

# Ausbreitung von BTEX im Grundwasser - neue Aspekte zur zukünftigen Beurteilung von Natural Attenuation -

H.D. Stupp, M. Gass, A. Bakenhus, B. Anneser, L. Richters & C. Griebler

## 1. Einleitung

Beim Austritt infolge von Leckagen und Unfällen können Mineralölverbindungen zu starken Boden- und Grundwasserverunreinigungen führen. BTEX-Komponenten stellen wichtige Bestandteile der Mineralöle dar. Statistische Auswertungen über die verschiedenen Schadstoffgruppen belegen, dass Kontaminationen durch BTEX nach CKW-Verunreinigungen die am häufigsten zu sanierenden Schadensfälle bilden (Abbildung 1). Daher sind detaillierte Kenntnisse über das Verhalten und die Dynamik von BTEX im Untergrund von großer Bedeutung. Ihre vergleichbar gute Löslichkeit in Wasser lässt ihnen eine besondere Bedeutung als Kontaminanten im Grundwasser zukommen. Die Lösung von BTEX-Verbindungen aus der Mineralölphase führt zur Ausbildung von Kontaminationsfahnen im Grundwasser (nachfolgend als Fahnen bezeichnet). Im Hinblick auf die Sanierung von BTEX-Fahnen sind insbesondere natürliche Schadstoffminderungsprozesse (natural attenuation = NA) von besonderem Interesse.

Im Folgenden werden die wichtigsten Erkenntnisse und neue Aspekte zum Transport und zur Verteilung von BTEX-Verbindungen sowie wichtige Bedingungen für natürliche Schadstoffminderungsprozesse vorgestellt und diskutiert.

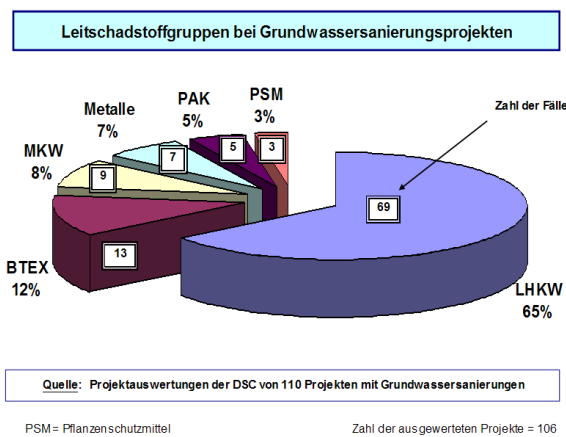


Abbildung 1:  
Leitschadstoffgruppen bei Grundwassersanierungsprojekten

## Verwendete Abkürzungen

BTEX	Benzol, Toluol, Ethylbenzol, Xylole (leichtflüchtige monoaromatische Kohlenwasserstoffe)
MKW	Mineralölkohlenwasserstoffe
PAK	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe
NAPL	nonaqueous-phase-liquid
DNAPL	dense nonaqueous-phase-liquid
LNAPL	light nonaqueous-phase-liquid
CKW	Chlorierte Kohlenwasserstoffe, hier synonym für die leichtflüchtigen chlorierten Kohlenwasserstoffe (LCKW)
NA	Natural Attenuation

## 2. Grundwasserverunreinigung mit BTEX-Verbindungen

Der Eintrag von BTEX in den Untergrund erfolgt überwiegend als Bestandteil von LNAPL (z.B. Benzin). Bei großen Eintrittsmengen breitet sich der Phasenkörper nach den Gesetzmäßigkeiten der fluiden Phasen und in Abhängigkeit des geologischen Aufbaus des Untergrundes in der Sickerzone aus. Beim Auftreffen der Phase auf das Grundwasser wird die vertikale Verlagerung weitgehend gestoppt. Es bildet sich ein sogenannter LNAPL-pool aus, der nicht als einheitlicher Körper auf der Grundwasseroberfläche schwimmt, sondern über eine bestimmte Tiefe des Grundwasserleiters zusammen mit der Wasserphase die Porenräume ausfüllt. Die genaue Ausdehnung dieses Pools ist abhängig vom Grundwassergefälle und den lokalen Eigenschaften des Untergrundes.

Die Verteilung der LNAPL im wassergesättigten Bereich und deren Zusammensetzung beeinflussen den Übergang der Einzelstoffe in die Lösung. Im Hinblick auf das tatsächliche Gefährdungspotential sind die Stoffe mit der höchsten Löslichkeit von zentraler Bedeutung, da sie bevorzugt Schadstofffahnen ausbilden. Die am besten wasserlöslichen Einzelstoffe von Benzinen sind die BTEX. Unter den BTEX weist Benzol die weitaus höchste Mobilität auf, gefolgt von Toluol. Die Mobilität der Xylole und von Ethylbenzol ist im Vergleich etwas geringer.

## Ausbreitung von BTEX im Grundwasser

Tabelle 1: Reaktionsgleichungen für aeroben und anaeroben Abbau von Benzol sowie die Massenverhältnisse von Benzol zu den jeweiligen Elektronenakzeptoren [3]

Reaktion			Massenverhältnis (mg)
Aerob: $C_6H_6 + 7,5 O_2$	→	$6CO_2 + 3H_2O$	1 : 3,08
Nitrat-Reduktion: $C_6H_6 + 6NO_3^- + 6H^+$	→	$6CO_2 + 6H_2O + 3N_2$	1 : 4,77
Sulfat-Reduktion: $C_6H_6 + 3,75 SO_4^{2-} + 7,5H^+$	→	$6CO_2 + 3H_2O + 3,75 H_2S$	1 : 4,6
Eisen-Reduktion: $C_6H_6 + 30Fe(OH)_3 + 60 H^+$	→	$6CO_2 + 78 H_2O + 30Fe^{2+}$	1 : 41,1
Methanogenese: $C_6H_6 + 4,5H_2O$	→	$2,25 CO_2 + 3,75 CH_4$	

Tabelle 2: Mineralisierung von Aromaten unter aeroben, denitrifizierenden, eisen-reduzierenden, sulfatreduzierenden und methanogenen Bedingungen

Aromaten	Mineralisierung				
	aerob	Anaerob			
	Terminale Elektronenakzeptoren				Endprodukt
	$O_2$	$NO_3^-$	$Fe^{3+}$	$SO_4^{2-}$	$CH_4$
Benzol	+ (+)	(+*)	+	+/-	+/-
Toluol	+++	+++	+	+	+
Ethylbenzol	++	+	n.u.	(+)*	-
<i>o</i> -Xylol	+	(+*)	n.u.	+	+
<i>m</i> -Xylol	+	+	(+)*	+	-
<i>p</i> -Xylol	+	-	(+)*	+	-

+++ mineralisierende Bakterien häufig  
 ++ mineralisierende Bakterien weniger häufig  
 + mineralisierende Bakterien selten  
 - keine Mineralisierung  
 (+\*) Mineralisierung nur in einer Arbeit nachgewiesen  
 n.u. nicht untersucht  
 + Mineralisierung  
 - keine Mineralisierung  
 +/- beides gefunden

Das Gefährdungspotential von BTEX-Fahnen wird durch statistische Untersuchungen von beobachteten Fahnenlängen deutlich. Hierbei weisen BTEX-Fahnen nach den CKW- und MTBE-Fahnen die größte Länge auf [1, 2].

Die Beschreibung des Fahnenzustandes mündet unmittelbar in der Beurteilung der natürlichen Schadstoffminderungsprozesse (Natural Attenuation = NA) am jeweiligen Standort. Dabei ist zu beachten, dass der biologische Abbau als maßgebender NA-Prozess für die tatsächliche Schadstoffreduzierung gilt. Der biologische Abbau von BTEX kann vereinfacht als Redox-Reaktion unter Beteiligung von Mikroorganismen betrachtet werden. Folgend lässt sich aus Beobachtung der entsprechenden Elektronenakzeptoren und/oder der Zwischenprodukte die biologische Abbauproduktivität nachweisen und dokumentieren (Tabelle 1).

Für den aeroben Abbau lässt sich eine Abfolge der potentiellen Abbaubarkeit angeben [4].

Toluol > Ethylbenzol > Benzol, Xylol

Unter günstigen Randbedingungen werden BTEX-Verbindungen sehr gut und rasch abgebaut (Tabelle

2). Toluol ist sowohl unter oxidischen als auch unter anoxischen Bedingungen i.d.R. gut abbaubar. Die Abbaubarkeit der restlichen monoaromatischen Kohlenwasserstoffe hängt sehr stark von den im Grundwasser vorliegenden Verhältnissen ab (z.B. oxische/anoxische Verhältnisse, Konzentrationen an Elektronenakzeptoren und Cosubstraten) [5, 6, 7, 8].

### 3. Zweidimensionale BTEX-Ausbreitung im Grundwasser

#### 3.1 Horizontale BTEX-Ausbreitung im Grundwasserleiter

Im Folgenden werden Untersuchungsergebnisse im Hinblick auf die laterale und vertikale Ausdehnung von BTEX-Fahnen vorgestellt.

Hierbei wurden BTEX-Grundwasserverunreinigungen an 22 Standorten hinsichtlich der maximalen Fahnenlänge, der abgeschätzten Eintragsmenge und des mittleren Kf-Wertes untersucht. Die Kf-Werte decken einen Bereich von  $2 \times 10^{-6}$  m/s bis  $8 \times 10^{-3}$  m/s ab, die geschätzten Eintragsmengen liegen zwischen 500 und 20.000 kg

## Ausbreitung von BTEX im Grundwasser

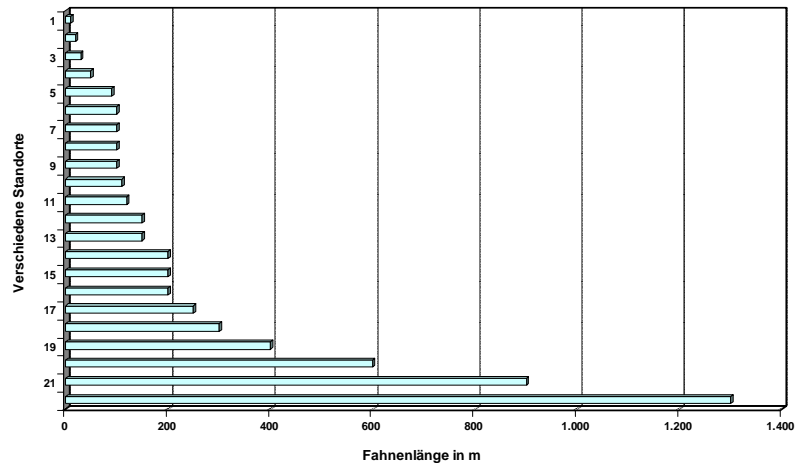


Abbildung 2:  
Länge BTEX-Kontaminationsfahnen  
an 22 Standorten

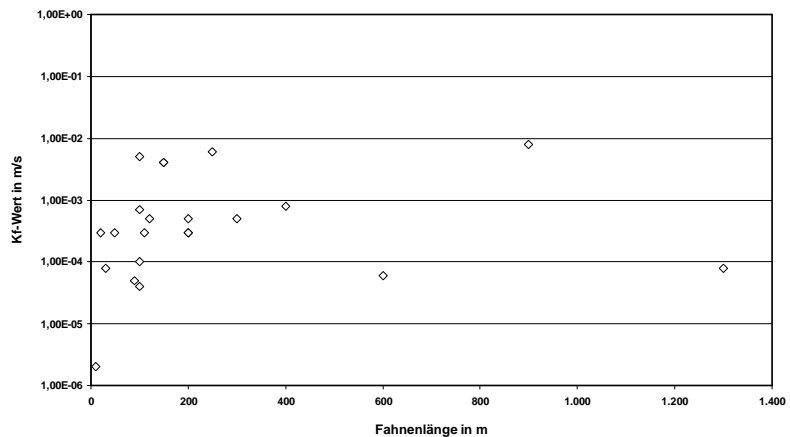


Abbildung 3:  
Vergleich Kf-Werte mit Fahnenlänge

BTEX-haltigen Produkten. Auf Grundlage dieser Daten wurde untersucht, ob ein direkter Zusammenhang zwischen Fahnenlänge, Kf-Wert und Eintragsmenge besteht.

Wie aus der Abbildung 2 hervorgeht variieren die Längen der BTEX-Fahnen zwischen 10 und 1.300 m. Im Vergleich zu früheren Untersuchungen, bei denen BTEX-Fahnen bis maximal 400 m beschrieben wurden [1], treten bei den hier betrachteten Sanierungsvorhaben drei Fahnen mit deutlich größeren Fahnenlängen auf [2].

Hinsichtlich der Kf-Werte ist festzustellen, dass mittlere bis gute Durchlässigkeiten zwischen  $5 \times 10^{-5}$  und  $8 \times 10^{-3}$  m/s vorliegen. Die drei BTEX-Fahnen über 400 m Länge treten in Grundwasserleitern mit Kf-Werten von  $8 \times 10^{-5}$  bis  $8 \times 10^{-3}$  m/s auf (Abbildung 3). Die Auswertung bezüglich der Eintragsmengen zeigt, dass mit steigenden Eintragsmengen im Trend auch die Länge der Fahnen zunimmt (Abbildung 4). Bei den drei Fällen mit den höchsten Eintragsmengen (Benennung A, B und C in Abbildung 4) sind weitere Besonderheiten zu beachten. Für den Fall A ist von Bedeutung, dass hier im Quellbereich eine „mingled contamination“ vorliegt. Hierunter versteht man eine Quellverun-

reinigung aus verschiedenen Kontaminanten. Durch die vergleichsweise starke Kontamination liegen auf der gesamten Migrationstrecke stark reduzierende Verhältnisse vor. Im Fall C existieren über den gesamten Grundwasserleiter geogen bedingt reduzierende Bedingungen. In diesem Fall ist aerober Abbau am Fahnenrand als Beitrag zum Gesamtschadstoffabbau nicht zu erwarten. Der Fall B zeichnet sich durch ausgesprochen hohe Grundwasserfließgeschwindigkeiten von ca. 6 m/Tag sowie durch sehr niedrige Konzentrationen möglicher Elektronenakzeptoren aus. Unter diesen Bedingungen findet offenbar kein effektiver BTEX-Abbau statt.

Aus diesen Ergebnissen kann geschlossen werden, dass lange BTEX-Fahnen nicht primär durch einen hohen Kf-Wert und auch nicht durch sehr große Eintragsmengen monoaromatischer Kohlenwasserstoffe in den Untergrund bedingt sind. Für die Entstehung langer BTEX-Fahnen sind demnach weitere hydraulische und geochemische Schlüsselparameter mitverantwortlich. Wie aktuelle Versuche zum aeroben und anaeroben Toluolabbau in zweidimensionalen Durchflussmodellen gezeigt haben, spielt zum Beispiel die Heterogenität der

## Ausbreitung von BTEX im Grundwasser

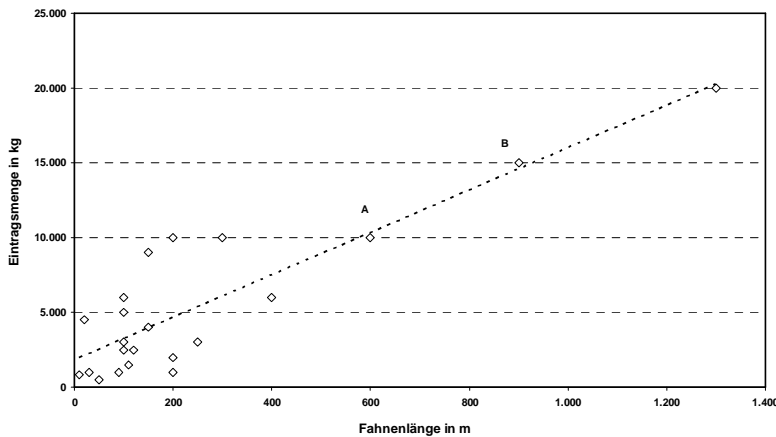


Abbildung 4:  
Vergleich Eintragsmenge mit Fahnenlänge

porösen Matrix, welche im Untergrund nur schwer und unter großem Aufwand zu erfassen ist, eine wichtige Rolle für die Mischung. Letztere wiederum ist die entscheidende Grundlage für den mikrobiellen Abbau [9 + 10]

### 3.2 Vertikale BTEX-Ausbreitung im Grundwasserleiter

Zur Erläuterung der vertikalen Ausdehnung von BTEX-Kontaminationen im Grundwasser wird im Folgenden für einen Standort in Süddeutschland die

vertikale Verteilung von Benzol als Hauptschadstoff und der Elektronenakzeptoren Nitrat, Sulfat sowie der Reaktionsprodukte Mangan-II, Eisen-II und Methan beschrieben. Zwei Multilevelmessstellen lösen den ca. 12 m mächtigen sandig-kiesigen Grundwasserleiter in 1 m-Intervalle (3-4 m, 5-6 m, 7-8 m, 9-10 m, 11-12 m) auf. Die Messstelle A befindet sich ca. 50 m und die Messstelle B ca. 300 m abstromig des Schadensherdes. Der Flurabstand beträgt ca. 3 m (Abbildung 5a).

Im Profil der quellnahen Grundwassermessstelle A sind die höchsten Benzolgehalte in den obersten zwei

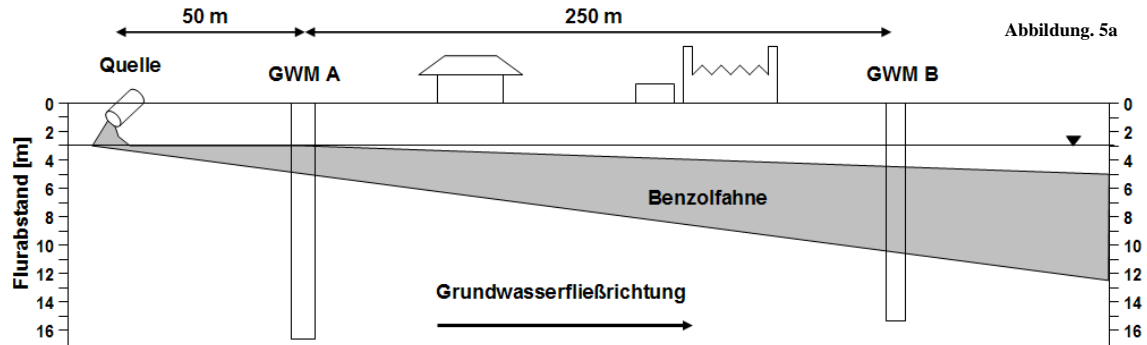


Abbildung. 5a

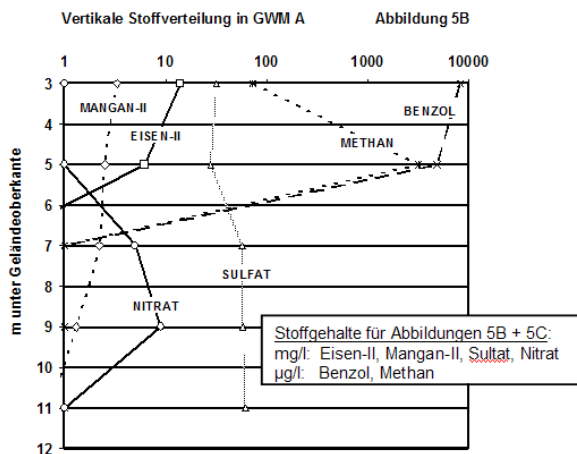


Abbildung 5B

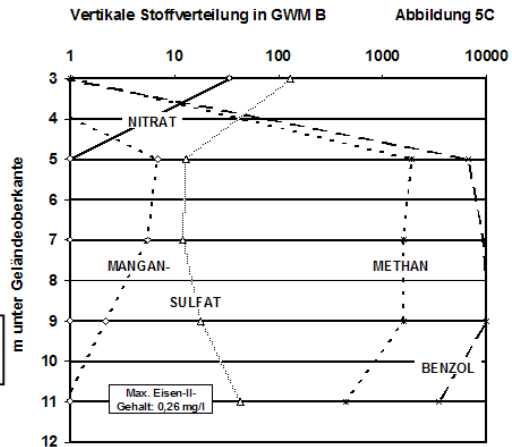


Abbildung 5C

Stoffgehalte für Abbildungen 5B + 5C:  
mg/l: Eisen-II, Mangan-II, Sulfat, Nitrat  
µg/l: Benzol, Methan

Max. Eisen-II-Gehalt: 0,26 mg/l

Beprobungshorizonten zu beobachten (nachfolgend als Kontaminationszone bezeichnet (Abbildung 5b). Gleichzeitig sind in diesem Bereich die wichtigsten Elektronenakzeptoren Sauerstoff und Nitrat nur in Spuren oder gar nicht nachweisbar und die Sulfatkonzentrationen deutlich erniedrigt. Auf der Produktseite der Redoxprozesse zeigen Eisen-II, Mangan-II und Methan die höchsten Werte in der Kontaminationszone. Unterhalb des zweiten Beobachtungshorizontes in 7 m Tiefe liegen die Benzolgehalte bereits unter der Nachweisgrenze. Die Konzentration der Elektronenakzeptoren Sulfat und Nitrat nimmt mit Verlassen des hochkontaminierten Bereiches wieder kontinuierlich zu, während die Gehalte an Eisen-II, Mangan-II und Methan zur Tiefe hin abnehmen. Dies deutet darauf hin, dass die am besten verfügbaren und thermodynamisch wertvollsten Elektronenakzeptoren Sauerstoff ( $\leq 1$  mg/l) und Nitrat in der Kontaminationszone bereits aufgebraucht sind. Im Gegensatz dazu ist Sulfat noch in ausreichender Konzentration vorhanden. Neben der Sulfatreduktion scheinen aber auch Eisen- und Manganreduktion eine wesentliche Rolle zu spielen. Geht man davon aus, dass das im Verlauf der Eisen-III-Reduktion gebildete Eisen-II auch nur zu einem geringen Teil frei in Lösung geht, weisen die gemessenen Eisen-II-gehalte auf eine entsprechende Bedeutung der Eisenreduktion im Kontaminationsbereich hin. Ähnliches gilt in diesem Beispiel auch für Mangan. Im Profil der quellenfernen Grundwassermessstelle B sind zum gleichen Beprobungszeitpunkt wie in der Grundwassermessstelle A die höchsten Benzolgehalte in den Beprobungshorizonten zwei, drei und vier gemessen worden (Abbildung 5c). Im obersten Beprobungshorizont liegen die Benzolwerte unter der Nachweisgrenze. Das gleiche Bild ergibt sich nach Bestimmung der Methangehalte. Die Elektronenakzeptoren Sauerstoff, Nitrat und Sulfat weisen im obersten Horizont die höchsten Werte auf, und ähnlich wie in Messstelle A fehlen Sauerstoff und Nitrat in der Kontaminationszone bzw. zeigt Sulfat deutlich verringerte Werte. Mangan-II weist im zweiten und dritten Beprobungshorizont die höchsten Gehalte auf. Die Eisen-II-Konzentrationen sind in allen Beprobungshorizonten mit Werten unter 0,4 mg/l gering. Diese Befunde deuten darauf hin, dass in diesem Bereich des Aquifers vorwiegend Sulfat als Elektronenakzeptor für biologischen Abbau genutzt wird und Eisen- und Manganreduktion mit Abstand zur Quelle an Bedeutung verloren haben. Aus den Vertikalprofilen der beiden Grundwassermessstellen ist ersichtlich, dass die Benzolfahne entlang des Fließweges abtaucht und sich vertikal

ausdehnt. Diese vertikale Ausbreitung der mit Benzol verunreinigten Bereiche ist wahrscheinlich auf transversale Dispersion zurückzuführen. Hinsichtlich der Verteilung der Elektronenakzeptoren ist festzustellen, dass in den Bereichen mit hohen Schadstofffrachten die Konzentrationen von Sulfat und Nitrat deutlich geringer sind als in weniger kontaminierten Bereichen, während die Zwischenprodukte Eisen, Mangan und Methan die höchsten Gehalte im Bereich hoher Benzol-Konzentrationen aufweisen. Der biologische Abbau ist demnach zu einem wesentlichen Teil über die Quervermischung (transversale Dispersion) kontrolliert und limitiert.

Aus diesen Beobachtungen ist auch ersichtlich, dass es stichhaltige qualitative Hinweise auf natürliche Schadstoffminderungsprozesse am Standort gibt. Eine Quantifizierung der Schadstoffminderungsprozesse ist allerdings schwierig, da eine Abgrenzung verschiedener Redoxzonen nicht möglich ist. Die Indikatoren für die verschiedenen Redoxbereiche sind innerhalb eines Beprobungshorizontes gemeinsam anzutreffen. Ein möglicher weiterführender Ansatz zur Quantifizierung des in situ Abbaus von BTEX-Verbindungen wäre in diesem Fall eine komponentenspezifische Isotopenanalyse. Die Fraktionierung stabiler Kohlenstoff- und Wasserstoffisotope in einzelnen BTEX-Verbindungen erlaubt Aussagen über das Ausmaß des biologischen Abbaus und kann diesen von abiotischen Prozessen wie Verdünnung abgrenzen [11]. Isotopenuntersuchungen können auch für Sulfat unter Berücksichtigung der stabilen Schwefel- und Sauerstoffisotope durchgeführt werden [12].

Diese Ergebnisse auf Grundlage von Befunden aus konventionellen Multilevelmessstellen deuten auf die Existenz einer ausgeprägten vertikalen Zonierung von Schadstoffen und physikalisch-chemischen Parametern hin, die jedoch mit der üblichen räumlichen Auflösung nicht differenziert werden können. Im Rahmen eines BMBF-Projekts (KORA TV2.2b) wurden Untersuchungen auf einem in Nordrhein-Westfalen in Rheinnähe gelegenen Teeröl-kontaminierten Standort durchgeführt. Im Zentrum einer bestehenden Teeröl-Fahne wurde in eine Hohlbohrung ein 12 m HDPE-Rohr (Durchmesser 15 cm) mit vorgefertigten Probenahmestellen in 2,5 cm-Abständen (hohe Auflösung), 10 cm Abständen (mittlere Auflösung) und 33 cm-Abständen (niedrige Auflösung) eingebaut. Von jeder Probenahmestelle führt eine Edelstahlkapillare (Innendurchmesser 1 mm) an die Erdoberfläche. In einem Meter Abstand zu dieser hochauflösenden Multilevelmessstelle befindet sich

## Ausbreitung von BTEX im Grundwasser

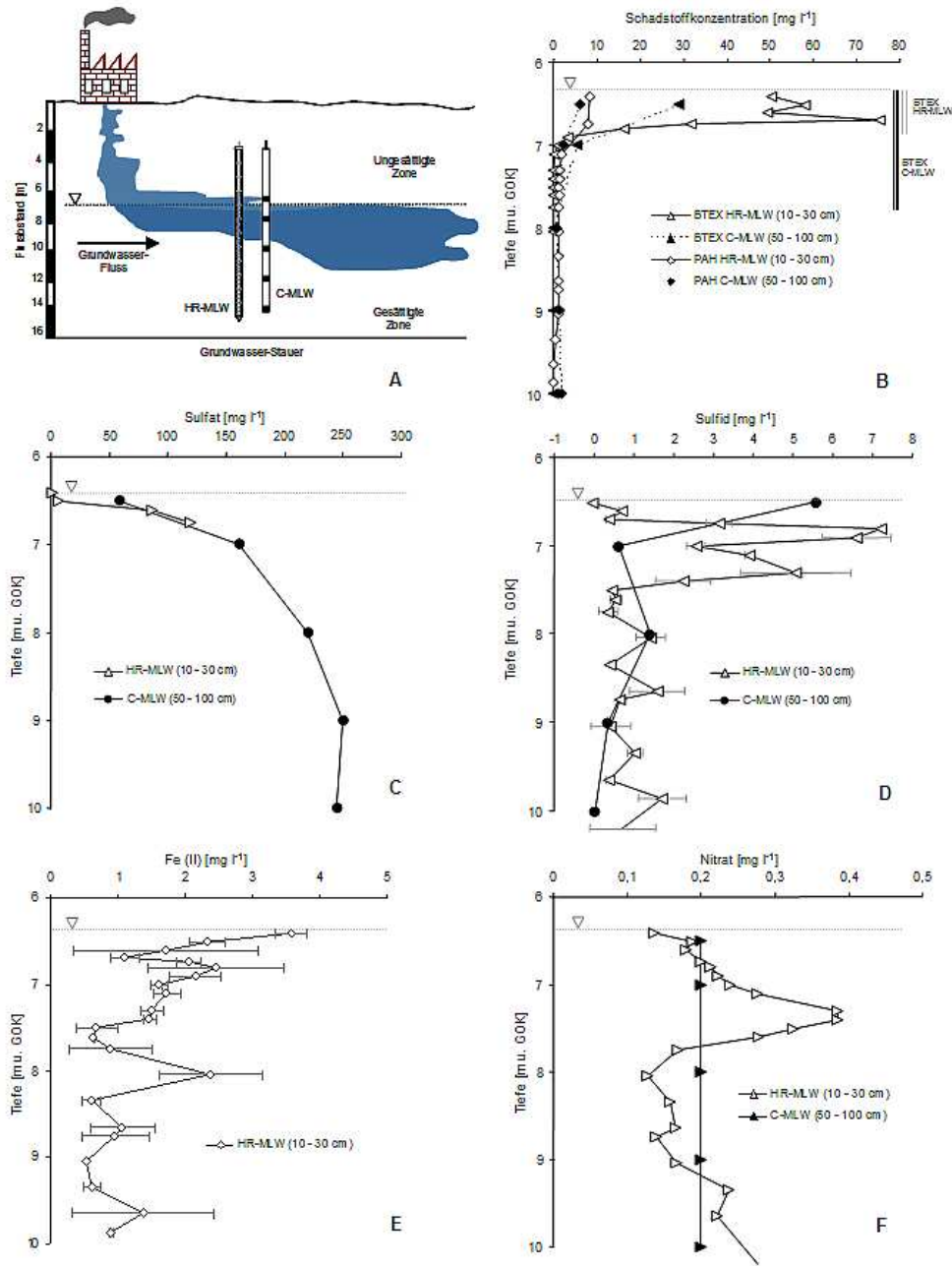


Abbildung 6: Vertikalprofile ausgewählter biogeochemischer Gradienten aus Grundwasserproben einer hoch auflösenden (HR-MLW) und einer konventionellen (C-MLW) Multilevelmessstelle am teerölkontaminierten Untersuchungsstandort in Nordrhein-Westfalen

eine konventionelle Multilevelmessstelle mit einer Tiefenauflösung von 0,5 bis 1,0 m. Abbildung 6 zeigt die vertikale Verteilung von BTEX, ausgewählten Elektronenakzeptoren (Nitrat und Sulfat) und Zwischenprodukten (Schwefelwasserstoff, Eisen II) in einer vertikalen Auflösung von 10 – 30 cm in diesem sandig-kiesigen Aquifer . [13].

Die Untersuchungsergebnisse der hochauflösenden Multilevelmessstelle belegen, dass zum Zeitpunkt der Untersuchungen sehr hohe BTEX-Gehalte (50 – 76 mg/l) ausschließlich in den obersten 80 cm des Grundwasserleiters, sprich in einer Tiefe von 6,4 –

7,2 m, auftraten (Abbildung 6B). Die maximale Grundwasserbelastung beschränkte sich bzgl. der BTEX somit auf einen nur ca. 80 cm mächtigen Grundwasserhorizont (nachfolgend als Kontaminationszone bezeichnet) und ist nach unten durch eine nur schmale Übergangszone (nachfolgend als Randzone bezeichnet) relativ scharf begrenzt. Erstmals konnte gezeigt werden, dass ausgeprägte Konzentrationsgradienten im kleinskaligen Bereich, d. h. im cm- bis dm-Maßstab, vorliegen. Die Verteilung der Elektronenakzeptoren zeigt, dass Nitrat und Sulfat in der Kontaminationszone

abgereichert sind und über die Randzone mit zunehmender Tiefe im Aquifer deutlich ansteigen (Abbildung 6C+F). Die Gehalte an gelösten Sulfiden in der Kontaminationszone liegen zum Zeitpunkt der Untersuchungen unter der Nachweisgrenze und weisen in der Randzone die höchsten Konzentrationen auf (Abbildung 6D). Eisen II ist mit Werten oberhalb von 0,5 mg/l über den gesamten Grundwasserleiter anzutreffen, die mit Abstand höchsten Gehalte liegen jedoch in der Kontaminationszone vor (Abbildung 6E). Die erläuterte vertikale Verteilung der Elektronenakzeptoren legt den Schluss nahe, dass Eisenreduktion über die gesamte Mächtigkeit des GW-Leiters stattfindet, während Sulfat- und Nitratreduktion (Nitrat war zum Zeitpunkt der Probennahme nur in geringen Konzentrationen vorhanden) vor allem in der Randzone der Fahne zu beobachten sind.

Die Untersuchungsergebnisse der 1 m entfernten konventionellen Multilevelmessstelle mit einer Tiefenauflösung von 0,5 – 1,0 m belegen, dass mit diesem Brunnen die kleinskalige vertikale Verteilung für die Parameter Sulfid und Nitrat nicht aufgelöst werden kann. Der deutliche Anstieg der Sulfatgehalte zur Tiefe hin wird mit der konventionellen Multilevelmessstelle ausreichend wiedergegeben. Das Fehlen von Sulfat in der Kontaminationszone wird durch die oberste konventionelle Messstelle allerdings nicht erfasst. Hinsichtlich der Schadstoffe würde die Mächtigkeit der Kontaminationszone auf Grundlage der konventionellen Multilevelmessstelle auf ca. 1,5 m veranschlagt und damit deutlich überschätzt. Die großen Konzentrationsunterschiede auf kurzer Strecke (steile Konzentrationsgradienten) in der Randzone zeigen, dass die vertikale Vermischung (transversale Dispersion) von Elektronenakzeptoren und -donatoren einen sehr großen Einfluss auf den biologischen Abbau hat [14]. Die effektivsten biologischen Abbauprozesse erfolgen in der Randzone, welche somit die für NA-Prozesse wichtigste Zone darstellt. Für detailliertere Angaben zu diesem ‚Fahnenrand-Konzept‘ wird auf die weiterführende Literatur verwiesen [9, 10, 11, 15].

Nicht genug, dass sich die wichtigsten Abbauprozesse in sandigen und kiesigen Grundwasserleitern in Zonen und Schichten von wenigen Zentimetern und Dezimetern abspielen, die nur mit entsprechender räumlicher Auflösung bei der Probenahme erfasst werden, so hat sich in laufenden Untersuchungen auch herausgestellt, dass die Mächtigkeit der Schadstofffahne sowie die Position der Fahnenränder, das heißt die Position der abbauaktivsten Zonen, einer zeitlichen Dynamik

unterliegen. Am Standort in Nordrhein-Westfalen variierte die Mächtigkeit der BTEX-Fahne im Laufe eines Jahres zwischen 0,8 und 1,2m. Der Sulfidpeak als Indikator für den Schadstoffabbau am Fahnenrand wanderte stetig dem Fahnenrand hinterher und zeigte wie die maximalen Schadstoffkonzentrationen Änderungen um  $\pm 70\%$  von etwa 4,4mg/l bis 14,7mg/l [14, 15]. Weitere Untersuchungen sollen jetzt klären, welche zeitliche Dynamik (Tage, Wochen oder Monate) diesen Mustern zu Grunde liegt, das heißt, zu überprüfen, wie schnell Schadstoffe und Fahnenränder im Aquifer wandern und was dies für die Mikroorganismen und den biologischen Abbau bedeutet. Diese Neuerkenntnisse zur Ökologie des Schadstoffabbaus sollen in Zukunft eine verbesserte Beurteilung von NA ermöglichen.

#### 4. Schlussfolgerungen

BTEX-Grundwasserverunreinigungen erreichen in der Mehrzahl der Fälle Fahnenlängen von 10 bis wenigen 100 m. Der entscheidende Prozess, der die Ausbreitung längerer Fahnen limitiert, ist der meist gut ausgebildete mikrobielle Abbau der BTEX-Komponenten im Grundwasserkörper. Jedoch ist darauf hinzuweisen, dass unter besonderen Milieubedingungen auch längere Fahnen mit Erstreckungen von über 400 m entstehen können. Diese sind dann auf nicht vorhandenen bzw. eingeschränkten biologischen Abbau zurückzuführen. Als limitierend wurden hohe Gehalte an Begleitkontaminanten bzw. das Fehlen geeigneter Elektronenakzeptoren identifiziert.

Die laterale und vertikale Verbreitung von BTEX im Grundwasserleiter unterliegen einer Reihe von Faktoren. Neben der Menge an eingetragenen Schadstoffen haben die Permeabilität des Untergrunds (ausgedrückt durch den kf-Wert) und die Grundwasserabstandsgeschwindigkeiten einen maßgeblichen Einfluss auf die Schadstoffverteilung. Für den biologischen Abbau sind des Weiteren die Verfügbarkeit von geeigneten Elektronenakzeptoren in ausreichender Menge ausschlaggebend. Diese kontinuierliche Verfügbarkeit wird durch die Mischungsprozesse im Aquifer (longitudinale und transversale Dispersion) bestimmt. Die Dispersion wiederum ist in erster Linie durch die Sedimentstruktur und hier vor allem durch die Heterogenität kontrolliert. Die eingeschränkte Mischung in sandigen und kiesigen Grundwasserleitern führt zur Ausbildung von kleinskaligen und steilen physikalisch-chemischen und mikrobiellen Gradienten, die Zonen höchster Abbauproduktivität anzeigen. Hydrologische Ereignisse wie Nieder-



schlag, Grundwasserspiegelschwankungen und Dichteströme im Aquifer führen neben der räumlichen Dynamik (Heterogenität) zusätzlich zu einer zeitlichen Dynamik in der Verteilung von Schadstoffen, Elektronenakzeptoren und Metaboliten.

Aufgrund dieser komplexen Zusammenhänge ist es geboten in Zukunft bei der Bewertung von Grundwasserverunreinigungen - insbesondere solchen bei denen NA-Strategien Anwendung finden sollen oder bei denen biologische in situ Sanierungen vorgesehen sind - gezielt ausreichend auflösende Messsysteme einzusetzen. Mit der Installation derartiger Messsysteme an optimal positionierten Stellen in der Fahne und der Messung und Bewertung der daraus gewonnenen Daten ist eine Ermittlung der im Grundwasser ablaufenden Schlüsselprozesse möglich. Dies ist als zwingende Voraussetzung für eine sachgerechte Bewertung der Untersuchungsergebnisse herauszustellen. Ohne diese Kenntnisse fehlen entscheidende Grundlagen zur Entwicklung eines konzeptionellen Standortmodells und einer Prognose von Schadstofftransportprozessen. Ohne die an unterschiedlichen Größenskalen angepasste Probenahme läuft jede Untersuchung Gefahr, wesentliche Datengrundlagen aus den komplexen natürlichen Systemen für die Bewertung von Natural-Attenuation-Prozessen nicht angemessen zu berücksichtigen.

### Danksagung

Teile dieser Arbeit wurden im Rahmen des KORA-Projekts TV2.2b (BMBF Nr. 02WN0402) gefördert. Finanzielle Unterstützung für B. Anneser wurde zudem durch die DFG (ME 2049/2-1) gewährt.

### Literatur:

- [1] RÜGNER, H. & TEUTSCH, G. (2001): Natural attenuation of organic pollutants in ground water - INCORE-NA-literature study (Deliverable D6.1 / Contract EVK1-CT-1999-00017)
- [2] STUPP, H.D & PAUS, L. (1999): Migrationsverhalten organischer Grundwasserinhaltsstoffe und Ansätze zur Beurteilung von MNA. TerraTech 5/1999, S. 32 - 37
- [3] PÜTTMANN, W., MARTUS, P., SCHMITT, R. (2000): Natural Attenuation von MKW im Grundwasser. In: KREYSA, G., TRACK, T., MICHEL, J., WIESNER, J. (Hrsg.) Natural Attenuation - Möglichkeiten und Grenzen naturnaher Sanierungsstrategien. Resümee und Beiträge zum 1. Symposium Natural Attenuation vom 27. bis 28. September 1999, DECHEMA e.V. Frankfurt am Main, S. 79 - 93
- [4] 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
- [5] Kniemeyer, O., Fischer, T., Wilkes, H., Glockner, F.O. & Widdel, F. (2003): Anaerobic degradation of ethylbenzene by a new type of marine sulfate-reducing bacterium. Appl Environ Microbiol 69(2), pp 760-8
- [6] Morasch, B., Schink, B., Tebbe, C.C. & Meckenstock, R.U. (2004): Degradation of o-xylene and m-xylene by a novel sulfate-reducer belonging to the genus *Desulfotomaculum*. Arch Microbiol 181(6), pp 407-17
- [7] Harms, G. et al. (1999): Anaerobic oxidation of o-xylene, m-xylene, and homologous alkylbenzenes by new types of sulfate-reducing bacteria. Appl Environ Microbiol 65(3), 999-1004
- [8] Botton, S. & Parsons, J.R. (2007): Degradation of BTX by dissimilatory iron-reducing cultures. Biodegradation 18(3), pp 371-81
- [9] Bauer, R., Zhang, Y., Maloszewski, P., Meckenstock, R.U. & Griebler, C. (2007) Is biodegradation of toluene plumes in porous aquifers mixing-controlled? - Experimental and modelling results from two-dimensional laboratory studies. J. Contam. Hydrol., in Druck
- [10] Bauer, R., Anneser, B. & Griebler, C. (2007) Das Schadstofffahnenrand-Konzept - Ökologie und Biochemie des biologischen Abbaus in organisch kontaminierten Grundwasserökosystemen. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), Tagungsbericht 2006 (Dresden), Werder 2007, pp 1-9
- [11] GRIEBLER, C. SAFINOWSKI, M., VIETH, A., RICHNOW, H. H. & MECKENSTOCK, R. U. (2004): Combined application of stable carbon isotope analysis and specific metabolites determination for assessing in situ degradation of aromatic hydrocarbons in a tar oil contaminated aquifer. Environ. Sci. & Technol. 38, pp 617-631
- [12] Fischer, A., Vieth, A., Knöller, K., Wachter, T., Dahmke, A. & Richnow, H.-H. (2004): Charakterisierung des mikrobiellen Schadstoffabbaus mit Hilfe von isopenchemischen Methoden. Grundwasser 9, S. 159-172
- [13] Anneser, B., Richters, L. & Griebler, C. (2007): Identification and localization of redox processes in an aromatic hydrocarbon plume via high-resolution sampling of biotic and abiotic gradients. Conference on Water Pollution in natural Porous media at different scales. Assessment of fate, impact and indicators (WAPO) (Candela, L., Vadillo, I., Aagaard, P., Bedbur, E., Trevisia, M., Vanclooster, M., Viotti, P. & López-Geta, J.A., eds.), Instituto Geológico y Minero de Espana, Madrid, 2007, pp 339-345
- [14] ANNESER, B., EINSIEDL, F., MECKENSTOCK, R. U., RICHERS, L., Wiesotzky, F & GRIEBLER, C. (2007): High-resolution monitoring of biogeochemical gradients in a tar-oil-contaminated aquifer, Applied Geochemistry, in Druck
- [15] Anneser, B., Richters, L. & Griebler, C. (2007) Small scale distribution of biodegradation processes in a contaminated aquifer revealed by high-resolution sampling of sediments and groundwater, IAH Congress on 'Groundwater and Ecosystems', 17.-21. Sept., Lisbon, Portugal



**Dr. Stupp Consulting GmbH**

Grundwasser-Consulting und  
Risiko-Services



**Anschrift der Autoren:**

Hans Dieter Stupp, Albrecht Bakenhus, Michael Gass:

Dr. Stupp Consulting GmbH  
Hauptstraße 206  
51469 Bergisch Gladbach  
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

Bettina Anneser, Christian Griebler:  
Helmholtz Zentrum München für Gesundheit und Umwelt  
Institut für Grundwasserökologie  
Ingolstädter Landstrasse 1  
85764 Neuherberg/München  
Tel.: 089 3187 2564  
Fax.: 089 3187 3361  
Email: bettina.anneser@gsf.de; christian.griebler@gsf.de  
Homepage: www.helmholtz-muenchen.de

Lars Richters  
Stadtwerke Düsseldorf AG  
Himmelgeister Landstrasse 1,  
40589 Düsseldorf  
Tel.: 0211 821 4077  
Fax.: 0211 821 774077  
Email: lrichters@swd-ag.de  
Homepage: www.swd-ag.de

**Veröffentlicht im altlastenspektrum 01/2008**