

ÖVA-Nachlesepublikationen sollen wesentliche Inhalte eines ÖVA-Technologieworkshops zu einer ausgewählten innovativen Technologie zusammenfassen und sollen die Akzeptanz und den Einsatz der Technologie zum Management von kontaminierten Standorten in Österreich unterstützen. ÖVA-Nachlesepublikationen werden unter (www.altlastenmanagement.at) der interessierten Öffentlichkeit zur Verfügung gestellt.

ÖVA-Technologieworkshop "Mikrobiologische In-situ-Sanierungsverfahren / ENA" am 23. April 2015 in Tulln an der Donau

VORWORT

Der Österreichische Verein für Altlastenmanagement hat sich zum Ziel gesetzt, innovative Sanierungstechnologien, die in Österreich bisher noch nicht oder nur selten eingesetzt wurden, vorzustellen und deren Einsatzmöglichkeiten und Einsatzgrenzen zu diskutieren, um damit die Akzeptanz dieser Methoden für zukünftige Anwendungen zu erhöhen. In diesem Rahmen fand der ÖVA-Technologieworkshop "Mikrobiologische In-situ-Sanierungsverfahren / ENA" am 23. April 2015 in Tulln an der Donau statt.

Diese Nachlesepublikation fasst den Inhalt der Veranstaltung sowie die wesentlichen Diskussionspunkte zusammen und will darauf aufbauend einen Ausblick für die Machbarkeit der Anwendung von mikrobiologisch basierten In-situ-Sanierungsverfahren beziehungsweise *Enhanced Natural Attenuation* Verfahren im Rahmen zukünftiger Standortsanierungen in Österreich geben. Für eine detaillierte inhaltliche Darstellung der Tagung wird auf den Tagungsband verwiesen, der von der Homepage des ÖVA kostenlos zu beziehen ist (<http://www.altlastenmanagement.at/>). Dort finden sich auch Druckversionen von Originalvorträgen.

INHALTLICHE ZUSAMMENFASSUNG DER EINZELVORTRÄGE UND DER DISKUSSION

GRUNDLAGEN BIOLOGISCHER SCHADSTOFFABBAUPROZESSE IN BODEN UND GRUNDWASSER

(KERSTIN E. BRANDSTÄTTER-SCHERR, UNIVERSITÄT FÜR BODENKULTUR WIEN, IFA-TULLN, INSTITUT FÜR UMWELTBIOTECHNOLOGIE)

Im Rahmen des Einführungsvortrags wurden die grundlegenden Voraussetzungen für das Ablaufen von mikrobiellen Transformationsprozessen (partieller Abbau oder vollständige Transformation in anorganische Bestandteile und Biomasse, metabolischer oder co-metabolischer Abbau) von hydrophoben organischen Schadstoffen (HOC) in der Boden- und Aquifermatrix wie folgt dargestellt:

Generell muss das genetische Potential, Schadstoffe abzubauen zu können (abbauenzymcodierende Gene) in der Mikroorganismenpopulation eines Standortes vorhanden sein. Darüber hinaus muss der Schadstoff (oder ein Co-Substrat) die Enzymproduktion stimulieren. Dies ist nach derzeitigem Stand des Wissens für die meisten teer- und rohölbürtigen Schadstoffe (MKW, PAK, BTEX; Ausnahme sind echte Biomarker) und chlorierte Kohlenwasserstoffe (Ausnahme: einige Pestizide), nachgewiesen. Stark reduzierte Schadstoffe werden oxidativ, oxidierte Schadstoffe über Reduktion (z.B. hochchlorierte LCKW) oder Oxidation (z.B. mittel- und niedrig chlorierte LCKW) abgebaut. Unterschiedliche Aktivierungsmechanismen für die Schadstoffoxidation wurden auch in Abhängigkeit der Umweltbedingungen (Elektronenakzeptor) und beteiligten Mikroorganismen festgestellt.

Weiter Voraussetzung ist, dass für das tatsächliche Stattfinden von Schadstoffabbauprozessen an einem Standort schadstoffabbauende Mikroorganismen vorhanden sein müssen und im Falle des metabolischen Abbaus einen kompetitiven Vorteil aus dem Schadstoffabbau erzielen können. Bei co-metabolischen Abbauprozessen muss auch ein geeignetes Co-Substrat vorhanden sein.

Generell kann der wasserlösliche Teil einer Kontamination als prinzipiell gut abbaubar angesehen werden. Sorption und Diffusion an der Kornoberfläche und in die dreidimensionale Porenstruktur hinein, insbesondere in Verbindung mit der organischen Bodensubstanz, vermindern die Verfügbarkeit von Schadstoffen für den biologischen Abbau. Auch das Vorliegen als Phase (DNAPL, LNAPL) in der gesättigten Zone stellt eine Verfügbarkeitslimitation dar.

Die *in situ* Umweltbedingungen müssen sich durchwegs in einem dem Abbau zuträglichen Bereich bewegen. Hier sind schadstoff- und mikroorganismenspezifische Unterschiede (RedOx-Partner und -Milieu: Reduktion oder Oxidation, selektive Hemmstoffe für bestimmte Enzyme etc.) bekannt.

- **RedOx-Milieu und Verfügbarkeit von RedOx-Partnern:** Elektronenakzeptoren (Oxidation) beziehungsweise Elektronendonatoren (Reduktion) in ausreichender Qualität und Quantität
- **Vorhandensein von Makronährstoffen in ausreichendem Maße:** für den aeroben Abbau kann aufgrund des höheren Biomassezuwachses von einem höheren stöchiometrischen C:N:P-Verhältnis ausgegangen werden als für den anaeroben Schadstoffabbau
- **Abwesenheit von Hemmstoffen:** abbauselektive und allgemeine Hemmstoffe
- **pH- Wert**
- **Wassergehalt** (ungesättigte Zone)

Biotechnologische *in-situ* Sanierungsmaßnahmen zielen auf die Herstellung und Erhaltung von günstigen optimalen Umweltbedingungen für den mikrobiellen Schadstoffabbau ab.

DIMENSIONIERUNG VON BIOSPARGING UND BIOVENTING ANHAND VON BEISPIELEN

(ROBERT PHILIPP, HANS-PETER WEISS UND TOBIAS BOGOLTE, TERRA UMWELTECHNIK GMBH, WIEN)

In diesem Vortrag wurden grundlegende theoretische und praktische Überlegungen zur Dimensionierung von aeroben *in situ* Verfahren dargelegt und diskutiert.

Sowohl für die Umsetzung von *Bioventing* als auch *Biosparging* sind alle relevanten Verfahrensparameter in einem physikalischen wie auch mikrobiologischem Optimum zu dimensionieren. Erst die Zusammenschau der physikalischen und biologischen Parameter ermöglicht eine realistische Dimensionierung von *Biosparging* und *Bioventing*.

Die **physikalischen Dimensionierungsparameter** für *Bioventing* umfassen Pegelanzahl und Art (Über- oder Unterdruck, vertikale und horizontale Strömungssysteme), Luftmenge und Druckverhältnisse im Untergrund. Diese sind an die Standortbedingungen angepasst auszulegen (Vorhandensein einer Deckschicht, horizontales Arrangement, Multilevelausbau u.a.). Basierend auf der Definition von *cut-off*-Kriterien in Form von Mindest-Druckunterschieden für Strömungsbewegungen kann die Pegelreichweite in Abhängigkeit der Belüftungsrate festgelegt werden.

Für Biosparging-Systeme gelten ähnliche physikalische Dimensionierungsparameter. Zusätzlich beeinflusst der Winkel des Blasenanstieges als Funktion der Untergrundeigenschaften und der eingeblasenen Luftmenge den Wirkradius eines Einzelbrunnens. Die Dimensionierung anhand von Feldversuchen mit (optischer) Brunnenüberwachung mit einem Mindestumfang von einem Einblas- sowie zwei Monitoringpegeln unter Variation der Förderraten wurde empfohlen. Hier wurde die Ausprägung einer Sekundärwalze als wesentlicher Einflussparameter identifiziert. Die Lokalisierung von Stauertiefe (ggf. mittels Geophysik) und Kontaminationsunterkante sind weitere Schlüsselparameter für die Verfahrensdimensionierung.

Mikrobielle Dimensionierungsparameter umfassen die Erfassung der intrinsischen biologischen Aktivität, die Anwesenheit von limitierenden Milieufaktoren, die Abbaubarkeit (residuale Phase) und -kinetik der Schadstoffe und die Interaktion von Sauerstoffzehrung und Belüftungsreichweite. Hierzu repräsentieren Tests zur Bestimmung der biologischen Atmungsaktivität, Abbauversuche in Flüssigphase und Bodensäulen sowie *in situ* Respirationstests Optionen zur Standortcharakterisierung mit steigendem Aufwand und Aussagekraft.

Auf die Wichtigkeit von Vor- und Pilotversuchen und entsprechende Leitfäden, die im Zuge der Forschungsprojekte INTERLAND und NUTZRAUM entstanden (Literaturverweise sh. unten) wurde hingewiesen.

SANIERUNG EINES DIESELSCHADENS IN SITU DURCH BELÜFTUNG UND NÄHRSTOFFOPTIMIERUNG

(HARTWIG KRAIGER, GWU GEOLOGIE-WASSER-UMWELT GMBH, SALZBURG)

In diesem Vortrag wurde über die Durchführung einer *in situ* Sanierung bei einer Dieselkontamination mittels *Bioventing* über einen Zeitraum von vier Jahren berichtet.

Im Bereich des Bahnhofes Gmunden traten im Jahr 2007 im Zuge eines Verschubunfalles etwa 60.000 kg Diesel aus. Als Sofortmaßnahme erfolgte der Aushub der obersten Bodenhorizonte bis in etwa 3 m Tiefe auf einer Fläche von 1.000 m² und die Entfernung von etwa 10% der ausgetretenen Dieselmenge. Im Zuge der weiterführenden Erkundungsmaßnahmen wurden 30 Kernbohrungen bis 40 m und 3 Grundwasserbrunnen (GW-Flurabstand ca. 65 m, Mächtigkeit 1-3 m) bis 75 m abgeteuft. In einem inneren, höher belasteten Bereich wurden KW-Konzentrationen (gemessen als KW-Index) von 1.650 mg/kg im Bereich bis 5 m, in einem äußeren, geringer belasteten Bereich um 300 mg/kg bis 5 m, darunter um 200 mg/kg festgestellt. Die Kontamination ist vertikal bis 25 m und auf die vadosen Zone begrenzt. Der Untergrund besteht aus nicht näher spezifizierten eiszeitlichen Ablagerungen, zumeist dicht gelagerte Kiese und Sande über neogenem Mergel als GW-Stauer. Basierend auf Kurzpumpversuchen wurde der Durchlässigkeitsbeiwert des Aquifers mit $3 \cdot 10^{-3}$ m/s angegeben.

Vor der Umsetzung der Maßnahme wurden Belüftungs- und Absaugversuche mit zwei 30 m tiefen Belüftungssonden, in einem Abstand von 15 m, durchgeführt. Weiters erfolgten mikrobielle Abbauversuche mit Standortmaterial mit und ohne Nährstoffzugabe sowie in einer mittels Bestrahlung sterilisierten Kontrollprobe. Die Abnahme des KW-Gehaltes wurde nur unter Nährstoffzugabe beobachtet, wobei nach 161 Tagen Inkubationszeit noch etwa 45 % der Kontamination feststellbar waren.

Für die Umsetzung der Sanierung wurden 7 Belüftungspegel und 1 Kontrollpegel errichtet. Die Belüftung erfolgte über zwei bis drei tiefenhorizontierte Belüftungsabschnitte je Pegel. Pro Stunde wurden in Summe 400 m³ Luft volumenkonzentriert mittels 40 Kompressoren eingeblasen. Bodenluftanalysen (O₂, CO₂, KW, Temperatur, relative Luftfeuchte) wurden täglich automatisiert durchgeführt, um eine Kohlenstoffbilanz zu ermöglichen. Die Zugabe von

Nährstoffen erfolgte mittels konventionellem Stickstoff-Phosphor-Kalium-Dünger, welcher oberflächlich vor Niederschlagsereignissen ausgebracht wurde. Die berechneten Wirkstoffmengen für das 1. Jahr beliefen sich auf: Stickstoff 125 g/m², Phosphor und Kalium je 13 g/m², und wurden in den Folgejahren um 25 % reduziert. Im Zuge der Belüftung wurden ein langfristiger Anstieg der Sauerstoff- und eine Abnahme der CO₂-Konzentration beobachtet.

Parallel zur Sanierung wurde basierend auf der Veränderung der Bodenluftzusammensetzung der mikrobielle KW-Umsatz berechnet. Für die obersten Bodenschichten wurde der höchste Abbau berechnet, mit steigender Tiefe ging der Abbau zurück. Berechnungen zufolge wurden ca. 80 % der Kontamination abgebaut. Im Laufe von 4 Betriebsjahren erfolgte der Verbrauch von 600 MWh für den Betrieb der Belüftung und der Kühlung, mit durchschnittlich etwa 13 kWh pro kg entferntem Diesel. Das voraussichtliche Ende der Belüftung wird, bei Erreichen der vorgegebenen Sanierungszielwerte (150 mg/kg TS im Gesamtgehalt, 2 mg/kg im Eluat), mit Herbst 2015 avisiert. Die GW-Beweissicherung wird weitere 5 Jahre fortgeführt.

BERICHT ÜBER DEN EINSATZ UND BETRIEB EINER IN-SITU-MIKROBIOLOGIE AM STANDORT DER ALTLAST N16

(MICHAEL ZORZI UND GERALD LUSCHIN, BUNDESALTLASTENSANIERUNGSGES.M.B.H., WIEN)

In diesem Vortrag wurde über die Durchführung einer *in situ* Sanierung eines Raffineriestandortes mittels einer Kombination aus Funnel & Gate, Hot-Spot Aushub, *Bioventing* und Dotation von Nitrat als alternativem Elektronenakzeptor für die anaerobe MKW-Oxidation berichtet.

Die Altlast N16 - ‚Tuttendorfer Breite‘ mit einer Fläche von 18 ha befindet sich am südlichen Stadtrand von Korneuburg, etwa 0,5 km östlich des Donauufers. Die Grundwasserströmungsrichtung im bis zu 10 m mächtigen, sandig-kiesigen Aquifer wird vom Wasserstand der Donau beeinflusst, und schwenkt bei Hochständen von Nord-Süd nach Ost und Ost-Süd-Ost. Niedrigwasser bewirkt die Exfiltration nach Südwesten. Der Betrieb des Standortes als Raffinerie (1927-1979) und Kriegseinwirkungen manifestieren sich als Mineralölkohlenwasserstoff(MKW)-kontamination in der vadosen und gesättigten Zone (10 cm LNAPL und gelöste MKW). Gegenwärtig wird der Standort gewerblich genutzt.

Neben den konventionellen Sanierungsmaßnahmen, i.e. mittels Funnel & Gate ausgeführte Teilumschließung, Abskimmung von Ölphasen über 8 Sanierungsbrunnen und den Aushub von 8 Hot-Spots wurde zur Dekontamination der ungesättigten Zone und der im Grundwasserschwankungsbereich vorhandenen MKW-Kontaminationen (in der Höhe bis 150.000 mg/kg) eine Kombination aus *Bioventing* und Nitratdotation umgesetzt.

Die Prozessparameter wurden basierend auf den Daten eines on-site Großversuches festgelegt. Hierfür wurde ein Stahlcontainer mit Standortmaterial befüllt, mit mehreren Pegelpaaren ausgerüstet, vor Ort vergraben und im Testbetrieb überwacht. Basierend auf den MKW-Konzentrationsverläufen über 4 Monate Betriebsdauer wurden die Stöchiometrien für den Sauerstoff- und Nitratverbrauch berechnet. Es wurde weniger NaNO₃ und O₂ als stöchiometrisch ermittelt verbraucht (ca. 12 kg NaNO₃ bzw. 7 kg O₂/kg MKW). Dies wurde auf eine nicht vollständige Oxidation der MKW zurückgeführt und mittels Korrekturfaktoren bei der Berechnung der Entfrachtung berücksichtigt.

Das *Bioventing* wurde im Unterdruckverfahren mit mehreren Strangleitungen über 6 Jahre bei einem Luftdurchsatz von 140 bis 210 m³/h durchgeführt. Im Zuge der Nitratdotation wurden circa 21 t NaNO₃ in den

Untergrund eingebracht. In Folge der Beobachtung von Bioclogging der Gates wurde die Dotation jedoch eingestellt.

Die Entfrachtung im Zuge der kombinierten Maßnahmen wurde mit etwa 1.000 t MKW angegeben. Der Großteil (rund 620 t MKW) wurde mittels *Bioventing* entfernt. Weiters wurden bei der Errichtung der Sanierungsbrunnen rund 340 t MKW und über das Abskimmen 50 t MKW entsorgt. Die Nitratdotations wurde mit einer Entfrachtung von lediglich 7t bilanziert.

BIOLOGISCHE SANIERUNG VON LCKW-GRUNDWASSERSCHÄDEN: VON DER MACHBARKEITSSTUDIE ÜBER DIE VERFAHRENSAUSLEGUNG BIS ZU EFFEKTIVEN KONTROLLMECHANISMEN

(STEPHAN HÜTTMANN, SENSATEC GMBH, KIEL)

Basierend auf zahlreichen Standortanalysen wurden die wichtigsten Überlegungen zur effizienten Anwendung von biologischen in situ LCKW-Verfahren, von laborbasierten Vorstudien, molekularbiologischen Analysetools hin zur Verfahrensauslegung und Monitoringparametern, dargelegt und diskutiert.

Zunächst wurde im Rahmen einer Machbarkeitsprüfung biologischer Sanierungsverfahren zwischen aeroben und anaeroben LCKW-Abbauprozessen unterschieden. Insbesondere bei den chlorierten Ethenen sind für einzelne Komponenten sowohl aerobe als auch anaerobe biologische Abbauprozesse grundsätzlich möglich. Es wurde darauf hingewiesen, dass dabei auf keinen Fall davon auszugehen ist, dass alle in der Literatur beschriebenen mikrobiellen Abbauprozesse an jedem Standort auch funktionieren. Daher kann die Frage, auf welche wirksamen Abbauprozesse sich eine Sanierungsstrategie stützen kann, letztlich nur in einer aussagekräftigen Labor- und/oder Felduntersuchung beantwortet werden.

Hingewiesen wurde darauf, dass die Eignung von Wirkstoffen bzw. Wirkstoffkombinationen am jeweiligen Standort, stark von der Intensität ihrer Nutzung durch die standorteigene Mikrobiozönose sowie u. a. auch von geochemischen und hydrogeologischen Rahmenbedingungen abhängig ist. Damit sind schon bei der Auswahl geeigneter Wirkstoffe die mikrobiologischen Erfordernisse mit denen der spezifischen Hydrogeologie und Geochemie am Standort abzustimmen.

Weiters wurde anhand von zahlreichen Standortanalysen aufgezeigt, dass die reduktive Dechlorierung der Komponenten PCE (Tetrachlorethen) und TCE (Trichlorethen) von einer Vielzahl von Mikroorganismen realisiert und in der Regel an jedem Standort auch initiiert werden kann. Dagegen ist der Abbau der wesentlich besser wasserlöslichen und zudem toxischen Komponenten cDCE (*cis*-Dichlorethen) und VC (Vinylchlorid) bisher nur für eine Bakterienart, *Dehalococcoides mccartyi*, bekannt. Wertvolle Hinweise auf das standortspezifische Potenzial zum vollständigen Chlorethen-Abbau lassen sich mit Hilfe von molekularbiologischen Verfahren (qPCR) durch die Quantifizierung von abbauenzymcodierenden Genen gewinnen. Gegebenenfalls ergibt sich auch eine Notwendigkeit, ein mikrobielles Abbaupotenzial durch gezieltes Animpfen mit geeigneten Mikroorganismen mittels Bioaugmentation herzustellen.

Die Verfahrensauslegung an einem Standort findet im Spannungsfeld Hydrogeologie – Geochemie – Geobiologie unter Berücksichtigung komplexer abiotischer und mikrobieller Konkurrenz- und Gleichgewichtsreaktionen statt. Die Kinetik der Substratfermentation unter Wasserstofffreisetzung und die Minimierung wasserstoffzehrender Reaktionen in Konkurrenz zur Reduktiven Dechlorierung stehen einander gegenüber. Die Beurteilung der Effizienz

eines spezifischen Elektronendonors zur Förderung der mikrobiellen Dechlorierung ist in jedem Fall standortspezifisch durchzuführen und gegebenenfalls im Verlaufe einer Sanierung zu adaptieren. Die Donor-Materialkosten im Rahmen einer Sanierung werden mit etwa 10 bis 20% des Sanierungsbudgets veranschlagt. Ergänzende Beurteilungsmöglichkeiten liegen in der Berechnung der Elektronen- bzw. Reduktionsäquivalente, die stöchiometrisch in die Reduktive Dechlorierung einfließen.

Es wird aufgezeigt, dass im Rahmen der Realisierung einer biologischen Sanierungsmaßnahme Kontrollen notwendig sind, die die Wirksamkeit des Verfahrens überwachen. Dabei ist zu prüfen, ob der Wirkstoffeinsatz richtig dimensioniert war und ob die geochemischen Begleitprozesse beherrschbar bleiben und im Hinblick auf die gewünschten biologischen Abbauprozesse auf einem unkritischen, nicht abbauinhibierenden Niveau bleiben. Des Weiteren ist zu kontrollieren, ob die hydraulische Verteilung der ausgewählten Wirkstoffe raumwirksam funktioniert und schließlich die biologischen Abbaumechanismen im Reaktionsraum über den Betrachtungszeitraum stabil ablaufen. Zur Kontrolle all dieser Faktoren stehen unterschiedliche Überwachungsverfahren zur Verfügung, z.B.:

- Schadstoff- und Metabolitenanalytik
- Vor-Ort-Parameter (pH, el. Leitfähigkeit, Sauerstoff, Temperatur, Redoxpotenzial)
- Analyse redoxsensitiver Parameter, wie z.B. Nitrat, Ammonium, Sulfat, Sulfid, Methan, Fe(II), Mn(II)
- Quantifizierung der erwarteten chlorfreien Abbauprodukte Ethen und Ethan
- Analyse der eingesetzten Wirkstoffe
- Einsatz von in-situ-Grundwassersensorik z.B. Redoxpotenzial, Sauerstoff, Leitfähigkeit, pH-Wert, ionenselektive Sensoren (z.B. Sulfat)
- Mikrobiologisches bzw. molekularbiologisches Monitoring (z.B. qPCR für die abbauenzymcodierenden Gene *vcrA/bvcA*; Cosubstratnutzungsprofile)
- Traceranalytik zur Analyse von Wirkstoffdurchbrüchen im Reaktionsraum
- Wasserstandsmessungen im Rahmen von Stichtagsbeprobungen

Diese nicht ausschließliche Liste relevanter Überwachungsparameter reflektiert die unterschiedlichen Prozesse, die im Rahmen biologischer LCKW-Sanierungen betrachtet werden müssen. Grundsätzlich gilt es, die zeitliche Dynamik und räumliche Varianz der Prozesse zu identifizieren, um rechtzeitig Korrekturen in der Bewirtschaftung des biologischen Reaktionsraumes im Grundwasser vornehmen zu können.

AEROB-PRODUKTIVER ABBAU VON CHLORETHENEN – EIN NEUER ABBAUWEG AUCH FÜR TCE

(KATHRIN R. SCHMIDT, DVGW - TECHNOLOGIEZENTRUM WASSER - TZW, KARLSRUHE)

In diesem Vortrag wurde der erstmals beobachtete produktive, auxiliarsubstratfreie Abbau von Trichlorethen (TCE) unter aeroben Bedingungen vorgestellt (Literaturhinweis sh. unten)..

Im Zuge der anaeroben Reduktiven Dechlorierung (RD) von Chlorethenen wird häufig die Anreicherung von toxischeren und mobileren Zwischenprodukten (*cis*-DCE, VC) beobachtet, bevor der Abbau zu unchlorierten Produkten (Ethen, Ethan) und CO₂ von statten geht. Der aerob-produktive Abbau wurde bisher nur für ebendiese Metabolite, mono- und dichlorierte LCKW, beobachtet. Die Nutzung des aeroben, cometabolischen LCKW-Abbaus mittels Ammonium, Acetat oder Methan als Co-Substrat ist für die Grundwassersanierung allerdings mit einem hohen Substrat- und damit Elektronenakzeptorverbrauch verbunden. Die Möglichkeit der Förderung des

produktiven, auxiliarsubstratfreien TCE-Abbaus unter aeroben Bedingungen eröffnet hier neue Horizonte für die Behandlung von mit höher chlorierten Verbindungen belasteten Grundwasserkörpern.

In Grundwassermikrokosmen eines LCKW-kontaminierten Standortes konnte neben dem Abbau von *cis*-DCE und VC unerwarteter Weise auch erstmals der aerob-produktive Abbau von TCE beobachtet werden. Dieser Abbau erfolgte ohne nachweisbares Auxiliarsubstrat bei einem Gehalt an gelöster Organik von 0,6 mg/L unter aeroben Bedingungen. In weiterer Folge konnte der TCE-Abbau bei Sauerstoffkonzentrationen ab 0,5 mg/L in Anreicherungskulturen in chlorid- und organikfreien Medien über längere Zeit reproduziert werden. Die stöchiometrische Freisetzung von Cl⁻ erfolgte ohne Anreicherung von Metaboliten, d.h. als Mineralisierungsprodukt, über einen derzeit unbekanntem Abbauweg. Darüber hinaus weisen Stabilisotopenfraktionierung sowie Biomassezuwachs auf das tatsächliche Ablaufen von metabolischen TCE-Abbauprozessen hin. An mehreren Standorten in Deutschland konnten bereits Hinweise auf ähnliche Prozesse gefunden werden. Derzeit erfolgt die intensive Suche nach den für den produktiven aeroben TCE-Abbau verantwortlichen Mikroorganismen.

Basierend auf einem umfassenden Verständnis der mikrobiellen Transformationsprozesse und der beteiligten Organismen ist die Förderung des aerob-produktiven Abbaus von höherchlorierten Kohlenwasserstoffen im Rahmen von Sanierungsanwendungen denkbar. Diese würden sich durch einen geringeren Elektronendonoreinsatz und der Vermeidung der problematischen Metabolitenbildung (*cis*-DCE, VC) auszeichnen. Entsprechende Versuche zur Einschätzung der Praxistauglichkeit, u.a. mit tiefendifferenzierter Sauerstoffzugabe, sind in Durchführung begriffen.

MIKROBIELLER IN-SITU-ABBAU VON LCKW: MANAGING THE CHALLENGES

(THOMAS HELD, ARCADIS DEUTSCHLAND GMBH, DARMSTADT)

Im abschließenden Vortrag erfolgte eine Gegenüberstellung von Theorie und Praxis in der anaeroben mikrobiellen in-situ LCKW-Sanierung. Häufig angetroffene Frage- und Problemstellungen und realistische Lösungsansätze insbesondere im *Rebound*-Management wurden vorgestellt:

Der Zusatz von Co-Substraten zur Bereitstellung von Reduktionsäquivalenten für die anaerobe reduktive LCKW-Dechlorierung ist die Basis von mikrobiologischen *in situ* Sanierungsverfahren für LCKW. Diese werden im Untergrund unter Wasserstofffreisetzung fermentiert. Die Fermentation des Co-Substrates ist im Allgemeinen mit der Bildung von Lösungsvermittlern (Fettsäuren, Alkohole) im Zuge der acido- und acetogenen Abbaustufen verbunden. Zusätzlich zur bakteriellen Bildung von Biotensiden weisen niedrig chlorierte LCKW-Metabolite einen geringeren Partitionierungskoeffizienten ($\log K_{ow}$ zu 1-Octanol bzw. $\log K_{oc}$ zu organischem Feststoffkohlenstoff) und somit eine geringere Sequestrierungstendenz an hydrophobe Bestandteile der Bodenmatrix auf. Diese und andere Prozesse manifestieren sich in vielen Fällen insbesondere im frühen Verlauf einer Sanierung in einem *Rebound*-Effekt, d.h. einem Anstieg der wässrig gelösten LCKW-Konzentration. Während dies prinzipiell dem Abbau zuträglich ist, da beinahe ausschließlich bioverfügbare, wässrig gelöste Stoffe mikrobiell abgebaut werden können, und durch Mobilisierung das Inventar bodengebundener Stoffe deutlich vermindert wird, stellen Reboundeffekte vom Standpunkt des Standortmanagements eher ein Problem dar.

Die folgenden weiteren häufigen Herausforderungen in der in-situ LCKW-Sanierung wurden vorgestellt:

Betreffend Konkurrenzreaktionen um Elektronendonatoren wurde insbesondere auf das Auftreten von Fe(III) als den zu den LCKW konkurrierenden Elektronenakzeptoren hingewiesen. Das mikrobiell verfügbare Inventar an Fe(III)-Verbindungen im Feststoff wird in der Regel nicht routinemäßig analysiert und stellt somit einen schwer quantifizierbaren Einflussfaktor dar. Nur bei hohen Gehalten an bioverfügbarem Fe(III) wird das RedOx-Milieu über einen vergleichsweise langen Zeitraum bei Fe(III)-reduzierenden-Bedingungen ‚eingefroren‘ und somit ein Absinken in für die reduktive Dechlorierung geeignete Bereiche verhindert. ISCO wurde als alternatives Verfahren für Fe(III)-reiche Standorte genannt.

Die häufig beobachtete Anreicherung von niedrig chlorierten Metaboliten (*cis*-DCE, VC) ist unter anderem in der energetisch unvorteilhaften weiteren reduktiven Dechlorierung unter anaeroben Bedingungen begründet (thermodynamische Limitationen für die vollständige Dechlorierung). So die Umweltparameter in geeigneten Grenzen liegen, kann der Grund hierfür in einer präferentiellen Nutzung der Reduktionsäquivalente bei erhöhtem Wasserstoffpartialdruck für die Methanogenese liegen. Dies kann durch eine Verringerung der DOC-Zufuhr verbessert werden.

Liegen DNAPL-Körper als Pools, Ganglia oder Blobs vor, können diese LCKW über Jahrzehnte in das Grundwasser abgeben. Für eine korrekte Einschätzung der Sanierungsdauer ist das Wissen um deren Ausmaß und Lokalisierung, z.B. basierend auf Direct Push-Membrane Interface Probing (DP-MIP) oder Partitioning Tracer Tests (PTT) unabkömmlich. Die natürliche Rücklösungsdauer (NSZD, *natural source zone depletion*) kann mit forcierten Maßnahmen in der Quellzone und dem Einsatz von Co-Substraten mit Depoteffekt reduziert werden. Relativ gering durchlässige Aquiferbereiche bieten Retentionsraum für NAPL-Körper und erschweren die adäquate Versorgung mit Co-Substraten. Die Lokalisierung dieser Bereiche kann mittels Direct-Push-Methoden erleichtert werden.

Zur Vermeidung der Co-Substratentfernung durch häufigen Brunnenwasseraustausch im Zuge der Entnahme von Monitoringproben kann als Alternative die Gewinnung von Schöpfproben zur Einschätzung von hydrochemischen Parametern angedacht werden. Hier ist zu beachten, dass ein rascher LCKW-Abbau in der Wasserphase innerhalb der Messstelle eine zu niedrige LCKW-Konzentration vortäuscht, während im Aquifer selbst aufgrund des Nachlösens der LCKW die LCKW-Konzentration auf deutlich höherem Niveau verharren.

Als Ausblick wurden Lösungswege zum Management dieser Herausforderungen aufgezeigt. Als **drei Schlüsselemente** einer erfolgreichen Sanierungsstrategie wurden, neben dem umfassenden Verständnis der Standortgegebenheiten, basierend auf hochauflösenden Untergrunddaten, folgende genannt:

- Adaptives Design – flexible, aktuell rückgekoppelte Dimensionierung und Betrieb von Sanierungsanlagen
- Datendisziplin – zeitnahe Auswertung repräsentativer Monitoringdaten
- Entscheidungsfreude – Umsetzung von Nachjustierungsmaßnahmen und Strategieänderungen

DISKUSSION

WESENTLICHE UND BEMERKENSWERTE PUNKTE DER DISKUSSIONEN

Im Zuge der Vorträge wurde herausgearbeitet, dass (i) sich die Erfahrungen zur Umsetzung von biologischen *in situ* Sanierungsverfahren in Österreich fast ausschließlich auf die Schadstoffgruppe der Mineralölkohlenwasserstoffe beschränken, während (ii) in anderen Industrieländern – wie im Zuge des Workshops am Beispiel Deutschland verdeutlicht – ENA-Verfahren auch für LCKW und andere Schadstoffgruppen erfolgreich eingesetzt werden. Die Gründe hierfür sind vielfältig und rekrutieren sich aus den Bereichen rechtliche Rahmenbedingungen – persönliche Expertise der Stakeholder – Erkundungsgrad und Standortverständnis. So haben biologische Verfahren in letzter Zeit zwar eine größere Akzeptanz (z.B. bei mehreren Amtssachverständigen) erlangt, aber die Sicherheit zur Zielerreichung und die Geschwindigkeit mit der mittels biologischer *in-situ* Verfahren die Sanierungsziele erreicht werden können, sind oftmals die limitierenden Faktoren (z.B. für Besitzer oder Verpflichtete).

Die Möglichkeit der wissenschaftlich-technischen Begleitung von Sanierungsprojekten durch ExpertInnen zur Schaffung eines Mehrwertes durch umfassende, fachgerechte Dokumentation und Verbreitung der zentralen Erkenntnisse wurde diskutiert.

Auf die Notwendigkeit eines umfassenden Standortverständnisses als Grundvoraussetzung für die fachgerechte und erfolgreiche Durchführung von ENA-Maßnahmen sowie die Anerkennung der damit verbundenen finanziellen Leistungen wurde mehrfach in der Diskussion hingewiesen. Im Kontext dazu wurde im Rahmen der Diskussion auch empfohlen den Einsatz von Gas-Tracern (z.B. Helium zum Monitoring der Stimulation des MKW-Abbaues) zu nutzen, um zum einen die ablaufenden Prozesse besser nachvollziehen zu können und darauf aufbauend den erreichten Schadstoffabbau belastbarer bilanzieren zu können.

FAZIT FÜR EINE ANWENDUNG IN ÖSTERREICH

Eine ausschließlich mikrobiologische Behandlung der Quelle (Schadstoff in Phase) ist in aller Regel nicht möglich bzw. eine mikrobiologische Sanierung der Abstromfahne dauert mindestens solange, wie eine Quelle vorhanden ist (Stichwort "Ausbluten der Quelle"), da bevorzugt wässrig gelöste Schadstoffe mikrobiell abgebaut werden. Das primäre Potenzial biologischer *In-situ*-Verfahren in Österreich liegt daher aus Sicht des ÖVA insbesondere in der Nachbehandlung von Restkontaminationen nach der weitgehenden Sanierung von Quellen bzw. Hot Spots oder aber in einer abgestimmten Kombination mit Verfahren zur Quellsanierung („Treatment Train“) bzw. zur Fahnenverkürzung. Hierbei haben biologische Verfahren nicht nur in der Sanierung von MKW ihre Berechtigung sondern sollten auch verstärkt bei der Sanierung von LCKW-Schäden berücksichtigt werden.

Unter welchen rechtlichen Rahmenbedingungen eine etwaig erforderliche Einbringung von Stoffen in das Grundwasser möglich ist wurde bereits im Rahmen eines weiteren ÖVA-Workshops dargestellt (ÖVA 2015).

Insgesamt wird empfohlen für zukünftige mikrobiologische Anwendungen in Österreich insbesondere die Methodik der Bilanzierung zu verbessern, da aus den Vorträgen erkennbar war, dass die Abschätzung des MKW-Schadstoffabbaus auf Basis der CO₂-Konzentrationsmessung im abgesaugten Gas nicht eindeutig und oft nicht nachvollziehbar ist. Hierbei sollten insbesondere begleitende Feld- und Laboruntersuchungen, wie z.B. *In-situ*-Respirationstests durchgeführt werden, auf deren Basis Abbauraten und -potentiale ermittelt werden und die

somit eine genauere und nachvollziehbare Bilanzierung des Schadstoffabbaus ermöglichen. Zur Beurteilung der Wirksamkeit, aber auch zur kontinuierlichen Optimierung der Maßnahmen sind diese Methoden mit entsprechenden Auswerteregeln angepasst auf die standortspezifischen Rahmenbedingungen festzulegen, begleitend durchzuführen und jedenfalls auch nachvollziehbar zu dokumentieren.

Gut aufgezeigt hat die Tagung weiters, wie wichtig es ist, auch zwischen geochemischen und mikrobiologischen Prozessen zu trennen, auch um die Verfahren besser verstehen und auslegen zu können.

Sehr wichtig war, dass im Workshop die Möglichkeiten, aber auch Grenzen und Limitierungen von mikrobiologischen In-situ Verfahren aufgezeigt wurden. Wie man Rebound-Effekte technisch verhindern kann, wie man mit diesen umgehen muss oder diese einplant, sollte in der Zukunft noch stärker vertieft werden.

LITERATUR UND WEB-LINKS

Carr, C. S. & Hughes, J. B. 1998. Enrichment of high-rate PCE dechlorination and comparative study of lactate, methanol, and hydrogen as electron donors to sustain activity. *Environmental Science and Technology*, 32, 1817-1824.

Gaza S., Schmidt K. R., Friedrich M., Hansel H., Tiehm A. (2015) Ein neuer aerober biologischer Abbauweg für Trichlorethen: TCE als Wachstumssubstrat. *altlasten spektrum* 05: 174-181.

Hasinger, M., Bogolte, B.T., Soja, G., Todorovic, D., Loibner, A., Scherr, K.E. (2011) Technischer Leitfaden Biologische Sanierung von MKW und PAK in der gesättigten Bodenzone – Selektive Unterstützung von mikrobiologischen Abbauprozessen. Universität für Bodenkultur Wien, Austrian Institute of Technology & Terra Umwelttechnik GmbH, 31p.
http://www.umweltfoerderung.at/uploads/2011_technarbeitshilfe_abbauprozesse2.pdf

Magnuson, J. K., Romine, M. F., Burriss, D. R. & Kingsley, M. T. (2000). Trichloroethene reductive dehalogenase from *Dehalococcoides ethenogenes*: Sequence of *tceA* and substrate range characterization. *Applied and Environmental Microbiology*, 66, 5141-5147.

ÖVA (2015) Nachlesepublikation zum ÖVA-Technologieworkshop "Anwendung chemischer In-situ-Verfahren – (direkte) Einbringung von Stoffen ins Grundwasser" am 20. November 2014 in Wien <http://www.altlastenmanagement.at/home/wp-content/uploads/ÖVA-Nachlesepublikation-002-ISCO-Einbringung-von-Stoffen.pdf>

Philipp, R., Loibner, A., Aichberger, K. (2006) Biologische Sanierung der gesättigten Bodenzone – BioSparging. Terra Umwelttechnik GmbH & Universität für Bodenkultur Wien, 36p

http://www.umweltfoerderung.at/uploads/interland_leitfaden_9_biosparging.pdf

Scherr, KE; Nahold, M; (2011) Handbuch Anaerobe Biologische Sanierung (ABIS) von LCKW-belastetem Grundwasser: Verfahrenstechnische Standortwahl - Projektentwicklung - Qualitätskriterien. Universität für Bodenkultur Wien & Gruppe Umwelt & Technik GmbH, 65p.

http://www.publicconsulting.at/uploads/2011_07_ta_biologische_sanierung_von_lckw_im_grundwasser_boku_gut.pdf

Schmidt, K. R., Gaza, S., Voropaev, A., Ertl, S. & Tiehm, A. 2014. Aerobic biodegradation of trichloroethene without auxiliary substrates. *Water Research*, 59, 112-118.

Autorin: Kerstin E. Brandstätter-Scherr (Stv. Generalsekretärin des ÖVA)

Co-AutorInnen, Diskussion und Fazit: ÖVA-Experten 2013 – 2015

Die Inhalte der Kurzfassungen zu den Einzelvorträgen wurden mit den jeweiligen Vortragenden abgestimmt und durch diese freigegeben. Eine vertiefte Prüfung der dargestellten Ergebnisse erfolgt durch den ÖVA nicht. Der ÖVA sowie die Experten übernehmen keine Verantwortung für Inhalt und Richtigkeit der Nachlese.