Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie

HESSEN

Fortbildung im Umweltsektor

Seminar

Altlasten und Schadensfälle 2021

– Neue Entwicklungen –

Oberursel, 29. und 30. Juni 2021

HLNUG

Für eine lebenswerte Zukunft

Impressum

Herausgeber:
Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie
Rheingaustraße 186
65203 Wiesbaden
Tel.: 0611-6939-0
Fax: 0611-6939-555
E-Mail: poststelle@hlnug.hessen.de

Bildnachweis Titelbild:
Denkmalamt Stadt Frankfurt am Main, Nr. 478

www.hlnug.de

Der Herausgeber übernimmt keine Gewähr für die Richtigkeit, Genauigkeit und Vollständigkeit der Angaben sowie für die Beachtung privater Rechte Dritter.

Seminar Altlasten und Schadensfälle
29./30. Juni 2021

Stadthalle, Oberursel (Hybridveranstaltung)

Zeit	29. Juni 2021	Seite
ab 9:30	Einwahl für Online-Teilnehmende	
10:00	**Begrüßung und Einführung** Matthias Adam; Volker Zeisberger, HLNUG **Grußwort** Prof. Dr. Thomas Schmid, HLNUG	
10:20	**Vorsorgender Bodenschutz, Bodenschutzrecht, Altlasten – Neues aus dem Ministerium** Dr. Jörg Martin, HMUKLV	
11:20	Kaffeepause	
11:40	**In-situ Altlastensanierung im dicht bebauten innerörtlichen Bereich – Erkenntnisse und Empfehlungen** Dr. Volker Schrenk, CDM Smith; Oliver Trötschler, VEGAS	5
12:15	**CKW-Sanierung Kreck in Haiger** Dieter Riemann, HIM ASG	19
12:50	Mittagspause	
14:20	**Hochauflösende Schadenserkundung in Koppelung mit intelligenter Injektionsstrategie neuer Wirkstoffe zur Elimination von Grundwasserschäden** Dr. Stephan Hüttmann; Mark Zittwitz, Sensatec GmbH	23
14:55	**Airsparging unter schwierigen geologischen Bedingungen** Heinz Meier; Dr. Stefan Bucher, Z-Design	25
15:30	Kaffeepause	
15:50	**Sauerstoffwände** Dr. Karsten Menschner, CDM Smith	32
16:30	Ende des ersten Seminartages	
17:00	Erfahrungsaustausch/Stadtführung Oberursel	

Zeit	30. Juni 2021	Seite
ab 9:30	Einwahl für Online-Teilnehmende	
10:00	**Der Einfluss von Bodenparametern auf die orale Resorptionsverfügbarkeit (DIN 19738)** Julian Heinze, CDM Smith	37
10:35	**Fallbeispiel: Abschätzung des Schadstoffinventars eines LHKW-Schadens** Alina Weißer, HPC AG	43
11:10	Kaffeepause	
11:30	**Einsatz kolloidaler Aktivkohlen - Sicherung von PFC Fahnen** Dr. Julian Bosch, INTRAPORE GmbH	48
12:05	**PFC-Leitfäden des UBA und BMU** Volker Zeisberger, HLNUG	52
12:30	Mittagspause	
14:00	**Qualitätssicherung bei der Bodenprobennahme** Dr. Thorsten Spirgath, SpiCon GmbH	60
14:35	**Einsatz- und Qualitätsanforderungen an die Durchführung von in-situ Grundwasser-Fließmessungen** Dr. Marc Schöttler, Phrealog	62
15:10	**Schlusswort** Matthias Adam; Volker Zeisberger, HLNUG	
15:20	Ende des Seminars	

Seminarleitung: Matthias Adam, Volker Zeisberger, HLNUG, 0611 / 6939-710, -748

In-situ Altlastensanierung im dicht bebauten innerörtlichen Bereich – Erkenntnisse und Empfehlungen

Dr. Volker Schrenk, CDM Smith Consult GmbH, Bickenbach
Oliver Trötschler, VEGAS – Universität Stuttgart
Michael Wolf, Regierungspräsidium Darmstadt, Wiesbaden
Bernd Strobehn, Jens Gessner, Magistrat der Stadt Oberursel

1 Standortbeschreibung und kurze Zusammenfassung des Falls

In Oberursel (Taunus) wurde in den 1950er Jahren bis Mitte der 1970er Jahre in der Altstadt ein chemischer Betrieb zur Destillation von Lösemitteln betrieben. Aus dieser Nutzung stammen Verunreinigungen des Bodens und des Grundwassers mit leichtflüchtigen halogenierten Kohlenwasserstoffen (LHKW). Schätzungen gingen von mehreren Tonnen LHKW im Untergrund aus.

Die Belastungen des Untergrunds haben dazu geführt, dass in den Gebäuden auf und um diese Fläche LHKW-Belastungen in der Raumluft oberhalb von entsprechenden Grenzwerten auftraten. Die Stadt Oberursel erwarb im Zuge der Altstadtsanierung in den 1980er Jahren das Grundstück und wurde damit als Zustandsstörer nach BBodSchG Sanierungspflichtiger, da die ursprünglichen Eigentümer des chemischen Betriebes nicht mehr greifbar waren.

Nach umfangreichen Vorerkundungen, sanierte die Stadt Oberursel von 2012 bis 2020 die rund 200 m² große Altlastenfläche. Aufgrund der Bebauung des Standortes mit denkmalgeschützten Fachwerkhäusern, der dichten, umgebenden Bebauung und der Tiefe des Schadensherdes entschied man sich – neben einer vorlaufenden Aushubsanierung des oberen Bodenmeters – für eine In-situ-Sanierung des Untergrundes mittels des Verfahrens der thermisch unterstützten Bodenluftabsaugung (Dampf-Luft-Injektion – DLI). Die DLI-Sanierung wurde von der Versuchseinrichtung zur Grundwasser- und Altlastensanierung, VEGAS (Universität Stuttgart) in 2012 geplant und im Rahmen einer Pilotsanierung am Standort getestet. Nach dem erfolgreichen Sanierungsverlauf der Pilotanwendung wurde der gesamte Standort damit saniert.

Die geplante Sanierung und die ersten Sanierungsphasen wurden in der Öffentlichkeit kritisch betrachtet und kontrovers diskutiert. Es gab Bedenken, dass es zu einer Gefährdung der Anwohnenden durch die verdampfenden Schadstoffe kommen könnte und dass das Grundwasser stark belastet werden würde. Die Kritiker des Sanierungsverfahrens favorisierten stattdessen eine Aushubsanierung mit einem Rückbau der denkmalgeschützten Gebäude und anschließendem Wiederaufbau. Das Fernsehen, wie auch mehrere Zeitungen, berichteten intensiv über die Sanierung und insbesondere auch über die Kritik und Bedenken am Verfahren.

Aufgrund der in der Öffentlichkeit angespannten Situation stoppte die Stadt Oberursel die Dampf-Luft-Injektion der DLI-Sanierung im Frühsommer 2014 - die Bodenluftabsaugung und Grundwasserförderung wurde weiterbetrieben - und schrieb eine Projektsteuerung für das Vorhaben aus, die die CDM Smith Consult GmbH im Sommer 2014 übernahm. CDM Smith hat mit seinem Einstieg in das Projekt die auf dem Standort befindliche Sanierungsanlage und das Sanierungsfeld überprüft und basierend auf den Ergebnissen eine Reihe von Optimierungen geplant und umgesetzt. Hierzu fanden umfangreiche Bohr- und Umbauarbeiten statt. Ziel der Bohrarbeiten war es, den Untergrund der Sanierungsfläche für das Verfahren der Bodenluftabsaugung mit Dampf-Luft-Injektion in den zu sanierenden Grundstücksabschnitten besser zu erschließen. Insgesamt wurde auch das Gesamt-

erscheinungsbild der Sanierungsfläche ausgehend von der Piloteinrichtung deutlich verbessert. Im Hinblick auf eine bessere Standortsicherung wurden in allen Förderbrunnen Grundwasserpumpen installiert, um ein Abströmen von kontaminiertem Grundwasser vom Standort zu unterbinden. Parallel zu den Umbauarbeiten an der Sanierungsanlage wurde ein umfangreiches Standortüberwachungsprogramm, u. a. mit Raum- und Außenluftmessungen, etabliert.

In Zusammenarbeit mit der Stadt Oberursel und dem Regierungspräsidium Darmstadt wurde eine intensive Öffentlichkeitsarbeit etabliert, um den existierenden massiven Bedenken hinsichtlich der Sanierungstechnik in Teilen der Bevölkerung entgegenzuwirken. Dabei kam es darauf an, die Informationen auf den Empfänger (u. a. direkt betroffene Anwohnende, BürgerInnen von Oberursel, politische Gremien) zuzuschneiden. Im Verlauf des Projektes gelang es dadurch wieder Vertrauen und Glaubwürdigkeit zurück zu gewinnen und die Diskussionen zu versachlichen.

Nach der Anlagenüberprüfung im Sommer 2014, den anschließenden Umbau- und Bohrarbeiten wurde die Dampf-Luft-Injektion der DLI-Sanierung im Frühsommer 2015 wieder angefahren. Insgesamt wurden im Zuge der DLI-Sanierung rund 4 Tonnen LHKW aus dem Untergrund entfernt. Im Laufe der Sanierung wurde der Betrieb der Sanierungsanlage laufend optimiert.

Ab 2018 gingen trotz hoher Temperaturen im Untergrund die LHKW-Austragskonzentrationen signifikant zurück, so dass die Dampf-Luft-Injektion im Sommer 2019 eingestellt und mit der Nachsorgephase begonnen wurde. In der Nachsorgephase wurde die Bodenluftabsaugung weiter betrieben, während der Boden langsam abkühlte.

Im Sommer 2020 wurde zusätzlich auf der Sanierungsfläche eine Sanierung des Grundwasserkörpers mit dem Verfahren der In-situ-Chemischen-Oxidation (ISCO) durchgeführt, um eine Rekontamination der ungesättigten Bodenzone aufgrund der hohen Belastung des Grundwassers zu vermeiden.

Im Herbst 2020 wurde in der Bodenluft der vom Regierungspräsidium Darmstadt vorgegebene Sanierungszielwert von 25 mg/m³ an nahezu allen Bodenluftabsaugbrunnen und insbesondere im Gesamtstrom unterschritten und das Sanierungsziel für die ungesättigte Bodenzone damit erreicht.

In der Nachsorgephase der Sanierung erfolgt mindestens bis 2022 eine Überwachung von Grundwasser, Bodenluft und Raumluft.

2 Sichtweise der Genehmigungsbehörde

Auf dem betroffenen Grundstück wurden von 1954 bis ca. 1976 durch die Fa. Dr. Büscher und Gausmann Korrosionsschutzmittel hergestellt, LHKW gelagert, sowie Destillierapparate zur Aufbereitung von Tri- und Tetrachlorethen (TCE, PCE) und eine Fassreinigung mit Lösemitteln betrieben. Umwelttechnische Untersuchungen der Stadt ergaben Bodenluftbelastungen bis zu 4.200 mg/m^3 LHKW und Grundwasserbelastungen bis zu 680.000 µg/l LHKW. Damit war der in der Verwaltungspraxis des Regierungspräsidiums (RP) verwandte Geringfügigkeitsschwellenwert von 20 µg/l LHKW, bei dem zu prüfen ist, ob eine schädliche Grundwasserverunreinigung vorliegt, deutlich überschritten. Raumluftuntersuchungen im unmittelbar betroffenen Wohnhaus ergaben darüber hinaus Überschreitungen der 2. BImSchV für Tetrachlorethen im Wohn-/Arbeitszimmer und im Keller.

Handlungsstörer für die LHKW-Kontamination war die Fa. Büscher und Gausmann aufgrund der Herstellung von Korrosionsschutzmittel und Aufbereitung von LHKW. Recherchen ergaben die Löschung der OHG zum 18.09.1975. Auch wurde kein Rechtsnachfolger gefunden. Daher kam als Sanierungsverantwortliche nur die Stadt Oberursel als Eigentümer des Grundstückes in Frage.

Durch die Stadt erfolgten vertiefende Untersuchungen und Machbarkeitsstudien. Wegen der LHKW-Verunreinigungen bis ca. 14 m unter GOK wurde vereinbart, ein Sanierungskonzept mit einer Dampf-

Luft-Injektion (DLI) und vorlaufender oberflächennaher Aushubsanierung zu erarbeiten. Damit wollte man auch der denkmalgeschützten Bebauung und den engen Platzverhältnissen gerecht werden.

Mit Bescheid des RP Darmstadt vom 14.02.2012 wurde der Sanierung des Grundstücks mit DLI zugestimmt. Als Sanierungsziele wurden u. a. festgelegt: < 25 mg/m³ LHKW bei 25 °C in der Bodenluft, < 10 µg/l LHKW im Grundwasser.

Am 19.10.2017 wurde vom RP ein Abschaltkriterium für die DLI von 135 mg/m^3 LHKW bei 60 °C festgelegt, da es mehrere Monate dauern kann, bis der Boden wieder Normaltemperatur erreicht. Dies entspricht nach einem eigens hierfür entwickelten Algorithmus dem Sanierungszielwert von 25 mg/m^3 bei 25 °C. Nachdem im Sommer 2019 die Schadstoffkonzentrationen in fast allen Absaugbrunnen unter dieses Abschaltkriterium gefallen waren, wurde mit Zustimmung des RP die DLI zum 31.07.2019 abgeschaltet.

Regelmäßige Raumluftmessungen wurden in mehreren Gebäuden der Umgebung durchgeführt und monatlich gutachterlich bewertet. Der für den Standort festgelegte Eingreifwert von 100 µg Summe LHKW/m³ und der vom Ausschuss für Innenraumrichtwerte (AIR) ausgewiesene „risikobezogene Leitwert“ von 20 µg/m^3 für Trichlorethen wurde im Verlauf der Sanierung nicht überschritten.

Es wurden etwa 60 Baubesprechungen durchgeführt, an dem neben dem RP Darmstadt die Stadt Oberursel, das Ingenieurbüro CDM Smith Consult GmbH, VEGAS und das Gesundheitsamt teilnahmen. Hierdurch konnte recht schnell auf veränderte Bedingungen und Schwierigkeiten im Verlauf der Sanierung reagiert und entschieden werden.

Am 19.11.2020 wurde die Beendigung der Sanierung beantragt, da das Sanierungsziel aus gutachterlicher Sicht erreicht sei.

Die im Verlaufe der Sanierung extrahierte Menge von ca. 3-4 to zeigt, dass die durchgeführten Maßnahmen im Hinblick auf die Anforderungen des Wasser- und Bodenschutzrechts dringend erforderlich waren. Mit den angewandten und variierenden Sanierungsmethoden und Anpassungen der Anlagentechnik wurden mehrere Ansätze unternommen, eine umfassende Dekontamination des verunreinigten Grundstücks zu erreichen. Somit waren die angewandten Verfahren geeignet, dem Sanierungsziel so nahe wie möglich zu kommen. Weitere Maßnahmen waren demzufolge nicht angemessen. Im Ergebnis wurde die DLI-Sanierung des Grundstücks Eppsteiner Str. 13 mit Bescheid vom 22.12.2020 abgeschlossen. Wegen der noch erhöhten LHKW-Gehalte unterhalb des unmittelbar betroffenen Wohnhauses an der Eppsteiner Straße wird als Sicherungsmaßnahme und aus Vorsorgegründen weiterhin abgesaugt. Dies erfolgt so lange, bis das Sanierungsziel von < 25 mg/m³ LHKW erreicht ist, oder der Nachweis erbracht wird, dass über den Wirkungspfad Boden-Mensch keine Gefährdung zu erwarten ist.

Das Sanierungsgrundstück in Oberursel besteht aus zwei Flurstücksteilen. Das vordere Flurstück wird nun im Altflächeninformationssystem ALTIS mit dem Status „Altlast – In der Sanierung (Sicherung)“ wegen der noch laufenden Sicherungsmaßnahmen geführt. Das hintere Grundstück erhielt wegen der abgeschlossenen Sicherungsmaßnahmen den Status „Sanierung (Dekontamination) abgeschlossen“. Diese Vermerke dienen dem Zweck, die durchgeführten Maßnahmen und den gegenwärtigen Zustand der Grundstücke dauerhaft zu dokumentieren.

3 Eingesetzte Sanierungstechnik

3.1 DLI-Sanierung

Die Versuchseinrichtung für Grundwasser- und Altlastensanierung (VEGAS) des Instituts für Wasser- und Umweltsystemmodellierung der Universität Stuttgart konzipierte, erstellte und betrieb zwischen Juli 2012 – Dezember 2020 eine thermische In-situ Sanierung mittels Dampf-Luft-Injektion (DLI-Sanierung) in Oberursel. Die Sanierung wurde gutachterlich zunächst von der Dr. Hug Geoconsult GmbH, Oberursel und ab 2014 durch das Büro CDM Smith Consult GmbH, Bickenbach betreut.

In der Pilotphase (16.01.2013 – 30.09.2013) wurde mit finanzieller Unterstützung des Helmholtz Zentrums für Umweltforschung - UFZ, Leipzig die Anwendbarkeit des Verfahrens auf einer bebauten Fläche und bei schlecht durchlässigem tonigem Untergrund überprüft. Besonderes Augenmerk lag auf möglichen Setzungen, der erreichbaren Wärmeausbreitung und der vollständigen Erfassung der verdampften Schadstoffe über die „heiße“ Bodenluftabsaugung.

In Folge der positiven Ergebnisse der Pilotanwendung in allen Fragestellungen konnte eine Sanierung des gesamten Standorts mittels DLI empfohlen werden. Maßgebliche Setzungen bzw. Hebungen (3 – 6 mm) konnten nicht nachgewiesen werden, die umfassende Schadstofferfassung (Reichweite der Bodenluftabsaugung) wurde mittels Gastracertests bestätigt und eine langsame Wärmeausbreitung im Bereich von Monaten für die schlecht durchlässigen tonigen Kiese an Stelle von Wochen für gut durchlässige, sandige Böden wurde verifiziert. Die hydraulische Durchlässigkeit der behandelten Kubatur zwischen 2 – 12 m u. GOK liegt bei 6×10^{-6} m/s.

Aufgrund der räumlichen Enge und die mit einem Wechsel des Betreibers zu einer Sanierungsfirma erforderlichen unangemessenen Umbaumaßnahmen wurde die DLI im Auftrag des Magistrats der Stadt Oberursel nach Ende der Pilotphase bis Sommer 2019 durch VEGAS weiter betrieben.

Im Juli 2019 wurde die DLI beendet. Während der Abkühlphase mit dem Betrieb der Grundwasserförderung und Bodenluftabsaugung bis zum Abbau der Sanierungstechnik Anfang Dezember 2020, kühlte sich der Bodenkörper von ca. 82 °C mittlere Temperatur auf ca. 24 °C ab und an 19 von 21 Absaugbrunnen lagen die LHKW-Gehalte unter 25 mg/m³.

3.1.1 Sanierungstechnik und Sanierungsverlauf der DLI am Standort

Die thermische In-situ-Sanierung basiert auf der Injektion eines Wasserdampf-Luft-Gemisches in die Sickerwasserzone unterhalb bzw. auf Höhe des Schadenszentrums. Eine simultane Injektion in den Grundwasser- und Schichtwasserbereich (teilgesättigte Zone bzw. ungesättigte Zone) erfolgte standortbedingt, s. Abbildung 1.

Die Schadstoffe werden infolge der sich um die Injektionsbrunnen (z. B. I8, I5, s. Abb. 1) ausbreitenden Dampf- bzw. Wärmefronten fortlaufend verdampft. Die dem Dampfstrom beigemengte Luft trägt die im Boden verdampften Kontaminanten gasförmig in Richtung der Absaugbrunnen in der ungesättigten Bodenzone. In Folge der Auftriebskräfte werden simultan die (teil)gesättigte und ungesättigte Zone behandelt. Die Entfernung der Schadstoffe erfolgt über die „heiße“ Bodenluftabsaugung (z. B. Extraktionsbrunnen E8, E9, E3, etc., s. Abb. 1)

Mit Erwärmung der gesättigten Zone bzw. der Schichtwasserzone erhöht sich die Löslichkeit der Schadstoffe im Grundwasser. Der Betrieb einer hydraulisch wirksamen Grundwassersicherung war am Standort aufgrund der Durchlässigkeiten, der geringen Mächtigkeit und der hohen Temperaturen nur mittels einer Vielzahl von kleinskaligen, druckluftbetriebenen speziell entwickelten „Sickerwasserpumpen“ möglich. Während der Pilotanwendung wurden 5 Brunnenpumpen für das Feld 1 und 2 betrieben. Nach der Optimierung der Maßnahme im Frühjahr 2015 wurde insgesamt an 17 Brunnenpumpen abgesaugt.

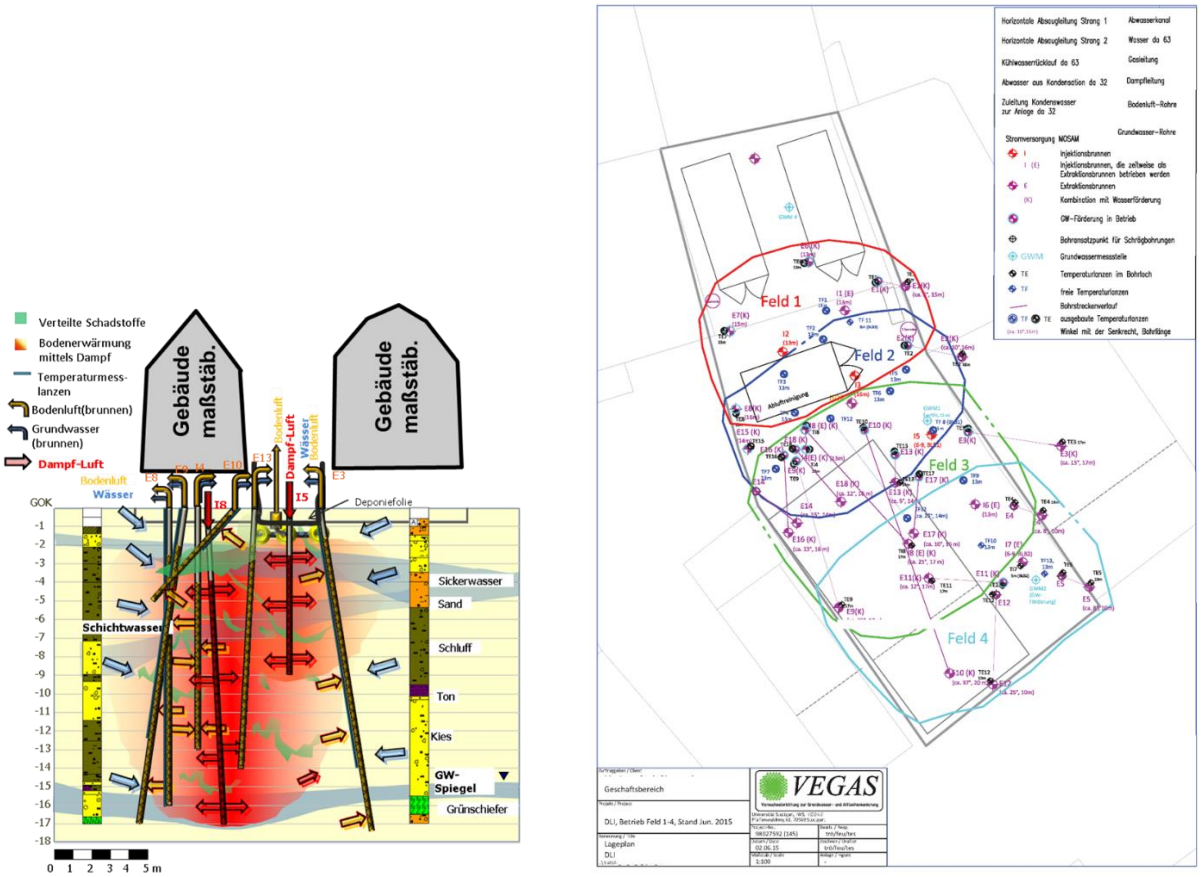

Abb. 1: links: Querschnitt der DLI am Standort, rechts: Erschließung Sanierungsfeld

Durch die Injektion einer Dampf-Luft-Mischung beginnen die Schadstoffe bereits bei Temperaturen unterhalb der Dampftemperatur des Wassers von 100 °C, der Gemisch-Siedetemperatur, zu sieden und können gasseitig ausgetragen werden. Im Falle des am Standort anzutreffenden TCE-PCE-Gemischs liegt die Gemisch-Siedetemperatur bei 78 °C.

Hinsichtlich der Bohrtechnik stellte die enge Bebauung des Standorts bautechnische Probleme. Von den 20 abgeteuften Brunnen mussten 15 Brunnen zur Erfassung des überbauten Geländes als Schrägbohrung ausgeführt werden. Die Sicker- und Grundwasserförderung erfolgte in den Absaugbrunnen. Diese waren als Kombibrunnen in 4“ ausgebaut. Generell wurde der Untergrund bis zum Antreffen der Felszersatzzone und dem anstehenden Grünschiefer erbohrt.

Die Sanierungstechnik basiert auf der mobilen Pilotanlage MOSAM [1] und beinhaltet die Komponenten der Dampf-Luft-Erzeugung, der Bodenluftabsaugung mit Kühlung sowie der pneumatisch betriebenen Kondensat-, Sickerwasser- und Grundwasserförderung. Im Verfahrensfließbild, Abb. 2, sind die Komponenten mit den maßgeblichen Leistungsdaten dargestellt.

Im Wesentlichen wurde die DLI mit einer Dampf-Luft-Menge bzw. einer Injektionsleistung von 60 – 100 kW, einer Absaugleistung von 120 – 180 Nm³/h und einer Wasserförderung mit 2 – 4 m³/d betrieben. Die erforderliche Kühlleistung der Bodenluftkühlung lag um 50 kW.

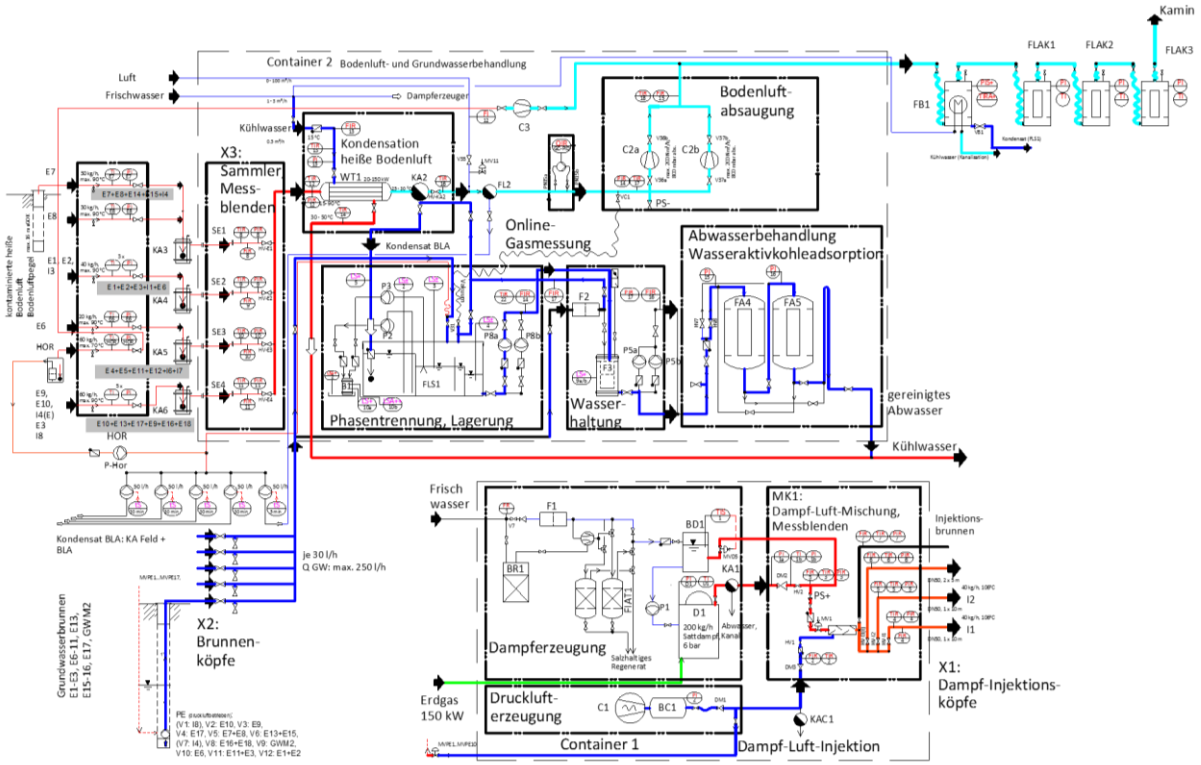

Abb. 2: Verfahrensfließbild DLI Eppsteiner Straße

Es wurde von Norden nach Süden hin in der Reihenfolge Feld 1 (Pilotanwendung), Feld 1-2, Feld 1-2-3, Feld (1)-2-3, Feld 2-3-4, s. Abb. 1 saniert. Die Dampf-Luft Zugabe erfolgte entsprechend den Abschnitten in 2 - 5 Injektionsbrunnen der insgesamt errichteten 8 Brunnen I1 – I8 (2“ Ausbau) zwischen 3 - 13 m u. GOK mit maximal 0,5 bar Überdruck. Die Bodenluft wurde während der Pilotphase an 8 Absaugbrunnen (Ausbau in 2“ bzw. 4“) im Bereich von 2 - 14 m u. GOK sowie 3 Injektionsbrunnen sowie einer flächig verlegten Absaugungsdrainageleitung in 60 cm Tiefe abgesaugt. Nach der Optimierung erfolgte die Absaugung an 18 Brunnen sowie der Bodenluftdrainage. Der Wasserstand des gespannten Aquifers schwankte zwischen 13 - 9,0 m u. GOK.

Die heiße Bodenluft, mit Temperaturen zwischen 40 - 85 °C wurde im Plattenwärmetauscher auf ca. 25 °C abgekühlt und die Schadstoffkonzentration mittels einem Prozessgaschromatographen in der kondensierten Bodenluft, nach dem zweiten Luftaktivkohlefilter sowie in der Abluft stündlich bestimmt. Ab 2016 wurde zudem die Bodenluft der einzelnen Absaugstränge analysiert, um das Absaugregime besser optimieren zu können.

Die Reinigung der Abluft erfolgte mittels Luftaktivkohle. Ab 2016 wurde eine dreistufige Adsorptionseinheit mit je 200 kg Luftaktivkohle eingesetzt. Während der Pilotanwendung waren es jeweils 100 kg Aktivkohle. Eine in 2015 betriebene automatisch arbeitende Adsorptions-/Desorptionseinheit stieß aufgrund der hohen LHKW-Gehalte und der Luftfeuchte an seine technischen Grenzen und wurde mit der Aktivkohleadsorptionsanlage ersetzt. Die gereinigte Abluft wurde nach BImSchV über einen Kamin auf 2 m über Dach des höchsten Gebäudes im Umkreis von 50 m emittiert. Die Abluftwerte von 20 µg/m³ LHKW wurden mit Einsatz der Aktivkohle nie überschritten.

Zur Kontrolle der Temperaturen im Sanierungsfeld waren alle Kombibrunnen mit Temperaturfühlern (Temperaturmesslanzen TML, Pt100) in Tiefen von 1-3-5-7-9-11-13 m u. GOK bestückt. Zudem waren in 13 Bohrungen im Feld TML im Untergrund eingebaut. Insgesamt konnte die Wärmeausbreitung mit 217 Temperaturfühlern dargestellt werden.

Nachfolgend werden die Betriebsdaten des Schadstoffaustrags, der Dampf-Luft-Injektion sowie der Bodenluftabsaugung über den Betriebszeitraum von Januar 2013 – Dezember 2020 dargestellt.

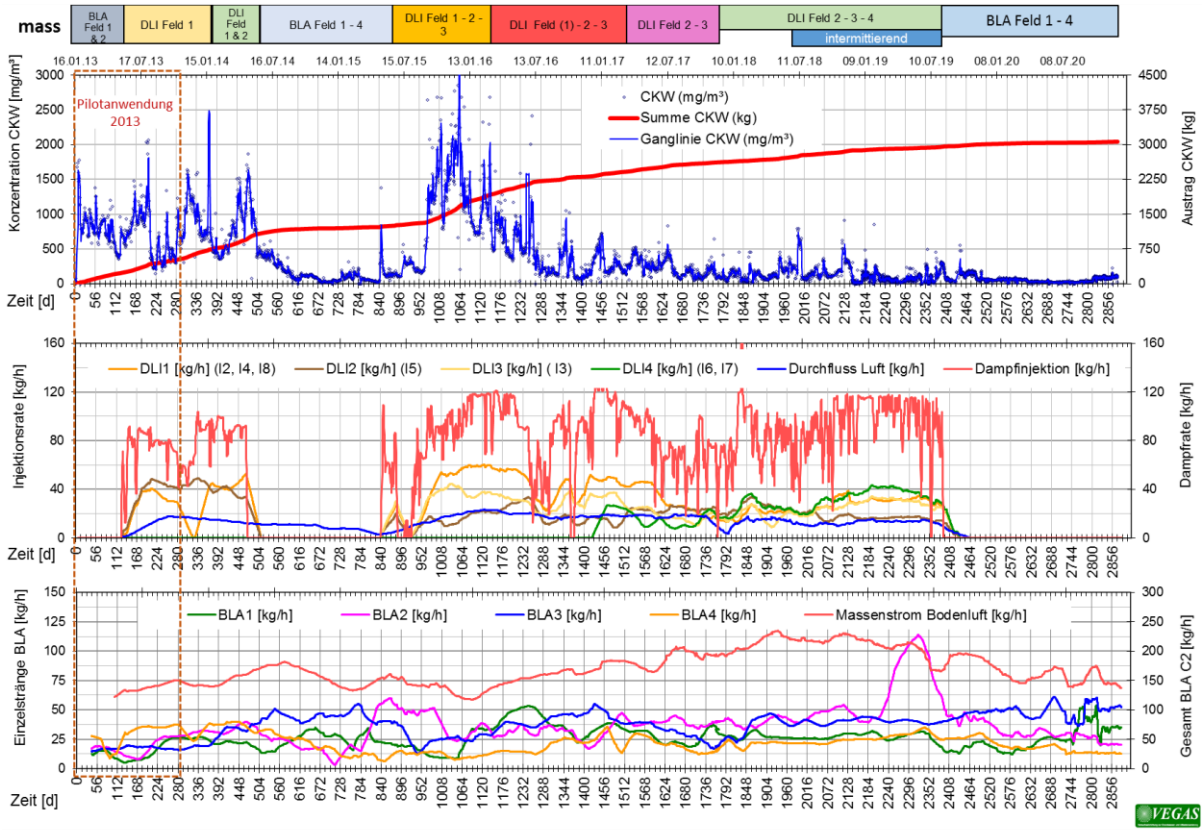

Abb. 3: Sanierungsprozess

Bereits zu Beginn der Pilotanwendung mit vorgeschalteter Bodenluftabsaugung konnten ca. 250 kg LHKW aus der gesamten Sanierungsfläche entfernt werden (oberes Diagramm, Abb. 3). Zum Ende der Pilotanwendung waren es 750 kg LHKW. Die fortlaufende DLI in Feld 1 steigerte den Austrag mit fortschreitender Wärmefront. Nach Zuschaltung von Feld 2 konnten bis zur Sanierungspause im Mai 2014 ca. 1.250 kg LHKW aus ca. 100 m² Schadensfläche entfernt werden. Während dieser Betriebsphase lagen die LHKW-Gehalte in der Bodenluft zwischen 1.000 – 2.000 mg/m³.

Die am höchsten kontaminierten Bereiche, Feld 2 und Feld 3, wurden effektiv ab August 2015 mit Dampf-Luft beschickt (mittleres Diagramm, Abb. 3). Über die betriebenen 5 Injektionsbrunnen wurden ca. 100 kW Wärme in den Boden eingetragen. Mit einer Absaugrate von 150 Nm³/h (unteres Diagramm, Abb. 3) und Konzentrationen um 2.000 mg/m³ betrug der LHKW-Austrag ca. 7 kg/d aus ca. 120 m² behandelter Fläche mit einer Mächtigkeit von 10 m. Zum Jahresende 2016, dem ursprünglich geplanten Abschluss der DLI am Standort, war der Abschnitt 4 noch nicht erwärmt. Die Brunnen unterhalb des Gebäudes und am westlichen Rand der Sanierungsfläche (E8, E18, E10, E12) zeigten noch LHKW-Werte im g/m³ Bereich. Zu diesem Zeitpunkt waren bereits 2.500 kg LHKW entfernt worden.

Bereits im Frühjahr 2016 war der Untergrund weitreichend auf über 82 °C erwärmt und die Dampfmenge wurde entsprechend reduziert. Es wurden im Mittel 50 KW Wärme eingetragen. Die flächige Darstellung der Bodentemperaturen unterhalb der am stärksten kontaminierten Sickerwasserzone (3 – 8 m u. GOK) zeigt den abschnittsweisen Fortschritt der Sanierung.

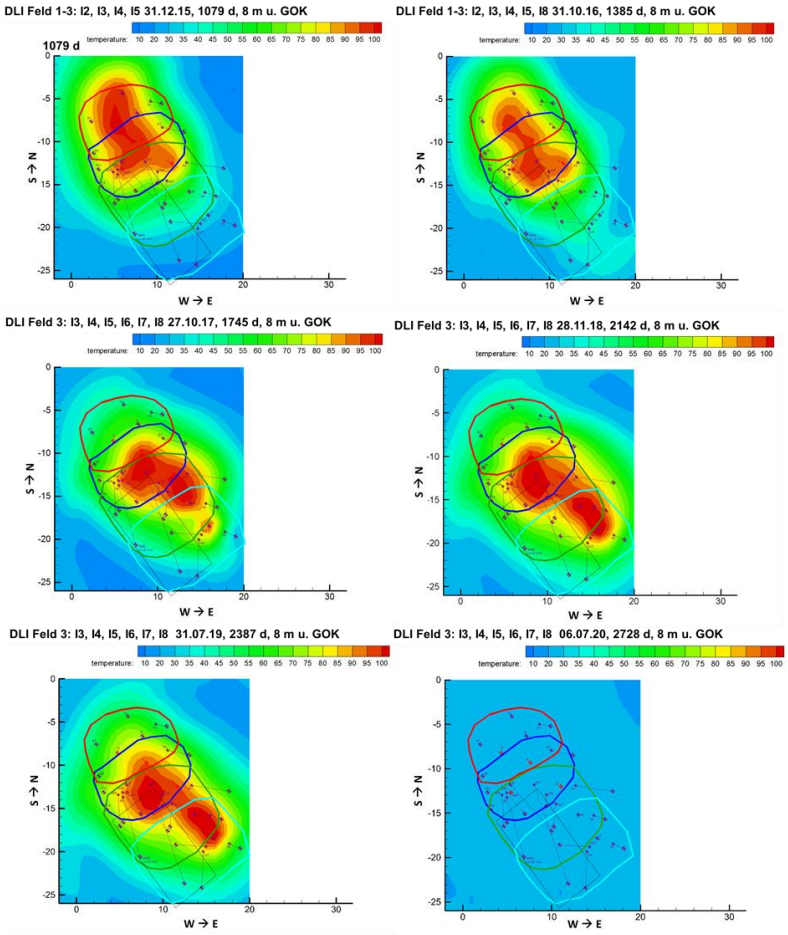

Abb. 4: Temperaturausbreitung während der Sanierung auf 8 m u. GOK

Die Austragsleistung ging im weiteren Verlauf auf Werte unter 1 kg LHKW täglich zurück. Nun wurden gezielt Feld 2 und 3 mit einer erhöhten Wärmemenge erschlossen, was zu einem viermonatigen Anstieg des Austrags auf ca. 2 kg/d LHKW führte. Die Sanierung der ehemals am höchsten kontaminierten Feldabschnitte 2 und 3 reichte bis in den Herbst 2017 und wurde danach um das Feld 4 erweitert. Eine deutliche Austragssteigerung konnte (die Austragsraten lagen unter 500 g/d LHKW) mit dem intervallweisen Betrieb der DLI über einen Zeitraum von 4 Monaten erzielt werden.

Durch diese Fahrweise sollte sowohl die Temperatur konstant gehalten werden, die Dampfmenge reduziert und gleichzeitig der Effekt der Ausbildung eines hohen Unterdrucks durch die Kondensation des Dampfs im Boden genutzt werden. In Folge des hohen Unterdrucks in den Bodenporen wird ein Ansaugen von Restkontamination aus den Porenzwickeln erzeugt. Zum Abschluss der DLI lag der Schadstoffaustrag bei ca. 60 g/d LHKW.

Nach Abschluss der DLI sanken (temperaturbedingt) die Gehalte an allen Brunnen, mit Ausnahme des im südlichen Bereich unter dem Wohngebäude liegenden Absaugbrunnen E11, unter den Sanierungszielwert. Aufgrund dieser Entwicklung ist zu vermuten, dass im südwestlichen Bereich ein Schadensherd liegt, der erst durch die konduktive Erwärmung erschlossen wurde und nachdem die Dampfströmung abgeschlossen wurde, der pneumatische Anschluss von E11 einen Anstieg der Gehalte bis in den g/m³ LHKW-Bereich verursacht. Begründet wird dieser Verdacht, dass ein unterstromig gelegener Grundwassersicherungsbrunnen nahezu unverändert hohe LHKW-Gehalte zeigt.

Die flächige Darstellung der LHKW-Gehalte in der Bodenluft stellt die Entwicklung zu Beginn der Wiederaufnahme der DLI im Sommer 2015, die Restkontamination am westlichen Rand des Sanierungsgebiets sowie in Feld 4 Ende 2017, zum Abschluss der Dampf-Luft-Injektion im Sommer 2019 sowie dem Sanierungsabschluss im Dezember 2020 dar.

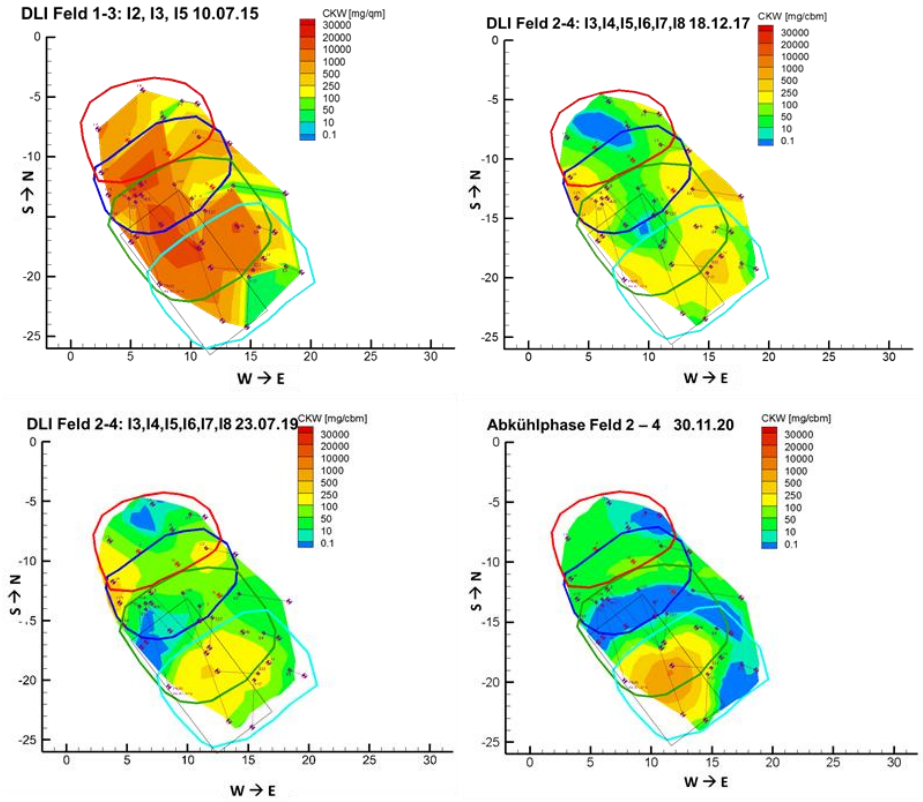

Abb. 5: Entwicklung der LHKW-Gehalte in der Bodenluft

Es wurden 2.830 MWh Wärmeenergie in den Untergrund eingeleitet. Davon wurden 1.750 MWh, also rund 45 % über die Bodenluftabsaugung und die Förderung des heißen Grundwassers entzogen.

3.1.2 DLI am Standort und die Verfahrensgrenzen

Aufbauend auf der Pilotanwendung begann im Februar 2014 ein Betrieb der DLI über 30 Monate, um 4.000 kg LHKW am Standort zu entfernen. Wird der Stopp der DLI (Mai 2014 – Juli 2015) eingerechnet, wurde eine Laufzeit der DLI bis Dezember 2016 projektiert. Nach dem Betriebsstopp konnten die täglichen Austragsraten der Pilotanwendung bzw. der Behandlung von Feld 1 & 2 von ca. 4 kg/d LHKW nur zu Beginn der Behandlung von Feld 2-3 wieder realisiert werden, in den letzten beiden Betriebsjahren gingen die Austragsraten auf unter 1 kg/d LHKW zurück.

Als Ursache kann neben der Unterbrechung mit Abkühlung und Kondensation der gasförmigen Schadstoffe in den Zwickelbereichen des feinporigen, tonigen Bodens im Wesentlichen die Adsorption der LHKW auf dem organischen Bodenmaterial angeführt werden.

Im Rahmen einer Masterarbeit in VEGAS [2] konnte eine Erhöhung der Desorptionsdauer um einen Faktor 2 bei 1 – 1,5 % Anteil organischer Masse im Bodenmaterial bestimmt werden. Das durch VEGAS bereitgestellte Tool zur Dimensionierung einer DLI (DLI-Tool 2.0, *https://www.iws.uni-stuttgart.de/vegas/downloads*) berücksichtigt die Verschlechterung der Desorptionsleistung bei thermischen In-situ-Verfahren in Abhängigkeit des organischen Anteils des Bodens.

Im Verlauf des 8-jährigen Betriebs der Anlage wurden 6.716 m³ Grundwasser gefördert. Mit einer mittleren Konzentration von 30 mg/l LHKW ergibt sich eine wasserseitig ausgetragene Masse von 336 kg LHKW. Dies ist ca. 11 % der durch die Bodenluft entfernten Menge und bedeutet, dass theoretisch 71 Jahre Grundwasser gefördert werden muss, um dieselbe Menge Schadstoff zu entfernen wie die DLI. Die pneumatische Wasserförderung ist energieintensiv. Zur Förderung der durchschnittlichen Menge von 155 L/h werden ca. 1,5 kW Leistung benötigt. Umgelegt auf eine Betriebsdauer von 79 Jahren summiert sich der Energieverbrauch auf 1.038 MWh, demnach 37 % der Energiemenge, die die DLI benötigte. Die Energiekosten jedoch lägen mit geschätzten 20 ct/kWh bereits bei rund

208.000 EUR. Mit einem Gaspreis von 50 EUR je MWh ergeben sich 141.500 EUR Energiekosten im Verlauf von annähernd 54 Betriebsmonaten während der DLI. Die Kosten für die Behandlung des stark trübstoffhaltigen Abwassers sind hier noch nicht enthalten.

Aussagen über das Austragsverhalten einer Bodenluftabsaugung lassen sich anhand der Ergebnisse der DLI nur erschwert treffen. Sehr hoch waren die anfänglichen Gehalte während der Pilotanwendung und die weitere Entwicklung über mehrere Monate wurde nicht betrachtet.

Alternative thermische Verfahren mit z. B. festen Wärmequellen sind für den schlecht durchlässigen Boden grundsätzlich geeigneter als die DLI. In Folge der Trocknung des Bodens kommt es in den meisten Fällen jedoch zu deutlichen Setzungen. Im denkmalgeschützten Baubestand kann das Verfahren daher als kostengünstigere Lösung nicht empfohlen werden, da der bautechnische Aufwand zum Erhalt der Gebäude erheblich sein würde.

3.2 ISCO-Sanierung

Mit der durchgeführten DLI-Sanierung erfolgte die Abreinigung der ungesättigten Bodenzone. Im Grundwasser waren auch mit Abschluss der DLI-Sanierung LHKW-Konzentrationen auf einem Niveau wie vor der Sanierung vorhanden. Die während der DLI-Sanierung betriebene Grundwasserhaltungen mit Förderraten um die 100 m³ im Monat haben nicht zu einer signifikanten Abnahme der LHKW-Konzentrationen über die Jahre beigetragen.

Da aufgrund der hohen LHKW-Konzentrationen im Grundwasser eine Rekontamination der gereinigten Bodenzone nicht ausgeschlossen werden konnte bzw. diese über Modellrechnungen realistisch erschien, entschied man sich für eine Grundwassersanierung mittels In-situ chemischer Oxidation (ISCO). Für das Verfahren sprachen auf dem Standort die bereits vorhandene Infrastruktur, die schnelle Umsetzung und die überschaubaren Kosten einer Pilotanwendung (einmalige Zugabe des Oxidationsmittels).

3.2.1 Konzeption und Durchführung

Im Rahmen der ISCO-Sanierung wurde die vorhandene Sanierungsinfrastruktur auf dem Standort genutzt und über sechs ausgewählte Bodenluftabsaugbrunnen das Reagenz in den Untergrund eingegeben. Als Oxidationsmittel wurde Natriumpermanganat ausgewählt, da sich dieses im Vergleich z. B. zu Kaliumpermanganat durch eine deutlich geringere Schwermetallverunreinigung auszeichnet. Zudem ist Natriumpermanganat in 40 %-iger Lösung verfahrenstechnisch einfach einsetzbar.

Im Zeitraum von 10 Tagen wurden etwa 8 m³ der 5 %-igen Natriumpermanganatlösung über die Brunnen in den Aquifer gravimetrisch eingegeben (siehe Abbildung 6). Die Oxidationslösung wurde vor Ort aus der vorgehaltenen 40 %-igen NaMnO4-Lösung in pharmazeutischer Qualität hergestellt. Die Misch- und Dosieranlage wurde auf einer Auffangwanne nach Wasserhaushaltsgesetz im umhausten Container errichtet. Die Zuleitungen zu den Schluckbrunnen E8, I8, E16, E9 sowie E10 wurden als Doppelmantelschlauch ausgeführt. Die gesamte Anlage wurde online überwacht und war neben der eigensicheren Steuerung mit einem Alarmsystem zur Leckagen- und Störungsmeldung ausgestattet. Alle zwei Tage erfolgte die Sichtkontrolle sowie die etwaige Regulierung der Durchflüsse.

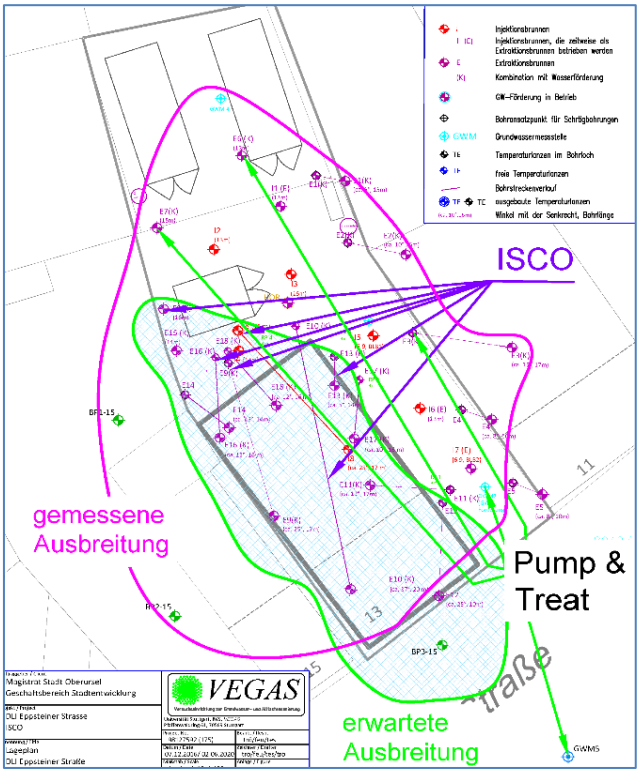

Abb. 6: Lageplan ISCO mit Zugabebrunnen, Grundwasserentnahme sowie projektierter wie bestimmter Permanganatausbreitung

Das entnommene, unterstromig anfallende, permanganathaltige Grundwasser wurde in der bestehenden Anlage der DLI vor Einleitung in die Kanalisation über Wasseraktivkohle reduziert und entfärbt.

3.2.2 Sanierungsverlauf

Die Natriumpermanganatlösung breitete sich rasch im Untergrund aus und es kam zu einer deutlichen Abnahme der LHKW-Konzentrationen im Grundwasser in den Bereichen, die vom Reagenz durchströmt wurden. Die LHKW-Konzentrationen sanken dabei bis in den Bereich der Nachweisgrenze. Die Ausbreitung des Oxidationsmittels wurde im Rahmen des Wasserrechtsantrags entsprechend der vorherrschenden Grundwasserfließrichtung abgeschätzt (grüne Umrandung, Abb. 6). Eine weitreichendere Ausbreitung im Untergrund konnte bestimmt werden (Umrandung magenta, Abb. 6).

Im Gegensatz zur Abnahme der LHKW-Konzentrationen sind die Schwermetallkonzentrationen im Grundwasserleiter gestiegen. Ursache hierfür war eine Mobilisierung von geogen vorhandenen Schwermetallen und an organischer Substanz gebundene Schwermetalle, die durch die Natriumpermanganatlösung aufoxidiert wurde. Während der Monitoringphase sank mit abnehmender Natriumpermanganatkonzentration dann die Schwermetallkonzentration wieder ab.

An einigen Beobachtungspegeln stiegen die LHKW-Konzentrationen mit dem Verbrauch der Natriumpermanganatlösung wieder an. Dies spricht dafür, dass in diesen Bereichen eine hohe LHKW-Konzentration, insbesondere auch LHKW in Phase vorhanden ist. Es wurde abgeschätzt, dass infolge der Zugabe der Natriumpermanganatlösung bis zu 200 kg an LHKW oxidiert wurde. Die lokal erhöhten Schwermetallkonzentrationen im Grundwasser haben sich abstromig nicht ausgebreitet und sind durch Adsorptionsvorgänge mit dem Verbrauch des Oxidationsmittels wieder zurückgegangen.

3.2.3 Fazit

Mit dem ISCO-Verfahren konnte mit überschaubarem Aufwand sehr zeitnah eine Reduktion der LHKW-Konzentration im Grundwasserleiter herbeigeführt werden. Im vorliegenden Projekt konnte

dabei auf die existierende Sanierungsinfrastruktur mit der engen Anzahl an Bodenluftabsaugpegel, die bis in die gesättigte Zone verfiltert waren bzw. Grundwassermessstellen, zurückgegriffen werden. Die Umsetzung der Grundwassersanierung erfolgte in sehr kurzer Zeit. Die Grenzen des ISCO-Verfahrens im vorliegenden Fall waren durch die Freisetzung von Schwermetallen im Untergrund bedingt.

Grundsätzlich empfehlenswert ist bei ISCO-Sanierungen die Durchführung von Vorversuchen mit Grundwasserproben bzw. Bodenmaterial, um die genaue Menge an einzugebendem Oxidationsmittel zu kalkulieren und entstehende Begleitprozesse abschätzen zu können. Hierauf wurde im vorliegenden Fall aufgrund der guten Datenlage verzichtet.

4 Sanierung im innerörtlichen Bereich

4.1 Standortüberwachung

Im Vergleich zu Altlastensanierungen in Industrie- und Gewerbegebieten erfordert eine Sanierung im innerörtlichen Bereich mit seiner dichten Bebauung und Wohnnutzung eine engere Überwachung. Ein wichtiger Punkt dabei ist neben der Überwachung von relevanten Eingriffs- bzw. Grenzwerten die Schaffung von Vertrauen. Entsprechend geht es aus gutachterlicher Sicht auch immer darum einen Kompromiss, zwischen dem aus gutachterlicher Sicht notwendigem Monitoring und den Wünschen der be-troffenen Anwohner bzw. der Öffentlichkeit, zu finden.

Über den gesamten Sanierungsverlauf erfolgte mittels Passivsammler ein kontinuierliches Raumluftmonitoring. Die Ergebnisse zeigten Tendenzen bei der Entwicklung der Raumluftkonzentrationen an. Bei Messauffälligkeiten wurden zeitnah aktive Raumluftmessungen veranlasst um aufzuzeigen, ob die Nutzenden dauerhaft einer hohen LHKW-Belastung ausgesetzt waren und es wurden Maßnahmen eingeleitet, um Belastungen zu reduzieren. Dazu zählten u. a. Lüftungsempfehlungen/-pläne, der Einsatz von Raumluftreinigungsgeräten oder die Installation von Zwangsbelüftungen in Räumen, in denen über längere Zeiträume Auffälligkeiten zu beobachten waren.

Zusätzlich wurden im Rahmen des umfassenden Monitoringkonzeptes über Bodenluftpegel die Konzentrationsentwicklungen im Untergrund überwacht. Dies wurde kombiniert mit Unterdruckmessungen während der Phase der DLI-Sanierung, um aufzuzeigen, dass die Sanierungsfläche pneumatisch gesichert ist und kein Schadstoff verschleppt wird.

In einigen Bereichen wurden mit sogenannten Bodenluftboxen die direkten Transferraten von LHKW aus dem Boden in die Atmosphäre gemessen, um hier die tatsächlich auftretenden Konzentrationen zu erfassen und bewerten zu können.

In größeren Abständen erfolgten Außenluftmessungen, um die Außenluftbelastungen durch Freisetzung von LHKW aus der Anlage beurteilen zu können. Diese Messungen zeigten auf, dass auf der Sanierungsfläche geringfügig höhere LHKW-Konzentrationen auftraten, die sich schon wenige Meter vom Standort entfernt wieder auf einem sehr niedrigen Niveau bewegten.

4.2 Öffentlichkeitsarbeit

Ein wichtiger Baustein des Projektes war eine kontinuierliche und proaktive Öffentlichkeitsarbeit, um Bedenken und Ängste bei der Sanierung zu nehmen. Bausteine hierzu waren eine enge, regelmäßige Kommunikation mit den Anwohnenden. Diese hatten jederzeit die Möglichkeit, sich bei der Projektsteuerung zu melden, Fragen zu stellen und weitere Informationen anzufordern. Auch wurden auf Wunsch der betroffenen Anwohnenden Messprogramme ausgeweitet (Raumluftmessungen in weiteren Räumen), wenn es sich aus gutachterlicher Sicht als sinnvoll erwiesen hat. Die Anwohnenden wurden

bei Vorlage der Raumluftmessergebnisse immer persönlich zur Situation in ihren Gebäuden informiert und einmal im Quartal erfolgte ein Quartalsbericht zum Stand der Sanierung. Dieser wurde auch auf der projekteigenen Homepage im Internet veröffentlicht. Auf dieser Seite wurde kontinuierlich zum Fortgang der Sanierung informiert und es finden sich auf der Seite alle erstellten Berichte und Gutachten in Zusammenhang mit der Sanierung. Darüber hinaus erfolgte eine proaktive Öffentlichkeitsarbeit, mit der Veröffentlichung von Informationen zu Sanierungsfortschritten und -entwicklung über Pressemitteilungen. Regelmäßig wurde in den politischen Entscheidungsgremien der Stadt über das Projekt berichtet.

Mit den Kritikern des Sanierungsverfahrens fanden in losen Abständen Treffen statt, wenn diese nach Umweltinformationsgesetz Akteneinsicht nahmen. Im Zuge der Termine wurden dann sich ergebende Fragen direkt erörtert und beantwortet.

5 Erkenntnisse und Empfehlungen für zukünftige Vorhaben

5.1 Projektsteuerung

Die Projektsteuerung von Sanierungen im innerörtlichen Bereich erfordert ein hohes Maß an Kommunikation. Die Kommunikation gegenüber der Öffentlichkeit ist mit einem nicht zu unterschätzenden Aufwand verbunden, der auch monetär darzustellen ist.

Grundlage einer glaubwürdigen Projektsteuerung ist ein hohes Maß an Transparenz über die erforderlichen Schritte einer innerörtlichen Sanierung. Hierbei ist es auch immer wieder wichtig im Vorfeld abzuschätzen, wie bestimmte Maßnahmen einer Sanierung von der Öffentlichkeit aufgenommen und diskutiert werden. Wichtig ist dabei, alle Entscheidungen genau und nachvollziehbar zu begründen. Im vorliegenden Projekt haben sich hier ausführliche Baubesprechungsprotokolle bewährt, die auch den Weg hin zu einer getroffenen Entscheidung und die zugrundeliegenden Überlegungen, Alternativen und Diskussionen beinhalteten.

Für die Information der Öffentlichkeit hat sich ein kurzes knappes Format in Form von sogenannten Quartalsberichten bewährt, die die Anwohnenden direkt erhielten und auf der Homepage veröffentlicht wurden. Darüber hinaus ist eine proaktive Pressearbeit empfehlenswert, die es der Presse ermöglicht, über ein Vorhaben fachlich fundiert, aber auch verständlich zu berichten. Hier ist es für Gutachter bzw. Fachleute wichtig, die teilweise komplexen naturwissenschaftlichen Vorgänge, in allgemein verständlicher Form / Sprache darzustellen.

Wichtig ist in Zusammenhang mit dem Thema Anwohnerschutz ein durchdachtes Messprogramm. Ziel muss es dabei sein, den Anwohnenden aufzuzeigen, dass die Sanierung umfassend überwacht wird und so keinerlei Bedenken bei den Betroffenen in Fragen einer Gefährdung aufkommen. Dies betrifft auch eine messtechnische Überwachung während der Einrichtung der Sanierungsanlage.

5.2 In-situ-Sanierungen

In-situ-Sanierungen sind für den innerörtlichen Bereich interessant, da in der Regel die Nutzung von Gebäuden und Grundstücken weiterlaufen kann, während im Untergrund Bodenluft oder Grundwasser saniert werden.

Ein Thema bei innerörtlichen In-situ-Sanierungen ist im eng bebauten Bereich die Frage des Lärmschutzes – insbesondere, wenn Absaugeinrichtungen und Anlagen 24 h betrieben werden. Meist sind entsprechende Lärmminderungsmaßnahmen und Schallschutzmaßnahmen erforderlich.

Bei innerörtlichen Standorten ist die Frage der Abluftableitung aus Bodenluftsanierungsanlagen eine wichtige Frage, da die Abluft nicht in einen Hinterhof einströmen sollte. Daher sind entsprechend hohe Abluftkamine zu berücksichtigen, so dass die Abluft sich gut in der Atmosphäre verteilen kann.

Wartungsarbeiten oder sonstige Tätigkeiten an einer Anlage erfordern Abstimmungen und Informationen mit den Anwohnenden. Gegebenenfalls müssen die Zugänglichkeiten zur Sanierungsfläche und Anlage geklärt und im Vorfeld entsprechende Absprachen getroffen werden. Angeraten ist auch eine messtechnische Überwachung solcher Arbeiten.

Der visuelle Eindruck einer Sanierungsanlage ist für deren Akzeptanz in der Öffentlichkeit ebenfalls von Bedeutung. Im Projektbeispiel Oberursel waren für den zu Beginn stattfindenden Pilotbetrieb die Absaugeinrichtungen (Absaugleitungen, Rohrleitungen, Kabel) offen verlegt. Eine Installation unterflur hat bei der Durchführung der Hauptsanierung zu einer größeren Akzeptanz für die Anlage bzw. für die Sanierung beigetragen.

Während der Sanierung – im vorliegenden Beispiel der DLI-Sanierung - ist zu klären inwieweit auch andere Maßnahmen zu gesunden Wohn- und Arbeitsverhältnissen beitragen bzw. zusätzlich beitragen können. Im vorliegenden Fall waren Raumluftreinigungsgeräte im Einsatz bzw. wurden bei zwei Gebäuden Zwangsbelüftungen installiert, die für einen lüftungsunabhängigen Austausch der Raumluft sorgten.

Die Anwendung und der Einsatz der DLI am Standort konnte mit einigem technischen und baulichem Einsatz bestätigt werden. Eine vorgeschaltete Pilotanwendung zur Verifizierung der Einsatzmöglichkeiten und auch deren Grenzen wird bei kritischen Fällen empfohlen. Alternative Sanierungstechniken waren am Standort aufgrund des Baubestands und den hydraulischen Bedingungen problematisch. Die erfolgreiche Anwendung der DLI war sowohl technisch als auch monetär mit hohem Einsatz verbunden, was durch die hohe Massenentfrachtung als angemessen erscheint. Insbesondere, wenn der Aufwand für Monitoring, Öffentlichkeitsarbeit, Analysen und Betreuung deutlich über den Kosten für Energie oder für die Sanierungsanlage liegt.

Die wesentliche Erkenntnis hinsichtlich der Planung und Kostenermittlung thermisch unterstützter Verfahren war die Erfordernis den Schadstoffaustrag basierend auf dem Gehalt an organischem Material auf dem Bodenkörper in die Berechnungen einzubeziehen.

Literatur

[1] Koschitzky, H.-P., Trötschler, O., Limburg, B., Hirsch, M., Weiß, H., (2008). Steam-air injection for in-situ groundwater and soil remediation: pilot application at the former industrial site in Zeitz, Germany. In: F&U Confirm Publisher, Leipzig, Germany: Proceedings of ConSoil 2008, LeS E.4, Mailand, 03. – 06.06.2008, ISBN 978-3-00-024598-5

[2] Awandu, W. (2018). Determination of mass transfer rates of Contaminants during Steam-Air Enhanced in-situ remediation process, Master Thesis, course WAREM, VEGAS, Universität Stuttgart.

[3] Hülpüsch, D., Schrenk, V. & Trötschler, O. (2017). Kleiner Standort – große Herausforderung: Sanierung einer Boden- und Grundwasserverunreinigung unter besonderen Rahmenbedingungen mit Dampf-Luft-Injektion. S. 67 - 75. In: Altlasten annual 2016, Wiesbaden 2017, ISBN 978-3-89531-875-7.

[4] Schrenk, V, Herklotz, K., Trötschler, O., Gessner, J. & Strobehn, B. (2018). Thermische In-situ-Sanierung im innerörtlichen Bereich – Herausforderungen der Projektsteuerung. S. 61 – 66. In: 20. Symposium Strategien zur Sanierung von Boden & Grundwasser 2018, Frankfurt am Main

CKW-Sanierung Kreck in Haiger

Dieter Riemann
HIM GmbH, Bereich Altlastensanierung - HIM-ASG, Biebesheim

Bei der Fa. Kreck handelte es sich um einen metallverarbeitenden Betrieb, der seit 1964 Edelstahl-Kochgeschirr herstellte. Hierbei erfolgte der Einsatz von LHKW zur Metall-Entfettung. Der durch den unsachgemäßen Umgang eingetretene LHKW-Schaden wurde 2010 im Zuge eines geplanten Grundstücksverkaufs erkannt. Es liegen Belastungen im Boden, im Grundwasser und in der Raumluft von Wohnhäusern im GW-Unterstrom des Werksgeländes vor. Betroffen waren zwei GW-Leiter (Quartär und darunter liegendes Devon). Erste Sanierungsarbeiten wurden noch im Jahr 2010 aufgenommen, wobei diese Arbeiten zunächst in Eigenregie des Unternehmens bis 2015 erfolgten. Danach trat die Insolvenz des Unternehmens ein, wodurch die Sanierungsarbeiten ins Stocken gerieten. Der Fall wurde schließlich im Herbst 2015 durch die HIM-ASG übernommen.

Im Rahmen der Grundlagenermittlung, die den ersten Schritt bei der Projektübernahme darstellte, wurde u. a. der Zustand der bereits bestehenden Sanierungsanlagen daraufhin überprüft, ob diese dem Stand der Technik entsprechen. Darüber hinaus wurde beurteilt, ob die Anlagen ausreichend dimensioniert sind, die bekannten Schadstoffe effektiv abreinigen können und störungsarm betrieben werden können. Ergänzend wurde überprüft, ob zu dem Standort ausreichende Kenntnisse zur geologischen und hydrogeologischen Situation vorliegen (Standortmodell).

Auf Basis der Grundlagenermittlung erfolgte eine Defizitanalyse zum Projekt. Es zeigte sich hierbei, dass erhebliche Kenntnislücken und Unzulänglichkeiten bestehen. So lagen beispielsweise keine Kenntnisse zur Lage der Schadstoffquellen vor; eine historische Erkundung (HE) fehlte. Es waren bislang keine verlässlichen Daten zu möglichen anderen Kontaminanten (neben LHKW) erhoben worden. Die Gesamtheit der bislang betriebenen Sanierungsanlagen war störanfällig und entsprach nicht dem Stand der Technik. Die Modellvorstellung zur Schadstoffausbreitung im Grundwasser war rudimentär bzw. in Teilen nicht plausibel. Das geologische / hydrogeologische Standortmodell war unvollständig; Daten lagen nur für das oberflächennahe Quartär vor. Hinsichtlich einer Brunnengalerie an der Werksgrenze ergaben sich erhebliche Bedenken bezüglich deren Funktionstüchtigkeit. Da die Schadstoffquellen auf dem Werksgelände unbekannt waren, wurden dort keine Sanierungsmaßnahmen ausgeführt. Abschließend wurde festgestellt, dass den Raumluftbelastungen in drei Wohnhäusern, die bei Projektübernahme z.T. Raumluftkonzentrationen über dem entsprechenden Grenzwert der 2. BImSchV aufwiesen, durch technischen Maßnahmen zu begegnen war.

Auf Basis der Defizitanalyse erfolgte die Festlegung der erforderlichen Maßnahmen. Es wurde dabei unterschieden in vordringliche Maßnahmen und in Folgemaßnahmen, die im Anschluss ausgeführt werden sollen.

Als Sofortmaßnahmen wurde der Aufbau einer projektspezifischen Datenbank für alle Labor- und Betriebsdaten und die Ausführung einer HE eingestuft. Darüber hinaus war die Erhebung ergänzender Daten zum Schadstoffinventar und zur Ausbreitung im Grundwasser (Messstellenbau) erforderlich. Das Standortmodell war durch die Ausführung ergänzender Bohrungen und hydraulische Tests (Pumpversuche) zu verbessern. Ein weiterer wesentlicher Punkt war der Ersatz bzw. die Ertüchtigung der bislang betriebenen, unzulänglichen Sanierungsanlagen.

Anhand des ausgeführten Messstellenbaus und der ergänzenden Pumpversuche konnte der Grundwasserschaden in seiner Intensität und räumlichen Ausbreitung adäquat abgebildet werden.

Es wurde festgestellt, dass das Grundwasser am Standort neben LHKW auch geogen bedingt erhöhte Schwermetalle über dem GFS-Wert aufweist, die im bisherigen Sanierungsbetrieb nicht entfernt und somit dem Vorfluter aufgegeben wurden. Insofern wurde im Zuge des Neubaus der Wasseraufbereitungsanlagen auch deren Ausstattung mit Schwermetall-Ionentauscher erforderlich. Der ausgeführte Neubau der Sanierungsanlagen trug neben einer erheblichen Verbesserung der Sanierungswirkung auch zu einer höheren Maßnahmen-Akzeptanz bei den betroffenen Anwohnern bei.

Die erstmalige Erkundung des devonischen Grundwasserleiters ergab, dass dieser ebenfalls erheblich mit LHKW beaufschlagt ist, wodurch sich ein bis dahin unbekannter Sanierungsbedarf ergab. Diesbezüglich erwies sich auch die bislang an der Werkssüdgrenze betriebene Abwehr-Brunnengalerie als nicht wirksam, da diese ausschließlich im Quartär betrieben wurde. Auf Basis der neuen Erkenntnisse wurde eine neue Sicherungsgalerie geplant und ausgeführt. Die Sanierungskonzeption ermöglichte die gleichzeitige Wasserfassung von belastetem Grundwasser des Quartärs und des Devons durch Schotteraustauschbohrungen, die als Vertikaldränagen fungieren. So wird das belastete quartäre Grundwasser in das Devon abgeführt und dort von Brunnen gefasst. Die Systemauslegung erfolgte durch ein lokales Grundwasserströmungsmodell.

Zur Limitierung der Raumluftbelastungen in den drei Wohnhäusern wurden dort Raumluftreinigungsgeräte installiert. Hierbei kamen handelsübliche Geräte zum Einsatz, die jedoch mit selbstentwickelten Aktivkohlefilter-Patronen versehen wurden. Letzteres ermöglichte den Einsatz größerer Aktivkohlemengen und führte zu einem höheren Wirkungsgrad. Im Umfeld eines Wohnhauses wurde zudem eine Bodenluftabsaugung eingerichtet. Im Projektverlauf konnte durch diese Maßnahme eine Verringerung der Raumluftbelastungen erreicht werden. Alle ehemals hoch belasteten Wohnhäuser zeigen mittlerweile einer Unterschreitung des projektspezifisch definierten Zielwertes. In einem der Häuser konnten bereits die Innenluft-Reinigungsmaßnahmen eingestellt werden.

Nach Abschluss der Sofortmaßnahmen konnte mit der Bearbeitung der ebenfalls bedeutsamen Folgemaßnahmen begonnen werden. Diese bezogen sich i. W. auf das Werksgelände, das bis dahin hinsichtlich der Schadstoffquellen noch nicht erkundet worden war und auf dem noch keine Sanierungsmaßnahmen erfolgten. Es wurden zunächst die primären Schadstoffquellen durch rasterförmige Boden- und GW- Untersuchungen identifiziert.

Die rasterförmige Untersuchung auf dem Werksgelände bildete die Basis für alle folgenden Sanierungsmaßnahmen. Hierbei wurden in einem Raster von 10 x 10 m Bohrungen im Quartär bis in die oberen Zonen des Devons niedergebracht. Bodenproben wurden tiefen-horizontiert entnommen und auf LHKW und auf weitere Schadstoffe untersucht. Dadurch konnte ein dreidimensionales Boden-Belastungsbild für das Werksgelände erstellt werden. Durch ergänzende GW-Probennahmen an jedem Bohrpunkt ergab sich zudem ein räumlich eng aufgelöstes Bild zur GW-Belastung. Es zeigte sich, dass erhebliche Boden- und Grundwasserbelastungen mit LHKW vorliegen (bis ca. 10.000 mg/kg TS bzw. ca. 50.000 µg/l).

Auf Basis der Erkundung wurden in den identifizierten Hauptbelastungszonen Sanierungsbrunnen hergestellt. Diese zeigen erhebliche Schadstoffaustragsraten und bilden ein wichtiges Element bei den GW-Sanierungsarbeiten, da eine Wasserentnahme direkt am Schadensherd erfolgt.

Der überwiegende Teil der Bodenbelastungen, die die GW-Belastungen hervorrufen, ist unterhalb der bestehenden Bebauung angesiedelt und erreicht große Tiefen (bis > 7 m u. GOK). Die Bodenbelastungen sind somit nicht nur im überlagernden Quartär festgestellt worden, sondern reichen bis in das liegende Devon und dem dort ausgebildeten Kluftgrundwasserleiter.

Zur Unterstützung und Verkürzung der GW-Sanierungsarbeiten wurde der Bedarf zu lokalen Bodensanierungen festgestellt. Zur Vorbereitung der Bodensanierungsarbeiten waren zunächst Verschmutzungsbereiche zu definieren, für die Dekontaminationsmaßnahmen besonders vordringlich sind. Bei der Auswahl der Rangfolge stand die Wirksamkeit und Nachhaltigkeit hinsichtlich des GW-Schutzes im Vordergrund. Eine Auswahl der vordringlich zu sanierenden Geländebereiche erfolgte auf Basis einer

teilflächenspezifischen Beurteilung des jeweiligen Belastungsgrads und der Tiefereichweite. Ergänzt wurde die Beurteilung durch eine Betrachtung zum spezifischen Sanierungs-Aufwand. Hierfür wurde die teilflächenspezifische Bodenmasse (t) ermittelt, die zur Eliminierung von 1 kg LHKW zu behandeln wäre und der Quotient bei der Priorisierung berücksichtigt.

Im Rahmen einer Studie wurden sodann für die prioritären Boden-Belastungszonen mögliche Sanierungsverfahren beschrieben und hinsichtlich ihrer Effektivität (u.a. Nachhaltigkeit und Wirtschaftlichkeit) gegeneinander abgewogen. Im Ergebnis zeigte sich, dass eine Verringerung des Schadstoffinventars in tiefreichenden und überbauten Bodenbelastungen durch Bodenluftabsaugmaßnahmen als geeignetes und mildestes Mittel am sinnvollsten zu realisieren ist. Als problematisch für die Verfahrensanwendung wurde jedoch das in der Absaugzone hoch anstehende Grundwasser angesehen, welches sanierungsvorbereitend abgesenkt werden musste.

Durch ein entsprechendes Sanierungskonzept wurde eine Grundwasserentnahme im Devon konzipiert, durch diese sollte eine GW-Absenkung im darüber angeordneten Quartär und damit im Absaugbereich eintreten. Die hydraulische Verbindung zwischen Quartär und Devon war durch das Vorhandensein einer Ton-Trennlage eingeschränkt und musste verbessert werden. Hierzu sollten Vertikal-Dränelemente dienen. Als Vertikaldränelemente wurden die ohnehin vorgesehenen Bodenluftabsaugpegel verwendet, die dazu mit schottergefüllten „Bohrmehrtiefen“ bis in das unterlagernde Devon niedergebracht wurden.

Neben dem GW-Absenkkonzept wurde ebenfalls die eigentliche BL-Sanierung konzipiert. Festzulegen war u. a. die Ausbauform, der Rasterabstand und die Tiefe der Absaugpegel. Hinsichtlich des zu erwartenden Schadstoffaustrags und der pneumatischen Wirkreichweite wurden Prognosen auf empirischer Basis aufgestellt. Aufgrund des inhomogenen Bodenaufbaus wurde, vor einem großmaßstäblichen Verfahrens-Einsatz, die Errichtung eines Absaug-Testfeldes in einem hot-spot-Bereich vorgesehen. An diesem sollten die im Konzept beschriebenen Betriebsbedingungen durch Feldmessungen verifiziert werden. Erst im Anschluss waren die Erweiterung des Absaugpegel-Feldes und die endgültige Auslegung der Reinigungsanlagen vorgesehen.

Nach Errichtung des Absaug-Testfeldes (10 Pegel; 7 m Tiefe; 3,5 m Rasterabstand) und der erforderlichen GW-Absenkbrunnen im Devon erfolgte eine Kontrolle der im Sanierungskonzept vorläufig angenommenen Betriebsbedingungen und eine erste Beurteilung hinsichtlich des zukünftigen Maßnahmen-Erfolgs. Es wurde festgestellt, dass es durch die gewählte Bauform der Absaugpegel (vertikale Dränelemente) tatsächlich zu einer Entwässerung des Absaugbereiches kommt und dass die hergestellten Devon-Brunnen z. T. erhebliche LHKW-Austräge ermöglichen. Ferner zeigte sich anhand von Reaktions-Versuchen, dass der gewählte Rasterabstand zwischen den Absaugpegeln eine pneumatische Abdeckung des gesamten Absaugbereiches erwarten lässt.

Basierend auf den Ergebnissen des Testfeldbetriebs wurde eine Erweiterung des Absaugfeldes (Bau von 50 weiteren Absaugpegel und von 3 Devon-Brunnen) vorgenommen und somit die Voraussetzung für die großmaßstäbige Verfahrens-Anwendung geschaffen.

Bei der Projektierung der endgültigen Absaug- und Filteranlagen wurde besonders darauf geachtet, dass eine größtmögliche Flexibilität hinsichtlich der sich ggf. zukünftig ändernden Betriebsbedingungen gewährleistet ist. Die Anlagen waren so auszulegen, dass diese sowohl bei ansteigenden als auch bei geringeren Luftvolumenströmen und Luft-Belastungen wirtschaftlich betrieben werden können. Entsprechende Veränderungen der Rahmenbedingungen könnten bei einer Erweiterung der Bodenluftabsaugung bzw. bei einem fortschreitenden Sanierungserfolg eintreten. Im Rahmen einer Wirtschaftlichkeitsbetrachtung wurde u.a. deshalb dem Betrieb einer Luftaktivkohle-Filteranlage gegenüber einer KatOx-Abluftreingung der Vorzug gegeben und die Verwendung mehrerer (einzeln zu- und abschaltbarer) frequenzgesteuerter Seitenkanalverdichter berücksichtigt.

Für den Einsatz einer AK-Filteranlage sprach auch das am Standort vorherrschende LHKW-Einzelsubstanzspektrum. Dieses wird durch die sehr gut an Aktivkohle absorbierbare Einzelsubstanz

PCE beherrscht, während schlecht absorbierbare Stoffe (z. B. DCE und VC) praktisch keine Rolle spielen. Aufgrund der hohen Anzahl angeschlossener Bodenluftabsaugpegel wurde zudem die Errichtung eines separaten Mess- und Regelcontainers vorgesehen, in den die Absaugleitungen münden. In dem Regelcontainer können die Luftvolumenströme der einzelnen angeschlossenen Pegel bzw. Pegelgruppen durch Schwebekörper-Durchflussmesser überwacht und separat geregelt bzw. durch parallele Messungen der Schadstoffkonzentrationen die jeweils optimalen Betriebsbedingungen eingestellt werden.

Die BL-Absaugung kann als besonders erfolgreich beurteilt werden, so wurden in rund 3 Jahren Betrieb bereits ca. 4,2 t LHKW ausgetragen und die GW-Sanierung entsprechend entlastet. Neben dem Sanierungserfolg ist auch eine besondere Wirtschaftlichkeit gewährleistet. So betrugen die spezifischen Kosten zur LHKW-Eliminierung in den letzten 3 Jahren ca. 70 Euro/kg LHKW (Anlagenbetrieb, Miete, Energie- und Aktivkohleverbrauch).

Ergänzend zu den Bodenluft-Absaugmaßnahmen, die in überbauten und tief reichenden Schadensbereichen erfolgen, sind ebenfalls lokale Bodenaustauschmaßnahmen ausgeführt worden. Diese erfolgten in Freiflächenbereichen, in denen die Bodenbelastungen geringere Tiefenreichweiten aufwiesen.

Seit Fallübernahme durch die HIM-ASG (Herbst 2015) wurden durch die Sicherungs- und Sanierungsmaßnahmen bereits ca. 4.920 kg LHKW aus dem gesättigten und ungesättigten Bereich entfernt, davon ca. 4.200 kg anhand der Bodenluftabsaugmaßnahmen.

Im Zeitraum 2010 – 2015, in dem die Sanierungsarbeiten in Eigenregie der Fa. Kreck erfolgten, konnten rund 500 kg LHKW aus dem Untergrund eliminiert werden.

Aufgrund des erheblichen Erfolges der Bodenluftabsaugmaßnahmen ist vorgesehen, diese zukünftig auszuweiten. Wegen rückläufiger Schadstoffkonzentrationen im Grundwasser wird zudem perspektivisch die testweise Außerbetriebnahme einer Wasseraufbereitungsanlage im Fahnenbereich möglich werden.

Hochauflösende Schadenserkundung in Koppelung mit intelligenter Injektionsstrategie neuer Wirkstoffe zur Elimination von Grundwasserschäden

Mark Zittwitz, Gordon Bures, Sensatec GmbH, NL Berlin
Dr. Stephan Hüttmann, Sensatec GmbH, Kiel

Die Wirksamkeit und Effektivität verschiedener Verfahren zur In-situ Sanierung kontaminierter Standorte ist durch zahlreiche erfolgreiche Praxisbeispiele belegt. Als „best operation procedure“ für die In-situ Sanierung von Grundwasserschäden wird dabei die Einbringung und Verteilung der Wirkstoffe in zyklischer, semikontinuierlicher oder kontinuierlicher Art und Weise in Verbindung mit einer aktiven Verteilung durch Grundwasserzirkulationssysteme angesehen. So wird ein optimaler Kontakt zwischen Wirk- und Schadstoff gewährleistet sowie die Gefahr von Über- oder Unterdosierungen vermieden. Ein erfolgreicher Abschluss der Sanierung mit Übergang in ein MNA kann bei fachgerechter Durchführung der Sanierungsmaßnahmen basierend auf einer qualifizierten Erkundung innerhalb von drei Jahren erwartet werden.

Durch intensive Grundstücksnutzungen oder den im Zuge einer Grundstücksentwicklung /-bebauung entstehenden Zeitdruck ist die Implementierung von kontinuierlich betriebenen Zirkulationssystemen nicht immer möglich. Vor dem Hintergrund der Wohnungsknappheit in urbanen Räumen beschränkt sich das für die Sanierung kontaminierter Standorte zur Verfügung stehende Zeitfenster immer häufiger auf wenige Wochen oder Monate. Neben den (teuren) Austauschverfahren wie Großlochbohrungen oder dergleichen bzw. langfristig zu betreibenden Sicherungsverfahren an der Grundstücksgrenze, beschränken sich die Möglichkeiten für eine aus Kostensicht sehr attraktive In-situ Sanierung auf die einmalige Injektion von Wirkstoffen in den kontaminierten Untergrund.

Zu den Erfolgsfaktoren einer solchen In-situ Maßnahme gehören detaillierte Kenntnisse des Untergrundes und der Schadstoffverteilung, die durch hochauflösende Methoden (MIP-, EC-, HPT-, und Liner-Sondierungen sowie horizontierte Grundwasserprobennahmen) erlangt werden können.

Herkömmliche Probleme bei der Infiltration von Wirkstoffen wie die ungleichmäßige Verteilung um die Infiltrationselemente aufgrund der Bevorzugung der Wege des geringsten hydraulischen Widerstandes sowie die Ausbildung von Vorzugswegsamkeiten bei mehrmaliger Infiltration, die letztlich zu einem Nebeneinander von Über- und Unterdosierungen führen, werden durch die horizontgezielte Ausführung von Direct-Push-Injektionen mit speziellen Injektionsspitzen, die aufgrund geringer Kosten ein sehr enges Bohrraster ermöglichen, gelöst.

Können Wirkstoffe lediglich mittels einer einzigen Injektion appliziert werden, wird die einbringbare Wirkstoffmenge durch deren Löslichkeit und das Porenvolumen limitiert. Diese Limitation wird durch die Injektion von Wirkstoffsuspensionen, sogenannten „Feststoffinjektionen“ (Aufhebung der Massenlimitation durch die Löslichkeit) mittels Environmental Fracturing (Aufhebung der Mengenlimitation durch das Porenvolumen) überwunden.

Die am häufigsten eingesetzten Wirkstoffe für die Implementierung einer mikrobiellen reduktiven Dechlorierung von LCKW (Melasse) oder die Initiierung einer In-situ chemischen Oxidation (Fentons Reagenz) haben gemeinsam, dass sie im Untergrund rasch verbraucht werden. Dem gegenüber stehen neu entwickelte, komplexe Wirkstoffformulierungen mit mehrstufiger Wirkungsweise, die auf eine

lange Wirkdauer und eine Freisetzung der Wirkstoffe, die dem zeitlichen Verlauf einer In-situ Maßnahme angepasst ist, optimiert wurden. Spezielle Zusätze dienen der Unterbindung von Störreaktionen wie z. B. unerwünschte pH-Wert-Änderungen.

Unter Berücksichtigung der vorgenannten Erfolgsfaktoren bzw. der vorgenannten Lösungsansätze ist es möglich, In-situ Sanierungen mittels einmaliger Zugabe von Wirkstoffen in den Untergrund erfolgreich umzusetzen, was anhand von Praxisbeispielen belegt wird. Dies ist jedoch deshalb nicht automatisch auf jeden Standort übertragbar. Das Treatment-Train-Konzept sowie das Konzept der Sanierungsprozess-Optimierung werden in aller Regel weiterhin anzuwenden sein.

Zuverlässige Informationen über die örtliche Grundwasserfließsituation sind bei Standort-untersuchungen von zentraler Bedeutung. Dazu werden Grundwasserfließmodelle konventionell auf Basis von Grundwasserspiegeldifferenzen benachbarter Brunnenpegel erstellt. Diese typischerweise zweidimensionalen Modelle liefern für standortbezogene Fragestellungen häufig nicht die erforderliche kleinskalige Auflösung, um Fließbewegung standortgenau abzuleiten oder um Fließstrukturen im Untergrund tiefendifferenziert aufzuzeigen.

Air-Sparging unter schwierigen geologischen Verhältnissen

Heinz Meier, Dr. Stefan Bucher
Z – Design Umwelttechnik, Owingen

1 Einleitung

Air-Sparging ist im Bereich der Altlastensanierung eine etablierte Methode für In-situ Sanierungen, die bei vielen Schadensfällen eine effiziente Sanierung von Altlasten ermöglicht.

Bei Überlegungen für Sanierungsmaßnahmen wird das Air-Sparging-Verfahren traditionell bei „einfachen“ geologischen Verhältnissen, also bei Schadensfällen mit gut durchlässigem Untergrund und ausreichendem Flurabstand des Grundwassers, in Erwägung gezogen.

Es gibt Situationen, bei denen das Air-Sparging-Verfahren jedoch, aus unterschiedlichen Gründen, auch bei geologisch „schwierigen“ Verhältnissen zum Einsatz kommen kann.

Die folgende Tabelle 1 zeigt fünf Fallbeispiele solcher Schadensfälle mit „schwierigen“ geologischen Verhältnissen, bei denen Air-Sparging an verschiedenen Standorten mit unterschiedlichen Schadstoffen und unterschiedlicher Geologie, sowie mit unterschiedlichen Zielsetzungen für die Sanierungsmaßnahme, erfolgreich eingesetzt werden konnte.

	Geologie	Standort	Schadstoff	Zielsetzung
1	**Festgestein**	Ehemalige Chemisch-Reinigung, Hessen	LHKW (Per)	Reduzierung von Schadstoffen in der Quelle zur Verhinderung einer „Ewigkeitssanierung“
2	**Bindige Sedimente**	Aktive Tankstelle, Belgien	Benzol/ BTEX/ MTBE/ MKW/ C_5 – C_{10}	Quell-Sanierung des Untergrundes in Verbindung mit Bodenaushub durch Großloch-Bohrungen für Tankstellenneubau
3	**Halbgespannter Aquifer**	Ehemalige Tankstelle, S-Deutschland	Benzol/BTEX/ MTBE/PAK/ MKW/C_5 – C_{10}	Sanierung des Grundwassers nach Teilaushub und nicht effizienter P&T-Maßnahme
4	**Schadstoffreservoir in stark humosen bis torfigen Sedimentbereichen**	Abstrombereich einer ehemaligen Tankstelle, Österreich	Benzol/ BTEX	Reduzierung Konzentrationen im GW-Abstrom
5	**Bindige Sedimente**	Industriestandort, Schweiz	Aniline/ Nitrobenzol	Sanierung des Grundwassers im Rahmen eines Bauprojektes

Tab. 1: Übersicht Fallbeispiele Air-Sparging in schwierigen geologischen Verhältnissen

2 Überblick zu den Schadensfällen

Nachfolgend werden Detailinformationen zu den in Tabelle 1 aufgeführten Air-Sparging-Maßnahmen zusammengestellt:

2.1 Air-Sparging im Festgestein / Ehemalige Chemisch-Reinigung, Hessen

Standort: Hessen
Schadstoff: LHKW (PER)
Geologie: Festgestein, geklüftet
- Tonstein bis > 11 m
- GW-Stand ca. 8 m u. GOK

Schadensursache:
Verluste von PER am Abscheider
Sanierungsziele:
- Reduzierung der LHKW-Konzentration (Bodenluft) um 80 % (< 200 mg/m³)
- asymptotischer Verlauf der LHKW-Austragsrate
- Austrag > dem 10-fachen der bisherigen jährlichen Austragsmenge von 0,8 kg LHKW über P&T, also > 8,0 kg LHKW

Sanierungsdauer:
9 Monate aktiver Sanierungsbetrieb, erzielter Lösemittelaustrag ca. 52 kg

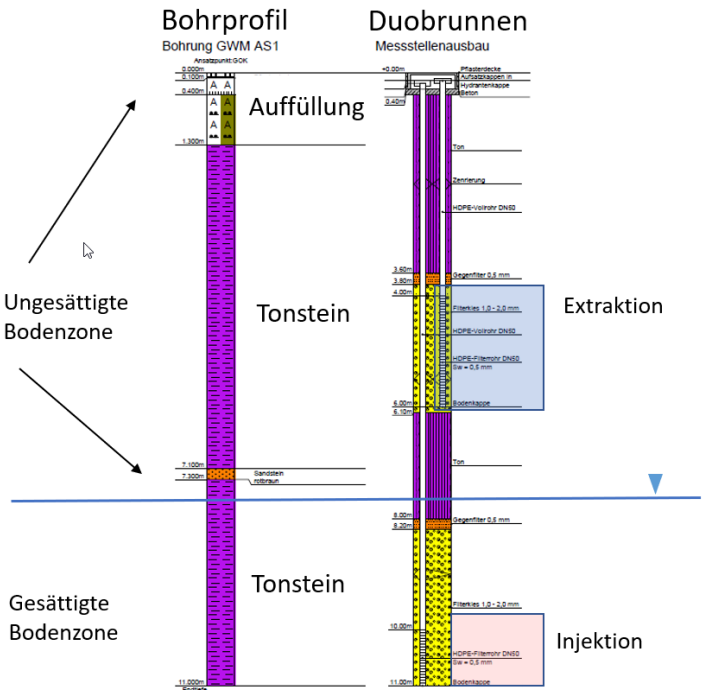

Abb. 1:
Geologisches Bohrprofil und Brunnenausbau

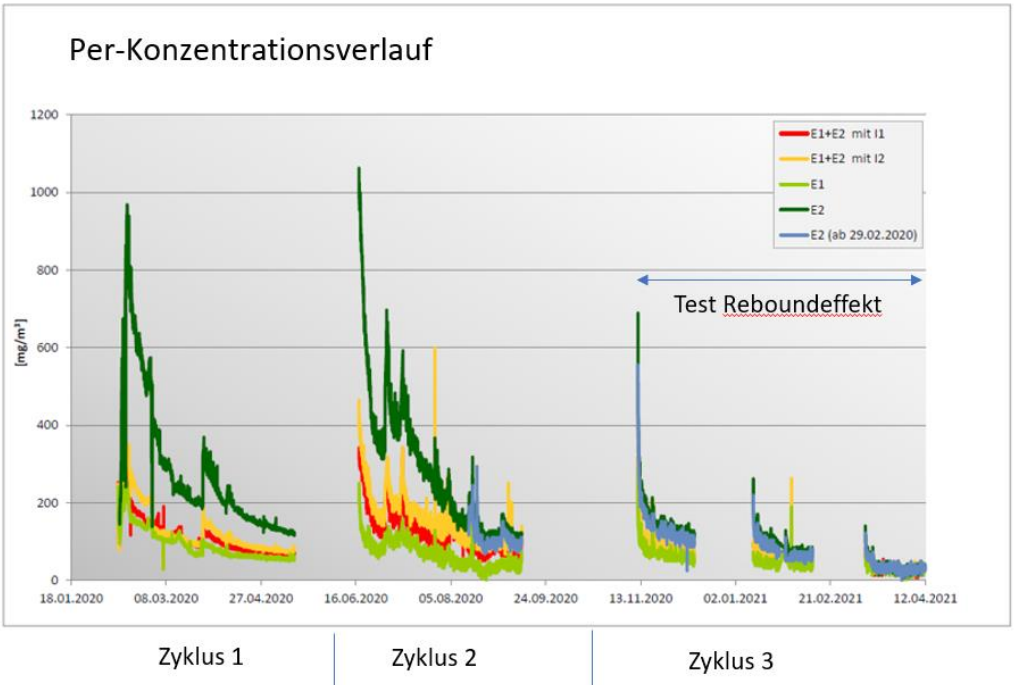

Abb. 2: Konzentrationsverlauf von LHKW (PER) über die Sanierungszeit

2.2 Air-Sparging in bindigen Sedimenten / Aktive Tankstelle, Belgien

Standort: Belgien
Schadstoffe:
Benzol/BTEX/MTBE/VOC
Geologie: bindige Sedimente
- bindige Sedimente > 14 m u. GOK
- GW-Stand ca. 10,0 m u. GOK

Schadensursache:
Leckagen bei alter Tankstelle
Sanierungsziele (in Belgien gültig):
- Benzol: < 150 µg/l
- BTEX: je Parameter definiert
- VOC ($C_5 – C_{10}$): < 7.500 µg/l
- MTBE: < 4.500 µg/l

Sanierungsdauer: 44 Monate

Abb. 3: Sanierung während aktivem Tankstellenbetrieb; rechts ist der Container (Sanierungstechnik) zu sehen

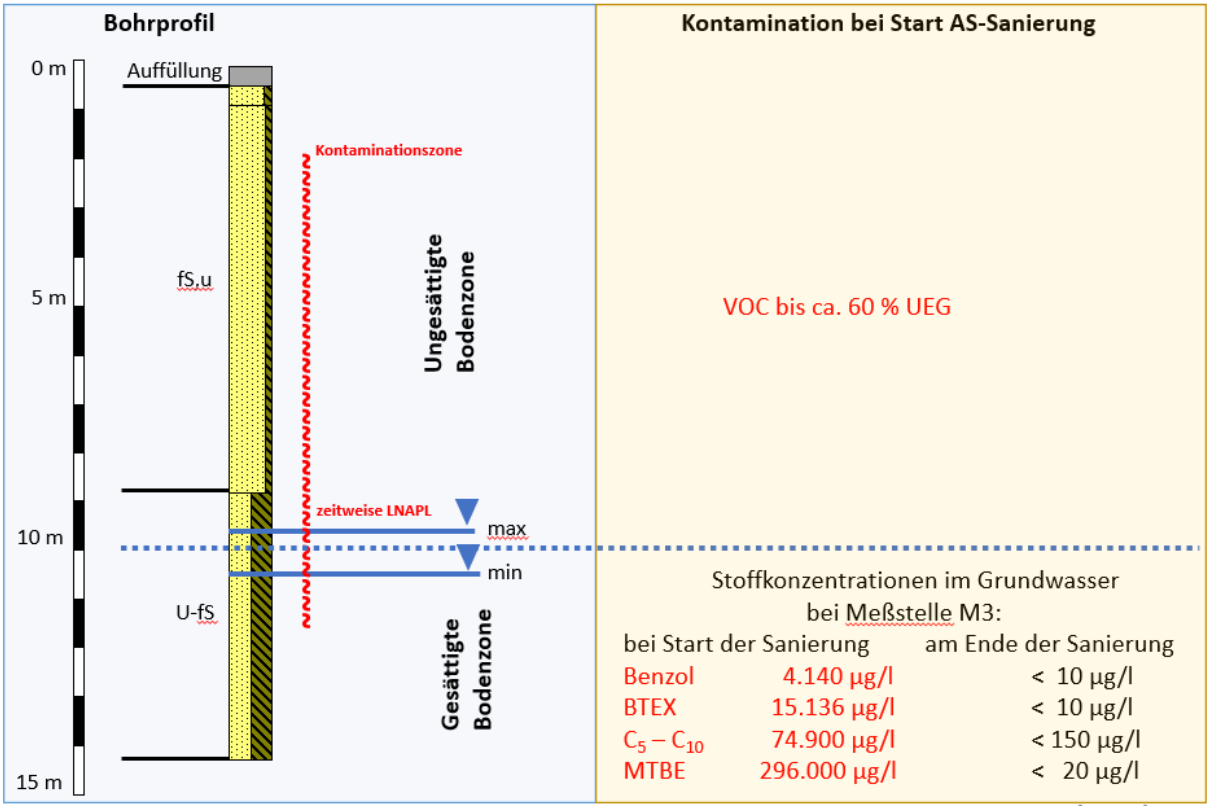

Abb. 4: Schematisches geologisches Profil und Schadstoffkonzentrationen

2.3 Air-Sparging im halbgespannten Aquifer / Ehem. Tankstelle, S-Deutschland

Standort: S-Deutschland
Schadstoffe:
Benzol/BTEX/MTBE/MKW/VOC/PAK
Geologie: bindige Bodenschichten

- geringdurchlässige ungesättigte Bodenzone bis ca. 5 m u. GOK
- halbgespanntes Grundwasser ca. 4.5 m – 5,5 m u. GOK
- geringmächtiger Aquifer

Schadensursache:
Leckage Tankstelle
Sanierungsdauer: 42 Monate

Abb. 5: Anlagentechnik zur Einzelpegelansteuerung vor Ort

Sanierungsziele:

- MKW: < 150 µg/l
- BTEX: < 20 µg/l
- Benzol: < 1 µg/l
- MTBE: < 15 µg/l

Beispiel für Reduzierung der Stoffkonzentrationen im Zentrum

MKW:	1.300 µg/l	→	0,1 mg/l
BTEX:	62.200 µg/l	→	10,8 µg/l
Benzol:	15.000 µg/l	→	3,1 µg/l *zusätzlich Frachtbetrachtung
MTBE:	740 µg/l	→	12,0 µg/l

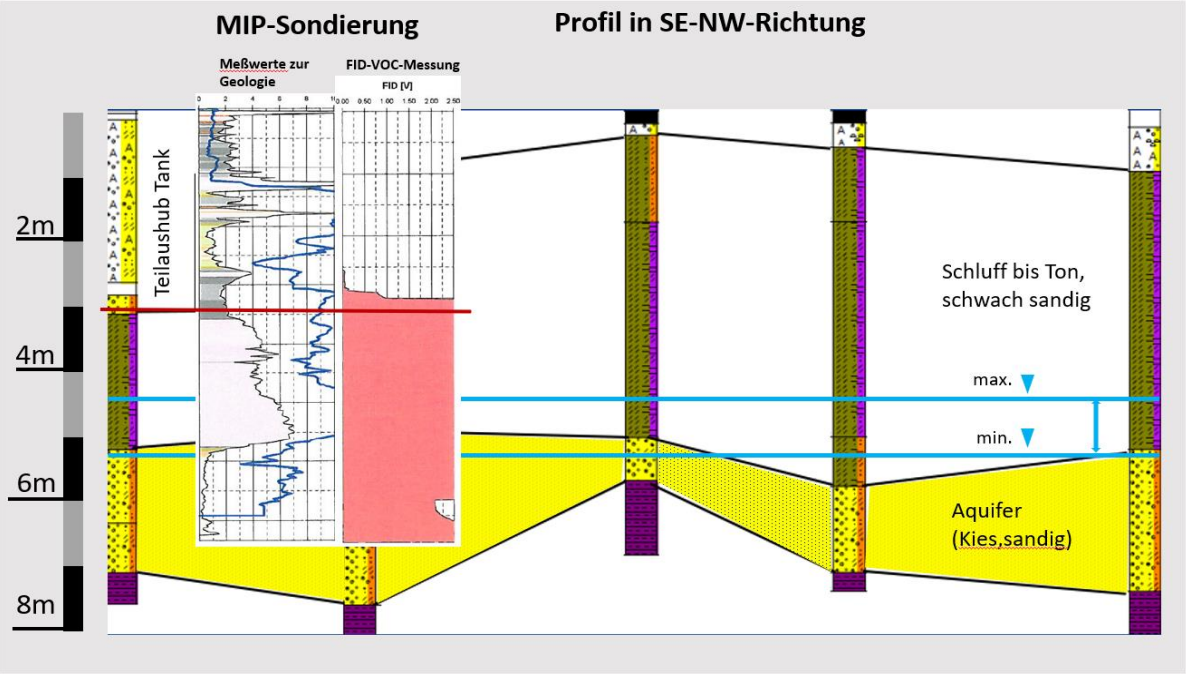

Abb. 6: Schematisches Profil in SE-NW-Richtung und Korrelation der MIP-Sondierung mit dem geologischen Bohrprofil im Bereich des Teilaushubes im Tankbereich

2.4 Schadstoffreservoir in Torfschicht / Ehemalige Tankstelle, Österreich

Standort: Österreich
Schadstoffe: Benzol/BTEX
Geologie:
Schadstoffreservoir in Torfbereichen

- torfige Sedimente im Grundwasserschwankungsbereich
- sandig, kiesiger Aquifer

Schadensursache:
Leckage ehemalige Tankstelle
Sanierungsziele:

- Reduzierung Schadstoffe im GW-Abstrom
- Pilotversuch wird nahtlos in Sanierung überführt

Sanierungsdauer:
13 Monate bis Freigabe der Behörde für Sanierungsende

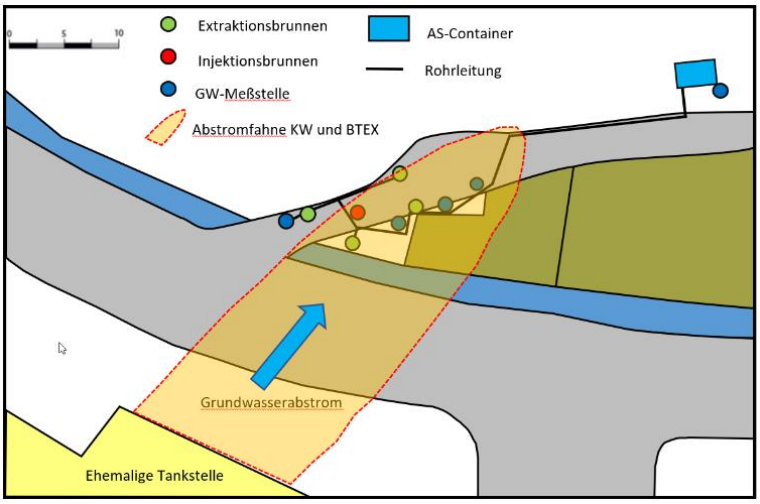

Abb. 7: Lageskizze

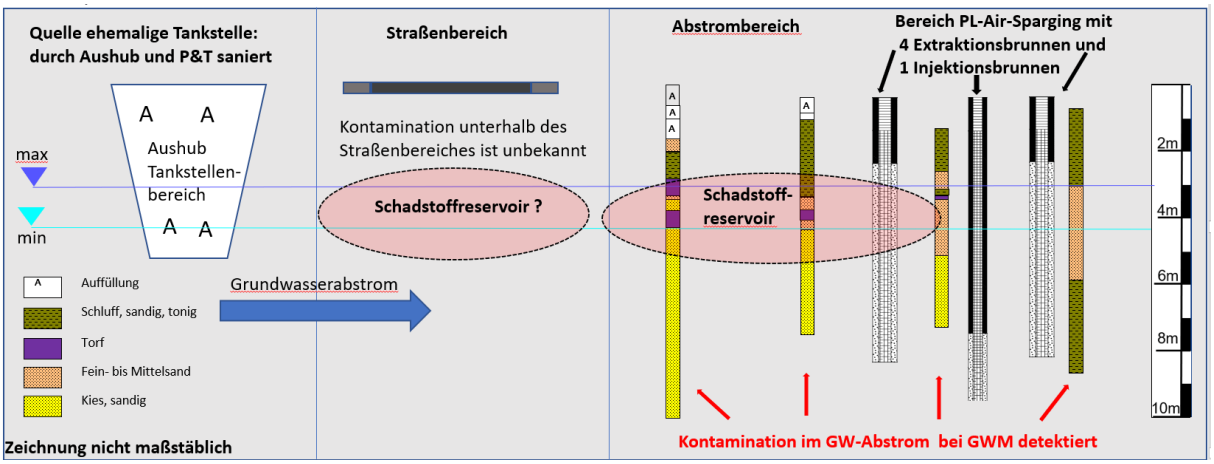

Abb. 8: Geologischer Aufbau

2.5 Bindige Sedimente / Air-Sparging während Bauprojekt, Schweiz

Standort: Schweiz
Schadstoff: Anilin / Nitrobenzol
Geologie:
- bindige Sedimente (Siltlagen) in ungesättigter Bodenzone
- und gesättigter Bodenzone

Schadensursache: unbekannt
Sanierungsziele:
- Beseitigung der unzulässigen Belastung im Schutzgut Grundwasser
- Schadstoffkonzentration in Grundwasser, das aus dem Kontaminationsbereich fließt, muss unter ½-K-Wert gemäß Altlasten-Verordnung der Schweiz liegen (für Anilin ½-K-Wert = 25 µg/l)

Sanierungsdauer: 29 Monate

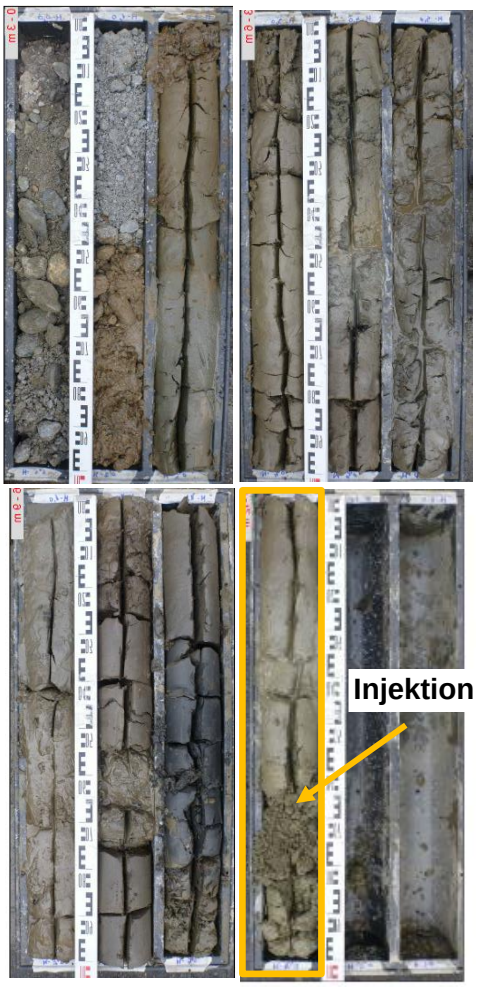

Abb. 9:
oben: Bohrkern von 0 bis 6 m;
unten: Bohrkern von 7 bis 10 m unter GOK

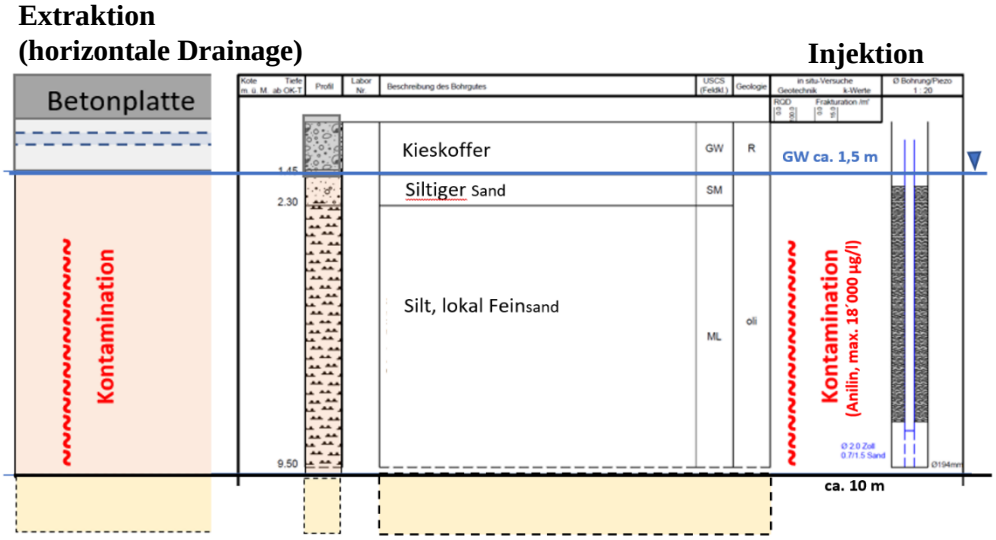

Abb. 10: Geologisches Profil mit Kontaminationsverteilung

3 Zusammenfassung

Die fünf Fallbeispiele zeigen, dass Air-Sparging nicht nur unter „einfachen“, sondern auch unter „schwierigen“ geologischen Verhältnissen eine funktionierende Sanierungsmethode darstellen kann.

Für den Erfolg der beschriebenen Fallbeispiele haben die nachfolgend aufgeführten Faktoren eine wesentliche Rolle gespielt:

- Festlegung der Sanierungsziele
- Qualität der Standortuntersuchungen
  (z. B. Schadstoffausbreitung, Geologie, Hydrogeologie, etc.)
- Steuerung und Regelung der Air-Sparging Anlagentechnik
  (z. B. Einzelpegelansteuerung, Regelung von Volumenströmen, Laufzeiteinstellungen, etc.)
- Datenerfassung der Air-Sparging Anlagentechnik und Datenauswertung
  (Konzentrationen, Betriebsdaten, Volumenströme, etc.)
- Angepasstes Brunnennetz für Injektion und Extraktion
  (Bohrbetreuung, Anzahl, Teufe, Ausbau, Lage von Filterstrecken, etc.)
- Zusammenwirken von Gutachter und Sanierer
  (z. B. Optimierungen zum Sanierungsverlauf anhand von Monitoringdaten und von Auswertungen der Daten der Air-Sparging-Anlagentechnik)

Zur Bewertung der Erfolgsaussichten und/oder zur Konkretisierung des Layouts von Air-Sparging bei „schwierigen“ geologischen Verhältnissen empfiehlt sich unter Berücksichtigung der Einzelfall-situation an den entsprechenden Standorten die Durchführung eines Pilotversuches.

Sauerstoffwände - Zur Entwicklung der aeroben In-situ-Sanierungs-Technologien in den letzten 20 Jahren

Dr. Karsten Menschner
CDM Smith Consult GmbH, Leipzig

1 Einführung zu den aeroben Sanierungstechnologien

An Hand einer Einordnung in die aktuellen Sanierungstechnologien und von persönlichen Fallbeispielen soll die Entwicklung der aeroben In-situ-Sanierungstechnologien in den letzten 20 Jahren umrissen werden.

Die Palette der aeroben In-situ-Sanierungstechnologien wird in den Rahmen der aktiven und passiven Grundwasser-Sanierungsverfahren allgemein sowie für LHKW-Sanierungen im Speziellen eingeordnet, im Weiteren mit der Entwicklung bis hin zu Sauerstoffwänden / Direktgasinjektion zum aeroben In-situ-Abbau von Schadstoffen wie Vinylchlorid.

Des Weiteren werden verschiedene Injektionstechniken und Substrate kurz vorgestellt.

Abb. 1: LHKW-Sanierungstechnologien im Grundwasser im Überblick

2 Aktives Airsparging mit Anwendungsfällen

Beim aktiven Airsparging zur Quellensanierung werden einige Fallbeispiele für die In-situ-Sanierung von LHKW, BTEX und MKW an Chemisch-Reinigungen, Tanklägern und Deponien vorgestellt.

Dabei sind sowohl Stand-Alone-Sanierungen als auch Step-by-Step-Sanierungen (Airsparging nach Großlochbohrungen) enthalten.

Spezielles Augenmerk wird auf die Charakterisierung der Möglichkeiten und Grenzen der Airsparging-Technologie im Sinne von „Lessons learned“ gelegt.

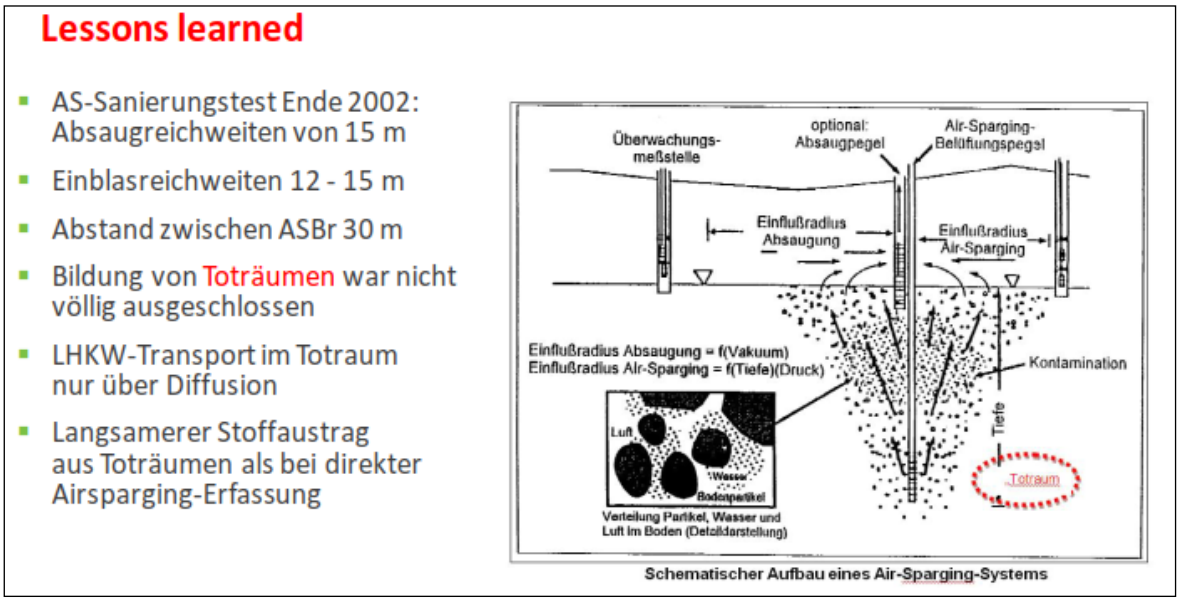

Abb. 2: “Lessons learned” zu Airsparging-Sanierungen

3 Passives iSOC® mit Anwendungsbeispielen

Als günstiges passives Verfahren in nachlaufenden Sanierungsphasen werden Erfahrungen mit dem iSOC®-Verfahren bei Grundwasserschäden mit Phenolen, MKW und LHKW vorgestellt, ebenso mit Charakterisierung der Vorteile und Nachteile.

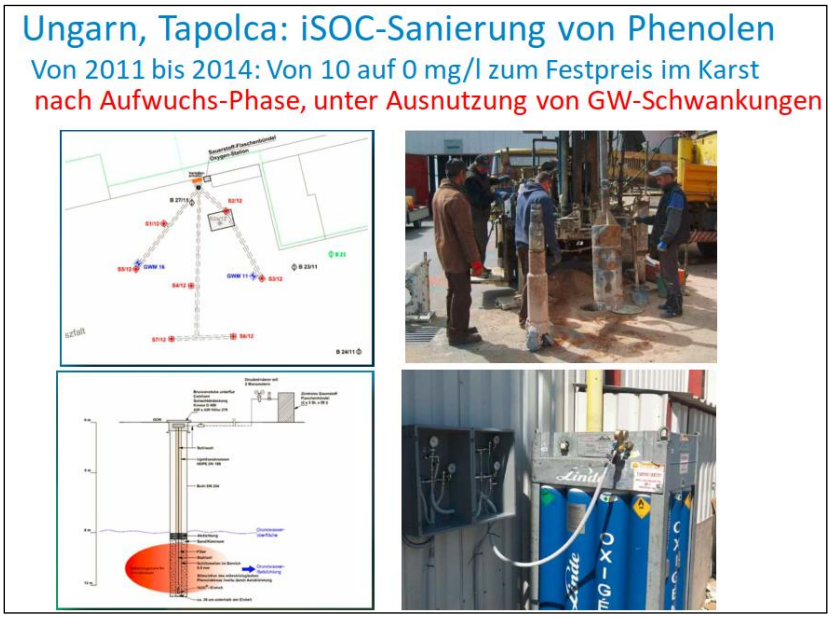

Abb. 3: Beispiel für in-situ-Sanierung mittel iSOC®-Verfahren

4 Aerobe Direktgasinjektion (DGI) für Sauerstoffwände

Als neueste Entwicklung wird die aerobe Direktgasinjektionstechnologie zur In-situ-Stimulation des aeroben mikrobiologischen Abbaus vorgestellt, hier für einen großflächigen Vinylchlorid-Schaden. Das Sanierungsprinzip lässt sich wie folgt beschreiben:

- Reinsauerstoff-Gasinjektionsgalerie quer zur GW-Fließrichtung zum Aufbau durchgängiger Aerobabbauzonen
- Stöchiometrisch vorberechnetes Einbringen von Reinsauerstoff in das Grundwasser mit speziellen Druckinjektionslanzen in verschiedenen Tiefenhorizonten
- Nachhaltige Sauerstoffeinlösung mit Schaffung einer vollflächigen Biooxidationszone zum mikrobiellen VC-Abbau unter Beachtung von Konkurrenzreaktionen

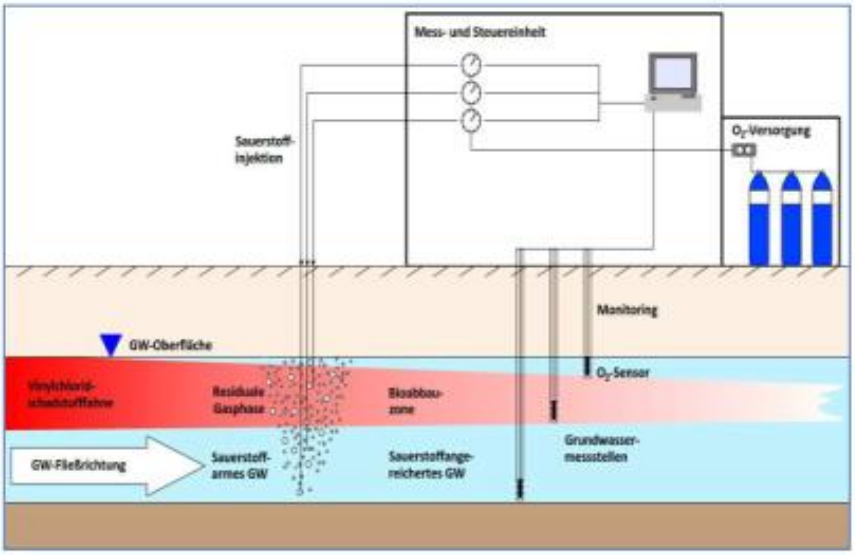

Abb. 4: Prinzipschema der DGI-Sanierung

Für eine 15-monatige DGI-Pilotsanierung (und Weiterbetrieb bis heute) wurde ein Testfeld für eine 50 m breite Sauerstoffwand mit 11 DGI-Lanzen quer zur Fließrichtung sowie mit einer Anstromkontroll-ebene und 4 Abstromkontrollreihen in Fließrichtung eingerichtet.

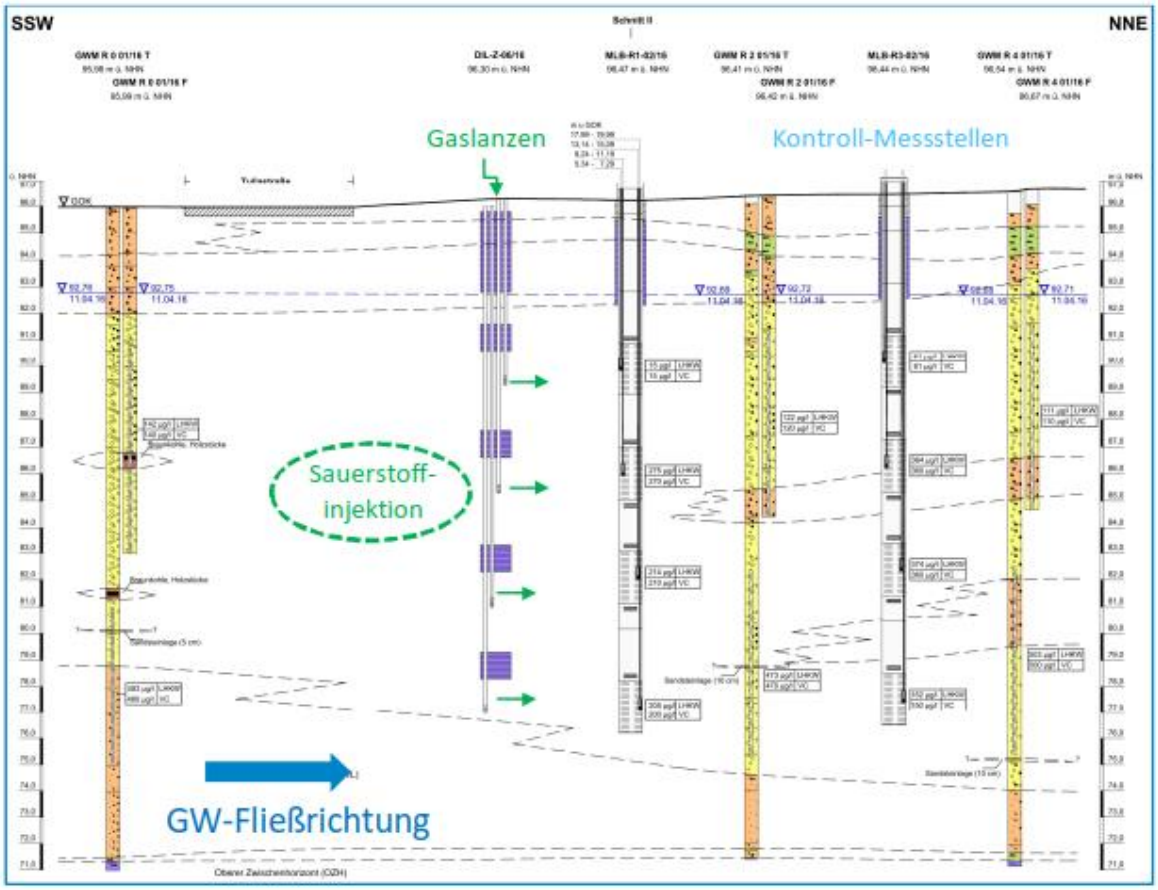

Abb. 5: Kombinierter Profilschnitt des DGI-Testfeldes, in GW-Fließrichtung

Sanierungsziele, Versuchsziele und Verlauf der Pilotsanierung sowie Bilanzierungs- und Erfolgsbewertungskriterien werden vorgestellt.

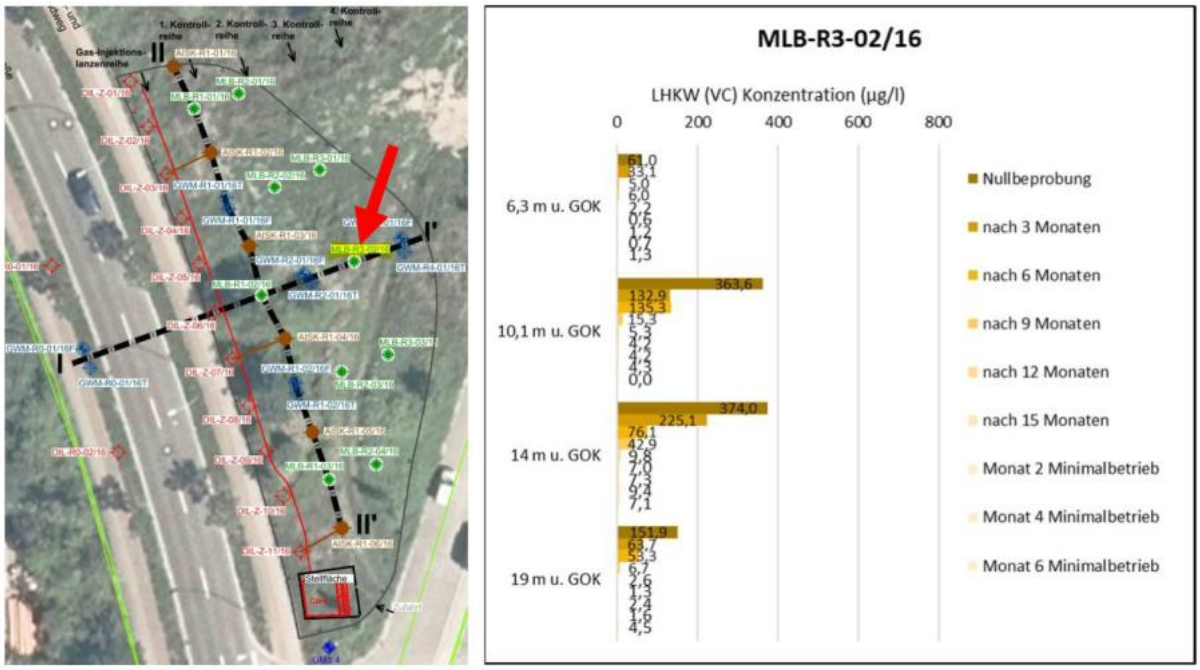

Abb. 6: In-situ-Testfeld mit 50-m-Sauerstoffwand und beispielhafter VC-Abbauverlauf

Schlussfolgerungen zu Dimensionierung und Sanierungsbetrieb werden abgeleitet und die planerische Umsetzung für die Full-Scale-Sanierung mittels 6 Sauerstoffwänden auf insgesamt 1200 m Länge bis maximal 30 m Tiefe aufgezeigt.

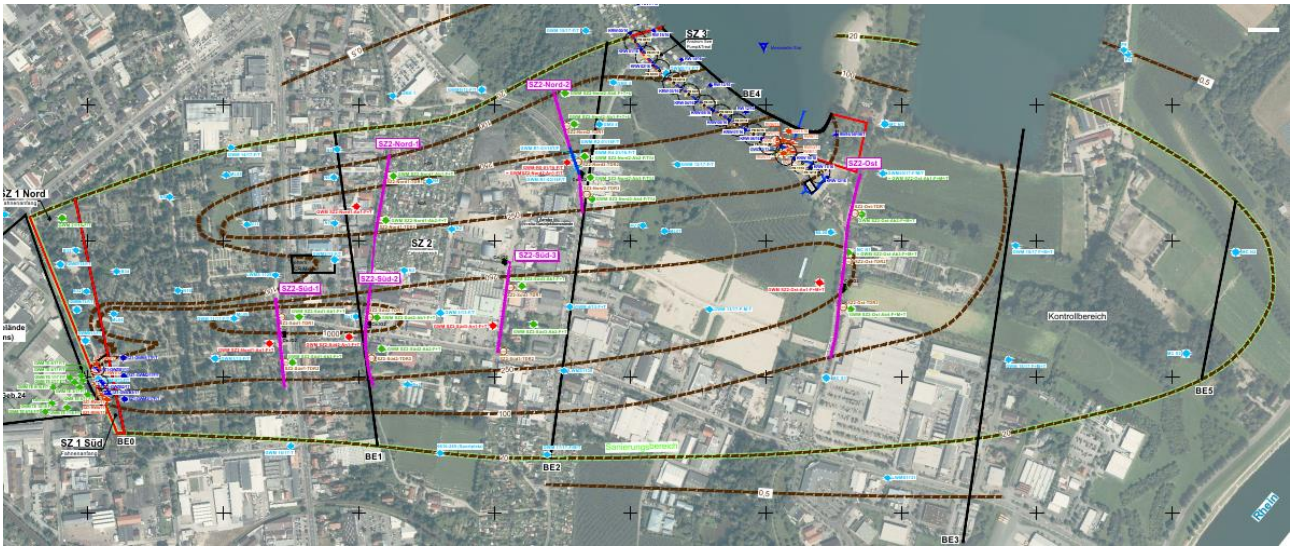

Abb. 7: Geplante Full-Scale-Sanierung eines VC-Fahnenkomplexes mittels 6 Sauerstoffwänden

Ergänzend werden Trassenerkundungsbeispiele mittels Direct-Push-Technologie CPTU inklusive k_f-Wertermittung auf Tiefenprofilen vorgestellt.

5 Ausblick zur weiteren Entwicklung

Die relativ preisgünstigen und flexiblen aeroben In-situ-Sanierungstechnologien haben eine enorme Entwicklung genommen, bieten aber auch noch viel Potential, insbesondere wenn der biologische Abbaueffekt für aerob abbaubare Schadstoffe direkt gesteuert voll ausgenutzt wird.

Am Erfolg versprechendsten sind die aeroben In-situ-Sanierungsverfahren oft in Kombination mit anderen Sanierungsverfahren im Sinne von Treatment Trains. Sie bedürfen aber in jedem Fall der konkreten spezifischen Einzelfallprüfung und -planung.

Der Einfluss von Bodenparametern auf die orale Resorptionsverfügbarkeit (DIN 19738:2017-06)

Julian P. Heinze, CDM Smith Consult GmbH, Luxemburg
Dieter Baun, CDM Smith Consult GmbH, Bickenbach
Dr. Volker Schrenk, CDM Smith Consult GmbH, Bickenbach
Zrinko Rezic, HIM GmbH, Biebesheim

1 Anlass & Zielsetzung

Die orale Resorptionsverfügbarkeit beschreibt den Anteil eines Stoffes, der von einer ingestierten Festphase in die flüssige Phase der Verdauungssäfte übergeht und potenziell für den Organismus verwertbar ist. Dieser Parameter lässt sich laboranalytisch gemäß DIN 19738 bestimmen und eignet sich zur Bewertung der betroffenen Wirkungspfade durch bodengebundene Schadstoffe im Altlastenkontext.

Mehrere Studien haben aus Messdaten Prognosemodelle erstellt und verwenden für die Regression jeweils den Gesamtgehalt des entsprechenden Elements (LfULG Sachsen, 2010; Kaiser, 2012; Müller et al. 2019). Für das Element Arsen liefern die verschiedenen Datensätze vergleichbare Ergebnisse (Siehe Abb. 1). Die Messdaten weisen ihre Hauptverteilung der Gesamtgehalte im Intervall ~25 – ~300 mg/kg TM auf. Innerhalb dieser Wertespanne betragen die realisierbaren Resorptionsverfügbarkeiten ~20 - ~40 %. Der resorptionsverfügbare Anteil steigt mit höheren Gesamtgehalten, jedoch sinkt die relative Resorptionsverfügbarkeit.

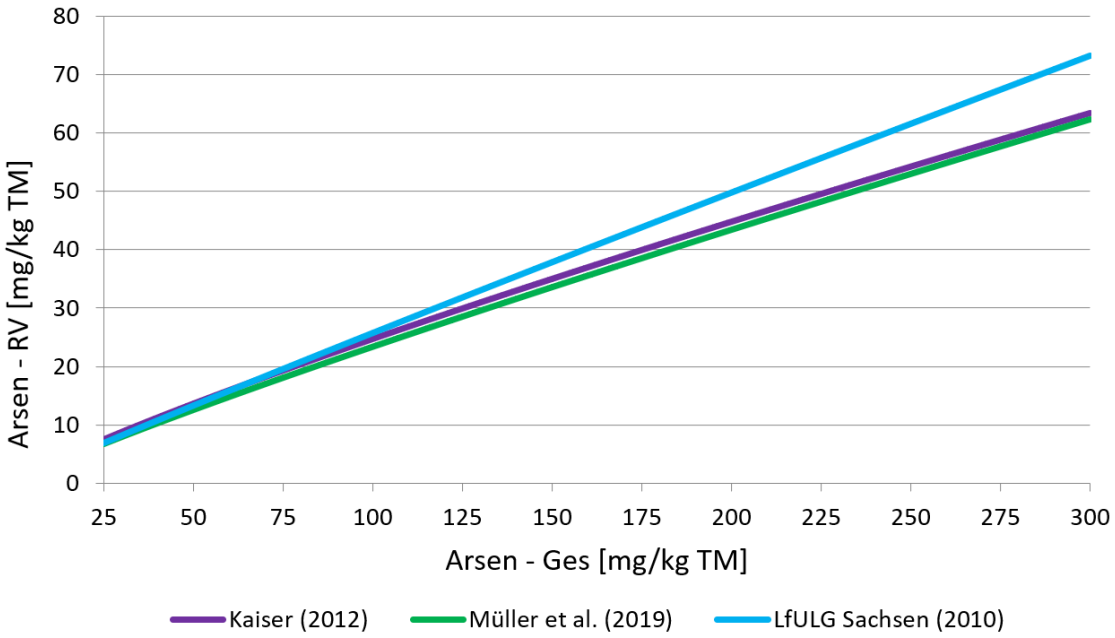

Abb. 1: Regressionsgleichung Arsengesamtgehalt – resorptionsverfügbarer Anteil (Daten aus: s. Legende)

Die vorliegende Arbeit zur Betrachtung des Einflusses von Bodenparametern auf die orale Resorptionsverfügbarkeit wurde im Rahmen einer Sachverhaltsermittlung zur Gefährdungsbeurteilung schädlicher Bodenveränderungen auf öffentlichen Grünflächen und Wohngrundstücken in der osthessischen Gemeinde Wildeck-Richelsdorf erstellt. Bodenuntersuchungen wiesen Arsengesamtgehalte bis ~5.800 mg/kg TM und orale Resorptionsverfügbarkeiten von 32 bis 70 % in der Bodenphase auf. Auffällig ist die große Wertespanne der Resorptionsverfügbarkeiten, die auch

zwischen Böden mit vergleichbaren Gesamtgehalten vorkommt, sowie das Auftreten der höchsten Resorptionsverfügbarkeiten bei Gesamtgehalten >1.000 mg/kg TM.

Es wurden weitere labortechnische Analysen durchgeführt, um die Bandbreite der ermittelten Resorptionsverfügbarkeiten des Elements Arsen in Bezug zu anderen Bodenparametern zu setzen und ggf. standortbezogene Abhängigkeiten aufweisen zu können.

2 Methodik

Zur Betrachtung der Einflussparameter wurde neues Probenmaterial gewonnen. Im Zuge der Probennahme erfolgte eine Bodenansprache nach bodenkundlicher Kartieranleitung. Zusätzlich wurden die Korngrößenverteilung, der Kohlenstoffgehalt /-spezies, der Boden-pH-Wert, der Arsengesamtgehalt und die potenziellen Bindungspartner (anhand sequenzieller Elutionsversuche) laboranalytisch bestimmt.

Die sequenzielle Elution wurde in sieben Stufen durchgeführt, um die Bindungspartner des Arsens zu differenzieren. Dabei wird sukzessiv stärker gebundenes Arsen in Lösung gebracht und die Arsengehalte der anfallenden Lösungen bestimmt. Die sieben Elutionsstufen umfassen:

- 1. Stufe: Wasser (Lösung - v. a. wasserlösliche Arsenverbindungen)
- 2. Stufe: Magnesiumchlorid-Lösung (Ionentausch - v. a. schwach gebundenes & schwach adsorbiertes Arsen)
- 3. Stufe: Natriumdihydrogenphosphat-Lösung (Ionentausch - v. a. stark gebundenes & schwach adsorbiertes Arsen)
- 4. Stufe: Natriumacetat (Carbonatlösung - v. a. carbonatisch gebundenes Arsen)
- 5. Stufe: Ammoniumoxalat & Oxalsäure (Reduktion – v. a. amorphe & schwach gebundene Metall(-hydroxid-)oxid-Verbindungen)
- 6. Stufe: Ammoniumoxalat & Ascorbinsäure (Reduktion - v. a. kristalline & stark gebundene Metall(-hydroxid-)oxid-Verbindungen)
- 7. Stufe: Salpetersäure (Oxidation – v. a. sulfidisches gebundenes Arsen)

Die ermittelten Analysenbefunde wurden mit den Datensätzen anderer Arbeiten verglichen und im Kontext der bestehenden Regressionen kritisch hinterfragt. Die Betrachtungen wurden dabei ausschließlich für das Element Arsen getroffen. Andere Elemente können signifikant abweichende Parameterabhängigkeiten, bis hin zu gegenläufigen Parameterbeziehungen, aufweisen.

3 Ergebnis & Diskussion

Die projektbezogen ermittelten Bodenparameter der Korngrößenverteilung, Kohlenstoff-spezies /-gehalt, Carbonatgehalt oder Boden-pH-Wert weisen nur undeutliche Korrelations-beziehungen zur Resorptionsverfügbarkeit auf. Die schwache Korrelation entsteht dabei primär durch starke Parameterabhängigkeiten untereinander. So stellt der Boden-pH-Wert eine der wichtigsten Einflussgrößen auf die Art, Ausprägung und Geschwindigkeit von biologischen und chemo-physikalischen Bodenprozessen dar, verändert jedoch auch die Eigenschaften der anderen enthaltenen Elemente/ Stoffe. Dies betrifft Stoffe, die um potenzielle Bindungsplätze mit Arsen konkurrieren oder die Sorbenten selbst, deren Oberflächenladung durch den pH-Wert beeinflusst wird.

3.1 Gesamtgehalt

Die Spannweite der ermittelten Gesamtgehalte (~17 - ~2.747 mg/kg TM) und der Resorptionsverfügbarkeiten (~31 - ~77 %) für Arsen weisen den Trend einer positiven Abhängigkeit (höherer Gesamtgehalt -> höhere Resorptionsverfügbarkeit) auf (z. B. stammen jeweils beide Minima bzw. Maxima aus der gleichen Probe) (Siehe Abb. 2, Probe R9 & R3).

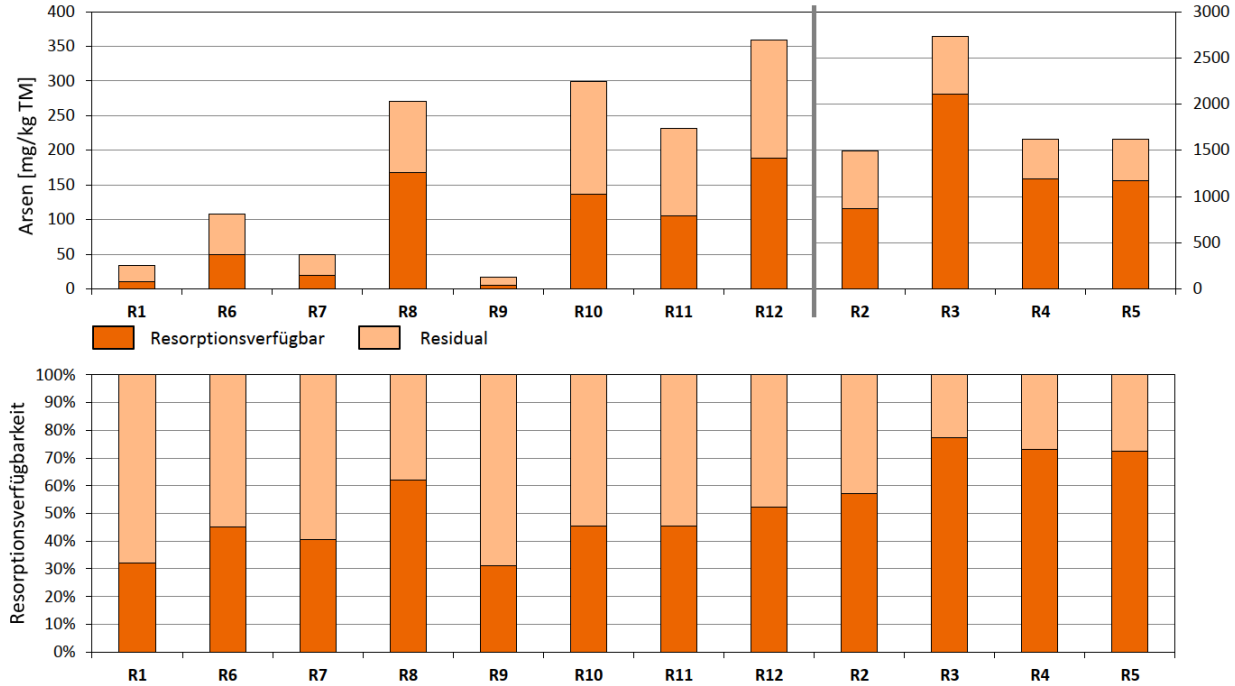

Abb. 2: Darstellung der resorptionsverfügbaren und residualen bzw. nicht-resorptionsverfügbaren Arsengehalte; absolut (oben), relativ (unten)

Die Proben mit hohen Gesamtgehalten (>1.000 mg/kg TM) aus dem Projektgebiet besitzen signifikant höhere Resorptionsverfügbarkeiten als die entsprechenden Erwartungswerte aus den Regressionen. So weist Probe R3 eine ermittelte Resorptionsverfügbarkeit von ~77 % auf und die Regression nach Kaiser (2012) gibt, für den identischen Gesamtgehalt, Werte von ~15 bzw. das obere 95 %-Konfidenzintervall von maximal ~43 % an (Siehe Abb. 3).

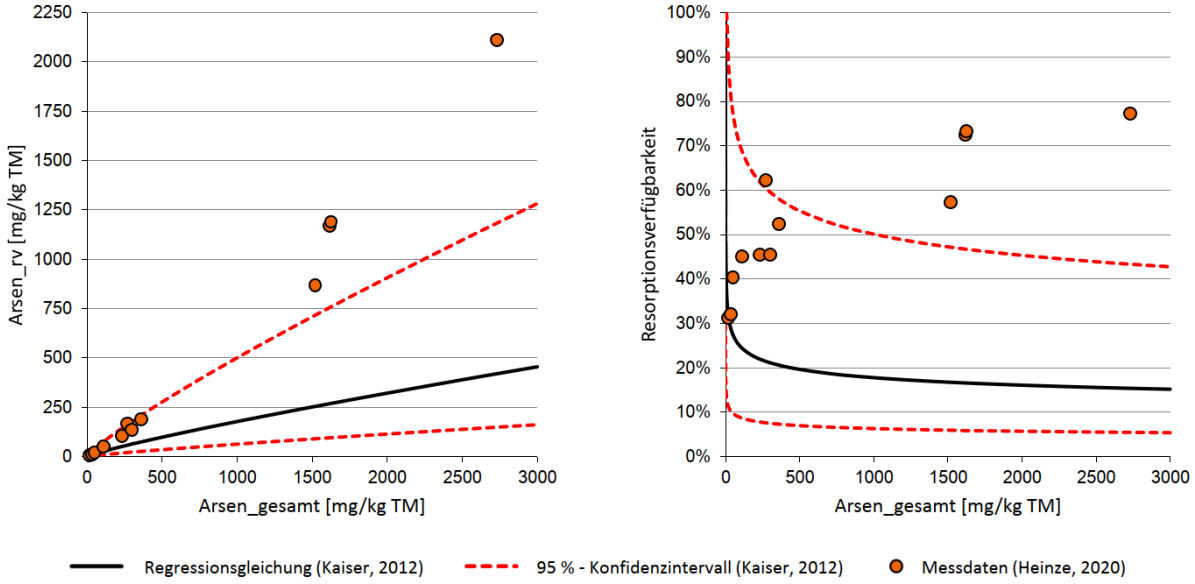

Abb. 3: Messdaten Projektgebiet in Regressionsgleichung Kaiser (2012); Gesamtgehalt – resorptionsverfügbarer Anteil (links), Gesamtgehalt – Resorptionsverfügbarkeit (rechts)

Einen möglichen Ansatz für den Effekt der Steigerung der Resorptionsverfügbarkeit bei hohen Arsengesamtgehalten, entgegen der Prognosemodelle, bietet die Unterscheidung der Herkunft des Arsens selbst. Es lassen sich autochthones bzw. primäres Arsen und allochthones bzw. sekundäres Arsen unterscheiden. Das autochthone Arsen entspricht dem geogen vorkommendem Anteil und liegt in Kristallstrukturen von Mineralen oder deren Umwandlungs-/ Verwitterungsprodukten vor. Dieser Arsengehalt wird durch den Hintergrundwert quantifiziert, welcher sich in dem Werteintervall der Prognosemodelle befindet und nur selten 200 mg/kg TM überschreitet (BGR, 2008).

Allochthones Arsen kann partikelgebunden oder gelöst vorkommen. Arsen, das in der Partikelfracht einer Strömung (z. B. Aquifer, Fluss) verlagert wird, liegt vorrangig in umweltstabilen Bindungen vor. Umweltverfügbarere Verbindungen sind nur über begrenzte Zeit im Kontakt zu Eluenten (z. B. Wasser) oder der Atmosphäre stabil bzw. ist von einer Abnahme dieser Fraktion über die Transportdistanz und -dauer auszugehen. Gelöstes Arsen hingegen wird durch Demobilisierung bzw. Bindung an Partikel des durchströmten Bodenmaterials aus dem Wasserstrom entfernt.

Im Projektgebiet sind die hohen Arsengesamtgehalte des Bodens auf allochthones Arsen aus anthropogener Quelle zurückzuführen (geogener Hintergrundwert: <20 mg/kg TM). Die Transportmedien sind dabei vornehmlich die vorliegenden Aquifere und Oberflächengewässer. Durch anthropogene Umlagerungen des Bodenmaterials treten zusätzlich erhöhte Arsenkonzentrationen außerhalb der durchflossenen Wirkungsbereiche auf. Gelöstes Arsen bindet sich bevorzugt an die energetisch günstigsten Bindungspartner (vorwiegend nicht-resorptionsverfügbar, z. B. kristalline Metall(-hydroxid-)oxide, Sulfide).

Die potenziell resorptionsverfügbaren bzw. nicht-resorptionsverfügbaren Bindungspartner lassen sich anhand der Ergebnisse der sequenziellen Elutionsversuche weiter differenzieren. Während wasserlösliche Moleküle näherungsweise als vollkommen resorptionsverfügbar eingestuft werden können, besitzen stark komplexierte Arsenverbindungen nahezu keine Löslichkeit im menschlichen Verdauungssystem.

3.2 Bindungspartner

Bei den ersten vier Stufen der sequenziellen Elution ist von einer nahezu vollständigen bis vollständigen Resorptionsverfügbarkeit des Arsens auszugehen. Die 5. und 6. Stufe dienen der Lösung von Metall(-hydroxid-)oxiden und sind im Speziellen auf Eisenminerale ausgelegt. Zuerst soll an amorphen und folgend an kristallinen Mineralen gebundenes Arsen gelöst werden. Die amorphen Minerale sind säurelöslich, während die kristallinen Spezies, durch das Tamm Reagent (Ammoniumoxalat & Ascorbinsäure), zusätzlich maskiert und photoreduziert werden müssen. Trotz des pH-Werts von 2 in der Magensäure ist nur von einer anteiligen Resorptionsverfügbarkeit der amorphen Fraktion auszugehen, da das eingesetzte Ammoniumoxalat das Reduktionsvermögen des Verdauungstrakts übersteigt. Die kristallinen Mineralspezies sind vorwiegend nicht-resorptionsverfügbar. Die Ausrichtung beider Elutionsstufen auf Eisenminerale führt zu Fehlbetrachtungen bzw. einer abweichenden Verteilung zwischen den zwei Stufen für andere Metallminerale. So wird die höhere Säurelöslichkeit der Manganhydroxide eine anteilige Lösung kristalliner Spezies in Stufe 5 bedingen (Hack et al. 2002; Keon et al., 2001). Die 7. Stufe (v. a. sulfidisch gebundenes Arsen) und der Residualanteil (z. B. in silikatischen Kristallgittern gebundenes Arsen, verwitterungsresistente Organik) sind als nicht-resorptionsverfügbar anzusehen, da das zur Lösung nötige Milieu (v. a. stark oxidativ) im Verdauungssystem nicht vorliegt.

Bei der Betrachtung der relativen und absoluten Verteilung der Bindungspartner zwischen zwei der gewonnenen Proben (R12 & R5) sind mehrere Effekte beobachtbar. Trotz der erheblich variierenden Gesamtgehalte weisen die absoluten Arsengehalte aus Stufe 6 keinen signifikanten Unterschied auf (Siehe Abb. 4). Diese Stufe enthält die energetisch bevorzugtesten Bindungspartner (z. B. kristalliner Hämatit, Goethit, Lepidokrokit). Eine mögliche Interpretation ist, dass bereits bei der Festlegung der 360 mg/kg TM Arsen der Probe R12 alle Sorptionsplätze belegt sind und keine weiteren

Demobilisierungen, wie im Material der Probe R5, stattfinden können. Ab diesem Punkt wird das Arsen sukzessiv in energetisch ungünstigere und tendenziell resorptionsverfügbarere Bindungen festgelegt. Diese Ausweitung der Sorptionspartner findet, bei Vergleich der relativen Verteilung, vorzugsweise an den amorphen Metallmineralen, Sulfiden und am Residualanteil statt. Die Resorptionsverfügbarkeit der Probe R5 liegt um ~20 Prozentpunkte höher als R12, während die resorptionsverfügbaren Stufen 1 - 4 einen vergleichbaren relativen Anteil aufweisen. Dies deutet auf den vorwiegend resorptionsverfügbaren Charakter der wachsenden amorphen Metallmineralstufe hin.

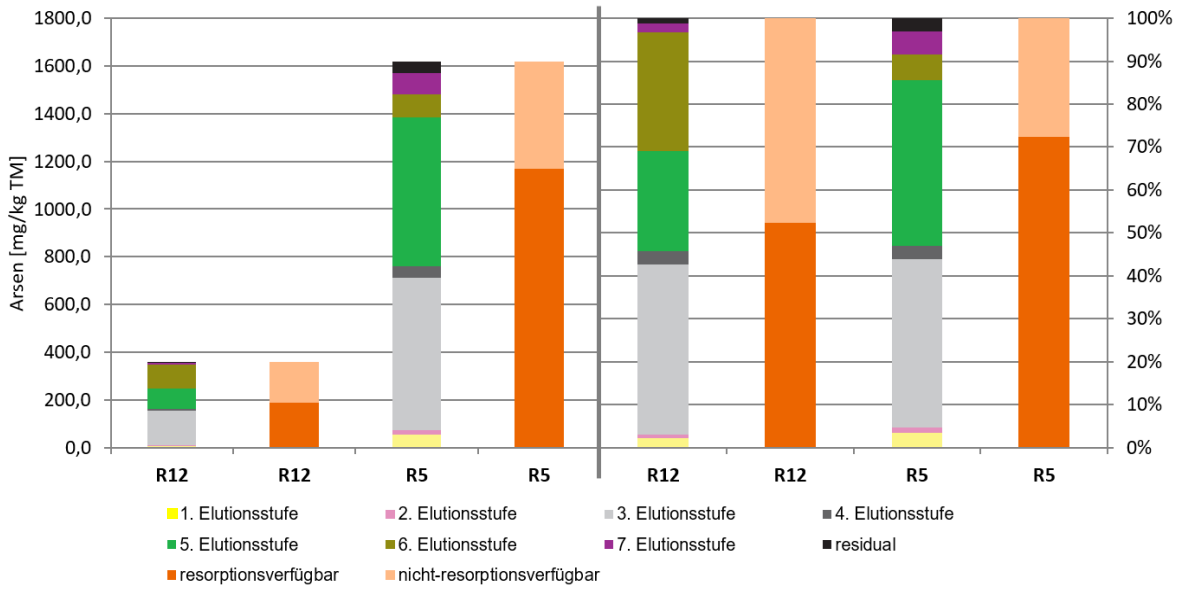

Abb. 4: Gegenüberstellung Arsengehalte (sequenzielle Elution) – Arsengehalte (Resorptionsverfügbarkeitsversuch); absolute Darstellung (links), relative Darstellung (rechts)

3.3 Umwelteinflüsse

Eine weitere Beobachtung betrifft zwei Proben (R2 & R3), die in direkter Nähe zueinander, außerhalb des Einflussbereiches von Aquiferen bzw. Oberflächengewässern, gewonnen wurden. Die ermittelten Bodenparameter (Korngrößenverteilung, Boden-pH-Wert, Kohlenstoffgehalt) weisen nur geringfügige Unterschiede auf, die ermittelten Arsengehalte belaufen sich auf ~870 bzw. ~2.110 mg/kg TM und die Resorptionsverfügbarkeiten auf ~57 bzw. ~77 % (Siehe Abb. **2**). Der Probennahmepunkt mit dem niedrigeren ermittelten Gesamtgehalt/ Resorptionsverfügbarkeit (R2) befindet sich in einer Geländesenke, die regelmäßig durch Oberflächenwässer, welche höher gelegenen Siedlungs-, Verkehrs- und Landwirtschaftsflächen entstammen, über- bzw. durchflossen wird. Die Exposition gegenüber Wässern mit hohen gelösten Ionenfrachten kann eine Abreicherung der resorptionsverfügbaren Arsenanteile bewirken, da diese durch Ionentauschprozesse aus der Bodenphase gelöst werden können. Der Hypothese folgend sind die absoluten Gehalte der nicht-resorptionsverfügbaren bzw. residualen Anteile auf ~3 % übereinstimmend und deuten auf einen ursprünglich vergleichbaren Arsengehalt hin (Siehe Abb. 2).

4 Fazit

Die Ergebnisse führen zu dem Bild eines komplexen Zusammenspiels mehrerer Parameter, die auf die orale Resorptionsverfügbarkeit von Arsen einwirken. Zusätzlich weisen diese Bodenparameter untereinander große Abhängigkeiten auf, weshalb Einzelbetrachtungen vorwiegend undeutliche Korrelationsbeziehungen auf die Resorptionsverfügbarkeit ergeben. So konnten im Zuge der Arbeit keine Rückschlüsse von den Bodenparametern der Korngrößenverteilung, Kohlenstoffspezies /-gehalt, Carbonatgehalt oder Boden-pH-Wert auf die Resorptionsverfügbarkeit ermittelt werden.

Bestehende Regressionsmodelle nutzen den Gesamtgehalt zur Prognose der Resorptionsverfügbarkeit. Die Messwerte des Materials aus dem Arbeitsgebiet weisen einen entgegengesetzten Trend zur prognostizierten Abnahme der Resorptionsverfügbarkeit mit steigenden Gesamtgehalt bei Erreichen sehr hoher Arsengehalte (>1.000 mg/kg TM) auf. Die Prognosefähigkeit der Bestandsmodelle umfasst die Spannweite der Gesamtgehalte von geogen vorkommendem Arsen, so dass bei massiv erhöhten Arsenkonzentrationen standortbezogene Ermittlungen der Resorptionsverfügbarkeit als notwendig zu erachten sind. Durch den stark heterogenen Verteilungscharakter der Schadstoffe im Altlastenkontext sind hierbei kleinräumige (z. B. grundstücksbezogene) Mischproben zu empfehlen.

Beobachtungen im Arbeitsgebiet deuten auf die enge Verbindung zwischen der Resorptionsverfügbarkeit und äußeren Umwelteinflüssen hin. Unter anderem Prozesse wie alterierende Grundwasser-/ Oberflächengewässerverhältnisse, natürliche Bodenprozesse (z. B. Bodenalterierung, Bodenversauerung) und anthropogene Stoffeinträge (z. B. landwirtschaftliche Kalkung, bauschuttführende Auffüllungen) sind zu berücksichtigen (Hack et al., 2002; Kim et al., 2014). Eine dauerhafte Veränderung der äußeren Umwelteinflüsse kann zu einer nachträglichen Veränderung der Resorptionsverfügbarkeit des bodengebundenen Arsens führen.

Die Bestimmung der Bindungsart mittels sequenzieller Elutionsversuche stellt eine geeignete Vorgehensweise für detailliertere Betrachtungen bzw. Rückschlüsse auf die orale Resorptionsverfügbarkeit dar. Für eine Steigerung der Aussagequalität sind Anpassungen der Einzelstufen oder ggf. Erweiterungen um weitere Elutionsstufen sinnvoll. Vor allem die Stufe der amorphen Metall(-hydroxid-)oxide kann durch Unterteilungen in resorptionsverfügbare und nicht-resorptionsverfügbare Unterstufen dazu beitragen. Zusätzliches Erweiterungspotential besteht durch den Einsatz von instrumenteller Analytik (z. B. XAS, XRD, EDXMA) zur Bestimmung der Mineralspezies im jeweiligen Rückstand oder Elementbestimmungen von Hauptbindungspartnern im Gesamtbodenmaterial (Kim et al., 2014; Wenzel et al., 2001).

Quellen

BGR (Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe) (Hrsg.) (2008): Flächenrepräsentative Hintergrundwerte für Arsen, Antimon, Beryllium, Molybdän, Kobalt, Selen, Thallium, Uran und Vanadium in Böden Deutschlands aus länderübergreifender Sicht.- Hannover: 80S.

HACK, A. et al. (2002): Aufnahme und Bilanzierung (Bioverfügbarkeit) ausgewählter Bodenkontaminanten im Tiermodell (Minischwein).- Umweltbundesamt (Hrsg.), Bochum: 324S.

HEINZE, J. P. (2020): Untersuchung des Zusammenhangs zwischen der oralen Resorptionsverfügbarkeit von adsorbiertem Arsen und Bodenparametern – Fallbeispiel Kupferhütte Wildeck-Richelsdorf.- Masterthesis, Darmstadt: 91S (unveröff.).

KAISER, D. K. (2012): Evaluierung vorhandener Verfahren und Daten zur Beurteilung der Resorptionsverfügbarkeit ausgewählter Schadstoffe.- Diss., Berlin: 236S.

KEON, N. E. et al. (2001): Validation of an Arsenic Sequential Extraction Method for Evaluating Mobility in Sediments.- Environ. Sci. Technol. (35): 2778-2784.

KIM, E. J. et al. (2014): Arsenic speciation and bioaccessibility in arsenic-contaminated soils: Sequential extraction and mineralogical investigation.- Environ. Poll. (186): 29-35.

LFULG Sachsen (Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie Sachsen) (Hrsg.) (2010): Evaluierung Resorptionsverfügbarkeit.- Schriftenreihe, Heft 3/2010: 80S.

MÜLLER, I. et al. (2019): Auswertung zur Resorptionsverfügbarkeit bei großflächigen Bodenbelastungen in Sachsen.- Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie Sachsen (Hrsg.), Freiberg: 8S.

WENZEL, W. W. et al. (2001): Arsenic fractionation in soils using an improved sequential extraction procedure.- Anal. Chem. (436): 309-323.

Fallbeispiel: Abschätzung des Schadstoffinventars eines LHKW-Schadens

Alina Weißer, HPC AG, Karlsruhe

1 Rahmen des Fallbeispiels

Der Arbeitskreis „Innovative Erkundungs-, Sanierungs- und Überwachungsmethoden“ des „altlastenforums Baden-Württemberg e.V.“ veröffentlichte im Jahr 2020 einen Statusbericht zu „Sanierungsvorbereitenden Untersuchungen zur Ermittlung der Schadstoffsituation in Poren-Grundwasserleitern“. Das im Vortrag beschriebene Fallbeispiel illustriert die Vorgehensweise bei der Abschätzung des Schadstoffinventars eines LHKW-Schadens. Der Statusbericht kann unter diesem Link erstanden werden:
https://www.schweizerbart.de/publications/detail/isbn/9783510390199/Schriftenreihe_altlastenforum_H_19 (Stand 11.06.2021) [1].

2 Hintergrund und Motivation

Entsprechend den Forderungen in der systematischen Altlastenbearbeitung in Baden-Württemberg, muss es nach Abschluss der Detailuntersuchung möglich sein, eine Gefährdungsabschätzung über das Ausmaß der Verunreinigung von Grundwasser und Boden treffen zu können [2]. In der Praxis stellt man häufig fest, dass am Ende einer Detailuntersuchung nicht ausreichend Daten für den nächsten Bearbeitungsschritt, die Sanierungsuntersuchung, vorliegen [1]. Bei der Bewertung von Sanierungsverfahren, die nicht auf einer Sicherung oder einem Aushub beruhen, ergeben sich in diesen Fällen erhebliche Unsicherheiten bei Aussagen zur Machbarkeit und zur Sanierungsdauer [1]. Hierzu ist eine detaillierte Kenntnis über das Schadstoffinventar erforderlich. Das Schadstoffinventar beschreibt die gesamte Schadstoffmasse am Standort: als Phase, gelöst im Sicker- oder Grundwasser sowie in der Bodenmatrix oder der Bodenluft.

3 Zielstellung

Ziel des vorgestellten Fallbeispiels ist es, zu zeigen, dass durch Auswertung relativ einfacher und vielfach standardmäßig eingesetzter Untersuchungsmethoden ein Kenntniszugewinn hinsichtlich der Bestimmung des Schadstoffinventars möglich ist [1]. Das Fallbeispiel ermöglicht eine Evaluation der im Statusbericht vorgeschlagenen Methodik. Hierzu wird aus den Daten der Voruntersuchungen – nachträglich – das Schadstoffinventar ermittelt und mit den tatsächlich beim Aushub angefallenen Konzentrationen und Massen verglichen.

4 Datenlage und Vorgehen

Beispielhaft wird die Datenlage eines ehemaligen metallverarbeitenden Betriebs verwendet. Am Standort kam es in größerem Umfang zum Einsatz von LHKW (leichtflüchtigen halogenierten Kohlenwasserstoffen). Es kam zu Verunreinigungen der gesättigten bzw. der ungesättigten Bodenzone, im Wesentlichen durch PCE (Tetrachlorethen). Der Standort ist inzwischen saniert. Es liegen folgende Datensätze vor:

1. Daten aus den Voruntersuchungen. Dazu gehören die Daten folgender Kompartimente:
   a. des Bodenfeststoffs
   b. der Bodenluft
   c. des Grundwassers
2. Daten aus den Sanierungsmaßnahmen.

Die zeitliche Abfolge der eingesetzten Untersuchungsmethoden bzw. Sanierungsmaßnahmen wird nachfolgend kurz skizziert.

- Bis 2001 wurden Voruntersuchungen über Rammkernsondierungen, wenige flache Liner-Bohrungen und Grundwasseranalysen aus Messstellen durchgeführt.
- Ab 2001 wurde mit einer Sanierung über Bodenluftabsaugung und einer hydraulischen Sicherung begonnen. Diese Maßnahme wurden nach gut zehn Jahren eingestellt.
- 2015 wurden über tiefenhorizontierte Beprobungen mit Direct-Push-Sondierungen und Liner-Bohrungen weitere Erkundungsmaßnahmen durchgeführt und Bereiche mit hohen Verunreinigungen ausgemacht.
- 2018 erfolgte eine Dekontamination durch Aushub.

Für die Abschätzung des Schadstoffinventars ergibt sich, dass für jedes der genannten Kompartimente (Bodenfeststoff, Bodenluft, Grundwasser) jeweils zwei Datensätze vorliegen. Erstens Daten aus den Voruntersuchungen und zweitens Daten aus der Sanierung. Damit kann die Abschätzung des Schadstoffgehalts eines Kompartiments über die Ergebnisse aus der Sanierung plausibilisiert werden. Diese Plausibilisierung soll zeigen, ob die Methoden zur Ermittlung des Schadstoffinventars vor einer Sanierungsmethode dienen.

5 Schadstoffgehalt im Bodenfeststoff

Im ersten Schritt wurden die 2015 aufgenommenen tiefenhorizontierten Liner-Bohrungen (Zustand vor Sanierung über Aushub) ausgewertet. Dazu wurde ein Gitternetz über das Untersuchungsgebiet gelegt. So konnte jeder Liner-Bohrung ein Rechteck im Gitternetz zugeordnet werden zugeordnet werden (vgl. Abb. **5**, blaues Gitternetz bzw. Kennzeichnung Linerbohrung). Um die Auflösung in der Vertikalen zu beachten, wurde das Gitternetz in die Tiefe ausgeweitet (Betrachtung von Quadern).

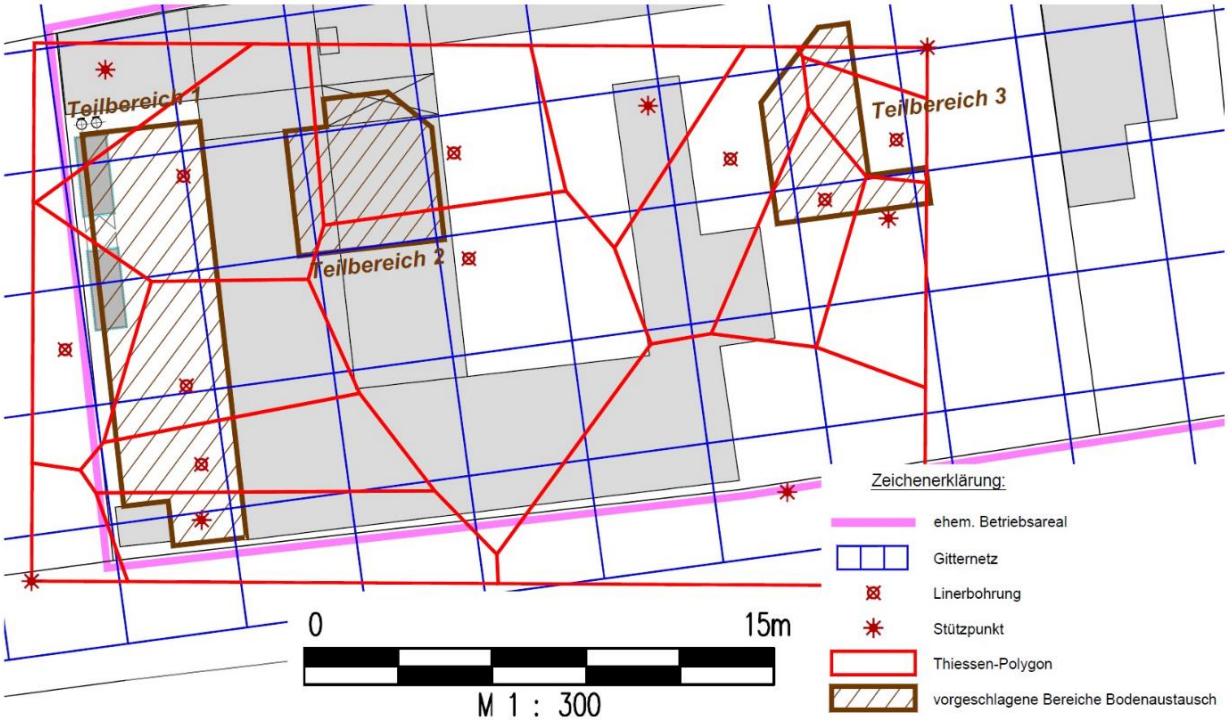

Abb. 5: Ausschnitt des Lageplans zum Standort mit hinterlegtem Gitternetz und Thiessen-Polygonen, aus [1]

Mit diesem Vorgehen wurde das Gitternetz in der Horizontalen und der Vertikalen, wo vorhanden, mit den Ergebnissen der Bodenanalysen gefüllt. Die Ergebnisse eines Bohrpunkts wurden auf den gesamten Quader extrapoliert. Anhand der gemessenen Schadstoffkonzentrationen, der (geschätzten) Dichte des Bodens und dem betrachteten Bodenvolumen eines Quaders wurde der Schadstoff im Bodenvolumen pro Quader bzw. für die gesamte Fläche ermittelt.

Eine alternative Auswertung der 2015 aufgenommenen tiefenhorizontierten Liner-Bohrungen bestand in der Verwendung von Thiessen-Polygonen (vgl. Abb. **5**, rot). Zur Erstellung der Thiessen-Polygone mussten Stützpunkte eingefügt werden. Es wurden unbelastete Grundwasserprobennahmen verwendet. Die Berechnung des tatsächlichen Schadstoffgehalts wurde, wie für das Gitternetz beschrieben, für die einzelnen Prismen bzw. für die gesamte Fläche ermittelt.

Die Ergebnisse aus der Sanierung durch Aushub von 2018 wurden ausgewertet, indem die Schadstoffgehalte für die Bereiche des Bodenaustauschs (vgl. Abb. **5**, braun) direkt über die Tonnagen und Analysenergebnisse berechnet wurden.

Der Vergleich der Schadstoffabschätzung über die Auswertung der Liner-Bohrungen mittels Gitternetz (ca. 325 kg PCE für die Gesamtfläche), die Betrachtung über Thiessen-Polygone (ca. 495 kg PCE für die Gesamtfläche) und der über die Aushubsanierung erfassten Schadstoffe (ca. 436 kg PCE) zeigt, dass die Berechnungsansätze Ergebnisse in der gleichen Größenordnung liefern wie die tatsächlichen Aushubmengen. Bereits aus den Liner-Bohrungen von 2015 hätten gute Anhaltspunkte über die im Boden befindlichen Schadstoffmengen (nach den ersten Sanierungsmaßnahmen) getroffen werden können.

6 Schadstoffgehalt in der Bodenluft

Für die Bodenluft liegen Schadstoffgehalte anhand zweier Momentaufnahmen vor. Erstens tiefenhorizontierte Rammkernsondierungen vor Sanierungsbeginn und zweitens tiefenhorizontierte Boden-

luftmessungen nach über zehn Jahren laufender Sanierung über Bodenluftabsaugung. Für eine Interpolation der Schadstoffgehalte in der Bodenluft wurde wieder das Gitternetz herangezogen. Da die Momentaufnahmen keine Informationen darüber liefern, welche Schadstoffmengen über die Zeit der Sanierung kontinuierlich nachgelöst wurden, wurde der Schadstoffrückgang anhand der beiden Momentaufnahmen über eine exponentielle Funktion beschrieben (vgl. Abb. **6**, gepunktete Linie, normiert). Die Berechnung des sich über die Zeit der Sanierung in der Bodenluft befindlichen, theoretischen Schadstoffgehalts wurde über den mittleren Volumenstrom der Sanierung und das erfasste Bodenvolumen (Abschätzung der Porosität nötig) ermittelt.

Als Vergleichsdatensatz lagen die tatsächlich ausgetragenen Schadstoffmengen aus der Sanierung vor (vgl. Abb. **6**, durchgezogene Linie, normiert).

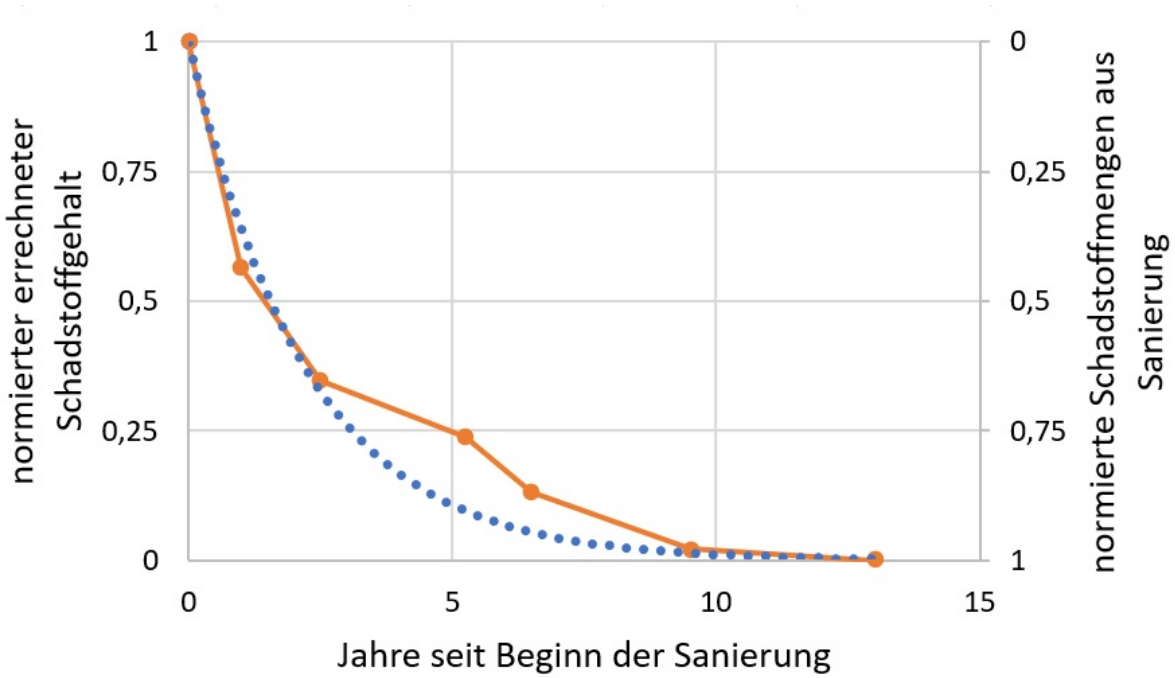

Abb. 6: Über eine exponentielle Funktion beschriebener Rückgang der Schadstoffgehalte über die Zeit (gepunktete Linie) und aus der Sanierung ausgetragene Schadstoffmengen über die Zeit (durchgezogene Linie), aus [1]

Die über die exponentielle Funktion abgeschätzte theoretische Schadstoffmenge in der Bodenluft liegt bei etwa 578 kg PCE, die ausgetragene Schadstoffmenge aus der Sanierung bei ca. 900 kg PCE. Die exponentielle Funktion unterschätzt die tatsächlichen Austragsmengen aus der Sanierung. Ein Grund hierfür könnte sein, dass die Porosität überschätzt wurde. Zudem muss die Ungenauigkeit einer aus zwei Momentaufnahmen konstruierten Exponentialfunktion berücksichtigt werden. In erster Näherung liefert die Abschätzung dennoch plausible Ergebnisse und passende Größenordnungen.

7 Schadstoffgehalt im Grundwasser

Für das Grundwasser liegen ebenfalls Schadstoffgehalte anhand zweier Momentaufnahmen vor. Erstens Grundwasseranalysen vor Sanierungsbeginn und zweitens tiefenhorizontierte Direct-Push-Messungen nach über zehn Jahren laufender hydraulischer Sanierung. Wiederum wurde das Gitternetz verwendet, um die Schadstoffgehalte im Grundwasser für die beiden Zeitpunkte zu interpolieren. Über eine exponentielle Funktion wurde der Rückgang der Schadstoffgehalte im Grundwasser über die Zeit beschrieben. Der über gut zehn Jahre ausgetragene theoretische Schadstoffgehalt aus dem Grundwasser berechnete sich über den mittleren Volumenstrom der Sanierungsanlage und die erfasste

wassererfüllte Mächtigkeit. Wiederum wurde das Ergebnis mit den tatsächlichen Schadstoffaustragsmengen verglichen. Über die exponentielle Funktion ergibt sich eine theoretische Schadstoffmenge im Grundwasser von ca. 442 kg PCE, über die Sanierung wurden tatsächlich etwa 410 kg PCE entfernt. Dieses Ergebnis zeigt, dass bei Vorliegen von mehr als einem Datensatz eine erste Abschätzung der aus dem Grundwasser entfernbaren Schadstoffmengen über eine exponentielle Beschreibung möglich ist.

8 Abschätzungen zum Vorhandensein von Phase

Die aus den Voruntersuchungen bekannten punktuell hohen Schadstoffkonzentrationen geben einen Hinweis auf das Vorhandensein von Phase. Anhand des Vergleichs der theoretisch maximal möglichen Schadstoffkonzentration im Bodenfeststoff (Organikgehalt zur Berechnung benötigt) mit den gemessenen Konzentrationen ergibt sich, dass das Vorhandensein von Phase auf dem Standort wahrscheinlich ist bzw. war. Eine Quantifizierung der Phase mit den vorhandenen Daten war jedoch nicht möglich.

9 Schadstoffinventar

Aus den zuvor ermittelten Schadstoffgehalten der einzelnen Kompartimente kann ein Gesamtschadstoffinventar vor Beginn der Maßnahmen von mindestens ca. 2 t geschätzt werden. Durch die verschiedenen Betrachtungszeiträume ist eine Abschätzung allerdings nur bedingt möglich.

10 Fazit

Die vorgestellten Methoden zur Abschätzung der einzelnen Kompartimente des Schadstoffinventars sind zielführend, insbesondere im Hinblick auf die Abschätzungen des Bodenfeststoffs. Die Abschätzungen konnten über die Aushubsanierung bestätigt werden. Die rückwirkenden Abschätzungen der Schadstoffmengen vor der Bodenluftabsaugung und der hydraulischen Sicherung über eine exponentielle Funktion zeigten Erfolg.

Für zu planende Untersuchungsmethoden bzw. deren Untersuchungsumfang werden deshalb folgende Empfehlungen ausgesprochen:

- Voruntersuchungen nicht unterbewerten
- Erkundungsmethoden so wählen, dass alle Kompartimente betrachtet werden
- Erkundungsumfang so wählen, dass relevante Bereiche erkundet werden
- Erkundungsmethoden so ausweiten, dass Verteilungsgleichgewichte ermittelt werden können, die ggf. Hinweis auf Phase geben
- Abschätzungen des Schadstoffinventars vor der Sanierung

Quellen

[1] altlastenforum Baden-Württemberg e.V.: Sanierungsvorbereitende Untersuchungen zur Ermittlung der Schadstoffsituation in Poren-Grundwasserleitern, Schriftenreihe, Heft 19, Stuttgart 2020

[2] Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW): Altlastenbewertung – Priorisierungs- und Bewertungsverfahren Baden-Württemberg, Karlsruhe, Februar 2016

In-situ-Einsatz kolloidaler Intraplex B® Aktivkohlen – Sicherung von PFC Fahnen

Dr. Julian Bosch, Johannes Bruns, (Intrapore GmbH, Essen)
Sarah Sühnholz, Dr. Anett Georgi, Dr. Katrin Mackenzie (Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung - UFZ, Leipzig)

1 Problemstellung

Die öl- und wasserabstoßenden Eigenschaften der per- und polyfluorierten Tenside (PFCs) sorgten für eine weitreichende Verwendung in vielen Gütern des alltäglichen und industriellen Bedarfs. Der Einsatz in Feuerlöschmitteln ist dabei von besonderer Umweltrelevanz. Durch die umfangreiche Anwendung der als krebserregend geltenden Stoffgruppe kam es weit verbreitet zu sanierungsbedürftigen Grundwasserkontaminationen. PFCs kommen in der Natur nicht vor und werden auch mikrobiologisch nicht abgebaut. Sie sind zudem im Boden und Grundwasser äußerst mobil.

Haben sich die PFCs über die ungesättigte Bodenzone ins Grundwasser verlagert, dann gibt es derzeit kaum Möglichkeiten, die Ausbreitung dieser Kontamination nachhaltig zu begrenzen.

Eine Variante, die vom Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH – UFZ, Leipzig, in Zusammenarbeit mit der Intrapore GmbH entwickelt und patentiert wurde, ist der Einsatz von hochsorptiver, kolloidaler Spezialaktivkohle zur *In-situ*-Eindämmung der PFC-Schadstofffahnen. Durch die Injektion der *Intraplex B®* Aktivkohle direkt in den belasteten Aquifer kann so eine rasche und langanhaltende Zurückhaltung der Schadstoffe erreicht werden.

2 Laborversuche

Perfluoralkylcarbon- und -sulfonsäuren liegen als sehr starke Säuren unter umweltrelevanten Bedingungen als Anionen vor. Anders als für neutrale hydrophobe Kontaminanten spielen daher neben den physikalischen Eigenschaften der Aktivkohle (z.B. spezifische Oberfläche und Porengröße) deren chemische Oberflächeneigenschaften eine entscheidende Rolle. Am UFZ wurden daher mechanistische Untersuchungen zur Auswahl und Optimierung der kolloidalen Aktivkohle Intraplex® B für die *In-situ*-Anwendung durchgeführt.

Gleichzeitig wurde das Sorptionsverhalten der Aktivkohle gegenüber den relevanten PFC (Perfluorierte Carbon- und Sulfonsäuren, C4 bis C8) in Batchversuchen zur Bestimmung von Sorptionskoeffizienten und Säulenversuchen mit Originalsediment vom Standort im Labormaßstab charakterisiert. Mit Hilfe eines vereinfachten mathematischen Modells wurde eine Abschätzung der Retardierungswirkung einer mit Aktivkohle angereicherten Zone im Aquifer auf Basis i) der Sorptionskoeffizienten der PFAS-Einzelsubstanzen bei deren Zustromkonzentration, ii) der injizierten Aktivkohlemenge bezogen auf die Grundwasser-Anstromfläche, iii) der Porosität des Aquifers, sowie iv) der Grundwasser-Abstandsgeschwindigkeit abgeschätzt. Die Überprüfung der Retardierungswirkung im Säulenversuch ergab eine sehr gute Übereinstimmung mit der Abschätzung auf Basis der Sorptionskoeffizienten.

3 Standortcharakterisierung

Auf einem ehemaligen NATO-Flughafen in NRW wurden im Bereich eines Feuerlöschübungsbeckens (FÜB) jahrzehntelang Löschübungen mit PFC-haltigen Schäumen durchgeführt. Die Schadstoffe gelangten so in das Grundwasser, was zur Ausbildung einer Fahne führte.

Der Untergrund am Standort besteht im oberen Bereich bis etwa 20 m u. GOK aus einer Verzahnung gemischtkörniger Sande mit örtlich eingelagerten Schluff- und Kieshorizonten. Darunter ist bereichsweise eine ca. 2 m mächtige Tonschicht ausgebildet. Unterhalb des Tons folgen hochverdichtete, schluffige Feinsande. Der Tonhorizont untergliedert den Grundwasserleiter (GWL) in einen oberen und unteren Bereich (oGWL: 17 – 20 m u. GOK; uGWL: ab 22 m u. GOK). Die Sedimentabfolge wurde regional-tektonisch durch Abschiebungen überprägt, so dass am Standort eine äußerst komplexe Hydraulik und Hydrodynamik vorliegt.

Die PFC-Belastung wurde im unmittelbaren Abstrom des FÜB im oGWL mit 1.100 ng/l und im uGWL mit 100 ng/l bestimmt (Summe aus 27 Komponenten, Abb.1). Als Schadstoffinventar wurden vor allem H4PFOS und PFOA in Herdnähe, sowie PFHxS im Abstrom identifiziert. Der Gesamtanteil an Carbonsäuren entsprach dabei in etwa dem Anteil an Sulfonsäuren.

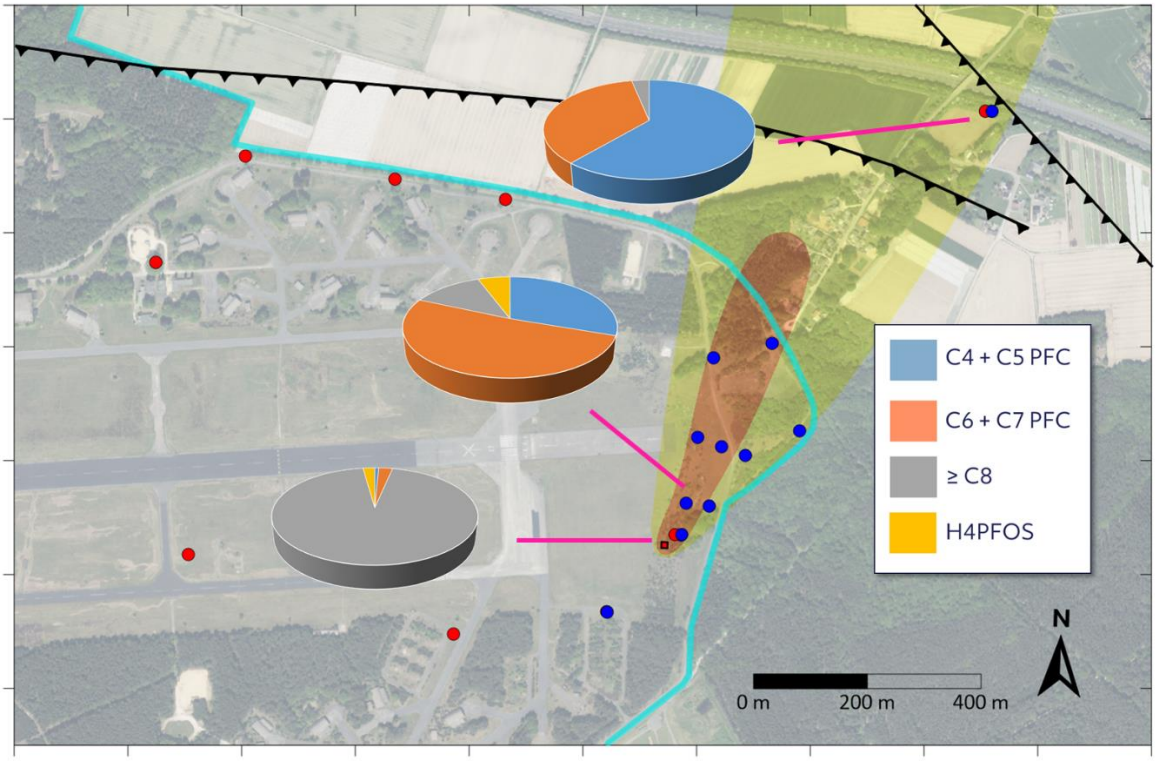

Abb. 1: Ausbildung der Schadstofffahne und Chromatographie-Effekt.

Ziel der Einbringung des neu entwickelten Materials Intraplex B® sollte die *In-situ*-Behandlung der Schadstofffahne sein. Vor dem Hintergrund der komplexen geologischen und hydrogeologischen Standortsituation wurde zunächst eine umfassende *Intrasense*®-Messkampagne zur Charakterisierung des Aquifers durchgeführt. Damit sollte die zielgenaue Einbringung der Materialien gewährleistet werden. Die Kampagne umfasste

- die parallele Aufzeichnung der Grundwasser-Druckspiegelverläufe in beiden Bereichen des Grundwasserleiters über zwei Jahre in etwa 30 GWM,
- die hochauflösende *In-situ*-Messung der zeitlichen Entwicklung der physikochemischen Grundwasser-Parameter,

- 20 Einzelmesskampagnen zur Erfassung physikochemischer Grundwasser-Parameter in der Fläche,
- die Entnahme von mehr als 100 Grundwasserproben und Analyse auf 27 PFC-Komponenten, auf weitere organische sowie auf anorganische Parameter,
- die Bestimmung des ökologischen Zustands des Aquifers u.a. mit dem *GroundCare*-Verfahren,
- zwei zeitlich versetzte Kampagnen von insgesamt mehr als 50 *In–situ*-Grundwasser-Strömungsmessungen in verschiedenen Horizonten des oberen Grundwasserleiters (GWL) und unteren GWL.

Im Ergebnis konnte das Untersuchungsgebiet und sein regionales Umfeld hydraulisch und hydrodynamisch sowie bezüglich lokaler, abstromwirksamer Anisotropien innerhalb des uGWL und oGWL eindeutig beschrieben werden. Die *In-situ*-Untersuchung der Fließrichtungen und -geschwindigkeiten zeigte dabei eine deutliche, kleinräumige Differenzierung des Strömungsregimes.

4 Materialanwendung

Die Übertragung der Ergebnisse der *Intrasense*®-Messkampagne in ein konzeptionelles Modell des Standortes führte zur Identifizierung der optimalen Anwendungsbereiche für die neu entwickelten Materialien. In enger Abstimmung mit den lokalen Behörden und dem LANUV NRW wurde die Injektion der Materialien festgelegt und wasserrechtlich genehmigt.

Die Materialien wurden jeweils auf einer Trasse senkrecht zu Hauptrichtung des vom FÜB ausgehenden Schadstoffabstroms im oGWL und uGWL injiziert. Unterhalb des Tons wurden ca. 180 kg einer hochspezialisierten, kolloidalen Aktivkohle eingebracht. Die Injektionen erfolgten über Direct Push und Permanentlanzen in bis zu 30 m u. GOK (Abb. 2). Aufgrund der horizontspezifisch verschiedenen hydraulischen Durchlässigkeiten, Abstromrichtungen, Fließgeschwindigkeiten etc. erfolgte ein angepasstes Injektionsmanagement, um die gewünschte Ausbildung der. adsorptiven Zone zu erreichen.

Abb. 2: Direct-Push Injektion von rund 18 m^3 Intraplex B® Aktivkohle-Suspension in den belasteten Aquifer 30 m u. GOK.

Die bislang vorliegenden Monitoringergebnisse zeigen, dass beide Materialien innerhalb weniger Wochen eine vollständige Rückhaltung der Schadstofffracht im Bereich der reaktiven Zone bewirkten, so dass die PFC-Konzentrationen von bis zu 110 ng/L in den Abstrommessstellen auf Werte im Bereich der Bestimmungsgrenze gefallen sind. Eine Verblockung des Aquifers durch die Einbringung der Materialien hat nicht stattgefunden, wie durch Grundwasser-Fließrichtungsmessungen in den umliegenden GWM validiert werden konnte.

Die PFAS-Konzentrationen im unteren Aquifer konnten nun schon seit 15 Monaten stabil im Bereich nahe 0 - 25 ng/L gehalten werden (Abb. 3).

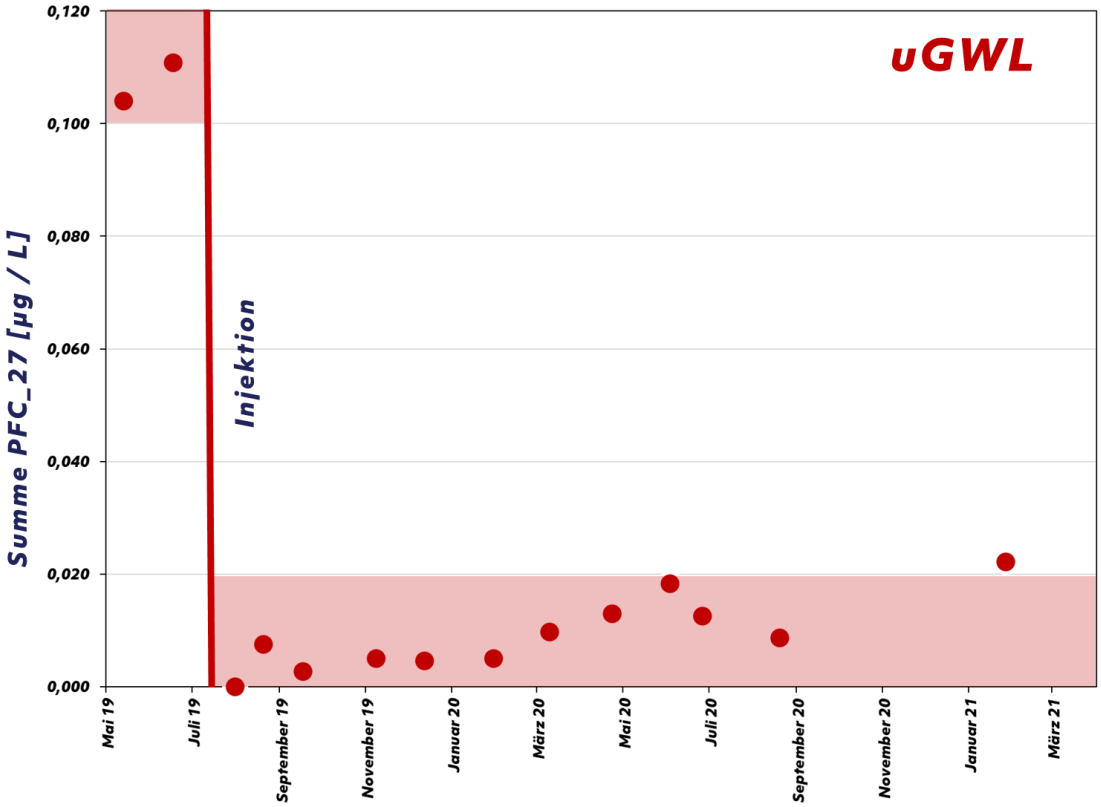

Abb. 3: Verlauf der PFAS-Konzentration in den Abstrom-Kontrollbrunnen

Intraplex B® hat sich in der ersten Pilotanwendung als kostengünstiges und hochwirksames Mittel bewährt, mobile PFAS-Fahnen im Grundwasser rasch und effektiv einzudämmen. Hinsichtlich der *In-situ*-Sanierung von PFAS-kontaminierten Grundwasserleitern ist die Errichtung solcher Sorptions-barrieren derzeit die einzige Methode, die den Weg in die Praxis genommen hat. Abschätzungen auf Basis der Adsorptionskoeffizienten und Laborversuche ergeben dabei einen langjährigen Rückhalt im Bereich mehrerer Jahrzehnte, bei Kosten, die bis zu einer Größenordnung unter den Kosten für vergleichbare Pump & Treat-Anlagen liegen.

So lassen sich insbesondere PFAS-Fahnen von hoher Mobilität schnell, zuverlässig und gezielt eindämmen, was den beteiligten Akteuren wertvolle Zeit verschaffen kann.

PFC-Leitfäden des UBA und BMU

Volker Zeisberger
HLNUG Dezernat G3 „Boden und Altlasten“

1 Einführung

Die Abkürzung PFC steht für per- und polyfluorierte Chemikalien. Vor einigen Jahren wurde oft die Abkürzung PFT verwendet (perfluorierte Tenside), da die damals eingesetzten Stoffe in aller Regel aus einem hydrophilen und einem hydrophoben Molekülteil bestanden. In der wissenschaftlichen Literatur hat sich die Bezeichnung PFAS (per- and polyfluoroalkyl substances) durchgesetzt.

Von Relevanz ist die Unterscheidung zwischen per- und polyfluorierten Stoffen: Bei **per**fluorierten PFC sind alle Wasserstoffatome in der Kohlenstoffkette durch Fluoratome ersetzt, bei **poly**fluorierten PFC lediglich die meisten Wasserstoffatome. Hinsichtlich der Persistenz der Stoffe gilt: **Per**fluorierte Chemikalien sind nicht abbaubar; **poly**fluorierte Chemikalien sind teilweise abbaubar, wobei als finales Abbauprodukt **per**fluorierte Stoffe zurückbleiben. Solche polyfluorierten PFC werden als **Precursor** (Vorläuferverbindungen von perfluorierten PFC) bezeichnet.

Aus Sicht der Altlastenbearbeitung und des Bodenschutzes sind die Verwendung von PFC in Löschschäumen (Brandfälle, Löschübungsplätze) und illegale Beimischungen zu „Bodenverbesserern“ die PFC-Quellen mit der größten Relevanz. Im Gewässerschutz spielen PFC ebenfalls eine große Rolle, da sowohl in Grundwässern als auch in Oberflächengewässern auffällig hohe PFC-Konzentrationen auftreten. Da auch in der Leber von hessischen Wildschweinen hohe PFC-Gehalte nachgewiesen wurden, steht zweifelsfrei fest: PFC sind ubiquitär anzutreffen, da sie in einer Vielzahl von Gebrauchsprodukten Verwendung finden (imprägnierte Stoffe z. B. bei Sonnenschirmen und Sofas, Imprägniersprays, fettdichte Lebensmittelverpackungen, Latexfarben, Skiwachs, Zahnseide usw.).

Da lange Zeit lediglich eine Reihe von länderspezifischen Arbeitshilfen zur Verfügung standen (insb. aus Nordrhein-Westfalen, Bayern und Rheinland-Pfalz), nahm das Fachpublikum mit großem Interesse zur Kenntnis, dass sowohl das Umweltbundesamt (UBA) als auch das Bundesumweltministerium (BMU) Arbeitshilfen zur Bewertung und Sanierung von PFC-Schäden angekündigt haben. Ende 2020 „lieferte“ das UBA [1]. Das BMU ist auf der Zielgeraden. Eine Entwurfsfassung – noch ohne das strittige Kapitel „Umgang mit PFC-haltigem Bodenmaterial“ – wurde 2020 veröffentlicht [2].

2 Arbeitshilfe des Umweltbundesamtes

Das UBA veröffentlichte Ende 2020 die Arbeitshilfe: „Sanierungsmanagement für lokale und flächenhafte PFAS-Kontaminationen“ [1]. Autoren waren Mitarbeiter des Büros Arcadis Germany GmbH, Auftraggeber war das UBA. Eine Projektarbeitsgruppe mit VertreterInnen einiger Bundesländer und Stadt-/Landkreise, des UBA und BMU sowie der Bundesanstalt für Immobilienaufgaben (BImA) begleiteten die Erstellung der Arbeitshilfe. In Fachgesprächen wurden Zwischenergebnisse diskutiert.

In den Anhängen der o. g. Arbeitshilfe werden interessante Hinweise zu den Stoffeigenschaften und Anwendungsgebieten der PFC gegeben. Weiterhin werden Fallbeispiele vorgestellt. Auch werden mögliche Beurteilungswerte aufgeführt (z. B. Geringfügigkeitsschwellenwerte, Umweltqualitätsnormen). Deren Anwendung wird allerdings nicht konkretisiert, sondern auf die BMU-Veröffentlichung [2] verwiesen. Weiterhin gibt die Arbeitshilfe Hinweise zu möglichen Wirkungspfaden (z. B. Boden-Grundwasser-Oberflächengewässer-Fisch-Mensch) und zu den betroffenen Rechtsgebieten/Behörden.

Die UBA-Arbeitshilfe kann in drei Themenkomplexe unterteilt werden:

- Sanierungsmanagement bei **punktförmigen** PFC-Kontaminationen
- Sanierungsmanagement bei **flächenhaften** PFC-Kontaminationen
- **Hintergrundinformationen** zur Stoffgruppe PFC

2.1 Sanierungsmanagement bei punktförmigen PFC-Kontaminationen

Als Besonderheiten bei punktförmigen PFC-Kontaminationen, im Vergleich zu den üblichen Altlasten, werden genannt:

- Rasch sich ausbreitende Schadstofffahnen erfordern ein schnelles Agieren
- Priorisierung der Schutzgüter bzw. der betroffenen Rezeptoren i. d. R. sinnvoll
- Priorisierung der Sanierungs-/Sicherungsmaßnahmen bzw. der Schutz- und Beschränkungsmaßnahmen i. d. R. sinnvoll

Sanierungsstrategie:

Für komplexe PFC-Grundwasserschadensfälle bietet sich an, die einzelnen (Teil-)Sanierungen nacheinander und nicht parallel durchzuführen: Mit höchster Priorität sind quellnahe Sanierungs-/Sicherungsmaßnahmen im Grundwasser zu ergreifen, um die Schadstoffnachlieferung in das Grundwasser zu unterbinden. Zweite Priorität haben Sanierungs-/Sicherungsmaßnahmen an der Fahnenspitze, um die weitere Ausbreitung der Schadstofffahne zu verhindern. Erst danach werden Maßnahmen zur Quellsanierung und zur Beseitigung der Schadstofffahne ergriffen. Bei sehr raschem Handlungsbedarf (z. B. Gartenbrunnen) sind sofort Schutz- und Beschränkungsmaßnahmen zu ergreifen. Bei nachrangig priorisierten Schutzgütern kommen zunächst Schutz- und Beschränkungsmaßnahmen anstelle von Sanierungsmaßnahmen in Frage.

Sanierungsziele:

- Allgemein: Auch Precursor (Vorläuferverbindungen) betrachten
- Pfad Boden-Mensch (z. B. Hausgärten): Sensitivitätsberechnungen werden empfohlen; evtl. Untersuchung von Gartenfrüchten

Sanierungsstrategie:

Für komplexe PFC-Grundwasserschadensfälle bietet sich an, die einzelnen (Teil-)Sanierungen nacheinander und nicht parallel durchzuführen: Mit höchster Priorität sind quellnahe Sanierungs-/Sicherungsmaßnahmen im Grundwasser zu ergreifen, um die Schadstoffnachlieferung in das

Grundwasser zu unterbinden. Zweite Priorität haben Sanierungs-/Sicherungsmaßnahmen an der Fahnenspitze, um die weitere Ausbreitung der Schadstofffahne zu verhindern. Erst danach werden Maßnahmen zur Quellsanierung und zur Beseitigung der Schadstofffahne ergriffen. Bei sehr raschem Handlungsbedarf (z. B. Gartenbrunnen) sind sofort Schutz- und Beschränkungsmaßnahmen zu ergreifen. Bei nachrangig priorisierten Schutzgütern kommen zunächst Schutz- und Beschränkungsmaßnahmen anstelle von Sanierungsmaßnahmen in Frage.

Sanierungsziele:

- Allgemein: Auch Precursor (Vorläuferverbindungen) betrachten
- Pfad Boden-Mensch (z. B. Hausgärten): Sensitivitätsberechnungen werden empfohlen; evtl. Untersuchung von Gartenfrüchten
- Grundwasser, Böden: Hierzu verweist die UBA-Arbeitshilfe auf den o. g. Leitfaden des BMU [2]. Hinweis: Wie im Handbuch Altlasten „Arbeitshilfe zur Sanierung von Grundwasserverunreinigungen“ beschrieben, sind die Sanierungsziele einzelfallbezogen unter Beachtung der Verhältnismäßigkeit festzulegen.

Sanierungsverfahren:

- Grundwassersanierung: Ein bewährtes Verfahren ist Pump & Treat mit der Reinigung des Wassers mittels Sorption an Aktivkohle. Seltener wird die Sorption an Ionentauschern angewendet (siehe Vortrag „In-situ-Einsatz kolloidaler Intraplex B Aktivkohlen“). Bei hohen PFC-Konzentrationen hat sich die Zugabe spezieller Chemikalien (z. B. „PerfluorAd“ bewährt. Als kostengünstiges Sicherungsverfahren, beispielsweise an der Fahnenspitze, kommt die Injektion einer Aktivkohle-Suspension in den Aquifer in Frage.
- Bodensanierung: Am weitesten verbreitet ist die Deponierung on-site oder off-site. Allerdings sind off-site-Deponiekapazitäten derzeit kaum verfügbar. Eine Bodenwäsche kann bei Böden mit sehr niedrigem Feinkornanteil durchgeführt werden.

2.2 Sanierungsmanagement bei flächenhaften PFC-Kontaminationen

Zu den flächenhaften PFC-Kontaminationen zählt in Hessen insbesondere das Eintragen von sogenannten „Bodenverbesserern“ auf landwirtschaftliche Flächen. Diese PFC-Kontaminationen treten insbesondere in den nordhessischen Landkreisen Waldeck-Frankenberg, Kassel und Hersfeld-Rotenburg. auf. Die Einzelflächen können sich überlagernde Einzel-Schadstofffahnen im Grundwasser und insgesamt großflächige Grundwasserverunreinigungen verursachen.

Orientierende Untersuchungen (OU) erfolgen grundsätzlich grundstücksbezogen oder, wenn sich die Belastungsquelle über mehrere Grundstücke erstreckt, quellflächenbezogen. Mit der OU sind die Schadstoffquellen zu identifizieren und die Sickerwassereinträge zu prognostizieren.

Schutz- und Beschränkungsmaßnahmen können anstelle von Sanierungen bzw. zur Überbrückung der Zeitdauer bis zur Sanierung angeordnet werden. Sie können Folgendes regeln:

- die Nutzung von verunreinigtem Grundwasser,
- die Verwertung von Mahdgut oder Pflanzenresten aus der Landwirtschaft,
- den Umgang mit Bodenmaterial aus großflächigen Verdachtsbereichen,
- die Beschränkung des landwirtschaftlichen Anbaus auf bestimmte, nicht PFC-anreichernde Feldfrüchte und
- ein Vorerntemonitoring, d. h. die Untersuchung des Ernteguts auf PFC kurz vor der Ernte.

Wenn der Wirkungspfad Boden → Pflanze betroffen ist, muss eine ackerschlagscharfe Untersuchung erfolgen, weil sonst keine zielgerichteten Bewertungen und keine Festlegung der daraus resultierenden Maßnahmen wie das Vorerntemonitoring möglich wären. Einzelflächen können zu Flächenclustern zusammengeführt werden, die als Teilbearbeitungsgebiete zusammenhängend bearbeitet werden.

Zur Frage, in welchem Maße PFC aus Böden in Pflanzen aufgenommen wurden, liegen mehrere Untersuchungen vor, beispielsweise [6-8]. Generell können Pflanzen PFC aus dem Boden oder Beregnungswasser aufnehmen und in verschiedenen Pflanzenorganen akkumulieren, wobei grundsätzlich kurzkettige Verbindungen eher aufgenommen werden als langkettige. Einen großen Einfluss auf die Aufnahme und Anreicherung hat dabei die Pflanzenart. Weiterhin ist anzunehmen, dass auch Bodeneigenschaften, wie pH-Wert, C_{org}-Gehalt und Bodenart, die Aufnahme beeinflussen. Zuverlässige Transferfaktoren, mit denen die potenzielle Belastung der Pflanzen anhand der Gehalte im Boden oder Beregnungswasser und der weiteren o. g. Einflussfaktoren berechnet werden kann, sowie daraus abgeleitete Prüfwerte für den Wirkungspfad Boden → Pflanze werden voraussichtlich in nächster Zukunft aufgrund der noch unzureichenden Datengrundlagen nicht zur Verfügung stehen.

3 Arbeitshilfe des Bundesumweltministeriums

Die Arbeitshilfe des BMU „Leitfaden zur PFC-Bewertung - Empfehlungen für die bundeseinheitliche Bewertung von Boden- und Gewässerverunreinigungen sowie für die Entsorgung PFC-haltigen Bodenmaterials“ liegt als Entwurfsfassung Stand 17.9.2020 vor [2].

Mit diesem Leitfaden werden ein Bewertungsrahmen sowie beurteilungsrelevante Hintergrundinformationen zur Verfügung gestellt. Damit soll vor allem den Vollzugsbehörden Hilfestellung bei der Bewertung von PFC-Einträgen in Gewässer oder in den Boden gegeben werden. Zusätzlich enthält der Leitfaden Maßstäbe für die Bewertung von Untersuchungsergebnissen und für Entscheidungen über ggf. erforderliche weitergehende Maßnahmen bei bestehenden Boden- und Gewässerverunreinigungen.

Der Leitfaden hat eine besondere Bedeutung, da bundesweit gültige Aussagen getroffen werden, wie PFC-Analysenergebnisse in den einzelnen Umweltmedien zu bewerten sind. Während die Kapitel zur Bewertung von PFC-Konzentration in Gewässern, Abfällen und Klärschlamm sowie für die Pfade Boden-Grundwasser, Boden-Mensch und Boden-Nutzpflanze fertiggestellt sind, befindet sich das Kapitel zum „Umgang mit PFC-haltigem Bodenmaterial“ noch in der Abstimmungsphase mit der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA). Da dieses Kapitel in der Entwurfsfassung enthalten ist, sind die künftigen Inhalte des Kapitels zu erkennen, auch wenn Details noch strittig sind.

Toxikologische Bewertung:

Der Leitfaden verwendet die toxikologischen Daten und Empfehlungen, wie sie in der Veröffentlichung der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) „Ableitung von Geringfügigkeitsschwellenwerten für das Grundwasser: Per- und polyfluorierte Chemikalien (PFC)“ aus dem Jahr 2017 enthalten sind [4], siehe untenstehende Tabelle. Jedoch wird darauf hingewiesen, dass die Europäische Lebensmittelsicherheitsbehörde (EFSA) 2018 eine Neubewertung der gesundheitlichen Risiken durch PFOA und PFOS in Lebensmitteln durchgeführt hat, die voraussichtlich zu einer deutlichen Verschärfung der PFOA- und PFOS-Bewertung führen wird.

Stoffspektrum, Analytik:

Der Leitfaden bezieht sich im Wesentlichen auf die 13 Verbindungen, für die Geringfügigkeitsschwellen (GFS)-Werte bzw. Gesundheitliche Orientierungswerte (GOW) vorliegen [4]. Mit einer Ausnahme (H4PFOS) werden nur perfluorierte PFC beschrieben. Für zahlreiche polyfluorierte Verbindungen liegt somit kein verbindlicher Bewertungsrahmen vor.
Sollen in begründeten Fällen (z. B. Verunreinigungen mit polyfluorierten Verbindungen) mehr als die 13 PFC untersucht werden, ist über das zu untersuchende Parameterspektrum im Einzelfall zu entscheiden.

Für PFC-Analysen in wässrigen Medien liegen mit der DIN 38407-42 (F42) und für Analysen in Feststoffen mit der DIN 38414-14 (S14) etablierte Analysenverfahren vor. Mittlerweile steht mit der ISO 21675 eine Norm zur Verfügung, mit der bis zu 30 Einzelsubstanzen in wässrigen Medien analysiert werden können.

Für Untersuchungen nahe der Schadstoffquelle wird empfohlen, ergänzend zur Einzelsubstanzanalytik auch auf die summarischen Parameter AOF, EOF oder TOP-Assay zu analysieren; für so gewonnene Analysenergebnisse liegen allerdings keine Bewertungsmaßstäbe vor.

Eluatuntersuchungen:

Generell sind die Bestimmungsgrenzen von Analysenverfahren in wässrigen Medien deutlich geringer als in Feststoffen. Da bei PFC-Bodenverunreinigungen der Wirkungspfad Boden-Grundwasser eine wesentlich höhere Bedeutung hat als der Direktpfad Boden-Mensch, sind für die Untersuchung von Bodenproben Eluatuntersuchungen anzuwenden (zusätzliche Untersuchungen im Feststoff können sinnvoll sein, um den „PFC-Vorrat“ abzuschätzen). Für die Beurteilung des Sickerwassers bzw. Eluats ist wahlweise das Schüttelverfahren nach DIN 19529 oder der Säulenschnelltest nach DIN 19528, beide mit einem Wasser-Feststoff-Verhältnis von 2:1, anzuwenden. Interessanterweise haben Untersuchungen ergeben, dass Eluate von getrockneten Proben oftmals höhere PFC-Konzentrationen zeigen als von feldfrischen Bodenproben. Daher ist im Leitfaden empfohlen, dass Eluatuntersuchungen an getrockneten Bodenproben erfolgen sollen.

Grundwasser-Bewertung:

Für sieben PFC liegen GFS-Werte vor, die auf der Grundlage humantoxikologischer Daten abgeleitet sind (siehe nachfolgende Tabelle, Spalte 3). Bei ihrer Überschreitung liegt eine schädliche Veränderung der Grundwasserbeschaffenheit vor (nach [5] dort Kap. 3.3 Nr. 5).

Lfd. Nr.	Name, Abkürzung (CAS-Nr.)	GFS [µg/L]	Basis [µg/L]	
			Humantox.	Ökotox.
1	Perfluorbutansäure, PFBA (375-22-4)	**10**	10	1.260
2	Perfluorpentansäure, PFPeA (2706-90-3)	**-**	- (GOW: 3,0)	320
3	Perfluorhexansäure, PFHxA (307-24-4)	**6**	6	1.000
4	Perfluorheptansäure, PFHpA (375-85-9)	**-**	- (GOW: 0,3)	-
5	Perfluoroktansäure, PFOA (335-67-1)	**0,1**	0,1	570
6	Perfluornonansäure, PFNA (375-95-1)	**0,06**	0,06	8
7	Perfluordecansäure, PFDA (335-76-2)	**-**	- (GOW: 0,1)	10
8	Perfluorbutansulfonsäure, PFBS (375-73-5)	**6**	6	3.700
9	Perfluorhexansulfonsäure, PFHxS (355-46-4)	**0,1**	0,1	250
10	Perfluorheptansulfonsäure, PFHpS (375-92-8)	**-**	- (GOW: 0,3)	-
11	Perfluoroktansulfonsäure, PFOS (1763-23-1)	**0,1**	0,1	0,23
12	H4-Polyfluoroctansulfonsäure, H4PFOS (27619-97-2)	**-**	- (GOW: 0,1)	870
13	Perfluoroctansulfonamid , PFOSA (754-91-6)	**-**	- (GOW: 0,1)	-

Wenn im Grundwasser mehrere PFC auftreten, für die GFS-Werte festgelegt wurden, kann für die Risikobewertung solcher Stoffgemische zusätzlich die „Quotientensumme“ herangezogen werden. Damit werden ähnliche Wirkungsmechanismen und mögliche additive Effekte auf die menschliche Gesundheit berücksichtigt.

Für nicht bewertete PFC wird empfohlen, hilfsweise einen Wert von 0,1 µg/l je Einzelsubstanz – orientierend am ALARA-Prinzip (As Low As Reasonably Achievable) – zu verwenden.
Es ist nicht eindeutig geregelt, wie die sechs PFC zu bewerten sind, für die GOW abgeleitet wurden (s. Tabelle, Spalte 4). Gemäß dem Leitfaden haben die GOW orientierenden Charakter.

Oberflächengewässer-Bewertung:

Bei der Bewertung von Oberflächen-Wasserkörpern ist PFOS von Bedeutung. Dessen Umweltqualitätsnorm (UQN) beträgt 9,1 µg/kg in Fischen (Biota). Dieser Wert wurde für das Schutzgut menschliche Gesundheit über den Fischkonsum abgeleitet. Der korrespondierende Wert für die Wasserphase beträgt 0,65 ng/l (!) als Jahresdurchschnittswert (JD-UQN), also ein sehr niedriger Wert. In der Regel ist die Einhaltung der UQN über ein Biota-Monitoring nachzuweisen. Im Leitfaden werden das Verschlechterungsverbot und das Zielerreichungsgebot nach WRRL erläutert.

Hinweis: In hessischen Oberflächengewässern werden neben PFOS eine Vielzahl weiterer PFC regelmäßig nachgewiesen. Wasseruntersuchungen mittels AOF zeigen, dass neben den perfluorierten PFC auch relevante Konzentrationen an Vorläuferverbindungen (precursor) auftreten.

Abwasser-Bewertung:

PFC werden i. d. R. nicht spezifisch im Abwasser direkteinleitender Betriebe oder kommunaler Kläranlagen erfasst. Hinweis: Im Gebiet des hessischen Rieds liegen Untersuchungen auf PFC auch von Kläranlagenabläufen vor.

In den seit 2016 novellierten branchenspezifischen Anhängen der AbwV wird die PFC-Problematik in den Teilen B der Anhänge 25 (Lederherstellung, Pelzveredlung, Lederfaserstoffherstellung) und 28 (Herstellung von Papier, Karton oder Pappe) angegangen. Die darin formulierten Verzichts- und Minimierungsanforderungen sind ein erster Schritt, um auch europaweit zu einer Lösung zu kommen.

Zur Reduzierung der über das Abwasser eingetragenen PFC kann bei der Erlaubniserteilung ein Orientierungswert von 1 µg/l für die Summe der 13 PFC-Verbindungen (siehe Tabelle) als Grundlage herangezogen werden.

Klärschlamm-Bewertung:

In der Klärschlammverordnung vom Oktober 2017 ist mittelbar ein Grenzwert für PFC für die bodenbezogene Verwertung von Klärschlamm durch Querverweis auf die Düngemittelverordnung (DüMV) von 2015 festgelegt. Diese legt sowohl für den Ausgangsstoff von Düngemitteln als auch für das Düngemittelprodukt selbst einen Grenzwert von 100 µg/kg für die Summe aus PFOS und PFOA fest; ab 50 µg/kg besteht eine Kennzeichnungspflicht.

Aus Vorsorgegründen ist es angebracht, diesen Wert im Zuge einer Novellierung der DüMV nach unten anzupassen. Er ist so hoch, dass auch bei seiner Einhaltung eine Ausbringung u. U. bereits zu einer Überschreitung der GFS-Werte im Grundwasser führen kann. Darüber hinaus sollte ein PFC-Summengrenzwert nicht auf die beiden bisherigen Leitsubstanzen der Stoffgruppe beschränkt sein (also PFOS und PFOA), sondern zumindest die in der oben gezeigten Tabelle aufgeführten Vertreter berücksichtigen.

Wirkungspfad Boden-Grundwasser:

Die Konzentration von PFC im Sickerwasser am Ort der Beurteilung soll auf Grundlage der Untersuchung von Bodeneluaten abgeschätzt werden (Sickerwasserprognose, bestehend aus Materialuntersuchungen und Transportprognose).

Es wird empfohlen, diese Materialuntersuchungen mittels repräsentativer Proben aus der ungesättigten Bodenzone (Ort der Probennahme) über Elutions- oder Säulenversuche mit einem Wasser-Feststoff-Verhältnis von 2:1 durchzuführen.

In der geplanten Novellierung der BBosSchV werden einige PFC-Prüfwerte enthalten sein. Solange rechtlich verbindliche Prüfwerte für PFC nicht in Kraft sind, gelten im Sickerwasser die GFS-Werte für PFC (Tabelle) als Prüfwertvorschläge für den Ort der Beurteilung. Die Quotientensumme wird zur Beurteilung des Wirkungspfads Boden-Grundwasser nicht zusätzlich herangezogen. Für bisher nicht

bewertete PFC soll – orientierend am ALARA-Prinzip – hilfsweise der Wert 0,1 µg/l je Einzelsubstanz als Prüfwertvorschlag für den Ort der Beurteilung verwendet werden.

Wirkungspfad Boden-Pflanze:

Auf PFC-verunreinigten, landwirtschaftlich genutzten Flächen ist ein Vorerntemonitoring aus Gründen des vorsorgenden Verbraucherschutzes in Betracht zu ziehen. Diese Vorgehensweise hat sich in Baden-Württemberg etabliert.

Wirkungspfad Boden-Mensch (direkter Kontakt):

Der Pfad Boden-Mensch (direkter Kontakt) ist i. d. R. in der Nachsorge nicht relevant. Der Pfad Boden-Grundwasser (siehe oben) ist im Allgemeinen der sensiblere Wirkungspfad.

Umgang mit PFC-haltigem Bodenmaterial:

Dieses Kapitel befindet sich seit längerem in der Abstimmungsphase mit der LAGA und ist noch nicht verabschiedet.

Das Kapitel 6 des Leitfadens soll wie folgt gegliedert sein:

- 6.1 Allgemeines
- 6.2 Verwertung auf, in oder unterhalb einer durchwurzelbaren Bodenschicht
  - 6.2.1 Umlagerung von Bodenmaterial im Rahmen der Sanierung
  - 6.2.2 Verwertung von Bodenmaterial am Herkunftsort
  - 6.2.3 Verwertung von Bodenmaterial außerhalb des Herkunftsorts
  - 6.2.4 Gebiete mit erhöhten Schadstoffbelastungen nach §12 Absatz 10 BBodSchV
- 6.3 Beseitigung
  - 6.3.1 Obergrenze für die oberirdische Deponierung
  - 6.3.2 Anforderungen an die Ablagerung auf obertägigen Deponien

Die bodenschutzrechtlichen, schadstoffbezogenen Anforderungen an die Verwertung von Bodenmaterial basieren in der Regel auf den Vorsorgewerten der BBodSchV und den Anforderungen gem. § 9 Abs. 1 Nr. 2 BBodSchV in Verbindung mit § 12. Vorsorgewerte sind in der BBodSchV in der Regel als Feststoffwerte festgelegt. Die Hintergrundbelastung für PFC ist noch nicht flächendeckend bekannt und es können für PFC bislang keine vorsorgeorientierten Feststoffwerte hergeleitet werden. Daher werden für PFC vorsorgeorientierte Anforderungen hilfsweise und vorläufig in Form von Eluatgehalten formuliert. Hierzu eignen sich die GFS-Werte für PFC.

Bodenmaterial, das die Eluatgehalte in Höhe der GFS-Werte nicht überschreitet, darf auf oder in eine durchwurzelbare Bodenschicht eingebracht werden (Tabelle 3a, Spalte Z0; Werte noch nicht abgestimmt/veröffentlicht). Beim Auf- und Einbringen auf bzw. in die durchwurzelbare Bodenschicht ist ggf. auch der Wirkungspfad Boden-Pflanze zu berücksichtigen.

Bei bodenähnlichen Anwendungen unter- und außerhalb der durchwurzelbaren Bodenschicht und der Herstellung technischer Bauwerke können für die Einbauklassen analog des Merkblattes M20 der Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) vorläufige methodenspezifische Schwellen- und Zuordnungswerte herangezogen werden. Dazu werden hilfsweise Eluatgehalte in Höhe der GFS-Werte anstelle von Vorsorgewerten verwendet.

PFC-haltiges Bodenmaterial soll grundsätzlich entsprechend seiner Einstufung nur auf Flächen umgelagert werden, die die gleiche oder eine höhere Einstufung (siehe Tabelle 3 a/b, Werte noch nicht abgestimmt/veröffentlicht) aufweisen.

Literatur:

[1] Umweltbundesamt: Texte | 137/2020 „Sanierungsmanagement für lokale und flächenhafte PFAS-Kontaminationen“ www.umweltbundesamt.de/publikationen/sanierungsmanagement-fuer-lokale-flaechenhafte-pfas

[2] Bundesumweltministerium: „Leitfaden zur PFC-Bewertung - Empfehlungen für die bundeseinheitliche Bewertung von Boden- und Gewässerverunreinigungen sowie für die Entsorgung PFC-haltigen Bodenmaterials“, Entwurf 17.9.2020 https://www.bmu.de/themen/wasser-abfall-boden/bodenschutz-und-altlasten/belastung-von-boeden-durch-pfaspfc/#c54992

[3] Länderfinanzierungsprogramm „Wasser, Boden und Abfall“: LFP-Projekte B 4.14 und 4.15 „Boden- und Grundwasserkontaminationen mit PFC bei altlastverdächtigen Flächen und nach Lösungsmitteleinsätzen“ (Projektstufen 1 und 2) sowie der bundeseinheitlichen Empfehlungen zur Bewertung von PFC in Böden, Gewässern und zu entsorgenden Bodenmaterialien, http://www.laenderfinanzierungsprogramm.de/projektberichte/labo/

[4] Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA): Ableitung von Geringfügigkeitsschwellen für das Grundwasser – Per- und polyfluorierte Chemikalien (PFC), 2017, https://www.lawa.de/documents/03_anlage_3_bericht_gfs_fuer_pfc_endfassung_22_11_2017_2_1552302208.pdf

[5] Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA): Ableitung von Geringfügigkeitsschwellenwerten für das Grundwasser - Aktualisierte und überarbeitete Fassung, 2016

[6] Stahl, T.; Heyn,, J.; Thiele, H.; Hüther, J.; Failing, K.; Georgii, S. & Brunn, H. (2009): Carryover of Perfluorooctanoic Acid (PFOA) and Perfluorooctane Sulfonate (PFOS) from Soil to Plants. - Archives of environmental contamination and toxicology 57, 289-298.

[7] Stahl, T,; Riebe, R.; Falk, S.; Failing, K. & Brunn, H. (2013): Long-Term Lysimeter Experiment To Investigate the Leaching of Perfluoroalkyl Substances (PFASs) and the Carry-over from Soil to Plants: Results of a Pilot Study. Journal of agricultural and food chemistry 61, 1784-1793.

[8] Wang, W.; Rhodes, G.; Ge, J.; Yu, X. & Li, H. (2020): Uptake and accumulation of per- and polyfluoroalkyl substances in plants. - Chemosphere 261:127584.

Qualitätssicherung bei der Bodenprobennahme

Dr. Thorsten Spirgath, Spicon GmbH, Berlin

Wesentliche Grundlage zur Erlangung vergleichbarer Ergebnisse bei Bodenuntersuchungen ist die vergleichbare Vorgehensweise bei der Probennahme. Insbesondere die Durchführung und Dokumentation der Probennahme sind einheitlich zu gestalten, damit Ergebnisse anschließend vergleichbar sind.

Daher hat der Gesetzgeber Normen und Regelwerke vorgeschrieben, welche bei der Bodenprobennahme angewendet werden müssen. Diese finden sich u.a. in der BBodSchV (1999) und im Fachmodul Boden und Altlasten (2012; www.labo-deutschland.de) sowie in den baufachlichen Richtlinien Boden- und Grundwasserschutz (www.bfr-bogws.de).

Die aktuell anzuwendenden Verfahren für die Probennahme (DIN ISO 10381-1 bis -5) werden derzeit überarbeitet bzw. wurden teilweise schon überarbeitet und sind in die Normenreihe DIN ISO 18400-100 ff, -200 ff und -300 ff überführt worden. Diese Normenreihe wird aber erst verbindlich, wenn sie in einem gesetzlichen oder untergesetzlichen Regelwerk (z.B. BBodSchV) zitiert wird.

Trotz einheitlicher Vorgehensweisen entsprechend der vorgegebenen Normen ist die Probennahme mit einer Unsicherheit behaftet. Es ist daher sinnvoll und geboten, dass die Unsicherheit der Probennahme bei der Gegenüberstellung von Messwerten mit Grenzwerten berücksichtigt wird. Die Unsicherheit der Probennahme ist bei heterogenen Materialien i.d.R. immer deutlich höher als die Messunsicherheit der Analytik.

Dass die Unsicherheit der Probennahme bestimmt werden muss, ergibt sich aus der DIN EN ISO/IEC 17025:2018, welche die Anforderungen an Kompetenz von Prüflaboratorien regelt. Dort heißt es: Laboratorien (auch Stellen, die eine Probennahme in Verbindung mit darauffolgenden Prüfungen durchführen) müssen die Beiträge zur Messunsicherheit ermitteln. Bei der Ermittlung der Messunsicherheit müssen alle Beiträge, die von Bedeutung sind, in Betracht gezogen werden, einschließlich der Beiträge, die sich aus der Probennahme ergeben.

Ein Laboratorium, das Prüfungen durchführt, muss die Messunsicherheit ermitteln. Wenn die Art des Probennahme- oder Prüfverfahrens eine präzise Bestimmung der Messunsicherheit ausschließt, muss eine Schätzung erfolgen, basierend auf dem Verständnis der theoretischen Grundlagen oder der praktischen Erfahrung mit der Durchführung des Verfahrens.

Im Gegensatz zu den meisten Laborverfahren kann die Unsicherheit der Probennahme nicht über die „Bottom-Up Methode“ bestimmt werden, bei welcher alle einzelnen Unsicherheitsfaktoren ermittelt und anschließend ihre Größen und ihre Wichtungen bestimmt und summiert werden. Daher wird die „Top Down-Methode“ angewendet, bei welcher die Unsicherheit über Vergleichsprobennahmen bestimmt wird.

Eine Vergleichsprobennahme für Bodenprobennahme wurde z.B. 2009 in Wielenbach (Bayern) vom ITVA e.V. durchgeführt, die Finanzierung erfolgte durch die LABO und Auftraggeber war das Land Bayern. Es wurden 35 Bodenprofile in Kunststoffrohren (Ø 30 cm) hergestellt, welche lagenweise in den Untergrund eingebaut wurden. Anschließend fand eine Beprobung durch 28 zugelassene bayrische Untersuchungsstellen statt. Das Aufschlussverfahren wurde freigestellt, ein Probennahmeprotokoll wurde vorgegeben.

Im Ergebnis zeigte sich, dass insbesondere bei der Schichtgrenzenerfassung große Unterschiede auftraten. Bei einer Profiltiefe von 1,80 m zeigten sich Abweichungen bis 0,6 m. Der Zusammenhang von Bohrtechnik (Handbohrung oder Bohrraupe) und Schichtgrenzenerfassung konnte die Abweichungen nicht immer erklären.

Auch die menschlichen Fehler bei der Bodenprobennahme dürfen nicht unterschätzt werden. Insgesamt gelang es keinem der Teilnehmer die Probennahme fehlerfrei durchzuführen. Es traten zwischen 2 und 13 (!) Fehler bei der einen Bohrung bis 1,8 m Tiefe auf, obwohl nur notifizierte Untersuchungsstellen teilgenommen haben.

Eine weitere Hilfestellung kann durch eine statistische Methode geleistet werden. Die Firma Quodata hat im Rahmen eines Forschungsprojektes ein Webtool entwickelt, welches die Ergebnisunsicherheit für die Bewertung von Grenzwerten im Rahmen der BBodSchV ermittelt. Auch die Probennahme wird hier teilweise berücksichtigt.

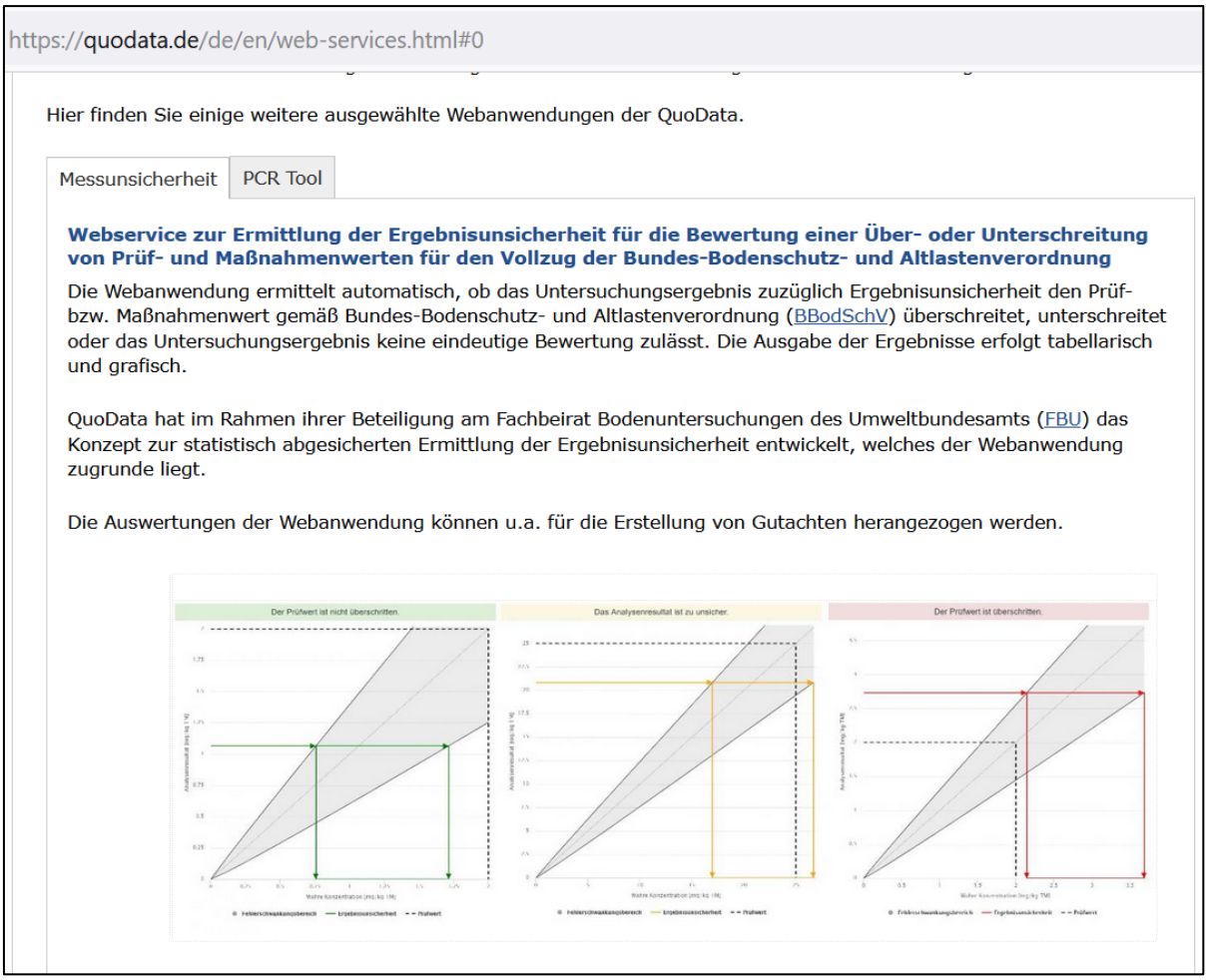

Abb.: Auszug aus der Homepage der Fa. Quodata

Insgesamt zeigt sich, dass der Fehler der Probennahme in den letzten Jahren immer mehr in den Fokus gerückt ist. Die Angabe einer Messunsicherheit für die Analysenwerte durch das Analysenlabor führte bisher zu einer vermeintlichen Ergebnissicherheit, welche in vielen Fällen tatsächlich nicht vorhanden war. Die Betrachtung der Unsicherheit der Probennahme ist daher oft erforderlich, insbesondere, wenn weitreichende Entscheidungen auf der Grundlage von Analysenergebnissen getroffen werden müssen.

Einsatz- und Qualitätsanforderungen an horizontale In-Situ Grundwasser-Fließmessungen und Ausblick auf messtechnische Entwicklungen

Dr. Marc Schöttler, PHREALOG, Baden-Baden

1 Einführung

Zuverlässige Informationen über die örtliche Grundwasserfließsituation sind bei Standortuntersuchungen von zentraler Bedeutung. Dazu werden Grundwasserfließmodelle konventionell auf Basis von Grundwasserspiegeldifferenzen benachbarter Brunnenpegel erstellt. Diese typischerweise zweidimensionalen Modelle liefern für standortbezogene Fragestellungen häufig nicht die erforderliche kleinskalige Auflösung, um Fließbewegung standortgenau abzuleiten oder um Fließstrukturen im Untergrund tiefendifferenziert aufzuzeigen.

Mit In-Situ Fließmessverfahren kann der Grundwasserfluss in Grundwassermessstellen tiefenbezogen erfasst werden. Einerseits um Fließrichtung und Geschwindigkeit des Grundwassers im Umfeld der Messstelle abzuleiten, andererseits um vertikale Fließbewegungen in der Messstelle zu erfassen um hydraulische Kurzschlüsse zu identifizieren.

Horizontale In-Situ Fließmessungen kommen zum Einsatz

- wenn für einen Standort Informationen zur Grundwasserfließrichtung und -geschwindigkeit konventionell nicht hinreichend genau ermittelt werden können. Beispielsweise bei nicht korrelierenden Grundwasser-Spiegelständen, einer geringen Anzahl an Messstellen, einem großen Messstellenraster oder flachem Grundwassergefälle
- wenn standortsgenaue oder tiefenorientierte Fließinformationen in hochdurchlässigen Schichten oder Kluftgrundwasserleitern gefordert sind. Beispielsweise um die Durchflusssituation im Aquiferprofil zu erfassen (Geothermie), um eine Einflussnahme oder Reichweite von Eingriffen in den Grundwasserkörper nachzuweisen (Grundwassersanierungen, Fahnenerkundung, reaktive Wände, Grundwasserhaltungen im Tief- und Tunnelbau), wenn ein Fließsystem kontrolliert werden muss und der Einfluss und die Reichweite von Maßnahmen nachzuweisen sind
- zur Beweissicherung oder Plausibilitätsprüfung bestehender Modellannahmen
- um Informationen zur Fließsituation in schwer erschließbaren oder tiefen Grundwasserleitern zu gewinnen, bei denen der Aufwand für Tracerversuche oder zur Erschließung (Kosten für weitere Messstellen) für eine konventionelle Erkundung hoch sind.

In den letzten Jahrzehnten wurde eine Vielzahl unterschiedlicher In-Situ Fließmessverfahren für den Einsatz in Grundwassermessstellen entwickelt. Von diesen treten insbesondere bildgebende Verfahren hervor, die im Grundwasser vorhandene, natürliche Fließmarker in Form von Feinschwebstoffen, Kolloiden, etc. nutzen und damit Vorteile gegenüber der Mehrzahl von Messverfahren haben, bei denen die Zugabe von Fließmarkern wie Farben, Salze, Mikropartikel, Radioisotope, Temperaturanomalien oder Hitzepulsen erforderlich ist. Als wesentliche Vorteile bildgebender Verfahren sind der genehmigungsfreie Einsatz, eine kontinuierliche und zeitlich unbegrenzte Messwertaufnahme sowie geringe Messfehlerquellen zu nennen.

Trotz des Informationsgewinns und der vielfältigen Einsatzmöglichkeiten sind In-Situ Fließmessverfahren bislang wenig bekannt und werden nur untergeordnet eingesetzt. Dies ist darauf zurückzuführen, dass sie als nicht-genormte Erkundungsverfahren in Arbeitshilfen und Handlungsempfehlungen meist nicht aufgeführt sind und nur wenige Studien zum Einfluss von Randbedingungen, zur Zuverlässigkeit von Ergebnissen und Qualitätssicherung vorhanden sind. In der öffentlichen Wahrnehmung besteht somit eine Unsicherheit bezüglich der Beurteilung, Verwertbarkeit, Wichtung

und Qualität von In-Situ Fließmessungen gegenüber konventionell gewonnenen Daten und Fließmodellen. Bei Anbietern von In-Situ Fließmessverfahren wird aufgrund geringer Kontinuität in der Anwendung oft kein nachhaltiges Know-How für unterschiedliche Einsatzfälle aufgebaut, um diese Verfahren sicher anzuwenden und stichhaltige Ergebnisse zu gewährleisten. Denn um zuverlässige Informationen mit In-Situ Fließmessungen zu gewinnen ist hydrogeologisches Fachwissen und Erfahrung bei der Einsatzplanung, Anwendung und Dateninterpretation erforderlich.

Im Rahmen des Vortrags werden hydrogeologische sowie brunnenspezifische Rahmenbedingungen vorgestellt und daraus Anforderungen an die Durchführung von Messungen sowie Empfehlungen zur Qualitätssicherung abgeleitet. Die vorgestellten Anforderungen und Empfehlungen basieren auf jahrelanger Einsatzerfahrungen mit dem optischen Fließmessverfahren von PHREALOG.

2 Die Fließverhältnisse an und in einer Grundwassermessstelle als Ausgangssituation

Grundwasserleiter weisen in Abhängigkeit der Sedimentschichtung typischerweise unterschiedliche Durchlässigkeit mit wechselnder Erstreckung und Vernetzung im Schichtenprofil auf. Mit Errichtung einer Grundwassermessstelle stellt sich gegenüber dem umgebenden Aquifer ein verändertes hydraulisches Gleichgewicht an und in der Messstelle ein, das sich auf die Messstellenumgebung und den Grundwasserstand der Messstelle auswirkt. Werden unterschiedliche Druckpotentiale im Aquifer über die Messstelle erschlossen, so spiegelt der Grundwasserstand der Messstelle ein hydraulisches Mischpotential wider, das gegebenenfalls nicht mit den Grundwasserständen benachbarter Messstellen korreliert. Insbesondere bei flachem Grundwassergefälle kann sich dies negativ auf die Modellierung der Fließverhältnisse auswirken.

Fließmodelle auf Basis von Grundwasserspiegelmessungen bilden die Fließbewegung im Aquifer üblicherweise nur zweidimensional unter Annahme einer einförmigen Durchlässigkeit und Durchflussbewegung ab. Je nach Druckpotenzialgefälle, Sedimentabfolge und Durchlässigkeitsverteilung bilden sich in gut durchlässigen Partien jedoch bevorzugte Fließpfade, die Grundwasser und Inhaltsstoffe unterschiedlich transportieren. Dies Verhalten kommt in konventionellen Fließmodellen nicht zum Ausdruck.

Die Fließsituation in einer Messstelle im Ruhezustand setzt sich typischerweise aus einem laminaren, horizontalen und vertikalen Durchfluss zusammen, der kleinräumig zwischen laminarem mit teilturbulentem strömen abwechselt. Vertikale Fließbewegungen können beispielsweise infolge hydraulischer Potentialdifferenzen (Kurzschlüsse) auftreten. Der horizontale Durchfluss im freien Brunnenraum ist durch hydraulische Potentialdifferenzen verzerrt.

Der geschilderten Ausgangssituation ist bei der Planung, Durchführung und Interpretation von horizontalen In-Situ Fließmessungen Rechnung zu tragen. Neben der Auswahl geeigneter Messstellen ist die Auswahl und Anzahl an Messtiefen pro Messstelle sowie die Messzeit pro Tiefenposition entscheidend, um zuverlässige Daten zu gewinnen und um eine stichhaltige Auswertung und Dateninterpretation zu gewährleisten. Die Planung dazu ist wesentlich von den angetroffenen Fließverhältnissen abhängig und muss im Verlauf des Messprogramms häufig angepasst werden. Dies erfordert ein sicheres hydrogeologisches Verständnis.

Bei einer zu untersuchenden Messstelle sollte die Filterstrecke einen repräsentativen Profilabschnitt des Grundwasserleiters erschließen. Die Messstelle muss eine ausreichend wassererfüllte Filterstrecke aufweisen, um Messungen in mehreren Tiefen durchführen zu können. Das Bohrprofil und Ausbaudaten sollten vorliegen, um Messtiefen in Abhängigkeit des lithologischen Profils zu definieren und eine sichere Interpretation der Messergebnisse zu gewährleisten. Alternativ leistet eine Kamera befahrung hierfür eine wesentliche Hilfestellung.

3 Qualitätssicherung bei der Planung und vor der Durchführung von Messungen

Vor der Durchführung von In-Situ Fließmessungen ist es erforderlich, Ausbau und Zustand der Messstelle durch eine Kamerabefahrung zu überprüfen. Erfahrungsgemäß stimmen Ausbaupläne nicht immer mit dem angetroffenen Ausbau überein. Dies betrifft die Tiefenlage der Filterstrecke, die Endtiefe und Filterschlitzweiten. Angaben zu den verbauten Filterrohrlängen und deren Abfolge fehlen meistens in Ausbauplänen. Sie müssen durch eine Kamerabefahrung identifiziert werden, um Messungen in Rohrübergängen zu vermeiden. Neben Belagbildung sind auch Auflandung und mögliche Schäden der Filterstrecke festzustellen. In Filterpartien mit starker Belagbildung ist von Messungen abzusehen, da hier der hydraulische Anschluss an den Grundwasserleiter eingeschränkt ist. Schadstellen können eine Befahrung mit Messsonden gefährden. Gegebenenfalls sind Fließmessungen erst nach einer Regeneration der Messstelle durchzuführen. Neben dem Bohrprofil ist die Kamerabefahrung daher ein wichtiges Mittel für die Planung von Messtiefen und der Interpretation von Messdaten.

Vor horizontalen Fließmessungen ist einzuschätzen oder zu prüfen, ob vertikale Fließbewegungen zu erwarten sind, die Einfluss auf eine horizontale Fließmessung nehmen. Vertikale Fließbewegungen sind insbesondere bei langen Filterstrecken zu erwarten. Für horizontale Durchflussmessungen sollte die Messzelle der Messsonde durch geeignete Maßnahmen (Packer) wirksam gegen vertikale Fließbewegung isoliert werden, so dass ein möglichst unbeeinflusster horizontaler Durchfluss gewährleistet ist.

4 Messdauer in einzelnen Tiefenpositionen

Horizontale Durchflussmessungen zeigen in Abhängigkeit der angetroffenen Durchflussgeschwindigkeit häufig instationäres Durchflussverhalten. Der Einbau von Sonden oder Sperrelementen in die Messstelle wirkt sich auf das bestehende thermische und hydraulische Gleichgewicht aus. Es ist zu berücksichtigen, dass sich ein neues Gleichgewicht einstellt, was je nach vorherrschender Fließgeschwindigkeit eine längere Wartezeit zur Restabilisierung erfordert.

Über diese Restabilisierungsphase hinaus andauernde Fließänderungen sind typischerweise auf hydraulische Druckwechselereignisse im Zeitverlauf zurückzuführen, z.B. infolge entfernter, wechselnder Grundwasserentnahme, Änderung des Vorfluterniveaus, Erschütterungen durch Verkehr oder Baumaßnahmen oder stehen in Zusammenhang mit Gezeitenwechsel. Messungen in einzelnen Tiefenpositionen sollten daher bei Durchflussbewegungen unterhalb von 1E-4m/s über eine längere Zeitdauer durchgeführt werden, um den Zeitpunkt der Fließstabilisierung nach dem Einbau einer Messsonde zu definieren, um Fließwechsel zu erfassen und einzugrenzen und um Messdaten für eine Mittelwertbildung zu gewinnen.

In Abhängigkeit der Fließvarianz im Zeitverlauf wird der Messreihe bei der Auswertung ein Gütewert zugewiesen, der bei der Auswertung und Zusammenfassung der Messung pro Tiefenposition berücksichtigt wird. Der Gütewert berücksichtigt beispielsweise den Filterzustand, Kenntnis zu typischen Fließartefakten, die umgebende Lithologie, die hydraulische Situation oder hydraulische Einflüsse in der Umgebung der Messstelle.

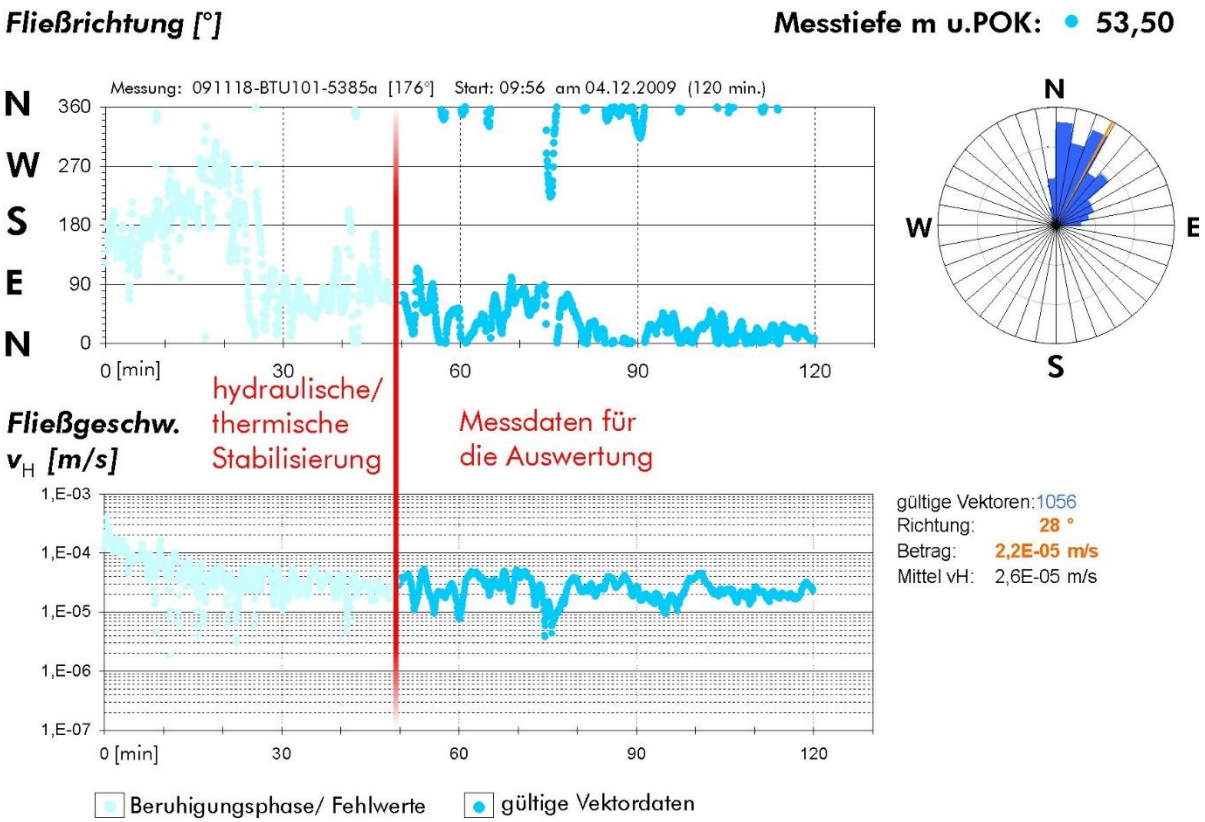

Abb. 1: Zeitaufgelöste Messreihe in einem horizontal durchflossenen Filterrohrabschnitt. (15 Messwerte pro Minute, Fließrichtung und Fließgeschwindigkeit) Messdaten im Zeitraum der Durchflussstabilisierung (hellblau) und der anschließenden Aufzeichnung der Messdaten, die zur Auswertung herangezogen werden (dunkelblau). vH= gemessene Durchflussgeschwindigkeit

5 Anzahl von Messtiefen pro Messstelle

Im Messtiefenprofil einer Filterstrecke sind häufig unterschiedliche Durchflussraten und Fließrichtungen dokumentiert. Ursachen dafür sind Wechsel in der Durchlässigkeitsverteilung, Änderungen der hydraulischen Verhältnisse im Tiefenprofil, Wechsel der Filtergeometrie im Verlauf der Rohrstrecke, ein ungleichmäßiger Ausbau oder Filterrohrzustand. Messungen sind daher grundsätzlich in mehreren Messtiefen durchzuführen, um die Informationsdichte zum Durchfluss im Aquiferprofil zu erhöhen und Ergebnisse aus einzelnen Messungen abzugleichen. Ziel ist es, die gewonnenen Daten statistisch auswerten zu können und die Varianz von Abweichungen bei der Bewertung/Interpretation zu berücksichtigen.

Die Anzahl von Messungen im Vertikalprofil einer Messstelle sollte so gewählt sein, dass die Fließsituation im erschlossenen Aquiferprofil zuverlässig eingeschätzt/bewertet werden kann.

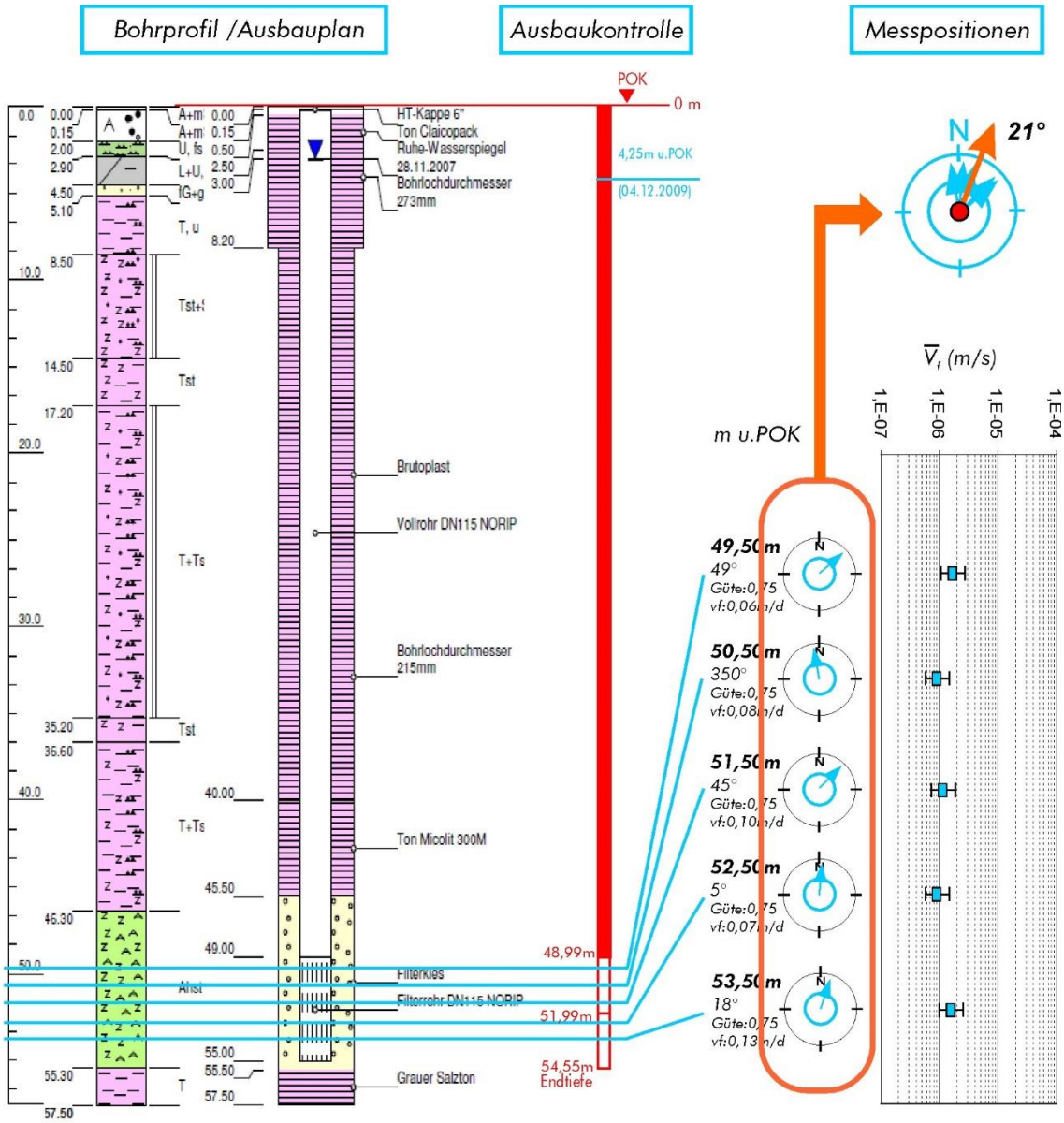

Abb. 2: Darstellung von ausgewerteten Messreihen und deren Messposition in Profil der Messstelle. Im Profil der Messtiefen sind deutlich Abweichungen in Richtung und Geschwindigkeit dokumentiert. Die Fließrichtung über alle Messtiefen (oranger Pfeil in der Richtungsrose) wird über eine Vektoraddition unter Berücksichtigung der Güte der Messreihen errechnet.

6 Untersuchungsumfang

Untergrundstrukturen und wechselnde Durchlässigkeit nehmen kleinskalig Einfluss auf das Fließverhalten. In-Situ gemessene Fließbewegungen können durch kleinräumige Heterogenität gegenüber dem übergeordneten Fließverhalten deutlich abweichen. Daher stellen horizontale in-Situ Fließmessungen im Rahmen der Gesamtbetrachtung eines Aquifers Punkt- oder Linieninformationen dar. In Abhängigkeit der zu erwartenden Heterogenität des Aquifers sind Messungen daher in benachbarten Messstellen durchzuführen, um die Informationsdichte zu erhöhen und um Ergebnisse besser abgleichen und interpretieren zu können.

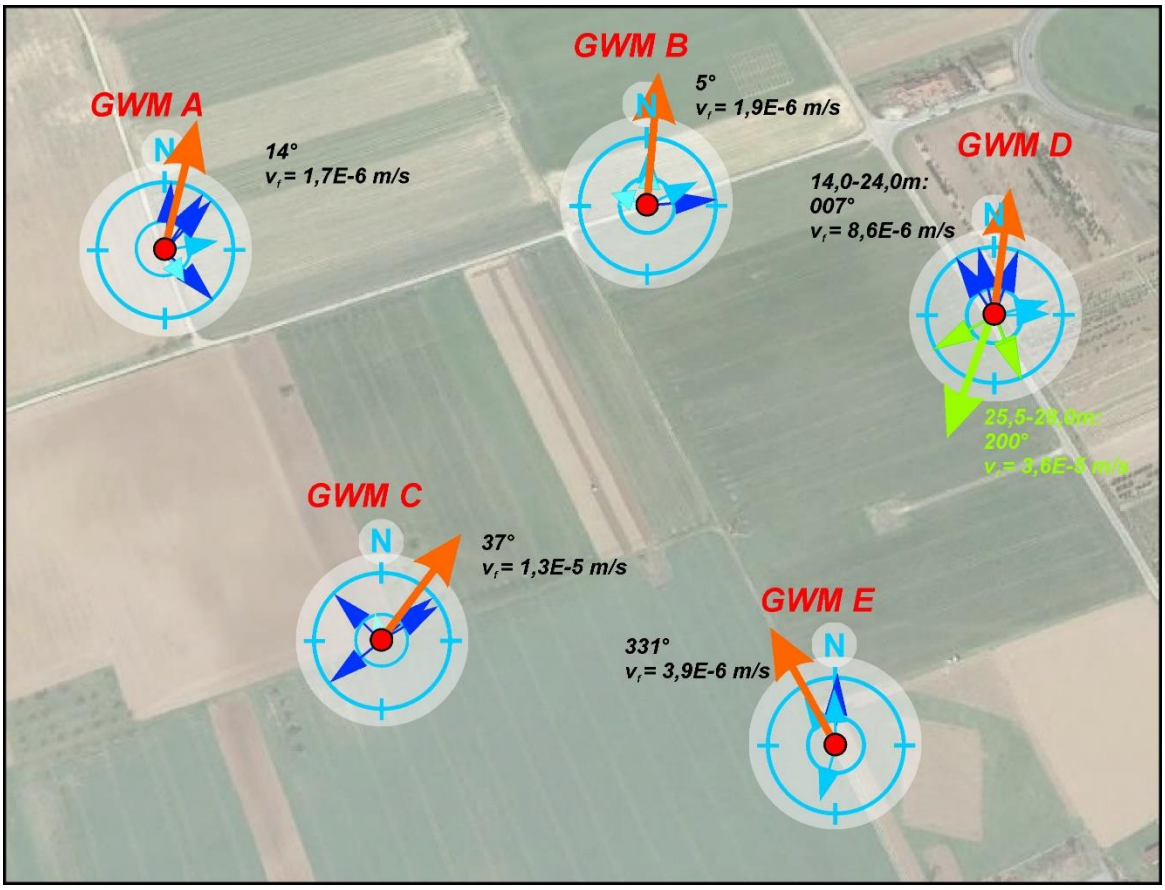

Abb. 3: Darstellung von Ergebnissen horizontaler Fließmessungen im Lageplan. Die blauen Pfeile dokumentieren Fließrichtungsergebnisse aus einzelnen Messtiefen und sind in Abhängigkeit ihrer Güte abgestuft dargestellt. Der orangefarbige Pfeil dokumentiert die errechnete Fließrichtungssumme über alle Messtiefen unter Berücksichtigung ihrer Güte.

7 Aspekte bei der Bewertung von Ergebnissen aus horizontalen Fließmessungen

Zuverlässige Ergebnisse und Interpretationen von In-Situ Fließmessungen erfordern die Berücksichtigung der beschriebenen Punkte sowie geeignete Qualitätssicherungsmaßnahmen.

Die Einflussnahme des Messstellenausbaus auf die horizontale Durchflusssituation in einem Filterrohr kann in einem begrenzten Umfang berechnet werden. Die einflussnehmenden Faktoren sind jedoch häufig nicht in der erforderlichen Auflösung bekannt und stellen damit einen Unsicherheitsfaktor bei der Ableitung der Fließbewegung im umgebenden Aquifer aus dem gemessenen Durchfluss dar. Durch geeignete Maßnahmen können diese Einflussfaktoren jedoch kontrolliert und dann Fließgeschwindigkeiten im Aquifer zuverlässiger abgeleitet werden.

Bei Einhaltung der geschilderten Qualitätssicherungsmaßnahmen und fachmännisch ausgeführter Planung und Durchführung wird das reale Fließgeschehen an einer Grundwassermessstelle zuverlässig abgebildet.

Ergebnisse aus In-Situ Fließmessungen sind unabhängig von Grundwasserstandsbetrachtungen. Sie sind daher geeignet, im Rahmen einer hydraulischen Standortanalyse Fehler und Kosten zu vermeiden, die bei der ausschließlichen Bewertung auf Basis konventioneller Daten auftreten können und stellen daher eine wichtige Unterstützung für die Plausibilitätsprüfung, Interpretation und Bewertung von konventionellen Fließmodellen dar.

8 Messtechnische Entwicklungen

PHREALOG ist seit über 20 Jahren auf horizontale und vertikale In-Situ Fließmessungen mit eigenentwickelten, bildgebenden Messverfahren spezialisiert. Daher kann PHREALOG auf vielseitige Erfahrungen in Bezug zu horizontalen und vertikalen In-Situ Fließmessungen zurückgreifen. Horizontale und vertikale In-Situ Fließmessungen werden zwischenzeitlich häufig in Kombination angewendet. Das PHREALOG System für vertikale Fließmessungen kann im Vergleich zu anderen marktverfügbaren Systemen auch sehr niedrige Fließgeschwindigkeiten erfassen.

Basierend auf der bewährten Messtechnik von PHREALOG wird aktuelle ein Multi-Level System für horizontale Fließmessungen sowie ein kabelloses Brunneninspektionssystem entwickelt. Aktuell befinden sich dazu Prototypen in der Fertigung. Bis Ende 2021 sind erste Einsätze geplant, so dass dann erste Ergebnisse vorgestellt werden können.

8.1 Multi-Level Fließmesssystem PHREALOX

Mit dem neuen Multi-Level Fließmesssystem PHREALOX können horizontale Fließmessungen zeitgleich in mehreren Messtiefen durchgeführt werden. PHREALOX besteht aus bis zu acht Messmodulen, die über flexible Kabelverbindungen miteinander verkoppelt werden und als Messstrang in Grundwassermessstellen von 2 bis 7 Zoll Durchmesser eingesetzt werden können.

Es vereint damit die Vorteile der bestehenden Messtechnik mit einer höheren Einsatzeffizienz. Die Vorteile der bestehenden Messtechnik sind

- keine physikochemischen Einflüsse durch Marker
- keine markierungsbedingten Messfehlerquellen
- zeitlich unbegrenzte Überwachung von Fließrichtung, Fließgeschwindigkeit und Schwebstofffracht
- zeitaufgelöste Fließanalyse, z.B. zum Nachweis der hydraulischen Stabilisierung, Beurteilung der Messwertgüte und Stichhaltigkeit, zum Nachweis von hydraulischen Änderungen im Zeitverlauf
- robuste, berührungsfreie Sensorik
- geringe Rüstzeit und geringer Einsatzaufwand, auch bei großen Einsatztiefen
- keine Vor-Ort Kalibrierung erforderlich
- Entwicklungspotential (Langzeitüberwachung, optische Partikelanalyse)

Die einzelnen Messmodule haben zudem einen verbesserten optischen Aufbau, so dass auswertbare Messbilder auch bei hoher Wassertrübe gewonnen werden, eine weiterentwickelte Durchfluss-stabilisierung sowie ein spezielles Packersystem mit geringer Volumenverdrängung.

Der entscheidende Vorteil in der Ausführung als Multi-Level-Fließmesssystem ist ein verbessertes Kosten-/Nutzen Verhältnis durch Einsparen von Einsatzzeit bei gleichzeitigem Mehrgewinn an Daten sowie eine verbesserte Messwertaufnahme. Die Stichhaltigkeit von Ergebnissen wird erhöht und Einsatzkosten gesenkt.

Zeitgleiche Messungen in mehreren Tiefen ermöglichen mittels Ausschlussprinzip einen sicheren Nachweis von Fließänderungen im Grundwasserleiter, Fehlmessungen infolge von Fließartefakten können besser identifiziert werden. Die Zuverlässigkeit der Ergebnisse wird erhöht, die Daten-interpretation vereinfacht und die Gesamtmesszeit verkürzt, wodurch Einsatzkosten reduziert werden.

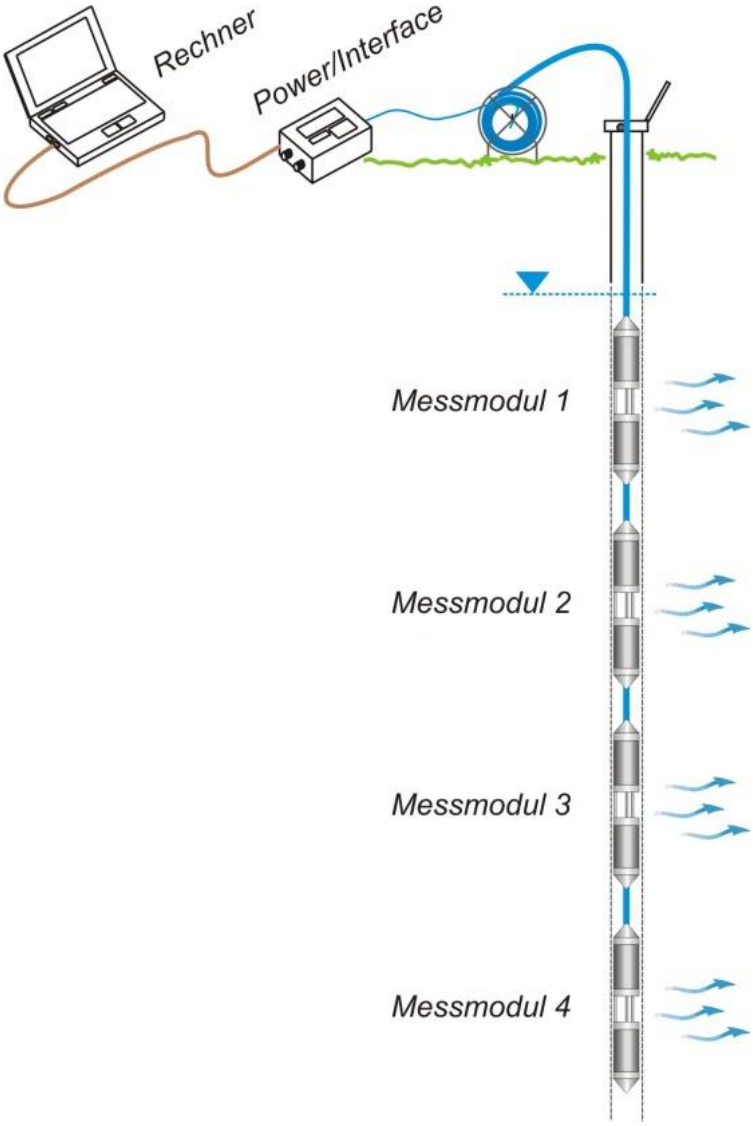

Abb. 4: Schematische Darstellung des Multi-Level Messsystems PHREALOX für horizontale Fließmessungen. Flexibel zusammenstellbare Kette aus mehreren Messmodulen für zeitgleiche Messungen in mehreren Tiefen einer Filterstrecke

8.2 Brunneninspektionssystem PHREACAM

PHREACAM ist ein einteiliges Kamerainspektionssystem und wurde für einen maximal einfachen Einsatz zur optischen Inspektion von Grundwassermessstellen für die begleitende Qualitätssicherung vor In-Situ Fließmessungen und die Grundwasserprobennahme entwickelt. Der Einsatz bietet sich für die Zustands- und Ausbaukontrolle vor der Nutzung einer Grundwassermessstelle und auch für die Bauabnahme und den Sanierungsnachweis von Grundwassermessstellen an.

Das Inspektionssystem PHREACAM ist als autarke, nicht kabelgebundene, automatisch aufzeichnende und Videodaten speichernde Einheit konzipiert und kann daher mit sehr geringem Aufwand angewendet werden. Die Merkmale dieses Inspektionssystems sind:

- Minimaler Rüstaufwand
- Einfach zu transportieren
- Sehr geringer Bedienaufwand
- integrierte Stromversorgung
- Einsatz in 2-Zoll bis 7-Zoll Grundwassermessstellen
- Anpassbare Zentriervorrichtung

- Einsatz bis in mehrere hundert Meter Wassertiefe
- 40mm Durchmesser und ca. 30cm Gesamtlänge
- auswechselbare Beleuchtung
- integrierter Kompass und Echtzeituhr
- einfach auszuwechselnder Datenspeicher
- Automatische Einfahrt in die Messstelle über das Eigengewicht

Die autark arbeitende Kamerasonde ist darauf ausgelegt, hochaufgelöste Videoaufnahmen der Wandung von Grundwassermessstellen aufzuzeichnen und diese direkt auf einen USB-Stick zu speichern. Zu der Kamerasonde gehört eine mechanische Abrollvorrichtung, mit der sie automatisch über ein dünnes Tragseil und mit konstanter Geschwindigkeit per Eigengewicht in die Messstelle eingelassen wird. Eine Bedienung ist nicht erforderlich. Nach Bergung der Sonde kann der USB-Stick entnommen und die Videoaufzeichnung vor-Ort direkt an einem Rechner widergegeben werden.

Abb. 5: Schematische Darstellung des neuen Brunneninspektionssystems PHREACAM

Referenten HLNUG-Altlastenseminar 2021

TAG 1

Dr. Jörg Martin

Hessisches Ministerium für Umwelt, Klimaschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz
Referat III 8 – Vorsorgender Bodenschutz, Bodenschutzrecht, Altlasten
Mainzer Straße 80
65189 Wiesbaden

Tel.: 0611 / 815 1375
E-Mail: joerg.martin@umwelt.hessen.de

Dr. Volker Schrenk

CDM Smith
Darmstädter Str. 63
64404 Bickenbach

Tel.: 06257 / 504-340
E-Mail: Volker.Schrenk@cdmsmith.com

Oliver Trötschler

Institut für Wasser- und Umweltsystemmodellierung
Versuchseinrichtung zur Grundwasser- und Altlastensanierung (VEGAS)
Pfaffenwaldring 61
70569 Stuttgart

Tel.: 0711 / 685 67021
E-Mail: oliver.troetschler@iws.uni-stuttgart.de

Dieter Riemann

HIM GmbH
Bereich Altlastensanierung
- HIM-ASG -
Waldstraße 11
64584 Biebesheim

Tel.: 06258 / 895 3712
E-Mail: dieter.riemann@him.de

Marc Zittwitz

Sensatec GmbH
Tempelhofer Weg 8
D - 12099 Berlin

Tel.: 030 / 8094 1576
E-Mail: m.zittwitz@sensatec.de

Heinz Meier und Dr. Stefan Bucher

Z-Design
Dipl.-Ing. Werner Zyla GmbH
Henkerberg 20
88696 Owingen

Tel.: 7551 / 9209 0
E-Mail: stefan.bucher@z-design.de, heinz.meier@z-design.de

Dr. Karsten Menschner

CDM Smith
Weißenfelser Str. 65 H
04229 Leipzig

Tel.: 0341 / 33389500
E-Mail: karsten.menschner@cdmsmith.com

TAG 2

Julian Heinze

CDM Smith
5-7 Op Tomm
L-5485 Wormeldange-Haut

Tel.: +352 / 203328 06
E-Mail: julian.heinze@cdmsmith.com

Alina Weißer

HPC AG
Karlsruher Straße 88
76139 Karlsruhe

Tel.: 0721 / 16177-16
E-Mail: alina.weisser@hpc.ag

Dr. Julian Bosch

INTRAPORE GmbH
Katernberger Str. 107
45327 Essen

Tel.: 0201/ 858 958 10
E-Mail: julian.bosch@intrapore.com

Volker Zeisberger

Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie
Dezernat G3 – Boden und Altlasten
Rheingaustraße 186
65203 Wiesbaden

Tel.: 0611 / 6939 748
E-Mail: volker.zeisberger@hlnug.hessen.de

Dr. Thorsten Spirgath

Spicon GmbH
Weinmeisterhornweg 48
D – 13593 Berlin

Tel.: 030 / 679648 16
E-Mail: office@spicon.eu

Dr. Marc Schöttler

Phrealog
Gernsbacher Straße 1
D-76530 Baden-Baden

Tel.: 07221 / 9238990
E-Mail: m.schoettler@phrealog.de