

In-situ-Abreinigung von Trichlorethen im Grundwasser mit regenerierbarem Fe(0)-Reaktor

Peter Hein, Mark Zittwitz, Inge Pistoris, Anna Moschik, Martina Freygang, Jochen Großmann

1 Einleitung

Am Rande der Stadt Bernau (30 km nordöstlich von Berlin) wurden an dem in [1] vorgestellten Standort einer ehemaligen chemischen Reinigung auf einem Kasernengelände der ehemaligen russischen Streitkräfte (WGT) und in dessen Umfeld zwei großflächige Eintragsherde mit leichtflüchtigen, chlorierten Kohlenwasserstoffen (LCKW) lokalisiert. Die daraus resultierenden Fahnen im oberen und unteren Aquifer erstrecken sich auf einer Gesamtlänge von mehr als 1.000 m und reichen bis in 8 m bzw. 40 m Tiefe. Die in den Fahnenzentren ermittelten LCKW-Belastungen liegen zwischen 75 und 350 mg/L.

Um die Langlebigkeit und Abbauleistung eines reaktiven Systems aus metallischem Eisengranulat- und Schwammisen (Responge) unter quasi in-situ-Bedingungen zu testen, wurde im Rahmen des Forschungsverbundes R.U.B.I.N. im Jahr 2001 am Standort Bernau der in [2, 3 und 4] vorgestellte Horizontalreaktor als modular aufgebaute Pilotanlage installiert und bis September 2005 zu Forschungszwecken betrieben.

Im Jahr 2006 wurde die Anlage im Rahmen eines Projektes zur Förderung der Konversion im Land Brandenburg für die Sanierung der von der Kaserne ausgehenden Fahne im oberen Grundwasserleiter (GWL) (neben weiteren Maßnahmen zur Standortsicherung) modernisiert. Dabei wurde das eingesetzte Eisengranulat erstmalig physikalisch erfolgreich regeneriert. Die modernisierte Anlage ging im Februar 2007 in Betrieb und wurde nach einem halben Jahr in den dauerhaften Sanierungsbetrieb eingebunden.

2 Ergebnisse aus dem Forschungsbetrieb bis 2005

Der Reaktor ermöglichte eine weitgehende Überwachung der chemischen und hydraulischen Abläufe, die bei in-situ verbauten full-scale-Systemen normalerweise nur mit vermehrtem Aufwand realisierbar ist. Die im großtechnischen Maßstab beobachteten Prozesse am Reaktor zeigten im Grundsatz auf,

- welche Abbauleistungen an *juvenilem* und *gealtertem Eisen* (d. h. mit mehr als 4.000 ausgetauschten Porenvolumina) unter den Voraussetzungen des Standortgrundwassers erzielt werden können,
- welche Auswirkungen sich aus einer fortschreitenden *Passivierung* des nullwertigen Eisens auf den LCKW-Abbau in Abhängigkeit von den Betriebsbedingungen ergeben können.

- welche Auswirkungen sich bei Anwendung zweier *verschiedener Eisenmaterialien* beobachten lassen (Vorkonditionierung durch Schwammisen),
- welche Auswirkungen sich aus der räumlichen und zeitlichen *Veränderung der Permeabilitätseigenschaften* der reaktiven Schüttung infolge hydrochemischer Wechselwirkungen (Präzipitat- und Gasbildung) ergeben können (systematische Permeabilitätsverluste im Top zweier mit Graugussgranulat befüllten Module, R2 und R3).

Mit einer Abreinigungsleistung von > 99,5 % war für das eingesetzte Graugussgranulat (GG) eine Anwendung im Feldmaßstab gerade in Konzentrationsbereichen $\geq 25 - 50$ mg/L, wie sie am Standort Bernau angetroffen werden, hocheffizient und ökonomisch vorteilhaft. Der Abbau von Trichlorethen (TCE) am Graugussgranulat führte zur Bildung von *cis*-1,2-Dichlorethen-Konzentrationsprofile (c-DCE) i.H.v. 2 - 10 Mol % der ursprünglichen TCE-Zulaufkonzentration bzw. 1 - 4 mg/l c-DCE im Reaktorablauf. Zahlreiche Versuchsansätze mit unterschiedlichen Materialien (Schwammisen, Hartgussstrahlmittel, Conelly-Eisen, Katalysatoren) bei unterschiedlich gesteuertem pH-Milieu führten zu keiner praktikablen Problemlösung im Anwendungsmaßstab.

Die Nachreinigung des trotz zeitweise extrem hoher Eingangsbelastungen (max. 180 mg/L) nur gering LCKW-verunreinigten Reaktorablaufes mit Wasseraktivkohle hatte sich im 3,5-jährigen Forschungsbetrieb gut bewährt und stellte für die zukünftige Nutzung die kosteneffizienteste Maßnahme dar.

3 Umrüstung der Anlage für den Dauerbetrieb, Eisenregeneration

Im Jahr 2006 wurde die Anlage im Rahmen des mit EU-Mitteln ausgestatteten Projektes KONVER (Förderung der Konversion im Land Brandenburg) im Auftrag der Stadt Bernau und der Brandenburgischen Boden Gesellschaft für Grundstücksverwaltung und -verwertung mbH (BBG) neben weiteren Maßnahmen zur Standortsicherung umgebaut und aufgerüstet, um die von der Kaserne ausgehende Fahne im oberen GWL zu sanieren. Nach einer halbjährigen Einfahrphase wurde die Anlage dauerhaft in den Routinebetrieb überführt.

Die Fahne „Ost“ im Kasernengelände wird durch dauerhafte Entnahme aus sechs Sanierungsbrunnen (SB54o, SB55o, SB 56o, SB57o, SB58m, SB59m) mit einer Gesamtentnahme von 2,4 m³/h hydraulisch ge-

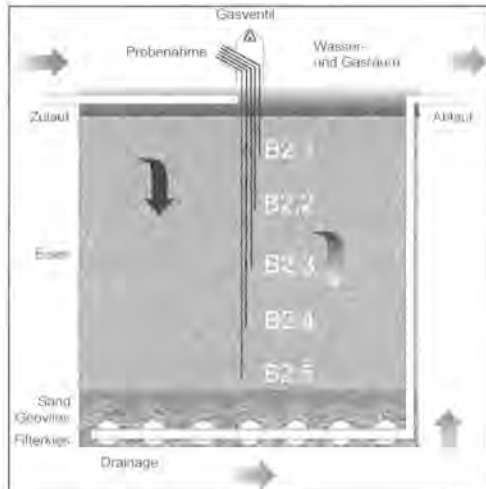


Abbildung 1:
Fe(0)-befülltes Reaktormodul in der Seitenansicht

sichert. Die Prozessüberwachung erfolgt in der Reaktor-zulaufsteuerung (RZS).

Von der RZS ausgehend werden die drei Zulaufe auf die Modulstränge A (mit den Modulen A1 bis A4), B (mit B1 bis B4) und C mit (C1 bis C4) gegeben. Jedes der zehn aktivierten Module wird parallel mit einem konstanten Volumenstrom von 240 l/h von oben nach unten in 15 - 16 h durchströmt. Die Reaktormodule sind mit fünf äquidistant in Fließrichtung angeordneten Probenahmeports ausgestattet (Abbildung 1). Der Modulablauf wird in einem Sammelbehälter B5 zwischengespeichert und intervallweise per Niveausteu-erung in die Nachreinigung übergepumpt. Das gereinigte Wasser wird über ein unterirdisches Reinfiltrationsbecken anstromseitig in den oberen GWL reinfiltriert.

Zur Regenerierung wurde nach 5 Jahren Betrieb zu-meist tiefgründig verbackene Eisengranulat per Hy-draulikkammer am Bagger gelockert, per Greifer aus den Modulen entnommen, auf ein schräggestelltes Sieb mit einer Lochweite von ca. 5 mm gegeben und mit im Kreislauf geführtem Wasser unter hohem Druck durch-gespült. Im zweiten Aufbereitungsschritt, der Tren-

nung des gesiebten Granulates von der ebenfalls im Siebdurchgang enthaltenen Feinkornfraktion (< 0.06 mm) mittels Flotation im Aufstromverfahren, wurden zuerst am zu befüllenden Modul Basisdrainage sowie Probenahmeports installiert, die ein starker Aufstrom mit Klarwasser (25 m³/h) erzeugt und das Granulat per Greifer eingeschüttet. Mit dem Absinken der schweren Partikel in der Wassersäule wurde das aufsteigende, mit Schläm- men beaufschlagte Flotat über eine zweite Pumpe abgefördert und über Lamellenklärer und Fil- termodule von den Trübstoffen befreit.

4 Ergebnisse des 1. Betriebsjahres der umgebauten Reaktoranlage

Die nachfolgenden Ergebnisse des Reaktormonito- rings umfassen den Beobachtungszeitraum des 1. Be- triebjahres vom Februar 2007 bis zum Januar 2008 [5, 6]. In diesem Zeitraum wurden ca. 19.000 m³ Grund- wasser über die Fe-Module geführt und dabei ca. 850 kg LCKW abgereinigt. Dabei wurden ca. 3.000 kg mineralische Fracht im zuvor regenerierten Granulat- eisen festgelegt.

Während in Strang A (Förderbrunnen SB540/SB550) und B (SB560/SB570) die Zulaufkonzentrationen von 80 mg/L LCKW (mit 95 % TCE-Anteil) nach einem Mo- nat auf 40 mg/L mit dann gleich bleibender Tendenz auf aktuell ca. 25 mg/L abfielen, halbierten sich im Strang C (SB580/SB590) die Zulaufwerte von anfäng- lich 180 mg/L (ebenfalls mit 95 % TCE-Anteil) nach einem halben Jahr vorübergehend auf 77 mg/L und verzeichneten danach Schwankungen im Niveau von 80 - 110 mg/L.

4.1 Entwicklung der Reaktivität in Bezug auf chlorierte Kohlenwasserstoffe im Betriebsverlauf

Abbildung 2 zeigt die zeitliche Entwicklung der rela- tiven TCE-Konzentrationsprofile (c/c₀) in der Fe-Schüt- tung in je einem exemplarischen Modul der drei Stränge A, B und C.

Die TCE-Konzentrationsprofile aus Strang A und B wie- sen in den ersten 9 Monaten bei abnehmenden TCE- Zulaufkonzentrationen eine sich stetig verbessernde

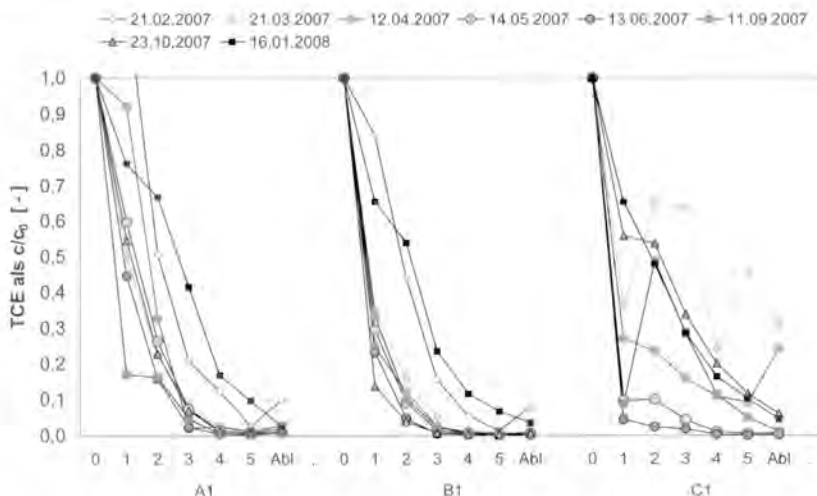
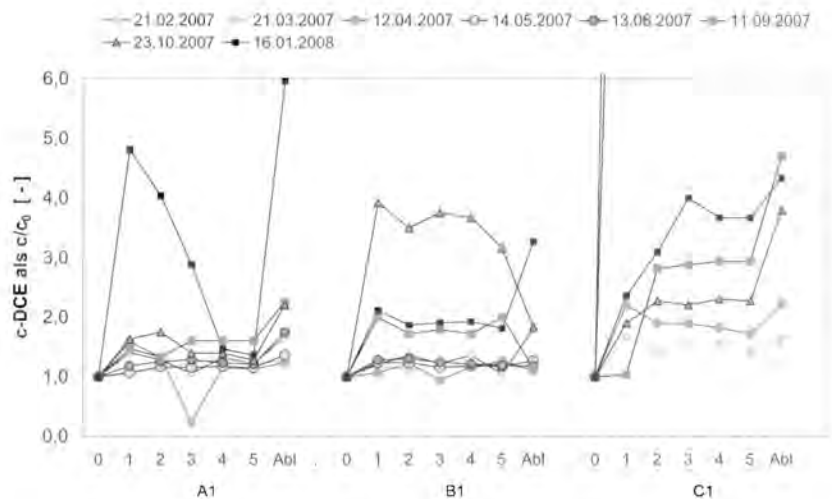


Abbildung 2:
Zeitliche Entwicklung der relativen TCE-Konzentrationsprofile (c/c₀) in der Fe-Schüttung am jeweils ersten Modul des A-, B- und C-Stranges

Abbildung 3:
Zeitliche Entwicklung der relativen
c-DCE-Konzentrationsprofile (c/c_0) in der
Fe-Schüttung an Modul A1, B1 und C1



Abbauleistung auf. Erst mit der letzten Messung nach einem Jahr war in allen drei Modulen eine deutliche Verflachung der Profile zu erkennen, die auf eine zunehmende Passivierung der Fe(0)-Schüttung hinweisen. Diese Passivierung wirkte sich in A1 und B1 am stärksten zwischen den Ports 1 und 2 aus.

Für C1, mit TCE-Zuläufen von 180 mg/L auf 80 – 110 mg/L fallend, ergab sich grundsätzlich ein ähnliches Bild der mit fortschreitender Zeit immer effektiver ablaufenden TCE-Abnahmen bis auf > 95% am 5. Port in den ersten 9 Monaten. Erst nach einem Jahr verlief die Abbaukurve in C1 wesentlich flacher und korrelierte mit der sich abschwächenden Entfernung von z.B. Silicium (Si, s. Abbildung 6).

Vergleicht man den TCE-Abbau mit den übrigen Modulen aus dem A-, B- und C-Strang, ergibt sich auch hier generell eine hohe Übereinstimmung der Abbauverläufe. Im Durchschnitt wurden 90 – 95% dehalogeniert.

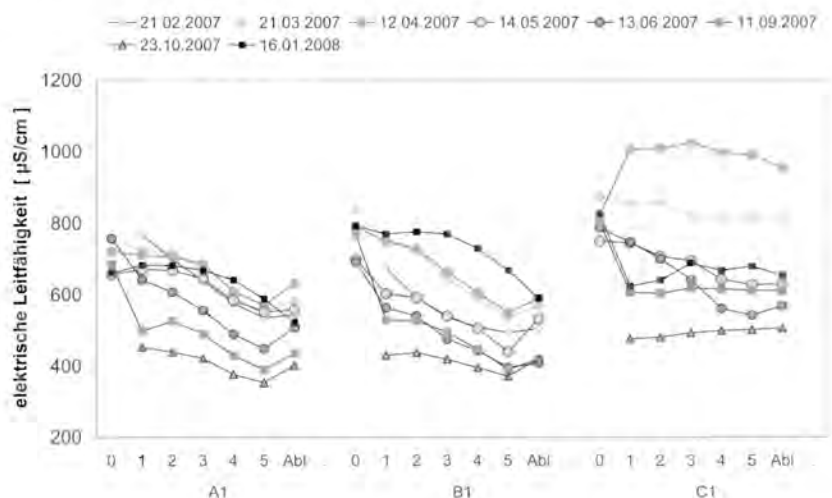
Abbildung 3 zeigt die zeitliche Entwicklung der relativen c-DCE-Konzentrationsprofile (c/c_0) in je einem exemplarischen Modul der drei Stränge A, B und C. Daraus wird ersichtlich, dass die c-DCE-Hintergrundbelastung aus dem geförderten Grundwasser nach Pas-

sage des GG bestenfalls gleich blieb. Zeitweilig, besonders im Modul C1, aber auch in A1 und B1, stieg c-DCE sogar um das Vier- bis Fünffache der Zulaufkonzentration an. Der Nettozuwachs der c-DCE-Konzentration betrug im Ablauf der A- und B-Module zwischen 1,0 und 2,1 mg/L. 1,2-trans-DCE, 1,1-DCE und VC wurden am Fe(0)-Reaktor nicht bzw. allenfalls in unrelevanten Spurenkonzentrationen detektiert.

Nach [7] erfolgt die Dehalogenierung der chlorierten Ethene an Fe(0) im Wesentlichen über die sogenannte β -Elimination zu Ethen mit Chloracetylen bzw. Acetylen als instabilem Zwischenprodukt. Nur ein kleiner Teil wird zu jeweils niedriger chlorierten Tochterprodukten abgebaut.

Die Bildung von c-DCE wurde auf einen mikrobiellen Abbau von TCE zurückgeführt. Augenscheinlich waren Mikroorganismen unter den Milieubedingungen in den Reaktormodulen in der Lage, schneller TCE zu c-DCE zu reduzieren, als TCE am Eisen direkt halogeniert wurde (im vorliegenden Fall in weniger als 3,5 Stunden zwischen Top der Schüttung und Port 1). Analog wurde eine mikrobielle Umsetzung von Nitrat zu Stickstoff abgeleitet, da die aus der abiotischen

Abbildung 4:
Zeitliche Entwicklung der elektrischen
Leitfähigkeit [$\mu\text{S}/\text{cm}$] in der Fe-Schüttung an
Modul A1, B1 und C1



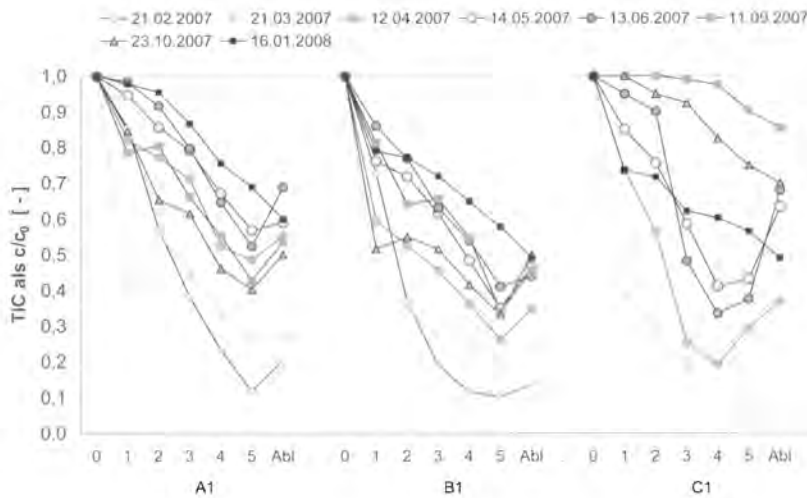


Abbildung 5:
Zeitliche Entwicklung des TIC als c/c_0 in der Fe-Schüttung an Modul A1, B1 und C1

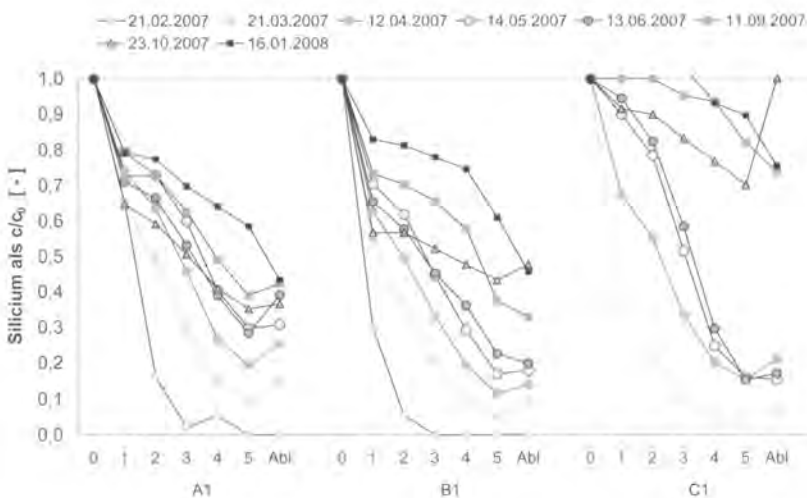


Abbildung 6:
Zeitliche Entwicklung von Silicium als c/c_0 in der Fe-Schüttung an Modul A1, B1 und C1

Umsetzung von Nitrat an Fe(0) zu erwartenden Ammonium-Konzentrationen nicht detektiert wurden (Daten nicht gezeigt).

Wie die Konzentrationsverläufe der v.g. LCKW beweisen, war das Granulateisen mit Hilfe der Nasssiebung und anschließender Flotierung im Zuge der Umlagerung voll einsatzfähig. Trotz zeitweiliger c-DCE-Bildung in einzelnen Reaktormodulen und einer sich abzeichnenden Passivierung des Granulateisens im oberen Abschnitt ließ die Reaktivität des Gesamtsystems kaum nach; der Schadstoffaustrag (als Mischkonzentration aller Modulabläufe) lag konstant bei etwa 1/10 der Zulaufkonzentration.

4.2 Verringerung des durchströmbaren Porenvolumens im Betriebsverlauf

An allen Modulen konnte anhand der abnehmenden Leitfähigkeit (Abbildung 4) die kontinuierliche Demineralisierung mit fortschreitender Fließstrecke belegt werden. Die zeitliche Entwicklung belegte in A1 und B1 eine langsam fortschreitende Passivierung, kenntlich an den immer flacher abfallenden Profilen. Ähnlich, aber auf höherem Niveau verliefen die Leit-

fähigkeitsprofile auch an C1 im ersten Halbjahr, danach traten aber zahlreiche Profile mit nur geringen Abnahmen auf.

Die anhand der Leitfähigkeitsprofile sichtbare Mineralfällung fiel im Vergleich zu den Verläufen für (TIC) (total inorganic carbon, Abbildung 5) und Silicium (Si, Abbildung 6) unterschiedlich aus: die Geschwindigkeit, mit der TIC in allen drei Modulen (A1, B1, C1) entfernt wurde, erfolgte unabhängig von der mineralischen Fracht bei Schwankungsbreiten der TIC-Zulaufkonzentration von 25 – 55 mg/L. Eine Passivierung der reaktiven Fe(0)-Oberflächen war demzufolge anhand des TIC im 1. Betriebsjahr nicht eindeutig zu beobachten.

Abbildung 6. hingegen belegt die Passivierung anhand der zeitlichen Entwicklung der Silicium-Konzentrationsprofile deutlicher. Bei kaum variierenden Zulaufkonzentrationen in allen drei Strängen wurde Si in den ersten Wochen quantitativ in der Fe0-Schüttung festgelegt. Mit fortschreitender Zeit verflachten die Konzentrationsprofile zunehmend, gleichzeitig verstärkten sich die Unterschiede zwischen Port 5 (am Ende der GG-Schüttung) und der integralen, den gesamten Fließquerschnitt des Moduls erfassenden

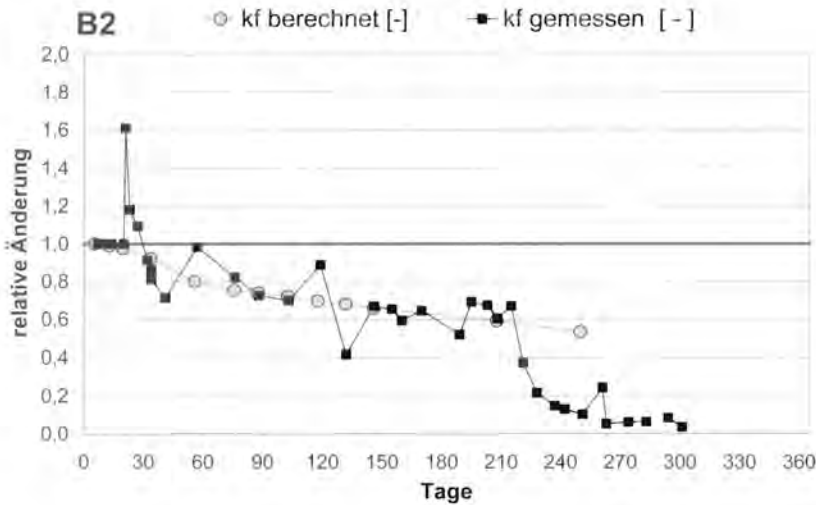


Abbildung 7: Relative Änderungen der nach [8] berechneten kf-Werte im Vergleich zu auf Messwerten (Druck, Volumenstrom) basierenden kf-Werten am Beispiel B2

Ablaufprobe. Diese Beobachtung wies auf die Ausbildung präferentieller Fließwege hin: entlang der Zentralachse (mit den äquidistanten Ports 1-5) verlief die Si-Entfernung schneller im Vergleich zur gesamten GG-Schüttung.

Im C1-Modul kam die Si-Entfernung mit den letzten Probenahmen nahezu zum Erliegen. Diese Beobachtung stand im Einklang mit der abklingenden Abbaueffizienz gegenüber TCE (vgl. Abbildung 2).

Die fortschreitende Festlegung mineralischer Substanz führte zu einer Verringerung des durchströmbaren Porenvolumens. Aus Beobachtungen der räumlichen Verteilung der in der Schüttung aufgetretenen Druckverluste war bekannt, dass diese in den vertikal von oben nach unten durchströmten Modulen vornehmlich im Top der Schüttung bis etwa 50 cm Tiefe auftraten.

Diese Beobachtung stand im Einklang mit den nach [8] berechneten mineralischen Präzipitationen aus den Änderungen der molaren Konzentrationen für relevante anorganische Inhaltsstoffe (PIC, Calcium, Magnesium u. a.). Diese Berechnungen belegten einen Porenverlust von bis zu 10 % im Port 1 der meisten Module nach dem 1. Betriebsjahr 2007. Da die Präzipitati-

onsfront nur langsam nach unten wanderte, waren ab Port 2 (60 cm) bereits keine oder allenfalls unrelevante Porositätsabnahmen mehr erkennbar.

Die nach [8] vorgenommenen Berechnungen der aus den Porositätsabnahmen zu erwartenden kf-Abnahmen (Gleichung nach Kozeny-Carmen) stimmten an einigen Modulen sehr gut mit den anhand der gemessenen Volumenflüsse und Druckgradienten beobachteten kf-Abnahmen überein (z.B. B2 über 215 Tage in Abbildung 7, dann einsetzendes Gasclotting ohne weitere Ausgasung, s. u.).

Andere Modulverläufe zeigten dagegen zwischenzeitlich einen rasanten Abfall und Wiederanstieg der kf-Werte, welche auf Bildung, Akkumulation und Entlastung einer Gasphase zurückgeführt wurden (z.B. A4, einsetzend nach 20, 60, 120 und 285 Tagen in Abbildung 8).

Die biotische Nitratumsetzung wurde aufgrund der Beobachtung des anhaltenden Nitratabbaus bei deutlich verminderter Ammoniumfreisetzung als Hauptursache für die Gasbildung in den Modulen identifiziert. Wasserstoff aus der Eisenkorrosion wurde dagegen weitestgehend mikrobiell aufgezehrt. Methan

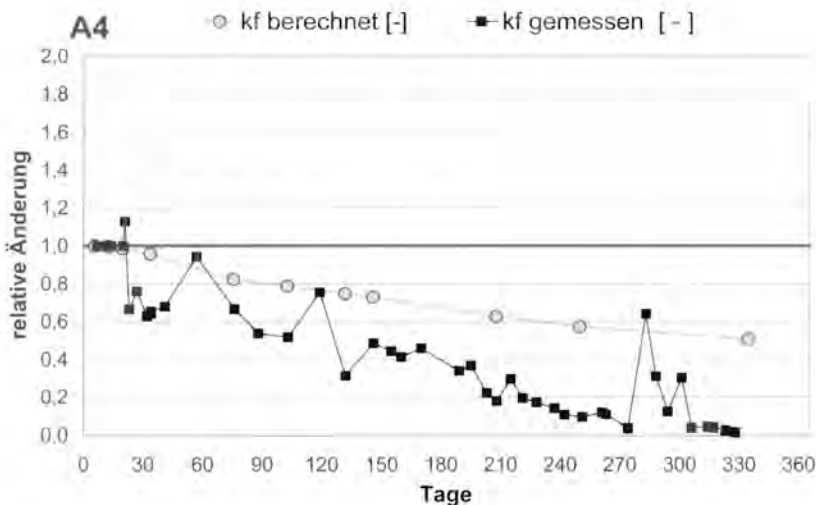


Abbildung 8: Relative Änderungen der nach [8] berechneten kf-Werte im Vergleich zu auf Messwerten (Druck, Volumenstrom) basierenden kf-Werten am Beispiel A4

und Ethen wurden nicht detektiert. Damit übereinstimmend wurde in der mobilen Gasphase über der Fe(0)-Schüttung in den geschlossenen Modulen eine starke Stickstoff-Dominanz (N₂) bei völliger Abwesenheit von Wasserstoff (H₂) und geringen LCKW-Gehalten nachgewiesen.

In der Schüttung gebildetes Gas akkumuliert solange am Ort, bis der Auftrieb ausreicht, um den hydrostatischen Gegendruck zu überwinden. Messungen an den Reaktormodulen ergaben, dass im Betriebszustand, je nach Betriebsdruck, ca. 10 % des Porenraums im GG gasgefüllt sind. Wird dieser Anteil überschritten, kommt es zu einer Entgasung.

Unterschreitet der Porendurchmesser eine kritische Größe, wird das aufsteigende Gas in der Schüttung zurückgehalten. In der Folge kommt es zu einer Akkumulation aufgestiegenen Gases unter diesem Horizont, verbunden mit einem rasant ansteigenden Gasclogging. Der dadurch erzeugte Permeabilitätsverlust führt – in Abweichung der berechneten kf-Abnahmen nach [8], zu einem gravierenden Absinken der Durchlässigkeit, so dass das Modul am Ende nicht mehr durchströmt werden kann.

Der derart gestiegene Anteil immobilisierter Phase mit im Normalzustand nicht mehr gasdurchlässiger Deckschicht konnte zeitweilig durch kräftige Aufwärtsspülung und Anlegen eines Unterdruckes oberhalb der Deckschicht künstlich aus der GG-Schüttung „ausgetrieben“ werden. Diese Regeneration hatte bei mehreren (aber nicht allen) Modulen zeitweilig Erfolg (vgl. z. B. Tag 280 in Abbildung 8). Sie wurde dann zwingend erforderlich, wenn Mineralpräzipitation und Gasbildung eine schlagartige Verringerung des durchströmbaren Porenvolumens bewirkten.

Die Standzeit des Eisens wurde bei einer Anlagenkapazität von anfänglich 2,4 m³/h und Mineralfrachten von 155 kg/a⁻¹m⁻² also nicht etwa durch Reaktivitätseinbußen, sondern primär durch die aufgetretenen Permeabilitätsverluste, verbunden mit einer um fast 50 % abnehmenden Kapazität in den Strängen A und B (nicht in C) im letzten Quartal, auf knapp ein Jahr limitiert.

5 Fazit

Die Monitoringdaten des ersten Betriebsjahres von 10 Modulen, die mit einem durchschnittlichen Volumenstrom von je 0,24 m³/h und einer (rechnerisch ermittelten) Fließgeschwindigkeit von etwa 220 cm/d betrieben wurden, ergaben:

- TCE wurde in der Eisenschüttung mit durchschnittlich 95 % auch langfristig effektiv entfernt.
- c-DCE-Ablaufkonzentrationen lagen in Strang A+B durchschnittlich um den Faktor 1,5 - 2 über den Zulaufkonzentrationen. Zuerst im Strang C, später auch in A+B, verlief die zeitweilig auftretende, mikrobiell induzierte Transformation von TCE zu c-DCE schneller als der TCE-Abbau am Granulateisen.
- Porositätsverluste, rechnerisch nach [8] ermittelt anhand der Abnahmen mineralischer Gelöstkonzentrationen entlang des Fließweges, dominierten

erwartungsgemäß im vorderen Schüttungsabschnitt (bis 30 cm, 1. Port) und reduzierten nach spätestens 8 Monaten das durchflußwirksame Porenvolumen um bis zu 10 % in allen Strängen.

- Die immobile Gasphase im GG aller 3 Stränge nahm bis zum Einsetzen des Gascloggings im 4. Quartal in Strang A und B ebenfalls etwa 10% des durchflußwirksamen Porenvolumens ein (bezogen auf den Betriebsdruck). Aus der GG-Schüttung ausgegaste Phasen bestanden überwiegend aus Stickstoff.
- Unterschritt der Porendurchmesser eine kritische Porengröße, wurde das aufsteigende Gas in der Schüttung zurückgehalten. In der Folge kam es zu im 4. Quartal zu einer Akkumulation aufgestiegenen Gases unter diesem Horizont, verbunden mit einem rasant ansteigenden Gasclogging in Strang A und B. In den C-Modulen trat dagegen kein Gasclogging auf.

6 Literaturverzeichnis

- [1] Zittwitz, M., Kilpert, S., Hein, P., Freygang, M. (2007) Das Potenzial des biologischen Abbaus, Abbau von LCKW bei extremer Schadstoffbelastung unter Einsatz von Melasse. Wasser, Luft und Boden / Terratech, Vol. 1-2/2007
- [2] Hein, P., Freygang, M., Vigelahn, L. (2001): Horizontales Fe(0)-Reaktionswandssystem zur In-situ-Abreinigung von LCKW-verunreinigtem Grundwasser in Bernau. 1. Teil: Vorstellung des F&E-Projektes Bernau im BMBF-Verbundvorhaben „RUBIN – Anwendung von Reinigungswänden zur Sanierung von Altlasten“. Terra-Tech 5/2001, 54-56.
- [3] Hein, P., Vigelahn, L., Hutmacher, M. & Oviedo, I. (2002): Horizontales Fe(0)-Reaktionswandssystem zur In-situ-Abreinigung von LCKW-verunreinigtem Grundwasser in Bernau. 2. Teil: Prognose abiotischer Abbauleistungen, Optimierung von Durchsatz und Verweilzeit am Fe(0)-Horizontalreaktor, erste Ergebnisse. Terra Tech, 3/2002.
- [4] Hein, P., Butler, J., Weiss, H.-J., Vigelahn, L. (2001): Horizontales Fe(0)-Reaktionswandssystem zur In-situ-Abreinigung von LCKW-verunreinigtem Grundwasser in Bernau. 3. Teil: Anwendung innovativer Erkundungstechniken – Methodik, Ergebnisse und Schlussfolgerungen für die Anwendung einer Reaktionswand am Standort Bernau. Wasser Luft und Boden, 10/2002, Supplement TerraTech, 22-24.
- [5] Hein, P., Zittwitz, M., Kilpert, S., Moschick, A., Freygang, M. & Großmann, J. (2007): In-situ-Abreinigung von Trichlorethen im Grundwasser mit regenerierbarem Fe(0)-Reaktor. = Proceedings des Dresdner Grundwasserforschungszentrums e.V., 11. DGW-Forschungstage 18. - 20.06. 2007; Heft 31, S. 147-158.
- [6] Hein, P., Zittwitz, M., Freygang, M., Großmann, J., Vigelahn, L. & Moschick, A. (2007): Application of a ZVI-based Modular System for the Treatment of Highly Concentrated Halogenated VOCs in Groundwater at the Bernau Site near Berlin. - Proc. 3rd. Internat. PRB/RZ Symposium, ECOMONDO – Rimini, Nov. 8-9, 2007; p. 53-58.
- [7] Arnold, W. A., Roberts, A. I. (2000): Pathways and Kinetics of Chlorinated Ethylene and Chlorinated Acetylene Reaction with Fe(0) Particles. Environmental Science and Technology, 34(9), 1794-1805
- [8] Parbs, A., Ebert, M. & Dahmke, A. (2007): Einfluss der Mineralpräzipitation auf die Funktionalität und Langzeiteffektivität von Fe0-Reaktionswänden - Ein Review anhand von 19 Fe0-Reaktionswandstandorten. Grundwasser 12/2007, 267-281.

Anschrift der Autoren:

P. Hein, M. Zittwitz, I. Pistiolis:
ISTEV GmbH, Bismarckstr. 1, 14109 Berlin;
info@istev.com

A. Moschick:
INGAAS GmbH, Bruchsaler Str. 17, 10715 Berlin;
info@ingaas.de

M. Freygang, J. Großmann:
Brandenburgische Boden Gesellschaft für Grundstücksverwaltung und -verwertung mbH, Hauptallee 116/6, 15806 Zossen