

## Abschlussbericht

# Stimulierung der bakteriellen Dechlorierung (StimBak) im Grundwasser mit Hilfe von chemisch erzeugtem Wasserstoff

**Auftragnehmer:** TERRA Umwelttechnik GmbH  
Großmarktstraße 7c  
1230 WIEN

**Kooperationspartner:** AIT Austrian Institute of Technology GmbH  
Giefinggasse 4  
1210 WIEN

**Berater:** SiREM  
130 Stone Road West  
N1G 3T2 Guelph, Ontario  
Kanada

**Projektleiterin:** DI Dr. Regine Patek

Wien, 30.06.2023

## Inhaltsverzeichnis

<b>1</b>	<b>PROJEKT BESCHREIBUNG.....</b>	<b>4</b>
1.1	Allgemeines .....	8
1.2	Hintergrund .....	8
1.3	Projektstruktur.....	11
<b>2</b>	<b>PHASE 1 - STANDORTCHARAKTERISIERUNG .....</b>	<b>12</b>
2.1	AP 1.1 Standortsuche und Grundcharakterisierung von CKW- Standorten und AP 1.2	
	Molekularbiologische Charakterisierung der Standorte.....	12
2.1.1	Altlast W24 – Putzerei Counde.....	15
2.1.2	Altlast N29 – MKE Heidenreichstein .....	15
2.1.3	Altlast N51 – Berndorf.....	17
2.1.4	Altlast O43 – Putzerei Lengauer .....	18
2.1.5	Altlast O70 – Trilager Lederfabrik .....	19
2.2	AP 1.3 Durchführung von Abbauversuchen mit Standortmaterial .....	21
2.2.1	Ausklopfen des Bodenmaterials.....	23
2.2.2	Bohrgutgewinnung mittels Inliner .....	25
2.2.3	Errichtung Pegel W24 – Putzerei Counde.....	27
2.2.3.1	Errichtung der Pegel.....	28
2.2.3.2	Probenahme .....	30
2.2.4	Errichtung Pegel O70 – Trilager Lederfabrik .....	30
2.2.4.1	Errichtung der Pegel.....	32
2.2.4.2	Probenahme .....	34
2.2.5	Batchversuche .....	35
2.2.5.1	Batchexperimente mit Material der Altlast W24 .....	37
2.2.5.2	Batchexperimente mit Material der Altlast O70.....	42
2.2.5.3	Fazit der Batchexperimente:.....	44
2.2.6	Anreicherungskulturen.....	45
<b>3</b>	<b>PHASE 2 - PILOTVERSUCHE AN ZWEI AUSGEWÄHLTEN STANDORTEN..</b>	<b>47</b>
3.1	AP 2.1 Biostimulation mit Hilfe von ZVI: Feldversuch O70 – Trilager Lederfabrik.....	47
3.1.1	Tracerversuch.....	47
3.1.2	Aufbau und Umsetzung Feldversuch .....	49
3.2	Biostimulation mit Melasse und Melasse in Kombination mit Eisen .....	54

<b>3.3</b>	<b>Auswertung des Feldversuchs .....</b>	<b>58</b>
3.3.1	Effekte auf die Vor-Ort-Parameter.....	58
3.3.2	Effekte auf die Dechlorierung.....	61
3.3.3	Effekte auf die Zelldichte von <i>Dehalococcoides</i> und die Genkopien der Dehalogenase-Gene .....	66
<b>3.4</b>	<b>AP 2.2 Bioaugmentation: Feldversuch W24 – Putzerei Counde .....</b>	<b>68</b>
3.4.1	Tracerversuch.....	68
<b>4</b>	<b>ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK .....</b>	<b>72</b>
<b>5</b>	<b>LITERATUR.....</b>	<b>75</b>

## Anlagen

**Anlage 1:** Dokumentation Erstuntersuchungen

**Anlage 2:** Chemische und mikrobielle Analytik der Standorte

**Anlage 3:** Dokumentation Entwicklung O<sub>2</sub> freie Probenahme

**Anlage 4:** Kampfmittelfreigaben Pegelerrichtung W24 und O70

**Anlage 5:** Bohrkerne und Bohrprofile mit Pegelausbau W24 und O70

**Anlage 6:** Fotodokumentation Pegelerrichtung W24 und O70

**Anlage 7:** Lageplan O70 und W24

**Anlage 8:** Ergänzende Ergebnisse Feldversuch O70

## Zusammenfassung

### *Stimulierung der bakteriellen Dechlorierung (StimBak) im Grundwasser mit Hilfe von chemisch erzeugtem Wasserstoff*

Im Projekt STIMBAK wurden zunächst Grundwasserproben von fünf Standorten genauer auf chemische und mikrobielle Parameter untersucht um zwei Standorte auszuwählen, die für die Durchführung von Pilotversuchen geeignet erschienen. Für eine Bioaugmentation war das der Standort Counde (Altlast W24) und für die Biostimulation der Standort Trilager Lederfabrik (Altlast O70). Im Zuge der Errichtung von neuen Grundwassermessstellen für Feldversuche wurden von beiden Standorten Untergrundmaterial gewonnen, das in weiterer Folge für die Durchführung von Abbauexperimenten verwendet wurde. Dabei wurde eine Methode entwickelt um das Untergrundmaterial unter möglichst sauerstofffreien Bedingungen zu gewinnen und ins Labor zu transportieren.

Die Abbauversuche mit Material vom Standort Counde (W24) zeigten entsprechend den vorangegangenen Untersuchungen keinen anaeroben mikrobiellen Abbau bei alleiniger Zugabe einer Kohlenstoffquelle (Melasse). Bei zusätzlicher Zugabe einer kommerziellen *Dhalococcoides*-Kultur (KB1), konnte allerdings eine vollständige Dechlorierung von Perchlorethen (PCE) erzielt werden. Wurde Eisen zugegeben, dann kam es im Batchversuch zu einer Inhibition. In vorangegangenen Experimenten konnte jedoch gezeigt werden, dass diese Inhibition in größeremskaligen Experimenten nicht auftritt.

Die Abbauversuche mit Material vom Standort Trilager Lederfabrik (O70) zeigten das Vorhandensein einer dechlorierenden Kultur: hier konnte schon nach alleiniger Zugabe von Melasse eine vollständige Dechlorierung erreicht werden. Bei Zugabe einer Eisensuspension aus Mikro Eisen (aber auch teilweise mit Nanoeisen) kam es hier dann auch zur gewünschten Beschleunigung der Dechlorierung.

An beiden Standorten wurden auch Salz-Tracerversuche durchgeführt, deren Ergebnisse sich für die geplanten Feldversuche als sehr relevant erwiesen, weil sie grundlegende Erkenntnisse zur hydraulischen Verbindung zwischen den geplanten Dotationsbrunnen und den jeweiligen Monitoringbrunnen brachten.

Der Feldversuch am Standort O70 zeigte zunächst, dass es durch Zugabe einer Kohlenstoffquelle zu einer Stimulation der reduktiven mikrobiellen Dechlorierung kam. In den abstromigen Monitoringpegeln kam es nach Zugabe von Melasse zu einer signifikanten Abnahme der Konzentrationen an PCE und TCE. Diese geringen Konzentrationen hielten auch nach der Zugabe von nZVI an.

Es gab somit auch im Feld keine inhibierende Wirkung von ZVI auf die autochtone Dehalococcoides-Kultur. Der Dechlorierungsprozess zeigte sich auch durch das Ansteigen der Konzentrationen von cis-DCE, wobei die Konzentration in der Phase nach alleiniger Melassezugabe höher war als nach Zugabe von Melasse+nZVI.

Im Dotationsbrunnen sank die Konzentration von cis-DCE nach der Zugabe der Eisensuspension deutlich ab, dagegen stiegen die Konzentrationen von VC, sowie jene der Dechlorierungsendprodukte Ethen und Ethan an und waren deutlich höher als nach alleiniger Zugabe von Melasse. Es konnte somit auch im Feldversuch eine weitere Stimulation der vollständigen Dechlorierung durch eine gemeinsame Dotation von Melasse und nZVI im Vergleich zu einer alleinigen Stimulation mit Melasse gezeigt werden. Dieser Effekt wird auch durch die Bestimmung der Zellzahlen von Dehalococcoides belegt, da nach der Dotation mit Melasse+nZVI höhere Zellzahlen pro Liter Grundwasser erreicht wurden als nach der alleinigen Dotation von Melasse. Auch die Konzentration der Genkopien von *vcrA* und *tceA*, die für die Dechlorierung von VC zu Ethen verantwortlich sind, waren im abstromigen Monitoringpegel nach Eisenzugabe höher als nach alleiniger Zugabe von Melasse.

## Abstract

### *Stimulation of bacterial dechlorination in groundwater with support of chemically produced hydrogen*

In Phase 1 of STIMBAK chemical and microbiological parameters were tested in groundwater samples from five different contaminated sites. Based on these investigations the two most suitable sites for the performance of pilot tests were selected. The site "Counde" (W24) was selected for Bioaugmentation and "Trilager Lederfabrik" (O70) was selected for Biostimulation. New groundwater wells were drilled for the pilot tests and part of the material from the soil cores was used for degradation experiments in the laboratory. For this purpose a method was developed to gain and transport underground material under low oxygen concentrations.

The degradation experiments with groundwater and soil material from W24 showed no reductive microbial degradation of perchloroethene (PCE), if only molasses was added to generate anaerobic conditions with low redox potential and a carbon source. However, after addition of the commercially available KB1-culture a full dechlorination of PCE was reached. Addition of nanoscale Zerovalent Iron (nZVI) inhibited reductive microbial dechlorination in the batch experiment. In previous experiments it could be shown that this inhibition does not appear, if KB1 and nZVI are applied in bigger scale applications (e.g. in the lysimeter, or the field).

The microcosm tests with material from O70 indicated the presence of an autochthonous culture that was able to fully dechlorinate PCE under reducing conditions, since addition of molasses was sufficient to fully dechlorinate PCE. Addition of nZVI an microscale Zerovalent Iron (mZVI) lead to an acceleration of full dechlorination in this case.

At both sites salt tracer tests were performed. The results of these tests appeared to be very relevant for the planned pilot tests, since they delivered important information about the hydraulic connectivity between the infiltration well and the monitoring wells of the pilot tests.

The pilot test at O70 showed that the addition of a carbon source (molasses) stimulated the reductive microbial dechlorination. The monitoring wells showed a clear decrease in concentrations of PCE and trichloroethene (TCE). These low concentrations were not increased after addition of nZVI in the field. Thus there seemed not to be a long lasting inhibiting effect of nZVI on the autochthonous in the field. The dechlorination could better be seen in the increase of the cis-dichloroethene (cis-DCE) concentration, which was higher after addition of molasses compared to addition of molasses+nZVI.

In the infiltration well the concentration of cis-DCE decreased after addition of molasses+nZVI. The concentrations of vinyl chloride (VC) and the fully dechlorinated end products ethene and ethane were higher than after addition of molasses alone. This indicated a stronger stimulation of full dechlorination in the field after a combined treatment with molasses+nZVI compared to treatment with only molasses. This difference was also indicated by a higher number of Dehalococcoides cells per liter groundwater after treatment with molasses+nZVI determined by qPCR of 16S rDNA of Dehalococcoides. The same could be shown for the gene copies per liter groundwater of *vcrA* and *tceA*, which code for reductive Dechlorinases, the enzymes which dechlorinate VC to ethene.

## **1 Projektbeschreibung**

### **1.1 Allgemeines**

Im Rahmen des geförderten F&E-Projektes „*STIMBAK - Stimulierung der bakteriellen Dechlorierung im Grundwasser mit Hilfe von chemisch erzeugtem Wasserstoff*“ wurde ein Feldversuch zum Thema vollständiger CKW-Abbau an Altlasten durchgeführt.

Ziel des Forschungsprojektes STIMBAK war es die Stimulation des anaeroben mikrobiellen Abbaus von Chlorierten Kohlenwasserstoffen mit Hilfe von Nullwertigem Eisen unter Feldbedingungen zu untersuchen und somit die Grundlage für eine Anwendung dieser vielversprechenden Sanierungsmethode in der Praxis der Sanierung von kontaminierten Standorten zu schaffen.

Das Projekt wurde von der TERRA Umwelttechnik GmbH gemeinsam mit dem AIT Austrian Institute of Technology GmbH durchgeführt. Als externer wissenschaftlicher Kooperationspartner fungierte die Firma SiREM, die eine Bakterienkultur (*Dahalococcoides*-Kultur (KB1)) zur Verfügung stellte und bei Fragen zur Behandlung der Kultur dem Projektteam unterstützend zur Seite stand.

### **1.2 Hintergrund**

Die mikrobielle Dechlorierung stellt eine kostengünstige Methode zur Sanierung von Chlorierten Ethenen (Perchlorethen, Trichlorethen), aber auch anderer chlorierter Kohlenwasserstoffe dar. Unter anaeroben Bedingungen erfolgt der mikrobielle Abbau hauptsächlich über die Halorespiration. Dabei nutzen Mikroorganismen halogenierte Verbindungen als Energiequelle indem sie Elektronen von Wasserstoff ( $H_2$ ) auf diese übertragen und das Halogenatom als Ion (im Falle von Chlorierten Ethenen also ein Chlorid-Ion) abgespalten wird.

Da die Elektronenübertragung schrittweise erfolgt entsteht jeweils ein Zwischenprodukt mit einem Chloratom weniger. Ausgehend von Perchlorethen (PCE) entstehen somit die Zwischenprodukte Trichlorethen (TRI), *cis*-Dichlorethen (*cis*-DCE), Vinylchlorid (VC) und schließlich Ethen als vollständig dechloriertes Endprodukt.



Es wurden bisher mehrere Bakterienstämme nachgewiesen, die jeweils ein Chloratom von PCE, bzw. TCE abspalten können, z.B.: *Dehalobacter*, *Dehalospirillum*, *Desulfuromonas*, *Desulfitobacterium*. Dabei entsteht cis-DCE. Zur vollständigen Dechlorierung von cis-DCE über VC bis zu Ethen sind nach derzeitigem Stand des Wissens nur einige Stämme des Bakteriums *Dehalococcoides mccartyi* fähig (Abbildung 1).

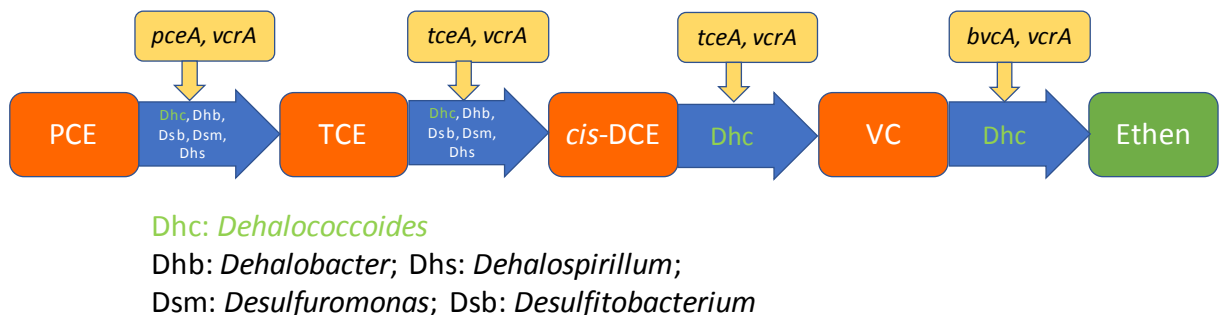


Abb. 1: Reduktiver mikrobieller Abbau von Perchlorethen (PCE) bis Ethen mit beteiligten Mikroorganismen und Markergenen

Die Dechlorierung erfolgt mit Hilfe von Enzymen, den Reduktiven Dehalogenasen (RD). Verschiedene RD können unterschiedliche chlorierte Verbindungen als Substrat nutzen. Nur einige der oben erwähnten Stämme von *Dehalococcoides* (z.B. KB1, 195) besitzen die Gene für RD, die eine effiziente Dechlorierung von VC zu Ethen ermöglicht.

Zur vollständigen anaeroben Dechlorierung von chlorierten Ethenen ist jedoch neben dem Vorhandensein der passenden Bakterien mit den richtigen Genen das Zusammenspiel mehrerer Bakterien in einem Konsortium notwendig. Das liegt nicht nur daran, dass die meisten Bakterien nur einen Teil der oben genannten Dechlorierungsschritte durchführen können, sondern auch, dass die Aktivität von *Dehalococcoides* von den passenden Umweltbedingungen, sowie von weiteren Kofaktoren abhängt.

Zunächst muss das Redox-Potenzial (Eh) tief genug sein. Weiters benötigt *Dehalococcoides mccartyi* zum Wachstum und für die Dechlorierung molekularen Wasserstoff (H<sub>2</sub>), Vitamin B12 und eine Kohlenstoffquelle. In Cokulturen von *D. mccartyi* mit anderen Bakterienstämmen konnte gezeigt werden, dass diese die entsprechenden Faktoren zur Verfügung stellen. *Pelosinus fermentans* R7 stellt etwa in eine Co-Kultur Corronoide (Vitamin B12) zur Verfügung.

Zusammengefasst bedeutet das, dass eine mikrobielle Sanierung von chlorierten Kohlenwasserstoffen unter den folgenden Bedingungen nicht erfolgreich sein kann:

- 1) Wenn die richtigen Stämme von *Dehalococcoides*, die Gene für die Dechlorierung von *cis*-DCE und VC tragen, fehlen.
- 2) Wenn die notwendigen Umweltbedingungen (Redox-Potenzial, Wasserstoff, durch andere Mikroorganismen erzeugte Kofaktoren) nicht vorhanden sind, auch wenn die richtigen Bakterienstämme grundsätzlich vorhanden wären.

Bei der Anwendung der mikrobiellen anaeroben Dechlorierung im Feld wird durch Zugabe einer Kohlenstoffquelle (Laktat, Melasse, etc.) ein (möglichst) sauerstofffreies Milieu hergestellt und die Bildung von H<sub>2</sub> angeregt.

Diese Methode hat allerdings auch Nachteile, da dadurch auch Mikroorganismen gefördert werden, die in direkter Konkurrenz mit den dechlorierenden Mikroorganismen um den Wasserstoff stehen (z.B. methanogene Bakterien).

Bei einem zu starken Wachstum dieser Mikroorganismen kann es außerdem zur Bildung von Biofilmen und den damit verbundenen Problemen (etwas durch Verlegung von Infiltrationsbrunnen) kommen. Die Kombination von dechlorierenden Mikroorganismen mit nullwertigem Eisen (ZVI; engl.: Zero Valent Iron) bietet hier großes Potenzial um diese Probleme in Zukunft besser in den Griff zu bekommen.

In einem Vorprojekt wie auch in wissenschaftlichen Untersuchungen anderer Gruppen konnte gezeigt werden, dass durch eine Zugabe von nullwertigem Eisen der mikrobielle Abbau von halogenierten Verbindungen verbessert werden kann.

Bisher wurde unter feldähnlichen Bedingungen lediglich im Lysimeter nachgewiesen, dass bei Co-Dotation von Eisen und eines *Dehalococcoides*-Konsortiums (KB1) die Dechlorierung auch beim Stopp der Zufuhr der Kohlenstoffquelle (Melasse) weiterläuft.

Während es einige Laboruntersuchungen zur Kombination von nullwertigem Eisen mit mikrobiellem Abbau von CKW gibt, wurden bisher jedoch kaum Feldversuche durchgeführt, die aber ein essentieller Schritt für die Umsetzung einer neuen Methode in die Praxis sind, da sich Laborergebnisse meist nicht einfach auf die Verhältnisse im Feld übertragen lassen. Daher wurde im Projekt STIMBAK ein Feldversuch durchgeführt.

### **1.3 Projektstruktur**

Das gegenständliche Projekt war in zwei Phasen gegliedert. Diese Phasen waren in Summe in 5 Arbeitspakete unterteilt. In Phase 1 erfolgte die Identifizierung und Charakterisierung von CKW-Standorten mit dem Ziel zwei geeignete Standorte für die Feldversuche zu finden, die in Phase 2 umgesetzt werden sollten.

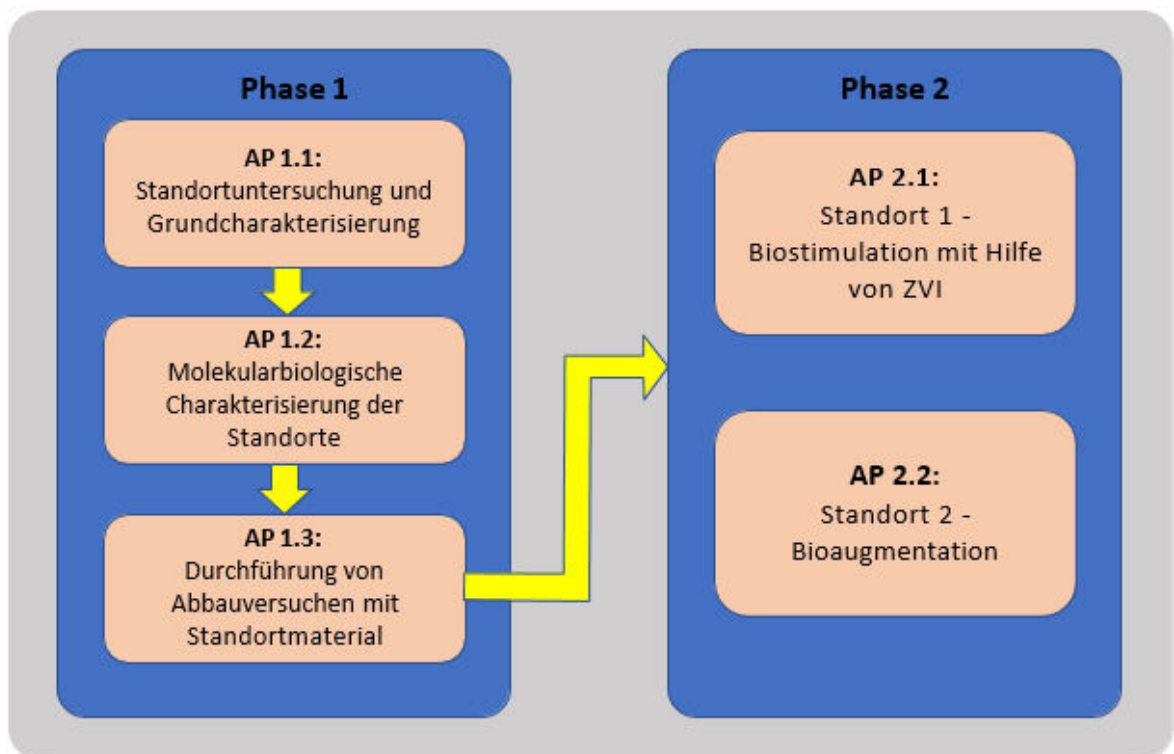


Abb. 2: Projektstruktur

## **2 Phase 1 - Standortcharakterisierung**

### **2.1 AP 1.1 Standortsuche und Grundcharakterisierung von CKW-Standorten und AP 1.2 Molekularbiologische Charakterisierung der Standorte**

Zu Beginn des Projektes wurde ein Screening aller Altlasten, die als CKW-Standorte verzeichnet sind, über das Altlastenportal durchgeführt.

Dabei wurden die Informationen der Berichte des Umweltbundesamtes über die einzelnen Altlasten gesammelt und bereits zu Beginn des Projektes auf eine mögliche (theoretische) Umsetzbarkeit des Feldversuches untersucht.

Auf folgende Parameter wurde beim Standorte-Screening besonderes Augenmerk gelegt:

- Ausreichende Schadstoffbelastung
- Ausgeprägte Schadstofffahne
- Informationen über die hydrogeologischen Verhältnisse
- Hydraulische Durchlässigkeit
- Möglichst homogener Grundwasserleiter
- Abbauprodukte von LHKW bereits vorhanden
- Anaerobe Bedingungen
- Ev. Sicherung bereits vorhanden
- Gute Erreichbarkeit von Wien
- Nicht zuletzt: positiv gestimmte Grundstückseigentümer

Anhand dieser Parameter wurden nach Abwägung aller Vor- und Nachteile 5 Standorte für eine Erstuntersuchung ausgewählt:

Altlast W24 – Putzerei Counde

Altlast N29 – MKE Heidenreichstein

Altlast N51 – Berndorf

Altlast O43 – Putzerei Lengauer

Altlast O70 – Trilager Lederfabrik

Tab. 1: Termine der Erstbeprobungen an den fünf ausgewählten Standorten

Standort	PN-Datum	AL-Status
<b>Altlast W24</b>	23.04.2020	ungesichert
<b>Altlast O43</b>	09.07.2020	gesichert
<b>Altlast N51</b>	09.09.2020	gesichert
<b>Altlast O70</b>	29.09.2020	gesichert
<b>Altlast N29</b>	14.10.2020	gesichert

Eine Fotodokumentation zu dieser Ersterhebung findet sich in Anlage 1 – Dokumentation Erstuntersuchungen

Für jede Fläche bzw. vor jeder Probenahme wurde im Vorfeld Kontakt mit den Grundstückseigentümern und ggf. mit den zuständigen Planern, wenn bereits eine bestehende Grundwassersicherung vorhanden war, aufgenommen.

Im Rahmen dieser Gespräche wurde auch bereits die Bereitschaft abgeklärt, ob bei passenden Rahmenbedingungen die Durchführung des Feldversuches möglich wäre.

Rund zwei Wochen vor dem Feldeinsatz wurde für jede Fläche ein Probenahmeplan erstellt - dieser wurde für die 4 gesicherten Flächen mit den beauftragten Planern/ Betreibern der Anlagen abgestimmt; im Falle der ungesicherten Altlast W24 wurden die Arbeiten mit der MA45 abgestimmt.

Diese Abstimmungsprozesse waren teilweise sehr schwierig, da auf die sich ständig ändernden, bundeslandweit unterschiedlich gültigen Coronabestimmungen eingegangen werden musste. Zusätzlich wurden teilweise Hallen betreten- auch hier waren teilweise Coronabestimmungen umzusetzen.

Für die Erstuntersuchung mit anschließender Erstbeurteilung der Standorte wurden folgende chemische, physikalische und biologische Parameter untersucht (siehe dazu Anlage 2 - Chemische und mikrobielle Analytik der Standorte):

- 1) Vor-Ort-Parameter: pH-Wert, Temperatur, Leitfähigkeit, Sauerstoff und Redoxpotential sowie sensorische Parameter
- 2) Für Laboranalytik: LHKW mit Hilfe von Gaschromatographie (GC) inkl. Angabe aller Einzelsubstanzen, Abbauprodukte, insb. Vinylchlorid;

An den ersten beiden Standorten wurden die Wasserproben in 2 unterschiedlichen Labors analysiert.

PCE und TCE wurden zusätzlich auch am AIT selbst analysiert, um Vergleichswerte für die Analysenwerte zu erlangen und dadurch sicherzustellen, dass die von den gewählten Labors gelieferten Messwerte repräsentativ sind. Die gewonnenen Daten stellten sich in allen Labors als vergleichbar bzw. gleichwertig heraus.

Zusätzlich wurde der Chemismus der Proben analysiert (Salze, Metalle).

3) Pro Pegel Gewinnung von DNA: einerseits vor-Ort-Filtration über einen 0,22 µm-Filter, andererseits Abfüllung in Gebinde (2l-Flaschen) und Filtration mit anschließender Extraktion der DNA im Labor, wobei die Filtration im Labor entweder am selben Tag oder spätestens am darauffolgenden Vormittag erfolgte. Diese doppelte Gewinnung wurde gewählt, um feststellen zu können, ob signifikante Unterschiede in der Filtration im Feld oder im Labor bestehen. Diese Annahme hat sich nicht bestätigt; bei den letzten beiden Probenahmen wurde daher nur mehr im Feld abgefüllt und im Labor filtriert (aus Gründen der Zeiteffizienz im Feld).

Aus den im Filter zurückgehaltenen Mikroorganismen wurde die Gesamt-DNA isoliert (DNeasy Power Water Kit; qiagen.com), die zur molekularbiologischen Charakterisierung der Proben (qPCR und tRFLP) diene. Bis zur weiteren Analyse wurde die DNA bei -20°C gelagert. Die qPCR wurde zur Quantifizierung der gesamten bakteriellen DNA (16S rRNA), für *Dehalococcoides*, sowie für die Gene *tceA*, *vcrA* und *bvcA* durchgeführt.

Die tRFLP zeigte auf Grund von zu geringen Gesamt-DNA-Mengen, die aus den Grundwasserproben isoliert werden konnten, keine brauchbaren Ergebnisse. Daher wurde in Phase 2 ein Schwerpunkt auf die Analytik mit qPCR gelegt.

Die Arbeiten Vor-Ort wurden jeweils über eine Fotodokumentation festgehalten, für jede Wasserprobenahme wurde ein Probenahmeprotokoll angefertigt.

Die Fotodokumentation befindet sich wie erwähnt in Anlage 1 – Dokumentation Erstuntersuchungen.

Folgende Ergebnisse konnten aus den Erhebungen der 5 Standorte abgeleitet werden:

### 2.1.1 Altlast W24 – Putzerei Counde

Der Standort weist Gehalte von Perchlorethen bis > 4.000 µg/L im Pegel GW13 auf. Untergeordnet finden sich Trichlorethen-Gehalte bis rd. 380 µg/L. Es liegen Spuren von Abbauprodukten vor (Dichlorethene).

Es wurden keine messbaren Schwermetallbelastungen detektiert.

Die Sauerstoffgehalte lagen zwischen 0,18 und 3,58 mg/L.

Die meisten Bakterien konnten in GW12 und GW13 nachgewiesen werden (Tabelle 2). Dagegen wurde in keiner der Proben *Dehalococcoides mccartyi*, oder eines seiner katabolischen Gene nachgewiesen. Eine community analyse zur Bestimmung der Bakterienstämme in den Grundwasserproben wurde nicht durchgeführt, da das über das Ziel dieses Projektes hinausgegangen wäre und auch nicht im Budget vorgesehen war.

Tab 2: Molekularbiologische Charakterisierung des Standortes Counde (W24). n.d.=nicht detektierbar

Counde - 24.04.2020						
	Messpunkt	Bakterien (16S) Gene/Liter	Dehalos (16S) Zellen/Liter	<i>vcrA</i> Gene/Liter	<i>bvcA</i> Gene/Liter	<i>tceA</i> Gene/Liter
<b>Anstrom</b>	GW 9 PP	10 046	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
	GW 10 PP	3 192	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
	GW 11 PP	2 014	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
	GW 12 PP	12 942	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
	GW 13 PP	10 691	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
	GW 14 PP	822	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
<b>Abstrom</b>	GW 16 PP	1 186	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.

Der Standort ist gut zugänglich, das Grundwasservorkommen gering, Bakterien sind zwar vorhanden, aber aufgrund des hohen Sauerstoffgehaltes keine *Dehalococcoides*.

Die Grundstückseigentümervertreter der Stadt Wien waren kooperationsbereit, der Standort eignete sich somit als Feldversuchsstandort, allerdings musste das vorhandene Pegelnetz um 4 Pegel verdichtet werden.

### 2.1.2 Altlast N29 – MKE Heidenreichstein

Der Standort weist Gehalte von LHKW als Summenparameter bis > 1.300 µg/L im Pegel DB1 und Brunnen BLR auf, wobei die Trichlorethen-Gehalte höher als die Tetrachlorethen-Gehalte sind. Es liegen Spuren von Abbauprodukten vor (Dichlorethene).

Es wurden keine relevanten Schwermetallbelastungen detektiert.

Die Sauerstoffgehalte lagen zwischen 0,23 mg/L (Zentrum Kontamination) und 6,76 mg/L (anstromig).

Die meisten Bakterien konnten in den Pegeln BRL, sowie DB1 (im Drainagegraben) nachgewiesen werden. Dort wurde auch eine sehr geringe Zellzahl an *Dehalococcoides* festgestellt (Tabelle 3). Am höchsten war der Bakteriengehalt allerdings im anstromigen „Brunnen Haslinger“. Dort wurden interessanterweise auch geringe Mengen an *Dehalococcoides* nachgewiesen. Allerdings weist das eher auf eine andere Quelle hin.

Tab 3: Molekularbiologische Charakterisierung des Standortes Heidenreichstein (N29). n.d.=nicht detektierbar

MKE Heidenreichstein - 14.10.2020						
	Messpunkt	Bakterien (16S) Gene/Liter	Dehalos (16S) Zellen/Liter	<i>vcrA</i> Gene/Liter	<i>bvcA</i> Gene/Liter	<i>tceA</i> Gene/Liter
Anstrom	Brunnen Has	39 810 717	316	n.d.	n.d.	n.d.
	BRL HE	1 000 000	10	n.d.	n.d.	2
	BL3 PP	2 512	n.d.	n.d.	n.d.	n.a.
	BL7 PP	251	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
im Drainagegraben	DB1 HE	501 187	5	n.d.	n.d.	n.d.
Abstrom	E2 PP	2	n.d.	n.d.	n.d.	n.a.

Der Standort ist gut zugänglich, das Grundwasservorkommen gering. Bakterienkulturen sind zwar vorhanden, *Dehalococcoides* wurde in höherer Zahl vor allem im anstromigen Brunnen gefunden, in dem auch das Redoxpotenzial bei - 208mV lag.

Da die Bereiche für einen Feldversuch am Firmengelände der Fa. MKE liegen und die relevanten (weil kontaminierten) Pegel auf Grund ihrer Lage nicht durch weitere Pegel ergänzt werden können (es befindet sich keine ausreichende Anzahl an Pegel im Nahbereich der Kontamination), wurde dieser Standort trotz günstiger Grundwasserbedingungen und Kooperationsbereitschaft der Grundstückseigentümervertreter nicht näher als Feldversuchsstandort in Betracht gezogen.



### 2.1.3 Altlast N51 – Berndorf

Der Standort weist Gehalte von LHKW als Summenparameter bis 484 µg/L (Höchstwert im Pegel S44) auf, wobei es sich dabei fast ausschließlich um Tetrachlorethen handelt. Trichlorethen ist an diesem Standort lediglich in Spuren bis max. 3,56 µg/L vorhanden. Es liegen auch minimale Spuren von Abbauprodukten vor (Dichlorethene).

Es wurden keine relevanten Schwermetallbelastungen detektiert.

Zum Zeitpunkt der Untersuchungen war die Sauerstoffsonde defekt, daher konnte Vor-Ort kein Sauerstoffgehalt ermittelt werden.

Der höchste Gehalt an bakterieller DNA wurde aus dem Pegel S44 isoliert. *Dehalococcoides* konnten in keinem der untersuchten Pegel nachgewiesen werden (Tabelle 4).

Tab 4: Molekularbiologische Charakterisierung des Standortes Berndorf (N51). n.d.=nicht detektierbar

Berndorf, Obj. 92 - 09.09.2020						
	Messpunkt	Bakterien (16S) Gene/Liter	Dehalos (16S) Zellen/Liter	<i>vcrA</i> Gene/Liter	<i>bvcA</i> Gene/Liter	<i>tceA</i> Gene/Liter
Anstrom	S52 PP	631	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
	S53 HE	-	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
	S51a HE	10	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
	S50 PP	316	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
	S32 PP	398	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
	S44 PP	398 107	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
	S45 PP	3 162	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
	S42 HE	631	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Abstrom	S36 PP	1 000	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.

Der Standort ist gut zugänglich, das Grundwasservorkommen gering, Bakterien sind zwar vorhanden, aber keine *Dehalococcoides*.

Da die Bereiche für einen Feldversuch am Firmengelände der Fa. Berndorf liegen und teilweise überbaut sind, besteht keine sinnvolle Möglichkeit, die notwendige Verdichtung des Pegelnetzes am Standort in einem entsprechenden, kostengünstigen Rahmen durchzuführen.

Auch hat der Vor-Ort zuständige Planer (Gruppe Wasser, Wien) signalisiert, dass keine Bereitschaft besteht, etwaige Systemänderungen der Sicherungsanlage vorzunehmen, auch wenn es nur für kurze Zeit wäre.

Diese Systemänderungen wären bei bestehenden Sicherungsanlagen aber notwendig, um einen stationären Zustand des Grundwassers für den Feldversuch zu erreichen (teilweises Außer-Betrieb-nehmen von einzelnen Pumpen).

Der Standort wurde daher nicht näher für einen Feldversuch in Betracht gezogen.

#### Altlast O43 – Putzerei Lengauer

Der Standort weist Gehalte von LHKW als Summenparameter bis maximal 390 µg/L auf, wobei es sich dabei fast ausschließlich um Tetrachlorethen handelt. Trichlorethen ist an diesem Standort lediglich in Spuren bis max. 1,06 µg/L vorhanden. Es liegen keine weiteren Abbauprodukte vor.

Es wurden keine relevanten Schwermetallbelastungen detektiert.

Die Sauerstoffgehalte liegen zwischen 0,14 mg/L und 4,7 mg/L.

Es wurden im Vergleich zu den anderen Standorten etwas geringere Mengen an bakterieller DNA isoliert, *Dahalococcoides* wurde in einigen Proben in sehr geringer Menge nachgewiesen (Tabelle 5).

Tab 5: Molekularbiologische Charakterisierung des Standortes Putzerei Lengauer (O43). n.d.=nicht detektierbar

Lengauer - 09.07.2020							
	Messpunkt		Bakterien (16S)	Dehalos (16S)	<i>vcrA</i>	<i>bvcA</i>	<i>tceA</i>
			Gene/Liter	Zellen/Liter	Gene/Liter	Gene/Liter	Gene/Liter
Anstrom	GWM 3 SP	8-12m	2 089	2	n.d.	2	n.d.
	GWM 4 PP	8-12m	162	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
1. Ebene	GWM 7 PP	0-7m	120	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
	GWM 8 PP	8-12m	195	4	n.d.	2	n.d.
	GWM 9 PP	0-7m	269	2	n.d.	3	n.d.
2. Ebene	GWM 10 PP	8-12m	355	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
	GWM 17 PP	8-12m	42	4	n.d.	5	n.d.
	GWM 18 PP	8-12m	102	2	n.d.	n.d.	n.d.
3.Ebene	GWM 19 PP	8-12m	479	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
	GWM 20 PP	8-12m	69	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
	GWM 27 PP	8-12m	58	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
	GWM 29 PP	8-12m	151	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
	GWM 30 PP	8-12m	58	3	4	n.d.	n.d.

Der Standort befindet sich mitten im Ortsgebiet von Schwertberg, direkt angrenzend an den Hauptplatz.

Die errichteten Pegel zur Sicherung und Beweissicherung befinden sich jeweils in parallel laufenden Straßenzügen abstromig zum Schadensherd. Dazwischen befinden sich Objekte, die eine freie Wahl der Pegelsetzung nicht zulassen.

Die Sicherungsanlage wird von der BALS (Bundesaltlastensanierungs GmbH) betrieben, eine Bereitschaft zu einer möglichen Kooperation für den Feldversuch wurde signalisiert.

Jedoch ist der Standort auf Grund der aufwendigen und teuren Pegelerrichtung (Errichtung in der Straße oder im Gehsteig), die auch nicht an frei wählbaren Stellen möglich wäre, für den in diesem Forschungsprojekt angedachten Feldversuch nicht zielführend.

Der Standort wurde daher nicht näher für einen Feldversuch in Betracht gezogen.

#### 2.1.5 Altlast O70 – Trilager Lederfabrik

Der Standort weist Gehalte des Summenparameters LHKW bis 940 µg/L (Pegel GW8) auf.

Die Einzelparameter zeigen unterschiedlich hohe Werte, auffallend ist aber der hohe Vinylchlorid-Gehalt im Brunnen Trilager – sowohl in der Pump- als auch in der Schöpfprobe (104 mg/L bzw. 80,6 mg/L). Dies deutet auf einen signifikanten biologischen Abbau hin.

Tetrachlorethen weist meist höhere Messwerte auf als Trichlorethen.

Es wurden keine Schwermetallbelastungen detektiert.

Die Sauerstoffgehalte lagen zwischen 0,1 mg/L (zentraler Brunnen Trilager) und 1,35 mg/L (GW4 im Anstrom).

Es wurde eine zu den anderen Standorten vergleichsweise geringe Menge an bakterieller DNA nachgewiesen (Tabelle 6). Im Grundwasser des Abstromigen Brunnens BR3 zeigen die Daten eine sehr hohe Bakterienzahl. Da dieser Brunnen für die weitere Planung nicht von Relevanz war, wurde dieser Wert nicht weiter überprüft. *Dehalococcoides* wurde in den Grundwasserproben bei der ersten Probenahme nicht nachgewiesen. In den durchgeführten Abbaubersuchen, die mit Grundwasser aus GW8 und Material aus den neu errichteten Monitoringpegeln durchgeführt wurde (Abschnitt 2.2.5.2 Batchexperimente mit Material der Altlast O70) konnte allerdings eine vollständige Dechlorierung festgestellt werden.

Somit wurde in den Anreicherungskulturen mit Grundwasser aus den neu errichteten Pegeln (Abschnitt 2.2.6) *Dehalococcoides* nachgewiesen. In der Pumpprobe des „Brunnen Trilager“ wurde ein Redoxpotenzial von -156mV gemessen. Dieses Redoxpotenzial wäre ideal für das Überleben von *Dehalococcoides*. Der negative Befund bei der ersten Beprobung könnte auf eine Inhibition der PCR-Reaktion durch Substanzen in dieser Probe zurückzuführen sein. Das ist aber Spekulation. Es könnte sich bei dieser einen Probe auch um einen Fehlbefund handeln. Tatsache ist, dass das negative Redoxpotenzial und das Vorhandensein von VC auf eine starke anearobe microbielle Aktivität hinwiesen und diese in weiterer Folge auch nachgewiesen werden konnte. Im Feldversuch wurde dann auch regelmäßig *Dehalococcoides* nachgewiesen, wobei hier nur die neu errichteten Pegel (GW9, GW10 und GW11), sowie GW8 beprobt wurden.

Tab 6: Molekularbiologische Charakterisierung des Standortes Trilager Lederfabrik (O70). n.d.=nicht detektierbar

Trilager Lederfabrik - 29.09.2020						
	Messpunkt	Bakterien (16S) Gene/Liter	Dehalos (16S) Zellen/Liter	<i>vcrA</i> Gene/Liter	<i>bvcA</i> Gene/Liter	<i>tceA</i> Gene/Liter
<b>Anstrom</b>	GW 7 PP	-	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
	GW 4 PP	-	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
	Brunnen Tril	-	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
	GW 8 HE	316	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
	SB 1 HE	200	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
	SB 2 HE	631	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
	SB 3 HE	50	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
	Br 1 PP	79	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
<b>Abstrom</b>	Br 3 PP	6 309 573 445	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.

Der Standort war gut zugänglich, das vorhandene Pegelnetz war gut zu verdichten, um den Ansprüchen eines Feldversuches gerecht zu werden. Es mussten zusätzlich 3 GW-Pegel errichtet werden.

Da der Standort im Abstrom der Altlast und im Zentrum des Schadens gesichert ist, müsste für den Feldversuch kurzzeitig eine Abschaltung der Pumpe im Schadensherd erfolgen.

Bezüglich der Grundwasserergiebigkeit musste für diese Fläche festgestellt werden, dass es sich hier um einen Standort im Granit-Gestein handelt; dies bedeutet das Vorkommen von „lediglich“ Kluft- und Schichtwasser, das aber – je nach Verwitterungsgrad des Gesteins – unterschiedlich ergiebig sein kann.

Auf Grund der bestehenden Sicherungsanlage ist das Wasserdargebot über eine lange Zeitperiode hinweg bekannt und konnte als ausreichend für einen Feldversuch eingestuft werden.

Die Grundstückseigentümervertreter hatten großes Interesse an einem Feldversuch gezeigt, der bei erfolgreichen Ergebnissen eventuell eine Verkürzung der Sanierungsdauer bedeuten würde.

Auch das Planerteam der Vor-Ort tätigen Firma (G.U.T., Linz) hatte große Kooperationsbereitschaft gezeigt und die bis dahin angestandenen Arbeiten unterstützt.

Außerdem deuteten die hohen Vinylchloridkonzentrationen und das niedrige Redoxpotenzial auf einen reduktiven Mikrobiellen Abbau hin, auch wenn in den genommenen Proben keine *Dehalococcoides* nachgewiesen werden konnten.

Der Standort wurde daher für einen Feldversuch näher in Betracht gezogen.

Alle chemischen und mikrobiellen Analytikergenergebnisse zu den 5 Erstuntersuchungen finden sich wie erwähnt in Anlage 2 – Chemische und mikrobiellen Analytik der Standorte.

## **2.2 AP 1.3 Durchführung von Abbauversuchen mit Standortmaterial**

Nach Umsetzung der unter Kapitel 2.1 beschriebenen Ersterhebung haben sich 2 Altlasten als mögliche Standorte für den Feldversuch herauskristallisiert:

Altlast O70 – Trilager Lederfabrik

und

Altlast W24 – Putzerei Counde

An beiden Standorten mussten als Vorbereitung für die Feldversuche 3 bzw. 4 neue Pegel errichtet werden; im Zuge dieser Errichtung wurde Material zur Umsetzung von AP 1.3 gewonnen. Dabei wurden Batchversuche im Labor durchgeführt, um das Potenzial des Schadstoffabbaus zu testen und darüber die Eignung der Standorte für den Pilotversuch nachzuweisen.

Mit Hilfe der Batchversuche wurde untersucht, ob

- ein vollständiger Dechlorierungsprozess in den Proben vom Standort stattfindet
- eine inhibierende Wirkung besteht
- der Dechlorierungsprozess durch Zugabe von ZVI stimuliert werden kann (Biostimulation)
- der Dechlorierungsprozess durch Zugabe von *Dehalococcoides*-Kultur stimuliert werden kann (Bioaugmentation)

Ein zu lösendes Problem im Rahmen dieses Projektes war es unter anderem, eine Methode für die Gewinnung des Probenmaterials für die Batchversuche zu entwickeln, die verhindert, dass bei der Probenahme das gewonnene Bodensubstrat mit Sauerstoff in Berührung kam.

Da Mikroorganismen, die Dehalorespiration betreiben, sehr empfindlich gegenüber erhöhter Sauerstoffgehalte sind, war es unabdinglich für die Gewinnung des Untergrundmaterials, Methoden und Abläufe zu entwickeln um die gezogenen Proben in möglichst unverändertem Zustand bez. Sauerstoffgehalt und Temperatur ins Labor zu transportieren. Dies war erforderlich, da man das gewonnene Material auf das Vorhandensein von *Dehalococcoides*-Kulturen untersuchen wollte bzw. Anreicherungskulturen von potenziell vorhandenen dechlorierenden Kulturen etabliert werden sollten.

Für die Feststoffgewinnung wurden daher folgende Überlegungen angestellt:

Es gibt 2 Möglichkeiten, im Zuge einer Bohrung an das Bodenmaterial zu gelangen:

- 1) „klassisch“ (=direkt) aus der Verrohrung („Ausklöpfen“ des Bodenmaterials)
- 2) Gewinnung über Inliner

Aus diesen 2 Möglichkeiten wurde zu Beginn die ursprüngliche Idee abgeleitet, das gewonnene Material bzw. den Inliner über einen Vakuumierungsprozess ohne Sauerstoff ins Labor zu bringen. Diese hat sich im Feld als nicht umsetzbar erwiesen: die Kunststoffsäcke, in die das Bodenmaterial gefüllt bzw. der Inliner geschoben wurde, konnten nicht ohne Berührung mit Bodenmaterial an den Verschleißbereichen befüllt werden. Dadurch ließ sich nach dem Abpumpen der Luft aus den Säcken kein luftdichter Abschluss herstellen, es strömte immer wieder Luft in die Säcke.

Eine derartige Methode eignet sich lediglich bei sehr kleinen Probenmengen oder am besten nur für Zwischenschritte in der Bearbeitung im Labor.

Daher wurde ein gedankliches Upscaling durchgeführt und nach größeren Behältnissen gesucht. Das Ergebnis wird in den beiden folgenden Punkte (2.2.1 und 2.2.2) erläutert.

### 2.2.1 Ausklopfen des Bodenmaterials

Für das Ausklopfen des Materials aus dem Bohrrohr wurde ein Behälter entwickelt, der mit 2 Ventilen ausgestattet wurde, um die Fässer mit Stickstoff-Gas spülen zu können: das eine Ventil diente zum Eintrag von Stickstoffgas, das andere für den Austrag der im Behälter vorhandenen Luft, die durch den Stickstoff verdrängt wird.

Das Einbringen des gasförmigen Stickstoffes hat den Effekt, dass am Ende des Spülprozesses im Behälter kein für die Bakterien toxischer Sauerstoff mehr vorhanden ist.

Wichtig war, im Feld das Fass bereits vor dem Befüllen mit Bodenmaterial mit Stickstoff zu spülen, damit das Gebinde bereits zum Befüllzeitpunkt möglichst wenig Sauerstoff aufwies.

Der für die Ausführung und den Anforderungen entsprechende Behälter war ein 20l „Weithals“-Fass, das eine extra-große Öffnung aufwies. Ein Schraubverschluss mit Dichtungsring ermöglichte ein rasches und bereits relativ dichtes Verschließen des Behälters.



Abb 3: Weithalsbehälter- original (links) und mit Ventilen (rechts)

Für das Anbringen der Ventile wurden Öffnungen in Wände bzw. Deckel gebohrt, die exakt dem Durchmesser der Ventile entsprachen. Durch das Hineindreihen der Ventile entstand bereits eine gewisse Dichtigkeit. Zusätzlich wurden Außen- und Innenseite mit einem Klebemittel, das auch abdichtet, versehen („Kleben und Dichten“) - mit diesem Dichtmittel arbeitet TERRA bei allen ihren Grundwasseranlagen, wo langfristige Dichtigkeit hergestellt werden muss.

Bei den Ventilen handelte es sich um 2 verschiedene Mechanismen:

Ein Ventil ließ gasförmige Medien lediglich ausströmen (Rückschlagklappe für Rückströmung), beim zweiten Ventil konnte das gasförmige Medium lediglich eingebracht werden (ebenfalls Rückschlagklappe, aber um das Ausströmen zu verhindern).

Da die Probenahme im Feld sehr zügig ablaufen musste, wurde zur Sicherheit (um Verwechslungen bzw. Fehlan Schlüsse zu vermeiden) jedes Ventil beschriftet, ob es für den Eintrag von Stickstoff („in“) oder für den Austrag des Sauerstoffes (anbringen eines Schlauches – „out“) gebaut wurde.

Nach erfolgter Spülung wurde das Fass zusätzlich mit dem Dichtkleber beim Schraubverschluss abgedichtet.

Folgender Ablauf erfolgte im Feld:

- Vorspülen des leeren, nur leicht verschlossenen Gebindes mit N<sub>2</sub>, während der entsprechende Bohrmeter im Untergrund abgeteuft wird
- Bohrröhr ziehen, rasch über das Gebinde bringen, das kurz geöffnet wird und ausklopfen des erbohrten Materials
- Fass mit Schraubdeckel fest verschließen und mit Stickstoff spülen
- Nach Spülprozess (ca. 3 Min) Deckel mit „Kleben und Dichten“ abdichten und aushärten lassen
- Behälter für Transport in die vorbereitete Halterung stellen, ohne dass Ventile oder Deckel berührt werden (um Dichtigkeit zu gewährleisten) und am gleichen Tag gekühlt mit Eissäcken nach Tulln ins Labor transportieren
- Lagerung der Proben im Kühlhaus

Die kritische Phase dieser Methode war jedenfalls der Moment des Ausklopfens – durch das Herausrieseln des Untergrundmaterials wurde es erstens vermischt und zweitens konnte man einen gewissen Sauerstoffeintrag nicht verhindern. Durch ausgiebiges Spülen mit Stickstoff wurde dieses Risiko von zu langem O<sub>2</sub>-Kontakt aber minimiert.



Weiters bestand die Gefahr, dass durch den wuchtigen Aufprall des Bodenmaterials im Behälter das Ventil bzw. die Abdichtung im unteren Teil des Behälters beschädigt wurde. Überlegungen, beide Ventile im oberen Bereich des Fasses zu platzieren wurden wieder verworfen, da der Sauerstoff durch seine physikalischen Eigenschaften (er ist schwerer als Stickstoff) wahrscheinlich nicht zur Gänze aus dem Fass ausgespült werden konnte.

Beim Befüllvorgang wurde daher das Fass ein wenig geneigt, um das Ventil „nach oben“ schauen zu lassen und den Aufprall des Bohrgutes auf der anderen Seite abzufangen.

Zur Veranschaulichung wurde in Anlage 3 – Dokumentation Entwicklung O<sub>2</sub> freie Probenahme eine Fotodokumentation erstellt.

#### 2.2.2 Bohrgutgewinnung mittels Inliner

Als weitere Probenahmemöglichkeit zur Feststoffgewinnung besteht das Erbohren des Untergrundmaterials mittels „Inliner“

Dabei wird ein Kunststoffrohr von 1 Meter Länge in ein Bohrrohr, das man öffnen kann, eingesetzt. Beim Abteufen der Bohrung füllt sich das eingesetzte Kunststoffrohr und kann nach dem Ziehen wieder entnommen werden, ohne dass die Schichtung des Materials im Rohr verändert wird.

Um den Inliner vor der Berührung mit Sauerstoff (vor allem an den beiden Rohrenden) zu schützen, wurde nach dem gescheiterten Versuch über die Vakuumtechnik (siehe Kap. 2.2) ein Überschubrohr überlegt (verschließbar an beiden Enden), das ebenfalls mit den unter Punkt 2.3.1 beschriebenen Ventilen versehen und mit Stickstoff gespült wird.

Es wurden PVC-Kanalrohre mit der Dimension DN150 gewählt, die dazu passenden Muffen und Deckeln besorgt und danach die Ventile nach der gleichen Methode wie bei den Weithalsbehältern an den Deckeln montiert.

Eine Seite wurde bereits im Technikum fertig vorbereitet, die zweite Seite blieb „offen“, um den gewonnenen Inliner in das Überrohr zu schieben.

Muffen und Deckel sowie die Ventile an den Deckeln wurden wieder mit „Kleben und Dichten“ abgedichtet.



Abb 4: Kanalrohre mit Muffen und Ventil- „in“-Seite bereits vollständig abgedichtet (links) sowie (rechts)vorbereitete Abdeckungen Kanalrohr mit Ventilen und Abdichtungsmasse

Auch die Kanalrohre wurden während der Bergung des Inliners mit N<sub>2</sub> vorgespült, nach Einbringen des Inliners mit dem zweiten Deckel verschlossen und für zusätzliche 2-3 Minuten gespült. Danach wurde der Deckel an der Außenseite mit dem Dichtkleber zusätzlich abgedichtet.

Folgender Ablauf erfolgte im Feld:

- Vorspülen der leeren, nur leicht verschlossenen Kanalrohre mit N<sub>2</sub>, während der entsprechende Bohrmeter abgeteuft wird
- Bohrröhr ziehen, Inliner entnehmen, das Kanalrohr kurz öffnen und Inliner hineinschieben
- Rohr mit Kleber versehenem Deckel fest verschließen und mit Stickstoff spülen
- Nach Spülprozess (ca. 2-3 Min) Deckel mit „Kleben und Dichten“ abdichten und aushärten lassen
- Behälter für Transport in die vorbereitete Halterung stellen, ohne dass Ventile oder Deckel berührt werden (um Dichtigkeit zu gewährleisten) und am gleichen Tag gekühlt mit Eissäcken nach Tulln ins Labor transportieren
- Lagerung der Proben im Kühlhaus

Der Nachteil dieser Methode besteht darin, dass bei sehr hartem Untergrund ein entsprechend starkes Bohrgerät eingesetzt werden muss, von denen am Markt nur wenige für Inliner-Bohrungen zur Verfügung stehen. Dadurch wurden die Arbeiten für die Pegelerrichtung teurer als ursprünglich geplant.

Auch für diese Methode findet sich in Anlage 3 – Dokumentation Entwicklung O<sub>2</sub> freie Probenahme eine Dokumentation.

### 2.2.3 Errichtung Pegel W24 – Putzerei Counde

Die Altlast W24 zeigte sich als Feldversuchsstandort aus den folgenden Gründen geeignet:

- Leichte Zugänglichkeit
- Keine privaten Grundstückseigentümer (Ansprechpartner einzelne MAs der Stadt Wien)
- Keine Sicherung vorhanden, daher großes Interesse, für den Standort ev. eine Lösung zu finden
- Durch Pegelnetzverdichtung optimale Anordnung für Feldversuch herstellbar
- Hohe CKW-Gehalte, die im Feldversuch bei positiver Funktionsweise der Methode jedenfalls ein Ergebnis in Form von reduzierten CKW-Werten anzeigen können

Da bei der Ersterhebung festgestellt wurde, dass das Wasserdargebot in den Pegeln relativ gering war, wurde noch vor Errichtung der Pegel Ende Jänner 2021 ein Kurzpumpversuch durchgeführt.

Dieser zeigte, dass bei einer Förderrate von 0,3 l/s der Pegel GW13 (zentraler Pegel des geplanten Feldversuches) nach 23 Minuten trockenfiel (keine ausreichende Nachlieferung aus dem Grundwasserkörper). Nach 48 Minuten war der Pegel wieder auf den ursprünglichen Wasserstand aufgespiegelt.

Dies ließ die Interpretation zu, dass bei gegebenenfalls bei von der Behörde angeordneten Pumpmaßnahmen zur Absicherung des Feldversuchs nur mit einer minimalen Pumprate gearbeitet werden darf.

Im Jänner 2021 wurde als weitere vorbereitende Maßnahme bei der zuständigen Behörde MA58 eine Anzeige zur Errichtung der 4 neuen Pegel GW20 (im Anstrom) bis GW23 (abstromig) eingebracht.

Anfang Februar wurde seitens der Behörde mitgeteilt, dass die Pegel wasserrechtlich zu bewilligen seien, wonach in der ersten Februar-Woche umgehend ein Antrag auf wasserrechtliche Bewilligung zur Pegelnetzverdichtung gestellt wurde.

Parallel zum Wasserrechtsverfahren wurde mit den zuständigen Grundstückseigentümern Kontakt aufgenommen und um Zustimmung zu den Maßnahmen ersucht (MA46 (Pflege der Flächen) in Abstimmung mit MA 42 Gartenregion Süd und MA28 (Verwaltung)).

Weiters musste ein Verkehrsrechtsbescheid erwirkt werden, um Haltverbotszonen für die Zufahrt zu den Bereichen der Pegelerrichtung (eine Wiese) einrichten zu können.

Per 18.03.2021 erging zeitgleich mit dem Start der Bohrmaßnahmen die wasserrechtliche Bewilligung für die geplante Pegelneuerrichtung.



Abb 5: Blick auf Feldversuchsfläche W24, Bestand: Pegel GW13 (Vordergrund)

### *2.2.3.1 Errichtung der Pegel*

Die Pegel wurden zwischen 12.03.2021 (Einrichten der Halteverbotszonen) und 26.03.2021 (Räumen der Baustelle) errichtet.

Zu Beginn der Arbeiten wurden die Bohrpunkte unter Berücksichtigung der erhobenen Einbauten festgelegt und vom beauftragten Kampfmittelunternehmen mittels Messungen freigegeben (siehe Anlage 4 – Kampfmittelfreigaben).

Alle 4 Pegel konnten ohne Behinderung im Untergrund in einem Zug errichtet werden.

Es erfolgte kein Spülen oder Klarpumpen der fertigen Pegel, da für das geförderte Grundwasser umfangreiche Reinigungsmaßnahmen gemäß Auflagen der MA30 – Wien-Kanal (Kanalbetreiber) vorgeschrieben wurden. Sofern nötig wurde festgelegt, dies im Rahmen des Feldversuches nachzuholen.

Alle Bohrungen wurden bis zu einer Endtiefe von 12 m errichtet.

Am 2. Tag der Arbeiten stieß man auf einen Anrainer, der sich über die Arbeiten an sich sowie den Lärm des Bohrgerätes beschwerte. Da die Arbeiten noch während des 2. Lockdowns stattfanden und einige Anrainer im Homeoffice tätig waren, wurde versucht, die Arbeiten so rasch als möglich abzuschließen.

Dies erfolgte per 26.03.2021, wo auch die leicht geschädigte Wiesenoberfläche sowie die Erdbereiche um die bestehenden Bäume wiederhergestellt wurden.

Eine erforderliche Fertigstellungsanzeige an die MA58 über die Errichtung der Pegel erfolgte im August 2021.

Eine Fotodokumentation über alle Arbeiten sowie die Ausbaudaten der Pegel inkl. Bohrprofile befindet sich in Anlage 5 - Bohrkerne und Bohrprofile mit Pegelausbau W24 und Anlage 6 – Fotodokumentation Pegelerrichtung W24.

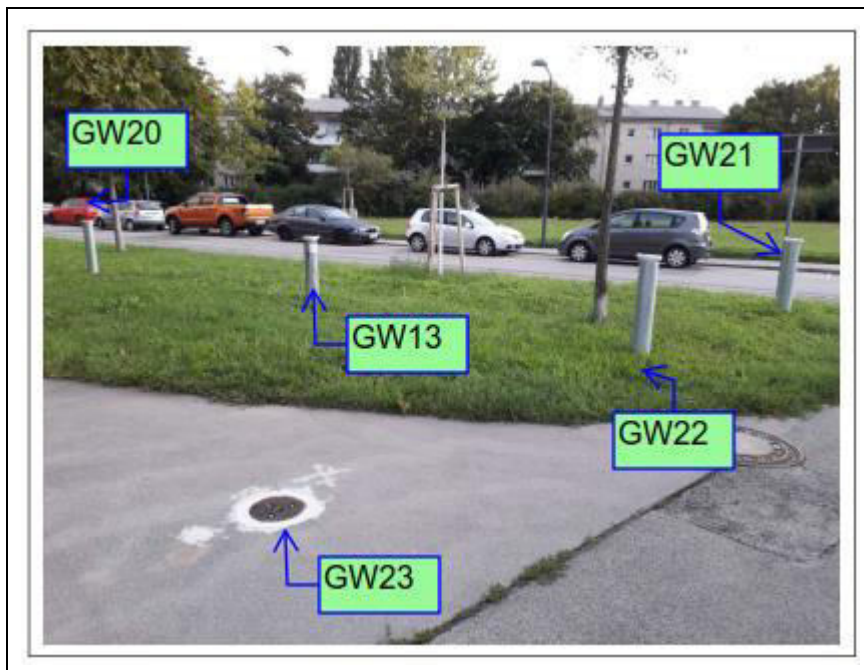


Abb 6: Fertige Pegel Feldversuchsfläche W24

#### 2.2.3.2 Probenahme

Für die Probenahme ohne Sauerstoffkontakt war ursprünglich die Gewinnung des erbohrten Materials über Kunststoffsäcke und anschließender Vakuumierung geplant. Durch den Kontakt des Kunststoffes mit dem Bodenmaterial war eine vollständige Vakuumierung nicht möglich, da der Verklebungsbereich der Kunststoffsäcke durch Verunreinigung mit „Erde“ nicht exakt abdichtete.

Dies galt sowohl für die Inliner-Gewinnung als auch für das Probenmaterial direkt aus dem Bohrröhr. Es wurde noch versucht, lediglich 1/3 des Liners in den Kunststoff sack zu schieben, auch das konnte nicht ohne Kontakt mit Erdmaterial durchgeführt werden.

Es wurde nun versucht, kleinere Mengen an Material zu gewinnen, diese dann doppelt in Kunststoff einzuwickeln und erst dann in die Vakuumsäcke zu stecken. Auch diese Methode hatte keinen Erfolg – letztendlich war auch das Vakuumiergerät zu klein dimensioniert und für den Gebrauch im Feld nicht geeignet.

Für den ggst. Standort war das Problem allerdings nicht allzu gravierend, da auf Grund der chemisch-physikalischen Eigenschaften des Grundwassers nicht erwartet wurde, tatsächlich *Dehalococcoides* am Standort zu finden (in den Grundwasseruntersuchungen der Ersterhebung waren nur geringe Konzentrationen an Abbauprodukten detektiert worden).

Das gewonnene Material wurde dennoch ins Labor für die Abbauprobversuche transportiert, um die Batchversuche durchführen zu können.

#### 2.2.4 Errichtung Pegel O70 – Trilager Lederfabrik

Die Altlast O70 zeigte sich als Feldversuchsstandort aus den folgenden Gründen geeignet:

- Leichte Zugänglichkeit
- Keine privaten Grundstückseigentümer (Ansprechpartner lediglich GF der LIG – Landesimmobiliengesellschaft OÖ und Vertreterin der OÖ LR, Direktion Präsidium, Abteilung Gebäude- und Beschaffungs-Management)
- Sicherung der Altlast im Abstrom vorhanden, daher keine Probleme für wasserrechtliche Bewilligung zu erwarten
- Durch Pegelnetzverdichtung optimale Anordnung für Feldversuch herstellbar
- Hohe CKW-Gehalte, die im Feldversuch bei positiver Funktionsweise der Methode jedenfalls ein Ergebnis in Form von niedrigeren CKW-Werte liefern kann
- Abbauprodukte von Perchlorethen, tw. hohe Vinylchlorid-Werte

Auch an diesem Standort wurde bei der Ersterhebung festgestellt, dass das Wasserdargebot relativ gering war- bedingt durch den Untergrund (Granit) mit (lediglich) Schicht- und Kluftwasservorkommen.

Durch die bestehende Grundwassersicherung konnte vor Errichtung der Pegel kein Kurzpumpversuch durchgeführt werden. Durch die aufgezeichneten Daten der Sicherungsanlage lagen allerdings ohnehin genügend Informationen über die anfallenden Wassermengen vor.

Im Frühjahr 2021 wurde als vorbereitende Maßnahme mit der zuständigen Behörde (Amt der OÖ Landesregierung, Direktion Umwelt und Wasserwirtschaft; Abteilung Anlagen-, Umwelt- und Wasserrecht) telefonisch Kontakt aufgenommen. Der Behördenvertreter stellte fest, dass keine Bewilligungspflicht für die Pegelerrichtung bestehe, lediglich für den später geplanten Feldversuch.

Seitens des Grundstückseigentümergevertreter wurde festgestellt, dass die Ergebnisse eines möglichen Feldversuches mit Spannung erwartet werden, um im günstigsten Fall zusätzliche Maßnahmen zur Beschleunigung der derzeitigen Sanierung setzen zu können. Die geplanten Maßnahmen wurden also befürwortet.

Weiters wird an dieser Stelle die gute Zusammenarbeit mit dem Vor-Ort-tätigen Planer (G.U.T. Linz) herausgestrichen. Durch deren Unterstützung konnten trotz großer Entfernung alle Vorbereitungsmaßnahmen auf unkomplizierte Art und Weise (und damit kostengünstig, weil extra Fahrten ins Projektgebiet eingespart werden konnten) umgesetzt werden.



Abb 7: Blick auf Feldversuchsfläche O70, Bestand: Pegel GW8 (Mitte des Bildes) und Brunnen Trilager (linker Bildrand). Hintergrund: Sanierungsanlage (graue Hütte)

#### 2.2.4.1 Errichtung der Pegel

Die Pegel GW9, GW10 und GW11 wurden zwischen 30.07.2021 (Einrichten der Baustelle, Antransport Bohrgerät) und 11.08.2021 (Räumen der Baustelle) errichtet.

Zu Beginn der Arbeiten wurden die Bohrpunkte unter Berücksichtigung der erhobenen Einbauten und in Abstimmung mit dem Planer, um die bestehende Grundwassersicherung nicht zu beeinträchtigen, festgelegt.



Eine Kampfmittelerkundung im Feld war auf ggst. Fläche nicht notwendig, da im Vorfeld eine Vorstudie gem. ONR 24406-1 erstellt wurde, die die Kampfmittelfreiheit der Fläche bestätigte (siehe Anlage 4 – Kampfmittelfreigaben).

Alle 3 Pegel konnten ohne Behinderung im Untergrund in einem Zug errichtet werden.

Nach Durchörterung der Verwitterungsschicht (ca. 4-5 m u.GOK) mittels Rammkernbohrung wurde bei jedem Pegel auf Spülbohrung umgerüstet, bis die Endteufe von 15 m u.GOK erreicht wurde.

Zum Abschluss der Arbeiten wurden die unterflurig ausgebauten Pegel klargepumpt und standen nach einer ca. 3-wöchigen Ruhephase für die weiteren Untersuchungen zur Verfügung.

Per 11.08.2021 wurden die Pegelerrichtungsarbeiten mit der Wiederherstellung der leicht geschädigten Wiesenoberfläche und dem Abtransport der Gerätschaften abgeschlossen.

Eine Fotodokumentation über alle Arbeiten sowie die Ausbaudaten der Pegel inkl. Bohrprofile befindet sich in Anlage 5 - Bohrkerne und Bohrprofile mit Pegelausbau O70 und Anlage 6 – Fotodokumentation Pegelerrichtung O70.

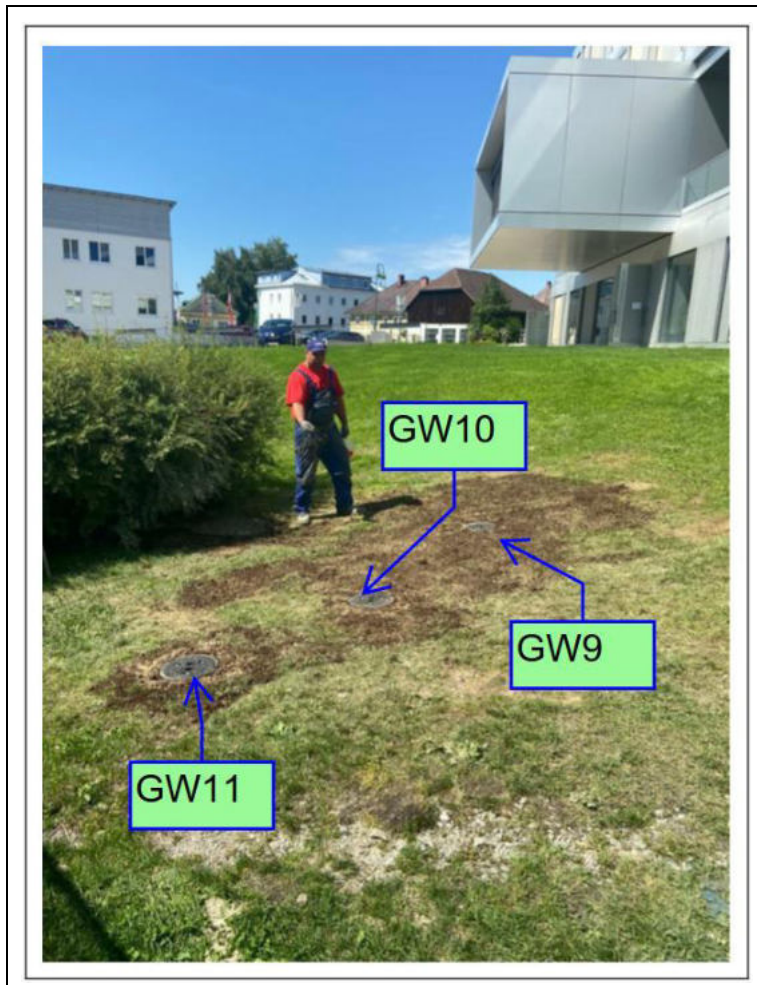


Abb 8: Fertig hergestellte Pegel inkl. Oberflächenrekultivierung

#### 2.2.4.2 Probenahme

Für die Probenahme ohne Sauerstoffkontakt wurden die unter Kap. 2.3.1. und 2.3.2. beschriebenen Behälter verwendet und die erklärten Vorgehensweisen gewählt, nachdem sich die an der Altlast W24 erprobte Methode als nicht funktionell herausgestellt hatte und verworfen wurde.

Vorbereitend wurden Halterungen für die Gebinde in den Firmenfahrzeugen von TERRA angebracht, um einen schadlosen Transport gewährleisten zu können.

Weiters wurde abgeklärt, ob sich eine Tankstelle mit Eisverkauf in Großpackungen in der Nähe des Standortes befindet, um die Proben gekühlt transportieren zu können.

Vorausgehend wurden Stickstoff-Gasflaschen zur Untersuchungsfläche transportiert (Gefahrgut, darf nicht im Firmen-eigenen PKW mitgenommen werden).

Teilweise passten die Inliner nicht in die Kanalrohre, da die Bohrfirma einen größeren Durchmesser als angegeben verwendet hat.

Das gewonnene Material wurde nach jedem Probenahmetag umgehend ins Labor transportiert, um so rasch wie möglich mit den Anreicherungskulturen beginnen zu können und die Proben für weitere Untersuchungen fachgerecht zu lagern.

#### 2.2.5 Batchversuche

Die Batchversuche wurden in 130 ml Glasgefäßen durchgeführt, die mit einem Crimp-Verschluss mit Septum gasdicht verschlossen wurden (Abbildung 9). Die Versuchsansätze wurden sauerstofffrei unter Argon-Atmosphäre in der Glovebox durchgeführt (Freitag et al. 2021; Summer et al. 2020a).

Den Versuchsansätzen wurden vor dem Verschließen die jeweiligen Substanzen (ZVI, Kohlenstoffquelle, Bakterienkultur, PCE) zugesetzt. Anschließend wurden die Gefäße aus der Glovebox (Abbildung 9) transferiert und während des gesamten Versuchszeitraum vor Lichteinfall geschützt. Die Gefäße wurden auf einen Horizontalschüttler gestellt und in regelmäßigen Abständen wurden mit Hilfe einergasdichten Spritze Proben aus dem Gasraum (=headspace) der Gefäße entnommen und im GC-ECD auf den Gehalt von PCE und seiner Abbauprodukte analysiert.



Abb 9: Glovebox zum Ansetzen der Batchversuche in Argonatmosphäre

Folgende Testansätze wurden durchgeführt:

Kontrollen bei allen Batchversuchen:

- Grundwasser vom Standort
- Abiotische Kontrolle (vergiftetes Grundwasser vom Standort)

Zur Testung der Abbaukapazität der vorhandenen Mikroorganismen Gemeinschaft (Biostimulation):

- Grundwasser + Eisen
- Grundwasser + Melasse
- Grundwasser + Melasse + Eisen

Zur Testung der Abbaukapazität bei Zugabe einer Kultur, die *Dehalococcoides mccartyi* KB1 enthält (Bioaugmentation):

- Grundwasser + Eisen + Bakterienkultur
- Grundwasser + Melasse + Bakterienkultur
- Grundwasser + Melasse + Eisen + Bakterienkultur

Alle Varianten wurden in dreifacher Wiederholung angesetzt.

### 2.2.5.1 Batchexperimente mit Material der Altlast W24

Im Folgenden werden die Ergebnisgrafiken zu den einzelnen Versuchsansätzen der Altlast W24 dargestellt.

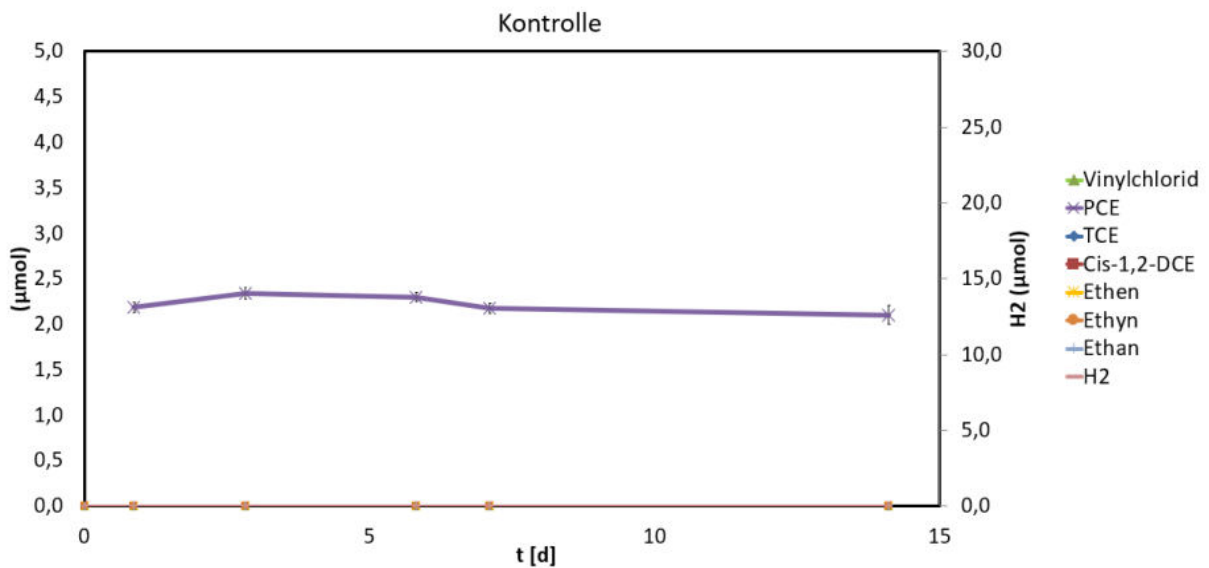


Abb. 10: abiotischer Kontrollansatz bestehend aus Grundwasser und Schadstoff (PCE). Datenpunkte zeigen Mittelwert±Standardabweichung (n=3).

14 Tage nach Schadstoffzugabe konnte eine konstante PCE-Konzentration beobachtet werden. Da keine Abbauprozesse stattfanden wurde der Versuch nach diesem Zeitraum beendet (Abbildung 10).

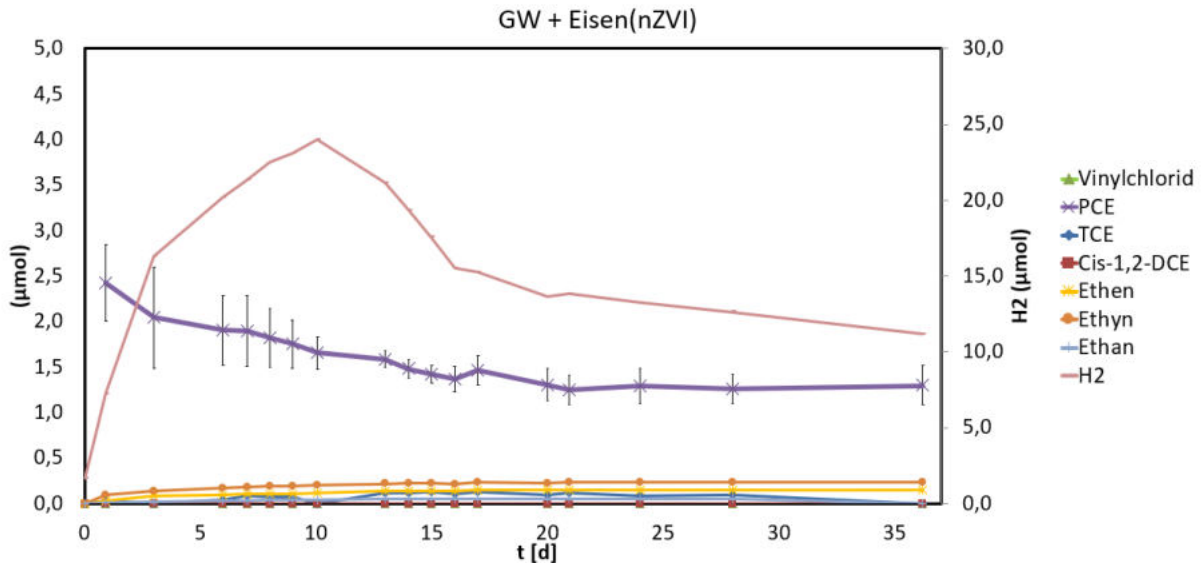


Abb. 11: Um die Abbaukapazität der im Boden vorhandenen Mikroorganismen zu untersuchen, wurde ein Ansatz aus Grundwasser und nanoskaligem, nullwertigem Eisen(nZVI) hergestellt. Datenpunkte zeigen Mittelwert±Standardabweichung (n=3).

In den ersten 3 Wochen konnte für diesen Versuchsansatz eine geringe Abnahme der PCE-Konzentration festgestellt werden sowie ein Anstieg der Wasserstoff-Konzentration während der ersten zehn Tage. Ein Teil des Perchlorethens (PCE) konnte durch erste Dechlorierungsprozesse in TCE (Trichlorethen) umgewandelt werden. Ebenso konnten die Endprodukte Ethen, Ethin und Ethan in geringen Mengen nachgewiesen werden. Nach diesem Zeitpunkt wurden jedoch keine weiteren Abbauprozesse mehr beobachtet, weswegen der Versuch nach 36 Tagen beendet wurde (Abbildung 11).

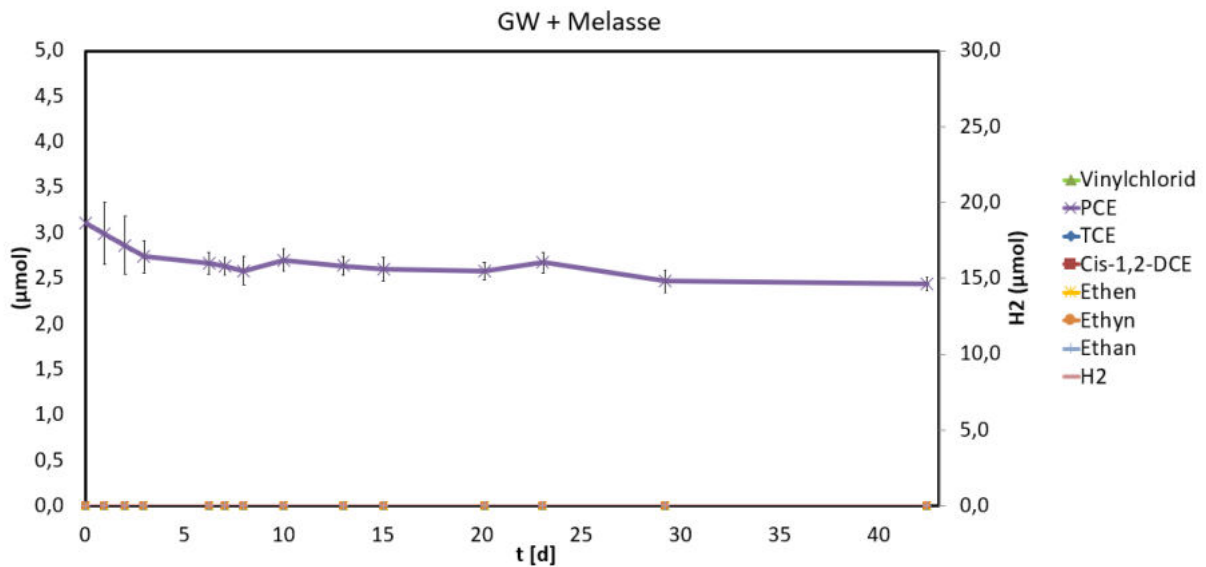


Abb. 12: Um die eventuell im Boden vorhandenen Mikroorganismen zum Abbau anzuregen, wurde ein Ansatz mit Grundwasser und Melasse hergestellt. Datenpunkte zeigen Mittelwert±Standardabweichung (n=3).

Über den gesamten Messzeitraum konnten keine Abbauprozesse festgestellt werden, die PCE-Konzentration blieb konstant. Der Versuch wurde nach 42 Tagen beendet (Abbildung 12).

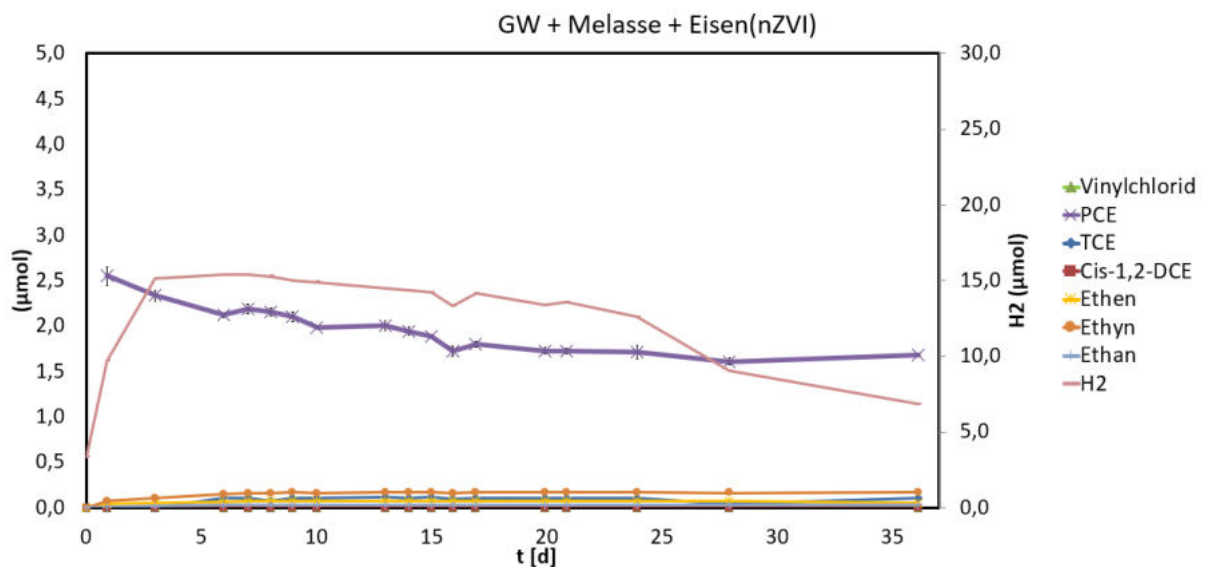


Abb. 13: Als Kombination der vorigen Ansätze wurde dem Grundwasser Melasse und Eisen zugesetzt. Datenpunkte zeigen Mittelwert±Standardabweichung (n=3).

In den ersten 3 Wochen zeigte sich eine leichte Abnahme der PCE Konzentration und geringe Mengen der Endprodukte Ethen, Ethin und Ethan konnten festgestellt werden.

Nach diesem Zeitpunkt wurden jedoch keine weiteren Abbauprozesse mehr beobachtet, weswegen der Versuch nach 36 Tagen beendet wurde (Abbildung 13).

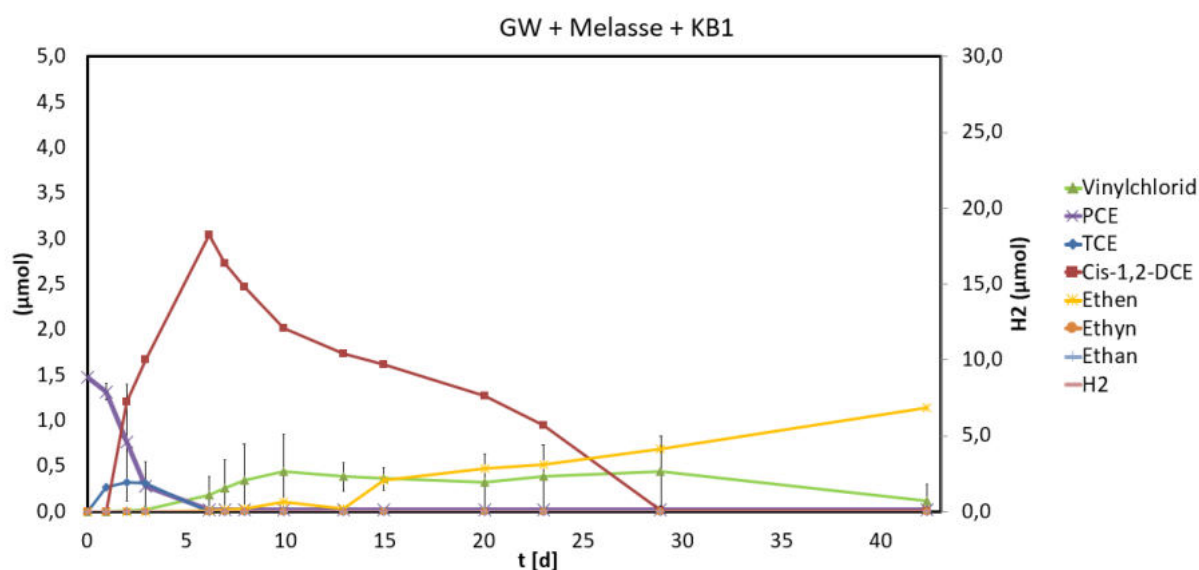


Abb. 14: Um die Abbaupazität bei Zugabe einer Bakterienkultur zu testen wurde ein Ansatz aus Grundwasser, *Dehalococcoides mccartyi* (KB1) und Melasse erstellt. Datenpunkte zeigen Mittelwert±Standardabweichung (n=3).

Dieser Ansatz zeigte nach 42 Tagen eine vollständige Dechlorierung. Das PCE konnte bereits innerhalb einer Woche abgebaut und die Abbauprodukte TCE, *cis*-1,2-DCE und Vinylchlorid festgestellt werden. Diese wurden in der Folge bis zum Versuchsende vollständig zu Ethen umgewandelt (Abbildung 14).



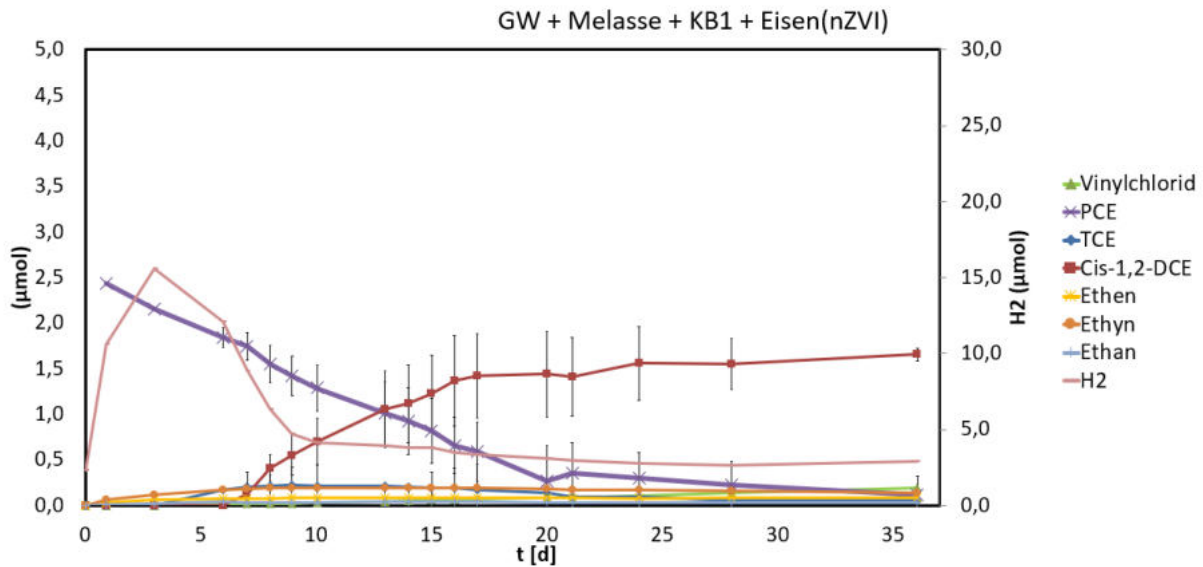


Abb. 15: Kombination von KB1 Kultur, Eisen und Melasse. Datenpunkte zeigen Mittelwert $\pm$ Standardabweichung (n=3).

Im kombinierten Ansatz mit *Dehalococcoides* und nullwertigem nanoskaligen Eisen konnte nach 36 Tagen keine vollständige Dechlorierung nachgewiesen werden. Das PCE wurde nur bis *cis*-1,2-DCE abgebaut (Abbildung 15). Das weist auf eine inhibierende Wirkung des nullwertigen nanoskaligen Eisens hin. Diese Inhibition durch nanoskaliges Eisen tritt allerdings nur im kleinvolumigen Batchversuch auf und ist bereits bei Verwendung von mikroskaligem Eisen nicht nachweisbar (Summer et al. 2020a). Auch unter Feldbedingungen im Lysimeterversuch waren keine inhibierenden, sondern ausschließlich stimulierende Wirkungen von nanoskaligem nullwertigem Eisen auf die Dehalorespiration nachzuweisen (Summer et al. 2020b).

Da die inhibierende Wirkung von nZVI nicht immer auftritt, wurde auch in weiteren Batchversuchen (mit Material von O70) sowohl nZVI, wie auch mZVI untersucht. Tatsächlich zeigte sich dort teilweise auch eine positive Wirkung von nZVI. Dieser Effekt trat dann auf, wenn keine KB1-Kultur zugegeben wurde, sondern wenn die autochtone Kultur vom Standort durch Zugabe von Melasse stimuliert wurde (siehe Abb. 17). Worauf diese unterschiedlichen Empfindlichkeiten von KB1 und der autochtonen Kultur auf nZVI beruhen ist derzeit noch unklar. Aufgrund dieser Ergebnisse wurde auch im Feldversuch nZVI verwendet. Abgesehen davon hat sich auch im Lysimeterversuch gezeigt, dass der toxische Effekt von nZVI auf KB1 nicht auftrat (Summer et al. 2020b).

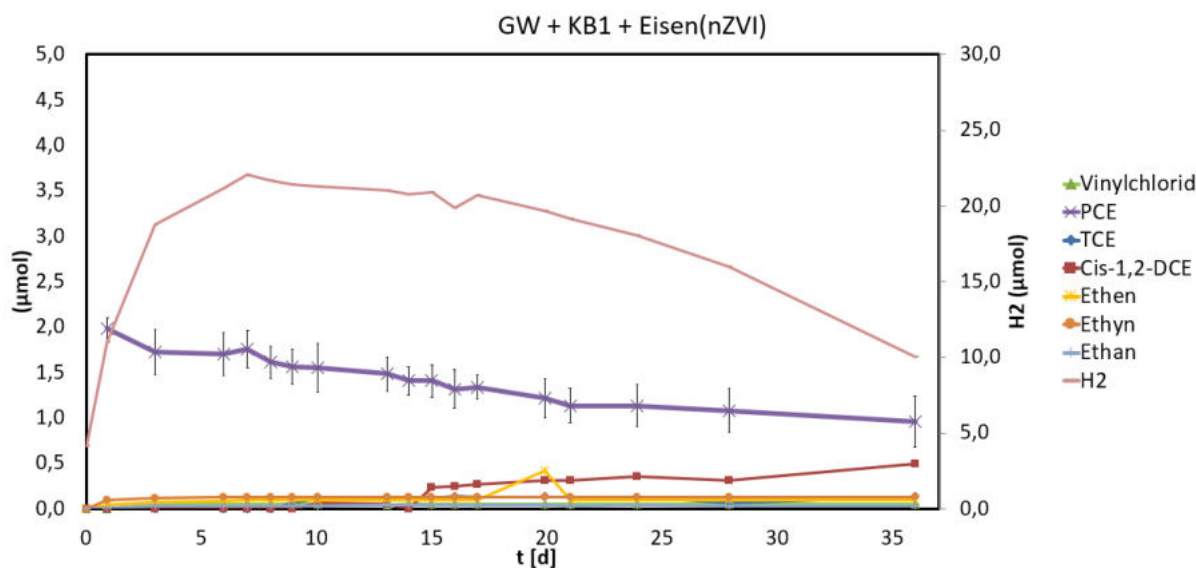


Abb. 16: Um die Abbaukapazität der Bakterienkultur in Verbindung mit Eisen ohne Zugabe von Melasse zu testen, wurde ein weiterer Ansatz erstellt. Datenpunkte zeigen Mittelwert±Standardabweichung (n=3).

Wenn nur Eisen als H<sub>2</sub>-Quelle zur Verfügung stand konnte eine Dechlorierung von PCE und eine Erhöhung der *cis*-DCE Konzentration festgestellt werden, die im Vergleich zum Versuch mit Melassezugabe allerdings wesentlich langsamer ablief. Da 37 Tage nach Versuchsbeginn keine Fortschritte beim Schadstoffabbau, und kein Anstieg der Endprodukte mehr festzustellen war, wurde der Versuch beendet (Abbildung 16).

#### 2.2.5.2 Batchexperimente mit Material der Altlast O70

Im Folgenden werden die Ergebnisgrafiken zu den einzelnen Versuchsansätzen der Altlast O70 dargestellt.

Mit Aquifermaterial und Grundwasser vom Standort O70 konnte durch Zugabe von Melasse bereits eine vollständige Dechlorierung bis zum Ethen induziert werden (Abbildung 17). Bei Inkubation mit Melasse und einer Eisensuspension (nanoskalig und mikroskalig), erfolgte ebenfalls eine vollständige Dechlorierung, wobei diese gegenüber der Variante nur mit Melasse sogar noch etwas beschleunigt erschien. Dieser Effekt war beim mikroskaligen Eisen (mZVI) stärker als beim nanoskaligen Eisen (nZVI). In allen Ansätzen war schon nach zwei Tagen Wasserstoff messbar. Die Wasserstoffkonzentration war im Ansatz mit nZVI am höchsten, was auf die starke Korrosion des nanoskaligen Eisens auf Grund dessen großer Oberfläche zurückgeführt werden kann.

Nach diesem anfänglichen Peak nahm die Wasserstoffkonzentrationen wieder ab und nach spätestens einer Woche war in keinem der Ansätze mehr Wasserstoff detektierbar. Die Abnahme des Wasserstoffs kann auf einen Verbrauch durch die reduzierenden Mikroorganismen in den Gefäßen zurückgeführt werden.

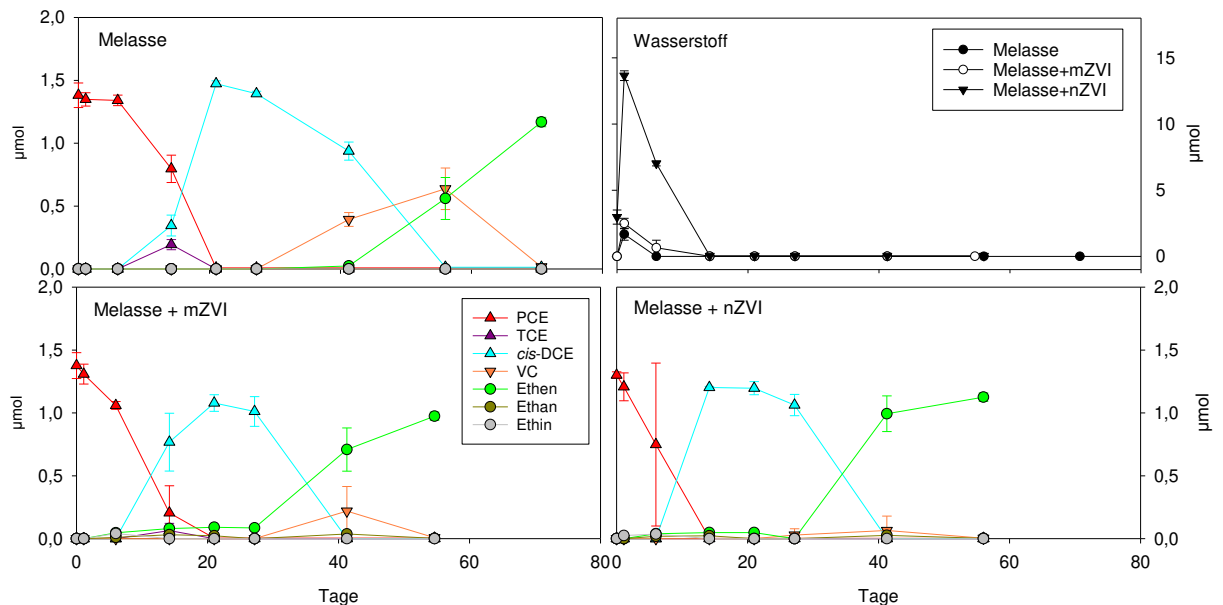


Abb. 17: Abbaueversuche mit Aquifermaterial vom Standort O70 mit Melasse und Eisensuspensionen. Abkürzungen: mZVI = microscale Zerovalent Iron (mikroskaliges Eisen), nZVI = nanoscale Zerovalent Iron (nanoskaliges Eisen). Datenpunkte zeigen Mittelwerte  $\pm$  Standardabweichung (n=3).

Auch bei einer Zugabe der KB1-Kultur gemeinsam mit der Melasse kam es zu einer vollständigen Dechlorierung des PCE bis zu Ethen (Abbildung 17 und 18). Im Vergleich zur Inkubation nur mit Melasse erfolgte die vollständige Dechlorierung rascher, nämlich innerhalb von etwa 40 Tagen, im Vergleich zu etwa 70 Tagen, wenn nur Melasse zugegeben wurde.

Bei Zugabe von KB1+Melasse+mZVI war eine leichte Beschleunigung des Dechlorierungsvorganges zu beobachten, wogegen die Zugabe von nZVI zu KB1+Melasse zu einer Inhibition der Dechlorierung von *cis*-DCE führte. Erst am Ende des Untersuchungszeitraums (Tag 42) waren eine leichte Abnahme der Konzentration von *cis*-DCE und eine entsprechende Zunahme der VC-Konzentration messbar. Wasserstoff konnte nur in den Experimenten gemessen werden, in denen nZVI zugegeben wurde.

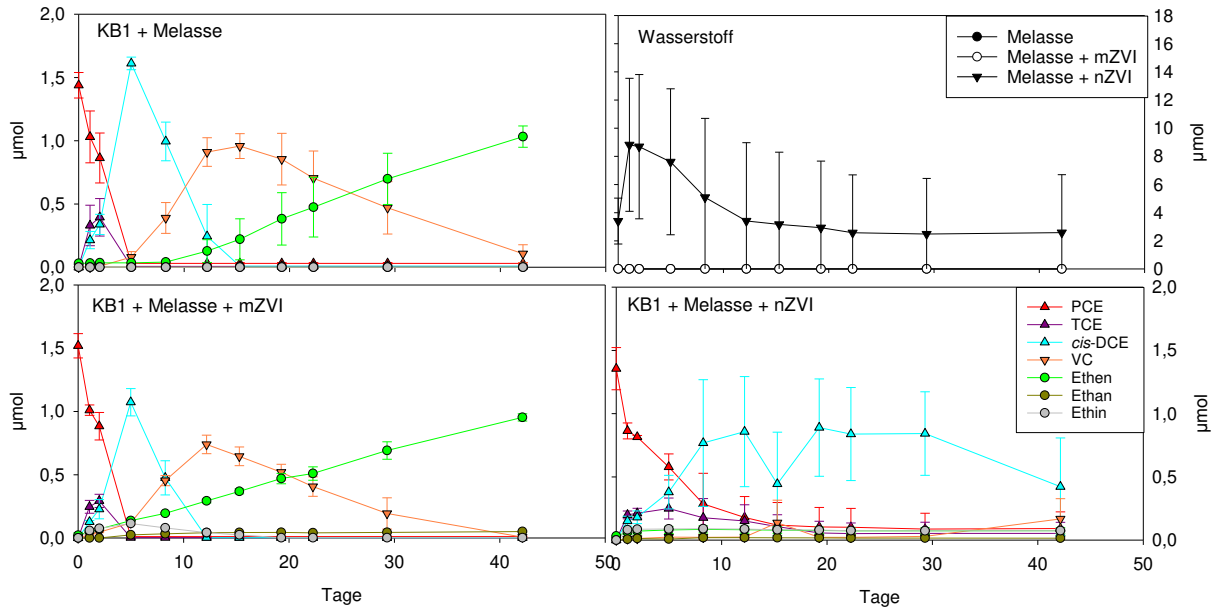


Abb. 18: Abbaueversuche mit Aquifermaterial vom Standort O70 mit KB1-Kultur, Melasse und Eisensuspensionen. Abkürzungen: mZVI = microscale Zerovalent Iron (mikroskaliges Eisen), nZVI = nanoscale Zerovalent Iron (nanoskaliges Eisen). Datenpunkte zeigen Mittelwerte  $\pm$  Standardabweichung (n=3).

### 2.2.5.3 Fazit der Batchexperimente:

#### Batchversuche W24:

Die Abbaueversuche mit Standortmaterial vom Standort W24 zeigten, dass keine Biostimulation durch Zugabe von Melasse möglich war. Eine vollständige Dechlorierung erfolgte nur nach Zugabe der *Dehalococcoides*-Kultur KB-1 zusammen mit Melasse als Kohlenstoffquelle. Die Dechlorierung durch KB-1 wurde durch die Zugabe von nZVI im Batchexperiment inhibiert, sodass nur ein Abbau bis zum *cis-1,2-DCE* erfolgte. Auf Basis dieser Ergebnisse ist am Standort W24 eine Bioaugmentation mit Dehalorespirierenden Bakterien möglich.

#### Batchversuche O70:

Mit den Abbaueversuchen mit Standortmaterial vom Standort O70 konnte eine Biostimulation der vorhandenen Dehalorespirierenden Bakterien durch Zugabe von Melasse nachgewiesen werden. Der Abbau wurde bei Zugabe von Eisensuspension (sowohl mZVI, wie auch nZVI) auch im Batchversuch beschleunigt.

Bei Beimpfung mit der *Dehalococcoides*-Kultur KB-1 erfolgte die Dechlorierung rascher, im Vergleich zur Stimulation der autochtonen Kultur mit Melasse. Allerdings wurde KB-1 im Batch durch die Zugabe von nZVI gehemmt, wogegen bei der autochtonen Kultur eine Stimulation feststellbar war. Bei Zugabe von mZVI zu KB1 erfolgte ebenfalls eine Beschleunigung der vollständigen Dechlorierung. Die Batchversuche zeigten somit die Eignung des Standortes O70 für die Durchführung eines Feldversuches zur Biostimulation in Kombination mit einer Eisensuspension.

### 2.2.6 Anreicherungskulturen

Mit Linerproben vom Standort O70 – Trilager Lederfabrik wurden Anreicherungskulturen angesetzt um einerseits zu überprüfen, ob an diesem Standort tatsächlich eine vollständige Dechlorierung stattfindet und auch um eventuell dechlorierende Kulturen zu züchten, die für einen Feldversuch eingesetzt werden könnten.

Aus Linerproben von GW9 und GW11 konnten Anreicherungskulturen gewonnen werden, die zu einer vollständigen Dechlorierung von PCE und somit zur Bildung von Ethen führten (Abbildung 19 und Abbildung 20).

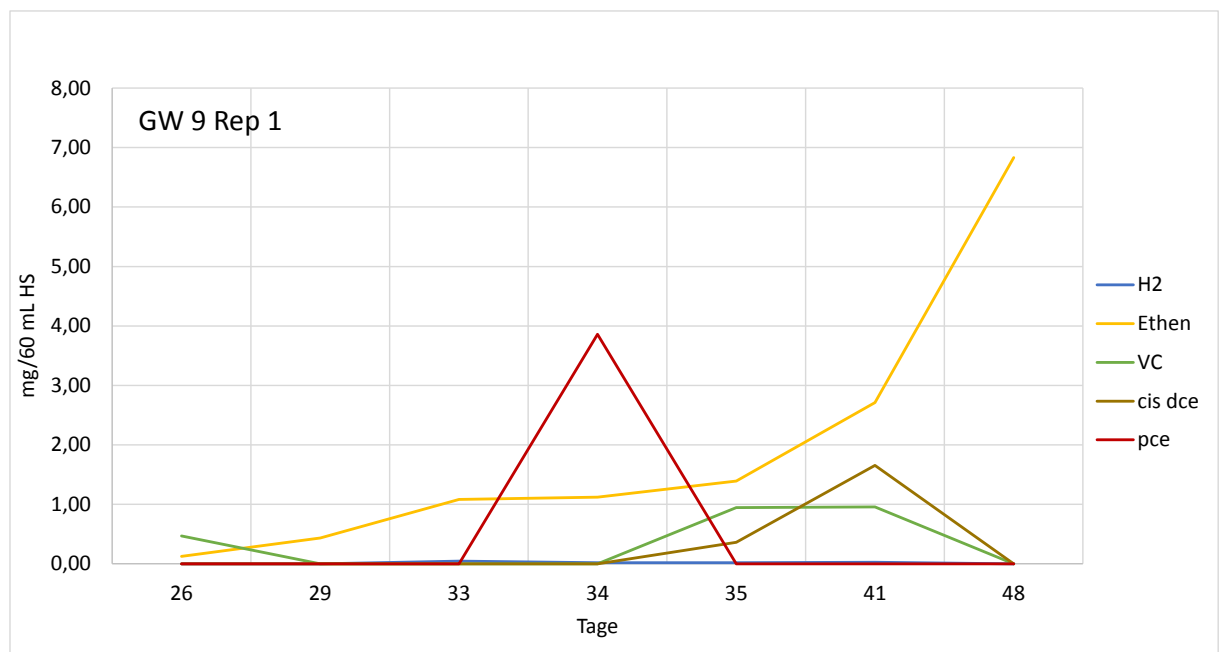


Abb. 19: Konzentrationsverlauf der Dechlorierungsprodukte (sowie von zugegebenem PCE) in einer Anreicherungskultur aus einem Liner von GW9 vom Standort O70 – Trilager Lederfabrik.

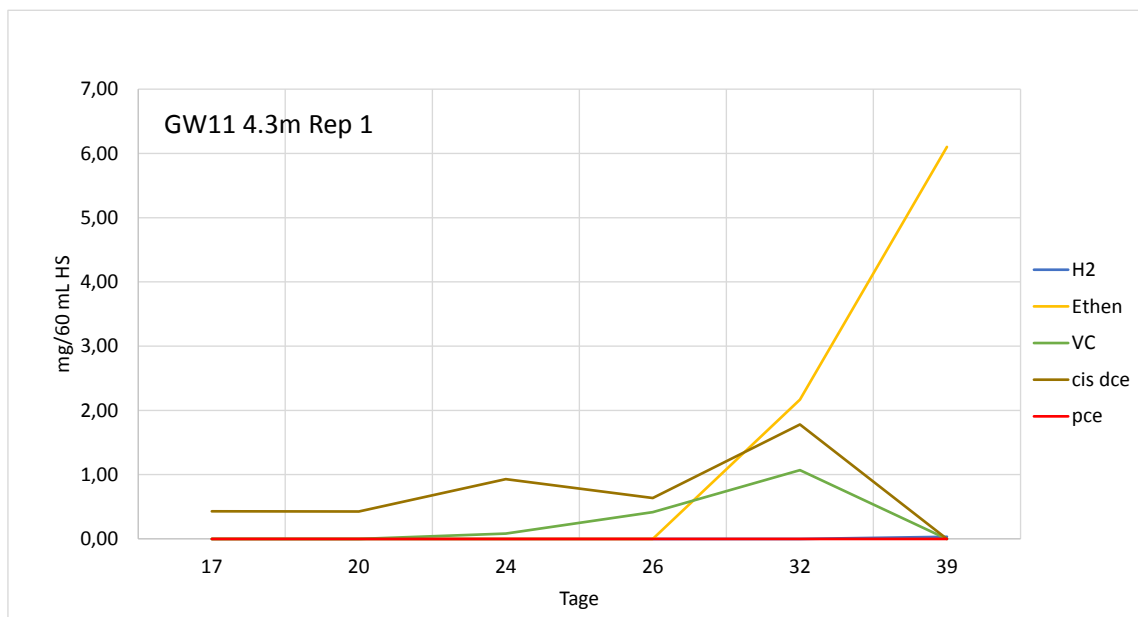


Abb. 20: Konzentrationsverlauf der Dechlorierungsprodukte (sowie von zugegebenem PCE) in einer Anreicherungskultur aus einem Liner von GW11 vom Standort O70 – Trilager Lederfabrik.

Der Nachweis einer vollständigen Dechlorierung von PCE zu Ethen deutet auf das Vorhandensein von *Dehalococcoides* hin. Mit Hilfe einer PCR konnte auch in 8 von 14 Ansätzen *Dehalococcoides* nachgewiesen werden (Abbildung 21).

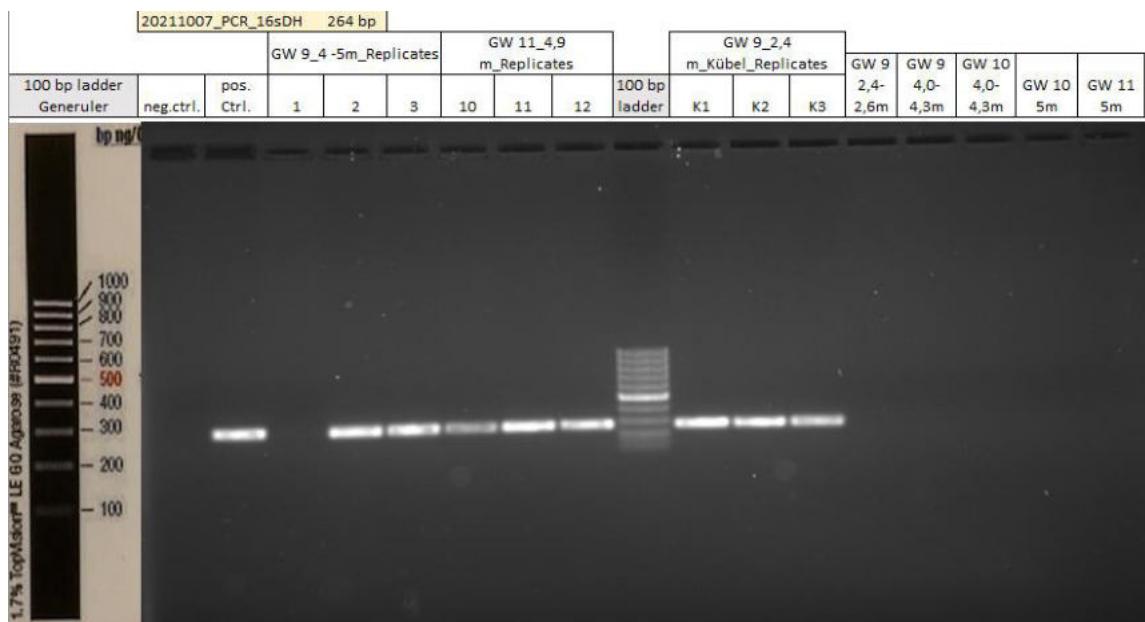


Abb. 21: 16S-*Dehalo*-PCR der Anreicherungskulturen mit Proben vom Standort Rohrbach (O70). Die Banden (weiße Balken im Foto) zeigen das Vorhandensein von DNA von *Dehalococcoides* an.

Somit konnte nachgewiesen werden, dass die Gattung *Dehalococcoides* im Grundwasser des Standortes O70 vorhanden ist.

### 3 Phase 2 - Pilotversuche an zwei ausgewählten Standorten

Parallel zu den Auswertungen der Phase 1 liefen bereits die Vorbereitung für Phase 2.

Da die Arbeiten im Feld Dotationen in das Grundwasser vorsahen, mussten die Feldversuche wasserrechtlich bewilligt werden.

Nach Vorliegen dieser wurde umgehend mit den Tracerversuchen an den beiden ausgewählten Versuchsfeldern gestartet.

#### 3.1 AP 2.1 Biostimulation mit Hilfe von ZVI: Feldversuch O70 – Trilager Lederfabrik

Die Voraussetzung, dass am Standort der Altlast O70 bereits *Dehalococcoides*-Kulturen vorhanden sind, die auch die entsprechenden Gene für Dehalogenasen tragen, die sie zu einer vollständigen Dechlorierung befähigen, wurde in Projektphase 1 nachgewiesen, daher konnte diese Fläche für den Feldversuch „Biostimulation“ herangezogen werden.

##### 3.1.1 Tracerversuch

Um die hydraulische Verbindung zwischen den Versuchspegeln und die Abstandsgeschwindigkeit zu untersuchen wurde zunächst am 30.11.2021 ein Salztracerversuch durchgeführt. Dabei wurden 50 Liter gesättigte Kochsalzlösung (359 g NaCl/l; VWR International GmbH) über den Infiltrationsbrunnen GW08 eingebracht und danach in den abstromig gelegenen Sonden GW09, GW10 und GW11 (siehe Abbildung 22) in unterschiedlichen Tiefen die Elektrische Leitfähigkeit mit Hilfe von eingebauten Feldsonden kontinuierlich gemessen. Tabelle 1 gibt die Eckdaten zum Tracerversuch an.

Tabelle 1: Versuchseckdaten Tracerversuch

Grundwasser-messstelle	Eintauchtiefe der Sonde unterhalb des Wasserspiegels[m]	Abstich GOK [m]	Leitfähigkeit vor Sole Zugabe [ $\mu\text{S}/\text{cm}$ ]
GW09	5	2.80	1077
GW10	3	2.74	702
GW11	1.38	2.82	829

Abbildung 22 zeigt die Lage der Versuchspegel zueinander.

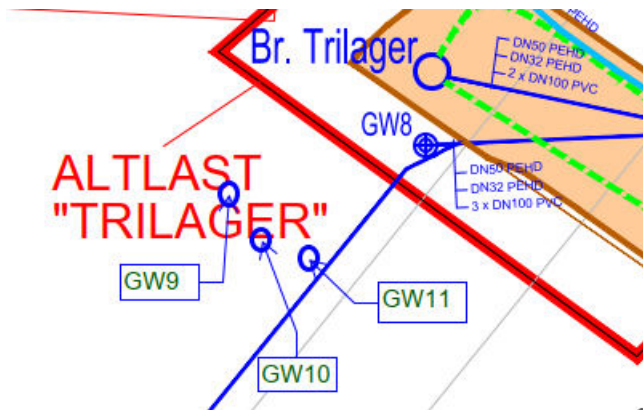


Abb. 22: Ausschnitt Lageplan: Lage der Pegel an der Altlast O70

Über einen Zeitraum von 21 Tagen wurde die Leitfähigkeit in einem Intervall von 15 Minuten gemessen und aufgezeichnet. Auf Basis der gemessenen Daten konnte die hydraulische Verbindung zwischen GW8 und GW10, sowie GW8 und GW11, allerdings nicht zwischen GW8 und GW9 nachgewiesen werden. Abbildung 23 zeigt die Veränderung des Salzgehaltes über die Zeit, gemessen über den Parameter Elektrische Leitfähigkeit.

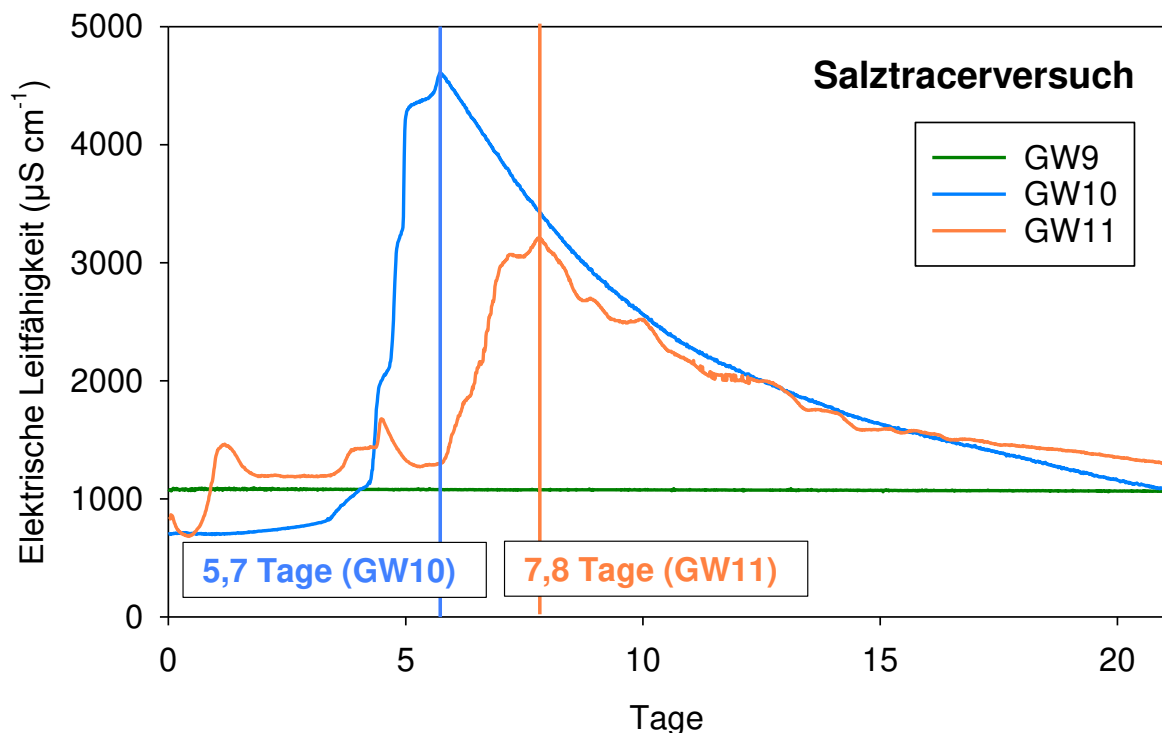


Abb. 23: Ergebnisse des Salztracerversuchs zur Bestimmung der hydraulischen Verbindungen und Abstandsgeschwindigkeiten zwischen dem Infiltrationsbrunnen (GW8) und den drei Monitoringbrunnen (GW9, GW10 und GW11).



Die gemessene Leitfähigkeit blieb in GW9 über den genannten Zeitraum konstant. Die Leitfähigkeitssonde wurde an dieser Messstelle mit 5 m unterhalb des Wasserspiegels am tiefsten installiert. Da die Anzahl der Messonden limitiert war, konnte nur jeweils eine Messsonde pro Monitoringpegel installiert werden. Eine Messung in geringerer Tiefe erschien beim Salztracerversuch als nicht sinnvoll, da die Salzlösung ein höheres spezifisches Gewicht hat als das Grundwasser. Daher kommt es tendenziell eher zu einem Absinken der eingebrachten Lösung, was auf Grund der kurzen Strecke zwischen Eingabe- und Monitoringpegeln allerdings nicht zu erwarten war. Eine Verbindung zwischen den drei Monitoringpegeln GW9, GW10 und GW11 lässt sich nicht vollständig ausschließen, erscheint aber auf Grund der Grundwasserfließrichtung für die Durchführung des Feldversuches nicht von Relevanz.

In GW11 stieg die Leitfähigkeit bis zum achten Tag an und erreichte einen Wert von 3,19 mS/cm.

In GW10 stieg die Leitfähigkeit mit 4,6 mS/cm auf den höchsten Wert, der auch mit Tag 6 am schnellsten erreicht wurde.

Im Zuge des Ausbaus der Sonden am Tag 21 wurde erneut die Leitfähigkeit in GW8 gemessen, um festzustellen, ob der Wert noch über jenem vor Zugabe der Sole lag. Der gemessene Wert lag bei 849  $\mu$ S/cm. Allerdings wurde die Sonde nur etwa 2-3 m unter den Wasserspiegel eingebracht. Somit kann nicht ganz ausgeschlossen werden, dass die Leitfähigkeit in größerer Tiefe auf Grund der höheren Dichte der Sole im Vergleich zu Wasser noch erhöht war.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass nach 21 Tagen der größte Teil des Tracers aus GW08 abgedriftet war und auch die Abstrompegel innerhalb dieser 21 Tage durchströmt wurden.

Somit bestätigten die Ergebnisse des Tracerversuches eine mögliche Anwendung der Biostimulation am Standort O 70 – Trilager Lederfabrik für die Ausführung des Feldversuchs.

Nach diesen gewonnenen Erkenntnissen und den Abstandsgeschwindigkeiten wurde der Feldversuch ausgelegt.

### 3.1.2 Aufbau und Umsetzung Feldversuch

Vor Beginn der Arbeiten im Feld (bereits vor dem Tracerversuch) wurde die in GW08 befindliche Pumpe der in Betrieb befindlichen Sicherungsanlage der Altlast O70 außer Betrieb genommen, um ein ungestörtes Versuchsfeld zu erhalten.

Dies wurde im Vorfeld mit den Behördenvertretern und dem Umweltbundesamt abgestimmt. Die Dauer des Betriebsstillstandes wurde mit Ende September 2022 begrenzt. Die Pumpen im weiteren Abstrom (SB1, SB2, SB3) blieben in Betrieb, wodurch jedenfalls gewährleistet war, dass die Sicherung der Altlast aufrecht blieb.

Zusätzlich wurde mit der Behörde ein Monitoringprogramm abgestimmt, das neben der engmaschigen Beprobung des Versuchsfeldes auch ein erweitertes GW-Monitoring vorsah, das an jenes der Altlastensanierung angepasst wurde.

Folgende Beprobungen (Tabelle 8) waren vorgesehen:

Tab 2: Beprobungsrhythmus im Feldversuch (O70)

Beprobung	Pegel
Versuchsfeld, wöchentlich	GW08, GW09, GW10, GW11, SB01-SB03 (soweit ausreichend Wasser vorhanden)
Erweitert, quartalsweise	GW08, GW09, GW10, GW11, SB01-SB03 (soweit ausreichend Wasser vorhanden) sowie GW04, GW05, Brunnen 1 und Brunnen 3

Bei jeder Probenahme wurden in den entsprechenden Pegeln die Vor-Ort-Parameter LF, pH, O<sub>2</sub> und Redox-Potential gemessen, ausgenommen SB01-SB03, da bei diesen dauerhaft bepumpte Pegeln (Hahnenentnahmen) nur sehr geringes Wasseraufkommen herrschte und eine sinnvolle Messung der Vor-Ort-Parameter dadurch nicht möglich war.

Die Proben für die Laboranalytik wurden auf den Parameter LHKW inkl. Einzelsubstanzen und Vinylchlorid (VC) analysiert.

Die Nullprobenahme (PN vor Versuchsstart) erfolgte am 15.03.2023 mit einem erweiterten Umfang.

Ab 20.04.2022 (3. PN-DG) wurden auch die Parameter Methan, Ethan und Ethen analysiert, um über die Laboranalytik einen vollständigen Abbau der LHKW zu Ethen nachweisen zu können. Ab diesem Zeitpunkt wurde zur Validierung der Laboranalytik mit Doppelproben und zwei Laboren zusammengearbeitet.

Im Feld selbst wurde für ein lückenloses Monitoring nach den jeweiligen Dotationen für die gesamte Dauer des Versuchs von 6 Monaten fixe Feldsonden in GW09, GW10 und GW11 installiert, die die Vor-Ort-Parameter in 15-Minuten-Intervallen aufgezeichnet.

Die Loggingdaten wurden bei den wöchentlichen Probenahmen ausgelesen und umgehend ausgewertet. So konnte bereits für die Folgewoche eine Adaptierung des Dotationsrhythmus – sofern nötig – vorgenommen werden.

Die folgenden beiden Abbildungen 24 und 25 zeigen die Loggingstationen in der Aufbewahrungsbox inklusive Verkabelung sowie den Einbau der Feldsonden in GW10.



Abb. 24: Aufbewahrungsbox für Datenlogging inkl. Stromversorgung



Abb. 25: Bereits erfolgter Einbau von 2 Feldsonden in GW10

Die folgende Abbildung 26 zeigt das fertige Versuchsfeld:



Abb. 26: Versuchsfeld, im Vordergrund GW08, Absperrung GW09 - GW11

Abbildung 27 zeigt das fertige Versuchsfeld inklusive Verkabelung und eingebauten Sonden bei einer Probenahme:



Abb. 27: Versuchsfeld während einer Probenahme

### 3.2 Biostimulation mit Melasse und Melasse in Kombination mit Eisen

Der Feldversuch wurde nach einem im März 2022 festgelegten Dotations-schema aufgebaut, wobei die einzelnen Zugaben von den Ergebnissen der vorangegangenen Probenahme abhängig gemacht wurde.

Alle Dotationen wurden in GW08 zu den in der folgenden Tabelle 9 aufgelisteten Zeitpunkten durchgeführt:

Tab 3: Phasen des Feldversuches und Dotationen in GW08

Phase	Dotation	Volumen und Konzentration	Datum
I	Melasse Zugabe 1	30 Liter 5%-ige Lösung	23.03.2022
II	Melasse Zugabe 2	30 Liter 5%-ige Lösung	26.04.2022
	Melasse Zugabe 3	30 Liter 5%-ige Lösung	02.05.2022
	Melasse Zugabe 4	30 Liter 3%-ige Lösung	09.05.2022
	Melasse Zugabe 5	30 Liter 3%-ige Lösung	16.05.2022
III	Melasse Zugabe 6	30 Liter 3%-ige Lösung	04.07.2022
	nZVI	15 kg Slurry mit 10g/nZVI pro Liter; 150l Trinkwasser zum Nachspülen	12.07.2022

Die Melassedotation (siehe Abbildung 28) erfolgte in Form von 30 Litern einer 5%-igen Melasselösung (bei Zugabe 1 bis 3), und 30 Liter einer 3%-igen Melasselösung bei den Zugaben 4 bis 6 (Tabelle 3). Über die Redox-Sonden wurde die Wirkung der Melasse beobachtet, um ein geeignetes Intervall für die weiteren Melassezugaben festzulegen.

Für die Dehalorespiration benötigt *Dehalocooccoides* ein Redoxpotenzial im Bereich von  $-100\text{mV}$  und darunter. Nach Melassezugabe in GW8 (Zugabe 1) zeigte das Redoxpotenzial in GW10 nach etwas mehr als 8 Tagen wieder eine Zunahme auf einen Wert von  $-100\text{mV}$  mit steigender Tendenz. Daher wurde entschieden Melasse alle 7 Tage zuzugeben, um das Redoxpotenzial möglichst kontinuierlich auf niedrigem Niveau zu halten.



Abb. 28: Melassedotation in GW08

Dotiert wurde über ein Kanister-Fass-System, wo über einen angeschlossenen Schlauch passiv in den Pegel versickert wurde. Die Dauer des Dotationsprozesses betrug rund 15-20 Minuten, was auf ein mittleres Kluftvolumen schließen ließ.

Die ZVI-Dotation erfolgte am 12.07.2022 über 15 kg Eisensuspension. In dieser befanden sich 3 kg Eisen. 1 kg Eisensuspension bestand aus 200 g Partikel, dies bedeutete eine Endkonzentration von 10 g Nanoeisen/Liter.

Die Dotation der Nanopartikel erfolgte ebenfalls passiv, da aufgrund der vorangegangenen Einbringung der Melasse gezeigt wurde, dass ausreichendes Volumen für die passive Verteilung der Partikel im Untergrund vorliegt.

Die Versickerung der Partikel erfolgte über einen Zeitraum von 1 Stunde und 20 Minuten. Im Anschluss wurde mit 150l Frischwasser nachgespült.

Die folgenden Abbildungen 29 bis 32 zeigen die Arbeiten im Zuge der Eisendotation (die Einbringung der Partikel):



Abb. 19: Pumpenvorrichtung für Eisendotation in GW08

Über diese Pumpvorrichtung wurde im Abstand von 5 Sekunden Eisensuspension aus dem Vorratsbehälter gepumpt und an die Schlauchvorrichtung abgegeben, um dann in der Folge in den Pegel GW08 zu gelangen.





Abb. 30: Aufrühren der ZVI-Lösung



Abbildung 31: passive Zugabe in GW08



Abb. 32: Dotation Restmenge ZVI direkt in den Pegel GW08

### **3.3 Auswertung des Feldversuchs**

Die Zugabe von Melasse und die Zugabe von Eisen hatten signifikante Auswirkungen auf die chemischen und biologischen Parameter des Grundwassers. Diese Auswirkungen werden im folgenden Abschnitt beschrieben.

#### 3.3.1 Effekte auf die Vor-Ort-Parameter

Die Vor-Ort-Parameter (Redox-Potenzial, Sauerstoffgehalt, pH-Wert und Leitfähigkeit) wurden, wie oben bereits für das Redox-Potenzial erwähnt, kontinuierlich gemessen, indem Sonden in die Grundwassermessstellen eingebracht wurden und die Daten kontinuierlich (alle 15 Minuten) gespeichert wurden. Leider war die Anzahl der zur Verfügung stehenden Sonden begrenzt, sodass eine Auswahl von Grundwassermessstellen und zu messenden Parametern getroffen werden musste. Außerdem kam es aus unterschiedlichen Gründen immer wieder zu Ausfällen einiger Sonden, sodass teilweise keine durchgehenden Messwerte vorliegen. Trotzdem konnten die gewonnen Messdaten als ausreichend für das Monitoring des Feldversuches betrachtet werden.

Die on-site Messung des Redoxpotenzials ist erfahrungsgemäß nicht trivial, da die Sensoren meist nur langsam ansprechen und selbst sehr empfindlich gegenüber Störungen sind und auch viele Fehlerquellen auftreten können. Das gilt umso mehr für eine kontinuierliche Messung. Die Redox-Daten zeigten während des gesamten Feldversuches ein für die reduktive mikrobielle Dechlorierung geeignetes Redoxpotenzial. Die „Zacken“ in den Messkurven (Abbildung 33) sind auf das Herausziehen der Sonden während der Probenahme zurückzuführen.

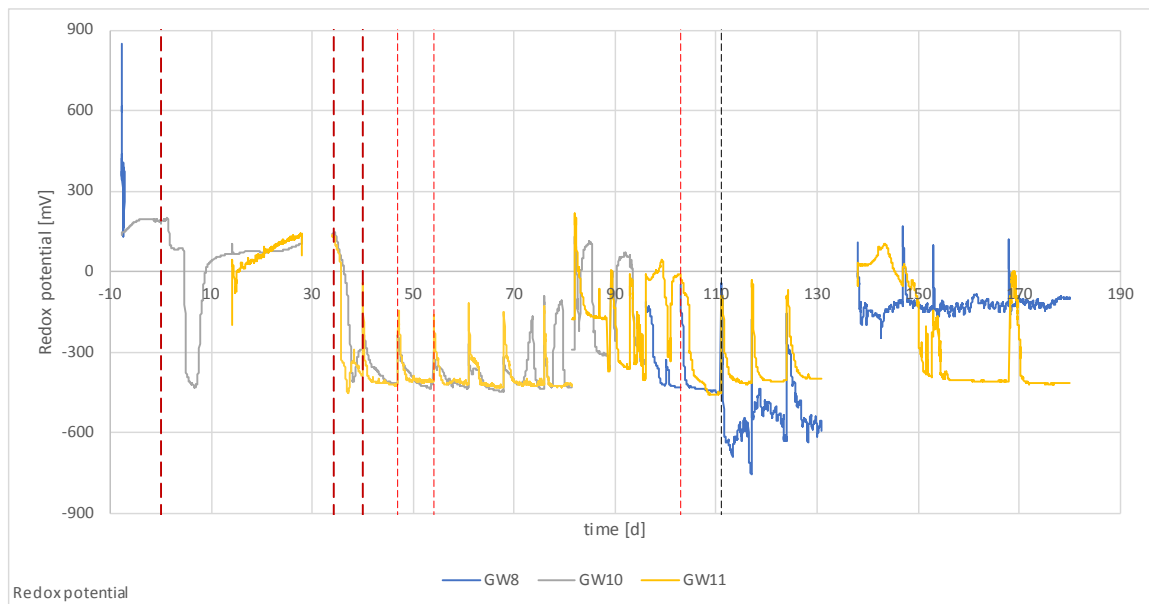


Abb. 33: Kontinuierliche Messung des Redoxpotenzials im Grundwasser der Messstellen GW8, GW10 und GW11. Die senkrechten, strichlierten Linien zeigen die sechs Zugaben von Melasselösung (rot), sowie die Zugabe der Eisenlösung (schwarz).

Die Sauerstoffmessungen im Grundwasser zeigten anoxische Bedingungen in GW8 und GW11 während des gesamten Versuchszeitraumes (Abbildung 34). In GW10 wurden dagegen während des Feldversuches geringe Mengen an Sauerstoff detektiert. (zwischen 0,06 und 0,11 mg/L).

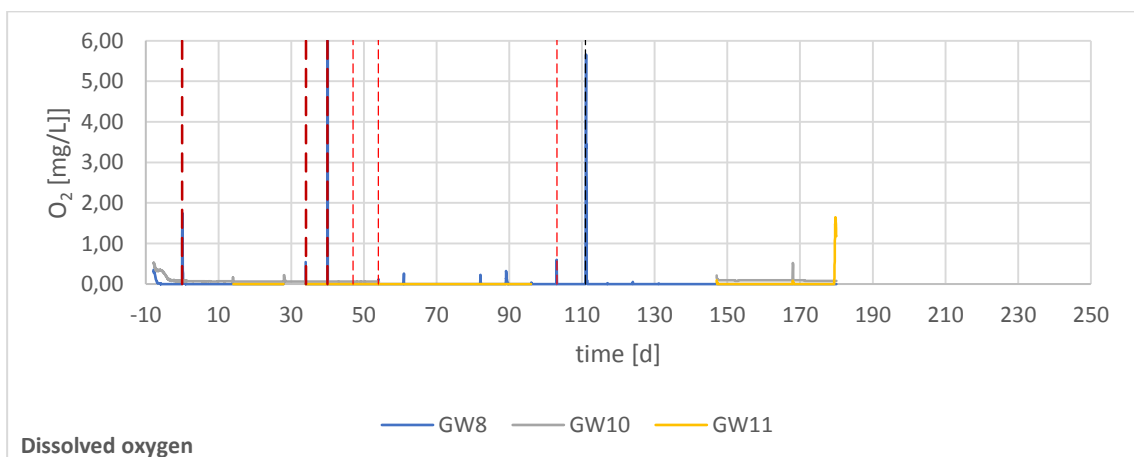


Abb. 34: Kontinuierliche Messung des Sauerstoffgehalts im Grundwasser der Messstellen GW8, GW10 und GW11.

Ähnlich wie die kontinuierliche Messung des Redoxpotenzials erwies sich auch die kontinuierliche Messung des pH-Wertes im Feld als störungs- und fehleranfällig. Trotzdem zeigen die Daten, dass der pH-Wert sich im Bereich um 7 bzw. in einer Bandbreite zwischen 6 und 8 bewegte (Abbildung 35). In diesem pH-Bereich ist *Dehalococcoides* aktiv.

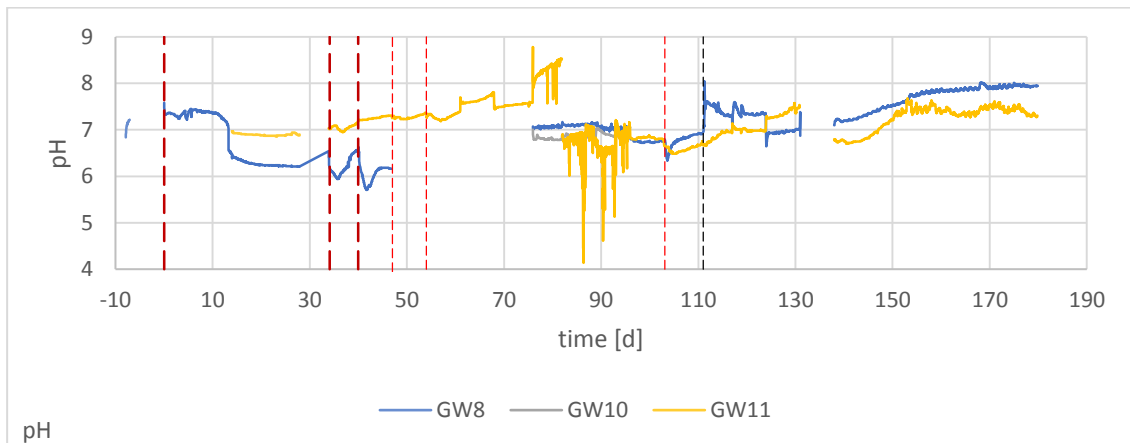


Abb. 35: Kontinuierliche Messung des pH-Wertes im Grundwasser der Messstellen GW8, GW10 und GW11.

Die Elektrische Leitfähigkeit war während des Versuchszeitraumes sehr konstant, wobei es allerdings deutliche Unterschiede zwischen den drei Grundwassermessstellen gab. Die Mittelwerte lagen bei  $927 \pm 258$  in GW8,  $816 \pm 108$  in GW11 und  $626 \pm 59$  in GW10. Erwartungsgemäß stieg die Elektrische Leitfähigkeit nach Zugabe der Melasselösung in GW8 kurz an und nach Zugabe der Eisensuspension kam es durch das Spülen mit Leitungswasser zu einer vorübergehenden Abnahme der Elektrischen Leitfähigkeit (Abbildung 36).

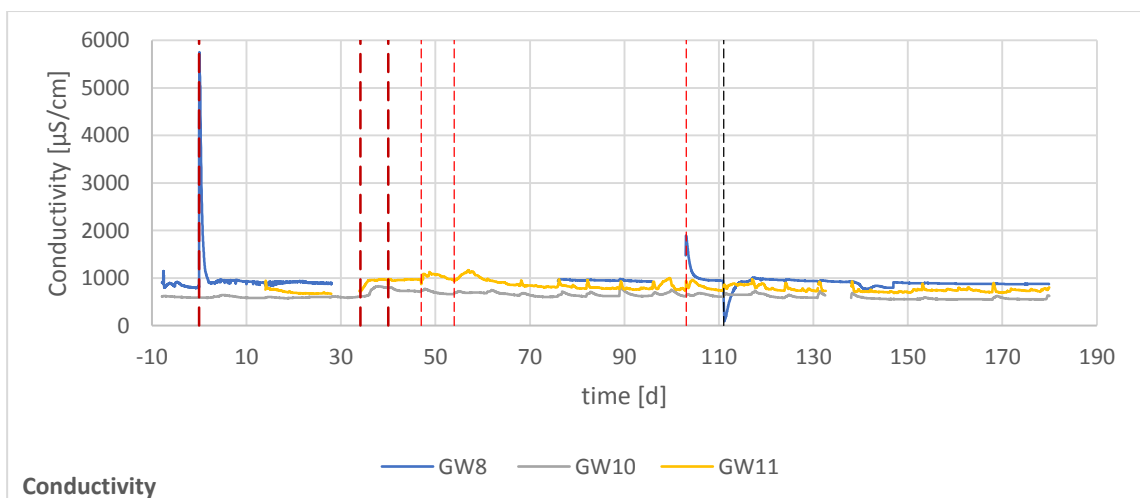
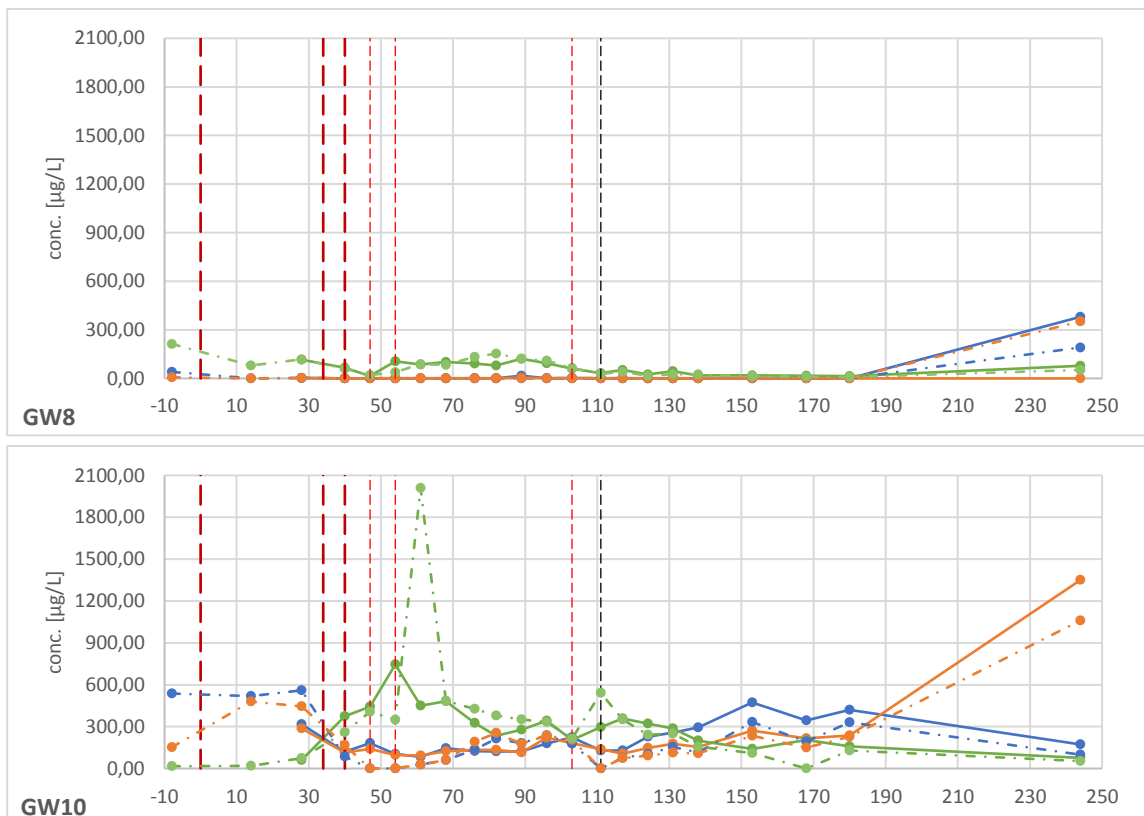


Abb. 36: Kontinuierliche Messung der Elektrischen Leitfähigkeit im Grundwasser der Messstellen GW8, GW10 und GW11.

### 3.3.2 Effekte auf die Dechlorierung

Die Zugabe von Melasse sowie von Melasse und ZVI hatte einen deutlich messbaren Einfluss auf die Konzentrationen der Chlorierten Ethene, sowie der vollständig dechlorierten Endprodukte Ethen und Ethan in den Grundwassermessstellen GW8, GW10 und GW11. In den Graphen sind die Dotationszeitpunkte von Melasselösungen und der nZVI-Suspension durch senkrechte strichlierte Linien markiert. Die Versuchsphasen I, II und III entsprechen jeweils den Zeiträumen während und nach Zugabe von Melasse, bzw. Melasse + nZVI wie in Tabelle 3 in Kap. 3.2 gezeigt.

In GW8 lag die PCE-Konzentration vor der ersten Melassezugabe bei 40,7 µg/L, die TCE-Konzentration lag bei 7,5 µg/L. Nach der ersten Melassezugabe sanken beide Konzentrationen deutlich und es konnten während des gesamten Feldversuches nur sehr geringe Konzentrationen von PCE und TCE in GW8 nachgewiesen werden (Maximalwerte: PCE=3,2 µg/L; TCE=2,1 µg/L) (Abbildung 37). Die Konzentration von *cis*-DCE lag vor der 1. Melassezugabe bei 213 µg/L, zeigte in Phase I und II einen Mittelwert von  $92 \pm 41 \mu\text{g/L}$  und in Phase III  $25 \pm 17 \mu\text{g/L}$ .



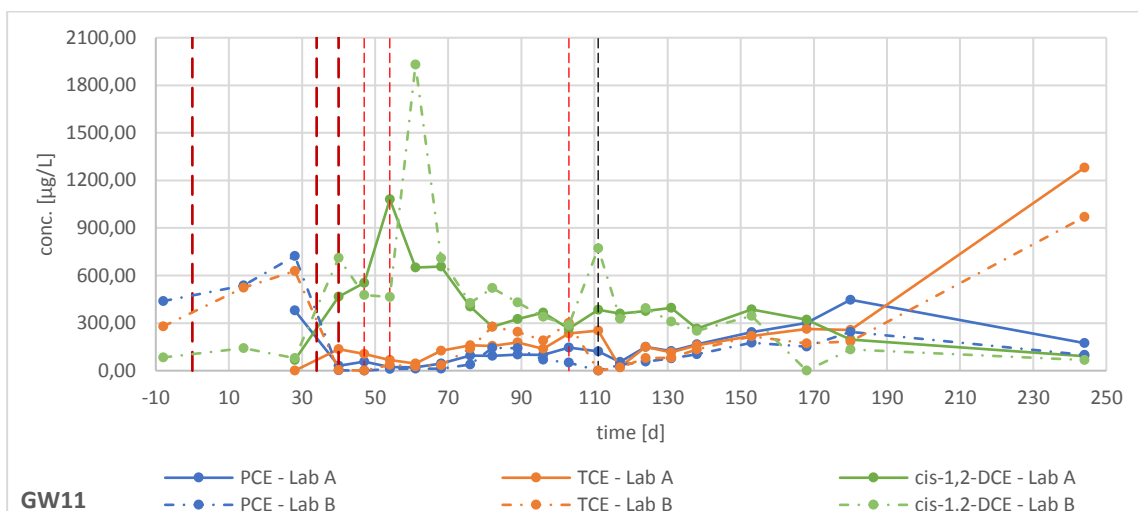


Abb. 37: Zeitlicher Verlauf der Konzentrationen von PCE, TCE und cis-1,2 DCE während des Feldversuches in GW10 und GW11.

In GW10 und GW11 wurden deutlich höhere Konzentrationen von PCE, TCE und cis-DCE gemessen. Die PCE-Konzentration war in beiden Grundwassermessstellen nach der letzten Melassezugabe in Phase II und nach der Eisenzugabe in Phase III abgesunken, um dann wieder allmählich zuzunehmen. Die Konzentration erreichte während des Feldversuches allerdings nicht mehr ganz den Wert vor der Melassezugabe, bzw. in Phase I (Abbildung 37). Die TCE-Konzentration zeigte sehr ähnliche Konzentrationen und einen ähnlichen Verlauf wie die PCE-Konzentration.

Die Konzentration von *cis*-DCE in GW10 und GW11 stieg in Phase II während der Melassezugabe deutlich an, um dann wieder kontinuierlich zu sinken. In Phase II wurden dagegen fallende (GW10) bzw. gleichbleibende (GW11) Konzentrationen von *cis*-DCE gemessen (Abbildung 37).

1,1-DCE konnte in GW8 im gesamten Zeitraum gar nicht nachgewiesen werden und in GW10 und GW11 nur in sehr geringen Konzentrationen (<1µg/L). Die Konzentration von *trans*-1,2-DCE war ebenfalls sehr gering, lag aber etwas höher als die von 1,1-DCE und erreichte die höchsten Konzentrationen in Phase II mit einem Mittelwert von 1,5 µg/L in GW8 und 3,3 µg/L in GW10 und GW11.

Im Gegensatz zu PCE, TCE und *cis*-DCE, war VC in GW8 in höheren Konzentrationen zu finden als in GW10 und GW11. In GW8 lag die Konzentration von VC vor Beginn des Feldversuches bei 49 µg/L und stieg in Phase I+II auf 82±30 µg/L und in Phase III auf 93±35 µg/L an (Abbildung 38).

In den Grundwassermessstellen GW10 und GW11 war VC zwar wie bereits erwähnt in geringeren Konzentrationen nachweisbar, dafür war der Anstieg bis in Phase I+II und weiter in Phase III deutlicher ausgeprägt (Abbildung 38).

In GW10 und GW11 lag die Konzentration von VC vor dem Feldversuch unter 1 µg/L und stieg in Phase III bis auf 23±10 µg/L in GW10 sowie 28±15 µg/L in GW11 an.



Abb. 38: Zeitlicher Verlauf der Konzentrationen von 1,1-DCE, *trans*-1,2 DCE und Vinylchlorid (VC) während des Feldversuches.

Tab. 10: Vergleich der VC-Konzentrationen im Feldversuch

	<b>Konzentration von Vinylchlorid in µg/L</b>		
	<b>vor Melassezugabe</b>	<b>Mittelwert Phase I+II</b>	<b>Mittelwert Phase III</b>
<b>GW8</b>	49	82±38	93±36
<b>GW10</b>	0,36	12±12	23±10
<b>GW11</b>	0,52	16±11	28±15

So wie VC zeigten auch die Dechlorierungsprodukte Ethen und Ethan in GW8 höhere Konzentrationen als in GW10 und GW11. Wobei auch hier die Konzentrationen in GW11 etwas höher waren als in GW10. Da die beiden Stoffe bei den ersten Probenahmen nicht analysiert wurden, ist hier ein Vergleich mit Werten vor Beginn des Feldversuches nicht möglich.

Der generelle Konzentrationsverlauf von Ethan und Ethen folgte jenem von VC (Abbildung 39). Während in GW8 beide Stoffe in Phase II zuerst zunahmen und gegen Ende von Phase II wieder abnahmen, war diese Zunahme in GW10 und GW11 erst mit Verzögerung feststellbar und trat erst gegen Ende von Phase II auf, wobei in GW11 bis auf einen Messtermin nur Ethen nachweisbar war. Nach der Eisenzugabe war in Phase III in allen Grundwassermessstellen eine deutliche Erhöhung der Konzentrationen von Ethan und Ethen messbar.



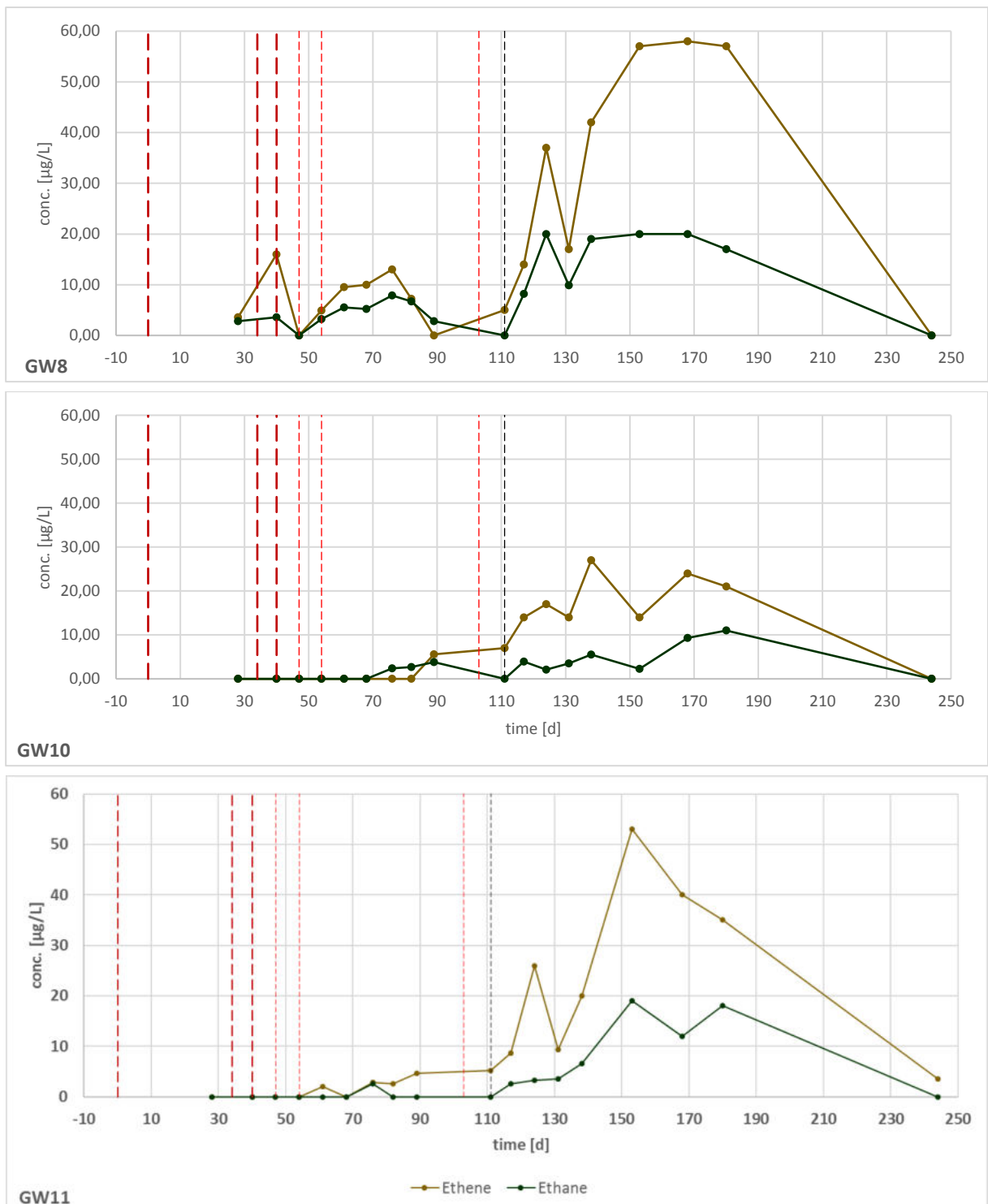


Abb. 39: Zeitlicher Verlauf der Konzentrationen von Ethen und Ethan während des Feldversuches.

### 3.3.3 Effekte auf die Zelldichte von *Dehalococcoides* und die Genkopien der Dehalogenase-Gene

Im Feldversuch konnten eindeutige Effekte der Biostimulation auf die Zellzahlen der am Standort bereits vorhandenen (autochtonen) *Dehalococcoides* Population nachgewiesen werden.

Auch hier wurden so wie bei den Abbauprodukten VC, Ethan und Ethen in GW8 die höchsten Zellzahlen gemessen, in GW11 waren sie geringer und in GW10 am geringsten. Auch war in Phase II eine Zunahme der Zellzahl von *Dehalococcoides* im Grundwasser und in Phase III nach einer zwischenzeitlichen Abnahme am Ende von Phase II noch eine stärkere Zunahme nachweisbar (siehe Tabelle 11 und Abbildung 40).

Tab 11: Maximale Zellzahl von *Dehalococcoides* im Feldversuch

	<b>Maximale 16S rRNA Genkopien pro Liter Grundwasser</b>		
	<b>Phase I</b>	<b>Phase II</b>	<b>Phase III</b>
<b>GW8</b>	1,08x10 <sup>6</sup>	2,67x10 <sup>7</sup>	2,87x10 <sup>7</sup>
<b>GW10</b>	1,99x10 <sup>4</sup>	1,22x10 <sup>6</sup>	4,64x10 <sup>6</sup>
<b>GW11</b>	1,76x10 <sup>5</sup>	2,19x10 <sup>6</sup>	8,31x10 <sup>6</sup>

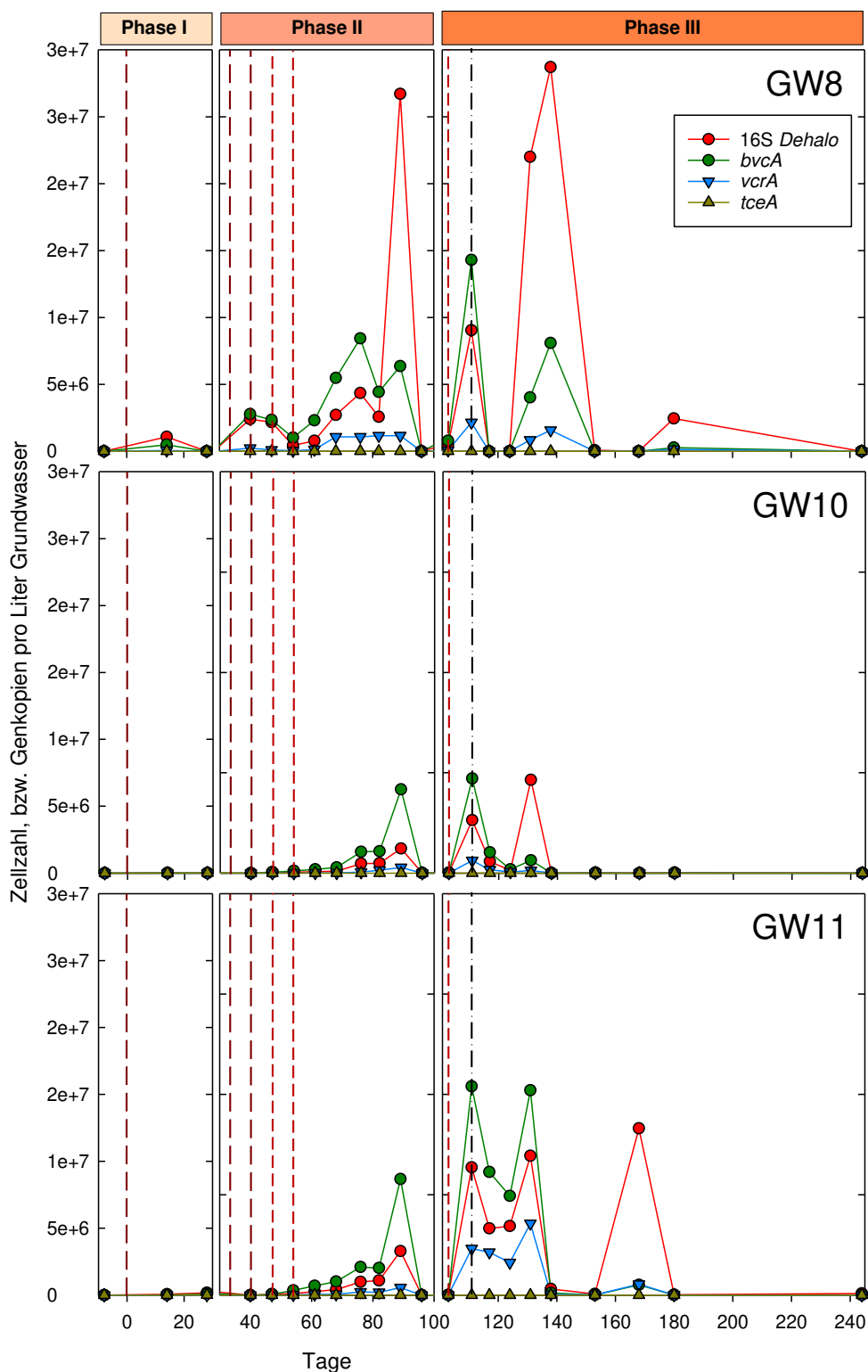


Abb. 40: Zellzahlen von *Dehalococcoides* und Genkopien der Gene für drei verschiedene Dehalogenasen *bvcA*, *vcrA* und *tceA* im Infiltrationsbrunnen GW8 und den beiden abstromigen Monitoringbrunnen GW10 und GW11.

Die Zellzahlen von GW9, bei der im Tracerversuch keine hydraulische Verbindung mit GW8 nachgewiesen werden konnte, waren in Phase I mit Werten von etwa  $3 \cdot 10^4$  Zellen/Liter Grundwasser im Bereich der anderen drei Grundwassermessstellen, zeigten aber in Phase II und Phase III keine Erhöhung (siehe auch Anlage 8 - Ergänzende Ergebnisse Feldversuch O70).

Vom Gen *bvcA* wurde die höchste Anzahl an Kopien nachgewiesen. Gefolgt vom Gen *vcrA* und *tceA*. Die beiden Gene *bvcA* und *vcrA* codieren für Enzyme, die den letzten Dechlorierungsschritt von VC zu Ethen katalysieren können. Diese Ergebnisse bestätigen somit, dass die Zunahme der vollständigen Dechlorierung durch eine Stimulation der autochtonen *Dehalococcoides*-Kultur erfolgte.

### **3.4 AP 2.2 Bioaugmentation: Feldversuch W24 – Putzerei Counde**

Am Standort W24 konnten keine *Dehalococcoides*-Kulturen nachgewiesen werden (siehe AP 1.3), daher wurde diese Fläche für die Bioaugmentation (Dotierung mit *Dehalococcoides*-Kulturen) ausgewählt.

Auch an diesem Standort wurde vorauseilend ein Tracerversuch mit NaCl durchgeführt.

#### 3.4.1 Tracerversuch

Am 17.02.2022 wurde der Tracer Versuch am Altlastenstandort W24, Putzerei Counde, gestartet. Dabei wurden 60 Liter gesättigte Kochsalzlösung (359 g NaCl/Liter) über die Messstelle GWM 20 eingebracht.

Über einen Zeitraum von einem Monat wurde im Abstand von ein bis drei Tagen die Leitfähigkeit an fünf Messstellen (GW20, GW13, GW21, GW22, GW23 – siehe Abbildung 41) gemessen, jeweils direkt unterhalb der Wasseroberfläche sowie zusätzlich nahe dem Pegelgrund.

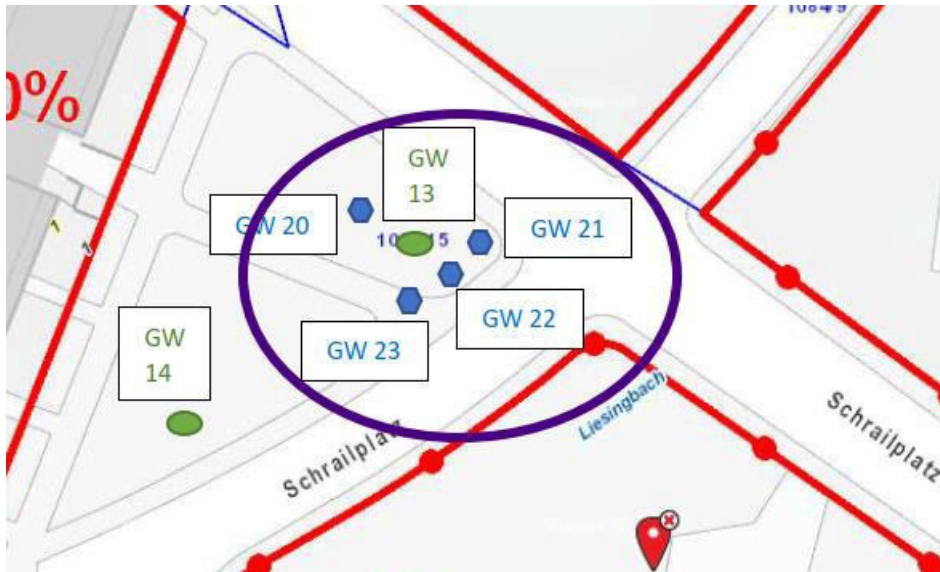


Abb. 41: Ausschnitt Lageplan: Lage der Pegel an der Altlast W24

Nachdem nach zwei Wochen kaum eine Änderung (Anstieg) der Leitfähigkeit in den sich in Grundwasserfließrichtung befindenden Messstellen detektiert werden konnte, wurde zusätzlich die Leitfähigkeit in GW 14 gemessen (ebenfalls in 2 Tiefenstufen), um ein etwaiges Verschwenken der Grundwasserströmung ausschließen zu können. Allerdings wurde auch in GW14 keine Veränderung der Leitfähigkeit detektiert (Bezugsniveau für die Messungen war der Vergleich mit der Nullmessung im Rahmen von AP1.1 im April 2020).

Nach 20 Tagen wurde im direkten Abstrom in GW13 ein leichter Anstieg der LF in der tiefen Messstufe festgestellt, ein geringfügiger in der oberflächennahen Messung.

Als geringfügige Veränderung kann auch am Tag 20 der geringe Anstieg in GW21 in der tiefen Messstufe gewertet werden, wobei dieser nicht unbedingt als signifikant eingestuft werden kann.

Abbildung 42 zeigt die Messwerte der Leitfähigkeit in den 6 untersuchten Pegel in den jeweiligen Tiefenstufen über einen Zeitraum von 25 Tagen:

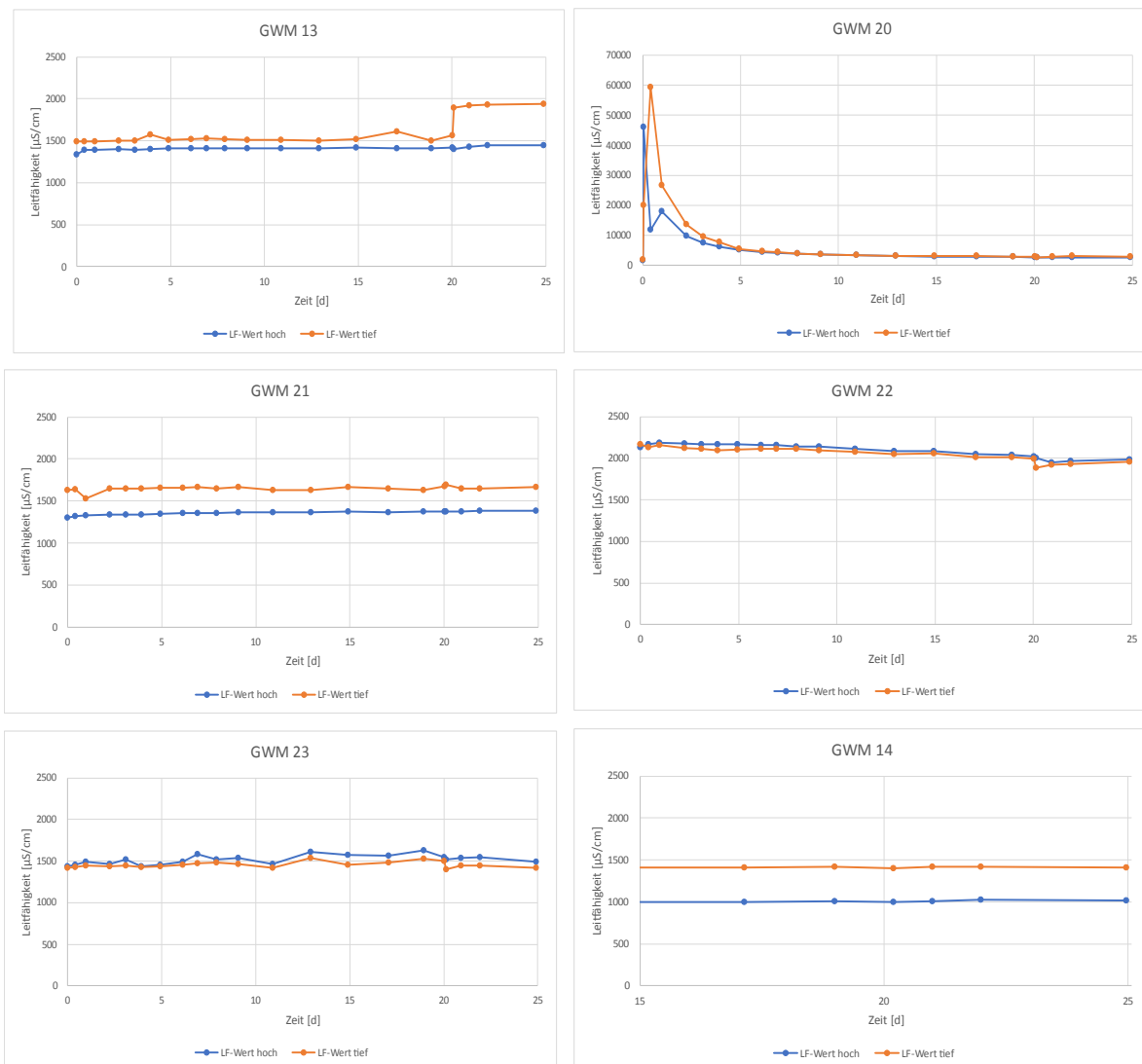


Abb. 42: Leitfähigkeitsmesswerte von GWM 13, GWM 20, GWM 21, GWM 22, GWM 23, GWM 14 gemessen direkt unterhalb der Wasseroberfläche (Leitfähigkeit hoch) und am Grunde der Pegel (Leitfähigkeit tief)

Am 09.03.2022 wurde zusätzlich ein Pumpversuch durchgeführt, um die Fließraten bzw. die Nachlieferung des Grundwassers zu überprüfen.

Die Pumpe wurde dafür in GWM 13 installiert, mit einer maximalen Pumprate von 0,3 l/s betrieben und die Abstände von allen sechs in unmittelbarer Nähe befindlichen Messstellen über einen Zeitraum von 150 Minuten gemessen.

Nach 90 Minuten wurde die Pumpe gestoppt, woraufhin der Wasserspiegel rasch anstieg, was in Abbildung 43 als Abfall der Kurve zu erkennen ist.

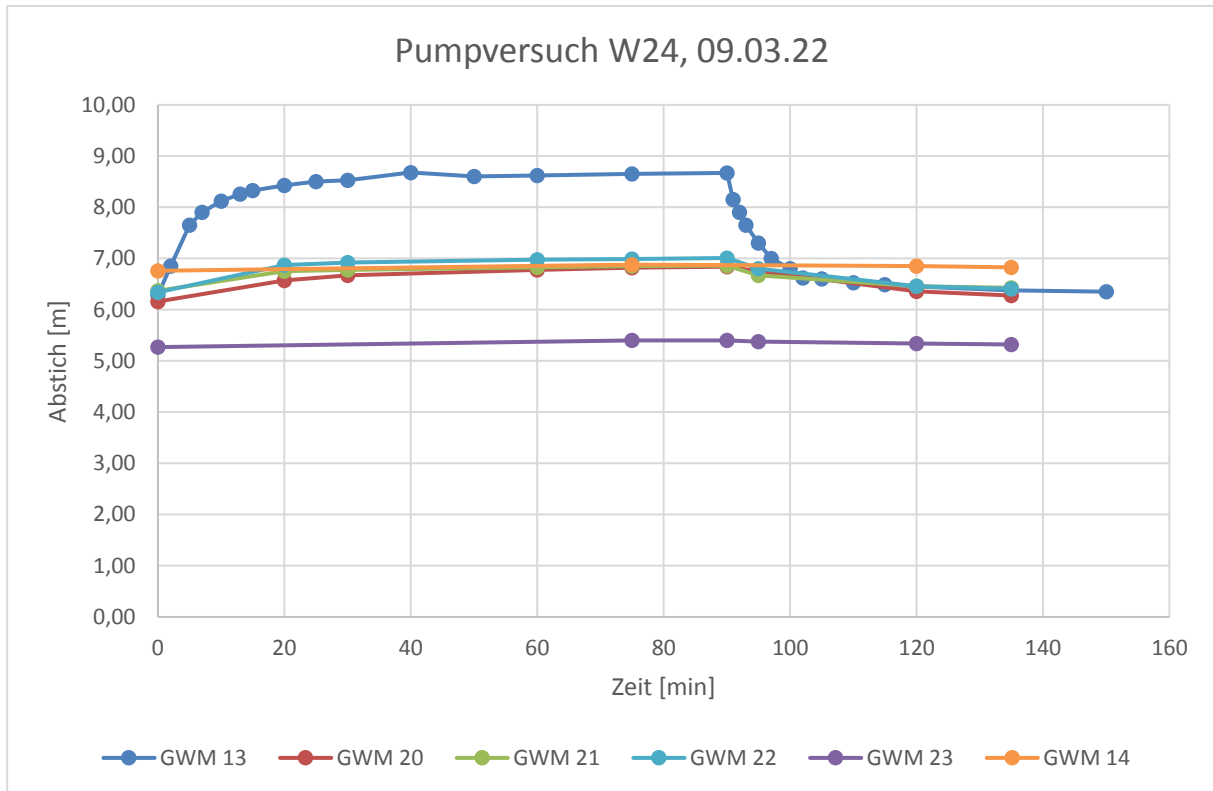


Abb. 43: Pumpversuch vom 09.03.2022

Der Pumpversuch zeigte, dass sich der Wasserstand in den nicht bepumpten Pegeln nur minimal veränderte. Das bedeutet, dass die Kommunikation des Wasserkörpers zwischen den gesetzten Pegel sehr gering ist.

Eine Anwendung des Dechlorierungsverfahrens durch Zugabe der Bakterien mit der anschließenden passiven Verteilung im Untergrund scheint anhand der Ergebnisse des Tracerversuches und des Pumpversuches nicht bzw. in keinem sinnvollen Zeitraum möglich. Um eine Zirkulation des Grundwassers zu erhalten und alle Bereiche um die Beobachtungspegel zu erreichen wären dauerhaft Pumpmaßnahmen mit allen Begleitmaßnahmen (z.B. Steuerungsanlage, Aufbereitung der kontaminierten Wässer usw.) notwendig. Dies war für dieses Projekt nicht vorgesehen, weder zeitlich (betreffend Wasserrechtsverfahren) noch finanziell.

Am Standort W24 – Putzerei Counde konnte im Rahmen des Projektes STIMBAK somit kein Feldversuch durchgeführt werden.

## 4 Zusammenfassung und Ausblick

Im Projekt STIMBAK wurden zwei Standorte identifiziert, die für die Durchführung von Feldversuchen zur Biostimulation und zur Bioaugmentation geeignet waren. Von beiden Standorten wurden Proben entnommen (Feststoff- und Grundwasserproben), mit denen mikrobielle Abbauprobversuche im Labor durchgeführt wurden.

Am Standort Counde (W24) konnte keine Bakterien des Stammes *Dehalococcoides* nachgewiesen werden. Diese Ergebnisse wurden in Abbauprobversuchen bestätigt, in denen keine Stimulation der anaeroben mikrobiellen Dechlorierung durch Zugabe von Melasse induziert werden konnte. Bei Inkubation mit Melasse und der *Dehalococcoides*-Kultur KB1 (SiREM, Kanada) kam es dagegen zu einer vollständigen Dechlorierung bis zu Ethen. Wurde zu diesem Ansatz nanosklagige Eisen (nZVI) hinzugefügt, so zeigte sich im Mikrokosmosversuch eine Inhibition der mikrobiellen Dechlorierung. Allerdings konnte in früheren Experimenten gezeigt werden, dass diese Inhibition in größersklagigen Experimenten nicht auftritt (Summer et al. 2020b).

In Abbauprobversuchen mit Material vom Standort O70 konnte bereits durch alleinige Zugabe von Melasse eine vollständige Dechlorierung induziert werden. Somit konnte die Vermutung bestätigt werden, dass im Grundwasser am Standort bereits eine Bakterienkultur, die zur Halorespiration befähigt ist, vorhanden war. Obwohl in der ersten Probenahme *Dehalococcoides* mit Hilfe von qPCR nicht nachgewiesen werden konnte, wiesen die hohe VC-Konzentration und das niedrige Redoxpotenzial auf einen reduktiven Abbau hin. Die vorhandene Kultur wurde im Experiment weder durch die Zugabe von nZVI, noch durch die Zugabe von mZVI inhibiert.

Dagegen wurde eine Dechlorierung durch KB1 mit Grundwasser und Untergrundmaterial vom Standort durch nZVI inhibiert, nicht aber durch mikrosklagiges Eisen (mZVI). Wenn keine Inhibition feststellbar war, dann wurde die mikrobielle Dechlorierung sowohl der am Standort vorhandenen (=autochtonen), wie auch der KB1-Kultur durch die Zugabe von ZVI beschleunigt.



Am Standort O70 wurde ein Feldversuch zur Biostimulation durchgeführt. Die Ergebnisse zeigen, dass es durch Zugabe von Melasse auch im Feld zu einer Stimulation der reduktiven mikrobiellen Dechlorierung kam. In den abstromig vom Dotationspegel (GW8) gelegenen Monitoringpegeln (GW10 und GW11) kam es nach Zugabe von Melasse zu einer signifikanten Abnahme der Konzentrationen an PCE und TCE. Diese geringen Konzentrationen hielten auch nach der Zugabe von nZVI an.

Es gab somit auch im Feld keine inhibierende Wirkung von ZVI auf die autochtone *Dehalococcoides*-Kultur. Der Dechlorierungsprozess zeigte sich auch durch das Ansteigen der Konzentrationen von *cis*-DCE, wobei die Konzentration in der Phase nach alleiniger Melassezugabe höher war als nach Zugabe von Melasse+nZVI. Im Dotationsbrunnen (GW8) sank die Konzentration von *cis*-DCE nach der Zugabe der Eisensuspension deutlich ab, dagegen stiegen die Konzentrationen von VC, sowie der Dechlorierungsprodukte Ethen und Ethan an und waren deutlich höher als nach alleiniger Zugabe von Melasse. Es konnte somit auch im Feldversuch eine weitere Stimulation der vollständigen Dechlorierung durch eine gemeinsame Dotation von Melasse und nZVI im Vergleich zu einer alleinigen Stimulation mit Melasse gezeigt werden.

Dieser Effekt wird auch durch die Bestimmung der Zellzahlen von *Dehalococcoides* belegt, da nach der Dotation mit Melasse+nZVI höhere Zellzahlen pro Liter Grundwasser erreicht wurden als nach der Dotation von Melasse. Auch die Konzentration der Genkopien von *vcrA* und *tceA* die für die Dechlorierung von VC zu Ethen verantwortlich sind, waren im abstromigen Monitoringpegel (GW11) nach Eisenzugabe höher als nach alleiniger Zugabe von Melasse.

Die Ergebnisse zur Stimulation des anareoben mikrobiellen Abbaus von Chlorierten Kohlenwasserstoffen mit Hilfe von Nullwertigem Eisen am Versuchsfeld der Altlast O70 zeigten im Rahmen des Feldversuches vielversprechende Ergebnisse. Diese werden nun auch beim Amt der OÖ Landesregierung präsentiert und es wird überlegt, ob die derzeit laufende Sanierung mit der im vorliegenden Projekt untersuchten Methode ertüchtigt bzw. beschleunigt werden kann.

Für die Fläche W24 wird der Feldversuch in einem eigenen Projekt nachgeholt, bei dem mit Bepumpungsmaßnahmen die fehlende Zirkulation im Grundwasserkörper erzeugt wird. Für das Wasserrechtsverfahren mit allen Beteiligten (MA22 – Umweltschutz, MA28 – Straßenverwaltung, MA30 – WienKanal, MA42 – Wiener Stadtgärten, MA45 – Wiener Gewässer und MA58 – Wasserrecht) wird dabei ausreichend Zeit eingeräumt, ebenso für die Dauer des Versuches.

*Der vorliegende Bericht umfasst 75 Textseiten und 8 Anlagen und darf ohne Zustimmung von TERRA Umwelttechnik GmbH nur vollinhaltlich, ohne Hinzufügen oder Weglassen einzelner Teile oder Anlagen, weitergegeben werden.*



DI Dr. Regine Patek  
Projektleiterin TERRA



Dr. Thomas Reichenauer  
Projektpartner AIT

## 5 Literatur

Regine Patek, Thomas Reichenauer (2021) Stimulierung der bakteriellen Dechlorierung (StimBak) im Grundwasser mit Hilfe von chemisch erzeugtem Wasserstoff; Zwischenbericht Projektphase 1

Peter Freitag, Holger Maurer, Thomas Reichenauer (2021) Selection of Optimized Binders for Dechlorination of Trichloroethylene-Contaminated Sites by Jet Grouting and Deep Soil Mixing, *Journal of Environmental Engineering*, 147 (11)doi: 10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0001926

Summer Dorothea, Schöftner Philipp, Watzinger Andrea, Reichenauer Thomas G. (2020a) Inhibition and stimulation of two perchloroethene degrading bacterial cultures by nano- and micro-scaled zero-valent iron particles. *Science of the Total Environment* 722, 137802, doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137802

Summer Dorothea, Schöftner Philipp, Wimmer Bernhard, Pastar Milica, Kostic Tanja, Sessitsch Angela, Gerzabek Martin Hubert, Reichenauer Thomas G. (2020b) Synergistic effects of perchloroethene degradation by *Dehalococcoides* and nano zero-valent iron – A Lysimeter experiment. *New Biotechnology*, 57, 34-44

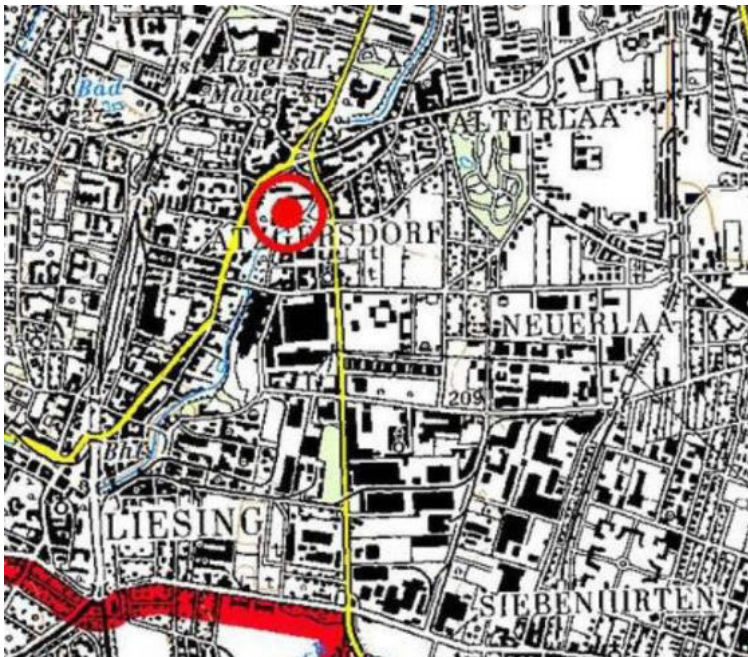
# ANLAGEN

# **Anlage 1**

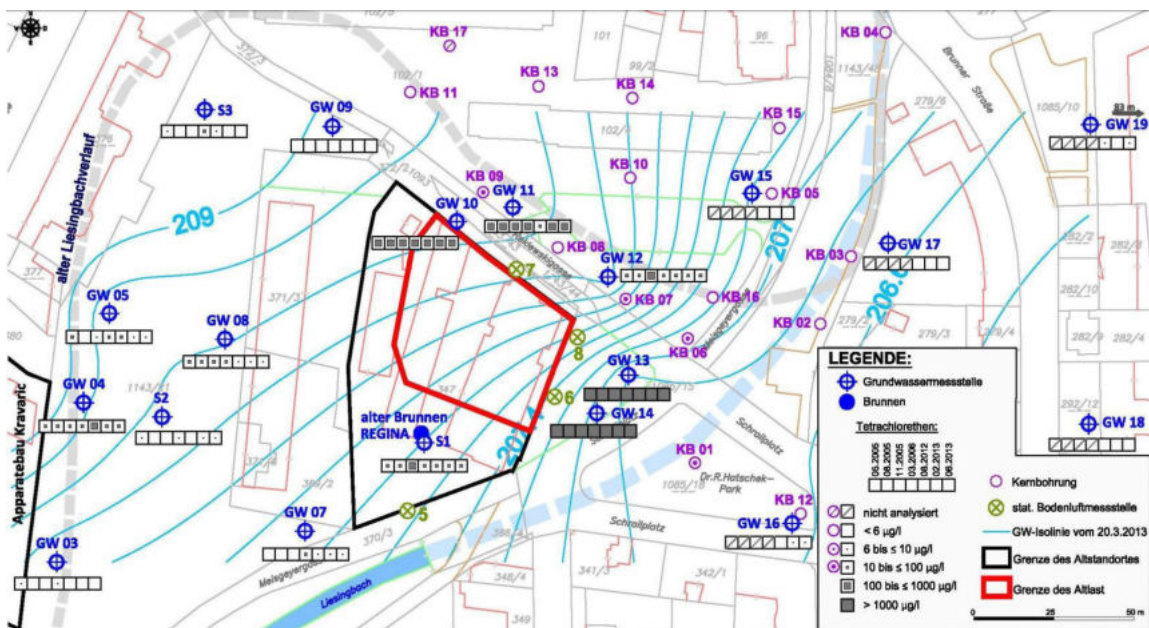
Dokumentation  
Erstuntersuchungen

# Dokumentation Ersterhebungen

## Altlast W24 – Putzerei Counde



Lage Altlast W24



Lageplan Altlast inkl. Beweissicherungspegel

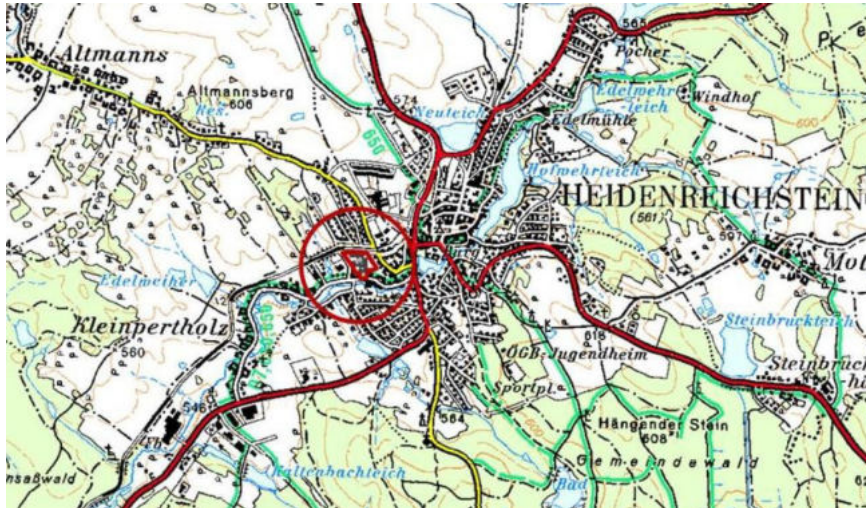


Blick auf den zentralen Bereich der Altlast, zukünftiger Feldversuch

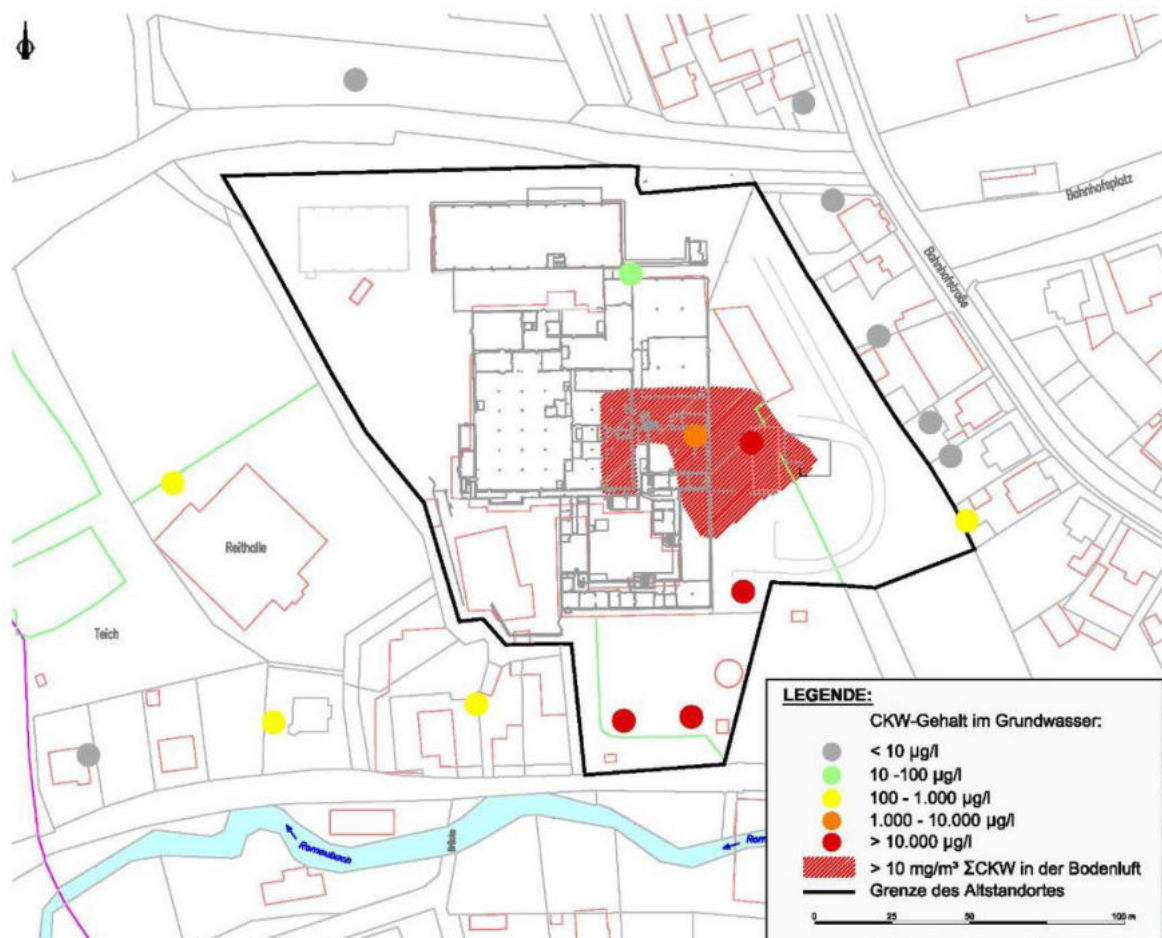


Blick Ri Anstrom; li: GW 10, re: GW11

## Altlast N29 – MKE Heidenreichstein



Lage Altlast N29

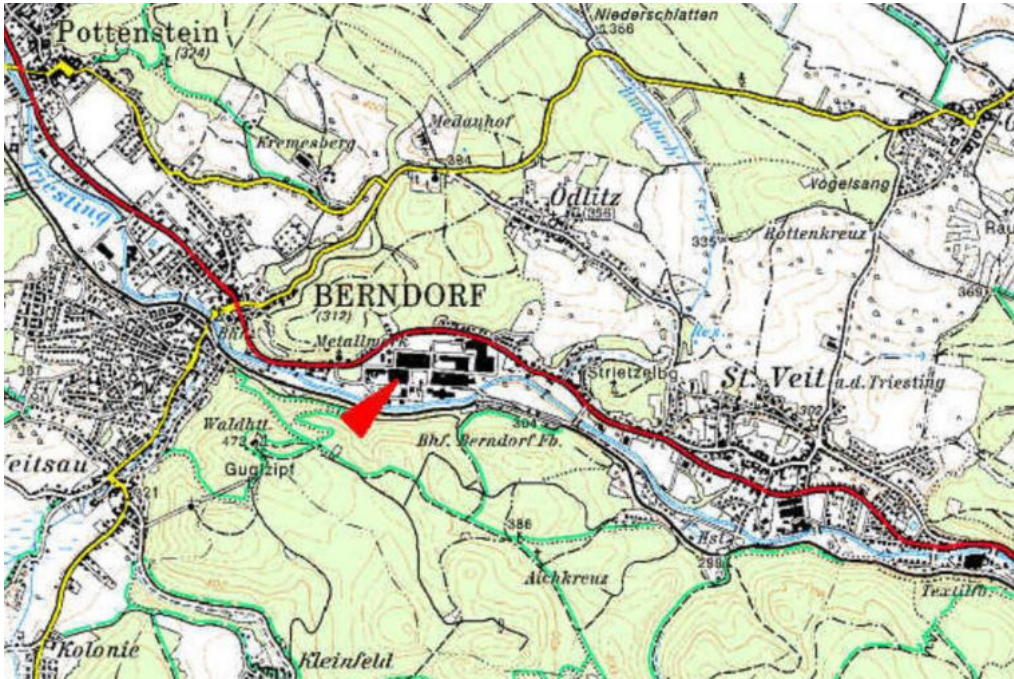


Überblicksdarstellung der Untersuchungsergebnisse

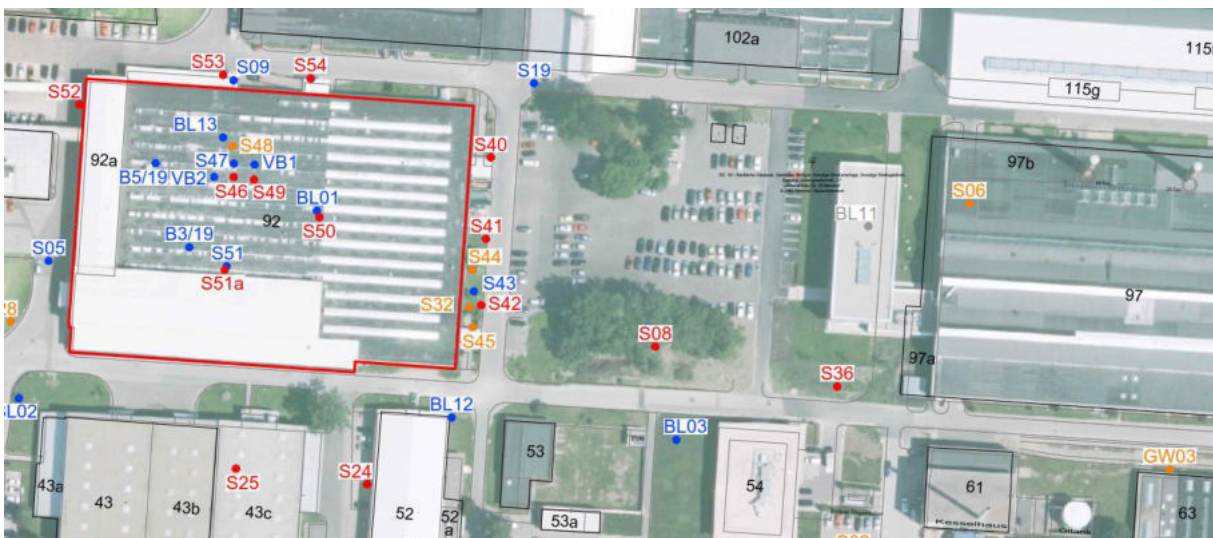
Lageplan Altlast inkl. Kontaminationsausmaß



## Altlast N51 – Berndorf



Lage Altlast N51



Lageplan Altlast inkl. Beweissicherungspegel



Bestandteile Sicherungsanlage: fixer Pumpeneinbau bei S44 (li) und S45 (re)



Probenahmeähne der Sicherungspegel in der Aufbereitungsanlage



Sicherungspegel in der Halle inkl. Probenahmeahn

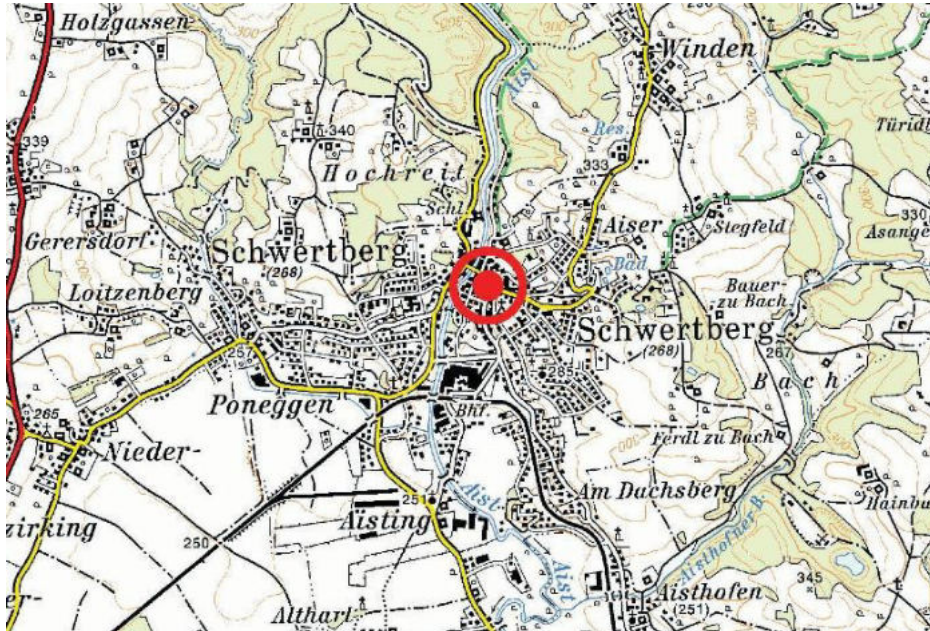


Pumpprobeahme an S40

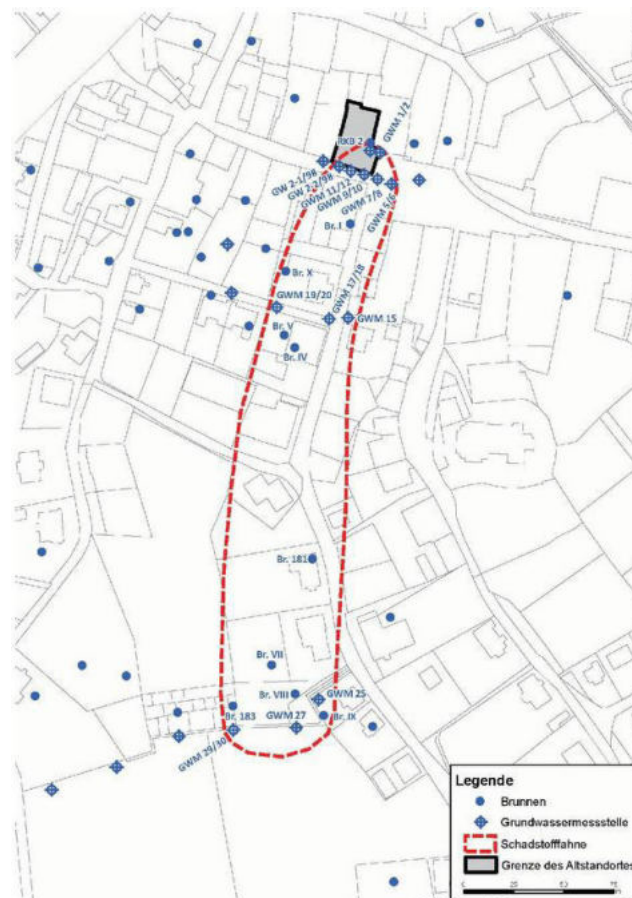


Benachbarte Pegel S53 und S52, Unterflur-Ausbau

## Altlast O43 – Putzerei Lengauer



Lage Altlast O43

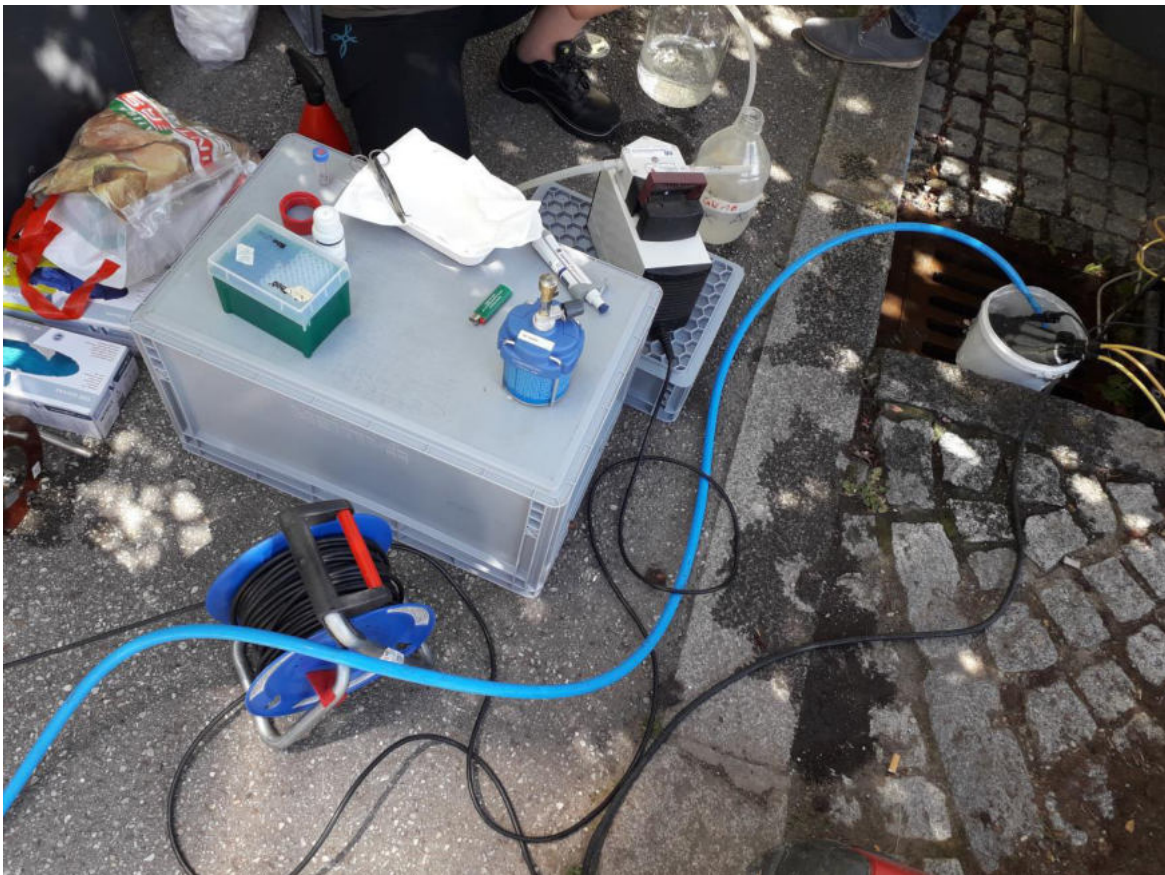


Lageplan Altlast inkl. Beweissicherungspegel



Li: Pegelreihe 1 im direkten Abstrom der Altlast

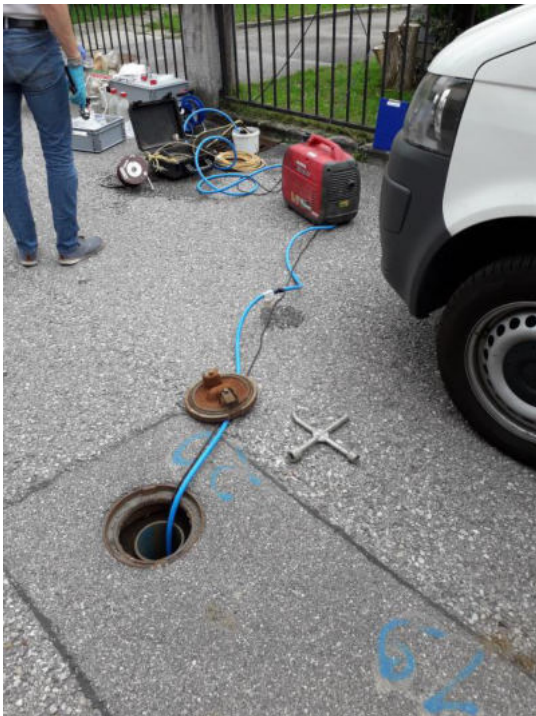
Re: Absicherung Probenahme auf öffentlicher Straße



Ausrüstung Probenahme Wasser und DNA-Extraktion

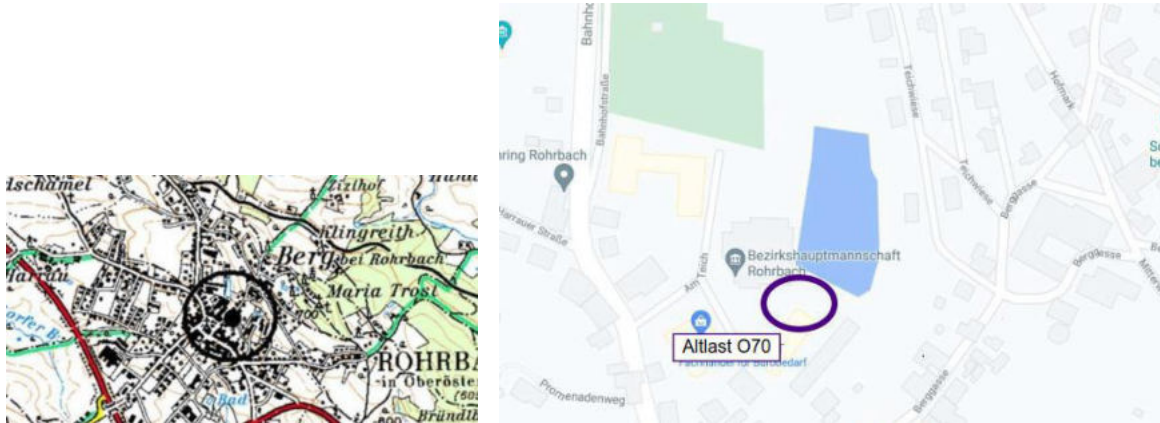


Probenahme für DNA-Extraktion

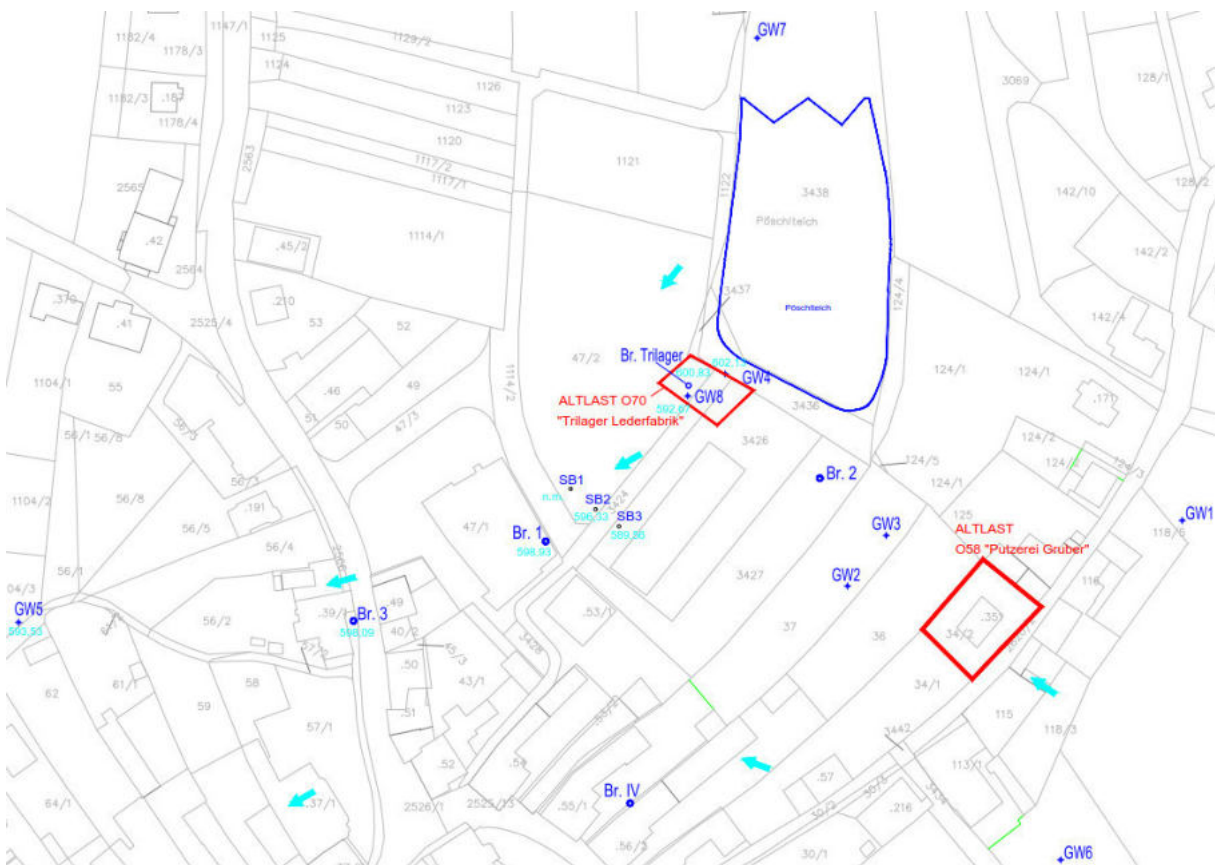


GW-Probenahme

## Altlast O70 – Trilager Lederfabrik



Lage Altlast O70



Lageplan Altlast inkl. Beweissicherungspegel





Anstrompegel GW7, Blick Richtung Altlast



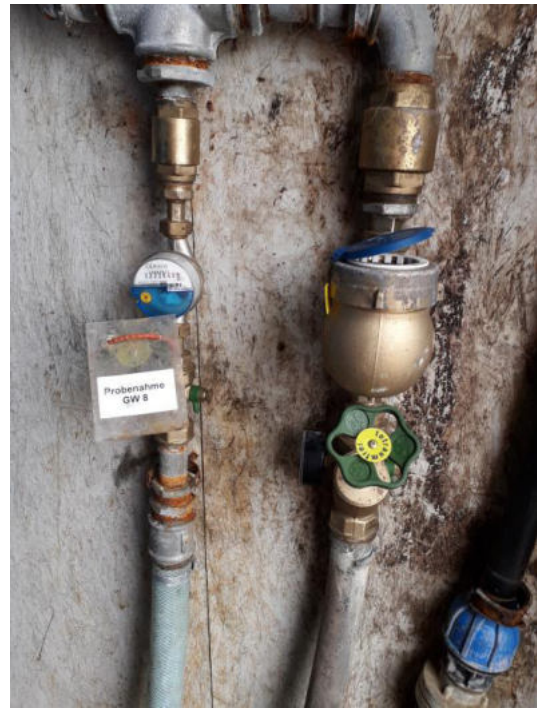
Probenahmeausrüstung



Brunnen Trilager



Probenahme im Abstrom, Brunnen 3



AK-Filter und Probenahmehahn der Sicherungsanlage



Sicherungsbrunnen SB2

# **Anlage 2**

Chemische und mikrobielle  
Analytik der Standorte

## Ergänzende Ergebnisse der chemischen und mikrobiologischen Untersuchungen

### Chemische Analytik der fünf untersuchten Standorte

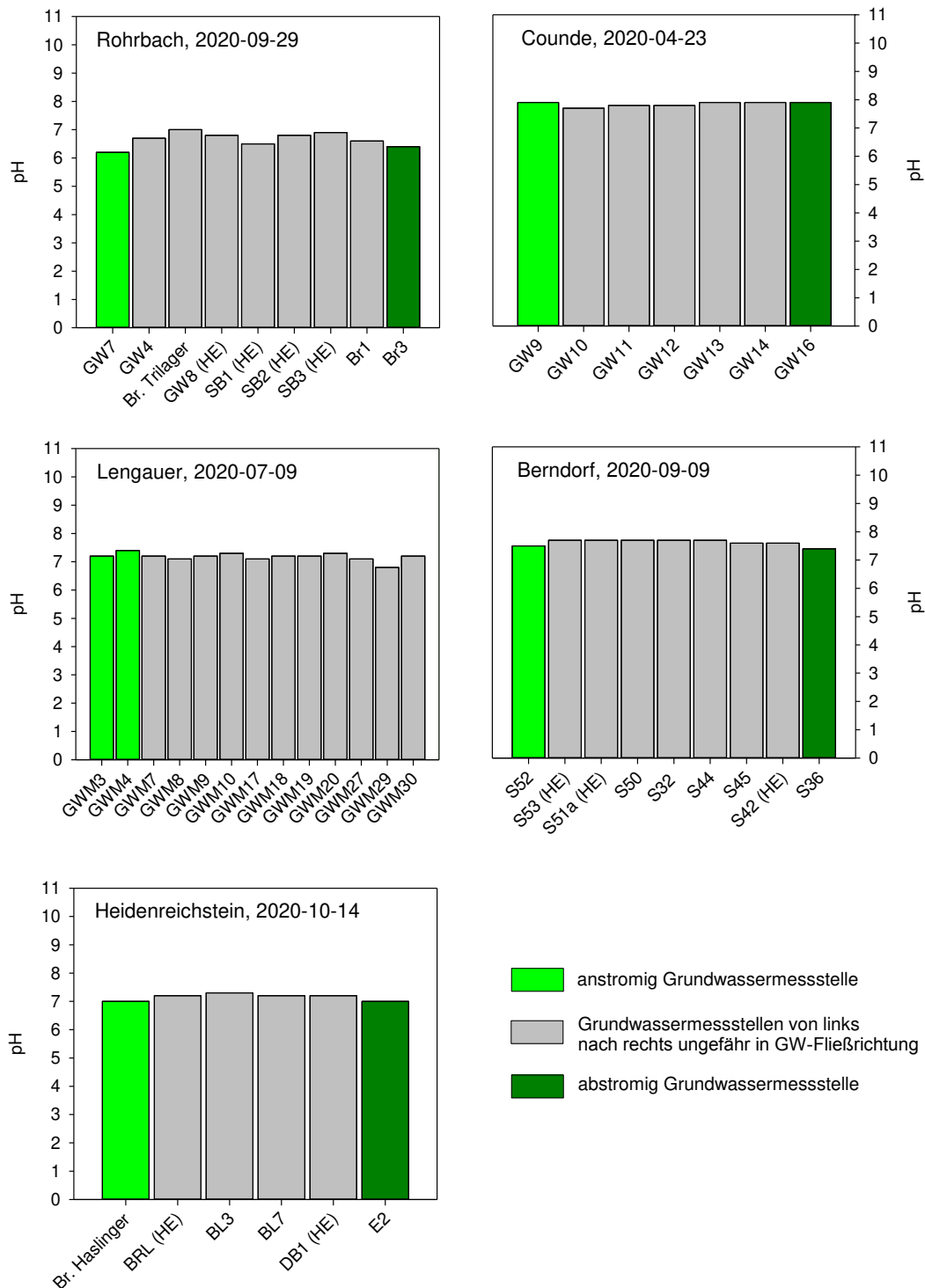


Abb. 1: pH-Werte in den Proben der 5 untersuchten Standorte

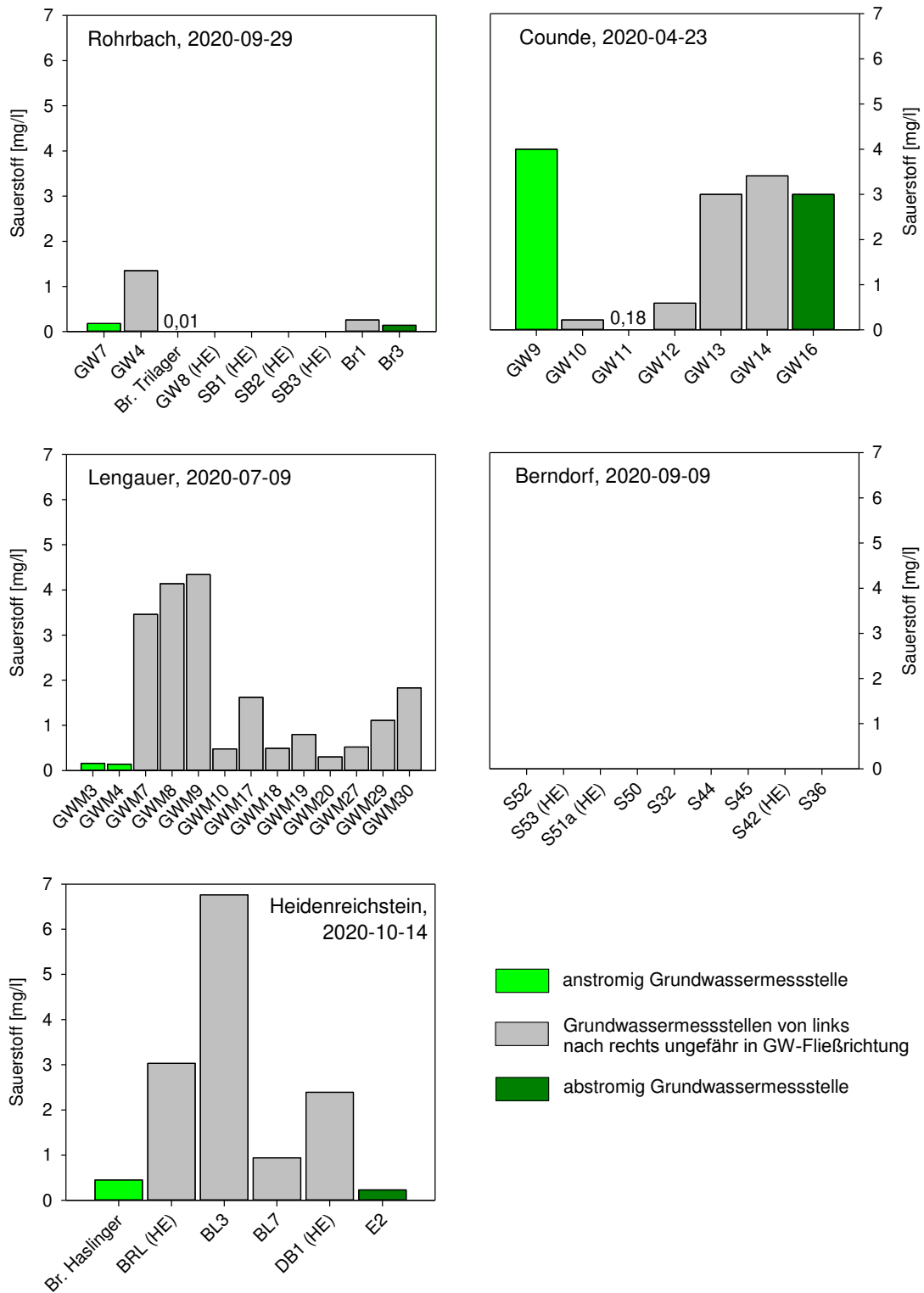


Abb. 2: Sauerstoffgehalte in den Proben der 5 untersuchten Standorte

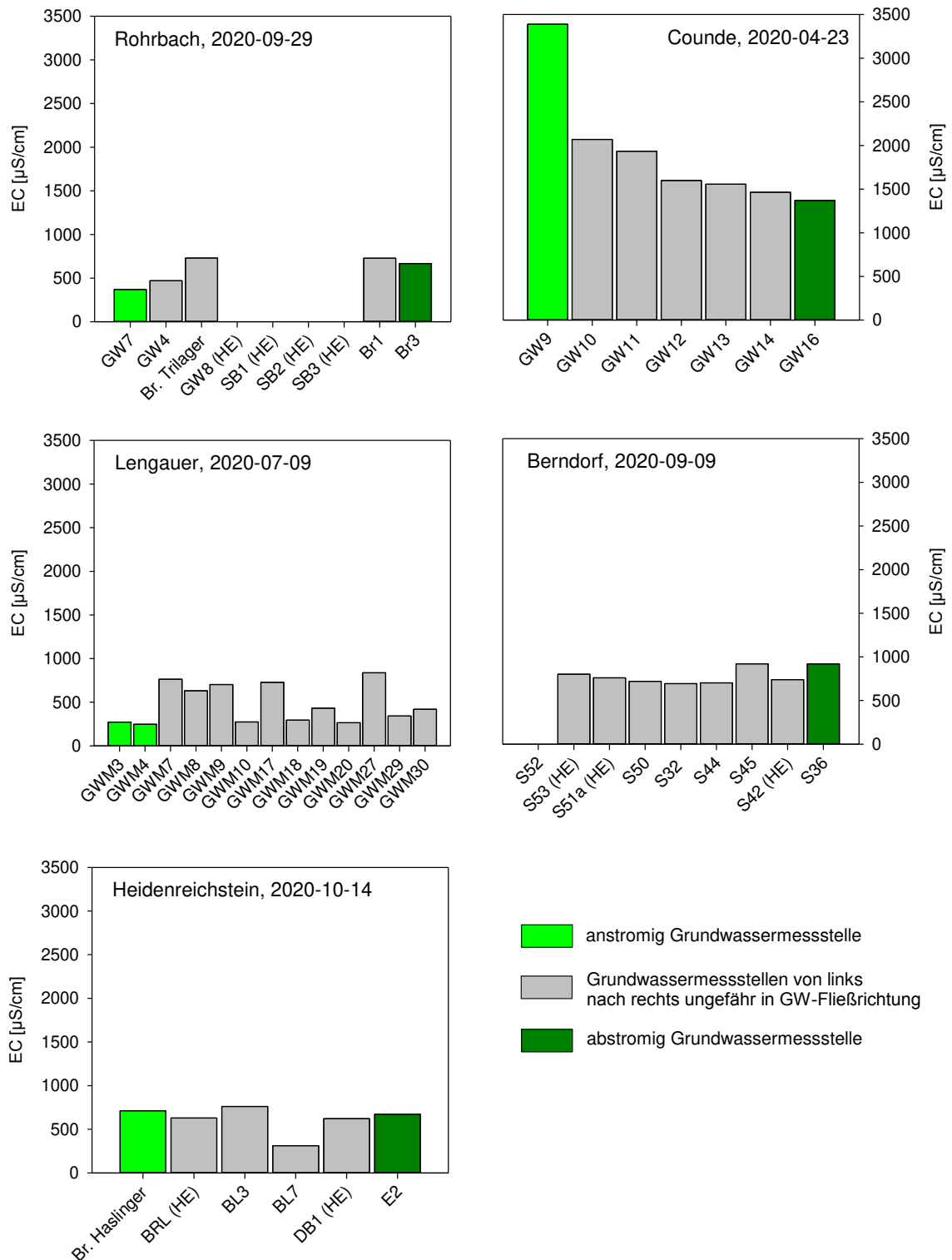


Abb. 3: Elektrische Leitfähigkeit in den Proben der 5 untersuchten Standorte

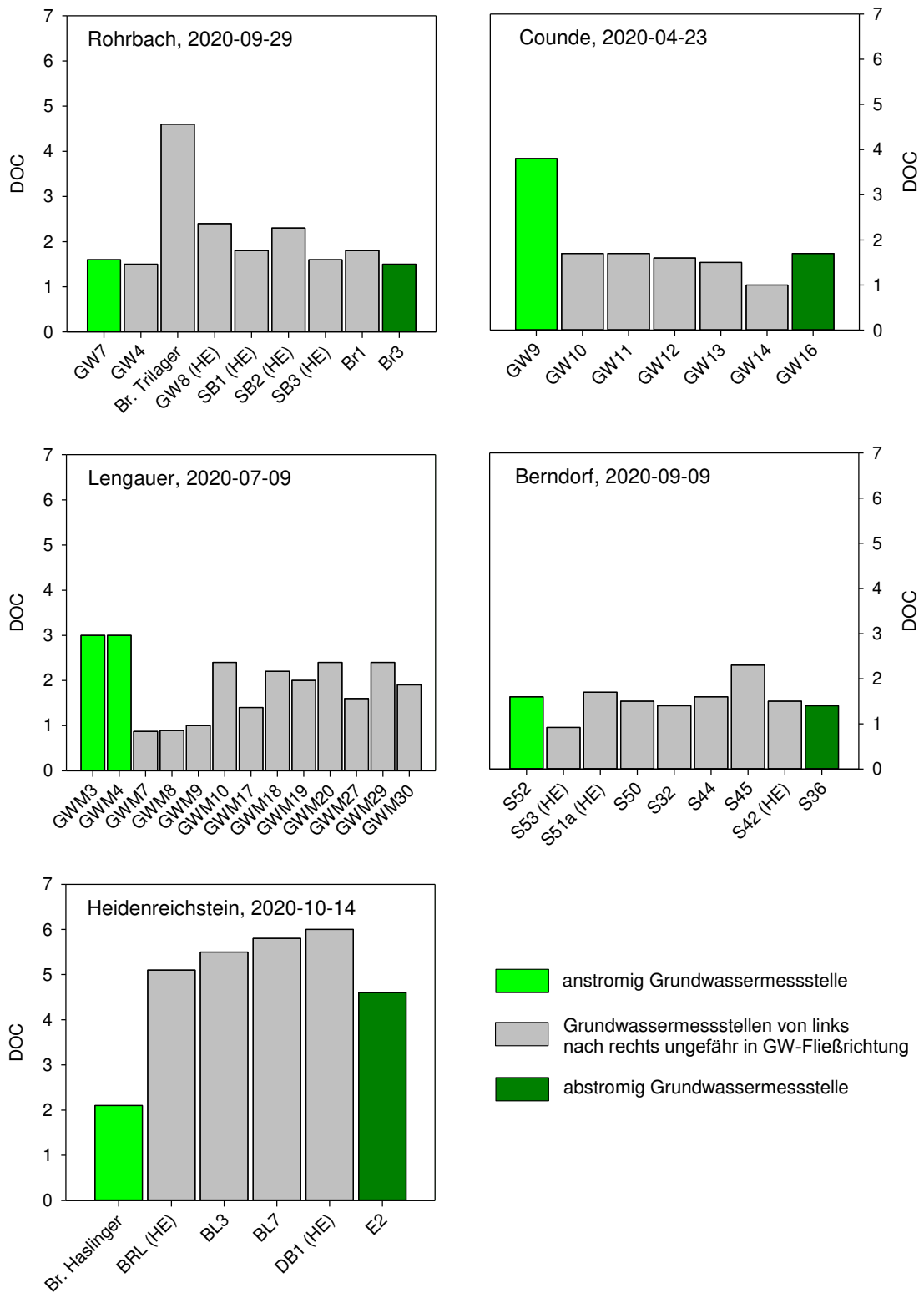


Abb. 4: Gelöster Kohlenstoff (Dissolved Organic Carbon) in den Proben der 5 untersuchten Standorte



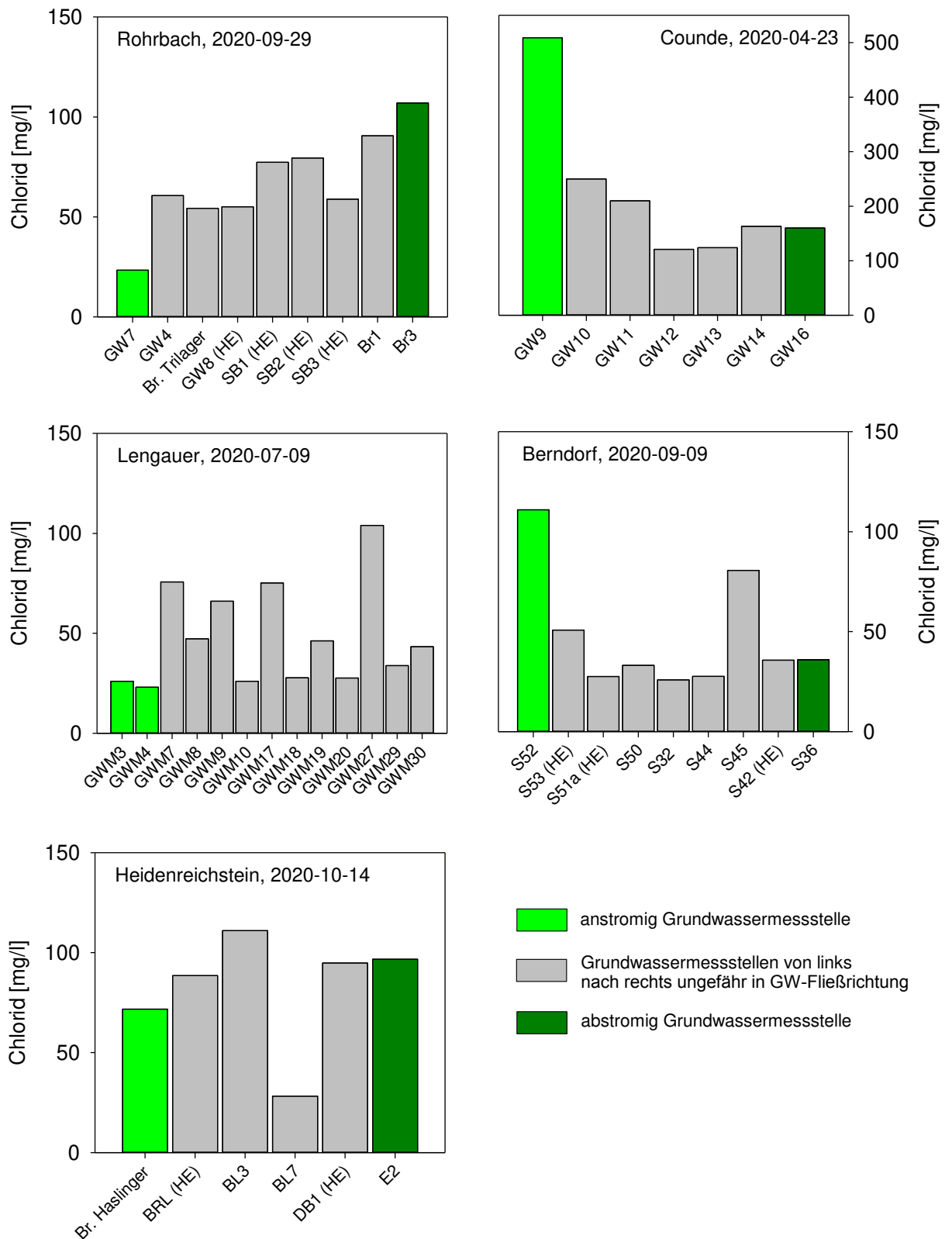
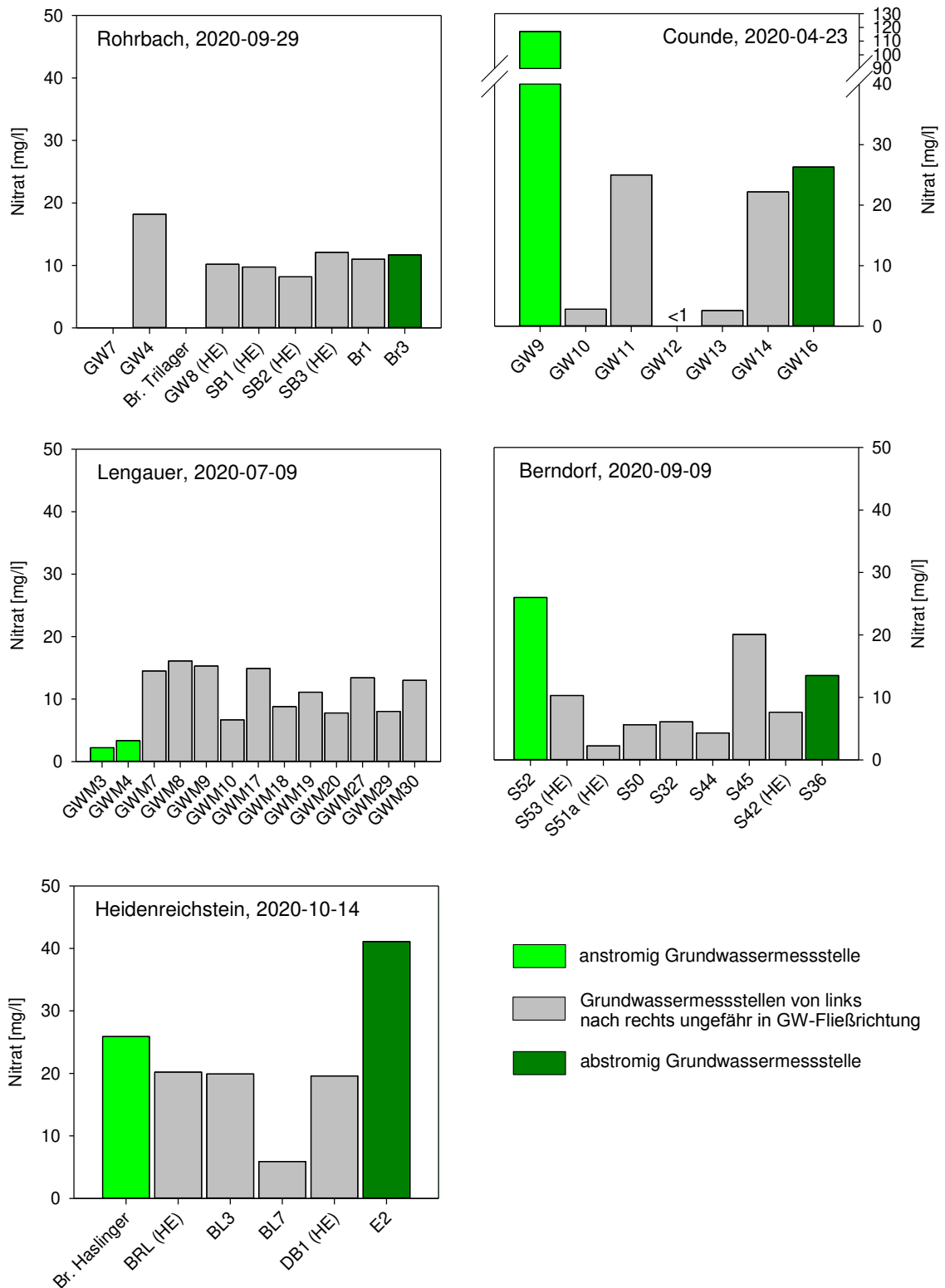


Abb. 5: Chlorid in den Proben der 5 untersuchten Standorte



**Abb. 6:** Nitrat in den Proben der 5 untersuchten Standorte

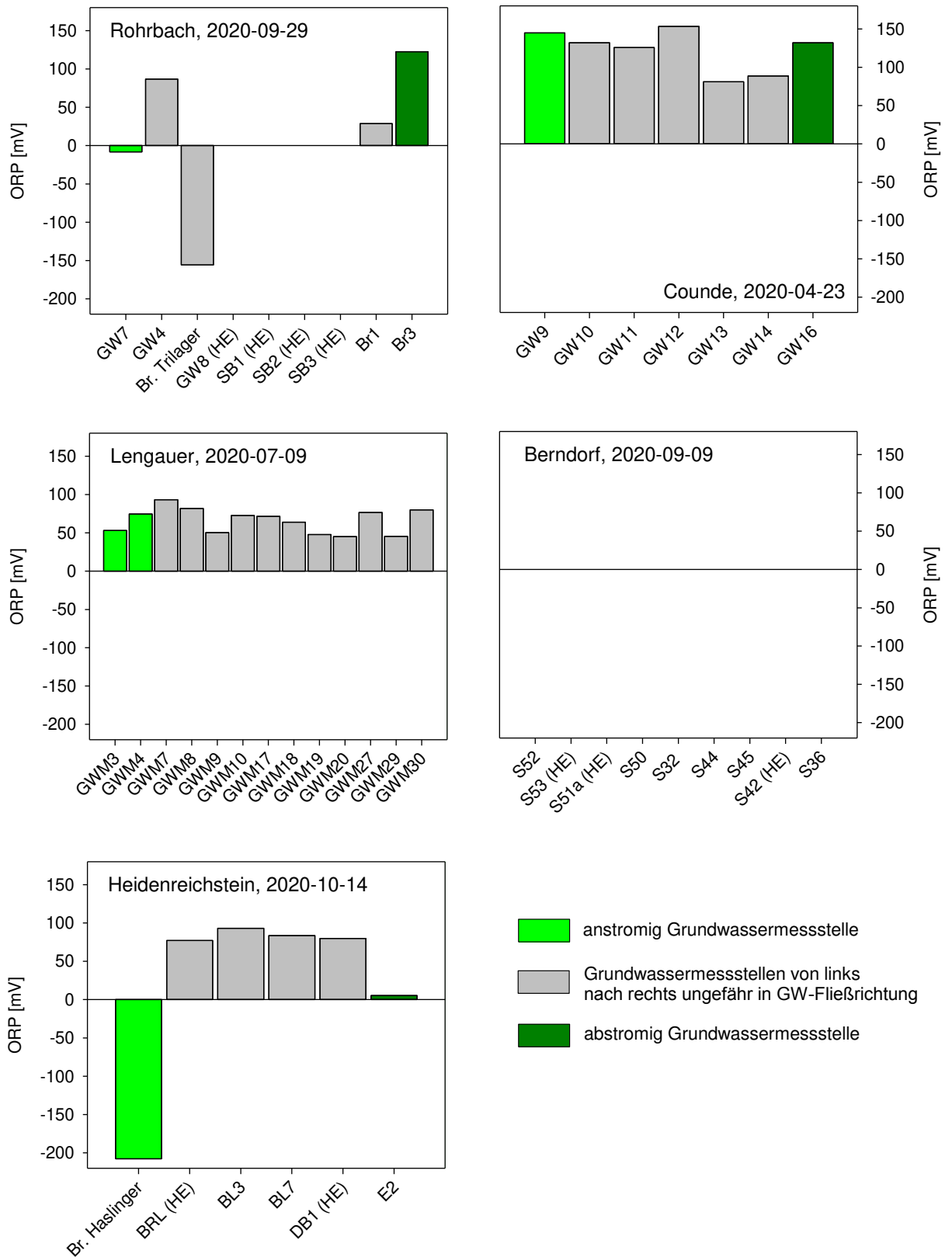


Abb. 7: Redox-Potenzial in den Proben der 5 untersuchten Standorte

## W24 Putzerei Counde

Vergleich von CKW-Messungen von drei Labors:

		AIT		WSB					Wruss						
		PCE µg/l	TCE µg/l	PCE µg/l	TCE µg/l	c-1,2 DCE µg/l	t-1,2 DCE µg/l	VC µg/l	Σ LHKW µg/l	PCE µg/l	TCE µg/l	c-1,2 DCE µg/l	t-1,2 DCE µg/l	VC µg/l	
Anstrom	GW 9 SP	43,21	43,68	0,25	<0,1	<0,1	<0,05	<0,1	<1	0,3	<0,1	<1	<1	-	
	GW 9 PP	26,15	36,21	0,25	<0,1	<0,1	<0,05	<0,1	<1	0,3	<0,1	<1	<1	-	
	GW 10 SP	586,3	43,8	790	11	14	4,1	<1	430	398	20,3	7,5	3,9	-	
	GW 10 PP	593,7	54,0	690	14	13	5,6	<1	298	272	12,8	8,0	4,9	-	
	GW 11 SP	378,08	30,61	310	3	13	1,5	<1	370	359	3,4	6,5	1,5	-	
	GW 11 PP	406,85	23,47	450	4	14	1,7	<1	388	376	3,7	6,8	1,5	-	
	GW 12 SP	67,8	49,4	60	13	29	27	<0,1	116	61	25,5	11,8	18,2	-	
	GW 12 PP	136,1	88,2	120	16	28	24	0,15	160	103	30,7	10,6	15,7	-	
	GW 13 SP	627,44	36,75	660	<10	13	<5	<10	584	577	1,2	5,8	<1	-	
	GW 13 PP	10.013,65	317,92	5.800	170	97	27	<10	4.860	4520	287	37,2	17,7	-	
	GW 14 SP	142,6	18,8	100	<10	<10	<5	<10	237	236	1,3	<1	<1	-	
	GW 14 PP	2.602,7	23,5	1.500	<10	11	7,2	<10	1.390	1.370	2,8	7,8	8,7	-	
	Abstrom	GW 16 SP	5,53	18,81	<0,1	<0,1	<0,1	<0,05	<0,1	1	1,1	0,1	<1	<1	-
		GW 16 PP	1,51	23,54	6,70	0,71	1,10	0,13	<0,1	6	3,4	1,2	<1	<1	-

Chemische Parameter:

		Chlorid	Na	DOC	pH-Wert	Nitrat	Sulfat	Ammonium	Nitrit	Eisen	Mangan	
		mg/l	mg/l	mg/l	-	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	
Anstrom	GW 9 SP	510	198	4,6	7,9	116	525	0,360	<0,01	0,023	0,0026	
	GW 9 PP	509	198	3,8	7,9	117	527	0,053	<0,01	0,027	0,0057	
	GW 10 SP	245	108	1,7	7,7	3,2	284	0,028	<0,01	0,015	0,2600	
	GW 10 PP	250	109	1,7	7,7	2,8	288	0,022	<0,01	<0,005	0,3900	
	GW 11 SP	209	105	2,0	7,8	26,4	295	0,021	0,012	<0,01	0,1100	
	GW 11 PP	210	106	1,7	7,8	25	296	0,013	0,013	<0,005	0,1100	
	GW 12 SP	115	50	1,7	7,8	<1	292	0,013	<0,01	<0,01	0,0110	
	GW 12 PP	121	53	1,6	7,8	<1	288	0,016	<0,01	<0,01	0,0360	
	GW 13 SP	163	46	2,1	8,1	7,01	209	0,013	<0,01	<0,01	0,0030	
	GW 13 PP	124	40	1,5	7,9	2,58	284	0,014	<0,01	<0,005	0,0054	
	GW 14 SP	43	30	5,7	8,3	55,2	87	0,014	<0,01	0,015	0,0061	
	GW 14 PP	163	58	1,0	7,9	22,2	141	0,012	<0,01	<0,005	0,0012	
	Abstrom	GW 16 SP	32	8	1,7	8,2	<1	34	0,310	<0,01	<0,01	<0,001
		GW 16 PP	160	52	1,7	7,9	26,3	104	0,013	<0,01	<0,005	<0,001

Vor-Ort-Parameter

		Temperatur	pH-Wert	EC	O <sub>2</sub>	O <sub>2</sub> -Sättigung	ORP	Abstich	Sohle	Farbe	Trübung	Geruch	Bodensatz	
		°C	-	µs/cm	mg/l	%	mV	m (ROK)	m (ROK)					
Anstrom	GW 9 SP	-	7,5	3.390	4	-	144,8	4,54	8,04	ohne	ganz leicht	ohne	ohne	
	GW 9 PP	-	7,5	3.390	4	-	144,8	4,54	8,04	ohne	ganz leicht	ohne	ohne	
	GW 10 SP	14,4	7,1	2.069	0,22	2,2	132,0	3,45	11,5	ohne	gering bis mittel	ohne	schwarz-braune Flankerl	
	GW 10 PP	14,4	7,1	2.069	0,22	2,2	132,0	3,45	11,5	ohne	gering bis mittel	ohne	schwarz-braune Flankerl	
	GW 11 SP	14,3	7,1	1.935	0	1,8	125,7	4,79	12,82	leicht grau	schwarze Schwebeteilchen	ohne	äußerst gering	
	GW 11 PP	14,3	7,1	1.935	0	1,8	125,7	4,79	12,82	leicht grau	schwarze Schwebeteilchen	ohne	äußerst gering	
	GW 12 SP	13,8	7,5	1.599	0,59	5,8	153,4	4,71	12,4	orange - hellbraun	stark	ohne	mittel	
	GW 12 PP	13,8	7,5	1.599	0,59	5,8	153,4	4,71	12,4	orange - hellbraun	stark	ohne	mittel	
	GW 13 SP	14,2	7,2	1.557	3	26,1	81,0	6,26	11,92	ohne	ohne	ohne	ohne	
	GW 13 PP	14,2	7,2	1.557	3	26,1	81,0	6,26	11,92	ohne	ohne	ohne	ohne	
	GW 14 SP	13,7	7,2	1.465	3,41	33,5	88,6	6,77	12,75	ohne	ohne	ohne	ohne	
	GW 14 PP	13,7	7,2	1.465	3,41	33,5	88,6	6,77	12,75	ohne	ohne	ohne	ohne	
	Abstrom	GW 16 SP	13,1	7,2	1.370	3	28,4	132,0	5,11	15,08	ohne	ganz gering	ohne	ohne
		GW 16 PP	13,1	7,2	1.370	3	28,4	132,0	5,11	15,08	ohne	ganz gering	ohne	ohne

## Mikrobielle Parameter

		Bakterien (16S)	Bakterien (16S)	Dehalos (16S)	<i>vcr19</i>	<i>bvc18</i>	<i>tceA</i>
		log	Anzahl	log	log	log	log
<b>Anstrom</b>	GW 9 SP	-		-	-	-	-
	GW 9 PP	4,002	10.046	n.d.	n.d.	n.d.	-
	GW 10 SP	-		-	-	-	-
	GW 10 PP	3,504	3.192	n.d.	n.d.	n.d.	-
	GW 11 SP	-		-	-	-	-
	GW 11 PP	3,304	2.014	n.d.	n.d.	n.d.	-
	GW 12 SP	-		-	-	-	-
	GW 12 PP	4,112	12.942	<1	n.d.	n.d.	-
	GW 13 SP	-		-	-	-	-
	GW 13 PP	4,029	10.691	n.d.	n.d.	n.d.	-
	GW 14 SP	-		-	-	-	-
	GW 14 PP	2,915	822	n.d.	n.d.	n.d.	-
<b>Abstrom</b>	GW 16 SP	-		-	-	-	-
	GW 16 PP	3,074	1.186	n.d.	n.d.	n.d.	-

## N29 MKE Heidenreichstein

Vergleich von CKW-Messungen von drei Labors:

		AIT		WSB					Wruss							
		PCE µg/l	TCE µg/l	PCE µg/l	TCE µg/l	1,1 DCE µg/l	c-1,2 DCE µg/l	t-1,2 DCE µg/l	VC µg/l	Σ LHKW µg/l	PCE µg/l	TCE µg/l	1,1-DCE µg/l	c-1,2 DCE µg/l	t-1,2 DCE µg/l	VC µg/l
Anstrom	Brunnen Haslinger SP	5,34	<12,0	-	-	-	-	-	-	<1	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
	Brunnen Haslinger PP	0,35	<12,0	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,05	<0,1	<1	<0,1	<0,1	<0,05	<0,5	<0,5	<0,1
	BRL HE	278,79	737,06	170,00	230,00	0,28	63,00	0,39	0,11	1.190	334	761	0,34	91,5	<0,5	<0,3
	BL3 SP	378,46	<12,0	-	-	-	-	-	-	278	256	3,39	<0,05	17,8	<0,5	<0,1
	BL3 PP	366,23	28,95	84,00	8,30	<0,1	19,00	0,23	0,42	244	217	5,73	<0,05	18,8	<0,5	<0,3
	BL7 SP	6,89	4,42	-	-	-	-	-	-	14	2,8	8,58	<0,05	2,8	<0,5	<0,1
	BL7 PP	4,87	10,24	1,20	4,30	<0,1	4,10	0,13	0,60	18	2,6	10,9	<0,2	4,8	<0,5	0,841
im Drainagegraben	DB1 HE	473,18	1.217,24	200,00	280,00	0,30	71,00	0,40	0,13	1310	352	849	0,339	106	<1	<0,3
Abstrom	E2 SP	33,16	16,17	-	-	-	-	-	-	53	18,7	16,2	<0,2	17,6	<0,5	<0,1
	E2 PP	36,78	24,96	7,60	11,00	0,29	17,00	0,23	0,13	68	23,3	20,70	0,24	23,5	<0,6	<0,3

### Chemische Parameter:

		Chlorid mg/l	Na mg/l	DOC mg/l	pH-Wert -	Nitrat mg/l	Sulfat mg/l	Ammonium mg/l	Nitrit mg/l	Eisen mg/l	Mangan mg/l
Anstrom	Brunnen Haslinger SP	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Brunnen Haslinger PP	71,7	26,3	2,1	7,0	25,9	42,6	0,58	0,044	0,5	0,11
	BRL HE	88,5	47,1	5,1	7,2	20,2	28,3	0,16	<0,01	0,017	0,028
	BL3 SP	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	BL3 PP	111	69,1	5,5	7,3	19,9	39,8	0,01	<0,01	0,011	0,016
	BL7 SP	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	BL7 PP	28,2	20,3	5,8	7,2	5,9	17,6	0,47	<0,01	<0,01	0,93
im Drainagegraben	DB1 HE	94,8	50,7	6,0	7,2	19,6	28,2	0,18	<0,01	0,01	0,031
Abstrom	E2 SP	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	E2 PP	96,7	39,7	4,6	7,0	41,1	33,8	1,2	<0,01	1,2	2,1

### Vor-Ort-Parameter

		Temperatur °C	pH-Wert -	EC µs/cm	O <sub>2</sub> mg/l	O <sub>2</sub> -Sättigung %	ORP mV	Abstich m (ROK)	Sohle m (ROK)	Farbe	Trübung	Geruch	Bodensatz
Anstrom	Brunnen Haslinger SP	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Brunnen Haslinger PP	12,5	6,50	712	0,45	4,5	-207,8	3,19	5,40	keine	leicht	leicht modrig	kein
	BRL HE	13,0	6,65	629	3,03	31,1	77,2	-	-	keine	keine	kein	kein
	BL3 SP	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	BL3 PP	13,5	6,71	761	6,76	70,3	93	3,78	5,53	bräunlich	mäßig	kein	leicht
	BL7 SP	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	BL7 PP	14,3	6,63	312	0,94	10	83,5	6,68	9,30	keine	mäßig	kein	leicht
im Drainagegraben	DB1 HE	13,4	6,67	622	2,39	24,7	79,9	-	-	keine	keine	kein	kein
Abstrom	E2 SP	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	E2 PP	13,2	6,38	672	0,23	2,4	5,3	3,29	10,70	bräunlich	mäßig	kein	leicht

### Mikrobielle Parameter

		Bakterien (16S) log	Bakterien (16S) Anzahl	Dehalos (16S) log	Dehalos (16S) Anzahl	vcr19 log	bvc18 log	tceA log
Anstrom	Brunnen Haslinger SP	-	-	-	-	-	-	-
	Brunnen Haslinger PP	7,6	39.810.717	2,5	316	n.d.	n.d.	n.d.
	BRL HE	6	1.000.000	1	10	n.d.	n.d.	0,384
	BL3 SP	-	-	-	-	-	-	-
	BL3 PP	3,4	2.512	n.d.	-	n.d.	n.d.	n.a.
	BL7 SP	-	-	-	-	-	-	-
	BL7 PP	2,4	251	n.d.	-	n.d.	n.d.	n.d.
im Drainagegraben	DB1 HE	5,7	501.187	0,7	5	n.d.	n.d.	n.d.
Abstrom	E2 SP	-	-	-	-	-	-	-
	E2 PP	0,3	2	n.d.	-	n.d.	n.d.	n.a.

## N51 Berndorf, Objekt 92

Vergleich von CKW-Messungen von drei Labors:

	AIT		WSB						Wruss						
	PCE µg/l	TCE µg/l	PCE µg/l	TCE µg/l	1,1 DCE µg/l	c-1,2 DCE µg/l	t-1,2 DCE µg/l	VC µg/l	Σ LHKW µg/l	PCE µg/l	TCE µg/l	c-1,2 DCE µg/l	t-1,2 DCE µg/l	1,1-DCE µg/l	VC µg/l
Anstrom	S52 PP	166,9	191,9	1,70	<0,1	<0,1	<0,1	<0,05	<0,1	1,04	1,03	0,1	<1	<1	<0,2
	S53 HE	564,3	192,0	300,00	0,11	<0,1	0,11	<0,05	<0,1	286	286	0,135	<1	<1	<0,2
	S51a HE	931,7	198,5	580,00	2,00	<0,1	2,20	0,08	0,10	477	470	3,56	3,01	<1	<0,2
	S50 SP	245,5	192,0							88	87,8	0,226	<1	<1	<0,2
	S50 PP	268,2	192,1	74,00	<0,1	<0,1	0,16	<0,05	<0,1	102	101	0,111	<1	<1	<0,2
	S32 SP	801,9	195,1							277	275	0,373	1,81	<1	<0,2
	S32 PP	425,9	200,4	<0,1	<0,1	6,30	0,08	0,67	460,00	276	265	0,945	10,3	<1	<0,2
	S44 SP	880,5	192,8							397	397	0,439	<1	<1	<0,2
	S44 PP	936,9	193,3	550,00	0,32	<0,1	0,35	<0,05	<0,1	484	484	0,36	<1	<1	<0,2
	S45 SP	534,4	193,9							439	433	1,49	4,1	<1	<0,2
	S45 PP	691,1	194,9	390,00	0,87	<0,1	3,10	0,08	<0,1	390	384	1,38	4,08	<1	<0,2
	S42 HE	822,6	194,9	530,00	0,79	<0,1	5,00	0,08	<0,1	396	389	1,1	6,3	<1	<0,2
Abstrom	S36 PP	240,7	193,3	56,00	0,23	<0,1	0,48	<0,05	<0,1	74	73,6	0,213	<1	<1	<0,2

### Chemische Parameter:

		Chlorid mg/l	Na mg/l	DOC mg/l	pH-Wert -	Nitrat mg/l	Sulfat mg/l	Ammonium mg/l	Nitrit mg/l	Eisen mg/l	Mangan mg/l
Anstrom	S52 PP	111	57,6	1,6	7,5	26	50,2	<0,01	<0,01	<0,005	0,0066
	S53 HE	50,8	26,2	0,92	7,7	10,3	59,8	<0,01	<0,01	<0,005	<0,001
	S51a HE	27,5	15,2	1,7	7,7	2,23	89,3	<0,01	<0,01	<0,005	0,0058
	S50 SP	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	S50 PP	33,1	17,1	1,5	7,7	5,61	56,2	<0,01	<0,01	<0,005	0,0024
	S32 SP	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	S32 PP	25,9	13,8	1,4	7,7	6,08	54,3	0,012	<0,02	<0,01	0,0076
	S44 SP	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	S44 PP	27,6	14,1	1,6	7,7	4,31	58,3	0,011	<0,01	<0,005	<0,001
	S45 SP	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	S45 PP	80,7	38	2,3	7,6	20,1	51,4	<0,01	<0,002	<0,005	0,001
	S42 HE	35,7	20	1,5	7,6	7,64	56,8	<0,01	<0,01	<0,005	0,0013
Abstrom	S36 PP	35,9	22	1,4	7,4	13,5	48,9	0,017	<0,01	<0,005	0,0086

### Vor-Ort-Parameter

	Temperatur °C	pH-Wert -	EC µs/cm	O <sub>2</sub> mg/l	O <sub>2</sub> -Sättigung %	ORP mV	Abstich m (ROK)	Sohle m (ROK)	Farbe	Trübung	Geruch	Bodensatz
Anstrom	S52 PP	-	-	-	-	-	3,5	5,8	hellgrau	mäßig	kein	kein
	S53 HE	-	7,55	801	-	-	-	-	farblos	keine	kein	kein
	S51a HE	-	7,66	759	-	-	-	-	farblos	keine	kein	kein
	S50 SP	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	S50 PP	-	7,77	719	-	-	3,92	7,9	leicht grau	mäßig	kein	kein
	S32 SP	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	S32 PP	-	8,03	693	-	-	3,3	6,6	farblos	leicht	kein	kein
	S44 SP	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	S44 PP	-	7,73	701	-	-	3,62	7,43	farblos	keine	kein	kein
	S45 SP	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	S45 PP	-	7,59	919	-	-	3,5	6,8	farblos	keine	kein	kein
	S42 HE	-	7,48	738	-	-	-	-	farblos	keine	kein	kein
Abstrom	S36 PP	-	7,34	920	-	-	4,8	7,8	farblos	keine	kein	kein

## Mikrobielle Parameter

		Bakterien (16S)	Bakterien (16S)	Dehalos (16S)	<i>vcr19</i>	<i>bvc18</i>	<i>tceA</i>
		log	Anzahl	log	log	log	log
Anstrom	S52 PP	2,8	631	n.d.	n.d.	n.d.	-
	S53 HE	1,9		n.d.	n.d.	n.d.	-
	S51a HE	1	10	n.d.	n.d.	n.d.	-
	S50 SP	-		-	-	-	-
	S50 PP	2,5	316	n.d.	n.d.	n.d.	-
	S32 SP	-		-	-	-	-
	S32 PP	2,6	398	n.d.	n.d.	n.d.	-
	S44 SP	-		-	-	-	-
	S44 PP	5,6	398.107	n.d.	n.d.	n.d.	<1
	S45 SP	-		-	-	-	-
	S45 PP	3,5	3.162	n.d.	n.d.	n.d.	-
	S42 HE	2,8	631	n.d.	n.d.	n.d.	-
Abstrom	S36 PP	3,0	1.000	n.d.	n.d.	n.d.	-



# O43 Putzerei Lengauer

Vergleich von CKW-Messungen von drei Labors:

Filter		PCE	TCE	PCE	TCE	1,1 DCE	c-1,2 DCE	t-1,2 DCE	VC	Σ LHKW	PCE	TCE	c-1,2 DCE	t-1,2 DCE	1,1 DCE	VC
		µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
Anstrom	0-7m	GWM 3 SP	<10	<10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	8-12m	GWM 3 PP	<10	<10	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,05	<0,1	<1	<0,1	<0,1	<1	<1	<0,2
	0-7m	GWM 4 SP	<10	<10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	8-12m	GWM 4 PP	<10	<10	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,05	<0,1	<1	<0,1	<0,1	<1	<1	<0,2
1. Ebene	0-7m	GWM 7 PP	290,00	<10	110,00	0,13	<0,1	0,33	<0,05	<0,1	178	178	0,126	<1	<1	<0,2
	0-7m	GWM 8 SP	<10	<10	-	-	-	-	-	15,3	15,2	<0,1	<1	<1	<1	<0,2
	8-12m	GWM 8 PP	<10	<10	0,65	<0,1	<0,1	<0,1	<0,05	<0,1	<1	0,757	<0,1	<1	<1	<0,2
	0-7m	GWM 9 PP	170,00	<10	63,00	0,12	<0,1	0,35	0,10	<0,1	124	124	0,109	<1	<1	<0,2
2. Ebene	0-7m	GWM 10 SP	<10	<10	-	-	-	-	-	2,34	2,34	<0,1	<1	<1	<1	<0,2
	8-12m	GWM 10 PP	<10	<10	0,28	<0,1	<0,1	<0,1	<0,05	<0,1	<1	0,283	<0,1	<1	<1	<0,2
	0-7m	GWM 17 SP	148,00	<10	-	-	-	-	-	184	163	2,12	18,3	<1	<1	<0,2
	8-12m	GWM 17 PP	390,00	<10	150,00	3,10	<0,1	37,00	1,10	<0,1	281	259	2,9	19,2	<1	<0,2
3. Ebene	8-12m	GWM 18 PP	<10	<10	2,20	<0,1	<0,1	<0,1	<0,05	<0,1	2,15	2,03	<0,1	<1	<1	<0,2
	0-7m	GWM 19 SP	<10	<10	-	-	-	-	-	1,52	1,52	<0,1	<1	<1	<1	<0,2
	8-12m	GWM 19 PP	70,00	<10	58,00	0,28	<0,1	0,34	<0,05	<0,1	32,7	32,4	0,328	<1	<1	<0,2
	8-12m	GWM 20 PP	<10	<10	0,50	<0,1	<0,1	<0,1	<0,05	<0,1	<1	0,563	<0,1	<1	<1	<0,2
	0-7m	GWM 27 SP	307,00	<10	-	-	-	-	-	71,1	69	0,486	1,64	<1	<1	<0,2
	8-12m	GWM 27 PP	260,00	<10	170,00	0,89	<0,1	2,10	0,21	<0,1	152	150	1,06	1,3	<1	<0,2
	0-7m	GWM 29 SP	2,00	<10	-	-	-	-	-	7,79	7,50	0,29	<1	<1	<1	<0,2
	8-12m	GWM 29 PP	10,00	<10	19,00	0,43	<0,1	0,68	<0,05	<0,1	7,80	7,32	0,48	<1	<1	<0,2
8-12m	GWM 30 PP	220,00	<10	140,00	0,41	<0,1	0,49	0,06	<0,1	87,6	87,2	0,442	<1	<1	<0,2	

## Chemische Parameter:

		Chlorid	Na	DOC	pH-Wert	Nitrat	Sulfat	Ammonium	Nitrit	Eisen	Mangan
		mg/l	mg/l	mg/l	-	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Anstrom	0-7m	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	8-12m	26	19	3,0	7,2	2,22	14	<0,005	0,08	<0,01	0,170
	0-7m	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	8-12m	23	17	3,0	7,4	3,35	17	<0,005	0,26	<0,01	0,016
1. Ebene	0-7m	75,7	40,3	0,87	7,2	14,5	46,5	<0,005	0,036	<0,01	0,007
	0-7m	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	8-12m	47,20	21,00	0,89	7,10	16,10	46,10	<0,005	0,02	<0,005	0,002
2. Ebene	0-7m	66,1	32,6	1	7,2	15,3	47,9	<0,005	0,016	<0,005	0,011
	0-7m	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	8-12m	26,00	16,20	2,40	7,30	6,68	18,70	<0,005	0,09	0,01	0,002
	0-7m	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	8-12m	75,2	35,5	1,4	7,1	14,9	46,3	<0,005	0,018	<0,005	0,016
	8-12m	27,70	16,80	2,20	7,20	8,79	21,50	<0,005	0,02	<0,005	<0,001
3. Ebene	0-7m	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	8-12m	46,2	24,3	2	7,2	11,1	28,8	<0,005	0,022	0,005	0,007
	8-12m	27,60	17,10	2,40	7,30	7,77	17,40	<0,005	0,03	<0,01	<0,001
	0-7m	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	8-12m	104	44,3	1,6	7,1	13,4	49,5	<0,005	0,027	<0,005	0,035
	0-7m	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
3. Ebene	8-12m	33,80	19,60	2,40	6,80	8,03	42,80	<0,005	0,02	<0,005	0,002
	8-12m	43,3	20,2	1,9	7,2	13	29,6	<0,005	0,019	<0,005	0,003

## Vor-Ort-Parameter

		Temperatur °C	pH-Wert -	EC µs/cm	O <sub>2</sub> mg/l	O <sub>2</sub> -Sättigung %	ORP mV	Abstich m (ROK)	Sohle m (ROK)	Farbe	Trübung	Geruch	Bodensatz
Anstrom	0-7m												
	8-12m	11,8	7,2	272	0,16	1,5	53,1	2,5	-	farblos	sehr leicht	geruchlos	sehr leicht
	0-7m												
	8-12m	9,7	7,6	246	0,14	1,3	74,6	2,5	11,0	farblos	keine	geruchlos	kein
1. Ebene	0-7m	13,7	7,0	763	3,46	34,4	93,2			farblos	leicht	geruchlos	leicht
	0-7m												
	8-12m	13,2	7,1	630	4,14	40,5	81,9	3,0	12,5	farblos	leicht	leicht	leicht
	0-7m	12,8	7,9	701	4,34	41,7	50,3	2,9	-	farblos	keine	geruchlos	kein
2. Ebene	0-7m												
	8-12m	10,3	7,2	273	0,48	4,3	72,8	2,9	12,4	farblos	keine	geruchlos	kein
	0-7m												
	8-12m	13,6	7,1	727	1,62	16,1	71,5	2,7	6,8	farblos	keine	geruchlos	kein
3. Ebene	8-12m	12,3	7,4	294	0,49	4,7	63,9	2,7	11,5	farblos	keine	geruchlos	kein
	0-7m												
	8-12m	10,8	7,1	431	0,8	7,4	47,9	2,3	7,5	farblos	keine	geruchlos	kein
	8-12m	9,6	7,2	264	0,30	2,7	45,1	2,3	12,4	farblos	keine	geruchlos	kein
3. Ebene	0-7m												
	8-12m	13,9	7,0	837	0,52	5,2	76,6	3,0	6,8	farblos	keine	geruchlos	kein
	0-7m												
	8-12m	13,9	6,9	341	1,11	10,9	45,5	2,28	6,91	farblos	keine	geruchlos	kein
	8-12m	13,3	6,8	419	1,83	18,0	80,0	2,28	11,72	farblos	keine	geruchlos	kein

## Mikrobielle Parameter

		Bakterien (16S) log	Bakterien (16S) Anzahl	Dehalos (16S) log	Dehalos (16S) Anzahl	vcr19 log	bvc18 log	tceA log
Anstrom	0-7m	-		-		-	-	-
	8-12m	3,32	2.089	0,3	2	n.d.	0,3	-
	0-7m	-		-		-	-	-
	8-12m	2,21	162	n.d.		n.d.	n.d.	-
1. Ebene	0-7m	2,08	120	n.d.		n.d.	n.d.	-
	0-7m	-		-		-	-	-
	8-12m	2,29	195	0,6	4	n.d.	0,2	-
	0-7m	2,43	269	0,3	2	n.d.	0,4	-
2. Ebene	0-7m	-		-		-	-	-
	8-12m	2,55	355	n.d.		n.d.	n.d.	-
	0-7m	-		-		-	-	-
	8-12m	1,62	42	0,6	4	n.d.	0,7	-
3. Ebene	8-12m	2,01	102	0,3	2	n.d.	n.d.	-
	0-7m	-		-		-	-	-
	8-12m	2,68	479	n.d.		n.d.	n.d.	-
	8-12m	1,84	69	n.d.		n.d.	n.d.	-
3. Ebene	0-7m	-		-		-	-	-
	8-12m	1,76	58	n.d.		n.d.	n.d.	-
	0-7m	-		-		-	-	-
	8-12m	2,18	151	n.d.		n.d.	n.d.	-
	8-12m	1,76	58	0,5	3	0,6	n.d.	-

## O70 Trilager Lederfabrik

Vergleich von CKW-Messungen von drei Labors:

		AIT		WSB					Wruess							
		PCE µg/l	TCE µg/l	PCE µg/l	TCE µg/l	1,1 DCE µg/l	c-1,2 DCE µg/l	t-1,2 DCE µg/l	VC µg/l	Σ LHKW µg/l	PCE µg/l	TCE µg/l	1,1 DCE µg/l	c-1,2 DCE µg/l	t-1,2 DCE µg/l	VC µg/l
<b>Anstrom</b>	GW 7 PP	2,21	<12,0	0,60	<0,1	<0,1	<0,1	<0,05	<0,1	<1	<0,1	<0,1	<0,05	<0,5	<0,5	<0,1
	GW 4 PP	969,51	<12,0	470,00	1,50	<0,1	2,10	<0,05	<0,1	493	489	1,74	<0,05	2,37	<0,5	<0,3
	Brunnen Trilager SP	45,14	1,07							134	38,6	3,14	<0,2	91,9	<0,1	80,6
	Brunnen Trilager PP	40,61	<12,0	19,00	2,60	0,17	100,00	0,71	39,00	123	33,40	2,64	<0,2	87,1	<1	104,00
	GW 8 HE	323,71	1.303,36	140,00	420,00	0,35	<0,1	0,46	<0,1	940	263	648	0,42	27,1	<1	<0,3
	SB 1 HE	22,38	237,19	4,90	70,00	<0,1	5,10	0,21	<0,1	169	10,1	154	<0,2	4,49	<0,5	<0,1
	SB 2 HE	87,64	528,48	35,00	190,00	0,21	<10	0,44	0,22	334	57,2	269	<0,2	6,66	<0,5	0,374
	SB 3 HE	255,61	1,55	130,00	2,20	<0,1	4,70	0,06	<0,1	178	170	2,38	<0,05	4,85	<0,5	<0,1
	Br 1 SP	13,58	47,06							38	4,67	29,7	<0,05	2,65	<0,5	<0,3
	Br 1 PP	11,05	17,50	4,20	7,60	<0,1	1,50	0,07	<0,1	13	4,25	7,01	<0,05	1,34	<0,5	<0,3
<b>Abstrom</b>	Br 3 PP	9,83	620,40	3,00	190,00	<0,1	2,30	0,23	<0,1	261	2,36	256	<0,2	2,03	<0,5	<0,3

### Chemische Parameter:

		Chlorid mg/l	Na mg/l	DOC mg/l	pH-Wert -	Nitrat mg/l	Sulfat mg/l	Ammonium mg/l	Nitrit mg/l	Eisen mg/l	Mangan mg/l
<b>Anstrom</b>	GW 7 PP	23,4	22,4	1,6	6,2	n.a.	22,1	0,52	<0,1	19	1,4
	GW 4 PP	60,7	22,7	1,5	6,7	18,2	26,2	0,015	<0,01	<0,005	0,017
	Brunnen Trilager SP	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Brunnen Trilager PP	54,3	26,5	4,6	7,0	n.a.	11,9	2,4	<0,02	3,0	3,1
	GW 8 HE	55,1	29,9	2,4	6,8	10,2	31	0,22	0,014	<0,005	0,45
	SB 1 HE	77,3	42,3	1,8	6,5	9,75	38,1	0,01	<0,01	<0,005	0,066
	SB 2 HE	79,5	45,3	2,3	6,8	8,19	37,9	0,05	<0,01	0,061	0,58
	SB 3 HE	58,9	32,9	1,6	6,9	12,1	33,6	0,015	<0,01	0,17	0,03
	Br 1 SP	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Br 1 PP	90,6	46,9	1,8	6,6	11,0	40,6	0,012	0,027	<0,01	0,028
<b>Abstrom</b>	Br 3 PP	107	33,9	1,5	6,4	11,7	40,9	0,01	<0,01	<0,005	0,15

### Vor-Ort-Parameter

		Temperatur °C	pH-Wert -	EC µs/cm	O <sub>2</sub> mg/l	O <sub>2</sub> -Sättigung %	ORP mV	Abstich m (ROK)	Sohle m (ROK)	Farbe	Trübung	Geruch	Bodensatz
<b>Anstrom</b>	GW 7 PP	11,8	6,1	370	0,18	1,8	-8,3	1,5	13,6	rostbraun	stark	modrig	ja
	GW 4 PP	12,8	6,41	470	1,35	13,6	86,7	3,66	15,29	bräunlich	leicht	-	-
	Brunnen Trilager SP	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Brunnen Trilager PP	13,5	6,8	730	0,01	1,1	-155,8	4,2	5,9	gelblich	mäßig	Eisen	leicht
	GW 8 HE	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	SB 1 HE	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	SB 2 HE	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	SB 3 HE	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Br 1 SP	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Br 1 PP	-	6,35	729	0,26	2,7	28,7	4,15	12,72	keine	keine	kein	kein
<b>Abstrom</b>	Br 3 PP	12,8	6,1	667	0,14	1,4	122,5	-	5,98	keine	keine	kein	kein

### Mikrobielle Parameter

		Bakterien (16S) log	Bakterien (16S) Anzahl	Dehalos (16S) log	vcr19 log	bvc18 log	tceA log
<b>Anstrom</b>	GW 7 PP			n.d.	n.d.	n.d.	-
	GW 4 PP			n.d.	n.d.	n.d.	-
	Brunnen Trilager SP	-		-	-	-	-
	Brunnen Trilager PP			n.d.	n.d.	n.d.	-
	GW 8 HE	2,5	316	n.d.	n.d.	n.d.	<1
	SB 1 HE	2,3	200	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
	SB 2 HE	2,8	631	n.d.	n.d.	n.d.	-
	SB 3 HE	1,7	50	n.d.	n.d.	n.d.	-
	Br 1 SP	-		-	-	-	-
	Br 1 PP	1,9	79	n.d.	n.d.	n.d.	-
<b>Abstrom</b>	Br 3 PP	9,8	6.309.573.445	n.d.	n.d.	n.d.	-

# **Anlage 3**

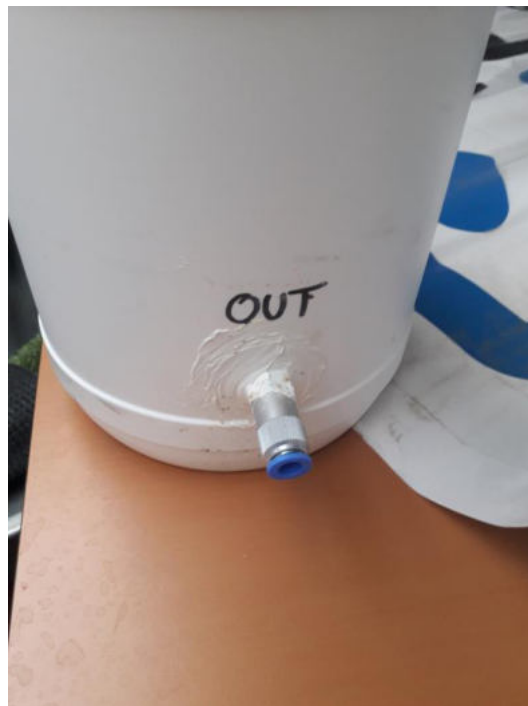
Dokumentation Entwicklung  
O<sub>2</sub> freie Probenahme

## Entwicklung sauerstofffreie Probenahme

### 1) Bohrgutgewinnung aus Verrohrung



Weithalsfass; Fassungsvermögen: 20 Liter



Montierte Ventile, mit Dichtungsmasse („Kleben & Dichten“) abgedichtet; inkl. Beschriftung, um Falschanschlüsse im Feld zu vermeiden



Vorbereitung von 15 Behältern



Transportfixierung, um Ventile nicht zu beschädigen  
Seite 2 von 9



Transportfixierung im Auto

## 2) Bohrgutgewinnung aus Inlinern



Hülle für Inliner: klassisches Kanalrohr



Für dichten Abschluss der Kanalrohre: Muffen und Deckel





Bauteile für Inliner-Verpackung; Vorbereitung in der Werkstatt- Abdichtung der Ventile in den Deckeln



Vorbereitung von Rohren – eine Seite fertig verklebt und abgedichtet, 2. Seite bleibt für die Arbeit im Feld offen



Transportfixierung, um Ventile nicht zu beschädigen



Je 2 Rohre pro Pegel für Transport



Vorbereitung aller Materialien im Feld



Gekühlter Probentransport (am Tag der Probenahme) ins Labor des AIT



Flüssiges Parafin zur Abdichtung der Inliner-Kappen



Abdichtungsmaßnahmen nach Probengewinnung



Zusätzliche Abdichtung mit Kunststofffolie, danach Gewebe-Tape an den Enden der Liner



Gekühlter Proben transport (am Tag der Probenahme) ins Labor des AIT (hier: bei der Errichtung von GW9 nur 1 Inliner erbohrt)

# **Anlage 4**

Kampfmittelfreigaben  
Pegelerrichtung W24 und O70



# PROTOKOLL

ÜBER DIE KAMPFMITTELSONDIERUNG SCHRAILPLATZ 1230 WIEN



**EOD Munitionsbergung GmbH**

Raffelstettnerstraße 2, 4481 ASTEN

Tel: 0664-88511730

eMail: [office@munitionsbergung.at](mailto:office@munitionsbergung.at)

URL: [www.munitionsbergung.at](http://www.munitionsbergung.at)



24.03.2021

21\_123

## Protokoll über die Kampfmittelerkundung in Wien Erk. W24 Schrailplatz

**Auftraggeber:** TERRA Umwelttechnik GmbH  
Grossmarktstrasse 7C  
1230 Wien

**Auftrag:** Kampfmittelerkundung für Kernbohrungen

**Einsatzort:** Schrailplatz / 1230 Wien

**Ausführungszeit:** 17.03.2021

**vermutete Objekte:** Abwurfmunition >50kg

**Verdachtsbereich:** 6,0 Meter Tiefe ab GOK 1945

**Sondierungsart:** Computergestützte Bohrlochsondierung

**Sondenart:** Differenzgradiometer; Typ: SBL10-Kombi;

### Leistung:

- 04 Stk. Tiefensondierungen a' 6,0m Tiefe (gebohrt, verrohrt, und gemessen)
- Auswertung der Messdaten
- Berichtslegung

### Bemerkungen und Erschwernisse:

- Die Zusammenarbeit mit dem AG verlief sehr gut.
- Die Kernbohrungen wurden seitens AG ausgesteckt.
- Es wurden keine Erschwernisse festgestellt.





24.03.2021

21\_123

## Ergebnisse:

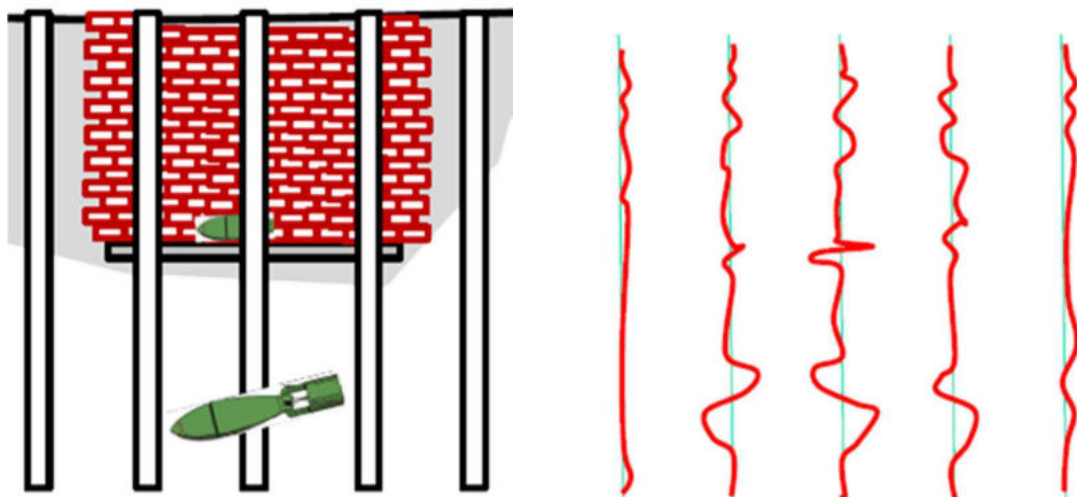
- Der Verdacht auf Kampfmittel im Bereich der geplanten **Kernbohrungen GWM20, GWM21, GWM22, GWM23 lt. Planbeilage** kann ausgeschlossen werden.
- **Die Kernbohrungen GWM20, GWM21, GWM22, GWM23 sind lt. Planbeilage** für die Herstellung **FREIGEgeben**.

## Hinweise:

- Die Freigabe bezieht sich ausschließlich auf die untersuchten Kernbohrungen, nicht auf das gesamte Baufeld.
- Die Freigabe bezieht sich ausschließlich auf die zu erwartenden Kampfmittel, nicht auf Einbauten oder Medienträger jeglicher Art.

## Erklärung der Spurdarstellung im Anhang:

- Jeder ferromagnetisch messbare Körper wird in der Spurdarstellung als Kurve dargestellt. Es wird dabei ein Bezug zum Plus- bzw. Minuspol ausgewiesen.
- In der darauf folgenden Auswertung werden sämtliche gemessenen Ausschläge bewertet und ggf. berechnet, um Einbauten, Baurestmassen usw. von relevanten Messanomalien zu unterscheiden.



# EOD Munitionsbergung GmbH

Raffelstettnerstraße 2, 4481 ASTEN

eMail: [office@munitionsbergung.at](mailto:office@munitionsbergung.at)

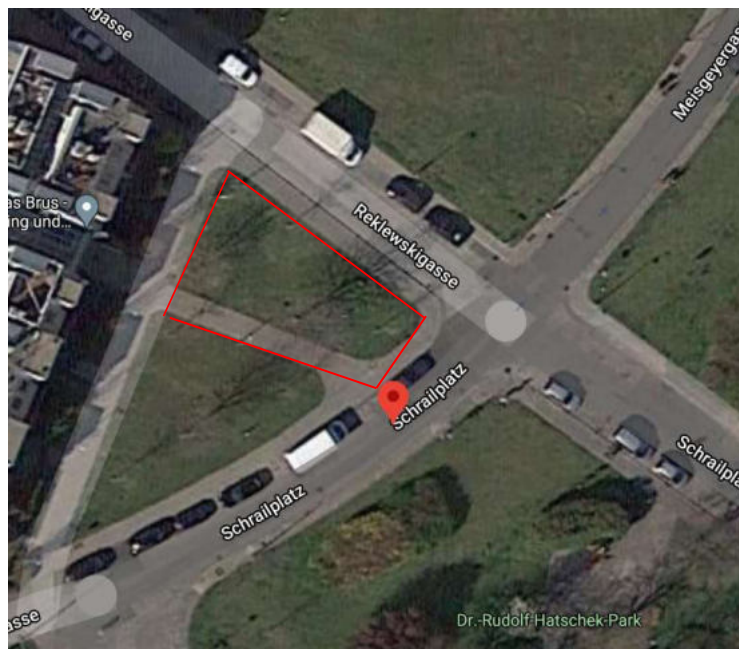
URL: [www.munitionsbergung.at](http://www.munitionsbergung.at)



24.03.2021

21\_123

## Lage:



## Beilagen:

- Planbeilage
- Auswertung der Messdaten

Die ausführende Firma erklärt, die Arbeiten zur Kampfmittelsondierung auf der Grundlage des heutigen Standes der Technik, gemäß der ONR24406-1 und nach bestem Wissen und Gewissen ausgeführt zu haben.

EOD Munitionsbergung GmbH  
Raffelstettner Straße 2  
4481 Asten

Markus Wolf  
EOD Munitionsbergung GmbH

Kenntnisnahme durch den Auftraggeber:

\_\_\_\_\_  
Datum

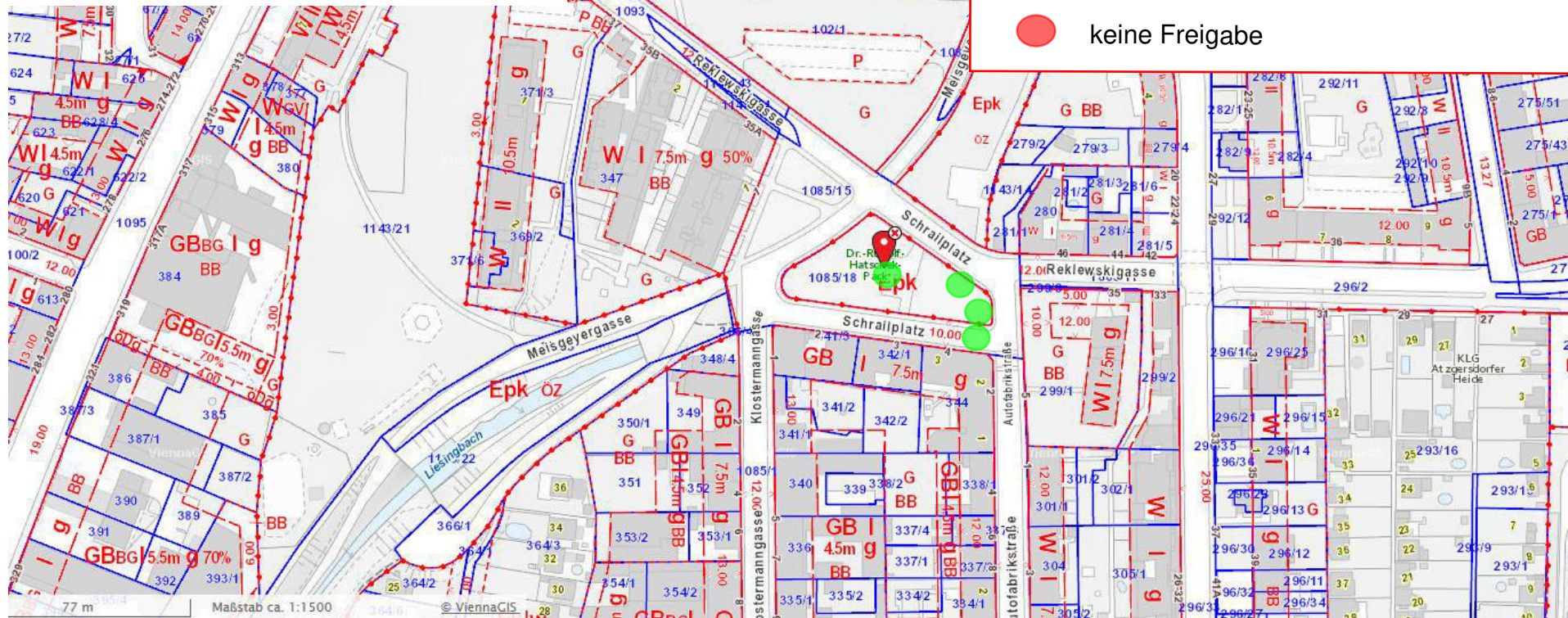
\_\_\_\_\_  
Unterschrift

Bank: Raiffeisenbank Salzkammergut  
KtoNr. 2.017.234 BLZ 34510  
IBAN: AT66 3451 0000 0201 7234

UID: ATU 65007501  
GKK DGN: 301631223  
BIC: RZ00AT2L510

FN 329157f  
LG STEYR

Übersicht Projektgebiet – Altlast W24 – Putzerei Counde

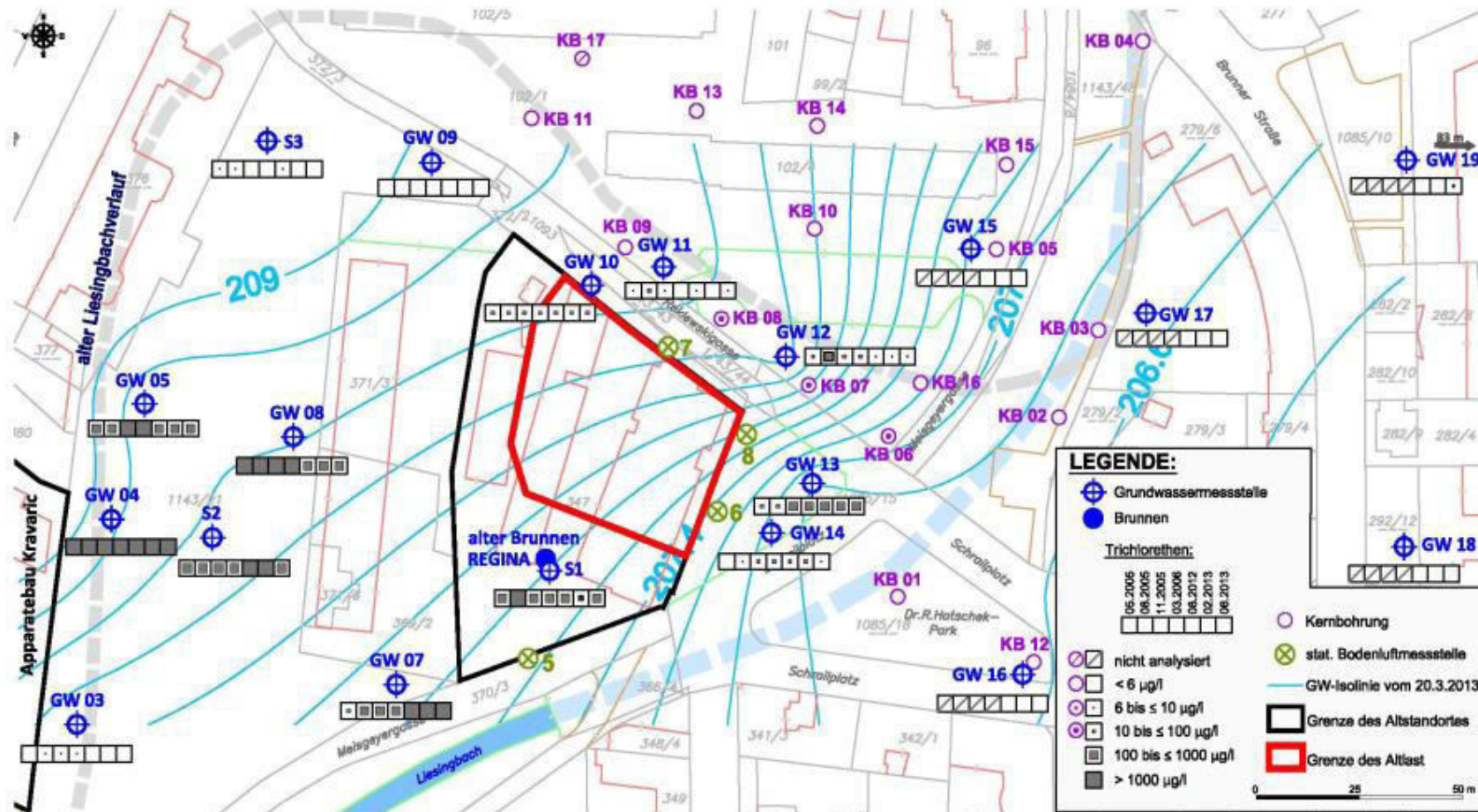


Auszug aus dem Altlastenatlas – Altlast W24 – Putzerei Counde



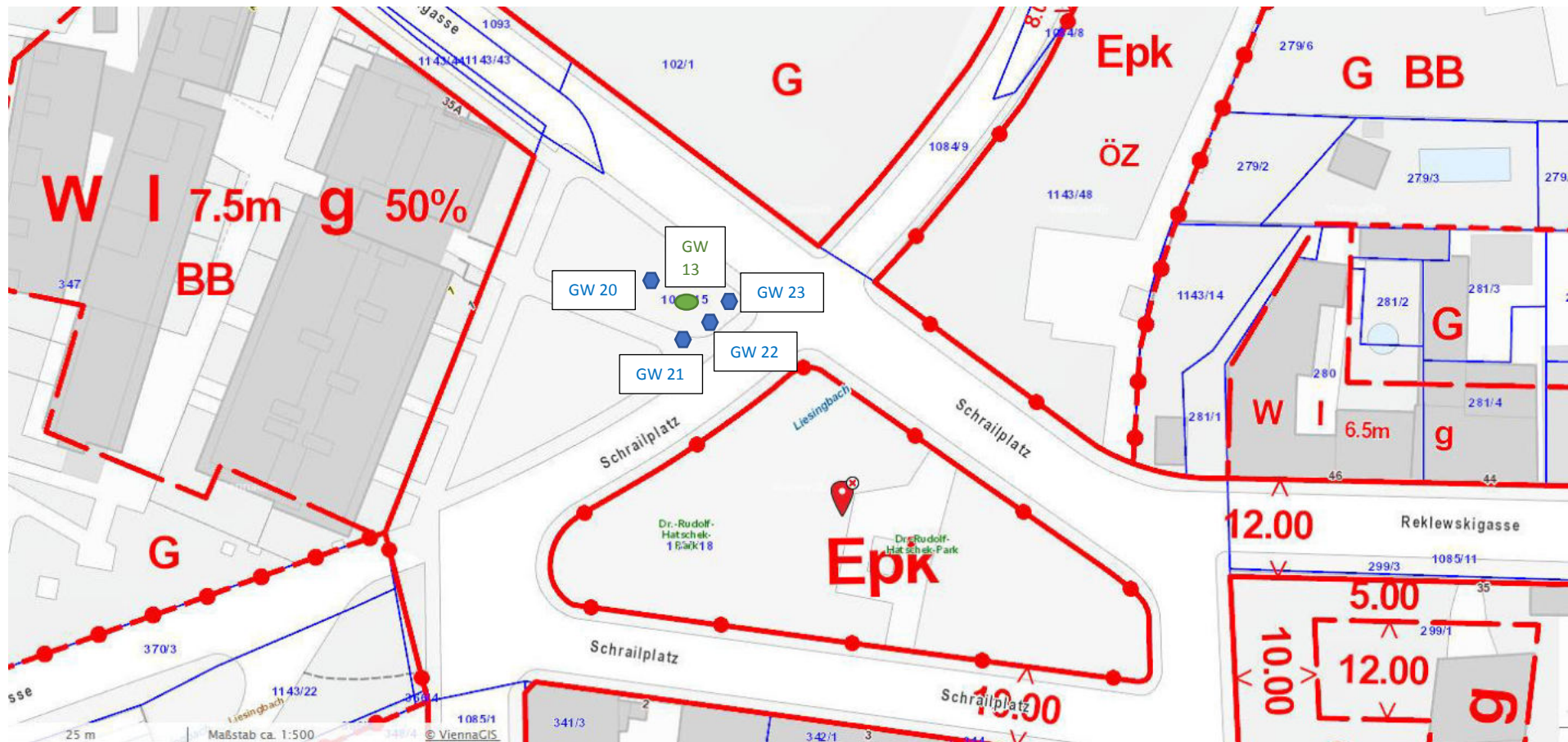
Lage des Altstandortes (schwarzes Polygon) und der Altlast (rotes Polygon) im Katasterplan

Lage aller bestehenden Grundwasserpegel (Bestand) Altlast W24



Quelle: <https://altlasten.gv.at/atlas/verzeichnis/Wien/Wien-W24.html>

Lage Grundwasserpegel Bestand/neu



- GW13 – Bestand
- ⬡ GW20, bis GW 23 – neu zu errichten



**EOD**  
Munitionsbergung

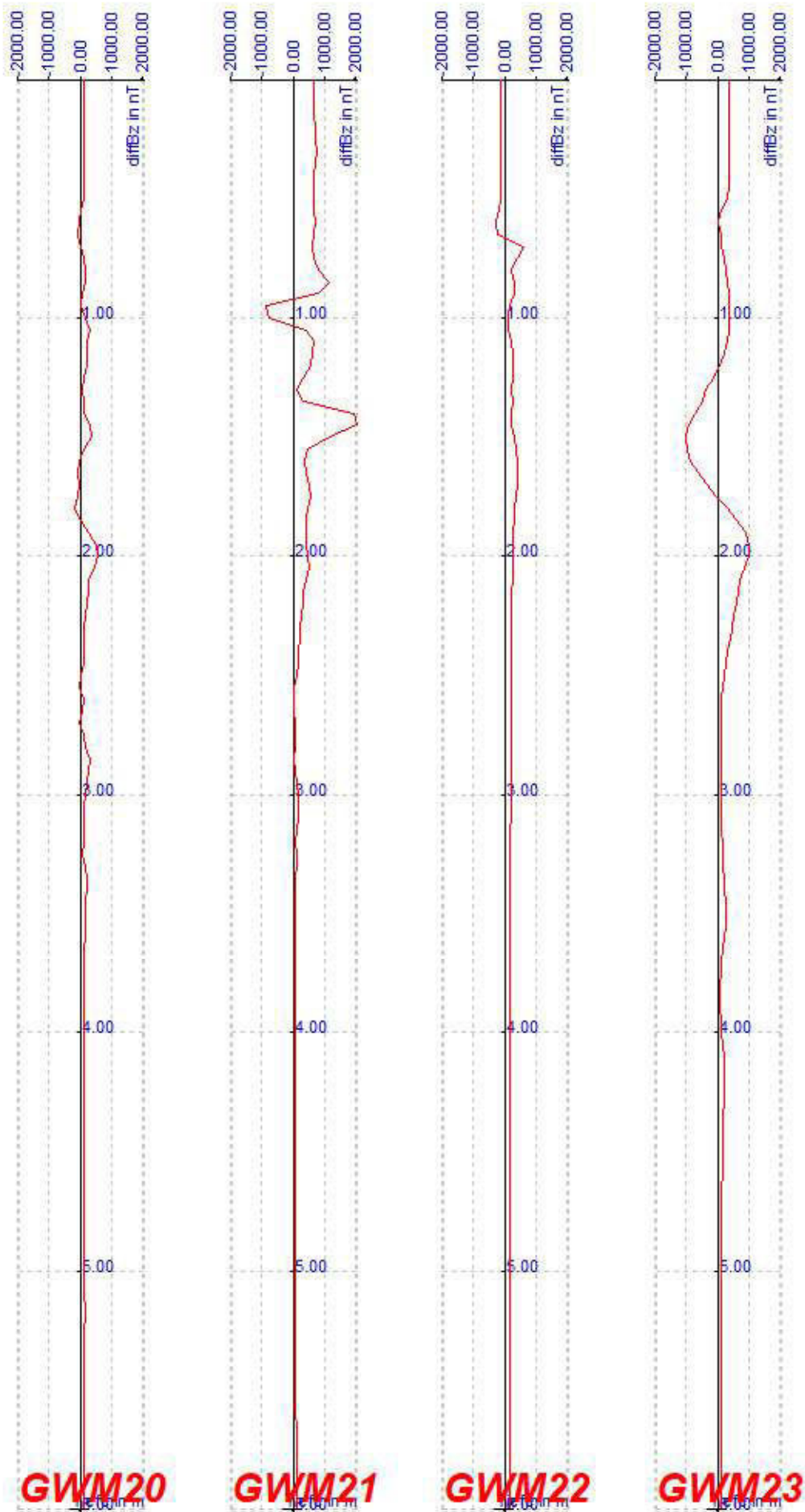
# **Magneto TS**

**Bearbeiter:** M.Wolf

**Geprüft:** T.Bauer

**Ort:** Schrailplatz 1230 Wien  
21\_123 Erk. W24 Schrailplatz

**Datum:** 17.03.2021  
04 Stk. TS





## VORSTUDIE

GEM. ONR 24406-1

---

### **Bauvorhaben:**

Rohrbach, Gerberweg

### **Kostenstelle:**

O21\_973

### **Auftraggeber:**

TERRA Umwelttechnik GmbH

### **Datum:**

23.07.2021

### **Bearbeiter:**

Nina Brunner

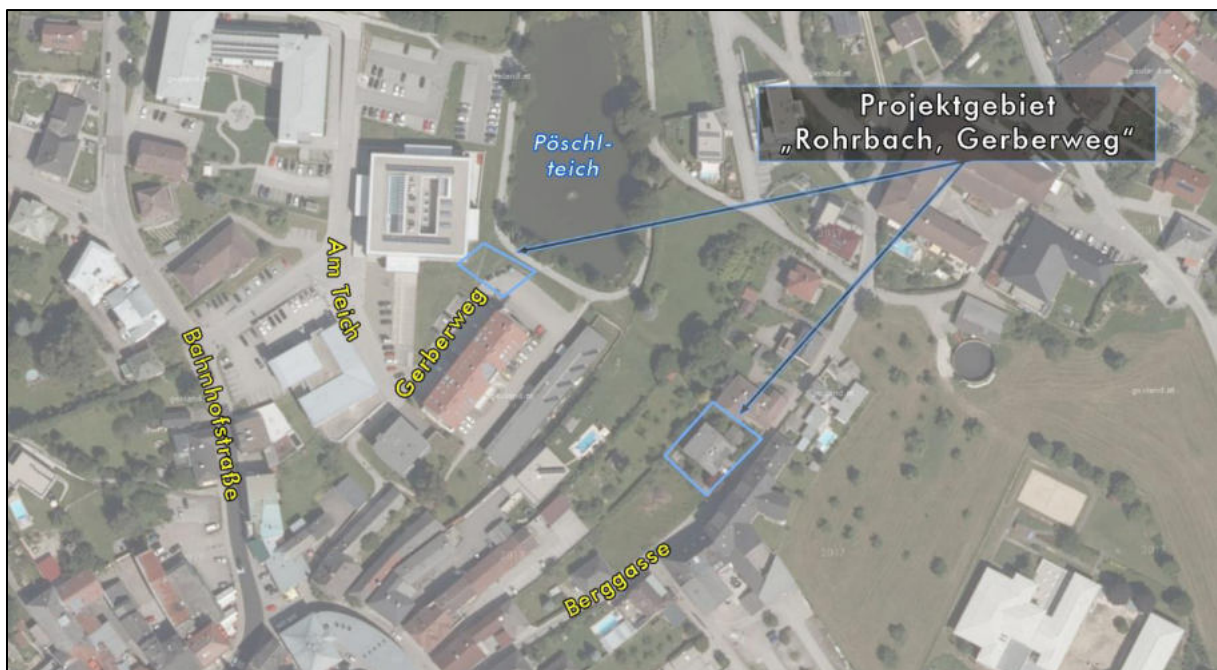


Abb. 1: Aktuelles Luftbild (Kartengrundlage: basemap.at)



## Inhaltsverzeichnis

1. AUFGABENSTELLUNG .....	3
2. ERGEBNIS.....	3
2.1. LUFTBILDRECHERCHE .....	3
2.2. AKTENRECHERCHE .....	3
2.2.1. LUFTKRIEGSGESCHEHEN .....	3
2.2.2. BODENKRIEGSGESCHEHEN .....	3
3. KAMPFMITTELRSIKO .....	4
3.1 ZONIERUNG .....	4
4. KAMPFMITTELTECHNISCHE SICHERHEITSEMPFEHLUNG .....	5



## 1. AUFGABENSTELLUNG

Die Vorstudie dient zur Festlegung eines Kampfmittelverdachtetes. Hinsichtlich des Kampfmittelverdachtetes werden zur Entscheidungsfindung historische Erkundungen durchgeführt. Hierzu werden historische Luftbilder sowie verwendete Archivalien und Fachliteratur auf Einwirkungen durch Luftangriffe und Bodenkämpfe untersucht.

Das Ergebnis der Vorstudie führt zur Aussage, ob mit Kampfmittel zu rechnen ist oder nicht.

Das Ergebnis der Vorstudie gem. ONR 24406-1 führt zur Aussage, das entweder:

- keine Hinweise auf Kampfmittel vorliegen und somit keine Maßnahmen im Hinblick auf Kampfmittel erforderlich sind (planliche Darstellung: Grün) oder
- das Vorhandensein von Kampfmitteln nicht auszuschließen bzw. keine Aussage dazu möglich ist (planliche Darstellung: rot-weiß schraffiert)

Gegenstand der Vorstudie ist ein Bauprojekt in Rohrbach.

## 2. ERGEBNIS

### 2.1. LUFTBILDRECHERCHE

Dokumentierte Befliegungen in den Luftbildarchiven:

- erste Befliegung: 15.03.1945
- letzte Befliegung: 08.09.1945
- insgesamt existieren von dem Gebiet über 40 Luftbilder (Maßstäbe zwischen 1:8.000 und 1:54.000)
- verwendetes Luftbild:

<i>FLUG-NR.</i>	<i>FLUGDATUM</i>	<i>MASSTAB [CA. 1 : X]</i>	<i>BILD-NR.</i>
422-BS-4103-21	14.07.1945	40.000	127

### 2.2. AKTENRECHERCHE

#### 2.2.1. LUFTKRIEGSGESCHEHEN

Für Rohrbach konnten keine Luftangriffe recherchiert werden.

#### 2.2.2. BODENKRIEGSGESCHEHEN

Die kampflose Einnahme von Rohrbach erfolgte am 02.05.1945 durch die 11<sup>th</sup> Armored Division (NARA: 11<sup>th</sup> ARMORED DIVISION; G-3 REPORT; APR-MAY 1945).

## 3. KAMPFMITTELRISIKO

Das verwendete Luftbild vom 14.07.1945 zeigt keine Hinweise auf eine potentielle Kampfmittelbelastung im Bereich des Projektgebietes (vgl. Abb. 2).

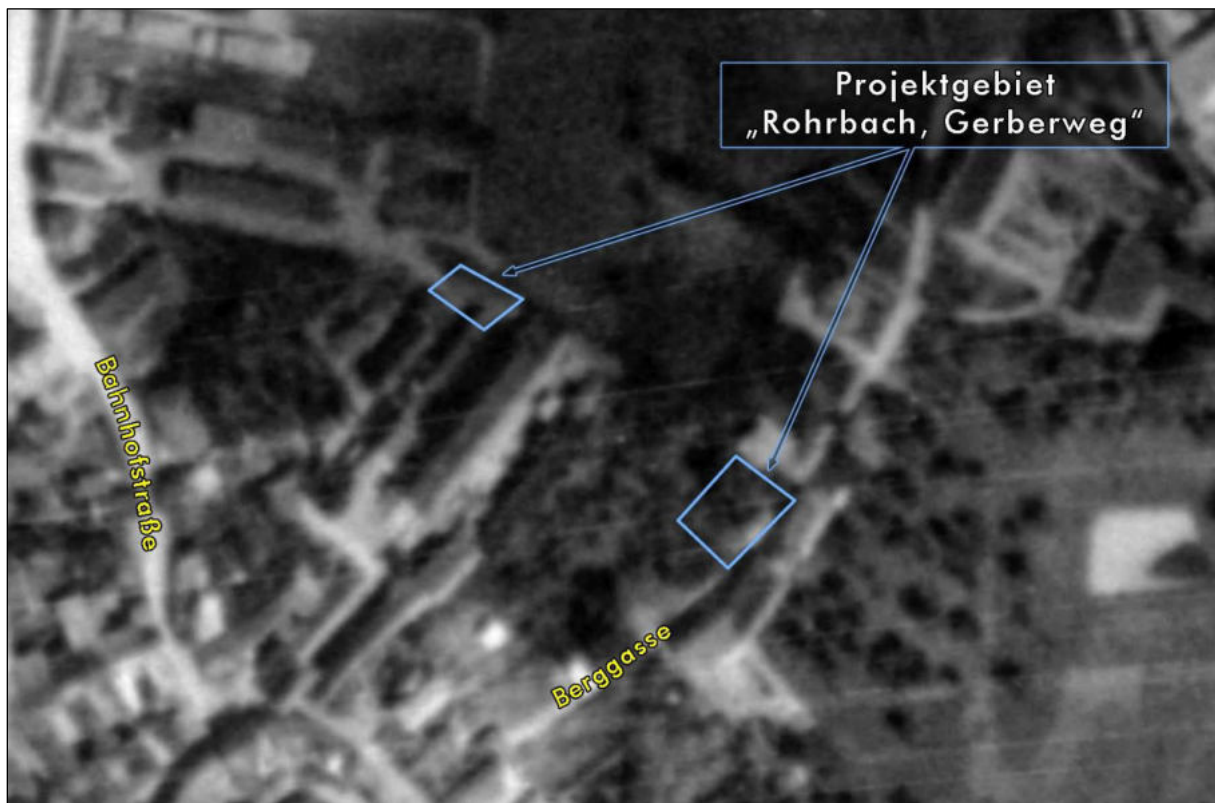


Abb. 2: Das Projektgebiet am 14.07.1945 (Quelle: Luftbilddatenbank Dr. Carls GmbH)

### 3.1 ZONIERUNG

Nach Auswertung der Akten- und Luftbildbestände konnte im Rahmen dieser Vorstudie keine potentielle Kampfmittelbelastung festgestellt werden.

→ Planliche Darstellung: Grüne Zone (Abb. 3).

Definition einer Grünen Zone gem. ONR-24406-1:

Es liegen keine Hinweise auf Kampfmittel vor. Es sind keine Maßnahmen im Hinblick auf Kampfmittel erforderlich.

Eine Einstufung als grüne Zone erfolgt, wenn

- aus einer Luftbilddatenbank keine Luftkriegsereignisse erkennbar sind und
- keine Hinweise auf Kampfhandlungen am Boden mit bezündeter Munition vorliegen und
- keine sonstige militärische Nutzung, zB als Munitionsfeldlager, nachweisbar ist oder
- bereits eine uneingeschränkte Freigabe nach einer Untersuchung vorliegt.



Abb. 3: Grüne Zonierung gem. ONR 24406-1 (Datenquelle Kartenhintergrund: basemap.at).

## 4. KAMPFMITTELTECHNISCHE SICHERHEITSEMPFEHLUNG

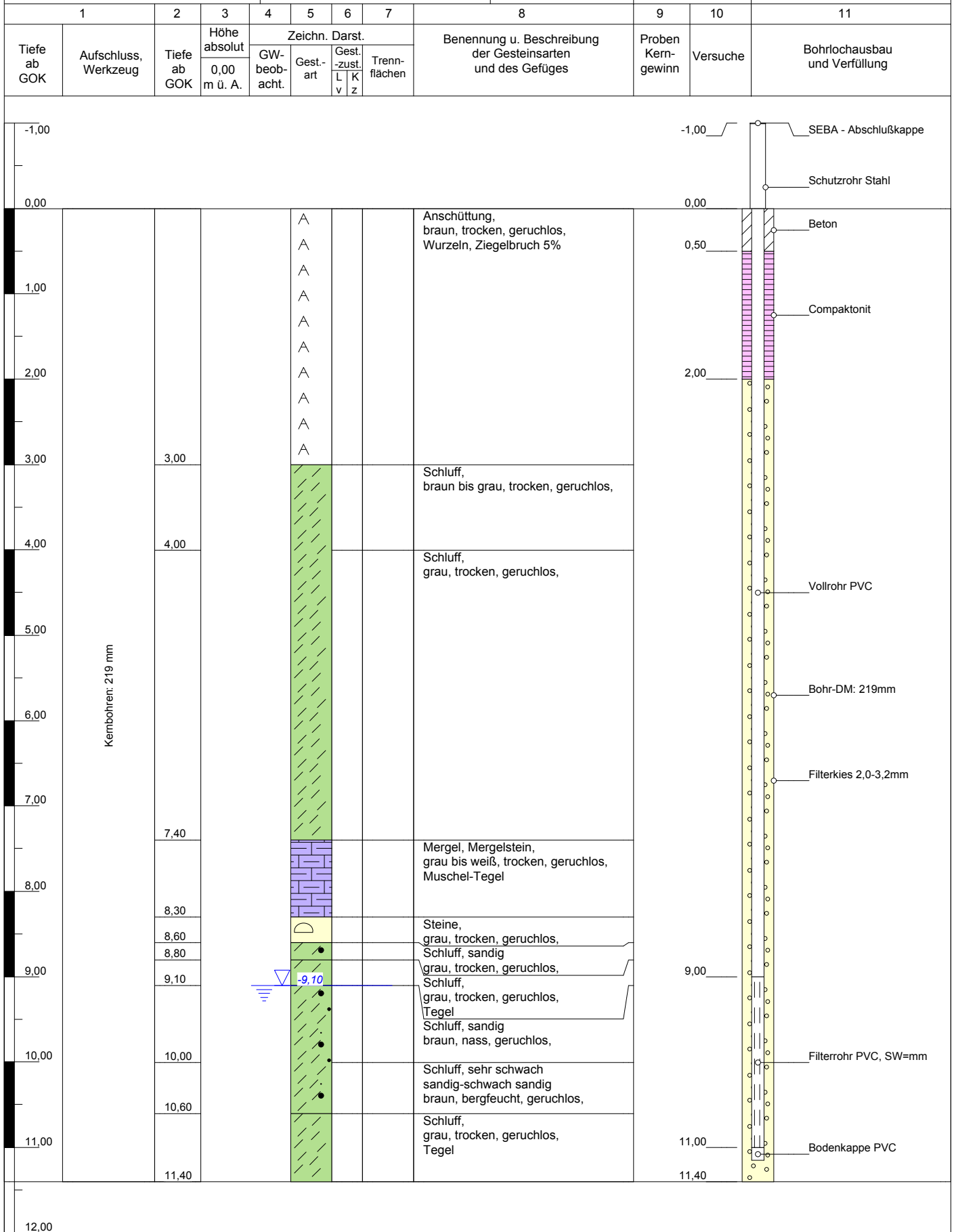
Es konnte kein Vorhandensein von Bombenblindgängern oder Rückstände wie Munition aus Bodenkämpfen nachgewiesen werden. Daher kann in Übereinstimmung mit der ONR 24406-1 eine Freigabe für das Grundstück in Rohrbach erteilt werden. Es sind alle Baugrunderkundungsmethoden, ohne Einschränkung, zulässig. Spezialtiefbaumaßnahmen können in der Grünen Zone zu deren Herstellung ohne vorhergehende Kampfmittelerkundung freigegeben werden.

EOD Munitionsbergung GmbH  
Raffelstettner-Straße 2  
4481 Asten

Nina Brunner, MSc  
Sachverständige  
EOD Munitionsbergung GmbH

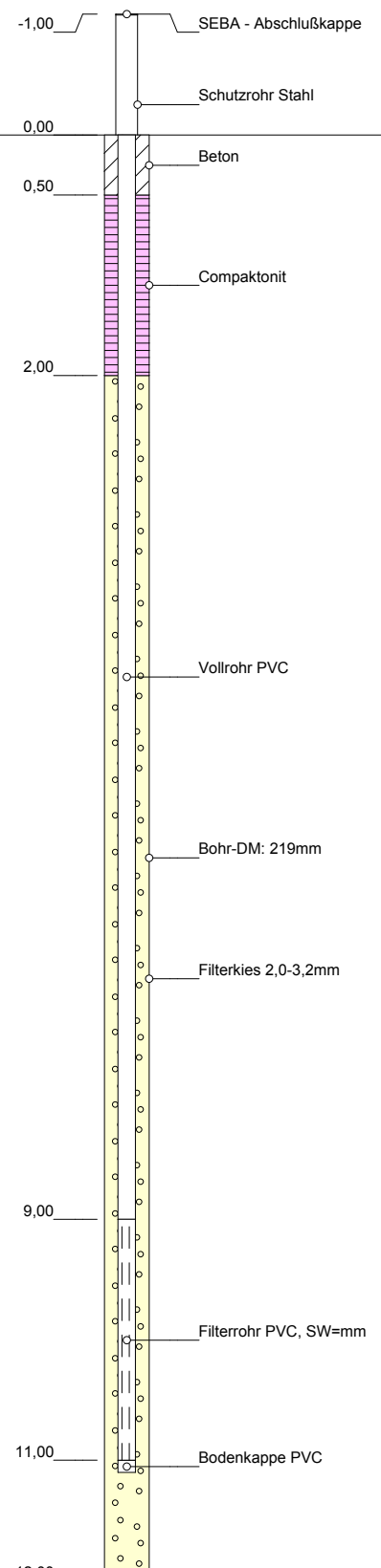
# **Anlage 5**

Bohrkerne und Bohrprofile  
mit Pegelausbau W24 und  
O70



1		2		3		4		5		6		7		8		9		10		11	
Tiefe ab GOK	Aufschluss, Werkzeug	Tiefe ab GOK	Höhe absolut 0,00 m ü. A.	Zeichn. Darst.				Benennung u. Beschreibung der Gesteinsarten und des Gefüges	Proben Kern-gewinn	Versuche	Bohrlochausbau und Verfüllung										
				GW-beob-acht.	Gest.-art	Gest.-zust. L   K v   z	Trenn-flächen														
-1,00																					
0,00																					
1,00					A																
2,00					A																
3,00					A																
4,00		3,50			A																
5,00					A																
6,00					A																
7,00					A																
8,00		8,00			A																
9,00		9,00			A																
10,00		9,30			A																
11,00		10,20 10,40			A																
12,00		11,10			A																
		12,00			A																

Kernbohren: 219 mm



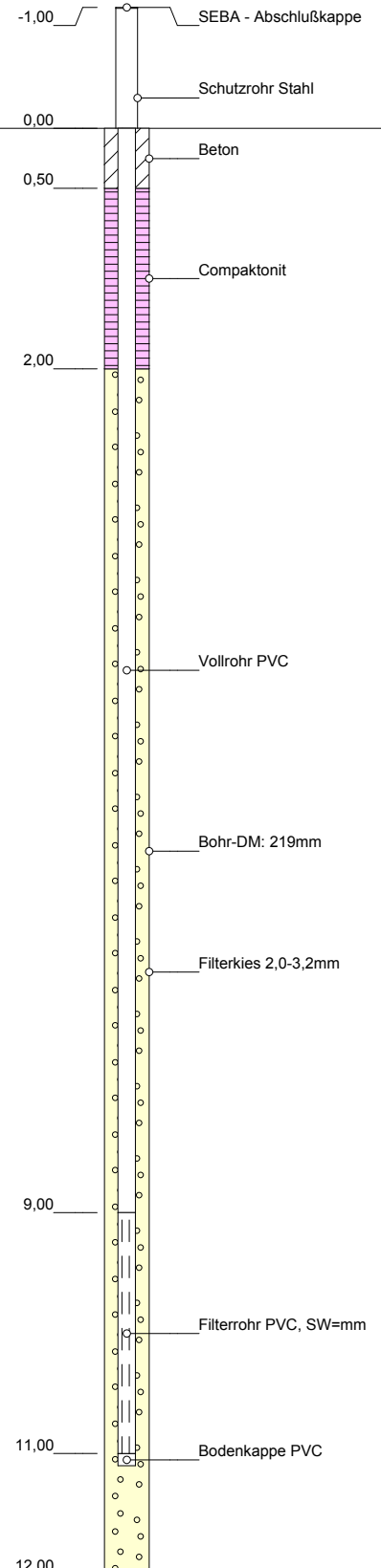


1		2		3		4		5		6		7		8		9		10		11	
Tiefe ab GOK	Aufschluss, Werkzeug	Tiefe ab GOK	Höhe absolut 0,00 m ü. A.	Zeichn. Darst.				Benennung u. Beschreibung der Gesteinsarten und des Gefüges	Proben Kern-gewinn	Versuche	Bohrlochausbau und Verfüllung										
				GW-beob-acht.	Gest.-art	Gest.-zust. L   K v   z	Trenn-flächen														
-1,00																					
0,00																					
1,00					A																
2,00		2,00			A																
3,00																					
4,00																					
5,00																					
6,00																					
7,00																					
8,00																					
9,00																					
10,00																					
11,00																					
12,00		12,00																			

Kernbohren: 219 mm



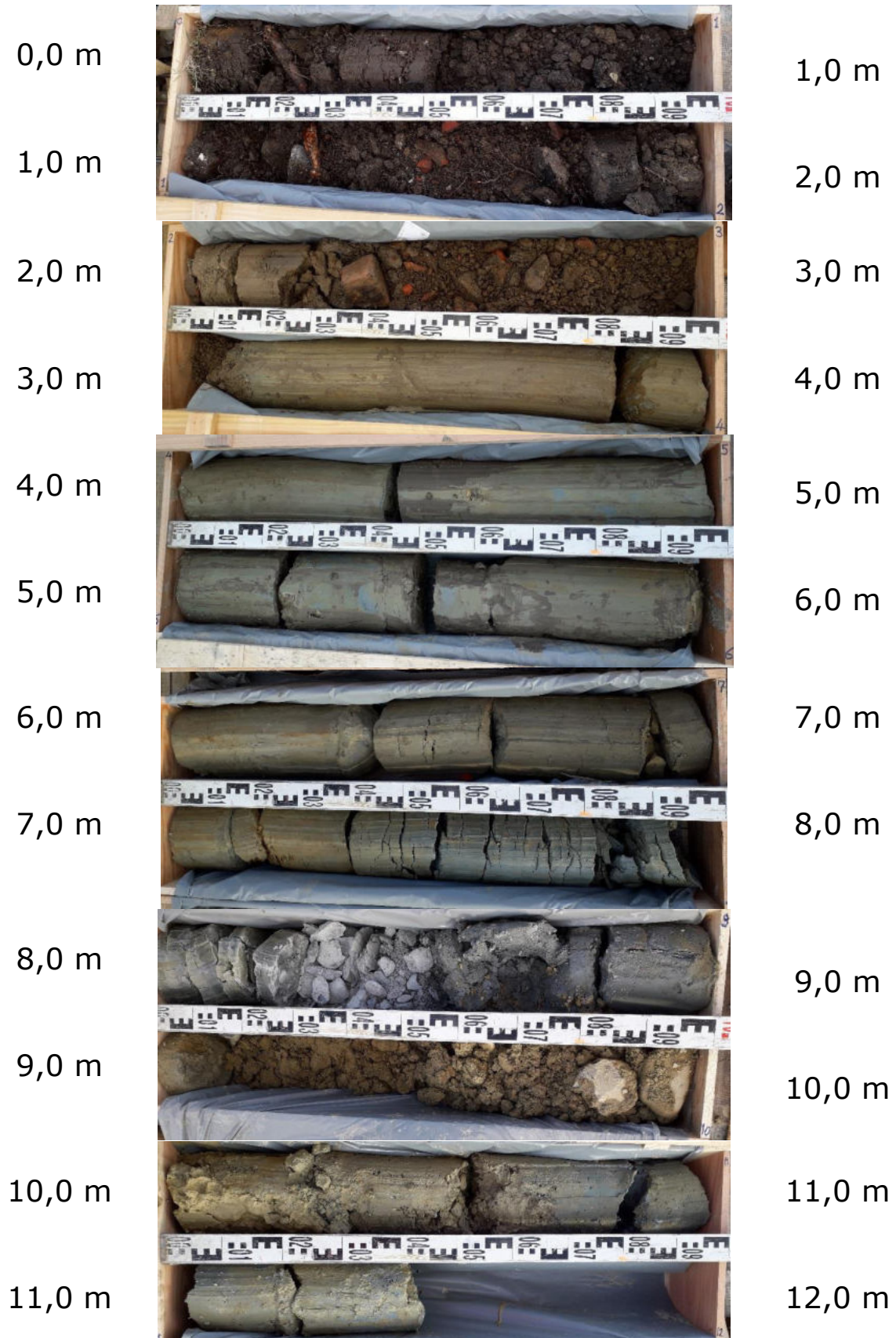
-9.40





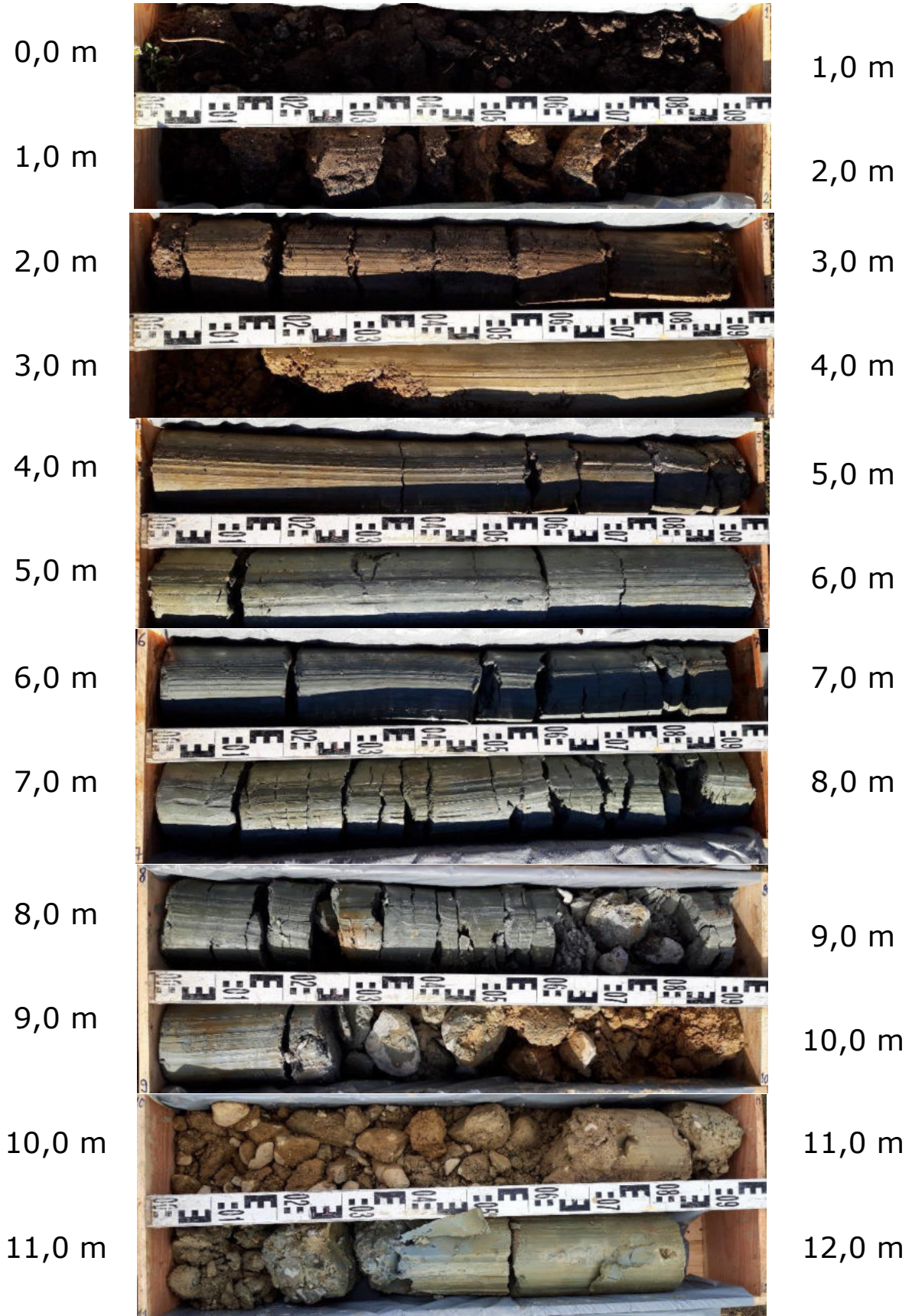
# GW20

0,0- 12,0 m u. GOK



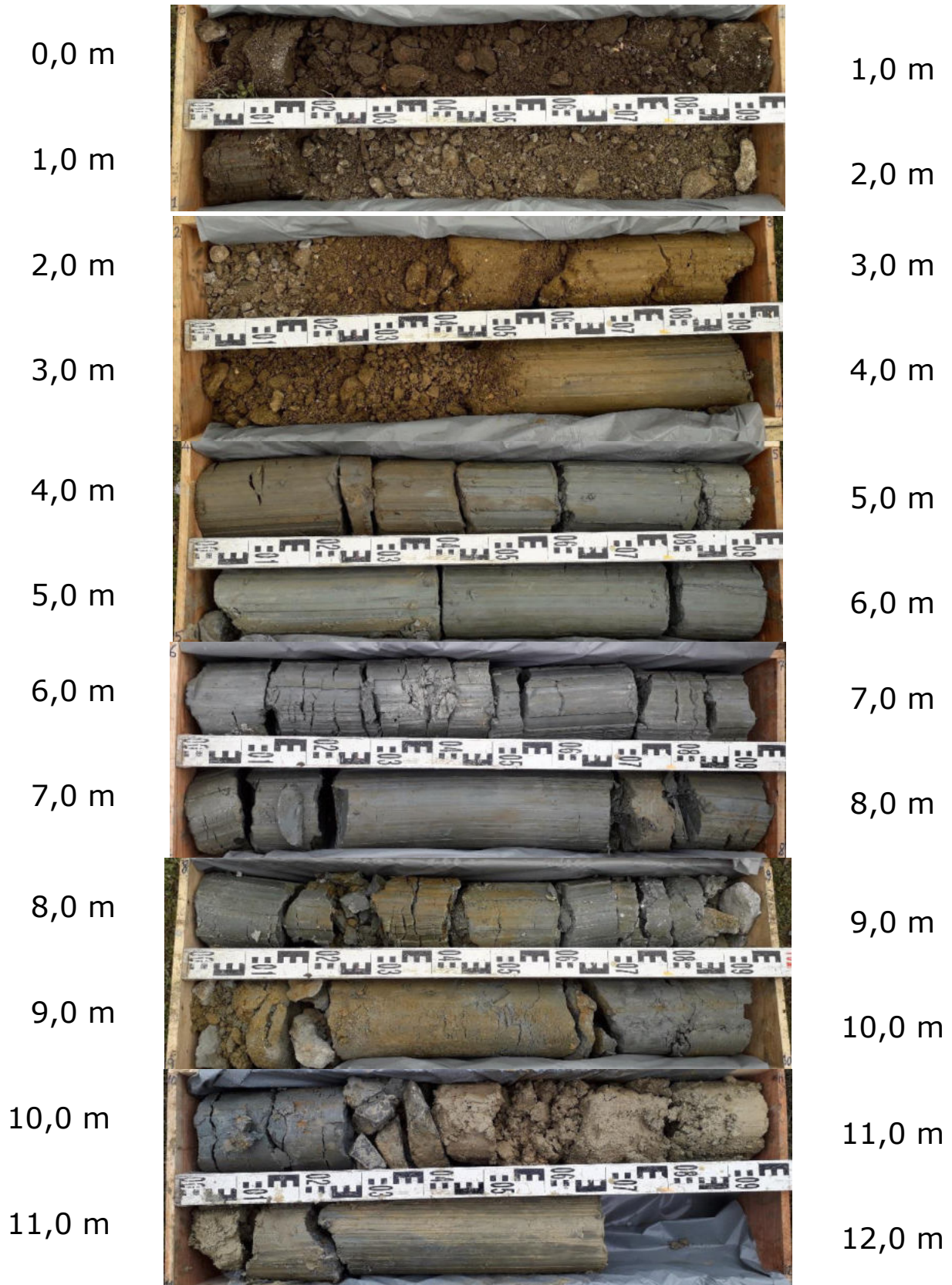
# GW21

0,0- 12,0 m u. GOK



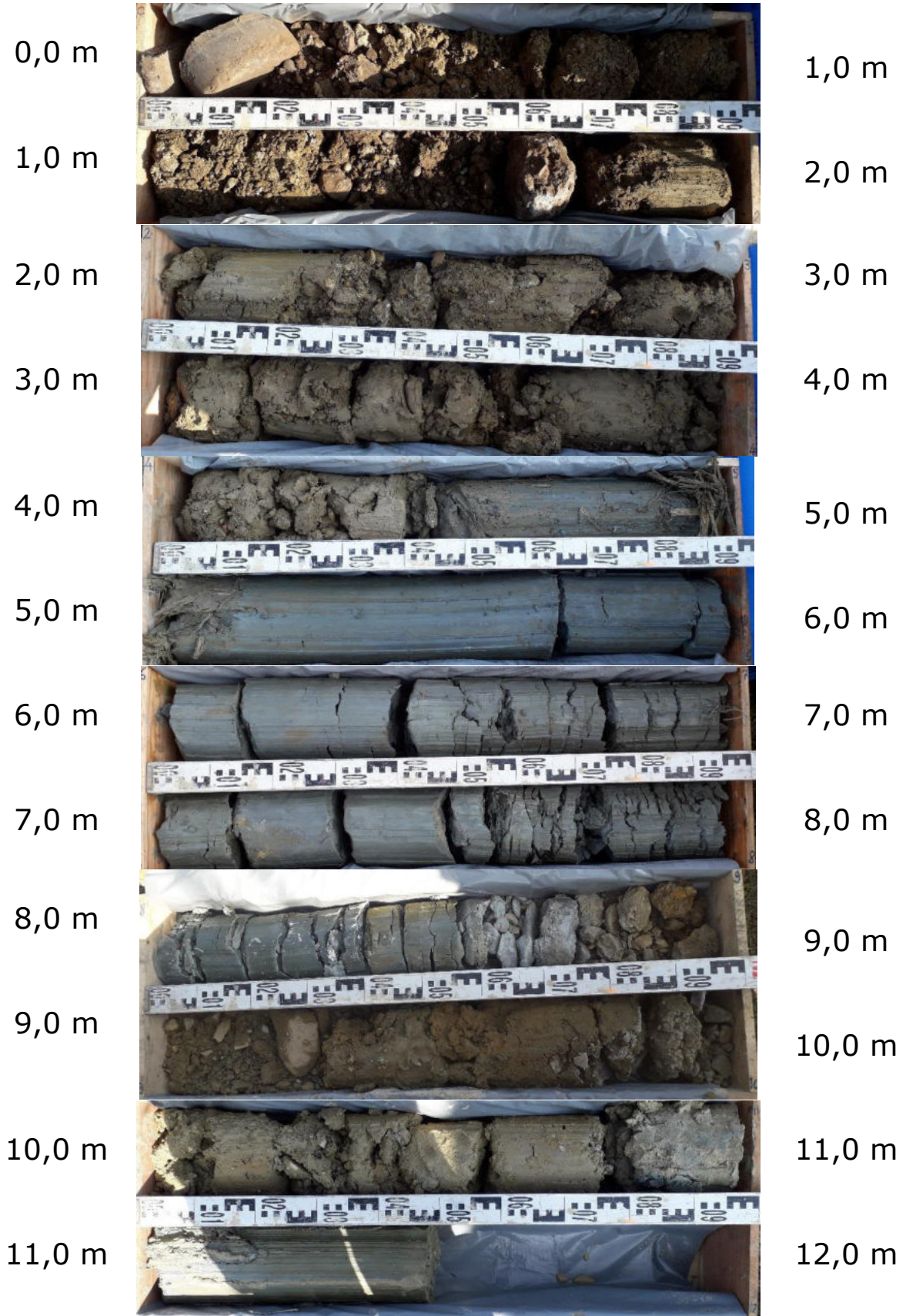
# GW22

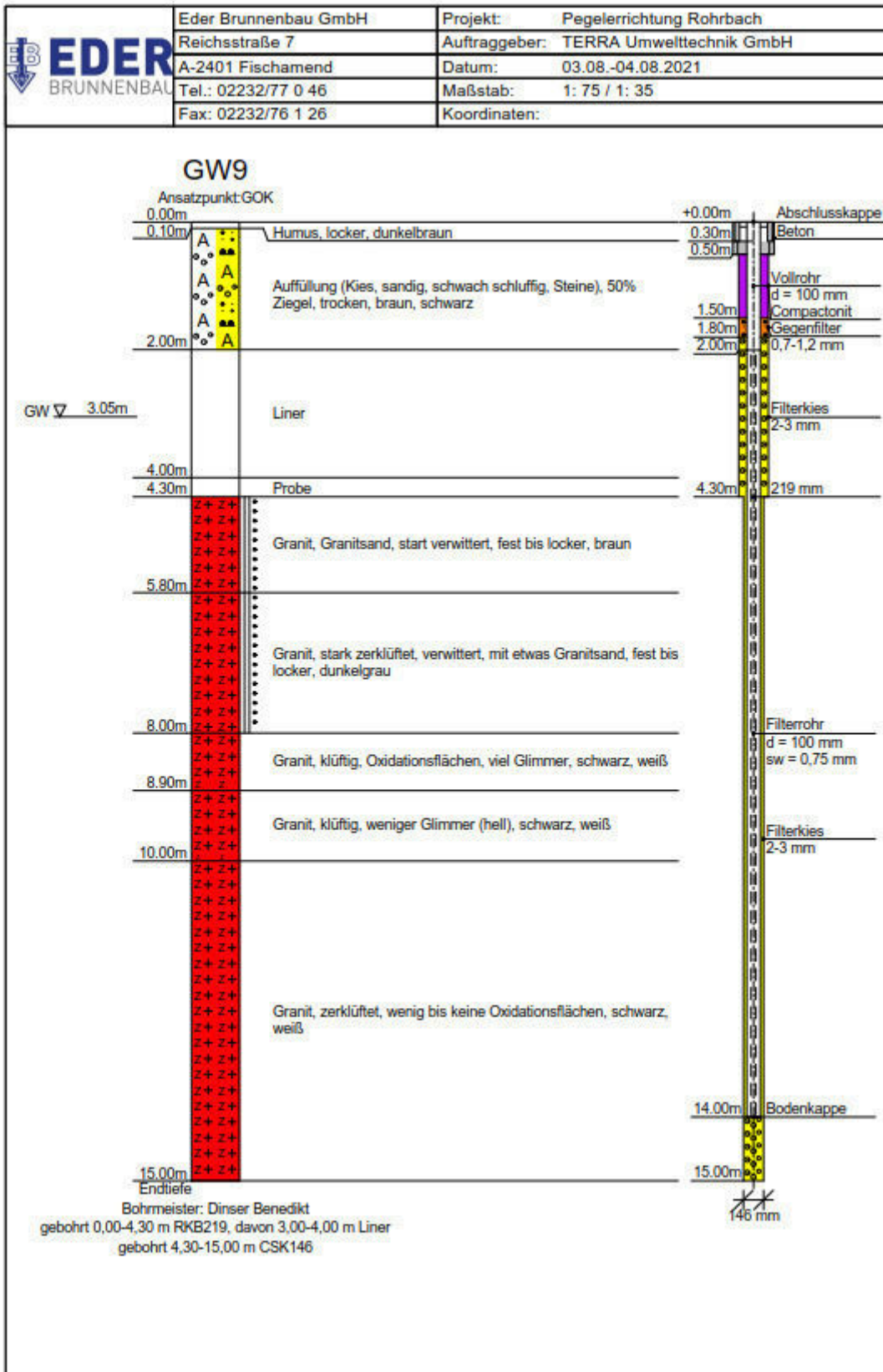
0,0- 12,0 m u. GOK

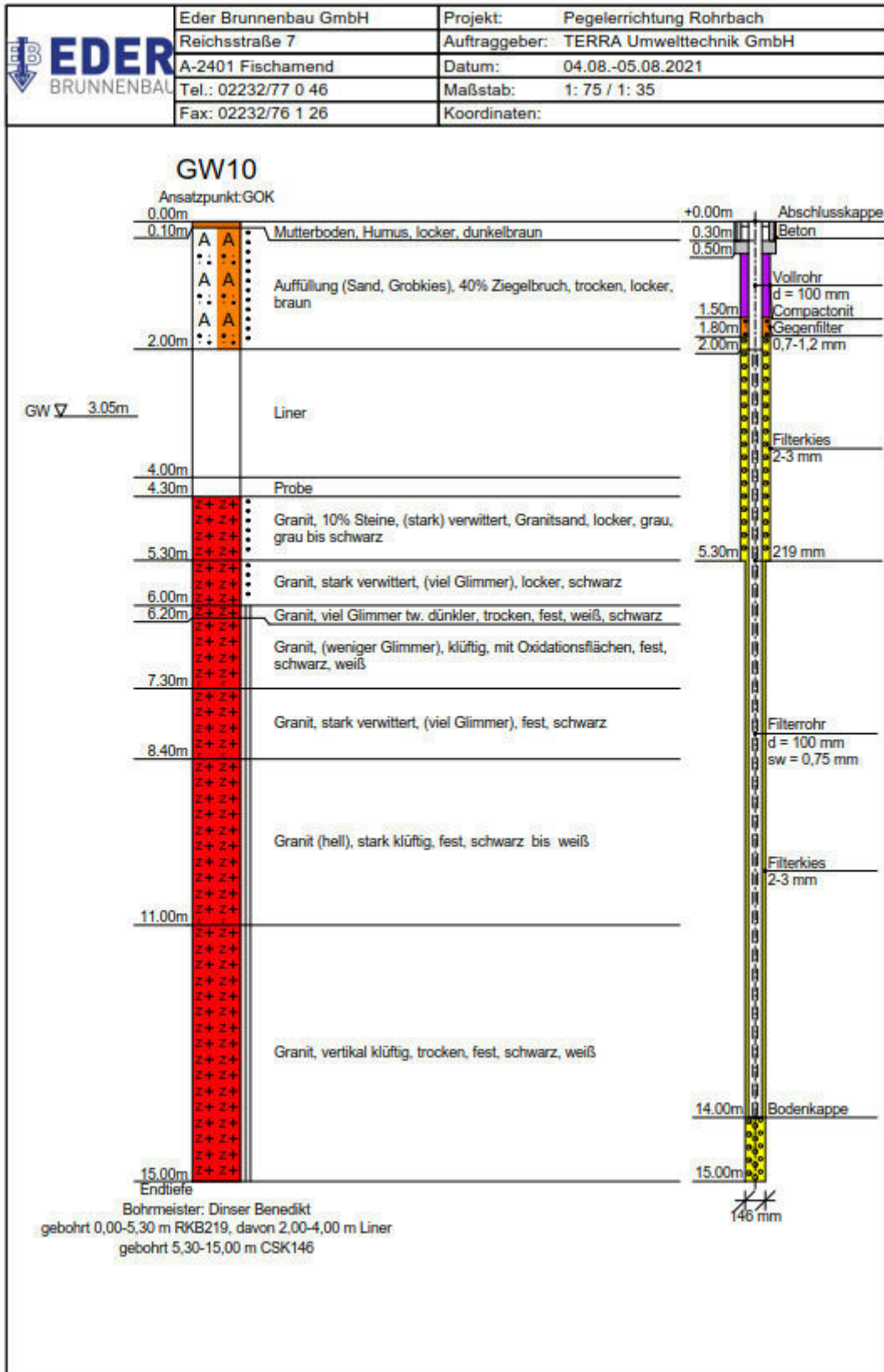


# GW23

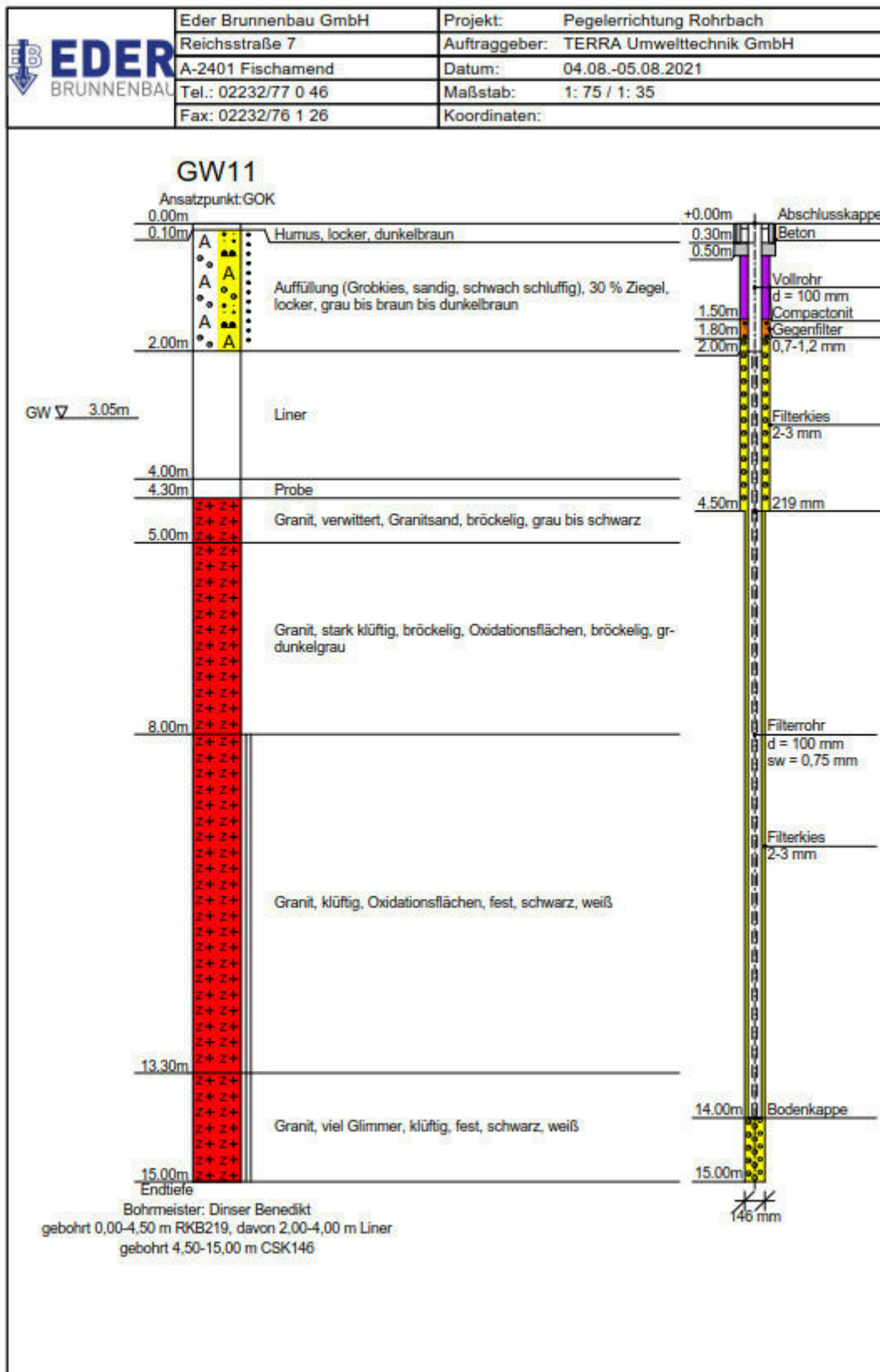
0,0- 12,0 m u. GOK



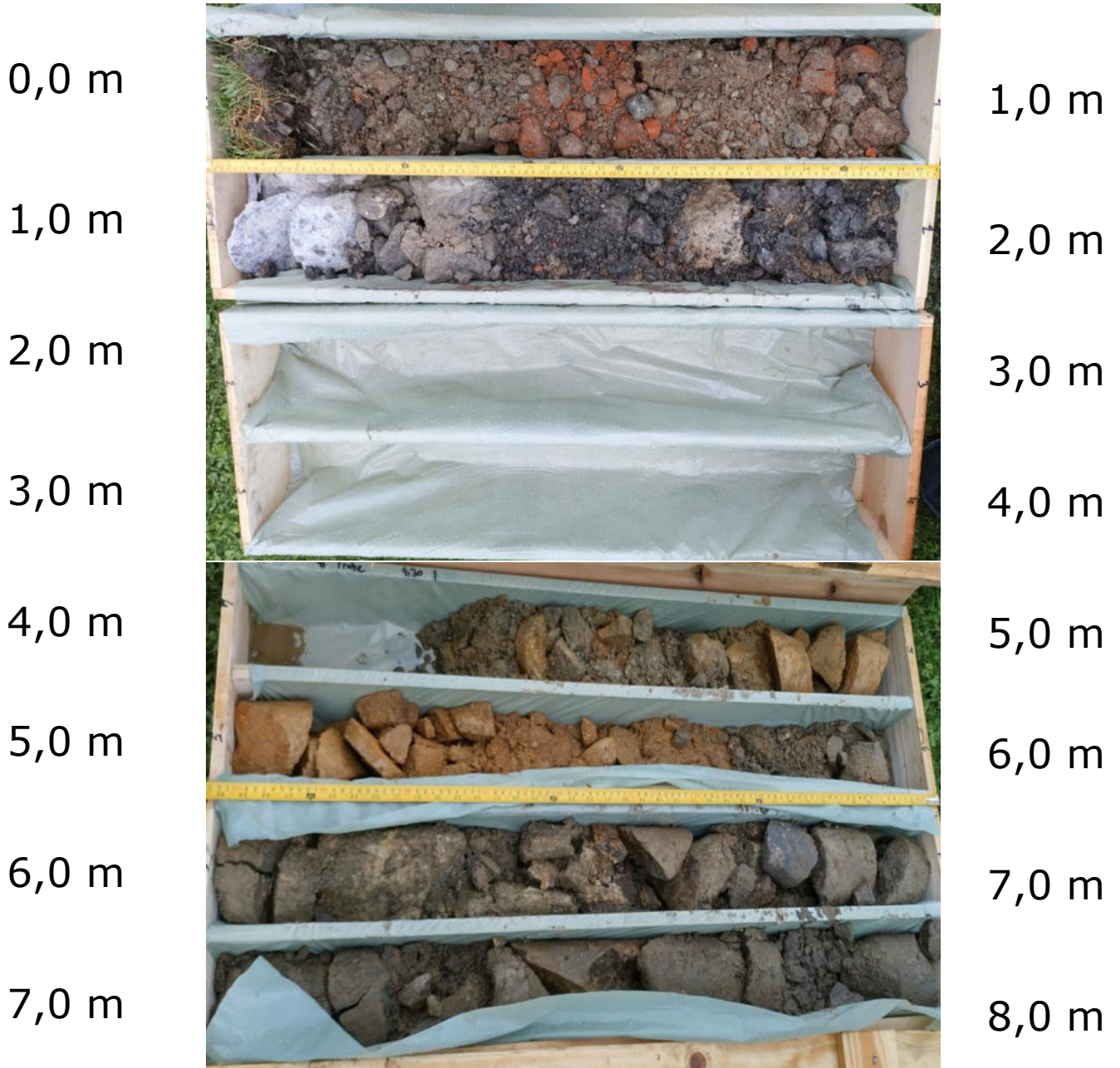




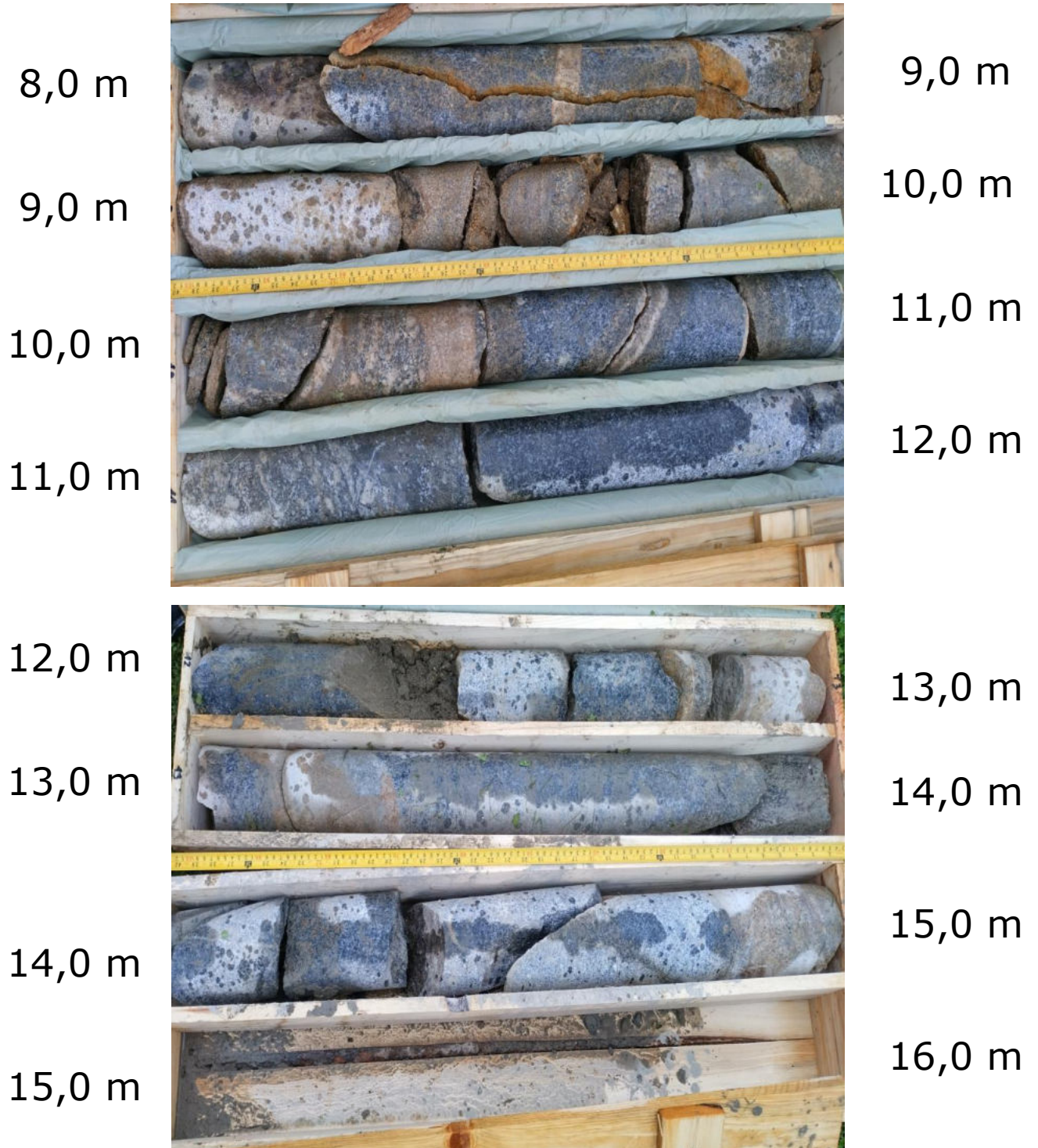




## GW 9 / 0,0-8,0 m

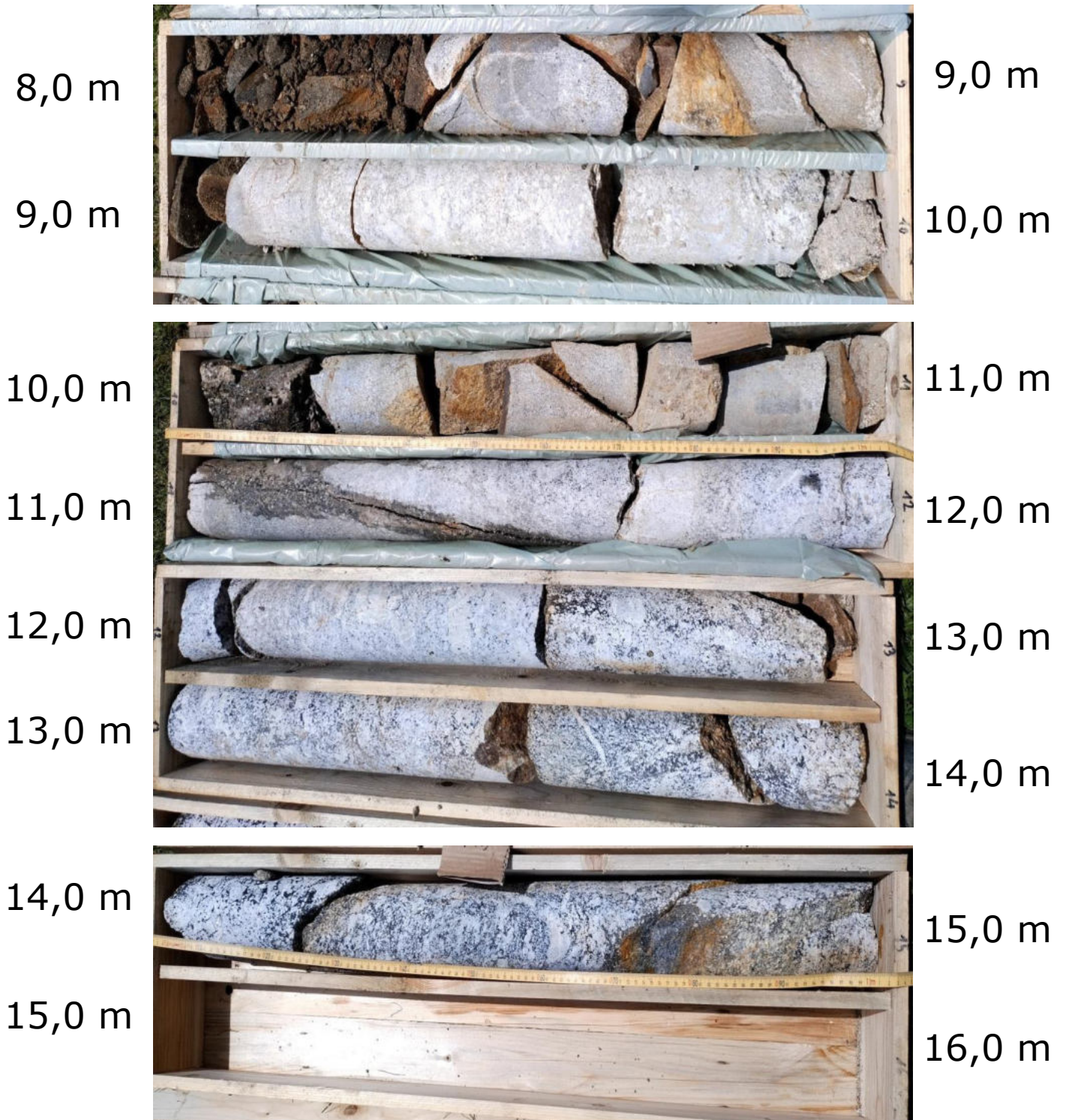


## GW 9 / 8,0-16,0 m

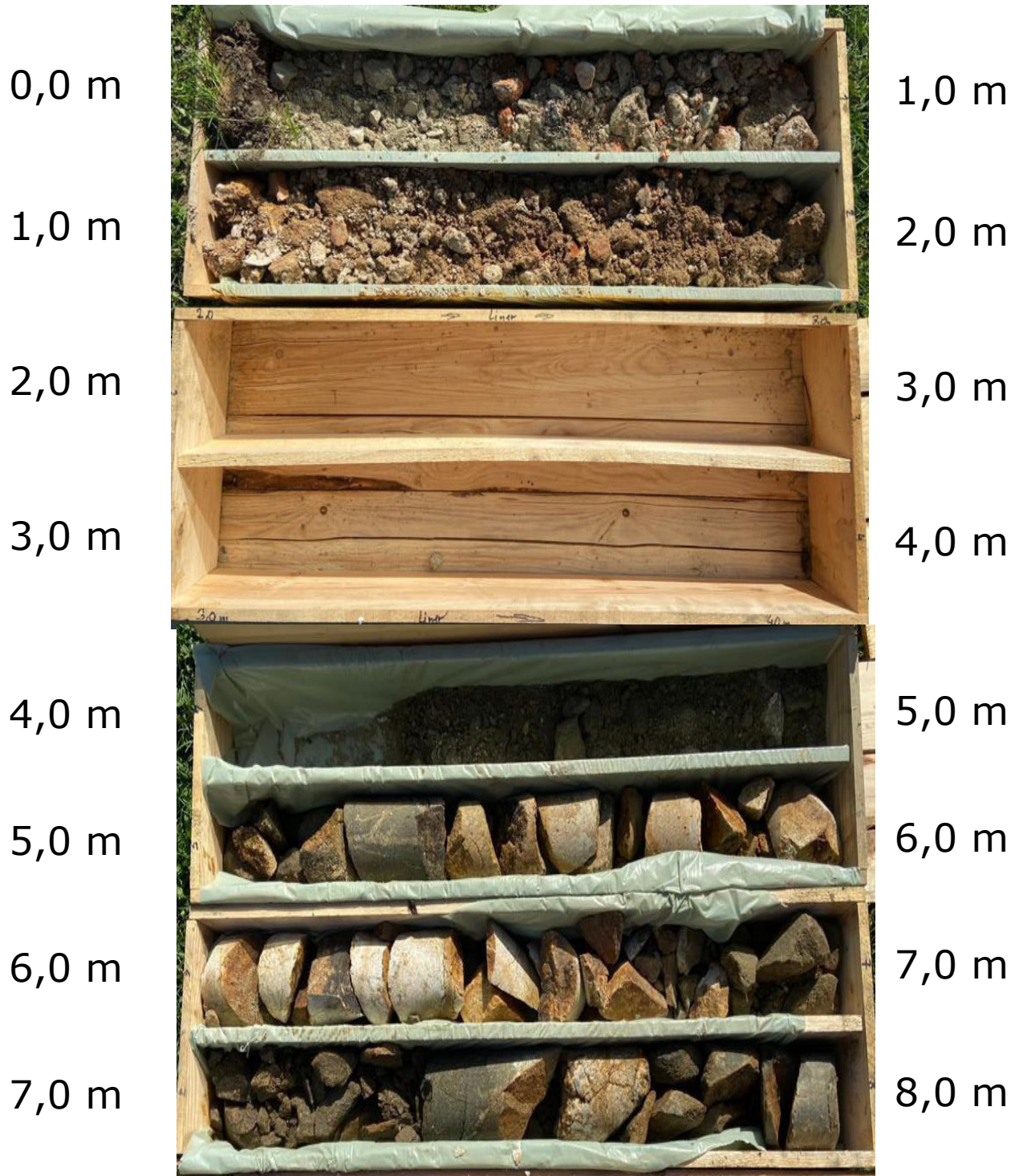




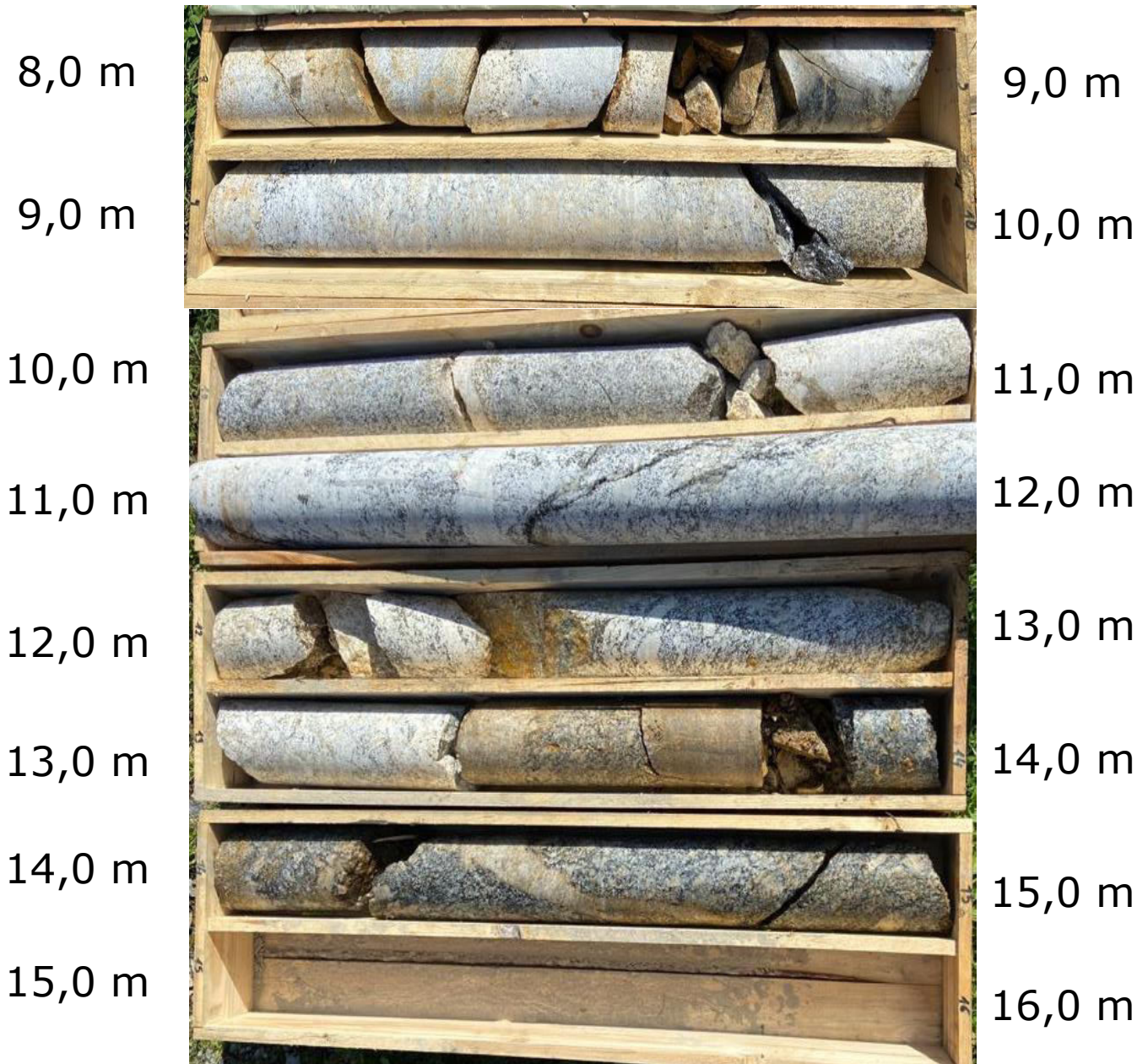
## GW 10 / 8,0-16,0 m



## GW 11 / 0,0-8,0 m



## **GW 11 / 10,0-16,0 m**



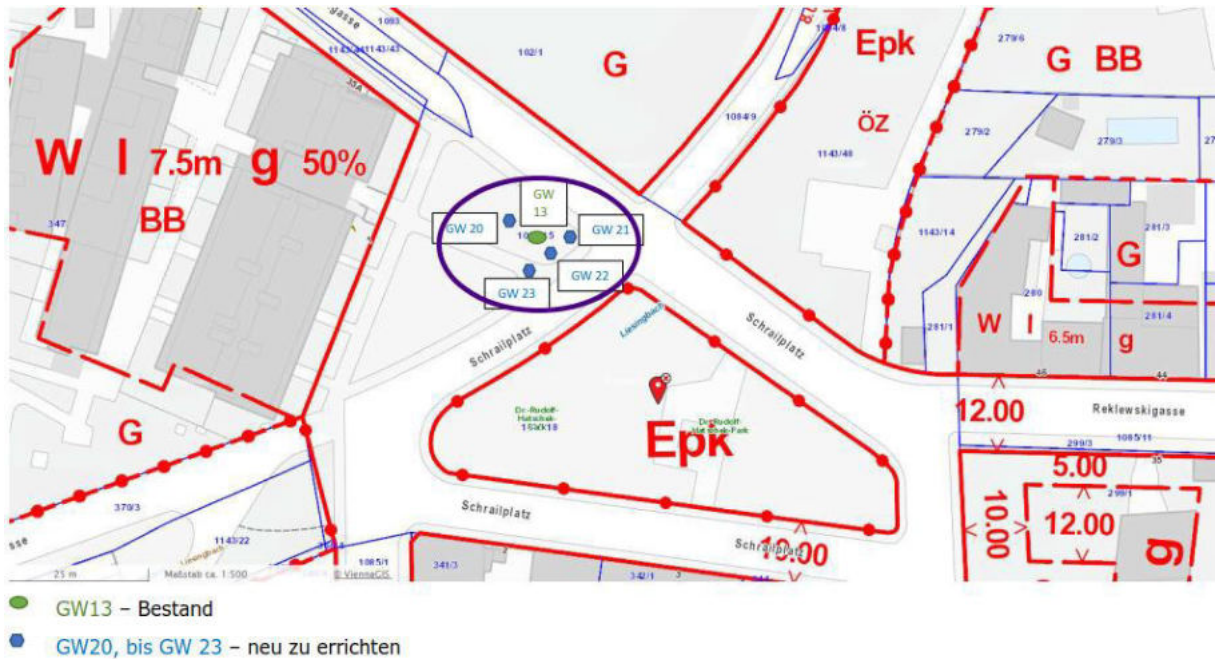
# **Anlage 6**

Fotodokumentation  
Pegelerrichtung W24 und O70



## Altlast W24 – Putzerei Counde

Errichtung von 4 neuen Pegeln:



Lage Bestand (GW13) und neue Pegel (GW20-23)



Nach Erwirkung Verkehrsbescheid:  
Errichtung von Halteverbotszonen



Blick auf den Bereich zur Errichtung der neuen Pegel



Beginn der Arbeiten: Bohrpunkte auspflocken



Arbeiten zur Kampfmittelfreigabe der Bohrpunkte



Antransport Bohrgerät



Bohrgerät bei der Errichtung von GW21



Öffnen der Halterung und Entnahme Liner



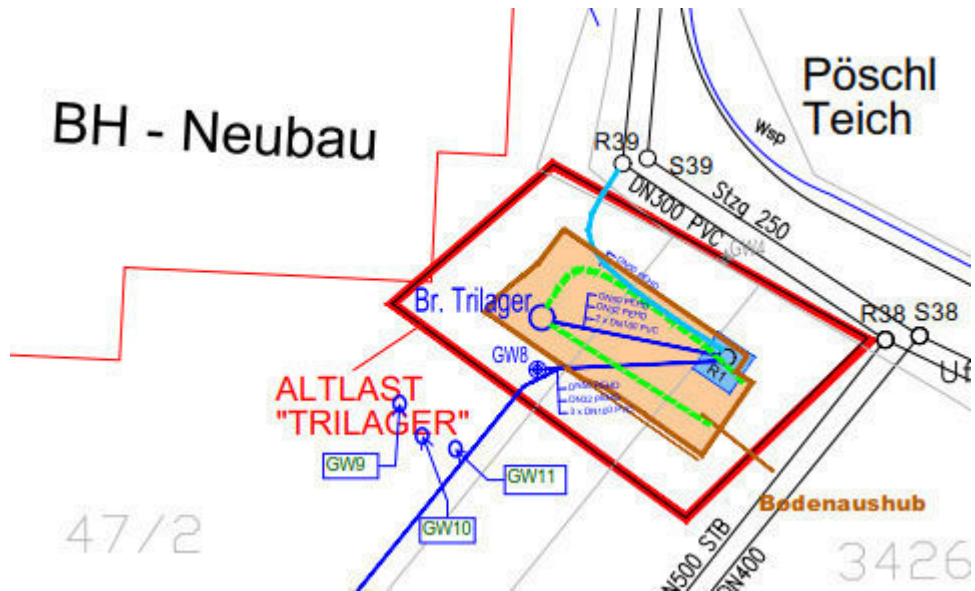
Zuschneiden Liner für Vakuumierung (Kunststoffsack: rechts im Bild)



Fertig errichtete Pegel GW20, 21,22 (oberflur) sowie GW23 (unterflur)  
Im Zentrum: Bestandspegel GW13

## Altlast O70 – Trilager Lederfabrik

Errichtung von 3 neuen Pegel



Lage Bestand (GW8, Br. Trilager) und neue Pegel (GW9-11)



Blick von N nach S auf das Baufeld



Markierung Bohrpunkte



Bohrgerät



Bohrgestänge, Inliner, Kappen





Vorbereitungen Probenahme



Luftdichtes Verpacken der Liner



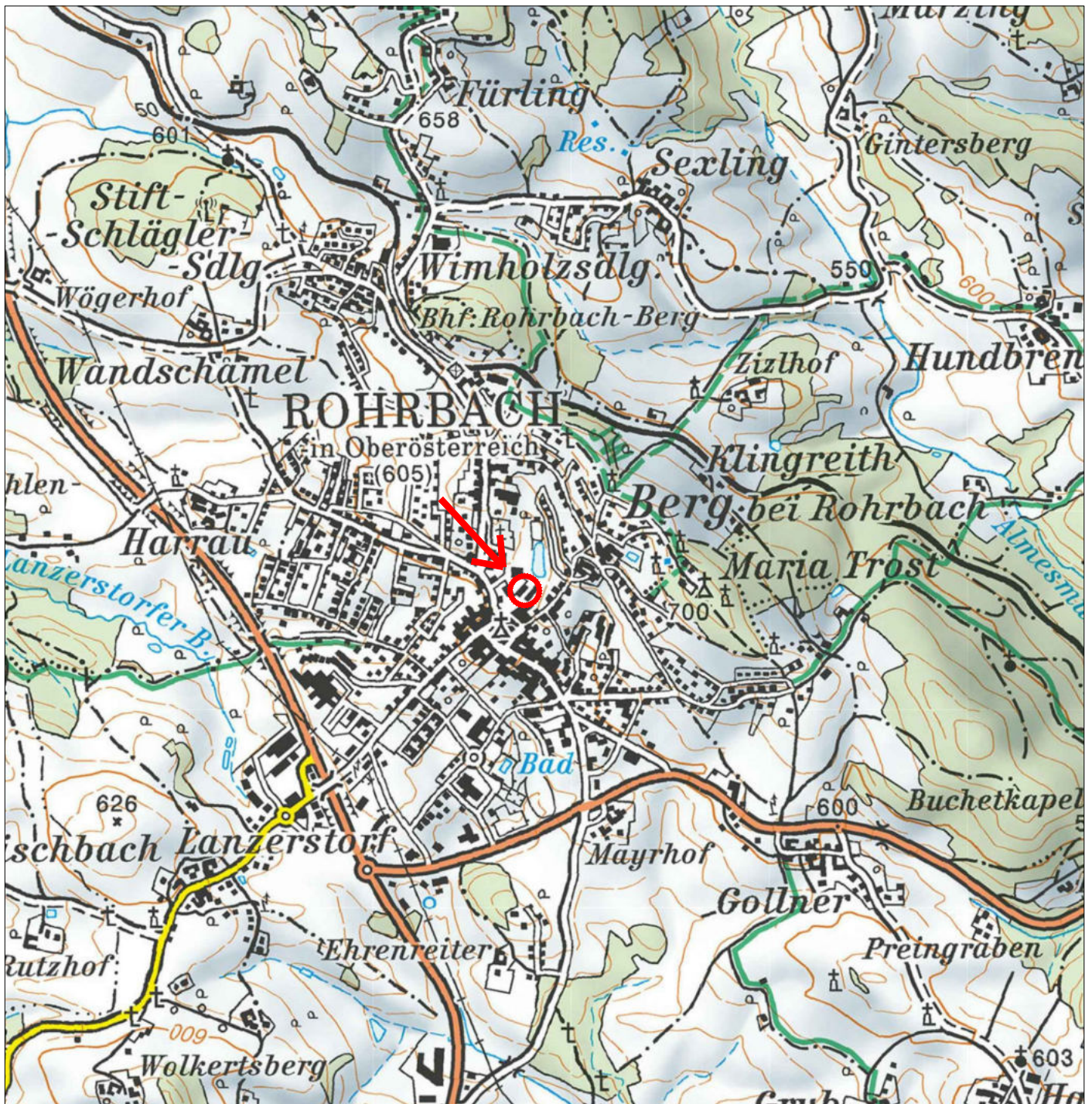
Unterflurkästen (li) versetzter Unterflurkasten mit Pegelabschluss (re)



Fertige Unterflur-Pegel

# **Anlage 7**

Lageplan O70 und W24



Ausschnitt aus ÖK 50 (DORIS)  
Quelle: BEV

## LEGENDE

 Lage der Altlast  
O70 "Trilager Lederfabrik"

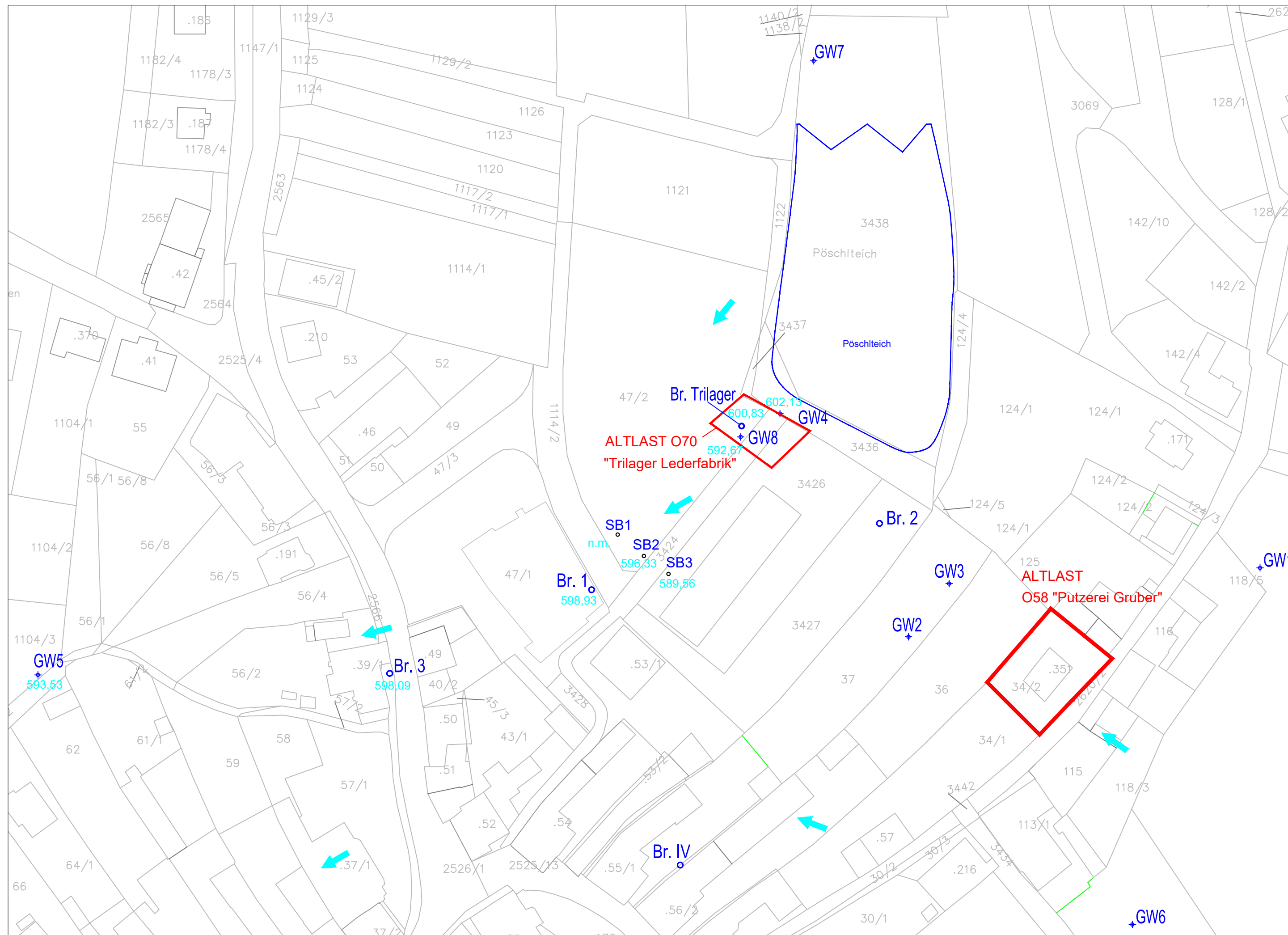


0 500m

Auftraggeber: Amt der OÖ Landesregierung	
Projekt: Altlast O70 "Trilager Lederfabrik" Grundwassersanierung	
Planinhalt: Übersichtslageplan	
GUT GRUPPE UMWELT + TECHNIK GMBH 4040 Linz, Plesching 15 office@gutlinz.at Tel. 0732/71 39 82-0 www.gutlinz.at	
Projektnr.: 16034	Maßstab: 1 : 20.000
Bearbeiter: DI R. Gierlinger	Datum: 05.12.2019
Revision Nr.: A	Ausfertigung:
gezeichnet: rg	Anlage Nr.: 1
Freigabe: bg	
Dateiablage: g:\2006_2010\16034\acad\gw-sanierung\bericht_12 anlage_1_ök-50	

**G.U.T.**

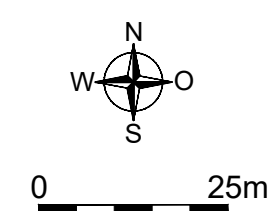




### LEGENDE

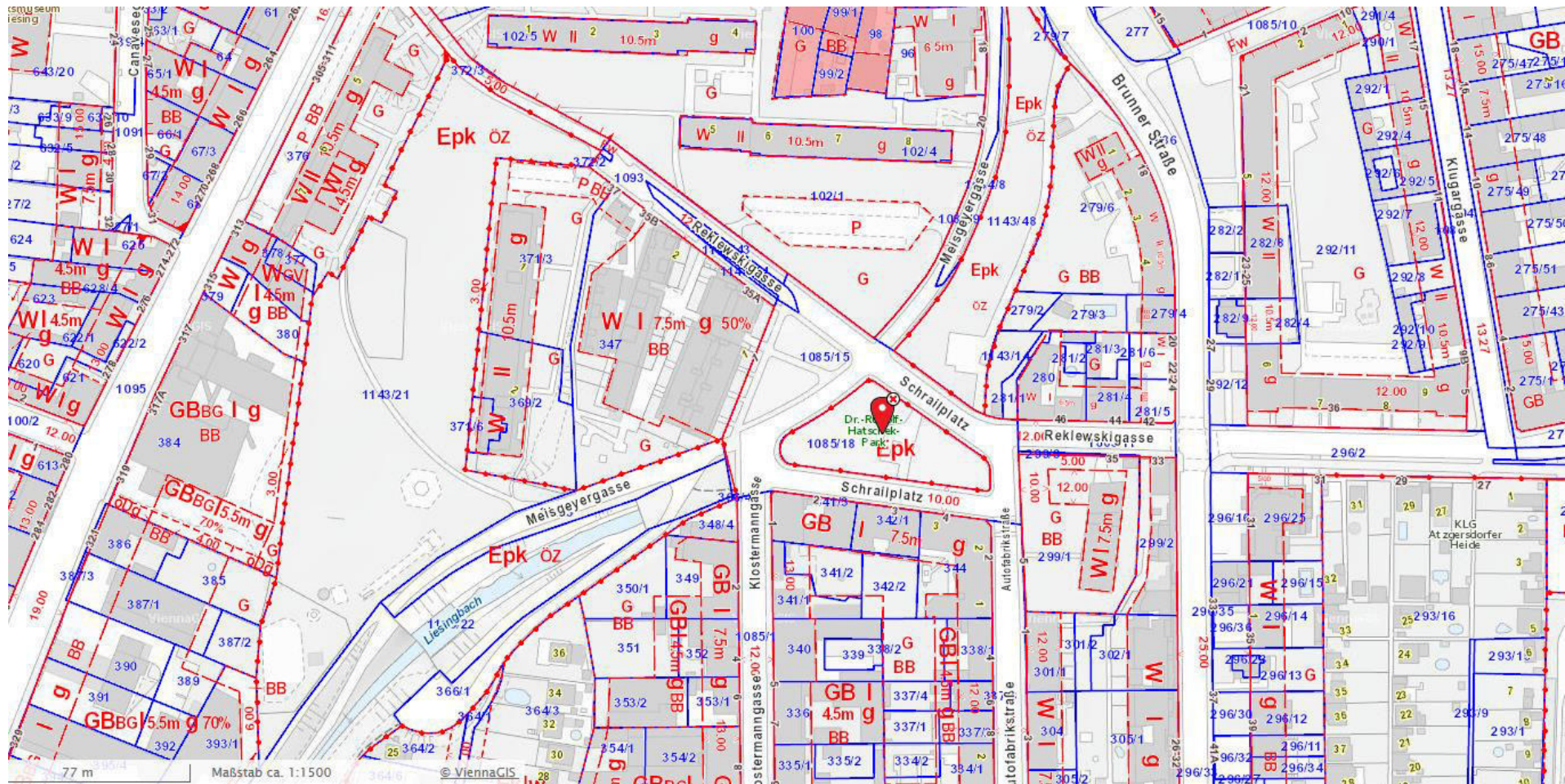
- Br. 2 bestehende Brunnen
- + GW4 GW-Messstellen
- 595,82 Grundwasserspiegel vom 31.10.2019
- ↙ vermutete GW- Strömungsrichtung
- SB3 Sanierungsbrunnen ausgeführt Juni 2011

**Pumpmaßnahmen:**  
 Br. Trilager: außer Betrieb  
 GW 8: Förderrate auf 0,20 l/s eingestellt  
 SB 1 - SB 3: Förderrate auf 0,15 l/s eingestellt



Auftraggeber: <b>Amt der OÖ Landesregierung</b>	
Projekt: <b>Altlast O70 "Trilager Lederfabrik" Grundwassersanierung</b>	
Planinhalt: <b>Lage Brunnen und GW-Messstellen mit GWSP vom 31.10.2019</b>	
GUT GRUPPE UMWELT + TECHNIK GMBH 4040 Linz, Plesching 15 office@gutlinz.at Tel. 0732/71 39 82-0 www.gutlinz.at	
<b>G·U·T</b>	
Projektnr.: 16034	Maßstab: 1 : 1.000
Bearbeiter: DI R. Gierlinger	Datum: 05.12.2019
Revision Nr.: A	gezeichnet: rg
Freigabe: bg	Ausfertigung:
Dateiablage: g:\2006_2010\16034\acad\gw-sanierungsbericht_12 anlage_3_lage-gw-messstellen_gwsp-20191031	Anlage Nr.: 3

## Übersicht Projektgebiet für den Feldversuch an der Altlast W24 – Putzerei Counde



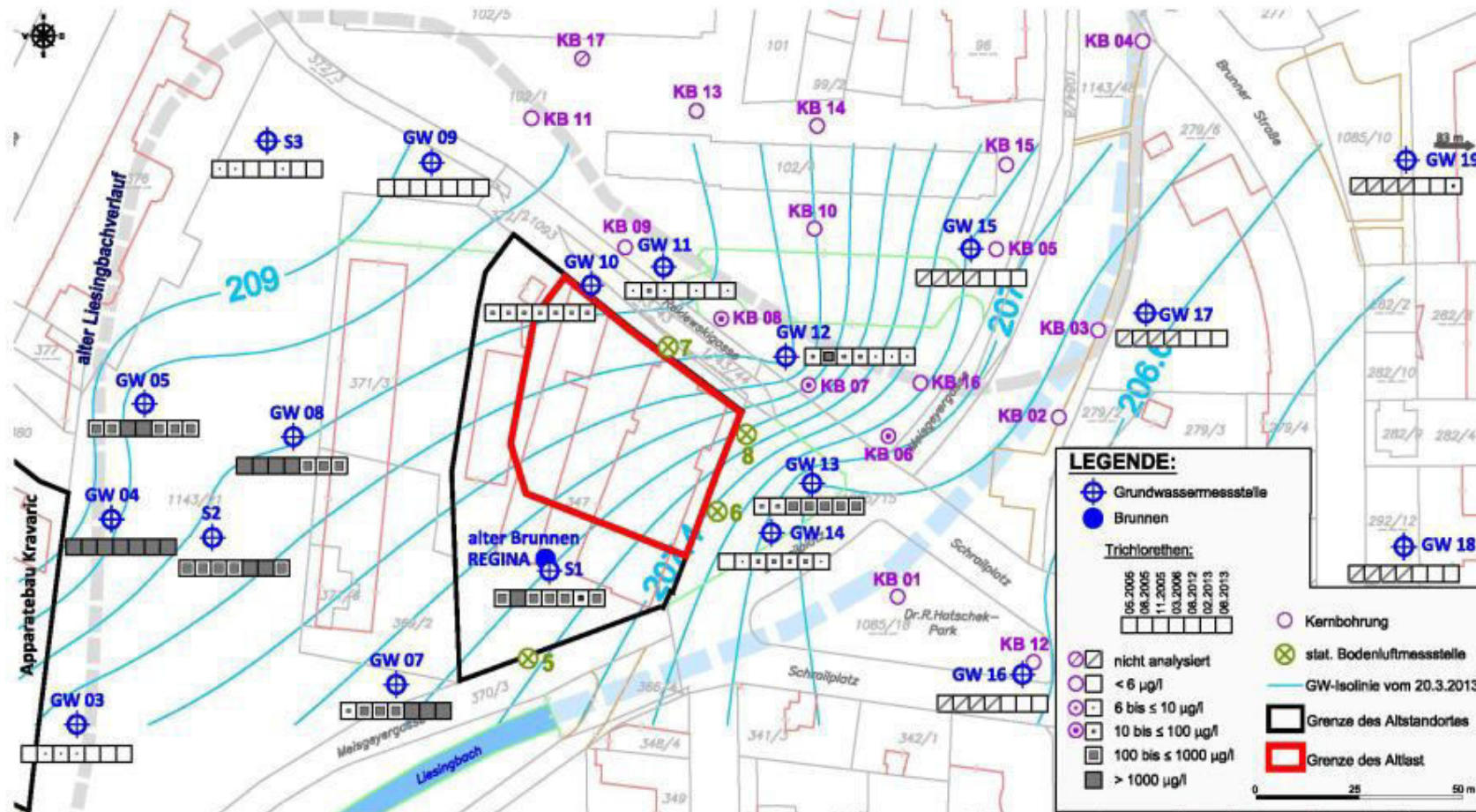


Auszug aus dem Altlastenatlas – Altlast W24 – Putzerei Counde



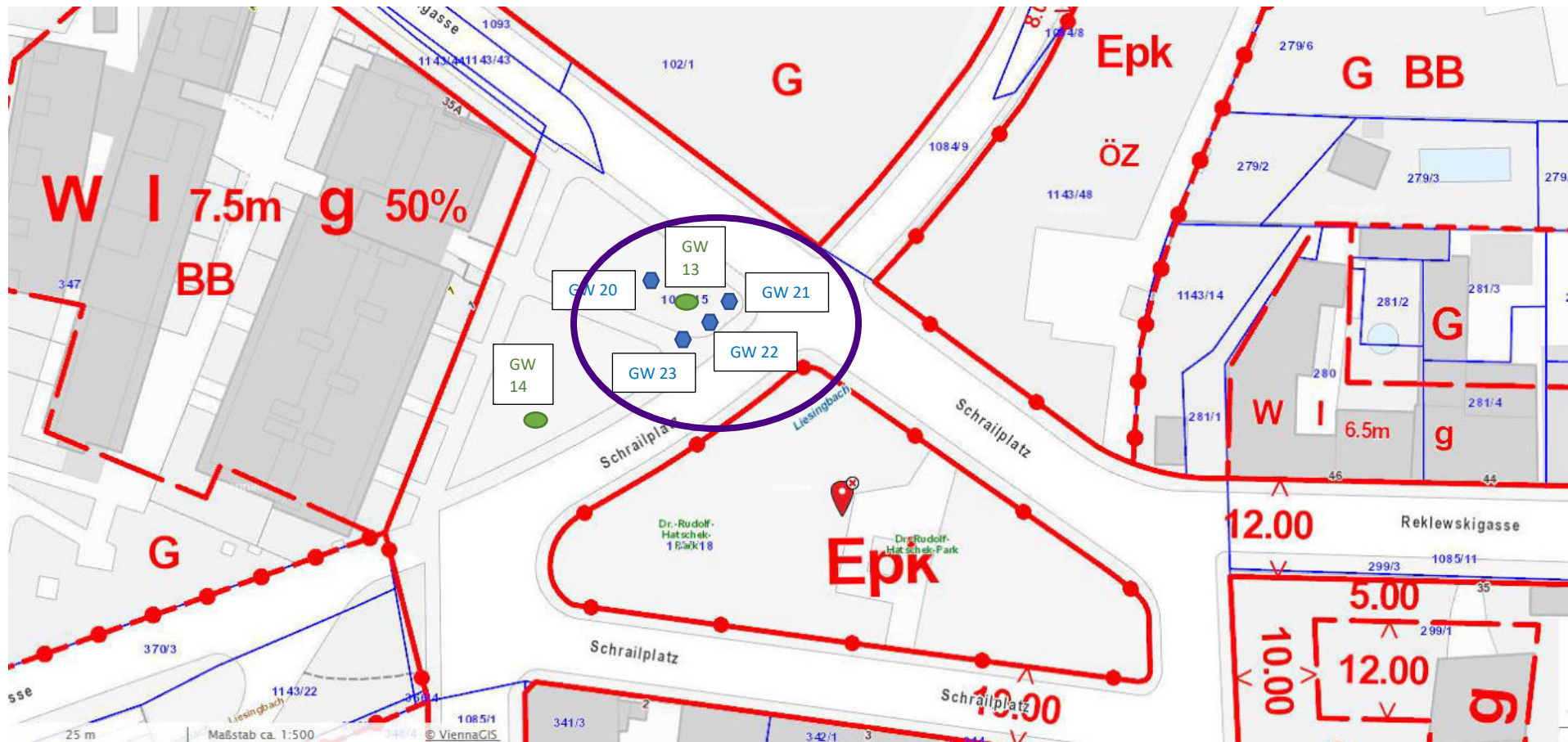
Lage des Altstandortes (schwarzes Polygon) und der Altlast (rotes Polygon) im Katasterplan

Lage aller bestehenden Grundwasserpegel (Bestand) Altlast W24



Quelle: <https://altlasten.gv.at/atlas/verzeichnis/Wien/Wien-W24.html>

Lage Grundwasserpegel Bestand/neu im Bereich des Feldversuches

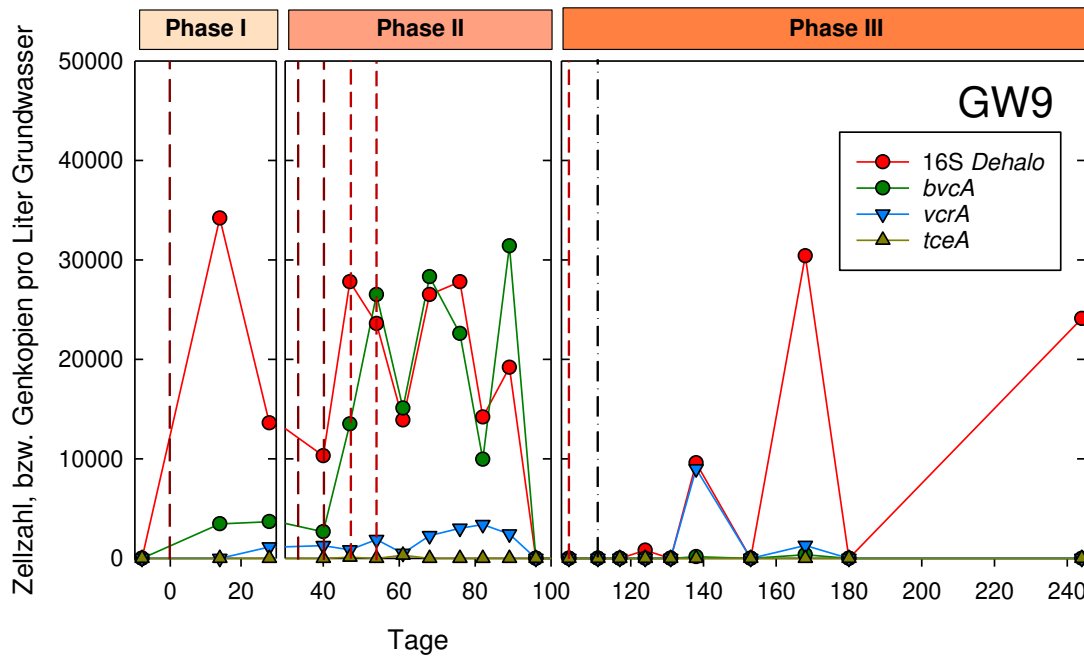


- GW13, GW14 – Bestand
- GW20 bis GW23 – neu errichtet

# **Anlage 8**

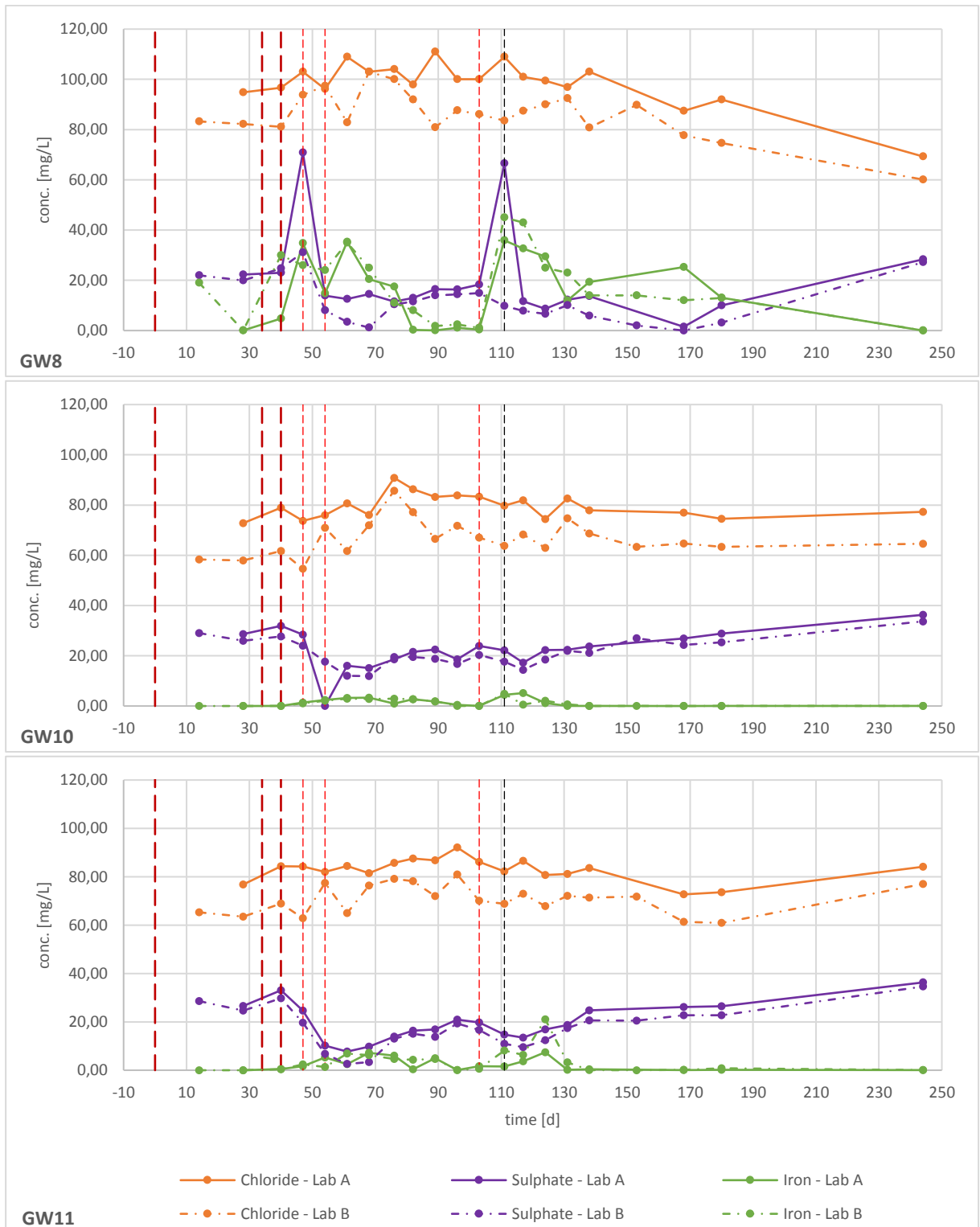
Ergänzende Ergebnisse  
Feldversuch 070

**Zellzahlen in GW9 während des Feldversuches am Standort Trilager Lederfabrik (O70)**

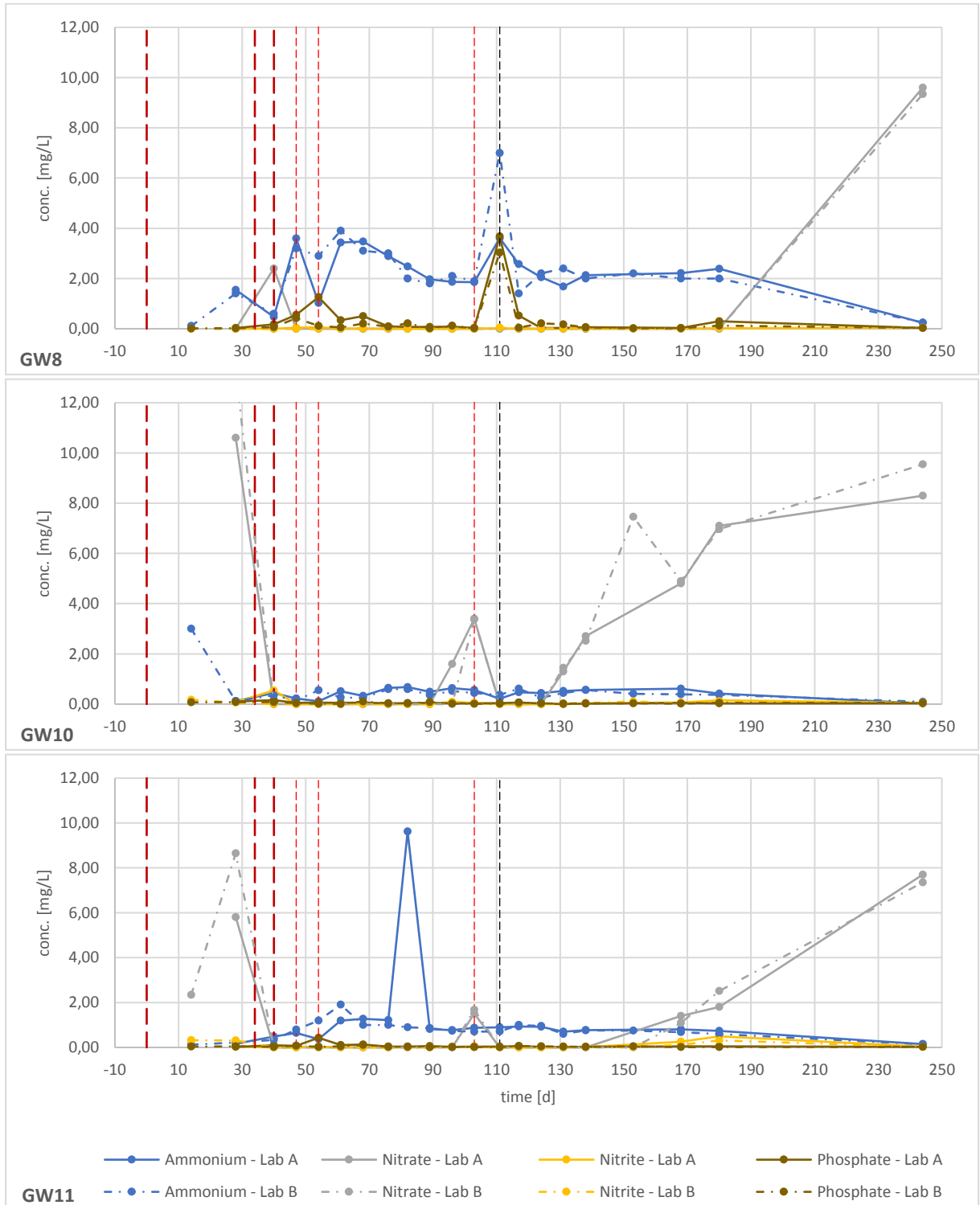


**Abb 1:** Zellzahlen von *Dehalococcoides* und Genkopien der Gene für drei verschiedene Dehalogenasen *bvcA*, *vcrA* und *tceA* im abstromigen Monitoringbrunnen GW9.

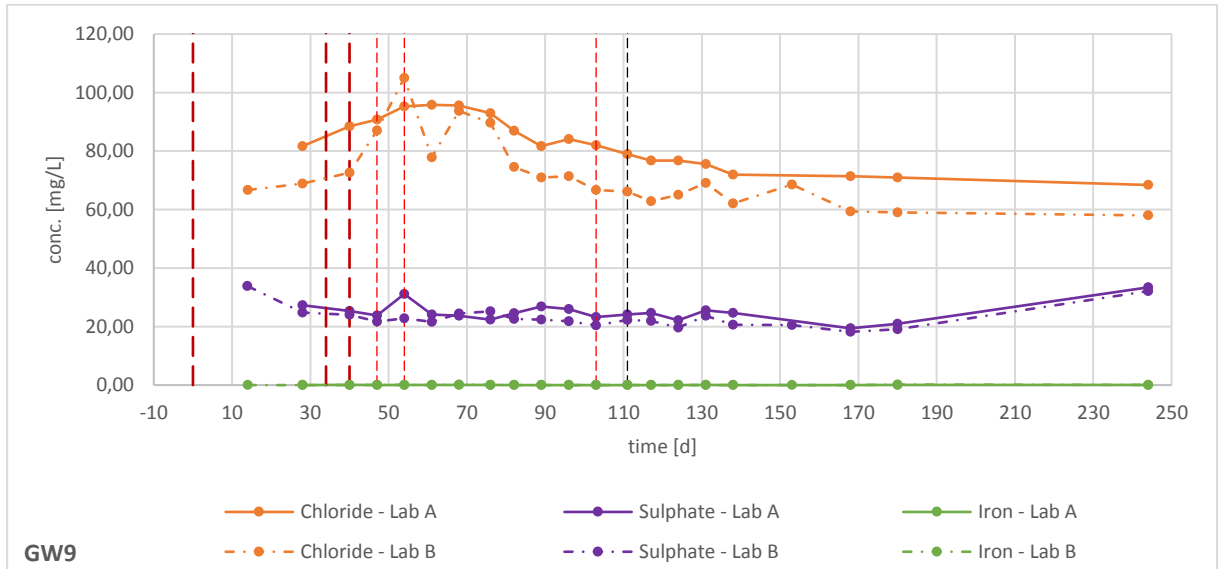
**Chemische Parameter des Grundwassers während des Feldversuches am Standort Trilager Lederfabrik (O70)**



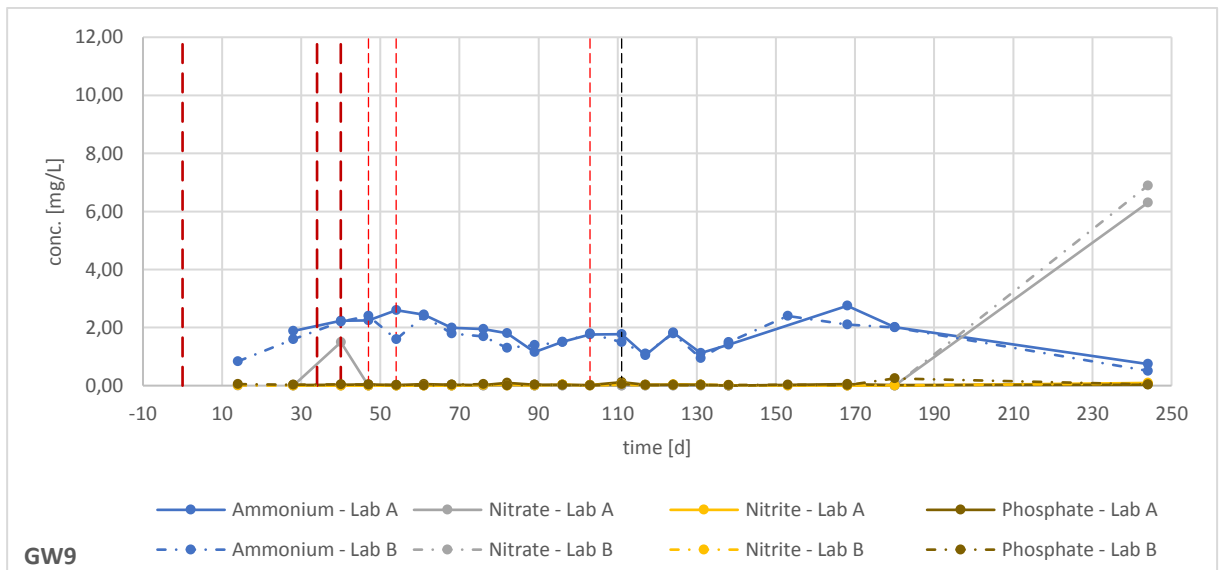
**Abb 2:** Konzentrationen von Chlorid, Sulfat und Eisen im Dotationsbrunnen GW8 und den beiden Monitoringbrunnen GW10 und GW11.



**Abb. 3:** Konzentrationen von Ammonium, Nitrat, Nitrit und Phosphat im Dotationsbrunnen GW8 und den beiden Monitoringbrunnen GW10 und GW11.

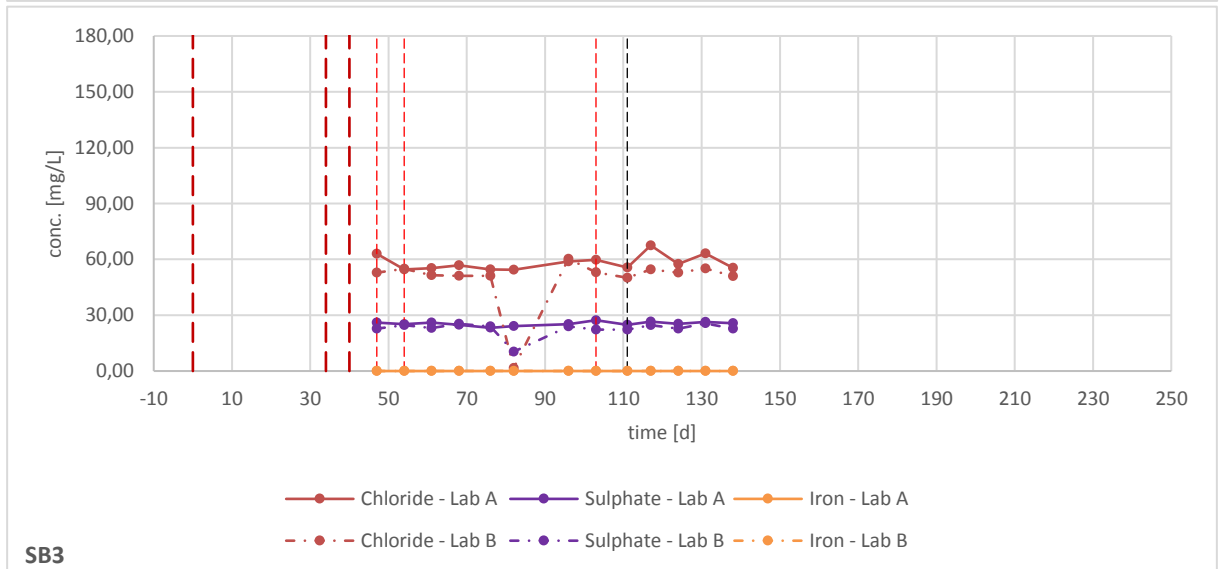
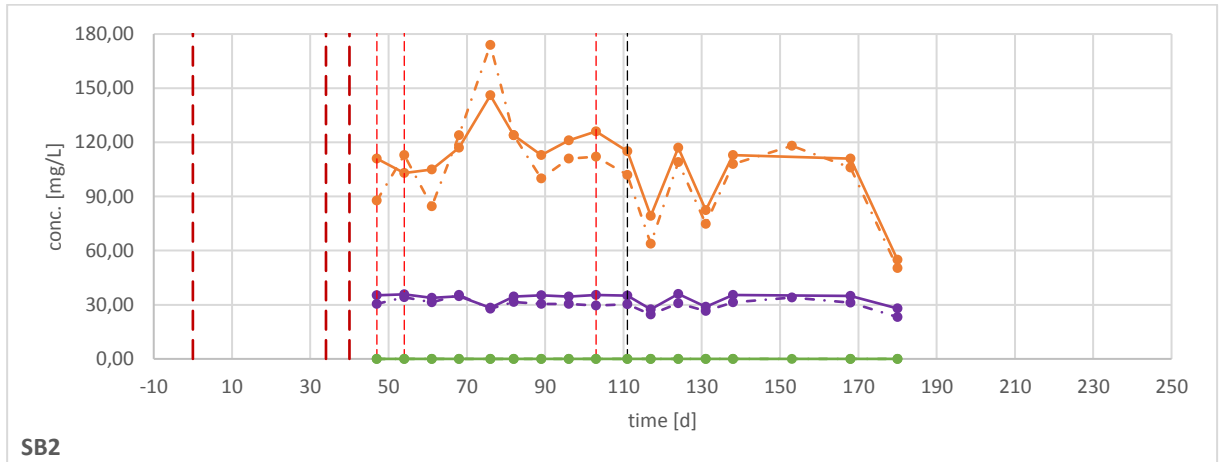


**Abb. 4:** Konzentrationen von Chlorid, Sulfat und Eisen im Dotationsbrunnen GW8 und den beiden Monitoringbrunnen GW10 und GW11.

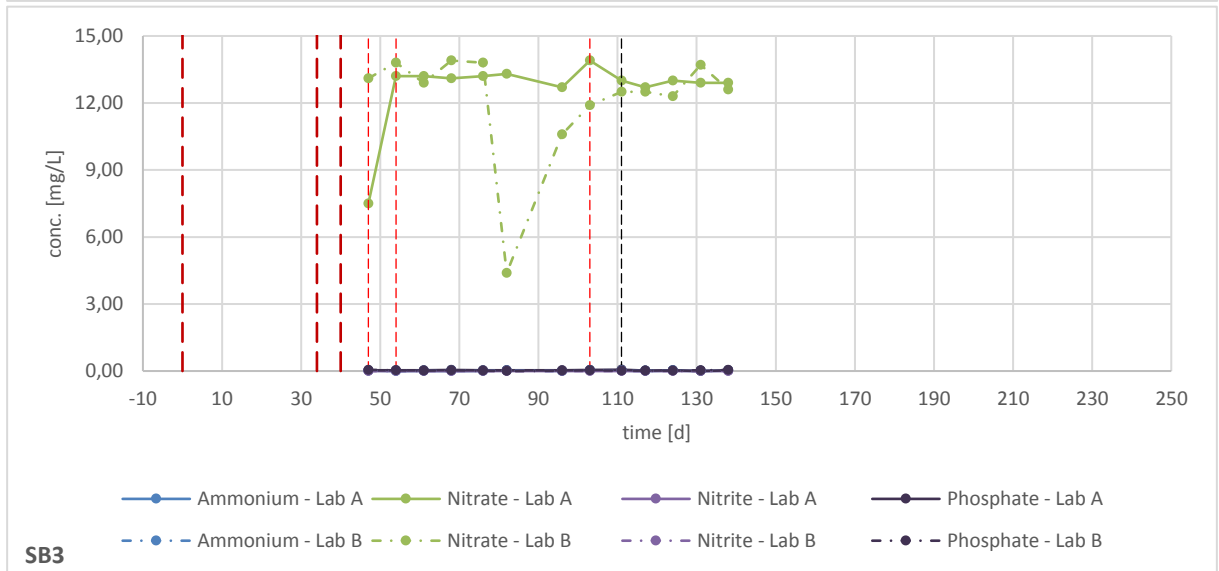
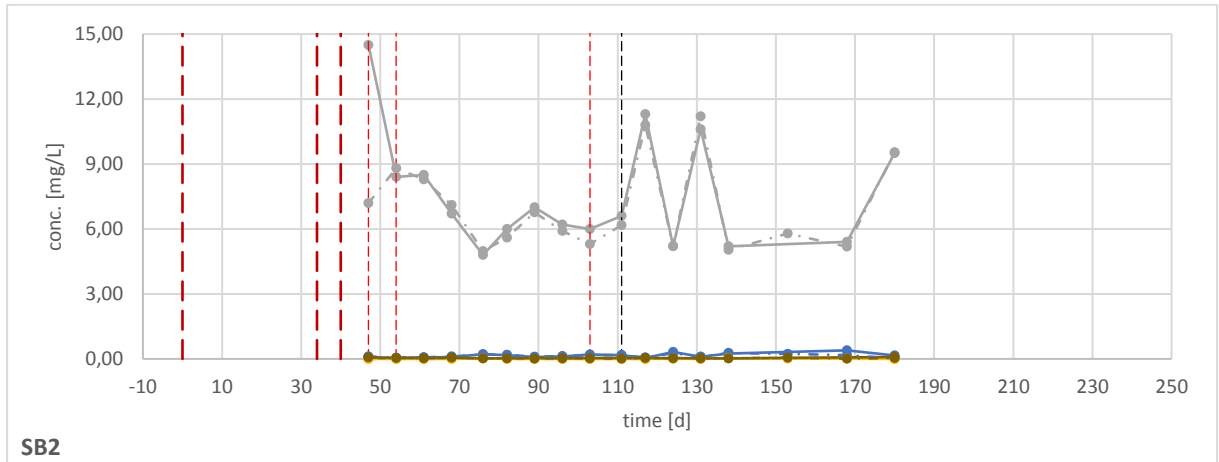


**Abb. 5:** Konzentrationen von Ammonium, Nitrat, Nitrit und Phosphat in der Grundwassermessstelle GW9.

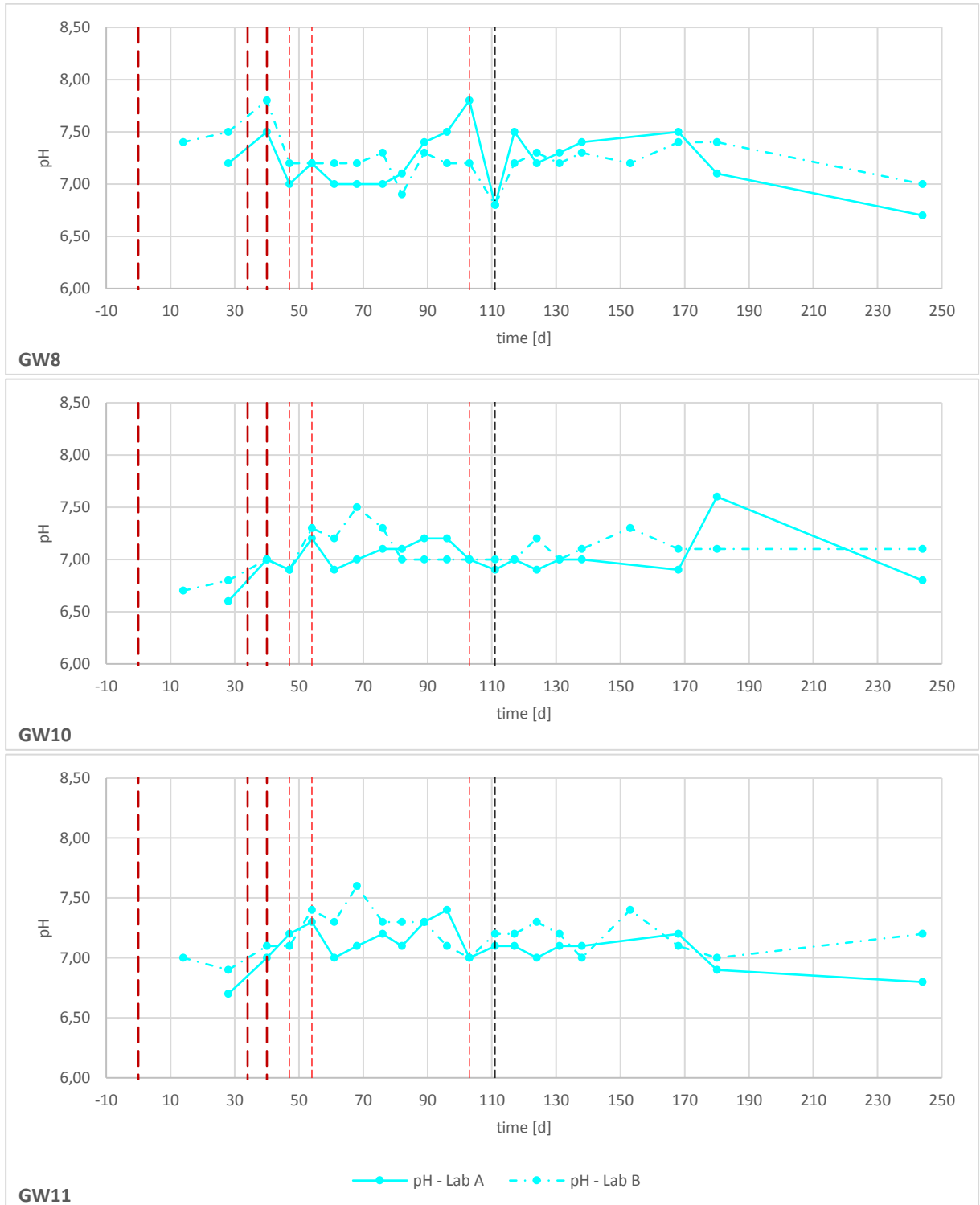




**Abb. 6:** Konzentrationen von Chlorid, Sulfat und Eisen in den abstromigen Grundwassermessstellen SB2 und SB3.



**Abb. 7:** Konzentrationen von Ammonium, Nitrat, Nitrit und Phosphat in den abstromigen Grundwassermessstellen SB2 und SB3.



**Abb. 8:** Im Labor gemessene pH-Werte im Dotationsbrunnen GW8 und den beiden Monitoringbrunnen GW10 und GW11.

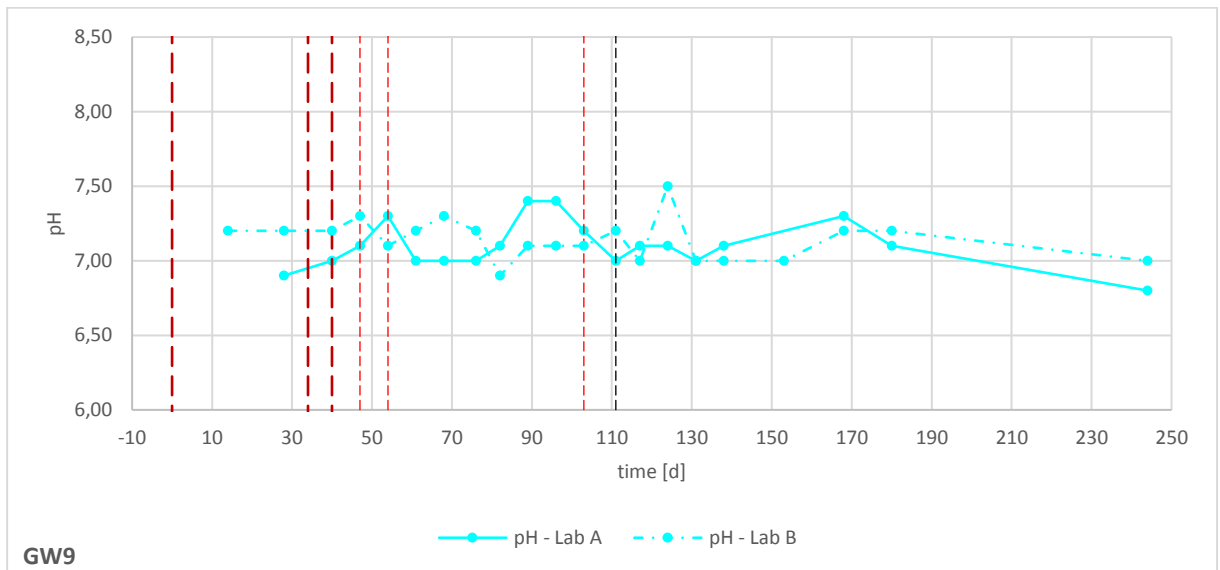
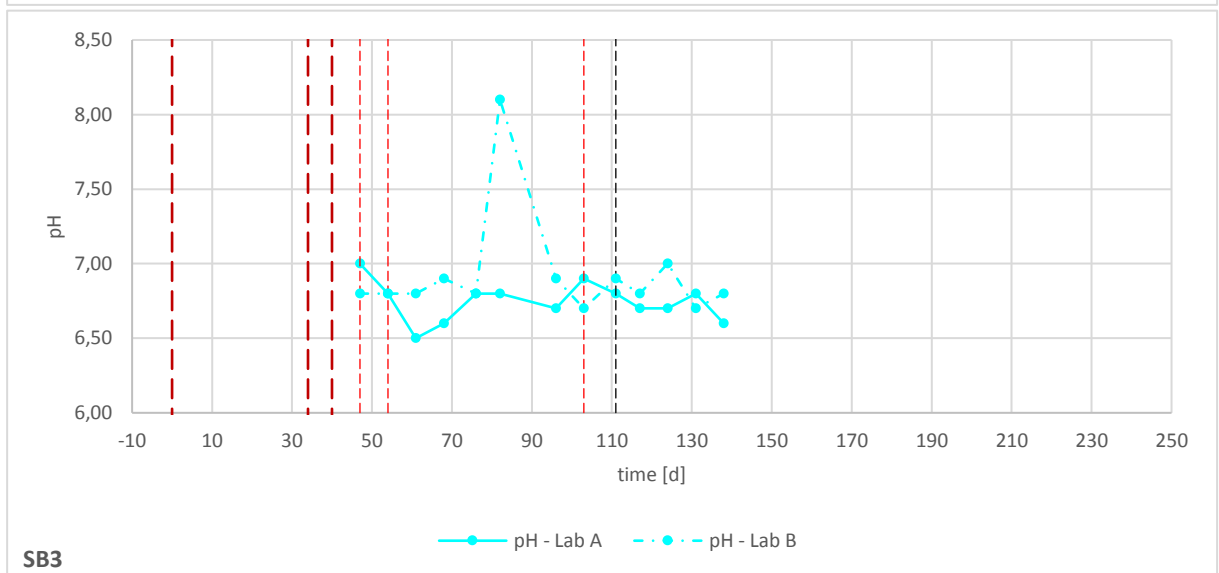
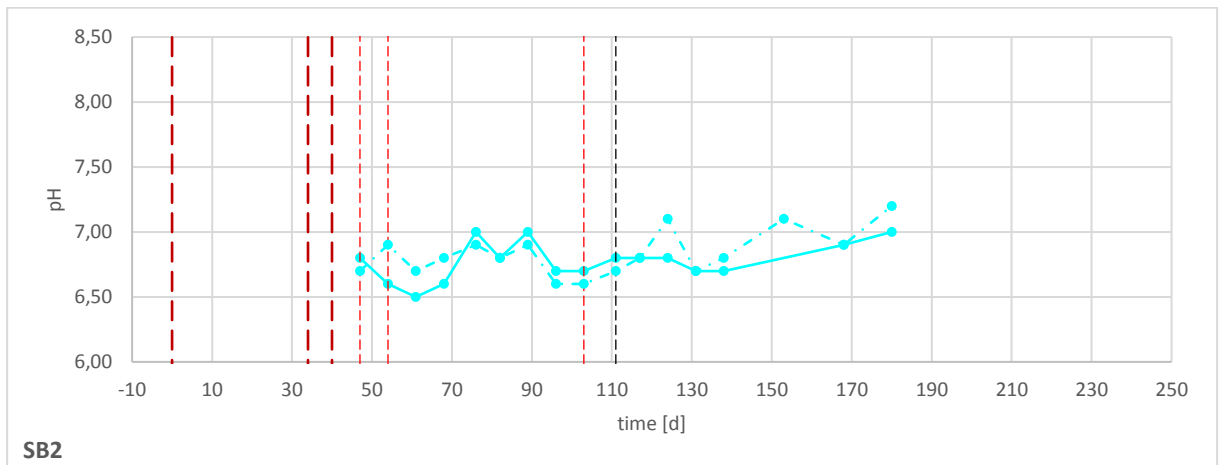
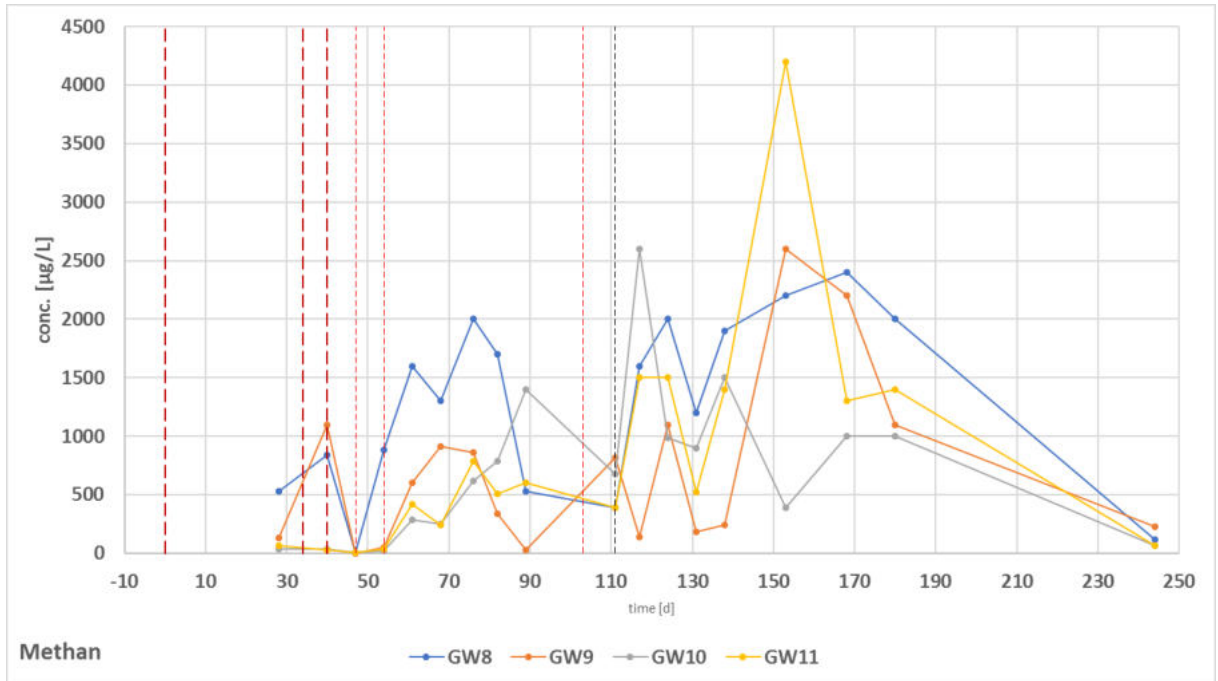


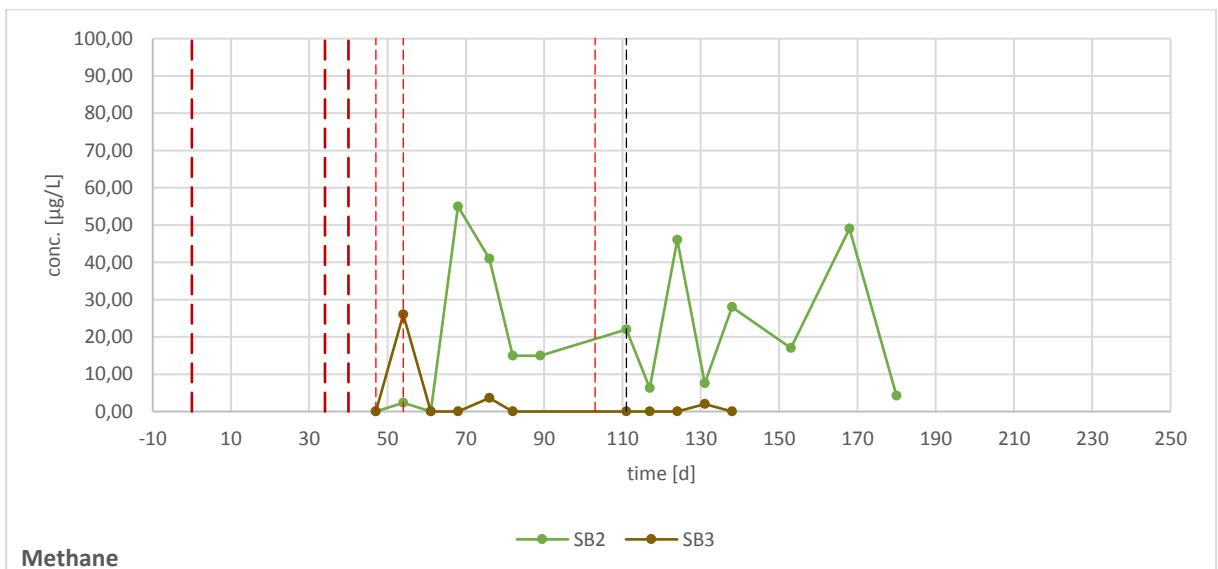
Abb. 9: Im Labor gemessene pH-Werte in der Grundwassermessstelle GW9.



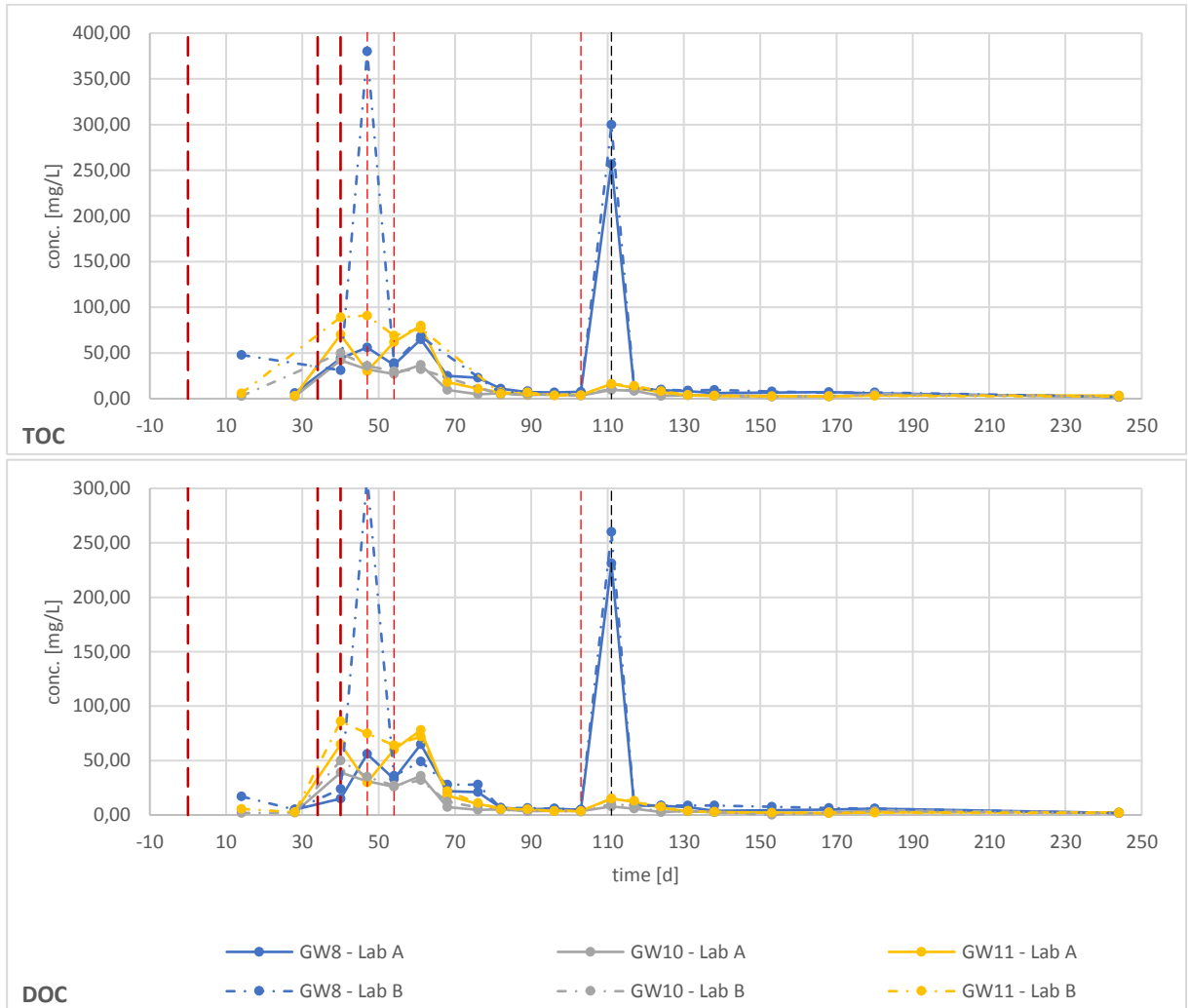
**Abb. 10:** Im Labor gemessene pH-Werte in den abstromigen Grundwassermessstellen SB2 und SB3.



**Abb. 11:** Methankonzentrationen im Dotationsbrunnen GW8, den beiden Monitoringbrunnen GW10 und GW11 und der Grundwassermesstelle GW9.



**Abb. 12:** Methankonzentrationen in den abströmigen Grundwassermesstellen SB2 und SB3.



**Abb. 13:** TOC und DOC im Dotationsbrunnen GW8 und den beiden Monitoringbrunnen GW10 und GW11.

GW9, SB2 und SB3 zeigten relative konstante Werte für TOC und DOC unter 4.30 mg/L mit Ausnahme von Tag 40, an dem in GW9 7.40 mg/L gemessen wurden.