

LCKW-Verteilung, Redoxparameter und mikrobiologischer Abbau im Porengrundwasserleiter des Oberrheingrabens bis 50 m Tiefe, dargestellt an einem Fallbeispiel

Frank Wickert, Kathrin R. Schmidt, Andreas Tiehm

1 Einleitung

Der mit Kiesen und Sanden bis zu 360 m Mächtigkeit aufgefüllte Oberrheingraben beinhaltet eines der größten Grundwasservorkommen Europas (RP Ka UM BW, 2009 und www.oberrheingraben.de). Gleichzeitig ist der Oberrheingraben ein dicht besiedeltes und für industrielle, bergbauliche sowie landwirtschaftliche Zwecke genutztes Gebiet. Es finden sich u.a. chemische und ölverarbeitende Betriebe, Produktionsstätten der Autoindustrie und Einrichtungen des Salzbergbaus. Grundwasserschutz, Grundwassernutzung und industrielle Tätigkeiten führen teilweise zu Interessenskonflikten. Beim industriellen Einsatz von grundwassergefährdenden Substanzen besteht immer das Risiko einer Grundwasserschädigung. Hierbei gehören die leicht flüchtigen chlorierten Kohlenwasserstoffe (LCKW) auch im Oberrheingraben zu den vorherrschenden Schadstoffen, welche Grundwasserschäden verursachen.

Erhöhte LCKW-Gehalte treten im Oberrheingraben vorwiegend in den städtischen Ballungsgebieten gehäuft auf (Région Alsace 2008).

Während sich die meisten Grundwasser- und Schadstoffuntersuchungen auf den obersten Bereich des Aquifers, in der Regel bis 10 m unter Gelände, beschränken und für diesen Tiefenbereich eine ausreichend gute Datendichte vorliegt, ist der Kenntnisstand über die tieferen Bereiche des Aquifers wesentlich lückenhafter, obwohl auch in dieser Tiefe eine Grundwassernutzung stattfindet und eine Grundwassergefährdung möglich ist. Die ehemals gültige VwV Orientierungswerte (1993) begrenzte im Rahmen der Beurteilung der Immissionslage bei der Tiefenmitteilung eine Betrachtung auf maximal 30 m.

Dieser Artikel liefert einen Beitrag zur Kenntnis der Verbreitung von LCKW im Grundwasserleiter bis in eine Tiefe von 50 m anhand eines Fallbeispiels.

Im Rahmen der Erkundung eines LCKW-Schadens und einer LCKW-Fahne am Ostrand des nördlichen Oberrheingrabens, nördlich Karlsruhe, erfolgte die Untersuchung des Grundwasserleiters bis 50 m Tiefe. Neben der vertikalen und horizontalen Verteilung der LCKW und der redoxsensitiven Parameter wurde auch das mikrobiologische Inventar über den gesamten aufgeschlossenen Grundwasserleiter ermittelt. Anhand der Untersuchungsergebnisse kann eine Aussage zur Schadstoffverteilung, zu den Redoxbedingungen, zur Ausbreitungskinetik und zu den Prozessen des mikrobiologischen Abbaus bis in den Aquiferbereich von 50 m Tiefe gemacht werden.

2 Veranlassung und Durchführung

Der Untersuchungsstandort liegt am Ostrand des nördlichen Oberrheingrabens, im Übergangsbereich der Randscholle zur Grabenscholle. In den siebziger Jahren erfolgte wahrscheinlich bei einem Kfz-Unfall ein Eintrag von PCE in den Grundwasserleiter. Es entwickelte sich seither eine mindestens 600 m lange und 100 m breite Schadstofffahne, bezogen auf eine Grenzkonzentration für PCE und TCE von 10 µg/L (GrwV 2010). Diese Fahne überlagert sich im Abstrom mit weiteren LCKW-Fahnen, weswegen eine endgültige Längenangabe nicht möglich ist. Eine genaue Angabe über die eingetragenen Mengen an Schadstoffen gibt es nicht.

Von 2008 bis 2011 erfolgte eine Detailuntersuchung (DU) des Schadensherdes und der Schadstofffahne. Aufgrund günstiger Expositionsbedingungen konnten sowohl der Schadensherd als auch die Schadstofffahne kartiert und eingegrenzt werden. Im Zuge der DU wurden zwei Grundwassermessstellen (GWM) bis 10 m Tiefe, drei GWM bis 20 m Tiefe und eine GWM bis 50 m Tiefe im Verlauf der Fahnenachse auf einer Strecke von 350 m errichtet. An diesen GWM wurden mehrere Stichtagsmessungen mit horizontierter, zuflussgewichteter Probenahme durchgeführt. Bei der Probenahme wurden die jeweiligen Entnahmetiefen mittels Packer gegeneinander abgetrennt und simultan in mehreren Horizonten gleichzeitig beprobt. An der tiefen Messstelle GWM 7 wurde der Tiefenbereich 40–50 m abgepackert und ein 10-tägiger Dauerpumpversuch mit begleitender Analytik durchgeführt. Zum Verfahren siehe LfU (1998), MVV, Wickert et al. (2006) und DVWK (1997). Anhand der Bohraufschlüsse wurde ein geologischer Schnitt erstellt (Abbildung 2). Aufgrund der horizontiert entnommenen Grundwasserproben liegen genaue Daten zur LCKW-, Ethen/Ethan- und Redoxverteilung sowie zum mikrobiologischen Inventar der LCKW-Verwerter der Tiefenbereiche des Grundwasserleiters von 0–10 m, 10–20 m und 40–50 m vor.

3 Mikrobielle anaerob-reduktive Dechlorierung und ihr Nachweis mit PCR (Polymerase Chain Reaction)

Bei der anaerob-reduktiven Dechlorierung werden Perchlorethen (PCE) und Trichlorethen (TCE) über die Zwischenprodukte cis-1,2-Dichlorethen (cDCE) und Vinylchlorid (VC) zu den dehalogenierten Endprodukten Ethen bzw. Ethan umgesetzt (Abbildung 1). Für

diesen anaeroben Abbau werden Wasserstoff oder Acetat als Elektronen-Donoren benötigt, die in der Regel aus der Fermentation komplexerer organischer Substrate hervorgehen. Einen vollständigen anaerob-reduktiven Abbau bis zum Ethen können nur Bakterien der Gruppe *Dehalococcoides* sp. katalysieren. Andere anaerob-reduktiv dechlorierende Organismen wie *Desulfomonile tiedjei*, *Dehalobacter* sp., *Desulfitobacterium* sp. und *Desulfuromonas* sp. können lediglich den Abbau bis cDCE leisten. *Dehalococcoides* sp. gelten daher als Indikator-Organismen für das Standort-Potential zur vollständigen reduktiven Dechlorierung (Schmidt et al., 2006; Schmidt und Tiehm, 2008 und 2011; Tiehm und Schmidt, 2011).

Aufgrund der vergleichsweise schnellen Umsetzung von PCE und TCE kommt es häufig zur zwischenzeitlichen Akkumulation von cDCE und VC. Diese intermediären Abbauprodukte der reduktiven Dechlorierung sind auch aerob-oxidativ abbaubar (Tiehm et al., 2008; Schmidt et al., 2010; Tiehm und Schmidt, 2011; Zhao et al., 2010 und 2011). Je nach Standortbedingungen können die verschiedenen Abbauprozesse von unterschiedlicher Relevanz sein.

Eine schnelle und sensitive Methode für den Nachweis des Erbguts (Desoxyribonucleic acid, DNA) Schadstoffabbauender Bakterien ist die Polymerase-Kettenreaktion (PCR). Mit PCR lassen sich DNA-Abschnitte definierter Länge vervielfältigen und als sogenannte Banden auf einem Agarose-Gel (Auftrennung der DNA-Fragmente nach ihrer Länge) sichtbar machen. Bei einer Organismus-spezifischen PCR werden DNA-Sequenzen vervielfältigt, die für die ribosomale RNA des jeweiligen Bakteriums kodieren. Es entsteht nur dann ein PCR-Produkt definierter Länge, wenn DNA des gesuchten Organismus in der Probe vorhanden ist (Schmidt et al., 2006; Schmidt und Tiehm, 2011; Aktas et al., 2012).

4 Geologie und Hydrogeologie

Die klastische Sedimentabfolge im Oberrheingraben besteht aus einer Wechselfolge von drei pleistozänen Kies- und Sandeinheiten, welche in der Regel durch Wasser gering leitende Trennschichten begrenzt sind. Der Standort liegt westlich der Rheingrabenrandstörung im Übergangsbereich der Randscholle zur Grabenscholle (UM BW, MUFV RP 2007). Das quartäre Kieslager hat im Bearbeitungsgebiet eine Mächtigkeit von rund 170 m. Der Obere Zwischenhorizont (OZH) als Wasser gering leitende Trennschicht zwischen dem Oberen Grundwasserleiter (OGWL) und dem mittleren Grundwasserleiter (MGWL₀) findet sich in dem östlichen Grabenbereich, im Gegensatz zum zentralen Rheingrabenbereich, nicht als kontinuierlich durchgängig ausgebildete Trennschicht. Die relativ homogene Abfolge besteht aus Sanden und Kiesen in welchen wenige cm-mächtige Linsen mit Feinsanden und seltener tonigen Schluffen eingeschaltet sind.

Die Sedimentabfolge am Standort besteht aus einer ca. 3,60 m mächtigen Deckschicht mit Ton, Schluff, Feinsanden und örtlich torfreichen Sedimenten. Darunter folgt die relativ einheitliche Abfolge aus Mittel- und Grobsanden und Fein- und Mittelkiesen des Grundwasserleiters. In 42 m unter Gelände liegt eine 30 cm mächtige mittelsandige Schicht und in 48,50 m eine 10 cm mächtige Schicht aus feinsandigen, schwach tonigen Schluffen vor. Bis in 50 m Tiefe ist keine gering leitende Schicht durchgängig vorhanden, welche einen Schadstoffrückhalt gewährleisten könnte.

Der Grundwasserspiegel ist frei ausspiegelnd oder leicht gespannt und liegt zwischen 1 und 4 m unter Gelände.

Die Durchlässigkeit im flachen Aquiferbereich von 0–10 m ist $k_f = 1 \times 10^{-6}$ bis 6×10^{-4} m/s. Die Grundwasserfließgeschwindigkeit ist mit $v = 60-70$ m/a relativ gering. Flowmeteruntersuchungen zeigten, dass die

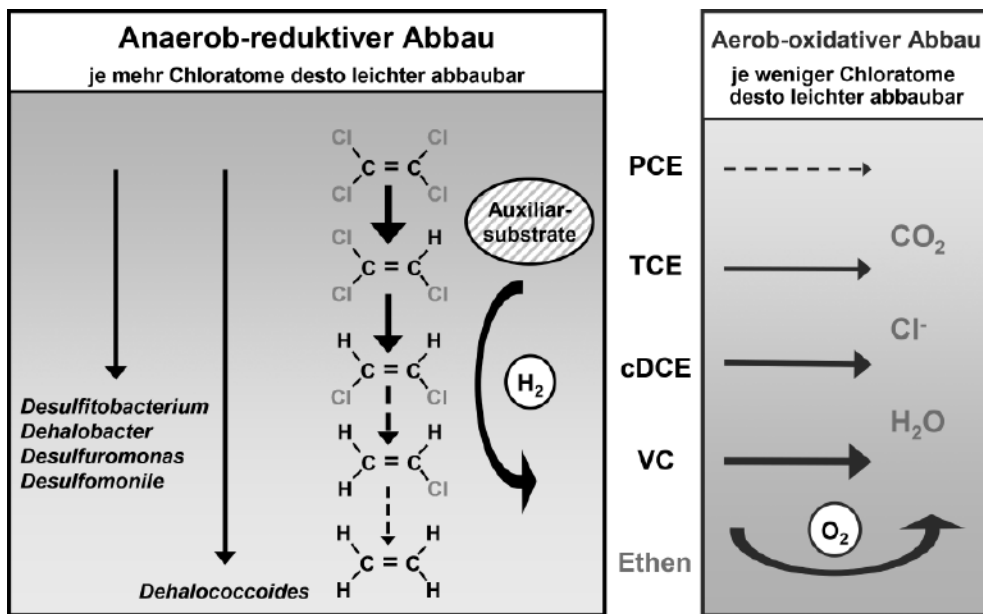


Abbildung 1: Mikrobiologischer Abbau von Chlorethenen mit Abbaupektren verschiedener anaerob-reduktiv dechlorierender Bakteriengruppen

LCKW-Verteilung, Redoxparameter u. mikrobiologischer Abbau im Porengrundwasserleiter

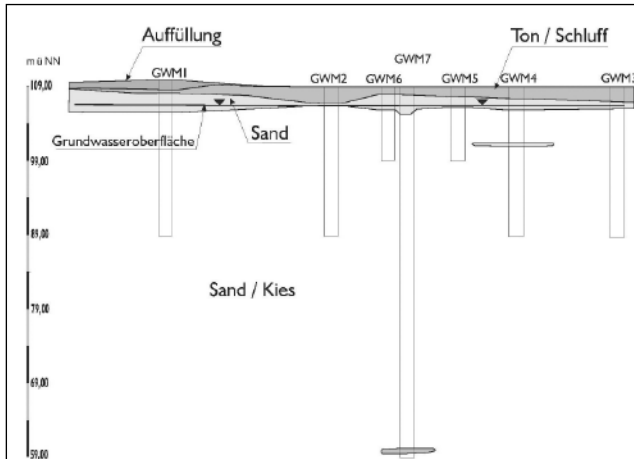


Abbildung 2:
Geologischer Schnitt

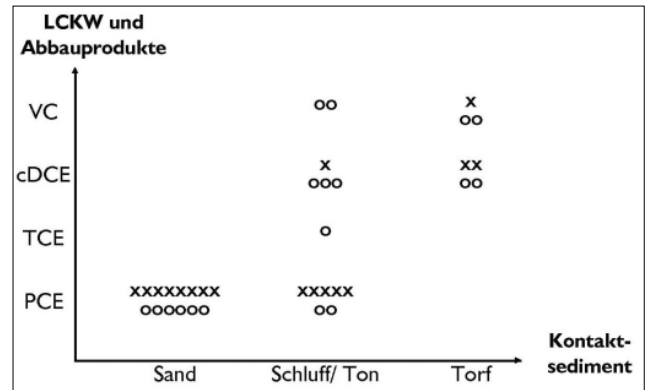


Abbildung 3:
Zusammenhang zwischen der Bodenzusammensetzung und dem LCKW-Substanzspektrum in der ungesättigten Bodenzone des Schadensherdes (x) und im Kontaktgrundwasser (o). Jedes x sowie o steht für die Daten eines Messpunktes.

Ergiebigkeit im Grundwasserleiter von 0 bis 20 m Tiefe ansteigt, um dann von 20 bis 50 m Tiefe abzunehmen.

5 Verbreitung der LCKW und deren Abbauprodukte

5.1 Ungesättigte Bodenzone

Im Bereich der Eintragstelle lagen die maximalen LCKW-Gehalte im Beobachtungszeitraum in der ungesättigten Bodenzone im Feststoff bei 8,3 mg/kg, in der Bodenluft bei 170 mg/m³ und im Kontaktgrundwasser bei 1.470 µg/L. Der Schadensherd in der ungesättigten Bodenzone überdeckt eine Fläche von 200 m². Der Kontaktbereich mit belastetem Grundwasser über der Geringfügigkeitsschwelle von 10 µg/L PCE und TCE überdeckt eine Fläche von 1.600 m². Im Schadensherd der ungesättigten Bodenzone erscheinen bereits LCKW-Abbauprodukte. Zwischen den LCKW-Abbauprodukten und der Bodenzusammensetzung besteht eine deutliche Korrelation. In Böden mit einer sandigen Zusammensetzung kommt ausschließlich der Ausgangskontaminant PCE vor. In Böden mit einer schluffigen und tonigen Zusammensetzung treten sowohl PCE als auch das Abbauprodukt cDCE auf. In torfreichen Böden kommen ausschließlich die Abbauprodukte cDCE und VC vor (Abbildung 3). Eine vergleichbare Beziehung besteht bei den LCKW-Gehalten in der Bodenluft und im Kontaktgrundwasser. Beim Kontaktgrundwasser können bei einer schluffigen, tonigen Zusammensetzung des Kontaktsedimentes sowohl der Ausgangskontaminant PCE als auch die Abbauprodukte TCE, cDCE und VC auftreten (Abbildung 3). Dahingegen herrscht im Grundwasser direkt unter dem Schadensherd noch der Ausgangskontaminant PCE vor (Abbildung 4).

5.2 Gesättigte Bodenzone

Im Grundwasserleiter wurden in den neunziger Jahren in der Fahne LCKW-Gehalte bis 5.800 µg/L bestimmt. Bei der DU wurden noch Gehalte an LCKW bis 1.500 µg/L bestimmt. Aktuell liegen im Tiefenbereich 0–10 m LCKW-Gehalte bis 1.300 µg/L und im Tiefenbereich

reich 10–20 m noch LCKW-Gehalte bis 320 µg/L vor. Im Tiefenbereich 40–50 m wurden beim Dauerpumpversuch keine LCKW mehr bestimmt. Bei diesem Dauerpumpversuch des abgepackten Tiefenbereiches von 40–50 m unter Gelände wurde eine Entnahmebreite von rd. 50 m realisiert. Die Entnahmebreite ist deutlich größer als die Fahnenbreite. Das Untersuchungsergebnis kann als repräsentativ angenommen werden. Die Fahne muss eine untere Begrenzung zwischen 20 und 40 m unter Gelände haben (Abbildung 4).

Im Bereich des Schadensherdes dominiert im flachen Bereich des Grundwasserleiters noch der Ausgangskontaminant PCE. Im direkten Abstrom, in ca. 50 m Distanz, liegt bereits das Abbauprodukt cDCE als Hauptschadstoff vor, welches sich sowohl in den Abstrom, als auch in die Tiefe bis 20 m uGOK und tiefer verlagert (Abbildung 4). Daneben liegen nur noch untergeordnet Anteile an PCE und TCE vor. Selten wurde VC mit Konzentrationen bis 8,3 µg/L bestimmt. Ein vollständiger Abbau bis zum Ethen/Ethan wurde nicht festgestellt.

6 Redoxbedingungen

Nach Christensen et al. (2000) sind die Redoxbedingungen in einer Schadstofffahne maßgeblich für das Abbauverhalten der Schadstoffe. Die Kenntnis der aktuellen Redoxbedingungen ist demnach wichtig für die Beurteilung der Felddaten und zur Beurteilung des natürlichen Abbaus.

Parallel zum Erscheinen der LCKW im Grundwasserleiter am Standort ist eine eindeutige Änderung der Redoxverhältnisse sowohl im Tiefenbereich 0–10 als auch in 10–20 m zu beobachten. Während im Zustrom zum Schadensherd noch Sauerstoffgehalte im Bereich von 1 mg/L und darüber vorliegen, was auf aerobe Verhältnisse im Grundwasserleiter hinweist, liegen diese nach Eintritt des Grundwassers unter den Schadensherd in der Mehrzahl der Proben bei maximal 0,5 mg/L, was auf vorwiegend anaerobe Verhältnisse hindeutet. Mit Beginn der LCKW-Fahne

erscheint im Grundwasser Methan mit Gehalten bis 40 µg/L. Gleichzeitig verschwindet Nitrat auf Kosten von Ammonium, welches in bewertungsrelevanten Konzentrationen bis 1 mg/L auftritt. Die Fe- und Mn-Gehalte steigen stark an (Abbildung 5). Im Grundwasserzustrom zum Schadensherd liegt das Redoxpotential bei Werten von 250–300 mVolt, um nach dem Durchgang unter dem Schadensherd auf teils negative Werte zu sinken. In der Fahne werden sowohl im Tiefenbereich 0–10 m als auch in 10–20 m Tiefe Werte zwischen 50 und 150 mVolt gemessen. In 40–50 m Tiefe ändert sich das Redoxpotential nur geringfügig und liegt zwischen 160 und 180 mVolt. Die Total Organic Carbon (TOC)-Gehalte im Grundwasser liegen bei ca. 3 mg/L. Es gibt keine Hinweise auf einen spezifischen Eintrag von Auxiliarsubstraten, welche den mikrobiologischen Abbau stimulieren könnten, im Bereich des Schadensherdes und der Fahne.

7 Mikrobiologisches Inventar

Bis 20 m unter Gelände wurden sowohl LCKW verwertende Bakterien als auch die Abbauprodukte des anaerob-reduktiven mikrobiologischen Abbaus nachgewiesen. Grundwasserproben aus dem Schadensherd sowie dem nahen Abstrom enthielten zwischen einer und drei der bis cDCE-dechlorierenden Bakteriengattungen. *Dehalococcoides* sp., das Indikator-Bakterium für vollständige anaerob-reduktive Dechlorierung, wurde nicht detektiert. Die mikrobielle Bestandsaufnahme kann somit das Auftreten von cDCE als Hauptkontaminant erklären. In einer unbelasteten Probe aus dem tiefen Aquiferbereich zwischen 40–50 m unter Gelände wurden keine anaerob-reduktiven Dechlorierer nachgewiesen (Abbildung 5).

8 Bewertung

An einem LCKW-Schadensfall im quartären Porengrundwasserleiter des Oberrheingrabens wurde die Schadstoffverteilung bis in eine Aquifertiefe von 50 m untersucht. Das Schadensereignis erfolgte in den siebziger Jahren. Der Primärkontaminant war PCE.

Der Grundwasserleiter am Standort zeigt eine relativ homogene sandig, kiesige Zusammensetzung. Das Fehlen von Wasser geringleitenden Schichten wie Schluffen und Tonen im Grundwasserleiter hat es der Fahne ermöglicht, sich undifferenziert in eine Tiefe von mindestens 20 m auszubreiten.

Im Grundwasserleiter bildete sich eine mindestens 600 m lange LCKW-Fahne aus. Die Entwicklung einer LCKW-Fahne wird durch die Transportprozesse Advektion, longitudinale Dispersion und Diffusion gesteuert (Wiedemeier et al. (1999), Schäfer et al. (2007), Grandel et al. (2008), siehe dort auch weitergehende Literatur). Die Tiefenverlagerung von LCKW in Phase erfolgt gravitativ aufgrund der größeren Dichte der LCKW im Vergleich zu Wasser. Nachgewiesen wurde die Fahne bis 20 m Tiefe mit Konzentrationen bis über 300 µg/L. Im Tiefenbereich 40–50 m wurden keine LCKW nachgewiesen, d.h. die Fahnenunterkante verläuft zwischen 20 und 40 m Tiefe.

Die Geometrie der LCKW-Fahne wird durch die geringe Grundwasserfließgeschwindigkeit und die homogene Bodenzusammensetzung im Grundwasserleiter gesteuert. Dadurch entwickelte sich eine relativ tief reichende Schadstofffahne.

Bereits im Schadensherd der ungesättigten Bodenzone deutet das Erscheinen der Abbauprodukte cDCE und VC auf einen natürlichen Abbau hin, wobei in gut durchlässigen Böden noch der Ausgangskontaminant

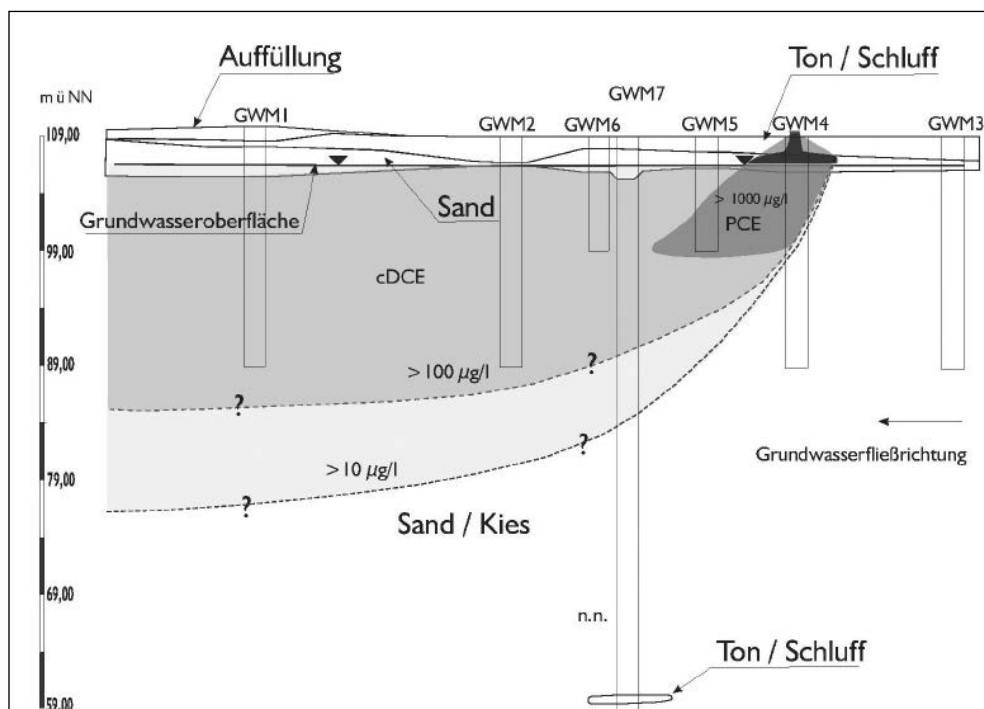


Abbildung 4:
Schnitt mit LCKW-Verteilung im Grundwasserleiter

LCKW-Verteilung, Redoxparameter u. mikrobiologischer Abbau im Porengrundwasserleiter

Messstelle	GWM 1		GWM 2		GWM 6	GWM 7			GWM 5	GWM 3
	Abstrom								Schadensherd	Zustrom
Entfernung zum Schadensherd [m]	210		100		50	40			0	160
Entnahmetiefe [m]	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	0-10	10-20	40-50	0-10	0-20
LCKW [$\mu\text{g/l}$]	257	236	55	26	48	107	50	n.n.	412	n.n.
PCE [$\mu\text{g/l}$]	3	0,5	6,8	1,9	3	10	1,7		160	
TCE [$\mu\text{g/l}$]	29	15	13	4,8	6	22	6,2		78	
cDCE [$\mu\text{g/l}$]	225	220	35	20	39	74	43		170	
Redoxpot. [mV]	154	175	166	191	91	125	115	160	77	230
O ₂ [mg/l]	0,39	0,08	0,41	0,08	0,5	1,0	1,06	0,70	0,11	1,15
Methan [mg/l]	0,026		0,029		0,041	0,026			0,036	< 0,01
Nitrat [mg/l]	< 1		< 1		< 1	< 1			< 1	10
Ammonium [mg/l]	0,94		0,90		1,1	0,86			0,75	< 0,05
Sulfat [mg/l]	141		198		167	176			210	106
Mangan [mg/l]	0,48		0,82		0,9	0,65			0,69	0,07
Eubakterium	(+)		+		+	+		+	+	
DESULFUROMONAS	-		+		+	+		-	-	
DEHALOBACTER	-		-		-	-		-	-	
DESULFITOBACTERIUM	-		(+)		+	-		-	+	
DESULFOMONILE	-		+		+	+		-	+	
DEHALOCOCCOIDES	-		-		-	-		-	-	

Abbildung 5:
Zusammenfassung der chemischen und mikrobiologischen Untersuchungsergebnisse (Mittelwerte)

PCE auftrat und in torfigen Böden der Abbau bereits bis zum VC erfolgte.

Im Grundwasserleiter belegt sowohl das Auftreten typischer Redoxparameter als auch von LCKW-Abbauprodukten die Effizienz des natürlichen Abbaus. Während im Schadensherd noch der Ausgangskontaminant PCE vorherrscht, tritt im direkten Abstrom bereits cDCE auf. Der Metabolit cDCE dominiert im weiteren Abstrom sowohl horizontal als auch im tieferen Aquiferbereich. Die Zone des Abbaus von PCE nach cDCE ist durch eine deutliche Veränderung zu niedrigeren Redoxverhältnissen gekennzeichnet. Im weiteren Abstrom ändert sich an der Verteilung der Abbauprodukte wie auch an der Verteilung der redoxsensitiven Parameter wenig. Der gemessene Konzentrationsrückgang ist wahrscheinlich auf reine Verdünnungsprozesse in der Fahne zurückzuführen.

Eine typische Redoxzonierung gemäß Christensen et al. (2000) liegt in der Fahne im Untersuchungsgebiet nicht vor. Mit der Schadenseintragstelle in das Grundwasser ändern sich eindeutig die Konzentrationen der redoxsensitiven Parameter (Abbildung 5). Anaerobe Verhältnisse im Grundwasser werden sowohl durch Sauerstoff-Gehalte häufig <0,5 mg/L als auch durch anaerobe Stoffwechselprodukte wie

Methan belegt (Wiedemeier et. al 1999). Es wird angenommen, dass sich lediglich in einem eng begrenzten Bereich um die Schadenseintragstelle eine Reaktionszone ausbildet. Alle Prozesse im Abstrom spiegeln lediglich den Zustand der Reaktionszone wieder und unterliegen nur noch dem Prozess der Verdünnung.

Die anaeroben Milieubedingungen sind Voraussetzung für den LCKW-Abbau durch anaerob-reduktive mikrobielle Dechlorierung, welche durch die Messung der Abbauprodukte cDCE und VC angezeigt wird. Der Abbau scheint vorwiegend durch eine autochthone Fauna kontrolliert zu sein, die mit PCR-Untersuchungen nachgewiesen wurde. Im Tiefenbereich 40-50 m, in welchem keine Schadstoffe mehr festgestellt wurden, fehlt auch eine schadstoffverwertende Fauna. Kurz nach dem Eintritt der Schadstoffe in den Grundwasserleiter erfolgt bereits ein Abbau von PCE zu hauptsächlich cDCE und in geringem Maße zu VC. Dies lässt sich mit der Anwesenheit bis cDCE-dechlorierender Bakteriengruppen sowie mit dem Fehlen bis Ethen-dechlorierender Bakterien der Gruppe *Dehalococcoides* sp. erklären. Innerhalb der Fahne und im weiteren Abstrom scheint der Konzentrationsrückgang auf Verdünnung und Dispersion zu basieren.

9 Schlussfolgerung und Ausblick

Im Rahmen der Sanierungsuntersuchung wurden für den betroffenen Standort die Sanierungsvarianten hydraulische Sanierung sowie mikrobiologisch-hydraulische Sanierung favorisiert. Bei letzterer soll Grundwasser entnommen, gereinigt, mit Auxiliarsubstraten versetzt und dem Grundwasserleiter wieder zugeleitet werden. Derzeit werden am TZW mikrobiologische Abbauprobe durchgeföhrt, um im Rahmen der Konzepterstellung die mikrobiologischen Betriebsparameter für eine mögliche Enhanced Natural Attenuation (ENA)-Maßnahme zu ermitteln.

Danksagung

Die Untersuchungen wurden durch das Landratsamt Karlsruhe und das Regierungspräsidium Karlsruhe beauftragt und begleitet.

Literaturhinweise

- Aktaş Ö., Schmidt K. R., Mungenast S., Stoll C., Tiehm A. (2012) Effect of chloroethene concentrations and granular activated carbon on reductive dechlorination kinetics and growth of *Dehalococcoides* spp.. *Bioresour. Technol.* 103: 286–292.
- Christensen, T.H., Bjerg, P.L., Banwart, St.A., Jakobsen, R., Heron, G., Albrechtsen, H.-J. (2000): Characterization of redox conditions in groundwater contaminant plumes. – *Journal of Contaminant Hydrology*, 45, 165–241.
- DVWK (1997): Tiefenorientierte Probenahme aus Grundwasser messstellen, Merkblätter zur Wasserwirtschaft, Bonn, H 245, S. 13
- GrwV (2010): Verordnung zum Schutz des Grundwassers (Grundwasserverordnung – GrwV) vom 9. November 2010 (BGBl. 1 S. 1513)
- Grandel, S., Dahmke, A. (2008): Leitfaden natürliche Schadstoffminderung bei LCKW-kontaminierten Standorten. Methoden, Empfehlungen und Hinweise zur Untersuchung und Beurteilung. KORA-Themenverbund 3 – Chemische Industrie, Metallverarbeitung
- Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (1998): Methodensammlung, Handbuch Altlasten und Grundwasserschadensfälle.
- Regierungspräsidium Karlsruhe, Umweltministerium Baden-Württemberg (2009): Bewirtschaftungsplan Bearbeitungsgebiet Oberrhein (Baden-Württemberg), Freiburg, Karlsruhe, Stuttgart, Tübingen
- Région Alsace (2008): Inventaire de la qualité des eaux souterraines dans la vallée de Rhin supérieur 2002/2003. Rapport Final, Strasbourg
- Schäfer W., Wickert F., Tiehm A. (2007) Modellrechnungen zur Quantifizierung von NA-Prozessen für den LCKW-Schadensfall in Karlsruhe-Ost/Killisdorf. *Grundwasser* 12: 108–124.
- Schmidt K. R., Augenstein T., Heidinger M., Ertl S., Tiehm A. (2010) Aerobic biodegradation of cis-1,2-dichloroethene as sole carbon source: Stable carbon isotope fractionation and growth characteristics. *Chemosphere* 78(5): 527–532.
- Schmidt K. R., Stoll C., Tiehm A. (2006) Evaluation of 16S-PCR detection of *Dehalococcoides* at two chloroethene-contaminated sites. *Wa. Sci. Technol.* 6(3): 129–136.
- Schmidt K. R., Tiehm A. (2008) Natural attenuation of chloroethenes: identification of sequential reductive/oxidative biodegradation by microcosm studies. *Water Sci. Technol.* 58(5): 1137–1145.
- Schmidt K. R., Tiehm A. (2011) Natural attenuation am Chlorethen-Standort Frankenthal: Bedeutung des sequentiell anaerob-aeroben Bio-Abbaus. *altlasten spektrum*, 20, 5, 212–219.
- Tiehm A., Schmidt K. R. (2011) Sequential anaerobic/ aerobic biodegradation of chloroethenes – aspects of field application. *Curr. Opin. Biotechnol.* 22(3): 415–421.
- Tiehm A., Schmidt K. R., Pfeifer B., Heidinger M., Ertl S. (2008) Growth kinetics and carbon isotope fractionation during aerobic degradation of cis-1,2-dichloroethene and vinyl chloride. *Water Res.* 42 (10-11): 2431–2438.
- MVV: SPR Simultane PumpRaten Methode, Mannheim

Umweltministerium Baden-Württemberg, Ministerium für Umwelt, Forsten und Verbraucherschutz Rheinland-Pfalz (2007): Hydrogeologische Kartierung und Grundwasserbewirtschaftung im Raum Karlsruhe-Speyer, Fortschreibung 1986–2005. Stuttgart, Mainz 2007

VwV Orientierungswerte (1993): Verwaltungsvorschrift über Orientierungswerte für die Bearbeitung von Altlasten und Schadensfällen. Erlass des Sozialministeriums und des Umweltministeriums Baden-Württemberg vom 16. September 1993, AZ: 32-8984.00 (UM), 57-8490.1.40 (SM) in der Fassung vom 01. März 1998

Wickert, F., Müller, A., Schäfer, W., Tiehm, A. (2006): Vergleich hochauflösender Grundwasserprobenahmeverfahren zur Charakterisierung der vertikalen LCKW-Verteilung im Grundwasserleiter. – *altlasten spektrum*, 20, 1, 29–35

Wiedemeier, T.H., Rifai, H.S., Newell, Ch.J., Wilson, J.T. (1999): Natural attenuation of fuels and Chlorinated Solvents in the Subsurface. – John Wiley & Sons. Inc.

WRRL Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG
www.oberrheingraben.de

Zhao H.-P., Schmidt K. R., Lohner S., Tiehm A. (2011) Robustness of an aerobic metabolically vinyl chloride degrading bacterial enrichment culture. *Water Sci. Technol.* 64(9): 1796–1803.

Zhao H.-P., Schmidt K. R., Tiehm A. (2010) Inhibition of aerobic metabolic cis-1,2-dichloroethene biodegradation by other chloroethenes. *Water Res.* 44(7): 2276–2282.

Anschriften der Autoren:

Dr. Frank Wickert
G.U.C. GEO UMWELT CONSULT GmbH
Donaustraße 33
76199 Karlsruhe

Dr. Kathrin R. Schmidt
Dr. Andreas Tiehm
DVGW-Technologiezentrum Wasser TZW
Karlsruher Straße 84
76139 Karlsruhe