



# MULTIBARDEM

Demonstration of a MULTIBARRIER as a sustainable approach for the prevention of groundwater contamination by leaking landfills and multipollutant contaminated sites: a cheap alternative to landfill re-installation and/or leachate treatment

Antrag-Nr.: A620011

## Fachlicher Schlussbericht

1. November 2006 bis 31. August 2010



### Projektleitung/ Fördernehmer

Dr. Thomas Pümpel, Ass.-Prof.

Institut für Mikrobiologie, Fakultät für Biologie  
Leopold-Franzens-Universität Innsbruck

Technikerstrasse 25  
A-6020 Innsbruck

e-mail [Thomas.Puempel@uibk.ac.at](mailto:Thomas.Puempel@uibk.ac.at)

Tel +43 (0)512 507 6007

Fax +43 (0)512 507 2929

# 1. Projektkonsortium

Die drei österreichischen Projektpartner des gleichlautenden EU Life-Demonstration Projekts mit der Nummer LIFE06 ENV/B/000359:

- Leopold-Franzens-Universität Innsbruck, Institut für Mikrobiologie
- wpa Beratende Ingenieure, Dornbirn
- Umweltbundesamt GmbH, Wien

haben sich in einem Konsortialvertrag vom Mai 2007 zur Zusammenarbeit zur Erreichung der Ziele dieses Projekts verpflichtet.

Die Leopold-Franzens-Universität Innsbruck wurde in diesem Vertrag einvernehmlich als Fördernehmer gegenüber KPC Public Consulting GmbH benannt. Die Rechte und Pflichten, welche die Leopold-Franzens-Universität Innsbruck gemäß Forschungsförderungsvereinbarung gegenüber dem Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft hat, wurden ausdrücklich auf die österreichischen Projektpartner überbunden.

**Das EU-Life-Gesamtprojekt** mit weiteren Partnern in Belgien und Dänemark wird von Partner VITO ([www.vito.be](http://www.vito.be)) koordiniert.  
Projekt-Website: [www.multibarrier.vito.be](http://www.multibarrier.vito.be)

# 2. Zusammenfassung

## *Ziele*

Im EU-Projekt „MULTIBARDEM“ sollten an realen Standorten die Anwendung der passiven Grundwassersanierungstechniken „Permeable reaktive Barriere (PRB)“ und „Reaktive Zone (RZ)“ weiterentwickelt und demonstriert werden. Der Fokus des Projekts war „multifunktionell“, das heißt die Anwendung dieser Verfahren für Mischungen verschiedener Schadstoffe, die unterschiedlicher Abbau- oder Entfernungsprozesse bedürfen. Das österreichische Konsortium, bestehend aus Universität Innsbruck, wpa Beratende Ingenieure und Umweltbundesamt, beschäftigte sich mit dem Standort „Altlast O24“, einem durch verschiedene chlorierte Lösemittel (CKW) kontaminierten Industriestandort.

Das Ergebnis des Projektes soll eine Grundlage zur Entwicklung kostengünstiger, standortspezifischer Filtermaterialien darstellen, um die Reinigungsleistung zu optimieren und das Einsatzspektrum passiver Reinigungssysteme im Rahmen der Altlastensanierung zu erweitern.

## *Konzept*

Gegenüber bisher bekannten Anwendungen von PRB und RZ bei CKW-Schäden weist die Altlast O24 zwei Besonderheiten auf: 1) das Grundwasser ist sauerstoffhaltig und daher oxidierend (fast alle anderen bekannten Standorte mit solchen Kontaminationen sind sauerstofffrei und reduzierend), und 2) der Grundwasserstrom weist mit bis zu 20 Meter pro Tag eine extrem hohe Abstandsgeschwindigkeit auf (das haben Flachlandaquifere z.T. pro Jahr). Für den biologischen Abbau von hoch chlorierten Verbindungen mussten

reduzierende Bedingungen geschaffen und untersucht werden, ob bei den wegen der hohen Geschwindigkeit kurzen hydraulischen Aufenthaltszeiten in den Behandlungszonen ein ausreichender Abbau möglich ist. Gleichzeitig mussten für den Abbau der niedrig chlorierten Zwischenprodukte die oxidierenden Bedingungen teilweise erhalten bleiben.

Am Standort wurden zeitlich hintereinander zwei Konzepte, die sich in Laborversuchen als erfolgversprechend herausgestellt hatten, getestet: 1) eine reaktive Zone mit Dosierung von Melasse als Nährstoff für die CKW-abbauenden Bakterien, und 2) die Befüllung der vorhandenen Funnel&Gate Anlage mit einer Mischung aus Kies und Traubengerüsten als Depot-Nährstoff.

### *Ergebnisse*

Mit beiden Nährstoffen konnten die im Grundwasser vorhandenen Bakterien stimuliert und zu verstärkten Abbauleistungen gebracht werden. Die Dosierung von Melasse erzeugte eine reduzierende reaktive Zone mit einem ca. 50%igen Abbau der Ausgangsschadstoffe auf nur 50 m Fließstrecke (2,5 Tage Aufenthaltszeit). Aus zeitlichen Gründen musste der Versuch abgebrochen werden, die Leistungsfähigkeit des Konzepts konnte jedoch auch unter diesen ungünstigen Bedingungen demonstriert werden.

Die CKW-Abbauleistung in der mit Traubengerüsten gefüllten, permeablen Barriere erreichte nicht das erforderliche Ausmaß. Es war aber letztlich doch erstaunlich, dass bei einer Aufenthaltszeit von nur knapp über einer Stunde in der einen Meter breiten Barriere ein messbarer CKW-Abbau stattfand.

### *Resumee*

Die passiven Grundwasser-Reinigungssysteme „Permeable Barriere“ und „Reaktive Zone“ konnten, entsprechend der Aufgabenstellung, für eine spezielle Anforderung weiterentwickelt werden.

Es wurde demonstriert, dass mit der Dosierung eines Nährstoffkonzentrats (Melasse) in dem gegenständlichen, sehr rasch fließenden, aeroben Grundwasser eine multifunktionelle, reaktive Zone mit anaeroben und aeroben mikrobiellen Abbauprozessen etabliert werden konnte. Eine substantielle Verringerung der Konzentrationen an hoch und niedrig chlorierten Kohlenwasserstoffen war somit möglich.

Weiters wurde ein neuartiges Filtermaterial für den Einsatz in kontinuierlichen Barrieren und Gates entwickelt und erprobt. Die Mischung aus Traubengerüsten und Kies erwies sich als mechanisch sehr stabil (keine Änderung der hydraulischen Leitfähigkeit) und langlebig (Nährstoffe waren nach einem Grundwasserdurchsatz, welcher ca. dem 15.000-fachen des Filterporenvolumens entspricht, noch nicht verbraucht). Am Untersuchungsstandort genügte jedoch die gegebene hydraulische Aufenthaltszeit im Gate nicht für einen effizienten Schadstoffabbau. Das Filtermaterial könnte jedoch unter günstigeren Bedingungen (vor allem bei Grundwasserleitern mit geringeren Abstandsgeschwindigkeiten) eine sehr ökonomische Variante im Rahmen der Altlastensanierung darstellen. Für einen wirksamen Einsatz am Standort wäre jedoch eine Neudimensionierung des gesamten Barriersystems notwendig.

### 3. Ziel des Projekts

Ziel dieses Projekts ist die Anwendung und Weiterentwicklung multifunktionaler Filtermaterialien (Multibarriers; Abb. 1) innerhalb eines passiven Reinigungssystems für Grundwasser im realen Umfeld einer bestehenden Altlast. Das Ergebnis des Projektes soll eine Grundlage zur Entwicklung kostengünstiger, standortspezifischer Filtermaterialien darstellen, um die Reinigungsleistung zu optimieren und das Einsatzspektrum passiver Reinigungssysteme im Rahmen der Altlastensanierung zu erweitern.

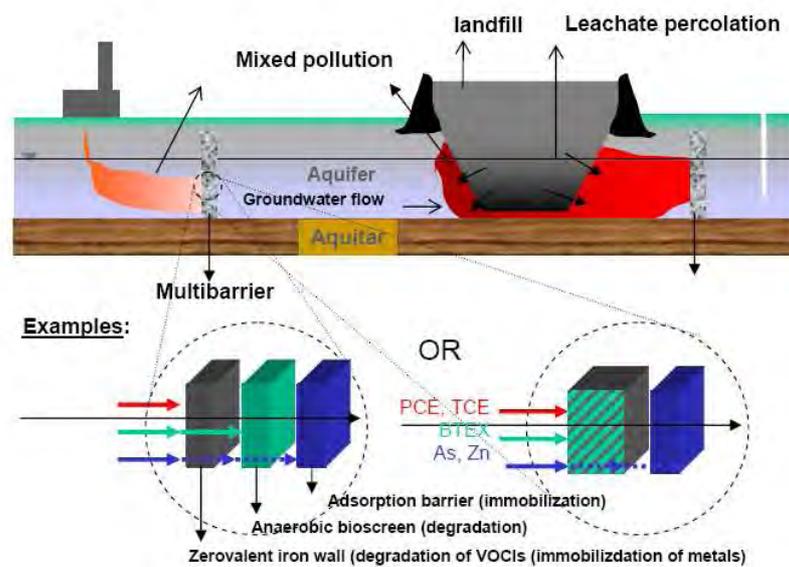


Abb. 1: Multibarrier-Konzept mit Beispiel.

## 4. Zeitplan und Maßnahmen

Projektdauer: 1.11.2006 bis 30.4.2010 (geplant), verlängert bis 31.8.2010

Task	Titel	Beginn	Ende	Maßnahmen
A1	Definition der Grundwasser Kontamination	1/11/2006	31/1/2007	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Bewertung vorhandener Daten</li> <li>• Beprobung und Analyse von Grundwasser</li> <li>• Beschreibung und Visualisierung der Grundwasserschichten und -kontaminationen</li> </ul>
A2	Labortests von maßgeschneiderten MULTIBARRIER Konzepten	1/1/2007	1/11/2007	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Erstellung erster Konzeptentwürfe</li> <li>• Laboruntersuchungen in Säulen</li> <li>• Festlegung der Konzeptions-Parameter</li> </ul>
B	Konzeption der MULTIBARRIER Demonstrationsanlagen	1/12/2007	1/3/2008	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Konzeption der Demonstrationsanlagen</li> <li>• Detaillierte Beschreibung der Installationsarbeiten</li> </ul>
C	Installation der MULTIBARRIER Demonstrationsanlagen	1/1/2008	31/5/2008	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Vorbereitung der Installation</li> <li>• Installation der Demonstrationsanlagen</li> </ul>
D	Monitoring der MULTIBARRIER Demonstrationsanlagen	1/6/2008	1/10/2009	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Installation von Beprobungspegeln an- und abstromig zum MULTIBARRIER</li> <li>• Installation von Mikrokosmos-Systemen in den MULTIBARRIERs zur Beobachtung und Untersuchung der Prozesse</li> </ul>
E	Verbreitung der Ergebnisse	1/12/2006	30/04/2010	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Einrichtung und Gestaltung einer Website</li> <li>• Druck von Broschüren</li> <li>• Vorträge und Publikationen</li> <li>• Organisation von Workshops</li> </ul>
F	Projektmanagement	1/11/2006	30/04/2010	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Bildung lokaler Management Teams</li> <li>• Allgemeines Projektmanagement</li> </ul>

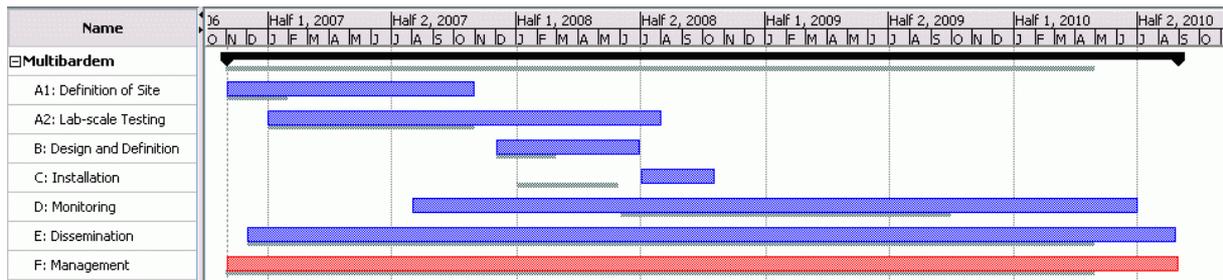


Abb. 2: Gegenüberstellung des geplanten (grau) und aktuellen (farbig) Verlaufs der Projekt-Tasks.

## 5. Untersuchungsstandort „Altlast O24“

### 5.1. Standort-Besonderheiten

Die überwiegende Mehrheit an kontaminierten Grundwässern, für die bisher biologische Sanierungsmethoden in Form einer permeablen Barriere oder reaktiven Zone erprobt und installiert wurden, sind sauerstoffarme bis -freie Wässer, die sich mit geringer Geschwindigkeit bewegen. Bei Altlast O24 handelt sich hingegen um einen sauerstoffhaltigen (aeroben), sehr rasch fließenden Grundwasserstrom, sodass die gebräuchlichen biologischen Sanierungskonzepte nicht direkt anwendbar waren. Die Abstandsgeschwindigkeit liegt hier bei rund 10-20 m pro Tag, wobei schon 1 m pro Tag als „schnell“ bezeichnet wird. Die Folge ist eine sehr kurze hydraulische Aufenthaltsdauer des Wassers in einer permeablen Barriere bzw. in einer Behandlungszone im Bereich von Stunden bzw. wenigen Tagen. Zusätzlich erschweren die aeroben Bedingungen den biologischen Abbau der vorhandenen, hoch chlorierten Kohlenwasserstoffe, während die niedrig bis unchlorierten Zwischen- und Abbauprodukte rasch mineralisiert werden.

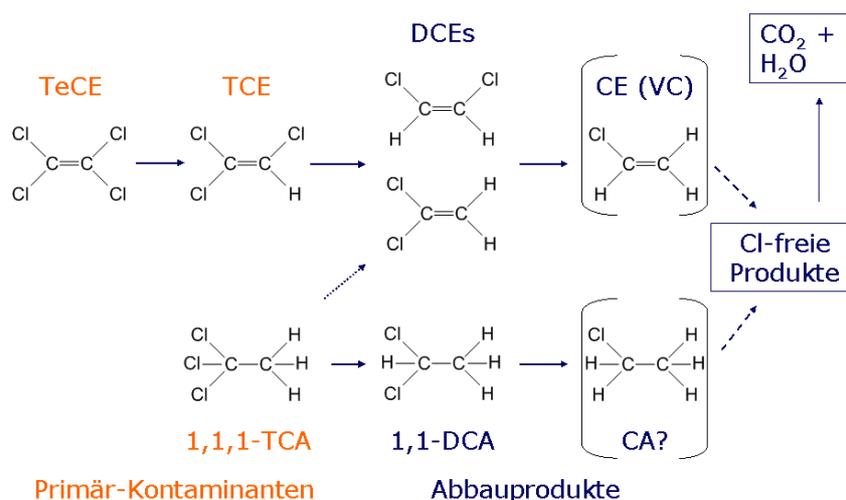


Abb. 3: Primärkontaminanten (orange) und ihre Abbauprodukte (blau) bei Altlast O24. Die einfach chlorierten Intermediate CA und CE wurden am Standort nie nachgewiesen.

## 5.2. Chemisch-biologische CKW-Sanierungsoptionen

Von den vorwiegend passiven, chemisch-biologischen CKW-Sanierungstechniken für Grundwasserströme kommen prinzipiell in Frage:

### 5.2.1. Permeable Barrieren (kontinuierlich oder Funnel & Gate) mit verschiedenen Füllmaterialien und Mechanismen:

- **Adsorption an Aktivkohle:** eine Aufenthaltsdauer des Wassers von wenigen Stunden in einer Aktivkohlebarriere wäre grundsätzlich ausreichend, der gelöste Sauerstoff nicht hinderlich. Ein Problem stellt jedoch bei Altlast O24 die geringe CKW-Konzentration dar, welche dazu führt, dass die Aktivkohle nur sehr wenig Schadstoff adsorbieren kann (vgl. Adsorptionsisothermen in Abb. 4); konkret nur rund 100 g pro t Kohle. Diese müsste daher alle paar Monate ausgetauscht werden.

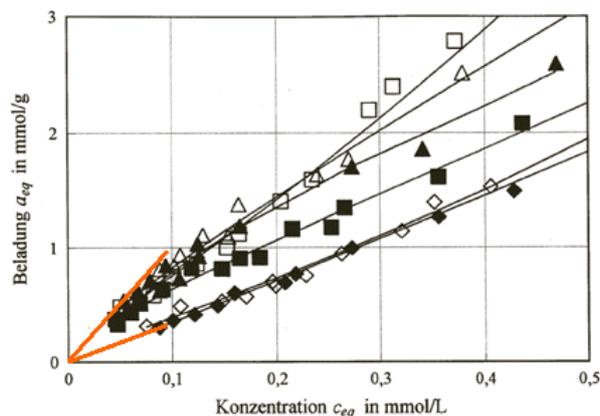


Abb. 4: Isothermen der Adsorption von TCA aus Wasser an verschiedenen Aktivkohlen bei 25°C. (aus Kowalzik A. und Pilchowski K. (1999) Acta Hydrochim Hydrobiol 27: 79-86).

- **Reduktive Dechlorierung mit feinkörnigem Eisen** (ZVI - zero valent iron): diese häufig angewandte Methode ist beschränkt auf anaerobe Wässer. Sauerstoffhaltiges Wasser oxidiert und passiviert somit die Eisenoberfläche in kürzester Zeit.
- **Dechlorierung durch synthetische Mischprodukte aus Eisen und Nährstoffen** ist ebenfalls auf anaerobe Milieus beschränkt, wo diese Produkte durch Stimulation von biologischer und chemischer Dechlorierung zu sehr niedrigem Redoxpotential und hoher Abbauaktivität führen. In Zusammenarbeit mit dem Hersteller *Adventus Inc.* wurde für das Produkt EHC eine Lebensdauer von weniger als 3 Monaten prognostiziert und daher für ungeeignet erklärt.
- **Sehr langsam abbaubare Depot-Nährstoffe:** Unter den Bedingungen bei Altlast O24 wurde diese Option in Betracht gezogen und im Labor untersucht. Ziel dieser Variante ist es, Sauerstoff durch den mikrobiologischen Abbau der Nährstoffe zu verbrauchen und so die benötigten reduzierenden Bedingungen einzustellen. Gleichzeitig sollen die Mikroorganismen mit den nötigen Elektronendonoren versorgt werden.

### 5.2.2. Dosierung von Nährstoffen in den Grundwasserstrom:

- Als Alternative zur Einbringung von Depot-Nährstoffen in eine Barriere können leicht verwertbare, lösliche Nährstoffe auch kontinuierlich oder intermittierend in den Grundwasserstrom dosiert werden. Ein Vorteil gegenüber Depotnährstoffen ist die gute Kontrollierbarkeit der Dosierung. Die Technik ist wegen des nötigen Pump-Energieeinsatzes nicht rein passiv.

## 6. Projektergebnisse

### 6.1. Untersuchungen im Labormaßstab

In Laborexperimenten wurde festgestellt, dass

- am Standort das mikrobielle Potential zum Abbau aller vorhandenen CKWs verfügbar ist
- die Aktivität dieser Mikroorganismen durch Gabe von Kohlenstoffverbindungen (organische Säuren oder Zucker) gesteigert werden kann (z.B. mit Zucker: Abb. 5)

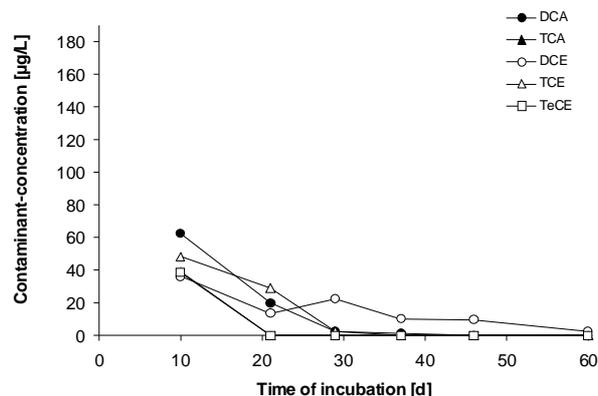


Abb. 5: Abbau einer standorttypischen CKW-Mischung im anaeroben Batch-Versuch mit Glucose in Original-Grundwasser.

- Holz in Form von Traubengerüsten ist, gemischt mit Kies, ein lang verfügbarer Nährstoff ist (Säulenversuche, Abb. 6). Nach einer Startphase von ca. 100 Tagen wird TCA stabil zu DCA dechloriert, das wegen der anaeroben Bedingungen aber nicht weiter abgebaut wird (Abb. 7).



Abb. 6: Laboraufbau für Säulenversuche zur Untersuchung von Gatematerialien.

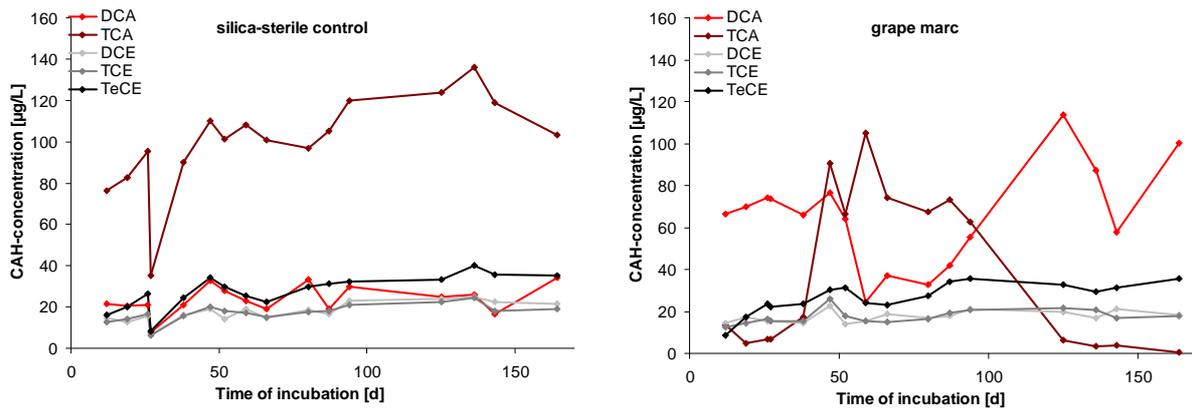


Abb. 7: Ablauf einer Holz-Kiessäule (rechts) im Vergleich zur sterilen Kontrollsäule (links).

Aufgrund der Laboruntersuchungen und der wasserrechtlichen Möglichkeiten wurden zwei mögliche Konzepte erarbeitet:

- 1) Dosierung von zuckerhaltigem Substrat (Melasse) in einen Messpegel bei noch unbefülltem Gate, und
- 2) Befüllung des Gates mit einer Mischung aus Kies und Traubengerüsten.

Es wurde entschieden, beide Möglichkeiten zeitlich hintereinander zu testen, wobei der Variante 2 der Vorzug, das heißt auf jeden Fall ausreichend Beobachtungszeit bis zum Projektende einzuräumen sei.

Als Voraussetzung für den Betrieb der Demonstrationsanlage wurde ein wasserrechtliches Bewilligungsverfahren durch die Bezirkshauptmannschaft Grieskirchen durchgeführt.

Alle Details der Laboruntersuchungen sind in der Beilage „Deliverable\_A2-2.pdf“ auf CD-ROM beigelegt.

## 6.2. Reaktive Zone mit Melassedosierung

### 6.2.1. Konzept "Moving Zones"

Durch die pulsartige Dosierung einer Energiequelle für Mikroorganismen sollten oszillierende Redoxbedingungen erzeugt werden: in Gegenwart der Energiequelle wird der im Grundwasser vorhandene Sauerstoff verbraucht und reduzierende Bedingungen sind die Folge; nach Verbrauch der Energiequelle stellen sich wieder oxidierende Bedingungen ein (Abb. 8). Solche wechselnden Bedingungen sollten ideal für den kompletten Abbau der chlorierten Kohlenwasserstoffe und ihrer Abbauprodukte sein.

Das System wäre zwar nicht komplett passiv, da elektrische Energie für den Betrieb der Dosierpumpen benötigt wird, hätte aber den Vorteil der guten Kontrollmöglichkeit des unterirdischen Bioreaktors.

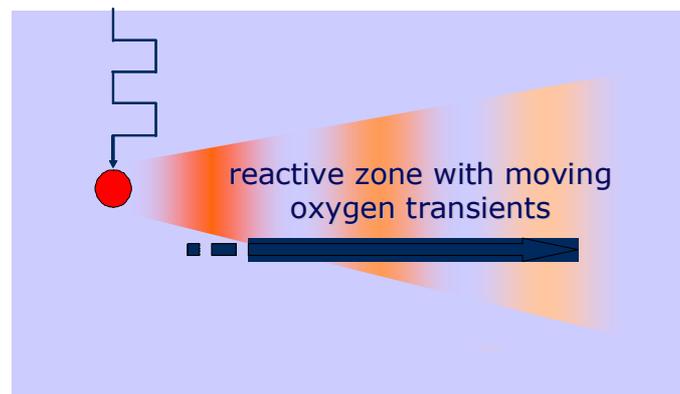


Abb. 8: Konzept "Moving Zones", erzeugt durch pulsartige Dosierung einer Energiequelle für Mikroorganismen in einen Messpegel.

### 6.2.2. Realisierung

Rohrzucker melasse wurde 50 Tage lang (10.7. bis 26.8.2008) in den Messpegel H41 dosiert: eine Tauchpumpe im Pegel förderte Grundwasser nach oben, das mit Melasse vermischt wieder retourniert wurde (Abb. 9). Insgesamt wurden ca. 300 kg Melasse dosiert, um eine durchschnittliche Konzentration von ca. 100 mg/L Melasse (das entspricht ca. 20 mg/L Kohlenstoff) im Grundwasser zu erreichen.

Ausfälle der Tauchpumpe und der Stromversorgung führten jedoch dazu, dass ein Teil der Melasse ohne Vermischung mit dem Grundwasser dosiert wurde, und aufgrund ihrer hohen Dichte eine konzentrierte Melassezone am Grund des Pegels bildete.

Das Dokument „Deliverable\_B2\_C2.pdf“ auf CD-ROM enthält alle Details zu Betrieb und Errichtung der Dosierstation.

### 6.2.3. Ergebnisse

#### 6.2.3.1. Grundlagen der Dateninterpretation

Folgende Pegel entlang des Grundwasser-Fließpfades wurden zur Interpretation der Daten ausgewählt:

Tab. 1: Ausgewählte Pegel für Darstellung von Ergebnissen und Interpretation

Pegel	Entfernung von H41	Anmerkungen
H41	0 m	Melasse Dosierstation
H42	39 m	
H37/38	59 m	Mittelwerte beider Pegel am Gateeingang
H22	98 m	Pegel an der Grundgrenze



Abb. 9: Ausschnitt des Untersuchungsgebietes mit Melasse-Dosierstation bei H41, ausgewählten Messpegeln und Funnel&Gate Anlage (unbefülltes Gate während der Melassedosierung).

Konzentrationsschwankungen der Schadstoffe im Zulauf zum Untersuchungsgebiet wurden für die folgenden Darstellungen durch Normierung wie folgt kompensiert:

In Pegel H41 korrelieren die beiden Primärkontaminanten TCA und TeCE signifikant ( $p < 0.01$ ; Abb. 10) und zeigten keine markanten Veränderung nach Start der Melassedosierung (Abb. 11). Die Konzentrationen dieser beiden Verbindungen in H41 wurden daher als Normierungsgröße für die entsprechenden Abbauprodukte verwendet: alle Ethane auf TCA in H41, alle Ethene auf TeCE in H41. So werden die Auswirkungen der getroffenen Maßnahmen deutlicher sichtbar.

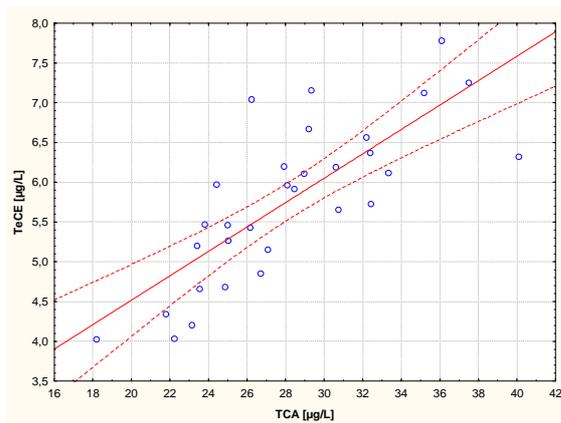


Abb. 10: Korrelation zwischen TCA und TeCE in Pegel H41.

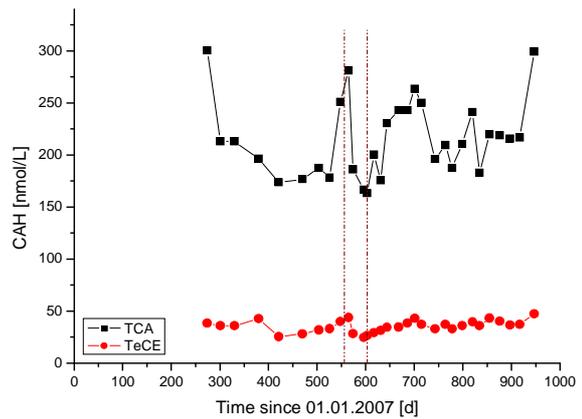


Abb. 11: Zeitverlauf von TCA und TeCE in Pegel H41. Melasse wurde zwischen den markierten Zeitpunkten dosiert.

### 6.2.3.2. Redoxpotential, Sauerstoffkonzentration, el. Leitfähigkeit und pH

Vor Beginn der Maßnahmen vor Ort wies der Aquifer keine ausgeprägten Konzentrationsgradienten auf (Abb. 12-13). Das Redoxpotential lag bei  $+350 \pm 100$  mV, und der Gehalt an gelöstem Sauerstoff bei 2 bis 4 mg/L; das Grundwasser war durchgehend aerob und oxidierend.

Die Melessedosierung ließ das Redoxpotential im Dosierpegel H41 auf  $-300$  mV absinken; auch in den abstromigen Pegeln sank der Wert deutlich. In H41 dauerte es nach Beendigung der Melessedosierung weitere ca. 200 Tage, bis sich das Redoxpotential erholte; ein klares Indiz auf das erwähnte Melassedepot, das durch den Ausfall der Tauchpumpe entstanden war. In Übereinstimmung mit dem Redoxpotential fiel auch die Sauerstoffkonzentration in allen beobachteten Pegeln bis nahe Null.

Diese unmittelbare Reaktion des Aquifers auf die Melessedosierung zeigt, dass ausreichend Schadstoff abbauende Mikroorganismen vorhanden sind, denen es nur an den richtigen Nährstoffen fehlt, wie bereits in den Laborversuchen gezeigt werden konnte.

Elektrische Leitfähigkeit und pH-Wert verhielten sich entsprechend den Erwartungen. Eine leichte Ansäuerung entsteht aus dem Zuckermetabolismus, ein Anstieg der Leitfähigkeit aus der Ansäuerung und durch Zunahme ionischer Abbauprodukte wie z.B. organischer Säuren (Abb. 14).

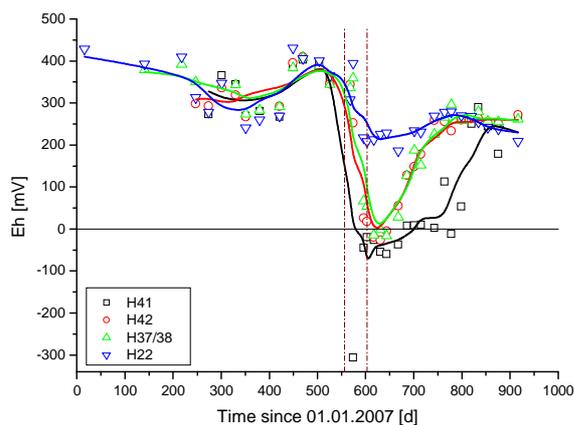


Abb. 12: Zeitverlauf des Redoxpotentials. Melasse wurde zwischen den markierten Zeitpunkten dosiert.

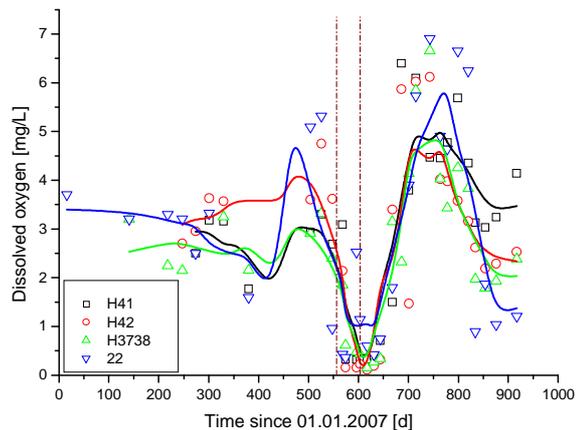


Abb. 13: Zeitverlauf von gelöstem Sauerstoff. Melasse wurde zwischen den markierten Zeitpunkten dosiert.

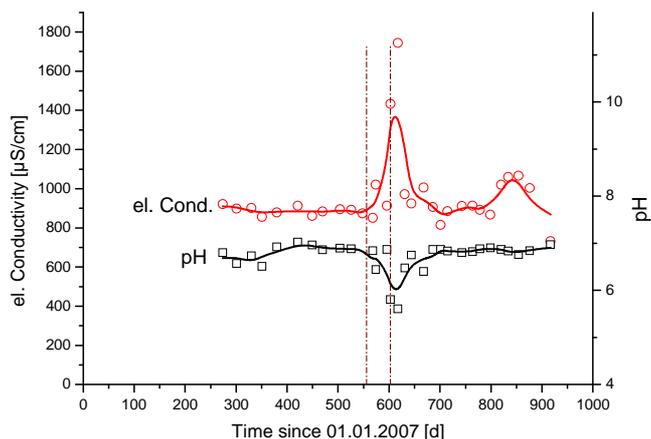


Abb. 14: Zeitverlauf von elektrischer Leitfähigkeit und pH-Wert. Melasse wurde zwischen den markierten Zeitpunkten dosiert.

### 6.2.3.3. Die chlorierten Ethane DCA und TCA

Vor Beginn der Melassedosierung standen die Konzentrationen von Trichlorethan (TCA) und dem nächsten Abbauprodukt Dichlorethan (DCA) in den Pegeln H41 bis H22 in konstantem Verhältnis zueinander. Geringfügige Konzentrationsabnahmen von H41 bis H42 deuten auf einen schwachen Abbau oder andere Ursachen wie Verdünnung oder Evaporation hin. Von H42 bis H22 sinken die Konzentrationen stärker, aber im gleichen Verhältnis, auf ca. 25% der H41-Werte an der Grundgrenze (H22). Verantwortlich dafür dürfte in diesem Bereich vor allem Verdünnung durch den Zustrom von sauberem Grundwasser aus dem Norden sein (Abb. 15).

Die Melassedosierung stimulierte eindeutig die Dechlorierung von TCA zu DCA, das abstromig der Dosierstelle auf die vielfache Konzentration anstieg (Abb. 15). Sämtliches gebildetes DCA wurde bis H22 auf die Ausgangskonzentration abgebaut. TCA fiel in H42 ab, stieg aber abstromig wieder leicht an, was durch

den mehrfach beobachteten Effekt der vorübergehenden Desorption von an Bodenpartikel gebundenem TCA erklärt werden kann.

Nach Beendigung der Melassedosierung dauerte es auch bei diesen Verbindungen noch weitere 200 Tage, bis die Ausgangskonzentrationen erreicht waren.

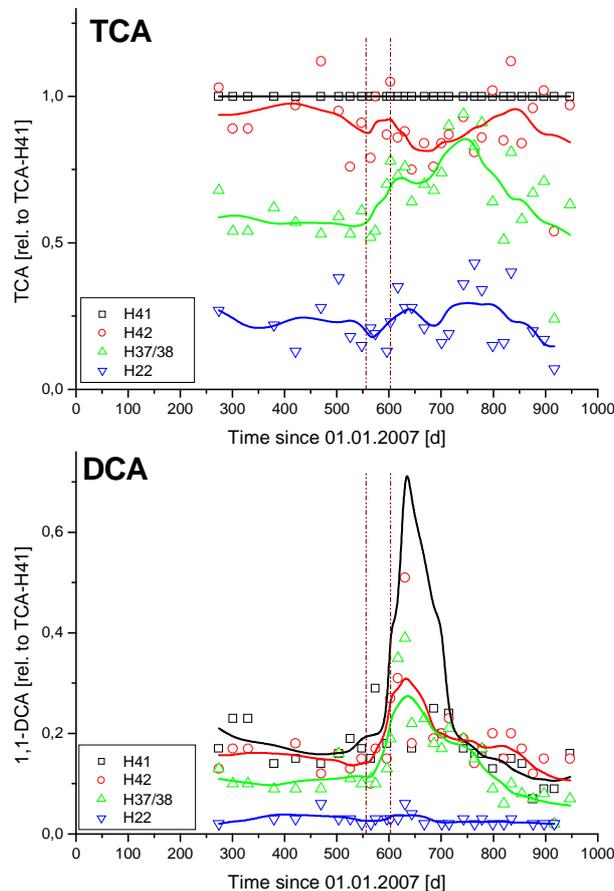


Abb. 15: Relative molare Konzentrationen der chlorierten Ethane (TCA in H41 = 1.0); Linien: gleitender Mittelwert (5 Punkte). Melassedosierung zwischen den markierten Zeitpunkten.

#### 6.2.3.4. Chlorierte Ethene cDCE, TCE und TeCE

Chlorierte Ethene finden sich im untersuchten Bereich des Aquifers in geringeren Konzentrationen als die Ethane. Ihre Reaktion auf die Melassedosierung war ähnlich, wobei die Interpretation etwas schwieriger ist, da hier 2 Abbauprodukte betrachtet werden: Tetrachlorethen (TeCE), das am höchsten chlorierte Produkt, wurde von H41 bis H42 um bis zu 50% abgebaut (Abb. 16). Die beiden sukzessiven Abbauprodukte Trichlorethen (TCE) und cis-Dichlorethen (DCE) nahmen abstromig der Dosierung deutlich zu, und wurden, wie DCA, bis H22 auf die Ausgangskonzentration reduziert.

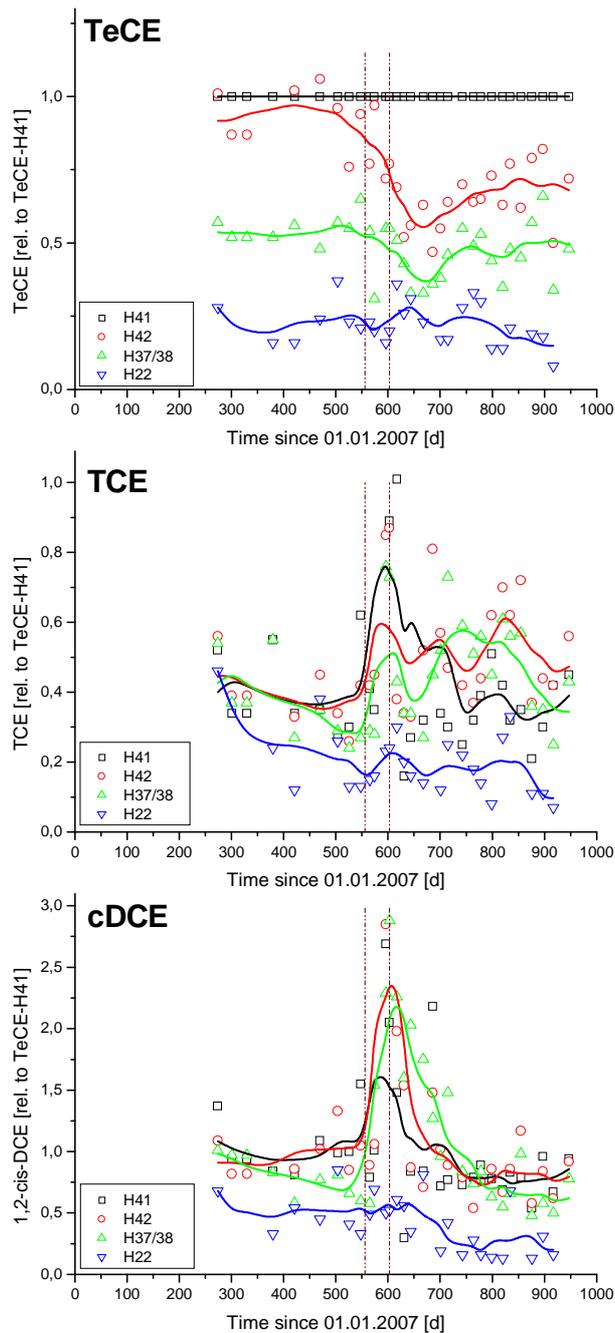


Abb. 16: Relative molare Konzentrationen der chlorierten Ethene (TeCE in H41 = 1.0); Linien: gleitender Mittelwert (5 Punkte). Melessedosierung zwischen den markierten Zeitpunkten.

#### 6.2.4. Schlussfolgerungen

Wegen technischer Probleme (Ausfall der Tauchpumpe im Dosierpegel) konnte anstelle der geplanten Serie von Dosierpulsen nur ein einziger langer beobachtet werden. Unmittelbar nach Dosierbeginn der Melasse entstanden durch mikrobielle Sauerstoffzehrung anaerobe, reduzierende Bedingungen, die für den Abbau der hoch chlorierten Kohlenwasserstoffe ideal sind. Offensichtlich waren alle nachgewiesenen Schadstoffe unter diesen Bedingungen abbaubar. Der Abbaugrad wäre mit Fortdauer des Experiments sicher weiter gestiegen, konnte aber wegen der geplanten Inbetriebnahme der Funnel&Gate Anlage nicht weiter beobachtet werden.

Durch die Beimischung aerober Grundwasserströme aus Norden und durch Diffusion von Sauerstoff aus der ungesättigten Bodenzone erlangte der Grundwasserstrom wesentlich früher als erwartet seine oxidierenden Bedingungen zurück. Bereits ab etwa 40 m abstromig der Dosierstelle war der Aquifer wieder im positiven Redoxbereich, was für den Abbau der niedriger chlorierten Zwischenprodukte ideal ist (Abb. 17-18).

Für diesen Standort mit seinem oberflächennahen, sehr rasch fließenden Grundwasser (10-20 m/d Abstandsgeschwindigkeit) kann das ursprüngliche Konzept der Pulsdosierung verworfen werden. Eine kontinuierliche Dosierung erzeugt eine begrenzte anaerobe Zone für den Abbau der hoch chlorierten Verbindungen, deren Zwischenprodukte in der anschließenden aeroben Zone weiter dechloriert und abgebaut werden (ein gewisses Maß an intermittierender Dosierung ist allerdings vorteilhaft, um ein "Clogging" des Dosierpegels und seiner unmittelbaren Umgebung durch übermäßiges Mikroorganismenwachstum zu vermeiden).

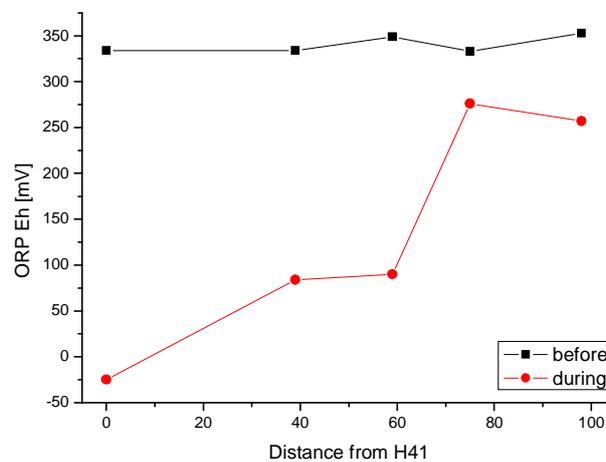


Abb. 17: Redoxprofil von Dosierpegel H41 bis Pegel H22: Mittelwerte der Perioden vor und während der Dosierung von Melasse.

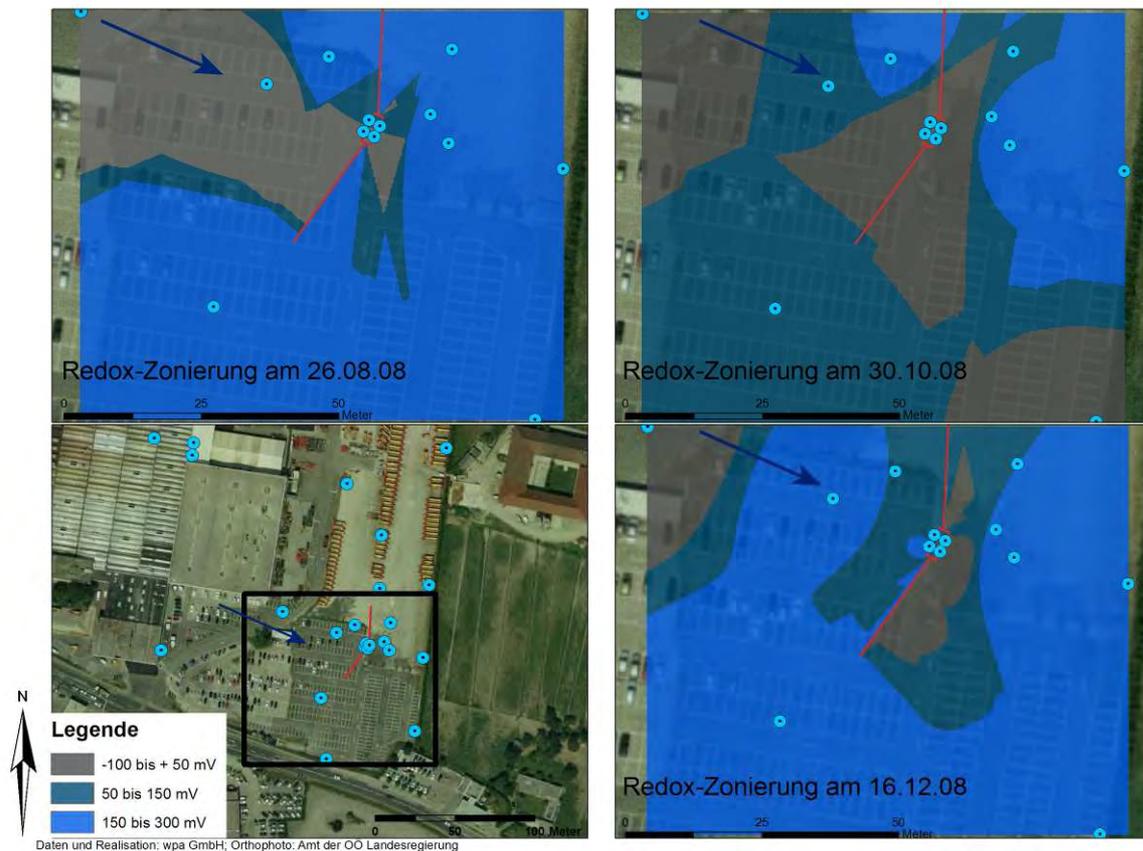


Abb. 18: Darstellung der Redox-Zonierung, entstanden aufgrund von Melassedosierung. In der Phase der Dosierung (Karte vom 26.8.2008) reicht die Reduktionszone von der Dosierstelle H41 (oberer Bildrand, links) bis zum Gate, im Anschluss herrschen die gewünschten oxidierenden Verhältnisse.

### 6.3. Bio-Barriere in der Funnel&Gate Anlage

#### 6.3.1. Konzept der aeroben und anaeroben Fließpfade

Eine Funnel&Gate Anlage im Pilotmaßstab mit fünf parallelen Kammern war aus einem früheren Projekt verfügbar. Abwechselnd mit Kies und einem Depot-Nährstoff gefüllte Kammern sollten durch den mikrobiellen Abbau des langsam abbaubaren Substrats abwechselnde Zonen mit hohem und niedrigem Redoxpotential erzeugen. In diesen räumlich und zeitlich stabilen Zonen sollten sich alle, für den Abbau der unterschiedlich hoch chlorierten Schadstoffe nötigen Bedingungen einstellen (Abb. 19).

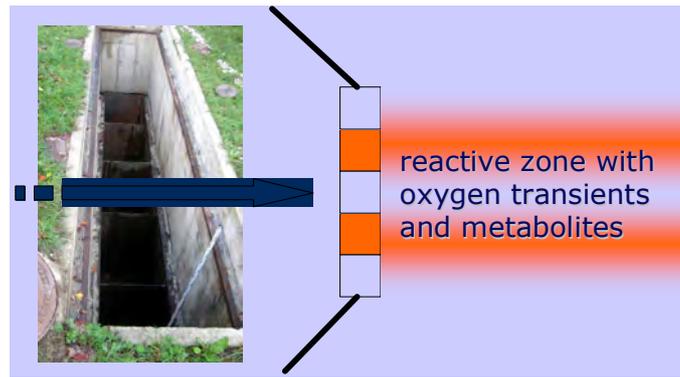


Abb. 19: Konzept der aeroben und anaeroben Fließpfade, erzeugt durch abwechselndes Füllen von Gatekammern mit bzw. ohne Depot-Nährstoffe.

### 6.3.2. Realisierung

Nach ausführlichen mikrobiologischen und hydraulischen Vorversuchen wurde eine Mischung aus Feinkies und Traubengerüsten als optimal bezüglich Nährstoffversorgung und hydraulischer Leitfähigkeit ausgewählt. 50% der Querschnittsfläche des Gates wurden mit reinem Kies, die anderen 50% mit der erwähnten Mischung befüllt (Abb. 20). Die hydraulische Leitfähigkeit wurde durch die Wahl der Korngröße so gering eingestellt, dass keine markante Umströmung des Funnel&Gate eintritt. Wegen durchgerosteter Wandbleche ist grober Drainagekies in das leer stehende Gate eingedrungen, der bei der Befüllung des verbleibenden Querschnitts berücksichtigt werden musste. Die Füllung wurde daher nicht wie geplant abwechselnd pro Kammer vorgenommen, sondern so, dass der durchströmte Querschnitt insgesamt zu je ca. 50% aus Kies und Nährstoffmischung besteht.

Mit einer Abstandsgeschwindigkeit von ca. 20 m/d ergibt sich die extrem geringe hydraulische Aufenthaltsdauer von nur 1,2 h im Gate.

Das Dokument „Deliverable\_B2\_C2.pdf“ auf CD-ROM enthält alle Details zur Vorauswahl des Füllmaterials und zur Befüllung des Gates.

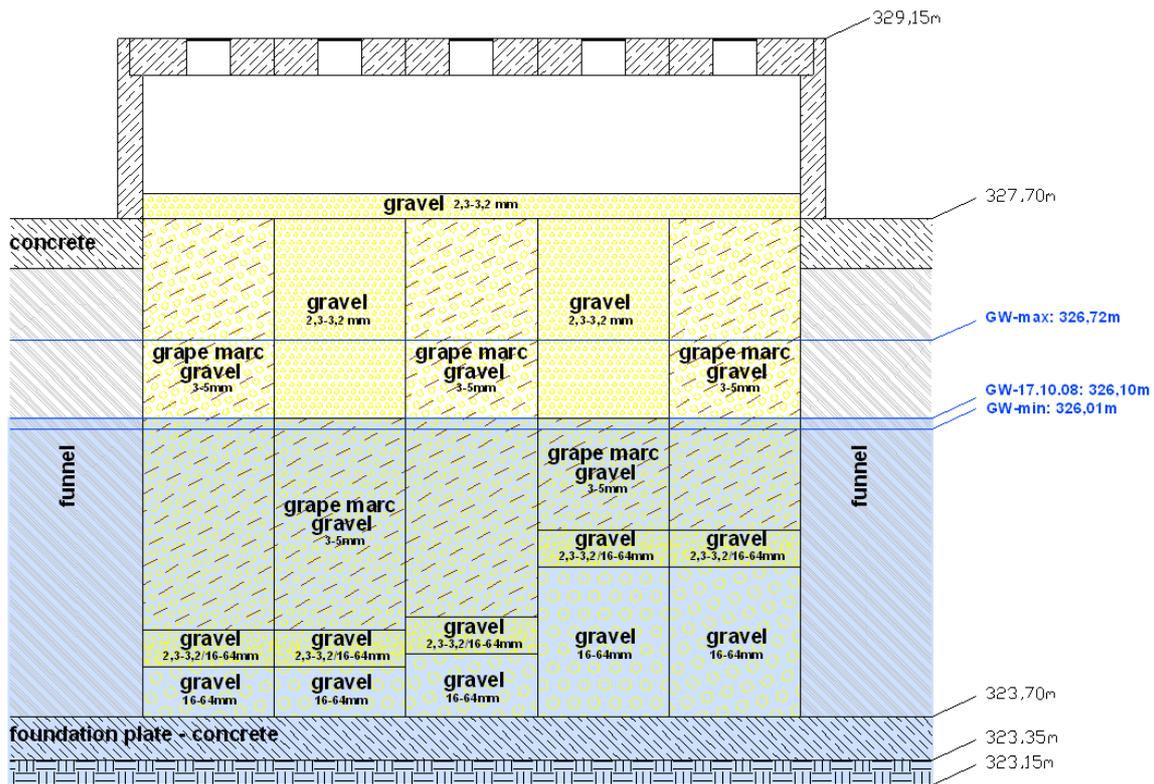


Abb. 20: Gatequerschnitt mit Befüllungsmuster (gravel 16-64 mm: eingedrungener Drainagekies; gravel 2,3-3,2 ,mm: verfüllter Feinkies; grape marc/gravel 3-5 mm: Mischung aus Kies und Traubengerüsten; Höhenangaben: Meter über Adria)

### 6.3.3. Ergebnisse

Aus den Abbildungen der zeitlichen Konzentrationsverläufe im Kapitel Melassedosierung wird ersichtlich, dass sich diese Dosierung von Juli bis August 2008 bis mindestens März 2009 auswirkte. Manche Parameter erholten sich erst im August 2009. Das macht die Interpretation der Effekte der Gatebefüllung im Oktober 2008 schwierig. Für die nachfolgenden Darstellungen und Diskussionen wurden daher nur Messdaten nach März 2009 verwendet; außerdem wurde der Messtag 6. Juli 2009 wegen Starkregens und dadurch erfolgter Verdünnung des Grundwassers ausgeblendet. Zur Darstellung der Schadstoffkonzentrationen wurde dieselbe Normierung auf Pegel H41 wie bei der Melasse verwendet.

Diese normalisierten Konzentrationen werden in Längsprofilen von Pegel H41 bis H22 (Lage siehe Abb. 9) dargestellt. Die Periode "before" liegt vor der Melassedosierung (bis Juli 2008), die Periode "after" nach März 2009 (s.o.).

#### 6.3.3.1. Redoxpotential und gelöster Sauerstoff

Abbildung 13 zeigt die zeitlichen Verläufe von Redoxpotential und gelöstem Sauerstoff am Gateeingang (H37/38), am Gateausgang (H39/40) und abstromig bei H44 und H22. Der negative Peak ab Tag 556 stammt von der Melassedosierung. Deutlich zu sehen ist der Unterschied zwischen Gateeingang (schwarz) und -ausgang (rot) bei beiden Parametern, der auf mikrobielle Aktivität im Gate hindeutet. Die Zunahme von Sauerstoff in H44 dürfte durch das Oberflächenwasser-Versickerungsbecken zwischen Gate und H44 verursacht werden, dessen Sohle nahe dem Grundwasserpegel liegt.

Abbildung 14 zeigt dieselben Daten als zeitliche Mittelwerte in Längsprofilen wie oben beschrieben.

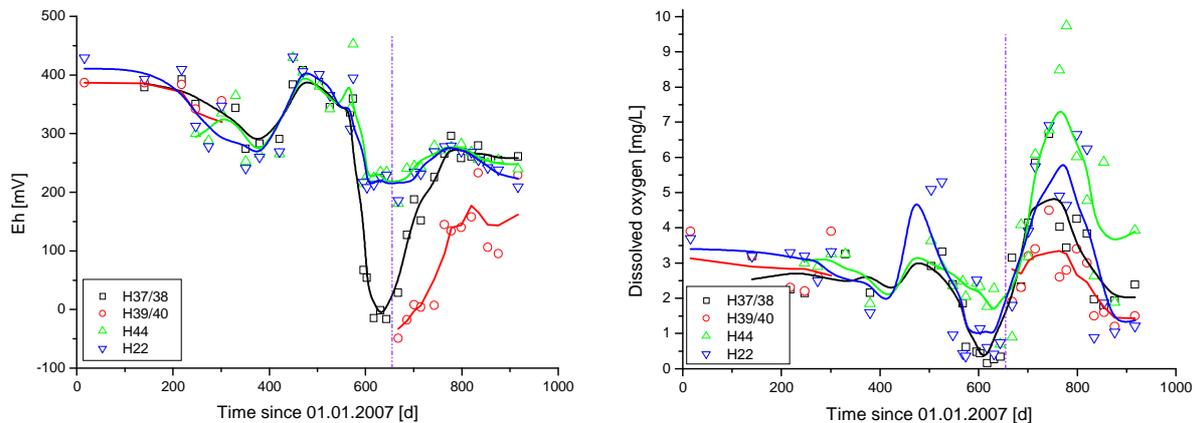


Abb. 21: Zeitverlauf von Redoxpotential (links) und gelöstem Sauerstoff (rechts). Das Gate wurde am 17.10.2008 (Tag 655) befüllt (strichpunktierte Linie).

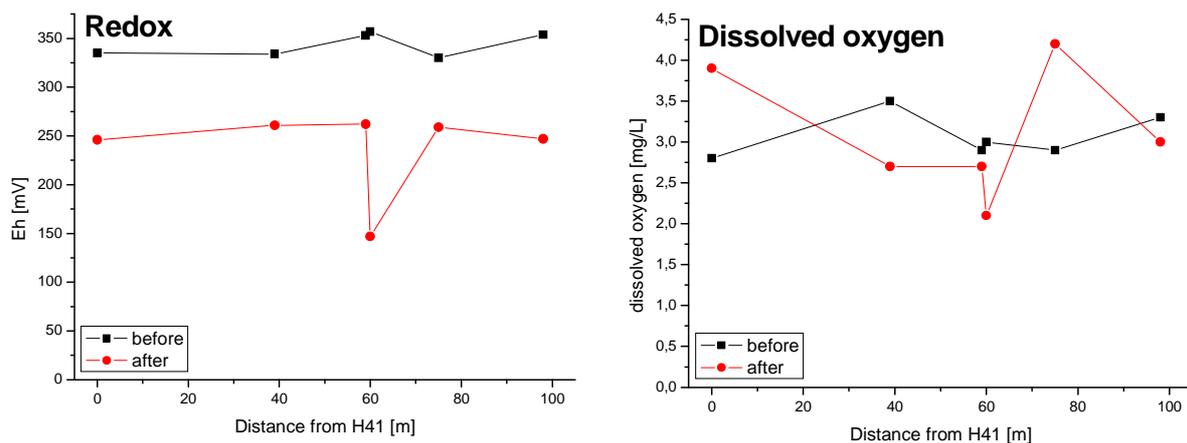


Abb. 22: Längsprofile von Redoxpotential (links) und gelöstem Sauerstoff (rechts), vor und nach Gatebefüllung, von Pegel H41 (0 m) bis H22 (98 m abstromig); das Gate liegt bei 59-60 m.

### 6.3.3.2. Chlorierte Verbindungen

Einige der Messparameter deuten klar auf eine biologische Aktivität im Gate hin: der Abfall von Redoxpotential und Sauerstoffkonzentration (Abb. 21-22), und der deutliche Anstieg der Abbauprodukte DCA und DCE (Abb. 23-24).

Interessanterweise spiegelt sich diese Zunahme nicht in einer Abnahme der hoch chlorierten Ausgangsprodukte wider. Ebenso wie bei der Melassedosierung könnte auch hier eine Mobilisierung dieser Substanzen aus dem Aquifer ihren Abbau kompensieren.

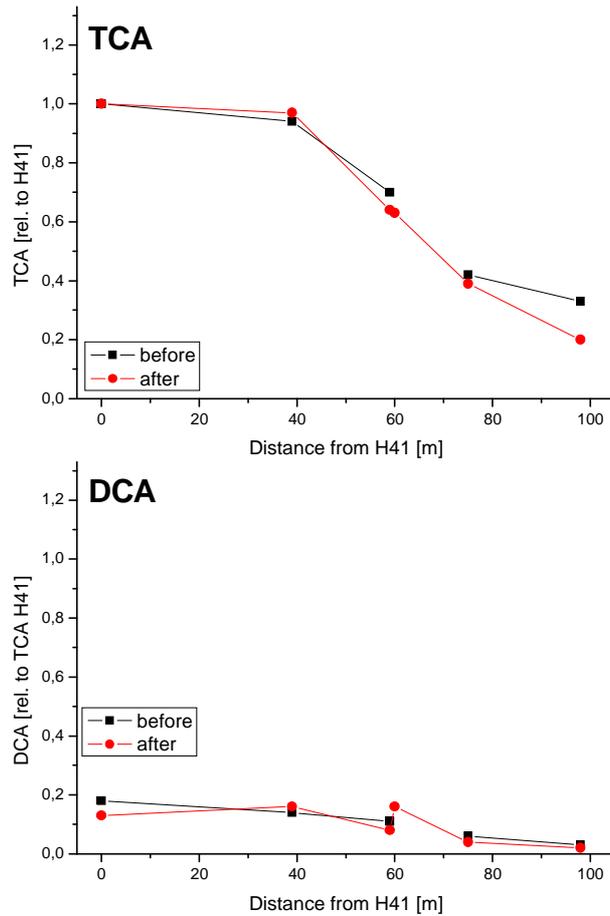


Abb. 23: Längsprofile von chlorierten Ethanen vor und nach Gatebefüllung, von Pegel H41 (0 m) bis H22 (98 m abstromig); das Gate liegt bei 59-60 m. Alle Messwerte normalisiert auf TCA in H41 (molares Verhältnis).

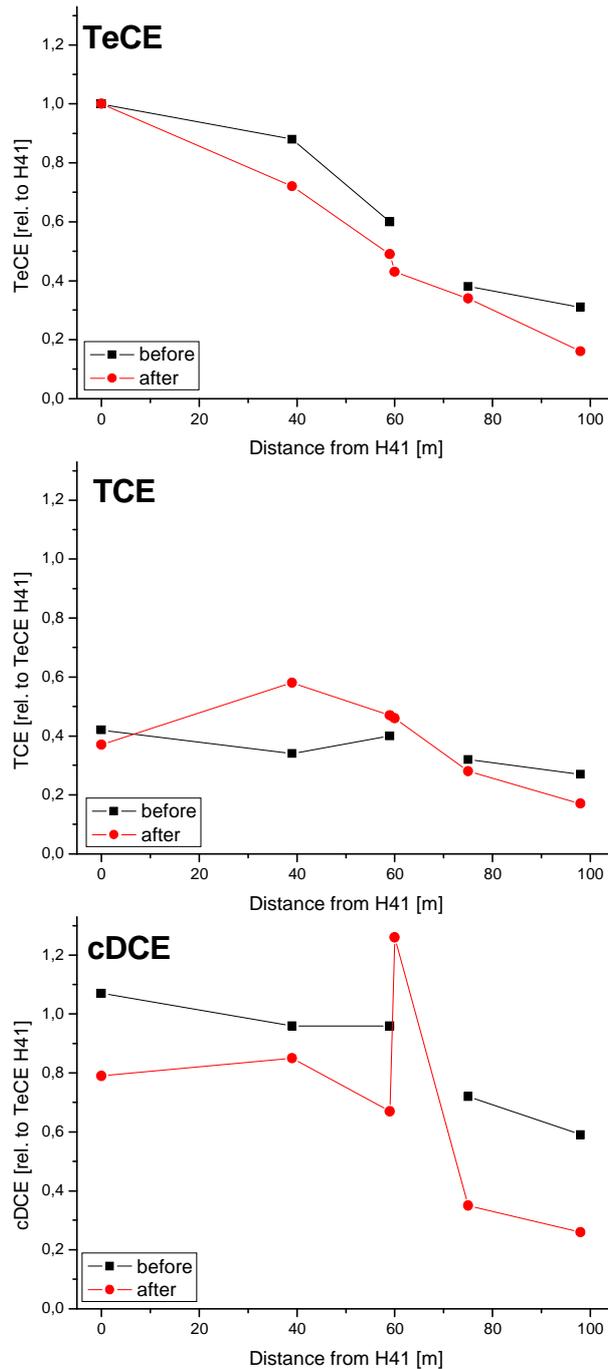


Abb. 24: Längsprofile von chlorierten Ethenen vor und nach Gatebefüllung, von Pegel H41 (0 m) bis H22 (98 m abstromig); das Gate liegt bei 59-60 m. Alle Messwerte normalisiert auf TeCE in H41 (molares Verhältnis).

#### 6.3.4. Untersuchung des Gatematerials nach 20 Monaten Betrieb

Am 1. Juli 2010 wurden, eigens zum Zweck der Nachkontrolle eingebaute Probesäckchen mit Filtermaterial aus dem Gate entnommen, augenscheinlich überprüft (Abb. 25) und im Labor auf ihre Abbauaktivität getestet.

Die Traubengerüste waren mechanisch noch stabil und in ihrer ursprünglichen Form (Abb. 26).



Abb.25: Entnommene Probesäckchen (links) und ausgepacktes Füllmaterial (rechts).



Abb. 26: Frische (links, Oktober 2008) und ausgegrabene (rechts, Juli 2010) Traubengerüste.

Das Filtermaterial wurde mit Grundwasser, gespickt mit chlorierten Verbindungen, unter Luftabschluss inkubiert. Die sofort einsetzende Dechlorierung (Abb. 27) zeigt, dass nach 20 Monaten Betrieb und einem Durchsatz vom ca. 15 000fachen des Filterporenvolumens, die eingebauten Traubengerüste die dechlorierenden Mikroorganismen noch immer ausreichend mit Nährstoffen versorgen (können).

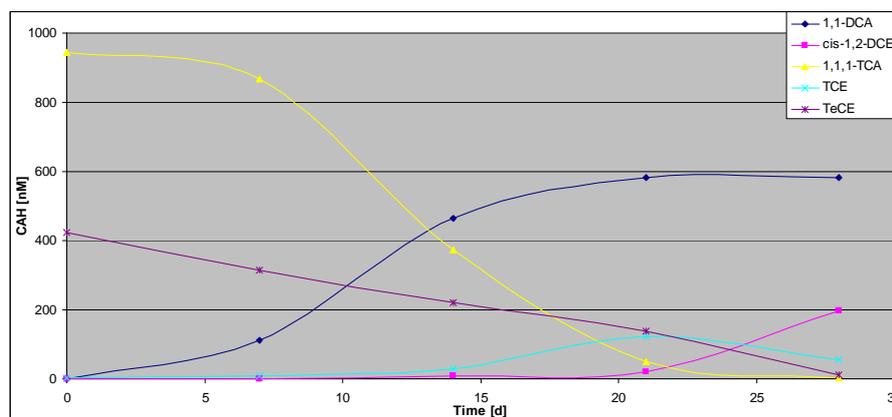


Abb. 27: Zeitverlauf der Dechlorierung mit entnommenem Gatematerial.

### 6.3.5. Schlussfolgerungen

Wie die Verläufe von gelöstem Sauerstoff, Redoxpotential und Abbauprodukten zeigen, startete die biologische Aktivität kurz nach Befüllung des Gates mit Kies und Traubengerüsten. Nach 20 Monaten Betrieb und einem Grundwasserdurchsatz, welcher ca. dem 15 000 fachen des Filterporenvolumens entspricht, zeigt das Füllmaterial noch keine Ermüdung.

Allerdings zeigte sich, dass die effektive hydraulische Aufenthaltsdauer bei einer Abstandsgeschwindigkeit von rund 20 Meter pro Tag mit 1,2 Stunden noch geringer ist, als ursprünglich angenommen, und daher kein ausreichender Abbau der Schadstoffe möglich ist. Bei permeablen Barrieren in Flachländern wie Holland oder Belgien rechnet man mit Abstandsgeschwindigkeiten im Bereich von einem bis wenige Meter pro Jahr, sodass die Aufenthaltszeiten zumindest im Tage- bis Wochenbereich liegen. Unter solchen Voraussetzungen könnte das hier entwickelte Füllmaterial eine interessante, sehr ökonomische Variante darstellen.

## 7. Publikationen von Projektergebnissen

### Projektwebsite

[www.multibarrier.vito.be](http://www.multibarrier.vito.be)

### Fachartikel, Abstracts, Hochschulschriften

- Pümpel, E.; Jussel, B.; Schwind, S.; Bunge, M. and Pümpel, T. (2007). Biodegradation of Chlorinated Hydrocarbons in Aerobic Groundwater. In: Papini, M.P. (Ed.), Permeable Reactive Barriers & Reactive Zones. Proceeding of the 3<sup>rd</sup> International Symposium, Rimini, 8.-9. November 2007. Casa Editrice Università La Sapienza. pp 159-162.
- Pümpel, T.; Pümpel, E.; Jussel, B.; Ausserleitner, M.; Schramm, C.; Hüther, T.; Alge, G.; Kolesar, C. Biodegradation of CHC in an aerobic aquifer: Active nutrient dosing versus passive funnel & gate treatment. In: Bastiaens, L. (Ed.) Permeable Reactive Barriers & Reactive Zones, Proceedings of the 4th International Symposium, July 6-8, 2010, Antwerpen, Belgien. VITO NV, Mol, Belgien. ISBN 9789058570000: pp 10-14.
- Alge, G.; Schramm, C.; Ausserleitner, M.; Hüther, T.; Pümpel, T.; Pümpel, E.; Jussel, B.; Kolesar, C. Biodegradation of CHC in an aerobic aquifer: Characterisation of the contaminated site as a basis for implementation of passive funnel & gate treatment. In: Bastiaens, L. (Ed.) Permeable Reactive Barriers & Reactive Zones, Proceedings of the 4th International Symposium, July 6-8, 2010, Antwerpen, Belgien. VITO NV, Mol, Belgien. ISBN 9789058570000: p. 9
- Rappold, E. Mikrobielle Dechlorierung von Tetrachlorethen in einem Modellaquifer. Diplomarbeit Universität Innsbruck (in Arbeit).
- Hüther, T. Grundwassermodell (quantitativ und Transport) für den Standort Altlast O24. Diplomarbeit Universität Wien (in Arbeit).

### Vorträge

- Kolesar, C. Problemstoff CKW in der Altlastensanierung. Fachtagung und Symposium „Neue Wege der In-situ Sanierung CKW-kontaminierter Standorte“. Redoutensäle Linz, 24.-25. September 2009.

Alge, G. Ergebnisse des Projekts MULTIBARDEM: Standort-Vorgaben und Entscheidungsgrundlagen zur Entwicklung standortspezifischer Maßnahmen. Fachtagung und Symposium „Neue Wege der In-situ Sanierung CKW-kontaminierter Standorte“. Redoutensäle Linz, 24.-25. September 2009.

Schramm, C. Ergebnisse des Projekts MULTIBARDEM: Standortcharakterisierung, gesetzte Maßnahmen und ihre Auswirkungen auf den Grundwasserhaushalt. Fachtagung und Symposium „Neue Wege der In-situ Sanierung CKW-kontaminierter Standorte“. Redoutensäle Linz, 24.-25. September 2009.

Pümpel, T. Ergebnisse des Projekts MULTIBARDEM: bisher vorliegende Ergebnisse des Pilotversuchs. Fachtagung und Symposium „Neue Wege der In-situ Sanierung CKW-kontaminierter Standorte“. Redoutensäle Linz, 24.-25. September 2009.

Pümpel, T.; Pümpel, E.; Jussel, B.; Ausserleitner, M.; Schramm, C.; Hüther, T.; Alge, G.; Kolesar, C. Biodegradation of CHC in an aerobic aquifer: Active nutrient dosing versus passive funnel & gate treatment. 4th International Symposium on Permeable Reactive Barriers & Reactive Zones, July 6-8, 2010, Antwerpen, Belgien.

Alge, G.; Schramm, C.; Ausserleitner, M.; Hüther, T.; Pümpel, T.; Pümpel, E.; Jussel, B.; Kolesar, C. Biodegradation of CHC in an aerobic aquifer: Characterisation of the contaminated site as a basis for implementation of passive funnel & gate treatment. 4th International Symposium on Permeable Reactive Barriers & Reactive Zones, July 6-8, 2010, Antwerpen, Belgien.

## 8. Beilagen auf CD-ROM

- **Detaillierte Berichte (Englisch)**
  - Deliverable\_A2-2.pdf Report with complete definition of the design parameters for the multibarrier (Austrian site)
  - Deliverable\_B2\_C2.pdf Detailed order book and installation of two multibarriers at the Austrian site
  - Deliverable\_D2.pdf Report on all the monitoring issues, including monitoring guidelines, with final conclusions on the performance (Austrian site)
- **Wasserrechtsverfahren BH Grieskirchen**
  - Appendix\_AT-07\_BH-Grieskirchen\_Antrag.pdf
  - Appendix\_AT-14\_BH-Grieskirchen\_Bescheid.pdf
- **Dokumente, Daten und Pläne zum Standort**
  - Appendix\_AT-01\_Lageplan\_09-2007.pdf
  - Appendix\_AT-01a\_Lageplan\_02-2009.pdf
  - Appendix\_AT-02\_Standortmodell.pdf
  - Appendix\_AT-03\_Lageplan\_mit\_CKW-Verlauf\_05-2008.pdf
  - Appendix\_AT-04\_Gatekonstruktion\_Porr.pdf
  - Appendix\_AT-05\_Messdaten.pdf
  - Appendix\_AT-06\_Dokumentation\_Pegelbohrungen.pdf
  - Appendix\_AT-08\_Risk-Assessment\_Altlast-O24.pdf

- Appendix\_AT-15\_CKW\_grafisch.pdf
- Appendix\_AT-16\_Temperaturen\_grafisch.pdf
- Appendix\_AT-17\_Leitfaehigkeiten\_grafisch.pdf
- Appendix\_AT-18\_Sauerstoff\_grafisch.pdf
- Appendix\_AT-19\_Pegelstaende\_grafisch.pdf
- Appendix\_AT-20\_Lageplaene\_mit\_CKWs.pdf
- Appendix\_AT-21\_Niederschlag.pdf
- **Publikationen**
  - Researcher's Night, 2007
    - Appendix\_AT-10\_Poster\_Researchers-Night-2007.pdf
  - PRB-Symposium Rimini, 2007
    - Appendix\_AT-11\_Poster\_PRB2007.pdf
    - Appendix\_AT-30\_Puempel\_PRB2007-Proceedings.pdf
  - Symposium Linz, 2009
    - Appendix\_AT-22\_Symposium-Linz\_Einladung.pdf
    - Appendix\_AT-31\_Puempel\_Symposium-Linz-2009.pdf
    - Appendix\_AT-32\_Kolesar\_Symposium-Linz-2009.pdf
    - Appendix\_AT-35\_wpa\_Symposium-Linz-2009.pdf
  - PRB-Symposium Antwerpen, 2010
    - Appendix\_AT-33\_Alge\_PRB2010-Proceedings.pdf
    - Appendix\_AT-34\_Puempel\_PRB2010-Proceedings.pdf