

ÖVA-Reports sollen die Akzeptanz und den Einsatz von innovativen Erkundungsmethoden in der Sanierung von kontaminierten Standorten in Österreich unterstützen. Hierzu werden eingereichte Fallbeispiele durch ein Expertengremium des ÖVA ausgewählt und als Sanierungsreports unter www.altlastenmanagement.at der interessierten Öffentlichkeit zur Verfügung gestellt.

Altlastenerkundung mit Hilfe von komponentenspezifischer Isotopenuntersuchung (CSIA)

1. EINLEITUNG

1.1 GRUNDLAGEN

Chemische Elemente können in ihrem Atomkern eine unterschiedliche Anzahl von Neutronen besitzen. Diese Elemente unterschiedlicher Masse werden als Isotope bezeichnet. Isotope können sowohl stabil oder instabil (radioaktiv) sein. In der komponentenspezifischen Isotopenuntersuchung (CSIA; compound specific isotope analysis) von Altlasten werden die stabilen Isotope von den in dem organischen Schadstoff (Komponente) vorkommenden Elementen untersucht.

Am häufigsten wird das in allen organischen Schadstoffen vorkommende Element Kohlenstoff, bzw. das Verhältnis des schweren Kohlenstoffisotops ^{13}C zum leichten Kohlenstoffisotop ^{12}C , untersucht.

Neben dem Kohlenstoffisotopenverhältnis können zur Untersuchung einer Altlast auch die Isotopenverhältnisse von Wasserstoff ($^2\text{H}/^1\text{H}$), Stickstoff ($^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$) und Chlor ($^{37}\text{Cl}/^{35}\text{Cl}$) im Schadstoff gemessen werden.

Das Isotopenverhältnis wird international als Abweichung (δ) in Bezug auf einen Referenzstandard und in Promill ausgedrückt. Für die Kohlenstoffisotope ^{12}C und ^{13}C und dessen Referenzstandard Vienna Pee Dee Belemnite (VPDB) errechnet sich der $\delta^{13}\text{C}$ Wert mit folgender Formel:

$$\delta^{13}\text{C} (\text{‰}) = \left(\frac{{}^{13}\text{C}_{\text{Probe}} / {}^{12}\text{C}_{\text{Probe}}}{{}^{13}\text{C}_{\text{VPDB}} / {}^{12}\text{C}_{\text{VPDB}}} - 1 \right) * 1.000$$

$\delta^{13}\text{C}$ = Kohlenstoffisotopenwert in Promill

${}^{13}\text{C}_{\text{Probe}}$ = Menge der ^{13}C Atome in der Probe

${}^{12}\text{C}_{\text{Probe}}$ = Menge der ^{12}C Atome in der Probe

${}^{13}\text{C}_{\text{VPDB}}$ = Menge der ^{13}C Atome im Referenzstandard VPDB

${}^{12}\text{C}_{\text{VPDB}}$ = Menge der ^{12}C Atome im Referenzstandard VPDB

Man spricht von einem Isotopeneffekt. Die Größe des Isotopeneffekts wird als Isotopenfraktionierung oder Isotopenanreicherung (ϵ) bezeichnet.

1.2 QUALITATIVE BEWERTUNG DES SCHADSTOFFABBAUS

Sobald unterschiedliche Isotope eines Elementes in (bio)chemischen Reaktionen involviert sind, verhalten sie sich unterschiedlich (Isotopeneffekt). Meist ist das schwere Isotop weniger reaktiv und reichert sich im Ausgangsstoff an, wodurch sich der $\delta^{13}\text{C}$ Wert im Schadstoff erhöht. Das Abbauprodukt (Metabolit) hingegen beinhaltet höhere Gehalte an dem leichten Isotop, der $\delta^{13}\text{C}$ Wert ist kleiner als im Schadstoff.

Physikalische Prozesse wie zum Beispiel Verdünnung, Sorption und Verdampfung beeinflussen das Isotopenverhältnis im Schadstoff kaum. Somit kann mit Hilfe der komponentenspezifischen Isotopenuntersuchung bestimmt werden, ob eine beobachtete Abnahme einer Schadstoffkonzentration auf Grund von (bio)chemischen Prozessen (z.B. mikrobieller Abbau) oder durch einen physikalischen Prozess hervorgerufen wurde.

Sofern Isotope von mehreren Elementen eines Schadstoffes gemessen werden, können durch in Bezug setzen der Veränderungen unterschiedliche Isotope zueinander chemische Reaktionen und somit Abbaumechanismen erkundet werden (Elsner 2010).

1.3 QUANTIFIZIERUNG DES SCHADSTOFFABBAUS

Die Veränderung des Isotopenverhältnisses R im Schadstoff steht in Bezug zur abgebauten Menge (Rayleigh Gleichung):

$$\frac{R}{R_0} = \left(\frac{c}{c_0}\right)^\varepsilon$$

R = Isotopenverhältnis nach einem Abbau
R₀ = Isotopenverhältnis des Ausgangsstoffes
ε = Anreicherungsfaktor
c = Konzentration nach einem Abbau
c₀ = Ausgangskonzentration

Der Anreicherungsfaktor (ε) ist ein Maß für Größe des Isotopeneffekts.

Die Rayleigh Gleichung wird bei der Verwendung des δ¹³C Wertes vereinfacht dargestellt:

$$\delta^{13}C = \delta^{13}C_0 + \varepsilon * \ln\left(\frac{c}{c_0}\right)$$

δ¹³C₀ = Isotopenwert des Ausgangsstoffes
δ¹³C = Isotopenwert nach einem Abbau

Anhand dieser Gleichung gelingt es den Schadstoffabbau zu quantifizieren. Hierfür ist aber zu beachten, dass der Anreicherungsfaktor standort- und schadstoffabhängig ist. Für eine Abschätzung des Abbaus kann es ausreichen Anreicherungsfaktoren aus der Literatur zu verwenden (Hunkeler et al. 2008).

Für eine genauere Quantifizierung der abgebauten Schadstoffmenge muss der Anreicherungsfaktor für die spezifische Altlast ermittelt werden. Dabei wird Sediment und Grundwasser im Labor mit dem Schadstoff inkubiert und die Veränderung der Konzentration und des δ¹³C Wert gemessen. Daraus kann der Anreicherungsfaktor für den Standort (und den spezifischen Schadstoff) bestimmt werden.

1.4 HERKUNFT DES SCHADSTOFFES

Aufgrund unterschiedlicher Herstellungsprozesse und Rohstoffe können sich Schadstoffe der gleichen Molekülstruktur in ihrer Isotopie (Anteile verschiedener Isotope) unterscheiden. Sofern mehrere Verursacher bei einem Schadstoff vermutet werden, kann anhand der Isotopie der Schadstoff einer Quelle zugeordnet werden – vorausgesetzt die Schadstoffisotopien der unterschiedlichen Quellen unterscheiden sich. Gleiche

Isotopie bedeutet jedoch nicht notwendigerweise das Vorhandensein von nur einer Schadstoffquelle.

Des Weiteren muss das Identifizieren unterschiedlicher Schadstoffquellen immer unter Berücksichtigen einer möglichen Veränderung des Isotopenverhältnisses durch (bio)chemischen Abbau erfolgen.

1.5 WEITERFÜHRENDE LITERATUR

Eine umfangreiche Zusammenfassung bezüglich der Anwendung komponentenspezifischer Isotopenanalytik in der Altlastensanierung erstellte 2008 die Umweltbehörde der USA (Environmental Protection Agency, 2008). Für Grundlagen bezüglich Isotopenanwendungen im Altlastenbereich ist das Buch „Environmental Isotopes in Biodegradation and Bioremediation“ (Aelion et al. 2010) zu empfehlen.

2. FALLBEISPIEL - ALTLAST „PUTZEREI LENGAUER“

Die Angaben zur Standorthistorie, Geologie, Hydrologie und des Kontaminationsbild wurden aus dem Altlastenatlas, Altlast O43 „Putzerei Lengauer“, des Umweltbundesamtes (Umweltbundesamt, 1999) und dem Bericht der BundesaltlastensanierungsGes.m.b.H. (Projektvorschlag, Oktober 2015) zusammengestellt.

2.1 STANDORTBESCHREIBUNG

2.1.1 STANDORTHISTORIE

Die Altlast O43 „Putzerei Lengauer“ liegt im Zentrum der Marktgemeinde Schwertberg. Das Umfeld der Altlast ist dicht verbaut. Die kontaminierte Fläche beträgt 700 m² und die Oberfläche ist vollständig bebaut bzw. befestigt. Die Putzerei wurde zwischen 1969 und 1993 betrieben. Mit dem Abwasser der Putzerei gelangte im Zeitraum von 1969 bis 1978 das Lösungsmittel Tetrachlorethen in die Kanalisation und von dort in den Untergrund.

2.1.2 GEOLOGIE

Die Altlast befindet sich am südlichen Rand der Böhmisches Masse des oberen Mühlviertels auf einem Schuttfächer der Aist. Die obersten Schichten bestehen aus anthropogenen Anschüttungen. 1,5 m bis 3,0 m unter Geländeoberkante befinden sich Schluffe,

Feinsande und untergeordnet schluffige Tone (Aulehme), die von quartären, sandigen Kiesen (Aistschotter) mit Sandlinsen unterlagert sind.

Ab einer Tiefe von 7 - 8 m bis ca. 12 m befinden sich mitteldichte bis dicht gelagerte Kiese und Sande (Granitsande). Das Ausgangsgestein ist Granit (Mauthausener Granit) mit einer 1 - 2 m mächtigen Verwitterungsschicht (Granitgrus).

2.1.3 HYDROGEOLOGIE

Die Aulehme sind eine wenig durchlässige Deckschicht, die bei höheren Wasserständen leicht eingestaut sind. Die darunter liegenden Sande und Kiese bilden den Porengrundwasserleiter. Der Aistschotter besitzt eine tiefengemittelte Durchlässigkeit von $4 \cdot 10^{-4}$ m/s und der darunter liegender Granitsand eine Durchlässigkeit von $1 \cdot 10^{-4}$ m/s. Im darunterliegenden verwitterten und wenig geklüfteten Granit sind geringe Durchlässigkeiten zu erwarten.

Der gemittelte K_f -Wert für das Gebiet wurde mit Hilfe eines Grundwassermodells (Modflow V 8.0.40.) mit $1 \cdot 10^{-4}$ m/s bei einer angenommenen effektiven Porosität von 0,2 abgeleitet. Kalibriert wurde das Modell mit Hilfe der gemessenen Grundwasserspiegel und des Oberflächenwasserspiegels der Aist. Im Umfeld der Altlast beträgt der mittlere Flurabstand des Grundwassers 3 m.

Die Grundwasserströmungsrichtung ist im Bereich der Schadstofffahne nach Süden (parallel zur Aist) gerichtet und weist ein mittleres Gefälle von 5 ‰ auf (Abbildung 1). Der Oberflächenwasserspiegel der Aist befindet sich 0,5 bis 2 m über der Grundwasseroberfläche, wodurch es zu einer ständigen Infiltration von Oberflächenwasser in den Grundwasserkörper kommt. Die Durchlässigkeit des Aquifers nimmt im Abstrom der Altlast zu (280 m vom Schadensherd: $2 \cdot 10^{-3}$ m/s).

2.1.4 SCHADENSILD | KONTAMINATION

Im Rahmen der Detailerkundung der Altlast durch die „BundesaltlastensanierungsGes.m.b.H.“ (BALSA) wurden zwei Hot Spots mit Belastungen des Feststoffes

von bis zu 375 mg/kg LHKW (Summe leicht flüchtiger Kohlenwasserstoffe) im Innenhof der Putzerei in der Nähe des Abwasserkanals in einer Tiefe von 1,5 bis 3,0 m und von bis zu 1.000 mg/kg LHKW in der Nähe des Kanalschachts der Putzerei am Marktplatz in einer Tiefe von 3,0 bis 5,0 m festgestellt.

Der Hauptanteil der LHKW stellt Tetrachlorethen (PCE) dar. Zusätzlich wurden auch Trichlorethen (TCE), cis-1,2 Dichlorethen (cis-DCE), trans-1,2 Dichlorethen (trans-DCE) und Vinylchlorid (VC) nachgewiesen. Bei durchgeführten Bodenluftuntersuchungen wurden die höchsten Werte (bis 8.000 mg/m³ LHKW) über dem Hot Spot im Innenhof der Putzerei festgestellt.

Durchgeführte Direct-Push-Grundwassersondierungen erlauben eine tiefengestaffelte Erfassung des Schadensbildes in der gesättigten Zone. Es zeigt sich, dass die LHKW Fahne von dem tiefer liegenden Hot Spot am Marktplatz entlang der Bahnhofstraße in einer Tiefe von 3 – 4 m nach Süden (entsprechend der Grundwasserfließrichtung) zieht.

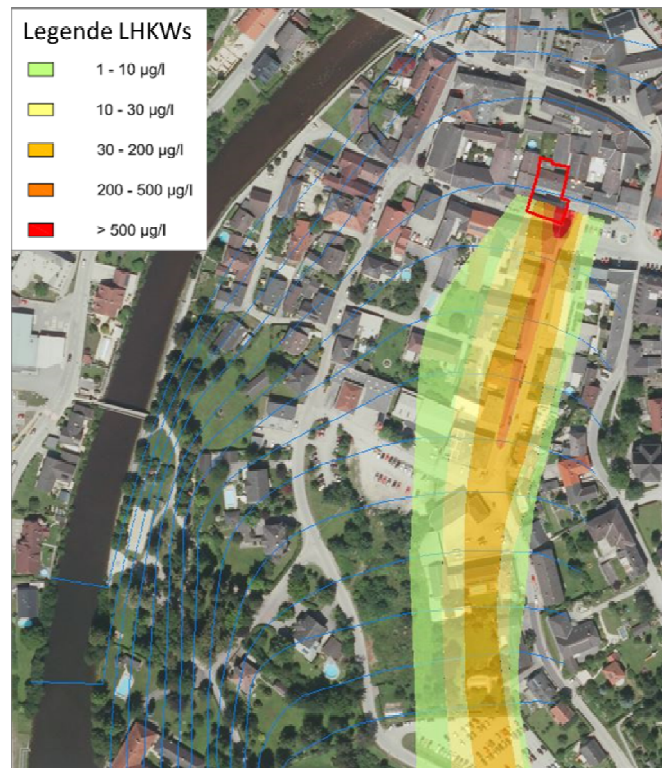


Abbildung 1: Grundwasserschichten- und Konzentrationsplan der LHKW-Belastung des Grundwassers in der Tiefe von 3 - 7 m im Mai 2014 (BALSA)

Entsprechend zieht sich auch die Schadstofffahne nach Süden mit weit höheren Gehalten von LHKW in den seicht (3 – 7 m) ausgebauten Grundwassermessstellen im Vergleich zu den tief ausgebauten Grundwassermessstellen (8 – 12 m) (Abbildung 1). Wie schon bei der Feststoffbeprobung stellte auch im Grundwasser PCE den Hauptanteil der LHKW dar.

2.2 ISTOPENUNTERSUCHUNGEN

Im Februar und Mai 2014 wurden zwei Beprobungskampagnen zur komponentenspezifischen Isotopenuntersuchung der Altlast O43 durchgeführt. Ziel war es den natürlichen Abbau von PCE mittels CSIA nachzuweisen. Dafür wurden Sedimentproben für Laborversuche zur Bestimmung des Isotopenanreicherungsfaktors gewonnen. Der Isotopenanreicherungsfaktor wurde zur Interpretation der Isotopenwerte verwendet. Die Konzentrationen von PCE im Grundwasser des Quellbereiches bewegen sich um 1.200 µg/l. Die schmale Schadstofffahne erstreckt sich über eine Länge von ca. 350 m.

Der $\delta^{13}\text{C}$ -Wert für PCE im Quellbereich liegt bei -26,7 ‰. Die $\delta^{13}\text{C}$ -Werte für PCE schwanken entlang der Fahne zwischen -27,6 ‰ und -24,2 ‰. Innerhalb der Schadstofffahne wurden in einigen wenigen Grundwassermessstellen auch die PCE-Abbauprodukte, TCE und cis-DCE, identifiziert. Die maximalen Konzentrationen von TCE und cis-DCE lagen bei 22 µg/l und 41 µg/l. Die $\delta^{13}\text{C}$ -Werte von TCE und cis-DCE lagen in den Bereichen von -29,0 ‰ bis -27,2 ‰, bzw. -34,9 ‰ bis -21,4 ‰.

Der Anstieg des δ -Wertes für PCE und die Anwesenheit der Abbauprodukte bestätigen einen mikrobiellen Abbau von PCE. Die hohen Schwankungen der Konzentrationen und $\delta^{13}\text{C}$ -Werte verdeutlichen, dass der mikrobielle Abbau punktuell stark schwankt und sich in unterschiedlichen Stadien der sukzessiven Dechlorierung von PCE befindet.

Mit Hilfe des Isotopenwertes der Metabolite kann auch eruiert werden, ob Metabolite akkumulieren. So

zeigen sich in den Grundwassermessstellen G46 und G47 (50 m von der Quelle entfernt) $\delta^{13}\text{C}$ -Werte von TCE und cis-DCE, die geringer sind als der $\delta^{13}\text{C}$ -Wert des PCE, d.h. hier werden die Metabolite TCE und cis-DCE auch weiter abgebaut. Im Gegensatz dazu zeigen die weiter entfernten Grundwassermessstellen (G68 und G59) geringe $\delta^{13}\text{C}$ -Werte des Abbauprodukts cis-DCE, was auf einen verlangsamten Abbau von cis-DCE hinweist.

Ähnlich wie die Schadstoffkonzentrationen und deren $\delta^{13}\text{C}$ -Werte, fluktuierten auch die während der Beprobungskampagne im Jahr 2014 gemessenen chemisch-physikalischen Parameter Temperatur, elektrische Leitfähigkeit, Redoxpotential und gelöster Sauerstoffgehalt innerhalb des Fahnenbereichs stark (Temperatur: +6,2 °C bis +13,2 °C; Leitfähigkeit: 210 µS/cm bis 1.150 µS/cm; Redox: -60 mV bis +200 mV; $\text{O}_2(\text{g})$: 0,04 mg/l bis 8,64 mg/l). Der pH-Wert war mit ca. 6,7 konstant.

In Bezug auf die Eignung des Standortes für mikrobiellen Schadstoffabbau wird angemerkt, dass in jenen Grundwassermessstellen, in denen cis-DCE gefunden wurde, der gelöste organische Kohlenstoffgehalt (3,9 mg/l), Ammonium (4,53 mg/l) und Nitrite (0,43 mg/l) deutlich erhöht waren und die hydrogeologischen Parameter einen anaeroben Schwebstoffabbau erlauben würden. Das Auffinden dieser erhöhten Parameter bekräftigt neben den Isotopendaten und Metabolitenkonzentrationen eine mikrobielle Abbauproduktivität.

Die genauen Schadstoff- und $\delta^{13}\text{C}$ -Wertverteilungen sind der Abbildung 2 zu entnehmen, wobei nur jene Grundwassermessstellen dargestellt wurden, die Metaboliten aufwiesen. Insgesamt wurden 81 GW-Messstellen im vermuteten Einflussbereich der Altlast beprobt.

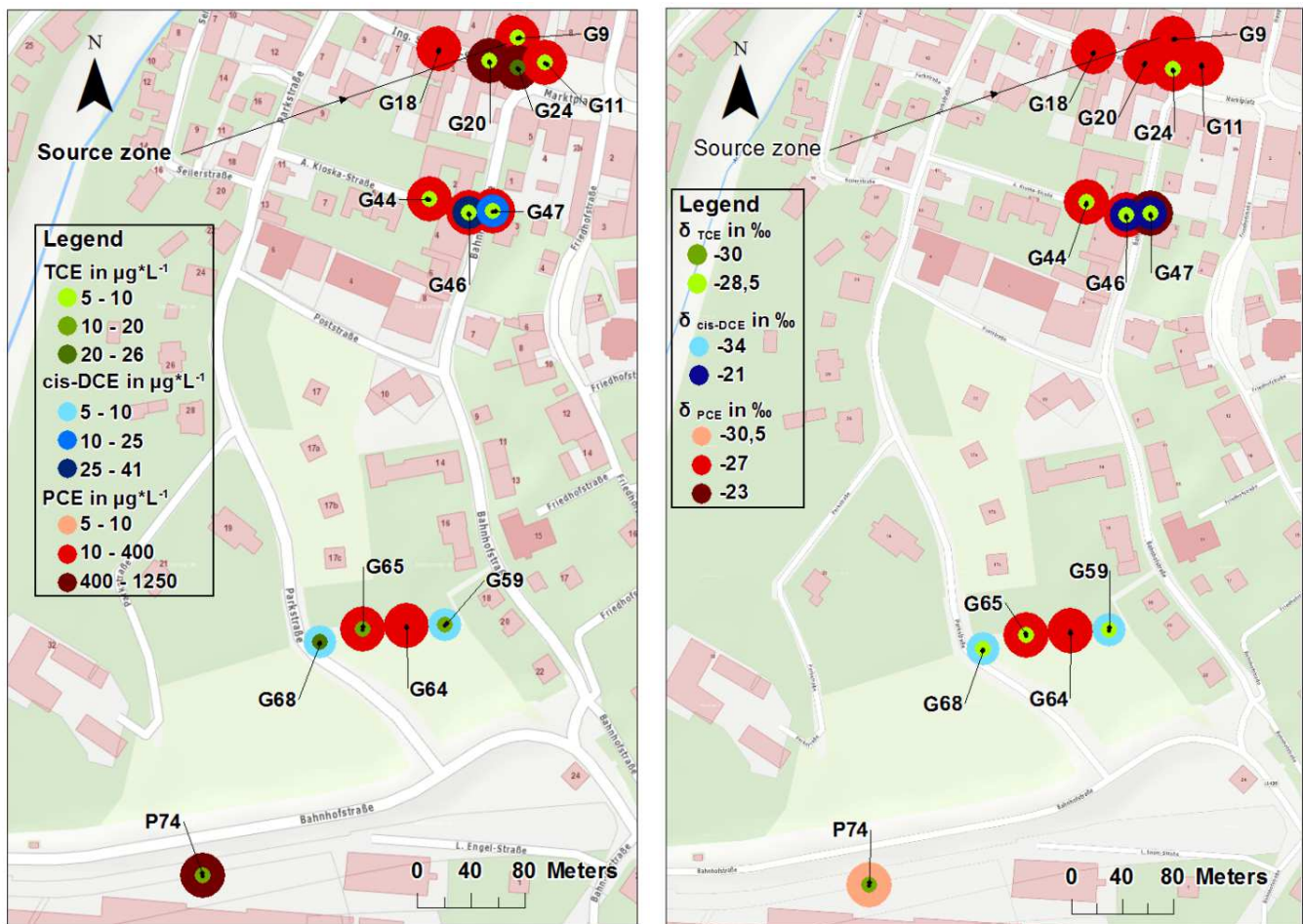


Abbildung 2: Schadstoffkonzentration und $\delta^{13}\text{C}$ Werte in den seicht (3 – 7 m) ausgebauten Grundwassermessstellen (Februar und Mai 2014); Ausnahme: G65 (tief ausgebaute Grundwassermessstelle)

Der $\delta^{13}\text{C}$ -Wert der Grundwasserstelle P74 lässt vermuten, dass neben der Schadstoffquelle, ausgehend von der ehemaligen Putzerei Lengauer, eine weitere PCE-Schadstoffquelle vorhanden ist. Grundwassermessstelle P74 hatte eine PCE-Konzentration von ca. 470 $\mu\text{g}/\text{l}$ sowie eine TCE-Konzentration von 10 $\mu\text{g}/\text{l}$. P74 kann von der Altlast O43 abgegrenzt werden kann, da der $\delta^{13}\text{C}$ -Wert bei -31,0 ‰ (PCE) lag.

Im Oktober 2015 wurden in Anlehnung an die Probenahme von Februar und Mai 2014 jene Grundwassermessstelle erneut beprobt, welche eindeutige Indizien für mikrobiellen Schadstoffabbau zeigten.

Die Beprobung hatte zum Ziel die aktuelle mikrobielle Aktivität in ausgewählten Grundwassermessstellen zu evaluieren.

Die Ergebnisse aus dieser Beprobungskampagne von Oktober 2015 (Abbildung 3) zeigen, dass die PCE Konzentration entlang der Fahne (Grundwassermessstellen G46, G64 und G65) im Vergleich zur Probenahme 2014 um 54 - 76 % reduziert sind und der $\delta^{13}\text{C}$ -Wert angestiegen ist, was auf eine erhöhte mikrobielle Aktivität hinweist.

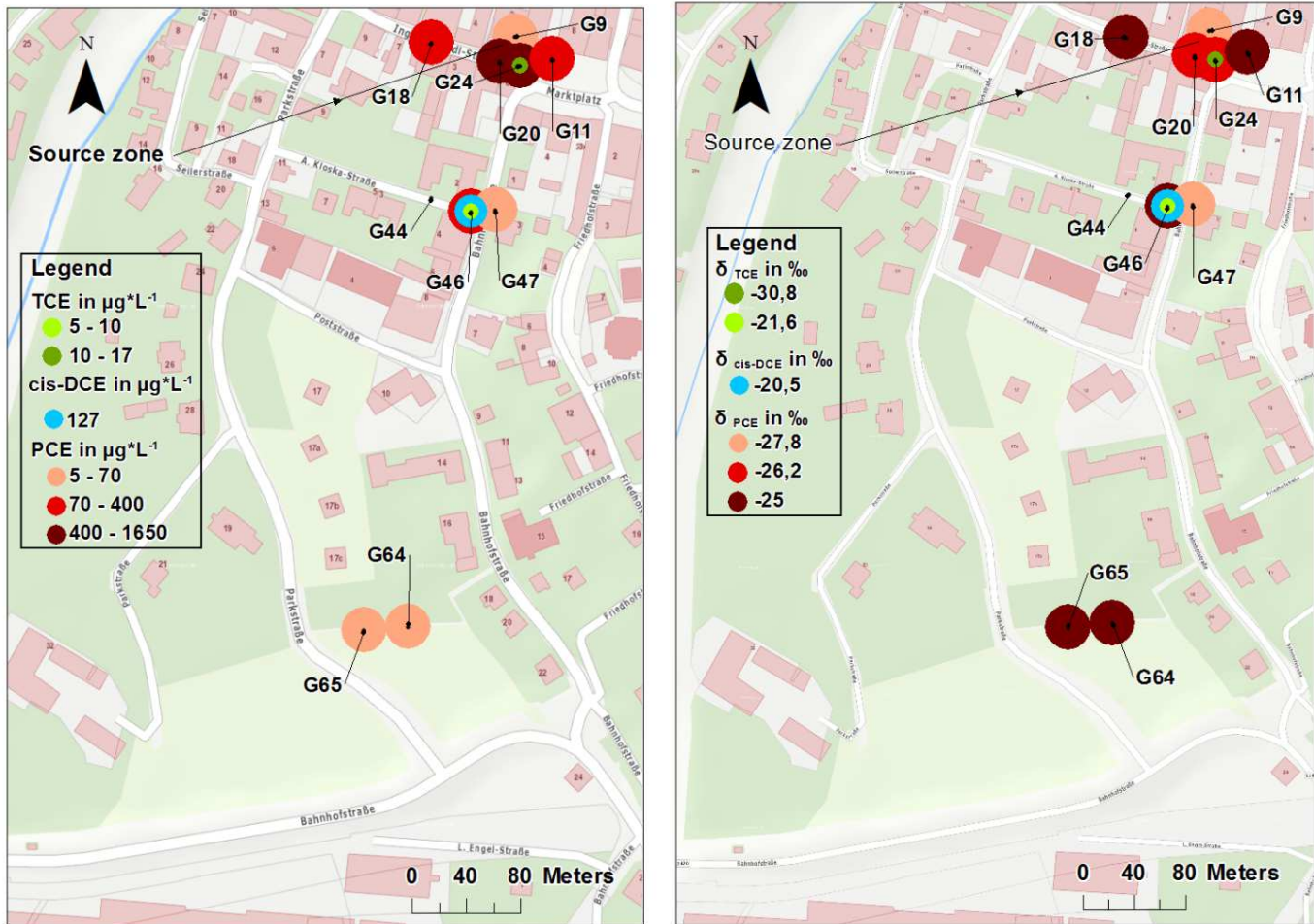


Abbildung 3: Schadstoffkonzentration und $\delta^{13}\text{C}$ Werte in den seicht (3 – 7 m) ausgebauten Grundwassermessstellen (Oktober 2015). Ausnahme: G65 und G9 (tief ausgebaute Grundwassermessstellen)

In der Grundwassermessstelle G47 hingegen kam der mikrobielle PCE Abbau zum Erliegen oder wurde zumindest massiv verringert. Dies konnte mit Hilfe der Isotopenmessung nachgewiesen werden. Gehaltsmessungen zeigten verringerte PCE Konzentrationen.

Im Labor wurden die Isotopenanreicherungsfaktoren ermittelt. Dafür wurden Sedimentproben aus den Bohrungen zur Errichtung der Grundwassermessstellen mit PCE inkubiert. Deren Abbau brachte jeweils zwei reproduzierbare Anreicherungsfaktoren (ϵ -Werte) für PCE (-1,2 ‰; -6,4 ‰) und cis-DCE (-28,2 ‰; -15,4 ‰) sowie einen ϵ -Wert für TCE (-6,0 ‰).

Zusammenfassend konnte mit Hilfe der Isotopenuntersuchungen der mikrobielle Abbau von PCE und seiner Metaboliten qualifiziert und ihrer auf dieser Altlast sowohl zeitlich als auch örtlich heterogenen Ausprägung beschrieben werden.

Des Weiteren wurden mit Hilfe der Isotopenmessungen 2014 Hinweise auf eine zusätzliche Schadstoffquelle (P74) gefunden.

Die im Labor ermittelten Anreicherungsfaktoren können verwendet werden, um den Abbau zu quantifizieren.

3. STÄRKEN UND SCHWÄCHEN DER KOMPONENTENSPEZIFISCHEN ISOTOPENUNTERSUCHUNG

Mit CSIA können unterschiedliche Schadstoffquellen identifiziert werden, sofern sich die Ausgangsisotopensignatur der Schadstoffquellen unterscheiden und der Unterschied nicht durch Fraktionierungsprozesse (z.B. biochemischer Abbau) erklärbar ist. Dies trifft immer dann zu, wenn die Isotopensignatur in der Fahne signifikant niedriger ist als in der Quelle. Bei homogenen hydraulischen Bedingungen reicht meist wenn der Isotopenwert niedriger ist als die umgebenden Isotopenwerte um die Anwesenheit einer weiteren Schadstoffquelle zu indizieren.

CSIA ist die einzige Möglichkeit chemischen oder biologischen Schadstoffabbau direkt am Ausgangsschadstoff nachzuweisen und zu quantifizieren.

Die Quantifizierung des Schadstoffabbaus setzt eine Kenntnis des Anreicherungsfaktors ϵ voraus. Das Wissen über Anreicherungsfaktoren bei unterschiedlichen Abbauprozessen und deren Beeinflussung durch Umweltfaktoren ist teilweise vorhanden, meist aber in unterschiedlichsten wissenschaftlichen Artikeln publiziert und für Anwender schwer zugänglich. Laufend werden neue Erkenntnisse bezüglich Isotopenanreicherung in Schadstoffen publiziert.

Mit der Größe des Schadstoffmoleküls, genauer gesagt mit der Anzahl der Atome pro Molekül des gemessenen Elementes, verringert sich der beobachtete Anreicherungsfaktor. Sobald der beobachtete Anreicherungsfaktor geringer als die Messunsicherheit ist, kann keine Fraktionierung nachgewiesen werden.

Die Fraktionierung und der Anreicherungsfaktor sind abhängig vom Schadstoff und seiner Molekülgröße, der chemischen Abbaureaktion und den Umweltbedingungen.

Folglich werden Isotopenmessungen zum direkten Nachweis eines mikrobiellen Abbaus meist an kleinen und flüchtigen Schadstoffmolekülen wie z.B. chlorierten Ethenen und Benzolen (PCE, TCE, cis-DCE, VC, HCB), monoaromatischen Kohlenwasserstoffen

(BTEX), aliphatischen Kohlenwasserstoffen ($< C_8$) und Zusätzen von Treibstoffen (MTBE, ETBE) durchgeführt.

Die Bestimmungsgrenze hängt von der Gerätekonstellation ab. Für eine erfolgreiche Messung der Kohlenstoffisotopie müssen mindestens 10 ng Kohlenstoff von jedem Analyten injiziert werden. Das heißt bei einer Gerätekonstellation mit vorgeschalteter Aufkonzentrationseinheit (Prüge & Trap) in der die Analyten aus 10 ml Wasser ausgetrieben werden können, liegt die Nachweisgrenze von Trichlorethen bei 5 $\mu\text{g/l}$.

4. KOSTEN

Die Analytikskosten sind im Vergleich zu gängigen Konzentrationsmessungen relativ hoch, da teure Geräte (Isotopenverhältnis-Massenspektrometer gekoppelt mit einem Gaschromatographen und häufig einer Aufkonzentrationseinheit (P&T-GC-IRMS)), sowie spezifisches analytisches Know-how notwendig sind. Pro Grundwasserprobe muss für die Messung eines Isotops (C, N oder H) und einer Komponente mit Kosten von 100 € bis 300 € gerechnet werden.

Neben den Analytikskosten, fallen insbesondere die Kosten zur Interpretation der Isotopendaten ins Gewicht. Hierfür ist neben der Beschreibung des Schadenbildes eine geologische, hydrologische und hydrochemische Charakterisierung der Altlast Grundvoraussetzung.

5. ABSCHLIEßENDE BEWERTUNG

5.1 BUNDESALTLASTENSANIERUNGSGES.M.B.H

Die Isotopenuntersuchungen am Standort O43 „Putzerei Lengauer“ bestätigten, dass entlang der Schadstofffahne ein biochemischer Abbau von PCE und seinen Abbauprodukten stattfand.

5.2 EXPERTEN-PANEL DER „TECHNOLOGIEPLATTFORM“

Die CSIA ist eine Möglichkeit, im Bereich von mit LHKW, BTEX, MTBE und ETBE kontaminierten Standorten den biologischen Abbau der Schadstoffe nachzuweisen.

Die Fähigkeit (bio)chemische von physikalischen Prozessen in situ unterscheiden zu können, macht das Verfahren sehr wertvoll.

Im Vorfeld der Sanierungsplanung kann über diesen Nachweis die Wirksamkeit einer In-situ-Sanierung, die sich den biologischen Abbau zu Nutze macht bzw. forciert, untersucht werden. Im Zuge einer Sanierung können mit Hilfe der CSIA Informationen gewonnen werden, die die Steuerung der Sanierungsmaßnahmen bzw. eine begleitende Überprüfung des Verlaufes und des Erfolges verbessern können.

Die Differenzierung von Schadstoffquellen und auch die Quantifizierung des Schadstoffabbaus sind weitere Anwendungsmöglichkeiten.

Auch wenn die zusätzliche Analytik und deren Interpretation einen vermehrten Aufwand im Vorfeld bzw. während der Altlastensanierungen bedeuten, so können die zusätzlichen Informationen betreffend die Schadstoffquelle, den biologischen Abbau sowie die Möglichkeit einer aktiven Steuerung der biologischen Sanierungsmaßnahmen diesen Mehraufwand durchaus rechtfertigen.

LITERATUR

Aelion C.M., Höhener P., Hunkeler D. und Aravena (2010) Environmental Isotopes in Biodegradation and Bioremediation. CRC Press, Danvers (MA), USA.

BundesaltlastensanierungsGes.m.b.H (2015) Projektvorschlag. Altlast O43 „Putzerei Lengauer“ Schwertberg, Oberösterreich. Oktober 2015.

Elsner M. (2010) Stable isotope fractionation to investigate natural transformation mechanisms of organic contaminants: principles, prospects and limitations. Journal of Environmental Monitoring, 12, 2005-2031.

Hunkeler D., Meckenstock R.U., Sherwood Lolla B., Schmidt T.C. und Wilson J.T. (2008) A Guide for Assessing Biodegradation and Source Identification of Organic Ground Water Contaminants using Compound Specific Isotope Analysis (CSIA) EPA 600/R-08/148, Office of Research and Development National Risk Management Research Laboratory, Ada (OK), USA. <http://nepis.epa.gov/Adobe/PDF/P1002VAI.pdf>

Umweltbundesamt (1999) Altlast O 43 Putzerei Lengauer, Oktober 1999. <http://www.umweltbundesamt.at/umweltsituation/altlasten/verzeichnisse/altlasten3/oberoester-reich1/o43/> (03.12.2015).

Dieser Erkundungstechnologiereport wurde von **Priv. Doz. Mag. Dr. Andrea Watzinger** und **Dipl.Ing. Simon Leitner** (AIT – Austrian Institute of Technology GmbH) verfasst, welche für den Inhalt des Reports und die Richtigkeit der Ausführungen alleinig verantwortlich sind. Ihnen obliegt auch die Verantwortung für die Freigabe der Inhalte zur Veröffentlichung. Seitens des ÖVA wurde eine Plausibilitätsprüfung des Reports vorgenommen. Eine vertiefte Prüfung oder Verifizierung der dargestellten Ergebnisse erfolgt durch den ÖVA nicht. Der ÖVA sowie die in die Prüfung involvierten Experten übernehmen keine Verantwortung für Inhalt und Richtigkeit des Reports.