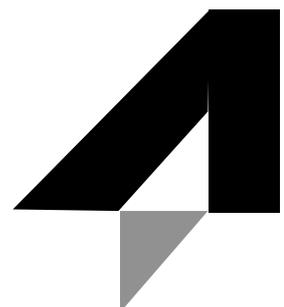


**ITVA**

# **Arbeitshilfe - H 1 - 12**

Stand Dezember 2004

## **Monitored Natural Attenuation**



**Herausgeber:**

Ingenieurtechnischer Verband Altlasten e. V. (ITVA)  
Pestalozzistraße 5 - 8  
D-13187 Berlin

Tel.: 030/48 63 82 80  
Fax: 030/48 63 87 46  
e-mail: info@itv-altlasten.de  
Internet: www.itv-altlasten.de

**Autoren dieser Arbeitshilfe:**

Dipl.-Biol. Jürgen Agarius, Dipl.-Geol. Michael Altenbockum, Dipl.-Geol. BSc. Uwe Dannwolf, Dipl.-Ing. Reiner Melzer, Dr. Jochen Michels, Dipl.-Geol. Dr. Johannes Müller, RA Nikolaus Steiner, Dipl.-Geoökol. Michaela Webert

**Mitglieder des Arbeitskreises „Monitored Natural Attenuation“ im ITVA-Fachausschuss H 1-1 „Technologien und Verfahren“ :**

Dipl.-Ing. Reiner Melzer (Leiter), Dipl.-Biol. Jürgen Agarius, Dipl.-Geol. Michael Altenbockum, Dipl.-Chem. Martin Bittens, Dipl.-Geol. BSc. Uwe Dannwolf, Dipl.-Geol. Jörg Goedicke, Dr. Thomas Held, Dipl.-Geol. Barbara Kabardin, Dipl.-Ing. Oliver Kowalski, Dipl.-Geoökol. Dr. Ute Lampe, Prof. Dr. Matthias Kästner, Dr. Jochen Michels, Dipl.-Geol. Dr. Johannes Müller, Prof. Dr. Stefan Peiffer, Prof. Dr. Wilhelm Püttmann, Dipl.-Geol. Sabine Ruwwe, PD Dr. Mario Schirmer, Dr. Klaus Schnell, RA Nikolaus Steiner, Dr. Martin Steiof, Dipl.-Ing. Ulrich Walter, Dipl.-Geoökol. Michaela Webert, Dr.-Ing. Martin Wegner, Dr. Reinhard Wienberg, Dr. Harald Willershausen.

**Mitglieder und ständige Gäste des Fachausschusses H1 "Technologien und Verfahren":**

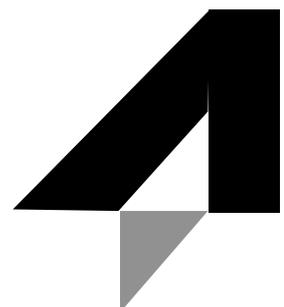
Dr.-Ing. Peter Dreschmann (Obmann), Dipl.-Geol. Michael Altenbockum, Dipl.-Ing. Martin Cornelsen, Dipl.-Geol. Dietmar H. Flache, Dr. Frank Karger, Dr.-Ing. Hans-Peter Koschitzky, Dr. Rüdiger Hotten, Dipl.-Ing. Reiner Melzer, Dr. Manfred Nerger, Dr. Ingrid Obernosterer, Dr. Gerd Rippen, Dr. Ralf Schramedei, Dr. Volker Birke, Dr. Wolfgang Haekel, Dr. E.-W. Hoffmann, Dr.-Ing. Peter Jahns, Harald Kugler, Dipl.-Ing. Holger Mergen, Dr. Christoph Olk, Prof. Dr. Dieter Uhlig

**ITVA**

# **Arbeitshilfe - H 1 - 12**

Stand Dezember 2004

## **Monitored Natural Attenuation**





## Inhaltsverzeichnis

<b>Vorbemerkungen</b>	<b>1</b>
<b>1 Zusammenfassung</b>	<b>2</b>
<b>2 Einleitung</b>	<b>3</b>
2.1 Anlass und Zielsetzung	3
2.2 Hemmnisse bei der Berücksichtigung von NA-Prozessen	4
2.3 Inhalte der Arbeitshilfe	4
<b>3 Begriffsbestimmungen</b>	<b>5</b>
3.1 Natural Attenuation (NA)	5
3.2 Monitored Natural Attenuation (MNA)	5
3.3 Enhanced Natural Attenuation (ENA)	5
<b>4 Rechtliche Rahmenbedingungen</b>	<b>6</b>
4.1 Bodenschutzrecht	6
4.1.1 Darstellung der verschiedenen Rechtsansichten	6
4.1.2 Eigene Position zur rechtlichen Einordnung und Stellenwert von NA, MNA und ENA	7
4.1.3 ENA als Sanierungsmaßnahme und als erlaubnispflichtige Gewässerbenutzung	8
4.2 Wasserrecht	9
<b>5 Das MNA-Konzept</b>	<b>11</b>
5.1 Berücksichtigung von <i>Natural Attenuation</i> -Prozessen beim nachsorgenden Boden- und Grundwasserschutz/Altlastenbearbeitung	13
5.1.1 Orientierende Untersuchung	13
5.1.2 Detailuntersuchung	15
5.1.3 Gefährdungsabschätzung	15
5.1.4 Sanierungsuntersuchung	16
5.1.5 Sanierungsplan, öffentlich-rechtlicher Vertrag	17
5.1.6 Sanierungsdurchführung/Umsetzungsphase	19
5.1.7 Nachsorge	19
5.2 Analyse der Vorgehensweise bei konventioneller Altlastenbearbeitung	20
5.2.1 Soll-Analyse	20
5.2.2 Ist-Analyse	21
5.2.3 Fazit der Soll-/Ist-Analyse	21
5.3 MNA-spezifisches Vorgehen	21
5.3.1 Allgemeines	21
5.3.2 Entscheidungskriterien	22
5.3.3 Umsetzung des MNA-Konzeptes in der Praxis	24
5.3.4 Fazit	29
5.4 Ermessen und Verhältnismäßigkeit	29
5.4.1 Allgemeines	29
5.4.2 Nutzen-Kosten-Vergleich	30
<b>6 Ausblick</b>	<b>31</b>
<b>7 Quellenverzeichnis</b>	<b>33</b>

## ANHANG

**Anhang A Beschreibung der NA-Prozesse**

**Anhang B Prognose zeitlicher und räumlicher Veränderungen**

**Anhang C Monitoring**

**Anhang D Quellenverzeichnis zu den Anhängen**



## **Arbeitshilfe - H 1 - 12**

### **Dezember 2004**

# **Monitored Natural Attenuation**

## **Vorbemerkungen**

Satzungsgemäß gehört die Erarbeitung von Regelwerken, Handlungsempfehlungen und Arbeitshilfen für das Fachgebiet "Altlasten" zu den Aufgaben des Ingenieurtechnischen Verbandes Altlasten e.V. (ITVA). Die vielfältigen Fragestellungen werden in den Fachausschüssen des Verbandes bearbeitet.

Nach vierjähriger intensiver Diskussion veröffentlichte der ITVA im Dezember 2003 den Entwurf dieser Arbeitshilfe. Die mehr als vierzig zum Teil sehr ausführlichen Stellungnahmen u.a. vom Bundesumweltministerium, vom Umweltbundesamt, von Landesministerien, Landesämtern, BUND, Akteuren des BMBF-Förderschwerpunktes KORA sowie von einer

Vielzahl von weiteren Fachleuten zeigen deutlich den Diskussionsbedarf zum Thema. Zutreffend bemerkt ein Landesamt, dass es sich hierbei um ein "spannungsgeladenes Themenfeld" handelt. Für die Unterstützung der satzungsgemäßen Arbeit des ITVA und für die vielen konstruktiven Änderungs- und Ergänzungsvorschläge danken wir an dieser Stelle ganz besonders.

Obwohl es aus Wissenschaft und Forschung fortlaufend neue Erkenntnisse gibt und noch einige rechtliche und fachtechnische Rahmenbedingungen zu klären sind, haben wir uns dazu entschlossen, eine Arbeitshilfe vorzulegen, die den Stand der beim ITVA geführten Diskussion wieder spiegelt. Weiterhin sollen Hilfestellungen bei der Erarbeitung eines MNA-Konzeptes gegeben werden.

Die Arbeitshilfe bezieht sich auf die Überprüfung und die mögliche Berücksichtigung von *Natural Attenuation*-Prozessen (NA-Prozesse) bei der Bearbeitung von Grundwasserschäden, die durch Altlasten oder schädliche Bodenveränderungen (im Folgenden wird der Einfachheit halber der Begriff Altlasten benutzt) verursacht worden sind. Da zurzeit noch zu wenig Kenntnisse über NA-Prozesse in der ungesättigten Zone vorliegen, wird dieses Thema hier nicht behandelt. Die Arbeitshilfe richtet sich an Sanierungspflichtige, Behörden und deren Berater, die sich mit der Bearbeitung von Altlasten befassen. Sie soll einen Beitrag zur Berücksichtigung von NA-Prozessen bei der Altlastenbearbeitung liefern und aufzeigen, dass die Nutzung von NA-Prozessen – dort, wo sie im Einklang mit den gesetzlichen Zielen steht – in der Altlastenbearbeitung verstärkt Akzeptanz auch im behördlichen Vollzug findet.

Derzeit laufende Forschungsvorhaben (z.B. BMBF-Förderschwerpunkt KORA, Bayerisches Forschungsverbundvorhaben "Nachhaltige Altlastenbewältigung unter Einbeziehung des Natürlichen Reinigungsvermögens", einzelne Forschungsprojekte in verschiedenen anderen Bundesländern) werden nach deren Abschluss neuere Kenntnisse erbringen, die in die Fortschreibung der Arbeitshilfe bzw. weitere zu erarbeitende Arbeitshilfen einfließen. Die Anwendung der Arbeitshilfe steht jedermann frei. Rechtliche Ansprü-

che aus der Anwendung ergeben sich nicht.

## 1 Zusammenfassung

Neben Begriffsbestimmungen zu *Natural Attenuation* (NA), *Monitored Natural Attenuation* (MNA) und *Enhanced Natural Attenuation* (ENA) wird der Diskussionsstand in Deutschland zusammengefasst und darauf aufbauend eine erste rechtliche Einordnung aus Sicht der Autoren dieser Arbeitshilfe vorgenommen.

Nach der Vorstellung eines MNA-Konzeptes, welches die ganzheitliche und prozessorientierte Betrachtungsweise des Verhaltens von Schadstoffen in der gesättigten Zone beschreibt, stellen einzelne Kapitel die Einordnung von NA-Prozessen in die systematische Altlastenbearbeitung dar.

Ein wesentlicher Teil der Arbeitshilfe beschäftigt sich mit der Darstellung des MNA-Konzeptes. Hier werden Entscheidungskriterien zusammengestellt und erläutert, die bei der Umsetzung von MNA eine wichtige Grundlage bilden. Ein mehrphasiges Erkundungsprogramm, das den Kenntnisstand zu NA-Prozessen sukzessive verdichtet, rundet die Arbeitshilfe zur Vorgehensweise in der Praxis ab.

Für eine Entscheidung zur Umsetzung von MNA sowie für die behördliche Zustim-

mung kommt der Verhältnismäßigkeitsprüfung eine besondere Bedeutung zu. Hierzu gehören unter anderem ein Variantenvergleich und eine Kosten-Nutzen-Betrachtung.

Derzeit bekannte und publizierte Grundlagen für das Prozessverständnis und die Erkundung der NA-Prozesse sind in einem umfangreichen Anhang zusammengestellt. Zusätzlich zur Erläuterung der Einzelprozesse (biologischer Abbau, Sorption usw.) werden Einflussfaktoren aufgeführt und in einem Kommentar Hinweise zu den derzeit verfügbaren Untersuchungsmethoden gegeben. Weiterhin werden Hilfestellungen zur Prognose durch Modellierung des Schadstoffverhaltens in der gesättigten Zone aufgezeigt. Abgerundet wird die Arbeitshilfe durch ein Kapitel zum begleitenden Monitoring im Sinne von MNA, mit dessen Hilfe der Verlauf der Schadstoffentwicklung überwacht und eine Überprüfung und Validierung der Prognose durchgeführt werden soll.

Da derzeit auf Bundes- und Länderebene umfangreiche Forschungsaktivitäten zu *Natural Attenuation* stattfinden, spiegelt die in der Arbeitshilfe dargestellte Vorgehensweise – auch im Hinblick auf die zur Verfügung stehenden Untersuchungsmethoden – den derzeitigen Kenntnisstand des ITVA wider. Aufgrund zukünftiger Erfahrungen aus Praxis und Forschung kann daher in einigen Jahren eine Fortschreibung sinnvoll sein.

## 2 Einleitung

### 2.1 Anlass und Zielsetzung

In den USA wird bereits seit über 20 Jahren auf dem Themengebiet von "Natural Attenuation" (NA) geforscht. Auch finden sich in der deutschen Literatur bereits in den 50-er Jahren Hinweise, die auf das Phänomen "Natural Attenuation" aufmerksam machen. Inzwischen sind in Deutschland umfangreiche Forschungsprojekte gestartet worden (z.B. der BMBF-Förderschwerpunkt "KORA - Kontrollierter natürlicher Rückhalt und Abbau von Schadstoffen bei der Sanierung kontaminierter Grundwässer und Böden" [1], das Bayerische Forschungsverbundvorhaben "Nachhaltige Altlastenbewältigung unter Einbeziehung des Natürlichen Reinigungsvermögens" [2], Forschungsaktivitäten in Baden-Württemberg und anderen Bundesländern), die den im Untergrund stattfindenden Prozessen nachgehen. Die Berücksichtigung von natürlichen im Untergrund ablaufenden schadstoffmindernden Prozessen (Natural Attenuation (NA)-Prozesse) bei der Sanierung von Altlasten und Schadensfällen wird dort bereits in vielen Fällen vorgenommen. In Deutschland wird die Berücksichtigung von NA-Prozessen derzeit intensiv diskutiert, was bei den zuständigen Behörden bereits zu einer Vielzahl von Anfragen führte.

Die aktuelle Diskussion um "Natural Attenuation" und das derzeitige Fehlen ent-

sprechender Grundlagen insbesondere hinsichtlich der Erfassung und Beurteilung von NA-Prozessen sowie deren Berücksichtigung in der Altlastenbearbeitung zeigt die Dringlichkeit, das Thema in Form einer Arbeitshilfe aufzugreifen und die Notwendigkeit, entsprechende Hilfestellungen bereitzustellen. Um vorhandene Hemmnisse bei der Umsetzung abzubauen, sind eine Erweiterung des Kenntnisstandes und die Einführung einer systematischen Vorgehensweise erforderlich.

Die vorliegende ITVA-Arbeitshilfe "Monitored Natural Attenuation" (MNA) richtet sich an Sanierungspflichtige, Behörden und deren Berater, die sich mit der Bearbeitung von Altlasten und Schadensfällen befassen. Sie soll einen Beitrag zur Implementierung von NA-Prozessen in der Altlastenbearbeitung sowie zum Abbau vorhandener Hemmnisse leisten und Hilfestellungen für die Umsetzung als Alternative oder Ergänzung zu konventionellen Sanierungsmaßnahmen geben.

## 2.2 Hemmnisse bei der Berücksichtigung von NA-Prozessen

Die Berücksichtigung von NA-Prozessen bei der praktischen Altlastenbearbeitung erfolgt derzeit nur vereinzelt, wofür oftmals Verständnis- und Akzeptanzprobleme verantwortlich sind. Primäre Ursachen oder Probleme können sein:

- Unklarheiten bei der Definition von Natural Attenuation, Monitored Natu-

ral Attenuation und Enhanced Natural Attenuation (ENA),

- unterschiedliche Einstufung von (M)NA als Prozess, Standortgegebenheit, Untersuchungsmaßnahme, Sanierungsmaßnahme oder als Schutz- und Beschränkungsmaßnahme,
- unterschiedliche Interpretation der Rechtslage insbesondere hinsichtlich des BBodSchG [3], WHG [4] und der EG-WRRL [5] sowie der zukünftigen Haftung des Sanierungsverpflichteten bei Nichterreichen der vorgesehenen Sanierungsziele ("Restrisiko", falls Eingreifmaßnahmen erforderlich werden),
- der in Veröffentlichungen dargestellte Stand der Wissenschaft und Forschung von (M)NA, der – weil nicht Stand der Technik – einen Einsatz in öffentlichen Bereichen weitgehend ausschließt,
- fehlende Bewertungsmaßstäbe hinsichtlich Kosten und Nutzen,
- Unsicherheiten bei der Umsetzung von MNA stellen eine mögliche Blockade von Folgenutzungsentscheidungen dar.

## 2.3 Inhalte der Arbeitshilfe

Neben der Darstellung der rechtlichen Rahmenbedingungen in Deutschland und Begriffsdefinitionen werden anhand der

verschiedenen Stufen der Altlasten- und Schadensfallbearbeitung Hinweise zu einer möglichen Berücksichtigung von NA-Prozessen und eine Empfehlung zum Vorgehen gegeben.

Im umfangreichen Anhang werden die im Untergrund stattfindenden Prozesse auf Grundlage des derzeitigen Kenntnisstandes erläutert, Hinweise zu Messmethoden gegeben und mittels Kommentar auf die Eignung der Methoden eingegangen. Zu den Möglichkeiten der Prognose des zukünftigen Schadstoffverhaltens und des Monitorings geben weitere Kapitel konkrete Hilfestellungen für die Umsetzung.

### 3 Begriffsbestimmungen

#### 3.1 Natural Attenuation (NA)

In Anlehnung an die OSWER Directive 9200.4-17P der US EPA [6] werden in dieser Arbeitshilfe unter dem Begriff **Natural Attenuation (NA)** verschiedene physikalische, chemische und biologische Prozesse verstanden, die ohne menschlichen Eingriff wirken und unter bestimmten Bedingungen zur Reduktion von Masse, Toxizität, Mobilität, Volumen und Konzentration von Schadstoffen im Boden und Grundwasser führen. Zu diesen Prozessen gehören:

- biologischer Abbau (Mineralisierung, Humifizierung, cometabolischer Abbau),

- Fällung,
- physiko-chemische Zersetzung (z.B. radioaktiver Zerfall, Oxidation an Eisen),
- Sorption (z.B. Adsorption, Absorption),
- Verdünnung (Dispersion, Diffusion),
- Verflüchtigung (Verdunstung, Sublimation).

Diese NA-Prozesse führen u.a. zur Festlegung, Zerstörung oder Transformation von Schadstoffen. Die Bedeutung der nichtdestruktiven Prozesse (Sorption, Verdünnung, Verflüchtigung) bei der Akzeptanz von MNA wird in Kap. 5.3.2 diskutiert.

#### 3.2 Monitored Natural Attenuation (MNA)

**Monitored Natural Attenuation (MNA)** steht für die Überwachung von NA-Prozessen durch zeitlich gestaffelte Untersuchungen und Überprüfung der Prognose. Die Untersuchung der NA-Prozesse und das Aufstellen der Prognose zum Schadstoffverhalten gehört nach unserem Verständnis nicht zu MNA, sondern geht dem Monitoring voraus.

#### 3.3 Enhanced Natural Attenuation (ENA)

**Enhanced Natural Attenuation (ENA)** ist die Stimulierung oder Initiierung von natür-

lich ablaufenden Prozessen durch das Einbringen von Substanzen in den Untergrund unter Nutzung naturgegebener Reaktionsräume. ENA ist ein *In-situ*-Sanierungsverfahren bei dem die NA-Prozesse im Untergrund unterstützt werden.

Unter *In-situ*-Sanierungsverfahren werden entsprechend des Altlasten-ABC von 1992, (Seite 34 in [7]) solche Verfahren verstanden, mit deren Hilfe die im Untergrund befindlichen, umweltgefährdenden Stoffe ohne ein Bewegen von Bodenmassen auf physikalischem, chemischem oder biologischem Wege behandelt werden, um sie aus dem Boden zu entfernen, in unschädliche Stoffe umzuwandeln oder an einer Ausbreitung zu hindern.

## 4 Rechtliche Rahmenbedingungen

### 4.1 Bodenschutzrecht

#### 4.1.1 Darstellung der verschiedenen Rechtsansichten

Seit einigen Jahren wird auch in Deutschland aus ingenieurtechnischer, naturwissenschaftlicher, behördlicher und umweltrechtlicher Sicht intensiv und kontrovers darüber diskutiert, wie NA, MNA und ENA in die Begrifflichkeiten des seit dem 01.03.1999 geltenden Bundes-Bodenschutzgesetzes (BBodSchG) einzuordnen sind, wobei in der bisher veröffentlichten Diskussion nicht immer konsequent zwi-

schen NA und MNA unterschieden wird. Die Ausführungen in Kap. 3 zeigen jedoch, dass eine Differenzierung notwendig ist, um sachgerechte Einstufungen vornehmen zu können.

Nachfolgend werden einige der bislang veröffentlichten Rechtsansichten dargestellt.

- Zum einen wird die Meinung vertreten, dass NA bzw. MNA als Sanierungsmaßnahme im Sinne von § 2 Abs. 7 Nr. 1 BBodSchG, und zwar als Dekontaminationsmaßnahme eingestuft werden müsse [8, 9, 10, 11, 12]. Zur Begründung wird angeführt, dass es keinen Unterschied machen könne, ob natürliche Schadstoffabbauprozesse genutzt würden oder ob die Beseitigung oder Verminderung der Schadstoffe durch Sanierungsmaßnahmen erreicht werde. Auch wird argumentiert, dass als Maßnahme im Sinne von MNA nicht der technische oder naturwissenschaftliche Vorgang, sondern der administrative Ordnungsrahmen zu verstehen sei [13].
- Zum anderen wird die Ansicht vertreten, NA bzw. MNA sei als Schutz- und Beschränkungsmaßnahme i.S.v. § 2 Abs. 8 BBodSchG zu qualifizieren [14, 34], die gemäß § 4 Abs. 3 Satz 3 BBodSchG dann von dem Sanierungspflichtigen er-

satzweise durchgeführt werden dürfen, wenn Sanierungsmaßnahmen nicht möglich oder für den Pflichtigen unzumutbar sind.

- Den erstgenannten Meinungen wird überwiegend entgegengehalten, dass Sanierungs- oder Schutz- und Beschränkungsmaßnahmen i.S.v. § 2 Abs. 7 und Abs. 8 BBodSchG immer mit einem aktiven menschlichen Tun bzw. einem technischen Verfahren verbunden sein müssen. Unter NA seien ausschließlich natürliche Untergrundprozesse zu verstehen, die auch ohne menschliches Tun stattfinden [14, 15, 16, 17, 18]. Auch MNA könne nicht als Sanierung eingestuft werden. Zwar würden Maßnahmen (Untersuchungen, Prognosen, Beurteilungen) durchgeführt, welche die natürlichen Selbstreinigungskräfte sichtbar machen sollen. Das Monitoring bewirke jedoch nicht wie ein technisches Sanierungsverfahren den Sanierungserfolg, sondern mache die NA-Prozesse lediglich sichtbar. Daher müsse MNA im bodenschutzrechtlichen Sinne als Untersuchungsmaßnahme gemäß § 15 Abs. 2 BBodSchG eingestuft werden [19].
- Im übrigen wird vertreten, dass die natürlich stattfindenden Untergrundprozesse bei den verschie-

denen Phasen der Altlastenbearbeitung zu berücksichtigen seien [17]. Soweit ein Monitoring die Prozesse überwache und kontrolliere, könne MNA als Bestandteil der Gefährdungsabschätzung angesehen werden [14].

#### **4.1.2 Eigene Position zur rechtlichen Einordnung und Stellenwert von NA, MNA und ENA**

NA, MNA, oder auch ENA sind weder in den geltenden Bodenschutz- und Wassergesetzen des Bundes und der Länder noch in den untergesetzlichen Regelwerken definiert. Daher ist es nicht verwunderlich, dass bei Sanierungspflichtigen, Gutachtern sowie Bodenschutz- und Wasserbehörden große Rechtsunsicherheit über die Einordnung und Implementierung von NA und MNA besteht.

##### **4.1.2.1 NA als Standortgegebenheit**

NA ist die Summe der im Untergrund stattfindenden physikalischen, chemischen oder biologischen Prozesse, die ohne menschliches Zutun zur Reduktion von Masse, Toxizität, Mobilität, des Volumens oder der Konzentrationen von Schadstoffen im Boden und Grundwasser führen. Eine Einstufung dieser natürlichen Prozesse als Sanierungsmaßnahme muss im Sinne der in Kap. 3 vorgenommenen Begriffsbestimmungen ausscheiden, weil unter Sanierung von Altlasten die Durchführung von administrativen und technischen

Maßnahmen verstanden wird [20]. Der Gesetzgeber ist offenbar auch von diesem Verständnis ausgegangen, da er in § 2 Abs. 7 BBodSchG den Begriff der Sanierung als Maßnahme definiert und Dekontaminationsmaßnahmen gemäß § 5 Abs. 1 Satz 1 BBodSchV dahingehend konkretisiert hat, dass hierunter technisch durchführbare Verfahren zu verstehen sind, deren praktische Eignung zur umweltverträglichen Beseitigung oder Verminderung von Schadstoffen gesichert ist.

Bei NA handelt es sich jedoch weder um ein technisches Verfahren noch um eine administrative Maßnahme. Die Autoren der Arbeitshilfe vertreten daher die Ansicht, dass es sich bei NA weder um eine Sanierung nach § 2 Abs. 7 BBodSchG noch um Schutz- und Beschränkungsmaßnahmen im Sinne von § 2 Abs. 8 BBodSchG handelt. NA ist als natürlicher Untergrundprozess vielmehr eine Standortgegebenheit, die auf den jeweiligen Stufen der Altlastenbearbeitung (Erkundung, Gefährdungsabschätzung, Sanierungsuntersuchung, Sanierung, Nachsorge) genauso zu berücksichtigen ist wie sonstige Standortgegebenheiten und –verhältnisse [35].

#### **4.1.2.2 MNA als Maßnahme**

MNA dient der Überwachung von NA und der Beweissicherung zur Beantwortung der Frage, ob der prognostizierte Rückhalt und Abbau von Schadstoffen auch eintritt.

Das MNA-Konzept (s. Kap. 5) beinhaltet Untersuchungen, die im Rahmen der Detailuntersuchung, der Gefährdungsabschätzung, der Festlegung von Sanierungsmaßnahmen und -zielen, der Sanierungsplanung und der Aufstellung eines Sanierungsplanes sowie bei der Nachsorge Berücksichtigung finden können. Insofern besteht ein MNA-Konzept aus einem Bündel von Maßnahmen und unterliegt in der Regel einer behördlichen Überwachung. Anders als bei NA-Prozessen fehlt es bei einem MNA-Konzept nicht an technischen oder administrativen Maßnahmen. Wegen der noch nicht abgeschlossenen juristischen Debatte überlassen es die Autoren dieser Arbeitshilfe jedoch der weiteren Diskussion, ob MNA rechtlich als Sanierungs-, als Schutz- und Beschränkungs- oder als Überwachungsmaßnahme einzustufen ist.

Unabhängig davon, ob MNA in der einen oder anderen Weise qualifiziert wird, ist es für den Vollzug aber unabdingbar, Entscheidungskriterien (s. Kap. 5.3.2) zu formulieren, um NA-Prozesse im Rahmen eines MNA-Konzeptes berücksichtigen zu können.

#### **4.1.2.3 ENA als Sanierungsmaßnahme und als erlaubnispflichtige Gewässerbenutzung**

Bei ENA wird aktiv in die natürlich stattfindenden Untergrundprozesse mit dem Ziel

eingegriffen, die Schadstoffe im Boden zu fixieren oder die natürlichen Abbauprozesse zu verstärken. Insoweit ist ENA als Sanierungsmaßnahme im Sinne von § 2 Abs. 7 BBodSchG zu qualifizieren.

Da zur Initiierung und Stimulierung von NA in der Regel Stoffe in den gesättigten Bereich eingebracht werden, handelt es sich um eine gemäß § 7 Wasserhaushaltsgesetz (WHG) erlaubnispflichtige Gewässerbenutzung, da § 3 Abs. 1 Nr. 5 WHG das Einleiten von Stoffen in das Grundwasser als Gewässerbenutzung im Sinne des WHG definiert.

Eine erlaubnispflichtige Gewässerbenutzung liegt ebenfalls vor, wenn Stoffe in den ungesättigten Bereich eingebracht werden und das Einbringen im Sinne von § 3 Abs. 2 Nr. 2 WHG geeignet ist, dauernd oder in einem nicht nur unerheblichen Ausmaß schädliche Veränderungen der physikalischen, chemischen oder biologischen Beschaffenheit des Wassers herbeizuführen. Ob dies der Fall ist, muss in jedem Einzelfall geprüft werden.

## 4.2 Wasserrecht

Nach den bisherigen Erfahrungen kommt die Berücksichtigung von NA-Prozessen vor allem bei Grundwasserschäden, d.h. insbesondere bei Schadstoffahnen im Grundwasser in Betracht. Insoweit stellt sich die Frage, ob das geltende Wasserrecht dies zulässt oder ob bei Grundwas-

erschäden in jedem Fall Sanierungsmaßnahmen durchgeführt werden müssen.

Zunächst kann festgestellt werden, dass im Wasserrecht – anders als im Bodenschutzrecht – die Begriffe Sanierung, Sanierungspflicht, Schutz- und Beschränkungsmaßnahmen etc. weder definiert noch überhaupt erwähnt werden. Bei der Bewältigung von Grundwasserschäden, die von schädlichen Bodenveränderungen oder Altlasten hervorgerufen werden, sind diese Begriffe jedoch bodenschutzrechtlich determiniert, so dass sich das „Ob“ der Sanierung eines Grundwasserschadens gemäß § 4 Abs. 3 BBodSchG nach dem Bodenschutzrecht richtet. Insoweit kann es auch nur einen einheitlichen Sanierungsbegriff geben, und zwar unabhängig davon, ob eine Sanierungsmaßnahme die ungesättigte oder die gesättigte Zone betrifft.

Im Hinblick auf die bei der Sanierung von altlastenbedingten Gewässerverunreinigungen zu erfüllenden Anforderungen verweist § 4 Abs. 4 Satz 3 BBodSchG zwar auf das Wasserrecht. Weder im WHG noch in den Landeswassergesetzen finden sich jedoch konkrete Anforderungen oder gesetzliche und damit verbindliche Werte. Bei den auf das Grundwasser bezogenen Werten der BBodSchV handelt es sich lediglich um Sickerwasserprüfwerte, die nicht als Grundwasserwerte

missverstanden werden dürfen [21]. Auch wenn in der Vollzugspraxis sog. Geringfügigkeitsschwellenwerte der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) eine immer größere Rolle spielen, so muss gleichwohl festgestellt werden, dass es sich im Rechtssinne hierbei weder um allgemein verbindliche noch um Sanierungs- oder Eingriffsschwellen handelt, da die Geringfügigkeitsschwellenwerte gesetzlich nicht begründet sind.

Das deutsche Wasserrecht konzentriert sich in seinem traditionellen Zuschnitt auf den vorsorgenden Gewässerschutz und eröffnet den zuständigen Wasserbehörden ein weites Bewirtschaftungsermessen [21]. Liegt beispielsweise ein Grundwasserschaden oder eine Gefahr für das Grundwasser vor, so steht das Weitere im Ermessen der Behörde. Dies bezieht sich sowohl auf den Entschluss zur Durchführung von Maßnahmen (Entscheidungsermessen) als auch auf die Bestimmung der Sanierungsziele und die Auswahl einer bestimmten Maßnahme (Auswahlermessen).

Die EG-Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG vom 23.10.2000 und die noch zu erlassende Grundwasserrichtlinie verfolgen einen großräumigen Bewirtschaftungsansatz im Hinblick auf Flussgebietseinheiten und Grundwasserkörper. Beim Grundwasserschutz wird gleichzeitig dem Gedanken eines nachsorgenden Grund-

wasserschutzes etwas stärker Rechnung getragen und werden den Wasserbehörden abgestufte Bewirtschaftungsziele vorgegeben. Art. 4 Abs. 1 lit. b) EG-WRRL, der im Jahre 2002 durch Novellierung des § 33 a) WHG in das deutsche Wasserrecht transformiert worden ist, verpflichtet die Mitgliedsstaaten der EU und demnach die nationalen Wasserbehörden u.a. dazu, folgende auf das Grundwasser bezogenen Umweltziele zu erreichen:

- Ergreifung von Maßnahmen, um eine Verschlechterung des Zustandes der Grundwasserkörper zu verhindern,
- Schutz, Verbesserung und Sanierung der Grundwasserkörper mit dem Ziel, bis zum Jahre 2015 bzw. spätestens bis zum Jahre 2027 einen guten mengenmäßigen und chemischen Zustand des Grundwassers zu erreichen,
- Umkehr aller signifikanten Trends einer Steigerung der Konzentration von Schadstoffen, um die Verschmutzung des Grundwassers schrittweise zu reduzieren.

Da das EU-Wasserrecht einen großräumigen Bewirtschaftungsansatz verfolgt, beziehen sich die vorgenannten Ziele auf Grundwasserkörper und gelten nicht unmittelbar für sog. Punktquellen, d.h. für Altlasten. Ob und welche mittelbaren Auswirkungen sich möglicherweise aus der Konkretisierung der Bewirtschaftungs-

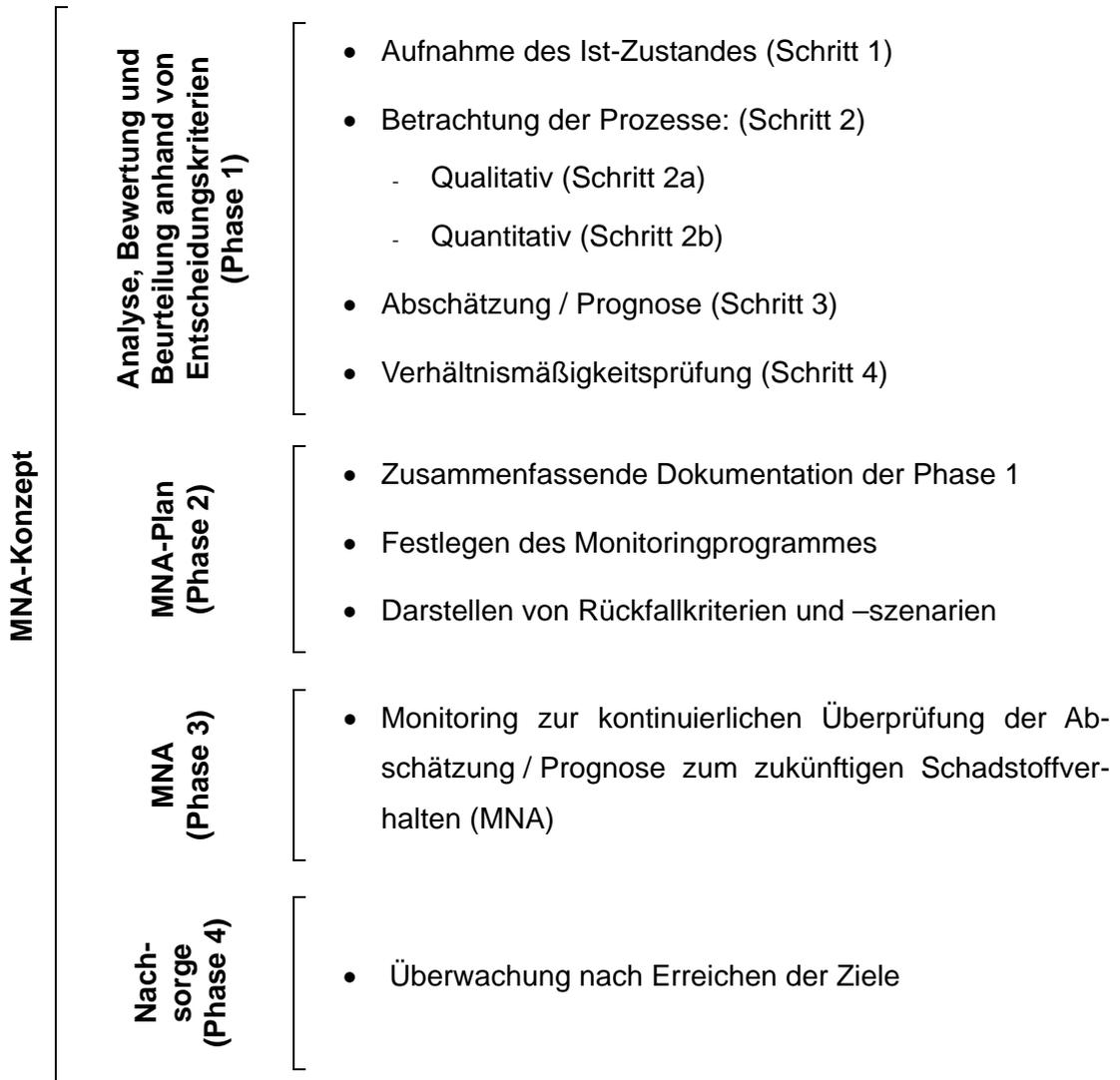
ziele in den für jeden Grundwasserkörper bis zum Jahre 2009 aufzustellenden Maßnahmenprogrammen und Bewirtschaftungsplänen ergeben werden, kann zurzeit noch nicht beurteilt werden.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass weder das deutsche Wasserrecht noch die wasserrechtlichen Vorgaben der EU die Berücksichtigung von NA-Prozessen ausschließen.

## **5 Das MNA-Konzept**

Unter einem MNA-Konzept werden in dieser Arbeitshilfe die Arbeitsschritte verstanden, die im Rahmen der einzelnen Phasen der Standortuntersuchung über die Planung bis zum Erreichen des vereinbarten Zieles mit Blick auf die Berücksichtigung von NA erforderlich sind.

Das Konzept, das darauf abzielt, eine umfassende Vorstellung des Transportverhaltens und der Schadstoffminderungsprozesse zu erlangen, kann wie folgt gegliedert werden:



Nach einer Analyse, Bewertung und Beurteilung der vorhandenen NA-Prozesse anhand von Entscheidungskriterien sollte ein MNA-Plan aufgestellt werden, der ggf. unter Einbeziehung von Sanierungsmaßnahmen auch Bestandteil eines Sanierungsplanes sein kann. Rechtssicherheit für den Pflichtigen und die Behörde lässt sich dadurch erreichen, dass das Vorgehen am Standort z.B. in Form eines öffentlich-rechtlichen Vertrages geregelt wird. Anschließend wird das Monitoring zur Überprüfung der Abschätzung/Prognose durchgeführt (MNA). Nach Erreichen der vereinbarten Ziele schließt sich die Nachsorge an, die analog wie die Nachsorge zur Sanierungsmaßnahmen durchgeführt wird, in dem die Ziele nachhaltig kontrolliert werden.

## **5.1 Berücksichtigung von *Natural Attenuation*-Prozessen beim nachsorgenden Boden- und Grundwasserschutz/Altlastenbearbeitung**

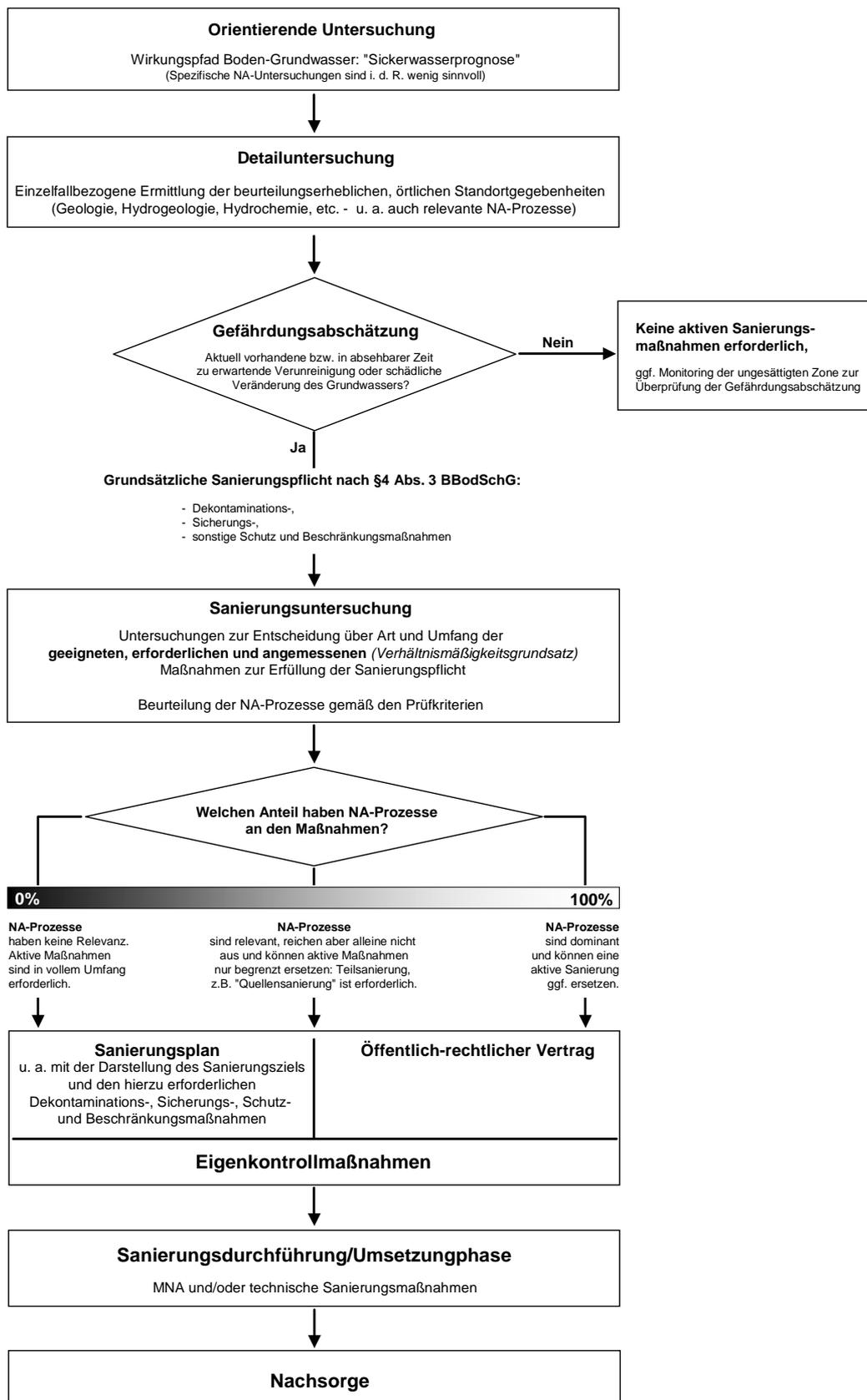
Die nachfolgenden Ausführungen sollen zeigen, ob und in welcher Weise NA-Prozesse auf den verschiedenen Stufen der Altlastenbearbeitung Berücksichtigung finden können bzw. sollen (s. Abb. 5-1).

Üblicherweise gliedert sich die Altlastenbearbeitung nach BBodSchG / BBodSchV in folgende Stufen, wobei die jeweiligen Stufen auch ineinander übergehen oder übersprungen werden können:

- Orientierende Untersuchung
- Detailuntersuchung
- Gefährdungsabschätzung
- Sanierungsuntersuchung
- Sanierungsplan
- Sanierungsdurchführung / Umsetzungsphase
- Nachsorge

### **5.1.1 Orientierende Untersuchung**

Sobald der zuständigen Behörde Anhaltspunkte für das Vorliegen einer schädlichen Bodenveränderung oder Altlast vorliegen, soll sie gemäß § 9 Abs. 1 BBodSchG die zur Ermittlung des Sachverhalts geeigneten Maßnahmen ergreifen. Hierzu zählen Untersuchungen insbesondere zur Art und Konzentration der Schadstoffe und der Möglichkeit ihrer Ausbreitung in die Umwelt. Diese Untersuchungen werden als orientierende Untersuchungen bezeichnet und sind in § 3 Abs. 3 BBodSchV i.V.m. Ziff. 1.1 des Anhangs 1 der BBodSchV näher beschrieben. Die Kosten für die orientierenden Untersuchungen hat von Gesetzes wegen die zuständige Behörde zu tragen, was sich im Umkehrschluss aus § 24 Abs. 1 Satz 1 BBodSchG ergibt.



**Abb. 5-1: Berücksichtigung von Natural Attenuation-Prozessen beim nachsorgenden Boden- und Grundwasserschutz/ Altlastenbearbeitung**

Die orientierende Untersuchung dient zum einen dazu, den Sachverhalt weiter zu ermitteln und zum anderen dazu, mittels örtlicher Untersuchungen zu erkunden, ob ein Anfangsverdacht ausgeräumt werden kann oder ein hinreichender Altlastenverdacht festgestellt wird, an den sich die Detailuntersuchung anschließt. Da Untersuchungen zum Nachweis der Wirksamkeit von NA-Prozessen in der Regel viel Zeit erfordern und einen hohen Untersuchungsaufwand mit sich bringen, erscheint es nicht sachgerecht, dass bereits bei der orientierenden Untersuchung NA-Prozesse mit untersucht werden.

### **5.1.2 Detailuntersuchung**

Die sich an die orientierende Untersuchung anschließende Detailuntersuchung wird in § 9 Abs. 2 BBodSchG angesprochen und ist in § 3 Abs. 3 BBodSchV i.V.m. Ziff. 1.2 des Anhangs 1 näher konkretisiert. Die Detailuntersuchung dient vorrangig dazu festzustellen, ob sich aufgrund von Schadstoffanreicherungen Gefahren für den Einzelnen oder die Allgemeinheit, also z.B. auch für das Grundwasser ergeben. § 24 Abs. 1 Satz 1 BBodSchG regelt die Kostenverteilung.

Da nach der Detailuntersuchung bereits umfangreiche Erkenntnisse über Art und Umfang der Kontamination und eventuelle Gefahren vorliegen sollen, spricht vieles dafür, in dieser Stufe der Altlastenbearbeitung in geeigneten Fällen die NA-Po-

tenziale mit in den Untersuchungsumfang einzubeziehen. Einen Anhaltspunkt hierfür bietet auch der Text des Anhangs 1 der BBodSchV. In Ziff. 3.3 wird das Verfahren zur Abschätzung des Stoffeintrags aus einer Altlastverdachtsfläche in das Grundwasser näher beschrieben und ausgeführt, dass hierbei insbesondere auch die NA-Prozesse in der ungesättigten Zone zu berücksichtigen sind. Maßgebend hierfür sind u.a. die Mobilität und die Abbaubarkeit der in der ungesättigten Zone festgestellten Schadstoffe. Insoweit drängt es sich auf, dass dann, wenn ein relevantes Schadstoffminderungspotenzial anzunehmen ist, in die Untersuchungen auch die NA-Prozesse einbezogen werden sollen.

### **5.1.3 Gefährdungsabschätzung**

Auf der Grundlage der Erkenntnisse der orientierenden Untersuchung und der Detailuntersuchung hat die zuständige Behörde zu bewerten, ob und welche Gefahren für den Einzelnen oder für die Allgemeinheit bestehen. Dieser als Gefährdungsabschätzung bezeichnete Schritt ist ureigenste Aufgabe der Behörde, die ihre Bewertung in der Regel auf der Grundlage von Untersuchungsberichten und gutachterlichen Stellungnahmen vornehmen wird.

Im Rahmen der Gefährdungsabschätzung muss geprüft werden, ob von dem betreffenden Standort eine Gefahr für ein Schutzgut, beispielsweise für das Grundwasser ausgeht. Nach allgemeinem Ver-

ständnis ist unter einer Gefahr eine konkrete Sachlage zu verstehen, die bei ungehindertem Geschehensablauf mit hinreichender Wahrscheinlichkeit zu einem Schaden für ein Schutzgut, z.B. für den Menschen oder für das Grundwasser führt. Was die zeitliche Dimension betrifft, so reicht es aus, dass irgendwann, möglicherweise auch erst nach Jahren oder Jahrzehnten, mit dem Schadenseintritt zu rechnen ist. Dieser Zeitraum muss allerdings überschaubar sein. Wann dies noch der Fall ist, hängt vom Einzelfall ab.

Wenn die orientierende Untersuchung oder die Detailuntersuchung ergeben haben, dass die jeweiligen Prüfwerte des Anhang 2 der BBodSchV unterschritten werden, ist gemäß § 4 Abs. 2 BBodSchV der Verdacht einer Altlast oder schädlichen Bodenveränderung insoweit ausgeräumt. Im umgekehrten Fall steht bei einem Überschreiten eines Prüfwertes noch nicht endgültig fest, ob tatsächlich eine Altlast oder schädliche Bodenveränderung vorliegt. In diesem Fall muss der Gefahrenverdacht durch weitergehende Untersuchungen geklärt werden. Sofern für den an einem konkreten Standort relevanten Schadstoff kein Prüfwert im Anhang der BBodSchV angegeben ist, sind für die Bewertung der von der Verdachtsfläche ausgehenden Gefahren gemäß § 4 Abs. 5 BBodSchV die zur Ableitung der Prüf- und Maßnahmenwerte festgelegten Methoden und Maßstäbe heranzuziehen. Diese sind für den Pfad Boden-Mensch und Boden-

Pflanze im Bundesanzeiger Nr. 161a vom 28.08.1999 veröffentlicht. Im Bezug auf den Pfad Boden-Grundwasser wird z.B. auf [36] verwiesen.

Ergeben die Untersuchungen, dass eine Gefahr oder sogar ein Schaden vorliegt, so ist der nach § 4 Abs. 3 und 6 BBodSchG Verantwortliche grundsätzlich dazu verpflichtet, die Altlast und die hierdurch verursachten Gewässerverunreinigungen so zu sanieren, dass dauerhaft keine Gefahren, erheblichen Nachteile oder erheblichen Belästigungen für den Einzelnen oder die Allgemeinheit entstehen. Gemäß § 10 Abs. 1 BBodSchG kann die zuständige Behörde die hierzu notwendigen Maßnahmen anordnen. Dies bedeutet, dass es im Ermessen der Behörde steht zu entscheiden, ob und in welcher Weise der Verantwortliche seiner Sanierungsverpflichtung nachkommt.

Die Berücksichtigung von NA-Prozessen in dieser Phase der Altlastenbearbeitung ist sinnvoll, sofern entsprechende Erkenntnisse vorliegen. In der Regel wird das NA-Potenzial jedoch erst bei einem Variantenvergleich mit Sanierungsmaßnahmen im Rahmen einer Sanierungsuntersuchung beurteilt werden.

#### **5.1.4 Sanierungsuntersuchung**

Im Rahmen der Prüfung, ob und welche Maßnahmen zur Gefahrenabwehr erforderlich sind, muss die Behörde den allgemein gültigen Verhältnismäßigkeitsgrund-

satz beachten. Hiernach müssen die angeordneten Maßnahmen geeignet, erforderlich und angemessen sein. Ob und wann dies der Fall ist, muss im Rahmen der Sanierungsuntersuchung nach § 13 BBodSchG näher geprüft werden. Dass die Verhältnismäßigkeitsprüfung ein Bestandteil der Sanierungsuntersuchung ist, kommt auch in Anhang 3 der BBodSchV zum Ausdruck. In Ziff. 1 von Anhang 3 heißt es, dass mit den Sanierungsuntersuchungen bei Altlasten die zur Erfüllung der Sanierungspflichten geeigneten, erforderlichen und angemessenen Maßnahmen zu ermitteln sind.

Im Rahmen der Sanierungsuntersuchung sollten neben den in Ziff. 1 von Anhang 3 der BBodSchV genannten Prüfungspunkten im Hinblick auf die NA-Prozesse insbesondere folgende Fragen näher untersucht werden:

- Welche Sanierungsmaßnahmen sind zur Gefahrenabwehr geeignet und welche Zeitdauer und welcher finanzielle Aufwand sind hierfür erforderlich?
- Welche Relevanz haben NA-Prozesse, in welcher Zeit und in welchem Raum wird die Gefahrenschwelle unterschritten sein?
- Können die NA-Prozesse durch Stimulans beschleunigt werden? Welcher Aufwand ist in welcher Zeit für ENA notwendig?

- Sind NA-Prozesse ausreichend, um eine Sanierungsmaßnahme zu ersetzen oder zu ergänzen?
- Welcher Untersuchungsaufwand und welche Zeitdauer ist für ein Monitoring zu veranschlagen?

### **5.1.5 Sanierungsplan, öffentlich-rechtlicher Vertrag**

Wenn feststeht, wie sich die Schadstoffe zukünftig im Untergrund verhalten werden (Abschätzung/Prognose), welche NA-Prozesse ggf. berücksichtigt werden können, welches Monitoring durchgeführt wird und welche zusätzlichen Sanierungsmaßnahmen erforderlich sind, so empfiehlt es sich, dies in einem Sanierungsplan darzustellen und bei der zuständigen Behörde gemäß § 13 Abs. 6 BBodSchG zu beantragen, den Sanierungsplan für verbindlich zu erklären. Die Verbindlichkeitserklärung, die einer umweltrechtlichen Genehmigung gleichkommt, bewirkt, dass der Sanierungsplan, der dem Grunde nach lediglich die Qualität eines unverbindlichen Vorschlags hat, den Sanierungspflichtigen, die Behörde und sonstige betroffene Dritte, z.B. Nachbarn, rechtlich bindet.

Das Aufstellen eines Sanierungsplanes ist insbesondere in solchen Fällen empfehlenswert und soll von der Behörde gemäß § 13 Abs. 1 BBodSchG auch verlangt werden,

- in denen in besonderem Maße schädliche Bodenveränderungen oder Altlasten vorliegen oder
- in denen wegen der Verschiedenartigkeit der erforderlichen Maßnahmen ein koordiniertes Vorgehen notwendig ist.

Ein abgestimmtes Vorgehen dürfte insbesondere bei ENA oder MNA wegen der in der Regel langfristigen Beobachtungsdauer notwendig sein.

In Anhang 3 Ziffer 2 der BBodSchV ist im einzelnen aufgeführt, welche Angaben und Unterlagen der Sanierungsplan enthalten soll. Gemäß Ziffer 2.1 gehört hierzu auch die Darstellung der zu erreichenden Sanierungsziele. ENA bzw. MNA sollten in einem gesonderten Kapitel behandelt werden, das z.B. folgende Angaben enthalten kann:

- Zusammenfassende Darstellung der Untersuchungsergebnisse und der Prognose im Hinblick auf relevante NA-Prozesse: in welcher Zeit werden welche Schadstoffmengen bzw. -frachten abgebaut bzw. zurückgehalten, welche Metaboliten mit welchem Gefährdungspotenzial entstehen usw.?
- Untersuchungsaufwand und Zeitdauer für MNA als Eigenkontrollmaßnahme und Festlegung der Untersuchungsmethoden und der Parameter

- Darstellung der Eigenkontrollmaßnahmen im Rahmen der Nachsorge
- Darstellung der ggf. zusätzlich notwendigen Sanierungsmaßnahmen
- Benennung von Qualitätszielen, bei deren Erreichen von einem Erfolg von MNA auszugehen ist
- Bestimmung von Kriterien zum Ausstieg aus dem MNA-Konzept und Umstieg in aktive Sanierungsmaßnahmen
- ggf. Festlegung von Sicherheitsleistungen.

Da der Sanierungsplan nicht dafür geeignet ist, sonstige Fragen zu klären, wie z.B. die Freistellung von darüber hinaus gehenden Maßnahmen, die Schaffung von Baurecht, die Einbeziehung weiterer juristischer oder natürlicher Personen wie z.B. Kommune, Bauherr, Investor, finanzierende Bank, Versicherer usw., empfiehlt sich in solchen Fällen der Abschluss eines öffentlich-rechtlichen Vertrages. Mit Inkrafttreten des BBodSchG ist der Sanierungsvertrag als Sonderform des öffentlich-rechtlichen Vertrages nunmehr in § 13 Abs. 4 ausdrücklich gesetzlich anerkannt. Er führt zu mehr Rechtssicherheit für die Vertragsparteien und kann individuelle und flexible Lösungen vorsehen.

### 5.1.6 Sanierungsdurchführung / Umsetzungsphase

In der Umsetzungsphase werden MNA und die vorgesehenen Sanierungsmaßnahmen durchgeführt.

In § 15 Abs. 2 BBodSchG ist vorgesehen, dass die Behörde, soweit erforderlich, Eigenkontrollmaßnahmen, insbesondere Boden- und Wasseruntersuchungen sowie die Errichtung und den Betrieb von Messstellen verlangen kann. Die Eigenkontrollmaßnahmen können nach der Durchführung von Sanierungs- oder Beschränkungsmaßnahmen oder auch parallel hierzu angeordnet werden. Die Ergebnisse der Eigenkontrollmaßnahmen sind aufzuzeichnen und mindestens fünf Jahre aufzubewahren. Wie sich aus Ziffer 3 von Anhang 3 der BBodSchV ergibt, dienen die Eigenkontrollmaßnahmen der Überprüfung der sachgerechten Ausführung und Wirksamkeit der vorgesehenen Maßnahmen und sind im Sanierungsplan darzustellen.

MNA, bei dem die NA-Prozesse durch zeitlich gestaffelte Untersuchungen überwacht und der prognostizierte Abbau bzw. Rückhalt von Schadstoffen überprüft wird, ist im Ergebnis nichts anderes als eine Bündelung von Eigenkontrollmaßnahmen i.S.v. § 15 BBodSchG.

Bei nicht wenigen Sanierungsmaßnahmen zeigt sich nach einer gewissen Sanierungsdauer, dass die Effizienz abnimmt und die zu Sanierungsbeginn gesetzten

Sanierungsziele nicht oder nicht in einem überschaubaren Zeitraum erreicht werden können. In solchen Fällen stellt sich für den Sanierungspflichtigen und die zuständige Behörde die Frage, ob die Sanierungsmaßnahmen trotz Nichterreichen des Sanierungsziels beendet werden können. In diesem Zusammenhang kann es sinnvoll sein, nachträglich NA-Prozesse zu untersuchen. Sollte sich herausstellen, dass diese so effizient sind, dass sich der vorhandene (Rest-)Schaden im Grundwasserabstrom nicht weiter vergrößert oder dass die Abbauprozesse sogar zu einem Rückgang der Grundwasserkontamination führen, so sollte dies im Rahmen der Entscheidung über die weiter zu treffenden Maßnahmen berücksichtigt werden. In solchen Fällen kann entsprechend den Entscheidungskriterien dieser Arbeitshilfe eine begonnene Sanierungsmaßnahme beendet werden. Hieran schließt sich MNA zur Überprüfung der prognostizierten NA-Prozesse an.

### 5.1.7 Nachsorge

Wenn die zuständige Behörde das Erreichen der festgelegten Ziele festgestellt hat, schließt sich die Nachsorge an. In dieser Phase kann die zuständige Behörde Eigenkontrollmaßnahmen nach § 15 Abs. 2 BBodSchG verlangen, wozu insbesondere Boden- und Wasseruntersuchungen zählen. Die Eigenkontrollmaßnahmen können auch unabhängig von Sanierungsmaßnahmen angeordnet werden.

Grundsätzliche Hinweise zur Planung und Durchführung der Nachsorgephase finden sich in verschiedenen Arbeitshilfen der Länder sowie in der ITVA-Handlungsempfehlung „Nachsorge und Überwachung von sanierten Altlasten“ von 2003 [22].

## **5.2 Analyse der Vorgehensweise bei konventioneller Altlastenbearbeitung**

### **5.2.1 Soll-Analyse**

Die Anforderungen an Untersuchungen und die Charakterisierung von Grundwasserunreinigungen im Rahmen der orientierenden Untersuchung und der Detailuntersuchung wird durch zahlreiche Arbeitshilfen, Regelwerke und Handbücher dargestellt. Deren Kernaussagen sind ähnlich und sollen hier am Beispiel der bundesweit abgestimmten Empfehlungen für die Erkundung, Bewertung und Behandlung von Grundwasserschäden der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser [23] vorgestellt werden. Dort wird ausgeführt, welche Erkenntnisse über einen Standort vorliegen sollten, damit eine Bewertung des Sachverhalts mit Blick auf die Notwendigkeit, Dringlichkeit und den Umfang einer Sanierungsmaßnahme erfolgen kann. Diese Erkenntnisse werden in der so genannten "Haupt-Untersuchung" (Kap. 6 des LAWA-Papiers) ermittelt, die im aktuellen Sprachgebrauch der Detailuntersuchung entspricht. In Anlehnung an die

LAWA-Empfehlungen sollten folgende Sachverhalte am Ende der Detailuntersuchung dargestellt werden:

1. Art, Menge und Gefährlichkeit des Schadstoffs (Gefährdungspotenzial),
2. Lage der Schadstoffquelle,
3. lokale – insbesondere die hydrogeologischen – Verhältnisse,
4. Lagerungsbedingungen, Schutzbarrieren, Abdeckung,
5. Vorhandensein von Emissionen, Ausbreitungsbedingungen für einen Stoff unter Berücksichtigung der Stoffeigenschaften und der hydrogeologischen und der sonstigen örtlichen Verhältnisse,
6. räumliche und zeitliche Ausdehnung einer Boden- und Grundwasserbelastung nach Art und Umfang,
7. berührte tatsächliche oder geplante Nutzung (z.B. Trinkwasserversorgung),
8. Weitere Auswirkungen auf die Umwelt,
9. Verursacher

Am Ende der Detailuntersuchung schließt sich die Gefährdungsabschätzung an, die mit der o.g. Bewertung der Erkenntnisse gleichgesetzt werden kann.

## 5.2.2 Ist-Analyse

Der Umfang von Erkundungsmaßnahmen folgt in der Praxis oft keiner einheitlichen Vorgehensweise und entspricht selten dem Soll-Umfang. So werden nach Feststellen von "auffälligen" Stoffkonzentrationen oberhalb einschlägiger "Listenwerte" unter Berücksichtigung landesspezifischer Verwaltungsvorschriften Sanierungsmaßnahmen eingefordert und begonnen. Alle diese Maßnahmen beginnen in der Regel auf einer Datenbasis, die weder zu Beginn noch während der eigentlichen Sanierung eine Beschreibung des tatsächlichen Schadens im Untergrund noch eine diesbezügliche Dokumentation von Veränderungen zulassen.

Es wird oft als Erfolg gewertet, eine Menge an Schadstoffen aus dem Untergrund entfernt zu haben, ohne auf die Gesamtmenge oder Residualkonzentration bzw. -masse näher einzugehen. Bei gleichzeitiger objektiver Betrachtung von verbleibenden Stoffkonzentrationen im Untergrund und der Prognose und dem Abgleich mit den Sanierungszielen können diese nicht erreicht werden. Daraus muss abgeleitet werden, dass ohne eine qualifizierte Grundlagenermittlung (s. Kap. 5.2.1) konventionelle Grundwassersanierungsmaßnahmen nicht erfolgreich durchgeführt werden können.

## 5.2.3 Fazit der Soll-/Ist-Analyse

Werden bei Grundwasserschäden diese jedoch qualifiziert erkundet und untersucht, kann über ein die Sanierung begleitendes Monitoring der tatsächliche Erfolg und die Erreichbarkeit von Zielen jederzeit bestimmt werden. Dies belegen eindrucksvoll entsprechende Praxisbeispiele. Belastbare Daten und deren fortwährende Auswertung ermöglichen somit nicht nur eine permanente Optimierung laufender Maßnahmen, sie erzeugen auch eine unter ökonomischen Gesichtspunkten verhältnismäßige Vorgehensweise.

Eine Sanierungsuntersuchung z.B. nach § 13 BBodSchG beinhaltet nur die Untersuchungen, die zur Entscheidung über Art und Umfang der erforderlichen Maßnahmen notwendig sind. Im Sanierungsplan nach § 13 BBodSchG und Anhang 3 BBodSchV sind abschließend Eignungsnachweise für bevorzugte Varianten unter Berücksichtigung des von der zuständigen Behörde festgelegten Sanierungszieles zu erbringen.

## 5.3 MNA-spezifisches Vorgehen

### 5.3.1 Allgemeines

Die Realisierung von MNA ist das Ergebnis einer Einzelfallbeurteilung, die nur begrenzt durch standardisierte Verfahrensabläufe geregelt werden kann. Entscheidende Schlüsselparameter sind die Gefahrensituation (hinsichtlich konkret betroffe-

ner Schutzgüter) die Schadstoffgruppen (Mobilität, Toxizität, Abbaubarkeit) und die Standortverhältnisse (z.B. Hydrogeologie, -chemie, aktuelle und geplante Nutzung; s. Kap. 5.2.1). Die Entscheidung, ob an einem bestimmten Standort MNA realisiert werden kann, sollte durch Aufarbeitung bekannter und ggf. zusätzlich erhobener Daten vorbereitet werden. Diese Aufarbeitung bzw. Darstellung der Sachlage sollte mit Blick auf die einvernehmliche Abstimmung zwischen dem Pflichtigen und der zuständigen Behörde erfolgen und sich an definierten Entscheidungskriterien (s. Kap. 5.3.2) orientieren. Dazu sollte geprüft werden, ob

- (1) Gefahren für weitere Schutzgüter bestehen,
- (2) die prognostizierte Dauer für MNA akzeptabel ist,
- (3) die Schadstofffracht dauerhaft reduziert wird,
- (4) eine weitere räumliche Ausdehnung der Schadstofffahne stattfindet,
- (5) MNA ein milderes Mittel im Verhältnis zu aktiven Sanierungsmaßnahmen ist,
- (6) eine Sanierung der Schadstoffquelle mit verhältnismäßigen Mitteln möglich ist.

Die Darstellung dieser Entscheidungskriterien versetzt die Beteiligten in die Lage, die schadstoffmindernden Prozesse am Standort zu beurteilen und eine nachvollziehbare Entscheidung hinsichtlich der

Realisierbarkeit von MNA zu treffen. MNA kann grundsätzlich eine Alternative sein, in der Mehrzahl der Fälle wird es jedoch eine Ergänzung zu Sanierungsmaßnahmen darstellen.

Die Entscheidung zur Realisierung von MNA sollte im praktischen Vollzug phasenweise erfolgen (s. Kap. 5.3.3). Das Ergebnis dieser Untersuchungen sollte dann in den MNA-Plan einfließen. Dieser enthält über die Darstellung der Entscheidungskriterien hinaus Aussagen zur zukünftigen Überwachung der NA-Prozesse. Für den Fall, dass die Schadensentwicklung von der Prognose abweicht, sollte ein Rückfallszenario existieren.

### 5.3.2 Entscheidungskriterien

Anhand der nachstehenden Kriterien ist bei der Entscheidungsfindung zu prüfen, ob und unter welchen Voraussetzungen NA im Sinne der Gefahrenabwehr berücksichtigt werden kann.

#### 1. Gefahr für weitere Schutzgüter

Von dem Grundwasserschaden sollten keine Gefahren für weitere Schutzgüter ausgehen, die nicht durch einfache Maßnahmen (z.B. Schutz- und Beschränkungsmaßnahmen) beseitigt werden können.

#### 2. Dauer

NA-Prozesse können berücksichtigt werden, wenn es akzeptabel ist, dass

ein vorhandener Grundwasserschaden über einen prognostizierten und überschaubaren Zeitraum bestehen bleibt. Ein allgemeingültiger Zeitraum lässt sich nach Ansicht der Autoren zurzeit nicht festlegen. Der akzeptable Zeitraum hängt z.B. von den Bewirtschaftungszielen für das Grundwasser (s. Kap. 4.2), von der im Einzelfall zu treffenden Entscheidung der zuständigen Behörde und auch von den Nutzungsinteressen des Grundstückseigentümers ab.

### 3. Dauerhafte Reduktion der Fracht

Die Wirkung der NA-Prozesse sollte zu einer dauerhaften Reduktion der Fracht sämtlicher Schadstoffe incl. toxischer und persistenter Metabolite führen, damit von einer Gefahrenabwehr unabhängig von zusätzlichen Sanierungsmaßnahmen (s. Kriterium 6 "*Sanierung der Schadstoffquelle*") auszugehen ist. Dieses Kriterium schließt aus, dass nichtdestruktive Prozesse, wie z.B. Verdünnung, den Hauptanteil der Wirkung ausmachen, wenn es um die Akzeptanz von MNA geht.

### 4. Weitere räumliche Ausdehnung der Schadstofffahne

Damit sich der Grundwasserschaden nicht weiter vergrößert, ist es erforderlich, dass sich die Schadstofffahne nicht weiter ausdehnt. Sie muss somit

im Rahmen der natürlichen Variation von Fließbedingungen (Fließgeschwindigkeit, -richtung), wie aber auch von Reaktionsbedingungen (Nährstoffzufuhr, biologische Abbauproduktivität, u.a.) mindestens "quasi-stationär" sein.

Dieses und das vorausgehende Frachtkriterium (Kriterium 3) stellen den Kern der prozessbezogenen Betrachtung dar. In Kombination führen beide Kriterien zu einer Beschränkung der Emission.

### 5. Milderes Mittel

MNA kommt als milderes Mittel im Verhältnis zu aktiven Sanierungsmaßnahmen in Betracht. Dies setzt eine Verhältnismäßigkeitsprüfung von Sanierungsmaßnahmen unter Einbeziehung von MNA voraus (s. Kap. 5.4). Wenn eine Sanierungsmaßnahme verhältnismäßig ist, ist diese grundsätzlich vorzuziehen.

### 6. Sanierung der Schadstoffquelle

Um eine Nachlieferung von Schadstoffen in das Grundwasser zu verhindern, ist es in der Regel erforderlich, die Schadstoffquelle zu sanieren, sofern dies mit verhältnismäßigen Maßnahmen (s. Kap. 5.4) möglich ist. Damit wird der Zeitraum für die Existenz einer Schadstofffahne verkürzt.

### 5.3.3 Umsetzung des MNA-Konzeptes in der Praxis

Wenn der Sanierungsverantwortliche auf eine Sanierung ganz oder teilweise verzichten und stattdessen MNA als milderes Mittel zur Gefahrenabwehr umsetzen möchte, so hat er das im Rahmen eines MNA-Konzeptes zu begründen.

In der Praxis sollte die Entscheidungsfindung zur Realisierung von MNA phasenweise erfolgen, damit rechtzeitig erkannt werden kann, ob diese Option fachlich und administrativ am Standort erfolgversprechend ist. Das Vorgehen sollte mit der zuständigen Vollzugsbehörde im Einzelfall abgestimmt sein und nach jedem Untersuchungsschritt von dieser Seite positiv im Sinne einer Umsetzbarkeit von MNA beurteilt werden. Damit werden ein kostenoptimiertes Vorgehen erreicht und unnötige Zusatzuntersuchungen vermieden. Parallel zu den NA-spezifischen Arbeitsschritten sollten die notwendigen Untersuchungen für die Sanierungsuntersuchung durchgeführt werden. Denn nur, wenn hierzu belastbare Daten vorliegen, kann später das Kriterium "MNA ist ein milderes Mittel zur Gefahrenabwehr" im Rahmen der Verhältnismäßigkeitsprüfung beurteilt werden.

Handlungsempfehlungen, die spezifische Untersuchungen zu NA beinhalten, finden sich in zumeist englischsprachiger Literatur [24, 25, 26].

#### Phase 1: Analyse, Bewertung und Beurteilung der NA-Prozesse anhand der Entscheidungskriterien

Die erste Phase eines MNA-Konzeptes besteht aus Analyse, Bewertung und Beurteilung der standortspezifischen NA-Prozesse anhand der Entscheidungskriterien, wobei diese schrittweise erfolgen sollte:

Schritt 1: Aufnahme des Ist-Zustandes

Schritt 2: Betrachtung der Prozesse  
(2a) qualitativ und  
(2b) quantitativ

Schritt 3: Abschätzung und Prognose

Schritt 4: Verhältnismäßigkeitsprüfung

Nach jedem Teilschritt sind Abstimmungsgespräche mit der Behörde empfehlenswert, um rechtzeitig Akzeptanzprobleme und –grenzen zu klären und ggf. dann direkt Alternativen zu verfolgen.

Der **erste Schritt** besteht in einer Aufnahme des Ist-Zustandes am Standort, bei der die vorhandenen Daten gesichtet und aufgearbeitet werden. Hierbei sollen insbesondere die Randbedingungen für die Realisierung von MNA betrachtet werden. Ziel dieses Schrittes ist es, die Grundlage für die beiden Entscheidungskriterien (1) "*Gefahr für weitere Schutzgüter*" und (2) "*Dauer*" - d.h. der Zeitraum, der ggf. für MNA zur Verfügung stehen muss, steht im Einklang mit den Bewirtschaftungszielen

für das Grundwasser - darzustellen. Eine positive Beurteilung führt dann zu Schritt 2.

Der **zweite Schritt** sollte sich mit der Betrachtung der Prozesse auseinandersetzen. Um Kosten zu optimieren, sollte die Betrachtung zunächst in einem ersten Teilschritt (2a) qualitativ erfolgen, um dann nach positiver Beurteilung um einem zweiten Teilschritt (2b) quantitativ erweitert werden. Die Beurteilung der vorliegenden Daten erfolgt dabei nicht allein konzentrationsbezogen (Vergleich mit Prüfwerten), sondern darüber hinaus (NA-)prozessbezogen. Hierzu sollte ein konzeptionelles Standortmodell erstellt werden. Die Quantifizierung der NA-Prozesse sollte dann erfolgen, wenn es hinreichend qualitative Indizien für relevante NA-Prozesse gibt, die eine Abschätzung bzw. Prognose der Entscheidungskriterien (3) "*Dauerhafte Reduktion der Fracht*" und (4) "*Weitere räumliche Ausdehnung der Schadstofffahne*" erwarten lassen. Somit konzentriert sich die Betrachtung der Prozesse auf

- eine Analyse und Bewertung der räumlichen und zeitlichen Entwicklung der Schadstofffahne,
- eine Analyse und Bewertung der Hinweise auf schadstoffmindernde Prozesse (Auftreten von Abbauprodukten, Verbrauch von Elektronendonatoren, Verdünnung usw.),
- eine Analyse und Bewertung des NA-Potenzials der Schadstoffe unter

den gegebenen Standortbedingungen (Literaturrecherche über Sorptions- und Abbaueigenschaften der Schadstoffe usw.).

Dabei sind nicht grundsätzlich neue oder andere Untersuchungsmethoden notwendig als für die Detailuntersuchung (Kap. 5.1.2) in einschlägigen Regelwerken vorgesehen. Da die Detailuntersuchung jedoch oftmals Defizite für eine qualitative NA-Einschätzung aufweist (z.B. unzureichende Kenntnis über Geologie, Hydrogeologie, Wasserchemie, Schadstoffpotenzial und -entwicklung (Prognose)), können zusätzliche Untersuchungen notwendig werden (z.B. Kartierung der Fahne, Vervollständigung der chemischen Analytik, Klärung der Hydrogeologie, Beginn von systematischen Zeitreihen). Dies bietet sich vor allem dann an, wenn anhand von praktischen Erfahrungen für diesen Standorttyp und diese Schadstoffgruppe wirksame NA-Prozesse erwartet werden können. Außerdem müssen diese Defizite in der Regel auch zur erfolgreichen Planung anderer Sanierungsoptionen im Rahmen der Sanierungsuntersuchung und der Sanierungsplanung ausgeglichen werden.

Die Quantifizierung der NA-Prozesse kann aus Kostengründen in zwei weitere Unterschritte aufgeteilt werden. Der erste Schritt der Quantifizierung zielt auf die Summenbilanz der Schadstoffminderung ab. Ist hierdurch bereits das Entscheidungskrite-

rium (3) hinreichend genau zu beschreiben, entfällt der zweite Teilschritt der Quantifizierung der Einzelprozesse. Dieser wird nur dann notwendig, wenn die Summenbilanz nicht eindeutig ist und die Quantifizierung auf die einzelnen Teilprozesse (Dispersion, Abbau, Sorption, usw.) herunter gebrochen werden muss. Hierzu werden in der Regel weitere prozessspezifische Untersuchungen (siehe Anhang A) notwendig, die über den einschlägigen Standard der Altlastenuntersuchung hinausgehen (z.B. Tracerversuche, Sorptionsversuche, mikrobiologische Laborversuche, Isotopenfraktionierung).

In diesem Stadium der Bearbeitung wird es im Regelfall notwendig, über das konzeptionelle Standortmodell (Schritt 2a) [27] hinaus Betrachtungen zur modelltechnischen Erfassung der Standortverhältnisse durchzuführen und Defizite zu benennen. Diese Defizite können zum einen in der Entwicklung und Präzisierung des Standortmodells liegen (Geologie, Hydrogeologie, Schadstoffpotenzial), zum anderen aber auch in der Notwendigkeit zur Bewertung und Differenzierung der Einzelprozesse.

Tab. 5-1 gibt einen Überblick, welche Prozesse bei den jeweiligen Schadstoffgruppen relevant sein können und ggf. in spezifischen NA-Untersuchungen detailliert zu betrachten wären.

**Tab. 5-1: Matrix für die stoffspezifischen NA-Untersuchungen**

Prozesse/ Schadstoffgruppe	Biol. Abbau (Anh. A-2)	Fällung (Anh. A-3)	Sorption (Anh. A-5)	Verdünnung (Anh. A-6)	Verflüchtigung (Anh. A-7)
PAK	O	–	X	O	–
Naphthalin	X	–	X	O	?
CKW	X	–	O	O	X
MKW	X	–	O	O	O
BTEX	X	–	O	O	X
Schwermetalle	–	X	X	O	–
MTBE	O	–	–	O	X
TNT	X	?	X	O	–

X notwendig, O im Einzelfall, – i.d.R. nicht relevant, ? nicht bekannt

Grundsätzlich ist davon auszugehen, dass die Notwendigkeit zur Identifizierung und Quantifizierung von Einzelprozessen mit der steigenden Bedeutung von NA an der Gefahrenabwehr wächst.

Ziel des zweiten Schrittes der Phase 1 des MNA-Konzeptes ist die eindeutige Darstellung der Schadstoffminderungsprozesse im Bereich der Schadstofffahne. Die Quantifizierung der Einzelprozesse und deren Kombination bei der Bilanzierung kann in der Regel nur noch durch eine modelltechnische Verarbeitung erfolgen, die wiederum durch Felddaten, die jedoch nur die Summe der Prozesse wiedergeben, validiert werden muss.

Im **dritten Schritt** der ersten Phase zur Umsetzung eines MNA-Konzeptes erfolgt dann eine Abschätzung und Prognose der NA-Prozesse mit Blick auf die Entscheidungskriterien *Dauerhafte Reduktion der Fracht* (Kriterium 3) und *Weitere räumliche*

*Ausdehnung der Schadstofffahne* (Kriterium 4). Die Prognostizierbarkeit sollte unter Berücksichtigung der modelltechnischen Unsicherheiten dargestellt und im Einvernehmen mit der Behörde beurteilt werden. Die dargestellte Unsicherheit hat dann unmittelbaren Einfluss auf den "Überwachungsplan", denn je geringer die Prognosesicherheit, desto intensiver müssen Felddaten (häufiger und/oder umfangreicher) zur Kontrolle herangezogen werden. In diesem Sinne müssen aus der Bewertung der schadstoffmindernden Prozesse die Prozesse und deren Messparameter herausgestellt werden, die für eine Überwachung notwendig sind.

Die Abschätzung und Prognose der NA-Prozesse gibt in diesem Stadium der Bearbeitung auch Hinweise über den Zeitraum, der notwendig ist, bis die Gefahrenschwelle aufgrund von NA-Prozessen unterschritten wird. Zu diesem Zeitpunkt sollte die Dauer, für die der Grundwasserkörper kontaminiert bleibt, benannt und das Entscheidungskriterium *Akzeptanz, dass der vorhandene Grundwasserschaden über den prognostizierten Zeitraum erhalten bleibt* (Kriterium 2), von Seiten der Behörde beurteilt werden.

Im **vierten und letzten** Schritt der Phase 1 zur Umsetzung eines MNA-Konzeptes erfolgt die Verhältnismäßigkeitsprüfung. Zu diesem Zeitpunkt müssen Sanierungsuntersuchungen abgeschlossen sein, so dass ein Vergleich zwischen Sanierungsmaßnahmen und MNA im Sinne der Verhältnismäßigkeitskriterien *Eignung, Erforderlichkeit* und *Angemessenheit* durchgeführt werden kann. Dies setzt eine Kostenschätzung sowohl des vorgesehenen Monitorings wie auch der zur Verfügung stehenden Sanierungsmaßnahmen voraus.

In diesem Schritt wird das Entscheidungskriterium MNA ist ein "*Milderes Mittel im Verhältnis zu Sanierungsmaßnahmen*" (Kriterium 5) geprüft. Zu dem sollte spätestens hier auch die Vorgehensweise zur "*Sanierung der Schadstoffquelle*" dargestellt werden, denn diese stellt ein weiteres Entscheidungskriterium (Kriterium 6) dar. Die geplante Vorgehensweise zum

Umgang mit der Schadstoffquelle ist jedoch gleichermaßen Bestandteil der Sanierungsuntersuchung.

### **Phase 2: MNA-Plan**

Sollten die fachlichen Rahmenbedingungen für MNA gegeben sein und sollten alle Beteiligten die Akzeptanz für MNA signalisieren, empfiehlt es sich, die weitere Vorgehensweise am Standort durch einen MNA-Plan zu beschreiben. Dieser sollte

- die Darstellung der Ergebnisse der Phase 1 beinhalten,
- das geplante Monitoring zur Überwachung der Prognose benennen und
- für den Fall der negativen Abweichung der Schadensentwicklung von der Prognose die Darstellung eines Rückfallszenarios enthalten. Hierzu bedarf es einer einzelfallbezogenen Festlegung von Kriterien.

### **Phase 3: MNA**

In der Phase 3 des MNA-Konzeptes findet die Umsetzung des MNA-Plans statt. Hierbei ist insbesondere auf die stetige Überprüfung der Prognose Wert zu legen, die sich nicht auf den Abgleich mit Konzentrationswerten beschränken, sondern die in der Phase 1 identifizierten Prozesse berücksichtigen sollte. Abweichungen von der Prognose sollten bewertet und prozessbezogen beurteilt werden. Hierbei ist die Vorhersagegenauigkeit zu berücksichtigen und ggf. zu überarbeiten. Eine Fort-

schreibung des GW-Modells sollte ggf. Bestandteil des MNA sein.

#### Phase 4: Nachsorge

Nach Erreichen der Ziele setzt die Nachsorge ein, die in der Regel in Form von Eigenkontrollmaßnahmen stattfinden wird. Faktisch bedeutet dies eine Fortsetzung des Monitorings, welches jedoch nun weniger prozessbezogen, sondern im Wesentlichen gefahrenbezogen ausgerichtet sein wird. Dies führt in der Regel zu geringerem Aufwand. Ziel der Nachsorge ist die Überprüfung, dass die vereinbarten Standortziele nachhaltig erfüllt bleiben.

#### 5.3.4 Fazit

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass die Realisierung von MNA in der Praxis möglich ist und mit Hilfe einer systematischen Vorgehensweise kostenoptimiert umgesetzt werden kann. Das schrittweise Vorgehen verhindert unnötige Investitionen, setzt jedoch voraus, dass durch den Sanierungspflichtigen gemeinsam mit den zuständigen Vollzugsbehörden nach jedem Untersuchungsschritt die Erfolgswahrscheinlichkeit des Ansatzes beurteilt wird und diese das weitere Vorgehen unterstützen. Es bleibt jedoch darauf hinzuweisen, dass die Umsetzung von MNA bis auf Weiteres eine Einzelfallentscheidung darstellen wird.

## 5.4 Ermessen und Verhältnismäßigkeit

### 5.4.1 Allgemeines

Beim Vorhandensein von Altlasten oder von schädlichen Bodenveränderungen verlangt § 4 Abs. 3 Satz 1 BBodSchG, dass die Verantwortlichen den Boden und Altlasten sowie durch schädliche Bodenveränderungen oder Altlasten verursachte Gewässerverunreinigungen **sanieren**. Was im Einzelnen unter einer Sanierung zu verstehen ist, regelt das Gesetz nicht konkret. Bei § 4 Abs. 3 Satz 1 BBodSchG handelt es sich zwar um eine unmittelbar geltende Pflicht, die jedoch eine **abstrakte Sanierungsverpflichtung** darstellt, die durch die Regelungen der BBodSchV und durch den administrativen Vollzug z.B. in Form von Sanierungsanordnungen konkretisiert werden muss (so die Gesetzesbegründung zu § 4 Abs. 3 BBodSchG [28]). Ohne Konkretisierung durch die zuständige Behörde kann der Sanierungspflichtige in solchen Fällen nicht wissen, welche Maßnahmen er im Einzelnen ergreifen muss.

In diesem Zusammenhang steht der zuständigen Bodenschutzbehörde ein weites **Ermessen** zu. Dies kommt in § 10 Abs. 1 Satz 1 BBodSchG zum Ausdruck, in dem geregelt ist, dass die zuständige Behörde die notwendigen Maßnahmen zur Erfüllung der sich z.B. aus § 4 Abs. 3 BBodSchG ergebenden Sanierungsverpflichtung treffen kann. Ermessen bedeu-

tet, dass die Behörde sachgerechte Erwägungen anstellen muss, um ihre Entscheidung nachvollziehbar zu begründen. Das Ermessen kann sich hierbei sowohl auf das "Ob" als auch auf das "Wie" beziehen. Hieraus ist der Schluss zu ziehen, dass die Behörde nicht in jedem Fall verpflichtet ist, eine Sanierungs- oder Schutz- und Beschränkungsmaßnahme im Sinne von § 2 Abs. 7 und Abs. 8 BBodSchG anzuordnen. Unter bestimmten Umständen kann auf solche Maßnahmen verzichtet werden.

Die Behörde hat bei der Prüfung der Maßnahmen den verfassungsrechtlichen Grundsatz der **Verhältnismäßigkeit** zu berücksichtigen (S. 389 in [29]). Die Verhältnismäßigkeitsprüfung umfasst drei Prüfungsschritte [30]. Danach ist eine Maßnahme nur dann verhältnismäßig, wenn sie

- **geeignet** ist, den erstrebten Erfolg – also das Sanierungsziel – zu erreichen (Eignungsprüfung)

und

- **notwendig** ist, d.h. wenn kein anderes geeignetes Mittel (z.B. MNA) zur Verfügung steht, das den Betroffenen und die Allgemeinheit weniger beeinträchtigt

und

- **angemessen** ist, d.h. wenn sie nicht außer Verhältnis zum erstrebten Erfolg steht (Nutzen-Kosten-Vergleich).

Im Rahmen der Prüfung der Verhältnismäßigkeit wird in der Regel ein Variantenvergleich, z.B. ein Vergleich einer *pump and treat*-Maßnahme mit einer Monitoring-Maßnahme von NA-Prozessen im Rahmen einer Sanierungsuntersuchung erforderlich sein.

#### 5.4.2 Nutzen-Kosten-Vergleich

Das Ziel eines Variantenvergleiches in Bezug auf Nutzen und Kosten ist die Erstellung einer Rangfolge der unterschiedlichen und geeigneten Maßnahmen. Dies sollte in Anlehnung an die üblichen, für konventionelle Sanierungstechniken gültigen Methoden ([31], [32]) unter Einbeziehung der Kenntnisse über mögliche NA-Prozesse geschehen. Eine Priorisierung der unterschiedlichen Maßnahmen kann erst nach der individuellen Bewertung des Nutzens und der Kosten einer jeden Variante erfolgen.

Die Ermittlung der Kosten für die einzelnen Maßnahmen erfolgt unabhängig von den Nutzenbetrachtungen. Kostenbarwerte sollten getrennt nach Einmalkosten und laufenden Kosten mit entsprechenden Umrechnungsfaktoren [31] für jedes Szenario berechnet werden. Ebenfalls geeignet sind andere Verfahren zur Kostenberechnung oder –ermittlung, die sich z.B. auch an der DIN 219 [33] oder spezifischen Kenntnissen des Planers orientieren können. Dabei ist zu beachten, dass die Kostenermittlung als Leistungsphase

eines Auftrages den Planer auch in eine Haftung nimmt.

Der Nutzen und die Kosten einer jeden Maßnahmenvariante sind unter Berücksichtigung der vorgegebenen Folgenutzung abzuleiten. Anschließend erfolgt die so genannte Nutzen-Kosten-Untersuchung (dynamische Kostenvergleichsrechnung oder Kostenwirksamkeitsanalyse). Dabei beinhaltet nur die Kostenwirksamkeitsanalyse Aspekte zu Nutzen und Kosten, weshalb diese in der Regel zur Anwendung gelangt. In der Kostenwirksamkeitsanalyse werden die individuellen Nutzen-Kosten-Verhältnisse der geeigneten Varianten abgeleitet.

Zur Quantifizierung des Nutzens wird eine Ableitung analog zu [31] empfohlen. Demnach erfolgt die Ermittlung des quantifizierten Nutzens anhand der Kriterien Wirksamkeit, Auswirkungen und Grundstücksqualität. Die Wirksamkeit wird durch die Indikatoren Sanierungszielerfüllung, Wirkungsdauer, Überwachbarkeit, Wiederherstellung und Nachhaltigkeit bewertet. Die Auswirkungen sind für die Beeinträchtigung Betroffener, Beeinträchtigung der Umwelt und der Abfallentstehung relevant. Die Bewertung der Grundstücksqualität erfolgt anhand der Indikatoren Nutzungsmöglichkeiten, Vermarktungsmöglichkeiten, Haftungssicherheit und stadtstrukturelle Funktion.

## 6 Ausblick

Die Untersuchung der rechtlichen Rahmenbedingungen und die Erörterung der fachlichen Grundlagen haben gezeigt, dass in manchen Altlastenfällen unter bestimmten Voraussetzungen, die im Verlauf der weiteren fachlichen Diskussion noch konkretisiert werden müssen, NA-Prozesse Berücksichtigung finden können. Der hier dokumentierte Kenntnisstand basiert auf entsprechenden wissenschaftlichen Methoden, die zum großen Teil bereits lange bekannt sind. Die rechtliche Ableitung berücksichtigt den unterschiedlichen Meinungsstand. Darüber hinaus wird herausgearbeitet, dass die Berücksichtigung von NA-Prozessen auf den jeweiligen Stufen eingebettet in die klassische Altlastenbearbeitung werden kann.

Derzeit laufende Forschungsvorhaben (z.B. BMBF-Förderschwerpunkt KORA, Bayerisches Forschungsverbundvorhaben "Nachhaltige Altlastenbewältigung unter Einbeziehung des Natürlichen Reinigungsvermögens", einzelne Forschungsprojekte in verschiedenen anderen Bundesländern) und die Arbeitsergebnisse des in 2003 konstituierten Ad-hoc-Unterausschusses „Natürliche Schadstoffminderung“ des Ständigen Ausschusses 5 „Altlasten“ (ALA) der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO) werden nach deren Abschluss zusätzliche und neue Kenntnisse erbringen,

die in die Fortschreibung der Arbeitshilfe  
einzuarbeiten sind.

## 7 Quellenverzeichnis

1. **Bernhardt, I., Michels, J., Förster, A.:** BMBF-Förderschwerpunkt "KORA" gestartet. TerraTech 6/2003, TT22 - TT24
2. **Webert, M.:** Nachhaltige Altlastenbewältigung unter Einbeziehung des Natürlichen Reinigungsvermögens, 1. Statuskolloquium zum Bayerischen Forschungsverbundvorhaben. TerraTech 5/2001, S. 12 - 14
3. **Bundes-Bodenschutzgesetz (1998):** Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten (Bundes-Bodenschutzgesetz – BBodSchG) vom 17.3.1998; BGBl. I 1998, S. 502
4. **Wasserhaushaltsgesetz (2002):** Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts (Wasserhaushaltsgesetz – WHG); Bekanntmachung der Neufassung des Wasserhaushaltsgesetzes vom 19.8.2002; BGBl. I 2002, S. 3245
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 (EG-WRRL)**
6. **U.S. Environmental Protection Agency, Office of Solid Waste and Emergency response:** OSWER Directive 9200.4-17P. Use of Monitored Natural Attenuation at Superfund, RCRA Corrective Action, and Underground Storage Tank Sites, 1999
7. **Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes NRW (Hrsg.):** Altlasten-ABC. Düsseldorf 1992
8. **Heinz, K.:** MNA- und ENA-Programme als Sanierungsoption zur Revitalisierung von kontaminierten Flächen. TerraTech 5/2002, TT17 - 21
9. **Martus, P., Püttmann, W.:** Anforderungen bei der Anwendung von „Natural Attenuation“ zur Sanierung von Grundwasserschadensfällen. *altlasten spektrum* 2/2000, S. 87 - 106
10. **Sondermann, W. D.:** Natural Attenuation. Naturnahe Sanierungsstrategie?. *altlasten spektrum* 6/1999, S. 325 - 326
11. **Doll, A., Püttmann, W.:** Natural Attenuation – Sanierung von Mineralölkontaminationen in Boden und Grundwasser durch natürliche Rückhalte- und Abbauprozesse in den USA. *altlasten spektrum* 6/1999, S. 331 - 339
12. **Beitinger, E., Jungbauer, H., Rochmes, M.:** "Monitored Natural Attenuation" – Ein neues Sanierungsverfahren?. TerraTech 5/1999, S. 28 - 31
13. **Versteyl, L.-A., Sondermann, W. D.:** Bundes-Bodenschutzgesetz, Kommentar. 1. Aufl. München: Verlag C. H. Beck 2002, § 2 Rn. 99

14. **Lühr, H.-P.:** Natural Attenuation – Eine Insellösung oder im Einklang mit dem Bundes-Bodenschutzgesetz. In: Vorsorgender Bodenschutz, Sanierung kontaminierter Standorte, Grundwassersanierung/Boden- und Altlasten-Symposium 2000. Hrsg.: Franzius, V., Lühr, H.-P., Bachmann, G. 1. Aufl. Berlin: Erich-Schmidt-Verlag, S. 247 - 261
15. **Steiner, N.:** Vertragliche Regelungen zwischen Sanierungspflichtigen und Behörde zur Absicherung von NA-Prozessen. In: Natural Attenuation, Umsetzung, Finanzierung, Perspektiven, Beiträge zum 3. Symposium Natural Attenuation 2001. Hrsg.: DECHEMA. 1. Aufl. Frankfurt a.M., S. 119 - 126
16. **Dolde, K.-P., Vetter, A.:** Rechtsgutachten: Juristische Fragen der Integralen Altlastenbearbeitung in Baden-Württemberg. 2002., S. 176
17. **Odensaß, M., Schroers, S.:** Natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse bei organischen Schadstoffen im Grundwasser (Natural Attenuation). In: Jahresbericht 1999 des LUA NRW. Hrsg.: LUA NRW. 1. Aufl. Düsseldorf 1999, S. 171 - 176
18. **Pinther, W.:** Natural Attenuation aus der Sicht einer Fachbehörde. In: Natural Attenuation, Neue Erkenntnisse, Konflikte, Anwendungen, Beiträge zum 2. Symposium 2000. Hrsg.: DECHEMA. 1. Aufl. Frankfurt a.M. 2000, S. 155 - 162
19. **Steiner, N., Struck, R.:** Bodenschutz- und wasserrechtliche Rahmenbedingungen für die Nutzung von NA-Prozessen. *altlasten spektrum* 5/2003, S. 229 - 236
20. **SRU, Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen:** Altlasten II – Sondergutachten. Stuttgart: Metzler-Poeschel-Verlag 1995, Rz. 18
21. **Steiner, N., Willand, A.:** Rechtliche Rahmenbedingungen für die Altlastensanierung unter dem Einfluss des EU-Wasserrechts. *altlasten spektrum* 1/2004, S. 40 - 45
22. **Ingenieurtechnischer Verband Altlasten (Hrsg.):** ITVA-Handlungsempfehlung H 1-1 Nachsorge und Überwachung von sanierten Altlasten. Berlin: Selbstverlag 2003
23. **Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (Hrsg.):** Empfehlungen für die Erkundung, Bewertung und Behandlung von Grundwasserschäden. Bearb. vom LAWA-Arbeitskreis "Grundwassergüte". Stuttgart 1994
24. **Wiedemeier, T. H, H. S. Rifai, C. J. Newell, and J. T. Wilson (1999):** Natural Attenuation of Fuel Hydrocarbons and Chlorinated Solvents in the Subsurface, John Wiley and Sons, NY. <<http://www.gsi-net.com>>
25. **U.S. Environmental Protection Agency (2002):** Calculation and Use of First Order Rate Constants for Monitored Natural Attenuation Studies (Charles J. Newell, Hanadi S.Rifai, John T Wilson, John A.Connor, Julia A Aziiz, Monica P. Suarez), National Risk Management Research Laboratory, Cincinnati, Ohio, EPA/540/S-02/500, 2002
26. **Wisconsin Department of Natural Resources, Bureau for Remediation and Redevelopment,** Guidance on Natural Attenuation For Petroleum Releases, PUB-RR-614, March 2003
27. **FH-DGG (Hrsg):** Das Hydrogeologische Modell als Basis für die Bewertung von Monitored Natural Attenuation bei der Altlastenbearbeitung: Ein Leitfaden für Auftraggeber, Ingenieurbüros und Fachbehörden. Schriftenreihe der Deutschen Geologischen Gesellschaft, Heft 23, Dt. Geologische Gesellschaft., Hannover 2002

28. **Frenz, W.:** Kommentar zum Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG). München: Verlag C.H. Beck 2000, Rn. 3 vor § 4
29. **Knemeyer, F.-L.:** Polizei- und Ordnungsrecht, 9. Aufl., München: Verlag C.H. Beck 2002; Bundesverfassungsgericht (BVerfG) vom 16.02.2002, NJW 2000, S. 2573/2575
30. **Maurer, H.:** Allgemeines Verwaltungsrecht. 14. Aufl. München: Verlag C.H. Beck 2002, § 10 Rn. 17
31. **Landesumweltamt NRW (Hrsg.):** Anforderungen an eine Sanierungsuntersuchung unter Berücksichtigung von Nutzen-Kosten-Aspekten. Materialien für Altlasten und Bodenschutz Band 11, Düsseldorf 2000
32. **Ingenieurtechnischer Verband Altlasten (Hrsg.):** Sanierungsuntersuchung. ITVA-Arbeitshilfe H1-5/97. Berlin: Selbstverlag 1997
33. **DIN (Hrsg.): Kosten im Hochbau 219. DIN 276.** Berlin: Beuth Verlag 1993
34. **Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie (Hrsg.):** Arbeitshilfe zu überwachten natürlichen Abbau- und Rückhalteprozessen im Grundwasser (Monitored Natural Attenuation – MNA). Handbuch Altlasten, Band 8, Teil 1. Wiesbaden 2004
35. **Arbeitshilfen zur Anwendung der baufachlichen Richtlinien für die Planung und Ausführung der Sanierung von schädlichen Bodenveränderungen und Grundwasserverunreinigungen (Arbeitshilfen Boden- und Grundwasserschutz – AH-BGWS), Stand Dezember 2003.** Hrsg.: Bundesministerium für, Verkehr, Bau- und Wohnungswesen / Bundesministerium für Verteidigung, Berlin 2003
36. **von der Trenck, K. T., C. Markard, C. Kühl, H. Slama und R. Röder (1999):** Ableitung von Geringfügigkeitsschwellen zur Beurteilung von lokal begrenzten Grundwasserverunreinigungen. In: D. Rosenkranz, G. Bachmann, G. Einsele, H.-M. Harreß (Hrsg.): Handbuch Bodenschutz. Kennziffer 3605, Erich Schmidt Verlag, Berlin



# **A N H A N G**



## Inhaltsverzeichnis

<b>Anhang A Beschreibung der NA-Prozesse</b>	<b>1</b>
A-1 Einleitung	1
A-2 Biologischer Abbau	3
A-2.1 Einflussgrößen	4
A-2.2 Schadstoffgruppen	6
A-2.2.1 Mineralölkohlenwasserstoffe	6
A-2.2.2 Chlorierte Kohlenwasserstoffe	7
A-2.2.3 2,4,6-Trinitrotoluol	8
A-2.2.4 Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe	9
A-2.2.5 Schwermetalle	10
A-2.2.6 Schlecht oder nicht abbaubare Schadstoffe	10
A-3 Fällung	11
A-3.1 Fällungsreaktionen	11
A-3.2 Einflussfaktoren	11
A-3.3 Erfassung	11
A-3.4 Kommentar	11
A-4 Physiko-Chemische Zersetzung	12
A-5 Sorption	12
A-5.1 Beschreibung	12
A-5.2 Erfassung	13
A-5.3 Kommentar	13
A-6 Verdünnung (Dispersion und Diffusion)	14
A-6.1 Dispersion	14
A-6.1.1 Beschreibung	14
A-6.1.2 Erfassung	15
A-6.1.3 Kommentar	15
A-6.2 Diffusion	15
A-6.2.1 Beschreibung	15
A-6.2.2 Erfassung	16
A-6.2.3 Kommentar	16
A-7 Verflüchtigung	16

<b>Anhang B Prognose zeitlicher und räumlicher Veränderungen</b>	<b>17</b>
B-1 Modellbegriff	17
B-2 Zielsetzung bei der Anwendung von Modellen	19
B-3 Modelleinsatz	19
B-3.1 Detailuntersuchung	19
B-3.2 Sanierungsuntersuchung	20
B-4 Modellkomponenten	21
B-5 Modellauswahl	23
B-6 Grenzen der Modellierung	25
B-7 Zusammenfassung	26
B-7.1 Modellsysteme und Autoren	27
B-7.1.1 Analytische Modelle	27
B-7.1.2 Numerische Modelle	27
<b>Anhang C Monitoring</b>	<b>29</b>
C-1 Zielsetzung des Monitorings	29
C-1.1 Messstellennetz, Monitoringintervalle und Messprogramm	29
C-2 Messprogramm	32
C-3 Erfolgskriterien	32
C-4 Kosten	33
<b>Anhang D Quellenverzeichnis zu den Anhängen</b>	<b>34</b>

## Anhang A Beschreibung der NA-Prozesse

### A-1 Einleitung

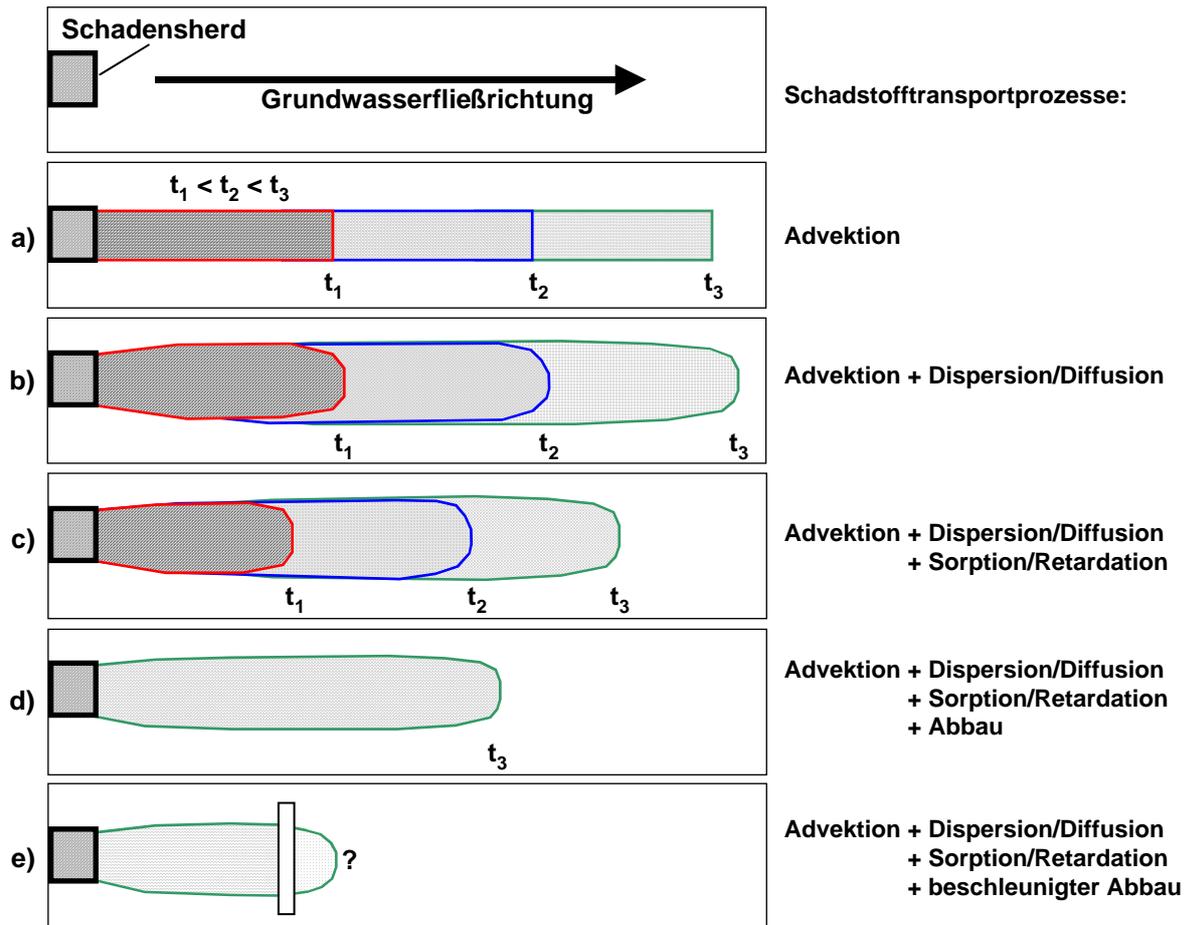
Laut Definition in Kapitel 3 werden in dieser Arbeitshilfe unter Natural Attenuation folgende Prozesse verstanden:

- biologischer Abbau (Mineralisierung, Humifizierung, cometabolischer Abbau),
- Fällung,
- physiko-chemische Zersetzung (z.B. radioaktiver Zerfall, Oxidation an Eisen),
- Sorption (Adsorption, Absorption, Desorption, Komplexierung),
- Verdünnung (Dispersion, Diffusion),
- Verflüchtigung (Verdunstung, Sublimation).

Der Transport von gelösten Stoffen im Grundwasser erfolgt in der Hauptsache advektiv aufgrund der Fließbewegung (Fließrichtung und Fließgeschwindigkeit) des

Wassers. Die o.g. NA-Prozesse beeinflussen jedoch den advektiven Transport und bestimmen als Stofftransportkomponenten das Verhalten der Stoffe im Grundwasser. Gemeinsam führt dies letztendlich zu einem "Fortschreiten" der Schadstoffe im Grundwasserleiter und zu einer raum-zeitlichen Entwicklung von Schadstofffahnen im Abstrom von Schadstoffquellen. Das Zusammenwirken der einzelnen Prozesse und die dadurch bedingte veränderte Entwicklung einer Schadstofffahne verdeutlicht Abb. A-1.

Die Menge an gelösten Schadstoffen im Grundwasser wird im Allgemeinen durch die Freisetzungsrates aus der Schadstoffquelle (Quellterm) bestimmt. Eine Schadstofffahne wird daher so lange existieren (z.B. durch Lösung aus residualer Phase), bis die Schadstoffe aus der Schadstoffquelle vollständig gelöst bzw. aus dieser technisch entfernt sind (z.B. durch Auskoffern der Schadstoffquelle) oder der fortschreitende Abstrom technisch verhindert wird.



**Abb. A-1: Entwicklung von Schadstofffahnen im Grundwasser über die Zeit.**  
 $t_1 - t_3$ : verschiedene Zeitpunkte; d) und e) ohne  $t_1$  und  $t_2$ . (Modifiziert nach [1], [2]).

Die NA-Prozesse bewirken, dass die nicht-destruktive Transportrate der Schadstoffe, die von Advektion, Dispersion, Diffusion, Verflüchtigung und Sorption im Aquifer gesteuert wird, durch die gleichzeitig stattfindenden destruktiven Prozesse wie Abbau, Zerstörung (Zerfall) und Transformation der Stoffe kompensiert werden kann (Abb. A-1, Beispiel d). Dies führt dazu, dass Schadstofffahnen im Grundwasser trotz permanenter Einträge an einer Schadensquelle meist nur ein begrenztes Ausmaß annehmen und eine "quasi-stationäre" Ausbreitungscharakteristik annehmen bzw. auch

"schrumpfenden" Charakter haben können. Hierbei ist jedoch zu beachten, dass Schadstofffahnen nicht grundsätzlich einen geradlinigen Verlauf haben, sondern häufig aufgrund der Strömungsbedingungen vertikal oder horizontal abgelenkt werden. Eine Kartierung der Schadstofffahne sollte dieses ggf. untersuchen.

Im Folgenden werden nun die einzelnen Stofftransportkomponenten, die im Sinne der o.a. Definition unter NA-Prozessen verstanden werden, beschrieben und Methoden zu deren Erfassung genannt. Ein abschließender Kommentar greift den Stand der Technik und die derzeitigen Umsetzungsmöglichkeiten im Rahmen eines MNA-Konzeptes auf.

## A-2 Biologischer Abbau

Der biologische Abbau von Schadstoffen in Boden und Grundwasser kann als nachhaltig bezeichnet werden. Es gilt, dass prinzipiell alle Schadstoffe, die biologisch abbaubar sind und in biologischen Sanierungsverfahren behandelt werden, auch unter natürlichen Bedingungen im Boden und Grundwasser eliminiert werden. Der biologische Abbau ist häufig das Ergebnis nacheinander abfolgender enzymatisch katalysierter Gleichgewichtsreaktionen. Die Geschwindigkeit des Abbaus wird dabei vom langsamsten Teilschritt bestimmt.

Die Ermittlung von Abbauraten ist derzeit noch schwierig, da die Übertragbarkeit der Ergebnisse von Laborexperimenten auf den Feldmaßstab unsicher ist. Eine standardisierte Methode zur Bestimmung von *In-situ*-Abbauraten (Messung im Feld) existiert derzeit noch nicht.

Bei der Beurteilung des mikrobiologischen Abbaus ist es erforderlich, eine mögliche Anreicherung toxischer und ggf. auch mo-

bilerer Abbauprodukte mit zu berücksichtigen, da dies trotz Eliminierung der ursprünglichen Schadstoffe zu einer Erhöhung der Gesamtoxizität führen kann. Sofern toxische Abbauprodukte ausreichend bekannt sind, können diese direkt als Einzelsubstanz bestimmt werden (z.B. Vinylchlorid (s. A-2.2.2)). Alternativ, z.B. wenn die Abbauprodukte noch unzureichend bekannt sind oder sich schwer quantifizieren lassen, können Toxizitätstests einen Hinweis darauf geben.

Die mikrobiologischen Umsetzungen, die in den Bodenzonen für die Verringerung von Schadstoffkonzentrationen von Bedeutung sind, lassen sich nach physiologischen Gesichtspunkten unterteilen:

### Typ 1: Vollständige Metabolisierung und Mineralisierung von Schadstoffen

Der Typ der vollständigen Metabolisierung und Mineralisierung beinhaltet den weitestgehenden Abbau von Substanzen und ist für viele Schadstoffgruppen nur für Bakterien beschrieben worden. Dabei wird die betreffende Substanz von den Mikroorganismen durch eine Reihe substratspezifischer Enzyme auf bestimmten Stoffwechselwegen verwertet. Die Nutzung erfolgt einerseits als Kohlenstoffquelle zum Aufbau von Biomasse und andererseits als Energiequelle durch Mineralisierung zu CO<sub>2</sub> und Wasser.

Auch wenn die Schadstoffe vollständig metabolisiert werden, kann es vorüberge-

hend zur Akkumulation geringer Mengen von Metaboliten kommen, sofern Engpässe im Umsatz auf dem weiteren Abbauweg auftreten. Diese Metabolite werden unter bestimmten Bedingungen auch außerhalb der Zellen im Medium gefunden oder treten sogar in der Umwelt auf.

### **Typ 2: Cometabolische Transformation von Schadstoffen**

Das wesentliche Kriterium für diesen Typ des Abbaus ist, dass die Substanzen nicht als alleinige Kohlenstoff- oder Energiequelle genutzt werden können und die Mikroorganismen nicht damit wachsen können. Dieser Typ des Abbaus ist, abgesehen von einer möglichen Entgiftungsfunktion, für die Organismen ohne erkennbaren Wachstumsvorteil. Die Organismen sind daher auf zusätzliche Substrate (Cosubstrate oder Auxiliarsubstrate) angewiesen, um ihren Stoffwechsel aufrecht zu erhalten und zu wachsen.

Dabei werden die Schadstoffe oft von den Enzymen zufällig umgesetzt, die eine bestimmte Reaktion beim Abbau der Cosubstrate katalysieren. Da die Umsetzung nicht gerichtet erfolgt, ist der cometabolische Abbau normalerweise unvollständig (Transformation, Teilabbau, Umbau). So gebildete und ausgeschiedene Transformationsprodukte können dann von anderen Mikroorganismen weiter metabolisiert werden oder auch vollständig mineralisiert werden.

### **Typ 3: Humifizierung von Schadstoffen**

Beim biologischen Abbau jeglicher organischer Substanz in Böden finden Ab- und Umbaureaktionen statt, die zu einer Verteilung des Ausgangskohlenstoffes in verschiedene Kompartimente führen. Neben der Metabolisierung und der Mineralisierung (mit Bildung von Biomasse) wird ein Teil des Kohlenstoffes in der organischen Bodenmatrix festgelegt. Beim Abbau von Naturstoffen werden diese Prozesse als Humifizierung bezeichnet. Schadstoffe und deren Metabolite werden in analoger Weise ebenfalls in die Reaktionen einbezogen.

#### **A-2.1 Einflussgrößen**

Verschiedene Faktoren in Boden und Grundwasser beeinflussen die Geschwindigkeit und Menge eines biologischen Schadstoffumsatzes oder -abbaus erheblich. Die Bedingungen können dabei so ungünstig sein/werden, dass der Abbau völlig stagniert. Im Folgenden werden einige dieser Faktoren erläutert.

**Redoxpotenzial.** Die oben beschriebenen Stoffwechselleistungen beinhalten Redoxreaktionen (Reduktions-/Oxidations-Reaktionen) und sind damit abhängig vom jeweiligen Redoxpotenzial der Umgebung (Boden, Gewässer oder Mikrohabitat). Damit beeinflusst das Redoxpotenzial die zu verwertenden organischen Verbindungen und Endprodukte. Mikroorganismen benötigen, abhängig vom Stoffwechseltyp, un-

terschiedliche Redoxpotenziale. In Verbindung mit den am Redoxpotenzial erkennbaren Veränderungen der Lebensbedingungen verschiebt sich deshalb auch die Zusammensetzung von Bakteriengemeinschaften.

Bei der Oxidation von organischen Verbindungen (Substraten) durch Mikroorganismen wird der Kohlenstoff oxidiert und die dabei freiwerdende Energie von den Organismen zum Wachstum genutzt. Wasserstoff (Protonen und Elektronen) wird mit abnehmendem Redoxpotenzial nacheinander auf Elektronenakzeptoren übertragen: Sauerstoff ( $O_2 \rightarrow H_2O$ ), Nitrat ( $NO_3^- \rightarrow N_2$ ), Mangan ( $MnO_2 \rightarrow Mn^{2+}$ ), Nitrat ( $NO_3^- \rightarrow N_2$ ), Eisen ( $Fe^{3+} \rightarrow Fe^{2+}$ ), organische Substanzen, Sulfat ( $SO_4^{2-} \rightarrow S^{2-}$ ) Carbonat ( $CO_2 \rightarrow CH_4$ ).

**pH-Wert.** Die meisten Bodenbakterien wachsen am besten in einem Bereich zwischen pH 6,5 und pH 8. Wenn die Pufferkapazität des Bodens nicht ausreicht, können sich nach Schadensfällen und durch biologische Aktivität die pH-Werte durch gebildete Teilabbauprodukte und geochemische Prozesse verschieben. Verschiebungen des pH-Wertes beeinflussen die Löslichkeiten von Mineralstoffen, Metall- und Schwermetallsalzen und die Konformation – und damit das Bindungsverhalten – von Huminstoffen.

**Temperatur.** Im Allgemeinen nimmt die Geschwindigkeit der Stoffumsetzungen von

Mikroorganismen mit steigender Temperatur zu, obwohl die beteiligten Enzyme ihre spezifischen Temperaturoptima haben. Die Temperatur hat auch einen Einfluss auf die Löslichkeiten von Elektronenakzeptoren und Kontaminanten. Unter aeroben Bedingungen kann die Temperatur im Boden und Grundwasser auch durch die Abbauaktivität der Mikroorganismen ansteigen.

**Bioverfügbarkeit.** Wasserlöslichkeit, Flüchtigkeit, Oberfläche, Sorption und Einschluss, aber auch das Alter der Kontamination beeinflussen die Bioverfügbarkeit von Schadstoffen. Da nur bioverfügbare Schadstoffanteile umgesetzt werden können, ist diese oft der limitierende Faktor beim biologischen Abbau.

**Wassergehalt.** Da Schadstoffe über die Wasserphase von den Bakterien aufgenommen werden und der Transport von Edukten und Produkten über die Wasserphase erfolgt, hat der Wassergehalt einen entscheidenden Einfluss auf die Bioverfügbarkeit. Für das Leben der Bakterien reicht in Böden in der Regel das Haftwasser um und zwischen den Partikeln aus.

**Kohlenstoffquellen.** Andere Nährstoffe und Co-Kontaminationen können das Wachstum der Mikroorganismen anregen. In dem Fall, dass der Schadstoff durch die Mikroorganismen mineralisiert werden kann (Typ 1, s.o.) sind andere Kohlenstoffquellen eher ungünstig, da diese bevorzugt abgebaut werden können und die vorhan-

denen Elektronenakzeptoren verbrauchen. Im Falle von cometabolischem Abbau sind zusätzliche Kohlenstoffquellen essentiell, da sie den Schadstoffabbau erst ermöglichen.

## A-2.2 Schadstoffgruppen

### A-2.2.1 Mineralölkohlenwasserstoffe

Grundlagen des biologischen Abbaus: Mineralölprodukte bestehen im wesentlichen aus aliphatischen und aromatischen Kohlenwasserstoffen. Die Abbaubarkeit der aliphatischen Kohlenwasserstoffe hängt von Kettenlänge, Verzweigungsgrad und Sättigungsgrad der Moleküle ab. Toxische Metabolite sind beim Abbau, der zur Mineralisierung der Schadstoffe führt, nicht zu erwarten. Der bevorzugte Abbau findet unter aeroben Bedingungen statt, aber auch - wesentlich langsamer - unter anoxischen Bedingungen. Kurz-kettige aliphatische Kohlenwasserstoffe sind flüchtig und wirken toxisch auf viele MKW-abbauende Bakterien. Langkettige und vor allem verzweigt-kettige Kohlenwasserstoffe sind dagegen persistent. Am besten biologisch abbaubar sind Aliphaten mit Kettenlängen von C<sub>10</sub>-C<sub>16</sub>-

Der Abbau der monoaromatischen Kohlenwasserstoffe in Mineralöl-Produkten (Benzol, Toluol, Ethylbenzol, o- und m-Xylol und Phenol) ist unter aeroben Bedingungen gut möglich. Im Anaeroben sind Toluol und Ethylbenzol gut abbaubar. Benzolabbau erscheint vor allem unter eisen-

reduzierenden Bedingungen möglich. Die anaerobe Abbaubarkeit der Xylole variiert mit der Stellung der Substituenten.

Für Kohlenwasserstoffe lässt sich unter aeroben Bedingungen im Allgemeinen folgende Abbaureihe der potenziellen Abbaubarkeit näherungsweise angeben [3]:

Aliphatische Kohlenwasserstoffe:

*n-Alkane > Isoalkane, Alkene > Cycloalkane*

Aromatische Kohlenwasserstoffe:

*Toluol > Ethylbenzol > Benzol, Xylol*

Bioverfügbarkeit: Mineralölkohlenwasserstoffe verteilen sich in der ungesättigten Zone oder sammeln sich als mehr oder weniger zusammenhängende Phase auf dem Grundwasserspiegel (L-NAPL). Pendulare und insulare Restsättigungen behindern die Bioverfügbarkeit. Nicht nur, weil (längerkettige) aliphatische Kohlenwasserstoffe schlecht wasserlöslich sind, sondern darüber hinaus sehr stark an Bodenpartikel und Humus sorbieren, ist die Bioverfügbarkeit eingeschränkt. Mit zunehmendem Alter der Kontamination verschlechtert sich die Bioverfügbarkeit, weil sich das Schadstoffspektrum zu Ungunsten der flüchtigeren und wasserlöslicheren Bestandteile verschiebt und weil es zur Sequestrierung (Einschluss) der Schadstoffe in hochmolekulare Matrizes kommt.

Nachweis des mikrobiologischen Abbaus:

Durch die starke Zehrung von Elektronen-

akzeptoren ( $O_2$ ,  $NO_3^{2-}$ ,  $Fe^{3+}$ ,  $SO_4^{2-}$ , ...,  $CO_2$ ) kommt es im Abstrom einer Kontaminationsquelle zu einer Redoxzonierung von bis zu fünf Zonen. Sowohl diese als auch die Zehrung der Elektronenakzeptoren lassen sich bestimmen. Da der Abbau produktiv erfolgt, verändert sich die Biozönose zu Gunsten der Bakterien, die die aliphatischen und aromatischen KW verwerten können. Dieses lässt sich u.U. molekularbiologisch dokumentieren.

Eignung für MNA: In Bezug auf Natural Attenuation sind die Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW) die Gruppe mit dem höchsten natürlichen Abbaupotenzial, da die Verwerter von MKW ubiquitär vorhanden sind, Zwischenprodukte nicht toxischer sind und der Abbau produktiv (mit Energiegewinn) erfolgt. Innerhalb dieser Gruppe sind die BTEX-Aromaten am besten untersucht. Deren grundsätzliche Eignung für MNA ist bisher als einzige Stoffgruppe international akzeptiert.

### **A-2.2.2 Chlorierte Kohlenwasserstoffe**

Grundlagen des biologischen Abbaus: Mehr als bei jeder anderen Gruppe von Schadstoffen hängt der Umsatz von aliphatischen chlorierter Kohlenwasserstoffe (LCKW: Chlorethene, Chlorethane u. Chlormethane) und die mögliche Akkumulation von Zwischenprodukten von den oben geschilderten Milieubedingungen ab. Der Abbau erfolgt zumeist cometabolisch.

Erst die Entdeckung der (reduktiven) Dehalorespiration zeigte, dass unter bestimmten Bedingungen mit der Dechlorierung auch ein Energiegewinn verbunden sein kann. Es gilt: Je höher der Chlorierungsgrad desto eher erfolgt der Abbau anaerob (und umgekehrt). Der biologische Abbau aromatischer chlorierter Kohlenwasserstoffe erfolgt langsam und führt meist nur zu niedriger chlorierten Verbindungen. Das mag an der toxischen Wirkung vieler Chloraromaten liegen. Letztere haben aber ein niedrigeres toxisches Potenzial als die höher chlorierten.

Bioverfügbarkeit: Die meisten LCKW sind schwerer als Wasser, relativ gut wasserlöslich und flüchtig. Wasserlöslichkeit und Flüchtigkeit steigen mit abnehmender Zahl der Chloratome an. Die Monochlor-Verbindungen Vinylchlorid, Monochlorethan und Monochlormethan sind bei Raumtemperatur gasförmig und dementsprechend wieder weniger wasserlöslich. Die LCKW verteilen sich entsprechend ihren Eigenschaften in charakteristischer Weise in Boden, Wasser und (Boden-)Luft. Gelöste LCKW sorbieren reversibel an organische Substanzen im Boden. Bei den aromatischen chlorierten Kohlenwasserstoffen nehmen innerhalb einer Stoffgruppe mit zunehmendem Chlorierungsgrad Flüchtigkeit und Wasserlöslichkeit ab, während Persistenz und Stabilität zunehmen.

#### Nachweis des mikrobiologischen Abbaus:

Da der Abbau der aliphatischen CKW stark milieuhängig ist, sind Mikrokosmen nötig, um das natürliche Abbaupotenzial zu bewerten und die Einflussfaktoren zu bestimmen. Mikrokosmenstudien sind jedoch bei anaerober Versuchsdurchführung sehr aufwändig und zeitintensiv. Im Grundwasser lassen sich aber i.d.R. die Metabolite nachweisen, da der Abbau über die sukzessive Abspaltung der Chloratome erfolgt. Beim mikrobiellen Abbau wird aus Trichlorenchlorenen bevorzugt das 1,2-*cis*-Dichlorenchlorenen und weniger das 1,2-*trans*-Dichlorenchlorenen gebildet. Ein Vergleich der Verhältnisse der beiden Isomere kann einen Hinweis auf mikrobiologischen Abbau geben. Eine Abnahme des TOC kann ebenfalls als Indiz für mikrobiologische Aktivität gewertet werden (die aber nicht zwingend Abbau anzeigt).

Die reversible Adsorption führt im Abstrom von Schadensfällen zu einem Chromatographie-Effekt, in dessen Folge die verschiedenen Stoffe in der Grundwasserfahne unterschiedlich schnell transportiert werden. Dadurch verschieben sich im Abstrom die Verhältnisse der Kontaminanten zueinander, der nicht als Abbau fehlinterpretiert werden darf.

Eignung für MNA: Besonders Chlorenchlorenen besitzen bei älteren Kontaminationen ein nicht zu unterschätzendes natürliches Abbaupotenzial, wenn der Untergrund, wie bei

vielen Schadensfällen, anaerob ist und ausreichend organische Nährstoffe enthält. Als problematisch angesehen werden muss allerdings die Akkumulation von Vinylchlorid, das unter anaeroben Bedingungen persistiert und nur langsam abgebaut wird. Chloraromaten werden *in situ* nur extrem langsam biologisch umgesetzt, so dass diese Stoffgruppe für MNA ungeeignet erscheint.

#### **A-2.2.3 2,4,6-Trinitrotoluol**

##### Grundlagen des mikrobiologischen Abbaus:

Während viele nitroaromatische Verbindungen unter Energiegewinnung sowohl aerob als auch anaerob biologisch abgebaut werden können [4], werden TNT (2,4,6-Trinitrotoluol) und andere, höher nitrierte aromatische Verbindung nur cometabolisch, also nicht energiegekoppelt, umgesetzt. Unter *in situ*-Bedingungen führen biologische und abiotische Umsetzungen zu freien Metaboliten (wie Aminonitrotoluolen), zu den so genannten polaren Metaboliten und zu festgelegten Metaboliten, die irreversibel in die organische Bodenfraktion eingebaut werden. Dieser Prozess wird Humifizierung genannt. Eine nennenswerte Mineralisierung findet dagegen nicht statt.

Bioverfügbarkeit: TNT liegt als Feststoff im Boden in Größenordnungen von Stäuben bis großen Klumpen vor. Durch die nur langsame Nachlösung aus dem Feststoff ist TNT sehr persistent.

Nachweis des mikrobiologischen Abbaus: Untersuchungen zur Retardierung in Säulen- und Lysimeterversuchen, da die Textur einen großen Einfluss auf die Retardierung hat. Nachweis der bekannten Metabolite in Bodenmaterial und Grundwasser. Untersuchungen mit stabilen Isotopen [ $^{15}\text{N}$ ]

Eignung für MNA: Obwohl die irreversible Festlegung in der Humusfraktion ein akzeptierter Prozess der Detoxifizierung von TNT darstellt, gibt es zurzeit keine Möglichkeit, die Stoffströme zu bilanzieren. Vielmehr muss bei der heutigen Datenlage und Analysetechnik davor gewarnt werden, bei Rüstungsaltslasten ohne weitere Forschung auf Monitored Natural Attenuation zu setzen. Das Beispiel der erst 1997 entdeckten polaren Metaboliten, die dann im Anschluss auf nahezu allen untersuchten Standorten nachgewiesen wurden, zeigt, dass die natürlicherweise ablaufenden Prozesse noch längst nicht vollständig erfasst sein müssen.

#### **A-2.2.4 Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe**

Grundlagen des mikrobiologischen Abbaus: Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) sind eine heterogene Gruppe von kondensierten aromatischen Systemen. Der Elimination von PAK erfolgt produktiv mit Energiegewinn und Biomassebildung durch Mineralisierung oder durch Humifizierung in der organischen Boden-

matrix. Die Initialreaktion des Abbaus ist ein oxidativer Angriff auf das Ringsystem. Dieser Schritt erfordert Sauerstoff. Höher kondensierte PAK (3 bis 4 Ringe) werden meist langsam und erst im Anschluss an leichter verwertbare aromatische Verbindungen (Naphthalin oder Monoaromaten) abgebaut. Für einfache PAK ist auch ein Abbau unter Nitrat- und Sulfat-reduzierenden Bedingungen beschrieben. Obwohl auch der Abbau hochmolekularer PAK (> 4 Ringe) im Labor beschrieben worden ist, wird deren Abbau im Feld maßgeblich durch die geringe Wasserlöslichkeit sowie ihre starke Sorption an die Matrix des Untergrundes limitiert.

Bioverfügbarkeit: Teeröle und Gaswerkschlacken liegen als Feststoff oder Phase im Untergrund vor und bluten seit Jahrzehnten kontinuierlich ins Grundwasser aus. Die Schadstoffe sorbieren stärker an die Bodenmatrix und sind insbesondere bei  $C_{\text{org}}$ -reichen Sedimenten schlechter bioverfügbar. Sorption, Transport und Bioverfügbarkeit (und Abbau) hängen auch von den Co-Kontaminaten ab.

Nachweis des mikrobiologischen Abbaus: Untersuchungen des Abbaus in Mikrokosmen oder Säulenversuche mit Standortmaterial. Nachweis des Sauerstoffverbrauchs im Feld. Eventuell können Metaboliten nachgewiesen werden.

Eignung für MNA: Weil PAK im Untergrund weniger mobil sind und die Fahnen aufgrund der niedrigen Wasserlöslichkeit, der Sorption und des Abbaus kurz und stationär sind, erscheinen PAK-Schadensfälle unter der Prämisse „Rückhalt“ für MNA-Maßnahmen geeignet. PAK-Schäden aus Teerölen und auf Gaswerksstandorten enthalten häufig weitere, mobilere Schadstoffe, die kontinuierlich aus der Phase ausbluten. BTEX verhindern nicht nur den Abbau der PAK, sondern wirken auch als Lösungsvermittler. Von besonderem Interesse sind auch die Co-Kontaminanten aus der Gruppe der N-, S- und O-heterozyklischen Verbindungen. Das Umweltverhalten dieser wesentlich wasserlöslicheren und mobileren Verbindungen in Bezug auf Mobilität, Sorption, Toxizität und Abbau wird jetzt erst Gegenstand der Forschung.

#### **A-2.2.5 Schwermetalle**

Schwermetalle sind naturgemäß biologisch nicht abbaubar. Biologische Systeme können allerdings den Redoxzustand im Untergrund beeinflussen, so dass es zu einer quasi irreversiblen Fällung von Schwermetallen und damit zu einer Festlegung kommt. Voraussetzung dafür ist allerdings eine hohe mikrobiologische Aktivität.

#### **A-2.2.6 Schlecht oder nicht abbaubare Schadstoffe**

Schlecht oder nicht abbaubare Schadstoffe bestimmen die Möglichkeit der Berücksich-

tigung von NA-Prozessen bei der Altlastenbearbeitung und schränken diese oftmals ein. Bei Schadstoffen mit geringer Löslichkeit und guter Adsorbierbarkeit (z.B. PAK) führt dies zu einer langsamen, begrenzten Ausbreitung um den Schadensherd. Die Lebensdauer solcher Kontamination wird aber auf kaum vertretbare Zeiträume (z.T. > 1000 a) prognostiziert.

Eine andere Problemgruppe sind schlecht abbaubare aber gut wasserlösliche, mobile Schadstoffe. Sie können maßgebend sein für die maximale Ausdehnung einer Schadstofffahne, ihren derzeitigen Ausbreitungszustand (d.h. zunehmend, stationär oder schrumpfend) sowie Zeiträume bis zur Stationarität oder zum Schrumpfen der Fahne.

In dieser Gruppe liegt das Augenmerk derzeit besonders auf Methyltertiärbutylether (MTBE), einem Benzinadditiv. Es ist gut wasserlöslich (ca. 50 g/l), schlecht biologisch abbaubar und wird beim Transport im Untergrund kaum retardiert, hat also Eigenschaften eines konservativen Tracers. Ein weiteres Stoffkonsortium dieser Gruppe sind heterocyclische aromatische Verbindungen aus PAK-Kontaminationen.

Bedingt durch die vielen Faktoren, die den Erfolg eines biologischen Abbaus im Zuge von Natural Attenuation bestimmen und die naturgemäß eingeschränkte Einflussnahme auf die biologischen Prozesse im Untergrund, können keine generellen Aussagen über die Abbaubarkeit eines bestimmten

Schadstoffes gemacht werden. Die Abbaubarkeit muss entweder unter den vorherrschenden Bedingungen geprüft werden oder Indizien müssen gesammelt werden, die für eine biologische Abbauproduktivität sprechen. Neben den weiter hinten diskutierten Indizien können auch molekularbiologische Methoden zum Nachweis bestimmter Enzymaktivitäten oder Veränderungen in der Biozönose zur Anwendung kommen. Einen Hinweis auf schwer erfassbare, z.T. toxische Metabolite in der Fahne können auch Toxizitätstests liefern.

## **A-3 Fällung**

### **A-3.1 Fällungsreaktionen**

Die Fällung ist eine chemische Reaktion, die im Wasser gelöste Stoffe in unlösliche oder nur sehr gering lösliche Stoffe überführt. Dies geschieht entweder durch Veränderung der Gleichgewichtsbedingungen (Temperatur, pH-Wert, Redoxverhältnisse) oder durch Zugabe von Elektrolyten (Veränderung der Ionenstärke). Dies führt in den meisten Fällen zur Überschreitung des Löslichkeitsproduktes der im Wasser gelösten und auszufällenden Verbindungen und damit zum Ausfällen als Niederschlag in Form von Kristallen, Flocken oder Tröpfchen. Dabei ist es gleichgültig, ob die chemische Zusammensetzung des auszufällenden Stoffes verändert wird oder nicht [5].

### **A-3.2 Einflussfaktoren**

Die häufigste in der Altlastenbearbeitung angetroffene Fällungsform besteht in der Überführung von gelösten Metallionen in schwerlösliche Metall-Hydroxide, -Carbonate, oder -Sulfide. Hierzu sind Redoxprozesse und geeignete pH-Werte erforderlich. Ferner muss die Bildung von Anionensalzen Beachtung finden.

### **A-3.3 Erfassung**

Die Erfassung von Fällungsreaktionen ist durch die Messung von  $E_H$ -pH Werten unter den im Labor vorherrschenden Bedingungen (schnelle Reaktionszeit) einfach zu realisieren. In Grundwassersystemen ist eine exakte Ermittlung jedoch durch die vorhandene mikrobiologische Aktivität, den langen Reaktionszeiten und den Redoxmessmethoden häufig mit Fehlern behaftet. Die Aussagefähigkeit kann bei einfachen Fragestellungen durchaus ausreichend sein, bei Spezialfragen aber oftmals an ihre Grenzen stoßen.

### **A-3.4 Kommentar**

Der Effekt der Bindung von Schadstoffen durch Fällung ist bereits bei Schwermetallen (u.a. in Sedimenten) beschrieben worden, wo eine Ausfällung als schwerlösliches Sulfid zu einer Bindung der Schadstoffe führen kann. Unter bestimmten Bedingungen (z.B. Veränderung der Redoxverhältnisse) können ausgefällte Produkte

wieder in Lösung gehen. Im jeweiligen Einzelfall sollte überlegt werden, ob Fällungsreaktionen eine Rolle spielen können und in welchem Umfang diese zu einer Festlegung der Schadstoffe beitragen können oder das hydrochemische Gleichgewicht generell beeinflussen.

## A-4 Physiko-Chemische Zersetzung

Der radioaktive Zerfall als Beispiel für die physikalische Zersetzung spielt im Rahmen der NA-Untersuchungen – mit Ausnahme der Fragestellung zur Endlagerung entsprechender Stoffe – bei der Altlastenbearbeitung keine Rolle. Die elementspezifischen Zerfallskonstanten und Bedingungen sind bekannt und der Literatur zu entnehmen. Der radioaktive Zerfall stellt eine Zerstörung des Ausgangstoffes dar, auch wenn bei manchen Zerfallprozessen gleichermaßen wieder Schadstoffe als so genannte Tochterprodukte entstehen können.

Als weiteres Beispiel einer natürlichen physiko-chemischen Zersetzung kann auch die Reaktion von organischen Stoffen an geogenem Eisen betrachtet werden.

## A-5 Sorption

### A-5.1 Beschreibung

Der Transport der gelösten Schadstoffe (Schadstofffahne) im Aquifer wird durch

Sorptionsprozesse (Sorption und anschließende Desorption) mehr oder weniger stark verzögert (retardiert). Die Sorption, d.h. Wechselwirkungen zwischen den im Wasser gelösten Stoffen mit den Aquifermaterialien - Kornmatrix, Partikel und bereits sorbierte Zusatzstoffe (organische Substanz) - ist stoffspezifisch. Im Allgemeinen sorbieren gering lösliche Verbindungen relativ stark und desorbieren relativ langsam und werden dadurch auch entsprechend stark retardiert. Da die Sorption im Vergleich zum Zeitmaßstab der Advektion rasch erfolgt, kann man in der Praxis von einem Gleichgewicht zwischen gelösten und sorbierten Stoffen ausgehen. Die Beziehung zwischen gelösten und sorbierten Anteilen wird durch die Sorptionsisotherme beschrieben, die in ihrer einfachsten Form eine lineare Funktion ist:

$$\text{adsorbierte Konzentration } C_S = \text{Verteilungskoeffizient } K_d \cdot \text{gelöster Konzentration } C$$

Im Ergebnis kommt es zu einem verzögerten Transport des Stoffes, ohne dass jedoch die Masse des Stoffs verändert wird.

Bei Kohlenwasserstoffen wird die Sorption hauptsächlich durch den Anteil an organischen Stoffen (Humus, Torf, Braunkohlen usw.) im Aquifer bestimmt. Man definiert diesen als  $f_{OC}$ , der als Quotient des organischen gebundenen Kohlenstoffs und dem Gesamtgewicht der Probe ermittelt wird. Als Maß für die Sorption von Kohlenwas-

serstoffen hat sich in der Praxis das Okta-  
nol/Wasser-Verteilungsverhältnis bewährt,  
das als  $K_{OW}$  bezeichnet wird.

Zwischen dem Verteilungskoeffizienten  $K_D$   
und dem  $K_{OW}$  existiert eine empirische Be-  
ziehung, die für nahezu alle relevanten  
Schadstoffe vorliegt:

$$K_D = A \cdot f_{OC} \cdot K_{OW}$$

mit  $A$  als stoffspezifischem Faktor. Bei ei-  
nem hohen Anteil an Tonmineralen kann  
o.g. Ansatz auch durch Erweiterung um die  
Sorptionsanteile von Sesquioxiden (Fe-, Al-  
und Mn-Oxide) ergänzt werden. Dies ge-  
schieht durch Addition o.g. Gleichung mit  
dem Produkt aus Verteilungskoeffizient  
Ton/Wasser ( $62,785 S^{0,81}$ ) und dem Kor-  
rekturfaktor  $T_k$  mit

$$T_k = 0,2 \cdot (\text{Tongehalt} - 20) / 100)$$

für den Gehalt an Ton und Sesquioxiden.  $S$   
beschreibt dabei die Löslichkeit des orga-  
nischen Stoffes.

Des Weiteren finden häufig zwei weitere  
Isothermen ihre Anwendung:

- die Freundlich-Isotherme:

$$C_s = K_d \cdot c$$

- die Langmuir-Isotherme:

$$C_s = (a_{LI} \cdot c) / (a_{L2} + c)$$

## A-5.2 Erfassung

Die Sorption und damit verbunden die De-  
sorption werden durch die o.g. Ableitung  
über Aquiferkenngößen und ihre empiri-  
schen Beziehungen zueinander ermittelt.  
Bei Stoffgemischen spielen gegenseitige  
Konkurrenzreaktionen eine Rolle und die  
Sorption sollte durch Laborversuche  
(Batch- bzw. Säulenexperimente) ermittelt  
werden. Hierbei entscheidet sich auch,  
welche Isotherme im konkreten Fall ver-  
wendet werden sollte.

## A-5.3 Kommentar

Die Sorption kann im Rahmen der NA-Pro-  
zesse eine entscheidende Rolle spielen  
und soll dann als nichtdestruktiver Prozess  
näher untersucht und quantifiziert werden.  
Im Falle einer hohen Sorptions- und niedri-  
geren Desorptionsrate (PAK) führen diese  
Prozesse zwar nicht zu einer Reduzierung  
der Masse, wohl aber zu einer Reduzie-  
rung der akuten Gefährdung. In diesem  
Fall sollte die Gefahrenbeurteilung den Be-  
griff "absehbarer Zeitraum" stärker be-  
rücksichtigen. Durch gezielte Laborunter-  
suchungen können die Sorptions- und die  
Desorptionsraten die aus der Literatur be-  
kannten Daten ergänzen, denn diese kön-  
nen im Einzelfall um Größenordnungen  
schwanken. Im Rahmen einer NA-spezifi-  
schen Untersuchung sollten bei entspre-  
chender Relevanz sorptiver Prozesse ins-  
besondere bei Stoffgemischen solche La-  
bordaten zur Verfügung gestellt werden. In

einer ersten Näherung sollten die empirischen Formeln angewendet werden.

Die Sorption kann auch in Zusammenhang mit einem eventuell stattfindenden mikrobiologischen Abbau von Bedeutung sein. Trotz geringer mikrobiologischer Abbauraten können diese aufgrund der Sorption der Stoffe an die Untergrundmatrix und des hierdurch verzögerten Transportes möglicherweise für einen vollständigen biologischen Abbau der gelösten Stoffe ausreichen.

## **A-6 Verdünnung (Dispersion und Diffusion)**

Die Verdünnung in der Schadstofffahne ist das Ergebnis von hydrodynamischer Dispersion und molekularer Diffusion. Hierbei wird die Konzentration der Schadstoffe verändert, nicht aber die Masse des Stoffes. Diese Prozesse werden zusammen mit der Sorption auch unter dem Begriff der nichtdestruktiven Prozesse in der Diskussion um NA geführt. Bei ausgeprägten Schadstofffahnen erfolgt die Verdünnung vor allem in den peripheren Bereichen einer Fahne.

### **A-6.1 Dispersion**

#### **A-6.1.1 Beschreibung**

Unter Dispersion im Rahmen von Stofftransportvorgängen im Grundwasser versteht man im Allgemeinen die hydrodynamische Dispersion, die alle mechanischen

Vermischungsprozesse von Wasserinhaltsstoffen während des Transportgeschehens umfasst. Sie wird durch die mikroskopische Variabilität der Fließgeschwindigkeiten in den Poren verursacht. Die Variabilität ist eine Folge des ungleichförmigen Geschwindigkeitsprofils innerhalb einer Pore, unterschiedlicher Porenquerschnitte und/oder Abweichungen von der mittleren Fließrichtung. In der Mitte eines durchflossenen Hohlraums ist die Einzelgeschwindigkeit eines Wasserteilchens stets höher als in der Nähe des Festkörpers. Die hydrodynamische Dispersion bewirkt ein Auseinanderziehen einer Schadstofffahne und damit eine Abnahme des Konzentrationsgradienten in Fließrichtung. Die Dispersion findet sowohl in Fließrichtung (longitudinal) als auch senkrecht hierzu (transversal) statt, ihr Betrag ist demnach richtungsabhängig. In der Regel ist die transversale Dispersion eine Größenordnung kleiner als die longitudinale Dispersion. Die mathematische Behandlung der Dispersion ist deshalb von der Dimensionalität des Strömungsfeldes abhängig, das im Rahmen des hydrogeologischen Konzeptmodells bewertet werden sollte. Steht die Dispersion bei NA-Prozessen im Vordergrund, sollte das hydrogeologische Modell diesen Verhältnissen entsprechend Rechnung tragen.

Neben der o.g. beschriebenen kleinskali- gen Wirkung der hydrodynamischen Dispersion ist in der Natur aufgrund von Inho-

mogenitäten im Grundwasserleiter, wie z.B. Ton- und Schlufflinsen, schon nach einer Fließstrecke von wenigen Metern die so genannten Makrodispersion von größerer Bedeutung für die Schadstoffverteilung im Grundwasserleiter. Mit zunehmender Fließstrecke wächst der Einfluss dieser Inhomogenitäten und die skalenabhängige Makrodispersion bestimmt die Vermischungsprozesse im Grundwasser.

### A-6.1.2 Erfassung

Die Dispersion wird durch den Dispersionskoeffizienten quantifiziert, der als Produkt der aquiferabhängigen Dispersivität und der mittleren Abstandsgeschwindigkeit des Grundwassers dargestellt wird. Die korngerüstbedingte Dispersivität ist eine Aquiferkenngröße, die im Regelfall durch abnehmende Porosität, abnehmenden Rundungsgrad und zunehmender Ungleichförmigkeit wächst. Die Bestimmung der Dispersivität kann im Labor erfolgen. Sie variiert in der Größenordnung von 0,01 – 1 cm. Die Bestimmung kann ebenso aus Tracerversuchen erfolgen [6]. Hier wirkt jedoch die Makrodispersion, so dass im Feld gewonnene Dispersivitäten deutlich höher liegen können [7]. Aus Laborgrößen abgeleitete allgemein gültige Formeln stehen deshalb nicht zur Verfügung.

### A-6.1.3 Kommentar

Da die Bestimmung der Dispersion im Labor nicht repräsentativ ist und die Ermitt-

lung im Feldversuch aufwändig ist, sollte im Zuge der Erarbeitung des hydrogeologischen Modells und der Auswertung der Schadstoffverteilung in der Fahne (Mol-Verhältnis bei CKW oder Verteilung der BTEX) sowie aufgrund empirischer Literaturdaten abgeschätzt werden, ob der Dispersion innerhalb der NA-Prozesse eine entscheidende Bedeutung zukommt. In diesem Fall sollte durchaus auch ein Tracerversuch unter kontrollierten Randbedingungen am Standort, z.B. im Rahmen eines Pumpversuchs in Betracht gezogen werden. Dem spricht entgegen, dass ein Tracerversuch mit aktiver Grundwasserförderung in kontaminierten Bereichen aufwändig und damit kostenintensiv wird.

## A-6.2 Diffusion

### A-6.2.1 Beschreibung

Unter der Diffusion, genauer der molekularen Diffusion, versteht man die Vermischung von gasförmigen, flüssigen oder festen Teilchen, die bedingt durch die Brown'sche Molekularbewegung aufgrund von Konzentrationsgradienten entsteht. Unter stationären Bedingungen wird sie durch das

1. Ficksche Gesetz:

$$F = -D \cdot \delta c / \delta x \quad [kg/sm]$$

beschrieben. Sie ist unabhängig von Richtung und Betrag des Strömungsfeldes.

### **A-6.2.2 Erfassung**

Die Messung der Diffusion ist schwierig. Sie wird im Regelfall durch empirische Formeln abgeschätzt bzw. aus Literaturquellen und Tabellenwerken entnommen. Der Anteil der Diffusion am Stofftransport ist in der Regel sehr klein und kann vernachlässigt werden, wenn die Abstandgeschwindigkeit groß ist ( $v_a > 0,1$  m/d). In gering durchlässigen Schichten (Schluff- oder Tonsteine) kann sie jedoch zur entscheidenden Transportkomponente werden.

### **A-6.2.3 Kommentar**

In Abhängigkeit von der Lithologie sollte die Bedeutung der Diffusion in Rahmen der NA-Prozesse abgeschätzt werden und ggf. durch Literaturwerte in der Transportgleichung Berücksichtigung finden. Eine standort- bzw. stoffspezifische Bestimmung ist demnach nicht Bestandteil einer NA-spezifischen Untersuchung.

## **A-7 Verflüchtigung**

Die Verflüchtigung von Stoffen wird durch ihren Dampfdruck bestimmt. Dieser ist elementspezifisch und aus Literaturwerten zu entnehmen, sofern es sich weitgehend um Einzelstoff handelt. Bei Stoffgemischen können auch Unterschiede von den Literaturwerten auftreten. Der Dampfdruck spielt bei den chlorierten Kohlenwasserstoffen, aber auch bei kurzkettigen aliphatischen und aromatischen (BTEX-Aromaten) Kohlenwasserstoffen eine Rolle und dieser sollte bei der Standortuntersuchung durch Bodenluftmessungen Rechnung getragen werden. Ansonsten kann eine nicht erfasste Verflüchtigung von Stoffen unter bestimmten Umständen (z.B. gut durchlässige Böden, fehlende Versiegelung) im Rahmen von Berechnungen zu einer Überschätzung von mikrobiologischen oder sorptiven Prozessen im Aquifer und damit bei einer Abschätzung des Langzeitverhaltens von Schadstoffen zu Fehlinterpretationen führen.

## Anhang B Prognose zeitlicher und räumlicher Veränderungen

Grundwassermodelle können ein wichtiges Hilfsmittel bei der Entwicklung eines MNA-Konzeptes sein. Mit Hilfe analytischer und numerischer Modelle können die maßgeblichen NA-Prozesse nachgebildet werden. Hydrogeologische Modelle sind mathematische Modelle, die eine konzeptionelle Untergrundvorstellung vereinfacht darstellen können. Sie können daher immer nur den aktuellen Wissensstand vermitteln, sind aber in der Lage Datenlücken aufzuzeigen. Die Eingangsdaten sind die am jeweiligen Standort zu erhebenden hydrogeologischen, hydro- und biogeochemischen Daten. Je nach Datenlage, Bearbeitungsstufe des Standortes und der angestrebten Aussageschärfe stehen bereits eine Vielzahl unterschiedlich komplexer Modelle zur Verfügung. Im Rahmen dieser Arbeitshilfe soll ein Überblick über die Einsatzmöglichkeiten, den zu erwartenden Informationsgewinn und über die Grenzen der Anwendbarkeit zur Beurteilung von NA gegeben werden.

### B-1 Modellbegriff

Die Grundlagen und Anwendungen der Grundwassermodellierung sind in vielen Lehrbüchern hinreichend beschrieben (z.B. [8], [9], [10], [11], [12], [13], [14], [15]). Prinzipiell ist zwischen "analytischen Modellen" und "numerischen Modellen" zu unterscheiden. Beiden Modellansätzen liegt die

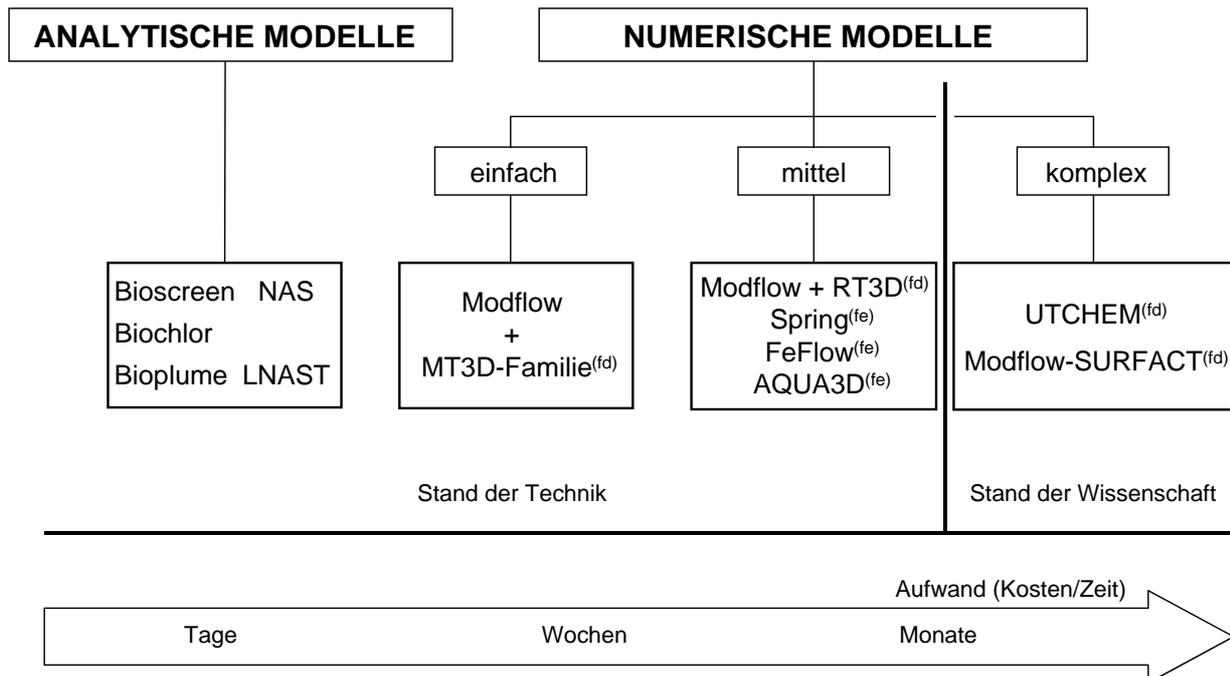
Allgemeine Grundgleichung der Grundwasserströmung, die sogenannte Laplace-Gleichung (ein partielles Differentialgleichungssystem, das durch die Verwendung von Randbedingungen gelöst werden kann) zugrunde, die aus der Verknüpfung der Kontinuitätsbedingung mit der DARCY-Gleichung herzuleiten ist (z.B. in [12]). Durch verschiedene Untersuchungen wurde festgestellt, dass die DARCY-Gleichung sowohl bei hoch durchlässigen Schichten, als auch bei gering durchlässigen Schichten Bestand hat [5, 9].

Die Lösung des Gleichungssystems kann sowohl auf analytischem Weg als auch auf numerischem Weg erfolgen, allerdings benötigen beide Lösungen immer einen Computer. Analytische Modelle können nur homogene poröse Medien erfassen, während die Eingangsdaten bei numerischen Modellen einer räumlichen Variation unterliegen können.

So ermöglicht die Wahl einfacher Randbedingungen bzw. Geometrien bei den "**analytischen Modellen**" eine explizite Lösung der Strömungsgleichung. Stehen nur wenige Felddaten zur Verfügung oder sind die hydrogeologischen Bedingungen am Standort einfach zu beschreiben, so sind analytische Modelle ein einfaches und schnelles Hilfsmittel NA-Prozesse nachzubilden (siehe Abb. B-1).

Für komplexe (d.h. nahezu alle) Strömungsverhältnisse sind solche vereinfachten Randbedingungen in der Regel nicht verwendbar. Die Strömungsgleichung ist daher ebenso komplex und muss mit "**numerischen Modellen**" gelöst werden, d.h. durch die Anwendung von Iterations-

verfahren. Die Randbedingungen werden sowohl räumlich als auch im Falle einer instationären Strömung, zeitlich diskretisiert. Die derzeit verbreitetsten Verfahren sind das Finite-Differenzen-Verfahren sowie das Finite-Elemente-Verfahren (siehe Abb. B-1).



**Abb. B-1: Übersicht über eine Auswahl von mathematischen Modellen.**

Modellsysteme, Bezug und Autoren siehe Anhang B-7.1.

Legende: (fe) Finite-Elemente-Verfahren; (fd) Finite-Differenzen-Verfahren

Beide Verfahren sind bei der überwiegenden Zahl (> 99 %) der zu modellierenden Aquifere gleich gut geeignet. Aus dem jeweiligen Verfahren resultierende Fehler in der Lösung der mathematischen Gleichung sind im Vergleich zu den Fehlern der Datenerhebung unerheblich und stellen kein Ausschlusskriterium für das eine oder andere Verfahren dar.

## **B-2 Zielsetzung bei der Anwendung von Modellen**

Der Einsatz von Modellen bei MNA dient hauptsächlich als Interpretationshilfe zur Prognose der Fahnengeometrie und zur raumzeitlichen Konzentrationsentwicklung der betrachteten Kontaminanten. Das heißt die Anwendung geeigneter Modelle kann eine Prognose liefern. So kann z.B. berechnet werden, wie weit sich eine Schadstofffahne ausbreitet oder mit welchen Zeiträumen zu rechnen ist, bis an einem festgelegten Beobachtungspunkt die angestrebte Schadstoffkonzentration erreicht ist.

Neben diesen beiden grundlegenden Fragestellungen können Modelle auch zum verbesserten Prozess- und Systemverständnis, z.B. durch den Vergleich von Felddaten und den Modellwerten, beitragen. Die Berücksichtigung standortspezifischer Gegebenheiten und die Einarbeitung neu hinzugewonnener Daten ermöglicht die permanente Verbesserung der Aussagegeschärfe des Modells. Zusätzlich dienen die Modellergebnisse auch als Planungsgrundlage, um beispielsweise das Monitoringprogramm durch das Erstellen zusätzlicher Grundwassermessstellen zu optimieren.

Es ist wichtig hervorzuheben, dass der Einsatz von Modellen ein Hilfsmittel zur weitergehenden Interpretation von Felddaten darstellt. Modelle und die Modellergebnisse dürfen niemals isoliert betrachtet werden, sondern müssen stets im Rahmen

eines vorher zu erstellenden konzeptionellen Standortmodells und anhand neu gewonnener Felddaten kritisch überprüft werden.

## **B-3 Modelleinsatz**

Der Einsatz von Modellen kann prinzipiell während jeder Stufe der Altlastenbearbeitung sinnvoll und hilfreich sein. Grundsätzlich nehmen die Anforderungen (Datenbedarf und Aufwand) an Modelle mit den Erwartungen und der Aussagegenauigkeit zu.

### **B-3.1 Detailuntersuchung**

Eine erste Möglichkeit zum unterstützenden Einsatz eines Modells stellt die qualitative Einschätzung von NA-Prozessen im Rahmen der Detailuntersuchung nach Bestätigung des Kontaminationsverdachts am Standort dar, sofern nicht das Konzeptmodell (bzw. eine argumentative Detailbewertung) zur Bearbeitung dieser Fragestellung ausreicht. Die Frage nach der Quasi-Stationarität der Schadstofffahne und den relevanten Prozessen, die hierfür verantwortlich sind, kann durch den Einsatz eines "einfachen Modells" im Stadium dieser Bearbeitung mitunter schon abgeschätzt werden. Dabei ist in der Regel ein analytisches Modell (Bioscreen bzw. Biochlor o. a., siehe Abb. B-1) oder ein vereinfachtes numerisches Modell ausreichend, da die Anforderung an die Aussageschärfe geringer ist. Diese erste vereinfachte Abs-

traktion muss jedoch von den standortspezifischen Gegebenheiten im Grundsatz gestützt werden. Lässt die Heterogenität der Standortbedingungen diese Vereinfachung bereits in diesem Stadium der Bearbeitung nicht zu, ist der Einsatz eines "einfachen Modells" nicht möglich.

Grundsätzlich dient ein Modell bei der Detailuntersuchung mehr zur Erfassung und Visualisierung bzw. zur Identifizierung und Auswertung von NA-Prozessen und nicht zur exakten Quantifizierung und zu einer belastbaren Prognose. Dabei sollte aufgezeigt werden, welche Modelle / Modellsysteme bei der weiteren Bearbeitung sinnvoll einzusetzen und welche zusätzlichen Daten hierfür noch zu erheben sind.

### B-3.2 Sanierungsuntersuchung

Werden bei der Detailuntersuchung NA-Prozesse identifiziert, so sind im Rahmen der Sanierungsuntersuchung die NA-spezifischen Standortgegebenheiten speziell zu untersuchen, um verbesserte Eingangsdaten für die Modellierung zu liefern. Das Standortprogramm ist dabei an die Aussageanforderungen anzupassen. Aufgrund der gewonnen Detaildaten und der sich hieraus ergebenden Komplexität und Heterogenität des Standortes kommen in diesem Bearbeitungsschritt meist nur numerische Modelle zum Einsatz, die jedoch deutlich mehr Eingangsparameter benötigen. Die damit verbundenen Freiheitsgrade in der Modellierung erfordern sowohl in der

Erstellung des Modells als auch in der Bewertung der Ergebnisse ein höheres Maß an Kompetenz und Verantwortung des Bearbeiters.

Dies wird insbesondere dann wichtig, wenn man berücksichtigt, dass nur eine ausreichende Quantifizierung der NA-Prozesse zu einer Entscheidung für die Realisierung von MNA führt. Eine Dokumentation der temporalen Variation der Abbauraten kann jedoch auch durch kontinuierliches (meist langjähriges) Monitoring erbracht werden.

Nach der vertiefenden Nacherkundung im Rahmen der Sanierungsuntersuchung sollte das Modell weitgehend entwickelt, kalibriert auf seine Empfindlichkeit gegenüber Parameterschwankungen überprüft (**Sensitivitätsanalyse**) und anhand eines für die Kalibrierung nicht verwendeten Datensatzes validiert worden sein. Nur dann kann es zur Prognose und damit im Rahmen der Sanierungsentscheidung eingesetzt werden. Stellt sich jedoch heraus, dass für den jeweiligen Standort kein ausreichend aussagescharfes Modell zu erstellen ist, wird zumeist eine quantitative Berücksichtigung von NA-Prozessen bei der Sanierungsentscheidung nicht möglich sein. Im anderen Fall dient das Modell zur Prognose der weiteren Schadstoffentwicklung und zur Erstellung des Monitoringprogramms, welches gegebenenfalls die Sanierungsdurchführung ersetzt. Die fortschreitende **Validierung** des Modells findet dann im Rahmen des Monitorings statt.

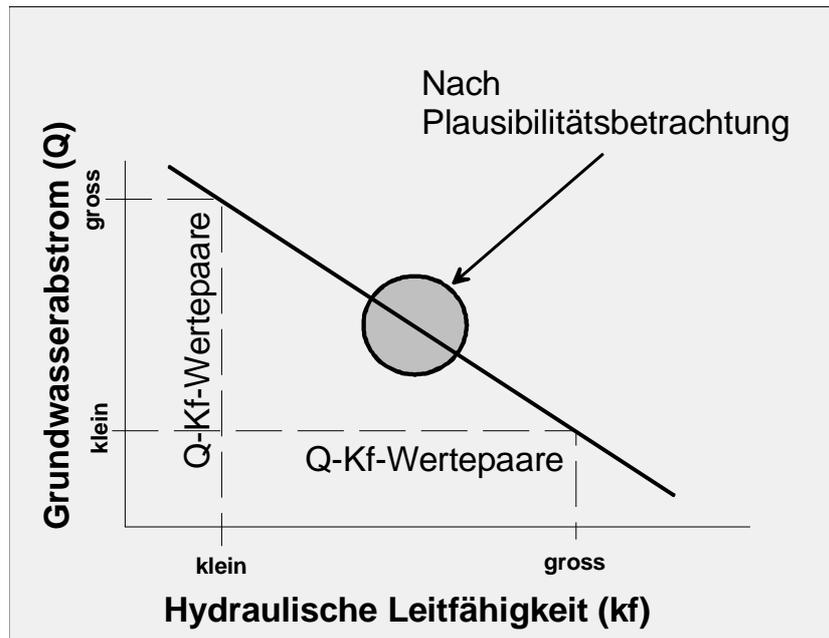
Auch wenn NA-Prozesse die Sanierung eines Standortes oftmals nicht gänzlich ersetzen können, so dient das Modell zur Ermittlung und Bewertung der Sanierungsvarianten im Rahmen der Sanierungsuntersuchung. So macht beispielsweise die Abwägung einer Quellensanierung in Kombination mit MNA für die Schadstofffahne eine Modellbetrachtung notwendig. Mitentscheidend bei der Akzeptanz von Modellergebnissen ist die Nachvollziehbarkeit und Überprüfbarkeit des Modells anhand von Felddaten.

#### **B-4 Modellkomponenten**

Der erste Schritt bei der Erstellung eines Modells ist stets die Formulierung eines **Konzeptionellen Standortmodells** [16], unabhängig davon, welches Modell oder welche Modellsoftware zu einem späteren Zeitpunkt verwendet werden soll. Das Konzeptionelle Modell vereinigt sämtliche verfügbaren Informationen über die geologischen, hydrogeologischen und hydraulischen Standortgegebenheiten in einer möglichst schon dreidimensionalen Modellvorstellung. Weiterhin fließen alle Angaben zur Kontaminationssituation mit ein (z.B. Art und Umfang der Kontaminanten, Lage und Geometrie der Quelle und ggf. schon der Fahne, gefährdete Rezeptoren usw.). Viele der im Konzeptionellen Standortmodell erfassten Daten haben zunächst rein qualitativen Charakter. Es ist jedoch unerlässlich, dass das Konzeptionelle Stand-

ortmodell mit zunehmender Datenschärfe fortschreitend angepasst wird, da es den Ausgangspunkt für alle weiteren Modellkomponenten darstellt. Bereits in diesem Stadium der Modellbildung fällt in der Regel die Entscheidung, ob ein analytisches Modell ausreichend oder ein komplexeres numerisches Modell anzuwenden ist.

Im nächsten Bearbeitungsschritt wird basierend auf dem Konzeptionellen Standortmodell mit Hilfe der präferierten Modellsoftware ein dreidimensionales **Hydraulisches Modell** erstellt. In dieser Phase gilt es, die standortspezifischen, hydraulischen Gegebenheiten incl. der hierfür wichtigen Randbedingungen festzulegen und das Modell sowohl stationär (Grundwassersystem im Ruhezustand) als auch instationär (z.B. anhand von Pumpversuchsdaten) zu kalibrieren. Hierzu ist zu beachten, dass theoretisch eine Vielzahl von Wertepaaren der hydraulischen Leitfähigkeit ( $K_f$ ) und des Grundwasserabstroms ( $Q$ ) eine Kalibrierung des Modells ermöglichen und dass nur über eine Plausibilitätsbetrachtung (z.B. Flussnetzanalyse) sowie über Pumpversuche der Kreis der Wertepaare zu reduzieren ist (Abb. B-2).



**Abb. B-2: Die Prognose eines hydraulischen Modells verändert nach [17]**

Beachtenswert hierbei ist, dass eine höhere Prognosefähigkeit nicht diejenigen Modelle besitzen, die die Modellzellen in kleinräumig verschiedene hydraulische Durchlässigkeitsbereiche einteilen, sondern diejenigen, welche die hydraulischen Gegebenheiten über das Modellraster relativ homogen belassen [18].

Nach der Kalibrierung des Hydraulischen Modells erfolgt im nächsten Schritt die Erstellung eines **Stofftransportmodells**, welches auf dem Hydraulische Modell (Grundwassermodell) aufbaut. Eine Kalibrierung eines Stofftransportmodells ist deutlich schwieriger durchzuführen als die eines Hydraulischen Modells, da es sich bei den Schadstoffkonzentrationen um Variablen mit oftmals hoher Varianz handelt.

Bei ausreichender Kenntnis der Schadstofffahne und des Zeitpunktes des Schadenseintritts kann die Kalibrierung anhand der aktuellen Schadstoffverteilung erfolgen. Eine andere Möglichkeit der Kalibrierung ergibt sich aus der zeitlichen Veränderung der Schadstofffahne. Bei der Kalibrierung ergeben sich erste Erkenntnisse zum Rückhalt und Abbau von Schadstoffen und der Zeitspanne vom Schadenseintritt bis zum letzten Fahnenmonitoring.

Bei den Variantenrechnungen ist zunächst eine konservative Stofftransportmodellierung durchzuführen, das heißt, dass Abbau oder sonstige retardierende Prozesse bei der Stofftransportberechnung zunächst keine Berücksichtigung finden. Hierdurch wird unter anderem der Einfluss von NA-Prozessen auf die Schadstoffausbreitung deutlich und kann in der weiteren Betrachtung entsprechend genauer berücksichtigt werden.

In der zweiten Phase sind anschließend die NA-Prozesse im Stofftransportmodell zu implementieren. Hierbei fließen die zuvor am Standort (Kalibrierung) oder im Labor erhobenen oder berechneten Daten, wie die Abbauraten, die Retardationskonstanten und andere Daten in das Modell ein. Die Schadstoffquellen werden dabei in der Regel nur sehr abstrahiert berücksichtigt, weil die komplexen Lösungsprozesse von Schadstoffphasen nur schwer zu quantifizieren sind. Die Schadstoffquellen können außer bei den Multiphasenmodellen nur eingegeben werden als:

- konstante Quelle,
- zeitlich variierende Quelle,
- Niederschlagsquelle,
- Punktquelle,
- Quelle von der Evaporationsaufkonzentration.

Die Parameterisierung von Stofftransportmodellen ist oft nicht nur über Standortpa-

rameter zu erreichen, weil der Aufwand für ihre Erfassung unverhältnismäßig hoch ist. Daher wird es notwendig sein, Daten auch aus Literaturquellen hinzuzuziehen. Hinsichtlich der Retardation von Schadstoffen liegen in der Literatur umfangreiche Angaben vor. Für das Abbauvermögen verschiedener organischer Schadstoffe ist hingegen die Datendichte deutlich geringer. Hierfür sind gegebenenfalls Abbaueversuche unter Standortbedingungen durchzuführen.

Die Abbauparameter können entweder als zeitliche Konstanten (dafür aber räumlich variabel) wie bei MT3D (Programm Modflow) oder als Reaktionsgleichgewichte zwischen verschiedenen Schadstoffen (PER/TRI/CIS/VC/ETH) wie bei z.B. bei RT3D (Programm Modflow) eingegeben werden. Eine solche Modellierung ist wiederum sehr komplex, da häufig die erforderlichen Eingangsgrößen abgeschätzt oder aufwändig im Labor ermittelt werden müssen. Der zusätzliche Aufwand ist jedoch stets in Relation zu der möglichen Verbesserung der Prognosegenauigkeit zu sehen.

## **B-5 Modellauswahl**

Bevor für einen Standort ein Modell erstellt wird, ist zu klären, ob ein Modell nötig und zielführend ist. Wenn beispielsweise historische Daten zur Schadstoffentwicklung vorliegen und aus der zeitlichen Entwicklung abzuleiten ist, dass keine weitere

Ausbreitung von Schadstoffen stattfindet, kann in der Regel auf den Einsatz eines Modells verzichtet werden, falls nicht Aussagen zur zeitlichen Entwicklung bis zum vollständigen Abbau der Fahne, z.B. im Hinblick auf die derzeitige Nutzung und geplante Folgenutzung benötigt werden.

Ist jedoch die Schadstofffahne bereits in der Nähe eines möglichen Rezeptors (z.B. Wasserwerk) und liegen keinerlei Informationen zur Entwicklungsgeschichte der Fahne vor, kann der Einsatz eines Modells unter Einbeziehung neu erhobener Daten hilfreich für die Gefahrenbeurteilung sein.

Es stellt sich demnach nicht bei jedem Schadensfall, für den eine Abschätzung der NA-Prozesse erfolgen soll, die Notwendigkeit einer Modellierung. Der Einsatz von Modellen bei der Bearbeitung kontaminierter Standorte richtet sich unter anderem nach:

- dem Stand der jeweiligen Erkundung (→ vorhandene Datendichte),
- den Anforderungen an die Aussagekraft des Modells (→ Beschreibung oder Prognose),
- den standortspezifischen Gegebenheiten (→ Heterogenität des Untergrundes und der Schadstoffverteilung und –zusammensetzung) und
- den spezifischen Zielen bei der weiteren Bearbeitung des Standorts (→ vertieftes Untersuchungsprogramm, Sanierung).

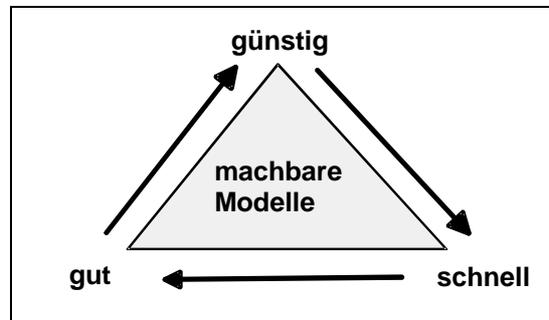
Damit unterscheiden sich die generellen Rahmenbedingungen für NA-Modelle nicht wesentlich von denen etablierter Strömungs- und Transportmodelle. Unabhängig davon, welcher Modellansatz (einfache analytische Excel-Tabelle oder hochparametrisiertes aufwändiges numerisches Modell) zum Tragen kommen soll, muss das zugrundegelegte standortspezifische Konzeptmodell und Hydrogeologisches Modell plausibel und durch Felddaten gestützt sein. Die entscheidende Verantwortung liegt hier bei den geowissenschaftlichen Bearbeitern und bei den modellierenden Bearbeitern. Im einfachsten Fall kann ein analytischer Ansatz zur Sanierungsuntersuchung ausreichen, um eine verlässliche Prognose der Standortentwicklung abzugeben, und im "worst-case" liefert selbst ein aufwändiges numerisches Modell nicht die Aussageschärfe, die zur Akzeptanz eines MNA-Konzeptes führt.

Aus Abbildung B-3 gehen die Merkmale und Einsatzbereiche der Modelle hervor; eine Empfehlung für einzelne Softwareprodukte wird nicht vorgenommen. Eine Übersicht über Auswahlkriterien und Einsatzmöglichkeiten von Modellen bei NA-Prozessen liegt in ASTM (1999) [19] vor. Jedoch muss hier einschränkend erwähnt werden, dass die Entwicklung auf dem Softwaremarkt rasant fortschreitet und auch dieser Bericht schon nicht mehr alle aktuellen Modellsysteme berücksichtigt.

Festgestellt werden muss, dass alle Modelle dem so genannten **Modellparadoxon**

unterliegen, welches besagt, dass kein Modell alle drei der Attribute "Schnell", "Bil-  
lig" und "Gut" miteinander vereinigen kann.  
Dies bedeutet konkret, dass die Auswahl

eines Modells stets dem jeweiligen Kennt-  
nisstand, dem Projektzweck und dem ver-  
fügbaren Budget angepasst werden muss.



**Abb. B-3: Modellparadoxon**

## B-6 Grenzen der Modellierung

Bei der Abschätzung des natürlichen Schadstoffminderungspotenzials eines Standortes werden in der Regel zwei Kernfragen gestellt:

- In welchem raum-zeitlichen Zustand befindet sich die Schadstofffahne im Grundwasser? (Definition des Reaktionsraumes), d.h. ist die maximale Ausdehnung der Schadstofffahne erreicht?
- Wie lange wird die Schadstofffahne überhaupt existieren? (Definition der Reaktionszeit)

Bei korrekter Anwendung können die meisten analytischen und numerischen Modelle zum Schadstoffbau und Schadstofftransport mit einer entsprechenden Datengrundlage vom Standort die erste Frage beantworten. Zur Beantwortung der zwei-

ten Frage steht jedoch nur eine begrenzte Anzahl von komplexen Modellen zur Verfügung, welche in der Lage sind, die zeitliche Entwicklung der Schadstoffquelle (Transferbedingungen, Mehrphasenfluss) realitätsnah zu prognostizieren. Die wirksamen Prozesse der Schadstofffreisetzung aus der Quelle (Quellstärke) bestimmen in entscheidendem Maße die "Lebensdauer" der Schadstofffahne. Es handelt sich im Wesentlichen um Nachlieferungsprozesse aus der ungesättigten und gesättigten Bodenzone (Kapillarkräfte) und komplexe Lösungsprozesse aus Residual- und NAPL-Phasen der in das Grundwasser eingetragenen Schadstoffe.

Der Einsatz komplexer Modelle, welche in der Lage sind, das Verhalten der Schadensquelle hinreichend genau abzubilden, stellen in der Regel sehr hohe Anforderungen an den Datenbestand und an die bearbeitende Person. Es ist daher nach derzeitigem Stand des Wissens und der Technik nur bei der wissenschaftlich ausgerichteten Schadensfallbearbeitung einsetzbar und so im Rahmen der üblichen Bearbeitungspraxis nicht realisierbar. Weiterhin sind die Kosten hierfür als sehr hoch zu bewerten. Gegenwärtig sollte daher im Rahmen der Ingenieurpraxis eine solche Modellerstellung als kritisch angesehen werden und vermehrt das Augenmerk auf die aus der Überwachung erhaltenen Analysendaten sowie die weiteren Standortbedingungen gerichtet werden.

Wird jedoch die Schadstoffquelle entfernt, wie dies für die Akzeptanz eines MNA-Konzeptes von verschiedenen Seiten gefordert wird, ist eine Prognose zur degenerativen Fahnenentwicklung mit geringerem modelltechnischem Aufwand durchzuführen und kann in seiner zeitlichen Entwicklung deutlich genauer prognostiziert werden.

Die Aussageschärfe von Modellen zu NA-Prozessen ist im Wesentlichen von Standortfaktoren und der Datensituation sowie von der Erfassung und Umsetzung des konzeptionellen Untergrundmodells in das mathematische Modell abhängig. Eine Qualitätsverbesserung von Prognosen durch den Einsatz komplexer Modellsys-

teme kann nur erreicht werden, wenn eine entsprechende Datengrundlage vorliegt. Es ist durchaus möglich, dass mit einfachen analytischen Ansätzen vergleichsweise genaue und kostengünstige Ergebnisse zu erzielen sind.

Es bleibt festzustellen, dass Modelle zur Darstellung von NA-Prozessen im Vergleich zu Strömungsmodellen eine geringere Aussageschärfe aufweisen. Während mit Strömungsmodellen durchaus hohe Genauigkeiten zu erzielen sind, weisen Modelle zum Stofftransport und Stoffabbau eher einen abschätzenden Charakter auf. Durch das entsprechende Monitoringprogramm am Standort muss eine Validierung mit einer ggf. notwendigen Nachkalibrierung von Modellen erfolgen. Hierdurch wird die Prognose in ihrer Qualität verbessert.

## **B-7 Zusammenfassung**

Es liegt in der Verantwortung des Bearbeiters, die Modellauswahl mit Blick auf die Abstraktionsmöglichkeiten eines Standorts zu treffen. Der jeweilige Erkundungsstand (vorhandene Datendichte), die Modellprognoseanforderungen und die Zielsetzung (Anspruch) bestimmen die Einsatzmöglichkeiten eines Modells maßgeblich. Im einfachsten Fall kann ein analytischer Ansatz zur Sanierungsuntersuchung bei ausreichender Datengrundlage ausreichen, um eine verlässliche Prognose der Standortentwicklung abzugeben. Im "worst-case" liefert selbst ein aufwändiges numerisches

Modell (FE oder FD) nicht die Aussage-schärfe, die zur Akzeptanz eines MNA-Konzeptes führt, wenn nicht die Transportparameter, die Abbauratenvarianz sowie die Quellenstärke (Transferbedingungen) ausreichend quantifiziert werden können.

Modelle können in allen Bearbeitungsstufen verwendet werden, um

- das konzeptionelle Untergrundmodell und die Prozesse, die im Untergrund ablaufen, zu verstehen (System- und Prozessverständnis),
- die Konzentrationen oder Frachten an einem Ort berechnen, für die entweder keine Messwerte (Rauminterpretation) oder die vorhandenen Messwerte nicht zum relevanten Zeitpunkt vorliegen (Zukunftsprognose),
- die Eingriffe in den Naturhaushalt, beispielsweise durch Sanierungen, zu erfassen und zu bewerten.

Unabhängig davon, welches Modell zu welchem Zweck eingesetzt wurde, sind die Modellergebnisse in nachfolgenden Projektphasen zu validieren und müssen stets einer kritischen Prüfung unterzogen werden.

## **B-7.1 Modellsysteme und Autoren**

### **B-7.1.1 Analytische Modelle**

- Bioscreen (Version 1.4, 1997) - Natural Attenuation Decision Support System -

Air Force Center for Environmental Excellence

[http://www.epa.gov/](http://www.epa.gov/ada/csmos/models/bioscrn.html)

[ada/csmos/models/bioscrn.html](http://www.epa.gov/ada/csmos/models/bioscrn.html).

- Biochlor (Version 1.0, 2000) - Natural Attenuation Decision Support System - Air Force Center for Environmental Excellence  
<http://www.epa.gov/ada/csmos/models/biochlor.html#Installation>
- Bioplume (Version 1.0, 1997) - US Geological Survey  
<http://www.epa.gov/ada/csmos/models/bioplume3.html>
- NAPLANAL (Version 1.0, 1997)  
[http://www.dukeengineering.com/htdocs/services/enviro\\_n\\_remedi\\_1d.shtml](http://www.dukeengineering.com/htdocs/services/enviro_n_remedi_1d.shtml), Shareware
- NAS (Version 1.3.0) - US Geological Survey, Naval Facilities Engineering Command, Virginia Tech  
<http://www.cee.vt.edu/NAS>
- LNASt (Version 1.5) – American Petroleum Institute  
<http://www.aquiver.com/1987b1.htm>  
(siehe auch: <http://api-ep.api.org>)

### **B-7.1.2 Numerische Modelle**

- Modflow-Familie incl. MT3D oder RT3D - (U.S. Geological Survey, U.S.EPA, Papadopoulos usw.)

- Visual Modflow, Waterloo Hydro-geologic  
<http://www.flowpath.com>, ca. € 2.500.
- Processing Modflow (PMWin) - Wen-Hsing Chiang,  
<http://www.pmwin.net/pmwin/index.htm>, ca. € 1.000
- Groundwater Vistas - Environmental Simulations International  
<http://www.groundwater-vistas.com>, ca. € 1.000
- GMS - US Army (DOD) & Brigham Young University  
<http://www.gms.watermodeling.org>, ca. € 1.000 bis € 6.000
- Spring  
<http://www.gkw-gmbh.de>,
- FeFlow - WASY GmbH Berlin  
<http://www.wasy.de>, €990 bis € 6.990
- AQUA3D  
<http://www.scisoftware.com>, ca. € 1.000
- UTCHEM – University of Texas  
<http://www.pe.utexas.edu/CPGE/UTCHEM>, MSDOS-Freeware
- MS-VMS (Modflow-Surfact) - Hydro-GeoLogic  
<http://www.hgl.com>, ca. € 4.000.
- Richy – Uni-Erlangen  
<http://www.am.uni-erlangen.de/am1/software/RichyDocumentation/Main.html>

## **Anhang C Monitoring**

### **C-1 Zielsetzung des Monitorings**

Die Überwachung der NA-Prozesse erfolgt mit der Zielstellung, die Prognose der Schadstoffverminderung infolge des natürlichen Abbaus und Rückhaltes zu überprüfen.

Aufgrund der Aufgabenstellung sind entsprechende Untersuchungsstrategien zu entwickeln und Untersuchungsmethoden anzuwenden. Nachdem in den vorangegangenen Bearbeitungsschritten umfangreiche Parameterstudien im Zuge der Prozessuntersuchungen (Schritt 2 der Phase 1 des MNA-Konzeptes, s. Kap. 5.3.3) durchgeführt wurden, die den Nachweis der Wirksamkeit von NA-Prozessen bereits erbracht haben, werden im Zuge des Monitorings Leitparameter ausgewählt (siehe Tab. 5-1), an Hand derer die NA-Prozesse weiterhin verfolgt und quantifiziert werden können.

Üblicherweise erfolgt die Prognose aufgrund von erhobenen Messdaten, die im Zuge der Phase 1 (s. Kap. 5.3.3) erhoben wurden. Das Reaktionssystem "Abstromfahne" kann sich jedoch in langen Zeiträumen ändern. Dies ist bei der Entwicklung des Monitoringprogrammes zu berücksichtigen. In diesem Zusammenhang ist es erforderlich, Änderungen von hydrogeologischen, geochemischen, mikrobiologischen

oder anderen Rahmenbedingungen, welche die Effizienz von NA-Prozessen beeinflussen können, zu erfassen. Die Durchführung des Monitorings muss in einem Monitoringprogramm festgelegt werden, daneben sind auch die Kosten darzustellen.

#### **C-1.1 Messstellennetz, Monitoringintervalle und Messprogramm**

Die der Fragestellung angemessene geologisch und hydrogeologische Standortuntersuchung ist die Grundlage für die Beurteilung von NA-Prozessen und die darauf basierenden weitergehenden Untersuchungen im Feld mit Hilfe von Messstellen. Beim Ausbau von Messstellen sind die einschlägigen Normen, Regelwerke und Empfehlungen sachverständiger Fachverbände zu berücksichtigen.

Für die Einrichtung eines für das Monitoring geeigneten Messstellennetzes ist neben der Kenntnis der Fahnengeometrie eine exakte Kenntnis der Grundwasserströmungsrichtung (hydraulischer Gradient, Grundwasserfließgeschwindigkeit) sowie des hydrogeologischen Untergrundaufbaus (Schichtenprofil, hydraulische Durchlässigkeit, Transmissivitäten und Speicherkoeffizienten, vertikale Durchlässigkeitsprofile, Dispersivität, Porosität) erforderlich. Ist zusätzlich die Lage der Schadstoffquelle bekannt, lässt sich auch – zunächst ohne die Beprobung von Grundwassermessstellen – die voraussichtliche Lage der Abstromfahne abschätzen. Hilfreiche Empfehlun-

gen für die Entwicklung eines Messstellen-netzes für MNA geben Martus und Püttmann in [25] (s. auch [26]).

Für die weitere Betrachtung werden zwei Fälle unterschieden. Ist die Fahne relativ kleinräumig, so kann oft kein geeignetes Verhältnis von Anzahl der Messstellen zur Größe der Fahne gefunden werden. In diesen Fällen kann die Beprobung der Messstellen mit Hilfe von Pumpversuchen hilfreich sein. Hierbei wird aus den Konzentrationsganglinien die Gesamtschadstofffracht in dem untersuchten Bereich berechnet (Immissionspumpversuch). Es werden an einem definierten Kontrollquerschnitt innerhalb der Schadstofffahne Pumpversuche durchgeführt, bei denen die Positionen eines oder mehrerer Pumpbrunnen, die Pumpraten und die Pumpzeiten so gewählt werden, dass die Schadstofffahne komplett über ihre gesamte Breite erfasst wird (Immission). In den Pumpbrunnen werden während der Pumpmaßnahmen für einen oder mehrerer Stoffe die Konzentrationsganglinien gemessen. Mit Hilfe analytischer oder numerischer Auswerteprogramme lassen sich aus den Konzentrationsganglinien die mittleren Konzentrationen im Einzugsgebiet der Pumpversuche bzw. auf der Grundlage eines Strömungs- und Transportmodells die Gesamtschadstofffrachten an den untersuchten Kontrollquerschnitten bestimmen. Durch den Vergleich der Schadstofffrachten über mehrere in verschiedenen Abständen zum Schadensherd positionierten Kontrollflächen kann der

Schadstoffabbau an einem Standort quantifiziert werden.

Bei großräumigen Fahnen ist es oft erforderlich, zahlreiche Grundwassermessstellen zu installieren, so dass ein geeignetes Verhältnis von Anzahl der Messstellen zur Fahngröße erreicht wird [20]. Hier kann die Beprobung entsprechend den gängigen Standards erfolgen.

Zusätzlich ist zu beachten, dass Grundwassermessstellen nicht nur innerhalb der Fahne selbst vorliegen sollen, sondern auch oberstromig (zur Erfassung der Hintergrundwerte), innerhalb der Schadstoffquelle (zur Erfassung der Quellenstärke) sowie abstromig der Schadstofffahne (Erfassung der Gewässergüte "nicht-beeinflusster" Bereiche; Beweissicherungsmessstellen).

Hinsichtlich des Ausbaus der Grundwassermessstellen wurden in der herkömmlichen Altlastenbearbeitung in der Regel Messstellen über die gesamte Mächtigkeit des Grundwasserleiters, in dem sich auch die Schadstofffahne befindet, verfiltert. Da die Ausbreitung der Schadstoffe jedoch wesentlich durch die Inhomogenitäten des Untergrundes beeinflusst wird (z.T. Ausbildung von Strömungsröhren) und sich Schadstofffahnen teilweise zusätzlich entlang der Ausbreitungsrichtung - verursacht durch Grundwasserneubildung in Folge von Niederschlägen - in tiefere Bereiche des Aquifers verlagern, kann eine Beprobung vollverfilterter Grundwassermess-

stellen zu einer Unterschätzung der tatsächlichen Schadstoffkonzentration infolge der Verdünnung durch den Zustrom von unbelastetem Grundwasser während der Probennahme und einer Fehlinterpretation der Lage der stoffführenden Schichten führen. Zudem wurden beim Ausbau vollverfilterter Messstellen nicht selten hydraulische Kurzschlüsse erzeugt, die zu einer Veränderung des hydraulischen Regimes mit anhaltenden und quantitativ bedeutsamen Stoffverlagerungen geführt haben. Auch unter diesem Aspekt ist eine sorgfältige Planung und Kontrolle nach erfolgtem Ausbau erforderlich.

Im Hinblick auf eine Beurteilung der räumlichen Lage der NA-relevanten Stoffe ist der o.g. Ausbau nicht sinnvoll. Vielmehr sind entlang der Ausbreitungsrichtung der Schadstofffahne Multilevelmessstellen zu installieren, mit deren Hilfe die vertikale Verteilung der Stoffkonzentrationen ermittelt wird. Hierzu sind zur Erfassung von unterschiedlichen Grundwasserleitern bzw. -horizonten nach DVWK-Merkblatt Nr. 245/1997 [21] und LABO [22] bevorzugt Messstellengruppen einzurichten. Messstellengruppen bestehen aus einzelnen, tiefenorientiert eingebauten Messstellen. Von der Einrichtung von Messstellenbündeln, d.h. aus mehreren, in unterschiedlichen Tiefen verfilterten und in einer Bohrung installierten Messstellen ist abzuraten, da ein ordnungsgemäßes Abdichten der Messstellen gegeneinander technisch schwierig ist. Die Länge und Lage des Fil-

ters ist auf den zu beprobenden Tiefenbereich abzustimmen. Hier ist es zwingend notwendig, die Filterstrecke auf max. 3 m zu begrenzen, da sich sonst häufig hydraulisch Mischpotenziale einstellen, die eine Mischkonzentration in der Messstelle hervorrufen.

Der Filter darf nicht im Bereich geologischer Schichtwechsel oder Inhomogenitäten liegen. Es ist eine möglichst große Filterfläche anzustreben. Begleitend sollten deshalb an den jeweiligen Messstellen nach dem Ausbau in Lockergestein und vor dem Ausbau in Festgestein noch geophysikalische Messungen durchgeführt werden.

Der Bohrdurchmesser ist an den Rohrdurchmesser anzupassen, wobei der Abstand zwischen Bohrlochwand und Messstellenrohr entsprechend DVGW-Merkblatt W 121 [23] in jeder Richtung mindestens 80 mm betragen sollte. Die Verfüllung des Ringraumes im Filterbereich erfolgt nach DIN 4924 [24] mit gewaschenem Quarzkies bzw. -sand. Der Schüttkorndurchmesser muss mindestens das Zweifache der Schlitzweite betragen. Zur Vermeidung von hydraulischen Kurzschlüssen sind die verschiedenen Beprobungshorizonte durch geeignete Tondichtungen zu trennen. Weitere Belange des Messstellenausbaus sind in [22] aufgeführt.

Häufig sind aus früheren Untersuchungen bereits Messstellen vorhanden. Ist vorgesehen, solche Messstellen in das Untersu-

chungsprogramm mit aufzunehmen, sollte ein Eignungstest nach DVWK-Merkblatt Nr. 245/1997 [21] erfolgen. Durchgängig verfilterte Messstellen erlauben mit herkömmlichen Entnahmemethoden keine tiefenorientierte Probenahme. In solchen Fällen ist mittels Packerbeprobung mit gleichzeitiger Schutzabpumpung bzw. "Simultaner Pump-ratenmethode" eine tiefenorientierte Beprobung möglich. Die gleichen Verfahren müssen auch bei der Nutzung von bestehenden mehrfach verfilterten Messstellen zum Einsatz gelangen, weil sonst die Gefahr von induzierten Austauschströmungen im Nahbereich der Messstelle besteht, die zu falschen Ergebnissen führen können.

## C-2 Messprogramm

Ein Minimalmessprogramm umfasst die bei der Probennahme üblicherweise ermittelten Parameter (Grundwasserstand, Feldparameter: O<sub>2</sub>, pH, E<sub>h</sub>, Temperatur, elektrische Leitfähigkeit) sowie die Konzentrationen der Schadstoffe. Damit wird die Änderung der Ausbreitung der Schadstofffahne erfasst. Zusätzlich werden orientierende Informationen über das biogeochemische Milieu erhalten. Ausgearbeitete Grundwasserüberwachungsprogramme mit Checklisten befinden sich für ausgewählte Schadstoffgruppen (u.a. CKW, BTEX, MKW und PAK) in [28].

Nicht beantwortet wird mit dem Minimalmessprogramm die Frage, ob Elektronenakzeptoren oder Elektronendonatoren nach

wie vor in ausreichendem Maße zur Verfügung stehen. Zur Minimierung von Kosten sollten deren Konzentrationen – zumindest bei größeren Schadstofffahnen - in größeren Zeitabständen gemessen werden; ein Zeitraum von 3 Jahren sollte jedoch nicht überschritten werden.

Die Häufigkeit der Beobachtungen ist vom Einzelfall abhängig. Allgemein ist mindestens alle 6 bis 12 Monate eine Wiederholung erforderlich. Bei sehr geringer Grundwasserfließgeschwindigkeit können die Abstände zwischen den einzelnen Beprobungen entsprechend verlängert werden. Zu einem späteren Zeitpunkt kann die Beprobungshäufigkeit entsprechend reduziert werden. Insgesamt ist eine entsprechende Flexibilität bei der Durchführung des Monitorings erforderlich.

Nachdem die Ziele erreicht worden sind, sollte das Monitoring mindestens 3 Jahre fortgeführt werden, um sicherzustellen, dass die Restschadstoffkonzentrationen langfristig unterhalb der Zielwerte bleiben (Überwachung im Rahmen der Nachsorge).

## C-3 Erfolgskriterien

Grundlage für die Erfolgsbetrachtung ist die Prognose des zeitlichen Verlaufs der Ausdehnung der Schadstofffahne. Für die behördliche Akzeptanz ist es ferner erforderlich, konkrete Kriterien zur Erfolgsbeurteilung zur Verfügung zu haben. In Anlehnung

an die Prognose kann daher für jede einzelne Grundwassermessstellen festgelegt werden, zu welcher Zeit welche Restkonzentrationen zu erzielen sind. Eine Vereinbarung könnte daher z.B. wie folgt lauten: Nach  $n$  Jahren müssen  $x\%$  aller Messstellen Konzentrationen kleiner oder gleich dem für sie prognostizierten Wert aufweisen, nach  $2 \times n$  Jahren muss das Kriterium für  $y\%$  aller Messstellen zutreffen und nach  $m$  Jahren für alle Messstellen.

Alternativ kann eine Frachtenbetrachtung entsprechend der Verwaltungsvorschrift der LfU Baden-Württemberg [28] durchgeführt werden. Es ist hilfreich, die exakte Vorgehensweise in einem öffentlich-rechtlichen Vertrag incl. einem Zeitplan (s. Kap. 5.1.5) festzulegen. Für den Fall des Nichterreichens der Sanierungsziele kann gemäß BBodSchG die Rückstellung von Sicherheitsleistungen (z.B. in Höhe der Kosten für eine aktive Sanierungsmaßnahme) als Rückfallebene gefordert werden.

## C-4 Kosten

Die realen Kosten für das Monitoring können mit Hilfe der heute üblicherweise an-

gewendeten Barwertmethode auch für lange Zeiträume abgeschätzt werden. Dieses Verfahren berücksichtigt fiktive Zinserträge für zu einem späteren Zeitpunkt zu erbringende Leistungen und ermöglicht so einen monetären Vergleich von Investitions- und laufenden (Überwachungs-)kosten. Für die Dauer des Monitorings wird ein Zeitraum abgeschätzt. Mit zunehmender Dauer hat diese nur einen immer geringeren Einfluss auf die Kosten. Die Kosten errechnen sich wie folgt:

$$\text{PKBW} = I_0 + \sum_{t=0}^n A_t \cdot (1+i)^{-t}$$

Mit PKBW = Projektkostenbarwert,  $I_0$  = Investitionsausgabe,  $A_t$  = Auszahlung zum Zeitpunkt  $t$ ,  $i$  = Kalkulationszinsfuß,  $t$  = Periodenindex ( $t_0$  bis  $t_n$  = Investitionsperiode und  $(1+i)^{-t}$  Abzinsungsfaktor der Periode  $t$

## Anhang D Quellenverzeichnis zu den Anhängen

1. **Teutsch, G., Weiß, H., Dahmke, A., Dietrich, P., Grathwohl, P., Liedl, R., Ptak, T., Zamfirescu, D., Kästner, M., Richnow, H. H., Schirmer, K., Schirmer, M., Schürmann, G., Segner, H., Stottmeister, U., Bedbur, E., Ebert, M., Schäfer, D.** 1999. Referenztestfeld Zeitz zur Implementierung des "Natural-Attenuation"-Ansatzes (RETZINA). BMBF-Projekt gefördert durch den Projektträger des BMBF für Wassertechnologie und Entsorgung. Projektlaufzeit: Juni 2000 – Mai 2003
2. **Schirmer, M., Weiß, H., Babel, W., Kästner, M., Stottmeister, U., Werner, P., Dahmke, A., Grathwohl, P., Bittens, M., Sell, D.** METHyltertiärbutylether (MTBE) – LEUNA als Referenzstandort zur Implementierung des "Enhanced Natural-Attenuation" Ansatzes (METLEN). Projektskizze zum Verbundprojekt eingereicht beim BMBF im April 2000
3. **Geller, A. (2001):** Mineralölkohlenwasserstoffe. In: Michels, J. Track, T. Gehrke, U., Sell, D. (Red.), Umweltbundesamt (Hrsg.). Biologische Verfahren zur Bodensanierung, Grün-Weisse-Reihe des BMBF
4. **Michels, J. (2001):** Nitroaromaten (Schwerpunkt TNT). In: Michels, J. Track, T. Gehrke, U., Sell, D. (Red.), Umweltbundesamt (Hrsg.). Biologische Verfahren zur Bodensanierung, Grün-Weisse-Reihe des BMBF
5. **Römpp Chemie Lexikon.** Falbe, J, Regitz, M. (Hrsg.). Thieme 1989
6. **Matthess, G., Ubell, K. (1983):** Allgemeine Hydrogeologie - Grundwasserhaushalt. In: Matthess, G. (Hrsg), Lehrbuch der Hydrogeologie, Band 1, Gebrüder Borntraeger, Berlin - Stuttgart
7. **Lenda, A., Zuber, A. (1970):** Tracer Dispersion in Groundwater Experiments. Isotope Hydrology, S. 616-641
8. **Anderson, M.P., Woessner, W.W. (1992):** Applied Groundwater Modeling: Simulation of Flow and Advective Transport. Academic Press. San Diego
9. **Busch, K.-F. Luckner, L., Thiemer, K. (1993):** Geohydraulik. In: Lehrbuch der Hydrogeologie, Band 3. Hrsg.: Matthess, Berlin – Stuttgart: Gebrüder Borntraeger
10. **Freeze, A. R., Cherry, J.A. (1979):** Groundwater, Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs NJ.
11. **Kinzelbach, W. (1992):** Numerische Methoden zur Modellierung des Transportes von Schadstoffen im Grundwasser. 2. Aufl., München
12. **Kinzelbach, W., Rausch, R. (1995):** Grundwassermodellierung. Eine Einführung mit Übungen. Stuttgart Berlin: Bornträger
13. **Lege, T., Kolditz, O., Zielke, W. (1996):** Handbuch zur Erkundung des Untergrundes von Deponien und Altlasten, Band 2: Strömungs- und Transportmodellierung. BGR Hannover. Berlin, Heidelberg: Springer Verlag,
14. **Spitz, K., Moreno, J. (1996):** A Practical Guide to Groundwater and Solute Transport Modeling. New York: John Wiley

15. **Zheng, C., Bennett, G. D. (1995):** Applied Contaminant Transport Modeling. New York : Van Nostrand Reinhold
16. **Das Hydrogeologische Modell als Basis für die Bewertung von Monitored Natural Attenuation bei der Altlastenbearbeitung: Ein Leitfaden für Auftraggeber, Ingenieurbüros und Fachbehörden.- Schriftenreihe der Deutschen Geologischen Gesellschaft, Heft 23.** Dt. Geologische Gesellschaft. Hrsg.: FH-DGG. Hannover 2002
17. **USGS. (1998):** Methods and Guidelines for effective model calibration. Water-resources investigations report 98-4005, 1-90
18. **Freyberg, D. L. (1988):** An exercise in groundwater model calibration and prediction. Ground Water, Vol. 26, No.3, May-June, 350-360
19. **American Society for Testing and Materials (ASTM) (1999):** RBCA – Fate and Transport Models: Compendium and Selection Guidance, West Conshohocken PA
20. **Teutsch, G., Ptak, T., Schwarz, R., Holder, T. (2000):** Ein neues integrales Verfahren zur Quantifizierung der Grundwasserimmission. Theoretische Grundlagen. Grundwasser 4(5), S. 170-175
21. **Tiefenorientierte Probenahme aus Grundwassermessstellen. DVWK-Merkblatt Nr. 245/1997.** DVWK-Fachausschuss „Grundwassermessgeräte“. Bonn 1997
22. **Bund-/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO) – Altlastenausschuss (ALA) – Unterausschuss "Arbeitshilfe für Qualitätsfragen bei der Altlastenbearbeitung" (2002):** Arbeitshilfe Qualitätssicherung. <http://www.labo-deutschland.de>
23. **DVGW-Merkblatt W 121 Bau und Betrieb von Grundwasserbeschaffenheitsmessstellen.** Deutscher Verein des Gas - und Wasserfaches DVGW, Eschborn 1988
24. **DIN (Hrsg.):** Sande und Kiese für den Brunnenbau – Anforderungen und Prüfungen. DIN 4924. Berlin: Beuth Verlag 1998
25. **Martus, P., Püttmann, W.:** Anforderungen bei der Anwendung von „Natural Attenuation“ zur Sanierung von Grundwasserschadensfällen. *altlasten spektrum* 2/2000, S. 87 - 106
26. **Martus P. (2003):** Erstellung und Anwendung eines Untersuchungs- und Auswertungsprogramms zum Nachweis von natürlichen Abbau- und Rückhalteprozessen im Grundwasser, Dissertation zur Erlangung des Doktorgrades der Naturwissenschaften, Universität Frankfurt am Main
27. **Umweltbundesamt (1999):** Erarbeitung von Programmen zur Überwachung von altlastverdächtigen Flächen und Altlasten. Forschungsbericht FKZ 296 77 816. Durchführende Institution: ARCADIS Trischler & Partner Consult GmbH. UBA Texte 96/99 (2 Bde.). Hrsg.: Umweltbundesamt, Berlin
28. **Verwaltungsvorschrift über Orientierungswerte für die Bearbeitung von Altlasten und Schadensfällen. Erlass des Sozialministeriums und des Umweltministeriums Baden-Württemberg vom 16.09.1993 in der Fassung vom 01.03.1998.** Landesanstalt für Umweltschutz (LfU) Baden-Württemberg