MNA als Strategie zur Bearbeitung von CKW-Grundwasserschäden - Grundlagen und Kriterien zur Anwendung -

H.D. Stupp, A. Bakenhus, M. Gass, D. Lorenz, I. Schwaar

1. Einleitung

Aufgrund der in den letzten 25 Jahren gewonnenen Erfahrungen besitzen die leichtflüchtigen chlorierten Kohlenwasserstoffe (CKW[1]) von allen Schadstoffgruppen das stärkste Gefährdungspotential für das Grundwasser. In der Reihenfolge der in Grundwässern auftretenden Kontaminanten stehen CKW an erster Stelle [1]. Mit Abstand die meisten Grundwassersanierungen werden durch CKW ausgelöst. Wie der Abbildung 1 zu entnehmen ist, beträgt auf der Grundlage von 110 ausgewerteten Sanierungsvorhaben der Anteil der CKW-Fälle 62 %, gefolgt von BTEX (14 %) sowie MKW und Schwermetalle (jeweils 8 %). Die Dominanz der CKW wird ebenfalls durch eine Auswertung von Sanierungsprojekten durch den

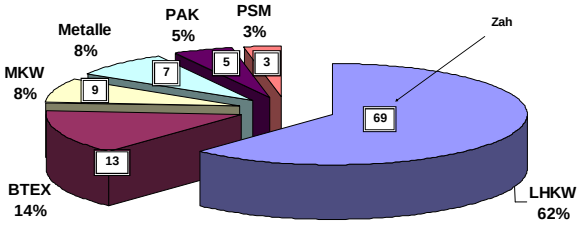

Abbildung 1:
Leitschadstoffgruppen bei Grundwassersanierungsprojekten

Arbeitskreis der Altlastensanierungsgesellschaften der Länder deutlich [2].

Bei der Sanierung von CKW-Grundwasserschäden wird am häufigsten die hydraulische Sanierung mit anschließender Reinigung des Förderwassers eingesetzt (Pump-and-Treat). Dieses Verfahren zeichnet sich zwar durch eine hohe Verfahrenssicherheit aus, nachteilig wirken sich jedoch bei der Existenz von größeren CKW-Mengen die sehr langen Sanierungszeiträume bis zum Erreichen der Sanierungsziele aus. Bei vielen Sanierungsvorhaben stellen sich nach einigen Jahren Gleichgewichtszustände zwischen den in der Feststoffmatrix fixierten und den im Grundwasser gelösten Stoffkonzentrationen ein, die zu einem sog. „Tailing“ führen. Hierunter versteht man die Einstellung von quasi konstanten oder nur geringfügig abnehmenden CKW-Konzentrationen im Förderwasser der zur Sanierung eingesetzten Brunnen. Es ist davon auszugehen, dass derartige Sanierungen ohne die Ergreifung von zusätzlichen Maßnahmen noch Jahre bis Jahrzehnte benötigen würden. Die Fortführung derartiger Pump-and-Treat-Maßnahmen wäre naturgemäß mit hohen Sanierungskosten behaftet.

Im Hinblick auf Kostenbetrachtungen ist es notwendig den Begriff „Verhältnismäßigkeit“ genauer zu konkretisieren. Ein wichtiger Bestandteil von Verhältnismäßigkeitsprüfungen sind die mit den Maßnahmen verbundenen Kosten. Im Hinblick auf die hohen Kosten, die mit der Sanierung von CKW-Grundwasserschäden verbunden sind, gewinnt die Sinnhaltigkeit bestimmter Maßnahmen eine zunehmende Bedeutung. In diesem Kontext stellt sich die Frage der Anwendungsprüfung von innovativen Sanierungsverfahren und der Möglichkeit der Anwendung von Monitored Natural Attenuation (MNA) als geeignete Strategie zur Behandlung von Grundwasserschäden.

[1] *Unter CKW werden hier die LCKW (leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe) verstanden. Die LCKW sind im Hinblick auf Grundwasserverunreinigungen mit Abstand die bedeutendsten Stoffe aus der Gruppe der CKW. Es handelt sich konkret um die Einzelstoffe Tetrachlroethen, Trichlorethen, 1.1.1-Trichlorethan und Dichlormethan.*

Verwendete Abkürzungen:

LNAPL	Light non aqueous phase liquids
DNAPL	Dense non aqueous phase liquids
CKW	Chlorierte Kohlenwasserstoffe
LCKW	Leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe
LNAPL	light non aquous phase liquid (Synonym: Leichtphase)
MNA	monitored natural attenuation
MKW	Mineralölkohlenwasserstoffe (hier: Diesel, Heizöl EL)
BTEX	Benzol, Toluol, Ethylbenzol, Xylole (leichtflüchtige aromatische Kohlenwasserstoffe)
PAK	Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe
DCM	Dichlormethan (= Methylenchlorid)
TCA	1.1.1-Trichlorethan
PCE	Tetrachlorethen (= Tetrachlorethylen = Perchlorethen = Perchlorethylen = Per)
TCE	Trichlorethen (= Trichlorethylen = Tri)
c-DCE	Cis-1.2-Dichlorethen
VC	Vinylchlorid (= Chlorethen)
MTBE	Methyl-tert-Butyl-Ether
TBA	tert-Butyl-Alkohol
ITVA	Ingenieutechnischer Verband Altlasten
LABO	Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz
HLUG	Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie
LFW	Landesamt für Wasserwirtschaft Bayern
LANUV	Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen
LFU/LFW	Landesamt für Umweltschutz/Landesamt für Wasserwirtschaft Rheinland Pfalz

2. Grundlagen von MNA

In den letzten Jahren ist durch die intensivere Beschäftigung mit MNA das Interesse am Verständnis der Prozesse, die die Ausbreitung von Stoffen in Grundwasserleitern beeinflussen, gestiegen. Erste Artikel zu den Begriffen „natural attenuation“ bzw. „intrinsic bioremediation“ erschienen Anfang der 90er Jahre in den USA. Gemäß EPA (US Environmental Protection Agency) wurde „monitored natural attenuation“ (MNA) wie folgt definiert (OSWER Directive Initiation Request, directive Number 9200, 21. April 1999):

„The natural attenuation processes include a variety of physical, chemical, or biological processes that, under favourable conditions, act without human intervention to reduce the mass, toxicity, mobility, volume, or concentration of contaminants in soil or groundwater“[3].

In den letzten Jahren haben verschiedene Institutionen in Deutschland Leitfäden zur Bearbeitung von Grundwasserschäden erarbeitet, z. B. ITVA, LABO, LFW Bayern, HLUG Hessen, LANUV Nordrhein-Westfalen und LFU/ LFW Rheinland Pfalz. Zur Zeit werden die Ergebnisse des vom BMBF/BMWA geförderten Forschungsvorhabens KORA (Kontrollierter natürlicher Rückhalt und Abbau von Schadstoffen bei der Sanierung von kontaminierten Böden und Grundwässern) zusammengestellt. Es ist vorgesehen eine Handlungs-empfehlung sowie branchenspezifische Leitfäden bis Mitte 2008 fertigzustellen. Das wesentliche Ziel des Vorhabens besteht in der Entwicklung von fachlichen und rechtlichen Instrumentarien, die eine Bewertung und gezielte Nutzung dieser Prozesse bei der Gefahrenbewertung und Sanierung kontaminierter Böden und Grundwässer erlauben.

Im Zusammenhang mit der sachgerechten Bearbeitung von MNA-Anwendungsprüfungen für Schadenfälle gewinnen fundierte Kenntnisse über das Verhalten von Stoffen im Grundwasser vor dem Hintergrund der Beeinträchtigung von Schutzgütern stark an Bedeutung.

Im Hinblick auf den biologischen Abbau der CKW ist dieser stark von den Milieueigenschaften des Aquifers abhängig und damit einzelfallspezifisch sehr differenziert zu betrachten. Eine wichtige Erkenntnis besteht darin, dass die Transformation von Tetrachlorethen (PCE) zu Trichlorethen (TCE) nur unter anaeroben Bedingungen abläuft. Dagegen ist der weitere Abbau der Chlorethene ab TCE sowohl anaerob als auch aerob möglich. Die Schadstoffe können dabei direkt als Kohlenstoff- oder Energiequelle von Mikroorganismen genutzt werden, oder, was von größerer Bedeutung ist, sie werden co-metabolitisch durch enzymische Prozesse transformiert. Bisher sind vier verschiedene Mechanismen zur Dechlorierung von LCKW bekannt [4].

- Thiolytische Dehalogenierung
- Hydrolytische Dehalogenierung
- Oxidative Dehalogenierung
- Reduktive Dehalogenierung

Im Hinblick auf den natürlichen CKW-Abbau sind die reduktive und untergeordnet oxidative Dehalogenierung am bedeutendsten. Da eine detaillierte Beschreibung der biologischen Abbauvorgänge den Rahmen dieser Arbeit überschreiten würde wird an dieser Stelle auf die weiterführende Literatur verwiesen [4, 5, 6, 7, 8, 9].

3. Transportverhalten und Kontaminationsfahnen

Grundlagen und Auswertungen

CKW gehören zu den „dense non aquous phase liquids“ (DNAPL = Schwerphasen). Die im Untergrund ablaufenden Ausbreitungsprozesse von DNAPL stellen sehr komplexe Vorgänge dar. Als zentrale Begriffe für das Verständnis des Verhaltens von Schwerphasen im Untergrund sind Rückhaltevermögen, Mehrphasenfließen, Benetzungsverhältnisse, Eintrittskapillardruck, Oberflächenspannung, Viskosität, Porosität, Löslichkeit, Sorption und Diffusion anzuführen. Der interessierte Leser wird zum Verhalten von DNAPL auf die Fachliteratur verwiesen [10, 11].

Tabelle 1: Einfluss-Parameter auf das Migrationsverhalten von Grundwasserinhaltsstoffen

Allgemeine Parameter	Aquifer-Parameter	Stoffbezogene Parameter
Stoffmenge	Durchlässigkeit	Wasserlöslichkeit
Quellstärke	Fließgeschwindigkeit	Sorption
Alter des Schadens	Advektion	Retardation
Migrationszeit	Vertikalströmungen	Diffusion
Co-Kontaminanten	Dispersion	Mikrobiologischer Abbau/Umwandlung
	Verdünnung	Ausgasung aus Grundwasser
	GW-Milieu	
	GW-Chemismus	
	Sorbentien	
	Mirkoorganismen	
	Nährstoffangebot	

Die Ausbreitung von gelösten CKW in Grundwasserleitern ist ein komplexer Vorgang, der durch eine Reihe verschiedener Einflussgrößen gesteuert wird. Die wesentlichen Parameter, die im jeweiligen Einzelfall das Migrationsverhalten bestimmen, sind in der Tabelle 1 zusammengestellt.

In welchem Maße sich die Transportgeschwindigkeit eines Schadstoffes durch adsorptive Prozesse verzögert, wird durch den Retardationsfaktor beschrieben. Wie neuere Untersuchungen gezeigt haben, wird die Retardation stark beeinflusst von der Art des organischen Materials, zudem kann die Kinetik von Sorption / Desorption unterschiedlich sein [12].

Eine Verbindung, die nicht zurückgehalten (retardiert) wird, bewegt sich mit der gleichen Geschwindigkeit wie Wasser und besitzt daher den Wert R=1. Eine Substanz, die mit der halben Fließgeschwindigkeit des Grundwassers transportiert wird, besitzt den Wert R=2. Die stark vom Gehalt an organischem Kohlenstoff abhängigen Retardationsfaktoren liegen für die CKW im Vergleich zu anderen umweltrelevanten Stoffen deutlich höher (Abbildung 2). Hieraus resultiert, dass die CKW im Grundwasser deutlich langsamer als stärker polare Subsanzen - beispielsweise Methyl-tert-Butyl- Ether (MTBE) und tert-Butyl-Alkohol (TBA) - transportiert werden. Unter den CKW weist PCE den höchsten und VC den niedrigsten Retardationsfaktor auf.

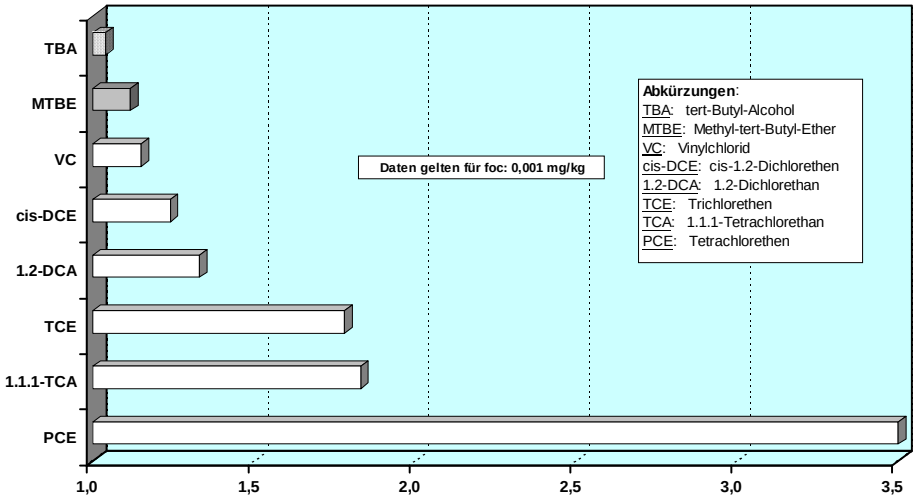

Abbildung 2: Retardationsfaktoren von Chlorethenen und Oxygenaten (MTBE und TBA)

Die nachfolgenden Erläuterungen beruhen auf der Auswertung von 150 Grundwasser-Schadensfällen. Von den 150 CKW-Schäden lag bei 50 Projekten eine hinreichend genaue Datengrundlage vor, so dass nur diese 50 Fälle in die vertiefende Auswertung einbezogen wurden. Da die beiden Chlorethene PCE und TCE bei den Schadenfällen bei weitem am häufigsten als CKW-Einzelstoffe auftreten, konzentriert sich die nachfolgende Auswertung weitgehend auf diese beiden CKW-Einzelstoffe sowie deren Metaboliten.

In Abbildung 3 sind auf der Grundlage von CKW-Analysenbefunden aus Grundwassermessstellen im unmittelbaren Abstrom von Schadenherden der 50 Schadenfälle die CKW-Zusammensetzungen der Grundwasserproben dargestellt. Wie aus der Abbildung 3 hervorgeht, unterliegt die Zusammensetzung der CKW-Stoffspektren der 50 Grundwasserverunreinigungen einer breiten Streuung. Es treten alle möglichen Stoffmischungen auf, von der ausschließlichen Präsenz von PCE bis hin zu sehr geringen PCE-Anteilen. Ebenso variiert der Anteil von cis-1.2-Dichlorethen (c-DCE) in starkem Maße, von quasi < Bestimmungsgrenze bis hin zu Anteilen von über 90 %. Die Kernaussage dieser grafischen Auswertung besteht darin, dass ein sehr unterschiedlicher biologischer Abbau der CKW-Muttersubstanzen PCE und TCE gegeben ist. Dieser einzelfallbezogen stark variierende biologische Abbau an den entsprechenden Standorten wird durch die vorliegenden Milieubedingungen gesteuert.

Wie aus der Beobachtung vieler Feldprojekte bekannt ist, zeichnen sich viele CKW-Grundwasserverunreinigungen durch hohe Gehalte an c-DCE aus. Hohe Anteile an c-DCE deuten darauf hin, dass zwar ein biologischer Abbau von TCE gegeben ist, dieser Abbau aber ab der Stufe c-DCE langsam abläuft und oft eine Stagnation eintritt [13, 14]. Wie die Abbildung 3 veranschaulicht ist ein hoher c-DCE-Anteil bei 12 von 50 CKW-Schadenfällen gegeben und beträgt somit 24 % der untersuchten CKW-Fahnen. Bei ähnlichen Auswertungen in den USA wurde die c-DCE-Akkumulation in 23 % aller untersuchten CKW-Schädensfälle festgestellt [15].

Eine detaillierte Analyse der Standortdaten führt zu dem Ergebnis, dass in Abhängigkeit der Branchen, in denen die CKW früher eingesetzt wurden, sich deutliche Unterschiede manifestieren. So weisen die CKW-Spektren von Grundwasserproben aus Schäden auf Standorten der metallverarbeitenden Industrie oft hohe Anteile an den Abbauprodukten c-DCE und teilweise Vinylchlorid (VC)

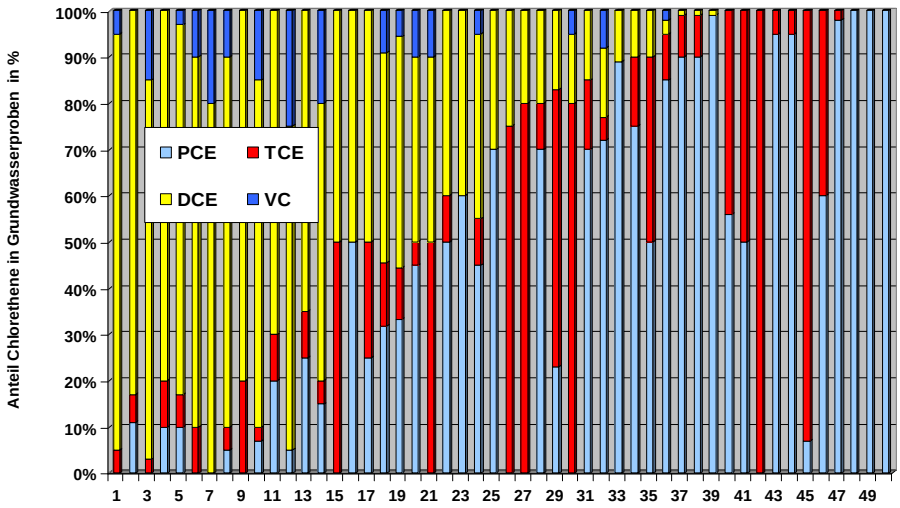

Abbildung 3: Anteilsmäßige Zusammensetzung von Chlorethenen in Grundwasserproben
Lage der Messstellen: Zentrum oder unmittelbarer Abstrom von CKW-Schadensherden

auf (Abbildung 4). Die biologischen Abbauprozesse können so weit fortschreiten, dass c-DCE und VC als Hauptkontaminanten auftreten. Ähnliche CKW-Zusammensetzungen mit hohen Anteilen an c-DCE und teilweise VC liegen bei Schäden auf Geländen von Tierkörperverwertungsanstalten vor. Grundwasserschäden durch Deponien zeichnen sich ebenfalls oft durch starke Metabolitenbildungen mit hohen Anteilen an c-DCE und VC aus. Dagegen sind CKW-Spektren auf Liegenschaften chemischer Reinigungsbetriebe oft durch die Dominanz von PCE gekennzeichnet und die Abbauprodukte fehlen weitestgehend (Abbildung 4).

Die Ursachen für die stark unterschiedlich ausgeprägten biologischen Abbauprozesse in den Grundwässern sind darin zu sehen, dass auf Geländen der metallverarbeitenden Industrie neben den CKW auch andere wassergefährdende Stoffe – gemeint sind hier vor allem Mineralöle im weiteren Sinne – eingesetzt wurden und werden. Mineralöle können in vielen Fällen von den Bakterien als Substrate verwertet werden. Hierdurch werden die für den biologischen Abbau von PCE/TCE erforderlichen anaeroben Milieubedingungen geschaffen und durch die bei der Substratverwertung entstehenden Enzyme erfolgt die Dechlorierung. Derartige Prozesse sind auch auf Standorten von Tierkörperverwertungsanstalten begünstigt, da die oft mit den CKW in den Untergrund gelangten tierischen Fette als Substrate dienen. Deponiekörper können ebenfalls hohe Anteile an substratbildenden organischen Stoffen enthalten.

In Längsrichtung einzelner Kontaminationsfahnen treten bei gegebenem biologischen Abbau oft ausgeprägte Stoffzonierungen auf, in den die Metaboliten in den entfernteren Fahnenabschnitten höhere Anteile bilden. In Richtung Abstrom folgen Zonen mit der jeweiligen Dominanz von PCE, TCE, c-DCE und VC. Diese Entwicklung kann bei starkem PCE-Abbau so ausgeprägt sein, dass an der Fahnenfront nur noch c-DCE und VC auftreten. Die alleinige Dominanz von VC gegenüber den anderen CKW's ist jedoch nur selten festzustellen.

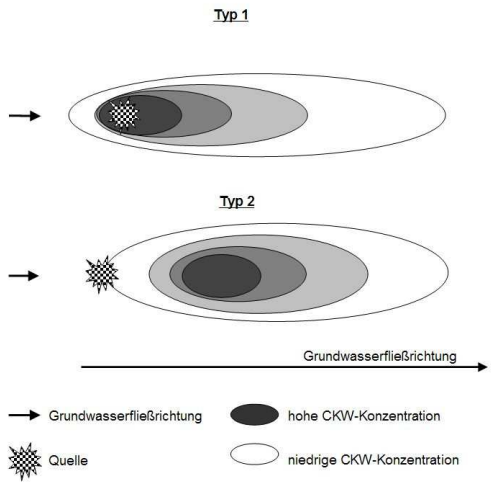

Abbildung 5:
Typen von CKW-Fahnen

Fahnentypen

Im Hinblick auf die vertikale Ausbreitung der CKW wird in Lehrbüchern und Fachartikeln herausgestellt, dass CKW als Phase bis auf die Basis von Grundwasserleitern absinken und dort sog. „Pools“ bilden können. Unter Bezug auf die eigenen umfangreichen Erfahrungen kann die Aussage getroffen werden, dass dieses vertikale Absinken von CKW-Phasen bis auf den Grundwasser-stauer/-hemmer bei den meisten CKW-Schäden nicht erfolgt . Vielmehr sind die CKW-Phasen in bestimmten Zonen des Grundwasserleiters „stecken geblieben“. Die Tiefe bis zu der CKW-Phasen in den Untergrund eindringen, wird in erster Linie durch die Eintragsmengen und das Rückhaltevermögen des Gesteinskörpers definiert. Weiterhin spielen Inhomogenitäten für die Ausbreitung eine entscheidende Rolle. Da CKW in gelöstem Zustand

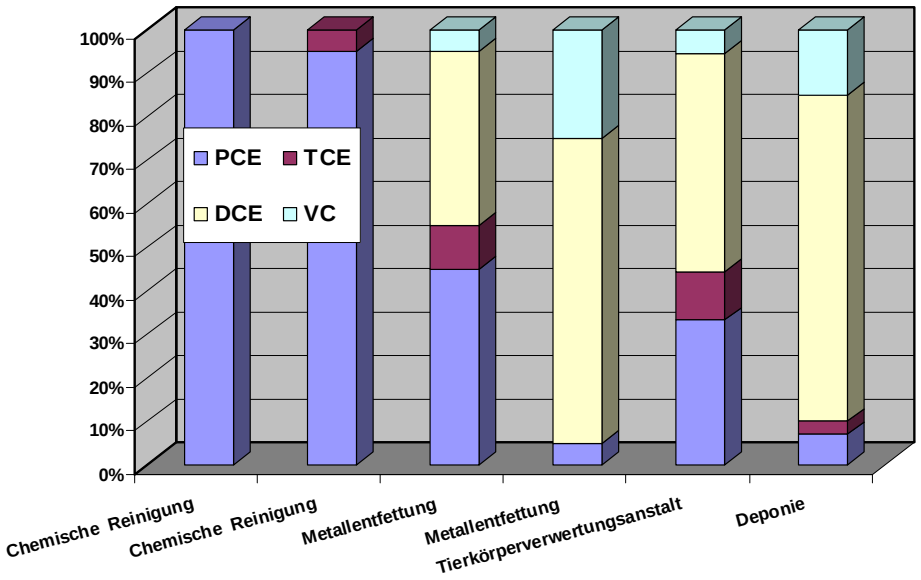

Abbildung 4:
CKW-Spektren von Grundwasserproben von Standorten verschiedener Branchen

quasi die gleiche Dichte wie Wasser besitzen, können sich die gelösten CKW über lange Entfernungen horizontbeständig ausbreiten. Verlagerungen von CKW-Kontaminationen in größere Tiefen - sog. abtauchende Fahnen - können jedoch rein strömungsbedingt durch vertikale Strömungs-bedingungen verursacht werden.

In Abhängigkeit davon, ob an der Schadenquelle CKW-Phasenkontaminationen auftreten oder nicht, kann es zur Ausbildung zweier verschiedener Typen von CKW-Fahnen kommen (Abbildung 5):

- Typ 1: die Schadenquelle infiltriert CKW in das Grundwasser, hohe Konzentrationen liegen in direkter Nachbarschaft zur Schadenquelle vor (signifikante CKW-Phasenkontamination in der gesättigten Zone)
- Typ 2: die Schadenquelle ist schnell erschöpft, die maximalen gelösten Konzentrationen befinden sich in abstromiger Richtung von der Quelle (keine stärkere CKW-Phasenkontamination in der gesättigten Zone)

Beide Fahnentypen sind in der Abbildung 5 veranschaulicht. Bei der vergleichenden Betrachtung von CKW-Grundwasserschäden ist der Typ 1 häufiger ausgebildet als der Typ 2.

Ausbreitung und Fahnenlängen

Zur Ermittlung der Migrationsstrecken von CKW wurde eine Literaturrecherche durchgeführt. Die längste beschriebene CKW-Fahne hat eine Länge von 10.000 m [16]. Wie eine vergleichende Betrachtung mit den anderen Kontaminanten zeigt, bilden die CKW die längsten bekannten Kontaminationsfahnen aller von Punktquellen ausgehenden Schadstoffe (Abbildung 6).

Die Fahnenlängen der 50 ausgewerteten CKW-Fahnen sind in der Abbildung 7 dargestellt. Die längste derzeit durch die Autoren in Bearbeitung befindliche Kontaminationsfahne hat eine Länge von 8.200 m. Der arithmetische Mittelwert der 50 Fahnen liegt bei ca. 1.350 m. Bei 33 von 50 Fällen betragen die Transportstrecken weniger als 1.000 m (Abbildung 7).

Im Hinblick auf die bei den einzelnen Schadenfällen stark variierenden CKW-Eintragsmengen in den Untergrund ist von Interesse, ob eine positive Beziehung zwischen den Eintragsmengen und der Länge der jeweiligen

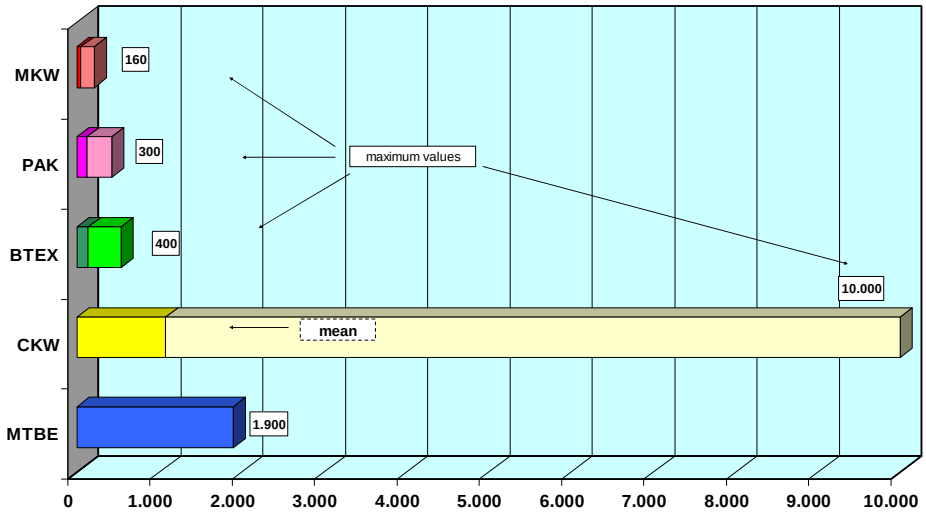

Abbildung 6: Fahnenlänge verschiedener Kontaminanten

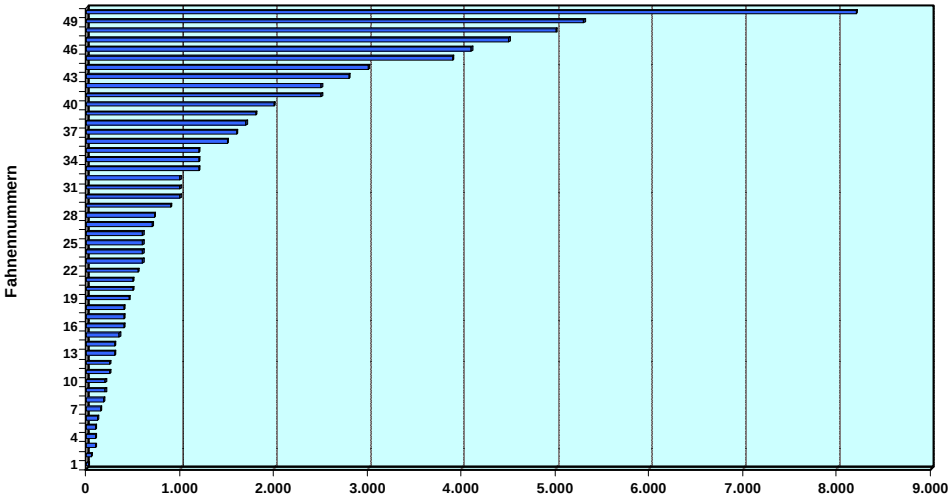

Abbildung 7: Länge von CKW-Fahnen

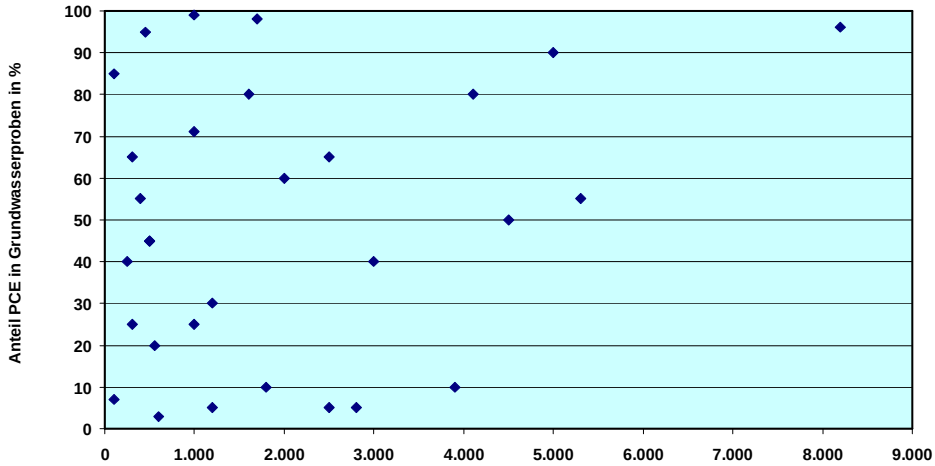

Abbildung 8: Darstellung PCE-Anteile gegen Fahnenlängen Probennahme aus Messstellen an der Front der Kontaminationsfahnen

Kontaminationsfahne besteht. In Abbildung 8 sind die Eintragsmengen in Beziehung zur Länge von Kontaminationsfahnen der ausgewerteten Projekte dargestellt. In den meisten Schadenfällen lagen die Eintragsmengen zwischen 500 und 10.000 kg. Hierbei wurden die Eintragsmengen unter Einbeziehung der verfügbaren Daten abgeschätzt. In diese Angaben flossen Daten der betrieblichen Historie (CKW-Einsatzmengen, Betriebszeiträume, Sicherheitstechnik) und CKW-Bilanzierungen auf der Grundlage von Analysebefunden des Bodens und des Grundwassers ein. Diese Abschätzungen können bestenfalls zur Bestimmung der Größenordnung der relevanten Stoffmengen führen, sind jedoch mit entsprechenden Ungenauigkeiten behaftet.

Wie Abbildung 9 veranschaulicht ist eine direkte Beziehung zwischen Eintragsmengen und Fahnenlängen nicht erkennbar. Andererseits sind zur Ausbildung von längeren Kontaminationsfahnen von über 2.000 m Länge größere CKW-Eintragsmengen von über 5.000 kg erforderlich.

In einer weiteren Auswertung der 50 CKW-Schadenfälle wurde der mögliche Zusammenhang zwischen Fahnenlängen und Durchlässigkeiten der wasserführenden Gesteine untersucht. Das Ergebnis dieser Analyse ist in Abbildung 10 veranschaulicht. Die Variationsbreite der Kf-Werte beträgt 5 x 10-6 – 7 x 10-3 m/s. Eine direkte Korrelation zwischen Fahnenlängen und den Kf-Werten ist nicht gegeben. Andererseits treten die längeren Fahnen von über 2.000 m ausschließlich in Aquiferen mit höheren Durchlässigkeiten mit Kf-Werten > 1 x 10-3 m/s auf. Ein weiteres Merkmal der längeren Fahnen sind hohe Fließgefälle von > 0,001 und geringe Gehalte an organischem Kohlenstoff.

Zusammenfassend sind die längeren CKW-Fahnen mit Migrationsstrecken zwischen 3.000 und ca. 8.200 m durch folgende Merkmale geprägt:

- Starke Schadenherde mit CKW-Eintragsmengen von über 10.000 kg
- hohe Durchlässigkeiten und höhere Grundwassergradienten mit kf-Werten von > 1 x 10-3 m/s und Gefällen von > ca. 0,001
- keine bzw. untergeordnete Bildung von PCE- oder TCE-Abbauprodukten, d.h. kein oder zu vernachlässigender Abbau
- geringe Gehalte der wasserführenden Sedimente an organischem Material und damit vergleichsweise geringe Verzögerungen des Schadstofftransportes

Bei der Bearbeitung von CKW-Grundwasserschäden kann teilweise festgestellt werden, dass die CKW-Gehalte in

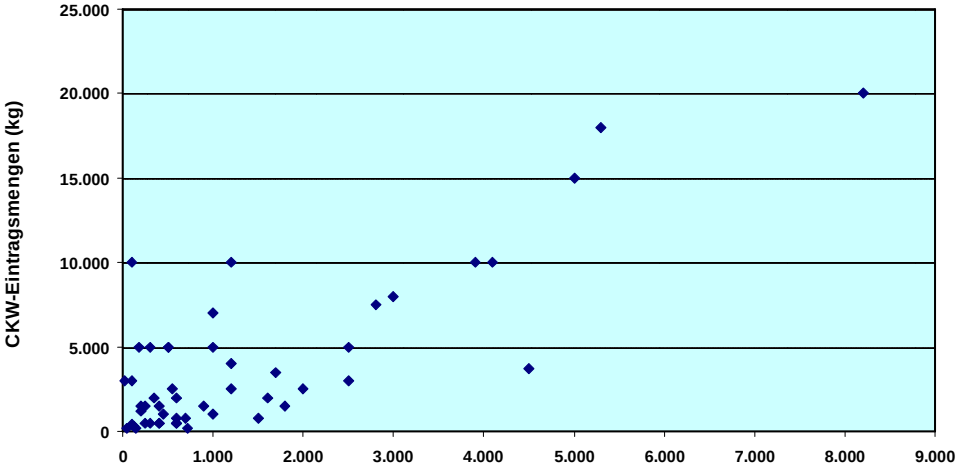

Abbildung 9: Darstellung Eintragsmengen gegen Fahnenlängen

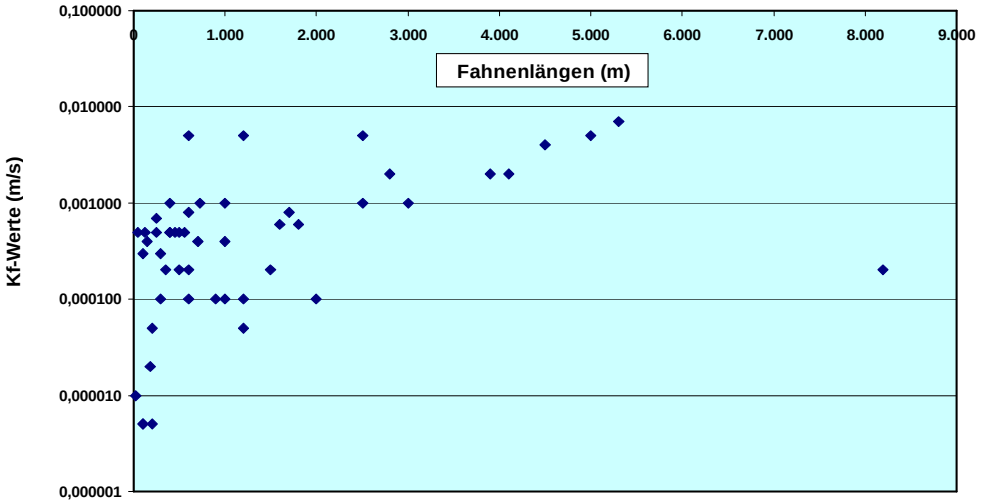

Abbildung 10: Darstellung Länge CKW-Fahnen gegen Durchlässigkeiten wasserführender Sedimente

Grundwasserleitern mit zunehmender Tiefe zunehmen. Dies muss nicht durch das vertikale Absinken von CKW-Phasen in größere Tiefen verursacht sein. Die vertikalen Verteilungen von Substraten in Grundwasserkörpern sind häufig derart, dass höhere Substratgehalte nur in der oberen Grundwasserzone vorliegen. Die Folgen sind starke Abbauvorgänge in der oberen und höhere CKW-Gehalte in der unteren Grundwasserzone durch eingeschränkten Abbau der CKW.

Bei der Diskussion über das Stoffverhalten in Aquifern sollte nicht außer Betracht gelassen werden, dass die genaue Kenntnis der hydrogeologischen Verhältnisse des Aquifers von großer Bedeutung ist. Insbesondere die Strömungsbedingungen selbst, die die eigentliche Grundlage für die Stoffmigration in gelöster Form darstellen, sollten so genau wie möglich bekannt sein. In diesem Kontext wird auf oft unterschätzte Vertikalströmungen innerhalb eines Aquifers oder zwischen Aquifersystemen hingewiesen (13). Beispielsweise können Kontaminationen durch „Fenster“ zwischen Aquifersystemen in tiefere Grundwassersysteme gelangen und sich dort weiter ausbreiten. Werden solche Phänomene bei der Bearbeitung nicht erkannt, so führt dies zu falschen Schlussfolgerungen über die „anscheinende“ vertikale Begrenzung von Kontaminationsfahnen im betrachteten Grundwasserleiter.

4. Kriterien zur Bewertung von MNA

Für die Anwendungsprüfung von MNA gibt das LABO Positonspapier entsprechende Hinweise [17]. Danach sind die nachfolgend aufgeführten Daten zu erheben:

- Schadstoffinventar, d. h. Art, räumliche Verteilung und Masse der Schadstoffe in Quelle und Fahne
- Aktuelle räumliche Begrenzung der Fahne
- Vorkommen bzw. Bildung von Metaboliten (z. B. c-DCE, VC, Ethen)
- Austragsverhalten aus der Quelle, insbesondere Schadstofffracht (Anwendung von Bilanzebenen)
- Räumliches und zeitliches Ausbreitungsverhalten der Schadstofffahne, insbesondere die Schadstofffracht in mindestens zwei abstromig angeordneten Bilanzebenen

Als wichtige Methoden/Instrumente zur Erfüllung der angeführten Anforderungen können genutzt werden:

- Konzeptionelle Standortmodelle mit Charakterisierung der Grundwassersysteme, CKW-Quellen und CKW-Fahnen
- Quantifizierung der maßgeblichen NA-Prozesse durch Anwendung von Massenbilanzierungen und Rechenmodellen
- Prognosemodelle zur zukünftigen Schadstoffentwicklung in der Kontaminationsfahne

Das mit entscheidende Kriterium zur erfolgversprechenden Anwendung und Akzeptanz von MNA ist die Implementierung eines leistungsfähigen Prognosemodells. Mit einem derartigen Modell können die Schadstofftransportberechnungen für den jeweiligen Standort durchgeführt werden.

Eine wichtige Schlussfolgerung aus den vorangestellten Ausführungen besteht darin, dass es nicht nur um die Beschreibung der NA-Prozesse geht, sondern darüber hinaus um das Verstehen der maßgeblichen Mechanismen, die die Stoffausbreitung im dreidimensionalen Aquifersystem bestimmen. Nur bei weitgehender Erfüllung dieses Anspruches sind die Risiken, die mit der Anwendung von MNA verbunden sind, hinreichend sicher prognostizierbar und damit beherrschbar.

Die bei der Bearbeitung von MNA-CKW-Vorhaben zu erhebenden Daten sind ausgesprochen vielfältig und können aus den nachfolgend benannten Themenfeldern ermittelt werden:

- Betriebshistorie
- Geologische und hydrogeologische Situation
- Charakterisierung der geochemischen Situation
- Charakterisierung der biologischen Verhältnisse

Diese Themenfelder bilden die wesentlichen Grundlagen für den Aufbau des konzeptionellen Standortmodelles und des Stofftransportmodells mit Prognoserechnungen der CKW-Ausbreitung.

Tabelle 2: Untersuchungsparameter für die Beurteilung von MNA bei CKW-Schäden Geochemische und biologische Charakterisierung

Parameter	Bedeutung
Geochemische Parameter	
CKW-Einzelstoffe	
Tetrachlormethan	Charakterisierung der Belastungssituation / Metaboliten / Metabolitenverhältnisse. Es sind die aus der Erfahrung wichtigsten CKW-Einzelstoffe zusammengestellt, in Abhängigkeit des Einzelfalles sind ggf. weitere CKW-Einzelstoffe zu untersuchen
Trichlormethan	
Dichlormethan	
Chlormethan	
1.1.1-Trichlorethan	
1.1.2-Trichlorethan	
1.1-Dichlorethan	
1.2-Dichlorethan	
Chlorethan	
Tetrachlorethen	
Trichlorethen	
cis-1.2-Dichlorethen	
trans-1.2-Dichlorethen	
1.1-Dichlorethen	
Vinylchlorid	
Zusätzliche chemische Analytik auf organische Stoffe	
Ethan	CKW-Metabolit
Ethen	CKW-Metabolit
Weitere organische Stoffe	geben Aufschluss über von Bakterien verwendete Substrate, gezielte Analytik bei Hinweisen auf Vorliegen spezieller Substrate, z. B. Mineralölkohlenwasserstoffe, BTEX, organische Säuren etc.
Feldparameter	
Temperatur	erhöhte Grundwassertemperaturen weisen auf mikrobielle Abbauvorgänge hin
pH-Wert	biologische Abbauvorgänge sind pH-sensitiv, bevorzugter Bereich von 5 < pH < 9, erhöhte pH-Werte deuten auf Abbauprozesse hin
Elektrische Leitfähigkeit	Maß für den Anteil an gelösten Ionen und Anionen, erhöhte Leitfähigkeit kann quantitativen Hinweis auf Schadstoffbelastung liefern
Redoxspannung	Mischpotenzial aller redoxaktiven Ionen, gibt Hinweis auf das biologische Abbaumilieu
Sauerstoff	Elektronenakzeptor mit höchster Energieausbeute beim Abbau organischer Verbindungen, geringer O2-Gehalt deutet auf mikrobielle Abbauvorgänge hin
Allgemeine Parameter	
Eisen-III	Elektronenakzeptor für Metabolismus nachdem O_2 und Nitrat verbraucht sind, gut lösliches Fe-II entsteht bei der Reduktion von schlecht löslichem Fe-III, qualitative-halbquantitative Ergebnisse auch durch Einsatz von Passivsammlern möglich
Mangan-IV	Elektronenakzeptor für Metabolismus nachdem O_2 und Nitrat verbraucht sind, gut lösliches Mn-II entsteht bei der Reduktion von schlecht löslichem Mn-IV, qualitative-halbquantitative Ergebnisse auch durch Einsatz von Passivsammlern möglich
Nitrat	Nährstoff und Elektronenakzeptor mit zweithöchster höchster Energieausbeute beim Abbau organischer Verbindungen, geringer NO3-Gehalt deutet auf mikrobielle Abbauvorgänge hin
Nitrit	Zwischenprodukt der Nitratreduktion oder Nitrifizierung
Sulfat	Nährstoff und Elektronenakzeptor nach dem Verbrauch der Akzeptoren mit höherer Energieausbeute, qualitative-halbquantitative Ergebnisse auch durch Einsatz von Passivsammlern möglich
Schwefelwasserstoff	wird bei der Sulfatreduktion gebildet
Sulfid, Hydrogensulfid	werden bei der Sulfatreduktion gebildet
Methan	entsteht bei der Reduktion von Kohlenwasserstoffverbindungen unter anaeroben Bedingungen, Hinweis auf methanogene Verhältnisse
Kohlendioxid	entsteht beim biologischen Abbau von organischen Stoffen, wird unter methanogenen Bedingungen als Elektronenakzeptor genutzt

Phosphat	Bakterien-Nährstoff, Mangelfaktor bei mikrobiellen Abbauprozessen, auch Anzeiger für anthropogene Belastung durch Waschmittelrückstände
Ammonium	Bakterien-Nährstoff, Hinweis auf Nitratammonifikation oder Abbau N-haltiger Verbindungen, erhöhte Gehalte bei undichten Abwassersystemen
Chlorid	zeigt hohe Salzbelastungen an, Werte zwischen 1 und 10 mg/l sind oft durch "geogenen Background" bedingt. Gehalte von 15-50 mg/l deuten auf anthropogene Beeinflussung hin, Endprodukt des CKW-Abbaus
Gesamthärte	Gehalt an Erdalkaliionen, Rechenparameter für Härtebestimmung
Karbonathärte	erhöhte Werte deuten auf vermehrte Lösung durch während des biologischen Schadstoffabbaus gebildeten CO_2 hin
Hydrogencarbonat	Erhöhung weist auf mikrobielle Abbauvorgänge hin, jedoch nicht zwangsgemäß auf CKW-Abbau
Kohlendioxid	Endprodukt aerober Stoffwechselprozesse
Säurekapazität	Parameter zur Beschreibung des Systems Kohlensäure-Wasser, Hinweis auf die Pufferkapazität des Wassers und den gelösten Kohlendioxidgehalt im Wasser, bei Abbauprozessen von organischen Verbindungen nimmt die Säurekapazität zu
Wasserstoff	Gärungsprodukt, dient als Indikator für Redoxbedingungen, zur Bestimmung des terminalen Elektronenakzeptor-Prozesses, gibt Hinweis auf reduktive Dechlorierungsvorgänge
Isotopen	Untersuchung von Isotopenfraktionierungen, 13C/12C, 18O/16O, 37Cl/35Cl, Hinweise auf biologische Abbauprozesse
Bactraps	Messungen der Isotopenverhältnisse von Substanzen auf Aufwuchskörpern In-Situ, Veränderung isotopenmarkierter Substanzen durch Abbauvorgänge
Organische Summenparameter	
Kohlenwasserstoffe	Charakterisierung der Belastungssituation, Co-Kontaminanten die als Auxiliarsubstrat für cometabolitischen Abbau dienen können
Lipophile Stoffe	Charakterisierung der Belastungssituation, Anzeiger für schwerlösliche Öle und Fette, Co-Kontaminanten die als Auxiliarsubstrat für cometabolitischen Abbau dienen können
TOC (Total organic carbon)	damit erfasste Stoffe können in Abwesenheit von anthropogenem Kohlenstoff als Substrat für anaeroben Cometabolismus der CKW dienen, erhöhte Werte deuten auf organische Belastungen hin
DOC (Dissolved organic carbon)	damit erfasste Stoffe können in Abwesenheit von anthropogenem Kohlenstoff als Elektronen-Donator und Substrat für anaeroben Cometabolismus der CKW dienen, erhöhte Werte deuten auf organische Belastungen hin
Biologische Parameter	
Keimzahlbestimmungen	Anreicherung auf Nährböden (Agars), auch neuere Methoden verfügbar
Most probable number (MPN)	Auswertung stoffwechselaktiver Mikroorganismen in flüssigen Medien, Unterscheidung unterschiedlicher stoffwechselphysiologischer Gruppen
Mikrokosmosstudien konventionell	Ex-Situ-Mikrokosmen, Identifizierung von Metaboliten durch Untersuchung von Aquifersedimenten, ohne Zugabe von Nährstoffen, Zeitbedarf ca. 1 - 6 Monate
Mikrokosmosstudien mit Nährstoffzugabe	Ex-Situ-Mikrokosmen, Identifizierung von Metaboliten in Mikrokosmosstudien, mit Zugabe von Nährstoffen, Zeitbedarf ca. 1 - 3 Monate
Nukleinsäure-basierende Methoden	Einsatz von Gensonden zur Identifizierung von DNA-Sequenzen von Bakterien, Identifizierung von speziellen CKW-Abbauern (z. B. Dehalococcoides ethenogenes)

In Anbetracht der Vielfältigkeit und Komplexität der in die o. g. Themenfelder eingehenden Einzelparameter ist eine detaillierte Erläuterung in diesem Beitrag nicht möglich. Zur anschaulichen Orientierung werden die relevanten geochemischen und biologischen Untersuchungsparameter in der Tabelle 2 zusammengestellt.

Eine vertiefende Betrachtung der für die Anwendung von MNA bei CKW-Schäden maßgeblichen Prozesse führt zu dem Ergebnis, dass von den möglichen NA-Prozessen der biologische Abbau als entscheidender Prozess identifiziert werden kann. Das Wissen über den biologischen Abbau der CKW im Grundwasser hat in den letzten Jahren deutliche Fortschritte gemacht. So konnte z. B. herausgearbeitet werden, dass Bakterien aus der Gruppe Dehalococcoides ethenogenes unter günstigen Bedingungen zu einem vollständigen CKW-Abbau befähigt sind [9]. Auch gelang es die Milieubedingungen genauer zu charakterisieren, die für effiziente Abbauvorgänge vorteilhaft sind (z. B. Redoxbedingungen, H_2-Gehalte, [5]).

Nach dem heutigen Kenntnisstand ist der biologische Abbau der CKW eng mit geochemischen Milieubedingungen verzahnt. Insofern ist eine sorgfältige

geochemische Charakterisierung der Milieuverhältnisse („Milieucharakterisierung“) eine wichtige Voraussetzung für die Bewertung von MNA.

Im Hinblick auf die große Spannbreite der notwendigen zu erhebenden Kriterien kann es sinnvoll sein in einer ersten Bearbeitungsstufe eine mit geringerem Aufwand zu erstellende Bewertung durchzuführen (Grobscreening des NA-Potenzials). Bei den meisten Projekten liegen Monitoringdaten in Form von CKW-Analysen von Grundwasserproben vor. Diese können im Hinblick auf folgende Fragestellungen ausgewertet werden:

- Treten biologische Abbauprodukte von CKW-Muttersubstanzen auf?
- Wie haben sich die CKW-Konzentrationen und die Verhältnisse von Mutter- und Tochtersubstanzen in der Quelle und in der Fahne entwickelt? Hilfreich sind hier Statuspläne von CKW-Fahnen zu verschiedenen Zeitpunkten.
- Liegen im Grundwasser Substrate vor, die für cometabolitische Abbauprozesse genutzt werden können?
- Gibt es Erkenntnissse über Analysenergebnisse von Elektronenakzeptoren und Redoxdaten, die auf biologischen CKW-Abbau hindeuten?
- Existieren in Richtung des Fließweges Hinweise für eine Akkumulation von c-DCE oder VC und welche Rolle spielt hierbei die Sorption?
- Wie ist die Rezeptorsituation zu beurteilen?

Auf der Grundlage der vorgeschlagenen Fragekriterien ist in vielen Fällen bereits eine qualitativ gute orientierende Bewertung möglich, ob sich der CKW-Schaden für die weitere Verfolgung der MNA-Strategie eignet.

Die eigentliche Herausforderung bei MNA-Vorhaben besteht in der Erarbeitung des Verstehens der im dreidimensionalen Raum ablaufenden Prozesse. Dabei müssen diese Prozesse hinreichend genau quantifizierbar sein und die Prognosesicherheit muss in einem vertrauenswürdigen Bereich liegen. Die wichtigsten Daten zur Erreichung dieser Ansprüche sind Analysen von Grundwasserproben und ein hinreichend gesichertes Wissen über die hydrogeologischen Kenndaten.

Die Grundwasserproben werden mittels Beprobungen von Grundwasseraufschlüssen - i. d. R. Grundwassermessstellen - gewonnen. Durch diese Probennahmen werden in Abhängigkeit des Ausbaus der Grundwassermessstellen und der Bedingungen bei der Probennahme sehr verschiedene Grundwasserbereiche erfasst, die die Analysedaten maßgeblich bestimmen. Bei der Ableitung von Schlussfolgerungen aus den Grundwasseranalysen ist es von erheblicher Tragweite diese in Beziehung zu den bei der Beprobung erfassten Grundwasserräumen (mit der jeweiligen Beprobung erfasste Grundwasserräume) zu setzen. Interessante Resultate über die Bedeutung von Größenskalen bei der Gewinnung von Grundwasserproben in Abhängigkeit der Probenahmemengen und damit erfassten Beprobungsräumen wurden durch neuere Untersuchungen am Beispiel einer BTEX-Verunreinigung festgestellt [18].

5. Branchenspezifische Betrachtungen

Wie die Ausführungen zu den CKW-Fahnenlängen gezeigt haben, kommt es jedoch bei weitem nicht bei jedem CKW-Schaden zwangsläufig zur Ausbildung langer Kontaminationsfahnen. Die Fahnenlängen werden insbesondere durch hydrogeologische und geochemisch/ biologische Bedingungen gesteuert, was zu sehr unterschiedlichen Fahnenlängen führt. Dabei konnte als ein

Tabelle 3: CKW-Schäden auf Standorten verschiedener Branchen und Voraussetzungen für MNA in quellennahen Gebieten

Branchen mit Einsatz von CKW	Wahrscheinlichkeit Co-Kontaminanten	Voraussetzungen für MNA
Oberflächenbehandlung, Metall	3	gut
Metallindustrie, Maschinenbau	3	gut
Metallschleifereien, -drehereien	3	gut
Gießereien	3	gut
Chemische Betriebe	2*	mittel
Pharmazeutische Betriebe	2*	mittel
Chemische Reinigungen	1	schlecht
Textilindustrie	2	mittel
Kunststoffverarbeitende Industrie	2	mittel
Papier- und Zellstoffindustrie	3	gut
Lederherstellung	2	mittel
Kfz-Hersteller und -Werkstätten	3	gut
Lack- und Farbenhersteller	3	gut
Tierkörperverwertungsbetriebe, Knochenmühlen	3	gut
Druckereien	2	mittel
Schrottplätze	3	gut
Recycling-Betriebe	3	gut
Raffinerien	3	gut
Hersteller von Aromastoffen, Extrakten und entcoffeiniertem Kaffee	2	mittel

3: hoch, 2: mittel, 1: gering
*: stark abhängig von in den jeweiligen Betrieben eingesetzten Stoffen

Die Möglichkeiten für den biologischen CKW-Abbau in der Fahne hängen im wesentlichen von der Verfügbarkeit von Substraten in diesen Zonen ab.

wichtiger Schüsselprozess für die Stoffausbreitung der biologische Abbau identifiziert werden. Die vergleichende Betrachtung von CKW-Grundwasserschäden auf Standorten verschiedener Branchen zeigt, dass branchenspezifisch deutliche Unterschiede des natürlichen CKW-Abbaus festzustellen sind. Maßgeblich dafür, ob ein effizienter CKW-Abbau stattfindet, ist die Anwesenheit von als Substrate wirkenden Co-Kontaminanten. Diese für den CKW-Abbau notwendigen Substrate liegen branchenspezifisch in sehr verschiedenem Umfang vor.

In der Tabelle 3 ist die Wahrscheinlichkeit des Auftretens der Co-Kontaminten für Standorte zahlreicher Branchen angegeben. Davon abhängig sind die Voraussetzungen für die grundsätzliche Anwendung von MNA bewertet.

Dabei beziehen sich diese Bewertungen zunächst auf die quellnahen Gebiete der Grundwasserverunreinigungen. Die Wahrscheinlichkeit für das Vorliegen natürlicher biologischer Selbstreinigungsprozesse in quellferneren Gebieten (Fahnen) hängt entscheidend von der Gegenwart der Co-Kontaminanten ab. Da diese Stoffe nach Feldbeobachtungen häufig bereits in den quellnahen Gebieten verbraucht werden, besteht in den Fahnen oft ein entsprechender Mangel, so dass die weitere natürliche Selbstreinigung in diesem Fällen nicht mehr effizient abläuft. Wie aus der Tabelle 3 weiter hervorgeht bestehen auf Standorten vieler Branchen gute Voraussetzungen in quellnahen Zonen. Schlechte Bedingungen existieren dagegen oft bei chemischen Reinigungen, da hier im Gegensatz zu den meisten anderen Branchen keine zusätzlichen Stoffe eingesetzt wurden, die Co-Substrate enthalten.

6. Schlussfolgerungen

Bei der Beurteilung von einzelfallspezifischen MNA-Strategien ist vor allem die Frage zu klären, ob die Schadstoffe unter den gegebenen Standortbedingungen durch natürlichen Abbau/Rückhalt kontrollierbar sind. Da CKW durch ein hohes Migrationspotenzial in Grundwasserkörpern gekennzeichnet sind, sind die Ausgangsbedingungen zunächst als unvorteilhaft zu bezeichnen.

Grundsätzlich sind bei der Anwendung von MNA bei CKW-Grundwasserkontaminationen die folgenden beiden Konstellationen zu unterscheiden:

- MNA als alleinige Sanierungsstrategie
- MNA im Sinne des „Treatment-Train“-Konzeptes als Sanierungsstrategie im Anschluss an eine aktive Sanierungsmaßnahme (z. B. Pump-and-Treat oder Anwendung von innovativen Verfahren wie ISCO, Alkohol-Spülung, Tensid-Infiltration, Nano-Eisen oder Thermische In-Situ-Sanierung).

Die Anwendbarkeit von MNA als alleinige Sanierungsstrategie hängt maßgeblich von der CKW-Fahnenlänge und der Rezeptorsituation ab. Dabei sollte beachtet werden, dass biologische Abbauvorgänge bei CKW-Schäden grundsätzlich positiv zu bewerten sind. Diese bewirken aufgrund der höheren Löslichkeiten der Metaboliten eine schnellere Auflösung der Quellen und beschleunigte Abreinigung der Fahnen und führen damit zu kürzeren Sanierungszeiträumen.

Die vergleichende Betrachtung von CKW-Grundwasserschäden auf Standorten verschiedener Branchen zeigt, dass branchenspezifisch deutliche Unterschiede des natürlichen CKW-Abbaus festzustellen sind. Maßgeblich dafür, ob ein effizienter CKW-Abbau stattfindet, ist die Anwesenheit von als Substrate wirkenden Co-Kontaminanten. Diese für den CKW-Abbau notwendigen Substrate liegen branchenspezifisch in sehr verschiedenem Umfang vor.

Die in den letzten Jahren verstärkte Diskussion über die Verhältnismäßigkeit hat zu der Frage geführt, ob MNA die aktive Sanierung (z. B. Pump-and-Treat) als Sanierungsstrategie ablösen kann und unter welchen Bedingungen dieser Ansatz umsetzbar ist. Da bei der einzelfallspezifischen Bewertung der Verhältnismäßigkeit die Kosten-Nutzen-Analyse von zentraler Bedeutung ist, bestehen bei derartigen Überlegungen gute Voraussetzungen für die Anwendung von MNA. Dabei ist u. a. auch zu bewerten, ob die auszusetzende aktive Maßnahme MNA-Prozesse unterstützt oder diese limitiert. Nach derzeitigem Erfahrungsstand ist davon auszugehen, dass beispielsweise die Verfahren Biologische In-Situ-Sanierung und Tensid-Spülung sich eher positiv auf natürliche Selbstreinigungsvorgänge auswirken. Dagegen liegen über die Auswirkungen von ISCO, Nano-Eisen sowie thermische Sanierung auf MNA-Prozesse noch zu geringe Erfahrungen vor [15].

Nach den Ergebnissen von Feldprojekten ist in vielen Fällen ein mikrobieller CKW-Abbau gegeben. Bei vielen kürzeren Fahnen leisten unter anaeroben Milieu-Bedingungen ablaufende effiziente Abbauvorgänge nicht zu unterschätzende Beiträge zur Verhinderung weitreichender Stoffmigrationen. Dagegen sind lange CKW-Fahnen oft durch oxidierende Verhältnisse und geringe Abbauprozesse gekennzeichnet. Die Schlussfolgerung hieraus lautet, dass die Anwendung von MNA bei langen CKW-Fahnen schwierig wird. Dies würde voraussetzen, dass der Transportraum, über den die NA-Prozesse ablaufen – als Reaktionsraum akzeptiert wird. Dagegen bestehen bei kürzeren CKW-Fahnen unter bestimmten Voraussetzungen gute Voraussetzungen für die Anwendung von MNA.

Schlussfolgernd kann nur das genaue Wissen und Verstehen der geologisch-hydrogeologischen Standortsituation einerseits und der geochemisch-biologischen Prozesse andererseits eine geeignete Grundlage zur Anwendungsprüfung von MNA als Sanierungsstrategie sein. In diesem Sinne ist dieser Artikel als Versuch zu verstehen, einen Beitrag zur sachgerechten Bearbeitung von Grundwasserverunreinigungen und zur Konzeptionierung von angemessenen Maßnahmen zur Anwendung von MNA unter Würdigung der betreffenden Schutzgüter zu leisten.

Danksagung:
Wir danken Frau Dr. S. Grandel, Universität Kiel, Institut für Geowissenschaften, Angewandte Geologie, für die Sichtung des Manuskriptes und zahlreiche sinnvolle Anregungen.

Literaturverzeichnis

[1] Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (2001): Häufigkeiten von Schadstoffgruppen auf Altstandorten http://www.bayern.de/lfw/welcome.htm

[2] Naumann, J. & Rauch, F. (2006): Einsatz innovativer Verfahren zur Sanierung von Grundwasserschäden in Deutschland – Ergebnisse einer Umfrage des Arbeitskreises der Altlastensanierungsgesellschaften der Länder (AKASG) Altlasten 2006, Beiträge zum Seminar, Herausgeber: Egloffstein, Burkhardt, Czurda, 17.-18.05.2006, Universität Karlsruhe, Forschungszentrum Umwelt, Band 11, pp. 33-44

[3] US-EPA, OSWER (1999): Use of Monitored Natural Attenuation at Superfund, RCRA Corrective Action and Underground Storage Tank Sites,
[OSWER-Directive 9200, 4-17, Washington, D.C.

[4] Scholz-Muramatsu, H. & Fleming H.C. (1991): Unter welchen Milieubedingungen erfolgt ein Abbau leichtflüchtiger chlorierter Kohlenwasserstoffe (LCKW)? Wasserkalender 1991, 25. Jahrgang, Hrsg.: R. Wagner, S. 135-158

[5] Löfler, F.E.; Tiedje, J.M.; Fathepure, B.Z.; Hayes, K.F., Abriola, M.A.; Pennell, K.D. & Adriaens, P. (1998): Remediation of chlorinated Solvents at the Bachman Road Site Using Innovative Technologies, Abbau chlorierter Kohlenwasserstoffe, Tagungsband zum Workshop am 28./29.09.1998 in Stuttgart, Frauenhofer-Institutszentrum Stuttgart, Hrsg.: Dieter Bryniok, Petra Koziollek

[6] Wohlfahrt, G. (1998): Reduktive Dehalogenierung und CKW-Atmung - Abbau chlorierter Kohlenwasserstoffe - Tagungsband zum Workshop am 28./29.09.1998 in Stuttgart, Frauenhofer-Institutszentrum Stuttgart, Hrsg.: Dieter Bryniok, Petra Koziollek

[7] Fogel, T. M. & MC Carthy, P.L. 1985): Biotransformation of Tetrachloroethylene to Trichloroethylene. Vinyl Chloride and Carbon Dioxide under methanogenic conditions. Applied and environmental microbiology, 5/1985, pp. 1080 – 1083

[8] Maymo-Gatell, Nijenhuis, I. & Zinder, S. (2001): Reductive Dechlorination of cis-1.2-Dichlorethene and Vinyl Chloride by „Dehalococcoides ethogenes“. Environmental Science and Technology. Vol. 35, pp. 516-521

[9] Hendrickson, E.R.; Payne, J.A.; Young, R.M.; Starr, M.G.; Perry, M.P., Fahnestock, S., Ellies, D.D. & Ebersole, R.C. (2002): Molecular Analyses of Dehalococcoides 168S Ribosomal DNA from Chloroethene contaminated sites throughout North America and Europe. Applied Environmental Microbiology, Vol. 68, pp. 485-495

[10] Beirat beim Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit – Lagerung und Transport wassergefährdender Stoffe – (1986): Beurteilung und Behandlung von Mineralölschadenfällen im Hinblick auf den Grundwasserschutz Teil 1: Die wissenschaftlichen Grundlagen zum Verständnis des Verhaltens von Mineralöl im Untergrund, UBA, LTWS-Nr. 20

[11] Stupp, H. D. (2001): DNAPL in Boden und Grundwasser -Verhalten von LCKW und PAK-Ölen, Hdb der Altlastensanierung, 25. Ergänzungslieferung

[12] Allen-King, R. M., Grathwohl, P. & Ball, W. P. (2002): New modeling paradigms for the sorption of hydrophobic organic chemicals to heterogeneous carbonaceous matter in soils, sediments, and rocks. Advances in Water Resources, 25, pp. 985-1016

[13] Migrationsverhalten organischer Grundwasser-Inhaltsstoffe und Ansätze zur Beurteilung von MNA, Terra Tech, 5/1999, S. 32 – 37

[14] Migration und Dechlorierung von LCKW in Grundwasserleitern - Erkenntnisse aus der gutachterlichen Bearbeitung von Grundwasserschäden und Hinweise zur Anwendung von MNA—Altlasten Spektrum 03/2002, S. 129 – 139

[15] McGuire, T.M.; Newell, C. J.; Looney, B. B.; Vangelas, K. M. & Sink, C. H. (2004): Historical Analysis of Monitored Natural Attenuation: A Survey of 191 Chlorinated Solvent Sites and 45 Solvent Plumes, www.interscience.wiley.com

[16] Ministerium für Ernährung, Umwelt und Forsten, Baden-Württemberg (1983): Leitfaden für die Beurteilung und Behandlung von Grundwasserschäden durch leichtflüchtige Chlorkohlenwasserstoffe, Schriftenreihe CKW-Leitfaden, Heft 13

[17] LABO, Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (2005): Berücksichtigung natürlicher Schadstoffminderungsprozesse bei der Altlasten-bearbeitung, http://www.labo-deutschland.de/pdf/Positionspapier_Version_01062005b.pdf

[18] Anneser, B. Meckenstock, R. U., Richter, L. & Griebler, C. (2006): High-resolution analysis of physical-chemical gradients in tar oil-conaminated aquifer. , Eingereicht bei Applied Geochemistry

Hans Dieter Stupp,
Albrecht Bakenhus,
Michael Gass,
Dietmar Lorenz,
Ivonne Schwaar: Dr. Stupp Consulting GmbH
Hauptstraße 206
51469 Bergisch Gladbach

Dr. Stupp Consulting GmbH
Grundwasser-Consulting und Risiko-Services

Tel.: 02202-2809-11
Fax.: 02202-2809-28
Email: info@dscweb.de
Homepage: www.dscweb.de
Domainpages: www.mtbe.de
www.altlastenrisiko.de
www.sanierungsverfahren.de

Veröffentlicht im altlastenspektrum 6/2007