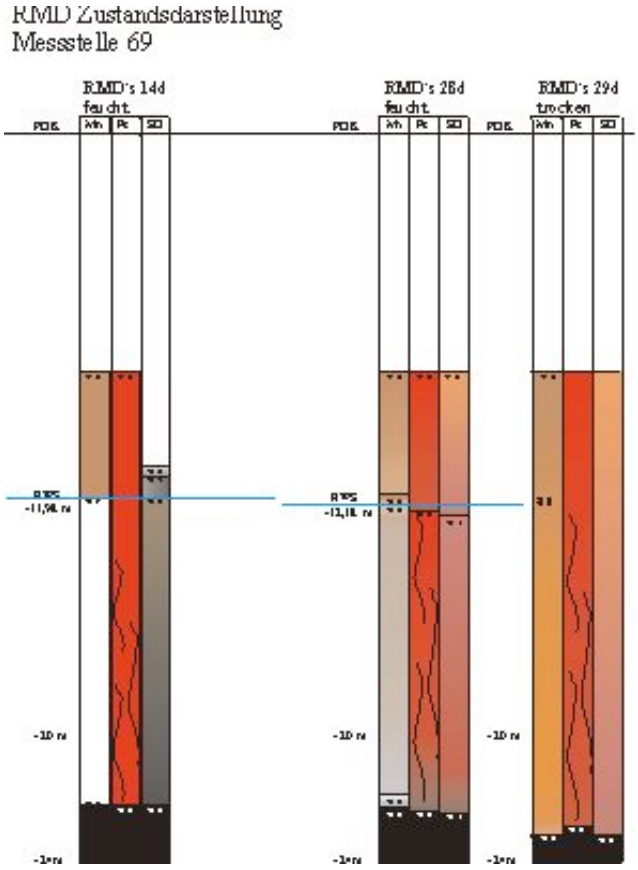


Abb. 1: Verteilung der Stabilitätsfelder Mn, Fe und Sulfatphasen nach 14 und 28 Messtagen

Einsatzbereich/Aufwand

Erfasste(r) Parameter:

Stabilitätsfelder eingesetzter Min.-Phasen (von xxx – yyy mV),
Reduktionsstärkeindex, GW-Fließrichtung in Messstellen

Messmedium / Einsatzort:

Oberflächengew. /Grundwasser/Versuchssäulen

Untersuchungsaufwand:

Ein- u. Ausbau; 4 - 6 Wo. Messzeit mit Zwischenüberprüfungen; Auswertung u. Dokumentation.
Bisher untersuchte Red. Systeme waren oft über das Jahr stark veränderlich!

Ergänzende Untersuchungen:

Kontrolle der detektierten Zonen mit gaiasafe Passivsammlern.

Anforderungen an Proben

Probenvolumen, Art:

Ges. Wassersäule soll von RMD´s erfasst werden

Probenlagerung:

-

Anwendungsbereich und -grenzen der Methoden

Anwendungsbereich:

Kartierung u. Monitoring von Red. Zonen; NA/ENA;
Fließrichtungsanalyse in Messstellen.

Anwendungsgrenzen:

Bei sauerstoffreichen GWL nur bedingt einsetzbar
(i. Bearb.).

Entwicklungsstand/Anwendungsbeispiele

Praxistauglichkeit:

ja, Einsatz für Fahnenkart./Monitoring seit ca. 6 a

Anbieter:

BfUS Marburg

Anwendung in KORA:

Projektnummer 2.3: Castrop-Rauxel (FKZ: 02WN0359)

Literatur:

Alternative Methoden

Bisher keine weitere funktionsfähige Methode bekannt

Ansprechpartner

Büro für Umweltgeologie & Sicherheitsforschung Marburg BfUS, Am Glaskopf 8; 35039 Marburg;
Hr. Pfeiffer; projectfritz@web.de

Besonderheiten/Hinweise

Bei Interpretation ist Beratung durch Ansprechpartner sinnvoll.

M1 Methoden zur Erkundung

M1.2 Charakterisierung der Fahne | M1.2.11 Analyse von Θt/ Θ-Verhältnissen

Zielsetzung

NA-Nachweis von Rückhalt und Abbau ohne Verdünnung

Kurzbeschreibung der Methode

Aus einem Vergleich zwischen gemessenen Konzentrationen eines Tracers, sowie einer Komponente, die möglicherweise Abbauprozessen unterliegt, wird ein Kriterium zur Wirksamkeit von NA-Prozessen abgeleitet. Im Vergleich zur Modellierung erfordert die Anwendung des Kriterium vergleichsweise geringes Datenmaterial. Minimal erforderlich sind Konzentrationen an mindestens zwei Messstellen im Abstrom der Deponie, für Tracer und NA-Komponente.

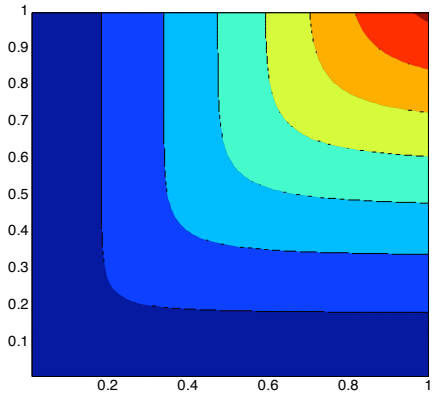


Bild: Zunahme des Verhältnisses der normierten Konzentrationen *Θt/ Θ* mit Abstand (distance) und Zeit (time); berechnet für den 1D Fall mittels analytischer Lösungen

Einsatzbereich/Aufwand

Erfasste(r) Parameter:

Verdünnung, Abbau+Rückhalt

Messmedium / Einsatzort:

Grundwasser

Untersuchungsaufwand:

gering

Ergänzende Untersuchungen:

Ergebnisinterpretation

Anforderungen an Proben

Probenvolumen, Art:

Mindestens 3 Anayltikdatensätze von Grundwasserproben mit den Stoffen HCO_3, Cl, B, Na, NH_4 und TOC

Probenlagerung:

Anwendungsbereich und -grenzen der Methoden

Anwendungsbereich:

NA im Abstrom von Abfallablagerungen

Anwendungsgrenzen:

Rückhalt und Abbau zu gering im Vergleich zur Verdünnung.

Entwicklungsstand/Anwendungsbeispiele

Praxistauglichkeit:

In KORA-Teilprojekt 4.1 verifziert

Anbieter:

Geosys und Struppe & Kühn

Anwendung in KORA:

Projektnummer 4.1: HMD Kladow/Gatow (FKZ: 0330501)

Literatur:

HOLZBECHER/ KERNDORFF/ KÜHN: A simple methode to check for natural attenuation downstream of abandoned waste disposal sites: (in Vorbereitung für Environmental Science and Technology).

Alternative Methoden

Der Ansatz BTSA kann als Erweiterung einer Transportmodellierung genutzt werden.

Ansprechpartner

Dr. Kühn Struppe & Dr. Kühn Umweltberatung GbR, Hochspannungsweg 22, D-12359 Berlin,
dr.kuehn@freenet.de, 030/60259826

Besonderheiten/Hinweise

Kann nur von Fachpersonal durchgeführt werden, eine Auswerte-Software ist von TV 4.1 in Entwicklung

M1 Methoden zur Erkundung

M1.2 Charakterisierung der Fahne	M1.2.12 Nutzung von FCKW F12 als Tracer für die maximale Schadensausbreitung

Zielsetzung

Feststellung der maximalen Grundwasserschadensausbreitung von Abfallablagerungsemissionen, Emissionsnachweis an Abfallablagerungen

Kurzbeschreibung der Methode

Nutzung von FCKW F12 als Tracer für die maximale Schadensausbreitung

- Grundwasserprobenahme nach DIN
- Probenabfüllung in Spezialgefäß
- GC-MS Spezialanalytik (purge and trap)
- Regionalisierung der Ergebnisse
- Auswertung der maximalen Stoffausbreitung durch Vergleich mit Hintergrundwerten
- Nachweis der Emissionen von Altablagerungen im Grundwasser

Einsatzbereich/Aufwand

Erfasste(r) Parameter:

FCKW F12

Messmedium / Einsatzort:

Grundwasser, vor Ort. Ultraspurenlabor

Untersuchungsaufwand:

Normale Grundwasserprobenahme, spezielle Probenahmegefäße

Ergänzende Untersuchungen:

Altersbestimmung des Grundwassers

Anforderungen an Proben

Probenvolumen, Art:

1 L Grundwasser

Probenlagerung:

In Spezialgefäßen ohne Schaumstoffe oder Plastik

Anwendungsbereich und -grenzen der Methoden

Anwendungsbereich:	Anwendungsgrenzen:
Tracer und Emissionsnachweis für Abfallablagerungs-emissionen	Nur bei kommunalen Abfallablagerungen

Entwicklungsstand/Anwendungsbeispiele

Praxistauglichkeit:

Ja

Anbieter:

Dr.Oster Spurenstofflabor, Wachenheim

Anwendung in KORA:

Projektnummer 4.1: HMD Kladow/Gatow (FKZ: 0330501)

Literatur:

OSTER, H., SONNTAG, CHR. UND MUNNICH, K.O. (1996 a): Methodische Aspekte zur Datierung von Grundwasser mittels FCKW F11, F12 und F113. Vom Wasser, 86, 205-216.

Alternative Methoden Tracerversuche
Ansprechpartner Dr. Kühn Struppe & Dr. Kühn Umweltberatung GbR, Hochspannungsweg 22, D-12359 Berlin, dr.kuehn@freenet.de, 030/60259826
Besonderheiten/Hinweise Erprobtes Verfahren, noch keine Normung

M1 Methoden zur Erkundung

M1.2 Charakterisierung der Fahne	M1.2.13 Online Kontrolle der in-situ Parameter

Zielsetzung

Aufzeichnung der in-situ Parameter während der Grundwasserprobenahme,
Optimierung der Grundwasserprobenahme

Kurzbeschreibung der Methode

Durchströmung einer Messzelle mit einem Grundwasserteilstrom, die mit entsprechenden Sensoren (pH-Wert, Sauerstoffgehalt, Redoxspannung, Leitfähigkeit, Temperatur) ausgestattet ist.

- Aufzeichnung der in situ-Messwerte online mit Notebook.
- Vor Ort Zeitreihenauswertung zur Bestimmung des optimalen Probenahmezeitpunktes (dauerhafte Konstanz der Messwerte).
- Kompaktbauweise von Messzelle, Messinstrumenten und Grundwasserteilstromsteuerung eingebaut in einem Messkoffer

Einsatzbereich/Aufwand

Erfasste(r) Parameter:

pH-Wert, Sauerstoffgehalt, Redoxspannung, Leitfähigkeit, Temperatur

Messmedium / Einsatzort:

Grundwasser, vor Ort

Untersuchungsaufwand:

gering

Ergänzende Untersuchungen:

Datenauswertung der Parameter

Anforderungen an Proben

Probenvolumen, Art:

Ausreichende GW-Fördermenge

Probenlagerung:

Anwendungsbereich und -grenzen der Methoden

Anwendungsbereich:	Anwendungsgrenzen:
Grundwasserprobenahme	Förderrate zu gering um Durchfluss durch Messzelle zu gewährleisten

Entwicklungsstand/Anwendungsbeispiele

Praxistauglichkeit:

Seit 10 Jahren in Regelanwendung

Anbieter:

Struppe & Kühn, andere Probenahmefirmen

Anwendung in KORA:

Projektnummer 4.1: HMD Kladow/Gatow (FKZ: 0330501).

Literatur:

Alternative Methoden

Normale DIN Grundwasserprobenahme, doppelter Austausch des Rohrvolumens.

Ansprechpartner Dr. Kühn, Struppe & Dr. Kühn Umweltberatung GbR, Hochspannungsweg 22, D-12359 Berlin, dr.kuehn@freenet.de, 030/60259826
Besonderheiten/Hinweise Erprobtes Verfahren, noch keine Normung.

M2 Methoden zur Beurteilung des biologischen Abbaus

M2.1 Beurteilung des biologischen Abbaus in Stufe I

Inhalt

Seite

M2.1.1 MPN-Verfahren zur Keimzahlbestimmung 218

M2.1.2 BIOLOG-Verfahren zur mikrobiologischen Bestandsaufnahme 220

M2.1.3 XAD7-Anreicherung von Mikroorganismen 222

M2.1.4 DAPI-Färbung zur Quantifizierung der Bakterien pro Volumen Grundwasser 224

M2.1.5 DMSO-Reduktion zur Bestimmung der mikrobiellen Aktivität 226

M2.1.6 Direkte PCR-Nachweise von Genen (Qualitativ) 228

M2.1.7 PCR-DGGE zur Erfassung der bakteriellen Besiedlung 230

M2.1.8 ^{13}C-CO_2 und ^{13}C-CH_4 Gas-Isotopenverhältnisse – Indikatoren zur Quellen- und Prozessidentifizierung 232

M2.1.9 Metaboliten-Nachweis von aromatischen Kohlenwasserstoffen (Qualitativ) 234

M2 Methoden zur Beurteilung des biologischen Abbaus

M2.1 Beurteilung des biologischen Abbaus in Stufe I

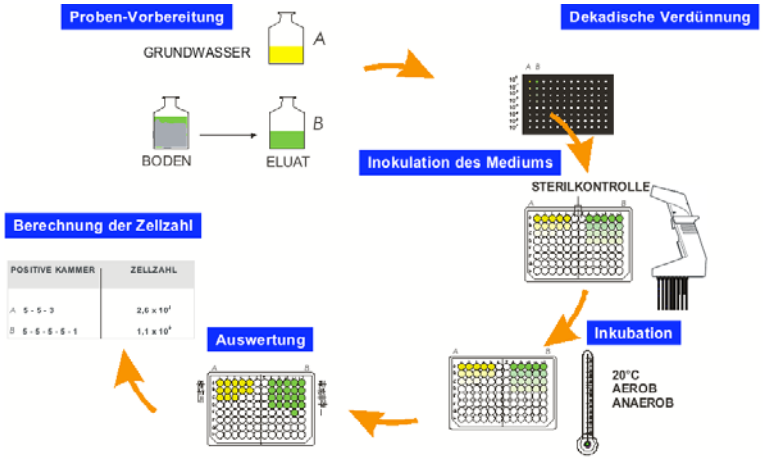
M2.1.1 MPN-Verfahren zur Keimzahlbestimmung

Zielsetzung

Mikrobiologische Bestandsaufnahme durch Keimzahlbestimmung mittels des Most-Probable-Number Verfahrens.

Kurzbeschreibung der Methode

Die Bestimmung der Keimzahl erfolgt durch die Ermittlung der Verdünnungsstufe, in der noch entwicklungsfähige Keime vorhanden sind. Die speziellen Nährmedien sind selektiv von den vergleichend zu quantifizierenden Mikroorganismen verwertbar. Nach Inkubation der Probensätze wird anhand mikrobieller Wachstumsmerkmale die Anzahl der positiven Röhrchen pro Verdünnungsstufe festgestellt. Mit Hilfe eines EDV-Programms oder mit Tabellen lässt sich aus dieser Anzahl die wahrscheinlichste Keimzahl, auf Grundlage einer Poisson-Verteilung, in der Probe ermitteln.



Einsatzbereich/Aufwand

Messmedium / Einsatzort:

Labormessung mit Standortwasser oder Eluaten vom Sediment.

Untersuchungsaufwand:

1 - 2 Monate pro Versuch;
40 - 180 € pro Messung.

Ergänzende Untersuchungen:

Abbau in Mikrokosmen, um die Relevanz verschiedener Elektronenakzeptoren und Auxiliarsubstrate für den Abbau spezifischer Schadstoffe zu beurteilen.

Anforderungen an Proben

Art, Probenvolumen:

Flüssigproben (100 ml), Sedimentproben (100 g)

Probenlagerung:

Die Proben sollen möglichst feldfrisch analysiert werden. Die Aufbewahrung muss unter Erhalt der Redoxbedingungen erfolgen. Dabei sollten die Proben gekühlt werden.

Anwendungsbereich und -grenzen der Methoden

Anwendungsbereich:

Breite Anwendbarkeit. Die Keimzahlbestimmung dient der vergleichenden mikrobiologischen Charakterisierung eines Standortes bezüglich der Verwerter unterschiedlicher Elektronenakzeptoren (Wachstum mit O_2, Nitrat, Fe(III), Sulfat bzw. Methanogene) und der Ermittlung des aeroben Schadstoff-Abbaupotenzials.

Anwendungsgrenzen:

Es existieren kaum Erfahrungen zum Nachweis von Schadstoffverwertern unter strikt anaeroben Bedingungen.

Entwicklungsstand/Anwendungsbeispiele

Praxistauglichkeit:

Praxisreif

Anbieter:

Analytiklabore mit Mikrobiologie-Abteilung

Anwendung in KORA:

Projektnummer 2.4b: Testfeld Süd (FKZ: 02WN0362) und
Projektnummer 3.3b: Karlsruhe-Ost (FKZ: 02WN0374).

Literatur:

STIEBER M., HAESELER F., WERNER P., FRIMMEL F.H. (1994): A rapid screening method for micro-organisms degrading polycyclic aromatic hydrocarbons in microplates. Appl. Microbiology Biotochnology, 40: 735-755.

TIEHM A., SCHMIDT K., STOLL C., MÜLLER A., LOHNER S. (2005) Natürlicher mikrobieller Abbau (Natural Attenuation) von CKW: Fallbeispiele, Abbaumechanismen und Nachweismethoden. In: Ressourcen- und Grundwasserschutz, Veröffentlichungen aus dem Technologiezentrum Wasser (ISSN 1434-5765), Band 28: 53-73.

Alternative Methoden

Es befinden sich molekularbiologische Methoden in der Entwicklung, die in Zukunft alternativ eingesetzt werden bzw. die MPN-Verfahren ergänzen können.

Ansprechpartner

Dr. Andreas Tiehm, DVGW-Technologiezentrum Wasser (TZW), Abteilung Umweltbiotechnologie und Altlasten, Karlsruher Str. 84, 76139 Karlsruhe, Fon: 0721/9678220, Fax: 0721/9678101, tiehm@tzw.de, www.tzw.de

Besonderheiten/Hinweise

Der Vorteil der MPN-Verfahren liegt in ihrer breiten Anwendbarkeit. Es können z.B. direkt die Keimzahlen für einen bestimmten Schadstoff ermittelt werden, auch wenn die Abbauwege und Organismen im einzelnen noch nicht bekannt sind und daher keine molekularbiologischen Sonden zur Verfügung stehen.
Zur Ermittlung der anaeroben Keimzahlen sind bei Probenahme und Bestimmung zwingend der Ausschluss von Luft und der Erhalt der Redoxbedingungen zu gewährleisten.

M2 Methoden zur Beurteilung des biologischen Abbaus

M2.1 Beurteilung des biologischen Abbaus in Stufe I

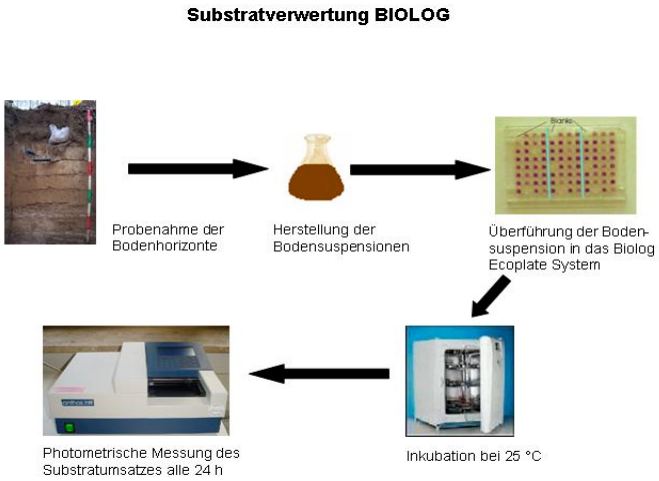
M2.1.2 BIOLOG-Verfahren zur mikrobiologischen Bestandsaufnahme

Zielsetzung

Nachweis des mikrobiellen In Situ-Abbaus von aromatischen Kohlenwasserstoffen über die Bestimmung der Metabolitenkonzentration.

Kurzbeschreibung der Methode

Die Subatratverwertung der standorteigenen Mikroorganismen wird an den verschiedenen Bodenhorizonten eines Tiefenprofils (bis 120 cm) untersucht. Mit Hilfe des Biologsystems lassen sich Bakteriengemeinschaften anhand ihrer Substratverwertungsfähigkeit charakterisieren. Dabei wird die Bodenmikroflora in verdünnter, suspendierter Form in Mikrotiterplatten inkubiert, in der 31 verschiedene Kohlenstoffquellen enthalten sind. Bei Verstoffwechslung der jeweiligen Substrate erfolgt ein Farbumschlag, der photometrisch erfasst wird. Eine Bewertung kann über die metabolische Aktivität oder die Anzahl der verstoffwechselten Substrate erfolgen.



Einsatzbereich/Aufwand

Messmedium / Einsatzort:

Labormessung mit Bakteriensuspension aus Standortmaterial

Untersuchungsaufwand:

Qualifiziertes Personal; Arbeitsaufwand: 72 bis 148 Stunden pro Messung oder Test;
Kosten: 160 - 250 € pro Messung

Ergänzende Untersuchungen:

Keimzahlbestimmung

Anforderungen an Proben

Art, Probenvolumen:

Ca. 50 g Bodenmaterial je Bodenhorizont

Probenlagerung:

Bodenmaterial möglichst frisch einsetzen, eingefrorenes Bodenmaterial bis zu 3 Monate

Anwendungsbereich und -grenzen der Methoden

Anwendungsbereich:

Breite Anwendbarkeit zur Charakterisierung der standorteigenen Bakteriengemeinschaft.

Anwendungsgrenzen:

Differenzierung zwischen Einfluss auf die Substratverwertung durch Schadstoffe oder Bodeneigenschaften schwierig.

Entwicklungsstand/Anwendungsbeispiele

Praxistauglichkeit:

Praxisreif

Anbieter:

Analytiklabore mit Mikrobiologie-Abteilung

Anwendung in KORA:

Projektnummer 6.1: Sedimente (FKZ: 0330519).

Literatur:

GARLAND, J.L (1996): Analytical approaches to the characterisation of samples of microbial communities using patterns of potential C source utilisation Soil Biol.Biochem.28(2): 213-228.

Alternative Methoden

Fluoreszenz-in-situ-Hybridisierung, Phospholipidsäurebestimmung

Ansprechpartner

H. Neumann-Hensel, Tel.: 040/899-66425, e-mail: hensel@fintelmann-meyer.de

Besonderheiten/Hinweise

Charakterisierung der Bakteriengemeinschaft erfolgt im Unterschied zu den alternativen Methoden anhand der Substratverwertung.

M2 Methoden zur Beurteilung des biologischen Abbaus

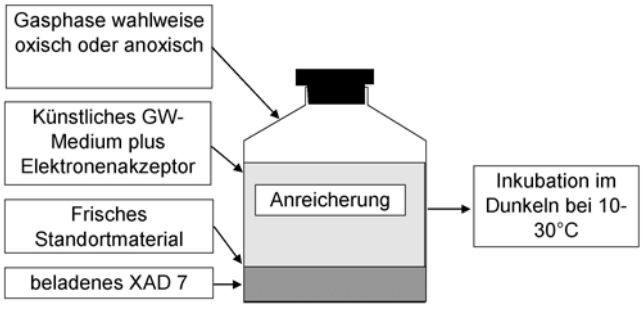
M2.1 Beurteilung des biologischen Abbaus in Stufe I	M2.1.3 XAD7-Anreicherung von Mikroorganismen

Zielsetzung

Anreicherung und Kultivierung von Schadstoffabbauenden Mikroorganismen mit Hilfe von XAD7 als Trägermaterial

Kurzbeschreibung der Methode

Um Mikroorganismen aus kontaminierten Umweltproben anzureichern, zu isolieren und später zu kultivieren, wird ein geeignetes Feststoffträgermaterial für den Schadstoff (Trägerharz Amberlite-XAD7) mit einzelnen BTEX- oder PAK-Verbindungen beladen und dem Anreicherungsansatz zugegeben. Dies gewährleistet niedrige und konstante Schadstoffkonzentrationen in der wässrigen Phase und einen lange anhaltenden Substratpool; ideale Voraussetzung für die Anreicherung empfindlicher Mikroorganismen aus der Umwelt.



Einsatzbereich/Aufwand

Erfasste(r) Parameter:

PAK; BTXE

Messmedium / Einsatzort:

Standortmaterial wird als Inokulum verwendet und zusammen mit dem beladenen XAD und künstlichem Grundwassermedium angesetzt.

Untersuchungsaufwand:

30 min pro Ansatz ;
20 - 30 € / Ansatz (> 20 Ansätze);
Personal mit Laborerfahrung

Ergänzende Untersuchungen:

Keine

Anforderungen an Proben

Art, Probenvolumen:

Möglichst frisches Standortmaterial (Sediment, Boden)

Probenlagerung:

Inkubation der Anreicherungen bei 10 - 30°C in Dunkeln.

Anwendungsbereich und -grenzen der Methoden

Anwendungsbereich:

Eignet sich zur Anreicherung und Kultivierung von BTEX- und PAK-abbauenden Mikroorganismen

Anwendungsgrenzen:

Schadstoffe die nicht auf dem Trägermaterial XAD-7 sorbieren

Entwicklungsstand/Anwendungsbeispiele

Praxistauglichkeit:

Praxisreif

Anbieter:

Analytiklabore mit Mikrobiologie-Abteilung

Anwendung in KORA:

Projektnummer 2.2b: Monitoring und Bewertung (FKZ: 02WN0358, seit 2004: 02W0462).

Literatur:

MORASCH ET AL. (2001): The use of a solid adsorber resin for enrichment of bacteria with toxic substrates and to identify metabolites: degradation of naphthalene, o-, and m-xylene by sulfate-reducing bacteria. J. Microbiol. Meth. 44: 183-191.

Alternative Methoden

Anreicherung und Kultivierung mit einer flüssigen Trägerphase (z.B. Heptamethylnonan)

Ansprechpartner

C. Griebler & R. Meckenstock; GSF Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit,
Institut für Grundwasserökologie; Tel.: 089/318-725-64; e-mail: christian.griebler@gsf.de

Besonderheiten/Hinweise

Das feste Trägermaterial XAD 7 kann selbst nicht von den Mikroorganismen abgebaut werden, zudem stört die feste Trägerphase nicht bei etwaigen Extraktionsschritten mit organischen Lösungsmitteln (flüssige Trägerphase wird mitextrahiert und kann in der Analyse stören).

M2 Methoden zur Beurteilung des biologischen Abbaus

M2.1 Beurteilung des biologischen Abbaus in Stufe I	M2.1.4 DAPI-Färbung zur Quantifizierung der Bakterien pro Volumen Grundwasser

Zielsetzung

Quantifizierung der im Grundwasser vorhandenen Bakterien zur Erkennung aktiver Abbau-Zonen (=Zonen mit großer Bakterien-Population) und ggf. Erkennung toxischer Effekte

Kurzbeschreibung der Methode

Durch Anlagerung eines fluoreszierenden Farbstoffes ((4',6-**D**i**a**midino-2'-**p**heny**l**indol)) an die Zellwände von Bakterien können diese markiert und anschließend unter dem Fluoreszenzmikroskop ausgezählt und somit quantifiziert werden. Dies erlaubt einen Vergleich der bakteriellen Besiedlungsdichten an unterschiedlich emissionsbelasteten Standorten unabhängig von der Art der vorkommenden Bakterien.

Die Zellen in der GW-Probe direkt nach der Probenahme mit Formaldehyd fixieren, um eine Veränderung der Probe durch Absterben oder Wachstum von Zellen zu verhindern. Dazu pro ml Probe 100 µl einer 37 %igen Formaldehyd-Lösung zugeben. Die Probe bis zur weiteren Verwendung im Kühlschrank lagern. Für die Färbung die fixierte Probe mit 0,1 Volumen % konzentrierter 4',6-Diamidino-2-phenylindoldihydrochlorid (DAPI)-Lösung (z.B. 100 µl in 10 ml) versetzen, gut durchmischen und 10 Minuten im Dunkeln bei Raumtemperatur inkubieren. Grundwasserprobe steril über ein schwarzes Polycarbonatfilter filtrieren. Im Brutschrank bei 46°C im Dunkeln im Edelstahlkasten trocknen und ca. 5 Minuten mit Deckglas und 1 Tropfen Citifluor eindecken, zählen mit 100-Objektiv und Immersionsöl (10 Kästchen = Gesichtsfelder).

Alternativ:
Native GW-Probe steril filtrieren, Filter mit 3% Formaldehyd fixieren, für die Färbung 100 µl verdünnte DAPI-Lösung (1 µg/ml) auf den Filter geben und vorsichtig verteilen. Im Dunkeln bei Raumtemperatur für 10 min. inkubieren. Danach DAPI-Lösung absaugen. Die Filter werden dann direkt auf dem Objektträger gefärbt. Dabei pro Filter 20 µl - 50 µl verdünnte DAPI-Lösung verwenden. Anschließend wie oben Filter trocknen und mikroskopieren.

Einsatzbereich/Aufwand

Erfasste(r) Parameter:

Bakterienzellen

Messmedium / Einsatzort:

Grundwasser, Labor mit Fluoreszenzmikroskop

Untersuchungsaufwand:

Filtration der GW-Proben,
Anfärbung und Auszählung von mind. drei Parallelfeldern

Ergänzende Untersuchungen:

Geochemische Analytik

Anforderungen an Proben

Probenvolumen, Art:

Grundwasser, 100 ml

Probenlagerung:

entweder frisch oder mit Formaldehyd fixiert, dann ca. 2 Monate

Anwendungsbereich und -grenzen der Methoden

Anwendungsbereich:	Anwendungsgrenzen:
Grundwasser im Emissionsbereich von Altablagerungen	stark sedimenthaltige Proben (Hintergrundfluoreszenz)

Entwicklungsstand/Anwendungsbeispiele

Praxistauglichkeit:

Etablierte Routinemethode, auch bei schwieriger Matrix bei Zählung durch Fachpersonal einsetzbar

Anbieter:

u.a. TU Berlin, FG Umweltmikrobiologie

Anwendung in KORA:

Projektnummer 4.1: HMD Kladow/Gatow (FKZ: 0330501),
Projektnummer 1.1: METLEN Leuna (FKZ: 02WN0348).

Literatur:

KEPNER, R.L. & PRATT, J.R. (1994): Use of Fluorochromes for Direct Enumeration of Total Bacteria in Environmental Samples: Past and Present, Microbiological Reviews, Vol. 58, No. 4 (Dec. 1994), p. 603-615.

Alternative Methoden

Verwendung anderer Farbstoffe, die z.T. selektiv für bestimmte Mikroorganismengruppen sind.

Ansprechpartner

Struppe & Dr. Kühn Umweltberatung GbR, Hochspannungsweg 22, D-12359 Berlin, thomas.struppe@freenet.de

Besonderheiten/Hinweise

Einfache, kostengünstige und schnelle Nachweismethode von bakteriellem Abbau.

M2 Methoden zur Beurteilung des biologischen Abbaus

M2.1 Beurteilung des biologischen Abbaus in Stufe I

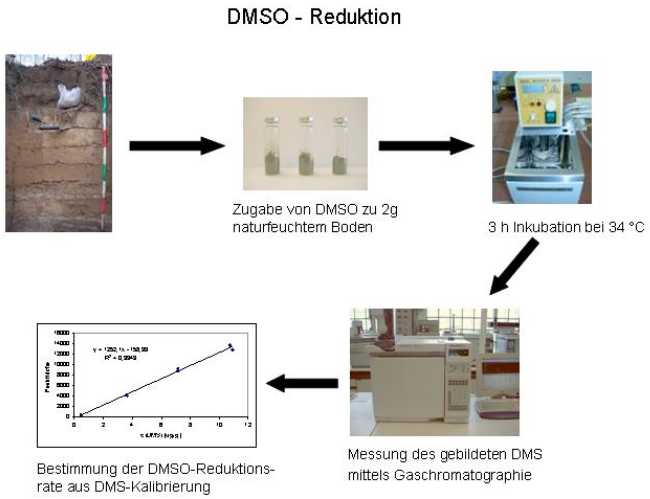
M2.1.5 DMSO-Reduktion zur Bestimmung der mikrobiellen Aktivität

Zielsetzung

Qualitativer Nachweis der mikrobiologischen Aktivität.

Kurzbeschreibung der Methode

Die mikrobielle Aktivität wird für die jeweiligen Horizonte eines Tiefenprofils (bis 120 cm) bestimmt. Untersuchungen zeigen, dass über 95 % der untersuchten Kulturen (Eukaryonten, Prokaryonten, Aerobier und Anaerobier) in der Lage sind, DMSO zu DMS zu reduzieren. Von daher gilt die DMSO-Reduktion als geeigneter Parameter zur Bestimmung der mikrobiellen Aktivität. Das Messprinzip beruht auf der Freisetzung von DMS aus vorgelegter DMSO-Lösung während einer 3-stündigen Bebrütung bei 30 °C durch Bodenmikroorganismen.



Einsatzbereich/Aufwand

Messmedium / Einsatzort:

Labormessung mit Standortmaterial

Untersuchungsaufwand:

Qualifiziertes Personal; Arbeitsaufwand: 3 bis 5 Stunden pro Messung oder Test; Kosten: 80 - 120 € pro Messung

Ergänzende Untersuchungen:

Nachweis von Schadstoffabbauern mittels Real-Time-PCR.

Anforderungen an Proben

Art, Probenvolumen:

Ca. 20 g Bodenmaterial je Bodenhorizont

Probenlagerung:

Bodenmaterial möglichst frisch einsetzen, eingefrorenes Bodenmaterial bis zu 3 Monate

Anwendungsbereich und -grenzen der Methoden

Anwendungsbereich:

Breite Anwendbarkeit zur Charakterisierung der mikrobiellen Aktivität

Anwendungsgrenzen:

Ermöglicht keinen direkten Nachweis des Schadstoffabbaus.

Entwicklungsstand/Anwendungsbeispiele

Praxistauglichkeit:

Stand der Technik

Anbieter:

Analytiklabore mit Mikrobiologie-Abteilung

Anwendung in KORA:

Projektnummer 6.1: Sedimente (FKZ: 0330519).

Literatur:

ALEF, K., KLEINER, D. (1989): Rapid and sensitive determination of microbial activity in soils and in soil aggregates by dimethylsulfoxid reduktion. Biol. Fertil. Soils 8: 349-355.

Alternative Methoden

Entfällt

Ansprechpartner

H. Neumann-Hensel, Tel.: 040/899-66425, e-mail: hensel@fintelmann-meyer.de

Besonderheiten/Hinweise

Die DMSO-Reduktion ist eine sehr gute Screeningmethode zur Abschätzung der mikrobiellen Aktivität und möglichen Schadstoffabbau, da sie sehr schnell durchführbar ist und von nahezu allen Bakterien durchgeführt wird.

M2 Methoden zur Beurteilung des biologischen Abbaus

M2.1 Beurteilung des biologischen Abbaus in Stufe I und Stufe IV	M2.1.6 Direkte PCR-Nachweise von Genen (Qualitativ)

Zielsetzung

(1) Nachweis von Mikroorganismen, die über ein Abbaupotenzial verfügen bzw. Nachweis von Abbau-kodierenden Genen; (2) Ermittlung von Populationsveränderungen, (3) Charakterisierung mikrobieller Gemeinschaften zur Ermittlung von Milieubedingungen (z.B. nitrat-, sulfat-reduzierend, methanogen)

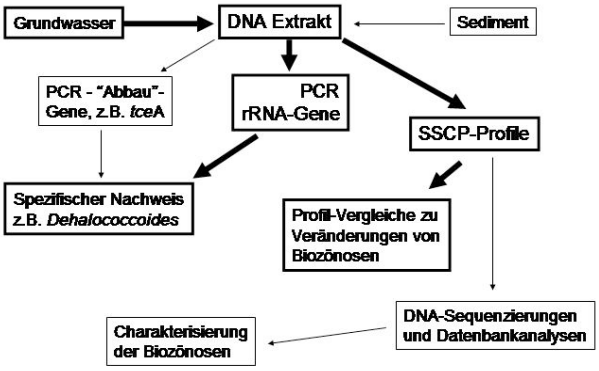
Kurzbeschreibung der Methode

- DNA-Extraktion aus Sedimentproben oder Grundwasser durch Lysieren der Mikroorganismenzellen mit Detergenzien, Hitze u. mechan. Kräften (z.B. UltraClean Soil DNA Kit)
- Amplifikation von 16S rDNA Fragmenten oder spezifischen Abbaugenen aus genomischer DNA mit verschiedenen Primersystemen (PCR)

  (a) qualtitativer PCR-Nachweis durch ja/nein-Antwort auf Agarosegelen

  (b) Quantitative PCR (real time PCR)

  (c) Gelelektrophoretische Auftrennung der PCR Produkte im SSCP-Gel (SSCP-Profile -Fingerprint)
- Sequenzierung einzelner DNA-Fragmente zur Identifizierung beteiligter Mikroorganismen (bioinformatische Analysen)



Übersichtsschema: Möglichkeiten molekularer Nachweise

Einsatzbereich/Aufwand

Erfasste(r) Parameter:

DNA-Abschnitte, genetisches Fingerprinting, DNA-Sequenzen, Vergleich zu Gendatenbanken

Messmedium / Einsatzort:

Probenanalyse in mikrobiologischem Labor mit Ausstattung für molekularbiologisches Arbeiten

Untersuchungsaufwand:

Qualifiziertes Fachpersonal; direkte spezifische Nachweise von Genen in Stunden,
genetische Fingerprints innerhalb einer Woche

Ergänzende Untersuchungen:

DNA-Sequenzanalysen und Datenbankuntersuchungen ca. zwei Wochen (je nach Probenumfang)

Anforderungen an Proben

Probenvolumen, Art:

Grundwasser: 1 - 5 L, Sedimente: 10 bis 100 g

Probenlagerung:

Grundwasser max. 2 Tage bei 4 °C bis zur Aufarbeitung (DNA Extraktion); Sedimentproben bei -20°C über mehrere Monate lagerfähig; Langzeitlagerung der DNA–Extrakte bei -70°C möglich

Anwendungsbereich und -grenzen der Methoden

Anwendungsbereich:

Alle Boden-, Sediment- oder Wasserbereiche, aus denen Mikroorganismen extrahiert werden können.

Anwendungsgrenzen:

- PCR-Hemmung durch z.B. Huminstoffe
- zu geringe DNA (= Mikroorganismen) -Mengen
- Kometabolischer Abbau nicht nachweisbar

Entwicklungsstand/Anwendungsbeispiele

Praxistauglichkeit:

Direkte Nachweise von schadstofffabbauenden Mikroorganismen, z.B. für den LCKW-Abbau möglich. Grenzen der Methoden jedoch noch im Forschungsbereich

Anbieter:

Analytik-Labore mit Mikrobiologie- bzw. Molekularbiologie-Abteilung (Für die Klonierung von DNA aus SSCP-Banden wird ein gentechnisches Labor der niedrigsten Sicherheitsstufe (S1) benötigt.)

Anwendung in KORA:

Projektnummer 3.2a: Perleberg (FKZ: 02WN0370) sowie Projektnummer 3.3b: Karlsruhe Ost (FKZ: 02WN0374) und Projektnummer 3.6a: Frankenthal (FKZ: 02WN0446)

Literatur:

MIETHLING, R., DOWIDEIT, K., TEBBE, C. C. (2003): DNA-Fingerprinting von Bakteriengemeinschaften - Möglichkeiten zur Standorterkundung und zur Erkennung natürlicher Abbaupotenziale. 5. Symposium Natural Attenuation. Integrierte Konzepte und Sanierungstechnologien. Dechema Haus, Frankfurt. Tagungshandbuch S. 30-31.

SCHWIEGER, F., TEBBE, C. C. (1998): A new approach to utilize PCR-single-strand-conformation polymorphism for 16s rRNA gene-based microbial community analysis. Appl Environ Micobiol, 64 (12): 4870-4876

STELZER, N., C. BÜNING, F. PFEIFER, A.B. DOHRMANN, C.C. TEBBE, I. NIJENHUIS, M. KÄSTNER, H.H. RICHNOW. 2006. In situ microcosms to evaluate natural attenuation potentials in contaminated aquifers. Org. Geochem.,37 (10): 1394-1410.

Alternative Methoden

PCR-DGGE (denaturating gradient gel electrophorese) Methode; T-RFLP; Kapillarelektrophorese

Ansprechpartner

PD Dr. C. Tebbe, Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Tel.: 0531/596 2553, E-mail: christoph.tebbe@fal.de

Besonderheiten/Hinweise

Vorteile der Methode: Identifizierung der Fingerprint-Banden durch Sequenzierung möglich - Automatisierung möglich.

M2 Methoden zur Beurteilung des biologischen Abbaus	
M2.1 Beurteilung des biologischen Abbaus in Stufe I	**M2.1.7 PCR-DGGE zur Erfassung der bakteriellen Besiedlung**

Zielsetzung

Nachweis von unterschiedlichen Besiedlungsmustern im Grundwasserabstrom von Altablagerungen in Abhängigkeit von der Emissionssituation.

Kurzbeschreibung der Methode

Mit Hilfe der PCR-DGGE (Denaturing Gradient Gel Electrophoresis) können Fingerprints der bakteriellen Besiedlung des Grundwassers (Besiedlungsmuster) erstellt werden. Diese können hinsichtlich ihrer Ähnlichkeit miteinander verglichen werden. Verschiedene Bakterienarten haben eine unterschiedliche DNA, die sich chromatographisch trennen lässt. Bei der DGGE geschieht dies aufgrund des spezifischen Schmelzverhaltens in einem Gradienten eines Denaturierungsmittels. Jede einzelne Bakterienart hinterlässt dabei spezifische Spuren (Banden) auf dem Gel. Der Vergleich von Bandenmustern aus Grundwasserproben ermöglicht Unterschiede in den Besiedlungsmustern nachzuweisen. Durch den Vergleich emissionsbelasteter Grundwässer mit unbeeinflussten können so an die Emissionssituation angepasste Bakteriengesellschaften erkannt werden.

- anaerobe Grundwasserprobenahme und Filtration über 0,22 µm PVDF-Filter
- Lyse und DNA-Extraktion mit Lysozym 90 Min bei 37°C → SDS-Lsg. 20 Min bei 37°C → 5 mal Einfrieren-Auftauen → RNase 30 Min bei 37°C → Zentrifugieren
- Reinigung der DNA über Silicagel-Säulen (Qiagen QIAamp Blood Mini Kit)
- PCR der 16s-rDNA mit Primerpaar 27f/517r
- Auftrennung der eubakteriellen DNA auf einem 7,5%igen Polyacrylamidgel (Acrylamid/ Bisacrylamid 37:1). Das Trenngel enthielt zusätzlich einen denaturierenden Gradienten von 40 bis 70 % (100 % Denaturierungsmittel: 7 M Harnstoff + 40% Formamid). Die Trennung erfolgte bei 58°C und 70V über Nacht (16h).
- Anfärbung mit Silbernitrat
- Auswertung mit Gel-Dokumentationssystem (Biorad, GS-700 Imaging Densitometer)
- Bestimmung der Ähnlichkeiten von Bandenmustern (Sørensen-Index) bzw. multivariate Clusteranalyse

Einsatzbereich/Aufwand

Erfasste(r) Parameter:

DNA-Fragmente, genetische Fingerprints,
Ähnlichkeiten der bakteriellen Besiedlungsmuster verschiedener Grundwassermessstellen

Messmedium / Einsatzort:

Grundwasser, Labor für molekulargenetische Arbeiten (ohne Sicherheitsstufe)

Untersuchungsaufwand:

qualifiziertes Fachpersonal, Filtration der GW-Proben am Probenahmetag (+1),
PCR/DGGE 2 Wochen

Ergänzende Untersuchungen:

Geochemische Analytik

Anforderungen an Proben

Probenvolumen, Art:

mindestens drei GW-Messstellen, davon eine Anstrommessstelle, Probenvolumen 1L

Probenlagerung:

frische GW-Proben anaerob (Gassammelrohr) höchstens 1 Tag, Filter tiefgefroren: Monate

Anwendungsbereich und -grenzen der Methoden

Anwendungsbereich:	Anwendungsgrenzen:
Grundwasser im Emissionsraum von Altablagerungen	PCR-Hemmung durch GW-Inhaltsstoffe GW-Messstellen müssen mindestens 1 Jahr alt sein

Entwicklungsstand/Anwendungsbeispiele

Praxistauglichkeit:

Für Altablagerungen in TV 4.1 entwickelt, für Anwendungen in anderen GW-Bereichen (verschiedene Redoxbedingungen bei der GW-Anreicherung) etabliert

Anbieter:

Institut für Wasserforschung GmbH, Schwerte

Anwendung in KORA:

Projektnummer 4.1: HDM Kladow/Gatow (FKZ: 0330519).

Literatur:

KUHLMANN, B., ESCHWEILER, B., KILB, B., PREUß, G., ZIEMANN, E., SCHÖTTLER, U.: Molekularbiologische Methoden zur Bestimmung der mikrobiellen Diversität in Grundwassersystemen. Vom Wasser 89, 205-214 (1997)

KILB, B., KUHLMANN, B., ESCHWEILER, B., PREUß, G., ZIEMANN, E., SCHÖTTLER, U.: Darstellung der mikrobiellen Besiedlungsstruktur verschiedener Grundwasserhabitate durch Anwendung molekularbiologischer Methoden. Acta hydrochim. hydrobiol. 26,1-6 (1998)

KUHLMANN, B., KILB, B., PREUß, G.: Abschätzung der Eignung einer molekularbiologischen Methode zur Charakterisierung der Grundwasserbiozönose. Acta hydrochim hydrobiol. 28, 250-255 (2000).

Alternative Methoden

PCR-SSCP (single strand conformation polymorphism)

Ansprechpartner

Struppe & Dr. Kühn Umweltberatung GbR, Hochspannungsweg 22, D-12359 Berlin, thomas.struppe@freenet.de

Besonderheiten/Hinweise

Einfache kostengünstige Methode für die Routine-Anwendung zur Feststellung an Emissionen angepasster GW-Mikrobiozönosen (NA-Hinweis) und zur Feststellung von Schäden an der GW-Mikrobiozönose (in Kombination mit geochemischen Analysen).

M2 Methoden zur Beurteilung des biologischen Abbaus

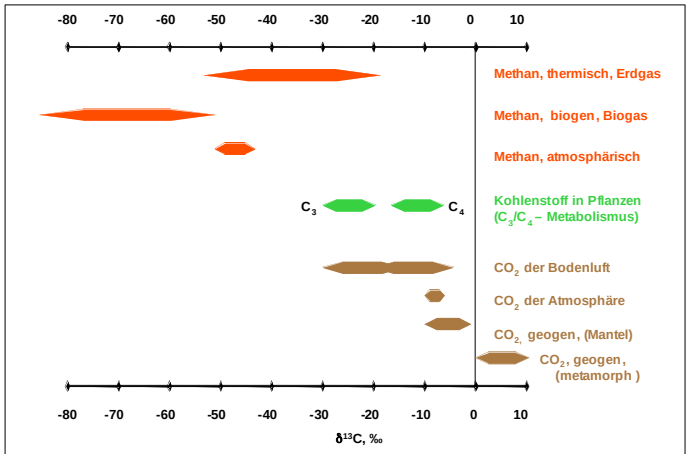
M2.1 Beurteilung des biologischen Abbaus in Stufe I	M2.1.8 ^{13}C- CO_2 und ^{13}C-CH_4 Gas-Isotopen-verhältnisse – Indikatoren zur Quellen- und Prozessidentifizierung

Zielsetzung

Identifizierung von Prozessen und Stoffflüssen durch Untersuchung der Häufigkeitsverhältnisse stabiler C-Isotope

Kurzbeschreibung der Methode

Die Verhältnisse der stabilen Isotope des Kohlenstoffs werden in seinen Verbindungen u. a. durch biochemische, physikalisch-chemische und physikalische Prozesse geprägt. Die Auswertung der Messungen erfolgt dabei auf der Grundlage thermodynamischer u. kinetischer Gesetzmäßigkeiten (Trennfaktor, Isotopenfraktionierungen) oder durch Vergleich unbekannter mit bekannten Proben (Monitoring, Datenbänke).
Schlussfolgerungen aus der chemischen Zusammensetzung, bezüglich der Abbauwege (oxidativ oder reduktiv) können durch die Bestimmung der Isotopenverhältnisse präzisiert und von der Vermischung mit anderen Quellen abgegrenzt werden (siehe Abbildung).



Bereiche der C -Isotopenverhältnisse (ausgedrückt in $\delta^{13}C$-Werten) in einigen natürlichen Vorkommen

Einsatzbereich/Aufwand

Erfasste(r) Parameter:

C-Isotopenverhältnisse

Messmedium / Einsatzort:

Labormessung an gasförmigen Proben und Gasgemischen

Untersuchungsaufwand:

In Abhängigkeit von der Komplexität der Gasprobe, Routinemessung 250 - 350 €

Ergänzende Untersuchungen:

Gaschromatographische Bestimmung der Gaszusammensetzung

Anforderungen an Proben

Probenvolumen, Art:

Gase, in Abhängigkeit von den Konzentrationen 5 - 100 ml

Probenlagerung:

Die Gasproben sollen möglichst feldfrisch analysiert werden.

Anwendungsbereich und -grenzen der Methoden

Anwendungsbereich:

Spezifizierte Untersuchungen in den Bereichen Umwelt, Geochemie, Biochemie.

Anwendungsgrenzen:

Entwicklungsstand/Anwendungsbeispiele

Praxistauglichkeit:

Praxisreif

Anbieter:

Analytiklabor mit IRMS-Ausrüstung

Anwendung in KORA:

Projektnummer 6.2c: Braunkohleabraumkippen (FKZ: 02WN0505).

Literatur:

NITZSCHE, H.-M, BOINE, J., MÜHLE, K. (1997):Untersuchungen zur Isotopensignatur von Methan und Kohlendioxid aus biogenen Gasen unterschiedlicher Quellen. Isotopes Environ. Health Stud. 33:251-259.

GLAESSER, W., NITZSCHE, H.-M., LERCHE, I. (2005): Carbon dioxide development in aerobic parts of lignite mining dumps: I - Observations and inferences. Environ.Geosci. (AAPG, USA) 12: 153-164.

Alternative Methoden

Bei Arbeiten im markierten Bereich (Natürliche Isotopenzusammensetzung deutlich zugunsten des selteneren Isotops künstlich verändert) kommen auch weniger empfindliche spektrometrische Methoden zum Einsatz.

Ansprechpartner

Dr.-Ing.habil. Reiner Staudt / Dr. H.-M. Nitzsche; Tel.: 0341/235-2405; e-mail: office@inc.uni-leipzig.de

Besonderheiten/Hinweise

Die Interpretation Isotopenanalytischer Untersuchungen sollten stets gemeinsam mit anderen analytischen und experimentellen Daten erfolgen.

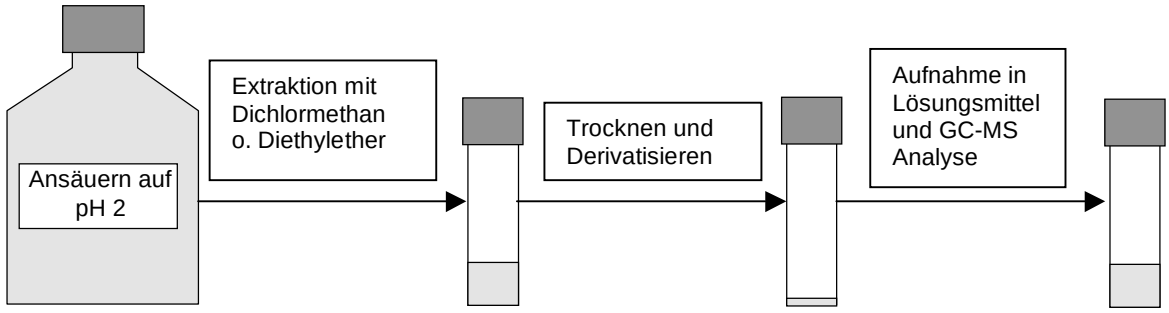
M2 Methoden zur Beurteilung des biologischen Abbaus

M2.1 Beurteilung des biologischen Abbaus in Stufe I	M2.1.9 Metaboliten-Nachweis von aromatischen Kohlenwasserstoffen (Qualitativ)

Zielsetzung

Nachweis des mikrobiellen In Situ-Abbaus von aromatischen Kohlenwasserstoffen über die Bestimmung der Metabolitenkonzentration.

Kurzbeschreibung der Methode



Das Metaboliten-Konzept basiert auf dem Nachweis von spezifischen Abbauzwischen- (Metaboliten) oder Abbauendprodukten (Dead End Metaboliten) die einem bestimmten Schadstoff und einem bekannten Abbauweg zugeordnet werden können. Der Nachweis derartiger Substanzen kann qualitative einen aktiven Abbauweg aufzeigen, sofern keine weiteren Quellen (Industrielle Produktion etc.) für diese Verbindungen im Untersuchungsgebiet existieren.

Einsatzbereich/Aufwand

Erfasste(r) Parameter:

Substanzklassen und Substanzen für die die Abbauwege (bzw. zumindest teilweise) bekannt sind (BTEX, ausgewählte PAKs und Heterozyklen). Beispiele sind z.B. versch. Benzylsukkzinate (anaerober BTEX-Abbau), Naphthyl-2-methylsukkzinat (anaerober Naphthalin-Abbau).

Messmedium bzw. Einsatzort:

Labormessung mit Standortwasser

Untersuchungsaufwand:

Qualifiziertes Laborpersonal; 100 - 200 €/Probe (Probe ist hier definiert als Bestimmung des Gehalts an Metaboliten für eine Probe mit bekanntem Schadstoffspektrum); Zeit: 1 - 3 Tage pro Messpunkt und Schadstoff. Die Analysezeit richtet sich nach Anzahl der Messtellen, Schadstoffen und zu erwartenden Metaboliten und kann mehrere Wochen in Anspruch nehmen.

Ergänzende Untersuchungen:

Das Auftreten und die Verteilung von Metaboliten im Feld werden durch Bestimmung der Schadstoffkonzentrationen und üblicher physiko-chemischer Parameter (Sauerstoff, Nitrat, Sulfat, gelöstes Sulfid und Fe(II), Methan, Redox-Potenzial, pH) ergänzt. Wichtig für die Interpretation der Daten sind Vorkenntnisse zur Hydrologie des Feld-Standorts. Die Beurteilung zum In Situ-Abbau kann durch stabile Isotopenmessungen ergänzt und abgesichert werden.

Anforderungen an Proben

Probenvolumen, Art:

10 ml bis 1 L Grundwasser

Probenlagerung:

Angesäuert (pH = 2) wenige Wochen im Kühlschrank lagerbar.

Anwendungsbereich und -grenzen der Methoden

Anwendungsbereich:

Die Methode wird generell für eine qualitative Beurteilung des *In Situ*-Abbaus von individuellen Schadstoffen (hier: aromatische Kohlenwasserstoffe) in anoxischen Aquiferen oder in Mikrokosmos-Studien eingesetzt.

Anwendungsgrenzen:

Abbauwege der vorhandenen Schadstoffe sind nicht bekannt. Vorhandene Metabolite sind analytisch nicht zu erfassen (Nachweisgrenzen und Empfindlichkeit).

Entwicklungsstand/Anwendungsbeispiele

Praxistauglichkeit:

Praxisreif.

Anbieter:

Labore mit entsprechender analytischer Ausstattung

Anwendung in KORA:

Projektnummer 2.2: Düsseldorf-Flingern (FKZ: 02WN0357, 02WN0358, seit 2004: 02W0462);
Projektnummer 2.4: Testfeld-Süd (FKZ: 02WN0361),
Projektnummer 2.6: Identifizierung und Quantifizierung toxikologisch relevanter PAK-Metaboite (FKZ: 02WN0366).

Literatur:

GIEG, L. M., J. M. SUFLITA (2002): Detection of anaerobic metabolites of saturated and aromatic hydrocarbons in petroleum-contaminated aquifers. Environ. Sci. Technol., 36: 3755-3762.

PHELPS, C. D., BATTISTELLI, J. ET AL. (2002): Metabolic biomarkers for monitoring anaerobic naphthalene biodegradation in situ. Environ. Microbiol., 4(9): 532-537.

GRIEBLER, C., VIETH, A., RICHNOW, H.H., AND MECKENSTOCK, R. (2004) Combined application of stable carbon isotope analysis and specific metabolites determination for assessing in situ degradation of aromatic hydrocarbons in a tar oil-contaminated aquifer. Environ. Sci. Technol. 38: 617-631.

Alternative Methoden

Komponenten-spezifische Messung stabiler Isotopen. Elektronenbilanzen im Aquifer ermitteln (semi-quantitativ). Eventuell auch Batch- und Säulenexperimente zum mikrobiellen Abbau einzelner Verbindungen mit kontaminierten Standortmaterial unter Laborbedingungen.

Ansprechpartner

C. Griebler & R. Meckenstock, GSF Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit, Institut für Grundwasserökologie, Telefon: 089/31872564, e-mail: christian.griebler@gsf.de

Besonderheiten/Hinweise

Vorteile der Methode:
Mit Hilfe der Metabolitenmethode kann der Abbau einzelner PAKs nachgewiesen werden, welche nicht mit der Isotopenmethode erfasst werden können.

Nachteile der Methode:
Die Einsetzbarkeit der Metabolitenmethode ist bisher nur auf einzelne Verbindungen beschränkt. Es gibt bisher keine Standardmethode. Die Unterschiede in den metodischen Ansätzen liegen in der Probenfixierung, -aufbereitung, und dem verwendeten analytischen Messverfahren (GC-MS, LC-MS).

M2.2 Beurteilung des biologischen Abbaus in Stufe II

Inhalt

Seite

M2.2.1 Mikrokosmen zur Untersuchung des anaeroben und aeroben LCKW-Abbaupotenzials 238

M2.2.2 Anaerobe Säulenexperimente zur reduktiven Dechlorierung (quantitative Aussage) 246

M2.2.3 Real-time PCR zur Quantifizierung von Mikroorganismen und ihrer funktionellen Gene 248

M2.2.4 ^{13}C-LCKW Isotopenverhältnisse 250

M2.2.5 Isotopenmonitoring für BTEX/PAK 252

M2.2.6 Chlorisotopenfraktionierung von LCKW 254

M2.2.7 ^{13}C-CO_2-Isotopenverhältnis im gelösten anorganischen Kohlenstoff 256

M2.2.8 Isotopengeochemischer Nachweis der Sulfatreduktion in kontaminierten Wasserkörpern 258

M2.2.9 In-situ-Mikrokosmen zum Nachweis der in situ Biodegradation von Schadstoffen an kontaminierten Standorten 260

M2.2.10 In-situ-Fluoreszens-Sonden (fish) für MTBE-abbauende Bakterien 262

M2.2.11 Anreicherung und Aktivitätsbestimmung von MTBE-Abbauern (Quantitativ) 264

M2.2.12 Quantifizierung von Metaboliten des MTBE-Abbaus 266

M2 Methoden zur Beurteilung des biologischen Abbaus

M2.2 Beurteilung des biologischen Abbaus in Stufe II	M2.2.1 Mikrokosmen zur Untersuchung des anaeroben und aeroben LCKW-Abbaupotenzials

Zielsetzung

Voraussetzungen für die Messung des Schadstoffabbaupotenzials in Umweltproben

Kurzbeschreibung der Methode

Für die Qualität der Messung des Standort-spezifischen mikrobiellen Schadstoffabbaus in Proben aus kontaminierten Standorten im Labor ist es notwendig, die natürlichen Milieubedingungen soweit wie möglich zu erhalten. Die wichtigsten Voraussetzungen für die Analyse von Umweltproben auf ihr aerobes und anaerobes Schadstoffabbaupotenzial sind im Folgenden aufgelistet:

1. Die Anzahl und Auswahl der Proben muss unter Berücksichtigung der spezifischen Standort-Gegebenheiten erfolgen. Z.B. muss für eine repräsentative Darstellung des Schadstoffabbaus an geologisch inhomogenen Standorten eine größere Probenzahl analysiert werden als bei homogen strukturierten.
2. Die Aufrechterhaltung der natürlichen Redoxbedingungen bei der Probenahme und Inkubation ist von elementarer Bedeutung für die mikrobiellen Prozesse in Umweltproben. Für die Analyse des anaeroben Schadstoffabbaupotenzials muss der Eintritt von Sauerstoff in die Proben unbedingt verhindert werden. Dies setzt eine spezielle Ausstattung für anaerobes Arbeiten (z.B. Schutzgasversorgung, ev. Anaerobzelt, gasdichte, LCKW-beständige Inkubationsgefäße) voraus. Generell sind für mikrobiologische Abbauversuche eine geeignete mikrobiologische Laborausstattung (z.B. temperaturkonstante, lichtgeschützte Inkubationskammer, Autoklav, Inkubationsschüttler) und fundierte Erfahrungen mit dem Arbeiten unter sterilen Bedingungen erforderlich.
3. Je nach Standort-Bedingungen kann der Nachweis des Abbaus auch ohne die Zudosierung von Schadstoffen und Auxiliarsubstraten erfolgreich durchgeführt werden. In solchen Fällen enthält das Grundwasser bzw. Sediment bereits alle für den Abbau benötigten Substanzen.
4. Bei einer Zudosierung sollte der Elektronendonator für die Schadstoffreduktion und seine Konzentration an die Standortbedingungen angepasst sein. Für den anaeroben LCKW-Abbau einsetzbar sind die Substrate Wasserstoff plus Acetat bzw. Pyruvat.
5. Für die Stimulation der aeroben Dechlorierung kann je nach Zusammensetzung der Mikroflora und Standort-Bedingungen die Zudosierung von Auxiliarsubstraten (z.B. Ethen, Methan, Ammonium) nötig sein.
6. Die Schadstoffzugabe sollte an die Standortgegebenheiten und den Ort der Probenahme (z.B. Quellen-nah oder im weiteren Abstrom) angepasst sein. Es ist davon auszugehen, dass die Mikroorganismen aus stark kontaminierten Bereichen an höhere Schadstoffkonzentrationen angepasst sind als Bakterien aus schwach verunreinigten Zonen.
7. Im Allgemeinen ist durch die Zugabe von Sedimentmaterial eine Verbesserung der Abbauleistung zu erwarten. Falls anaerobes Sediment vom untersuchten Standort verfügbar ist, sollte es für Abbauversuche eingesetzt werden. In diesen Fällen kommt den Sterilkontrollen auch unter anaeroben Bedingungen besondere Bedeutung zu, da Sorptionsprozesse den Abbau überlagern.
8. Um die Stoffwechseltätigkeit der autochthonen Bakterien zu beschleunigen, werden die Umweltproben bei Raumtemperatur inkubiert. Dabei wird davon ausgegangen, dass die Mikroorganismen eine Temperaturerhöhung um 10°C tolerieren. Allerdings sind die bei erhöhten Temperaturen gemessenen Abbauraten nicht ins Feld übertragbar.

Einsatzbereich/Aufwand

s.o.

Anforderungen an Proben

s.o.

Anwendungsbereich und -grenzen der Methoden

Anwendungsbereich:	Anwendungsgrenzen:
Chlorethen-kontaminierte Standorte, die im Rahmen von NA/MNA/ENA-Untersuchungen auf ihre Abbauleistung untersucht werden.	Abbauraten nicht direkt ins Feld übertragbar.

Entwicklungsstand/Anwendungsbeispiele

Praxistauglichkeit:

Praxisreif

Anbieter:

Analytiklabore mit Mikrobiologie-Abteilung und Ausstattung für anaerobes Arbeiten

Anwendung in KORA:

Projektnummer 3.6a: Frankenthal (FKZ: 02WN0446),
Projektnummer 3.4b: Düsseldorf-Lierenfeld (FKZ: 02WN0377),
Projektnummer 3.2c: Perleberg (FKZ: 02WN0372).

Literatur:

Alternative Methoden

Ansprechpartner

Prof. Dr. Wolfgang Dott, RWTH Aachen, Universitätsklinikum, Inst. für Hygiene und Umweltmedizin, Pauwelstr. 30, 52074 Aachen, Tel. 0241-808-8292, wolfgang.dott@post.rwth-aachen.de

H. Scholz-Muramatsu; Universität Stuttgart, Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte und Abfallwirtschaft, Tel.: 0711/685 65474; e-mail: scholz-muramatsu@iswa.uni-stuttgart.de

Dr. Andreas Tiehm, DVGW-Technologiezentrum Wasser (TZW), Abteilung Umweltbiotechnologie und Altlasten, Karlsruher Str. 84, 76139 Karlsruhe, Fon: 0721/9678220, Fax: 0721/9678101, tiehm@tzw.de, www.tzw.de

Besonderheiten/Hinweise

Keine Angaben

M2 Methoden zur Beurteilung des biologischen Abbaus

M2.2 Beurteilung des biologischen Abbaus in Stufe II	M2.2.1a Beispiel: Anaerobe Mikrokosmen zur reduktiven Dechlorierung (Qualitativ)

Zielsetzung

Ermittlung der potentiellen Aktivität für die reduktive Dechlorierung von LCKWs im Aquifer und Anreicherung anaerober dechlorierender Bakterien zur Identifikation.

Kurzbeschreibung der Methode

Im Labor werden je 5 cm^3 Sedimentprobe auf je 70 mL steriles deoxygeniertes künstliches Grundwasser unter Schutzgasatmosphäre (N_2/CO_2 = 9:1) in 100 mL Serumflaschen verteilt. Alternativ können 800 mL Grundwasser in schutzgasgespülten 1 L Glasflaschen als Impfgut verwendet werden. Alle Kulturen werden mit Natriumpyruvat (5 mmol/L) als Elektronendonator für die Dechlorierung und als Reduktionsmittel für die Oxidation evtl. eingedrungenen Sauerstoffs versetzt. Die mit Sediment beimpften Kulturen erhalten zusätzlich Tetrachlorethen bzw. Trichlorethen (ca. 50 µmol/L). Alle Versuchsansätze werden mit gasdichten, CKW-beständigen, sterilen Septen gasdicht verschlossen. Von jeder Aktivitätsprobe werden mindestens 3 Parallelen hergestellt. Zur Kontrolle auf Sorption der CKW, abiotische Dechlorierung und Dichtigkeit der Inkubationsgefäße werden je Sediment- bzw. Wasserprobe zwei weitere Ansätze steril abgefüllt. Sie enthalten die gleichen Inhaltsstoffe wie die Aktivitätsproben, werden aber mit 5 cm^3 autoklaviertem Aquifermaterial bzw. 800 mL autoklaviertem Grundwasser versetzt. Die Proben werden im Dunkeln bei 20 °C ruhend inkubiert. Zu Beginn, nach 7 d, 2, 4 und 6 Wochen werden in allen Versuchsansätzen die Konzentrationen an Tetra-, Tri-, *cis*-1,2-Dichlorethen, Vinylchlorid, Ethen, Pyruvat gemessen. Falls das Pyruvat verbraucht ist, wird zweimalig mit 5 mmol/L sterilem Pyruvat nachgefüttert.

Einsatzbereich/Aufwand

Erfasste(r) Parameter:

Tetrachlorethen und Trichlorethen, *cis*-1,2-Dichlorethen, Vinylchlorid, Ethen, Pyruvat, Propionat, Acetat

Messmedium bzw. Einsatzort:

Labormessung mit Standortwasser bzw. standortspezifischem Sediment als Impfgut

Untersuchungsaufwand:

Fachpersonal (1Person), 50 h pro Versuchsansatz. Sobald vollständige Dechlorierung nachweisbar ist oder nach einer Inkubationszeit von max. 12 Wochen wird der Versuch beendet;
Kosten: von 4.500 € (Impfgut Grundwasser) bis 11.500 € (Impfgut Sediment) pro 10 Proben

Ergänzende Untersuchungen:

Bestimmung der Konzentration von weiteren organischen/anorganischen Schadstoffen, Abbauprodukten, Sauerstoff, des Redoxpotenzials, TOC (Total Organic Carbon), Nitrat, Sulfat, Eisen im Aquifer.

Anforderungen an Proben

Art, Probenvolumen:

Benötigtes Sedimentvolumen: 100 cm^3 je Probe; Benötigtes Grundwasservolumen: 7 L je Probe

Probenlagerung:

Die Grundwasser- und die Sedimentproben müssen steril unter Schutzgas (N_2 oder Argon) entnommen werden und in sterilen, mit Schutzgas gespülten 1 L Glasflaschen (Wasserprobe) bzw. 250 cm^3 Weckgläsern (Sedimentprobe) gekühlt (10°C) gelagert und innerhalb von max. 48 h aufarbeitet werden.

Anwendungsbereich und -grenzen der Methoden

Anwendungsbereich:

Test auf anaerobes Abbaupotenzial für LCKWs in Sediment- und Grundwasserproben; relatives Maß für die Dechloriererkonzentration; Anreicherung und Isolierung von LCKW-abbauenden Bakterien; Analyse der Nährstoffansprüche der dechlorierenden Mikroorganismen.

Anwendungsgrenzen:

Keine Aussage möglich über in-situ Prozesse;
Nachweisgrenze: 100 Dechloriererzellen g^{-1} Sedimentfeuchtgewicht.

Entwicklungsstand/Anwendungsbeispiele

Praxistauglichkeit:

Praxisreif

Anbieter:

Mikrobiologielabore mit fundierten Erfahrungen mit der Kultur anaerober Mikroorganismen

Anwendung in KORA:

Projektnummer 3.2c: Perleberg (FKZ: 02WN0372).

Literatur:

FENNELL DE, CARROLL AB, GOSSETT JM, ZINDER SH (2001): Assessment of indigenous reductive dechlorinating potential at a TCE-contaminated site using microcosms, polymerase chain reaction analysis, and site data. Environmental Science & Technology, 35(9):1830-1839.

DOWIDEIT, K., H. SCHOLZ-MURAMATSU, L. VIGELAHN, M. FREYGANG, A. B. DOHRMANN, R. MIETHLING-GRAFF, AND C.C. TEBBE: Correlation between dechlorination potentials and molecular detection of reductively dechlorinating bacteria from a TCE-contaminated aquifer – Importance of field heterogeneity and hydrogeochemistry. In Vorbereitung.

Alternative Methoden

Primer zum Nachweis LCKW-abbauender Bakterien

Ansprechpartner

H. Scholz-Muramatsu; Universität Stuttgart, Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte und Abfallwirtschaft,
Tel.: 0711/685 65474; e-mail: scholz-muramatsu@iswa.uni-stuttgart.de

Besonderheiten/Hinweise

Vorteile der Methode:
Erfasstes Dechloriererspektrum ist größer als mit Gensonden, Nachweis potenzieller Aktivität möglich.

Nachteile der Methode:
Untersuchungszeitraum 1 - 12 Wochen

M2 Methoden zur Beurteilung des biologischen Abbaus

M2.2 Beurteilung des biologischen Abbaus in Stufe II	M2.2.1b Beispiel: Anaerobe Mikrokosmen zur reduktiven Dechlorierung

Zielsetzung

Nachweis des standort-spezifischen Abbaus bzw. Abbaupotenzials für die reduktive Dechlorierung

Kurzbeschreibung der Methode

Am Standort wird Grundwasser unter Luftausschluss in sterile Weißglasflaschen (2L oder 1L Volumen) mit seitlichem Septenanschluß (ausgestattet mit einem inerten Teflon-Septum) gepumpt. Im Labor werden die Ansätze stets in einer Anaerobbox unter Stickstoff-Atmosphäre behandelt. Je nach Fragestellung und Schadstoffkonzentration werden Tetrachlorethen (PCE) oder Trichlorethen (TCE) im Labor zudosiert (in der Regel ca. 1 mg/L). Sofern anaerob gelagertes Sediment verfügbar ist, werden die Mikrokosmen mit Grundwasser und Sediment durchgeführt. Als Auxiliarsubstrate werden bei Bedarf die direkt verwertbaren Substrate Acetat (0,5 mM) und Wasserstoff (16 mol pro mol PCE bzw. 12 mol pro mol TCE) als Elektronendonoren zugegeben. Bei geeigneten Meßstellen kann der Nachweis auch direkt mit der Feldprobe ohne zusätzliche Dosierung geführt werden. Je Probe werden mindestens 2 Parallel-Ansätze durchgeführt. Je Versuchsreihe wird eine mit Natriumazid vergiftete Sterilkontrolle mitgeführt. Die Ansätze werden bei Raumtemperatur statisch im Dunkeln inkubiert und wöchentlich von Hand geschüttelt. Der Schadstoffabbau und die Bildung von Abbauprodukten werden durch Verlaufskontrollen nachverfolgt. Dabei wird das Septum mit einer Edelstahlkanüle durchstochen und die benötigte Menge Flüssigkeit mit Hilfe einer Glasspritze entnommen. Anschließend wird das Septum ausgetauscht. Die Schadstoffgehalte werden durch gaschromatographische Analysen erfasst.
Zusätzlich werden die hydrochemischen Bedingungen durch Ionenchromatographie und Messung von Sauerstoffgehalt, Redoxpotenzial und pH-Wert erfasst. Nach jeder Verlaufskontrolle wird Wasserstoff nachdosiert. Acetat wird nach Verbrauch erneut zugegeben. Je nach Standort-Bedingungen kann die Versuchsdauer stark variieren (1 bis 6 Monate).

Einsatzbereich/Aufwand

Erfasste(r) Parameter:

Gaschromatographie: Tetrachlorethen, Trichlorethen, *cis*-1,2-Dichlorethen, *trans*-1,2-Dichlorethen, 1,1-Dichlorethen, Vinylchlorid, Ethen, Ethan, optional Methan
Ionenchromatographie: Acetat, optional Nitrat, Nitrit, Sulfat, Chlorid
Elektroden-Messungen: Sauerstoff, Redoxpotenzial, pH-Wert

Messmedium bzw. Einsatzort:

Standortmaterial (Grundwasser und fakultativ Sediment), Laborversuche

Untersuchungsaufwand:

50 h Fachpersonal und 4.500 - 15.000 Euro für 10 Ansätze

Ergänzende Untersuchungen:

Molekularbiologische Charakterisierung der abbau-aktiven Mikroorganismen; Messung der mikrobiologischen Isotopenfraktionierung; weitergehende hydrochemische Charakterisierung (z.B. Sulfat, Fe(II))

Anforderungen an Proben

Art, Probenvolumen:

feldfrisch bzw. anaerob und kühl gelagert; pro Ansatz 1-2 L Grundwasser (fakultativ + 300 g Sediment)

Probenlagerung:

gekühlt (10°C) und anaerob/ unter Schutzgas (Stickstoff oder Argon)

Anwendungsbereich und -grenzen der Methoden

Anwendungsbereich:	Anwendungsgrenzen:
Chlorethen-kontaminierte Standorte, die im Rahmen von NA/MNA/ENA-Untersuchungen auf ihre Abbauleistung untersucht werden.	Abbauraten nicht direkt ins Feld übertragbar.

Entwicklungsstand/Anwendungsbeispiele

Praxistauglichkeit:

Praxisreif

Anbieter:

Analytiklabore mit Mikrobiologie-Abteilung und Ausstattung für anaerobes Arbeiten

Anwendung in KORA:

Projektnummer 3.6a: Frankenthal (FKZ: 02WN0446).

Literatur:

Fennell D. E., Carroll A. B., Gossett J. M., Zinder S. H. (2001) Assessment of indigenous reductive dechlorinating potential at a TCE-contaminated site using microcosms, polymerase chain reaction analysis, and site data. Environ. Sci. Technol. 35(11): 1830-1839.

Tiehm A., Schmidt K., Stoll C., Müller A., Lohner S. (2005) Natürlicher mikrobieller Abbau (Natural Attenuation) von CKW: Fallbeispiele, Abbaumechanismen und Nachweismethoden. In: Ressourcen- und Grundwasserschutz, Veröffentlichungen aus dem Technologiezentrum Wasser (ISSN 1434-5765), Band 28: 53-73

Tiehm A., Schmidt K. R., Stoll C., Müller A., Lohner S., Heidinger M., Wickert F., Karch U. (2007) Assessment of natural microbial dechlorination. Italian Journal of Engineering Geology and Environment, special issue 2: in press.

Alternative Methoden

Ansprechpartner

Dr. Andreas Tiehm, DVGW-Technologiezentrum Wasser (TZW), Abteilung Umweltbiotechnologie und Altlasten, Karlsruher Str. 84, 76139 Karlsruhe, Fon: 0721/9678220, Fax: 0721/9678101, tiehm@tzw.de, www.tzw.de

Besonderheiten/Hinweise

- In den Mikrokosmen können Standort-spezifisch die Isotopenfraktionierungsfaktoren bestimmt werden. Damit ist auch die Quantifizierung der Abbauleistung am Standort möglich.
- Die Auswahl der Proben muss unter Berücksichtigung der spezifischen Standort-Gegebenheiten erfolgen.
- Oft ist eine multiple-lines-of-evidence Vorgehensweise empfehlenswert (vergleichende und zusammenfassende Betrachtung von Schadstoffverteilung und Hydrochemie am Standort, Mikrokosmen-Untersuchungen, spezifischer Nachweis von Dechlorierern in Standort-Proben mit molekularbiologischen Methoden (PCR), Isotopenfraktionierung).
- Im Labor ist eine gezielte Beeinflussung der Inkubationsbedingungen (Redoxverhältnisse, Schadstoff- und Nährstoffkonzentration, Temperatur) möglich. Dadurch können Methoden zur Stimulation der autochthonen Mikroflora entwickelt bzw. die möglichen Folgen natürlicher bzw. anthropogen verursachter (ENA, technische Sanierungsmaßnahmen) Milieuschwankungen abgeschätzt werden.
- Die Aufrechterhaltung der natürlichen Redoxbedingungen bei Probenahme und Inkubation ist von elementarer Bedeutung.

M2 Methoden zur Beurteilung des biologischen Abbaus

M2.2 Beurteilung des biologischen Abbaus in Stufe II	M2.2.1c Beispiel: Mikrokosmen zum aeroben Abbau von Chlorethenen

Zielsetzung

Nachweis des standort-spezifischen Abbaus bzw. Abbaupotenzials für die aerobe Dechlorierung

Kurzbeschreibung der Methode

Am Standort wird Grundwasser in sterile Weißglasflaschen (2L oder 1L Volumen) mit seitlichem Septenanschluß (ausgestattet mit einem inerten Teflon-Septum) gepumpt. Je nach Fragestellung und Schadstoffkonzentration am Standort werden cis-1,2-Dichlorethen (cDCE), Vinylchlorid (VC) und/oder Trichlorethen (TRI) im Labor zudosiert (in der Regel ca. 1 mg/L). Sofern Sediment vom Standort verfügbar ist, werden die Mikrokosmen mit Grundwasser und Sediment durchgeführt. Als Auxiliarsubstrate werden je nach Bedarf und Standortsituation z.B. Ethen, Methan und Ammonium zugegeben. Bei geeigneten Meßstellen kann der Nachweis auch direkt mit der Feldprobe ohne zusätzliche Dosierung geführt werden. Je Probe werden mindestens 2 Parallel-Ansätze durchgeführt. Je Versuchsreihe wird eine mit Natriumazid vergiftete Sterilkontrolle mitgeführt. Die Ansätze werden bei Raumtemperatur statisch im Dunkeln inkubiert und wöchentlich von Hand geschüttelt. Der Schadstoffabbau wird durch Verlaufskontrollen nachverfolgt. Dabei wird das Septum mit einer Edelstahlkanüle durchstochen und die benötigte Menge Flüssigkeit mit Hilfe einer Glasspritze entnommen. Anschließend wird das Septum ausgetauscht. Die Schadstoffgehalte werden durch gaschromatographische Analysen erfasst. Zusätzlich werden die hydrochemischen Bedingungen durch Ionenchromatographie und Messung von Sauerstoffgehalt und pH-Wert erfasst. Falls Auxiliarsubstrate zugeben wurden, werden diese nach Verbrauch erneut zudosiert. Je nach Standort-Bedingungen kann die Versuchsdauer stark variieren (1 bis 3 Monate).

Einsatzbereich/Aufwand

Erfasste(r) Parameter:

Gaschromatographie: Tetrachlorethen, Trichlorethen, *cis*-1,2-Dichlorethen, *trans*-1,2-Dichlorethen, 1,1-Dichlorethen, Vinylchlorid, optional Ethen, Methan
optional Ionenchromatographie: Nitrat, Nitrit, Chlorid
optional: Ammonium
Elektroden-Messungen: Sauerstoff, pH-Wert

Messmedium bzw. Einsatzort:

Standortmaterial (Grundwasser und fakultativ Sediment), Laborversuche

Untersuchungsaufwand:

50 h Fachpersonal und 4.500 - 12.000 Euro für 10 Ansätze

Ergänzende Untersuchungen:

Messung der mikrobiologischen Isotopenfraktionierung (optional)

Anforderungen an Proben

Art, Probenvolumen:

feldfrisch bzw. kühl gelagert; pro Ansatz 1 - 2 L Grundwasser (fakultativ + 300 g Sediment)

Probenlagerung:

gekühlt (10°C)

Anwendungsbereich und -grenzen der Methoden

Anwendungsbereich:	Anwendungsgrenzen:
Chlorethen-kontaminierte Standorte, die im Rahmen von NA/MNA/ENA-Untersuchungen auf ihre Abbauleistung untersucht werden	Abbauraten nicht direkt ins Feld übertragbar

Entwicklungsstand/Anwendungsbeispiele

Praxistauglichkeit:

Praxisreif

Anbieter:

Analytiklabore mit Mikrobiologie-Abteilung

Anwendung in KORA:

Projektnummer 3.6a: Frankenthal (FKZ: 02WN0446).

Literatur:

TIEHM A., SCHMIDT K., STOLL C., MÜLLER A., LOHNER S. (2005) Natürlicher mikrobieller Abbau (Natural Attenuation) von CKW: Fallbeispiele, Abbaumechanismen und Nachweismethoden. In: Ressourcen- und Grundwasserschutz, Veröffentlichungen aus dem Technologiezentrum Wasser (ISSN 1434-5765), Band 28: 53-73

TIEHM A., SCHMIDT K. R., STOLL C., MÜLLER A., LOHNER S., HEIDINGER M., WICKERT F., KARCH U. (2007) Assessment of natural microbial dechlorination. Italian Journal of Engineering Geology and Environment, special issue 2: in press.

Alternative Methoden

Ansprechpartner

Dr. Andreas Tiehm, DVGW-Technologiezentrum Wasser (TZW), Abteilung Umweltbiotechnologie und Altlasten, Karlsruher Str. 84, 76139 Karlsruhe, Fon: 0721/9678220, Fax: 0721/9678101, tiehm@tzw.de, www.tzw.de

Besonderheiten/Hinweise

- In den Mikrokosmen können Standort-spezifisch die Isotopenfraktionierungsfaktoren bestimmt werden. Damit ist auch die Quantifizierung der spezifischen Abbauleistung am Standort möglich.
- Die Auswahl der Proben muss unter Berücksichtigung der spezifischen Standort-Gegebenheiten erfolgen.
- Oft ist eine multiple-lines-of-evidence Vorgehensweise empfehlenswert (vergleichende und zusammenfassende Betrachtung von Schadstoffverteilung und Hydrochemie am Standort, Mikrokosmen-Untersuchungen, Isotopenfraktionierung).
- Im Labor ist eine gezielte Beeinflussung der Inkubationsbedingungen (Redoxverhältnisse, Schadstoff- und Nährstoffkonzentration, Temperatur) möglich. Dadurch können Methoden zur Stimulation der autochthonen Mikroflora entwickelt bzw. die möglichen Folgen natürlicher bzw. anthropogen verursachter (ENA, technische Sanierungsmaßnahmen) Milieuschwankungen abgeschätzt werden.
- Die Sterilkontrollen sind von elementarer Bedeutung, da die Produkte des aeroben Abbaus (CO_2, Chlorid) in der Regel im Standortmaterial nicht nachweisbar sind (hohe Hintergrund-Werte).

M2 Methoden zur Beurteilung des biologischen Abbaus

M2.2 Beurteilung des biologischen Abbaus in Stufe II	M2.2.2 Anaerobe Säulenexperimente zur reduktiven Dechlorierung (quantitative Aussage)

Zielsetzung

Messung der in-situ Dechlorierungsrate chlorierter Ethene in Aquiferproben; Bestimmung der limitierenden Faktoren.

Kurzbeschreibung der Methode

Ungestörte Sedimentkerne werden steril und unter Schutzgas (z.B. N_2, Ar) aus dem Aquifer entnommen, gekühlt (8 - 10°C) und im schutzgasgespülten PVC-Mantel vor Sauerstoff geschützt zum Labor transportiert.
Zur Bestimmung der in-situ-Dechlorierungsrate werden die Sedimentkerne mit nativem Grundwasser unter den Standortbedingungen (Temperatur, Strömungsrate, Redoxpotenzial) durchströmt.
Durch Zusatz geeigneter Stoffe (z.B. Elektronendonator) zum Grundwasser kann untersucht werden, welche Substanzen im Aquifer den biologischen Abbau der chlorierten Ethene (LCKW) stimulieren. Eine Messanordnung zur Bestimmung der Dechlorierungsrate unter anaeroben Bedingungen ist in der Abbildung (rechts) dargestellt. Die ungestörten Sedimentkerne, eingeschlossen in stickstoffgespülten PVC-Hülsen, werden aus dem Edelstahlfass unter anaeroben Bedingungen mit nativem Grundwasser durchströmt (z.B. 0.5 L/d). Zur Messung der Schadstoffelimination wird täglich der LCKW-Gehalt in Wasserproben aus dem Zu- und Ablauf der Säulen bestimmt, sowie bei Gasbildung der Methan-, Ethen- und Ethangehalt. Je nach Konzentration der LCKW kann die Dechlorierungsrate über eine Massenbilanz mit Reaktionstermen erster bzw. nullter Ordnung aus der Differenz der LCKW-Konzentrationen zwischen Säulenzu- und ablauf berechnet werden.

Messanordnung zur Bestimmung der Dechlorierungsrate in ungestörten Sedimentsäulen.
Das Grundwasser wird über die Schlauchpumpe (2) in schutzgasgefüllter Kammer aus dem Edelstahlfass (1) durch die Edelstahlleitungen (3) in die Sedimentsäulen gepumpt. Im Säulenablauf sind zur Messung der Gasbildung Gassammler angebracht (4).

Einsatzbereich/Aufwand

Erfasste(r) Parameter:

Alle LCKWs, TOC, Karbonsäuren bei Zugabe von Elektronendonator, Chlorid, pH, Methan, Ethen, Ethan, Temp.

Messmedium bzw. Einsatzort:

Labormessung mit ungestörten Sedimentkernen und Standortwasser

Untersuchungsaufwand:

Für MNA-Untersuchungen 10 d; 7.000 € pro Analyse mit je 8 Sedimentkernen; bei ENA-Untersuchungen > 10 d

Ergänzende Untersuchungen:

Vor Durchführung von Säulenversuchen: Bestimmung des Redoxpotenzials, Sauerstoffgehaltes im Grundwasser, Grundwasserströmungsrate, des Dechlorierungspotenzials in Wasser- oder Bodenproben

Anforderungen an Proben

Probenvolumen, Art:

ungestörte Sedimentkerne; mindestens 8 Proben aus verschiedenen Tiefen, um die Dechlorierungsrate in einem repräsentativen Aquiferbereich zu bestimmen; keine Lehmeinschlüsse

Probenlagerung:

lagerfähig unter Schutzgas bei 8 - 10 °C bis zu 24 h

Anwendungsbereich und -grenzen der Methoden

Anwendungsbereich:	Anwendungsgrenzen:
Planungsgrundlage für MNA bzw. ENA	Ausreichende Aquiferdurchlässigkeit; Die Homogenität des Aquifers und die Zahl der Stichproben bestimmt, wie repräsentativ die Messung für den kontaminierten Standort ist.

Entwicklungsstand/Anwendungsbeispiele

Praxistauglichkeit:

Ja

Anbieter:

Analytiklabore mit chemischer und mikrobiologischer Ausstattung

Anwendung in KORA:

Projektnummer 3.2c: Perleberg (FKZ: 02WN0372).

Literatur:

ZHENG, Z., P. AARGAARD (2002): Sorption and anaerobic biodegradation of soluble aromatic compounds during groundwater transport. 1. Laboratory column experiments. Environmental Geology (Berlin), 41: 922-932.

Alternative Methoden

bisher nicht verfügbar

Ansprechpartner

Dr. Heidrun Scholz-Muramatsu; Universität Stuttgart, Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte und Abfallwirtschaft, Tel.: 0711/685 6547 4; E-mail: scholz-muramatsu@iswa.uni-stuttgart.de

Besonderheiten/Hinweise

Vorteile der Methode:
rasche Information (max 10 d) über Eignung für MNA; keine radioaktiven Substrate

M2 Methoden zur Beurteilung des biologischen Abbaus

M2.2 Beurteilung des biologischen Abbaus in Stufe II und Stufe IV

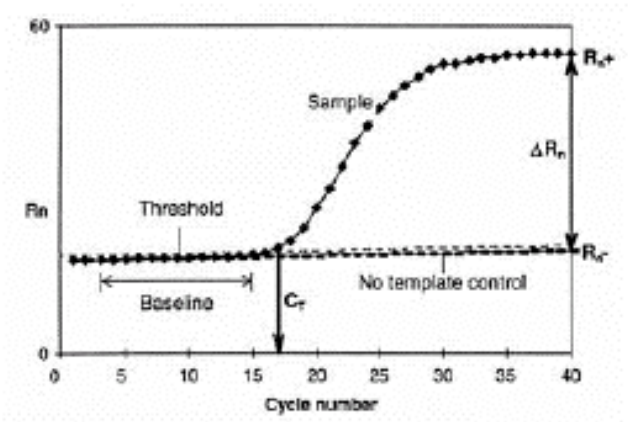
M2.2.3 Real-time PCR zur Quantifizierung von Mikroorganismen und ihrer funktionellen Gene

Zielsetzung

Quantifizierung spezifischer Gruppen von Mikroorganismen (z.B. Fe(II)-Oxidierer, Sulfat-Reduzierer) mittels real-time PCR.

Kurzbeschreibung der Methode

Zunächst wird DNA (oder RNA) aus einer Umweltprobe extrahiert, wobei das Extraktionsprotokoll für das Probenmaterial geeignet sein muss. Spezifische Sequenzen von DNA (oder RNA) werden anhand der Auswahl von Oligonukleotiden (Primer und Sonden) vervielfältigt. Die Funktion der exponentiellen Zunahme der DNA-Kopienzahl (Abbildung) ermöglicht die Bestimmung der Kopienzahl in der Probe. Anhand der 16S rDNA Gene können verschiedene phylogenetische Gruppen von Prokaryonten quantifiziert werden. Anhand funktioneller Gene können physiologische Gruppen von Prokaryonten quantifiziert werden, z.B. Sulfatreduzierer anhand des Gens dsr (Dissimilatorische Sulfit-Reduktase).



Einsatzbereich/Aufwand

Erfasste(r) Parameter:

Messmedium / Einsatzort:

Sediment, Boden, Wasser, Kulturen etc. / Labormessung

Untersuchungsaufwand:

1 Tag pro 50 Kopienzahlen; ca. 150 € pro Kopienzahl; vorher qualitativer PCR-Nachweis von Genen

Ergänzende Untersuchungen:

Andere Methoden zur Quantifizierung: Fluoreszenz in situ Hybridisierung (FISH), Most-probable-number (MPN)

Anforderungen an Proben

Probenvolumen, Art:

Einige g Feststoff- oder Flüssigproben

Probenlagerung:

Die Proben sollen möglichst unmittelbar eingefroren und bei höchsten - 20 °C gelagert werden (einige Jahre)

Anwendungsbereich und -grenzen der Methoden

Anwendungsbereich:

Breite Anwendbarkeit. Quantifizierung von verschiedensten Gruppen von Mikroorganismen

Anwendungsgrenzen:

Etwa 100 Zellen pro g Probe, aber Kontaminationsrisiko (Fremd-DNA) gegeben, DNA muss aus Proben extrahierbar sein.

Entwicklungsstand/Anwendungsbeispiele

Praxistauglichkeit:

Praxisreif

Anbieter:

Analytiklabor mit Mikrobiologie-Abteilung

Anwendung in KORA:

Projektnummer 6.2: Bergbauhalden (FKZ: 02WN505) und
assoziiertes BMBF-Projekt (FKZ: 0330523).

Literatur:

KOCK, D., AND A. SCHIPPERS. 2006. Geomicrobiological investigation of two different mine waste tailings generating acid mine drainage. Hydrometallurgy 83: 167-175;

SCHIPPERS, A., AND L. N. NERETIN. 2006. Quantification of microbial communities in near-surface and deeply buried marine sediments on the Peru continental margin using real-time PCR. Environ. Microbiol. 8: 1251-1260.

SMITH, C. J., D. B. NEDWELL, L. F. DONG, AND A. M. OSBORN. 2006. Evaluation of quantitative polymerase chain reaction-based approaches for determining gene copy and gene transcript numbers in environmental samples. Environ. Microbiol. 8: 804-815.

Alternative Methoden

Andere Methoden zur Quantifizierung: Fluoreszenz in situ Hybridisierung (FISH), Most-probable-number (MPN)

Ansprechpartner

PD Dr. Axel Schippers; Tel.: 0511/643 3103; e-mail: axel.schippers@bgr.de

Besonderheiten/Hinweise

Keine Angaben

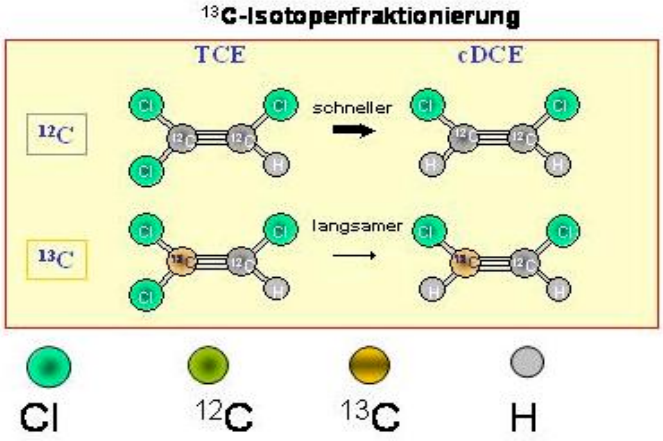
M2 Methoden zur Beurteilung des biologischen Abbaus

M2.2 Beurteilung des biologischen Abbaus in Stufe II und Stufe IV	M2.2.4 ^{13}C-LCKW Isotopenverhältnisse

Zielsetzung

Untersuchung des mikrobiellen In Situ-Abbaus von chlorierten Kohlenwasserstoffen.

Kurzbeschreibung der Methode



Komponentenspezifische Isotopenuntersuchungen (v.a. $^{13}C/^{12}C$ mittels GC-IRMS (Gaschromatography-Isotope-Ratio-Mass-Spectroscopy)) sind derzeit die am weitesten entwickelten Instrumente zum Nachweis und zur Quantifizierung von Natural Attenuation (NA)- Prozessen an leichtflüchtigen chlorierten Kohlenwasserstoffen (LCKW).

Da die ^{13}C-Isotopensignaturen beim mikrobiellen Abbau zu nicht chlorierten Produkten durch typische Fraktionierungseffekte beeinflusst werden können, lassen sich die Abbauprozesse in diesen Fällen mit der $^{13}C/^{12}C$-Isotopenmethode unabhängig von den Schadstoffkonzentrationen feststellen und quantifizieren.

Durch den Vergleich der Abbauzustände verschiedener Proben erfolgt unter Berücksichtigung der Hydrogeologie und/oder des Grundwasseralters eine zeitliche Skalierung zur Bestimmung der „Abbau-Rate“. Die anhand der Isotopenmethode ableitbare zeitliche Entwicklung des LCKW-Abbaus ist ein hervorragendes Prognoseinstrument für den Natural Attenuation-Prozess (NA-Prognose).

Einsatzbereich/Aufwand

Erfasste(r) Parameter

LCKW

Messmedium / Einsatzort:

Labormessung mit Standortwasser (i.d.R. Standortwasser entlang des hydraulischen Gradienten)

Untersuchungsaufwand:

Qualifiziertes Fachpersonal; Messung 350 bis 500 € / Probe.

Ergänzende Untersuchungen:

Mikrobiologische Abbauversuche in Mikrokosmen

Anforderungen an Proben

Probenvolumen, Art:

Bodenproben: mind. 0,5 kg; Flüssigproben: 50 bis 200 ml

Probenlagerung:

Kühl lagern, Stabilisierung mit Natronlauge, zeitnahe Analytik, wie bei CKW-Konzentrationsmessungen üblich

Anwendungsbereich und -grenzen der Methoden

Anwendungsbereich:

Durch die Methode kann parallel die Abgrenzung von LCKW-Kontamination(en) im Untergrund (Boden / Grundwasser) erfolgen. Dabei wird ausgenutzt, dass sich die ^{13}C-Isotopensignaturen chlorierter Kohlenwasserstoffe je nach Ausgangssubstanzen und Herstellungsverfahren unterscheiden, jedoch weder durch Verdünnung oder Transport im Grundwasser, noch durch Retardationsprozesse beeinflusst werden.
Die Methodenanwendung dient der direkten Erfassung von mikrobiologischen NA-Aktivitäten.

Mit der Methode kann der vollständige LCKW-Abbau zu nicht chlorierten Verbindungen nachgewiesen und quantifiziert werden.

Anwendungsgrenzen:

Vielzahl von räumlich und zeitlich schwer abgrenzbaren Schadensherden am Untersuchungsstandort limitieren quantitative Aussagen.
Bei geringen Schadstoffkonzentrationen (LCKW Konzentrationen < 5 µg/L) ist Methode nur bedingt einsetzbar.

Entwicklungsstand/Anwendungsbeispiele

Praxistauglichkeit:

Praxisreif.

Anbieter:

Akkreditierte Analytiklabore mit entsprechender Ausrüstung und Fachpersonal zur Interpretation der Isotopendaten (Aufgrund der hohen Gerätekosten eines GC-IRMS auch qualifizierte universitäre Einrichtungen und Forschungsinstitute)

Anwendung in KORA:

Projektnummer 3.6b: Frankenthal (FKZ: 02WN0447)
Projektnummer 3.4d: Düsseldorf (FKZ: 02WN0379)
Projektnummer 3.5: Rosengarten (FKZ: 02WN0437)

Literatur:

TIEHM A., SCHMIDT K. R., PFEIFER B., HEIDINGER M., ERTL S. (2008) Growth kinetics and carbon isotope fractionation during aerobic degradation of cis-1,2-dichloroethene and vinyl chloride. Water Res. 42 (10-11): 2431-2438.

LEE P.K.H., CONRAD M.E., ALVAREZ-COHEN L. (2007) Stable carbon isotope fractionation of chloroethenes by dehalorespiring isolates. Environ. Sci. Technol., 41 (12): 4277-4285.

MARTIN H., HEIDINGER M., ERTL S., EICHINGER L., TIEHM A., SCHMIDT K., KARCH U., LEVE J. (2006): ^{13}C-Isotopenuntersuchungen zur Bestimmung von Natural Attenuation – Abgrenzung und Charakterisierung eines CKW-Schadens am Standort Frankenthal. TerraTech. 3-4: 14-17.

MORRILL P.L., SLEEP B.E, SLATER G.F., EDWARDS E.A., SHERWOOD LOLLAR B. (2006) Evaluation of isotopic enrichment factors for the biodgradation of chlorinated ethenes using a parameter estimation model: Towards an improved quantification of biodegradation Envirn.Sci.Technol. 40 (12): 3886-3892.

ERTL, S., SEIBEL, F., EICHINGER, L., FRIMMEL, F.H., KETTRUP, A. (1998): $^{13}C/^{12}C$- and $^{2}H/^{1}H$-Isotope Ratios of Trichloroethene, Tetrachloroethene and their Metabolites. Isotopes in Environmental and Health Studies, 34: 245-253.

Alternative Methoden

Keine

Ansprechpartner

Hydroisotop GmbH, Telefon: +49-(0)8444/92890; E-mail: info@hydroisotop.de

Besonderheiten/Hinweise

Vorteile der Methode: Qualitative und quantitative Erfassung von mikrobiologischen NA-Aktivitäten. Unterscheidung von wirklicher Schadstoffminderung durch mikrobiologischen Abbau gegenüber Verdünnung usw..

Nachteile der Methode: Wenn keine standortspezifischen Anreicherungsfaktoren bekannt sind, kann zumindest eine konservative Quantifizierung erfolgen.

Es ist empfehlenswert eine Beprobung vor evtl. Sanierungsmaßnahmen durchzuführen, um den „Ausgangszustand“ und das vorhandene mikrobiologische Abbaupotenzial zu erfassen. Durch eine einmalige Beprobung können jedoch ohne umfangreiche Sekundärdaten keine „Abbauraten“ bestimmt werden, in vielen Fällen müssen deshalb Mehrfachbeprobungen erfolgen.

M2 Methoden zur Beurteilung des biologischen Abbaus

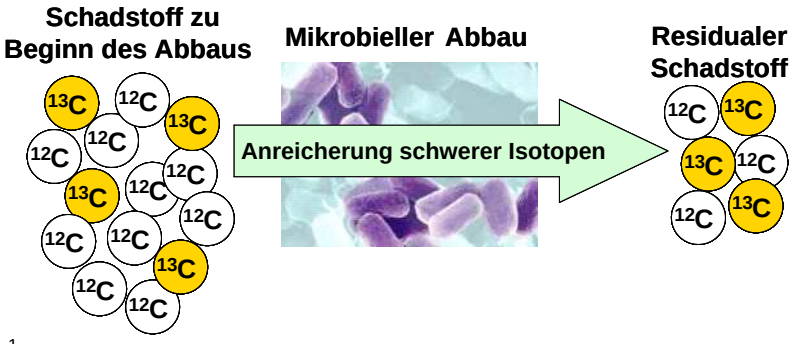
M2.2 Beurteilung des biologischen Abbaus in Stufe II und Stufe IV

M2.2.5 Isotopenmonitoring für BTEX/PAK

Zielsetzung

Untersuchung des mikrobiellen *in situ*-Abbaus von BTEX und PAK.

Kurzbeschreibung der Methode



Isotope eines Elementes besitzen die gleiche Anzahl an Protonen, aber unterscheiden sich in der Anzahl der Neutronen, weshalb sie unterschiedliche Massen haben. Organische Schadstoffe bestehen hauptsächlich aus Kohlenstoff und Wasserstoff. Beide Elemente weisen zwei stabile Isotope auf. Das Verhältnis von schweren zu leichten Isotopen eines Elementes wird als Isotopensignatur oder Isotopenverhältnis bezeichnet ($^{13}C/^{12}C$, $^{2}H/^{1}H$). Die Bestimmung der Isotopenverhältnisse von BTEX und PAK erfordert eine hochpräzise, komponenten-spezifische Analysetechnik, bei der ein Gaschromatograph (GC) mit einem Isotopenverhältnis-Massenspektrometer (IRMS) gekoppelt ist.
Infolge des biologischen Abbaus verändert sich das Isotopenverhältnis eines Schadstoffs, weil Mikroorganismen Verbindungen aus leichten Isotopen schneller verwerten. Während der biologischen Umsetzung kommt es daher zu einer Anreicherung von schweren Isotopen (^{13}C, ^{2}H) in der noch nicht abgebauten Schadstofffraktion (siehe Abb.). Dieser Prozess wird als Isotopenfraktionierung bezeichnet.
Die Isotopensignatur eines Schadstoffes wird im Grundwasser fast ausschließlich durch mikrobielle Abbauprozesse beeinflusst. Abiotische Effekte wie Verdünnung, Verflüchtigung oder Sorption sind vernachlässigbar. Die Veränderung der Isotopensignatur von Schadstoffen ist deshalb grundsätzlich zum qualitativen und quantitativen Nachweis des biologischen *in situ*-Schadstoffabbaus geeignet. Durch die Bestimmung sowohl des Kohlenstoff- als auch des Wasserstoffisotopenverhältnisses können dominierende Abbauwege erfasst werden.

Einsatzbereich/Aufwand

Erfasste(r) Parameter

BTEX/PAK

Messmedium / Einsatzort:

Grundwasser, Boden, reine Schadstoffphasen von kontaminierten Grundwasserleitern

Untersuchungsaufwand:

1-2 Proben aus der Schadstoffquelle, mind. 3-4 Proben aus dem Abstrombereich (Messung 300 bis 450 € / Probe); Auswertung der Isotopendaten durch qualifiziertes Fachpersonal

Ergänzende Untersuchungen:

BACTRAP-Untersuchungen, Metabolitenmonitoring, Laborabbauversuche

Anforderungen an Proben

Probenvolumen, Art:

Flüssigprobe 50 ml bis 5,0 l

Probenlagerung:

Kühl lagern, Konservierung/Stabilisierung der Analyten (BTEX/PAK) in der Probe, zeitnahe Analytik, wie bei Konzentrationsmessungen üblich.

Anwendungsbereich und -grenzen der Methoden

Anwendungsbereich:

- Nachweis, Charakterisierung und Quantifizierung des mikrobiellen *in situ*- BTEX/PAK-Abbaus im Rahmen von NA und ENA-Maßnahmen
- Erfolgskontrolle von Biostimulationsverfahren
- Ermittlung von geeigneten Sanierungs- und Standortmanagementkonzepten

Die Isotopensignaturen höherer PAK können zur Korrelation von Schadstoffquellen und -fahnen verwendet werden. Die spezifische Kohlenstoff- und Wasserstoffisotopensignatur einzelner PAK wird dabei als Fingerprint in der forensischen Anwendung genutzt. Voraussetzung für die forensische Anwendung ist, dass sich die PAK-Quellen isotopisch unterscheiden, was nicht immer gegeben ist.

Herkunft und Verarbeitung der PAK (aus Mineralöl, Kohle, Destillation etc) können die Isotopensignatur von PAK beeinflussen.

Anwendungsgrenzen:

Eine Vielzahl von räumlich und zeitlich schwer abgrenzbaren Schadensherden am Untersuchungsstandort limitieren die quantitativen Aussagen.
Bei geringen Schadstoffkonzentrationen (< 5 µg/L) ist das Isotopenmonitoring nur bedingt einsetzbar.
Für PAK mit einer Kohlenstoffanzahl von >12 ist für den mikrobiellen Abbau nur eine geringe Isotopenfraktionierung bestimmbar, deshalb ist das Isotopenmonitoring für diese Verbindungen zum Nachweis der Biodegradation ungeeignet.

Entwicklungsstand/Anwendungsbeispiele

Praxistauglichkeit:

In der Praxis erprobtes und vielfach angewandtes Verfahren.

Anbieter:

Analyselabore mit entsprechender Ausrüstung und Know-how für die Interpretation der Isotopendaten (aufgrund der hohen Gerätekosten eines GC-IRMS auch qualifizierte universitäre Einrichtungen und Forschungsinstitute).

Anwendung in KORA:

Projektnummer 1.3: Epple (FKZ: 02WN0353), Projektnummer 1.2: Brand (FZK: 02WN0352)
Projektnummer 2.3: Castrop Rauxel FZK: 02WN0359).

Literatur:

MECKENSTOCK, R. U.; MORASCH, B.; GRIEBLER, C.; RICHNOW H. H. (2004) Stable isotope fractionation as a tool to monitor biodegradation in contaminated aquifers. J. Cont. Hydrol. 75: 215-255.

FISCHER, A.; THEUERKORN, K.; STELZER, N.; GEHRE, M.; THULLNER, M.; RICHNOW, H. H. (2007) Applicability of stable isotope fractionation analysis for the characterization of benzene biodegradation in a BTEX contaminated aquifer. Environ. Sci. Technol. 41: 3689-3696.

FISCHER, A.; HERKLOTZ, I.; HERRMANN, S.; THULLNER, M.; WEELINK, S. A. B.; STAMS, A. J. M.; SCHLÖMANN, M.; RICHNOW, H. H.; VOGT, C. (2008) Combined carbon and hydrogen isotope fractionation investigations for elucidating benzene biodegradation pathways. Environ. Sci. Technol. 42: 4356-4363.

Alternative Methoden

Keine

Ansprechpartner

Isodetect GmbH, Tel.: 0341/2352599, 089/31873086; Email: eisenmann@isodetect.de, fischer@isodetect.de

Dr. Hans-Hermann Richnow, Tel.: 0341/2351212, Email: hans.richnow@ufz.de

Prof. Dr. Rainer Meckenstock, Tel. 089/31872561, Email: rainer.meckenstock@helmholtz-muenchen.de

Besonderheiten/Hinweise

Mit Hilfe des Isotopenmonitorings ist der direkte Nachweis, die Charakterisierung und Quantifizierung des *in situ*-Schadstoffabbaus mit nur einer Methode möglich. Zusätzlich können Schadstoffquellen unterschieden und zugeordnet werden.

Für eine akkurate Quantifizierung des Schadstoffabbaus ist die Wahl oder Bestimmung eines geeigneten Isotopenfraktionierungsfaktors erforderlich. Mitunter fehlen notwendige Informationen; somit unterliegt die Berechnung einer gewissen Variabilität. In diesem Fall sollte der Isotopenfraktionierungsfaktor, welcher die höchste Isotopenfraktionierung aufweist, gewählt werden, um eine konservative Quantifizierung zu gewährleisten.

Das Isotopenmonitoring ist ein patentiertes Verfahren (Patenthalter: Isodetect GmbH).
Für die Berechnung des *in situ*-Schadstoffabbaus ist die Wahl von geeigneten Isotopenfraktionierungsfaktoren, welche durch Laborabbauversuche bestimmt werden, erforderlich. Eine Zusammenfassung der bisher in der Literatur veröffentlichten Isotopenfraktionierungsfaktoren findet sich auf den Internetseiten der Isodetect GmbH (www.isodetect.de).

Neben BTEX und PAK wurde der mikrobielle *in situ*-Abbau von Kraftstoffadditiven (MTBE und ETBE) mit Hilfe des Isotopenmonitorings untersucht. Es liegen zahlreiche Studien vor, so dass das Isotopenmonitoring auch für diese Schadstoffgruppe einsetzbar ist.

M2 Methoden zur Beurteilung des biologischen Abbaus

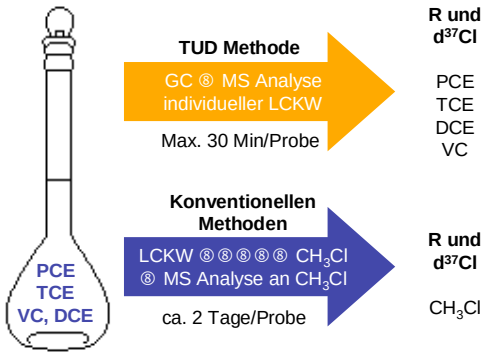
M2.2 Beurteilung des biologischen Abbaus in Stufe II und Stufe IV

M2.2.6 Chlorisotopenfraktionierung von LCKW

Zielsetzung

Nachweis des mikrobiellen LCKW-Schadstoffabbaus mittels Chlorisotopenfraktionierung

Kurzbeschreibung der Methode



Die komponenten-spezifische Analyse stabiler Chlorisotope („Compound-specific stable isotope analysis“ CSIA) wird, wie die normale quantitative Analyse von LCKW, an einem Quadrupol Gas- Chromatograph/Massenspektrometer (Quadrupol GC/MS) im Single-Ion-Monitoring-Modus (SIM) durchgeführt.
Die zu untersuchenden LCKW in der Probe werden zunächst direkt oder nach der Anreicherung durch Thermodesorption oder Purge & Trap in den GC eingegeben und danach über eine GC-Kapillarsäule voneinander getrennt. Jede gaschromatographisch getrennte Substanz wird anschließend in einem Quadrupol MS ionisiert und fragmentiert. Die Peakintensitäten der ausgewählten Massen von Molekül- sowie Fragmentionen der LCKW werden bestimmt. Mit diesen Werten werden die Chlorisotopenverhältnisse der LCKW durch eine Reihe von Formeln berechnet, die am Institut WAR der TU Darmstadt im Rahmen des Vorhabens entwickelt wurden.

Einsatzbereich/Aufwand

Erfasste(r) Parameter:

LCKW

Messmedium / Einsatzort:

Labormessung von Wasser- und Gasproben

Untersuchungsaufwand:

Qualifiziertes Fachpersonal; derzeit noch keine Kostenangabe möglich, da noch im Entwicklungsstadium.

Ergänzende Untersuchungen:

$^{13}C/^{12}C$ Isotopenanalyse individueller LCKW-Verbindungen in Boden und Grundwasserproben

Anforderungen an Proben

Probenvolumen, Art:

Wasserproben: 100 ml – 1000 ml; Gasproben: mind. 10 ml mit der Konzentration von 2 mg/ml-Headspace

Probenlagerung:

Die Proben sollen möglichst feldfrisch analysiert werden.

Anwendungsbereich und -grenzen der Methoden

Anwendungsbereich:

Die Methode wird für eine quantitative Chlorisotopenanalyse von individuellen LCKW-Verbindungen in wässrigen sowie gasförmigen Proben eingesetzt.
Die Methode ist in allen Bereichen einsetzbar, wo biologische Abbauprozesse der LCKW bewertet oder überwacht werden müssen.

Anwendungsgrenzen:

Die Konzentration an LCKW muss mindestens 20 µg/L im Wasser bzw. 2 mg/mL im Gas sein.
Die Proben sollten kein Trichlorfluoromethan bzw. Dichlorfluormethan enthalten.

Entwicklungsstand/Anwendungsbeispiele

Praxistauglichkeit:

Noch im Forschungsstadium.

Anbieter:

Analytiklabore mit entsprechender gerätetechnischer Ausstattung (GC/MS mit Thermodesorption/Purge & Trap/Headspace).

Anwendung in KORA:

Projektnummer 3.4c: Düsseldorf-Lierenfeld (FKZ: 02WN0378).

Literatur:

SAKAGUCHI-SÖDER K., JAGER J., GRUND H., MATTHÄUS F., SCHÜTH C. (2007): Monitoring and evaluation of dechlorination processes using compound- specific chlorine isotope analysis". Rapid Communications in Mass Spectrometry, 21 (18):3077–3084.

Alternative Methoden

Bisher wurde nur eine vergleichbare Methode zur Bestimmung der komponentenspezifischen Chlorisotopenverhältnisse bei LCKW Mischproben veröffentlicht (Shouakar-Stash et al., 2006*). Das komponenten-spezifische Chlorisotopenverhältnis jeder chlorierten Substanz durch die Auswertung von zwei ausgewählten Fragmentpeaks mittels eines speziellen Messsystems (GC-Continuous-Flow/Duel-Inlet Isotope-Ratio-Massenspektrometer mit 3 normalen und 6 speziellen Kollektoren) wurde am Environmental Isotope Laboratory an der Universität Waterloo bestimmt. Der Preis an der ^{37}Cl Messung beträgt $ 471.- je Probe. (http://www.science.uwaterloo.ca/research/eilab/Services/)
(* Shouakar-Stash O., Drimmie R.J., Zhang M, Frape S.K. (2006): Compound-specific chlorine isotope ratios of TCE, PCE and DCE isomers by direct injection using CF-IRMS. Applied Geochemistry, 21, 766–781.)

Ansprechpartner

K. Sakaguchi-Söder; Technische Universität Darmstadt; Tel.: 06151/16 4901;
e-mail: k.sakaguchi@iwar.tu-darmstadt.de

Besonderheiten/Hinweise

Vorteile der Methode:
Die entwickelte komponenten-spezifische Chlorisotopenmethode ist für die Routinelaboranalyse gut angepasst, da sie im Gegensatz zu konventionellen Methoden weder eine vorgeschaltete chemische Umwandlung noch spezielle Messsysteme erfordert. Beispielweise kann die Chlorisotopenanalyse einer typischen Grundwasserprobe, die mit chlorierten aliphatischen Verbindungen wie PCE, TCE und VC kontaminiert ist, innerhalb von 30 Minuten mittels eines normalen Quadrupol GC/MS durchgeführt werden. Die Möglichkeit zur Online/Onsite-Messung ist gegeben.
Im Prinzip ist die Methode für alle chlorierten Komponenten geeignet, wenn die Substanzen gaschromatographisch getrennt werden können.

Nachteile der Methode:
Werden im Rahmen des Projektes noch untersucht.

M2 Methoden zur Beurteilung des biologischen Abbaus

M2.2 Beurteilung des biologischen Abbaus in Stufe II	M2.2.7 ^{13}C-CO_2-Isotopenverhältnis im gelösten anorganischen Kohlenstoff

Zielsetzung

Nachweis des mikrobiellen Schadstoffabbaus über die aquiferinterne Freisetzung von isotopisch leichtem CO_2

Kurzbeschreibung der Methode

Mit Hilfe der Kohlenstoffisotopenverhältnisse im gelösten anorganischen Kohlenstoff (TIC) kann zum einen dessen Herkunft geklärt werden. Zum anderen bietet die Methode die Möglichkeit, Prozesse zu identifizieren und zu quantifizieren, die im Untersuchungsraum zur Veränderung der TIC-Konzentration führen. Hierzu zählen der mikrobielle Abbau organischer Substanz (Schadstoffabbau), die Karbonatlösung, die Methanogenese und die Methanoxidation.
Möglich ist die Identifikation unterschiedlicher CO_2-Quellen aufgrund deren charakteristischer C-Isotopensignatur: Während Karbonate meist $\delta^{13}C$-Werte um 0 ‰ aufweisen, sind organische Verbindungen pflanzlicher Herkunft stark am schweren Kohlenstoffisotop (^{13}C) verarmt. Biogen erzeugtes Methan ist mit $\delta^{13}C$-Werten unter -50‰ noch stärker am ^{13}C-Isotop verarmt, da bei der Methanogenese wiederum die isotopisch leichten Moleküle bevorzugt umgesetzt werden.
Mit der Oxidation dieser organischen Verbindungen ist nur ein geringer Isotopeneffekt von wenigen Promille verbunden, so dass die charakteristische niedrige Isotopensignatur im Reaktionsprodukt CO_2 erhalten bleibt. CO_2 aus der Lösung von Karbonatmineralen hingegen weist deutlich höhere $\delta^{13}C$-Werte auf.
Findet im untersuchten System Methanogenese statt, so drückt sich dies im allgemeinen in ansteigenden $\delta^{13}C$-TIC-Werten aus, da das isotopisch leichte ^{12}C-Isotop bevorzugt zu Methan umgesetzt wird. Ob steigende $\delta^{13}C$-TIC-Werte durch Methanogenese oder Karbonatlösung hervorgerufen werden, lässt sich meist gut anhand hydrochemischer Parameter wie der TIC- bzw. Methankonzentration und der Lithologie des Aquifers klären.

Einsatzbereich/Aufwand

Erfasste(r) Parameter:

Gelöster anorganischer Kohlenstoff (TIC)

Messmedium bzw. Einsatzort:

Die Probenaufbereitung und –untersuchung selbst findet im Labor an Wasserproben des Untersuchungsstandortes oder eines Laborversuchs (z.B. Säulenversuch) statt.

Untersuchungsaufwand:

Qualifiziertes Fachpersonal; 1 bis 2 Stunden pro Messung; 50 bis 100 € / Probe.

Ergänzende Untersuchungen:

Bestimmung der Schadstoff-, TIC-, Nitrat- , Sulfat- und Methankonzentrationen
Bestimmung der (komponentenspezifischen) Kohlenstoffisotopenverhältnisse der Schadstoffe
Stöchiometrische Berechnung des Oxidationsmittelverbrauchs und der CO_2-Freisetzung

Anforderungen an Proben

Probenvolumen, Art:

Einige ml bis dl, Wasserproben

Probenlagerung:

Die Probenahme für die $\delta^{13}C$-TIC-Analytik sollte unter ähnlichen Gesichtspunkten wie für die TIC-Konzentrationsbestimmung durchgeführt werden: Eine CO_2-Entgasung der häufig übersättigten Grundwasserproben bei der Probenahme oder Lagerung ist ebenso zu vermeiden wie eine nachträgliche CO_2-Produktion in der Probenflasche durch mikrobielle Reaktionen. Bei längerer Lagerung ist eine Konservierung der Proben durch Zugabe von Quecksilberchlorid oder eines anderen Bakterizids erforderlich.

Anwendungsbereich und -grenzen der Methoden

Anwendungsbereich:

Über die Untersuchung der Kohlenstoffisotopenverhältnisse im gelösten anorganischen Kohlenstoff (TIC) kann dessen Herkunft geklärt werden. Als potentielle Quellen kommen Karbonatlösung, Mineralisation organischer Substanz, Methanogenese (Acetatfermentation) und Methanoxidation, als Senke die Methanogenese (CO_2-Reduktion) in Frage. Die aquiferinterne Freisetzung von isotopisch leichtem CO_2 mit $\delta^{13}C$-Werten von etwa -20 bis -30‰ ist ein eindeutiger Hinweis auf den mikrobiellen Abbau organischer Substanz. Isotopisch ist CO_2 aus der Mineralisation natürlicher organischer Verbindungen zunächst nicht von demjenigen aus dem Abbau organischer Schadstoffe zu unterscheiden.

Da mikrobiell katalysierte Redoxprozesse in Aquiferen meist substratlimitiert sind, ist die Abbaurate und damit auch die CO_2-Freisetzung und die Auswirkung auf die Kohlenstoffisotopie des TIC an kontaminierten Standorten jedoch deutlich höher als in unbelasteten Aquiferen.

Anwendungsgrenzen:

Um einen deutlichen Kohlenstoffisotopeneffekt zu erreichen, muss die ursprünglich vorhandene TIC-Konzentration um mindestens 10 bis 20% erhöht werden. Schwierig wird der Nachweis wenn ein signifikanter Gasaustausch zwischen der ungesättigten Zone und dem Grundwasser und / oder intensive Karbonatlösung stattfindet (nicht geschlossene Systeme).

Entwicklungsstand/Anwendungsbeispiele

Praxistauglichkeit:

Stand der Technik

Anbieter:

Analytiklabore mit entsprechender gerätetechnischer Ausstattung

Anwendung in KORA:

Projektnummer 2.2a: Düsseldorf-Flingern (FKZ: 02WN0357),
Projektnummer 2.3: Castrop-Rauxel (FKZ: 02WN0359).

Literatur:

CONRAD, M.E., DALEY, P. F., FISCHER, M.L., BUCHANAN, B.B., LEIGHTON, T., KASHGARIAN, M. (1997): Combined ^{14}C and ^{13}C monitoring of in situ biodegradation of petroleum hydrocarbons, Environ. Sci. Technol., 31: 1463-1469

FISCHER, A., VIETH, A.; KNÖLLER, K., WACHTER, T., DAHMKE, A., RICHNOW, H.-H. (2004): Charakterisierung des mikrobiellen Schadstoffabbaus mithilfe von isotopenchemischen Methoden. Grundwasser, 3: 159-172

LANDMEYER, J., VROBLESKY, D.A., CHAPELLE, F.H. (1996): Stable carbon isotope evidence of biodegradation zonation in a shallow jet-fuel contaminated aquifer. Environ. Sci. Technol., 30: 1120-1128.

Alternative Methoden

Bestimmung der TIC- und der Schadstoffkonzentration

Ansprechpartner

U. Schulte, Ruhr-Universität Bochum, Lehrstuhl für Sediment- und Isotopengeologie, 44801 Bochum; Tel.: 0234/32 25454; e-mail: ulrike.schulte@rub.de
H. Strauss, Geologisch-Paläontologisches Institut, 48149 Münster; e-mail: hstrauss@uni-muenster.de

Besonderheiten/Hinweise

Sowohl bei der CO_2-Lösung als auch bei der Dissoziation der Kohlensäure kommt es zu einer temperatur- und speziesabahängigen Gleichgewichtsisotopenfraktionierung. Insbesondere bei der quantitativen Auswertung von TIC-Konzentrationen und -Isotopenverhältnissen sind daher die entsprechenden Milieuparameter zu beachten. Desweiteren ist zu klären, ob ein CO_2-Austausch mit einer Gasphase (Bodenluft) stattfinden kann.

Vorteile der Methode:
Nur über die Bestimmung des Kohlenstoffisotopenverhältnisses kann tatsächlich belegt werden, dass freigesetztes CO_2 aus der Mineralisation organischer Substanz und nicht aus der Karbonatlösung stammt. Ist zusätzlich die komponentenspezifische Kohlenstoffisotopenzusammensetzung der Schadstoffe bekannt, kann unter günstigen Umständen sogar ermittelt werden, welcher Schadstoff des vorhandenen Gemischs bevorzugt abgebaut wird.

Nachteile der Methode:
Die Bestimmung der Kohlenstoffisotopenverhältnisse im TIC ist zeitaufwändiger und teurer als eine reine Konzentrationsmessung und nicht in jedem hydrochemischen Labor durchführbar.

M2 Methoden zur Beurteilung des biologischen Abbaus

M2.2 Beurteilung des biologischen Abbaus in Stufe II und Stufe IV

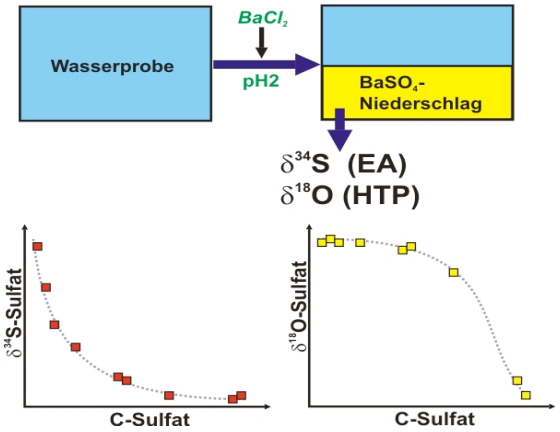
M2.2.8 Isotopengeochemischer Nachweis der Sulfatreduktion in kontaminierten Wasserkörpern

Zielsetzung

Semiquantitativer, Elektronendonator-unabhängiger Nachweis der dissimilatorischen Sulfatreduktion unter Feldbedingungen anhand der isotopischen Zusammensetzung des gelösten Sulfats

Kurzbeschreibung der Methode

Dissimilatorische Sulfatreduktion erzeugt charakteristische Isotopenfraktionierungsmuster sowohl des Schwefels als auch des Sauerstoffs im verbleibenden Restsulfat, die weitestgehend unabhängig von den beteiligten Elektronendonatoren sind. Ist die isotopische Zusammensetzung des Background-Sulfates bekannt, kann über die $\delta^{34}S$ und $\delta^{18}O$-SO_4^{2-} Messung an Einzelmesspunkten eine qualitative Prozessidentifikation der Sulfatreduktion erfolgen.
In Strömungs- oder Vertikalprofilen (Mehrfachmesspunkte) lassen sich über die gesetzmäßige Verknüpfung von Isotopenfraktionierung und Sulfatkonzentration quantitative Aussagen zum Sulfatumsatz ableiten.



Einsatzbereich/Aufwand

Erfasste(r) Parameter:

Gelöstes Sulfat

Messmedium / Einsatzort:

Grund-/Oberflächenwasser von Feldstandorten, Präparation und Messung im Labor

Untersuchungsaufwand:

Minimal 4Tage; 160 € pro Wasserprobe (Doppelbestimmung)

Ergänzende Untersuchungen:

Messung der Schwefelisotopenwerte des korrespondierenden gelösten Sulfids zur Identifizierung von Sekundärprozessen (Mischung, Re-Oxidation)

Anforderungen an Proben

Probenvolumen, Art:

Flüssigproben, Volumen abhängig vom Sulfatgehalt (mindestens 10 mg Sulfat absolut)

Probenlagerung:

Konservierung mit Zn-Acetat, kühle Lagerung (GW-Temperatur), Lagerdauer nicht mehr als 3 Monate

Anwendungsbereich und -grenzen der Methoden

Anwendungsbereich:

Breite Anwendbarkeit. Methode ist sowohl in anorganisch und organisch kontaminierten Systemen als auch in nicht kontaminierten Trinkwassereinzugsgebieten zur Prozessidentifikation einsetzbar.

Anwendungsgrenzen:

Einschränkung der quantitativen Aussage durch Überlagerung der Sulfatreduktion mit weiteren Schwefeltransformationen (Re-Oxidation, Zumischung von Sekundärsulfat).

Entwicklungsstand/Anwendungsbeispiele

Praxistauglichkeit:

Praxisreif.

Anbieter:

Isotopenlabor mit Schwefelisotopenanalytik (Elementaranalysator) und Hochtemperaturpyrolyse

Anwendung in KORA:

Projektnummer 6.2: Braunkohleabraumkippen (FKZ: 02WN0505),
Projektnummer 2.2: Düsseldorf-Flingern (FKZ: 02WN0357, 02WN0358, seit 2004: 02W0462),
Projektnummer 2.3: Castrop-Rauxel (FKZ: 02WN0359).

Literatur:

KNÖLLER, K., FAUVILLE, A., MAYER, B., STRAUCH, G., FRIESE, K., VEIZER, J. (2004): Sulfur Cycling in an Acid Mining Lake and its Vicinity in Lusatia, Germany. – Chemical Geology 204/3-4, 303-323

KNÖLLER K., VOGT , C., RICHNOW, H.H., WEISE, S.M. (2006): Sulfur and oxygen isotope fractionation during BTEX degradation by sulfate reducing bacteria. Environ. Sci. Technol., 40; 3879-3885.

BOLLIGER, C., SCHROTH, M. H., BERNASCONI, S. M., KLEIKEMPER, J., ZEYER, J. (2001): Sulfur isotope fractionation during microbial sulfate reduction by toluene-degrading bacteria. Geochim. Cosmochim. Acta 65, 19: 3289-3298.

Alternative Methoden

Hydrochemische Gehaltsbestimmung der verschiedenen Schwefelspezies

Ansprechpartner

Hr. Dr. K. Knöller; UFZ Halle Telefon 0345/558-5433; e-mail: kay.knoeller@ufz.de
U. Schulte, RU Bochum, 44801 Bochum; Tel.: 0234/32 25454; e-mail: ulrike.schulte@rub.de

Besonderheiten/Hinweise

Neben eigentlichen NA-relevanten Abbauprozessen können auch weitere Konzentrationseffekte auftreten, die nicht zur Schadstoffminderung beitragen. Im Gegensatz zu klassischen hydrochemischen Ansätzen können mit der beschriebenen Methode diese Prozesse identifiziert und quantifiziert werden, wodurch eine realistische Abschätzung des Abbaupotenzials ermöglicht wird.

M2 Methoden zur Beurteilung des biologischen Abbaus

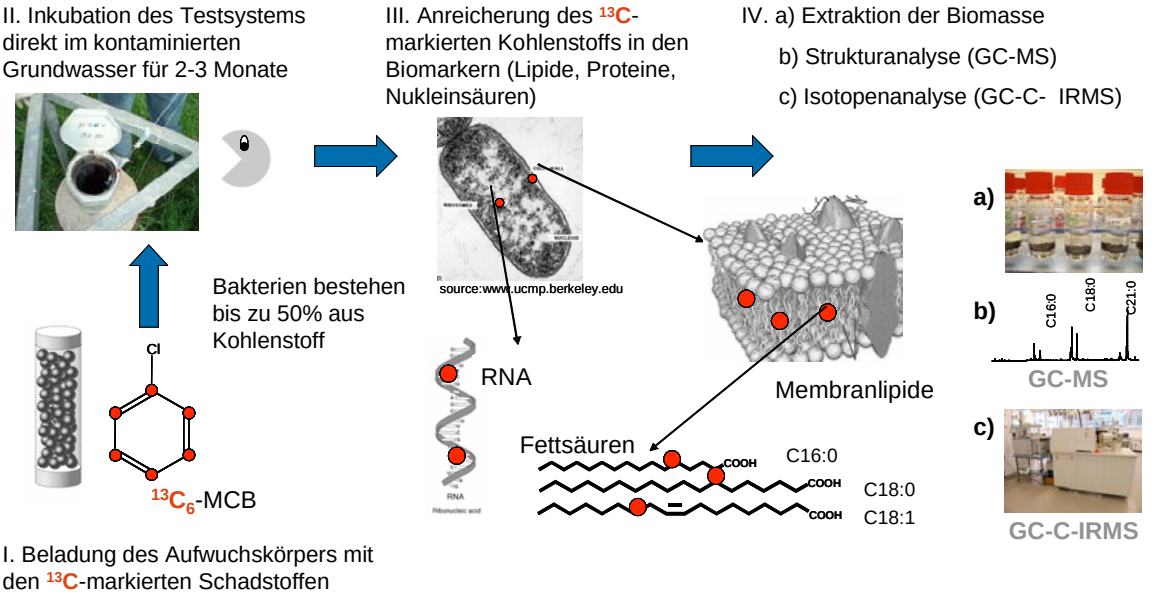
M2.2 Beurteilung des biologischen Abbaus in Stufe II und Stufe IV	M2.2.9 In-situ-Mikrokosmen zum Nachweis der in situ Biodegradation von Schadstoffen an kontaminierten Standorten

Zielsetzung

Direkter qualitativer Nachweis des mikrobiellen Schadstoffabbaus unter in situ Bedingungen im kontaminierten Grundwasser und Boden

Kurzbeschreibung der Methode

Mithilfe von in-situ-Mikrokosmen (BACTRAP®, aus dem Englischen „bacterial trap“ Bakterienfalle) kann der mikrobielle Schadstoffabbau im kontaminierten Grundwasserleiter sehr empfindlich analysiert werden. Das Testsystem basiert auf dem Einsatz stabiler Isotope als Tracer (Markierungsstoffe). Der zu untersuchende Schadstoff wird als ^{13}C-markiertes Substrat auf einem Trägermaterial aufgebracht und anschließend im Aquifer für einen Zeitraum von 2-3 Monaten inkubiert (Abb. unten). Mikroorganismen, die zum Abbau der Schadstoffe befähigt sind, nutzen das ^{13}C-markierte Substrat zur Synthese von Biomasse. Anhand der Transformation des ^{13}C-markierten Kohlenstoffs des Substrats in die verschiedenen Biomarker-Moleküle (Fettsäuren, Aminosäuren, DNA, RNA) kann die in-situ-Biodegradation nachgewiesen werden.
Nach der Entnahme der BACTRAPs aus dem Grundwasser wird die bakterielle Biomasse (meist Fettsäuren oder Aminosäuren) von dem Aufwuchskörper extrahiert. Mittels GC-MS werden die Bestandteile der Biomasse zunächst strukturell analysiert. Anschließend werden die Isotopensignaturen der Biomarker ermittelt. Kann eine Anreicherung von ^{13}C-markiertem Kohlenstoff in der Biomasse nachgewiesen werden, so ist dies ein direkter Nachweis der Biodegradation. Optional können zusätzliche molekularbiologische Analysen durchgeführt werden, um das mikrobielle Konsortium, das auf dem BACTRAP siedelt, zu bestimmen.



Darstellung des BACTRAP Konzepts: ^{13}C-markiertes Substrat (z.B. $^{13}C_6$-Monochlorbenzol) wird von den Mikroorganismen infolge des Schadstoffabbaus in die Bestandteile der bakteriellen Biomasse umgewandelt. Dies ist analytisch nachweisbar und gilt als direkter Beweis für die Biodegradation.

Einsatzbereich/Aufwand

Erfasste(r) Parameter:

Erfassung der in-situ-Biodegradation organischer Schadstoffe anhand der Anreicherung von ^{13}C-markiertem Kohlenstoff in der Biomasse

Messmedium / Einsatzort:

- Grundwasser (Grundwassermessstelle)
- Sediment (Boden)

Einsatzbereich/Aufwand (Fortsetzung)

Untersuchungsaufwand:

- Kosten: je nach Fragestellung und Aufwand für 2 - 4 GWM ca. 12.000 €
- für die Versuchsdurchführung (Vorbereitung, Ein- und Ausbau, Analyse, Auswertung) ist Fachpersonal (1 - 2 Personen) erforderlich

Ergänzende Untersuchungen:

- Charakteristik der Schadstofffahne
- Geochemie
- Isotopenmonitoring
- Analyse der mikrobiellen Gemeinschaft

Anforderungen an Proben

Probenvolumen, Art:

Abhängig von der jeweiligen Fragestellung

Probenlagerung:

- ggf. anoxischer Probentransport, sterile Lagerung
- nach Entnahme der Proben aus dem Grundwasser Lagerung der Proben bei -20°C (-80°C bei DNA, RNA Analyse)

Anwendungsbereich und -grenzen der Methoden

Anwendungsbereich:

Organische Schadstoffe
(BTEX, chlorierte Benzole, PAK)

Anwendungsgrenzen:

Organische Kontaminanten, deren Kohlenstoff den Mikroorganismen nicht als Kohlenstoffquelle dient (z.B. reduktive Dehalogenierung)

Entwicklungsstand/Anwendungsbeispiele

Praxistauglichkeit:

- Erfahrungen mit BTEX, MCB, MTBE, PAK

Anbieter:

Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung -UFZ Leipzig, Department für Isotopenbiogeochemie
Isodetect GmbH mit Niederlassungen in Neuherberg und Leipzig (www.isodetect.de)

Anwendung in KORA:

Projektnummer 1.1: METLEN, Leuna (FZK: 02WN0348) geplant.

Literatur:

N. STELZER, A. FISCHER, M. KÄSTNER, H.-H. RICHNOW, (2006): Analyse des anaeroben Benzolabbaus: Vergleich von In-situ-Mikrokosmen, Elektronenakzeptorbilanzen und Isotopenfraktionierungsprozessen. Grundwasser 11(4), 247-258.

N. STELZER, C. BÜNING, F. PFEIFER, A.B. DOHRMANN, C.C. TEBBE, I. NIJENHUIS, M. KÄSTNER, H.-H. RICHNOW (2006): In situ microcosms to evaluate natural attenuation potentials in contaminated aquifers. Organic Geochemistry 37(10), 1394-1410.

C. BÜNING, F. PFEIFER, E. PODWOJEWSKI, W. QUECKE, A.B. DOHRMANN, C.C: TEBBE, M. KÄSTNER, H.-H. RICHNOW (2005): In situ Mikrokosmenuntersuchungen mit 13C-markiertem Benzol und Toluol zum Nachweis des natürlichen biologischen Abbaus im Grundwasser und zur molekularbiologischen Analyse der abbauaktiven Mikroflora. Altlastenspektrum 14(3), 137-146.

Alternative Methoden

In situ: Stabile Isotopenfraktionierung, reaktive Tracerversuche; Ex situ: Labormikrokosmenstudien

Ansprechpartner

Dr. Anko Fischer (Isodetect GmbH); Tel. 0341-235-2599, E-Mail: fischer@isodetect.de
Diplom-Geol. Nicole Stelzer (Helmholtz-Zentrum Leipzig); Tel.: 0341-235-1331, E-Mail: nicole.stelzer@ufz.de
Dr. habil Hans-Hermann- Richnow (Helmholtz-Zentrum Leipzig); Tel.: 0341-235-1212, hans.richnow@ufz.de

Besonderheiten/Hinweise

M2 Methoden zur Beurteilung des biologischen Abbaus

M2.2 Beurteilung des biologischen Abbaus in Stufe II und Stufe IV	M2.2.10 In-situ-Fluoreszens-Sonden (fish) für MTBE-abbauende Bakterien

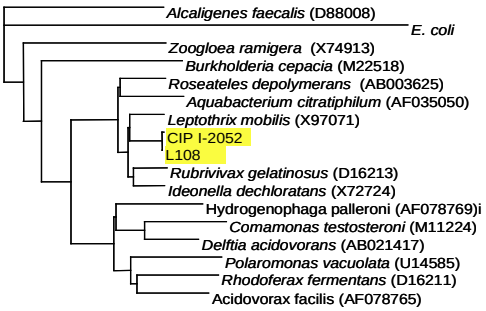
Zielsetzung

Ermittlung von schadstoffabbauenden Spezialisten sowie deren Quantifizierung.

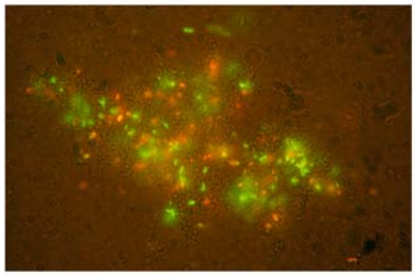
Kurzbeschreibung der Methode

Anhand von im Labor isolierten Spezialisten werden zunächst geeignete Gensonden (hier MTBE) abgeleitet. Der Nachweis von MTBE-Abbauenden Bakterien erfolgt nach der Entnahme von Grundwasser durch die Analyse der Proben im Labor. Dabei werden die Spezialisten durch einen Fluoreszensmarker spezifisch sichtbar gemacht. Die Bestimmung der Gesamtzellzahl kann aus den gleichen Proben z.B. mit Syto 9, Propidiumjodid (Abb. unten) oder DAPI (vgl. Methode 2.1.4) erfolgen.

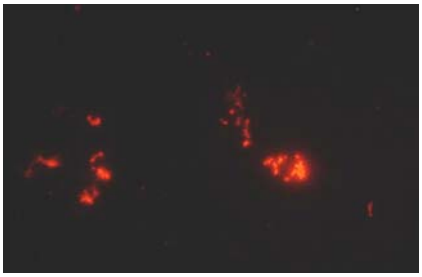
Isolierung und Identifizierung der Spezialisten für den MTBE-Abbau



Ableitung von spezifischen Gensonden für die in situ Identifizierung von L108



Fluoreszenzfärbung (live-dead)



Selektive Identifizierung von Spezialisten

Einsatzbereich/Aufwand

Erfasste(r) Parameter:

Nachweis von Bakterien für den Abbau von MTBE oder anderen Schadstoffen, für die entsprechende Gensonden bereits abgeleitet wurden. Quantifizierung möglich.

Messmedium bzw. Einsatzort:

Labormessung mit Standortwasser

Untersuchungsaufwand:

1 - 5 Tage/Messung;
Kosten ca. 130 €.

Ergänzende Untersuchungen:

Mikrokosmenuntersuchungen um das Abbaupotenzial zu verifizieren und mögliche hemmende Einflüsse zu erkennen.

Anforderungen an Proben

Probenvolumen, Art:

1 - 5 Liter

Probenlagerung:

Feldfrische Proben verwenden.

Anwendungsbereich und -grenzen der Methoden

Anwendungsbereich:

Als schnelles Screeningverfahren überall dort anwendbar, wo ein Schadstoff nur durch wenige Spezialisten abgebaut wird.

Anwendungsgrenzen:

Der positive Nachweis lässt mit hoher Wahrscheinlichkeit erwarten, dass der Schadstoff am Standort abgebaut wird. Ein negatives Resultat schließt nicht aus, dass dennoch ein Abbau durch andere Bakterienarten erfolgt.

Entwicklungsstand/Anwendungsbeispiele

Praxistauglichkeit:

Anwendungsreife für Grundwasser und für den Schadstoff MTBE, gehört z.B. für Abwasser zum Stand der Technik.

Anbieter:

KfU Envirotech GmbH, (ggf. auch universitäre Einrichtungen und Forschungsinstitute)

Anwendung in KORA:

Projektnummer 1.1: METLEN, Leuna (FKZ: 02WN0348).

Literatur:

AMANN, R., GLÖCKNER, F.-O., NEEF, A. (1997): Modern methods in subsurface microbiology: in situ identification of microorganisms with nucleic acid probes; FEMS Microbiology Reviews 20 (3-4), 191–200.

Alternative Methoden

PCR-Technik

Ansprechpartner

M. Martienssen, UFZ Leipzig Halle, Tel.: 0345/558-521-2, e-mail: marion.martienssen@ufz.de

Besonderheiten/Hinweise

Die Sonden erlauben den Nachweis von spezifischen Gruppen MTBE-abbauender Organismen auch an nicht näher charakterisierten Standorten unter geringem Arbeits- und Kostenaufwand.

Da bisher nur wenige MTBE-abbauende Organismen bekannt sind, die darüber hinaus genetisch in wenigen Gruppen zusammengefasst werden können, ist die Fish-Technik für den Schadstoff MTBE gut anwendbar und spezifisch.

Nachteilig wirkt sich bei dieser Methode aus, dass die zu identifizierenden Organismen bereits bekannt sein müssen.

M2 Methoden zur Beurteilung des biologischen Abbaus

M2.2 Beurteilung des biologischen Abbaus in Stufe II	M2.2.11 Anreicherung und Aktivitätsbestimmung von MTBE-Abbauern (Quantitativ)

Zielsetzung

Bilanzierung von Abbauraten, Biomasse-Bildung und Identifizierung von Bakterienarten für den MTBE-Abbau

Kurzbeschreibung der Methode

Die Aktivität MTBE-verwertender Mikroorganismen wird durch Abbauversuche nachgewiesen. Proben werden aus kontaminierten oder unkontaminierten Standorten mit 10 - 100 mg/L MTBE in Flüssigkultur inkubiert. Der Schadstoff wird i. d. R. als alleinige C- und Energie-Quelle eingesetzt, gegebenenfalls werden Vitamine zugegeben. Durch Messung der MTBE-Konzentration mittels GC wird der Abbauerfolg überprüft. Aus positiven Anreicherungen können Isolate für den Einsatz bei z.B. ENA-Maßnahmen erzeugt werden.

Einsatzbereich/Aufwand

Erfasste(r) Parameter:

Schadstoffgruppe: Alkylether, speziell MTBE

Messmedium / Einsatzort:

Labormessung mit Standortwasser

Untersuchungsaufwand:

1-8 Wochen/Test; 20 - 200 €/Test (Angaben gelten nur für die Anreicherungsversuche,
für die weitere Charakterisierung sind die Kosten nicht abschätzbar); nach Möglichkeit 3 Parallelproben/Messpunkt

Ergänzende Untersuchungen:

Anforderungen an Proben

Probenvolumen, Art:

Ca. 1 L, nicht konservierte Probe

Probenlagerung:

Möglichst sofort analysieren, kühl lagern

Anwendungsbereich und -grenzen der Methoden

Anwendungsbereich:	Anwendungsgrenzen:
Breite Anwendbarkeit. Die Keimzahlbestimmung dient der vergleichenden mikrobiologischen Charakterisierung eines Standortes bezüglich der MTBE-Verwerter	Keine (auch unbelastete Standorte können überprüft werden)

Entwicklungsstand/Anwendungsbeispiele

Praxistauglichkeit:

Praxisreif (Einordnung gilt nur für die Anreicherungsversuche)

Anbieter:

Analytiklabore mit Mikrobiologie-Abteilung

Anwendung in KORA:

Projektnummer 1.1: METLEN, Leuna (FKZ: 02WN0348 – 02WN0351).

Literatur:

ROHWERDER, T., HELD, C., ZEHNSDORF, A., ROST, H.-J., MÜLLER, R. H. (2004). Mass cultivation on MTBE in a 400-L reactor for bioaugmentation experiment at the Leuna site (Germany). Proceedings of the 2nd European Conference on MTBE, CSIC, Barcelona, p. 120.

Alternative Methoden
Mikrokosmen
Ansprechpartner
R. Müller, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung UFZ Leipzig Halle Tel.: 0341/235-2248, e-mail: r.mueller@ufz.de T. Rohwerder, Universität Duisburg-Essen, Biofilm Centre, Aquatische Biotechnologie, Tel.: 0203/379-1589; e-mail: thore.rohwerder@uni-due.de
Besonderheiten/Hinweise
Da MTBE unter natürlichen Bedingungen nur sehr langsam abgebaut wird, sind der Nachweis des Abbaus und die Charakterisierung der erforderlichen Umweltbedingungen meist erst nach einer Anreicherungsphase möglich. Nachteile der Methode: Durch Selektion im Labor können Kulturen erhalten werden, die nicht unter Standortbedingungen einsetzbar sind.

M2 Methoden zur Beurteilung des biologischen Abbaus

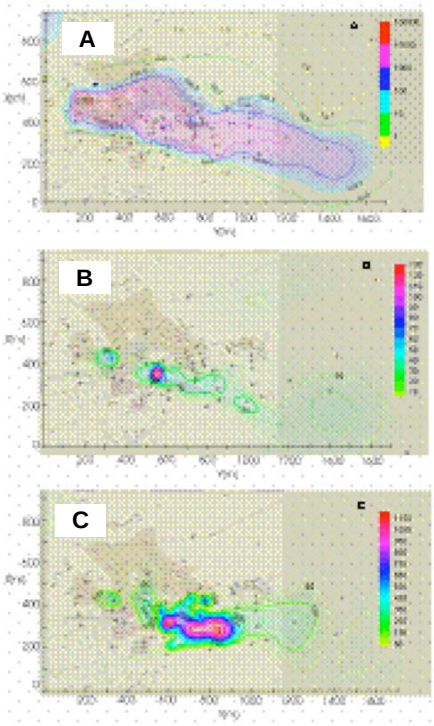
M2.2 Beurteilung des biologischen Abbaus in Stufe II und Stufe I	M2.2.12 Quantifizierung von Metaboliten des MTBE-Abbaus

Zielsetzung

Nachweis und Quantifizierung des biologischen MTBE-Abbaus

Kurzbeschreibung der Methode

Beim Abbau von MTBE entstehen mehrere spezifische und vergleichsweise gut quantifizierbare Metaboliten, die zum Nachweis und zur quantitativen Abschätzung des MTBE-Abbaus herangezogen werden können.
Besonders gut geeignet für die Verfolgung des MTBE-Abbaus entlang der Fahne sind TBA (tert.-Butanol) und TBF (tert.-Butylformiat), die in charakteristischer Weise akkumuliert und nachfolgend wieder abgebaut werden. Beide Verbindungen können mittels Headspace - GC/MS quantifiziert werden.
Wenn die kinetischen Parameter aus Laboruntersuchungen bekannt sind, kann die Akkumulation von TBA auch zur Quantifizierung des MTBE-Abbaus herangezogen werden. TBF ist dazu weniger geeignet, weil die Substanz auch durch abiotische Prozesse eliminiert wird.



Charakteristische Verteilung von MTBE (A) und seiner Metaboliten TBF (B) und TBA (C) entlang der Kontaminationsfahne

Einsatzbereich/Aufwand

Erfasste(r) Parameter:

MTBE und seine Metaboliten

Messmedium / Einsatzort:

Labormessung von Grundwasserproben

Untersuchungsaufwand:

GC/MS, qualifiziertes Personal, Zeitaufwand 3 - 5 Tage (je nach Probenumfang), ca. 100,- € je Probe

Ergänzende Untersuchungen:

weitere Metaboliten mit HPLC

Anforderungen an Proben

Probenvolumen, Art:

Grundwasserproben, ca, 100 ml

Probenlagerung:

möglichst sofort analysieren (TBF unterliegt abiotischer Zersetzung), Transport und Lagerung bei 4°C.

Anwendungsbereich und -grenzen der Methoden

Anwendungsbereich:

Die Methode ist überall anwendbar, wo eine klare MTBE-Fahnenentwicklung lokalisiert werden kann.

Anwendungsgrenzen:

Bei unklarer Fahnenausbreitung nur qualitative Aussagen möglich

Entwicklungsstand/Anwendungsbeispiele

Praxistauglichkeit:

Anwendungsreif

Anbieter:

KfU Envirotech GmbH, gut ausgestatte Umweltlabore und Forschungseinrichtungen.

Anwendung in KORA:

Projektnummer 1.1: METLEN, Leuna (FKZ: 02WN0348).

Literatur:

MARTIENSSEN, M., KUKLA, S., BALCKE, G.U., HASSELWANDER, E., SCHIRMER, M.: Evidence of natural occurring MTBE biodegradation by analysing metabolites and biodegradation products. J. Cont. Hydrol. 2006, 87, 37-53.

Alternative Methoden

Keine Angabe

Ansprechpartner

Dr. Marion Martienssen, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung-UFZ,
Tel. 0345 5585212, e-mail: marion.martienssen@ufz.de

Besonderheiten/Hinweise

Keine Angaben

M3 Methoden zur Beurteilung des Rückhalts

M3.1 Beurteilung des Rückhalts in Stufe I

Inhalt

Seite

M3.1.1 Sequentielle Extraktion – Anorganische Schadstoffbindungsformen und Mineralphasengehalt 270

M3.1.2 Batchversuch zur Ad-/Desorption von anorganischen Schadstoffen 272

M3.1.3 Sequentielle Extraktionsmethode für anorganische Schadstoffe (BCR) 274

M3 Methoden zur Beurteilung des Rückhalts

M3.1 Beurteilung des Rückhalts in Stufe I

M3.1.1 Sequentielle Extraktion – Anorganische Schadstoffbindungsformen und Mineralphasengehalt

Zielsetzung

Quantifizierung von Mineralphasen- und anorganischen Schadstoffgehalten in anthropogenen Sedimenten.

Kurzbeschreibung der Methode

Die Methode stellt eine Weiterentwicklung der Methodik nach Zeien (1995) dar.

1 - 5 g Feststoffprobe werden nacheinander mit je 50 ml Extraktionslösung beaufschlagt (Art der Extraktionslösungen, Reaktionszeit siehe Ablaufschema). Die Extraktionsschritte im 100 ml Zentrifugenröhrchen mit Schraubdeckeln werden mit einem Spülschritt mit der jeweiligen Extraktionslösung beendet.

Zwischen den Extraktionsschritten erfolgt eine 12-minütige Zentrifugation (5000 U/min). Die Extraktionslösungen I-IV werden mit O_2-freiem Aqua dest. hergestellt. Die Extraktion wird für die Schritte I-IV unter O_2-Abschluss (Glove-Box) durchgeführt. Es erfolgt die Messung der Element- (ICP-OES), Karbonat- (TC-Analyzer) und Fe^{II}-Gehalte (Photometer) sowie der pH- und E_H-Werte.

Ablaufschema der sequentiellen Extraktion (modifiziert nach Zeien, 1995)

Extraktionsschritt		Dauer	Extrahierte Fraktionen
I	Aqua dest.	2 - 12 h; Wiederholung bis Extrakt sulfatfrei	Porenwasser, Sulfate
II	1 M $Sr(NO_3)_2$	2 x 30 min	Kationenaustauscher
IIIa	1 M NH_4OAc, pH=6 (bei stark basischen Sedimenten + 1 M Essigsäure)	12 h, wiederholen bis Extrakt frei von anorganischem Kohlenstoff	Ca- und Mg -Karbonate
IIIb	1 M NH_4OAc + 0,1 M NH_2OH-HCl, pH=6	30 min	leicht reduzierbare Phasen
IV	0,025 M NH_4-EDTA, pH=4,6	90 min, wiederholen bis Extrakt frei von anorganischem C und / oder Si	organische Bindungen, Fe-Karbonate, hydrierte Si -Gele
Va	0,2 M Oxalsäure + 0,2 M NH_4-Oxalat, pH=3,25	4 h im dunkeln, wiederholen bis Extrakt frei von Fe und / oder Si	leicht kristalline Fe -Oxyhydroxide und Jarosite, dehydrierte Si -Gele
Vb	0,2 M Oxalsäure + 0,2 M NH_4-Oxalat + 0,1 M Ascorbinsäure, pH=3,25	30 min im kochenden Wasser bad	kristalline Fe -Oxyhydroxide und Jarosite, Al-Oxide, anteilig Aluminosilikate
VI	8,8 M H_2O_2, pH<1,5	bei Raumtemperatur bis Ende der Gasentwicklung	Sulfide, Aluminosilikate
VII	Königswasseraufschluss	15 min Mikrowellenaufschluss bei 180°C und 20 bar	Silikat-Sulfid -Verwachsungen, Aluminosilikate
VIII	Flusssäureaufschluss	24 h bei Raumtemperatur	residuale Silikate

Einsatzbereich/Aufwand

Messmedium / Einsatzort:

Labormessung am Standortsediment

Untersuchungsaufwand:

1 - 2 wöchiger Laborversuch mit mindestens 10 Eluaten je Probe. Bei gleichzeitiger Extraktion von 6 - 8 Proben beträgt der Arbeitsaufwand (incl. Analytik und Auswertung) 1 Monat. Die Kosten betragen je Probe ca. 850 €.

Ergänzende Untersuchungen:

mineralogische Analysen, Kohlenstoff- und Schwefel-Feststoffanalytik, geochemische Modellierung

Anforderungen an Proben

Art, Probenvolumen:

Feldfeuchte und getrocknete Proben unterschiedlicher Korngröße (Mindestprobenvolumen = 1 g).

Probenlagerung:

Entweder feldfrisch bearbeiten oder einfrieren und nachfolgend gefriertrocknen. Die gefriergetrockneten Proben können durch mahlen und sieben auf eine definierte Korngröße gebracht werden.

Anwendungsbereich und -grenzen der Methoden

Anwendungsbereich:

In Abhängigkeit von der ICP-Nachweisgrenze (ca. 10 - 50 µg/L) können Mineralphasen und Schadstoffe bis ca. 0,001 Ma.% nachgewiesen werden.
Die NWG mineralogischer Analysen (XRD) beträgt im Gegensatz dazu ca. 1 Ma.% (XRD).

Anwendungsgrenzen:

Die Mineralphasengehalte werden aus den Elementkonzentrationen der Extrakte berechnet. Zur Mineralphasenidentifikation sind die ergänzenden Untersuchungen erforderlich.

Entwicklungsstand/Anwendungsbeispiele

Praxistauglichkeit:

Anwendung in wissenschaftlichen Untersuchungen

Anbieter:

GFI GmbH Dresden, Universitäten und Forschungsinstitute für alternative Methoden

Anwendung in KORA:

TV 6; assoziiertes Thema "Erzbergbauhalden" (FKZ: 0330523) und
Projektnummer 6.2: Braunkohleabraumkippen (FKZ: 02WN0505),
Grundverfahren nach Zeien (1995) in TV 4, Projektnummer 4.2: Deponie Weiden-West (FKZ: 0330502)

Literatur:

GRAUPNER,T., KASSAHUN,A., RAMMLMAIR, D. ET AL. (2007): Mechanism of formation of cemented layers and hardpans within sulphide-bearing mine tailings., Applied Geochemistry, submitted

ZEIEN (1995): Chemische Extraktionen zur Bestimmung der Bindungsformen von Schwermetallen in Böden. Bonner Bodenkundl. Abh., Bd. 17.

Alternative Methoden

Andere sequentielle Extraktionsverfahrens-Vorschriften ohne Mineralphasenzuordnung der Schadstoffbindung.

Ansprechpartner

Andrea Kassahun; GFI GmbH Dresden, Tel.: 0351/4050672; e-mail: akassahun@gfi-dresden.de

Besonderheiten/Hinweise

Keine Angaben

M3 Methoden zur Beurteilung des Rückhalts

M3.1 Beurteilung des Rückhalts in Stufe I

M3.1.2 Batchversuch zur Ad-/Desorption von anorganischen Schadstoffen

Zielsetzung

Ermittlung der pH-Abhängigkeit und zeitabhängigen Bindung/Freisetzung von Spurenmetallen und Arsen im Boden.

Kurzbeschreibung der Methode

Im Gelände wird eine repräsentative, gestörte Bodenprobe gewonnen. Nach Lufttrocknung wird das Material auf 2 mm Korngröße gesiebt und anschließend mit dem Probenteiler in Einzelproben zu je 4 g aufgeteilt.
Zugabe von 20 mL demin. Wasser, dann zur Variation des pH-Wertes Zugabe von HNO_3 und NaOH, als Hintergrundelektrolyt Zugabe $Ca(NO_3)_2$ (0,01M), Auffüllen auf 40 mL.
Über verschiedene Laufzeiten (zur Untersuchung der Zeitabhängigkeit zwischen 2 h und 1 Woche) schütteln lassen (Überkopfschüttler, ca. 1 rpm). Gewinnung der Eluate zur Analyse (pH, el. Leitfähigkeit, Sorbatgehalt) über Zentrifugation und Filtration (0,45 µm).

Einsatzbereich/Aufwand

Erfasste(r) Parameter:

Kationische und anionische Schadstoffe, Mobilisierungs-/Festlegungsraten

Messmedium / Einsatzort:

Labormessung mit Standortmaterial

Untersuchungsaufwand:

Fachpersonal (1 Pers.) 1 - 10 Tage pro Messung bzw. Durchführung und nach Wahl der Zeitintervalle, Zeitaufwand für eine Zeiteinheit ca. 2 h

Ergänzende Untersuchungen:

Versuchsdurchführung mit verschiedenen Elektrolyten (Na, Ca),
BCR – Sequentielle Extraktion in drei Schritten (siehe Methode 3.1.3)

Anforderungen an Proben

Probenvolumen, Art:

mind. 100 g repräsentatives, homogenisiertes Material (Feinboden (< 2,0 mm)

Probenlagerung:

nach Lufttrocknung ca. 3 Monate haltbar, mit der Zeit zunehmende Festlegung der Schadstoffe
.

Anwendungsbereich und -grenzen der Methoden

Anwendungsbereich:

Desorptionsversuch mit belastetem Bodenmaterial, Adsorptionsversuch mit unbelastetem Material, dem Schadstoffe hinzugesetzt werden.

Anwendungsgrenzen:

Bestimmt durch die elementspezifischen apparativ bedingten Nachweisgrenzen.

Entwicklungsstand/Anwendungsbeispiele

Praxistauglichkeit:

Stand der Technik

Anbieter:

Analytiklabore mit Grundausstattung eines nasschemischen Labors (AAS, ICP – Analytik)

Anwendung in KORA:

Projektnummer 6.1: Sedimente (FKZ: 0330519).

Literatur:

FÖRSTNER U. (1993): Metal Speciation - General Concepts and Applications. Intern. J. Environ. Anal. Chem., 51, pp. 5-23

SAHUQUILLO A., LOPEZ-SANCHEZ J.F., RAURET G., URE A.M., MUNATU H., QUEVAUVILLER P. (2002): Sequential Extraction Procedures for Sediment Analyses. In: Quevauviller P. (ed.): Methologies in Soil and Sediment Fractionation Studies. Royal Society of Chemistry, Cambridge - UK, pp. 10-27.

Alternative Methoden

Sequentielle Extraktion, Säulenversuch zur Quellstärkebestimmung

Ansprechpartner

J. Gerth, TU Hamburg-Harburg, Telefon: 040/42878-2701, E-mail: gerth@tu-harburg.de

Besonderheiten/Hinweise

Die Methode ist an den DEV-S4 Eluattest angelehnt. Kostengünstiges Verfahren, ermöglicht Abschätzungen zur Schadstofffreisetzung bzw. -festlegung (natürlicher Rückhalt) bei sich ändernden pH-Verhältnissen, jedoch wenig realitätsnah, da Schüttelversuch bei weitem Wasser/Feststoff-Verhältnis.

M3 Methoden zur Beurteilung des Rückhalts

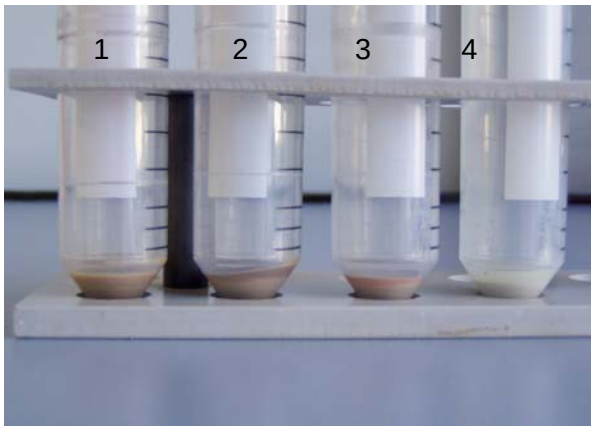
M3.1 Beurteilung des Rückhalts in Stufe I	M3.1.3 Sequentielle Extraktionsmethode für anorganische Schadstoffe (BCR)

Zielsetzung

Ermittlung der fraktionellen Bindung von Spurenmetallen und Arsen an Bodenkomponenten (Tonminerale, Fe- und Mn-Oxide, org. Material)

Kurzbeschreibung der Methode

Im Gelände wird eine repräsentative, gestörte Bodenprobe entnommen. Nach Lufttrocknung wird das Material auf 2 mm Korngröße gesiebt und anschließend mit dem Probenteiler in Einzelproben zu je 1 g aufgeteilt. Im ersten Schritt wird 0,11 M Essigsäure (1) zugegeben und 16 h geschüttelt.
Nach Abtrennung und Analyse des Eluats wird die Probe gewaschen und weitere 16 h mit 0,5 M Hydroxylammoniumchlorid bei pH 2 extrahiert (2).
Vor dem dritten Schritt, der Extraktion (16h) mit 1M Ammoniumacetat (3), erfolgt eine Oxidation mit H_2O_2.
Nach der Gewinnung des 3. Extraktes wird die Probe getrocknet, um mit einem Königswasseraufschluss den Restgehalt der Elemente bestimmen zu können (4).



Einsatzbereich/Aufwand

Erfasste(r) Parameter:

anorganische Schadstoffe

Messmedium / Einsatzort:

Labormessung mit Standortmaterial

Untersuchungsaufwand:

Fachpersonal (1 Pers.) 3 - 4 Tage pro Messung bzw. pro Durchführung der drei Extraktionsschritte
(4 Tage bei zusätzlicher Bestimmung der nicht löslichen Fraktion)

Ergänzende Untersuchungen

Säulenversuch zur Quellstärkebestimmung,
Huminstoffextraktion, Extraktion der oxalat- und dithionitlöslichen Fe- und Mn-Verbindungen,
Königswasseraufschluss (Addition der Gehalte, Vergleich mit dem gemessenen Gesamtgehalt)

Anforderungen an Proben

Probenvolumen, Art:

Mind. 100 g repräsentatives, homogenisiertes Material: Feinboden (< 2,0 mm)

Probenlagerung:

nach Lufttrocknung ca. 3 Monate haltbar, mit der Zeit zunehmende Festlegung der Schadstoffe

Anwendungsbereich und -grenzen der Methoden

Anwendungsbereich:	Anwendungsgrenzen:
Sedimente und mineralische Böden	Sediment und Böden aus anoxischen Milieus

Entwicklungsstand/Anwendungsbeispiele

Praxistauglichkeit:

Stand der Technik

Anbieter:

Analytiklabore (Grundausstattung eines nasschemischen Labors (AAS, ICP – Analytik)

Anwendung in KORA:

Projektnummer 6.1: Sedimente (FKZ: 0330519).

Literatur:

RAUERT ET AL. (1999): Improvement of the BCR three stepp sequential extraction procedure prior to the certification of new sediment and soil reference material. J. Environ. Monit., 1: 57 – 61

SZAKOVA ET AL. (1999): The sequential analytical procedure as a tool for evaluation of As, Cd and Zn mobility in soil. Fresenius J. Anal. Chem., 363: 594 – 595.

Alternative Methoden

Aufwändigere Extraktionssequenzen, z.B. nach Zeien und Brümmer (siehe Methode 3.1.1)

Ansprechpartner

J. Gerth, TU Hamburg-Harburg, Telefon: 040/42878-2701, E-mail: gerth@tu-harburg.de

Besonderheiten/Hinweise

Gegenüber der alternativen Methode aufgrund der Beschränkung auf weniger Extraktionsschritte weniger kosten- und zeitintensiv, dafür aber auch geringerer Differenzierungsgrad.

M3.2 Beurteilung des Rückhalts in Stufe II

Inhalt

Seite

M3.2.1 Wasserungesättigte Säulenversuche – technisches Verfahren 278

M3.2.2 Wasserungesättigte Batchversuche – Bilanzierung der Krustenbildung in geschütteten Bergbausedimenten 280

M3 Methoden zur Beurteilung des Rückhalts

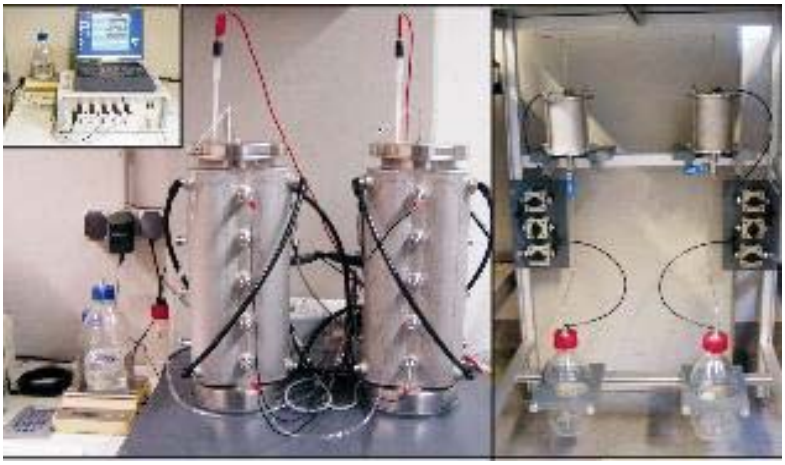
M3.2 Beurteilung des Rückhalts in Stufe II	M3.2.1 Wasserungesättigte Säulenversuche – technisches Verfahren

Zielsetzung

Bestimmung des Schadstoffrückhalts unter realitätsnahen Bedingungen

Kurzbeschreibung der Methode

Mittels eines Großstechzylinders wird eine ungestörte Bodenprobe entnommen und im Labor zerstörungsfrei in eine Säulen-Versuchsapparatur überführt. Ggf. kann auch eine gestörte Probe entnommen und vor dem Einbau i.d. Säulenanlage homogenisiert werden. Durch Aufgabe demineralisierten Wassers lässt sich die Quellfunktion des Materials (Abgabe von Schadstoffen) ermitteln. Durch Aufgabe von Schadstoffen mit dem Beregnungswasser wird die Senkenfunktion (Schadstoffrückhaltepotenzial) des zu untersuchenden Bodenmaterials quantifiziert. Durch den Vergleich der Ergebnisse zwischen den ungestörten und gestörten Bodenproben sind Rückschlüsse auf die Bedeutung des Bodengefüges möglich.



Einsatzbereich/Aufwand

Erfasste(r) Parameter:

Wasserlösliche anorganische wie organische Stoffe, gasförmige Stoffe im luftgefüllten Porenraum

Messmedium bzw. Einsatzort:

Labormessung mit natürlichem oder künstlichem Beregnungswasser und standortspezifischem Füllmaterial

Untersuchungsaufwand:

Kontinuierliche Messung; Zeit: 1 - 8 Stunden pro Messung

Ergänzende Untersuchungen

Als Senke: Sorptions-Batch-Versuche, als Quelle: Sequentielle Extraktion, pH-abhängige Batchversuche

Anforderungen an Proben

Probenvolumen, Art:

In Abhängigkeit von der Dimension der Säulenapparatur

Probenlagerung:

Um mikrobielle Umsetzungsprozesse zu vermeiden sind die Proben während des Versuches zu kühlen (< 10 °C). Versuchsdauer (je nach Bindigkeit des Materials) zwischen 1 Woche und 6 Monaten

Anwendungsbereich und -grenzen der Methoden

Anwendungsbereich:

- „Ungestörte“ Lagerung: auf alle Substrattypen (<4mm) anwendbar, auch solche mit geringer Wasserleitfähigkeit
- „Gestörte“ Lagerung: auf Substrate mit Aggregatgrößen bis zu 30 mm anwendbar
- Wasserungesättigte Bedingungen
- Stationäre Fließverhältnisse
- Konstante Temperatur

Anwendungsgrenzen:

Untersuchung „ungestört“ entnommener Proben bis max. 50 cm Länge und 12 cm Durchmesser.

Entwicklungsstand/Anwendungsbeispiele

Praxistauglichkeit:

In der Entwicklung

Anbieter:

Forschungseinrichtungen (TU-Hamburg-Harburg)

Anwendung in KORA:

Projektnummer 6.1: Sedimente (FKZ: 0330519).

Literatur:

DANKWARTH F, GERTH J (2002): Abschätzung und Beeinflussbarkeit der Arsenmobilität in kontaminierten Böden. Acta hydrochim. hydrobiol., 30 (1): 41-48.

Alternative Methoden

Sorptions-Batch-Versuche; Sequentielle Extraktion (BCR).

Ansprechpartner

J. Gerth, TU Hamburg-Harburg, Telefon: 040/42878-2701, E-mail: gerth@tu-harburg.de

Besonderheiten/Hinweise

Vorteile der Methode: Naturnahe (ungestörte) Verhältnisse.
Nachteile der Methode: Kosten- und zeitintensiv; neben der Versuchssäule sind zusätzlich Präzisionspumpe zur Wasseraufgabe, Vakuumgenerator, Vakuumsteuerung und Datenlogger erforderlich.

M3 Methoden zur Beurteilung des Rückhalts

M3.2 Beurteilung des Rückhalts in Stufe II

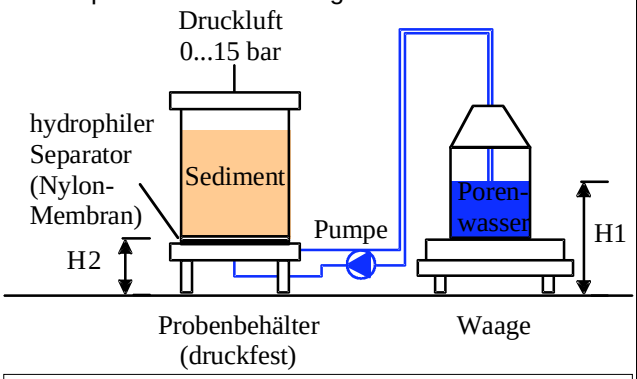
M3.2.2 Wasserungesättigte Batchversuche – Bilanzierung der Krustenbildung in geschütteten Bergbausedimenten

Zielsetzung

Simulation der Hardpan- / Krustenbildung im ungesättigten Säulenversuch und Quantifizierung der Änderung der hydraulischen Eigenschaften des geschütteten Bergbau- / Haldensediments infolge der Krustenbildung.

Kurzbeschreibung der Methode

Das geschüttete Bergbausediment in der Versuchssäule wird von einem Startzustand (Startwassergehalt $\theta_{W,0}$ = Porosität ϕ) schrittweise durch Erhöhung des Kapillardrucks p_c (Druckbeaufschlagung der Probe) entwässert und anschließend durch Zurückfahren des Kapillardrucks bewässert. Die Gleichgewichtszustände jeder Druckstufe liefern Wertpaare (θ_W, p_c), aus denen die Retentionsfunktion $\theta_W(p_c)$ berechnet wird. Die Porenradien sind umgekehrt proportional zum Kapillardruck. Änderung der Porenradien durch Hardpan-/Krustenbildung werden über Änderungen der Retentionsfunktionen erfasst. Die Hardpan-/Krustenbildung erfordert mehrere Dränage- und Imbibitionszyklen sowie die Entwässerung des immobilen Porenwassers im Anschluss an die Dränage des mobilen Porenwassers. Das immobile Porenwasser wird durch Trocknung des separierten und oben zur Atmo-sphäre geöffneten Probenbehälters bei 60 °C entwässert. Der Wassergehalt der Sedimentprobe wird zu definierten Zeitpunkten (Gleichgewichtszustände jeder Druckstufe sowie nach Trocknung) durch Wägung bilanziert. Die Analyse des Porenwassers kann zu jedem beliebigen Zeitpunkt erfolgen.



$p_C = p_L - p_W - \rho_w g \Delta h$ $\Delta h = H1 - H2$ T = konst.

Abb.: Skizze der Versuchsanlage

Einsatzbereich/Aufwand

Erfasste(r) Parameter:

Messmedium bzw. Einsatzort:

Labormessung mit Standortsediment

Untersuchungsaufwand:

Langzeitversuch, Dauer mehrere Wochen bis Monate;
Anschaffungskosten ca. 5.000 € für Säule und Peripherie ohne automatische Druckstufenregelung,
Arbeitsaufwand überschaubar aber während des Versuchsverlaufs kontinuierlich (Wägung, Probenahme, Analytik)

Ergänzende Untersuchungen

Charakterisierung des Sedimentmaterials vor Einbau und nach Ausbau (Hydraulik, Chemie, Mineralogie, ggf. Mikrobiologie); Ermittlung von Startwassergehalt und Schüttungsporosität unbedingt erforderlich.

Anforderungen an Proben

Probenvolumen, Art:

Versuchssäule kann in unterschiedlichen Größen konzipiert werden. Mindestens sollten jedoch 150 g Sediment zum Einsatz kommen.

Probenlagerung:

Die Proben sollen möglichst feldfrisch analysiert und eingebaut werden. Falls Verzögerungen unvermeidlich sind, ist das Material kühl und unter Atmosphärenabschluss zu lagern.

Anwendungsbereich und -grenzen der Methoden

Anwendungsbereich:

Simulation der Hardpan- / Krustenbildung und deren Auswirkung auf die Boden-Wasser-Charakteristik geschütteter Bergbauhaldensedimente

Anwendungsgrenzen:

Extrem bindiges Material eignet sich aufgrund der schlechten Entwässerbarkeit nur bedingt. Sehr lange Entwässerungszyklen sind dann notwendig.

Entwicklungsstand/Anwendungsbeispiele

Praxistauglichkeit:

In KORA neu entwickelte Methode

Anbieter:

keine Standardanalytik, Anlage ist Prototyp der GFI GmbH Dresden

Anwendung in KORA:

TV 6; assoziiertes Thema “Erzbergbauhalden“ (FKZ 0330523).

Literatur:

(Veröffentlichung in Vorbereitung)

Alternative Methoden

keine

Ansprechpartner

Andrea Kassahun; GFI Dresden; Tel.: 0351/4050672; e-mail: akassahun@gfi-dresden.de

Besonderheiten/Hinweise

Keine Angaben

M4 Methoden zur Beurteilung des Abbaus und Rückhalts und der Transformation

M4.1 Chemisch-Analytische Methoden

Inhalt

Seite

M4.1.1 HPLC-DAD-Analytik zur Bestimmung polarer sprengstoff-typischer Verbindungen (STV) 284

M4.1.2 Non-Target-Analytik (HPLC-NMR-MS) zur Charakterisierung unbekannter Stoffe 286

M4.1.3 Headspace-GC-MS-Analytik für leichtflüchtige Heterocyclen und andere Teerölverbindungen 288

M4.1.4 HPLC-MS-MS-Analytik für N-Heterocyclen und ihre Metabolite 290

M4.1.5 HPLC-DAD(-MS)-Analytik für Teeröl-Metabolite 292

M4.1.6 GC-MS-Fingerprinting (Qualitative Aussage) 294

M4.1.7 GC-Screening und Bestimmung von Carbon- und Dicarbonsäuren in wässrigen Proben 296

M4.1.8 Gelchromatographische Charakterisierung der DOC-Zusammensetzung 298

M4.1.9 Mikrokalorimetrie zur Bestimmung potentieller Pyritoxidationsraten 300

M4 Methoden zur Beurteilung des Abbaus und Rückhalts und der Transformation

M4.1 Chemisch-Analytische Methoden

M4.1.1 HPLC-DAD-Analytik zur Bestimmung polarer sprengstofftypischer Verbindungen (STV)

Zielsetzung

Konzentrationsbestimmung von sprengstofftypischen Verbindungen in Wasserproben, sowie in Wasser- und Bodenextrakten

Kurzbeschreibung der Methode

Die Methode umfasst die Bestimmung von 12 polaren STV mit einer HPLC-DAD-Methode.

Wasserproben:

- Direktinjektion (100 - 200µl) oder
- nach Probenaufarbeitung:
  Nach Entfernung neutraler Komponenten durch flüssig/flüssig-Vorextraktion werden die polaren STV bei pH 2 an einer Festphasenkartusche angereichert und anschließend mit einem Acetonitril/Wasser-Gemisch eluiert. Die aufgearbeiteten Proben werden mit einer gepufferten mobilen Phase an einer RP-Säule getrennt und nach der Methode des externen Standards mittels UV-Detektion quantifiziert.

Bodenproben:

- Probenaufarbeitung: Extraktion der Bodenproben mit Methanol/Wasser-Gemischen mittels Ultraschall oder ASE. Die Extrakte werden weiter aufkonzentriert oder direkt injiziert.

Einsatzbereich/Aufwand

Erfasste Verbindungen:

1. 4-A-2,6-DNBS
2. 2,4,6-TNBS
3. 2,4-DNBS
4. 2-NBS
5. 2,4-DNTSS-3
6. 2-A-4,6-DNBS
7. 2,4-DNTSS-5
8. 3-NBS
9. 4-NBS
10. 2,4,6-TNPh
11. 2,4-DNPh
12. 3,5-DNPh

Messmedium bzw. Einsatzort:

Labormessung mit Standortwasser bzw. mit Extrakten aus Standortwasser oder Bodenproben.

Untersuchungsaufwand:

Qualifiziertes Personal; Zeitaufwand: Von 2 bis 4 Stunden pro Probe;
Kosten: 100 - 200 € pro Messung (Voraussetzung: Bekannte Matrix, Probenserie)

Ergänzende Untersuchungen

Non-Target-Analytik mit LC-NMR-MS (Methode 4.1.2)

Anforderungen an Proben

Probenvolumen, Art:

Flüssigproben: 1 ml bei Direktinjektion, 1 l bei Festphasenanreicherung, Bodenproben 20 - 50 g

Probenlagerung:

Wasserproben: Braunglasflaschen, max. 24 h im Kühlraum; Bodenproben: Braunglasflaschen, tief gefroren (-18°C)
Extrakte: lichtgeschützt im Kühlraum, Lagerungsdauer abhängig von der Art des Extraktes.

Anwendungsbereich und -grenzen der Methoden

Anwendungsbereich:

Bestimmung polarer STV in Wasser und Boden.

Anwendungsgrenzen:

Bestimmungsgrenzen für Wasserproben:
Direktinjektion: 5 - 20 µg/l
Nach Festphasenanreicherung: 0,1 - 0,5 µg/l
Bestimmungsgrenzen für Bodenproben: 0,2 - 1,0 mg/kg.

Entwicklungsstand/Anwendungsbeispiele

Praxistauglichkeit:

Validierte Methode mit Standardarbeitsanweisung, durch Laborvergleichsuntersuchungen vorbereitet für DIN-Normung.

Anbieter:

Fh-Item Hannover (Dr. A.Preiß), DGFZ (Dipl.-Chem. L. Schmalz), Universität Marburg (Dr. K. Steinbach), Fh-IME Schmallenberg (Frau A. Bauer), Büro für Altlastenerkundung Marburg (Dr. R. Haas), Wartig GmbH (Dr. H.M.Berstermann), Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung (Dr. T. Win)

Anwendung in KORA:

Alle Teilprojekte des TV 5: STV (FKZ: 0330515, 0330526, 0330508, 0330509, 0330510, 0330704)

Literatur:

SCHMALZ, L., TRÄNCKNER, S. (2004): Flüssigchromatographische Bestimmung von polaren nitroaromatischen Verbindungen im Grundwasser von Rüstungsaltlasten, Vom Wasser 102, 7-15 (2004).

Alternative Methoden

GC-Methode nach Derivatisierung, LC-MS, Quantitative NMR (bei fehlenden Standards)

Ansprechpartner

A. Preiß, Fh-ITEM Hannover, Tel.: 0511/535 0218, e-mail: preiss@item.fraunhofer.de

Besonderheiten/Hinweise

Wegen der Vielzahl nachgewiesener polarer STV und der begrenzten Trennleistung der HPLC muss die Methode dem Schadstoffspektrum des jeweiligen Standorts angepasst werden (z.B. Erweiterung oder Reduzierung der zu bestimmenden Komponenten bzw. leichte Variation des Lösungsmittelgradienten oder pH-Wertes zur Vermeidung matrixbedingter Störungen).

M4 Methoden zur Beurteilung des Abbaus und Rückhalts und der Transformation

M4.1 Chemisch-Analytische Methoden	M4.1.2 Non-Target-Analytik (HPLC-NMR-MS) zur Charakterisierung unbekannter Stoffe

Zielsetzung

Ermittlung des Schadstoffspektrums sowie Identifizierung von Transformationsprodukten, die im Rahmen von NA-Prozessen entstehen.

Kurzbeschreibung der Methode

Diese Kopplungstechnik bietet die z. Zeit effektivste Möglichkeit für die Identifizierung unbekannter organischer Schadstoffe in komplexen Gemischen. Die aufgetrennten Analyten, die mit der mobilen Phase die Säule verlassen, werden zu 95 % in das NMR-Spektrometer und zu 5 % in das Massenspektrometer überführt. Die simultane Generierung von NMR- und MS-Daten, die für die Identifizierung unbekannter Verbindungen benötigt werden, bietet ein erhöhtes Maß an Datensicherheit, was besonders bei komplexen Stoffgemischen vorteilhaft ist.

Mit Einführung der NMR-Kryotechnologie sind auf diese Weise in vielen Fällen online-Strukturaufklärungen unbekannter Verbindungen im unteren µg-Bereich möglich. In allen anderen Fällen wird in kurzer Zeit ein Maximum an Strukturinformation erhalten, die es erlaubt, komplexe Gemische chemisch wesentlich genauer als mit herkömmlichen Methoden zu charakterisieren.

Einsatzbereich/Aufwand

Erfasste Parameter:

Unbekannte organische Verbindungen

Messmedium bzw. Einsatzort:

Labormessung mit Extrakten von Standortwässern oder Feststoffproben

Untersuchungsaufwand:

Qualifiziertes Personal; Zeitaufwand: Keine Angabe möglich, abhängig von der Komplexität des Gemisches; Kosten abhängig von der Problemstellung. In einfachsten Fällen 500 - 2.000 €

Ergänzende Untersuchungen

Für GC-gängige Verbindungen die GC-MS in Verbindung mit Spektrenbanken

Anforderungen an Proben

Probenvolumen, Art:

Untersucht werden Extrakte aus Wasser- oder Feststoffproben.
Die Konzentration der Einzelkomponenten im Extrakt sollte mindestens zwischen 50 - 100 µg/ml liegen.

Probenlagerung:

Abhängig von den Art des Extraktes

Anwendungsbereich und -grenzen der Methoden

Anwendungsbereich:	Anwendungsgrenzen:
Breite Anwendbarkeit, vorzugsweise für nicht GC-gängige Verbindungen. Erfassung des Schadstoffspektrums, Identifizierung von Transformationsprodukten.	Nachweisgrenzen: Absolutmengen im oberen ng- / unteren µg-Bereich lassen sich mit dieser Kopplungstechnik untersuchen.

Entwicklungsstand/Anwendungsbeispiele

Praxistauglichkeit:

Stand der Technik; im Forschungsstadium: Zusammenführung einer Trennmethode (HPLC) mit den beiden wichtigsten strukturanalytischen Methoden (NMR und MS).

Anbieter:

Analytiklabor mit entsprechender Geräteausstattung (primär: Forschungsinstitute)

Anwendung in KORA:

Projektnummer 5.4: Untersuchung auf polare Nitroaromaten und STV (FKZ: 0330510)

Literatur:

PREISS, A., ELEND, M., GERLING, S., TRÄCKNER, S. (2005): Analysis of highly polar compounds in groudwater samples from ammunition waste sites. Part I - Characterization of the pollutant spectrum, Magn. Reson. Chem. 43, 736

PREISS, A., GODEJOHANN, M. (2002): LC-NMR in Environmental Analysis in On-line LC-NMR and Related Techniques. Edited by K. Albert, John Wiley & Sons, Ltd.

Alternative Methoden

Säulenchromatographische Auftrennung der Stoffgemische und anschließende Charakterisierung der Einzelverbindungen mit spektroskopischen Methoden, GC-MS für Stoffgemische mit GC-gängigen Verbindungen.

Ansprechpartner

A. Preiß, Fh-ITEM Hannover, Tel.: 0511/535 0218, e-mail: preiss@item.fraunhofer.de

Besonderheiten/Hinweise

Die Empfindlichkeit der Methode wird durch den NMR-Teil der Kopplung bestimmt. Im on-flow-Modus werden Nachweisgrenzen im unteren µg-Bereich erreicht, im stop-flow-Modus im mittleren ng-Bereich.

M4 Methoden zur Beurteilung des Abbaus und Rückhalts und der Transformation

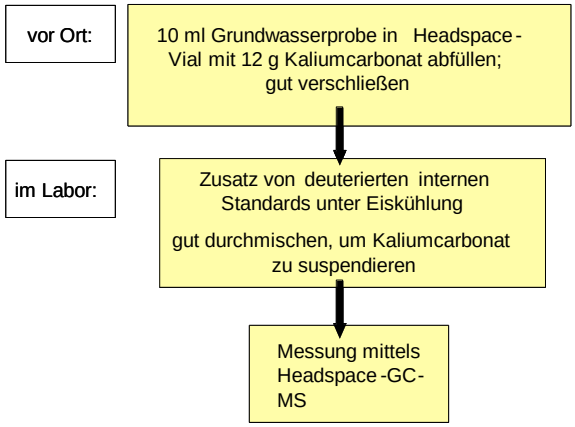
M4.1 Chemisch-Analytische Methoden	M4.1.3 Headspace-GC-MS-Analytik für leichtflüchtige Heterocyclen und andere Teerölverbindungen

Zielsetzung

Bestimmung von leichtflüchtigen N-,S-,O-heterocyclischen Verbindungen neben BTEX in Grundwasser mittels HSGC-MS

Kurzbeschreibung der Methode

Die zu untersuchenden Grundwasserproben (10 ml) werden vor Ort in Headspace-Vials abgefüllt, in denen Kaliumcarbonat (12 g) vorgelegt wurde. Die Gefäße werden fest verschlossen ins Labor transportiert, wo unter Eiskühlung deuterierte interne Standards zugefügt werden. Nach guter Durchmischung erfolgt die Messung mittels Headspace-Gaschromatographie.



Einsatzbereich/Aufwand

Erfasste(r) Parameter:

Leichtflüchtige N-, S-, O-heterocyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (1-2-Ringsysteme), BTEX, leichtflüchtige PAKs und Homocyclen

Messmedium bzw. Einsatzort:

Labormessung mit Standortwasser

Untersuchungsaufwand:

Qualifiziertes Fachpersonal;
60 - 150 € (ohne Probennahme);
2 - 4 Stunden/Probe (ohne Probennahme, nur Laborzeit)

Ergänzende Untersuchungen

Bestimmung der N-Heterocyclen und deren Metaboliten (Methode 4.1.4 und 4.1.5),
Erfassung Elektronenakzeptoren, Stickstoff-, Schwefel- und Sauerstoffisotopen,
Batchversuche zur biotischen Transformation

Anforderungen an Proben

Probenvolumen, Art:

Pro Messstelle 50 ml Grundwasser, abgefüllt in 5 Headspace Vials mit jeweils 10 ml Probe

Probenlagerung:

Proben tiefgekühlt lagern und möglichst schnell nach der Probenahme vermessen.

Anwendungsbereich und -grenzen der Methoden

Anwendungsbereich:

Die Methode wird eingesetzt, um eine Aussage über die Schadstoffbelastung leichtflüchtiger Heterocyclen neben BTEX im Grundwasser zu erhalten.

Anwendungsgrenzen:

Die Nachweisgrenzen liegen zur Zeit für die zu untersuchenden Stoffe bei ca.0,3 - 6 µg/l, was eine Anwendung bei geringerer Belastung ausschließt.

Entwicklungsstand/Anwendungsbeispiele

Praxistauglichkeit:

mit relativ einfacher Ausstattung (HSGC-MS) und entsprechendem Fachwissen praxistauglich

Anbieter:

Analytiklabore mit entsprechender gerätetechnischer Ausstattung; Forschungsinstitute bzw. Universitäten

Anwendung in KORA:

Projektnummer 2.1b: Heterozyklische Aromaten (FKZ: 02WN0356).

Literatur:

M. PASLER. 2006: Methodenentwicklung zur Identifizierung und Quantifizierung von leichtflüchtigen Heterozyklen und Homozyklen in teerölkontaminierten Grundwässern mittels Headspace-GC/MS. Diplomarbeit im Rahmen des KORA-Projektes an der FH-Aachen und RWTH-Aachen.

Alternative Methoden

Anreicherung mittels SPME

Ansprechpartner

J. Hollender; Tel.: 0041/44 823 5493; e-mail: juliane.hollender@eawag.ch

Besonderheiten/Hinweise

Bestimmung eines großen Spektrums an N-,S-, O-Heterocyclen neben BTEX und einigen leichtflüchtigen PAKs. Integration einiger Heterocyclen in Headspace-GC-MS-Methoden zur Bestimmung von BTEX möglich.

M4 Methoden zur Beurteilung des Abbaus und Rückhalts und der Transformation

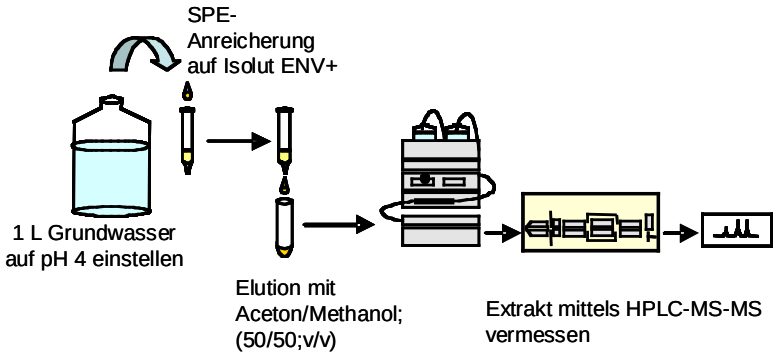
M4.1 Chemisch-Analytische Methoden	M4.1.4 HPLC-MS-MS-Analytik für N-Heterocyclen und ihre Metabolite

Zielsetzung

Ermittlung von N-Heterocyclen (Chinolinverbindungen) und ihren Metaboliten per HPLC-MS-MS

Kurzbeschreibung der Methode

Die zu untersuchenden Wasserproben werden vor dem Transport ins Labor durch Säurezusatz (pH 1-2) bei der Probennahme konserviert. Im Labor werden die Proben auf pH 4 eingestellt und per Festphasenextraktion (Polymermaterial ENV+) angereichert, mit organischem Lösungsmittel eluiert (Aceton/Methanol; 50/50; v/v) und anschließend über RP-HPLC-MS-MS analysiert.
Analog können auch Proben von Batchansätzen und Säulenversuchen auf den Abbau von Teerölverbindungen und die Bildung von Metaboliten untersucht werden.



Einsatzbereich/Aufwand

Erfasste(r) Parameter:

N-heterocyclische aromatische Kohlenwasserstoffe und ihre Metaboliten

Messmedium bzw. Einsatzort:

Labormessung mit Standortwasser, Proben von Laborversuchen oder Eluat von Bodenmaterial

Untersuchungsaufwand:

Qualifiziertes Fachpersonal; 150 € (ohne Probenahme) ; 2 - 4 Stunden/Probe (ohne Probennahme, nur Laborzeit)

Ergänzende Untersuchungen:

Bestimmung O- und S-Heterocyclen und deren Metaboliten (Methode 4.1.3),
Erfassung Elektronenakzeptoren, Stickstoff-, Schwefel- und Sauerstoffisotopen,
Batchversuche zur biotischen Transformation.

Anforderungen an Proben

Probenvolumen, Art:

je nach zu erwartender Konzentration 10 mL - 1 L, bei sehr geringen Konzentrationen bis hin zu 5 L.

Probenlagerung:

Nach Säure- oder Azidzugabe je nach Schadstoffkonzentration zwischen einigen Tagen bis mehreren Wochen gekühlt lagerbar (4 - 6°C), in Glasflaschen mit teflonkaschiertem Deckel.

Anwendungsbereich und -grenzen der Methoden

Anwendungsbereich:

Die Methode wird eingesetzt, um eine Aussage über die Schadstoffbelastung an Chinolinverbindungen im Grundwasser, sowie Hinweise auf mikrobiologische Aktivität (Nachweis von typischen Metaboliten) zu erhalten.

Anwendungsgrenzen:

Die Nachweisgrenzen liegen derzeit für die zu untersuchenden Stoffe bei 10 - 30 ng/L, bei einem Anreichungsfaktor von 100. Als interner Standard wird deuteriertes Chinolin zugesetzt.

Entwicklungsstand/Anwendungsbeispiele

Praxistauglichkeit:

Entwicklungsstand

Anbieter:

Analytiklabore mit entsprechender gerätetechnischer Ausstattung; Forschungsinstitute bzw. Universitäten

Anwendung in KORA:

Projektnummer 2.1b: Heterozyklische Aromaten (FKZ: 02WN0356).

Literatur:

REINEKE A.-K., GÖEN, T., PREISS, A., JOLLENDER, J. (2007): Quinoline and Derivatives at a Tar Oil Contaminated Site: Hydroxylated Products as Indicator for Natural Attenuation?, Environ. Sci. Technol. 41: 5314 – 5322.

REINEKE A.-K., BLOTEVOGEL, J., HELD, T., HOLLENDER, J. (2005): Heterocyclische Aromaten und andere teeröltypische Schadstoffe im Grundwasser – Vorkommen, Abbaupotenzial und Bewertung. In: Proceedingband KORA-Statusseminar in Frankfurt, S. 73-81, ISBN 3-89746-071-X.

Alternative Methoden

Für hohe Konzentrationen Nachweis mittels HPLC-DAD möglich (siehe 4.1.5)

Ansprechpartner

J. Hollender; Tel.: 0041/44 823 5493; e-mail: juliane.hollender@eawag.ch

Besonderheiten/Hinweise

Sehr selektive und sehr empfindliche Methode, die allerdings entsprechende aufwendige Geräteausstattung erfordert.

M4 Methoden zur Beurteilung des Abbaus und Rückhalts und der Transformation

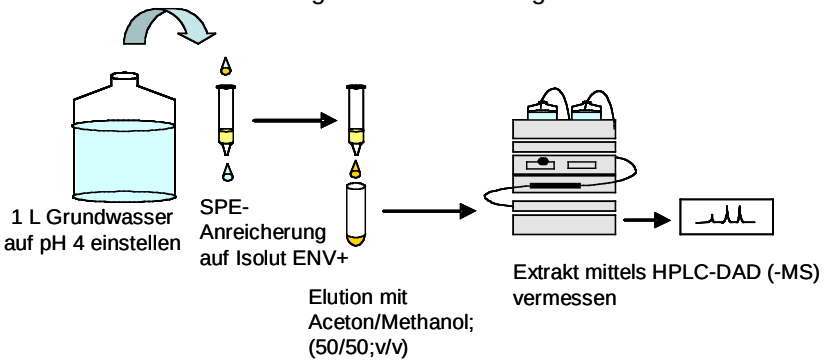
M4.1 Chemisch-Analytische Methoden	M4.1.5 HPLC-DAD(-MS)-Analytik für Teeröl-Metabolite

Zielsetzung

Ermittlung von N-Heterocyclen (Chinolinverbindungen) und ihren Metaboliten per HPLC-DAD-(MS)

Kurzbeschreibung der Methode

Die zu untersuchenden Wasserproben werden vor dem Transport ins Labor per Säurezusatz (pH 1-2) oder Natriumazid (2g/L) bei der Probennahme konserviert. Im Labor werden die Proben auf pH 4 eingestellt und per Festphasenextraktion (Polymermaterial ENV+) extrahiert, eluiert und anschließend über RP-HPLC-DAD (-MS), quantifiziert. Analog können auch Proben von Batchansätzen u. Säulenversuchen auf den Abbau von Teerölverbindungen und die Bildung von Metaboliten untersucht werden.



Einsatzbereich/Aufwand

Erfasste(r) Parameter:

Teerölbegleitstoffe wie N-, S-, O-heterocyclische aromatische Kohlenwasserstoffe, 2 - 3-Ring-PAK, Homocyclen, Metaboliten

Messmedium bzw. Einsatzort:

Labormessung mit Standortwasser, Proben von Laborversuchen oder Eluat von Bodenmaterial

Untersuchungsaufwand:

Qualifiziertes Fachpersonal;
60 - 150 € (ohne Probennahme) ;
2 - 4 Stunden/Probe (ohne Probennahme, nur Laborzeit)

Ergänzende Untersuchungen:

Erfassung Elektronenakzeptoren, Stickstoff-, Schwefel- und Sauerstoffisotopen,
Batchversuche zur biotischen Transformation.

Anforderungen an Proben

Probenvolumen, Art:

je nach zu erwartender Konzentration 10 mL - 1 L, bei sehr geringen Konzentrationen bis hin zu 5 L.

Probenlagerung:

Nach Säure- oder Azidzugabe je nach Schadstoffkonzentration zwischen einigen Tagen bis mehreren Wochen gekühlt lagerbar (4 - 6°C), in Glasflaschen mit teflonkaschiertem Deckel.

Anwendungsbereich und -grenzen der Methoden

Anwendungsbereich:

Die Methode wird eingesetzt, um eine Aussage über die Schadstoffbelastung im Grundwasser zu erhalten, sowie Hinweise auf eine mikrobiologische Aktivität (Nachweis von typischen Metaboliten).

Anwendungsgrenzen:

Die Nachweisgrenzen liegen derzeit für die zu untersuchenden Stoffe bei ca. 0,4 µg/l bei einem Anreicherungsfaktor von 100. Die zu untersuchende Substanz muss bekannt und Referenzsubstanzen vorhanden sein.
UV-Spektren, Retentionszeit und eventuell MS-Spektren sind zur Identifizierung von Peaks heranzuziehen.

Entwicklungsstand/Anwendungsbeispiele

Praxistauglichkeit:

mit relativ einfacher Ausstattung (HPLC-DAD) und entsprechendem Fachwissen praxistauglich

Anbieter:

Analytiklabore mit entsprechender gerätetechnischer Ausstattung; Forschungsinstitute bzw. Universitäten

Anwendung in KORA:

Projektnummer 2.1b: Heterozyklische Aromaten (FKZ: 02WN0356).

Literatur:

MUNDT, M, HOLLENDER, J. (2005): Simultaneous determination of NSO-heterocycles, homocycles and their metabolites in groundwater of tar oil contaminated sites using HPLC with UV-diode array and fluorescence detection, J. Chromatogr. A, 1065 211-218.

Alternative Methoden

Nach Anreicherung Analyse von unpolaren NSO-Heterocyclen mittels GC-MS bzw. N-Heterocyclen und ihrer Metaboliten mittels LC-MS-MS.

Ansprechpartner

J. Hollender; Tel.: 0041/44 823 5493; e-mail: juliane.hollender@eawag.ch

Besonderheiten/Hinweise

Breite Anwendbarkeit für Ausgangsverbindungen und Transformationsprodukte. Weniger selektiv als GC-MS und LC-MS-MS. Einige der Teerölverbindungen integrierbar in HPLC-DAD-Methode für die Bestimmung von PAK.

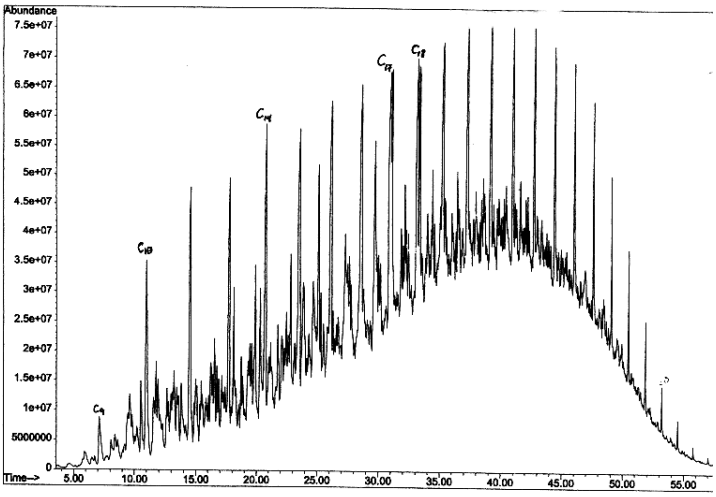
M4 Methoden zur Beurteilung des Abbaus und Rückhalts und der Transformation

M4.1 Chemisch-Analytische Methoden	M4.1.6 GC-MS-Fingerprinting (Qualitative Aussage)

Zielsetzung

Ermittlung des Schadstoffmusters als Indikator für den Schadstoffabbau

Kurzbeschreibung der Methode



GC-MS-Fingerprinting ermöglicht, Verunreinigungen des Untergrundes mit Mineralölerzeugnissen zu charakterisieren und anhand charakteristischer Verteilungsmuster Ausgangsprodukte sowie Verhalten und Transport in der Umwelt zu bestimmen.
Sind Mineralölerzeugnisse in den Untergrund eingetragen, unterliegen sie vielfältigen physikalisch-chemischen und biologischen Abbauprozessen wie beispielsweise Verdampfung, Lösung/ Verdünnung, mikrobiellem Abbau sowie der Interaktion mit Bodenpartikeln. Die Kombination dieser Prozesse vermindert die Gehalte an Mineralölen in Boden und Grundwasser und verändert deren chemische Zusammensetzung. Anhand der Charakteristika der Verteilungsmuster kann eine Klassifizierung des Abbaus von Mineralölprodukten durchgeführt werden.

Durch detaillierte Analyse der Verteilungsmuster ist es möglich,

1. auf die Ausgangsprodukte zu schließen
2. Messstellen hinsichtlich ihrer Ähnlichkeit und Quellen-Fahnenbeziehungen zu vergleichen
3. eine Einstufung des Abbaugrades vorzunehmen.

Einsatzbereich/Aufwand

Erfasste(r) Parameter:

Normal-Alkane, Isoprenoide, Alkybenzole, Alkycyclohexane, Sterane, Terpane (tricyclisch und pentacyclisch), PAK: inclusive 16 ausgewählte Vertreter der PAK (EPA Liste) und deren methylsubstituierten Homologen, schwefelhaltige PAK (Thiophene), und aromatische Sterane

Messmedium bzw. Einsatzort:

Labormessung

Untersuchungsaufwand:

2000 - 4000 €/Probe: umfangreiche Probenaufbereitung,
GC-MS-Messung mit anschließender manueller Auswertung der Chromatogramme durch erfahrenen Spezialisten und Interpretation

Ergänzende Untersuchungen:

Untersuchung der ^{13}C-Isotopenverhältnisse

Anforderungen an Proben

Probenvolumen, Art:

Boden: mindestens 500 g
Wasser: 2 L in Braunglasflasche
Phase: wenige mL ausreichend

Probenlagerung:

Gekühlt wenige Tage lagerfähig. Falls längere Lagerung erforderlich, Proben extrahieren und Extrakte lagern.

Anwendungsbereich und -grenzen der Methoden

Anwendungsbereich:

Charakterisierung von Kontaminationen mit Mineralölerzeugnissen, Bestimmung des Abbaugrades, grundsätzlich ebenfalls für Gaswerks- und Kokereispezifische Kontaminationen anwendbar.

Anwendungsgrenzen:

Halbquantitative Messung. Je weiter der Abbau fortgeschritten, desto unschärfer wird das Ergebnis. Vollständig abgebaute Komponenten können nicht mehr erkannt werden (z.B. Methylblei, Antiklopfmittel).

Entwicklungsstand/Anwendungsbeispiele

Praxistauglichkeit:

seit Jahren von wenigen Spezialisten angewendete, nicht genormte Methode

Anbieter:

Wenige spezialisierte Labors und Sachverständige

Anwendung in KORA:

Projektnummer 1.3: Epple (FKZ: 02WN0353).

Literatur:

ERTEL, T.; ALIMI, H. (2001): Charakterisierung von organischen Schadstoffen in Boden und Grundwasser. TerraTech 5: Sept./Okt. 2001.

ALIMI, H., ERTEL, T. & SCHUG, B. (2002): Fingerprinting of Hydrocarbon fuel contaminants: Literature Review. Environmental Forensics 3/2003, S. 25-39.

MORRISON, R.D. & MURPHY, B.L. EDS. (2006): Environmental Forensics – A contaminant specific guide, Elsevier Academic press, London.

Alternative Methoden

Keine

Ansprechpartner

Dr. Thomas Ertel, SV-Büro Dr. Ertel, Boschstr. 10, 73730 Esslingen, Tel. 0711/93150-480, Fax -485,
mail: thomas@sv-ertel.de

Besonderheiten/Hinweise

Besonders wertvoll bei der Untersuchung komplexer Schadstofffahnen zur Darstellung Quelle-Fahnen-Beziehung. Keine marktgängige Leistung, da nur von wenigen Spezialisten zuverlässig angeboten.

M4 Methoden zur Beurteilung des Abbaus und Rückhalts und der Transformation

M4.1 Chemisch-Analytische Methoden	M4.1.7 GC-Screening und Bestimmung von Carbon- und Dicarbonsäuren in wässrigen Proben

Zielsetzung

Screening auf Carbon- und Dicarbonsäuren, als wesentliche stoffwechselrelevante Verbindungen und nachfolgende Quantifizierung von ausgewählten Einzelstoffen.

Kurzbeschreibung der Methode

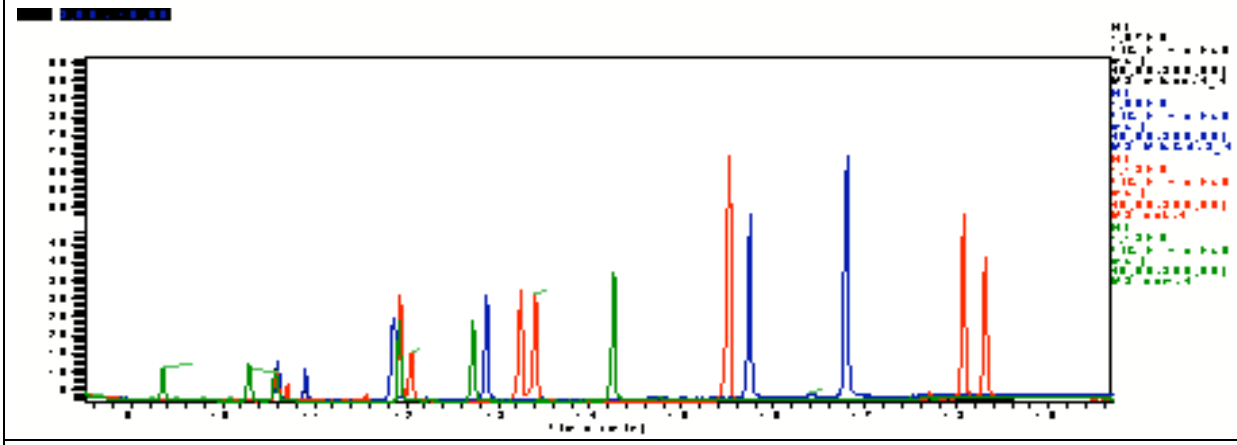
50 ml wässrige Probe wird mit 1ml 1M HCl angesäuert, mit 5 g Kochsalz versetzt und 2x mit 10 ml Ethylacetat (je 10 min) ausgeschüttelt. Mit $NaSO_4$ getrocknete Ethylacetat-Phase wird unter Stickstoff bei 35°C auf 1 ml eingeengt. Zur Derivatisierung werden 100 µl des Extraktes bei 80°C zur Trockne eingedampft, mit dem Gemisch MSTFA/TMCS/Pyridin (50:1:50) versetzt und bei 40°C 30 min zur Reaktion gebracht. Das entstandene Derivat wird mittels GC-MS untersucht. Für die Bestimmung von Oxalsäure wird die wässrige Probe zuerst mit 10 ml 1 %-Lösung von Diaminobenzen versetzt und bei 100°C 2 h zur Reaktion gebracht. Danach folgen alle beschriebenen Behandlungsschritte.

Gerätebedingungen:

GC:	Trace GC 2000
Säule:	VF-5ms, Fa. Varian, 30 m, 0,25 mm, 0,25 µm
Trägergas:	Helium, 1,1 ml/min
Inj. Temp.:	140°C - 240°C (5°C/Min), 2,5 Min. splitless
Ofen:	70°C (2 Min) - (10°C/Min) - 230°C (10 Min) - (10°C/Min)-300°C
MS:	Trace-DSQ Finnigan
Fullscan:	40 - 350 Da/z
SIM:	73, 147, 306
Quellen-T°C:	180°C

Analyten:

1. Milchsäure
2. Furancarbonsäure
3. Bensoesäure
4. Benzolessigsäure
5. 2,2-Dimethylsuccinsäure
6. 2-Methylsuccinsäure
7. o-Toluylsäure
8. 2,3-Dimethylsuccinsäure
9. 2-Methylglutarsäure
10. 3-Methylglutarsäure
11. Sebacinsäure
12. Adipinsäure
13. m-Salicylsäure
14. Pimelinsäure
15. Phtalsäure
16. Suberinsäure
17. Iso-Phtalsäure
18. Terephthalsäure
19. Azelainsäure
20. Oxalsäure



Einsatzbereich/Aufwand

Erfasste(r) Parameter:

(siehe oben: Analyten)

Messmedium / Einsatzort:

Labormessung an Grund- und Versuchswässern unterschiedlicher Hintergrundmatrices

Untersuchungsaufwand:

Technischer Assistent zur Probenderivatisierung und Chemiker zur GC-MS-Messung und Auswertung erforderlich;
Zeitaufwand für Derivatisierung: GC-MS-Messung und Auswertung max. 4 Proben / d;
Kosten je Probe ca. 150 - 200 €.

Ergänzende Untersuchungen:

HPLC-Screening des zu untersuchenden Wassers auf polare Verbindungen.

Anforderungen an Proben

Probenvolumen, Art:

Wässrige Proben, Mindestvolumen 10 ml.

Probenlagerung:

Entweder Extraktion der wässrigen Probe innerhalb von 24 h nach der Probenahme und Lagerung des Extrakts bei 4°C bis zu 1 Woche oder sofortiges Einfrosten (-12°C) der wässrigen Probe nach Eingang ins Labor und Bearbeitung innerhalb eines Monates.

Anwendungsbereich und -grenzen der Methoden

Anwendungsbereich:	Anwendungsgrenzen:
Bestimmung von Carbon- und Dicarbonsäuren in Wässern	In Abhängigkeit von dem zur Verfügung stehenden Probenvolumen und Analyt - Bestimmungsgrenze 1-10 µg/L.

Entwicklungsstand/Anwendungsbeispiele

Praxistauglichkeit:

Anwendung in wissenschaftlichen Untersuchungen

Anbieter:

GFI Grundwasserforschungsinstitut GmbH Dresden

Anwendung in KORA:

TV 6 Projektnummer 6.2 und assoziiertes Thema „Erzbergbauhalden“ (FKZ 0330523)

Literatur:

GAUTHIER, ROUSSEAU, BERTRAND (1980): Quantitative Micromethod for the Determination of Oxalic Acid in Forensic Specimens, Can. Soc. Forens. Sci.J. Vol. 13, No.4.

Alternative Methoden

GC-MS-Messung nach anderen Derivatisierungsmethoden

Ansprechpartner

Lorina Schmalz; GFI Dresden; Tel. + 49 351 / 4050652; e-mail: lschmalz@gfi-dresden.de.

Besonderheiten/Hinweise

Keine Angaben

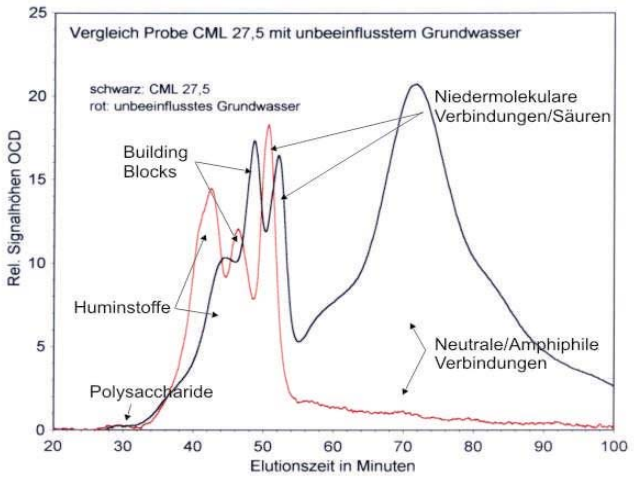
M4 Methoden zur Beurteilung des Abbaus und Rückhalts und der Transformation	
M4.1 Chemisch-Analytische Methoden	**M4.1.8 Gelchromatographische Charakterisierung der DOC-Zusammensetzung**

Zielsetzung

Mittels LC-OCD (Gelpermeationschromatographie) wird der gelöste organische Kohlenstoff (DOC) in Untergruppen aufgetrennt, die stofflich und bezüglich ihrer mikrobiellen Verwertbarkeit unterschiedliche Eigenschaften aufweisen.

Kurzbeschreibung der Methode

Das LC-OCD-Verfahren ist ein Liquid Chromatography-System mit UV- und kohlenstoffselektivem Detektor (OCD). Der Detektor basiert auf dem Prinzip des Gräntzel-Dünnfilmreaktors. Nach Oxidation der organischen Verbindungen zu Kohlendioxid erfolgt die Bestimmung des CO_2 mittels nicht-dispersiver Infrarotdetektion. Zur chromatographischen Trennung des TOC-Stoffgemischs werden Trennsäulen mit porösen Gelen verwendet (GFC, SEC). Die Substanzklassen werden primär nach ihrer Molekülgröße getrennt. Überlagernde Sekundäreffekte, wie hydrophobe und ionogene Wechselwirkungen, werden für eine weitere Charakterisierung der Substanzklassen genutzt. Die Wasserprobe wird direkt injiziert, eine Vorbehandlung und Konservierung der Proben erfolgt nicht. Mittels LC-OCD werden sechs DOC-Fraktionen aufgetrennt:



- ***Huminstoffe*** (350 - 10.000 g/mol, in natürlichen Wässern Huminstofffraktion = Fulvinsäuren), entstehen durch Auswaschung von Böden und autochthone Bildung
- ***Building Blocks*** (< 350 g/mol, Substrat für Sulfatreduzierende Mikroorganismen (MO)), Huminstoffhydrolysat
- ***Niedermolekulare Verbindungen und niedermolekularen Säuren*** *(*1 bis 5 C-Atome, Substrat für Sulfatreduzierende Bakterien (SRB)), Oxidations-/Zwischenprodukte aus dem TOC-Abbau; z.B. Monocarbonsäuren
- ***Amphiphile und neutrale Stoffe*** *(*schwer biologisch verfügbare Produkte aus Vorstufen/Abbau der Huminstoffe)
- ***Polysaccharide*** *(*> 20.000 g/mol, extrazelluläre Substanzen, Substrat für Sulfatreduzierende MO): Aminozucker, Zuckersäuren, saure Proteine aus Zellwandmaterial/Stoffwechselprodukten → Hinweis auf mikrobielle Aktivität
- ***Natürliche hydrophobe Stoffe / schweroxidierbare Verbindungen*** *(*Differenz TOC/Gesamtintegral Chromatogramm) TOC > CDOC: Hydrophobe Substanzen, bakteriell erzeugte Lipoide / Lipopolysaccharide, schwerlösliche Humine mit hoher Aromatizität, KW, CKW, PAK, PSM, TOC < CDOC: schwer oxidierbare Verbindungen.

Einsatzbereich/Aufwand

Erfasste(r) Parameter:

siehe oben, TOC

Messmedium / Einsatzort:

Labormethodik an wässrigen Matrizes (Grundwasser, Oberflächenwasser, Eluate, etc.)

Untersuchungsaufwand:

ca. 250 bis 400 €

Ergänzende Untersuchungen:

Einzelstoffanalytik (GC-MS, HP/LC, etc.), TC, TOC, TN

Anforderungen an Proben

Probenvolumen, Art:

50 mL Probe in Glasflasche mit Schliffstopfen, blasenfrei abgefüllt, keine Konservierung

Probenlagerung:

zeitnahe Analytik, dunkel, kühl (nahe 0°C ist zur Unterbindung der biologischen Umsetzung ideal)

Anwendungsbereich und -grenzen der Methoden

Anwendungsbereich:	Anwendungsgrenzen:
Grundwasser, Oberflächenwasser, Eluate	>0,1 mg/L und <5 mg/L DOC für >5 mg/L DOC - Verdünnung mit O_2-freiem Aqua Dest.

Entwicklungsstand/Anwendungsbeispiele

Praxistauglichkeit:

Routineverfahren in Speziallaboratorien

Anbieter:

TZW Karlsruhe Außenstelle Dresden, DOC-Labor Huber, ...

Anwendung in KORA:

Projekt 6.2: Braunkohleabraumkippen (FKZ: 02WN0505)

Literatur:

HUBER S.A. UND F.H. FRIMMEL (1996). Vom Wasser 86, 277-290.

Alternative Methoden

Keine alternativen Methoden bekannt

Ansprechpartner

Dr. A. Korth, L. Henning; Technologiezentrum Wasser (TZW) Karlsruhe – Außenstelle Dresden;
+ 49 351 852 11 54 oder korth@tzw-dresden.de

Dr. N. Hoth, A. Simon; TU Bergakademie Freiberg, Institut für Bohrtechnik und Fluidbergbau
+49 3731 39 2494 oder nils.hoth@tbt.tu-freiberg.de

Besonderheiten/Hinweise

Eisen(II)-Gehalte >200 mg/L behindern und verfälschen die Messung (Verblockung/Mitfällung von Huminstoffen).
Bei Oxidation der Proben erfolgt eine Fragmentierung von Huminstoffen zu Building Blocks (→ O_2-Abschluss!).

M4 Methoden zur Beurteilung des Abbaus und Rückhalts und der Transformation

M4.1 Chemisch-Analytische Methoden	M4.1.9 Mikrokalorimetrie zur Bestimmung potentieller Pyritoxidationsraten

Zielsetzung

Bestimmung potentieller Pyritoxidationsraten in Proben aus sulfidischen Bergbauhalden oder –altlasten

Kurzbeschreibung der Methode

Proben aus sulfidischen Bergbauhalden oder -altlasten werden in speziellen Glasampullen eingewogen und die Wärmefreisetzung vor und nach Inaktivierung von Mikroorganismen (Hitze, Biozid) im Mikrokalorimeter gemessen.

Die Wärmefreisetzung korreliert mit der Pyritoxidationsrate sowie der Zellzahl Fe(II)-oxidierender Bakterien.

Einsatzbereich/Aufwand

Erfasste(r) Parameter:

Pyritoxidationsrate

Messmedium / Einsatzort:

Proben aus sulfidischen Bergbauhalden oder -altlasten / Labormessung

Untersuchungsaufwand:

1 Tag pro 10 Messungen; ca. 150 € pro Messung.

Ergänzende Untersuchungen:

Methoden zur Quantifizierung von Metallsulfide-oxidierenden Bakterien und Archaeen:
Fluoreszenz in situ Hybridisierung (FISH), Real-time PCR, Most-probable-number (MPN).

Anforderungen an Proben

Art, Probenvolumen:

Einige g Feststoffproben

Probenlagerung:

Die Proben sollen möglichst unmittelbar nach Entnahme nahe der in situ Temperatur gemessen werden; Probentransport möglichst nahe der in situ Temperatur.

Anwendungsbereich und -grenzen der Methoden

Anwendungsbereich:

Enge Anwendbarkeit nur für sulfidisches Probenmaterial aus Bergbauhalden und -altlasten. Bestimmung chemischer und biologischer potentieller Pyritoxidationsraten möglich.

Anwendungsgrenzen:

Es werden lediglich potentielle Raten gemessen, da nicht unter dem in situ-Sauerstoffpartialdruck gemessen wird.

Entwicklungsstand/Anwendungsbeispiele

Praxistauglichkeit:

Praxisreif

Anbieter:

Spezielle Analytik, Universität Duisburg-Essen (Prof. W. Sand)

Anwendung in KORA:

Projektnummer 6.2: Bergbauhalden (FKZ: 02WN0505),
assoziiertes BMBF-Projekt (FKZ: 0330523)

Literatur:

SCHIPPERS, A., HALLMANN, R., WENTZIEN, S., SAND, W., (1995): Microbial diversity in uranium mine waste heaps. Appl. Environ. Microbiol. 61: 2930-293

ROHWERDER, T., SCHIPPERS, A., SAND, W. (1998): Determination of reaction energy values for biological pyrite oxidation by calorimetry. Thermochimica Acta 309: 79-85.

ELBERLING, B., SCHIPPERS, A., SAND, W., (2000): Bacterial and chemical oxidation of pyritic mine tailings at low temperatures. Journal of Contaminant Hydrology 41: 225-238.

Alternative Methoden

Oxidationsratenbestimmung mittels Nasszellen oder in situ-Sauerstoffverbrauch

Ansprechpartner

PD Dr. Axel Schippers; Tel.: 0511/643 3103; e-mail: axel.schippers@bgr.de

Besonderheiten/Hinweise

Keine Angaben

M4.2 Batch- und Säulenversuche

Inhalt

Seite

M4.2.1 Batchversuch zur biotischen und abiotischen Transformation von STV 304

M4.2.2 Wasserungesättigte Batchversuche zur anaeroben Biotransformation in Kippensedimenten 306

M4.2.3 Bilanzierung des Schadstoffverbleibs einschließlich Nachweis nicht-extrahierbarer Rückstände durch ^{14}C-Markierung 308

M4.2.4 Laborversuche zum anaeroben - und stimulierten aeroben Abbau deponiebürtiger Stoffe (NH_4, TOC) 310

M4.2.5 Säulenversuch zur Verifizierung von Schadstofftransport in Festgesteinsklüften 312

M4.2.6 Säulenversuch zur Ermittlung von Abbau- und Sorptionsprozessen im durchströmten Festgestein 314

M4.2.7 On-site-Säulen-Anlage zur Bestimmung von PAK- und NSO-HET-Abbauraten 316

M4.2.8 Großlysimeter für den ungesättigten Bodenbereich 318

M4.2.9 Säulen- und Batchversuche mit ^{15}N-markierten Verbindungen 320

M4.2.10 Säulenversuche mit markierten Verbindungen 322

M4.2.11 Analytische Methode zur Transportkinetik in Säulenversuchen 324

M4 Methoden zur Beurteilung des Abbaus und Rückhalts und der Transformation

M4.2 Batch- und Säulenversuche

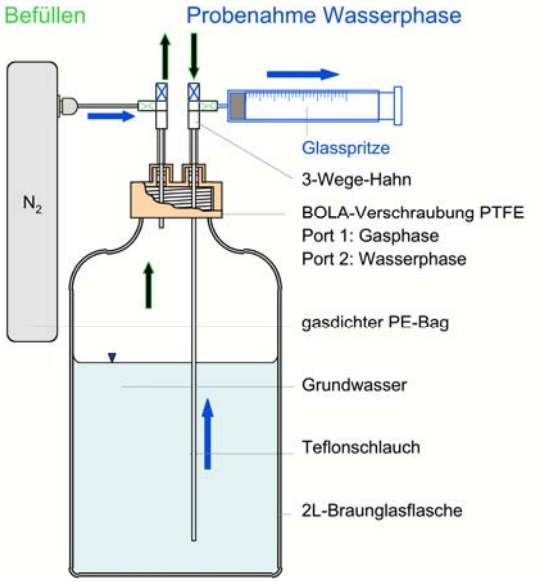
M4.2.1 Batchversuch zur biotischen und abiotischen Transformation von STV

Zielsetzung

Ermittlung von Randbedingungen natürlicher Schadstoffminderungsprozesse unter standorttypischen, variierten Milieubedingungen anhand von Batchversuchen.

Kurzbeschreibung der Methode

In den Batchversuchen soll das Transformationsverhalten der STV im komplexen, standorttypischen Stoffgemisch bzw. für ausgewählte Einzelstoffe unter verschiedenen Milieubedingungen untersucht werden. Im Mittelpunkt stehen die Ermittlung von Transformationspfaden (Metabolite) und des Einflusses verschiedener Milieubedingungen auf diese.
Aufbau: Die Versuche werden in 2-Liter-Glasflaschen durchgeführt. Je Versuch werden eineinhalb bis zwei Liter nativen Grundwassers und z. T. Sediment (Sorption) eingesetzt. Durch späteres, schrittweises Zudosieren/Nachliefern von Kohlenstoffquellen, Elektronenakzeptoren oder Aufstocken einzelner STV können jeweils verschiedene Aussagen über limitierende Randbedingungen verifiziert werden. Es werden parallele Sterilansätze mit Quecksilber(II)chlorid angesetzt.
Durchführung: Die Versuche werden bei Grundwassertemperatur (12C° ± 1°C), abgedunkelt durchgeführt und regelmäßig geschüttelt. Die Probenahmen erfolgen über ein milieusicherndes System und Nachlieferung von Stickstoff für die entnommenen Fluidvolumina.



Einsatzbereich/Aufwand

Erfasste(r) Parameter:

Sprengstofftypische Verbindungen, Milieu, Anionen, organischer und anorganischer Kohlenstoff

Messmedium bzw. Einsatzort:

Laborversuch mit Standortwasser und Standortboden

Untersuchungsaufwand:

Zeitaufwand: 2 bis >20 Monate pro Ansatz, Finanzieller Aufwand: bestimmt im Wesentlichen durch Analytik.

Ergänzende Untersuchungen:

Säulenversuche (Parameterermittlung), Auswertung von Felddaten.

Anforderungen an Proben

Probenvolumen, Art:

1,5 - 2 Liter Grundwasser, bis zu 2 kg Grundwasserleitermaterial

Probenlagerung:

Nach Möglichkeit feldfrischer Einsatz, ansonsten bei -17°C bis zum Versuchseinsatz lagern

Anwendungsbereich und -grenzen der Methoden

Anwendungsbereich:

Die Methode wird generell für eine qualitative Beurteilung des *In Situ*-Abbaus von individuellen Schadstoffen (hier: aromatische Kohlenwasserstoffe) in anoxischen Aquiferen oder in Mikrokosmos-Studien eingesetzt.

Anwendungsgrenzen:

Abbauwege der vorhandenen Schadstoffe sind nicht bekannt. Vorhandene Metabolite sind analytisch nicht zu erfassen (Nachweisgrenzen und Empfindlichkeit).

Entwicklungsstand/Anwendungsbeispiele

Praxistauglichkeit:

Praxisreif

Anbieter:

Forschungslabore

Anwendung in KORA:

Projektnummer 5.3: Torgau/Elsnig (FZK: 0330509)

Literatur:

Keine Angaben

Alternative Methoden

Analoge Untersuchungen mit radioaktiv markierten Substanzen.

Ansprechpartner

A. Weber, Tel.: 0351/4050642
e-mail: aweber@dgfz.de
Dresdner Grundwasserforschungszentrum e.V.
Meraner Str. 10, 01217 Dresden
Homepage: http://www.dgfz.de

S. Tränckner, Tel.: 0351/4050664
e-mail: straenckner@gfi-dresden.de.de
GFI Grundwasserforschungsinstitut GmbH Dresden
Meraner Str. 10, 01217 Dresden
Homepage: http://www.gfi-dresden.de

Besonderheiten/Hinweise

Gegenüber den klassischen Batchversuchen erfolgt bei dieser Methode eine Trennung biotischer u. abiotischer Reaktionen durch Ausschalten biotischer Reaktionen in Blindwertversuchen (Sterilisation durch $HgCl_2$). Weiterhin erfolgt eine Variation der Milieubedingungen im Rahmen der standorttypischen Verhältnisse (Elektronenakzeptoren). Der Transport u. Einbau unter Aufrechterhaltung der Milieuverhältnisse muss gewährleistet sein.

Vorteile der Methode:
Kein Umgang mit radioaktiven Stoffen, Verhalten der STV im standorttypischen Gemisch.

Nachteile der Methode:
Keine Aufklärung von Reaktionspfaden im STV-Gemisch
(Vorliegen von Ergebnissen aus Grundlagenuntersuchungen nötig).

M4 Methoden zur Beurteilung des Abbaus und Rückhalts und der Transformation

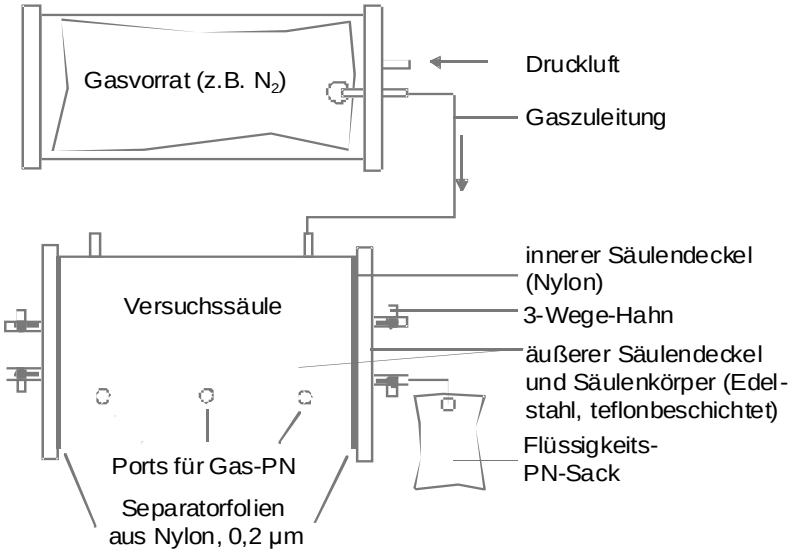
M4.2 Batch- und Säulenversuche	M4.2.2 Wasserungesättigte Batchversuche zur anaeroben Biotransformation in Kippensedimenten

Zielsetzung

Ermittlung von anaeroben, biologischen Stoffumsätzen unter ungesättigten Bedingungen in Abraumkippen.

Kurzbeschreibung der Methode

Die Versuchssäule wird mit Standort-Sediment befüllt und aufgesättigt (Standortwasser oder Aqua dest.). In einer zweiten Säule wird einer definierten Gasphase (z.B. N_2), die mit der Gasphase der Versuchssäule in Verbindung steht, ein Druck aufgeprägt (0 - 2 bar; steuerbar in Druckstufen von ≥ 50 mbar). Bei geöffneten Flüssigkeitsprobenahmeventil (Dreiwegehahn) führt der Überdurck in der Gasphase zur Entwässerung der Versuchssäule, da die an den Säulendeckeln angebrachte Separatorfolien gegenüber Gasen druckdicht (also undurchlässig), aber für Wasser durchlässig sind. Ungesättigte Batchversuche werden durch Einstellung eines definierten Gasphasendrucks an der abgeschlossenen Säule durchgeführt. Gasproben können an Gasprobenahmeports entnommen werden. Zur Wasserprobenahme wird die Säule durch Anlegen des maximalen Drucks an der Gasphase entwässert. Das Porenwasser wird im Flüssigkeitsprobenahmesack aufgefangen. Nach Abnahme einer Teilprobe zur Analyse wird das Porenwasser durch Wiedereinstelllung des Versuchsdrucks an der Gasphase in die Versuchssäule zurückgeleitet. Die mit der Porenlösung in Kontakt kommenden Materialien sind Teflon (Säulenkörper, Dreiwegehähne, Septenbeschichtungen, Schläuche) und Nylon (Säulendeckel und Seperatoren). Die Seperatoren sind ohne die Verwendung vom Klebstoff mit den Säulendeckeln verschweisst.



Einsatzbereich/Aufwand

Erfasste(r) Parameter:

Messmedium bzw. Einsatzort:

Labormessung mit Standortsediment und ggf. Standortwasser

Untersuchungsaufwand:

Langzeitversuch, Dauer mehrere Monate; Anschaffungskosten ca. 3.500 € für Säulen und Peripherie ohne automatisierte Druckstufenregelung; nach Versuchsstart kontinuierlicher Arbeitsaufwand (Probenahme und Analytik).

Ergänzende Untersuchungen:

Erstcharakterisierung des eingebauten Materials (Chemie, Mineralogie, Mirkobiologie, Hydraulik);
Flaschen-Batchtests der zu untersuchenden Umsetzungsprozesse.

Anforderungen an Proben

Probenvolumen, Art:

Versuchssäule fasst ca. 4,5 kg Sediment und ca. 1 L Wasser (abhängig von Sedimentart)

Probenlagerung:

Die Proben sollen möglichst feldfrisch analysiert und eingebaut werden. Falls Verzögerungen unvermeidlich sind, ist das Material kühl und möglichst sauerstofffrei zu lagern.

Anwendungsbereich und -grenzen der Methoden

Anwendungsbereich:

Ermittlung von Reaktionsraten anaerober mikrobieller Stoffumsätze unter natürlichen ungesättigten Bedingungen von geschütteten Sedimenten.

Anwendungsgrenzen:

Extrem bindiges Material eignet sich aufgrund der schlechten Entwässerbarkeit nur bedingt. Sehr lange Entwässerungszyklen sind dann notwendig.

Entwicklungsstand/Anwendungsbeispiele

Praxistauglichkeit:

In KORA neu entwickelte Methode

Anbieter:

keine Standardanalytik, Säule ist Prototyp der GFI GmbH Dresden

Anwendung in KORA:

TV 6, Projektnummer 6.2: Bedeutung von NA-Prozessen für die Grundwasserbeschaffenheitsentwicklung von Braunkohleabraumkippen (FZK: 02WN0505)

Literatur:

(Veröffentlichung in Vorbereitung)

Alternative Methoden

Anaerobe mikrobielle Stoffumsätze sind bisher nur im Batchtest an gesättigten Sedimenten simulierbar.

Ansprechpartner

Andrea Kassahun und Elisabeth Stiebitz, GFI Dresden; Tel.: 0351/4050672; e-mail: akassahun@gfi-dresden.de

Besonderheiten/Hinweise

Keine.

M4 Methoden zur Beurteilung des Abbaus und Rückhalts und der Transformation

M4.2 Batch- und Säulenversuche

M4.2.3 Bilanzierung des Schadstoffverbleibs einschließlich Nachweis nicht-extrahierbarer Rückstände durch ^{14}C-Markierung

Zielsetzung

Bestimmung der Bildung nicht-extrahierbarer Rückstände, der Sorptionskapazität und des Abbaupotenzials; Gesamtbilanzierung von NA-Prozessen.

Kurzbeschreibung der Methode

Am Standort werden Aquiferproben (Grundwasser und Sediment) entnommen, ins Labor transportiert und, wenn nötig, unter aquifernahen Bedingungen gelagert. Mit diesem Probenmaterial werden (anaerobe) Batchversuche (oder Laborsäulen) angesetzt und die zu untersuchenden Schadstoffe als Radiochemikalien zugegeben.

Über den Versuchszeitraum kommt es - entsprechend den physiko-chemischen Eigenschaften der Substanzen und deren Abbaubarkeit - zu einer Fraktionierung des ^{14}C-Kohlenstoffs: Ein Teil der zugefügten Substanzen verbleibt in der Reaktorlösung als Ausgangssubstanz oder aber als Abbauprodukt (Metabolite, Karbonat-CO_2). Innerhalb dieser in der Wasserphase gelösten oder ausgefällten Radioaktivität können die vollständig abgebauten Schadstoffe (Karbonat-CO_2) von der darüber hinausgehenden Radioaktivität (Ausgangssubstanzen, Metabolite) analytisch unterschieden werden.

Je nach untersuchter Substanz wird ein unterschiedlich großer Anteil der zugegebenen Schadstoffe oder deren Metabolite am Sediment sorbiert oder über stärkere Bindungsformen als nicht-extrahierbare Rückstände im Sediment gebunden. Die sorbierten Schadstoffanteile werden über eine mehrstufige Extraktion mit organischen Lösemitteln erfasst, während die festgelegten Schadstoffe über eine Verbrennung der Extraktionsrückstände quantifiziert werden.

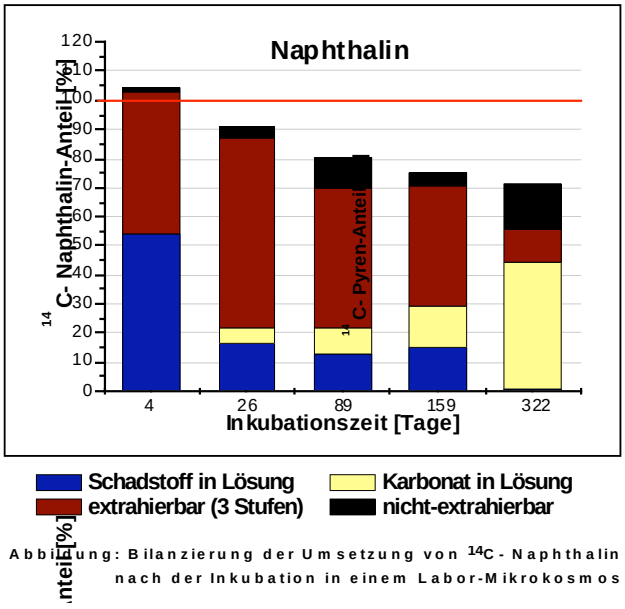


Abbildung: Bilanzierung der Umsetzung von ^{14}C-Naphthalin nach der Inkubation in einem Labor-Mikrokosmos

Um den Verbleib des ^{14}C-Kohlenstoffs in den verschiedenen Fraktionen erfassen zu können (= vollständige Massenbilanzierung), müssen die Ansätze beendet werden. Für die Beobachtung des zeitlichen Verlaufes der Schadstofffraktionierung sind deshalb Parallel-Ansätze für die verschiedenen Zeitschritte erforderlich.

Die Quantifizierung der radiochemischen Aktivität erlaubt eine Aussage zu den Intensitäten und Anteilen der verschiedenen NA-Prozesse. Neben der Bewertung des Abbaupotenzials selbst können durch diese Untersuchungen auch darüber hinausgehende NA-Prozesse wie die Bildung nicht-extrahierbarer Rückstände erfasst werden. Zudem wird eine Gesamtbilanzierung aller Prozesse möglich.

Einsatzbereich/Aufwand

Erfasste(r) Parameter:

Verteilung der Radioaktivität (radioaktive Zerfälle [dps]) in versch. Fraktionen der zu untersuchenden Proben

Messmedium bzw. Einsatzort:

Aquiferproben (Grundwasser und Sediment)

Untersuchungsaufwand:

pro Messzeitpunkt und Ansatz 1 Arbeitstag/pro Person,
Kosten für einen Ansatz mit vier Zeitschritte und einer Kontrolle, in Doppelbestimmung: 15.000 Euro

Ergänzende Untersuchungen:

Reinheitskontrolle der eingesetzten Radiochemikalien mittels Radio-HPLC, ggf. Redoxwerte, pH-Werte.

Anforderungen an Proben

Probenvolumen, Art:

Probenvolumen: Minimale Probenvolumina bei Nutzung des gesamten Inhaltes des jeweiligen Ansatzes: 20 ml Grundwasser und 4 g Sediment. Sollen vor dem Beenden der Ansätze weitere Parameter beobachtet werden, können auch Ansätze mit größerer Dimensionierung gewählt werden (z.B. Projektnummer 2.7).

Art der Proben:
Das Sediment sollte möglichst homogen und ein Lockersediment sein, die Korngröße sollte unter 1 mm liegen.
Weitere Anforderungen sind vergleichbar zu anderen Batch- oder Säulenversuchen.

Probenlagerung:

Aquiferbedingungen, i.d.R. anaerob.

Anwendungsbereich und -grenzen der Methoden

Anwendungsbereich:

Mit Radiochemikalien dotierbare Proben.

Anwendungsgrenzen:

Radioaktivität in den Teilproben muss noch detektierbar sein. Die Konzentration der zugegebenen Radiochemikalien muss oberhalb der natürlichen Radioaktivität liegen.
Methode nicht bei Festgesteinsaquiferen anwendbar.

Entwicklungsstand/Anwendungsbeispiele

Praxistauglichkeit:

Uneingeschränkt (Labor-)praxistauglich

Anbieter:

Institut für Umwelt- und Biotechnik, Hochschule Bremen

Anwendung in KORA:

Projektnummer 2.7: Vergleich und Bewertung standortbezogener Mikrokosmen (FZK: 02WN0436)
Projektnummer 2.5: Wülknitz (FZK: 02WN0364)
Projektnummer 2.6: Indentifizierung/Quantifizierung toxikologisch relevanter PAK-Metabolite (FZK: 02WN0366)

Literatur:

BERGHOFF, A. (2008): (in preparation), Dissertation, Hochschule Bremen, Institut für Umwelt- und Biotechnik.

Abschlussbericht der Projekte 2.7 FZK: 02WN0436), 2.5 (FZK: 02WN0364) und 2.6 (FZK: 02WN0366).

Alternative Methoden

Für die Bestimmung von nicht-extrahierbaren Rückständen bzw. für die Bilanzierung von NA-Prozessen existieren keine Alternativmethoden.

Ansprechpartner

Prof. Dr. B. Mahro, Tel.: 0421/5905-2305, Bernd.Mahro@hs-bremen.de,
Harald Ilchmann, Tel.: 0421/5905-2312, ilchm@fbb.hs-bremen.de

Besonderheiten/Hinweise

Nicht alle Substanzen sind als konfektionierte Radiochemikalien erhältlich, Sondersynthesen sind sehr teuer.
Für die Untersuchungen sind besondere laborative Voraussetzungen nötig (Isotopenlabor).
Das ausführende Laborpersonal muss eine Genehmigung für die Durchführung der Arbeiten nach der Strahlenschutzverordnung besitzen.

M4 Methoden zur Beurteilung des Abbaus und Rückhalts und der Transformation

M4.2 Batch- und Säulenversuche

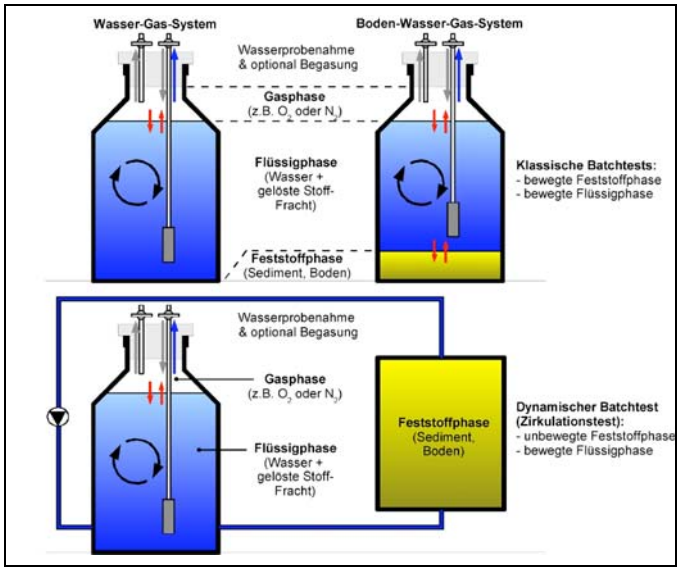
M4.2.4 Laborversuche zum anaeroben - und stimulierten aeroben Abbau deponiebürtiger Stoffe (NH_4, TOC)

Zielsetzung

Untersuchung geochemischer und geomikrobiologischer Stoffabbau- und Umsetzungsprozesse in der Flüssig- bzw. Feststoffphase und phasenübergreifender Austauschprozesse anhand von deponiespezifischen Materialien.

Kurzbeschreibung der Methode

Mit Hilfe von Laborversuchen können geochemische und geomikrobiologische Abbau- und Transformationsprozesse deponiebürtiger Schadstoffe unter Verwendung deponiespezifischen Probenmaterials in der Flüssig- und Feststoffphase in Abhängigkeit von der Zeit untersucht werden. Es sind außerdem Aussagen über phasenübergreifende Austauschprozesse abzuleiten. Für die Untersuchungen werden 0-dimensionale Reaktoren benötigt, die zeitgleich in verschiedenen Versuchsvarianten (z.B. anaerobes Milieue, stimulierte Stoffumsetzung durch aktive O_2-Begasung, Variation des Wasser-Feststoff-Verhältnisses, unterschiedliche Kombination des Probenmaterials) als klassische oder dynamische Batchtests im Labormaßstab betrieben werden können. Hierzu werden regelmäßig Wasserproben aus dem System entnommen und auf prozessbestimmende Parameter analysiert. Diese Methode wird v.a. für Untersuchungen zum Abbau und zur Umsetzung von deponiebürtigem NH_4-N und TOC angewendet.



Einsatzbereich/Aufwand

Erfasste(r) Parameter:

Komplettes Schadstoffspektrum, Milieuparameter,
besonders geeignet für deponiebürtigen NH_4-N (Nitrifikationsprozesse) und den Summenparameter TOC (mikrobieller Stoffabbau)

Messmedium bzw. Einsatzort:

Laborversuch mit deponiespezifischem Probenmaterial (Standortwasser und standortspezifischer Feststoffmatrix)

Untersuchungsaufwand:

Der personelle / finanzielle Aufwand ist abhängig von der Anzahl der parallel zu betreibenden Versuchsvarianten und dem zu untersuchenden Stoffspektrum sowie von der eingesetzten Messanalytik,
Zeitaufwand: 5 - 200 Tage

Ergänzende Untersuchungen:

Untersuchungen zum stoffspezifischen Transportverhalten (Säulenversuche),
weitere Technikumsversuche.

Anforderungen an Proben

Probenvolumen, Art:

Feststoffmatrix: g – kg;
Grundwasser: L.

Probenlagerung:

Nach Probenahme und Transport unter Aufrechterhaltung der Milieuverhältnisse müssen die Feststoffe feldfrisch einsetzt werden oder die Liner-/Kernproben mit Grundwasser aus dem Entnahmehorizont vollständig gesättigt und bis zum Einsatz tiefgefroren werden. Standortwasser ist nur nach kurzer gekühlter Lagerzeit verwendbar.

Anwendungsbereich und -grenzen der Methoden

Anwendungsbereich:

Untersuchung geomikrobiologischer und geochemischer Stoffabbau- und Umsetzungsprozesse deponiebürtiger Stoffe.

Anwendungsgrenzen:

Eine Übertragung quantitativer Aussagen auf den Technikums- und Realmaßstab ist nur begrenzt möglich.

Entwicklungsstand/Anwendungsbeispiele

Praxistauglichkeit:

Praxisreif

Anbieter:

Analytiklabore und Forschungseinrichtungen

Anwendung in KORA:

Projekt 4.2: Deponie Weiden-West (FKZ: 0330502) &
assoziiertes TV4-Projekt: Deponie Halle-Lochau (FKZ: 330453)

Literatur:

LUCKNER L., SCHESTAKOW W. M. (1991): Migration processes in the soil and groundwater zone; Lewis Puplishers, inc. ISBN 0-87371-302-8

Abschlussberichte der Projekte 4.2: Deponie Weiden-West (06.2007) & Deponie Halle-Lochau (AP VIII, 07.2006).

Alternative Methoden

Säulenversuche und Technikumsversuche in größerem Maßstab

Ansprechpartner

Dipl.-Ing. R. Schinke (DGFZ e.V.), Tel. 0351/4050671, E-mail: RSchinke@dgfz.de,
Dipl.-Geol. S. Kurtz (GFI GmbH Dresden), Tel. 0351/4050675, E-mail: SKurtz@gfi-dresden.de

Besonderheiten/Hinweise

Vorteile der Methode: im Vergleich zu Säulenversuchen bzw. anderen Technikumsversuchen relativ einfacher, kostengünstiger Versuchsaufbau.

M4 Methoden zur Beurteilung des Abbaus und Rückhalts und der Transformation

M4.2 Batch- und Säulenversuche

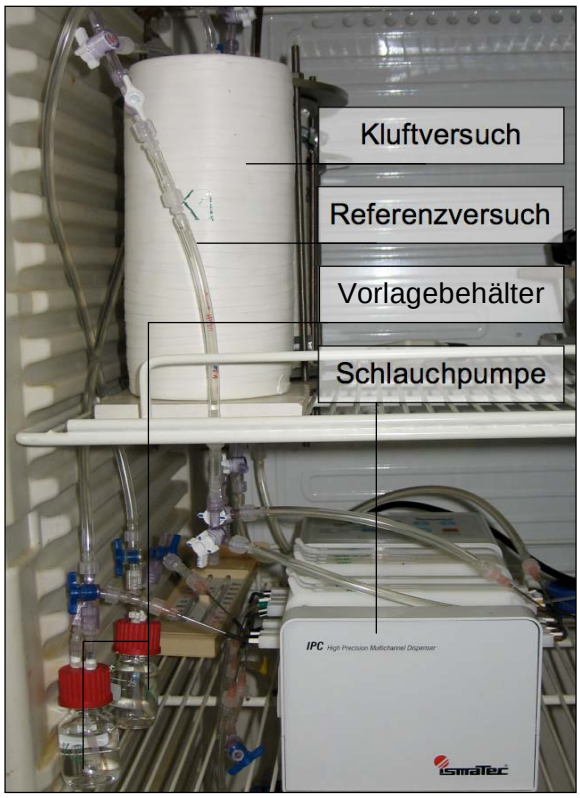
M4.2.5 Säulenversuch zur Verifizierung von Schadstofftransport in Festgesteinsklüften

Zielsetzung

Ermittlung des Einflusses der Strömungsgeschwindigkeit entlang einer (definierten) Kluft im Festgestein auf die Wirksamkeit der Rückhalteprozesse (Diffusionskinetik zwischen durchströmter Kluft und stagnanter Matrix bei sich ändernden Schadstoffkonzentrationen in der Wegsamkeit der Kluft, Transformation bestimmt durch den Kontakt zu Mikroorganismen, die im Wesentlichen im/am Festgestein haften, kinetische Sorption, etc.)

Kurzbeschreibung der Methode

In einem Kreislaufsäulenversuch wird eine (evt. künstlich erzeugte) Kluft eines Festgesteinskerns durchströmt. Die Kluft kann flächig oder als Loch ausgebildet sein. Relevant ist das Verhältnis von Kluftvolumen zu Kluftfläche, um native Kluftweiten abzubilden. Es wird die Abklingfunktion der untersuchten Stoffe (z.B. STV) aufgrund der oben beschriebenen Prozesse bei verschiedenen Strömungsgeschwindigkeiten entlang der Kluft aufgenommen.



Aufbau: Der Festgesteinskern wird zur Verminderung von Sorption, Kurzschlussströmungen, Gasaustausch mit verschiedenen Materialien eingebaut. Die technische Anbindung erfolgt über an Ober- und Unterseite des Festgesteinskernes verspannte Teflonplatten. Das Totvolumen sowie das Volumen des Vorlagebehälters sind gegenüber dem Kluftvolumen so klein als möglich zu halten. Ein paralleler Referenzversuch, bei welchem das Kluftvolumen durch ein inertes Hohlvolumen (z.B. PTFE-Schlauch) abgebildet wird, ist zur Auswertung hilfreich. Die Strömungsgeschwindigkeit wird im Rahmen standorttypischer Werte in verschiedenen Stufen geändert. Vor jeder Änderung der Strömungsgeschwindigkeit wird das Grundwasser im Versuch durch frische Lösung ersetzt.

Durchführung: Die Säulenversuche werden bei Aquifertemperatur (12 °C) abgedunkelt durchgeführt. Die Probenahme erfolgt über die Entnahme eines minimalen Probenvolumens (600 µL) hinter der Säule mittels einer Mikroliter-Spritze.

Einsatzbereich/Aufwand

Erfasste(r) Parameter:

Sprengstofftypische Verbindungen bzw. andere Schadstoffe, Strömungsgeschwindigkeit

Messmedium bzw. Einsatzort:

Laborversuch mit Grund- oder Sickerwasser (evtl. Aufstockung von relevanten Schadstoffen) und Festgestein vom Standort

Untersuchungsaufwand:

Zeitaufwand: ca. 2 Monate pro Durchflussstufe je nach Geschwindigkeit der Prozesse;
finanzieller Aufwand: bestimmt im Wesentlichen durch Analytik, Materialkosten für eine Säule ohne Pumpe und Kosten für Gewinnung bzw. Vorbereitung von Grundwasser/Festgestein.

Ergänzende Untersuchungen:

Batchversuche zur Aufnahme limitierender Randbedingungen und des Transformationsverhaltens der untersuchten Schadstoffe.

Anforderungen an Proben

Probenvolumen, Art:

Festgesteinsliner Sandstein ca. 10 cm Durchmesser, mindestens 15 cm Länge; Grundwasser: ca. 50 mL je Versuch und Durchflussstufe

Probenlagerung:

Festgesteinskerne: möglichst feldfrisch, Lagerung bei 4 °C in Formationswasser;
Grundwasser: nach Möglichkeit feldfrischer Einsatz, ansonsten bei -17°C bis zum Versuchseinsatz lagern.

Anwendungsbereich und -grenzen der Methoden

Anwendungsbereich:

Die Methode wird generell für eine qualitative Beurteilung des *In Situ*-Rückhaltes von individuellen Schadstoffgemischen im Kluftgrundwasserleiter eingesetzt. Sie liefert Aussagen zur Parametersensitivität, bei der Modellierung des Stofftransports in Klüften zur Prognose der Schadstoffausbreitung.

Anwendungsgrenzen:

Schadstoffe, die gut sorbieren und nicht abbaubar sind verfälschen folgende Durchflussstufen. Alternative: Kern nach jeder Durchflussstufe eluieren oder parallele Versuche an separaten Kernen.

Entwicklungsstand/Anwendungsbeispiele

Praxistauglichkeit:

Entwicklungsstand

Anbieter:

Forschungslabore

Anwendung in KORA:

Projektnummer 5.2: Stadtallendorf (FKZ: 0330508).

Literatur:

keine Angaben

Alternative Methoden

keine bekannt

Ansprechpartner

A. Weber, Tel.: 0351/4050642
e-mail: aweber@dgfz.de
Dresdner Grundwasserforschungszentrum e.V.
Meraner Str. 10, 01217 Dresden
Homepage: http://www.dgfz.de

S. Tränckner, Tel.: 0351/4050664
e-mail: straenckner@gfi-dresden.de.de
GFI Grundwasserforschungsinstitut GmbH Dresden
Meraner Str. 10, 01217 Dresden
Homepage: http://www.gfi-dresden.de

Besonderheiten/Hinweise

Keine Angaben

M4 Methoden zur Beurteilung des Abbaus und Rückhalts und der Transformation

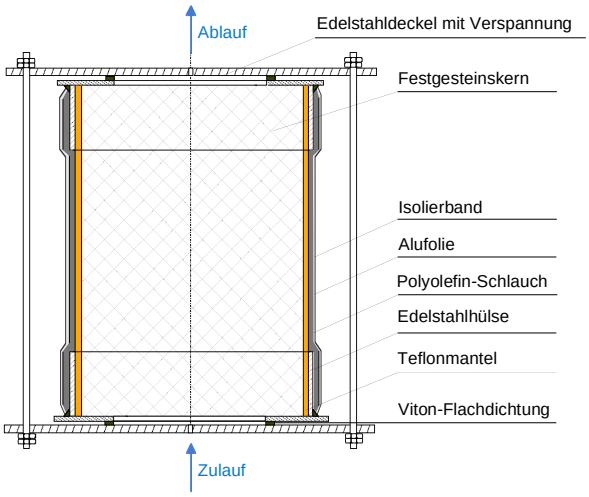
M4.2 Batch- und Säulenversuche	M4.2.6 Säulenversuch zur Ermittlung von Abbau- und Sorptionsprozessen im durchströmten Festgestein

Zielsetzung

Quantifizierung des Abbaus und Rückhaltes von organischen Schadstoffen (z.B. STV) im Buntsandstein (Sorption, Transformation/Abbau) unter standorttypischen Milieubedingungen durch inverse Modellierung von Säulenversuchen

Kurzbeschreibung der Methode

In den Säulenversuchen soll das Zusammenwirken von Grundwasserströmung, Sorption und Transformation von STV im Festgesteinsgrundwasserleiter anhand nativer Schadstoffgemische untersucht werden. Zur Quantifizierung von Sorptions- und Transformationsparametern werden die im Festgestein aufgenommenen Durchbruchskurven invers modelliert.
Augenmerk ist auf die hydraulischen Eigenschaften des Festgesteins zu legen, die durch einen Tracerversuch im Anschluss an den eigentlichen Durchströmungsversuch ermittelt werden müssen (Dispersivität, mobile/immobile Porosität). Dabei ist die Beschreibung immobiler Porosität zur Parameterermittlung unerlässlich.



Aufbau: Der Festgesteinskern wird zur Verminderung von Sorption, Kurzschlussströmungen, Gasaustausch mit verschiedenen Materialien eingebaut (siehe Abbildung). Die technische Anbindung an die Schlauchpumpe erfolgt über mit Gewindestäben verspannte Edelstahlplatten. Der Festgesteinskern wird von unten nach oben mit Grundwasser durchströmt.

Durchführung: Die Säulenversuche werden bei Aquifertemperatur (12 °C) abgedunkelt durchgeführt und regelmäßig an Zu- und Ablauf beprobt.

Einsatzbereich/Aufwand

Erfasste(r) Parameter:

Sprengstofftypische Verbindungen, Milieu, Anionen, organischer und anorganischer Kohlenstoff.

Messmedium bzw. Einsatzort:

Laborversuch mit Standortwasser und Festgestein vom Standort

Untersuchungsaufwand:

Zeitaufwand: min. 2 Monate pro Säulenversuch je nach Rückhalt der Schadstoffe im Festgestein;
finanzieller Aufwand: bestimmt im Wesentlichen durch Analytik, Materialkosten für eine Säule ohne Pumpe und Kosten für Gewinnung von Grundwasser/Festgestein.

Ergänzende Untersuchungen:

Batchversuche zur Aufnahme limitierender Randbedingungen,
Auswertung von Felddaten.

Anforderungen an Proben

Probenvolumen, Art:

Festgesteinsliner Buntsandstein 10 cm Durchmesser, mindestens 15 cm Länge;
Grundwasser je nach Versuchsdauer

Probenlagerung:

Festgesteinskerne: möglichst feldfrisch bei 4 °C in Formationswasser;
Grundwasser: nach Möglichkeit feldfrischer Einsatz, ansonsten bei -17°C bis zum Versuchseinsatz lagern.

Anwendungsbereich und -grenzen der Methoden

Anwendungsbereich:

Die Methode wird generell für eine quantitative Beurteilung des *In Situ*-Rückhaltes von individuellen Schadstoffgemischen in aeroben oder anoxischen Festgesteinsgrundwasserleitern eingesetzt.

Anwendungsgrenzen:

Extrem langsame oder schnelle Transformations- Abbaureaktionen lassen sich durch inverse Modellierung nicht gut quantifizieren. Die Durchflussrate ist anzupassen.

Entwicklungsstand/Anwendungsbeispiele

Praxistauglichkeit:

Praxisreif

Anbieter:

Forschungslabore

Anwendung in KORA:

Projektnummer 5.2: Stadtallendorf (FKZ: 0330508).

Literatur:

keine Angaben

Alternative Methoden

keine bekannt

Ansprechpartner

A. Weber, Tel.: 0351/4050642
e-mail: aweber@dgfz.de
Dresdner Grundwasserforschungszentrum e.V.
Meraner Str. 10, 01217 Dresden
Homepage: http://www.dgfz.de

S. Tränckner, Tel.: 0351/4050664
e-mail: straenckner@gfi-dresden.de.de
GFI Grundwasserforschungsinstitut GmbH Dresden
Meraner Str. 10, 01217 Dresden
Homepage: http://www.gfi-dresden.de

Besonderheiten/Hinweise

Keine Angaben

M4 Methoden zur Beurteilung des Abbaus und Rückhalts und der Transformation

M4.2 Batch- und Säulenversuche

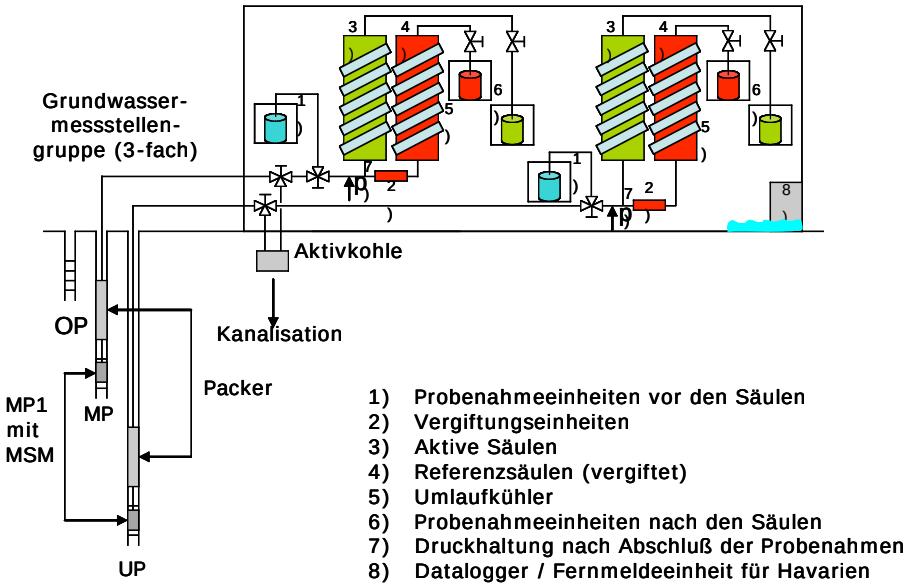
M4.2.7 On-site-Säulen-Anlage zur Bestimmung von PAK- und NSO-HET-Abbauraten

Zielsetzung

Bestimmung von Abbaubarkeit, Abbauraten und Sorptionsvermögen unter Feldbedingungen

Kurzbeschreibung der Methode

Zwei Tauchpumpen fördern das Wasser aus nach oben abgepackerten Messstellen zunächst in einen ersten Kreislauf, der dem Klarpumpen und Druckaufbau dient. Das überschüssige Fluid wird über Aktivkohle in die Kanalisation entsorgt. Anschließend erfolgen die Zulaufprobenahmen. Danach werden die Säulen mit drei Litern Wasser beschickt – bei den Referenzsäulen mit vorgeschalteter Zugabe von Natriumazid. Es werden jeweils zwei aktive und zwei vergiftete (1 g/l Natriumazid), mit Grundwasserleitermaterial befüllte Säulen (Länge: 150 cm, Durchmesser: 20 cm) mit drei Litern Grundwasser diskontinuierlich beaufschlagt. Am Säulenausgang fängt man die äquivalenten Mengen in Stickstoffatmosphäre stehende Flaschen auf. Daraufhin werden die Säulen verschlossen und mittels Stickstoffgas wieder unter jenen Druck gesetzt, den die Wassersäule unter den gegebenen hydrostatischen Bedingungen im Untergrund erzeugt. Ein Umlaufkühler reguliert die Temperatur in den Reaktoren (Mantelkühlung, Grundwassertemperatur). Der Verfahrensweise des Versuchs ist diskontinuierlich, da nur so variable Aufenthaltszeiten entsprechend der geringen anaeroben Abbauraten eingestellt werden können.



Einsatzbereich/Aufwand

Erfasste(r) Parameter:

Komplettes Schadstoffspektrum oder Summe PAK und Einzelsubstanzen
[Feststoffkonzentration in mg/kg erst nach Versuchsende]

Messmedium / Einsatzort:

Standortgrundwasser und Standortaquifermaterial

Untersuchungsaufwand:

ca. 6 h im Intervall der Probenahme/Wassernachdosierung

Ergänzende Untersuchungen:

Alt: Laborsäulenversuche, Mikrokosmenuntersuchungen
Neu: Vorversuche (Batch, Kleinsäulen), Bestimmung / Berechung der Aufenthaltszeiten in den Säulen

Anforderungen an Proben

Probenvolumen, Art:

2,2 Liter Wasserprobe, Braunglasflaschen mit Schliff

Probenlagerung:

Transport und Lagerung gekühlt, Analyse nach spätestens 20 h

Anwendungsbereich und -grenzen der Methoden

Anwendungsbereich:	Anwendungsgrenzen:
Keine Einschränkungen	Keine

Entwicklungsstand/Anwendungsbeispiele

Praxistauglichkeit:

Noch im Forschungsstadium

Anbieter:

Kein kommerzieller Anbieter, Entwicklung durch TU Dresden /UIT GmbH Dresden

Anwendung in KORA:

Projektnummer 2.5: Wülknitz (FKZ: 02WN0364, 02WN0365)

Literatur:

Keine Angaben

Alternative Methoden

Keine Angaben

Ansprechpartner

N. Hüsers, TU Dresden, Tel.: 03501/530 055, e-mail: norbert.huesers@mailbox.tu-dresden.de
Stefan Schönekerl, TU Dresden Tel. 03501-530052, E-mail: stefan@schoenekerl.de

Besonderheiten/Hinweise

Stromversorgung notwendig, Entsorgung des Abwassers am Standort ist zu berücksichtigen.

M4 Methoden zur Beurteilung des Abbaus und Rückhalts und der Transformation

M4.2 Batch- und Säulenversuche — M4.2.8 Großlysimeter für den ungesättigten Bodenbereich

Zielsetzung

Nachweis des In Situ-Abbaus und der Verlagerung von Schadstoffen in einem ungestörten Bodenkern unter Freilandbedingungen, Bilanzierung (^{14}C) und Modellierung

Kurzbeschreibung der Methode

Mit Hilfe einer speziellen Vorrichtung wird am Standort ein ungestörter Bodenkern entnommen und in die Freilandanlage des Forschungsinstituts eingebaut. Nach Applikation der entsprechenden ^{14}C-markierten Schadstoffe wird das Lysimeter der normalen Witterung ausgesetzt. Die Klimadaten werden erfasst. Durch Niederschlag anfallendes Sickerwasser wird aufgefangen und analysiert.

Bei Versuchsende wird der gesamte Bodenkern in 10 cm starke Schichten geschnitten, die nach einem festen Schema beprobt und analysiert werden. Es wird eine 3-dimensionale Information bezüglich der Verteilung von Schadstoff und Transformationsprodukten erhalten. Die Daten werden als Eingabeparameter für Standardsimulationsmodelle bezüglich Abbau und Verlagerung verwendet.

Einsatzbereich/Aufwand

Erfasste(r) Parameter:

Komplettes Schadstoffspektrum, nicht-flüchtige organische und anorganische Komponenten

Messmedium / Einsatzort:

Labormessung im Technikumsmaßstab mit standortspezifischem Füllmaterial

Untersuchungsaufwand:

Kontinuierliche Messung, Versuchsdauer bis zu 2 Jahre;
sehr aufwändige Probenentnahme am Standort (schweres Gerät erforderlich) und Auflösung nach Versuchsende

Ergänzende Untersuchungen:

Batchversuche, Bodensäulen, Computersimulationen

Anforderungen an Proben

Probenvolumen, Art:

Bodenflächen ohne Bebauung bzw. dicht unter der Oberfläche anstehendes Gestein;
Probenvolumen pro Lysimeter 1 bis 2 Tonnen; Fläche muss für schweres Gerät zugänglich sein.

Probenlagerung:

Die Lysimeter werden direkt in die Freilandanlage eingebaut und Umweltbedingungen ausgesetzt. Vor Applikation ist eine Wartezeit zur Equillibrierung erforderlich.

Anwendungsbereich und -grenzen der Methoden

Anwendungsbereich:

Erfassung realistischer Schadstoffverteilung und -transformation bei vollständiger Bilanzierbarkeit unter natürlichen Witterungsbedingungen.

Anwendungsgrenzen:

Zu geringe Durchlässigkeit der Böden;
Reste von Bauwerken / Bauschutt in Böden;
anstehendes Gestein in geringer Tiefe (< 1m).

Entwicklungsstand/Anwendungsbeispiele

Praxistauglichkeit:

Praxisreif

Anbieter:

Forschungseinrichtungen mit entsprechender Ausstattung (z.B. Fraunhofer IME)

Anwendung in KORA:

Projektnummer 5.5 (FKZ: 0330510).

Literatur:

KÖRDEL ET. AL: Determination of the fate of pesticides in outdoor lysimeter experiments; Sci. Tot. Env., 123/124 (1992) 421-434.

Alternative Methoden

Keine Angaben

Ansprechpartner

D. Hennecke, Fraunhofer-Institut f. Molekularbiologie und Angewandte Ökologie, Schmallenberg;
Tel. 02972/302-209, dieter.hennecke@ime.fraunhofer.de

Besonderheiten/Hinweise

Methode ist im Bereich der Chemikalienprüfung und –zulassung seit vielen Jahren etabliert.

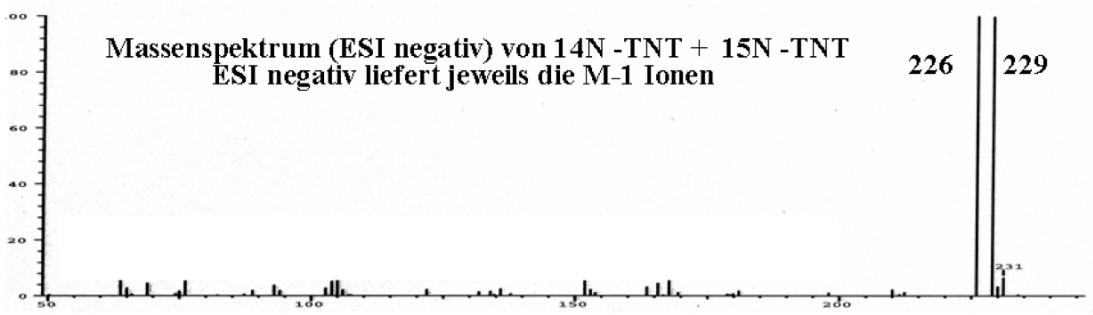
M4 Methoden zur Beurteilung des Abbaus und Rückhalts und der Transformation	
M4.2 Batch- und Säulenversuche	**M4.2.9 Säulen- und Batchversuche mit ^{15}N-markierten Verbindungen**

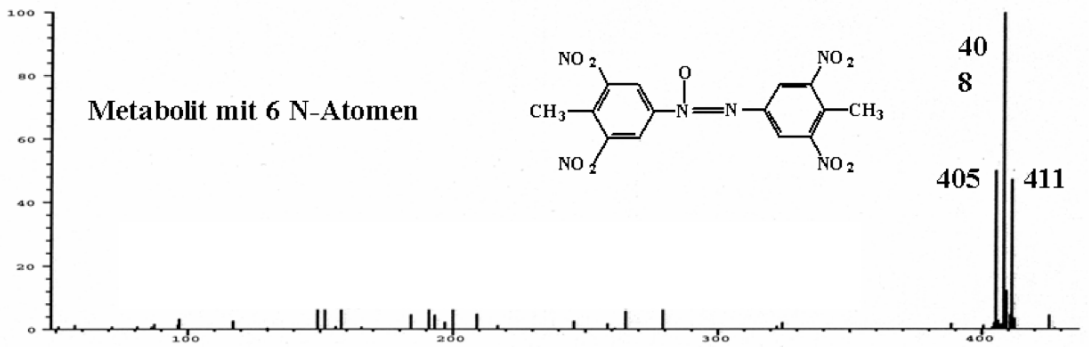
Zielsetzung

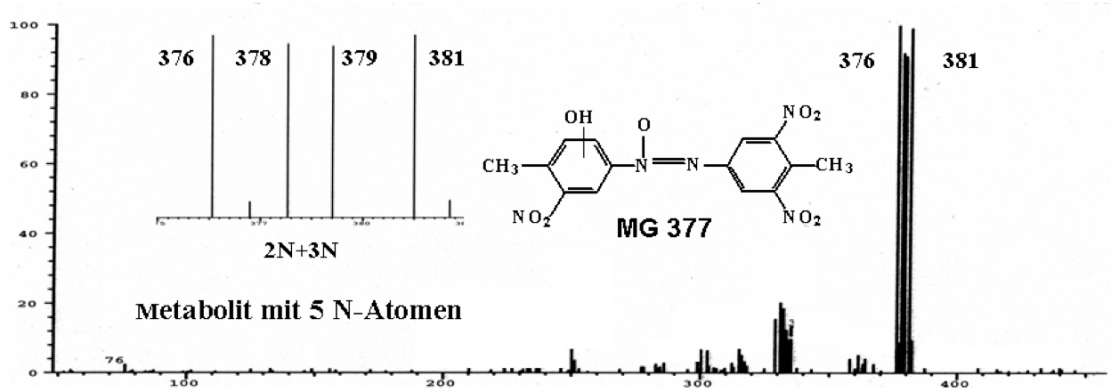
Identifizierung und Strukturaufkärung unbekannter Metabolite von Nitro- und Amino-Verbindungen zur Aufklärung der Transformationswege.

Kurzbeschreibung der Methode

Der Einsatz von ^{15}N-markierten Verbindungen erleichtert die Identifizierung und die Strukturaufkärung unbekannter Metabolite von Nitro- und Amino-Verbindungen in Säulen- und Batchversuchen. Setzt man die zu untersuchenden Verbindungen als ^{15}N- und ^{14}N-Verbindung im Verhältnis 1:1 ein, so zeigen alle N-haltigen Metabolite im Massenspektrum eine Aufspaltung des Molekülpeaks, wobei die Massendifferenz der Signale von der Anzahl der N-Atome abhängt. Dadurch lassen sich auch in komplexen, durch Bodenverunreinigungen überlagerten Reaktionsgemischen Metabolite der eingesetzten Verbindungen leicht mit HPLC-MS erkennen.







Einsatzbereich/Aufwand

Erfasste(r) Parameter:

Transformationsprodukte der eingesetzten Ausgangsverbindungen

Messmedium bzw. Einsatzort:

Labormessung mit Material des Standortes

Untersuchungsaufwand:

Qualifiziertes Personal; Kosten abhängig von der Komplexität der Fragestellung

Ergänzende Untersuchungen:

HPLC-NMR Untersuchungen.

Anforderungen an Proben

Probenvolumen, Art:

Boden- und Wasserproben vom Standort. Das Volumen richtet sich nach der Größe der Säule bzw. des Batch-Ansatzes.

Probenlagerung:

Lagerung bei 4 °C.

Anwendungsbereich und -grenzen der Methoden

Anwendungsbereich:

Die Methode ist für alle N-haltigen Verbindungen geeignet.

Anwendungsgrenzen:

Erfasst werden nur Metabolite die noch mindestens ein N-Atom enthalten.

Entwicklungsstand/Anwendungsbeispiele

Praxistauglichkeit:

Praxisreif

Anbieter:

FB Chemie der Universität Marburg; Analytiklabore mit entsprechender Geräteausstattung (HPLC-MS)

Anwendung in KORA:

Projektnummer 5.1: Clausthal-Zellerfeld (FKZ: 0330526).

Literatur:

Alternative Methoden

HPLC-NMR Untersuchungen (siehe Non-Target-Analytik: Methode 4.1.2)

Ansprechpartner

K. Steinbach FB-Chemie Philipps-Universität Marburg Tel.: 06421/2825516
e-mail: steinbac@chemie.uni-marburg.de

Besonderheiten/Hinweise

Keine Angaben

M4 Methoden zur Beurteilung des Abbaus und Rückhalts und der Transformation

M4.2 Batch- und Säulenversuche | M4.2.10 Säulenversuche mit markierten Verbindungen

Zielsetzung

Bilanzierung und Modellierung von NA-Prozessen (Schadstoffanalytik einschl. ^{14}C, Metabolitenmuster und Kinetik der Bildung)

Kurzbeschreibung der Methode

Die Säulenversuche erlauben die Quantifizierung der ablaufenden Prozesse zur natürlichen Schadstoffminderung unter Einbeziehung von Festlegung und Remobilisierung. Durch den Einsatz ^{14}C-markierter Verbindungen ist die Erstellung einer Massenbilanz über den Gesamtprozess sowie die Erfassung bislang unbekannter Transformationsprodukte möglich.
Durch den Einsatz mehrerer paralleler Säulen sind direkte Vergleiche möglich: Verbleib verschieden polarer Verbindungen im Bodenkörper einschließlich Transformation, Festlegung und Austrag mit dem Sickerwasser; Vergleich verschiedener Böden (Standorte); Vergleich verschiedener Randbedingungen (Temperatur, Fließgeschwindigkeit).

Einsatzbereich/Aufwand

Erfasste(r) Parameter:

Komplettes Schadstoffspektrum (organische und anorganische Komponenten)

Messmedium bzw. Einsatzort:

Labormessung mit standortspezifischem Füllmaterial

Untersuchungsaufwand:

Kontinuierliche Messung

Ergänzende Untersuchungen:

Batchversuche, Lysimeter

Anforderungen an Proben

Probenvolumen, Art:

Zum Füllen der Säulen Material im Kilogramm-Maßstab; genaue Volumina in Abhängigkeit von Säulengröße, Anzahl an Varianten und Replikaten;
Für Großsäulen (Ø z.B. 140 mm; Länge dabei mind. 420 mm) ist das Bodenmaterial auf ≤ 10 mm zu sieben, für Kleinsäulen (Ø z.B. 50 mm; Länge dabei mind. 150 mm) auf ≤ 2 mm

Probenlagerung:

Bevorzugt unmittelbar nach Entnahme; ansonsten Lagerung bei 4 °C

Anwendungsbereich und -grenzen der Methoden

Anwendungsbereich:	Anwendungsgrenzen:
Exemplarische Laborversuche	Zu geringe Durchlässigkeit der Böden

Entwicklungsstand/Anwendungsbeispiele

Praxistauglichkeit:

Praxisreif

Anbieter:

Analytiklabore mit entsprechender gerätetechnischer Ausstattung

Anwendung in KORA:

Projektnummer 5.5: Übergreifende Versuche mit Modellsubstanzen (FKZ: 0330510).

Literatur:

BMBF-Abschlussbericht (FKZ 0330278; April 2003): Biologische Verfahren zur Bodensanierung - Teilverbund 5: Langzeit- und Remobilisierungsverhalten von Schadstoffen - TV 2: Biologische Bodensanierung - Beurteilung des Langzeitverhaltens / der Remobilisierung festgelegter Schadstoffe (PAK sowie TNT und Metabolite)

BMBF-Abschlussbericht (FKZ 203 74 277, März 2006): Überprüfung und Fortschreibung vorhandener Untersuchungsmethoden zum Anhang I der Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) nach dem Stand der Wissenschaft und Technik und Evaluierung neuer Methoden zur Bestimmung weiterer Prüfwerte;Teil II.6: Leachingverfahren.

Alternative Methoden

Keine Angaben

Ansprechpartner

W. Kördel, Fraunhofer-Institut f. Angewandte Ökologie u. Molekularbiologie, Schmallenberg; Tel.: 02972/302-217, e-mail: werner.koerdel@ime.fraunhofer.de

Besonderheiten/Hinweise

Keine Angaben

M4 Methoden zur Beurteilung des Abbaus und Rückhalts und der Transformation

M4.2 Batch- und Säulenversuche

M4.2.11 Analytische Methode zur Transportkinetik in Säulenversuchen

Zielsetzung

Abschätzung der Element spezifischen Transportkinetik in Säulenversuchen

Kurzbeschreibung der Methode

Messung der zeitlichen Änderung von Elementverteilungsmustern durch Kapillartransport in Säulenversuchen. An der Basis (+ 10 cm) ist ein Pegelschalter für den Wasserverbrauch geschaltet. Die mit Haldenmaterial befüllten PE-Schläuche (5 cm Ø, 50 cm Länge, 80 µm Wandstärke) werden mittels eines EDXRF-Scanners entlang der Längsachse in 250 µm Schritten bei 45 kV und 30 mA wöchentlich erfasst. Die gewonnen Daten werden normiert und auf relative Veränderungen der Elementverteilung über die Zeit überprüft und graphisch dargestellt.

Geoscanner und Säulen

Einsatzbereich/Aufwand

Messmedium / Einsatzort:

Proben aus Bergbauhalden oder Altlasten / Labormessung

Untersuchungsaufwand:

6 Monate Versuchsdauer , ca. 1 Personenmonat pro Säule

Ergänzende Untersuchungen:

Durchlichtmikroskopie, Auflichtmikroskopie, XRD, XRF, BET, Leitfähigkeit, Wassergehalt, Bilddokumentation

Anforderungen an Proben

Art, Probenvolumen:

Homogenisierte Probe definierter Korngrößenverteilung für Vergleichbarkeit von Materialien. 10 - 15 kg

Probenlagerung:

Die Proben sollen möglichst feldfrisch analysiert werden.

Anwendungsbereich und -grenzen der Methoden

Anwendungsbereich:

Breite Anwendbarkeit. Es können Probenmaterialien aus allen Typen mittel- bis feinkörniger Sedimente aus Bergbau- und Altlasten, Bohrkerne aus Sedimenten und Gesteinen auf Elementsignaturen im 100µm-Bereich gemessen werden.

Anwendungsgrenzen:

Es werden nur relative Elementkonzentrationsänderungen gewonnen. Die Auswertung ist durch mühsame Datenanpassung sehr zeitaufwendig.

Entwicklungsstand/Anwendungsbeispiele

Praxistauglichkeit:

In KORA weiterentwickelte Methode

Anbieter:

BGR

Anwendung in KORA:

Projektnummer 6.2: Bergbauhalden (FKZ: 02WN0505) und
assoziiertes BMBF-Projekt (FKZ: 0330523)

Literatur:

RAMMLMAIR D., WITTENBERG, A., HEBERT, V., BASTEROT, J. AND JUNG H. (2006): EDXRF monitoring of element transport in column experiments. 3 S., in: EXRF 2006 Conference Proceedings, June 19-23

RIFAI, H., KAPPES, R., KISCHKIES, S., FURCHE, M., SCHMERLER, J., RAMMLMAIR, D. & WONIK, T. (2006): NMR-Untersuchungen an mit Elektroden ausgestatteten Linern zu Bestimmung von Transportvorgängen. DGG-Jahrestagung, 06.-09. März 06.

RAMMLMAIR, D., TACKE, K.D. & JUNG, H. (2001): Application of new XRF-scanning techniques to monitor crust formation in column experiments. Proc. Internat. Conf. Mining and the Environment, 683-692. (Ext.A).

Alternative Methoden

Säulenserien und konventionelle RF-Analytik

Ansprechpartner

Dr. Dieter Rammlmair; Telefon 0511/643-2565; e-mail: rammlmair@bgr.de

Besonderheiten/Hinweise

Sehr zeitaufwendige Datenauswertung

M5 Methoden zur Hydrogeologie/Geologie und Ökotoxikologie

M5.1 Methoden zur Hydrogeologie/Geologie

Inhalt

Seite

M5.1.1 Injection Logging 328

M5.1.2 Direct-Push-Slug-Tests 330

M5.1.3 Thermischer Flowmeter – „Thermo-Flow“ zur Messung vertikaler Grundwasserströmungen 332

M5.1.4 Diffusivitätstest 334

M5.1.5 Sammelhaube zur Ermittlung der Exfiltration von Wässern in Menge und Beschaffenheit an einer Gewässersohle 336

M5.1.6 Sonde zur Ermittlung des Porenwasserdrucks an der Sohle oberirdischer Gewässer 338

M5.1.7 Geoelektrische Charakterisierung – Strukturverständnis von Halden und Kippen 340

M5.1.8 Röntgendiffraktometrie zur Tonmineralbestimmung 342

M5.1.9 Polarisationsmikroskopie – Nachweis NA-relevanter Bodenbildungsstrukturen 344

M5.1.10 Kennzeichnung von neugebildeten Festphasen mittels SEM/ESEM-Technik 346

M5.1.11 REM-Dünnschlifftechnik – Porenraumverteilung und Mineralphasencharakterisierung 348

M5 Methoden zur Hydrogeologie/Geologie und Ökotoxikologie

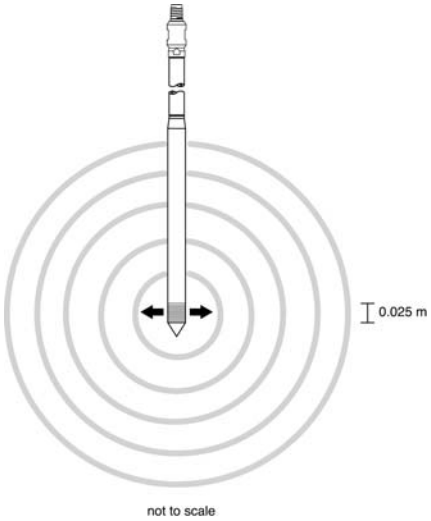
M5.1 Methoden zur Hydrogeologie/Geologie	M5.1.1 Injection Logging

Zielsetzung

Aufnahme der relativen hydraulischen Durchlässigkeiten über die Tiefe

Kurzbeschreibung der Methode

Mit dem Direct-Push-gestützten Injection Logging ist eine Aufnahme der relativen hydraulischen Durchlässigkeiten über die Tiefe in kurzen Zeiten möglich. Hierzu wird Wasser über ein Direct-Push-Sondiergestänge mit einer voreingestellten Fließrate in den Aquifer verpresst. Oberirdisch werden dabei die Fließrate und der Wasserdruck aufgezeichnet. Da die Erfassung stabiler Werte in der Regel nur relativ kurze Zeit in Anspruch nimmt, ist an einem einzelnen Sondierungsansatzpunkt eine hohe vertikale Auflösung (z.B. Aufnahme in Schritten von 30 cm) zu realisieren. Unter Berücksichtigung gerätetechnischer Parameter (z.B. Schlauchlänge, Höhe des Druckaufnehmers über der Grundwasseroberfläche) lässt sich aus der Fließrate und dem Wasserdruck die relative hydraulische Durchlässigkeit des erfassten Aquiferabschnitts bestimmen. Über die zusätzliche Bestimmung von K_f-Werten durch einzelne Direct-Push-Slugtests (vgl. Methode 5.1.2) in ausgewählten Tiefen, lässt sich das aus dem Injection Logging erhaltene Profil relativer Durchlässigkeiten kalibrieren, wodurch sich die hydraulische Durchlässigkeit in Abhängigkeit der Tiefe bestimmen lässt.



Einsatzbereich/Aufwand

Erfasste(r) Parameter:

aus Fließrate und Wasserdruck die relative hydraulische Durchlässigkeit

Messmedium / Einsatzort:

in-situ

Untersuchungsaufwand:

1 Stunde pro Sondieransatz

Ergänzende Untersuchungen:

Direct Push-Slug Test, Methode 5.1.2

Anforderungen an Proben

Probenvolumen, Art:

direkte Messung

Probenlagerung:

keine/entfällt

Anwendungsbereich und -grenzen der Methoden

Anwendungsbereich:	Anwendungsgrenzen:
mittel- bis gutdurchlässige Grundwasserleiter	sehr schlecht durchlässige Bereiche, ungesättigte Zone

Entwicklungsstand/Anwendungsbeispiele

Praxistauglichkeit:

Praxisreif

Anbieter:

MPBF Mess- und Probenahmetechnik Berndsen und Faiß GbR, www.mpbf.de
Dr. Körner Geomonitoring, www.drkoerner.de

Anwendung in KORA:

Projektnummer 1.5b: PCK Schwedt (FKZ: 02WN0465);
Projektnummer 1.2: Brand / Niedergörsdorf (FKZ: 02WN0352)

Literatur:

BUTLER, J. J. JR., DIETRICH, P. (2004): New methods for high-resolution characterization of spatial variations in hydraulic conductivity. Proceedings of International symposium on Hydrochemical Investigation and Remedial Technology, Nov. 15-16, 2004, National Central University, Jhongli, Taiwan, S. 42-55.

DIETRICH, P., BUTLER, J.J., FAIß, K. (2007): A Rapid Method for Hydraulic Profiling in Unconsolidated Formations. Ground Water – in review.

Alternative Methoden

Hydraulic Profiling Tool der Fa. Geoprobe®

Ansprechpartner

Dr. P. Dietrich, Dr. Carsten Leven; Telefon: 0341/2353980; e-mail: peter.dietrich@ufz.de, carsten.leven@ufz.de
L.Tischer; Telefon: 0351/4787825; e-mail: l.tischer@gicon.de

Besonderheiten/Hinweise

Zur Qualitätsicherung sollte die Wasserverpressung möglichst mit zwei unterschiedlichen Fließraten erfolgen. Da bei diesem Verfahren größere Wasservolumen verpresst werden, besteht die Möglichkeit, dass sich die Grundwasserzusammensetzung im direkten Umfeld der Untersuchungsstelle ändert.

M5 Methoden zur Hydrogeologie/Geologie und Ökotoxikologie

M5.1 Methoden zur Hydrogeologie/Geologie

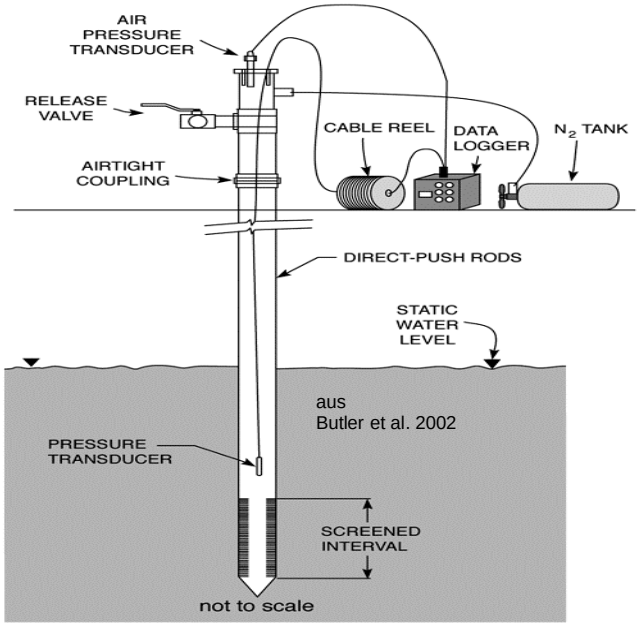
M5.1.2 Direct-Push-Slug-Tests

Zielsetzung

Bestimmung des K_f-Wertes

Kurzbeschreibung der Methode

Wie auch mit konventionellen Slug-Tests, die in Grundwassermessstellen durchgeführt werden, können Direct-Push-Slug-Tests zur K_f-Wertbestimmung eingesetzt werden. Da für Direct-Push-Slug-Tests jedoch keine Grundwassermessstellen vorhanden sein müssen, bietet dieses Verfahren die Möglichkeit, K_f-Werte mit relativ geringem Aufwand zu bestimmen und die erhaltenen Informationen direkt zur Festlegung weiterer Bestimmungspunkte heranzuziehen.
Die Berechnung von K_f-Werten aus Slug-Tests erfolgt anhand aufgezeichneter Grundwasserstandsschwankungen, die in Folge impulsartig herbeigeführter Grundwasserstandsänderungen auftreten.



aus Butler et al. 2002

Einsatzbereich/Aufwand

Erfasste(r) Parameter:

hydraulische Durchlässigkeit

Messmedium / Einsatzort:

Grundwasserleiter

Untersuchungsaufwand:

ca. 1 Stunde je Messpunkt

Ergänzende Untersuchungen:

Injection logging (siehe Methode 5.1.1)

Anforderungen an Proben

Probenvolumen, Art:

direkte Messung

Probenlagerung:

keine/entfällt

Anwendungsbereich und -grenzen der Methoden

Anwendungsbereich:

schlecht bis gutdurchlässige Grundwasserleiter

Anwendungsgrenzen:

Entwicklungsstand/Anwendungsbeispiele

Praxistauglichkeit:

praxisreif

Anbieter:

Dr. Körner Geomonitoring, www.drkoerner.de

Anwendung in KORA:

Projektnummer 1.5b: PCK Schwedt (FKZ: 02WN0465);
Projektnummer 1.1: METLEN, Leuna (FKZ: 02WN0348, 02WN0350);
Projektnummer 1.2: Brand / Niedergörsdorf (FKZ: 02WN0352).

Literatur:

BUTLER, J. J. JR. (2002): A simple correction for slug tests in small-diameter wells. Ground Water 40(3): 303-307.

Alternative Methoden

Ansprechpartner

Dr. P. Dietrich, Dr. C. Leven; Telefon: 0341/2353980; e-mail: peter.dietrich@ufz.de, carsten.leven@ufz.de
L.Tischer; Telefon: 0351/4787825; e-mail: l.tischer@gicon.de.

Besonderheiten/Hinweise

Keine Angaben

M5 Methoden zur Hydrogeologie/Geologie und Ökotoxikologie

M5.1 Methoden zur Hydrogeologie/Geologie	M5.1.3 Thermischer Flowmeter – „Thermo-Flow“ zur Messung vertikaler Grundwasserströmungen

Zielsetzung

- Detektierung von hydraulischen Kurzschlüssen
- Bestimmung von vertikalen Zuflusshorizonten im cm bis dm-Bereich
- Ermittlung von horizontbezogenen Durchlässigkeitsbeiwerten
- Hochauflösende Messung von vertikalen Grundwasserströmungen bis zu wenigen mm/sec
- Qualitätssicherung von Grundwassermessstellen im Hinblick auf ihre Eignung für Erkundung und Monitoring

Kurzbeschreibung der Methode

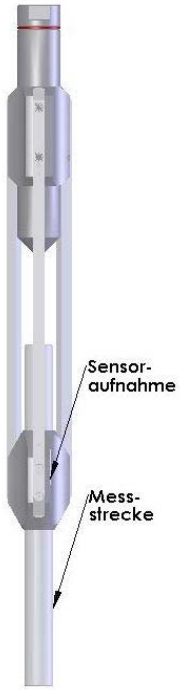
Das Messprinzip beruht auf der durch Wasserströmung verursachten Abkühlung einer vorgeheizten Platte im Sensor. Die notwendige Heizenergie zur Aufrechterhaltung einer konstanten Temperaturdifferenz zwischen Grundwasser und Heizplatte dient als Maß für die vorhandene Strömungsgeschwindigkeit. Die geringe Masse des Sensors führt zu schnellen Reaktions- und kurzen Aufwärmzeiten. Strömungsgeschwindigkeit von wenigen mm/sec sind somit messbar.

Detektierung von hydraulischen Kurzschlüssen:

Eventuell vorhandene Kurzschlüsse lassen sich nachweisen, indem man den Sensor (ohne Einsatz einer Pumpe) mit einer konstanten Geschwindigkeit in der Messstelle absenkt. Liegt kein Kurzschluss vor, wird über die gesamte Tiefenfahrt nur die Fahrtgeschwindigkeit des Sensors aufgezeichnet. Bei einer abwärts gerichteten Kurzschlussströmung verlangsamt sich im Zuflussbereich die aufgezeichnete Strömungsgeschwindigkeit. Im Bereich des Abstromes steigt die Strömungsgeschwindigkeit wieder bis auf die Fahrtgeschwindigkeit an. Bei einer Kurzschlussströmung von unten nach oben ergibt sich ein umgekehrtes Geschwindigkeitsprofil.

Bestimmung vertikaler Zuflusshorizonte / Ermittlung horizontbezogener K_f-Werte:

Mit einer Pumpe wird in der Messstelle eine Vertikalströmung erzeugt. In einem homogenen Aquifer nimmt die Strömungsgeschwindigkeit von unten nach oben (Pumpeneinlauf) linear zu. Liegen vertikal unterschiedlich durchlässige Horizonte vor, werden Änderungen des Geschwindigkeitsanstiegs vom Messgerät erfasst. Aus den unterschiedlichen Zuflussraten lassen sich stockwerksbezogene hydraulische Durchlässigkeitsbeiwerte berechnen.



Thermo-Flow-Messkörper

Einsatzbereich/Aufwand

Erfasste(r) Parameter:

vertikale Strömungsgeschwindigkeiten in Grundwassermessstellen,
horizontbezogene Zuflussverteilung, horizontbezogene K_f-Werte

Messmedium / Einsatzort:

in-situ, Grundwassermessstellen

Untersuchungsaufwand:

sehr gering.

Ergänzende Untersuchungen:

Pumpversuche zur Ermittlung der Durchlässigkeit über die gesamte Aquifermächtigkeit (Gesamttransmissivität)

Anforderungen an Proben

Probenvolumen, Art:

direkte Messung

Probenlagerung:

keine/entfällt

Anwendungsbereich und -grenzen der Methoden

Anwendungsbereich:

- In Grundwassermessstellen,
- sonstige Strömungsmessungen in Wasser.

Anwendungsgrenzen:

- Messstellendurchmesser mind. 2",
- Kurzschlussströmungen mindestens 2 - 5 mm/sec,
- kontinuierliche Pumprate muss einstellbar sein,
- zur Ermittlung stockwerksbezogener Zuflusshorizonte muss die Messstelle bepumpbar sein.

Entwicklungsstand/Anwendungsbeispiele

Praxistauglichkeit:

getestet, praxistauglich, einsatzbereit, Nullserie wird gebaut

Anbieter:

BERGHOF Analytik + Umweltengineering GmbH & Co.KG, www.berghof-pbu.de
(ursprüngliche Entwicklung: Universität Stuttgart, Institut für Wasserbau, *VEGAS*, www.vegasinfo.de)

Anwendung in KORA:

Projektnummer 3.3a: Karlsruhe-Ost (FKZ: 02WN0373)

Literatur:

DVWK-Merkblatt 245/1997 (1997): Tiefenorientierte Probenahme aus Grundwassermessstellen; Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. (DVWK), Bonn; ISBN 3-89554-041-2

BARCZEWSKI, B.; MARSCHALL, P.: Untersuchungen zur Probennahme aus Grundwassermessstellen. Wasserwirtschaft 80 (1990)

HALLA, P. (2006): Messung vertikaler Durchlässigkeitsverteilungen mittels Thermoflow, Tagungsband, Symposium Vor-Ort-Analytik - Feldmesstechnik für die Erkundung von kontaminierten Standorten, 28.-29.11.2006, Stuttgart.

Alternative Methoden

mechanischer Impellerflowmeter (geringere Auflösung, umfangreicheres Messequipment, Durchführung durch externen Geophysiker, höhere Kosten)

Ansprechpartner

R. Söhlmann; Telefon: 07071 9328-12; e-mail: r.soelmann@berghof-pbu.de
P. Halla; Telefon: 07071 9328-23; e-mail: p.haller@berghof-pbu.de

Besonderheiten/Hinweise

Die Weiterentwicklung ist in Planung: Integration eines Temperatursensors, Integration eines Leitfähigkeitsensors

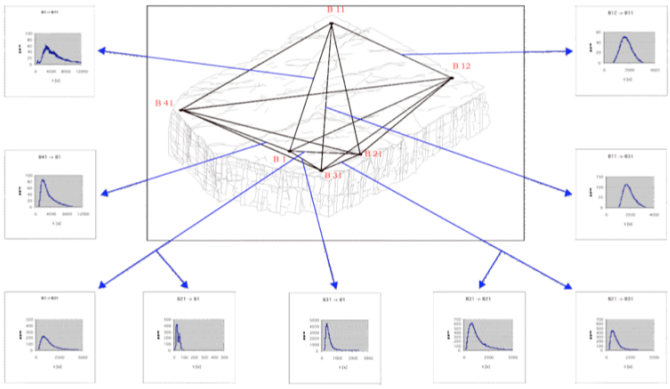
M5 Methoden zur Hydrogeologie/Geologie und Ökotoxikologie

M5.1 Methoden zur Hydrogeologie/Geologie	M5.1.4 Diffusivitätstest

Zielsetzung

Methode dient der Detektion präferentieller Fließwege.

Kurzbeschreibung der Methode



Bei einem Diffusivitätstest handelt es sich um eine Sonderform eines Pump- bzw. Slugtests, bei dem im idealen Fall ein DIRAC-ähnlicher Impuls (Kurzimpuls) durch Pumpen bzw. Injektion in einer GW-Messstelle angeregt wird. In einem (oder mehreren) Beobachtungsbrunnen wird die Reaktion des Grundwasserleiters mithilfe von Drucksensoren aufgezeichnet. Dabei ist die Ankunftszeit der Maximalamplitude eine Funktion der hydraulischen Diffusivität, d.h. des Quotienten aus Transmissivität und Speicherkoeffizient.
Da sich unter Feldbedingungen DIRAC-ähnliche Impulse nur schwer erzeugen lassen und die Signalamplitude am Beobachtungsbrunnen bei DIRAC-ähnlichem Ausgangssignal zu schwach sein kann, wird im Feldmaßstab eine sog. BOXCAR-Funktion, d.h. Pumpen bzw. Injektion über einen bestimmten Zeitraum, als Anregungssignal verwendet. Der aus der Ankunftszeit der Maximalamplitude bestimmte Diffusivitätswert kann räumlich dem Bereich der direkten Verbindung zwischen Anregungs- und Beobachtungsbrunnen zugeordnet werden.

Einsatzbereich/Aufwand

Erfasste(r) Parameter:

Präferentielle Fließwege

Messmedium bzw. Einsatzort:

Feldmessung

Untersuchungsaufwand:

1 - 24h, Kosten zwischen 400 – 2000 €,
1 - 2 Personen (jeweils abhängig von der Anzahl der gleichzeitig verwendeten Beobachtungsbrunnen)

Ergänzende Untersuchungen:

Klassische Einbohrloch-Pumpversuche

Anforderungen an Proben

Probenvolumen, Art:

Entfällt

Probenlagerung:

Entfällt

Anwendungsbereich und -grenzen der Methoden

Anwendungsbereich:	Anwendungsgrenzen:
bisher nur in Geringleitern eingesetzt	siehe Anwendungsbereich (Limitierung ist Aufzeichungsfrequenz der Drucksonden)

Entwicklungsstand/Anwendungsbeispiele

Praxistauglichkeit:

Im Entwicklungsstadium

Anbieter:

Ingenieurbüros mit entsprechender Ausstattung

Anwendung in KORA:

Projektnummer 1.3: Epple (FKZ: 02WN0353).

Literatur:

BRAUCHLER, R., LIEDL, R., DIETRICH, P., (2003): A travel time based hydraulic tomographic approach, Water Resour. Res., 39, No. 12: 1370, 10.1029/2003WR002262.

Alternative Methoden

Tracerversuch oder Pumpversuch

Ansprechpartner

C. Leven, UFZ; Tel.: 0341 / 235 3980; e-mail: carsten.leven@ufz.de; peter.dietrich@ufz.de

Besonderheiten/Hinweise

Vorteile der Methode: Detektiertes Signal kann eindeutig dem Bereich zwischen Anregungs- und Beobachtungsbrunnen zugeordnet werden (bei Pumpversuch ist dies nicht möglich, da integrierend, bei Tracerversuch nur bedingt möglich, da Ergebnis abhängig von Randbedingungen und Wiederfindung)
Nachteile der Methode: Bisher nur in Geringleitern einsetzbar, wobei Methode auch theoretisch in Grundwasserleitern einsetzbar ist (Limitierung ist Aufzeichungsfrequenz der Drucksonden).

M5 Methoden zur Hydrogeologie/Geologie und Ökotoxikologie

M5.1 Methoden zur Hydrogeologie/Geologie	M5.1.5 Sammelhaube zur Ermittlung der Exfiltration von Wässern in Menge und Beschaffenheit an einer Gewässersohle

Zielsetzung

(1) Bestimmung des Ausbreitungsstatus eines Stoffes (2) Ermittlung des Anteils von reaktiven Transportgrößen (Abbau, Sorption) an der Konzentrations-/Frachtminderung

Kurzbeschreibung der Methode

Mit der Installation von stationären Messeinrichtungen zur permanenten mengenmäßigen und stofflichen Erfassung des Zustromes aus dem subaquatischen Deponiekörper können Stoffstrommengen aus dem Deponiekörper lokal erfasst werden.

- Die Installation der Hauben erfolgt im Flachwasser mit Watstiefeln und im tieferen Wasser durch Tauchereinsätze
- Das in die Haube eintretende Grundwasser wird durch einen Schlauch in einen Sammelbeutel geleitet, der an der Wasseroberfläche durch eine Boje markiert ist
- Die Beprobung erfolgt durch das Auswechseln der Sammelbeutel
- Nach dem Einsatz werden die Sammelhauben deinstalliert

Einsatzbereich/Aufwand

Erfasste(r) Parameter:

Exfiltrierte Wassermenge pro (Seeboden-) Fläche und Zeit, Wasserbeschaffenheit

Messmedium / Einsatzort:

Oberirdische Gewässer, die vom Grundwasser beeinflusst werden. Feldmethode

Untersuchungsaufwand:

Bau der Sonden, Aufwand zur Installation je nach Wassertiefe stark unterschiedlich (z.B. bei Tauchgängen), Probenahme mit Boot, Analyse in Wasser-Labor

Ergänzende Untersuchungen:

Porendruckmessungen am Gewässerboden,
Begleitende Messungen an Grundwassermessstellen

Anforderungen an Proben

Probenvolumen, Art:

Je nach Stärke des Grundwasserzustroms und für die jeweiligen Beschaffenheitsparameter erforderlichen Probenvolumina sowie der Wassertiefe (Austausch des Totvolumens) kann eine Standzeit der Hauben von mehreren Wochen erforderlich sein

Probenlagerung:

Entsprechend der Vorgaben der Wasseranalytik

Anwendungsbereich und -grenzen der Methoden

Anwendungsbereich:	Anwendungsgrenzen:
Flache oberirdische Gewässer bis max. ca. 35 m	Geringer Grundwasserzustrom und hohe Wassertiefe (> 40 m), Schlauchdurchmesser je nach Exfiltrationsrate und Wassertiefe

Entwicklungsstand/Anwendungsbeispiele

Praxistauglichkeit:

Im Entwicklungsstadium

Anbieter:

Eigenbau

Anwendung in KORA:

Projektnummer 4.4: Deponie Großkayna (FKZ: 0330505).

Literatur:

Statusbericht des Projekts 4.4 (FKZ: 0330505) vom 13. April 2006

Alternative Methoden

Keine

Ansprechpartner

Dr. A. Schroeter, Tel. 03631-89060, aschroeter@ihu-gmbh.com und

Dr. F. Werner, Tel. 0351-4050663, fwerner@gfi-dresden.de

Besonderheiten/Hinweise

Keine Angaben

M5 Methoden zur Hydrogeologie/Geologie und Ökotoxikologie

M5.1 Methoden zur Hydrogeologie/Geologie	M5.1.6 Sonde zur Ermittlung des Porenwasserdrucks an der Sohle oberirdischer Gewässer

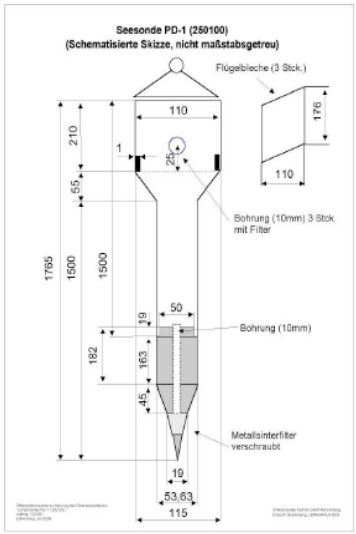
Zielsetzung

Gewinnung von Messwerten, die einen Aufschluss darüber zulassen, ob an der Gewässersohle eine Grundwasserinfiltration oder -exfiltration auftreten kann.

Kurzbeschreibung der Methode

Durch die Differenzdruckmessungen zwischen dem Porenwasser des Seeuntergrundes und dem freien Seewasser erfolgte die messtechnische Erfassung der hydrostatischen Verhältnisse an der Grenzfläche Aquifer/ Restsee und somit der lokalen Hydraulik (Exfiltration/ Infiltration).

- Die Sonde wird von einem Ponton mit mittiger Öffnung auf den Seeboden herabgelassen und dringt durch das Eigengewicht in das Sediment ein
- Es erfolgt eine kontinuierliche Messwertaufzeichnung des Differenzdrucks zwischen der Spitze der Sonde (Porendruck) und am Schaft der Sonde (Druck im Freiwasser) über die gesamte Messzeit (ca. 30 min)
- Der Druckgradient wird unter Ansatz der Eindringtiefe der Sonde normiert. Die Eindringtiefen werden nach dem Ziehen der Sonde durch die Anhaftungen am Geräteschaft ermittelt
- Mit der Sonde kann eine rasterartige Sondierung des Seebodens durchgeführt werden.



Einsatzbereich/Aufwand

Erfasste(r) Parameter:

Differenzdruck, Tiefe, Neigung der Sonde

Messmedium / Einsatzort:

Oberirdische Gewässer, die vom Grundwasser beeinflusst werden. Feldmethode

Untersuchungsaufwand:

Bau/Miete der Sonde, Vorhalten eines Pontons am Gewässer, 2 Personen zur Durchführung der Messung

Ergänzende Untersuchungen:

Anforderungen an Proben

Probenvolumen, Art:

Keine Probengewinnung

Probenlagerung:

Keine Probengewinnung

Anwendungsbereich und -grenzen der Methoden

Anwendungsbereich:	Anwendungsgrenzen:
Flache oberirdische Gewässer bis max. ca. 50 m Tiefe	Wenn die Beschaffenheit der Gewässersohle kein Eindringen der Sonde erlaubt oder diese beschädigt.

Entwicklungsstand/Anwendungsbeispiele

Praxistauglichkeit:

Im Entwicklungsstadium

Anbieter:

Eigenbau

Anwendung in KORA:

Projektnummer 4.4: Deponie Großkayna (FKZ: 0330505).

Literatur:

Statusbericht des Projekts 4.4 (FKZ: 0330505) vom 13. April 2006

Alternative Methoden

Keine

Ansprechpartner

Dr. A. Schroeter, Tel. 03631-89060, aschroeter@ihu-gmbh.com und

Dr. F. Werner, Tel. 0351-4050663, fwerner@gfi-dresden.de

Besonderheiten/Hinweise

Keine Angaben

M5 Methoden zur Hydrogeologie/Geologie und Ökotoxikologie

M5.1 Methoden zur Hydrogeologie/Geologie	M5.1.7 Geoelektrische Charakterisierung – Strukturverständnis von Halden und Kippen

Zielsetzung

Geoelektrische Charakterisierung von Bergbauhalden und -kippen, Beschreibung der Feuchtigkeitsausbreitung bei natürlicher und künstlicher Beregnung.

Kurzbeschreibung der Methode

Der scheinbare spezifische elektrische Widerstand wird durch die Einspeisung eines niederfrequenten Wechselstroms an zwei Elektroden und der Messung der Potenzialdifferenz zwischen zwei weiteren Elektroden bestimmt. Durch Anordnung in Profilen bzw. Arrays und der Auswahl geeigneter Konfigurationen erhält man nach geeigneten Inversionsrechnungen 2D bzw. 3D-Modelle des spezifischen elektrischen Widerstands im Untergrund (Tomografie). Der spezifische elektrische Widerstand ist eine Funktion von Porosität, Wassersättigung und Salinität des Porenwassers. Durch Wiederholungsmessungen vor und nach natürlicher oder künstlicher Beregnung lassen sich Veränderungen im Wassergehalt sichtbar machen. Das zeitliche Monitoring natürlicher Regenereignisse lässt sich automatisieren und erfordert lediglich Installation und Datenauslesen.

Einsatzbereich/Aufwand

Messmedium bzw. Einsatzort:

Bergbauhalde, Feldmessung

Untersuchungsaufwand:

1 Wissenschaftler, 1 Techniker, mehrere Tage

Ergänzende Untersuchungen:

Aufnahme der Topografie, kontinuierliche Registrierung der Wetterdaten

Anforderungen an Proben

Probenvolumen, Art:

Entfällt

Probenlagerung:

Entfällt

Anwendungsbereich und -grenzen der Methoden

Anwendungsbereich:	Anwendungsgrenzen:
Breite Anwendbarkeit auf unterschiedlichsten Lokalitäten.	Abnehmende örtliche Auflösung mit zunehmender Tiefe.

Entwicklungsstand/Anwendungsbeispiele

Praxistauglichkeit:

In fortgeschrittener Testphase

Anbieter:

Keine Angaben

Anwendung in KORA:

Projektnummer 6.2: Bergbauhalden (FKZ: 02WN0505) und assoziertes BMBF-Projekt (FKZ 0330523).

Literatur:

GÜNTHER, T., RÜCKER, C., SPITZER, K. (2006): Three-dimensional modelling and inversion of dc resistivity data incorporating topography – II. Inversion, Geophys. J. Int. 166: 506-517.

Alternative Methoden

k. A.

Ansprechpartner

Dr. M. Furche, Tel.: 0511/643-2775; E-mail: Markus.Furche@bgr.de

Besonderheiten/Hinweise

Die Umrechnung von elektrischen Widerständen in Wassergehalte und Gesamtionenkonzentrationen erfordert separate Kalibrierungsmessungen.

M5 Methoden zur Hydrogeologie/Geologie und Ökotoxikologie

M5.1 Methoden zur Hydrogeologie/Geologie	M5.1.8 Röntgendiffraktometrie zur Tonmineralbestimmung

Zielsetzung

Methode dient der Identifizierung und Charakterisierung von Tonmineralen

Kurzbeschreibung der Methode

Aus Bodenproben wird die Tonfraktion (< 2 µm) isoliert. Nach Entfernen der organischen Substanz, der Carbonatanteile und Metalloxide wird das Material in mehreren Parallelansätzen auf Keramikträger sedimentiert (Strukturpräparate) und durch unterschiedliche Belegung sowie Hitzebehandlung modifiziert. Durch Kombination der Röntgendiffraktometrie-Spektren können die Tonminerale identifiziert werden.

Einsatzbereich/Aufwand

Erfasste(r) Parameter:

Tonminerale

Messmedium bzw. Einsatzort:

Labormessung mit Standortmaterial (Boden)

Untersuchungsaufwand:

3 - 6h, Kosten bis 250 € (Fachpersonal 1 Pers.)

Ergänzende Untersuchungen:

Dünnschlifftechnik

Anforderungen an Proben

Probenvolumen, Art:

1,0 g Tonfraktion

Probenlagerung:

Im Exsikator einige Wochen bis Monate

Anwendungsbereich und -grenzen der Methoden

Anwendungsbereich:	Anwendungsgrenzen:
Alle mineralischen Böden mit einem Mindestmaß an feinkörniger Substanz	Mineralböden ohne ausreichend feinkörniger Substanz sowie organische Böden

Entwicklungsstand/Anwendungsbeispiele

Praxistauglichkeit:

Stand der Technik

Anbieter:

Analytiklabore mit entsprechender gerätetechnischer Ausstattung

Anwendung in KORA:

Projektnummer 6.1: Sedimente (FKZ: 0330519).

Literatur:

TRIBUTH, H., LAGALY, G. (1991): Identifizierung und Charakterisierung von Tonmineralen. Berichte der Deutschen Ton- und Tonmineralgruppe e.V., Gießen 1991.

Alternative Methoden

ohne Alternative

Ansprechpartner

J. Gerth; TU Hamburg; Tel.: 040/42878-2701; e-mail: gerth@tu-harburg.de

Besonderheiten/Hinweise

Vorteile der Methode: frühdiagenetische Bodenbildungsprozesse können aufgezeigt werden
Nachteile der Methode: Repräsentativität eingeschränkt.

M5 Methoden zur Hydrogeologie/Geologie und Ökotoxikologie

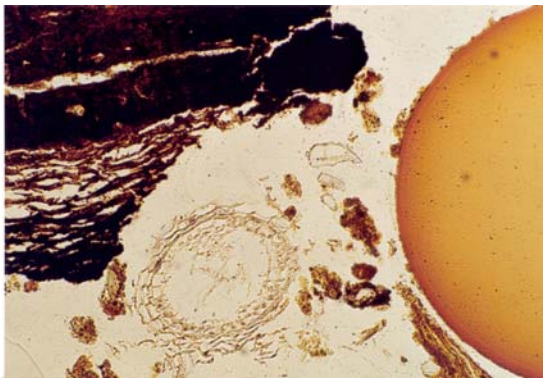
M5.1 Methoden zur Hydrogeologie/Geologie	M5.1.9 Polarisationsmikroskopie – Nachweis NA-relevanter Bodenbildungsstrukturen

Zielsetzung

Methode dient der Untersuchung der Bodenkomponenten, Bodenstruktur und der Bodenbildungsprozesse bezüglich NA-relevanter Bildungen

Kurzbeschreibung der Methode

Mittels Kubiena-Kästchen werden im Gelände ungestörte Bodenproben aus relevanten Horizonten entnommen und mittels Polyesterharz vakuumimprägniert. Nach Aushärtung werden die entstandenen Blöcke aufgesägt und nach Glättung auf Glasträgern fixiert. Daraus werden dann Dünnschliffe von 20 - 30 µm Dicke durch Abschleifen und Polieren hergestellt. Im Polarisationsmikroskop erfolgt schließlich die Analyse auf die für NA-Prozesse bedeutsamen Sekundärbildungen wie Eisenoxidhydroxide und Tonminerale sowie Partikelassoziationen.



Einsatzbereich/Aufwand

Erfasste(r) Parameter:

Bodenkomponenten, Bodenstruktur

Messmedium bzw. Einsatzort:

Labormessung

Untersuchungsaufwand:

1 - 8 Stunden für die Auswertung, Herstellung sollte extern vergeben werden; Kosten ca. 50,- EUR pro Probe

Ergänzende Untersuchungen:

Röntgendiffraktometrie, oxalat- und dithionitlösliches Eisen, C_{org}-Gehalt, Porosität, Lagerungsdichte

Anforderungen an Proben

Probenvolumen, Art:

ca. 100 cm³

Probenlagerung:

nach Einbettung in Kunstharz mehrere Jahre bis Jahrzehnte.

Anwendungsbereich und -grenzen der Methoden

Anwendungsbereich:

Alle mineralischen Böden zur Kennzeichnung der Porenstruktur, des Stoffbestands und zum Nachweis von für den natürlichen Rückhalt wesentlichen Prozessen (Verwitterung, Mineralneubildung, Aggregatbildung, Stoffverlagerung).

Anwendungsgrenzen:

Bodensubstrat mit lockerer Struktur, die bei der Beprobung zerfällt.

Entwicklungsstand/Anwendungsbeispiele

Praxistauglichkeit:

Stand der Technik

Anbieter:

Forschungseinrichtungen

Anwendung in KORA:

Projektnummer 6.1: Sedimente (FKZ: 0330519)

Literatur:

http://www2.env.uea.ac.uk/gmmc/soilmcro/microref.html

Alternative Methoden

Keine

Ansprechpartner

J. Gerth, TU Hamburg-Harburg, Telefon: 040/42878-2701, E-mail: gerth@tu-harburg.de

Besonderheiten/Hinweise

Vor der Probenahme ist eine umfassende bodenkundliche Kartierung (ggf. Karteninterpretation) sowie eine geochemische Standorterhebung zur Ausweisung typischer Bodeneinheiten erforderlich.
Relativ einfache Probenahme, aber Herstellung der Dünnschliffe erfordert spezielle Kenntnisse und Apparaturen. Untersuchung der Dünnschliffe setzt Spezialkenntnisse in Lichtmikroskopie und lichtoptischer Mineralogie voraus.

M5 Methoden zur Hydrogeologie/Geologie und Ökotoxikologie

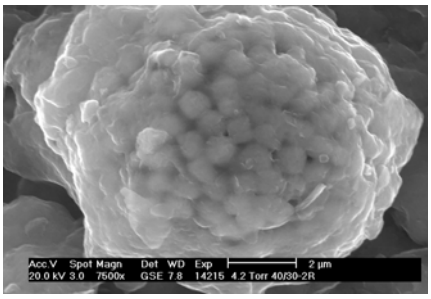
M5.1 Methoden zur Hydrogeologie/Geologie	M5.1.10 Kennzeichnung von neugebildeten Festphasen mittels SEM/ESEM-Technik

Zielsetzung

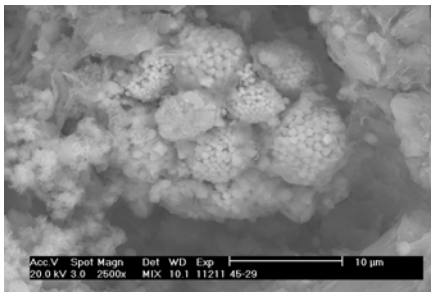
Nachweis von neugebildeten Feststoffphasen (z.B. Sulfide-Greigit) und Kennzeichnung der qualitativen Zusammensetzung dieser Phasen – als wesentlicher Punkt im Prozessverständnis (z.B. Sulfatreduktion).

Kurzbeschreibung der Methode

Ein geeignetes Hilfsmittel zu Strukturuntersuchungen stellt die Rasterelektronenmikroskopie dar. Es können Auflösungen bis in nm-Bereich realisiert werden, die chemische Elementanalytik (EDX) hat ihre Erfassungsgrenze jedoch bei ca. 2 µm. Im konventionellen Hochvakuummodus müssen nichtleitende Proben mit einer dünnen leitenden Schicht besputtert werden. Dabei ist Platin gegenüber Kohlenstoff zu bevorzugen um eine Aussage zur C-Analytik erhalten zu können. Bei wasserreichen Mineralien und Hydratphasen ist diese Besputterung mit einer Probenveränderung verbunden.



ESEM-Bild von in Batchversuchen neugebildeten Eisen-Sulfidphasen



SEM-Bild von in Batchversuchen neugebildeten Eisen-Sulfidphasen

Zuerst erfolgt die Untersuchung unbehandelter Proben im ESEM – Modus (environmental scanning electron microsope). Im verwendeten Gerät ESEM XL 30 FEG (Fa.FEI Philips) können über ein differenziertes Vakuum (Druck bis 10 Torr ≈ 13,3 mbar) und Temperaturen (0° C bis + 20° C) in der Kammer relative Luftfeuchten zwischen 0 % und 100 % realisiert werden. Nachdem die Strukturaussagen zu nichtveränderten Proben vorliegen, erfolgt dann die Besputterung und chemische Analytik im Hochvakuum-Mode, da im ESEM Modus diese, wegen der Streuung an den bildgebenden Gasionen nicht möglich ist. Mittels des BSE-Detektors können die relevanten Fe-Sulfidphasen gut identifiziert werden. Die EDX-Analytik und ein Mapping der Verteilung der Elemente liefern dann wichtige Informationen zu Bildungsmechanismus und Stabilität der Sulfidphasen.

Einsatzbereich/Aufwand

Erfasste(r) Parameter:

Elementspektren; SEM/ESEM-Bilder

Untersuchungsaufwand:

Qualifiziertes Personal; 1 - 2 Stunden pro Probe, ca. 180 € pro Probe

Anforderungen an Proben

Probenvolumen, Art:

Geringste repräsentative Probenvolumina genügen

Probenlagerung:

Sofortige Untersuchung oder Schockgefrieren in Flüssigstickstoff

Anwendungsbereich und -grenzen der Methoden

Anwendungsbereich:

Untersuchung von Feststoffproben nach verschiedenen Batch- bzw. Säulenversuchen um Aussagen zum Bildungsverhalten und zur Immobilisierung zu treffen.

Anwendungsgrenzen:

Auflösung des SEM
EDX – Untersuchungsbereich liegt bei 2 - 5 µm.

Entwicklungsstand/Anwendungsbeispiele

Praxistauglichkeit:

Stand der Technik, Anwendung auf spezielle Fragestellung innerhalb KORA weiterentwickelt

Anbieter:

TU Bergakademie Freiberg, Institut für Keramik, Glas und Baustoffe

Anwendung in KORA:

T.6.2: Braunkohleabraumkippen (FKZ: 02WN0505) und
assoziiertes Projekt „Erzbergbauhalden“ (FKZ: 0330523)

Literatur:

Alternative Methoden

Entfällt

Ansprechpartner

Dr. Ullrich, G.Schmidt (TU BA Inst. f. Keramik, Glas u. Baust.) Tel.: 03731/393524 gert.schmidt@ikgb.tu-freiberg.de,

Dr. Hoth (TU BA Inst.f. Bohrtechnik und Fluidbergbau) Tel.: 03731/393213 nils.hoth@tbt.tu-freiberg.de

Besonderheiten/Hinweise

Es ist das vergleichsweise kleine Anregungsvolumen bei der EDX- Analyse zu beachten. Dieses liegt im Bereich einiger Mikrometer und ist außerdem von der Dichte der vorhandenen Elemente abhängig.

M5 Methoden zur Hydrogeologie/Geologie und Ökotoxikologie

M5.1 Methoden zur Hydrogeologie/Geologie	M5.1.11 REM-Dünnschlifftechnik – Porenraumverteilung und Mineralphasencharakterisierung

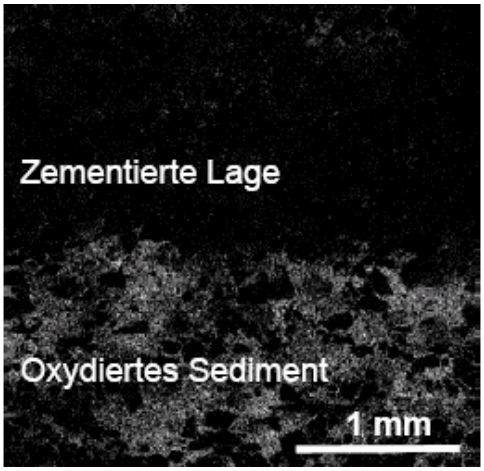
Zielsetzung

Abschätzung der Anteile von Mineralphasen und Poren in lagenweise zementierten dünnlagigen Sedimenten und Hardpans

Kurzbeschreibung der Methode

Die Methode beruht auf der Kartierung der Verteilung von chemischen Elementen in max. 3 x 3 mm großen Bereichen von polierten Dünnschliffen des zu untersuchenden Sediments. Die Bereiche können beliebig aneinander gesetzt werden um Profile zu ergeben. Die Kartierung kann mittels Rasterelektronenmikroskop oder Elektronenstrahl-Mikrosonde erfolgen. Einzelne Elemente oder Kombinationen von Elementen sind charakteristisch für bestimmte Mineralphasen (-gruppen), der Porenanteil kann mittels der C-Verteilung (Einbettungsmittel) abgeschätzt werden.

Die Verarbeitung der Daten erfolgt über Bildverarbeitungssysteme (z.B. Filter).



Einsatzbereich/Aufwand

Erfasste(r) Parameter:

Elementspezifikation, Porenanteil

Messmedium bzw. Einsatzort:

Proben aus Bergbauhalden oder Altlasten / Labormessung

Untersuchungsaufwand:

2 - 3 Tage pro Profil (ca. 5 cm starke Sedimentlagen)

Ergänzende Untersuchungen:

Durchlichtmikroskopie, Auflichtmikroskopie, XRD

Anforderungen an Proben

Probenvolumen, Art:

Lagenweise verfestigte Sedimente, die eine Herstellung von Dünnschliffpräparaten ermöglichen.

Probenlagerung:

Die Proben sollen möglichst feldfrisch analysiert werden.

Anwendungsbereich und -grenzen der Methoden

Anwendungsbereich:

Breite Anwendbarkeit. Es können Probenmaterialien aus allen Typen mittel- bis feinkörniger Sedimente aus Bergbau- und Altlasten auf die Verteilung von zementierten Zonen und Hardpans sowie deren Eigenschaften untersucht werden.

Anwendungsgrenzen:

Der Nachweis sowie die Häufigkeitsabschätzung chemisch komplexer Mineralphasen (insbesondere Sekundärphasen) sind nur sehr eingeschränkt möglich. Die Ermittlung des teilerfüllten Porenraumes ist mit einem großen Fehler behaftet.

Entwicklungsstand/Anwendungsbeispiele

Praxistauglichkeit:

Erprobungsstadium

Anbieter:

Keine Angaben

Anwendung in KORA:

Projektnummer 6.2; Bergbauhalden (FKZ: 02WN0505) und
assoziiertes BMBF-Projekt (FKZ: 0330523)

Literatur:

GRAUPNER, T., KASSAHUN, A., RAMMLMAIR, D., KOCK, D., FURCHE, M., FIEGE, A., MEIMA, J.A., MELCHER, F., SCHIPPERS, A. (2006): Mineral alteration and precipitation related to hardpan formation and hardpan properties within sulfide-bearing mine tailings near Freiberg, Saxony, Germany. Eingereicht bei Applied Geochemistry.

Alternative Methoden

Dünnschliffmikroskopie und Mikrophotographie (Auswertung mittels Bildanalyse).

Ansprechpartner

T. Graupner; Tel.: 0511/643-2569; E-mail: t.graupner@bgr.de

Besonderheiten/Hinweise

Keine Angaben

M5.2 Ökotoxikologische Methoden

Inhalt

		Seite
M5.2.1	**Terrestrische Tests**	**352**
M5.2.2	**Ökotoxikologische Bewertung von Bodeneluaten**	**354**
M5.2.3	**Feststoffkontakttests zur ökotoxikologischen Bewertung von Böden und Sedimenten**	**356**
M5.2.4	**SPME-Technik – Nachweis der Bioverfügbarkeit von HCH und DDX**	**358**
M5.2.5	**Radiobilanzierung des STV-Verbleibs in Nadelgehölzen**	**360**
M5.2.6	**STV-Toleranztests an Gehölzen und krautigen Pflanzen**	**362**

M5 Methoden zur Hydrogeologie/Geologie und Ökotoxikologie

M5.2 Ökotoxikologische Methoden | M5.2.1 Terrestrische Tests

Zielsetzung

Erfassung des für Bodenorganismen verfügbaren Schadstoffpotenzials

Kurzbeschreibung der Methode

Bodenproben werden auf ihre Lebensraumfunktion hin untersucht. Betrachtete Organismen, für die Richtlinien und Auswertungsparameter vorliegen, sind Bodenmikroorganismen, Regenwürmer, Collembolen und Pflanzen. Der Vergleich der Resultate mit festgelegten Triggerwerten ermöglicht die Interpretation der Ergebnisse im Hinblick auf die Lebensraumfunktion von Böden.

Bodenmikroflora: Untersuchungsparameter ist die mikrobielle Atmung (Basalatmung und substratinduzierte Atmung) sowie die potentielle Ammoniumoxidiation (Nitrifikation). Für die Beurteilung der potentiellen Ammoniumoxidation ist zusätzlich die Betrachtung eines unkontaminierten Kontrollbodens notwendig. Die Ergebnisse der mikrobiellen Bodenatmung können ohne zusätzlichen Kontrollboden interpretiert werden.

Collembolen, Regenwürmer: Für beide Organismengruppen wird die Reproduktionsrate von eingesetzten Testorganismen bestimmt. Die Reproduktionsrate in dem Testboden wird mit der in einem unkontaminierten Kontrollboden untersucht.

Pflanzentest: Untersuchungsparameter ist die Keimrate und die Biomassebildung eingesetzter Samen. Die Ergebnisse in dem Testboden werden mit denen in einem unkontaminierten Kontrollboden verglichen. Der Test kann zu einem chronischen Pflanzentest erweitert werden, bei dem auch Parameter der Fortpflanzung (Anzahl oder Biomasse von Blüten, Samen, Früchten) betrachtet werden.

Zusätzlich steht ein Screening-Test mit Regenwürmern zur Verfügung. Dabei wird das Vermeidungsverhalten als Untersuchungsparameter untersucht.

Einsatzbereich/Aufwand

Erfasste(r) Parameter:

Toxizitätspotenzial von Bodenproben (Summenparameter)

Messmedium bzw. Einsatzort:

Labormessung mit Standortmaterial

Untersuchungsaufwand:

Mikroorganismen: Basalatmung: in Abhängigkeit der mikrobiellen Aktivität bis zu 7 d
Substratinduzierte Atmung: in Abhängigkeit des Auswertungsparameters: bis zu ca. 3 d
Potentielle Ammoniumoxidation: 6 h
Collembolen - Reproduktion: 4 Wochen
Regenwurm - Reproduktion: 8 Wochen, - Vermeidungsverhalten: 24 - 48 h
Pflanzen – Keimung, Biomasse: 3 Wochen
Chronischer Test: *Brassica rapa*: 3 - 4 Wochen; *Avena sativa*: 5 - 6 Wochen, Fachpersonal erforderlich

Ergänzende Untersuchungen:

Chemische Analytik zur Validierung der Ergebnisse.

Anforderungen an Proben

Probenvolumen, Art:

Das Volumen ist teilweise abhängig von der Aktivität der Böden sowie der Sensitivität der Messgeräte (mikrobielle Atmung) und der Gefäßgrößen (Regenwurmtest, Pflanzentest). Anhaltswerte sind:

- Mikrobielle Bodenatmung: 1 kg Trockenmasse
- Potentielle Ammoniumoxidation: 200 g Frischmasse
- Collembolentest: 150 g Frischmasse
- Regenwurmtest: - Reproduktion: 4 kg Frischmasse, - Vermeidungsverhalten: ca. 2 kg Frischmasse
- Akuter Pflanzentest bei 2 Arten: 2,5 kg Frischmasse

Anforderungen an Proben (Fortsetzung)

Zusätzlich werden ca. 300 g für die Erfassung der maximalen Wasserhaltekapazität benötigt.
Für die Untersuchungen muss mit der Ausnahme der potentiellen Ammoniumoxidation, ein Wassergehalt von ca. 50 % der maximalen Wasserhaltekapazität eingestellt werden.
Alle Mengenangaben beziehen sich auf gesiebten Boden. Bevorzugt sollte Boden der Feinkornfraktion (≤ 2 mm) eingesetzt werden.

Probenlagerung:

Bevorzugt unmittelbar nach Probengewinnung; ist dies nicht möglich kann eine Lagerung von maximal 3 Monaten bei 4 °C erfolgen.

Anwendungsbereich und -grenzen der Methoden

Anwendungsbereich:

Generell zur Erfassung ökotoxischer Substanzen

Anwendungsgrenzen:

Die Testverfahren sind immer dann sinnvoll, wenn der zu untersuchende Boden als Oberboden eingesetzt werden soll.
Der Einsatzbereich wird durch die physiko-chemischen Bodeneigenschaften und die Toleranzbreite der Organismen bestimmt. Grenzen wurden in dem BMBF-Verbundvorhaben "ERNTE" erarbeitet.

Folgende Grenzen können formuliert werden:
Mikroorganismen:
Bodenatmung: nicht geeignet bei Böden mit sehr geringem organischen Anteil (ca. < 1 % Corg)
Potentielle Ammoniumoxidation: nicht geeignet bei Böden mit pH < 5,5
Regenwürmer: nicht geeignet bei Böden mit pH < 5 und > 8, mit sehr geringem organischen Anteil, hohem Tonanteil oder hohem Salzgehalt (Quantifizierung hat noch zu erfolgen)
Collembolen: Einschränkung bislang nicht festgestellt
Pflanzen: Grenzen noch nicht festgelegt.

Entwicklungsstand/Anwendungsbeispiele

Praxistauglichkeit:

Stand der Technik

Anbieter:

Labore mit entsprechender Ausstattung

Anwendung in KORA:

Projektnummer 5.5: Übergreifende Versuche mit Modellsubstanzen (FKZ: 0330511).

Literatur:

Terrestrische Tests: DIN ISO 11268-2; DIN ISO 11267; DIN ISO 11269-2; DIN ISO 17155; DIN ISO 15685;

BMBF-Verbundvorhaben Erprobung und Vorbereitung der praktischen Nutzung ökotoxikologischer Testsysteme (ERNTE) (Laufzeit 2002 - 2005);

HUND-RINKE, K., KÖRDEL, W., HENNECKE, D., ACHAZI, R., WARNECKE, D., WILKE, B.-M., WINKEL, B., HEIDEN, ST. (2002): Bioassays for the Ecotoxicological and Genotoxicological Assessment of Contaminated Soils (Results of a Round Robin Test) Part II: Assessment of the Habitat Function of Soils -Tests with Soil Microflora and Fauna. JSS – Journal for Soils and Sediments 2 (2) 83-90.

EISENTRÄGER, A., K. HUND-RINKE, J. RÖMBKE (2005): Assessment of Ecotoxicity of Contaminated Soil Using Bioassays. In: MARGESIN, R., SCHINNER, F. (EDS.) Soil Biol 5, Vol. 5, Manual for soil analysis - monitoring and assessing soil bioremediation, Springer, Berlin, Heidelberg 321-360, ISBN 3540253467.

Alternative Methoden

Keine

Ansprechpartner

K. Hund-Rinke; Tel.: 02972/302-266; e-mail: kerstin.hund-rinke@ime.fraunhofer.de

Besonderheiten/Hinweise

Bei gelagerten Bodenproben hat vor der Bestimmung der mikrobiellen Aktivität eine Adaptation der Mikroflora bei Raumtemperatur für 1 - 2 d zu erfolgen.

M5 Methoden zur Hydrogeologie/Geologie und Ökotoxikologie

M5.2 Ökotoxikologische Methoden — M5.2.2 Ökotoxikologische Bewertung von Bodeneluaten

Zielsetzung

Ermittlung des Toxizitätspotenzials wasseraustragbarer Schadstoffe

Kurzbeschreibung der Methode

Die verschiedenen ökotoxikologischen Testmethoden werden an Bodeneluaten eines Tiefenprofils durchgeführt. Die Horizontierung erfolgt unter bodenkundlichen Gesichtspunkten.
Die Herstellung der Bodeneluate erfolgt nach ISO 21268-1 (basierend auf dem Vorschlag der DECHEMA in "Biologische Testmethoden für Boden" mit einem Boden- zu Wasserverhältnis von 1:2).

- Der Algenwachstumshemmtest wird in Anlehnung an DIN 38412 L33 mit der Alge *Desmodesmus subspicatus* durchgeführt. Die Testalgen werden unter festgelegten Bedingungen in einem definierten Nährmedium in verschiedenen Konzentrationen (Verdünnungsstufen) des Bodeneluats über mehrere Generationen kultiviert; dabei können bestimmte Stoffe in Abhängigkeit von ihrer Konzentration die Biomasseproduktion der Algen hemmen. Als Maß für die Algenbiomasse gilt die Chlorophyll-Fluoreszenz.
- Der Daphnientest wird nach DIN 38412 L30 durchgeführt: Bestimmung der nicht akut giftigen Wirkung des Bodeneluats gegenüber Daphnien über Verdünnungsstufen. Verdünnung des Bodeneluats bis zu einer Verdünnungsstufe, die keine Wirkung auf Daphnien mehr zeigt, Vergleich der Anzahl der Verdünnungsstufen mit Referenzchemikalien
- Der Leuchtbakterientest erfolgt in Anlehnung an EN ISO 11348 L34 mit dem flüssiggetrocknetem Stamm *Vibrio fisheri* NRRL-B-11177. Die Hemmung der Lichtemmission von *Vibrio fischeri* wird in einem Batch-Test ermittelt. Es wird die Verdünnungsstufe bestimmt, die innerhalb einer Verdünnungsreihe erstmals Hemmungen der Lichtemission um <20% bewirkt.
- Das erbgutverändernde Potenzial der Eluate wird mit Hilfe des umu-Tests nach DIN 38412 T3 ermittelt. Als Testorganismus dient das gentechnisch veränderte Bakterium *Salmonella typhimurium*. Die Bakterien werden unter festgelegten Bedingungen verschiedener Konzentrationen des Testgutes exponiert. Dabei induzieren Gentoxine, in Abhängigkeit von ihren Konzentrationen, das so genannte umuC-Gen. Das Produkt des umuC-Gens ist an der bakteriellen Mutagenese direkt beteiligt, indem es den Einbau falscher Basen bei der DNA-Neusynthese ermöglicht. Die Induktion des Gens ist somit ein Maß für das mutagene Potenzial des untersuchten Testguts. Da das umuC-Gen im verwendeten Testorganismus mit dem lacZ-Gen für die β-Galaktosidase gekoppelt ist, wird die Messung der Induktionsrate des umuC-Gens durch die Bestimmung der Galactosidase-Aktivität ermöglicht.

Einsatzbereich/Aufwand

Messmedium / Einsatzort:

Labormessung des Bodeneluats

Untersuchungsaufwand:

Qualifiziertes Personal; Zeitaufwand: Von 6 bis 72 Stunden pro Messung; Kosten: 80 - 180 € pro Test

Ergänzende Untersuchungen:

Ökotoxikologische Untersuchungen mit Feststoffkontakttests

Anforderungen an Proben

Art, Probenvolumen:

Ca. 1 kg Bodenmaterial je Bodenhorizont

Probenlagerung:

Bodenmaterial möglichst frisch einsetzen, Eluate bevorzugt unmittelbar nach Herstellung untersuchen; ist dies nicht möglich, kann eine Lagerung von maximal 10 d bei 4°C erfolgen (ISO/DIS 18512). Einfrieren der Eluate wird aufgrund einer möglichen Veränderung der Proben durch Ausfällungen nicht empfohlen.

Anwendungsbereich und -grenzen der Methoden

Anwendungsbereich:

Breite Anwendbarkeit; Erfassung der ökotoxikologischen und genotoxischen Wirkung wasserlöslicher Schadstoffe (organische und anorganische) in Böden und Sedimenten.

Anwendungsgrenzen:

Stark gefärbte Proben können im Algen- und Leuchtbakterientest zu Fehlmessungen führen. Ggf. ist eine Farbkorrektur (Leuchtbakterientest) durchzuführen.

Entwicklungsstand/Anwendungsbeispiele

Praxistauglichkeit:

Stand der Technik

Anbieter:

Analytiklabore mit Mikrobiologie-Abteilung (S1-Labor für umu-Test erforderlich)

Anwendung in KORA:

Projektnummer 5.5: Übergreifende Versuche mit Modellsubstanzen (FKZ: 0330511);
Projektnummer 6.1: Sedimente (FKZ: 0330519).

Literatur:

Siehe DIN-Normen unter Kurzbeschreibung.

HUND-RINKE, K., KÖRDEL, W., HENNECKE, D., EISENTRÄGER, A., HEIDEN, ST. (2002): Bioassays for the Ecotoxicological and Genotoxicological Assessment of Contaminated Soils (Results of a Round Robin Test) Part I: Assessment of a Possible Groundwater Contamination: Ecotoxicological and Genotoxicological Tests with Aqueous Soil Extracts. JSS – Journal for Soils and Sediments 2 (1) 43̄50.

EISENTRÄGER, A., K. HUND-RINKE, J. RÖMBKE (2005): Assessment of Ecotoxicity of Contaminated Soil Using Bioassays. In: MARGESIN, R., SCHINNER, F. (eds.) Soil Biol 5, Vol. 5, Manual for soil analysis - monitoring and assessing soil bioremediation, Springer, Berlin, Heidelberg 321-360, ISBN 3540253467.

Alternative Methoden

Ansprechpartner

H. Neumann-Hensel, Tel.: 040/899-66425, e-mail: hensel@fintelmann-meyer.de

K. Hund-Rinke, Tel.: 02972/302-266, e-mail: kerstin.hund-rinke@ime.fraunhofer.de,

Besonderheiten/Hinweise

Die Vorteile des Einsatzes der Biotests liegen darin, dass diese es ermöglichen die Wirkung aller Schadstoffe im Boden zu erfassen. Hierdurch kann auch ein mögliches Gefährdungspotenzial von bisher analytisch nicht bestimmten Schadstoffen aufgezeigt werden.

Fazit: Testmethoden wurden im Projekt ERNTE an verschiedenen Böden getestet, daher praxistauglich.

M5 Methoden zur Hydrogeologie/Geologie und Ökotoxikologie

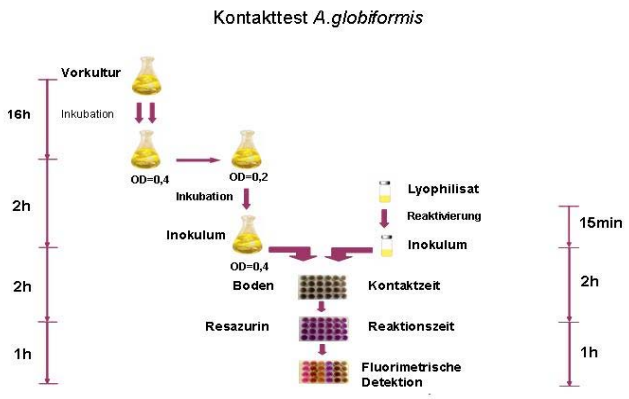
M5.2 Ökotoxikologische Methoden — M5.2.3 Feststoffkontakttests zur ökotoxikologischen Bewertung von Böden und Sedimenten

Zielsetzung

Erfassung des Toxizitätspotenzials wasseraustragbarer und gebundener Schadstoffe in Böden und Sedimenten

Kurzbeschreibung der Methode

Die Kontakttests werden an Bodenproben eines Tiefenprofils (bis 120 cm) durchgeführt. Die jeweiligen Testbakterien (*A. globiformis* bzw. *Nitrosomonas communis*) werden direkt in einer wässrigen Suspension des zu untersuchenden Bodens inkubiert. Neben den über den Wasserpfad austragbaren löslichen Schadstoffen, können mit diesen Tests ebenfalls die feststoffadsorbierten Schadstoffe erfasst werden.



- Der Kontakttest mit *A. globiformis* wird in Anlehnung an DIN 38412 L48 in miniaturisierter Form in Mikrotiterplatten durchgeführt. Die Bestimmung des ökotoxikologischen Potenzials erfolgt über die Hemmung der Dehydrogen-seaktivität bezogen auf einen unkontaminierten Kontrollboden.
- Die Stoffwechselaktivität des Testorganismus *Nitrosomonas communis* wird nach einer Kontaktzeit von 48 h in der Feststoffsuspension ermittelt. Testkriterium ist die Nitritbildung im Vergleich zu einem Kontrollansatz.

Einsatzbereich/Aufwand

Messmedium / Einsatzort:

Labormessung von Bodenproben

Untersuchungsaufwand:

Qualifiziertes Personal;
Zeitaufwand: Von 6 bis 48 Stunden pro Messung;
Kosten: 80 - 180 € je Probe

Ergänzende Untersuchungen:

Langzeittests

Anforderungen an Proben

Art, Probenvolumen:

Ca. 100 g Bodenmaterial je Bodenhorizont

Probenlagerung:

Bodenmaterial möglichst frisch einsetzen, Boden gekühlt lagern bis max. 7d.

Anwendungsbereich und -grenzen der Methoden

Anwendungsbereich:

Breite Anwendbarkeit; Erfassung der ökotoxikologischen und genotoxischen Wirkung wasserlöslicher und gebundener Schadstoffe (organische und anorganische) in Böden und Sedimenten.

Anwendungsgrenzen:

Evtl. Störungen bei der Untersuchung stark saurer Böden. Sehr empfindlich gegenüber Schwermetallen. Organische Schadstoffe können Wachstumsförderung hervorrufen.

Entwicklungsstand/Anwendungsbeispiele

Praxistauglichkeit:

Stand der Technik

Anbieter:

Analytiklabore mit Mikrobiologie Abteilung

Anwendung in KORA:

Projektnummer 6.1: Sedimente (FKZ: 0330519).

Literatur:

DIN 38412 L48: Arthrobacter globiformis-Kontakttest für kontaminierte Feststoffe

NEUMANN-HENSEL, H. (2004): Entwicklung eines Testkits für den Feststoffkontakttest mit Arthrobacter. In: bfg Veranstaltungen Statusseminar – Sedimentkontakttests 2004, 5, 36-45.

Alternative Methoden

Entfällt

Ansprechpartner

H. Neumann-Hensel, Tel.: 040/899-66425, e-mail: hensel@fintelmann-meyer.de

Besonderheiten/Hinweise

Kontakttest mit *A.globiformis* ist wegen der kurzen Testdauer und leichten Durchführbarkeit sehr gut als Screening-Methode einsetzbar.

M5 Methoden zur Hydrogeologie/Geologie und Ökotoxikologie

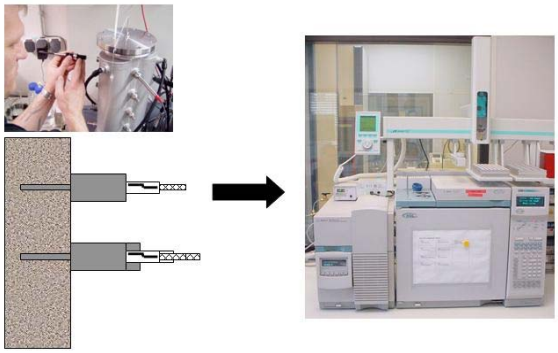
M5.2 Ökotoxikologische Methoden — M5.2.4 SPME-Technik – Nachweis der Bioverfügbarkeit von HCH und DDX

Zielsetzung

Bestimmung des biologisch verfügbaren Anteils von DDX und HCH im Boden mittels SPME-Technik

Kurzbeschreibung der Methode

Für den Nachweis der Bioverfügbarkeit von HCH und DDX mit der SPME-Technik wird eine SPME-Faser mit dem Fasermaterial Carbowax/Divinylbenzen (CW/DVB) direkt in einer Säule in das Bodenmaterial eingebracht. Die Besammlung erfolgt durch eine passive Anreicherung des frei verfügbaren Anteils der Schadstoffe auf den Fasern, angetrieben von dem Konzentrationsgefälle an der Phasengrenze, ohne das Matrixgleichgewicht zu stören. Es konnte gezeigt werden (z.B. Leslie et al., 2004), dass die Schadstoffgehalte auf den Fasern mit den total body residues (TBR) in Vergleichsorganismen korrelieren und somit ein Maß für die Schadstoffverfügbarkeit darstellen.



Die Besammlungszeit kann variabel gewählt werden (1 h bis 1 Woche). Zur chromatographischen Bestimmung wird ein GC-MS der Firma Agilent der Serie 6890 / 5973 eingesetzt. Die Thermodesorption der Schadstoffe von den Fasern erfolgt bei 250°C. Zur Trennung wurde eine Fused Silica CP-Sil 8 CB – Säule (50 m x 0,25 mm, DF = 0,25 µm) verwendet.

Einsatzbereich/Aufwand

Erfasste(r) Parameter:

Organische Schadstoffe, speziell DDX und HCH

Messmedium / Einsatzort:

Labormessung mit Standortmaterial

Untersuchungsaufwand:

Qualifiziertes Personal; Zeitaufwand: 3h – 2 Wochen; Kosten: 130 - 250 €

Ergänzende Untersuchungen:

Eluatuntersuchungen mit SPME-Technik

Anforderungen an Proben

Probenvolumen, Art:

100 g Bodenmaterial

Probenlagerung:

Bodenmaterial möglichst frisch einsetzen, Boden gekühlt lagern bis max. 2 Monate

Anwendungsbereich und -grenzen der Methoden

Anwendungsbereich:

Der Test kann für die Erfassung von biologisch verfügbaren Stoffen (hier DDX und HCH) direkt im Boden angewendet werden.

Anwendungsgrenzen:

Die Festfaser muss für die Zielsubstanz geeignet sein.

Entwicklungsstand/Anwendungsbeispiele

Praxistauglichkeit:

Im Forschungsstadium

Anbieter:

Analytiklabore mit Umweltanalytik-Abteilung

Anwendung in KORA:

Projektnummer 6.1: Sedimente (FKZ: 0330519).

Literatur:

LESLIE, H., HERMES, J., KRAAK, M. (2004): Baseline toxicity of a Chlorbenzene mixture and total body residues measured and estimated with solid-phase microextraction. Environ. Toxic. and Chemistry, 23, No. 8 pp 2017-2021.

VAN DER WAL, L, JAGER, T, FLEUREN, RHLJ, ET AL., (2004): Solid-phase microextraction to predict bioavailability and accumulation of organic micropollutants in terrestrial organisms after exposure to a field-contaminated soil, Environ. Sci Technol., 38 (18): 4842-4848 SEP 15.

Alternative Methoden

Passivsammler wie z.B. semipermeable Membransammler SPMD

Ansprechpartner

H. Neumann-Hensel, Tel.: 040/899-66425, E-mail: hensel@fintelmann-meyer.de

Besonderheiten/Hinweise

Beim Einsatz in Säulenversuchen müssen Probenahmevorrichungen für die SPME-Fasern vorhanden sein.
Vorteile der Methode: Die SPME-Faser kann fast störungsfrei in den Boden eingebracht und wieder entnommen werden. Es ist keine Extraktion mit einem Lösemittel notwendig, da die SPME-Faser im GC thermodesorbiert wird.
Nachteile der Methode: Starke Abhängigkeit von den Besammlungsbedingungen.

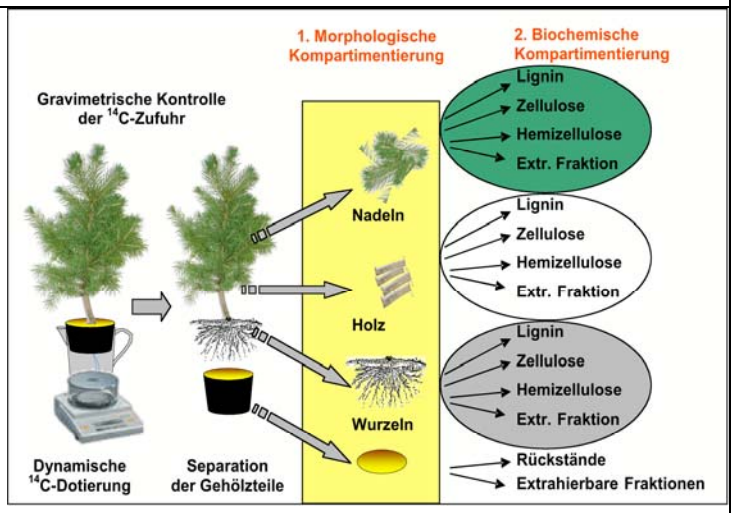
M5 Methoden zur Hydrogeologie/Geologie und Ökotoxikologie

M5.2 Ökotoxikologische Methoden — M5.2.5 Radiobilanzierung des STV-Verbleibs in Nadelgehölzen

Zielsetzung

Quantitative Ermittlung der Verbleibsorte von ^{14}C-markiertem TNT und RDX in Nadelgehölzen (Fichten, Kiefern)

Kurzbeschreibung der Methode



Unter Nutzung der Methode „STV-Toleranztests an Gehölzen und krautigen Pflanzen“ wird die Aufnahme von ^{14}C-TNT und ^{14}C-RDX in Nadelgehölzen quantifiziert. Die ^{14}C-STV werden dabei in bioverfügbar-wässriger Lösung über Dochtapplikationssysteme zugeführt. Die quantitative Kontrolle der STV-Zufuhr erfolgt gravimetrisch.

Die ^{14}C-Verteilung in den morphologischen Kompartimenten der Gehölze wird nach deren Homogenisierung mittels „Biological Oxidizer“ in Aliquoten quantifiziert (Grob-Bilanzierung).

Die Extrahierbarkeit durch organische Lösungsmittel wird mittels „Liquid Scintillation Counter“ bilanziert. Resultierende Extrakte werden durch Radio-Dünnschicht-Chromatographie charakterisiert.

Die nicht mit organischen Lösungsmitteln extrahierbaren Rückstände (NER) werden durch Aufschlussverfahren in die Hauptkomponenten Lignin-, Zellulose- und Hemizellulose-Fraktion zerlegt und somit der Verbleibsort metabolisierter bzw. festgelegter STV-Radioaktivität bestimmt („Biochemische Kompartimentierung“).

Einsatzbereich/Aufwand

Erfasste(r) Parameter:

Gesamtradioaktivität [Bq], Dünnschicht-Radio-Chromatogramme

Messmedium / Einsatzort:

Einsatzorte sind Klimakammern und Aufarbeitungslabors mit Umgangsgenehmigung für radioaktive Substanzen

Untersuchungsaufwand:

Personalaufwand ist abhängig von der Anzahl der untersuchten Gehölzarten und von der Anzahl der verwendeten ^{14}C-STV. Eine Untersuchungsserie benötigt ca. 6-8 Personen-Monate

Ergänzende Untersuchungen:

Vortests des gehölzspezifischen STV-Aufnahmepotenzials mit „kalten“ (nichtmarkierten) Substanzen.

Anforderungen an Proben

Probenvolumen, Art:

Die holzigen Proben müssen intensiv homogenisiert werden. Das Probenvolumen hängt von der im jeweiligen Gehölzkompartiment befindlichen Radioaktivität ab.

Probenlagerung:

Kurzzeitlagerung der Proben bei 5 °C im Dunklen. Langzeitlagerung bei -20 °C im Dunklen.

Anwendungsbereich und -grenzen der Methoden

Anwendungsbereich:

Nutzung für ^{14}C-Bilanzen des STV-Schicksals in Pflanzen.

Anwendungsgrenzen:

Anwendungsgrenzen werden durch die Umgangsbestimmungen für Radiochemikalien gesetzt (10 Mbq pro Versuchsansatz).

Entwicklungsstand/Anwendungsbeispiele

Praxistauglichkeit:

Praxisreif

Anbieter:

Humboldt-Universität zu Berlin in Zusammenarbeit mit den Radiolabors der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft (BBA)

Anwendung in KORA:

Projektnummer 5.6: Dendrotoleranz; 5. A1 (FKZ: 0330704).

Literatur:

Schoenmuth BW, Pestemer W 2004: Dendroremediation of Trinitrotoluene (TNT). Part 2: Fate of Radio-labelled TNT in Trees. ESPR - Environmental Science & Pollution Research 11(5), 331-339.

Weitere Hinweise unter www.dendroremediation.de/KORA.

Alternative Methoden

Keine

Ansprechpartner

B. Schönmuth; Humboldt-Universität, Fachgebiet Phytomedizin, Tel.: 030 / 8304-2354; Mobil: 0160 / 259 36 08, e-mail: berndschoenmuth@yahoo.de

Besonderheiten/Hinweise

Keine Angaben

M5 Methoden zur Hydrogeologie/Geologie und Ökotoxikologie

M5.2 Ökotoxikologische Methoden — M5.2.6 STV-Toleranztests an Gehölzen und krautigen Pflanzen

Zielsetzung

Ermittlung des artspezifischen Toleranzpotenzials von unterschiedlichen Gehölzen oder/und verschiedenen krautigen Indikatorpflanzen gegenüber STV und anderen wasserlöslichen Boden- und Wasserschadstoffen (z.B. MKW, chlororganische Verbindungen, Schwermetalle) durch Transpirationsmessungen mit dem Ziel der Auswahl von toleranten Pflanzenarten für kontaminierte Böden

Kurzbeschreibung der Methode

Die in Konzentration und Volumen definierte STV-Zufuhr zum Pflanzen/Substrat-System erfolgt über abgedunkelte Docht-Applikations-Systeme als bioverfügbare, wässrige Lösung.

Bei der Applikation werden jeweils frisch angesetzte STV-Lösungen bzw. frische, „natürlich“ kontaminierte Wässer zugeführt. Diese „dynamische“ Dotierung entspricht somit der „natürlichen“ STV-Exposition der Pflanzen über die Bodenlösung.

Die Messungen von Evapo-Transpiration des unbepflanzten Substrates und Bodens und die Evapo-Transpirationsmessungen des Pflanzen/Substrat-Systems werden gravimetrisch in Drei-Tages-Intervallen über ca. vier Wochen (bis zu 6 Monaten) durchgeführt. Als Toleranzparameter lässt sich die kumulative Transpiration der Pflanzen und die jeweils aktuelle Transpirationsgeschwindigkeit (Transpirationsrate) berechnen.

Die Massen der kumulativ zugeführten STV sind zeitnah („dynamisch“) quantifizierbar.

Einsatzbereich/Aufwand

Erfasste(r) Parameter:

Evaporation, Evapo-Transpiration, kumulative Transpiration und Transpirationsrate der Pflanzen, kumulativ zugeführte STV-Massen

Messmedium / Einsatzort:

Messmedium ist die lebende Pflanze; Einsatzorte: überdachtes Freiland, Gewächshaus, Klimakammer

Untersuchungsaufwand:

Personalaufwand ist abhängig vom Probenumfang und Versuchszeitraum.
Eine Person schafft ca. 100 Einzelmessungen in 2 Std.

Ergänzende Untersuchungen:

Wachstumsmessungen, Endpunktparameter (Frisch- und Trockenmasse des Pflanzenmaterials)
Radioanalytische Untersuchungen mit ^{14}C-markierten Verbindungen.

Anforderungen an Proben

Probenvolumen, Art:

Die Volumina der benötigten Testlösungen sind recht hoch und hängen von der Art und der Toleranz der Pflanzen und von der Art und Konzentration der Testsubstanzen ab. Mehrere Liter pro Ansatzvariante werden benötigt.

Probenlagerung:

Lagerung von kontaminierten Wässern bei 5 °C im Dunklen. Definierte STV-Lösungen werden frisch angesetzt.

Anwendungsbereich und -grenzen der Methoden

Anwendungsbereich:

Testung der Aufnahme und Transformation von definierten STV-Konzentrationen in real kontaminierten wässrigen Bodeneluaten durch Nadelgehölze;
Nutzung für ^{14}C-Bilanzen des STV-Schicksals in Pflanzen.

Anwendungsgrenzen:

Bei Toleranztestung über Wochen und Monate werden sehr große Mengen an STV benötigt (Mehrere Gramm STV pro Ansatz).

Entwicklungsstand/Anwendungsbeispiele

Praxistauglichkeit:

Praxisreif

Anbieter:

Humboldt Universität Berlin, Fachgebiet Phytomedizin; Labors mit temperatur- und licht-regulierbarer Gewächshausausstattung

Anwendung in KORA:

Projektnummer 5.6: Dendrotoleranz; 5. A1 (FKZ: 0330704).

Literatur:

SCHOENMUTH BW, PESTEMER W 2004: Dendroremediation of Trinitrotoluene (TNT). Part 2: Fate of Radio-labelled TNT in Trees. ESPR - Environmental Science & Pollution Research 11(5), 331-339.

Weitere Hinweise unter www.dendroremediation.de/KORA.

Alternative Methoden

Für Nadelgehölze: keine; für Laubgehölze und krautige Pflanzen: Wachstumsmessungen

Ansprechpartner

B. Schönmuth; Humboldt-Universiät zu Berlin, Fachgebiet Phytomedizin, Tel.: 030 / 8304-2354; Mobil: 0160 / 259
e-mail: berndschoenmuth@yahoo.de

Besonderheiten/Hinweise

Bei der Testung von Gehölzen ist vor Beginn der Toleranzmessungen eine mehrmonatige Vorkultur notwendig.

ISBN 978-3-89746-092-0