

Das Potenzial des biologischen LCKW-Abbaus

Abbau von LCKW bei extremer Schadstoffbelastung unter Einsatz von Melasse

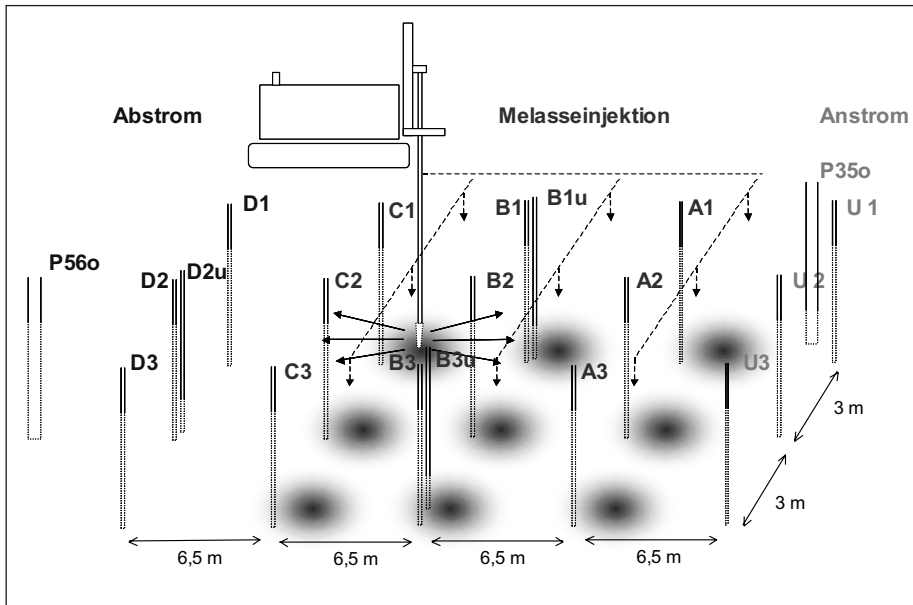


Bild 1: Veranschaulichung der Lage von Injektions- und Beobachtungspunkten am Testfeld

Mark Zittwitz, Peter Hein, Stefanie Kilpert, Martina Freygang

Die Sanierung eines extremen LCKW-Schadens mit großer Fahnenreichweite auf einer ehemaligen WGT-Fläche in Brandenburg soll durch mikrobielle Maßnahmen unterstützt werden. Ein gut untersuchter Feldversuch mit 20 Messstellen auf 200 m², bei dem Melasse als organisches Substrat eingesetzt wurde, zeigte einen Bioabbau auch bei sehr hohen Ausgangsbelastungen: Eine TCE-Konzentration von 50 mg/l (50 000 µg/l), konnte in sechs Wochen vollständig zu c-DCE umgesetzt werden. Nach insgesamt 16 Wochen war die Gesamtbelastung mit LCKW um 60 % zurückgegangen. Damit scheint ein vollständiger Schadstoffabbau am Standort in kürzester Zeit möglich.

Am Rande der Stadt Bernau im Land Brandenburg befindet sich ein ehemaliges Kasernengelände der Westgruppe der sowjetischen Streitkräfte (WGT). Am Standort wurde von ca. 1950 bis 1990 eine chemische Reinigung durch die WGT betrieben [1].

Einträge in den Untergrund sind im Bereich der Kaserne durch regelmäßige Tropf- und Überlaufverluste bei der Befüllung von Tanks, Leckagen in den Ver- und Entsorgungsleitungen der Maschinen und nachgeschalteten Einrichtungen sowie Verluste bei der Speicherung und Endlagerung von Abwässern und TCE-Schlamm entstanden. Wahrscheinlich ist die Entleerung zweier Hochtanks kurz vor dem Abzug der WGT im Jahr 1991. Im Gleisbereich westlich der Kaserne ist ein zweiter Eintragsherd lokalisiert, der auf einen Tankwagenunfall zurückzuführen ist [2].

Sowohl die sich abzeichnenden Reichweiten der Fahnen in horizontaler und vertikaler Richtung als auch die immer wieder auftretenden Extremkonzentrationen über weite Bereiche charakterisieren den Standort „Bernau – Schönfelder Weg“ bundesweit als einmalig zu bewertenden Schadensfall.

Aufgabenstellung

Das am Standort im Rahmen des Forschungsverbundes RUBIN im Jahr 2001 errichtete F&E-Reaktionswandsystem wird seit Beginn des Jahres 2007 dauerhaft zur

Sicherung der von der Kaserne ausgehenden Fahne im oberen Grundwasserleiter (GWL) eingesetzt. Sicherungs- und Sanierungsmaßnahmen für die vom Eintragsherd im Bereich der Gleise resultierende Fahne werden z.Z. im Auftrag der Brandenburgischen Boden Gesellschaft für Grundstücksverwaltung und -verwertung mbH (BBG) in Feldversuchen detailliert untersucht.

An LCKW-kontaminierten Standorten wird bei Vorhandensein anaerober Bedingungen häufig ein natürlicher Abbau von Tetra- und Trichlorethen durch den Prozess der reduktiven Dechlorierung beobachtet [3]. Am Standort wurden trotz extrem hoher Belastungen mit LCKW Hinweise auf einen mikrobiellen Abbau gefunden. Darüber hinaus konnten in Proben vom Standort Mikroorganismen der Gattung *Dehalococcoides* sp. nachgewiesen werden, deren Fähigkeit zum vollständigen Abbau der LCKW belegt ist [4, 5].

Ziel zweier Feldversuche war die Überprüfung verschiedener Ansätze zum Einsatz biologischer Maßnahmen zur Sanierung des Grundwassers am Standort Bernau. Mit Hilfe der Feldversuche sollte untersucht werden, ob der bereits vorhandene mikrobielle Abbau so weit gesteigert werden kann, dass ein vollständiger Abbau in kurzer Zeit zu erreichen ist.

Der hier vorgestellte Feldversuch sah die Simulation einer biologischen Maßnahme ohne weitere flankierende, auf den Schadstoffaustrag gerichtete Verfahren vor. Als organisches Substrat zur Initiierung der biologischen Abbauprozesse wurde Melasse ausgewählt. Die Eignung von Melasse zur Initiierung des biologischen Abbaus von LCKW ist belegt [6, 7]. Zum einen ist Melasse als Abfallprodukt der Zuckerherstellung preisgünstig, zum anderen erzeugt Melasse durch seine Eigenschaften (hohe Viskosität, langsames Auflösen in Wasser) eine Depotwirkung im Untergrund.

Standortcharakterisierung

Das Betrachtungsgebiet liegt im Bereich der in Nord-Süd-Richtung verlaufenden Panke-Niederung und wird vom Mergel der Bar-

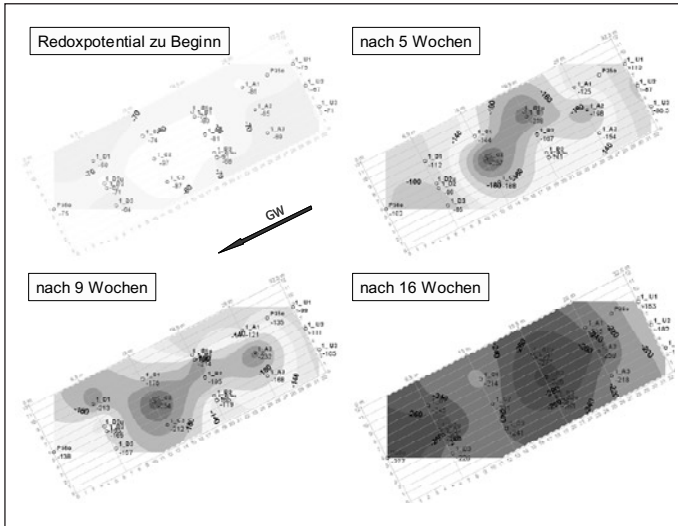


Bild 2: Flächenhafte Darstellung der Entwicklung der Redoxpotentiale [mV] im Testfeld

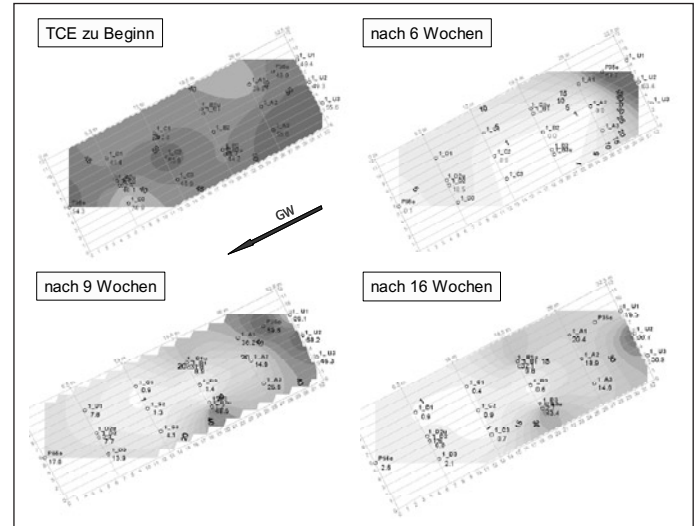


Bild 4: Flächenhafte Darstellung der Entwicklung der TCE-Gehalte [mg/l] im Testfeld

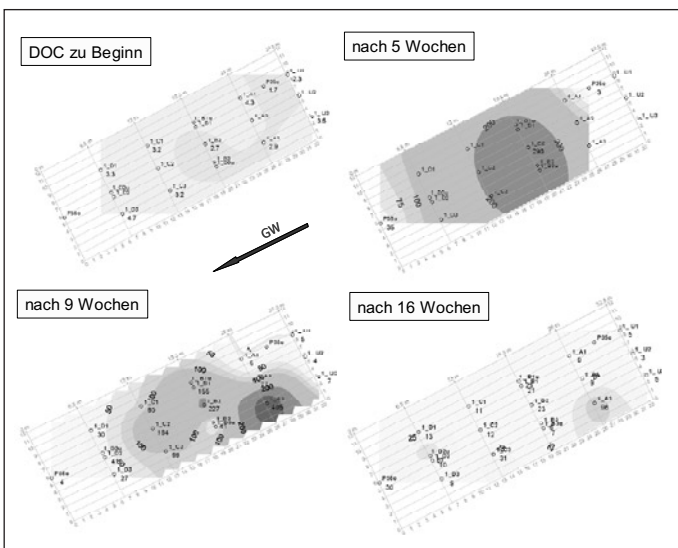


Bild 3: Flächenhafte Darstellung der Entwicklung der DOC-Gehalte [mg/l], ermittelt als NPOC im Testfeld

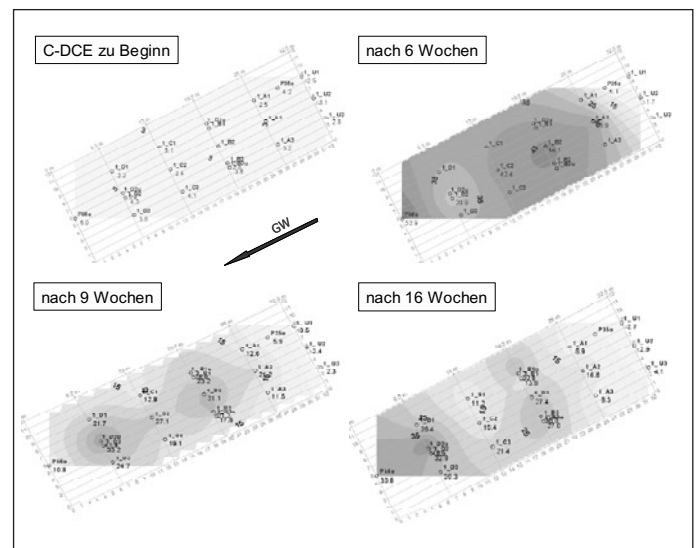


Bild 5: Flächenhafte Darstellung der Entwicklung der c-DCE-Gehalte [mg/l] im Testfeld

nim-Hochfläche eingerahmt. Von der Verunreinigung am Standort sind der obere und der untere (GWL) im regionalen Grundwasserleiterkomplex 2 betroffen. Der für den beschriebenen Feldversuch relevante obere GWL steht am Standort flächenhaft in einer mittleren wassererfüllten Mächtigkeit zwischen 6 m und 8 m bei einem Flurabstand zwischen 1 m und 2 m an. Die aus den LCKW-Eintragsherden resultierenden Fahnen im oberen GWL erstrecken sich auf einer Gesamtlänge von mehr als 1000 m und reichen im Mittel bis 8 m Tiefe. Die in den Fahnenzentren ermittelten LCKW-Belastungen betragen zwischen 75 und 350 mg/l [2].

Die den GWL bildenden saalekaltzeitlichen Schmelzwassersande werden als fein- bis grobsandiger, an der Basis kiesiger Mittelsand angesprochen. Eingeschaltet sind organogene Sedimente (Torfe, Mudden, Flussauenlehm). Der obere Grundwasserstauer wird durch sandig bis schluffigen Geschiebemergel gebildet, der am Standort eine Mächtigkeit zwischen 2 m und 3 m auf-

weist. Die natürliche Fließrichtung im oberen GWL ist nach Westen gerichtet. Die in Pumpversuchen ermittelten Durchlässigkeitsbeiwerte lagen zwischen $1,2-2,5 \times 10^{-4}$ m/s. Die Abstandsgeschwindigkeit des oberen GWL beträgt ca. 30-40 m/a.

Ausbau des Testfeldes

Das Testfeld befindet sich im unmittelbaren Abstrom des Eintragsherdes im Bereich der Gleise. Zur Erweiterung der Kenntnisse über die geologischen Eigenschaften des Untergrundes wurden fünf EC-logs über die gesamte Mächtigkeit des oberen GWL und vier Slug-Tests in jeweils drei Teufenbereichen durchgeführt. Die Ergebnisse bestätigten im wesentlichen den bisher für das Untersuchungsgebiet ermittelten geologischen Schichtaufbau, zeigten aber auch die lokalen Heterogenitäten des Untergrundes und die schichtgebundenen Permeabilitätsunterschiede im Vertikalprofil auf.

Am Testfeld wurden 15 vollkommene verfilterte Grundwassermessstellen (U1...D3)

in drei Transekten eingerichtet. Um die speziell an der Aquifersohle ablaufenden Prozesse eines LCKW-Transportes und potentiellen Abbaus beobachten zu können, wurden zusätzlich drei Sondermessstellen (B1u, B3u und D2u) mit Filtertiefen von 7-9 m uGOK. ausgebaut. Darüber hinaus befinden sich im Bereich des Testfeldes die Bohrpegel P560 und P350.

Die Injektion der Melasse geschah mithilfe der Direct-Push-Technologie jeweils 1 m oberstromig an neun Ansatzpunkten in jeweils drei Teufenbereichen (7 m, 5 m, 3 m unter GOK). Die einmalig injizierte Menge wurde so dimensioniert, dass die infolge des biologischen Melasseabbaus gebildete Menge an Wasserstoff stöchiometrisch ausreicht, um sämtliche im Testfeld vorhandenen und mit dem Grundwasseranstrom nachgelieferten Elektronenakzeptoren und LCKW zu reduzieren. Insgesamt wurde 1 t Melasse zu gleichen Teilen auf die Ansatzpunkte verteilt. Die Lage von Injektions- und Beobachtungspunkten am Testfeld zeigt Bild 1.

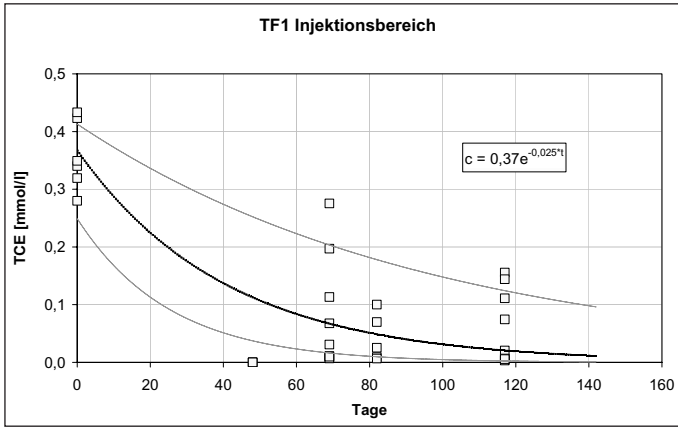


Bild 6: Darstellung der Entwicklung der Belastung mit TCE im Injektionsbereich des Testfeldes (Gesamtheit aller Messungen) und Regression mit einem Abbau erster Ordnung sowie Angabe einer Schwankungsbreite

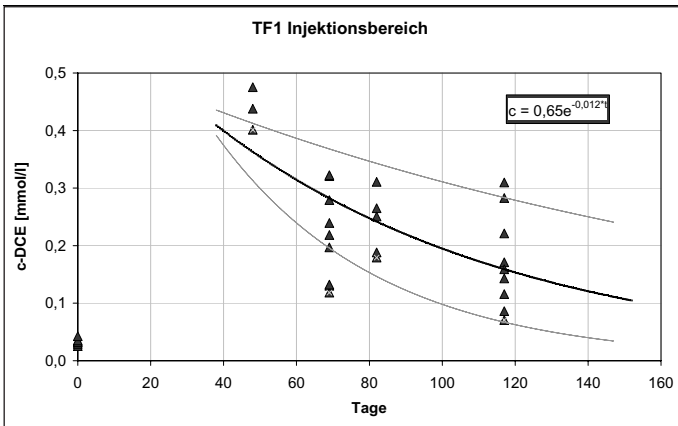


Bild 7: Darstellung der Entwicklung der Belastung mit c-DCE im Injektionsbereich des Testfeldes (Gesamtheit aller Messungen) und Regression mit einem Abbau erster Ordnung sowie Angabe einer Schwankungsbreite

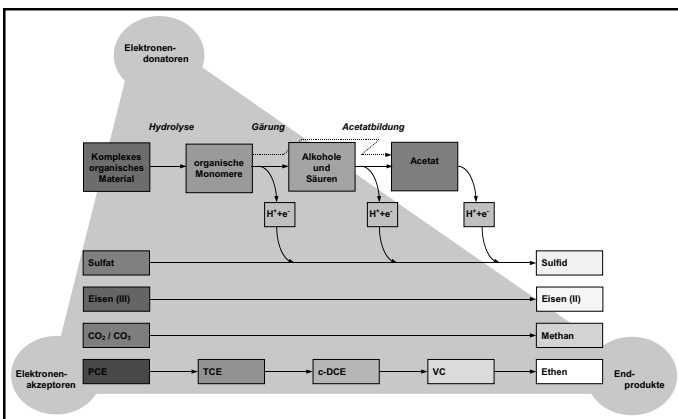


Bild 8: Bereitstellung von Reduktionsäquivalenten durch den Abbau organischer Materials und Übertragung auf verschiedene Elektronenakzeptoren

Prozess	Reaktion	Redoxpotenzial Eh [mV]	Gibbs'sche Energie ΔG° [kJ/kmol]
aerobe Atmung	$O_2 + 4H^+ + 4e^- \rightarrow 2H_2O$	+ 820 *	
Denitrifikation	$2NO_3^- + 12H_2 + 10e^- \rightarrow N_2 + 6H_2O$	+ 740 *	- 1.120 +
Manganreduktion	$MnO_2 + HCO_3^- + 3H^+ + 2e^- \rightarrow MnCO + 2H_2O$	+ 520 *	- 194 *
Eisenreduktion	$FeOOH + HCO_3^- + 2H^+ + e^- \rightarrow FeCO_3 + 2H_2O$	- 50 *	- 114 *
Sulfatreduktion	$SO_4^{2-} + 9H^+ + 8e^- \rightarrow HS^- + 4H_2O$	- 220 *	- 151 °
Methanbildung	$CO_2 + 8H^+ + 8e^- \rightarrow CH_4 + 2H_2O$	- 240 *	- 105 °
PCE-Reduktion	$C_2Cl_4 + H^+ + e^- \rightarrow C_2HCl_3 + HCl$		- 166 *
TCE-Reduktion	$C_2HCl_3 + H^+ + e^- \rightarrow C_2H_2Cl_2 + HCl$		- 163 *
c-DCE-Reduktion	$C_2H_2Cl_2 + H^+ + e^- \rightarrow C_2H_3Cl + HCl$		- 143 *
VC-Reduktion	$C_2H_3Cl + H^+ + e^- \rightarrow C_2H_4 + HCl$		- 157 *

* ...nach [10], + ...nach [11], ° ...nach [12]

Tabelle 1: Redoxreaktionen im Untergrund und die dazugehörigen Redoxpotentiale (pH 7, 25°C) und freien Gibbs'schen Energien (pH 7, 25°C, c = 1M)

Versuchsverlauf

Die Dauer des Feldversuches war auf 120 Tage festgelegt. In diesem Zeitraum geschah ein einfacher Austausch des Porenvolumens im Testfeld. Im Versuchsverlauf erfolgten wöchentliche Aufnahmen der Parameter Leitfähigkeit, pH-Wert, Redoxpotential und Temperatur sowie des gelösten Sauerstoffs. Vor Beginn und nach fünf respektive sechs, neun und 16 Wochen wurde der Gehalt an gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC bzw. NPOC), Methan und Ethen sowie der Sulfat-, Nitrat- und Eisen-gehalt und die LCKW-Belastung im Grundwasser analysiert.

Allgemein werden der DOC, das Redoxpotential sowie die LCKW-Einzelkomponenten als wichtigste Parameter zur Charakterisierung des anaeroben Abbaus der LCKW angesehen. Diese sind in den **Bildern 2 bis 5** für den Bereich des Testfeldes flächenhaft dargestellt. Weitere Ergebnisse werden auf Wunsch gern zur Verfügung gestellt.

Der DOC zeigte nach fünf Wochen eine deutliche Zunahme durch die Injektion der Melasse. Mit fortschreitender Versuchsdauer nahm der DOC bedingt durch den Abbau und die Verteilung der Melasse mit dem Grundwasserstrom wieder ab. Dementsprechend sank mit fortschreitender Versuchsdauer das Redoxpotential kontinuierlich ab, was den fortschreitenden Verbrauch der vorhandenen Elektronenakzeptoren belegt.

Es zeigte sich, dass nachdem zu Beginn des Feldversuchs die Belastung mit TCE mit Werten bis > 50 mg/l gleichmäßig hoch war, bereits nach sechs Wochen eine vollständige Umsetzung zu c-DCE stattgefunden hat. Im weiteren Versuchsverlauf nach elf Wochen war bereits wieder ein Rückgang der c-DCE-Belastung festzustellen. Nach 16 Wochen Versuchsdauer konnte in der C-Reihe ein Abbau bis auf 40 % der Ausgangsbelastung ermittelt werden. In der A-Reihe wurde bereits wieder eine Zunahme von TCE und eine Abnahme von c-DCE beobachtet, die auf zuströmendes Grundwasser zurückgeführt werden kann. Eine Bildung von VC und Ethen wurden nicht beobachtet. Da eine Reduktion der Gesamtmenge stattgefunden hat, kann angenommen werden, dass trotzdem eine vollständige Umsetzung vorliegt, die Produktion von c-DCE jedoch thermodynamisch begründet schneller abläuft als seine weitere Reduktion.

Aus den Ergebnissen konnten mittlere Abbauraten für TCE und c-DCE bestimmt werden. In den **Bildern 6** und **7** sind die ermittelten TCE- bzw. c-DCE-Konzentrationen im Injektionsbereich (A-, B-, C-Messstellen) über die Versuchsdauer sowie eine Regression mit einem Abbau erster Ordnung dargestellt.

Es gilt: $c = c_0 \times e^{-\lambda \times t}$
 mit c...Konzentration zum Zeitpunkt t; c0...
 Konzentration zu Beginn; λ...Abbaurrate;
 t...Zeit

Für TCE wurde eine mittlere Abbaurrate von 0,025 d⁻¹ und für c-DCE von 0,012 d⁻¹ ermittelt. Da der Abbau von c-DCE im vorliegenden Fall der geschwindigkeitsbestimmende Schritt ist, kann diese Abbaurrate als repräsentativ für den gesamten LCKW-Abbau angesehen werden. Es findet sich eine überraschend gute Übereinstimmung mit [6], wo eine Abbaurrate von 0,018 d⁻¹ (LCKW-Summe) bei deutlich geringeren Ausgangsbelastungen von 0,25 mg/l ermittelt wurde.

Anaerober Stoffwechsel, Redoxpotential und Abbau der LCKW

Obligate und strikt anaerobe Bakterien verwenden eine organische Substanz (oder Kohlendioxid) als Kohlenstoffquelle für das Wachstum, während die Energie für den Stoffwechsel und die Synthese der Biomasse durch gekoppelte Redoxreaktionen geliefert wird (siehe auch Bild 8). Die Energie wird durch die Übertragung des gebildeten Wasserstoffs, genau genommen von Reduktionsäquivalenten (H⁺ + e⁻), von den jeweiligen Elektronendonatoren auf einen Elektronenakzeptor erhalten. Als Elektronenakzeptoren werden, abhängig vom Redoxpotential, Nitrat, Mangan, Eisen, Sulfat, Fumarat, Kohlendioxid bzw. Carbonat benutzt. Dieser Prozess wird als anaerobe Atmung bezeichnet. Die anaeroben Atmungen werden nach den Elektronenakzeptoren benannt, wie z.B. Nitratatmung oder Sulfatatmung.

LCKW werden im Zuge der anaeroben Atmung reduktiv dechloriert, wobei die Dechlorierung auf zwei Prozessen beruhen kann:

- cometabolische Dechlorierung
- respiratorische Dechlorierung

Bei der cometabolischen Dechlorierung werden eher zufällig, in Nebenreaktionen, Reduktionsäquivalente übertragen. Bei der respiratorischen Dechlorierung hingegen werden die LCKW als alternative terminale Elektronenakzeptoren verwendet, d.h. die Übertragung von Reduktionsäquivalenten liefert einen Energiegewinn für die Mikroorganismen, die Dechlorierungsraten sind dementsprechend höher [8, 9]. Der Prozess der respiratorischen Dechlorierung ist also eine Form der anaeroben Atmung und wird deshalb auch als Dehalorespiration bezeichnet.

Das Redoxpotential und der biologische Abbau stehen in engem Zusammenhang: In dem Maße, in dem Elektronenakzeptoren und Nährstoffe verbraucht werden, sinkt parallel dazu das Redoxpotential. Generell wird zunächst den Reaktionen der Vorzug gegeben, bei denen mehr Energie frei wird. Der Abbauprozess von LCKW steht also in

Bild 9: zu erwartender DOC in Abhängigkeit vom erzielten Injektionsradius

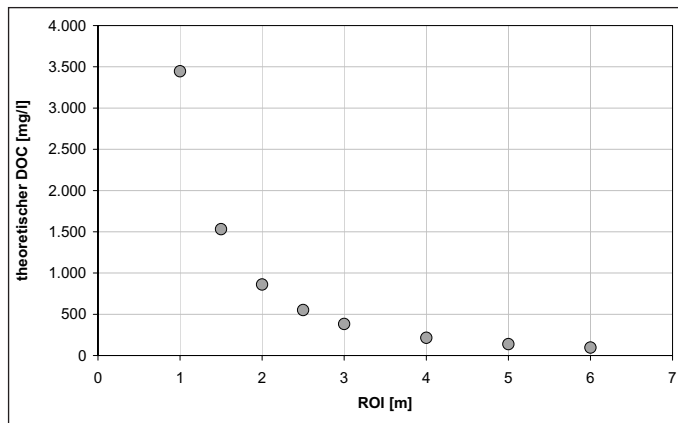
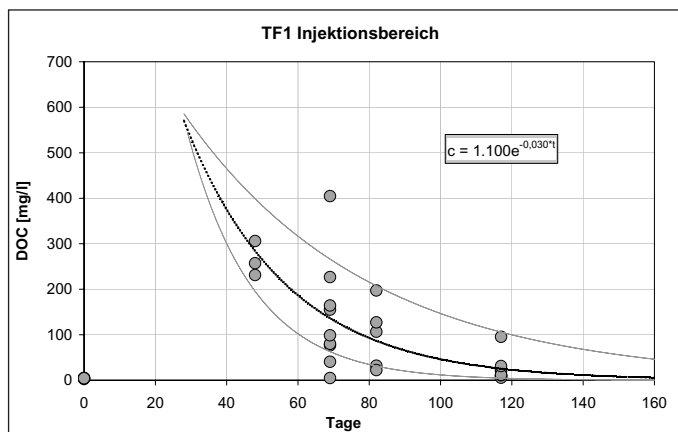


Bild 10: Entwicklung der DOC-Gehalte im Injektionsbereich des Testfeldes (Gesamtheit aller Messungen) und Regression mit einem Abbau erster Ordnung sowie Angabe einer Schwankungsbreite



Konkurrenz zu anderen, im Grundwasser und Boden typischen Redoxprozessen. **Tabelle 1** gibt einen Überblick über wichtige im Untergrund ablaufende Redoxreaktionen und die dazugehörigen Redoxpotenziale und freien Gibbs'schen Energien.

Aus Tabelle 1 wird ersichtlich, dass die Reduktion von Nitrat und Mangan einen höheren Energiegewinn für die Mikroorganismen liefert. Dementsprechend wird der in den anaeroben Stoffwechselprozessen gebildete Wasserstoff bevorzugt auf diese Verbindungen übertragen. Dadurch ist begründet, warum die Dechlorierung bei [13] und [14] u.a. erst bei hinreichend negativem Redoxpotential beobachtet wird. Des Weiteren wird ersichtlich, dass der Schritt der Umsetzung von c-DCE zu VC den thermodynamisch ungünstigsten Prozess bei der Dechlorierung darstellt. Dass in LCKW-Fahnen an kontaminierten Standorten häufig c-DCE als Hauptkomponente auftritt [15], muss demzufolge nicht zwangsweise bedeuten, dass c-DCE nicht abgebaut wird oder die dafür erforderlichen Mikroorganismen nicht vorhanden sind. Eine Ursache kann auch sein, dass die Produktion von c-DCE thermodynamisch begründet schneller abläuft als seine weitere Reduktion.

Nach [6] ist ein vollständiger Abbau der LCKW nur nach erfolgter Sulfatreduktion zu erwarten. Die freien Gibbs'schen Energien der Sulfatreduktion und der Reduktion der LCKW liegen jedoch dicht beieinander. In Laborversuchen wurde von [16] gefunden, dass die Dechlorierung von PCE zu c-DCE und VC sowie die Sulfatreduktion bei aus-

reichendem Wasserstoffangebot gleichzeitig ablaufen können. In [17] wird von einer Sulfatkonzentration von 5 mM (entsprechend 480 mg/l) ausgegangen, bis zu der die Dechlorierung nicht gehemmt wird. Eine Hemmung der Dechlorierung durch Sulfat an sich ist daher sehr unwahrscheinlich. Wahrscheinlich ist, dass sich beide Redoxprozesse nicht ausschließen, dass jedoch der verfügbare Wasserstoffanteil für die Dechlorierung in Anwesenheit von Sulfat geringer wird und damit den biologischen Abbau der LCKW verlangsamt [16].

Im Unterschied zu Laborversuchen mit wässriger Phase kann es in realen Grundwasserleitern zur Ausbildung von Biofilmen kommen. Diese begünstigen die Ausbildung von Mikrozonen, in denen ein vom übrigen Grundwasserleiter abweichendes Redoxmilieu herrschen kann. Neben einem dominierenden Redoxprozess sind je nach Randbedingungen weitere Redoxprozesse möglich, zu denen auch biologische Abbauprozesse wie die Dechlorierung gehören können.

Injektionsradius

Eine wichtige Größe bei der Planung von In-situ-Maßnahmen ist der Injektionsradius (Radius of Influence, ROI) der verwendeten Injektionstechnik zur Einbringung der Sanierungshilfsstoffe. Für die eingebrachte Melasse kann der erzielte ROI über den DOC ermittelt werden: Unter der Annahme der Injektion in einem Zylinder kann bei bekanntem Porenvolumen, bekannter In-

jektionsmenge und bekanntem Injektionsstufenbereich ermittelt werden, welcher DOC sich am Injektionspunkt bei gleichmäßiger Einbringung einstellen muss. Das **Bild 9** zeigt den unter den standortspezifischen Bedingungen zu erwarteten DOC in Abhängigkeit vom erzielten Injektionsradius.

Die Bestimmung des DOC, unmittelbar nach Injektion, geschah durch Regression der im Versuchsverlauf ermittelten Werte (siehe **Bild 10**). Es wurde ein mittlerer Ausgangs-DOC von 1100 mg/l ermittelt. Der nach Bild 9 resultierende mittlere ROI betrug demnach ca. 2 m. Eine analoge Betrachtung für jede einzelne Messstelle im Injektionsbereich lieferte eine Schwankungsbreite des Ausgangs-DOC von 500 mg/l (Mehrzahl der Messungen) entsprechend einem ROI von 2,5 m bis 5000 mg/l (Ausnahme) entsprechend einem ROI von < 1 m.

Aus den Ergebnissen wird ersichtlich, dass das gewählte Injektionsraster für eine flächendeckende Anwendung geeignet ist. Trotz geringer Kosten der Direct-Push-Methodik bedeutet die Einbringung der Sanierungshilfsstoffe einen nicht zu vernachlässigenden Aufwand. Da am Standort relativ gut durchlässige Substrate anstehen, kann davon ausgegangen werden, dass die ermittelten ROI mit der gewählten Technik oder gar mit passiven Einbringungsmethoden auch an anderen Standorten kaum übertroffen werden können. Bei passivem Einbringen und einer Verteilung mit dem Grundwasserstrom ist zudem zu beachten, dass die longitudinale Dispersivität für Melasse bei durchschnittlichen Fließverhältnissen keinen wesentlichen Beitrag zur Querverteilung leistet.

Ausblick

Es konnte gezeigt werden, dass durch die Injektion von Melasse, auch bei Ausgangsbelastungen von > 50 mg/l, ein mikrobieller Abbau induziert werden konnte. Ein weite-

rer hier nicht vorgestellter Feldversuch, bei dem Lactat unter hydraulisch kontrollierten Bedingungen eingesetzt wurde, lieferte vergleichbare Ergebnisse. Die Feldversuche geben somit berechtigten Grund zu der Annahme, dass am Standort ein vollständiger Abbau in kurzer Zeit erreicht werden kann. Letztlichen Aufschluss wird eine Weiterführung der Versuche mit einer fortgesetzten Substratdosierung geben. Aufgrund der Ausdehnung des Schadensfalles wird auch für die aus dem Eintragsherd im Bereich der Gleise resultierende Fahne z.Z. die Sicherung mithilfe eines passiv durchströmten Reaktionswandsystems favorisiert. Der flankierende Einsatz biologischer Maßnahmen wird hier einen wesentlichen Beitrag zur Reduzierung des Schadstoffpotenzials und der Sanierungsdauer leisten. ■

Literaturhinweise:

- [1] Hein, P., Tauchert, J., Holm, O., Kilpert, S., Zittwitz, M. (2006): *In-situ-Abreinigung von Trichlorethen (TCE) im GW mit regenerierbarem Fe(0)-Reaktor in horizontaler Anordnung am Standort der ehemaligen WGT-Kaserne Bernau (Land Brandenburg). Schlussbericht zum BMBF-Forschungsvorhaben 0251 231 „Reaktive Wände“*
- [2] Hein, P. (2005): *Abschließende Gefährdungsabschätzung „Kaserne Schönfelder Weg“ / B-Planfläche „Am Teufelspfuhl“ - Aktuelle Untersuchungen zur Ausbreitung der GW-Fahnen im Abstrom der WGT-Liegenschaft und des Oberflächengewässers „Teufelspfuhl“ im Rahmen des KONVER-Projektes. AG: Brandenburgische Boden Gesellschaft mbH (unveröffentl.)*
- [3] Schiedek, T., Teutsch, G., Grathwohl, P. (1997): *Literaturstudie zum natürlichen Rückhalt / Abbau von Schadstoffen im Grundwasser; Texte und Berichte zur Altlastenbearbeitung, Band 35/97, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg*
- [4] Maymó-Gatell, X., Chien, Y.T., Gossett, J.M., Zinder, S.H. (1997): *Isolation of a bacterium that reductively dechlorinates tetrachloroethene to ethane. Science 276, pp. 1568-1571*
- [5] Kube, M., Beck, A., Zinder, S.H., Kuhl, H., Reinhardt, R., Adrian, L. (2005): *Genome sequence of the chlorinated compound - respiring bacterium Dehalococcoides species strain CBDB1. Nature Biotechnology 23, pp.1269-1273*
- [6] Held, T., Blotvogel, J., Jacob, H. Dörr, H. Schlorke, N., Gödel, H.-U. (2006): *In-situ Reaktive Zone (IRZ) - Einsatz von Melasse zur mikrobiellen In-situ-Sanierung einer LCKW-Kontamination im Grundwasser. Altlastenspektrum 4/2006, pp. 208-215*
- [7] Hansen, M.A., Burdick, J., Lenco, F.C., Suthersan, S. (2000): *Enhanced reductive dechlorination. Lessons learned at over twenty sites. In: Wickramnayake, G.B. (Hrsg.) Bioremediation and Phytoremediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds. 2nd International Conference on Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds, Monterey, May 20-23, 2002, pp.844-851*
- [8] DiStefano, T.D., Gossett, J.M., Zinder, S.H. (1991): *Reductive dechlorination of high concentrations of tetrachloroethene to ethene by an anaerobic enrichment culture in the absence of methanogenesis. Appl. Environ. Microbiol. 57, 8: pp. 2287-2292.*
- [9] Tandoi, V., DiStefano, T.D., Browner, P.A., Gossett, J.M., Zinder, S.H. (1994): *Reductive dehalogenation of chlorinated ethenes and halogenated ethanes by a high-rate anaerobic enrichment culture. Environ. Sci. Technol. 28, 5: pp. 973-979.*
- [10] Wiedemeier, T.H., Rifai, H.S., Newell, C.J. Wilson, J.T. (1999): *Natural Attenuation of fuels and chlorinated solvents in the subsurface. -167 S. John Wiley & Sons, Inc.*
- [11] Lovley, D.R., Goodwin, S. (1988): *Hydrogen concentrations as an indicator of the predominant terminal electron-accepting reactions in aquatic sediments. Geochim. Cosmochim. Acta 52, 12: pp. 2993-3003.*
- [12] Madigan, M.T., Martinko, J.M., Parker, J. (2001): *Brock Mikrobiologie. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg.*
- [13] Freedman, D.L., Gossett, J.M. (1989): *Biological reductive dechlorination of tetrachloroethylene and trichloroethylene to ethylene under methanogenic conditions. Appl. Environ. Microbiol. 55, 9: pp. 2144-2151.*
- [14] De Bruin, W.P., Kotterman, M.J.J., Posthumus, M.A., Schraa, G., Zehnder, A.J.B. (1992): *Complete biological reductive transformation of tetrachloroethene to ethane. Appl. Environ. Microbiol. 58, 6: pp. 1996-2000.*
- [15] Stupp, H.D., Bakenhus, A., Gass, M., Schwaar, I., Lorenz, D. (2006): *Ausbreitung von CKW und MTBE im Grundwasser - Grundwassertransport und Fahnenlängen - Altlasten Spektrum 5/2006*
- [16] Alter, M.D. (2006): *Die Wasserstoffkonzentration als Parameter zur Identifizierung des natürlichen Abbaus von leichtflüchtigen Chlorkohlenwasserstoffen (LCKW) im Grundwasser. Dissertation, Institut für Technischen Umweltschutz, TU Berlin.*
- [17] Eisenbeis, M., Bauerkreisel, P., Scholz-Muramatsu, H. (1997): *Studies on the dechlorination of tetrachloroethene to cis-1,2-dichloroethene by Dehalospirillum multivorans in biofilms. Water Sci. Technol. 36, 1: pp. 191-198.*