

Endbericht

In Situ Chemische Oxidation (ISCO) in inhomogenen Grundwasserleitern – Kombination von Verfahren zur verbesserten Einbringung von Oxidationsmitteln

Akronym: KOMBO

September 2019

Fördergeber:

Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus (BMNT)

A-1012 Wien, Stubenring 1

Vertreten durch:

Kommunalkredit Public Consulting GmbH

A-1092 Wien, Türkenstraße 9



 **Dipl.-Ing. Gerald Schobert**
Staatlich befugter und beeideter Zivilingenieur
F&E: Kulturtechnik und Wasserwirtschaft
A-1033 Wien, Georg-Sigl-Gasse 28b Tel. 0137944935

Förderungsnehmer:

AIT Austrian Institute of Technology GmbH
Dept. Energy
Environmental Resources and Technologies
Konrad-Lorenz-Straße 24
3430 Tulln a. d. Donau

Mitantragsteller:

Tauw GmbH
Patrick Jacobs
Michaelkirchstraße 17-18
10179 Berlin

Keller Grundbau Ges.m.b.H
Peter Freitag
Mariahilfer Straße 127a
1150 Wien

ZT Schobert
Gerald Schobert
Georg Sigl-Gasse 2/8
1090 Wien

Fugro
Eugen Martac
Ofterdinger Straße 3
72116 Mössingen

Kontakt:

Thomas Reichenauer:

+43(0)664/815 78 78

thomas.reichenauer@ait.ac.at

Inhaltsverzeichnis

1	Zusammenfassung.....	4
2	Einleitung und Projektstruktur	4
3	Arbeitspaket 1a: Laboruntersuchungen zum verbesserten Einsatz von Oxidationsmitteln	5
3.1	Batchversuche zur Ermittlung des natürlichen Oxidationsmittelverbrauchs	6
3.2	Batchversuche zur Ermittlung der Wirksamkeit von Oxidationsmittel auf den Schadstoffabbau und zur Ermittlung von Wechselwirkungen mit den Zuschlagstoffen	10
3.3	Säulenversuch zur Wirkung der Oxidationsmittel-Zement-Mischung.....	14
3.4	Mobilisierung von Metallen durch die Einbringung von Kaliumpermanganat.....	17
3.5	Voruntersuchungen zum Partitioning Tracer Test.....	19
4	Arbeitspaket 1b: Charakterisierung von Schadstoffquelle und Schadstofffahne	21
4.1	Beschreibung des Standortes und Kenntnisstand zu Projektbeginn	22
4.2	Datengrundlage	22
4.3	Direct-Push Untersuchungen.....	28
4.4	Grundwassererkundung	35
4.5	Immissionspumpversuche	43
4.6	Partitioning Tracer Tests (PTT).....	48
4.7	Einsatz von Zeitintegrierten Passivsammlern	52
5	Arbeitspaket 2a Entwicklung einer kombinierten Sanierungsmethode	53
6	Arbeitspaket 2b Durchführung des Pilotversuches	53
6.1	Jet-Kampagne 1.....	54
6.2	Jet-Kampagne 2.....	58
7	Arbeitspakete 3a und 3b Monitoring und Justierung der OM-Einbringung	63
7.1	PCE-Konzentrationen im behandelten Schadensherd.....	63
7.2	PCE-Konzentrationen im Grundwasser.....	68
7.3	Ionenkonzentrationen im Grundwasser.....	74
8	Schlussfolgerung.....	77
10	Literatur	78
11	Anhang 1 - Technisches Konzept für den Pilotversuch	79
12	Anhang 2 – Vergleich der MIP-Sondierungen vor und nach dem Jetten	102

1 Zusammenfassung

Ziel des Projektes KOMBO war die Durchführung eines Pilotversuches zur Sanierung eines PER-Schadens mit Hilfe des adaptierten Hochdruckdüsenstrahlverfahrens (HDV) unter Einsatz eines Oxidationsmittels (OM). Die Eignung des HDV zur chemischen In-situ Sanierung von Chlorierten Kohlenwasserstoffen war im Projekt HaloCrete erfolgt. Dort konnte der Schadstoffabbau mit Zuschlagstoffen im Labor und die grundsätzliche Anwendung im Feld in einem Lysimeterexperiment gezeigt werden. Das Projekt KOMBO war mit der Durchführung eines Pilotversuches an einem kontaminierten Standort die logische Fortsetzung für diese innovative Sanierungsmethode.

In Phase 1 wurde zunächst eine umfangreiche Standortcharakterisierung durchgeführt um ein möglichst exaktes Standortmodell zu entwickeln. Vor allem war es wichtig die dreidimensionale Ausdehnung des/der Schadensherde/s möglichst genau zu lokalisieren, um die Behandlung mit dem Hochdruckdüsenstrahlverfahren (HDV) Hierzu wurden innovative Erkundungsmethoden (z.B. Passivsammler, Partitioningtracertest, Immissionspumpversuche) eingesetzt (AP1b). Ergänzt wurden die Standortuntersuchungen durch umfangreiche Labortests um geeignete chemischen Oxidationsmittel zu identifizieren und mögliche Auswirkungen auf den Standort (z.B. Freisetzung von Chrom) zu untersuchen (AP1a). Die Laboruntersuchungen dienten darüber hinaus der Vorbereitung und Validierung der Untersuchungen im Feld (z.B. Partitioningtracertest, Passivsammler). Die Untersuchungen zeigten, dass die Hauptmenge des PCE im oberen Bereich einer Schlufflage beginnend bei rund 8 m unter GOK zu finden war.

In Phase 2 wurde aufbauend auf den Erkenntnissen aus Phase 1 ein Konzept für den Pilotversuch entwickelt. Dabei wurde von der ursprünglich geplanten passiven Einbringung von Oxidationsmittel abgesehen und nur eine OM-Einbringung mit Hilfe des HDV vorgesehen (AP2a). Eine Justierung der OM-Menge wie im AP3b vorgesehen war daher nicht mehr notwendig (vergleiche Abbildung 1). Die im Konzept für den Pilotversuch geplante Behandlung konnte dann allerdings auf Grund praktischer Probleme die sich erst bei der Umsetzung zeigten (Platz, Entsorgung) nicht im vollen Umfang durchgeführt werden. Trotzdem konnte mit den beiden Jet-Kampagnen, die im Jänner 2018 und im Dezember/Jänner 2018/19 durchgeführten wurden (AP2b) die Wirksamkeit der Methode auf den Schadstoffabbau innerhalb der Säule und eine signifikante Verringerung der Schadstoffmenge in den abstromigen Grundwassermessstellen nachgewiesen werden.

2 Einleitung und Projektstruktur

Das Ziel des Projektes KOMBO war die Durchführung eines Pilotversuches zur nachhaltigen Einbringung von Reaktionspartnern in einen inhomogenen Grundwasserleiter im Rahmen einer In-Situ-Chemischen Behandlung. Hierzu wurde ein CKW-Standort in NÖ (Altlast N59 „Putzerei Alaska“) ausgewählt. Die Projektstruktur ist in Abbildung 1 nochmal wiedergegeben.

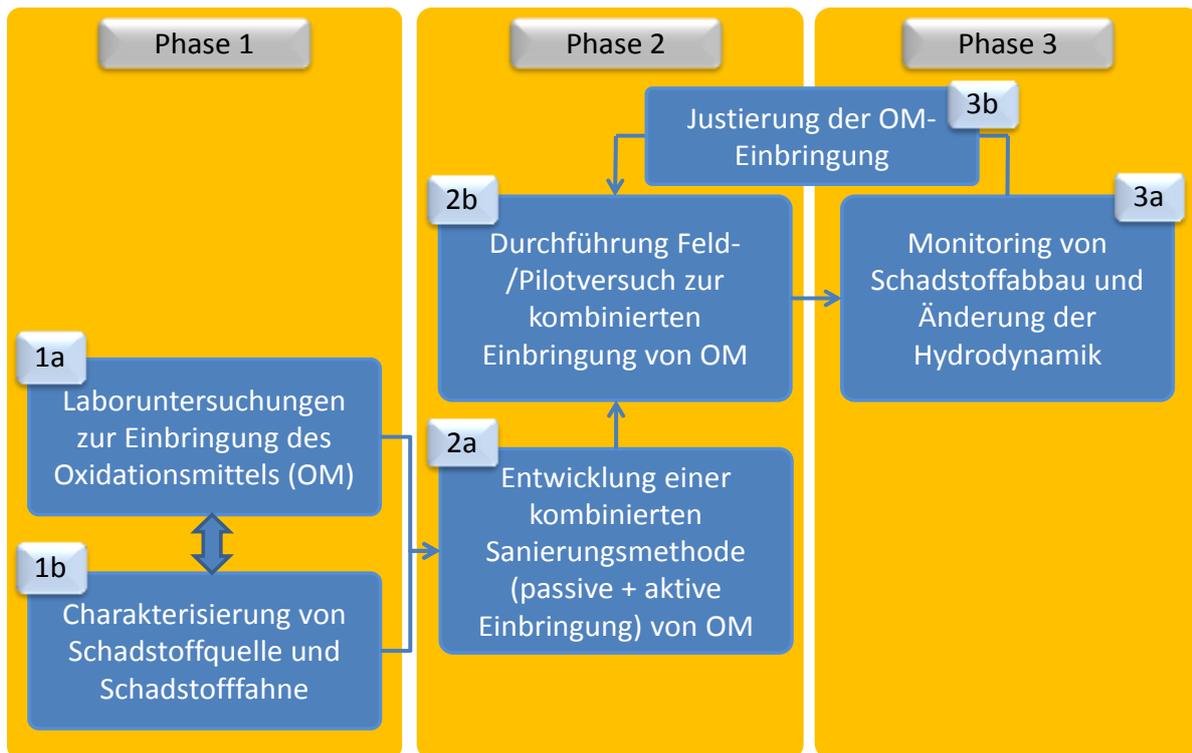


Abbildung 1: Projektstrukturplan mit Phasen (orange unterlegt) und Arbeitspaketen (blau unterlegt).

Am 18. Jänner 2016 fand das Kick-off-Meeting des Projektes am Standort N59 in den Räumlichkeiten des Autohauses Keglovits statt. Neben insgesamt sieben Konsortialversammlungen – zwei davon im Beisein des wissenschaftlichen Beirates – fanden mehrere Konsortialbesprechungen via Internet statt um die Vorgangsweise vor allem vor den beiden Jet-Einsätzen abzustimmen. Im Dezember 2018 fanden während der 2. Jet-Kampagne zwei Exkursionen mit jeweils rund 25 Teilnehmern aus der Altlasten-Branche statt bei denen die Durchführung der Sanierungsmethode demonstriert wurde.

Der vorliegende Endbericht fasst die Inhalte des 1. Zwischenberichtes über das 1. Projektjahr und des Praxisberichtes über die 1. Jet-Kampagne zusammen und ergänzt sie um die bis zum Projektende durchgeführten Arbeiten (vor allem Monitoring und Durchführung der 2. Jet-Kampagne).

3 Arbeitspaket 1a: Laboruntersuchungen zum verbesserten Einsatz von Oxidationsmitteln

Im AP1a wurden Untersuchungen mit Material vom Standort Zwölfaxing durchgeführt um einerseits ein geeignetes Oxidationsmittel auszuwählen und auch die Menge des einzusetzenden Oxidationsmittels zu bestimmen. Außerdem wurde im AP1a die Wirkung verschiedener Zuschlagstoffe auf die Oxidation von Perchlorethen getestet. Weiters wurden Säulenversuche zur möglichen Freisetzung von Chrom und weiteren Schwermetallen, sowie Vorversuche zum Einsatz von Tracern zur Charakterisierung der hydrologischen Standortverhältnisse durchgeführt.

3.1 Batchversuche zur Ermittlung des natürlichen Oxidationsmittelverbrauchs

In einem ersten Schritt wurde an Hand von Bodenmaterial des Untersuchungsstandortes Zwölfaxing (zur Gewinnung des Bodenmaterials siehe Beschreibung von AP1b) der natürliche Oxidationsmittelverbrauch (NOD = Natural Oxygen Demand) nach ASTM D7262-10 (Standard Test Method for Estimating the Permanganat Natural Oxidant Demand of Soil and Aquifer Solids), Test Method B untersucht. Dazu wurde Material aus der vorliegenden Kernbohrung 14 aus Tiefen zwischen 6,8 m und 14 m entnommen und mit einer KMnO_4 -Lösung von 20 g/l (mittlere der in der ASTM vorgeschlagenen Konzentrationsstufe) versetzt. Das Flüssigkeits/Feststoffverhältnis beträgt dabei 2:1 (100 ml Lösung auf 50 g Boden). In den vorgeschriebenen Zeitschritten zwischen 1 und 336 Stunden wurde die Abnahme der Permanganatkonzentration in den Batchgefäßen ermittelt.

Die Ergebnisse des ersten Batchversuches zeigten, dass der NOD der untersuchten Bodenproben bei unter 2 g/kg Boden lag (Abbildung 2). Dieser geringe NOD bei gleichzeitig hohen Ausgangskonzentrationen verursachte wegen der notwendigen starken Verdünnung bei der photometrischen Analyse große analytische Messunsicherheiten (ein relativ kleiner Messfehler bei der photometrischen Bestimmung der verdünnten Lösung hat eine große Auswirkung auf den hochgerechneten NOD). Beim Zeitschritt 336 h ergab sich dadurch eine unplausible Abnahme des NOD (nicht dargestellt).

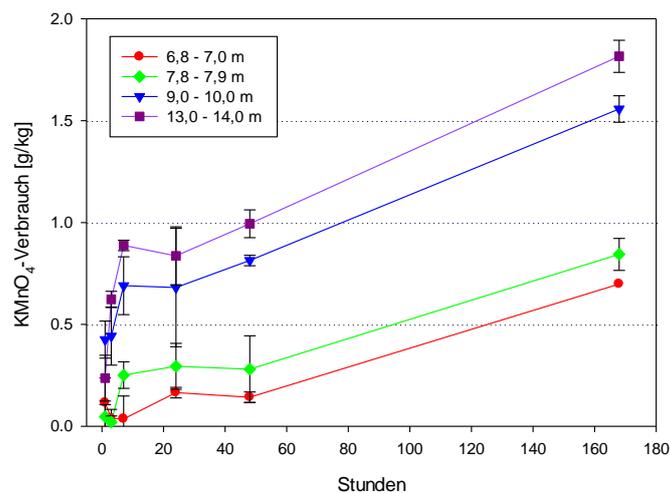


Abbildung 2: Kumulativer Oxidationsmittelverbrauch von Bodenproben der Kernbohrung 14 bei einer Ausgangskonzentration von 20 g/l KMnO_4 (Fehlerbalken = Standardabweichung, n=3)

Für die nächsten Batchversuche zur Ermittlung des NOD wurde daher die Ausgangskonzentration der KMnO_4 -Lösung auf 5 g/l verringert. Neben der Bodenprobe vom Untersuchungsstandort, die beim ersten Versuch den höchsten NOD aufwies (BK 14, 13 – 14 m), wurde zusätzlich ein Laborstandard (Ackerboden Tullnerfeld, Gehalt an organischem Kohlenstoff = ca. 1,5 M-%) und Zement, der für den Einsatz beim Hochdruck-Düsenstrahlverfahren vorgesehen war, untersucht (Abbildung 3).

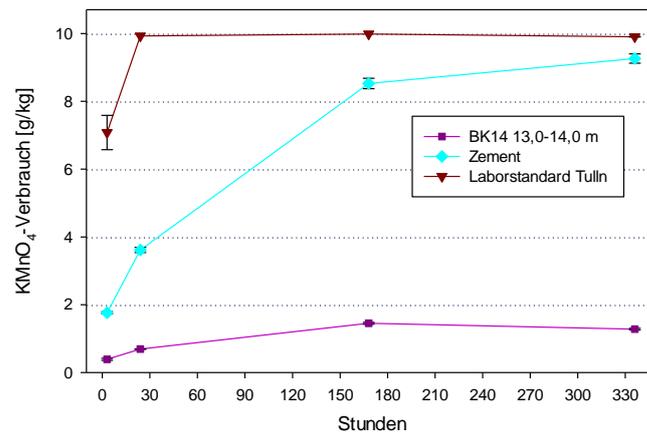


Abbildung 3: Kumulativer Oxidationsmittelverbrauch einer Bodenprobe vom Untersuchungsstandort, von Zement und einem Laborstandard bei einer Ausgangskonzentration von 5 g/l KMnO₄ (Fehlerbalken = Standardabweichung, n=2)

Der NOD des Materials der Kernbohrung 14 lag in einem ähnlichen Bereich wie beim ersten Versuch (1,3 g/kg). Beim humosen Oberboden hingegen wurde das gesamte zugefügte Oxidationsmittel bereits innerhalb eines Tages verbraucht. Zement wies einen NOD von 9,3 g/kg auf.

Um diese Ergebnisse weiter abzusichern, wurden zusätzlich Bodenmaterialien der Kernbohrungen 15 und 16 vom Standort Zwölfaxing auf ihren NOD hin untersucht (Konzentration der KMnO₄-Lösung wiederum 5 g/l). Dabei wurden sowohl schluffig-feinsandige (Tiefe ca. 6,5 – 9 m unter GOK) als auch kiesige Materialien (tiefer als 9 m unter GOK) in die Untersuchungen miteinbezogen. Als Laborstandard wurde diesmal der LUFA-Boden 2.1 (Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt Speyer) mit einem Gehalt an organischem Kohlenstoff von 0,71 M-% eingesetzt.

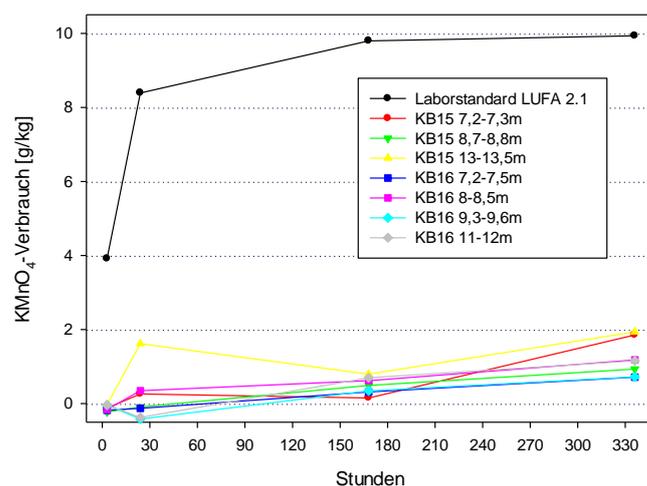


Abbildung 4: Kumulativer Oxidationsmittelverbrauch von Bodenproben des Untersuchungsstandortes bei einer Ausgangskonzentration von 5 g/l KMnO₄

Sowohl bei den schluffig-feinsandigen als auch bei den kiesigen Bodenproben der Kernbohrungen 15 und 16 wurden kein NOD höher als 2 g/kg Boden festgestellt. Vom Laborstandard LUFA 2.1 wurde innerhalb von 7 Tagen das gesamte Oxidationsmittel entsprechend 10 g/kg Boden verbraucht.

Da ein Batchversuch (Schütteln der losen Bodenpartikel) die realen Bedingungen bei der Durchströmung des Untergrundes mit Oxidationsmittellösung möglicher Weise nur unzureichend widerspiegelt, wurde die Ermittlung des NOD zusätzlich in einem adaptierten Versuch durchgeführt, bei dem das Bodenmaterial mit der Permanganatlösung durchströmt wird. Dazu wurde versucht, aus den kompakten Kernen der Erkundungsbohrungen Bodenmaterial in ungestörter Lagerung mittels Stechzylinderbeprobung zu gewinnen (schluffig-feinsandige Lagen). Lag das Material im Bohrkern nur in loser Schüttung vor, so wurde dieses auf 2 mm gesiebt und in die Stechzylinder gefüllt. Auf die befüllten Stechzylinder wurde abgedichtet mit einer Gummimanschette ein leerer Zylinder aufgesetzt. Durch Auffüllen eines Vorratsgefäßes mit Oxidationsmittellösung über das Niveau der Bodenoberfläche wurde ein Fluss durch den Boden induziert (Abbildung 5). Die Ausgangskonzentration betrug 10 g/l KMnO_4 . Zu mehreren Zeitpunkten wurden Proben von der durchströmten OM-Lösung aus dem oberen aufgesetzten Zylinder entnommen und die KMnO_4 -Konzentration ermittelt. Der restliche Überstand wurde nach jeder Probenahme vorsichtig abgesaugt, um eine weitere Perkolatation zu ermöglichen. Neben den realitätsnäheren Reaktionsbedingungen ermöglicht es diese Untersuchungsmethodik, den OM-Verbrauch in Abhängigkeit von den durchströmten Porenvolumina anzugeben. Da die Zylinderproben vor der Durchströmung mit Wasser gesättigt wurden, ist klarerweise die durch die Verdrängung des Wassers aus den Porenraum entstehende Verdünnung der nachfolgend durchströmenden KMnO_4 -Lösung vom OM-Verbrauch rechnerisch abzuziehen.



Abbildung 5: Ermittlung des NOD mittels Durchströmung von teils in ungestörter Lagerung gewonnenen Stechzylinderproben (Kaliumpermanganatlösung mit 10 g/l)

Bei Beobachtung der Perkolatation durch die Stechzylinder war deutlich ersichtlich, dass der Durchtritt von Permanganat zuerst an den Rändern der Stechzylinder erfolgte. Bewegte sich die Lösung tatsächlich zu einem großen Teil entlang der Stechzylinderwand (dies war auf Grund der dunklen Farbe nur zu Beginn des Experiments ersichtlich), würde dies weder in einer deutlichen Verdünnung der Lösung noch in einem wesentlichen Verbrauch an OM resultieren. In Abbildung 6 und Abbildung 8 (jeweils linke Grafik) ist allerdings eine starke Abnahme der Permanganatkonzentration im Vergleich zur Ausgangskonzentration ersichtlich. Für die sandigen, künstlich gefüllten Proben (Abbildung 6) war

bereits zum ersten Beprobungszeitpunkt die Konzentration niedriger als sich durch den Verdünnungseffekt erklären ließ. D.h. dass dies auf einen Verbrauch an OM zurückzuführen war.

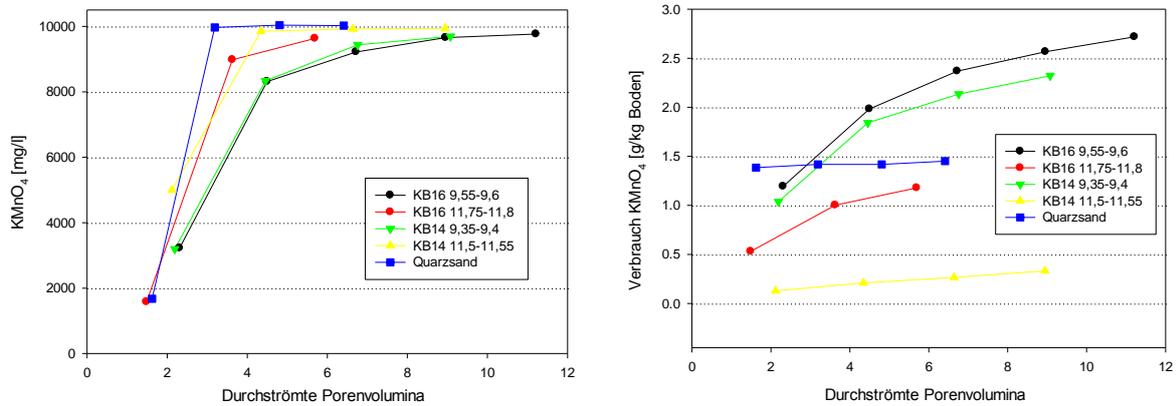


Abbildung 6: Konzentration an KMnO_4 (links) und Verbrauch an OM bezogen auf die Bodenmenge (rechts) nach Durchströmung von sandigen Proben unterschiedlicher Tiefe des Untersuchungsstandortes (zum Vergleich wurde eine Probe Quarzsand mitanalysiert). Für die Ermittlung des OM-Verbrauchs wurde die anfängliche Verdünnung durch Wasser im Porenraum rechnerisch eliminiert

Bei den schluffigen, in natürlicher Lagerung gezogenen Proben ergaben sich zu Beginn des Versuches beim Verbrauch an Permanganat rechnerisch negative Werte. Das beruhte darauf, dass die Konzentrationserniedrigung durch Verdünnung beim ersten Messschritt abgezogen wurde. Dieser Effekt ist wahrscheinlich darauf zurückzuführen, dass das Bodenmaterial nur unvollständig durchströmt wurde und das in den Poren befindliche Wasser bis zur theoretischen Durchströmung von 2-3 Porenvolumina nicht vollständig ausgetauscht wurde. Insgesamt entspricht dieses Verhalten auch den unter den realen Standortbedingungen zu erwartenden Vorgängen. Eine vollständige Durchströmung der schluffig/feinsandigen Horizonte (Tiefenstufe 6,5-8,5 m) mit eingebrachten OM in adäquater Zeit war nicht zu erwarten.

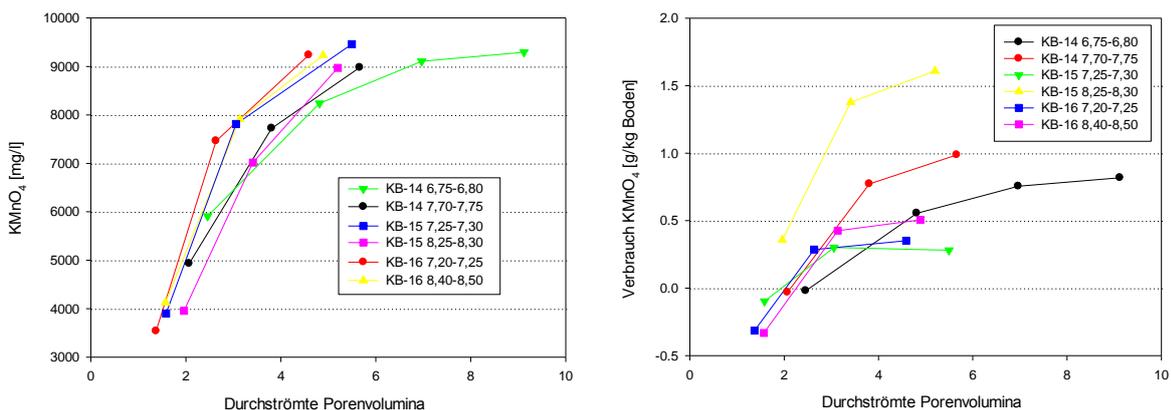


Abbildung 7: Konzentration an KMnO_4 (links) und Verbrauch an OM bezogen auf die Bodenmenge (rechts) nach Durchströmung von schluffig/feinsandigen Proben unterschiedlicher Tiefe des Untersuchungsstandortes. Für die Ermittlung des OM-Verbrauchs wurde die anfängliche Verdünnung durch Wasser im Porenraum rechnerisch eliminiert

3.2 Batchversuche zur Ermittlung der Wirksamkeit von Oxidationsmittel auf den Schadstoffabbau und zur Ermittlung von Wechselwirkungen mit den Zuschlagstoffen

Bei der Auswahl von Oxidationsmittel (OM) zum in-situ Abbau von Schadstoffen sind unterschiedliche Kriterien zu beachten (Huling und Pivetz 2006, Siegrist et al. 2011), wie z.B.:

- Prinzipielle Abbaubarkeit des Schadstoffes mit dem gewählten OM
- Geschwindigkeit der Reaktion
- Transport des OM im Untergrund
- Nebenreaktionen wie Oxidation von organischer Substanz (NOD) oder Mobilisierung von Metallen
- Praktikable Handhabung der OM
- Aspekte des Arbeitnehmerschutzes
- Im Fall des vorliegenden Projektes die Wechselwirkungen mit Zement und anderen Bindemitteln (gehemmter oder beschleunigter Abbau durch die Zuschlagsstoffe)

Auf Grund der Literaturangaben und Erfahrungen der Projektpartner wurden für die weiteren Versuche die Oxidationsmittel Permanganat (Kaliumpermanganat und Natriumpermanganat werden i. A. als gleichwertig bezüglich Schadstoffabbau angesehen, Unterschiede bestehen hinsichtlich der Handhabung bei der Anwendung) und Persulfat (mit und ohne Aktivierung) in Betracht gezogen. Permanganate sind bekannt, chlorierte Kohlenwasserstoffe rasch abzubauen. Weiters sind in der Literatur für dieses OM bereits einige erfolgreiche Anwendungsfälle beschrieben. Theoretische Überlegungen ließen vermuten, dass es beim kombinierten Einsatz von Permanganat mit Zement (hoher pH-Wert) und anderen Bindemittel zu keinen wesentlichen Nebenreaktionen kommen dürfte, die entweder den Schadstoffabbau behindern oder negative Effekte auf das Abbindeverhalten der Zementsuspension haben. Persulfat wurde für die weiteren Untersuchungen in Betracht gezogen, da dieses OM durch die sogenannte Aktivierung eine deutlich gesteigerte Abbauleistung aufweisen würde. Die Aktivierung (Ausbildung freier Radikale aus dem Persulfation) kann unter anderem durch Anwesenheit von Eisenionen (z.B. in der Form von Eisensulfat), durch erhöhte Temperaturen (30-60°C), durch einen alkalischen pH (11-12) oder der gleichzeitigen Zufuhr von Wasserstoffperoxid erreicht werden (Petri et al., 2011). Da beim Abbinden der Zementsuspension sowohl ein stark alkalisches Milieu als auch Temperaturen bis zu 40°C auftreten, wurde angenommen, dass Persulfat bei der kombinierten Anwendung mit dem Hochdruck-Düsenstrahlverfahren ein geeignetes OM darstellen könnte. Der Einsatz von Wasserstoffperoxid wurde allerdings nicht experimentell untersucht, da bekannt ist, dass sich dieses bei neutralen bis alkalischen Bedingungen (wie sie im Zement vorliegen) rasch zersetzt.

Es wurden Batchversuche mit den ausgewählten Oxidationsmitteln Kaliumpermanganat (KMnO_4) sowie Natriumpersulfat ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$) sowohl in wässrigem Milieu als auch in Kombination mit Zuschlagstoffen durchgeführt, um die jeweilige Abbauleistung bezüglich PCE (Perchlorethen bzw. Tetrachlorethen) und etwaige Wechselwirkungen zwischen OM und Bindemittel festzustellen. Das Wasser/Feststoffverhältnis wurde dabei variiert, um bereits in den Batchversuchen die unterschiedlichen Wasser/Bindemittel-Verhältnis (W/B), die sich bei der praktischen Anwendung ergeben, zu berücksichtigen.

Es wurde jeweils 1 mg PCE (6,03 μmol) in die Glasflaschen (Volumen: 120 ml) sowie das OM in hundertfachem, molaren Überschuss (0,6 mMol entsprechen 95,3 g KMnO_4 und 143,6 g $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$) zugefügt. Da die gaschromatographische PCE-Analytik mittels Headspaceverfahren durchgeführt wurde, wurde das Volumen im Reaktionsgefäß konstant gehalten. Durch die Variation des W/B resultierten bei der gewählten Versuchsdurchführung unterschiedliche Einwaagen an Feststoffen, unterschiedliche Flüssigkeitsmengen und dadurch leicht variierende Konzentrationen an PCE, sowie unterschiedliche Verhältnisse zwischen Feststoff und OM. Nach dem einmaligen, händischen Schütteln der Reaktionsgefäße wurden diese bis zum letzten Beprobungsschritt in einem Klimaschrank bei 40°C aufbewahrt, um die Wärmeentwicklung beim Abbinden der Zementsuspension zu simulieren.

Tabelle 1: Übersicht über die durchgeführten Batchversuche mit dem OM Permanganat sowie Persulfat:

Zuschlagstoff	W/B	Einwaage BM in g	OM/BM
Permanganat:			
kein BM, nur Wasser	-	-	-
Zement	0,8	18,0	5,3
Concresol	2	8,4	11,3
Bentonit	10	1,9	49,5
Zement+Concresol+Bentonit	1,6	10,3	9,25
Persulfat:			
kein BM, nur Wasser	-	-	-
Zement	0,8	18,0	8,0
Zement, aktiviert durch Fe-Sulfat	0,8	18,0	8,0

BM = Bindemittel, W/B = Wasser-Bindemittel-Verhältniss, OM = Oxidationsmittel

Für die PCE Analytik wurden in Zeitschritten von ca. 1 h, 3 h, 7 h, 1 d, 2 d und 5 d Headspaceproben durch ein Septum gezogen. Zusätzlich wurde in parallelen, identischen Ansätzen zu den jeweiligen Zeitpunkten Proben für die Ermittlung der OM-Konzentration (bzw. des OM-Verbrauchs) und des pH-Wertes in der Lösung (für jeden Zeitschritt ein eigenes Reaktionsgefäß, um die Mischungsverhältnisse nicht zu verändern) gezogen.

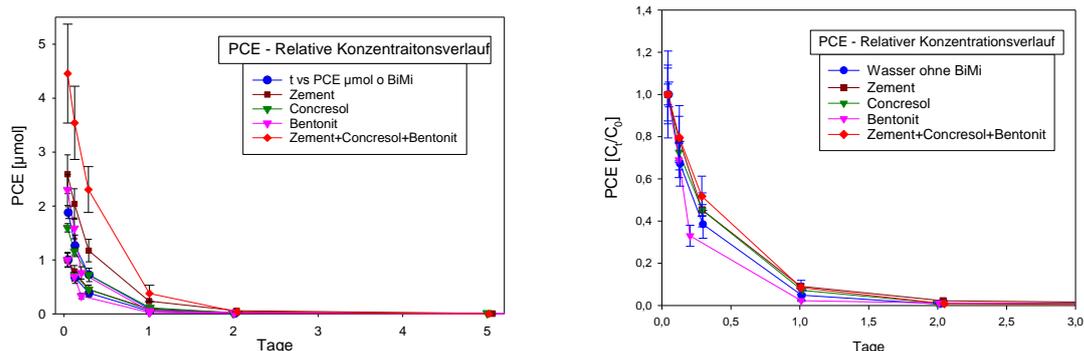


Abbildung 8: Abbau von PCE in Wasser und bei Zugabe unterschiedlicher Bindemittel durch Permanganat (Batchversuch, $n=3$, Fehlerbalken zeigen die Standardabweichung). Links: absolute Konzentration in $\mu\text{g/l}$; rechts: relative Abnahme als Anteil der Ausgangskonzentration (C_t/C_0).

Der Abbau von PCE im Batchversuch durch Permanganat in Wasser als auch bei Zugabe unterschiedlicher Bindemittel ist in Abbildung 8 dargestellt. Erwartungsgemäß wurde PCE durch Permanganat rasch abgebaut. Nach einem Tag betrug die PCE-Menge weniger als 2%, nach 2 Tagen nur mehr 0,2% der Ausgangsmenge. Nach 5 Tagen war die PCE-Konzentration unter der

Bestimmungsgrenze (ca. 0,01 μmol). Die Zugabe des Bindemittels Concesrol verursachte keine Veränderung der Abbaukinetik, wogegen die Zugabe von Bentonit zu einer leichten Beschleunigung der Abbaukinetik von PCE führte. Dagegen bewirkte die Zugabe von Zement sowie der Bindemittelmischung Zement+Concesrol+Bentonit wie sie für den Einsatz beim Hochdruck-Düsenstrahlverfahren vorgesehen war eine leichte, aber im Experiment nicht signifikante Verlangsamung des PCE-Abbaus. Auch in diesem Fall war nach zwei Tagen der weitaus größte Teil des zugefügten PCE abgebaut (nur 0,6% der Ausgangsmenge an PCE wurden wiedergefunden). Nach fünf Tagen war das PCE ebenfalls nicht mehr nachweisbar.

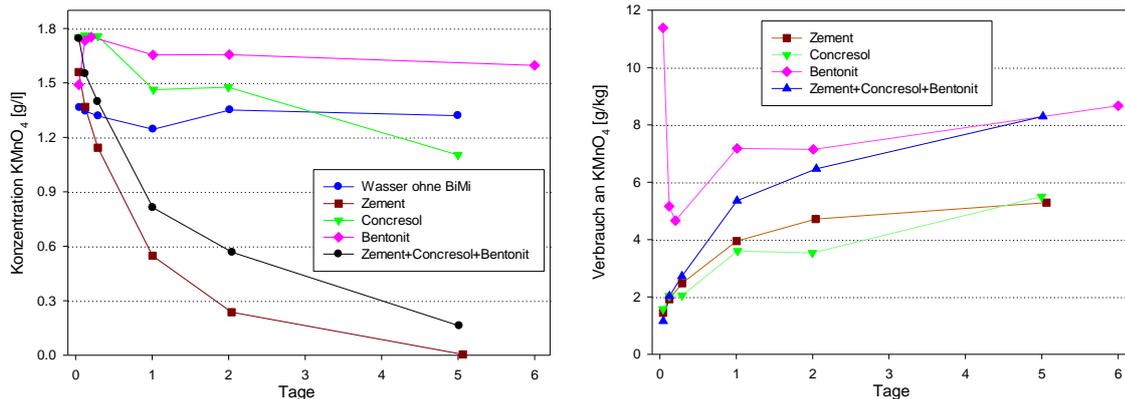


Abbildung 9: Konzentration an Permanganat (links) sowie OM-Verbrauch bezogen auf die Feststoffmenge (rechts) während des Abbaus von PCE im Batchversuch. Bei der scheinbaren Zunahme der Permanganatkonzentration (links) bzw. der Abnahme des Verbrauchs an OM (rechts) bei der Variante "Bentonit" zu Beginn des Versuches dürfte es sich wahrscheinlich um ein Messartefakt hervorgerufen durch nicht sedimentierte Bentonitpartikel bei der photometrischen Messung handeln

Während des PCE Abbaus kam es bei den Varianten mit Zement zu einer deutlichen Abnahme der Permanganatkonzentration in den Reaktionsgefäßen, während bei den Varianten mit Wasser Concesrol und Bentonit eine geringere Abnahme erkennbar war. Da für den Verbrauch an OM weniger der Abbau von PCE sondern viel mehr der NOD durch die zugegebenen Bindemittel von Relevanz ist, ist der Permanganatverbrauch ebenfalls bezogen auf die jeweils eingesetzte Bindemittelmenge dargestellt. Der OM-Verbrauch lag in allen untersuchten Varianten zwischen 5 und 10 g/kg Feststoff. Der Verbrauch an OM durch Zement könnte vor allem damit in Zusammenhang stehen, dass modernen Zementklinkern bei der Herstellung Reduktionsmittel zugefügt werden, um die Bildung des gesundheitsgefährdenden Cr(VI) zu vermeiden. Ein Teil des Permanganats könnte auch im Zuge des Abbindens der Zementsuspension auf rein physikalischem Wege der Lösung entzogen worden sein.

Erwartungsgemäß wird durch die Zugabe von Zement ein alkalisches Milieu in den Reaktionsgefäßen hervorgerufen. Die Zugabe von Bentonit resultierte ebenfalls in einer Anhebung des pH-Wert auf beinahe pH 9 (Abbildung 10).

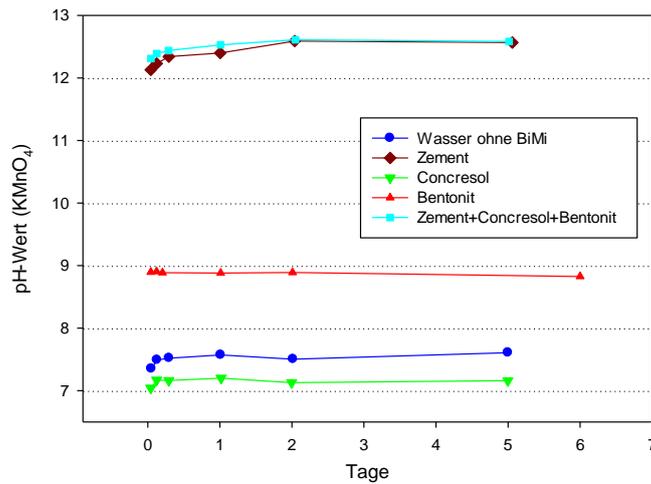


Abbildung 10: Entwicklung der pH-Werte während des Abbaus von PCE im Batchversuch mittels Permanganat

Durch das OM Persulfat wurde in Wasser ohne Bindemittel zwar ebenfalls ein vollständiger Abbau des zugegebenen PCE erreicht, allerdings deutlich langsamer als mit Permanganat. Bei Zugabe von Zement (mit und ohne zusätzliche Aktivierung durch Fe-Sulfat) konnten keine klaren Abbaureaktionen von PCE festgestellt werden. Trotz „passiver Aktivierung“ durch die erhöhte Temperatur (40°C) und den alkalischen pH-Wert und trotz Aktivierung durch Zugabe von Eisenionen verblieben die Gehalte an PCE in ähnlicher Höhe wie die PCE-Gehalte in einem parallel laufenden Referenzansatz ohne OM (leichte Verluste an PCE durch Diffusion während des Versuchsverlaufes betragen üblicher Weise wenige Prozent).

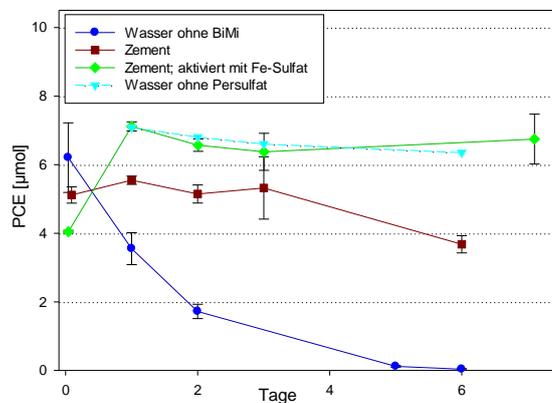


Abbildung 11: Abbau von PCE durch Persulfat (mit und ohne Aktivierung) in Wasser und bei Zugabe von Zement (Batchversuch, n=3, Fehlerbalken zeigen die Standardabweichung)

Obwohl PCE bei Zugabe von Zement kaum abgebaut wurde, konnte ein vollständiger Verbrauch von Persulfat festgestellt werden. Die pH-Werte in den Lösungen lagen erwartungsgemäß nach Zugabe von Zement im alkalischen Bereich (zwischen pH 12 und 13), während ohne Zuschlagstoff ein Absinken des pH-Wertes bis unter pH 6 beobachtet werden konnte (Abbildung 12).

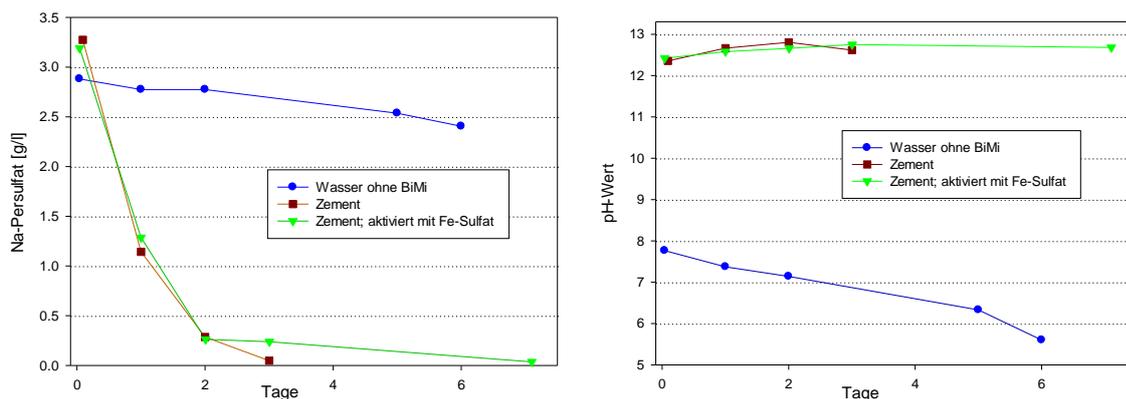


Abbildung 12: Abnahme der Persulfatkonzentration (links) und Entwicklung der pH-Werte (rechts) während des Abbaus von PCE im Batchversuch mit und ohne Zugabe von Bindemittel bzw. mit zusätzlicher Aktivierung mittels Eisensulfat

Basierend auf den oben beschriebenen Batch-Experimenten wurde Permanganat für die Anwendung im Pilotversuch und entsprechend auch für die Durchführung weiterer Voruntersuchungen im Labor ausgewählt.

3.3 Säulenversuch zur Wirkung der Oxidationsmittel-Zement-Mischung

Der durchgeführte Säulenversuch diente dazu, in einem realitätsnahen Szenario die prinzipielle Eignung eines OM zum Abbau von PCE in Kombination mit einer Zementsuspension, die mittels Düsenstrahlverfahren (DSV) in den Untergrund eingebracht werden soll, festzustellen. Die Idee dabei war, einen mit PCE dotierten Kern aus einer Mischung von Zementsuspension und anstehendem Bodenmaterial wie er nach der Anwendung des DSV vorliegt, in eine durchlässigere Matrix aus Quarzsand (Körnung 0,3/1 mm) einzubauen, diesen mit Wasser zu umströmen und bei den Varianten mit und ohne zugegebenen OM den jeweiligen Austrag an (aus dem Kern gelösten) PCE zu erfassen (Abbildung 13). Eine wichtige Fragestellung war auch, ob es nach einem weitgehenden Verbrauch des OM zu einem „Rebound-Effekt“, also zu einem Wiederanstieg der PCE-Konzentration im Perkolat kommt. Während des DSV tritt in der Praxis eine Rücklaufsuspension auf, mit der auch vorwiegend die feineren Bodenbestandteile des behandelten Untergrundes zum Teil ausgewaschen werden. Basierend auf Erfahrungswerten des Projektpartners Keller Grundbau mit dem Einsatz des DSV in den vorwiegend zu bearbeitenden schluffbetonten Horizonten wurde zwischen Bodenmaterial und Zementsuspension ein Verhältnis von ca. 45:55 angenommen. Die Zementsuspension selbst setzte sich aus den Bestandteilen Zement, Concretol, Bentonit im Verhältnis 50:45:5 zusammen, die mit einem dem W/B-Verhältnis entsprechenden Wasseranteil angemischt wurde. Die in den Kern eingemischte PCE Menge betrug bezogen auf die Feuchtmasse von Zementsuspension+Boden ca. 150 mg/kg. Bezogen auf den Wasseranteil im Kern ergab sich dadurch eine theoretische PCE-Konzentration von 435 mg/l. Da damit die Löslichkeit von PCE in Wasser (160 mg/l) deutlich überschritten wurde, war davon auszugehen, dass das PCE im Kern zu einem größeren Anteil zumindest in der Anfangsphase des Versuches in Phase vorlag. Bei der Variante mit OM wurde das OM im Verhältnis von ca. 9,25 g pro kg Feuchtmasse des Kernmaterial (angepasst an die Rezeptur des Batchversuches) vor Einbau in die Säulen zugefügt. Die Dauer des Abbindevorganges der Zementsuspension wurde basierend auf Erfahrungswerten mit zwei bis drei Tagen abgeschätzt.

Aus den Batchversuchen ging Kaliumpermanganat als das eindeutig wirksamere OM für die geplante Anwendung hervor (siehe oben). Beim Säulenversuch wurde daher dieses OM eingesetzt.

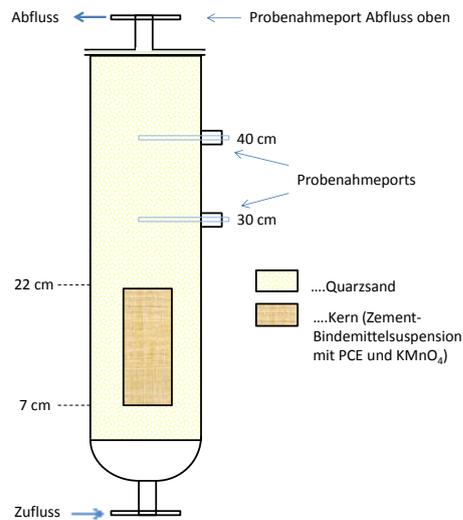


Abbildung 13: Schematischer Aufbau des Säulenversuches

Die Säulenversuche wurden jeweils in 3-facher Wiederholungen mit und ohne OM durchgeführt (Abbildung 14). Die Perkolation der aus Glas hergestellten Säulen erfolgte mit einem Fluss von 1 ml/min. Zusätzlich zu den PCE-Konzentrationen im Abfluss und im zentralen Bereich über dem Kern in Säulenhöhe 30 cm und 40 cm (ca. 8 bzw. 18 cm über der Kernoberkante) wurden die Gehalte an gelöstem Chrom im Abfluss ermittelt. Zwischen 23.12.2016 und 9.1.2017 wurden die Säulen nicht perkoliert, um festzustellen, ob es während dieser Stillstandsphase zu einer Erhöhung der Konzentrationen an PCE und Cr im Säulenkörper und im Abfluss auch nach dem erfolgten Abbindevorgang kam. Auf diese Weise kann ein etwaiger „Rebound-Effekt“ noch deutlicher erkannt werden (längere Äquilibrationszeit zwischen Kern und umgebenden Wasser).



Abbildung 14: Säulenversuch zur Ermittlung des PCE-Austrags aus einem mit PCE-dotierten Kern

Das in den Suspensionskern zugefügte Permanganat bewirkte eine starke Erniedrigung der PCE-Konzentration im Abfluss im Vergleich zur Variante ohne OM (Abbildung 15). Bereits nach 2 Tagen Perkolation lag der PCE-Gehalt unter der Bestimmungsgrenze ($<10 \mu\text{g/l}$). Bezogen auf die anfänglich eingebrachte PCE-Menge wurde in der Variante ohne OM-Einsatz während der Versuchsdauer 57% des PCE, bei der Variante mit OM lediglich 0,2% ausgetragen.

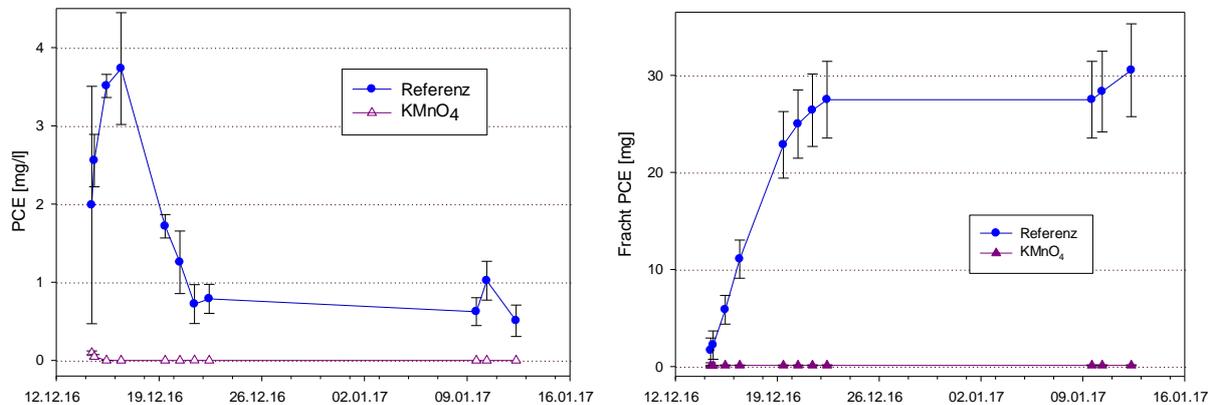


Abbildung 15: Konzentrationsverlauf (links) und kumulative Frachten (rechts) von PCE während der Umströmung eines mit PCE dotierten Kerns mit Wasser im Säulenversuch mit (KMnO_4) und ohne Oxidationsmittel (Referenz); zwischen 23.12.2016 und 9.1.2017 erfolgte keine Perkolation

Auch nach der 2-wöchigen Stillstandsphase konnte bei der Variante mit OM-Zugabe kein PCE im Abfluss detektiert werden. Lediglich im zentralen Bereich über dem Kern lag unmittelbar nach Neustart der Perkolation die PCE-Konzentration knapp über der Bestimmungsgrenze (Abbildung 16, rechts) während bei der Variante ohne OM ein deutlicher Anstieg auch im Abfluss der Säulen feststellbar war (Abbildung 16, links)

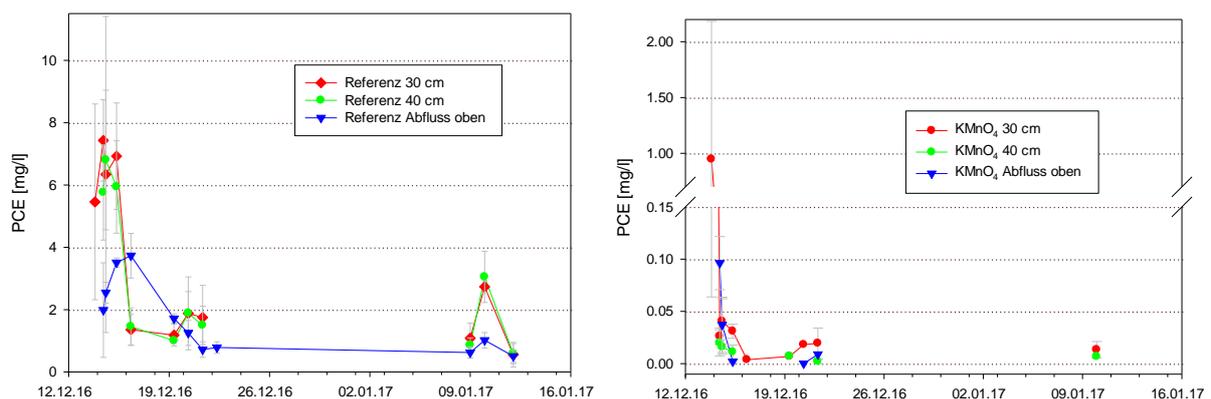


Abbildung 16: Konzentrationsverlauf von PCE an unterschiedlichen Beprobungspunkten (aus dem zentralen Säulenbereich in 30 und 40 cm Säulenhöhe und im Abfluss der Säule) der Variante ohne Zugabe (links, Referenzvariante) und mit Zugabe von OM in den Suspensionskern (rechts); $n=3$, Fehlerbalken = Stabw; unterschiedliche Skalierung der y-Achsen sind zu beachten

3.4 Mobilisierung von Metallen durch die Einbringung von Kaliumpermanganat

Aus der Literatur ist bekannt, dass der Einsatz von OM die Konzentration und Mobilität von Halb- und Schwermetallen im betroffenen Grundwasserbereich beeinflussen kann (siehe z.B. Petri et al., 2011). Die Metalle könnten einerseits aus Verunreinigungen des verwendeten OM selbst stammen oder andererseits über diverse Mechanismen durch die oxidierende Wirkung der eingebrachten Stoffe aus dem Untergrundmaterial mobilisiert werden. In einem ersten Screening-Experiment wurde eine Palette an Schwer- und Halbmetallen im Extrakt des Batchversuches zur Bestimmung des NOD mit und ohne KMnO_4 -Zugabe untersucht. Es wurden schluffbetontes Bodenmaterial (KB 15 Tiefe 8,7-8,8 m), sandig/kiesiges Material (KB 15 Tiefe 13-13,5 m) des Untersuchungsstandortes sowie der für den Einsatz bei der Sanierung geplante Zement extrahiert (Extraktionsverhältnis: 100 ml Lösung: 50 g Boden; Extraktionsdauer: 14 Tage, Konzentration der OM-Lösung: 5 g/l). Zum Vergleich wurden die Metallkonzentrationen direkt aus der verwendeten Kaliumpermanganatlösung (ohne zugesetzten Boden), aus Tullner Leitungswasser sowie dem zur Lösung des Permanganats eingesetzten deionisierten Wassers ermittelt. Die Ergebnisse der Metallanalytik sind in Tabelle 2 aufgelistet.

Tabelle 2: Gehalte an Schwer- und Halbmetallen im Extrakt zur NOD-Bestimmung mit und ohne Kaliumpermanganat. Die Messung erfolgte mittels ICP-MS. < BG = kleiner Bestimmungsgrenze

Parameter	Einheit	Bestimmungsgrenze	Deion. H ₂ O	Leitungswasser	KB 15, 8,7-8,8m H ₂ O	KB 15, 13-13,5m H ₂ O	Zement CEM 1 H ₂ O	KMnO ₄ Lösung	KB 15, 8,7-8,8m KMnO ₄	KB 15, 13-13,5m KMnO ₄	Zement CEM 1 KMnO ₄
Arsen	mg/l	0.05	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	0.11
Blei	mg/l	0.005	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Cadmium	mg/l	0.001	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	0.002	< BG
Chrom, gesamt	mg/l	0.005	< BG	< BG	< BG	< BG	0.59	0.02	0.73	0.42	0.52
Eisen	mg/l	0.02	0.04	0.06	0.05	0.03	0.06	< BG	< BG	< 0.02	0.04
Cobalt	mg/l	0.005	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Kupfer	mg/l	0.005	< BG	0.51	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Mangan	mg/l	0.01	< BG	< BG	< BG	0.01	< BG				86
Mangan	mg/l	0.01						1700	1400	1500	
Molybdän	mg/l	0.02	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	0.02
Nickel	mg/l	0.005	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Zink	mg/l	0.01	0.07	0.81	0.01	0.02	0.04	0.42	0.28	0.31	0.06
Zinn	mg/l	0.05	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG

Bis auf eine leicht erhöhte Konzentration an Arsen im Extrakt des Materials Zements +OM konnten lediglich für das Element Chrom auffällige Gehalte festgestellt werden. Sowohl bei den beiden Böden des Untersuchungsstandortes als auch beim Zement bewirkte die Zugabe des OM eine deutliche Mobilisierung, wobei beim Material „Zement“ auch ohne Zugabe von OM eine Konzentrationserhöhung in ähnlichem Ausmaß feststellbar war. Chrom liegt entweder in der reduzierten Form als dreiwertiges Ion Cr(III) oder oxidiert als sechswertiges Cr(VI) vor, wobei Cr(VI) deutlich mobiler und

auch toxischer für den Menschen ist. Aus der Zementproduktion ist bekannt, dass durch den Brennvorgang das im Ausgangsmaterial vorhandene Chrom in die mobile Spezies Cr(VI) überführt wird.

Die Extrakte zur Metallanalytik wurden vor allem aus Effizienzgründen mittels ICP-MS durchgeführt, da mit dieser Methode bei einem Messvorgang eine große Palette an Metallen erfasst werden kann. Allerdings kann dadurch nicht zwischen Cr(III) und Cr(VI) unterschieden werden. Es ist zu vermuten, dass ein Großteil des mobilisierten Chroms in 6-wertiger Form im Extrakt vorlag. Die Bestimmung des Cr(VI) (wie sie auch in Normen der Zementindustrie festgelegt ist) erfolgt photometrisch. Durch die starke Eigenfärbung des verwendeten KMnO_4 ist diese Methode allerdings nicht einsetzbar.

Auf Grund der Ergebnisse des Batchversuches wurden auch im Zuge des durchgeführten Säulenversuches die Cr-Gehalte im Abfluss der Säulen mittels AAS miterfasst. Auch bei diesem Versuch ist erkennbar, dass eine Mobilisierung durch die eingebrachte Zementsuspension erfolgte. Diese war bei der Variante mit Permanganat zu Beginn als auch nach der zweiwöchigen Stillstandsphase etwas höher als ohne Zugabe des OM. Allerdings treten auch bei der reinen Zementvariante Cr-Gehalte im Perkolat deutlich über den Hintergrundkonzentrationen auf. Bei dynamischen Fließverhältnissen stellten sich nach ein paar Tagen Perkolation nach Versuchsbeginn und nach der Stillstandsphase in etwa gleiche Cr-Konzentrationen im Abfluss der Säulen beider Varianten ein.

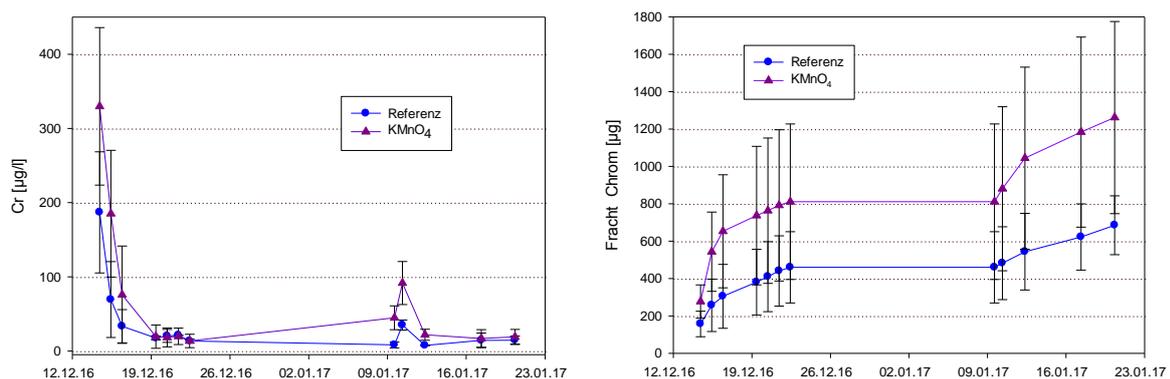


Abbildung 17: Chromgehalte und kumulative Fracht an Chrom in den Perkolaten des Säulenversuches (zwischen 23.12.2016 und 9.1.2017 wurden die Säulen nicht durchströmt)

Das Ausmaß der Mobilisierung von Schwermetallen wird in der Betonforschung unter anderem mit einem dynamischen Auslaugversuch beurteilt, bei dem im Laborversuch ein Umströmen von Grundwasser um Frischbeton oder bereits ausgehärtetem Beton simuliert wird (Brameshuber und Vollpracht 2007). Die Ergebnisse werden dabei in Menge Chrom pro umspülter Fläche des eingebrachten Betons bezogen auf das betrachtete Zeitintervall angegeben. Bezieht man die im Säulenversuch festgestellte kumulative Fracht an Chrom auf die umspülte Fläche des Zementsuspensionskerns (ca. 226 cm^2) so ergab sich im Durchschnitt der Versuchsdauer ein Chromaustrag von $1,55 \text{ mg/m}^2 \cdot \text{d}$ (=höhere Fracht bei der Variante mit OM). Diese Fracht liegt in einer ähnlichen Größenordnung wie sie von Brameshuber Vollpracht (2007) in ihren Versuchen mit Frischbeton (ohne OM) festgestellt wurden (ca. $2 \text{ mg/m}^2 \cdot \text{d}$).

3.5 Voruntersuchungen zum Partitioning Tracer Test

Partitioning Tracer Tests und Partitioning-Inter-Well-Tracer-Tests (PITTs) stellen vielversprechende Methoden zur Charakterisierung der durchschnittlichen residualen Sättigung von Schwerphasen (DNAPL = Dense-Non-Aqueous Phase Liquids) in kontaminierten Aquiferen dar. Bisher gibt es allerdings kaum gut dokumentierte Anwendungen von PTTs im Feld und somit kaum valide Daten zum Verhalten geeigneter Tracer unter natürlichen Bedingungen.

Durch den Vergleich der Durchbruchkurven von Partitioning- und konservativen Tracern kann die durchschnittliche DNAPL-Sättigung im durchflossenen Porenvolumen abgeschätzt werden. Durch eine Abschätzung des Phasenanteiles kann die Häufigkeit und die Menge des Oxidationsmitteleinsatzes für die Sanierung des Aquifers besser berechnet sowie der Erfolg der angewandten Sanierungsverfahren besser beurteilt werden.

Die Auswahl geeigneter Tracer für den PTT ist ein wichtiger Schritt und es müssen vor der Durchführung des PTT im Feld verschiedene Kriterien berücksichtigt werden. Die für Feldversuche ausgewählten Tracer sollten (1) nicht umweltgefährdend, (2) nicht toxisch, (3) gering flüchtig, (4) leicht quantifizierbar, (5) zu einem angemessenen Preis verfügbar sein und vor allem (6) einen geeigneten Perchloroethylene (PCE) - Wasser Verteilungskoeffizienten aufweisen. Die Bestimmung des ersten Eintreffens der Tracer und der maximalen und minimalen Konzentrationen der Durchbruchkurven sind notwendig, um das Verhalten der verschiedenen Tracer als Vorbereitung für einen Feldversuch zu bewerten.

Die ersten Schritte waren daher (1) geeignete Tracer zu ermitteln, welche die oben genannten Kriterien erfüllen und in Übereinstimmung mit dem österreichischen Umweltrecht anwendbar sind und (2) das Verhalten dieser "neuen" Tracer in Säulenversuchen zu untersuchen.

3.5.1 Methodik

Eine umfangreiche Literaturrecherche zu PPT für die Messung von DNAPLs in Aquiferen wurde durchgeführt und eine Liste der potentiellen Tracer und deren Eigenschaften erstellt.

Es wurden Partitioning-Tracer mit hohen Verteilungskoeffizienten an Hand der recherchierten Literaturdaten ausgewählt und ein analytisches Verfahren zur Messung der Tracersubstanzen durch Gaschromatographie mit Flammenionisationsdetektion (FID) entwickelt. Aufgrund ihrer hohen Siedepunkte konnten die ausgewählten Tracer nicht direkt in den wässrigen Proben gemessen werden, sondern mussten davor mit Methyl-tert-butylether (MTBE) aus der Wasserprobe ausgeschüttelt werden. Darüberhinaus musste bei der Herstellung der Stocklösungen der Partitioning Tracer ihre relativ geringen Wasserlöslichkeit berücksichtigt werden (Tabelle 3).

Tabelle 3: Physikalische Eigenschaften der verwendeten Tracer

Tracer	Verteilungskoeffizienten für PCE-	Wasserlöslichkeit	Dichte
	Wassergleichgewicht	g/l (bei 20°C)	g/cm ³ (bei 20°C)
	K _i		
Kaliumbromid	0	650	2,75
2,4-dimethyl-3-Pentanol	30	32,4	0,829***
2-ethyl-1-Hexanol	115	0,6	0,83
1-Heptanol	34,5	1*	0,82
1-Octanol	100	0,54**	0,817

* bei 18°C; ** bei 25°C; *** bei 25°C

3.5.2 Säulenversuche

Mit den ausgewählten Tracern wurde anschließend ein Säulenversuch durchgeführt. Das Hauptziel des ersten Säulenversuches war die Evaluierung des Verhaltens der gewählten Partitioning Tracer unter dynamischen Bedingungen. Im Rahmen des Experiments wurde die relative Retardierung von Partitioning Tracern in Bezug auf konservative Tracer gemessen und die durch Sorption verursachte residuale Sättigung von DNAPL geschätzt.

Im ersten Schritt wurden Säulenversuche ohne Schadstoff durchgeführt. Im Zuge des Experiments wurde die Verzögerung der partitionierenden Tracer durch die Säulenfüllung (Quarzsand) gemessen und es konnten Informationen über (1) die erste Ankunft der Tracer am Probenahmepunkt, (2) die maximalen und (3) minimalen Konzentrationen der Durchbruchkurve gewonnen werden (Abbildung 18).

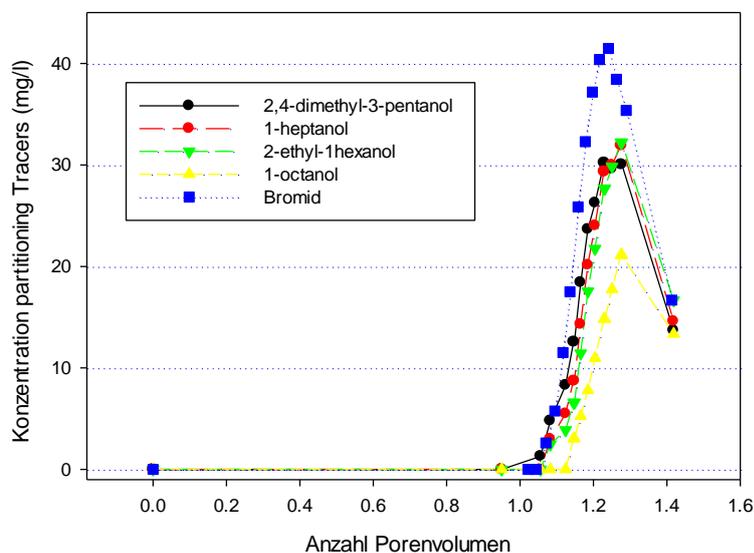


Abbildung 18: Durchbruchkurven der Partitioning Tracer und der konservativen Tracer in einer Matrix aus Quarzsand (Körnung 0,3/1 mm)

Die ersten Tracerkonzentrationen wurden an der Probenahmestelle im Abfluss der Säule (Abbildung 19 und Abbildung 20) nach einem Porenvolumen zwischen 0,9 und 1,1 (bei einer Durchflussrate von 1 ml/min) nachgewiesen. Der Peak der Durchbruchkurve sowohl für Partitioning- als auch konservative Tracer trat nach ca. 1,3 Porenvolumina auf und erreichte eine Konzentration von ungefähr 32 mg/l (Bromid 41 mg/l), was die Annahme bestätigte, dass die mittlere Verweilzeit der Partitioning- und konservativen Tracer in etwa gleich ist, wenn sie durch nicht kontaminierte Sedimente fließen (Abbildung 18).

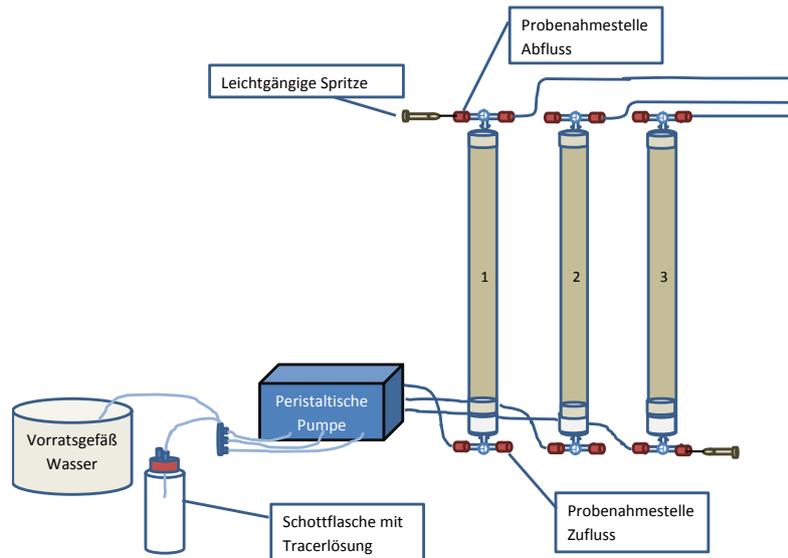


Abbildung 19: Schematische Darstellung des durchgeführten Säulenversuches

Die Ergebnisse des Säulenversuches lieferten ausreichende Informationen über das Verhalten der Partitioning- und konservativen Tracer um einen Feldversuch durchzuführen.



Abbildung 20: Foto des in Betrieb befindlichen Säulenversuches zur Charakterisierung der eingesetzten Partitioning Tracers

4 Arbeitspaket 1b: Charakterisierung von Schadstoffquelle und Schadstofffahne

Ziel dieses Projektpaketes war die Entwicklung eines detaillierten konzeptionellen Standortmodells, auf dessen Basis die Planung des Pilotversuches erfolgte.

Die Datenlage über die Belastung des wassergesättigten Untergrunds war zu Beginn des Projektes sehr lückenhaft. Für das Projekt war es daher erforderlich, exakte Informationen bezüglich der Belastungsbereiche und der Schwerpunkte innerhalb des relevanten Grundwasserleiteres zu erheben.

Die folgenden Arbeiten wurden durchgeführt:

- Direct-Push Untersuchungen (MIP, HPT); Zwei Kampagnen
- Linerbeprobungen mit Direct-Push
- Untersuchung der Grundwasserdynamik (Colloidal Borescope Messungen, Abstichmessungen, etc.)
- Immissionspumpversuche (davor: Herstellung einer ergänzenden Brunnenreihe (vier neue Brunnen) mit Kernbohrungen)
- Tracer-Tests und Partitioning-Tracer-Tests
- Tiefenorientierte Frachtuntersuchungen mit Passivsammlern

Die Arbeiten und die daraus gewonnen Ergebnisse werden nachfolgend beschrieben.

4.1 Beschreibung des Standortes und Kenntnisstand zu Projektbeginn

Beim Standort für den Pilotversuch, handelt es sich um eine ehemalige Putzerei, auf der sich derzeit ein in Betrieb befindliches Autohaus befindet. Zu Projektbeginn lagen auf Basis von Untersuchungen und Altgutachten zusammenfassend folgende Informationen zum grundsätzlichen Aufbau des Untergrunds vor:

- Auffüllungshorizont,
- Sande und Kiese mit wechselnden Schluffanteilen,
- Schlufflage: wechselnde Mächtigkeit, bei ca. 6 - 10 m uGOK, im Schadensbereich bei ca. 6,5 - 8,5 m uGOK,
- Kieslage ca. 10 - 15 m uGOK,
- Tonlage: ab 15 m uGOK,
- Grundwasser: direkt unter Schlufflage.

Die Kieslage unterhalb des Tons ist somit als oberflächennaher Grundwasserleiter anzusprechen.

4.2 Datengrundlage

Die vorliegenden Bestandsunterlagen und Altgutachten zur Schadenssituation umfassten die drei unten genannten Datensätze:

1. fortlaufende Untersuchungen zur LCKW-Belastung des Grundwassers am Standort selbst sowie in dessen Abstrom (Sicherungsbrunnen und Monitoringpegel),
2. Untersuchungen zur LCKW-Belastung der Bodenluft am Standort und
3. Feststoffuntersuchungen an Bodenproben überwiegend aus der wasserungesättigten Bodenzone (2008, 2010).

4.2.1 Grundwasser und Grundwasserleiter

Die Schadenssituation wies 2006 noch eine lange PCE-Fahne nach Osten über GWM3/4 bis zu den Grundwassermessstellen G/E auf. Bei den beiden letztgenannten GWMSt noch über 400 µg/l PCE.

Nachdem der ungesättigte Bereich bis zur Oberkante der Schlufflage bereits erfolgreich thermisch dekontaminiert worden war, wurde im Rahmen der Konzepterstellung für das KOMBO-Projekt bereits

davon ausgegangen, dass ein erheblicher Anteil der verbliebenen Kontamination aktuell innerhalb der Schlufflage anzutreffen sein müsste.

Aufgrund des Schichtwechsels von relativ gut durchlässigen, wasserungesättigten Sedimenten im Hangenden zu den gering durchlässigen, weitestgehend als wassergesättigt anzunehmenden Schluffen war davon auszugehen, dass der vertikale Transport der eingetragenen CKW-Phase (DNAPL) in diesem Bereich stark behindert wurde und auch eine laterale Verbreitung mit dem Einfallen der Schluffoberkante erfolgt sein dürfte, sofern sich zur Zeit des Eintrages ein ausreichend großer Pool von CKW-Phase ausgebildet hatte.

Es wurde angenommen, dass in der Folge ein flächiges Eindringen der CKW in die feinkörnige Matrix des Schluffhorizonts erfolgte, beispielsweise über die Sorption aus dem DNAPL-Pool gelöster CKW an den Feststoffoberflächen oder dort, wo ein ausreichender Eindringdruck vorgelegen hatte, auch als Phase (DNAPL).

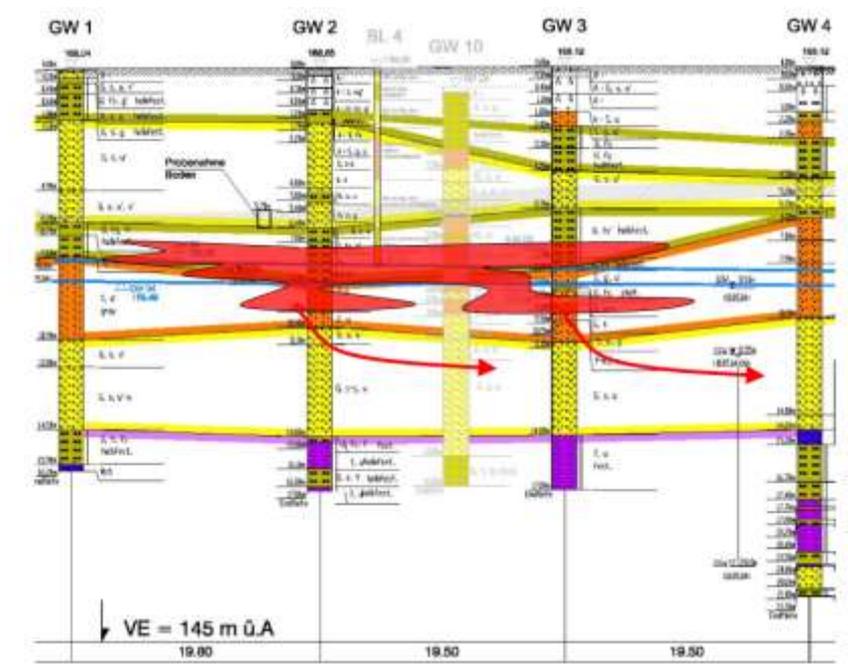


Abbildung 21: Schema der abgeschätzten Schadstoffausbreitung im Querschnitt des Untergrunds am Projektstandort zu Projektbeginn. Belastungsschwerpunktbereiche sind rot dargestellt.

Bezüglich der Bewertung der Eignung verschiedener Sanierungsvarianten für die Belastungsschwerpunkte war in diesem Zusammenhang auch zu beachten, dass die geringe hydraulische Durchlässigkeit der Schlufflage ein kritischer Parameter für Einbringungsverfahren von Oxidations- oder auch Reduktionsmittel in die Schadensschwerpunkte war.

Aufgrund der lückenhaften und lithologisch inhomogenen Ausbildung der Schlufflage wurde zu Beginn die Möglichkeit in Betracht gezogen, dass ein Ausbreiten der Belastung in den darunterliegenden Grundwasserleiter punktuell oder in Teilflächen stattgefunden haben könnte. Von so massiven Einträgen, dass sich Schadstoffpools an der Oberkante oder innerhalb der Tonlage im Liegenden ausgebildet haben könnten, wurde allerdings nicht ausgegangen.

4.2.2 Bodenluft

Die Bestandsunterlagen umfassten umfangreiche Informationen zur CKW-Konzentration in der Bodenluft im Schadensbereich am Projektstandort. Die Ergebnisse der Bodenluftuntersuchungen waren bereits im Rahmen der am Standort durchgeführten thermischen Sanierung der wasserungesättigten Bodenzone zur Ausgrenzung der Kontamination herangezogen worden. Die nachfolgenden Abbildungen stellen die flächenhafte Interpretation der Bodenluftwerte für CKW dar. Die Verbreitung der CKW in der Bodenluft zeigt die Flächen der CKW-Einträge und die davon mittelbar beeinflussten Bereich der wasserungesättigten Zone am Standort an. Es lässt sich hieraus die Lage eines Belastungsschwerpunkts ableiten, der im heutigen Bereich der Werkstatt (Heizungsraum) sowie im westlich angrenzenden Außenbereich nahe dem Grundwassersanierungsbrunnen verortet wurde. Es wurde daher davon ausgegangen werden, dass die Belastungen innerhalb der Schlufflage und dem darunter folgenden Grundwasserleiter in guter Näherung diesem Ausbreitungsmuster entsprechen, wobei im Grundwasserleiter dann von einer nachfolgenden Verfrachtung mit der Grundwasserfließbewegung auszugehen war, die ja auch durch die Grundwasseranalytik nachgewiesen werden konnte.

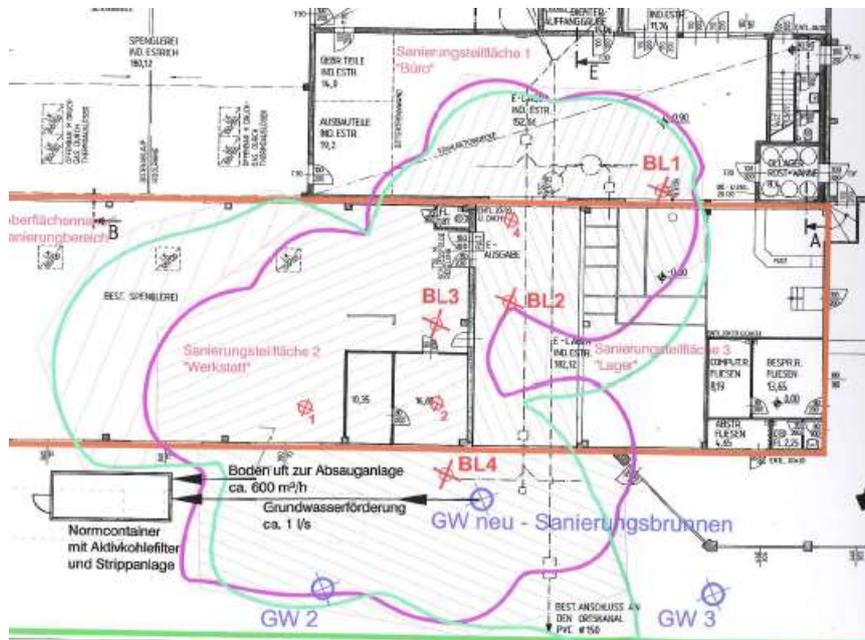


Abbildung 22: Perimeter der Bodenluftbelastung (10 mg/m^3 - Isokonzentrie). Grün: 1 – 2 m u GOK, rot: 6 – 7 m u GOK.

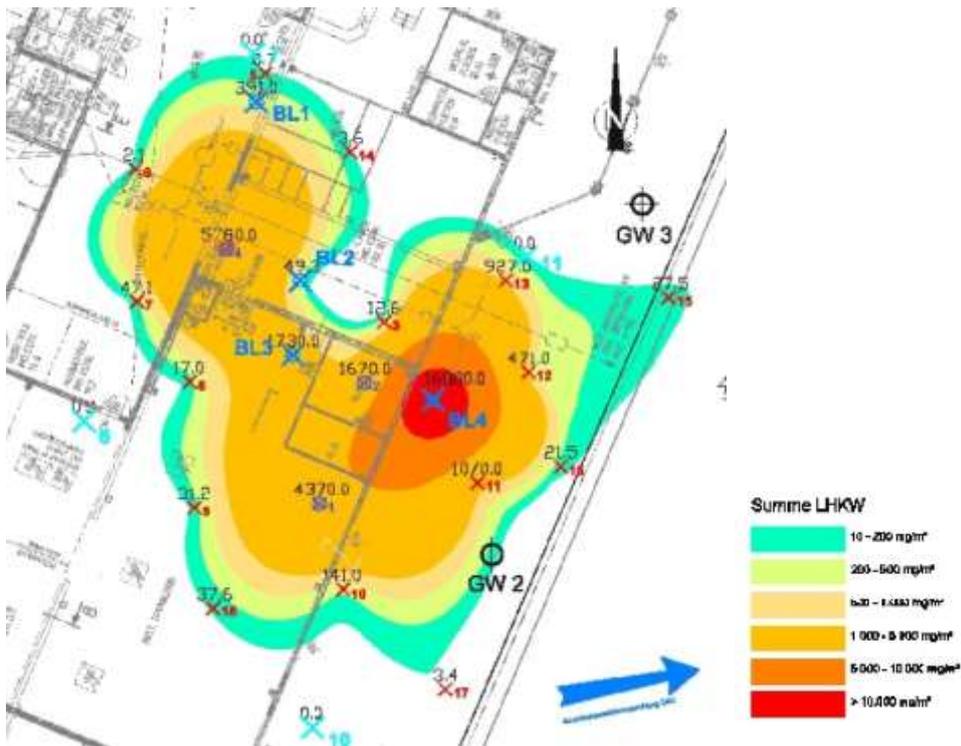
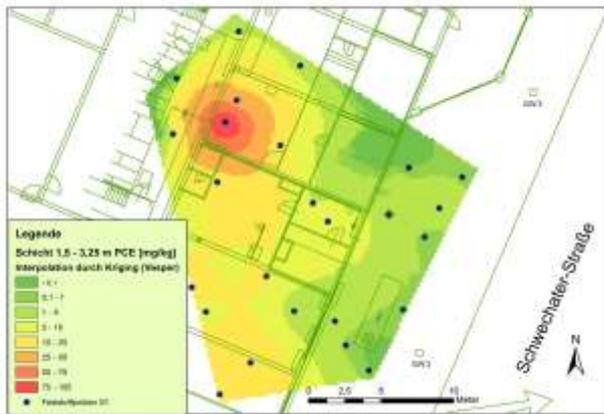


Abbildung 23: Konzentrationsverteilung im Bereich der Bodenluftbelastung, Teufenbereich 4 – 6 m u GOK.

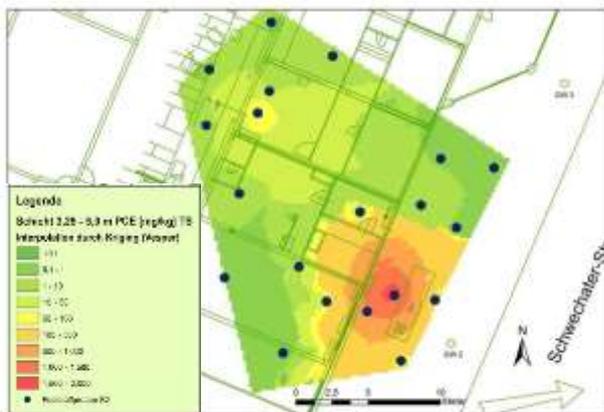
4.2.3 Bodenkontamination

Im Rahmen der Bewertung der thermischen Sanierung der ungesättigten Bodenzone wurde durch die Universität Wien eine umfangreiche Auswertung der verfügbaren Bodenanalysen aus den Jahren 2008 und 2010 vorgenommen (Laumann et al. 2013). Insgesamt umfasste das Probenmaterial 75 Proben aus 27 Bohrungen. Die Proben wurden unmittelbar nach der Probenahme in Glasflaschen, in denen Methanol vorgelegt worden war überführt. Die Analytik wurde mit Headspace GC-MS durchgeführt. Das gewählte Verfahren war geeignet, Minderbefunde durch Verluste der sehr flüchtigen Analyten zu minimieren.

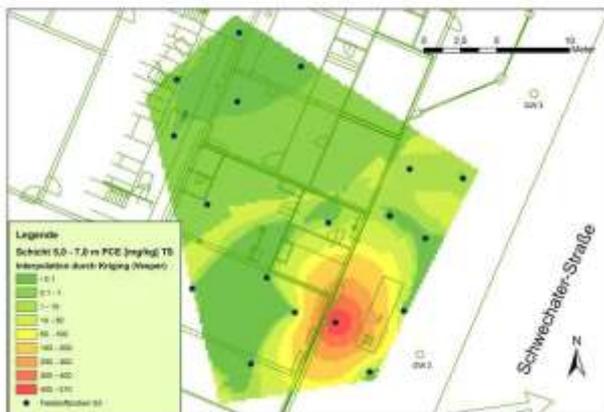
Die Auswertung der Konzentrationsdaten erfolgte im Rahmen der Studie mittels verschiedener geostatistischer Methoden (Laumann et al. 2013). Die flächenhafte Interpolation mittels Kriging ist in den nachfolgenden Grafiken für verschieden Teufenintervalle dargestellt (Abbildung 24).



c(PCE) – Intervall 1,5 – 3,25 m u GOK



c(PCE) – Intervall 3,25 – 5,0 m u GOK



c(PCE) – Intervall 5,0 – 7,0 m u GOK

Abbildung 24: Schadstoffverteilung im Untergrund (nach Laumann et al. 2013)

Bei der Darstellung ist zu berücksichtigen, dass die Farbskalen sich auf verschiedene Konzentrationsbereiche beziehen. So repräsentiert der rote Farbbereich im Teufenbereich 1,5 – 3,25 m u GOK einen maximalen Konzentrationsbereich von 75 – 105 mg/kg, im Teufenbereich 3,25 – 5,0 m u GOK 1.500 – 2.000 mg/kg und im Teufenbereich 5,0 – 7,0 m u GOK 400 – 510 mg/kg.

Insofern entspricht der nordwestlich gelegene Konzentrationsschwerpunkt im flachen Intervall von den Absolutwerten der PCE-Konzentration demselben Areal im mittleren Intervall. Im tiefen Intervall finden sich keine relevanten Konzentrationen in diesem Areal.

Hingegen findet der südöstliche Konzentrationsschwerpunkt im mittleren Intervall (bis 2.000 mg/kg) keinerlei Entsprechung im flachen Intervall. Mit der Tiefe setzt sich der Konzentrationsschwerpunkt fort, weist jedoch merklich geringere Maximalkonzentrationen auf.

4.2.4 Ableitung der Flächen für die Untersuchungen im Rahmen des Arbeitspakets 1b

Die Teilflächen, auf die – basierend auf den oben beschriebenen Daten – die weiterführenden Untersuchungen fokussiert wurden, wurde anhand der Bestandsunterlagen, wie in Abbildung 25 schematisch dargestellt, abgegrenzt. Neben den Untersuchungsbereichen sind die Ergebnisse der Bodenuntersuchungen von 2010 dargestellt.

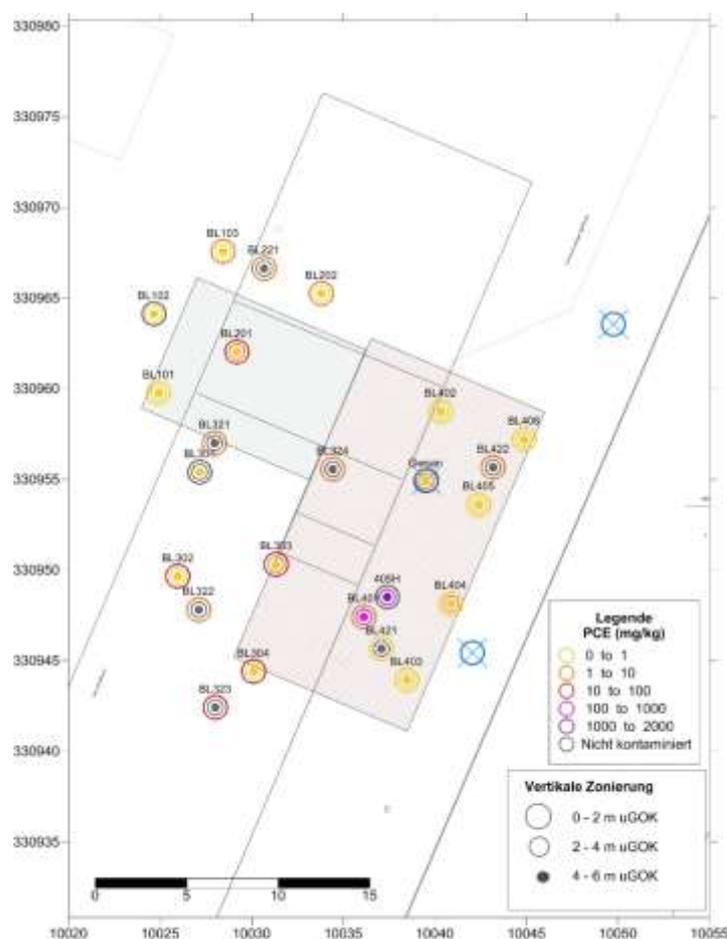


Abbildung 25: Schadensschwerpunkt im tieferen Bereich der wasserungesättigten Zone gemäß Boden- und Bodenluftuntersuchungen (rote Schraffur). Weiterer Verdachtsbereich aufgrund oberflächennaher Belastungen (grüne Schraffur).

Unterschieden wurde in zwei Teilflächen. Die rot schraffierte Teilfläche entspricht den Bereichen, die sowohl bezüglich der Bodenluftergebnisse als auch bezüglich der Bodenbelastungen in den tieferen Bereichen der wasserungesättigten Zone Auffälligkeiten aufwiesen. Hier lag entsprechend der tiefen

Belastung des Bodens ein Verdacht auf einen Übertritt von CKW von der Schlufflage in den Grundwasserleiter vor.

Die grün schraffierte Fläche hingegen wurde zwar auch durch die Bodenluft- und Bodenanalytik als durch die CKW-Einträge beeinflusster Bereich identifiziert, da jedoch die Bodenproben aus den tieferen Bereichen der ungesättigten Zone kaum noch relevante CKW-Konzentrationen aufwiesen, war die Bedeutung für den Übertritt in die Schlufflage bzw. in den Grundwasserleiter als untergeordnet einzuschätzen. Da jedoch aus dieser Fläche nur Stichproben vorlagen, wurde sie nicht vorab vollständig von weiteren Untersuchungen ausgenommen.

4.3 Direct-Push Untersuchungen

In zwei Untersuchungskampagnen wurde die oben definierten Schadensbereiche sowohl im ungesättigten als im gesättigten Bereich mit Hilfe von MIP- und HPT-Sondierungen ergänzt durch Liner- und Grundwassersondierungen genauer charakterisiert.

Zur Detektion von leichtflüchtigen organischen Schadstoffen in Echtzeit wurde eine Membrane Interphase Probe (MIP)-Sonde eingesetzt. Zur Erreichung einer maximalen Sensitivität wird die Sonde auf eine Temperatur aufgeheizt, die oberhalb des Siedepunktes der zu detektierenden Schadstoffe liegen muss. Über eine gasdurchlässige Membran diffundieren die entlang des Sondierkanals vorhandenen Schadstoffe in die Sonde und werden von hier über einen geregelten Trägergasstrom in das übertägige MIP-Labor transportiert. Das MIP-Labor ist neben den Steuergeräten und Messcomputern mit einem aus drei Detektoren bestehenden Gasanalysesystem ausgestattet. Die Erfassung der an der Sonde mobilisierten Schadstoffe erfolgt zugleich durch einen Photoionisationsdetektor (PID), einen Flammenionisationsdetektor (FID) und einen Dry Electrolytic Conductivity Detektor (DELCD). Die Kombination dieser drei Detektoren erlaubt eine Differenzierung von verschiedenen Schadstoffarten und -gruppen.

Zur hydraulischen Strukturierung des Untergrundes wurde die Hydraulic Profiling Tool (HPT)-Sonde eingesetzt. Dabei wird Wasser mit einer definierten Durchflussrate entlang eines vertikalen Profils über die Tiefe lateral in den Untergrund verpresst. Abhängig von den hydraulischen Eigenschaften des anstehenden Bodens variieren die Gesteinsgedrücke und lassen so eine Interpretation hinsichtlich der hydraulischen Durchlässigkeit zu. Die Auswertung der Messdaten erlaubt in einem ersten Schritt die Erstellung eines relativen Profils der hydraulischen Durchlässigkeit. Anhand von In-Situ Slug Tests in ausgewählten Tiefenintervallen können diese relativen Daten kalibriert werden, sodass quantitative Aussagen zur Gesteinsdurchlässigkeit als Berechnungsgrundlage für weitere Auswertungen möglich sind.

In einer ersten Phase der Charakterisierung der gesättigten Zone wurde eine Reihe an MIP Sondierungen (Abbildung 26) geplant. Die MIP-Sondierungen hatten als Ziel sowohl die räumliche Ausdehnung des Schadensherds (MIP 3, 2, 4, 11, 10, BL401, 404) als auch der Fahne (MIP 9, 8, 12, 13) zu kartieren bzw. die Überprüfung der Kontaminationssituation um den ehemaligen Kraftstofftank (MIP 1, 5, 6). An den Punkten 1, 2, 3, 6, 8 und 13 wurden zudem HPT-Sondierungen zur Präzisierung der Hydrauliksituation durchgeführt.



Abbildung 26 Erste Direct-Push-Kampagne: Lageplan der MIP/HPT/GWS/Liner

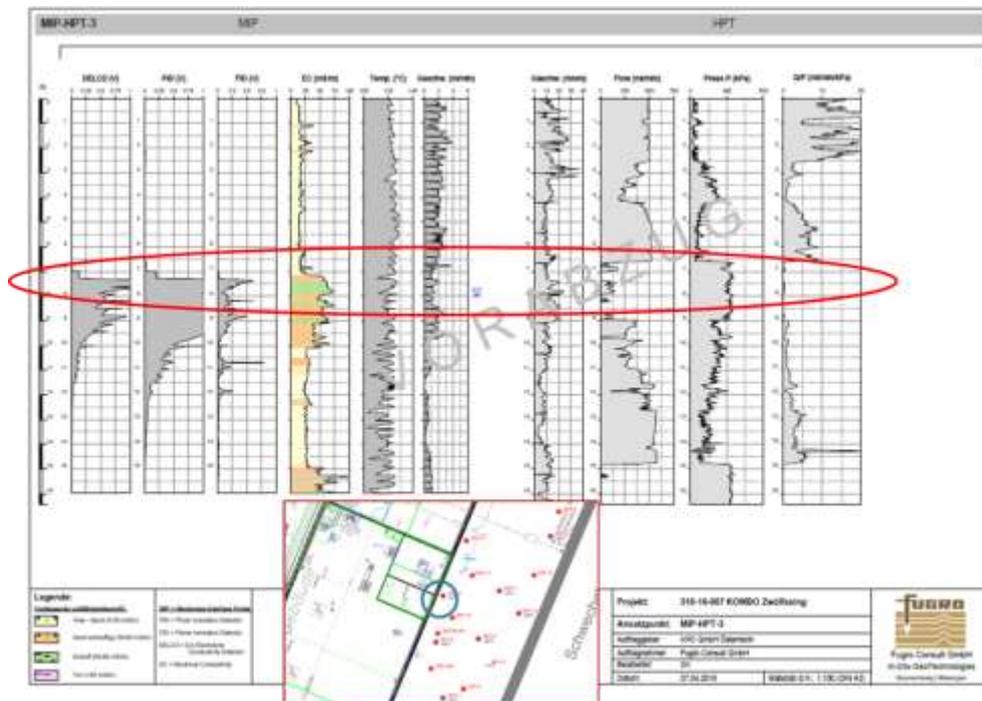


Abbildung 27 Ergebnisse der MIP-Sondierungen: Schadensherd (Profil der Sondierung MIP 3)

Die MIP Profile zeigten einen Hauptkontaminationsbereich in und um einer Schluffschicht/-linse, die zwischen ca. 7,0 – 9,0 m u. GOK vorhanden ist (beispielweise am Punkt 3 (Abbildung 27)).



Abbildung 28 Ergebnisse der MIP-Sondierungen: Am Rand des Schadensherds (MIP 2)

An manchen Punkten wurden Restbelastungen in der ungesättigten Zone gefunden (ca. 3,0 – 4,0 m u. GOK bei MIP2, siehe Abbildung 28; bzw. ca. 4,0 – 5,0 m u. GOK bei MIP10, siehe Abbildung 29).

An den Sondierungspunkten MIP10 und MIP11 waren signifikante Kontaminationsverhältnisse an der unteren Seite der Schlufflinse an der Grenze zu den untenliegenden sandigen Lagen (Abbildung 29, Tiefenbereich zwischen 8,5 – 9,5 m u. GOK) zu erkennen.

Basierend auf den Ergebnissen der MIP-Sondierungen wurde Bodenmaterial über Linersondierungen zielgerichtet tiefentreu gewonnen um die Messwerte der MIP-Sondierung zu validieren. Die CKW-Gehalte im Boden spiegelten das Kontaminationsmuster der MIP-Sondierungen wider (Abbildung 30) und bestätigten das Vorhandensein der CKW in und um die Schlufflinse(n)/Schlufflage bei ca. 7,0 – 10,0 m u. GOK.



Abbildung 29 Ergebnisse der MIP-Sondierungen: Am abstromigen Rand des Schadensherds (MIP 10)

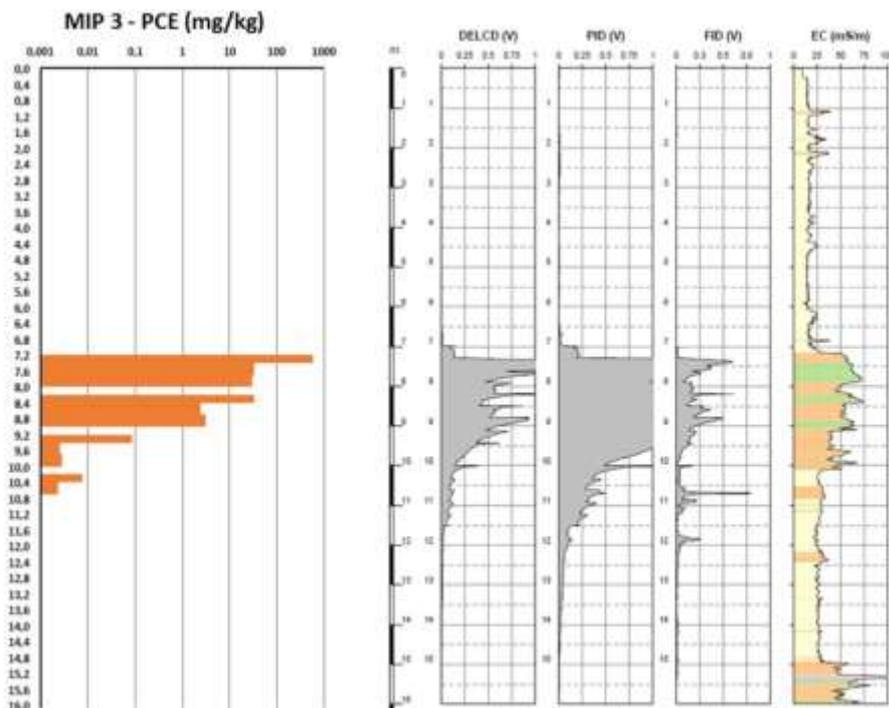


Abbildung 30 Ergänzung der MIP-Sondierungen durch Liner-Sondierungen (MIP 3)

Um die Ausdehnung des Schadensherds unter dem Gebäude zu präzisieren bzw. weitere potentielle Kontaminationsquellen zu bestätigen bzw. zu verwerfen, wurde eine ergänzende Untersuchungskampagne geplant und im Juli und August 2016 durchgeführt.

Die weiteren Untersuchungspunkte sind in Abbildung 31 dargestellt. Abbildung 32 zeigt die Lage bzw. die Sondierbahn der ergänzenden Schräg- und Vertikalsondierungen.

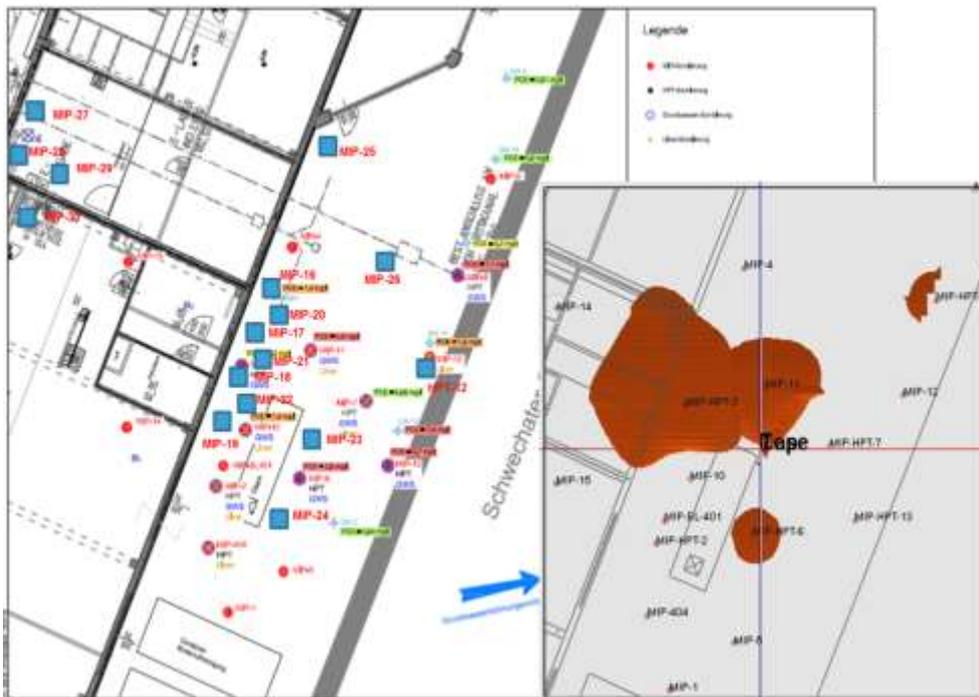


Abbildung 31 Weitere MIP-Sondierungen (blaue Quadrate) zur verfeinerten Charakterisierung des Schadensherds



Abbildung 32 Ergänzende MIP-Kampagne. Lageplan der Vertikal- und Schrägsondierungen

Die von den durchgeführten Untersuchungen abgeleitete räumliche Ausdehnung des Schadensherds für unterschiedliche MIP-Signalgrenzwerte ist in Abbildung 33 in 3D bzw. in Abbildung 34 in 2D dargestellt.

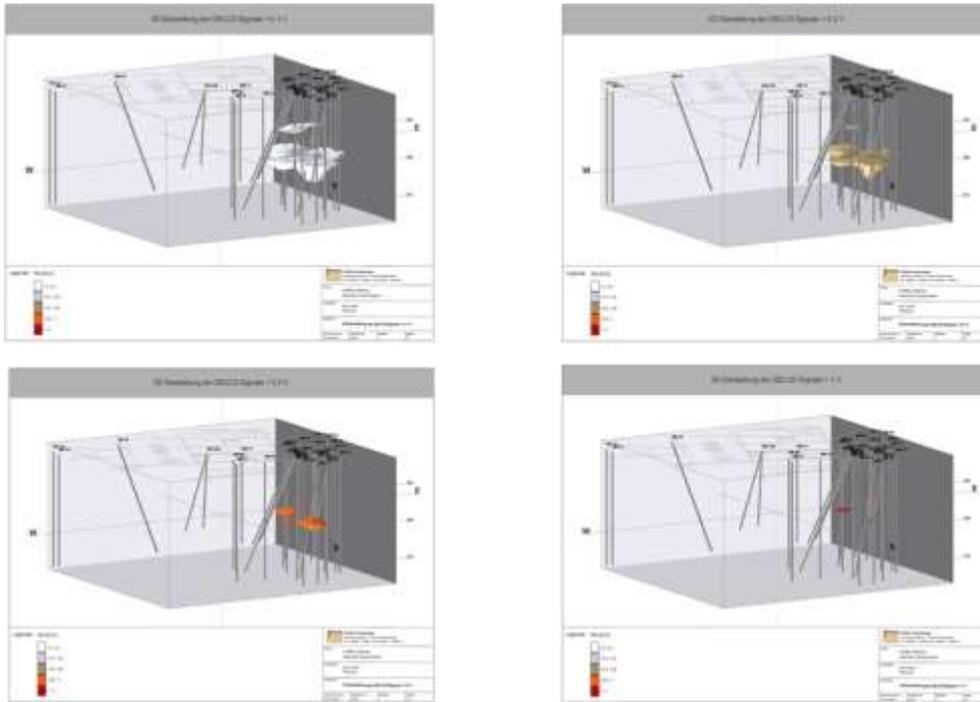


Abbildung 33 3D Darstellung der Messergebnisse des DELCD Detektors

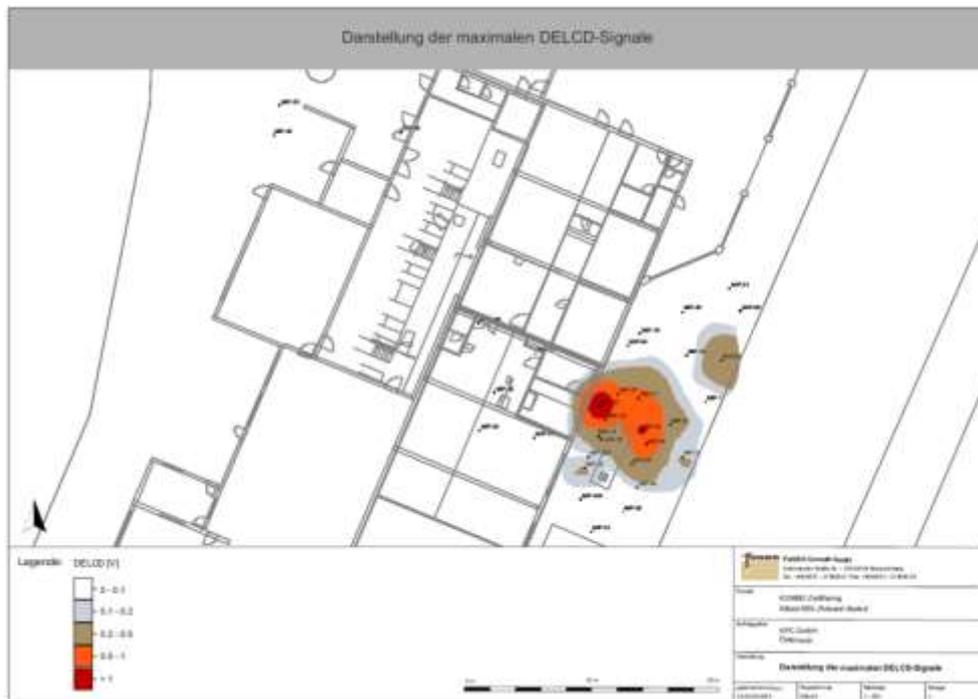


Abbildung 34 2D Darstellung der Messergebnisse des DELCD Detektors

Die Linerbeprobungen wurden gezielt in unmittelbarer Nähe der MIP-Sondierungen und in den Tiefenstufen durchgeführt, bei denen CKW bei der MIP-Analyse detektiert wurden. Aus den Linern

wurden direkt nach der Sondierung Mischproben von ca. 30 cm Mächtigkeit entnommen und sofort in Gefäße mit vorgelegtem Lösungsmittel überführt. In Abbildung 35 sind die Ergebnisse der PCE-Gehalte der Feststoffproben dargestellt, die Gehalte über der Bestimmungsgrenze aufwiesen. An einigen Proben konnten Spuren von TCE detektiert werden.

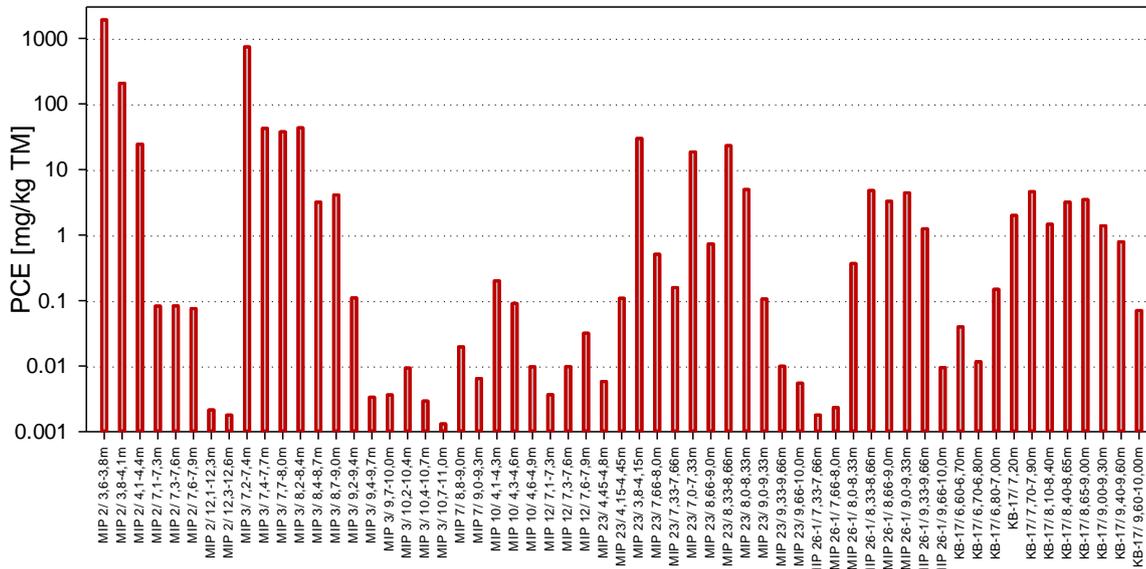


Abbildung 35: PCE-Gehalte der mittels Liner Sondierung gezogenen Feststoffproben mit Werten >BG (0,001 mg/kg TM)

PCE-Gehalte über 100 mg/kg traten lediglich bei MIP 2 in der Tiefe von 3,6-4,1 m und bei MIP 3 in der Tiefe 7,2-7,4 m auf. Werte zwischen 10 und 100 mg/kg wurden bei MIP 2 (4,1-4,4 m), bei MIP 3 (7,4-8,4 m) sowie bei MIP 23 (3,8-4,1 m; 7-7,3 m und 8,3-8,6 m) festgestellt. Die PCE-Gehalte in Abhängigkeit von der Beprobungstiefe sind in Abbildung 36 dargestellt. In einer Untergrundtiefe von mehr als 10 m wurden lediglich PCE-Gehalte <0,01 mg/kg festgestellt. Dies betraf die Liner Sondierungen MIP 2 und MIP 3.

Ebenso wurden im Zuge der beiden Direct-Push Kampagnen Grundwasser an den jeweiligen Standorten der MIP-Sondierung aus ausgewählten Horizonten gezogen und deren Gehalte an PCE analysiert (Abbildung 37). Die vorgefundenen Konzentrationen sind dabei sowohl räumlich betrachtet als auch vom Konzentrationsniveau mit den Ergebnissen der qualitativen Grundwasserbeweissicherung vergleichbar (siehe Kap. 4.4.4). Ähnlich wie bei den PCE-Gehalten der Feststoffproben wurden in Tiefenbereichen unter 10 m niedrigere PCE-Gehalte in den Proben angetroffen (<0,15 mg/l) während höhere Gehalte (>1 mg/l) in der Tiefenstufe 8-9,5 m auftraten.

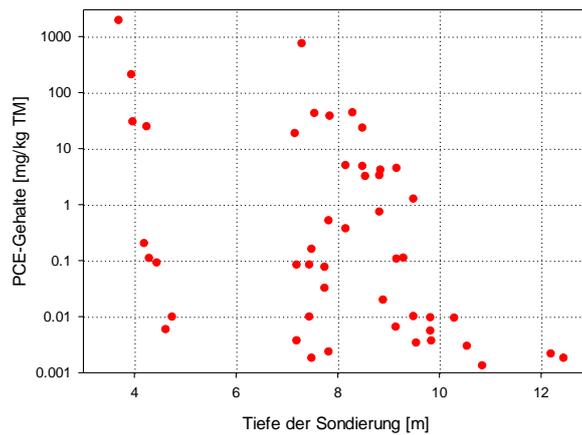


Abbildung 36: PCE-Gehalte der gezogenen Feststoffproben mit Werten >BG in Abhängigkeit von der Beprobungstiefe

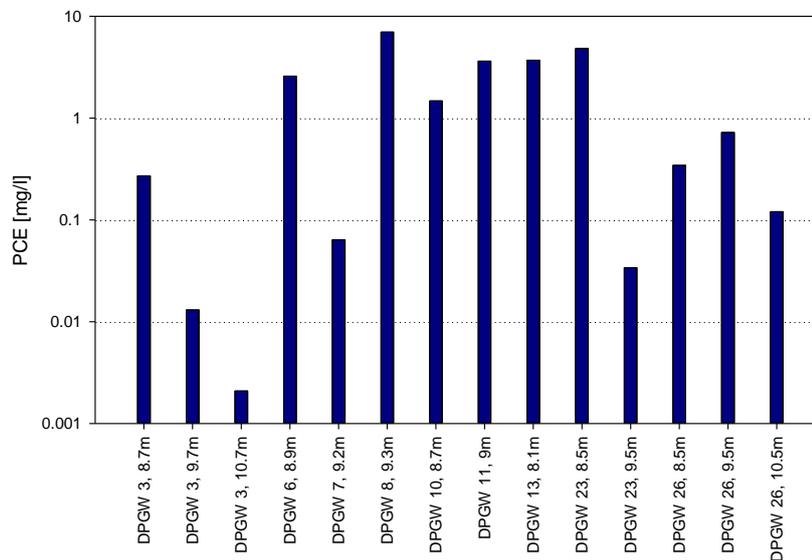


Abbildung 37: PCE-Gehalte in den im Zuge der beiden Direct-Push Kampagnen gezogenen Grundwasserproben (die Ziffer nach der Bezeichnung DPGW bezieht sich auf den jeweiligen Standort der MIP-Sondierung)

4.4 Grundwassererkundung

Im Jahr 2016 wurden umfassende Untersuchungen zur Grundwasserdynamik und Grundwasserqualität durchgeführt. Die Hauptziele waren dabei sowohl die möglichst genaue Bestimmung der Grundwasserfließgeschwindigkeiten (Abstandsgeschwindigkeiten = v_a) und der Grundwasserfließrichtung als auch die Erfassung der Schadstofffahne.

Dafür wurden an der Grundstücksgrenze zusätzliche vier Grundwassermessstellen im Kernbohrverfahren hergestellt. Die gewonnenen Kerne wurden einerseits zur Kalibrierung der indirekten Bodenaufschlüsse und andererseits als Material für weitere Versuche im Labor (siehe AP1a) herangezogen.

Die Messstellen selbst wurden 15 m tief gebohrt und mit DN100 ausgebaut. Die Filterstrecken reichen vom Grundwasserstauer bis zur Oberkante des Grundwasserleiters. Die Verkiesung wurde einen Meter darüber hinausgeführt. Die Abbildung 38 zeigt ein Foto vom gewonnenem Bohrgut und eine schematische Darstellung des Ausbaus der Grundwassermessstellen. Die Lagen der bestehenden Grundwassermessstellen GW 1, GW 2, GW 3, GW 4, G10, GW 11 und GW12 sowie die der neu errichteten Grundwassermessstellen GW 13 bis GW 16 sind in der Abbildung 39 dargestellt.

Aus den Bohrkernaufnahmen ließ sich bei den Bohrungen GW 13 bis GW 16 zusammenfassend folgender Schichtenaufbau erkennen:

0,0 m unter GOK - 6,5 m unter GOK	Kies, sandig
6,5 m unter GOK - 11,5 m unter GOK	gering durchlässige Schichte (Schluff, Feinsand, tonig)
11,5 m unter GOK - 15,0 m unter GOK	Kies, sandig

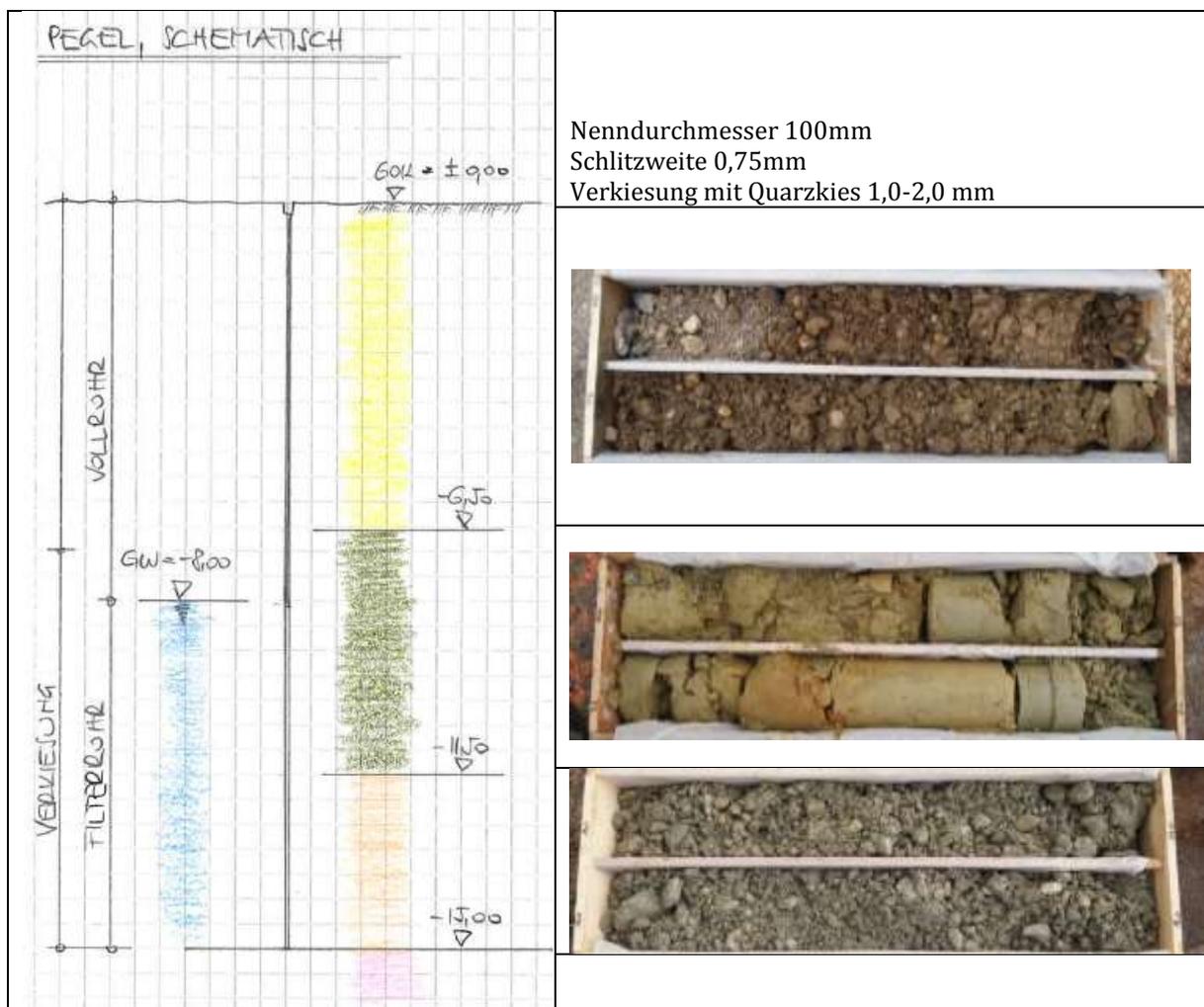


Abbildung 38 Schematischer Pegelausbau und charakteristische Kernproben aus den jeweiligen Homogenbereichen

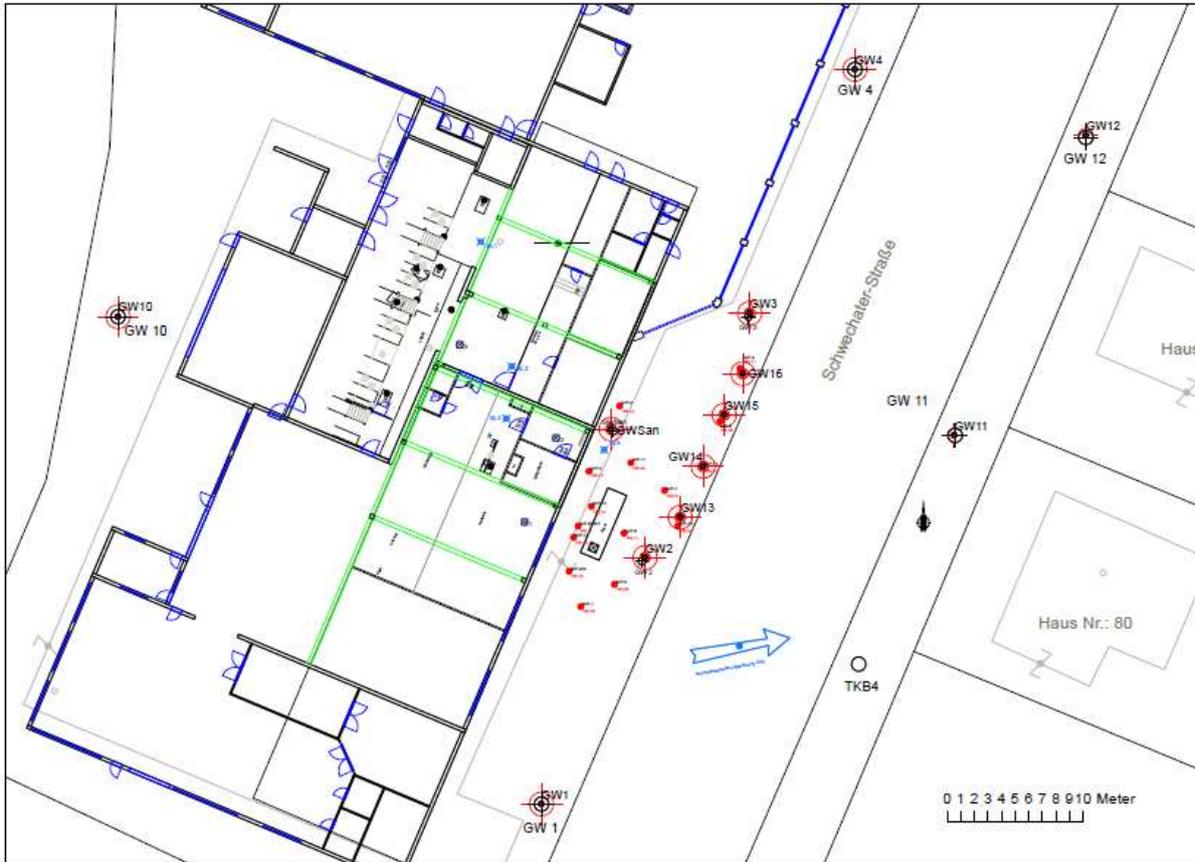


Abbildung 39 Lage der Grundwassermessstellen

4.4.1 Kurzpumpversuche

Zur Ermittlung der Durchlässigkeitsbeiwerte wurden mehrstufige Kurzpumpversuche in den neu errichteten Grundwassersonden durchgeführt. Neben der generellen Charakterisierung des Aquifers im Nah- und Abstrombereich des Kontaminationsbereiches lieferten diese Kurzpumpversuche die notwendigen Bemessungsgrundlagen für die Immissionspumpversuche.

In Abbildung 40 ist exemplarisch das Zeit-Absenkungsdiagramm des 3-stufigen Kurzpumpversuchs der Grundwassermessstelle GW 14 dargestellt.

Der aus den Pumpversuchen ermittelte Durchlässigkeitsbeiwert k_f beträgt in den Grundwassermessstellen GW13, GW14 und GW15 ca. 2×10^{-5} m/s, in der Grundwassermessstelle GW16 ca. 7×10^{-5} m/s.

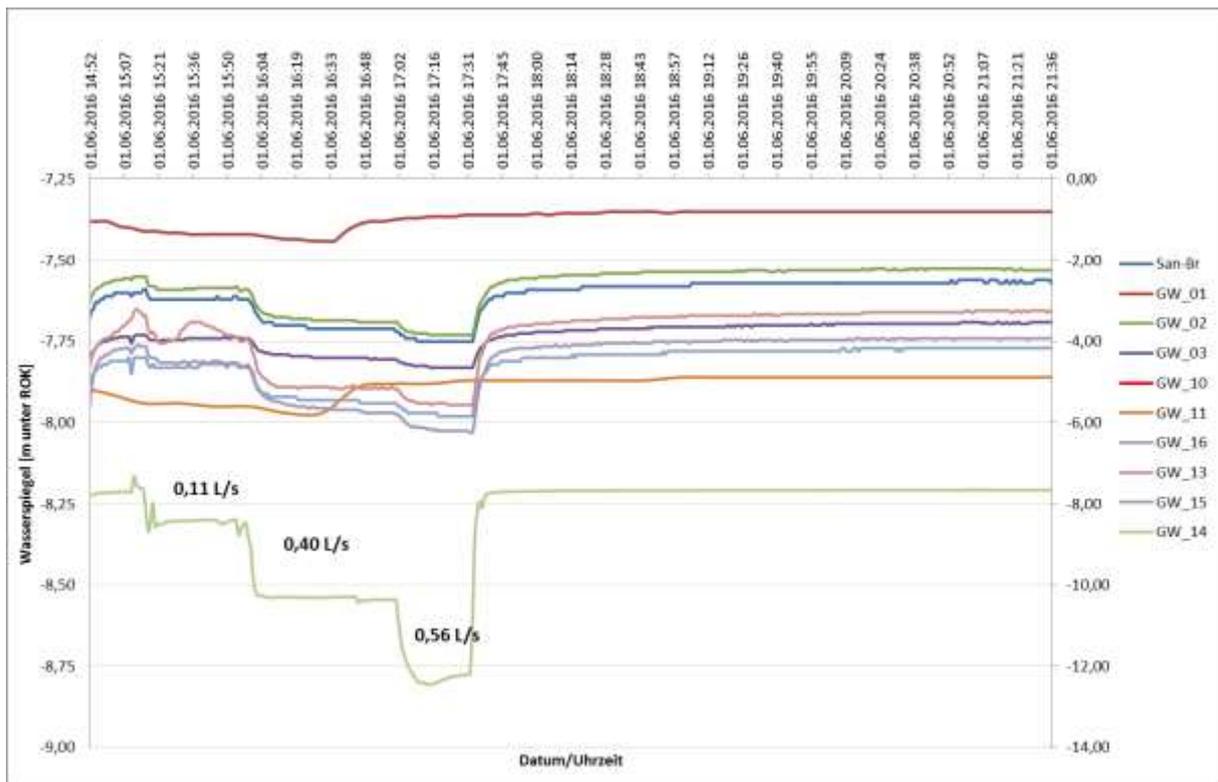


Abbildung 40 Zeit-Absenkungsdiagramm des 3-stufigen Kurzpumpversuchs in der GW 14 (GW 14 ist auf sekundäre y-Achse bezogen)

4.4.2 Quantitative Grundwasserbeweissicherung

Der Grundwasserspiegelgang wurde einerseits durch regelmäßige Abstichmessungen im Zuge der Probenahmen erfasst, andererseits wurden in ausgewählten Grundwassermessstellen im März 2016 Druckmesssonden installiert, um den Grundwasserspiegelgang kontinuierlich aufzuzeichnen. Dieser ist in Abbildung 41 dargestellt. Die höchsten Grundwasserstände wurden Ende Juni 2016 gemessen. Betrachtet man die Grundwassermessstelle GW2 so fiel der Grundwasserstand ausgehend von ca. 7,1 m unter GOK Ende Juni 2016 um etwa einen Meter auf ca. 8,1 m unter GOK Ende September 2016. Die anderen Sonden verhielten sich in annähernd gleicher Weise.

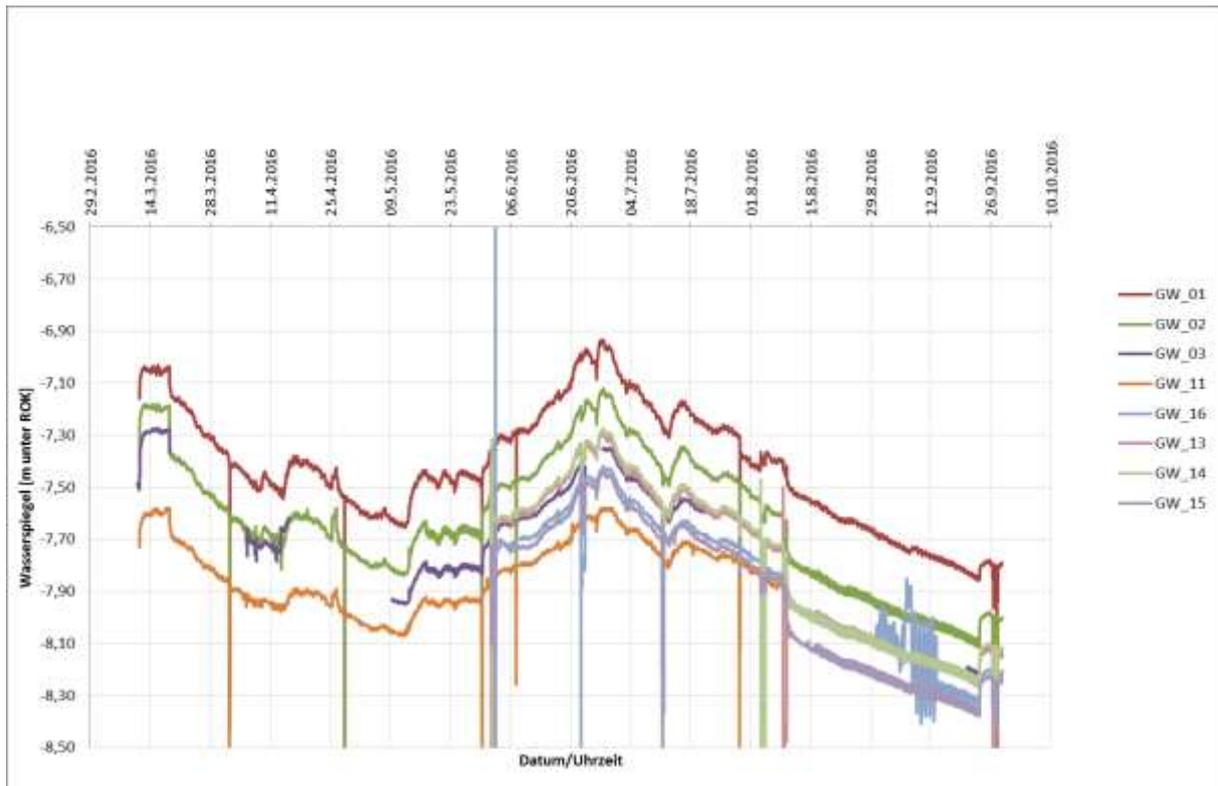


Abbildung 41 Grundwasserspiegelgang März 2016 bis Oktober 2016

4.4.3 Bestimmung der Grundwasserströmungsrichtung und Grundwasserströmungsgeschwindigkeiten

Colloidal Borescope Messungen

Das Colloidal Borescope (CB) ist ein optisches Messsystem zur Bestimmung der grundwasser-dynamischen Parameter Strömungsgeschwindigkeit und -richtung in einer Bohrung. Der Vorteil der Methode liegt darin, dass keine Tracerzugabe notwendig ist. Dadurch werden weder der Chemismus, oder die Dichte noch das Temperaturfeld des Grundwassers verändert. Aus der ermittelten Partikelgeschwindigkeit (Transportgeschwindigkeit der Feinteile in der Bohrung = v_p) lässt sich über einen Umrechnungsfaktor die Abstandsgeschwindigkeit (v_a) im Aquifer abschätzen.

Die Messsonde liefert selbst bei einer geringen Anzahl von Partikeln im Grundwasser gut zu interpretierende Ergebnisse. Partikel ab einer Größe von 5 μm können mit dem CB beobachtet werden. Das System arbeitet im Geschwindigkeitsbereich von (theoretisch) 0 bis 3 cm/sec.

Das CB besteht aus zwei Videokameras, einem Kompass, einer Beleuchtungseinheit und einem Linsensystem. Durchqueren Partikel den Messbereich, wird deren Bewegung durch eine Kamera mit 30 Bildern pro Sekunde aufgezeichnet. Der eingebaute Kompass wird durch die zweite Videokamera beobachtet. Die Bilder werden digitalisiert und über das Messkabel an den Rechner geleitet. Eine spezielle Software vergleicht die Bilder und errechnet aus den im Messfeld zurückgelegten Wegen der Partikel die durchschnittliche Geschwindigkeit und Richtung der Grundwasserbewegung.

Die CB-Messungen wurden in den bestehenden und neu errichteten Grundwassersonden zu verschiedenen Zeiten (bei ein und ausgeschalteten Sperrbrunnen) und in verschiedenen Tiefen durchgeführt.



Abbildung 42 Darstellung der Ergebnisse der Colloidal Borescope (CB) Messungen (Grundwasserströmungsgeschwindigkeiten und Abstandsgeschwindigkeiten)

Die Ergebnisse der CB-Messungen sind in Abbildung 42 zusammenfassend dargestellt und können wie folgt beschrieben werden:

- Zwei Geschwindigkeiten – im oberen feinkörnige Bereich um die 1,2 m/d und im tieferen Schotterbereich 6-7 m/d.
- Richtungen bei eingeschaltetem Sperrbrunnen einheitlich in den Messtiefen.
- Generelle Fließrichtung West – Ost, lokale Fließrichtungen auf Grund der vertikalen und horizontalen Heterogenität mitunter gegenläufig

Grundwasserschichtenpläne

Auf Basis der Abstichmessungen wurden Grundwasserschichtenpläne erstellt. Die in Abbildung 43 dargestellten Grundwasserschichtenpläne zeigen die Grundwassersituation zum Zeitpunkt ohne Pumpbetrieb des Sanierungsbrunnens (GWSan). Aus den Schichtenplänen ist eine Grundwasserströmungsrichtung in Richtung ca. Nordosten mit einem hydraulischen Gradienten (i) von 0,0075 m/m bis 0,015 m/m ableitbar.

Bei einem angenommenen wirksamen Hohlraumanteil von 0,25 und einem mittleren Durchlässigkeitsbeiwert k_f von $3,75 \times 10^{-5}$ m/s (Mittelwert GW 13 – GW 16) errechnet sich eine mittlere Abstandsgeschwindigkeit von 0,1 m/Tag bis 0,2 m/Tag.

Vergleicht man diese mittleren Abstandsgeschwindigkeiten mit den CB-Messungen, so sind diese um den Faktor 10 bis 30 geringer. Dieser Faktor erscheint hoch, Abweichungen im Bereich von Faktor 10 bis 100 liegen jedoch unseren Erfahrungen nach im üblichen Bereich; diese Unterschiede wurden auch von den Entwicklern der Messsonde angegeben (Ergebnisse von Vergleichsuntersuchungen). Die Abstandsgeschwindigkeit die aus dem Tracerversuch für den unteren Aquiferbereich (2 m über dem Stauer) berechnet wurde liegt mit rund 2 bis 5 m im Bereich der Werte, die sich aus den CB-Messungen ergaben. Die Ableitung einer mittleren Abstandsgeschwindigkeit über die gesamte Aquifertiefe auf Basis von Abstichmessungen erscheint daher an diesem Standort auf Grund der Schlufflage über dem Kies als nicht zielführend.

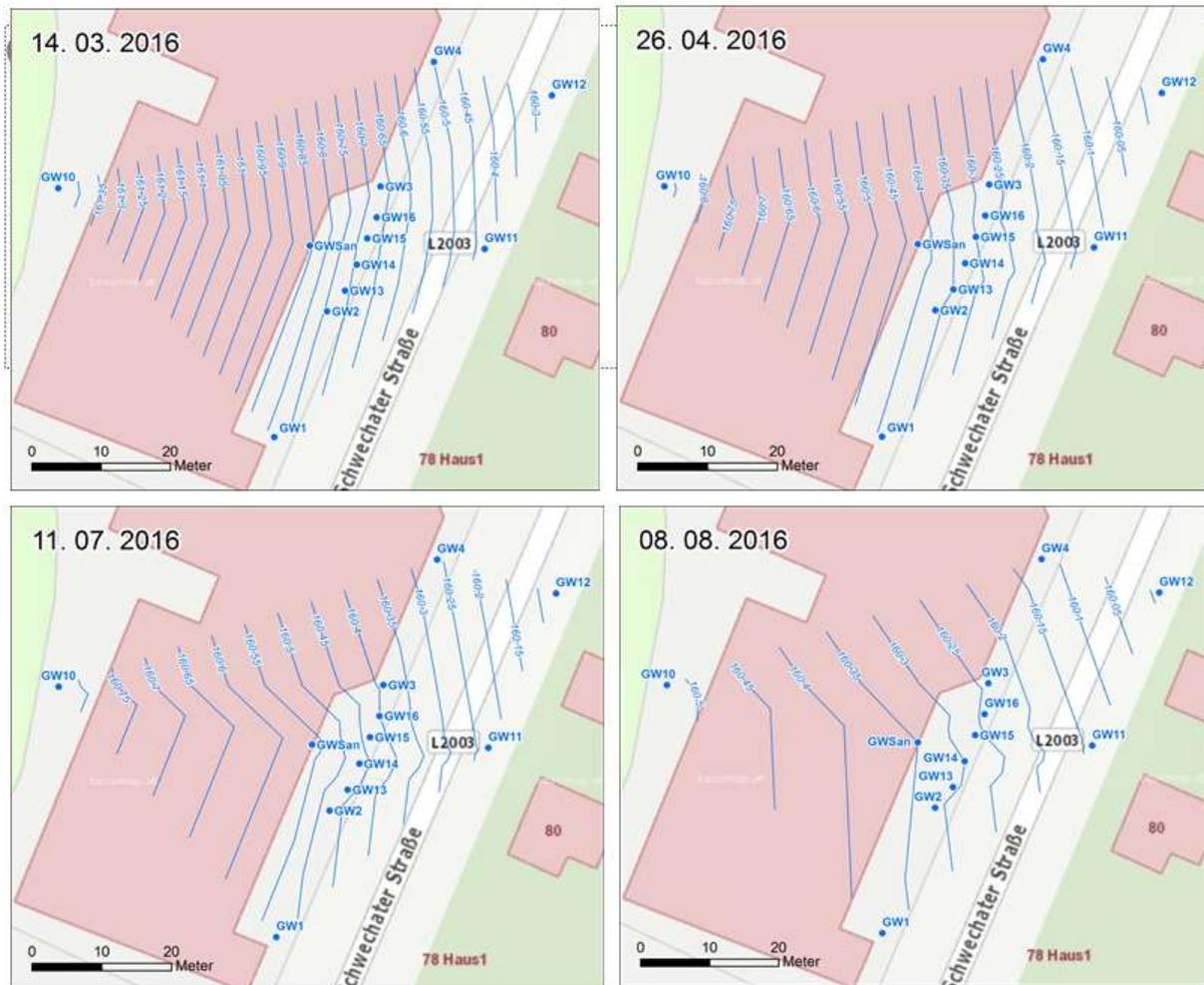


Abbildung 43 Grundwasserschichtenpläne abgeleitet aus Abstichmessungen zu vier Zeitpunkten

4.4.4 Qualitative Grundwasserbeweissicherung

Die Grundwassersonden wurden im Zuge der regelmäßigen qualitativen Grundwasserbeweissicherung im Jahr 2016 fünfzehnmal beprobt (vorwiegend Schöpfproben aus ca. 10 m Tiefe) und auf die Parameter PCE und TCE analysiert. Die TCE Konzentrationen lagen bei allen Proben immer unter oder nahe an der Nachweisgrenze. In der im Westen - nahe dem Kalten Gang - liegenden Nullsonde GW 10, sowie in den Grundwassersonden GW 1, GW 3, GW4, GW 12 und GW16 wurde kein PCE (oder nur PCE-Gehalte im Bereich der Nachweisgrenze) nachgewiesen. Die mit Abstand höchsten Konzentrationen wurden in der Grundwassermessstelle GW 13 mit bis zu 19 mg/l gemessen. Regelmäßige und

signifikante PCE Konzentrationen wurden auch in den Messstellen Sanierungsbrunnen, GW14 und GW15 festgestellt. Für die Durchführung der CB-Messungen sowie für die Durchführung der Immissionspumpversuche, war es zur Einstellung des „Ruhezustandes“ notwendig den Sanierungsbrunnen in Summe für einige Wochen außer Betrieb zu nehmen. Dieser Sanierungsbrunnen fungiert auch als Sperrbrunnen. Aufgrund der Außerbetriebnahme des Sperrbrunnens war ein Anstieg der PCE-Konzentrationen in der abstromig liegenden Grundwassersonde GW11 festzustellen.

Die Analysenergebnisse sind zusammenfassend in Abbildung 44 und in Abbildung 45 dargestellt.

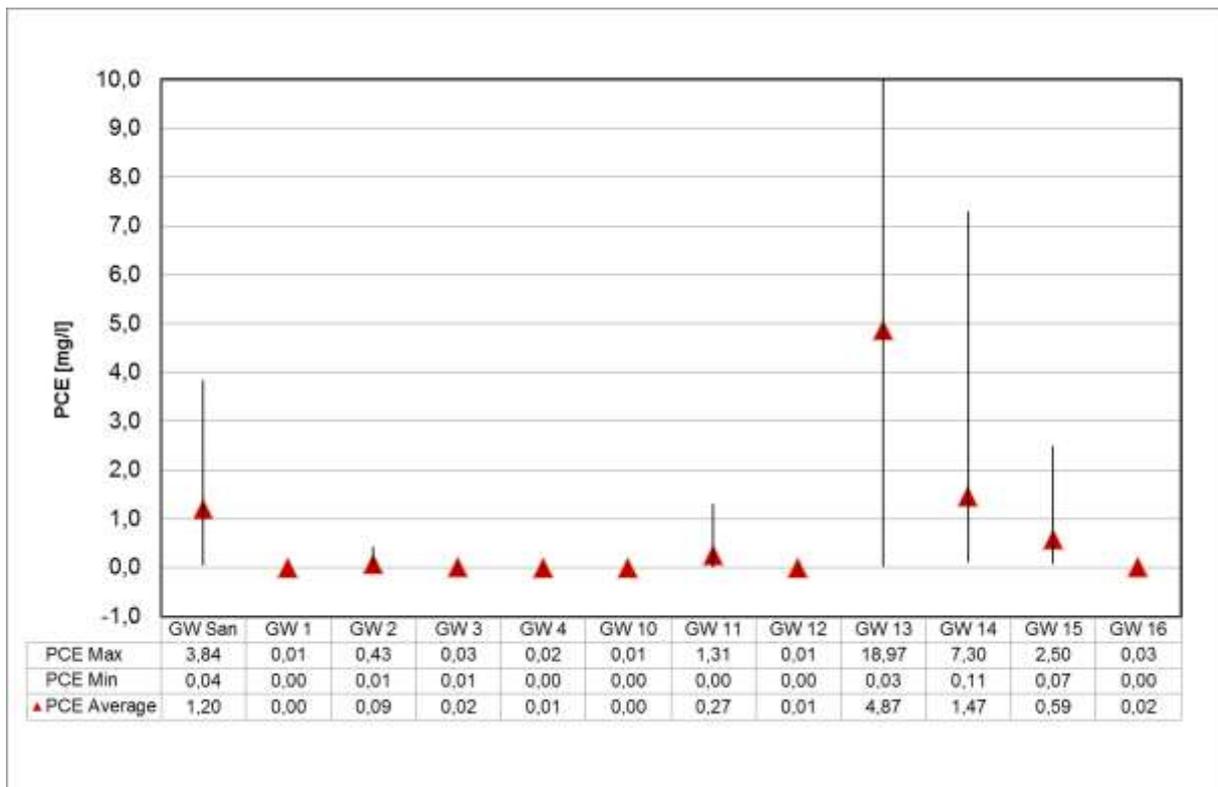


Abbildung 44 Minimale, maximale und durchschnittliche PCE Konzentrationen pro Messstelle im Jahr 2016

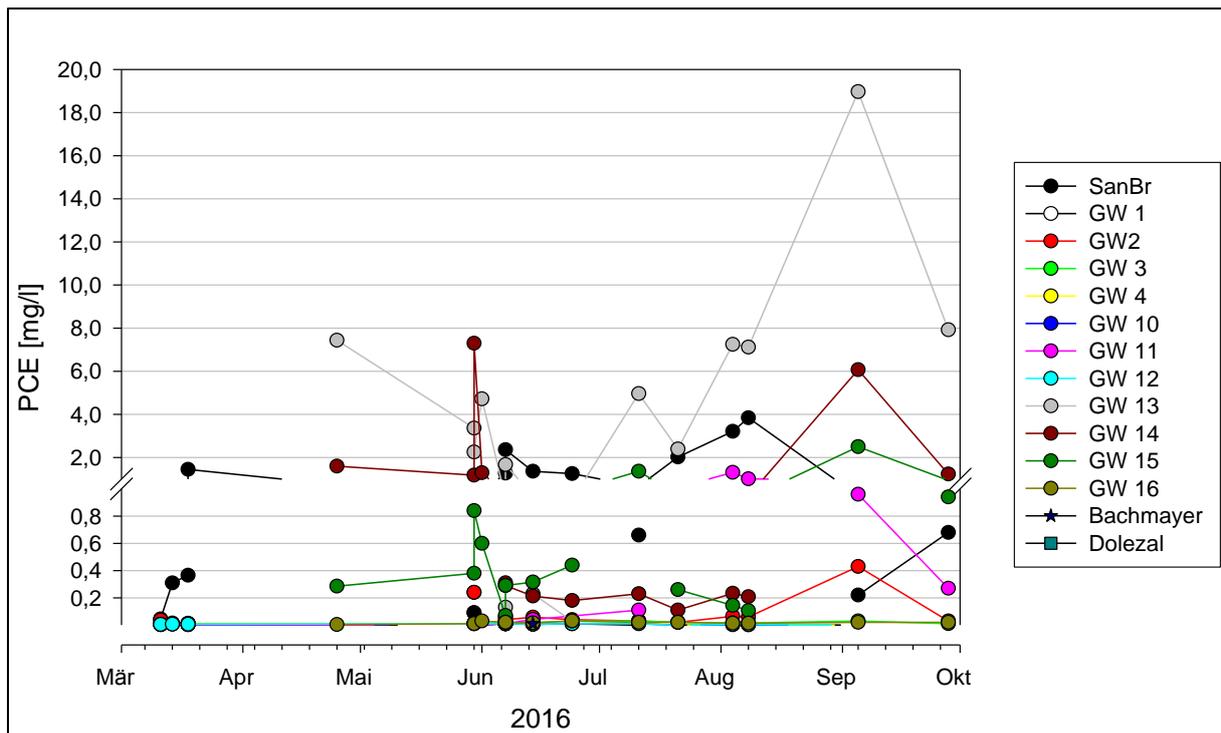


Abbildung 45 Darstellung der Analysenergebnisse der Grundwasserbeprobungen im Jahr 2016

4.5 Immissionspumpversuche

Die Immissionspumpversuche wurden zwischen Ende Juni 2016 und August 2016 in den Grundwassersonden GW 13, GW 14, GW 15 und GW 16 durchgeführt. Ziel dieser Immissionspumpversuche war es, die Position der Schadstofffahne möglichst genau zu identifizieren.

4.5.1 Versuchsdesign

Bei den Immissionspumpversuchen wurde nur jeweils in einer Grundwassersonde gepumpt. Es wurden Proben aus dem Förderstrom (Pumpproben) entnommen, Schöpfproben aus dem Förderbrunnen, sowie Schöpfproben aus den jeweils benachbarten Sonden der Grundwassersondenreihe GW 2, GW 13, GW 14, GW 15, GW 16 und GW 3.

Diese Grundwassermessstellen bilden eine Grundwassersondenreihe die abstromig vom Schadensherd in etwa normal zur Grundwasserströmungsrichtung liegt.

Zusätzlich wurden Schöpfproben aus dem Sanierungsbrunnen gezogen. Der Sanierungsbrunnen wurde mindestens eine Woche vor Beginn der Immissionspumpversuche (zur Einstellung des „Ruhezustandes“ und zur Ausbildung der Schadstofffahne) und auch für die Dauer der Immissionspumpversuche außer Betrieb genommen. Alle Schöpfproben wurden aus einer Tiefe von ca. 10 m – 11 m unter GOK gezogen.

Die Absenkung wurde beim Immissionspumpversuch so eingestellt, dass der Absenktrichter in etwa bis zur jeweils übernächsten Sonde der Grundwassersondenreihe reichte (ca. 12 m).

Die Pumpraten betragen zwischen 0,12 l/s (GW 15) und 0,2 l/s (GW 16), die Absenkungen zwischen 0,37m (GW 16) und 0,69 m (GW 13). Die Pumpdauer betrug beim Immissionspumpversuch in der

Grundwassersonde GW 15 ca. 500 min, bei den anderen Immissionspumpversuchen betrug die Pumpdauer ca. 1.100 min bis 1.400 min.

Unter der Annahme einer radialen Zuströmung (geringes Gefälle), einer Mächtigkeit der wasserführenden Schichte von ca. 3,5 m und einem nutzbaren Porenanteil n_a von 0,2 entspricht der Zustrombereich bei einer Pumpdauer von 1.400 min einer Kreisfläche mit einem Radius von ca. 2,1 m rund um die Entnahmesonde. Dies entspricht in etwa dem halben Abstand zwischen den Sonden der Grundwassersondenreihe. Die Pumpdauer von 480 min beim Immissionspumpversuch in GW14 entspricht einer Kreisfläche mit einem Radius von ca. 1,4 m rund um die Entnahmesonde.

4.5.2 Immissionspumpversuch GW 13

Die Konzentrationsverläufe in den während des Immissionspumpversuches beprobten Messstellen sind in der Abbildung 46 dargestellt.

Beschreibung des Konzentrationsverlaufs in den verschiedenen Messstellen:

- GW 13 – Pumpprobe: Kontinuierliche Abnahme der PCE-Konzentration von 7,02 mg/l auf 3,35 mg/l im Laufe des Pumpversuchs
- GW 13 – Schöpfprobe: rascher Anstieg der PCE-Konzentration von 7,12mg/l auf 20,72 mg/l, danach Rückgang der Konzentration auf ca. 12,53 mg/l nach 6 Stunden, in weiterer Folge annähernd konstante Konzentration am Pumpversuchsende nach 19 Stunden (13,27 mg/l).
- GW 2 und GW 14 – beides Schöpfproben: annähernd konstante PCE-Konzentrationen im Bereich von 0,06 mg/l bis 0,28 mg/ im Verlauf des Immissionspumpversuchs

Insgesamt wurden beim Immissionspumpversuch GW 13 ein Wasservolumen von 9,6 m³ mit einer mittleren PCE-Konzentration von ca. 4,0 mg/l gefördert. Daraus kann eine PCE-Fracht von 38 g errechnet werden.

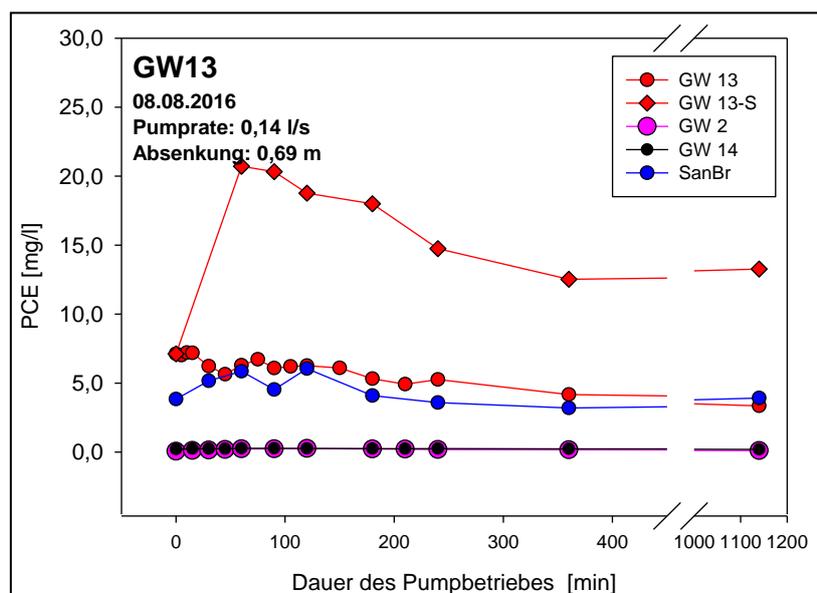


Abbildung 46 Immissionspumpversuch GW 13

4.5.3 Immissionspumpversuch GW 14

Die Konzentrationsverläufe in den verschiedenen Messstellen sind in der Abbildung 47 dargestellt.

Beschreibung des Konzentrationsverlaufs in den verschiedenen Messstellen:

- GW 14 – Pumpprobe: Kontinuierliche Anstieg der PCE-Konzentration von 0,16 mg/l auf 3,61 mg/l im Laufe des Pumpversuchs
- GW 14 – Schöpfprobe: Rascher Anstieg der PCE-Konzentration von 0,23 mg/l auf 6 -8 mg/l, nach 6 Stunden Rückgang der Konzentration auf 3,68 mg/l, 11,35 mg/l am Ende des Immissionspumpversuchs nach 24 Stunden
- GW 13 – Schöpfprobe: Abnahme der PCE-Konzentrationen von ca. 8 mg/l auf 3,08 mg/l im Verlauf des Immissionspumpversuchs
- GW 15 – Schöpfprobe: annähernd konstante PCE-Konzentrationen im Bereich von 0,14 mg/l bis 0,37 mg/l im Verlauf des Immissionspumpversuchs

Insgesamt wurden beim Immissionspumpversuch GW 14 ein Wasservolumen von 11,2 m³ mit einer mittleren PCE-Konzentration von 3,2 mg/l gefördert. Daraus kann eine PCE-Fracht von 36 g errechnet werden.

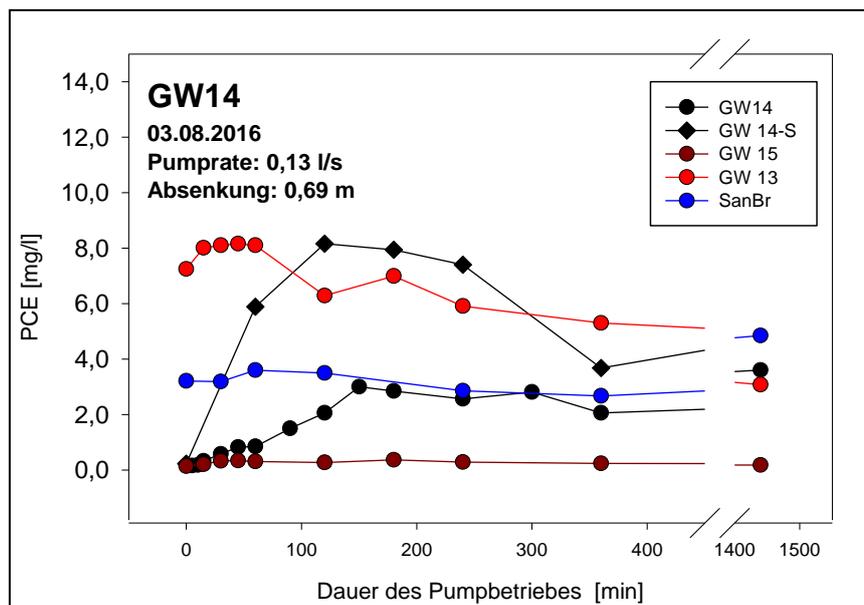


Abbildung 47 Immissionspumpversuch GW 14

4.5.4 Immissionspumpversuch GW 15

Die Konzentrationsverläufe in den verschiedenen Messstellen sind in der Abbildung 48 dargestellt.

Beschreibung des Konzentrationsverlaufs in den verschiedenen Messstellen:

- GW 15 – Pumpprobe: Anstieg der PCE-Konzentration von 0,26 mg/l auf 0,56 mg/l im Laufe des Pumpversuchs

- GW 15 – Schöpfprobe: Anstieg der PCE-Konzentration von 1,36 mg/l auf 2,02 mg/l im Laufe des Pumpversuchs
- GW 14 – Schöpfprobe: annähernd konstante PCE-Konzentrationen im Bereich von 0,21 mg/l bis 0,42 mg/l im Verlauf des Immissionspumpversuchs
- GW 16 – Schöpfprobe: PCE-Konzentrationen im Bereich der Bestimmungsgrenze (< 0,03 mg/l)

Insgesamt wurde beim Immissionspumpversuch GW 15 ein Wasservolumen von 2,6 m³ mit einer mittleren PCE-Konzentration von 0,68 mg/l gefördert. Daraus kann eine PCE-Fracht von 1,8 g errechnet werden.

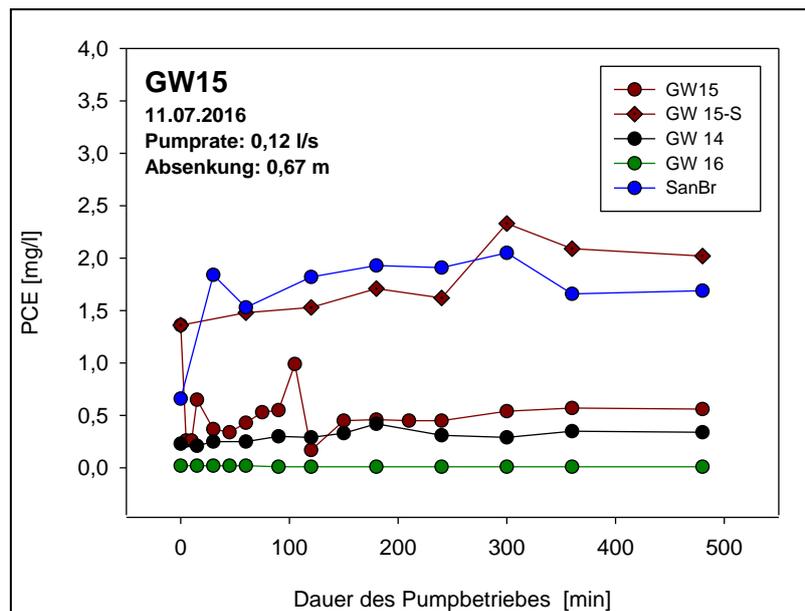


Abbildung 48 Immissionspumpversuch GW 15

4.5.5 Immissionspumpversuch GW 16

Der Konzentrationsverläufe in den verschiedenen Messstellen sind in der Abbildung 49 dargestellt.

- GW 16 – Pumpprobe: PCE-Konzentrationen im Bereich der Bestimmungsgrenze (< 0,03 mg/l)
- GW 16 – Schöpfprobe: PCE-Konzentrationen im Bereich der Bestimmungsgrenze (< 0,03 mg/l)
- GW 15 – Schöpfprobe: Zunahme PCE-Konzentrationen im Laufe des Pumpversuchs von ca. 0,1 mg/l auf ca. 0,3 - 0,5 mg/l
- GW 3 – Schöpfprobe: PCE-Konzentrationen im Bereich der Bestimmungsgrenze (< 0,03 mg/l)

Insgesamt wurde beim Immissionspumpversuch GW 16 ein Wasservolumen von 16 m³ mit einer mittleren PCE-Konzentration von < 0,02 mg/l gefördert. Daraus kann eine PCE-Fracht von < 0,3 g errechnet werden.

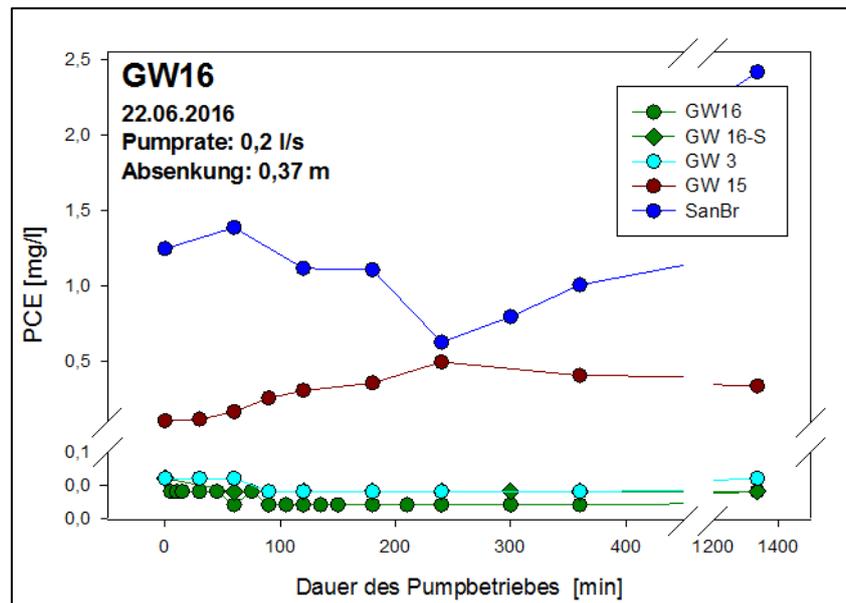


Abbildung 49 Immissionspumpversuch GW 16

Aus den Immissionspumpversuchen ist klar ersichtlich, dass die Schadstofffahne(n) im Bereich zwischen den Grundwassersonde GW 2 bis GW 15 verläuft bzw. verlaufen. „Frachtrelevant“ zeigte sich nur die Hauptfahne, welche sich zum Zeitpunkt der Immissionspumpversuche im Sommer 2016 zwischen den Grundwassersonden GW 13 und GW 14 Richtung Nordosten bis Osten ausbreitete, wobei die Schadstofffahne wesentlich näher bei der Grundwassersonde GW 13 verlaufen ist.

Dies kann durch folgende Untersuchungsergebnisse dokumentiert werden:

- Die höchsten PCE-Konzentrationen wurden in der GW 13 gemessen, insbesondere im Ruhezustand
- Es konnte eine Abnahme der PCE-Konzentration mit fortlaufender Pumpdauer beobachtet werden - durch die annähernd radiale Zuströmung wird fortschreitend anteilmäßig mehr Wasser aus geringer kontaminierten Bereichen eingezogen
- Der Konzentrationsverlauf beim Immissionspumpversuch in der GW 14 verhält sich gegenläufig. Sehr geringe Konzentration zu Beginn des Immissionspumpversuchs, die größten Konzentrationen am Ende des Immissionspumpversuchs, welche im Konzentrationsbereich der GW 14 liegen

Die ungefähre Lage der (Haupt)fahne (Juli / August 2016) ist in der Abbildung 50 dargestellt. In dieser Abbildung sind auch die, Ende Dezember 2016 / Anfang Jänner 2017 errichteten, Grundwassersonden (GW 17 bis GW 22) dargestellt. Diese Grundwassersonden waren für die Durchführung des Partitioning Tracer Tests erforderlich.

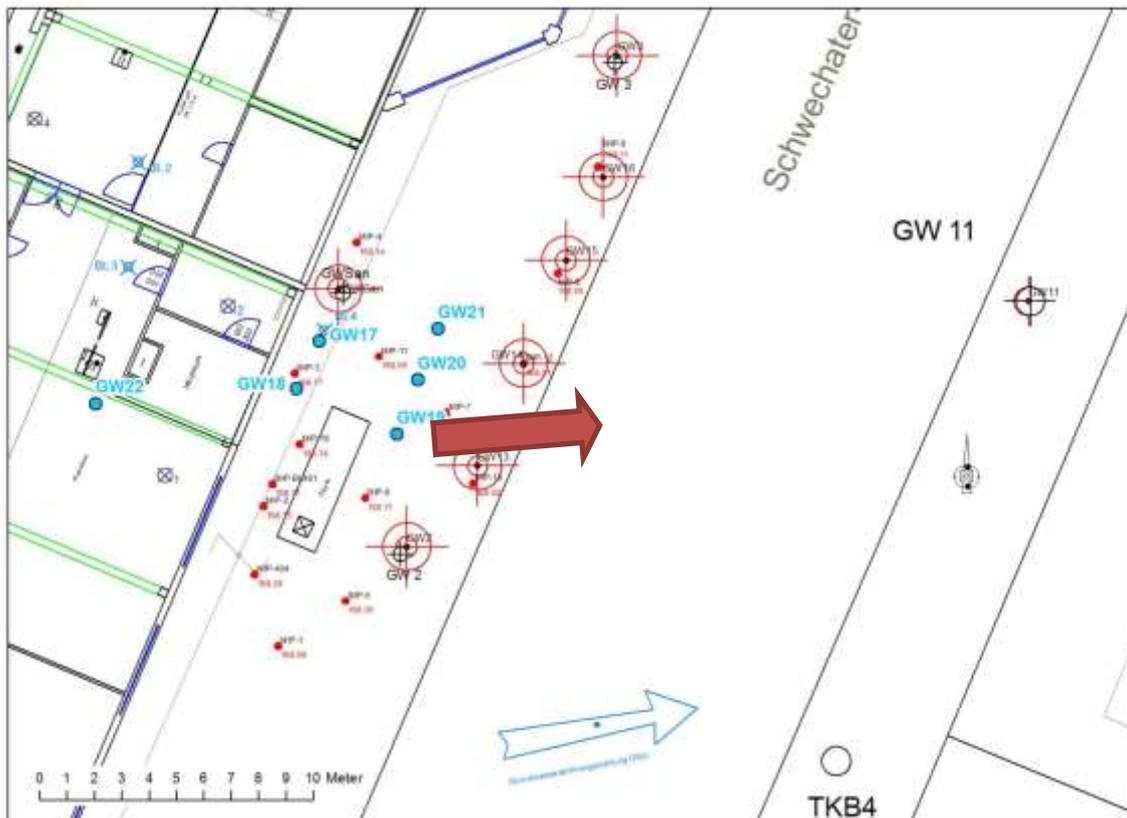


Abbildung 50 Aus den Immissionspumpversuchen abgeleitete ungefähre Lage der (Haupt)fahne (roter Pfeil) und Lage der im Dezember 2016 bis Jänner 2017 errichteten Grundwassersonden

4.6 Partitioning Tracer Tests (PTT)

Um sicherzustellen, dass im gut durchlässigen Aquiferbereich unterhalb der Schlufflage keine DNAPL-Phase vorhanden ist, wurde ein Partitioning Tracer Test (PTT) durchgeführt. Als Vorbereitung auf diese Traceruntersuchung im Freiland wurden im ersten Projektjahr Laborversuche durchgeführt (siehe Kapitel 3.5 „Voruntersuchungen zum Partitioning Tracer Test“). Phase wäre an einer verzögerten Durchgangskurve der Partitioning Tracer im Vergleich zum konventionellen Tracer (KBr) erkennbar. Für den Tracertest wurden daher vier GWMSt errichtet, die nur auf den untersten 2 m über dem Stauer mit einem Filterrohr versehen waren. Die oberstromige GWMSt (GW18) wurde als Einspeisebrunnen verwendet, die abstromig gelegenen GWMSt (GW19, GW20 und GW21) wurden beprobt. Außerdem wurde auch die direkt im Abstrom befindliche GW13, die durchgängig mit einem Filterrohr ausgeführt ist beprobt.

Auf Grund der relativ geringen Wasserlöslichkeit der Partitioning Tracer mussten diese in einem ersten Arbeitsschritt mit relativ großem Aufwand gelöst werden bevor der eigentliche Tracerversuch durchgeführt werden konnte.

4.6.1 Herstellung der Lösungen der Partitioning Tracer

Eingesetzt wurden 300 ml 2,4-dimethyl-3-Pentanol, jeweils 1000 ml 2-ethyl-1-Hexanol und 1-Heptanol und 1000 g Kaliumbromid. Die genannten Tracermengen wurden in 1000 Liter Wasser gelöst.

Aufgrund ihrer schon erwähnten relativ geringen Löslichkeiten in Wasser (Tabelle 3) mussten die Alkohole vorab in einem kleineren Volumen Wasser gelöst werden. Dafür wurden 100mL Plastikfläschchen zunächst mit 3 ml 2,4-dimethyl-3-Pentanol und jeweils 10 mL 2-ethyl-1-Hexanol und 1-Heptanol befüllt, mit 30°C warmem Wasser auf 100 ml verdünnt und anschließend 20 mal gewendet.

Der Inhalt der Fläschchen wurde dann in 10 l Glasbottiche auf 10 l erneut mit 30°C warmem Wasser befüllt und fünf Minuten mit einem Ultraturrax durchmischt. Jeweils 10 Glasbottiche wurden dann in einen 100 l Tank gefüllt, in dem die Lösung mit einer mit Autobatterie betriebenen Pumpe im Kreis gepumpt wurde, um durch dieses Mischen den Lösungsvorgang der Alkohole zu beschleunigen (Abbildung 51).



- 100mL Fläschchen
- 10L Flaschen
- Ultraturrax
- 100L Tank
- 1000L Tank

Abbildung 51: Aufbau zur Lösung der Tracer im Labor für den Feldeinsatz.

Mit einer weiteren Pumpe wurde die Lösung letztendlich aus dem 100 l Tank in einen 1000 l Tank gepumpt und nochmals 30 Minuten mit dem Ultraturrax durchmischt. Die tatsächlich gelöste Menge an Alkohol im Wasser wurde anschließend durch Messung einer Probe aus dem 1000 l-Tank im Gaschromatographen erhoben. Tabelle 4 zeigt die gemessenen Ausgangskonzentrationen im Tank nach dem Mischvorgang bzw. vor der Durchführung des Feldversuches. Der Vergleich mit den ursprünglich eingesetzten Mengen zeigt relative große Verlust beim Lösungsvorgang, die aber auf Grund der Messung der Ausgangskonzentration für den Feldversuch nicht von Relevanz sind.

Tabelle 4: Ausgangskonzentrationen der Tracer im Tank sowie die Ausgangskonzentration in Prozent der eingesetzten Menge.

	Gemessene Konzentration im	Anteil der nominellen
	1000 l-Tank	Konzentration
	mg/L	%
2,4-dimethyl-3-pentanol	148,28	61
2-ethyl-1-hexanol	323,74	39
1-heptanol	440,27	54
Kaliumbromid	642,78	64

4.6.2 Durchführung des Interwell-PTT-Tests

Der 1000 l Tank wurde mit dem Transportbus nach Zwölfaxing transportiert und die Tracereingabe in den Einspeisebrunnen (GW 18) erfolgte direkt aus dem Tank im Transportbus (Abbildung 52). Zeitgleich mit der Einspeisung begann die Probenahme sowohl aus dem Einspeisebrunnen wie auch aus den abstromig gelegenen Grundwassermessstellen (GW19, GW29, GW21 und GW13). Die mittel Pump-Beprobung gewonnen Probe wurde sofort in 100mL Crimp Glasflaschen mit Silikonmembran und Aluminium Kappe gefüllt und luftdicht verschlossen. Die Proben wurden zu anfangs minütlich, später stündlich und mit durch Messung ersichtlicher Abnahme der Konzentration wöchentlich durchgeführt.



Abbildung 52: Einspeisung der Tracer in Zwölfaxing. Linkes Bild: 1000L Tank im Bus; Rechtes Bild: Beprobungsbrunnen während der Beprobung.

Die Messungen in den abstromig gelegenen GWMSt zeigen die höchsten Werte in GW19 und eine Abnahme nach Norden (GW20 und GW21). Außerdem bestätigt die hohe Durchflussmenge in GW13 die aus den bisherigen Untersuchungen abgeleitete lokale Hauptgrundwasserströmung in Richtung Osten. Aus der Distanz der Grundwassermessstellen und dem Zeitunterschied in den Maximalkonzentrationen der Durchgangskurven wurde die dominierende Abstandsgeschwindigkeit für den unteren gut durchlässigen Aquiferbereich abgeleitet. Diese lag zwischen GW18 und GW13 bei knapp 2 m/d und lag auf den kürzeren Distanzen zwischen GW18 und GW19 sogar bei knapp über 5 m/d (Tabelle 5).

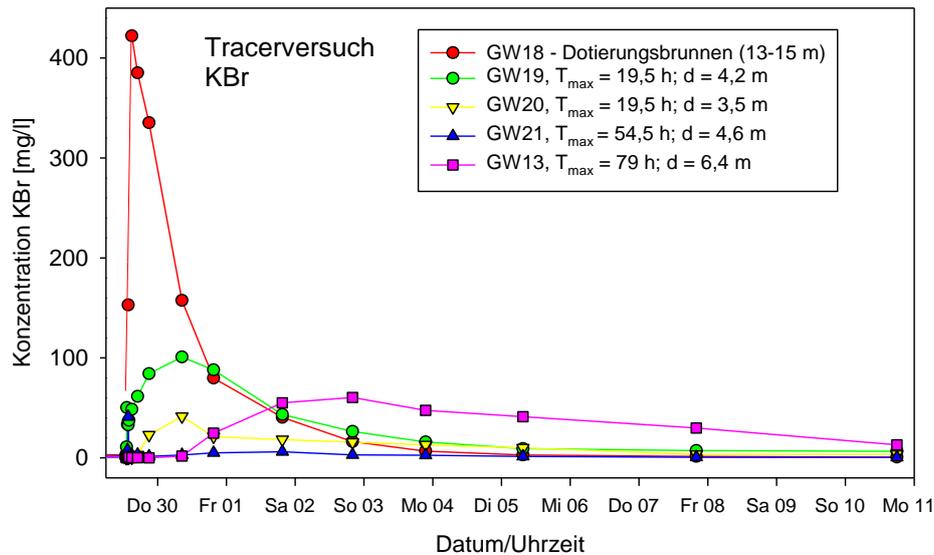


Abbildung 53: Durchgangskurven des konservativen Tracers (KBr).

Tabelle 5: Dominierende Abstandsgeschwindigkeit (v_a) aus den Durchgangskurven des KBr-Tracers.

	Distanz zu GW18	Zeit bis zur maximalen Tracerkonzentration	Dominierende Abstandsgeschwindigkeit (v_a)
	m	h	m/d
GW19	4,2	19,5	5,2
GW20	3,5	19,5	4,3
GW21	4,6	54,5	2,0
GW13	6,4	79	1,9

Die drei Partitioning Tracer zeigten das gleich zeitliche Maximum wie der konservative Tracer (Abbildung 54). Somit konnte mit dem Partitioning-Tracer-Test die Vermutung bestätigt werden, dass im unteren Bereich des Aquifers keine Phase vorliegt. In GW21 wurde eine sehr rasche Zunahme der Tracerkonzentrationen gemessen die auch rasch wieder abnahm. Ob dieser kurze Peak, der fast unmittelbar nach der Tracerzugabe auftrat auf eine tatsächliche hydraulische Verbindung zwischen GW18 und GW21 hindeutet, oder es sich dabei um einen Fehler bei der Probenahme konnte nicht festgestellt werden. Diese Daten ändern jedoch nichts an der Aussage, dass im unteren Aquiferbereich keine Schadstoffphase vorhanden ist, da auch bei GW21 die Maximalkonzentrationen der Tracer zeitgleich auftreten.

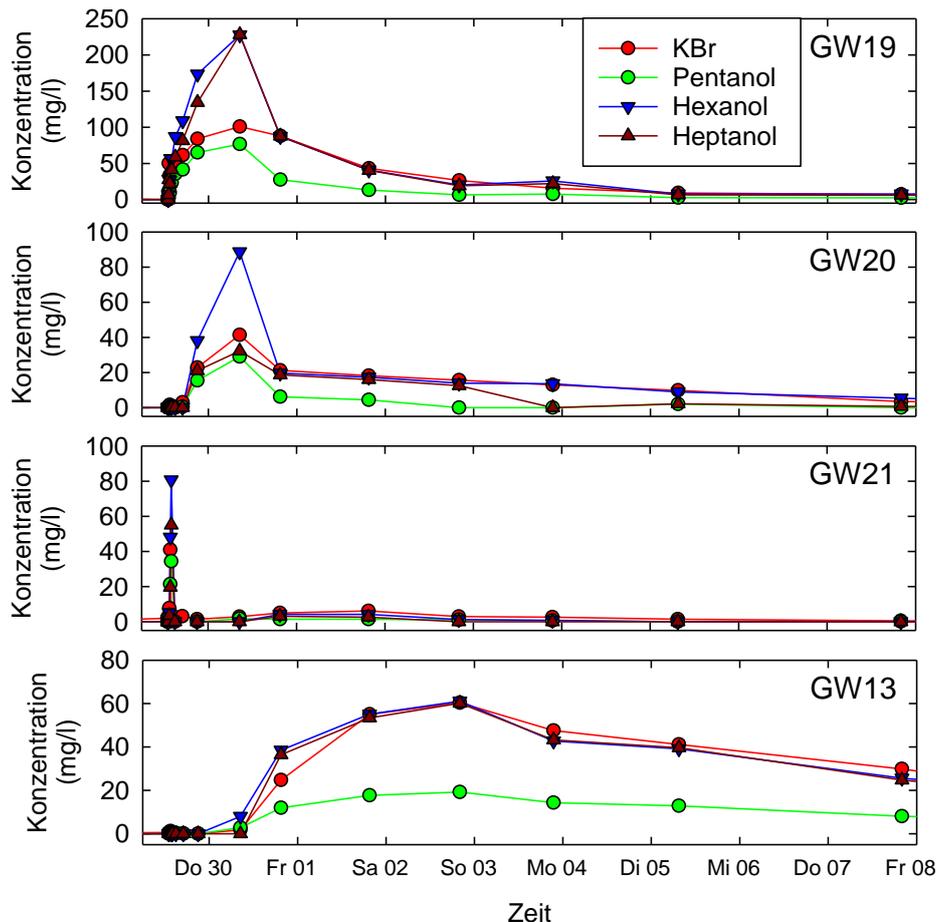


Abbildung 54: Durchgangskurven des konservativen Tracers (KBr) im Vergleich zu den Partitioning Tracern in den GWMSt abstromig zum Infiltrationsbrunnen (GW18).

4.7 Einsatz von Zeitintegrierten Passivsammlern

Mit Zeitintegrierten Passivsammlern oder auch kumulativen Passivsammlern kann jene Schadstoffmenge bestimmt werden, die in einem definierten Zeitintervall die GWMSt passiert. Für eine detailliertere Beschreibung sei hier auf Dörrie et al. (2016) verwiesen. In diesem Projekt wurden Textilpassivsammler verwendet (Brandner et al. 2017).

Die Untersuchungen mit Textilpassivsammlern zeigten in der neu errichteten anstromigen Grundwassermessstelle (GW22) in der Werkstatt im Vergleich zu den übrigen Sonden sehr geringe Werte (0,07 - 0,16 $\mu\text{g PCE}/\text{cm}^2 \cdot \text{d}$). Es sind also auch in diesem Bereich Restbelastungen vorahnden, wobei diese offenbar sehr gering sind und vermutlich kaum zur Fahnenbildung beitragen (Tabelle 6). Bei der Interpretation der Werte ist allerdings zu berücksichtigen, dass es sich um eine kumulative Adsorption und nicht um eine Konzentration im Wasser handelt. Diese Werte dürfen daher nicht einfach mit Orientierungswerten die als Wasserkonzentrationen angegeben werden verglichen werden.

In allen vollverfilterten Messstellen wurden in der Tiefe 8,5 m die höchsten Werte auf den Passivsammlern gefunden. In den darunterliegenden Tiefen (10, 11,5, 12, 13 und 14 m) waren die Werte deutlich niedriger.

Tabelle 6: Werte der Textilpassivsammler. Die gemessenen Konzentrationen im Extrakt wurden unter Annahme einer linearen Akkumulation auf cm² Vlies und Tag normiert.

Tiefe	GW 13	GW14	GW15	GW18*	GW19*	GW20*	GW21*	GW22
m	µg/cm ² *d	µg/cm ² *d	µg/cm ² *d	µg/cm ²	µg/cm ² *d	µg/cm ² *d	µg/cm ² *d	µg/cm ² *d
8,5	151,3	23,2	11,0	-	-	-	-	0,16
10	-	7,4	3,5	-	-	-	-	0,11
11,5	-	9,9	3,5	-	-	-	-	0,07
12	-	-	-	-	-	-	-	0,06
13	11,2	8,3	4,0	-	-	-	-	0,07
14	-	8,4	3,7	-	1,02	0,18	1,7	-
15	-	-	-	4,8	-	-	-	-

* nur im Abschnitt von 13 – 15 m verfiltert

Von den vier untersuchten Grundwassermessstellen im Herdbereich, die nur in den untersten 2 m verfiltert waren, zeigten GW19, GW20 und GW21 geringere Werte im Vergleich zu den Werten aus den abstromigen Sonden GW14 und GW15. Nur GW 18 zeigte hier mit 4,8 µg PCE/cm²*d erhöhte Werte, die im Bereich der abstromigen Sonden liegen.

Die Grundwassermessstelle GW13, die bei den Pump- und Schöpfproben bisher meist die höchsten Konzentrationen aufwies, zeigte auch bei den Passivsammlern in der Tiefe 8,5 m mit 151,3 µg PCE/cm²*d den bei weitem höchsten Wert. Außerdem ist eine tendenzielle Abnahme der Werte in den jeweiligen Tiefen zwischen GW13, GW14 und GW15 erkennbar.

Die Werte der Textilpassivsammler passten somit sehr gut zum Schadensbild, das aus den Direct-Push-Sondierungen abgeleitet wurde.

5 Arbeitspaket 2a Entwicklung einer kombinierten Sanierungsmethode

Aus den Daten die in AP1a und AP1b gewonnen wurden, ergab sich ein verbessertes konzeptionelles Standortmodell, das als Basis für die Planung des Pilotversuches diente. Das konzeptionelle Standortmodell und das darauf aufbauende Konzept für den Pilotversuch wurden in einem separaten Papier beschrieben und mit der KPC abgestimmt. Das Konzept befindet sich im Anhang 1.

6 Arbeitspaket 2b Durchführung des Pilotversuches

Es wurden zwei Jet-Kampagnen bei denen Kaliumpermanganat als Oxidationsmittel eingebracht wurde durchgeführt.

Abbildung 56 zeigt die ausgesteckten Ansatzpunkte zu Beginn der Arbeiten der 1. Kampagne. Diese sechs Punkte decken den am stärksten kontaminierten Bereich nahe dem Sanierungsbrunnen ab. Allerdings war auf Grund der vorab schwierig abzuschätzenden Menge an Rücklaufsuspension zu diesem Zeitpunkt noch nicht klar, wie viele Punkte tatsächlich gejetet werden können, bis alle Mulden voll waren.



Abbildung 56: Markierungen der Jet-Punkte vor Jet-Beginn.

Vor Beginn der eigentliche Jet-Arbeiten erfolgte im Laufe von mehreren Tagen die Baustelleneinrichtung (Sperre der Einrichtungsfläche, Straßenquerung Wasserzuleitung, Abbildung 57)



Abbildung 57. Panoramafoto der Baustelleneinrichtung

Am 8. März wurde zunächst an der ersten Säule die Jet-Parameter eingestellt, um auf den Radius von 75 cm zu erreichen. Hierzu wurde mit Hilfe von Schwingungssensoren die Reichweite des Schneidstrahls im Untergrund bei verschiedenen Einstellungen bestimmt. Bei dieser Messung wird eine in den Boden eingebrachten Eisenstange ähnlich einer Gitarrensaite in Schwingung versetzt, sobald sie vom Jet-Strahl getroffen wird. Die Schwingungen der Eisenstangen werden mit Hilfe von Piezo-Tonabnehmern in ein akustisches Signal übertragen (Abbildung 58). Das Verfahren ist unter dem Namen ACI patentiert.

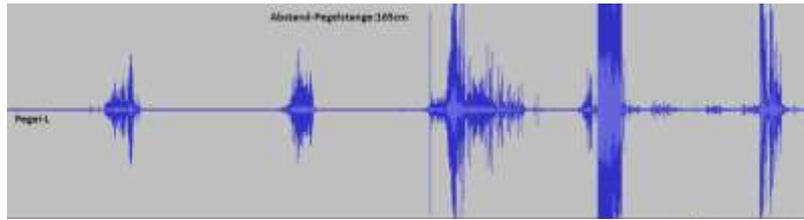


Abbildung 58. ACI-Auswertung (symbolisch)

Mit den so festgelegten Parametern wurden die weiteren Säulen gejetet. Der Rücklauf, der durch das Kaliumpermanganat violett gefärbt war (Abbildung 59B), wurde in einer kleinen Künette aufgefangen.



Abbildung 59: Fotos von den Arbeiten bei der 1. Jet-Kampagne. A: Sonden zur Bestimmung des Durchmessers der 1. Testsäule. B: Jetten der 1. Säule mit Kaliumpermanganat-Suspension, Blick in die Auffangkünette für die Rücklaufsuspension.

Von der Auffangkünette wurde die Rücklaufsuspension die Rohrleitung zu den bereitgestellten Mulden gepumpt (

Abbildung 60).

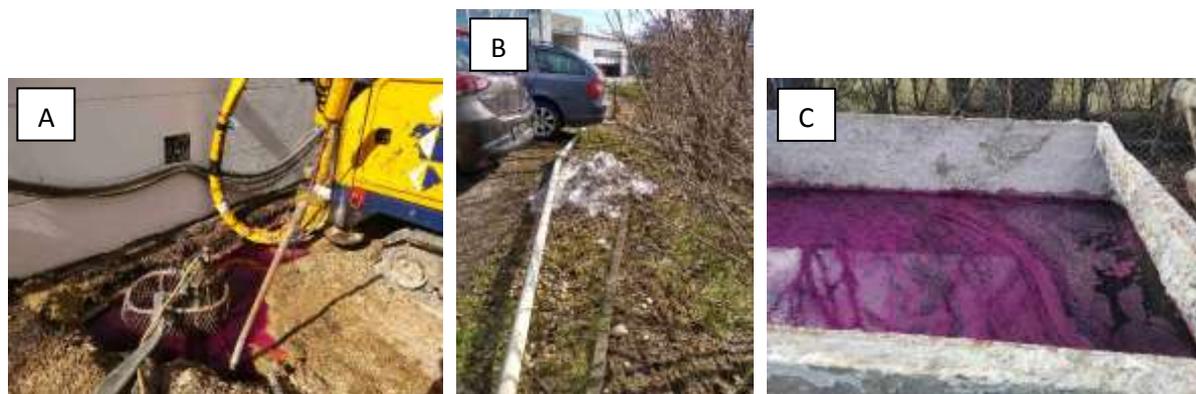


Abbildung 60: A: Pumpe zum Abpumpen der Rücklaufsuspension aus der Auffangkünette. B: Leitung zwischen Auffangkünette und Mulden zur Sammlung des Rücklaufes. C: Mit Rücklaufsuspension befüllte Mulde.

Während des Jet-Vorgangs wurde die austretende Rücklaufsuspension tiefenbezogen beprobt und die Probe in vorgelegtes MTBE überführt. Die Probenahme erfolgte jeweils, wenn die Suspensionsdüse des Jet-Monitors eine definierte Tiefe erreicht hatte. Die Proben wurden über Nacht gekühlt gelagert und darauffolgenden Tag im Labor mit Hilfe von GC-Analytik auf den PCE-Gehalt analysiert (Abbildung 61). In Säule 21 war eine deutliche Abnahme mit zunehmender Tiefe zwischen 7 m und 10 m erkennbar. Diese Abnahme des PCE-Gehaltes mit zunehmender Tiefe entspricht der vertikalen Schadstoffverteilung die im Zuge der Standorterkundung mit der MIP-Sondierung und der Linerbe-
 probung gezeigt wurde (Abbildung 61, MIP 3). Auch in Säule 28 war in der geringsten Tiefe (7 m) der PCE-Gehalt um eine Größenordnung höher. In Säule 29 war dagegen keine tiefenspezifische Änderung des PCE-Gehaltes feststellbar. Auf Grund der kurzen Reaktionszeit konnte das PCE in der frischen Rücklaufsuspension noch nicht vollständig abgebaut sein. Ein direkter Vergleich der Konzentrationen der Linerbe-
 probungen und der Rücklaufsuspension ist nicht zulässig, da es durch den Jetvorgang zu einer starken Vermischung des Untergrundmaterials und der oxidativen Suspension kommt.

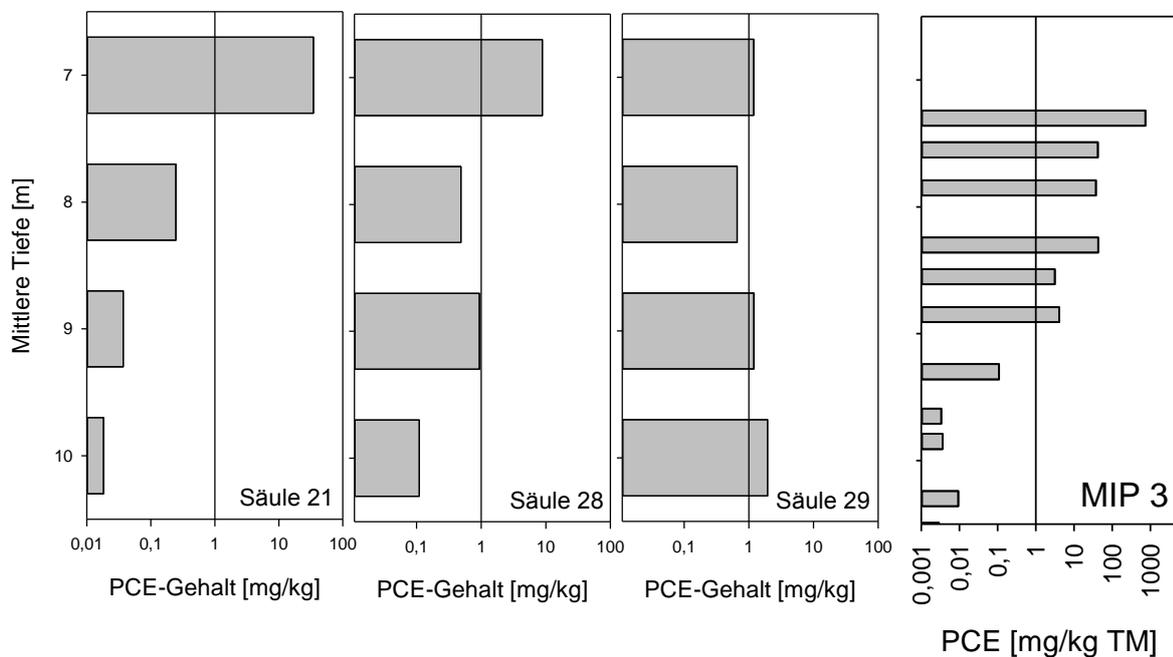


Abbildung 61: Tiefenbezogene PCE-Gehalte in der Rücklaufsuspension der Säulen 21, 28 und 29 der 1. Jet-Kampagne im Vergleich zum PCE-Gehalt in den Linerproben, die im Rahmen der Standorterkundung beim Messpunkt MIP3 gezogen wurden.

6.1.2 Beprobung und Entsorgung der Rücklaufsuspension

Das in den Mulden zwischengelagerte Material wurde am 16.3. von der Fa. MAPAG beprobt und analysiert. Dabei wurden Proben sowohl von der abgesetzten, stichfesten Feststoffkomponente als auch vom Überstandswasser gezogen.

Die Untersuchungsergebnisse zeigten sehr geringe Konzentrationen LHKW aber deutlich erhöhte Werte von Cr(VI). Der pH-Wert und die Leitfähigkeit waren zwar deutlich erhöht, aber im erwarteten Bereich beim Einsatz von Zement. Abbildung 62 zeigt Auszüge aus dem Analyseprotokoll.

Gesamtgehaltuntersuchung			Grenzwerte			
Parameter	Dim.	Ergebnis	Inertabfall-deponie	Baurestmassen-deponie	Reststoff-deponie	Massenabfall-deponie
Antimon als Sb	mg/kg TM	< 6				
Arsen als As	mg/kg TM	< 5	200	200	5000	500
Barium als Ba	mg/kg TM	69				10000
Blei als Pb	mg/kg TM	9	500	500		5000
Cadmium als Cd	mg/kg TM	< 0,5	4	10	5000	30
Chrom-gesamt als Cr	mg/kg TM	64	500	500		8000
Cobalt als Co	mg/kg TM	< 10	50	100		500
Kupfer als Cu	mg/kg TM	30	500	500		5000
Molybdän als Mo	mg/kg TM	< 5				
Nickel als Ni	mg/kg TM	22	500	500		2000
Quecksilber als Hg	mg/kg TM	< 0,1	2	3	20	20
Selen als Se	mg/kg TM	< 10				
Silber als Ag	mg/kg TM	< 10				100
Vanadium als V	mg/kg TM	49				
Zink als Zn	mg/kg TM	109	1000	1500		5000
Zinn als Sn	mg/kg TM	< 10				
TOC als C	mg/kg TM	< 2500	30000	30000	50000	50000
LHKW	mg/kg TM	< 1,7				
POX als Cl	mg/kg TM	< 1,7				1000
KW-Index	mg/kg TM	< 67	500	1000	5000	20000
PAK16-EPA	mg/kg TM	< 1,7	20	30	300	300
Benzo(a)pyren	mg/kg TM	< 0,1	2			

Probennummer		847-MP1/2018					
Eluatuntersuchung			Grenzwerte				
Parameter	Dim.	Ergebnis	Inertabfall-deponie	Baurestmassen-deponie	Reststoff-deponie	Massenabfall-deponie	
pH-Wert	---	12,4	6,5 12	6,5 13	6 12	6 13	
Leitfähigkeit	mS/m	983	150	300			
Abdampfrückstand	mg/kg TM	30600	4000	25000	60000	100000	
Aluminium als Al	mg/kg TM	2,65					
Antimon als Sb	mg/kg TM	< 0,3	0,06		0,7	5	
Arsen als As	mg/kg TM	< 0,25	0,5	0,75	2	25	
Barium als Ba	mg/kg TM	9,4	20	20	100	300	
Blei als Pb	mg/kg TM	0,26	0,5	2	10	50	
Bor als B	mg/kg TM	< 2,5		30			
Cadmium als Cd	mg/kg TM	< 0,01	0,04	0,5	1	5	
Chrom-gesamt als Cr	mg/kg TM	0,68	0,5	2	10	70	
ChromVI als Cr	mg/kg TM	< 10		0,5		20	

Abbildung 62 Analyseergebnissen. Gelb hinterlegte Werte stellen überschrittene Grenzwerte dar.

Einige der angezeigten Grenzwertüberschreitungen sind allerdings auf einer Erhöhung der Bestimmungsgrenze zurückzuführen, die sich daraus ergab, dass bei photometrischen Analysemethoden die Probe auf Grund der starken Färbung durch das KMnO_4 verdünnt werden musste.

Auf Basis der oben beschriebenen Analyseergebnisse musste die Rücklaufsusension auf eine Massenabfalldeponie gebracht werden.

Die Untersuchungsergebnisse für das Überstandswasser waren ähnlich (Leicht erhöhter Cr(VI)-Wert und hoher pH). Als praktisch relevantes Problem stellte sich hier jedoch die Färbung durch das KMnO_4 heraus, was den Kläranlagenbetreiber dazu veranlasste, weitere Abwässer nicht zu übernehmen.

6.2 Jet-Kampagne 2

Für die zweite Kampagne wurde aufgrund der Erfahrungen aus der ersten der geplante Umfang deutlich reduziert. Es war nicht möglich wie geplant, das gesamte Volumen des kontaminierten Bodenkörpers zu behandeln. Der Grund dafür ist vor allem in den aufgetretenen logistischen Problemen zu

suchen. Die Lagerfläche war klein und die Mulden konnten erst gewechselt werden sobald die Rücklauf suspension ausreichend erhärtet war (siehe Abbildung 55).

Im Zuge der Ausführungen traten dann noch weitere unvorhergesehene Probleme auf. So kam es im Zuge des Abteufens der ersten Bohrung direkt neben der Hauswand zu Suspensionseintritten in einen auf der Innenseite des Gebäudes gelegenen Schacht der sich als undicht erwies (Abbildung 63). Sämtliche Bohrungen Entlang der Gebäudeaußenwand konnten daher nicht hergestellt werden.



Abbildung 63: Undichter Schacht im Gebäude mit eingetretener Suspension erkennbar an der violetten Färbung durch das Kaliumpermanganat

Ein weiteres Problem stellte ein Regenwasserkanal dar über den vorab keine Informationen vorlagen und der angebohrt wurde. Es kam daher relativ schnell zu einem Eintritt von KMnO_4 -haltiger Bohrspülung in den angrenzenden Vorfluter. Aufgrund der Tatsache, dass die Verunreinigung schnell bemerkt wurde und wegen der raschen Verdünnung im Vorfluter selbst bestand keine Gefahr für das Fließgewässer. Der Vorfall trotzdem der Gewässeraufsicht mitgeteilt¹.

¹ Außerdem war diese – wie wir erfahren konnten - durch aufmerksame Anrainer bereits informiert worden.



Abbildung 64: Eintrittsstelle der Bohrspülung in den Vorfluter (Kalter Gang).

Auf Grund dieser beiden Probleme mussten sämtliche Arbeiten im Bereich des Herdes unmittelbar neben dem Gebäude eingestellt und am zweiten Herd in Richtung Straße weitergearbeitet werden.

Während der Jet-Kampagne wurde auch zwei Informationsveranstaltungen organisiert, die auf großes Interesse der Fach-Community stieß.



Abbildung 65: Informationsveranstaltung am Standort im Dezember 2019

6.2.1 Rechtliche Situation

Auch die rechtlichen Aspekte der Entsorgung der angefallenen Rücklaufsuspension waren ein wesentlicher Aspekt des Pilotversuches. Insbesondere stellen sich dabei die Fragen, auf welcher Deponie und unter welchen Voraussetzungen die Rücklaufsuspension abgelagert werden darf.

In der Systematik der Österreichischen Abfallverzeichnisverordnung ist die Rücklaufsuspension als ein verunreinigter Bohrschlamm (Abfall-Schlüsselnummer 31636) anzusehen. Ebenso ist aber auch eine Verunreinigung der Rücklaufsuspension durch vor Ort vorhandene chlorierte Kohlenwasserstoffe zu vermuten. Schließlich werden Altlasten auch im §4(4) Z1 der Abfallverzeichnisverordnung – neben etwa Putzereien, Tankstellen oder anderen Betrieben der chemischen Industrie – ausdrücklich als Standorte genannt, bei denen auf Grund des Umgangs mit boden- oder wassergefährdenden Stoffen die begründete Annahme besteht, dass das Aushubmaterial gefahrenrelevante Eigenschaften aufweisen könnte.

Bei (grundsätzlich als gefährlich einzustufenden) Abfällen kann gemäß der Festsetzungsverordnung 1997 vom Abfallbesitzer der Nachweis erbracht werden, dass die gefahrenrelevanten Eigenschaften beim gegenständlichen Abfall nicht zutreffen. Dieses als Ausstufung bekannte Verfahren hat als Folge, dass ausgestufte Abfälle deponiert oder verwertet werden können (was bei gefährlichen Abfällen nicht der Fall ist). Erst ist eine entsprechende Beurteilung durch eine externe, befugte Fachperson durchzuführen, gefolgt von einer Anzeige durch den Abfallbesitzer beim zuständigen Bundesministerium, welcher diese Ausstufungsbeurteilung beizulegen ist.

Für weitere Anwendungen des HaloCrete-Verfahrens zur Altlastensanierung stellt sich auch aus rechtlicher Sicht die Frage, ob die relevanten Prozesskriterien und Bedingungen stabil genug bleiben, damit die Zusammensetzung der Rücklaufsuspension konstant bleibt und diese weiterhin keine gefahrenrelevanten Eigenschaften aufweist.

In diesem Falle wäre eine Beurteilung des Rücklaufes nicht als einmalig anfallender Abfall, sondern als Abfallstrom gemäß §3 Z1a DVO möglich. Anders als bei einmalig anfallenden Abfällen erlaubt die DVO in ihrem §12 Abs. 3 nämlich, dass die oben beschriebene grundlegende Charakterisierung (im Zuge der Ausstufung) die Jahresanfallsmenge der Suspension zu berücksichtigen hat und eine neuerliche grundlegende analytische Charakterisierung spätestens nach 8 Jahren verpflichtend durchzuführen ist (oder auch früher, sofern es zu einer Parameteränderung in Bezug auf den Abfall kommt). Dazu sind auch periodische Übereinstimmungsbeurteilungen vorzunehmen, um festzustellen, dass die Suspension mit den Ergebnissen der grundlegenden Charakterisierung und somit weiterhin mit den Annahmekriterien für die relevanten Deponie-Kompartimente übereinstimmt. Auch aus dem Blickwinkel der Umweltsicherheit legt die DVO fest, dass regelmäßige Identitätskontrollen des Rücklaufes durchzuführen sind.

Im Zuge des Projekts wurden die in der ersten Kampagne im Sinne des DVO Anhangs 4 (Beurteilung von Abfällen zur Deponierung) durchgeführte Vollanalyse zu einer ersten Einstufung und der Festlegung der laufend zu untersuchenden Parameter herangezogen. Anzumerken an den Ergebnissen der Untersuchung ist die Tatsache, dass viele Parameter mit einer ungewöhnlich hohen Bestimmungsgrenze bestimmt werden konnten. Dies liegt in der Natur der zugrundeliegenden photometrischen Verfahren die sensibel auf Färbungen reagieren.

Im Ergebnis kam die Prüfstelle zum Schluss, dass die Ablagerung der untersuchten Rücklaufsuspension aufgrund der aufgewiesenen Kennwerte des Rücklaufes auf einer Massenabfalldeponie für nicht gefährliche Abfälle im Sinne des §4 DVO, und zwar ohne vorangehende Behandlung, möglich ist (Tabelle 7).

Tabelle 7: Untersuchungsergebnisse (Auszug), Grenzwertüberschreitungen fett dargestellt

Eluatuntersuchung		Analyse- ergebnis	Grenzwerte			
Parameter	Einheit		Inertstoff- deponie	Baurestmassen -deponie	Reststoff- deponie	Massenabfall- deponie
pH-Wert	-	12,4	6,5-12	6,5-13	6-12	6-13
Leitfähigkeit	mS/m	983	150	300		
Abdampfrückstand	mg/kg TS	30600	4000	25000	60000	100000
Antimon als Sb	mg/kg TS	<0,3	0,66		0,7	5
Chrom gesamt als Cr	mg/kg TS	0,68	0,5	2	10	70
Chrom VI als Cr	mg/kg TS	<10		0,5		20
Ammonium als N	mg/kg TS	<80	8	40	300	10000
Selen als Se	mg/kg TS	2,17	0,1		0,5	7
Silber als Ag	mg/kg TS	<0,5	0,2	1	1	10
Cyanid, l.f.	mg/kg TS	<2	0,2	1	1	20
Fluorid als F	mg/kg TS	<100	10	50	150	500
Nitrit als N	mg/kg TS	<6	2	10	15	1000
Phosphat als P	mg/kg TS	<50	5	50	50	
AOX als Cl	mg/kg TS	9,0	0,3	3	30	30
TOC als C	mg/kg TS	59	500	500	500	2500
Anion Tenside (MBAS)	mg/kg TS	<20	1	5	20	
Phenole als Index	mg/kg TS	<5	1			1000

Praktisch spielten aber auch subjektive Parameter bei der Entsorgung der Rücklaufsuspension eine große Rolle. So stellte die tiefviolette Farbe des Rücklaufes für manche Stelle ein größeres Problem dar als objektiv überschrittene Parameter. Besonders die Gefahr des Verschüttens während des Transports und Verunreinigung von Behältern und Maschinerie sind in diesem Zusammenhang zu nennen.



Abbildung 66: Sammelplatz für Rücklaufsuspension

Festgestellt wurde im Übrigen auch, dass eine Verwertung gemäß Bundes-Abfallwirtschaftsplan 2017, etwa als Untergrundverfüllung oder Rekultivierung, nicht möglich ist.

6.2.2 Analyse der Rückspülsuspension bei 2. Kampagne

Auch bei der 2. Jet-Kampagne wurde Rücklaufszuspension tiefenbezogen beprobt und auch den PCE-Gehalt analysiert. Die Daten bestätigten abermals, dass die höchsten PCE-Konzentrationen im oberen Bereich der Schluffschicht, also bei etwa 7 bis 8 m zu finden waren (Abbildung 67).

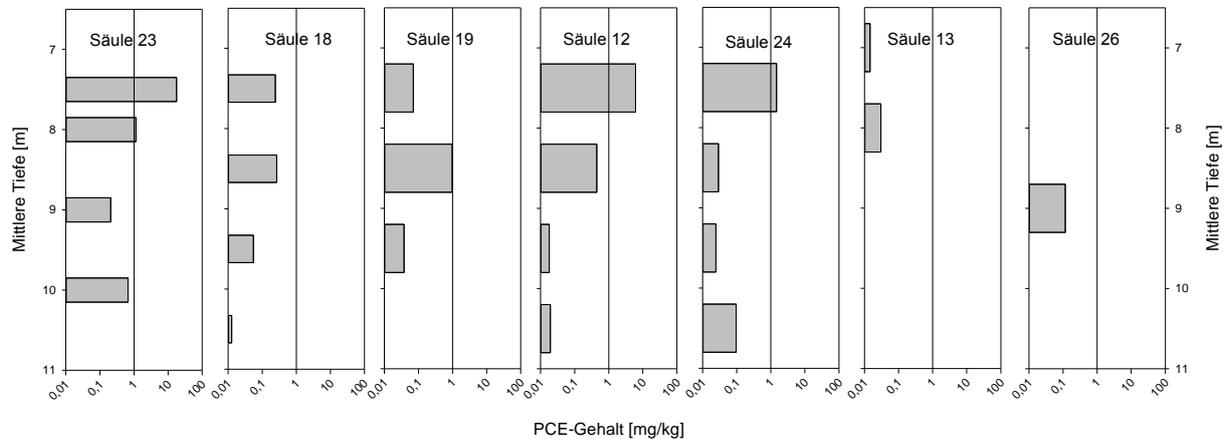


Abbildung 67: Tiefenbezogene PCE-Gehalte in der Rücklaufszuspension der Säulen der 2. Jet-Kampagne.

7 Arbeitspakete 3a und 3b Monitoring und Justierung der OM-Einbringung

Ziel dieses Arbeitspaketes war einerseits die Überprüfung und Dokumentation der Wirkung der durchgeführten Maßnahmen. Die zentralen Fragen dabei waren der Schadstoffabbau durch das Oxidationsmittel in den gejetteten Säulen und die Effekte auf die PCE-Konzentration im Abstrom des kontaminierten Standortes. Außerdem wurden die Konzentrationen von Kalium, Chrom und Chlorid-Ionen im Grundwasser untersucht. Da die im Projektantrag ursprünglich angedachte Infiltration von Oxidationsmittel nicht durchgeführt wurde, war eine Justierung der Oxidationsmittelzugabe nicht notwendig.

7.1 PCE-Konzentrationen im behandelten Schadensherd

7.1.1 Beprobung der gejetteten Säulen nach der 1. Jet-Kampagne

In der Woche nach der 1. Jet-Kampagne wurden von der Fa. Fugro Linerproben gezogen, um den Erfolg des Jettens zu überprüfen und das gejettete Material zu analysieren. Die Ansatzpunkte für die Linerbeprobung lagen jeweils 30 cm neben den Ansatzpunkten für die gejetteten Säulen (siehe Abbildung 55).

Nur bei den Linern L28 und L29 entsprach die optische Begutachtung der Liner dem erwarteten Bild: bei etwa 7 m uGOK war das Material homogenisiert und violett eingefärbt, wobei bei L29 keine durchgehende Violettfärbung zu erkennen war (Abbildung 68). Bei dem homogenen grauen Material, das in einer Tiefe von 7,8 bis 8,5 gefunden wurde ist anzunehmen, dass es sich um gejettete Bereiche (Mischung aus Zementsuspension mit Bodenmaterial) handelte, bei denen die violette des Oxidationsmittels auf Grund der dunklen Färbung nicht zu erkennen war. Die Säulen L21 und L22 sahen dagegen sehr inhomogen aus. Die Schichtung dürfte der ursprünglichen Lagerung entsprechen und es

waren nur abschnittsweise violett verfärbte Bereiche erkennbar, die teilweise so aussahen, als wäre dort Kaliumpermanganat eindiffundiert. Ob diese unerwarteten Inhomogenitäten daran lagen, dass es bei der Linerbeprobung zu Problemen kam, oder dass die gejetteten Säulen nicht den angenommenen Durchmesser erreichten, konnte auf Grund der vorhandenen Daten nicht geklärt werden.

Auch im „Zwickel“ zwischen drei Säulen sah das Material (erwartungsgemäß) eher inhomogen aus. Hier fanden sich violette Bereiche, aber auch graue Bereiche, die nach Zementsuspension aussahen.

Ein weiterer Punkt, der nicht geklärt werden konnte war, dass teilweise zwischen zwei Linern abrupte Übergänge vorhanden waren, wie etwa bei L22 (Liner 1 endete bei 7,7 m mit ockerbraunem Material und Liner 2 begann bei 7,7 m mit tief-violetter Material) und LZ (Liner 1 endete bei 7,7 m mit violetter Material und Liner 2 begann bei 7,7 m mit grauem Material).

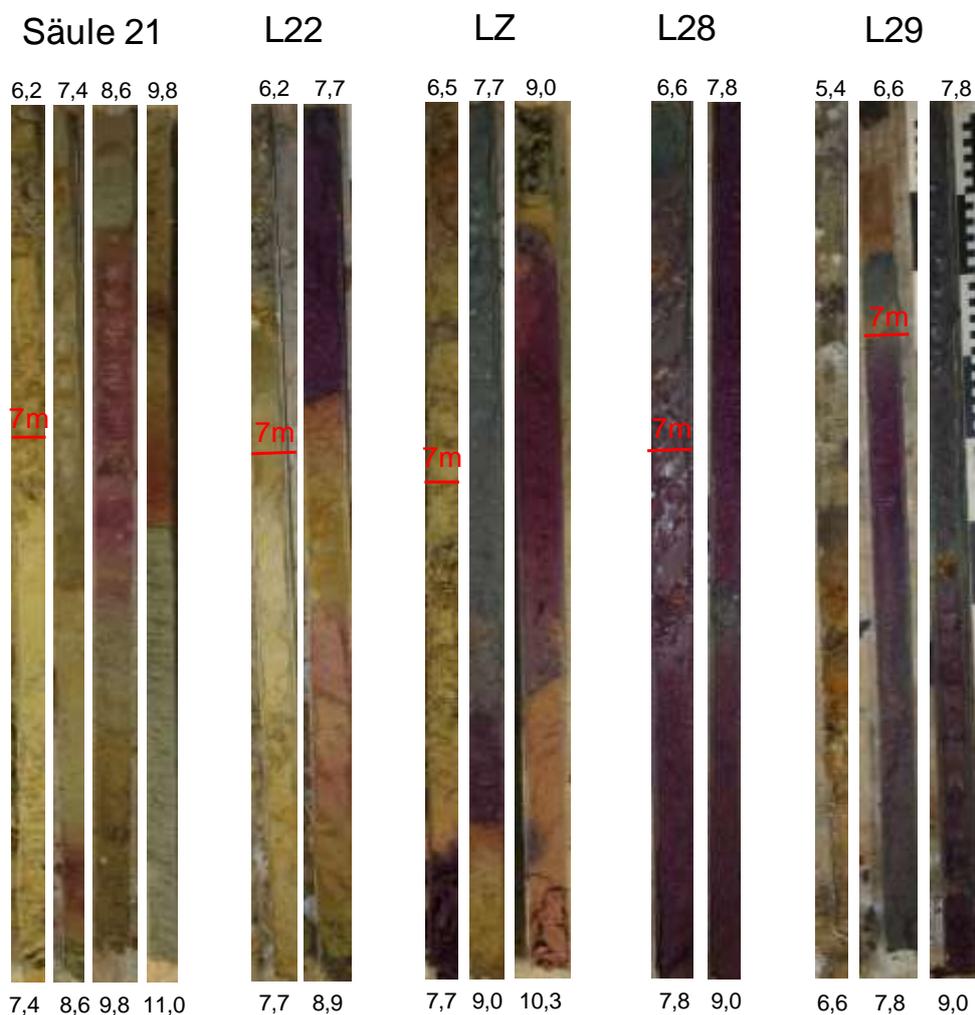


Abbildung 68: Fotos der Liner mit Tiefenangaben in Meter unter GOK.

Die Liner wurden gekühlt ins Labor transportiert und dort sofort nach deren Öffnung beprobt und die Proben auf den Gehalt an PCE und an Kaliumpermanganat untersucht. In den Proben, in denen Kaliumpermanganat gefunden wurde, war PCE nicht oder nur in Spuren nachweisbar. PCE trat dagegen in höheren Konzentrationen auf, wenn kein Kaliumpermanganat nachweisbar war (Abbildung 69). In

zwei Proben des Liners LZ aus dem Bereich zwischen den Säulen wurden sehr hohe PCE-Konzentrationen gemessen. In diesem Abschnitt war kein Kaliumpermanganat feststellbar (ockerbraune Farbe, Abbildung 68) und der beprobte Abschnitt befand sich in der ungesättigten Zone.

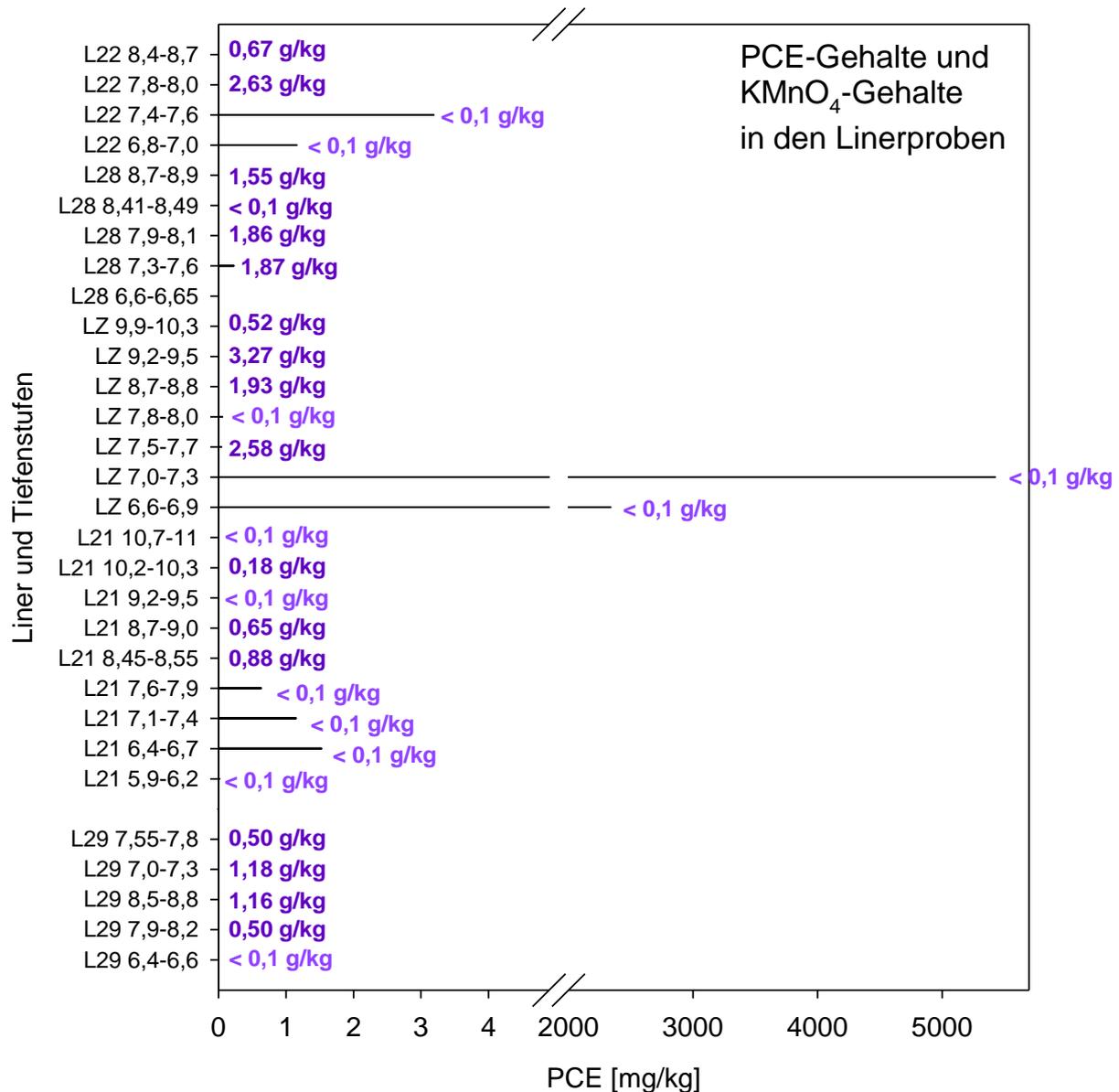


Abbildung 69: PCE-Gehalte (waagrechte Linien) und Kaliumpermanganatgehalte (violette Zahlen) in Proben aus den Linern.

Da die Linerproben zwar den Zusammenhang zwischen dem Vorhandensein von Kaliumpermanganat und dem Abbau von Chlorierten Kohlenwasserstoffen schön belegen konnten, aber in Bezug auf die Tiefenprofile teilweise schwer interpretierbar waren (siehe oben) wurde entschieden nach der 2. Jet-Kampagne MIP-Sondierungen einzusetzen. Diese ermöglichten auch einen direkten Vergleich mit den MIP-Sondierungen in der Erkundungsphase.

7.1.2 MIP-Sondierungen nach der 2. Jet-Kampagne

Am 30. und 31. Jänner 2018 wurde an 7 Punkten MIP-Sondierungen durchgeführt um die Wirkung des Jettens auf die PCE-Gehalte im gejetteten Bereich zu untersuchen (Abbildung 70).



Abbildung 70: Markierungen für Sondierungspunkte für die MIP-Sondierung nach der 2. Jet-Kampagne.

Die gejetteten Bereiche konnten mit Hilfe der Leitfähigkeitssonden in den Messungen sehr schon nachgewiesen werden (siehe rosa gefärbte Bereiche z.B. im Graphen EC von MIP-42/19 in Abbildung 71). Der Vergleich der MIP-Profile von 2016 und 2019 zeigt, dass im gejetteten Bereich 2019 keine chlorierten Kohlenwasserstoffe mehr nachweisbar waren, auch wenn in der entsprechenden Tiefenstufe 2016 chlorierte Kohlenwasserstoffe detektiert worden waren (Graphen DELCD (V) in Abbildung 71 und Anhang 2).

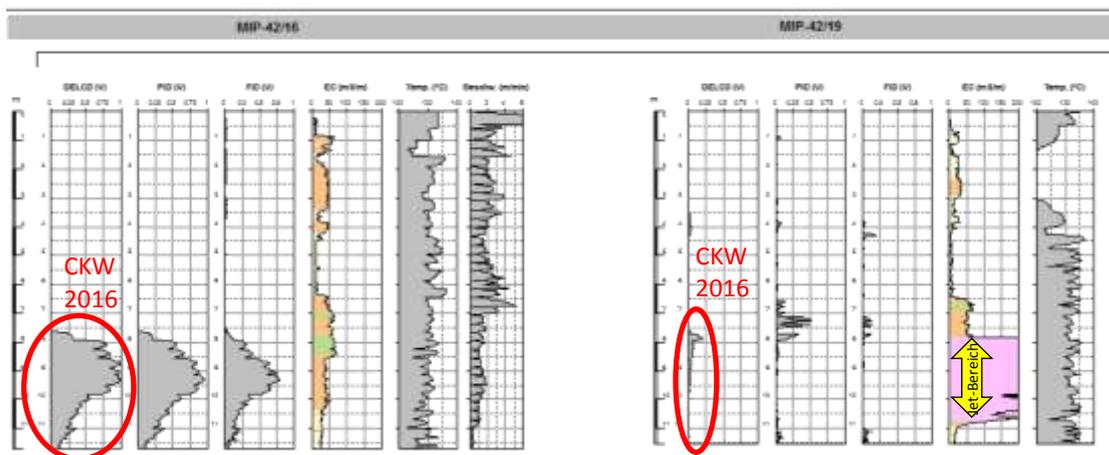


Abbildung 71: MIP-Sondierung im Punkt MIP 42 in der Erkundungsphase 2016 (Graphen links) und nach der 2. Jet-Kampagne (Graphen rechts). Erklärung siehe Text.

Auch bei den übrigen MIP-Sondierungen wurden in den gejetteten Bereichen keine CKW nachgewiesen (siehe Anhang 2).

Bei den Messpunkten MIP 42 (Abbildung 71) und MIP 6 (Abbildung 72) wurde jeweils am oberen Rand der gejetteten Säulen noch eine CKW-Restbelastung gefunden. An diesen Stellen zeigen die Daten auch, dass das obere Ende der Säule nicht wie geplant bei 7 m uGOK, sondern bei 7,5 m uGOK lag. Für weitere Anwendungen sollte daher zumindest 1 m über die modellierte obere und untere Grenze des Schadstoffherdes hinaus gejettet werden.

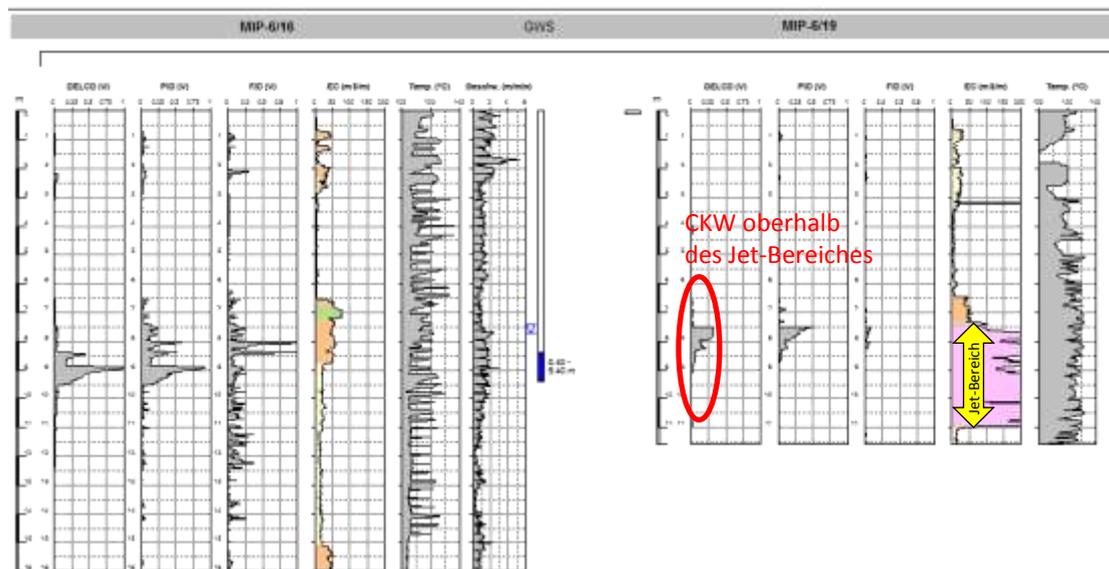


Abbildung 72: MIP-Sondierung im Punkt MIP 6 in der Erkundungsphase 2016 (Graphen links) und nach der 2. Jet-Kampagne (Graphen rechts). Erklärung siehe Text.

Durch die MIP-Sondierungen konnte der Abbau von PER in den gejetteten Bereichen überzeugend belegt werden. Ergänzend wurden zwei Kernbohrungen durchgeführt und das gewonnene Untergrundmaterial wurde für die Bestimmung des PCE-Gehaltes beprobt, um die Erkenntnisse aus den MIP-Sondierungen durch visuelle Begutachtung der Bohrkerns und chemische Analysen weiter abzusichern.

7.1.3 Kernbohrungen nach der 2. Jet-Kampagne

Jeweils rund 30 cm vom Ansatzpunkt der Jet-Säulen an den Punkten MIP 6 und MIP 42 wurden Kernbohrungen durchgeführt. Das Material wurde beprobt und die PCE-Gehalte mit Hilfe von GC-ECD gemessen. In KB 42 wurde bis zu einer Tiefe von 9,5 m nur sehr geringe Restgehalte zwischen 0,003 und 0,023 mg PCE/kg Boden gemessen (Abbildung 73, links). In einer Tiefe von etwa 9,7 m befand sich Material das nicht vollständig mit der Suspension vermischt war, wie aus der geringeren Violett-färbung erkennbar war. An dieser Stelle lag der PCE-Gehalt bei 1,3 mg/kg. Im Tiefenbereich von etwa 10,7 bis 11 m in dem das Material ebenfalls nicht vollständig mit der Suspension vermischt war, lagen die PCE-Gehalte zwischen 0,27 und 0,45 mg/kg.

In KB 6 war der PCE-Gehalt in Bereichen bei denen auf Grund der starken Violett-färbung eine gute Durchmischung von Untergrundmaterial und Suspension erkennbar, sowie unterhalb des gejetteten Bereiches ebenfalls sehr gering (<0,001 bis 0,004 mg/kg). Am oberen Rand des gejetteten Bereiches

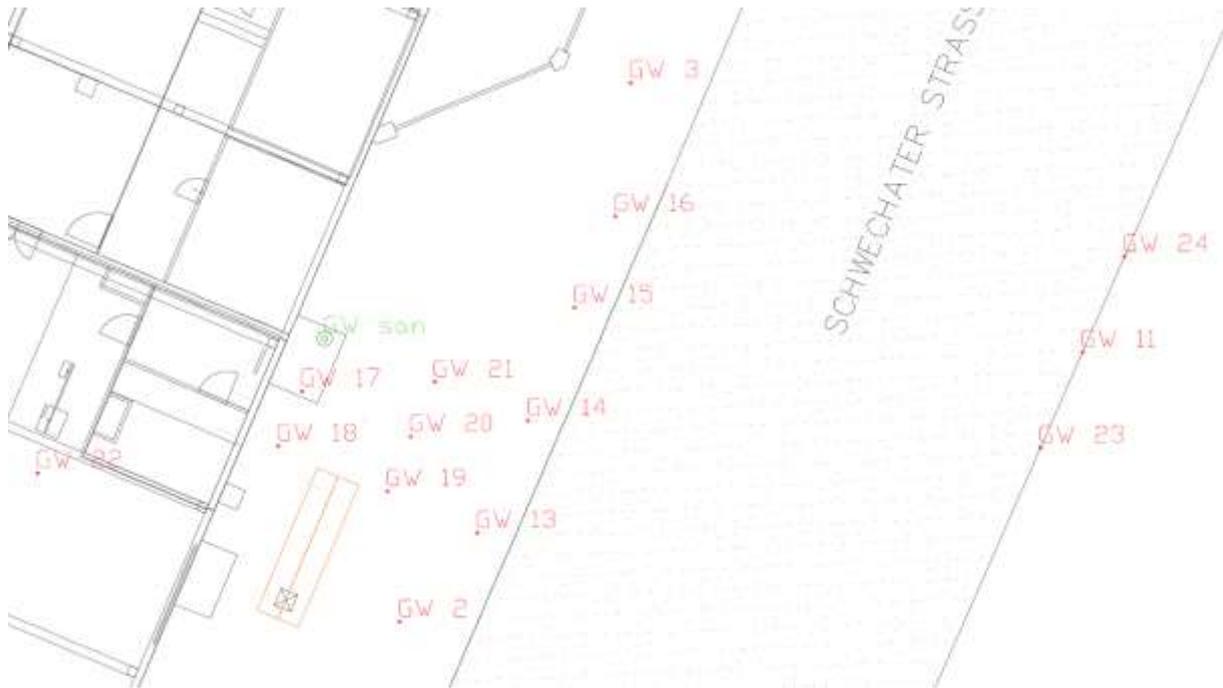


Abbildung 74: Übersicht über die Grundwassermessstellen (GWMSt), die für das Monitoring beprobt wurden (außer GW17 und GW18, diese lagen innerhalb des Bereiches, der bei der 1. Jet-Kampagne behandelt wurde und wurden daher zerstört).

Im Zuge des Projektes wurde eine neue GWMSt oberstromig des Hauptschadensherdes errichtet (GW22). Wie sich bei der wiederholten Probenahme der GW22 zeigte, lag auch in diesem Bereich zumindest noch eine Restbelastung des Grundwassers mit PCE vor. Die PCE-Konzentrationen lagen zwischen $< 5 \mu\text{g/l}$ und $190 \mu\text{g/l}$ (Abbildung 75). Bei Vernachlässigung der beiden höchsten Werte über $100 \mu\text{g/l}$ lag die durchschnittliche PCE-Konzentration bei $17 \pm 10 \mu\text{g/l}$.

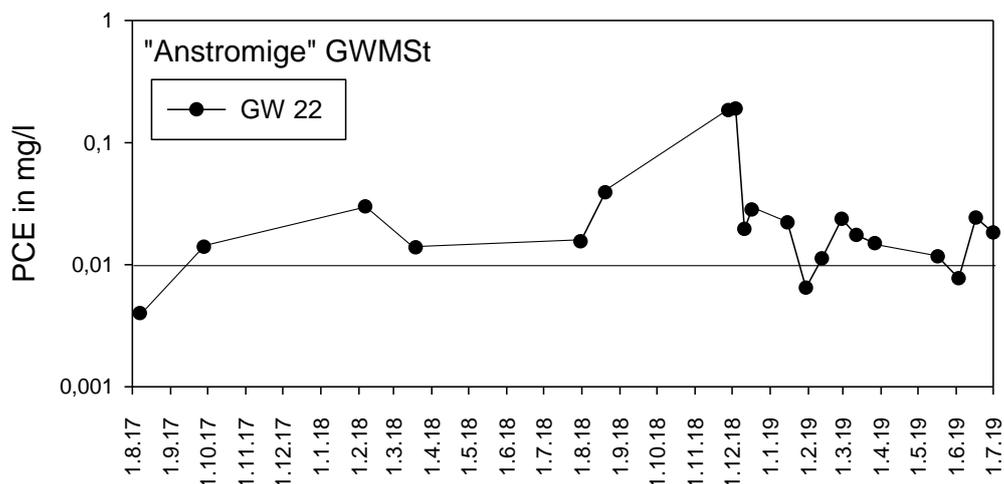


Abbildung 75: Logarithmische Darstellung des zeitlichen Verlaufes der PCE-Konzentrationen in der anstromigen GWMSt GW 22. Die grau hinterlegten Bereiche zeigen die Zeiträume in denen der Sanierungsbrunnen außer Betrieb war. Die waagrechte Linie zeigt den Referenzwert von $10 \mu\text{g/l}$.

Die GWMSt GW13, GW14, GW15 und GW16 bilden eine Reihe quer zum Grundwasserstrom im unmittelbaren Abstrom zum (behandelten) Kontaminationsherd. Der zeitliche Verlauf der PCE-Konzentrationen zeigt in diesen vier GWMSt ein ähnliches Bild (Abbildung 76). Bei der Interpretation der Messdaten ist neben den Effekten der beiden Jet-Kampagnen auch eine Beeinflussung der PCE-Konzentrationen durch das Ein- und Ausschalten des Sanierungsbrunnens (GWSan) zu berücksichtigen. Dieser Effekt wurde in einem Feldversuch im August 2018 bei dem die PCE-Konzentrationen während wiederholtem Ein- und Ausschalten der Pumpe im GWSan gemessen wurden verifiziert. Wurde der Sanierungsbrunnen ausgeschaltet (grau hinterlegte Zeiträume in Abbildung 77), sanken die PCE-Konzentrationen in einigen GWMSt ab und umgekehrt. Die vergleichsweise geringen Konzentrationen bereits vor der 1. Jet-Kampagne, sowie die Konzentrationsabnahme unmittelbar vor der 2. Jet-Kampagne in GW13 und GW14 können daher vermutlich auf den ausgeschalteten Sanierungsbrunnen zurückgeführt werden. Daher ist der absolute Einfluss durch die Jet-Behandlung in diesen beiden GWMSt nicht eindeutig quantifizierbar. In GW14 und GW15 erfolgte dagegen eine deutliche Konzentrationsabnahme in Folge der 2. Jet-Kampagne.

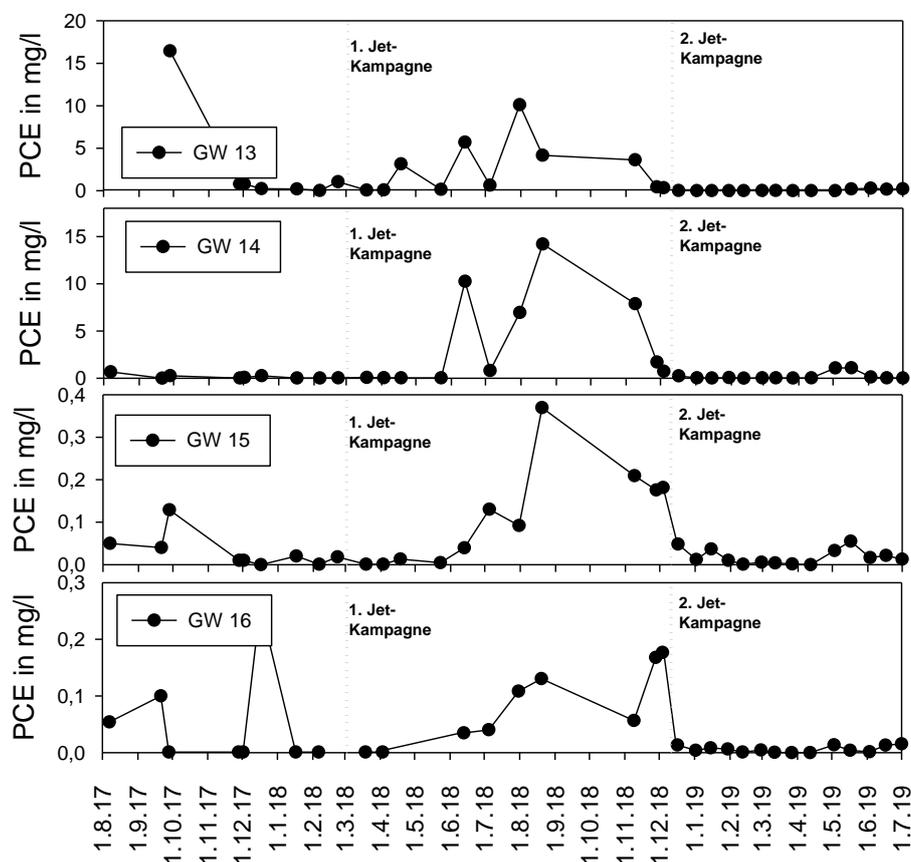


Abbildung 76: Darstellung des zeitlichen Verlaufes der PCE-Konzentrationen in den GWMSt am Standort im unmittelbarem Abstrom des Kontaminationsherdes. Die grau hinterlegten Bereiche zeigen die Zeiträume in denen der Sanierungsbrunnen außer Betrieb war um ungestörte Strömungsverhältnisse herzustellen.

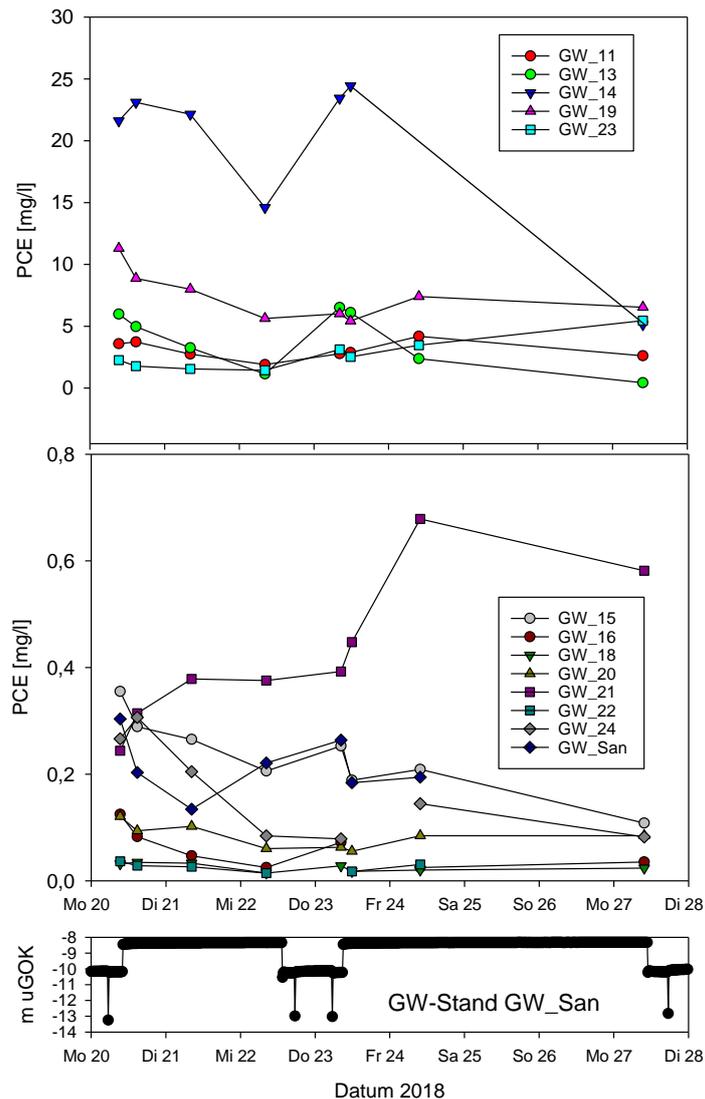


Abbildung 77: Effekte des Ein- und Ausschaltens des Sanierungsbrunnens auf die PCE-Konzentrationen in den GWMSt am Standort (grau hinterlegte Zeiträume: GWSan aus; weiß hinterlegte Zeiträume: GWSan ein).

Nach der 2. Jet-Kampagne, bei der ein wesentlich größerer Bereich gejetet wurde, als bei der 1. Jet-Kampagne war die Abnahme der PCE-Konzentration deutlich erkennbar. Nur an zwei Terminen im Mai 2019 gab es (bei abgeschaltetem Sanierungsbrunnen) etwas erhöhte Wert in GW14 und GW15.

Die erhöhten PCE-Konzentrationen in GWSan bei abgeschalteter Pumpe sind wohl darauf zurückzuführen, dass sich der Sanierungsbrunnen am Rand des Schadensherdes befindet. Bei laufendem Pumpbetrieb wird unkontaminiertes Grundwasser in den Sanierungsbrunnen gesaugt und somit das gepumpte PCE verdünnt (Abbildung 78).

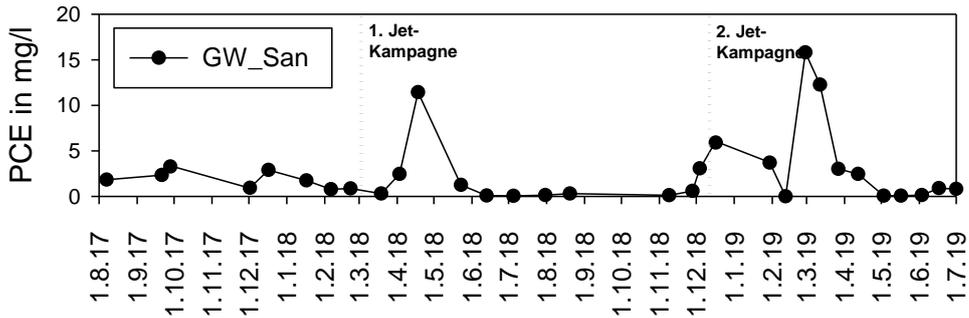


Abbildung 78: Darstellung des zeitlichen Verlaufes der PCE-Konzentrationen im Sanierungsbrunnen (GWSan). Die grau hinterlegten Bereiche zeigen die Zeiträume in denen der Sanierungsbrunnen außer Betrieb war um ungestörte Strömungsverhältnisse herzustellen.

Die Reihe der GWMSt auf der anderen Straßenseite G11 und G12, sowie die beiden kurz vor der 1. Jet-Kampagne neu errichteten GW23 und GW24 zeigten eine deutliche Abnahme der PCE-Konzentrationen nach der 2. Jet-Kampagne im Vergleich zur 1. Jet-Kampagne. Zwar kam es im April und Mai 2019 bei eingeschaltetem Sanierungsbrunnen zu einer leichten Zunahme der Konzentrationen in GW11, GW23 und GW24, allerdings war diese Effekt nur vorübergehend und die gemessenen Konzentrationen lagen deutlich unter jenen, die zwischen 1. und 2. Jet-Kampagne aufgetreten waren.

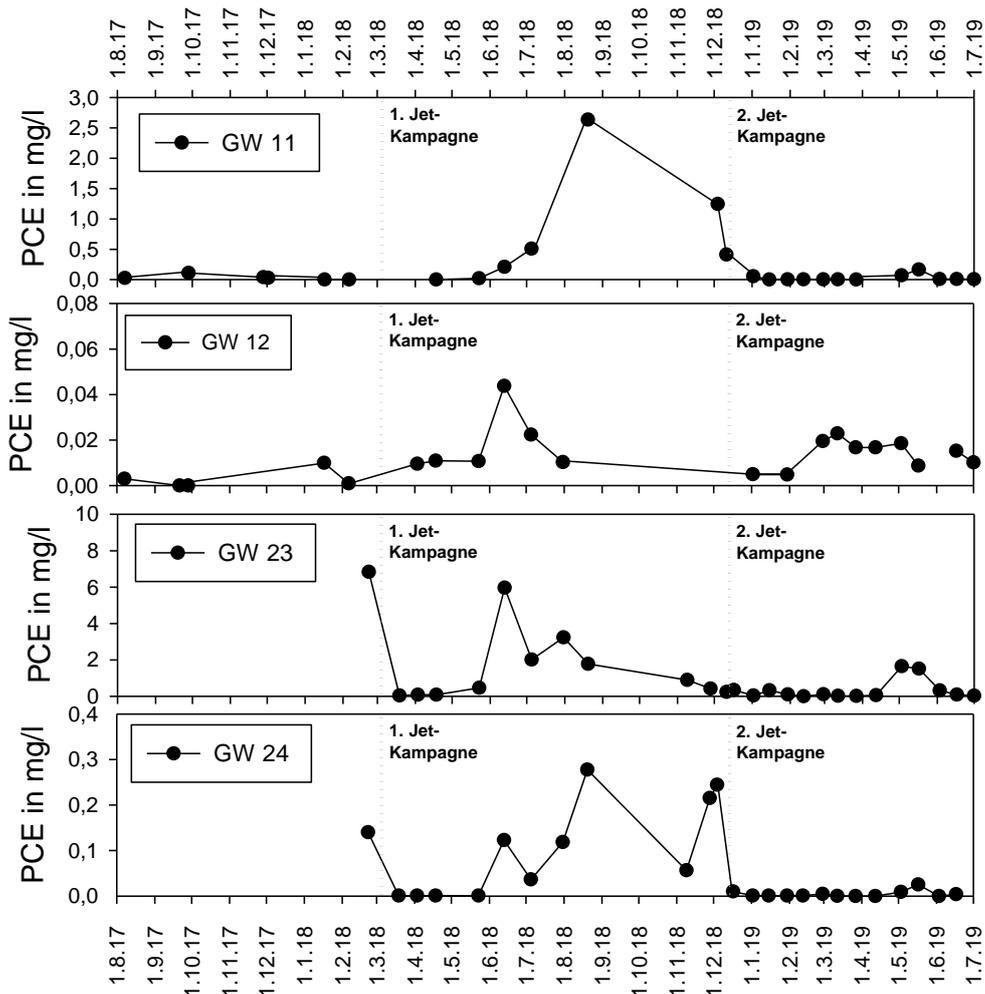


Abbildung 79: Darstellung des zeitlichen Verlaufes der PCE-Konzentrationen in den GWMSt abstromig des kontaminierten Standortes. Die grau hinterlegten Bereiche zeigen die Zeiträume in denen der Sanierungsbrunnen außer Betrieb war um ungestörte Strömungsverhältnisse herzustellen.

In Tabelle 8 sind die Mittelwerte der PCE-Konzentrationen im Zeitraum Juni 2016 bis Juni 2019 aufgelistet. Bei den Grundwassermessstellen abstromig des Schadstoffherdes lagen die Werte bei ausgeschaltetem Sanierungsbrunnen deutlich unter den Werten vor der Behandlung. Die einzige Ausnahme war GW12 bei dem die Werte leicht anstiegen, allerdings auf sehr niedrigem Niveau. In der anstromigen GWMSt GW22 sind keine großen Unterschiede zwischen dem Mittelwert vor der Behandlung und nach der 2. Behandlung zu erkennen. Die mittleren PCE-Konzentrationen von GWSan zeigen eine Zunahme vor der Behandlung und nach der 1. und 2. Jet-Kampagne.

Tabelle 8: PCE-Konzentrationen im Grundwasser bei ausgeschaltetem Sanierungsbrunnen (GWSan) und somit natürlichen Strömungsverhältnissen. Mittelwerte \pm Standardabweichung; n in Klammern

GWMSt	GWSan	PCE-Konzentration (mg/l)		
		vor Jetten	nach 1. Jetten	nach 2. Jetten
anstromig				
GW 22	aus	0,013 \pm 0,012 (4)	0,082 \pm 0,097 (5)	0,017 \pm 0,007 (10)
	ein	0,011 \pm 0,001 (2)	0,016 (1)	0,004 \pm 0,007 (3)
am Standort				
GW 13	aus	2,583 \pm 5,615 (8)	0,709 \pm 1,097 (7)	0,073 \pm 0,109 (3)
	ein	5,573 \pm 5,462 (10)	6,493 \pm 3,313 (3)	0,074 \pm 0,117 (3)
GW 14	aus	0,229 \pm 0,311 (10)	0,499 \pm 0,636 (7)	0,062 \pm 0,072 (11)
	ein	0,490 \pm 0,610 (9)	8,368 \pm 1,704 (3)	0,743 \pm 0,610 (3)
GW 15	aus	0,080 \pm 0,159 (10)	0,072 \pm 0,086 (7)	0,015 \pm 0,015 (11)
	ein	0,679 \pm 0,809 (9)	0,113 \pm 0,087 (3)	0,029 \pm 0,028 (3)
GW 16	aus	0,047 \pm 0,087 (9)	0,077 \pm 0,088 (5)	0,006 \pm 0,006 (11)
	ein	0,017 \pm 0,008 (9)	0,067 \pm 0,038 (3)	0,006 \pm 0,007 (3)
GWSan	aus	1,653 \pm 1,051 (9)	2,747 \pm 3,995 (7)	4,733 \pm 5,680 (9)
	ein	1,408 \pm 1,25 (10)	0,117 \pm 0,030 (3)	0,877 \pm 1,379 (3)
abstromig				
GW 11	aus	0,035 \pm 0,037 (7)	0,438 \pm 0,506 (5)	0,009 \pm 0,016 (10)
	ein	0,521 \pm 0,504 (8)	0,209 (1)	0,118 \pm 0,068 (2)
GW 12	aus	0,003 \pm 0,004 (6)	0,013 \pm 0,006 (4)	0,013 \pm 0,007 (7)
	ein	0,004 \pm 0,004 (10)	0,027 \pm 0,024 (2)	0,015 \pm 0,005 (3)
GW 23	aus	6,840 (1)	0,481 \pm 0,698 (7)	0,135 \pm 0,136 (11)
	ein	-	3,370 \pm 2,534 (3)	1,078 \pm 0,881 (3)
GW 24	aus	0,140 (1)	0,071 \pm 0,109 (7)	0,002 \pm 0,003 (10)
	ein	-	0,099 \pm 0,037 (3)	0,011 \pm 0,013 (3)

Tabelle 9 zeigt die PCE-Konzentrationen vor dem Jetten und nach der 2. Jet-Kampagne, wobei hier alle Messungen (sowohl bei eingeschaltetem, als auch bei ausgeschaltetem GWSan) zusammengefasst wurden. Von den vier GWMSt abstromig des kontaminierten Standortes zeigten drei eine Abnahme der PCE-Konzentration, wobei zwei davon (GW11 und GW24) auch statistisch signifikant waren (GW23 zeigte ebenfalls eine starke Abnahme, diese war aber auf Grund der hohen Streuung nicht signifikant). Eine GWMSt im Abstrom (GW12) zeigte eine statistisch signifikante Zunahme, allerdings auf einem sehr niedrigen Konzentrationsniveau (von $4 \pm 4 \mu\text{g/l}$ auf $14 \pm 6 \mu\text{g/l}$).

Tabelle 9: PCE-Konzentrationen vor dem Pilotversuch und nach der 2. Jet-Kampagne. Grün: Abnahme der PCE-Konzentration, Rot: Zunahme der PCE-Konzentration; statistisch signifikante Unterschiede sind mit fetten Zahlen hervorgehoben. Daten zeigen Mittelwerte \pm Standardabweichung; Signifikanztest: Duncan's Test.

GWMSt	PCE-Konzentration (mg/l)		Signifikanzniveau
	vor dem Jetten	nach dem 2. Jetten	
anstromig			
GW 22	0,012 \pm 0,009 (6)	0,014 \pm 0,009 (13)	n.s.
am Standort			
GW 2	0,056 \pm 0,103 (17)	0,581 \pm 0,425 (3)	< 0,001
GW 3	0,017 \pm 0,010 (14)	0,031 \pm 0,023 (9)	n.s.
GW 13	4,244 \pm 5,578 (18)	0,073 \pm 0,106 (14)	< 0,01
GW 14	0,353 \pm 0,481 (19)	0,208 \pm 0,382 (14)	n.s.
GW 15	0,364 \pm 0,631 (19)	0,018 \pm 0,018 (14)	n.s.
GW 16	0,032 \pm 0,062 (18)	0,006 \pm 0,006 (14)	n.s.
GW 20	0,098 \pm 0,195 (11)	0,075 \pm 0,149 (4)	n.s.
GW 21	0,151 \pm 0,271 (9)	0,183 \pm 0,139 (10)	n.s.
GW San	1,524 \pm 1,139 (19)	3,769 \pm 5,182 (12)	n.s.
abstromig			
GW 11	0,294 \pm 0,437 (15)	0,027 \pm 0,049 (12)	< 0,05
GW 12	0,004 \pm 0,004 (16)	0,014 \pm 0,006 (10)	< 0,001
GW 23	1,348 \pm 1,924 (10)	0,337 \pm 0,543 (14)	n.s.
GW 24	0,080 \pm 0,092 (10)	0,004 \pm 0,007 (13)	< 0,01

7.3 Ionenkonzentrationen im Grundwasser

Zum Monitoring der Wirkung der Behandlung des Schadensherdes wurden auch die Kationen Kalium und Chrom, sowie das Anion Chlorid im Grundwasser analysiert.

7.3.1 Kalium und Chrom

Bei Kalium kam es zu einer vorübergehenden Zunahme der Konzentrationen in einigen GWMSt am Standort (GW13, GW14, GW15, GW19, GWSan; Abbildung 80). In den GWMSt im Abstrom des Standortes wurden zu je einem Zeitpunkt in GW11 und GW24 erhöhte Kaliumkonzentrationen gemessen. Es gab somit eine deutliche Beeinflussung der Kaliumkonzentrationen am Standort, was auf Grund der Einbringung von Kaliumpermanganat ja auch zu erwarten war. Die Erhöhungen waren in den GWMSt im unmittelbaren Abstrom des behandelten Schadensherdes am deutlichsten.

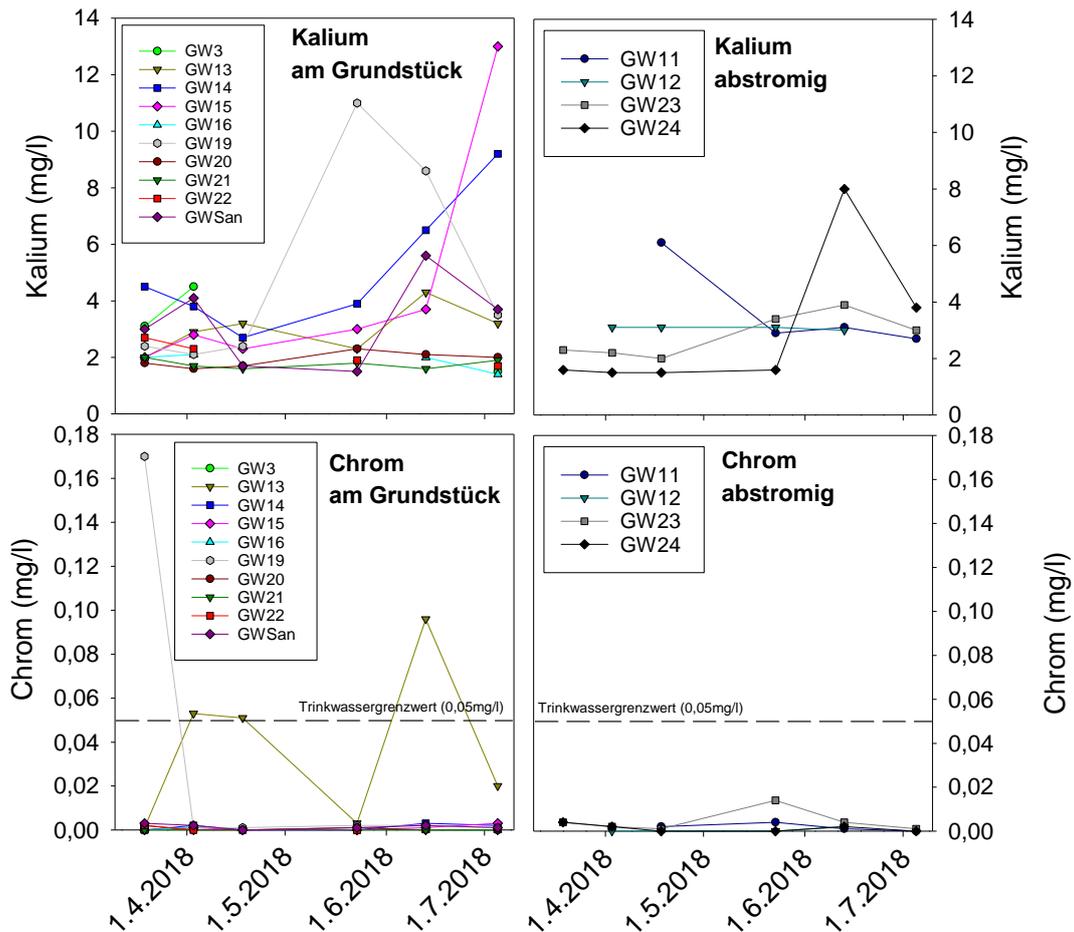


Abbildung 80: Grundwasserkonzentrationen der Kationen Kalium und Chrom in den Grundwassermessstellen am Standort (linke Graphen) und im unmittelbaren Abstrom des Standortes (rechte Graphen). Die grauen Bereiche markieren den Zeitraum in dem der Sanierungsbrunnen (GWSan) ausgeschaltet war.

Die Chromkonzentration war etwa 10 Tage nach dem Jetten bei GW19 (rund 3,5 m abstromig des behandelten Bereiches) deutlich erhöht. Bei GW13 (rund 6,7 m abstromig des behandelten Bereiches) lagen die beiden Werte vier Wochen nach dem Jetten (mit 0,053 mg/l) und sechs Wochen nach dem Jetten (mit 0,051 mg/l) knapp über dem Trinkwassergrenzwert von 0,05 mg/l.

In den im Abstrom des Standortes gelegenen GWMSt GW11 und GW23 wurde rund 11 Wochen nach dem Jetten eine leichte Erhöhung in der Chromkonzentration gemessen. Diese lagen allerdings mit 4 µg/l (in GW11) und 14 µg/l (in GW23) deutlich unter dem Trinkwassergrenzwert von 50 µg/l.

7.3.2 Chlorid

Die Hintergrundkonzentration von Chlorid lag in GW22 bei $18,1 \pm 1,1$ mg/l. Am Standort traten in GW13 eine einmalige und in GW14, GW15 und GW16 eine längerfristige Erhöhung der Cl^- -Ionenkonzentration auf. Auch in den GWMSt abstromig des Standortes waren erhöhte Chloridkonzentrationen messbar. Eine Interpretation der Chloridkonzentrationen im Grundwasser ist allerdings schwierig, da auch durch Salzstreuungen im Winter ein massiver Eintrag von Chlorid in den Untergrund erfolgt und der die Freisetzung von Chlorid-Ionen durch den PCE-Abbau überlagern würde.

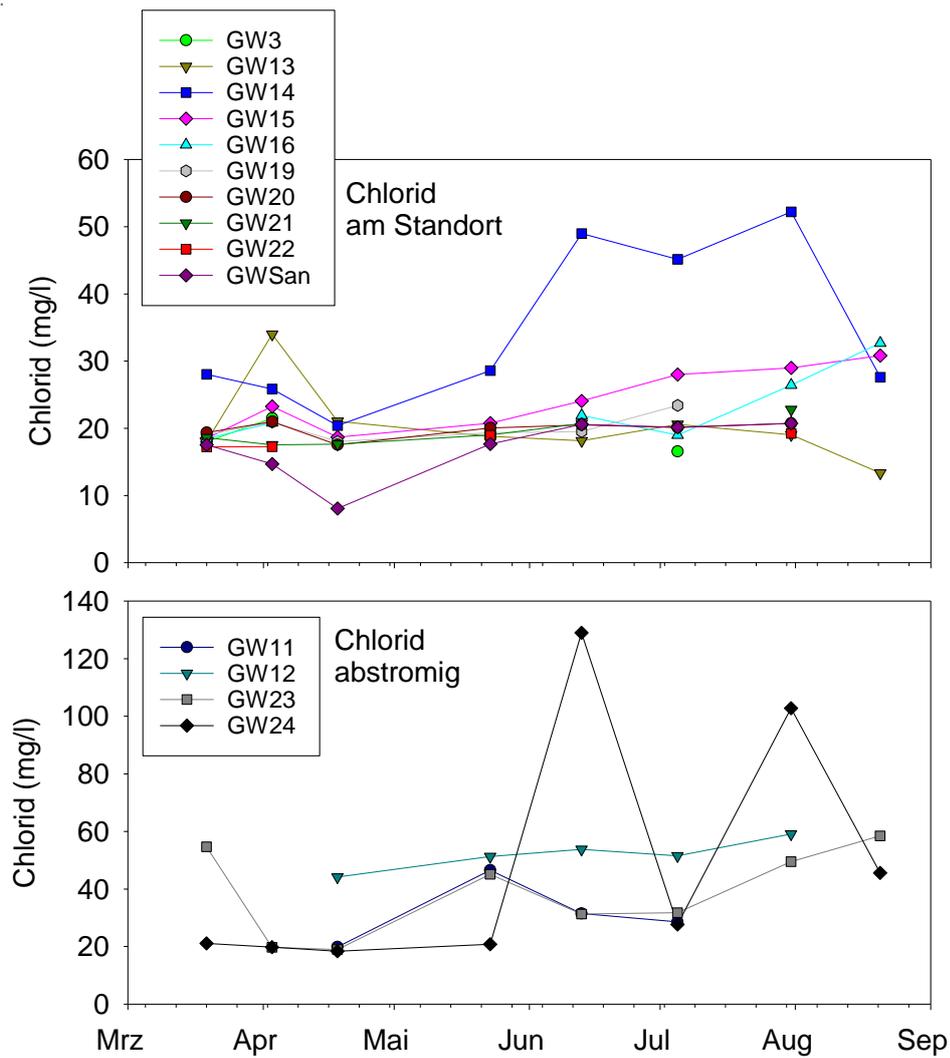


Abbildung 81: Grundwasserkonzentrationen des Chloridions (Cl⁻) in den Grundwassermessstellen am Standort (oben) und im unmittelbaren Abstrom des Standortes (unten). Die grauen Bereiche markieren den Zeitraum in dem der Sanierungsbrunnen (GWSan) ausgeschaltet war.

8 Schlussfolgerung

Im Projekt KOMBO konnte in einem Pilotversuch gezeigt werden, dass ein PCE-Schadensherd in einer Schlufflage des Grundwasserleiters durch Einbringung eines Oxidationsmittels mit dem Hochdruckdüsenstrahlverfahren (HaloCrete-Verfahren) saniert werden kann. Eine MIP-Sondierung etwas mehr als drei Wochen nach Ende der Jet-Behandlung zeigte, dass in den gejetteten Bereichen kein PCE mehr nachweisbar war. Allerdings zeigte sich auch, dass mit einer ausreichenden Toleranz ober- und unterhalb der kontaminierten Schicht gejettet werden sollte, um den Schadensherd vollständig zu erfassen. Im Abstrom des kontaminierten Standortes war eine signifikante Abnahme der PCE-Konzentration feststellbar, obwohl der Schadensherd im Pilotversuch nicht vollständig behandelt worden war.

Zur Durchführung dieses Verfahrens ist es notwendig den Schadensherd am kontaminierten Standort mit geeigneten Verfahren möglichst gut einzugrenzen. Es erscheint sinnvoll (wie im Projekt KOMBO) innovative Erkundungsmethoden anzuwenden um ein konzeptionelles Standortmodell zu erarbeiten, auf dessen Basis die Jet-Behandlung möglichst exakt geplant werden kann. Die etwas höheren Ausgaben bei der Erkundung, werden mit hoher Wahrscheinlichkeit durch Kosteneinsparungen durch ein geringeres Volumen, das behandelt werden muss kompensiert (Freitag et al. 2018).

10 Literatur

- Brameshuber W. und A. Vollpracht (2007): Erarbeitung eines Bewertungskonzeptes zur Auslaugung aus Frischbeton, Abschlussbericht, Forschungsbericht Nr. F 944. Institut für Bauforschung Achen. Fraunhofer IRB Verlag, Stuttgart.
- Brandner P., Oeste F.D., Watzinger A., Wiener J., Reichenauer T.G. (2017) Adsorptionsverhalten und Extraktion der Schadstoffgruppen PAK, MKW und LCKW von einem Textilpassivsammler Altlastenhandbuch
- Dörrie T., Döberl G., Müller-Grabherr D. und Weisgram M. (2016). Quicksan – Erkundungs- und Monitoringtechnologien. Umweltbundesamt & ÖVA, REP 0570
- Freitag P., Martac E., Reichenauer T.G. (2018) On the effectiveness of site investigation in regard to project costs – a case study. XVI Danube – European Conference on Geotechnical Engineering. 7-9 June 2018, Skopje, R. Macedonia
- Huling Scott G. and Bruce E. Pivetz (2006): In-situ Chemical Oxidation. Engineering Issue. EPA/600/R-06/072
- Laumann S., Micic V., Fellner J., Clement D., Hofmann T. (2013): Material Flow Analysis: An Effectiveness Assessment Tool for In Situ Thermal Remediation. VadoseZoneJournal. Doi: 10.2136/vzj2012.0113
- Petri B.G., Neil R. Thomson, Michael A. Urynowicz (2011): Fundamentals of ISCO using permanganat. In: Siegrist et al. (eds.): In Situ Chemical Oxidation for Groundwater Remediation, Doi: 10.1007/978-14419-7826-4_3. Springer Science and Business Media, LLC 2011.
- Siegrist Robert L., Michelle Crimi and Thomas J. Simpkin, editors (2011): In Situ Chemical Oxidation for Groundwater Remediation, SERDP and ESTCP Remediation Technology Monograph Series, Doi: 10.1007/978-14419-7826-4_3. Springer Science and Business Media, LLC 2011.

11 Anhang 1 - Technisches Konzept für den Pilotversuch

Projekt KOMBO

Arbeitspaket 2a – Entwicklung kombinierte Sanierungsmethode: Technisches Konzept für den Pilotversuch

Oktober 2017

(mit Ergänzungen zur Version vom September 2017 und Überarbeitungen vom Dezember 2017
(entsprechend KPC-Brief vom 29.11.2017))



Tauw  **KELLER**



Dipl.-Ing. Gerald Schobert
Staatlich befugter und beordneter Zivilingenieur
F&E-Kulturtechnik und Wasserwirtschaft
A-1030 Wien, Gumpoldsgasse 28b Tel. 0107949438

Inhalt

1	Hintergrund	83
2	Sanierungszielbereich (Fläche und Kubatur)	83
2.1	Fläche	83
2.2	PCE Tiefenverteilung	84
3	Verfahren	87
3.1	Reaktionsmittel	87
4	In-Situ Applikation	87
4.1	Beurteilung	87
4.2	Vorschlag Pilotversuch	89
4.2.1	Zeitlicher Ablauf	89
4.2.2	Ableitung der benötigten Menge an Oxidationsmittel	91
4.2.3	Ableitung von Jet-Parametern	93
4.2.4	Modellrechnung zum Einfluss des geplanten Jet-Körpers auf die Grundwasserhydraulik 95	
4.2.5	Erfolgskontrolle, Monitoring und Notfallkonzept	98
4.2.6	Konventionelle ISCO-Behandlung des nicht mit DSV behandelten Bereiches	100
4.3	Ziele und Zielerreichung	100

1 Hintergrund

Durch das Konsortium wurden in den Arbeitspakten 1a und 1b des KOMBO-Verbundprojekts Daten zu in-situ chemischen Prozessen (1a) und zur Standortcharakterisierung (1b) gewonnen, die als Grundlage für die Planung der Pilotsanierungsphase dienen sollen.

Die Ergebnisse sind im 1. Statusbericht zum KOMBO Projekt im Detail dargelegt und interpretiert. In diesem Kurzvermerk wird die konzeptionelle Ausrichtung für die nachfolgenden Projektphasen auf der Grundlage dieser Ergebnisse skizziert.

- Auf der Grundlage der Erkundungsdaten und der darauf beruhenden Standortcharakterisierung wird die Sanierungszielfläche ausgegrenzt und die Kubatur für die Sanierungsmaßnahme abgeschätzt.
- Auf der Grundlage der Laborversuche wird das einzusetzende Reaktionsmittel definiert.
- Auf der Grundlage beider Projektphasen wird das technische Sanierungskonzept abgeleitet.

2 Sanierungszielbereich (Fläche und Kubatur)

2.1 Fläche

Im Zuge der Erkundungsarbeiten (Arbeitspaket 1b) konnte anhand der lotrecht und schräg abgeteufte MIP-DP-Sondierungen der Hauptbereich der PCE-Belastung unterhalb der Parkfläche zwischen Straße und Werkstattgebäude (Kesselraum und Vorraum) eingegrenzt werden. In Abbildung 1 sind die relativen Schadstoffgehalte in Form der im GC-DELCD gemessenen Spannungen dargestellt.

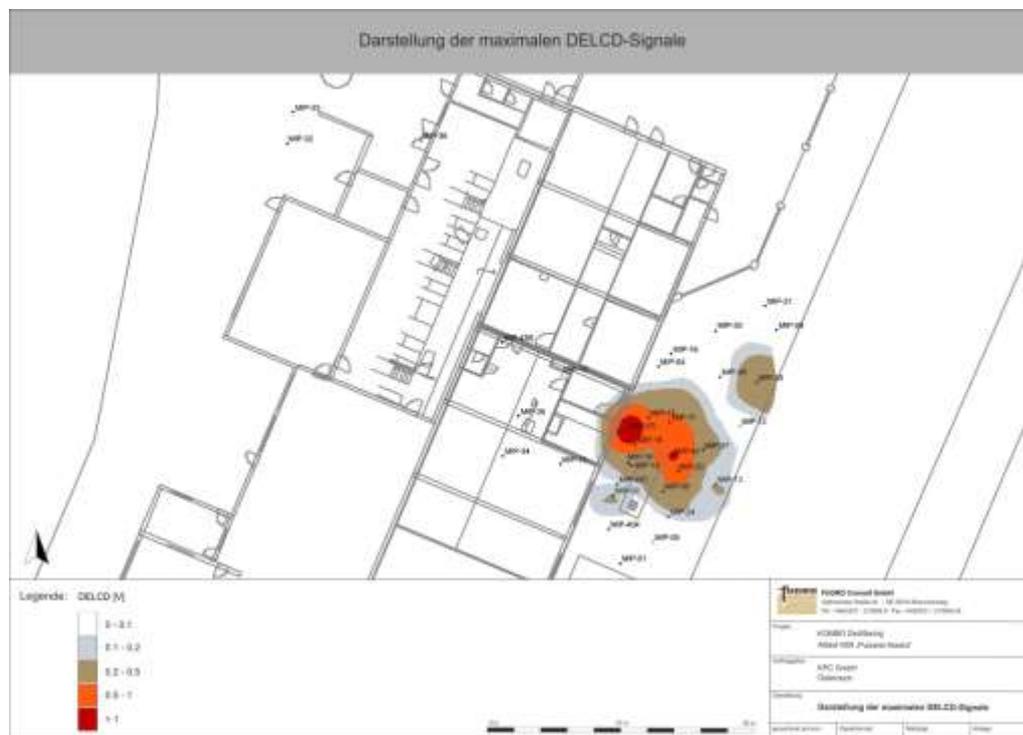


Abbildung 1: „Footprint“ der PCE-Belastung am Projektstandort (relative Schadstoffgehalte in Volt des Detektors (GC-DELCD)).

Der in Abbildung 1 erkennbare kontaminierte kleinräumige Bereich unter dem Gebäudebestand beruht auf rechnerischen Ergebnissen der Interpolation. An Hand der durchgeführten Direct-Push-Sondierungen wurden im Grundwasserbereich keine relevanten Kontaminationen unter dem Gebäudebestand angetroffen.

Zur weiteren Eingrenzung des tatsächlichen Herdbereichs sind in Abbildung 2 die PCE-Gesamtgehalte der mittels Linerbeprobung gewonnenen Feststoffproben dargestellt (siehe 1. Statusbericht KOMBO). Aus theoretischen Berechnungen können PCE-Gehalte unter ca. 50 mg/kg TM rein durch das im Porenwasser gelöste und an der Bodenmatrix adsorbierten PCE erklärt werden. Es ist daher anzunehmen, dass in Proben mit Gesamtgehalten an PCE <50 mg/kg TM der Schadstoff nicht in Phase angetroffen wurde. Nach diesen Überlegungen wäre bei den Linerproben MIP 2 in der ungesättigten Zone und bei MIP 3 im Grundwasserschwankungsbereich Phase detektiert worden (Abbildung 2).

Aus der Gegenüberstellung der MIP – Signale (DELCD Detektor, Einheit Volt) mit den parallel gezogenen und analysierten Linerproben kann abgeleitet werden, dass ab einem MIP Signal von ca. 0,75 V mit dem Vorliegen einer hohen Kontamination oder mit Schadstoffphase gerechnet werden muss. Dies betrifft einen relativ klar abgegrenzten Raum außerhalb des Gebäudebestandes zwischen dem Heizraum und dem Bereich des Öltanks (MIP 2, MIP 3, MIP 11, MIP 42) (siehe Abbildung 1).

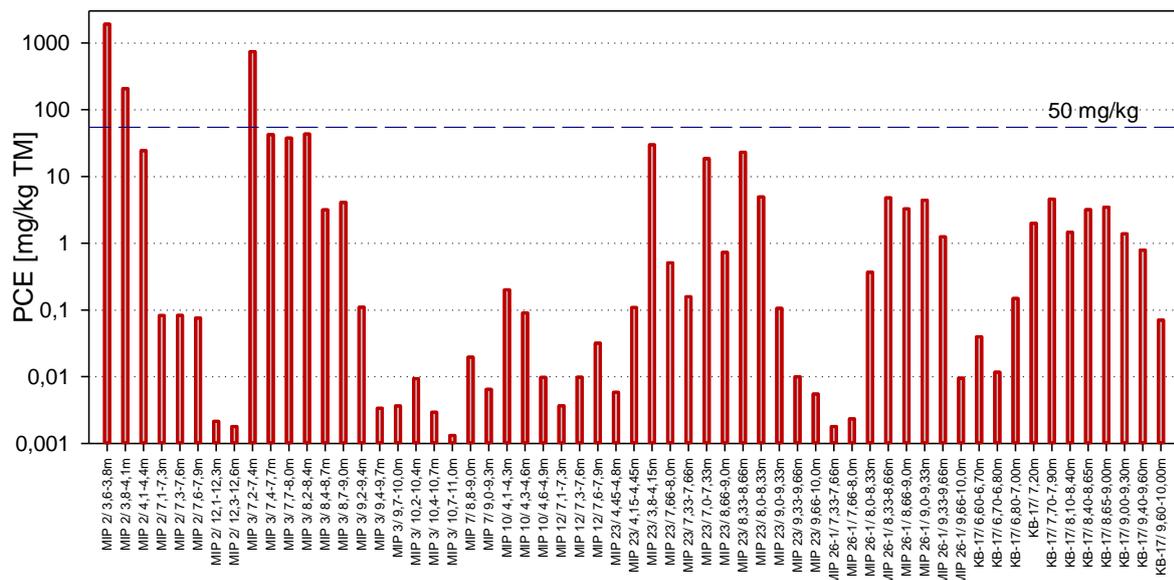


Abbildung 2: PCE-Gesamtgehalte der mittels Liner Sondierung gezogenen Feststoffproben mit Werten >BG (0,001 mg/kg TM)

2.2 PCE Tiefenverteilung

Die PCE-Gehalte der Linerproben in Abhängigkeit von der Beprobungstiefe sind in Abbildung 3 dargestellt (siehe 1. Statusbericht KOMBO). In einer Untergrundtiefe von mehr als 10 m uGOK wurden lediglich PCE-Gehalte <0,01 mg/kg festgestellt. Dies betraf die Liner Sondierungen MIP 2 und MIP 3. Die

MIP Signale zeigten lediglich bei den Sondierungen MIP 3 und MIP 42 relevante PCE-Gehalte tiefer als 11 m uGOK an, die gemessenen Signalstärken können jedoch nicht als Schadstoffphase interpretiert werden. Ob es sich dabei um tatsächliche Schadstoffe handelt oder auch um einen Memory-Effekt, der bei hohen Schadstoffgehalten auftreten kann, kann allerdings nicht eindeutig gesagt werden.

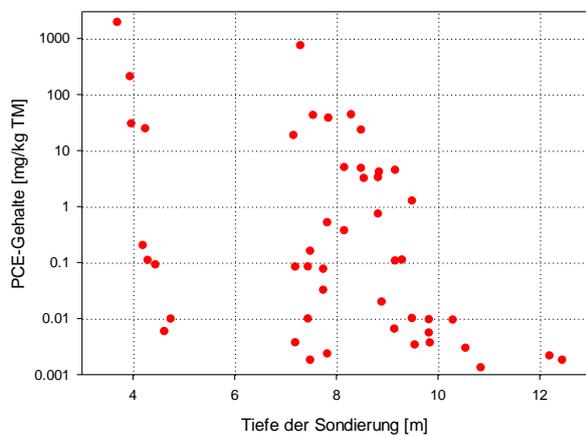
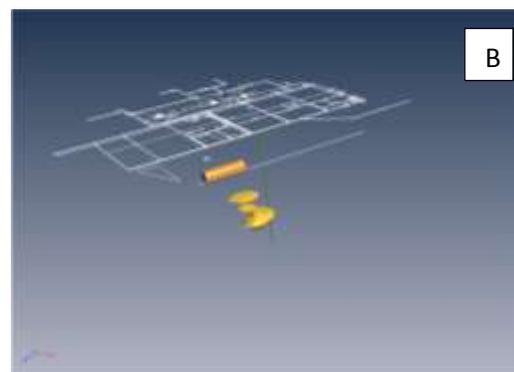
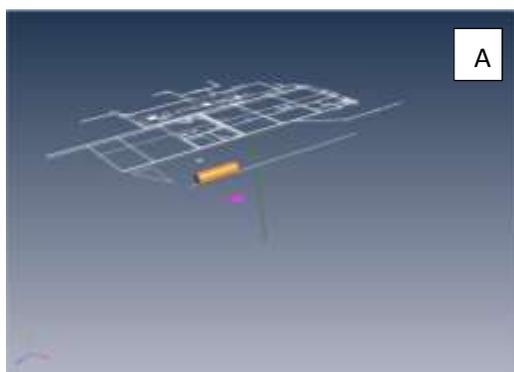


Abbildung 3: PCE-Gehalte der gezogenen Feststoffproben mit Werten >BG in Abhängigkeit von der Beprobungstiefe

Ähnlich wie bei den PCE-Gehalten der Linerproben wurden bei den mittels Direct Push gewonnenen Grundwasserproben in Tiefenbereichen unter 10 m lediglich niedrige PCE-Gehalte in den Proben angetroffen (< 0,15 mg/l) während höhere Gehalte (> 1 mg/l) in der Tiefenstufe 8 - 9,5 m auftraten. An Hand der Erkundungsdaten konnte nicht festgestellt werden, dass PCE in Phase (oder gelöst in höheren Konzentrationen) unter 10 bis 12 m uGOK vorhanden ist.

Basierend auf den MIP-Sondierungen wurde ein dreidimensionales Schadensbild erstellt (Abbildung 4). Je nach Stärke des Volt-Signals des GC-DELCD-Detektors ergeben sich unterschiedlich große Schadensbereiche (vergleiche auch Abbildung 1). Der Schadensherd liegt demnach in eine 2-4 m mächtigen Schluffschicht im Bereich zwischen 6,5 und 10 m unter GOK.



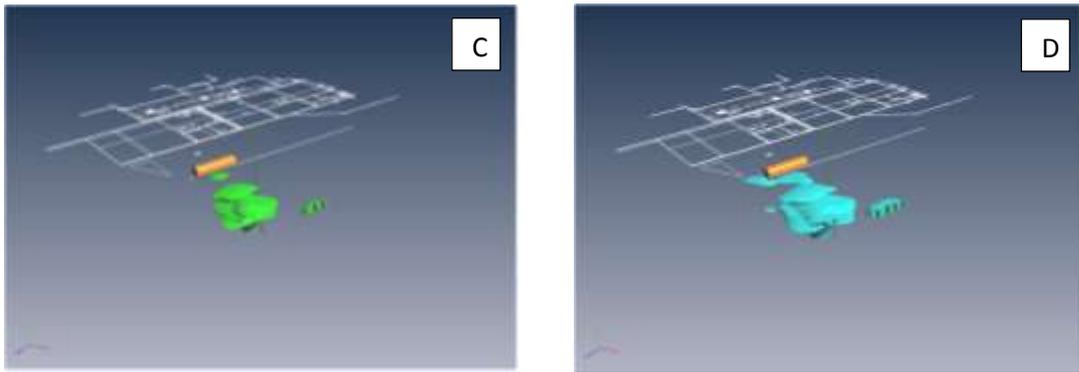


Abbildung 4: Dreidimensionales Modell der Schadstoffverteilung basierend auf den DELCD-Signalen der beiden MIP-Sondierungskampagnen. A: 1V; B: 0,5V; C: 0,2V und D: 0,1V.

Ergänzende Untersuchungen mit Textilpassivsammlern

Untersuchungen mit Textilpassivsammlern zeigten in der neu errichteten anstromigen Grundwassermessstelle (GW22) in der Werkstatt im Vergleich zu den übrigen Sonden sehr geringe Werte (0,07 - 0,16 $\mu\text{g PCE}/\text{cm}^2\cdot\text{d}$) (Tabelle 1).

In allen vollverfilterten Messstellen wurden in der Tiefe 8,5 m die höchsten Werte auf den Passivsammlern gefunden. In den darunterliegenden Tiefen (10, 11,5, 12, 13 und 14 m) waren die Werte deutlich niedriger.

Tabelle 1: Werte der Textilpassivsammler. Die gemessenen Konzentrationen im Extrakt wurden unter Annahme einer linearen Akkumulation auf cm^2 Vlies und Tag normiert.

Tiefe m	GW 13 $\mu\text{g}/\text{cm}^2\cdot\text{d}$	GW14 $\mu\text{g}/\text{cm}^2\cdot\text{d}$	GW15 $\mu\text{g}/\text{cm}^2\cdot\text{d}$	GW18* $\mu\text{g}/\text{cm}^2$	GW19* $\mu\text{g}/\text{cm}^2\cdot\text{d}$	GW20* $\mu\text{g}/\text{cm}^2\cdot\text{d}$	GW21* $\mu\text{g}/\text{cm}^2\cdot\text{d}$	GW22 $\mu\text{g}/\text{cm}^2\cdot\text{d}$
8,5	151,3	23,2	11,0	-	-	-	-	0,16
10	-	7,4	3,5	-	-	-	-	0,11
11,5	-	9,9	3,5	-	-	-	-	0,07
12	-	-	-	-	-	-	-	0,06
13	11,2	8,3	4,0	-	-	-	-	0,07
14	-	8,4	3,7	-	1,02	0,18	1,7	-
15	-	-	-	4,8	-	-	-	-

* nur im Abschnitt von 13 – 15 m verfiltert

Von den vier untersuchten Grundwassermessstellen im Herdbereich, die nur in den untersten 2 m verfiltert sind, zeigten GW19, GW20 und GW21 geringere Werte im Vergleich zu den Werten aus den abstromigen Sonden GW14 und GW15. Nur GW 18 zeigte hier mit $4,8 \mu\text{g PCE}/\text{cm}^2\cdot\text{d}$ erhöhte Werte, die im Bereich der abstromigen Sonden liegen.

Die Grundwassermessstelle GW13, die bei den Pump- und Schöpfproben bisher meist die höchsten Konzentrationen aufwies, zeigte auch bei den Passivsammlern in der Tiefe 8,5 m mit

151,3 µg PCE/cm²*d den bei weitem höchsten Wert. Außerdem ist eine tendenzielle Abnahme der Werte in den jeweiligen Tiefen zwischen GW13, GW14 und GW15 erkennbar.

Die Werte der Textilpassivsammler passen somit sehr gut zum Schadensbild, das aus den Direct-Push-Sondierungen abgeleitet wurde.

3 Verfahren

3.1 Reaktionsmittel

In der ersten Projektphase waren Persulfat und Permanganat als potenziell geeignete Reaktionsmittel anhand ihrer stofflichen Eigenschaften und der spezifischen Anforderungen am Projektstandort ermittelt worden.

Aufgrund der Laborergebnisse wurde Persulfat nunmehr als Oxidationsmittel für die in-situ Anwendung ausgeschlossen, da mit diesem kein wirksamer Abbau der Zielsubstanz PCE belegt werden konnte, wenn es mit den typischen Zuschlagsstoffen (z.B. Zement), die für die Einbringung mit dem Düsenstrahlverfahren (DSV) notwendig sind, vermischt wurde.

Permanganat als langlebiges Oxidationsmittel wurde auf der Grundlage der Laborversuchsergebnisse als aussichtsreiches Reaktionsmittel für die in-situ Anwendung (sowohl passiv als auch DSV) bestätigt.

Nullwertiges Eisen (Fe(0)) wird nicht weiter in Betracht gezogen, weil ein aussichtsreiches Oxidationsmittel identifiziert werden konnte und die Fe(0)-Einbringung mit spezifischen technischen Einschränkungen verbunden ist sowie der PCE Abbau langsamer verläuft als mit einem Oxidationsmittel. Fe(0) muss als Feststoff (Suspension) direkt mit der Zielsubstanz PCE in Kontakt gebracht werden, sofern ein abiotischer Abbau des letzteren eintreten soll. Dieser Kontakt ist durch das intensive Mischen im Zuge des DSV relativ weitgehend herzustellen, eine kombinierte passive Einbringung ist jedoch als nicht sinnvoll anzusehen.

4 In-Situ Applikation

4.1 Beurteilung

Der Schadensbereich außerhalb des Gebäudebestands ist in hohem Maße geeignet für die Anwendung des DSV. Die Freifläche ist gut zugänglich und für die erforderliche Baustelleneinrichtung sowie die Ausführung geeignet. Das Verfahren besitzt unter den gegebenen Untergrundbedingungen am Standort – geringe, heterogen verteilte hydraulische Durchlässigkeiten – eine besonders gute Eignung, da andere Einbringungsverfahren eine weniger gute Verteilung des Reaktionsmittels im Untergrund zu erzielen vermögen. Dabei ist grundsätzlich herauszustellen, dass alle in-situ Verfahren, die auf der konventionellen Einbringung von festen, flüssigen und/oder gasförmigen Reaktionsmitteln beruhen unter den gegebenen Standortbedingungen mit geringen hydraulischen Leitfähigkeiten und ausgeprägter lithologischer Heterogenität mit einem sehr hohen technischen Aufwand verbunden sind und in ihrer Wirksamkeit dennoch limitiert, da der Kontakt zwischen Reaktionsmittel und Zielsubstanz begrenzt ist. Daher besitzt das gewählte Verfahren hinsichtlich der zu erwartenden Schadstoffmassenreduktion und der Kürze der erwartenden Maßnahmendauer eine herausragende Stellung.

Bei der relativ engmaschig durchgeführten Erkundung konnte im Grundwasserbereich unterhalb des Gebäudebestandes keine nennenswerte Kontamination mit CKW vorgefunden werden. Trotzdem werden im Zuge des Pilotversuches Maßnahmen in Erwägung gezogen, um eine etwaige Kontamination unterhalb des Gebäudebereiches behandeln zu können. Für den Schadensbereich innerhalb des Gebäudebestands kommt das DSV aus technischen Erwägungen nur bedingt infrage. Der Bereich des Heizkesselraums ist nicht zugänglich. Der Untergrund in diesem Bereich ist durch schräg niedergebrachte Injektionsbohrungen nicht zur Gänze zu erfassen.

In diesem Bereich ist ein konventionelles Einbringungsverfahren zu präferieren, z. B. die Einbringung der Reaktionsmittellösung mittels Direct-Push-Injektion sowie die Infiltration über Direct-Push-Pegel oder über Bohrpegel. Die Infiltration sollte dabei gezielt in den in Arbeitspaket 1b als belastet identifizierten Teufenintervallen erfolgen.

4.2 Vorschlag Pilotversuch

4.2.1 Zeitlicher Ablauf

Um möglichst viele Erkenntnisse aus dem Pilotversuch zu gewinnen wird vorgeschlagen das Jetten des Herdbereiches in zwei Schritten durchzuführen und in einem dritten Schritt eine Infiltration von Oxidationsmittel in weniger kontaminierten Bereichen durchzuführen (Abbildung 5).

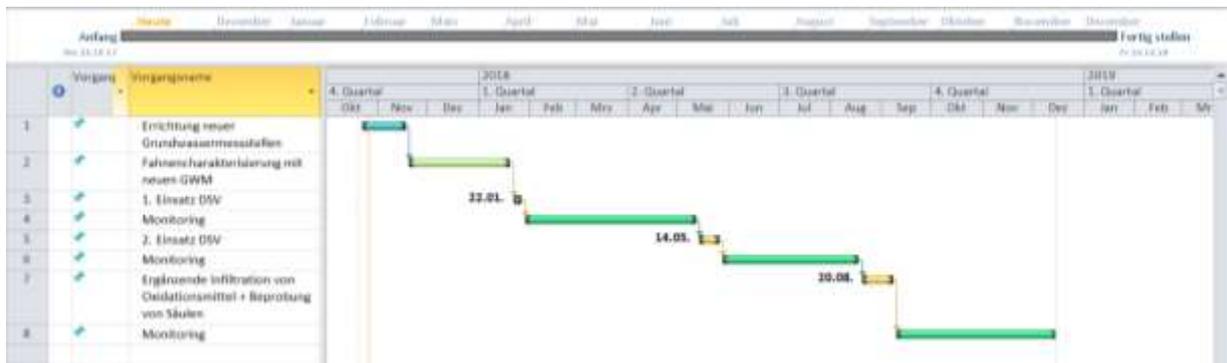


Abbildung 5: Ablaufplan des Pilotversuches im Projekt KOMBO. Gelbe Balken: Behandlungsschritte, grüne Balken: Monitoringphasen

In Schritt 1 wird in einem ersten Jet-Einsatz der Bereich bis 0,5 Volt behandelt (Abbildung 6), da in diesem Bereich am ehesten Schadstoffphase vermutet wird (vergleiche Abschnitt 2). Danach folgt eine Monitoringphase um die Wirkungen auf die Schadstoffgehalte im Grundwasser zu dokumentieren. Unter der Annahme, dass durch diese erste Behandlung der Großteil der residualen Phase im Herdbereich entfernt wird, soll das anschließende Monitoring Aufschluss über die Effekte der Entfernung der Phase geben. Hierzu werden die Schadstoffgehalte im unmittelbaren Herdbereich, sowie in der Fahne untersucht (siehe Kapitel 4.2.5). Auf Basis der gewonnenen Daten wird entschieden, wann der zweite Jet-Einsatz durchgeführt wird

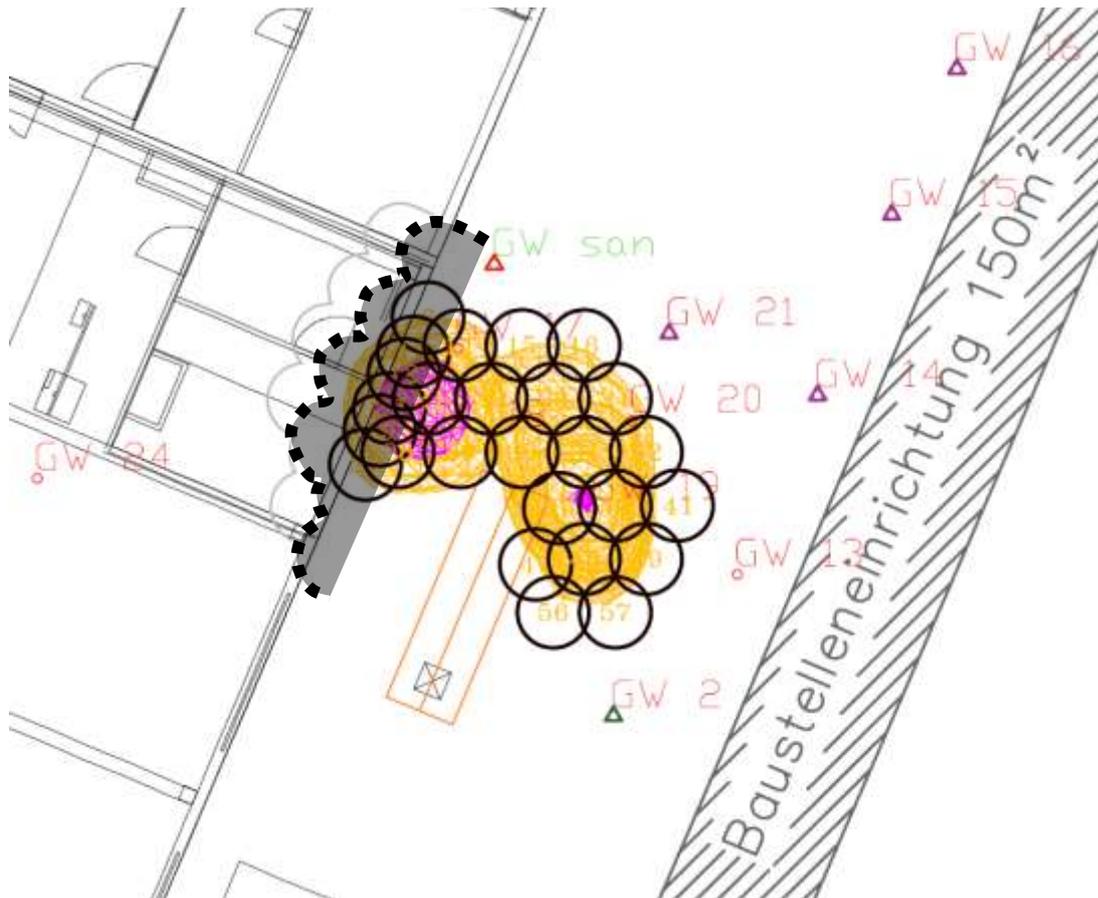


Abbildung 6: Erste Kampagne – Säulengrundriss auf Geländeoberkante projiziert. Dabei wird der Bereich mit Messsignalen $>0,5\text{mV}$ behandelt. Die schrägen Säulen zur Abdeckung der kontaminierten Bereiche unter dem Bestand reichen danach rund $2,5\text{m}$ unter das Gebäude. Zu diesem Zeitpunkt sind auch GW-San und die meisten der neuen Messstellen erhalten

In Schritt 2 wird der zusammenhängende Herdbereich bis $0,5$ Volt gejetet (Abbildung 7) und anschließend wieder der Effekt auf die Schadstoffgehalte im Grundwasser über mehrere Wochen untersucht.

In Schritt 3 werden schließlich Bereiche außerhalb des zentralen Herdes, in denen erhöhte Schadstoffgehalte festgestellt wurden (z.B. bei MIP 8) mit Infiltration von Permanganat behandelt. Danach wird wieder ein Monitoringprogramm durchgeführt.

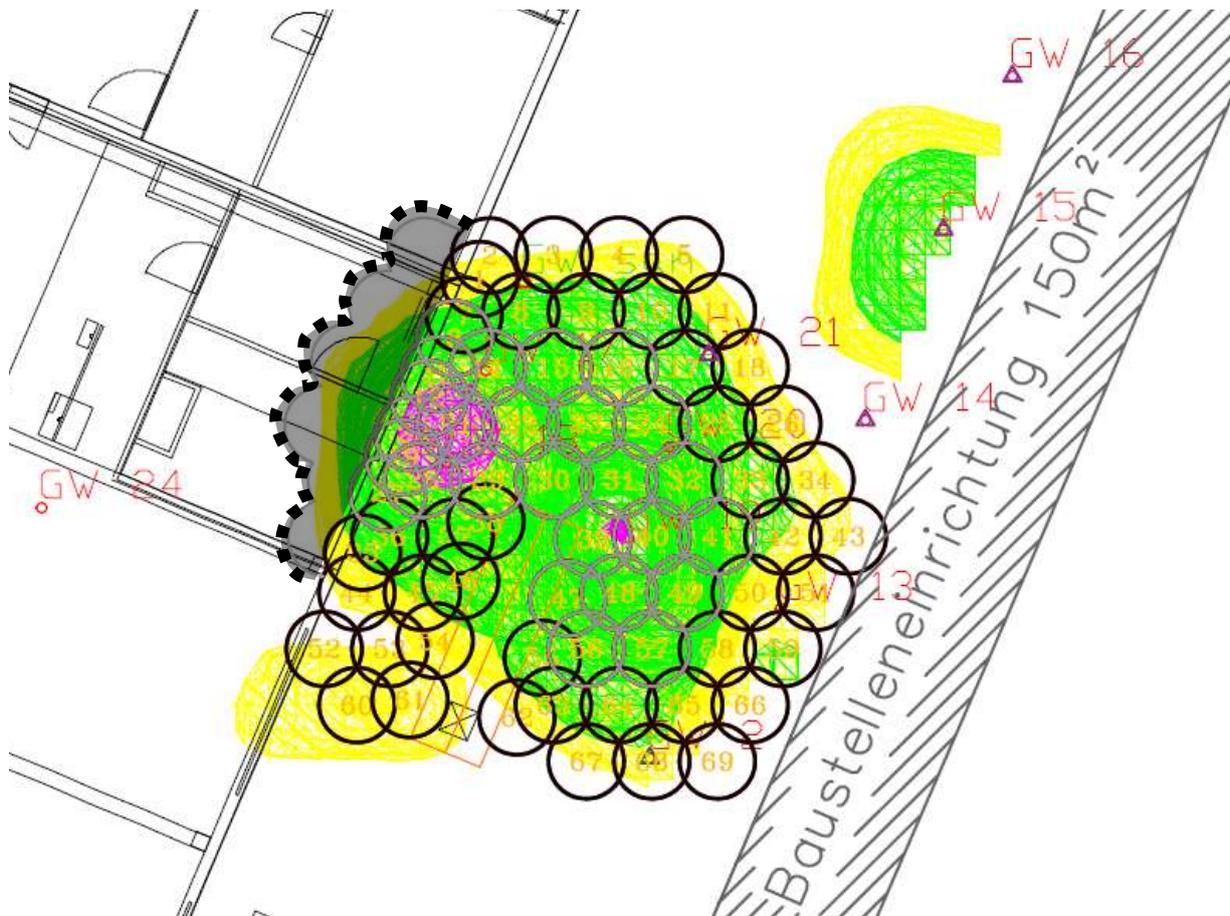


Abbildung 7: Zweite Kampagne Behandlung des Restes der als Herd ausgewiesenen Grundflächen (Messsignale >0,1V). Grauer Bereich mit strichlierter Begrenzung unter dem Gebäude: Durch schräge Säulen erfasster Bereich unter dem Gebäude (in diesem Bereich wird die Zementzugabe erhöht, um die Stabilität des Gebäudes sicherzustellen).

Der kleine Schaden unter dem Gebäude wird im Zuge des 1. Jet-Einsatzes mit Hilfe von schräg gejetteten Säulen erfasst.

Die Jet-Bereiche für die beiden Einsätze werden auf Grund des dreidimensionalen Modells des Schadensherdes sowohl in Bezug auf Lage, als auch in Bezug auf die Tiefe festgelegt und die Behandlung wird innerhalb einer Woche durchgeführt. Es werden jene Tiefenbereiche mit DSV behandelt in denen mit der MIP-Sondierung erhöhte Schadstoffgehalte im Feststoff nachgewiesen wurden (siehe Abbildung 8 und Abbildung 9). In allen Säulen und Tiefenstufen wird dieselbe Menge an Oxidationsmittel appliziert.

4.2.2 Ableitung der benötigten Menge an Oxidationsmittel

Die Ableitung der benötigten Oxidationsmittelmenge beruht auf folgenden Überlegungen und Untersuchungen:

In den Batchversuchen zum PCE-Abbau mittels Permanganat zeigte sich, dass innerhalb von zwei Tagen das gesamte PCE abgebaut wurde. Für den Einsatz des DSV wurde daher in den weiteren Betrachtungen vor allem diese Zeitspanne berücksichtigt. Nach einer Dauer von zwei Tagen des Abbaues wurden bei Zugabe der Zementsuspension ca. 6,5 g KMnO_4 pro kg Suspension verbraucht. Es wird daher aufgerundet ein Zielwert für die Kaliumpermanganatmasse im

Untergrundbereich nach dem DSV-Vorgang **von 7 g/kg** festgelegt. Dieser Wert ist insofern mit einer Sicherheit versehen als nach dem Jeteinsatz der DSV-Körper aus ca. 75% ursprünglichem Boden und 25% DSV-Suspension besteht (Erfahrungswert Keller Grundbau). Da in den Vorversuchen der NOD des ursprünglichen Bodens mit 0,5 bis 2 g/kg (nach 14 Tagen, nach 2 Tagen meist <1 g/kg) ermittelt wurde, ist davon auszugehen, dass der tatsächliche NOD des DSV-Körpers daher deutlich niedriger liegen wird.

Im Säulenversuch wurde mit einem Verhältnis KMnO_4 zu Suspension/Boden-Mischung von 9 g/kg gearbeitet, wobei beobachtet werden konnte, dass einerseits das in den Kern eingebrachte PCE (in Phase) sehr rasch und vollständig abgebaut wurde und im Abstrom noch hohe Konzentrationen an Permanganat festgestellt werden konnten. Für das Jetten ist pro m^3 Untergrund ein Volumen von 602 l Suspension notwendig (Keller Grundbau). Bei einer Dichte der Suspension von 1,35 kg/l entspricht dies einer Masse von 813 kg Suspension pro m^3 Untergrund. Weiters wird beim Jet-Vorgang in etwa wieder die Hälfte der Suspension ausgespült, die andere Hälfte verbleibt im Boden, also jeweils ca. 300 l. Wenn die eingebrachte Suspension das gleiche Volumen an Boden verdrängt, so entspricht das bei einer Lagerungsdichte des Bodens von 1700 kg/m^3 einem Bodenaustrag von 510 kg. Der gejettete Kern besteht in weiterer Folge aus einer Masse von 1190 kg verbliebenen Boden und 405 kg Suspension, somit einer Gesamtmasse von 1595 kg. Hochgerechnet mit dem Zielwert von 7 g/kg ergibt sich daher eine Masse an KMnO_4 von 11,2 kg pro behandeltem Kubikmeter Untergrund. Hochgerechnet auf die Gesamtkubatur des mittels DSV zu sanierenden Untergrunds (mit Überschneidungen: 405 m^3) ergibt sich eine Gesamtmenge von ca. 9,1 t an einzusetzendem KMnO_4 .

Der Vorteil des Düsenstrahlverfahrens bei einer Herdsanierung mit Oxidationsmittel ist eine sehr gute Homogenisierung des in Phase vorliegenden PCE im gesamten Kern während des Jetvorganges. Es macht daher Sinn, die für den PCE-Abbau notwendige Menge an Permanganat daher auf ein größeres Bodenvolumen von z.B. 1 m^3 zu betrachten. Stöchiometrisch sind für den Abbau von 1 Mol PCE 2 Mol Permanganat notwendig.¹ Die in einen Kubikmeter Untergrund eingebrachten 11,2 kg KMnO_4 entsprechen 70,7 Mol Permanganat. Abzüglich des Verbrauches durch den NOD (ca. ein Drittel innerhalb der ersten 2 Tage nach dem Jetten) bleiben somit 47,1 Mol Permanganat für die Reaktion mit PCE. Entsprechend können damit 23,6 Mol PCE abgebaut werden. Dies entspricht einer PCE-Menge von 3,9 kg, die in einem Kubikmeter behandeltem Boden abgebaut werden können.

Bei der Linerbeprobung betrug der über 1 m Profiltiefe gemittelte höchste Gehalt an PCE 715 mg/kg Boden (ungesättigte Zone MIP 2, Tiefenstufe 3,7 bis 4,25 m). Selbst für den Fall, dass dieser Gehalt der Linerprobe MIP 2 auf 1 m^3 hochgerechnet wird (dies ist eher als unrealistisch anzusehen, da DNAPL-Phasen eher fingerförmig und nicht flächenhaft in den Untergrund migrieren) ergäbe sich daraus eine PCE-Menge von $1,2 \text{ kg PCE/m}^3$, also weniger als ein Drittel der Menge, die mit der eingesetzten Permanganatmasse behandelt werden kann.

Eine Applikation von Permanganat (ohne DSV) ist im Bereich des kleinen Herdes bei GW15 (MIP8) knapp an der Straße, östlich des Sanierungsbrunnens vorgesehen. Weiters ist vorgesehen bei Bedarf den Randbereich unmittelbar außerhalb des gejetteten Bereiches mit Hilfe von Direct-push Injektion

¹ Siegrist Robert L., Michelle Crimi and Thomas J. Simpkin, editors (2011): In Situ Chemical Oxidation for Groundwater Remediation, SERDP and ESTCP Remediation Technology Monograph Series, doi: 10.1007/978-14419-7826-4_3. Springer Science and Business Media, LLC 2011

von Kaliumpermanganat zu behandeln. Die genauen Punkte und Dimensionierungen können allerdings erst im Zuge des Monitorings nach dem zweiten Jet-Einsatz festgelegt werden.

4.2.3 Ableitung von Jet-Parametern

Zur Verfahrensbeschreibung des DSV selbst sei auf den Projektantrag verwiesen. Die gesamte Anzahl der benötigten Säulen (siehe Abbildung 8) ergibt sich aus einem erwarteten Durchmesser von 1,4 m in der Schlufflage und der beschriebenen dreidimensionalen Verteilung des Schadensherdes. Diese Annahme des Durchmessers beruht auf Erfahrungswerten aus dem Großraum Wien. Als Referenzen können hier unter vielen anderen Baustellen wie die Eisbärenanlage im Zoo Schönbrunn und der Umbau (Einbau eines zweiten Kellergeschoßes) des Hauses Ronacher genannt werden.

Der Durchmesser einer Säule kann nach folgender einfachen empirischen Formel abgeschätzt werden. Diese Formel wurde auch bei der Kalkulation vom 2017-11-10 verwendet.

$E = 7,85 \times z \times d$	E [l/min]	Erosionsleistung
	z [cm/min]	Ziehgeschwindigkeit
	d [m]	Durchmesser

Daraus ergeben sich die folgenden Eckdaten für die Summe der beiden Jet-Durchgänge:

Punktanzahl	69
Größte Bohrtiefen	12,50m
Durchschnittliche Düslänge	3,5m
Behandeltes Bodenvolumen	344m ³ ohne notwendige Überschneidungsbereiche
Eingesetztes KMnO ₄	ca. 9,5 to
Anfallende Rücklaufsuspension	500 m ³ Beinhaltet auch Prozesswässer

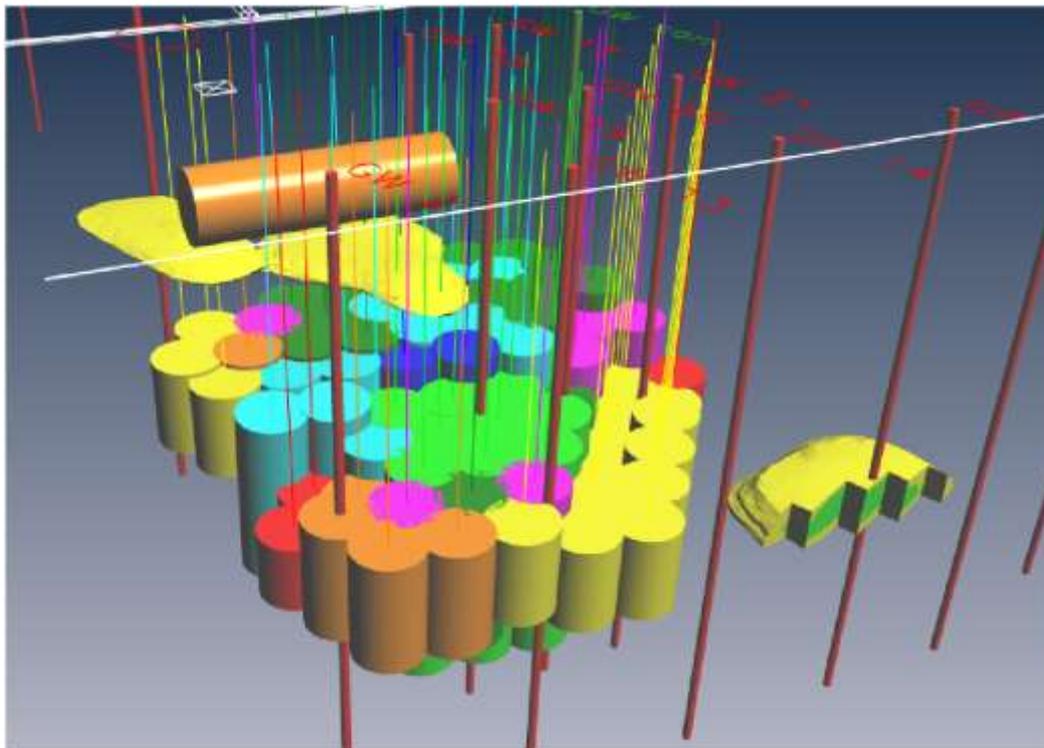


Abbildung 8: Perspektivische Ansicht des zu behandelnden Bereichs, von der Straße aus gesehen. Vertikale Zylinder stellen Säulen unterschiedlicher Geometrie (Bohr- und Düslänge) dar. Zusammenhänge gleichfärbig Säulen haben dieselbe Düslänge. Weiters sind die GW-Messstellen und der bestehende stillgelegte Tank ersichtlich. Außerdem ist in der Abbildung auch ein Bereich abstromig des Herdes sichtbar, der erst im dritten Schritt mit Infiltration von Permanganat behandelt wird. Die exakte Lage und Geometrie kann dem getrennt übermitteltem Plan C/501/0111 entnommen werden.

Abbildung 9 zeigt einen Schnitt durch den gejetteten Bodenkörper in dem die Konturen von drei der festgestellten Kontaminationszonen innerhalb des dann gejetteten Körpers dargestellt sind.

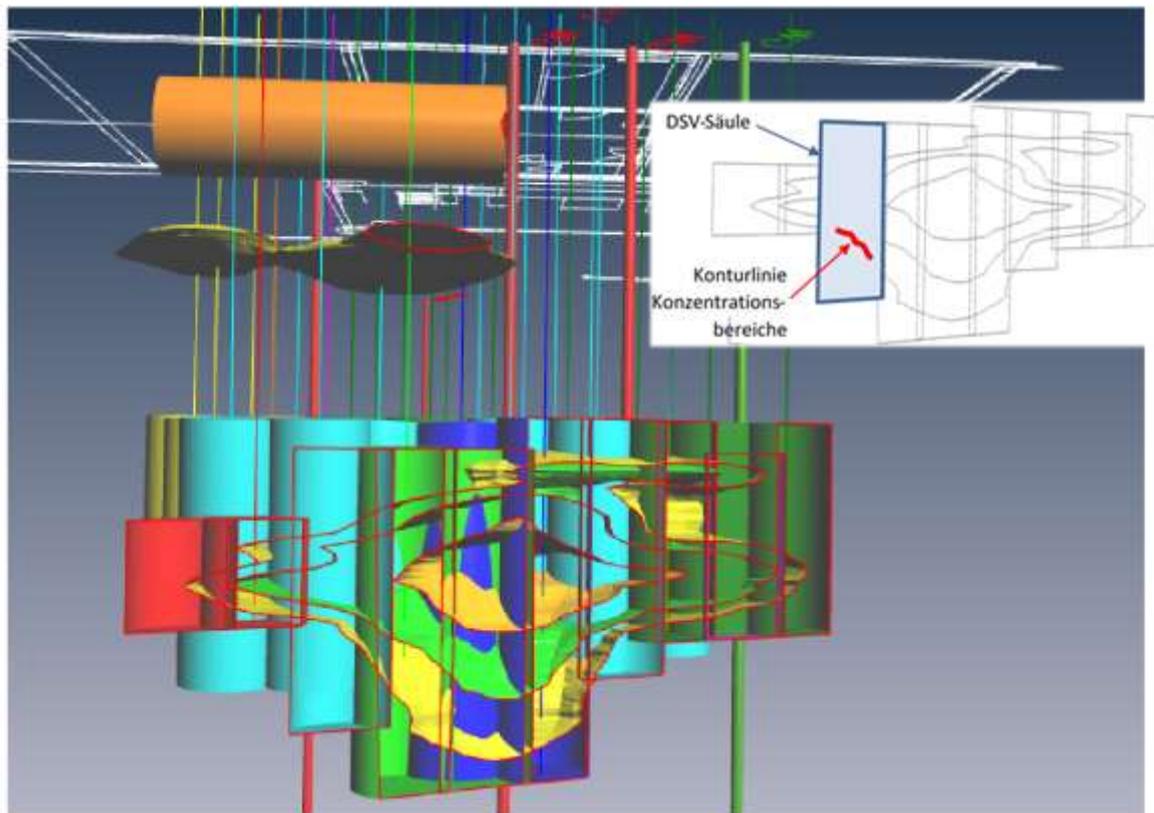


Abbildung 9: Schnitt durch den Bodenkörper. Sichtbar sind die ausgewiesenen, behandelten Kontaminationsbereiche 0,1V, 0,2V und 0,5V (vergleiche Insert).

Die Gerätschaft wird nach Einholung aller erforderlichen Genehmigungen im Bereich des Grünstreifens/Gehsteigs vor der Liegenschaft auf ca. 3 mal 60 m eingerichtet. Abbildung 10 zeigt eine übliche Anordnung die im Hinblick auf zusätzliche Silos für KMnO_4 entsprechend vor Ort adaptiert werden muss. Wasser und Strom werden bauseits bereitgestellt.

**Schema Baustelleneinrichtung
M 1:250**

Silo, HDP, Kompressor, Aggregat, Vorratsbehälter, Materialcontainer, Mannschaftscontainer
52,80 x 3,20 = 169,00 m²

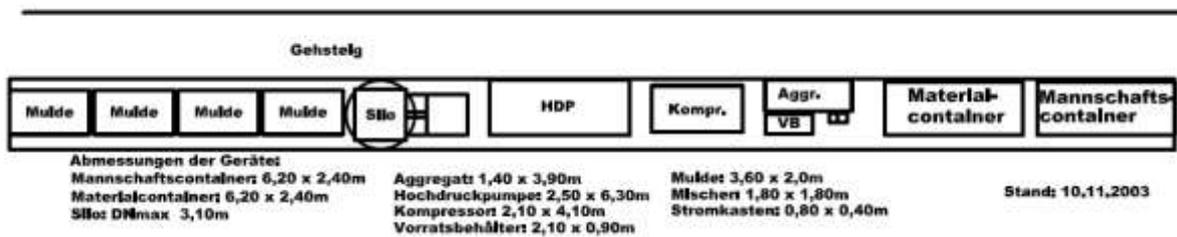


Abbildung 10: Typische Anordnung einer Baustellengerätschaft, wie sie in adaptierter Form auch in Zwölfaxing eingerichtet werden wird.

Derzeit stehen noch nicht alle Kostenfaktoren endgültig fest, wie zum Beispiel der Einkaufspreis für die Sonderrezeptur des Bindemittels und die Entsorgung der Rücklauf suspension. Hier wurden übliche Kosten angenommen. Die Kosten soweit sie zum jetzigen Zeitpunkt abgeschätzt werden können belaufen sich auf ca. 350.000 € für diesen Teil des Pilotversuchs. Ausgehend von einer, wahrscheinlich bei einem Versuchsprojekt nicht zutreffenden üblichen Kostenstruktur, kann von 87.500 € Personalkosten, 140.000 Sachkosten und 122.500 Drittkosten ausgegangen werden. Genaue Kosten werden derzeit von Keller erhoben und detaillierte Aufschlüsselung wird bis spätestens zum 18.11. nachgeliefert.

Vorausgesetzt der Zustimmung des wissenschaftlichen Beirats wird die Kalkulation (und Kostenvoranschläge) vorab der KPC zur Prüfung vorgelegt. Somit soll verhindert werden, dass (im wesentlichen Dritt-)Kosten bei der Endabrechnung nicht anerkannt werden können.

Die im ersten Konzept vom März 2017 angedachten Alternativvarianten wurden nicht mehr weiterverfolgt, da dort eine Jet-Tiefe bis zum Grundwasserstauer angenommen wurde. Da das Projekt-konsortium jedoch nach eingehender Diskussion zum Schluss kam, dass es sinnvoller ist, nur den belasteten Schluff-Bereich mit DSV zu behandeln, waren diese Varianten obsolet. Die hier vorgeschlagene Behandlung des Schadensherdes in drei Schritten stellt allerdings die Planung aus heutiger Sicht dar. Im Sinne der im Projektantrag beschriebenen „Justierung der OM-Einbringung“ kann und soll eine weitere Anpassung des Pilotversuches in Abhängigkeit von den gewonnenen Monitoring-Daten nicht ausgeschlossen werden.

4.2.4 Modellrechnung zum Einfluss des geplanten Jet-Körpers auf die Grundwasserhydraulik

Um die Wirksamkeit auf das hydraulische Regime abzuschätzen wurde eine konzeptionelle Strömungsmodellierung mit Feflow durchgeführt, für die zahlreiche vereinfachende und generalisierende Annahmen getroffen wurden und bei der auf eine Kalibrierung verzichtet wurde.

Modellaufbau und Parametrisierung wurden wie folgt realisiert:

Die Modellgebietsgröße beträgt ca. 1,2 km in Fließrichtung und ca. 950 m quer zur mittleren Fließrichtung; das Untersuchungsgebiet ist zentral positioniert. Basierend auf den letzten 5 Stichtagsmessungen vom Juli 2016 bis einschließlich Januar 2017 wurde ein mittlerer hydraulischer Gradient von $6,8 \cdot 10^{-3}$ errechnet. Als Maß dienten die Messstellen GW 10 (Anstrom) und GW 11 (Abstrom) mit einem mittleren GW-Spiegelstand von 160,46 mNN bzw. 160,03 mNN. Der Zu- und Abstrom des Modellgebiets wurde als Festpotenzial (Randbedingung erster Ordnung) angesetzt unter Berücksichtigung des zuvor genannten mittleren hydraulischen Gradienten und gemessenen Grundwasserstände an den Referenzmessstellen GW10 und GW11.

Nach Prüfung der geologischen Profile wurde ein Modellaufbau aus sechs Layern gewählt, die wie folgt definiert wurden:

Layer		Endteufe [muGOK]	dominierende Bodenart	mittlerer kf-Wert
1	ungesättigte Zone	-3	Auffüllung (Kies, sandig)	1,00E-03
2		-4	Schluff, feinsandig	3,00E-06
3		-6	Kies, sandig	1,00E-03
4	wasser-gesättigte Zone	-7,6	Schluff, feinsandig	3,00E-06
5		-10,6	Sand, schluffig	9,00E-06
6		-14,6	Kies, sandig	1,00E-03

Im Modell wurde ein nichtleitendes Element mit einer Tiefe bis ca. 11 m u GOK eingefügt, um das Jetting der Schluffschicht sowie des liegenden sandigen Aquiferbereichs zu simulieren. Das entspricht etwa den oberen drei Metern des gesättigten Bereichs (Abbildung 11). Für den Grundriss des Jet-Körpers wurde ein Rechteck angenommen. Beides stellt eine Vereinfachung dar, da die geplante Geometrie des Jetkörpers sich schon aus Gründen der Wirtschaftlichkeit der Schadstoffverteilung im Detail anpassen soll. Im Sinne der Grundwasserhydraulik stellt der vereinfachte quaderförmige Jet-Körper mit seiner im Vergleich zur Planung großen Tiefenerstreckung einen „Worst-Case“ dar.

Um die Bahnlinien im Nahbereich des Jet-Körpers genauer abbilden zu können wurde die vertikale Auflösung des Modells im Bereich des Sandes durch Einfügen zusätzlicher Layer auf eine Schichtmächtigkeit von 0,5 m verfeinert.



Abbildung 11: Definition der unterschiedlichen Layer für die Modellierung.

Abbildung 12A zeigt die Draufsicht auf das Gelände mit dem rechteckigen Grundriss des berechneten Jet-Körpers mit den Hydroisohypsen und Strömungsbahnlinien nahe unterhalb des Grundwasserspiegels (hier ist im Modell der Übergang von Schluff zu einer sandigen Aquiferschicht angesetzt). Man

sieht eine kleine und sehr lokale Änderung im Verlauf der Hydroisohypsen im Nahbereich der Jetwand. Die Bahnlinien werden jedoch nicht wesentlich abgelenkt.

In Abbildung 12B ist ein Profilschnitt durch die Jetwand und die Bahnlinien zu sehen. Hier wird erkennbar, wie die Jetwand unterströmt wird, während die laterale Umströmung gering ausgeprägt ist. Insgesamt zeigt sich, dass die geplante Maßnahme, auch unter Annahme eines „Worst-Case“-Szenarios nur geringe Auswirkungen auf die lokale Grundwasserhydraulik besitzt.

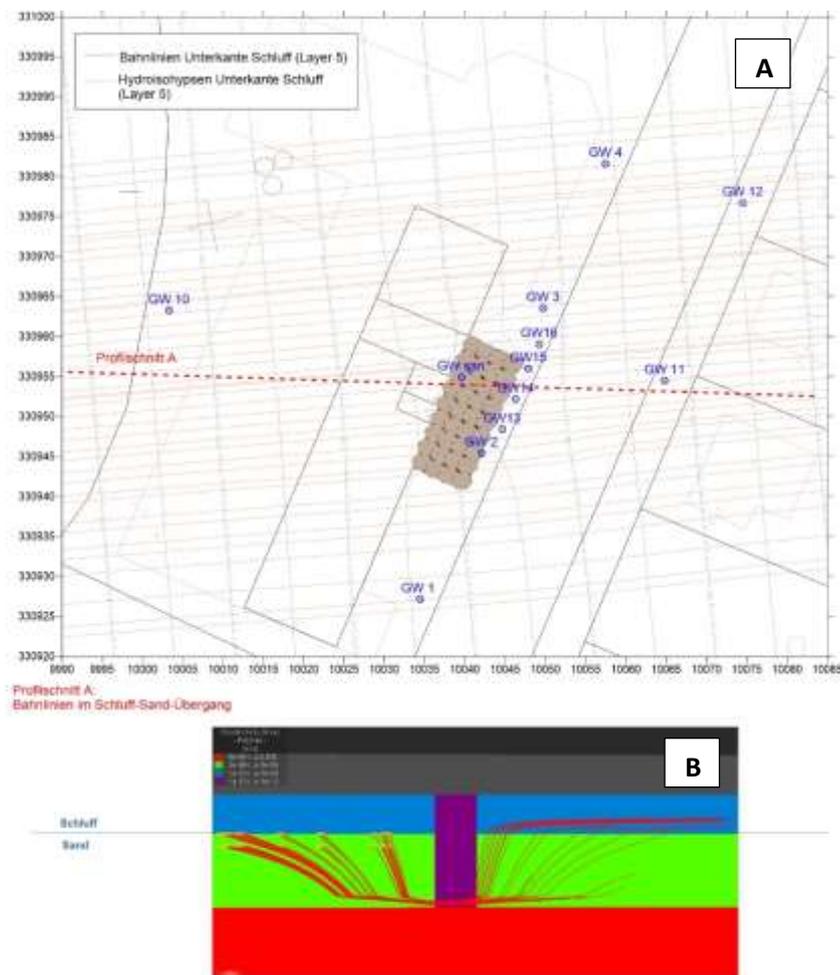


Abbildung 12: Modellierung des Effektes eines gejetteten Körpers auf die Grundwasserströmung. (A) Draufsicht auf den Standort und den Jet-Körper, (B) Profilschnitt durch Standort und Jet-Körper mit eingezeichneten Bahnlinien. Zum Vergleich der Layer siehe Abbildung 11.

4.2.5 Erfolgskontrolle, Monitoring und Notfallkonzept

Zur Untersuchung der Wirksamkeit der Behandlung in den gejetteten Säulen werden in der Woche nach dem ersten Jet-Einsatz Linerbeprobungen in den Säulen durchgeführt. Der Gehalt an chlorierten Kohlenwasserstoffen in den so gewonnen Bohrkernen wird anschließend analysiert um den erreichten Abbaugrad in den Säulen abschätzen zu können.

Nach jedem Behandlungsschritt (Erste und zweite DSV-Behandlung, Direct-push Injektion) werden die Effekte der Behandlung durch Monitoring der Grundwassermessstellen (GWM) verfolgt (vergleiche Abbildung 5), wobei hier drei Gruppen von Grundwassermessstellen zur Verfügung stehen (siehe auch Abbildung 6 und Abbildung 7):

1. Bestehende GWM, die außerhalb des gejetteten Bereichs liegen: Diese GWM werden weiter beprobt.
2. Bestehende GWM, die im gejetteten Bereich liegen: Hier wird versucht diese GWM zu erhalten, indem vor dem Jetten in die bestehenden Kunststoffrohre Stahlrohre eingestellt werden
3. Neu errichtete GWM: Nördlich und südlich von GW11 (auf der anderen Straßenseite) sollen zwei weitere GWM errichtet werden um die vom Grundstück abströmende Fahne vor und nach der Durchführung des Pilotversuches besser charakterisieren zu können.

Beim Monitoring werden von den oben genannten Sonden im Abstand von zwei bis vier Wochen Proben gezogen und auf folgende Parameter analysiert:

- Perchlorethen (PER)
- Chlorierte Zwischenprodukte: Trichlorethen (TCE), Dichlorethene (DCE), Vinylchlorid (VC)
- Dechlorierte Abbauprodukte: Ethan, Ethen, Ethin
- Permanganat
- Kalium
- Chlorid
- Schwermetalle (werden nicht zu allen Zeitpunkten bestimmt)

Ergänzend zur Analyse der Grundwasserproben werden zu einem Zeitpunkt die Schadstoffbelastungen mit Textilpassivsammlern in mehreren Messstellen tiefenbezogen bestimmt.

Darüber hinaus sind Immissionspumpversuche an GW 11 und den beiden daneben neu errichteten GWM vor und nach der Behandlung vorgesehen.

Außerdem wird der Gehalt an Chlorierten Kohlenwasserstoffen (PER und Abbauprodukte) in Proben der Rücklauf suspension bestimmt.

Abgesehen vom Monitoring können die verschiedenen Grundwassermessstellen sowie der derzeitige Sicherungsbrunnen gegebenenfalls auch zur hydraulischen Sicherung des Standortes verwendet werden. Sollte die Erhaltung des Sanierungsbrunnens nicht funktionieren stehen auf jeden Fall die drei Grundwassermessstellen GW 13, GW 14 und GW 21 zur Verfügung, die außerhalb des gejetteten Bereiches liegen. Diese Notwendigkeit kann einerseits eintreten, wenn es durch die Behandlung zu einer Mobilisierung von Schadstoffen kommt (was allerdings auf Grund des derzeitigen Wissensstandes nicht erwartet wird). Am ehesten möglich wäre eine vorübergehende Mobilisierung von Schwermetallen. Eine etwaige Schadstoffmobilisierung würde im Rahmen des oben beschriebenen Monitorings in den GWM in unmittelbarer Nähe des behandelten Herdbereiches festgestellt werden, sodass genug Zeit bleibt den neuen Sicherungsbrunnen in Betrieb zu setzen, ehe die Schadstoffe aus dem unmittelbaren Schadensherd ausgetragen werden. Sollte sich doch eine erhöhte Schadstofffahne ausbilden, so sind abstromig zwei Reihen von Grundwassermessstellen vorhanden in denen ein solche festgestellt werden würde. Das ist einerseits die neu errichtete Reihe zwischen GWM 2 und GWM 3:

GW 13, GW 14, GW 15 und GW 16, sowie GW11 auf der gegenüberliegenden Straßenseite und die beiden neu zu errichtenden Grundwassermessstellen in unmittelbarer Nähe (vermutlich nördlich und südlich davon).

4.2.6 Konventionelle ISCO-Behandlung des nicht mit DSV behandelten Bereiches

Im Randbereich des gejetzten Sanierungskörpers ist nach aktuellem Kenntnisstand nicht mit dem Vorliegen von PCE-Produktphase zu rechnen. Dennoch können hier insbesondere im Bereich des Grundwasserabstroms (unbeeinflusste Bedingungen bzw. Sanierungsbetrieb) lokal erhöhte Belastungen der Untergrundmatrix vorliegen. Diese könnten nach Abschluss der ISCO Applikation mittels DSV noch zu einer Belastung des Grundwassers am Standort führen. Daher wird vorgesehen im Randbereich der Jet-Säulen durch (Direct-Push-)Injektionen zusätzlich Permanganatlösung einzubringen. Der Zielhorizont dieser Einbringung beschränkt sich in Analogie zum DSV-Verfahren auf die Schlufflage. Die vorliegenden Ergebnisse zeigen, dass die relevanten Belastungen auf die Bereiche nahe der Schlufflage beschränkt sind. Aufgrund der geringeren Schadstoffmassen in den tieferen Lagen und aufgrund der hohen Kies und Sandanteile mit geringer Tendenz organische Schadstoffe zu sorbieren, wird davon Abstand genommen, diese tieferen Lagen des Grundwasserleiters in die Behandlung einzubeziehen.

Eine exakte Positionierung und Dimensionierung von Behandlungspunkten der konventionellen ISCO erfolgt erst nach Monitoring der Effekte, die durch die DSV-Behandlung erreicht wurden.

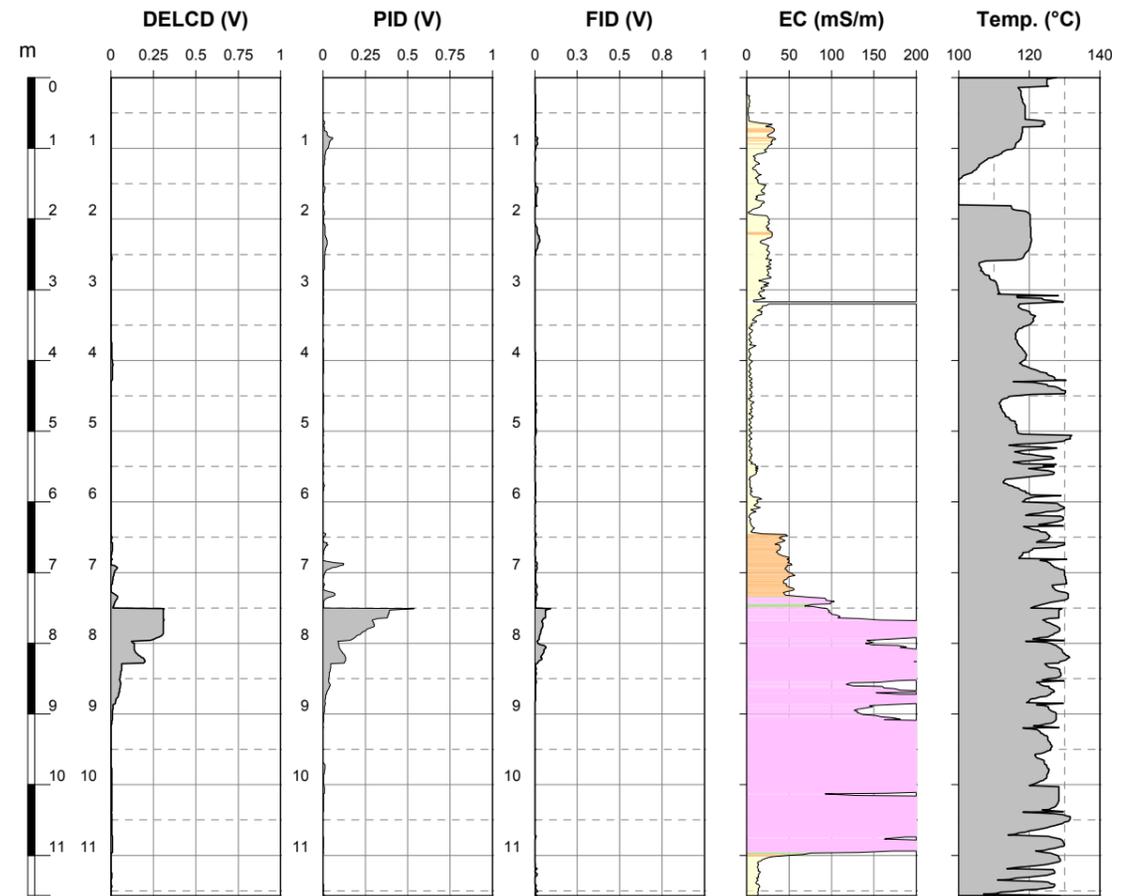
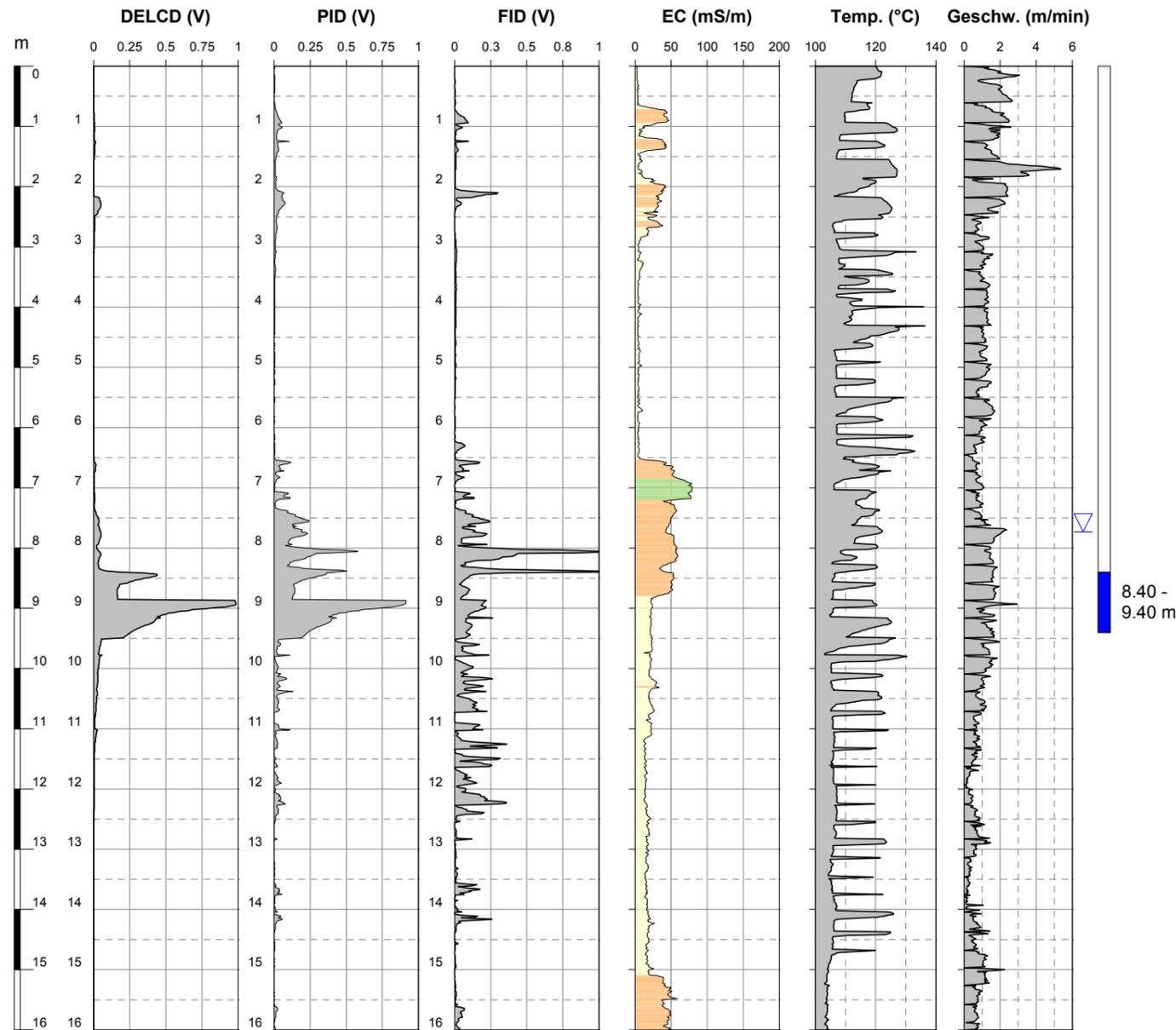
4.3 Ziele und Zielerreichung

Abgesehen von der Sanierung des Standorts als übergeordnetes Ziel sollen an dieser Stelle Fragen formuliert werden deren Beantwortung als Ziel und zur Erfolgsbeurteilung des Forschungsprojektes dienen sollen.

- **Zusammensetzung des Rücklaufs.** Von wirtschaftlicher und ökologischer Bedeutung ist die Zusammensetzung des Rücklaufs. Die Hypothese dass er als Baurestmasse deponiert werden kann ist unbedingt zu verifizieren.
Sollte das Material als gefährlich eingestuft werden so stellt dies nach Meinung der ausführenden Firma (Keller) ein Kriterium dar, das auf den weiteren Fortgang des Projekts Einfluss haben könnte, und zum Beispiel durch deutlich erhöhte Deponiekosten zu einem kleineren Behandlungsvolumen im Versuch führen könnte.
- **Schadstoffkonzentration in den behandelten Bereichen.** Durch weitere MIP-Sondierungen können diese Bereiche beprobt werden, die Festigkeiten der DSV-Säulen werden dahingehend eingestellt.
- **Permanganatkonzentration in den Säulen.** Zu überprüfen ist die vorhandene Konzentration in den behandelten Bereichen um den angenommenen Depoteffekt zu rechtfertigen
- **Schadstoff- und Permanganatkonzentration außerhalb des behandelten Bereichs** Konzentrationsänderungen sollten sich durch freigesetztes Permanganat auch außerhalb der Säulen einstellen.
- **Permanganatkonzentration im abströmigen Grundwasser.** Wie weit kommt es zu einer Verfrachtung des ausgewaschenen Permanganats und damit einhergehend eine Reduktion der Konzentration in der Fahne.

- **Schadstoffkonzentrationen und Fracht im abstromigen Grundwasser.** Wie weit konnte die Schadstoffkonzentration und die entsprechende Schadstofffracht im Abstrom des Schadensherdes reduziert werden.

12 Anhang 2 – Vergleich der MIP-Sondierungen vor und nach dem Jetten



RT (mV)	FID	PID	DELCD
20 mg/l PCE	10	100	100

RT (mV)	FID	PID	DELCD
20 mg/l PCE	10	100	100

Legende:

Farblegende Leitfähigkeitsprofil:

- Kies - Sand (0-30 mS/m)
- Sand (schluffig) (30-60 mS/m)
- Schluff (60-80 mS/m)
- Ton (>80 mS/m)

MIP = Membrane Interface Probe

- PID = Photo Ionization Detector
- FID = Flame Ionization Detector
- DELCD = Dry Electrolytic Conductivity Detector
- EC = Electrical Conductivity

GWS = Grundwassersondierung

- Entnahmbereich einer Grundwasserprobe aus Grundwassersondierung
- kein Wasserzufluss - keine Probenahme möglich
- 350 µg/l Summe LHKW im Grundwasser
- 3,00 - 4,00 m Probenahmeintervall

Liner = Liner-Sondierung

- Entnahmbereich einer Bodenprobe aus Liner-Sondierung

Projekt: 510-16-007 KOMBO Zwölfaxing

Ansatzpunkt: MIP-6/16 / MIP-6/19

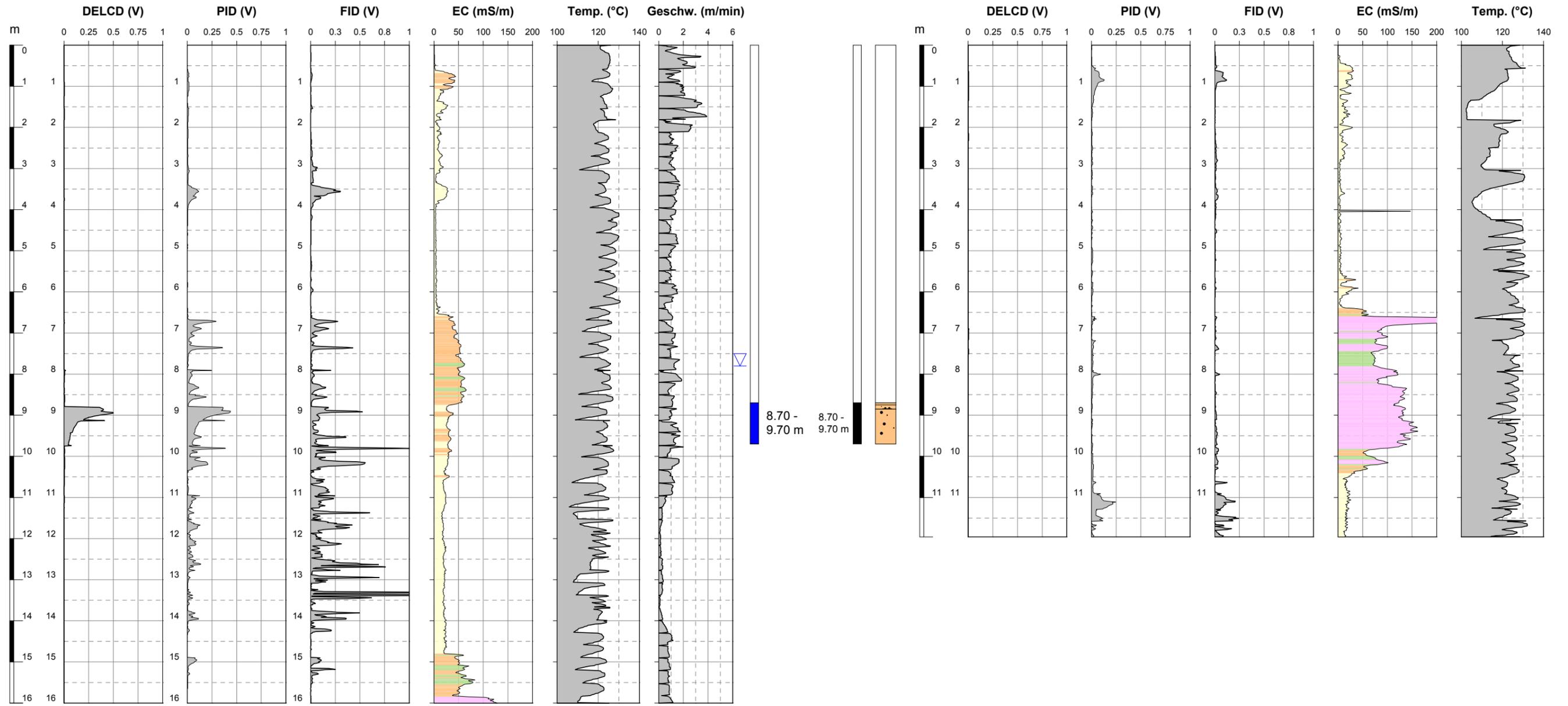
Auftraggeber: KPC GmbH Österreich

Auftragnehmer: Fugro Germany Land GmbH

Bearbeiter: ST / SK

Datum: 11.04.2016 20.02.2019 **Maßstab d.H.:** 1:100 (DIN A3)





RT (mV)	FID	PID	DELCD
20 mg/l PCE	10	100	100

RT (mV)	FID	PID	DELCD
20 mg/l PCE	10	100	100

Legende:

Farblegende Leitfähigkeitsprofil:

- Kies - Sand (0-30 mS/m)
- Sand (schluffig) (30-60 mS/m)
- Schluff (60-80 mS/m)
- Ton (>80 mS/m)

MIP = Membrane Interface Probe

- PID = Photo Ionization Detector
- FID = Flame Ionization Detector
- DELCD = Dry Electrolytic Conductivity Detector
- EC = Electrical Conductivity

GWS = Grundwassersondierung

- Entnahmbereich einer Grundwasserprobe aus Grundwassersondierung
- kein Wasserzufluss - keine Probenahme möglich
- 350 µg/l Summe LHKW im Grundwasser
- 3,00 - 4,00 m Probenahmeintervall

Liner = Liner-Sondierung

- Entnahmbereich einer Bodenprobe aus Liner-Sondierung

Projekt: 510-16-007 KOMBO Zwölfaxing

Ansatzpunkt: MIP-7/16 / MIP-7/19

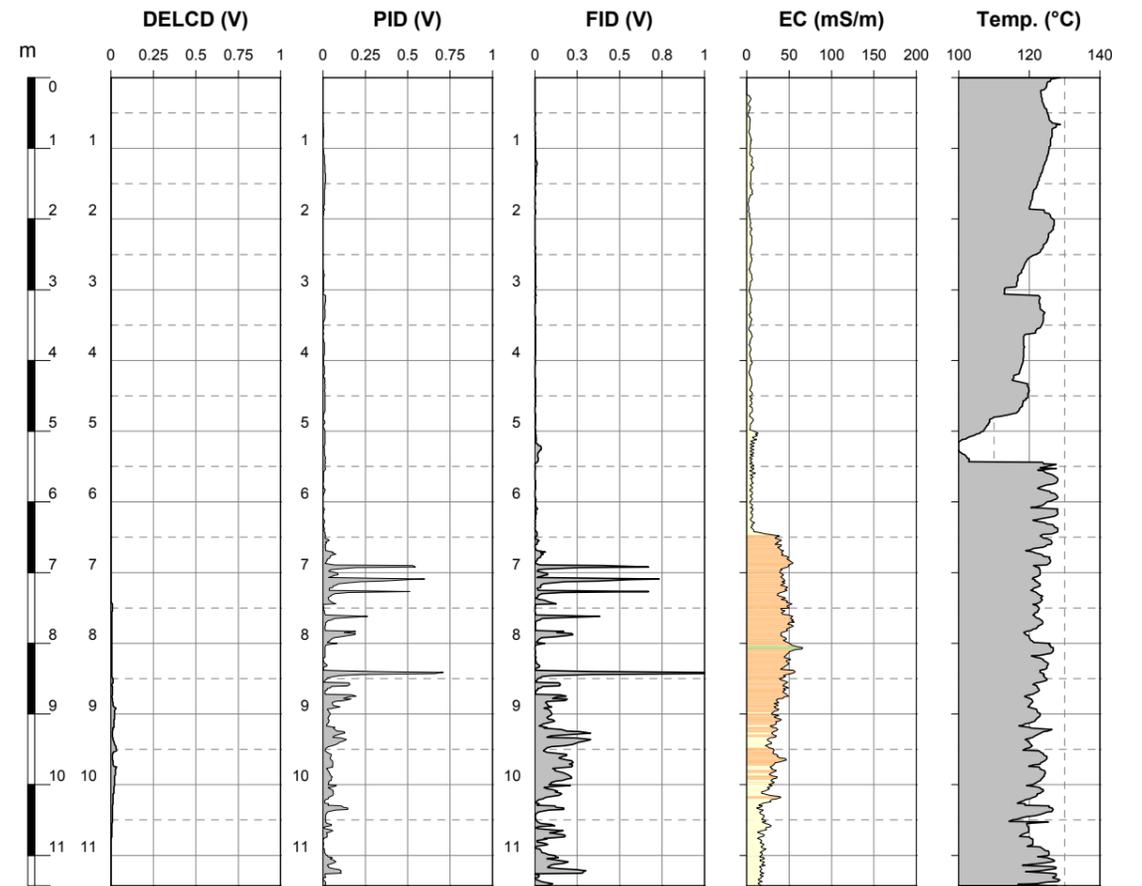
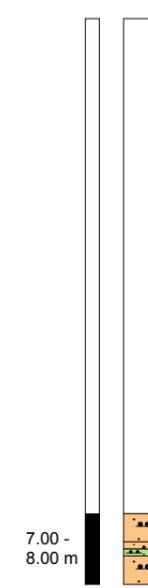
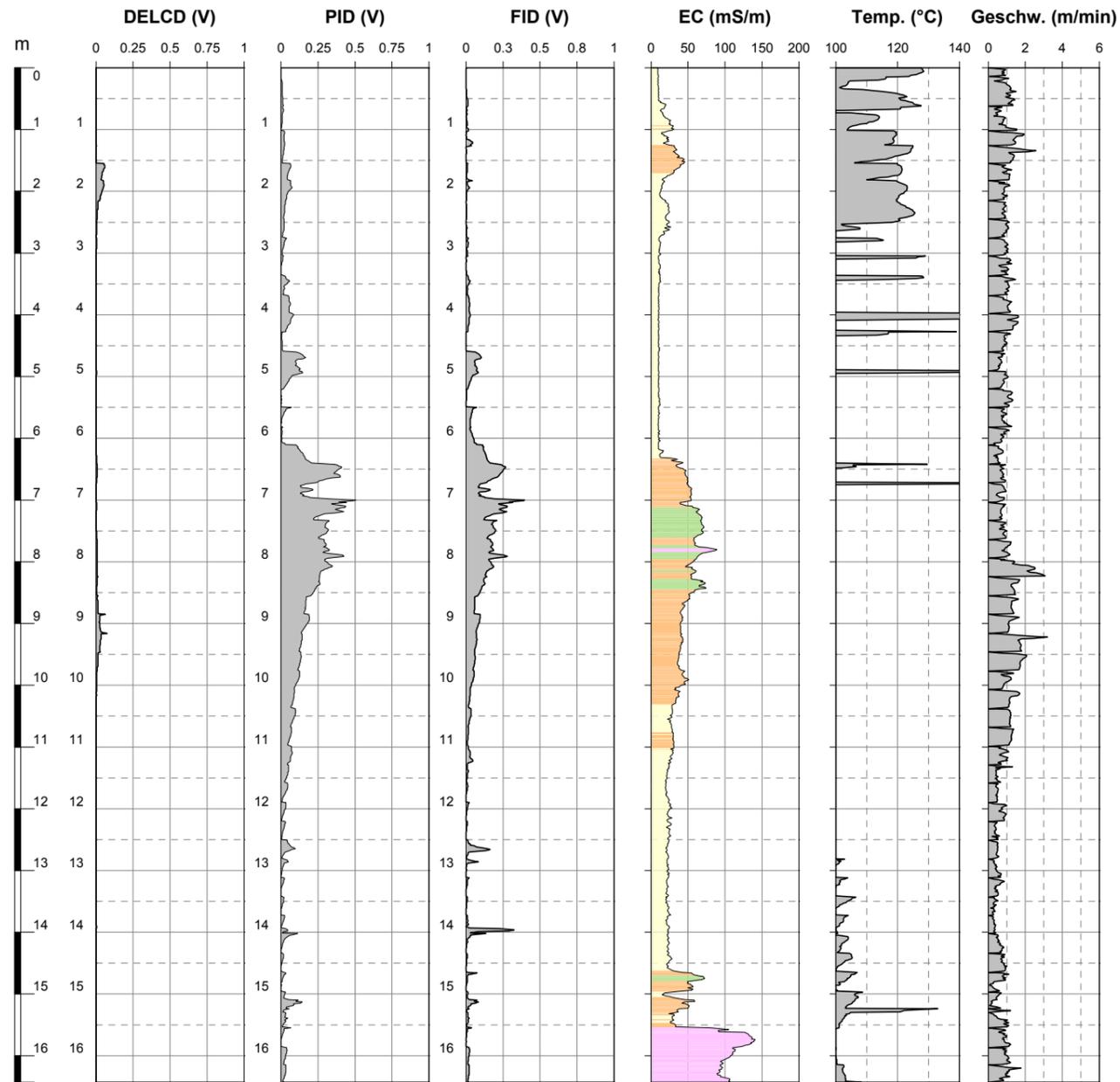
Auftraggeber: KPC GmbH Österreich

Auftragnehmer: Fugro Germany Land GmbH

Bearbeiter: ST / SK

Datum: 11.04.2016 20.02.2019 **Maßstab d.H.:** 1:100 (DIN A3)





RT (mV)	FID	PID	DELCD
20 mg/l PCE	10	100	100

RT (mV)	FID	PID	DELCD
20 mg/l PCE	10	100	100

Legende:

Farblegende Leitfähigkeitsprofil:

- Kies - Sand (0-30 mS/m)
- Sand (schluffig) (30-60 mS/m)
- Schluff (60-80 mS/m)
- Ton (>80 mS/m)

MIP = Membrane Interface Probe

- PID = Photo Ionization Detector
- FID = Flame Ionization Detector
- DELCD = Dry Electrolytic Conductivity Detector
- EC = Electrical Conductivity

GWS = Grundwassersondierung

- Entnahmbereich einer Grundwasserprobe aus Grundwassersondierung
- kein Wasserzufluss - keine Probenahme möglich
- 350 µg/l Summe LHKW im Grundwasser
- 3,00 - 4,00 m Probenahmeintervall

Liner = Liner-Sondierung

- Entnahmbereich einer Bodenprobe aus Liner-Sondierung

Projekt: 510-16-007 KOMBO Zwölfaxing

Ansatzpunkt: MIP-12/16 / MIP-12/19

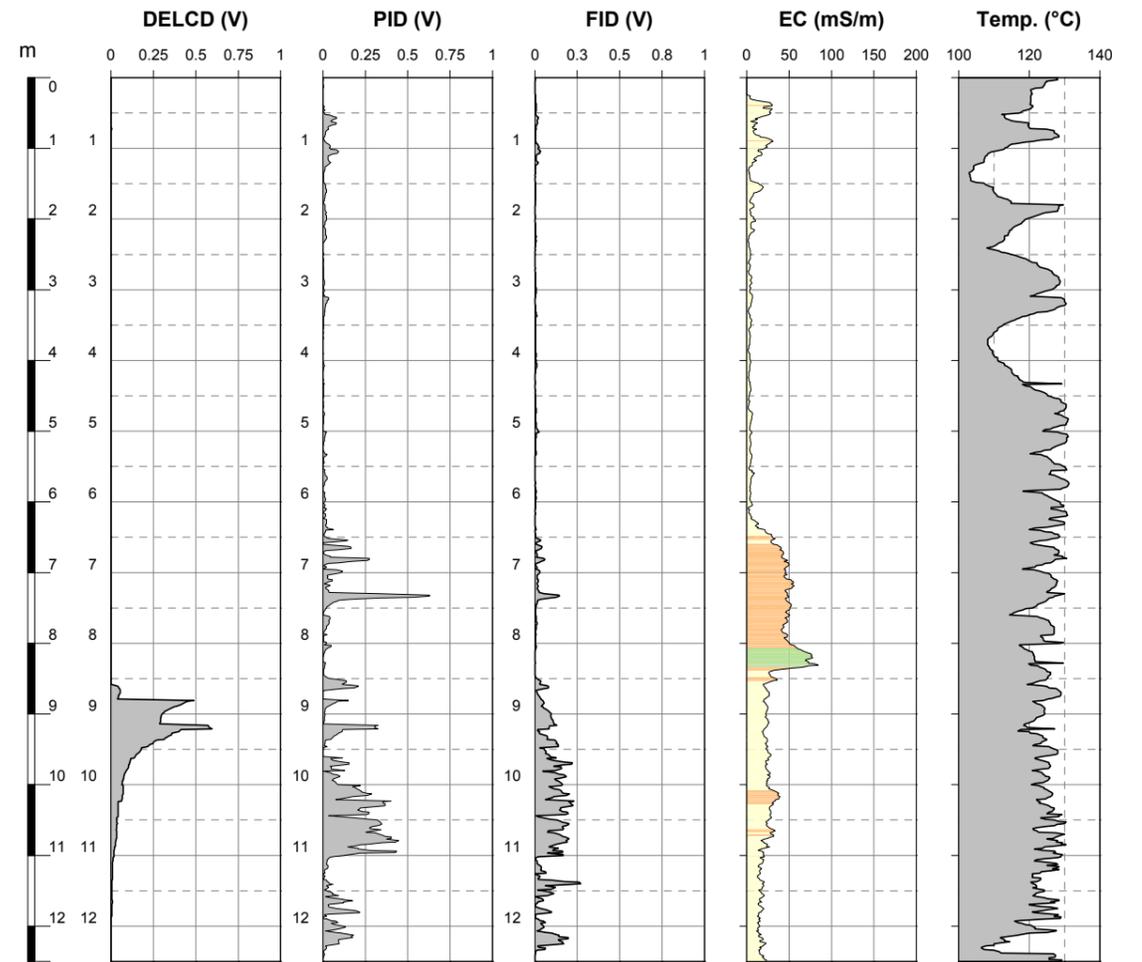
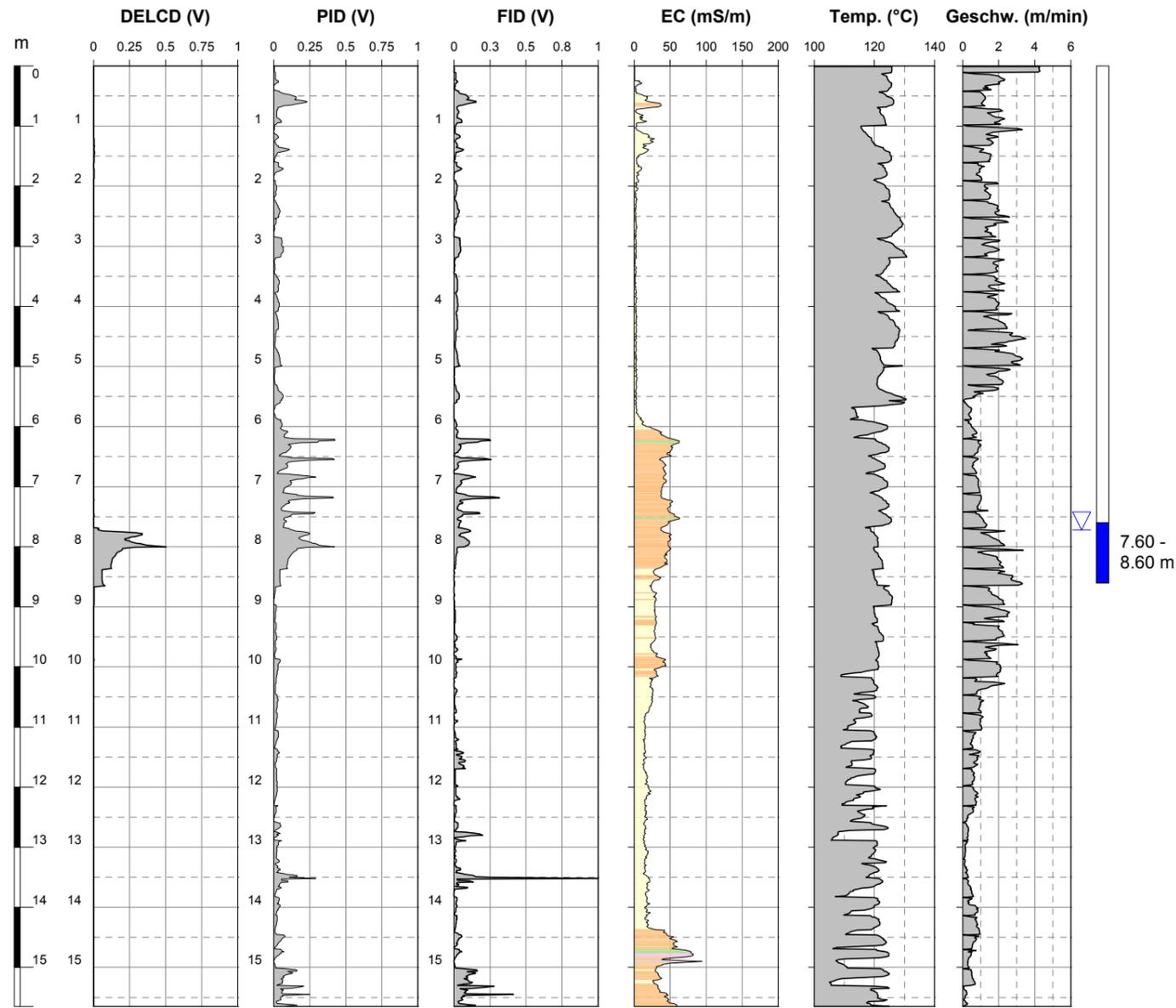
Auftraggeber: KPC GmbH Österreich

Auftragnehmer: Fugro Germany Land GmbH

Bearbeiter: ST / SK

Datum: 12.04.2016 21.02.2019 **Maßstab d.H.:** 1:100 (DIN A3)





RT (mV)	FID	PID	DELCD
20 mg/l PCE	10	100	100

RT (mV)	FID	PID	DELCD
20 mg/l PCE	10	100	100

Legende:

Farblegende Leitfähigkeitsprofil:

- Kies - Sand (0-30 mS/m)
- Sand (schluffig) (30-60 mS/m)
- Schluff (60-80 mS/m)
- Ton (>80 mS/m)

MIP = Membrane Interface Probe

- PID = Photo Ionization Detector
- FID = Flame Ionization Detector
- DELCD = Dry Electrolytic Conductivity Detector
- EC = Electrical Conductivity

GWS = Grundwassersondierung

- Entnahmbereich einer Grundwasserprobe aus Grundwassersondierung
- kein Wasserzufluss - keine Probenahme möglich
- 350 µg/l Summe LHKW im Grundwasser
- 3,00 - 4,00 m Probenahmeintervall

Liner = Liner-Sondierung

- Entnahmbereich einer Bodenprobe aus Liner-Sondierung

Projekt: 510-16-007 KOMBO Zwölfaxing

Ansatzpunkt: MIP-13/16 / MIP-13/19

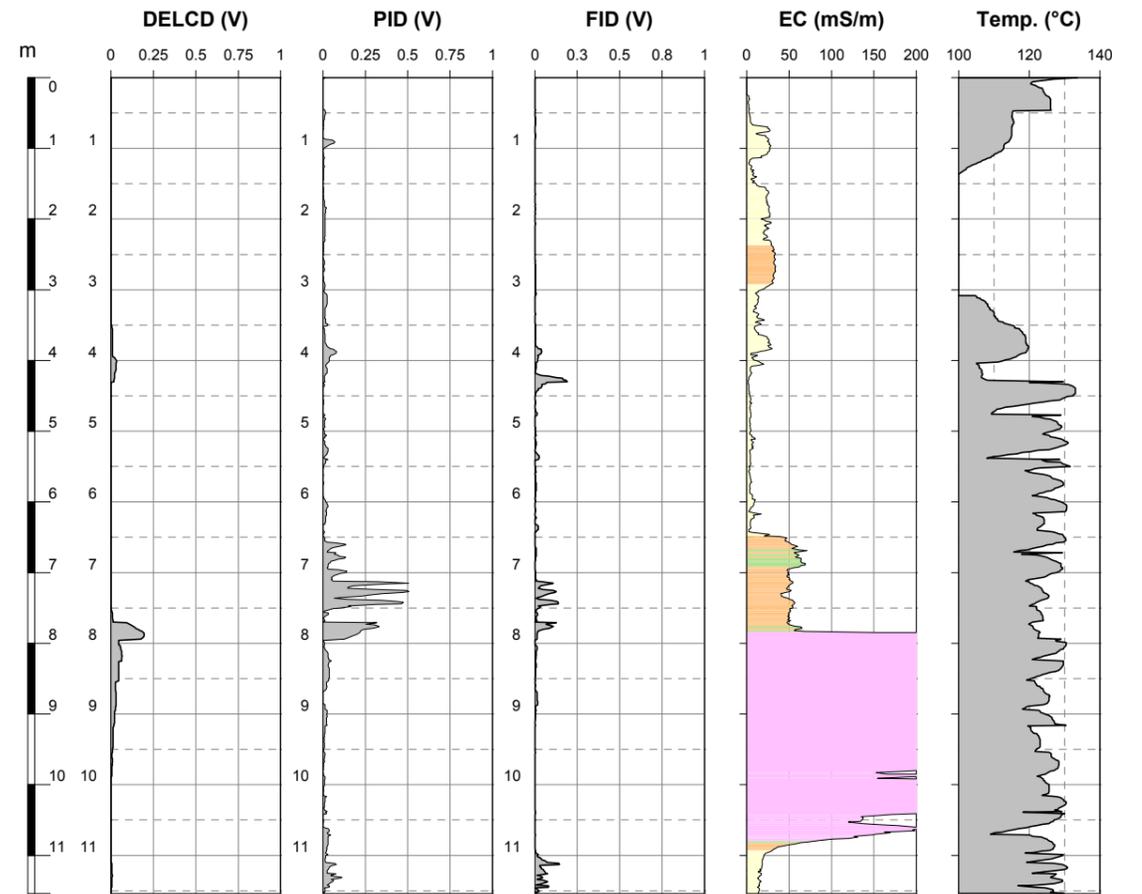
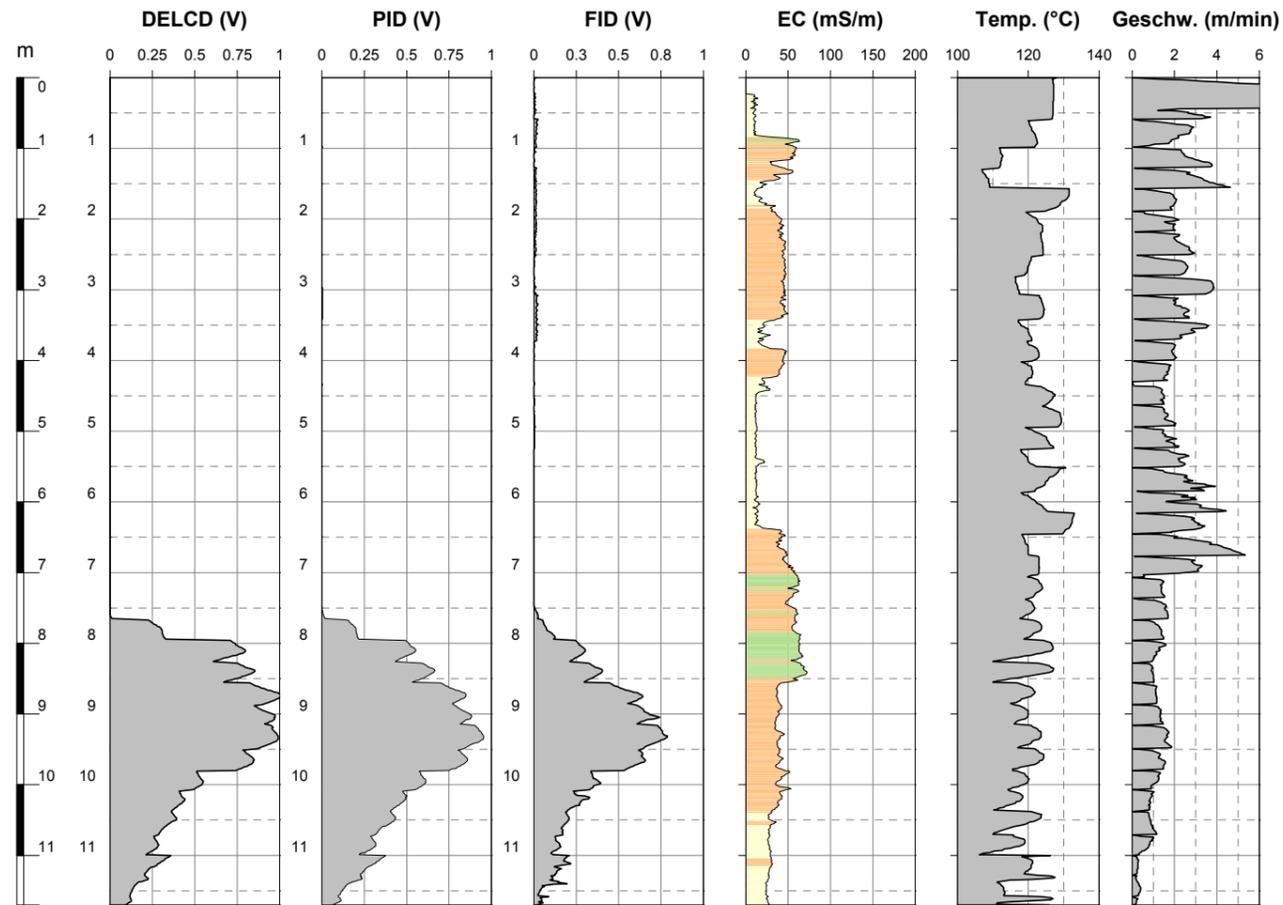
Auftraggeber: KPC GmbH Österreich

Auftragnehmer: Fugro Germany Land GmbH

Bearbeiter: ST / SK

Datum: 14.04.2016 20.02.2019 **Maßstab d.H.:** 1:100 (DIN A3)





RT (mV)	FID	PID	DELCD
20 mg/l PCE	10	100	100

RT (mV)	FID	PID	DELCD
20 mg/l PCE	10	100	100

Legende:

Farblegende Leitfähigkeitsprofil:

- Kies - Sand (0-30 mS/m)
- Sand (schluffig) (30-60 mS/m)
- Schluff (60-80 mS/m)
- Ton (>80 mS/m)

MIP = Membrane Interface Probe

- PID = Photo Ionization Detector
- FID = Flame Ionization Detector
- DELCD = Dry Electrolytic Conductivity Detector
- EC = Electrical Conductivity

GWS = Grundwassersondierung

- Entnahmbereich einer Grundwasserprobe aus Grundwassersondierung
- kein Wasserzufluss - keine Probenahme möglich
- 350 µg/l Summe LHKW im Grundwasser
- 3,00 - 4,00 m Probenahmeintervall

Liner = Liner-Sondierung

- Entnahmbereich einer Bodenprobe aus Liner-Sondierung

Projekt: 510-16-007 KOMBO Zwölfaxing

Ansatzpunkt: MIP-42/16 / MIP-42/19

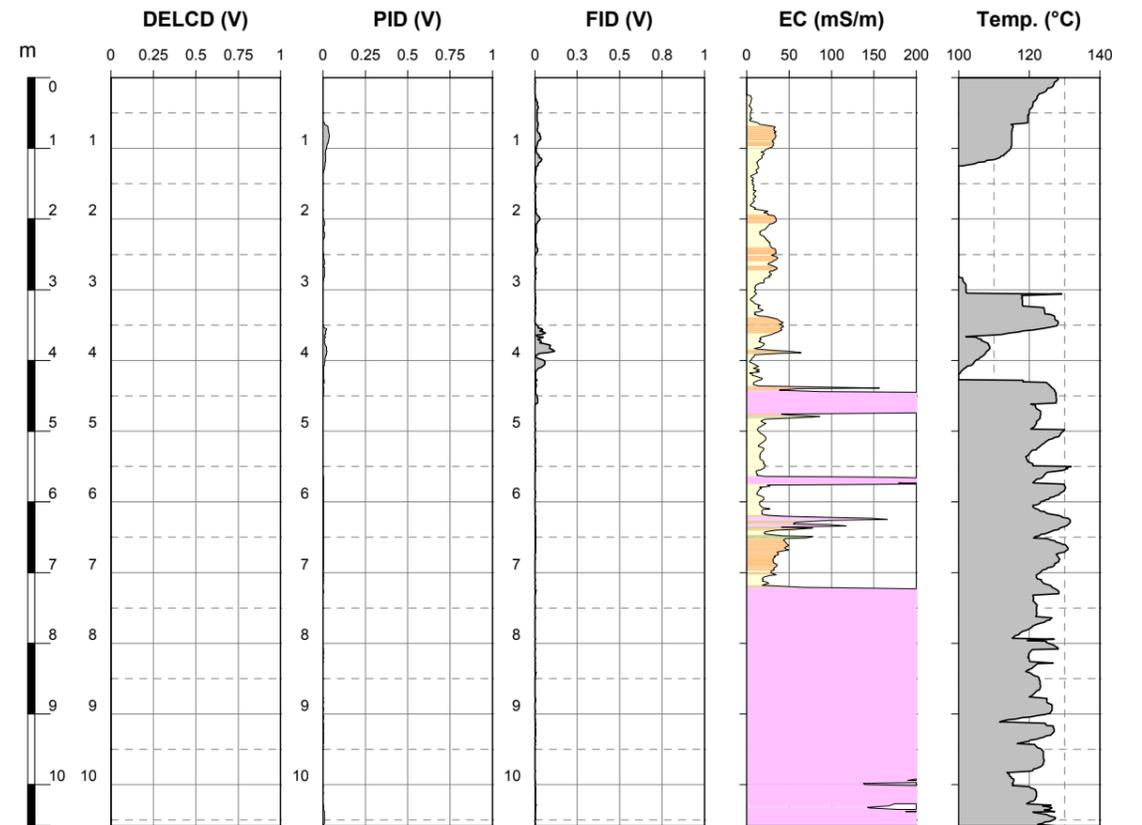
Auftraggeber: KPC GmbH Österreich

Auftragnehmer: Fugro Germany Land GmbH

Bearbeiter: ST / SK

Datum: 28.07.2016 20.02.2019 **Maßstab d.H.:** 1:100 (DIN A3)





RT (mV)	FID	PID	DELCD
20 mg/l PCE	10	100	100

Legende:
Farblegende Leitfähigkeitsprofil:
 Kies - Sand (0-30 mS/m)
 Sand (schluffig) (30-60 mS/m)
 Schluff (60-80 mS/m)
 Ton (>80 mS/m)

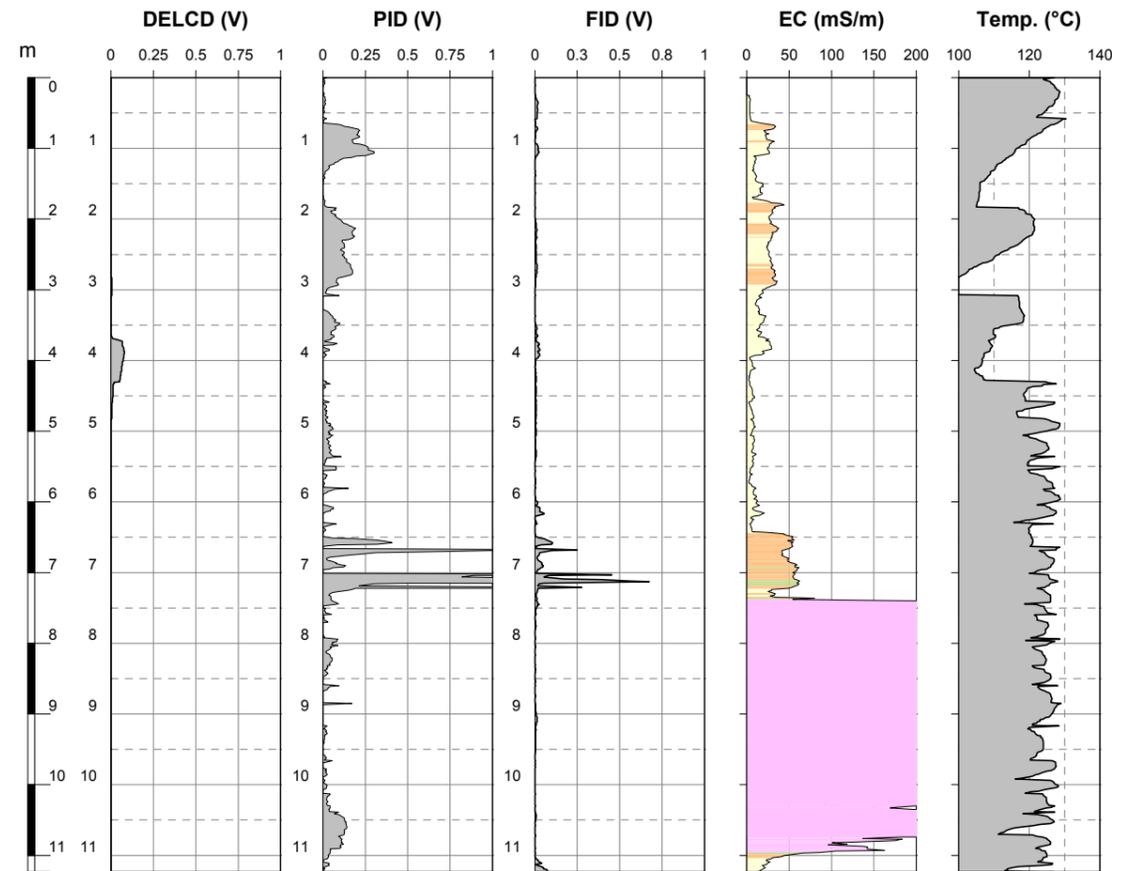
MIP = Membrane Interface Probe
 PID = Photo Ionization Detector
 FID = Flame Ionization Detector
 DELCD = Dry Electrolytic Conductivity Detector
 EC = Electrical Conductivity

GWS = Grundwassersondierung
 Entnahmbereich einer Grundwasserprobe aus Grundwassersondierung
 kein Wasserzufluss - keine Probenahme möglich
 350 µg/l Summe LHKW im Grundwasser
 3,00 - 4,00 m Probenahmeintervall

Liner = Liner-Sondierung
 Entnahmbereich einer Bodenprobe aus Liner-Sondierung

Projekt:	510-16-007 KOMBO Zwölfaxing		
Ansatzpunkt:	/ MIP-A/19		
Auftraggeber:			
Auftragnehmer:	Fugro Germany Land GmbH		
Bearbeiter:	/ SK		
Datum:	/ 21.02.2019	Maßstab d.H.: 1:100 (DIN A3)	





RT (mV)	FID	PID	DELCD
20 mg/l PCE	10	100	100

Legende:
Farblegende Leitfähigkeitsprofil:
 Kies - Sand (0-30 mS/m)
 Sand (schluffig) (30-60 mS/m)
 Schluff (60-80 mS/m)
 Ton (>80 mS/m)

MIP = Membrane Interface Probe
 PID = Photo Ionization Detector
 FID = Flame Ionization Detector
 DELCD = Dry Electrolytic Conductivity Detector
 EC = Electrical Conductivity

GWS = Grundwassersondierung
 Entnahmbereich einer Grundwasserprobe aus Grundwassersondierung
 kein Wasserzufluss - keine Probenahme möglich
 350 µg/l Summe LHKW im Grundwasser
 3,00 - 4,00 m Probenahmeintervall

Liner = Liner-Sondierung
 Entnahmbereich einer Bodenprobe aus Liner-Sondierung

Projekt: 510-16-007 KOMBO Zwölfaxing
Ansatzpunkt: / MIP-C/19
Auftraggeber:
Auftragnehmer: Fugro Germany Land GmbH
Bearbeiter: / SK
Datum: / 21.02.2019 **Maßstab d.H.:** 1:100 (DIN A3)

