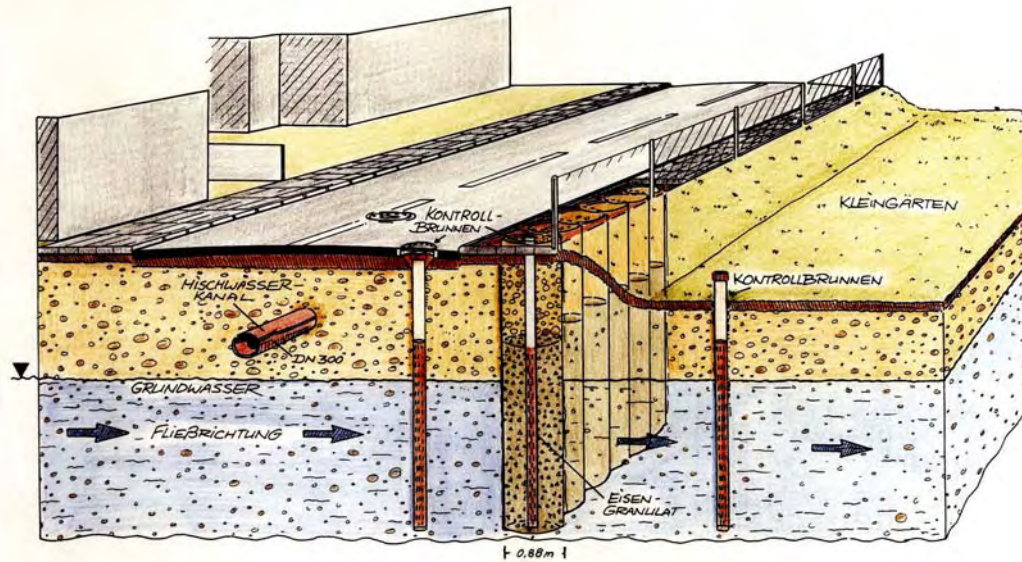


Anwendung von durchströmten Reinigungswänden zur Sanierung von Altlasten



TEIL I

EINFÜHRUNG

LEITFADEN, HANDLUNGSEMPFEHLUNGEN:
PLANUNG, ERRICHTUNG, BETRIEB, NACHSORGE

TEIL II

ENTWICKLUNGS- UND ERFAHRUNGSSTAND
WISSENSCHAFTLICH-TECHNISCHE GRUNDLAGEN
AUSBLICK
LITERATUR, PATENTE, VERZEICHNISSE, ANHÄNGE

GEFÖRDERT VOM



Bundesministerium
für Bildung
und Forschung

BETREUT DURCH



Forschungszentrum Karlsruhe
in der Helmholtz-Gemeinschaft



Projektträger
Forschungszentrum
Karlsruhe (PTKA)

Verantwortlich für den Text:

Koordinator: Prof. Dipl.-Ing. Harald Burmeier, Universität Lüneburg

Autorengemeinschaft

Dr. rer. nat. Volker Birke, Universität Lüneburg

PD Dr. habil. Markus Ebert, Universität Kiel

Dr. rer. nat. Michael Finkel, Universität Tübingen

Dipl.-Ing. Diana Rosenau, Universität Lüneburg

Dr. rer. nat. Hermann Schad, I.M.E.S. GmbH, Amtzell

BMBF-Vorhaben-Nummer: 0271241**Fachbeirat und wissenschaftliche Begleitung**

Prof. Dr. rer. nat. Andreas Dahmke, Universität Kiel

Dr.-Ing. Peter Dreschmann, Ingenieurtechnischer Verband Altlasten e.V. (ITVA), Berlin, Aachen

Dipl.-Ing. Bernhard Engeser, Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG), Hannover

Prof. Dr.-Ing. Volker Franzius, Umweltbundesamt (UBA), Dessau

Dr.-Ing. Wolfgang Kohler, Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz (LUBW), Karlsruhe

Prof. Dr.-Ing. habil. Ludwig Luckner, Dresdner Grundwasserforschungszentrum e.V. (DGFZ), Dresden

Dipl.-Ing. Michael Odensaß, Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (LUA), Düsseldorf

Prof. Dr. rer. nat. Franz-Georg Simon, Bundesanstalt für Materialforschung (BAM), Berlin

Prof. Dr. rer. nat. Georg Teutsch, Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH (UFZ), Leipzig

Dr. agr. Martin Wegner, Mull-und-Partner-Ingenieurgesellschaft mbH, Hannover

Dipl.-Ing. Theo Woll, Peschla & Rochmes GmbH, Kaiserslautern

Herausgeber:

Universität Lüneburg, Fakultät III (Umwelt und Technik), Campus Suderburg, Herbert-Meyer-Straße 7, 29556 Suderburg

Mit Unterstützung des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (BMBF), Postfach 20 02 40, 53170 Bonn

Die Verantwortung für den Inhalt der Veröffentlichung liegt bei den Autoren.

Für wichtige Beiträge zur Abfassung des Kapitels „Rechtliche Rahmenbedingungen“ danken die Autoren Herrn Prof. Dr. jur. Reinhard Müller, Milzau.

Titelbild: Schema der Reinigungswand in Rheine, Mull-und-Partner Ingenieurgesellschaft mbH, Hannover

Der Leitfaden ist nicht zum gewerblichen Vertrieb bestimmt.

Vorwort

Das vorliegende Handbuch fasst die wichtigsten Ergebnisse des vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) im Jahr 1999 initiierten Förderschwerpunktes „Anwendung von Reinigungswänden für die Sanierung von Altlasten“ (auch unter dem Kürzel „RUBIN“ = „Reinigungswände und -barrieren im Netzwerkverbund“ bekannt) zusammen und stellt insbesondere die gewonnenen Erkenntnisse und Erfahrungen dem interessierten Leser zur Verfügung.

Zu Beginn des Förderschwerpunktes bestanden erhebliche Zweifel darüber, ob diese neue, Ende der 80er Jahre erstmals in den U.S.A. und Kanada untersuchte Sanierungstechnik auch strengen deutschen Rahmenbedingungen, z.B. hinsichtlich der Bauausführung, der Schadstoffreinigung, der Kosten und des Langzeitverhaltens, genügt. Für die Reinigungswände sprach die wissenschaftlich nachgewiesene Wirkung von elementarem Eisen auf den Abbau von Schadstoffen. Gegen die Reinigungswände sprachen prognostizierte Unsicherheiten eines zuverlässigen Langzeitbetriebes.

Das BMBF hat sich in Übereinstimmung mit den Empfehlungen externer Fachleute gern dieser Suche nach wissenschaftlich begründeten Entscheidungsgrundlagen über Reinigungswände angenommen. Dabei wurde von der Notwendigkeit einer künftig verstärkten Auseinandersetzung mit dem sogenannten „Pump & treat“-Verfahren ausgegangen, mit dem schadstoffbelastete Standorte über sehr lange Zeiten durch Abpumpen des Grundwassers saniert werden. Mit dem Abpumpen und der anschließenden Wasseraufbereitung ist ein erheblicher energetischer Aufwand verbunden.

Eine Gruppe von Wissenschaftlern der Christian-Albrecht-Universität und der Universität Tübingen hat unter Federführung von Fachleuten der Universität Lüneburg und in enger Zusammenarbeit mit Wissenschaftlern aus dem Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle (UFZ) sowie Fachleuten der Ingenieurbüros Mull-und-Partner-Ingenieurgesellschaft mbH, Hannover, und der HIM GmbH, Biebesheim, auf 5 Standorten in Deutschland die Fragestellungen untersucht, die die Erstellung und den Betrieb sowie grundlegende Vorarbeiten zur Planung von Reinigungswänden sowie die Tauglichkeit der Technologie betreffen.

Im Ergebnis der 4-jährigen, mit 3,5 Mio € geförderten Forschungsarbeiten wurden unter Nutzung auch ausländischer Erfahrungen

- die Grundlagenermittlung zur Auslegung, Konstruktion und zum Betrieb von Reinigungswänden vorangetrieben,
- sinnvolle technologische Ansätze zur Installation von Reinigungswänden untersucht,
- der erzielbare Schadstoffabbau detailliert analysiert und bilanziert,
- die Umweltverträglichkeit und Wirtschaftlichkeit der Reinigungswände bewertet sowie
- wissenschaftlich begründete Qualitätskriterien abgeleitet und auch
- Problemlösungen für Betriebsstörungen der Wände betrachtet.

Die Erkenntnisse aus den Forschungsarbeiten, die sehr praxisnah durchgeführt wurden, führten bereits zu großtechnischen Anwendungen dieser Technologie in Deutschland sowie zur

Entwicklung neuer reaktiver Materialien, die erfolgreich für den Schadstoffabbau eingesetzt werden können. Die Details hierzu sind im Handbuch ausführlich beschrieben.

Es konnten jedoch nicht alle Fragen ausreichend beantwortet werden, daher bleibt es den künftigen Forschungsarbeiten vorbehalten, weitere gesicherte Erkenntnisse zu erarbeiten. Auch hierzu enthält das Handbuch entsprechende Aussagen.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, daß das vorliegende Handbuch eine Fülle von Informationen enthält, die dem interessierten Fachmann in Unternehmen, Behörden und wissenschaftlichen Einrichtungen einen differenzierten Einblick in die Chancen und Risiken sowie praktischen Möglichkeiten der Anwendung von Reinigungswänden geben.

Wenn das Papier den praktischen Einsatz dieser Technik und die wissenschaftliche Diskussion um die Weiterentwicklung befördert, hat es sein Ziel erreicht.

Abschließend sei an dieser Stelle allen Autoren, insbesondere Herrn Professor Burmeier von der Universität Lüneburg, für das erfolgreiche Gelingen des Handbuches gedankt. Ich wünsche allen Fachleuten und interessierten Lesern eine interessante und lehrreiche Lektüre.

Bonn, im Juli 2006

Dr. rer. pol. Jürgen Heidborn

Bundesministerium für Bildung und Forschung

Vorwort

Grundwasser ist nicht nur in Deutschland ein besonderes Schutzgut. Die EG-Wasserrahmenrichtlinie, das deutsche Wasserhaushaltsgesetz und die deutschen Länderwassergesetze stellen Grundwasser in Deutschland als Grundwasserkörper bzw. als Gewässer unter Rechtsschutz und begründen im Zusammenwirken mit weiteren Umweltgesetzen – insbesondere mit dem deutschen Bundesbodenschutzrecht – die Verpflichtung, verschmutztes Grundwasser zu reinigen. Durchströmten reaktiven Reinigungswänden („Permeable reactive barriers“, „PRBs“) fällt dabei als technischen Reinigungsanlagen (mit ihren Anlagenteilen und betriebsbedingten Nebeneinrichtungen) die Aufgabe zu, verschmutzte Grundwasserströme „in situ“ (d.h. ohne Hebung über Tage) wirksam zu reinigen bzw. zu dekontaminieren. Ihre Reinigungswirkung entfalten PRBs im Grundwasserabstrom, oberstromig ihrer örtlichen Lage vermögen sie keine Minderung von Boden- bzw. Grundwasserschäden zu bewirken. Bezüglich der oberstromig gelegenen Altlasten dienen sie der Unterbrechung des Wirkungspfades, auf dem die von Altlasten ausgehenden Gefahren die zu betrachtenden Schutzgüter im Grundwasserabstrom bedrohen. Wie jedwede Reinigungsanlage sind somit auch die PRBs bezüglich ihres Durchflusses in m³/d, der zugehenden und abgehenden Schadstofffracht in kg/d für alle abzureinigenden Schadstoffe sowie der Stoffbilanz in der Anlage selbst zu bemessen und zu bewerten. Das vorgelegte Handbuch dient hierzu als wichtige Orientierungshilfe.

Es ist das Verdienst des Handbuches, rezente Entscheidungsgrundlagen für einen effizienten Einsatz passiver PRBs bereitzustellen. Im Sinne eines Leitfadens widmet es sich relevanten Grundlagen der Bauplanung und Bemessung, der Genehmigung, des Betriebs (einschließlich Wartung, Instandhaltung, Störungsbeseitigung, Reparatur, Ersatz), der Leistungskontrolle, der Bau-, Betriebs- und Unterhaltungskostenermittlung, des Rückbaus sowie des Arbeits- und Umweltschutzes u.a. relevanter Aspekte zum Langzeitbetrieb dieser Reinigungsanlagen (siehe hierzu auch „Zweck und Gebrauch des Handbuches“). Die Bewältigung dieser Aufgabe erwies sich im Rahmen der Handbuchbearbeitung als sehr komplex, weil sich die PRBs im Verlaufe vor allem der letzten zehn Jahre von den passiven vollflächigen Feststoffwänden mit Fe(0) und Aktivkohle als reaktive Materialien weit verzweigt weiter entwickelt haben.

Nicht nur, daß im Rahmen der Weiterentwicklung der klassischen PRBs immer besser und langfristiger wirkende Feststoffmaterialien untersucht und bereitgestellt wurden, auch die konstruktive Gestaltung wurde durch die Entwicklung der „Funnel & gate“-Systeme und der „Drain & gate“-Systeme ganz entscheidend vorangetrieben. Die Funktionsteilung „Bündelung des zu reinigenden Grundwasserstroms durch Dichtwände (Funnels)“ und „Reinigung des gebündelten GW-Stroms im Gate mittels unterschiedlichster Festbett- und Fluidbett-Durchflußreaktoren“ bzw. der „Ersatz der Dichtwände durch geohydraulisch bewirkte Trennstromflächen im Untergrund“ bei den „Drain & gate“-Systemen hat die Effizienz von PRBs ganz erheblich gesteigert. Auch der alternative Einsatz reaktiver Gase anstelle reaktiver Feststoffe in den PRBs hat als „Gas bubble walls“ oder „Treatment curtains“ weitere effektive Einsatzmöglichkeiten kreiert. Letztendlich wurde und wird auch die Passivität der PRBs immer weiter durch Aktivitäten zur Überwindung von Funktionsdefiziten ergänzt bzw. substituiert. Die Aktivitäten beziehen sich dabei nicht nur auf Regenerierungsmaßnahmen und den Austausch der reaktiven Materialien, sondern auch auf den pumpen- oder hebergesteuerten Durchfluß durch die Gate-Reaktoren, die bedarfsgesteuerte Zufuhr von Reaktanden in und den Abzug der gebildeten Reaktionsprodukte aus den Gate-Reaktoren. Diesen sogenannten „Efficiently controllable permeable reactive barriers“ („EC-PRBs“) wird aus meiner Sicht der Dinge künftig weiter wachsende Bedeutung zukommen.

Das vorliegende Handbuch ist der aufgezeigten verzweigten Aufgaben-Komplexität dadurch gut gerecht geworden, indem es die Verästelung der PRB-Entwicklung zwar einführend aufgezeigt, im weiteren aber die Betrachtungen auf die passiven PRBs mit Fe(0) und A-Kohle als reaktiven Feststoffmaterialien fokussiert hat. Hierdurch ist es sowohl gelungen, den durch die bisherigen FuE-Arbeiten des RUBIN-Verbundes erreichten Wissenstand zusammenfassend zu dokumentieren, zugleich aber auch aufzuzeigen, in welchen Richtungen die weiteren Entwicklungsarbeiten verlaufen sollten, um verbliebene Defizite – wie sie die Praxisanlagen gezeigt haben und weiterhin zeigen – weiter tilgen zu können.

Letztlich möchte ich meiner Überzeugung auch dahin gehend Ausdruck verleihen, daß ein weitergehender bedeutender applikativer Durchbruch des PRB-Einsatzes in Deutschland nur durch den Bau und Betrieb von Demonstrationsanlagen mit einer angemessenen wissenschaftlichen Begleitung erreicht werden kann. Demo-Reinigungsanlagen müssen bezüglich ihrer Aufwands-/Leistungsparameter (insbesondere die spezifischen Kosten pro m³ gereinigtem Schmutzwasser und pro kg abgereinigtem Schadstoff) ihre Überlegenheit gegenüber allen anderen Grundwasserreinigungstechnologien an repräsentativen Standorten aufzeigen und das sichere Erreichen der vorgegebenen Ziele der zu reinigenden Grundwasserströme bezüglich Schadstofffracht- und Schadstoffkonzentration durch ein zweifelfreies Eigen- und Fremdmonitoring nachweisen können.

Dresden, den 15. Juli 2006

Prof. Dr.-Ing. habil. L. Luckner

RUBIN-Projektbeiratsmitglied

Zum Geleit

Spektakuläre Sanierungsfälle seit Anfang der 80er Jahre des vergangenen Jahrhunderts, wie die Deponien Georgswerder, Münchehagen, aber auch Produktionsstandorte der Industrie, wie die chemische Fabrik Marktrechwitz oder auch ökologische Großprojekte der neuen Bundesländer, wie Leuna oder auch Buna, haben das Altlastenthema in Deutschland bis Ende der 90er Jahre in das öffentliche Interesse gerückt.

Auch gegenwärtig verdeutlichen über 300.000 altlastenverdächtige Flächen sowie aus betrieblichen Aktivitäten resultierende Kontaminationen von Boden und Grundwasser aus mehr als 500.000 Betriebsstätten, daß die Wiedernutzbarmachung kontaminierter Standorte und der Schutz der Grundwasserressourcen eine dauerhafte Aufgabe unserer Gesellschaft ist. Gefragt sind innovative und wirtschaftlich tragfähige Sanierungsansätze, die hinsichtlich der technischen Machbarkeit, der Sanierungsdauer und der Einhaltung der Sanierungsziele zuverlässig funktionieren müssen.

Auf der Suche nach derartigen Sanierungsansätzen mit möglichst geringen Betriebskosten wurden in den späten 90er Jahren vermehrt passive in situ-Verfahren diskutiert und teilweise bereits angewendet. Diese Ansätze reichen von intrinsischer Sanierung durch Ausnutzung der natürlichen Selbstreinigungskräfte des Untergrundes über Einkapseln durch physikalische Barrieren bis hin zur Sanierung im Abstrom des Schadensherdes mittels durchströmter Reinigungswände. Während die Einkapselung zu einer dauerhaften Konservierung des Schadstoffpotentials führt, schirmt eine permeable Reinigungswand den Schadensherd im Abstrom langfristig ab, wobei die Schadstoffe mit dem natürlich fließenden Grundwasser in die Reaktionszone der Reinigungswand eintreten und dort chemisch-physikalisch oder auch mikrobiell abgebaut werden. Es handelt sich somit um einen vollwertigen Sanierungsansatz mit Langzeitwirkung bei gleichzeitiger Schadenssicherung ohne wesentliche Beeinflussung oder Veränderung des ursprünglichen Grundwasserregimes im Abstrom der Altlast. Entscheidender Vorteil dabei ist es, daß eine deutliche Reduzierung der ursprünglichen Schadstoffmenge ohne Pumpenergie erfolgt. Der Betrieb einer Reinigungswand kann demzufolge weitgehend betriebskostenneutral sein. Die passive Sanierung wird damit mit zunehmender Betriebszeit der Reinigungswand immer kosteneffizienter. Im Vergleich zur aktiven Sanierung, z.B. bei der energieaufwendigen konventionellen Grundwasserbehandlung, entfällt bei den Reinigungswänden der weitaus größte Anteil der finanziellen Aufwendungen auf einmalige Investitionen im Zusammenhang mit der Herstellung der Wand oder einer ggf. notwendigen Erneuerung des Reaktionsmaterials. Diese Erkenntnisse konnten auch in den vom Bundesministerium für Bildung und Forschung geförderten Einzelprojekten des Forschungsverbundes „RUBIN“ belegt werden.

Die Forschungsvorhaben führten weiterhin zu dem Ergebnis, daß bei gutem Kenntnisstand zur jeweiligen Standortsituation, größter Sorgfalt bei der Planung und Anwendung interdisziplinären Wissens, die Technologie prinzipiell eine sichere Alternative für die Zukunft der in situ-Sanierungstechniken darstellt.

Das vorliegende Handbuch ist ein Gemeinschaftswerk. Den beteiligten Kollegen Prof. Dr. Dahmke, Universität Kiel, Prof. Dr. Georg Teutsch, Universität Tübingen (jetzt Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH) sei an dieser Stelle für die erfolgreiche Zusammenarbeit gedankt. Aber auch den Mitgliedern des Projektbeirates sei für vielfältige Hinweise und Anregungen, die das Handbuch bereicherten, gedankt.

Das Handbuch soll allen Technikanwendern aus Verwaltung und Wirtschaft die Randbedingungen für den Einsatz von durchströmten Reinigungswänden aufzeigen und wichtige Planungsgrundlage sein. Weiterhin soll das Handbuch den Vertretern des Vollzugs auf Landes- und kommunaler Ebene die Beurteilung der Reinigungswandtechnologie erleichtern und eine belastbare Entscheidungshilfe sein.

Lüneburg, im Juli 2006

Prof. Dipl.-Ing. Harald Burmeier

Inhaltsverzeichnis

1 Einleitung.....	20
2 Prinzip durchströmter Reinigungswände.....	22
2.1 Definition.....	22
2.2 Einsatzbereiche für durchströmte Reinigungswände.....	22
2.3 Grundlegende Anforderungen an durchströmte Reinigungswände.....	22
2.4 Konstruktionsprinzipien für durchströmte Reinigungswände (Wandsysteme); Bedeutung von Positionierung und Dimensionierung.....	24
2.5 Reaktive Materialien für durchströmte Reinigungswände.....	28
2.6 Vor- und Nachteile einer durchströmten Reinigungswand gegenüber anderen aktiven und passiven in situ-Sanierungsverfahren.....	38
2.7 Wichtige Erfahrungen mit Reinigungswänden.....	39
3 Planungsgrundlagen und Beurteilungskriterien.....	40
3.1 Sanierungsuntersuchung.....	41
3.1.1 Datenbasis für eine Ersteinschätzung.....	44
3.1.2 Eignungskriterien für den Einsatz einer Reinigungswand.....	45
3.1.3 Ergänzende Voruntersuchungen.....	50
3.1.4 Vorversuche für Füllmaterialien.....	51
3.1.5 Fachliche Bewertung.....	55
3.1.6 Kostenschätzung.....	57
3.1.7 Gesamtbeurteilung und Sanierungsvorschlag.....	62
3.2 Grundlagen für die Planung einer Reinigungswand.....	62
3.2.1 Der Sanierungsplan.....	62
3.2.2 Entwurfsplanung.....	65
3.2.2.1 Reaktives Material.....	66
3.2.2.2 Konstruktionsart, Ausgestaltung, Dimensionierung.....	66
3.2.2.3 Herstellung.....	70
3.2.2.4 Monitoring-Konzept, Qualitätssicherung.....	71
3.2.2.5 Kostenberechnung.....	72

3.2.2.6 Betrieb und Wartung.....	72
3.2.3 Genehmigungsplanung.....	73
3.2.4 Ausschreibung und Vergabe.....	77
3.3 Grundlagen für die Ausführung.....	83
3.3.1 Qualitätskontrollen/Qualitätssicherung.....	84
3.3.2 Maßnahmen des Arbeitsschutzes.....	85
3.4 Nachsorge.....	89
3.4.1 Behördliche Überwachung/Eigenkontrollmaßnahmen.....	91
3.4.2 Funktionskontrolle von Reinigungswänden.....	91
3.4.3 Überwachung der Wirkungspfade.....	92
3.4.4 Umfang der Nachsorgemaßnahmen.....	92
4 Entwicklungs-, Leistungs- und Erfahrungsstand, Lehren („Lessons Learned“), Trends sowie weiterer FuE-Bedarf.....	96
4.1 Allgemeiner Entwicklungs- und Erfahrungsstand.....	96
4.2 Internationale Erfahrungen.....	98
4.2.1 Voruntersuchungen/Planung.....	99
4.2.2 Bauliche Umsetzung.....	101
4.2.3 Monitoring.....	102
4.2.4 Methoden- und Kostenvergleiche.....	105
4.2.5 Lebensdauer von Fe(0)-Reinigungswänden.....	106
4.2.6 Fazit der internationalen Erfahrungen	107
4.3 Deutsche Forschungsverbünde zur Unterstützung der Entwicklung von Reinigungswänden	108
4.4 Durchströmte Reinigungswände in Deutschland.....	109
4.5 Kurzübersicht zu Reinigungswänden in Deutschland, Österreich und der Schweiz (Stand 2006).....	115
4.5.1 Standort Bernau, RUBIN-Projekt.....	115
4.5.2 Standort Bitterfeld, SAFIRA-Projekte	117
4.5.3 Standort Denkendorf.....	117

4.5.4 Standort Denkendorf, RUBIN-Projekt.....	118
4.5.5 Standort Edenkoben.....	118
4.5.6 Standort Karlsruhe.....	119
4.5.7 Standort Kraichgau.....	119
4.5.8 Standort München (Stadtteil Moosach).....	120
4.5.9 Standort Oberursel.....	120
4.5.10 Standort Offenbach (ehemalige Teerfabrik Lang), RUBIN-Projekt.....	120
4.5.11 Standort Reichenbach.....	122
4.5.12 Standort Rheine, drei RUBIN-Projekte.....	122
4.5.13 Standort Tübingen, anteilig RUBIN-Projekt.....	124
4.5.14 Standort Willisau, Schweiz.....	125
4.5.15 Standort Brunn am Gebirge, Österreich.....	126
4.6 Leistungsdaten ausgesuchter Reinigungswände.....	126
4.6.1 Das F&G-System in Karlsruhe.....	126
4.6.2 Das CRB-System in Rheine.....	129
4.6.3 Das EC-PRB-System Brunn am Gebirge, Österreich.....	135
4.7 Nationaler und internationaler Erfahrungsstand im Vergleich.....	137
4.8 Fazit der gesammelten Erfahrungen.....	141
5 Vertiefende Grundlagen.....	143
5.1 Standortcharakterisierung.....	143
5.1.1 Geologische und hydrogeologische Randbedingungen.....	143
5.1.2 Grundwasserchemie.....	151
5.1.3 Schadstoffe und deren Verteilung.....	163
5.1.4 Ergänzende allgemeine Standortinformationen.....	165
5.2 Reaktive Materialien für durchströmte Reinigungswände.....	166
5.2.1 In Feldprojekten eingesetzte reaktive Materialien.....	166
5.2.2 In der Entwicklung befindliche reaktive Materialien.....	168
5.2.3 Grundlegende Wirkungsmechanismen bei reaktiven Materialien.....	172

5.2.4 Auf abiotischen chemischen Umsetzungsprozessen basierende reaktive Materialien.....	175
5.2.4.1 Elementares Eisen (Fe(0), ZVI) zur reduktiven Dehalogenierung.....	176
5.2.4.2 Elementares Eisen zur Behandlung anorganischer Grundwasserkontaminanten.....	200
5.2.4.3 Kombinationen aus Eisen und anderen reaktiven Materialien, andere unedle Metalle.....	204
5.2.4.4 Bimetalle, Palladium	205
5.2.4.5 Weitere anorganische Mineralphasen.....	207
5.2.5 Auf Sorptionsprozessen basierende reaktive Materialien.....	207
5.2.5.1 Aktivkohle (AK).....	210
5.2.5.2 Oxide.....	217
5.2.5.3 Tone und Zeolithe.....	220
5.2.5.4 Huminstoffe.....	222
5.2.6 Fällungsreagenzien.....	223
5.2.7 Auf biologischen Umsetzungsprozessen basierende reaktive Materialien (Biobarrieren).....	226
5.2.8 Kombinierte Systeme aus Mikrobiologie und elementarem Eisen	230
5.2.9 Allgemeine Anforderungen an das Füllmaterial.....	236
5.2.10 Voruntersuchungen zur Verfahrensauswahl (Laborstudien).....	238
5.3 Gestaltung und Auslegung einer Reinigungswand.....	241
5.3.1 Wahl des Wandsystems/der Konstruktionsart.....	241
5.3.1.1 Vollflächig durchströmte Reinigungswände	242
5.3.1.2 Reinigungswände mit gelenktem Grundwasserstrom.....	243
5.3.1.3 Reaktortypen.....	247
5.3.1.4 Sonderkonstruktionen.....	249
5.3.2 Dimensionierung einer Reinigungswand.....	250
5.3.2.1 Vor-Dimensionierung.....	252
5.3.2.2 Hydraulische Dimensionierung.....	257
5.3.2.3 Reaktor-Dimensionierung.....	269

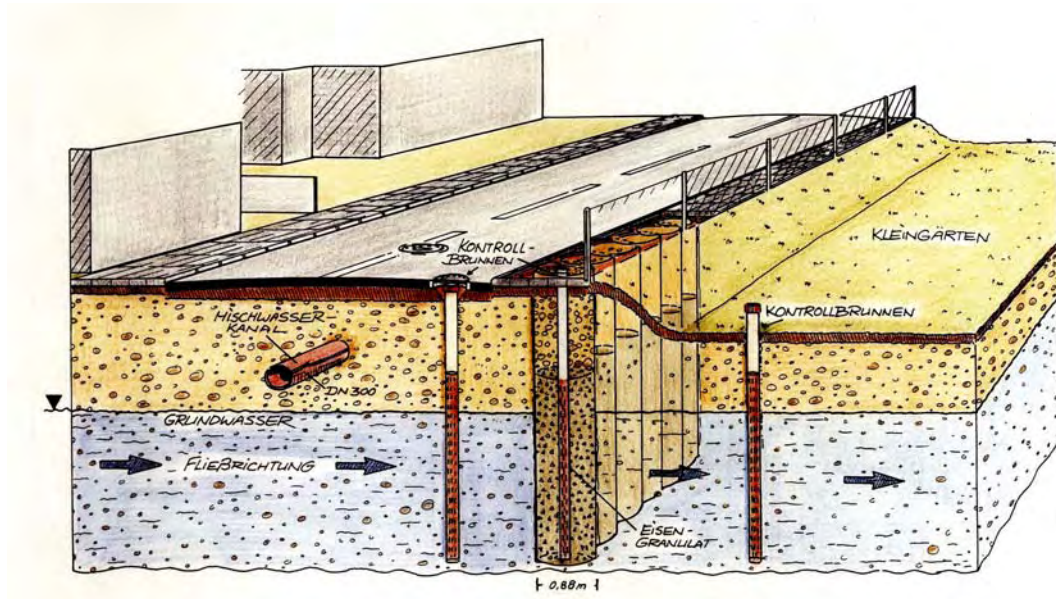
5.3.2.4 Anmerkungen zur Verwendung von Grundwasserströmungs- und -transportmodellen.....	274
5.4 Auswahl der Herstellungstechnik.....	275
5.4.1 Für den Bau von Reinigungswänden zur Verfügung stehende Bauverfahren.....	275
5.4.2 Techniken zur Herstellung von CRB.....	282
5.4.2.1 Bodenaushub mit Verbau.....	285
5.4.2.2 Bodenaushub ohne Verbau.....	287
5.4.2.3 Verdrängung des Bodens.....	291
5.4.2.4 Veränderung des Bodens in situ.....	293
5.4.3 Anwendungen zur Errichtung von Reinigungswänden mit gelenktem Grundwasserstrom.....	296
5.4.3.1 Herstellung undurchlässiger Leitwände.....	297
5.4.3.2 Herstellung hochdurchlässiger Drainagen (D&G-Systeme etc.).....	300
5.4.3.3 Herstellung und Gestaltung von Reaktorbauwerken.....	304
5.4.4 Auswahlkriterien.....	312
5.5 Monitoring von Reinigungswänden.....	315
5.5.1 Vorbemerkung.....	315
5.5.2 Ziele des Monitorings.....	315
5.5.2.1 Allgemeine Ziele.....	315
5.5.2.2 Monitoring-Ziele in unterschiedlichen Betriebsphasen.....	316
5.5.3 Auslegung des Monitorings.....	317
5.5.3.1 Grundlegende Elemente bzw. Aspekte des Monitorings.....	317
5.5.3.2 Standortspezifisches Monitoring.....	318
5.5.3.3 Ausbau von Monitoringpunkten.....	319
5.5.3.4 Positionierung von Monitoringpunkten (Beobachtungspegel).....	320
5.5.3.5 Grundwasserprobenahme und -analysen.....	327
5.5.4 Auswertung der Monitoring-Ergebnisse.....	334
5.5.4.1 Allgemeines.....	334

5.5.4.2 Berechnung von Porositäts- und Permeabilitätsverlusten in Fe(0)-Reinigungswänden.....	335
5.5.4.3 Beurteilung des Potentials zur Bildung einer freien Gasphase.....	337
5.5.5 Erweitertes Monitoring.....	338
5.5.5.1 Gründe für ein erweitertes Monitoring.....	338
5.5.5.2 Methoden eines erweiterten Monitorings.....	339
5.6 Steuerung und Wartung, Füllmaterialaustausch.....	346
5.7 Kostenermittlung.....	348
5.7.1 Aufstellung und Gliederung der Kostenelemente.....	348
5.7.1.1 Inhaltliche Gliederung.....	349
5.7.1.2 Zeitliche Gliederung.....	350
5.7.2 Kosten für ergänzende Untersuchungen zur Eignungsprüfung.....	350
5.7.3 Planungskosten (Vorplanung).....	351
5.7.4 Sanierungskosten (Investitionen).....	352
5.7.4.1 Ausführungsplanungskosten.....	352
5.7.4.2 Konstruktionskosten.....	354
5.7.5 Laufende Kosten.....	357
5.7.5.1 Betriebs- und Wartungskosten.....	357
5.7.5.2 Monitoringkosten.....	358
5.7.5.3 Weitere Kosten.....	358
5.7.6 Einflußfaktoren und deren Bedeutung.....	358
5.7.7 Kostenschätzung.....	360
5.7.7.1 Dynamische Kostenrechnung.....	360
5.7.7.2 Berechnungshilfen.....	361
5.7.8 Vergleich mit dem P&T-Verfahren.....	367
5.7.9 Software, Datenbanken etc. zur Kostenermittlung.....	368
5.7.9.1 KVR-Software.....	368
5.7.9.2 Datenbanken, Datensammlungen.....	369

5.8 Rechtliche Rahmenbedingungen/relevante Vorschriften.....	369
6 Ausblick.....	376
7 Literatur.....	380
8 Patente.....	430
9 Stichwortverzeichnis.....	433
10 Tabellenverzeichnis.....	458
11 Abbildungsverzeichnis.....	460
12 Abkürzungen und Größen.....	466
13 Anhänge.....	471

Leerseite

Anwendung von durchströmten Reinigungswänden zur Sanierung von Altlasten



Teil I

EINFÜHRUNG

LEITFADEN, HANDLUNGSEMPFEHLUNGEN:
PLANUNG, ERRICHTUNG, BETRIEB, NACHSORGE

GEFÖRDERT VOM



Bundesministerium
für Bildung
und Forschung

BETREUT DURCH



Forschungszentrum Karlsruhe
in der Helmholtz-Gemeinschaft



Projektträger
Forschungszentrum
Karlsruhe (PTKA)

ZWECK UND GEBRAUCH DES HANDBUCHES

Das vorliegende Handbuch zur Altlastensanierungstechnik der durchströmten Reinigungswände soll Behörden, Sanierungspflichtigen, Planern, Ausführenden und sonstigen Interessierten als allgemein gültige Orientierungshilfe dienen, den Einsatz von Reinigungswänden zu entscheiden. Man erhält darüber hinaus für den konkreten Planungsfall und auch die spätere Implementierung generische Anleitungen sowie Informationen und spezifische, detaillierte Anleitungen für den Entwurf, die Konstruktion, den Betrieb und die Überwachung (Monitoring) von Reinigungswänden. Das Handbuch besteht aus 2 Teilen mit Anhängen: Teil 1 dient einer ersten Orientierung und wendet sich vornehmlich an die Praktiker aus Wirtschaft und Verwaltung. Teil 2 ist für die wissenschaftliche Vertiefung des Themas und die planerische Umsetzung von Reinigungswänden gedacht. Das Gesamtwerk steht auch als Download unter <http://www.rubin-online.de> zur Verfügung. Aus Gründen der besseren Lesbarkeit wurde im 1. Teil auf Literaturhinweise weitgehend verzichtet. Diese sowie eine Patentliste, die nicht den Anspruch auf Vollständigkeit erhebt, sondern nur wichtige Schutzrechte aufführt, finden sich im fachlich vertiefenden Teil 2.

Das Handbuch wurde im Ergebnis der Arbeiten des vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) geförderten Forschungsverbundes RUBIN („**Reinigungswände und -barrieren im Netzwerkverbund**“, Laufzeit 2000-2005) erstellt. Der aus der Auswertung der Ergebnisse der einzelnen RUBIN-Verbundvorhaben, weiterer nationaler Reinigungswandprojekte sowie des internationalen Standes der Technik entstandene Leitfaden (s. Kapitel 3) deckt dabei alle für die Altlastenbearbeitung relevanten Schritte und Kriterien hinsichtlich der dargestellten Technik ab. In diesem Handbuch finden sich mithin Definitionen, notwendige und hinreichende Informationen, Beschreibungen, Erläuterungen sowie Ablaufpläne zu:

- Entscheidungsgrundlagen für die Anwendung von Reinigungswänden: Prüfprozeduren und Ablaufpläne zur Bewertung der Eignung einer Reinigungswand an einem speziellen Standort im Zuge der Sanierungsuntersuchung,
- Planungs- und Auslegungsgrundlagen sowie Anforderungen an die Sanierungsplanung einer Reinigungswand,
- Genehmigung von Reinigungswänden,
- Rahmenbedingungen für den Betrieb von Reinigungswänden,
- Erfolgskontrolle: Monitoring, Überwachung der Langzeit-Leistung,
- Langzeitverhalten,
- Arbeits- und Umweltschutz.

TEIL I

ALLGEMEINE INFORMATIONEN

– EINFÜHRUNG

Kapitel 1: Einleitung

Kapitel 2: Kurzeinführung (Prinzip durchströmter Reinigungswände)

– PLANUNG, ERRICHTUNG, BETRIEB, NACHSORGE

Kapitel 3: Praktische Altlastenbearbeitung (Leitfaden zur Planung, Errichtung und zum Betrieb von Reinigungswänden im Rahmen der Altlastenbearbeitung in Deutschland mit entsprechenden Querverweisen auf den vertiefenden Grundlagenteil)

TEIL II

VERTIEFENDE GRUNDLAGEN

– GRUNDLAGEN, FORSCHUNG UND ENTWICKLUNG (FuE), AUSBLICK

Kapitel 4: Entwicklungsstand, gesammelte Erfahrungen („Lessons Learned“)

Kapitel 5: Vertiefende Grundlagen. Allgemeine wissenschaftliche, technische, rechtliche und ökonomische Grundlagen und Theorie, Stand der Technik; schwerpunktmäßiger Bezug auf die praktische Anwendung der Reinigungswandtechnik in der Sanierungspraxis

Kapitel 6: Ausblick, Entwicklungslinien

Kapitel 7: Literaturhinweise

Kapitel 8: Patente

Kapitel 9-12: Verzeichnisse

– ANHANG

Übersichten zu internationalen Reinigungswandprojekten

RUBIN-Projektbeispiele

1 Einleitung

Durchströmte Reinigungswände sind neue Verfahren zur in situ-Sanierung von kontaminierten Standorten. Sie unterbinden oder reduzieren die Ausbreitung von im Grundwasserstrom gelösten Schadstoffen ohne oder mit nur geringem permanenten Energieeintrag von außen, d.h. passiv, und basieren auf einem Filtereffekt, der durch die Platzierung geeigneter, wasser-durchlässiger Filtermaterialien (allgemein als reaktive Materialien bezeichnet) im Strömungspfad des Grundwassers, d.h. in der Regel senkrecht zur mittleren Grundwasserfließrichtung, erzielt wird (siehe Abbildung 1). Dieser Filtereffekt entsteht dadurch, daß die reaktiven Materialien die Schadstoffe physikalisch, chemisch und/oder biologisch zurückhalten oder chemisch oder biologisch abbauen.

So verwendet man z.B. Aktivkohle (AK) zur physikalisch-chemischen Retardation von PAK durch Adsorption oder elementares Eisen zum Abbau von leichtflüchtigen chlorierten Kohlenwasserstoffen (LCKW) durch Dechlorierung.

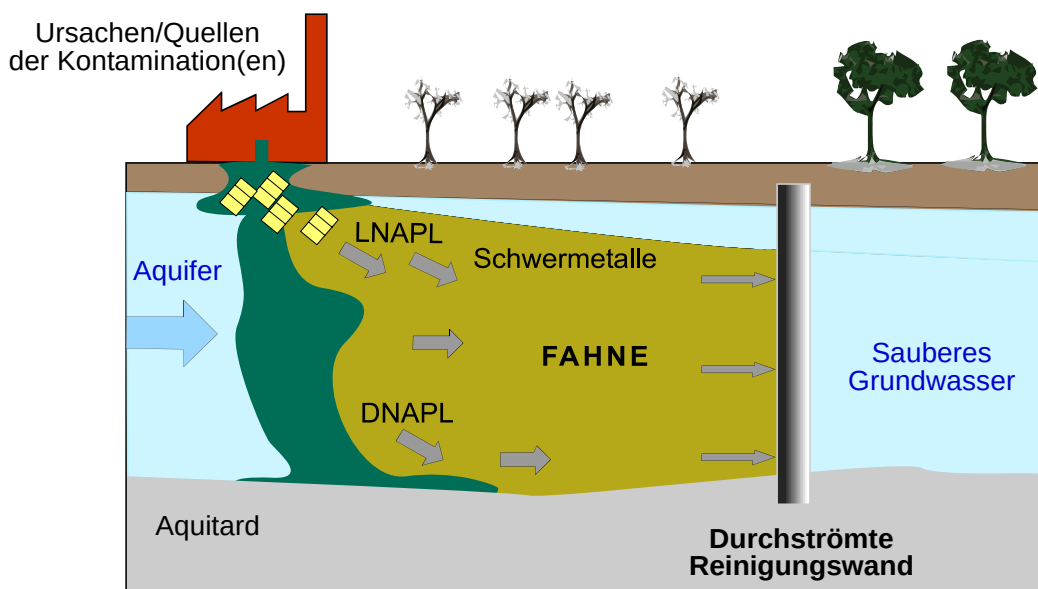


Abbildung 1. Veranschaulichung des Funktionsprinzips von durchströmten Reinigungswänden. Das in der Wand verfüllte reaktive Material ist wasserdurchlässig und reinigt bei der Passage das belastete Grundwasser. Der Vorgang erfolgt passiv, d.h. ohne nennenswerten Energieeintrag von außen. (LNAPL = „Light non-aqueous phase liquids“ = Schadstoffphasen leichter als Wasser; DNAPL = „Dense non-aqueous phase liquids“ = Schadstoffphasen schwerer als Wasser).

Die konzeptionelle Entwicklung dieser Verfahren basiert auf den praktischen Erfahrungen bei Grundwassersanierungsmaßnahmen, wonach insbesondere bei Verunreinigungen des Grundwassers durch gering lösliche, hydrophobe organische Schadstoffe, die im Untergrund nicht selten als separate residuale Phase vorliegen, bei Anwendung konventioneller, hydraulisch aktiver Sanierungsverfahren (sogenannte „Pump and treat“-Verfahren, „P&T“) häufig nach Sanierungszeiträumen von mehreren Jahren bis Jahrzehnten keine zufriedenstellenden Abreinigungen erreicht worden sind.

Im angelsächsischen Sprachraum werden sie als „Permeable reactive barriers“, abgekürzt „PRBs“, oder als „Treatment walls“ (oder als „Treatment curtains“ bzw. „Treatment fences“)

bezeichnet. Im deutschen Sprachraum sind vor allem die Bezeichnungen „durchströmte Reinigungswände“ und „reaktive Wand“ als Oberbegriffe gebräuchlich. Die Bezeichnungen „Adsorberwände“, „in situ-Sorptionssperren“, „Eisenwände“ bzw. „Funnel and gate“ („F&G“) und „vollflächig durchströmte Reinigungswand“ („Continuous reactive barrier“, „CRB“) stellen dagegen verfahrenstechnische Varianten dar und sind unter den genannten Oberbegriffen einzuordnen. In diesem Werk wird als Oberbegriff die Bezeichnung „durchströmte Reinigungswand“ benutzt und eine verbindliche Einordnung der verschiedenen Varianten vorgenommen.

Man unterscheidet im wesentlichen zwei Konstruktionsarten, nämlich CRB und Reinigungswände mit gelenktem Grundwasserstrom, wie z.B. F&G- oder „Drain and gate“-Systeme (D&G). Bei letzteren wird der Grundwasserstrom mittels undurchlässiger Leitwände bzw. hochdurchlässiger Drainagen zu den „Gates“ gelenkt. Diese sind häufig als Schacht- oder Brunnenbauwerke konzipiert, welche die zur Reinigung des Grundwassers erforderlichen reaktiven Materialien enthalten. Durchströmte Reinigungswände sind von sogenannten „reaktiven Zonen“, die sich im vorhandenen porösen Medium von alleine oder durch das künstliche Einbringen geeigneter Reaktionsmittel (z.B. Sauerstoffträger) im Bereich der kontaminierten Grundwasserabstroms ausbilden, zu unterscheiden.

In Deutschland wurden die ersten durchströmten Reinigungswände 1998 an mit LCKW kontaminierten Standorten in Rheine (Nordrhein-Westfalen), Edenkoben (Rheinland-Pfalz) und Tübingen (Baden-Württemberg) errichtet. Während es sich in Rheine um eine CRB handelt, wurden an den beiden anderen Standorten F&G-Systeme errichtet.

Bei der Anwendung einer durchströmten Reinigungswand geht man i.d.R. von einem Sanierungszeitraum in der Größenordnung von mindestens mehreren Jahren bis Dekaden aus. Dies bedeutet, daß eine Reinigungswand über einen beträchtlichen Zeitraum wirksam sein muß und dies möglichst ohne Eingriffe während der Betriebsdauer. Aufgrund ihrer Positionierung im Grundwasserabstrom von kontaminierten Standorten, zielen Reinigungswände nicht direkt auf die Schadstoffquelle ab. Sie unterbinden vielmehr die Ausbreitung der Schadstoffe über den Wasserpfad und sind daher als Sicherungsmaßnahme einzustufen.

Für die Konzeptionierung, die Planung und den Bau von durchströmten Reinigungswänden sind umfassende Kenntnisse in verschiedenen Fachgebieten erforderlich:

- Geologie, Hydrogeologie, Hydraulik, Geochemie bzgl. Positionierung und Dimensionierung,
- Chemie, Geochemie und Biologie bzgl. reaktiver Materialien, Abbauprozesse, Fällung, Retardation,
- Ingenieurtechnik, Spezialtiefbauverfahren bzgl. Konstruktion und Bau,
- Wasserrecht, Bodenschutzrecht, Baurecht bzgl. rechtlicher Fragen.

Die wichtigste Zielsetzung einer Anwendung von durchströmten Reinigungswänden ist die langfristige und zuverlässige Sicherung des kontaminierten Grundwasserabstroms von kontaminierten Standorten bei minimalen Betriebskosten. Ein gegenüber vielen anderen Sanierungsmaßnahmen großer Vorteil ist die Möglichkeit einer weitgehend uneingeschränkten Nutzung des Standortes während des laufenden Sanierungsbetriebes. Eine Reinigungswand kann eine attraktive Alternativlösung an Standorten darstellen, an denen mit einer herkömmlichen P&T-Maßnahme die Sanierungszielwerte nicht erreicht werden konnten oder deren Erreichen nicht absehbar ist und daher über eine unbestimmte Zeit hohe Betriebskosten erwarten läßt.

2 Prinzip durchströmter Reinigungswände

2.1 Definition

Eine durchströmte Reinigungswand ist eine ingenieurtechnisch geplante und bautechnisch im Untergrund errichtete Behandlungszelle aus reaktivem Material (reaktiven Materialien) zur in situ-Reinigung von kontaminiertem Grundwasser. Sie ist derart platziert und konstruiert, daß der kontaminierte Grundwasserstrom allein aufgrund des natürlichen Potentialgefälles durch die reaktiven Medien strömt und die Schadstoffe während der Passage durch physikalische, chemische und/oder biologische Prozesse in für das Grundwasser akzeptable Substanzen transferiert oder in ausreichendem Maße reduziert werden. Eine durchströmte Reinigungswand hat einen vernachlässigbaren Einfluß auf den Grundwasserabstrom vom Standort.

2.2 Einsatzbereiche für durchströmte Reinigungswände

Durchströmte Reinigungswände sind insbesondere für kontaminierte Standorte geeignet, an denen eine schnelle Sanierung (z.B. durch aktive hydraulische P&T-Maßnahmen oder eine Entfernung des Schadensherdes) technisch nicht möglich oder unverhältnismäßig ist. Dies ist vor allem dann gegeben, wenn es sich bei den Schadstoffen um hydrophobe organische Substanzen mit einer geringen Wasserlöslichkeit handelt und diese als separate residuale, d.h. immobile Phase vorliegen. Zu dieser Stoffgruppe gehören beispielsweise die LCKW und PAK. Neben diesen organischen können aber auch Grundwasserverunreinigungen mit anorganischen Schadstoffen, vor allem aus der Gruppe der Schwermetalle, mit durchströmten Reinigungswänden saniert werden. Beispielhaft können hier Chromat und Blei genannt werden. Arsen, das ein Halbmetall ist, kann ebenfalls behandelt werden.

Im Gegensatz zu den Schadensherdsanierungsmaßnahmen sind bei Sicherungsmaßnahmen im Grundwasserabstrom, wie z.B. bei durchströmten Reinigungswänden, keine detaillierten Kenntnisse über den bzw. die Schadensherde, wie z.B. die exakte Lage, die Verteilung und eine genaue Massenermittlung, erforderlich. Allerdings sind Grundkenntnisse über die Untergrundverunreinigung, wie z.B. Herkunft, Schadstoffinventar, Emissionsverhalten, Ausbildung separater Phasenkörper, Frachten, unerlässlich und werden i.d.R. bei der Bearbeitung von kontaminierten Standorten lange vor der eigentlichen Sanierungsentscheidung erworben.

Entscheidend für eine ausreichende Dimensionierung und die richtige Positionierung einer durchströmten Reinigungswand sind die Schadstoffkonzentrationen oder -frachten im Bereich der geplanten Reinigungswand und deren zeitliche und örtliche Variabilität. Mithin sind Breite und Tiefe der Schadstofffahne möglichst exakt zu erkunden, wobei davon auszugehen ist, daß auch diesbezüglich jahreszeitliche Schwankungen auftreten.

Neben der oben beschriebenen Standardanwendung sind durchströmte Reinigungswände prinzipiell auch zur Sanierung von „abgerissenen“ Fahnen oder als prophylaktische Maßnahme zum Schutz von sensiblen Grundwassernutzungen geeignet.

2.3 Grundlegende Anforderungen an durchströmte Reinigungswände

Eine durchströmte Reinigungswand muß die beiden folgenden wesentlichen Kriterien erfüllen:

1. Die Vorrichtung muß die Schadstofffahne über deren gesamte Breite und Tiefe erfassen. Hierbei sind die standortbezogenen Sanierungsziele zu beachten. Dazu ist

sie in geeigneter Weise zu positionieren und hydraulisch zu dimensionieren. Für diese Anforderung sind zum einen hydrogeologische sowie hydraulische und zum anderen konstruktive Fragestellungen zu beantworten.

2. Die Vorrichtung muß die Schadstoffe im erforderlichen Umfang aus dem hindurchströmenden, belasteten Grundwasser entfernen. Dazu ist sie mit geeignetem und ausreichend durchlässigem, reaktivem Material zu verfüllen. Diese Anforderung beinhaltet vor allem die Auswahl eines geeigneten reaktiven Materials und die Quantifizierung des Schadstoffabbaus bzw. -rückhaltes.

Hydraulische Dimensionierung (Typ, Position)

Die hydraulische Dimensionierung einer durchströmten Reinigungswand entscheidet letztlich, ob die Schadstofffahne mit der Maßnahme räumlich und zeitlich insgesamt erfaßt wird. In Abhängigkeit von Zwangspunkten bzw. Vorgaben, die sich aus der örtlichen Bebauungssituation, der Folgenutzung des Standortes und der Art des vorgesehenen reaktiven Materials ergeben, müssen i.d.R. mit Hilfe eines geeichten numerischen Strömungsmodells die wesentlichen Systemparameter ermittelt werden. Hierzu zählen im Falle von CRB vor allem die Breite und Tiefe der Wand sowie für die Festlegung der Wanddicke die Grundwasserabstromrate. Für letztere sind auch die heterogenitätsbedingte, räumliche Variabilität der hydraulischen Durchlässigkeit zu berücksichtigen.

Voraussetzung: Möglichst genaue Kenntnisse über die hydraulischen Eigenschaften des Grundwasserleiters und des vorgesehenen reaktiven Materials sowie über die zeitliche Variabilität der Strömungsverhältnisse.

Konstruktion (Bautechnik)

Die Funktion einer durchströmten Reinigungswand hängt entscheidend auch von der sorgfältigen Planung und Ausführung der Konstruktion ab. Für die Auswahl der tiefbautechnischen Verfahren ist eine geotechnisch-bodenmechanische Beurteilung des Baugrundes erforderlich. Des weiteren weisen manche Verfahren Einschränkungen hinsichtlich ihrer Anwendbarkeit und Wirtschaftlichkeit bei größeren Aquifertiefen auf. Darüber hinaus ist für die Planung von großer Bedeutung, ob ein regelmäßiger Austausch des reaktiven Materials erforderlich ist.

Die räumliche Ausdehnung von durchströmten Reinigungswänden reicht von wenigen Metern bis einige hundert Meter in lateraler bzw. bis ca. 30 Meter in vertikaler Richtung (Ausnahmen: bis ca. 100 Meter Tiefe, bislang nur in den U.S.A. mittels Spezialverfahren).

Voraussetzung: Genaue Kenntnisse über den Untergrund (Deckschichten, Aquifer und Einbindehorizont) und über die Eigenheiten von ggf. anzuwendenden Tiefbauverfahren

Reaktives Material

Von der korrekten Auswahl und ggf. Konditionierung des reaktiven Materials hängt entscheidend die Wirkung der Reinigungswand in der Zeit ab (Größenordnung mehrere Jahre bis Jahrzehnte).

Voraussetzung: Genaue Kenntnisse über das Schadstoffinventar und dafür prinzipiell geeignete reaktive Materialien/Abbaureagenzien, d.h. chemische und biologische Abbauprozesse, nicht nur bezüglich der Interaktion Schadstoff(e)-Abbaureagenz(ien), sondern auch hinsichtlich des Grundwasserchemismus allgemein und der Interaktionen Grundwasserinhaltsstoffe-Schadstoffe sowie Grundwasserinhaltsstoffe-Abbaureagenzien im besonderen

2.4 Konstruktionsprinzipien für durchströmte Reinigungswände (Wandsysteme); Bedeutung von Positionierung und Dimensionierung

Im wesentlichen lassen sich zwei Konstruktionsprinzipien für durchströmte Reinigungswände unterscheiden:

- **vollflächig durchströmte Reinigungswände**
(„Continuous reactive barriers“, „CRB“, siehe Abbildung 2),
- **durchströmte Reinigungswände mit gelenktem Grundwasserstrom**
F&G-Systeme, D&G-Systeme, Weiterentwicklungen (Systeme mit gelenktem und steuerbarem Grundwasserstrom – EC-PRBs = „Efficiently Controllable“-PRBs, siehe Abbildungen 3-5).

CRB sind dadurch gekennzeichnet, daß sie über ihre gesamte Länge durchlässig und reaktiv ausgebildet sind. Eine solche in situ-Reinigungswand kann z.B. durch Erstellen und Wiederverfüllen eines Grabens mit dem reaktiven Material errichtet werden. Dabei besteht auch die Möglichkeit, mehrere reaktive Materialien in Reihe zu schalten und so entweder eine gewünschte Abfolge des Schadstoffabbaus oder der -immobilisierung zu erreichen oder aber mehrere Schadstoffgruppen gemeinsam zu behandeln.

Die Wanddicke muß so gestaltet sein, daß die Schadstoffe bei der Passage der Wand in ausreichendem Umfang aus dem Grundwasser entfernt werden. Die Dicke der permeablen Reinigungswand ist daher in Abhängigkeit von der Schadstoffbelastung und der Grundwasserströmungsgeschwindigkeit festzulegen und kann sowohl lateral als auch vertikal variiert werden. Die hydraulische Gesamtdurchlässigkeit (k_p) der Wand sollte überall mindestens so groß sein wie diejenige des Aquifers. So wird vermieden, daß durch die Reinigungswand der kontaminierte Grundwasseranstrom seine Fließrichtung ändert und die Wand eher umströmt als durchströmt wird. Die notwendige Tiefe der Wand wird bestimmt durch die Tiefenlage der Kontamination, die Position möglicher Geringleiterschichten sowie die Anisotropie der hydraulischen Aquiferdurchlässigkeit am Standort.

Im allgemeinen empfiehlt es sich, für die Dimensionierung einer Reinigungswand ein numerisches Grundwasserströmungsmodell einzusetzen und damit unterschiedliche Szenarien zu simulieren. Dabei sollte berücksichtigt werden, daß sich die hydraulischen Eigenschaften des reaktiven Materials durch chemische und biologische Prozesse oder Ablagerungen im Laufe der Zeit verändern können.

F&G-Systeme sind dadurch gekennzeichnet, daß nur ein kleiner Teil der in situ-Wand als permeable reaktive Wand (Gate = Durchlaß) verwendet wird, während der überwiegende Teil als geringdurchlässige Strömungs-Leitwand (Funnel = Trichter), z.B. in Form von Spund- oder Schlitzwänden ausgebaut wird. Dieses patentierte Konzept wurde erstmals im Jahre 1992 in Kanada im Borden-Testfeld eingesetzt. Der wichtigste Vorteil des F&G-Prinzips besteht darin, daß das reaktive Material auf einen kleinen Raum beschränkt bleibt. Dies ist insbesondere dann von Vorteil, wenn nur wenig reaktives Material benötigt wird bzw. wenn die Reaktorfüllung von Zeit zu Zeit ausgetauscht werden muß. Auch die Überwachung der Reaktorfunktion ist aufgrund des kleineren Volumens einfacher als bei CRB.

Bei der hydraulischen Dimensionierung von F&G-Systemen ist zu beachten, daß die hydraulische Gesamtdurchlässigkeit des Reaktorbereichs mindestens die des Aquifers beträgt, aufgrund der Querschnittsverengung des Fließquerschnitts bzw. einer im Laufe der Zeit zu erwartenden Reduzierung der Durchlässigkeit durch Mineralpräzipitate idealerweise aber signifikant höher ist. Eine wesentliche Rolle bei der Dimensionierung von F&G-Systemen spielt die Position des oder der Gates sowie die Gestaltung und Länge der Strömungs-Leitwände. Hierbei ist auch die

Heterogenität des Untergrundes zu berücksichtigen. Zur Planung und insbesondere zur standortspezifischen Optimierung eines F&G-Systems ist deshalb der Einsatz numerischer Strömungsmodelle unverzichtbar.

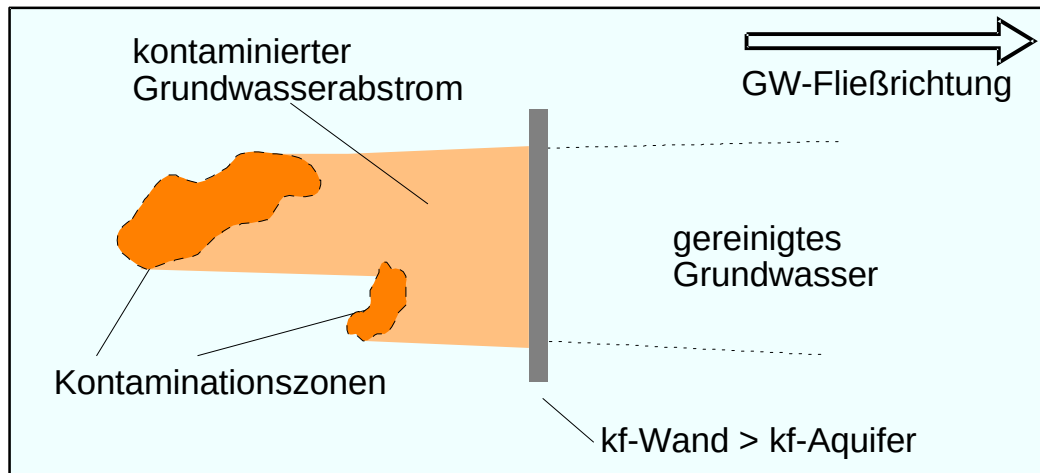


Abbildung 2. Prinzipskizze einer vollflächig durchströmten Reinigungswand (CRB)

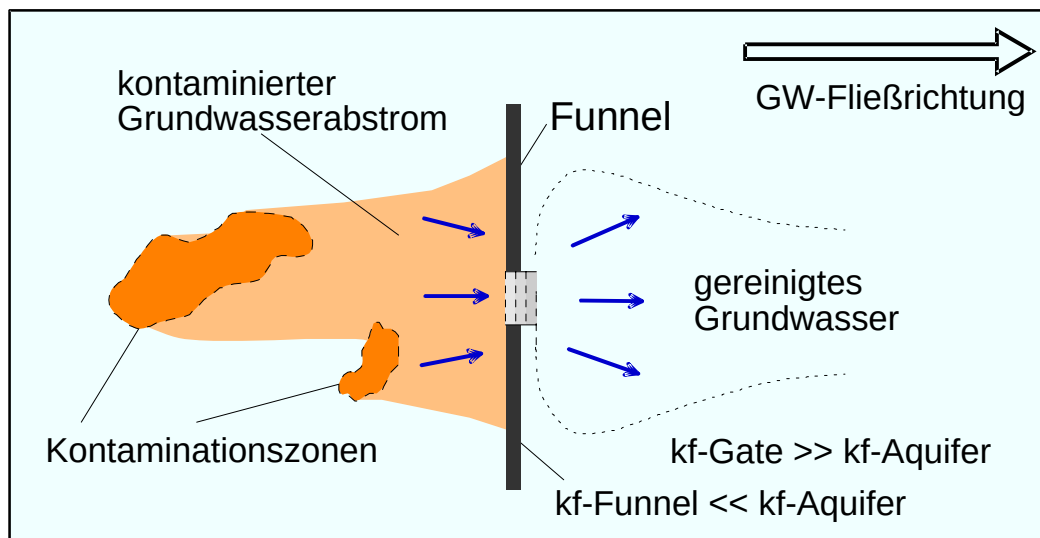


Abbildung 3. Prinzipskizze einer Reinigungswand mit gelenktem Grundwasserstrom, hier mit undurchlässigen Leitwände (F&G-System)

Anders als bei F&G-Systemen ist bei D&G-Systemen jedoch unmittelbar abstromig des Gates ein dem Kollektor analoges System zur Rückführung des gereinigten Wassers in den Aquifer (Distributor) erforderlich, sofern der Abstrom aus dem Gate nicht unmittelbar einem Vorfluter zugeleitet werden kann. Auch für die Planung und die standortspezifische Optimierung von D&G-Systemen ist der Einsatz eines numerischen Strömungsmodells unverzichtbar. Sowohl bei

F&G als auch bei D&G-Systemen sollte die Durchlässigkeit des reaktiven Materials im Gate deutlich höher als die des Aquifers sein.

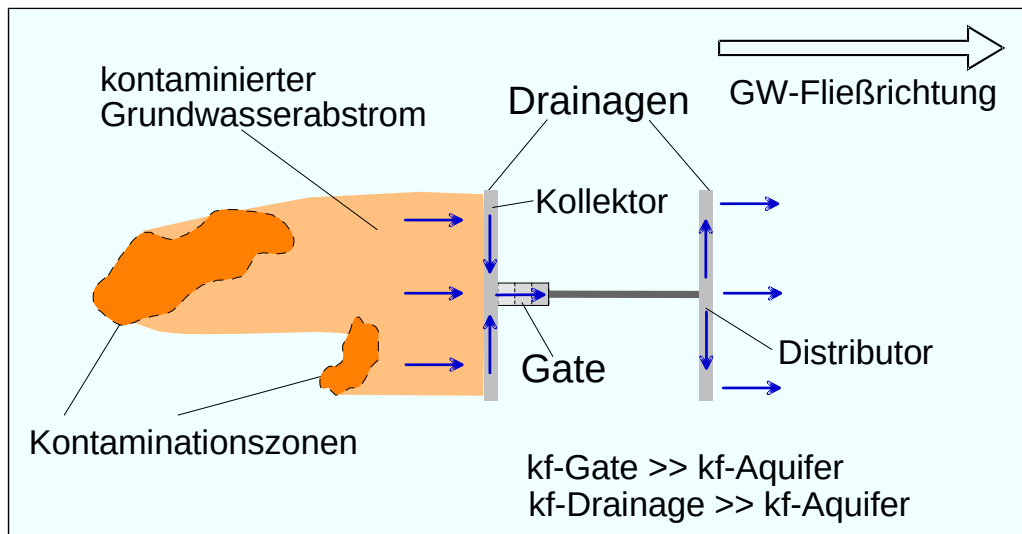


Abbildung 4. Prinzipskizze einer Reinigungswand mit gelenktem Grundwasserstrom, hier als D&G-System ohne Eingriffsmöglichkeiten.

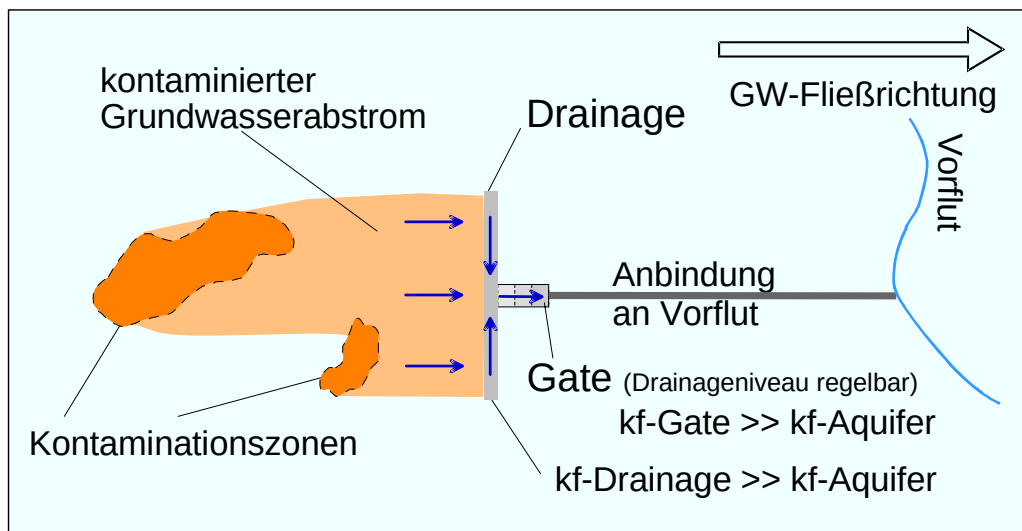


Abbildung 5. Prinzipskizze einer Reinigungswand mit gelenktem Grundwasserstrom, hier als D&G-System mit Eingriffsmöglichkeit (EC-PRB).

Bei D&G-Systemen übernimmt eine hochdurchlässige Drainage (Kollektor) die Funktion der Leitwand, d.h. ein absperrendes Element, z.B. in Form einer Dichtwand, ist nicht erforderlich. Während F&G-Systeme für gut durchlässige Grundwasserleiter konzipiert wurden, sind D&G-Systeme bei mäßig bis gering durchlässigen Aquiferen geeignet. Dies begründet sich darin, daß für die hydraulische Wirksamkeit einer Leitwand (Funnel oder Drainage) jeweils

der Kontrast zur hydraulischen Durchlässigkeit des Aquifers entscheidend ist, d.h. während bei gut durchlässigen Aquiferen mit einer praktisch wasserundurchlässigen Leitwand (Funnel) der Grundwasserstrom in Richtung der Durchlaßbauwerke gelenkt werden kann, ist hierfür bei mäßig bis gering durchlässigen Aquiferen eine hochdurchlässige Drainage besser geeignet.

Im Zuge der praktischen Anwendung von F&G oder D&G wurden an manchen Standorten Sonderbauweisen entwickelt, die über das ursprüngliche Konzept der hydraulisch passiven Abstromsicherung ohne jegliche Eingriffsmöglichkeit hinausgehen. Dies geschah teilweise aus dem Wunsch heraus, im Falle einer hydraulisch unzureichenden Funktion steuernd eingreifen zu können, teilweise standen andere Gründe, wie z.B. die unmittelbare Nutzung des gereinigten Grundwassers im Vordergrund.

Grundsätzlich bieten lediglich Systeme mit gelenktem Grundwasserstrom die Möglichkeit einer passiven hydraulischen Steuerung, und zwar auch nur dann, wenn es aufgrund der örtlichen Situation möglich ist, ein, gegenüber dem sich natürlicherweise am Gate einstellenden hydraulischen Potential, anderes, i.d.R. tieferes Potential, bereitzustellen. Dies kann beispielsweise dadurch geschehen, daß das Gate mittels einer Rohrleitung, also praktisch ohne Fließwiderstand, an ein hydraulisch tieferes Potential angeschlossen wird. Für die Steuerung des Systems steht so ein Potentialbereich zur Verfügung, d.h. das hydraulische Potential am Gate und damit der Durchfluß bzw. das Einzugsgebiet des Gates lassen sich innerhalb eines begrenzten Bereichs steuern. Derartige Systeme werden unabhängig davon, ob es sich um F&G- oder D&G-Systeme handelt mit dem Zusatz EC-PRB („efficiently controllable PRB“) bezeichnet. Das wesentliche Unterscheidungsmerkmal ist die, zwar begrenzte, Steuer- oder Regelbarkeit von EC-PRBs, während die hydraulische Wirksamkeit von „klassischen“ F&G- oder D&G-Systemen im Betrieb praktisch nicht beeinflusst werden kann.

Darüber hinaus sind Mischformen mit aktiven in situ-Techniken, also beispielsweise Kombinationen von passiv und aktiv gelenktem Grundwasserstrom, bereits realisiert worden, etwa beim oberflächennah arbeitenden System des RUBIN-Projektes am Standort Bernau bei Berlin: Kontaminiertes Grundwasser aus zwei Aquiferen pumpt man zunächst an die Oberfläche, um es dann den oberflächennah installierten Reaktorzellen passiv zuströmen zu lassen.

Neben der Konstruktionsart bestimmen vor allem die richtige Positionierung und Dimensionierung des Bauwerkes entscheidend den Erfolg der Sanierungsmaßnahme. Die Positionierung basiert i.d.R. auf den Ergebnissen einer numerischen Strömungsmodellierung der Untergrundverhältnisse vor und nach Einbau der Barriere. Dabei sind selbstverständlich auch etwaige Einschränkungen durch die vorhandene Bebauung zu berücksichtigen. Grundsätzlich ist aber in jedem Einzelfall zwischen einer CRB und einer Reinigungswand mit gelenktem Grundwasserfluß (F&G oder D&G) abzuwägen. Für die diesbezügliche Entscheidung sind zwei Fragen von wesentlicher Bedeutung:

- Muß das reaktive Material während der Laufzeit der Reinigungswand regelmäßig ausgetauscht werden oder ist für den Austausch ein standsicheres Reaktorbauwerk erforderlich?
- In welchem Verhältnis steht das zur Abreinigung des kontaminierten Grundwassers notwendige Volumen an reaktivem Material zur Querschnittsfläche der zu behandelnden Schadstoffahne?

Im Falle eines regelmäßigen Austausches des reaktiven Materials, vor allem wenn zu dessen Aufnahme ein auch im entleerten Zustand standsicheres Bauwerk notwendig ist, wird sich im Regelfall eine Reinigungswand mit gelenktem Grundwasserfluß anbieten. Geht man dagegen

von einer langen Standzeit des reaktiven Materials aus, sollte eine CRB in Betracht gezogen werden, da dann bei Erschöpfung der Funktionsfähigkeit der Reinigungswand ggf. die Errichtung einer neuen Wand, sofern zur Standortsicherung weiterhin erforderlich, die bessere und kostengünstigere Variante darstellt.

Ganz wesentlich für die Auswahl des Typs der Reinigungswand ist die Menge des benötigten reaktiven Materials. Da die Kosten hierfür nicht unerheblich sind, wird man i.d.R. die eingesetzte Menge an reaktivem Material nach den Anforderungen für eine vollständige Abreinigung bemessen. Dies kann aber bedeuten, daß eine gleichmäßige Verteilung des reaktiven Materials über die gesamte Breite und Tiefe der Schadstofffahne aus technischen Gründen nicht praktikabel bzw. möglich ist. Nur wenn bei einer gleichmäßigen Verteilung des reaktiven Materials über die gesamte Breite und Tiefe der Schadstofffahne eine gewisse Mindestdicke, die sich aus den eingesetzten Bauverfahren ergibt, eingehalten werden kann, ohne daß ein Vielfaches der zur Abreinigung erforderlichen Menge an reaktivem Material eingesetzt wird, wird eine CRB i.d.R. auch ökonomisch vorteilhaft gegenüber einer Reinigungswand mit gelenktem Grundwasserstrom sein. Eine Möglichkeit zur Kostenreduzierung besteht in der Mischung des reaktiven mit inertem Material, um einerseits die hydraulischen Vorteile von CRB zu nutzen und andererseits die Menge an reaktivem Material gering zu halten. Allerdings ist eine „Verdünnung“ des reaktiven Materials nur in begrenztem Umfang sinnvoll.

2.5 Reaktive Materialien für durchströmte Reinigungswände

Neben der Unterteilung nach der Bauart können durchströmte Reinigungswände auch nach ihrer Wirkungsweise, die wiederum eng mit den eingesetzten reaktiven Materialien verknüpft ist, unterteilt werden. Es lassen sich dabei fünf Wirkungsweisen unterscheiden, wobei Übergangsformen und Kombinationen das Typenspektrum erweitern können.

- **Redox-Reaktive Wände:**

Durch Redoxreaktionen wird der Schadstoff in nicht oder signifikant weniger toxische oder immobile Formen überführt, das reaktive Material ist dabei Reaktionspartner oder Katalysator.

- **Sorptionsreaktive Wände:**

Der Schadstoff wird am reaktiven Material sorbiert.

- **Fällungsreaktive Wände:**

Die Reaktion des Grundwassers mit dem eingebrachten reaktiven Material führt zur Änderung der geochemischen Milieubedingungen, so daß der Schadstoff ausgefällt wird.

- **Emissions-Wände/Bio-Wände:**

Es werden Substrate oder Reaktionspartner freigesetzt, die in der Reinigungswand oder auch im Abstrom der Reinigungswand zur Umwandlung und/oder Festlegung der Schadstoffe führen.

– Kombinations-Wände:

Eine Kombination verschiedener Materialien ermöglicht die Reinigung komplexerer Schadstoffgemische.

Einen Überblick der in durchströmten Reinigungswänden eingesetzten reaktiven Materialien gibt Abbildung 6. Dargestellt ist ihre Anwendungshäufigkeit bezogen auf 47 betrachtete Feldprojekte.

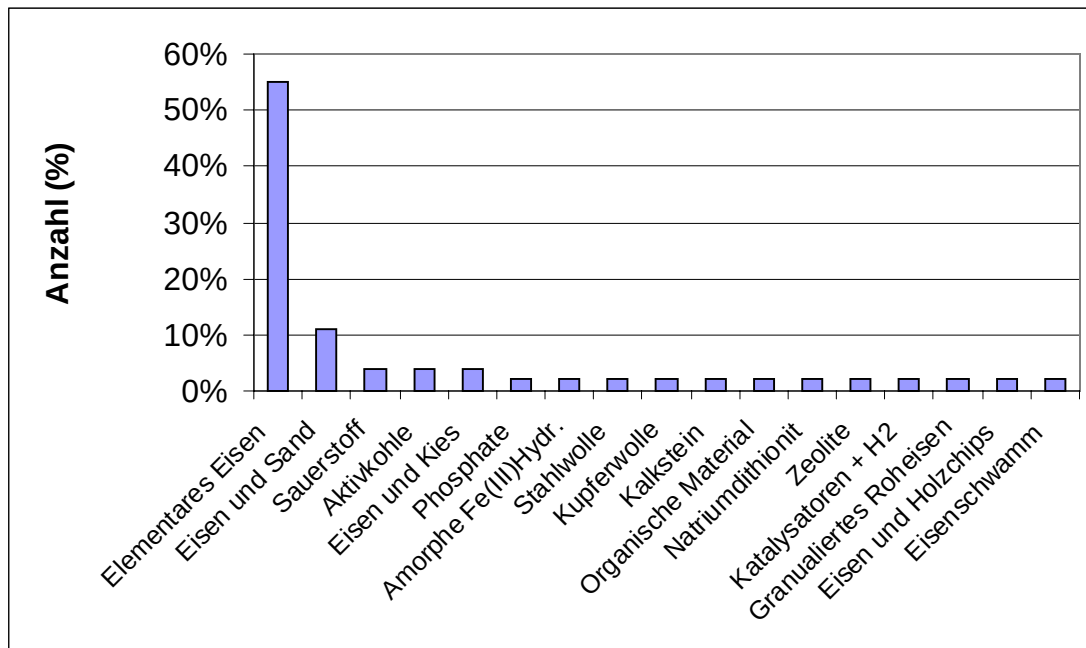


Abbildung 6. In Feldanwendungen von Reinigungswänden eingesetzte reaktive Materialien (adaptiert nach U.S. EPA, 2002a)

Redox-Reaktive Wände

Aus Zusammenstellungen heutiger Anwendungen von durchströmten Reinigungswänden wird deutlich, daß mit den sogenannten Eisen-Reinigungswänden die Redox-Reaktiven Wände das Hauptanwendungsgebiet der Technologie ausmachen, gefolgt von sorptionsreaktiven Wänden, in denen überwiegend Aktivkohle als reaktives Material eingebracht wird. Die Bedeutung von elementarem Eisen als reaktives Material geht auf seine Anwendbarkeit bei den am häufigsten auftretenden Grundwasserkontaminationen (halogenierte aliphatische Kohlenwasserstoffe, Abbildung 7) sowie vielen, weniger häufig auftretenden Kontaminationen mit anderen organischen und anorganischen Stoffen zurück. Darüber hinaus wird elementares Eisen als umwelttoxisch unbedenkliches Massengut kostengünstig hergestellt, so daß auch die Verfügbarkeit großer Mengen gegeben ist.

Elementares Eisen ist aufgrund seines niedrigen Redoxpotentials unter neutralen pH-Bedingungen nicht stabil, so daß es sich in Kontakt mit Wasser unter Bildung von elementarem Wasserstoff zersetzt. Diese als anaerobe Korrosion bezeichnete Reaktion führt zur Bildung von zweiwertigem Eisen (Fe(II)) und zu einem Anstieg des pH-Wertes. Das gebildete zweiwertige Eisen wird zum Teil als Ion (Fe^{2+}) in die Lösung abgegeben und zum Teil in oxidischen und hydroxidischen Präzipitaten festgelegt. Als Reaktionspartner stehen in Eisen-Reinigungswänden also nicht nur das elementare Eisen zur Verfügung, sondern auch gelöstes und mineralgebundenes zweiwertiges oder dreiwertiges Eisen, wobei das elementare Eisen jedoch immer als finaler Elektronendonator bei Redoxreaktionen wirksam ist. Darüber hinaus können im Reaktionsraum auch Wasserstoff oder oberflächengebundenes und damit aktiveres Fe^{2+} als Reaktionspartner auftreten und zusätzlich können verschiedene Oberflächen als Sorptionspartner oder Katalysator wirksam sein. Schließlich kann ein die Korrosionsreaktionen begleitender pH-Wert-Anstieg zur Fällung von Metall-Hydroxiden führen. Gemäß der obigen Einteilung von Reinigungswänden können Eisen-Reinigungswände auch als Redox-Reaktive, sorptionsreaktive und fällungsreaktive durchströmte Reinigungswände eingesetzt werden. Daraus ergibt sich ein breites Anwendungsspektrum bei organischen und anorganischen Grundwasserbelastungen, wobei das bisherige Hauptanwendungsgebiet von Fe(0) deutlich bei Grundwasserschäden mit chlorierten Ethenen und hier Tetrachlorethen (Perchlorethen, PCE), Trichlorethen (TCE) und cis-Dichlorethen (DCE) liegt.

Bei der abiotischen reduktiven Dehalogenierung halogenierter aliphatischer Kohlenwasserstoffe in Eisen-Reinigungswänden wurden verschiedene Reaktionsmechanismen und damit einhergehend verschiedene Abbauewege beobachtet, die teilweise zu einer Bildung niederchlorierter Zwischenprodukte führen, die eine höhere Toxizität als die Ursprungssubstanzen aufweisen können. So entstehen bei der vollständigen Dehalogenierung von chlorierten Ethenen wie PCE oder TCE anteilig (ca. 1 bis 5 Massenprozent der jeweiligen Muttersubstanz) niederchlorierte Tochterprodukte wie cis-DCE oder VC, die im Folgenden weiter zu vollständig dechlorierten Endabbauprodukten reduziert werden. Unter den Endabbauprodukten dominieren dann Ethen und Ethan, untergeordnet können andere C1-C5-Kohlenwasserstoffe auftreten.

Der Übergangscharakter von Eisen-Reinigungswänden nach obiger Einteilung wird bei der Anwendung auf z.B. Chromatverunreinigungen (alleinig oder in Kombination mit LCKW) deutlich. Hier führt eine Redoxreaktion zwischen dem Chromat (Cr(VI)) und dem elementaren Eisen als finalem Elektronendonator zur Bildung von dreiwertigem Chrom (Cr(III)). Dreiwertiges Chrom, welches signifikant weniger toxisch ist als sechswertiges, ist unter den gegebenen geochemischen Bedingungen in Eisen-Reinigungswänden in Lösung nicht stabil und wird in Form von Fe(III)-Cr(III)-Mischhydroxiden oder Cr(III)-Oxid ausgefällt. Da beide Reaktionsschritte, die Chromatreduktion und die Fällung des dreiwertigen Chroms, mit Reaktionszeiten im Minutenbereich als schnell gelten, kann elementares Eisen als besonders effizient bei dieser Art der reduktiven Fixierung von Schwermetallen betrachtet werden. Bei der Fixierung von Arsen, in Form von Arsenit und/oder Arsenat, spielen dagegen Redoxprozesse vermutlich nur eine untergeordnete Rolle, da die Festlegung der Komplex-Anionen im wesentlichen sorptiv erfolgt, hierbei aber durch die stete Neubildung von hydroxidischen Oberflächen in Eisen-Reinigungswänden eine kontinuierliche Nachbildung von Sorptionsplätzen erfolgt, so daß vergleichsweise hohe Rückhaltekapazitäten erkannt wurden.

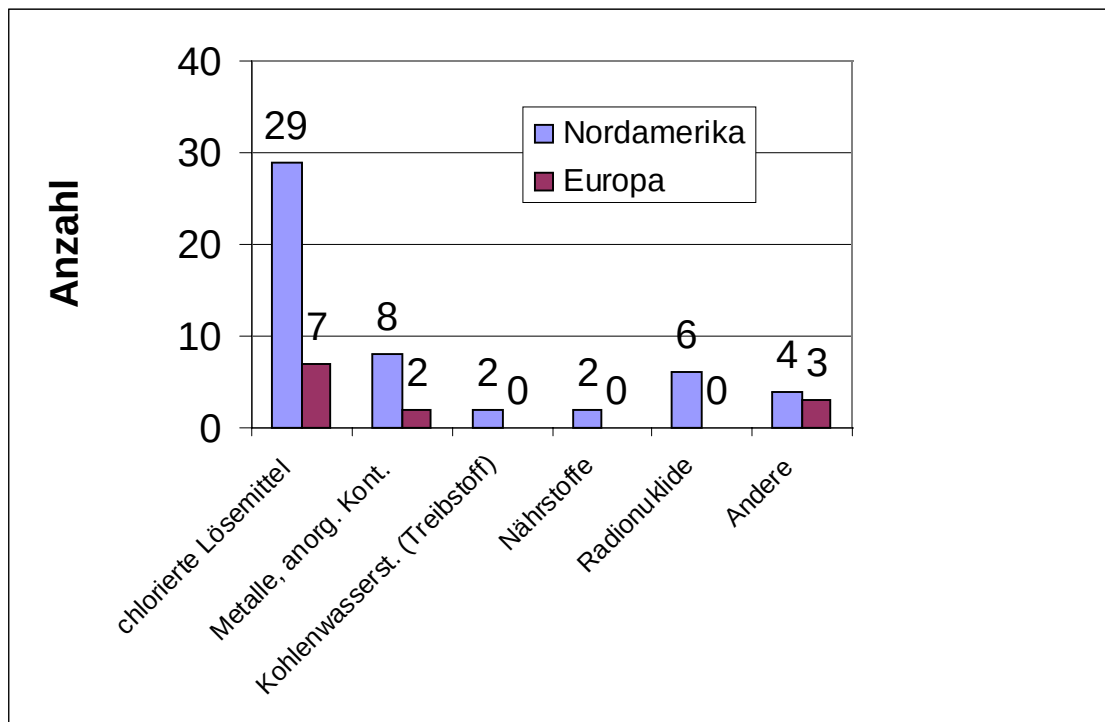


Abbildung 7. In Feldanwendungen mit Reinigungswänden behandelte Grundwasserkontaminationen, unterteilt nach Standorten in Nordamerika und Europa (adaptiert nach U.S. EPA, 2002a)

Andere unedle Metalle könnten grundsätzlich als reaktives Material in Redox-Reaktiven Reinigungswänden verwendet werden, so konnte z.B. gezeigt werden, daß auch Zink in wässriger Lösung zur reduktiven Dehalogenierung von LCKW eingesetzt werden kann. Auch edle Metalle wie Palladium können in Redox-durchströmten Reinigungswänden zur Abreinigung von LCKW zur Anwendung kommen, wobei diese dann als Katalysator wirken und eine zusätzliche Wasserstoffquelle erforderlich ist. Mit derzeit rund 100 Feldanwendungen findet elementares Eisen als reaktives Material bislang die häufigste Anwendung.

Sorptionsreaktive Wände

In sorptionsreaktiven Wänden werden die gelösten Kontaminanten an der Oberfläche des reaktiven Materials angelagert und damit dem Grundwasser entzogen. Die Anlagerung erfolgt aufgrund physikalischer Wechselwirkungen (z.B. Dipol-Dipol-Anlagerungen aufgrund von Ladungsunterschieden), dann als Physisorption bezeichnet. Gehen Sorbens (reaktives Material) und Sorptiv (gelöster Kontaminant) zusätzlich chemische Bindungen ein, so spricht man von einer Chemisorption. Bei der Chemisorption liegt mithin eine wesentlich stärkere Bindung des Sorptivs an die Oberfläche des Sorbens als bei der Physisorption vor. Migriert der Kontaminant in das reaktive Material hinein, spricht man von Absorption, ein typischer Mechanismus bei der Festlegung von gelösten organischen Verbindungen an feste organische Substanzen, was zu einer noch stärkeren Festlegung des Sorptivs führt. Zur Vereinfachung soll nicht zwischen den Mechanismen unterschieden, sondern allgemein die (teil)reversible Festlegung als Sorption und der umgekehrte Prozeß als Desorption bezeichnet werden.

Die Materialien für sorptionsreaktive Wände richten sich nach der vorliegenden Kontamination, wobei verallgemeinernd gilt, daß polare Materialien für polare Kontaminanten und unpolare Materialien für unpolare Kontaminanten einzusetzen sind. Wie aus der Wasseraufbereitung bekannt, eignet sich Aktivkohle zur Behandlung von Belastungen mit verschiedensten organischen Verbindungen, wobei gilt, je hydrophober (und damit unpolarer) der Kontaminant, desto höher die Rückhaltekapazität. Auch für durchströmte Reinigungswände kann sich Aktivkohle als reaktives Material anbieten und wurde großtechnisch an mehreren Standorten weltweit, hauptsächlich in Europa, zur Anwendung gebracht, allerdings im Vergleich zu Eisen bislang in deutlich geringerer Zahl (rund 20 Anwendungen). Man hat bislang sehr gute Abreinigungsleistungen belegt oder berichtet. Als weitgehend unselektiv, deshalb auf eine Reihe unterschiedlicher Schadstoffe sehr effizient wirkendes Sorbens, kann Aktivkohle dabei sogar vorteilhaft zur Sorption von vielen LCKW eingesetzt werden. Bisher wurden aber vor allem PAK-Schäden behandelt. An einem Standort mit einer LCKW-Kontamination wird die Entscheidung, ob Eisen oder Aktivkohle einzusetzen ist, immer eine Frage der Kostenoptimierung bleiben, wobei verschiedene Aspekte, wie z.B. die Langzeiteffektivität der reaktiven Materialien, bauliche Möglichkeiten, Materialkosten, Lizenzgebühren und auch Standortbedingungen (Geochemie, Hydraulik) etc., zu berücksichtigen sind.

Liegen zur Anwendung von Aktivkohle in Reinigungswänden vergleichsweise viele Erfahrungen vor, so variiert der Entwicklungs- bzw. Erfahrungsstand hinsichtlich weiterer reaktiver Materialien für sorptionsreaktive Wände, wie Zeolithe oder Huminstoffe, erheblich, so daß keine verallgemeinerungsfähigen Aussagen möglich sind. In Kapitel 4 und 5 wird der Entwicklungsstand ausführlich veranschaulicht und erläutert.

Fällungsreaktive Wände

Abgesehen vom elementarem Eisen zur (reduktiven) Fällung verschiedener Schwermetalle oder Radionukleide, wurden bisher nur wenige Materialien zur Fällung von Schadstoffen in durchströmten Reinigungswänden eingesetzt, so daß hier nur ein kleiner Erfahrungshorizont existiert. Bei der Behandlung von sogenannten sauren Grubenwässern konnten mit Kalksteinen Erfolge erzielt werden, wobei die Reinigung des belasteten Grundwassers auf der Neutralisierung und daraus folgenden Fällung von Schwermetallhydroxiden (untergeordnet Carbonaten) beruht. Apatit wurde eingesetzt, um eine Grundwasserbelastung mit Blei zu behandeln, wobei hier neben der Fällung von Bleiphosphaten auch eine Sorption von Pb^{2+} wirksam wurde. In anderen Fällen wurden fällungsreaktive Materialien bisher erst in Laborstudien untersucht, so z.B. die Kombination von elementarem Eisen mit MnO_2 oder Pyrit zur Steigerung der Effizienz bei der Festlegung von Uran (U(VI)).

Emissions-Wände/Biologische Reinigungswand

Emissions-Wände zielen auf die Stimulation mikrobiologischer Prozesse in der Reinigungswand oder auch in deren Abstrom, so daß eine Verknüpfung der Technologie zu anderen Sanierungsverfahren gegeben ist und damit Abgrenzungen problematisch sind. Die zu stimulierenden Prozesse führen direkt oder indirekt zur Umwandlung oder Festlegung der Kontaminanten. Beim Abbau von Schadstoffen durch Mikroorganismen handelt es sich bei genauer Betrachtung ebenfalls um einen chemischen Vorgang: Mikroorganismen lassen sich in diesem Zusammenhang auch als hochspezialisierte „Mikro“-Reaktoren auffassen, die auf molekularer

Ebene die Schadstoffe angreifen, welche ihnen beispielsweise entweder als Elektronenlieferant oder -akzeptor dienen.

Schwermetalle lassen sich in Form ihrer schwerlöslichen Sulfide ausfällen, wenn es gelingt, Sulfat mikrobiologisch zu Sulfid zu reduzieren. Sulfatreduzierende Mikroorganismen benötigen für einen solchen Schritt Nährstoffe, die Elektronen liefern können, wie z.B. kohlenstoffhaltige Verbindungen oder molekularer Wasserstoff. In sogenannten „Kompost“-Reinigungswänden nutzt man Kompost als organische Kohlenstoffquelle für derartige Mikroorganismen. Auf diese Weise lassen sich Schwermetalle, wie z.B. Blei, Zink und Kupfer, durch Sulfidfällung in einer Kompostwand fixieren und damit dem kontaminierten Grundwasser entziehen. Da es gleichzeitig zu einer Verminderung der Sulfatgehalte kommt, wurden diese Reinigungswände zur Behandlung von sauren Grubenwässern eingesetzt, wobei dann nicht nur die Schwermetallbelastung sinkt, sondern auch die permanente Härte des Grundwassers vermindert wird. Da im Zuge der anaeroben Korrosion des elementaren Eisens Wasserstoff gebildet wird, der wiederum von sulfatreduzierenden Mikroorganismen genutzt werden kann, ist auch diese Art der Schwermetallfixierung bei dem Einsatz von Eisen als reaktivem Material möglich, wurde aber bisher noch nicht großtechnisch erprobt.

Im Rahmen des RUBIN-Projektes Wiesbaden wurde im Labormaßstab eine Kompost-Reinigungswand (alleine oder in Kombination mit Gips) als konditionierend wirkende permeable Reinigungswand im Anstrom auf einen mit Arsen belasteten Aquifer erprobt. Aufgrund der Freisetzung organischer Substrate wurde die mikrobielle Sulfatreduktion derart stimuliert, daß die emittierenden Sulfide im abstromigen Aquifer zu einer ausgeprägten reduktiven Lösung vorhandener Fe(III)-Hydroxide führten, wodurch eine verstärkte Freisetzung von Arsenat ausgelöst werden konnte. Die Laborergebnisse zeigten damit, daß mit einer solchen konditionierenden Anstrom-Reinigungswand die Sanierungszeiträume für den belasteten Aquifer deutlich zu verkürzen wären, allerdings die Schadstoffe zunächst mobilisiert werden.

Die Anreicherung eines kontaminierten Grundwassers mit Nährstoffen in einer durchlässigen Barriere, um einen bereits vorhandenen mikrobiellen Abbau von Schadstoffen zu steigern oder zu lenken, ist ebenfalls unter den Begriff einer biologischen Reinigungswand oder Emissions-Wand einzuordnen. Hierbei muß es sich nicht zwangsläufig um Belastungen mit organischen Schadstoffen handeln, so wurde beispielsweise der Einsatz von „Kompost“ zur Behandlung von Nitratbelastungen erprobt. Die Anwendung von sogenannten sauerstoffreisetzenden Komponenten (ORC) oder wasserstoffreisetzenden Komponenten (HRC) in Reinigungswänden zur Stimulation eines aeroben oder anaeroben Schadstoffabbaus gliedert sich ebenfalls in die Kategorie der Emissions-Wände ein, wie auch die Applikation anderer Reagenzien (Mellasse, Methanol, o.a.) hierzu gezählt werden kann. Es wird deutlich, daß eine Abgrenzung zu dem sogenannten Enhanced Natural Attenuation nicht immer eindeutig erfolgen kann und Übergangsformen zu dieser Grundwassersanierungsvariante bestehen.

Kombinations-Reinigungswände

Schadstoffgemische, insbesondere wenn sie Vertreter unterschiedlicher, dazu chemisch sehr verschiedener Schadstoffgruppen enthalten, erfordern zumeist Gemische oder Kombinationen reaktiver Materialien zu ihrer effizienten Entfernung aus dem Grundwasser. Ein Gemisch aus LCKW und PAK läßt sich beispielsweise mit elementarem Eisen (zum LCKW-Abbau) und Aktivkohle (zur PAK-Adsorption) behandeln, ebenso wie ein Gemisch aus LCKW und aromatischen CKW (z.B. Chlorbenzole), weil PAK wie auch Chlorbenzole von elementarem Ei-

sen nicht abgebaut werden, jedoch von Aktivkohle stark adsorbiert werden. Die Behandlung von komplexen Schadstoffgemischen ist erst in einer geringen Zahl von Full scale-Anwendungen realisiert, beispielsweise an den Standorten Brunn am Gebirge (Österreich) und Tifton (U.S.A.). Beide, mit Aktivkohle als reaktivem Material befüllte Reinigungswände behandeln seit mehreren Jahren erfolgreich einen PAK-Kresol-LCKW- bzw. einen Pestizid-LCKW-Mischschaden. Daneben hat man in Grundlagen- und auch Forschungs- und Entwicklungs-Vorhaben (FuE) im Pilotmaßstab, darunter maßgebliche mit technischem oder halbtechnischem Charakter, reaktive Materialien für Schadstoffgemische untersucht. So wurden z.B. am Standort in Bitterfeld im Rahmen des SAFIRA-Projektes (SAFIRA = Sanierungsforschung in regional kontaminierten Aquiferen) verschiedene Kombinationen reaktiver Materialien (Eisen mit Aktivkohle oder ORC, nur Aktivkohle, mikrobiologischer Abbau, katalytischer Abbau) zur Behandlung einer Mischbelastung aus chlorierten Aliphaten und chlorierten Aromaten im technischen Maßstab in einer in situ-Anlage entwickelt und langjährig getestet.

Weitere FuE-Arbeiten sind auf diesem Gebiet jedoch angezeigt, da man lediglich für einige Mischszenarien zuverlässig wirksame Kombinationen von bekannten reaktiven Materialien (zumeist Eisen und Aktivkohle) oder neue Abbaureagenzien zur Hand hat. Wegen der in der Sanierungspraxis häufig anzutreffenden unterschiedlichsten Mischschadensszenarien ist es in Einzelfällen erforderlich, Vorversuche in einer ersten Stufe mit kleinskaligen Laborversuchen zu beginnen (Batchversuche).

Haupteignungskriterium für reaktive Materialien

Das reaktive Material muß die Schadstoffe entsprechend der vorgegebenen Sanierungsziele, dazu mit möglichst kurzer Reaktionszeit, aus dem Grundwasser entfernen.

Die Auswahl reaktiver Materialien bestimmt sich deshalb allein dadurch, ob und wie sie aufgrund ihrer chemischen Zusammensetzung mit den vorhandenen Schadstoffen wirkungsvoll reagieren. Besondere Berücksichtigung hat man dem Umstand zu zollen, daß die reaktiven Materialien unter grundwasserspezifischen Bedingungen hinreichend reagieren müssen. Verschiedene Grundwasserinhaltsstoffe können mit den jeweils eingebrachten reaktiven Materialien ebenfalls reagieren (s.u.), so daß der eigentlich gewünschte Schadstoffabbau oder -rückhalt beeinträchtigt werden kann. Für die beiden Haupttypen von Reinigungswänden, pH-redox-reaktive und sorptionsreaktive Wände, lassen sich folgende grundlegende Anforderungen formulieren:

- Schadstoffabbauende Materialien dürfen nur im Sinne des Grundwasserschutzes unbedenkliche Endprodukte generieren.
- Fällungsreaktive Materialien dürfen die festgelegten Schadstoffe auch unter sich geringfügig ändernden Grundwasserbedingungen nicht wieder an die Wasserphase abgeben.
- Sorptive Materialien sollen ein erhebliches Sorptionspotential aufweisen und dürfen auch unter sich ändernden Grundwasserbedingungen ihre Fähigkeit zur Sorption hydrophober Schadstoffe nicht oder nur in geringem Umfang verlieren.

Weitere Eignungskriterien für reaktive Materialien

Zwei weitere wesentliche Eignungskriterien reaktiver Materialien leiten sich aus dem Anwendungs- und Funktionsprinzip von Reinigungswänden ab:

- Das reaktive Material darf durch Nebenreaktionen im Grundwasser nicht an Reaktivität in Bezug auf den Abbau bzw. Rückhalt der Schadstoffe einbüßen, oder die Abnahme der Reaktivität muß erfaßbar und bestenfalls vorhersagbar sein.
- Die hydraulische Durchlässigkeit des reaktiven Materials darf durch Nebenreaktionen im Grundwasser nicht oder nicht signifikant vermindert werden.

Beide Kriterien, zusammengefaßt als Langzeiteffektivität, verstehen sich unter dem oftmals langjährigen Zeithorizont einer Reinigungswandanwendung, aus dem sich die Forderung nach einer langanhaltenden Reaktivität sowie nach einer langanhaltenden passiven Durchströmung des Bauwerkes ableiten. Beide Kriterien sind aber gleichfalls relativ zu beurteilen, da ein regelmäßiger Materialaustausch, der zur Wiederherstellung der ursprünglichen Funktionalität führt, im Konzept der Reinigungswandanwendung enthalten sein kann. Für die Kostenermittlung der Sanierungsszenarien werden Angaben zur Standzeit der Reaktionsmaterialien benötigt.

Die Langzeiteffektivität, als Kriterium zur Auswahl geeigneter reaktiver Materialien, wird durch die natürlichen Grundwasserinhaltsstoffe beeinflusst, aber auch durch biotische Prozesse im Grundwasser, die in Interaktion mit dem reaktiven Material treten können. Weitere Kriterien zur Eignung eines reaktiven Materials können z.B. infolge von Neben-Kontaminanten auftreten, diese sollten zumindest nicht die Reaktivität des reaktiven Materials in Bezug auf die Haupt- bzw. Zielkontaminanten herabsetzen und sollten bestenfalls auch abbaubar sein. Prozesse, die die Reaktivität beeinträchtigen können sind:

- Belegung der Partikeloberflächen des reaktiven Materials mit „Coatings“ durch
 - Korrosionsprodukte oder
 - sekundär gebildete Mineralphasen,
- Verstopfung („Clogging“) des Porenraumes zwischen Partikeln des reaktiven Materials durch
 - Ausfällung sekundärer Minerale,
 - Gasbläschenbildung („Gasclogging“) oder
 - Reaktionsprodukte aus biotischen Prozessen oder Biomasse („Biofouling“),
- Verbrauch des vorhandenen Reaktivitätspotentials durch
 - Verbrauch des reaktiven Materials, auch durch unerwünschte Nebenreaktionen oder
 - (unerwartete) Auflösung oder Austrag des reaktiven Materials, z.B. infolge von pH-Wert-Schwankungen bzw. Abnahme der Stabilität der Schüttung.

Verminderung der Reaktivität durch Präzipitatbildungen, „Coatings“

Natürliche Grundwasserinhaltsstoffe können mit dem reaktiven Material in unterschiedlichster Weise reagieren. Solche zur eigentlichen Schadstoffeliminierung parallel oder sogar in Konkurrenz ablaufenden Nebenreaktionen üben zumeist entweder positive oder negative, dagegen selten überhaupt keine Einflüsse auf das reaktive Material aus. Gleiches gilt für Co-Kontaminanten; so kann zwar ein kombinierter Schaden aus Trichlorethen (TCE) und Chromat (Cr(VI)) mit elementarem Eisen behandelt werden, die Abbaugeschwindigkeit für TCE kann aber in Gegenwart von Cr(VI) verringert sein und der TCE-Abbau kann schneller zum Erliegen kommen, da ausfallende Cr(III)-Fe(III)-Mischhydroxide Eisenpartikel oberflächlich belegen und zu einer Passivierung führen können, so daß die TCE-Dehalogenierung gestört

wird. Auch andere Präzipitate, wie Calciumcarbonate, Eisen(II)-Carbonate u.a., können zu einer Belegung der Oberflächen mit einhergehender (Teil)-Passivierung führen (Abbildung 8). Ein anderes Beispiel für eine störende Nebenreaktionen ist die Belegung von Aktivkohle mit gelösten organischen Substanzen, wie z.B. Huminstoffen, was zu einer Verminderung der Rückhaltekapazität führen kann.

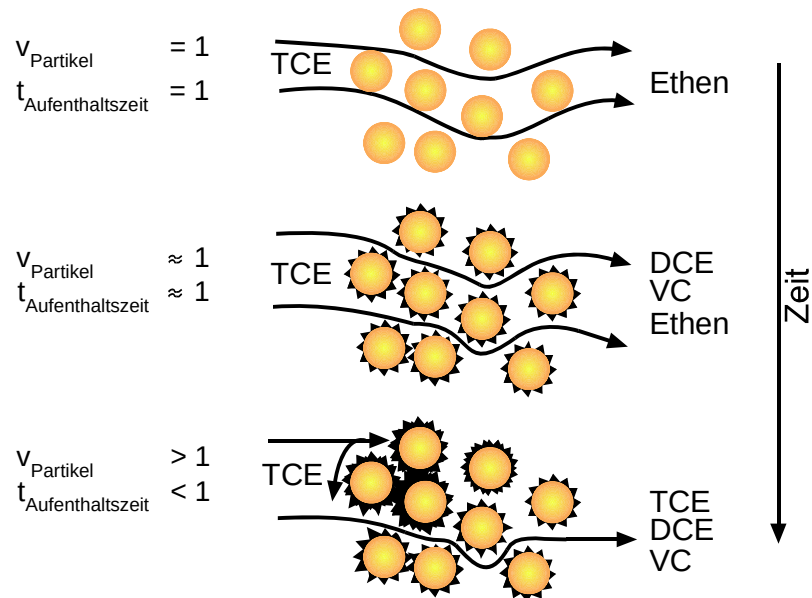


Abbildung 8. Schematische Darstellung der schrittweisen Umhüllung von Eisenpartikeln mit Ausfällungsprodukten und damit assoziierter nachlassender Dechlorierung (Oben: vollständige Dechlorierung von TCE zu Ethen. Mitte: unvollständiger Gesamtabbau zu Ethen und Teildechlorierung von TCE zu Dichlorethen, DCE, und Vinylchlorid, VC. Unten: ausschließliche Teildechlorierung. v = relative Geschwindigkeit eines im Fluid gelösten und mit demselben bewegten TCE-Teilchens, t = relative Zeit. Infolge zunehmender Verblockung von Fließpfaden sinkt deren Anzahl, damit steigt die Durchflußgeschwindigkeit bezogen auf den Gesamtquerschnitt. Infolgedessen nehmen die durchschnittliche Aufenthaltszeit und mithin der Umsatz/die Dechlorierungsrate ab; verändert nach U.S. EPA, 1998).

Nebenreaktionen des reaktiven Materials mit anderen Grundwasserinhaltsstoffen sind derzeit am zuverlässigsten durch Vorversuche (Säulenvorrichtungen) über eine angemessen lange Zeit (einige Monate) mit Standortwasser, d.h. mit dem originär am Standort vorhandenen kontaminierten Grundwasser, unter annähernd realistischen Fließbedingungen zu ermitteln. Bewertungen und Prognosen hinsichtlich ihres Langzeiteinflusses, insbesondere in Bezug auf die Änderung der Reaktivität des reaktiven Materials, lassen sich so erstellen.

Verminderung der hydraulischen Durchlässigkeit durch sogenanntes Clogging

Feste Reaktionsprodukte (Ausfällungen)

Gerade in Eisen-Reinigungswänden kommt es aufgrund der vielfältigen Nebenreaktionen, z.B. anaerobe Korrosion und abiotische Nitratreduktion, zur Bildung einer Reihe von Präzipitaten (Calcit, Siderit, Fe(II/III)-(hydr)oxide, u.a.) direkt im Porenraum innerhalb der Reinigungswand. Eine Verminderung der Durchlässigkeit der Barriere durch Verblockung des Porenraumes ist die Folge. In derartigen Fällen wird die Reinigungswand bei fortschreitender

Verblockung des Porenraumes vom Grundwasser nur noch gering durchströmt. Erfolgt der Anstrom auf das reaktive Material heterogen, ist die Bildung von preferentiellen Fließwegen in der Reinigungswand wahrscheinlich, wodurch eine heterogene Durchströmung der Reinigungswand erfolgen kann.

Reparaturmaßnahmen sind hinsichtlich solcher Erscheinungen prinzipiell bekannt, jedoch bis heute nicht optimiert oder gar etabliert (z.B. Ultraschall, Säurespülung, Austausch des reaktiven Materials) und stets mit zusätzlichen Kosten verbunden. Daher sollte das Risiko einer potentiellen Verblockung im Vorfeld einer Anwendung in die Überlegungen einbezogen werden und mit Hilfe entsprechender Voruntersuchungen (Laborversuche, Modellrechnungen, on site-Versuche) eingegrenzt werden.

Neben der Bildung von Präzipitaten kann auch das Einspülen von Feinmaterial aus dem Aquifer in die reaktive Füllung zu einer Abnahme der hydraulischen Durchlässigkeit führen. Besteht diese Gefahr, können gegebenenfalls geeignete Filterkiesschüttungen im Anstrom auf das reaktive Material Abhilfe schaffen.

Gasbildung

Elementares Eisen reagiert in Konkurrenz zur reduktiven Dehalogenierung von Grundwasserkontaminanten auch direkt mit Wasser unter Bildung gasförmigen (molekularen) Wasserstoffs (H_2). Übersteigen die Partialdrücke der gelösten Gase den hydrostatischen Druck, kommt es zur Bildung von Gasblasen. Kommt es dann zu einer Akkumulation der Gasblasen im Porenraum, weil diese nicht entweichen können oder durch andere Prozesse gezehrt werden, kann dieser Effekt innerhalb der Barriere zu einer Verblockung, dem „Gas-Clogging“, führen. Im Zuge des RUBIN-Verbundes wurde dieser Effekt am Standort Bernau beobachtet, und er zeichnet vermutlich verantwortlich für schlechte Reinigungsleistungen am Standort Tübingen.

Am Standort Rheine wurde zum Auffangen von Wasserstoffgas eine Gasdrainage installiert, die nur innerhalb des ersten Betriebsjahres benötigt wurde, weil nach wenigen Monaten die Wasserstoffentwicklung offensichtlich wegen eines mikrobiellen Wasserstoffverbrauchs endete. Eine Vorhersage, wann dieser förderliche Effekt zur Wasserstoffelimination an einem Standort genau einsetzt und in welchem Umfang, ist mit den derzeit zur Verfügung stehenden Prognoseinstrumenten nur schwer möglich.

Biologische Prozesse

Mit dem „Biofouling“ ist bei Anwendung von Aktivkohle vor allem unter aeroben Bedingungen zu rechnen: Das „Adsorptiver-Reaktor-und-Barriere“(AR&B)-System in Brunn am Gebirge erlitt in einem seiner vier Reaktoren eine Verblockung infolge eines Biofoulings. Die betroffene Aktivkohleschicht wurde nach Öffnen des Reaktors manuell entfernt und durch neues Material ersetzt; danach arbeitete der Reaktor wieder einwandfrei. Wie man im nachhinein feststellte, war der Reaktor bei seiner Erstellung nicht ausreichend dicht geschlossen worden, so daß im Laufe der Betriebszeit vermehrt Luft eindiffundieren konnte und sich in der Folge aerobe Verhältnisse etablierten, was vermutlich zu einem vermehrten Wachstum von Mikroorganismen führte.

Bei der Anwendung von Redox-Reaktiven Wänden zum abiotischen Abbau vorhandener Schadstoffe im Grundwasser können auch am Standort natürlicherweise auftretende biotische Vorgänge unterschiedlicher Natur unterstützt, terminiert oder sogar initiiert werden. Nach heutigem Erkenntnisstand gilt allerdings, daß Laborvorversuche nur bedingt zuverlässig eine Simulation derartiger biotischer Vorgänge erlauben. So ist für die mikrobiologische Sulfatre-

duktion in einer Eisen-Reinigungswand erwiesen, daß mit ihr Ausfällungen von Eisensulfiden einhergehen und es dabei zur Verminderung der hydraulischen Durchlässigkeit oder gar Verblockung der reaktiven Barriere kommen kann.

Im Feld setzt sie häufig erst mehrere Monate nach Errichtung der Wand ein, wenn annähernd Gleichgewichtsbedingungen erreicht werden und sich entsprechende Mikroorganismen in höherer Zahl etablieren konnten.

Bis heute ist dieser Vorgang aber weder im Feld zuverlässig prognostizierbar noch hinreichend genau und reproduzierbar in Laborsäulenversuchen simulierbar.

2.6 Vor- und Nachteile einer durchströmten Reinigungswand gegenüber anderen aktiven und passiven in situ-Sanierungsverfahren

Die prinzipiellen Vor- und Nachteile des Einsatzes einer durchströmten Reinigungswand lassen sich gemäß Tabelle 1 zusammenfassen, die einzelfallbezogen mehr oder weniger Bedeutung haben.

Tabelle 1. Prinzipielle Vor- und Nachteile durchströmter Reinigungswände

Vorteile	Nachteile
– Es läßt sich gleichzeitig der Abstrom auch mehrerer Schadstoffquellen behandeln. Durch die integrale Erfassung großflächiger Schäden kann zumindest eine Verhinderung der Schadstoffausbreitung bewirkt werden – Mit Ausnahme der Monitoringkosten nur relativ geringe Wartungs- und Betriebskosten – Kostenvorteil bei langwierigen Sanierungszeiten gegenüber anderen Sanierungsverfahren – Behandlung von Mischkontaminationen – Weil unterirdisch errichtet, bestehen im Vergleich zu ex situ-Sanierungstechniken für die Entwicklung des Standortes weniger Einschränkungen – Auch bei geringdurchlässigem Aquifer einsetzbar – Keine oder nur geringe Energiezufuhr erforderlich – Die Grundwasserreserven werden nicht angetastet. Insgesamt nur geringe Auswirkungen auf die Grundwassersituation: Kein massiver Eingriff in das Grundwasserregime, kein großräumiger Bodeneingriff – Keine Setzungsproblematik, weil keine Grundwasserabsenkung – Zur Fahndekontamination im Abstrom geeignet	– Lange Sanierungszeiträume mit zugehörigem Monitoring erforderlich – Die Standortcharakterisierung ist im Normalfall aufwendig und damit kostenintensiv, wie bei allen anderen in situ-Verfahren – Hohe Investitionskosten, z.B. auch im Vergleich mit P&T – Nachbesserungsmöglichkeiten begrenzt – Schadstoffherd verbleibt im Untergrund – Möglicherweise ist das reaktive Material nach Betriebsende (mit den damit verbundenen Kosten) zu entfernen – Einfluß auf die Grundwasserchemie möglich, z.B. bei elementarem Eisen oder Kompost

Ausführliche Informationen hinsichtlich der Anforderungen an reaktive Materialien bietet Kapitel 5.2. Welche Grundwasserinhaltsstoffe hinsichtlich potentieller Beeinflussungen von reaktiven Materialien zu überprüfen sind, und um welche Beeinflussungen es sich handeln kann, beschreibt Kapitel 5.1.2, vgl. auch zum Monitoring Kapitel 5.5.

In Kapitel 3 werden die für die Durchführung einer Sanierung mittels einer durchströmten Reinigungswand speziellen Eignungskriterien aufgeführt. In diesem Teil findet der Leser darüber hinaus detaillierte Erläuterungen zu Planungskriterien sowie relevantes Hintergrundwissen.

2.7 Wichtige Erfahrungen mit Reinigungswänden

Aus dem Betrieb von Reinigungswänden international und national lassen sich bis heute folgende Erfahrungen zusammenfassend darstellen:

1. F&G-Systeme, wie Sie zuerst Mitte der neunziger Jahre in Nordamerika in der klassischen Konstruktionsweise mit Funnel als Dichtwand und Gate als Durchlaßkammer mit reaktivem Material ohne irgendwelche Eingriffsmöglichkeiten eingeführt wurden, erfordern bei Funktionsstörungen einen hohen Aufwand bei der Ursachenermittlung und -behebung. Ferner hat man festgestellt, daß F&G-Systeme mit dem Dichtwand-Durchlaßkammer-Prinzip die Hydraulik räumlich verändern können. Der Effekt tritt wahrscheinlich in Abhängigkeit vom Konstruktionsprinzip auf und kann zu Problemen bei der Abreinigungsleistung führen oder diese deutlich verstärken, wenn z.B. bereits Verblockungen des reaktiven Materials vorhanden sind.
2. Die Alternative besteht darin, entweder nicht lenkende, d.h. CRB, oder sehr stark lenkende Systeme, wie D&G oder EC-PRB, zu bauen.
3. Modifizierte F&G-Systeme, die mit Kontroll- und Eingriffsmöglichkeiten für Störfallszenarien ausgestattet sind, sollten den Vorzug gegenüber konventionellen F&G erhalten.
4. Das kontaminierte Grundwasser durchströmt die reaktive Zone einer Reinigungswand i.d.R. auf heterogenen Fließwegen, was zu Beeinträchtigungen der Reinigungsleistung führen kann. Durchströmte Reinigungswände mit gelenktem Grundwasserstrom wie D&G und EC-PRB sind demgegenüber weniger anfällig für diese Strömungsheterogenitäten.

3 Planungsgrundlagen und Beurteilungskriterien

Im Folgenden werden Anleitungen, Hinweise und Empfehlungen zur Planung im Zuge der Einzelschritte der Altlastenbearbeitung, d.h. vornehmlich für die Sanierungsuntersuchung, Sanierungsplanung und Ausführung, zur Verfügung gestellt (eine Übersicht enthält Abbildung 9).

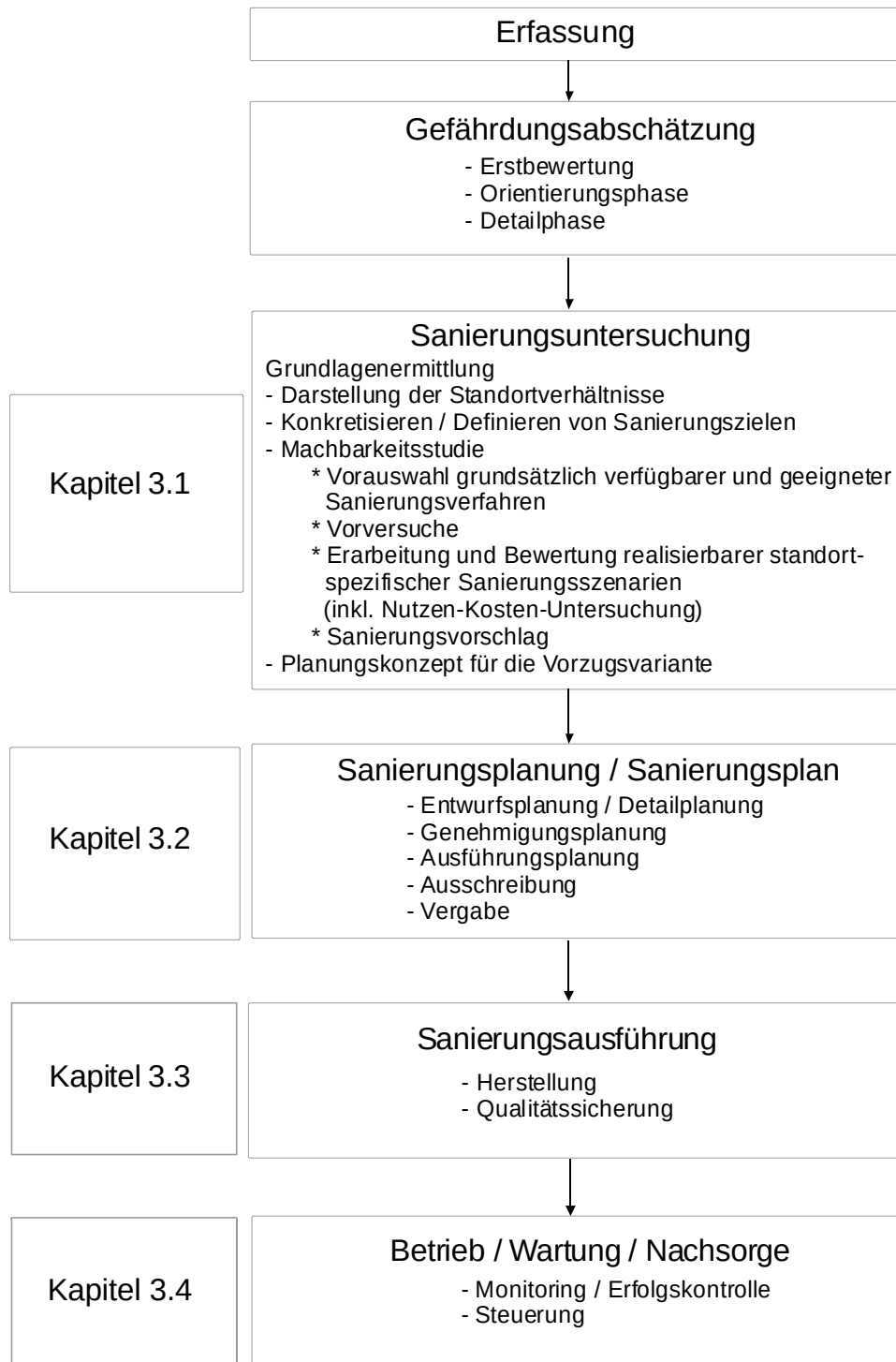


Abbildung 9. Allgemeiner Ablauf der Altlastenbearbeitung unter besonderer Berücksichtigung der Planung, des Einsatzes und des Betriebs einer durchströmten Reinigungswand: Verknüpfung (Querverweise) der einzelnen allgemeinen Bearbeitungsstufen zu den korrespondierenden, nachfolgenden Handbuchkapiteln

Stellt sich im Zuge der Gefährdungsabschätzung ein Sanierungsbedarf heraus, ist in der Folge eine Sanierungsplanung durchzuführen. Die Planung erfolgt iterativ gemäß den Leistungsbildern für die Objektplanung für Ingenieurbauwerke nach § 55 HOAI. Im Einzelfall kann die zuständige Behörde gemäß § 17 BBodSchG die Erstellung von Sanierungsuntersuchungen sowie die Vorlage eines Sanierungsplans verlangen.

Zu den Anleitungen, Hinweisen und Empfehlungen zur Planung im Zuge der Einzelschritte der Altlastenbearbeitung, d.h. vornehmlich für die Sanierungsuntersuchung, Sanierungsplanung und Ausführung (vergleiche dazu Abbildung 9) zählen beispielsweise:

- eine Prüfliste zu den grundlegend erforderlichen Standortdaten zur ersten Bewertung des Einsatzes einer Reinigungswand,
- Kriterien für eine erste Einschätzung eines Reinigungswandseinsatzes und
- Planungs- und Dimensionierungsparameter einer Reinigungswand sowie deren Einfluß- und Anforderungskriterien.

Alle wichtigen Informationen finden sich zudem in Tabellen, Prüflisten und Fließschemata übersichtlich zusammengefaßt. Erläuterungen und Hintergrundwissen zu deren Inhalten enthält der Grundlagenteil des Handbuches (siehe vor allem Kapitel 5); entsprechende Verweise zu den jeweils zum Thema/Aspekt korrelierenden Unterkapiteln im Grundlagenteil sind innerhalb der Tabellen angeführt.

3.1 Sanierungsuntersuchung

Ziel der Sanierungsuntersuchung ist die Ermittlung eines technisch geeigneten, rechtlich zulässigen und verhältnismäßigen Planungs-/Sanierungskonzeptes zur Gefahrenabwehr unter Berücksichtigung der vorhandenen Nutzung bzw. zur Gefahrenvorbeugung für eine geplante Nutzung.

In der Regel fallen hierbei folgende Arbeitsschritte an:

- Grundlagenermittlung,
- ergänzende Standortuntersuchungen,
- Erarbeitung der Sanierungsziele,
- Machbarkeitsstudie sowie Planungs-/Sanierungskonzept.

Die Sanierungsuntersuchung dient der Vorbereitung der behördlichen Entscheidung über Art und Umfang der im Einzelfall durchzuführenden Maßnahmen zur Erreichung der Schutz- und Sanierungsziele.

In der Machbarkeitsstudie werden grundsätzlich verfügbare und geeignete Sanierungsverfahren für den Einzelfall einander gegenübergestellt. Sie werden zunächst hinsichtlich ih-

rer grundsätzlichen Einsatzmöglichkeit für die Sanierung der Altlast unter Berücksichtigung der geforderten Sanierungsziele, der vorliegenden Kontamination, der betroffenen Schutzgüter und der vorhandenen, ggf. auch geplanten Nutzung anhand folgender Beurteilungskriterien geprüft:

- Schadstoff-, boden- und materialspezifische Eignung,
- wirkungspfadspezifische Eignung,
- langfristige Wirksamkeit,
- Entwicklungsstand, Verfahrenstechnik und Sicherheit,
- offensichtliche Ausschlußkriterien, z.B. technische Verfügbarkeit, bautechnische Umsetzung, Zeitvorgaben, Genehmigungsfähigkeit.

Stehen für die Beurteilung der Eignung von Sanierungsverfahren nicht ausreichend Daten zur Verfügung, sind ergänzende Untersuchungen zur Prüfung der Eignung eines Verfahrens durchzuführen. Gegebenenfalls kann hier die Durchführung von Vorversuchen sinnvoll sein, um die Anwendbarkeit zuvor ermittelter, grundsätzlich geeigneter Sanierungsverfahren zu überprüfen oder zu konkretisieren. Im Ablaufplan der Abbildung 9 zur Durchführung einer Sanierungsuntersuchung wird auf die jeweiligen Kapitel verwiesen, denen weiterführende Informationen zur Vorprüfung eines Reinigungswandensatzes zu entnehmen sind.

Abbildung 10 zufolge ist es bereits in diesem Planungsstadium erforderlich, unterschiedliche Konstruktionsformen und reaktive Materialien in Betracht zu ziehen und konkret zu bewerten, z.B. CRB versus Wand mit gelenktem Grundwasserfluß oder elementares Eisen versus Sorbens Aktivkohle etc. Mithin kann es sinnvoll sein, das generelle „Sanierungsszenario Reinigungswand“ in sich voneinander klar unterscheidende Untervarianten zu teilen. Sie sind dann als voneinander unabhängige Einzeltechniken auch einzeln zu evaluieren.

Auskunft über die dafür erforderlichen Planungsdaten, die spätestens im Rahmen der Sanierungsplanung (Entwurfs- bis Ausführungsplanung) im Detail zu betrachten sind, gibt Kapitel 3.2. In der Phase der Sanierungsuntersuchung können diese Angaben analog herangezogen werden, wobei die Bearbeitungstiefe einer Detailplanung nicht erforderlich ist. Für die fachliche Bewertung des Sanierungsszenarios mit geplanter Reinigungswand lassen sich die im Kapitel 3.1.2, aufgeführten Eignungskriterien (siehe vor allem Tabelle 3) heranziehen.

Die Grundlage einer Bewertung bilden jedoch im Vorfeld erkundete Standortdaten sowie die Rahmenbedingungen eines Standortes. Es ist zu prüfen, ob die für eine Sanierungsvorplanung erforderlichen Daten und Kenntnisse in ausreichendem Maße und in aktueller Fassung vorliegen.

Das folgende Kapitel 3.1.1 zeigt die für eine erste Einschätzung notwendigen Kriterien auf (Übersicht in Tabelle 2), die für eine weitergehende fachliche Bewertung ebenfalls von Bedeutung sind. Für eine Vorauswahl sind zunächst die in Abbildung 10 in Frageform eingearbeiteten Prüfpunkte von Bedeutung. Die zugrundeliegenden hinreichenden Kriterien behandelt ebenfalls Kapitel 3.1.1 (vor allem Tabelle 3).

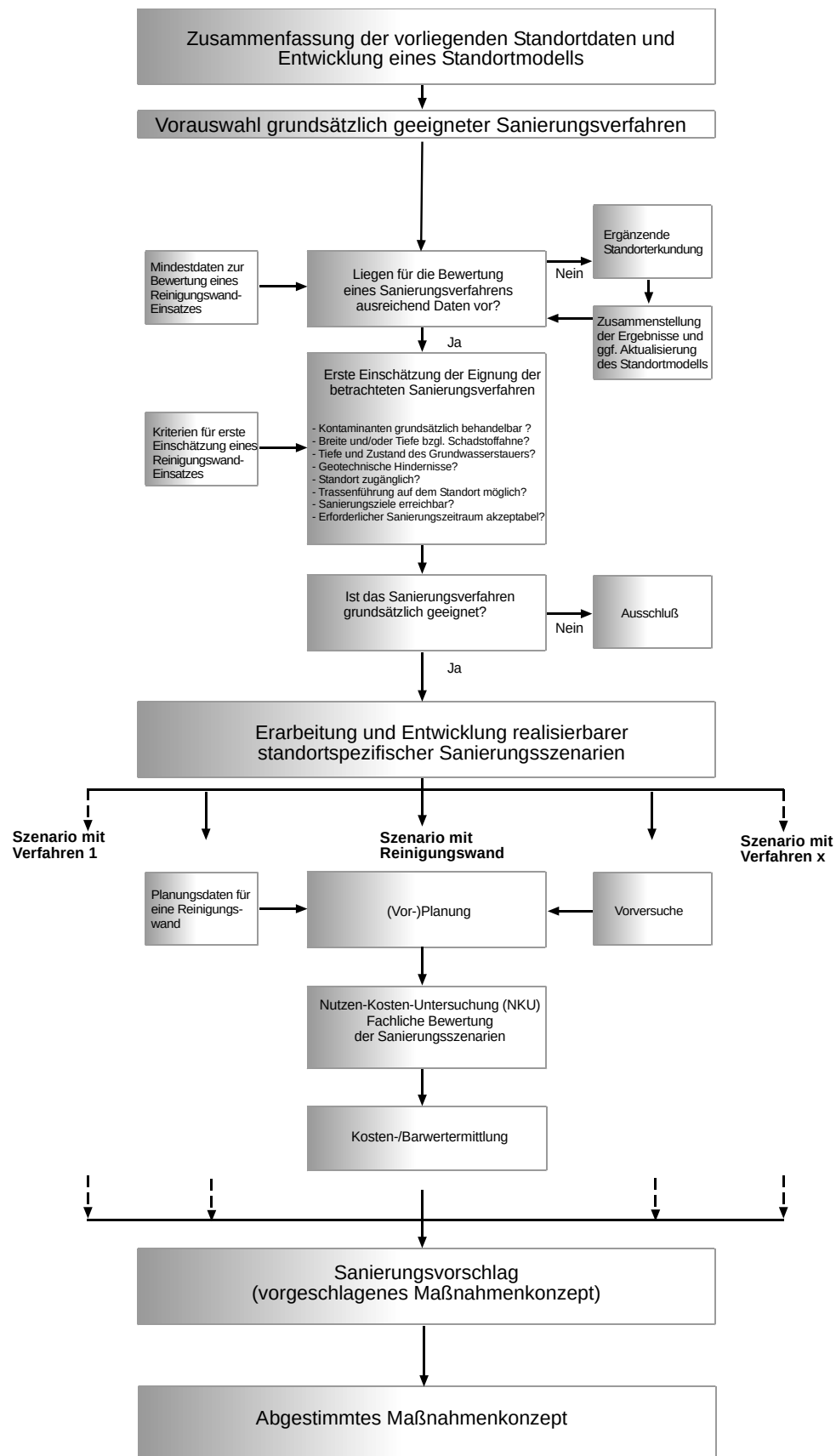


Abbildung 10. Ablaufplan für die Durchführung einer Sanierungsuntersuchung unter Berücksichtigung eines Reinigungswandeneinsatzes

3.1.1 Datenbasis für eine Ersteinschätzung

Um eine Ersteinschätzung zur prinzipiellen Eignung einer Reinigungswand an einem konkreten Standort mit einer Grundwasserverunreinigung vornehmen zu können, müssen bereits spezielle Informationen vor allem zum Untergrund und zum Schadensszenario vorliegen (s. Tabelle 2).

Tabelle 2. Für die erste Einschätzung eines Reinigungswandeneinsatzes erforderliche standortbezogene Daten

Information	Detailinformationen in
Kontamination	Kapitel 5.1.3
– Art der Kontaminanten (Schadstoffinventar), einschließlich Abbauprodukte – Konzentrationen und Frachten mit Schwankungen – Zustandsform (sorbiert, gelöst, fest, flüssig, gasförmig) – Eintragsart (punktuell, flächenhaft, Zeitpunkt, Zeitraum)	
– Ursache der Kontamination (Historie/ehemalige Nutzungen) • multitemporale Karten- und Luftbildauswertung • Archive, Zeitzeugen etc.	
– Lage und Ausdehnung der Kontamination (vertikal und lateral) im Bereich der geplanten Reinigungswand	
– Schadstoffeigenschaften • Physikalisch: Löslichkeit, Dichte, Verteilungskoeffizient • Chemisch: Ionenaustausch, Fällung, Redoxbedingungen • Biologisch: mikrobielle Abbaubarkeit	
– Hintergrundkonzentrationen im lokalen Bereich – Auftreten und Verteilung anderer Schadstoffquellen	
Geologie, Hydrogeologie und Hydrologie	Kapitel 5.1.1
– Untergundaufbau • Lithologie, Stratigraphie des Untergrundes • Geometrie/Zustand des Aquifers (z.B. Mächtigkeit, Verbreitung, Tiefenlage, Stockwerksgliederung, Trennschichten, Porosität, Heterogenität) • Geometrie und Zustand des Grundwasserstauers (z.B. Mächtigkeit, Verbreitung, Tiefenlage, hydraulische Fenster)	
– Hydraulische Angaben • Durchlässigkeit (horizontal und vertikal) • Fließmechanismen (z.B. Kluft oder intergranular), bevorzugte Fließwege, gespanntes oder freies Grundwasser • Grundwasserfließrichtung (saisonale Schwankungen, Tidenhübe etc.) • Grundwasserflurabstand, auch saisonale Schwankungen • Grundwasserfließgeschwindigkeit (hydraulische Leitfähigkeit, hydraulischer Gradient, Porosität, saisonale Schwankungen) • Durchfluß	
– Grundwasserbeschaffenheit – Geochemisches Milieu • pH-Wert, Leitfähigkeit, Redoxpotential, Sauerstoffgehalt, Temperatur, Trübung • Kationen: Eisen, Mangan, Calcium, Magnesium • Anionen: Sulfat, Nitrat, Phosphat, Chlorid, Hydrogencarbonat • Sonstiges: organische und suspendierte Substanzen, Mikroorganismen	

Information	Detailinformationen in
– Schadstoffeigenschaften oder -transport beeinflussende Prozesse (z.B. Sorption, Abbau, Flüchtigkeit)	
– Geotechnik – Standsicherheit, Lösbarkeit des Bodens	
Schutzgüter	
– Art der Schutzgüter (z.B. Grundwasservorkommen, Brunnen, Wasserläufe, Wasserschutzgebiete, Menschen, Eigentum, schützenswerte Ökosysteme) – Lage der Schutzgüter zur Kontamination – Landnutzung, einschließlich Zugang durch Menschen und die umgebenden Flächen	Kapitel 5.1.4, 5.8
Weitere Standortbedingungen	Kapitel 5.1.4
– Infrastruktur (Lage von Gebäuden, Untergrundstrukturen, gegenwärtige und projektierte Leitungen) – Beeinflussung der Grundwasserströmung durch künftige hydraulische Maßnahmen in der Nachbarschaft oder Folgemaßnahmen im Rahmen der Nutzung der Grundstücke (Grundwasserentnahme, -anreicherung; andere Grundwassernutzung)	
– Frühere, aktuelle, geplante Nutzung, Nutzungseinschränkungen im Umfeld (z.B. Wohngebiet, Gewerbe, Wasserschutzzonen) – Vorflutverhältnisse, Lage der Oberflächengewässer, Hochwasser- und Tideeinfluß – Niederschlagshöhen, Grundwasserneubildung	

Wie aus Tabelle 2 zu entnehmen ist, handelt es sich vornehmlich um in der Gefährdungsabschätzung erhobene Standortinformationen. Mit Hilfe dieser Daten läßt sich formal ein erstes Sanierungsszenario für den Standort entwickeln. Sie ermöglichen die Ermittlung der Wirkungspfade und wie sie sich unterbrechen lassen sowie notwendige Sofortmaßnahmen. Ferner gestatten sie die Bewertung der technischen Realisierung einer Reinigungswand sowie eine Beurteilung der Effizienz der Unterbindung des Schadstoffflusses. Außerdem ist es möglich, den Einfluß einer Reinigungswand auf den Grundwasserstrom abzuschätzen. Tabelle 2 ist mithin als erste Prüfliste zu verwenden.

3.1.2 Eignungskriterien für den Einsatz einer Reinigungswand

In der nachfolgenden Tabelle 3 werden Eignungskriterien für den Einsatz einer Reinigungswand aufgezeigt. Für jedes Kriterium werden abgestufte Anforderungen oder Voraussetzungen formuliert, die mit einer hohen, einer eingeschränkten oder nicht gegebenen Realisierbarkeit eines Wandsystems einhergehen und nach den bisherigen Erfahrungen mit Reinigungswandprojekten im RUBIN-Verbund und weltweit in einer gewissen Schwankungsbreite korreliert sind. Nach Prüfung dieser Kriterien besteht bereits zu einem frühen Zeitpunkt im Planungsprozeß die Möglichkeit, wesentliche technische, praktische und administrative Einschränkungen zu identifizieren, die eine Reinigungswand als denkbare Sanierungsvariante für weitgehend geeignet oder eher ungeeignet erscheinen lassen.

Tabelle 3. Eignungskriterien zur Machbarkeit einer Reinigungswand

Eignungskriterien	Machbarkeit/Eignung			Bemerkungen	Verweise
	hoch	eingeschränkt	keine		
KONTAMINATION					
Schwankungen bei Konzentrationen und bei der Fracht	Veränderungen vorhersagbar	Veränderungen schlecht zu quantifizieren		Führt zu höheren Kosten	Kapitel 5.1.3, 5.7
Behandelbarkeit der Schadstoffe	Positive Erfahrungen mit reaktiven Materialien liegen aus vielen Anwendungen vor (zumindest pilotmaßstäblich in Feldversuchen, besser großtechn.)	Grundsätzliche Behandelbarkeit wurde im Labor nachgewiesen	Signifikanter Zweifel oder negativer Nachweis	Ggf. Durchführung von Vorversuchen Kriterien für Füllmaterial beachten Verfügbarkeit des Füllmaterials prüfen	Kapitel 5.1.3, 5.2
Komplexe Mischkontamination	Alle Kontaminanten sind einer Behandlung mit einem einzigen reaktiven Material zugänglich	Einige Kontaminanten erfordern zusätzliche Behandlungsschritte/reaktive Materialien	Einzelne Kontaminanten sind nicht behandelbar		Kapitel 5.1.3, 5.2
Remobilisierung von Kontaminanten	Es liegt ein tatsächlicher Schadstoffabbauprozess vor oder eine potentielle Desorption/Remobilisierung ist kein Risiko für Schutzgüter	Höheres Potential von Remobilisierbarkeit gegeben und gleichzeitig Austausch des reaktiven Materials aufwendig		Besonderes Monitoring erforderlich	Kapitel 5.2
GEOLOGIE UND HYDROGEOLOGIE					
Aquifertyp	Relativ homogener Porengrundwasserleiter	Stark heterogener Aquifer	Relativ heterogener und unbestimmter Aquifer (z.B. wenig bestimmter Karst)		Kapitel 5.1

Eignungskriterien	Machbarkeit/Eignung			Bemerkungen	Verweise
	hoch	eingeschränkt	keine		
Tiefe des Aquifers	Flacher Aquifer (< 20 m)	Aquifer zwischen 20 und 50 m tief	Tiefer Aquifer (> 50 m) Als eingeschränkt zu bewerten, falls gut erkundete, nicht mehr als 10 m breite Fahne vorliegt	Basis des Grundwasserleiters bestimmt Wandtiefe wegen Einbindung Ab Tiefen > 20 m aufwendige Spezialtiefbauverfahren erforderlich, somit Herstellbarkeit und Kosten für Füllmaterial limitierende Faktoren	Kapitel 5.1
Zustand des Grundwasserstauers (für F&G-Systeme von Bedeutung)	1. Flächenhaft aushaltend verbreitet 2. k_f -Wert < 10^{-7} m/s 3. Mächtigkeit ≥ 3 m (Einbindung des Funnels von 1,0 m in den Stauer erforderlich) 4. Kein oder nach oben gerichteter Gradient	1. Hydraulische Fenster 2. Geringer, abwärts gerichteter Gradient			Kapitel 5.1
Grundwasserfließrichtung	Konstante Grundwasserfließrichtung möglichst über mehrere Jahre nachgewiesen	Signifikant schwankende Grundwasserfließrichtung	Unsicherheit, ob Wand an zeitliche und/oder räumliche Fluktuationen des Grundwasserspiegels oder der Fließrichtung adaptierbar		Kapitel 5.1

Eignungskriterien	Machbarkeit/Eignung			Bemerkungen	Verweise
	hoch	eingeschränkt	keine		
Grundwasserfließgeschwindigkeiten	Gering	Hoch	Stark schwankend	Zu hohe Geschwindigkeiten erfordern entsprechende Wanddicke für Einhaltung notwendiger Aufenthaltszeiten; Wirtschaftlichkeit folglich fraglich	Kapitel 5.1
TECHNISCHE DURCHFÜHRBARKEIT					
Bauliche Machbarkeit (Zugänglichkeit, unter- und oberirdische Hindernisse) Geotechnik	Zugang vorhanden	Zugang möglich	Fundamentreste, größere Steine oder Felsen sowie Gebäude und Leitungen erschweren oder verhindern sogar die Herstellung	Zukünftige Standortentwicklung berücksichtigen	Kapitel 5.4
AUSWIRKUNGEN AUF DIE BETROFFENEN UND AUF DIE UMWELT					
Gefahrenpotential durch Neben- und Abbauprodukte	Niedriger als bei den Ausgangsschadstoffen		Keine Änderung oder höher als bei den Ausgangsschadstoffen		Kapitel 5.2
ERFORDERNIS VON ZULASSUNGEN					
Während der Bauphase entstehende Abfälle (Grundwasser, Bodenaushub)	Kein/nur geringer Bodenaushub und keine Wasserhaltung erforderlich	Erhebliche Mengen an kontaminiertem Bodenaushub zur Verwertung/Beseitigung, Wasserhaltung mit aufwendiger Grundwasserreinigungsanlage		Kosten steigen mit zunehmenden Aushubmengen und erforderlicher Wasserhaltung sowie erforderlicher Grundwasserreinigungsanlage	Kapitel 5.4

Eignungskriterien	Machbarkeit/Eignung			Bemerkungen	Verweise
	hoch	eingeschränkt	keine		
ARBEITSSCHUTZ					
Arbeitsschutzmaßnahmen		Kompliziertes Handling, außergewöhnliche Maßnahmen erforderlich		Kein zwangsläufiger Ausschluß bei Umgang mit gesundheitsschädlichen Materialien, wenn entsprechende Arbeitsschutzmaßnahmen getroffen sind	Kapitel 3.3.2
WIRKUNGSDAUER DER MASSNAHMEN U. DEREN ÜBERWACHUNGSMÖGLICHKEITEN					
Erhaltung/Instandhaltung/Außerbetriebnahme	Langzeitbetrieb der Reinigungswand kann garantiert werden	Konstruktion erschwert die Wiederherstellung bei Fehlfunktionen oder die Außerbetriebnahme sowie Rückbau			Kapitel 5.6, 3.4
Langzeitwirksamkeit /-leistung der Reinigungswand	Maßnahmen zum Rückbau oder Ersatz der Reinigungswand möglich/vorgesehen, Füllmaterialaustausch oder Regenerierung realisierbar	Bei häufigerem Austausch oder wenn der Austausch technisch schwierig ist	Unkalkulierbares Risiko der Verblockung oder des Reaktivitätsverlustes des reaktiven Materials	Säulenversuche geben Aufschluß	Kapitel 5.6, 5.7
NACHBESSERUNGSMÖGLICHKEITEN					
Steuerung/Wartung	Füllmaterial jederzeit regenerierbar und bei Bedarf austauschbar	Keine Eingriffsmöglichkeiten gegeben		Regenerierungsvorrichtungen (z.B. Brunnen für Spülungen) von Beginn an einplanen	Kapitel 5.6

3.1.3 Ergänzende Voruntersuchungen

Stehen die in Tabelle 2 geforderten standortbezogenen Daten vollständig zur Verfügung, so kann es dennoch erforderlich sein, weitere Informationen zur Bewertung des Reinigungswandeinsatzes heranzuziehen. Zur Feststellung von Daten- oder Kenntnislücken ist ein wiederholter Abgleich mit Tabelle 3 im Kapitel 3.1.2, die auch als Prüfliste für Zielvorgaben für die Erkundung herangezogen werden kann, hilfreich.

Ergänzende Voruntersuchungen können beispielsweise folgende Fragen/Aspekte betreffen:

- Sind weitere, tieferliegende Aquifere gleichfalls kontaminiert oder nicht?
- Existieren potentielle hydraulische Kontakte zwischen dem belasteten Grundwasser und Oberflächengewässern?
- Sind Standsicherheit und Tragfähigkeit im Baufeld gewährleistet?
- Ist die Herstellbarkeit eines bestimmten Dichtwandtyps gegeben?

Für die Errichtung von Dichtwänden gilt das Folgende:

Zur Bestimmung des am besten geeigneten Dichtwand-Typs sind bodenmechanische Voruntersuchungen durchzuführen. Ihre Ergebnisse und die Ergebnisse der Grundwasseruntersuchungen sind zu Grunde zu legen, da die bodenmechanischen Eigenschaften und der Chemismus des anstehenden Bodens und Grundwassers für die Qualität der Dichtwand entscheidend sind. Insbesondere die chemische Zusammensetzung des Grundwassers ist für das Abbindeverhalten von Dichtwandmassen wie auch die Langzeitbeständigkeit einer Dichtwand entscheidend. So sind im Rahmen der weiteren Vorbereitung der Baumaßnahme Eignungsprüfungen zur Ermittlung der am besten geeigneten Materialparameter durchzuführen. Um eine möglichst gute Übertragbarkeit der Laborversuche auf den vorliegenden Anwendungsfall zu erreichen, ist für diese Laborversuche Grundwasser vom Standort zu verwenden. Hierbei sollte möglichst eine Grundwasserprobe mit den ungünstigsten zu erwartenden Eigenschaften gewählt werden, um die am besten geeigneten Materialien zu ermitteln.

Für die Beschreibung des Aquicluds sind ggf. Rammkernsondierungen erforderlich. Erforderlichenfalls können ergänzend auch geophysikalische Verfahren herangezogen werden. Die Tiefe und Beständigkeit dieser Schicht ist ausschlaggebend für die herzustellende Dichtwand, die in den Aquiclude einbinden muß, um die gewünschte Dichtwirkung gegenüber dem anströmenden Grundwasser zu erzielen. Des weiteren lassen sich über zusätzliche Sondierungen wichtige Informationen gewinnen, die für die technische Herstellung wie auch die Qualität der Dichtwand von hoher Bedeutung sind. So kann durch Sondierungen beispielsweise erkundet werden, ob vermehrt mit Bauhindernissen (Steine, Fels, Fundamente etc.) oder das Abbindeverhalten ungünstig beeinflussenden Schichten (Torf, organische Bestandteile etc.) zu rechnen ist.

Nur umfassende Sondierungen geben einen guten Aufschluß über den Aufbau des Untergrundes im Bereich der geplanten Dichtwandtrasse. Allerdings ist darauf zu achten, daß die Sondierungsabstände nicht so weit voneinander entfernt liegen, daß zu große Unwägbarkeiten (z.B. über mögliche kleinräumige Störungen der Schichtenverläufe) verbleiben. Ausreichend gute Informationen sind bei durchschnittlichen Baugrundverhältnissen in Sondierungsabständen von 20 m bis 25 m zu erwarten. Hiermit sind insbesondere die Grundwasserstände, die chemische Zusammensetzung des Grundwassers, die Schichtung im Untergrund und die Kör-

nung des Bodens zu ermitteln. Auf Grundlage dieser Ergebnisse kann die letztendliche Auswahl der Dichtwandparameter erfolgen.

Hinsichtlich der Errichtung einer Schlitzwand, MiP-Wand etc. gilt Folgendes: Die Zusammensetzung der Dichtwandmasse erfolgt entsprechend der relevanten Schadstoffe, damit eine lange Lebensdauer und Funktion der Dichtwand sichergestellt wird. Zur abschließenden Festlegung einer geeigneten Dichtwandrezeptur ist der Chemismus des Bodens und des Grundwassers zu berücksichtigen. Hierzu sind Proberezepturen mit Boden- und Wasserproben des Standortes herzustellen und im Labor hinsichtlich der sich einstellenden Festigkeiten und Durchlässigkeiten zu untersuchen. Diese Untersuchungen sollten durch frühzeitige Einbindung einer geeigneten Fremdüberwachung erfolgen, die auch während der Bauausführung die Herstellung der Dichtwand begleitet und die Einhaltung der Vorgaben des Qualitätssicherungsplanes überprüft. In einem Qualitätssicherungsplan sind vor Ausführungsbeginn die folgenden Angaben festzulegen:

- Material- und Einbauparameter,
- Umfang und Durchführung der Eignungsprüfungen,
- Umfang und Durchführung der Kontrollprüfungen und
- Abnahme.

Als Grund- und Baustoffe dürfen nur Materialien verwendet werden, deren Eignung bereits durch die entsprechenden Eignungsprüfungen nachgewiesen wurde.

3.1.4 Vorversuche für Füllmaterialien

Um die Behandelbarkeit der vorliegenden Schadstoffe in dem speziell zusammengesetzten Standortwasser sowie die Reaktionswege und Nebenprodukte bei der Behandlung mit dem jeweiligen Füllmaterial zu ermitteln sowie die Anforderungskriterien an das Füllmaterial zu überprüfen, werden Laborversuche durchgeführt. Bei den meisten bislang errichteten Reinigungswänden wurden die Ergebnisse der Laborstudien in Kombination mit den standortspezifischen Daten der Planung und Errichtung einer Reinigungswand zugrunde gelegt. Mit den Laborversuchen werden mehrere Ziele verfolgt:

- Identifizierung und Auswahl geeigneter reaktiver Materialien,
- Demonstration der Behandelbarkeit der vorliegenden Schadstoffe,
- Bestimmung der physikalischen Eigenschaften des reaktiven Materials (z.B. Oberfläche, Dichte, hydraulische Durchlässigkeit),
- Verständnis des Behandlungsprozesses und dessen Kontrolle (z.B. pH-Wert, gelöster Sauerstoff, mögliche Reaktionsinhibitoren),
- Ermittlung von Dimensionierungsparametern (Kontaktzeit, Halbwertszeiten, Aufenthaltszeit, Art des Reaktionsprozesses etc.) für die Auslegung der reaktiven Zone/des Reaktors,
- Optimierung der Schadstoffaufenthaltszeit im Reaktor,
- Bewertung der Lebensdauer des Füllmaterials,
- Abschätzung der Schadstoffmenge, die mit dem Füllmaterial reduziert werden kann,
- Bestimmung von Abbau- und Nebenprodukten,

- Bestimmung von Präzipitatsbildungen hinsichtlich einer Beeinflussung der Reaktivität und der Durchlässigkeit des reaktiven Materials,
- Kostenschätzung.

Die Notwendigkeit zur Durchführung dieser Versuche ergibt sich aus der vorliegenden Schadstoffart, den Konzentrationen und den geochemischen Standortbedingungen. Existieren bereits umfangreiche Daten zum Abbau eines Schadstoffes (z.B. TCE- oder Chrom-Abbau mit granuliertem elementarem Eisen), sollten diese für Planungszwecke herangezogen werden, weshalb Laborstudien möglicherweise auf ein Minimum beschränkt werden können. Sobald ein Schadstoffgemisch oder veränderte geochemische Randbedingungen vorliegen, die von den bereits getesteten Standorten abweichen, sind Laborversuche unbedingt anzuraten. Dies gilt besonders, wenn eine Mischung aus verschiedenen reaktiven Materialien (z.B. elementares Eisen und Aktivkohle) oder verschiedene in Reihe geschaltete Füllstoffe vorzusehen sind. Es werden verschiedene Vorversuchsstadien unterschieden:

Batch-Test

Mit Hilfe von Batch-Tests (Labormaßstab, Kleinreaktionsgefäße, z.B. Kolben etc.) im ml-Bereich, ca. 10-1000 ml, wird zunächst eine erste Auswahl geeigneter Füllmaterialien vorgenommen. Sie liefern eine erste Einschätzung und/oder Bestätigung, daß ein Schadstoff prinzipiell einer Behandlung zugänglich ist, und helfen, die Menge der einsetzbaren reaktiven Materialien einzugrenzen. Unterschiedliche Füllmaterialien werden hinsichtlich der Abbaurate bzw. Adsorptionskapazität bewertet. Zudem ermöglichen diese Versuche eine Abschätzung der Abbaubarkeit von Schadstoffen, für die noch keine Erfahrungen vorliegen. Batch-Tests können einfach, schnell und preiswert durchgeführt werden. Problematisch ist jedoch die Übertragung der Ergebnisse auf dynamische Fließbedingungen.

Säulenversuch

Säulenversuche werden durchgeführt, um detaillierte Informationen zu Wechselwirkungen des reaktiven Materials mit dem Schadstoff zu ermitteln, die dann bei der Planung der Wand genutzt werden können. Abbildung 11 zeigt den Aufbau eines Säulenversuches.

Säulenversuche sind aus verschiedenen Gründen zur Dimensionierung einer Reinigungswand unverzichtbar. Zum einen können Dimensionierungsparameter, z.B. Kontaktzeit oder Halbwertszeiten von Schadstoffen, unter dynamischen Fließbedingungen, wie sie am zu betrachtenden Standort vorliegen, annähernd ermittelt werden. Bei hohen Grundwasserfließgeschwindigkeiten am Standort kann man sich mit dem Einsatz einer höheren Versuchssäule oder sogar mit mehreren in Reihe geschalteten Säulen auf die entsprechenden Standortverhältnisse einstellen.

Zum anderen lassen sich Veränderungen bei den Konzentrationen und den Schadstoffen selbst entlang des Fließweges in der Säule nachvollziehen. Hierzu werden mehrere Probenahmestellen an der Säule eingerichtet. Im einfachsten Fall strömt kontaminiertes Wasser unter kontrollierter Durchflußgeschwindigkeit durch die mit reaktivem Material gefüllte Säule und die Veränderungen der chemischen Zusammensetzung des Wassers werden gemessen. Es werden Proben aus dem Zustrom, dem Abstrom und in verschiedenen Abständen entlang des Fließweges („Ports“) in Abhängigkeit von den durchgesetzten Porenvolumina analysiert. Die Analyse erfolgt bei LCKW in der Regel mit Hilfe der Gaschromatographie, bei Schwermetallen mit der Atomabsorptionsspektroskopie, mithin mit Standardverfahren der umweltchemischen Analytik. Mit Säulenversuchen erhält man folglich zuverlässigere Daten zu den Abbauraten, Sorptionskapazitäten und weiteren wichtigen Parametern als mit Batch-Tests allein. Informa-

tionen zur Wirksamkeit und Langzeitstabilität können ermittelt werden und ermöglichen im Anschluß eine verbesserte Abschätzung des Zeitpunktes einer möglichen Wiederauffüllung oder Regenerierung des Materials. Für Detailinformationen zur Durchführung sowie Auswertung von Vorversuchen, insbesondere Säulenversuchen, wird auf die entsprechenden Unterkapitel von Kapitel 5 (zur Verfahrensauswahl siehe Kapitel 5.2 und zur Dimensionierung der Reinigungswand siehe Kapitel 5.3) verwiesen.

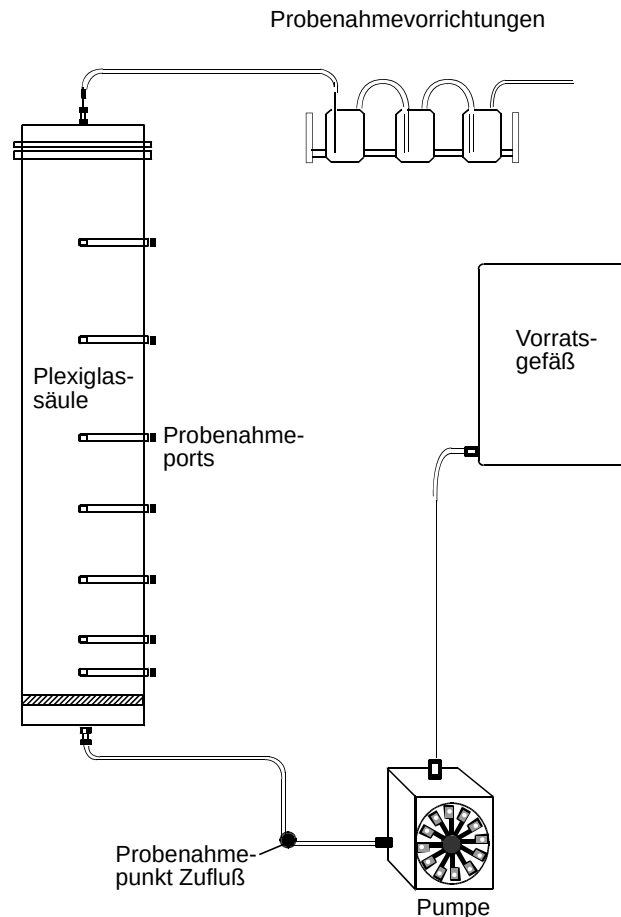


Abbildung 11. Beispiel für den Aufbau eines Säulenversuches

In der Planung und während der Durchführung der Tests sind folgende Aspekte zu berücksichtigen:

- In der Regel werden aus Kostengründen Säulenversuche nur mit einem Material durchgeführt. Das später am Standort eingesetzte Material sollte mit dem in den Versuchen eingesetzten identisch sein. Die Reproduzierbarkeit der Ergebnisse bei unterschiedlichen Lieferchargen sollte gesichert sein. Für vergleichende Betrachtungen, z.B. zwischen Eisenspänen oder Eisenschwamm, können selbstverständlich auch mehrere Materialien untersucht werden.
- Neben dem Schadstoff und den Abbauprodukten sind weitere Analyseparameter, wie z.B. pH-Wert, gelöster Sauerstoff, Redoxpotential, anorganische und organische Parameter, zu messen, um den Behandlungsprozeß, dessen Kontrolle und den Einfluß dieser Reaktionen auf das bio-geochemische Milieu zu verstehen.
- Die Schadstoffkonzentrationen sind vergleichbar mit den im Feld gemessenen.

- Grundsätzlich sollte kontaminiertes Grundwasser vom Standort für die Versuchsdurchführung verwendet werden. Es können dann sowohl physikalische, chemische als auch mit Einschränkung biologische Effekte, wie sie im Aquifer gegeben sind, in Bezug auf das Füllmaterial und dessen Wirkmechanismen bewertet werden. Gleichmaßen wird deutlich, inwieweit sich der Grundwasserchemismus ändern kann. Unter besonderen Umständen besteht die Möglichkeit, sauberes Grundwasser vom Standort, jeweils versetzt mit den entsprechenden Schadstoffen, einzusetzen. Diese Alternativen ermöglichen wiederum variierende Eingangskonzentrationen und damit verbesserte Wirksamkeitskontrollen bezogen auf das Füllmaterial unter festgelegten Bedingungen.
- Die Wechselwirkungen und das Konkurrenzverhalten zwischen Schadstoffen und anderen Inhaltsstoffen im Grundwasser während des Behandlungsprozesses sind zu erfassen.
- Die chemische Zusammensetzung und die physikalischen Eigenschaften (z. B. Oberfläche, Dichte, Korngröße und Porosität) des Materials sind zu ermitteln.
- Die Häufigkeit der Probenahme, die abhängig ist vom Porenvolumen, Fließgeschwindigkeit und Anzahl der ausgetauschten Porenvolumina, ist festzulegen.
- Geochemische Bedingungen sollten weitgehend auf Standortbedingungen eingestellt werden.
- Das Säulenvolumen sollte ausreichend dimensioniert sein, um den Behandlungsprozeß einschließlich der Abbauprodukte zu demonstrieren.
- Für die Durchführung der Tests sollte ausreichend Zeit eingeplant werden, um einen vollständigen Behandlungsprozeß zu demonstrieren, d.h. auch Abbauprodukte sind einzubeziehen, und um den Durchbruch der Schadstoffe, insbesondere im Fall der Sorption, zu bestimmen. Die Zeit für die Adaption des reaktiven Materials sollte dabei berücksichtigt werden. Dies ist insbesondere bei biotischen Reaktionen, z.B. bei der durch Mikroorganismen vermittelten Sulfatreduzierung, von Bedeutung, die eine längere Zeitspanne benötigen, um sich zu etablieren. Um aussagekräftige und relativ zuverlässige Daten zu erhalten, sollten im Säulenversuch mindestens 60-120 Porenvolumina durchgesetzt werden, bei einem üblichen Zeitbedarf zwischen 4 bis 12 Wochen.
- Um zu bestimmen, ob der Behandlungsprozeß reversibel ist (Ermittlung von Desorptionsraten) und um die Reichweite, das Ausmaß und den Zeitpunkt für einen Schadstoffdurchbruch der aus der Säule herausgespülten Schadstoffe nachzuweisen, sollte die Säule am Ende der Versuche mit repräsentativem, nicht verunreinigtem Wasser, z.B. Standortgrundwasser, gespült werden.
- Der Gehalt an gelöstem Kohlenstoff (DOC) ist zu messen, um die Möglichkeit des Biofoulings einschätzen zu können.
- Informationen zur Langzeitbeständigkeit des reaktiven Materials erhält man mit der Durchführung von Langzeitversuchen (3 bis 6 Monate).

Pilot-/Feldversuch

Im Rahmen der Sanierungsuntersuchung kommen Pilot- und Feldversuche nur sehr selten zur Anwendung, wenn z.B. Laborversuche keine schlüssige Auskunft über eine Reinigungswand-eignung liefern, gleichwohl aber diese Basisinformation unerlässlich ist. In der Entwurfs- und

Ausführungsplanung sind hingegen die Ergebnisse von Pilot- oder Feldversuchen häufig Grundlage für die Bemessung der Wandkonstruktion und der Füllmaterialien. Aus Gründen der Systematik soll dennoch an dieser Stelle des Handbuches auf das Erfordernis sowie die Inhalte von derartigen Versuchen eingegangen werden.

Pilot- oder Feldversuche, z.B. unter Nutzung einer am Standort errichteten oberirdischen Reaktionszelle, können durchgeführt werden, um

- den Nachweis der Effektivität der geplanten Reinigungswand zu liefern,
- weitergehende Informationen für die Optimierung der Full scale-Reinigungswand zu erhalten,
- Unsicherheiten bezüglich der Effektivität der Grundwasserbehandlung beim vorgeschlagenen Wandbauwerk zu beseitigen, sowie, wo es nicht möglich war, Feldbedingungen im Laborversuch zu reproduzieren,
- mögliche Kostenersparnisse durch eine Optimierung des Wandbauwerkes (z.B. Länge, Breite und/oder Tiefe der Wand oder Auswahl des reaktiven Materials) zu ermitteln.

3.1.5 Fachliche Bewertung

Zunächst sind die für die Sanierung zur Verfügung stehenden Sanierungstechniken und -verfahren daraufhin zu prüfen, ob sie grundsätzlich für die Randbedingungen des zu betrachtenden Einzelfalls geeignet sind. Unter Berücksichtigung der geforderten Sanierungsziele, der vorliegenden Kontamination, der betroffenen Schutzgüter und der vorhandenen bzw. geplanten Nutzung ist z.B. in Form einer Matrix Folgendes zu prüfen:

- Schadstoff-, boden- und materialspezifische Eignung,
- wirkungspfadspezifische Eignung,
- langfristige Wirksamkeit,
- Entwicklungsstand der Verfahrenstechnik und Sicherheit des Verfahrens,
- offensichtliche Ausschlußkriterien, z.B. technische Verfügbarkeit, bautechnische Realisierbarkeit, Zeitvorgaben, Genehmigungsfähigkeit.

Für die ausgewählten, geeigneten und verfügbaren Sanierungstechniken und -verfahren werden in einem weiteren Schritt standortspezifische Sanierungsszenarien entwickelt. Ein Sanierungsszenarium beschreibt für die Altlast bzw. Sanierungszone eine Möglichkeit zur Sanierungsdurchführung bezogen auf geeignete Sanierungstechniken und -verfahren gemäß dem Stand der Technik bzw. deren Kombination einschließlich sämtlicher vorbereitender, begleitender und nachfolgender Leistungen, wobei alle kontaminierten Medien, die bisherige und künftige Nutzung sowie alle übrigen Randbedingungen berücksichtigt werden. Dabei muß jedes Sanierungsszenario sowohl die gesetzlichen Vorschriften und Regelungen als auch die von den Behörden für den Einzelfall festgelegten Anordnungen und Vorgaben erfüllen. So müssen z.B. die Sanierungsziele erreicht werden können sowie die Sanierungsszenarien technisch durchführbar und akzeptiert sein.

Tabelle 4. Entscheidungskriterien zur fachlichen Szenarienbeurteilung im Rahmen der Sanierungsuntersuchung unter besonderer Berücksichtigung durchströmter Reinigungswände

	Kriterien
Technisch	– Entwicklungsstand/Referenzen der Technik, bei Reinigungswänden, insbesondere zu differenzieren in Bezug auf • das reaktive Material, d.h. bereits erfolgte, nachgewiesene Felddauglichkeit oder erst nachgewiesene Funktionsfähigkeit im Pilot- oder Labormaßstab (allgemeine Erfahrungen sowie Referenzen siehe Grundlagenteil sowie Anhang), und • die Konstruktionsweise, Beispiel: Klassische F&G-Systeme haben häufig Probleme bei der Hydraulik erkennen lassen, so daß man anderen gelenkten Systemen (z.B. D&G) oder solchen ohne Lenkung, d.h. CRB, den Vorzug geben kann); allgemeine Erfahrungen sowie Referenzen siehe Grundlagenteil sowie Anhang.
	– Erfolgsaussichten für den Einzelfall, dabei zu berücksichtigen die Vergleichsfälle (Referenzen), d.h. bereits im Feld an möglichst mehreren Standorten eindeutig nachgewiesene Sanierungserfolge oder erst nachgewiesene Funktionsfähigkeit im Pilot- oder Labormaßstab
	– Durchsatzleistung/Sanierungsdauer
	– Reinigungsleistung einer evtl. eingesetzten Sekundär- oder Peripherietechnik, z.B. einer biologischen Behandlungszone abstromig der Barriere
	– Überprüfbarkeit des Sanierungserfolges, evtl. zusätzlich zu berücksichtigende Vergleichsfälle (Referenzen), d.h. bereits im Feld eindeutig nachgewiesene Sanierungserfolge oder erst nachgewiesene Funktionsfähigkeit im Pilot- oder Labormaßstab; allgemeine Erfahrungen sowie Referenzen siehe Grundlagenteil sowie Anhang.
	– Flexibilität, Beherrschbarkeit von Inputschwankungen (Kontaminationsgrad, Durchsatz), vor allem bei diffusem Schadstoffeintrag, unbekannten oder sehr ungenau erkundeten Schadstoffquellen, lokal oder regional schwankenden Grundwasserständen usw.
	– Komplexität der Anlage; hinsichtlich einer Reinigungswandkonstruktion vor allem dann relevant, wenn nur sehr spezielle Reinigungswandsysteme mit gelenktem Grundwasserstrom Erfolg versprechen, Störanfälligkeit
Standort-spezifisch	– Erfordernis und Umfang von Voruntersuchungen im Labor und von in situ-Sanierungsversuchen
	– Erfordernis und Dauer von Genehmigungen, z.B. hinsichtlich Bau, Betrieb, Entsorgung von verbrauchtem reaktivem Material, Einleitung von gereinigtem Grundwasser in den Vorfluter
	– Flächenbedarf, Infrastrukturbedarf, Flexibilität bei den Anpassungen an örtliche Gegebenheiten wie Leitungen etc.
	– Kompatibilität der Vorrichtung/Anlage
Ökologisch/ Nachbar-schaft	– Schadstoffbilanz • Schadstoffzerstörung/-abbau durch vollständige Mineralisierung oder Schadstoffumwandlung (Metabolisierung) oder Schadstoffrückhalt ohne Abbau • Schadstoffemissionen über den Luftpfad; bei Eisenwänden zum LCKW-Ab-

	Kriterien
	bau: evtl. Austritt von gasförmigen Produkten, die entweder toxisch sind oder explosionsfähige Gemische mit der Luft bilden (molekularer Wasserstoff aus der anaeroben Eisenkorrosion; Ethen, Ethin oder Ethan aus der reduktiven Dehalogenierung von PCE oder TCE usw.) • Schadstoffemissionen über den Wasserpfad (bei Eisenwänden: pH-Wert-Anhebung im abstromigen Aquifer; bei Sorptionswänden: Remobilisierung (Desorption) von festgelegten oder ausgefällten Schadstoffspezies aufgrund temporärer Änderungen des Grundwasserhabitus oder genereller Umwelteinflüsse)
	– Reststoffanfall (feste Reststoffe, evtl. Schlamm)
	– Störfallrisiken (insbesondere im Zusammenhang mit Schadstoffaufkonzentrierung und Entstehung gefährlicher Metaboliten)
	– Störung des Grundwasserhaushaltes
	– Gesamtökobilanz

Die fachliche Bewertung hat das Ziel, die ausgewählten Szenarien bezüglich ihrer technischen Eignung für den speziellen Sanierungsfall detailliert zu bewerten. Sie ermöglicht die vergleichende Beurteilung der verschiedenen Szenarien bezogen auf festgelegte Bewertungskriterien, so daß in der Folge die Erstellung einer Rangfolge möglich ist. Die fachliche Bewertung umfaßt dabei technische, standortspezifische, wirksamkeitsbezogene und ökologische sowie arbeits- und nachbarschaftsschutzbezogene Kriterien. In der folgenden Tabelle 4 finden sich Entscheidungskriterien, die besonders auf durchströmte Reinigungswände bezogen sind, im Einzelfall jedoch um weitere Kriterien, die sich in der einschlägigen Literatur befinden, ergänzt werden müssen.

3.1.6 Kostenschätzung

Die Kostenschätzung bildet die Grundlage zur Durchführung der Nutzen-Kosten-Untersuchung und basiert auf der Grundlage von Kostenkennwerten, die aus der Auswertung bereits durchgeführter Verfahren entstammen, einschlägigen Literaturquellen entnommen sind oder aus Preisanfragen resultieren. Zur besseren Vergleichbarkeit ist hier über die Kosten nach den Leistungsbereichen Vorleistungen, Kernleistungen, bau- und verfahrensbegleitende Leistungen sowie Folgeleistungen aufzugliedern. Die Kosten für Unvorhersehbares sind separat auszuweisen und nicht durch Kostenzuschläge zu integrieren. Jede Kostenposition ist mit den zugrundegelegten Ansätzen so zu erläutern, daß sämtliche Leistungen des Sanierungsszenarios nachvollzogen werden können.

Bei der Kostenschätzung sind sämtliche Kosten, z.B. Herstellungs-, Personal-, Betriebs-, Bauunterhaltungs-, Untersuchungs-, Analyse- sowie Entsorgungskosten, zu berücksichtigen. Im Rahmen der Vorleistungen sind u.a. Planungs-, Bauleitungs-Gutachter-, Projektsteuerungs- sowie Fremdüberwachungskosten zu berücksichtigen. Die Kernleistungen umfassen sämtliche bau- und verfahrenstechnische Kosten für die jeweiligen Reinigungswandsysteme. Die Kosten für bau- und verfahrensbegleitende Leistungen umfassen beispielsweise den Arbeits- und Nachbarschaftsschutz, Verwertungs- bzw. Entsorgungskosten, Kosten für begleitende Analytik und Messungen, Wasserhaltungskosten etc. Im Rahmen der Folgeleistungen sind die Kosten für den Langzeitbetrieb, wie die Betriebsführung der kontinuierlich zu betreibenden Anla-

ge, Kosten für die Langzeiterhaltung, wie die Unterhaltung als auch teilweise Erneuerung von Füllmaterialien als auch von Bauwerken, Anlagen sowie Meß- und Überwachungseinrichtungen, Funktionskontrollen sowie die Kosten für die Überwachung der Wirkungspfade für angemessene Zeiträume abzuschätzen.

Da Eigenkontrollmaßnahmen in Form eines Monitorings auch über den Zeitraum der Durchführung von Sanierungsmaßnahmen hinaus von der zuständigen Behörde angeordnet werden können, sind vom Gutachter begründete Vorschläge für den Betrachtungszeitraum anzugeben. Diese sind in Abstimmung mit der zuständigen Behörde im Sanierungsplan oder in der Sanierungsplanung verbindlich zu verankern. Wichtig in diesem Zusammenhang ist auch die Festlegung von Kriterien für die vorzeitige Beendigung des Monitorings oder auch einer ggf. notwendigen Verlängerung.

Wichtige Hinweise zur Durchführung einer Kostenschätzung mit der Angabe von Kostenkennwerten für verschiedenste Leistungen im Bereich der Sanierung von Altlasten finden sich im „Leistungsbuch Altlasten und Flächenentwicklung“, MALBO, Band 20, sowie hinsichtlich der Begrifflichkeiten in der DIN 276 (Kosten im Hochbau).

Nutzen-Kosten-Untersuchung

Im Anschluß an die Kostenschätzung ist als Bestandteil des Planungs- und Entscheidungsprozesses eine Nutzen-Kosten-Untersuchung (NKU) als Wirtschaftlichkeitsbetrachtung durchzuführen. Ziel der NKU ist eine systematische und transparente Bewertung alternativer Sanierungsszenarien durch die Gegenüberstellung von Vorteilen in Form des Nutzens und von Einsparungen und Nachteilen in Form der Kosten und Aufwendungen sowie abschließender Interpretation sämtlicher standortspezifischer Randbedingungen bzw. getroffener Annahmen in knapper überschaubarer Form. Betriebswirtschaftliche Aspekte sind nicht Gegenstand der nachfolgend dargestellten Nutzen-Kosten-Untersuchung, vielmehr erfolgt eine gesamtwirtschaftliche Betrachtung, die auch bei vielen anderen öffentlichen Investitionsvorhaben und bei öffentlich geförderten Projekten vorgenommen wird. Bei Letzteren ist nach den haushalts-technischen Bestimmungen u.a. dafür Sorge zu tragen, daß nur die gesamtwirtschaftlich beste Sanierungsvariante zur Umsetzung kommt. Diese kann, je nach Einzelfall, eine Maßnahme mit hohen Investitionskosten und niedrigen laufenden Kosten oder eine Maßnahme mit niedrigen Investitionskosten und hohen laufenden Betriebskosten sein.

In Abhängigkeit von den jeweiligen Randbedingungen und den Anforderungen des Auftraggebers stehen drei Verfahren einer Nutzen-Kosten-Untersuchung zur Verfügung:

- Kosten-Nutzen-Analyse (KNA),
- dynamische Kostenvergleichsrechnung (KVR),
- Kostenwirksamkeitsanalyse (KWA).

Die Kosten-Nutzen-Analyse ist insbesondere dann anwendbar, wenn alle Bewertungskriterien monetär zu bewerten sind, was jedoch auch bedeutet, daß die Aussagekraft der KNA bei einem finanziell schwer oder nicht bewertbarem Nutzen immer nur begrenzt bleibt. Der Nutzen drückt sich bei der KNA z.B. in der Wertsteigerung eines Grundstückes, der Ansiedlung von Industrie und Gewerbe sowie Schaffung von Arbeitsplätzen, der Erhöhung der Immobilienwerte oder auch der Ermöglichung einer höherwertigen Nutzung aus. Der Vergleich von Erträgen, Einsparungen und Verlusten ist bei der KNA ebenfalls möglich.

Die Kostenwirksamkeitsanalyse zieht ergänzend gesellschaftliche und umweltrelevante Kriterien in das Bewertungsverfahren ein. Ähnlich wie bei der Nutzwertanalyse wird mit einem

Punktesystem für die Bewertungskriterien gearbeitet und diese zu den Gesamtkosten der jeweiligen Sanierungsszenarien in Relation gesetzt.

In der Sanierungspraxis werden Kosten-Nutzen-Analyse und Kostenwirksamkeitsanalyse nur in seltenen Fällen eingesetzt, da beide Verfahren mit erheblichem Aufwand verbunden und mit großen Unsicherheiten bei den Eingangsparametern versehen sind. Die dynamische Kostenvergleichsrechnung als die einfachste Form der Nutzen-Kosten-Untersuchung hat sich deshalb in der überwiegenden Mehrzahl aller Fälle durchgesetzt.

Kostenvergleichsrechnung

Die dynamische Kostenvergleichsrechnung (KVR) ist das einfachste Nutzen-Kosten-Verfahren für die Bewertung von Sanierungsszenarien (siehe Abbildung 12).

Sie liefert lediglich ein an die Kostenseite orientiertes Ergebnis und setzt voraus, daß die zu bewertenden Sanierungsszenarien bei der fachlichen Bewertung alle den gleichen Nutzen erzielt haben. Diese Voraussetzung wird in der Praxis bis auf die Erfüllung der Sanierungsziele selten erfüllt. Da in Abhängigkeit von der Art des Sanierungsszenarios beispielsweise bei einer Sicherung gegenüber einer Dekontamination eine oft erhebliche Einschränkung der Folgenutzung besteht, ist für ein Szenario mit einer Sicherungsmaßnahme in der Regel ein geringerer Nutzen gegeben, auch wenn für die festgelegte Folgenutzung die Sanierungsziele erfüllt werden.

Bei der Kostenvergleichsrechnung interessiert die hinter den Kosten stehende Kaufkraft, d.h. die für die einzelnen Sanierungsszenarien ermittelten Kostengrößen repräsentieren nur dann einen vergleichbaren güterwirtschaftlichen Aufwand, wenn ihnen die gleichen Kaufkraftverhältnisse zugrunde liegen. Deshalb müssen alle zu unterschiedlichen Zeitpunkten anfallenden Kosten (Nominalkosten) auf die Kaufkraft eines Basisjahres bezogen werden. Damit die Kostenermittlung und Kostenbewertung bezogen auf einen einheitlichen Preisstand erfolgt (Prinzip der Realbewertung), sind die aus bereits durchgeführten Projekten herangezogenen Preise auf das zugrunde gelegte Bezugsjahr zu beziehen. Bei zukünftig anfallenden Kosten ist eine Preisentwicklung nur dann zu berücksichtigen, wenn Geldwertänderungen die künftige Preiserwartung beeinflussen (LAWA-Leitlinie zur Durchführung von Kostenvergleichsrechnungen).

Da bei der Kostenvergleichsrechnung der Nutzen der einzelnen Szenarien nicht in die Bewertung eingeht, liefert sie lediglich eine relative Aussage über die kostenmäßige Vorteilhaftigkeit der verschiedenen Szenarien zur Erbringung des geforderten Sanierungsziels.

Haben die Szenarien einen unterschiedlichen Nutzen, ist die Kostenvergleichsrechnung als eigenständiges Bewertungsverfahren nicht geeignet. Sie stellt in diesem Fall nur einen Teil der Bewertung dar und macht es erforderlich, daß sie in Kombination mit einem leistungsfähigerem Verfahren wie der Kostenwirksamkeitsanalyse oder der Kosten-Nutzen-Analyse angewandt wird.

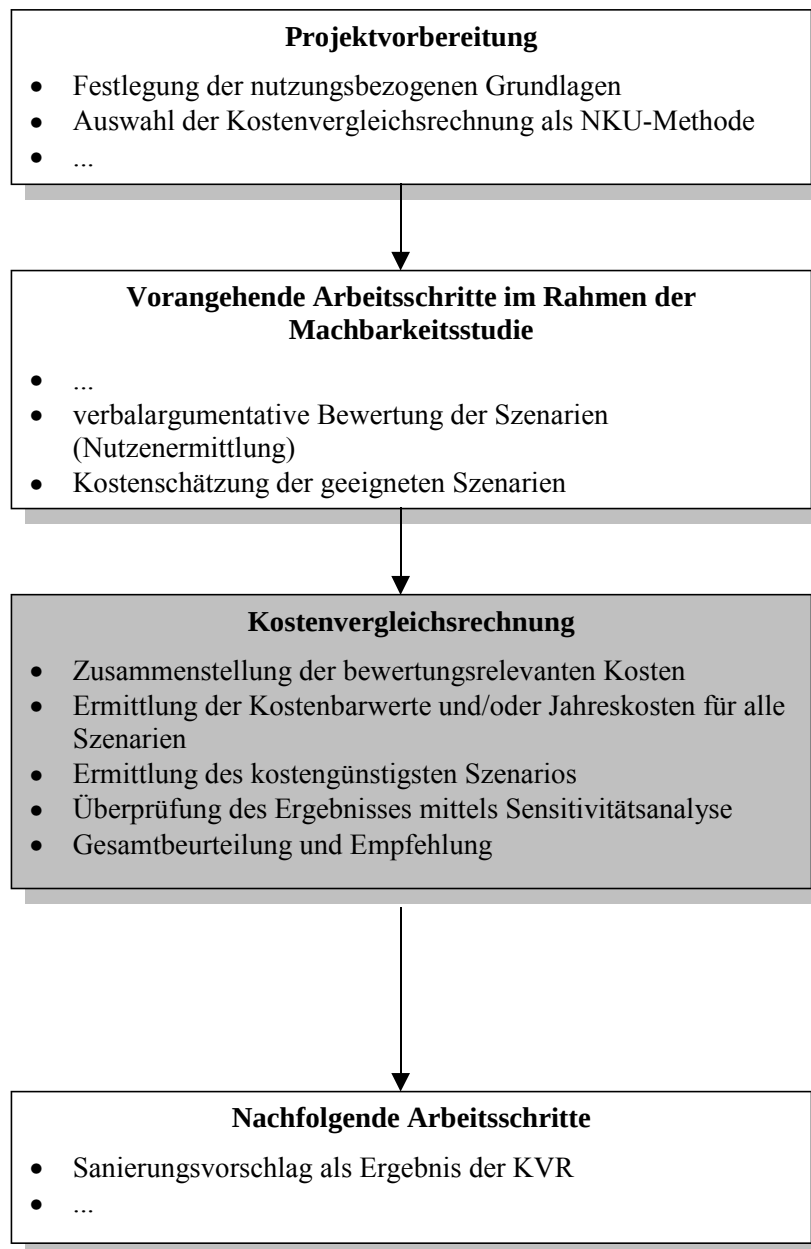


Abbildung 12. Arbeitsschritte zur Durchführung einer Kostenvergleichsrechnung (KVR), abgeändert nach MALBO, Band 11 („Anforderungen an Sanierungsuntersuchungen unter Berücksichtigung von Nutzen-Kosten-Aspekten“, Dreschmann, 2000; Dreschmann & Odensaß, 1999)

Um die Kosten einzelner Sanierungsszenarien, die zu unterschiedlichen Zeitpunkten anfallen (Nominalkosten), vergleichen zu können, müssen sie finanzmathematisch auf einen gemeinsamen Bezugszeitpunkt wertmäßig umgerechnet werden. Das bedeutet, daß sowohl Investitionskosten als auch laufende Kosten, die in unterschiedlicher Höhe und zu unterschiedlichen Zeitpunkten des Untersuchungszeitraums anfallen, z.B. Planungs-, Investitions-, Betriebs-, Überwachungs-, Reparaturkosten etc., einschließlich möglicher Preissteigerungen in Kostenbarwerte umzurechnen sind. Die vor dem Bezugszeitpunkt, z.B. Zeitpunkt der Abnahme einer Sanierungsmaßnahme, anfallenden Kosten sind aufzuzinsen, d.h. zu akkumulieren. Die da-

nach anfallenden Kosten (z.B. Kosten der Nachsorge) sind abzuzinsen, d.h. zu diskontieren. Die zum Bezugszeitpunkt anfallenden Kosten sind identisch mit dem Barwert.

Ein gebräuchliches Verfahren zur zeitabhängigen Gewichtung der Kosten ist die Barwertmethode. Hierbei sind sämtliche Kosten eines Sanierungsszenarios, d.h. Planungs-, Sanierungs- und Nachsorgekosten auf einen Bezugszeitpunkt auf- oder abzuzinsen. Der Bezugszeitpunkt ist frei wählbar und wirkt sich nicht auf das Ergebnis des Vergleichs der Sanierungsszenarien aus. Es empfiehlt sich, den Bezugszeitpunkt auf das Jahr der Sanierungsuntersuchung oder der Abnahme der Sanierungsmaßnahme zu legen. Der Untersuchungszeitraum wird durch den Beginn der Projektarbeiten und das Sanierungsszenario mit der längsten Nachsorgephase definiert. Die Dauer der Nachsorge wird im Einzelfall durch die am Standort verbliebene Restbelastung, die Einhaltung der festgelegten Sanierungsziele sowie die endliche Lebensdauer der Bauwerke, Anlagen, Meß- und Kontrollelemente bestimmt, so daß häufig erst nach einer Beseitigung des Schadstoffpotentials und damit der Entlassung der Fläche aus der Nachsorge der Untersuchungszeitraum der Kostenvergleichsrechnung endet. In Abbildung 13 sind die Grundbegriffe der zeitlichen Gewichtung von Kostengrößen beispielhaft dargestellt.

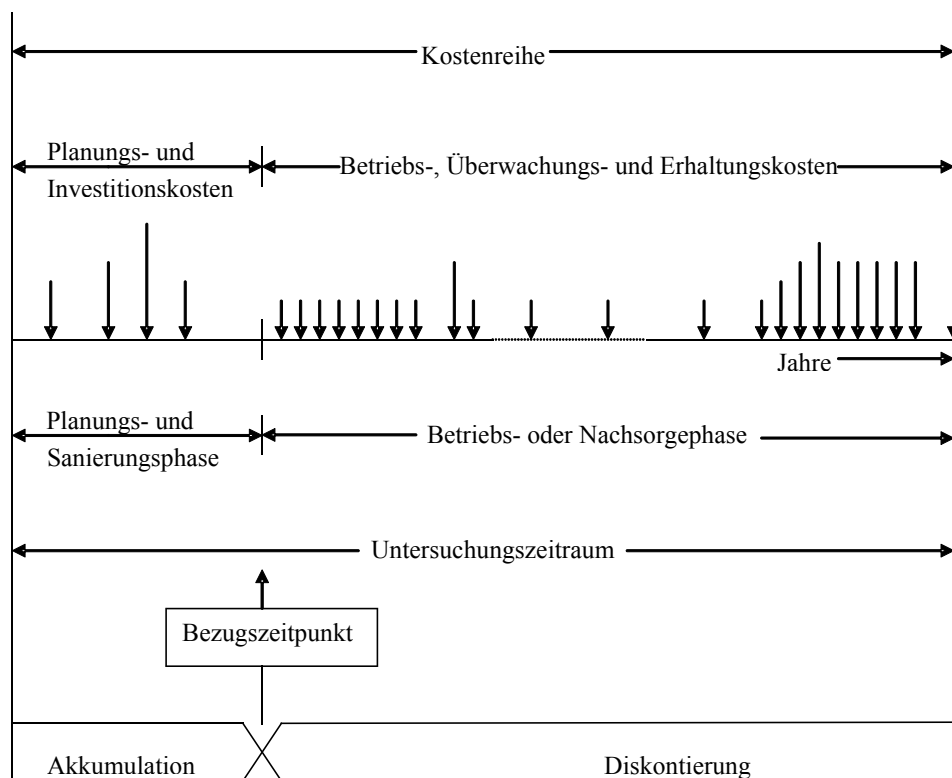


Abbildung 13. Veranschaulichung der zeitlichen Gewichtung von Kostengrößen bei der Kostenvergleichsrechnung (abgeändert nach LAWA; die Pfeile stehen für finanzielle Aufwendungen unterschiedlicher Größenordnung)

Da bei Sicherungsmaßnahmen, z.B. Überwachungskosten im Rahmen der Betriebsphase über einen längeren Zeitraum, sowohl laufende Kosten als auch Reinvestitionskosten, z.B. für die Erneuerung des Füllmaterials, anfallen, sind die zukünftigen Preise in der Regel mit den glei-

chen Preisen des Bezugsjahres anzusetzen. Damit wird bei zukünftigen Investitionen bzw. sonstigen Leistungen vom gleichen technischen Standard ausgegangen. Andere Annahmen sind im Einzelfall zu begründen.

Der Untersuchungszeitraum wird durch die durchschnittliche Nutzungsdauer von Bauwerken und Anlagen sowie durch das im Fall einer Sicherung am Standort verbleibende Schadstoffpotential bestimmt, wobei letzteres nur näherungsweise abgeschätzt werden kann. Grundsätzlich gilt, daß die Länge des Untersuchungszeitraums mit wachsender Kalkulationsperiode und mit steigendem Zinssatz einen immer geringeren Einfluß auf die Barwerte hat.

Entsprechend den Empfehlungen der „Anforderungen an Sanierungsuntersuchungen unter Berücksichtigung von Nutzen-Kosten-Aspekten“ (MALBO, Band 11) sollte der Untersuchungszeitraum im längsten Fall auf 80 Jahre begrenzt werden, da die ab diesem Zeitraum anfallenden Kosten durch die Diskontierung vernachlässigbar und damit ohne Einfluß auf eine Wirtschaftlichkeitsberechnung sind. Realistischer erscheinen Untersuchungszeiträume von 30 bis 50 Jahren. Weitere Hinweise zur praktischen Durchführung einer KVR finden sich im vorgenannten Band 11 der MALBO-Schriftenreihe (Dreschmann, 2000).

3.1.7 Gesamtbeurteilung und Sanierungsvorschlag

In der Gesamtbeurteilung sind alle zuvor behandelten fachlichen und monetären Teilaspekte der betrachteten Sanierungsszenarien gegeneinander abzuwägen, um zu einem Sanierungsvorschlag zu gelangen. Das vom Gutachter zur Umsetzung empfohlene Szenario ist unter Berücksichtigung sämtlicher Randbedingungen und getroffenen Annahmen, hier besonders auch anhand der Kalkulationsgrundlagen, zu begründen und darzulegen.

Das Sanierungsszenario kann bei Gleichwertigkeit durchaus noch zwei oder drei Varianten einer durchströmten Reinigungswand beinhalten. Dieser Umstand kommt besonders zum Tragen, wenn die Kosten auf der einen Seite und nicht-monetäre Stärken und Schwächen der favorisierten Verfahren auf der anderen Seite keine eindeutige (objektive) Priorisierung zulassen.

3.2 Grundlagen für die Planung einer Reinigungswand

3.2.1 Der Sanierungsplan

Der Gesetzgeber hat der Sanierung im § 13 BBodSchG zwei Planungsschritte vorangestellt, die er mit „Sanierungsuntersuchungen und Sanierungsplanung“ überschrieben hat. Wie sich in der näheren Betrachtung des § 13 BBodSchG in Verbindung mit § 6 BBodSchV zeigt, ist der Begriff der Sanierungsplanung in diesem Zusammenhang unpräzise, zumal Planung im Sinne einer Ingenieurplanung ein mehrstufiger gestaltender Prozeß ist, mit dem Ziel, ein Objekt realisieren zu können. Die Planung von Ingenieurbauwerken – hierzu zählen in der Regel Sanierungsmaßnahmen – kann im Teil VII der Honorarordnung für Architekten und Ingenieure (HOAI) nachvollzogen werden. Die einzelnen Planungsschritte von der Grundlagenermittlung bis zur Gewährleistungsüberwachung sind im § 55 der HOAI dargelegt und in den Leistungsbildern inhaltlich untersetzt. Versucht man die Sanierungsuntersuchung in diesen neunstufigen Planungsprozeß einzustufen, so entspricht sie ihrem Inhalt nach der Grundlagenermittlung und Vorplanung gemäß § 55 HOAI und stützt sich auf die Ergebnisse der Gefährdungsabschätzung.

Der Sanierungsplan entspricht der planerischen Tiefe einer Entwurfsplanung gemäß § 55 HOAI. Soll der Sanierungsplan für verbindlich erklärt werden, ist er um die Inhalte der Genehmigungsplanung nach HOAI zu erweitern. Er muß insbesondere Aussagen über das Sanierungsziel, die hierfür erforderlichen Sanierungsszenarien sowie die zeitliche Durchführung dieser Maßnahmen mit den Kosten enthalten. Der Sanierungsplan bildet die fachliche Grundlage für die Sanierung und somit für Anordnungen nach § 10 Absatz 1 BBodSchV zur Durchsetzung der Sanierungspflicht oder für den Abschluß eines Sanierungsvertrages sowie für die zur Sanierungsdurchführung erforderlichen behördlichen Zulassungen.

Die Sanierungsplanung umfaßt alle zur Vorbereitung und Durchführung einer Maßnahme erforderlichen Planungsschritte. Mit der Erarbeitung von Sanierungsuntersuchung und Sanierungsplan fehlen in der Regel Elemente der Entwurfsplanung, der Genehmigungsplanung sowie viele Bestandteile der Ausführungsplanung. Das Vergabeverfahren ist nicht enthalten. Zusammenfassend ist demnach festzustellen, daß Sanierungsuntersuchung und Sanierungsplan wesentliche Elemente einer ganzheitlichen Sanierungsplanung sind. Sie lassen sich deshalb weitestgehend dem Leistungsbild Objektplanung für Ingenieurbauwerke nach § 55 HOAI zuordnen. Abbildung 14 verdeutlicht die Stellung von Sanierungsuntersuchung und Sanierungsplan innerhalb eines ganzheitlichen Planungsprozesses.

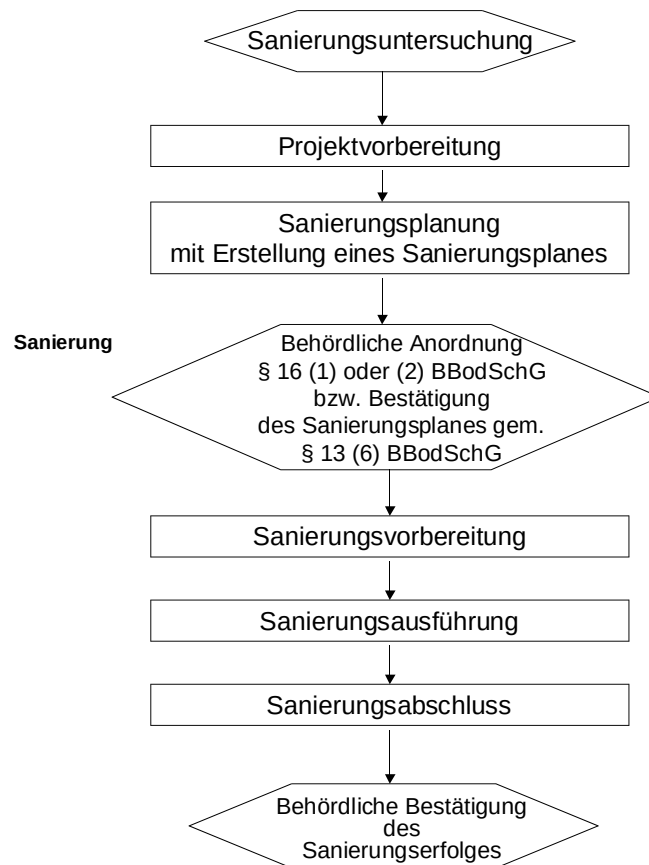


Abbildung 14. Ablauf der Sanierung

Wie bereits in den Ausführungen zur Sanierungsuntersuchung dargestellt, sind für die Erarbeitung des Sanierungsplans die Angaben zur Standortcharakterisierung, hier die Daten zum Aquifer sowie zur Grundwasserchemie und ergänzende Standortinformationen, zu vertiefen.

Abbildung 15 zeigt das Ablaufschema zur Planung einer durchströmten Reinigungswand.

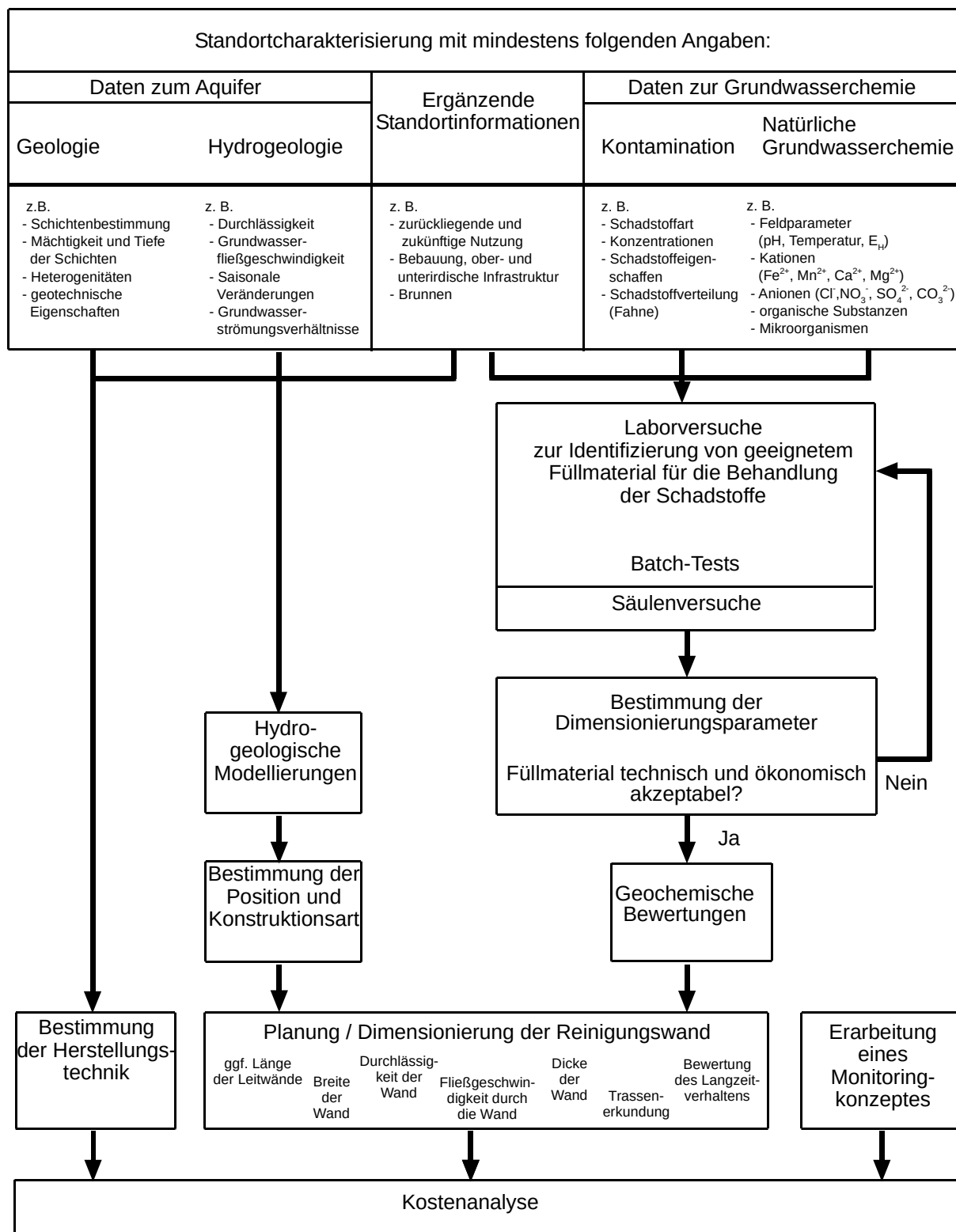


Abbildung 15. Ablaufschema zur Planung einer durchströmten Reinigungswand

Dabei sind hydrogeologische Modellierungen, die Bestimmung der Position und Konstruktionsart wie auch Laborversuche zur Identifizierung von geeignetem Füllmaterial für die Behandlung der Schadstoffe bereits im Zuge der Sanierungsuntersuchung durchzuführen. Diese Untersuchungen und Modellierungen werden im Zuge der Entwurfs- und Ausführungsplanung, d.h. im Zuge der Erstellung des Sanierungsplans, ergänzt und ggf. vertieft. Insofern ist eine klare Abtrennung zwischen Sanierungsuntersuchung und Sanierungsplan nur unscharf möglich, was jedoch im Kontext einer ganzheitlichen Sanierungsplanung von untergeordneter Bedeutung ist.

Im Folgenden soll auf die besonderen Anforderungen aus der Entwurfs- und Ausführungsplanung sowie Genehmigungsplanung eingegangen werden, die zusammen mit den vorangegangenen Planungsschritten in den Sanierungsplan eingehen.

3.2.2 Entwurfsplanung

Die Entwurfsplanung erstreckt sich über die vollständige planerische Umsetzung des Sanierungskonzepts. Sie enthält erforderliche fachspezifische Berechnungen sowie die Aufstellung eines Zeit- und Kostenplanes für die Gesamtmaßnahme. Der vorläufige Gesamtentwurf ist mit den zuständigen Behörden und anderen fachlich an der Planung Beteiligten abzustimmen. Die Entwurfsplanung ist mit der Vorlage eines endgültigen, weitestgehend genehmigungsfähigen Entwurfes abgeschlossen.

Der endgültige Entwurf dient zur Zusammenstellung der Planungsunterlagen in der Genehmigungsplanung für den behördlichen Genehmigungsantrag. Falls erforderlich, können sie ergänzt oder erläutert werden. Die behördlichen Genehmigungen betreffen in erster Linie das Sanierungsverfahren und die Sanierungsanlage, aber auch die möglicherweise erforderliche Entsorgung von anfallenden Sonderabfällen (z.B. Bohrgut, verbrauchtes reaktives Material, Gasdrainagen usw.) und die Eigenkontrollmaßnahmen im Zuge der Ausführung und Nachsorge.

Zur Klärung des Genehmigungsweges und der Anforderungen an die Genehmigungsunterlagen ist die frühzeitige Einschaltung der zuständigen Genehmigungs- und Fachbehörden unerlässlich. Die Ausführungsplanung umfaßt die Erarbeitung und Darstellung der ausführungsreifen Planungslösung für die Sanierungsmaßnahme. Hierzu werden alle vorangegangenen Planungsschritte bis zur ausführungsreifen Lösung durchgearbeitet: 1. Erarbeiten aller Ausführungsdetails, 2. Erstellen von Ausführungsplänen mit den zur Ausführung erforderlichen Einzelangaben und 3. Integrieren der Zuarbeit Dritter, z.B. zur abschließenden Charakterisierung von reaktiven Materialien.

Da in situ-Technologien ganz unmittelbar von standortspezifischen Parametern besonders abhängig sind, ist eine eingehende Untersuchung, Analyse und Bewertung der jeweiligen Ausgangssituation, der Randbedingungen und deren komplexes Wirkungsgefüge unerlässlich. Diese Datenbasis liefert die relevanten Planungsdaten und bestimmt die Qualität der nachfolgenden Bearbeitungsschritte, z.B. die Auswahl des Füllmaterials, die Art und Position, die Wahl der Herstellungsmethode sowie die Abschätzung der Langzeitstabilität des Reaktors. Mit einer guten Planung können somit Probleme in der späteren Sanierungsausführung und während des Betriebs einer durchströmten Reinigungswand vermieden werden. Diese Kenntnisse besitzen bei einer Reinigungswand insofern erhebliche Bedeutung, weil es sich bei ihr um ein längerfristig wirksames, statisches Bauwerk handelt, welches nach seiner Errichtung nur schwer in Position und Konstruktion verändert werden kann.

Im Folgenden sollen einige für Reinigungswände spezifische Planungsparameter und Randbedingungen dargestellt werden.

3.2.2.1 Reaktives Material

Tabelle 5 enthält die für die Auswahl des reaktiven Materials relevanten Planungskriterien. Nähere Informationen sind Kapitel 5.2 zu entnehmen.

Tabelle 5. Planungsparameter für das reaktive Material

Planungsparameter	Reaktives Material
Planungsdetails	Literaturrecherche Durchführung von Laborstudien, vor allem Säulenversuche, zur: – Ermittlung der Reaktionswege und Nebenprodukte – Bestimmung von Dimensionierungsparametern – Bewertung der Lebensdauer und ggf. der Häufigkeit eines Füllmaterialaustausches oder einer Regenerierung Ermittlung der Materialeigenschaften nach Datenblatt – Chemische Zusammensetzung – Korngröße – Lagerungsdichte – Hydraulische Durchlässigkeit
Anforderungen	– Mechanische Stabilität – Reaktivität – Langzeitstabilität/Lebensdauer • Hydraulische Leistungsfähigkeit (Reaktordurchlässigkeit für ungehinderten Durchfluß mindestens so hoch wie mittlere Durchlässigkeit des Aquifers) • Einhaltung der erforderlichen Aufenthaltszeit zur Behandlung der Schadstoffe • Berücksichtigung einer möglichen Reduzierung der hydraulischen Durchlässigkeit des reaktiven Materials – Umweltverträglichkeit – Verfügbarkeit – Kosten
Einflußkriterien	– Am Standort zu behandelnde Schadstoffe – Natürliche Grundwasserchemie

3.2.2.2 Konstruktionsart, Ausgestaltung, Dimensionierung

Tabelle 6 enthält die hinsichtlich Konstruktionsart, Gestaltung und Dimensionierung wichtigen Planungsparameter und -kriterien, die in Kapitel 5.3 eingehend behandelt werden.

Tabelle 6. Planungsparameter für die Konstruktionsart

Planungsparameter	Konstruktionsart, Gestaltung, Dimensionierung
Planungsdetails	Allgemein – Grundwasserströmungsmodell Vollflächig durchströmte Wand – Wandtiefe – Wandlänge – Wanddicke Reinigungswände mit gelenktem Grundwasserstrom Reaktorbauwerk – Tiefe, Breite, Länge – Anzahl – Systemdurchlässigkeit – horizontale/vertikale Durchströmung – Positionierung Leitwände, Drainagen – Länge, Tiefe – Anordnung (Öffnungswinkel) – Systemdurchlässigkeit – Stabilität
Anforderungen	Allgemein – Keine/nur geringfügige Beeinflussung der Grundwasserströmungsverhältnisse durch das Bauwerk – Ggf. Austauschbarkeit des Füllmaterials – Ggf. Einsatz kombinierter Füllmaterialien Leitwände: Wandtiefe – Nach Möglichkeit ca. 1 m Einbindung in den Grundwasserstauer Wandlänge – Erfassung eines maximalen Einzugsbereiches – Sicherheitszuschlag wegen Gefahr des Umströmens Vollflächig durchströmte Wand Wanddicke – Einhalten der erforderlichen Aufenthaltszeit – Wanddurchlässigkeit größer als die Durchlässigkeit des anstehenden Bodens

Planungsparameter	Konstruktionsart, Gestaltung, Dimensionierung
Anforderungen	Reinigungswände mit gelenktem Grundwasserstrom Reaktorbauwerk – Konstruktionsart, Tiefe, Breite, Länge (nach oben genannten Grundsätzen und in Anlehnung an CRB) – Anzahl • Mehrere kleinere Reaktoren sind hydraulisch effizienter als ein großer zentraler Reaktor • Keine/geringe Beeinflussung des Grundwasserregimes • Erfassung einer maximalen Einzugsgebietsgröße – Höhere Durchlässigkeit als anstehender Boden – Horizontale/vertikale Durchströmung • Optimaler Durchflußquerschnitt bei geringer Beeinflussung des Grundwasserregimes (Durchfluß, Einzugsgebietsgröße) Leitwände – Art, Länge, Tiefe (s.o.) – Anordnung (Öffnungswinkel) • Bei 180° bzgl. Reaktionskammer/Reaktor (d.h. Dichtwände und Reaktoren auf gerader Linie angeordnet) und senkrecht zur Grundwasserfließrichtung besteht größtmögliche Erfassung – Durchlässigkeit • Für effektive Umlenkung des Grundwasserstromes Durchlässigkeitsunterschied von 3-4 Zehnerpotenzen (dieser sollte ausreichend sein, eine Schadstoffrückhaltung zu bewirken) – Stabilität Drainagen – Art, Länge, Tiefe (s.o.) – Anordnung – Durchlässigkeit (für die effektive Umlenkung des Grundwasserstromes ist ein signifikanter Durchlässigkeitsunterschied von 3-4 Zehnerpotenzen ausreichend) – Stabilität (Verblockung durch Ausfällungen, z.B. Eisenoxide, Huminstoffe, zu befürchten?)
Einflußkriterien	Allgemein – Ausdehnung der Schadstofffahne (Tiefe und Breite) – Schwankungen der Grundwasserfließrichtung – Schadstoffart, -konzentrationen – Untergrundverhältnisse (Heterogenität, hydraulische Leitfähigkeit) Kosten für Herstellung und Füllmaterialeinsatz

Planungsparameter	Konstruktionsart, Gestaltung, Dimensionierung
Einflußkriterien	Allgemein
	Wandtiefe
	– Tiefenlage des Grundwasserstauers – Ausdehnung der Schadstofffahne in die Tiefe – Vertikaler Gradient – Anisotropie der hydraulischen Durchlässigkeit
	Wandlänge
	– Ausdehnung der Schadstofffahne in die Breite – Erforderliches Einzugsgebiet – Grundwasserfließrichtungsschwankungen
	Vollflächig durchströmte Wand
	Wanddicke
	– Zulaufschadstoffkonzentrationen und/oder -frachten – Geforderte Ablaufkonzentrationen – Erforderliche Aufenthaltszeit – Durchlässigkeit und Reaktivität des Füllmaterials – Angestrebte Standzeit – Fließgeschwindigkeiten – hydraulisches Gefälle – Durchfluß
	Reinigungswände mit gelenktem Grundwasserstrom
	Reaktorbauwerk
	– Konstruktionsart, Anzahl, Tiefe, Breite, Länge (nach oben genannten Grundsätzen und in Anlehnung an CRB) • Beeinflussung des Grundwasserregimes • Durchfluß • Angestrebte Einzugsgebietsgröße • Kosten
	– horizontale/vertikale Durchströmung • Heterogenität des Untergrundes • Durchflußquerschnitt • Durchfluß • Angestrebte Einzugsgebietsgröße
	– Position • Heterogenität des Untergrundes

Planungsparameter	Konstruktionsart, Gestaltung, Dimensionierung
Einflußkriterien	Leitwände – Länge, Tiefe (s.o.) – Anordnung (Öffnungswinkel) • Grundwasserfließrichtung • Grundstücksgrenzen/Gebäude • geotechnische Bedingungen

3.2.2.3 Herstellung

Tabelle 7 enthält die relevanten Planungsparameter und -kriterien für die Herstellung einer Reinigungswand. Weitergehende Informationen enthält Kapitel 5.4.

Tabelle 7. Planungsparameter für die Reinigungswand-Herstellung

Planungsparameter	Herstellung
Planungsdetails	– Bauverfahren • Herstellbarkeit mit bekannten und bewährten Bautechniken • Methode • Leistungsdaten – Anforderungen an die Entsorgung des Bodenaushubs (Abfallmanagement) – Eignungs- und Durchführbarkeitsnachweise zu den gewählten Baustoffen und Bauverfahren – Arbeitsschutz, Schutzvorkehrungen (organisatorische, persönliche, technische) – Dokumentation
Anforderungen	Wand muß unter vernünftigem Aufwand herstellbar sein, d.h. die Kosten müssen verhältnismäßig und angemessen sein
Einflußkriterien	– Herstellungstiefe – Untergrundeigenschaften – Geotechnik – Standorttopographie (Zugang, Standortgröße und -lage, vorhandene Flächennutzung und Bauwerke) – Erforderliche Wanddicke – Erforderliche Durchlässigkeit der reaktiven Zone – Schadstoffvorkommen (Beständigkeit der eingesetzten Materialien gegenüber Schadstoffangriff)

3.2.2.4 Monitoring-Konzept, Qualitätssicherung

Tabelle 8 und Tabelle 9 enthalten die Planungsparameter für das Monitoring bzw. für die Qualitätssicherung (QS). Weitergehende Informationen sind in Kapitel 5.5 erhältlich.

Tabelle 8. Planungsparameter für das Monitoring

Planungsparameter	Monitoring
Planungsdetails	– Lage/Anordnung der Meßstellen – Meßstellenkonstruktion – Analyseparameter – Probenahmemethoden – Probenahmehäufigkeit – Dokumentation
Anforderungen	– Meßstellen müssen zu errichten und zugänglich sein – Nachsorge – Qualitätsmanagement erforderlich
Einflußkriterien	– Bebauung

Tabelle 9. Planungsparameter für die QS

Planungsparameter	Qualitätssicherung
Planungsdetails	Dichtwände – Fehlstellen – Anbindung an Reaktorbauwerk – Lagegenauigkeit • Abweichung aus der Vertikalen • Einbindemöglichkeit des Wandfußes • Überschneidungsmaß – Suspensionen und Dichtmassen Reaktoren – Bau und Ausrüstung – Durchströmungsverhalten – Füllmaterial • Chargentreue • Reaktionsverhalten
Anforderungen	– Qualitätssicherungsplan – Qualitätskontrollen – Rückstellproben
Einflußkriterien	– Baugrundhindernisse, z.B. Findlinge, Bauwerkreste – Materialunterschiede, z.B. zwischen Wand und Reaktorsystem – Grundwasser- und Bodenkontaminationen

3.2.2.5 Kostenberechnung

Tabelle 10 enthält die für die Kostenberechnung wichtigen Planungsparameter und -kriterien. Detaillierte Informationen sind in Kapitel 5.7 erhältlich.

Tabelle 10. Planungsparameter bezüglich der Kostenberechnung

Planungsparameter	Kosten
Planungsdetails	– Detaillierte Planunterlagen (Entwurfszeichnungen)
Anforderungen	– Mengenberechnungen – Kostenkennwerte
Einflußkriterien	– Investitionskosten – Betriebskosten (z.B. Regenerierung von verblocktem reaktiven Material) – Austauschintervalle für reaktives Material – Beschaffungs- und Entsorgungskosten für das reaktive Material

3.2.2.6 Betrieb und Wartung

Tabelle 11 faßt die für Betrieb und Wartung wichtigen Planungsparameter und -kriterien zusammen. Kapitel 5.6 enthält weitergehende Informationen.

Tabelle 11. Planungsparameter bezüglich Betrieb und Wartung

Planungsparameter	Betrieb und Wartung
Planungsdetails	– Überwachung des Reinigungserfolges und der Wandfunktion – Positionierung von Meßstellen, Monitoring – Festlegung von Materialentnahmeorten und -zeitpunkten zur Überprüfung der Reaktivität des reaktiven Materials – Dokumentation des Monitorings – Maßnahmenplan für den Fall einer Verschlechterung der Leistungsfähigkeit (Notfallplan) – Technische Vorrichtungen für Eingriffsmöglichkeiten zur Behebung der Problems – Technologische und verfahrensspezifische Möglichkeiten zur Optimierung bei Änderungen der Randbedingungen
Anforderungen	– Zugänglichkeit zum Austausch und zum Zweck der Reparier- und Regenerierbarkeit – Regenerierungsmöglichkeit – Austauschbarkeit der Füllmaterialien – Standsicherheit (auch bei Austausch) – Vermeidung von Verblockungen, lange Lebensdauer (z.B. mit filterstabiler Schicht) – Geringer Wartungs- und Reparaturaufwand – Paralleler Einsatz mehrerer Verfahren, Möglichkeit der Kombinati-

Planungsparameter	Betrieb und Wartung
	on unterschiedlicher Verfahren
Einflußkriterien	– Voraussichtliche Sanierungsdauer – Zusammensetzung des Standortwassers – Grad der Komplexität des Schadstoffszenarios – Bauform des Reaktorsystems – Anzahl der Intervalle zum Wechsel des reaktiven Materials

Dabei sollten die in den letzten Jahren an den nationalen und vielen internationalen Reinigungswandstandorten gesammelten übergreifenden Erfahrungen besondere Berücksichtigung finden. Dies betrifft vor allem die Erkenntnisse über die Abhängigkeit der zuverlässigen Kontrollierbarkeit des Grundwasserregimes von der Konstruktionsform sowie den Einbau von Überwachungs- und Eingriffsmöglichkeiten für das gezielte Management von Störfällen.

3.2.3 Genehmigungplanung

Vor der Errichtung einer Reinigungswand sind genehmigungsrechtliche Aspekte des Wasserrechts, Baurechts, Naturschutzrechts und des Immissionsschutzrechts zu beachten. Nachfolgend werden zunächst die durch den Bau einer Reinigungswand berührten Vorschriften aufgeführt (ausführliche Grundlagen und Diskussion siehe „Rechtliche Rahmenbedingungen“), anschließend die erforderlichen Anträge genannt. Zuletzt werden die wesentlichen, in den entsprechenden Anträgen zu berücksichtigenden Inhalte aufgeführt.

Notwendige Genehmigungen

Vor der Errichtung einer Reinigungswand sind genehmigungsrechtliche Aspekte des Bodenschutzrechts, Wasserrechts, Baurechts, Naturschutzrechts und des Immissionsschutzrechts zu beachten. Nachfolgend werden zunächst die durch den Bau einer Reinigungswand berührten Vorschriften aufgeführt (ausführliche Grundlagen und Diskussion siehe „Rechtliche Rahmenbedingungen“), anschließend die erforderlichen Anträge genannt. Zuletzt werden die wesentlichen, in den entsprechenden Anträgen zu berücksichtigenden Inhalte aufgeführt.

Sanierungsplan als Grundlage der Genehmigung

Wesentliches Element der Genehmigung einer Sanierungsmaßnahme stellt der sogenannte Sanierungsplan dar. Im § 13 „Sanierungsuntersuchungen und Sanierungsplanung“ des „Gesetzes zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten (Bundes-Bodenschutzgesetz, BBodSchG)“ ist die anzustrebende Vorgehensweise näher festgelegt. Die zuständigen Behörden können den vorliegenden Sanierungsplan, unter Umständen auch unter Abänderungen oder mit Nebenbestimmungen, für verbindlich erklären. Von besonderer Bedeutung ist, daß für den verbindlich erklärten Plan andere die Sanierung betreffende behördliche Entscheidungen mit Ausnahme von Zulassungsentscheidungen für Vorhaben, die nach § 3 in Verbindung mit der Anlage zu § 3 des Gesetzes über die Umweltverträglichkeitsprüfung oder kraft Landesrechts einer Umweltverträglichkeitsprüfung unterliegen, mit eingeschlossen sind.

Es ist daher empfehlenswert bei der Genehmigung des Sanierungsplans die Möglichkeit der rechtlichen Bündelung des Verfahrens, wie das Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG) es

vorsieht, möglichst weitgehend zu nutzen. Eine Abstimmung bezüglich der Vorgehensweise bei Erarbeitung des Sanierungsplans mit den zuständigen Behörden im Vorfeld ist mit Sicherheit vorteilhaft und daher anzustreben.

Bei der Planung von Reinigungswänden sind genehmigungsrechtliche Aspekte des Wasserrechts und Baurechts, in Einzelfällen auch des Naturschutzrechts und des Immissionsschutzrechts zu prüfen und gegebenenfalls im Sanierungsplan zu berücksichtigen. Im Vordergrund steht hierbei das Wasserrecht, da ein reaktives System immer mit einem Eingriff in den Grundwasserleiter verbunden ist. Da auch andere in situ-Sanierungstechniken häufig mit Eingriffen in den Grundwasserleiter verbunden sind, kann unter Umständen auf die Rechtspraxis in Zusammenhang mit dem Einsatz dieser Techniken zurückgegriffen werden.

Die fachlichen und inhaltlichen Anforderungen an einen Sanierungsplan werden in der „Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV)“ näher erläutert. Im § 6 „Sanierungsuntersuchung und Sanierungsplanung“ und den dazugehörigen dritten Teil der ergänzenden Vorschriften für Altlasten der o.g. Verordnung werden im Detail diese Anforderungen näher ausgeführt.

Ein Sanierungsplan soll die unter den Nummern 1 bis 5 genannten Angaben sowie die für eine Verbindlichkeitserklärung nach § 13 Abs. 6 des Bundes-Bodenschutzgesetzes erforderlichen Angaben und Unterlagen enthalten:

1. Darstellung der Ausgangslage,
2. textliche und zeichnerische Darstellung der durchzuführenden Maßnahmen und Nachweis ihrer Eignung,
3. Darstellung der Eigenkontrollmaßnahmen zur Überprüfung der sachgerechten Ausführung und Wirksamkeit der vorgesehenen Maßnahmen,
4. Darstellung der Eigenkontrollmaßnahmen im Rahmen der Nachsorge einschließlich der Überwachung,
5. Darstellung des Zeitplans und der Kosten.

Der Umfang der Ausgestaltung der oben aufgeführten zentralen Punkte eines Sanierungsplans richtet sich nach der Bedeutung des Einzelfalles und soll sich an den Grundsätzen der Verhältnismäßigkeit orientieren. In Tabelle 13 sind unter besonderer Berücksichtigung einer Reinigungswand als Sanierungsmaßnahme der Inhalt eines Sanierungsplans beispielhaft dargestellt.

Ergänzend zu den zuvor genannten inhaltlichen Ausführungen sind dem Antrag verschiedene, zur Erläuterung der Zusammenhänge notwendige Anlagen beizufügen, wie z.B.:

- Übersichtskarten, Lageplan,
- geologische Profile,
- Pläne (z.B. Grundwassergleichenplan mit und ohne geplantem Bauwerk, Plan mit geschätzter Schadstoffausbreitung),
- Erläuterungen zur bautechnischen Umsetzung der Reinigungswand (z.B. Darstellung des Konstruktionsprinzips, Detailpläne).

Den Fachbehörden bleibt vorbehalten, die technischen Auflagen so zu gestalten, daß die Störung des Grundwasserhaushaltes so gering wie möglich ausfällt.

Tabelle 12. Inhaltliche Ausgestaltung eines Sanierungsplanes

Gliederungspunkte	Details zu den Gliederungspunkten
Vorbemerkungen	Anlaß, Antragsgegenstand, Antragsteller
Standortbeschreibung	Lage des Standortes Eigentumsverhältnisse, Grunddienstbarkeiten, ehemalige Nutzung Untergrundverhältnisse (Geologie, Hydrogeologie, durchgeführte Untersuchungen) Sonstige Standortverhältnisse (Bebauung, Bewuchs etc.)
Gefahrenlage	Kontamination im Überblick Ursachen, evtl. Eintragsstellen, Schadstoffeigenschaften, Ausbreitung der Schadstofffahne Relevante Grundwasserinhaltsstoffe
Vorgaben zur Sanierung Vorhabenbeschreibung	Sanierungsziele Beschreibung des Sanierungsszenarios Anordnung der Reinigungswand Beschreibung der Reaktortechnologie (Funktionsweise, Füllmaterialaustausch, Einfluß natürlicher Grundwasserinhaltsstoffe, Nachweise zum Füllmaterial, wie z.B. Elementaranalyse oder toxikologische Bewertung) Beschreibung der Leitwände (Funktion, Material, Nachweise, z.B. bezüglich Schadstoffbeständigkeit oder Standsicherheit) Darlegung der Dimensionierung des Reaktors und der Leitvorrichtungen, d.h. Dichtwand, Drainage usw. (Tiefe, Breite, Länge, Durchlässigkeit etc. unter Berücksichtigung der Ergebnisse der Laboruntersuchungen) Bautechnische Umsetzung (Anforderungen, Bauverfahren, Bauablauf mit Plan, vorbereitende Arbeiten, Anschlüsse der Leitwände an den Reaktor, Entsorgung und Verwertung)
Auswirkungen auf Arbeiter und Nachbarschaft	Darlegung der Maßnahmen des Arbeits- und Nachbarschaftsschutzes
Auswirkungen auf die Umwelt	Darlegung der Auswirkungen des Wandbauwerkes auf

Gliederungspunkte	Details zu den Gliederungspunkten
	- Grundwasserhaushalt - Grundwasserfließverhältnisse - Grundwasserchemismus - Flora und Fauna
Vorversuche	Ergebnisse der mit Standortwasser durchgeführten Säulenversuche zwecks - Prüfung der prinzipiellen Durchführbarkeit - Dimensionierung des Wandbauwerkes
Modellierung	Ergebnisse des im Zuge der Vor- oder Entwurfsplanung erstellten Grundwassermodells Sanierungsziele
Qualitätssicherung	Eigenkontrollmaßnahmen zur Überprüfung der sachgerechten Ausführung und Wirksamkeit der vorgesehenen Maßnahmen - Materialien und Bauteile z.B. bzgl. der Dichtwände und Reaktoren - Füllmaterialien (reaktive Materialien) - Baubegleitende Analytik
Überwachungsprogramm im Rahmen von Betrieb und Nachsorge	Monitoring und Erfolgskontrolle mit Angaben über: - Lage der Meßstellen - Anfänglicher und späterer Beprobungsrhythmus - Analysenspektrum - Formulierung von Nachbesserungs- und Abbruchkriterien - Umfang und Dauer der Nachsorgemaßnahmen
Dokumentation	Erstellung von Sanierungsberichten Erstellung von Qualitätssicherungsplänen
Sanierungsende	Maßnahmen bei Sanierungsende und Sanierungsabbruch, wie z.B. Wandstilllegung oder Rückbau

Für den zu stellenden Antrag auf Baugenehmigung sind in der Regel folgende Antragsunterlagen einzureichen:

- Übersichtsplan,
- Bauzeichnungen,
- Baubeschreibung,
- Berechnung des Maßes der baulichen Nutzung,
- Nachweis der Bauvorlagenberechtigung,
- Arbeits- und Sicherheitsplan (ggf.),
- Entsorgungsplan (ggf.).

Die Ausführungsplanung umfaßt die Erarbeitung und Darstellung der ausführungsfähigen Planungslösung für die Sanierungsmaßnahme. Hierzu werden alle vorangegangenen Planungsschritte bis zur ausführungsfähigen Lösung durchgearbeitet:

- Erarbeiten aller Ausführungsdetails,
- Erstellen von Ausführungsplänen mit den zur Ausführung erforderlichen Einzelangaben,
- Integrieren der Zuarbeit Dritter, z.B. zur abschließenden Charakterisierung von reaktiven Materialien.

3.2.4 Ausschreibung und Vergabe

Die Ausschreibung und Vergabe von Bauleistungen regelt im Detail die Vergabe- und Vertragsordnung für Bauleistungen (VOB). Die Ausschreibung und Vergabe für Lieferleistungen, z.B. Laborleistungen, Abfallentsorgung oder Lieferung von reaktivem Material, wird hingegen durch die Vergabe- und Vertragsordnung für Leistungen (VOL) geregelt. Maßnahmen im Zuge von Altlastensanierungen sind als Bauarbeiten auf einem Grundstück zu betrachten, weil man dort eine ober- und/oder unterirdische „bauliche Anlage“, d.h. die Sanierungsanlage, erstellt, und somit der VOB zuzuordnen. Bei einer durchströmten Reinigungswand ist gemäß der deutschen Rechtsauffassung stets davon auszugehen, daß ein weitgehend oder vollständig unterirdisches Bauwerk vorliegt.

Im Folgenden werden zunächst einige grundlegende Inhalte der VOB im Hinblick auf die Ausschreibung und Vergabe von Sanierungsleistungen wiedergegeben und kommentiert; abschließend wird speziell auf die Leistungsbeschreibung durchströmter Reinigungswände eingegangen. Auf die VOL muß an dieser Stelle nicht vertieft eingegangen werden, da die vergabe- und vertragsrechtlichen Inhalte weitgehend identisch zur VOB sind. Hinsichtlich formeller Regelungen, wie z.B. bundesweite und europaweite Ausschreibung, Angebots- und Zuschlagsfristen oder Submission, wird keine Vertiefung vorgenommen.

Die öffentlichen Auftraggeber sind durch haushaltsrechtliche Vorschriften zur Anwendung der VOB verpflichtet; über den öffentlichen Bereich hinaus dient die VOB jedoch auch zunehmend privaten Auftraggebern als Grundlage für die Vergabe und rechtliche Ausgestaltung

der Bauverträge.

Grundsätzlich sollen Bauleistungen an fachkundige, leistungsfähige und zuverlässige Unternehmer vergeben und der Wettbewerb angestrebt werden.

Nach der VOB/A unterscheidet man drei Arten der Vergabe:

- öffentliche Ausschreibung,
- beschränkte Ausschreibung,
- freihändige Vergabe.

Öffentliche Ausschreibung

Bei der öffentlichen Ausschreibung werden Bauleistungen in einem förmlichen Verfahren nach öffentlicher Aufforderung einer unbeschränkten Zahl von Unternehmern zur Einreichung von Angeboten (z.B. in Tageszeitungen, amtlichen Veröffentlichungsblättern oder Fachzeitschriften) vergeben. Dadurch findet ein völlig freier Wettbewerb statt. Die öffentliche Ausschreibung soll vorrangig vor der beschränkten Ausschreibung und der freihändigen Vergabe stattfinden, wenn nicht die speziellen Merkmale der Leistung oder besonderen Umstände (z.B. spezielle technische Anforderungen eines schwierigen Bauvorhabens) eine Abweichung rechtfertigen. Genau dieser Umstand trifft jedoch bei Sanierungsleistungen häufiger zu.

Beschränkte Ausschreibung

Wird eine beschränkte Zahl von Unternehmern zur Einreichung von Angeboten aufgefordert und die Bauleistung dann in einem förmlichen Verfahren vergeben, so spricht man von einer beschränkten Ausschreibung. Ein öffentlicher Teilnahmewettbewerb wird vorgeschaltet, wenn der in Betracht kommende Bewerberkreis dem Auftraggeber nur unzulänglich bekannt ist. Bei der beschränkten Ausschreibung sollen im allgemeinen nur 3 bis 8 als geeignet erachtete Unternehmer zur Angebotsabgabe aufgefordert werden; bei der beschränkten Ausschreibung mit vorgeschaltetem öffentlichen Teilnahmewettbewerb kann auch die Auswahl einer größeren Anzahl von Bewerbern sinnvoll sein. Ein freier Wettbewerb findet mithin bei der beschränkten Ausschreibung nur innerhalb des ausgewählten Bewerberkreises statt.

Eine beschränkte Ausschreibung, gegebenenfalls mit vorgeschaltetem öffentlichen Teilnahmewettbewerb, findet ihre Berechtigung in besonderen Vorhaben, in denen die Leistung nach ihrer Eigenart nur von einem beschränktem Kreis von Unternehmern in geeigneter Weise ausgeführt werden kann oder eine öffentliche Ausschreibung aus anderen Gründen (z.B. Dringlichkeit der Maßnahme) unzumutbar ist. Ausgehend von den Ergebnissen der Sanierungsvorplanung wird man sich im Zuge der Sanierungsentscheidung auf eine nur sehr begrenzte Anzahl geeigneter Sanierungsverfahren festlegen. Dementsprechend beschränkt kann auch die Anzahl der Verfahrensanbieter sein. Damit sind die Voraussetzungen für eine beschränkte Ausschreibung gegeben. Je nach Umfang der im Zuge der Sanierungsvorplanung durchgeführten Firmenanfragen und der Reaktionen ist die Notwendigkeit eines vorgeschalteten öffentlichen Teilnahmewettbewerbs zu beurteilen.

Eine beschränkte Ausschreibung kann im Fall der geplanten Errichtung einer durchströmten Reinigungswand das Mittel der Wahl sein, da in der Regel Spezialtieftbaumaßnahmen anstehen, für die nur ein beschränkter Anbieterkreis, insbesondere wenn zusätzlich ein bestimmter Erfahrungsschatz hinsichtlich der Errichtung von Reinigungswänden zu fordern ist, existiert.

Freihändige Vergabe

Eine Vergabe von Bauleistungen erfolgt freihändig, wenn ein einziges Unternehmen den Auftrag ohne förmliches Verfahren erhält, d.h. es findet kein Wettbewerb statt. Eine freihändige Vergabe soll nur dann stattfinden, wenn eine öffentliche oder beschränkte Ausschreibung unzumutbar ist. Diese Voraussetzung liegt u.a. dann vor, wenn aufgrund der Eigenart der Leistung oder besonderer Umstände nur ein bestimmter Unternehmer in Betracht kommt, sich die Leistung nach Art und Umfang vor der Vergabe nicht eindeutig und erschöpfend beschreiben läßt oder die Leistung besonders dringlich ist.

Bei Sanierungsmaßnahmen mit durchströmten Reinigungswänden kann unter Umständen eine freihändige Vergabe zumindest für die Lieferleistung (VOL) vertreten werden oder sich sogar als Variante der Wahl ergeben, wenn Schutz- oder andere Exklusivrechte tangiert sind: Für die Verwendung von elementarem Eisen oder den Bau eines F&G-Systems sind Lizenzgebühren zu entrichten. Diese betragen üblicherweise 10-15 % der Baukosten. Eine Übersicht zu wichtigen Patenten enthält der Anhang. Ferner können Eisensorten, die man in Reinigungswänden bereits vorteilhaft einsetzt, mit Schutzmarken belegt sein.

Die Bauleistungen für Reinigungswände, bei denen selbst ein F&G-System vorliegt oder elementares Eisen (im weiteren Sinne elementare Metalle, beispielsweise Palladium) als reaktives Material Einsatz findet, können immer im Wettbewerb vergeben werden.

Weil bei der freihändigen Vergabe kein Wettbewerb stattfindet, kann nur schwer geprüft werden, ob der wirtschaftlichste Bieter zum Zuge kommt, d.h. diese Vorgehensweise ist mit einem deutlich erhöhten ökonomischen Risiko behaftet.

Leistungsbeschreibung

Nach der VOB/A werden zwei Formen der Leistungsbeschreibung unterschieden:

- Leistungsbeschreibung mit Leistungsverzeichnis,
- Leistungsbeschreibung mit Leistungsprogramm.

Leistungsbeschreibung mit Leistungsverzeichnis

Bei der Leistungsbeschreibung mit Leistungsverzeichnis wird nach einer allgemeinen Beschreibung der Aufgabe ein detailliertes Leistungsverzeichnis im Sinne einer Auflistung der einzelnen zu erbringenden Leistungspositionen erstellt. Unterschieden werden dabei:

- Grundpositionen,
- Wahlpositionen (Alternativpositionen),
- Bedarfspositionen (Eventualpositionen),
- Zuschlagpositionen (z.B. Zulage für besondere Erschwernisse).

Ein Leistungsverzeichnis wird im allgemeinen so abgefaßt, daß spaltenweise die Positionsnummer, die Beschreibung der Teilleistung, die Menge, der Einzelpreis und der Gesamtpreis genannt werden. Die Teilleistungen sind dabei exakt durch den Auftraggeber z.B. in Form einzuhaltender Maße, zulässige Abweichungen oder technischer oder physikalischer Forderungen zu beschreiben. Außerdem werden vom Auftraggeber die anhand genauer Berechnungen ermittelten Mengen im Leistungsverzeichnis vorgegeben. Der Bieter ist aufgefordert, die Einheitspreise einzusetzen und die Gesamtpreise zu ermitteln. Die Leistungsbeschreibung mit Leistungsverzeichnis erlaubt im Falle einer Ausschreibung einen exakten Leistungs- und

Preisvergleich der Angebote und bietet hinsichtlich der Ausführung und Abrechnung eine gute Kontrollierbarkeit.

Leistungsbeschreibung mit Leistungsprogramm

Bei der Leistungsbeschreibung mit Leistungsprogramm wird vom Auftraggeber kein detailliertes Leistungsverzeichnis aufgestellt, sondern lediglich der Zweck der Bauleistung und insbesondere die technischen und funktionellen Anforderungen angegeben. Der Bieter erhält damit alle für eine Entwurfsbearbeitung des Angebots erforderlichen Rahmendaten; ggf. kann vom Auftraggeber ein Musterleistungsverzeichnis ohne Mengenangaben beigelegt werden. Bei der Leistungsbeschreibung mit Leistungsprogramm wird vom Bieter im Zuge der Angebotserstellung der Entwurf der Bauleistung inklusive Erläuterung in Form der Ausführungsplanung sowie die Beschreibung der Leistung in Form von Mengen- und Preisangaben verlangt. Damit wird der Entwurf der Bauleistung als Planungsleistung bereits dem Wettbewerb unterstellt, um insbesondere die technisch und wirtschaftlich beste sowie funktionsgerechteste Lösung der Bauaufgabe in Form eines Ideenwettbewerbs zu ermitteln. Zweckmäßig ist die Leistungsbeschreibung mit Leistungsprogramm beispielsweise dann, wenn es wegen der Verschiedenartigkeit von Systemen oder der Erfordernis spezifischer Fachkenntnisse den Bietern freigestellt werden soll, wie sie die Gesamtleistung aufgliedern und anbieten, um zu einem optimalen Ergebnis zu kommen.

Leistungsbeschreibung und Vergabe von Reinigungswandbauwerken

Eine Grundforderung bezüglich der Leistungsbeschreibung liegt nach der VOB darin, daß die Leistung eindeutig und so erschöpfend zu beschreiben und so zu verstehen ist, daß alle Bieter sicher und vom Ansatz vergleichbar kalkulieren können. Nur dann ist ein echter Preisvergleich möglich.

Ein weiterer VOB-Grundsatz ist, daß dem Auftragnehmer kein ungewöhnliches Wagnis für Umstände und Ereignisse aufgebürdet werden darf, auf die er keinen Einfluß hat und deren Einwirkung auf die Preise und Fristen er nicht im voraus abschätzen kann. Durch das sogenannte „Baugrundrisiko“ begründete Mehrkosten führen daher stets zu Nachforderungen, die der Auftraggeber zu tragen hat, wenn nicht das Baugrundrisiko seitens des Auftragnehmers übernommen wird.

Die vorgenannten Anforderungen werden bei der Leistungsbeschreibung eines Reinigungswandbauwerkes praktisch nur durch eine Leistungsbeschreibung mit Leistungsverzeichnis erfüllt. Die Erstellung einer Leistungsbeschreibung erfordert eine hochwertige Sanierungsplanung und zumindest die Durchführung von Säulenvorversuchen mit Standortwasser im Labor über eine längere Zeit (zumindest 2-3 Monate), besser eines (zusätzlichen) on site-Sanierungsversuchs am Standort mit Großsäulen. Üblicherweise führt man Säulenvorversuche im Labor bereits im Verlauf der Sanierungsuntersuchung durch.

Das Leistungsverzeichnis (LV) wird in zweierlei Hinsicht Bestandteil des Bauvertrages: Als Festlegung der Art und Weise des bestellten Werkes durch die Leistungsbeschreibung und als Vereinbarung über die Vergütung durch Eintragung der Angebotspreise.

Durch die Aufnahme entsprechender Wahl- und Bedarfspositionen in das Leistungsverzeichnis – mit denen sparsam umzugehen ist – lassen sich zu erwartende Anpassungsmaßnahmen beim Preisvergleich berücksichtigen oder später problemlos abrechnen.

Das Leistungsverzeichnis ist klar zu strukturieren. Dabei sind fachlich in sich geschlossene Titel zu bilden:

1. Baustelleneinrichtung, Arbeitsschutz,
2. Erdbauarbeiten, z.B. zum Herstellen von Baugruben, Drainagen, Dichtwänden etc., als vorbereitende und/oder Peripherie-Maßnahmen, Wiederherstellen der Oberfläche,
3. Einbau von Reaktoren und Anlagen,
4. Reinigungswand abdecken, Oberfläche (Geländeoberkante) bereinigen,
5. Herstellen von Grundwassermeßstellen und anderen Monitoringeinrichtungen,
6. Analytik,
7. Inbetriebnahme und Optimierung mit Dokumentation.

Nachteilig ist der erhöhte Zeit- und Kostenaufwand in den Planungsphasen. Dieser ist jedoch im Vergleich zu Zeitverzögerungen und erhöhtem Kostenaufwand bei laufenden, nicht effizienten Sanierungsmaßnahmen in vielen Fällen vernachlässigbar. Die Leistungsbeschreibung mit Leistungsprogramm erfordert eine ausführliche Beschreibung des Standortes auf der Basis der Grundlagenermittlung und eine exakte Beschreibung der Sanierungsaufgabe und -ziele. Bezogen auf eine gesamte Maßnahme ist eine einheitliche Festlegung der Leistungsbeschreibung in Form eines Leistungsverzeichnisses oder eines Leistungsprogramms nicht immer gegeben oder auch nicht zweckmäßig. Während z.B. die Herstellung von Grundwasserentnahmehäusern mit genauen Anlagenmaßen bis hin zur Materialauswahl gut und vollständig durch ein detailliertes Leistungsverzeichnis zu erfassen und vorzugeben sind, läßt sich die eigentliche Abreinigung durch das Bauwerk besser funktional durch ein Leistungsprogramm beschreiben. Die Gewährleistung für die Funktionsfähigkeit einer durchströmten Reinigungswand, verbunden mit entsprechend hohen Anforderungen an die Reinigungsleistung, wird dadurch auf den Bieter übertragen. Vom Bieter ist ein Angebot zu verlangen, das den Entwurf der Sanierungsleistung nebst Erläuterung und eine eingehende und zweckmäßig gegliederte Beschreibung der Leistung, ggf. mit Mengen und Preisangaben für Teilleistungen, enthält. Daneben ist die Sanierungsdurchführung und Effektivitätskontrolle, d.h. Errichtung der Reinigungswand bzw. die Betriebsphase (Nachsorge), darzustellen.

Mit einer Leistungsbeschreibung in Form eines Leistungsprogramms läßt sich ebenfalls eine Ausschreibung durchführen. Diese ist jedoch mehr als Ideenwettbewerb, weniger als Preiswettbewerb aufzufassen. Zwar läßt sich eine Bieterreihenfolge der Angebotssummen aufstellen, die Angebote sind jedoch aufgrund der unterschiedlichen angebotenen Leistungen technisch häufig nicht vergleichbar.

Prüfung und Wertung von Angeboten

Die nachfolgenden Ausführungen setzen voraus, daß die Sanierungsleistung „durchströmte Reinigungswand“ ausgeschrieben wurde. Die Prüfung von Angeboten beinhaltet zunächst die Überprüfung der Vollständigkeit der Angebotsunterlagen, d.h. die Vollständigkeit der geforderten Nachweise bzgl. Eignung (Fachkunde, Leistungsfähigkeit und Zuverlässigkeit) der Firmen und die vollständige Ausfüllung der Angebotsblankette. Vollständige Angebote werden zunächst nachgerechnet und, falls erforderlich, berichtigt. Anhand der nachgerechneten Angebotssummen wird eine Bieterreihenfolge aufgestellt.

Die weitere Kostenanalyse umfaßt die Auswirkungen von Wahlpositionen, Bedarfspositionen und ggf. von Sondervorschlägen auf die Bieterreihenfolge. Bei durchströmten Reinigungswänden sollten, falls unterschiedliche Qualitäten reaktiver Materialien, z.B. verschiedene Aktivkohlesorten mit unterschiedlichen Preisen und Sorptionsleistungen, eine Lösung des Problems bieten können, auch besonders unterschiedlich lange Sanierungszeiträume hinsichtlich der Auswirkung der Betriebskosten untersucht werden.

Nach der rechnerischen Prüfung und weiteren Kostenanalyse der Angebote folgt die technische Wertung. Im Rahmen der technischen Wertung wird die Eignung der Firma und des angebotenen Verfahrens anhand der eingereichten Unterlagen beurteilt. In die engere Wahl kommen nur solche Angebote, die eine einwandfreie Ausführung einschließlich Gewährleistung erwarten lassen. Unter diesen Angeboten soll der Zuschlag auf das Angebot erteilt werden, das unter Berücksichtigung aller technischen, wirtschaftlichen und funktionsbedingten Gesichtspunkte als das annehmbarste Angebot erscheint. Der niedrigste Angebotspreis allein ist nicht entscheidend!

Mängelansprüche

Der Auftragnehmer (AN) hat dem Auftraggeber (AG) seine Leistung zum Zeitpunkt der Abnahme frei von Sachmängeln zu verschaffen (VOB, Teil B, § 13(1)). Die üblichen Gewährleistungsfristen nach VOB betragen für:

- Arbeiten an einem Grundstück 2 Jahre,
- Bauwerke 4 Jahre,
- maschinelle Anlagen 2 Jahre (wenn die Wartung nicht durch den AN erfolgt).

Die Frist beginnt jeweils mit der Abnahme der gesamten Leistung oder mit der Teilabnahme bei in sich geschlossenen Teilen der Leistung.

Vor dem Hintergrund der zu erwartenden langen Betriebsdauer von Reinigungswänden bietet es sich an, dem Auftragnehmer auch den Betrieb (Nachsorge) mit allen Konsequenzen zu übertragen. Dieses muß einhergehen mit verlängerten Gewährleistungsfristen z.B. über einen Zeitraum von 5 bis 10 Jahren – eine übrigens durchaus gängige Praxis in Frankreich. Die Diskussion um kürzere Gewährleistungsfristen, als sie in der VOB verankert sind, ist nicht nachzuvollziehen, da die Bautechnik insgesamt bereits dem Stand der Technik zuzurechnen ist.

Vergabe an Generalunternehmer

Nach der VOB soll es der Ausnahmefall sein, daß alle Fachlose einer Baumaßnahme zusammengefaßt und an einen Generalunternehmer vergeben werden. Voraussetzung ist, daß der Generalunternehmer wesentliche Teile der Bauleistung selbst erbringt (mindestens ein Drittel); die restlichen Leistungen können vom Generalunternehmer an Nachunternehmer vergeben werden. Für den Auftraggeber ist es hierbei von Nachteil, daß er vergleichsweise wenig Einfluß auf die einzuschaltenden Nachunternehmer hat. Von Vorteil für den Auftraggeber ist, daß ein Großteil des Verwaltungsaufwandes und die Koordinierungsaufgaben an den Generalunternehmer abgegeben werden. Gewährleistungsansprüche des Auftraggebers sind ausschließlich an den Generalunternehmer zu stellen, der auch für die Leistungen der Nachunternehmer gegenüber dem Auftraggeber haftbar ist.

Sofern das Sanierungskonzept eines Standortes aus mehreren Teilmaßnahmen besteht, ist die Vergabe der Gesamtsanierung an einen Generalunternehmer empfehlenswert. Die Gesamtkoordinierung liegt damit in einer Hand. Hinsichtlich der Sanierungsdurchführung und der Er-

reichung der Sanierungsziele gibt es keine Schnittstellenproblematik; die Verantwortlichkeit gegenüber dem Auftraggeber liegt vollständig beim Generalunternehmer.

Die Vergabe von Sanierungsleistungen zusammen mit konventionellen Bauleistungen an einen Generalunternehmer, also die Verquickung einer in situ-Sanierung mit beispielsweise einer Hochbaumaßnahme, ist möglichst zu vermeiden. Aufgrund der fachtechnischen Verschiedenheit der Leistungen kann der Generalunternehmer unter Umständen gezwungen sein, für einen wesentlichen Leistungsteil, z.B. für die Sanierung, einen Subunternehmer heranzuziehen. Gerade für den Sanierungsteil ist jedoch die Fachkunde des gesamtverantwortlichen Generalunternehmers unverzichtbar. Auch bei der Prüfung und Wertung von Angeboten ergeben sich bei der Verbindung von Sanierungsleistungen mit konventionellen Bauleistungen Probleme.

3.3 Grundlagen für die Ausführung

Ausführungsbegleitung

Die Durchführung einer Sanierungsmaßnahme bedarf immer der fachtechnischen Überwachung durch ein erfahrenes Ingenieurbüro. Sie soll die vertragsgemäße, plangerechte und regelkonforme Durchführung der Maßnahme gewährleisten und besteht aus der örtlichen Bauüberwachung nach § 57 der HOAI, auf die hier nicht näher eingegangen wird, und der fachgutachterlichen Begleitung mit den Aufgaben:

- Überwachen der Errichtung der Reinigungswand, der Inbetriebnahme und des Betriebs, ggf. Modifikationen zur Optimierung der Sanierungseffektivität,
- Dokumentieren des Monitorings,
- Begleiten der Abfallentsorgung,
- Berichterstellen mit Auswerten der analytischen Daten,
- Organisieren und Durchführen von Koordinationsgesprächen, z.B. mit den Fachbehörden während der Bau- und Betriebsphase,
- Anfertigen eines Abschlußberichtes nach Beendigung der Sanierungsmaßnahme.

Bei der Anwendung von in situ-Verfahren hat sich in der Praxis generell gezeigt, daß es insbesondere notwendig ist, Funktion und Wirkungsweise des Systems zu überwachen. Dies ist insbesondere dann der Fall, wenn physikalische und chemische Veränderungen im Grundwasser zu erwarten sind. Im einzelnen können bei durchströmten Reinigungswänden folgende Effekte auftreten:

- Präzipitatbildung,
- Reduktion der Durchflußrate,
- pH-Wert-Änderungen (Erhöhungen) und Veränderungen in der Grundwasserchemie, vor allem abstromig der Wand.

Weiterhin ist zu beachten, daß es zu saisonal bedingten Schwankungen des Grundwasserspiegels, zu Fließrichtungsänderungen bei Hochwasserereignissen und damit zu zeitweise veränderten Randbedingungen für die Sanierungsmaßnahme „durchströmte Reinigungswand“ kommen kann.

Hinsichtlich der Umweltemissionen ist bei durchströmten Reinigungswänden mit Lenkung des Grundwasserabstromes während des Betriebs, z.B. mittels einer Drainage aus einem Re-

aktorgefäß heraus in Richtung einer in der Nähe befindlichen Vorflut, die Güte des gereinigten, abströmenden Wassers an einem Sammelpunkt vor Verlassen des Systems integral zu überprüfen.

Wird reaktives Material ausgetauscht, so ist auf eventuelle Emissionen, beispielsweise Staubentwicklung, wenn das Material trocken fällt, oder Gasentwicklung aufgrund eingeschlossener Gasbläschen von gasförmigen Reaktions- oder Nebenprodukten, z.B. molekularer Wasserstoff aus der anaeroben Eisenkorrosion, zu achten.

Bei der fachgutachterlichen Überwachung von Reinigungswänden sind neben der planmäßigen Funktion insbesondere saisonale und witterungsabhängige Einflüsse auf die Wirkung der Sanierungsmaßnahme zu beachten. Insbesondere sind hierbei zu nennen:

- Grundwasserspiegelschwankungen,
- Auftreten von Stauwasser in den Überwachungspegeln (Stauwasser kann u.a. auf Verblockungen innerhalb des reaktiven Materials und damit eine verringerte Durchlässigkeit hinweisen),
- veränderte Durchflußmengen in Abhängigkeit vor allem von Niederschlagsereignissen.

Die Funktionsfähigkeit einer installierten Gasdrainage, etwa zur Abführung von molekularem Wasserstoff aus der abiotischen Eisenkorrosion in Wasser, wie z.B. im RUBIN-Projekt Rheine realisiert, ist zur Vermeidung von Emissionen in die Umgebungsluft stets sorgfältig zu überwachen.

3.3.1 Qualitätskontrollen/Qualitätssicherung

Die Qualitätssicherung zur Einhaltung der Anforderungen an die vorgesehene Sanierungsmaßnahme Reinigungswand kann in Anlehnung an die Empfehlungen des Arbeitskreises „Geotechnik der Deponien und Altlasten“ – GDA – aus dem Jahr 1993 in Verbindung mit den Qualitätsanforderungen, wie sie sich aus der TA Abfall und TA Siedlungsabfall ergeben, erfolgen.

In einem Qualitätssicherungsplan werden vor Ausführungsbeginn die folgenden Angaben festgelegt:

- Prüfen der eingesetzten Materialien beim Hersteller,
- Eingangskontrollen bei der Anlieferung auf der Baustelle,
- baubegleitende Ausführungskontrollen an den aufbereiteten Dichtwandsuspensionen z.B.
 - baubegleitende Herstellkontrollen an den einzelnen Dichtelementen (Lagegenauigkeit etc.) und
 - abschließende Systemprüfung für die Gesamtmaßnahme (Abnahmeprüfung).

Die einzelnen Prüfungen erfolgen zweistufig in Form einer Eigenüberwachung durch den Hersteller oder Verarbeiter der eingesetzten Materialien sowie durch eine Fremdprüfung von einem unabhängigen Institut. Ggf. kann die beaufsichtigende Fachbehörde ergänzende Prüfungen im Rahmen der behördlichen Überwachung durchführen.

Die Prüfergebnisse sind vertragsrelevant und müssen deshalb in einer prüfungsbegleitenden Dokumentation festgehalten werden. Die Prüfungen zur Einhaltung der Qualitätsanforderungen sind nach anerkannten Verfahren, wie sie in den einschlägigen DIN-Normen, Empfehlungen und Merkblättern beschrieben sind, durchzuführen.

Im Zuge der Ausführungsplanung werden Qualitätssicherungspläne für die Fremdüberwachung festgelegt.

Weitere Einzelheiten zum Qualitätssicherungsverfahren für Dichtungswände sollen an dieser Stelle nicht behandelt werden, sondern sind in den einschlägigen Regelwerken nachzuvollziehen. Für den Bereich der durchströmten Reinigungswände bleibt festzuhalten, daß die Anforderungen hinsichtlich der Dichtheit und Langzeitbeständigkeit, z.B. für die Leitwände bei F&G-Systemen, vergleichbar zu den Anforderungen an Dichtwandbauwerke im Zusammenhang mit der Errichtung von Einkapselungen sind. Die durchströmten Wandbereiche selbst, die häufig mit Verfahren des Spezialtiefbaus hergestellt werden, müssen ebenfalls die Qualitätskriterien, Lagegenauigkeit, geforderte Einbindetiefe etc. erfüllen.

Da Ausführungsfehler, soweit sie nicht bei der Baubegleitung erkannt werden, später kaum lokalisierbar sein werden und somit Nachbesserungsmöglichkeiten sich in einem sehr begrenzten Rahmen halten, kommt der baubegleitenden Überwachung in Form einer Beweissicherung eine zentrale Bedeutung zu. Wesentliche Bestandteile der Beweissicherung sind dabei:

- Qualitätssicherungsplan,
- Sanierungstagebuch mit Angabe von Betriebs- und Stillstandszeiten, einer Zusammenstellung der Kontrollmessungen sowie sonstiger Besonderheiten,
- Fotodokumentation,
- überschaubare verständliche Darstellung der gesamten Sanierungsmaßnahme,
- Schadstoffbilanz als Anstrom und Abstrommessungen zum Wandbauwerk zur Darstellung des Sanierungserfolges,
- Dokumentation aller Eignungstests.

3.3.2 Maßnahmen des Arbeitsschutzes

Arbeiten in kontaminierten Bereichen sind im Regelfall mit Gefahren für die Beschäftigten verbunden. Kontaminierte Bereiche sind solche Bereiche, die Gefahrstoffe in einem Ausmaß enthalten, das den Menschen und/oder die Umwelt schädigt (z.B. Boden, Wasser oder Luft, aber auch Sanierungsanlagen, bauliche Anlagen etc.).

Die Gefährdung ergibt sich dabei aus dem räumlichen und zeitlichen Zusammentreffen des Menschen mit Gefahrstoffen.

Gefahren drohen neben dem Kontakt zu Gefahrstoffen auch aus den Bau- und Sanierungsaktivitäten selbst. So zählen Maßnahmen des Spezialtiefbaus wie die Errichtung von Dichtwänden als Stahlspundwände, Großbohrpfahlwände oder Schlitzwände zu den unfallträchtigsten Tätigkeiten des Tiefbaus. Auf diese bauverfahrensbedingten Gefährdungen für die Beschäftigten soll an dieser Stelle nicht vertieft eingegangen werden.

Für die Errichtung und den Betrieb von Reinigungswänden ist eine Gefährdungsbeurteilung nach § 7 GefStoffV durchzuführen. Dabei sind alle Einflußgrößen, die zu einer Gefährdung von Beschäftigten führen können, zu ermitteln und zu bewerten sowie angemessene Schutzmaßnahmen auf dieser Grundlage festzulegen und einzuhalten (siehe auch die Technischen Regeln für Gefahrstoffe („TRGS“) 524, Abschnitt 3 (1)).

Zu den besonderen Gefahren zählen:

- Kontaktmöglichkeit zu Gefahrstoffen, z.B. zu kontaminiertem Wasser, Boden oder

Luft,

- Kontaktmöglichkeit zu Sorptions-/Reaktionsmaterial, sofern dieses mit Gefahrstoffen belegt ist bzw. selbst einen Gefahrstoff darstellt,
- Kontaktmöglichkeit zu Gasen, die sich in Schächten oder Reaktorbauwerken gesammelt haben,
- Kontakt zu Mikroorganismen, besonders der Risikogruppen 2-4 entsprechend der Biostoffverordnung.

Der Durchführung der Maßnahmen des Arbeitsschutzes geht eine detaillierte Sicherheitsplanung voraus. Diese bildet wiederum die Grundlage für die auszuwählenden sicherheitstechnischen Maßnahmen und Einrichtungen. Die Verknüpfung der Daten der Gefahrenanalyse mit der Arbeitsbereichsanalyse führt zu einer qualitativen Expositionsabschätzung für die Beschäftigten (hoch – mittel – gering – nicht vorhanden). Hieraus werden die technischen, organisatorischen und persönlichen Schutzmaßnahmen abgeleitet.

Sicherheitsplanung

Vor dem Hintergrund der besonderen Gesundheitsgefahren bei Arbeiten in gefahrstoffbelasteten Bereichen hat der Bauherr Ermittlungen über Art, Menge und Zustand der erwarteten Gefahrstoffe sowie deren Gefährdungspotential im Sinne des Arbeits- und Gesundheitsschutzes durchzuführen. Er hat die Ergebnisse dieser Ermittlungen in einer Auflistung zu dokumentieren und allen Auftragnehmern zur Verfügung zu stellen (Kapitel/Abschnitt 8.2 der BGR 128). Weiterhin hat der Bauherr die Ergebnisse der Gefahrstoffermittlungen unter Berücksichtigung der in Betracht kommenden oder vorgesehenen Arbeitsverfahren und der Belange des Gesundheits- und Nachbarschaftsschutzes für den Auftragnehmer in einen Arbeits- und Sicherheitsplan umzusetzen. Dieser soll die Verhältnisse auf der Baustelle und den Betriebszustand der Reinigungswand beschreiben, die bei den Arbeiten durch die Emission der Gefahrstoffe zu erwartenden Gefahren bewerten und Anforderungen an Schutzmaßnahmen formulieren.

Arbeits- und Sicherheitsplan

Der Arbeits- und Sicherheitsplan ist nach BGR 128 bei Vorliegen einer Kontamination immer erforderlich; zum Inhalt siehe BGR 128, Anhang 3.

Das zentrale Element einer Sicherheitsplanung in Form einer systematischen Sicherheitsbetrachtung ist die Gefährdungsbeurteilung, die mehrstufig erfolgt:

1. Ermittlung der vorhandenen Gefahrstoffe (Gefahrstoffermittlung),
2. Ermittlung und Beurteilung der von den Gefahrstoffen ausgehenden Gefahren (Gefahrenanalyse),
3. Bestimmung der Tätigkeiten mit Exposition zu Gefahrstoffen (Arbeitsbereichsanalyse),
4. Abschätzung der zu erwartenden Exposition und Gefährdung,
5. Auswahl der Arbeitsschutzmaßnahmen,

6. Kontrolle und Bewertung bzgl. ausreichender Wirksamkeit der Schutzmaßnahmen.

Gefahrstoffermittlung

Im Rahmen der Gefahrstoffermittlung sind folgende Angaben zu erarbeiten:

- Bezeichnung der Gefahrstoffe,
- Einstufung der Gefahrstoffe, Angabe der gefährlichen Eigenschaften,
- Konzentration der Gefahrstoffe,
- Grenzwerte.

Für eine Reinigungswand bedeutet das hinsichtlich der zu ermittelnden Gefahrstoffe:

- Auflistung der ermittelten Gefahrstoffe in Boden und Grundwasser (keine Summenparameter),
- Auflistung zu erwartender Gefahrstoffe im Reaktionsraum, besonders auch gasförmige,
- pH-Wert des Wassers,
- Mikroorganismen in Form einer mikrobiologischen Beurteilung (Biostoffverordnung),
- Eigenschaften des Reaktions-/Sorptionsmaterials selbst (Sicherheitsdatenblätter auswerten).

Gefahrenanalyse

Die Gefahrenanalyse ermittelt zu den zu vermutenden oder festgestellten Gefahrstoffen diejenigen Daten, die einerseits zur Bewertung der von den Stoffen ausgehenden Gefahren und andererseits für die Planung der stoffbezogenen Schutzmaßnahmen heranzuziehen sind.

Zu ermittelnde und zu bewertende Daten für eine geplante Reinigungswand im Rahmen der Gefahrenanalyse können u.a. sein:

- Gefährlichkeitsmerkmale nach Gefahrstoffverordnung beschreiben,
- zu den jeweiligen Betriebs- und Errichtungsphasen zu erwartender Aggregatzustand und Erscheinungsform der Stoffe,
- Erkennungsmerkmale (z.B. Geruch, Farbe) beschreiben,
- Dampfdruck, Siedepunkt etc. der vorliegenden Gefahrstoffe,
- Wirkungspfade darstellen,
- Bezug zu Grenzwerten des Arbeitsschutzes herstellen (Arbeitsplatzgrenzwerte),
- explosionsfähige Atmosphäre (untere Explosionsgrenze, UEG),
- Einstufung/Risikogruppe.

Arbeitsbereichsanalyse

Im Rahmen der Arbeitsbereichsanalyse sind die vorgesehenen Arbeitsverfahren und die damit zusammenhängenden Arbeitsabläufe im Hinblick auf diejenigen Arbeitsplätze und Einzeltätigkeiten zu analysieren, bei denen eine Exposition gegenüber Gefahrstoffen zu erwarten ist.

Dabei ist zwischen Maschinenarbeitsplätzen im Zuge des Baus der Reinigungswand, händischen Arbeiten und anderen Tätigkeiten zu unterscheiden. Grundsätzlich ist festzustellen, wer wann was macht und dabei wie exponiert sein kann. Dieses gilt besonders auch für Tätigkeiten an Wandsystemen während der Betriebsphase. Weiterhin ist zwischen Dauerarbeitsplätzen und Personen, die nur gelegentlich am Standort tätig werden, zu unterscheiden. Bei den Dauerarbeitsplätzen vor Ort sollte zwischen denjenigen, die mit einem Direktkontakt zum kontaminierten Material verbunden sind und denjenigen, bei denen dieser Direktkontakt weitestgehend unterbunden ist, unterschieden werden.

Ein besonderes Augenmerk ist auch, zumindest für die Dauer der Baumaßnahme, der Nachbarschaft der Baustelle zu widmen, besonders wenn es sich um Bauarbeiten in unmittelbarer Nähe von Arbeitsplätzen, Verkehrswegen und anderen Daueraufenthaltsorten Dritter, wie einer Wohnbebauung, handelt.

Den einzelnen Arbeitsbereichen, Arbeitsplätzen und Aufenthaltsbereichen sind im zweiten Schritt die potentiellen Gefährdungsszenarien gegenüberzustellen. Hier genügt in einer ersten Einschätzung die qualitative Aussage, ob überhaupt der jeweils betroffene Personenkreis Gefahrstoffen ausgesetzt sein kann oder nicht. Kann diese Ja/Nein-Abfrage verneint werden, ergeben sich keine weiteren Schutzmaßnahmen. Muß diese Abfrage bejaht werden, sollte eine Prognose der Höhe der Immission mittels geeigneter Bewertungsparameter durchgeführt werden. Hier sind die Ergebnisse einer Umgebungsluftüberwachung hilfreich, jedoch nicht überzubewerten, da es sich bei derartigen Überwachungen auch nur um Momentaufnahmen handelt. Zusätzlich können die Erfahrungen von vergleichbaren Sanierungsfällen herangezogen werden, bei denen die Expositionsszenarien arbeitsbegleitend überwacht wurden. Läßt sich das Expositionsszenarium nur äußerst unzureichend quantifizieren, muß man zunächst einmal von dem ungünstigsten zu erwartenden Fall ausgehen und hierauf aufbauend die Schutzmaßnahmen festlegen.

Sicherheitstechnische Maßnahmen und Einrichtungen

Angaben zur erforderlichen Baustelleneinrichtung, persönlichen Schutzausrüstung, messtechnischen Begleitung der Baumaßnahmen, arbeitsmedizinischen Untersuchung der Beschäftigten, zur Ersten Hilfe und dem Brandschutz sind der Spezialvorschrift BGR 128 „Arbeiten in kontaminierten Bereichen“ zu entnehmen. Gleiches gilt für die sicherheitstechnische Koordination sowie Leitung und Aufsicht.

Weiterführende Hinweise

Weiterführende Informationen enthalten die folgenden Referenzen:

- BG-Regeln „Arbeiten in kontaminierten Bereichen BGR 128“,
- BG-Regeln „Sicherheits- und Gesundheitsschutz bei der Arbeit im Spezialtiefbau“,
- www.hvbg.de (Stoffdatenbank GESTIS),
- CD-ROM der Tiefbau-Berufsgenossenschaft,
- Gefahrstoffverordnung 2005.

3.4 Nachsorge

Als Nachsorge wird der Schritt der Altlastenbearbeitung definiert, der nach einer Sanierungsmaßnahme (Dekontamination, Sicherung) bzw. einzelnen Sanierungsteilleistungen immer dann erforderlich ist, wenn aufgrund eines verbliebenen Schadstoffpotenzials Betrieb und Unterhaltung sowie Erhaltung der Wirksamkeit und Funktionsfähigkeit von Bauwerken und Anlagen und/oder eine Überwachung der Wirkungspfade langfristig notwendig sind. Nachsorge setzt voraus, daß aktuell keine Gefahr mehr besteht und beschreibt auch alle erforderlichen Überwachungstätigkeiten, um zukünftig entstehende Veränderungen der Standortrandbedingungen und der Schadstoffausbreitung über die maßgeblichen Wirkungspfade zu (ursprünglich) betroffenen Schutzgütern im Hinblick auf das Entstehen neuer oder umschlagend latenter Gefahren kontrollieren zu können.

Die Nachsorge sollte mit der Abnahme der Sanierungsmaßnahme, z.B. der fachtechnischen Abnahme durch die zuständige Behörde oder der förmlichen Abnahme nach VOB oder VOL, beginnen, sofern von der zuständigen Behörde keine anderweitigen Festlegungen getroffen wurden. Dieses gilt vor allem für Sicherungsmaßnahmen, denen auch die durchströmten Reinigungswände zugerechnet werden können. Bei länger dauernden pneumatischen, hydraulischen und in situ-Dekontaminationsmaßnahmen beginnt die Nachsorge sobald die Sanierung durch die zuständige Behörde als erfolgreich abgeschlossen bewertet wurde. Bei den Reinigungswänden, die den Dekontaminationsmaßnahmen zugerechnet werden, beginnt die Nachsorge demnach, wenn die Kontaminationen im Anstrom der Wand kleiner oder gleich groß sind wie diejenigen im Abstrom der Wand.

In Abhängigkeit vom Einzelfall kann bei Dekontaminationsmaßnahmen von einem mehrjährigen Nachsorgezeitraum, in Verbindung mit Sicherungsmaßnahmen, in der Regel vom Erfordernis einer zeitlich unbefristeten Nachsorge, ausgegangen werden. Über das Ende der Nachsorge entscheidet die zuständige Behörde.

Generell gilt, daß bei Sicherungsmaßnahmen eine langfristige Wirksamkeit, d.h. die Einhaltung der geforderten bzw. festgelegten Sanierungsziele ohne Nachsorge- und Überwachungsmaßnahmen, nicht nachgewiesen werden kann. Deshalb müssen diese Maßnahmen bereits bei der Sanierungsuntersuchung und dem Sanierungsplan sowie der weiteren Planung und Durchführung der Maßnahme sowohl fachlich-konzeptionell als auch finanziell betrachtet werden. Die Nachsorgeaufwendungen werden somit auch Bestandteil der Entscheidungsfindung zur Wahl des geeignetsten Sanierungsszenarios.

Art und Umfang der „Nachsorge und Überwachung von sanierten Altlasten“ werden in der gleichlautenden Handlungsempfehlung des „Ingenieurtechnischen Verbandes Altlasten“ (ITVA), Berlin, ausführlich behandelt (ITVA, 2003, siehe Abbildung 16). Ein wesentliches Element der Nachsorge ist die behördliche Überwachung nach § 15 (1) und die Eigenkontrolle nach § 15 (2) BBodSchG.

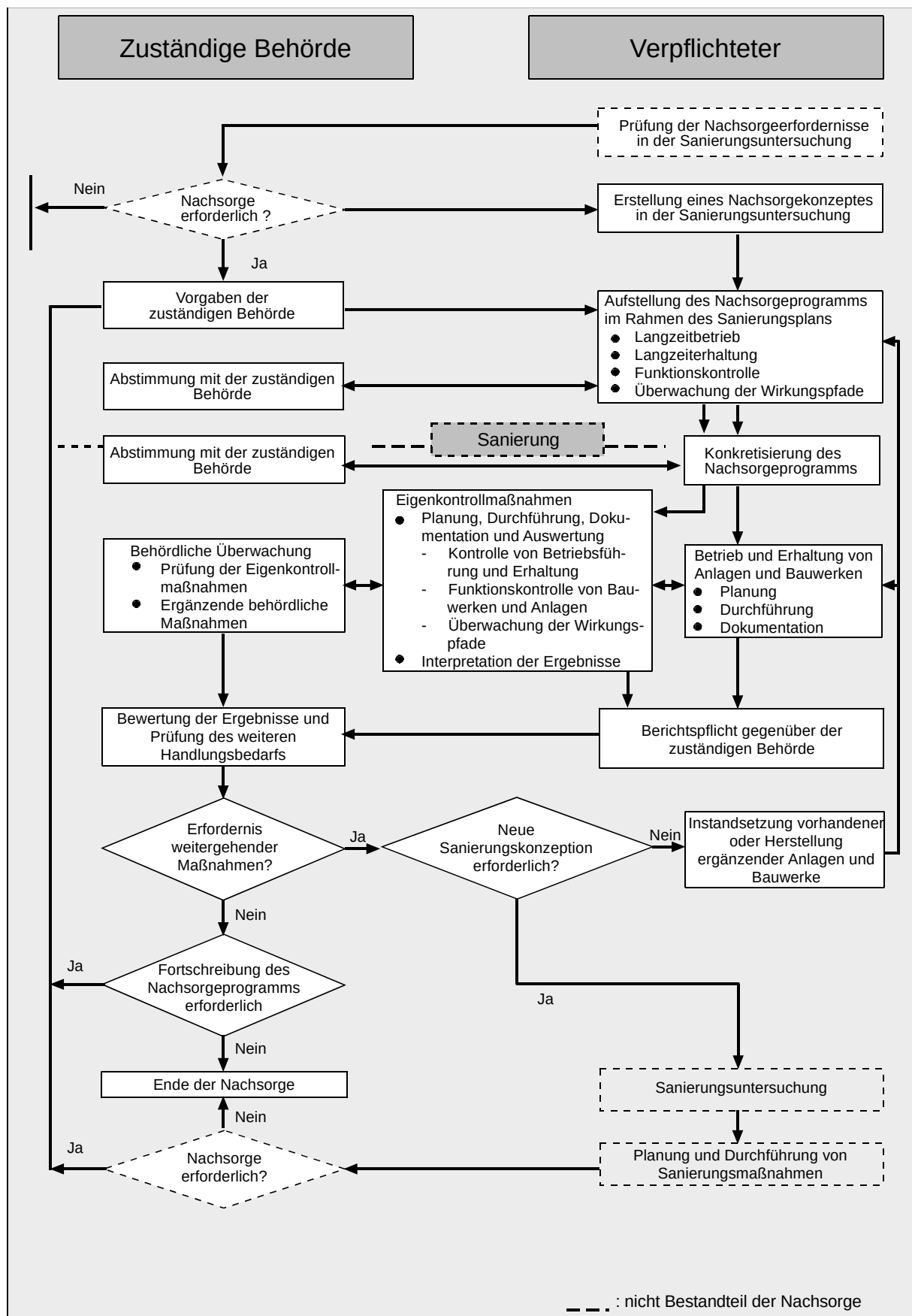


Abbildung 16. Ablauf der Nachsorge (ITVA, 2003)

3.4.1 Behördliche Überwachung/Eigenkontrollmaßnahmen

Die behördliche Überwachung beginnt, wenn eine altlastverdächtige Fläche nach § 2 Abs. 6 BBodSchG vorliegt. Sie endet, wenn sichergestellt ist, daß von Altlasten dauerhaft keine Gefahren, erhebliche Nachteile oder erhebliche Belästigungen mehr ausgehen (§ 4 Abs. 3). Im Zuge der Sanierung bezieht sich die behördliche Überwachung auf:

- die Überwachung der Wirkungspfade,
- die Kontrolle der Funktion und Wirksamkeit von Bauwerken und Anlagen (Funktionskontrolle) und
- die Prüfung des Erfordernisses weitergehender Maßnahmen.

Die behördliche Überwachung wird durch die dem Verantwortlichen auferlegten Eigenkontrollmaßnahmen ergänzt. Diese Eigenüberwachung umfaßt die Überprüfung der langfristigen Wirksamkeit der Maßnahme mit der Einhaltung der Sanierungsziele und die Überwachung der Wirkungspfade hinsichtlich der frühzeitigen Erkennung potenzieller Gefahren für die Schutzgüter. In der Regel sollte hinsichtlich der Nachsorge von einem Verfahrensablauf zwischen den Beteiligten ausgegangen werden, der in Abbildung 16 skizziert wird.

3.4.2 Funktionskontrolle von Reinigungswänden

Die im Nachsorgeprogramm zu berücksichtigenden Funktionskontrollen richten sich nach Bau und Ausrüstung der eingesetzten Reinigungswand. Beispielhaft können für durchströmte Reinigungswände folgende Maßnahmen genannt werden:

- vergleichende Überprüfung der Wasserstände im Zustrom, innerhalb der Wand und im Abstrom (hydraulischer Gradient),
- Überprüfung der Grundwasserbeschaffenheit im Zustrom, im Abstrom und innerhalb der Wand, insbesondere auch unter Berücksichtigung möglicher Stoffumwandlungsprodukte,
- Untersuchung des reaktiven Materials im Hinblick auf die Reaktivität, das Rückhaltevermögen oder die hydraulische Leistungsfähigkeit zur Kontrolle der im Planungsstadium gestellten oder später modifizierten Anforderungen (je nach Ergebnissen der Funktionskontrollen mindestens einmal jährlich),
- visuelle Prüfung der Geländeoberfläche in der Achse der Wand im Hinblick auf Setzungen,
- Überprüfung der Gasentwicklung.

Bei F&G- und anderen gelenkten Systemen mit Dichtwänden ergänzend:

- vergleichende Kontrolle von Wasserständen und -beschaffenheit jeweils an der Innen- und Außenseite der Dichtwand,
- Überprüfung auf lokale Undichtigkeiten mit Hilfe von Pumpversuchen,
- Kontrolle der (dichten) Verbindung der Leitwände zu den Gates
- visuelle Kontrolle hinsichtlich Setzungs- und Verformungsschäden,
- Setzungskontrollen (z.B. Höhenvermessungen),
- bei Stahlspundwänden ggf. Kontrolle der Schlösser.

3.4.3 Überwachung der Wirkungspfade

Um die Auswirkung der Sanierungsmaßnahme auf die Wirkungspfade zu kontrollieren, sind folgende Maßnahmen angezeigt:

- Überprüfung der Grundwasserbeschaffenheit in Grundwassermeßstellen im Zu- und Abstrom auf vorhandene Schadstoffe und Metaboliten (anfangs je nach Erfahrungsstand mit den Schadstoffen und dem reaktiven Material bis sechsmal jährlich, später etwa zwei- bis viermal pro Jahr) sowie Kontrollen der Wasserstände im Hinblick auf die Veränderung der Grundwasserhydraulik durch die Wand (drei- bis sechsmal jährlich, anfangs häufiger, später seltener),
- daneben gehören zur Überwachung der Wirkungspfade auch Kontrollen der Grundwasserbeschaffenheit in Grundwassermeßstellen seitlich der Wand oder erforderlichenfalls die Entnahme von Grundwasserproben aus Schichten unterhalb der Wand im Hinblick auf eine Um- oder Unterströmung,
- Überprüfung des Zustands der eingesetzten Meßpegel,
- Überprüfung der Grundwasserströmungsverhältnisse im Umfeld der Wand und Abgleich mit den Ergebnissen und Prognosen des verwendeten Grundwasser-Strömungsmodells (ggf. Validierung und Modifizierung des Modells),
- Überwachung sonstiger Wirkungspfade (z.B. Bodenluft bezüglich Gasbildung/Wasserstofffreisetzung bei Fe(0)).

3.4.4 Umfang der Nachsorgemaßnahmen

Ergänzend zu den zuvor angesprochenen Überwachungsmaßnahmen umfaßt die Nachsorge auch die Betriebs- und Erhaltungsmaßnahmen während der Betriebsdauer der Reinigungswand. Zu diesen Maßnahmen zählen:

- der Austausch des Füllmaterials,
- die Beseitigung von Betriebsstörungen, wie Verblockungen,
- der Austausch von Anlagenkomponenten,
- die Instandhaltung der eingesetzten Monitoringeinrichtungen,
- die ggf. erforderliche Modifikation des Reaktorsystems,

um nur einige Punkte aufzuführen.

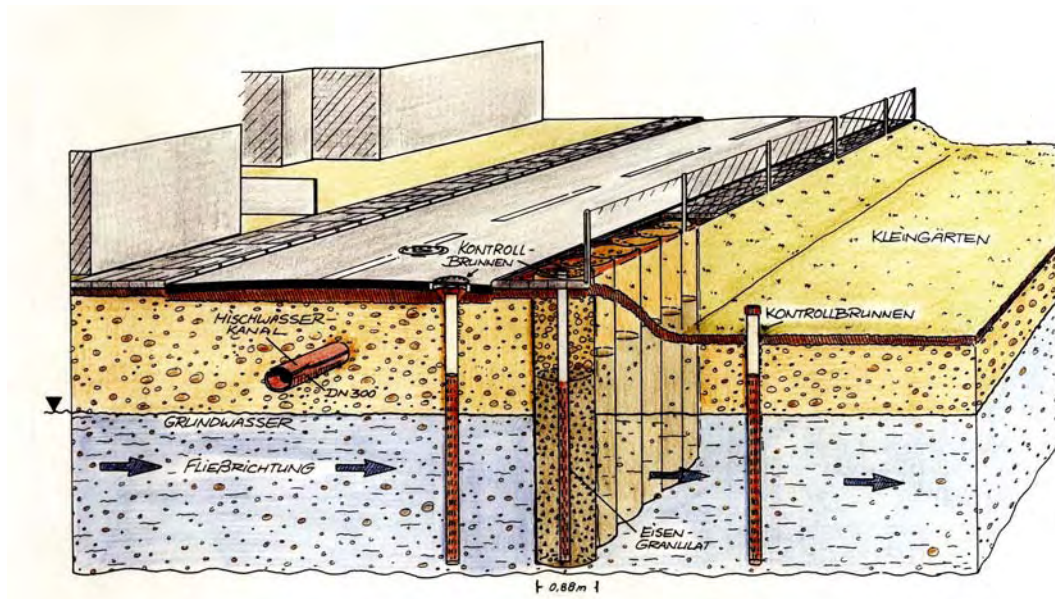
In regelmäßigen Abständen, empfohlen werden hier 2-5 Jahre, sowie bei Änderungen der Rahmenbedingungen sollte die Gefahrenlage neu bewertet werden, so daß der Umfang des Nachsorgeprogramms ggf. der veränderten Sachlage angepaßt werden kann.

Ein Ende der Nachsorge kann zu dem Zeitpunkt vereinbart werden, wenn dauerhaft sichergestellt ist, daß die Schadstoffbelastung im Anstrom zur Wand die festgelegten Sanierungsziele für den Abstrom der Wand unterschreiten und das Wandsystem entweder zurückgebaut wurde oder im Untergrund verbleiben durfte.

Für diejenigen Fälle, in denen die durchströmte Reinigungswand vornehmlich als Dekontaminationsmaßnahme eingestuft wird, beginnt die Nachsorge zu dem Zeitpunkt, wenn die Sanierung von der zuständigen Behörde als erfolgreich abgeschlossen bewertet wurde. Die Nachsorge umfaßt in diesen Fällen die Kontrolle des Zustandes der Meßstellen, die Beprobung der Meßstellen und Analytik je nach Fallgestaltung, ggf. auch mit eingeschränktem Parameterumfang sowie die Überprüfung von Veränderungen der Grundwasserhydraulik und sofern das Wandbauwerk im Untergrund verbleibt, Veränderungen am reaktiven Material und der Durchlässigkeit der Wand.

Leerseite

Anwendung von durchströmten Reinigungswänden zur Sanierung von Altlasten



TEIL II

ENTWICKLUNGS- UND ERFAHRUNGSSTAND
WISSENSCHAFTLICH-TECHNISCHE GRUNDLAGEN
AUSBLICK
LITERATUR, PATENTE, VERZEICHNISSE, ANHÄNGE

GEFÖRDERT VOM



Bundesministerium
für Bildung
und Forschung

BETREUT DURCH



Forschungszentrum Karlsruhe
in der Helmholtz-Gemeinschaft



Projektträger
Forschungszentrum
Karlsruhe (PTKA)

4 Entwicklungs-, Leistungs- und Erfahrungsstand, Lehren („Lessons Learned“), Trends sowie weiterer FuE-Bedarf

Die im Folgenden dargestellten, bei Reinigungswandprojekten gesammelten und aus gegenwärtiger Expertensicht bereits verallgemeinerbaren Erfahrungswerte basieren auf nationalen und internationalen Projekten. Da die Mehrzahl der mehr als 100 Reinigungswandanwendungen in Nordamerika, vor allem in den U.S.A., realisiert wurde, werden hier zunächst die internationalen Erfahrungen zusammengestellt und im Anschluß daran die teilweise speziellen, in Deutschland gemachten Erfahrungen und die sich daraus ableitenden Tendenzen erläutert. Eine vollständige zusammenfassende Darstellung der RUBIN-Projekte findet sich in der Anlage zu diesem Handbuch.

Internationale Ergebnisse wurden vor allem anhand übergreifender (FuE-)Projekte in den U.S.A. zur Leistungsevaluation ausgewertet und darüber hinaus durch Recherchen ergänzt, die während der bisherigen Laufzeit des RUBIN-Vorhabens erfolgten, nicht zuletzt durch persönliche Fachgespräche mit amerikanischen Experten, teils auch direkt vor Ort an ausgesuchten Standorten in Nordamerika. Bei mehr als 1.000 Publikationen in internationalen Fachzeitschriften und einer Vielzahl von Tagungsbeiträgen ist es aber kaum möglich, jeden kleinen Teilaspekt der Reinigungswandtechnologie in aller Ausführlichkeit darzustellen, so daß sich eine Zusammenfassung der Erfahrungen immer auf die Hauptanwendungsgebiete dieser Technologie beschränken muß.

Infolge des Langzeitwirksamkeitsaspektes in der Reinigungswandtechnologie bis zu einer Größenordnung mehrerer Dekaden und vor dem Hintergrund, daß die am längsten in Betrieb befindliche Full scale-Reinigungswand in Sunnyvale, Kalifornien, (erst) seit Anfang 1995 in Betrieb ist und die ersten Reinigungswände in Deutschland 1998 installiert wurden, ist zu berücksichtigen, daß die hier wiedergegebenen, bereits als verallgemeinerbar angesehenen Darstellungen nur teilweise endgültige oder auch völlig allgemein gültige Schlußfolgerungen erlauben, d.h. im Laufe der kommenden Jahre durchaus noch Revisionen unterliegen können.

Um dem Nutzer des Handbuches hier zunächst einen kondensierten Überblick über die sogenannten „Lessons Learned“ (gesammelte Erfahrungen) geben zu können, wird auf eine Darstellung der chemisch-physikalischen Grundlagen der eigentlichen Reinigungsprozesse sowie der sie beeinflussenden Randbedingungen an dieser Stelle verzichtet und hierzu auf nachfolgende Kapitel verwiesen. Einzelne gesammelte Erfahrungen mögen dem Leser daher zunächst nicht nachvollziehbar erscheinen, da sie sich aus Detailüberlegungen zu den unterschiedlichen Reinigungsprozessen ableiten.

4.1 Allgemeiner Entwicklungs- und Erfahrungsstand

Die Reinigungswandtechnik wurde in Nordamerika während der späten achtziger und frühen neunziger Jahre eingeführt. Die ersten und bis heute wesentlichen Anwendungen basieren auf dem Einsatz von elementarem Eisen zur reduktiven Dehalogenierung verschiedener halogener (hier im wesentlichen chlorierter) aliphatischer Kohlenwasserstoffe, v.a. TCE, PCE oder cis-DCE. Diese leicht flüchtigen chlorierten Kohlenwasserstoffe (LCKW) sind, auch im internationalen Vergleich, die am häufigsten auftretenden Grundwasserkontaminanten und werden an elementarem Eisen dechloriert, d.h. es findet eine Stoffumwandlung hin zu weniger oder nicht belastenden Verbindungen statt. Fe(0)-Reinigungswände hat man innerhalb weniger Jahre nach Einführung der Reinigungswandtechnologie in die Altlastensanierung zur Anwendungsreife entwickelt und sukzessive in Feldprojekten, zunächst im Pilot- (pilot scale)

und nachfolgend im Vollmaßstab („Full scale“), implementiert (Gillham & O'Hannesin, 1994; Starr & Cherry, 1994; Schad, 1996a; Schad, 1996b; Dahmke, 1997; GWTRAC, 1997; U.S. EPA, 1999; Gavaskar et al., 2000; Vidic, 2001; U.S. EPA, 2002a; U.S. EPA, 2002b; U.S. EPA, 2002c; U.S. EPA, 2003a). Erste Feldprojekte mit Pioniercharakter wurden in den Jahren 1991 und 1994 an den zwei Standorten Borden (Kanada, Ontario, Pilotmaßstab) bzw. Sunnyvale (U.S.A., Kalifornien, Full scale) installiert. Ab 1996 setzte eine vermehrte Feldimplementierung ein, im wesentlichen in den U.S.A., später aber auch in Europa, Japan oder Australien.

In Nordamerika und Westeuropa wurden bislang praktisch alle bekannten Reinigungswand-Bauwerke errichtet, im Hinblick auf Westeuropa vor allem in Großbritannien (Kalin, 2002, Carey et al., 2002), Dänemark (Danish National Railway Agency and Danish State Railways, 2000a; Danish National Railway Agency and Danish State Railways, 2000b; Kjeldsen et al., 2001; U.S. EPA, 2002a; U.S. EPA, 2003a), Frankreich (Carey et al., 2002) und Deutschland (Burmeier et al., 2002; Birke et al., 2002a; Birke et al., 2002b; Birke et al., 2003a; Birke et al., 2003b; Birke et al., 2003c; Birke et al. 2004a; Birke et al., 2004b; Birke et al., 2004c; Birke & Jungbauer, 2005; Birke et al., 2005; Birke & Burmeier, 2005; Birke und Parbs, 2005). Aber auch in der Schweiz, in Österreich oder den Benelux-Ländern wurden Reinigungswände installiert (Niederbacher, 2000; Niederbacher, 2001; Niederbacher, 2003; Bastiaens et al., 2002). Die Gesamtzahl aller bekannten Feldprojekte läßt sich aufgrund teilweise widersprüchlicher Einteilung der in situ-Maßnahmen nicht genau benennen, mit mindestens rund 130 Reinigungswänden kann aber auf einen hinlänglichen Erfahrungspool zurückgegriffen werden.

Neben dem bisherigen Hauptanwendungsgebiet der Technologie (Fe(0) und LCKW) wurden in kleinerem Umfang Reinigungswände bei anderen Klassen von Grundwasserschadstoffen angewendet, etwa für Schwermetalle wie Blei, Zink, Cadmium, Kupfer oder Chrom (als Chromat), PAK und andere aromatische Verbindungen (Benzol, Toluol, Ethylbenzol, Xylol = BTEX) oder Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW) (U.S. EPA, 1998; U.S. EPA, 1999; Gavaskar et al., 2000; Vidic, 2001; U.S. EPA, 2002a; U.S. EPA, 2002c; U.S. EPA, 2003a) sowie bei Grundwasserbelastungen mit Radionukliden. Die relative Unterrepräsentanz solcher Feldanwendungen liegt zum einen in der kleineren relativen Häufigkeit dieser Grundwasserschadensfälle begründet, zum anderen fehlen teilweise noch geeignete reaktive Materialien beziehungsweise befinden sich diese in der Entwicklung. Dies betrifft beispielsweise auch die Kombination von schon bekannten reaktiven Materialien, wie Eisen und Aktivkohle oder Eisen und sauerstofffreisetzende Materialien („Oxygen Release Compounds“, „ORC“) (Köber et al., 2001; Köber et al., 2002) zur Behandlung von Mischkontaminationen bestehend aus verschiedenen Schadstoffgruppen. Eine Erweiterung des Anwendungsspektrums von Fe(0)-Reinigungswänden auf Grundwasserverunreinigungen bestehend aus an Fe(0) abbaubaren und nicht abbaubaren Substanzen wurde in den letzten Jahren zunehmend in Erwägung gezogen und das Potential von Kombinations-Reinigungswänden untersucht. Durch die Kopplung von unterschiedlichen reaktiven Materialien bzw. reaktiven Zonen, bis hin zu Multibarriere-Systemen, können Sanierungskonzepte mit einem anaerob-aeroben Abbau, abiotisch-biotischen Abbau oder einem Abbau-Sorptions-System verwirklicht werden. Ohne klare Trennung zu der Kombination von beispielsweise Fe(0) mit anderen abbaustimulierenden reaktiven Medien (z.B. Søgaard et al., 2002) oder Zonen in denen ein Bioabbau durch Zugabe von Oxidationsmitteln stimuliert werden soll (z.B. Bell et al., 2003; Dries et al., 2003; Morkin et al., 2000), wurde in jüngerer Zeit die Kombination von Reinigungswandtechnologie und (Enhanced) Natural Attenuation Sanierungsstrategien ebenfalls in Erwägung gezogen.

Die Mehrzahl aller installierten Reinigungswände wird als erfolgreich betrachtet, auch wenn für einzelne Standorte unterschiedliche Einschätzungen zur Effektivität der Sanierungs- oder Sicherungsmaßnahmen bestehen können. Gerade aber aus den weniger erfolgreichen oder

auch nicht erfolgreichen Feldanwendungen der Reinigungswandtechnologie konnten in der Vergangenheit wesentliche Erkenntnisse abgeleitet werden und es zeigte sich, daß v.a. die (langfristige) hydraulische Funktionalität der Reinigungswände nicht den Erwartungen entsprach, wobei unterschiedliche Ursachen identifiziert werden konnten. Da die Effektivität von Reinigungswandanwendungen sowohl von einer weitgehend passiven Durchströmung der Bauwerke als auch von einer entsprechend lang anhaltenden Reaktionsfähigkeit des eingebrachten reaktiven Materials abhängig ist, konzentrierten sich die Untersuchungen in der Vergangenheit auf diese beiden Teilaspekte der Reinigungswandtechnologie (Durchströmung und Reaktivität) sowie auf die jeweils beeinflussenden Randbedingungen, so daß hier das höchste Erfahrungsniveau vorliegt.

4.2 Internationale Erfahrungen

In Nordamerika wird bereits heute zumindest die Anwendung von technischem elementarem Eisen in Reinigungswänden zur reduktiven Dechlorierung bestimmter LCKW als praktisch etablierte Sanierungstechnik eingestuft. So kam die U.S. EPA zu dem Schluß, daß Reinigungswände nicht mehr den Charakter „innovativ“ innehaben, sondern als „akzeptiert“ gelten können. Eine Reihe teils umfassender Handbücher, Leitfäden und Abschlußberichte zu verschiedenen FuE- oder Demonstrationsprojekten, die sich im Schwerpunkt mit der Anwendung dieser Reinigungswandvariante in Theorie und Praxis befassen, wurden in den letzten Jahren veröffentlicht, z.B.:

- Final Design Guidance for Application of Permeable Reactive Barriers for Groundwater Remediation (Battelle-Institut, Columbus, Ohio, U.S.A., Gavaskar et al., 2000),
- Evaluating the Longevity and Hydraulic Performance of Permeable Reactive Barriers at Department of Defense Sites (Gavaskar et al., 2002),
- Economic Analysis of the Implementation of Permeable Reactive Barriers for Remediation of Contaminated Ground Water - Robert M. Powell and Patricia D. Powell, Robert W. Puls - EPA/600/R-02/034 - June 2002,
- Capstone Report on the Application, Monitoring, and Performance of Permeable Reactive Barriers for Ground-Water Remediation: Volume 1 - Performance Evaluations at Two Sites - Richard T. Wilkin and Robert W. Puls - EPA/600/R-03/045a - August 2003,
- Capstone Report on the Application, Monitoring, and Performance of Permeable Reactive Barriers for Ground-Water Remediation: Volume 2 - Long-Term Monitoring of PRBs: Soil and Ground Water Sampling - Cynthia J. Paul, Mary S. McNeil, Frank P. Beck, Jr., Patrick J. Clark, Richard T. Wilkin, and Robert W. Puls - EPA/600/R-03/045b - August 2003,
- Evaluation of Permeable Reactive Barrier Performance - Prepared for the Federal Remediation Technologies Roundtable (FRTR) - Tri-Agency Permeable Reactive Barrier Initiative - EPA 542-R-04-004 - February 2004,
- Permeable Reactive Barriers: Lessons Learned/New Directions. PRB-4. Washington, D.C.: Interstate Technology & Regulatory Council, Permeable Reactive Barriers Team, www.itrcweb.org, Feb. 2005,

- Permeable Reactive Barriers for Inorganic and Radionuclide Contamination - Kate Bronstein, www.epa.gov, www.clu-in.org, August 2005.

In diesen (und anderen) Dokumenten werden aus verschiedener Sicht (Anwendung und Planung, Behörden, Wissenschaft) der Erkenntnisstand zur Reinigungswandtechnologie beleuchtet sowie wesentliche Erfahrungen und Wissenslücken identifiziert. Sie geben damit eine umfassende Aufstellung der internationalen (bzw. nordamerikanischen) Erfahrungen, die hier kurz zusammengefaßt werden sollen, wobei nach den Schwerpunkten Voruntersuchungen und Planung, bauliche Umsetzung, Monitoring, Kosten- und Methodenvergleiche, Lebensdauer von Fe(0)-Reinigungswänden und weiterer Bedarf unterteilt wurde. Auch wenn der Schwerpunkt der Arbeiten bei Fe(0)-Reinigungswänden lag, sind doch die meisten Erkenntnisse zwanglos auf andere Reinigungswand-Typen zu übertragen.

4.2.1 Voruntersuchungen/Planung

Eine Reihe von Aspekten, die einen Einfluß auf die Funktionalität und Langzeitwirksamkeit von Reinigungswänden ausüben, gilt es schon im Rahmen der Voruntersuchungen und Planungen zu berücksichtigen. Hierzu zählen nicht nur Labor- und Felduntersuchungen oder Planung und Auslegung des Monitoring-Programms, sondern auch die Erarbeitung von Notfall- und Eingriffsplänen für den Fall einer unerwarteten Funktionsstörung.

Eine übergreifende Erkenntnis, die sich in allen Dokumentationen zur Reinigungswandtechnologie wiederfindet, ist die Notwendigkeit einer adäquaten Standortcharakterisierung, v.a. im Hinblick auf die Grundwasserströmungsverhältnisse, um eine Maximierung der Erfolgschancen einer Reinigungswandanwendung zu erreichen. So ist eine möglichst detaillierte Charakterisierung der Schadstofffahne in Raum und Zeit und ein weitgehendes Verständnis der lokalen hydrogeologischen und geochemischen Verhältnisse am Standort erforderlich. Untersuchungen, wie sie typischerweise im Rahmen von Machbarkeitsstudien durchgeführt werden, reichen daher oft nicht aus.

Das Verständnis der Hydrogeologie hat sich als wesentlich für die Dimensionierung von Reinigungswänden herausgestellt, was aufgrund der Eigenart dieser Technologie verständlich wird. In der Regel wird eine Reinigungswand mit dem Ziel implementiert werden, daß langfristig eine bestehende Schadstofffahne erfaßt und unterbrochen wird. Nach der Installation in den Aquifer sind Änderungen an der Konfiguration nicht oder nur schwer durchzuführen. Daher ist sowohl zu verstehen, wie sich die Reinigungswand an sich auf den Grundwasserfluß auswirken wird, als auch bei der Dimensionierung der Reinigungswand zu berücksichtigen, daß nicht nur die aktuelle Schadstofffahne erfaßt wird, sondern auch bei Änderungen der Grundwasserfließrichtung oder -geschwindigkeit und der Kontaminantenkonzentration eine Sicherung weiterhin gewährleistet bleibt.

Zur Planung und Dimensionierung einer Reinigungswand sollten daher im Rahmen der Voruntersuchungen folgende Aspekte näher bestimmt werden:

- horizontale und vertikale räumliche Ausbreitung unterschiedlicher sedimentärer Formationen oder Gesteine sowie der Schadstoffe im Aquifer in unmittelbarer Nachbarschaft zur geplanten Reinigungswand,
- räumliche Verteilung der hydraulischen Durchlässigkeiten und Gradienten in unmittelbarer Nachbarschaft zur geplanten Reinigungswand,

- saisonale Schwankungen der hydraulischen Gradienten und daraus folgend der Grundwasserfließgeschwindigkeit und -richtung über einem Zeitraum von mindestens 12 Monaten.

Faktoren, die zu einer Variation der Grundwasserströmungsverhältnisse führen können, sind nicht nur natürlicher Art und beinhalten:

- Niederschlag und Grundwasserneubildung,
- Pegeländerungen an Vorflutern,
- (unregelmäßiger) Betrieb von Pump- oder Schluckbrunnen, auch im Rahmen anderer Grundwassersicherungs- bzw. -sanierungsmaßnahmen (v.a. auch wenn aktuell eine P&T-Maßnahme am Standort betrieben wird),
- Änderung des Versiegelungsgrades in der Umgebung der Reinigungswand.

An einzelnen Reinigungswänden konnten beispielsweise zeitweilige Variationen in der Strömungsrichtung von 25° und mehr beobachtet werden, wobei teilweise ein enger Zusammenhang zu Niederschlagsereignissen erkannt wurde. Neben einer Änderung der Strömungsverhältnisse können auch Abbau-, Sorptions- bzw. Desorptions- und Vermischungsprozesse zu einer Änderung der Kontaminantenkonzentration bzw. der Schadstoffzusammensetzung am Standort führen, was bei der Dimensionierung einer Reinigungswand wenn möglich berücksichtigt werden sollte.

Der Einsatz von numerischen Strömungsmodellen, möglicherweise von Strömungs-Transport-Reaktions-Modellen, zur Simulation der Grundwasserbewegung vor und nach der Installation ist im Zusammenhang mit der Planung und Dimensionierung von Reinigungswänden angebracht. Im Rahmen von probabilistischen Modellierungen können und sollten die Effekte von bekannten oder auch nur abgeschätzten Variabilitäten der hydraulischen Durchlässigkeiten sowie anderer und nur schwer einzugrenzender Einflußfaktoren (z.B. Niederschlag, Versiegelung, Permeabilitätsänderungen durch den Betrieb der Reinigungswand, veränderte Reaktivitäten und Reaktionsgeschwindigkeiten etc.) simuliert werden, um so unter Abwägung der Unsicherheiten eine optimale Orientierung, Konfiguration und Dimensionierung der Reinigungswand zu ermöglichen.

Die geochemische Charakterisierung am Standort ist notwendig, da die Wasserzusammensetzung die Langzeitwirksamkeit von Reinigungswänden beeinflussen kann. In Bezug auf Fe(0)-Reinigungswände ist beispielsweise bekannt, daß Grundwässer mit hohen Konzentrationen von Hydrogencarbonat, Nitrat oder gelöster organischer Substanz die Langzeiteffektivität einer Reinigungswand im Vergleich zu einem sogenannten „typischen“ oder „mittleren“ Grundwasser herabsetzen können. Eine Verkürzung der Langzeitwirksamkeit kann auf Konkurrenzreaktionen an reaktiven Oberflächenplätzen, einen schnellen Verbrauch der reaktiven Oberflächenplätze, durch eine beschleunigte Korrosion oder ein sogenanntes „Fouling“ verursacht, zurückgeführt werden. Eine Fällung von Mineralen aufgrund der Milieuänderungen in der Reinigungswand kann zu einer Verminderung der hydraulischen Durchlässigkeit in der Barriere führen.

Neben der allgemeinen geochemischen Charakterisierung des Standortes ist auch die Verteilung der Schadstoffe in Raum und Zeit möglichst genau zu erfassen. Darüber hinaus müssen die Eigenschaften der auftretenden Schadstoffe bekannt sein, d.h. ihr Verhalten unter verschiedenen geochemischen Milieubedingungen oder auch die Abbauewege, da aus diesen ein mögliches Auftreten von Metaboliten abgeschätzt werden kann. Das geochemische Verhalten der Schadstoffe ist v.a. im Zusammenhang mit der Art der geplanten Reinigungswand zu bewerten.

Für die Planung und Dimensionierung einer Reinigungswand muß das Abbauverhalten der Schadstoffe oder auch die Rückhaltekapazität der reaktiven Medien bekannt sein. Hier sind Laborversuche (Säulenversuche) durchzuführen, gegebenenfalls kann ein on site-Versuch notwendig werden. Batch-Tests eignen sich, um vergleichsweise schnell und kostengünstig zu testen, ob mit bestimmten reaktiven Materialien ein Abbau oder eine Sorption bzw. Fällung erreicht werden kann, sie sind aber kaum geeignet, Grundlagen für eine Dimensionierung zu erarbeiten.

In vielen Fällen wird, ebenfalls schon in der Planungsphase, die Entwicklung von Notfallszenarien und Eingreifplänen für den Fall unerwarteter Funktionseinbußen beim Betrieb der Reinigungswand notwendig sein. Mögliche Planungen reichen dabei von kleineren Modifikationen am Reinigungswandsystem bis hin zu alternativen Technologien (z.B. P&T). Wird beispielsweise ein Teil der Schadstofffahne nicht erfaßt, kann die Erweiterung der Reinigungswand eine Option darstellen. Treten höhere Schadstoffgehalte auf, kann die Installation einer zweiten Reinigungswand im Abstrom der ersten vorgesehen werden. In wieder anderen Fällen kann ein zusätzlicher natürlicher Abbau im Abstrom der Reinigungswand in die Planung einfließen.

4.2.2 Bauliche Umsetzung

Bei der Installation einer Reinigungswand im Aquifer ist besondere Sorgfalt erforderlich, wenn Schichten mit nur kleiner hydraulischer Durchlässigkeit im Untergrund auftreten, um den hydraulischen Kontakt zwischen Aquifer und Reinigungswand nicht einzuschränken. In solchen Fällen mag der Einsatz von Spundwänden, z.B. zur Konstruktion eines Gates, nicht angebracht sein, da es zu einem Verschmieren feinkörniger Partikel kommen kann, was später eine gleichmäßige Anströmung der reaktiven Füllung behindert. Andere Verfahren, die zu einem Verschmieren feinkörniger Sedimente führen könnten, sollten dann ebenfalls nicht zum Einsatz kommen.

Die Standfestigkeit des Untergrundes muß beachtet, gegebenenfalls im Rahmen einer geotechnischen Erkundung im Vorfeld untersucht werden, um bei Schlitzwandverfahren (auch beim Einsatz von Bodenfräsen) ein Einfallen des Schlitzes zu vermeiden. Generell sollten möglichst jeweils nur kurze Abschnitte offengehalten werden und die reaktiven Materialien zeitnah eingebracht werden. In diesem Zusammenhang ist auch darauf zu achten, daß möglichst wenig Belastung durch Materialien oder Maschinen auf die Grubenränder bzw. Schlitzränder ausgeübt wird, da sonst Einbrüche auftreten können. Diese, wie auch eine Vermischung von Aquifermaterial mit dem eingebrachten reaktiven Material, haben in Einzelfällen zu unerwarteten Leistungseinbußen bei Reinigungswänden geführt. An anderen Standorten konnte eine ungleichmäßige Durchströmung der Reinigungswand auf einen unvollständigen Abbau sogenannter Bio-Polymere, die als Stützsuspension eingesetzt wurden, oder auf eine ungleichmäßige Einbringung des reaktiven Materials zurückgeführt werden.

Durch den Einsatz innovativer Verfahren, wie dem sogenannten Jetting oder Hydrofracturing, konnten Reinigungswände bis in größere Teufen errichtet werden. Eine abschließende Bewertung dieser Verfahren bzw. ihrer Eignung zum Bau von Reinigungswänden steht aber noch aus. Die Verwendung von Bio-Polymeren als Stützsuspension findet dagegen mittlerweile eine verbreitete Anwendung bei der Konstruktion von Reinigungswänden und erlaubt Konstruktionstiefen bis zu 30 m und Schlitzweiten von 3 m. Der notwendige Einsatz von Biostatika, die einen frühzeitigen Abbau der Bio-Polymere verhindern sollen, schränkt die Anwendbarkeit dieser Methode allerdings für einzelne Standorte ein. Darüber hinaus hat sich gezeigt,

daß es eine Herausforderung darstellen kann, einen zu schnellen oder zu langsamen Abbau der verwendeten Bio-Polymere zu vermeiden.

4.2.3 Monitoring

In Nordamerika wird generell zwischen dem sogenannten „Compliance-“ und dem „Performance-Monitoring“ unterschieden, wobei ersteres dem Nachweis der Abreinigung gegenüber den kontrollierenden Behörden dient und letzteres der Funktionsüberwachung einer Reinigungswand. Da sich die beiden Monitoringansätze im wesentlichen nur in Anzahl der beprobten Monitoringpunkte und im Analyseumfang unterscheiden, wird bei der Zusammenfassung der internationalen Erfahrungen diese Differenzierung nicht berücksichtigt.

Die Lage von Monitoringpunkten ist entscheidend für die Entnahme von repräsentativen Grundwasserproben und daher sollten sowohl im Anstrom, im Abstrom als auch in der Reinigungswand Monitoringpunkte vorgesehen werden. Ein Multilevelausbau dieser Meßstellen erlaubt dabei eine Beurteilung der Änderung der Wasserqualität (Kontaminant, Abbauprodukte, allg. Wasserzusammensetzung) in horizontaler und vertikaler Richtung. Grundwasserentnahmen in der Reinigungswand oder in unmittelbarer Nähe zur Reinigungswand sollten bei kleinen Pumpraten erfolgen (sogenanntes „Low-flow sampling“), um auch bei steilen geochemischen Gradienten repräsentative Wasserproben zu gewinnen.

Wird eine Reinigungswand direkt in eine Schadstofffahne hinein installiert (Normalfall), ist damit zu rechnen, daß es im Abstrom aufgrund von Desorptions-, Diffusions- oder Vermischungsprozessen zu einer erneuten Aufkonzentration der Schadstoffe im Grundwasser kommt. Dadurch kann es problematisch sein, an weiter entfernten Monitoringpunkten die Reinigungswirkung der Reinigungswand oder auch das Erreichen von Zielwerten zu beurteilen. In diesen Fällen sollte, wenn alle anderen Indikatoren auf eine hinreichende Funktion der Reinigungswand hinweisen, nicht zu schnell eine Nachbesserung am System erfolgen. Vielmehr sollten sich Eigner und kontrollierende Behörde auf (temporäre) Kontrollpunkte in unmittelbarer Nähe zur Reinigungswand oder sogar auf Kontrollpunkte direkt in der Reinigungswand einigen.

An einer Reihe von Standorten konnte nach der Installation der Reinigungswand eine Abreinigungsfront im abstromigen Aquifer nicht oder zunächst nicht nachgewiesen werden. Bei einzelnen (kleinen) Pilotreinigungswänden wurde dies z.B. auf eine Vermischung im Abstrom zurückgeführt. An der ältesten kommerziellen Reinigungswand in Sunnyvale, Kalifornien, U.S.A. (Abbildung 17), erfolgt bis heute noch eine Beurteilung der Funktionalität anhand von Monitoringpunkten in der Reinigungswand, da am Standort eine Vermischung mit einer Schadstofffahne ausgehend von der Nachbarliegenschaft angenommen wird. Trotz der bis heute anhaltenden Aufkonzentration im Abstrom wird diese Reinigungswand von allen Beteiligten aber als erfolgreiche Anwendung bewertet.

Ein anderes Beispiel ist die Fe(0)-Reinigungswand am Standort „Warren Air Force Base“, Wyoming, U.S.A., wo ebenfalls auch Jahre nach der Installation im weiteren Abstrom stets wieder erhöhte Schadstoffgehalte im Grundwasser angetroffen wurden. Dabei sind zwei Punkte herauszustellen, zum einen wurde an Monitoringpunkten direkt im Abstrom der Reinigungswand eine Abreinigung des Grundwassers belegt und zum anderen zeigte sich eine abnehmende Tendenz der Schadstoffgehalte an Monitoringpunkten im weiteren Abstrom (Abbildung 18). Zusammengenommen wird dies als Hinweis auf eine hinreichende Funktion der Reinigungswand gewertet.

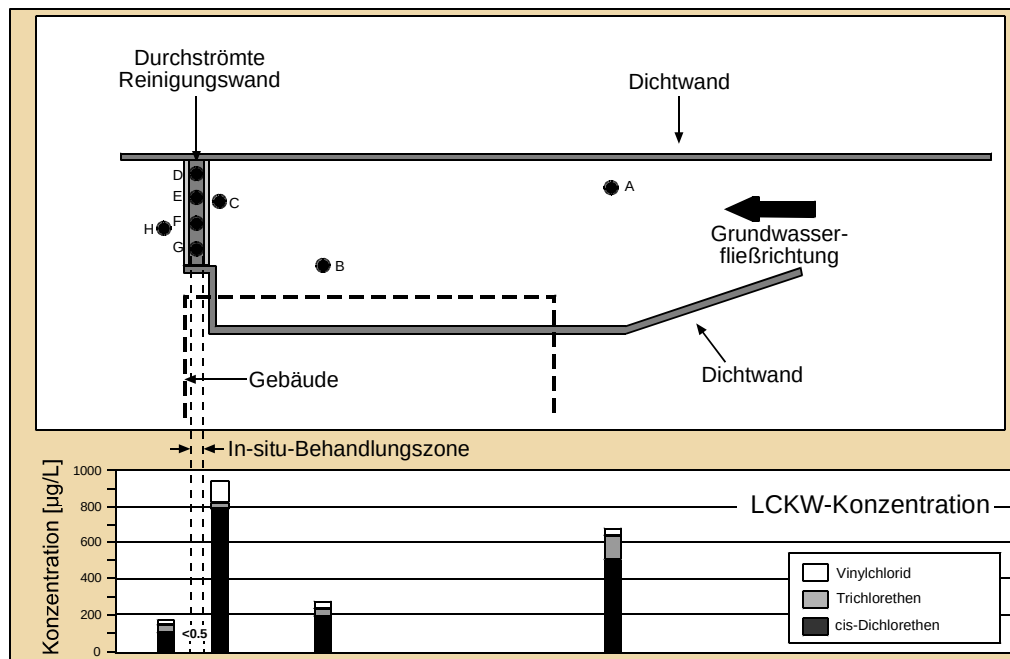


Abbildung 17. Lateral differenzierte LCKW-Gehalte am F&G-System (Full scale) in Sunnyvale, Kalifornien (nahe San Francisco), der ältesten Full scale-Reinigungswand der Welt, nach mehr als siebenjähriger Betriebszeit (2002) (Warner et al., 2002; oben, Zeichnung adaptiert gemäß Geomatrix, Oakland, CA, U.S.A.). Ansicht des Standortes im Juni 2004. Unten links: Gesamtansicht mit Blick zum Gate (d.h. rechts neben der grauen Halle, die sich am Bildrand links befindet, an der hintersten Grenze der asphaltierten Parkplatzfläche) in Grundwasserfließrichtung. Unten rechts: Gate mit Meßstellen (rechts auf dem Gate teilweise Abfallcontainer (grau), im Hintergrund in der roten Kiste Online-Datenmeßstation als Bestandteil des automatisierten Monitorings); Grundwasserfließrichtung von rechts nach links, das Grundwasser verläßt das Grundstück am Zaun links (Fotos: Koordination RUBIN, Universität Lüneburg).

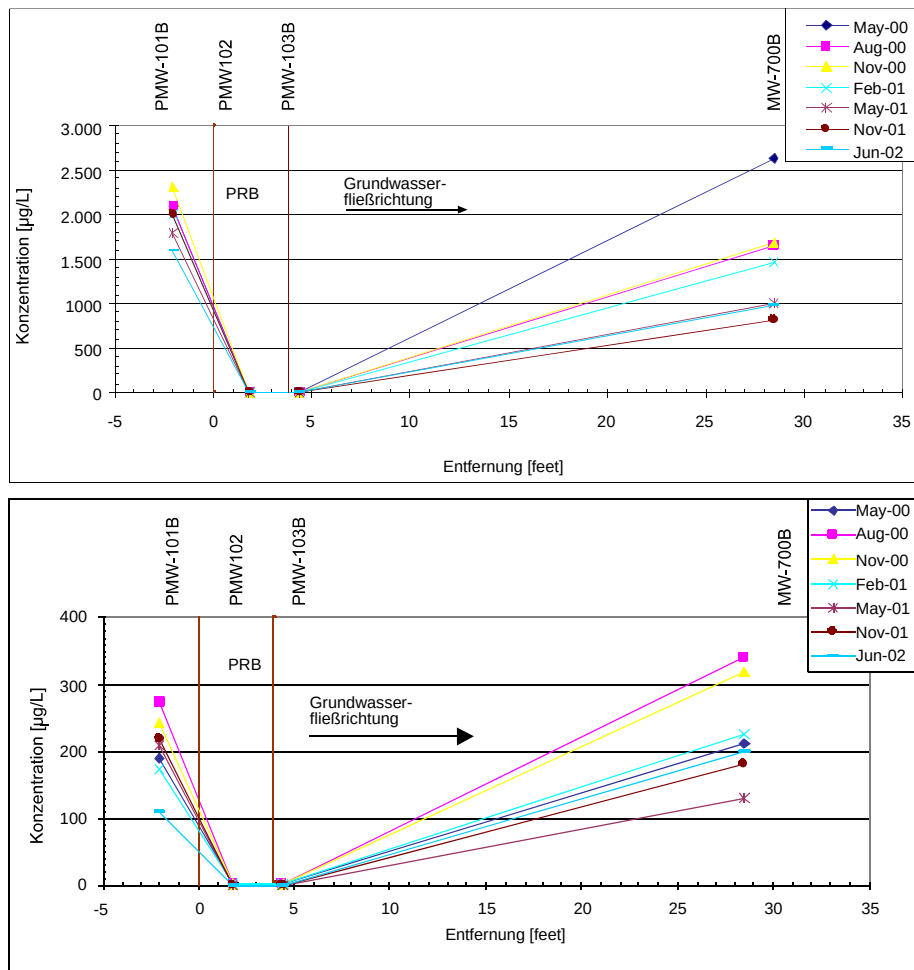


Abbildung 18. Zeitlich differenzierte Konzentrationen von TCE (oben) und cis-DCE (unten) für die Transekte des sogenannten „Segmentes 1“ der Eisen-Reinigungswand (Full scale) auf der „Warren Air Force Base“ (Wyoming, U.S.A.) innerhalb der anfänglichen zweijährigen Betriebszeit (Hart & Powers, 2002; abgeändert nach URS Corporation, Denver, U.S.A.).

Eine der bisher größten Herausforderungen beim Monitoring von Reinigungswänden ist das Verständnis der Grundwasserströmung, hierzu zählt nicht nur die Bestimmung der Erfassungsbreite oder Strömungsgeschwindigkeit innerhalb der Reinigungswand, sondern auch der Nachweis einer gleichmäßigen oder ungleichmäßigen Durchströmung. Als Gründe hierfür werden genannt:

- Flache hydraulische Gradienten im Bereich der Reinigungswand erlauben bei der möglichen Bestimmungsgenauigkeit keine eindeutige Bewertung der Strömungsrichtung,
- Direktmessungen der Strömungsgeschwindigkeit und -richtung geben tendenziell eher eine Information zur lokalen Strömung und nicht zur generellen Wasserbewegung im Untergrund,
- widersprüchliche Ergebnisse zur Grundwasserströmung bei unterschiedlichen Verfahren (z.B. Grundwassergleichenpläne und Direktmessungen),
- das Fehlen einer klar definierten Abreinigungsfront im Abstrom der Reinigungswand,

- sehr heterogene Verteilung hydraulischer Durchlässigkeiten, auch an Standorten mit relativ homogenen sandigen sedimentären Strukturen, und daraus resultierende Unsicherheiten bezüglich Strömungsgeschwindigkeiten und Aufenthaltszeiten,
- saisonale Schwankungen in Strömungsgeschwindigkeit und -richtung.

Insgesamt hat sich gezeigt, daß Wasserstandsmessungen noch die beste Methode (Kosten-Nutzen-Sicht) zur Überwachung der Grundwasserströmung darstellen. Diese können durch Direktmessungen in Pegeln oder Bohrungen zur Auffindung lokaler und preferentieller Strömungen ergänzt werden. Mit Tracerversuchen lassen sich aber wirklich eindeutig die Strömungsverhältnisse abbilden, wenn diese erfolgreich durchgeführt werden können. So konnte mit Tracerversuchen gezeigt werden, daß heterogene Strömungsfelder in Reinigungswänden eher die Regel darstellen.

4.2.4 Methoden- und Kostenvergleiche

Aufgrund der noch vergleichsweise kurzen Standzeiten von Reinigungswänden lassen sich Kostenvergleiche bisher nur sehr eingeschränkt durchführen. Daher wurde die Forderung formuliert, die Kosten, die während der Planung, der Installation und dem Betrieb von Reinigungswänden entstehen, genau zu verfolgen und zu dokumentieren, um eine entsprechende Datenbasis für Kostenvergleiche zu erarbeiten.

Ein wesentlicher Faktor, der zu den Kosten einer Reinigungswand beiträgt, ist die mögliche Notwendigkeit und Häufigkeit eines Austausches oder einer Regenerierung des reaktiven Materials. Hierzu fehlen bis heute genügend Studien, um Kostenvergleiche durchzuführen.

Beim Kostenvergleich von Reinigungswänden und P&T-Systemen können irreführende Ergebnisse erzielt werden, wenn sonst übliche Vergleichsgrößen, wie beispielsweise Kosten pro m³ behandeltem Wasser, herangezogen werden. Reinigungswände unterscheiden sich grundsätzlich von P&T-Maßnahmen in ihrer Sicherheitsstrategie, und mit ihnen wird kaum jemals soviel Wasser pro Jahr behandelt werden wie in einem P&T-System. Es ist daher erforderlich, für einen Vergleich der Methoden eine aussagekräftige Kostenbasis zu finden und diese beim Kostenvergleich zu erläutern.

Es erscheint wesentlich festzuhalten, daß die Reinigungswandtechnologie gegenüber anderen Methoden einige Vorteile zu bieten hat, die in klassischen Kostenvergleichsrechnungen nicht berücksichtigt werden. PRBs sind eine:

- in situ-Technik, daraus resultiert
 - ein minimaler Kontakt von Mensch und Tier zum Kontaminanten,
 - ein minimaler Kontakt von Mensch und Tier zu Chemikalien, die in der Wasseraufbereitung eingesetzt werden (bei P&T),
 - ein minimaler Phasenübergang der Schadstoffe (z.B. Wasser => Luft),
 - eine größere Nutzungsmöglichkeit der Liegenschaft ,
 - in den meisten Fällen die Vermeidung zusätzlicher Arbeiten an der Oberfläche, wie den Transport und die Entsorgung kontaminierter Materialien, die typischerweise bei P&T-Systemen anfallen,
- eine passive Technologie, daraus resultiert

- kein weiterer Energiebedarf zum Betrieb des Systems,
- keine Vermischung von unbelastetem Wasser mit der Schadstofffahne, wie es bei P&T auftreten kann,
- eine Reinigungseffektivität unabhängig von langsamen Desorptions- oder Lösungsprozessen,
- kein Erfordernis für Personal zur Anlagenbetreuung vor Ort.

4.2.5 Lebensdauer von Fe(0)-Reinigungswänden

Über längere Zeiträume betrachtet führen in Kontakt zum Grundwasser Fällungs- bzw. Mineralumbildungsreaktionen zur Abnahme der Reaktivität von elementarem Eisen und zur Verminderung des Porenraumes, wodurch es zur Abnahme der hydraulischen Durchlässigkeit in der Schüttung kommt. Die Abnahme der Reaktivität kann zum einen auf die Auflösung des Eisens zurückgeführt werden, von größerer Bedeutung ist in diesem Zusammenhang aber die Belegung der Oberfläche der Eisenpartikel mit Präzipitaten, die einen Zugang zu den reaktiven Plätzen erschweren oder verhindern. Grundsätzlich kann so die Funktionalität einer Reinigungswand im Laufe der Zeit abnehmen und es schließlich zu einem Durchbruch der Kontaminanten oder auch von Zwischenabbauprodukten kommen.

Für die Lebensdauer einer Fe(0)-Reinigungswand dürfte aber die Abnahme der Porosität bedeutender sein. Wie auch die Art der gebildeten Präzipitate ist deren Menge von der Grundwasserzusammensetzung und zusätzlich vom Massenfluß abhängig. Dabei gilt übergreifend, daß die Akkumulation von Mineralen primär auf den ersten 10 bis 30 Zentimetern der Fließstrecke im reaktiven Material stattfindet. Unklar ist bisher noch, inwieweit sich bei einem bestimmten Grad der Mineralakkumulation diese Fällungszone in die Reinigungswand hinein ausbreitet. Modellrechnungen deuten darauf hin, daß sich aufgrund einer heterogenen Anströmung (unterschiedlicher Massenfluß pro Flächeneinheit) zunächst ein ausgeprägtes sogenanntes „fingering“ ausbildet, so daß entlang preferentieller Fließwege ein schnellerer Transport durch die Reinigungswand erfolgt. Gleichzeitig führt der erhöhte Massenfluß aber auch zu einer überproportionalen Mineralneubildung, so daß entlang dieser preferentiellen Fließwege die hydraulische Durchlässigkeit überproportional abnimmt und in der Folge dann andere Bereiche der Reinigungswand bevorzugt durchströmt werden. Ein solches selbstregulierendes System konnte bisher aber noch nicht an realen Reinigungswänden nachgewiesen werden, während der Nachweis einer (unterschiedlich stark ausgeprägten) räumlich variablen Eisenkorrosion, Mineralakkumulation und Durchströmung regelmäßig erfolgen konnte. Für die Dimensionierung von Reinigungswänden sollten daher eher sogenannte „worst case“-Szenarien zugrunde gelegt werden.

Die Besiedlung einer Fe(0)-Reinigungswand mit Mikroorganismen erfolgt ebenfalls primär im vorderen Bereich der reaktiven Schüttung, so daß ein sogenanntes „bio-clogging“ in Verbindung mit der Mineralneubildung zu einer stärkeren Verminderung der hydraulischen Durchlässigkeit führen kann. Bisher wurde aber an keinem Standort ein Bio-Clogging beobachtet. Der Einfluß von Mikroorganismen auf die Reaktivität in Fe(0)-Reinigungswänden konnte bisher nicht eindeutig bestimmt werden, es sind aber sowohl unterstützende als auch inhibierende Einflüsse möglich. Für verschiedene Fe(0)-Reinigungswände konnten anhand der beobachteten Mineralakkumulationen Standzeiten von bis zu 30 Jahren berechnet werden.

Übergreifend werden weitere Studien als erforderlich angesehen, um die Prognosen der Langzeiteffektivität von Reinigungswänden in Abhängigkeit von standortspezifischen hydrogeolo-

gischen, geochemischen und mikrobiologischen Verhältnissen zu verbessern. Ein Bedarf besteht für:

- Methoden zur besseren quantitativen Beschreibung der Beziehungen zwischen der Wasserzusammensetzung, der Porositätsveränderung, der hydraulischen Wirksamkeit und der Reaktivität in Fe(0)-Reinigungswänden,
- ein vertieftes Verständnis über die zeitliche Änderung der Reaktivität und Reinigungskapazität von reaktiven Medien im Kontakt zum Grundwasser im Hinblick auf verschiedene organische und anorganische Kontaminanten und auf einen weiten Bereich hydrogeologischer und geochemischer Randbedingungen,
- Studien zur Mikroorganismenvergesellschaftung in Fe(0)-Reinigungswänden im Hinblick auf mögliche unterstützende oder inhibierende Effekte sowie auf Faktoren, die die Akkumulation von Biomasse steuern,
- ein verbessertes Verständnis und die Entwicklung neuer Methoden zur Bestimmung des dreidimensionalen Fließfeldes in Reinigungswänden,
- die Anwendung von Reinigungswänden in Kombination mit anderen Verfahren, wie Monitored Natural Attenuation oder verschiedenen Quellensanierungsmethoden,
- neue Methoden zur Regenerierung der reaktiven Materialien in situ, so daß ein Austausch nicht notwendig wird,
- neue Monitoringmethoden oder -strategien, die dem Umstand Rechnung tragen, daß es aufgrund von Desorptions- oder Vermischungsprozessen im Abstrom einer Reinigungswand zur Wiederaufkonzentration der Schadstoffe im Grundwasser kommen kann, v.a. sind Methoden und Strategien erforderlich, die eine Abschätzung der benötigten Zeit für die Ausbreitung einer Reinigungsfront im Abstrom ermöglichen,
- neue Methoden zur Charakterisierung des Strömungsfeldes, da aufgrund der oftmals flachen Gradienten auf kurzen Distanzen in der Umgebung einer Reinigungswand nur schwer der Grundwasserfluß zu bestimmen ist (und andere Methoden ebenfalls limitiert sind),
- genaue Dokumentation der Kosten von Reinigungswandanwendungen.

4.2.6 Fazit der internationalen Erfahrungen

Die geochemischen und hydraulischen Randbedingungen sollten bzw. müssen im Rahmen der Standortcharakterisierung bestimmt werden. Bei der Dimensionierung der Reinigungswand sollte ein entsprechender Sicherheitsfaktor berücksichtigt werden, um durch eine Vergrößerung der Stärke der Reinigungswand möglichen späteren Abnahmen der Reaktivität entgegenzuwirken. Die Größe des Sicherheitsfaktors ist Gegenstand professioneller Beurteilung und sollte auf folgenden Punkten basieren:

- Konzentration gelöster Wasserinhaltsstoffe
Allgemein gilt dabei, daß mit steigendem Gehalt gelöster Inhaltsstoffe der benötigte Sicherheitsfaktor steigt; es gilt aber zu beachten, daß eher der Massenfluß und damit nicht alleinig die Konzentration als Entscheidungsgrundlage heranzuziehen ist.
- Bestmögliches Verständnis der Grundwasserströmung, der Aufenthaltszeit des kontaminierten Grundwassers innerhalb der reaktiven Schüttung und der vermutlichen Lebensdauer der Reinigungswand. Dabei sollte die voraussichtliche Lebensdauer von

Reinigungswänden besser in relativen Zeiträumen angegeben werden, also in ausgetauschten Porenvolumen, und nicht in absoluten Zeiten, also Jahren. Das Verständnis der Grundwasserströmung an den meisten Standorten wird zu den größten Herausforderungen zählen.

- Verhältnis zwischen höheren Investitionskosten (stärkere Reinigungswand) und kürzerer Lebensdauer der reaktiven Füllung (häufigerer Austausch oder Regeneration), wobei zur Berechnung der „Breakeven-Points“ bei verschiedenen Szenarien die Barwertmethode verwendet werden kann.

Wie bei allen anderen Technologien zur Behandlung oder Sicherung kontaminierter Grundwässer ist für eine erfolgreiche Anwendung von Reinigungswänden eine genaue Standortcharakterisierung, Planung, Dimensionierung und Bauausführung erforderlich. Viele der zu berücksichtigenden Einflußgrößen müssen vor der Installation der Reinigungswand bekannt sein und untersucht werden. Da unter Umständen verschiedenste Kompetenzbereiche betroffen sind, sollte ein entsprechendes Team aus möglichst erfahrenen Fachleuten zusammengestellt werden, um eine Reinigungswandanwendung zu begleiten (Abbildung 19).

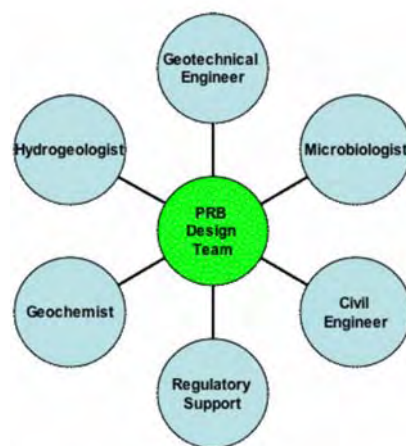


Abbildung 19. Mögliche Zusammensetzung eines Teams zur Planung einer Reinigungswand (aus ITRC, 2005)

4.3 Deutsche Forschungsverbünde zur Unterstützung der Entwicklung von Reinigungswänden

Infolge der in Nordamerika bereits seit Anfang der 90er mit erheblichem Nachdruck vorangehenden Entwicklung beschloss eine Expertenrunde im Umweltbundesamt (UBA) 1997, daß sowohl Forschungs- und Entwicklungsarbeiten (FuE) für Reinigungswände als auch ihre technischen Umsetzungen in Deutschland zu beschleunigen und auszuweiten seien (Burmeier, 1997). In diesem Zusammenhang wurden folgende Themenschwerpunkte für die Forschung und Entwicklung identifiziert:

- Gewinnung von Informationen zur Langzeitleistung, -stabilität und deren Modellierung, auch für die bislang häufigsten Anwendungen von elementarem Eisen zur Dehalogenierung von LCKW,
- Identifikation sämtlicher Reaktionswege und Ermittlung vollständiger Massenbilanzen hinsichtlich der Schadstoffumwandlung,

- Diskussion und Bewertung der Umweltrelevanz intermediärer oder finaler Abbauprodukte bei der reduktiven Dehalogenierung der Schadstoffe PCE oder TCE, d.h. cis-DCE, VC bzw. Ethen, hinsichtlich der Abreinigungsleistung und dem Erreichen von Sanierungszielwerten,
- zuverlässige Kalkulation der Wirtschaftlichkeit einer Reinigungswand,
- weitgehende Vermeidung von Überdimensionierungen (z.B. aufgrund ungenauer Prognosen zur Langzeitleistung),
- (Weiter-)Entwicklung von anderen Dehalogenierungsmitteln zur Behandlung chlorierter Kohlenwasserstoffe (CKW), die sich mit elementarem Eisen nur schwer oder nicht behandeln lassen, z.B. VC, Dichlormethan, 1,2-Dichlorethan (DCA),
- Entwicklung und Erprobung von reaktiven Materialien für komplexe Schadstoffzusammensetzungen.

SAFIRA, ein FuE-Netzwerk zur Entwicklung und Erprobung neuer, innovativer reaktiver Materialien, insbesondere zur Behandlung von Mischkontaminationen im Labor- und Technikmaßstab, war die erste Verbund-Fördermaßnahme des BMBF, die der skizzierten Zielstellung folgte (SAFIRA, 2006). Die SAFIRA-Pilotanlage behandelt seit 1999 ein durch ein komplexes Schadensbild charakterisiertes Grundwasser (im wesentlichen Chloraromaten und LCKW) am Standort Bitterfeld (Sachsen-Anhalt). Sie besteht aus fünf, ca. 25 m tiefen zylindrischen Schächten, in die Stahlreaktoren eingehängt sind, die mit unterschiedlichen reaktiven Materialien beschickt werden können (Weiß et al., 1997; Weiß et al., 1999; Weiß et al., 2002).

Um die Entwicklung und sukzessive Gewinnung einer breiten Datenbasis möglichst auch bei großtechnischen Projekten voranzutreiben, rief das BMBF im Jahre 2000 das Netzwerk RUBIN mit insgesamt neun Standort- und übergreifenden Vorhaben mit umfangreichen Aufgabenstellungen ins Leben (RUBIN, 2006). So wurde im Zusammenwirken der RUBIN-Partner vorhaben anhand der Ergebnisse und Erkenntnisse aus den Einzelprojekten u.a. dieses Handbuch erstellt. Darüber hinaus besteht ein reges Engagement verschiedener deutscher Forschungsinstitute auch in europäischen FuE-Verbünden zur Reinigungswandthematik, z.B. im PEREBAR-Netzwerk („Long-term Performance of Permeable Reactive Barriers Used for the Remediation of Contaminated Groundwater“) (PEREBAR, 2002; Simon et al., 2003). Dennoch konnten bis heute nicht alle der oben genannten seinerzeit weitgehend offenen Fragestellungen bislang erschöpfend bearbeitet werden.

4.4 Durchströmte Reinigungswände in Deutschland

In Deutschland wurden zwischen 1998 und 2005 an neun Standorten Reinigungswandbauwerke im Pilot- oder Großtechnikmaßstab (Full scale) errichtet (Tabelle 13, Abbildung 20 bis Abbildung 23, auch Kapitel 4.5.2 (Standort Bitterfeld)) und Kapitel 4.6.2 (Standort Rheine), teilweise im Zuge der beiden vom BMBF geförderten FuE-Netzwerke SAFIRA (Weiß et al., 1997; Weiß et al., 1999; Weiß et al., 2002; SAFIRA, 2006) bzw. RUBIN (Burmeier et al., 2002; Birke et al., 2002a; Birke et al., 2002b; Birke et al., 2003a; Birke et al., 2003b; Birke et al., 2004b; Birke & Burmeier, 2005; RUBIN, 2006).

Tabelle 13. Übersicht implementierter Reinigungswandprojekte in Deutschland (Stand 2006)

Start	Standort	Schadstoffe	Status (R = RUBIN-Projekt)	Konstruktionsmerkmale	Reaktor/reaktives Material	Ungefähre Kosten, Kostenträger
Mai 98	Edenkoben (Automobilzulieferer)	LCKW (cis-DCE, 1,1,1-TCA, TCE, PCE)	Pilot	F&G, Länge 30 m, Tiefe ca. 15 m, 1 Gate	Eisenspäne, Aufteilung in 2 hydraul. verbundene Kammern, vertikaler Durchfluß passiv	Keine Angaben, privat
Feb. 01			Großtechnisch	F&G, Länge 440 m, Tiefe 15 m, 6 Gates	aufwärts-abwärtsgeführt	Keine Angaben, privat
Juni 98	Rheine (ehemalige Reinigung und Wäscherei)	LCKW (PCE, TCE, cis-DCE)	Pilot (R) ¹⁾	CRB, überschnittene Bohrpfähle (Durchm. 0.88 m), einreihig, Länge 22.5 m, Tiefe 6 m	Mischung Graugußeisengranulat-Kies und Eisenschwamm in getrennten Segmenten	170.000 € (Bau 1998), überwiegend öffentlich; zzgl. RUBIN (2001-2004) ca. 200.000 €
Okt. 98	Tübingen (ehem. Industriegelände)	LCKW (TCE, cis-DCE)	Großtechnisch (R) ²⁾	F&G, Länge 200 m, Tiefe 10 m, 3 Gates	Graugußeisengranulat in überschnittenen Bohrpfählen	450.000 € (Planung, Bau und Lizenz), privat
Okt. 99	Bitterfeld (chemische Industrie, Megafabrik)	Chlorbenzole, LCKW, Phenole	Pilot (FuE bzgl. reaktiver Materialien, SAFIRA-Projekt)	5 Schächte, eingehängte Stahlreaktoren, Tiefe 24 m, vertikaler Durchfluß (aufwärts, aktiv gesteuert)	Aktivkohle, Eisen, Palladium, Mikrobiologie (Nährstoffe, Sauerstoffzugabe, „ORC“) etc. einzeln oder in verschiedenen Kombinationen	6.000.000 €, öffentlich
99	Kraichgau	LCKW	Großtechnisch	„Dichtwand-Heber-Reaktor“ (DHR)	Aktivkohle (oberirdische Abreinigung)	Keine Angaben privat
Jan. 00	Reichenbach an der Fils (Maschinenherstellung)	LCKW (PCE, TCE, cis-DCE)	Großtechnisch	CRB, nicht überschnittene Bohrpfähle, Länge 20 m, Tiefe 7 m	„Säurekonditionierte“ Aktivkohle	200.000 €, privat
Jan. 01	Karlsruhe (ehem. Gaswerk)	PAK, VC	Großtechnisch	F&G, Länge 240 m, Tiefe 17 m, 8 Gates	Aktivkohle	3.300.000 € (Planung und Bau), öffentlich
Aug. 01	Denkendorf (Gewerbepark)	LCKW (PCE, TCE, TCA, cis-DCE, VC)	Großtechnisch	D&G, 1 Gate (Schacht mit Reaktor, Tiefe 6 m) mit vertikalem Durchfluß (aufwärts), Drainage: Länge 90 m	Aktivkohle	Keine Angaben, privat

Start	Standort	Schadstoffe	Status (R = RUBIN- Projekt)	Konstruktionsmerk- male	Reaktor/reaktives Material	Ungefähre Kosten, Kos- tenträger
Sep. 01	Bernau (ehem. Groß- wäscherei auf sowjet. Mili- tärgebiet)	LCKW (TCE, sehr hohe Gehalte in zwei Aquif- feren)	Pilot (R)	Spezielles F&G-De- sign, 18 Reaktormodu- le, 2 kont. Aquifere er- fassend, geschlossenes Funnel, aktive Wasser- zufuhr	Graugußeisengranu- lat und Eisen- schwamm (Mikro- biologie und Palladi- um geplant)	1.500.000 €, 50 % öffentli- che Förderung
Sep. 02	Denkendorf (Gewerbepark)	LCKW (mit Schwer- punkt auf VC)	Pilotmaßstab (R)	Säulenversuche inner- halb des Schachtes ne- ben dem Aktivkohlere- aktor	Palladium auf Zeo- lith, Wasserstoff	120.000 €, öffentliche Förderung
Jan. 02	Oberursel (ehem. Indus- triengelände)	LCKW	Großtech- nisch	F&G, Länge 175 m, Tiefe 4-17 m, 1 Gate	Eisen (Hartguß- strahlmittel)	Keine Anga- ben, privat
Dez. 04	München- Moosach (ehem. Gas- werk, Nähe Olympiapark)	PAK, Phenole, BTX	Großtech- nisch	In situ-Reaktoren in 4 Kammern verbunden mit Horizontaldrains und Dichtwand, Länge 1,4 km	Aktivkohle	6.000.000 €, öffentlich

¹⁾ Der Bau und das anfängliche Monitoring wurden durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU), Osnabrück, gefördert, weitere Bearbeitung im Zuge des RUBIN-Verbundes.

²⁾ An der vollständig privat finanzierten Reinigungswand konnten im Rahmen des RUBIN-Verbundes Arbeiten durchgeführt werden.

In Edenkoben befindet sich beispielsweise eines der weltweit größten F&G-Systeme (sechs Gates) mit einer Länge von ungefähr 450 m (Rochmes & Woll, 1998; Rochmes, 2000). Alle errichteten Reinigungswände sind gekennzeichnet durch an die besonderen Erfordernissen des jeweiligen Standortes individuell angepaßte Konstruktionsmerkmale und Wirkprinzipien. So gibt es an einigen Standorten relativ flache, oberflächennah eingebaute Reaktoren, denen entweder passiv oder sogar aktiv umgeleitetes oder gehobenes kontaminiertes Grundwasser zuströmt.

An der Mehrzahl der Standorte wurden Reinigungswände mit einem gelenktem Grundwasserfluß bis hin zu einem unterirdischen Reaktorbauwerk errichtet, d.h. F&G- und modifizierte oder verwandte Konstruktionen, die sowohl durch speziell positionierte und ausgestaltete Funnel- als auch Gate-Konstruktionen charakterisiert sind. Die manchmal speziellen Konstruktionsformen gehen dabei teilweise auf die Zielstellung im RUBIN-Verbund zurück, neue Bauformen und Anwendungsgebiete für die Reinigungswandtechnologie zu erschließen.

Vier der acht Systeme mit gelenktem Grundwasserfluß (einschließlich SAFIRA-Testanlage) sind durch speziell positionierte und ausgestaltete Grundwasserlenkvorrichtungen und Reaktoren gekennzeichnet, bei denen verschiedene technische Elemente vorgesehen wurden, um eine größere Kontroll- und Zugriffsmöglichkeit im Falle von Störungen zu gewährleisten. Die Reinigungswände in Karlsruhe, Tübingen und Oberursel sind klassische F&G-Systeme und so

bleiben nur zwei, relativ kleine CRB, nämlich in Rheine und Reichenbach, von denen das Bauwerk in Rheine Pilotcharakter besitzt, an denen Untersuchungen durchgeführt und Erfahrungen gesammelt werden konnten.

Als reaktive Materialien gelangten verschiedene technische Qualitäten von elementarem Eisen oder Aktivkohle zum Einsatz.

Weitere Materialien befinden sich noch im Prototypstadium, wobei man einzelne vielversprechende bereits in der on site-Erprobung hat (Weiß et al., 1997; Weiß et al., 1999; Weiß et al., 2002; SAFIRA, 2006). Elementares Eisen dient zur reduktiven Dehalogenierung von LCKW (zumeist chlorierte Ethene) an den Standorten Rheine, Edenkoben, Tübingen, Bernau und Oberursel. Aktivkohle wird bei Grundwasserschäden verursacht durch PAK (Karlsruhe) aber auch durch LCKW (Denkendorf, Reichenbach, Brunn) eingesetzt.



Abbildung 20. Luftbild vom Standort Karlsruhe aus 2001 mit skizzierter Lage und Ausrichtung des Full scale-F&G-Systems mit acht Gates, jeweils befüllt mit Aktivkohle (Bild: Stadtwerke Karlsruhe, Detailinformationen enthalten die Kapitel 4.5.6 und 4.6.1)



Abbildung 21. Standort Bernau vor der Inbetriebnahme 2001 (EC-PRB): Oberflächennahe Pilot-Reaktorzone (Gate), 5 m tief, mit 18 durchströmten Großsäulen, befüllt mit Eisen (noch in geöffnetem, teilweise nicht befülltem Zustand; Bilder: Koordinierung RUBIN, Universität Lüneburg). Detaildaten siehe Kapitel 4.5.1 und Übersichtsbericht im Anhang, vgl. auch Abbildung 91.

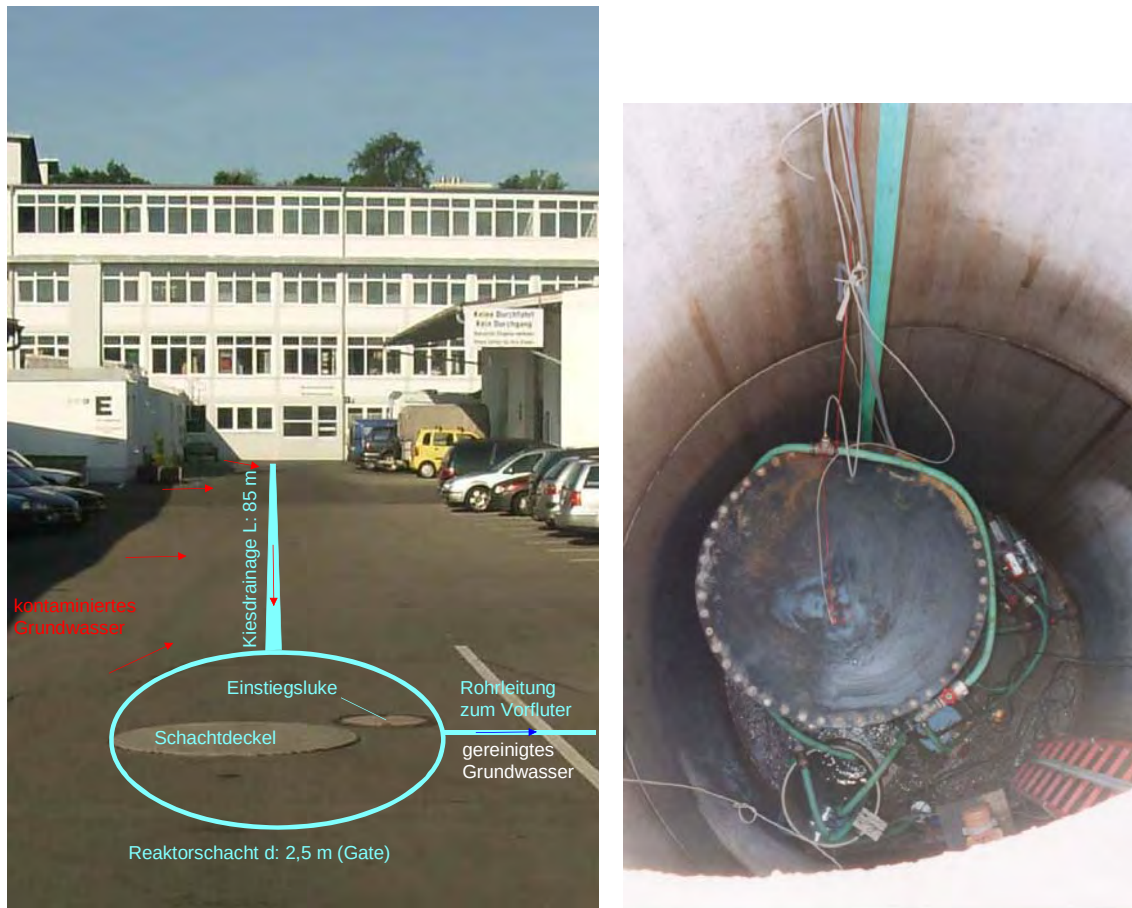


Abbildung 22. Links: Ansicht Standort Denkendorf (Bau in 2001, Bild: I.M.E.S. GmbH, Amtzell), D&G-System. Rechts: Schacht zur Demonstration geöffnet, darin Aktivkohlereaktor (Aufnahme von 2002, Bild: Koordinierung RUBIN, Universität Lüneburg). Detaildaten siehe Kapitel 4.5.3 und Übersichtsbericht zum RUBIN-Vorhaben im Anhang).

Die Reinigungswände in Karlsruhe und Reichenbach wurden im Rahmen einer Sanierungsuntersuchung im direkten Vergleich mit anderen Verfahren einer Bewertung unterzogen, aus der sie als Vorzugsvariante hervorgingen. Die Majorität der Reinigungswände sind Pionier-Vorhaben mit starkem FuE-Charakter und überwiegend von der öffentlichen Hand geförderte Maßnahmen zur Errichtung von Prototypen (Bitterfeld, Bernau, Rheine, Karlsruhe), oder es sind vom Sanierungspflichtigen im Einklang mit den örtlichen oder übergeordneten Fachbehörden von vornherein grundsätzlich favorisierte Varianten (Tübingen, Edenkoben). Allen bisherigen Reinigungswänden in Deutschland ist gemeinsam, daß sie, in hohem Maße durch die sich ergebenden Demonstrationseffekte, die Technik zunächst in die Altlastensanierung einführen mußten.



Abbildung 23. Standort Reichenbach an der Fils. Vollflächig durchströmte Wand (CRB, nicht überschnittene Bohrpfähle, zweireihig) innerhalb einer Produktionshalle (Bilder: Koordinierung RUBIN, Aufnahmen aus 2002). Eine Konstruktionsskizze enthält Abbildung 73, Detaildaten siehe Kapitel 4.5.11.

4.5 Kurzübersicht zu Reinigungswänden in Deutschland, Österreich und der Schweiz (Stand 2006)

4.5.1 Standort Bernau, RUBIN-Projekt

Bau: 2001 (im Rahmen des RUBIN-Verbundes)

Typ: Pilotmaßstab, EC-PRB, teilweise aktiv arbeitendes System (Heben von Grundwasser durch Pumpen), eine von oben zugängliche Reaktorzone (Gate), ausgestattet mit 18 Reaktoren aus armiertem Beton, in Parallel- oder Reihenschaltung betrieben (Abbildung 21 und 91)

Reaktives Material: Graugußeisengranulat (Fa. Gotthart-Maier, Rheinfelden), Eisenschwamm (Fa. Mittal Steel, vormals ISPAT, Hamburg) in einem vorgeschalteten Modul zur Wasserkonditionierung (reduktiver Abbau von LCKW)

FuE-Ziele und -Fragestellungen:

- Untersuchung der Effektivität und Langzeitstabilität des reduktiven Abbaus hoher TCE-Gehalte ($> 100 \text{ mg/L}$) an elementarem Eisen unter simulierten in situ-Bedingungen,

- Erprobung und Anpassung von Nachreinigungsstufen (biotisch, abiotisch) zur Behandlung austretender TCE-Abbauprodukte,
- Ursachenidentifikation bei Permeabilitätseinbußen sowie Entwicklung und Erprobung von technischen Gegenmaßnahmen.

Wesentliche FuE-Ergebnisse RUBIN:

- effektiver TCE-Abbau (bis > 99%),
 - langfristig stabil,
 - Abbauraten positiv korreliert mit der Strömungsgeschwindigkeit,
 - Abbauverhalten vergleichbar zu in Vorversuchen bestimmten Verhalten,
- Bildung von Metaboliten (cis-DCE, untergeordnet VC),
 - etwa 2-8 % (molare Basis) der jeweiligen Muttersubstanzen,
 - kein signifikanter Abbau der Metabolite,
 - Ursache für die selektive Inhibierung unbekannt,
 - Nachreinigung zum Rückhalt oder Abbau von cis-DCE vermutlich langfristig erforderlich – möglich sowohl abiotisch (katalytisch oder mit Aktivkohle) als auch biotisch (aerob),
- Clogging (temporär, teilweise behebbar) durch die Bildung bzw. Akkumulation von $\text{FeS}_{(x)}$ im Einstrombereich der Module und durch die Akkumulation von Gas in der Schüttung (i.w. H_2),
 - Dichtes Netz an Monitoringpunkten (in und zwischen den Modulen) ermöglichte eine rasche Identifizierung der Ursachen für das Clogging,
 - bauliche Besonderheiten (Verbindungen zwischen den Modulen) boten Eingriffsmöglichkeiten zur (temporären) Behebung der Leistungseinschränkung (Gegenspülung und Entgasung),
- Parallelschaltung der Module und Beaufschlagung mit jeweils kleinerem Massenfluß erscheint effektiver (da langzeitstabiler) als eine Reihenschaltung der Module bei entsprechend höherem Massenfluß.

Literatur: Hein et al., 2001; Hein et al., 2001; Hein et al., 2002; Hein et al., 2002; Birke, 2003b; RUBIN, 2006; RUBIN-Projektübersichtsbericht siehe Anhang

Kontakt:

1. Dipl.-Geol. Martina Freygang, Brandenburgische Boden Gesellschaft für Grundstücksverwaltung und -verwertung mbH (BBG), Hauptallee 116/6, D-15838 Waldstadt (bei Wünsdorf), Tel. 03377/3880, altlasten@bbg-immo.de

2. Dipl.-Geol. Peter Hein, INGAAS GmbH, Bismarckstraße 1, D-14109 Berlin, Tel. 030/80584332, hein@ingaas.de

3. Dipl.-Ing. Lothar Vigelahn, Technische Universität Berlin, Institut für Technischen Umweltschutz, Fachgebiet Umweltmikrobiologie und Technische Hygiene, Amrumer Straße 32, D-13353 Berlin, Tel. 030/31427901, lothar.vigelahn@tu-berlin.de

4.5.2 Standort Bitterfeld, SAFIRA-Projekte

Bau: 1999

Typ: Halbtechnikmaßstab EC-PRB, in situ-Reaktoren in vertikalen versenkten Schächten, aktive Steuerung des Wasserflusses zu FuE-Zwecken

Reaktives Material: Verschiedene, zu FuE-Zwecken zur Behandlung von Mischkontaminationen (i.w. LCKW und Chloraromaten), z.B. Eisen, Aktivkohle, ORC, HRC, Palladium, Mikrobiologie, alleinig oder in Kombination

FuE-Ziele bzw. Fragestellungen: Das Projekt SAFIRA (SANierungs-Forschung In Regional kontaminierten Aquiferen) wurde 1995/96 konzipiert. Ziel des SAFIRA-Projektes ist es, die notwendigen Technologien und Methoden zu entwickeln und bereitzustellen, um modellhaft an einem realen Standort wie dem Bitterfelder Raum, in dem eine großflächige Grundwasserbelastung mit einem komplexen Schadstoffgemisch vorliegt, den Einsatz von in situ-Reaktionsverfahren zu demonstrieren. Dabei sollen neben der naturwissenschaftlich-technischen Realisierung insbesondere auch die ökonomischen und die mit einer eingeschränkten Flächenfolgenutzung verbundenen umweltplanerischen bzw. umweltrechtlichen Aspekte Berücksichtigung finden. Als erster Schritt zur Umsetzung des SAFIRA-Verbundvorhabens wurde im Zeitraum zwischen September 1996 und Oktober 1997 ein Vorprojekt durchgeführt. An diesen Untersuchungen waren insgesamt 19 Arbeitsgruppen des Umweltforschungszentrums Leipzig-Halle GmbH (UFZ) sowie der Universitäten Tübingen, Stuttgart, Dresden, Halle, Leipzig und Berlin beteiligt.

Im Rahmen des Vorprojektes wurde die grundsätzliche technische Machbarkeit der Projektidee auf der Grundlage einer detaillierten Untersuchung der hydraulisch-hydrochemisch-mikrobiologischen Standortbedingungen und daraus abgeleiteter Laborexperimente nachgewiesen. Es wurden in diesem Zusammenhang mehrere Technologien identifiziert, die geeignet erscheinen, in einer in situ-Reaktionszone einsetzbar zu sein und die das Potential besitzen, die am Standort vorhandenen Grundwasserschadstoffe entweder vollständig abzubauen oder zumindest sehr wesentlich abzureinigen. Nach der Vorstudie wurde im März 1998 eine mobile Testeinheit in Betrieb genommen. Parallel dazu wurde nach umfangreichen Planungs- und Erkundungsarbeiten mit dem Bau der Pilotanlage am Modellstandort begonnen.

Wesentliche Ergebnisse: Erfolgreiche Behandlung der Mischkontamination durch die Kombination verschiedener reaktiver Materialien und in situ-Techniken möglich

Literatur: Weiß et al., 1997; Weiß et al., 1999; Weiß et al., 2002; Weiß et al., 2003; SAFIRA, 2006

Kontakt: Dr. Holger Weiß, Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Permoserstraße 15, D-04318 Leipzig, Tel. 0341/235-2060, holger.weiss@ufz.de

4.5.3 Standort Denkendorf

Bau: 2001

Typ: Full scale-D&G-System, 90 m lange Filterkiesschlitzwände drainieren belastetes Grundwasser und führen es in einem Schachtreaktor (begehrbar) zusammen, Durchfluß durch den Reaktor über Niveauregulierung am Ablauf steuerbar (Abbildung 22)

Reaktives Material: Aktivkohle (Sorption von LCKW)

Wesentliche Ergebnisse:

- Demonstration der erfolgreichen technischen Durchführbarkeit der passiven hydraulischen Kontrolle in Aquiferen mit geringer hydraulischer Durchlässigkeit durch Schaffung einer hydraulischen Senke mit Hilfe eines Drainagesystems,
- Ablaufgehalte um 10 µg/L Summe LCKW,
- Sanierungszielwert wird erreicht.

Literatur: Weiske et al., 2002

Kontakt:

1. Dr. Hermann Schad, I.M.E.S. GmbH, Martinstraße 1, D-88279 Amtzell, Tel. 07520/923600, hermann.schad@imes-gmbh.net

2. Geol.-Ing. Andreas Weiske, GeoRisk Ingenieurgesellschaft mbH, Herdweg 73, D-70174 Stuttgart, 0711/83950531, weiske@georisk.de

4.5.4 Standort Denkendorf, RUBIN-Projekt

Bau: 2002

Typ: on site-Säulenversuch im Schachtreaktor am Standort Denkendorf, Wasserversorgung aus Bypass-Strömung des Full scale-Reaktors

Reaktives Material: Palladium-dotierte Zeolithe und Wasserstoff (katalytischer reduktiver Abbau von LCKW)

FuE-Ziele bzw Fragestellungen:

- Untersuchung der Leistungsfähigkeit von Palladium-dotierten Zeolithen zur katalytischen reduktiven Dechlorierung,
- Ermittlung maximal möglicher Abbauraten unter Standortbedingungen,
- Einfluß mikrobiologischer Stoffwechselprozesse auf die Reaktivität.

Wesentliche FuE-Ergebnisse RUBIN:

- Langzeitstabilität des Katalysators über einen Zeitraum von mehr als einem Jahr nachgewiesen,
- Halbwertszeiten im Bereich von ca. zwei Minuten unter optimalen Bedingungen,
- Regelmäßige Wasserstoffperoxidspülungen zur Vermeidung von mikrobiologischer Sulfatreduzierung erforderlich,
- Entwicklungsbedarf bezüglich der Wasserstoffversorgung,
- kein nachweisbarer Austrag von Palladium.

Literatur: Weiske et al., 2002; Schad et al., 2003; Birke et al., 2003b; Birke et al., 2003c; RUBIN, 2006; RUBIN-Projektübersichtsbericht siehe Anhang

Kontakt: Dr. Hermann Schad, I.M.E.S. GmbH, Martinstraße 1, D-88279 Amtzell, Tel. 07520/923600, hermann.schad@imes-gmbh.net

4.5.5 Standort Edenkoben

Bau: 1998 (Pilotmaßstab) und 2000 (Full scale)

Typ: Full scale-F&G-System mit sechs Gates beschränkte Zugriffsmöglichkeiten an den Gates, spezielle Bauform erzwingt vertikale Wasserströmung (aufwärts-abwärts) in den Gates

Reaktives Material: Graugußeisengranulat (Fa. Gotthart-Maier, Rheinfelden) (reduktiver Abbau von LCKW)

Wesentliche Ergebnisse: Keine Angaben

Literatur: Rochmes & Woll, 1998; Rochmes, 2000; Birke et al., 2003b; RUBIN, 2006

Kontakt: Dipl.-Ing. Theo Woll, Peschla & Rochmes GmbH, Hertelbrunnenring 7, D-67657 Kaiserslautern, Tel. 0631/34113-0, twoll@gpr.de

4.5.6 Standort Karlsruhe

Bau: 2000-2001

Typ: Full scale F&G-System mit acht Gates beschränkte Zugriffsmöglichkeiten im oberen Teil der Gates, Kontrollmöglichkeiten in deren Zu- und Abstromkammern (z.B. Kamerabefahrung (Abbildung 20 und Kapitel 4.6.1))

Reaktives Material: Aktivkohle (Sorption von PAK)

Wesentliche Ergebnisse:

- seit Mai 2004 nahezu vollständige (bis > 99%) Abreinigung des Grundwassers durch das F&G-System nach anfänglich nicht zufriedenstellender Reinigungsleistung der Gates (Ursache hierfür war eine Überströmung der Aktivkohle aufgrund fehlender Abdichtungen),
- Sanierungszielwerte für Benzol (1 µg/L) und EPA-PAK (0,2 µg/L) werden erreicht,
- F&G-System erfüllt hydraulische Anforderungen, nach anfänglicher sogenannte Nordumströmung wird die Schadstofffahne mittlerweile praktisch vollständig vom System erfaßt (Ursache der sogenannte Nordumströmung waren i.e.L. Wasserhaltungsmaßnahmen im Zuge von Kanalsanierungsarbeiten ca. 500 m nördlich des F&G-Systems zwischen 2001 und 2003).

Literatur: Birke et al., 2004a; Schad et al., 2005; Schad, 2005a; Schad, 2005b; Kühlers et al., 2005; RUBIN, 2006; weitergehende Informationen enthält auch Kapitel 4.6.1

Kontakt:

1. Dipl.-Geoök. Dirk Kühlers, Stadtwerke Karlsruhe, Daxlanderstraße 72, D-76185 Karlsruhe, Tel. 0721/599-3211, dirk.kuehlers@stadtwerke-karlsruhe.de

2. Dipl.-Geol. Dietmar Reiersloh, Arcadis Consult GmbH, Wendtstraße 19, D-76185 Karlsruhe, Tel. 0721/98580-24, d.reiersloh@arcadis.de

3. Dr. Hermann Schad, I.M.E.S. GmbH, Martinstraße 1, D-88279 Amtzell, Tel. 07520/923600, hermann.schad@imes-gmbh.net

4.5.7 Standort Kraichgau

Bau: 2001

Typ: Full scale EC-PRB: Dichtwand-Heber-Reaktor (DHR)

Reaktives Material: Aktivkohle (Sorption von LCKW)

Wesentliche Ergebnisse:

- effiziente Entfernung signifikanter LCKW-Mengen seit Abschalten einer ineffizienten P&T-Maßnahme,
- Sanierungszielwert für LCKW noch nicht erreicht.

Literatur: Memminger et al., 2004

Kontakt: Dr.-Ing. Hans-Peter Koschitzky, Institut für Wasserbau, Versuchseinrichtung zur Grundwasser- und Altlastensanierung (VEGAS), Universität Stuttgart, Pfaffenwaldring 61, D-70550 Stuttgart, Tel. 0711/685-4716, koschi@iws.uni-stuttgart.de

4.5.8 Standort München (Stadtteil Moosach)

Bau: Winter 2003 bis Frühjahr 2005

Typ: Full scale EC-PRB, F&G-System (Gesamtlänge: ca. 1.400 m) mit vier unterirdischen voll begehbaren „Gate-Kammern“ mit eingestellten Reaktoren, Wasserzu- und -abströmung über Horizontalbrunnen ausgehend von den „Gate-Kammern“, Steuerungs- und Eingriffsmöglichkeiten wie Potentialregulierung und Rückspülkreislauf

Reaktives Material: Aktivkohle (Sorption von PAK)

Wesentliche Ergebnisse: Keine Angaben

Literatur: Birke et al., 2004a; Birke et al., 2004b; Birke et al., 2004c; RUBIN, 2006

Kontakt: Dipl.-Ing. Jörg Weindl, bfm Umwelt-Beratung-Forschung-Management GmbH, Emmy-Noether-Str. 2, D-80992 München, Tel. 089/548034-0, joerg.weindl@bfm-umwelt.de

4.5.9 Standort Oberursel

Bau: 2002

Typ: Full scale-F&G-System mit einem Gate

Reaktives Material: elementares Eisen (reduktiver Abbau von LCKW)

Wesentliche Ergebnisse: Keine Angaben

Literatur: Birke et al., 2003b; RUBIN, 2006

Kontakt: Dr. Helmut Dörr, Arcadis Consult GmbH, Berliner Allee 6, D-64295 Darmstadt, Tel. 06151/388-535, h.doerr@arcadis.de

4.5.10 Standort Offenbach (ehemalige Teerfabrik Lang), RUBIN-Projekt

Bau: voraussichtlich 2006

Typ: F&G-System im Pilotmaßstab mit einem Gate, Funnel als Spundwand oder mineralische Einphasendichtwand, mehrstufiges Gatebauwerk zur Eisenfällung und aeroben mikrobiologischem Abbau von BTEX (vor allem Benzol), Naphthaline und EPA-PAK sowie Aktivkohlepolizeifilter (RUBIN-Projektübersichtsbericht siehe Anhang)

Reaktives Material:

- Wasserstoffperoxid (H_2O_2) zur Oxidation und Fällung von gelöstem Fe^{2+} sowie als Elektronenakzeptor für den mikrobiologischen Abbau,
- Aktivkohle zur Sorption der höher molekularen PAK.

FuE-Ziele:

- Entwicklung eines leicht zu wartenden Reaktortyps, der eine gleichmäßige Durchmischung des anströmenden Wassers gewährleistet, optimierte Dosiermöglichkeiten bietet und online Monitoring der relevanten Feldparameter zuläßt,
- Ausarbeitung und Erprobung von Lösungsansätzen zur Ausbildung und Steuerung optimaler Milieubedingungen für die Ansiedlung und Nutzung von Mikroorganismen zum Abbau von BTEX-Aromaten (vor allem Benzol), Naphthalin und EPA-PAK innerhalb der reaktiven Zone,
- Überprüfung der Reinigungsleistung und des Langzeitverhaltens eines Bioreaktors im Demomaßstab durch ein angepaßtes Monitoringprogramm, insbesondere mit Blick auf mögliche hydrochemische Wechselwirkungen im Reaktorraum,
- Die Ermittlung des Echtzeitverhaltens des Reaktors durch Bilanzierung der Abbauprozesse mit dem Ziel einer nachhaltigen Steuerungs- und Betriebskontrolle bei organischen Mischkontaminationen,
- Ableitung allgemeiner Bewertungskriterien und Definition relevanter Randbedingungen für die Anwendung von Bio-/Sorptionsreaktoren,
- Vergleichende Kosten-Nutzenanalyse der neuartigen Technologie.

Wesentliche Ergebnisse:

- Im Rahmen eines on site-Pilotversuchs erwies sich die Anwendung eines Schrägklärers zur Sedimentation der ausgefällten Eisen(III)-Spezies vorteilhaft. Zum einen wird die Systemdurchlässigkeit anders als bei der Eisenfiltration nicht reduziert, zum anderen findet bereits hier ein signifikanter Abbau der organischen Schadstoffe statt. Ebenso kann das Wasser entgasen, ohne daß die Gasblasen die Hydraulik des Gesamtsystems beeinflussen.
- Die Schadstoffe wurden im Rahmen des on site-Pilotversuchs nach Zugabe von Wasserstoffperoxid praktisch vollständig mikrobiologisch abgebaut.
- Aufgrund der limitierten Löslichkeit von H_2O_2 in Wasser und des hohen Bedarfs ist eine wiederholte Zudosierung des Elektronenakzeptors erforderlich.
- Für den mikrobiologischen Abbau der organischen Schadstoffe (insgesamt bis ca. 20 mg/L mit Benzol und Naphthalinen als Hauptkontaminanten) ist eine Verweilzeit von ca. 3 Tagen im Bioreaktor erforderlich.

Literatur: Schad et al., 2005; Müller et al., 2005; RUBIN-Projektübersichtsbericht siehe Anhang

Kontakt:

1. Dipl.-Geol. Stefan Alt, CDM Consult GmbH, Neue Bergstraße 9-13, D-64665 Alsbach-Hähnlein, Tel. 06257/504-306, stefan.alt@cdm-ag.de

2. Dr. Hermann Schad, I.M.E.S. GmbH, Martinstraße 1, D-88279 Amtzell, Tel. 07520/923600, hermann.schad@imes-gmbh.net

3. Dr. Andreas Tiehm, TZW Technologiezentrum Wasser, Karlsruher Straße 84, D-76139 Karlsruhe, Tel. 0721/9678-220, tiehm@tzw.de

4. Dipl.-Ing. Birgit Schmitt-Biegel, HIM GmbH, Bereich Altlastensanierung, HIM-ASG, Waldstraße 11, D-64584 Biebesheim, Tel. 06258/895-3714, birgit.schmitt-biegel@him.de

4.5.11 Standort Reichenbach

Bau: 2000

Typ: Full scale-CRB (ca. 20 m Länge), doppelreihig versetzte, nicht überschnittene Bohrpfähle, innerhalb eines Gebäudes errichtet (Abbildung 23 und 73)

Reaktives Material: Mit Säure konditionierte Aktivkohle (Sorption von PCE)

Wesentliche Ergebnisse:

- Sanierungszielwert erreicht, LCKW < 10 mg/L,
- Sanierungsmaßnahme kann voraussichtlich in ca. 2006/2007 beendet werden, da die PCE-Quelle erschöpft ist und keine weitere Schadstoffnachlieferung mehr erfolgt (Hartwiger, 2006).

Literatur: Birke et al., 2003b; RUBIN, 2006

Kontakt: Dipl.-Ing. Peter Hartwiger, Beratender Ingenieur, Sachverständiger für Erkundung und Sanierung von Altlasten von der IHK-Region Stuttgart, Humboldtstraße 20, D-70178 Stuttgart, Tel. 0711/1206-186, office@hartwiger.de

4.5.12 Standort Rheine, drei RUBIN-Projekte

Bau: 1998 (Förderung Deutsche Bundesstiftung Umwelt, DBU)

Typ: Pilotmaßstab CRB (22,5 m Länge), positioniert im Kernbereich einer breiteren Schadstofffahne (ca. 200 m breit), überschnittene Bohrpfähle (0,88 m), zwei hydraulisch getrennte Segmente verfüllt mit Eisenschwamm (ReSponge®) und einer Mischung aus Graugußeisengranulat (30 %) und Perlkies (70 %) (siehe Kapitel 4.6.2)

Reaktives Material: Eisenschwamm (Fa. Mittal Steel, vormals ISPAT, Hamburg, Handelsname ReSponge®) und Graugußeisengranulat (Fa. Gotthart-Maier, Rheinfelden) (reduktiver Abbau von LCKW, i.w. PCE)

FuE-Ziele bzw. Fragestellungen:

- Bewertung bisheriger und gegebenenfalls Erarbeitung verbesserter Monitoringkonzepte für Reinigungswände sowie Zusammenstellung und Erarbeitung weiterer Ansätze zum Qualitätsmanagement von Reinigungswänden,

- Möglichkeiten zur Feststellung der Funktionalität einer Reinigungswand, zur Identifikation von Ursachen bei eingeschränkter Funktionalität und zur Reaktivierung passivierter Eisengranulate,
- Beurteilung, Bewertung der Aussagekraft und gegebenenfalls Weiterentwicklung bisheriger Voruntersuchungsprogramme,
- Beurteilung der stofflichen Umsetzungen aller Reaktions- und Nebenreaktionsprodukte,
- Charakterisierung der Mikroorganismenvergesellschaftung in einer gealterten Fe(0)-Reinigungswand (inklusive Methodenentwicklung),
- Erkundung und Überwachung der Strömungsverhältnisse im Nahbereich der Reinigungswand.

Wesentliche FuE-Ergebnisse RUBIN:

- Zum Monitoring vgl. Kapitel 5.5,
- langzeitstabiler LCKW-Abbau, im Segment mit ReSponge > 99 % (im Abstrom $\approx$ 2.5 m Summe LCKW < 10 $\mu\text{g/L}$), im Segment mit Mischung aus Graugußeisengranulat und Perlkies 70-90 %.
- Vermutliche Ursache für verminderte, aber stabile Abbauleistung im Kies-Eisen-Segment ist eine Entmischung von Kies und Eisengranulat, erkundet mit Hilfe von reaktiven Tracern und mit Aufschlußbohrungen.
- Abbau an ReSponge® kann mit dem aus Säulenversuchen prognostizierten gut verglichen werden.
- Wasseranalysen deuten auf die Existenz einer freien Gasphase im Segment mit ReSponge® hin, eine Störung der Durchströmung konnte aber nicht erkannt werden.
- Nachweis eines erheblichen Natural-Attenuation-Potentials für den Abstrom der Fe(0)-Reinigungswand,
- ausgeprägte Retardation erhöhter pH-Werte im Abstrom einer Fe(0)-Reinigungswand,
- Material aus Aufschlußbohrungen für verschiedene Untersuchungen und Laborversuche verwendet, Beispielergebnisse sind:
 - Eine Besiedlung mit hydrogenotrophen, mit dem Grundwasser eingeschwemmten Mikroorganismen konnte nachgewiesen werden, wobei sich zeigte, daß die Besiedlung vom Eisenschwamm weniger stark ausgeprägt war.
 - Am Kies-Eisen-Gemisch konnten dechlorierende Organismen nachgewiesen werden, die PCE zu cis-DCE umsetzen können; inwieweit dies am Standort erfolgt, ist nicht abzuschätzen.
 - Bei der reduktiven Dechlorierung von PCE und TCE werden bis zu 15 % des Kohlenstoffes an die Festphase gebunden, alle mit dem Grundwasser ausgetragenen Abbauprodukte sind mit einer „Standard-Analytik“ zu erfassen.

- Wesentliche Limitierungen von Vorversuchen (Säulenversuche) sind in der Vernachlässigung der Änderung hydraulischer Durchlässigkeiten zu sehen.

Literatur: Dahmke et al., 2000; Dahmke et al., 2005; Ebert et al., 1999a; Ebert et al., 1999b; Ebert et al., 2000; Ebert et al., 2001; Ebert et al., 2002; Ebert et al., 2002; Ebert et al., 2003a; Ebert et al., 2003b; Ebert et al., 2003c; Ebert, 2004; Ebert et al., 2005; Ebert et al., 2006; Ebert et al., in press; Möller, 1998; Parbs et al., 2003; Parbs et al., 2005; Plagentz et al., 2005; Plagentz et al., 2005; Plagentz, 2005; Plagentz et al., in press; Rosenthal, 2004; Rosenthal et al., 2004; Stender 2002; RUBIN-Projektübersicht der Universität Kiel siehe Anhang, weitere Informationen in Kapitel 4.6.2; ISPAT (ohne Datum)

Kontakt:

1. PD Dr. Markus Ebert, Prof. Dr. Andreas Dahmke, Lehrstuhl für Angewandte Geologie, Institut für Geowissenschaften, Christian-Albrechts Universität zu Kiel, Ludewig-Meyn-Straße 10, D-24118 Kiel, Tel. 0431/880-4609 und me@gpi.uni-kiel.de bzw. 0431/880-2858 und ad@gpi.uni-kiel.de
2. Dr. Martin Wegner, Mull-und-Partner-Ingenieurgesellschaft mbH, Joachimstraße 1, D-30159 Hannover, Tel. 0511/123559-59, wegner@mullundpartner.de
3. Dr.-Ing. Martin Steiof, Technische Universität Berlin, Institut für Technischen Umweltschutz, Fachgebiet Umweltmikrobiologie und Technische Hygiene, Amrumer Straße 32, D-13353 Berlin, Tel. 030/31427-532, martin.steiof@tu-berlin.de

4.5.13 Standort Tübingen, anteilig RUBIN-Projekt

Bau: 1998

Typ: Full scale-F&G-System mit drei Gates (mit verschiedener Dicke) Gates installiert als überschnittene Bohrpfähle, Kiesfilter im Anstrom und Abstrom, obere Tondichtung

Reaktives Material: Graugußeisengranulat (Fa. Gotthart-Maier, Rheinfelden) (reduktiver Abbau von LCKW)

FuE-Ziele (im Rahmen von RUBIN konnten am Standort FuE-Arbeiten durchgeführt werden):

- Bewertung bisheriger und gegebenenfalls Erarbeitung verbesserter Monitoringkonzepte für Reinigungswände sowie Zusammenstellung und Erarbeitung weiterer Ansätze zum Qualitätsmanagement von Reinigungswänden,
- Möglichkeiten zur Feststellung der Funktionalität einer Reinigungswand, zur Identifikation von Ursachen bei eingeschränkter Funktionalität und zur Reaktivierung passivierter Eisengranulate,
- Beurteilung, Bewertung der Aussagekraft und gegebenenfalls Weiterentwicklung bisheriger Voruntersuchungsprogramme.

Wesentliche Ergebnisse, FuE-Ergebnisse RUBIN:

- zum Monitoring vgl. Kapitel 5.5,

- anfänglich (6 bis 12 Monate) Abreinigung auf Gehalte unter Zielwerte,
- später ansteigende LCKW-Gehalte an abstromigen Monitoringpunkten sind auf eine (Teil)Umströmung des F&G-Systems zurückzuführen und nicht auf eine Minderung der Reaktivität des Eisens,
- Identifikation der Umströmungsproblematik bei gleichzeitigem Nachweis einer bestehenden Reaktivität des Eisens (Summe LCKW innerhalb der mit Eisengranulat verfüllten Bereiche stets unter der Nachweisgrenze) anhand von Tracerversuchen (reaktive und konservative Tracer, forced und natural Gradient) und aussagekräftiger Wasseranalysen bei Low-Flow-Multilevel-Probenahmen,
- Ursache für die Umströmung ist ein Clogging im reaktiven Material, vermutlich aufgrund der Akkumulation von Gasblasen in der Schüttung,
- heterogene Durchströmung (vertikal und horizontal) des reaktiven Materials mit Tracerversuchen nachgewiesen,
- Konfiguration des Monitoring-Netzwerkes in Verbindung mit kleinen hydraulischen Gradienten erschwert oder verhindert die Bestimmung der Grundwasserströmungsrichtung mit Hilfe von Grundwassergleichenplänen,
- Laborversuche mit Material aus Aufschlußbohrungen zeigen die Vergleichbarkeit von Laborversuchsergebnissen mit Feldbefunden.

Literatur: Dahmke et al., 2005; Ebert et al., 2003a; Ebert et al., 2003b; Ebert et al., 2003c; Ebert, 2004; Ebert et al., 2005; Ebert et al., 2006; Parbs et al., 2003; Parbs et al., 2005; Schad & Teutsch, 1998; Schad, 2004; Klein & Schad, 2000; Schad, 2005

Kontakt:

1. PD Dr. Markus Ebert, Prof. Dr. Andreas Dahmke, Lehrstuhl für Angewandte Geologie, Institut für Geowissenschaften, Christian-Albrechts Universität zu Kiel, Ludewig-Meyn-Strasse 10, D-24118 Kiel, Tel. 0431/880-4609 und me@gpi.uni-kiel.de bzw. Tel. 0431/880-2858 und ad@gpi.uni-kiel.de

2. Dr. Hermann Schad, I.M.E.S. GmbH, Martinstraße 1, D-88279 Amtzell, Tel. 07520/923600, hermann.schad@imes-gmbh.net

4.5.14 Standort Willisau, Schweiz

Bau: 2004

Typ: Full scale-CRB (hängend), nicht überschrittene Großbohrungen, teils doppelreihig (siehe Abbildung 24)

Reaktives Material: Elementares Eisen (reduktive Fällung von Cr(VI))

Wesentliche Ergebnisse: Erste Resultate (Anfang 2005) belegen gute Abreinigungsleistung

Literatur: Birke et al., 2004b

Kontakt: Dr. Franz Schenker, Dr.-Ing. Sven Köhler, Schenker, Korner und Partner GmbH, Luzerner Straße 8, CH-6045 Meggen, Schweiz, Tel. +41 41/37803-00, franz.schenker@fs-geolog.ch, sven.koehler@fsgeolog.ch

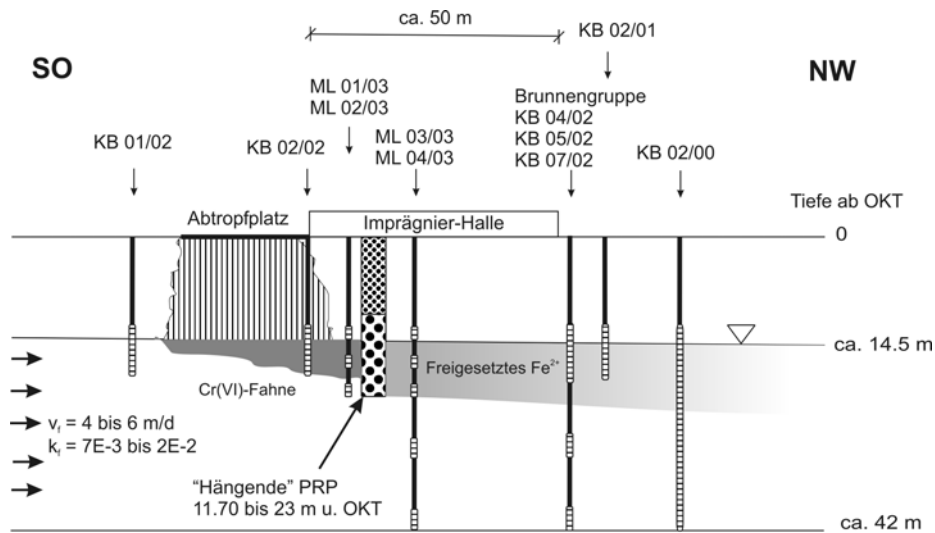


Abbildung 24. Hängende CRB am Standort Willisau, Schweiz

4.5.15 Standort Brunn am Gebirge, Österreich

Bau: 1999

Typ: Full scale EC-PRB, AR&B-System mit vier in situ-Reaktoren in zugänglichen Schachtbauwerken (siehe Kapitel 4.6.3)

Reaktives Material: Aktivkohle (Sorption von PAK, BTEX, LCKW und Phenole)

Wesentliche Ergebnisse:

- alle Kontaminanten im Ablauf unterhalb der Nachweisgrenzen,
- Sanierungszielwerte seit 1999 eingehalten.

Literatur: Niederbacher, 2000; Simon et al., 2003; PEREBAR, 2003; RUBIN, 2006, Birke et al., 2004a; Birke et al., 2004b

Kontakt: Dr. Peter Niederbacher, Ingenieurkonsulent für Technische Geologie, Weidlinger Straße 14/3, A-3400 Klosterneuburg, Österreich, Tel. +43 2243/22844, niederbacher@geol.at

4.6 Leistungsdaten ausgesuchter Reinigungswände

4.6.1 Das F&G-System in Karlsruhe

In Karlsruhe wurde im Jahr 2000 auf dem Gelände des ehemaligen Gaswerks Karlsruhe-Ost eine großtechnische F&G-Reinigungswand errichtet. Zum sorptiven Rückhalt von PAK (500-600 µg/L, Hauptkomponente: Acenaphthen) und BTEX (bis zu 20 µg/L) wird hier Aktivkohle

als reaktives Material verwendet (Schad et al., 2000; Birke et al., 2002b; Birke et al., 2003b; Birke et al., 2004b; Schad et al., 2005; Schad, 2005a; Schad, 2005b; RUBIN, 2006).

Der 15 bis 17 m mächtige, quartäre Aquifer (Niederterrassenablagerungen des Rheins) besteht aus einem tonfreien, weitgestuften Kies-Sand-Gemisch und weist einen mittleren k_f -Wert von etwa 5×10^{-3} m/s auf. Pliozäne Tone bilden mit mehreren 10er-Meter Mächtigkeit den Grundwasserstauer.

Das F&G-System besteht aus einer 250 m langen, von Norden nach Süden verlaufenden Spundwand mit acht äquidistant verteilten Gates, wobei die bis zu 18 m langen Spundbohlen ca. 1 m in den Grundwasserstauer einbinden. Die Gates bestehen aus bis zu 18 m langen vorgefertigten Stahlröhren mit einem Innendurchmesser von 1,8 m, die in Großbohrungen eingestellt wurden. Schlitzbrücken-Filterbleche an der Zu- und Abstromseite sowie innerhalb der Gatekonstruktionen erlauben die horizontale Anströmung und unterteilen den Innenraum in drei Kammern mit einem Volumenverhältnis von 1:8:1. Nur die Hauptkammer wurde mit Aktivkohle befüllt, so daß im An- und Abstrom des reaktiven Materials freie Wasserkörper vorhanden sind. Die Füllhöhe der Aktivkohleschüttung lag zunächst unter dem niedrigsten bekannten Grundwasserspiegel, um ein periodisches Trockenfallen der Aktivkohle im Grundwasserschwankungsbereich zu verhindern. Zur Abdichtung der Gates gegen eine Überströmung des reaktiven Materials waren mit Folie und Sandsäcken abgedichtete Stahlbleche vorgesehen. Die Baukosten beliefen sich auf ca. 2,65 Mio. Euro.

Mit Beginn der Betriebsphase im Frühjahr 2001 nahmen die Schadstoffgehalte an Grundwassermeßstellen nördlich des Funneldes (MNF1 und MNF2, siehe Abbildung 25) sukzessive zu und erreichten maximal ca. 100 µg/L. Ab Mitte 2003 gingen die Konzentrationen wieder zurück. Eine Recherche zu Grundwasserhaltungsmaßnahmen ergab, daß zwischen Frühjahr 2001 und Frühjahr 2003 im Zuge von Kanalsanierungsarbeiten erhebliche Grundwassermengen im nördlichen Seitstrom des F&G-Systems aus dem Aquifer entnommen wurden. Dadurch wurde die Schadstofffahne nach Norden abgelenkt und konnte daher zeitweilig vom F&G-System nicht vollständig erfaßt werden. Mit Beendigung der Wasserhaltung begann die Schadstofffahne wieder zurückzuschwenken. Etwa seit Beginn 2005 wird der Sanierungszielwert am Nordrand des Funnels eingehalten. Mittels numerischer Modellrechnungen konnte gezeigt werden, daß die zeitweilige sogenannte „Nordumströmung“ des Systems i.e.L. durch die Grundwasserhaltungsmaßnahmen und nicht, wie zunächst befürchtet, durch eine Veränderung der regionalen Grundwasserfließrichtung verursacht wurde.

Innerhalb der ersten drei Betriebsjahre, von Frühjahr 2001 bis Frühjahr 2004, wurden zudem unmittelbar abstromig der Aktivkohle bei mehreren Gates wiederholt erhöhte Schadstoffgehalte angetroffen, woraus sich eine unzureichende Gesamtabreinigung für die Reinigungswand ergab (Abbildung 26). Die Ursache hierfür war eine Überströmung der Aktivkohle in den Gates in Abhängigkeit vom Grundwasserstand, da die zur Abdeckung der Gates eingelegten Stahlbleche tatsächlich nicht wie vorgesehen abgedichtet wurden. Im Mai 2004 wurden dann die Aktivkohlekammern in den Gates bis über den maximalen Grundwasserspiegel verlängert, um eine Überströmung zu verhindern. Seither werden die Sanierungszielwerte für Benzol (1 µg/L) und EPA-PAK (0,2 µg/L) größtenteils erreicht (Abbildung 28). Die Abreinigungsleistung des Gesamtsystems liegt seit Mitte 2004 konstant über 99,5 %.

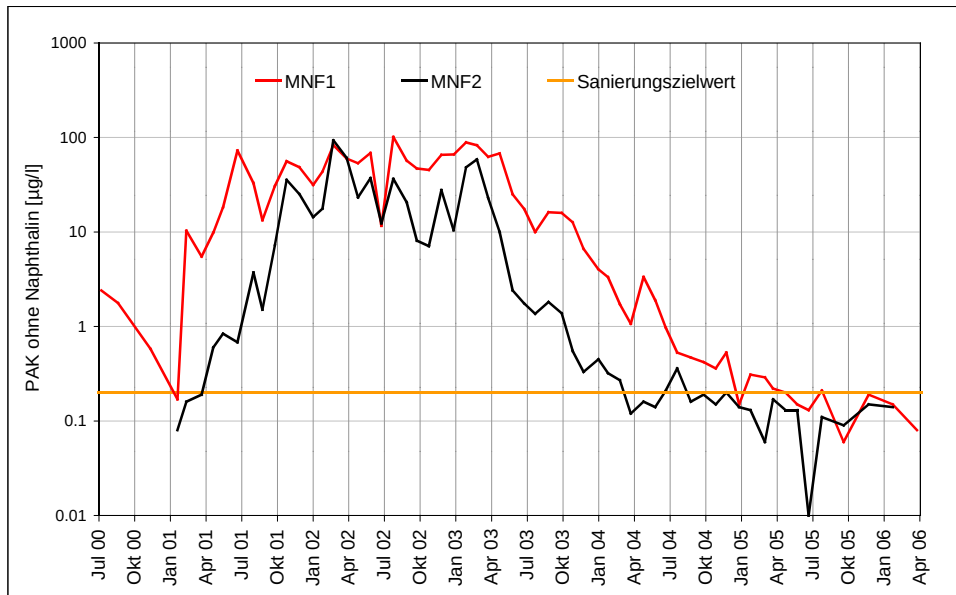


Abbildung 25. Zeitlicher Verlauf der PAK-Konzentrationen an Meßstellen nördlich des Funnelendes (Bild: I.M.E.S. GmbH, Amtzell, Stadtwerke Karlsruhe)

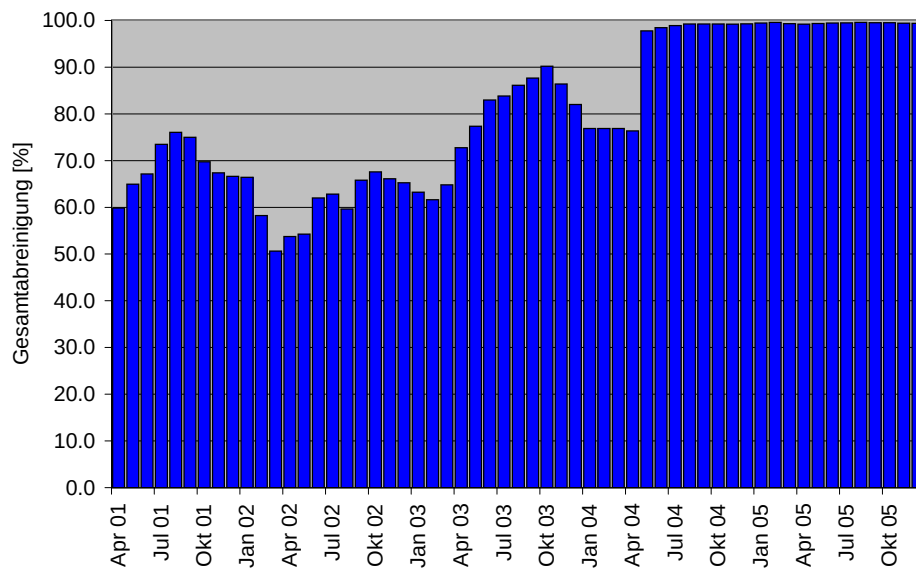


Abbildung 26. Zeitlicher Verlauf Gesamtabreinigung für PAK nach Inbetriebnahme des F&G-Systems am Standort Gaswerk-Ost in Karlsruhe. Mit dem Rückgang der Nordumströmung seit Frühjahr 2003 verbesserte sich die Abreinigung und nach der Optimierung der Gases im Mai 2004 wurde eine volle Funktion des F&G-Systems erreicht (Bild: I.M.E.S. GmbH, Amtzell, Stadtwerke Karlsruhe).

4.6.2 Das CRB-System in Rheine

Die Reinigungswand wurde im Juni 1998 als überschnittene Bohrpfahlwand (Durchmesser max. 88 cm und min. 60 cm) quer zur Grundwasserfließrichtung in die Mitte einer Schadstoff-fahne etwa 400 m unterstromig der Schadensquelle (ehem. Wäscherei) installiert und etwa 6 m unter Flur in den Grundwasserstauer (Verwitterungshorizont des unterlagernden kretazi-schen Kalkmergels) eingebunden. Der Bau der Reinigungswand in Rheine als Pilotprojekt (Förderung: Deutsche Bundesstiftung Umwelt, DBU) sowie eine Beschreibung der Standort-situation sind in der Literatur dokumentiert (z.B. Möller, 1998; Ebert et al., 1999a; Ebert et al., 1999b; Ebert et al., 2003a; Ebert et al., 2003c; Dahmke et al., 2000; Wegner, 2001; Parbs et al., 2003; Wegner, 2005). Der Hauptkontaminant in dem ungespannten, sandig schluffigen Niederterrasseaquifer ist PCE mit Konzentrationen $> 30.000 \mu\text{g/L}$ im suboxischen Milieu im direkten Anstrom der Reinigungswand. TCE und cis-DCE treten untergeordnet mit Konzen-trationen im 10er bis 100er $\mu\text{g/L}$ -Bereich auf.

Zum Vergleich verschiedener reaktiver Materialien wurde in zwei Sektionen der Reinigungs-wand unterschiedliches Material eingebracht. In einem 12,5 m langen Abschnitt wurde Eisen-schwamm (Fa. Mittal Steel GmbH, Hamburg, ehemals ISPAT Hamburger Stahlwerke GmbH), auch als ReSponge® bezeichnet (Marke der Mull-und-Partner-Ingenieurgesellschaft mbH, Hannover), verwendet (Abbildung 27) und in einem 10 m langen Abschnitt eine Mi-schung aus Perlkies und 30 % Graugußeisengranulat (Fa. Gotthart-Maier AG, Rheinfelden). Mit dem Materialgemisch wurde kein Vorversuch durchgeführt und das Mischungsverhältnis wurde so gewählt, daß die Kosten pro m^3 für beide Füllmaterialien vergleichbar waren. Die Verfüllung der Bohrpfähle mit reaktivem Material erfolgte bis zu einer Höhe von mindestens 3,5 m und somit über die Aquifermächtigkeit von $\approx 3 \text{ m}$ hinaus. Die beiden Abschnitte der Reinigungswand werden durch einen mit Beton verfüllten Bohrpfahl hydraulisch voneinander getrennt und für beide Segmente wurden Monitoring-Transekten eingerichtet (Abbildung 28).

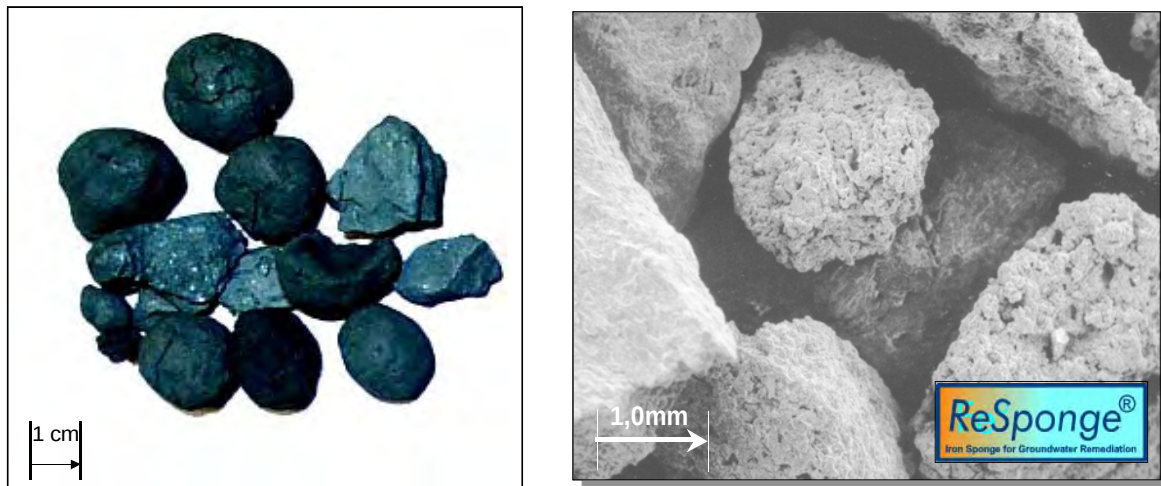


Abbildung 27. Eisenschwamm (ReSponge®) als reaktives Material in der Reinigungswand in Rheine eingesetzt (Wegner, 2005)

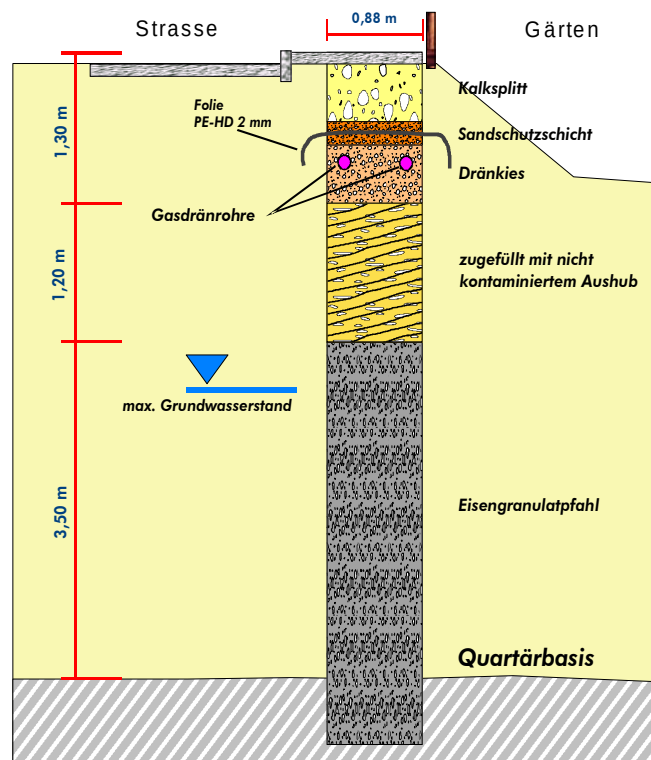
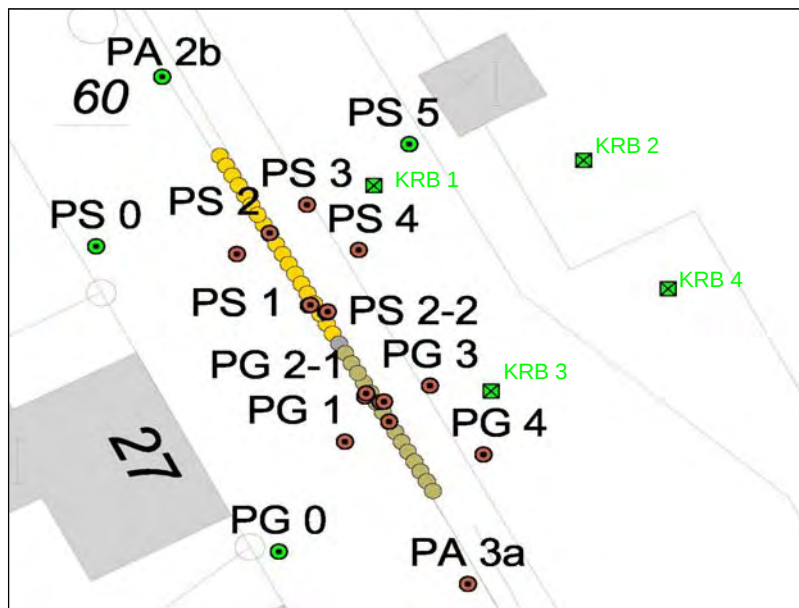


Abbildung 28. Aufsichtsskizze Reinigungswand in Rheine mit Lage der Monitoringpegel (oben, Anstrom: Nr. 0 und 1, Reinigungswand Nr. 2, Abstrom Nr. 3 bis 5) Grundwasserströmung etwa von links nach rechts) und Schnittzeichnung (unten) (Wegner, 2005)

Vermutlich aufgrund einer seit Mitte der 90er Jahre betriebenen P&T-Maßnahme im Bereich der Schadensquelle (kombinierte Bodenluftabsaugung und Grundwasserförderung, AK-Reinigung), kam es seit Installation der Reinigungswand zu einer deutlichen Abnahme der anströmenden Schadstoffgehalte. Seit etwa dem Jahr 2000 gingen die LCKW-Konzentrationen im

direkten Anstrom der Reinigungswand von Werten über 30.000 µg/L auf etwa 3000 und etwa 5000 µg/L zurück und stabilisierten sich auf diesem Niveau (Wegner, 2000; Dahmke et al., 2005). Im RUBIN-Verbund konnten am Standort bzw. mit Materialien vom Standort verschiedene Untersuchungen zur Entwicklung und Bewertung von Monitoring- und Voruntersuchungsmethoden (Dahmke et al., 2005), zur Charakterisierung der mikrobiellen Besiedlung und zur Erfassung bzw. Simulation des lokalen Strömungsfeldes (Wegner, 2005; Parbs et al., 2003; Dahmke et al., 2005) durchgeführt werden, so daß der Standort zum Referenzstandort entwickelt werden konnte. Ergebnisse dieser Arbeiten sind an verschiedener Stelle publiziert. Kurzfassungen zu den Ergebnissen der beteiligten RUBIN-Projekte finden sich in der Anlage dieses Handbuches (siehe RUBIN-Projektberichte).

Im LCKW-Abbau zeigten sich im Vergleich der beiden Wandsegmente deutliche Unterschiede (Abbildung 29 und Abbildung 30). Während im Abstrom der Eisenschwammsektion in den ersten Monaten nach der Installation noch erhöhte CKW-Gehalte auftraten, war schon kurzfristig nach dem Bau der Reinigungswand im Abstrom des zweiten Wandabschnittes eine deutlichere Abreinigung zu erkennen. Nach rund 6 bis 12 Monaten war aber auch im Abstrom der Eisenschwammsektion eine zunehmend bessere Abreinigung des Grundwassers zu erkennen, die sich in den folgenden Jahren fortsetzte und seit nun rund 6 Jahren wird eine Abreinigung von > 99 % erzielt (Abbildung 30). Die aktuellsten Monitoring-Ergebnisse zeigen, daß seit etwa 2002 bis 2003 die LCKW- Gehalte im Abstrom in der Summe unterhalb von 10 bis 20 µg/L liegen.

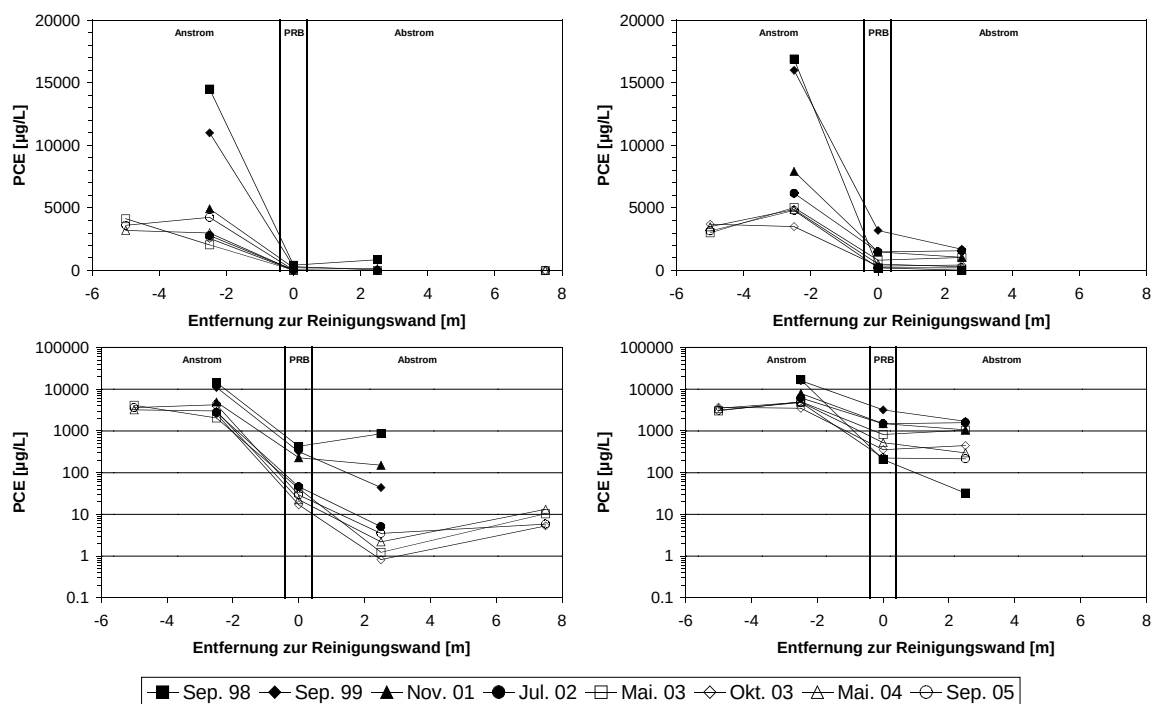


Abbildung 29. Ausgewählte PCE-Konzentrationsprofile in linearer (oben) und logarithmischer (unten) Darstellung entlang der Monitoring-Transekten über die Segmente mit Eisenschwamm (links) und Graugußeisengranulat-Kies-Gemisch (rechts)

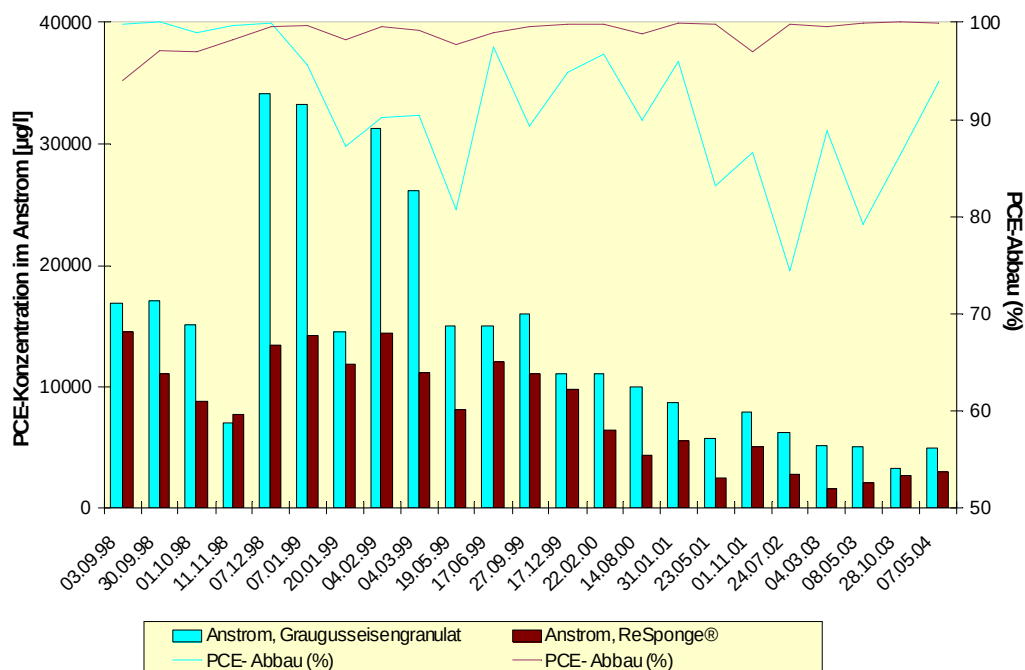


Abbildung 30. Zeitliche Entwicklung des prozentualen PCE-Abbaus und der Zustromkonzentration entlang der Monitoring-Transekten (Anstrompegel PS1 und PG1 sowie Abstrompegel PS3 und PG3 etwa 2,5 m vor bzw. hinter der Reinigungswand) für die mit ReSponge® und Graugusseisengranulat-Kies-Gemisch verfüllten Segmente der Reinigungswand in Rheine (Bild: Mull-und-Partner-Ingenieurgesellschaft mbH, Hannover).

Ein anfänglicher Wiederanstieg der Schadstoffgehalte im Abstrom des Eisenschwammsegmentes kann auf Desorptionsprozesse zurückgeführt werden. Die Konzentrationszeitreihen von PCE, TCE und cis-DCE belegen gemeinschaftlich eine Funktion der Reinigungswand seit rund 7 Jahren und bisher konnten noch keine Anzeichen einer abnehmenden Reaktivität beobachtet werden (Abbildung 31). Auch in der im Jahre 2003 installierten Meßstelle PS 5, ca. 7,5 m im Abstrom des Eisenschwamm-Segmentes, zeigte sich die Reinigungsleistung. So lagen die aktuellsten LCKW-Gehalte in der Summe hier ebenfalls unter 15 µg/L. Die Ethan- und Ethengehalte in der Reinigungswand und im Abstrom lagen mit Ausnahmen stets unterhalb von 50 µg/L und andere Metabolite oder Abbauprodukte (trans-DCE, 1,1-DCE, VC und Ethin) konnten nie oder nur vereinzelt in Konzentrationen von wenigen µg/L beobachtet werden.

Im Gegensatz zum Eisenschwammsegment zeigte sich in dem Graugusseisengranulat-Kies-Segment nach etwa 6 Monaten eine signifikante Abnahme der Reinigungsleistung, von anfänglich >99 % auf rund 70 % bis 85 % während der letzten rund 7 Jahre (Abbildung 29 und Abbildung 30). Neben der nachlassenden Abbaueffektivität gegenüber PCE fällt auf, daß seit etwa 2003 die Gehalte von TCE und cis-DCE in der Reinigungswand und im Abstrom gegenüber dem Anstrom erhöht sind und daß zwischen den Gehalten, die in der Reinigungswand bestimmt werden und denen, die im Abstrom angetroffen werden, keine deutlichen Unterschiede beobachtet werden können (Abbildung 31). Die Ethan- und Ethengehalte waren tendenziell etwas höher als in der Eisenschwammsektion, andere Metabolite traten hier aber ebenfalls nur vereinzelt und in sehr geringen Konzentrationen auf (Abbildung 32).

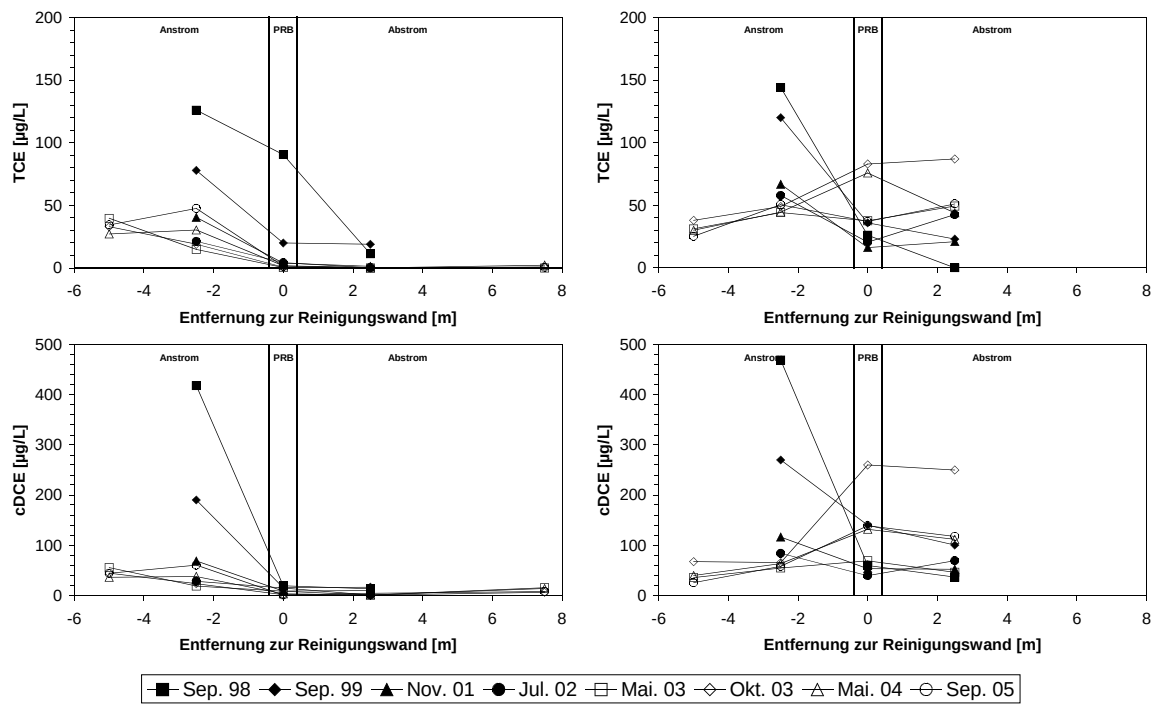


Abbildung 31. Ausgewählte Konzentrationsprofile für TCE und cis-DCE entlang der Monitoring-Transekten über die Segmente mit Eisenschwamm (links) und Graugußeisengranulat-Kies-Gemisch (rechts), cDCE = cis-DCE

Die Charakterisierung der Mikroorganismenvergesellschaftung zeigte eine Besiedlung der Reinigungswand mit hydrogenotrophen Nitrat- und Sulfatreduzierern sowie mit homoacetogenen Organismen, wobei eine stärkere Besiedlung im Graugußeisengranulat-Kies-Gemisch erkannt wurde, was vermutlich auf die höheren pH-Werte (> 10-11) in der mit Eisenschwamm verfüllten Sektion zurückgeführt werden kann (BMBF-Endbericht 0271262, TU Berlin, 2004; Rosenthal, 2004; siehe auch Projektübersichtsbericht im Anhang).

Auch ein Nachweis der Besiedlung mit dechlorierenden Organismen, die PCE bis zu cis-DCE abbauen, konnte nur für das Kies-Eisen-Gemisch erbracht werden. Welchen quantitativen Anteil sie an der Reinigungsleistung haben, konnte jedoch nicht ermittelt werden. In Laborversuchen mit Material vom Standort (Eisenschwamm und Aquifermaterial aus dem Anstrom) konnte gezeigt werden, daß im Abstrom der Reinigungswand ein erhebliches Potential zum natürlichen Abbau von LCKW entstanden ist, was als zusätzliches Schutzpotential wirksam sein kann (Plagentz et al., 2005). Eine ausführliche Diskussion der Änderung der Wasserzusammensetzung im Abstrom der Reinigungswand findet sich beispielsweise bei Dahmke et al., 2005; Ebert et al., 2003a; Ebert et al., 2003b; Ebert et al., 2003c; Ebert, 2004; Parbs et al., 2003.

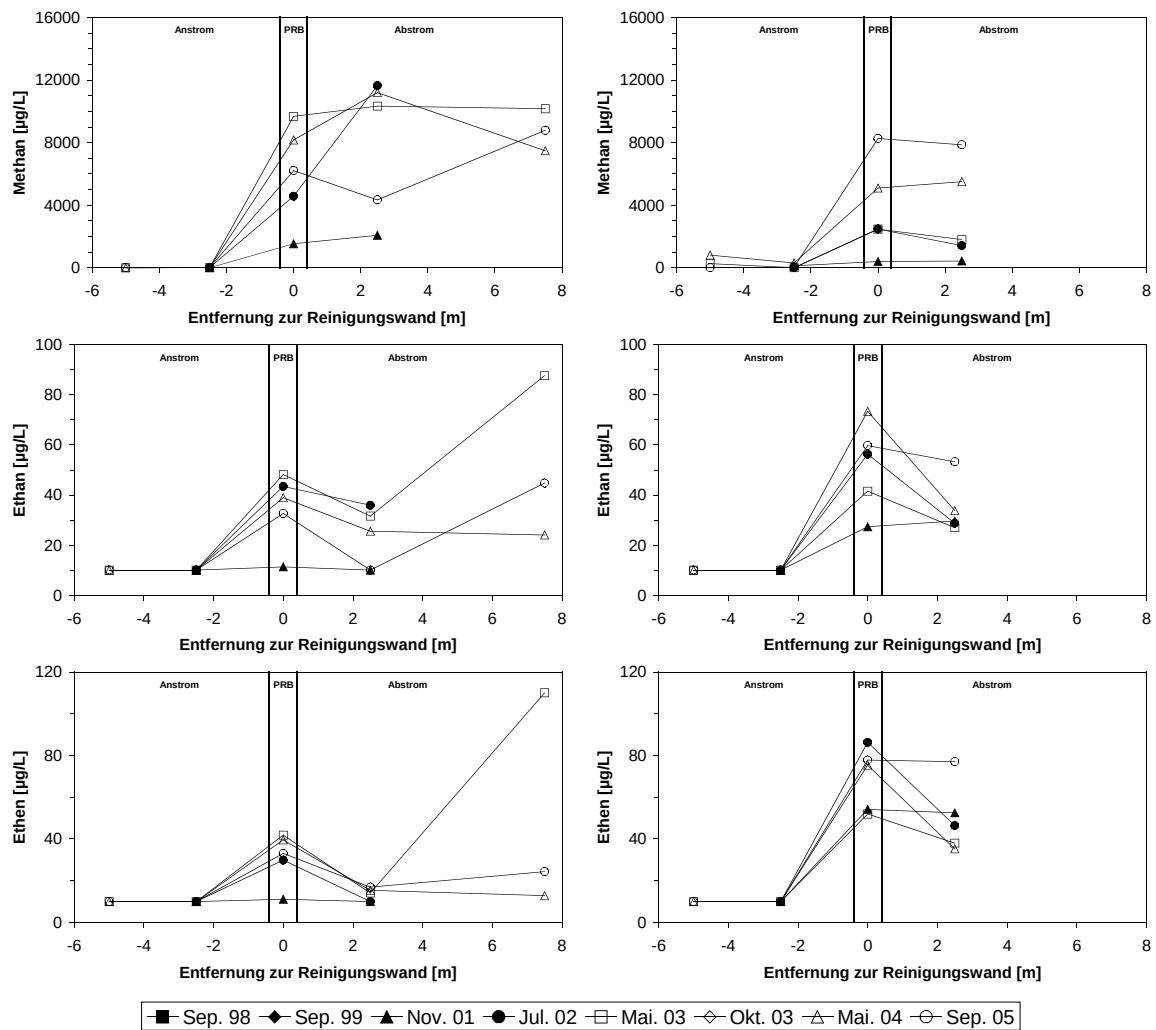


Abbildung 32. Ausgewählte Konzentrationsprofile für Methan, Ethan und Ethen ($10 \mu\text{g/L}$ = kleiner Nachweisgrenze) entlang der Monitoring-Transekten über die Segmente mit Eisenschwamm (links) und Graugußeisengranulat-Kies-Gemisch (rechts)

Weder aus den Konzentrationszeitreihen der organischen oder anorganischen Wasserinhaltsstoffe noch anhand der Ergebnisse von Säulenversuchen, die mit genutztem Material aus der Reinigungswand oder mit Referenzmaterial durchgeführt wurden, konnte eine Erklärung für den beobachteten Reaktivitätsrückgang im Graugußeisengranulat-Kies-Segment abgeleitet werden (Dahmke et al., 2005). Daher wurde von Juli bis August 2002 ein „Forced-gradient“-Tracerversuch mit Nitrat als reaktivem und Lithiumbromid als konservativem Tracer an dem Wandsegment mit Graugußeisengranulat-Kies-Gemisch durchgeführt, um die Ursache der erhöhten Abstromkonzentrationen zu ermitteln (Parbs et al., 2003; Ebert et al., in press). Die Ergebnisse des Versuches zeigten, daß eine insgesamt verringerte Reaktivität in diesem Segment der Reinigungswand als Ursache für die Erhöhung der LCKW-Konzentrationen anzunehmen ist und eine Umströmung ausgeschlossen werden kann. Offen blieb aber, inwieweit die Reaktivität innerhalb des gesamten Wandsegments vermindert ist oder ob aufgrund einer heterogenen Verteilung des Gemisches entlang einzelner Fließpfade eine stärkere Passivierung der $\text{Fe}(0)$ -Oberflächen eingetreten ist bzw. weniger Eisen vorhanden ist und somit Zonen unterschiedlicher Reaktivität vorliegen. Einige Indizien, wie der anfänglich fast

vollständige LCKW-Abbau und die spätere Stabilisierung der Abbauleistung auf niedrigerem Niveau, deuten auf eine Passivierung von Bereichen mit geringerem Fe(0)-Anteil hin. Da die Ergebnisse von Rammkernbohrungen teilweise eine heterogene Mischung von Eisengranulat und Kies aufzeigten, wird eine Entmischung von Eisenpartikeln und Perlkies während des Schüttungsprozesses als Ursache für die beobachtete Einschränkung der Abbauleistung angenommen (Dahmke et al., 2005). Trotz der Abnahme der Reinigungsleistung in dem Graugußeisengranulat-Kies-Segment muß die Reinigungswand in Rheine insgesamt als erfolgreiche Demonstration der Fe(0)-Reinigungswand-Technologie betrachtet werden, da sich langjährig stabile Abbauleistungen erzielen ließen und die abströmenden LCKW-Gehalte vor allem hinter dem Eisenschwammsegment noch weit unter dem Planungszielwert von 100 µg/L liegen.

4.6.3 Das EC-PRB-System Brunn am Gebirge, Österreich

Auf dem ehemaligen Industriestandort (Brunn am Gebirge schließt unmittelbar an den südwestlichen Stadtrand von Wien an) wurde 1999 eine Reinigungswand errichtet, die in ihrer Charakteristik aufgrund verschiedener Eingriffs- und Kontrollmöglichkeiten als EC-PRB-System gelten kann. Entsprechend der Nutzung des Standortes (anfänglich teerverarbeitende Industrie und später Linoleumherstellung) waren zahlreiche lokale Schadensquellen im Untergrund vorhanden, die aus der ungesättigten Zone weitgehend entfernt werden konnten (Bodenaushub) (Niederbacher, 2000; Niederbacher, 2001; Niederbacher, 2003; Simon et al., 2003; PEREBAR, 2003; Birke et al., 2004b). Die Belastung des Grundwassers blieb aber erhalten und in den Jahren 1998 bis 1999 wurden folgende Maximalwerte beobachtet:

PAK:	8,6 mg/L	Phenole:	0,34 mg/L
MKW:	6,6 mg/L	Benzol:	29 µg/L
Toluol:	50 µg/L	TCE:	0,8 µg/L
cis-DCE:	27 µg/L		

Darüber hinaus konnte im südlichen Teilbereich des Standortes eine großflächige (ca. 20.000 m²) mehrere Dezimeter mächtige MKW-Belastung im Grundwasserschwankungsbereich nachgewiesen werden.

Aus der Lage des Standortes am Westrand des südlichen Wiener Beckens resultiert ein vergleichsweise komplexer geologischer Aufbau des Untergrundes. Unter anthropogenen Aufschüttungen von wenigen Metern lagern die quartären schluffig sandigen Kiese des belasteten oberen Aquifers, die das Relief der liegenden tertiären, tonig-siltigen Beckenfüllung des Pannon ausgleichen. Das Pannon grenzt mit Bruchkontakt 500 m westlich vom Standort an die Ausläufer der Kalkalpen und in grobkörnigen Zwischenlagen tritt artesisch gespanntes Grundwasser auf. Bei Grundwasserflurabständen zwischen 1,5 m im Westen und 3,5 bis 4 m im Osten erfolgt der Grundwasseranstrom im oberen Aquifer aus Westen, wobei sich aufgrund einer mit grobkörnigen Sedimenten verfüllten Depression (Tiefenrinne) im Stauerrelief der Gradient verflacht. Das Grundwasser fließt, bedingt durch eine Hochlage des tertiären Grundwasserstauers im Osten, weiter nach Süden und Südosten ab.

Das Sicherungskonzept „Reinigungswand“ wurde durch die Anlage eines künstlichen Teiches unmittelbar nördlich des kontaminierten Bereiches ermöglicht, dessen Wasserspiegel unter dem ursprünglichen Grundwasserspiegel liegt. Die als Kombination einer Dichtwand mit unmittelbar vorgelagerten in situ-Großfiltereinheiten konstruierte Reinigungswand, in Verbindung mit der östlich anschließenden Hochlage des Grundwasserstauers, verhindert den direkten Anstrom von kontaminiertem Grundwasser zum Teich, der als Vorflut genutzt wird. Durch die Ausnutzung des Potentialunterschiedes wird eine Grundwasserabsenkung an der Reinigungswand und damit gleichzeitig passiv eine lokale Umlenkung der Grundwasserströ-

mung erreicht, wodurch das belastete Grundwasser erfaßt und der Reinigungswand passiv zugeleitet wird (Abbildung 33).

Die Dichtwand wurde im Hochdruckbodenvermörtelungs- oder Düsenstrahlverfahren (HDBV bzw. DSV) über eine Länge von 220 m hergestellt. Die Tiefe der Wand ist dem Relief des Stauers angepaßt und bindet ca. 1,5 m in diesen ein. Oberstromig der Dichtwand wurden vier Großbohrungen (Außendurchmesser: 2,8 m), mit Sohl-tiefen zwischen 8 und 9 m und damit Einbindungen in den Grundwasserstauer von 3 bis 4 m, zu Schachtreaktoren ausgebaut. Der Ringraum im Bereich des Stauers und in dem der Dichtwand zugewandten Sektor wurde mit Dichtmaterial verfüllt, während der der Kontamination zugewandte Bereich mit einer Kies-schüttung verfüllt wurde, über die der Zustrom des kontaminierten Grundwassers in die Schachtreaktoren erfolgt. In den Schächten wurden vorgefertigte Reaktoren (Durchmesser 2 m, Länge 6,3 bis 7,9 m) aus glasfaserverstärktem Kunststoff (GFK) installiert und mit Was-seraktivkohle (Formaktivkohle) befüllt. Die Durchströmung der Aktivkohle erfolgt von oben nach unten, und das gereinigte Wasser wird über Sammel- und Steigleitungen einem Mess- und Sammelschacht zugeführt, von dem aus über einen Sickerschacht und eine Drainage das Wasser zum Teich gelangt. Im Sammelschacht kann mit Hilfe eines höhenregulierbaren Ab-laufs der Gradient und damit der Durchfluß geregelt werden, wobei eine maximale Potential-differenz von 1,5 m bis auf Höhe des Teichwasserspiegels genutzt werden kann.

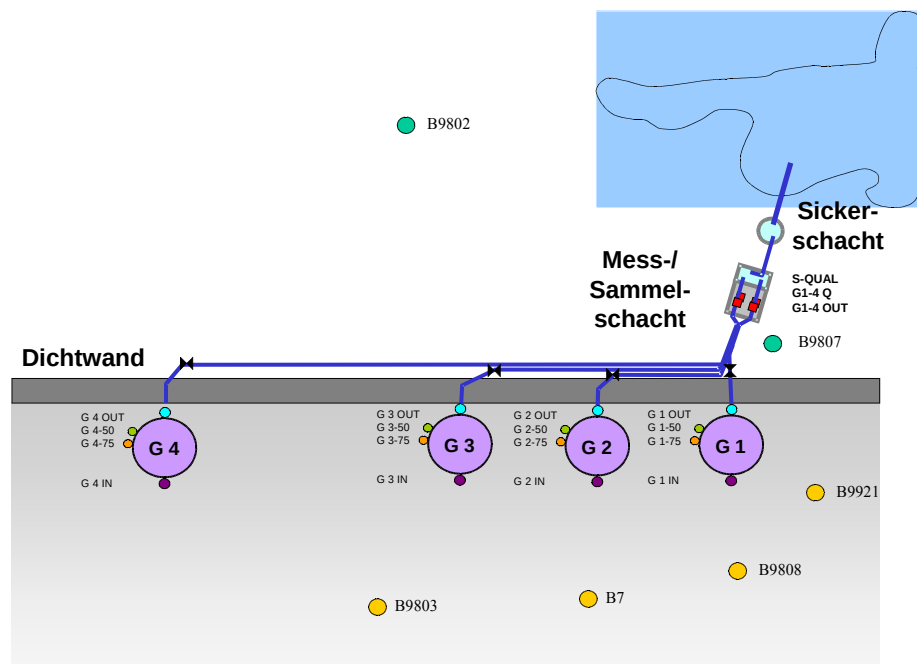


Abbildung 33. Übersicht und Skizze des AR&B-Systems (EC-PRB) in Brunn am Gebirge, Österreich (Bild: Dr. Peter Niederbacher, Klosterneuburg, Österreich)

An ausgewählten Punkten an den Reaktoren, im Sammelschacht und an fünf Pegeln im An-strom auf die Reinigungswand wurden zur Überwachung der Anlage und zur Dokumentation der Ergebnisse, v.a. auch während der Anfangsphase, Sensoren zur Bestimmung der Durch-flußmengen, Wasserstände, spezifischen elektr. Leitfähigkeit und Temperatur installiert. Eine automatisierte Datenübermittlung von den mit Solarenergie versorgten Meßstellen ermöglicht die kontinuierliche Überwachung und zugleich auch eine kurzfristige Reaktion auf Änderun-

gen im Routinebetrieb oder auf Systemstörungen (z.B. Sensordefekte). Nach Fertigstellung der Anlage einschließlich Überwachungstechnik wurde im Probebetrieb (Oktober 1999) die Funktion der Aktivkohlefiltereinheiten und der Fernüberwachung erfolgreich getestet. Die EC-PRB ging anschließend im November 1999 in Betrieb und seither lagen die Gehalte aller Schadstoffe im Ablauf unter der jeweiligen Nachweisgrenze, so daß eine konstante Abreinigung über Jahre belegt werden konnte (Tabelle 14; Birke et al., 2004).

An der Grenzfläche von Wasser und Aktivkohle eines Reaktors kam es aufgrund von Sauerstoffeinträgen über die Wasseroberfläche zu einem vermehrten Wachstum von Mikroorganismen (sogenanntes Biofouling), was schlußendlich zum Clogging an der Oberfläche des reaktiven Materials führte. Die betroffene Aktivkohleschicht wurde ausgetauscht und der Luftzutritt mit Hilfe einer über der Filterabdeckung auf der Wasseroberfläche flotierenden Luftpolsterfolie unterbunden. Nach dieser anfänglichen Störung und erfolgreichen Ertüchtigung arbeitete auch dieser Reaktor wieder ohne Beanstandungen.

Tabelle 14. Schadstoffkonzentrationen (in µg/L) am Ein- und Auslauf des AR&B-Systems Brunn am Gebirge im Zeitraum 10/1999 bis 12/2003 („mitt“: Mittelwert/häufigster Wert, „max“: Maximalwert, „EGW“: Einleitergrenzwert, „ALS“: Ablauf Sammeldschacht, Summe Kohlenwasserstoffe (KW) mit Infrarot(IR)-Analytik; Birke et al., 2004b)

Parameter	EGW	Einlauf								Auslauf	ALS
		G1		G2		G3		G4		G1-G4	
		mitt	max	mitt	max	mitt	max	mitt	max		
Benzol	1	0,2	1,8	4,1	11	<1	<1	1,2	2,8	< 1	< 1
Ethylbenzol		< 1	< 1	12,8	32	3,6	16	19	68	< 1	< 1
Toluol	6	< 1	<1	2,1	7,5	0,67	5,3	6,7	20	< 1	< 1
Xylole		< 1	4	15,4	47	3,4	13,8	31,8	69	< 1	< 1
BTEX	10	< 5	5	30	82	4	24	53	160	< 5	< 5
Phenole	10TSD	< 5	9	20	40	10	30	40	70	< 5	< 5
Summe KW	60	30	110	20	120	60	90	110	260	< 60	< 60
PAK DIN	0,2	1,4	3,4	4,8	12	3,5	10	2,8	5,9	< 0,1	< 0,1
Naphtalin	2	3,7	21	244	1131	15,8	83	234	693	< 0,5	< 0,5
Σ LHKW	18	0,8	4	< 0,1	2,7	< 0,1	2,8	< 0,1	0,3	< 1	< 1

4.7 Nationaler und internationaler Erfahrungsstand im Vergleich

Ein Vergleich der Erfahrungen und Entwicklungstendenzen aus nationalen und internationalen Reinigungswandanwendungen muß immer etwas unausgewogen bleiben, da international weitaus mehr Reinigungswände errichtet wurden. Die Erfahrungen, die in Verbindung mit den deutschen Reinigungswänden gesammelt werden konnten, v.a. auch im Rahmen des RUBIN-Verbundes sowie zuvor im Rahmen des SAFIRA-Verbundes, und die sich daraus ableitenden Entwicklungstendenzen zeigen aber teilweise erkennbare Unterschiede zu den internationalen, v.a. nordamerikanischen. Zunächst kann sicher festgestellt werden, daß den stets allgemein formulierten sogenannten „Lessons Learned“ (gesammelte Erfahrungswerte) generell

nichts entgegensteht und sich diese zwanglos auch auf die nationalen Standorte anwenden lassen. Im Detail sind jedoch Unterschiede anzumerken.

Die international anerkannte Fe(0)-Reinigungswand-Technologie wird bzw. wurde national noch hinterfragt. So konnte erst im Rahmen eines RUBIN-Projektes eine vollständige Schadstoffbilanz für den Abbau von PCE an elementarem Eisen aufgestellt werden und damit Bedenken hinsichtlich der Endprodukte der Reaktion weitgehend ausgeräumt werden (Farahbaksh & Wienberg, 2005). Mit Hilfe von ^{14}C -markiertem PCE konnte in Säulenversuchen, in Verbindung mit den an verschiedenen Standorten bestimmten Austrägen an Ethen und Ethan, gezeigt werden, daß zum einen keine übermäßige Emission dieser z.T. auch als umweltrelevant betrachteten Verbindungen auftritt und zum anderen, daß nicht geschlossene Schadstoffbilanzen bei Feldanwendungen keinen Raum für Spekulationen über nicht erfaßte und möglicherweise toxische Abbauprodukte bieten.

Ein wesentlicher Unterschied zwischen den internationalen und nationalen Erfahrungen um die Fe(0)-Reinigungswand-Technologie kann mit dem sogenannten Gas-Clogging in Verbindung gebracht werden. Während die Abnahme der Permeabilität in Schüttungen aus Fe(0) international hauptsächlich im Zusammenhang mit der Bildung von Mineralphasen diskutiert wird, konnten national andere Erfahrungen gesammelt werden. An den Standorten Bernau, Tübingen und wahrscheinlich auch Edenkoben wurde eine signifikante Verminderung der hydraulischen Durchlässigkeit durch die Akkumulation von Gas in der Schüttung beobachtet. Darüber hinaus konnte für den Standort Tübingen gezeigt werden, daß nicht Wasserstoff, sondern Methan die Hauptkomponente im Gasgemisch ist (Dahmke et al., 2005; Ebert, 2004). Andererseits läßt sich anhand von Wasseranalysen auch für die Reinigungswand am Standort Rheine auf die Existenz einer freien Gasphase in der mit Eisenschwamm gefüllten Sektion schließen. Anzeichen für eine verminderte Durchströmung der Reinigungswand wurden hier bisher aber nicht erkannt (Dahmke et al., 2005; Ebert, 2004). Ob dieses Gas-Clogging nur an den nationalen Reinigungswänden aufgetreten ist oder ob nicht vielmehr an den internationalen Reinigungswänden dieser Aspekt der Technologie bisher wenig beachtet wurde, ist nicht zu entscheiden. Es ist jedoch festzustellen, daß dieser Thematik zunehmend Aufmerksamkeit gewidmet wird.

Die Notwendigkeit von Voruntersuchungen im Labormaßstab oder ggf. als on site-Versuch ist international wie national unstrittig. Wie auch für die Korrosion an sich, konnte bisher keine quantifizierende Beziehung zwischen der Zusammensetzung technischer Eisensorten und der Abbaugeschwindigkeit von CKW an Eisengranulaten aufgestellt werden. So wurden beim Test verschiedener technischer Eisensorten für den Abbau von TCE-Geschwindigkeitskonstanten bestimmt, die in einer Größenordnung von mehreren Zehnerpotenzen variierten (Miehr et al., 2004). Darüber hinaus ist der Einfluß der Grundwasserzusammensetzung und des Massenflusses signifikant, da auch mit gleichen Eisensorten ähnliche Schwankungsbreiten der Abbauraten gefunden werden können, wenn diese in verschiedenen Grundwässern getestet werden (Ebert, 2004; Ebert et al., 2006; Parbs et al., eingereicht). Damit wird deutlich, daß Laboruntersuchungen mit Standortgrundwässern in Säulenversuchen auch heute noch unverzichtbar sind, um eine Prognose zur Machbarkeit und Langzeitwirksamkeit einer Fe(0)-Reinigungswand für einen bestimmten Standort zu erstellen (siehe Kapitel 3.1.4). Die Übertragbarkeit der Ergebnisse dieser Laborversuche auf Feldbedingungen konnte im Rahmen der FuE-Arbeiten im RUBIN-Verbund gezeigt werden (Dahmke et al., 2005, Ebert et al., 2003a; Ebert et al., 2003b; Ebert et al., 2003c; Ebert, 2004), auch wenn bezüglich der Extrapolation der Versuchsergebnisse auf Zeiträume von Dekaden durchaus noch Fragen offen sind (Scherer et al., 2000; Sarr, 2001; Vidic, 2001; Roehl & Czurda, 2001; Simon et al., 2001; Gavaskar et al., 2002; Simon et al., 2003; Warner & Sorel, 2003).

Für die Planung einer Reinigungswand mit anderen reaktiven Materialien als Fe(0) sind ebenfalls Laboruntersuchungen im Vorfeld angeraten, wobei grundsätzlich gilt, daß mit komplexer werdenden Behandlungsverfahren auch komplexere oder umfangreichere Voruntersuchungen notwendig werden. Diesem Umstand kommt insofern eine gewisse Bedeutung zu, als daß im nationalen Bereich eine Tendenz zu erkennen ist, auch komplexe Schadensfälle mit Hilfe von Reinigungswänden zu behandeln. Im internationalen Bereich wurden in der Vergangenheit zwar mehr unterschiedliche reaktive Materialien eingesetzt als in Deutschland, Kombinationen von reaktiven Materialien, wie sie beispielsweise im Rahmen von SAFIRA erfolgreich getestet wurden, werden aber vergleichsweise selten eingesetzt bzw. in Erwägung gezogen (z.B. Beneluxländer).

Auch im Rahmen vom RUBIN-Verbund konnten mit entsprechend umfangreicheren Voruntersuchungen im Labor und on site-Anlagen die planungsrelevanten Grundlagen für die Behandlung einer Mischkontamination (PAK und BTEX) mit Hilfe eines Kombinationsreaktors (Bioabbau und Aktivkohle) am Standort einer ehemaligen Teerfabrik in Offenbach erarbeitet werden (BMBF-Endbericht 02WR0293, HIM GmbH, 2005; Projektübersichtsbericht siehe Anhang).

Für einen weiteren Standort in Wiesbaden, an dem eine Arsenbelastung vorliegt, konnten ebenfalls in Labor- und on site-Studien die Grundlagen für eine Sicherung mit Hilfe der Reinigungswandtechnologie erarbeitet werden, wobei auch gezeigt werden konnte, daß sich mit Hilfe von permeablen Anstrom-Barrieren das geochemische Milieu im Bereich der Schadensquelle dahingehend manipulieren läßt, daß ein kürzer Sanierungszeitraum erreicht werden kann (Köber et al., 2005; Köber et al., 2005; BMBF-Endbericht 02WR0307, HIM GmbH, 2005; Projektübersichtsbericht zu Wiesbaden siehe Anhang).

Bei einem Vergleich der relativen Häufigkeit der verschiedenen Reinigungswände ist zu erkennen, daß im nationalen Bereich zum einen Aktivkohle als reaktives Material häufiger eingesetzt wurde und zum anderen F&G-, D&G- oder EC-PRB-Systeme gegenüber CRB-Systemen bevorzugt verwirklicht wurden. Feldanwendungen von Reinigungswänden mit Aktivkohle sind u.a. an den Standorten Karlsruhe, Reichenbach, Denkendorf, München, Bitterfeld, Brunn am Gebirge (Österreich), Auby und Brest (Frankreich) sowie Tifton (U.S.A.) großtechnisch realisiert, wobei überwiegend PAK, auch in Kombination mit Chloraromaten, oder komplexe Stoffgemische erfolgreich behandelt werden.

Die Installationen in Denkendorf, München, Brunn am Gebirge und Tifton sind als Schachtbauwerke konstruiert, in denen mit Aktivkohle beschickte Reaktoren eingelassen wurden, was sich primär auf die Notwendigkeit des regelmäßigen Materialaustausches bei der Verwendung von Aktivkohle zurückführen läßt (Wahrung einer möglichst einfachen Zugänglichkeit), gleichzeitig aber auch höhere Kontroll- und Eingriffsmöglichkeiten aufgrund der besseren Zugänglichkeit bietet. Bei der Planung komplexer Reinigungswandanwendungen als EC-PRB mit unterirdischer Reinigungs- und Steuerungstechnologie sollte, wenn nicht andere Gründe, wie Flächennutzung, Stadtbild, Einleitergebühren etc., dagegen sprechen, abgewogen werden, ob die gegenüber einer oberirdischen Anlage regelmäßig höheren Kosten eines unterirdischen Anlagenausbaus im geplanten Anwendungszeitraum die Kosten einer äquivalenten aktiven Wasserförderung aufwiegen.

Im Fall eines klassischen F&G-Systems sollten im Idealfall bei der Planung unterschiedliche Wasserflüsse bzw. Schadstofffrachten, bedingt durch die hydrogeologische Situation am Standort bzw. der Schadstoffverteilung im Untergrund bei der Planung der Reinigungswand berücksichtigt werden, so daß unterschiedlich dimensionierte Gates der Standortsituation an-

gepaßt werden können. Ohne Potentialausgleich (z.B. durch freie Wasserkörper oder angepaßte Filterkiesschüttungen) erfolgt die An- und Durchströmung der reaktiven Füllung entsprechend der, möglicherweise kurzgeschlossenen, Heterogenitäten im Untergrund. Modellierstudien im Rahmen von RUBIN konnten aufzeigen, daß die Verteilung der hydraulischen Durchlässigkeiten im unmittelbaren Anstrom auf die geplanten Gates einer Reinigungswand einen signifikant höheren Einfluß auf die Wirksamkeit der Reinigungswand hat, als die hydraulischen Durchlässigkeiten in weiterer Entfernung zur geplanten Barriere (ZAG, 2005).

Darüber hinaus können lokale Änderungen der Permeabilität im reaktiven Material im Laufe des Betriebs zur Umverteilung der Wasserströmung führen. Bei CRB-Systemen, die sich oftmals über eine größere durchströmte Breite erstrecken als die Gates bei F&G-Systeme, sind diese Zusammenhänge noch stärker zu berücksichtigen. Es wird deutlich, daß eine hinreichende Erkundung des Standortes vor der Installation der Reinigungswand signifikant zur Erhöhung der Erfolgchancen einer Anwendung beiträgt. Bei der Berechnung der benötigten Dicke einer Reinigungswand sollten mögliche Unterschiede in der Durchströmung aufgrund einer heterogenen Verteilung der hydraulischen Durchlässigkeiten berücksichtigt werden, beispielsweise mit Hilfe von Modellsimulationen oder durch Vergrößerung eines Sicherheitsfaktors.

Ohne statistische Signifikanz und stark vereinfachend läßt sich aufzeigen, daß in Deutschland und Österreich F&G-, Drain-and-Gate- und EC-PRB-Systeme mit Aktivkohle als reaktivem Material erfolgreicher waren als F&G-Systeme mit elementarem Eisen, andererseits aber in CRB-Systemen Eisen erfolgreich im langjährigen Betrieb eingesetzt werden konnte. Ein Vergleich mit internationalen Erfahrungen fällt schwer, da zum einen weniger häufig Aktivkohle eingesetzt wurde und zum anderen CRB-Systeme gegenüber F&G-Systemen bevorzugt installiert wurden. Ergebnisse aus RUBIN-Projekten lassen vermuten, daß ein höherer Massenfluß bei der Anwendung der Fe(0)-Reinigungswandtechnologie die Störungsanfälligkeit der Systeme erhöht (Parbs et al., eingereicht), eine verallgemeinerbare Aussage ist aber z.Zt. noch nicht möglich. Es lassen sich daher keine generellen Rückschlüsse zur Machbarkeit oder Anfälligkeit bestimmter Systemkonfigurationen, wie z.B. F&G mit Fe(0), ziehen, wenngleich dieser Fragestellung zukünftig Aufmerksamkeit zu widmen ist.

Im Einklang mit internationalen Erfahrungen konnte auch an den nationalen Reinigungswandstandorten aufgezeigt werden, daß ein Verständnis der Grundwasserströmung vor, aber auch nach der Installation einer Reinigungswand eine Grundvoraussetzung für die Planung, aber auch für die Überwachung ist. Die Überwachung der Grundwasserströmung nach der Installation gestaltet sich immer dann als Herausforderung, wenn kleine Gradienten bei kleinem Abstand der Messpunkte zueinander auftreten. Es gilt international als anerkannt, daß in diesen Fällen nur Tracerversuche die Möglichkeit zur detaillierten Abbildung des Strömungsfeldes bieten und in Zweifelsfällen durchzuführen sind. Die im Rahmen des RUBIN-Verbundes durchgeführten Arbeiten zur Entwicklung und Bewertung von Monitoringstrategien bei Reinigungswänden unterstützen diese Einschätzung (Dahmke et al., 2005), wobei die Erweiterung des Untersuchungskonzeptes hin zum kombinierten Einsatz von konservativen und reaktiven Tracern (Parbs et al., 2003; Ebert et al., in press) eine Verbesserung bisheriger Methoden darstellt.

4.8 Fazit der gesammelten Erfahrungen

Mit der zunehmenden Standzeit der bestehenden Reinigungswände in Deutschland, v.a. aber auch mit der zunehmenden Anzahl internationaler Reinigungswandanwendungen, konnten im Laufe der letzten Jahre verschiedene offene Fragen hinsichtlich der Möglichkeiten und Grenzen der Reinigungswandtechnologie beantwortet werden. Die Erfahrungen, die im Zusammenhang mit nationalen Reinigungswänden gesammelt wurden gliedern sich in die internationalen ein, so daß sich ein „nationales“ Fazit nur wenig von einem „internationalen“ unterscheidet. Einige Besonderheiten der nationalen Projekte konnten aber im Zuge der FuE-Arbeiten im RUBIN-Verbund beleuchtet werden und es zeigte sich, daß die Ergebnisse der Arbeiten nach jetzigem Kenntnisstand auch internationale Relevanz besitzen. Betrachtet man die Situation in Deutschland, so muß festgestellt werden, daß die ersten kommerziellen Reinigungswände in Tübingen und Edenkoben in ihrem Erfolg hinter den Erwartungen zurückgeblieben sind. Andererseits demonstrieren jüngere Reinigungswände, in denen v.a. Aktivkohle eingesetzt wurde, überwiegend den erfolgreichen Einsatz der Reinigungswandtechnologie und auch die, ebenfalls schon seit 1998 operierende, Pilot-Reinigungswand in Rheine kann nur als Erfolg betrachtet werden.

Als eine übergreifende Erfahrung, die sich auch mit den internationalen Erkenntnissen deckt, läßt sich feststellen, daß Leistungseinschränkungen bei Reinigungswänden zum überwiegenden Teil auf hydraulische Fragestellungen im weiteren Sinne zurückgeführt werden können. Die bisher bekannten Ursachen reichen von ungenügenden Erkundungen vor der Installation, über fehlerhafte Bauausführungen bis hin zu Clogging-Phänomenen, die zu einer Umströmung einer Reinigungswand führen können. Gerade der letzte Punkt, das Clogging, zeigt, wie geochemische und z.T. mikrobiologischen Fragestellungen mit hydraulischen und/oder hydrogeologischen Fragestellungen zusammenhängen können und unterstreicht gleichzeitig die Notwendigkeit eines adäquaten Monitorings von Reinigungswänden, um bei veränderlichen Randbedingungen eine Überwachung zu gewährleisten. Positiv ist in diesem Zusammenhang sicherlich zu bewerten, daß sich die etablierte Vorgehensweise bei der Dimensionierung einer Reinigungswand, zunächst Laborversuche zur Ermittlung der Abbaugeschwindigkeit oder Rückhaltekapazität durchzuführen, insofern bewährt hat, als daß Leistungseinschränkungen bisher noch nicht auf eine verminderte Abbauleistung zurückgeführt werden konnten, die sich nicht schon in Versuchen abzeichnete.

Werden die nationalen und internationalen Erfahrungen, Schlußfolgerungen und Tendenzen vereinfachend zusammengefaßt, so läßt sich feststellen:

- Für eine Maximierung der Erfolgchancen einer Reinigungswandanwendung ist eine hinreichende Erkundung des Standortes in Bezug auf die hydrogeologischen und geochemischen Gegebenheiten erforderlich, und mit Hilfe numerischer Simulationen sollten Unsicherheiten minimiert werden.
- In der Regel sind noch Laboruntersuchungen durchzuführen, um eine angepaßte Dimensionierung der Reinigungswand zu ermöglichen; hierfür stehen überprüfte Verfahren zur Verfügung.
- Das Monitoring bei Reinigungswänden muß sowohl die hydraulische Situation als auch die geochemischen Wechselwirkungen erfassen, und hierbei sind angepaßte Untersuchungen (wie z.B. Tracerversuche), Probenahmestrategien und Analyseprotokolle erforderlich.
- Elementares Eisen (international) und Aktivkohle (national) sind bisher die am häufigsten eingesetzten reaktiven Materialien, die Entwicklung neuer Materialien wird aber weiterhin betrieben.

- Unterschiedlichste Konstruktionsformen und reaktive Materialien wurden entsprechend der verschiedenen Standortbedingungen eingesetzt, um angepaßte Systeme zu errichten.
- Neben CRB-Anwendungen werden zunehmend auch EC-PRB-Anwendungen installiert (v.a. in Europa), während einfache F&G-Systeme in ihrer Häufigkeit zurücktreten;
- Zunehmend wird auch der Einsatz der Reinigungswandtechnologie zur Behandlung komplexer Kontaminationen in Erwägung gezogen, und durch die Kombination verschiedener reaktiver Materialien konnten erfolgreiche Anwendungen im Feld demonstriert werden.
- Trotz umfangreicher Studien in den letzten 10 Jahren konnten noch nicht alle Fragen in Bezug auf die Reinigungswandtechnologie beantwortet werden; die für die Sanierungspraxis wichtigsten stehen im Zusammenhang mit:
 - der Gasbildung in Fe(0)-Reinigungswänden und dem daraus resultieren Potential für ein Clogging des Systems,
 - der Chargentreue technischer Eisengranulate und der Vorhersagbarkeit der Abbaugeschwindigkeit anhand der Materialzusammensetzung, Grundwasserbeschaffenheit und des Massenflusses,
 - der Ausbildung von Abreinigungsfronten im Abstrom von Reinigungswänden (Desorptions- und Rückdiffusionsproblematik, Ort der Leistungsbeurteilung).
- Die noch offenen Fragen zur Langzeitwirksamkeit von Reinigungswänden lassen sich nur mit zunehmender Standzeit bestehender und möglicher neuer Reinigungswände sowie durch gezielte FuE-Arbeiten beantworten.
- Die Mehrzahl der Anwendungen hat gezeigt, daß Reinigungswände langfristig eine wirksame Behandlung kontaminierter Grundwässer unter in situ-Bedingungen sicherstellen können.
- In Deutschland gelten Reinigungswände noch nicht als etablierte Sanierungstechniken, nicht zuletzt mit der Vorlage dieses Handbuches wird sich dieser Zustand aber ändern, und er sollte dies auch, da international keine Bedenken bezüglich des grundsätzlichen Einsatzes der Technologie im Kanon der Grundwassersanierungs- und -sicherungsverfahren mehr bestehen.

5 Vertiefende Grundlagen

5.1 Standortcharakterisierung

Bereits zur Ersteinschätzung eines Reinigungswandeneinsatzes, erst recht zur Vorplanung im Rahmen der Sanierungsuntersuchung und insbesondere zur detaillierten Sanierungsplanung eines Reinigungswandbauwerkes sind umfassende Standortkenntnisse erforderlich:

- Beschreibung des Untergrundaufbaus und der geohydraulischen Eigenschaften der verschiedenen Schichten,
- Charakterisierung der Grundwasserströmungsverhältnisse einschließlich zeitlicher Schwankungen,
- Identifizierung der zu behandelnden Schadstoffe, deren Verteilung, sowie ihre chemisch-physikalischen Eigenschaften und Mengen,
- Bestimmung des Grundwasserchemismus, d.h. des geochemischen Milieus, einschließlich der anorganischen und organischen Grundwasserinhaltsstoffe, die die Funktions- bzw. Leistungsfähigkeit einer Reinigungswand beeinflussen könnten,
- Sonstige Standortbedingungen, wie beispielsweise Gebäude, Leitungen, die die Errichtung eines Wandbauwerkes behindern könnten.

Im Folgenden werden diejenigen Parameter und Standortcharakteristika vorgestellt, die die

- Geologie
- Hydrogeologie
- natürliche Grundwasserchemie
- Schadstoffsituation sowie
- sonstige Randbedingungen

betreffen und wesentlich den Einsatz, die Planung sowie den Bau und Betrieb einer Reinigungswand beeinflussen und bestimmen.

Eine Zusammenfassung der minimal im Rahmen einer Standortcharakterisierung benötigten Daten enthält Kapitel 3.1.1.

5.1.1 Geologische und hydrogeologische Randbedingungen

Bezüglich der Geologie und Hydrogeologie eines Standortes sind für den Einsatz einer Reinigungswand insbesondere von Interesse:

- die lithologischen und geohydraulischen Eigenschaften des kontaminierten Aquifers und, sofern vorhanden, seiner Deckschichten zur Auswahl des Wandtyps,
- die Art und Tiefenlage des Grundwasserstauhorizontes zur Entscheidung ob und wie eine Einbindung der Reinigungswand in den Grundwasserstauer möglich ist,

- ingenieurgeologische bzw. bodenmechanische Eigenschaften des Untergrundes zur Auswahl möglicher Bauverfahren,
- die Grundwasserfließgeschwindigkeit zur Bemessung des Bedarfs an reaktivem Material.

Das Ziel der geologischen Standortcharakterisierung ist eine umfassende Beschreibung des Untergrundes hinsichtlich seiner Beschaffenheit und seiner Eigenschaften. Bei der Beschreibung der geologischen Untergrundverhältnisse sollten neben der allgemeinen lithologischen und stratigraphischen Charakterisierung folgende weitere Aspekte berücksichtigt werden:

- Schichtenfolge, Schichtgrenzen, Mächtigkeiten,
- vertikale und horizontale Ausdehnung der Schichten,
- großräumige Heterogenitätsstrukturen,
- kleinräumige Variabilität der Lithologie der verschiedenen Schichten,
- Lagerungsverhältnisse.

Für Festgesteinsbereiche (als Grundwasserleiter oder -stauer) sind zudem von Bedeutung:

- Trennflächengefüge, Kluftgefüge,
- Verwitterungszustand,
- Lösbarkeit.

Durchgehend homogene Gesteinsschichten sind nur sehr selten anzutreffen. Anstattdessen weisen insbesondere glaziale und fluviatile Ablagerungen eine kleinräumige Variabilität hinsichtlich ihrer lithologischen Eigenschaften auf, die sich in der Regel auch in ihren geohydraulischen Eigenschaften widerspiegelt.

Geologische Hindernisse/Geotechnik

Die Errichtung einer Reinigungswand kann durch geologisch bedingte Hindernisse, wie beispielsweise größere Steine oder stark verfestigte Sedimente, erschwert sein (z.B. beim Einsatz der Spundwandtechnik). Entsprechend sind sie bei der Auswahl der Herstellungstechnik zu berücksichtigen (U.S. EPA, 1998). Beim Auftreten von feinkörnigen Zwischen- oder Deckschichten können feine Bodenpartikel durch vertikale Verschleppung die durchlässigen Bereiche bei der Herstellung der Wand verschmieren und damit die Durchlässigkeit insgesamt reduzieren. Ferner muß an manchen Standorten damit gerechnet werden, daß aus dem umliegenden Boden in die Wand eingespülte Feinkornanteile (tonige, schluffige oder organische Substanzen) zu einer Verminderung der Durchlässigkeit des Füllmaterials führen können (U.S. EPA, 1996). Insbesondere, falls hohe Grundwasserfließgeschwindigkeiten zu erwarten sind (z.B. bei F&G-Systemen im Zustrom der Gates), ist daher auf Filterstabilität zu achten.

Geochemie

Die natürliche Zusammensetzung des Grundwassers wird i.e.L. durch die chemischen Bestandteile der durchströmten Untergrundschichten bestimmt. Die Art der Untergrundkontamination selbst bzw. im Schadensherd oder im Abstrom abtretende chemische und biologische Prozesse verändern i.d.R. den Grundwasserchemismus, wobei häufig auch Ungleichgewichtsbedingungen zu beobachten sind. Innerhalb der Reinigungswand kann es durch weitere chemische oder biologische Prozesse zu Fällungsreaktionen kommen, die störend oder sogar inhibierend für den Reinigungsprozeß sein können. Wirken sich die Reaktionen innerhalb der Reinigungswand signifikant auf die Zusammensetzung des Grundwassers aus (pH, E_H , gelöste Bestandteile), ist damit zu rechnen, daß das austretende Wasser nicht im chemischen Gleichgewicht zur Gesteinsmatrix im abstromigen Aquifer steht, so daß es hier zu weiteren Wechselwirkungen kommt, die zu einer erneuten Änderung des Grundwasserchemismus führen.

Angaben zum Aquifer

Die Angaben zum Aquifer sollten sich auf die folgenden Parameter/Eigenschaften beziehen:

- Art und Mächtigkeit des Grundwasserleiters,
- Heterogenitätsstrukturen,
- evtl. Stockwerksgliederung,
- hydraulische Durchlässigkeit,
- Anisotropie der hydraulischen Durchlässigkeit,
- vertikale Graduierung der hydraulischen Eigenschaften.

Klassifizierung

Geologische Schichten werden in der Hydrogeologie üblicherweise in Grundwasserleiter, Geringleiter und Nichtleiter unterteilt (Hölting, 1996). Dazu unterscheidet man Poren- und Kluft- bzw. Karstgrundwasserleiter. Während sowohl für Grundwasserleiter als auch für -geringleiter eine passive hydraulische Abstromsanierung mittels einer Reinigungswand im Prinzip möglich ist, scheidet dies für Nichtleiter aus. Die Unterscheidung dieser drei Gruppen basiert auf der hydraulischen Durchlässigkeit im Gesteinsverbund und richtet sich auch nach der Zielstellung, wobei unterschiedliche Einteilungen in der Literatur zu finden sind. Im Zusammenhang mit der Sanierung von Grundwasserverunreinigungen werden beispielsweise Kiese und Sande als Grundwasserleiter, schwach bindige Sedimente, z.B. Hangschuttablagerungen, als Geringleiter und tonige Sedimente, z.B. Seetone, als Nichtleiter bezeichnet. Eine nähere Eingrenzung erfolgt im Zusammenhang mit der Erläuterung der hydraulischen Durchlässigkeit.

Kluftgrundwasserleiter werden meist als Geringleiter, Karstgrundwasserleiter i.d.R. als Leiter eingestuft. Reinigungswände sind prinzipiell im zerklüfteten Festgestein einsetzbar, wenngleich ihre Dimensionierung und Errichtung aufwendiger und komplizierter als im Fall von Porengrundwasserleitern ist. Dagegen sind Karstgrundwasserleiter eher nicht für die Anwendung von Reinigungswänden geeignet, da sowohl räumlich als auch zeitlich mit extrem unterschiedlichen Fließgeschwindigkeiten zu rechnen ist, was i.d.R. durch die Dimensionierung nicht ausreichend kompensiert werden kann. Wie bereits in Kapitel 2.4 erläutert, sind die ver-

schiedenen Wandsysteme für unterschiedliche Aquifertypen geeignet. Während F&G-Systeme bei gut durchlässigen Aquiferen sinnvoll sind, können D&G vor allem bei Grundwassergeringleitern eingesetzt werden. Im Falle von Kluftgrundwasserleitern sind F&G-Systeme nur in Ausnahmefällen sinnvoll, da durch die Leitwand u.U. Fließwege verschlossen werden können. In Tabelle 15 sind die Einsatzmöglichkeiten der verschiedenen Wandsysteme für unterschiedliche Sedimente bzw. Gesteine orientierend angegeben. Im Einzelfall kann sich aber in Abhängigkeit von den jeweiligen Standortverhältnissen durchaus eine andere Priorisierung ergeben.

Tabelle 15. Eignung verschiedener Reinigungswandsysteme für unterschiedliche Gesteinstypen

Lockergesteine	CRB	F&G	D&G
Kies	X	X	
Grobe Sande	X	X	
Mittelsand	X	X	
Feinsand	X	X	X
Sand-Schluff-Gemische	X	X	X
Schluff			X
Sandige Tone			X
Ton			
Festgesteine			
Stark geklüftet	X		X
Mäßig bis schwach geklüftet			X

Aquifermächtigkeit und Aquiferbasis

Der Aquifer stellt i.d.R. in seiner ganzen Mächtigkeit den Anwendungsbereich für eine Reinigungswand dar. Insbesondere bei flachen Grundwasserleitern und Kontaminationen mit DNAPL (z.B. LCKW) reicht die Verunreinigung meist bis an die Aquiferbasis. Bei mächtigen Grundwasserleitern, die darüber hinaus aufgrund von schlechter durchlässigen Zwischenhorizonten eine ausgeprägte Anisotropie der hydraulischen Durchlässigkeit aufweisen, und einer Kontamination mit LNAPL kann auch ein vertikal unvollständiges Erfassen des Aquifers mit einer sogenannten „hängenden“ Reinigungswand eine sinnvolle Lösung darstellen. Kritisch zu beurteilen sind in diesem Fall aber F&G-Systeme, da durch die erzwungene Umlenkung des Grundwasserstroms eine potentielle Unterströmung des Funnels möglich wird. Eine möglichst wirklichkeitsnahe numerische Strömungsmodellierung ist für hängende Reinigungswände unverzichtbar (für alle anderen Fälle auch angeraten), wobei einer genauen Charakterisie-

rung der Anisotropie der hydraulischen Durchlässigkeit durch hydraulische Experimente (Pumpversuche, Slug-Tests) eine ausschlaggebende Bedeutung zukommt.

In den meisten Fällen wird jedoch bei der Errichtung einer Reinigungswand die Einbindung der Wand in einen Grundwasserstauer angestrebt werden, um nachteilige Unterströmungen des Bauwerkes zu verhindern. Eine Herausforderung ist dies bei großen Aquiferteufen (ca. > 30 m), beim Auftreten von groben Geröllen an der Aquiferbasis oder bei harten unverwitterten Festgesteinsoberflächen.

Grundwasserstockwerke

Im Falle einer Gliederung des Grundwasserleiters in Stockwerke ist zunächst von Bedeutung, ob mehrere Stockwerke von der Verunreinigung betroffen sind. Bei der Anwendung von Reinigungswänden ist vor allem zu prüfen, inwieweit eine hydraulische Trennung der verschiedenen Stockwerke gegeben ist und daraus resultierend, ob eine hydraulische Verbindung der Stockwerke durch die Reinigungswand sinnvoll ist oder nicht. Während im Fall von D&G-Systemen eine integrale Erfassung der kontaminierten Stockwerke mittels einer vertikal durchgehenden Wand i.d.R. sinnvoll sein wird, erscheint dies bei CRB oder F&G-Systemen eher nicht gegeben, da schon geringe Unterschiede in der hydraulischen Durchlässigkeit oder im hydraulischen Gradienten der verschiedenen Stockwerke zu vertikalen Ausgleichsströmungen führen können, deren Bedeutung für die Funktion der Reinigungswand nur schwer prognostizierbar ist. Es ist davon auszugehen, daß die Herstellung einer Reinigungswand mit hydraulisch getrennten Segmenten für mehrere Stockwerke eines Grundwasserleiters mit einem hohen technischen Aufwand verbunden ist und bei der Bauausführung eine besondere Sorgfalt erfordert.

Heterogenitäten

Eine möglicherweise entscheidende Bedeutung für das Funktionieren einer Reinigungswand kommt der Charakterisierung der räumlichen Heterogenität der hydraulischen Eigenschaften des Aquifers zu. I.d.R. ist von einem heterogenen Aufbau des Aquifers sowohl in horizontaler als auch vertikaler Richtung auszugehen. Die Folge sind unterschiedliche Fließgeschwindigkeiten und damit häufig einhergehend auch unterschiedliche Schadstoffkonzentrationen in räumlich unmittelbarer Nachbarschaft. Eine quasi homogene CRB wird diese ungleichmäßige Durchströmung i.d.R. nur teilweise ausgleichen. Es ist daher zu prüfen, in welchem Umfang eine ungleichförmige Durchströmung einer CRB durch entsprechende Sicherheitszuschläge bei der Dimensionierung kompensiert werden kann. Im Falle von Reinigungswänden mit gelenktem Grundwasserfluß wird der Gefahr einer ungleichförmigen Durchströmung deutlich besser entgegengewirkt; allerdings ist bei F&G-Systemen darauf zu achten, daß die Gates in hydraulisch gut durchlässigen Bereichen des Aquifers plaziert werden.

Die häufig geringe Effizienz von P&T-Anwendungen ist nicht zuletzt auf die unvorteilhafte Wirkung von Heterogenitätsstrukturen zurückzuführen. Vor allem bei der Anwendung dieser Verfahren zur Dekontamination des Aquifers führen Heterogenitätsstrukturen nicht selten dazu, daß in den gut durchlässigen Bereichen quasi sauberes Wasser zirkuliert, während die Schadstoffe aus den schlechter durchlässigen Zonen nur sehr langsam ausgetragen werden. Im Vergleich dazu werden bei einer Abstromsicherung mittels einer Reinigungswand die aus

dem Schadensherd ausgetragenen Schadstoffe mit einem wesentlich geringeren Wassereinsatz, d.h. mit einem wesentlich geringeren Energieaufwand erfaßt.

Hydraulische Leitfähigkeit, Durchlässigkeit und Transmissivität

Die hydraulische Durchlässigkeit des Untergrundes ist eine entscheidende Kenngröße für die Anwendung einer Reinigungswand und für deren Dimensionierung. Neben einer Bestimmung der mittleren Durchlässigkeit bzw. der Transmissivität (Integral der Durchlässigkeit über die wassergesättigte Mächtigkeit) für den Bereich der Reinigungswand sind Kenntnisse über die räumliche Variabilität (siehe oben) sowie über eine Anisotropie (horizontal/vertikal) bzw. über vertikale Trends (z.B. durch sedimentologisch bedingte Graduierung des Aquifermaterials) der hydraulischen Durchlässigkeit erforderlich.

Der sogenannte Durchlässigkeitsbeiwert k_f wird in der Grundwasserhydraulik entsprechend dem Filtergesetz von Darcy als Proportionalitätsfaktor der Filtergeschwindigkeit v_f und dem hydraulischen Gefälle i angegeben, wobei die Filtergeschwindigkeit keine echte Geschwindigkeit ist, sondern dem Quotienten aus Wasserfluß pro durchströmter Fläche entspricht:

$$Q / A = v_f = k_f \cdot i \quad [\text{m/s}]$$

mit:

- Q: Wasserfluß [$\text{m}^3 \text{s}^{-1}$]
- A: durchströmte Fläche [m^2]
- v_f : Filtergeschwindigkeit [m s^{-1}]
- k_f : Durchlässigkeitsbeiwert [m s^{-1}]
- i: hydraulischer Gradient [m m^{-1}]

Der Durchlässigkeitsbeiwert unterschiedlicher Gesteine bzw. Sedimente variiert um mehrere Größenordnungen. Nach DIN 18130, Teil 1, wird wie folgt klassifiziert:

sehr stark durchlässig	$> 10^{-2} \text{ m/s}$
stark durchlässig	$10^{-4} - 10^{-2} \text{ m/s}$
durchlässig	$10^{-6} - 10^{-4} \text{ m/s}$
schwach durchlässig	$10^{-8} - 10^{-6} \text{ m/s}$
sehr schwach durchlässig	$< 10^{-8} \text{ m/s}$

Grundwasserleiter sind durch k_f -Werte $> 10^{-4} \text{ m/s}$ charakterisiert. Sie sind damit zumindest als „stark durchlässig“ anzusprechen. Bis etwa 10^{-8} m/s spricht man i.d.R. von Geringleitern. Gesteine bzw. Sedimente mit einem noch kleineren k_f -Wert werden in Zusammenhang mit Grundwassersanierungsmaßnahmen dagegen als praktisch wasserundurchlässig betrachtet.

Der Anwendungsbereich von durchströmten Reinigungswänden beschränkt sich daher auf den k_f -Wert-Bereich $> 10^{-8} \text{ m/s}$, wobei für verschiedene Durchlässigkeitsbereiche unterschiedliche Reinigungswandtypen in Frage kommen (Tabelle 16):

Tabelle 16. Anwendbarkeit von Reinigungswandtypen in Abhängigkeit von der Durchlässigkeit (k_f -Wert) des Aquifers

Durchlässigkeit (k_f -Wert)	CRB	F&G	D&G
sehr stark durchlässig > 10^{-2} m/s	X		
stark durchlässig 10^{-4} - 10^{-2} m/s	X	X	
durchlässig 10^{-6} - 10^{-4} m/s	X	X	X
schwach durchlässig 10^{-8} - 10^{-6} m/s			X
sehr schwach durchlässig < 10^{-8} m/s			

Bei allen Gesteinen und Sedimenten ist von einer Anisotropie der hydraulischen Durchlässigkeit auszugehen. In den meisten Fällen ist ablagerungsbedingt der k_f -Wert in horizontaler Richtung größer als in vertikaler (Prinz, 1997). Im Falle eines geschichteten Aquifers ergibt sich die vertikale Durchlässigkeit als mächtigkeitsgewichtetes harmonisches Mittel der Durchlässigkeiten der einzelnen Schichten, während sich die horizontale Durchlässigkeit als mächtigkeitsgewichtetes arithmetisches Mittel der Durchlässigkeiten der einzelnen Schichten errechnet. Die Anisotropie von vertikaler und horizontaler Durchlässigkeit wird i.d.R. zwischen 1/2 bis 1/30 angenommen. Dabei weisen scheinbar homogene Sand- und Kiesablagerungen eher geringere Anisotropie auf (ca. 1/2 bis 1/10) während vor allem Wechsellagerungen aus Feinsanden, Schluffen und ggf. auch tonigen Horizonten eine deutlich höhere Anisotropie (ca. 1/10 bis 1/30, z.T. auch < 1/30) aufweisen.

Bei der Angabe von Transmissivitäten ist zu berücksichtigen, daß diese meist mittels Pumpversuchen bestimmt wurden und daher einen effektiven Mittelwert der horizontalen Durchlässigkeiten darstellen.

Angaben zum Grundwasserstauer

Folgende Daten zum Grundwasserstauer (Aquitard) sollten bekannt sein:

- Tiefenlage,
- Mächtigkeit,
- hydraulische Durchlässigkeit (Größenordnung),
- Durchgängigkeit,
- ingenieurgeologische Parameter (z.B. Rammbarkeit, Lösbarkeit etc.).

Für die Einbindung von undurchlässigen Leitwänden (Funnel) in den Aquitard sollte eine Mindestmächtigkeit des Stauers von 1 bis 1,5 m zur Verfügung stehen. In der Praxis werden bei Spund- oder Schlitzwänden meist Einbindetiefen von mindestens 0,5 m angestrebt, aufgrund von Ungenauigkeiten bei der bautechnischen Umsetzung (insbesondere bei Schlitzwänden) sind die tatsächlichen Einbindetiefen in der Regel größer. Bei geringmächtigen Stauhorizonten ist daher darauf zu achten, daß bei der Einbindung Durchbrüche vermieden werden.

Grundwasserströmungsverhältnisse

Folgende Daten zu den Grundwasserströmungsverhältnissen sollten bekannt sein:

- Grundwasserfließgeschwindigkeit
- Hydraulischer Gradient (Gefälle) und Grundwasserfließrichtung
- Grundwasserstände
- Grundwasserabstromrate

Das Erfassen der Grundwasserströmungsverhältnisse ist für die Planung einer durchströmten Reinigungswand von entscheidender Bedeutung, dabei ist vor allem auf die zeitliche Variabilität der Grundwasserströmungsrichtung Wert zu legen. Hierzu müssen zumeist Grundwasserstandsdaten über längere Zeitspannen bekannt sein. Anhand der Grundwasserstandsdaten werden dann i.d.R. mittels Interpolationsroutinen Grundwassergleichenpläne und daraus auch das hydraulische Gefälle bestimmt. Obwohl aufgrund der meist limitierten Datendichte Grundwassergleichenpläne oft nur ein ungefähres Bild der Strömungsverhältnisse ergeben, lassen sich doch häufig daraus hydraulisch bedeutsame Strukturen erkennen.

Bei der Fließgeschwindigkeit des Grundwassers unterscheidet man die sogenannte Filtergeschwindigkeit (oder Darcy-Geschwindigkeit) von der Abstandsgeschwindigkeit. Die Filtergeschwindigkeit beschreibt die über eine senkrecht zur Fließrichtung angeordnete Querschnittsfläche A pro Zeiteinheit strömende Wassermenge Q , d.h. es handelt sich nicht um eine echte Strömungsgeschwindigkeit (s.o.), da unberücksichtigt bleibt, daß ein Großteil der Querschnittsfläche tatsächlich nicht durchströmt werden kann. Berücksichtigt man nur die tatsächlich durchströmbare Fläche eines Aquiferquerschnittes, die der hydraulisch nutzbaren Porosität des Aquifers entspricht, ergibt sich die sogenannte Abstandsgeschwindigkeit:

$$v_f / n_e = v_a \text{ [m s}^{-1}\text{]}$$

mit:

- v_f : Filtergeschwindigkeit [m s⁻¹]
- n_e : hydraulisch nutzbarer Porenraum, effektive Porosität [-]
- v_a : Abstandsgeschwindigkeit [m s⁻¹]

Die Abstandsgeschwindigkeit v_a ist der Quotient aus der Länge eines Stromlinienschnittes und der vom Grundwasser beim Durchfließen dieses Abschnittes benötigten Zeit (DIN 4049, Teil 3, 1994, „Begriffe zur quantitativen Hydrologie“, S. 55). Die tatsächliche Fließgeschwindigkeit des Grundwassers (der Wassermoleküle) variiert aufgrund unterschiedlich langer Bahnlängen durch den Porenraum, wobei der statistische Mittelwert der Abstandsgeschwindigkeit v_a entspricht. Die Abstandsgeschwindigkeit wird entweder aus der Darcy-Geschwindigkeit und der (abgeschätzten) effektiven Porosität berechnet oder wird mittels Markierungs-

versuchen bestimmt. Aus Markierungsversuchen lassen sich auch die maximal auftretenden Strömungsgeschwindigkeiten (v_{a_max} , kürzeste Bahnlängen) bestimmen.

Die durch Markierungsversuche bestimmbare Abstandsgeschwindigkeit ist in guter Näherung gleich dem Quotienten aus Filtergeschwindigkeit und durchflußwirksamen Hohlraumanteil. Sie ist nicht identisch mit der Bahngeschwindigkeit eines Grundwasserteilchens entlang seines tatsächlichen Weges (DIN 4049, Teil 3, 1994, S. 55).

Die Abstandsgeschwindigkeit beträgt bei Porengrundwasserleitern zwischen wenigen Zentimetern und einigen Metern pro Tag. In Ausnahmefällen, z.B. bei sehr grobklastischen Ablagerungen (in Gebirgsnähe) auch bis einige 10er Meter pro Tag.

Für die Anwendung einer CRB ergibt sich aus der Abstandsgeschwindigkeit des Grundwassers im Aquifer, der erforderlichen Verweilzeit des kontaminierten Wassers in der Wand und dem Verhältnis der durchflußwirksamen Porositäten des Aquifers und des reaktiven Materials unmittelbar die Mindestdicke der Reinigungswand. Im Falle von F&G oder D&G ist für die Festlegung der Gatevolumen in jedem Falle eine numerische Strömungsmodellierung erforderlich, da davon auszugehen ist, daß mit der Maßnahme die Grundwasserabstromrate vom Standort signifikant verändert werden kann.

Für eine Bemessung der Gesamtmenge an reaktivem Material ist vor allem eine Bestimmung der pro Zeiteinheit zu behandelnden Grundwassermenge notwendig. Die Abstromrate Q ergibt sich als Produkt aus Transmissivität T , hydraulischem Gefälle i und Abstrombreite B :

$$Q = T \cdot i \cdot B \text{ [m}^3/\text{s]}$$

mit:

Q:	Wasserfluß [$\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$]
T:	Transmissivität = $k_f \cdot M$ [$\text{m}^2 \text{ s}^{-1}$]
M:	wassererfüllte Mächtigkeit [m]
i:	hydraulischer Gradient [m m^{-1}]
B:	Abstrombreite [m]

Durch natürliche Grundwasserspiegelschwankungen, wechselnde Grundwasserneubildung oder unterschiedlichen Grundwasserzu- und -abstrom ergibt sich eine Variabilität der Grundwasserabstromrate (und -richtung). Auch der Mensch kann durch Pump- oder Einleitmaßnahmen beträchtlichen Einfluß auf die natürliche Grundwasserbewegung (Fließrichtung und Abstromrate) ausüben. Insbesondere sollten für nach der Errichtung einer Reinigungswand in deren Umfeld durchzuführende hydraulische Maßnahmen, wie z.B. Grundwasserhaltungen, die hydraulischen Auswirkungen auf die Funktion der Reinigungswand überprüft werden bzw. es ist darauf zu achten, daß während der Betriebsphase einer Reinigungswand hydraulische Maßnahmen im Umfeld dem Betreiber der Reinigungswand angezeigt werden.

Zusätzlich sind Abflußschwankungen (z.B. durch den Einfluß von Hochwasser oder Gezeiten) eines nahe gelegenen Vorfluters zu beachten. Hohe Wasserstände im Bereich des Vorfluters können sogar zu einer Umkehrung der Fließrichtung führen.

5.1.2 Grundwasserchemie

Laborstudien, Pilotanlagen wie auch Feldanwendungen zeigen, daß die in Reinigungswänden eingesetzten reaktiven Medien Interaktionen mit den im Grundwasser gelösten Substanzen

eingehen, deren genauer Verlauf z.T. noch nicht restlos geklärt ist. Als problematisch können sich vor allem Reaktionen mit nachteiligen Auswirkungen auf die Reaktivität und Langzeitstabilität des Füllstoffes einerseits und auf die Grundwasserqualität andererseits erweisen. Dabei sind Konkurrenzreaktionen (Substanzen, die nicht aus dem Wasser entfernt werden, müssen belegen oder verbrauchen Reaktions- oder Sorptionsplätze auf den Oberflächen des reaktiven Materials) von Fällungsreaktionen (Mineralpräzipitate belegen die Oberfläche des reaktiven Materials und reduzieren dadurch seine Reaktivität und/oder Porenraum bzw. Durchlässigkeit) zu unterscheiden. Ein besonderes Augenmerk ist deshalb auf die Milieubedingungen im Grundwasserleiter, auf die Grundwasserinhaltsstoffe und die Reaktionen in der Reinigungswand zu richten.

Die chemische Beschaffenheit des Grundwassers ergibt sich aus der chemisch-petrographischen Zusammensetzung des Aquifers und der darüber liegenden ungesättigten Bodenzone sowie aus anthropogenen Einflüssen. Neben einer ausführlichen Analyse und Bewertung des vorliegenden Schadstoffbildes sollten auch die Chemie des Grundwassers insgesamt im Rahmen der Standortcharakterisierung Beachtung finden. Insbesondere sind, wie nachfolgend näher erläutert, redox- bzw. pH-sensitive Parameter, z.B. Sauerstoff, Nitrat, Sulfat, Eisen oder Carbonat von Interesse (Gavaskar et al., 2000; Carey et al., 2002).

Nachfolgend wird auf die wichtigsten Einflußparameter bzw. Grundwasserinhaltsstoffe und deren Auswirkungen auf die Funktionalität und Langzeitstabilität der relevantesten Füllmaterialien eingegangen, wobei nach sogenannten Vor-Ort-Parametern, gelösten Kationen und Anionen sowie ungelösten Bestandteilen gegliedert wird

Vor-Ort-Parameter

Temperatur

Wesentliche Eigenschaften von Mineralen oder Wasserinhaltsstoffe, wie beispielsweise Löslichkeit, Dampfdruck, Reaktionsgeschwindigkeit, sind temperaturabhängig. Die Temperatur des Grundwassers in Oberflächennähe liegt in Mitteleuropa bei 8 bis 12 °C. Zeitliche Schwankungen der Grundwassertemperatur sind mit 0,5 bis 1 °C in der Regel klein. Stärkere Abweichungen deuten meist auf geringen Flurabstand, rasche Zufuhr von Oberflächenwasser, z.B. in Kluft- oder Karstgrundwasserleitern, oder menschlichen Einfluß hin (LfU Baden-Württemberg, 1995). Aufgrund der eher kleinen Temperaturschwankungen sind diese i.d.R. von untergeordneter Bedeutung für die Funktionalität von Reinigungswänden. Bei der Übertragung von Laborversuchsergebnissen auf Feldbedingungen sind aber gegebenenfalls Temperaturkorrekturen notwendig.

pH-Wert

Der pH-Wert zeigt als Funktion der Wasserstoffionen-Aktivität ($\text{pH} = -\log a(\text{H}^+)$) an, ob eine wäßrige Lösung sauer, neutral oder basisch reagiert. Der pH-Wert beeinflusst wesentlich die Löslichkeit vieler Stoffe und die Kinetik von Reaktionen, Abbau- und Sorptionsprozessen. Die pH-Werte von Grundwässern schwanken i.d.R. nur in einem verhältnismäßig kleinen Bereich zwischen pH 5,5 und 8,0 (Hölting, 1996). Allerdings können unter besonderen Bedingungen, z.B. der Pyrit-/Markasit-Oxidation, auch saure Wässer (z.B. „saure Grubenwässer“) entstehen. Allerdings reicht insbesondere bei carbonathaltigen Gesteinen bzw. Sedimenten deren pH-Pufferkapazität häufig aus, um den pH-Wert im circum-neutralen Bereich zu halten.

Spezifische elektrische Leitfähigkeit

Die Leitfähigkeit ist ein Indikator für die Menge der im Wasser gelösten Ionen, nicht jedoch für organische Schadstoffe oder Gase. Für Grundwasser liegt die elektrische Leitfähigkeit meist deutlich höher als $30 \mu\text{S}/\text{cm}$ (ca. 300 bis $1.500 \mu\text{S}/\text{cm}$). In gips- oder alkalisalzhaltigen Gesteinen treten elektrische Leitfähigkeiten im Bereich mehrerer mS/cm auf. Durch Untergrundkontaminationen kommt es häufig (auch bei einer Verunreinigung mit organischen Schadstoffen) zu einer lokalen Erhöhung der Leitfähigkeit.

Die Messung der spezifischen Leitfähigkeit ist vor allem auch dann sinnvoll, wenn der Grundwasserchemismus im wesentlichen aus einzelnen Stichtagsanalysen bekannt ist und es darum geht, Veränderungen mit geringem Meß- bzw. Analysenaufwand zu erkennen (LfU Baden-Württemberg, 1995). Als Summenparameter bleibt die elektrische Leitfähigkeit aber bei der Bewertung spezieller Reaktionen im Untergrund aussageneutral und Änderungen der Konzentration von Nebenionen, wie z.B. Schwermetalle, können i.d.R. nicht aus der elektrischen Leitfähigkeit abgeschätzt werden.

Sauerstoffgehalt

Der Gehalt an gelöstem freien Sauerstoff gibt Hinweise auf oxidierende oder reduzierende Verhältnisse im Grundwasserleiter und sollte deshalb immer bestimmt werden (Hölting, 1996).

Bei Anwesenheit von freiem gelöstem Sauerstoff wirkt das Wasser oxidierend. Es kann zum aeroben Abbau von organischen Wasserinhaltsstoffen kommen und z.B. zur Oxidation von Fe(II) oder Mn(II) mit nachfolgender Ausfällung als (Hydr)oxid (LfU Baden-Württemberg, 1995). Durch diese Prozesse verliert das Grundwasser den freien Sauerstoff (Sauerstoffzehrung), und man spricht dann von „sauerstoffreduzierenden Wässern“. Sauerstoffzehrung findet nicht nur im Kontakt mit in reduzierter Form vorliegenden anorganischen Wasserinhaltsstoffen oder organischen Schadstoffen statt, sondern auch in Gegenwart natürlicher organischer Substanzen, wie Huminsäuren, Torf oder Kohle. In solchen Schichten ist das Grundwasser meist völlig frei von gelöstem Sauerstoff (Hölting, 1996).

Redoxpotential

Verschiedene Redoxsysteme zeigen ein unterschiedliches Reduktions- und Oxidationsvermögen. Ein Maß für die Reaktivität der im Wasser gelösten oxidierenden und reduzierenden Stoffe ist das Redoxpotential (E_H) in Volt (Knödel, 1997), das immer in Bezug auf die Standardwasserstoffelektrode anzugeben ist, dann auch als E_H -SHE bezeichnet. Abhängig von den zur Messung des E_H -Wertes verwendeten Elektrodensystemen sind zur Berechnung des E_H -SHE unterschiedliche Standardpotentiale zu dem gemessenen E_H -Wert zu addieren:

$$E_H\text{-SHE} = E_{H\_Mess} + E_{H\_Bezug}$$

bei:

$$\text{Hg/Kalomel-Elektroden:} \quad E_{H\_Bezug} [\text{mV}] = 244 + 0,64 * (25 - T)$$

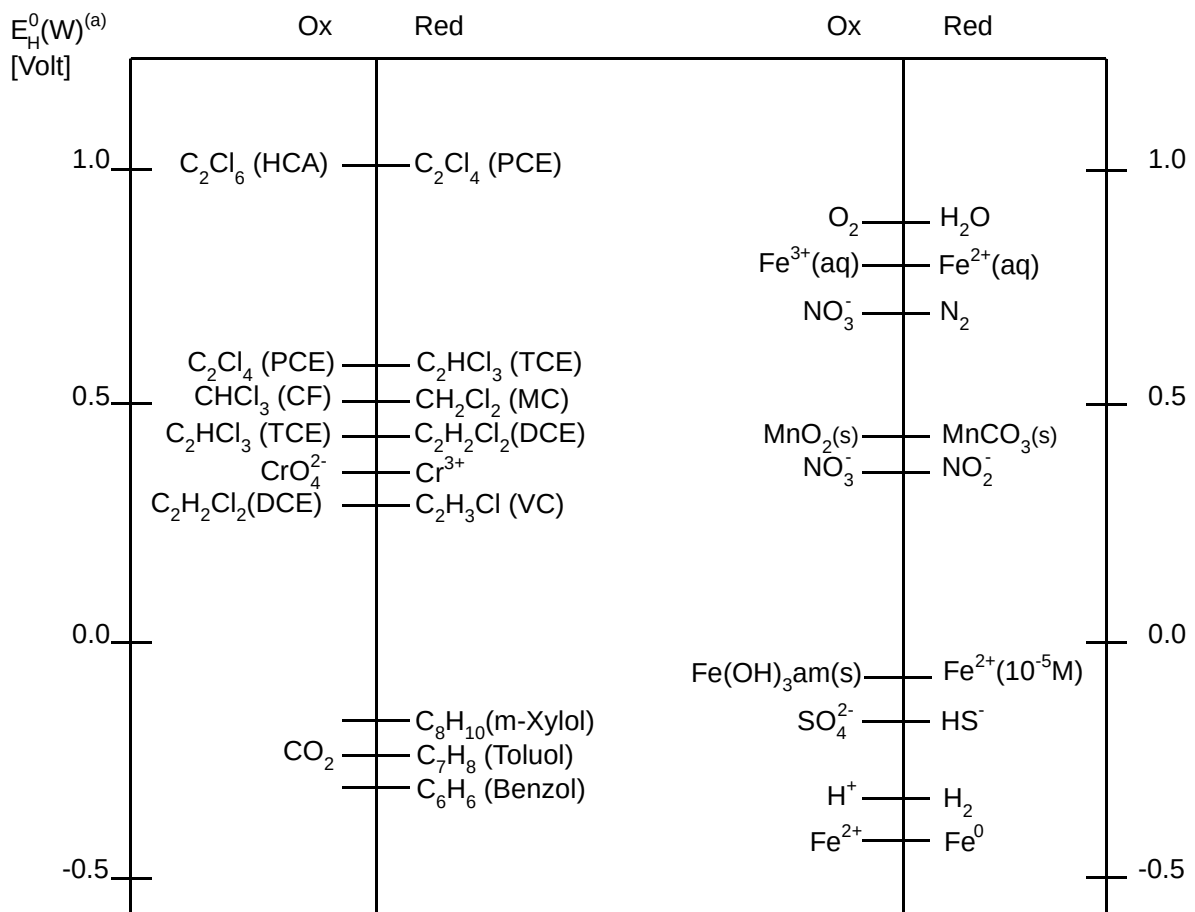
$$\text{Ag/AgCl-Elektroden:} \quad E_{H\_Bezug} [\text{mV}] = 207 + 0,7 * (25 - T)$$

mit

T: Wassertemperatur in °C

Unter Standardbedingungen ist der E_H -Wert gleich dem Standardpotential (E^0) eines Redoxpaares, wobei als Bezugssystem das Potential des Redoxpaares H^+/H^0 (Standardwasserstoffelektrode, pH 0, $p(H_2) = 1$, $T = 25\text{ °C}$) zu null gesetzt ist. Positive Standardpotentiale bedeuten, daß die oxidierten Spezies des Redoxpaares prinzipiell molekularen Wasserstoff zu oxidieren vermag (und dabei selber reduziert wird). Negative Standardpotentiale bedeuten analog, daß die reduzierte Spezies des Redoxpaares prinzipiell Protonen (aus dem Wasser) zu molekularem Wasserstoff zu reduzieren vermag (und dabei selber oxidiert wird). Ein Vergleich der Standardpotentiale verschiedener Redoxpaare zeigt, ob eine Reaktion zwischen der oxidierten Spezies eines Redoxpaares mit höherem Standardpotential mit der reduzierten Spezies eines anderen Redoxpaares möglich ist (Abbildung 34). Dabei gilt, daß je höher das Standardpotential, desto stärker das Oxidationspotential der oxidierten Spezies (Oxidationsmittel) eines Redoxpaares ist und je niedriger das Standardpotential, desto stärker das Reduktionspotential der reduzierten Spezies (Reduktionsmittel) eines Redoxpaares ist.

Bei der Bewertung möglicher Redoxreaktionen anhand der Standardpotentiale der beteiligten Redoxpaare ist zu beachten, daß eine Vielzahl von Redoxreaktionen gehemmt ist und es nicht ohne einen zusätzlichen Energieaufwand (Aktivierungsenergie) zur Reaktion kommt. Beispielsweise reagieren molekularer Wasserstoff und Sulfat nicht ohne weiteres miteinander, Mikroorganismen sind aber in der Lage, Sulfat zu reduzieren und dabei molekularen Wasserstoff als Elektronendonator (Reduktionsmittel) zu verwenden.



(a) pH = 7; $[Cl^-] = 10^{-3} M$

Abbildung 34. (Standard-)Redoxpotentiale ($E_H^0(W)$ in Volt, für pH = 7; $a(Cl^-) = 10^{-3}$, $a(me^{2+}) = 10^{-6}$) von relevanten organischen Grundwasserkontaminanten und im Aquifer anzutreffenden Redoxpaaren (Dahmke et al., 1996)

Elementares Eisen ($Fe(0)$) vermag sowohl Wasser zu Wasserstoff (anaerobe Korrosion) als auch halogenierte Verbindungen zu reduzieren (unter Abspaltung von Halogenidionen und Aufnahme von Protonen, „reduktive Dehalogenierung“), weil das Redoxpaar $Fe(0)/Fe(II)$ ein kleineres Standardpotential aufweist. Damit wirkt elementares Eisen in diesen Reaktionen als Reduktionsmittel (das oxidiert wird) und Wasser oder halogenierte Verbindungen als Oxidationsmittel (die reduziert werden). Abbildung 34 zeigt einen Vergleich der Redoxpotentiale (bezogen auf „standardisierte“, grundwassertypischere Bedingungen und als $E_H^0(W)$ bezeichnet) verschiedener organischer Verbindungen und natürlicher Redoxpaare. Es wird deutlich, daß z.B. höherchlorierte organische Substanzen relativ gute Oxidationsmittel sind und folglich unter reduzierenden Verhältnissen potentiell abbaubar sind. Verschiedene Kohlenwasserstoffe sind dagegen häufig Reduktionsmittel, deren Abbau durch Reaktion mit geeigneten Oxidationsmitteln erfolgen kann (Dahmke et al., 1996; LfU Baden-Württemberg, 1997).

Das Redoxpotential ist zusammen mit dem pH-Wert bestimmend für die Löslichkeit relevanter redoxsensitiver Verbindungen, wie z.B. Eisen(III)-Hydroxide. In sogenannten E_H -pH-Diagrammen (auch Stabilitätsfelddiagramme oder Pourbaix-Diagramme) lassen sich daher die Stabilitätsbereiche (oder auch Prädominanzfelder) von redoxsensitiven Ionen (Metallionen, Stickstoff, Schwefel u.a.) und entsprechender Festphasen in Abhängigkeit von E_H - und pH-Werten darstellen (Abbildung 35). In natürlichen Lösungen liegen i.d.R. verschiedene Redoxpaare nebeneinander vor, wobei häufig Ungleichgewichtssituationen auftreten, so daß ein Mischpotential gemessen wird. Darüber hinaus sind Redoxsonden unterschiedlich selektiv gegenüber den im Wasser auftretenden Oxidations- und Reduktionsmitteln (Lindberg & Runnells, 1984) und eine Bestimmung des Redoxpotentials mit einer Genauigkeit besser als ± 50 mV ist kaum möglich (Kölling, 1986). Generell gilt aber, daß hohe Redoxpotentiale vor allem durch gelösten Sauerstoff, Nitrat, oder bedingt Sulfat erzeugt werden und niedrige Redoxpotentiale kennzeichnend für reduzierende Wässer mit organischen Verbindungen, Ammonium, Hydrogensulfid, Eisen(II) oder Mangan(II) sind (LfU Baden-Württemberg, 1995).

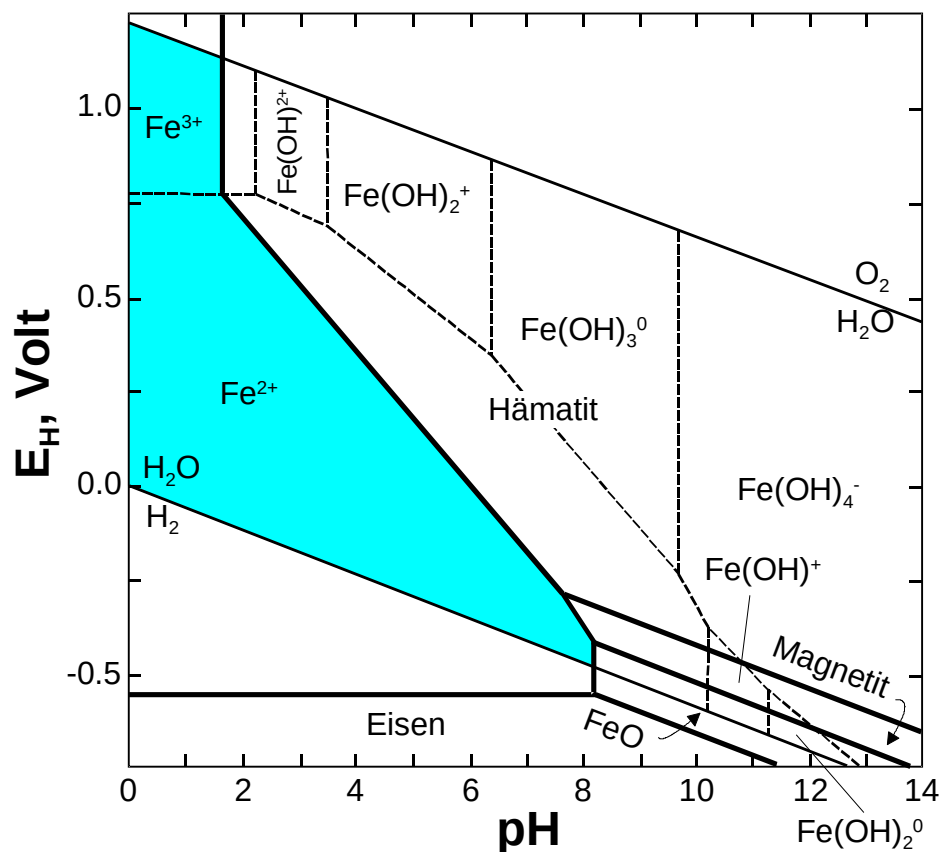


Abbildung 35. E_H -pH-Diagramm für das Eisen-Wasser-System bei 25 °C und einer Aktivität der Eisen-Spezies von 10^{-5} . Punktuelle Linien begrenzen die Prädominanzfelder gelöster Spezies, durchgezogene Linien markieren Stabilitätsfelder von Festphasen und der schattierte Bereich indiziert eine stabile Eisenlösung (verändert nach U.S. EPA, 2003).

Auf der Basis des Redoxpotentials kann auf bestimmte Abbauprozesse (besser Redoxprozesse) im Untergrund geschlossen werden. In Grundwassersystemen zeigt sich unter zunehmend reduzierenden Bedingungen oft eine charakteristische Abfolge an Redoxreaktionen, die mit typischen Redoxpotentialen in Verbindung gebracht werden können (vgl. Tabelle 17) (Hölting, 1996; Mattheß, 1994).

Tabelle 17. Abfolge von Redoxreaktionen in Abhängigkeit vom Redoxpotential in natürlichen Grundwasserfließsystemen (Hölting, 1996)

Redox-Prozeß	Redoxpotential E_H	Charakteristische Grundwasserinhaltsstoffe
Sauerstoff-Reduktion	> 400 mV	CO ₂
Nitrat-Reduktion	+300 bis +600 mV	NH ₄ ⁺
Mangan-Reduktion	+250 mV bis +500 mV	Mn ²⁺
Eisen-Reduktion	+180 bis +400 mV	Fe ²⁺
Sulfat-Reduktion	-200 bis +100 mV	S ²⁻
Methan-Bildung	-280 bis -150 mV	CH ₄

Ausgehend von einem Schadensherd kann eine umgekehrte Reihenfolge dieser Redoxreaktionen beobachtet werden, d.h. im Schadensherd herrschen häufig reduzierende Verhältnisse, die mit zunehmender Entfernung in oxidative übergehen, was auf den massiven Eintrag oxidativ abbaubarer organischer Substanzen oder den Eintrag tief reduzierter Lösungen (z.B. Hausmülldeponien) im Schadensherd zurückzuführen ist. Aufgrund der Selektivität von Redoxelektroden und der Bildung von schlecht löslichen Mineralphasen als Folge eines Redoxprozesses, was eine Akkumulation bestimmter Redoxspezies in Lösung verhindern kann (z.B. FeS-Fällung, Reaktion von HS⁻ mit Eisen(III)-Hydroxiden, Bildung von Methan), läßt sich aber nicht sicher von einem gemessenen Redoxpotential auf die tatsächlichen Umsetzungsprozesse im Aquifer schließen (Ebert et al., 2000).

Trübung/Färbung

Gelöste und/oder suspendierte Substanzen, vor allem organische (etwa Huminstoffe), sind häufig durch Trübung und/oder Färbung des Grundwassers bereits qualitativ zu erkennen.

Gelöste Bestandteile – Kationen

Calcium

Calcium ist das häufigste Kation in den meisten Grundwässern, wobei sein Gehalt in der Regel durch das Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht $\text{CaCO}_3\text{--CO}_2\text{--},\text{H}_2\text{CO}_3^*\text{--HCO}_3^-\text{--CO}_3^{2-}$ bestimmt wird. Durch eine pH-Wert-Erhöhung verschiebt sich das Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht zum Carbonat-Ion, so daß sich Calciumcarbonat (CaCO_3) abscheidet (LfU Baden-Württemberg, 1995). Eine pH-Wert-Verringerung kann umgekehrt zur Lösung von Calcit führen.

Das Grundwasser enthält in silikaklastischen Gesteinen meist deutlich weniger als 100 mg/L, in carbonatischen Gesteinen dagegen auch mehr als 100 mg/L Calcium, das zusammen mit Magnesium die wesentlichen Härtebildner in Grundwässern ausmacht (Mattheß, 1994).

Eisen und Mangan

Eisen ist in fast allen Böden und Gesteinen in unterschiedlichen Bindungsformen und Oxidationsstufen anzutreffen. Fe(III)-Oxide und -Hydroxide sind unter neutralen pH-Bedingungen sehr schlecht löslich, so daß erhöhte gelöste Fe(III)-Gehalte nur in Ausnahmen auftreten (z.B. huminstoffreiche Wässer). Unter reduzierenden Bedingungen ist Fe(II) die stabile Redoxspezies, und es können erhöhte gelöste Fe^{2+} -Gehalte auftreten, da Fe(II)-Hydroxide und -Oxide eine bessere Löslichkeit aufweisen. Kommt es zur Oxidation solcher Wässer, z.B. durch den Zutritt von Sauerstoff, werden die Fe(II)-Ionen rasch zu Fe(III) oxidiert, welches dann als schlecht lösliches Eisenhydroxid ($\text{Fe}(\text{OH})_3$) bzw. -oxidhydrat (FeOOH) ausfällt (LfU Baden-Württemberg, 1995). Für den Fall, daß Fe(II) bereits im Grundwasser vorliegt oder in der Reinigungswand gelöst wird und eine Oxidation vermieden werden soll, ist darauf zu achten, daß die Reinigungswand anaerob betrieben wird, d.h. Luftzutritte sollten vermieden werden, wenn nicht andere Kriterien dagegen sprechen.

Mangan ist geochemisch weniger verbreitet als Eisen und ist in den meisten Grundwässern höchstens in Spuren nachweisbar. Selbst unter reduzierenden Verhältnissen sind Mangan-Gehalte über 1 mg/L verhältnismäßig selten (Mattheß, 1994).

Gelöste Bestandteile – Anionen

Alkalität bzw. TIC

Die Alkalität (= Säurepufferkapazität bis pH 4.3) ist ein Maß für die Fähigkeit des Wassers, Säuren zu neutralisieren. Sie basiert auf der Anwesenheit der korrespondierenden Basen schwacher Säuren, die gemeinsam Puffersysteme bilden. Die verbreitetste schwache Säure in Aquiferen ist die Kohlensäure ($\text{CO}_2/\text{H}_2\text{O} = \text{CO}_{2\text{aq}} = \text{H}_2\text{CO}_3^*$), die mit Hydrogencarbonat- und Carbonat-Ionen (HCO_3^- bzw. CO_3^{2-} , $\text{pK}_{\text{s1}} = 6,3$, $\text{pK}_{\text{s2}} = 10,3$) ein Puffersystem im Untergrund bildet. Die Alkalität ist in den meisten natürlichen Grundwässern hauptsächlich auf die Anwesenheit von Carbonat- und Hydrogencarbonat-Ionen zurückzuführen. Andere Grundwasserinhaltsstoffe können, wenn sie in erhöhter Konzentration auftreten, ebenfalls signifikant zur Alkalität des Wassers beitragen. Hierzu zählen neben Säureresten von kurzkettigen organischen Säuren (z.B. Acetat, Formiat) auch Hydrogensulfid, Phosphat oder Fe^{2+} (Fe^{2+} wird während

der Alkalitätstiterung i.d.R. oxidiert, und es wird Säure verbraucht, um einer Ausfällung von Fe(III)-Hydroxiden entgegenzuwirken).

Bei der Berechnung des Hydrogencarbonatgehaltes auf Basis einer Alkalitätstiterung ist das Auftreten dieser säurepuffernden Verbindungen zu berücksichtigen. Liegen sie nicht in erhöhten Konzentrationen vor, gibt die Säurepufferkapazität bis pH 4.3 näherungsweise den Hydrogencarbonatgehalt des Wassers an.

Der Gehalt an freier Kohlensäure (oder gelöstem CO_2) kann mit Hilfe der Basepufferkapazität in guter Näherung ermittelt werden. Zusammen mit dem pH-Wert läßt sich aus der Alkalität auch der Gesamtgehalt an gelöstem anorganischen Kohlenstoff (TIC, „Total Inorganic Carbon“) berechnen, und umgekehrt kann anhand des TIC-Gehaltes und pH-Wertes die Alkalität berechnet werden. Aufgrund möglicher Störungen durch andere säurepuffernde Verbindungen ist i.d.R. die Messung von TIC der Alkalitätsbestimmung vorzuziehen.

Kalkstein (CaCO_3) ist nur gering wasserlöslich, mit zunehmendem CO_2 -Gehalt im Grundwasser nimmt die Löslichkeit jedoch zu. Natürliche CO_2 -Quellen im Untergrund sind der mikrobielle Abbau organischer Substanzen oder, in speziellen Fällen, CO_2 -Zutritte aus dem tieferen Erdinneren. Durch die Erhöhung des CO_2 -Partialdruckes beim Abbau organischer Substanzen, ob natürlich auftretender oder als Schadstoff eingetragener, kommt es in Gegenwart von Carbonatmineralen (i.w. Calcit, aber auch Dolomit, Rhodochrosit oder Siderit) zur Lösung und zur Erhöhung der Alkalität. Treten im Aquifer keine Carbonatminerale auf, führt die Erhöhung des CO_2 -Partialdruckes zur Abnahme des pH-Wertes, ohne daß sich die Alkalität erhöht.

Bei Abnahme des CO_2 -Partialdruckes kommt es bei mit Calcit gesättigten Lösungen zur Übersättigung und nachfolgend zur Ausfällung von Kalk. Andere äußere Einwirkungen auf das Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht, wie die Säureproduktion bei der Pyritoxidation oder die Basenproduktion in Fe(0)-Reinigungswänden, können entsprechend zu einer Kalklösung- oder -fällung führen. Im Zusammenhang mit dem Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht, daß in den meisten Grundwässern das wesentliche pH-Wert-Puffersystem ausmacht, ist zu beachten, daß die Mischung zweier an Kalk gesättigter Lösungen stets zu einer an Kalk untersättigten, also aggressiven und korrosiven Lösung führt (Mischungskorrosion).

Erhöhte Hydrogencarbonat-Gehalte im Grundwasser sind im Zusammenhang mit Reinigungswänden, insbesondere wenn pH-Wert-Erhöhen im reaktiven Material zu erwarten sind, von Bedeutung, da Präzipitatbildung durch Calcit (CaCO_3), Siderit (FeCO_3) oder $\text{CaFe}(\text{CO}_3)_2$ -Mischphasen zu einer Verkleinerung der Abbauraten führen können (Oberflächenpassivierung) und darüber hinaus durch die Präzipitate der Porenraum verkleinert und das Gefüge zementiert wird, so daß es zu einer Abnahme der hydraulischen Durchlässigkeit in der Schüttung des reaktiven Materials kommen kann. Andererseits zeigen Ergebnisse aus Säulenversuchen, daß erhöhte HCO_3^- -Konzentrationen den LHKW-Abbau an elementarem Eisen ebenso wie die anaerobe Korrosion zumindest in einer initialen Phase auch fördern können (Dahmke, 1997; Dahmke et al., 1997; Ebert, 2004; LfU Baden-Württemberg, 1997; U.S. EPA 1998; Dahmke et al., 2000; Möller, 2000).

Nitrat

Nitrat (NO_3^-) in natürlichen Wässern ist i.d.R. anthropogenen Ursprungs. Das zur Düngung auf den Boden aufgebrachte Nitrat wird nicht an feste Bodenbestandteile gebunden, sondern

vielmehr nur durch den sehr viel langsameren Einbau in Körpersubstanz von Pflanzen und Tieren aus der Bodenlösung entfernt. Der Boden besitzt keine Depotmöglichkeiten für Nitrat, von versickernden Niederschlagsanteilen wird das Nitrat aus dem Boden in das Grundwasser ausgewaschen. Durch mikrobielle oder anorganische Reduktion kann Nitrat im Untergrund abgebaut werden. Voraussetzung für derartige Prozesse ist ein sauerstoffarmes oder -freies Milieu. Die Nitratgehalte liegen meist innerhalb der in Deutschland genutzten Grundwässer in 80 % der Fälle unter 20 mg/L. Höhere Werte sind vor allem in intensiv landwirtschaftlich genutzten Gebieten zu finden, wo Gehalte bis zu 700 mg/L vorkommen können (Haberer & Böttcher, 1996; Hölting, 1996).

Nitrat inhibiert den LCKW-Abbau an Eisen (Dahmke et al., 2000; Schlicker et al., 2000), da Nitrat abiotisch an elementarem Eisen in einer Konkurrenzreaktion zur reduktiven Dehalogenierung reduziert wird. Ammonium ist das Endprodukt dieser Nitrat-Reduktion an Eisen und wird in die Porenlösung abgegeben. Die Passivierung der Oberflächen ist auf die vermehrte Bildung von Fe(III) als Produkt der Redoxreaktion zurückzuführen. Fe(III) wird entweder in Form eines Fe(III)oxidhydroxids oder als erhöhter Fe(III)-Anteil in Magnetit an den Oberflächen des reaktiven Materials festgelegt. In beiden Fällen führen die Präzipitate zu einer Erhöhung des spezifischen Widerstandes der Grenzschicht zum elementaren Eisen. Dadurch wird der Elektronentransfer zur Oberfläche und damit die LCKW-Reduktion erschwert und im Extremfall vollständig inhibiert (Ebert et al., 1999a; Dahmke et al., 2000; Schlicker et al., 2000).

Nitrat kann durch denitrifizierende Bakterien bis zu Distickstoffoxid (Lachgas, N_2O) oder elementarem Stickstoff (N_2) reduziert werden. In Eisenreaktoren wird die abiotische Nitrat-Reduktion zu Ammonium sukzessive von der mikrobiologischen Reduktion zu N_2O oder N_2 abgelöst, so daß nach einer initialen Phase Nitrat i.d.R. vollständig reduziert wird, ohne daß dabei signifikante Ammoniumkonzentrationen freigesetzt werden. Hierbei wird Wasserstoff (H_2) aus der anaeroben Korrosion als Elektronendonator verwendet (Dahmke, 1997; Dahmke et al., 1997; LfU Baden-Württemberg, 1997; U.S. EPA 1998; Ebert et al., 1999a; Möller, 2000). Daraus läßt sich folgern, daß zumindest bei moderaten Nitratkonzentrationen im Grundwasser von einigen 10er mg/L langfristig in Fe(0)-Reinigungswänden nicht mit einer Passivierung der Oberflächen im Zuge der abiotischen Nitratreduktion zu rechnen ist, da zunehmend die mikrobielle Reduktion dominiert (Ebert, 2004).

Sulfat

Sulfat (SO_4^{2-}) ist die verbreitetste oxidierte Form des Schwefels und liegt im Untergrund als Festphase, hauptsächlich als Gips ($CaSO_4 \cdot 2 H_2O$) und Anhydrit ($CaSO_4$), vor. Beträchtliche Mengen an Sulfat werden durch den Menschen bei der Düngung und mit den Niederschlägen infolge anthropogener Luftverunreinigung, z.B. durch SO_2 aus Rauchgasen, dem Wasserkreislauf zugeführt (Mattheß, 1994).

Zur Sulfat-Reduktion sind sulfatreduzierende Mikroorganismen (SRB) erforderlich, und daher kommt es z.B. in Fe(0)-Reinigungswänden zu keiner unmittelbaren Reaktion zwischen dem elementarem Eisen und im Grundwasser enthaltenem Sulfat. Nach Ergebnissen aus der Korrosionsforschung führen moderate SO_4^{2-} -Konzentrationen zu einer verstärkten Lösung der Fe(II)/Fe(III)-Oxidschichten und damit zu einer verstärkten Korrosion und LHKW-Reduktion. Bei höheren Sulfatgehalten kann es in einer Fe(0)-Reinigungswand zur Bildung eines Fe(II)-/Fe(III)-Mischsulfats („Green rust“) kommen oder auch zur sorptiven Festlegung von

Sulfat, was zu einer Abnahme der Reaktivität des elementaren Eisens führen kann (Dahmke et al., 2000).

Unter Feldbedingungen etablieren sich nach einer gewissen Zeit sulfatreduzierende Mikroorganismen, die den Wasserstoff aus der anaeroben Korrosion als Elektronendonator nutzen und Sulfat unter Freisetzung von Schwefelwasserstoff reduzieren. Sobald eine mikrobielle SO_4^{2-} -Reduktion mit der damit einhergehenden $\text{FeS}_{(x)}$ -Bildung auftrat, wurde ein Anstieg der LHKW-Reduktionsraten beobachtet. Eine mögliche Erklärung wäre die erhöhte elektrische Leitfähigkeit von Eisen-Sulfiden (Dahmke, 1997; Dahmke et al., 1997; LfU Baden-Württemberg, 1997; U.S. EPA 1998; Möller, 2000). Andererseits konnte in Laborsäulenversuchen, in denen eine mikrobielle Sulfatreduktion nach einer Laufzeit von rund 3 bis 5 Monaten einsetzte, eine signifikante Abnahme der Abbauraten niederchlorierter Ethene beobachtet werden, wobei dieser Effekt nur für einen Eisentyp erkannt wurde, während ein anderer Eisentyp keine Reaktivitätsabnahmen zeigte (Ebert, 2004; Ebert et al., 2006).

Im Zusammenhang mit der Anwendung von Bimetallen oder Palladium zur katalytischen reduktiven Dehalogenierung muß die Sulfatreduktion als äußerst kritisch betrachtet werden. Sulfid ist als sogenanntes Katalysatorenengift bekannt und schon kleine Mengen an Sulfid, welches bei der mikrobiellen Sulfatreduktion entsteht, führten in verschiedenen Versuchssystemen aber auch in Feldanwendungen zur deutlichen Passivierung der eingesetzten Systeme. Untersuchungen zeigen, daß gelöstes Sulfid die Wirkung von Palladiumkatalysatoren schon bei geringen Konzentrationen in kurzer Zeit (Stunden bis Wochen) unterbindet (McNab & Ruiz, 1998; Köhler, 1999; Munakata et al., 2002; Kopinke et al., 2002). Nur die physikalische Trennung von sulfathaltiger Lösung und Katalysator (Kopinke et al., 2002) bzw. die regelmäßige Spülung des Systems mit Oxidationsmitteln wie H_2O_2 oder Natriumhypochlorid (Kopinke et al., 2002; Munakata et al., 2002; Schad et al., 2003) kann eine dauerhafte Passivierung der Katalysatoren verhindern.

Chlorid

Chlorid im Grundwasser ist für die Anwendung von Reinigungswänden von untergeordneter Bedeutung und bewirkt in hohen Konzentrationen eine verstärkte Eisen-Korrosion, was durch eine Einlagerung der relativ großen Chlorid-Ionen in Oberflächenschichten und einer damit einhergehenden Zerstörung dieser ansonsten passivierend wirkenden Schichten erklärt wird. Selbst vergleichsweise hohe Chloridgehalte im g/L-Bereich, wie sie im marin oder salinar beeinflussten Aquifer auftreten können, zeigten in Laborversuchen keine negativen Auswirkungen auf die Abbaueffektivität eines Eisengranulates (Plagentz et al., 2006).

Natürliche Organische Substanzen

Als gelöste natürlich auftretende organische Substanzen (NOM, natural organic matter) kommen im Grundwasser gelöst Humin- und Fulvosäuren, Pektinstoffe, Kohlenhydrate, einfache Fettsäuren und deren Salze vor, die aus der belebten Bodenzone oder aus dem Grundwasserleiter stammen können. Zudem treten polycyclische Kohlenwasserstoffe als natürliche Stoffwechselprodukte auf. Die gelösten organischen Stoffe sind häufig Ursache von Wasserfärbung und wirken selbst in kleinsten Mengen als Geruchs- und Geschmacksstoffe (Mattheß, 1994).

Diese Substanzen, die analytisch i.d.R. als DOC („Dissolved organic carbon“) oder TOC („Total organic carbon“) erfaßt werden, führen meist zu einer Verminderung der Reaktivität bzw. der Langzeitbeständigkeit von Reinigungswänden. Im Falle einer Anwendung von Aktivkohle zur Sorption organischer Schadstoffe kommt es bei hohen DOC-Gehalten zu einem sogenannten „Fouling“ der Aktivkohle, da insbesondere der Zugang zur inneren Porosität der Kohlekörner sukzessive durch vergleichsweise große Huminstoffmoleküle verstopft wird. Auch eine Konkurrenzsorption kann die Rückhaltekapazität gegenüber Schadstoffe verringern. Dagegen kann sich im Falle einer Kosorption die Sorptionskapazität bezüglich der Schadstoffe auch erhöhen, weil an der Adsorberoberfläche sorbierte natürliche organische Substanzen ebenfalls der Anlagerung von Schadstoffen zur Verfügung stehen können (Graithwohl, 1996; LfU Baden-Württemberg, 1995; LfU Baden-Württemberg, 1997; Schad et al., 1999; Schad et al., 2000; Suthersan, 1997; Teutsch et al., 1999).

In Laborstudien konnte gezeigt werden, daß in Fe(0)-Reinigungswänden mit einer Inhibierung des CKW-Abbaus zu rechnen ist, wenn eine erhöhte Fracht gelöster organischer Substanzen in einen in situ-Reaktor eingetragen wird, wobei unterschiedliche Stoffklassen zu einer verschieden stark ausgeprägten Passivierung der Eisenoberflächen führten (Duran et al., 2000; Tratnyek et al., 2001; Klausen et al., 2003; Köber, 2001; Dahmke et al., 2000).

Ungelöste Bestandteile

Suspendierte Substanzen, Partikel

Diese kommen vor allem in Karst-, in geringerem Umfang in Kluftgrundwasserleitern vor, da hier offene Fließwege und große Fließgeschwindigkeiten den Partikeltransport ermöglichen. Am meisten verbreitet sind Ton- sowie Schluff-Suspensionen (Mattheß, 1994). In Porengrundwasserleitern können Kolloide in erhöhter Konzentration auftreten, die als Partikel transportiert werden und beispielsweise die Transportgeschwindigkeit von PAKs deutlich erhöhen können, da diese an den Kolloiden sorbieren und mit diesen transportiert werden. Kolloide sind häufig nicht stabil, wenn sich das geochemische Milieu ändert und können dann zerfallen oder auch koagulieren und niedergeschlagen werden (Stumm & Morgan, 1996).

Im Grundwasser transportierte Partikel können potentiell die Funktionsfähigkeit von Reinigungswänden beeinträchtigen. Die Anlagerung in der Schüttung des reaktiven Materials kann zum einen die Zugänglichkeit zu den Reaktionsplätzen erschweren und zum anderen kann es zu einer Verminderung der hydraulischen Durchlässigkeit kommen. Vor allem im Falle von gut leitenden Aquiferen im unmittelbaren Anstrom der Reaktoren von Systemen mit gelenktem Grundwasserstrom kann es zu einer teilweisen Verstopfung des Porenraumes im Kontaktbereich zum Aquifer kommen. Durch die forcierte Strömungsgeschwindigkeit bei F&G-Systemen kann eine Mobilisierung von Feinpartikeln im Aquifer im unmittelbaren Zustrom auf ein Gate erfolgen. Wenn innerhalb der reaktiven Füllung die Porosität größer ist als im Aquifer, führt das zur Verringerung der Strömungsgeschwindigkeit, woraus sich ein Potential zur Anlagerung mitgeführter Feinpartikel ergibt. Spätestens hinter einem Gate ist aber von einer Entspannung der hydraulischen Situation auszugehen, so daß im Anstrom mobilisierte Partikel hier festgelegt werden können. Bei CRB kann es ebenfalls zum Eintrag von Feinpartikeln aus dem anstromigen Aquifer kommen, hier ist aber aufgrund der Konstruktionsweise nicht von einer Erhöhung der Strömungsgeschwindigkeit auszugehen, so daß in Bezug auf den gleichen Aquifer hier kleinere Effekte zu erwarten wären.

Aus der Untersuchung von gefilterten und ungefilterten Proben aus Säulenversuchen mit unterschiedlicher Strömungsgeschwindigkeit schloß man (Gavaskar et al., 2002), daß Anteile der in Fe(0)-Reaktoren gebildeten Mineralphasen nicht an den Oberflächen gebildet, sondern in der Lösung abgeschieden und aus einem Fe(0)-Reaktor ausgetragen werden können, was auch in anderen Untersuchungen (Schlicker, 1999; Köber, 2001) vermutet wurde. Diesem Gedanken folgend entsteht durch die Verkleinerung der Strömungsgeschwindigkeit hinter einem Gate einer Reinigungswand ein Potential zur Anlagerung von Partikeln, wenn diese aufgrund der höheren Strömungsgeschwindigkeiten innerhalb der reaktiven Füllung mobil bleiben.

Im allgemeinen sind die Fließgeschwindigkeiten bei Reinigungswandanwendungen aber eher gering, so daß diese Prozesse bei den meisten Anwendungen wohl von untergeordneter Bedeutung sein werden.

Organismen, mikrobielle Aktivität

Das Grundwasser ist für zahlreiche Mikroorganismen der natürliche Lebensraum. Es handelt sich um eine autochthone, an niedrige Nährstoff-Konzentrationen und die jeweiligen chemischen und physikalischen Bedingungen des Grundwasserleiters angepasste Mikroorganismenvergesellschaftung. Eine große Gruppe benötigt für ihren Stoffwechsel freien Sauerstoff (Aerobier), andere Bakterien (obligate Anaerobier) nutzen anstelle von freiem Sauerstoff andere organische oder anorganische Elektronenakzeptoren (Nitrat, Mn(III/IV), Fe(III), Sulfat, oder CO₂) in ihrem Stoffwechsel. Die Bedeutung biologischer Vorgänge im Grundwasser ist mindestens genauso groß wie die chemischer und physikalischer. Dabei zeigt sich zunehmend, daß kaum Prozesse im Grundwasser ablaufen, an denen keine Mikroorganismen, zumindest katalytisch, beteiligt sind (Hölting, 1996; Mattheß, 1994). Mikroorganismenvergesellschaftungen sind in der Lage, durch ihren Stoffwechsel das geochemische Milieu zu verändern, und andererseits paßt sich eine Vergesellschaftung bestehenden Milieubedingungen an.

Die Wechselwirkungen zwischen Mikroorganismen, Schadstoffen und dem reaktiven Material sind komplex und können sich entweder günstig oder ungünstig auf die Sanierungsmaßnahme auswirken. Als positive Nebenwirkung ist sowohl eine mögliche beschleunigte Selbstreinigung von Schadstoffzonen durch aus der Wand abströmende Mikroorganismen zu nennen, als auch die Beschleunigung des Schadstoffabbaus in der Reinigungswand oder im abstromigen Aquifer (z.B. Plagentz et al., 2005). Nachteilig sind jedoch sogenannte „Clogging“-Effekte, die neben den anorganischen Präzipitaten auch durch ein verstärktes Mikroorganismenwachstum („Biofouling“) im Untergrund aufgrund der erhöhten Lieferung von Oxidations- oder Reduktionsmitteln hervorgerufen werden können. Die hydraulische Durchlässigkeit der reaktiven Zone kann durch die entstehende Biomasse abnehmen. Um sich die positiven Effekte zunutze zu machen und die negativen auszuschließen oder zu reduzieren, sollten zum Verständnis der Wechselwirkungen Vorversuche durchgeführt werden (Teutsch et al., 1996; Werner, 1996; LfU Baden-Württemberg, 1995; LfU Baden-Württemberg, 1997; U.S. EPA 1998).

Patogene Keime stellen einen Sonderfall im Grundwasser dar. Sie sind dann oft als Schadstoff zu betrachten und sind bisher noch nicht mit passiven in situ-Maßnahmen behandelt worden.

5.1.3 Schadstoffe und deren Verteilung

Für eine in situ-Sanierung mittels einer durchströmten Reinigungswand sind Informationen zur Schadstoffbelastung am Standort von essentieller Bedeutung. Zunächst ist zu klären, ob

für die vorliegenden Kontaminanten reaktive Materialien, die sich in einer Reinigungswand einsetzen lassen, zur Verfügung stehen. Des weiteren sind die zeitliche und räumliche Variation der auftretenden Konzentrationen und die Gesamtfracht der verschiedenen Schadstoffe bestmöglich zu bestimmen (U.S. EPA, 1998).

Liegen mehrere Kontaminanten vor, muß entweder ein geeignetes Füllmaterial zur Behandlung des Schadstoffcocktails oder eine Kombination von reaktiven Materialien ausgewählt werden. Dabei kann es je nach Komplexität der Kontamination durchaus vorkommen, daß kein reaktives Material (oder keine Kombination verschiedener Materialien) zur Verfügung steht, mit dem alle Schadstoffe behandelt werden können und der Einsatz einer Reinigungswand nur unter der Prämisse möglich ist, daß einzelne Schadstoffe die Reinigungswand unbehandelt passieren dürfen.

Im Gegensatz zu den Schadensherdsanierungsmaßnahmen sind bei Sicherungsmaßnahmen im Grundwasserabstrom, wie z.B. bei durchströmten Reinigungswänden, keine detaillierten Kenntnisse über den oder die Schadensherde erforderlich. Eine Abschätzung der Dauer des Austrages aus dem Schadensherd sowie deren mögliche zeitliche Variabilität ist insofern von Bedeutung, als daß diese Größen in gewissem Rahmen in eine Wirtschaftlichkeitsbetrachtung einfließen (Kapitel 5.7). Entscheidend für eine ausreichende Dimensionierung und die richtige Positionierung einer durchströmten Reinigungswand sind aber vielmehr die Konzentrationen der im Grundwasser gelösten Schadstoffe im Bereich der geplanten Reinigungswand sowie deren zeitliche Variabilität. Abhängig von der Entfernung zum Schadensherd ist hier nur eine untergeordnete Bedeutung der Schadensherdcharakteristik anzunehmen.

In Kapitel 5.2 werden sowohl die bereits in Feldanwendungen eingesetzten Füllmaterialien als auch die bisher nur im Labormaßstab getesteten reaktiven Materialien vorgestellt. Gleichzeitig werden dem jeweiligen Füllmaterial die damit behandelbaren Schadstoffarten oder -gruppen zugeordnet.

Für die Planung einer Reinigungswand können folgende Schadstoffeigenschaften von Bedeutung sein:

- Toxizität,
- Persistenz,
- Wasserlöslichkeit und Hydrophobizität
(z.B. als Oktanol/Wasser-Verteilungskoeffizient),
- Komplexbildung, Komplexstabilität,
- Dampfdruck,
- Molekülgröße,
- pH-E_H-Abhängigkeit der Löslichkeit,
- Abbaubarkeit,
 - abiotisch (chemisch),
 - biotisch,
 - oxidativ oder reduktiv,
 - Abbaupfade und mögliche Metabolite,
 - Abbaugeschwindigkeit,

(gilt auch für anorganische Verbindungen, die streng genommen nicht abgebaut (mineralisiert) werden, sondern bei denen im Zuge einer Redoxreaktion nur die Oxidationsstufe des Schadstoffes verändert wird und dadurch eine Verminderung der Toxizität oder Mobilität ausgelöst wird, z.B. $\text{Cr(VI)} \Rightarrow \text{Cr(III)}$).

Sowohl Schadstoffkonzentrationen als auch -frachten haben einen maßgeblichen Einfluß auf die in einer Reinigungswand einzusetzende Menge an reaktivem Material, auf die Länge der zu erwartenden Austauschzyklen und damit auf die Gesamtkosten der Sanierungsmaßnahme. Dabei ist zu berücksichtigen, daß z.B. die reduktive Dechlorierung von LCKW mittels elementarem Eisen in guter Näherung als Abbauprozess 1. Ordnung beschrieben werden kann, d.h. bei gleicher Fracht ist für ein Szenario mit hohen Schadstoffkonzentrationen und geringen Flußraten weniger reaktives Material erforderlich als für ein Szenario mit geringen Schadstoffkonzentrationen und hohen Flußraten. Ähnliches gilt für die Standzeit von Aktivkohle aufgrund der Nichtlinearität der Sorptionsisothermen mit i.d.R. höherer spezifischer Beladungskapazität bei höheren Schadstoffkonzentrationen.

Bei großen Schwankungen der Zulaufkonzentrationen oder der Flußraten sind theoretisch die Maximalwerte für die Bemessung des Reaktors ausschlaggebend, um auch möglichst den schlechtesten eintretenden Fall zu erfassen und so einen temporären Schadstoffdurchbruch zu verhindern. Allerdings kann oft im Rahmen der Sanierungsvereinbarung mit den Behörden eine pragmatische Lösung gefunden werden, wonach für kurzfristige Konzentrations- und Abflußspitzen höhere Sanierungszielwerte vereinbart werden. In diesem Zusammenhang ist auch das Selbstreinigungspotential des Untergrundes zu berücksichtigen.

5.1.4 Ergänzende allgemeine Standortinformationen

Allgemeine Informationen zur Standortsituation sollen die Standortcharakterisierung vervollständigen und sind entsprechend der jeweiligen Ländervorgaben einzufügen.

Über historische Aufzeichnungen, Literaturrecherchen, Fotografien, Luftbildaufnahmen und Zeitzeugenbefragungen kann man wesentliche Hintergrundinformationen zur Nutzungsgeschichte des Standortes (z.B. Entwicklung der/des Betriebe(s) oder Art, Größe, Zeitraum von Ablagerungen bzw. früheren Nutzungen) erhalten, die zur Klärung der vorliegenden Schadstoffsituation beitragen können. Mit Hilfe von bereits erstellten Bohrprofilen, Brunnenprotokollen, Monitoring-Berichten und Standortkarten besteht darüber hinaus die Möglichkeit, weitere Daten und Informationen zu gewinnen. Zeitliche Unterschiede bei den zuvor diskutierten Kriterien wie Wasserstand, Grundwasserfließgeschwindigkeiten oder -fließrichtungen können so über einen längeren Zeitraum verfolgt und bewertet werden.

Im Rahmen einer Ortsbegehung sollte die Infrastruktur schon in der Planungsphase in Augenschein genommen werden. Frühzeitig können örtliche Gegebenheiten erkannt und in der Trassenplanung berücksichtigt werden (Gavaskar et al., 1998; LfU Baden-Württemberg, 1995; Prinz, 1997; Weiß et al., 1997), beispielsweise:

- Geländemorphologie,
- freie Flächen, Vegetationsstrukturen,
- vorhandene Bebauung,
- bestehende Brunnen,

- aktuelle Nutzungssituation oder Flächennutzungsbeschränkungen,
- vorhandene Betriebsmittel,
- ober- und unterirdische Hindernisse, die die Errichtung einer Reinigungswand behindern (Verrohrungen, Leitungen),
- vorgesehene künftige Standortnutzung.

Oberirdische Konstruktionen, wie Gebäude, können z.B. die Manövrierfähigkeit der für die Herstellung der Reinigungswand eingesetzten Geräte behindern. Durch Gewinnung dieser zusätzlichen Informationen sind bereits im Vorfeld Unwegsamkeiten sowie Einschränkungen erkennbar und mögliche Probleme bei der Dimensionierung und insbesondere bei der Positionierung sowie Trassierung der Reinigungswand kalkulierbar.

5.2 Reaktive Materialien für durchströmte Reinigungswände

5.2.1 In Feldprojekten eingesetzte reaktive Materialien

Allgemeine Informationen zu reaktiven Materialien finden sich bereits im vorderen Teil des Handbuches (Kapitel 2.5). Die grundlegenden Einsatzerfordernisse, d.h. die Kriterien zur prinzipiellen Eignung und zur Auswahl eines reaktiven Materials, sind in Kapitel 3.1.4 und Kapitel 3.2.2.1 genannt und erläutert. Geeignete praktische Vorgehensweisen (Vorversuche) zur Auswahl reaktiver Materialien beschreibt Kapitel 5.2.10. Die planerischen Zusammenhänge und Erfordernisse erläutert Kapitel 3.2.3.

Eine Zusammenstellung der bislang im großtechnischen („Full scale“) oder Pilotmaßstab in Reinigungswänden eingesetzten reaktiven Materialien bietet Tabelle 18. Zusätzlich werden die behandelten Schadstoffe, der zugrunde liegende Wirkmechanismus sowie Standortbeispiele genannt. Weitergehende Erläuterungen finden sich in den folgenden Kapiteln sowie im Anhang.

In Deutschland wurden in Reinigungswänden bisher zwei Arten von reaktiven Materialien eingesetzt (Stand 2006), elementares Eisen und Aktivkohle. Elementares Eisen (Fe(0), „Zero valent iron“, „ZVI“) wird zur reduktiven Dehalogenierung leichtflüchtiger chlorierter Kohlenwasserstoffe (PCE, TCE, cis-DCE und VC) eingesetzt, und mit Aktivkohle entfernt man vor allem PAK, aber auch LCKW und andere organische Schadstoffe.

Für die U.S.A. stuft die U.S.-EPA zumindest die Anwendung von elementarem Eisen zur Dehalogenierung von LCKW bereits als etablierte Sanierungstechnik ein (vgl. Kapitel 4.1 ff.) unter Berufung auf zahlreiche erfolgreich betriebene Full scale-Anwendungen und deren stetig wachsende Zahl in Verbindung mit Ergebnissen umfangreicher Studien, die durch die U.S.-EPA finanziert oder selber durchgeführt wurden (U.S. EPA, 2002a; U.S. EPA, 1999b; Gavaskar et al., 2002a; Iron Reference Database, 2002).

Darüber hinaus wurden, v.a. in Nordamerika, elementares Eisen zur reduktiven Fixierung von Schwermetallen, Eisen kombiniert mit Mikrobiologie, natürliches organisches Material (sogenannte „Kompostwände“), amorphe Eisenoxide, Zeolithe, Apatit und Kalkstein großtechnisch oder zumindest im Pilotmaßstab im Feld eingesetzt.

Tabelle 18. Übersicht über bisher in Feldanwendungen im groß- und kleintechnischen Maßstab eingesetzten reaktiven Materialien (detaillierte Zusammenstellung im Anhang)

Material	Mechanismus	Behandelte Kontaminante(n)	Standortbeispiele
Elementares Eisen	reduktive Dehalogenierung	LCKW: 1. chlorierte Ethene (PCE, TCE, cis/trans/1,1-DCE, VC) 2. chlorierte Aliphate (Tetrachlorkohlenstoff, Methylenchlorid, Chloroform, 1,1,1-Trichlorethan) (in Gemischen, auch mit anderen LCKW, zumeist PCE, TCE usw.) 3. Fluorchlorkohlenwasserstoffe (FCKW) (Freon 11, Freon 113) (in Gemischen mit LCKW)	Zu 1.: Borden, Ontario, Kanada, 1991 (Pilot scale); Rheine, Deutschland, 1998 (Pilot scale); Bernau, Deutschland, 2001 (Pilot scale); Mountain View, Kalifornien, U.S.A., 1996 (Pilot scale); Edenkoben, Deutschland, 1998/2001 (Full scale); Sonderso, Dänemark, 1999 (Full scale); Sunnyvale, Kalifornien, U.S.A., 1995 (Full scale); Somersworth, New Hampshire, U.S.A., 2000 (Full scale) Zu 2.: Edenkoben, Deutschland, 1998/2001 (Full scale); Golden, Colorado, U.S.A., 1998 (Full scale); Sonderso, Dänemark, 1999 (Full scale) Zu 3.: Sunnyvale, Kalifornien, U.S.A., 1995 (Full scale); Oakley, Kalifornien, U.S.A. (Pilot scale)
	reduktive Fixierung (Reduktion und nachfolgend Fällung)	1. Chrom(VI) (im Gemisch mit LCKW, d.h. PCE, TCE) 2. Uran 3. Uran, Arsen, Mangan, Selen, Vanadium 4. LCKW, Uran 5. Uran, Technetium, Salpetersäure	Zu 1.: Kolding, Dänemark, 1999 (Full scale); Elizabeth City, North Carolina, U.S.A., 1996 (Full scale); Coburg, Deutschland (Pilot scale) Zu 2.: Pécs, Ungarn, 2003 (Pilot scale) Zu 3.: Monticello, Utah, U.S.A., 1999 (Full scale) Zu 4.: Golden, Colorado, U.S.A., 1998 (Full scale) Zu 5.: Oak Ridge, Tennessee, U.S.A., 1997 (Full scale)
Aktivkohle	Sorption	1. PAK 2. Phenole 3. BTEX 4. LCKW (PCE, TCE, cis-DCE) 5. Lindan, DDT, Methylparathion, Ethylbenzol, Xylol 6. Chlorbenzole	Zu 1.: Karlsruhe, Deutschland, 2001 (Full scale); Brunn am Gebirge, Österreich, 1999 (Full scale); Auby, Frankreich (Full scale) Zu 2.: Brunn am Gebirge, Österreich, 1999 (Full scale); Tifton, Georgia, U.S.A., 1998 (Full scale) Zu 3.: Brunn am Gebirge, Österreich, 1999 (Full scale) Zu 4.: Denkendorf, Deutschland, 2001 (Full scale); Reichenbach, Deutschland, 2000 (Full scale); Brunn am Gebirge, Österreich, 1999 (Full scale) Zu 5.: Tifton, Georgia, U.S.A., 1998 (Full scale) Zu 6.: Bitterfeld, Deutschland, 1999 (Pilot scale)

Material	Mechanismus	Behandelte Kontaminante(n)	Standortbeispiele
Mikroorganismen mit 1. Kompost 2. Sauerstoff 3. Eisen a. Eisen + Holzspäne b. Eisen + Sauerstoff c. Eisen + Nährstoffe od. Sauerstoff oder Pd-Kat. etc. 4. Nährstoffe	Zu 1.: Fällung als Sulfide infolge mikrobieller Sulfatreduktion Zu 2.-4.: unterstützter biotischer Abbau (3a und 3b: 2. Stufe)	Zu 1.: Schwermetalle (Ni, Fe, Sulfat) Zu 2.: BTEX, MKW Zu 3a.: Nitrat, Uran Zu 3b.: cis-DCE, VC, TCE, BTEX Zu 3c.: TCE in sehr hohen Konzentrationen Zu 4.: Uran, Technetium, Salpetersäure	Zu 1.: Sudbury, Ontario, Kanada, 1995 (Full scale) Zu 2.: Alberta, Kanada, 1995 (Pilot scale) Zu 3a.: Golden, Colorado, U.S.A., 1999 (Full scale) Zu 3b.: Alameda, Kalifornien, U.S.A., 1997 (Pilot scale) Zu 3c.: Bernau, Deutschland, 2001 (Pilot scale) Zu 4.: Oak Ridge, Tennessee, U.S.A.; Maassluis, Laakhaven in Den Haag (Niederlande) (Full scale) Zu 5.: Zahlreiche Standorte (Full scale) weltweit
Kalkstein	Fällung	Schwermetalle (Blei, Cadmium, Arsen, Zink, Kupfer)	Nesquehoning, Pennsylvania, U.S.A., 1998 (Full scale)
Branntkalk	Fällung	Uran	Ungarn, Pécs (Pilot scale)
Zeolith: (Klinoptilolith)	Sorption	Strontium (⁹⁰ Sr)	Chalk River, Ontario, Kanada, 1998 (Full scale)
Natriumdithionit	Reduktive Fällung	Chrom(VI)	Hanford, Washington, U.S.A., 1997 (Full scale)
Wasserstoff mit Palladium als Katalysator	reduktive Dehalogenierung, Hydrogenolyse	1. LCKW 2. Chlorbenzole, PAK, BTEX (Benzol) 3. Zusatz bei hohen LCKW-Konzentrationen	Zu 1.: Denkendorf, Deutschland, 2001 (Full scale); Bitterfeld, 1999 (Pilot) Zu 2.: Bitterfeld, Deutschland, 1999 (Pilot scale) Zu 3.: Bernau, Deutschland, 2001 (Pilot scale)

5.2.2 In der Entwicklung befindliche reaktive Materialien

Andere Materialien, wie auch Kombinationen von schon erprobten reaktiven Materialien (Powell & Powell, 1998; Powell & Associates, 2002), insbesondere zur Behandlung von Mischkontaminationen bestehend aus verschiedenen Schadstoffgruppen, sowohl von organischen als auch anorganischen, befinden sich noch in der Entwicklung (Labor- und kleintechnischer Maßstab) oder im Prototypstadium (Weiß et al., 1997; Weiß et al., 1999; Weiß et al., 2002; SAFIRA, 2006). Eine Übersicht über die in der Entwicklung befindlichen Materialien und auch über die Erprobung bekannter Materialien für neue Schadstoffe findet sich in Tabelle 19 und Tabelle 20, wobei aufgrund der noch heute anhaltenden schnellen Entwicklung auf diesem Gebiet sicher keine vollständige Übersicht angefertigt werden kann.

Tabelle 19. Reaktive Materialien für organische Grundwasserkontaminanten (Labor- oder halbertechnischer Maßstab)

Material	Mechanismus	Kontaminante	Referenzen
Elementares Eisen	Chem. Reduktion	DDT, Nitroaromaten, Pestizide, Azofarbstoffe	Agrawal & Tratnyek, 1996; Devlin et al., 1998; Scherer et al., 1999; Weber, 1996; Nam & Tratnyek, 1999
		1,2-Dibromethan	Rajagopal & Burris, 1999
Eisendispersionen/-emulsionen	Chem. Reduktion	LCKW	Geiger et al., 2001a, Geiger et al., 2001b; Clausen et al., 2002; McElroy et al., 2002
Bimetallisches Eisen	Chem. Reduktion	Chlorierte Aliphaten, chlorierte Aromaten	Bachmann, 1990; Grittini et al., 1995; Liang et al., 1997; Muftikan et al., 1995; Orth et al., 1998; Wan et al., 1999; Gui & Gillham, 2001
Elementares Eisen und Braunkohle (Lignit)	Chem. Reduktion	Nitroaromaten (zusammen mit Schwermetallen)	Jenk et al., 2003
Zn (und Apatit)	Chem. Reduktion/Dehalogenierung (anschl. Zn-Fällung erforderlich, ansonsten Zn-Kontamination)	PCE	Song et al., 1999
Mg, Sn, Zn, Al	Chem. Reduktion	Chlorierte Aliphaten	Arnold & Roberts, 1998; Fennelly & Roberts, 1998; Warren et al., 1995; Boronina, 1995, Boronina, 1998; Song et al., 1999; Su & Puls, 1999; Schlimm & Heitz, 1996; Dahmke, 1997
Bimetalle, Mg/Pd, Al/Cu	Chem. Reduktion	Chlorierte Aliphaten	Bachmann, 1990; Schlimm & Heitz, 1996; Engelmann et al., 2001; Lien & Zhang, 2001
H ₂ /Palladium	Chem. Reduktion	Chlorierte Aliphaten, chlorierte Aromaten, PAK	Schüth & Reinhard, 1998; Schüth et al., 2000; Kopinke et al., 2000; Mackenzie et al., 2000; SAFIRA, 2006; RUBIN, 2006
Eisen(II,III)-Minerale (Oxide, Hydroxide, Sulfid)	Chem. Reduktion	Nitroaromaten, chlorierte Aliphaten	Kriegman-King & Reinhard, 1991; Kriegman-King & Reinhard, 1994; Butler & Hayer, 1998; Haderlein & Pecher, 1998; Sivavec et al., 1997; Klausen et al., 1995
Tensid-modifizierte Böden	Sorption	Unpolare organische Schadstoffe	Burris & Antworth, 1992; Lee et al., 1989; Wagner et al., 1994

Material	Mechanismus	Kontaminante	Referenzen
Tensid-modifizierte Tone	Sorption	Unpolare organische Schadstoffe	Smith & Galan, 1995; Smith & Jaffe, 1994; Smith, 1990
Tensid-modifizierte Zeolithe	Sorption	Unpolare organische Schadstoffe	Bowman et al., 1995
Oberflächen-modifiziertes Diatomit, Zeolithe	Sorption	PAK, organische Schadstoffe	Huttenloch et al., 2001a; Huttenloch et al., 2001b; Czurda et al., 2002
Kohle, Aktivkohle, Torf, Sägemehl	Sorption	Benzol	Rael et al., 1995
Huminstoffe	Sorption	PAK, Hetero-PAK, Phenole, BTEX	Oeste, 1994; Colonna, 1996; Balcke 2000
Braunkohle a) mit natürlichen Mikroorganismen b) mit zudotierten Mikroorganismen	Sorption plus Mikrobiologie	PAK, MKW; Chlorbenzole und Pestizide	Jonas, 2002; eco.carbon GmbH, 2002
Elementares Eisen und Aktivkohle	Abbau und Sorption	TCE und Monochlorbenzol	Köber et al., 2001a; SAFIRA, 2006
Elementares Eisen und org. Material	Gekoppelter abiotischer/biotischer Abbau	LCKW, PAK, BTEX	Weiß & Dahmke, 2000
Elementares Eisen u. Ox.-Mittel	Abiotischer Abbau und Mikrobiologie/Oxidation	TCE und chlorierte Aromaten	Köber et al., 2001b; Köber, 2001 SAFIRA, 2006
Aktivkohle und Mikrobiologie	Sorption und Mikrobiologie	CKW, LCKW	SAFIRA, 2006; Tiehm et al., 2000; Tiehm et al., 2002; Lorbeer et al., 2002
Makroporöse Polymere	Sorption	PAK, BTEX, MKW, Phenole	Dürr & Rakel, 1999
Makrozyklische Komplexbildner	Sorption	Aromatische Kohlenwasserstoffe (AKW)	Buschmann et al., 2000
Boden-/Bentonit plus elementares Eisen	Reduktive Dehalogenierung (beschleunigt)	TCE	Rabideau et al., 1999
Nährstoffe	Biotischer Abbau	LCKW	Zenker et al., 2000; SAFIRA, 2006
Sauerstoff	Biotischer Abbau	AKW, KW, PAK	Hanstein et al., 1999

Dazu zählen beispielsweise Kombinationen aus elementarem Eisen und Aktivkohle (Köber et al., 2001a; Plagentz et al., 2006). In einer Hintereinanderschaltung in zwei getrennten Barrieren oder Mischungen in einer einzigen Barriere zur Behandlung von Mischkontaminationen, etwa chlorierten Ethenen (Dehalogenierung an Eisen) und chlorierten Benzolen (Adsorption an Aktivkohle). Des weiteren fällt hierunter die Kombination von Eisen und Sauerstoff (reduktiv-oxidative Behandlungsstrategie; Köber, 2001; Köber et al., 2001b), wobei diese bereits

on site-Erprobungen unterlag, oder die Verwendung von molekularem Wasserstoff (H₂) in Kombination mit Hydrogenolysierungskatalysatoren. Mit Palladium auf Zeolith (Schüth et al., 2000) oder Palladium in festem Silikon eingebettet (Kopinke et al., 2000; SAFIRA, 2006) gelingt auch die in situ-Hydrogenolyse von Chloraromaten wie Mono- und Dichlorbenzol, wie im Rahmen eines SAFIRA-Teilprojektes am Standort Bitterfeld gezeigt werden konnte. Der Einsatz von Aktivkohle mit zusätzlich induzierten und unterstützten mikrobiologischen Prozessen (SAFIRA, 2006) fällt ebenfalls in die Kategorie der on site-Erprobung.

Tabelle 20. Reaktive Materialien für anorganische Grundwasserkontaminanten (Labor- oder halbertechnischer Maßstab).

Material	Mechanismus	Kontaminante	Referenzen
Elementares Eisen	Erniedrigung des Redoxpotentials, Metallfällung	saure Grubenwässer (AMD)	Shelp et al., 1995
	Redoxfällung	U, As	Wismut, 2000; Nikolaidis et al., 2003; Su & Puls, 2001; Su & Puls, 2003; Köber et al., 2005
Elementares Eisen und Braunkohle (Lignit)	Redoxfällung und Sorption, pH-Wertanhebung (Pufferung)	AMD, U, As	Klinger et al., 2001; Jenk et al., 2003
Eisenoxidhydroxid	Sorption	U, Mo, Cr, As	Morrison & Spangler, 1993; Morrison & Spangler, 1996; Morrison et al., 1995; Zachara et al., 1987; Wismut, 2000
Torf und/oder Torfmoos	Sorption	U	Wismut, 2000
		Cr, Cu, Zn, Ni, Cd, U, Mo	Christ et al., 1996; Gosset et al., 1986; Ho et al., 1995; McLellan & Rock, 1987; Morrison & Spangler, 1992; Sharma & Foster, 1993
Zeolithe, natürliche und modifizierte	Sorption	Pb, Cr, Se, Sulfat, Cd, Cu	Bowman et al., 1995; Haggerty & Bowman, 1994; Kesraoui-Ouki et al., 1993; Lee et al., 1989; Li & Bowman, 1997; Li & Bowman, 1998; Czurda et al., 2002
Chitosan	Sorption	Hg, U, Cd, Pb, V, Ni, Mo, Ti, Se	Mitani et al., 1991
Podsol	Sorption	As	Lindberg et al., 1997
Sägemehl, Braunkohle, Kohle	Sorption	Mo, U	Morrison & Spangler, 1992
Titandioxid, Titanoxidhydrat	Sorption	Mo, U, As	Morrison & Spangler, 1992; Wismut, 2000
Polyacrylnitril (modifiziert), „PANSIL“	Sorption	U	Simon et al., 2003

Material	Mechanismus	Kontaminante	Referenzen
Hydroxyapatit, natürl. Apatit	Fällung	Pb	Ma et al., 1993, Ma et al., 1994, Ma et al., 1995
Hydroxyapatit	Fällung/Sorption	U	Fuller et al., 2002; Simon et al., 2004
Branntkalk	Fällung	U	Csövári et al., 2002
Ofenschlacke	Sorption/Fällung	As	Smyth et al., 2001a
Eisen-Mineralien	Chemische Reduktion	Nitrat, Chromat	Hansen et al., 1996; Peterson et al., 1997
Org. Material/ Nährstoffe	Mikrobielle Reduktion	Nitrat, Chlorat	Robertson & Cherry, 1995; Robertson et al., 1991; Hunter, 2002

5.2.3 Grundlegende Wirkungsmechanismen bei reaktiven Materialien

Dem grundlegenden Prinzip einer Reinigungswandanwendung, d.h. die (nahezu) passive Durchströmung der eingebrachten reaktiven Materialien unter Rückhalt und/oder Abbau oder Umwandlung der im Grundwasser enthaltenen Schadstoffe, liegen zwei chemisch-physikalische Prozesse zugrunde, die einzeln oder auch in Kombination in Erscheinung treten (Dahmke, 1997; NATO CCMS, 1998; Gavaskar et al., 2000; Scherer et al., 2000; Simon & Meggyes, 2001; Powell & Associates, 2002):

- die Sorption, d.h. die Festlegung (Rückhalt, Retardation) der Schadstoffe am reaktiven Material ohne Umwandlung im engeren Sinne. Sorption ist ein physikalischer Prozeß, bei dem der Schadstoff durch hydrophobe Wechselwirkungen, elektrostatische Anziehung oder Oberflächenkomplexierung an die Oberfläche des reaktiven Materials (reversibel) gebunden wird (Westall, 1987; Schindler, 1990; Fetter, 1999),
- die chemische abiotische Reaktion oder die rein biotische Reaktion, d.h. die Umwandlung der Schadstoffe zu Abbauprodukten geringerer oder vernachlässigbarer Toxizität oder die Fällung von anorganischen Schadstoffen, z.B. nach Oxidation oder Reduktion, in Form gering löslicher Mineralphasen.

Im weiteren folgt eine Darstellung der unterschiedlichen Prozesse und der dazu gehörenden einsetzbaren Materialien, die bereits in Feldprojekten Anwendung gefunden haben oder zumindest grundsätzlich hinsichtlich ihrer Anwendbarkeit im weitesten Sinne untersucht worden sind und vielversprechende Ergebnisse gezeigt haben. Eine zusammenfassende Übersicht gibt Tabelle 21.

Tabelle 21. Beispiele von Wirkungsmechanismen und ihren Anwendungen in Reinigungswänden

Prozeß	Beschreibung	Schadstoffe	Reaktives Material	Nebenreaktionen	Planungsrelevante Punkte
Reduktive Dehalogenierung organischer Verbindungen	Im Zuge der Oxidation von elementarem Eisen werden halogenierte Verbindungen reduziert und dabei dehalogeniert	PCE, TCE, DCE, VC, 1,1,1-Trichlorethan	Eisen Bimetalle Dithionit Palladisiertes Eisen	Abnahme der Konzentration von gelöstem Sauerstoff und des E_H -Wertes, Anstieg des pH-Wertes, Nitrat, Sulfat werden reduziert, Ausfällung von Carbonaten, Sulfiden und Hydroxiden Potential zur Genese von potentiell toxischen Metaboliten (z.B. VC)	Die Ausfällung von Carbonaten, Hydroxiden und Sulfiden kann eine Abnahme der hydraulischen Leitfähigkeit (Porositätsverlust) und der Reaktivität (Belegung von reaktiven Oberflächenplätzen) bewirken. Die Verweilzeit innerhalb der Barriere sollte ausreichend bemessen sein, um sicherzustellen, daß intermediäre Abbauprodukte, wie z.B. VC, ebenfalls vollständig abgebaut werden können
Reduktive Fällung von Metallionen mit Reduktionsmitteln	Bestimmte Metallionen, z.B. U(VI) und Cr(VI), werden im Zuge der Oxidation von Eisen reduziert und bilden dann schlecht lösliche Hydroxide	Cr(VI), U(VI)	Eisen Bimetalle Natriumdithionit	Abnahme der Konzentration von gelöstem Sauerstoff und des E_H -Wertes, Anstieg des pH-Wertes, Nitrat, Sulfat werden reduziert, Ausfällung von Carbonaten, Sulfiden und Hydroxiden Ausfällung von (elementaren) Metallen möglich	Die Ausfällung von Carbonaten, Hydroxiden und Sulfiden kann eine Abnahme der hydraulischen Leitfähigkeit (Porositätsverlust) und der Reaktivität (Belegung von reaktiven Oberflächenplätzen) nach sich ziehen. Wenn eine Veränderung der geochemischen Milieubedingungen eintritt kann eine Remobilisierung der gefällten Metallionen auftreten
Sorption	Schadstoffe werden durch Sorptionsprozesse aus der Lösung entfernt (Absorption, Adsorption, Ionenaustausch)	Organische Verbindungen (z.B. PAK) Ammonium Cyanid Metallkationen wie Pb^{2+} , Cd^{2+} , Sr^{2+} Oxoanionen wie Arsenat, Arsenit, Chromat	Aktivkohle Zeolithe Polymerharze in granulierter Form Kautschuk (geschredderte Reifen) Tone Ionenaustauscher	Abnahme der Konzentration co-sorbierten Ionen oder org. Verbindungen Anstieg der Konzentrationen der ausgetauschten Ionen aus Tonmineralien, typischerweise Calcium, Natrium und Kalium	Die reaktiven Materialien haben eine endliche Sorptionskapazität. Der Prozeß kann reversibel sein. Desorption kann infolge einer Veränderung der geochemischen Randbedingungen oder aufgrund einer Abnahme in der Schadstoffkonzentration auftreten. Bei oftmals kürzeren Verweilzeiten (F&G-Systeme) sind hohe Sorptionsgeschwindigkeiten von Vorteil bzw. erforderlich. Andere Verbindungen oder Ionen können um Sorptionsplätze konkurrieren und damit die Rückhalteeffektivität mindern. Das reaktive Material wäre ggf. schon während des Betriebs zu ersetzen; ein Austausch oder die Entsorgung kann/ist während der Betriebszeit erforderlich (sein) bzw. spätestens nach Sanierungsende.

Prozeß	Beschreibung	Schadstoffe	Reaktives Material	Nebenreaktionen	Planungsrelevante Punkte
Biologisch vermittelte Reaktionen (anaerob)	Organisches Material kann verwendet werden, um mikrobielle Aktivität und die Reduktion von Sulfat und Nitrat zu stimulieren. Dies verursacht: 1. Die Reduktion von Sulfat zu Sulfid und in deren Folge zur Fällung von Metallsulfiden 2. Die Reduktion von Nitrat zu N_2O , N_2 oder NH_4^+ ; NO_2^- tritt gewöhnlich nur untergeordnet auf 3. Die indirekte Reduktion bestimmter Metallionen, vor allem in hohen Oxidationsstufen, wie z.B. U(VI) und Cr(VI), mit nachfolgender Fällung von schlecht löslichen Hydroxiden	Sulfidbildende Metallionen, z.B. Ag^+ , Cd^{2+} , Co^{2+} , Cu^{2+} , $Fe^{2+/3+}$, Ni^{2+} , Pb^{2+} , Zn^{2+} Nitrat, Sulfat U(VI), Cr(VI)	Organisches Material (Kompost, Holzspäne) Biobarrieren, Biofilme auf Aktivkohle oder anderem Trägermaterial	Abnahme des Sauerstoffgehaltes, E_H -Wertes, der Nitrat- und Sulfatkonzentration Konzentrationsanstieg reduzierter Stickstoffspezies und von Sulfid Bildung von Methan oder auch Nitrit möglich	Die Ausfällung von Schwermetallsulfiden kann in einer Abnahme der hydraulischen (Verlust der Permeabilität) sowie der chemischen Leistungsfähigkeit resultieren (Belegung von reaktiven Oberflächenplätzen). Wenn eine Veränderung der geochemischen Milieubedingungen eintritt, kann eine Remobilisierung der gefällten Metallionen auftreten. Eine Oxidation kann zur Säurebildung führen (Sulfidoxidation)
Biologisch vermittelte Reaktionen (aerob)	Der aerobe Schadstoffabbau wird durch die Zugabe von Sauerstoff verstärkt	BTEX	Sauerstoff	Ausfällung von Metallhydroxiden	Das Wachstum von Bakterien kann Biofouling in der Wand mit einer Abnahme in der hydraulischen Leitfähigkeit zur Folge haben. Eine Kontrolle von emittierenden Gasen und leichtflüchtigen Stoffen ist angezeigt
Ausfällung	Typischerweise benutzt, um Metallionen aus der Lösung zu entfernen, z.B. 1. Gebrauch von Branntkalk zur pH-Wert-Anhebung, die bei einigen Schwermetallen zur Ausfällung schwerlöslicher Hydroxide führt 2. Gebrauch von Hydroxyapatit, der in Wasser moderat löslich ist und zur Fällung von schlecht löslichen Metallphosphaten führt (z.B. Blei)	U (versch. Wertigkeiten/ Bindungsformen), $Fe^{2+/3+}$, Ni^{2+} , Cu^{2+} , Pb^{2+} , Cr^{3+} Phosphate	Branntkalk Hydroxyapatit Mischungen aus Eisenoxid, Calciumoxid und Kalkstein	Anstieg im pH-Wert (Werte von 12-12,5 möglich)	Die Ausfällung von Schwermetallhydroxiden kann zu einer Belegung von reaktiven Oberflächenplätzen führen und eine Verminderung der Porosität und der hydraulischen Leitfähigkeit (Clogging von Poren) nach sich ziehen. Die Reaktion kann reversibel werden, wenn der pH-Wert sinkt, wodurch eine Remobilisierung der Schadstoffe eintreten kann. Verbrauch an reaktivem Material

5.2.4 Auf abiotischen chemischen Umsetzungsprozessen basierende reaktive Materialien

Reinigungswände, in denen man sich destruktiver chemischer Prozesse zur Entfernung von Schadstoffen aus dem Grundwasser bedient, setzen die Schadstoffe im Gegensatz zu sorptiven oder fällungsreaktiven Barrieren in verschiedene andere Abbauprodukte um. Es findet also eine echte Eliminierung der Schadstoffe im chemischen Sinne und nicht nur eine Umverteilung von der wäßrigen in die feste Phase statt. Das Ziel liegt darin, Stoffe unter möglichst vollständigem Umsatz der Ausgangskontaminanten zu generieren, die weniger toxisch oder weniger mobil als die ursprünglichen Verbindungen sind. Am häufigsten nutzt man bis dato in Feldanwendungen elementares Eisen zur Dechlorierung von LCKW, wie z.B. PCE oder TCE.

Generell gilt, daß die chemische Umsetzung organischer Schadstoffe innerhalb einer Reinigungswand zumeist durch eine irreversible, unter (idealisierten) Laborverhältnissen häufig sehr schnell und vollständig verlaufende Redoxreaktion gekennzeichnet ist, in der die Schadstoffe reduziert oder oxidiert werden. Das reaktive Material kann zur Reduktion direkt Elektronen liefern (z.B. elementares Eisen) oder Mikroorganismen durch Bereitstellung eines zusätzlichen Elektronenakzeptors oder eines Elektronendonators indirekt stimulieren, den Elektronentransfer zu bewirken.

Ist der mikrobielle Umsatz das Hauptziel der Anwendung, z.B. die Lieferung von Sauerstoff zur Stimulierung des aeroben Abbaus oder die Lieferung einer Kohlenstoffquelle zur Anregung der heterotrophen Denitrifizierung, handelt es sich eher um eine Bio-Reinigungswand. Mikrobielle Stoffwechselprozesse können aber auch in redox-reaktiven Reinigungswänden als Begleitreaktionen den Reinigungsprozeß unterstützen. Elektronentransferreaktionen können unter idealisierten, relativ reinen Laborbedingungen im Millisekundenbereich ablaufen. In einer wäßrigen Lösung und insbesondere im Grundwasser, also in Gegenwart zahlreicher anderer Begleitstoffe, sind Halbwertszeiten von Minuten bis einigen Stunden in der Regel realistisch, wobei auch der Transport der Schadstoffe aus der Lösung zur Oberfläche des reaktiven Materials geschwindigkeitslimitierend sein kann.

Zur chemischen Dehalogenierung polyhalogener organischer Schadstoffe nutzt man die reduktive Dehalogenierung (auch als Hydrodehalogenierung bezeichnet), d.h. ein Wasserstoffatom tritt formal an die Stelle des Halogenatoms im Molekül. Reduktive Dehalogenierungen lassen sich prinzipiell mit einer Vielzahl unterschiedlicher Dehalogenierungsmittel durchführen, wie z.B. unedle Metalle mit oder ohne zusätzliche Wasserstoffdonatoren, Wasserstoff in Kombination mit Katalysatoren, salzartige Hydride usw. Darüber hinaus führen sie in der Regel auch bei polyhalogenierten Verbindungen oftmals zu wenigen und definierten, vor allem aber zu vollständig dehalogenierten Abbauprodukten, also aus toxikologischer Sicht zumeist unbedenklicherer Stoffe. Gleichfalls sind die grundlegenden Abbaumechanismen auf molekularer Ebene für viele polyhalogenierte Verbindungen unter definierten Laborbedingungen seit langem bekannt. Ferner verlaufen die Reaktionen bei Raumtemperatur oder sogar darunter und in einem überschaubaren Zeitrahmen, d.h. mit einer für die Beseitigung schädlicher Stoffe akzeptablen Reaktionsgeschwindigkeit.

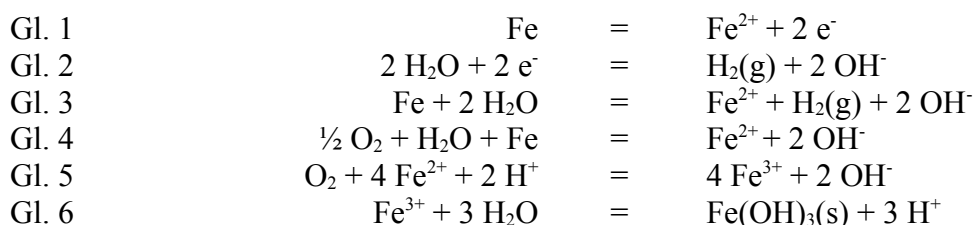
5.2.4.1 Elementares Eisen (Fe(0), ZVI) zur reduktiven Dehalogenierung

Elementare unedle Metalle sind schon seit langer Zeit als Dehalogenierungsmittel bei der Synthese organischer Verbindungen bekannt, so wurden mit den reaktionsfreudigsten unedlen Metallen, den Alkalimetallen, schon 1862 Dehalogenierungen ausgeführt (Riche, 1862), bei denen sogar besonders reaktionsträge Polyhalogenaromaten vollständig reduktiv dehalogeniert werden konnten. Dabei wurden bereits die zwei wesentlichen und voneinander klar zu unterscheidenden Mechanismen beobachtet, nämlich der Ersatz des Halogens durch Wasserstoff und Kondensationsreaktionen (Fittig-Reaktion; Fittig, 1862; Fittig, 1864). Solche Dehalogenierungsreaktionen mit unedlen Metallen in organischen Lösungsmitteln gehören heute zum Stammrepertoire der klassischen Synthesechemie. Die Übertragung von Dehalogenierungsreaktionen durch unedle Metalle auf eine wäßrige Reaktionsumgebung stellt hinsichtlich der Reinigungswandtechnologie die eigentliche Innovation dar, da die meisten unedlen Metalle prinzipiell bevorzugt durch Wasser im Zuge der anaeroben Korrosion angegriffen werden. Die reduktive Lösung der meisten unedlen Metalle in Wasser ist thermodynamisch und kinetisch gegenüber der Dehalogenierung bevorzugt, und somit steht die Reduktionskapazität des Metalls der Dehalogenierungsreaktion nicht oder nur kaum zur Verfügung. Erst infolge der Beobachtung, daß insbesondere bei Eisen die Konkurrenz zwischen anaerober Korrosion und Dehalogenierung in Wasser zugunsten letzterer verschoben werden kann, wenn die polyhalogenierten Stoffe einerseits nur in geringer Konzentration gelöst vorliegen und das Metall andererseits in hohem Überschuß vorgelegt wird, war der Weg für die spätere Anwendung in einer durchströmten Reinigungswand grundsätzlich bereitet (Sweeny & Fischer, 1972; Sweeny & Fischer 1973; Sweeny, 1981a; Sweeny, 1981b; Bachmann, 1990).

Arbeiten von Gillham und O'Hannesin und weiteren Forschern in Nordamerika (Gillham & O'Hannesin, 1994; Johnson & Tratnyek, 1994; Lipczynska-Kochany et al., 1994; Matheson & Tratnyek, 1994; Schreier & Reinhard, 1994) Anfang bis Mitte der neunziger Jahre führten dann zur Entwicklung der Fe(0)-Reinigungswandtechnologie. Die zuvor in Säulenversuchen durchgeführten Grundlagenuntersuchungen und gesammelten Erfahrungen hinsichtlich einer potentiellen Behandlung von industriellem Abwasser (Sweeny, 1981a; Sweeny, 1981b), bei denen noch aktiv Wasser durch ein Reaktorbett mit einem Eisen-Sand-Gemisch zu leiten war, wurden auf eine rein passive Anwendung direkt im Grundwasser übertragen und dabei das F&G-Prinzip für die technische Anwendbarkeit erfunden. Das F&G-Prinzip eröffnete mithin erstmals die Anwendbarkeit der aus der Abwassertechnik bereits bekannten fundamentalen Abbaureaktionen bei Grundwasserverhältnissen durch Einbau geeigneter technischer Bauwerke direkt in den Untergrund, dazu direkt in den Pfad des abströmenden Grundwassers. Dadurch und aufgrund der Häufigkeit von Grundwasserkontaminationen mit behandelbaren Schadstoffen (PCE, TCE, cis-DCE u.a.) hat technisches Eisen, zumeist in granulierter Form oder kleinen Spänen, seine herausragende Stellung als reaktives Material in Reinigungswänden erlangt. Praktisch zeitgleich führte man auch in Deutschland grundlegende Untersuchungen zur Dechlorierung von LCKW mit Eisen und Metallpaaren durch (Bachmann, 1990).

Frühe Studien zur Reduktion von Schadstoffen im Grundwasser an Fe(0) konzentrierten sich auf chlorierte Aliphate, und erst seit wenigen Jahren hat auch die Behandlung anderer Schadstoffe, wie z.B. Schwermetalle (Cantrell et al., 1995; Powell et al., 1995; Liang et al., 1996; Blowes et al., 1997; Pratt et al., 1997; Fiedor et al., 1998), Nitrat (Huang et al., 1998; Till et al. 1998; Zawaideh & Zhang, 1998), von Explosivstoffen (etwa von TNT (2,4,6-Trinitrotoluol); Agrawal & Tratnyek, 1996; Devlin et al., 1998; Singh et al., 1998a) oder Pestizide (Sayles et al., 1997; Eykholt & Davenport, 1998; Singh et al., 1998b) eine steigende Aufmerksamkeit erlangt.

Elementares Eisen ist aufgrund eines niedrigen Redoxpotentials ($E^0 = -0.44 \text{ V}$) unter neutralen pH-Bedingungen nicht stabil, so daß es sich in Kontakt zu Wasser unter Bildung von elementarem Wasserstoff zersetzt (Gl. 1 bis Gl. 3) (z.B. Reardon, 1995). Diese als anaerobe Korrosion bezeichnete Reaktion führt zur Bildung von zweiwertigem Eisen (Fe(II)) und zu einem Anstieg des pH-Wertes. Das gebildete zweiwertige Eisen wird zum Teil als Ion (Fe^{2+}) in die Lösung abgegeben und zum Teil in oxidischen und hydroxidischen Präzipitaten festgelegt. In Laborsystemen, in denen die Reaktionen von Eisen mit Wasser untersucht wurden, konnten als Fe(II)-Senke verschiedene Mineralphasen, wie z.B. Magnetit oder FeO , identifiziert werden (z.B. Dahmke et al., 2000; Odziemkowski et al., 1998; Reardon, 1995; Scherer et al., 1998). Theoretisch kann auch $\text{Fe}(\text{OH})_2$ auftreten, wobei der Nachweis nicht einfach ist, da sich $\text{Fe}(\text{OH})_2$ weiter zu Magnetit umbilden kann oder auch bei der Probenaufbereitung anfällig gegenüber Oxidationserscheinungen ist (z.B. Phillips et al., 2003; Stender, 2002). Der Nachweis von Fe(III)-haltigen Mineralphasen zeigt, daß zumindest ein Teil des Eisens auch unter anoxischen Bedingungen höher oxidiert wird. Sind stärkere Oxidationsmittel zugegen, wie Sauerstoff oder Nitrat, reagieren diese mit elementarem oder auch zweiwertigem Eisen, wobei verstärkt Fe(III) gebildet wird, welches aufgrund der schlechten Löslichkeit in Form von Hydroxiden und Oxiden der Lösung entzogen wird (aerobe Korrosion Gl. 4 bis Gl. 6) (Stumm & Morgan, 1996).



Als Reaktionspartner stehen in Fe(0)-Reinigungswänden also nicht nur das elementare Eisen zur Verfügung, sondern auch gelöstes und mineralgebundenes zweiwertiges oder dreiwertiges Eisen, wobei das elementare Eisen jedoch immer als finaler Elektronendonator bei Redoxreaktionen wirksam ist. Darüber hinaus können im Reaktionsraum auch Wasserstoff oder strukturell gebundenes und damit aktiveres Fe^{2+} (Stumm & Morgan, 1996) als Reaktionspartner auftreten und zusätzlich können die verschiedenen Oberflächen als Sorptionspartner oder Katalysator wirksam sein. Schließlich kann ein die Korrosionsreaktionen begleitender pH-Wert-Anstieg zur Fällung von Metall-Hydroxiden führen. Daraus ergibt sich ein breites Anwendungsspektrum bei organischen und anorganischen Grundwasserbelastungen (Tabelle 22), wobei das bisherige Hauptanwendungsgebiet von Fe(0) deutlich bei Grundwasserschäden mit chlorierten Ethenen und hier PCE, TCE und cis-DCE liegt (z.B. Birke et al., 2004b; Carey et al., 2002; Dahmke, 1997; EPA, 2002; Gavaskar et al., 2002).

Die relative Instabilität von Fe(0) in Gegenwart von drei häufig auftretenden Umweltschadstoffen zeigt Abbildung 36 in Form eines E_{H} -pH-Diagrammes. Es ist zu erkennen, daß aus thermodynamischer Sicht beispielsweise sowohl Fe(0), als auch gelöstes Fe^{2+} in Gegenwart von Sauerstoff oxidiert wird. Die Stabilitätsfelder von Perchloräthylen (PCE), Nitrobenzol (ArNO_2) und Chromat (Cr(VI) als CrO_4^{2-}) zeigen an, daß Fe(0) ebenfalls in der Lage ist, auch diese gängigen Umweltschadstoffe zu reduzieren. Eine Reihe weiterer halogener aliphatischer Verbindungen kann mit elementarem Eisen in wäßriger Lösung bei wirtschaftlich vertretbaren Halbwertszeiten dehalogeniert werden (Tabelle 22, Tabelle 24, Tabelle 25; Gavaskar et al., 2000; Ebert, 2004). Andererseits sind längst nicht alle CKW effizient mit Fe(0) zu behandeln, beispielsweise konnte für Dichlormethan oder 1,2-Dichlorethan kein signifikanter Abbau erkannt werden (Tabelle 23, Tabelle 24). Darüber hinaus sind praktisch alle aromatischen chlorierten Kohlenwasserstoffe, wie z.B. Chlorbenzole, Chlorphenole, polychlorierte

Biphenyle (PCB) oder Dioxine, ausgenommen. Dieser Befund deckt sich mit der allgemeinen Erkenntnis, daß an aromatische Ringsysteme gebundenes Halogen durch reduktive Dehalogenierungsreaktionen mit unedlen Metallen besonders schwer entfernbar ist.

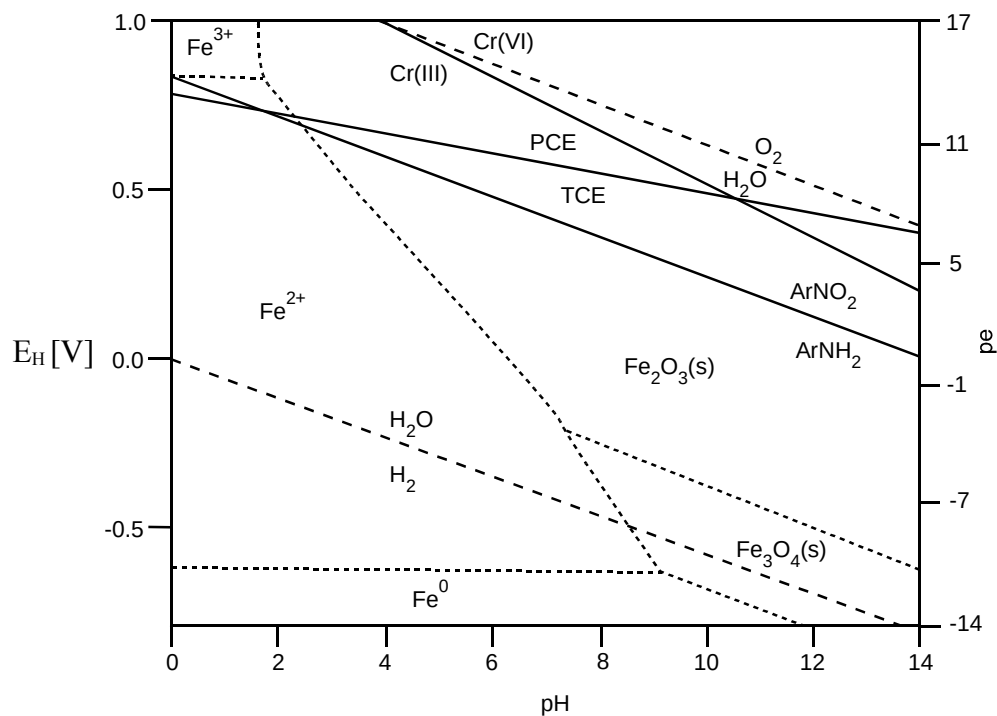


Abbildung 36. E_H -pH-Diagramm (Pourbaix-Diagramm) mit den Stabilitätsfeldern von Wasser, Eisen und den Umweltkontaminanten Perchlorethen (PCE), Nitrobenzol ($ArNO_2$) und Chromat ($Cr(VI)$). Hämatit (α - Fe_2O_3) und Magnetit (Fe_3O_4) sind als löslichkeitsbegrenzende Eisen(II/III)-Festphasen berücksichtigt. Die Stabilitätsfelder von Nitrobenzol ($ArNO_2$) und Anilin ($ArNH_2$), $Cr(VI)$ und $Cr(III)$ sowie PCE und TCE zeigen Instabilität von $Fe(0)$ in Gegenwart dieser Wasserinhaltsstoffe (Scherer et al., 2000).

Wie Tabelle 22 zeigt, sind eine Reihe gängiger organischer Grundwasserkontaminanten in $Fe(0)$ -Reinigungswänden abbaubar. Aus einer Gegenüberstellung der Redoxpotentiale der chlorierten Ethene und den möglichen Reaktionspartnern innerhalb einer $Fe(0)$ -Reinigungswand (siehe Abbildung 36) zeigt sich, daß aus thermodynamischer Sicht elementares Eisen, Fe^{2+} und Wasserstoff als Reaktionspartner für die reduktive Dechlorierung auftreten könnten (Totten & Roberts, 2001). Der größte Potentialunterschied ergibt sich zwischen den Halbreaktionen von $Fe(0)/Fe^{2+}$ (-0,44 V) und denen der chlorierten Ethene (0,5 V bis 1,5 V), was einer freien Energie zwischen 150 kJ bis 50 kJ pro Mol Elektronenübergängen entspricht (Dahmke, 1997; Matheson & Tratnyek, 1994). Der verhältnismäßig hohe Energiegewinn gibt einen Hinweis darauf, daß die reduktive Dechlorierung via $Fe(0)$ -Oxidation auch ohne Katalyse durch z.B. Mikroorganismen verlaufen kann.

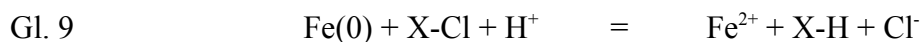
Tabelle 22: Ausschnitt aus dem Stoffspektrum von mit Fe(0) behandelbaren Grundwasserbelastungen (teilweise nicht vollständig abbaubar; aus Ebert, 2004).

Organische Substanzen	Anorganische Stoffe
<u>Halogenierte Methane</u> Tetrachlormethan (CT) Trichlormethan (TCM) Tribrommethan (TBM) Dibromchlormethan (DBCM) Bromdichlormethan (BDCM) Dibrommethan (DBM) Brommethan (MBM)	<u>Schwer- und Halbmetalle</u> Chrom Nickel Blei Uran Technetium Eisen Mangan Selen Arsen Kupfer Kobalt Cadmium Zink Vanadium
<u>Halogenierte Ethane</u> Hexachlorethan (HCA) 1,1,2,2-Tetrachlorethan (1122TeCA) 1,1,1,2-Tetrachlorethan (1112TeCA) 1,1,1-Trichlorethan (111TCA) 1,1-Dichlorethan (11DCA) 1,2-Dibromethan (12DBA) 1,1,2-Trichlor-1,2,2-trifluorethan (Freon113)	
<u>Halogenierte Ethene</u> Perchlorethen (PCE) Trichlorethen (TCE) cis-1,2-Dichlorethen (cis-DCE) trans-1,2-Dichlorethen (trans-DCE) 1,1-Dichlorethen (1,1-DCE) Monochlorethen (VC)	<u>Andere</u> Nitrat Phosphat Sulfat
<u>Halogenierte Propane</u> 1,2,3-Trichlorpropan (123TCP) 1,2-Dichlorpropan (12DCP) 1,3-Dichlorpropan (13DCP) 1,2-Dibrom-3-chlorpropan (12DB3CP)	
<u>Andere</u> 2,4,6-Trinitrotoluol (TNT) Cyclotrimethylenitrinamin (RDX) N-nitrosodimethylamin (NDMA) 2-Nitrotoluol (2NT) Azo-Farbstoffe	

Nach Gillham & O'Hannesin, 1994 lässt sich der Dechlorierungsprozeß eines chlorierten aliphatischen Kohlenwasserstoffes (X-Cl) mit der Redox-Summengleichung Gl. 8 beschreiben, wobei neben den Halbreaktionen $\text{Fe}(0)/\text{Fe}^{2+}$ (Gl. 1), $\text{H}_2\text{O}/\text{H}_2$ (Gl. 2) und $\text{X-Cl}/\text{X-H}$ (Gl. 7) auch die Dissoziation von Wasser berücksichtigt wird:



Unter Vernachlässigung der Reaktionen von Wasser mit elementarem Eisen sowie der Eigendissoziation von Wasser ergibt sich eine vereinfachte Gleichung für die reduktive Dechlorierung via Fe(0)-Oxidation, die sogenannte Hydrogenolysereaktion (Gl. 9):



Da auch der Potentialunterschied der Dechlorierungshalbreaktionen zu den Halbreaktionen H^0/H^+ und $\text{Fe}^{2+}/\text{Fe}^{3+}$ noch erheblich ist, sind nach Matheson & Tratnyek, 1994, theoretisch drei Dechlorierungsreaktionen möglich, der direkte Elektronentransfer an der Oberfläche von elementarem Eisen und die Reduktion in Lösung durch Fe^{2+} oder durch molekularem Wasserstoff (H_2 , siehe Abbildung 37). Untersuchungen in Batchexperimenten zeigten jedoch, daß die einfache Zugabe von H_2 oder Fe^{2+} zu keinem signifikanten LHKW-Abbau führte. Daher wird der direkte Elektronentransfer an der Oberfläche als dominante Reaktion angesehen (z.B. Matheson & Tratnyek, 1994; Sivavec & Horney, 1995; Weber, 1996). Nach Sivavec & Horney, 1995, und Sivavec et al., 1995, kann auch strukturelles (an der Oberfläche gebundenes) x-Fe^{2+} als Reaktionspartner auftreten, das aus der Oxidation von Fe(0) mit Wasser permanent nachgebildet werden kann.

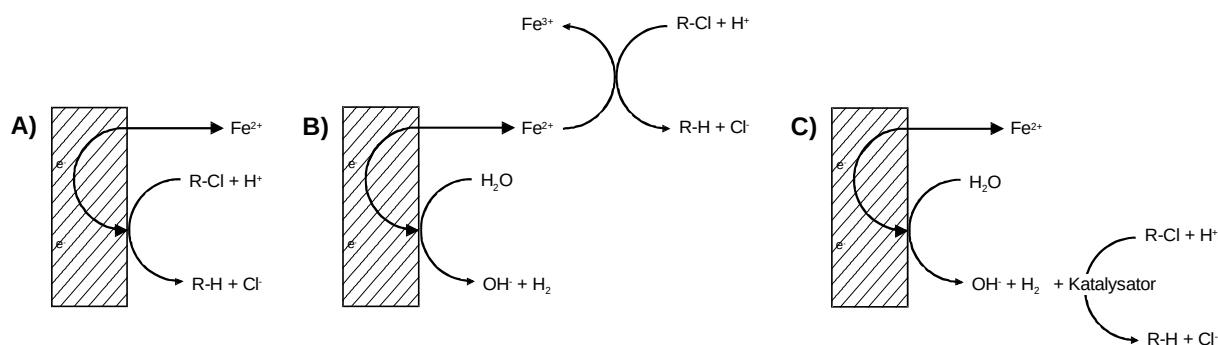


Abbildung 37. Mögliche Abbaumechanismen von CKW in Fe(0)-Reaktionsräumen: A) direkter Elektronentransfer, B) Reduktion durch Fe^{2+} und C) Reduktion durch H_2 (verändert nach Dahmke, 1997; Matheson & Tratnyek, 1994; aus Ebert, 2004)

Als Bindungspartner für das zweiwertige Eisen kämen dabei verschiedene im System Grundwasser/Fe(0) (meta)-stabile Mineralphasen in Betracht, z.B. $\text{Fe}(\text{OH})_2$, Magnetit, Fe(III)-(hydr)oxide, Eisensulfide oder auch sogenannte „Green rust“-Phasen. Strukturell gebundenes und damit aktiveres Fe^{2+} (Stumm & Morgan, 1996) wird auch für die Reduktion von LHKW in alleiniger Gegenwart dieser Mineralphasen verantwortlich gemacht (z.B. Butler & Hayes, 1999; Butler & Hayes, 2000; Butler & Hayes, 2001; Klausen & Tröber, 1995; Lee & Batchelor, 2002; Maithreepala & Doong, 2004; Pecher et al., 2002; Satapanajaru et al., 2003; Sivavec & Horney, 1997). Die Reaktion mit Wasserstoff erfordert einen Katalysator, kann dann aber signifikant zur Abbaureaktion beitragen und sogar zum Abbau von Verbindungen führen, die in „einfachen“ Fe(0)-Systemen nicht abgebaut werden (z.B. Kopinke et al., 2002; Li & Farrell, 2000; Matheson & Tratnyek, 1994; Munakata et al., 2002; Schad et al., 2003; Schüth & Reinhard, 1998; Wüst, 2000).

Es wurden zumindest drei Mechanismen für den Elektronentransfer zwischen der mit Oxiden und/oder Hydroxiden belegten Eisenoberfläche und dem chlorierten Aliphaten in Betracht gezogen (Scherer et al., 1998b). Der erste Reaktionspfad ist ein Elektronentransfer (ET) vom blanken, der Lösung ausgesetzten Metall an Defekten in der Oxidschicht (siehe Abbildung 38, A). Dieser Mechanismus stellt eine lokale Form der Korrosion dar, die zu katalytischen Auflösungserscheinungen führen kann. Der zweite Reaktionspfad ist der Elektronentransfer vom Leitungsband des Oxids oder lokalisierten Zuständen innerhalb des Oxids (siehe Abbildung 38, B). Der dritte mögliche Reaktionspfad ist die Reduktion durch Fe(II), von einem sorbierten Fe(II) oder Gitter-Fe(II)-Oberflächenplatz ausgehend (siehe Abbildung 38, C).

Die Bedeutung der einzelnen Reaktionspfade muß noch eindeutig aufgeklärt werden, es gibt aber einige Hinweise, daß der Elektronentransfer nicht vom Leitungsband des Oxides erfolgt (Balko & Tratnyek, 1998). Darüber hinaus wird auch die Möglichkeit einer direkten Hydrogenierung in der Gegenwart von Defektstellen, die als lokale Katalysatoren wirken und eine Beschleunigung des Elektronentransfers durch lokale kurzgeschlossene elektrochemische Zellen aufgrund von Verunreinigungen des Eisens mit anderen Metallen herbeiführen können, in Betracht gezogen (Gotpagar et al., 1999).

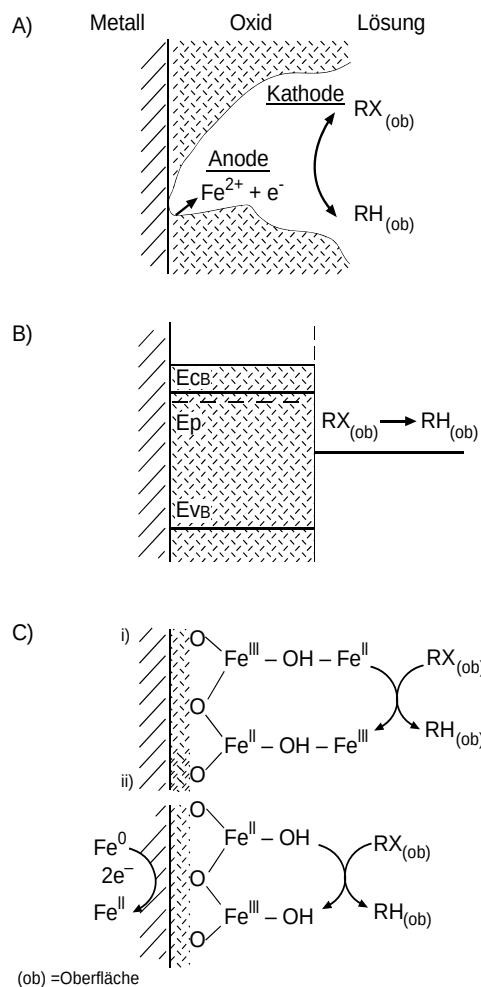


Abbildung 38. Mögliche Elektronentransfermechanismen (ET) an der Eisen-Oxid-H₂O-Schicht: (A) ET von der Metalloberfläche (Loch in der Oxidschicht); (B) ET vom Leitungsband einer Oxidschicht; (C) ET von adsorbierten oder Gitter-Fe(II)-Oberflächenplätzen

Neben der Hydrogenolyse, die als Hauptabbauweg für halogenierte Methane angesehen wird (Matheson & Tratnyek, 1994), sind noch weitere Dehalogenierungsreaktionen möglich. Nach Rifi & Covitz, 1974, oder Vogel et al., 1987, wird als erster Reaktionsschritt bei der Reduktion eines einfach ungesättigten chlorierten Kohlenwasserstoffes (z.B. PCE oder TCE) zunächst ein Elektron auf das energetisch günstige unbesetzte π -Orbital übertragen, wobei sich ein Radikal bildet und nach Abspaltung eines Chloridions ein Vinylradikal. Im Folgenden kann es zur Dimerisierung zweier Radikale kommen, wobei sich längerkettige aliphatische Verbindungen bilden. Kommt es zur Aufnahme eines weiteren Elektrons, kann ein Proton addiert und damit gegen ein Chloridion substituiert werden (Hydrogenolyse), oder es kommt unter Abspaltung eines weiteren Chloridions zur Bildung einer dreifach ungesättigten Verbindung (Dichloro-Eliminierung, β -Eliminierung). Daraus ergibt sich ein komplexeres Muster möglicher Abbau- und Zwischenabbauprodukte bei der Reduktion chlorierter Aliphate, wie es in Abbildung 39 exemplarisch für PCE dargestellt ist. Der Anteil der unterschiedlichen Abbauewege am Gesamtabbau einer halogenierten Verbindung ist dabei für die Bildung möglicher toxischer oder schwer abbaubarer Metabolite, wie z.B. VC, von besonderer Bedeutung (Johnson et al., 1996; Scherer et al., 1998).

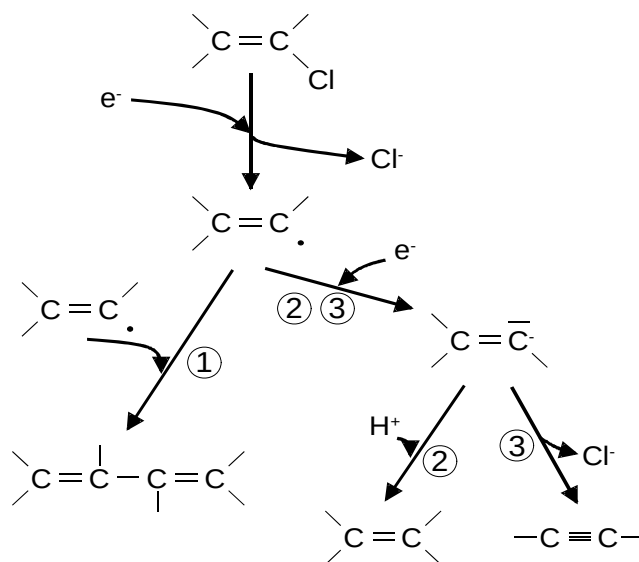


Abbildung 39. Reaktionsmechanismen bei der Dechlorierung einfach ungesättigter aliphatischer chlorierter Kohlenwasserstoffe: ① Dimerisierung, ② Hydrogenolyse, ③ Dichloro-Eliminierung oder β -Eliminierung (verändert nach Rifi & Covitz, 1974, aus Ebert, 2004)

Von Orth & Gillham, 1996, und Sivavec & Horney, 1995, konnte beim Abbau von TCE an Fe(0) die Bildung aller drei Isomere von Dichlorethen (cis-DCE, trans-DCE, 1,1-DCE) und in Spuren auch von Vinylchlorid nachgewiesen werden. Diese und ähnliche Befunde deuteten zunächst auf die Hydrogenolyse als dominierenden Abbauweg von chlorierten Alkenen an Fe(0)-Oberflächen hin. Von Sivavec & Horney, 1995, sowie Campell et al., 1997, wurde dagegen auch Chlorethin nachgewiesen, so daß sich Hinweise auf die Dichloro-Eliminierung als Abbaupfad ergaben. Von Roberts et al., 1996, wurde schließlich sogar die β -Eliminierung als Abbaupfad favorisiert und als Erklärung für einen beobachteten vergleichsweise langsameren Abbau von trans-DCE gegenüber 1,1-DCE oder cis-DCE herangezogen. In einer umfangrei-

chen Studie, in der das Abbauverhalten möglicher Zwischenprodukte in separaten Versuchsansätzen untersucht wurde, identifizierten Arnold & Roberts, 2000, ebenfalls die β -Eliminierung als dominanten Abbauweg. Nach den Autoren ist es auf die Instabilität und den schnellen Abbau von chlorierten Acetylenen oder Acetylen zurückzuführen, daß es bei der Dechlorierung von PCE oder TCE zu keiner signifikanten Akkumulation dieser Verbindungen kommt (vgl. Abbildung 40).

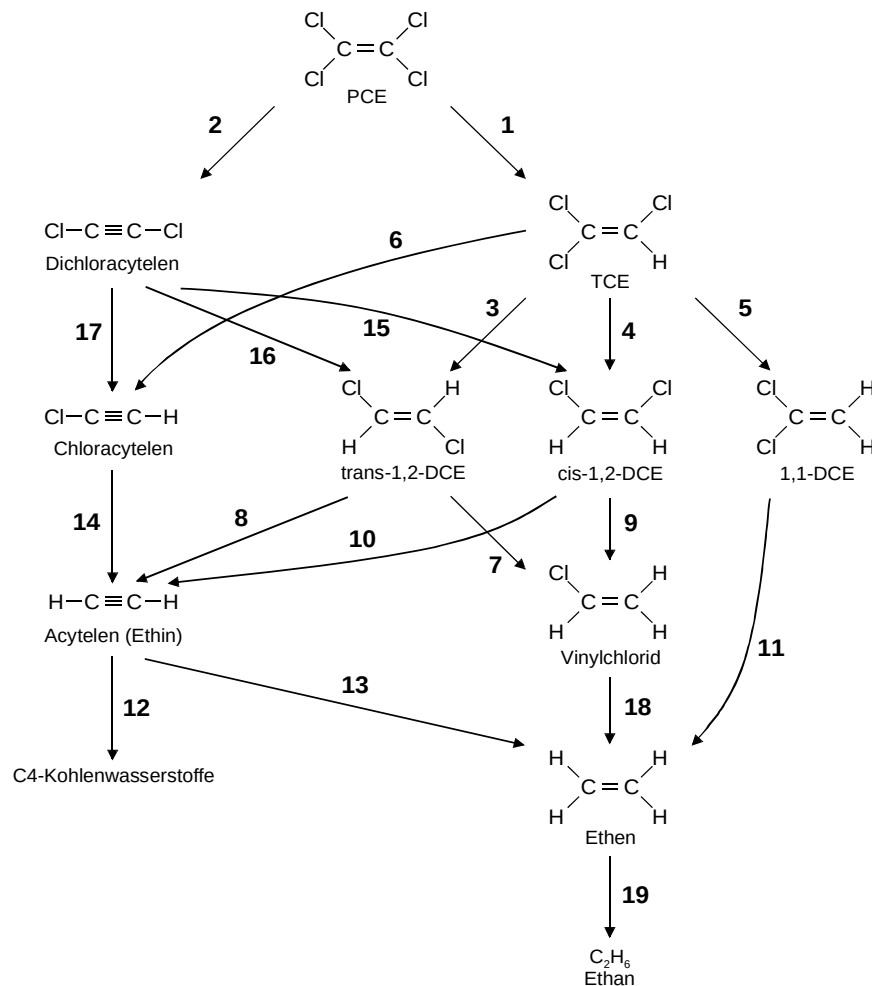


Abbildung 40. Unterschiedliche Abbaupfade von PCE an Fe(0) nach Arnold & Roberts, 2000. Die Pfade 1, 3, 4, 5, 7, 9, 14, 17 und 18 stellen Hydrogenolysereaktionen dar, die Pfade 2, 6, 8 und 10 die β -Eliminierungen, Reaktion 11 ist eine reduktive α -Eliminierung und die Pfade 13, 15, 16 und 19 bilden die Hydrogenierung ab (aus Ebert, 2004).

Zusätzlich zu den beiden Hauptabbaupfaden, der Hydrogenolyse und der β -Eliminierung, wurden noch zwei weitere Abbaureaktionen beobachtet, die Hydrogenierung, bei der zwei H-Atome aus molekularem Wasserstoff bei der Lösung einer Kohlenstoff-Doppel- bzw. -Dreifachbindung aufgenommen werden (katalysierte Reaktion) und die Dehydrohalogenierung, bei der ein Proton und ein Halogenid-Ion unter Bildung einer Doppelbindung freigesetzt werden (Tratnyek et al., 2003). Die Hydrogenierung kann für die Bildung von chlorierten Alkanen beim Abbau chlorierter Alkene verantwortlich gemacht werden (Arnold & Roberts, 2000) und kann in Systemen, in denen Edelmetalle (z.B. Pd) als Katalysatoren vorhanden sind, dominant werden (z.B. Kopinke et al., 2002; Wüst, 2000).

Beim Abbau von TCE an Fe(0) wurde in Batch- oder Säulenversuchen in einer Vielzahl von Untersuchungen festgestellt, daß die Freisetzung chlorierter Zwischenprodukte bezogen auf die zugegebene TCE-Menge unterhalb von 5 % bis 10 % blieb, wobei für die Verteilung generell gilt: cis-DCE > 1,1-DCE > trans-DCE > VC. Trotz der vergleichsweise geringen Freisetzung können die niederchlorierten Metabolite (v.a. cis-DCE) Fe(0)-Reinigungssysteme limitieren, da sie langsamer als die höherchlorierten Muttersubstanzen abgebaut werden und zumindest von VC eine höhere Toxizität ausgeht. Bei Untersuchungen zum Abbau von PCE oder cis-DCE zeigte sich, daß auch hier die Bildung der chlorierten Tochtersubstanzen unterhalb von 10 % der jeweiligen Muttersubstanzen blieb.

Unter den Endprodukten bei der vollständigen Dechlorierung dominieren C2-Verbindungen (Arnold & Roberts, 2000; Liang et al., 1997; Orth & Gillham, 1996; Sivavec & Horney, 1995), wobei mehr Ethen als Ethan gefunden werden kann (Orth & Gillham, 1996). Weiterhin wurden, mit einem Anteil von bis zu 10 %, kurzkettige Kohlenwasserstoffe gefunden (C1 bis C5), die ein Verteilungsmuster zeigten, wie es für die Rekombination von Kohlenwasserstoffradikalen bekannt ist (Orth & Gillham, 1996; Sivavec & Horney, 1995). Darüber hinaus gibt es Hinweise darauf, daß es eine positive Korrelation zwischen der Produktion kurzkettiger Kohlenwasserstoffe einerseits und Ethan/Ethen andererseits mit dem Kohlenstoffgehalt des Eisengranulates gibt. Orth & Gillham, 1996, vermuteten zusätzlich eine Produktion kurzkettiger Kohlenwasserstoffe aus der Reduktion anorganischen Kohlenstoffes (CO₂) am Eisen, was durch Arbeiten von Hardy & Gillham, 1996, bestätigt wurde. Deng et al., 1997, dagegen sehen den Carbidanteil in Eisengranulaten als Kohlenstoffquelle bei der Bildung von kurzkettigen Kohlenwasserstoffen.

In einigen Untersuchungen zum TCE-Abbau konnten Kohlenstoffbilanzen von 90-100 % aufgestellt werden (z.B. Liang et al., 1997; Sivavec & Horney, 1995), andere zeigten nur eine Wiederfindung von bis zu 70 % (z.B. Casey et al., 2000; Orth & Gillham, 1996). In Säulenversuchen mit unterschiedlichen Eisengranulaten und verschiedenen kontaminierten Wässern zur Dimensionierung von Reinigungswänden (Ebert et al., 2006; Ebert, 2004) lagen die Kohlenstoffbilanzen zwischen 20 % und weit über 100 %. Die Minderbefunde in der Kohlenstoffbilanz konnten teilweise auf Ausgasungsverluste zurückgeführt werden, eine Fixierung des Kohlenstoffes aus CKWs in der Festphase ist aber nach Untersuchungen in einem RUBIN-Projekt ebenfalls möglich (Wienberg, 2003; Dahmke et al., 2005). Die Mehrbefunde ließen sich dagegen auf den Einfluß von Mikroorganismen zurückführen, wenn es zur Reduktion von CO₂ und zur Bildung von Methan kam (Ebert, 2004).

Wie Tabelle 22 zeigt, sind neben den chlorierten Ethenen eine Reihe anderer halogenierter aliphatische Kohlenwasserstoffe an Fe(0) abbaubar. Von den nach bisherigen Untersuchungen nicht oder nur sehr langsam abbaubaren Substanzen (Tabelle 23) sind vor allem die interessant, die sich als Metabolit bilden können. So kann beispielsweise Trichlormethan (Chloroform, TCM) im Zuge der Hydrogenolyse zu Dichlormethan (DCM) umgewandelt werden, welches nicht signifikant an Fe(0) abgebaut wird (z.B. Matheson & Tratnyek, 1994). Die Gründe für die Hemmung des Abbaus der aufgeführten Substanzen sind bis heute nicht genau bekannt, können aber möglicherweise auf stabile Molekülstrukturen zurückgeführt werden (Cipollone et al., 1995; Milburn et al., 1995).

Neben den halogenierten aliphatischen Kohlenwasserstoffen könnten potentiell andere organische funktionelle Gruppen, auch von aromatischen Verbindungen, durch elementares Eisen unter natürlichen Bedingungen reduziert werden, z.B. Aldehyde, Ketone, Quinone, Diamine, Nitrile, Oxime oder Sulfoxide (Macalady & Tratnyek, 1986; Rinehart, 1973; Tratnyek & Macalady, 2000; Vollhardt & Schore, 2000). Aufgrund der Umweltrelevanz wurde die Reduktion

aromatischer Nitro- und Azogruppen (z.B. bei TNT, RDX, NDMA) durch elementares Eisen schon häufiger untersucht. Eine Beschreibung einzelner Abbaupfade einschließlich der entstehenden Metabolite ist bei verschiedenen Autoren zu finden (z.B. Agrawal & Tratnyek, 1996; Cao et al., 1999; Devlin et al., 1998; Elovitz & Weber, 1999; Gui et al., 2000; Hofstetter et al., 1999; Klausen et al., 2001; Mantha et al., 2001; Nam & Tratnyek, 2000; Odziemkowski et al., 2000; Oh et al., 2001; Scherer et al., 2001; Singh et al., 1998; Singh et al., 1999; Tratnyek et al., 2002; Weber, 1996; Wildman & Alvarez, 2001). Eine kurze Zusammenstellung der Ergebnisse findet sich z.B. bei Tratnyek et al., 2003.

Tabelle 23. Mit Fe(0)-Granulaten nicht oder nur langsam abbaubare Substanzen (nach Powell et al., 1998; aus Ebert, 2004).

Organische Substanzen	Anorganische Substanzen
Dichlormethan (DCM) 1,2-Dichlorethan (1,2DCA) Chlorethan (CA) Chlormethan (CM)	Perchlorat

Zukünftige Untersuchungen werden sicher zeigen, daß eine Reihe weiterer umweltrelevanter Stoffe in Fe(0)-Reinigungswänden abbaubar sind. Es bleibt aber abzusehen, daß Substanzen, die verhältnismäßig einfach oxidativ abgebaut werden können, kaum alleine mit elementarem Eisen behandelbar sein werden. Hierzu zählen beispielsweise gesättigte aromatische Kohlenwasserstoffe wie die Inhaltsstoffe von Öl, Benzin oder Teerölen (BTEX, PAK), Ether und Alkohole, wie Methyl-tert.-butylether (MTBE) bzw. Glykol, und auch Phenole.

Andererseits sollte nach Tratnyek et al., 2003, nicht zu schnell gefolgert werden, daß Substanzen reduktiv abgebaut werden, nur weil sie in Kontakt zu Fe(0) aus der Lösung entfernt werden. Als Beispiel hierfür können die Studien von Ghauch et al., 2001, und Ghauch, 2001, genannt werden, die eine Reduktion von Pestiziden an Fe(0) postulieren, nach Tratnyek et al., 2003, dies aber unwahrscheinlich ist, da die untersuchten Pestizide keine reduzierbaren funktionellen Gruppen besitzen. Darüber hinaus zeigen andere Untersuchungen, daß auch die Sorptionskapazität von Eisengranulaten gegenüber aromatischen Kohlenwasserstoffen nicht zu vernachlässigen ist (z.B. Bell et al., 2003; Köber et al., 2002; Morkin et al., 2000), wie auch von z.B. Burris et al., 1995, gezeigt wurde, daß eine Sorption von CKW an Fe(0)-Granulaten an nicht-reaktiven Plätzen erfolgen kann.

Trotz noch verbleibender Unsicherheiten hinsichtlich der vorherrschenden Reaktionswege ist unstrittig, daß der Abbau organischer Schadstoffe eine Oberflächenreaktion ist, die einen engen Kontakt zwischen dem reaktiven Material und den Schadstoffteilchen erfordert (Weber, 1996). Diese Art der Reaktion wird als heterogene Redoxreaktion bezeichnet, die aus verschiedenen Teilschritten besteht. Zunächst muß der Kontaminant zur Oberfläche transportiert werden und an dieser bzw. an bestimmten Reaktionsplätzen sorbieren, so daß es zu einer Übertragung von Elektronen kommen kann. Die Zwischen- oder Endprodukte müssen schließlich wieder von der Oberfläche abtransportiert werden, um in der Lösung aufzutreten. Der Transport zur Oberfläche und wieder zurück in die Lösung erfolgt dabei innerhalb der diffusiven Grenzschicht nur aufgrund von Konzentrationsgradienten (diffusiver Transport), während innerhalb der freien Porenlösung der Transport überwiegend durch Strömung erfolgt (advektiver Transport).

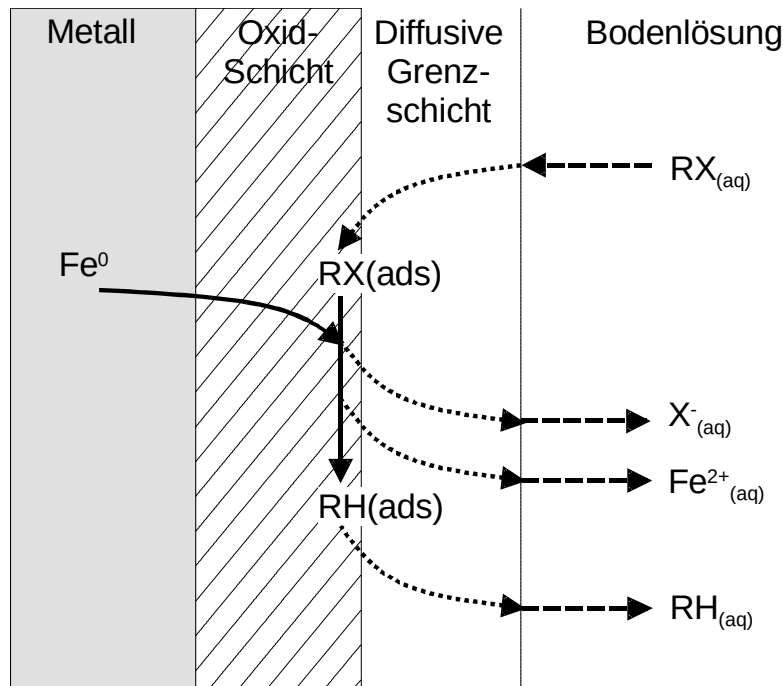


Abbildung 41 Schematische Darstellung der Reaktionsteilschritte bei der reduktiven Dehalogenierung eines halogenierten Kohlenwasserstoffes (RX) an der Fe(0)-Oxid-Grenze. Gestrichelte Linien: Massentransfer in der Bodenlösung, punktierte Linien: diffusiver Transport und Kontakt zur Oberfläche, durchgezogene Linien: Elektronentransfer und Bindungsänderung an der Oberfläche (verändert nach Stratmann & Müller, 1994; Johnson et al., 1998; aus Ebert, 2004)

Theoretisch können alle die einzelnen Teilschritte beeinflussenden Prozesse auch die Kinetik der Gesamtreaktion limitieren. Zu nennen wären hier substanzspezifische Größen wie Diffusionskoeffizienten oder die Neigung, Elektronen aufzunehmen, materialspezifische Größen wie Korrosionsneigung, Oberflächenzustand und -größe oder das Verhältnis von Substanzkonzentration zu Oberflächenkonzentration. Die Ionenstärke der Lösung und die Strömungsgeschwindigkeit beeinflussen die Dicke der diffusiven Grenzschicht, und die Diffusionsgeschwindigkeit, wie auch die eigentliche Reaktionsgeschwindigkeit, können signifikant durch die Temperatur beeinflusst werden. Darüber hinaus kann die Zusammensetzung der Lösung vor allem längerfristig die Abbaugeschwindigkeit indirekt beeinflussen, so kann durch die Bildung von Präzipitaten oder die Einbettung von Fremdionen in Präzipitate der Oberflächenzustand verändert werden. Niedrige pH-Werte können zur Ablösung von Präzipitaten und zur Steigerung der Korrosion führen, und schließlich können sich verschiedene Kontaminanten gegenseitig beeinflussen. In der Vergangenheit wurde der Einfluß einiger dieser Größen intensiver untersucht und verschiedene Korrelationen mit der Abbaugeschwindigkeit versucht, ohne daß bis heute eine allgemein gültige Beschreibung der Abbaukinetik oder deren Änderung in Abhängigkeit der genannten Parameter entwickelt werden konnte. Eine vergleichsweise aktuelle Übersicht über die Wirkung der Einflußgrößen auf die Langzeitreaktivität von Fe(0) ist z.B. bei Ebert, 2004, gegeben.

Die ersten Arbeiten zum Abbau von LHKW an Fe(0) zeigten, daß sich die Kinetik der Konzentrationsabnahme mit einer Reaktion pseudo-erster Ordnung bezüglich der LHKW-Konzentration beschreiben läßt (z.B. Gillham & O'Hannesin, 1994) und dem Geschwindigkeitsgesetz in Gl. 10 folgt:

$$\text{Gl. 10} \quad -\frac{dC}{dt} = k_{obs} \cdot C$$

mit: k_{obs} : Geschwindigkeitskonstante pseudo-erster Ordnung [t^{-1}]

Die Bezeichnung „pseudo-erster Ordnung“ impliziert, daß andere Einflußgrößen die Konzentrationsabnahme (mit-)steuern mögen, in den untersuchten Systemen die Lösungskonzentration aber als entscheidend angesehen werden kann oder die Konzentrationsänderung der anderen Reaktionspartner vernachlässigbar klein ist. Durch eine Integration der Gl. 10 ergibt sich die Abhängigkeit der Konzentration von der Zeit (Gl. 11), die beschreibt, daß sich die relative Konzentration log-linear zur Zeit verhält Gl. 12:

$$\text{Gl. 11} \quad C_t = e^{-k_{obs} \cdot t}$$

$$\text{Gl. 12} \quad \ln\left(\frac{C_t}{C_0}\right) = -k_{obs} \cdot t$$

mit: C_0 : Konzentration zum Zeitpunkt $t = 0$
 C_t : Konzentration zum Zeitpunkt $t > 0$

Gl. 12 zeigt, daß analog zum radioaktiven Zerfall Halbwertszeiten für den Abbau berechnet werden können (Gl. 13):

$$\text{Gl. 13} \quad t_{1/2} = \frac{\ln(2)}{k_{obs}}$$

mit: $t_{1/2}$: Halbwertszeit

Die Bestimmung der Halbwertszeiten und der Geschwindigkeitskonstanten erfolgt gewöhnlich aus einer linearen Regression von $\ln(C_t/C_0)$ gegen die Zeit. Obwohl Geschwindigkeitskonstanten nur in einem engen Bereich experimenteller Bedingungen konstant sind (Tratnyek et al., 2003), da die Abbaugeschwindigkeit durch die o.g. Einflüsse verändert werden kann, wurde und wird die Kinetik pseudo-erster Ordnung dennoch häufig zur Beschreibung beobachteter Abbaugeschwindigkeiten genutzt. Die Gründe hierfür sind vermutlich die verhältnismäßig einfache Anwendbarkeit der Geschwindigkeitsgesetze, auch zur Berechnung benötigter

Aufenthaltszeiten in Reinigungswänden (s.u.), die oftmals hinreichend genaue Beschreibung von Konzentrations-Zeitverläufen mit einer Kinetik pseudo-erster Ordnung sowie eine Datenlage, die eindeutige Anpassungen komplexerer kinetischer Modelle nicht erlaubt.

Durch die Kombination von Elementarreaktionen erster Ordnung läßt sich auch der sukzessive Abbau von z.B. TCE beschreiben, bei dem eine Freisetzung und anschließende Konzentrationsabnahme niederchlorierter Metabolite beobachtet werden kann (z.B. Hill, 1977; Stone & Morgan, 1990). Die Einführung eines Fraktionierungsfaktors erlaubt dabei die Berücksichtigung verschiedener Abbauewege, wenn die Reaktionsprodukte nur teilweise erfaßt werden können. Die Gleichungen Gl. 14 bis Gl. 16 geben ein Beispiel von Geschwindigkeitsgesetzen erster Ordnung zur Beschreibung des Abbaus von TCE und der zwei hauptsächlich auftretenden Metabolite cis-DCE und VC (in allen folgenden Gleichungen wird cis-DCE aus Platzgründen als „cDCE“ aufgeführt; Konzentrationen sind abweichend von der Konvention in den Gleichungen zuvor dadurch gekennzeichnet, daß das jeweilige Substanz-Kürzel in eckige Klammern gesetzt ist, d.h. „[TCE]“ (= C_{TCE}) bezeichnet z.B. die Konzentration von Trichlorethen usw.).

$$\text{Gl. 14} \quad \frac{d[TCE]}{dt} = -k_{TCE} \cdot [TCE]$$

$$\text{Gl. 15} \quad \frac{d[cDCE]}{dt} = -k_{cDCE} \cdot [cDCE] + f_{TCE_{cDCE}} \cdot k_{TCE} \cdot [TCE]$$

$$\text{Gl. 16} \quad \frac{d[VC]}{dt} = -k_{VC} \cdot [VC] + f_{cDCE_{VC}} \cdot k_{cDCE} \cdot [cDCE]$$

mit: $k_{TCE}, k_{cDCE}, k_{VC}$: Geschwindigkeitskonstanten pseudo-erster Ordnung
 $f_{TCE_{cDCE}}, f_{cDCE_{VC}}$: Fraktionierungsfaktoren, molarer Transferkoeffizient

Der Fraktionierungsfaktor oder auch molare Transferkoeffizient, $f_{TCE_{cDCE}}$, gibt an, daß x Anteile vom gesamt abgebauten TCE zu cis-DCE umgewandelt werden, während (1-x) Anteile zu anderen Metaboliten, beispielsweise Chlorethin, abgebaut werden und ist damit das Verhältnis $k_{Teilreaktion}$ zu $k_{Gesamtreaktion}$ (Entsprechendes gilt für $f_{cDCE_{VC}}$). Mit der Integration der Geschwindigkeitsgesetze folgen Gleichungen zur Darstellung der Konzentrationszeitabhängigkeit aller berücksichtigten Substanzen (Gl. 17 bis Gl. 19):

$$\text{Gl. 17} \quad [TCE]_t = [TCE]_0 \cdot e^{-k_{TCE} \cdot t}$$

$$\text{Gl. 18} \quad [cDCE]_t = [cDCE]_0 \cdot e^{-k_{cDCE} \cdot t} + \frac{f_{TCE_{cDCE}} \cdot k_{TCE} \cdot [TCE]_0}{k_{cDCE} - k_{TCE}} \cdot (e^{-k_{TCE} \cdot t} - e^{-k_{cDCE} \cdot t})$$

Gl. 19:

$$\begin{aligned}
 [VC]_t = & [VC]_0 \cdot e^{-k_{VC} \cdot t} + \frac{f_{cDCE\_VC} \cdot k_{cDCE} \cdot [cDCE]_0}{k_{VC} - k_{cDCE}} \cdot (e^{-k_{cDCE} \cdot t} - e^{-k_{VC} \cdot t}) \\
 & + f_{TCE\_cDCE} \cdot f_{cDCE\_VC} \cdot [TCE]_0 \\
 & \cdot \left\{ \frac{k_{TCE} \cdot k_{cDCE} \cdot e^{-k_{TCE} \cdot t}}{(k_{VC} - k_{TCE}) \cdot (k_{cDCE} - k_{TCE})} - \frac{k_{TCE} \cdot k_{cDCE} \cdot e^{-k_{cDCE} \cdot t}}{(k_{VC} - k_{cDCE}) \cdot (k_{cDCE} - k_{TCE})} + \frac{k_{TCE} \cdot k_{cDCE} \cdot e^{-k_{VC} \cdot t}}{(k_{VC} - k_{cDCE}) \cdot (k_{VC} - k_{TCE})} \right\}
 \end{aligned}$$

Bei der Anpassung dieser Geschwindigkeitsgesetze an Meßdaten zur Bestimmung der Geschwindigkeitskonstanten können keine einfachen Regressionsanalysen verwendet werden, da eine Linearisierung des Problems nicht möglich ist und so sind nichtlineare Minimierungs-Algorithmen erforderlich. Die Verknüpfung weiterer Geschwindigkeitsgesetze analog zu den Gleichungen Gl. 17 bis Gl. 19 erlaubt die Berücksichtigung anderer Metabolite, wie 1,1-DCE, trans-DCE oder Chlorethin, so daß auch komplexe Abbauschemata mit Kombinationen einfacher Geschwindigkeitsgesetze beschreibbar sind.

Arbeiten von Scherer & Tratnyek, 1995, Johnson et al., 1996, Burris et al., 1997, oder Johnson et al., 1998, zeigten, daß bei zunehmender CKW-Ausgangskonzentration oder einer Zunahme des Verhältnisses von CKW-Konzentration zur Oberfläche (Wüst et al., 1999) eine Abnahme der Geschwindigkeitskonstanten pseudo-erster Ordnung beobachtet werden konnte. Insbesondere in der Arbeit von Johnson et al., 1996, zum Abbau von Tetrachlormethan an Fe(0) in gut durchmischten Batchversuchen zeigte sich, daß sich die Abbaurate einem Maximum annähert und bei höheren Konzentrationen ($c > 0,8-1$ mM) der Abbau entsprechend einer Kinetik nullter Ordnung (Gl. 20) verläuft. Solch ein Abbauverhalten, Kinetik pseudo-erster Ordnung bei kleinerer Konzentration und pseudo-nullter Ordnung bei steigender Konzentration, wird häufiger bei heterogenen Reaktionen beobachtet und wird als Beleg einer Absättigung der reaktiven Oberflächenplätze gewertet (Zepp & Wolfe, 1987). Die Integration der Gl. 20 zeigt, daß sich im Fall eines Abbaus nullter Ordnung die Konzentrationsabnahme linear zur Zeit verhält (Gl. 21):

$$\text{Gl. 20} \quad \frac{dC}{dt} = -k_{obs}^0$$

$$\text{Gl. 21} \quad C_t = C_0 - k_{obs}^0 \cdot t$$

mit: k_{obs}^0 : Geschwindigkeitskonstante pseudo-nullter Ordnung

Zur Beschreibung der Kinetik einer heterogenen Reaktion mit Anteilen von nullter und erster Ordnung in Abhängigkeit von der Belegung der Reaktionsplätze wurde von Zepp & Wolfe, 1987, unter der Annahme einer Kinetik erster Ordnung für die Teilschritte der Reaktion (Sorption, Umsatz-Reaktion und Desorption) Gl. 22, auch als Langmuir-Hinshelwood-Hougen-Watson-Kinetik (LHHW) bezeichnet, vorgeschlagen:

$$\text{Gl. 22} \quad \frac{dC_s}{dt} = k_s \cdot (1 - \Theta) \cdot A \cdot R \cdot C_L - k_{ds} \cdot C_s - k_{rs} \cdot C_s$$

mit:	k_s :	Sorptionsgeschwindigkeitskonstante
	k_{ds} :	Desorptionsgeschwindigkeitskonstante
	k_{rs} :	Reaktionsgeschwindigkeitskonstante
	C_s :	Sorbierte Konzentration
	C_L :	Konzentration in Lösung
	A :	Oberfläche
	R :	Reaktionsplätze pro Flächeneinheit
	$A \cdot R$:	Gesamtzahl der Reaktionsplätze
	Θ :	Anteil belegter Oberfläche

Zur Konvertierung der Einheiten können, je nach angenommenen Konzentrationseinheiten, noch die Porosität und die Lagerungsdichte oder Volumenanteile und Stoffdichten in der Gleichung auftreten. In Gl. 22 ist die Sorptionsgeschwindigkeit abhängig von der gelösten Konzentration, der Geschwindigkeitskonstanten k_s und der Konzentration der freien Reaktionsplätze $((1-\Theta) \cdot A \cdot R)$ und die Desorptionsgeschwindigkeit von der Geschwindigkeitskonstanten k_{ds} und der Konzentration der sorbierten Stoffmenge. Dieser als Langmuir-Kinetik bezeichnete Ausdruck wurde schon zur Beschreibung anderer kinetisch limitierter Sorptionsreaktionen benutzt (z.B. Ebert et al., 1995; Selim & Amacher, 1988; Selim et al., 1990) und nimmt für die Sorptionsgeschwindigkeit bei $C_L \approx$ freie Reaktionsplätze ein Verhalten zweiter Ordnung an, da eine Abhängigkeit sowohl von der Lösungskonzentration als auch der Reaktionsplatzkonzentration berücksichtigt wird (Ebert et al., 1995; Ebert et al., 2006). Die Geschwindigkeit der eigentlichen Redoxreaktion an der Oberfläche ist nach Gl. 22 abhängig von der Geschwindigkeitskonstanten k_{rs} und der sorbierten Stoffmenge. Johnson et al., 1998, vereinfachten die Gl. 22 unter den Annahmen einer Homogenität der reaktiven Oberflächenplätze, einer näherungsweisen Stationarität, einer schnellen Desorption der Reaktionsprodukte und quantitativen Dominanz der gelösten Spezies zu Gl. 23, um den Abbau von CT an Fe(0) zu beschreiben:

$$\text{Gl. 23} \quad \frac{dC_L}{dt} = - \frac{C_L \cdot A \cdot R \cdot \rho_m \cdot k_{rs}}{C_L + \frac{k_{ds} + k_{rs}}{k_s}} = - \frac{C_L \cdot k_0}{C_L + K_{1/2}} \text{ und } k_0 = A \cdot R \cdot \rho_m \cdot k_{rs} \text{ sowie } K_{1/2} = \frac{k_{ds} + k_{rs}}{k_s}$$

mit:	ρ_m :	Massenkonzentration [Masse Eisen pro Volumeneinheit Porenlösung]
	k_0 :	Maximale Abbaurate [Stoffmenge Volumen ⁻¹ Zeit ⁻¹]
	$K_{1/2}$:	Halb-Geschwindigkeitskonzentration [Stoffmenge Volumen ⁻¹]

Die Gl. 23 entspricht der Monod- oder Michaelis-Menten-Kinetik zur Beschreibung mikrobieller Abbauprozesse oder Enzymkinetiken mit der maximalen Abbaurate k_0 und der Halb-Geschwindigkeits-Konzentration $K_{1/2}$ (z.B. Rittmann & Van Briesen, 1996; Van Cappellen & Gaillard, 1996). Für hohe Konzentrationen ($C_L \gg K_{1/2}$) konvergiert die Gl. 23 zu einer Kinetik nullter Ordnung mit der Geschwindigkeitskonstanten k_0 , dem Produkt aus Reaktionsplatzkonzentration und der Geschwindigkeitskonstante k_{rs} . Für kleine Konzentrationen ($C_L \ll K_{1/2}$)

konvergiert die Gleichung zur Kinetik erster Ordnung mit der Geschwindigkeitskonstanten k_1 , der nach Gl. 24 bestimmt werden kann:

$$\text{Gl. 24} \quad k_1 = \frac{k_0}{K_{1/2}} = \frac{A \cdot R \cdot \rho_m \cdot k_s}{1 + k_{ds}}$$

Nach Johnson et al., 1998, nutzten auch Wüst et al., 1999, den gleichen Ansatz zur Beschreibung des simultanen Abbaus von TCE und cis-DCE an Fe(0) in Säulen- und Batchversuchen, einschließlich der cis-DCE-Produktion aus dem TCE-Abbau, und konnten aufzeigen, welchen Einfluß das Verhältnis von LHKW-Konzentration zu Eisenoberfläche auf die Abbaukinetik hat. Die Modellannahmen und -vereinfachungen beinhalten jedoch nur eine Intra-Spezieskonkurrenz um die reaktiven Oberflächenplätze, da von einer schnellen Desorption der Reaktionsprodukte ausgegangen wird und jedem LHKW gleichsam die gesamte Oberfläche zur Verfügung steht. Darüber hinaus wird eine Sorption an nicht-reaktiven Oberflächenplätzen, wie z.B. von Burris et al., 1995, oder Gotpagar et al., 1998, für die Sorption von TCE an elementarem Eisen beschrieben, vernachlässigt.

Im Modellansatz von Arnold & Roberts, 2000, ebenfalls basierend auf einer LHKW-Kinetik, wird auch die Inter-Spezieskonkurrenz um Oberflächenplätze (reaktive und nicht-reaktive) berücksichtigt, wobei generell ein Sorptionsgleichgewicht angenommen wird. Aufgrund der angenommenen Vereinfachungen erfordert dieser Modellansatz eine Fallunterscheidung zwischen Transportlimitierung und Reaktionsratenlimitierung. Casey et al., 2000, entwickelten ein Gleichgewichtssorptions-Abbaumodell und ein Two-Site-Sorptionsmodell mit partiellen Ungleichgewichten sowie Abbau und Metabolitenproduktion zur Beschreibung des TCE-Abbaus an Fe(0) und kupferdotierten Fe(0) in durchströmten Systemen. Dieser Modellansatz stellt insofern eine Erweiterung dar, als daß neben der Sorption an unterschiedlichen Reaktionsplätzen auch die Diffusion, Dispersion und Advektion beim Transport von TCE in der Porenlösung und zum Reaktionsplatz gesondert berücksichtigt werden. Möglicherweise aufgrund der kleinen Aufenthaltszeiten zwischen 10 Minuten und 40 Minuten in diesen Säulenversuchen konnte als Metabolit jedoch nur Ethen nachgewiesen und damit im Modell berücksichtigt werden.

Schäfer et al., 2002, und Schäfer et al., 2003, verwirklichten im Strömungs-Transport-Reaktions-Modell TBC (Schäfer et al., 1998) einen voll-kinetischen Ansatz, in dem auch die Sorption und Desorption an reaktiven und nicht-reaktiven Oberflächenplätzen, sowohl der Ausgangssubstanzen als auch der Abbauprodukte, einer kinetischen Limitierung unterliegt (einschließlich Chlorethin, Acetylen, Ethen, Ethan C4-Verbindungen) und bildeten damit den gesamten Reaktionsprozeß vollständig ab. Mit dem von Schäfer et al., 2003, entwickelten kinetisch limitierten Strömungs-Transport-Reaktionsmodell ist es grundsätzlich auch möglich, eine heterogene Verteilung der Porosität oder der Reaktionsplatzkonzentration anzunehmen und bietet damit die Möglichkeit, durch Gaslogging oder Fällungsreaktionen verursachte Reaktivitätseinbußen zu simulieren. Hierfür fehlt aber bis heute die Datengrundlage, da allgemein gültige quantifizierende Beziehungen zwischen Fällungsreaktionen in Fe(0) Reaktoren und einer resultierenden Passivierung bisher nicht abgeleitet werden konnten (Ebert, 2004).

Die bisherigen Anwendungen komplexer kinetischer Abbaumodelle beschränken sich weitgehend auf eher grundlegende Arbeiten zur mechanistischen Interpretation beobachteter Abbau-

verhalten und Modellsimulationen, während z.B. für die Berechnung benötigter durchströmter Mächtigkeiten von Reinigungswänden eher einfache kinetische Ausdrücke verwendet werden.

Zur Planung einer Fe(0)-Reinigungswand muß das Abbauverhalten der auftretenden Grundwasserunreinigungen bekannt sein, um eine Dimensionierung der Reinigungswand zu ermöglichen. Bei bekannter Strömungsgeschwindigkeit unter in situ-Bedingungen kann aus der Zustromkonzentration, der Abbaugeschwindigkeit und der angestrebten Abstromkonzentration (Zielwert) die erforderliche durchströmte Mächtigkeit der reaktiven Barriere errechnet werden. Bei der Beschreibung des Abbaus mit einer Kinetik pseudo-erster Ordnung ergibt sich die Gl. 25 zur Berechnung der benötigten Aufenthaltszeit und die Gl. 26 zur Bestimmung der erforderlichen durchströmten Mächtigkeit. Läßt sich der Abbau eines Schadstoffes am Fe(0) mit einem anderen kinetischen Geschwindigkeitsgesetz beschreiben, oder liegen Mischkontaminationen vor, oder führt der Abbau einer Substanz zu einem schlechter abbaubaren Metaboliten, können entsprechende andere Gleichungen zur Berechnung der benötigten durchströmten Mächtigkeit entwickelt werden. Im allgemeinen wird sich die erforderliche Mächtigkeit danach richten, welche Substanz, die möglicherweise auch erst beim Abbau entsteht, die längste Aufenthaltszeit benötigt, um das angestrebte Konzentrationsniveau zu erreichen.

$$\text{Gl. 25} \quad t_{\text{soll}} = \left[\frac{\ln\left(\frac{C_A}{C_Z}\right)}{-k} \right]$$

$$\text{Gl. 26} \quad M_{\text{soll}} = v_a \cdot t_{\text{soll}} \cdot SF$$

Mit:	t_{soll} :	Benötigte Aufenthaltszeit [d]
	M_{soll} :	Benötigte durchströmte Mächtigkeit [m]
	C_A :	Konzentration im Abstrom (Ziel) [mM]
	C_Z :	Konzentration im Zustrom (Start) [mM]
	k :	Geschwindigkeitskonstante erster Ordnung [d ⁻¹]
	v_a :	Abstandsgeschwindigkeit
	SF:	Sicherheitsfaktor

Der Sicherheitsfaktor (SF) in Gl. 26 geht linear in die benötigte durchströmte Mächtigkeit ein und damit ebenso fast linear in die Kosten der Sanierungsmaßnahme (z.B. Bayer, 2003; Bürger et al., 2003; Powell et al., 2002), daher ist es das Ziel von Voruntersuchungen und Prognosen, den notwendigen Sicherheitsfaktor zu minimieren. Mit dem Sicherheitsfaktor sollen variierende Strömungsgeschwindigkeiten in Abhängigkeit von Unsicherheiten bezüglich der Durchlässigkeitsverteilung im Aquifer, von schwankenden Grundwassergradienten im Jahresgang und von veränderlichen hydraulischen Bedingungen innerhalb der Reinigungswand, verursacht durch Mineralneubildungen, ebenso kompensiert werden, wie eine Unsicherheit bezüglich der Abbaugeschwindigkeit bzw. der langfristigen Stabilität der Abbaugeschwindigkeit (Carey et al., 2002; Gavaskar et al., 2000). Eine Empfehlung für die Größe des Sicherheitsfaktors konnte allerdings bisher nicht allgemein gültig abgeleitet werden.

In Tabelle 24 sind Halbwertszeiten für den Abbau verschiedener organischer Verbindungen an hochreinem und technischem Eisen aufgeführt. Im Vergleich zueinander lassen sich die Abbaugeschwindigkeiten verschiedener Stoffgruppen in der Reihenfolge halogenierte Methane > Alkane > Alkene einordnen. Auch wenn insgesamt weniger Studien zum Abbau bromierter oder fluorierter Verbindungen bekannt sind, kann doch eine negative Korrelation zwischen Abbaugeschwindigkeit und Elektronegativität des Halogenid-Ions gesehen werden. Die angegebenen Halbwertszeiten beziehen sich nur auf den ersten Abbauschritt, also die Monodehalogenierung (Abnahme der Lösungskonzentration der betrachteten Substanz). Bei polyhalogenierten Verbindungen ist zusätzlich für möglicherweise auftretende teildehalogenierte Metabolite deren Abbaubarkeit zu vollständig halogenfreien Abbauprodukten zu prüfen, d.h. deren Halbwertszeiten sind genauso zu ermitteln und für die Auslegung der Reinigungswand mit zu berücksichtigen. Häufig ist die Abbaugeschwindigkeit der Metabolite entscheidend für die Dimensionierung einer Eisen-Reinigungswand, weil niederchlorierte Metabolite i.d.R. langsamer abgebaut werden, als ihre höherchlorierten Ausgangsverbindungen (siehe z.B. die Halbwertszeiten von PCE und TCE im Vergleich zu ihren Metaboliten cis-DCE und VC, Tabelle 24). Die in Tabelle 24 angegebenen Halbwertszeiten können aber nur der Orientierung dienen, für einen konkreten Fall sollten auch heute noch spezifische Abbauraten in entsprechenden Vorversuchen bestimmt werden (Ebert et al., 2006).

Wie bei den meisten Oberflächenreaktionen ist die Geschwindigkeit der Reduktion an Fe(0) abhängig von der Metalloberflächenkonzentration. Für den Vergleich von Geschwindigkeitskonstanten pseudo-erster Ordnung, die in verschiedenen Versuchssystemen bestimmt wurden (Wasser-Feststoffverhältnis, Eisentyp etc.), wird daher eine Normierung auf die Oberflächenkonzentration von Fe(0) durchgeführt (Gl. 27). Der Zusammenhang zwischen Oberflächenkonzentration und beobachteten Abbauraten wird dabei gewöhnlich in einer linearen Beziehung dargestellt:

$$\text{Gl. 27} \quad k_{\text{obs}} = k_{\text{SA}} \cdot \rho_a = k_{\text{SA}} \cdot a_s \cdot \rho_m$$

1. Mit:
- | | |
|-------------------|--|
| k_{SA} : | spezifische Reaktionsgeschwindigkeitskonstante [$\text{l h}^{-1} \text{m}^{-2}$] |
| ρ_a : | Oberfläche pro Lösungsvolumen [$\text{m}^2 \text{l}^{-1}$] |
| a_s : | Spezifische Oberfläche [$\text{m}^2 \text{g}^{-1}$] |
| ρ_m : | Masse pro Lösungsvolumen [$\text{g}_{\text{Fe}} \text{l}^{-1}$] |

Mit Hilfe der Porosität und der Lagerungsdichte und dem Volumenanteil Wasser und der Masse von Eisen sowie der Korndichte können so Versuchsergebnisse aus Säulen- oder Batchversuchen normiert werden. Als eine der kritischen Größen bei der Korrelation ist die, häufig nach der BET-Methode (Brunauer et al., 1938) bestimmte, spezifische Oberfläche zu betrachten (z.B. Landis et al., 2001), da sich diese während der Versuche z.B. durch Abrieb oder Präzipitatbildung verändern kann. So zeigen Zusammenstellungen zu Abbaugeschwindigkeiten von Johnson et al., 1996, Tratnyek et al., 1997, Miehr et al., 2004 oder Ebert et al., 2006 ähnliche Tendenzen auf, wobei teilweise aber Streuungen von mehr als einer Zehnerpotenz in den Abbauraten in Abhängigkeit vom verwendeten Eisengranulat beobachtet wurden (Abbildung 42 und 43). Ein Teil dieser Streuung kann wahrscheinlich auch auf die problematische Bestimmung der Größe der reaktiven Oberfläche zurückgeführt werden.

Tabelle 24. Mit elementarem Eisen behandelbare halogenierte und stickstoffhaltige Grundwasserschadstoffe und Abbaugeschwindigkeiten anhand der Halbwertszeiten $t_{1/2}$ (Gavaskar et al., 2000) (NV: nicht verfügbar).

Organische Verbindungen	Reines Eisen $t_{1/2}$ (h)	Kommerzielles Eisen $t_{1/2}$ (h)
<u>Methan</u>		
Tetrachlormethan	0,02, 0,003, 0,023	0,31-0,85
Chloroform	1,49, 0,73	4,8
Bromoform	0,041	
<u>Ethan</u>		
Hexachlorethan	0,013	NV
1,1,2,2-Tetrachlorethan	0,053	NV
1,1,1,2-Tetrachlorethan	0,049	NV
1,1,1-Trichlorethan	0,065, 1,4	1,7-4,1
1,1-Dichlorethan	NA	NV
<u>Ethen</u>		
Tetrachlorethen	0,28, 5,2	2,1-10,8, 3,2
Trichlorethen	0,67, 7,3-9,7, 0,68	1,1-4,6, 2,4, 2,8
1,1-Dichlorethen	5,5, 2,8	37,4, 15,2
trans-1,2-Dichlorethen	6,4	4,9, 6,9, 7,6
cis-1,2-Dichlorethen	19,7	10,8-33,9, 47,6
Vinylchlorid	12,6	10,8-12,3, 4,7
<u>Andere organische Stoffe</u>		
1,1,2-Trichlortrifluorethan (Freon 113)	1,02	NV
1,2,3-Trichlorpropan	NV	24,0
1,2-Dichlorpropan	NV	4,5
1,3-Dichlorpropan	NV	2,2
1,2-Dibrom-3-chlorpropan	NV	0,72
1,2-Dibromethan	NV	1,5-6,5
n-Nitrosodimethylamin (NDMA)	1,83	NV
Nitrobenzol	0,008	NV
<u>Kein sichtlicher Abbau</u>		
Dichlormethan	NV	NV
1,4-Dichlorbenzol	NV	NV
1,2-Dichlorethan	NV	NV
Chlormethan	NV	NV

Darüber hinaus kommen verschiedene Studien zu unterschiedlichen Korrelationen zwischen Oberflächengröße und der Abbaugeschwindigkeit von z.B. TCE an Fe(0)-Granulaten, und auch nicht-lineare Zusammenhänge zwischen k_{obs} und Oberflächenkonzentration wurden beschrieben (z.B. Choe et al., 2000; Gotpagar et al., 1997; Wüst et al., 1999). Abweichungen von einem linearem Zusammenhang sind dann zu erwarten, wenn es bei steigendem Verhältnis von LHKW-Ausgangskonzentration zu Oberflächengröße zunehmend zur Absättigung der reaktiven Plätze kommt und Anteile einer Kinetik pseudo-nullter Ordnung die beobachtete Konzentrationsabnahme beeinflussen.

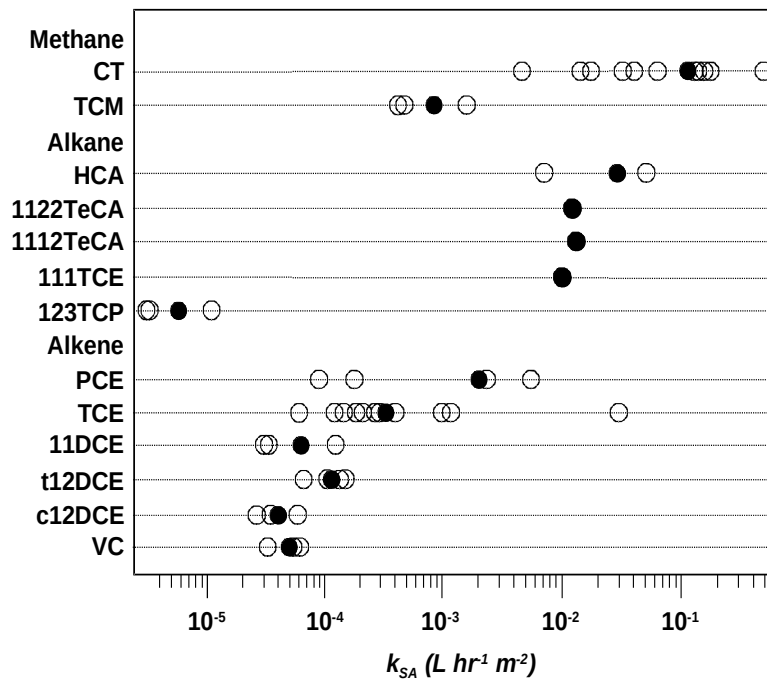


Abbildung 42. Oberflächennormierte Geschwindigkeitskonstanten pseudo-erster Ordnung (k_{SA}) für den Abbau verschiedener chlorierter Kohlenwasserstoffe an unterschiedlichen Eisengranulaten (offene Kreise: Einzelexperiment; gefüllte Kreise: arithmetisches Mittel; verändert nach Tratnyek et al., 1997; aus Ebert, 2004).

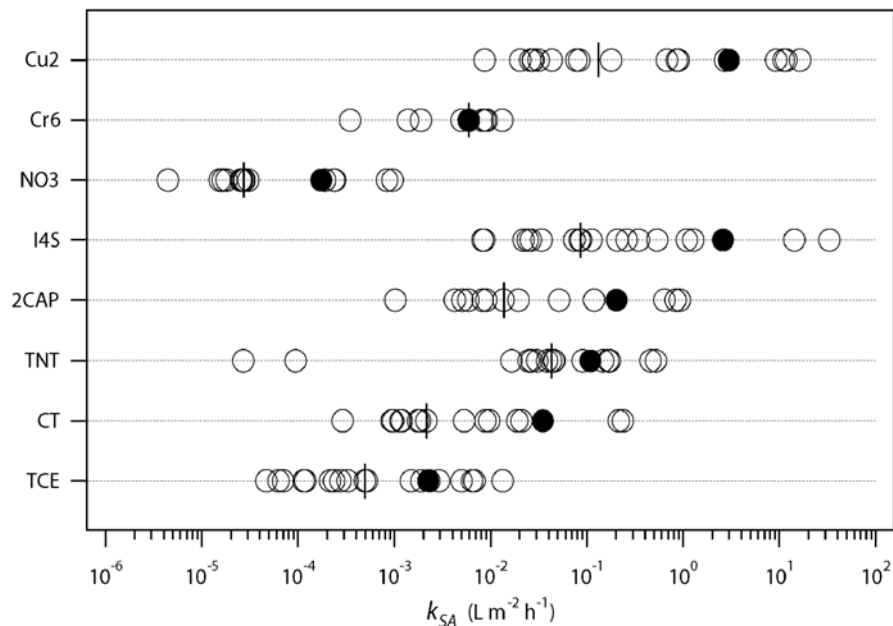


Abbildung 43. Oberflächennormierte Geschwindigkeitskonstanten für den Abbau bzw. die Reduktion an verschiedenen Eisengranulaten (offene Kreise: Einzelexperiment; gefüllte Kreise: arithmetisches Mittel; senkrechte Marke: Median der Einzelwerte; nach Miehr et al., 2004; aus Ebert, 2004)

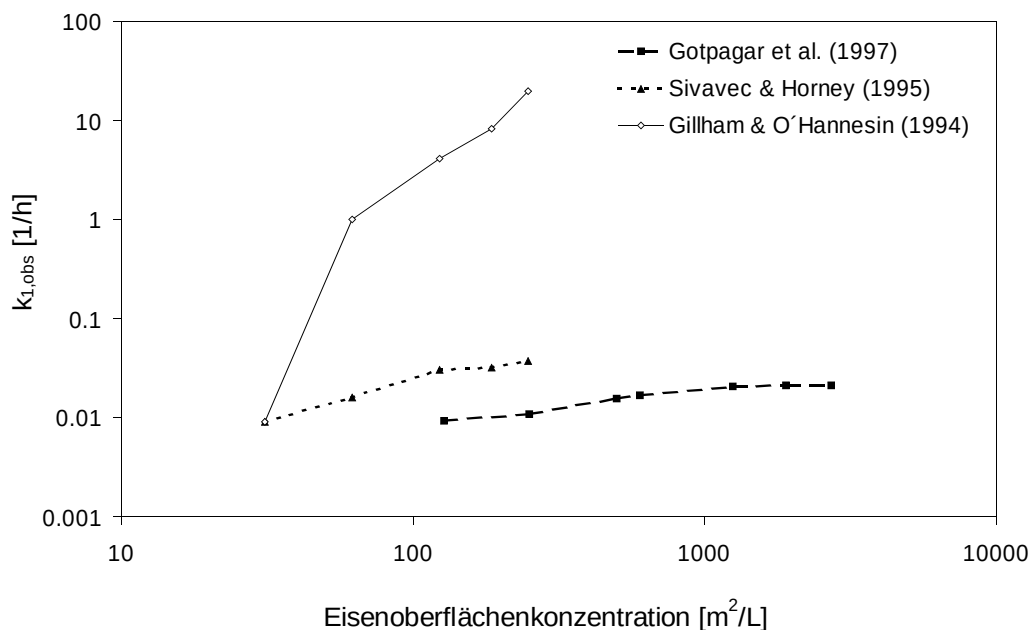


Abbildung 44. Abhängigkeit der Geschwindigkeitskonstanten pseudo-erster Ordnung ($k_{1,obs}$) von der Oberflächenkonzentration beim Abbau von TCE an Fe(0) (aus Wüst, 2000).

Auch wenn es sicher eine Proportionalität zwischen Oberflächenkonzentration und Abbaugeschwindigkeit gibt, ist doch die einfache Übertragung von Geschwindigkeitskonstanten von einem Fe(0)-System auf ein anderes alleine anhand der Änderung der Oberfläche problematisch, wie die hohen Schwankungsbreiten der Geschwindigkeitskonstanten in den Abbildungen 42 und 43 zeigen. So können in unterschiedlichen Studien für einzelne Substanzen auch oberflächennormierte Abbaukonstanten mit Unterschieden von mehr als einer Größenordnung gefunden werden (Tabelle 25). Das bedeutet, daß die Unterschiede in der Reaktivität einzelner Eisengranulate offensichtlich nicht nur durch die Oberflächengröße bedingt werden. Neben dem Einfluß verschiedener Lösungsinhaltsstoffe auf die Abbaugeschwindigkeit (Ebert, 2004), ist auch ein Zusammenhang mit der Korrosionsneigung der verwendeten Fe(0)-Granulate oder der Präzipitatbedeckung zu sehen. So kann durch die Vorbehandlung von Eisengranulaten (Säurespülung, polieren) eine Steigerung der Abbaugeschwindigkeit erreicht werden (z.B. Johnson et al., 1996; Sivavec & Horney, 1995), was auf die Ablösung von Fe(II)/Fe(III)-haltigen Präzipitaten und die Schaffung neuer reaktiver Plätze an der Oberfläche zurückgeführt werden kann.

Die Korrosionsneigung von Eisengranulaten ist unter vergleichbaren Bedingungen u.a. von der Legierungszusammensetzung, der Gefügestruktur, dem Bearbeitungszustand, der Oberflächenstruktur und der Verarbeitung abhängig (Kaesche, 1990; Tödt, 1961). So verhalten sich z.B. kalt deformierte Eisenpartikel reaktiver als warm deformierte. In einigen Untersuchungen wurde gezeigt, daß der Abbau von CKW an hochreinem elektrolytisch abgeschiedenen elementaren Eisen im Vergleich zum Abbau an „schmutzigem“ Roheisen langsamer ist (z.B. Miehr et al., 2004). Von Tamara & Butler, 2004, wurde allerdings ein gegenteiliger Zusammenhang gefunden.

Tabelle 25. Zusammenstellung von oberflächennormierten Geschwindigkeitskonstanten pseudo-erster Ordnung (k_{SA}) für den Abbau verschiedener Substanzen an Fe(0)-Granulaten (aus Ebert, 2004)

Substanz	k_{SA} [$l\ h^{-1}\ m^{-2}$]	Quelle
<u>Methane</u>		
CT	$(1.2 \pm 1.5) \times 10^{-1}$	(1)
	$(3.48 \pm 7.73) \times 10^{-2}$	(2)
	1.5×10^{-1}	(3)
TCM	$(9.2 \pm 7.3) \times 10^{-4}$	(1)
TBM	1.7×10^{-2}	(1)
<u>Alkane</u>		
HCA	$(3.1 \pm 3.3) \times 10^{-2}$	(1)
1,1,2,2-TeCA	1.3×10^{-2}	(1)
1,1,1,2-TeCA	1.4×10^{-2}	(1)
1,1,1-TCA	1.1×10^{-2}	(1)
	4.6×10^{-1}	(4)
<u>Alkene</u>		
PCE	$(2.1 \pm 2.7) \times 10^{-3}$	(1)
	4.5×10^{-5} und 2.6×10^{-5}	(9)
TCE	$(3.9 \pm 3.6) \times 10^{-4}$	(1)
	$(2.24 \pm 3.44) \times 10^{-3}$	(2)
	$(3.3 \pm 5.2) \times 10^{-4}$	(5)
	1.1×10^{-3} und $(5.4 \pm 1.7) \times 10^{-5}$	(6)
	9.3×10^{-5} und 3.3×10^{-5}	(9)
1,1-DCE	$(6.4 \pm 5.5) \times 10^{-4}$	(1)
	4.0×10^{-5} und 4.4×10^{-5}	(9)
trans-DCE	$(1.2 \pm 0.4) \times 10^{-4}$	(1)
	1.0×10^{-4} und 5.3×10^{-5}	(9)
cis-DCE	$(4.1 \pm 1.7) \times 10^{-5}$	(1)
	2.9×10^{-4} und 8.9×10^{-5}	(6)
	3.1×10^{-5} und 2.6×10^{-5}	(9)
VC	$(5.0 \pm 1.5) \times 10^{-5}$	(1)
	8.2×10^{-6}	(7)
	1.6×10^{-5} und 6.1×10^{-5}	(9)
<u>Andere</u>		
1,2,3-TCP	$(6.1 \pm 4.7) \times 10^{-6}$	(1)
TNT	$(0.11 \pm 1.53) \times 10^{-0}$	(2)
	$(5.0 \pm 0.7) \times 10^{-2}$	(8)

(1) Johnson et al., 1996; (2) Miehr et al., 2004; (3) Hung & Hoffmann, 1998; (4) Fennelly & Roberts, 1998; (5) Su & Puls, 1999; (6) Wüst et al., 1999, in Batch- bzw. Säulenversuchen; (7) Deng et al., 1999; (8) Tratnyek et al., 2002; (9) Ebert, 2004

Der Einfluß der Legierungsbestandteile auf die Korrosionsneigung ist ein weit untersuchtes Feld in der Elektrochemie und Korrosionskunde (Kaesche, 1990), ohne daß bis heute eine all-

gemein gültige validierte Beziehung dazu abgeleitet werden konnte, und so konnte bisher auch kein Zusammenhang zwischen der chemischen Zusammensetzung von Fe(0)-Granulaten und der Abbaugeschwindigkeit von CKW generell bestätigt werden (Landis et al., 2001; Tamara & Butler, 2004). Von wesentlicher Bedeutung für die Langzeitreaktivität von Eisengranulaten unter in situ-Bedingungen sind wohl auch die Wechselwirkungen mit den Inhaltsstoffen des Grundwassers.

Der Einfluß verschiedener Grundwasserinhaltsstoffe und Sekundärreaktionen auf die Abbaugeschwindigkeit und die Stabilität der Abbaugeschwindigkeit in Fe(0)-Reinigungswänden kann dramatisch sein (Ebert, 2004), und auch Reaktivitätsunterschiede in Abhängigkeit von der Art des Kontaminanten, der Zusammensetzung einer Mischkontamination und vom verwendeten Eisengranulat machen die Annahme von Abbauraten, wie sie für bestimmte definierte Systeme in der Literatur zu finden sind (z.B. Tabelle 24, Tabelle 25), problematisch und würden einen hohen Sicherheitsfaktor bei der Planung einer Reinigungswand erfordern. Auf der Grundlage des heutigen Kenntnisstandes kann der Einfluß verschiedener Prozesse auf die (langfristige) Reaktivität einer Fe(0)-Reinigungswand zumindest qualitativ abgeschätzt werden (Tabelle 26) (vergl. auch Dahmke et al., 2000; Schlicker, 1999), und ebenso erscheint eine relative Reihung der Abbaugeschwindigkeiten verschiedener an Fe(0) abbaubarer Substanzen tendenziell möglich (z.B. Arnold & Roberts, 2000; Dahmke, 1997; Gillham & O'Hannesin, 1994; Miehr et al., 2004; Tratnyek et al., 2003; Burrow et al., 2000; Totten & Roberts, 2001), wenn hier auch teilweise widersprüchliche Zusammenhänge beschrieben wurden. Allein auf der Grundlage des heutigen Kenntnisstandes ist eine quantitative Angabe zur Entwicklung der Abbaugeschwindigkeit an einem beliebigen Fe(0)-Granulat aber nicht möglich, daher sind auch heute noch Voruntersuchungen für die Planung einer Reinigungswand erforderlich, um eine Prognose des Abbauverhaltens zu erstellen (Carey et al., 2002; Dahmke et al., 2000; Gavaskar et al., 2000; Gavaskar et al., 2002; Ebert et al., 2006).

Tabelle 26: Einflußfaktoren, Prozesse und ihre Wirkung auf die Funktion von Fe(0)-Reinigungswänden zum Abbau von CKWs (aus Ebert, 2004)

Einfluß durch	Prozesse	Wirkung auf die Reaktivität und/oder Leistung einer Fe(0)-Reinigungswand zum CKW-Abbau
Temperatur	Mit fallender Temperatur Verlangsamung der Diffusions- und Reaktionsgeschwindigkeit	– Höherer Einfluß bei der Limitierung der Abbaugeschwindigkeit durch die Reaktion an der Oberfläche – Im Temperaturschwankungsbereich im Grundwasser kaum ein Einfluß
Durchfluß	Bei steigendem Durchfluß Verkleinerung der diffusiven Grenzschicht und Erhöhung des Massenflusses	– Bei erhöhter Abstandsgeschwindigkeit Beschleunigung von transportlimitierten Abbaureaktionen – Ein höherer Massenfluß kann zur verstärkten H₂-Gasbildung und Mineralfällung führen mit möglichen negativen Auswirkungen auf die Permeabilität

Einfluß durch	Prozesse	Wirkung auf die Reaktivität und/oder Leistung einer Fe(0)-Reinigungswand zum CKW-Abbau
pH, pH-Pufferkapazität	Kleinere pH-Werte destabilisieren Oberflächenpräzipitate und können die H ₂ -Entwicklung forcieren (pH < 4)	– Mit steigendem pH kleinere Abbauraten für einige CKW nachgewiesen, für andere kein eindeutiger Zusammenhang erkennbar – Erhöhung der H₂-Produktion bei kleinen pH-Werten => Gasclogging
Cl ⁻	Destabilisierung von Oberflächenpräzipitaten	– Beschleunigend bis kein Effekt
PO ₄ ³⁻	Oberflächenkomplexierung und Mineralfällung	– Deutlich inhibierend
H ₄ SiO ₄	Oberflächenkomplexierung und Sorption	– Deutlich inhibierend
NOM	Oberflächenkomplexierung und Sorption	– Abhängig von der Art der organischen Substanzen inhibierend, beschleunigend oder ohne Wirkung
O ₂	Aerobe Korrosion Fällung von Fe(III)-Hydroxiden Erhöhung des Fe(III)-Anteils in Misch(hydr)oxiden	– Inhibierend – Verkleinerung der Permeabilität – In Gegenwart von O₂ Erhöhung des Oberflächenpotentials und Behinderung des Ladungstransfer zu weniger starken Oxidationsmitteln bzw. Verkleinerung der Elektronenleitfähigkeit von Mischoxiden: inhibierend – Bei massiver Ausbildung wirken die Präzipitate inhibierend (Verlängerung der Diffusionswege) – Keine dauerhafte Passivierung durch die Bildung von Fe(III)-Hydroxiden, da diese nicht fest an den Fe(0)-Oberflächen angelagert werden
NO ₃ ⁻	Erhöhung des Fe(III)-Anteils in Misch(hydr)oxiden bei abiotischer Reduktion zu NH ₄ ⁺ Unterdrückung der Auto-reduktion oxischer Präzipitate	– Abiotische Reduktion: • Stark inhibierend – Biotische Reduktion zu N₂: • Korrosionssteigernd durch H₂-Zehrung • Kein Einfluß auf den CKW-Abbau bzw. nicht untersucht
SO ₄ ²⁻	Oberflächenkomplexierung Mikrobiell katalysierte Reduktion	– Oberflächenkomplexierung: inhibierend – mikrobielle Reduktion und Sulfidbildung: • Korrosionssteigerung durch H₂-Zehrung und Lokalelementbildung: abbaubeschleunigende Wirkung • Selektive Inhibierung möglich, in Abhängigkeit von Substanz und Fe(0)-Granulat: mögliche Inhibierung des cis-DCE und VC Abbaus • In Abhängigkeit von der Korrosionsrate des Fe(0)-Granulates und dem Ca-Gehalt der Lösung kann die Sulfatreduktion indirekt zur Erhöhung des Carbonatgehaltes im hinteren Bereich der Fließstrecke führen => Sideritbil-

Einfluß durch	Prozesse	Wirkung auf die Reaktivität und/oder Leistung einer Fe(0)-Reinigungswand zum CKW-Abbau
		– dung möglich, inhibierend
CO ₂ -Spezies	Verstärkung der Säurekorrosion Komplexbildung mit Fe(II/III) Bildung von Carbonatmineralen Kohlenstoffquelle für Acetat- oder Methanbildung	– Kurzfristige Steigerung der Abbaugeschwindigkeit – Langfristige Inhibierung durch die Bildung von Oberflächenpräzipitaten – Acetat- oder Methanbildung: • Verminderung von Gascloggingpotentialen • Erhöhung der Korrosion durch H₂-Zehrung möglich • Möglicher co-metabolischer Abbau: kann zur Konzentrationserhöhung niederchlорierter Metabolite führen oder den Gesamtabbau forcieren
Chromat	Bildung von Oberflächenpräzipitaten Erhöhung des Fe(III)-Anteils in den Oberflächenpräzipitaten	– Stark inhibierend, dauerhafte Passivierung
organische Nebenkontaminationen	Abbaubare höher oxidierte Substanzen: Reaktionsplatzkonkurrenz und Erhöhung des Oberflächenpotentials Aromatische Verbindungen: Sorption am Eisen, Co-Solvenz	– Abbaubare höher oxidierte Substanzen: Verlangsamung des Abbaus möglich – Aromatische Verbindungen: kein Effekt bis abbaubeschleunigende Wirkung – In sehr hoher Konzentration mit Co-Solvens-Effekten: Verringerung der Abbaugeschwindigkeit
Mikroorganismen	Fe(III)-, Nitrat-, Sulfat-, CO ₂ -Reduktion	– Überwiegend positiv: • Erhöhung der Reaktivität • Verminderung von Gasclogging-Potentialen • Co-metabolischer Abbau – Potentiell negativ: • Sulfidbildung kann selektiv inhibierend wirken • Unvollständiger Abbau von höherchlорierten Verbindungen zu langsamer abbaubaren niederchlорierten Verbindungen

5.2.4.2 Elementares Eisen zur Behandlung anorganischer Grundwasserkontaminanten

Die Fällung von Metallen nach einer Reduktion (Aufnahme von Elektronen, dadurch erfolgt ein Übergang von einer höheren Oxidationsstufe in eine niedrigere) repräsentiert eine Kombi-

nation aus einem chemischen Umsetzungs- mit einem nachfolgenden Immobilisierungsschritt. Dazu gehört etwa die reduktive Behandlung von Chromat (Cr(VI)) oder Uranyl-Verbindungen (U(VI)). So kann in dem stark reduzierenden Milieu in Fe(0)-Reaktoren U(VI) (UO_2^{2+}) reduziert und U(IV) gefällt werden (z.B. Amrhein et al., 1998; Bostick et al., 1990; Gu et al., 1998; Morrison, 1998; Morrison et al., 2001; Simon et al., 2002), allerdings kann es bei der Reoxidation des Systems zu einer Reoxidation von U(IV) kommen und erneut mobiles U(VI) entstehen (Gu et al., 1998).

Andere anorganische Grundwasserkontaminanten werden in Fe(0)-Reaktionsräumen reduziert, ohne daß es zu einer Festlegung der Reaktionsprodukte kommt (z.B. Nitrat), gefällt (z.B. Phosphat) oder sorptiv gebunden (z.B. Arsenat). Die reduktive Fällung von Chromat oder Uranylverbindungen, U(VI) sowie die Fixierung von Arsenit und Arsenat (As(III) bzw. As(V)) kennzeichnen wichtige Anwendungsfälle der Fe(0)-Technologie (Powell et al., 1995; Pratt et al., 1997; Gu et al., 1998; Fiedor et al., 1998; Su & Puls 2001; Schneider, 2002; Su & Puls 2003; Nikolaidis et al., 2003), von denen die beiden ersten bereits in Full scale-Feldprojekten umgesetzt wurden (Tabelle 18).

In Laborversuchen konnte gezeigt werden, daß Technetium in Form von Pertechneten (Tc(VIII)) (vergleichbar Permanganat beim Mangan) in Kontakt zu Fe(0) rasch der Porenlösung entzogen wird, woraus sich ein hohes Potential für diese Anwendung ergibt (z.B. Bostick et al., 1990; Cantrell et al., 1995; Del Cul et al., 1993). Westerhoff, 2003, konnte in Säulenversuchen mit Fe(0) aufzeigen, daß neben Nitrat auch Bromat und Chlorat am Eisen reduziert werden, wobei eine abnehmende Tendenz in den Reaktionsraten in der Reihenfolge $\text{BrO}_3^- > \text{ClO}_3^- > \text{NO}_3^-$ erkannt wurde. Untersuchungen zur Festlegung von Se(VI) und Se(IV) in Fe(0)-Systemen zeigten ebenfalls eine effektive und lang anhaltende Rückhaltekapazität, wobei wahrscheinlich, ähnlich wie bei As, keine thermodynamisch favorisierte Reduktion bis zum Se(0) erfolgt sondern nur bis zum Selenit (Se(IV)); diese Reduktion wird auch nicht durch die Gegenwart von Sauerstoff verhindert, und die Festlegung von Selenit erfolgt sorptiv an hydroxidischen Oberflächen (z.B. Amrhein et al., 1998; McRae et al., 1997; McRae, 1999).

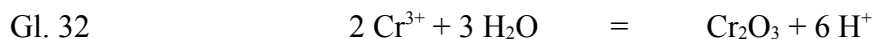
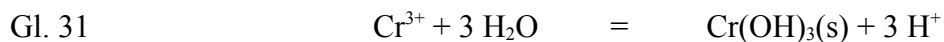
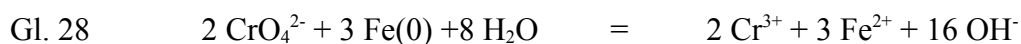
Da schon verschiedene Feldanwendungen zur Behandlung von Chromat, als alleiniger oder begleitender Kontaminant, installiert wurden und die Anwendung der Fe(0)-Technologie auf Arsenschadensfälle, auch aufgrund der in den U.S.A. vor kurzem verschärften Grenzwerte für Arsen im Grundwasser (U.S. EPA, 2001), zunehmend in Erwägung gezogen wird bzw. erste Pilotanwendungen in Kürze zu erwarten sind, sollen hier die wesentlichen Prozeßmerkmale genannt werden. Auch auf nationaler Ebene wurde im Rahmen von RUBIN die Anwendungsmöglichkeit einer Fe(0)-Reinigungswand in Kombination mit einer im Anstrom der Schadensquelle installierten sulfidemittierenden Reinigungswand zur Sanierung eines Grundwasserschadens mit Arsen untersucht (Köber et al., 2005; Köber et al., 2005; BMBF-Endbericht 02WR0307, HIM GmbH, 2005; Berichtskurzfassung siehe Anhang).

Behandlung von Chromat

Das Potential von Fe(0)-Reaktoren zur Behandlung von Chromat-Grundwasserschäden, alleine oder in Kombination mit LCKW, wurde schon häufiger in Laborversuchen untersucht (z.B. Alowitz & Scherer, 2002; Astrup et al., 2000; Blowes et al., 1997; Loyaux-Lawniczak et al., 2000; Ponder et al., 2000; Schlicker et al., 2000) und auch Feldanwendungen sind realisiert (Bennett, 1997; Blowes et al., 1999; Kjeldsen & Fuglsang, 2000; Puls et al., 1995). Eine der ältesten existierenden Reinigungswände, die gleichzeitig zu den bestuntersuchten gehört, die Fe(0)-Reinigungswand am Standort Elizabeth City, wurde zur Behandlung eines Grundwas-

erschadens mit Chromat und TCE installiert (Bennett, 1997; Blowes et al., 1999) und zeigt bis heute eine anhaltend hohe Effizienz (U.S. EPA, 2003; Wilkin et al., 2003).

Der Fixierung von Chrom in einer Fe(0)-Reinigungswand geht die abiotische Reduktion von Cr(VI) zu Cr(III) voraus (z.B. Blowes & Ptacek, 1992; Blowes et al., 1997; Blowes et al., 2000; Powell et al., 1995; Schlicker, 1999). Dabei kann sowohl das elementare Eisen (Gl. 28) als auch zweiwertiges Eisen (Gl. 29) als Reaktionspartner auftreten. Zweiwertiges Eisen in Lösung wird durch Chromat rasch zu Fe(III) oxidiert und auch mineralgebundenes Fe(II), beispielsweise in Magnetit, Siderit, FeS oder Green-Rust-Mineralen, kann oxidiert werden (z.B. Anderson et al., 1994; Bond & Fendorf, 2003; Eary & Rai, 1988; Eary & Rai, 1989; Ebert, 1997; Fendorf & Li, 1996; Loyaux-Lawniczak et al., 2000; Patterson et al., 1997; Williams & Scherer, 2001), so daß die Endprodukte der Redoxreaktion neben Hydroxid-Ionen dreiwertiges Chrom und Eisen sind (Gl. 30). Das entstehende dreiwertige Chrom ist unter den gegebenen geochemischen Bedingungen stark immobil und wird in Form von Hydroxiden und/oder Oxiden ausgefällt (Gl. 31, Gl. 32), wobei die Konzentration von Cr^{3+} durch die Bildung von schlechter löslichen Cr(III)-Fe(III)-Mischhydroxiden noch weiter vermindert werden kann (Charlet & Manceau, 1992; Rai et al., 1987; siehe Gl. 33).



Die Ausbildung von Eskolaït (Cr_2O_3) neben Maghämit als Produkte der Cr(VI)-Reduktion wurde schon von Long et al., 1983, und Kaesche, 1990, diskutiert. Zu gleichen Schlüssen kamen spätere Arbeiten, wobei neben der Fällung von Cr(III) als Oxid oder Hydroxid auch eine Sorption an Hydroxidoberflächen als zusätzliche Senke angenommen wurde (Astrup et al., 2000; Blowes & Ptacek, 1992; Blowes et al., 1997; Blowes et al., 1998; Powell et al., 1995; Pratt et al., 1997; Puls et al., 1997; Schlicker et al., 2000).

Von Schlicker et al., 2000, und Kjeldsen et al., 2001, wurde darauf hingewiesen, daß die gebildeten Präzipitate zu einer Passivierung der Eisenoberflächen führen (Autoinhibierung) und damit nicht die gesamte Reduktionskapazität der Masse des elementaren Eisens innerhalb einer Reinigungswand zur Verfügung steht, aber mit Hilfe von Laborversuchen die effektive Reduktionskapazität von Eisengranulaten bestimmt werden kann. Der korrosionsinhibierende Effekt der Chrompräzipitate wurde schon früher beschrieben (Kaesche, 1990; Klas & Steinrath, 1974; Long et al., 1983) und kann mit der vergleichsweise schlechten elektrischen Leitfähigkeit der gebildeten Präzipitate in Zusammenhang gebracht werden (Schlicker, 1999). So kann Chromat gezielt zum Korrosionsschutz eingesetzt werden (Klas & Steinrath, 1974). Auch der Abbau organischer Substanzen an Fe(0)-Granulaten wird in Gegenwart von Chromat stark inhibiert und kommt bei Zutritt höher konzentrierter Cr(VI)-Lösungen zum Erliegen (z.B. Ebert et al., 2002; Schlicker, 1999). Da auch die Chromatreduktion selbst inhibiert wird, führt diese Autoinhibierung zu einer ausgeprägten Wanderung von Konzentrationsfronten entlang der Fließstrecke in einem Fe(0)-Reaktor, wobei sich die Wanderungsgeschwindigkeit der Konzentrationsfronten mit der Menge eingetragener Redox-Äquivalente bzw. der Chromatfracht korrelieren läßt (Schlicker et al., 2000).

An der Reinigungswand am Standort Elizabeth City konnte bisher aber noch keine signifikante Passivierung durch die Reduktion von Chromat beobachtet werden (U.S. EPA, 2003), was wahrscheinlich mit den vergleichsweise kleinen Cr(VI)-Konzentrationen im Anstrom von unter 5 mg/L im Zusammenhang steht. Auch am Standort Haardkrom (Kolding, Dänemark) tritt Cr(VI) nur mit Konzentrationen unter 1 mg/L im Anstrom der Fe(0)-Reinigungswand auf (Kjeldsen & Fuglsang, 2000), so daß auch hier eine schnelle signifikante Passivierung der Eisengranulate durch die Chromatreduktion nicht zu erwarten ist.

Behandlung von Arsen

Arsen in Form von Arsenat (AsO_4^{3-}) oder Arsenit (AsO_3^{3-}) wird in Fe(0)-Reinigungswänden vorwiegend sorptiv festgelegt (Farrell et al., 2001; Melitas et al., 2002b; Su & Puls, 2001b; Su & Puls, 2001a), wobei (hydr)oxidische Oberflächen als Sorbens wirken. Die thermodynamisch favorisierte Reduktion zum elementaren Arsen mit anschließender Fällung oder bis zu Arsen in der formalen Oxidationsstufe -III soll z.B. nach Farrell et al., 2001, nicht erfolgen, von Köber et al., 2005, konnten aber zumindest kleine Gehalte von Arsin ($\approx 30 \text{ ng/L}$) in Proben aus einem Säulenversuch mit Fe(0) und arsenbelastetem Wasser im Zulauf (5 mg/L bis 50 mg/L) nachgewiesen werden. Eine Reduktion von As(V) zu As(III) wurde dagegen ebenso beobachtet wie die Oxidation von As(III) zu As(V) (Manning et al., 2002; Melitas et al., 2002a; Su & Puls, 2001a). Die Reduktion wird mit einer Reaktion mit Fe(0) in Zusammenhang gebracht, während die Oxidation auf Reaktionen mit Verunreinigungen im Eisen (z.B. MnO_2), mit Fe(III)-Oxiden oder auf eine Autooxidation von As(III) zurückgeführt wird (Manning et al., 2002; Melitas et al., 2002a; Su & Puls, 2001a). Die Reduktion von As(V) zu As(III) ist dabei vergleichsweise langsam, so fanden Su & Puls, 2001a, Lackovic et al., 2000, oder Farrell et al., 2001, für kürzere Zeiträume (5 d bis 40 d) keine Umwandlung. Su & Puls, 2001a zeigten aber auch, daß nach einer Kontaktzeit von 30 Tagen bis 60 Tagen, unabhängig von der Oxidationsstufe der zugegebenen Arsenspezies, eine Verteilung von ungefähr 7:3 von As(V) und As(III) in den Korrosionsprodukten vorlag. As(III) ist zwar toxikologisch bedenklicher als As(V) (Koch, 1995), gleichzeitig ist die Sorptionsneigung von Arsenit unter den gegebenen Bedingungen in einer Fe(0)-Reinigungswand aber größer als die von Arsenat (Su & Puls, 2001a), so daß die Reduktion keine Erhöhung des Gefahrenpotentials bedingt.

Die Arbeiten von Manning et al., 2002, weisen auf eine verhältnismäßig stabile Bindung von As(V, III) an den Oberflächen in Form zweizähniger (bidentaler) innersphärischer Komplexe an Eisen(hydr)oxiden hin, wobei bei längerer Kontaktzeit die Bindungsstabilität erhöht wird. Dies könnte auf ein Überwachsen sorbierter Arsenkomplexe durch neu gebildete Präzipitate zurückgeführt werden oder auf eine Wanderung der zunächst oberflächlich sorbierten Spezies in die Präzipitatphase hinein. Wurden auch verschiedene Arbeiten zur Bindungsform von Arsen in Fe(0)-Reaktionssystemen publiziert, so liegen doch kaum Informationen zur langfristig verfügbaren Kapazität der sorptiven Festlegung in Fe(0)-Systemen vor. An Proben aus einer Pilotanlage wurde eine verhältnismäßig hohe Beladung von bis zu 4 mg Arsen pro 1 g Eisen nach achtmonatigem Betrieb bestimmt. Diese Beladung stellt aber kaum eine Obergrenze dar, da sich im dynamischen System einer Reinigungswand permanent neue oxidische und hydroxidische Oberflächen bilden können, so daß auch langfristig eine Erneuerung von Sorptionsoberflächen möglich sein könnte (z.B. Köber et al., 2005). Zur Langzeiteffektivität liegen bis heute kaum Erfahrungen vor, diese ist aber Gegenstand intensiver Forschungstätigkeit.

Ein weiterer, bisher wenig untersuchter Aspekt ist die Co-Präzipitation von Arsen mit Eisensulfiden. Die mikrobielle Sulfatreduktion, unter Oxidation von aus der anaeroben Korrosion stammendem molekularen Wasserstoff, führt zur Bildung von Eisensulfiden, wobei Arsen mitgefällt oder als Arsensulfid festgelegt werden kann, so daß sich die Kapazität zur Arsenfi-

xierung einer Fe(0)-Reinigungswand unter sulfatreduzierenden Bedingungen möglicherweise langfristig erhöht (Köber et al., 2005).

5.2.4.3 Kombinationen aus Eisen und anderen reaktiven Materialien, andere unedle Metalle

Wie die Tabellen 23-25 zeigen, lassen sich mit elementarem Eisen längst nicht alle polyhalogenierten Schadstoffe dehalogenieren, insbesondere nicht polyhalogenierte aromatische Verbindungen, wie z.B. Polychlorbenzole oder -biphenyle (PCB), wie generell oxidativ abbaubare Schadstoffe (z.B. BTEX, MKW, PAK) nicht mit Fe(0) behandelbar sind. Liegt beispielsweise eine Mischbelastung aus polychlorierten Aliphaten und Aromaten vor, wie sie z.B. typischerweise an Chemiestandorten auftreten kann (z.B. Bitterfeld, SAFIRA 2003), können alternative oder zusätzliche Materialien in Kombination mit Fe(0) eingesetzt werden, wobei bis heute solche Systeme erst im Pilotmaßstab oder in Laboruntersuchungen getestet wurden.

Der (katalytische) Abbau an anderen unedlen elementaren Metallen wie Zink, Zinn oder Magnesium, edleren Metallen wie Palladium oder an Bimetallgemischen mit Fe(0) (Ni/Fe, Pd/Fe) wurde intensiv untersucht (z.B. Appleton, 1996; Arnold et al., 1999; Boronina et al., 1995; Boronina et al., 1998; Engelmann et al., 2001; Fennelly & Roberts, 1998; Graham & Jovanovic, 1999; Grittini et al., 1995; Kopinke et al., 2002; Korte et al., 1995; Liang et al., 1997a; Muftikian et al., 1995; Muftikian et al., 1996; Neurath et al., 1997; Roberts et al., 1996; Schad et al., 2003; Su & Puls, 1999; Wan et al., 1999; Warren et al., 1995; Wüst, 2000). Der Abbau an anderen unedlen Metallen verläuft z.T. zwar schneller als an Fe(0), dennoch wurden bisher keine Reinigungswände mit anderen Metallen als Fe(0) gebaut, was zum einen an den höheren Materialkosten liegen mag, zum anderen sind aber auch erhöhte Gehalte gelöster Metallionen im Abstrom solcher Reaktoren zu erwarten, was den Einsatz im Feld problematisch macht (Scherer et al., 2000). Um diesen Effekt zu begrenzen, wurde beispielsweise eine Kombination aus metallischem Zink und Hydroxyapatit vorgeschlagen, um in Lösung gehendes Zn^{2+} durch Fällung geringlöslicher Zinkphosphate noch innerhalb der Barriere sofort zu fixieren (Song et al., 1999).

Der Abbau organischer Substanzen an Pd-Katalysatoren (unter H_2 -Zugabe) oder an Pd- oder Ni-dotiertem Eisen verläuft um Größenordnungen schneller als an einfachem Fe(0)-Granulat, und zudem können Substanzen abgebaut werden, die an Fe(0) nicht oder nur sehr langsam reagieren (Scherer et al., 2000; Tratnyek et al., 2003). Es zeigte sich aber, daß die in Batchversuchen zu beobachtende hohe Reaktivität in durchströmten Systemen nicht aufrechterhalten werden konnte und spezielle Konstruktionen oder Regenerierungsroutinen für einen erfolgreichen in situ-Einsatz erforderlich sind (s.u.).

Zur Behandlung von Mischbelastungen erscheint die Kombination von Fe(0) mit anderen reaktiven Materialien vielversprechender. Durch die Kopplung von unterschiedlichen reaktiven Materialien können Sanierungskonzepte mit einem anaerob-aeroben Abbau, abiotisch-biotischen Abbau oder einem Abbau-Sorptions-System verwirklicht werden. So ist durch Kombination des Reduktionsmittels elementares Eisen mit dem, insbesondere für viele aromatische Verbindungen, hoch effektiven Sorbens Aktivkohle eine nachhaltige Entfernung verschiedener Schadstoffgruppen zu erreichen.

Beispielsweise konnten Köber et al., 2001b, Köber et al., 2001a, und Köber et al., 2002a, die Eignung der Kombination von Fe(0) mit Aktivkohle oder mit sauerstofffreisetzenden Substanzen zur Behandlung von Mischkontaminationen (TCE und Monochlorbenzol) aufzeigen, was auch in der SAFIRA-Anlage im Pilotmaßstab zur Feldanwendung gebracht wurde. Ver-

gleichbare Untersuchungen zur Kombination von Eisen mit Aktivkohle wurden von van Eekert et al., 2003, vorgelegt, und Plagentz et al., 2006, zeigen die Ergebnisse einer Dimensionsstudie für eine Reinigungswand aus Fe(0) und Aktivkohle zur Behandlung einer komplexen Schadenssituation. Dries et al., 2003, und Morkin et al., 2000, berichten von Untersuchungen zur Entwicklung von Multibarriersystemen, basierend auf der Kombination von Fe(0) mit reaktiven Zonen, in denen ein aerober Bioabbau durch die Zugabe von Oxidationsmitteln stimuliert wird, zur Behandlung von Mischkontaminationen bestehend aus chlorierten Ethenen und BTEX sowie Schwermetallen.

Ohne klare Trennung zu der Kombination von Fe(0) mit anderen abbaustimulierenden reaktiven Medien (z.B. Søgaard et al., 2002) oder Zonen, in denen ein Bioabbau durch Zugabe von Oxidationsmitteln stimuliert werden soll (z.B. Bell et al., 2003; Dries et al., 2003; Morkin et al., 2000), wurde die Kombination von Fe(0)-Reinigungswandtechnologie und Natural-Attenuation-Sanierungsstrategien ebenfalls in Erwägung gezogen. Dabei lassen sich Bestrebungen, durch eine Beimpfung von Fe(0)-Reinigungswänden mit dehalorespirativen Mikroorganismen (Bioaugmentation) einen beschleunigten Abbau innerhalb der Reinigungswand zu erzeugen (Rosenthal et al., 2004), von Konzepten unterscheiden, die den Abstrom von Fe(0)-Reinigungswänden als zusätzlichen Reaktionsraum betrachten, in dem durch natürliche Abbauprozesse die Abbaueffektivität der Sanierungsmaßnahme erhöht wird oder im Fall von partiellen Schadstoffdurchbrüchen durch die Reinigungswand ein zusätzliches Schutzpotential entsteht (z.B. Klens et al., 2002; Vidumsky, 2003; Plagentz et al., 2005). Die Überlegung von Vidumsky & Landis, 2001, Reinigungswände gezielt nur zur Abreinigung von Spitzenkonzentrationen einzusetzen und im weiteren Abstrom die Verminderung der Grundwasserbelastung durch natürliche Abbauprozesse zu erlauben, nimmt eine intermediäre Stellung zwischen diesen Konzepten ein. Auch Rosenthal et al., 2004, kommen zu der Ansicht, daß eine geringmächtige Fe(0)-Reinigungswand geeignet sein könnte, die geochemischen Milieubedingungen derart zu beeinflussen, daß im Abstrom ein Bioabbau von chlorierten Kohlenwasserstoffen möglich ist. Andere Arbeiten in diesem Zusammenhang befassen sich z.B. mit der besseren Bioverfügbarkeit von Azo-Farbstoffen oder Nitrobenzolen nach kurzzeitigem Kontakt zu Eisen (z.B. Bell et al., 2003; Perey et al., 2002).

Eisen in Kombination mit Braunkohle vermag saure Grubenwässer („Acid Mine Drainage“, „AMD“) im pH-Wert anzuheben und gleichzeitig verschiedene Schwermetalle (Pb, Cu, Ni, Zn, Co, Cr, Cd, Mo, U, Ra) sowie Al und As zu fixieren (WISMUT, 2000; Klinger et al., 2001). Besonders hohe Fixierungsraten (96-100 %) konnten für Cu, As, Cd, Mo und U erzielt werden (Jenk et al., 2003). Darüber hinaus gelang es gleichzeitig, Nitroaromaten (Nitrobenzol, Mono- und Dinitrotoluole sowie Trinitrotoluol) in der Summe zu 98 % zu entfernen. Andere Kombinationen von Eisen mit reaktiven Materialien, wie z.B. Eisen und Steinkohle oder Eisen und Braunerze, Eisen und Bariumsulfat, aber auch Eisen allein sowie Kies oder Kalkstein ergaben für ein speziell in der Mine Königstein (Sachsen) vorliegendes Schadstoffgemisch schlechtere Abreinigungsergebnisse.

5.2.4.4 Bimetalle, Palladium

Bimetallpaare haben aufgrund der deutlich schnelleren Reduktionsgeschwindigkeiten im Vergleich zu Fe(0) allein eine erhebliche Beachtung erlangt (Fennelly & Roberts, 1998; Liang et al., 1997a; Muftikian et al., 1995, Muftikian et al., 1996; Appleton, 1996; Wan et al., 1999; Lien & Zhang, 2001). Bei Bimetallpaaren wie etwa Pd/Fe konnte auch gezeigt werden, daß sie einige der schwer abbaubaren (persistenten) chlorierten Schadstoffe (z.B. PCB) schnell zu dechlorieren vermögen (Grittini et al., 1995; Neurath et al., 1997). Zur Erklärung der beob-

achteten Steigerung der Abbaugeschwindigkeit in Gegenwart von Bimetallpaaren wurden verschiedene Prozesse in Betracht gezogen (Sivavec et al., 1997; Cheng et al., 1997):

- Korrosionseffekte aufgrund der Lokalelemente,
- katalytische Hydrierung,
- Bildung eines weitaus stärkeren Reduktionsmittels durch Intercalation von Wasserstoffgas innerhalb des Palladiumgitters.

Eine Herausforderung bei der Anwendung von Bimetallpaaren in Reinigungswänden ist der signifikante Reaktivitätsverlust, der nach kurzer Zeit beobachtet werden kann (Sivavec et al., 1997; Muftikian et al., 1996). Oberflächenanalysen zeigten, daß die Deaktivierung in Ni/Fe- und Pd/Fe-Systemen durch die Bildung einer Oxidschicht verursacht wird. Die anfänglichen Laborstudien zu Bimetallsystemen zeigten so vielversprechende Ergebnisse, weil in den gut durchmischten Systemen (Batchversuche) keine Oxidschicht ausgebildet wurde oder diese einem steten Abrieb unterlag, aber schon in Laborsäulenversuchen läßt sich die schnelle Abnahme der gesteigerten Reaktionsraten beobachten (z.B. Wüst, 1999). Derzeit kann der Einsatz von Bimetallpaaren in Reinigungswänden nicht als anwendungsreif bezeichnet werden.

Palladium vermag molekularen Wasserstoff (H_2) zu aktivieren, so daß letzterer in der Lage ist, Kohlenstoff-Kohlenstoff-Doppelbindungen in PAK zu reduzieren und diese damit zu biologisch leichter abbaubaren Produkten umzuwandeln. Selbst chlorierte aromatische Schadstoffe lassen sich mit Palladiumkatalysatoren unter Wasserstoffzugabe vollständig und rasch hydrogenieren, d.h. sämtliche Chloratome werden gegen Wasserstoffatome substituiert (Schüth & Reinhard 1998; Schüth et al., 2000; Kopinke et al., 2002). Palladium vermag molekularen Wasserstoff darüber hinaus in beträchtlichen Mengen zu lösen, woraus sich u.a. die besonderen Eigenschaften des Metalls zur Wasserstoffaktivierung ableiten.

Palladium ist nicht nur ein verhältnismäßig seltenes und damit teures Element, das dem Platin nahesteht, es ist seit langem bekannt, daß eine Anzahl von sogenannten Katalysatorgiften das Metall in Bezug auf seine katalytischen Eigenschaften stark zu deaktivieren vermag. Insbesondere Sulfid gilt als starker Inhibitor für Palladium. Da in entsprechenden Systemen stets Wasserstoff als eigentliches Reduktionsmittel vorhanden sein muß, kann dieser auch von sulfatreduzierenden Mikroorganismen genutzt werden, so daß im Grundwasser enthaltenes Sulfat zu Sulfid umgewandelt wird. Das entstehende Sulfid wirkt dann als sogenanntes Elektroden- oder Katalysatorgift. Durch die Bildung sulfidischer Deckschichten wird der Elektronenfluß gestört, so daß auch die korrosionssteigernde Wirkung von Lokalelementen an Bimetallen unterbunden wird. Untersuchungen von z.B. McNab & Ruiz, 1998, Köhler, 1999, Munakata et al., 2002, oder Kopinke et al., 2002, zeigen, daß gelöstes Sulfid die Wirkung von Palladiumkatalysatoren schon bei geringen Konzentrationen in kurzer Zeit (Stunden bis Wochen) unterbindet. Nur die physikalische Trennung von sulfathaltiger Lösung und Katalysator (Kopinke et al., 2002) oder die regelmäßige Spülung des Systems mit Oxidationsmitteln wie H_2O_2 oder Natriumhypochlorid (Kopinke et al., 2002; Munakata et al., 2002; Schad et al., 2003) kann eine dauerhafte Passivierung der Katalysatoren verhindern.

Durch eine Imprägnierung von Zeolithen mit feinverteiltem Palladiummetall (Schüth & Reinhard 1998; Schüth et al., 2000; SAFIRA, 2003) oder durch Einbettung des Metalls in eine feste Silikonpolymermatrix (Kopinke et al., 2000; Mackenzie et al., 2000; Kopinke et al., 2002; SAFIRA, 2003) gelang es, neuartige Palladiumkatalysatoren zu entwickeln, die sich, zunächst in Laborversuchen, resistenter gegenüber einer Katalysatorenvergiftung durch Sulfid zeigten.

Unter Feldbedingungen hat sich bislang aber alleine die regelmäßige Spülung des Katalysators mit einem starken Oxidationsmittel (H_2O_2) bewährt (Schad et al., 2003). Im Rahmen des

RUBIN-Projektes in Denkendorf wurde bei regelmäßiger Spülung des Katalysators mit Wasserstoffperoxidlösung die Langzeitstabilität des Katalysators über einen Zeitraum von mehr als einem Jahr nachgewiesen. Auch nach längeren Stillständen und Verkeimung des Katalysators konnte stets eine quasi vollständige Regeneration der Reaktivität erreicht werden.

Die Anwendung von Palladium als Katalysator für Wasserstoff zur reduktiven Hydrogenierung von LCKW bedarf aber gegenüber der Anwendung von elementarem Eisen eines deutlich höheren Aufwandes für Prozeßsteuerung und -kontrolle und wird daher unter in situ-Bedingungen voraussichtlich auf Spezialfälle beschränkt bleiben.

5.2.4.5 Weitere anorganische Mineralphasen

Natürlich auftretende Mineralphasen können als Reduktionsmittel für eine Vielzahl von Umweltschadstoffen fungieren. Sowohl Eisen- als auch Sulfidmineralien reduzieren chlorierte Aliphaten (Kriegman-King & Reinhard, 1991; Kriegman-King & Reinhard, 1992; Kriegman-King & Reinhard, 1994; Butler & Hayes, 1998; Haderlein & Pecher, 1998; Sivavec et al., 1997), substituierte Nitrobenzole (Klausen et al., 1995) und anorganische Grundwasserschadstoffe (Hansen et al., 1996; Peterson et al., 1997). In Bezug auf die Reinigungswandtechnologie besitzen diese Reaktionen bisher nur eine untergeordnete Relevanz, beispielsweise bei der Beurteilung der Reaktivitätsbeiträge von Mineralneubildungen in Fe(0)-Reinigungswänden, und finden vielmehr im Zusammenhang mit dem Natural-Attenuation-Ansatz Beachtung.

5.2.5 Auf Sorptionsprozessen basierende reaktive Materialien

Sorption ist die Anreicherung von Komponenten aus einer gasförmigen oder flüssigen Phase (als Sorbat) an der Oberfläche (Adsorption) oder im Innern (Absorption) eines damit in Kontakt stehenden Feststoffes (Sorbens). Im Gegensatz zur chemischen Umwandlung findet bei den Sorptionsvorgängen nur eine Umverteilung des Schadstoffes in eine andere Phase und keine stoffliche Veränderung statt, so etwa bei der Sorption von LCKW, PCB oder Dioxinen an Aktivkohle. Grundlegende Sorptionsphänomene werden bis heute anhaltend erforscht, wobei unterschiedliche Fachrichtungen (Bodenkunde, Hydrogeologie und Geochemie, Physik, Chemie) gewöhnlich eine verschiedene Terminologie zur Bezeichnung einzelner Sorptionsvorgänge nutzen, woraus eine manchmal widersprüchliche Begriffsvielfalt entstanden ist. Auch wenn im Folgenden unter den Bezeichnungen Sorption und Desorption die verschiedenen Begrifflichkeiten subsumiert werden, soll kurz auf einzelne Sorptionsphänomene und die Terminologie eingegangen werden.

Als Oberflächenphänomen ist die Sorption um so intensiver, je größer die Oberfläche des Sorbens ist bzw. je größer das Verhältnis von Oberflächenkonzentration zu Lösungsvolumen. Ursache für Sorptionsvorgänge sind verschiedene Wechselwirkungen zwischen Sorbat und Sorbens. Atome oder Atomgruppierungen an der Oberfläche eines Feststoffes unterscheiden sich von denen im Innern des Feststoffes insofern, als daß sie nicht symmetrisch in alle Raumrichtungen mit Nachbaratomen in Wechselwirkung treten können. Deshalb sind ihre Bindungskräfte nach außen hin nicht abgesättigt, so daß Restvalenzen nach außen wirksam werden und die Oberfläche geladen ist. Auch Fehlstellen im Gitter oder der Ersatz von Gitterionen durch Ionen anderer Ladung (z.B. Al(III) gegen Si(IV) in Silikaten) führt zu nach außen wirksamen Oberflächenladungen. Bei einigen Schichtsilikaten können zudem Ionen in Zwischenschichten im Gitteraufbau aufgenommen werden. An die geladenen Oberflächen können Bindungspartner aus der Lösung zur Absättigung der Ladungen angelagert werden.

Die Anlagerung von nichtionischen Verbindungen (organische Moleküle) an organische Oberflächen (hydrophobe Sorption) ist als Prozeß zur Entropiemaximierung zu verstehen. In Wasser gelöste nichtionische organische Moleküle führen zu einer Ordnung der benachbarten polaren Wassermoleküle. Durch die Anlagerung der vergleichsweise unpolaren organischen Schadstoffe auf der Oberfläche des ebenfalls unpolaren Sorbens wird diese Ordnung aufgelöst, was in einer Erhöhung der Entropie resultiert und damit thermodynamisch stabiler ist. Unter dem Oberbegriff Sorption lassen sich damit neben der auf relativ schwachen physikalischen Anziehungskräften (van-der-Waals-Kräften) beruhenden hydrophoben Sorption auch die Chemisorption (z.B. durch kovalente Bindungen und Wasserstoffbrückenbindungen) und Ionenaustauschprozesse (elektrostatische Kräfte) zusammenfassen. Zusätzlich kann die Adsorption unterschieden werden, bei der das Sorbat nicht an der Oberfläche angelagert verbleibt, sondern in das Innere der Festphase migriert, was als Lösung des Sorbats im Sorbens aufgefaßt werden kann und typischerweise bei Wechselwirkungen zwischen organischen Festphasen und organischen hydrophoben Molekülen auftritt. Wird unter Sorption also die (teil-)reversible Anlagerung von gelösten Substanzen an die Oberfläche einer Festphase verstanden und unter Desorption die Umkehrung der Anlagerung, kann diese durch drei Mechanismen auf molekularer Ebene verursacht werden (Westall, 1987; Schindler, 1990):

1. hydrophobe Wechselwirkung,
2. elektrostatische Anziehung (Anziehung gegenteiliger Ladungen),
3. Oberflächenkoordinierungsreaktionen (Hydrolyse, Metallkomplexierung, Ligandenaustausch oder Wasserstoffbrückenbildung).

Tabelle 27 ordnet verschiedene Terminologien zur Bezeichnung von Sorptionsphänomenen beispielhaft einigen Schadstofftypen zu, bei denen sie die vorherrschenden individuellen Mechanismen repräsentieren. Die hydrophobe Wechselwirkung ist der dominierende Mechanismus in Bezug auf die meisten unpolaren organischen Verbindungen. Deren Sorption an organisches Material in Böden kann als Lösung der organischen Kontaminanten im organischen Bodenmaterial aufgefaßt werden (Stumm, 1992b). Die (relative) Sorptionsneigung eines organischen Schadstoffes kann mit seinem Octanol-Wasser-Verteilungskoeffizienten, K_{ow} , parametrisiert werden, wobei gilt, je größer der K_{ow} , desto größer die Neigung zur Anlagerung an organische Feststoffe. Da bei Gehalten an organischer Substanz im Boden oder Aquifer von > 1 % bis 2 % die Sorptionskapazität gegenüber unpolaren Substanzen im wesentlichen durch den Anteil an organischer Substanz, f_{oc} , bestimmt wird und Korrelationen zwischen dem Verteilungskoeffizient Octanol-Wasser und organischer Substanz-Wasser aufgestellt werden können, konnten verschiedene Beziehungen zwischen K_{ow} , f_{oc} und der Retardation von Schadstoffen im Aquifer aufgestellt werden (Schwarzenbach & Westall, 1981; Karickhoff, 1984; Schwarzenbach et al., 1993; Förstner & Grathwohl, 2003).

Polare und geladene Spezies wie Kationen und Anionen neigen dagegen dazu, durch elektrostatische Anziehung und Oberflächenkomplexierung zu sorbieren. Die elektrostatische Anziehung besitzt die schwächere Triebkraft der beiden Vorgänge und betrifft die unspezifische Sorption einer geladenen Spezies an der gegenteilig geladenen Oberfläche. Zur elektrostatischen Anziehung gehört beispielsweise die Anlagerung von positiv geladenen Schwermetallkationen an negative Ladungen oder Teilladungen an der Oberfläche des Sorbens, die etwa von Oxid- oder Hydroxidionen aus Oxiden, Tonen, Silikaten etc. herrühren können. Dabei gelten die Gesetzmäßigkeiten der Elektrostatik, denn die Komponenten ziehen und lagern sich

aufgrund ihrer unterschiedlichen Ladungen an (Coulomb-Gesetz). Bei diesem Vorgang, der auch als äußere Adsorption bezeichnet wird, trennt eine Schicht von an der Oberfläche des Sorbens regelmäßig angelagerten (koordinierten) Wassermolekülen die Sorptivteilchen von der Sorbensoberfläche, d.h. es liegt eine indirekte Bindung an die Oberfläche vor. Der Ersatz eines schwach geladenen oder in der äußeren Sphäre befindlichen Ions durch ein anderes ist auch als Ionenaustausch bekannt.

Tabelle 27. Übersicht über die „Sorptionsterminologie“, die für die Beschreibung der Schadstoffrückhaltung an reaktiven Sorptionsmaterialien Bedeutung besitzt

Mechanismus	Andere Terminologie	Beispiele
Hydrophobe Verdrängung	Verteilung	Unpolare organische Verbindungen (z.B. PCB, PAK)
Elektrostatische Anziehung	Außersphärische Komplexierung Unspezifische Sorption Physisorption	Einige Anionen (z.B. NO_3^-) Alkali- und Erdalkalimetalle (Ba^{2+} , Ca^{2+})
Komplexierungsreaktion	Innersphärische Komplexierung Spezifische Sorption Chemisorption Chemischer Ligandenaustausch	Metallkationen und Oxoanionen (z.B. Cu^{2+} , Pb^{2+} , CrO_4^{2-})

Im Gegensatz zu elektrostatischen Wechselwirkungen erfordern Oberflächenkomplexierungsreaktionen, wie z.B. die Metallionenkomplexierung und der Ligandenaustausch, den direkten Kontakt zwischen den Sorbensteilchen an der Sorbensoberfläche und den Schadstoffteilchen (Westall, 1986; Dzombak & Morel, 1990; Sposito, 1995). Die Oberflächenreaktion wird als innersphärische oder spezifische Sorption betrachtet. Die Oberflächenkomplexierung ist der vorherrschende Mechanismus für die Sorption der meisten Übergangsmetalle (Schindler, 1990) und auch Oxoanionen wie Chromat oder Phosphat bilden neben außersphärischen auch innersphärische Komplexe. Bei der Oberflächenkomplexierung erfolgt zusätzlich zur elektrostatischen Anziehung und Anlagerung von Sorbatteilchen an Teilchen an der Oberfläche des Sorbens eine chemische Reaktion. Beispielsweise gehen Schwermetallkationen an der Oberfläche eines Sorbens mit dort vorliegenden Elektronenpaardonatoren (Oxid-, Hydroxidionen usw.) eine echte neue chemische Bindung (Komplexbindung) ein. Komplexbindungen können außerordentlich stabil sein, d.h. derart gebundene Schadstoffteilchen lassen sich wirksam retardieren, wenn nicht aufgrund einer zu kleinen Sorptionskapazität oder zu langsamen Sorptionskinetik die Schadstoffteilchen mobil bleiben.

Die Reinigungsleistung von sorptionsreaktiven Materialien in Reinigungswänden hängt vorwiegend von der Sorptionsneigung der Schadstoffe und der Sorptionskapazität des reaktiven Materials ab, für die Dimensionierung ist zudem die Sorptionsgeschwindigkeit von Bedeu-

tung. Sorbentien haben im Gegensatz zu Materialien, die einen echten Abbau der Schadstoffe (also ihre chemische Umsetzung) herbeiführen, den Vorteil, daß keine möglicherweise unerwünschten Abbauprodukte in das Grundwasser abgegeben werden, aber den Nachteil, daß die Schadstoffe lediglich aus der mobilen in die immobile Phase verlagert werden und daß die Effizienz dieser Materialien stark von anderen Wasserinhaltsstoffen abhängig ist (pH-Wert, Konkurrenzsorption). Zudem ist eine Sorption, wie man es auch bei Fällungsprozessen kennt, zunächst generell als reversibel anzusehen. Eine Desorption kann eintreten, wenn die Konzentration der Schadstoffe in Lösung abnimmt. Sorption und Desorption verlaufen aber häufig nach unterschiedlichen kinetischen Gesetzmäßigkeiten, und es sind effektiv unterschiedliche Geschwindigkeiten zu beobachten. Darüber hinaus sind auch nichtlineare Verteilungen zwischen Konzentration in Lösung und sorbierter Stoffmenge häufig, so daß eine Konzentrationsabnahme nur unterproportional zur Desorption führt. Dennoch wird bei sorptionsreaktiven Wänden die (regelmäßige) Entfernung (und der Austausch) des reaktiven Materials und der an ihm akkumulierten Schadstoffe aus der Reinigungswand stets erforderlich sein.

Die für den Gebrauch in Reinigungswänden vorgeschlagenen sorbierenden Materialien umfassen:

- Aktivkohle,
- Oxide,
- tensidmodifizierte Zeolithe,
- Huminstoffe.

5.2.5.1 Aktivkohle (AK)

Aufgrund der großen spezifischen Oberfläche von bis zu 1.000 m²/g und der Porenstruktur ist Aktivkohle für die Sorption von Schadstoffen besonders gut und aufgrund ihres hydrophoben Charakters v.a. für organische Verbindungen geeignet. Daher ist der Einsatz von Aktivkohle zur Sorption hydrophober organischer Substanzen in der Abwassertechnik schon weit verbreitet (Bank, 2000). Die verwandte Aufgabenstellung bei der Grundwassersanierung legt eine Anwendung als reaktives Material in durchströmten Reinigungswänden nahe (Grathwohl & Peschik, 1997; Beitinger et al., 1998; Niederbacher, 2000; Schad et al., 2000; Tiehm et al., 2000; Williamson et al., 2000; Niederbacher, 2001; Tiehm et al., 2002; Edel & Voigt, 2001; Hartwiger, 2001; Lorbeer et al., 2002; SAFIRA, 2006; Niederbacher, 2003).

In Bezug auf die Planung und Dimensionierung einer mit Aktivkohle gefüllten Reinigungswand sind mehrere Einflußgrößen von Bedeutung:

- Das vorliegende Füllmaterial muß bzw. sollte eine hohe Sorptionskapazität für die vorliegenden Schadstoffe aufweisen, um lange Regenerationszyklen (ca. zwischen drei und zehn Jahren) zu ermöglichen.
- Die Durchlässigkeit der geschütteten Aktivkohle sollte hoch sein, also eine möglichst grobkörnige Aktivkohle sollte Anwendung finden, bei der ein Zerschneiden der Körner durch das Eigengewicht der Schüttung nicht zu befürchten ist.
- Die Sorptionsgeschwindigkeit muß so hoch sein (effiziente Sorptionskinetik), daß auch bei kurzen Kontaktzeiten (z.B. bei hohen Grundwasserfließgeschwindigkeiten) eine gute Schadstoffrückhaltung gewährleistet bleibt und die Sorptionskapazität optimal genutzt werden kann.

- In erster Näherung gilt, daß gut wasserlösliche und polare Substanzen (auch polare organische Verbindungen, wie z.B. Chloroform und Methylenchlorid) eher schlecht sorbiert werden und umgekehrt unpolare Verbindungen (z.B. PAK) eher gut sorbiert werden.
- Schadstoffgemische können sogenannte Chromatographie-Effekte hervorrufen. Bedingt durch die unterschiedliche Sorbierbarkeit einzelner Substanzen können bereits sorbierte und somit aus dem Wasser entfernte Schadstoffmoleküle von anderen besser sorbierbaren verdrängt werden. Bei einer überladenen Sorptionskolonne können dadurch wieder Schadstoffe im Ablauf auftreten.

Um das Sorptionsverhalten von Schadstoffen zu erfassen und quantitativ zu bewerten, kann in einem ersten Schritt eine Sorptionsisotherme aufgenommen werden. Hierzu sind eine Reihe von Batchversuchen mit der in Betracht zu ziehenden Aktivkohle und unter Verwendung des kontaminierten Grundwassers durchzuführen. Sorptionsisothermen (Abbildung 45) erlauben Aussagen zur prinzipiellen Eignung eines Sorbens für einen bestimmten Anwendungsfall. Es wird experimentell diejenige Schadstoffmasse bestimmt, die beim Kontakt des kontaminierten Grundwassers mit einer definierten Menge Aktivkohle aufgenommen werden kann.

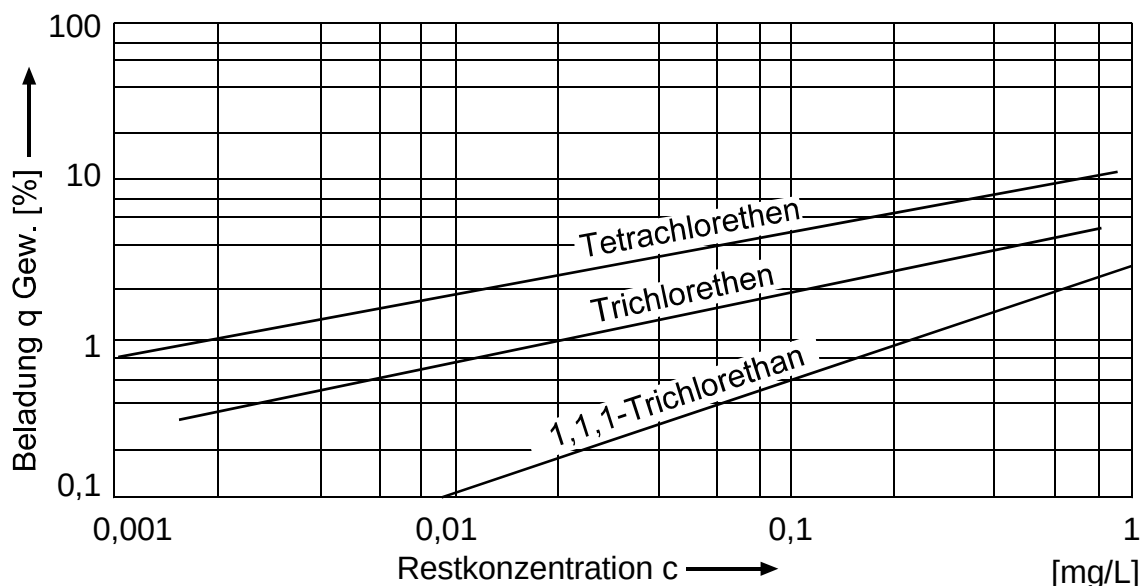


Abbildung 45. Sorptionsisothermen einiger Lösemittel für die Sorption an Aktivkohle Typ „Hydrffin“, Fa. Lurgi, doppelt logarithmisch aufgetragen (Bank, 2000)

Sorptionsisothermen beschreiben die Verteilung zwischen Konzentration in Lösung und sorbierter Stoffmenge an der Festphase im Sorptionsgleichgewicht. Das Sorptionsgleichgewicht ist dann erreicht, wenn sich die Konzentrationen nicht mehr ändern und die maximale Belegung, bei gegebener Lösungskonzentration, des Sorbens erreicht ist. Die hierfür benötigte Zeit ist ggf. zu bestimmen, bevor eine Sorptionsisotherme für einen bestimmten Fall aufgestellt werden kann. Die maximale Belegung des Sorbens bei einer bestimmten Konzentration in Lö-

sung wird häufig auch als Sorptionskapazität bezeichnet, was mißverständlich ist, da bei Erhöhung der Konzentration in Lösung eine weitere Belegung der Festphasenoberfläche erfolgen kann. Erst wenn auch bei einer Erhöhung der Konzentration in Lösung keine weitere Anlagerung an die Festphase erfolgt, ist die Sorptionskapazität ausgeschöpft.

Anhand der Lage und des Verlaufs von Sorptionsisothermen kann das Sorptionsverhalten eines gelösten Kohlenwasserstoffes beurteilt werden (Abbildung 45), dabei gilt für den Vergleich verschiedener Isothermen, daß je weiter oben im Diagramm eine Sorptionsisotherme liegt und je steiler sie verläuft, desto besser der Stoff sorbierbar ist. Die Auswertung derartiger Diagramme gestattet nicht nur eine qualitative Aussage über die Einsatzfähigkeit der Sorptionstechnik in Reinigungswänden, sondern gibt auch erste Hinweise auf zu erwartende Betriebskosten, d.h. den spezifischen Verbrauch an Aktivkohle. Für eine erste Einschätzung können sicherlich Sorptionsisothermen verwendet werden, wie sie beispielsweise von Herstellern von Aktivkohle geliefert werden. Auf einen konkreten Fall sind diese aber häufig nicht übertragbar, da die Lösungszusammensetzung (Konkurrenzsorption etc.) und auch die Temperatur (i.d.R. mit steigender Temperatur schlechtere Sorption) das Sorptionsverhalten entscheidend beeinflussen können.

Die Sorption von organischen Schadstoffen an Aktivkohle folgt in der Regel keiner linearen Korrelation, und mit steigender Konzentration in Lösung nimmt das Verhältnis von sorbierter zu gelöster Konzentration ab, d.h. Sorptionsisothermen verlaufen nicht linear (die Henry-Isotherme, Gl. 34, zeigt einen linearen Verlauf), sondern exponentiell (Freundlich-Isotherme, Gl. 35) oder streben sogar einem Maximum zu (Langmuir-Isotherme, Gl. 36) (Abbildung 46). Gerade zur Beschreibung der Gleichgewichtssorption organischer Verbindungen an einer organischen Festphase (z.B. Aktivkohle) wurde darüber hinaus das BET-Sorptionsmodell (Gl. 37) vorgeschlagen, mit dem eine Sorption in multiplen Lagen und eine Phasenkondensation berücksichtigt wird (z.B. Förstner & Grathwohl, 2003; siehe Abbildung 47).

Henry-Sorptionsisotherme

$$\text{Gl. 34} \quad C_s = K_d \cdot C_w$$

Freundlich-Sorptionsisotherme

$$\text{Gl. 35} \quad C_s = K_{Fr} \cdot C_w^{1/n}$$

Langmuir-Sorptionsisotherme

$$\text{Gl. 36} \quad C_s = C_{s, \max} \cdot \frac{K_L \cdot C_w}{1 + K_L \cdot C_w}$$

Isotherme nach dem BET-Modell

$$\text{Gl. 37} \quad C_s = C_{s,\max} \cdot \frac{K_{BET} \cdot C_w}{(C_{w,\text{sat}} - C_w) \cdot \left(1 + (K_{BET} - 1) \cdot \frac{C_w}{C_{w,\text{sat}}} \right)}$$

mit:

- C_s = Sorbierte Stoffmenge [$\mu\text{g/g}$]
- C_w = Konzentration in Lösung [mg/L]
- K_d = Henry-Sorptionskoeffizient [L/kg]
- K_{Fr} = Freundlich-Sorptionskoeffizient [L/kg]
- $1/n$ = Empirischer Exponent, häufig < 1
- K_L = Langmuir-Sorptionskoeffizient, Affinität [L/kg]
- K_{BET} = Sorptionskoeffizient BET-Modell [L/kg]
- $C_{s,\max}$ = Sorptionskapazität [$\mu\text{g/g}$]
- $C_{w,\text{sat}}$ = Sättigungskonzentration in Lösung [mg/L]

Im Fall einer linearen Sorptionsisotherme kann mit Hilfe des Sorptionskoeffizienten, K_d , (auch Verteilungskoeffizient), der Trockenraumdichte, ρ , und der intergranularen Porosität des Filters, n , der Retardationsfaktor, R_d , berechnet werden (Gl. 38), der angibt um wieviel langsamer der Schadstoff gegenüber dem Grundwasser transportiert wird. Für bestimmte Systeme findet sich auch die Angabe eines dimensionslosen Verteilungskoeffizienten, dann entfallen Trockenraumdichte und Porosität in Gl. 38 (Schad & Grathwohl, 1998; Grathwohl & Peschik, 1998):

$$\text{Gl. 38} \quad R_d = 1 + K_d \times \frac{\rho}{n}$$

mit

- K_d = Sorptionskoeffizient [L/kg]
- ρ = Trockenraumdichte [$\text{g/cm}^3 = \text{kg/L}$]
- n_e = Porosität [dimensionslos]

Bei Aktivkohle liegt die Schüttdichte (= Trockenraumdichte) bei ca. $0,5 \text{ t/m}^3$ ($\rho = 0,5 \text{ g/cm}^3$) und die intergranulare Porosität bei ca. 50 % ($n = 0,5$), so daß der Sorptionskoeffizient direkt dem Retardationsfaktor entspricht. Der Retardationsfaktor, R_d , kann zur Dimensionierung, d.h. zur Berechnung der erforderlichen durchströmten Mächtigkeit, einer sorptionsreaktiven Reinigungswand genutzt werden (Gl. 39), wenn die Abstandsgeschwindigkeit innerhalb der Schüttung des reaktiven Materials bekannt ist:

$$\text{Gl. 39} \quad t_s = \frac{d}{v_a} \cdot R_d$$

mit

- d = Wanddicke, durchströmte Mächtigkeit [m]
- v_a = Grundwasserfließgeschwindigkeiten [m d^{-1}]
- t_s = Maximale Lebensdauer der Barriere bis zum Durchbruch [d]

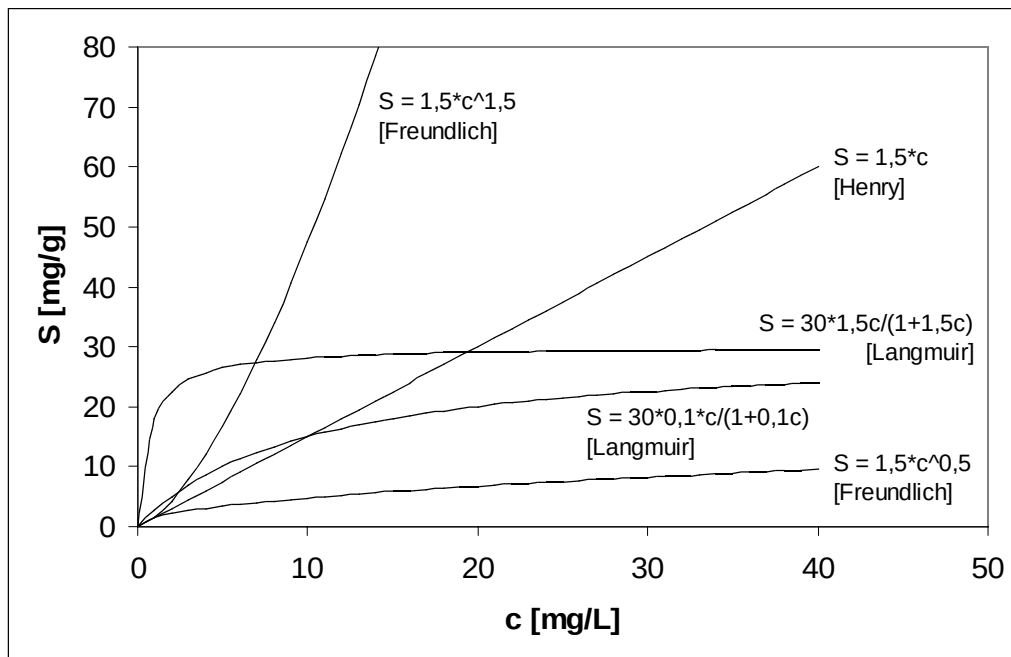


Abbildung 46. Veranschaulichung der unterschiedlichen Verläufe und Formen verschiedener Henry-, Freundlich- und Langmuir-Isothermen im Vergleich (Parameter willkürlich gewählt, „*“ bedeutet eine Multiplikation, adaptiert nach Domenico & Schwartz, 1998)

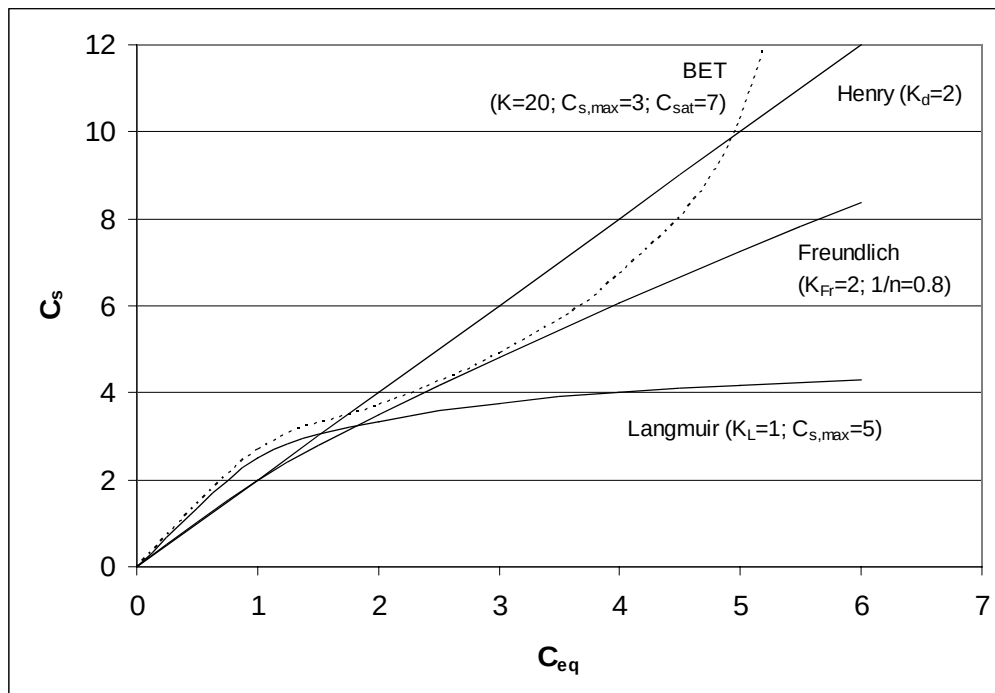


Abbildung 47. Modell-Sorptionsisothermen nach Henry, Freundlich, Langmuir und dem BET-Modell (adaptiert nach Förstner & Grathwohl, 2003)

Bei Aktivkohle liegt die Schüttdichte (= Trockenraumdichte) bei ca. 0,5 t/m³ ($\rho = 0,5 \text{ g/cm}^3$) und die intergranulare Porosität bei ca. 50 % ($n = 0,5$), so daß der Sorptionskoeffizient direkt dem Retardationsfaktor entspricht. Der Retardationsfaktor, R_d , kann zur Dimensionierung, d.h. zur Berechnung der erforderlichen durchströmten Mächtigkeit, einer sorptionsreaktiven Reinigungswand genutzt werden (Gl. 39), wenn die Abstandsgeschwindigkeit innerhalb der Schüttung des reaktiven Materials bekannt ist:

$$\text{Gl. 40} \quad t_s = \frac{d}{v_a} \cdot R_d$$

mit d = Wanddicke, durchströmte Mächtigkeit [m]
 v_a = Grundwasserfließgeschwindigkeiten [m d⁻¹]
 t_s = Maximale Lebensdauer der Barriere bis zum Durchbruch [d]

Wie die Herleitung zu Gl. 39 zeigt, gilt diese Berechnung streng genommen nur für den Fall linearer Sorptionsisothermen und für den Fall einer Gleichgewichtssorption, d.h. einer so hohen Sorptionsgeschwindigkeit, daß unter den gegebenen Anwendungsbedingungen keine kinetische Limitierung der Sorption zu berücksichtigen ist. Häufig wird der K_d -Ansatz aber auch bei nicht-linearen Sorptionsisothermen verwendet, wobei dann entweder der jeweilige Sorptionskoeffizient oder der Verteilungskoeffizient bei maximal auftretenden Lösungskonzentrationen in Gl. 38 eingesetzt wird, um den Retardationsfaktor zu berechnen. Dabei gilt es zu beachten, daß, im Vergleich zur linearen Isotherme, konkave Sorptionsisothermen eine Aufsteilung von Durchbruchkurven (oder Konzentrationsfronten) zur Folge haben (kleinere Konzentration in Lösung führen zu einer überproportionalen Sorption, kleine Konzentrations-Niveaus bewegen sich relativ langsamer) und umgekehrt konvexe Sorptionsisothermen zu einer Aufweitung von Durchbruchkurven führen (kleine Konzentrationen in Lösung führen zu einer unterproportionalen Sorption, kleine Konzentrations-Niveaus bewegen sich relativ schneller, vgl. z.B. Appelo & Postma, 1994).

Ökonomisch sinnvoll sind in den meisten Fällen Aktivkohle-Sorptionsbarrieren in denen Retardationsfaktoren von über 1.000 erreicht werden, da nur bei diesen hohen Rückhaltekapazitäten eine ausreichend lange Betriebszeit des in situ-Reaktors ohne kostenintensive Austauschmaßnahmen gewährleistet erscheint. Beispielsweise läßt sich für eine Aktivkohlebarriere mit 1,8 m durchströmter Mächtigkeit bei einer Grundwasserfließgeschwindigkeit von 0,5 m/d und einem Retardationsfaktor $R_d = 3.000$ eine maximale Lebensdauer (= Betriebszeit) bis zum Schadstoffdurchbruch von 30 Jahren abschätzen (ca. 16,5 Jahre pro Meter durchströmte Mächtigkeit).

Ein weiteres wichtiges Kriterium bezüglich der Dimensionierung einer Reinigungswand ist die Sorptionskinetik. Bei hohen Abstandsgeschwindigkeiten und stark sorbierenden Verbindungen ist nicht immer ein Sorptionsgleichgewicht zu erreichen, so daß ein vorzeitiger Schadstoffdurchbruch auftreten kann. Deshalb ist die Sorptionskinetik für die jeweiligen Schadstoffe und dem einzusetzenden Füllmaterial bei der Abschätzung der maximalen Betriebszeit der Reinigungswand bis zum Zeitpunkt des Schadstoffdurchbruches zu berücksichtigen. Die Sorptionskinetik wird beeinflußt durch Vorgänge des äußeren Stofftransportes, der Diffusion durch die Grenzschicht zwischen flüssiger und fester Phase und v.a. auch bei Aktivkohle durch den diffusiven Transport ins Innere der Partikel (intrapartikulärer Transport) sowie die Geschwindigkeit der eigentlichen Sorption an den Oberflächen.

Ein weiteres wichtiges Kriterium bezüglich der Dimensionierung einer Reinigungswand ist die ausreichende hydraulische Durchlässigkeit des Füllmaterials, folglich ist auch die Größe der Sorbenspartikel, aber auch ihre Standfestigkeit, bei der Materialauswahl entscheidend. Dabei ist zu berücksichtigen, daß mit zunehmender Korngröße zwar gewöhnlich die hydraulische Durchlässigkeit steigt, die Sorptionskapazität, und v.a. auch die Sorptionsgeschwindigkeit, aber abnehmen kann. Zum einen ändert sich das Verhältnis von Volumen zu Oberfläche des Sorbens, so daß die Beladung pro Masseinheit kleiner werden kann und zum anderen vergrößern sich die Strecken für den intrapartikulären Transport. Je größer die Diffusionsstrecke (Partikelradius) wird, desto länger dauert eine Annäherung an ein Sorptionsgleichgewicht, da zum Erreichen der inneren Oberfläche mehr Zeit benötigt wird. Bei kurzen Kontaktzeiten innerhalb einer geplanten Reinigungswand kann das dazu führen, daß nur ein Teil der Sorptionskapazität ausgeschöpft wird, und es zu einem früheren Schadstoffdurchbruch kommt, als bei der Annahme von Gleichgewichtsbedingungen zu erwartet ist. Aufgrund der geforderten Durchlässigkeit der Reinigungswand können nicht beliebig kleine Korngrößen gewählt werden, um die Sorptionsgeschwindigkeit zu erhöhen, daher ist die Sorptionskinetik in jedem Fall bei der Dimensionierung des Reaktors zu beachten.

Die Bestimmung von Sorptionskinetiken kann ebenfalls in einer Serie von Batchversuchen erfolgen, hierbei, wie auch bei der Bestimmung von Sorptionsisothermen, bleibt aber immer eine Unsicherheit hinsichtlich der Übertragbarkeit auf durchströmte Systeme, in denen ein anderes Verhältnis von Festphase (und damit Oberfläche) zu Lösung vorliegt und v.a. der Stofftransport zur Oberfläche anders als in durchmischten Batchversuchen erfolgt. Daher sollten immer ein oder mehr (im Fall verschiedener potentieller Materialien, zu erwartender variierender Schadstoffkonzentrationen oder -frachten in Verbindung mit variierenden Strömungsgeschwindigkeiten) Säulenversuche durchgeführt werden, um realitätsnähere Dimensionierungsgrößen zu erhalten. Die Aufnahme von Durchbruchkurven (Abbildung 48) bildet dann die Grundlage zur Auslegung (Dimensionierung) einer sorptionsreaktiven Reinigungswand (Schad et al., 2000; zur eigentlichen Dimensionierung einer Aktivkohle-Reinigungswand vgl. Kapitel 5.3.2, speziell Kapitel 5.3.2.1 und Kapitel 5.3.2.3).

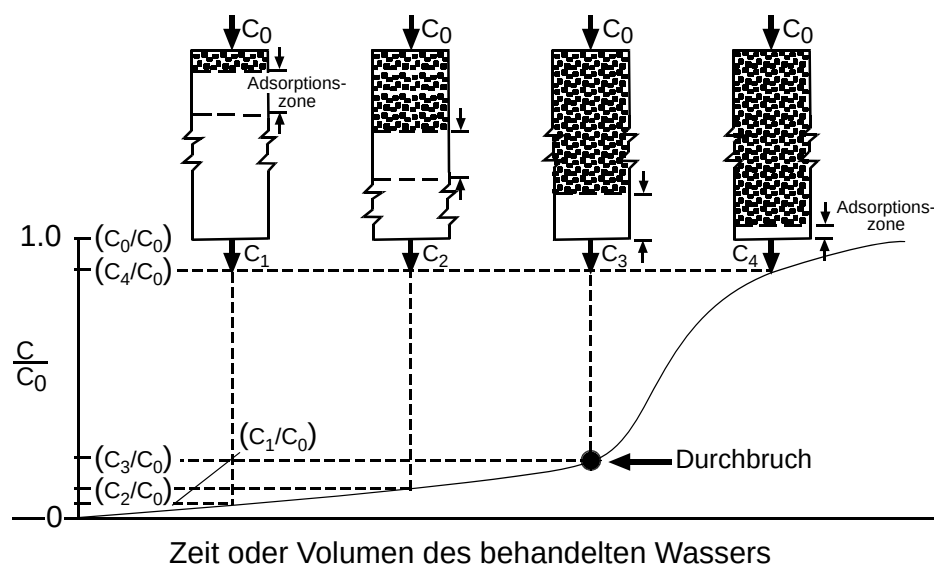


Abbildung 48. Entstehung einer Durchbruchkurve im Säulenversuch bei zunehmender Beladung des Sorbens (Zugabekonzentration des Schadstoffes: c_0 ; nach Sigg & Stumm, 1996).

Bei aktiven hydraulischen oder pneumatischen Maßnahmen hat sich herausgestellt, daß Vorversuche, in denen mit konstanten Schadstoffkonzentrationen gearbeitet wird, Risiken hinsichtlich ihrer Übertragbarkeit auf die tatsächliche Feldanwendung bergen können. Bedingt durch eine manchmal ausgeprägte Heterogenität (Schadstoffverteilung, Festphasenzusammensetzung, Strömungsverhältnisse) im zu sichernden Aquifer kann man auf die tatsächlichen Konzentrationsverhältnisse und -verteilungen im Untergrund anhand von geringvolumigen Wasserproben keineswegs verlässlich schließen. Folglich können in Vorversuchen, auch wenn sie mit Standortgrundwasser durchgeführt werden, nicht immer alle möglicherweise auftretenden Bedingungen berücksichtigt werden. Mehrere Versuche mit veränderten Konzentrationen können hier schon Abhilfe schaffen, wenn die Konzentrationsschwankungsbreite abzusehen ist. Aus der Praxis der aktiven Sanierungsverfahren läßt sich ableiten, daß sich mit Hilfe eines Versuches direkt am Standort, der mit größeren Versuchsreaktoren über eine signifikant längere Zeit durchgeführt wird (Großsäulen etc., sogenannte on site-Versuche), zuverlässigere Prognosen für die spätere Maßnahme aufstellen lassen.

Solche on site-Versuche können auch angebracht sein, wenn sich das Grundwasser nicht lagern läßt und signifikante Änderungen der geochemischen Milieubedingungen bei einer Versuchsdurchführung im Labor zu erwarten sind, wie z.B. die Oxidation von Fe(II) und Fällung von Fe(III)-Hydroxiden während der Lagerung. Aber auch mit einem on site-Versuch lassen sich kaum, v.a. bei größeren zu sichernden Aquiferquerschnitten, alle aus der Heterogenität des Untergrundes erwachsenden Unsicherheiten vermeiden. Daher sollte im Rahmen der Standortcharakterisierung die Heterogenität des Untergrundes soweit als nötig bzw. möglich erkundet werden.

Für den Einsatz von Aktivkohle zur Entfernung von Schwermetallen gibt es bislang Spezialfälle in der Abwasserbehandlung, bei denen die Aktivkohle, auch z.B. Cu-imprägnierte Aktivkohle, entweder als Reduktionsmittel oder als Sorptionsmittel herausragende Rückhaltekapazitäten aufweist. Beispielsweise bei der Entfernung von Quecksilber, das organische Methylquecksilberverbindungen bildet oder selbst häufig als elektrisch neutrale Spezies vorliegt, hat sich die Aktivkohleanwendung als effektivstes Verfahren herausgestellt. Auch radioaktives Jod-131 läßt sich an Aktivkohle recht gut sorbieren. Bisher wurde für ^{131}J eine Sorptionseffektivität von 60 bis 90 % festgestellt (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, 1995).

5.2.5.2 Oxide

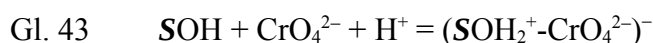
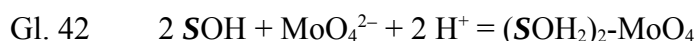
Vergleichsweise gut bekannt und seit bereits einem Jahrhundert untersucht sind die Sorption und der Austausch von Anionen und Kationen an natürlich vorkommenden Oxiden und Hydroxiden (z.B. Thomas, 1977). Die Sorption an diese Materialien wird für die Behandlung von Industrieabwasser genutzt (Aoki & Munemori, 1982) und kann eine vielversprechende Alternative für die Eliminierung von Schwermetallen im Aquifer liefern (Morrison et al., 1995; Morrison & Spangler, 1993). Natürliche Oxide und Hydroxide, die für den Einsatz in Reinigungswänden untersucht wurden, umfassen:

- amorphes Eisen(III)-hydroxid ($\text{Fe}(\text{OH})_3$),
- Goethit ($\alpha\text{-FeOOH}$),
- Hämatit ($\alpha\text{-Fe}_2\text{O}_3$),
- Magnetit (Fe_3O_4),
- Titanhydroxid ($\text{Ti}(\text{OH})_4$).

Darüber hinaus ist die Sorption von Metallionen an einer Vielzahl von Oxiden, Hydroxiden und Tonen umfassend studiert worden, um das Transportverhalten der Metallionen in den im Untergrund herrschenden Milieus zu verstehen (z.B. Zachara et al., 1987; Ainsworth et al., 1989; Ford et al., 1997; Raven et al., 1998; Robertson & Leckie, 1998; Ebert, 1997).

Die Sorption eines Ions an einer geladenen (Hydr)oxidoberfläche kann auf eine Kombination aus elektrostatischer Anziehung und Oberflächenkomplexierung zurückzuführen sein, im allgemeinen neigen Metallionen aber zur Sorption mittels einer Komplexierungsreaktion (Buffle & Altmann, 1987). Beide Mechanismen werden stark vom pH-Wert in der jeweiligen Lösung beeinflusst, und es ist experimentell eine Herausforderung, zwischen beiden Prozessen ohne direkte und eingehende spektroskopische Untersuchungen zu unterscheiden (Wersin et al., 1984; Charlet & Manceau, 1992). Zur quantitativen Beschreibung der Sorption verschiedener Kationen und Anionen, z.B. an Fe(III)-(Hydr)oxidoberflächen unter wechselnden geochemischen Bedingungen (pH-Wert, Ionenstärke), wird gewöhnlich die Oberflächenkomplexierungstheorie herangezogen, mit deren Hilfe thermodynamische Gleichgewichtsberechnungen auch für die Bildung von Oberflächenkomplexen möglich wird (Dzomback & Morel, 1990).

Beispielreaktionen, die die Oberflächenkomplexierung von U(VI), Mo(VI) und Cr(VI) beschreiben, werden durch die Gleichungen Gl. 41 bis Gl. 43 wiedergegeben (Morrison & Spangler, 1992; Zachara et al., 1987; Wismut, 2000).



mit **S** = (Hydr)oxidoberfläche

Oxoanionen, wie z.B. Molybdat und Chromat, aber auch einfache Anionen, neigen zur Sorption bei niedrigeren pH-Werten aufgrund der erhöhten Protonierung von Oberflächengruppen, wodurch eine positiv geladene Sorbensoberfläche entsteht. Andererseits tendieren Kationen, verstärkt bei höheren pH-Werten, aufgrund der Deprotonierung an der Oberfläche (d.h. die Oberfläche ist negativ geladen) zur Sorption (Abbildung 49).

Verallgemeinernd läßt sich feststellen, daß bei pH-Werten unterhalb des sogenannten „Point of zero charge“ („PZC“), dem Ladungsnullpunkt einer Oberfläche, bei dem sich die positiven und negativen Ladungen ausgleichen, die Anionensorption und oberhalb des PZC die Kationensorption favorisiert ist.

Das bedeutet nicht, daß es nicht oberhalb des PZC zu einer Anionensorption kommen kann (und umgekehrt), sondern vielmehr, daß v.a. die sogenannte unspezifische Sorption nicht mehr auftritt. Kleinere Anteile können auch jeweils außerhalb des geeigneten Ladungsbereiches an die Festphasen angelagert werden (spezifische Sorption). Der Ladungsnullpunkt von verschiedenen (Hydr)oxiden unterscheidet sich und liegt beispielsweise für Goethit bei ca. pH 8. Darüber hinaus unterscheidet sich die pH-Wert-Abhängigkeit der Sorption unterschiedlicher Metallkationen oder Oxoanionen (Abbildung 49). Beispielsweise steigt die Sorption von Uran (UO_2^{2+}) signifikant bei pH-Werten kleiner als 4 an, während Cd^{2+} oder Ni^{2+} erst bei höheren pH-Werten effektiv an Eisen(III)hydroxiden sorbieren.

Es wird deutlich, daß die Entfernung sowohl von (Oxo)Anionen, als auch von Kationen eine sorgfältige Kontrolle des pH-Wertes innerhalb der Reinigungswand erfordert, was in der Praxis nachteilige betriebstechnische oder wirtschaftliche Effekte zeigen könnte. Batchversuche,

die von Morrison & Spangler, 1992, ausgeführt wurden, zeigten, daß bei einem pH-Wert von ca. 8 Magnetit (Reinheit: Reagenzgrad), synthetisches Titan(IV)-hydroxid und synthetischer Goethit sowohl für die Entfernung von Molybdat, als auch von Uran effektiv waren. Hämatit entfernte Uran dagegen in deutlich geringerem Umfang, bei Molybdän war keinerlei Wirkung nachzuweisen.

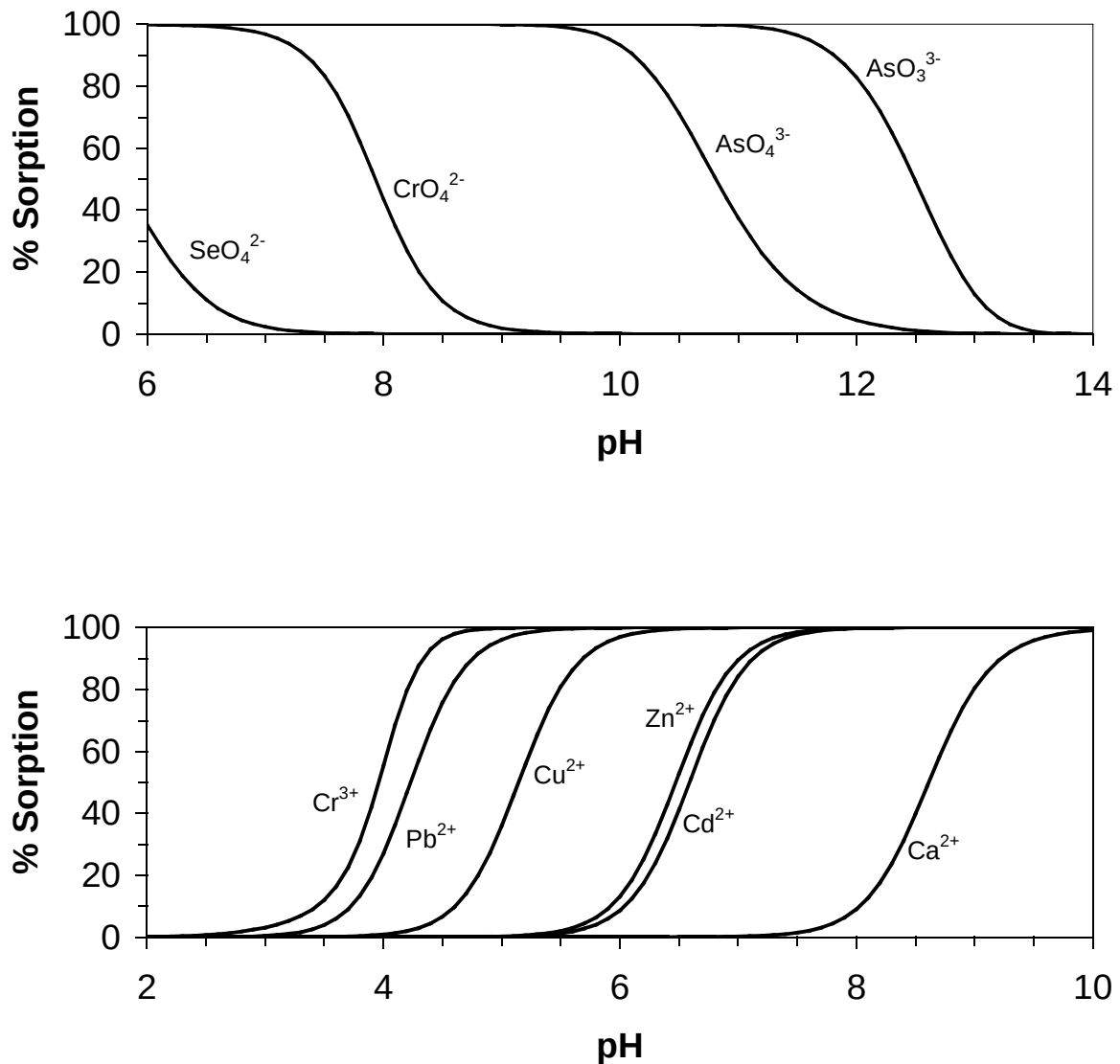


Abbildung 49. Sorption verschiedener Oxoanionen und Kationen an Fe(III)-Hydroxiden in Abhängigkeit vom pH-Wert (verändert nach Stumm & Morgan, 1996).

Beim Einsatz von Oxiden oder Hydroxiden als Sorbentien in Reinigungswänden ist zu beachten, daß der Wettbewerb mit anderen Ionen (wie z.B. Sulfat, Carbonat oder Phosphat bei Oxoanionen oder Ca^{2+} oder Na^+ bei Kationen) um Oberflächenplätze zu einer signifikanten Verminderung der Sorptionskapazität führen kann (Zachara, 1987; Morrison & Spangler, 1993;

Morrison & Spangler, 1995). Daher ist unbedingt in entsprechenden Vorversuchen eine mögliche Sorptionskonkurrenz zu untersuchen und ggf. bei der Dimensionierung zu berücksichtigen. Die Ausführungen zur Aktivkohle gelten hier entsprechend. Darüber hinaus kann der Einsatz von (Hydr)oxiden in suboxischen oder gar anoxischen Aquiferen problematisch werden, da eine reduktive Lösung der Materialien im Zuge mikrobieller Stoffwechselvorgänge eintreten kann, was dann zu einer Freisetzung der sorbierten Ionen führt.

Podsol-Böden (B-Horizont) enthalten verschiedene Aluminium- und Eisenoxide, die prinzipiell ein Potential für Oberflächenkomplexierung und Ionenaustauschprozesse besitzen. Lindberg et al., 1997, haben gezeigt, daß Podsolböden Arsen effektiv aus belastetem Grundwasser entfernen können. In natürlichen Wässern liegt Arsen in zwei Oxidationsstufen vor, als dreiwertige Form, As(III), und als fünfwertige Form, As(V). As(III) oder Arsenit tritt vorwiegend als ungeladene Spezies auf, d.h. als arsenige Säure (H_3AsO_3), während die vorherrschenden Formen von As(V) die Oxoanionen H_2AsO_4^- und HAsO_4^{2-} (Dihydrogenarsenat bzw. Hydrogenarsenat) sind. Die Leistung und Lebensdauer von Podsol in Bezug auf die Anionensorption kann allerdings signifikant bei verschiedenen Bodenproben variieren. Die Empfindlichkeit gegenüber geochemischen Veränderungen, z.B. in Bezug auf eine Schwankung des pH-Wertes und das Auftreten konkurrierender Ionen, macht ein sorgfältiges Management von Feldanwendungen, die Oxide oder Hydroxide als Sorbentien nutzen, erforderlich. Um optimale pH-Bedingungen aufrechtzuerhalten oder einzustellen, kann es notwendig sein, zusätzliche Materialien einzufügen (Kombi-Reinigungswände). Die Ermittlung des optimalen pH-Wertes kann Gegenstand von Voruntersuchungen sein.

5.2.5.3 Tone und Zeolithe

In der Umwelt natürlich vorkommende anorganische Materialien, wie Tone oder Zeolithe, haben eine hohe Kapazität für den Ionenaustausch, insbesondere für den Kationenaustausch. Negative Überschußladungen auf Tonen und Zeolithen lassen sich durch den Ersatz von Kationen mit niedrigerer Ladung (z.B. Al^{3+}) gegen Kationen mit höherer (z.B. Si^{4+}) innerhalb des Gitters erklären (Bohn et al., 1985). Zur negativ geladenen und besonders großen Oberfläche dieser Materialien haben positiv geladene Schadstoffteilchen, wie Schwermetallkationen (z.B. Cu^{2+} , Pb^{2+}), eine starke Affinität, während Anionen und unpolare organische Verbindungen ihnen gegenüber eine geringe Affinität aufweisen, was sie zunächst für den Einsatz in Reinigungswänden bei Grundwasserbelastungen mit kationischen Kontaminanten präferiert. So wurde beispielsweise in einer durchströmten Full scale-Reinigungswand nach dem „Wall and curtain“-Prinzip auf dem Gelände der „Chalk-River“-Laboratorien in Kanada Klinoptilolith, d.h. ein natürlicherweise auftretender Zeolith, als reaktives Material zur Sorption des radioaktiven Strontiumisotops ^{90}Sr eingesetzt und zeigt seit 1998 zuverlässige Reinigungsleistungen (Lee & Hartwig, 2001, siehe auch Anhang).

Die Modifikation von Tonen oder Zeolithen mit sorbierten Tensiden kann die Affinität dieser Materialien gegenüber Anionen und unpolaren organischen Verbindungen substantiell steigern, so daß sich die Anwendungsbreite von Tonen und Zeolithen deutlich erweitern läßt. Tenside sind amphiphile Substanzen, die einen hydrophilen Teil (gewöhnlich als Kopfladung bezeichnet) und ein hydrophobes Segment (zumeist langkettige Kohlenwasserstoff-, Polymerketten usw., deshalb gewöhnlich als „Schwanz“ bezeichnet) enthalten (Rosen, 1989). Der Austausch der an der Oberfläche eines Zeolithen befindlichen Kationen gegen eine positiv geladene hydrophile Gruppe eines Tensidmoleküls bewirkt die Orientierung des hydrophoben Abschnittes des Tensidmoleküls in Richtung der Lösung (Ulrich & Stumm, 1988). Die Anhäufung von Tensidmolekülen an der Oberfläche erzeugt eine hydrophobe Deckschicht

(Coating), die eine Sorption von unpolaren organischen Verbindungen ermöglicht (z.B. Brownawell et al., 1990; Sheng et al., 1996; Hayworth & Burris, 1997; Burris & Antworth, 1992).

Die großen Sorptionskapazitäten von tensidmodifizierten Zeolithen („Surfactant modified zeolites“, „SMZ“) und Tonen weisen sie als vielversprechende Materialien für die Behandlung von unpolaren organischen Kontaminanten aus. Tatsächlich sind Organotone in Deponieabdichtungen, Dichtwänden und Umspundungen bereits seit einiger Zeit im technischen Einsatz (Sheng et al., 1996). Die geringe Durchlässigkeit von Tonen schließt Organotone wohl allgemein vom Gebrauch in durchströmten Reinigungswänden aus, es sei denn, es gelänge, speziell poröse, nicht quellende Qualitäten herzustellen.

Zeolithe haben dagegen ein offenes molekulares Gerüst mit großen Kavitäten (dreidimensionale Kanäle usw.) in molekularer Dimension, so daß sie in gröberer Körnung eingesetzt werden können, wodurch eine ausreichende hydraulische Leitfähigkeit in Reinigungswänden gewährleistet werden kann. Dennoch weisen sie eine vergleichsweise hohe Oberfläche (innere Porosität) auf, die der Sorption zugänglich ist. Darüber hinaus lassen sich Zeolithe, die in der Regel wenig bis gar nicht quellen, auch in Pelletform in permeablen Schüttungen einbringen.

Studien mit tensidmodifizierten Zeolithen zeigten, daß diese in der Lage sind, unpolare organische Verbindungen zu fixieren (Li & Bowman, 1998a), wie auch Übergangsmetallkationen (Bowman et al., 1995) und Oxoanionen (Nitrat, Sulfat usw.) (Haggerty & Bowman, 1994; Li & Bowman, 1997; Sullivan et al., 1998). Abbildung 50 veranschaulicht die Eliminierungsmechanismen bei Oxoanionen und Metallkationen. Lee et al., 1989, kommen zu der Einschätzung, daß die Sorption von unpolaren organischen Verbindungen an oberflächlich mit Tensiden belegten Materialien als Grundlage für eine Sanierungstechnik dienen könnte, die sich über Dekaden betrieben ließe.

Die Fähigkeit, zugleich unpolare organische Verbindungen, Metalle und auch Anionen zu fixieren, machen SMZ zu vielversprechenden, möglicherweise günstigen Alternativen, insbesondere für die Behandlung von Schadstoffgemischen im Grundwasser, mit Hilfe durchströmter Reinigungswände.

Allerdings gilt es, verschiedene Aspekte bei der Anwendung von SMZ als Sorbentien in Reinigungswänden zu berücksichtigen. Zum einen beeinflusst die Tensidkonzentration an der Zeolithoberfläche die Sorption speziell von Anionen und unpolaren organischen Verbindungen in unterschiedlicher Weise: Die Sorption unpolarer organischer Verbindungen findet bevorzugt bei niedrigen Tensidkonzentrationen statt, wohingegen die Sorption der Anionen bei hohen Konzentrationen begünstigt ist (eine detaillierte Abbildung findet sich bei Scherer et al., 2000), da eine Doppellage von Tensiden notwendig ist, um eine „Schicht“ positiver Ladungen an der modifizierten Oberfläche zu erzeugen (Abbildung 50). Zum anderen haben Konkurrenzen und damit die Zusammensetzung des Grundwassers einen signifikanten Einfluß auf die Sorptionsleistung.

In Nordamerika wurden großskalige Studien durchgeführt, um die Kapazität von SMZ für verschiedene Kontaminantentypen und potentielle Regenerierungsmethoden für erschöpfte Materialien zu bestimmen (Scherer et al., 2000). Der Einfluß sowohl der Tensidkonzentration an der Oberfläche als auch der Grundwasserzusammensetzung auf die Sorptionseigenschaften von SMZ wird eine sorgfältige Charakterisierung der Grundwassergeochemie erfordern und es sind, um optimale Bedingungen sicherzustellen, möglicherweise weitere Materialien in Kombination mit SMZ zu verwenden.

Hinsichtlich notwendiger Voruntersuchungen gelten analog die Ausführungen zu Oxiden und Hydroxiden sowie zu Aktivkohle.

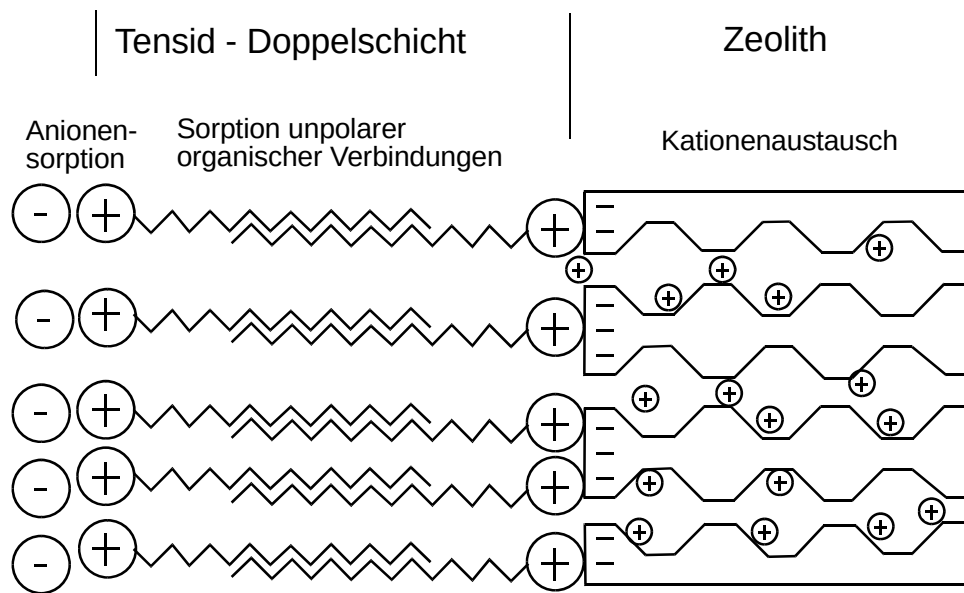


Abbildung 50. Veranschaulichung der Sorption von Oxoanionen und Metallkationen an tensidmodifizierten Zeolithen (Jacobs & Förstner, 1999). Der Zeolith ist oberflächlich bereits mit einer so hohen Tensidkonzentration belegt, daß sich durchgehend eine Tensid-Doppellage/-schicht (Admicelle, „Schwanz-an-Schwanz“) ausgebildet hat (im Gegensatz zu einer Hemimicelle, „Einerlage/-schicht“, bei niedrigerer Tensidkonzentration). Diese Admicellenstruktur ermöglicht an den in die Lösung ragenden positiven Köpfen die Anlagerung von Anionen (links), im Bereich der unpolaren Schwänze die Anlagerung unpolarer organischer Verbindungen (knapp links von der Bildmitte, siehe Bezeichnung). Im Zeolithen selbst erfolgt die Einlagerung von Kationen aus der Lösung (rechte Bildhälfte).

5.2.5.4 Huminstoffe

Huminstoffe, insbesondere in Torf und Braunkohle in hohem Umfang enthalten, jedoch nicht in Steinkohle oder Aktivkohle, werden als effektive Sorbentien in der Abwasserbehandlung genutzt (Perrich, 1981; Couillard, 1994; Kopinke & Georgi, 2001). Huminstoffe sind komplexe organische Moleküle mit Molekulargewichten in der Größenordnung von 500 bis 20.000 (Leventhal, 1980; Frimmel & Christmann, 1988). Sie enthalten eine große Anzahl an funktionellen Gruppen inklusive phenolische und Carboxyl-Gruppen, die Austauscherplätze für die Sorption von Kationen, wie z.B. Schwermetallionen (z.B. Pb^{2+} und Cd^{2+}) und Anionen (z.B. CrO_4^{2-} und MoO_4^{2-}), bieten. Zusätzlich macht der hohe Kohlenstoffgehalt Huminstoffe zu geeigneten Sorbentien für unpolare organische Verbindungen.

Die Sorptionseffizienz von verschiedenen Huminstoffen unterschiedlicher Herkunft (gewonnen aus Sägemehl, Braunkohle oder Torf) wurde hinsichtlich der Festlegung von Uran (U) und Molybdän (Mo), teilweise in Kombination, untersucht (Morrison & Spangler, 1992; Gu et al., 1998). Kohle hielt ungefähr 50 % des anfänglich vorhandenen Molybdäns und Urans zurück. Sägemehl retardierte nahezu 90 % Uran, aber nur geringe Mengen an Molybdän. Bei Braunkohle wurde eine Uranfestlegung von 98 % nachgewiesen, sie war hingegen zur Festlegung von Molybdän relativ ineffektiv. Von den fünf untersuchten organischen Materialien

war einzig Torf in der Lage, sowohl Uran als auch Molybdän effektiv aus der Lösung zu entfernen.

Torf ist eine günstig erhältliche, natürliche Substanz, die eine große spezifische Oberfläche ($> 200 \text{ m}^2/\text{g}$) und eine hohe Porosität (McLellan & Rock, 1988) aufweist. Die Aufnahme von Schwermetallen durch Torf wird als Ionenaustauschreaktion aufgefaßt, wobei das Schwermetallkation entweder ein Proton (bei niedrigem pH) oder ein vorhandenes Metallkation (bei hohem pH) ersetzt, die von den anionischen funktionellen Gruppen stammen (Crist et al., 1996). Der Befund, daß die Austauschreaktion stark pH-Wert-abhängig ist, überrascht daher, wie bei allen Ionenaustauschprozessen, nicht.

Anionen, wie z.B. CrO_4^{2-} oder MoO_4^{2-} , werden effektiver bei niedrigem pH-Wert (< 3) entfernt, weil in diesem Milieu eine positiv geladene Oberfläche vorliegt, hervorgerufen durch die Protonierung von funktionellen Gruppen (Morrison & Spangler, 1992; Sharma & Forster, 1993). Bei Anstieg des pH-Wertes wird eine weniger stark ausgeprägte Sorption von Anionen, wie z.B. Arsenit und Arsenat, beobachtet (Lindberg et al., 1997). Kationen, z.B. UO_2^{2+} , Ni^{2+} , Cu^{2+} , Zn^{2+} und Cd^{2+} , werden dagegen bei hohen pH-Werten effektiver entfernt. Für Untersuchungen mit Torf gibt es in der Literatur mehrere Referenzen (Morrison & Spangler, 1992; Gosset et al., 1986; Ho et al., 1995; Crist et al., 1996). Die zugrundeliegenden Studien zeigten, daß Torf als ein effektives Ionenaustauschmaterial bei der Fixierung von Schwermetallionen und auch einiger umweltrelevanter Anionen eingesetzt werden kann (siehe auch Wismut, 2000).

Obgleich sich mit Huminstoffen (in Torf) Schwermetalle effektiv aus dem Grundwasser entfernen lassen, scheint die Retardation von unpolaren organischen Verbindungen wenig vielversprechend zu sein. Der hohe Anteil an organischem Kohlenstoff in Huminstoffen, wie z.B. bei Braunkohle und Sägemehl, scheint keinen effektiven Rückhalt von Benzol zu bewirken (Rael et al., 1995). Andererseits zeigten Laborstudien, daß in situ-gefällte, durchlässige Huminstoffbarrieren künftig vor allem PAK direkt in einem belasteten Aquifer wirkungsvoll retardieren könnten (Oeste, 1994; Colonna, 1995; Balcke, 2000).

5.2.6 Fällungsreagenzien

Der Immobilisierung von Kontaminanten durch Fällung liegt ein signifikant andersartiger Mechanismus zugrunde als der Sorption an ein festes Material. Die Fällung einer Verbindung tritt ein, wenn ihre Löslichkeit überschritten wird und keine Hemmung des Fällungsprozesses vorliegt (z.B. fehlende Kristallisationskeime). Die Löslichkeit von salzartigen Verbindungen, etwa von Schwermetallhydroxiden, -carbonaten oder -sulfiden, kann mit Hilfe des Löslichkeitsproduktes berechnet werden, wobei geochemische Modellprogramme (z.B. „PHREEQC“, „WATEQ“, „MINTEQ“, „Geochemical Workbench“, EQ3/EQ6) eine bessere Berechnung der Löslichkeitsgrenzen erlauben.

Die gefällte Phase hat eine eigene dreidimensionale Struktur, die nicht von der Oberfläche der Matrixbestandteile beeinflusst wird (Brown, 1990). Bei durchströmten Reinigungswänden, deren Wirkungsprinzip auf Fällungsmechanismen beruht, sind typischerweise chemische Prozesse involviert, die die Löslichkeit von Mineralphasen, die als Kontaminanten-Senke wirken, beeinflussen bzw. herabsetzen. Die verbreitetsten Methoden hierfür beruhen auf einer pH-Wert-Anhebung durch Zufuhr oder Freisetzung einer Base, wie z.B. gelöschter Kalk (Calciumhydroxid, $\text{Ca}(\text{OH})_2$), oder auf der Zufuhr von Ionen die zur Überschreitung des Löslichkeitsproduktes einer Mineralphase führen.

Die Anhebung des pH-Wertes im Grundwasser zielt auf die Fällung von Metallionen in Form schlechtlöslicher Hydroxide (insbesondere viele Schwermetallhydroxide sind in wässriger Lö-

sung schwerlöslich). Dabei ist zu beachten, daß viele Metallhydroxide amphoter reagieren, d.h. ihre Löslichkeit steigt sowohl im sauren als auch im basischen pH-Wertebereich an, und bei einem für jedes Metallhydroxid typischen pH-Wert existiert ein Löslichkeitsminimum (Abbildung 51). Die minimale Löslichkeit von $\text{Cu}(\text{OH})_2$ oder $\text{Pb}(\text{OH})_2$ wird beispielsweise bei etwa pH 9 erreicht, während $\text{Ni}(\text{OH})_2$ oder $\text{Cd}(\text{OH})_2$ erst bei pH-Werten über 10 bzw. 11 ihre minimale Löslichkeit erreichen. Aluminiumhydroxide weisen demgegenüber schon im leicht sauren pH-Wertebereich eine minimale Löslichkeit auf. Der Anstieg der Löslichkeit von amphoteren Metallhydroxiden ist auf die zunehmende Bildung von Hydroxokomplexen (z.B. $\text{Fe}(\text{OH})_4^-$, $\text{Cr}(\text{OH})_4^-$, $\text{Zn}(\text{OH})_3^-$, $\text{Zn}(\text{OH})_4^{2-}$ etc.) mit steigendem pH-Wert und damit steigender OH^- -Aktivität zurückzuführen.

Die Fällung von Metallionen nach einer Reduktion (reduktive Fällung) repräsentiert eine Kombination aus einem chemischen Umsatz- mit einem nachfolgenden Immobilisierungsschritt. Da hierzu in Reinigungswänden im wesentlichen technisches Eisen eingesetzt wurde, wird auf Kapitel 5.2.4.2 (s.o.) verwiesen. Die Fällung in Form von schlecht löslichen Sulfiden setzt die Bildung von Sulfidionen voraus, was in der Praxis durch eine Unterstützung der mikrobiellen Sulfatreduktion erreicht wird. Da sich diese Prozesse entweder mit der Zufuhr von Nährstoffen oder Wasserstoff fördern lassen, wird auf die Kapitel zu Bio-Reinigungswänden bzw. Eisen-Reinigungswänden (Kapitel 5.2.7, 5.2.8 bzw. 5.2.4.1) verwiesen.

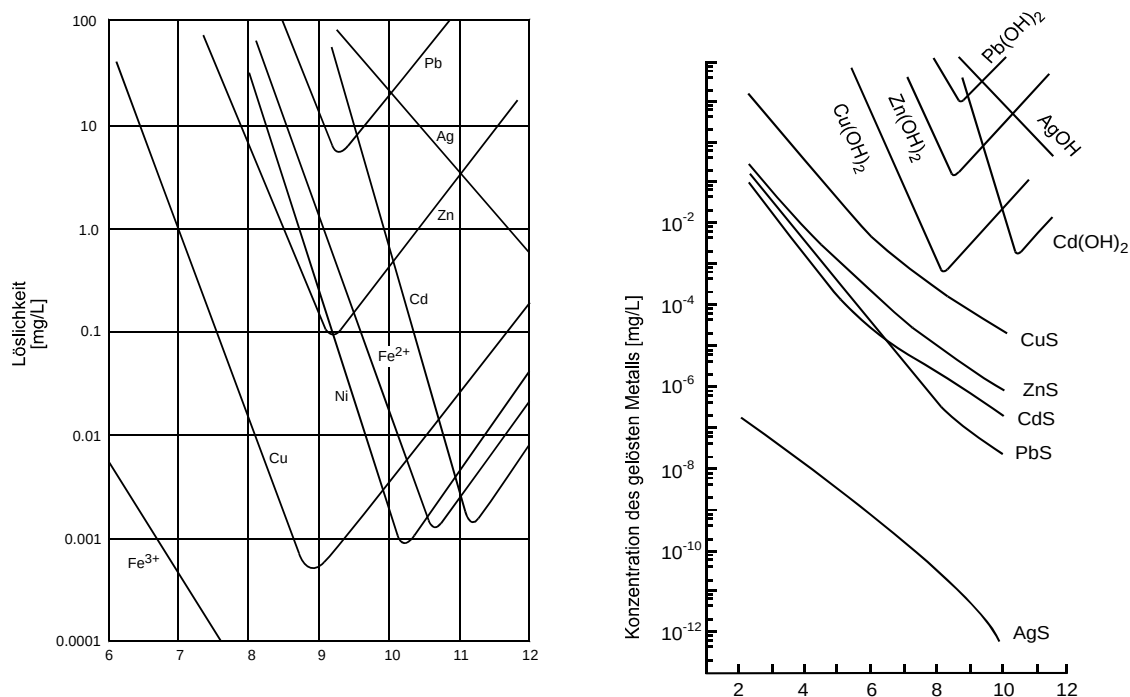


Abbildung 51. Löslichkeit verschiedener Metallhydroxide in Abhängigkeit vom pH-Wert (links) und im Vergleich zur Löslichkeit ihrer Sulfide (rechts); auf der Abszisse ist jeweils der pH-Wert abgetragen (Conner, 1990).

Der Zusatz von Branntkalk (auch gebrannter Kalk, Calciumoxid, CaO), gelöschtem Kalk oder Kalkstein (CaCO_3) ist eine gängige Methode zur Anhebung vom pH-Wert bei einer Anzahl

von technischen Verfahren in der Wasserbehandlung und -aufbereitung (z.B. bei der Schlammbehandlung). Eine Branntkalk-Reinigungswand zur Fixierung von Uran wurde in Ungarn im Pilotmaßstab demonstriert (Csövári et al., 2002).

Der Einsatz von Kalkstein wird seit mehreren Jahren als passive Behandlungstechnologie für saures Grubenwasser (AMD) benutzt (Hedin et al., 1994; Davis et al., 1999). Eine Full scale-Anwendung zur Immobilisierung verschiedener Schwermetalle wurde am Standort Nesquehoning installiert (Pennsylvania, U.S.A., „Tonolli Superfund Site“) (vgl. Anhang). Der niedrige pH-Wert von sauren Grubenwässern führt zu einer beschleunigten und intensivierten Mobilisierung von Schwermetallen aus der Boden- und Aquifermatrix, was zu einer entsprechend hohen Belastung dieser Wässer führen kann. Darüber hinaus sind hohe Sulfatgehalte in Verbindung mit einer vergleichsweise hohen Acidität (auch Metallacidität) kennzeichnend. In Nordamerika werden sogenannte „Anoxic limestone drains“ („ALD“) zur Behandlung dieser Wässer eingesetzt, dabei führt der Kontakt zu Kalkstein zugleich zur Anhebung des pH-Wertes und in dessen Folge zur Fällung von Schwermetallhydroxiden, wodurch sowohl die hohe (Metall-)Acidität als auch die Schwermetallgehalte verringert werden. Kommt es in den anoxischen Systemen zusätzlich zu einer Sulfatreduktion, können Schwermetallsulfide gefällt und zudem die hohe permanente Härte der Wässer verringert werden. In diesen Systemen stellt eine kleine Löslichkeit der Kalksteine eine Herausforderung an die Dimensionierung dar, und darüber hinaus kann durch die Belegung der Oberflächen mit v.a. Fe(III)-Hydroxiden die Lösungsrate weiter vermindert werden. Eine Oxidation der Systeme durch Zutritt von Sauerstoff sollte verhindert werden.

Das ALD-Konzept ist auch auf Grundwasserbelastungen mit Metallionen anzuwenden, die nicht zwingend von sauren Grubenwässern ausgehen müssen (Morrison & Spangler, 1992; Baker et al., 1998). So konnte durch Zugabe kleiner Mengen gelöschten Kalkes Uran effektiv aus wässriger Lösung entfernt werden, vermutlich aufgrund der Fällung von Calciumuranat (Morrison & Spangler, 1992). Ein Gemisch aus zerstoßenem Kalkstein und Sand verminderte die Phosphatkonzentration in einem belasteten Grundwasser, hier vermutlich infolge der Bildung eines Calciumphosphat-Niederschlags (Baker et al., 1998). Andere Materialien können ebenfalls zur pH-Wert-Anhebung eingesetzt werden, teilweise sogar effektiver als Kalkstein. So dekontaminierte eine Kombination aus Eisen und Braunkohle das saure Grundwasser der Grube Königstein in Sachsen effektiver als Kalkstein (Jenk et al., 2003).

Die Fällung von Calciumuranat oder Calciumphosphat ist nicht mehr nur der Strategie pH-Wert-Manipulation zuzurechnen, vielmehr wird durch die Lösung des Kalksteins ein Fällungspartner im Überschuß (hier Ca^{2+}) in Lösung abgegeben, um die Fällung einer anderen Mineralphase, die als Kontaminanten-Senke wirkt, zu initiieren. Ein anderes, auch bereits in einer Feldanwendung eingesetztes Verfahren, ist die Fällung von Pb^{2+} in phosphatischer Form. Hierfür können phosphathaltige Minerale, wie etwa Apatit ($\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6(\text{OH})_2$), als reaktives Material eingesetzt werden (Ma et al., 1993; Ma et al., 1994a; Ma et al., 1994b; Ma et al., 1995; Chen et al., 1997). Der vorherrschende Mechanismus bei der Entfernung von Pb^{2+} scheint die Bildung von Hydroxypyromorphit ($\text{Pb}_{10}(\text{PO}_4)_6(\text{OH})_2$) zu sein, wobei die Phosphationen aus der Lösung von Apatit resultieren. Bei dem Verfahren können Störungen durch Aluminium-, Cadmium-, Kupfer-, Eisen(III)-, Nickel- und Zinnionen auftreten, da diese eine Fällung ganz oder teilweise verhindern können. Andere Anionen, wie Nitrat, Chlorid oder Sulfat, beeinflussen nicht signifikant die Fällungsreaktion, während höhere pH-Werte die Löslichkeit von Hydroxyapatit verkleinern und damit auch die Fällungsreaktionen behindern. Insgesamt deuteten aber die beobachtete signifikante Entfernung von Blei durch Hydroxyapatit, die hohe Reaktionsgeschwindigkeit und die stabilen Reaktionsprodukte auf ein hohes Potential dieses Verfahrens hin.

Immobilisierung durch Fällung besitzt den Vorteil, daß Fällungsreaktionen weniger dazu neigen, von den Milieubedingungen im Aquifer abhängig zu sein, als Sorptionsreaktionen. Die fällungsreaktiven Materialien verändern und puffern langfristig das geochemische Milieu dahingehend, daß es zu einer Fällung kommt. Bei Einsatz dieses Verfahrens ist stets von einer mehr oder weniger stark ausgeprägten Änderung der Grundwasserbeschaffenheit auszugehen, die über die eigentliche Dekontamination hinausgeht. So erhöht etwa die Zugabe von Kalkstein signifikant die Wasserhärte. Die wesentliche Herausforderung bei der Planung und Dimensionierung von fällungsreaktiven Reinigungswänden liegt in der zuverlässigen Abschätzung und Prognose der Stabilität der immobilisierten Form des Schadstoffes und der Langzeiteffektivität der eingesetzten Materialien, mit anderen Worten, im Risiko hinsichtlich einer Remobilisierung durch Rücklösungsprozesse und der Kalkulation von Austauschintervallen. Ggf. sind auch hier entsprechende Vorversuche im Labor angeraten, v.a. auch, wenn die Lösungs- oder Fällungsprozesse einer kinetischen Limitierung unterliegen. Bezüglich einer Veränderung der hydraulischen Durchlässigkeit in fällungsreaktiven Wänden durch Lösungs- und Fällungsprozesse liegen bisher keine gesicherten Erkenntnisse vor.

5.2.7 Auf biologischen Umsetzungsprozessen basierende reaktive Materialien (Biobarrieren)

Während verschiedene Umweltschadstoffe, wie z.B. Mineralölkohlenwasserstoffe, BTEX oder PAK, oxidativ durch Mikroorganismen abgebaut werden können, können andere, wie z.B. chlorierte Lösungsmittel oder Nitrat, durch Mikroorganismen reduziert werden. Als Reaktionspartner für die durch Mikroorganismen katalysierten Abbauprozesse müssen dann entsprechend entweder Oxidationsmittel oder Reduktionsmittel zur Verfügung stehen bzw. können in einer Reinigungswand freigesetzt werden. Bei der Anwendung des natürlichen Schadstoffabbaus in Reinigungswänden ist also zwischen oxidierend und reduzierend wirkenden Systemen zu unterscheiden, wobei Kombinationen möglich sind. Darüber hinaus kann entweder der Stoffwechsel von natürlich auftretenden Organismen unterstützt werden oder eine Beimpfung des Systems mit speziellen Organismen (Bioaugmentation) durchgeführt werden.

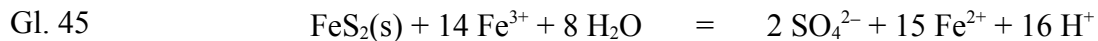
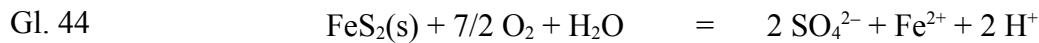
Allen Biobarrieren gemeinsam ist ein potentiell Risiko hinsichtlich des sogenannten „Bio-Cloggings“. Das verstärkte Aufwachsen von Mikroorganismen in Biofilmen in einer Reinigungswand kann zur Verminderung der hydraulischen Durchlässigkeit führen und eine Umströmung der Systeme verursachen. Bislang liegen zu dieser Thematik aber keine gesicherten Erkenntnisse oder Erfahrungen im Rahmen von Reinigungswandanwendungen vor, so daß hier nicht darauf einzugehen ist. Es konnte aber noch von keiner Reinigungswand berichtet werden, bei der ein stark ausgeprägtes Bio-Clogging beobachtet werden konnte, außer im Fall ungewollter Zutritte von Oxidationsmitteln in einem Aktivkohle-Reaktor (vgl. Kapitel 4.6.3 zur EC-PRB in Brunn am Gebirge, Österreich).

Organisches Material oder Wasserstoff zur Stimulation anaerober Stoffwechselprozesse

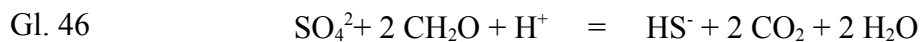
Der Einsatz organischer Materialien in Reinigungswänden zielt auf die Etablierung anaerober Mikroorganismenvergesellschaftungen, die direkt oder indirekt durch ihren Stoffwechsel zum Abbau oder zur Fixierung von Schadstoffen beitragen. Ein Reihe von unterschiedlichen redoxsensitiven Schadstoffen kann so behandelt werden, darunter fallen chlorierte Verbindungen, sechswertiges Chrom, Nitrat, Sulfat, nitroaromatische Explosivstoffe und Radionuklide (Fruchter et al., 1996). Zwei Anwendungsbereiche von Biobarrieren mit organischen Materialien, die auch schon durch erfolgreiche Feldanwendungen charakterisiert sind, sind die Sulfat-

reduktion und Metallionenfixierung bei der Behandlung saurer Grubenwässer (AMD) (Benner et al., 1997; Smyth et al., 2001) und die Stimulierung der heterotrophen Denitrifizierung zur Entfernung von Nitrat (Robertson & Cherry, 1995; Schipper & Vojvodić-Vuković, 1998).

Saure Grubenwässer entstehen durch die Oxidation von sulfidischen Mineralphasen, im wesentlichen Pyrit, durch Sauerstoff (Gl. 44) oder bei pH-Werten unter 2 bis 3 durch Fe^{3+} (Gl. 45), dessen Auftreten in dem stark sauren Milieu auf die Aktivität säureliebender Mikroorganismen (z.B. *Acidithiobacillus ferrooxidans*, *Leptospirillum ferrooxidans* u.a.) zurückzuführen ist:



Das entstehende Sulfat kann durch sulfatreduzierende Bakterien (SRB) in einer Reinigungswand wieder reduziert werden (Abbildung 52), wenn gut verfügbare organische Substanz angeboten wird und der pH-Wert im Grundwasser die Etablierung entsprechender Organismen erlaubt (Gl. 46, CH_2O steht als formale Formel für Biomasse, d.h. nicht für Methanal):



Das entstehende Sulfid kann zusammen mit Metallionen erneut in schlecht löslichen sulfidischen Mineralphasen niedergeschlagen werden, was zur Fixierung der im AMD enthaltenden Schwermetallionen führt. Da die Sulfatreduktion stöchiometrisch beinahe einer Umkehrung der Pyritoxidation entspricht, wird auch Säure verbraucht und v.a. die permanente Härte des Grundwassers verringert, was beispielsweise bei einer pH-Wert-Pufferung nur mit Kalksteinen nicht erfolgt.

Da SRB durch Sauerstoff inhibiert werden, sind in dieser Art von Bio-Reinigungswänden anoxische Bedingungen aufrechtzuerhalten, was aber i.d.R. unproblematisch sein sollte, da das organische Material ebenfalls für eine mikrobielle Sauerstoffreduktion genutzt werden kann, so daß möglicherweise im Grundwasser enthaltender Sauerstoff schnell verbraucht wird. Ggf. ist aber ein zusätzlicher Bedarf an organischem Material, auch z.B. zur Reduktion anderer Oxidationsmittel wie Nitrat, bei der Dimensionierung der Reinigungswand zu berücksichtigen.

Neben dem Angebot von organischem Material ist für das Wachstum von Mikroorganismen auch eine ausreichende Nährstoffversorgung (Stickstoff, Phosphor) sicherzustellen. Sind die Nährstoffe nicht in ausreichender Menge im organischem Material oder im Grundwasser enthalten, können zusätzliche Materialien in die Reinigungswand eingebracht werden. Die Lebenszeit einer Reinigungswand, die organisches Material enthält, kann leicht im Bereich von Dekaden liegen, wobei sich die für den Betrieb und die Unterhaltung erforderlichen Maßnahmen auf ein Minimum beschränken lassen (Benner et al., 1997; Smyth et al., 2001).

In einer umfassenden Laborstudie testeten Waybrant et al., 1998, eine Anzahl verschiedener Gemische organischer Materialien, wobei sich Klärschlamm, Blattmulch, Holzschnipsel, Schafdung und Sägemehl als effektive Materialien zur Behandlung saurer Grubenwässer zeigten.

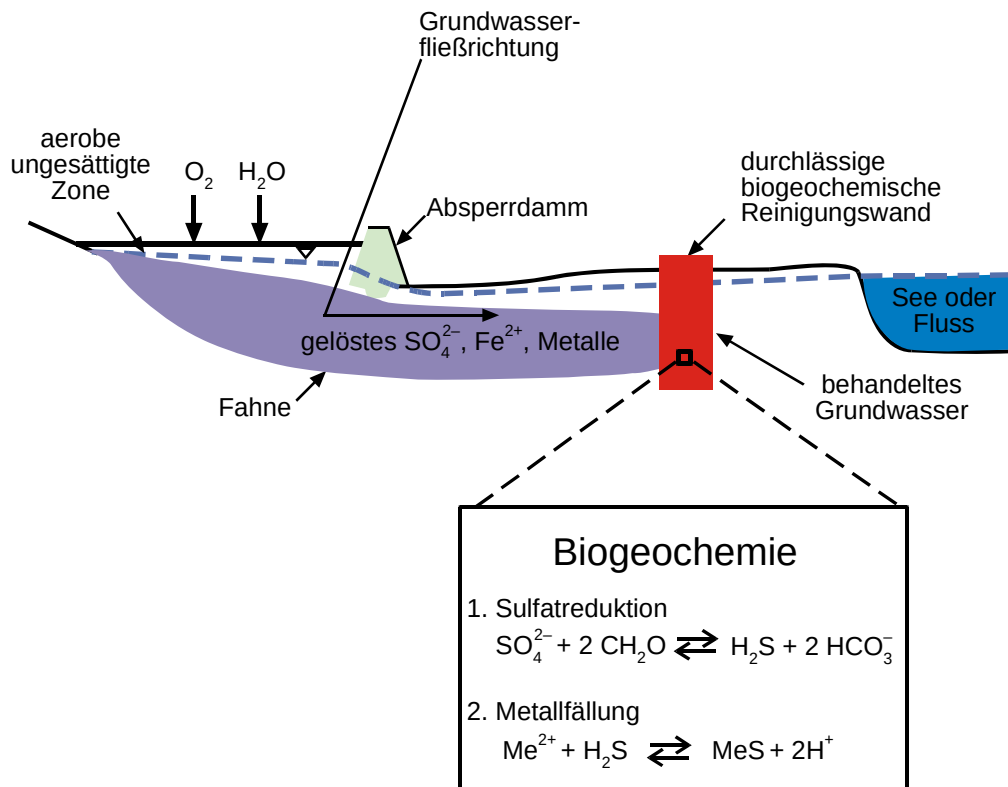


Abbildung 52. Acid Mine Drainage (AMD) und Sulfatreduktion (Waybrant et al., 1998)

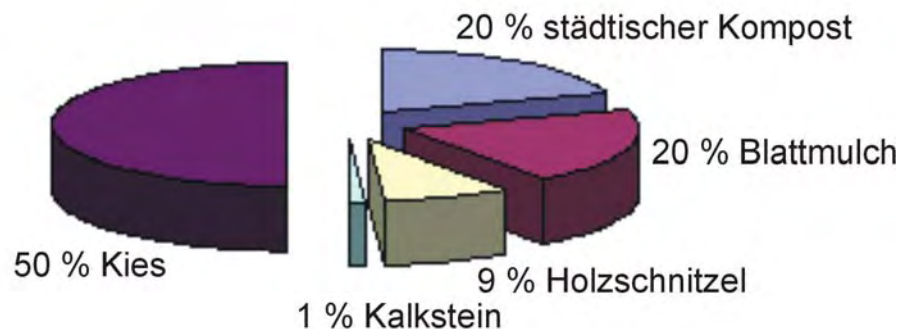


Abbildung 53. Zusammensetzung des Reaktormaterials der Nickel-Rim-Mine-Reinigungswand

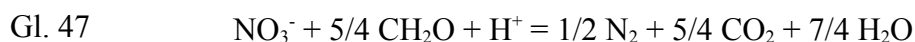
Die aus ihnen hergestellten reaktiven Gemische wiesen eine hydraulische Durchlässigkeit zwischen 10^{-6} und 10^{-4} m/s auf, so daß ein Einsatz der Materialien in Reinigungswänden möglich sein kann. Anhand der Versuchsergebnisse wurde für den Standort „Nickel-Rim-Mine“ (Ontario, Kanada) eine Bio-Reinigungswand (erbaut 1995) dimensioniert und die einzusetzende Materialzusammensetzung und -menge bestimmt. In der Feldanwendung konnte die

Sulfatreduktion unterstützt werden, was zu einer Verringerung der Eisenkonzentration in Lösung um mehr als 90 % und zu einem zehnfachen Anstieg der Alkalität führte; gleichzeitig wurde die Schwermetallbelastung des Grundwassers stark verringert (Benner et al., 1997). Der Gesamt-Kohlenstoffgehalt im Reaktor der Nickel-Rim-Mine-Reinigungswand betrug 1.500.000 mol, und die Standzeit wurde anhand des Kohlenstoffverbrauchs in den Vorversuchen und der Grundwasserzusammensetzung (Sulfat, aber auch Fe^{3+}) auf über 15 Jahre abgeschätzt. Einer Verringerung der hydraulischen Durchlässigkeiten innerhalb der Wand durch die Fällung von Metallsulfiden wird nicht erwartet, Untersuchungen zu dieser Thematik liegen aber nicht vor.

In einer anderen Anwendung einer Bio-Reinigungswand zur Behandlung saurer Grubenwässer an einem Industriestandort in Vancouver wurden ebenfalls hohe Reinigungsleistungen erzielt. Hier wurde 1997 zunächst ein Testreaktor installiert und über einen Zeitraum von drei Jahren beobachtet (Smyth et al., 2001b). Aufgrund sehr positiver Resultate wurde dann eine Full scale-Reinigungswand errichtet. Das anschließende dreijährige Monitoring-Programm zeigte eine signifikante Verminderung der Sulfat- und Metallionenkonzentrationen sowie einen Anstieg der Alkalität innerhalb der Reinigungswand.

Das im Zuge der Sulfatreduktion entstehende Sulfid kann aus einer Bio-Reinigungswand ausgetragen werden und die Wasserqualität im Abstrom ungünstig beeinflussen. Andererseits kann dieser Effekt gezielt zur Konditionierung oder zur Änderung des geochemischen Milieus im Aquifer genutzt werden. So konnte im Rahmen von Laboruntersuchungen innerhalb eines RUBIN-Projektes gezeigt werden, daß aus einer Kompost-Reinigungswand, auch vermischt mit grobkörnigem Gips, Gehalte von über 100 mg/L Sulfid ausgetragen werden können, die dann mit Fe(III)-Hydroxiden im abstromigen Aquifer reagieren, was zur reduktiven Lösung der Hydroxide führt und zur Freisetzung der an ihnen sorbierten Schadstoffe (hier Arsenverbindungen). In Kombination mit einer Reinigungswand im weiteren Abstrom könnte sich eine solche Anstrom-Reinigungswand eignen, Schadensherde (hier Arsenverbindungen sorbiert an Fe(III)-Hydroxiden) in kürzeren Zeiträumen zu sanieren (Köber et al., 2005; Köber et al., 2005; BMBF-Endbericht 02WR0307, HIM GmbH, 2005; Projektübersichtsbericht siehe Anhang).

Bio-Reinigungswände können auch zur Stimulation der heterotrophen Denitrifikation zur Entfernung von Nitrat (Gl. 47) aus dem Grundwasser genutzt werden:



Als reaktive Materialien können auch hier Torf, Sägemehl, Blattkompost und Saatkörner eingesetzt werden (Kao & Borden, 1997; Schipper & Vojvodić-Vuković, 1998; Waybrant et al., 1998). Robertson & Cherry, 1995, konnten zeigen, daß sich eine hohe Reinigungseffizienz mit 72 bis 97 % erreichen läßt, wobei mit zunehmender Beladungsrate eine abnehmende Reinigungsleistung beobachtet wurde. Schipper & Vojvodić-Vuković, 1998, berichten von in situ-Denitrifizierungsraten bezogen auf Stickstoff von $906 \text{ ng g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ in einer Bio-Reinigungswand mit Sägemehl (30 % (v/v)) als reaktivem Material.

Bei der Anwendung von Bio-Reinigungswänden ist zu beachten, daß u.U. abbaubare organische Substanzen in den abstromigen Aquifer eingetragen werden können und es hier zu gewollten oder ungewollten mikrobiologischen Stoffwechselreaktionen kommen kann. Kommt

es beispielsweise zur reduktiven Lösung von Fe(III)-Hydroxiden, können erhöhte Gehalte von Fe^{2+} resultieren, die im weiteren Abstrom bei Zutritt sauerstoffhaltiger Wässer oder auch in Brunnen zur Verockerung führen können (Robertson & Cherry, 1995). Darüber hinaus sollte beachtet werden, daß es bei der Anreicherung von gasförmigen Endprodukten der mikrobiellen Umsatzreaktionen zur Bildung von Gasblasen kommen kann, die dann die hydraulische Funktionsfähigkeit einer Bio-Reinigungswand einschränken. So haben Studien zu denitrifizierenden Systemen gezeigt, daß die Akkumulation von N_2 -Gasbläschen (Gl. 47) die hydraulische Leitfähigkeit in porösen Medien bedeutend verminderte (Soares et al., 1988; Soares et al., 1989; Soares et al., 1991).

Eine Bildung von H_2S -Gasblasen (Gl. 46) ist in Bio-Reinigungswänden erst bei niedrigeren pH-Werten und fehlenden Fällungspartnern für Sulfid zu erwarten. Bei einem Überangebot von abbaubaren organischen Substanzen und einem vollkommenen Verlust von Sulfat kann jedoch eine mikrobielle Umwandlung von CO_2 zu Methan verstärkt eintreten, so daß es zur Methan-Gasblasenbildung kommen kann. Vorversuche und thermodynamische Modellrechnungen können helfen, diese potentiellen Risiken im Vorfeld einer Anwendung abzuschätzen, um dann ggf. bei der baulichen Umsetzung entsprechende Gegenmaßnahmen (z.B. Gasdrainagen) zu installieren.

Neben organischen Materialien kann auch Wasserstoff eingesetzt werden, um reduktive mikrobielle Abbaureaktionen auszulösen oder zu fördern.

Sowohl das sogenannte „Oxygen Release Compound“-Reaganz, „ORCTM“, als auch das sogenannte „Hydrogen Realease Compound“-Reganz, „HRCTM“, der Firma Regenesys, U.S.A., haben in den letzten Jahren eine steigende Anwendung erfahren. Dabei handelt es sich um Magnesiumperoxid bzw. polymere Milchsäure, d.h. ein Pulver bzw. ein zähflüssiges Material. Letzteres wirkt neben seiner Fähigkeit als formaler Hydridüberträger sicherlich auch als eine verwertbare Kohlenstoff-Quelle für eine Anzahl an Mikroorganismen.

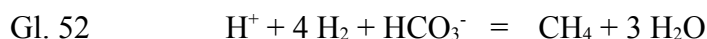
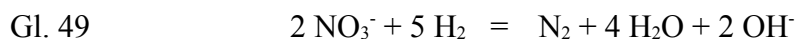
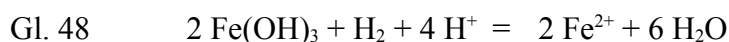
5.2.8 Kombinierte Systeme aus Mikrobiologie und elementarem Eisen

Aufgrund der verbreiteten Anwendung von Fe(0)-Reinigungswänden war zunächst der potentielle Einfluß von Mikroorganismen auf ihre Funktionsfähigkeit Gegenstand verschiedener Studien. Erst später wurde die Anwendung von Fe(0) zur gezielten Stimulation bestimmter Organismengruppen zur Behandlung verunreinigter Grundwässer in Erwägung gezogen, so daß bei einer Betrachtung kombinierter Systeme aus Fe(0) und Mikroorganismen immer Ergebnisse von Arbeiten zu diesen beiden Aspekten der mikrobiologischen Besiedlung von Fe(0)-Reinigungswänden zum Tragen kommen.

Nach der Installation einer Fe(0)-Reinigungswand kann diese durch im Aquifer ansässige Mikroorganismen besiedelt werden. Die typischerweise erhöhten Wasserstoffkonzentrationen in einem Fe(0)-Reaktor bieten die Möglichkeit zur Ansiedlung hydrogenotropher Organismen, die ubiquitär in anaeroben Milieus anzutreffen sind, während die typischerweise erhöhten pH-Werte eher als Gegenanzeiger einer mikrobiellen Besiedlung einzustufen sind (Atlas & Bartha, 1993; Schlegel, 1992; Thauer et al., 1977). Die Schwellenkonzentrationen für H_2 , oberhalb derer eine Reduktion verschiedener Oxidationsmittel (anorganische oder organische) H_2 noch energiefreisetzend verläuft, läßt sich aus dem Standardpotential der Redoxreaktion ableiten und kann als theoretische Minimalkonzentration gewertet werden, bei der entsprechende mikrobielle Umsatzreaktionen noch möglich sind (Cord-Ruwisch et al., 1988; Lovley, 1985; Lovley & Goodwin, 1988; Lovley et al., 1994). Nach Yang & McCarty, 1998, oder Löffler et al., 1999, kann eine Abnahme der Schwellenkonzentration für verschiedene Mikroorganismen

in der Reihenfolge homoacetogene, autotrophe methanogene, sulfatreduzierende, Fe(III)-reduzierende, Mn(IV)-reduzierende und nitratreduzierende angenommen werden. Die Wasserstoffkonzentrationen, die in Fe(0)-Reinigungswänden bestimmt werden können, liegen im μM -Bereich und damit deutlich über den Schwellenkonzentrationen aller genannten mikrobiellen Umsatzreaktionen, so daß eine Besiedlung durch diese Organismengruppen möglich ist.

In Laborversuchen (Säulenversuche, Batchversuche, Mikro-Kosmen) sowie an Proben aus Reinigungswänden konnte bisher das Auftreten von hydrogenotrophen eisenreduzierenden, nitatreduzierenden, sulfatreduzierenden, homoacetogenen und methanogenen Organismen nachgewiesen werden, die den aus der anaeroben Korrosion entstehenden Wasserstoff nutzen können (Gl. 48 bis Gl. 52; z.B. Gavaskar et al., 2002; Gu et al., 1999; Gu et al., 2002; Korte et al., 1997; Liang et al., 1997; Novak et al., 1998a; Rosenthal, 2004; Till et al., 1998; Weathers et al., 1997; U.S. EPA, 2003).



An Proben aus den Fe(0)-Reinigungswänden an den Standorten „Elizabeth City“ und „Denver Federal Center“ (U.S. EPA, 2003) sowie „Moffett Field“ und „Lowry AFB“ (Gavaskar et al., 2002) wurde die mikrobielle Besiedlung mit Hilfe von Phospholipidfettsäuren-Analysen (PFLA-Analysen) untersucht. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen deuten darauf hin, daß die Besiedlung der Reinigungswände durch eine anaerobische Organismenvergesellschaftung erfolgte, in der neben Fe(III)- bzw. metallreduzierenden auch sulfatreduzierende Organismen vertreten sind (Gavaskar et al., 2002; U.S. EPA, 2003). Während am Standort „Elizabeth City“ eine Anreicherung von Mikroorganismen gegenüber dem oberstromigen Aquifer im Fe(0)-Reaktor im Übergang von Aquifer zu Fe(0)-Reaktor gefunden wurde (U.S. EPA, 2003), war an anderen Standorten eine derartige Anreicherung nicht zu beobachten (Gavaskar et al., 2002; Vogan et al., 1999) bzw. es wurden keine Proben aus dem Aquifer untersucht (U.S. EPA, 2003).

Eine mit der Fließstrecke im reaktiven Material abnehmende Besiedlungsdichte wurde an allen vier Standorten gefunden und wird ebenso für die Reinigungswand „Oak Ridge Y12-Plant“ von (Gu et al., 2002) beschrieben. Diese Verteilung der Mikroorganismen, höhere Dichte im anstromigen Teil und abnehmende Zellzahlen mit zunehmender Fließstrecke, deutet darauf hin, daß die geochemischen Milieubedingungen im hinteren Abschnitt einer Fe(0)-Reinigungswand zunehmend lebensfeindlicher für Mikroorganismen werden.

Das Auftreten von methanogenen Organismen konnte, wenn auch mit vergleichsweise kleiner Aktivität, bisher in wenigen Fe(0)-Reinigungswänden nachgewiesen werden (z.B. Gu et al., 2002; Korte et al., 1997; Liang et al., 1997; Rosenthal, 2004). Aus Proben von der Reini-

gungswand Rheine wurden darüber hinaus auch homoacetogene Organismen isoliert (Rosenthal, 2004).

Allen bisherigen Untersuchungen zur mikrobiellen Besiedlung von Fe(0)-Reinigungswänden unter in situ-Bedingungen ist gemeinsam, daß keine Bildung von dichten Biofilmen beobachtet werden konnte, womit sich Befürchtungen, daß es durch die Besiedlung von Fe(0)-Reinigungswänden zu Permeabilitätseinbußen (durch sogenanntes Bioclogging) kommen kann (z.B. Liang et al., 2000; Scherer et al., 2000), nicht bestätigen lassen, was wohl auf die eher langsamen Wachstumsraten anaerober Mikroorganismen (Schlegel, 1992) zurückgeführt werden kann. Die Besiedlung von Fe(0)-Reaktoren durch Mikroorganismen, unter in situ-Bedingungen oder in Laborversuchen, kann auch anhand der Änderung der Grundwasserzusammensetzung abgeleitet werden, ohne daß eine Charakterisierung der Mikrofauna im Detail erfolgt.

Während die abiotische Reduktion von Nitrat an Fe(0) zur Bildung von hauptsächlich Ammonium führt, wird bei der mikrobiellen Reduktion der fünfwertige Stickstoff nicht so weit reduziert, und es kommt zur Bildung von N_2 oder N_2O (z.B. Scherer et al., 2000; Till et al., 1998). Daher kann das molare Verhältnis von Nitratverlust zu Ammoniumbildung als Indikator für die Aktivität hydrogenotropher Nitratreduzierer gedeutet werden (Ebert, 2004). Eine signifikante Verringerung der Sulfatkonzentration im Zuge der Passage eines Fe(0)-Reaktors kann als Anzeiger für die Besiedlung mit sulfatreduzierenden Organismen angenommen werden.

Die abiotische Reduktion von vierwertigem Kohlenstoff (gelöste CO_2 -Spezies) an Fe(0) ist vernachlässigbar klein (Hardy & Gillham, 1996), und so kann das Auftreten erhöhter Methan- bzw. Acetatgehalte auf eine Besiedlung des Reaktionsraumes mit hydrogenotrophen methanogenen bzw. homoacetogenen Mikroorganismen zurückgeführt werden.

Die Stoffwechselaktivität von Fe(III)- oder Mn(IV)-reduzierenden Organismen wird sich im gegebenen geochemischen Milieu einer Reinigungswand allerdings kaum anhand von Änderungen der Wasserzusammensetzung erkennen lassen, da die gelösten Fe- oder Mn-Konzentrationen von einer Reihe anderer Wechselwirkungen zwischen der Porenlösung und dem Fe(0)-Granulat beeinflusst werden.

Es ist überwiegend von einer positiven Wirkung der mikrobiellen Aktivität auf die Langzeitreaktivität von Fe(0)-Reaktoren zum reduktiven Abbau organischer Substanzen auszugehen (Ebert, 2004). Zum einen führt die Verringerung der Wasserstoffkonzentration zur Verkleinerung des Gasdruckes und daraus folgend zu einem kleineren Potential für die Bildung von Gasblasen, womit Permeabilitätseinbußen aufgrund von Gasclogging verhindert werden können. Da die abiotische Nitratreduktion an Fe(0) inhibierend auf den reduktiven Abbau organischer Substanzen wirkt (z.B. Ritter et al., 2003; Schlicker et al., 2000), ist eine mikrobiell katalysierte Nitratreduktion eindeutig positiv einzustufen. Ebenso kann die mikrobielle Reduktion von Fe(III) zur Rückbildung von passivierenden Präzipitatlagen führen (Gandhi et al., 2002; Gerlach et al., 2000) bzw. deren massiver Ausbildung vorbeugen, was zu einer Erhöhung der Langzeitreaktivität eines Fe(0)-Reaktors führen sollte (Scherer et al., 2000).

Die Reduktion gelöster CO_2 -Spezies unter Oxidation von H_2 zu Methan oder Acetat resultiert nicht nur in einer Verminderung des Gasdruckes, sondern kann auch das Ausmaß der Bildung carbonatischer Präzipitate deutlich verkleinern. Während die Wirkung der mikrobiellen Sulfatreduktion auf den Abbau organischer Substanzen an elementarem Eisen ambivalent zu beurteilen ist, da sowohl reaktivitätssteigernde, als auch inhibierende Effekte, durch die Zugabe bzw. Freisetzung von S^{2-} erkannt werden konnten, ist bei der Anwendung von Bimetallgemi-

schen oder Pd-Katalysatoren in in situ-Reaktoren die Bildung von S^{2-} eindeutig als negativ anzusehen, da gelöstes Sulfid die Reaktivität von Katalysatoren oder Bimetallgemischen in kurzer Zeit stark herabsetzt (z.B. Köhler, 1999; Kopinke et al., 2002; McNab & Ruiz, 1998; Munakata et al., 2002; Schad et al., 2003).

Bei der Fixierung von Schwermetallen oder auch Arsen in Fe(0)-Reinigungswänden ist dagegen, aufgrund einer zusätzlichen Immobilisierung in Form schwerlöslicher Sulfidminerale, von einer Erhöhung der Rückhaltekapazität auszugehen (z.B. Köber et al., 2005; Morrison et al., 2002; Naftz et al., 2002; Shokes & Möller, 1999).

Die Bildung von geschlossenen Biofilmen kann nach den bisherigen Untersuchungen zur Besiedlungsdichte in Fe(0)-Reaktoren ausgeschlossen werden, so daß auch eine Verminderung der Zugänglichkeit zu Reaktionsplätzen an den Oberflächen nicht zu befürchten ist.

Neben den indirekten reaktivitätssteigernden Effekten können Mikroorganismen potentiell auch direkt die Reduktionsraten von halogenierten aliphatischen Kohlenwasserstoffen in Fe(0)-Reaktoren im Zuge eines co-metabolischen Abbaus steigern. So wurde z.B. von Weathers et al., 1997, oder Novak et al., 1998a, eine erhöhte Reduktionsrate von CT oder TCM an Fe(0) in Gegenwart eines methanogenen Konsortiums beobachtet, wobei nicht nur intrazelluläre Umsätze indiziert wurden, sondern auch eine extrazelluläre Reduktion erkannt werden konnte (Novak et al., 1998b). Für PCE konnten Rosenthal et al., 2004, zeigen, daß in Gegenwart einer Mischkultur der Abbau an Fe(0) beschleunigt erfolgt. Der mikrobielle Abbau von TCE in Gegenwart von Fe(0) als finalem Elektronendonator konnte ebenfalls in Kulturversuchen bestätigt werden (Lampron et al., 1998; Lampron et al., 2001), wobei als Endprodukt der Reduktion VC auftrat. Rosenthal, 2004, konnte in Kulturversuchen mit Fe(0)-Granulaten zeigen, daß die am RUBIN-Standort Rheine auftretenden Mikroorganismen PCE dechlorieren können, aber durch die Mischkultur nur eine Reduktion bis zum cis-DCE erfolgte.

In Laborversuchen kann mit Hilfe steriler Parallelversuche oder der Zugabe von Inhibitoren erkannt werden, ob neben der Reduktion chlorierter Aliphate an Fe(0) ein zusätzlicher dehalorespirativer oder co-metabolischer Abbau erfolgt (z.B. Novak et al., 1998a; Rosenthal, 2004; Weathers et al., 1997). Diese Möglichkeiten sind unter Feldbedingungen nicht gegeben, so daß hier nur anhand der Konzentrationsänderungen der chlorierten Kohlenwasserstoffe sowie potentieller Abbauprodukte entlang der Fließstrecke in einer Reinigungswand über die Beteiligung mikrobieller Abbaureaktionen an der Gesamtreaktion entschieden werden kann, was sich nur unter vereinfachenden Annahmen durchführen läßt, so daß kaum eindeutige Aussagen möglich sind (Ebert, 2004).

In den letzten Jahren wurden zunehmend Mikroorganismen isoliert, die CKWs direkt und vollständig anaerob oder aerob metabolisieren können, sogenannte dehalorespirative Mikroorganismen (Bradley, 2003). Dem dehalorespirativen Metabolismus werden deutlich höhere Abbauraten zugeschrieben, als einem co-metabolischen Umsatz (z.B. Wiedemeier et al., 1999). Als finaler Elektronendonator tritt bei der anaeroben dehalorespirativen CKW-Reduktion hauptsächlich Wasserstoff auf (Bradley, 2003), wobei theoretische Schwellenkonzentrationen vergleichbar zur Nitratreduktion angenommen werden können (Yang & McCarty, 1998).

Auch Acetat kann als Elektronendonator von dehalorespirativen Organismen genutzt werden (Bradley, 2003; He et al., 2002; Middeldorp et al., 1999), womit sich aus der Aktivität homoacetogener Bakterien in Fe(0)-Reaktoren ein zusätzliches Potential für eine mikrobielle Dehalogenierung ergibt. Damit erscheint die Besiedlung von Fe(0)-Reaktoren mit dehalore-

spirativen Organismen möglich, was eine deutliche Steigerung der Abbaueffektivität zur Folge haben sollte. Eine solche Besiedlung wurde aber bisher noch für keinen Standort mit Fe(0)-Reinigungswänden nachgewiesen. Ein möglicher Grund kann in den regelmäßig erhöhten pH-Werten in Fe(0)-Reaktoren angenommen werden. So zeigen Middeldorp et al., 1999, in einer Zusammenstellung der Arbeiten verschiedener Autoren (Gerritse et al., 1996b; Gerritse et al., 1996a; Gerritse et al., 1997; Holliger et al., 1993; Krummholz et al., 1996; Krummholz, 1997; Miller et al., 1996; Scholz-Muramatsu et al., 1995), daß unabhängig vom Elektronendonator (Wasserstoff, Acetat, Lactat, Pyruvat, Ethanol, Formiat) ein pH-Optimum zwischen 6,8 und 7,8 für verschiedene dehalorespirative Organismen anzunehmen ist und daß das Temperatur-optimum für den CKW-Umsatz zwischen 25 °C und 38 °C liegt.

Beim abiotischen Abbau höherchlorierter Ethene an Fe(0) tritt als intermediäres Zwischenprodukt Ethin auf (z.B. Arnold & Roberts, 2000), und nach Untersuchungen von Pon et al., 2003, inhibieren Ethingehalte von 192 µM bzw. 12 µM den dehalorespirativen Abbau von TCE bzw. VC zu 90 %, wobei auch kleinere Gehalte von ≈ 20 µM den TCE-Abbau schon zu etwa 50 % inhibieren. Daraus ließe sich folgern, daß während des Abbaus von z.B. PCE oder TCE an elementarem Eisen im Bereich der Hauptabbauzone auf dem vorderen Abschnitt der Fließstrecke eines Fe(0)-Reaktors mit höchster Ethinbildung die entstehenden Zwischenprodukte eine biologisch katalysierte Steigerung des Abbaus unterdrücken.

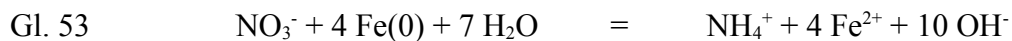
Im Verlauf der weiteren Fließstrecke, bei sinkenden CKW-Gehalten und entsprechend der kleineren Umsätze geringeren Freisetzungsraten von Ethin wäre, dieser Überlegung folgend, dann ein dehalorespirativer Abbau möglich. Andererseits steigen im Verlauf der Fließstrecke in einem Fe(0)-Reaktor die pH-Werte oftmals an, so daß zwar die Konzentration möglicher inhibierender Verbindungen kleiner wird, das pH-Optimum dehalorespirativer Organismen aber gleichzeitig überschritten werden kann. Die mikrobielle Nitrat- oder Sulfatreduktion kann ebenfalls störend auf einen biotisch katalysierten CKW-Abbau wirken, so konnten z.B. Nelson et al., 2002, aufzeigen, daß auch bei einem H₂-Überschuß während der Sulfat- oder Nitratreduktion kein co-metabolischer PCE-Abbau im Zuge einer Methanogenese stattfindet und auch, daß N₂O als Zwischenprodukt oder Endprodukt der mikrobiellen Nitratreduktion den mikrobiellen PCE-Abbau inhibiert.

Nach heutigem Kenntnisstand läßt sich nur schwer abschätzen, inwieweit der direkte mikrobielle Abbau organischer Substanzen innerhalb von Fe(0)-Reinigungswänden die Abbaueffizienz steigern könnte, ob sich dehalorespirative Organismen im Zuge der „natürlichen Entwicklung“ einer in situ-Anwendung ansiedeln oder ob eine Beimpfung mit entsprechenden Organismen (Bioaugmentation) erfolgreich sein kann. Dieser Themenkreis ist aber Gegenstand aktuellster Forschungen. Die Notwendigkeit, ein weitergehendes Verständnis der Wirkung einer wohl unvermeidbaren mikrobiellen Besiedlung von in situ-Reinigungswänden auf deren Langzeitreaktivität zu entwickeln, wurde z.B. auch von U.S. EPA, 2003, oder Gavaskar et al., 2002, als Schlußfolgerung in Meilenstein- bzw. Abschlußberichten zur Erfahrung mit Feldanwendungen von Fe(0)-Reinigungswänden in Nordamerika formuliert.

Eine weitere, noch weitgehend offene Fragestellung im Zusammenhang mit dem Einfluß von Mikroorganismen auf die Systemleistung von in situ-Fe(0)-Reinigungswänden ergibt sich aus einer ganzheitlichen Betrachtung einer Reinigungswand und des abstromigen Aquifers als sich beeinflussenden Reaktionsraum. So sind bisher nur vergleichsweise wenig Untersuchungen (z.B. Hocking & Wells, 2002; Klens et al., 2002; Perey et al., 2002; Plagentz et al., 2004; Plagentz et al., 2006; Søgaard et al., 2002; Vidumsky et al., 2002; Vidumsky, 2003) und teilweise konzeptionelle Überlegungen (z.B. Vidumsky & Landis, 2001) bekannt, in denen das Potential eines biologisch katalysierten Abbaus im Abstrom von Fe(0)-Reinigungswänden bei

einer Beurteilung der Gesamtsystemleistung berücksichtigt wird. Nach einer Laborstudie von Plagantz et al., 2006, kann aber von einem nicht unerheblichen Potential zum reduktiven Schadstoffabbau im Abstrom von Fe(0)-Reinigungswänden ausgegangen werden.

Cheng et al., 1997, und auch Rahman & Agrawal, 1997, konnten zeigen, daß die abiotische Reduktion von Nitrat an metallischem Eisen bis zum Ammonium (Gl. 53) rasch verläuft, und zwar ohne eine signifikante Freisetzung von Nitrit, N₂O oder N₂, und zogen schon daher die Anwendung von Fe(0)-Reinigungswänden zur Behandlung von Grundwasserschäden mit Nitrat in Erwägung. Gerade die Umwandlung zu Ammonium macht aber den Einsatz von Fe(0)-Reinigungswänden zur Behandlung von Nitratbelastungen im Grundwasser problematisch, da erhöhte Ammoniumgehalte ebenfalls häufig nicht erwünscht sind.



Die Stoffwechselaktivität denitrifizierender Mikroorganismen führt dagegen unter Verbrauch von Wasserstoff zur Produktion von N₂ (Abbildung 54) und untergeordnet N₂O (Till et al., 1998). Folglich kann die reduktive Behandlung von Nitrat mit Eisen in Gegenwart von autotrophen Denitrifizierern eine attraktive Alternative darstellen (Abbildung 54).

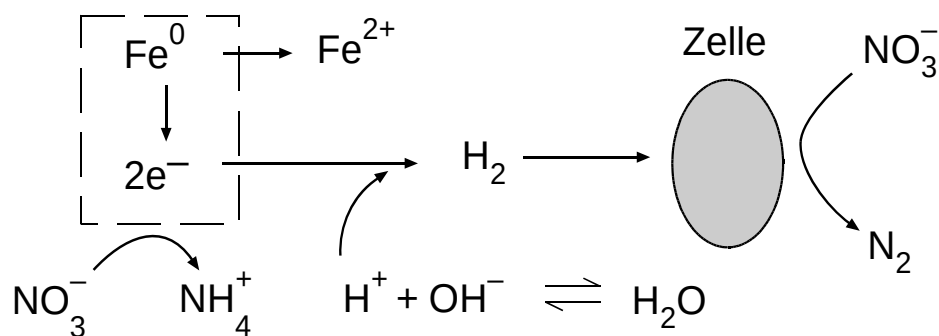


Abbildung 54. Konzept der Fe(0)-unterstützten Denitrifizierung (adaptiert nach Till et al., 1998)

Till et al., 1998, konnten aber auch aufzeigen, daß pH-Werte über 10, die sich in Fe(0)-Reinigungswänden einstellen können, die Denitrifikation stören und führten ihre Beobachtung auf eine Überschreitung des Toleranzbereichs der verwendeten Kulturen (*Paracoccus denitrificans*) zurück. Für eine effektive Feldanwendung dieser Behandlungsvariante könnte es daher erforderlich werden, das System gegenüber großen pH-Wert-Steigerungen zu puffern, was durch Zufuhr von Kohlenstoffdioxid (Kappor & Viraraghavan, 1997) oder durch Kombination von Eisen mit (sauren) Alumosilikaten erreicht werden könnte (Dejournett & Alvarez, 1999; Powell & Puls, 1997b).

Da auch SRB Wasserstoff nutzen können, könnten Fe(0)-Reinigungswände auch gezielt zur Stimulation der mikrobiellen Sulfatreduktion eingesetzt werden, womit sich, zumindest potentiell, eine Alternative zu Reinigungswänden mit organischen Materialien zur Behandlung von z.B. sauren Grubenwässern ergibt.

5.2.9 Allgemeine Anforderungen an das Füllmaterial

Die Auswahl des Behandlungsprozesses und damit des reaktiven Materials für eine Reinigungswand ist im wesentlichen abhängig von den folgenden Kriterien (vgl. Kapitel 2.5):

1. Die angetroffenen Grundwasserschadstoffe müssen durch das Füllmaterial behandelbar sein.
2. Die Schadstoffe müssen mit genügend hohen Geschwindigkeiten entfernt, d.h. abgebaut oder sorbiert werden.
3. Beim Abbau der Schadstoffe sollten aus diesem ausschließlich harmlose Verbindungen als Abbauprodukte freigesetzt werden; bei Sorptionsprozessen muß ein effizienter Rückhalt der Schadstoffe in der Reinigungswand auf lange Zeit gewährleistet sein.
4. Die Fähigkeit zur Aufrechterhaltung einer gleichbleibenden Durchlässigkeit und Reaktivität des reaktiven Materials über längere zeitliche Perioden muß gesichert sein. Insbesondere dürfen die Wechselwirkungen der Grundwasserinhaltsstoffe mit dem reaktiven Material keine nachteiligen Effekte sowohl auf die Reaktivität als auch auf die Durchlässigkeit des Materials nach sich ziehen bzw. müssen diese bekannt sein, um sie bei der Planung zu berücksichtigen.

Neben einer über lange Zeit effizient wirksamen Schadstoffreduzierung sind weitere für die Anwendung relevante Anforderungen an das auszuwählende Füllmaterial zu stellen (Beitinger, 1998; Carey et al., 2002; Dahmke et al., 1997; Gavaskar et al., 1998a; Gavaskar et al., 2000; U.S. EPA 1998):

Reaktivität

Die Reaktivität des Füllmaterials sollte derart beschaffen sein, daß die Kontaminanten in einer ökonomisch vertretbaren Wanddicke behandelt werden.

Langzeitstabilität/Lebensdauer

Über einen längeren Sanierungszeitraum (mehrere Jahre oder auch Jahrzehnte) sollte das ausgewählte Füllmaterial eine hohe Zuverlässigkeit beim Prozeßablauf sicherstellen. Die Langzeitstabilität hängt von einer Vielzahl komplexer Faktoren ab. Dazu zählen das Ausmaß der Kontamination, der Chemismus des Grundwassers, biologische Aktivitäten und hydraulische Bedingungen im zu sanierenden Aquifer. Während irreversible Prozesse, hervorgerufen durch den Füllstoff selbst oder ungünstige Grundwassermilieubedingungen, die Wirksamkeit begrenzen können, wirken günstige geochemische Milieubedingungen auf das Material möglicherweise regenerierend oder abbaufördernd, wodurch die Langzeitstabilität wiederum zunimmt.

Eine hohe physikalische Beständigkeit der eingesetzten Füllstoffe ist ein weiteres Anforderungskriterium an die verwendeten Materialien, um eine entsprechend lange Lebensdauer zu erzielen (LfU Baden-Württemberg, 1997).

Die Betriebszeiten der derzeitigen Feldanwendungen und Pilot-Projekte lassen noch keine direkte Bestimmung der Lebensdauer zu. Mit Laborversuchen lassen sich zwar beeinflussende Parameter bestimmen, ein störungsfreier Betrieb kann aber kaum prognostiziert oder gar garantiert werden. Aufgrund dessen ist das verbleibende Risiko bei einer Anwendung einzukalkulieren (Dahmke, 1997; Rochmes, 2000; Vidic, 2001; Sarr, 2001; Scherer et al., 2000).

Hydraulische Leistungsfähigkeit

Es muß gewährleistet sein, daß das zugeführte kontaminierte Grundwasser vollständig vom reaktiven Material aufgenommen wird und eine Durchströmung mit möglichst kleinem Einfluß auf das Grundwasserregime erfolgt, d.h. die Reinigungswand darf keine undurchlässige oder schwer durchlässige Barriere für den Grundwasserstrom darstellen. Folglich sollte sich die Schüttung nicht aus zu kleinen und unterschiedlich großen Partikeln zusammensetzen, damit eine gleichmäßige Durchströmung gesichert ist.

Ein weiterer Aspekt ist eine unerwünschte Veränderung der Porosität und Permeabilität aufgrund von Präzipitatsbildungen bei bestimmten geochemischen Standortbedingungen. Präzipitate können sowohl eine Verringerung der hydraulischen Leistungsfähigkeit als auch eine abnehmende Reaktivität des Materials verursachen. Diese Effekte wirken sich bei geringerer Korngröße entsprechend gravierender aus.

Daher muß vor allem zwischen „Reaktivität pro Volumen“ (kleine Korngröße) und hydraulischer Leistungsfähigkeit (große Korngröße) abgewogen sowie mögliche Präzipitatsbildungen (Veränderung der Reaktivität und Hydraulik) berücksichtigt werden.

Umweltverträglichkeit

Die Genehmigungsfähigkeit einer Reinigungswand hängt wesentlich von der Umweltverträglichkeit des ausgewählten reaktiven Materials ab.

Es gilt, daß das Material selbst keine Schadstoffe freisetzen darf. In jedem Fall ist wohl nachzuweisen, ob und inwieweit die Grundwasserbeschaffenheit durch das Einbringen der reaktiven Materialien nachteilig verändert kann.

Unerwünschte Reaktions- und Nebenprodukte sind auszuschließen.

Eine besondere Stellung nimmt dieses Anforderungskriterium dann ein, wenn der Füllstoff mit den Reaktionsprodukten nach Ablauf der Sanierung im Untergrund verbleiben soll.

Verfügbarkeit

Der Füllstoff sollte ein Massenprodukt und auf dem Markt leicht zu beschaffen sein.

Eine gute Verfügbarkeit der reaktiven Materialien zu akzeptablen Preisen kann eine grundlegende Voraussetzung für den Einsatz einer durchströmten Reinigungswand sein.

Arbeitsschutz

Zusätzliche Vorschriften zur Arbeitssicherheit bezüglich der Handhabung bzw. dem Umgang mit dem Material sind zu beachten.

5.2.10 Voruntersuchungen zur Verfahrensauswahl (Laborstudien)

Die Bestimmung von Abbau-, Sorptions- oder auch Fällungsgeschwindigkeiten kann im Labor grundsätzlich in Batch-, Säulen- oder Gerinneexperimenten erfolgen. Batchexperimente können für eine erste Abschätzung sinnvoll sein, v.a. wenn Substanzen am Standort auftreten, über deren Verhalten in Reinigungswänden wenig oder gar nichts bekannt ist. Gerinneversuche, möglicherweise im halbertechnischen Maßstab, geben sicherlich die beste Abbildung der natürlichen Verhältnisse wieder, sind aber aufwendig und wurden bisher im Rahmen von Dimensionierungsstudien auch noch nicht durchgeführt. Von verschiedener Seite (z.B. Carey et al., 2002; Dahmke et al., 2000; Dahmke et al., 2000; Dahmke et al., 2005; Ebert, 2004; Ebert et al., 2006; Gavaskar et al., 2000) werden Säulenversuche als Prognoseinstrument empfohlen.

Ist das am geeignetste reaktive Material, ggf. mit Hilfe von kleinskaligen Batchversuchen mit Standortwasser, identifiziert, sollten Säulenversuche durchgeführt werden, um mögliche Beeinflussungen des Abbaus, der Sorption oder reduktiven Fixierung von Schadstoffen an den unterschiedlichen reaktiven Materialien durch Grundwasserinhaltsstoffe, Transportlimitierungen und Permeabilitätsverringerungen infolge von Präzipitatbildungen und Gasentwicklung sowie den Austrag grundwassergefährdender Abbauprodukte unter Fließbedingungen zu erfassen. Die Bestimmung von Abbaukinetiken anhand von Konzentrationsveränderungen entlang der Fließstrecke im Säulenversuch oder die Auswertung von Durchgangskurven bei sorptionsreaktiven Materialien sollten das Ziel der Untersuchungen sein. Bis heute existiert keine Norm für die Durchführung solcher Versuche, d.h. genaue Art, Zusammensetzung, Größe der Versuchsmimik, verwendete Materialien, ferner Anzahl, Umfang, Länge der Versuche, Zahl und Genauigkeit der zu bestimmenden Parameter etc. sind im Einzelfall festzulegen. Aufgrund der Erfahrungen mit einer Reihe von Vorversuchen zur Dimensionierung von Fe(0)-Reinigungswänden (Ebert, 2004; Ebert et al., 2006) und den Ergebnissen aus den entsprechenden RUBIN-Projekten formulieren Dahmke et al., 2005, aber eine allgemeine Anleitung für Voruntersuchungen zu Fe(0)-Reinigungswänden:

Dimensionierung

- Es hat sich bewährt, Säulenversuche mit einem Fließquerschnitt von mindestens 5 cm durchzuführen, so daß bei der Entnahme von Porenlösung entlang der Fließstrecke das geochemische Milieu möglichst wenig gestört wird.
- Die Länge eines Säulenversuches sollte nicht weniger als 50 cm betragen, evtl. bei höheren Abstandsgeschwindigkeiten sogar verlängert werden. Wesentlich ist, daß die Aufenthaltszeiten möglichst mehr als 48 h betragen, um auch langsame Abbaukinetiken adäquat zu erfassen.

- Die Durchflußgeschwindigkeit ist optimalerweise den Standortbedingungen entsprechend zu wählen, dabei gilt zu beachten, daß je weniger gegenüber den Standortbedingungen der Durchfluß forciert wird, desto besser die Übertragbarkeit der Ergebnisse ist, aber desto kürzer der Prognosezeitraum bei gleicher Versuchslaufzeit wird.

Material

- Grundsätzlich ist das Grundwasser vom geplanten Standort zu verwenden. Eine Zwischenlagerung in Polyethen- bzw. „High density“-Polyethen-Kanistern („PE“ bzw. „HDPE“) hat sich bei anorganischen Parametern bewährt. Bei den organischen Inhaltsstoffen, insbesondere polychlorierten Schadstoffen, kann eine Zudosierung derselben nach einer bestimmten Zeit erforderlich werden, da Verluste auftreten können (PE und HDPE absorbieren diese Stoffe in höherem Maße, auch Diffusion kann eintreten usw.).
- Grundsätzlich ist ebenfalls dasjenige Eisenmaterial zu wählen, das am Standort eingesetzt werden soll. Es sei aber darauf hingewiesen, daß Untersuchungen bezüglich der Chargentreue verschiedener kommerziell erhältlicher Eisenmaterialien nicht vorliegen.

Temperatur

- Innerhalb des FuE-Projektes RUBIN wurden keine Studien zur Temperaturabhängigkeit der Dehalogenierungsreaktion an Fe(0) durchgeführt. Von verschiedener Seite wurde gezeigt, daß sich die Geschwindigkeitskonstanten zur Beschreibung des CKW-Abbaus an elementarem Eisen nach einer Kinetik pseudo-erster Ordnung mit Hilfe der Arrhenius-Gleichung temperaturkorrigieren lassen. Mit einer Spannbreite der Aktivierungsenergien zwischen 55 kJ mol⁻¹ bis 15 kJ mol⁻¹ für die Dechlorierungsreaktionen typischer chlorierter Kohlenwasserstoffe und Referenztemperaturen von 20 °C oder 25 °C ergeben sich Korrekturfaktoren zwischen rund 0,45 und 0,9 zur Berechnung der Reaktionsgeschwindigkeit unter grundwassertypischen Bedingungen von 15 °C.
- Ist eine Durchführung bei Grundwassertemperaturen möglich, so ist eine Untersuchung unter diesen Bedingungen klar vorzuziehen.

Laufzeit

- Die Laufzeit der Versuche sollte nicht in absoluten Zeitskalen geplant werden, vielmehr sollte sich die Dauer nach dem Beginn oder der Stabilisierung mikrobieller Stoffwechselprozesse richten, hier ist v.a. die Sulfatreduktion zu berücksichtigen.
- Nach den bisherigen Erkenntnissen kann mit einer Dauer von mindestens 100 bis 150 Tagen gerechnet werden.
- Durch eine Beimpfung mit entsprechenden Organismen kann die Besiedlung der Säulenversuche u.U. beschleunigt und damit die Versuchsdauer verkürzt werden.

Proben- und Analysenumfang

- Es sollten mindestens 6 bis 10 Probenahmepunkte entlang der Fließstrecke installiert werden (die Auflösung der Konzentrationsprofile mit 10 Punkten auf einer Strecke von rund 1 m hat sich bewährt).
- Der Abstand der Probenahmepunkte sollte enger am Beginn der Fließstrecke und kann weiter an deren Ende sein, da am Beginn der Fließstrecke häufig „schneller verlaufende“ Konzentrationsänderungen abzubilden sind.

- Die Häufigkeit von Probekampagnen richtet sich nach der Gesamtlaufzeit, die Gesamtzahl sollte aber 6 in keinem Fall unterschreiten (eine Probennahme alle 2 bis 3 Wochen hat sich bewährt, um Änderungen im System zu erkennen).
- Die Analytik richtet sich nach der Zusammensetzung des Grundwassers. Sie sollte aber im „Normalfall“ folgenden Umfang haben:
 - alle Schadstoffe sowie alle möglichen Metabolite (sofern detektierbar),
 - Methan, andere C1- bis C4-Kohlenwasserstoffe,
 - wichtigste Kationen: Na, K, Ca, Mg, Mn, Fe, Si, NH_4^+ ,
 - wichtigste Anionen: Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-} (Acetat und Formiat wünschenswert),
 - TIC und Alkalität (wenn Acetat und andere Säurepuffer ebenfalls analysiert werden),
 - DOC gesamt,
 - gelöster Wasserstoff,
 - pH-Wert (die Bestimmung von E_H -Werten oder auch O_2 setzt während der Analyse und Probenahme einen Abschluß zur Atmosphäre voraus),
 - Phosphat, wenn enthalten.

Auswertung

- Die Auswertung der Abbaukinetik sollte mit einem Modell erfolgen, das eine Metabolitenbildung berücksichtigt.
- Häufig dürfte ein Abbaumodell pseudo-erster Ordnung ausreichen.
- Läßt sich der Abbau der Schadstoffe nicht adäquat mit einem einfachen kinetischen Modell beschreiben (z.B. bei ineinander übergehenden linearen und exponentiellen Verläufen der Konzentrationsprofile, deutliche „Knicke“ in den Konzentrationsprofilen, signifikante Passivierungen auf Teilabschnitten der Fließstrecke etc.), muß ein entsprechend komplexeres Modell gewählt werden, in dem z.B. ein Übergang von pseudo-nullter Ordnung zu pseudo-erster Ordnung, inter- oder intraspezies-Konkurrenzen etc. berücksichtigt werden.

Einschränkungen von Säulenversuchen

Die wesentlichen Einschränkungen bei der Übertragbarkeit der Ergebnisse sind:

- Eine Abbildung des realen Strömungsfeldes ist nicht vollständig möglich.
- Permeabilitätsänderungen können nicht erfaßt oder nicht realitätsnah abgebildet werden.

5.3 Gestaltung und Auslegung einer Reinigungswand

Eine adäquate, d.h. der vorliegenden Fragestellung und den jeweiligen Standortverhältnissen angepaßte Gestaltung der Reinigungswand ist für deren Effektivität und Kosteneffizienz von wesentlicher Bedeutung. Hierbei ist zunächst die am besten geeignete Konstruktionsart zu bestimmen und diese dann so zu bemessen, daß die vorgegebenen Sanierungsziele erreicht und ggf. vorhandene Rand- und Rahmenbedingungen eingehalten werden. In diesem Zusammenhang sind verschiedene Auswahl- und Bemessungskriterien zu beachten, und es ist verlässlich nachzuweisen, daß die getroffene Wahl und Dimensionierung des Systems geeignet ist, die Ziele zu erreichen. Je nach Komplexität der Fragestellung kann es hierbei erforderlich werden, Modellrechnungen durchzuführen, d.h. mit Hilfe von mathematischen Simulationsmodellen Prognosen der Wirkung bzw. Effektivität der Reinigungswand zu erstellen.

In den folgenden Abschnitten werden die wichtigsten Aspekte der Gestaltung bzw. Dimensionierung einer Reinigungswand erläutert und die hierbei zu beachtenden Regeln und Empfehlungen dargestellt.

5.3.1 Wahl des Wandsystems/der Konstruktionsart

Wie an verschiedener Stelle bereits dargestellt wurde, sind in den vergangenen 10 bis 15 Jahren verschiedene Konstruktionsarten entwickelt, erprobt und in der Praxis eingesetzt worden. Die einzelnen Konstruktionsarten haben unterschiedliche Anwendungsbereiche, d.h. sie sind jeweils nur für bestimmte Verhältnisse und Fragestellungen geeignet. Daraus leiten sich Auswahlkriterien ab, auf deren Grundlage eine Auswahl getroffen werden kann.

Die geläufigsten Konstruktionsarten sind in Abbildung 55 im Überblick dargestellt. Die Konstruktionsarten und ihre Einsatzbereiche werden nachfolgend kurz beschrieben. Einzelheiten zu den bislang in der Praxis implementierten Reinigungswänden sind im Anhang zu finden.

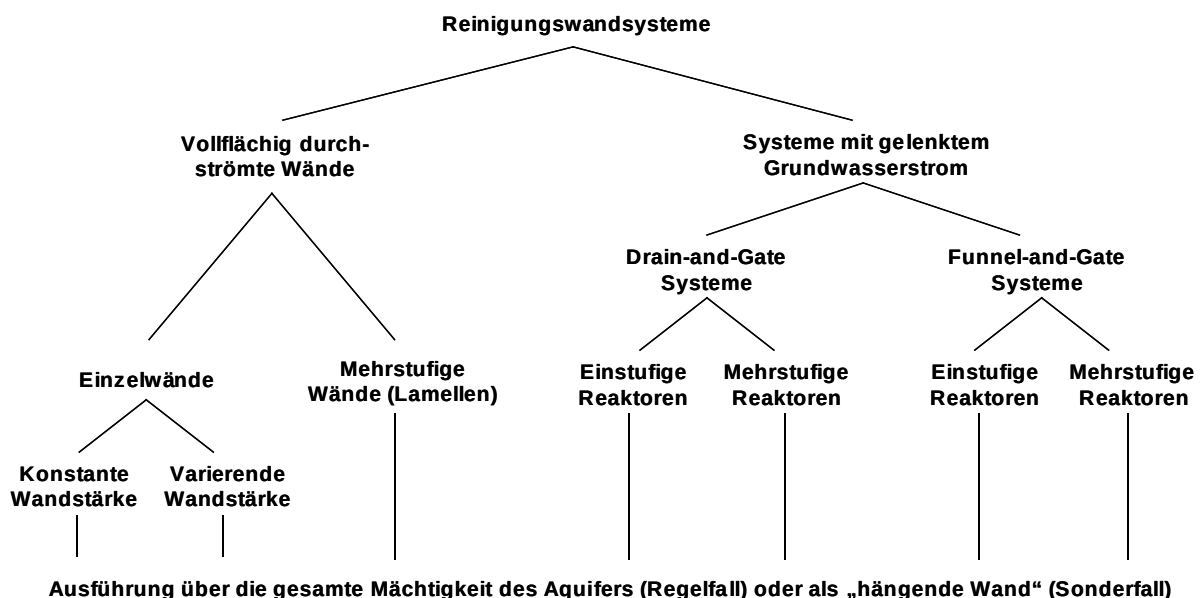


Abbildung 55. Mögliche Konstruktionsarten für Reinigungswände

5.3.1.1 Vollflächig durchströmte Reinigungswände

Die CRB stellt eine über die vollständige Breite und Tiefe des zu sanierenden Grundwasserabstroms errichtete, reaktive Zone im Aquifer dar (Beitinger, 1996; Schad & Teutsch, 1999; Gavaskar et al., 2000). In der Regel bindet das Bauwerk zur Vermeidung von Unterströmungen in den Grundwasserstauer ein.

Ein wesentlicher Vorteil der CRB gegenüber Systemen mit gelenktem Grundwasserstrom liegt in der geringen Beeinflussung der natürlichen Grundwasserströmungsverhältnisse, vorausgesetzt die hydraulische Durchlässigkeit des eingesetzten reaktiven Füllmaterials ist in adäquater Weise an die natürlichen Durchlässigkeitsverhältnisse angepaßt (Beitinger, 1996; Gavaskar et al., 2000).

Die Herstellung einer CRB kann bei geringer Einbindetiefe bis < 7 m und entsprechenden Untergrundbedingungen relativ kostengünstig und schnell, z.B. mittels kontinuierlich arbeitender Schlitzfräse, hergestellt werden. Andere Standardverfahren zum Einbringen des reaktiven Materials sind beispielsweise Spundwandverbau, mit Großbohrungen hergestellte Bohrpfähle sowie gefräste oder gegreiferte Schlitzwände mit biologisch abbaubarer Stützflüssigkeit. Die bislang installierten CRB weisen Wandtiefen zwischen 3,0 und 37,0 m auf (Gavaskar et al., 2000; Gavaskar et al., 2002). Die realisierten Wandlängen betragen zwischen 6 und 335 m (Standorte u.a.: Kansas City, Missouri, U.S.A., 1998; Kolding, Dänemark, 1999; Nesquehoning, Pennsylvania, U.S.A., 1998; New Hampshire, U.S.A., 1999; Romulus, New York, U.S.A., 1999; South Carolina, U.S.A., 1997).

Typischer Anwendungsfall für eine CRB:

- Reduktiver Abbau von CKW an elementarem Eisen ($\text{Fe}(0)$),
- gut- bis hochdurchlässiger und relativ homogener Aquifer,
- Aquifermächtigkeiten (Tiefenlage der Kontamination) bis ca. 20 m.

Anordnung mehrerer Reinigungswände in Reihe

Für die Sanierung eines komplexen Schadensfalles ist das Hintereinanderschalten von Reinigungswänden mit unterschiedlichen Prozeßtechnologien möglich, beispielsweise auch dann, wenn eine bestimmte Abfolge des Schadstoffabbaus bzw. der Schadstoffimmobilisierung angestrebt wird (Teutsch et al., 1996). Die gleiche Anordnung kann gewählt werden, wenn auf einem Standort hohe Schadstoffkonzentrationen vorliegen und die für den Schadstoffabbau erforderliche Wanddicke bautechnisch nicht in einem Arbeitsschritt hergestellt werden kann (Teutsch et al., 1996; Teutsch et al., 1999). Aus genau diesem Grund wurden z.B. auf den Standorten Sumter, South Carolina, U.S.A., 1998, und Watervliet, New York, U.S.A., 1999, CRB parallel angeordnet.

Auch bei lateral sehr unterschiedlichen Schadstoffkonzentrationen und/oder Grundwasservolumenströmen kann die bereichsweise parallele Anordnung von mehreren Reinigungswänden in Betracht gezogen werden. In solchen Fällen kann die Herstellung eines oder mehrerer weiterer Wandabschnitte ggf. auf einen Teilbereich mit vergleichsweise hohen Schadstoffkonzentrationen begrenzt werden, um die Gesamt-Wandstärke lokal zu erhöhen. Auf diese Weise kann die erforderliche Menge an Füllmaterial so gering wie möglich gehalten werden.

Variierende Wandstärke

Eine andere Möglichkeit, lokal hohen Schadstoffkonzentrationen entgegenzutreten, sind wechselnde Wandstärken. Eine entsprechende Wandkonstruktion wurde z.B. auf dem Standort Kinston (North Carolina, U.S.A.) umgesetzt. Eine Alternative ist auch der Einsatz verschiedener Gemische aus reaktivem Material (in der Regel $\text{Fe}(0)$) und nicht-reaktivem Material (Sand) möglich. Eine solche Konstruktion wurde am Standort Cheyenne (Wyoming, U.S.A.) installiert, mit Sand-Eisen-Gemischen, deren Eisenanteil zwischen 25 und 100 % variiert.

„Hängende“ Wand

Als „hängende Wand“ wird ein nicht in den unterlagernden Grundwassernicht- oder -geringleiter einbindendes Bauwerk bezeichnet. Eine solche Konstruktion kommt immer dann in Frage, wenn die vorliegenden Aquifermächtigkeiten groß sind und die Grundwasserverunreinigung, d.h. die zu erfassende Schadstofffahne, auf den oberen Aquiferbereich begrenzt ist und verlässlich nachgewiesen werden kann, daß dies auch zukünftig der Fall sein wird, d.h. eine spätere Verlagerung der Verunreinigung in tiefere Aquiferbereiche ausgeschlossen werden kann.

5.3.1.2 Reinigungswände mit gelenktem Grundwasserstrom

Im Unterschied zu CRB wird bei Reinigungswänden mit gelenktem Grundwasserstrom das Grundwasser nicht „verteilt“ saniert, sondern in einer oder einigen wenigen, räumlich begrenzten Reaktionszonen oder Reaktoren behandelt. Diesen Reaktoren wird das Grundwasser entweder mit Hilfe von Dichtwänden oder Drainagen zugeführt. Diese Leitelemente sind so zu dimensionieren, daß der kontaminierte Grundwasserstrom vollständig erfaßt und den Reaktoren zugeführt wird.

Bei gut bis hochdurchlässigen Aquiferen werden üblicherweise Dichtwände („Funnel“) eingesetzt; solche System werden entsprechend als F&G-System bezeichnet.

Bei gering bis schlecht durchlässigen Aquiferen und ggf. in klüftigen Aquiferen werden Drainagen anstatt der Dichtwände eingesetzt (D&G-Systeme).

Reinigungswände mit gelenktem Grundwasserstrom bieten sich insbesondere in heterogenen Aquiferen an oder/und, wenn die vorliegenden Schadstoffe in einem Sorptionsreaktor (z.B. Aktivkohle) zu behandeln sind, dessen Füllmaterial in einem bestimmten zeitlichen Intervall ausgetauscht werden muß. Auch wenn ein komplexes Schadensbild und/oder ein problematischer Grundwasserchemismus ein besonderes, an die speziellen Verhältnisse angepaßtes Aufbereitungsverfahren bedingt, ist eine Reinigungswand mit gelenktem Grundwasserstrom das Mittel der Wahl. Begrenzte Reaktionszonen bzw. Reaktoren bieten verfahrenstechnisch Spielräume, die bei CRB nicht vorhanden sind (Einzel-Reaktor-Systeme, Mehrfach-Reaktor-Systeme etc.). Eine Ausführung als hängende Wand ist ebenfalls möglich.

Reinigungswände mit gelenktem Grundwasserstrom basieren auf einer gezielten Veränderung der natürlichen Grundwasserströmungsverhältnisse. Dementsprechend ist sicherzustellen, daß diese Veränderungen keine unerwünschten und nicht tolerablen Nebeneffekte bewirken und

sich in einem, ggf. behördlich festgesetzten, vorgegebenen Rahmen bewegen.

F&G-Systeme

F&G-Systeme sind eine Kombination aus gering- bzw. undurchlässigen Leitwänden (Funnel) und einem oder mehreren in situ-Reaktoren (Gates), die mit reaktivem, durchlässigem Material zur Entfernung der Schadstoffe gefüllt werden.

Die Funktion der Dichtwände liegt in der Erfassung der Schadstofffahne und der gezielten Zuführung des kontaminierten Grundwasserabstroms zu den Gates. Das Verhältnis der Durchlaßfläche der Gates zur Fläche des durch die Leitwände versperrten Aquiferquerschnitts ist dabei in Abhängigkeit von den Standortverhältnissen festzulegen. Das F&G-System zur Behandlung von kontaminiertem Grundwasser hat sich die University of Waterloo, Kanada, patentrechtlich schützen lassen.

F&G-Systeme mit horizontaler Durchströmung der Gates wurden in Deutschland u.a. an den Standorten Karlsruhe und Tübingen implementiert. Diese Systeme bestehen aus mehreren Funnel-Elementen und Gates, wie Abbildung 56 für den Standort Karlsruhe zeigt.

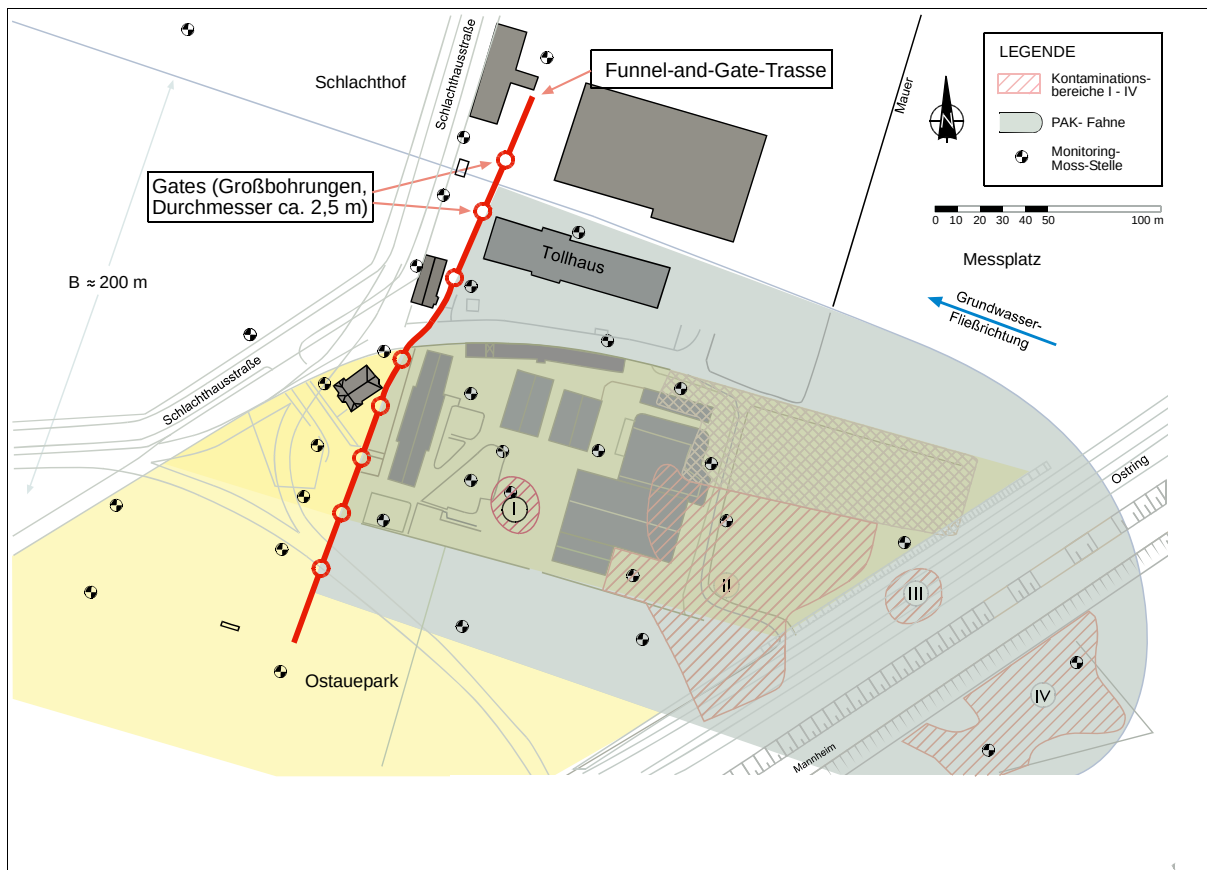


Abbildung 56. Mehr-Reaktor-System am Standort Karlsruhe (Bild: Stadtwerke Karlsruhe, adaptiert nach Schad et al., 2000; Arcadis, 2002)

Üblicherweise werden F&G-Systeme im wesentlichen quer zur Grundwasserströmung ausgerichtet. In Abhängigkeit von den örtlichen Gegebenheiten kommen jedoch auch abgewinkelte Systeme in Betracht. Grundsätzlich können die Leitwände auch als Teil- oder Volleinkapselung des Schadensherds ausgeführt werden (vgl. Abbildung 57), beispielsweise wenn eine laterale Ausbreitung der Schadstoffe unter allen Umständen unterbunden werden soll oder die Wassermenge, die durch den Schadensherd fließt, und damit der Schadstofffluß im Reaktor auf ein Minimum (Grundwasserneubildung) zu begrenzen ist.

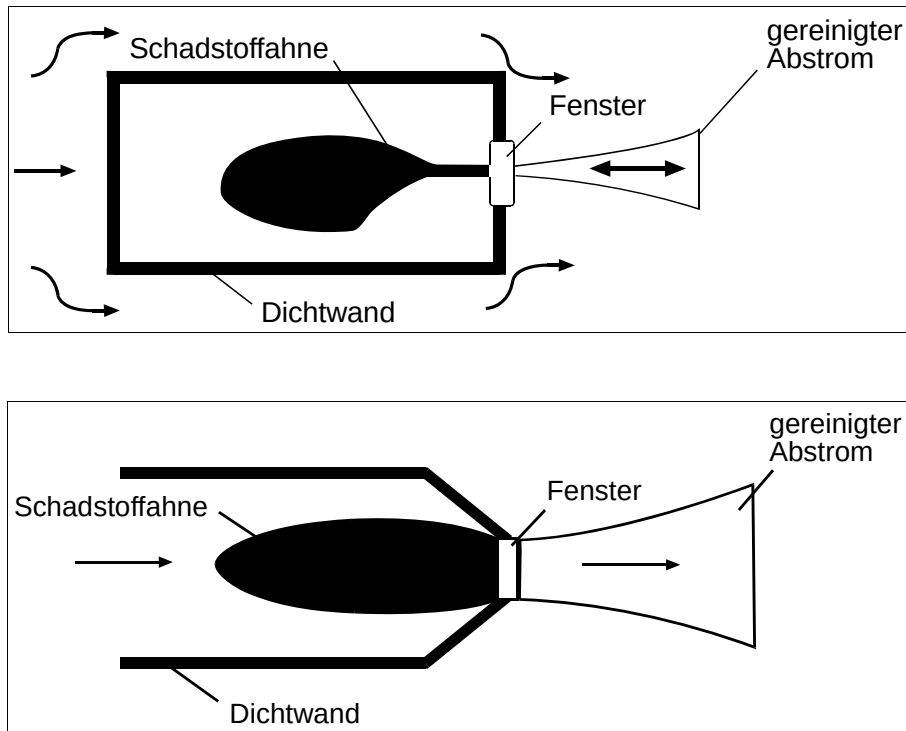


Abbildung 57. Teil- oder Volleinkapselung und Fenster (adaptiert nach Beitinger, 1997)

Typischer Anwendungsfall für ein F&G-System:

- Schadstoffabreinigung durch Sorption (Aktivkohle-Reaktoren) oder Verwendung anderer reaktiver Materialien, die regelmäßig auszutauschen sind,
- gut- bis hoch durchlässiger Aquifer,
- Aquifermächtigkeiten (Tiefenlage der Kontamination) bis ca. 20 m.

D&G-Systeme

D&G-Systeme sind eine Kombination aus einem oder mehreren hochdurchlässigen Drainage-Elementen (Drains) und in situ-Reaktoren (Gates), die mit reaktivem, durchlässigem Material zur Entfernung der Schadstoffe gefüllt werden (Abbildung 58).

Als Drainagen kommen Drainagerohre, Horizontalfilter und/oder Kiesdrainagen in Frage. Hinsichtlich der Anordnung der Drainagen (z.B. Orientierung zur natürlichen Grundwasserströmungsrichtung) gibt es keine allgemeinen Regeln oder Empfehlungen. Hier muß mit Hilfe mathematischer Modellrechnungen eine Anpassung und Optimierung an die standortspezifischen Gegebenheiten durchgeführt werden. Die Beaufschlagung des Reaktors (Durchflußmenge) kann entweder aktiv durch eine Pumpe gesteuert werden oder passiv, d.h. allein durch Ausnutzung von hydraulischen Potentialunterschieden, erfolgen.

Entscheidend für die erfolgreiche Anwendung des D&G-Prinzips ist die hydraulische Anbindung des Reaktors an ein ausreichend tiefes Potential. Dies kann beispielsweise durch eine in Analogie zur Drainage im weiteren Grundwasserunterstrom hergestellte Versickerungsstrecke oder die Vorflut sein (siehe Abbildung 58). Die hydraulische Wirksamkeit erhält das D&G System durch einen gegenüber dem natürlichen Strompfad erheblich geringeren Strömungswiderstand. Das bedeutet einerseits, daß D&G Systeme vor allem für gering durchlässige Aquifere in Betracht kommen und andererseits, daß die in der (den) Drainage(n) und dem Gate verwendeten Materialien möglichst gut durchlässig sein müssen. Ein Nachweis der hydraulischen Wirksamkeit mit Hilfe eines numerischen Strömungsmodells ist in jedem Fall erforderlich.

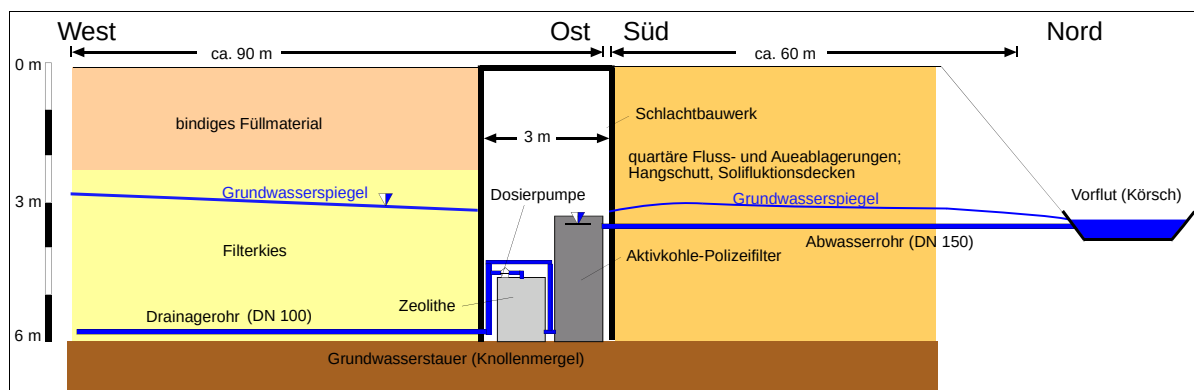


Abbildung 58. Prinzipskizze des D&G-Systems am Standort Denkendorf (RUBIN, 2006)

Ggf. kann ein D&G-System auch für eine selektive Grundwasserentnahme aus definierten Horizonten konzipiert werden (Abbildung 59). Dies ist von Vorteil, wenn sich eine Kontamination im Grundwasser nicht gleichmäßig verteilt hat und in bestimmten Horizonten konzentriert. Das kontaminierte Grundwasser wird dann gezielt aus den kontaminierten Horizonten dem Gate zugeleitet.

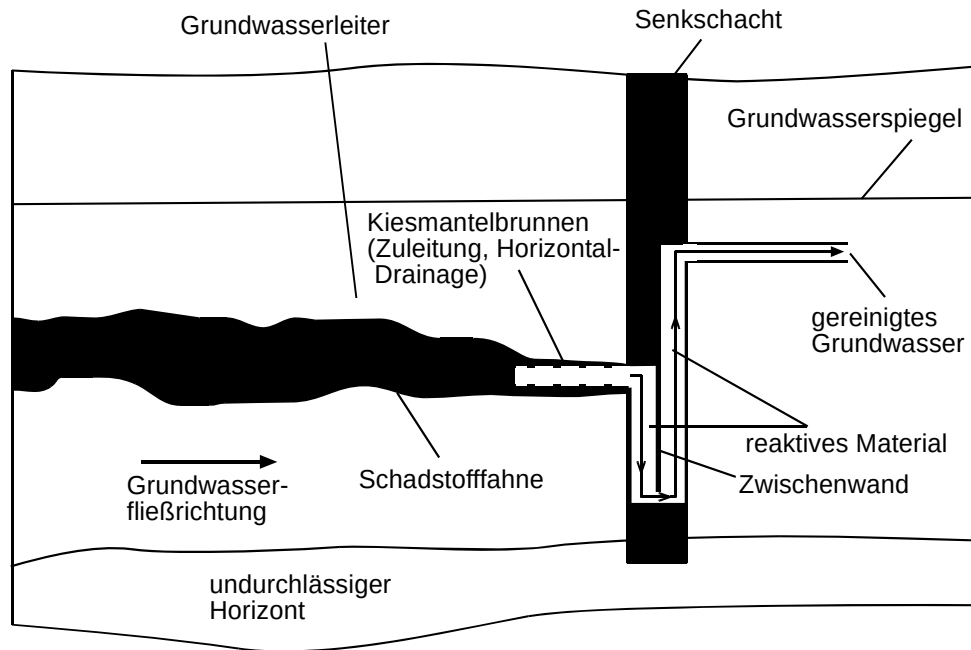


Abbildung 59. Schematische Darstellung eines vertikal durchströmten Reaktors mit Zwischenwand und Horizontaldrainage für eine selektive, d.h. auf einen bestimmten Horizont begrenzte Grundwasserentnahme (adaptiert nach Weiß & Teutsch, 1998).

Typischer Anwendungsfall für ein D&G-System:

- Schadstoffabreinigung durch Sorption (Aktivkohle-Reaktoren) oder Verwendung anderer reaktiver Materialien, die regelmäßig auszutauschen sind
- Gering durchlässiger Aquifer
- Aquifermächtigkeiten (Tiefenlage der Kontamination) bis ca. 20 m

5.3.1.3 Reaktortypen

Der Konstruktionsart und Bauweise der Reaktoren sind aus technischer Sicht kaum Grenzen gesetzt. Dementsprechend groß ist die Zahl der bislang implementierten Varianten. Gemäß Abbildung 55 kann grundsätzlich zwischen Einzelreaktoren und mehrstufigen, sequentiell angeordneten Reaktoren unterschieden werden, wobei letztere nicht zu den Standardanwendungen zu zählen sind. Auch die Frage, ob das reaktive Material im Laufe der Betriebszeit ausgetauscht werden muß oder nicht, hat einen entscheidenden Einfluß auf die Konstruktionsart. Im einfachsten Fall werden die Gate-Bereiche temporär abgespundet und nach Aushub (einmalig) mit reaktiven Material verfüllt, oder das Material wird mittels überschnittenen Bohrpfählen eingebracht (Standort Tübingen: Fe(0)). Ein regelmäßiger Austausch des Füllmaterials erfordert aufwendigere Konstruktionen wie Schachtbauwerke oder vorgefertigte Reaktorbehälter (siehe auch Kapitel 5.4.3.3).

Je nach Bauweise werden die Reaktoren horizontal durchströmt oder der Grundwasserstrom wird umgelenkt. Die Homogenisierung des kontaminierten Grundwassers oder der Einbau oberflächennaher, ggf. direkt zugänglicher Reaktoren sind u.a. mögliche Gründe für entsprechende Konstruktionen (siehe Abbildung 60 und Abbildung 61).

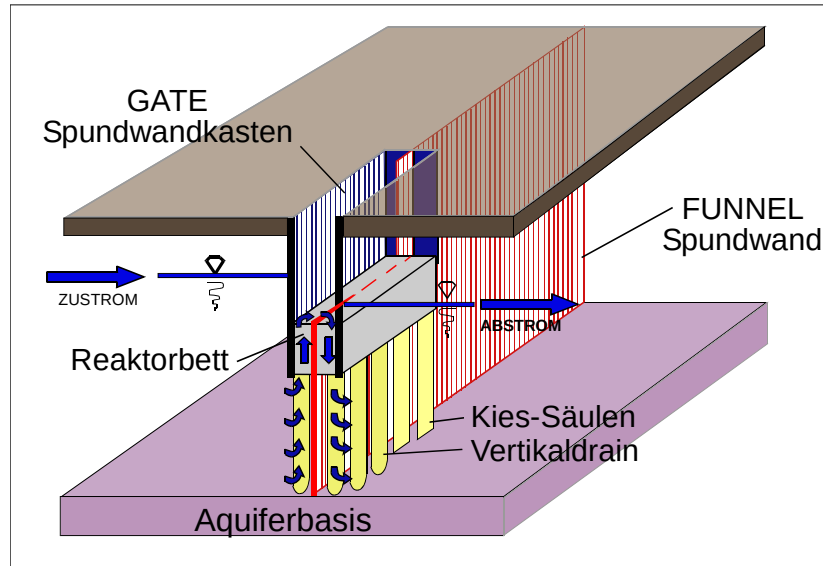


Abbildung 60. Reaktorkonstruktion des Wandsystems am Standort Edenkoben, Rheinland-Pfalz (adaptiert nach Rochmes, 2000)

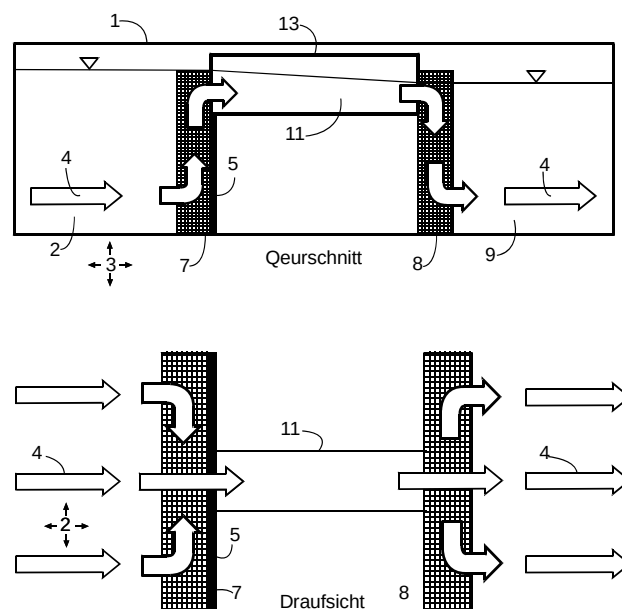


Abbildung 61. Schematische Darstellung einer in situ-Sanierungsvorrichtung mit vertikaler Umlenkung des Grundwasserstroms (Deutsch et al., 2001)

Bei Vorliegen einer komplexen Grundwasserkontamination können verschiedene Prozeßtechnologien kombiniert werden (wie beispielsweise an den Standorten Alameda, Kalifornien (U.S.A.) und Bitterfeld, Sachsen-Anhalt), indem mehrere, hintereinander geschaltete Reaktoren mit unterschiedlichen Aufgaben verwendet werden (Abbildung 62). Auch kann, um auf unvorhersehbare Leistungseinbußen des reaktiven Materials während des Betriebes der Reinigungswand reagieren zu können, von vornherein ein nachgeschalteter, zunächst mit Kies befüllter Reaktor eingeplant werden, der bei Bedarf mit weiterem oder anderem geeigneten Füllmaterial bestückt werden kann (Teutsch et al., 1996; Teutsch et al., 1999).

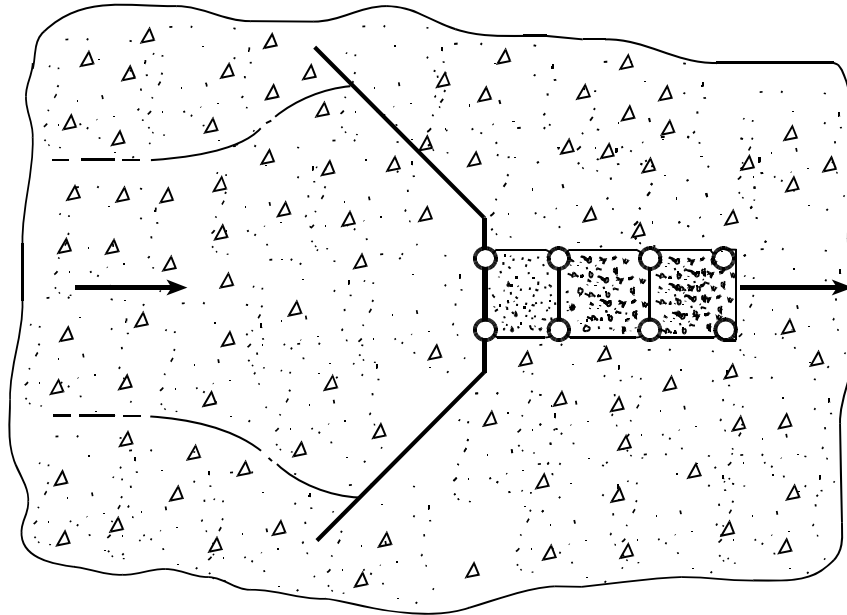


Abbildung 62. Konstruktionsbeispiel für in Reihe geschaltete Reaktoren (Cherry et al., 1993)

5.3.1.4 Sonderkonstruktionen

„Dichtwand-Heber-Reaktor“ (DHR)

Das DHR-Verfahren (Barczewski & Memminger, 2002) kombiniert eine Absperrung des Grundwasserstroms (Dichtwand) mit einer passiv, durch Ausnutzung eines natürlich vorhandenen Potentialgefälles betriebenen Grundwasserentnahme (Saugheberanordnung). Das zu sanierende Grundwasser wird über einen Brunnenschacht o.ä. gefaßt und der Reaktoreinheit zugeführt. Das gereinigte Grundwasser kann ggf. stromabwärts in den Grundwasserleiter zurückgeführt werden (Barczewski & Luckner, 2000; Barczewski & Memminger, 2002).

GeoSiphon

Ein sogenannter GeoSiphon ist dem DHR-Verfahren ähnlich, verwendet jedoch keine Dichtwand. Er kann als passives P&T-Verfahren angesehen werden. Das reaktive Material kann in situ als Filter um den Entnahmebrunnen herum oder in einer oberirdischen Behandlungsanlage angeordnet werden (gleiches trifft auch für das DHR-Verfahren zu).

5.3.2 Dimensionierung einer Reinigungswand

Nachdem die grundsätzliche Machbarkeit festgestellt und ein für den jeweiligen Standort aller Voraussicht nach geeignetes Wandsystem (CRB, F&G oder D&G) ausgewählt wurde, muß die Reinigungswand fachgerecht dimensioniert werden. Die Dimensionierung erfolgt, aufbauend auf der Standortcharakterisierung, in aller Regel schrittweise (siehe Abbildung 63), beginnend mit einer Vor-Dimensionierung, in der erste Anhaltswerte für relevante Bemessungsgrößen abgeschätzt werden. Dieser Schritt beinhaltet Aufgaben, die in vielen Fällen, zumindest teilweise, bereits im Rahmen der Prüfung der grundsätzlichen Machbarkeit durchgeführt wurden. Im Rahmen der Dimensionierung der Reinigungswand sind in diesem Schritt vor allem Werte für die erforderliche Wanddicke oder die erforderlichen Reaktorvolumina sowie die erreichbaren Leitfähigkeiten der Reaktorelemente abzuschätzen (siehe Kapitel 5.3.2.1). Liegen die genannten Eckdaten aus der Vor-Dimensionierung vor, kann die nachfolgende hydraulische Dimensionierung des Gesamtsystems (siehe Kapitel 5.3.2.2) weitgehend unabhängig vom dritten Dimensionierungsschritt, der Reaktor-Dimensionierung (siehe Kapitel 5.3.2.3) erfolgen.

Ziel der hydraulischen Dimensionierung ist es, die Position, die Ausrichtung und die Abmessungen der Reinigungswand festzulegen. Das Hauptziel ist hierbei, unabhängig von der geplanten Konstruktionsart, die vollständige Erfassung der Schadstofffahne durch die Reinigungswand zu gewährleisten. Die im einzelnen festzulegenden Bemessungsgrößen und die zu beachtenden Bemessungskriterien hängen von der jeweiligen Konstruktionsart ab und werden in Kapitel 5.3.2.2 näher erläutert. Nach Durchführung der hydraulischen Dimensionierung sind alle Parameter, die die Hydraulik des Systems maßgeblich bestimmen, festgelegt. Üblicherweise wird die hydraulische Dimensionierung (wie auch die Reaktordimensionierung) mittels mathematischer Modellrechnungen durchgeführt oder zumindest durch diese unterstützt. Entsprechend kann nach Festlegung der hydraulisch relevanten Systemparameter auch prognostiziert werden, wie das System die natürlichen Grundwasserströmungsverhältnisse verändert und welche Wassermengen (Volumenströme) der oder den reaktiven Zonen (Reaktoren) zugeführt wird.

Die Quantifizierung der Beaufschlagung des Systems wird komplettiert durch eine Betrachtung der im abzureinigenden Grundwasser kurz-, mittel- und langfristig zu erwartenden Schadstoffkonzentrationen/-frachten.

Schließlich erfolgt in einem dritten Schritt die Dimensionierung der Reaktoren bzw. der reaktiven Zonen. Mit den aus der hydraulischen Dimensionierung vorliegenden Ergebnissen sind die in der Vor-Dimensionierung ermittelten Schätzwerte für Reaktorvolumen oder Wanddicke zu präzisieren. In manchen Fällen kann es vorkommen, daß die nun wesentlich gründlicheren und detaillierteren Betrachtungen zu Ergebnissen führen, die sich so deutlich von den Schätzwerten der Vor-Dimensionierung unterscheiden, daß eine Überarbeitung, zumindest aber eine Überprüfung der hydraulischen Dimensionierung erforderlich wird.

Neben der Sicherstellung der langfristigen Funktion der Reinigungswand im Sinne des bzw. der primären Sanierungsziele sind bei der Dimensionierung verschiedene weitere, allgemeine Anforderungen an die Sanierungsuntersuchung und den Sanierungsplan zu erfüllen (nach § 6 BBodSchV und § 13 BBodSchG, siehe auch Anhang 3 der BBodSchV). Weiterhin sollte beachtet werden, daß im Rahmen der Dimensionierung der Reinigungswand immer auch die Suche nach dem bestmöglichen System verfolgt werden sollte. Das heißt, es ist, soweit der finanzielle und zeitliche Rahmen dies zuläßt, unter der Vielzahl an möglichen Systemvarianten die kosteneffektivste Variante zu bestimmen.

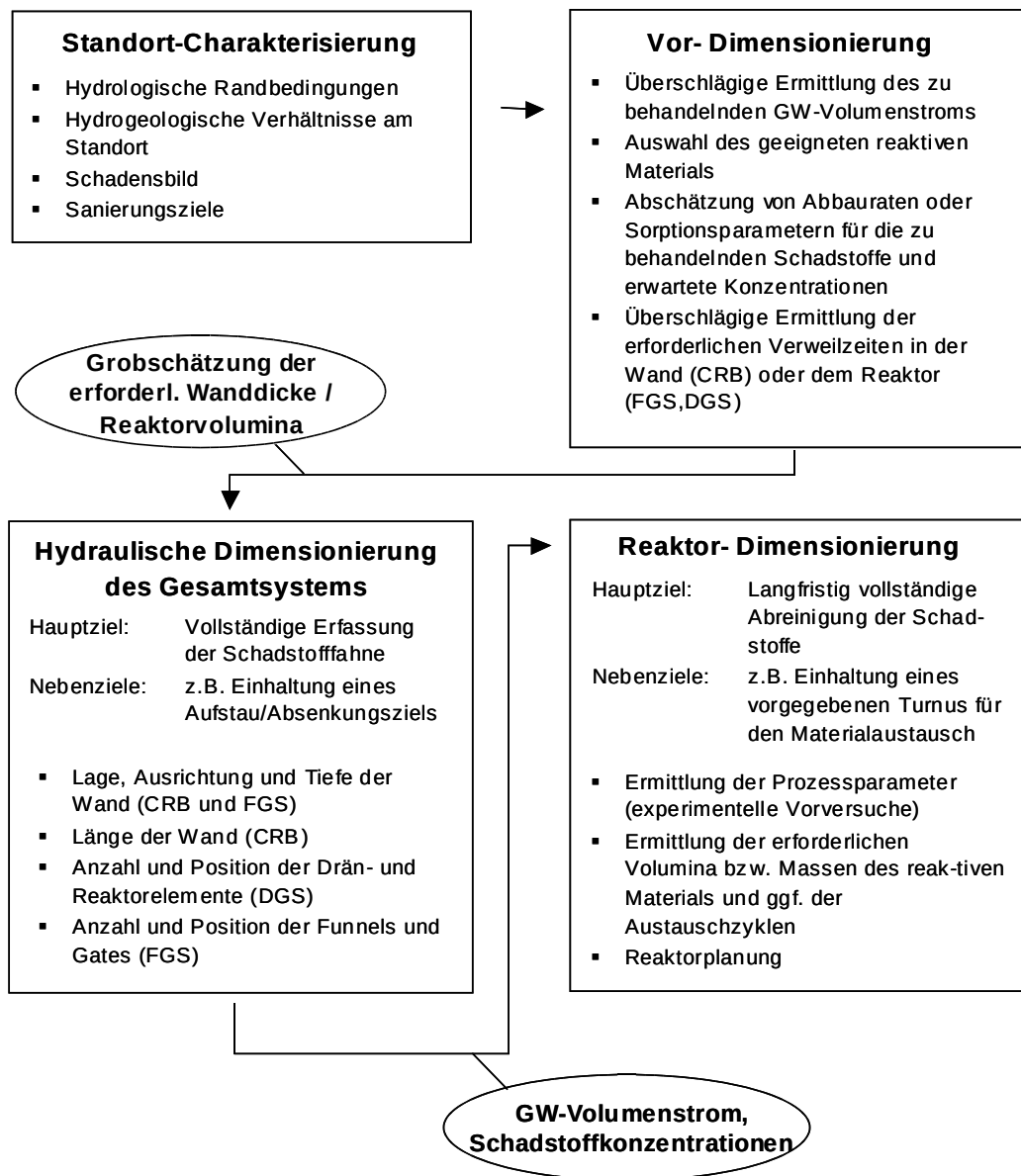


Abbildung 63. Ablaufschema und wesentliche Aufgaben der Dimensionierung einer Reinigungswand

Es sei darauf hingewiesen, daß zur Dimensionierung von Reinigungswänden mittlerweile zahlreiche Veröffentlichungen vorliegen, die als Ergänzung des vorliegenden Handbuchs hilfreich sein können. Dies sind (u.a.): Starr & Cherry, 1994; Schad, 1996a; Schad, 1996b; LfU Baden-Württemberg, 1997; Beitinger & Bütow, 1996; Teutsch et al., 1996; Beitinger, 1997; Beitinger & Bütow, 1997; Suthersan, 1997; ITRC, 1999; Gavaskar et al., 1998a; U.S. EPA, 1998; Teutsch et al., 1999; Schad, 2000; Gavaskar et al., 2000; Carey et al., 2002; U.S. EPA, 2002; Bürger et al., 2003a; Bürger et al., 2003b; Cirpka et al., 2004; Bürger & Finkel, 2005; Bayer & Finkel, 2005; Bayer et al., 2005.

5.3.2.1 Vor-Dimensionierung

Erforderliches Reaktorvolumen (F&G, D&G)/erforderliche Wanddicke (CRB)

Ein wichtiger Punkt der Vor-Dimensionierung ist die überschlägige Ermittlung der erforderlichen Menge an reaktivem Material. Entscheidende Eingangsgrößen hierbei sind:

- der zu behandelnde Grundwasservolumenstrom, Q ,
- die im Grundwasser vorhandenen und in der reaktiven Zone abzureinigenden Schadstoffe,
- die vorliegenden Schadstoff-Konzentrationen, C_0 ,
- die Abbaukinetik sowie
- das vorgegebene Sanierungsziel, d.h. die unterstromig der Reinigungswand, also nach Reinigung des Grundwassers einzuhaltenen Schadstoffkonzentrationen, C_{ziel} .

Der durch das Gesamtsystem zu reinigende Grundwasservolumenstrom kann dabei wie folgt abgeschätzt werden:

$$Q = B_{\text{Fahne}} \cdot m \cdot K_{\text{Aquifer}} \cdot I$$

wobei B_{Fahne} die geschätzte Breite der Schadstofffahne ist, m die Aquifermächtigkeit, K_{Aquifer} der mittlere Durchlässigkeitsbeiwert des Grundwasserleiters und I der hydraulische Gradient bei ungestörten (natürlichen) Grundwasserströmungsverhältnissen.

Die vorliegenden Schadstoffarten sollten bereits im Rahmen der Standorterkundung ermittelt und ebenso bekannt sein wie Schätzwerte der mittleren Schadstoffkonzentrationen.

Maßgeblich für die Ermittlung des Reaktorvolumens oder der Wanddicke sind die für eine langfristig wirksame Abreinigung des Grundwassers erforderliche Mindestverweilzeit, T_{erf} , im Reaktor bzw. in der Wand. Je nach Schadstoffart und Reaktortyp (i.a. Abbau- oder Sorptionsreaktor) können diese Verweilzeiten folgendermaßen abgeschätzt werden.

Für Abbaureaktoren (z.B. Fe(0)) kann in der Regel in guter Näherung angenommen werden, daß der Abbauprozess durch eine Reaktion 1. Ordnung beschrieben werden kann:

$$\frac{dC}{dt} = -k C \quad \rightarrow \quad \frac{C}{C_0} = e^{-k \cdot t}$$

Für viele Schadstoffe liegen entsprechende Abbaugeschwindigkeitskonstanten, k , aus der Literatur vor. Wurden im Rahmen einer Machbarkeitsstudie hierzu bereits Laborversuche durchgeführt, so sind selbstverständlich die hier ermittelten Werte anzusetzen. Die erforderliche Aufenthaltszeit ergibt sich als Maximalwert der schadstoffspezifisch ermittelten Aufenthaltszeiten:

$$T_{\text{erf}} = T_{\text{erf, Abbau}} = \left(\frac{\ln(C/C_{\text{Ziel}})}{k} \right)$$

Für Sorptionsreaktoren (z.B. Aktivkohle) ist die erforderliche Mindestverweilzeit, T_{erf} , abhängig von der gewünschten Standzeit einer Reaktorfüllung, T_{Op} , den Eigenschaften des reaktiven Materials und den Sorptionsparametern. In der Vor-Dimensionierung kann in der Regel vereinfachend von einer schnellen Sorption unter Gleichgewichtsbedingungen ausgegangen werden. Es gilt:

$$T_{erf} = T_{erf, Sorption} = \left(\frac{T_{Op}}{R} \right)$$

wobei R_i der Retardationsfaktor der Schadstoffkomponente i ist, der auf der Grundlage der entsprechenden Sorptionsisotherme ermittelt werden kann:

$$R = 1 + \frac{\rho}{n} K_d$$

wobei ρ die Trockenlagerungsdichte und n die effektive Porosität des reaktiven Materials ist. Der Verteilungsparameter K_d ist in der Regel abhängig von der jeweiligen Schadstoffkonzentration, entsprechend einer nicht-linearen Sorptionsisotherme. Für die häufig verwendete Freundlich-Isotherme bestimmt sich K_d durch:

$$K_d = K_d^* = K_{fr} \cdot C^{(n_{fr}-1)}$$

mit K_{fr} und n_{fr} als Isothermenparameter.

Sind Schätzwerte für den zu behandelnden Grundwasservolumenstrom, Q , und die erforderliche Verweilzeit bestimmt, kann das erforderliche Reaktorvolumen, V_{erf} , bzw. die erforderliche Wanddicke, d_{erf} , näherungsweise bestimmt werden durch:

$$V_{erf} = \frac{T_{erf} \cdot Q}{n}$$

bzw.

$$d_{erf} = \frac{T_{erf} \cdot q_{Wand}}{n} = T_{erf} \cdot v_{Wand}$$

wobei $q_{Wand} = Q/A$ der Grundwasservolumenstrom pro Querschnittsfläche, d.h. die Filtergeschwindigkeit, und v_{Wand} die Fließ- bzw. Abstandsgeschwindigkeit ist. V_{erf} gibt das Gesamtvolumen an. Werden in der nachfolgenden hydraulischen Dimensionierung Systeme mit mehreren Reaktoren untersucht, sind entsprechend kleinere Einzelvolumina anzusetzen.

Zu beachten ist, daß die beschriebenen Ansätze lediglich eine erste Abschätzung von V_{erf} bzw. d_{erf} liefern, da sie auf Mittelwerten und verschiedenen vereinfachenden Annahmen basieren. Hierunter sind insbesondere zu erwähnen:

- Bei Vorhandensein mehrerer relevanter Schadstoffe werden diese als System mehrerer, sich nicht gegenseitig beeinflussender oder interagierender Einzelschadstoffe behandelt. Die Produktion von Zwischenprodukten beim Schadstoffabbau oder eine konkurrierende Sorption werden – sofern sie nicht limitierend sind – nicht betrachtet.

- Es wird von einer gleichförmigen Durchströmung der Wand bzw. des Reaktors ausgegangen. Diese Annahme wird insbesondere im Falle einer CRB nicht erfüllt. Eine verlässliche Abschätzung der Ungleichförmigkeit läßt sich jedoch im Rahmen der Vor-Dimensionierung nicht erreichen. Es ist erforderlich, die geschätzten Werte um einen gewissen Aufschlag zu erhöhen (siehe Kapitel 5.3.2.2).

In diesem Zusammenhang soll jedoch nochmals deutlich auf das Ziel der Vor-Dimensionierung hingewiesen werden. Sie dient lediglich einer Vorbemessung, mit der sichergestellt werden soll, daß in der nachfolgenden hydraulischen Dimensionierung des Gesamtsystems realistische Dimensionen für Wanddicke oder Reaktorvolumina verwendet werden. Die Vor-Dimensionierung ersetzt jedoch nicht die eigentliche Reaktor- oder Wanddicke-Dimensionierung, welche erst nach der hydraulischen Dimensionierung und der aus diesem Schritt resultierenden Vorgaben durchgeführt werden kann.

Leitfähigkeit des Reaktors (F&G/D&G)

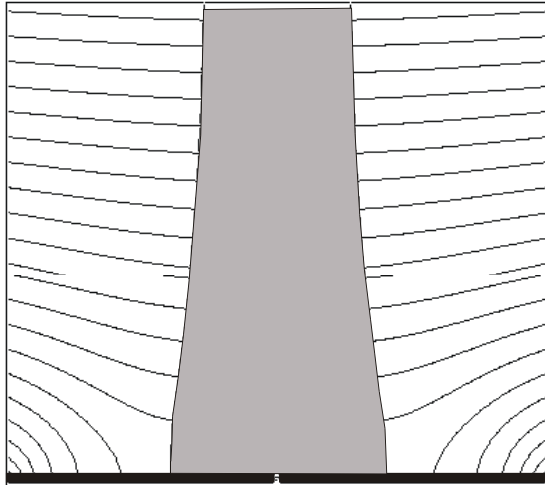
Die Leitfähigkeit des Reaktors beeinflusst die erreichbare Erfassungsbreite eines F&G.

Für horizontal durchströmte Reaktoren gilt die Regel, daß der Durchlässigkeitsbeiwert des Reaktormaterials, K_{gate} , über dem Durchlässigkeitsbeiwert des Grundwasserleiters, $K_{Aquifer}$, liegen sollte. Die Bedeutung des Verhältnisses $K_{gate}/K_{Aquifer}$ hinsichtlich der hydraulischen Wirkung eines F&G veranschaulicht Abbildung 64 am Beispiel eines 1-Gate-F&G in einem homogenen Aquifer. Es ist zu sehen, daß die Fälle $K_{gate}/K_{Aquifer} \geq 1$ nur geringe Unterschiede aufweisen. Diese Insensitivität der Erfassungsbreite eines F&G gegenüber K_{gate} sofern $K_{gate} > K_{Aquifer}$ kann darauf zurückgeführt werden, daß für die hydraulische Wirkung des F&G die effektive Durchlässigkeit von Gate und Aquifer entscheidend ist.

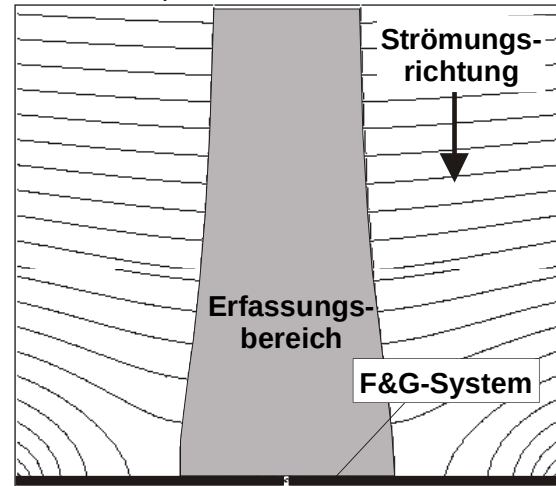
Der effektive Durchlässigkeitsbeiwert läßt sich dabei dem harmonischen Mittelwert der Durchlässigkeit des Gates und des Aquifers in einem gewissen Bereich ober- und unterstromig des Gates zuordnen. Damit wird der Gatedurchfluß von dem Bereich der geringsten Durchlässigkeit kontrolliert. Für Verhältnisse $K_{gate} > K_{Aquifer}$ ist dies der Aquifer, und die Erfassungsbreite ist dann weitgehend unabhängig von K_{gate} .

Bei der Überprüfung der Eignung des oder der reaktiven Materialien sollte immer berücksichtigt werden, daß in der Regel lange Standzeiten zu gewährleisten sind. Bei der Prüfung der Materialdurchlässigkeit sind daher auch mögliche durchlässigkeitsreduzierende Präzipitatbildungen oder andere „Clogging“-Effekte zu berücksichtigen (Teutsch et al., 1999). Gleiches trifft für Konsolidations- oder Quellprozesse zu.

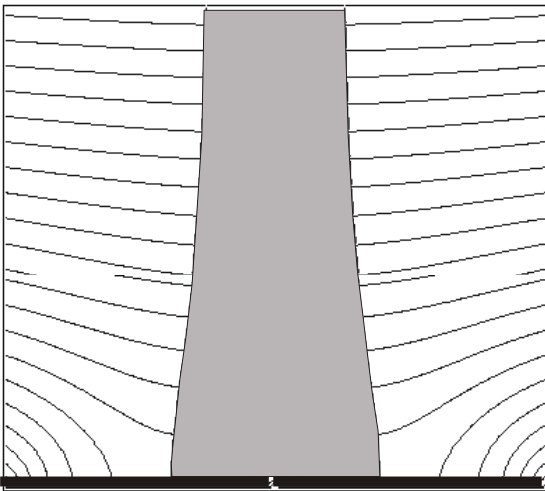
a) $K_{\text{Gate}}/K_{\text{Aquifer}} = 100$



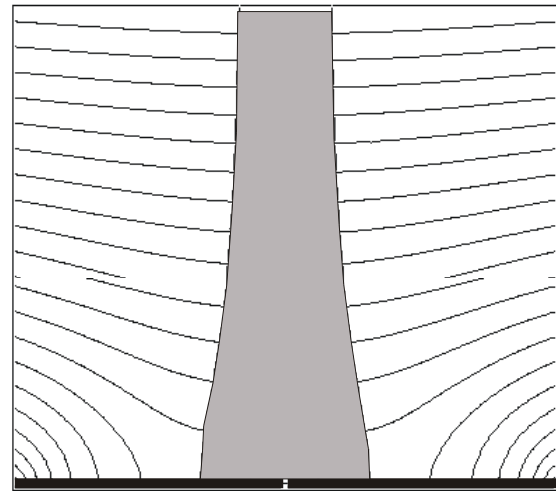
b) $K_{\text{Gate}}/K_{\text{Aquifer}} = 10$



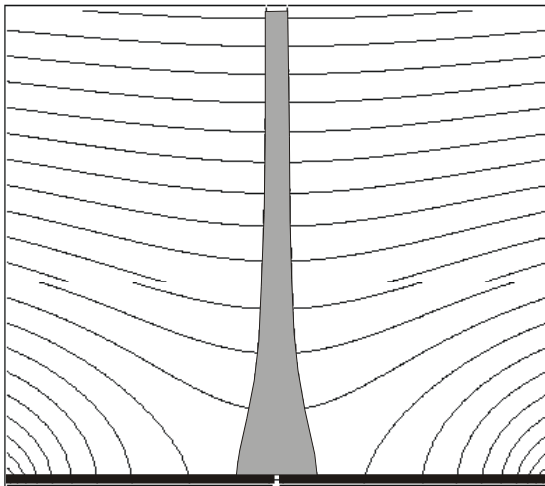
c) $K_{\text{Gate}}/K_{\text{Aquifer}} = 1$



d) $K_{\text{Gate}}/K_{\text{Aquifer}} = 0.1$



e) $K_{\text{Gate}}/K_{\text{Aquifer}} = 0.01$



f) $K_{\text{Gate}}/K_{\text{Aquifer}} = 0.001$

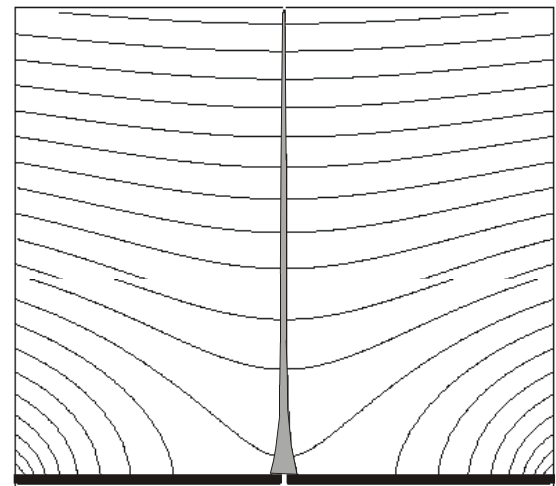


Abbildung 64. Vergleich der Äquipotentiallinien und Erfassungsbereiche eines F&G-Systems für verschiedene Verhältnisse $K_{\text{gate}}/K_{\text{aquifer}}$ (aus Tolksdorff, 1997)

Für Reaktoren, in welchen die Strömung umgelenkt wird, muß die durch eine längere Fließstrecke und einen verringerten Durchflußquerschnitt bedingte Verringerung der Leitfähigkeit berücksichtigt werden. Für die Leitfähigkeit, Co („Conductance“), gilt allgemein:

$$Co = \frac{K_{gate} \cdot A}{L}$$

wobei A der Durchflußquerschnitt und L die Fließstrecke ist.

Die erforderliche effektive Durchlässigkeit des reaktiven Materials und des verwendeten Filterkieses muß daher in einem Reaktor mit umgelenkter Strömung höher sein als in einem horizontal durchströmten Reaktor. Zur Erläuterung sollen beispielhaft die in Abbildung 65 dargestellten Reaktorsystem verglichen werden.

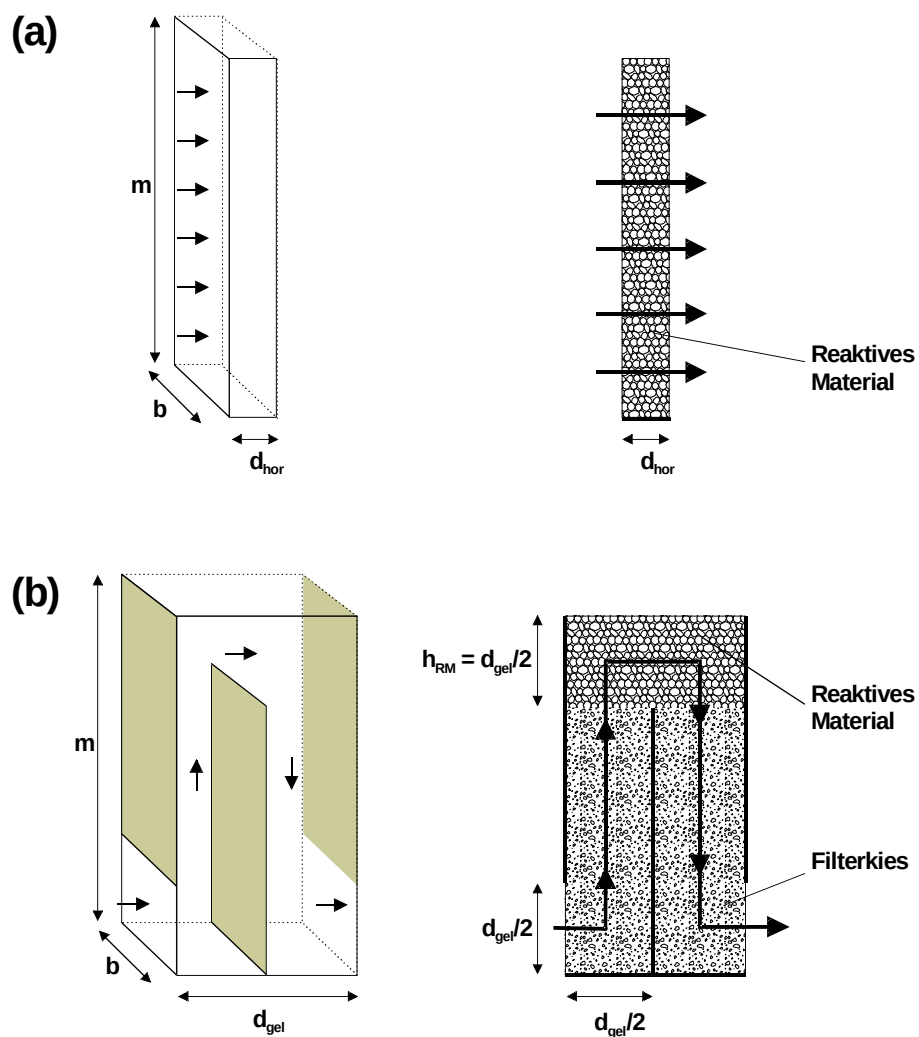


Abbildung 65. Schematische Darstellung eines (a) horizontal durchströmten Reaktors und eines (b) Reaktors mit umgelenkter Strömung. Beide Reaktoren enthalten dasselbe Volumen reaktiven Materials.

Ausgehend von einem erforderlichen Volumen reaktiven Materials (siehe oben), V_{RM} , und einem Soll-Wert des Durchlässigkeitsbeiwerts für den horizontal durchströmten Reaktor, $K_{gate,hor-soll}$, (gemäß den obigen Ausführungen) ergibt sich eine Soll-Leitfähigkeit, $Co_{gate-soll}$, von

$$Co_{gate-soll} = \frac{K_{gate,hor-soll} \cdot m \cdot b}{d_{hor}} = \frac{K_{RM} \cdot m \cdot b}{d_{hor}}$$

mit m als wassererfüllte Aquifermächtigkeit, b als Breite des Reaktors und d_{hor} als erforderliche Reaktorlänge (in Fließrichtung), die sich berechnet nach:

$$d_{hor} = \frac{V_{RM}}{m \cdot b}$$

Da im Reaktor mit umgelenkter Strömung das reaktive Material nicht über die gesamte Aquifermächtigkeit eingebracht wird, gilt für die erforderliche Reaktorlänge, d_{gel} , hier

$$V_{RM} = h_{RM} \cdot d_{gel} \cdot b \quad \rightarrow \quad d_{gel} = \frac{V_{RM}}{h_{RM} \cdot b}$$

Mit der mittleren Gesamt-Fließstrecke L_{gel} sowie den Fließstrecken im Filterkies, L_{Kies} und im reaktiven Material, L_{RM} , ergibt sich ein effektiver Durchlässigkeitsbeiwert von

$$K_{gate,gel} = \frac{L_{gel}}{\frac{L_{Kies}}{K_{Kies}} + \frac{L_{RM}}{K_{RM}}}$$

wobei K_{Kies} und K_{RM} die Durchlässigkeitsbeiwerte des Filterkieses und des reaktiven Materials sind.

Die Leitfähigkeit des in Abbildung 65 skizzierten Reaktors mit gelenkter Strömung errechnet sich dann zu

$$Co_{gate,gel} = \frac{K_{gate,gel} \cdot \frac{d_{gel}}{2} \cdot b}{L_{gel}}$$

Um die geforderte Leitfähigkeit, $Co_{gate,hor-soll}$, zu erreichen, muß $K_{gate,gel}$ wesentlich größer sein als $K_{gate,hor}$.

5.3.2.2 Hydraulische Dimensionierung

Allgemeine Ziele und Rahmenbedingungen

Wie bereits erwähnt, soll die hydraulische Dimensionierung vorrangig sicherstellen, daß die Reinigungswand so gestaltet und bemessen wird, daß die im Grundwasser vorliegende Schadstofffahne langfristig vollständig erfaßt wird. Dies bedeutet, daß alle in näherer oder ferner Zukunft möglichen oder denkbaren Änderungen, die für die hydraulische Wirkung der Reini-

gungswand von Belang sein könnten, in die Betrachtungen mit einbezogen werden sollten. Hierbei sind insbesondere natürliche Schwankungen des Grundwasserspiegels und der Grundwasserfließrichtung zu beachten, ggf. auch Grundwasserentnahmen oder -einleitungen. Werden diese Änderungen nicht oder unzureichend berücksichtigt, wird die Reinigungswand zumindest zeitweise die Schadstofffahne nicht vollständig erfassen und die geforderten Sanierungszielwerte einhalten.

Die geplante Reinigungswand sollte die natürlichen Grundwasserströmungsverhältnisse nur so gering wie zum Erreichen der Sanierungsziele notwendig beeinflussen. Grundwasserspiegeländerungen sollten sich auf ein Mindestmaß und nach Möglichkeit auf den unmittelbaren Nahbereich der Reinigungswand beschränken. Für die wasserrechtliche Genehmigung des Sanierungsvorhabens kann dieser Punkt von entscheidender Bedeutung sein. Eine nennenswerte Beeinflussung ist generell jedoch nur für F&G und D&G zu erwarten. CRB führen im Regelfall nur zu untergeordneten Änderungen der natürlichen Grundwasserströmungsverhältnisse.

Bei der Bestimmung möglicher Trassen der Reinigungswand ist der ober- und unterirdischen Infrastruktur des Standorts sowie der derzeitigen und künftigen (geplanten) Bebauung und Nutzung einschließlich der Eigentumsverhältnisse des Standorts inklusive etwaiger Landschaftsschutzgebiete oder Wasserschutzzonen Rechnung zu tragen. Beispielsweise muß die Zugänglichkeit von Reaktoren oder notwendiger Kontrolleinrichtungen (z.B. Monitoringbrunnen) langfristig gewährleistet sein. Ebenso sind alle, die Herstellung der Reinigungswand betreffende Faktoren, wie vorhandene Wege und Wegerechte, Geländemorphologie, Vegetation, Rohre, Kanäle, Kabeltrassen, Fundamente etc. zu berücksichtigen. Auch bereichsweise günstige Untergrundverhältnisse, wie beispielsweise örtlich geringere Aquifermächtigkeiten, sollten, sofern möglich, ausgenutzt werden, um auf diese Weise eine kostengünstigere Herstellung des Wandbauwerkes zu ermöglichen.

Üblicherweise bestehen nach Berücksichtigung aller genannten Rand- und Rahmenbedingungen nur relativ wenig Freiräume bei der Trassenwahl. Die Aufgaben der hydraulischen Dimensionierung beschränken sich daher meist auf eine Entscheidung zwischen einiger weniger Trassenoptionen und einer bestmöglichen Ausgestaltung der Reinigungswand entlang der ausgewählten Trasse.

Der heterogene Aufbau natürlicher Grundwasserleiter ist für die hydraulische Dimensionierung einer Reinigungswand von großer Bedeutung. Räumliche Variabilitäten der Durchlässigkeit als auch der Verteilung der Schadstoffe führen zu einer räumlich ebenfalls heterogenen „Belastung“ der zu planenden Reinigungswand. Die auch bei intensiver Standorterkundung zwangsläufig unvollständige Kenntnis über den genauen Aufbau des Untergrunds erschwert darüber hinaus zuverlässige Wirkungsprognosen und somit die Erbringung eines zuverlässigen Nachweises für das spätere Funktionieren des Sanierungssystems. Weitere Unsicherheiten stehen im Zusammenhang mit der Beschreibung der geochemischen Randbedingungen und deren Einfluß auf die Abreinigungsprozesse.

Die Berücksichtigung vorhandener Unsicherheiten ist daher ein unverzichtbarer Bestandteil einer sorgfältigen Dimensionierung. Dies kann entweder durch geeignete Sicherheitsaufschläge (Schad, 2000; Teutsch et al., 1996), d.h. eine entsprechende „Überdimensionierung“, erfolgen oder durch eine Planung auf der Grundlage einer Analyse möglicher Szenarien mit Hilfe eines mathematischen Modells. Zu bemerken ist, daß die genannten Unsicherheiten keinesfalls ein spezifisches Problem der Dimensionierung einer Reinigungswand sind, sondern vielmehr eine generelle Schwierigkeit darstellen, die gleichermaßen auch für die Planung anderer Sanierungsalternativen relevant ist. Generell gilt, daß die Unsicherheiten mit jeder weiteren Erkundung reduziert werden können. Ein vergleichsweise hoher Erkundungsaufwand er-

scheint daher grundsätzlich angeraten. Erste vergleichende Untersuchungen möglicher Erkundungsstrategien (ZAG, 2005) deuten darauf hin, daß eine detaillierte Erkundung der Wandtrasse hierbei besonders wichtig ist.

Der Umfang der bei der hydraulischen Dimensionierung im einzelnen durchzuführenden Betrachtungen und Aufgaben hängt von der betrachteten Konstruktionsart und der Komplexität der jeweils vorliegenden standortspezifischen Fragestellungen ab. Die nachfolgenden Abschnitte skizzieren die wesentlichen Aufgaben der hydraulischen Dimensionierung für die drei gängigsten Konstruktionsarten/Wandtypen (CRB, F&G und D&G) und weisen auf die jeweiligen Problemschwerpunkte hin, mit welchen man typischerweise konfrontiert ist. Es sei an dieser Stelle aber ausdrücklich darauf hingewiesen, daß die hydraulische Dimensionierung immer einzelfall- bzw. standortspezifisch durchgeführt werden muß und nur bedingt allgemeinen Regeln folgt.

Vollflächig durchströmte Reinigungswand

Die Aufgaben der hydraulischen Dimensionierung einer CRB sind in der folgenden Tabelle 28 in einer Übersicht dargestellt.

Tabelle 28. Aufgaben der hydraulischen Dimensionierung einer CRB

Aufgaben	Wann relevant
Bestimmung der Lage, Ausrichtung und ungefähre Länge des Bauwerks (Trassenwahl)	Immer
Optimierung der Lage, Ausrichtung und der erforderlichen Länge des Bauwerks	Immer
Prüfung, ob eine Ausführung als „hängende“ Wand möglich ist	Bei großen Aquifermächtigkeiten
Bestimmung der zur Gewährleistung einer ausreichenden Aufenthaltszeit erforderlichen Wanddicke → Ermittlung der Fließgeschwindigkeiten und -richtungen sowie Verweilzeiten in der Reinigungswand (inklusive einer Abschätzung der zeitlichen und räumlichen Variabilität)	Immer
Nachweis, daß die Effektivität der Reinigungswand auch bei möglichen Änderungen der Grundwasserströmungsverhältnisse (durch saisonale oder langfristige Änderung der hydrologischen Randbedingungen) gegeben ist	Wenn nennenswerte Änderungen zu erwarten sind
Bewertung der Auswirkungen eines möglichen Durchlässigkeitsverlustes in der reaktiven Zone	Immer
Auslegung der Reinigungswand als Maßnahme in Kombination mit anderen (bestehenden oder geplanten) Maßnahmen	Wenn der Sanierungserfolg mit der Reinigungswand als Einzelmaßnahme fraglich ist

Die hydraulische Dimensionierung einer CRB ist im Vergleich zu Systemen mit gelenkter Grundwasserströmung weniger aufwendig und anspruchsvoll. Da eine CRB die natürlichen Grundwasserströmungsverhältnisse i.a. nur wenig verändert, können Lage, Länge und Tiefe der Wand verlässlich bestimmt werden, sofern die natürlichen hydraulischen Bedingungen einschließlich möglicher zeitlicher Schwankungen sowie die Lage der Schadstofffahne gut charakterisiert sind. Generell schwierig ist dagegen die Bestimmung der erforderlichen Wanddicke. Auf diesen Aspekt wird daher in den weiteren Ausführungen näher eingegangen.

Wandtiefe

Die Wandtiefe richtet sich in der Regel nach der Tiefenlage des Grundwasserstauers, in welchen die Wand einbinden sollte. Ist eine „hängende Wand“ geplant, muß durch eine ausreichende Tiefe der Wand sichergestellt werden, daß die Wand sämtliche kontaminierte Horizonte erfaßt und eine Unterströmung der Wand durch kontaminiertes Grundwasser ausgeschlossen werden kann. Entscheidend ist in diesem Fall eine Bestimmung der Anisotropie der hydraulischen Durchlässigkeit ($k_{f, \text{horizontal}}/k_{f, \text{vertikal}}$).

Wandlänge

Das System wird üblicherweise senkrecht zur allgemeinen Grundwasserströmungsrichtung ausgerichtet. Die Wandbreite muß, um die Schadstofffahne vollständig zu erfassen, mindestens der Breite der Fahne einschließlich eventueller Schwankungen (z.B. durch Grundwasserfließrichtungsänderungen) entsprechen. Zur Berücksichtigung von Unsicherheiten hinsichtlich der Standortcharakterisierung sollte ein Sicherheitszuschlag eingeplant werden, um ein unerwünschtes seitliches Umströmen des Wandbauwerkes, d.h. eine nur teilweise Erfassung der Schadstofffahne, auszuschließen.

Durchlässigkeit

Die hydraulische Durchlässigkeit des reaktiven Materials ist im Regelfall aus der Vor-Dimensionierung bekannt und eine Eingangsgröße der hydraulischen Dimensionierung. Sie sollte mindestens in der Größenordnung der maximalen Werte des natürlichen Aquifers liegen, um auch lokal unerwünschte Barrierewirkungen zu vermeiden. Ist eine Mischung aus reaktivem Material und beispielsweise Sand als Füllmaterial vorgesehen, bestehen hier Spielräume, die ggf. ausgenutzt werden können. Auch Sandwichsysteme mit „vor- und/oder nachgeschalteten“ Filterschichten sind denkbar (siehe z.B. Abbildung 66).

Wanddicke

Die Wanddicke ist für die hydraulische Wirkung der Reinigungswand eher von untergeordneter Bedeutung. Die Bestimmung der Wanddicke ist daher im engeren Sinne Aufgabe der anschließenden Dimensionierung der reaktiven Zone. Sie muß so bemessen sein, daß eine ausreichende Aufenthaltszeit für die Abreinigung (Abbau, Fällung oder Sorption) der im Grundwasser vorliegenden Schadstoffe gegeben ist. Hierzu müssen die zu erwartenden Fließgeschwindigkeiten und -richtungen im Bereich der Wand ermittelt bzw. abgeschätzt werden.

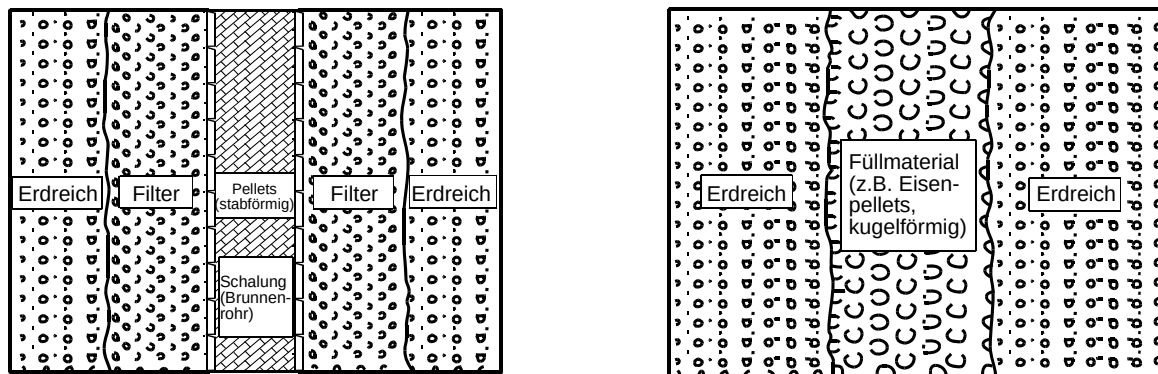


Abbildung 66. Beispiele für den Wandaufbau einer CRB (nach Beitinger, 1997)

Eine verlässliche Bestimmung der Verweilzeiten würde eine im Nahbereich der Wand auch lokal genaue Beschreibung der räumlich heterogenen Verteilung der Aquiferdurchlässigkeiten erfordern. Dies ist in der Praxis, auch bei größtem Erkundungsaufwand, jedoch nicht möglich. Dementsprechend bestehen vor allem bezüglich der Kenntnis der Variabilität der lokalen Fließgeschwindigkeiten große Unsicherheiten. Diese Variabilität und damit der Verweilzeiten in einer CRB belegen verschiedene Modellstudien (Hughes, 2001; ZAG, 2003). Die Spannweite der Verweilzeiten wird dabei stark von der heterogenen Durchlässigkeitsverteilung des umgebenden Aquifers beeinflusst.

Die CRB kann ggf. als verbindendes Element von im natürlichen Zustand nicht verbundenen hochdurchlässigen Zonen oberstromig und unterstromig der Wand (Abbildung 67) wirken und dadurch die vorhandenen Konnektivitäten des natürlichen Aquifers verändern.

Selbst für relative homogene Verhältnisse unterscheiden sich minimale und maximale Verweilzeiten um den Faktor 2 bis 5. Für stark heterogene Verhältnisse wurden Spannweiten bis zu mehr als einer Größenordnung ermittelt (Hughes, 2001; ZAG, 2003). Abbildung 68 zeigt einige Ergebnisse der Studien von Hughes, 2001, für Szenarien eines relativ homogenen Aquifers (Typ „Borden“, entsprechend den Aquifereigenschaften am Versuchsstandort Borden, Ontario in Kanada). Wichtig in diesem Zusammenhang ist, daß die Variabilität der Fließgeschwindigkeit vorab kaum zu prognostizieren ist, wie ein Vergleich der dargestellten Ergebnisse zweier Aquiferszenarien verdeutlicht. Die Variabilität der Fließbedingungen ist hier durch die bei vorgegebener Verweilzeit erforderliche Wanddicke dargestellt. Sie variiert in einem Fall (Abbildung 68, linkes Bild) zwischen 0,08 m und 0,37 m (Faktor ca. 4,5) und im anderen Fall (Abbildung 68, rechtes Bild) zwischen 0,2 m und 0,42 m (Faktor ca. 2,0).

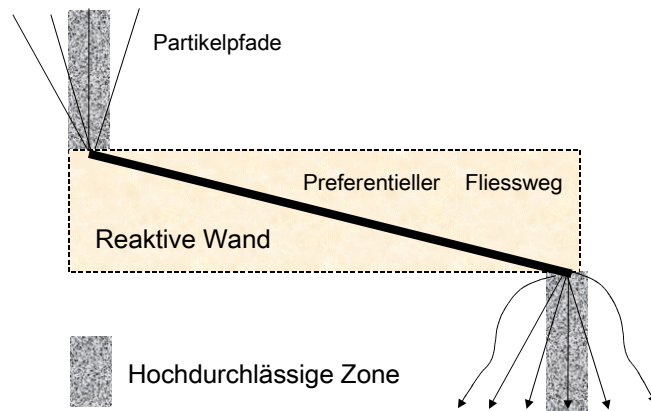


Abbildung 67. Schematische Darstellung der Ursache von preferentiellen Fließwegen, durch eine über die CRB fortgesetzte Konnektivität hochdurchlässiger Zonen

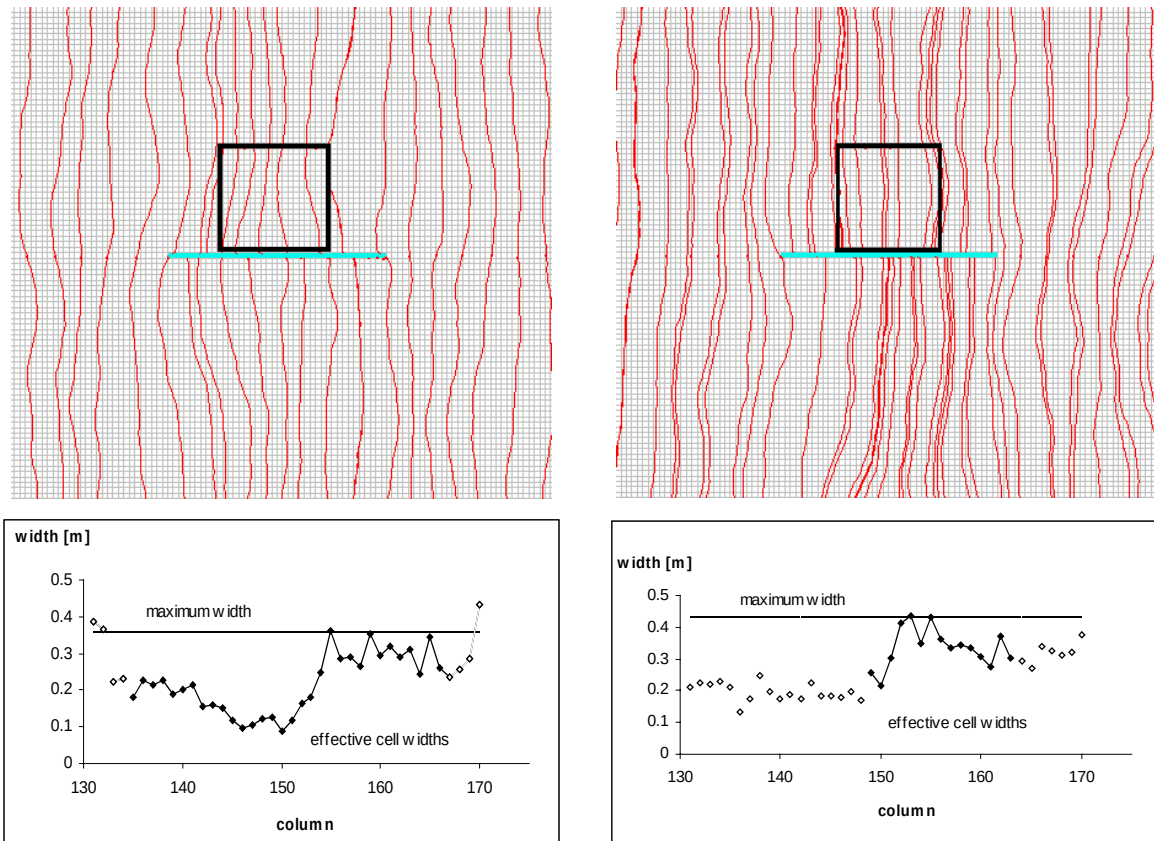


Abbildung 68. Verteilung der erforderlichen Wanddicke einer CRB für einen Aquifer des Typs „Borden“ (vergleichsweise geringe Aquiferheterogenität). Annahmen: k_f -Wert der Wand: 10^{-2} m/s, Gradient: 0,5 %, Porosität: 25 %, erforderliche Verweilzeit: 50 h

Aufgrund der erläuterten Parameterunsicherheiten sind standortbezogene mathematische Modellrechnungen zur exakten Bestimmung der Fließgeschwindigkeiten nur bedingt geeignet. Sie können aber zur näheren Eingrenzung der räumlichen Variabilität der hydraulischen Verhältnisse hilfreich sein. Gegebenenfalls kann mit Hilfe von Modellrechnungen auch geprüft werden, inwieweit zusätzlich eingebaute Mischungszone unter- und/oder oberstromig der Wand zu einer Homogenisierung der Fließgeschwindigkeiten beitragen können.

F&G-System

Bei der hydraulischen Dimensionierung eines F&G sind eine Vielzahl an geometrischen Bemessungsparametern festzulegen, deren Einfluß auf die hydraulische Wirkung des Gesamtsystems nicht separat, sondern nur im Zusammenhang mit den anderen Parametern quantifiziert werden kann. Die in der nachfolgenden Tabelle 29 zusammengefaßten Aufgaben können daher nur mit Hilfe eines mathematischen Strömungsmodells verläßlich durchgeführt werden.

Die Geometrie des F&G bestimmt in Verbindung mit der räumlichen Verteilung der hydraulischen Durchlässigkeit des Aquifers die Breite des Erfassungsbereichs des F&G. Durch die Vielzahl an Parametern (Anzahl, Lage und Breite der Reaktoren, Länge und Ausrichtung der Dichtwände) sind zahlreiche Varianten denkbar. Ziel der hydraulischen Dimensionierung ist es, unter diesen Varianten die kosteneffektivste Variante zu finden, d.h. jene Variante, welche die Schadstofffahne vollständig bei minimalen Herstellungskosten erfaßt. Hierbei sollte auch die Robustheit der jeweiligen Konfiguration gegenüber Änderungen in den Randbedingungen in die Bewertung eingehen.

Für die Dimensionierung gelten einige einfache Grundprinzipien, welche in Abbildung 69 und Abbildung 70 durch Beispielsszenarien illustriert werden. Welche Konfiguration für einen betrachteten Standort am geeignetsten ist, kann jedoch nur bei eingehender Betrachtung der gegebenen Rahmenbedingungen entschieden werden. Grundsätzlich ist festzuhalten, daß ein F&G immer einen hydraulischen Widerstand darstellt, den es durch eine geeignete Dimensionierung zu minimieren gilt.

Wandtiefe

Die Wandtiefe richtet sich in der Regel nach der Tiefenlage des Grundwasserstauers, in welchen die Wand einbinden sollte. Eine Planung als „hängende Wand“ muß generell als kritisch angesehen werden. Wie für eine CRB muß durch eine ausreichende Tiefe der Wand sichergestellt werden, daß die Wand sämtliche kontaminierte Horizonte erfaßt und eine Unterströmung der Wand durch kontaminiertes Grundwasser ausgeschlossen werden kann. Eine unerwünschte Unterströmung der Leitwände kann bei einer Ausbildung als hängendes F&G, wenn überhaupt nur bei einem geringen Versperrungsgrad (Verhältnis der Gesamtlänge der Leitwände zur Gesamtbreite der Gates), engständigen Gates und stark anisotropen Durchlässigkeitsverhältnissen ausgeschlossen werden.

Tabelle 29. Aufgaben der hydraulischen Dimensionierung eines F&G

Aufgabe	Wann relevant?
Bestimmung der Lage, Ausrichtung und ungefähre Länge des Bauwerks (Trassenwahl)	Immer
Optimierung der Ausrichtung und Länge der Dichtwände einschließlich der Anzahl und Lage der Reaktoren	Immer
Optimierung der Breite der Gates/Reaktoren	Sofern die Größe der Reaktorelemente nicht vorgegeben ist
Bestimmung der notwendigen Einbindungstiefe in den Grundwasserstauer	Sofern keine „hängende Wand“
Prüfung, ob eine Ausführung als „hängende“ Wand möglich ist	Bei großen Aquifermächtigkeiten
Ermittlung der Volumenströme in den Reaktoren (inklusive der zeitlichen und räumlichen Variabilität)	Immer
Bewertung der Beeinflussung der natürlichen Grundwasserströmungsverhältnisse durch das Bauwerk	Immer
Nachweis, daß die Effektivität der Reinigungswand auch bei möglichen Änderungen der Grundwasserströmungsverhältnisse (durch saisonale oder langfristige Änderung der hydrologischen Randbedingungen) gegeben ist	Wenn mit Änderungen zu rechnen ist
Bewertung der Auswirkungen eines möglichen Durchlässigkeitsverlustes in der reaktiven Zone	Immer
Auslegung der Reinigungswand als Maßnahme in Kombination mit anderen (bestehenden oder geplanten) Maßnahmen	Wenn der Sanierungsfolg mit einem F&G als Einzelmaßnahme fraglich ist

Wandlänge

Die Breite des durch das F&G erfaßten Grundwasserabstroms ist grundsätzlich geringer als die Gesamtlänge des F&G (vgl. Szenario A und B in Abbildung 69). Die erreichbaren Erfassungsbreiten relativ zur System-Gesamtlänge sind abhängig von der Distanz des Systems zur Schadensquelle und bewegen sich zwischen etwa 50 % und 80 %, wobei mit steigender Anzahl der Gates größere Werte erreicht werden können.

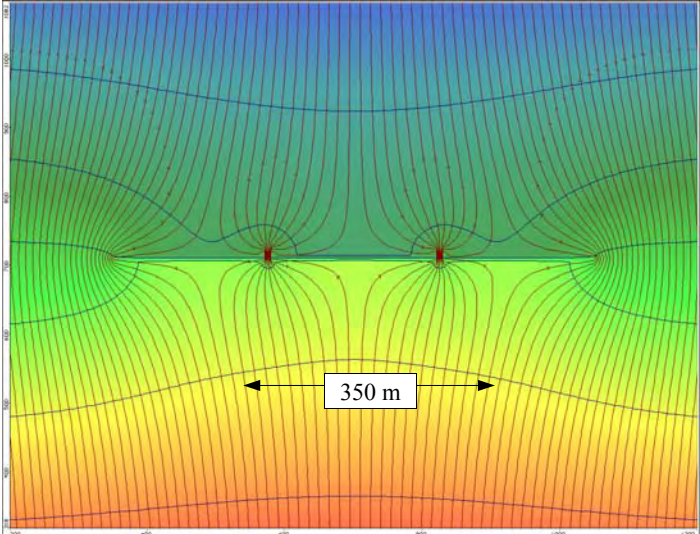
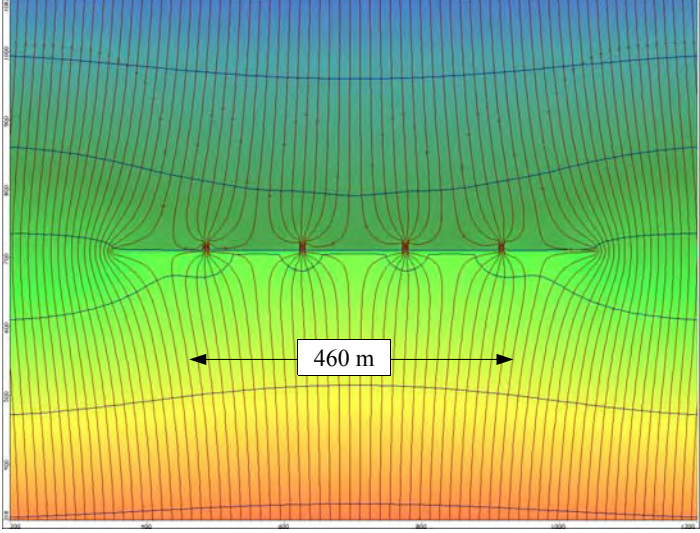
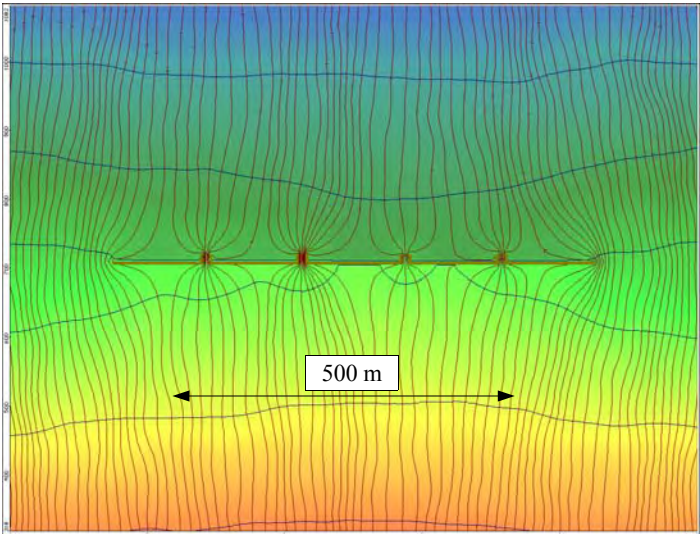
Szenario	Hydraulische Wirkung
A ■ Länge = 700 m ■ 2 Gates à 10 m Breite ■ Homogener Aquifer ■ Mächtigkeit ≤ 5 m ■ $K_{\text{Aquifer}} = 5 \cdot 10^{-4}$ m/s ■ $K_{\text{Gate}} = 10 \cdot K_{\text{Aquifer}}$ ■ Hydr. Grad. I = 0,7‰ ■ $Q_{\text{Gate1}} = 18,34$ m³/d ■ $Q_{\text{Gate2}} = 18,34$ m³/d	 The diagram shows a cross-section of a homogeneous aquifer with a hydraulic gradient of 0.7‰. Two gates are installed, each with a width of 10 m. The flow field is represented by streamlines (black lines) and equipotential lines (colored lines). The capture radius for each gate is indicated as 350 m.
B ■ Länge = 700 m ■ 4 Gates à 10 m Breite ■ Homogener Aquifer ■ Mächtigkeit ≤ 5 m ■ $K_{\text{Aquifer}} = 5 \cdot 10^{-4}$ m/s ■ $K_{\text{Gate}} = 10 \cdot K_{\text{Aquifer}}$ ■ Hydr. Grad. I = 0,7 ‰ ■ $Q_{\text{Gate1}} = 13,01$ m³/d ■ $Q_{\text{Gate2}} = 14,45$ m³/d ■ $Q_{\text{Gate3}} = 14,45$ m³/d ■ $Q_{\text{Gate4}} = 13,01$ m³/d	 The diagram shows a cross-section of a homogeneous aquifer with a hydraulic gradient of 0.7‰. Four gates are installed, each with a width of 10 m. The flow field is represented by streamlines (black lines) and equipotential lines (colored lines). The capture radius for each gate is indicated as 460 m.
C ■ Länge = 700 m ■ 4 Gates à 10 m Breite ■ Heterogener Aquifer ■ Mächtigkeit ≤ 5 m ■ $K_{\text{Aquifer,Mean}} = 4,5 \cdot 10^{-4}$ m/s ■ $K_{\text{Gate}} = 5 \cdot 10^{-3}$ m/s ■ Hydr. Grad. I = 0,7 ‰ ■ $Q_{\text{Gate1}} = 18,99$ m³/d ■ $Q_{\text{Gate2}} = 21,01$ m³/d ■ $Q_{\text{Gate3}} = 12,93$ m³/d ■ $Q_{\text{Gate4}} = 12,79$ m³/d	 The diagram shows a cross-section of a heterogeneous aquifer with a hydraulic gradient of 0.7‰. Four gates are installed, each with a width of 10 m. The flow field is represented by streamlines (black lines) and equipotential lines (colored lines). The capture radius for each gate is indicated as 500 m.

Abbildung 69. Beispielszenarien zur Illustration der hydraulischen Wirkung von F&G. Darstellung des Erfassungsbereichs durch Partikelbahnlinien

Szenario	Hydraulische Wirkung
D ■ Wie Szenario C, jedoch unsymmetrische Anordnung der Gates ■ $Q_{\text{Gate1}} = 19,13 \text{ m}^3/\text{d}$ ■ $Q_{\text{Gate2}} = 21,59 \text{ m}^3/\text{d}$ ■ $Q_{\text{Gate3}} = 16,48 \text{ m}^3/\text{d}$ ■ $Q_{\text{Gate4}} = 12,24 \text{ m}^3/\text{d}$	
A ■ Beschreibung: siehe Abbildung 69 ■ Max. Aufstau/max. Absenkung: ca. 14 cm	
B ■ Beschreibung: siehe Abbildung 69 ■ Max. Aufstau/max. Absenkung: ca. 9 cm	

Abbildung 70. Beispielszenarien zur Illustration der hydraulischen Wirkung von F&G. Darstellung des Erfassungsbereichs durch Partikelbahnlinien und Aufstau-/Absenkungsgleichen

Anzahl und Breite der Gates

Die Barrierewirkung des F&G nimmt mit zunehmender Anzahl der Gates und mit zunehmender Gate-Breite ab: Je geringer die Barrierewirkung, desto geringer sind Grundwasseraufstau und Grundwasserabsenkung aufgrund des F&G (vgl. Szenario A und B in Abbildung 70).

Position der Gates

Die Gates sollten möglichst gleichmäßig über die Länge des Funnels verteilt und in Bereichen mit vergleichsweise hoher Durchlässigkeit platziert werden (vgl. Szenario C in Abbildung 69 und Szenario D in Abbildung 70). Zu beachten ist, daß die Volumenströme in den einzelnen Gates, sowohl als Folge der heterogenen Durchlässigkeitsverhältnisse im Aquifer als auch aufgrund der F&G-Geometrie selbst, unterschiedlich sein können. Für die Festlegung der Geometrie eines D&G bestehen größere Freiheitsgrade als für F&G und CRB. So muß die Drainage nicht zwangsläufig quer zur Grundwasserfließrichtung ausgerichtet sein, entscheidend ist, daß durch die Drainage eine hydraulische Senke erzeugt wird, deren Einzugsgebiet die gesamte Fahnenbreite erfaßt. Wesentlich bei der Dimensionierung ist auch, ob das Gate hydraulisch an ein Festpotential (z.B. Vorflut) angekoppelt werden kann oder ob das gereinigte Wasser unterstromig des Gates über eine zweite Drainage wieder in den Aquifer zurückgeführt wird.

Durch die Vielzahl an Parametern (Anzahl, Lage und Breite der Reaktoren, Länge und Ausrichtung der Dichtwände) sind zahlreiche Varianten denkbar. Ziel der hydraulischen Dimensionierung ist es, unter diesen Varianten die kosteneffektivste Variante zu finden, d.h. jene Variante, welche die Schadstofffahne vollständig bei minimalen Herstellungskosten erfaßt. Hierbei sollte auch die Robustheit der jeweiligen Konfiguration gegenüber Änderungen in den Randbedingungen in die Bewertung eingehen. Entscheidend für die Wirksamkeit sind das Drainagepotential und eine hohe Systemdurchlässigkeit des D&G relativ zur Aquiferdurchlässigkeit. Letzteres ist nur bei Grundwassergeringleitern zu realisieren, allerdings ist bei solchen Aquiferen die Anwendung eines D&G gegenüber einem F&G zu favorisieren.

D&G-System

Ähnlich wie bei der hydraulischen Dimensionierung von F&G sind auch für D&G eine Vielzahl an geometrischen Bemessungsparametern festzulegen, deren Einfluß auf die hydraulische Wirkung des Gesamtsystems nicht separat, sondern nur im Zusammenhang mit den anderen Parametern quantifiziert werden kann. Die in der nachfolgenden Tabelle 30 zusammengefaßten Aufgaben können daher ebenfalls nur mit Hilfe eines mathematischen Strömungsmodells verläßlich durchgeführt werden.

Tabelle 30. Aufgaben der hydraulischen Dimensionierung eines D&G

Aufgabe	Wann relevant?
Bestimmung der Lage, Ausrichtung und ungefähre Länge des Bauwerks (Trassenwahl)	Immer
Optimierung der Lage, Ausrichtung und der erforderlichen Länge des Bauwerks	Immer
Optimierung der Ausrichtung und Länge der Drainage(n) einschließlich der Lage des Reaktors/der Reaktoren	Immer
Prüfung ob eine Ausführung als „hängende“ Wand möglich ist	Bei großen Aquifermächtigkeiten
Optimierung der Leitfähigkeit der Reaktoren	Wenn die Konstruktionsgröße der Reaktorelemente nicht bereits vorgegeben ist
Ermittlung der Volumenströme und ggf. der Fließgeschwindigkeiten in den reaktiven Zonen (inklusive der zeitlichen und räumlichen Variabilität)	Immer
Bewertung der Beeinflussung der natürlichen Grundwasserströmungsverhältnisse durch das Bauwerk	Immer
Nachweis, daß die Effektivität der Reinigungswand auch bei möglichen Änderungen der Grundwasserströmungsverhältnisse (durch saisonale oder langfristige Änderung der hydrologischen Randbedingungen) gegeben ist	Wenn mit Änderungen zu rechnen ist
Bewertung der Auswirkungen eines möglichen Durchlässigkeitsverlustes in der reaktiven Zone	Immer
Auslegung der Reinigungswand als Maßnahme in Kombination mit anderen (bestehenden oder geplanten) Maßnahmen	Wenn der Sanierungsfolg mit der Reinigungswand als Einzelmaßnahme fraglich ist

Für die Dimensionierung gelten ebenfalls einfache Grundprinzipien. Welche Konfiguration für einen betrachteten Standort am geeignetsten ist, kann wiederum nur bei eingehender Betrachtung der gegebenen Rahmenbedingungen mit Hilfe eines numerischen Strömungsmodells entschieden werden.

Wandtiefe

Die Einbindetiefe der Drainage richtet sich maßgeblich nach der maximalen Tiefe der Grundwasserkontamination. Eine Planung als „hängende Wand“ ist auf jeden Fall möglich, wenn die Kontamination nur auf den oberen Bereich des Aquifers beschränkt ist. Dabei kann aufgrund der Ausbildung als hydraulischer Senke die Unterkante der Drainage sogar oberhalb der maximalen Tiefe der Kontamination liegen. Eine unerwünschte Unterströmung der Drainage kann bei einer Ausbildung als hängendes D&G durch die Vorgabe eines ausreichend tiefen hydraulischen Potentials ausgeschlossen werden.

Wandlänge

Die Breite des durch das D&G erfaßten Grundwasserabstroms ist grundsätzlich größer als die Gesamtlänge einer quer zur Grundwasserfließrichtung ausgebildeten Drainage, sofern das an der Drainage bereitgestellte hydraulische Potential tiefer ist als das natürliche Potential entlang der Drainage. Hierzu muß allerdings gewährleistet sein, daß der Potentialverlust von der Drainage über das Gate bis zur Wiedereinleitung des gereinigten Wassers in den Aquifer oder die Vorflut signifikant geringer ist als entlang des natürlichen Strompfades. Nur dadurch kommt eine ausreichende Drainagewirkung zustande.

5.3.2.3 Reaktor-Dimensionierung

Voraussetzungen zur Reaktordimensionierung

Nach Abschluß der Vor-Dimensionierung sowie der hydraulischen Dimensionierung sollten die nachfolgend aufgeführten Eingangsgrößen/Randbedingungen für die Dimensionierung der reaktiven Zone vorliegen:

- Maximal zu erwartende Volumenströme, $Q_{Gate,i}$, in den einzelnen Reaktoren (F&G, D&G),
- Durchflußquerschnitt, $A_{Gate,i}$, und Durchlässigkeit, $K_{Gate,i}$, der Reaktoren,
- im Mittel zu erwartende Filtergeschwindigkeit im Bereich der Reinigungswand, q_{Wand} , einschließlich einer Abschätzung der Schwankungen/Varianz (CRB),
- konservative Abschätzung der im Zustrom der Wand oder den Reaktoren zu erwartenden Konzentrationen aller relevanten Schadstoffe, C_i , ggf. zeitlich differenziert ($C_i = C_i(t)$),
- Sanierungsziele: zu erreichende bzw. zu unterschreitende Konzentrationen im Abstrom.

Zusätzlich sollten experimentelle Voruntersuchungen durchgeführt sein, welche die Eignung des ausgewählten reaktiven Materials unter den standortspezifischen Rahmenbedingungen belegen und die notwendigen Parameterwerte zur Quantifizierung der Abreinigungsprozesse im reaktiven Material liefern.

Insgesamt ist sicherzustellen, daß gegenüber der Vor-Dimensionierung genauere und verlässliche, abgesicherte Werte der Eingangsgrößen der Dimensionierung vorliegen.

Hydraulik der reaktiven Zone

1. Vollflächig durchströmte Wand

In den meisten Fällen wird eine Abschätzung der maximal zu erwartenden Fließgeschwindigkeit, $v_{Wand,max}$, über die im Mittel zu erwartende Filtergeschwindigkeit im Bereich der Wand, q_{Wand} , der durchflußwirksamen Porosität der Wandfüllung, $n_{e,Wand}$, und einen dem jeweiligen Aquifertyp (z.B. „relativ homogen“, „moderat heterogen“ etc.) entsprechenden Sicherheitsfaktor, SF , zu treffen sein:

$$v_{Wand,max} = \frac{q_{Wand}}{n_{e,Wand}} \cdot SF$$

Es ist empfehlenswert, einen konservativen (auf der sicheren Seite liegenden) Wert für den Sicherheitsfaktor anzusetzen. Für die in Kapitel 5.3.2.2 dargestellten Beispielsszenarien wurden aus den berechneten Variabilitäten SF-Werte von 1,4 und 1,6 ermittelt, woraus für den betrachteten Aquifer-Typ „Borden“ ein Sicherheitsfaktor von mindestens $SF = 2,0$ abzuleiten wäre. Für stärker heterogene Aquifere sind entsprechend höhere Sicherheitsfaktoren zu verwenden. Welcher Wert im Einzelfall den vorhandenen Unsicherheiten entspricht, muß für jeden Standort neu entschieden und begründet dargelegt werden.

Der Sicherheitsfaktor ist gleichbedeutend mit einem ineffizienten Einsatz des reaktiven Materials. Ggf. kann es daher lohnenswert sein, alternativ auch ein F&G-System in die Planungsüberlegungen mit einzubeziehen.

2. Reaktoren (F&G und D&G)

Hier ist zunächst zu prüfen, ob von einer gleichförmigen Durchströmung der Reaktoren ausgegangen werden kann. Mögliche Gründe für eine ungleichförmige Durchströmung sind:

- Durchlässigkeitsheterogenitäten im umgebenden Aquifer (z.B. Schichtung),
- Inhomogenitäten der Reaktorfüllung (z.B. als Folge des Einfüllvorgangs, einer unvollständigen Durchmischung oder materialeigenen Ungleichförmigkeiten),
- die Hydraulik des Systems (v.a. bei F&G aufgrund der Umlenkung des Grundwasserstroms im Bereich der Gates).

Sind ein oder mehrere der aufgeführten Punkte zu besorgen, müssen geeignete Abhilfemaßnahmen ergriffen werden. Nur bei einer gleichmäßigen Durchströmung der Reaktoren kann das Abreinigungspotential des verwendeten Materials gleichmäßig ausgenutzt und ein effizienter Materialeinsatz sichergestellt werden. Eine Homogenisierung kann z.B. durch Kiespackungen im Zu- und Ablauf der Gates erreicht werden (Standort Moffett, Kalifornien, siehe Gavaskar et al., 1998b; Gavaskar et al., 2000) oder/und durch andere geeignete bautechnische Maßnahmen. Am Standort Edenkoben (Rheinland-Pfalz, F&G) wurde aufgrund heterogener Untergrundverhältnisse zusätzlich zu Kies-Anschlußdrains eine vertikale Durchströmung der Gates gewählt (Rochmes & Woll, 2000, siehe Abbildung 60 in Kapitel 5.3.1).

Für eine gleichförmige Durchströmung errechnet sich die dimensionierungsrelevante Fließgeschwindigkeit im Reaktor i zu:

$$v_{Gate,max,i} = \frac{Q_{Gate,i}}{A_{Gate,i} \cdot n_{e,Gate}}$$

Kann dagegen nicht von einer gleichförmigen Durchströmung ausgegangen werden, ist entweder eine detaillierte Berechnung der Reaktorhydraulik mit Hilfe eines mathematischen Modells erforderlich, oder die nach obiger Gleichung berechnete Fließgeschwindigkeit ist um einen geeigneten „Ungleichförmigkeitsaufschlag“ zu erhöhen.

Beschreibung des Schadstofftransports in der reaktiven Zone

Sind die in der Vor-Dimensionierung getroffenen Annahmen nach wie vor gültig (Produktion von Zwischenprodukten beim Schadstoffabbau, eine konkurrierende Sorption und Sorption unter Ungleichgewichtsbedingungen können vernachlässigt werden), kann die Reaktordimensionierung mit dem in Kapitel 5.3.2.1 vorgestellten Formelwerk und den nun konkretisierten Randbedingungen vorgenommen werden.

Andernfalls ist auf andere, für die gegebenen Rahmenbedingungen geeignete, quantitative Ansätze bzw. Modelle zurückzugreifen. Hierzu stehen zahlreiche, für jeweils unterschiedliche Problemstellungen und Randbedingungen konzipierte Modelle zur Verfügung.

1. Abbaureaktoren

Eine einfache Erweiterung des Ansatzes aus Kapitel 5.3.2.1 zur Berücksichtigung eines beim Abbau entstehenden Zwischenprodukts gibt Anhang C in U.S. EPA, 1998. Eine ebenfalls auf einem Abbau 1. Ordnung basierende numerische Lösung für beliebige n-Komponenten-Systeme wird in Bayer & Finkel, 2005, vorgestellt. Eine Erweiterung dieser Lösung zur Berücksichtigung von räumlich-zeitlich variablen Abbauraten ist in Kouznetsova et al., 2003, ZAG, 2005, und Kouznetsova et al., 2006, beschrieben. Eine Zusammenstellung des Formelwerks für Abbauprozesse n-ter Ordnung findet sich in Liedl et al., 1999. Für die Beschreibung des Schadstoffabbaus als komplexes, die Grundwasserzusammensetzung bzw. den Grundwasserchemismus unmittelbar berücksichtigendes Reaktionssystem sind ebenfalls Modelle verfügbar (z.B. Schäfer et al., 1998; Parkhurst & Appelo, 1999; Mayer et al., 2001; Benner et al., 2002; Prommer, 2005). Eine weiterführende Übersicht gibt Ebert, 2004.

2. Sorptionsreaktoren

Eine Erweiterung der in Kapitel 5.3.2.1 beschriebenen Ansätze ist dann erforderlich, wenn eine Konkurrenz der einzelnen Schadstoffe um die Sorptionsplätze erwartet werden muß oder wenn die Beschreibung der Sorption als Gleichgewichtsprozeß nicht zulässig erscheint. In letzterem Fall kann auf eine von Rosen, 1952, entwickelte analytische Lösung (siehe auch Hughes, 2001, und ZAG, 2003) oder das Modell SMART (Finkel et al., 1998; Finkel et al., 2002) zurückgegriffen werden. Das in dieser Hinsicht umfassendste Modell ist das von Crittenden et al., 1986, vorgestellte sogenannte „Pore surface diffusion model“ („PDSM“), welches beide oben genannte Phänomene berücksichtigt. Das Modell ist auch kommerziell erhältlich (Mertz et al., 1994).

3. Kombi-Reaktoren

Für Reaktoren, die aus mehreren Elementen bestehen und verschiedene Materialien und Abreinigungsprozesse nutzen, sind ggf. zwei oder mehrere Modelle zu verknüpfen, um Schadstofftransport und -abreinigung zu quantifizieren. Bayer & Finkel, 2005, geben hierzu ein Beispiel für ein Aktivkohle-Eisen-Kombireaktorsystem.

Bestimmung des Reaktorvolumens/der Wanddicke

1. Abreinigung durch Abbau: CRB

Die Errichtung einer CRB erfolgt üblicherweise als Graben, der anschließend mit reaktivem Material verfüllt wird, d.h. das reaktive Material grenzt direkt an den Boden an. Da ein Füllmaterialaustausch bedeutete, daß das Bauwerk praktisch komplett ein zweites Mal, z.B. durch Überbohren, Aushub oder Fräsen, hergestellt werden müsste, ist ein solcher Austausch aus wirtschaftlichen Gründen in der Regel nicht vorgesehen. Die Wanddicke muß also in aller Regel so bemessen werden, daß die Lebensdauer dem Sanierungszeitraum entspricht. Hierzu ist eines der oben aufgeführten Modelle, das für die gegebenen Bedingungen geeignet ist, zu verwenden. Wird ein einfacher Ansatz gewählt, kann die erforderliche Verweilzeit, T_{erf} , direkt aus den Abbauparametern ermittelt werden (siehe Kapitel 5.3.2.1), und die erforderliche Wanddicke, d_{erf} , berechnet sich nach folgender Formel:

$$d_{erf} = v_{Wand, max} \cdot T_{erf}$$

Für die Abbauparameter sind hierbei unbedingt konservative, langfristig sicher erreichbare Werte anzunehmen. Bei Anwendung komplexerer Modelle wird die erforderliche Verweilzeit nicht explizit ermittelt, sondern es wird d_{erf} direkt durch wiederholte Simulationsläufe ermittelt.

2. Abreinigung durch Abbau: Reaktoren (F&G, D&G)

Bei der Dimensionierung von Abbau-Reaktoren kann, im Gegensatz zur üblichen Vorgehensweise einer CRB, die Möglichkeit eines Austausches des Füllmaterials berücksichtigt werden. Wird ein solcher Austausch nicht in Betracht gezogen, entspricht die Vorgehensweise im wesentlichen der Beschreibung im vorhergehenden Abschnitt. Die entsprechende Beziehung zur Berechnung des erforderlichen Reaktorvolumens, V_{erf} , bei Verwendung eines einfachen Abbaumodells lautet:

$$V_{erf, i} = v_{Gate, max, i} \cdot T_{erf, i} \cdot A_{Gate, i}$$

Ein Austausch kann dann in Betracht gezogen werden, wenn mit einer Abnahme des Abbaupotentials über längere Zeiträume zu rechnen ist. In diesem Fall nimmt die erforderlichen Verweilzeit im Reaktor über die Zeit zu. Je größer die geplante Lebensdauer des Reaktors ist, desto größer ist das erforderliche Reaktorvolumen. In einem solchen Fall kann es ggf. (finanziell) günstiger sein, das Füllmaterial regelmäßig (z.B. nach 5 Jahren) auszutauschen, um das anfänglich relativ hohe Abbaupotential zu nutzen und einen entsprechend kleineren Reaktor zu verwenden als die für eine hohe Lebensdauer erforderlich wäre. Als Alternative zu einem Austausch kann ggf. auch eine Regenerierung des reaktiven Materials erwogen werden.

3. Abreinigung durch Sorption: Reaktoren (F&G, D&G)

Bei der Dimensionierung von Sorptionsreaktoren ist grundsätzlich ein regelmäßiger Materialaustausch einzuplanen. Die erforderliche Reaktorgröße ist abhängig vom geplanten Austauschintervall, der Beaufschlagung des Reaktors (Volumenstrom $Q_{gate,i}$, Schadstoffkonzentrationen C_i), sowie der relevanten Sorptionsparameter. Eine direkte Berechnung des erforderlichen Reaktorvolumens, V_{erf} , ist, wie im Falle der Abbaureaktoren, nur für die in Kapitel 5.3.2.1 beschriebenen einfachen Beschreibungsansätze möglich.

Unabhängig vom Reaktortyp ist es nach Abschluß der Reaktor-Dimensionierung ratsam, die für die hydraulische Dimensionierung getroffenen Annahmen hinsichtlich der Materialdurchlässigkeit nochmals auf ihre Gültigkeit zu prüfen. Ergibt die eingehende Betrachtung und Dimensionierung der reaktiven Zone(n), daß die angenommene Durchlässigkeit nicht langfristig sichergestellt ist (z.B. durch Präzipitatsbildung), muß die hydraulische Wirkung des Gesamtsystems neu geprüft werden.

Eine Zusammenfassung der im Rahmen der Reaktor-Dimensionierung durchzuführenden Aufgaben gibt die folgende Tabelle 31.

Tabelle 31. Aufgaben der Reaktor-Dimensionierung

Aufgabe	Wann relevant?
Bestimmung der Schadstoffkonzentrationen im Zustrom der Wand oder den Reaktoren (ggf. als Ganglinien über die Zeit) → Konservative Schätzwerte oder Simulation des Schadstofftransports auf der Grundlage des Strömungsmodells aus der hydraulischen Dimensionierung	Immer
Berechnung des Schadstofftransports in der Wand/im Reaktor → Analytische Lösungen oder numerische Simulation des Schadstofftransports; Eingangsdaten: Q , $C(t)$	Immer
Optimierung des Reaktorvolumens versus Länge der Austauschintervalle	Bei Sorptionreaktoren, ggf. bei Abbaureaktoren
Bewertung/Berücksichtigung von ggf. möglichen Reaktivitätsverlusten	Wenn indiziert
Bewertung/Berücksichtigung von ggf. möglichen Porositätsminderungen	Wenn indiziert

5.3.2.4 Anmerkungen zur Verwendung von Grundwasserströmungs- und -transportmodellen

Grundwasserströmungsverhältnisse in natürlichen Aquiferen sowie der Transport von Schadstoffen im Grundwasser können in vielen Fällen aufgrund der heterogenen Untergrundbedingungen und nicht unmittelbar quantifizierbarer hydraulischer und/oder hydrogeochemischer Randbedingungen nur mit mathematischen Modellen adäquat erfaßt und beschrieben werden. In der überwiegenden Anzahl der Fälle sollte zumindest der Einsatz eines Grundwasserströmungsmodells im Rahmen der hydraulischen Dimensionierung einer Reinigungswand und zur Vervollständigung der Standortcharakterisierung erwogen werden. Mit Hilfe von Grundwasserströmungsmodellen können sowohl die gegebenen natürlichen Standortbedingungen verstanden und visualisiert als auch die Wirkung möglicher Varianten der Reinigungswand prognostiziert werden. Unabdingbar ist der Einsatz von Modellen, wenn eine systematische Evaluierung von Systemvarianten oder eine mathematische Optimierung zur Suche der bestmöglichen Systemvariante durchgeführt werden soll.

Der Einsatz von numerischen Schadstofftransportmodellen ist immer dann anzuraten,

- wenn von dimensionierungsrelevanten zeitlichen Änderungen der Kontamination im Grundwasser ausgegangen werden kann und diese abgeschätzt werden sollen und
- wenn eine Quantifizierung der Abreinigungsprozesse in der Reinigungswand bzw. den Reaktoren durch die zur Verfügung stehenden analytischen Ansätze nicht oder nur unzureichend möglich erscheint.

Ein weiteres Argument für die Anwendung von mathematischen Simulationsmodellen sind die oben bereits mehrfach angesprochenen Parameterunsicherheiten. Je besser diese Unsicherheiten analysiert bzw. quantifiziert werden und hinsichtlich ihrer Relevanz bewertet werden, desto robuster und verlässlicher wird der aus der Dimensionierung resultierende Variantenvorschlag sein. Die hierzu erforderlichen Parameterstudien, Sensitivitäts- oder Szenarienanalysen können nur mit Hilfe von Modellen durchgeführt werden.

Die Erstellung und Anwendung dieser Modelle sollte in jedem Fall nur durch ausgewiesene Experten vorgenommen werden. Zu beachten ist weiterhin, daß die Anwendungsmöglichkeiten und Zielstellungen einer Modellierung in großem Maße von der Quantität und Qualität der zur Verfügung stehenden Daten abhängig und auf diese abzustimmen ist.

5.4 Auswahl der Herstellungstechnik

5.4.1 Für den Bau von Reinigungswänden zur Verfügung stehende Bauverfahren

An die Herstellung von Reinigungswänden sind folgende grundsätzliche Anforderungen zu stellen:

- Die einzelnen Elemente einer Reinigungswand müssen die ihrer Bestimmung entsprechenden hydraulischen Eigenschaften aufweisen, d.h. unerwünschte Veränderungen der hydraulischen Eigenschaften der Reinigungswand selbst und des umgebenden Untergrundbereichs durch das Bauverfahren sollten weitestgehend vermieden werden.
- Eine bestimmungsgemäße Verbindung unterschiedlicher Elemente einer Reinigungswand (z.B. des Funnels an das (die) Gates(s)) muß gewährleistet sein.
- Der räumliche Verlauf und die Geometrie der Reinigungswand müssen eingehalten werden und sollten nachprüfbar sein.

Für die Errichtung von Reinigungswänden steht eine Vielzahl von Tiefbauverfahren zur Verfügung. Während die Herstellung von Dichtwänden (z.B. als Schlitzwand, Schmalwand, Stahlspundwand, etc.) als abdichtende Teile eines F&G-Systems als Stand der konventionellen Spezialtiefbautechnik zu bezeichnen ist, gibt es für die Herstellung von CRB allenfalls aus der Herstellung von vertikalen Flächendrainagen vergleichbare Anwendungen. Für die Herstellung von Gatebauwerken sind insbesondere Verfahren aus dem Brunnen- bzw. Schachtbau, aber auch klassischer Ortbetonbau von Bedeutung. Eine Klassifizierung der einzelnen Bauverfahren für die Herstellung von Reinigungswänden kann entweder nach der Art der Bauverfahren oder nach dem Reinigungswandtyp erfolgen. Für eine standortspezifische Auswahl eines geeigneten Verfahrens sind neben dem Reinigungswandtyp vor allem die Untergrundverhältnisse und die sich aus der Planung und Dimensionierung einer Reinigungswand ergebenden Randbedingungen (Einbindetiefe, Art und Menge an reaktivem Material etc.) von entscheidender Bedeutung.

Die verschiedenen Bauverfahren lassen sich zunächst wie folgt unterteilen:

- Verfahren mit Bodenaushub (mit bzw. ohne Verbaumaßnahmen),
- Verfahren mit Bodenverdrängung,
- Verfahren mit in situ-Bodenveränderung.

In Tabelle 32 werden die möglichen Bauverfahren einführend aufgezeigt. Dabei werden neben Vor- und Nachteilen wesentliche Eigenschaften, die für den Einsatz einer Reinigungswand häufig entscheidend sind, wie beispielsweise erreichbare Bautiefe oder herstellbare Wanddicke, einander gegenübergestellt.

Tabelle 32. Bauverfahren zur Errichtung von Reinigungswänden

Bauverfahren	Prinzip	Vorteile	Nachteile	Erreichbare Tiefe	Herstellbare Wanddicke	Anforderungen an den Boden	
Bodenaushub mit Verbau							
Verbaukästen	Herstellung einer offenen Baugrube mittels Bagger/Greifer unter Verwendung temporärer Verbaumaßnahmen. Abschnittsweiser Bodenaushub innerhalb des Verbaus mit anschließender Verfüllung des Grabens und Entfernung der temporären Verbauvorrichtung.	Einsatz konventioneller Bauverfahren	Aushub von kontaminiertem Boden (Ausnahme: Herstellung undurchlässiger Leitwände mit Spundbohlen)	Ca. 7 m	Beliebig, ab 0,6 m	Keine Einschränkungen	
Spundbohlen		Gleichmäßige Wanddicke herstellbar Insbesondere mit Spundwandverbau beliebig große Wanddicken realisierbar Caissons, Spundbohlen auch in größeren Tiefen einsetzbar	Verdichtung/Verschluß der Kontaktfläche zum Boden Ggf. Wasserhaltung und Behandlung des kontaminierten Grundwassers Möglicherweise Rückbau/Entfernung der Verbaumaßnahme aus größerer Tiefe schwierig	Ca. 25 m (Integrität bis 15 m)	Spundbohlendicke: 0,01-0,02 m Beliebige Wanddicke bei Verbau mit Spundbohlen	Ramm- und rüttelfähig	
Vorgefertigte Konstruktionen (Caissons)		Einbindung in den Grundwasserstauer bei kontinuierlicher Beobachtung des Aushub prüfbar Relativ schnelle und einfache Errichtung	Evtl. Personaleinsatz in der Baugrube erforderlich, entsprechend mehr Aufwand beim Arbeitsschutz Verbaukästen nur für geringe Tiefen Spundwände durchstoßen keine Hindernisse wie größere Felsbrocken oder Festgestein: Beschädigungen, wie z.B. Schloßsprengungen, Aufrollen der Spundbohlen, möglich (LfU Baden-Württemberg, 1995) Erhebliche Bodenerschütterungen beim Rammvorgang	Ca. 15 m	Beliebig	Ramm- oder rüttelfähig	
Großbohrung	Mantelrohr, eine zylindrische Verbaumaßnahme, wird mittels Großbohrgerät in den Untergrund gebracht, der anstehende Boden im Inneren des Mantelrohres herausgebohrt, anschließend Be-	Standardisierte Tiefbautechnik Große Tiefen erreichbar, aber ab ca. 15 m zunehmende Gefahr der Fugen-	Kontaminiertes Bohrgut fällt an Materialverlust von 15 bis 20 % bei Überschneidung von Bohrungen Verdichtung/Verschluß der Kontaktfläche zum Boden	Ca. 30 m	0,6-1,5 m (Ausnahme: bis 3,0 m)	Keine Einschränkungen	

Bauverfahren	Prinzip	Vorteile	Nachteile	Erreichbare Tiefe	Herstellbare Wanddicke	Anforderungen an den Boden	
	füllen des entstandenen Hohlraums und Ziehen des Mantelrohres.	klaffung Messung der lotrechten Ausrichtung und Nachweis der Überschnitte möglich (LfU Baden-Württemberg, 1995) Einbindung in den Grundwasserstauer bei kontinuierlicher Beobachtung des Aushubs prüfbar (LfU Baden-Württemberg, 1995)					
Bodenaushub ohne Verbau							
Offener Graben	Herstellung einer offenen Baugrube ohne Verbau beispielsweise mittels Bagger. Abschnittsweiser Aushub mit anschließender Verfüllung des Grabens. Wird ausgehobener Boden mit Zuschlagstoffen/Füllmaterial vor Ort vermischt und wieder eingefüllt, spricht man vom Soil-Backfill-Verfahren.	Einsatz konventioneller Bauverfahren Kostengünstiges und einfaches Verfahren zur Herstellung eines Grabens mit anschließender Verfüllung mit Füllmaterial bei geringen Tiefen Einfache und präzise Errichtung von Monitoring-Brunnen in der Wand bei offenem Grabenaushub möglich Qualitätssicherung bezüglich Füllmaterialeinbau erleichtert	Nur geringe Tiefen herstellbar Aushub von kontaminiertem Boden Wasserhaltung und Behandlung des kontaminierten Grundwassers erforderlich Standssicherheit des Bodens muß gegeben sein/Arbeitssicherheit Soil-Backfill-Verfahren erfordert größeren Arbeitsbereich	Bis 6 m	Beliebig, ab ca. 0,3 m	Kurzzeitstandssicherheit	
Schlitzfräse	Mit einer kontinuierlich arbeitenden Schlitzfräse wird in einem Arbeitsgang von der Fräse ein vertikaler Schlitz her-	Schnelle Errichtung Keine Wasserhaltung und Reinigung von kontami-	Nur bis in geringe Tiefe einsetzbar (mit Voraushub ggf. um 1 bis 2 m größere Tiefen möglich)	Bis 7,5 m	0,3-0,6 m	Begrenzter Einsatz bei Ton und Schluff Nasses, sehr lockeres Ma-	

Bauverfahren	Prinzip	Vorteile	Nachteile	Erreichbare Tiefe	Herstellbare Wanddicke	Anforderungen an den Boden
	gestellt und dieser über einen Trichter, der z.B. mittels Frontlader bestückt wird, verfüllt. Keine stützenden Verbaumaßnahmen wegen integrierter „Trench box“, die das Füllmaterial aufnimmt.	niertem Grundwasser Einheitliche Wanddicke herstellbar (vorgegeben durch „Trench box“)	Aushub von kontaminiertem Boden			terial evtl. schwer zu befördern
Schlitzwand	Lamellenweiser Aushub eines Grabens unter ständiger Zufuhr einer Schlitzwandsuspension, die den ausgekofferten Schlitz stützt. Führung des Greifers oder der Fräse und lagegenaue Herstellung in größeren Tiefen durch Leitwände. <u>Einphasen-Verfahren:</u> Stützsuspension verbleibt im Untergrund und übernimmt gewünschte Funktion <u>Zweiphasen-Verfahren:</u> Schlitzwandsuspension wird aufgrund des Dichteunterschiedes vom einzubringenden Füllmaterial, welches mit Hilfe eines Einfüllrohres von unten nach oben nach dem Kontraktorverfahren eingebracht wird, verdrängt und ersetzt den ausgehobenen Boden. (ITVA, 1995; LfU Baden-Württemberg, 1995)	Große Tiefen erreichbar Flexible Wandtrasse möglich Wandintegrität durch Vermessung des Schlitzes gewährleistet Einsatz von Stützsuspension verhindert Ausgasungen Keine Wasserhaltung und Grundwasserreinigungsanlage erforderlich Relativ schnelle Errichtung möglich Einbindung in den Grundwasserstauer bei kontinuierlicher Beobachtung des Aushub prüfbar (LfU Baden-Württemberg, 1995)	Zunehmende Abweichungen in der vertikalen Ausrichtung insbesondere bei Einsatz eines Seilgreifers mit größerer Tiefe Größerer Arbeitsbereich entlang des Führungsgrabens erforderlich Aushub von kontaminiertem Boden Einschlüsse von Sandnestern durch „Sandregen“ (LfU Baden-Württemberg, 1995) Einsatz üblicher Bentonitsuspensionen nicht möglich	Tieflöffel: bis ca. 12 m Greifer: 30-40 m Fräse: > 50 m Einphasen-Schlitzwand: bis ca. 35 m Zweiphasen-Schlitzwand: > 50 m	0,4-1,5 m	Keine Einschränkungen, nur bei Torf, Huminsäuren begrenzt anwendbar
Bodenverdrängung						
Schmalwand („I“-Profil)	Spezielle Stahlbohle in „I“-Form wird in den Untergrund gerammt oder gerüttelt. Der durch Verdrängung geschaffene	Kein Bodenaushub Relativ schnelle Herstellung möglich	Aufgrund der Stegdicke der Bohle nur relativ dünne Wand herstellbar Nur Einsatz pumpbarer/injizierbarer	Bis 25 m	0,05-0,2 m (abhängig von der Bodenart)	Ramm- bzw. rüttelfähig

Bauverfahren	Prinzip	Vorteile	Nachteile	Erreichbare Tiefe	Herstellbare Wanddicke	Anforderungen an den Boden
	ne Hohlraum und der verfüllbare Porenraum wird beim Ziehen der Stahlbohle über Einpressdüsen am Bohlenfuß gleichzeitig mit Suspension verpreßt, so daß ein Injektionskörper in „I“-Form entsteht. Überlagernd aneinander gereiht wird eine Wand hergestellt (Gavaskar et al., 2002; Gavaskar et al., 2000, U.S. EPA 1998).	Messung der lotrechten Ausrichtung und Nachweis der Überschnitte möglich (LfU Baden-Württemberg, 1995) Keine Wasserhaltung und Reinigung von kontaminiertem Grundwasser	Materialien Nicht in jedem Fall ausreichende Kontrollmöglichkeit der erfolgreichen Einbindung in den Grundwasserstauer, nur bei ausreichend geotechnischer Bewertung (LfU Baden-Württemberg, 1995) Erschütterungen durch Rammvorgang Verdichtung, Verstopfung			
Gerammte Schlitzwand (Hohlkasten)	Verdrängung des Bodens durch Einrammen eines unten geschlossenen, rechteckigen Hohlkastens. Nach Einrammen auf die erforderliche Tiefe wird das nächste Kastenprofil, in Schlössern an der Längsseite des ersten Kastens geführt, eingerammt. Befüllung der Hohlkästen mit Füllmaterial. Beim Ziehen der einzelnen Hohlkästen löst sich unter dem Gewicht des Füllmaterials die Sohlplatte und der im Untergrund durch Verdrängung entstandene Hohlraum wird gefüllt. (ITVA, 1995; LfU Baden-Württemberg, 1995)	Kein Bodenaushub Gleichmäßige Wanddicke herstellbar Geringer Arbeitsplatzbedarf Keine Wasserhaltung und Reinigung von kontaminiertem Grundwasser	Gerammte Schlitzwand nur in weichen, sehr gut rammfähigen Böden einsetzbar, da durch Verdrängung großer Hohlraum geschaffen werden muß Schloßsprengung durch Sand- und Bodeneintrieb zwischen benachbarten Kastenelementen (LfU Baden-Württemberg, 1995) Überprüfung der Einbindung in den Grundwasserstauer problematisch, nur bei ausreichend geotechnischer Bewertung (LfU Baden-Württemberg, 1995) Erschütterungen durch Rammvorgang Verdichtung, Verstopfung	Ca. 15 m	0,2-0,4 m	Ramm- bzw. rüttelfähig Nur in weichen Böden einsetzbar
Veränderung des Bodens in situ						
“Mixed-in-Place” (“MiP”)/ Deep Soil	In situ-Vermischung des Bodens mit Füllmaterial mittels Dreifachschnecke. Beim Zurückführen der Bohrer in Richtung Geländeoberkante wird Material in	Große Tiefen erreichbar Bohrvorgang kann eine ansteigende Durchlässigkeit des anstehenden Un-	Material muß in einer Suspension vorliegen, die nicht den Bohr- und Injektionsvorgang behindert	Bis ca. 30 m	0,4-1,0 m	

Bauverfahren	Prinzip	Vorteile	Nachteile	Erreichbare Tiefe	Herstellbare Wanddicke	Anforderungen an den Boden
Mixing	injizierbarer/pumpbarer Form injiziert, Rührschaufeln am Bohrgestänge oder die Bohrschnecke sorgen für eine Durchmischung von Boden und Füllmaterial. Wandherstellung durch Überschneidung der Bohrungen. In Abhängigkeit vom Bohrverfahren können 40 bis 60 % des Bodens herausgebohrt und durch Füllmaterial ersetzt werden. Bei einer reinen Durchmischung ist dagegen nur eine geringe Füllmaterialzugabe möglich.	tergrundes zur Folge haben Kein oder nur begrenzter Aushub von kontaminiertem Boden Keine Wasserhaltung und Reinigung von kontaminiertem Grundwasser				
Injektion	Poren bzw. Klüfte des kiesigen bis sandigen Untergrundes werden mit Suspension gefüllt. Das Einpressen des Injektionsmittels erfolgt über das Bohrrrohr oder spezielle Injektionsrohre. Der Abstand der Injektionslöcher richtet sich nach der Durchlässigkeit des Untergrundes, der Viskosität des Einpressgutes und dem zulässigen Druck.	Tiefe Wände und beliebige geometrische Form herstellbar Wenn überhaupt, nur geringe Mengen an kontaminiertem Boden Bei gefördertem Boden Einbindung in den Grundwasserstauer bei kontinuierlicher Beobachtung des Bohrgutes prüfbar Relativ kleine und mobile Ausrüstung	Homogene Verteilung des injizierten Materials evtl. problematisch Lokale Unregelmäßigkeiten durch Bohrhindernisse, Bohrabweichungen, Abfließen von Suspension in Groblagen oder Klüfte Restrisiken bezüglich Undichtigkeiten bei herzustellenden Überschneidungen	Ca. 50 m	0,6-2,0 m	Injizierbar Begrenzt anwendbar (nur in Kies und Sand)
Jetting/Jet Grouting (Hochdruckinjektion)	Unter hohem Druck wird über Hochdruckdüsen an der Spitze des Bohrgestänges eine Suspension in den Untergrund gebracht. Die Bodenstruktur wird je nach Verfahren mit Suspension, Wasser oder Wasser und Luft aufgelöst, unter Nutzung der hohen Turbulenz mit der Suspension intensiv vermischt und	Tiefe Wände herstellbar Beliebige geometrische Form herstellbar Wenn überhaupt, nur geringe Mengen an kontaminiertem Boden Bei gefördertem Boden	Homogene Verteilung des reaktiven Materials evtl. problematisch Restrisiken bezüglich Undichtigkeiten bei den herzustellenden Überschneidungen	Lamelle: 20-30 m Säule: 30-50 m, auch tiefer	Lamelle: > 0,2-0,3 m Säule: 0,4-2,5 m	Einsatz in allen Lockergesteinsarten, auch in feinkörnigen Böden

Bauverfahren	Prinzip	Vorteile	Nachteile	Erreichbare Tiefe	Herstellbare Wanddicke	Anforderungen an den Boden
	der erfaßte Raum damit ausgefüllt. Der Überschuß an Feinkorn und Suspension wird an die Oberfläche gefördert. Je nach Rotationsbewegung werden Säulen oder Lamellen geformt und aneinandergereiht.	Einbindung in den Grundwasserstauer bei kontinuierlicher Beobachtung des Bohrgutes prüfbar (LfU Baden-Württemberg, 1995) Relativ kleine und mobile Ausrüstung				
Hydraulic Fracturing/ Soilfrac	In Brunnen werden in gewünschter Tiefe Packer-Systeme installiert. Durch gezieltes hydraulisches Aufspalten des Untergrundes durch wiederholte systematische Verpressung kleiner Injektionschargen mit geringem Druck und geringer Fließgeschwindigkeit werden Risse, Spalten („Frac“) geschaffen, d.h. das Injektionsmittel strömt nicht vorwiegend in injizierbare Porenräume (Raabe & Stockhammer, 1995; Gavsar et al., 2000, Day, 1999)	Große Tiefen erreichbar Errichtung auch um unterirdische Hindernisse herum möglich Kleine und mobile Ausrüstung Kein Aushub von kontaminiertem Boden	Einsatz einer injizierbaren Suspension Nur ungleichmäßige Wanddicken und -tiefen, d.h. keine definierten Kubaturen herstellbar Nur gering mächtige Zonen herstellbar Aufwendige und anspruchsvolle Qualitätssicherung Schwierige Kontrolle des Abbaubehaltens der Suspension	Bis ca. 60 m	Bis max. 15 cm	Nicht in bindigen, weichen oder breiigen Böden einsetzbar (wegen volumenkonstanter Verformung des Bodens)

5.4.2 Techniken zur Herstellung von CRB

Tabelle 33 gibt einen Überblick über bereits für die Errichtung von CRB eingesetzte Bauverfahren. Ferner sind bisher nicht zur Ausführung gelangte, aber prinzipiell für den Bau von CRB geeignete Techniken aufgeführt. Mit den zur Verfügung stehenden Bautechniken wird eine CRB als eine durchlässige reaktive Zone errichtet, die an den anstehenden Untergrund angrenzt. Beim Bodenaushub mit Verbaumaßnahmen besteht zusätzlich die Möglichkeit, zu- und abstromig der reaktiven Zone zur Homogenisierung des Zu- und Abstroms Kieszonen zu schaffen (Carey et al., 2002; Gavaskar et al., 2000; Gavaskar et al., 2002; U.S. EPA, 1998; ETI, 2002; Day et al., 1999; ITVA, 1995; LfU Baden-Württemberg, 1995).

Bei den meisten Verfahren wird entweder zum Stützen des offenen Schlitzes oder zum Injizieren des reaktiven Materials ein geeignetes Fluid verwendet. Üblicherweise im Spezialtiefbau verwendete Bentonit-Suspensionen sind für die Herstellung von CRB i.d.R. ungeeignet, da die Suspension zu einer Verringerung der Durchlässigkeit der reaktiven Zone und des anstehenden Untergrundes führt.

Alternativ stehen biologisch abbaubare Suspensionen zur Verfügung. Wie Bentonit-Wassergemische besitzen biologisch abbaubare Polymersuspensionen thixotrope Eigenschaften, d.h. es liegt ein fließfähiges Material vor, dessen Viskosität unter dem Einfluß zunehmender Schubspannung oder Schergeschwindigkeit abnimmt. Die Suspension weist folglich die Fähigkeit auf, ohne Temperaturänderung, d.h. allein durch eine mechanische Bearbeitung der Suspension, vom gelförmigen in den flüssigen Zustand überzugehen.

Es werden natürliche, abbaubare Biopolymere (in der Regel aus der Guarbohne hergestelltes Guar-Mehl oder Xanthan, bekannt aus der Bohrspülungstechnik) eingesetzt. Die Abbaugeschwindigkeit ist dabei u.U. so hoch, daß der Suspension ein Biozid beigemischt wird, um die Stützwirkung ausreichend lange aufrecht zu erhalten. Nach der Errichtung der Wand werden in den Schlitz zur Beschleunigung des Abbaus Enzyme zugegeben. Zur pH-Wert-Regulierung wird der Suspension Natriumcarbonat beigelegt.

Mit dem Einsatz biologisch abbaubarer Stützsuspensionen geht eine erhebliche Kosteneinsparung gegenüber einem Aushub mit Verbaumaßnahmen einher, zudem sind größere Tiefen erreichbar.

In Abhängigkeit vom Bauverfahren sind unterschiedliche Anforderungen an das reaktive Füllmaterial zu stellen. Insbesondere bei den Verfahren mit Bodenverdrängung oder in situ-Bodenveränderung muß das reaktive Material verfahrensbedingt in Suspension injizierbar bzw. pumpbar sein.

Biologisch abbaubare Stützsuspensionen sind auf den pH-Wert, gelöste Grundwasserinhaltsstoffe und Wasserhärte des Grundwassers abzustimmen. Ebenso sind pH-Wert und Viskosität der Suspension während der Bauphase zu kontrollieren, um die Stützfunktion gewährleisten zu können. Die Reaktivität und Durchlässigkeit des Füllmaterials wird nach dem Abbau der Biopolymer-Suspension nicht signifikant beeinflusst (Day et al., 1999; Gavaskar et al., 2000; Gavaskar et al., 2002; Schad & Teutsch, 1999; U.S. EPA, 1998). Eine Verwendung biologisch abbaubarer Stützsuspensionen in Deutschland ist bislang noch nicht erfolgt. Behördliche Auflagen sind gegenwärtig wegen des Einsatzes von Bioziden nicht auszuschließen.

Tabelle 33. Bauverfahren zur Errichtung von CRB

Bautechniken zur Herstellung von CRB	Stand der Technik	Standortbeispiele (s. Anhang)
<i>Bodenaushub mit Verbau</i>		
Verbaukästen, Spundbohlen, vorgefertigte Verbaukonstruktionen (Caissons)	Deutschland: Standard, Herstellung einer verbauter Baugrube; bisher keine CRB auf diese Weise hergestellt U.S.A.: bereits mehrfach angewandt	Cheyenne, Wyoming, U.S.A., 1999 (Full scale) Kansas City, Missouri, U.S.A., 1998 (Full scale) Sudbury, Massachusetts, U.S.A., 1999 (Full scale)
Großbohrungen	Deutschland: Standard, Herstellung von Dichtwänden, Bodenaustauschbohrungen Nur zwei auf diese Weise hergestellte CRB	Rheine, Deutschland, 1998 (Pilot scale) Reichenbach an der Fils, Deutschland, 2000 (Full scale)
<i>Bodenaushub ohne Verbau</i>		
Offener Graben (Soil-Backfill-Verfahren)	Deutschland: Standard, Herstellung einer offenen Baugrube; keine Wand entsprechend hergestellt U.S.A.: in einigen Fällen angewandt	Ohio, U.S.A., 1999 (Full scale)
Kontinuierlich arbeitende Schlitzfräse	Deutschland: Standard, im Wasserbau zur Herstellung von Schlitzdrainagen; bisher so keine Reinigungswand errichtet U.S.A.: Bereits mehrfach angewandt	Louisiana, U.S.A., 1998 (Full scale) Manning, South Carolina, U.S.A., 1997 (Full scale) Nesquehoning, Pennsylvania, U.S.A., 1998 (Full scale) New York, U.S.A., 1995/1997 (Full scale) Romulus, New York, U.S.A., 1999 (Full scale) Sumter, South Carolina, U.S.A., 1998 (Full scale)
Schlitzwand (mit Einsatz biologisch abbaubarer Stützsuspension)	Deutschland: Standard, Herstellung von Schlitzwänden im Dichtwandbau; genehmigungsrechtliche Akzeptanz biologisch abbaubarer Suspension unbekannt; bisher keine entsprechenden Wände umgesetzt U.S.A.: Bereits mehrfach eingesetzt, Trend, Leistungsfähigkeit jedoch nicht zweifelsfrei bewiesen, Somersworth meldete in 2004 Probleme!	Somersworth, New Hampshire, U.S.A., 2000 (Full scale), aber in 2004 Probleme! Lake City, Missouri, U.S.A., 2000 (Full scale) Needham, Massachusetts, U.S.A., 2001 (Full scale) New Hampshire, U.S.A., 1999 (Full scale)

Bautechniken zur Herstellung von CRB	Stand der Technik	Standortbeispiele (s. Anhang)
<i>Bodenverdrängung</i>		
Schmalwand ("I"-Profil)	Deutschland: Keine Reinigungswände und auch nur wenige Dichtwände U.S.A.: Reinigungswand-Pilotversuch	Cape Canaveral, Florida, U.S.A., 1998 (Pilot scale)
Gerammte Schlitzwand (Hohlkasten)	Deutschland: Keine Reinigungswand; auch im Dichtwandbau kein Standardverfahren U.S.A.: Pilot-maßstäbliche Errichtung	Cape Canaveral, Florida, U.S.A., 1998 (Pilot scale)
<i>Veränderung des Untergrundes in situ</i>		
Mixed-in-Place/Deep-Soil-Mixing	Deutschland: Bau zahlreicher Dicht- und Verbauwände mittels MiP-Bohrgerät, aber kein herkömmliches Bauverfahren zur Errichtung von Reinigungswänden U.S.A.: Ein Pilot-Projekt	Illinois, U.S.A. (Pilot scale)
Injektion	Standard zur Abdichtung oder Verfestigung von Hohlräumen, Klüften oder Poren	Hanford, Washington, U.S.A., 1997 (Pilot/Full scale)
Jetting/Jet Grouting	Deutschland: Standard in der Dichtwanderrichtung, aber bisher keine Reinigungswand realisiert U.S.A.: einige pilot-maßstäbliche Umsetzungen	Kalifornien, U.S.A., 1999 (Pilot scale) Kinston, North Carolina, U.S.A., 1999 (Pilot scale)
Hydraulic Fracturing/Soilfrac	Deutschland: Spezialtieftbautechnik zur Untergrund-/Gebäudestabilisierung und -hebung; aber bisher keine Reinigungswand realisiert U.S.A.: Bereits mehrfach eingesetzt	Alabama, U.S.A., 1998 (Pilot scale) Falmouth, Massachusetts, U.S.A., 1998 (Pilot scale) Northern New Jersey, U.S.A., 1998 (Full scale) Oakley, Kalifornien, U.S.A. (Pilot scale)

5.4.2.1 Bodenaushub mit Verbau

Aushub unter Einsatz von Verbaukästen, Spundbohlen, Caissons

Als temporäre Verbaumaßnahme für offene Baugruben können Verbaukästen, Spundwände sowie vorgefertigte Verbaukonstruktionen (Caissons) in zylindrischer (siehe Punkt „Großbohrungen“), rechteckiger oder anderer gewünschter Form gewählt werden (vgl. Abbildung 71 und Abbildung 72).

Die Qualitätssicherung ist beim Herstellen einer Reinigungswand mit Verbaumaßnahmen vor allem bezüglich der Sicherstellung der gewünschten Geometrie der Reinigungswand und eines kontrollierten Einbaus des Füllmaterial einbaus erleichtert, da zum einen Überprüfungen möglich sind und zum anderen ein unbemerktes partielles Einbrechen des anstehenden Bodens ausgeschlossen ist. Inwieweit optische Kontrollen möglich sind, hängt vor allem davon ab, ob eine Wasserhaltung betrieben wird. Darüber hinaus lassen sich bei offenem Grabenaushub Monitoring-Brunnen in der Wand einfach und lagegenau errichten.

Bei der Bemessung der Füllmaterialmenge sowie der Füllhöhe ist ein eventuelles Absinken des reaktiven Materials durch Entfernen der Verbaumaßnahmen zu berücksichtigen.

Insbesondere bei Aquiferen mit einem signifikanten Schluff- und Tonanteil, z.B. in Form von bindigen, gering durchlässigen Zwischenlagen kann es beim Einbringen von Spundwänden/Caissons zu einem Verschmieren der Grenzfläche zwischen dem Aquifer und dem reaktiven Material und damit zur Ausbildung eines zusätzlichen hydraulischen Widerstandes kommen.



Abbildung 71. Auskoffern eines mit Verbaukästen gestützten Grabens (Standort Cheyenne, Wyoming, U.S.A., 1999; Bild: ETI, 2002)



Abbildung 72. Befüllung eines mit Spundwänden verbauten Grabens mit Eisen-Sand-Gemisch nach Aushub (Standort New Jersey, U.S.A., 1998; Bild: ETI, 2002)

Die Herstellung einer Reinigungswand mit vorgefertigten Schalungssteinen nach einem Patent der WCI Umwelttechnik GmbH, Dreieich, erfordert den Verbau der Baugrube und eine Wasserhaltung bis zur Basis der Reinigungswand. Nach Aushub einer spundwandgestützten Baugrube stellt man eine Betonsohle her und setzt Schalungssteine auf, die mit reaktivem Material befüllt werden. Der Freiraum zwischen Spundwand und Schalungselementen wird zur Homogenisierung des Grundwasserzu- und -abstroms mit einer Filterkiesschicht befüllt. Abschließend werden die Spundwandprofile gezogen, so daß der Grundwasserstand in der Grube wieder ansteigt. Eine auf diese Weise hergestellte Wand ist bisher noch nicht errichtet worden. Diese Bauweise ist insbesondere vorteilhaft im Hinblick auf den Austausch des Füllmaterials.

Großbohrungen

Zur Errichtung einer CRB können Großbohrungen überschneiden oder auch seitlich und hintereinander versetzt werden. Während die erste Variante am Standort Rheine eingesetzt wurde (siehe Kapitel 4.5.12 und 4.6.2), hat man am Standort Reichenbach an der Fils (vgl. Abbildung 73 und Kapitel 4.5.11) und Willisau (Kapitel 4.5.14) die zweite Variante gewählt.

Anders als bei der Herstellung von Dichtwänden ist bei der Herstellung von CRB bei der überschneitenden Bohrpfahlwand die Anwendung des sogenannten „Pilgerschrittverfahrens“ nicht erforderlich, d.h. die Bohrungen können in Wandrichtung sukzessive abgeteuft werden. Die Errichtung der Aktivkohle-Wand in Reichenbach erfolgte in einer Produktionshalle, so daß aufgrund der begrenzten Arbeitshöhe nur ein Bohrgerät mit einem Bohrdurchmesser von 250 mm gewählt werden konnte.

Werden die Bohrungen seitlich und hintereinander versetzt so kann ein Verlust von Füllmaterial durch Überschneidung vermieden werden. Allerdings muß dann das Füllmaterial eine höhere Durchlässigkeit als der anstehende Untergrund aufweisen, um eine Durchströmung sicherzustellen. Dabei ist wiederum die Möglichkeit des „Versmierens“ der Grenzfläche zwischen dem Untergrund und dem reaktiven Material gegeben.

Bei Reinigungswänden, die mit überschrittenen Großbohrungen hergestellt werden, bestimmt für einen gegebenen Bohrdurchmesser die minimale Wanddicke das Überschneidungsmaß. Großer Wert ist darauf zu legen, daß die Bohrungen lotrecht niedergebracht werden.

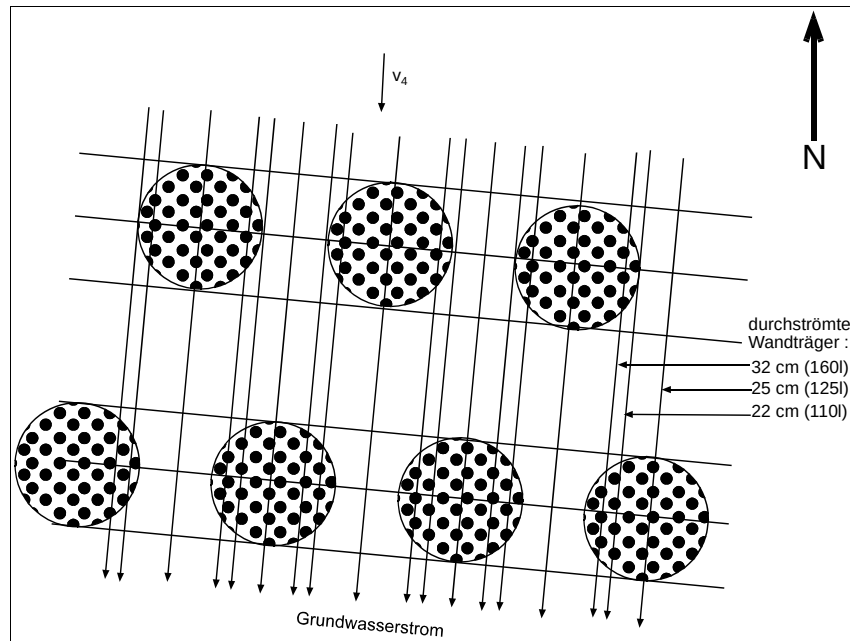


Abbildung 73. Hintereinander und seitlich versetzte Anordnung von Bohrpfählen am Standort Reichenbach, Deutschland (Hartwiger, 2002; Bild: Dipl.-Ing. Peter Hartwiger, Stuttgart): Zweireihige CRB mit Aktivkohle zur Behandlung eines PCE-Schadens (siehe auch Abbildung 23 und Kapitel 4.5.11)

5.4.2.2 Bodenaushub ohne Verbau

Aushub in offener Baugrube

Bei der Herstellung von Reinigungswänden handelt es sich stets um einen Bodenaushub in der wassergesättigten Zone. Diese Vorgehensweise ist daher nur bei ausreichend standfestem Untergrund möglich, nicht jedoch bei schwach oder nicht bindigen Sand- und Kiesböden. Die Standfestigkeit der seitlichen Wände kann zwar durch eine Wasserhaltung erhöht werden, dies ist aber gerade bei gut leitenden Aquiferen aufgrund zu hoher Wassermengen i.d.R. nicht möglich. Bindige Böden oder verwittertes Festgestein können aber zumindest temporär eine ausreichende Standfestigkeit aufweisen, so daß ein Aushub ohne Verbaumaßnahmen, mit oder ohne begleitende Wasserhaltung, möglich ist. Vorteilhaft sind vor allem die geringen Kosten und, sofern der Einbau des reaktiven Materials trocken erfolgt, die gute Überwachbarkeit des Einbaus von Füllmaterial und Monitoring-Brunnen (Abbildung 74).



Abbildung 74. Befüllen eines ohne Verbaumaßnahme hergestellten Schlitzes (Standort Ohio, U.S.A., 1999; Bild: ETI, 2002)

Kontinuierlich arbeitende Schlitzfräse

Mit Schlitz- oder Bodenfräsen wird in einem Arbeitsgang ein 30 bis ca. 60 cm breiter Schlitz hergestellt und mit dem reaktiven Material verfüllt. Sind größere Wanddicken (in Fließrichtung) erforderlich, um die für einen vollständigen Schadstoffabbau erforderlich Aufenthaltszeit zu gewährleisten, können ggf. mehrere Schlitz parallel angeordnet werden. Mit der Schlitzfräse ist eine schnelle und kostengünstige Errichtung eines Wandbauwerkes möglich. Beispielsweise wurde am Standort Elizabeth City, North Carolina, U.S.A., 1996 innerhalb von 6 Stunden eine 46 m lange und 7 m tiefe CRB errichtet (Gavaskar et al., 1999; siehe Abbildung 75). Nachteilig ist die mit < 10 m limitierte Tiefe.



Abbildung 75. Kontinuierlich arbeitende Schlitzfräse mit Wiedereinfüllvorrichtung (links: Befüllung der „Trench box“; rechts: Fräsvorrichtung mit installierter „Trench box“; Standort Elizabeth City, North Carolina, U.S.A., 1996; Bilder: ETI, 2002)

Schlitzwände

Die Herstellung einer CRB als Schlitzwand erfolgt im Zweiphasen-Verfahren, d.h. die biologisch abbaubare Stützsuspension (vgl. Seite 282) wird durch das in den Schlitz von unten nach oben im Kontraktorverfahren eingebrachte reaktive Material verdrängt (vgl. Abbildung 76 bis Abbildung 79). Bis in eine Tiefe von max. 12 m können Schlitzwände mittels Tieflöffelbagger relativ schnell und kostengünstig hergestellt werden. Für größere Tiefen werden stangen- oder seilgeführte Schlitzwandgreifer (bis ca. 40 m) oder Schlitzwandfräsen (bis ca. 80 m) eingesetzt (ITVA 1995; LfU Baden-Württemberg, 1995).

In den U.S.A. wurden bereits eine Reihe von Reinigungswänden (z.B. Lake City, Missouri, U.S.A., 2000, Needham, Massachusetts, U.S.A., 2001, oder Somersworth, New Hampshire, U.S.A., 2000) nach diesem Verfahren errichtet. Dabei wurden zum Aushub des Schlitzes meist Tieflöffelbagger verwendet. Dieses Verfahren hat sich in den letzten Jahren in Nordamerika als Standardvorgehensweise zur Errichtung von CRB herausgebildet. In Europa wurde bislang eine Reinigungswand (in Avigliana, Italien) unter Verwendung einer stützenden Biopolymer-Suspension errichtet. Der Schlitz-aushub erfolgte hier mit der in Europa gebräuchlicheren Anwendung eines Greifers. Die Herstellung einer 120 m langen und 12 bis 15 m tiefen Wand dauerte hier acht Tage.

Bei der Anwendung des Verfahrens müssen die wesentlichen Eigenschaften der Stützsuspension während der Bauphase ständig überwacht werden, um die Stützfunktion in der Phase des Aushubs und der Wiederverfüllung aufrechtzuerhalten. Um diese Phase möglichst kurz zu halten, erfolgt die Befüllung des offenen Schlitzes möglichst ebenso schnell wie der Aushub und in Abschnitten. Zum Einfüllen des reaktiven Materials wird i.d.R. ein Schüttrohr verwendet, um vor allem beim Einsatz von Eisen-Sand-Gemischen eine gravitationsbedingte Trennung der Komponenten Eisen und Sand zu verhindern. Bislang wurde bei den so hergestellten Wänden kein signifikanter Rückgang der Reaktivität und der Durchlässigkeit des Füllmaterials beobachtet (Gavaskar et al., 2002).

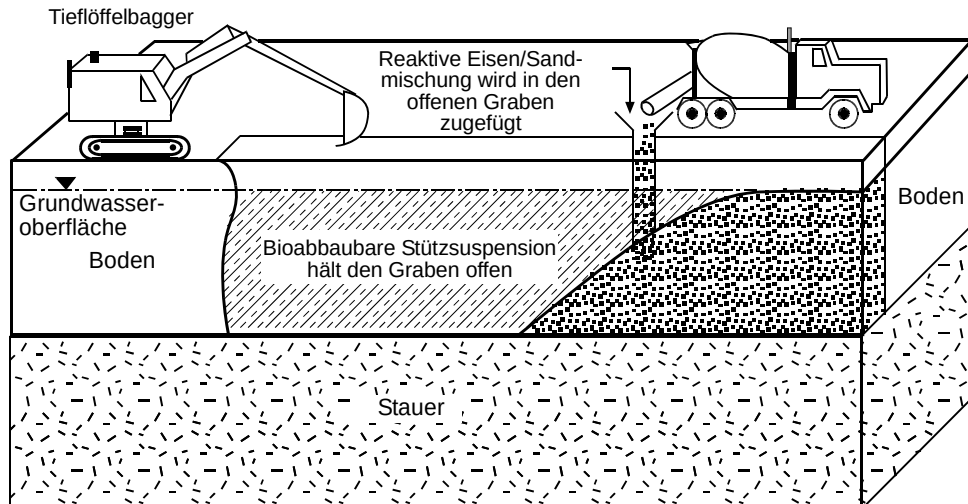


Abbildung 76. Bau einer CRB als Schlitzwand mit Biopolymer-Stützsuspension mittels Tieföffelbagger (adaptiert nach ETI, 2002)



Abbildung 77. Errichtung einer Schlitzwand mit Tieföffelbagger im Zweiphasen-Verfahren unter Verwendung von Biopolymeren auf dem Standort Needham, Massachusetts, U.S.A., 2001 (Bild: ETI, 2002)

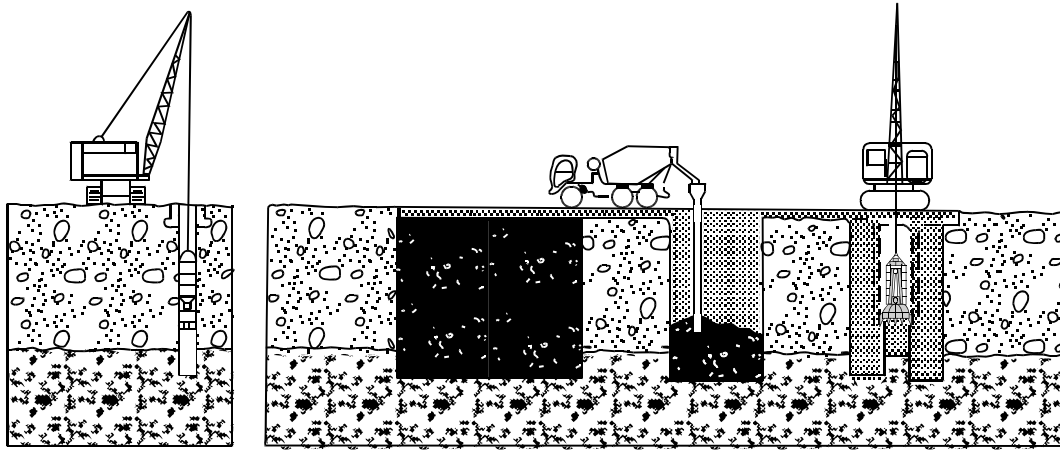


Abbildung 78. Schematische Darstellung der Herstellung einer Schlitzwand mittels Schlitzwandgreifer im Zweiphasen-Verfahren (adaptiert nach LfU Baden-Württemberg, 1989)



Abbildung 79. Befüllung eines biopolymergestützten Grabens mit Eisen-Sand-Gemisch auf dem Standort Somersworth, New Hampshire, U.S.A., 2000 mit Hilfe eines Schüttrohres (Bild: ETI, 2002)

5.4.2.3 Verdrängung des Bodens

Schmalwände – „I“-Profil

Beim Schmalwandverfahren wird ein Stahlhohlkörper mit einer „I“-Form (siehe Abbildung 80) in den Untergrund eingerüttelt (vibriert). Dieser Vorgang wird i.d.R. mit einem Hoch-

druckwasserschneidstahl unterstützt. Die einzelnen „Stiche“ werden überlagernd aneinandergereiht, so daß eine CRB entsteht (Gavaskar et al., 2002; Gavaskar et al., 2000, EPA, 1998). Das einzubringende Füllmaterial muß in diesem Fall als injizier- bzw. pumpbare Suspension vorliegen und vermischt sich nicht mit dem anstehenden Untergrund. Die erreichbare Wanddicke hängt von der Bodenart ab und beträgt ca. 5 bis 15 cm für Fein- bzw. Grobsande und bis ca. 30 cm für Kiese (ITVA, 1995; LfU Baden-Württemberg, 1995). Nachteilig ist bei diesem Bauverfahren insbesondere die Verdichtung des angrenzenden Bodens und die nicht exakt zu definierende Wanddicke.



Abbildung 80. Verdrängungskörper zur Schmalwandherstellung (Bilder: ETI, 2002)

Gerammte Schlitzwand (Hohlkasten)

Durch Aneinanderreihung der Hohlkästen können Reinigungswände in beliebiger Länge, aber aufgrund des hohen Rammwiderstandes lediglich bis in Tiefen von ca. 10 m erstellt werden. Die Hohlkästen sind unten mit einer lösbaren Stahlplatte wasserdicht verschlossen. Die Stahlrammelemente haben einen Querschnitt von ca. 0,4 x 1 m und werden in Schlösser geführt. Nach dem Befüllen des Hohlraumes wird der Hohlkasten gezogen. Dabei löst sich die Bodenplatte.

Nachteilig ist, ähnlich wie bei der Schmalwand, eine mit dem Einrammen einhergehende Verdichtung und möglicherweise ein Verschmieren eines anstehenden bindigen Untergrundes. Die Folge ist eine Reduzierung der Durchlässigkeit angrenzend an die reaktive Zone.

Bislang wurde weltweit lediglich ein Pilotversuch am Standort Cape Canaveral, Florida, U.S.A., 1998, bekannt. Hier wurde mittels dem Hohlkastenverfahren eine CRB errichtet.

In Deutschland ist diese, eigentlich für die Herstellung von Dichtwänden vorgesehene Technik, für die Anwendung von Reinigungswänden in größeren Tiefen weiterentwickelt und zum

Patent angemeldet worden. Zum einen soll die als Hohlkasten ausgebildete Bohle auch das Rückholen durch Aufspülen oder Absaugen von Füllmaterial und das anschließende Einbringen von neuem Füllmaterial mit einem Arbeitsgerät ermöglichen. Zum anderen verbleibt der Bohlenfuß nicht im Untergrund, stattdessen weist die Bohle einen an einer Festhalteeinrichtung angelenkten Fuß auf.

Zusätzlich kann die Außenwand der Bohle z.B. mit einer Riffelung oder mit Zähnen ausgerüstet werden, wodurch das Absenken der Bohle erleichtert und eine Verdichtung des anstehenden Untergrundes verhindert oder reduziert werden soll. Weitere Ausgestaltungen, wie beispielsweise doppelwandiger Aufbau, Mehr-Kammer-System, Bohr- und Spülvorrichtungen und -leitungen, sollen einem flexiblen Einsatz in Abhängigkeit der Untergrundbedingungen dienen (Grooterhorst et al., 2000). Eine Umsetzung oder Erprobung im Feld ist bisher noch nicht erfolgt.

5.4.2.4 Veränderung des Bodens in situ

Deep Soil Mixing/Mixed-in-Place (MiP)

Von der Bauer-Spezialtiefbau-GmbH, Schrobenuhausen, wurde das sogenannte Mixed-in-Place-Verfahren (MiP-Verfahren) zur in situ-Vermischung sowie -Immobilisierung entwickelt und patentiert (Abbildung 81). Mittels drei gegenläufigen Schnecken wird der Boden vermengt. Dabei können Feststoffe in Suspensionen eingepreßt und mit dem natürlichen Untergrund vermischt werden.

Abbildung 82 veranschaulicht den Einsatz im Feld. Eine Reinigungswand wurde mit diesem Verfahren bislang noch nicht errichtet. Der Boden würde dabei mit Füllmaterial, z.B. eine biologisch abbaubare Suspension, die reaktives Material enthält, vermischt. In Abhängigkeit vom Bohrverfahren kann ein Teil des Bodens herausgebohrt werden, so daß eine Reinigungswand mit 40 bis 60 % an reaktivem Material entstehen kann. Bei einer reinen Durchmischung wäre dagegen nur eine geringe Füllmaterialzugabe möglich. Der Bohrvorgang, d.h. die Durchmischung, kann sich für den Bau einer CRB als vorteilhaft erweisen, da durch die Bodenlockerung ein Anstieg der hydraulischen Durchlässigkeit erreicht wird.

Injektion

Zur Errichtung einer CRB mittels Injektion ist reaktives Material, welches in einer biologisch abbaubaren Suspension vorliegt, erforderlich. Mittels Injektion ist eine homogene Verteilung des reaktiven Materials in der Regel nicht realisierbar und folglich sind keine definierten Wandabmessungen herstellbar. Ebenso lassen sich auch lokale Unregelmäßigkeiten durch Bohrhindernisse oder Bohrabweichungen und ein Abfließen von Suspension in Groblagen oder Klüfte nicht vermeiden.

Am Standort Hanford in den U.S.A. hat man dieses Verfahren gewählt, um eine Regulierung der in situ-Redox-Bedingungen zur Reduzierung von gelöstem Chromat durch Zugabe von Natriumdithionit über Injektionsbrunnen vornehmen zu können.

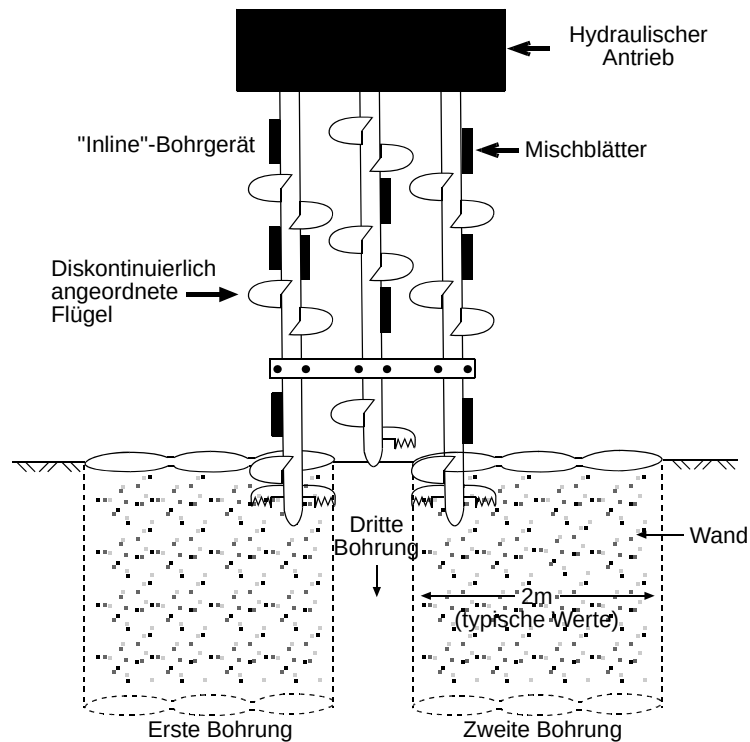


Abbildung 81. Dreifachschnecke eines MiP-Bohrgerätes (adaptiert nach Bauer & Mourik-Umwelttechnik GmbH, 2002)



Abbildung 82. Errichtung einer Dichtwand mittels Mixed-in-Place-Verfahren am Flughafen München (Bild: Bauer & Mourik-Umwelttechnik GmbH, 2002)

Jetting/ Jet Grouting

Mittels Hochdruckinjektion können in Abhängigkeit von der Winkelöffnung der Injektion Säulen oder Lamellen geformt und zur Herstellung einer CRB aneinandergereiht werden (vgl. Abbildung 83 bis Abbildung 84). Die Erosionsweite des Düsenstrahls reicht je nach Boden, Verfahrensart und verwendeter Flüssigkeit von 0,2 bis zu 2,5 m im Durchmesser. Das Verfahren erfordert den Einsatz einer pump- und injizierbaren Suspension, die für die Herstellung einer reaktiven Zone biologisch abbaubar sein muß. Neben den Nachteilen, wie sie auch für die einfache Injektion gelten, bestehen Restrisiken bezüglich der herzustellenden Überschneidungen.

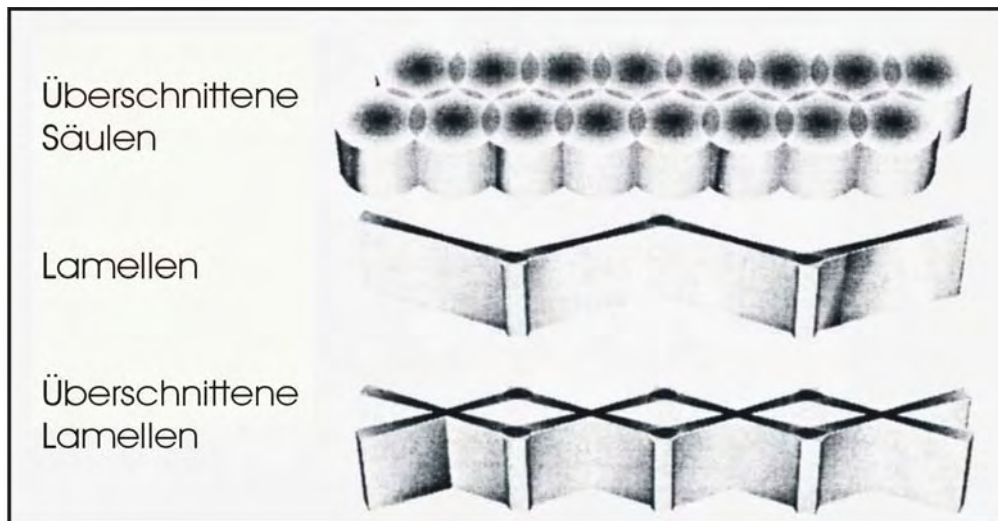


Abbildung 83. Mittels Hochdruckinjektion herstellbare Wandkonstruktionen (z.B. Säulen- und Lamellenwände; Bild adaptiert nach ETI, 2002)

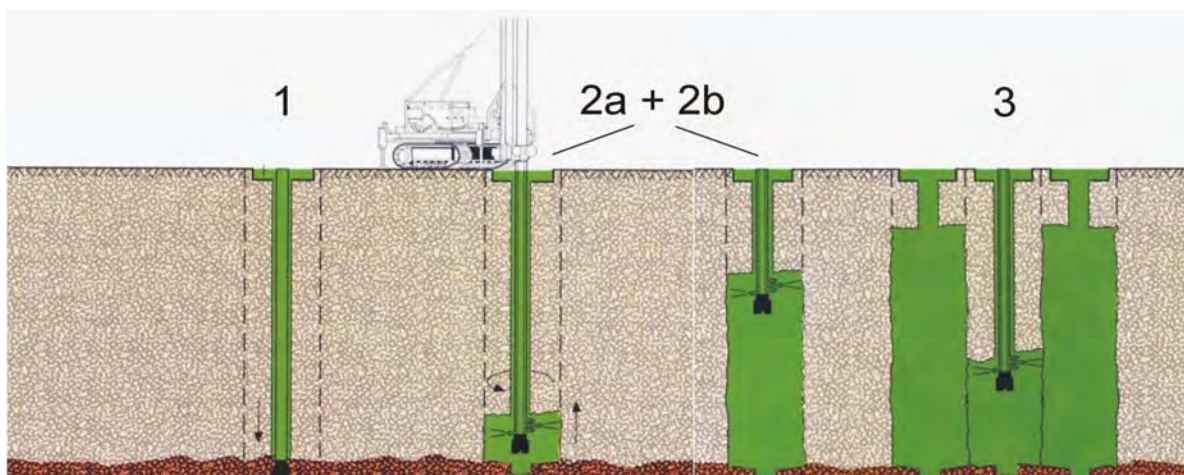


Abbildung 84. Arbeitsablauf des Hochdruckinjektions- oder Soilcrete-Verfahrens: 1. Bohren, 2a. Schneiden zur Auflösung des Korngefüges, 2b. gleichzeitig Zuführung der Dichtwandsuspension oder der mit reaktivem Material vermischten Suspension, 3. Verbinden der Kubaturen durch weitere Bohrung und Injektion (adaptiert nach Keller Grundbau GmbH, ohne Datum)

Hydraulic Fracturing/Soilfrac

Anders als beim Jetting können beim Hydraulic Fracturing (auch Soilfrac-Verfahren genannt) keine definierten Körper hergestellt werden. Das Injektionsmittel, hier das in injizierbarer Form vorliegende Füllmaterial, beispielsweise ein Gemisch mit biologisch abbaubarer Suspension, sprengt den Boden lokal auf, bildet Risse (Frakturen), sogenannte „Fracs“, die sich mit dem reaktiven Gemisch füllen, und erzeugt so lokale reaktive Zonen.

Das Prinzip des Hydraulic Fracturing/Soilfrac-Verfahrens veranschaulicht Abbildung 85 (Keller Grundbau GmbH, ohne Datum; Raabe & Stockhammer, 1995; Day, 1999; Gavaskar et al., 2000).

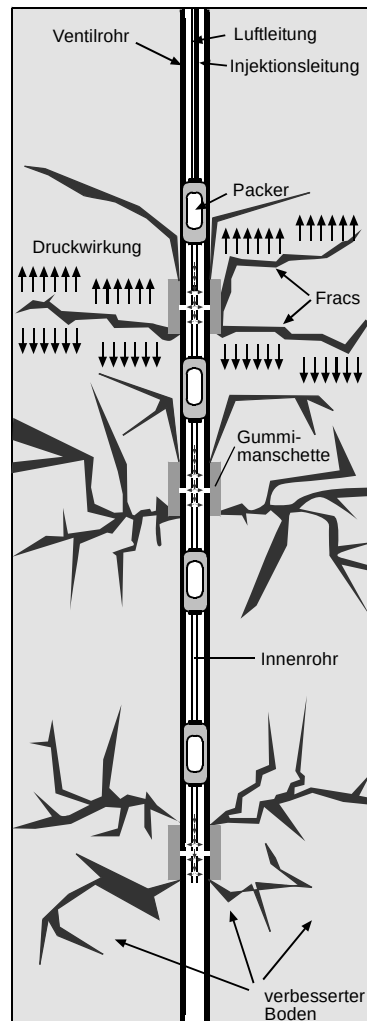


Abbildung 85. Prinzipskizze zum Soilfrac-Verfahren (Keller Grundbau GmbH, ohne Datum)

5.4.3 Anwendungen zur Errichtung von Reinigungswänden mit gelenktem Grundwasserstrom

Für die Errichtung von undurchlässigen Leitwänden oder hoch durchlässigen Drainagen sowie des Reaktorbauwerkes lassen sich viele der für die Errichtung einer CRB vorgestellten Bauverfahren einsetzen. In Tabelle 34 wird zunächst ein Überblick über mögliche Bauverfahren für die einzelnen Wandkomponenten mit entsprechenden Praxisbeispielen gegeben. Da-

nach findet man von den bereits zuvor diskutierten Bauverfahren (vgl. Tabelle 32, S. 276, und dort nachfolgende Erläuterungen) nur diejenigen Aspekte betrachtet, die von der Errichtung einer CRB abweichen oder darüber hinaus zu betrachten sind.

5.4.3.1 Herstellung undurchlässiger Leitwände

Die Herstellung undurchlässiger Leitwände ist als Stand der Technik anzusehen. Eine Vielzahl von (Spezial-)Tiefbauverfahren steht für den Bau von Dichtwänden zur Verfügung (vgl. Tabelle 34). Vor allem beim Schlitzwand-, Schmalwand- und Spundwandverfahren handelt es sich um übliche, in der Altlastensanierung bewährte Bauverfahren zur Herstellung von Dichtwandsystemen. Während CRB als Schlitzwand lediglich im Zweiphasen-Verfahren hergestellt werden können, wird bei undurchlässigen Leitwänden üblicherweise das Einphasen-Verfahren eingesetzt. Eine Einphasen-Schlitzwand bietet gegenüber der Zweiphasen-Wand den Vorteil, daß die Stützflüssigkeit nach dem Aushärten auch die Dichtfunktion übernimmt.

Tabelle 34. Bauverfahren zur Herstellung undurchlässiger Leitwände für Reinigungswände

Bautechniken zur Herstellung undurchlässiger Leitwände	Stand der Technik	Standortbeispiele (s. Anhang)
<i>Bodenaushub mit Verbau</i>		
Großbohrung	Stand der Technik, bisher kein Einsatz bei undurchlässigen Leitwänden	Nicht bekannt
<i>Bodenaushub ohne Verbau</i>		
Offener Graben (Soil-Backfill-Verfahren)	Kein übliches Verfahren zur Dichtwanderrichtung	Nicht bekannt
Kontinuierlich arbeitende Schlitzfräse	Kein übliches Verfahren zur Errichtung von Dichtwänden	Southern Oregon, U.S.A., 1998 (Full scale)
Schlitzwand - Einphasenverfahren - Zweiphasenverfahren - Kombinationsdichtung	Stand der Technik	Bernau, Deutschland (Pilot scale) Belfast, Nordirland, 1995 (Full scale) Coffeyville, Kansas, U.S.A., 1996 (Full scale) Monticello, Utah, U.S.A., 1999 (Full scale) Tübingen, Deutschland, 1998 (Full scale) Oberursel, Deutschland, 2002 (Full scale)

Bautechniken zur Herstellung undurchlässiger Leitwände	Stand der Technik	Standortbeispiele (s. Anhang)
		Seattle, Washington, U.S.A., 1999 (Full scale) Sunnyvale, Kalifornien, U.S.A., 1995 (Full scale)
<i>Bodenverdrängung</i>		
Spundwand (gedichtet)	Stand der Technik	Auby, Frankreich Chalk River, Kanada, 1998 (Full scale) Delaware, U.S.A., 1998 (Pilot scale) Denver, Colorado, U.S.A., 1996 (Full scale) Edenkoben, Deutschland, 2001 (Full scale) Karlsruhe, Deutschland, 2001 (Full scale) Sonderso, Dänemark, 1999 (Full scale)
Schmalwand („I“-Profil)	Stand der Technik	Tifton, Georgia, U.S.A., 1998 (Full scale)
Gerammte Schlitzwand (Hohlkasten)	Kein Standardverfahren	Nicht bekannt
<i>Veränderung des Untergrundes in situ</i>		
Mixed-in-Place/ Deep-Soil-Mixing	Stand der Technik	Nicht bekannt
Injektion	Spezialtiefbautechnik (Stand der Technik)	Nicht bekannt
Jetting/ Jet Grouting	Spezialtiefbautechnik (Stand der Technik)	Brunn am Gebirge, Österreich, 1999 (Full scale)
Hydraulic Fracturing/ Soilfrac	Spezialtiefbautechnik zur Untergrund-/Gebäudestabilisierung und -hebung	Nicht bekannt

Beim Zweiphasen-Verfahren kann die Dichtwandmasse aufgrund einer großen Bandbreite möglicher Materialzusammensetzungen besser auf die örtlichen Erfordernisse angepasst werden. Zudem ist eine Einphasen-Schlitzwand meist nicht im Festgestein sowie in größeren Tiefen einsetzbar und ein geringer Feststoffgehalt kann sich eventuell nachteilig auf die Bestän-

digkeit der Leitwand bei stark kontaminiertem Sickerwasser auswirken (LfU Baden-Württemberg, 1995; ITVA, 1995).

Die Funktion der undurchlässigen Leitwände besteht im Gegensatz zu den Dichtwänden jedoch nicht stets darin, eine vollständig gegen strömendes Grundwasser abdichtende Wirkung zu erzielen, sondern als Barriere den Grundwasserstrom effizient umzuleiten. Mithin kann die Durchlässigkeit der Leitwand einer Reinigungswand mit gelenktem Grundwasserstrom durchaus höher sein, als die einer zur Sicherung einer Kontamination hergestellten Dichtwand. Sie muß allerdings signifikant (mehrere Größenordnungen) geringer sein als die Durchlässigkeit des anstehenden Bodens.

Die Materialien der undurchlässigen Leitwände sind unter Berücksichtigung der am Einsatzort herrschenden Milieubedingungen, d.h. der Untergrundeigenschaften sowie der vorhandenen Kontamination, festzulegen. Darüber hinaus sind Anforderungen wie der Durchlässigkeitsunterschied zwischen Wand und anstehendem Untergrund genauso wie die Verformungs- und Stabilitätseigenschaften der Wand Kriterien bei der Auswahl der Dichtwandmaterialien.

Zur Verfügung stehen folgende Materialien (ITVA, 1995; LfU Baden-Württemberg, 1995; LfU Baden-Württemberg, 1989; GDA-Empfehlung, 1997):

- Stahlspundwände (ggf. beschichtet) mit abgedichteten Spundwandschlössern durch
 - bereits profilierte Schloßdichtungen,
 - nachträgliche Injektion einer Abdichtungsmasse in die Schlösser,
 - Einstellen der Spundwände in im Vorfeld abgeteufte Bohrlöcher, die anschließend mit einer Tonsuspension verpreßt werden,
- Mineralische Dichtmassen,
 - Bentonit, hydraulische Bindemittel (z.B. Zement), mineralische Füllstoffe (z.B. Ton- und Gesteinsmehl oder Flugasche), Wasser,
 - Erdbeton (Kiessand, geringer oder kein Zementanteil, Bentonit und/ oder wenig aktives Tonmehl, ggf. Kunststoffbeimischung),
 - Beton,
- Kombinationsdichtung,
 - Kunststoffdichtungsbahnen, die in vorbereitete, mit Dichtwandmasse gefüllte Schlitze eingestellt werden.

Hinsichtlich weiterer Angaben zur Herstellung von Dichtwandmaterialien sowie zum eigentlichen Bau einer undurchlässigen Barriere wird auf die einschlägige Literatur verwiesen (ITVA, 1995; LfU Baden-Württemberg, 1989; LfU Baden-Württemberg, 1995; GDA-Empfehlung, 1997). Jedes Bauverfahren benötigt für die Errichtung undurchlässiger Leitwände eine auf den Herstellungsvorgang und Bauablauf individuell abgestimmte Dichtwandmasse, die Tabelle 35 entnommen werden kann.

Tabelle 35. Einsetzbare Dichtmassen (adaptiert gemäß ITVA, 1995; LfU Baden-Württemberg, 1989; LfU Baden-Württemberg, 1995) für Dichtwände für Reinigungswände

Bauverfahren	Dichtwandmassen
<i>Bodenaushub mit Verbau</i>	
Großbohrung	Erdbeton Beton
<i>Bodenaushub ohne Verbau</i>	
Offener Graben (Soil-Backfill-Verfahren)	Erdbeton Bentonit-Zement-Suspensionen mit oder ohne Füllstoff
Kontinuierlich arbeitende Schlitzfräse	Erdbeton Beton
Schlitzwand - Einphasenverfahren - Zweiphasenverfahren - Kombinationsdichtung	Bentonit-Zement-Suspensionen mit oder ohne Füllstoff Stützsuspension: Bentonitsuspension Dichtwandmasse: Bentonit-Zement-Mischung, Mischung, zementfreie Dichtwandmassen, Erdbeton, Beton Bentonit-Zement-Suspensionen mit Kunststoffdichtungsbahnen (z.B. HDPE)
<i>Bodenverdrängung</i>	
Spundwand	Stahl
Schmalwand ("I"-Profil)	Bentonit-Zement-Suspensionen mit oder ohne Füllstoff
Gerammte Schlitzwand (Hohlkasten)	Erdbeton Beton
<i>Veränderung des Untergrundes in situ</i>	
Mixed-in-Place/ Deep-Soil-Mixing	Zement-, Zement-Bentonit-Suspension mit oder ohne Füllstoff
Injektionswand	Ton-, Zement-, Ton-Zement-Suspensionen, Silikatgele
Jetting/ Jet Grouting	Bentonit-Zement-Suspensionen mit oder ohne Füllstoff
Hydraulic Fracturing (Soilfrac)	Bentonit-Zement-Suspensionen

5.4.3.2 Herstellung hochdurchlässiger Drainagen (D&G-Systeme etc.)

Hochdurchlässige Drainagesysteme können zum einen als hochdurchlässige Kieszone (ggf. mit Drainagerohr) in einem D&G-System ausgebildet sein und zum anderen als Horizontal-

brunnen oder Vertikalbrunnen hergestellt werden. Für die Herstellung hochdurchlässiger Drainagen können grundsätzlich die in Tabelle 36 aufgeführten Bauverfahren gewählt werden. Für geringe Tiefen bis ca. 7,0 m können standardisierte Techniken aus dem Wasserbau zur Herstellung von Drainwänden eingesetzt werden, auch der Brunnenbau sowie Horizontalbohrungen können als Stand der Technik eingestuft werden.

Tabelle 36. Bauverfahren zur Errichtung hochdurchlässiger Drainagesysteme für Reinigungswände

Bautechniken zur Herstellung hochdurchlässiger Drainagen	Entwicklungsstand der Technik	Standortbeispiele (siehe Anhang)
<i>Bodenaushub mit Verbau</i>		
Verbaukästen, Spundbohlen, vorgefertigte Konstruktionen	Stand der Technik	Nicht bekannt
Großbohrung (auch zur Errichtung von Vertikalbrunnen)	Stand der Technik	Aiken, South Carolina, U.S.A., 1997 (Pilot scale)
Horizontalbohrung für Horizontalfilterbrunnen	Stand der Technik	Bitterfeld, Deutschland, 1999 (Pilot scale) Piketon, Ohio, U.S.A., 1996 (Pilot scale)
<i>Bodenaushub ohne Verbau</i>		
Offener Graben	Stand der Technik	Alberta, Kanada, 1995 (Full scale)
Kontinuierlich arbeitende Schlitzfräse	Stand der Technik	Denkendorf, Deutschland, 2000 (Full scale)
Schlitzwand (mit Einsatz biologisch abbaubarer Stützsuspension)	Standard: Herstellung von Schlitzwänden im Dichtwandbau, aber genehmigungsrechtliche Akzeptanz der biologisch abbaubaren Stützsuspension unbekannt	Oak Ridge, Tennessee, U.S.A., 1997 (Full scale) Tifton, Georgia, U.S.A., 1998 (Full scale)
<i>Bodenverdrängung</i>		
Gerammte Schlitzwand (Hohlkasten)	Kein Standardverfahren	Nicht bekannt

Für die Errichtung durchlässiger Leitwände sind Bauverfahren einzusetzen, die einen Bodenaustausch ermöglichen, d.h. der anstehende Boden ist durch grobkörniges Material zu ersetzen, um eine hohe Durchlässigkeit für eine hohe Leistungsfähigkeit der Drainage zu gewähr-

leisten. Bei Einsatz des Schlitzwandverfahrens hat man demzufolge eine abbaubare Stützsuspension zu wählen, da andernfalls die Hohlräume durch Feinkorn verstopft werden. Die Errichtung als gerammte Schlitzwand ist eher nicht zu empfehlen, da die Verdrängung des anstehenden Bodens eine Verringerung der Durchlässigkeit mit sich bringt.

Mit Hilfe von hochdurchlässigen Drainageschlitzten, die nicht notwendigerweise über die gesamte Aquifertiefe errichtet werden müssen, kann die Schadstofffahne bei Bereitstellung eines ausreichend tiefen Drainageniveaus vollständig erfaßt sowie auch Grundwasser aus dem Abstrom in Richtung Drainagewand umgelenkt werden.

Die Drainage kann ggf. auch mit einer undurchlässigen Barriere kombiniert werden. Ein solches System kann aber ebenso als F&G bezeichnet werden. Die Funktion der Leitwand wird von der Drainage und der undurchlässigen Barriere in Kombination erfüllt.

Nach Möglichkeit werden zur Fassung des kontaminierten Grundwassers und Einleitung in das Reaktorbauwerk perforierte Drainrohre verlegt, mit entsprechendem Gerät (z.B. kontinuierlich arbeitende Schlitzfräse) auch direkt in einem Arbeitsgang.

Am Standort Denkendorf wurde mittels einer kontinuierlich arbeitenden Schlitzfräse ein Drainageschlitz errichtet (siehe Abbildung 86). An den Standorten Alberta, Kanada, und Golden, U.S.A. (Solar Ponds Plume) wurde die Drainage mit einer Kunststoffdichtungsbahn (siehe Abbildung 87) und in Tifton (Marzone Site), Georgia, U.S.A., mit einer Dichtwand (siehe Abbildung 88) kombiniert.

Auch über (Vertikal-)Brunnen kann passiv durch Ausnutzung eines hydraulischen Gefälles Grundwasser gefaßt werden, wie es z.B. das GeoSiphon-Verfahren vorsieht. Die Herstellung von Vertikalbrunnen ist Stand der Technik. Der Unterschied zu Vertikalbrunnen für die Grundwassergewinnung liegt jedoch darin, daß zum einen eine passive Durchströmung zu induzieren und zum anderen eine reaktive Zone zu integrieren ist.

Dagegen kann mit Horizontalfilterbrunnen das Grundwasser, ggf. sogar gezielt aus den kontaminierten Bereichen, ohne Anwendung des Heberprinzips gefaßt werden. Die Grundwasserfassung mittels Horizontalfilterbrunnen ist vor allem für die Trinkwassergewinnung von großer Bedeutung. Daher ist diese Technik entsprechend weit entwickelt und bis in große Tiefen möglich. Verbesserte Methoden beim Abteufen von Brunnenschächten ermöglichen heute die Herstellung der Brunnenstränge auch in Tiefen zwischen 50 und 70 m. Von diesen, mittels Großbohrung oder Schachtsenkverfahren hergestellten Brunnenschächten aus werden Horizontalbohrungen ausgeführt. Der Ausbau der Filterstränge kann sowohl mit als auch ohne Filterkiesummantelung der Filterrohre erfolgen. Das Schachtbauwerk bietet anschließend Raum für das reaktive Material oder für mit Füllmaterial bestückte Reaktoren. Horizontalbrunnen weisen eine gute Flächenwirksamkeit auf und der Platzbedarf an der Oberfläche ist sehr gering. Zur Herstellung sind jedoch kostenintensive und aufwendige Spezialtiefbauverfahren notwendig (LfU Baden-Württemberg, 1995).

Zur Errichtung von fünf Test-Reaktoren wurden am Standort Bitterfeld, Deutschland, im Schachtsenkverfahren vorgefertigte Beton-Schachtsegmente mit einem Innendurchmesser von 3,0 m nacheinander in den Untergrund gepreßt und der im Innenraum anstehende Boden ausgehoben. In ca. 23,0 m Tiefe sind je Schacht zwei in den Zustrom führende, horizontale Filterstränge gebohrt worden (Weiß et al., 1999).



Abbildung 86. Errichtung der Drainwand am Standort Denkendorf mittels kontinuierlich arbeitender Schlitzfräse (oben: Befüllen der „Trench box“ mit Kies; unten: Detailaufnahme: mit Kies gefüllter und mit der „Trench box“ offen gehaltener Drainschlitz; I.M.E.S. GmbH, 2000).

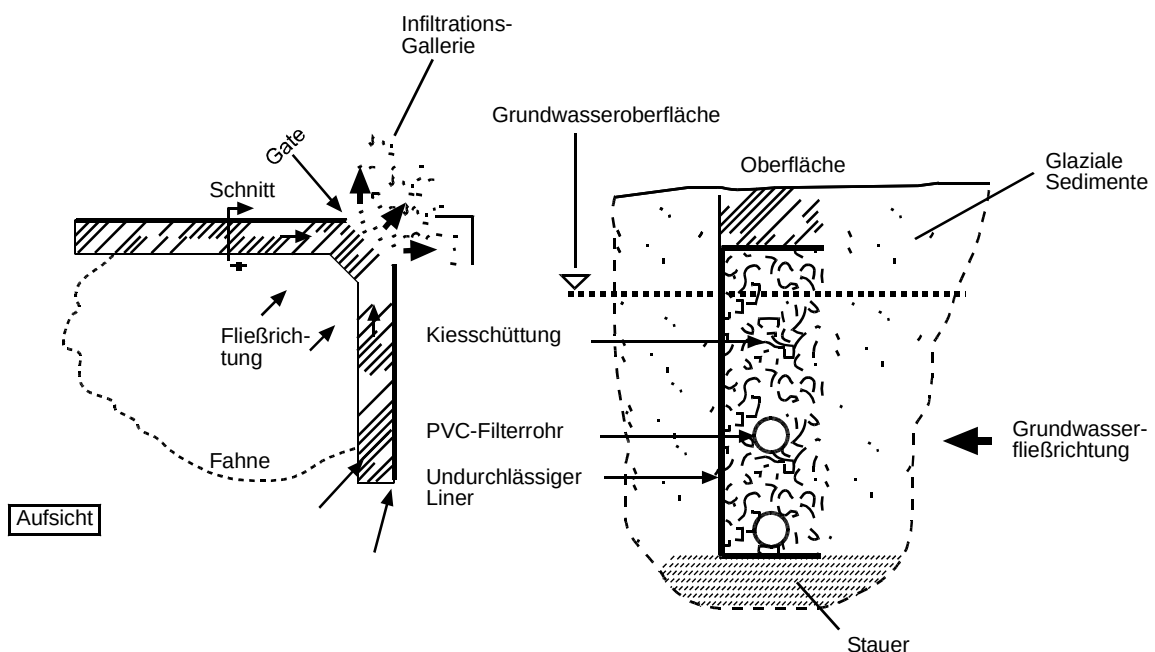


Abbildung 87. Prinzipskizze des „Trench and gate“- (D&G)-Systems am Standort East Garrrington, Alberta, Kanada. Der Reaktor beinhaltet eine mikrobiologische Behandlungszone (ETI, 2002).

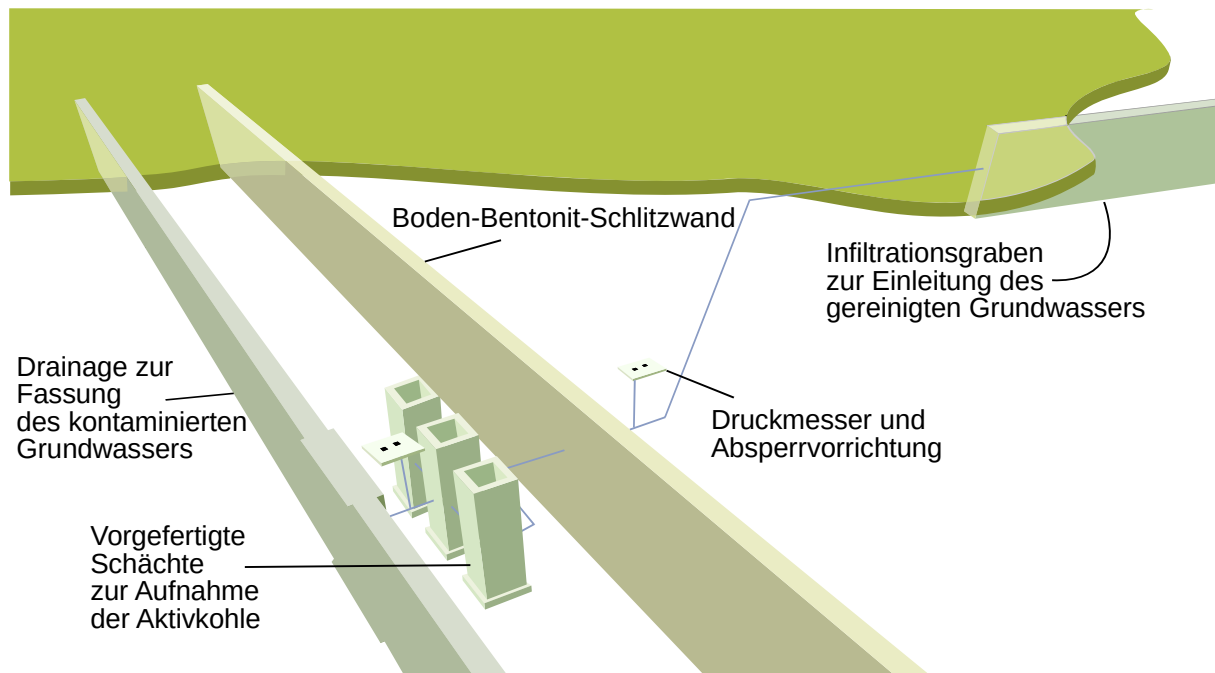


Abbildung 88. Prinzipskizze des Reinigungswandbauwerkes am Standort Tifton (Marzone Site), Georgia, U.S.A. (adaptiert nach Williamson et al., 2000)

5.4.3.3 Herstellung und Gestaltung von Reaktorbauwerken

Für den Bau eines Reaktors können zum einen genau die Bauverfahren gewählt werden, die auch für die Errichtung von CRB zur Verfügung stehen. In dem Moment grenzt das Füllmaterial nach Einbau direkt an den anstehenden Untergrund. So bietet sich auch aus Kostengründen eine Errichtung von Leitwänden und Reaktor mit ein und derselben Bautechnik an, beispielsweise mittels kontinuierlich arbeitender Schlitzfräse oder Mixed-in-Place.

Zum anderen können aber auch Bauverfahren eingesetzt werden, die den Einbau spezieller Reaktorkonstruktionen ermöglichen. Dazu zählen z.B. Großbohrungen, in die perforierte Stahlrohre eingestellt oder die als (Vertikal-)Brunnen ausgebaut werden. Ebenso können innerhalb eines Verbaus vorgefertigte Kassetten oder Schachtbauwerke mit integriertem Reaktor errichtet werden. Derartige Konstruktionen sehen häufig Steuerungsfunktionen und Eingriffsmöglichkeiten vor, so daß beispielsweise ein späterer Füllmaterialaustausch erfolgen oder der Durchfluß und damit die Aufenthaltszeit des kontaminierten Grundwassers im Reaktor geregelt werden kann. Nachfolgend werden verschiedene, im Feld realisierte Reaktorkonstruktionen vorgestellt. In jedem Fall handelt es sich um spezielle Lösungen, d.h. an die standortspezifischen Randbedingungen angepaßte Reaktorkonstruktionen.

In der Tabelle 37 sind mögliche Bauverfahren zur Errichtung von Reaktorbauwerken zusammengestellt und entsprechende Standortbeispiele genannt.

Grundsätzlich können innerhalb einer verbauten oder offenen Baugrube Schachtbauwerke, ggf. mit integriertem Reaktor, errichtet oder vorgefertigte Reaktorkonstruktionen eingebaut werden. Beispiele dafür sind die deutschen Reaktorbauwerke der Standorte Denkendorf und Bernau sowie Tifton in den U.S.A. oder Portadown in Nordirland (siehe auch Abbildung 89-91, die die Bauverfahren für die Erstellung der Reaktoren an den Reinigungswandstandorten Denkendorf, Portadown (Nordirland) bzw. Bernau verdeutlichen).

Tabelle 37. Prinzipiell zur Verfügung stehende Bauverfahren zur Herstellung und Gestaltung von Reaktorbauwerken

Bautechniken zur Herstellung von Reaktoren	Stand der Technik	Standortbeispiele (siehe Anhang)
<i>Bodenaushub mit Verbau</i>		
Spundwände, Verbaukästen, vorgefertigte Konstruktionen (Caissons, siehe auch CRB)	Stand der Technik	Monticello, Utah, U.S.A., 1999 (Full scale) Mountain View, Kalifornien, U.S.A., 1995 (Pilot scale) Sonderso, Dänemark, 1999 (Full scale) Sunnyvale, Kalifornien, U.S.A., 1995 (Full scale) Tifton, Georgia, U.S.A., 1998 (Full scale)
- im Untergrund verbleibende Spundwände, Kassetten etc.		Edenkoben, Deutschland, 2001 (Full scale)
- (Schacht-) Bauwerk (mit integriertem Reaktorbehälter)		Bernau, Deutschland, 2001 Denkendorf, Deutschland, 2001 Oak Ridge, Tennessee, U.S.A., 1997 (Full scale)
Großbohrungen (s. auch CRB)	Stand der Technik	
- Überschnittene Bohrpfähle		Tübingen, Deutschland, 1998 (Full scale)
- Erstellung von Schachtbauwerken, z.T. mit vorgefertigten Reaktorbehältern		Brunn am Gebirge, Österreich, 1999 (Full scale)
- eingestellte perforierte Stahlrohre		Karlsruhe, Deutschland, 2001
- Brunnenbauwerke/GeoSiphon		Aiken, South Carolina, U.S.A., 1997 (Pilot scale)
- Austauschbohrung: Wasserdurchlässiger Beton zur Reaktorgestaltung		Oberursel, Deutschland, 2002
Schachtsenkverfahren	Spezialtiefbautechnik	Bitterfeld, Deutschland, 1999

Bautechniken zur Herstellung von Reaktoren	Stand der Technik	Standortbeispiele (siehe Anhang)
<i>Bodenaushub ohne Verbau</i>		
Mögliche Verfahren (siehe CRB)		<u>Schlitzfräse</u> : Southern Oregon, U.S.A., 1998 (Full scale) <u>Schlitzwand (Biopolymer-Stützsuspension)</u> : Seattle, Washington, U.S.A., 1999 (Full scale) Oak Ridge, Tennessee, U.S.A., 1997 (Full scale)
<i>Bodenverdrängung</i>		
Mögliche Verfahren (siehe CRB)		Keine bekannt
<i>Veränderung des Untergrundes in situ</i>		
Mögliche Verfahren (siehe CRB)		Keine bekannt



Abbildung 89. Standort Denkendorf, Deutschland: Spundwand-gestützte Baugrube, in die Betonschachtringe gestellt und ein Reaktor installiert wurde (Bild: I.M.E.S. GmbH, 2001)



Abbildung 90. Errichtung eines gemauerten Schachtbauwerkes mit integriertem Reaktor am Standort Portadown, Nordirland (Bild: Kalin, 2002)



Abbildung 91. Reaktorbauwerk am Standort Bernau (18 in Reihe geschaltete Spezialbeton-Großsäulen in einer umspundeten Baugrube = Reaktorzelle); Aufnahmen vom Einpassen und Befüllen der letzten Reaktorsäulen mit Eisen, September 2001 (Bilder: Koordinierung RUBIN, Universität Lüneburg; RUBIN, 2006, RUBIN-Projektübersichtsbericht siehe Anhang, weitere Informationen in Kapitel 4.5.1 und Abbildung 21)

Für den Standort Edenkoben wurde eine Reaktorkonstruktion konzipiert, bei der die Spundbohlen nach dem Einrammen im Untergrund verbleiben. Mit den Stahlspundbohlen wird eine Umlenkung des kontaminierten Grundwasserstroms in vertikaler Richtung erzwungen, indem eine in den Grundwasserstauer einbindende Spundwand den Grundwasserstrom abriegelt und dieser über Kiesdräns in die oberflächennahen, aus nach unten offenen Spundwandkästen bestehenden Reaktoren umgeleitet wird (Abbildung 92).



Abbildung 92. Errichtung eines Reaktorbauwerkes am Standort Edenkoben (links: Ausbohren eines Gates, rechts: Befüllung des Gates mit Eisen; Bilder: „Peschla & Rochmes“ GmbH, Kaiserslautern)

Mit Hilfe von Großbohrungen wurden ebenfalls verschiedene standortspezifische Reaktorbauwerke hergestellt. Am Standort Tübingen, Deutschland, handelt es sich um eine reaktive Zone aus überschrittenen Bohrpfählen. Am Standort Oberursel, Deutschland, wurde aus überschrittenen Bohrpfählen, die aus wasserdurchlässigem Beton bestehen, ein kreisförmiges Reaktorbauwerk zur Aufnahme des Füllmaterials errichtet (vgl. Abbildung 93 und Abbildung 94).

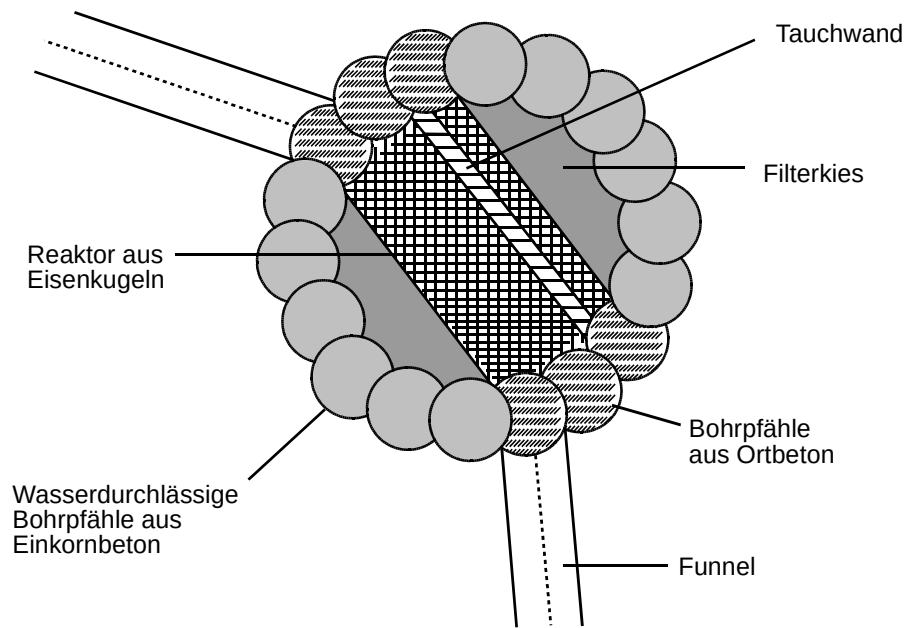


Abbildung 93. Standort Oberursel, Deutschland (2002): Gate-Errichtung innerhalb einer „Bohrschablone“; Gate bestehend aus wasserdurchlässigem Beton zur Aufnahme des Füllmaterials (adaptiert nach Bauer & Mourik, 2004; Arcadis, 2002; Arcadis 2004; siehe auch Abbildung 94)

Des weiteren besteht die Möglichkeit, in eine einzelne Großbohrung ein perforiertes Stahlrohr, das angeschweißte Verbindungselemente für eine anschließende Spundwand oder Dichtwand aufweist, einzustellen. Nach dem Verfüllen des Ringraumes mit Filterkies oder ggf. Dichtungsmasse im Bereich der Verbindung zur undurchlässigen Leitwand und des Innenraums mit reaktivem Material wird das äußere Schutzrohr wieder gezogen.

Eine entsprechende Entwicklung des Bauunternehmens „Sax & Klee“ in Mannheim sieht eine überschnittene Bohrpfahlwand vor, die aus geschlitzten oder perforierten Rohren mit vier Flügeln errichtet wird und den Einbau filterstabiler Schichten ermöglicht (vgl. Abbildung 95). Ähnliche Bauweisen wurden auf einem Testfeld in Borden, Kanada, sowie für den Standort Karlsruhe in Deutschland gewählt (vgl. Abbildung 96 und Abbildung 97). Andere Lösungen, wie beispielsweise die für den Standort Brunn am Gebirge in Österreich (s. Abbildung 98), sahen den Einsatz von Beton-Schachtringen oder vorgefertigten Schachtbauwerken in einer Großbohrung vor.



Abbildung 94. Standort Oberursel, Deutschland (2002): Gate-Errichtung innerhalb einer „Bohrschablone“; Gate bestehend aus wasserdurchlässigem Beton zur Aufnahme des Füllmaterials (Bilder: Bauer & Mourik, 2004; Arcadis, 2002; Arcadis 2004)

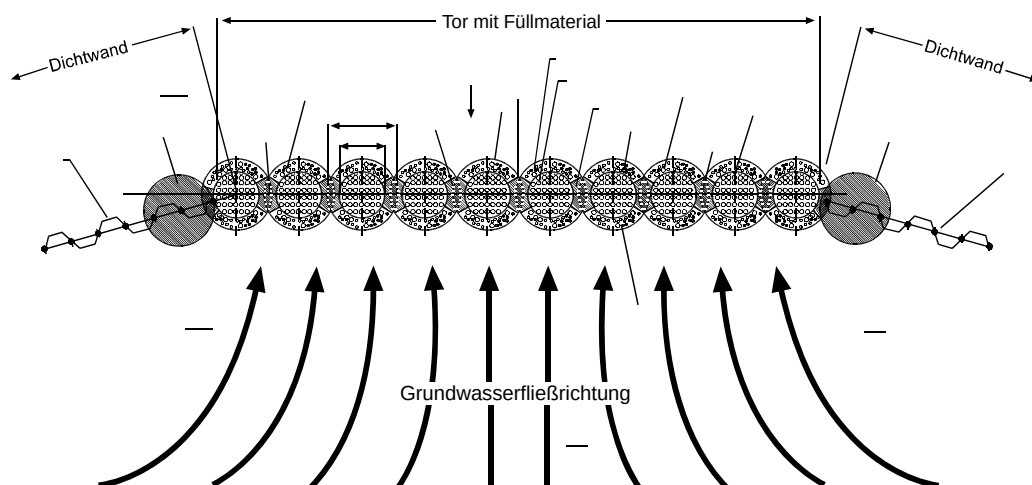


Abbildung 95. Überschnittene Bohrpfehlwand mit vor- und nachgeschalteten filterstabilen Zonen durch den Einsatz perforierter Rohre (adaptiert nach Beitinger, 1998)

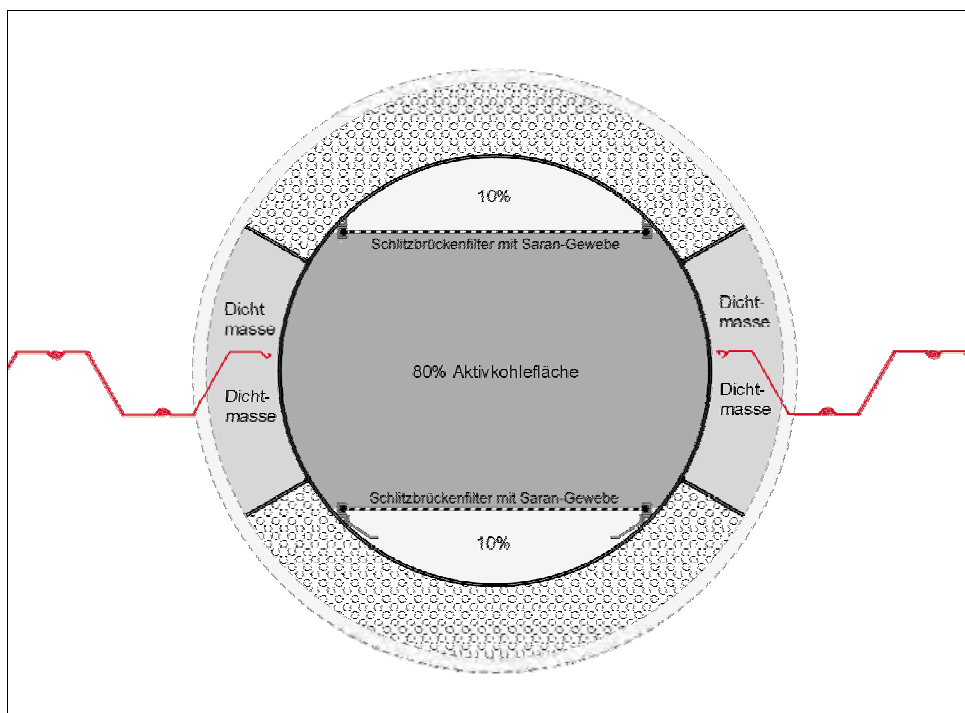


Abbildung 96. Prinzipskizze der Gate-Konstruktion am Standort Karlsruhe (Bild: Stadtwerke Karlsruhe)



Abbildung 97. Einbau der vorgefertigten Reaktoren in eine Großbohrung am Standort Karlsruhe (Bilder: Stadtwerke Karlsruhe; I.M.E.S. GmbH, Amtzell)



Abbildung 98. Standort Brunn am Gebirge, Österreich. Links: Einpressen des Mantelrohres mittels Greifer. Rechts: Einstellen des Schachtbauwerkes in den ausgehobenen Hohlraum des Mantelrohres (Bilder: Dr. Peter Niederbacher, Klosterneuburg)

5.4.4 Auswahlkriterien

In der Entscheidungsfindung, welches Bauverfahren für die Herstellung einer Reinigungswand an einem speziellen Standort am geeignetsten ist, sollten folgende Kriterien berücksichtigt werden (Carey et al., 2002; Gavaskar et al., 2002; Gavaskar et al., 2000; U.S. EPA, 1998; ITVA, 1995):

Wandtiefe

Die zu realisierende Wandtiefe, bemessen in Abhängigkeit von der vertikalen Ausdehnung der Kontamination und/oder von der Tiefenlage des Grundwasserstauers, bestimmt wesentlich das Bauverfahren. Jedes Bauverfahren ist nur bis zu einer bestimmten Tiefe einsetzbar. Während mit einem Tieflöffelbagger beispielsweise bis in ca. 12 m Tiefe ausgekoffert werden kann, ist mit einem Schlitzwandgreifer eine Tiefe von ca. 40 m erreichbar.

Wanddicke

Nicht mit jedem Bauverfahren ist eine beliebige, zur Behandlung der vorliegenden Kontamination erforderliche Wanddicke herstellbar. Beispielsweise läßt sich mit dem Schmalwand-

verfahren („I“-Profil) in Abhängigkeit vom Untergrund nur eine max. 30 cm dicke reaktive Zone errichten, bei einer kontinuierlich arbeitenden Schlitzfräse sind ca. 60 cm und mit überschnittenen Bohrungen sind Durchmesser bis ungefähr 1,5 m möglich.

Um eine erforderliche größere Wanddicke auch mit einem kostengünstigen, jedoch nur für die Herstellung relativ dünner Wände geeigneten Bauverfahren realisieren zu können, ist die Errichtung mehrerer paralleler, schmaler Wände möglich.

Geotechnische Untergrundeigenschaften

Die geotechnischen Eigenschaften des Untergrundes bestimmen wesentlich die Auswahl möglicher Bauverfahren. Basierend auf einer Klassifizierung der Böden nach DIN 18300 läßt sich aber eine Vorauswahl treffen, auf deren Basis das nach technischen und wirtschaftlichen Gesichtspunkten geeignetste Verfahren ermittelt werden kann. Insbesondere von Bedeutung sind in diesem Zusammenhang die Lagerungsdichte des Bodens, die Plastizität bzw. Konsistenz, das Auftreten von Festgestein oder sonstigen Hindernissen bzw. auch von Hohlräumen.

Standorttopographie, Bebauungssituation, oberirdische Infrastruktur

Jede Bautechnik benötigt einen bestimmten Arbeitsraum für die Baustelleneinrichtung und die Durchführung. Die jeweiligen Standortbegebenheiten (Bebauung, denkmalgeschützte Objekte, Straßen, Masten, Vegetation, Erreichbarkeit, Befahrbarkeit etc.) sind deshalb rechtzeitig zu begutachten und in die Planung einzubeziehen. Darüber hinaus sind Emissionen, wie Erschütterung und Lärm, ein Kriterium bei der Auswahl der Bautechnik, wenn Bebauung, denkmalgeschützte Objekte o.ä. in der näheren Umgebung vorzufinden sind.

Eigenschaften des Wandbauwerkes

Bei der Herstellung einer Reinigungswand sind bestimmte Qualitätskriterien zu beachten, z.B. die erforderliche Durchlässigkeit der reaktiven Zone, ggf. auch der Leitwände, die Stabilität der Wand, die räumliche Anordnung, die unter Umständen den Einsatz eines Bauverfahrens ausschließen. Eine Schlitzwandstützsuspension, eingesetzt zur Errichtung undurchlässiger Leitwände, kann beispielsweise in hoch durchlässige Zonen eindringen und dadurch eine Reduzierung der Durchlässigkeit des angrenzenden Untergrundes sowie ggf. auch der reaktiven Zone nach sich ziehen. Darüber hinaus ist die Verträglichkeit der eingesetzten Materialien zu überprüfen. Beispielsweise können durch elementares Eisen oder Aktivkohle Korrosionsreaktionen an metallischen Einrichtungen in Gang gesetzt oder beschleunigt werden.

Schadstoffvorkommen

Die eingesetzten Materialien müssen gegenüber den Schadstoffen und im jeweiligen Milieu über einen längeren Zeitraum (pH-Wert sowie E_H) beständig sein, da für Reinigungswände i.d.R. mit Betriebszeiten von mehreren Jahren oder Jahrzehnten zu rechnen ist.

Anforderungen an die Entsorgung des Bodenaushubs und Grundwassers

Je nach Wahl des Bauverfahrens fällt im Zuge der Baumaßnahme kontaminierter Boden beim Aushub an (da Reinigungswände aber abstromig der Eintragszonen platziert werden ist diese Problematik eher von untergeordneter Bedeutung), evtl. auch im Rahmen einer erforderlichen Wasserhaltung kontaminiertes Grundwasser. Die Erfordernis von Arbeitsschutzmaßnahmen sollte bereits bei der Auswahl der Bautechnik entsprechend berücksichtigt werden.

Eine Wasserhaltung sollte nach Möglichkeit vermieden werden, da eine solche Maßnahme eine weitere Behandlung des Grundwassers während der Herstellung der Reinigungswand erfordert.

Kosten/Wirtschaftlichkeit

Alle zuvor genannten Aspekte sind Kosteneinflußfaktoren. Bis ca. 10 m Tiefe können relativ kostengünstige Standardtechniken eingesetzt werden, tiefere Wände erfordern Spezialtiefbauverfahren, die mit einem höheren Kostenaufwand verbunden sind.

Die Baukosten machen einen wesentlichen Anteil der Investitionskosten für eine Reinigungswand aus. Bei der Auswahl des Verfahrens ist darauf zu achten, daß nur solche Verfahren in den wirtschaftlichen Wettbewerb einbezogen werden, für die unter den standortspezifischen Bedingungen eine erfolgreiche Umsetzung möglich bzw. wahrscheinlich erscheint.

5.5 Monitoring von Reinigungswänden

5.5.1 Vorbemerkung

Die folgenden Ausführungen zum Monitoring von Reinigungswänden basieren auf der Auswertung von ca. 200 maßgeblichen Literaturreferenzen, Untersuchungen an 21 Reinigungswandstandorten, Erfahrungen der Autoren, aus der Bearbeitung zahlreicher Laboruntersuchungen und besonders aus der Erprobung und Weiterentwicklung unterschiedlicher Monitoringmethoden an den beiden Reinigungswänden in Rheine und Tübingen sowie innerhalb des RUBIN-Forschungsverbundes erarbeiteter Kenntnisse. Auf die verwendeten Referenzen wird an einzelnen Stellen im Text hingewiesen, die vollständige Literaturgrundlage, eine eingehende Diskussion der an den 21 Standorten gesammelten Erfahrungen sowie verschiedene Standortgegenüberstellungen und ergänzende Informationen finden sich bei Parbs, 2006 (in Vorbereitung). Die innerhalb dieses Leitfadens gegebenen Empfehlungen wurden weitestgehend unabhängig von der Bauweise oder der Art des reaktiven Materials getroffen. Da bisher jedoch für die mit Abstand größte Zahl von Reinigungswänden elementares Eisen eingesetzt wurde und dieses Material auch in Zukunft vermutlich bevorzugt Verwendung finden wird, erfolgen diesbezüglich an einzelnen Stellen Ergänzungen oder Konkretisierungen.

5.5.2 Ziele des Monitorings

5.5.2.1 Allgemeine Ziele

Das übergeordnete Ziel des Monitorings ist der Nachweis der Effektivität einer permeablen Reinigungswand als Grundwassersanierungs- bzw. Sicherungsmaßnahme im Rahmen der Planungsvorgaben, Zielwerte und Möglichkeiten. Darüber hinaus soll mit einem Monitoring sichergestellt werden, daß durch die Installation und den Betrieb einer Reinigungswand keine zusätzlichen, nicht akzeptablen Kontaminationen des Grundwassers verursacht werden oder Gefahren für Mensch und Umwelt von ihr ausgehen. Das primäre Ziel des Monitorings kann in einzelne Teilziele, aus denen sich die verschiedenen Maßnahmen ableiten lassen, untergliedert werden:

- Nachweis der Reinigungsleistung und Funktionalität,
 - Effektivität des eigentlichen Reinigungsprozesses, Bestätigung der Durchströmung der permeablen Reinigungswand bzw. Ausschluß von Kurzschlußströmungen oder Umströmungen,
- Erreichen der Sanierungszielwerte im Abstrom der Reinigungswand,
- Weiterentwicklung des Monitoringprogramms und Entwicklung von ereignisabhängigen Maßnahmenkatalogen,
 - z.B. Verringerung des Aufwandes bei nachweislicher Effektivität, Erweiterungsmöglichkeiten für den Fall unschlüssiger Ergebnisse, Planungen zum Eingriff bei auftretender Gefährdungslage, Austausch sorptionsreaktiver Materialien bei drohendem Kontaminantendurchbruch etc.,
- Entwicklung einer Entscheidungsgrundlage zur Beendigung der Sanierungsmaßnahme,

- Klärung der Frage, ob die permeable Reinigungswand verbleiben kann oder ob sie zurückgebaut werden muß, wenn die Kontamination im Grundwasserkörper soweit vermindert ist, daß keine Gefahren mehr von ihr ausgehen, dazu
 - Überprüfung, ob die Funktionalität der Reinigungswand im Rahmen der Erwartungs- und Prognosevorgaben liegt,
- Überwachung der Grundwasserströmungsrichtung im Bereich der Reinigungswand,
- Überwachung des Grundwassers im Hinblick auf die Bildung möglicherweise toxischer Abbauprodukte, die aus dem Reinigungsprozeß an sich resultieren sowie anderer Gefahrenstoffe, die aus der Reinigungswand freigesetzt werden könnten,
- Überwachung der biogeochemischen Milieubedingungen, sofern sie Einfluß auf die Funktionalität der Reinigungswand nehmen können bzw. als Funktionalitätsanzeiger genutzt werden können,
- Überwachung des (weiter entfernten) Abstroms der Reinigungswand im Hinblick auf nachteilige Änderungen der biogeochemischen Aquifereigenschaften,
- Überwachung jeder signifikanten Verringerung der Leistung der Sanierungsmaßnahme, verursacht durch
 - Reaktivitätsverluste (z.B. Nachlassen der Umsatzraten, Biofouling),
 - Permeabilitätsverluste (z.B. durch Fällungen, Gas-Clogging, Aufwachsen von Mikroorganismen oder auch Suffosionseffekte),
- Beurteilung der (Änderung der) Kontaminantenfracht sowohl in die reaktive Zone hinein als auch ggf. heraus,
- Erweiterung und Aktualisierung hydraulischer und geochemischer Standortmodelle.

5.5.2.2 Monitoring-Ziele in unterschiedlichen Betriebsphasen

Als Teil einer laufenden Überwachung bzw. als Teil der Standorterkundung sollte innerhalb von Voruntersuchungen ein geeigneter Installationsort der Reinigungswand identifiziert werden. Im Bereich eines geplanten Installationsortes sollten die Schwankungen in der Kontaminantenkonzentration bzw. -fracht, der Grundwasserstände und -fließrichtungen sowie Änderungen der allgemeinen Grundwasserzusammensetzung bestimmt werden, um die Dimensionierung und Auslegung der Reinigungswand zu optimieren. Bezogen auf das Monitoring einer bereits errichteten Reinigungswand können die Aufgabenstellungen an das Monitoring in Abhängigkeit von den jeweiligen Betriebsphasen wechseln.

Kurzfristig nach der Installation:

Eine erste Überprüfung der Funktionalität (hydraulisch, geochemisch) und Überwachung der Veränderungen im Bereich der Reinigungswand sollten sich bereits direkt an ihre Errichtung anschließen. Durch den Bau einer Reinigungswand kann eine Änderung oder Störung der Milieubedingungen (hydrodynamisch, geochemisch) herbeigeführt werden, und es kann einige Zeit in Anspruch nehmen, bis sich neue, quasi-stationäre dynamische Gleichgewichtsbedingungen eingestellt haben, aufgrund derer dann eine Überprüfung der Funktionalität sinnvoll

wird. Diese Phase liegt im Bereich von Wochen oder Monaten, wobei sich die geochemischen Bedingungen im Falle einer Redox-Reaktiven Wand eher später stabilisieren.

Mittelfristige bis langfristige Betriebsphase:

In dieser Hauptbetriebsphase entsprechen die Aufgaben des Monitorings dem Erreichen der o.g. Ziele, vor allem dem Nachweis der Reinigungsleistung, Feststellung der Gefahrenabwehr, Weiterentwicklung des Monitoringplanes und der Entwicklung von Eingreifstrategien für den Fall festgestellter nachlassender Funktionalität. Mit zunehmender Betriebszeit wird der Arbeitsumfang in dieser Betriebsphase sinken, wenn die Funktionalität nachgewiesen werden kann. Er wird dagegen steigen, wenn sich eine nachlassende Reinigungsleistung abzeichnet.

Ende der Sanierung:

Nach der Feststellung des Sanierungszieles wird zunächst noch ein weiteres Monitoring erforderlich bleiben, um sicherzustellen, daß keine weiteren Kontaminationen auftreten und um die abschließende Beurteilung der Reinigungswand durchzuführen. Soll die Reinigungswand am Ort verbleiben, wird auch hier weiterhin festgestellt werden müssen, daß keine Gefahren oder Beeinträchtigungen von dem Bauwerk ausgehen.

5.5.3 Auslegung des Monitorings

5.5.3.1 Grundlegende Elemente bzw. Aspekte des Monitorings

Die grundlegenden Elemente des Monitorings lassen sich wie folgt zusammenfassen:

1. Ausbau der Monitoring-Punkte (Beobachtungspegel, Grundwassermeßstellen, siehe Kapitel 5.5.3.3),
2. Anzahl und Positionierung der Monitoring-Punkte (siehe Kapitel 5.5.3.4),
 - die Positionierung der Beobachtungspegel wie auch deren Ausbau sollte unter Berücksichtigung der Kenntnisse über die Lagerungsverhältnisse, saisonale Schwankungen der Grundwasserstände bzw. -fließrichtungen und über die Kontaminantenverteilung im Aquifer erfolgen,
 - auch die Art und Dimension der Reinigungswand muß berücksichtigt werden,
 - im Fall eines geschichteten heterogenen Aquifers sollte sichergestellt werden, daß unterschiedliche Horizonte durch den Meßstellenausbau erfaßt werden und keine hydraulischen Kurzschlüsse verursacht werden,
3. Grundwasserprobenahme, Analysenumfang und Untersuchungsfrequenz (siehe Kapitel 5.5.3.5),
4. Auswertung der Monitoring-Ergebnisse (siehe Kapitel 5.5.4),
5. Entscheidungsgrundlagen für eine Verringerung oder Erweiterung des Monitoringaufwandes (siehe Kapitel 5.5.5.1),

6. Erweiterungsoptionen (siehe Kapitel 5.5.5.2).

Wenn die Ergebnisse des Standard-Monitorings nicht aussagekräftig sind oder unerwartete Befunde auftreten, stehen verschiedene Methoden für eine weitergehende Untersuchung zur Verfügung (z.B. Pumpversuche, Slug-Tests, Immissionspumpversuche, Isotopenanalysen, Kernbohrungen, Untersuchung von Indikatorsubstanzen oder Tracerversuche).

5.5.3.2 Standortspezifisches Monitoring

Die Planung des Monitorings bzw. des Netzwerkes sollte den Standortbedingungen angepaßt werden, wobei folgende Punkte in der Planung zu berücksichtigen sind:

- Welche Entscheidungen sollen aufgrund des Monitorings getroffen werden,

z.B. Beurteilung der Effektivität, Feststellung der Funktion oder der Fehlfunktion, Einleitung eines erweiterten Monitoringplanes, Verringerung des Arbeitsumfanges etc.
- Kenntnislage zum Standort,

Heterogenitäten, Grundwasserströmungsgeschwindigkeiten (minimal, maximal), Aufenthaltszeiten in der Reinigungswand etc.
- Art der Reinigungswand,

Typ und Konfiguration haben Einfluß auf Positionierung und Ausbau der Grundwassermeßstellen sowie auf den Untersuchungsumfang und die -häufigkeit (siehe Kapitel 5.5.3.3-5.5.3.5).
- Eingreifzeiten,

z.B. sollten die Abstände der Grundwasseruntersuchungen so gewählt werden, daß rechtzeitig Gefahrenmomente erkannt werden können, um ggf. Gegenmaßnahmen einzuleiten.
- Zutrittsbedingungen,

bei der Planung des Monitoring-Netzwerkes müssen die aktuelle Bebauung und die Besitzverhältnisse berücksichtigt werden,

aufgrund der i.d.R. als Langzeit-Sanierungsmaßnahme ausgelegten Reinigungswände, sollten die Zugänge zu Monitoringpunkten wie auch zu der Reinigungswand an sich dauerhaft gewährleistet bleiben (eventueller Rückbau). Dies kann durch eine Änderung der Bebauung oder der Besitzverhältnisse beeinträchtigt werden.
- Kosteneffektivität des Monitorings,

langfristig sollte beachtet werden, daß das Verhältnis von Kosten zu Ergebnis günstig bleibt, ein Mehraufwand führt nicht zwingend zu einer Erhöhung der Kenntnislage, gleichzeitig kann die Vernachlässigung einzelner Parameter stark einschränkend auf die Kenntnislage wirken.

- Gesetzesvorlagen, Normen, Vorschriften und Behördenanforderungen,

allgemeine Vorschriften und Richtlinien sind bei der Einrichtung und dem Betrieb eines Monitoringnetzes in der Regel einzuhalten, Abweichungen hierzu sind jedoch im einzelnen zu berücksichtigen, da z.B. auf eine Ringraumschüttung für Meßstellen innerhalb des reaktiven Bereiches zu verzichten ist.

5.5.3.3 Ausbau von Monitoringpunkten

Die Wahl des Typs und des Ausbaus von Monitoringpunkten ist von den Aquiferbedingungen und der Art und Dimension der Reinigungswand abhängig:

- In relativ homogen aufgebauten Aquiferen eignet sich in der Regel ein voll verfilterter Meßstellenausbau.

Für hängende Reinigungswände, wie z.B. Elisabeth City (Blowes et al., 1999; Gavaskar et al., 2002), die sich nicht über die gesamte Mächtigkeit eines Grundwasserstockwerks erstrecken, ist darauf zu achten, daß die Meßstellen nach unten über den Bereich des reaktiven Materials hinausragen, um den gesamten An- und Abstrom erfassen zu können. Häufig werden Reinigungswände jedoch so konzipiert, daß die Gesamtmächtigkeit eines Grundwasserstockwerks erfaßt wird und die Reinigungswand in einen basalen Aquitard einbindet. In diesem Fall sollten sich auch die Meßstellen über die Gesamtmächtigkeit erstrecken.

- Bei größeren Aquifermächtigkeiten (> 5 m) ist auch in eher homogenen Aquiferen ein Ausbau als Multilevelmeßstellen bzw. die Installation von Brunnenbündeln mit verschiedenen Filterteufen empfehlenswert (Filterstrecken von 2 m bis 3 m).
- In heterogenen, geschichteten Aquiferen sowie bei einer bekannten heterogenen Schadstoffverteilung ist dagegen ein Multilevelausbau der Grundwassermeßstellen stets vorzuziehen, um Informationen über vertikale Heterogenitäten in der Schadstoffverteilung sowie anderer geochemischer Parameter zu erhalten.
- Generell sollte darauf geachtet werden, daß die hydraulische Kurzschlußwirkung der Meßpegel innerhalb der Reinigungswand keinen zu großen Einfluß auf das Gesamtbauwerk hat (Pegeldurchmesser $< 10\%$ der durchströmten Mächtigkeit).

Standortbeispiele:

Durch den Multilevelmeßstellenausbau an den Reinigungswandstandorten „Elisabeth City“ (Blowes et al., 1999; U.S. EPA, 2003) und „Vapokon“ (Kjeldsen et al., 2004; Lai et al., 2004) konnten z.B. anhand von Grundwasserbeprobungen bzw. Tracerversuchen vertikale und horizontale Heterogenitäten in der Schadstoffverteilung (Unterscheidung verschiedener Fahnen) bzw. eine heterogene Durchströmung der Reinigungswand aufgezeigt werden. Diese Befunde können im Hinblick auf eine Bewertung der Reinigungswand berücksichtigt werden und erlauben eine differenziertere Interpretation der anderen Monitoring-Ergebnisse, wie z.B. am Standort „Moffett Field“, wo in den untersten Tiefenstufen der abstromigen Meßstellen kontinuierlich höhere TCE-Konzentrationen detektiert und vertikale hydraulische Gradienten be-

stimmt werden, die eine Aufwärtsbewegung des Grundwassers vom zweiten, stärker schadstoffbelasteten, zum ersten Grundwasserleiter, in dem die Reinigungswand installiert ist, implizieren und die höheren TCE-Gehalte im unteren Bereich des ersten Aquiferhorizontes verantworten (Gavaskar et al., 1998b; Gavaskar et al., 2002).

5.5.3.4 Positionierung von Monitoringpunkten (Beobachtungspegel)

Unabhängig von der Größe oder dem Typ ist jede Reinigungswand ein diskretes Bauwerk mit im Vergleich zum Aquifer kleinen Abmessungen, deren Funktion zum einen von der Durchströmung und zum anderen von der Schadstoffabreinigung bestimmt wird. Beide Funktionselemente können verschiedene Anordnungen des Monitoring-Netzwerkes erfordern. Aufgrund oftmals kleiner hydraulischer Gradienten ist es wünschenswert, größere Abstände zwischen den einzelnen Meßpunkten zu haben, um im Rahmen der Meßgenauigkeiten (Grundwasserpotentialhöhe und geodätische Höhenmessung) die Gradienten sicher zu bestimmen. Andererseits ist es zur Beurteilung der Reinigungsleistung einer Reinigungswand wünschenswert, möglichst direkt den Anstrom und den Abstrom zu beobachten. Beide Aspekte – Hydraulik und Reinigungsleistung – müssen durch das Netzwerk von Monitoringpunkten erfaßt werden. Hierbei ist es jedoch nicht zwingend erforderlich, daß sich alle installierten Pegel sowohl zur Überwachung der Reinigungsleistung, als auch zur Kontrolle des Strömungsfeldes eignen.

Sind die Monitoringpunkte zur Charakterisierung des Strömungsfeldes optimal positioniert, dann läßt sich bei bekannter hydraulischer Durchlässigkeit der mittlere Grundwasservolumenstrom im Anstrom und Abstrom bestimmen, und aufgrund des Kontinuitätsgesetzes ist somit auch die Durchflußmenge, die die Reinigungswand pro Zeiteinheit durchströmt, bekannt. Allein auf Basis der Wasserstandsmessungen kann hingegen nicht bestimmt werden:

- wie die Durchströmung innerhalb der Reinigungswand erfolgt (Verlauf einzelner Strompfade),
- ob vertikale oder laterale Heterogenitäten auftreten,
- eine detaillierte Auflösung des Strömungsfeldes im Einzugsbereich oder im Nahbereich einer Reinigungswand.

Hierfür ist ergänzend die Anwendung weiterer Monitoringinstrumente erforderlich (siehe Kapitel 5.5.5).

Die Positionierung von Beobachtungspunkten muß standortspezifisch erfolgen, wobei jedes Monitoring-Netzwerk aber folgende generelle Beobachtungspunkte enthalten wird (Beispiele in Abbildung 99):

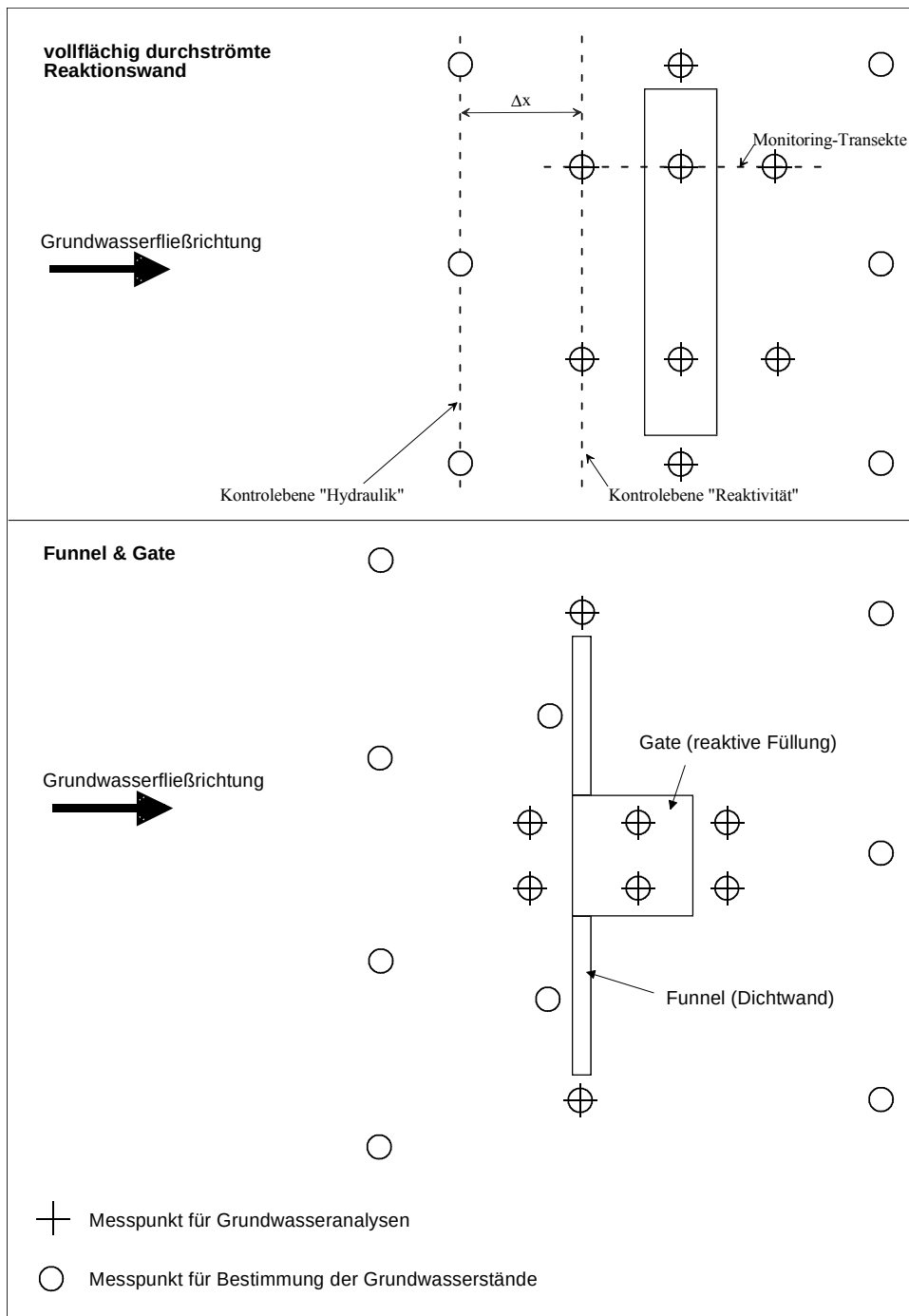


Abbildung 99. Beispiele für Monitoring-Netzwerke

Im Anstrom der Kontaminationsquelle

Mit Beobachtungspunkten im Anstrom zur Kontaminationsquelle und auch im Anstrom der Reinigungswand erfolgt eine Bestimmung des Hintergrundes bzw. der Änderung der natürlichen Gegebenheiten während der Sanierungsdauer. Solche Beobachtungspunkte dienen be-

sonders bei anorganischen Kontaminationen (z.B. Arsen, Schwermetalle) der Bestimmung der geogenen Hintergrundbelastung.

Im Anstrom der Reinigungswand

Beobachtungspunkte im direkten Anstrom der Reinigungswand dienen der Bestimmung der Schadstoffbelastung (Konzentration bzw. Fracht) der Reinigungswand sowie der allgemeinen Grundwasserzusammensetzung und werden als Referenzpunkte bei der Bestimmung der Reinigungsleistung herangezogen. In Abhängigkeit von den hydrogeologischen Standortgegebenheiten werden Meßpunkte des direkten Anstroms nur wenige Meter entfernt von der Reinigungswand im oberstromigen Aquifer installiert. Läßt sich das anströmende Grundwasser in homogenisierter Form fassen (Filterkiesschüttung oder freier Wasserkörper vor der reaktiven Füllung der Reinigungswand), ist eine Installation hier vorzuziehen. Zur Erfassung der Potentialdifferenzen im Anstrom, die zusammen mit den Potentialdifferenzen im Abstrom auf den Durchfluß durch das reaktive Material schließen lassen, sind im vorgelagerten Anstrom weitere Grundwasserstandsmeßpunkte einzurichten (vgl. auch „Anzahl der Monitoringpunkte, Abstände der Monitoringpunkte“ und Abbildung 99).

In der reaktiven Füllung

Beobachtungspunkte in der reaktiven Füllung sollen Informationen über die Prozesse innerhalb der eigentlichen Reinigungswand liefern und ein Nachlassen der Reinigungswirkung (Erschöpfung der Sorptionskapazität oder Reaktivität) sowie ein Durchbrechen von Kontaminanten- oder Passivierungsfronten frühzeitig erkennen lassen. Bei Beeinflussung der Beobachtungspunkte im Abstrom der Reinigungswand durch weitere oder andere Kontaminationsquellen können Beobachtungspunkte in der Reinigungswand zur Beurteilung der Leistung herangezogen werden. Ihre Positionierung und Anzahl hängen von der Art und Dimension der Reinigungswand ab.

Standortbeispiele:

Am F&G-System in Sunnyvale, einer der ältesten Fe(0)-Reinigungswandanwendungen, wird von einer weiteren Kontaminationsquelle in unmittelbarer Nachbarschaft zur installierten Reinigungswand (Nachbarliegenschaft) ausgegangen, auf die stets wieder erhöhte Belastungen im Abstrom zurückgeführt werden, so daß hier eine Beurteilung der Reinigungsleistung und Effektivität anhand der Meßstellen in der reaktiven Füllung erfolgt (Warner et al., 2004). Am F&G-System in Tübingen zeigen die Proben aus Meßstellen innerhalb der reaktiven Füllung eine bestehende hohe Reaktivität des eingebrachten Eisens an, was auch durch andere Untersuchungen bestätigt werden konnte, so daß abstromig auftretende Belastungen nicht auf eine Passivierung zurückgeführt werden können (Ebert, 2004b; Parbs et al., 2003). An der Fe(0)-Reinigungswand in Fry Canyon konnte anhand von Meßstellen im vorderen Abschnitt der reaktiven Füllung eine (erwartete) Abnahme der Uranfixierung mit der Zeit quantifiziert werden, womit sich ein Verbrauch des Reaktionspotentials und damit die potentielle Standzeit prognostizieren ließ (Naftz et al., 2002).

Auch wenn die Mehrzahl der Änderungen der Wasserzusammensetzung auf den ersten Zentimetern der Fließstrecke innerhalb einer Reinigungswand stattfindet (abhängig vom Wandtyp), wie z.B. Fällungen von Mineralphasen, sollte auf eine Positionierung von Meßpegeln im direkten Übergangsbereich zwischen Aquifer und reaktivem Material verzichtet werden, da aus den prinzipiell unterschiedlichen Permeabilitäten in diesem Bereich kaum interpretierbare Mischsignale resultieren.

Abhängig vom Funktionsprinzip der Reinigungswand treten steile geochemische Gradienten innerhalb der reaktiven Füllung auf. Schon bei der Planung (Pegeldurchmesser und Position) sollte darauf geachtet werden, daß die Probenahme mit kleinen Pumpraten durchzuführen ist, um innerhalb der steilen geochemischen Gradienten ein interpretierbares Signal zu erhalten.

Aufgrund einer heterogenen Durchströmung im Zusammenhang mit steilen geochemischen Gradienten kann es in einer Reinigungswand zu einer starken vertikalen und horizontalen Variabilität kommen. Mit Multilevelmeßstellen kann zumindest eine vertikale Heterogenität beobachtet werden, horizontale Heterogenitäten können dagegen nur begrenzt durch eine Erhöhung der Meßstellenanzahl kontrolliert werden.

In vielen Fällen wird die Einrichtung der Meßstellen parallel zum Bau der Reinigungswand möglich sein. Bei einer nachträglichen Installation innerhalb der reaktiven Füllung sollte auf eine Filterkiesschüttung verzichtet werden und stattdessen der Ringraum mit reaktivem Material (neues oder Bohrgut) verfüllt werden, um die Reinigungswirkung des Bauwerkes nicht zu stark zu beeinträchtigen.

Abstrom der Reinigungswand

Beobachtungspunkte im unmittelbaren Abstrom der Reinigungswand (wenige Meter entfernt) dienen der Beurteilung der Reinigungsleistung (Hauptkontaminanten, mögliche Tochter- und Endprodukte) sowie der allgemeinen Wasserzusammensetzung im Abstrom. Darüber hinaus ermöglichen sie die Ermittlung anderer (möglicher) Gefahren, wenn diese von der Reinigungswand ausgehen (Nebenreaktionsprodukte). Auch hier gilt: Läßt sich der Abstrom in homogenisierter Form fassen, so ist die Probenahme im unmittelbaren Abstrom vorzuziehen. Auf Beobachtungspunkte im anschließenden unterstromigen Aquifer sollte aber auf keinen Fall verzichtet werden, da sich hier Wechselwirkungen (z.B. Desorption, Ionenaustauschprozesse, Remineralisierung, pH-Pufferung) zwischen der Aquifermatrix und dem gereinigten und abhängig vom Reinigungswandtyp auch geochemisch stark veränderten Abstrom aus der Reinigungswand beurteilen lassen. Wie im Anstrom dienen auch hier Beobachtungspunkte im weiteren Abstrom zur Bestimmung der Potentialdifferenzen (vgl. auch die Ausführungen unter „Anzahl der Monitoringpunkte“, „Abstände der Monitoringpunkte“ weiter unten und Abbildung 99).

Labor- und Standortbeispiele:

In Laborversuchen konnte gezeigt werden, daß der in Fe(0)-Reinigungswänden oder durch andere reaktive Materialien, wie z.B. ORC[®], verursachte pH-Wert-Anstieg im Aquifer effektiv über längere Zeiträume gepuffert werden kann, wobei Oberflächenreaktionen den Hauptteil der pH-Wert-Pufferung ausmachen (Kiilerich et al., 2000; Köber et al., 2002). Auch in verschiedenen Feldanwendungen (z.B. Rheine, Elizabeth City) konnte eine deutlich verzöger-

te Ausbreitung emittierter erhöhter pH-Werte beobachtet werden, was auf Austauschprozesse oder den Eintrag von Sickerwässern zurückgeführt wurde (Ebert et al., 2003b; Naftz et al., 2002; Plagentz, 2005).

Lateral (seitlich)

Beobachtungspunkte neben bzw. unter oder über der Reinigungswand dienen dem Nachweis, daß das kontaminierte Grundwasser durch die reaktive Füllung fließt und keine Um- bzw. Unter- oder Überströmung auftreten.

Weiterer Abstrom

Beobachtungspunkte zwischen der Reinigungswand und einem Schutzgut in weiterer Entfernung der Reinigungswand dienen der Beurteilung der langfristigen Änderung der Wasserqualität. Für solche Beobachtungspunkte können Zielwerte vereinbart werden, bei deren Überschreiten Maßnahmen erforderlich werden, um eine weitere Gefährdung des Schutzgutes zu verhindern.

Weiteres Umfeld

Sollten im weiteren Umfeld der Reinigungswand hydraulische Eingriffe erfolgen, die das Grundwasserströmungsregime im Einzugsbereich der Reinigungswand beeinflussen, so ist das Netzwerk zur Kontrolle der Grundwasserstände entsprechend auszudehnen. Besteht die Möglichkeit, daß durch solche Eingriffe die Kontaminationsfahne nicht mehr im angestrebten Maße durch die Reinigungswand erfaßt wird, so ist auch das Netzwerk für die Entnahme von Grundwasserproben zu erweitern.

Anzahl der Monitoringpunkte

Für die erforderliche Anzahl von Transekten, welche die zur Kontrolle des Abreinigungsprozesses erforderlichen Monitoringpunkte enthalten (vgl. Abbildung 99), kann aus bisherigen Erfahrungen oder grundsätzlichen Überlegungen keine feste Beziehung abgeleitet werden. Für CRB wird empfohlen, Monitoring-Transekten in Abständen von 10-25 m zu installieren, wobei eine Mindestanzahl von zwei, besser drei, Transekten vorhanden sein sollte, um die Monitoring-Ergebnisse vergleichen sowie Änderungen über die Betriebszeit und mögliche Fehlfunktionen aufzuzeigen zu können. Bei F&G-Konstruktionen wird für jedes Gate mindestens eine Transekte benötigt. Ist das Gate breiter als 5 bis 10 m, so sind mindestens 2 Transekten, bei noch größeren Längen entsprechend mehr Transekten zu installieren.

Die Anzahl der im einzelnen benötigten Monitoring-Transekten hängt von den Standortgegebenheiten ab, wobei mit steigender Heterogenität die benötigte Anzahl steigt, ohne daß hier genaue Beziehungen angegeben werden können.

Standortbeispiele:

Sowohl bei bestehenden CRB als auch bei F&G-Systemen gibt es große Unterschiede in der Anzahl der Monitoring-Transekten in Bezug auf die angeströmte Querschnittsbreite des Reaktionsbereiches (Parbs, 2005, in Vorbereitung). Für CRB liegen die mittleren Abstände zwischen den Transekten zwischen 1,4 und 66 m. Bei F&G-Systemen liegt das Verhältnis von angeströmter Querschnittsbreite des Reaktionsbereiches (in Metern) zur Transektenanzahl zwischen 1:1 und 7:1. Mit den verschiedenen Konfigurationen konnten sowohl Langzeiteffektivitäten bestätigt als auch ggf. Leistungseinschränkungen aufgezeigt werden, ohne daß eine Beziehung zwischen der Tendenz der Befunde und der Anzahl der Transekten hergestellt werden kann.

Für die Charakterisierung des Strömungsfeldes sollte die Anzahl und Anordnung so gewählt werden, daß aus den Grundwassergleichenplänen (Konstruktion hydrologischer Dreiecke) die Bestimmung der hydraulischen Gradienten, der Grundwasserfließrichtungen und der Erfassungszone der Reinigungswand sicher erfolgen kann, daher ist das Netzwerk entsprechend dem zu erwartenden Strömungsfeld einzurichten. Hierbei ist es besser, wenn die Reihen der Monitoringpunkte zueinander versetzt angeordnet sind, als wenn die Monitoringpunkte entlang der Fließrichtung auf einer Linie liegen (vgl. Abbildung 99). Die Anzahl der Monitoringpunkte innerhalb des reaktiven Materials ist abhängig von dessen Mächtigkeit in Strömungsrichtung, wobei auch bei schmalen Reinigungswänden mit Breiten von 1 m oder geringer die Installation von mehr als einem Monitoringpunkt zu empfehlen ist.

Die Anzahl und Lage der Beobachtungstransekten sollten in Zusammenarbeit mit den Genehmigungs- und Aufsichtsbehörden frühzeitig abgestimmt werden.

Abstände von Monitoringpunkten

Der Abstand zwischen der Reinigungswand und den Meßstellen im Abstrom bzw. Anstrom sollte in erster Linie in Abhängigkeit von der Grundwasserströmungsgeschwindigkeit und Retardation des Kontaminanten festgelegt werden. Darüber hinaus ist der Abstand zum unterstromigen Schutzgut und die geplante Probenahmehäufigkeit zu berücksichtigen, so daß im Fall einer Gefahrensituation genügend Zeit zur Abwehr bzw. zur Warnung vor derselben verbleibt. Der Einsatz von Strömungs-/Transportmodellen kann bei der Planung des Monitoring-Netzwerkes hilfreich sein.

Der für eine hinreichende Auflösung der Wasserstandsmessungen erforderliche Mindestabstand zwischen Beobachtungspegelreihen (Kontrollebenen) kann entsprechend Gleichung 1 bzw. Gleichung 2 wie folgt abgeschätzt werden:

$$\text{Gl. 1} \quad v_f = k_f \cdot i = k_f \cdot \frac{\Delta h}{\Delta x}$$

mit	v_f	= Filtergeschwindigkeit [m s^{-1}],
	k_f	= Durchlässigkeitsbeiwert [m s^{-1}]
	Δh	= Differenz der Grundwasserhöhenpotentiale [m]
	Δx	= Abstand der Monitoringpunkte [m] (vgl. Abbildung 99)
	i	= hydraulischer Gradient [-]

Bedingung: $\Delta h >$ zweifache Meßgenauigkeit („Messg.“) der Grundwasserstandshöhen [m] und i_{pot} der erwartete Gradient nach der Installation der Reinigungswand, dann ist:

$$\text{Gl. 2} \quad \Delta x > \frac{2 \times k_f \times \text{Messg.}}{V_f} \quad \text{bzw.} \quad \Delta x > \frac{2 \times \text{Messg.}}{i_{pot}}$$

Bei der Abschätzung des erwarteten Gradienten sollten eher konservative Annahmen zugrunde gelegt werden, ggf. ist der tatsächliche Gradient zu ermitteln und ein sukzessiver abgestimmter Ausbau des Netzwerkes vorzunehmen.

Eine Voraussetzung zur Bestimmung der Abstände der Beobachtungspegel zueinander ist die Kenntnis der Aquifereigenschaften, die im Rahmen der Standort-Vorerkundung bestimmt werden sollte. Da der k_f -Wert linear in die Berechnung eingeht, ist im Rahmen der Vorerkundung die Ermittlung der hydraulischen Durchlässigkeiten des Aquifers von besonderer Bedeutung, auch vor dem Hintergrund, daß aus dem hydraulischen Gradienten und dem k_f -Wert später der Durchfluß durch eine Reinigungswand berechnet werden kann. Die genaue Positionierung der Grundwassermeßstellen ist in Abhängigkeit vom erwarteten Strömungsfeld festzulegen, dabei ist zu berücksichtigen, daß die Verteilung eine möglichst gute Interpolation von den Grundwasserständen zum Höhenpotentialfeld erlaubt. Daraus ergeben sich grundsätzlich unterschiedliche Konfigurationen einerseits für CRB- und andererseits F&G-Anwendungen.

In vielen Fällen wird eine Reinigungswand nicht vor die Kontaminationsfahne gesetzt werden, sondern direkt hinein. Für die Leistungsbeurteilung ist in diesen Fällen zu berücksichtigen, daß die Meßwerte in den abstromigen Beobachtungspegeln durch Desorptionsprozesse, abhängig von der Art des Kontaminanten und der Aquifereigenschaften, auch über Jahre, überlagert werden können und diese Überlagerung der Ergebnisse um so größer ist, je länger die Aufenthaltszeit zwischen Reinigungswand und Abstrommeßstelle und je größer die Sorptionskapazität des Aquifers ist. Ein durch Desorptionsprozesse verursachter Wiederanstieg der Schadstoffgehalte im Abstrom der Reinigungswand ist typischerweise durch eine abnehmende Tendenz gekennzeichnet, wobei die zeitliche Abnahme des Konzentrationsanstieges stark von den Standortgegebenheiten abhängt (Sorptions/Desorptionsverhalten bzw. Kapazitäten).

Allgemeines

Für Beobachtungspunkte in der reaktiven Füllung, im direkten und im weiteren Abstrom können Sanierungszielwerte vereinbart werden:

- Zur Kontrolle der Sanierungszielwerte ist mindestens eine Grundwassermeßstelle festzulegen, an der die zu erreichenden Zielkonzentrationen kontrolliert werden. Es wird jedoch empfohlen, daß die Zielkonzentrationen sowohl in einer Meßstelle im direkten Abstrom des reaktiven Materials, als auch in einer weiter entfernt im Aquifer gelege-

nen Meßstelle überwacht werden. Mit kurzen Entfernungen zum reaktiven Material können Wechselwirkungen des abströmenden Wassers mit dem Aquifer (z.B. Schadstoffdesorption von der Aquifermatrix oder Vermischung von behandeltem mit unbehandeltem Wasser) minimiert werden, es wird jedoch nur ein relativ geringer Teil der Abstrombreite erfaßt. Auswirkungen möglicherweise gebildeter preferentieller Fließwege könnten hierdurch einerseits übersehen oder andererseits überinterpretiert werden. Mit weiter im Abstrom gelegenen Kontrollpunkten läßt sich durch die Möglichkeit längerer Pumpzeiten ein größerer Querschnitt des Abstromes erfassen; diese Vorgehensweise ermöglicht somit eine integrale Aussage. Jedoch steigt mit zunehmendem Abstand auch das Potential für Überlagerungen des direkten Abstromsignals.

- Unabhängig von der Lage sollten für einzelne Kontrollpunkte Zeiten festgesetzt werden, in denen die Zielkonzentrationen erreicht werden sollen. Für die Festlegung dieser Zeiten sollte abgeschätzt werden, wie und in welchem zeitlichen Rahmen sich Wechselwirkungen der Aquifermatrix mit dem dekontaminierten abströmenden Wasser (v.a. Schadstoffdesorption) auswirken. Umso größer die Entfernung eines Kontrollpunktes zum reaktiven Material ist, desto größer werden auch die Wechselwirkungen sein, und desto länger wird es dauern, bis die direkten Abstromkonzentrationen auch am Kontrollpunkt zu messen sind.
- Werden Zielwerte nicht innerhalb des festgelegten Zeitraumes erreicht, sollten weitere Untersuchungen eingeleitet werden, um die Ursachen (stärkere Wechselwirkungen als angenommen, langsamere Fließgeschwindigkeiten, verkanntes Fließfeld, eingeschränkte Funktion der Reinigungswand o.ä.) aufzuklären.

Für ein geplantes Monitoring-Netzwerk können bestehende Beobachtungspegel genutzt werden, in den meisten Fällen werden aber zusätzliche Meßstellen erforderlich sein. Neue Meßstellen liefern gleichzeitig zusätzliche Informationen über die Standortgegebenheiten (saisonale Schwankungen, Aquifereigenschaften, Kontaminantenverteilung), aufgrund derer eine Positionierung von Beobachtungspunkten optimierter angelegt werden kann. Es kann daher angebracht sein, die Installation des Monitoring-Netzwerkes in unterschiedlichen Phasen durchzuführen.

Zum Verständnis der Prozesse innerhalb der Reinigungswand bzw. im Abstrom kann es erforderlich werden, zusätzlich zum Standard-Monitoring weitere Untersuchungsmethoden oder eine Verdichtung des Monitoring-Netzwerkes vorzusehen, insbesondere wenn unerwartete oder zunächst unverständliche Befunde auftreten (siehe „erweitertes Monitoring“ unten).

Bei der Kombination einer Reinigungswand mit anderen Sanierungstechniken bzw. -strategien, wie P&T oder Natural Attenuation, können andere Monitoring-Netzwerke oder zusätzliche Beobachtungspunkte erforderlich werden, um die kombinierte Wirkung der Maßnahmen zu beurteilen.

5.5.3.5 Grundwasserprobenahme und -analysen

Die Art und Häufigkeit der Grundwasserbeprobung sowie der Analyseumfang müssen standortspezifisch festgelegt werden und können auch für einen Standort an den verschiedenen Beobachtungspunkten oder zeitlich variieren. Die Art der Kontamination, das geochemische Milieu, der Reinigungsprozeß bzw. der Typ der Reinigungswand sowie die natürlichen Hinter-

grundwerte sollten bei der Festlegung berücksichtigt werden. Die Probenahme sowie die Probenbehandlung und Analytik sollten den entsprechenden Normen, Regeln und Vorschriften folgen (DIN, DVWK etc.) und die üblichen Qualitätsanforderungen erfüllen.

Nicht genormte innovative Probenahmeverfahren oder in situ Meßverfahren (z.B. Diffusionszellen, Dialysesysteme, Optroden) können sinnvolle Ergänzungen zu Standardverfahren sein, sollten diese aber erst ersetzen, wenn eine Äquivalenz nachgewiesen wurde. Auch zeitlich oder räumlich integrierende Untersuchungsmethoden können eine wertvolle Unterstützung bieten, vor allem wenn das Standardmonitoring widersprüchliche oder unklare Befunde liefert (siehe „erweitertes Monitoring“).

Analysenumfang

Der Analysenumfang (ein Beispiel enthält Tabelle 39) ist abhängig von:

- dem Aussageziel,
- dem reaktiven Material,
 - d.h. reaktive Materialien, die den Grundwasserchemismus, abgesehen von der Entfernung der Kontaminanten, nur wenig verändern (z.B. Aktivkohle), erfordern einen geringeren Analysenumfang als reaktive Materialien mit starkem Einfluß auf die Wasserzusammensetzung (z.B. Fe(0), ORC[®]) und
 - für das Monitoring und die Prognose der verbleibenden Reinigungsleistung von z.B. Fe(0)-Reinigungswänden reicht die Analyse der Kontaminanten alleine nicht aus,
- den Kontaminanten sowie potentiellen Tochter- und Endprodukten,
 - d.h. für Verfahren, bei denen ein Abbau stattfindet, sind eventuelle Zwischenprodukte, sowie Endprodukte zu analysieren, da Zwischenprodukte u.U. eine höhere Toxizität als die Ausgangssubstanzen aufweisen können (so weist z.B. VC, das als Zwischenprodukt beim reduktiven Abbau von Tetrachlorethen oder Trichlorethen auftreten kann, eine höhere Toxizität als die Ausgangssubstanzen auf), und
 - es kann bei der Behandlung von anorganischen Schadstoffen zu bedenklichen Speziesumwandlungen kommen, so ist häufig die Messung der Elementkonzentrationen nicht ausreichend, sondern eine nähere Speziesanalyse erforderlich,
- den natürlichen geochemischen Hintergrundwerten,
 - d.h. die Analyse von natürlichen gelösten Grundwasserinhaltsstoffen und deren potentiellen Umwandlungsprodukten, die in zu vernachlässigenden Konzentrationen vorliegen, müssen i.d.R. nicht analysiert werden; liegt z.B. im Zustromwasser einer Fe(0)-Reinigungswand kein Nitrat vor, so erübrigt sich auch die Analyse von Nitrat und Ammonium,
- dem eigentlichen Sanierungsprozeß sowie den Wechselwirkungen zwischen geochemischem Milieu und Sanierungsprozeß und der Kenntnis über den Sanierungsprozeß,

- z.B. Inhaltsstoffe, die während des Reinigungsprozesses verbraucht oder produziert werden oder einen Einfluß auf die Reaktivität des Systems ausüben,
- dem Auftreten möglicher Indikatorsubstanzen, deren Konzentrationsänderung eine Aussage über die Reaktivität des Systems erlauben,
 - z.B. Hydrogencarbonat/Alkalität, Nitrat/Ammonium, Silizium bei Fe(0)-Reaktionswänden und/oder
 - z.B. gelöste natürliche organische Substanz bei Aktivkohle-Reinigungswänden,
- möglichen Fällungs- oder Gasphasenbildungsprozessen innerhalb der Reinigungswand, die eine Verringerung der Permeabilität verursachen können,
 - d.h. Parameter, die zur Beurteilung von Gasbildungsprozessen erforderlich sind, z.B. Methan und CO₂-Spezies bei Methanogenese oder H₂, Fe_(gelöst) und pH bei Wasserstoffbildung durch anaerobe Korrosion und/oder
 - Parameter, die zur Beurteilung von Mineralausfällungen erforderlich sind, z.B. Carbonatbildung (pH, CO₂-Spezies, Ca, Fe_(gelöst), Mn, Acetat, Methan), unterschiedliche Bildungen von Eisenhydroxiden und Eisenoxiden bzw. diesbezügliche Mischphasen (pH, Fe_(gelöst), CO₂-Spezies, SO₄²⁻, Cl⁻),
- möglichen Remobilisierungsprozessen in Abhängigkeit vom Grundwasserchemismus oder von der Alterung der Reinigungswand,
 - z.B. Sorptionsabhängigkeit vom pH, Auftreten von Oxidations- oder Reduktionsmitteln.

Standort- und Laborbeispiele:

Hinweise auf eine Abnahme der Reaktivität in einer Fe(0)-Reinigungswand können anorganische Grundwasserinhaltsstoffe, wie gelöste CO₂-Spezies, Nitrat oder Silizium geben (Ebert et al., 2002; Köber et al., 2004b; Parbs et al., 2003), da eine Erhöhung z.B. der TIC-Konzentration im Abstrom einer Fe(0)-Reinigungswand im Verhältnis zur Anstromkonzentration als Anzeiger einer Reaktivitätsverringerung interpretiert werden kann (Parbs et al., 2003). Als weiteres Beispiel weist das Auftreten von Nitrat in einer abstromigen Grundwassermeßstelle darauf hin, daß das beprobte Grundwasser zumindest teilweise keinen Kontakt zu reaktiven Fe(0)-Granulaten hatte (Ebert, 2004b). Das Durchbrechen der Siliziumzustromkonzentration deutet auf eine nachlassende Reinigungsleistung (Köber et al., 2004a; Köber et al., 2004b; Köber et al., eingereicht). Der pH-Wert und E_H-Wert sind dagegen als Frühwarnindikatoren einer nachlassenden Reaktivität von untergeordneter Bedeutung (Gavaskar et al., 2002; Parbs et al., 2003). Einen Überblick über die an verschiedenen Fe(0)-Reinigungswänden analysierten Grundwasserparameter gibt Tabelle 38.

Fallbeispiel:

Die Behandlung von As(V) oder As(III) mit Fe(0) kann in beiden Fällen zu einer Änderung der Speziesverteilung führen (Köber et al., eingereicht; Su & Puls, 2001). Obwohl dies bei der

Behandlung von As(V) innerhalb eines Fe(0)-Reaktors räumlich begrenzt zum Auftreten von toxischerem As(III) führen kann, tritt bei planmäßigem Betrieb keine Gefährdung auf, da beide Spezies in ähnlichem Ausmaß zurückgehalten werden (Köber et al., eingereicht). Sollte sich jedoch wider Erwarten die Reinigungsleistung verringern, so besteht die Möglichkeit des As(III)-Austrags. Für diesen Fall empfiehlt sich zusätzlich zur Elementkonzentrationsmessung eine Analyse der Speziesverteilung.

Tabelle 38. Art der Grundwasserprobenahme und Parameter der Grundwasseranalyse an 20 Reinigungswandstandorten

	Rheine	Tübingen	Bernau	Borden	Fry Canyon	Freight Yard	Kansas City Plant	Dover Air Force Base	Moffett Federal Airfield	Elizabeth City	Somersworth Sanitary Superfund Site	Sunnyvale	Oak Ridge Y-12 Site, Pathway 2	Former Mill Site, Monticello	Lowry Air Force Base	Denver Federal Center	Vapokon	Seneca Army Depot	Lake City Army Ammunition Plant	New York
Low-flow-sampling	j	j	j	j	j	j	j	j	j	j	j	j	j	j	j	j	j	j	j	j
Passivprobennehmer	g	g	n	/	/	/	/	/	/	/	g	g	/	/	/	/	/	n	/	n
Vor Ort	j	± ^c	± ^b	j	j	j	j	j	j	j	j	j	j	j	j	j	j	j	/	j
Schadstoffe	j	j	j	j	j	j	j	j	j	j	j	j	j	j	j	j	j	j	j	j
Metabolite/Endprodukte	j	± ^c	±	±	±	±	±	±	j	j	±	±	±	±	±	±	±	±	/	±
Hauptkationen/-anionen	j	± ^c	±	j	j	j	j	j	j	j	±	j	j	j	j	j	j	±	/	j
NebenkompONENTEN	±	±	±	±	±	±	±	±	±	±	±	±	±	±	±	±	±	±	±	±
Alkalität	j	± ^c	±	j	j	j	j	j	j	j	n	j	n	j	j	j	j	j	/	j
TIC/TC	j	± ^c	/	n	n	n	n	j	j	j	/	n	j	n	n	j	/	n	/	n
Sulfid	n	n	n	/	j	j	/	n	j	j	n	n	j	n	n	j	/	j	/	n
Ammonium	j	j	j	/	n	j	/	n	n	n	n	n	n	j	n	n	/	n	/	n
Wasserstoff	j	± ^c	/	/	n	n	/	/	j	j	n	j ^d	n	/	n	j	/	n	/	n
Methan	j	± ^c	n	/	n	j	/	j	j	j	n	j ^d	n	n	j	j	/	±	/	n
Acetat	j ^a	± ^c	n	n	n	n	/	n	n	n	n	n	n	n	n	n	/	n	/	n

Legende: j = ja, n = nein, g =getestet, ± = nicht alle Parameter werden bestimmt, / = keine Angaben; ^aAcetat ab 2002 als Untersuchungsparameter; ^bnur pH, Leitfähigkeit; ^cnur im Rahmen von RUBIN, regelmäßige Kontrolluntersuchungen beinhalten: pH, Leitfähigkeit, O₂, CKW, Nitrat, Ammonium, Chlorid, Eisen; ^dMessung erfolgte alle 5 Jahre

Tabelle 39. Analysenkatalog zum Monitoring von Fe(0)-Reinigungswänden

Untersuchungsparameter	Anmerkungen, erforderlich für oder nutzbar als
Alle Kontaminanten sowie möglichst alle Zwischen- und Endabbauprodukte	Berechnung der Abbauleistung Änderungen der Konzentrationsverhältnisse können Hinweise auf veränderte Abbauewege geben
pH/E _H	Berechnung von Sättigungszuständen Hauptvariablen bei geochemischen Modellierungen
O ₂	Massenbilanz der Eisenkorrosion (Reaktionspartner bei der aeroben Korrosion) Abschätzung der Menge gebildeter Fe(III)-Hydroxide
Na, K	Ladungsbilanz Ionenstärke (geochemische Modellierung, Berechnung von Sättigungszuständen)
Ca, Mg, Mn, Fe	Massenbilanz der Eisenkorrosion Massenbilanz des Carbonatsystems Abschätzung der Menge neu gebildeter Minerale ΔCa ändert sich mit dem Beginn der Sulfatreduktion
gelöste CO ₂ -Spezies	Relativer Reaktivitätsindikator (Säurepufferung) Massenbilanz der Eisenkorrosion Massenbilanz des Carbonatsystems Abschätzung der Menge neu gebildeter Minerale ΔTIC kann sich mit Beginn der Sulfatreduktion ändern (TIC-Bestimmungen sind einer Alkalitätstiteration vorzuziehen, da schwache organische Säureanionen auftreten können)
Cl ⁻	Ladungsbilanz und Ionenstärke Wenn ΔCl ⁻ größer als die Genauigkeit der Messung der Hintergrundkonzentration: Nachweis und Bilanzierung der reduktiven Dechlorierung
SO ₄ ²⁻ , S ²⁻	Massenbilanz der Eisenkorrosion (Fe(II)-Senke, H ₂ -Senke) Massenbilanz des Carbonatsystems (Fe(II)-Senke) Abschätzung der Menge neu gebildeter Minerale Anzeiger mikrobieller Aktivität (eine Sulfidbestimmung ist möglicherweise nur erforderlich wenn angesäuerte Proben den typischen Schwefelwasserstoff-Geruch aufweisen)
NO ₃ ⁻ und NH ₄ ⁺ (N ₂)	Reaktivitätsindikator Unterscheidung zwischen abiotischer (passivierender) und mikrobieller Nitratreduktion Anzeiger mikrobieller Aktivität Massenbilanz der Eisenkorrosion (H ₂ -Senke, Korrosionspartner) Berechnung des Gasdruckes: Hinweis auf potentiell Gaslogging

Untersuchungsparameter	Anmerkungen, erforderlich für oder nutzbar als
H ₂	Reaktivitätsindikator (Korrosionsprodukt) Massenbilanz der Eisenkorrosion Berechnung des Gasdruckes: Hinweis auf potentiell Gaslogging mikrobielle Aktivität
Methan	Massenbilanz der Eisenkorrosion (H ₂ -Senke) Massenbilanz des Carbonatsystems (CO ₂ -Senke) Berechnung des Gasdruckes: Hinweis auf potentiell Gaslogging Anzeiger mikrobieller Aktivität, möglicherweise co-metabolischer CKW-Abbau
Acetat	Massenbilanz der Eisenkorrosion (H ₂ -Senke) Massenbilanz des Carbonatsystems (CO ₂ -Senke) Störungen der Alkalitätstiteration Anzeiger mikrobieller Aktivität Substrat für dehalorespirierende Mikroorganismen: Erhöhung des Natural Attenuation Potentials
Silicat und Phosphat	Reaktivitätsindikator Abschätzung von Mineralneubildungen (Phosphat)

Eine Beschränkung des Untersuchungsumfanges auf die Kontaminanten bzw. deren Tochter- und Endprodukte im Fall einer Reinigungswand, deren Funktion den Chemismus des Grundwassers verändert bzw. deren Leistung durch eine Änderung des Grundwasserchemismus beeinflusst werden kann, ist nicht sinnvoll. Dies gilt v.a. für redox-reaktive Systeme (elementare Metalle, Katalysatoren, Bio-Reinigungswände), aber auch für Fällungssysteme. In solchen Anwendungen ist die vollständige Charakterisierung des geochemischen Milieus entscheidend für die Beurteilung der Prozesse. Einen Überblick über die an verschiedenen Fe(0)-Reinigungswänden analysierten Grundwasserparameter gibt Tabelle 38. Hintergründe für die Analyse verschiedener Grundwasserparameter sind in Tabelle 39 zusammengefaßt.

Zur Verringerung der Kosten ist es angebrachter, eher weniger häufig als weniger aufwendig zu untersuchen. Aufwendige und oft mit erhöhten Kosten verbundene Vor-Ort-Analysen sind nur dann notwendig, wenn aufgrund der Meßergebnisse Vor-Ort-Entscheidungen getroffen werden müssen bzw. die Konservierung der Wasserproben nicht möglich ist. Aufgrund des Zeithorizontes von Reinigungswand-Anwendungen wird eine Vor-Ort-Entscheidung eher selten notwendig sein.

Untersuchungsfrequenz

Die Häufigkeit der Grundwasseruntersuchungen richtet sich nach:

- der Grundwasserfließgeschwindigkeit bzw. der Retardation der Kontaminanten und Auslegung des Monitoring-Netzwerkes,
 - d.h. in porösen Aquiferen (Sand, Kies) mit Grundwasserströmungsgeschwindigkeiten in der Größenordnung von 10er Metern pro Jahr ist für die direkte Zeit nach dem Bau einer Reinigungswand bis zum Einstellen von quasi-stationären Bedingungen ein zunächst monatliches Monitoring sinnvoll,
 - im ersten Jahr nach der Installation einer Reinigungswand wird daher eine größere Zahl an Grundwasseruntersuchungen notwendig sein, um die Wirksamkeit und Funktion der Sanierungsmaßnahme zu belegen, die Einstellung von dynamischen Gleichgewichten zu beobachten und Trends festzustellen,
 - in diesem Zeitrahmen kann auch ein gestaffelter befundabhängiger Ausbau des Monitoring-Netzwerkes erfolgen,
 - später kann die Häufigkeit der Grundwasseruntersuchungen verringert werden, wenn Leistungstendenzen bekannt sind und die Sanierungszielwerte zuverlässig erreicht werden,
 - ein jährliches Monitoring sollte aber eingehalten werden, im Fall kleinerer Abstandsgeschwindigkeiten können auch schon zu Beginn größere zeitliche Abstände eingehalten werden (z.B. vierteljährlich),
 - bei F&G-Bauwerken wird ein häufigeres Monitoring notwendig sein als bei CRB, da hier höhere Fließgeschwindigkeiten auftreten,
- dem Kenntnisstand über die Funktion und den Leistungsgrad der Reinigungswand,
 - d.h. mit steigendem Kenntnisstand über die Funktion der Reinigungswand sowie nachgewiesener Sanierungsleistung kann der zeitliche Abstand der Grundwasseruntersuchungen wachsen, z.B. von zunächst monatlich oder vierteljährlich auf halbjährlich und größer,
- der erwarteten Lebensdauer der Reinigungswand,
 - d.h. bei erwarteter Erschöpfung der Reaktivität (Sorptionskapazität, Freisetzung von Redoxequivalenten oder Nährstoffen) kann die Untersuchungshäufigkeit gesteigert werden, um einen rechtzeitigen Austausch der reaktiven Materialien einzuleiten bzw. die Kapazität des reaktiven Materials optimal auszunutzen, realistische Handlungszeiträume sollten hierbei berücksichtigt werden,
 - beim Auftreten von Indikatorsubstanzen im Abstrom der Reinigungswand, die eine nachlassende Reaktivität anzeigen, kann ebenfalls die Häufigkeit erhöht werden,
- der Gefährdungssituation und Empfindlichkeit abstromiger Schutzgüter im Fall nachlassender Reinigungsleistung oder einer Fehlfunktion der Reinigungswand,
- der (saisonalen) Variabilität der Grundwasserströmung und Kontaminantenkonzentration.

Der Einsatz von Pegelschreibern o.ä. mit Datenloggern zur kontinuierlichen Erfassung der Grundwasserhöhenpotentiale kann sinnvoll sein wenn:

- die Unterschiede in den Potentialhöhen zwischen den Beobachtungspiegeln klein sind und sich die Gradienten im Rahmen der Meßgenauigkeiten einer Lotmessung nicht eindeutig ermitteln lassen, bei gleicher Meßgenauigkeit ermöglicht die Permanentmessung eine Datenanalyse mit resultierenden kleineren Fehlerbereichen,
- signifikante Schwankungen in den Grundwasserständen kurzfrequenter sind als die Abstände der Grundwasseruntersuchungen (z.B. durch Niederschlagsereignisse).

5.5.4 Auswertung der Monitoring-Ergebnisse

5.5.4.1 Allgemeines

Eine regelmäßige Auswertung der Untersuchungsergebnisse entsprechend der Zielvorgaben ist Bestandteil des Monitorings.

Die Auswertung der Monitoring-Ergebnisse kann erfolgen in Form von:

- Zeitreihen sowohl der Grundwasserstände, als auch Ergebnisse der Wasseranalysen zur Identifikation von Tendenzen und (saisonal bedingten) Schwankungsbreiten,
- Konzentrationsprofilen entlang der Monitoring-Transekten zur Bilanzierung der Umsatzreaktionen,
- Grundwassergleichenplänen,
- Konzentrationsgleichenplänen.

Bei der Konstruktion von Gleichenplänen (sowohl Grundwasser- als auch Konzentrationsgleichen) können statistische Interpolationsverfahren nur bedingt eingesetzt werden. Eine in den Abmessungen im Vergleich zum Aquifer kleine Reinigungswand, deren Füllung ungleich homogener ist als der Aufbau eines Aquifers und in der steile geochemische Gradienten auftreten, während die hydraulischen Gradienten aufgrund der prinzipiell höheren Permeabilität kleiner als im Aquifer sind, stellt eine ausgesprochene Anisotropie dar, so daß Interpolationsverfahren einer entsprechenden statistischen Datenanalyse bedürfen. Die Anisotropie verstärkt sich noch bei F&G-Systemen.

Änderungen in den Leistungseigenschaften einer Reinigungswand können durch veränderte Grundwasserstände oder Änderungen des Grundwasserchemismus angezeigt werden (Kontaminantendurchbruch, Änderung des chemischen Milieus, Änderung einzelner anorganischer Inhaltsstoffe). Geochemische Modellierungen können helfen, Lösungs-/Fällungsprozesse, den Einfluß von Austauschprozessen und Pufferreaktionen zu verstehen und möglicherweise zu quantifizieren. Die Hauptschwierigkeiten bei der Beurteilung von Monitoring-Ergebnissen werden bedingt durch:

- Ungenauigkeiten und/oder Fehler bei der Probenahme und Laboruntersuchungen,
- saisonale Schwankungen der Wasserzusammensetzung,

- unzureichende Datengrundlage zur Beurteilung von Tendenzen oder Ausreißern bedingt durch eine noch kurze Beobachtungszeit oder einen unvollständigen Untersuchungsumfang,
- ungenaue Beschreibung bzw. Unkenntnis der natürlichen hydrogeologischen Verhältnisse,
- systemimmanente Unsicherheiten, die bei jeder Extrapolation punktueller Erkundung des Untergrundes auftreten.

Die Auswertung der Monitoring-Ergebnisse wird als Grundlage zur Entscheidung über die Verringerung oder Intensivierung des Untersuchungsumfanges benötigt. Eine Verringerung wird dann möglich sein, wenn die Ergebnisse langfristig die Erwartungen erfüllen bzw. mit den Prognosen übereinstimmen und die Systemparameter eine hinreichende Funktion der Reinigungswand belegen. Eine Intensivierung wird immer dann notwendig werden, wenn unerwartete und möglicherweise nicht erklärbare Befunde auftreten.

5.5.4.2 Berechnung von Porositäts- und Permeabilitätsverlusten in Fe(0)-Reinigungswänden

Für die langfristige Funktionsfähigkeit von Fe(0)-Reinigungswänden kann die durch Mineralpräzipitationen verursachte Abnahme der Porosität bzw. Permeabilität von Bedeutung sein. Auf Grundlage der Änderung des Grundwasserchemismus bei der Passage durch die reaktive Zone (Kiilerich et al., 2000; McMahon et al., 1999; Wilkin et al., 2003) kann eine Porositätsverminderung abgeschätzt werden. Dabei wird der Volumenzuwachs durch Mineralum- oder -neubildungen unter Verwendung der molaren Volumen der Mineralphasen und stöchiometrischer Transfergleichungen berechnet. Eine detaillierte Diskussion der Herleitung und zu treffenden Randbedingungen, die bei einer solchen Berechnung erforderlich sind, findet sich bei Parbs, 2006 (in Vorbereitung).

Die Berechnung von Porositätsverlusten, die in Fe(0)-Reinigungswänden durch Mineralbildungen auftreten, können durch folgende Beziehung abgeschätzt werden:

$$\Delta V = \frac{Q}{1000} \cdot \left(\begin{aligned} &\Delta Ca^{2+} \cdot 36,93 \text{ cm}^3 \text{ mol}^{-1} + \Delta Mg^{2+} \cdot 24,4 \text{ cm}^3 \text{ mol}^{-1} \\ &+ (\Delta TIC - \Delta Ca^{2+} - \Delta CH_4 - 2\Delta Acetat) \cdot 21,28 \text{ cm}^3 \text{ mol}^{-1} \\ &+ \Delta SO_4^{2-} \cdot 13,46 \text{ cm}^3 \text{ mol}^{-1} + \frac{3}{4} \cdot \Delta O_2 \cdot 26,5 \text{ cm}^3 \text{ mol}^{-1} \\ &+ \frac{3}{8} \cdot (\Delta NO_3^- - \Delta NH_4^+) \cdot 7,2 \text{ cm}^3 \text{ mol}^{-1} + \Delta CKW \cdot 26,4 \text{ cm}^3 \text{ mol}^{-1} \end{aligned} \right)$$

mit ΔV = Porositätsverringerng [$\text{cm}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$]

Q = Fluß [$\text{m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$]

ΔCa^{2+} , ΔMg^{2+} , ΔTIC , ΔCH_4 , $\Delta Acetat$, ΔSO_4^{2-} , ΔO_2 , ΔNO_3^- , ΔNH_4^+ , ΔCKW =

Änderung der Calcium-, Magnesium-, Kohlenstoff_(anorg)-, Methan-, Acetat-, Sulfat-, Sauerstoff-, Nitrat-, Ammonium- bzw. CKW-Konzentration, Elektronenäquivalent pro Liter

Annahmen:

- Die Abnahme der Calciumkonzentration erfolgt durch Calcitbildung (CaCO_3).
- Die Abnahme der Magnesiumkonzentration erfolgt durch Brucitbildung (Mg(OH)_2).
- Anorganischer Kohlenstoff, der nicht als Calcit gefällt wird und nicht zu Methan oder Acetat umgesetzt wird, wird als Siderit (FeCO_3) gefällt.
- Abnahme der Sulfatkonzentration führt zur Mackinawitbildung (FeS).
- Abnahme der Sauerstoffkonzentration führt zur Ferrihydritbildung (Fe(OH)_3).
- Der Teil der Abnahme der Nitratkonzentration, der nicht in einem Anstieg der Ammoniumkonzentration resultiert, führt zur Bildung von Hämatit (Fe_2O_3).
- Durch die CKW-Reduktion zu Fe(II) oxidiertes Fe(0) wird als Fe(II)-Hydroxid gefällt (Fe(OH)_2).

Vereinfachende Annahmen:

- Der Durchfluß ist in Bezug auf die Anstromfläche und die Zeit gleichmäßig.
- Die Verteilung der Grundwasserinhaltsstoffe ist in Bezug auf die Anstromfläche gleichmäßig.
- Die Reduktion von Protonen oder in H_2O gebundenem Wasserstoff wird nicht berücksichtigt.

Standorterfahrungen:

Typische Porositätsverringierungen, die bisher in Fe(0)-Reinigungswänden auftraten, liegen zwischen 0,4 und 3,4 % pro Jahr. Die Bereiche, auf die sich diese Werte beziehen, erstrecken sich zwischen 10 und 30 cm des anstromseitigen Fe(0)-Reaktionsbereiches. Die Standorte „Fry Canyon“ und „Oak Ridge Y12“ mit Porositätsverringierungen von 15 bzw. 20 % pro Jahr stellen Besonderheiten dar, die auf stark mineralisiertes Grundwasser (bis zu 2,3 g/L) und hohe Grundwasserfließgeschwindigkeiten (2-3 m/d) zurückzuführen sind.

Durch Mineralbildungen ausgelöste Porositätsverringierungen führen langfristig zu einem Permeabilitätsrückgang. Wird die Permeabilität im reaktiven Material hierdurch geringer als die Permeabilität des umgebenden Aquifers, so besteht die Gefahr einer Umströmung der Reinigungswand.

Eine Berechnung der relativen k_r -Wertabnahme in Abhängigkeit zur Änderung des Porenvolumens kann anhand von Gleichung 4 erfolgen, deren Grundlage die Kozeny-Carmen Gleichung darstellt:

$$\frac{k_{f_t}}{k_{f_{start}}} = \frac{\left[\frac{n_{start} - \Delta n_t}{n_{start}} \right]^3}{\left[\frac{1 - n_{start} + \Delta n_t}{1 - n_{start}} \right]^2}$$

mit:

$k_{f_{start}}$: initialer k_f -Wert [ms^{-1}]

k_{f_t} : k_f -Wert zum Zeitpunkt t [m s^{-1}]

n_{start} : initiale Porosität

Δn_t : Porositätsänderung zum Zeitpunkt t

Vereinfachende Annahmen:

- Die spezifische Oberfläche unterliegt keiner zeitlichen Veränderung.
- Dichte und Viskosität der Lösung bleiben konstant.

Standortbeispiel:

Unter Annahme konstanter Randbedingungen läßt sich für das Schwammeisen-Segment am Standort Rheine extrapolieren, daß bei einer mittleren hydraulischen Durchlässigkeit des Aquifers von $1,2 \cdot 10^{-5} \text{ m s}^{-1}$ erst nach rund 18 Jahren Standzeit die hydraulische Durchlässigkeit in der Eisenschüttung ($k_{f_{start}}: 10^{-2} \text{ m s}^{-1}$) auf die des Aquifer zurückgeht (vgl. Parbs, 2006, in Vorbereitung).

5.5.4.3 Beurteilung des Potentials zur Bildung einer freien Gasphase

Durch mikrobielle oder abiotische Prozesse kann es innerhalb einer Reinigungswand zur Bildung einer freien Gasphase kommen, was in Abhängigkeit der Materialeigenschaften des reaktiven Materials zu einer Beeinträchtigung der Permeabilität führen kann. Besonders die am häufigsten eingesetzten Fe(0)-Reinigungswände neigen aufgrund der möglichen Bildung von H_2 , CH_4 , N_2 und weiterer Gasphase bildender Substanzen zur Ausbildung einer freien Gasphase. Durch die Berechnung von Partialdrücken auf Grundlage von Grundwasseranalysen kann abgeschätzt werden, ob die Lösung in Kontakt zu einer freien Gasphase steht. Ist von einer Gasphasenbildung auszugehen, können Gegenmaßnahmen wie die Errichtung einer Gasdrainage oder einer Gasabsaugung konzipiert werden, wenn ansonsten eine Beeinträchtigung der Permeabilität erwartet wird. Sollte es bei einer Reinigungswand zu zunächst nicht erkläraren Effektivitätseinbußen kommen, kann die Berechnung der Partialdrücke Hinweise auf Gründe hierfür und auf Ansätze für entsprechende Gegenmaßnahmen geben. Eine detaillierte Erläuterung der Gasdruckberechnung in Fe(0)-Reinigungswänden mit allen erforderlichen Gleichungen und Konstanten findet sich bei Parbs, 2006, in Vorbereitung.

Standortbeispiel:

Für den Standort Tübingen zeigten entsprechende Berechnungen von Parbs, 2006 (in Vorbereitung), Gasdrücke zwischen 1,04 bis 1,43 bar an Monitoringpunkten innerhalb des Fe(0)-Reaktionsraumes. Da an diesen Stellen von einem hydrostatischen Druck von 0,2 bzw. 0,85 bar ausgegangen werden kann, weisen die berechneten Gasdrücke auf die Bildung einer Gasphase hin. An diesem Standort stellt Methan den größten Anteil des berechneten Gasdrucks, gefolgt von Wasserstoff, während am Standort Rheine innerhalb der Schwammeisenschüttung der Wasserstoffanteil überwiegt. Für keinen der Standorte liegen allerdings Bestimmungen gelöster N₂-Gehalte vor, so daß sich diese nur konservativ abschätzen lassen, dann zeigt sich aber, daß der N₂-Partialdruck durchaus signifikant zum Gesamtgasdruck beitragen kann.

5.5.5 Erweitertes Monitoring

Zusätzlich zu dem Standardmonitoringprogramm an einem Standort können weitere Untersuchungsmethoden hilfreich sein, um standortspezifische Entwicklungen zu beobachten bzw. bei unerwartet auftretenden negativen Befunden zur Funktion, die Gründe hierfür aufzuzeigen, um gezielte Gegenmaßnahme einleiten zu können.

5.5.5.1 Gründe für ein erweitertes Monitoring

Mögliche Gründe, die zu einer Erweiterung des Monitoringprogrammes führen, sind z.B.:

- unklare hydraulische Verhältnisse,
 - d.h. eine Erhöhung der Kontaminantenkonzentration im Abstrom und/oder eine Überschreitung der Sanierungszielwerte kann zunächst eindeutig weder hydraulischen Problemen noch einer nachlassenden Reaktivität oder Desorptionsphänomenen zugeordnet werden,
- die Frachten sollen ermittelt werden,
- Verdacht auf eine nachlassende Reaktivität,
- Verdacht auf Clogging-Phänomene (Bioclogging, Gasclogging, Mineralpräzipitation, Suffosion),
- unbekannte (Rest-)Reaktivität,
 - d.h. abhängig vom Reinigungswandtyp kann mit Hilfe eines Standardmonitorings unter Umständen die Restreaktivität nicht bestimmt werden, dies kann vor allem dann auftreten, wenn innerhalb der Reinigungswand steile geochemische Gradienten in Form von Reaktionsfronten durch die reaktive Füllung migrieren,
 - in einem solchen Fall verbleiben nur vergleichsweise kurze Handlungszeiträume, da mit dem Verbrauch der Restreaktivität ein schneller Durchbruch der Kontamination erfolgen kann und ein Standardmonitoring bis kurz vor dem Versagen der Reinigungsleistung zufriedenstellende Ergebnisse liefern wird,
- allgemein unerwartete bzw. nicht verständliche Ergebnisse.

5.5.5.2 Methoden eines erweiterten Monitorings

Welche weiteren Untersuchungsmethoden eingesetzt werden können, ist standort- und fall-spezifisch zu entscheiden. Die Entwicklung von innovativen Untersuchungsmethoden ist Gegenstand aktueller Forschung, so daß die hier aufgeführten Methoden nur einen Ausschnitt der Möglichkeiten darstellen können.

Pumpversuche

Mit Pumpversuchen, als klassischem Element der Aquifererkundung (Domenico & Schwartz, 1998), lassen sich zuverlässig raumintegrierende effektive Transmissivitäten bestimmen, sie sind aber gegenüber dem Slug-Tests kosten- und zeitintensiver, so daß die Anwendung von Slug-Tests zur Bestimmung von k_f -Werten an Reinigungswandstandorten bevorzugt eingesetzt wird (Gavaskar et al., 2002). Eine Voraussetzung für die Durchführung von Pumpversuchen bzw. der Ergebnisauswertung ist ein gut ausgebautes Monitoring-Netzwerk, idealer Weise mit einer kreuzförmigen Anordnung von Multilevelmeßstellen um den Pumpbrunnen, die in den gleichen Tiefen verfiltert sind (Gavaskar et al., 2002), was jedoch nicht immer realisierbar ist. Bei der Auswertung von stationären oder instationären Pumpversuchen, die innerhalb oder in direkter Nähe zur Reinigungswand durchgeführt werden, können klassische Verfahren nach Theis bzw. Cooper-Jacob meistens nicht angewendet werden, da in der Regel zu viele Randbedingungen verletzt werden (Gavaskar et al., 2002; Molyan, 2003). Die Ergebnisse sind aber durchaus qualitativ zu verwenden (Molyan, 2003). Aufgrund der Anisotropie, die durch eine Reinigungswand bedingt wird, ist zur Auswertung die Verwendung (inverser) numerischer Strömungsmodellierungen notwendig. Die wiederholte Durchführung von Pumpversuchen ermöglicht die Beurteilung zeitlich bedingter Änderungen der Permeabilitäten. Pumpversuche verändern, zumindest kurzzeitig, das Strömungsfeld und können auch zu einer verringerten Reinigungsleistung während der Pumpversuche führen, da sich Aufenthaltszeiten innerhalb der Reinigungswand verkürzen können.

Standortbeispiele:

Die Auswertung von Pumpversuchen im abstromigen Kiesfilter an zwei Gates am Standort Tübingen erfolgte invers mit Hilfe eines zweidimensionalen numerischen Strömungsmodells (Juhasz, 2001), wobei schmale, vergleichsweise schlecht durchlässige Zonen angenommen werden mußten. Die Ergebnisse der Auswertung lieferten erste Hinweise auf eine deutlich kleinere Permeabilität der Gates, als sie bei der Planung des Systems angenommen wurden, was als Grund für eine verringerte Durchströmung angesehen wird (Ebert et al, 2004a; Parbs, 2005, in Vorbereitung; Schad, 2004). Am Standort Rheine wurden Kurzpumpversuche (2 h bis 7 h) im anstromigen und abstromigen Aquifer durchgeführt, und aus der Auswertung der von der Reinigungswand noch unbeeinflussten Zeitabsenkungskurven nach Cooper-Jacob ließen sich mittlere k_f -Werte von $8,7 \cdot 10^{-6}$ bis $1,2 \cdot 10^{-5} \text{ m s}^{-1}$ bestimmen, die zur Verfeinerung eines bestehenden Strömungsmodells genutzt wurden (Wegner, 2004). Die stationäre Absenkung, die während eines rund 30-tägigen Forced-gradient-Tracerversuchs (Parbs et al., 2003) an diesem Standort beobachtet wurde, konnte dagegen aufgrund des Einflusses der besser durchlässigen Reinigungswand nicht eindeutig ausgewertet werden.

Slug-Tests

Slug-Tests liefern Informationen über die vertikale Permeabilitätsverteilung in der Umgebung einer Meßstelle und können angewendet werden, wenn hydraulische Standortmodelle ausgebaut werden sollen oder der Verdacht auf einen geschichteten Aquifer besteht. Dieses Verfahren kann an Reinigungswandstandorten angewendet werden, um hydraulische Durchlässigkeitsbeiwerte, besonders im Nahbereich zur Reinigungswand zu bestimmen und damit ein Maß für die Heterogenität des Aquifers zu erhalten (z.B. Gavaskar et al., 1998b; Gavaskar et al., 2002). Ist der Ausbau der Meßstellen als Multilevelsystem geplant oder sollen zusätzliche tiefenzonierte Meßstellen installiert werden, sollten Slug-Tests durchgeführt werden. Darüber hinaus können auch Slug-Tests in Beobachtungspunkten innerhalb der Reinigungswand durchgeführt werden, um die hydraulische Durchlässigkeit des Materials zu überprüfen. Wiederholte Slug-Tests über die Betriebszeit können darüber hinaus eine Abnahme oder Änderungen der hydraulischen Durchlässigkeit oder aber auch eine signifikante Verminderung der hydraulischen Durchlässigkeit aufzeigen.

Gering mächtige Aquifere (ca. 3m), sehr hohe (z.B. in der Fe(0)-Schüttung, siehe z.B. Gavaskar et al., 1998b) oder kleine Durchlässigkeiten oder Flitterkiesschüttungen im Ringraum von Meßstellen können die Anwendung des Verfahrens einschränken. Eine weitere Limitierung des Verfahrens ist, daß Slug-Tests nur eine punktuelle Aussage erlauben, da eine Bestimmung der hydraulischen Durchlässigkeiten nur in direkter Umgebung zu einer Meßstelle möglich ist und somit die üblichen Unsicherheiten bei der Extrapolation bzw. Regionalisierung der Ergebnisse bestehen. Bisherige Erfahrungen zeigten, daß mit Hilfe von Slug-Tests die Ursachen für unerwartete hydraulische Probleme, wie z.B. höhere hydraulische Durchlässigkeiten im Aquifer, die vor der Installation nicht bekannt waren, gering durchlässige Bereiche, die während des Baus entstanden sind oder Permeabilitätsabnahmen in der Reinigungswand über die Betriebszeit, gut aufgezeigt werden können.

Standortbeispiele:

Tiefenzonierte Slug-Tests in der Reinigungswand „Elizabeth City“ zeigten eine weite Spannbreite der hydraulischen Durchlässigkeiten von $1,2 \cdot 10^{-7}$ bis $2 \cdot 10^{-3} \text{ m s}^{-1}$, wobei die kleinsten k_f -Werte nahe des Anstroms in Teufen von 4-5 m und 5-7 m auftraten, was vermutlich auf eine Vermischung des Fe(0)-Granulates mit Aquifermaterial während der Installation zurückzuführen ist (Blowes et al., 1999). Weder die gefundene Variabilität der k_f -Werte noch die kleineren Durchlässigkeiten im Einstrombereich zeigten bisher einen negativen Einfluß auf die hydraulische Leistung der Reinigungswand (Blowes et al., 1999; U.S. EPA, 2003). Dagegen konnten am Standort „Kansas City Plant“ innerhalb und außerhalb der Reinigungswand (nach der Installation) zuvor unbekannte stärkere laterale Variationen der hydraulischen Durchlässigkeiten charakterisiert werden, aus denen sich Leistungseinschränkungen erklären ließen (Laase et al., 2000). Auch am Standort „Salt Lake City Army Ammunition Plant“ wurden Slug-Tests und Pumpversuche nach der Reinigungswandinstallation durchgeführt, und es konnten die Ursachen für eine beobachtete Umströmung sowie einen Grundwasseraufstau aufgezeigt werden (Keller, 2003; Molyan, 2003). Am Standort „Moffett Field“ konnte gezeigt werden, daß die hydraulische Durchlässigkeit im Anstrom auf das Gate geringer und die Grundwasserfließgeschwindigkeit um den Faktor 3 kleiner ist, als aus Vorstudien abgeschätzt, was sich auch besser mit den Ergebnissen eines Tracerversuchs deckt (Gavaskar et al.,

1998b). Um die zeitliche Änderung der hydraulischen Durchlässigkeit zu beobachten, wurden im Nahbereich und innerhalb der Reinigungswand „Freight Yard“ Slug-Tests direkt nach der Installation und in 3 weiteren Meßkampagnen in den folgenden 15 Monaten durchgeführt (Kiilerich et al., 2000). So konnte bei einem anfänglich schon vergleichsweise kleinen k_f -Wert von $6 \cdot 10^{-5} \text{ m s}^{-1}$ eine kontinuierliche Abnahme der hydraulischen Durchlässigkeit auf $0,8 \cdot 10^{-5} \text{ m s}^{-1}$ innerhalb der 15-monatigen Betriebszeit aufgezeigt werden.

Immissionspumpversuche

Mit Hilfe von Immissionspumpversuchen lassen sich Konzentrationsverteilungen bzw. Frachten über eine Kontrollebene bestimmen. Die Anwendung dieser Untersuchungsmethoden ermöglicht damit eine Aussage über einen größeren Aquiferquerschnitt, als es durch eine Grundwassermeßstelle ermöglicht wird. Detaillierte Beschreibungen der Planung, Durchführung und Auswertung von Immissionspumpversuchen finden sich bei (Ptak et al., 2000; Teutsch et al., 2000).

Bei der Planung von Immissionspumpversuchen sollte bedacht werden, daß sich die Absenkungstrichter entlang der gewünschten Kontrollebene überlappen sollten, gleichzeitig aber durch die Änderung der Gradienten die Aufenthaltszeit innerhalb der Reinigungswand ggf. stark vermindert wird und damit eine verringerte Reinigungsleistung verursacht werden kann. Der Abstand der Kontrollebene zur Reinigungswand sollte deshalb größer sein als zwischen den Meßstellen der genutzten Kontrollebene (Ebert et al., 2004a). Zur Auswertung solcher Pumpversuche wird ebenfalls ein hydraulisches Standortmodell benötigt. Möglicherweise müssen auch zusätzliche Brunnen am Standort installiert werden.

Isotopenanalysen

Die Änderung stabiler Isotopenverhältnisse (Isotopenfraktionierung) beim Abbau eines Kontaminanten (z.B. $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ Verhältnis beim abiotischen oder biotischen Abbau chlorierter aliphatischer Kohlenwasserstoffe) kann genutzt werden, um den Ursprung abstromig einer Reinigungswand auftretenden Kontaminationen einzugrenzen, da durch Verdünnungs- oder Sorptionsprozesse die isotopische Zusammensetzung eines Kontaminanten nur wenig oder gar nicht verändert wird.

Die Methode ist sehr gut geeignet, einen Abbau bzw. den Durchgang von Kontaminanten durch eine reaktive Füllung zu belegen, eine Unterscheidung zwischen primär oder als Tochterprodukt auftretenden Kontaminanten zu ermöglichen oder den Einfluß von Desorptionsprozessen im Abstrom einer Reinigungswand zu determinieren. Da das Ausmaß einer Isotopenfraktionierung eng mit dem Abbauprozess verknüpft ist, können Isotopenanalysen eingesetzt werden, um zu entscheiden, welcher Abbauprozess bei einer Sanierungsmaßnahme dominiert.

Die Quantifizierung der Reinigungsleistung einer Reinigungswand mit Hilfe der Isotopenanalysen ist dagegen nur sehr eingeschränkt möglich. Aufgrund systemimmanenter Heterogenitäten und der steilen geochemischen Gradienten innerhalb einer Reinigungswand kommt es zu Vermischungsphänomenen, die dazu führen, daß die Änderung des stabilen Isotopenverhältnisses nicht mehr eindeutig quantifiziert werden kann. Ohne weitere Informationen über Mischungsverhältnisse (Anorganik, Tochterprodukte) wird bei steigender Heterogenität damit der Informationsgewinn durch Isotopenanalysen kleiner, ggf. kann es zu uninterpretierbaren

Ergebnissen kommen. Nach heutigem Kenntnisstand wird empfohlen vor der Anwendung im Feld zunächst in Laborversuchen eine standortspezifische Isotopenfraktionierung zu bestimmen. Damit sind ein verhältnismäßig hoher Zeitbedarf und zusätzliche Kosten verbunden.

Festphasenentnahme

Festphasenentnahmen zum Materialgewinn aus einer Reinigungswand bzw. zur Bestimmung der Verteilung reaktiver Medien innerhalb einer eingebrachten Mischung aus reaktiven und nicht reaktiven Materialien können mittels Kernbohrungen (schräg oder vertikal; z.B. Ebert et al., 2003c) oder Drucksondierungen (z.B. Paul et al., 2003) erfolgen. Abhängig vom Reinigungswand-Typ kann eine Festphasenentnahme dazu dienen, Aufschluß zu erhalten über:

- die Belegung und/oder Restkapazitäten (sorptions-reaktive Systeme, biologische Systeme) oder Präzipitate nach Art, Menge und Verteilung,
- den Einfluß von Präzipitaten auf die Reaktivität (redox-reaktive oder Fällungssysteme),
- eine mikrobielle Besiedlung (Bioclogging, Leistungseigenschaften, Biofouling),
- die Quantifizierung der Einschwemmung von Feinmaterial aus dem Aquifer zu quantifizieren (Suffosion),
- Ermittlung von Reststandzeiten und Reaktivitätseinbußen oder Verfestigungen, verursacht durch Präzipitationen,
- die Bestimmung der Mineralphasenverteilung, dadurch kann die Berechnung der Porositäts- bzw. Permeabilitätsverringern verbessert werden,
- Permeabilitätsveränderungen (quantitativ nur dann, wenn die Probenahme störungsfrei erfolgt),
- Mineralbelegungen des reaktiven Materials, diese lassen teilweise Rückschlüsse hinsichtlich der Homogenität bzw. Heterogenität der Durchströmung und zum anderen bezüglich der durchschnittlichen Strömungsgeschwindigkeit zu.

Werden Kernbohrungen zu Meßstellen ausgebaut, um das Monitoring-Netzwerk zu verdichten, sollte innerhalb der Reinigungswand auf eine Kiesschüttung verzichtet werden und der Ringraum vorzugsweise mit dem reaktiven Material (Bohrgut) ausgefüllt werden. Ohne Meßstellenausbau sollten die Bohrungen in jedem Fall mit dem entsprechenden reaktiven Material verfüllt werden, um die Leistungseigenschaften der Reinigungswand nicht zu verringern.

Untersuchung von Indikatorsubstanzen

Unter Indikatorsubstanzen (Proxiparameter) verstehen sich Substanzen, deren Konzentrationsänderung bei der Passage des Grundwassers durch eine Reinigungswand Rückschlüsse auf die Reaktivität des Systems ermöglichen. Kommen diese Substanzen natürlich im anströmenden Grundwasser vor oder werden sie beim Reinigungsprozeß freigesetzt und kann eine Beziehung zu der Leistung des Reinigungsprozesses hergestellt werden, läßt sich das Auftreten

dieser „natürlichen“ reaktiven Tracer im Abstrom der Reinigungswand interpretieren. Sie ermöglichen dann nicht nur die Früherkennung einer nachlassenden Reaktivität, sondern helfen auch bei gemeinsamem Auftreten mit Kontaminanten im Abstrom einer Reinigungswand die Problemursache einzugrenzen.

Derzeit bekannte Beziehungen (qualitativ) bestehen zwischen der Konzentrationsänderung von Nitrat, Phosphat und gesamt-gelöstem anorganischem Kohlenstoff (TIC) und der Reaktivität in Fe(0)-Reinigungswänden. Bei gleichzeitiger Erhöhung der abstromigen Kontaminantengehalte und der TIC- oder Nitratkonzentration kann dies als deutlicher Hinweis auf eine Reaktivitätseinbuße bewertet werden. Die Interpretation des pH-Wertes als Reaktivitätsanzeiger ist in diesem Zusammenhang dagegen nicht eindeutig.

Eine enge Beziehung besteht zwischen der Reaktivität von Fe(0) gegenüber Chromat und Nitrat. Das schwächere Oxidationsmittel Nitrat wird in Fe(0)-Systemen von Chromat verdrängt, so daß sich die Nitratkonzentrationsfronten schneller durch eine reaktive Füllung bewegen als die Chromatkonzentrationsfronten. Bei der Sanierung einer Chromatkontamination und gleichzeitiger Gegenwart von Nitrat im kontaminierten Grundwasser ist daher das Auftreten von Nitrat im Abstrom als Indikator für eine zu erwartende Reaktivitätseinbuße gegenüber Chromat zu werten (Materialaustausch wird erforderlich; Schlicker, 2000). Die genaue Beziehung zwischen Nitrat- und Chromat-Migrationsgeschwindigkeit ist fallspezifisch zu bestimmen.

Für andere Reinigungswandtypen sind ebenfalls Indikatorsubstanzen denkbar, deren Auftreten im Abstrom als Warnsignale für eine nachlassende Reaktivität gewertet werden kann. Dies können Substratkonzentrationen bei Bio-Reaktor-Anwendungen sein oder der Durchbruch von schwächer sorbierenden Ionen oder Verbindungen in sorptions-reaktiven Systemen. Zur Ermittlung, welche Indikatorsubstanzen als Proxiparameter für die qualitative bzw. quantitative Bewertung der Reaktivität einer Reinigungswand verwendet werden können, müssen nach derzeitiger Kenntnislage oft zunächst noch fallspezifische Laboruntersuchungen durchgeführt werden.

Sind Indikatorsubstanzen, von deren Verhalten Schlüsse auf die Reinigungsleistung gezogen werden könnten, nicht oder in nicht ausreichender Konzentration im Grundwasser enthalten, so können diese im Rahmen eines Tracerversuchs (siehe folgendes Kapitel) zugegeben werden.

Tracerversuche

Tracerversuche können durchgeführt werden, um die hydraulische Funktion und ggf. die Leistung einer Reinigungswand zu überprüfen. Dabei lassen sich folgende Zielstellungen bearbeiten:

- Bei geeigneter Auslegung des Monitoring-Netzwerkes, können Um- oder Unter- bzw. Überströmungsphänome aufgezeigt werden.
- Mit Hilfe von konservativen Tracern kann die Aufenthaltszeit innerhalb einer Reaktionswand ermittelt werden.
 - Die Wahl der Tracersubstanzen hängt vom Typ der Reinigungswand ab, und es muß ggf. zunächst in Laborversuchen eine Substanz identifiziert werden, deren Verhalten als konservativ betrachtet werden kann.

- Wiederholte Tracerversuche ermöglichen eine Aussage über die durch eine Alterung verursachten hydraulischen (und ggf. geochemischen) Systemänderungen.
 - Bei dieser Zielstellung sollte mit einem Tracerversuch schon kurz nach der Installation der Reinigungswand begonnen werden, um einen Ausgangszustand zu dokumentieren.
- Die Kombination von Tracerversuchen mit Pumpversuchen, sogenannte „Forced gradient“-Tracerversuche, erhöht die Sicherheit für die Wiederfindung der eingegebenen Substanzen. Versuche mit erzwungenem Gradienten erhöhen zwar den Aufwand der Untersuchung (Wasseranfall/Einleitung, ggf. Abreinigung, Energie) verkürzen aber gleichfalls den Zeitbedarf. Darüber hinaus ermöglicht die Auswertung des zeitgleichen Pumpversuches eine Anpassung hydraulischer Standortmodelle. Andererseits erlaubt diese Art der Versuche keine Erfassung der natürlichen Strömungsverhältnisse.
- Durch den Einsatz geeigneter sogenannter reaktiver Tracer (Indikatorsubstanzen) in Kombination mit konservativen Markierungsstoffen, können Informationen über die Reaktivität der untersuchten Systeme erlangt werden.
 - Die Auswahl eines reaktiven Tracers richtet sich nach dem Typ der Reaktionswand. Ideale reaktive Tracer sind Substanzen, deren Interaktionen mit der reaktiven Füllung quantifiziert werden können und deren Konzentrationsänderungen durch die gleichen Prozesse gesteuert werden, die dem Sanierungsprozeß zugrunde liegen, z.B. Konkurrenz um die gleichen reaktiven Plätze.
- Die Aussagekraft eines Tracerversuches steht in direktem Zusammenhang mit der Qualität des vorhandenen Meßstellennetzes.

Labor- und Standortbeispiele:

Nach den bisherigen Kenntnissen können nur tritiiertes oder deuteriertes Wasser als eindeutig ideale Tracer in Fe(0)-Systemen betrachtet werden (Ebert et al., 2003a; Eykholt et al., 1995; Vikesland et al., 2003), wobei ein Feldeinsatz der Tracer bisher nicht beschrieben ist. In Säulenversuchen mit Fe(0) wurde ein annähernd konservatives Transportverhalten von Bromid beobachtet (Focht et al., 1997) oder ein gleichbleibender Retardationsfaktor von 1,2 bestimmt und daher die Feldanwendung von Bromid unter Berücksichtigung dieses Retardationsfaktors empfohlen (Gavaskar et al., 2000; Gavaskar et al., 1998b). In anderen Studien konnte in Säulenversuchen eine konstante Retardation von Bromid im Vergleich zum Transport von tritiiertem Wasser oder Kationen wie Lithium und Natrium nicht bestätigt werden (Ebert et al., 2002; Ebert et al., 2003a; Parbs et al., 2003). Es wurde eine unterschiedlich starke Retardation von Bromid beobachtet und daher der kombinierte Einsatz von schlecht sorbierenden kleinen Kationen (Na^+ , Li^+) und großen Anionen (Br^-) empfohlen (Ebert et al., 2002; Ebert et al., 2003a).

Am Standort „Monticello“ zeigten Bromid- und Iodid-Tracerdurchgangskurven eine höhere Variabilität der Aufenthaltszeiten als aus dem hydraulischen Gradienten und einer angenommenen Porosität abgeschätzt wurden (Liang et al., 2001). Auch in der Reinigungswand „Moffett Field“ deutete der Bromidtransport auf ein komplexeres Strömungsfeld innerhalb der reaktiven Zone hin, mit Aufenthaltszeiten von 10 bis 30 Tagen (Gavaskar et al., 1998b; Gupta et al., 1998). Am Standort Vapokon zeigte die Auswertung der Lithium-Durchgangskurven, daß innerhalb der Reinigungswand vertikale Strömungen sowie preferentielle Fließpfade vorhanden sind, die auf eine Mineralpräzipitation in der anstromigen Fe(0)-Zone zurückgeführt

werden (Lai et al., 2004). Am Standort „Y-12 Plant“ wurden Tracerversuche mit Bromid wiederholt in der Reinigungswand durchgeführt (FRTR, 2002) und zeigten eine verminderte Durchströmung im oberen und mittleren anstromigen Abschnitt der Fe(0)-Füllung.

Als Ergebnis von Laborstudien (Ebert et al., 2002; Ebert et al., 2003a) wurde Nitrat als reaktiver Tracer in Verbindung mit konservativen Tracern an zwei Standorten eingesetzt (Tübingen, Rheine), um zusätzliche Hinweise zur Reaktivität der untersuchten Systeme zu erhalten (Ebert et al., 2003a; Parbs et al., 2004; Parbs et al., 2003). Am Standort Rheine konnte so in einem „Forced gradient“-Versuch am Segment mit dem Gemisch aus Fe(0)-Granulat und Kies eine verringerte Reaktivität aufgezeigt werden und eine Umströmung des Abschnittes ausgeschlossen werden (Parbs et al., 2004; Parbs et al., 2003). Die Ergebnisse einer ersten Applikation des Verfahrens an einem Gate des F&G-Systems Tübingen zeigten zum einen ein unerwartet schnelles partielles Durchbrechen der Tracer, und zum anderen konnte die bestehende Reaktivität des Eisens aufgezeigt werden. Diese Befunde ließen darauf schließen, daß preferentielle Fließpfade innerhalb des Gates für die erhöhten Schadstoffkonzentrationen im Abstrom verantwortlich sind (Parbs et al., 2003; Parbs et al., 2004).

Zur Lokalisation dieser Fließwege wurde der Versuch mit einem modifizierten Versuchsaufbau ein Jahr später wiederholt (Ebert, 2004b; Parbs et al., 2004). Die preferentiellen Fließpfade konnten aber nicht wiedergefunden werden, es wurde im Gegenteil eine um den Faktor 10 kleinere Durchlässigkeit im Eingangsbereich der Fe(0)-Zone des Gates bestimmt, wobei eintretendes Nitrat aber weiterhin abiotisch reduziert wurde. Mit einem Uranin-Tracerversuch im Anstrom auf das Gate 1 konnte dann auch gezeigt werden, daß der Hauptabstrom des Grundwassers in Richtung des Funnel-Endes erfolgte und nur ein geringer Teil auf das Gate 1 zuströmte, womit sich die vermutete Umströmung bestätigte (Ebert et al., 2004a; Schad, 2004).

In situ-Flußmessungen

In situ-Flußmessungen erlauben im Gegensatz zur Auswertung von Grundwassergleichenplänen eine explizite und ggf. auch tiefenzonierte Erfassung der Grundwasserbewegung. Die entsprechenden Meßverfahren beruhen auf der optischen Erfassung und Vermessung des Driftweges natürlicher Feinpartikel in einem Beobachtungspegel („Particle Tracking“, „Colloidal Borescope“, „PHREALOG“) oder dem Wärmetransport im Grundwasser. Wärmeimpuls-Sensoren können fest in Meßstellen oder Bohrlöchern installiert werden, um eine permanente Aufzeichnung des Strömungsfeldes zu ermöglichen, oder als mobile Einheiten kurzzeitig eingesetzt werden. Partikel-Tracking-Verfahren wurden bisher nur über einen kurzen Beobachtungszeitraum in Meßstellen eingesetzt (z.B. Gavaskar et al., 2002; Liang et al., 2001; Wegner, 2002).

Aufgrund der bisherigen Erfahrungen mit dem Einsatz von in situ-Flußmessungen (z.B. Flowmeter, „Partikeltracking“, Wärmepuls) zur Ermittlung von Strömungsgeschwindigkeiten und -richtungen bei Reinigungswänden sind diese Methoden nur bedingt zu empfehlen, da die bisher gewonnenen Ergebnisse sehr häufig nicht zu einem besseren Verständnis des Strömungsfeldes an einem Standort beigetragen haben oder aber Unsicherheiten in der Aussagesicherheit der Befunde bestehen (Gavaskar et al., 1998b; Gavaskar et al., 2002; Gupta et al., 2002; Naftz et al., 2002). Besonders die Anwendungen innerhalb oder im Nahbereich einer Reinigungswand, deren Ergebnisse ja gerade ein detailliertes Abbild der Wasserbewegung erbringen sollen, zeigten, daß aufgrund der wärmeleitenden und magnetischen Eigenschaften des Eisens die Ergebnisse verfälscht werden und bisherige Anwendungen nicht erfolgreich waren

(Ebert, 2004b; Gavaskar et al., 2000, Gavaskar et al., 2002). In Aquiferen mit Grundwasserfließgeschwindigkeiten unterhalb von 15 cm/d ist sowohl der Einsatz des Wärmepuls- als auch des Partikel-Tracking-Verfahrens nicht geeignet, da die Sensoren nur in Aquiferen mit höheren Grundwasserfließgeschwindigkeiten exakt funktionieren.

Insgesamt zeigen die Ergebnisse der Direktmessungen, daß das lokale Fließmuster in einem Aquifer (Punktmessung) zwar zum Teil gut erfaßt werden kann, die Ergebnisse aber nur qualitativ miteinander zu vergleichen und teilweise auch widersprüchlich sind. Eine Limitierung des Verfahrens ist die Differenzierung zwischen dem primären Grundwasserfluß und punktuellen preferentiellen Fließverhalten und damit auch die Extrapolation von lokalen Fließmustern auf das mehr regionale Fließverhalten im Aquifer.

5.6 Steuerung und Wartung, Füllmaterialaustausch

Bei der Konstruktion einer Reinigungswand sollten Zugangs- und Eingriffsmöglichkeiten vorgesehen werden, um im Fall von Störungen gezielte und wirksame Gegenmaßnahmen durchführen zu können. Man vergegenwärtige sich stets, daß im Falle einer Störung einer Reinigungswand dieselbe nicht einfach versetzt werden kann oder, wie bei einer einfachen Maschine, „Betriebsteile“ leicht für eine direkte Begutachtung „ausbaubar“ wären.

Beispiele für Aktionen, Vorrichtungen etc., die geeignete Gegenmaßnahmen bei Störungen darstellen bzw. Gegenmaßnahmen ermöglichen, können sein (diese variieren mit dem jeweiligen Konstruktionstyp und den spezifischen Standortgegebenheiten):

- Austausch ganzer Reaktorzellen (Reinigungswände lassen sich mit entfernbaren Kassetten auslegen),
- bei Reaktorzellen, die in geteilten Kammern zunächst eine Filterkiesschicht, dann reaktives Material enthalten, kann die Filterkiesschicht gegen reaktives Material getauscht werden, um so die Menge an wirksamen reaktivem Material im Falle unzureichender Abreinigungsleistung zu erhöhen,
- Zuführung von Nährstoffen, um Bioaugmentation entweder (falls von vornherein vorhanden) aufrechtzuerhalten oder zu initiieren oder zu verstärken,
- ex situ-Regenerierung (z.B. Bergung oder Auspumpen des reaktiven Materials, um es an der Oberfläche zu reaktivieren) und
- in situ-Regenerierung (Spülung, Waschen, Ultraschall-Einwirkung etc., um Präzipitate, Gasbläschen und/oder Biofilme zu entfernen).

Im Feldmaßstab wurde bislang nur die Ultraschallanwendung erprobt, allerdings sollten die anderen genannten Methoden ebenfalls grundsätzlich anwendbar sein.

Möglicherweise lassen sich unerwünschte Effekte wie das sogenannte Clogging durch die Anwendung von Ultraschall vollständig beseitigen und verhindern. In Labor- und Feldversuchen konnte an der University of Central Florida, Orlando, gezeigt werden, daß Ultraschall oberflächliche Belegungen des Eisens und auskristallisierte anorganische Verbindungen wirkungsvoll für lange Zeit zu entfernen vermag, und zwar bei relativ kurzer Einwirkungszeit (maximal 90 Minuten) mit Hilfe kommerziell erhältlicher, zylindrischer Ultraschallsonden, die mühelos in eine konventionellen Überwachungsbrunnen eingeführt und auch wieder entfernt werden können (Abbildung 100).

Ferner konnte gezeigt werden, daß sich die Geschwindigkeitskonstanten erster Ordnung für den TCE-Abbau an Eisen bis zu 75 % durch Ultraschalleinwirkung erhöhen lassen und mehr vollständig dehalogenierte Produkte in kürzerer Zeit gebildet werden, d.h. es wird insgesamt die vollständige Dehalogenierung des Ausgangsschadstoffes über seine teilhalogenierten Metabolite zum halogenfreien Kohlenwasserstoff signifikant beschleunigt. Für den Feldversuch wurde ebenfalls in der Nähe des am „Launch Complex 34“ („LC“) auf Cape Canaveral befindlichen Gebäudes 21900H eine Eisen-Pilotwand errichtet.

Die Anwendung von Ultraschall scheint eine einfache, praktikable und kostengünstige Lösung von Langzeitproblemen bei Eisenwänden zu bieten - darüber hinaus sogar eine Steigerung von Dehalogenierungsraten ganz allgemein. Aus der metallorganischen Chemie kennt man die reaktionsbeschleunigenden Effekte von Ultraschall bei Heterogenreaktionen an Metall- oder anderen Feststoffoberflächen seit längerer Zeit. Es darf angenommen werden, daß die Anwendung von Ultraschall bei der Dehalogenierung von polyhalogenierten Schadstoffen im Grundwasser mit Metallen noch einige weitere interessante Effekte und Entdeckungen zu Tage fördern könnte. Selbstverständlich sind auch hier weitere Untersuchungen zur Langzeitauswirkung und -wirksamkeit und zum tieferen Verständnis auf molekularer Ebene angezeigt.



Abbildung 100. Kommerziell erhältliche Ultraschallsonde, direkt zum Einsatz in Reinigungswänden geeignet (durch einfaches Absenken in einen üblichen Überwachungsbrunnen von geeignetem Durchmesser; Bild: Koordinierung RUBIN, Universität Lüneburg, Standort: Cape Canaveral, „LC 34“, Juni 2001)

5.7 Kostenermittlung

5.7.1 Aufstellung und Gliederung der Kostenelemente

Grundlage für die Durchführung einer Kostenschätzung ist die Erfassung und Aufstellung aller kostenrelevanten Verfahrenselemente bzw. Arbeitsschritte. Die Aufstellung sollte für jeden Standort neu, d.h. individuell erarbeitet werden. Im allgemeinen empfiehlt es sich hierbei, eine sowohl inhaltliche, als auch zeitliche Gliederung bei der Aufstellung der Projektkostenelemente vorzunehmen.

Die Höhe und relative Bedeutung der einzelnen Kostenelemente ist grundsätzlich stark an die jeweiligen Verhältnisse des betrachteten Standorts und sonstige (länderspezifische) Rahmenbedingungen gebunden. Eine Kostenschätzung auf Basis von Daten bereits abgeschlossener Sanierungsprojekte wird daher kaum zu verlässlichen Ergebnissen führen. Dennoch kann ein Vergleich mit diesen Daten hilfreich sein und zumindest einen Anhalt über die Höhe der zu erwartenden Kosten vermitteln. Die nachfolgenden Ausführungen sind daher um entsprechende Kostenangaben (sofern vorhanden) von den in Tabelle 40 aufgelisteten Standorten ergänzt.

Jede Kostenposition bzw. jedes Kostenelement ist mit den zugrunde gelegten Ansätzen so zu erläutern, daß sämtliche Leistungen des Sanierungsszenarios nachvollzogen werden können. Die Kosten für Unvorhersehbares sind ebenfalls auszuweisen, wobei eine separate, qualitative begründete Ausweisung einer Integration durch Kostenzuschläge vorzuziehen ist.

Tabelle 40. Liste der Standorte bisheriger Anwendungen der Reinigungswand-Technologie mit verfügbaren Kostenangaben

Standort	Reaktives Material	Masse (t)	Kontaminanten	Maßstab (Scale)	Forsch.-standort
<i>CRB</i>					
Rheine	Fe(0)	34,5/85 *)	PCE	Pilot	Ja
USCG Support Center, Elizabeth City, NC	Fe(0)	450	TCE; Cr(VI)	Full	Ja
Watervliet Arsenal	Fe(0)	166	PCE; TCE; cis-DCE; trans-DCE; VC	Pilot	Nein
Somersworth Landfill SF Site	Fe(0)	3.552	PCE; TCE; cis-DCE; VC	Full	Nein
Kansas City Plant, MO	Fe(0)	650	TCE; cis-DCE; VC	Full	Nein
Former Manufacturing, Fairfield, NJ	Fe(0)	720	1,1,1-TCA; PCE; TCE	Full	Nein
Industrial Site, NY	Fe(0)	742	TCE; cis-DCE; VC	Full	Nein
Industrial Site, SC	Fe(0)	400	TCE; cis-DCE; VC	Full	Nein
Nickel Rim, Ontario, Kanada	Organisches Material	425	Ni; Fe; Sulfat	Full	Nein
Cape Canaveral, FL	Fe(0)	205	TCE; DCE; VC	Pilot	Ja
Pease AFB, NH	Fe(0)	360	TCE; cis-DCE; VC	Full	Nein

Standort	Reaktives Material	Masse (t)	Kontaminanten	Maßstab (Scale)	Forsch.-standort
Warren AFB Spill Site 7, WY	Fe(0)	1.750	TCE; DCE; VC	Full	Nein
London, Ontario, Kanada	Ofen-Schlacke	400	Phosphat	Full	Nein
<i>F&G-Systeme</i>					
Intersil Site, Sunnyvale, CA	Fe(0)	220	TCE; cis-DCE; VC; Freon 113	Full	Nein
Moffett Federal Airfield, CA	Fe(0)	75	TCE; cis-DCE; PCE	Pilot	Ja
Dover AFB, DE	Fe(0)	59	PCE; TCE; DCE	Pilot	Ja
Aircraft Maintenance, OR	Fe(0)	324	PCE; TCE	Full	Nein
Industrial Site, Coffeyville, KS	Fe(0)	70	TCE; 1,1,1-TCA	Full	Nein
Moffett, Full scale (Projek-tierung) **)	Fe(0)	2.518	TCE; cis-DCE; PCE	Full	Nein
Dover, AFB Full scale (Pro-jektierung) **)	Fe(0)	108	PCE; TCE; DCE	Full	Nein
Karlsruhe	GAC	150	PAK, BTEX	Full	Ja
Englischsprachige Standorte: wo nicht anders vermerkt, befindet sich der Standort in den U.S.A., dahinter findet man das U.S.-Bundesstaat aufgeführt (als Abkürzung)					
*) 34,5 t Graugußeisengranulat, 85 t Eisenschwamm; **) Eine Full scale-Errichtung ist noch nicht erfolgt					

Angesichts der erwartungsgemäß langen Betriebsdauer einer Reinigungswand, die ggf. den Planungshorizont einer Kostenschätzung (nach LAWA nicht mehr als 50 Jahre, allenfalls 80 Jahre) überschreitet, sind die Kosten für Folgeleistungen (Rückbau etc.; siehe Kapitel 5.7.1.2) von untergeordneter Bedeutung und werden daher im vorliegenden Handbuch nicht weiter behandelt.

In den folgenden Abschnitten werden die wesentlichen Kostenelemente der Sanierungsalternative „durchströmte Reinigungswand“ erläutert.

5.7.1.1 Inhaltliche Gliederung

Grundsätzlich ist zu unterscheiden zwischen verfahrensabhängigen und verfahrensunabhängigen Kosten. Da in diesem Handbuch auf die spezifischen Anforderungen und Bedingungen bei der Anwendung der Reinigungswand-Technologie eingegangen werden soll, beschränken sich die nachfolgenden Abschnitte auf die verfahrensabhängigen Kosten. Es darf jedoch nicht unerwähnt bleiben, daß die verfahrensunabhängigen Kosten die Gesamtprojektkosten dominieren können. Zu den verfahrensunabhängigen Kosten sind zu zählen: fixe Gemeinkosten, Versicherungen, Verkehrswertminderung aufgrund Nutzungseinschränkung, Entschädigungsleistungen bei Nutzungseinschränkungen an Nutzer, Renditeausfall bei Gesamt- oder Teilnutzungsausfall, kostenrelevante Bauplanänderungen etc. Zusätzlich zur Bestimmung der verfahrensabhängigen Kosten müssen die verfahrensunabhängigen Kosten einzelfallspezifisch

eingeschätzt werden. Ist zu erwarten, dass die verfahrensabhängigen Kosten eine untergeordnete Rolle spielen, empfiehlt es sich, bei der Entscheidung bezüglich des Sanierungsverfahrens sich für das risikoärmste der technisch machbaren Verfahren zu entscheiden.

5.7.1.2 Zeitliche Gliederung

Die zeitliche Gliederung der Kosten unterscheidet im allgemeinen drei Phasen – vor, während und nach der Sanierung. Der Phase 1 (Vorleistungen) werden die Historische Erkundung, die Technische Erkundung nebst Laboranalytik zu Machbarkeitsstudien sowie Maßnahmen zur sofortigen Gefahrenabwehr zugeordnet. Auch die Sanierungsplanung fällt bis zur endgültigen Entscheidung für ein Sanierungsdesign unter diese Phase. Die Phase 2 (Sanierungsdurchführung) umfaßt alle Leistungen, die direkt oder indirekt im Rahmen der eigentlichen Sanierung erbracht werden. Zur Phase 3 (Folgeleistungen) zählen der Rückbau der Installationen, die Entsorgung des verbleibenden reaktiven Materials sowie die Verfüllung, Rekultivierung und abschließenden Dokumentation.

5.7.2 Kosten für ergänzende Untersuchungen zur Eignungsprüfung

Um die Eignung einer Reinigungswand als Sanierungsalternative verlässlich beurteilen zu können und eine realistische Kostenschätzung zu ermöglichen, sind nach der Grundlagenermittlung ergänzende Untersuchungen durchzuführen. Der erforderliche Aufwand variiert stark mit der Komplexität der Standortverhältnisse. Die zusätzliche Erkundung sollte umso großzügiger ausfallen, je geringer und kostspieliger die Nachbesserungsmöglichkeiten bei einem eventuellen späteren (teilweise) Versagen der Reinigungswand einzuschätzen sind. Zudem kann eine Investition in zusätzliche Erkundungsmaßnahmen auch unmittelbar lohnenswert sein, wenn mit den gewonnenen Daten/Informationen eine höhere Aussagesicherheit erzielt und dementsprechend kleinere Sicherheitsaufschläge bei der Dimensionierung angesetzt werden können. Verfahrensspezifische Untersuchungen für die Eignungsprüfung einer Reinigungswand sollten folgende Punkte umfassen:

- Maßgebliche Eigenschaften des Untergrunds: Für die Dimensionierung einer Reinigungswand sind die hydraulischen Parameter, insbesondere im Nahbereich der geplanten Reinigungswand, von größter Bedeutung. Eine detaillierte Erkundung der Untergrundverhältnisse (Daten zu Schichtaufbau und zur räumlichen Verteilung (Inhomogenitäten) der Aquiferdurchlässigkeit) ist erforderlich.
- Grundwasserströmungsverhältnisse: Die Fließgeschwindigkeiten im Bereich der geplanten Reinigungswand haben bei CRB unmittelbaren Einfluß auf die Verweilzeiten innerhalb der Wand und damit auf die erforderliche Wanddicke. Zur Messung der Grundwasserstände bzw. Potentialhöhen sind im Bereich der vorgesehenen Trasse zusätzliche Grundwassermeßstellen und/oder Piezometer einzurichten. Die Durchführung von Tracer-Tests kann ebenfalls angeraten sein. Auch für die Planung eines F&G-Systems ist die genaue Kenntnis über die Grundwasserströmungsverhältnisse erforderlich, wobei der Bereich detaillierter Untersuchungen auch auf das weitere Umfeld der geplanten Trasse ausgedehnt werden sollte, der Detaillierungsgrad im Bereich der Trasse selbst ggf. jedoch geringer als im Falle einer CRB sein kann.
- Schadstoffverteilung: Die Konzentrationswerte der Schadstoffe im Grundwasser sind ein wichtiger Faktor bei der Berechnung der erforderlichen Wanddicke bzw. des erforderlichen Volumens der Reaktoren. Insbesondere im Falle einer CRB und bei hetero-

genen Untergrundverhältnissen ist eine detaillierte Standortcharakterisierung erforderlich (Gavaskar et al., 2000).

- Abbau- bzw. Rückhalteleistung des reaktiven Materials: Die Dimensionierung der Reaktoren bzw. der Wand verlangt zusätzlich Laborstudien bezüglich der hydrogeochemischen Parameter am Standort sowie Säulenversuche zur Bestimmung von Abbauraten oder Retardationsfaktoren.

5.7.3 Planungskosten (Vorplanung)

Die Planungskosten setzen sich primär aus Personalkosten zusammen, die im Rahmen der Sanierungsuntersuchung für die Datenaufbereitung und die Erarbeitung eines realisierbaren Sanierungsszenarios anfallen. Die vergleichende ökonomische Bewertung inklusive Kostenschätzung mit anderen Sanierungsalternativen fällt ebenfalls in diese Kategorie. Bei der Erarbeitung des Sanierungsszenarios ist u.a. eine erste Festlegung der erforderlichen Gestaltung und Auslegung der geplanten Reinigungswand zu treffen.

Es ist allerdings zu empfehlen, bereits in dieser Phase (Prognose-)Modellierungen für unterschiedliche Varianten im Sinne einer ersten Verfahrensoptimierung durchzuführen. Nur wenn die spezifischen Verhältnisse am Standort berücksichtigt werden (siehe Kapitel 5.7.2), läßt sich ein realistisches Szenario mit einer verlässlichen Abschätzung der Systemdimensionen und der Kosten ermitteln. Sind Modellierungen vorgesehen, sind entsprechend höhere Vorplanungskosten zu veranschlagen.

Der im einzelnen erforderliche Untersuchungs- und Planungsaufwand im Rahmen der Sanierungsuntersuchung hängt von der Komplexität der hydrologischen, hydrogeologischen und hydrogeochemischen Verhältnisse und sonstigen Rahmenbedingungen am Standort ab (siehe auch Tabelle 41). Faktoren, welche einen erhöhten Planungsaufwand bedingen können, sind:

- Heterogene Untergrundverhältnisse und Schadstoffverteilung,
- die ungünstige Lage von bestehenden Bauten und Versorgungsleitungen und
- Kontaminationsmuster, für welche noch relativ wenig Erfahrungswerte vorliegen.

Tabelle 41. Untersuchungs- und Planungskosten implementierter Reinigungswände

Standort	Tests	Modellierung	Alternativen-Vergleich	Berichte, Pläne, etc.	Andere Kosten	Planungskosten total
<i>CRB</i>						
Rheine	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	175.000 €
Elizabeth City, NC	25.000	10.000	k.A.	35.000	75.000	145.000
Watervliet Arsenal	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	113.000

Standort	Tests	Modellierung	Alternativen-Vergleich	Berichte, Pläne, etc.	Andere Kosten	Planungskosten total
Somersworth Landfill SF Site	100.000	40.000	100.000	100.000	k.A.	340.000
Kansas City Plant, MO	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	100.000
Former Manufacturing, Fairfield, NJ	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	150.000
Industrial Site, SC	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	44.000
Nickel Rim, Ontario	30.000	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	30.000
Cape Canaveral, FL	30.900	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	30.900
Pease AFB, NH	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	200.000
<i>F&G-Systeme</i>						
Intersil Site, Sunnyvale, CA	k.A.	k.A.	k.A.	100.000	154.000	254.000
Moffett Federal Airfield, CA	75.000	k.A.	k.A.	k.A.	100.000	175.000
Dover AFB, DE	100.000	k.A.	k.A.	k.A.	100.000	200.000
Aircraft Maintenance, OR	k.A.	15.000	10.000	k.A.	10.000	35.000
Moffett, Full scale (Est.)	75.000	k.A.	k.A.	100.000	k.A.	175.000
Dover, AFB Full scale (Est.)	50.000	k.A.	k.A.	k.A.	100.000	150.000
Karlsruhe	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	550.000 €
Alle Angaben in Dollar, soweit nicht anders vermerkt, nicht näher spezifizierte Kosten sind in der Spalte „Andere Kosten“ aufgeführt, „Est.“ = Estimation (Schätzung), das Pilot-Bauwerk am Standort wurde nicht auf ein Full scale-Bauwerk erweitert, „k.A.“ = keine Angabe. Quellen: U.S. EPA, 2002b; U.S. EPA, 2002c, U.S. Department of Defense, 1999, Stadtwerke Karlsruhe, 2004						

5.7.4 Sanierungskosten (Investitionen)

5.7.4.1 Ausführungsplanungskosten

Eine wichtige Voraussetzung für den kosteneffektiven Einsatz der Reinigungswand-Technologie ist die Einsicht, daß die Gestaltung bzw. Dimensionierung und damit Kosten für den Bau einer Reinigungswand bzw. eines F&G-Systems in hohem Maße von den standortspezifischen Verhältnissen und Rahmenbedingungen abhängig sind. Dies bedeutet, daß eine Minimierung der Sanierungskosten nur mit einer bestmöglichst an die gegebenen Verhältnisse angepaßten Bemessung des Systems möglich ist. Der Sanierungsplanung kommt daher größte Bedeutung zu (eine Übersicht zu Kostenelementen der Planung enthält Tabelle 42).

Für die Suche nach der bestmöglichen Variante ist angesichts der Vielzahl von Entscheidungsvariablen (z.B. Anzahl, Lage und Dimension von F&G-Elementen) bei der Designoptimierung der Einsatz von computergestützten Strömungs- und Stofftransportmodellen und geeigneten Optimierungsverfahren nahezu unerläßlich. Erst mittels virtueller Standortsimulationen können Wirkungen von verschiedenen Sanierungsdesigns quantifiziert und entsprechend fundierte Kostenberechnungen durchgeführt werden. Wesentliche Aspekte hierbei sind u.a.

die Berücksichtigung von Unsicherheiten in Bezug auf die zugrunde liegenden Daten und der Einsatz von Optimierungsmethoden mit denen auf Basis eines Standortmodells kostengünstige Lösungen ermittelt werden können. Die Bedeutung der Planung belegt auch der relativ hohe Anteil der Planungskosten an den Investitionskosten bisheriger Vorhaben (siehe Tabelle 42).

Durch eine effektive und qualitativ hochwertige Planung lassen sich bereits während der Planungsphase in erheblichem Maße Kosten einsparen. Wenngleich zu berücksichtigen ist, daß an einigen Standorten in erster Linie Forschungszwecke verfolgt wurden und werden, die zu einem erhöhten Planungsaufwand geführt haben können, läßt sich aus den bisherigen Erfahrungen ein Anhaltswert von rund 20 % der Investitionskosten ableiten.

Tabelle 42. Relativer Anteil einzelner Kostenelemente an den Investitionskosten

Standort	Typ	Quelle	Kostenelemente		
			Planung	Konstruktion	Lizenz
Rheine	CRB	/2/	25	75	-
Watervliet Arsenal	CRB	/4/	29	67	4
Kansas City Plant, MO	CRB	/4/	8	92	-
Former Manufacturing, Fairfield, NJ	CRB	/4/	17	83	-
Industrial Site, SC	CRB	/4/	11	89	-
Nickel Rim, Ontario	CRB	/4/	45	55	-
Cape Canaveral, FL	CRB	/4/	4	96	-
Pease AFB, NH	CRB	/4/	27	66	7
Warren AFB Spill Site 7, WY	CRB	/4/	-	94	6
London, Ontario	CRB	/4/	-	89	11
Moffett Federal Airfield	F&G	/4/	35	65	-
Dover AFB, DE	F&G	/4/	40	60	-
Aircraft Maintenance, OR	F&G	/4/	5	95	-
Tübingen (BEKA)	F&G	/1/	20 ^{*)}	70	10
Intersil Site	F&G	/3/	29	71	-
Moffett, Full scale (Projektierung)	F&G	/3/	4	96 ^{**)}	-
Dover, AFB Full scale (Projektierung)	F&G	/4/	23	77	-
Karlsruhe	F&G	/5/	18	80	2

/1/ Teutsch et al., 1999, /2/ Focon-PROBIOTEC, 2000, /3/ U.S. Department of Defense, 1999, /4/ U.S. EPA, 2002b; U.S. EPA, 2002c, /5/ Stadtwerke Karlsruhe, 2004

^{*)} davon: 5 % Laborversuche, Machbarkeitsstudie, 15 % Planung
^{**)} davon: 6 % Vorbereitung, Baustelleneinrichtung, Demontage, 8,5 % Entsorgung

Die Erfahrungen an verschiedenen Standorten zeigen, daß Diskrepanzen zwischen erwarteter und tatsächlicher Funktion der Reinigungswandsysteme häufig auf Probleme bzw. Fehler bei der Bauausführung zurückzuführen sind, die ggf. zu hohen Folgekosten führen können. Wenn möglich, sollten daher vergleichsweise einfache, robuste Systeme bevorzugt werden. Derartige Überlegungen haben u.a. in Nordamerika zu einer Bevorzugung von CRB gegenüber F&G-Konstruktionen geführt (hier ist allerdings anzumerken, daß eine Funktionskontrolle bei CRB im allgemeinen sehr viel schwieriger ist als bei F&G-Systemen).

5.7.4.2 Konstruktionskosten

Die Konstruktionskosten einer Reinigungswand umfassen neben den Aufwendungen für die Standortvorbereitung, etwaige Abbrucharbeiten, Erdarbeiten und -bewegungen und Deponierung kontaminierter Materials vor allem die Aufwendungen zur Erstellung des in situ-Bauwerkes sowie die Kosten für die erste Befüllung mit reaktivem Material. Der Bau der zur Erfolgskontrolle notwendigen Monitoring-Brunnen wird ebenfalls zu den Konstruktionskosten gezählt. Zusätzlich ergeben sich noch Kosten für den Transport von Anlagenteilen, Miet- oder Erwerbskosten für Gerätschaften, Kosten für Arbeitsschutzmaßnahmen sowie die Kosten für das Personal.

Die Kosten der Konstruktion des Bauwerkes richten sich primär nach der Technik für die Dichtwandherstellung (F&G-System) oder die Einbringung des reaktiven Materials (CRB). Neben denen in Tabelle 43 erwähnten Standardverfahren wurden in Kanada, den U.S.A. und Europa verschiedene innovative, speziell auf die Reinigungswand-Technologie ausgerichtete Konstruktionsverfahren entwickelt (Tabelle 44). Zu beachten ist, daß für patentierte Verfahren zusätzliche Kosten in Form von Lizenzgebühren anfallen. Nähere Erläuterungen zu den einzelnen Konstruktionsverfahren finden sich im Kapitel 5.3.1 des Handbuchs.

Neben den Kosten für die Installation des in situ-Bauwerkes nehmen die Kosten für das reaktive Material bei CRB einen maßgeblichen Anteil an den Investitionskosten ein (siehe Tabelle 45). Der Großteil der bisherigen Feldanwendungen basiert auf der Verwendung von elementarem Eisen (siehe auch Tabelle 40), obgleich, wie in Kapitel 5.2 dargelegt, sich prinzipiell eine Vielzahl von Materialien zum Schadstoffabbau oder -rückhalt eignen. Welches der Materialien zu verwenden ist, ist in Abhängigkeit von den standortspezifischen Verhältnissen festzulegen.

Typischerweise wird elementares Eisen zum Abbau halogenierter organischer Kontaminanten (PCE, TCE etc.) und zur Reduktion redox-sensitiver anorganischer Schadstoffe (v.a. Chromat) eingesetzt. Materialien wie Torf oder Kalksteingranulat eignen sich zur Fällung oder Sorption von weiteren anorganischen Schadstoffen (z.B. Uran, Arsen, Molybdän, Phosphat, Nitrat; U.S. EPA, 1998). In Sorptionsreaktoren kommt in der Regel Aktivkohle zur Beseitigung von PAK zum Einsatz.

Tabelle 43. Kostenspannen für Dichtwandkonstruktionen

Konstruktionsart	Baustoffe	Einbauverfahren	Max. Einbautiefe (m)	Kostenspanne (€ je m ²)
Spundwand	Stahl		15-20	150-300 /1/ 180-700 /2/
Spundwand mit Verschluß-Versiegelung (Waterloo Barrier TM)	Stahl, Dichtmassen		15-20	160-270 /2/
Bohrpfahlwand	Beton, Dichtwandsuspensionen		25-30	
Schmalwand	Dichtwandsuspensionen		15-20	
Schlitzwand (Einmassensystem)	Dichtwandsuspensionen, Additive, Bindemittel	Tieflöffelbagger	bis 10	20-90 /2/
		Spezialtieflöffelbagger	bis 20	20-90 /2/
		Schlitzwandgreifer	bis 30	100-150 /1/ 70-160 /2/
Schlitzwand (Zweimassensystem)	Beton, Dichtwandsuspensionen	Tieflöffelbagger	bis 10	25-200 /2/
		Spezialtieflöffelbagger	bis 20	25-200 /2/
		Schlitzwandgreifer	bis 50	200-300 /1/ 170-550 /2/
Gerammte Schlitzwand	Beton, Erdbeton		8-10	100-150 /1/
Injektionsdichtungen	HOZ-Suspensionen, Dicht-Injektionsmassen		Größer 100	180-230 /1/
Jet-Grouting	Dichtsuspensionen		20-30	230-300 /1/
Kombinationswand	Dichtwandsuspensionen, HDPE-Folie		20-25	130-180 /1/
Quellen: /1/ LfU Baden-Württemberg, 1995, /2/ Gavaskar et al., 1997				

Tabelle 44 Innovative Konstruktionsverfahren für CRB- und F&G-Systeme

Konstruktionsart	Maximale Einbautiefe (m)	Kostenspanne (€/m ²)
„Organische“ Reinigungswand („Peat filled trench“)	5	10-100
Offene Reinigungswand („Solid free trench“)	10	200-400
Offene Wandkonstruktion („Open trench construction“)	10	100-200
Permeables Behandlungsbett (WCI-Umwelttechnik GmbH)	12	500-900
Patent Dr. Steffen	20	200
Brunnen mit großen Durchmessern	20-25	200-500
Sax & Klee-System	20	1000-1500
Bio-Polymerwand	30	300-500

Tabelle 45. Konstruktionskosten bisheriger CRB-Implementierungen

Standort	Reaktives Material	Wand		Baustelleneinrichtung	Installation	Entsorgung	Andere Kosten	Konstruktion total
CRB								
Rheine	k.A.	k.A.		8.000 €	k.A.	k.A.	93.000 €	101.000 €
Elizabeth City	200.000	150.000		k.A.	k.A.	150.000	k.A.	500.000
Watervliet Arsenal	87.360	k.A.		k.A.	k.A.	k.A.	169.640	257.000
Kansas City Plant, MO	k.A.	k.A.		k.A.	k.A.	220.000	980.000	1.200.000
Former Manufacturing, Fairfield, NJ	359.000	k.A.		k.A.	k.A.	k.A.	366.000	725.000
Industrial Site, NY	358.000	k.A.		k.A.	k.A.	k.A.	642.000	1.000.000
Industrial Site, SC	133.000	k.A.		k.A.	k.A.	k.A.	223.000	356.000
Nickel Rim, Ontario	15.000	k.A.		k.A.	15,000	k.A.	5.000	35.000
Cape Canaveral, FL	k.A.	k.A.		115.000	614.250	k.A.	k.A.	729.250
Pease AFB, NH	k.A.	k.A.		k.A.	k.A.	k.A.	500.000	500.000
Warren AFB Spill Site 7, WY	600.000	k.A.		k.A.	1.400.000	k.A.	200.000	2.200.000
London, Ontario	8.000	6.700		4.000	5.000	k.A.	k.A.	23.700
F&G-Systeme								
Intersil Site	170.000	178.000	100.000	k.A.	75.000	50.000	65.000	638.000
Moffett Federal Airfield	39.375	60.000	100.000	k.A.	k.A.	k.A.-	133.000	332.375
Dover AFB, DE	47.000	51.000	133.000	38.000	k.A.	10.000	17.000	296.000
Aircraft Maintenance, OR	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	650.000	k.A.	50.000	700.000
Industrial Site, Coffeyville, KS	50.000	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	350.000	400.000
Moffett, Full scale (Projektierung) *)	881.300	1.156.164	966.610	39.693	k.A.	404.359	295.137	4.572.122
Dover, AFB Full scale (Projekt.)	48.000	102.000	266.000	60.000	k.A.	k.A.	44.000	520.000

Standort	Reaktives Material	Wand		Baustelleneinrichtung	Installation	Entsorgung	Andere Kosten	Konstruktion total
Karlsruhe	225.000 €	846.000 €	1.060.000 €	**)	**) €	373.000 €	171.000 €	2.675.000 €
Alle Angaben in Dollar, soweit nicht anders vermerkt, nicht näher spezifizierte Kosten sind in der Spalte „Andere Kosten“ aufgeführt, „k.A.“ = keine Angabe *) zusätzliche Kosten für die Projektierung am Standort Moffett Federal Airfield: Wandsystem \$ 557.812, Arbeitsschutz: \$ 271.047 **) in den Angaben zu „Funnels“ und „Gates“ enthalten								

5.7.5 Laufende Kosten

Die laufenden Kosten werden als periodisch oder unregelmäßig wiederkehrende, zukünftige Aufwendungen definiert, die zum Betrieb, zur Wartung, Unterhaltung und Überwachung von Anlagen erforderlich sind (LAWA, 1998). Im Normalfall werden alle Aufwendungen dieser Art zu einer jährlichen Investitionsperiode zusammengefaßt. Zusätzlich können Reinvestitionskosten unterschieden werden, die dem Verschleiß von kurzlebigeren Anlagenteilen Rechnung tragen und über größere Perioden (ca. alle 5-10 Jahre) wiederkehren.

5.7.5.1 Betriebs- und Wartungskosten

Die Betriebs- und Wartungskosten von durchströmten Reinigungswänden reduzieren sich aufgrund des passiven Ansatzes, der dem natürlichen Grundwasserfluß die Zuführung der Schadstoffaufnahme überläßt, hauptsächlich auf die jährlichen Monitoring- (siehe unten) und Dokumentationskosten sowie die Kosten zur Reaktivierung oder Erneuerung des reaktiven Materials. Letztere können zu den erwähnten Reinvestitionskosten gezählt werden, die entweder unregelmäßig (Inaktivierung aufgrund von Fällungsreaktionen v.a. reaktives Eisen) oder periodisch (Sorptionsreaktoren, Austauschperioden abhängig von Schadstofffracht und Reaktorvolumen) anfallen. Bei einer Inaktivierung/Passivierung einer reaktiven Eisenwand umfaßt eine solche Reinvestition z.B. die Neubeschaffung reaktiven Eisens, den Transport, die Wiederbefüllung und Entsorgung des alten Materials. Aufgrund der Höhe dieser Reinvestitionen zeigt der zeitliche Verlauf der laufenden Kosten von durchströmten Reinigungswänden charakteristische Sprünge im Gegensatz zu aktiven Verfahren wie P&T (U.S. EPA, 2002b; U.S. EPA, 2002c).

Um die Reinvestitionskosten aufgrund der Passivierung möglichst gering zu halten, wurden mittlerweile eine Reihe innovativer Verfahren wie Ultraschallreinigung, Hochdruckwasserspülungen oder der Beschuß mit hydraulischen Druckwellen entwickelt, die auf eine Säuberung bzw. Reaktivierung des reaktiven Materials abzielen, um so einen kompletten Austausch des Materials zu vermeiden. Allerdings sind diese Verfahren noch Gegenstand aktueller Forschung und die Effizienz ihres Einsatzes noch nicht genau geklärt. Erste Kostenschätzungen für diese Verfahren wurden über Prozentangaben, bezogen auf die ursprünglichen Anschaffungskosten des zu reaktivierenden Materials, getätigt. Für CRB werden etwa 30 %, für F&G-Systeme 20 % geschätzt (U.S. EPA, 2002b).

5.7.5.2 Monitoringkosten

Die Einschätzung der Monitoringkosten macht eine Unterscheidung zwischen CRB und F&G-Systemen notwendig. Da der Grundwasserstrom bei F&G-Systemen durch einen vergleichsweise kleinen Querschnitt geleitet wird, bedarf es weniger Monitoringbrunnen, die hinter den Gates zu plazieren sind. Im Gegensatz dazu ist bei CRB prinzipiell die gesamte Wandlänge zu kontrollieren. Dementsprechend ist mit einer höheren Anzahl an Monitoringbrunnen zu planen, die einen entsprechend höheren Kostenaufwand für Beprobungskampagnen und Laboranalytik erfordert. Bezüglich der Häufigkeit der Beprobung kann in der Regel davon ausgegangen werden, daß mittel- bis langfristig eine vierteljährliche Kontrolle der Wirksamkeit der Reinigungswand oder des F&G-Systems ausreicht (z.B. Gavaskar et al., 1997, Carey et al., 2002). Detailliertere Ausführungen hierzu sind in Kapitel 5.5 zu finden.

Zusätzlich zu den oben genannten Aufwendungen zum Zwecke des Nachweises der langfristigen Wirksamkeit der Reinigungswand sind ggf. weitere Monitoringmaßnahmen im weiteren Abstrom der Reinigungswand zur Überwachung des Schutzgutes Grundwasser in Betracht zu ziehen.

5.7.5.3 Weitere Kosten

In diese Kategorie entfallen z.B. die an anderen Stellen gesondert erwähnten Lizenzkosten bei der Anwendung patentierter Verfahren oder Materialien. Denkbar sind auch zusätzliche Kosten infolge von Nutzungseinschränkungen des Geländes während der Errichtung der Reinigungswand. Allerdings sind diese eher als Ausnahme denn als Regelfall zu sehen. Üblicherweise erfolgen die Baumaßnahmen im Abstrom und daher nicht im unmittelbaren Bereich von Produktionsanlagen und Gebäuden.

Ein enormer Kostenfaktor können eventuelle Nachbesserungen oder zusätzliche bauliche Maßnahmen sein, falls sich während des anfänglichen Sanierungszeitraums ein Versagen des Sanierungsdesigns herausstellt. Diese Kosten sind allerdings schwer zu prognostizieren und sollten durch eine eingehende Erkundung und das Anstreben einer hohen Zuverlässigkeit des Sanierungsdesigns vermieden werden.

5.7.6 Einflußfaktoren und deren Bedeutung

Die Kosten, die für den Bau, den Betrieb und die Instandhaltung einer Reinigungswand aufzubringen sind, werden von zahlreichen Faktoren beeinflusst (siehe Tabelle 46). Zu unterscheiden sind hierbei Faktoren, welche die Preise bzw. Kosten für Teilleistungen direkt beeinflussen und solchen Faktoren, welche auf die erforderlichen Dimensionen des Sanierungssystems und damit indirekt auf die Kosten Einfluß nehmen. Zu den direkten Einflußfaktoren zählen der Planungszeitraum, der zum Zeitpunkt der Sanierungsplanung ansetzbare Kalkulationszinssatz für Kapitalerträge sowie die Untergrundbeschaffenheit (Bodenklasse) und die Infrastruktur am Standort.

Zu den indirekten Einflußfaktoren zählen Standortparameter wie hydraulische Randbedingungen (hydraulischer Gradient, Oberflächengewässer), die Geometrie und Heterogenität des Grundwasserleiters, die Schadstoffzusammensetzung des Schadensherdes und die Schadstoffverteilung im Grundwasser (Ausdehnung und Lage der Schadstoffahne, v.a. Breite und Mächtigkeit), der Grundwasser-Chemismus und die Sanierungsvorgaben (Sanierungszielwerte).

Tabelle 46. Übersicht der relevanten Kostenfaktoren und ihre Bedeutung

	Einflußfaktor	Auswirkung auf	Einschätzung der Bedeutung
di- rekt	Planungszeitraum	Größenordnung der Gesamtkosten	Hoch bis mittel, je nach Kalkulationszinssatz
	Kalkulationszinssatz	Beitrag der laufenden Kosten zu den Gesamtkosten	Hoch v.a. in Bezug auf alternative Sanierungsverfahren
	Untergrundbeschaffenheit (Bodenklasse)	Anwendbarkeit bestimmter Konstruktionsverfahren, Gerätschaften	Sehr hoch, da bestimmte kostengünstige Verfahren evtl. von vornherein ausgeschlossen werden müssen
	Infrastruktur am Standort	Baustelleneinrichtungskosten, Flexibilität von Lösungsalternativen	Hoch, da Baustelleneinrichtungskosten einen deutlichen Anteil an Gesamtkosten ausmachen können, Frage der grundsätzlichen Machbarkeit (Bebauung)
In- di- rekt	Grundwasserumsatz am Standort	Reaktordimensionen	Hoch, da zusammen mit Schadstoffkonzentration und -typen entscheidend für die erforderliche Menge des Reaktormaterials
	Schadstoffkonzentration/-typen	Reaktordimensionen; Reaktortyp	Hoch, entscheidend für Menge (siehe Grundwasserumsatz) und Art des Reaktormaterials (Schadstofftyp)
	Sanierungszielvorgaben (Grenzwerte)	Reaktordimensionen	Hoch, in Abhängigkeit der vorliegenden Schadstoffkonzentrationen und -typen
	Schadstofftoxizität	Deponierung des Erdaushubs, Arbeitsschutz	Sehr hoch, falls hoch toxische Schadstoffe vorliegen
	Grundwasser-Chemismus	Reaktortyp; Langzeitwirkung des Reaktors bzw. der Reinigungswand	Hoch, da entscheidend für Deaktivierungs-/Passivierungseffekte, die zu einer beträchtlichen Erhöhung der Materialmengen (Austausch) führen oder weitere Instandhaltungsarbeiten zu Folge haben können (Reinigung, Reaktivierung)
	Schadensherd/Fahnengeometrie (Breite, Mächtigkeit)	Dimensionen des Sanierungssystems, Monitoring	Hoch, v.a. wenn große Mächtigkeiten (Tiefen) einen enorm erhöhten technischen Aufwand bedingen. Fahnenbreite bestimmt letztlich die erforderliche Gesamtlänge der Reinigungswand
	Heterogenitätsgrad des Aquifers	Erforderliche Sicherheitsaufschläge bzw. Überdimensionierung, Monitoring, evtl. Nachbesserungsarbeiten	Sehr hoch, falls mit stark heterogenem Aquifer zu rechnen ist

5.7.7 Kostenschätzung

5.7.7.1 Dynamische Kostenrechnung

Die Berechnung der Gesamtkosten eines Sanierungsprojektes bedarf der zeitlichen Homogenisierung der Investitions- und laufenden Kosten. Die dynamische Kostenrechnung wird von der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) für Projekte im Bereich Wasserwirtschaft vorgeschlagen (LAWA, 1998). Sie basiert auf einem dynamischen Kostenvergleich, d.h. sie berücksichtigt die Zeitabhängigkeit der Kaufkraft des Geldes (Inflation, Preissteigerung, Verzinsung nicht-investierten Kapitals). Um eine Kostenvergleichsgrundlage für eine Kostenrechnung zu schaffen, müssen die zu unterschiedlichen Zeitpunkten anfallenden Kosten (Nominalkosten, K) finanzmathematisch auf ein einheitliches zeitliches Bezugsniveau (Basisjahr) gebracht werden (Kostenbarwerte, KBW). Im Falle der Altlastensanierung kann dies der Zeitpunkt der Sanierungsplanung, der erwartete Termin des Baubeginns oder die Abnahme der Sanierungsmaßnahme, d.h. der eigentliche Sanierungsbeginn sein.

Einmalige Kosten, die vor dem Bezugszeitpunkt anfallen (z.B. Planungskosten), sind aufzuzinsen. Der Nominalwert wird dazu mit einem entsprechenden Akkumulationsfaktor multipliziert:

$$KBW = K (1+i)^n$$

mit i als Kalkulationszinssatz (z.B. 3 %) und n als Zeitraum (in Jahren) zwischen Bezugszeitpunkt und Zeitpunkt des Kostenanfalls.

Einmalige Kosten, die nach dem Bezugszeitpunkt anfallen, werden entsprechend abgezinst:

$$KBW = K \frac{1}{(1+i)^n}$$

Während des Betriebs der Sanierungs- oder Sicherungsmaßnahme jährlich anfallende Kosten K_a bilden eine sogenannte Kostenreihe und werden gemäß folgender Formel abgezinst:

$$KBW = K_a \frac{(1+i)^n - 1}{i(1+i)^n}$$

Muß von einer Preissteigerung, d.h. von einer kontinuierlichen Erhöhung der jährlich anfallenden Kosten ausgegangen werden, kommt folgende Formel zum Ansatz:

$$KBW = K_a (1+r) \frac{(1+i)^n - (1+r)^n}{(1+i)^n (i-r)}$$

mit r als (inflationsbereinigte) Preissteigerungsrate (z.B. 1 %)

Die Gesamtkosten des Sanierungsprojekts entsprechen dem sogenannten Projektkostenbarwert (PKBW), der den Geldbetrag angibt, der im Basisjahr zum Kalkulationszinssatz i (%) angelegt werden muß, um unter Berücksichtigung von Zinserträgen alle Projektkosten zum Zeitpunkt ihres Anfallens bezahlen zu können. Der PKBW berechnet sich als Summe der Kostenbarwerte aller einmaligen und regelmäßig anfallenden Leistungen:

$$PKBW = \sum_{k=1}^m KBW_k$$

mit m als Anzahl der zu berücksichtigenden Leistungen

Es ist offensichtlich, daß die Projektkostenbarwerte stark von dem zugrunde gelegten Kalkulationszinssatz abhängig sind, der entsprechend der erwarteten, realen, inflations- und preisstęigerungsbereinigten Verzinsung des zum Bezugszeitpunkt bereitgestellten Kapitals zu wählen ist. Die Schätzung bzw. Prognose des Kalkulationszinssatzes kann entsprechend der wirtschaftlichen Stellung des Altlasteneigentümers unterschiedlich ausfallen. In jedem Fall empfiehlt sich eine Sensitivitätsanalyse, da sich der zugrunde gelegte Kalkulationszinssatz auf die Vorteilhaftigkeit einer Sanierungsalternative im Vergleich zu anderen Alternativen auswirken kann. Für eine detaillierte Darstellung des Formelwerks der dynamischen Kostenrechnung mit zahlreichen Beispielfällen sei auf LAWA, 1998, verwiesen.

5.7.7.2 Berechnungshilfen

Näherungsweise Bemessung der Reinigungswand

Bereits im Rahmen der Sanierungsuntersuchung sollte eine standortbezogene Bemessung der Reinigungswand auf Basis von Modellrechnungen erfolgen, um so eine möglichst fundierte Grundlage für die Kostenschätzung bereitzustellen. Je genauer und zutreffender die Beschreibung der erforderlichen Leistungen ist, desto realistischer ist die auf diesen Angaben aufbauende Kostenschätzung.

Für eine erste Abschätzung der erforderlichen Systemabmessungen eignen sich die nachfolgend dargestellten Berechnungshilfen, die auf der Grundlage von Prinzipstudien (Teutsch et al., 1997; Sedivy et al., 1999; Bürger et al., 2003) erarbeitet wurden. Dabei werden die Sanierungssysteme, ausgehend von der Annahme eines homogenen Grundwasserleiters, durch einfache Geometrie- bzw. Design-Parameter beschrieben. Die hydraulische Wirkung der entsprechenden Designs wird durch entsprechende (vereinfachte) Wirkungsparameter beschrieben. Zusätzlich werden Hinweise zum Umgang mit Unsicherheiten bezüglich der Aquiferparameter gegeben. Dazu muß gesagt werden, daß Unsicherheiten i.d.R. über entsprechende Wahrscheinlichkeitsverteilungen abgeschätzt werden, so daß jedes Wirkungsziel (d.h. jede Sanie-

rungsvorgabe) nur mit einer bestimmten Wahrscheinlichkeit erreicht werden kann. Im Rahmen eines zur orientierenden Abschätzung dienenden Formelwerks, wie es im Folgenden vorgestellt wird, sind explizite quantitative Aussagen über die Wahrscheinlichkeit einer Zielerreichung, d.h. über die Zuverlässigkeit des Systems jedoch nicht möglich. Die für die jeweiligen Sicherheitsaufschläge angegebenen Werte entsprechen qualitativ einer konservativen Haltung, d.h. bei Verwendung der angegebenen Werte kann im Regelfall von einer hohen Zuverlässigkeit ausgegangen werden.

Dimensionierung einer CRB

Wandlänge L (m): $L = B \times S_{\alpha} \times S_{het,1}$

Wanddicke D (m): $D = v_a \times \ln(C_0/C_{crit}) / \lambda \times S_{het,2}$

mit (eine weitere Übersicht enthält Abbildung 101):

B	Schadensherd-/Fahnenbreite (m)	λ	Abbaugeschwindigkeitskonstante (1/d)
v_a	maximale Abstandsgeschwindigkeit in der Wand (m/d)	S_{α}	Sicherheitsaufschlag für Schwankungen der regionalen GW-Fließrichtung (-): $S_{\alpha} = 1 + (2 \times b \times \tan(\alpha)) / B$
C_0	max. Schadstoffkonzentration im Grundwasser (z.B. mg/L)	C_{crit}	Sanierungszielwert (z.B. mg/L)
b	Distanz Reinigungswand-Querschnitt des Erfassungsziels (m)	α	Erwartete Schwankung der regionalen Grundwasser-Fließrichtung (°).
$S_{het,1}$	Sicherheitsaufschlag für heterogene Grundwasser-Strömungsverhältnisse (-); bzgl. L	$S_{het,2}$	Sicherheitsaufschlag für heterogene Grundwasser-Strömungsverhältnisse (-); bzgl. D

Erläuterung

Unter der Annahme, daß die CRB eine (deutlich) höhere Durchlässigkeit als der umgebende Aquifer hat bzw. haben sollte, kann von konfluenten Strömungsverhältnissen ausgegangen werden. Im Sinne einer konservativen Abschätzung wird die Erfassungsbreite der CRB mit deren Länge, L, gleichgesetzt. Die erforderliche Gesamtlänge (ohne Sicherheitsaufschlag) der Reinigungswand, L, ist somit gleich der (zugrunde gelegten) Schadensherd- oder Fahnenbreite, B.

Da im Falle eines Abbaureaktors die minimale Verweilzeit, t_{min} , eines Kontaminanten in der Wand entscheidend ist und diese direkt von der Wanddicke, D, abhängig ist, kann die erforderliche Wanddicke über einen Abbau erster Ordnung abgeschätzt werden.

Da natürliche Grundwasserleiter grundsätzlich ein gewisses Maß an Heterogenität aufweisen und auch die regionale Grundwasserfließrichtung zeitlichen Schwankungen unterworfen ist, sollten die daraus resultierenden Unsicherheiten bei der Dimensionierung mitberücksichtigt werden. Falls keine standortspezifische Analyse vorgenommen werden kann, muß auf Sicherheitsaufschläge, die auf Erfahrungswerten und Ergebnissen von Prinzipstudien beruhen, zurückgegriffen werden.

Die Unsicherheiten lassen sich bezüglich der Erfassung der Schadstofffahne bzw. des Schadensherdes, sowie der erforderlichen Abbauleistung der Reinigungswand unterscheiden. Der Erfassungsunsicherheit ist über eine Anpassung, d.h. Überdimensionierung der Gesamtlänge der Reinigungswand, Rechnung zu tragen. Schwankungen des regionalen Gradienten werden über eine geometrische Abschätzung berücksichtigt. Die erforderlichen Sicherheitsaufschläge bezüglich der Aquiferheterogenität lassen sich nur schwer ohne (stochastisches) Standortmodell abschätzen, im allgemeinen wirkt sich diese aber sowohl auf die erforderliche Gesamtlänge, als auch auf die Wanddicke aus. Für $S_{het,1}$ sind in aller Regel Werte kleiner 1,5 ausreichend (siehe auch unten), für $S_{het,2}$ wurden in Prinzipstudien Sicherheitsaufschläge von einem Faktor 2 (geringe Heterogenität) bis zu einem Faktor 10 (hohe Heterogenität) ermittelt (Benner et al., 2001; Elder et al., 2002).

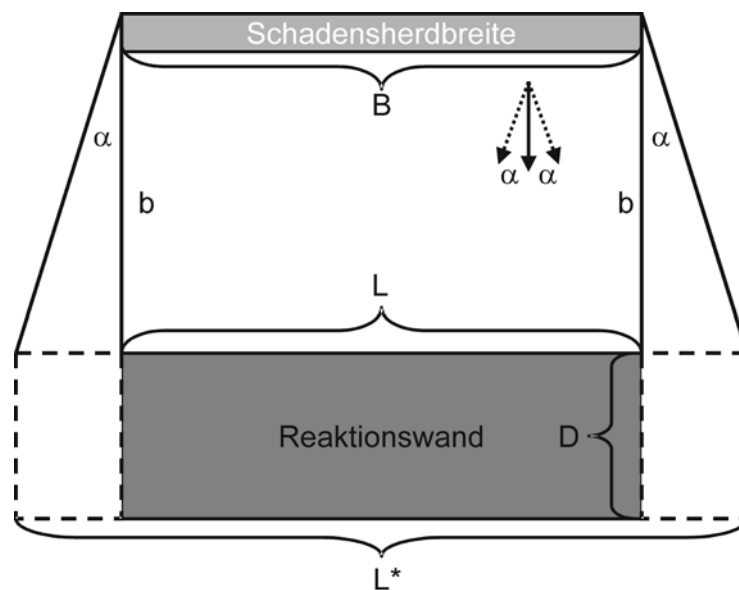


Abbildung 101. Definition/Zuordnung einzelner Dimensionierungsparameter bei einer CRB

Dimensionierung eines F&G-Systems

min. Erfassungsbreite E_c (m): $E_c(x=\infty) = 1,40 \times L_g + 0,32 \times L_f - 1,38$

erf. Erfassungsbreite E_c^* (m): $E_c^* = S_\alpha \times B$

z.B. $\Rightarrow L_f = 10 L_g: L_g = (E_c^* + 1,38) / 4,6 \Rightarrow L_f = 20 L_g: L_g = (E_c^* + 1,38) / 7,8$

Gate-Tiefe $T_{g,A}$ (m): $T_{g,A} = E_c^* \times L_g^{-1} \times K_f \times i \times (C_0 \times S_\alpha^{-1})^{(1-n_{Fr})} \times K_{Fr}^{-1} \times t_A \times \rho_A$

Gate-Tiefe $T_{g,Fe}$ (m): $T_{g,Fe} = E_c^* \times L_g^{-1} \times K_f \times i \times \ln(C_0 \times (S_\alpha \times C_{crit})^{-1}) \lambda^{-1} \times n_{e,Fe}^{-1}$

mit (siehe auch Abbildung 102):

B	Schadensherd-/Fahnenbreite (m)	λ	Abbauratenkonstante (1/d)
L_g	Gate-Länge (m).	L_f	Funnel-Gesamtlänge (m). $L_f = L_{f,1} + L_{f,2}$ (siehe Abbildung)
C_0	max. Schadstoffkonzentration im GW (z.B. mg/L)	S_α	Sicherheitsaufschlag für Schwankungen der regionalen GW-Fließrichtung (-): $S_\alpha = 1 + (2 \times b \times \tan(\alpha)) / B$
C_{crit}	Sanierungszielwert (z.B. mg/L)	i	regionaler Gradient (-)
b	Distanz F&G-System – Querschnitt des Erfassungsziels (m)	α	Erwartete Schwankung der regionalen GW-Fließrichtung (°).
K_{Fr}	Freundlich-Koeffizient (z.B. L/kg)	n_{Fr}	Freundlich-Exponent (-)
t_A	Standzeit des Aktivkohlereaktors (d)	ρ_A	Schüttdichte der Aktivkohle (kg/m ³)
$n_{e,Fe}$	Effektive Porosität des elementaren Eisens (-)	K_f	Hydraulischer Durchlässigkeitsbeiwert d. Aquifers (m/d)

Erläuterung

Die Wirkung des F&G Designs kann über die sogenannte Erfassungsbreite $E(x)$ angegeben werden, die eine Funktion des oberstromigen Abstands x vom F&G-System darstellt. Nach Teutsch et al., 1997, läßt sich die minimale Erfassungsbreite $E_c(m)$ dazu benutzen, um die Erfassungsbreite am Schadensherd $E(b)$ konservativ abzuschätzen. Die oben angegebene Näherung für E_c ist gültig unter der Bedingung, daß der K_f -Wert der Gate-Füllung größer ist als der Wert des Aquifers und für die Systemabmessungen gilt: $L_f \leq 20 L_g$. Innerhalb dieses Spektrums ist prinzipiell jede Kombination L_f/L_g denkbar, welche $E > E_c^*$ erfüllt. Oben angegeben sind die Formeln für vorgegebene L_f/L_g - Verhältnisse (10 und 20). Eine genauere Abschätzung des erforderlichen Designs, auch für verschiedene Designalternativen, läßt sich über Typkurven von Bürger et al., 2003, vornehmen.

Ähnlich der Wanddicke D im Falle der CRB gewährleistet (bei gegebenem Wert für L_g) die Gate-Tiefe T_g die Funktionalität des Reaktors, d.h. eine ausreichende Abbauleistung (z.B. Abbau an elementarem Eisen) oder eine ausreichende Rückhaltedauer (Sorption an Aktivkohle). Bei einem Eisenreaktor erfolgt die Abschätzung der Gate-Tiefe $T_{g,Fe}$ analog zur CRB, wobei v_a über E_c nach dem Darcy-Gesetz bestimmt werden kann. Im Falle eines Aktivkohlereaktors richtet sich die Gate-Tiefe (Reaktorlänge) in erster Linie nach dem gewünschten Austauschturnus der Aktivkohle t_A .

Die oben angeführte Formel für $T_{g,A}$ folgt einem rein kapazitiven (Gleichgewichts-)Ansatz. Unsicherheiten bezüglich Schwankungen des regionalen Gradienten werden über S_α berücksichtigt (das System wird auf eine größere Mindesterfassungsbreite E_c^* ausgelegt). Ein Nebeneffekt dieser Überdimensionierung ist eine gewisse Verdünnung, welche hier über eine entsprechende Anpassung der erforderlichen Gate-Tiefen mitberücksichtigt wird. Die Sicherheitsaufschläge bezüglich der Aquiferheterogenität lassen sich nur schwer generalisieren. Prinzipstudien in der wissenschaftlichen Literatur sprechen von Sicherheitsaufschlägen von 1,2 bis 1,5 (siehe Bilbrey et al., 2001; Bürger et al., 2003).

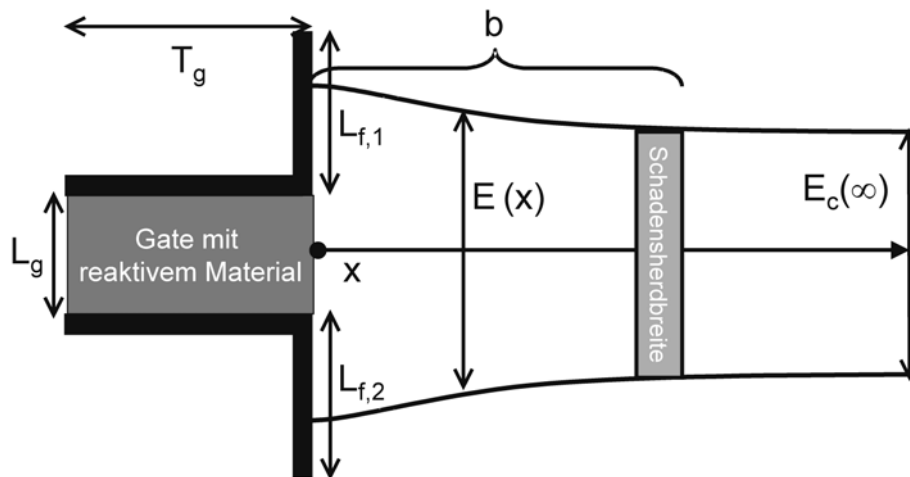


Abbildung 102. Definition/Zuordnung einzelner Dimensionierungsparameter bei einem F&G-System

Nach der Bemessung der Reinigungswand (z.B. abgeschätzt mit Hilfe der oben vorgestellten Berechnungshilfen) können die Sanierungskosten abgeschätzt werden. Formeln für die Schätzung der unmittelbar bau- und betriebsbedingten Kosten als Funktion der zuvor ermittelten Dimensionierungsparameter der Reinigungswand werden im Folgenden aufgeführt.

Kostenschätzung Reinigungswand

Baukosten CRB (Fe(0)):

$$K_{\text{inv,Fe,CRB}} = K_{\text{BE}} + (K_{\text{E}} + K_{\text{Fe}}) \times m_{\text{Aq}} \times L \times D = K_{\text{reinv,Fe,CRB}}$$

Baukosten F&G-System (Fe(0)):

$$K_{\text{inv,Fe,FG}} = K_{\text{BE}} + (2 \times T_g + L_f) \times K_{\text{FU}} + L_g \times m_{\text{Aq}} \times K_{\text{SW}} + (K_{\text{Fe}} + K_{\text{E}}) \times L_g \times T_{g,\text{Fe}} \times m_{\text{Aq}}$$

Erneuerung der Fe(0)-Gate-Füllungen:

$$K_{\text{reinv,Fe,FG}} = (K_{\text{Fe}} + K_{\text{EFe}}) \times L_g \times T_{g,\text{Fe}} \times m_{\text{Aq}}$$

Baukosten F&G-System (Aktivkohle-Füllung, Gate-Wechselrahmen):

$$K_{\text{inv,AK}} = K_{\text{BE}} + (2 \times T_g + L_f) \times K_{\text{FU}} + (K_{\text{GR}} + K_{\text{AK}} + K_{\text{E}}) \times L_g \times T_{g,\text{A}} \times m_{\text{Aq}}$$

Betriebskosten F&G-System (Aktivkohle-Füllung) je Standzeit t_A :

$$K_{\text{op,AK}} = (K_{\text{GR}} + K_{\text{AK}} + K_{\text{E}}) \times L_g \times T_{g,\text{A}} \times m_{\text{Aq}}$$

mit:

K_{BE}	Baustelleneinrichtung	K_{Fe}	Einheitskosten Fe(0) (€/m ³)
K_E	Einheitskosten Erdaushub und Verbringung(€/m ³)	K_{AK}	Aktivkohle (€/m ³)
K_{FU}	Einheitskosten Funnel-Segmente (€/m ²)	K_{GR}	Gatewechselrahmen (€/m ³)
K_{SW}	Gateabspundung (€/m ²)	K_{EFe}	Einheitskosten Fe(0)-Aushub und Verbringung(€/m ³)

Die so berechneten Nominalkosten für Bau- und Betrieb der Reinigungswand gehen in die dynamische Kostenrechnung ein.

Zu beachten ist, daß für Fe(0)-Reinigungswände und F&G-Systeme mit Fe(0)-Reaktoren Reinvestitionskosten zu berücksichtigen sind, wenn mit einer zeitlich begrenzten Wirkungs-dauer des Fe(0)-Materials gerechnet werden muß (siehe hierzu auch Kapitel 4.2.5). Im Falle einer CRB fallen in diesem Fall die Baukosten in periodischen, der Fe(0)-Wirkungsdauer entsprechenden Abständen an ($K_{reinv,Fe,CRB}$). Bei einem F&G-System sind die Gate-Füllungen zu erneuern ($K_{reinv,Fe,FG}$).

Erläuterung

Im Falle einer CRB ergeben sich die Investitionskosten aus einer Pauschale für die Baustelleneinrichtung, den Erdaushub- und Verbringungskosten und den Kosten des reaktiven Materials, welche sich letztlich aus dem Volumen der Reinigungswand ergeben.

Im Falle des F&G-Systems spielen neben den Reaktorkosten auch Funnel- sowie Gatekonstruktionskosten eine entscheidende Rolle. Hier wird davon ausgegangen, daß die Reaktorbegrenzungssegmente (in Strömungsrichtung) in der selben Bauweise wie die eigentlichen Funnelsegmente gefertigt werden. Beim Aktivkohlereaktor (Aktivkohleeinheitskosten: K_{AK}) ist zusätzlich ein Gatewechselrahmen erforderlich, dessen Kosten als reaktorvolumenabhängig angenommen werden. Beim Fe(0)-Reaktor werden Abspundungen an den Gateöffnungen (senkrecht zur Strömungsrichtung) während der Befüllungsphase angenommen. Anhaltspunkte für Einheitskosten enthält Tabelle 47.

Tabelle 47. Übersicht möglicher Einheitskosten nach LUA NRW, 1998, sowie Teutsch et al., 1997

K_{BE}	100.000 €	K_{Fe}	750 €/m ³
K_E	20 €/m ³	K_{AK}	800 €/m ³
K_{FU}	70 €/m ² (Schlitzwand)	K_{GR}	1.000 €/m ³
K_{SW}	200 €/m ² (Spundwand)	K_{EFe}	30 €/m ³

Neben den Konstruktionskosten sind Kosten für Sanierungsplan und Ausführungsplanung sowie die Aufwendungen für begleitende Untersuchungen und Analytik beim Bau der Reinigungswand als Investitionskosten zu berücksichtigen (Anhaltswert: etwa 20-30 % der Konstruktionskosten).

Während des Betriebs der Reinigungswand fallen Kosten für Kontrolle und Überwachung der Funktion des Systems an (nach LUA NRW, 2005, mit ca. 5-10 % der Konstruktionskosten anzusetzen).

5.7.8 Vergleich mit dem P&T-Verfahren

Eine breite Unterstützung von neuen Sanierungstechnologien, wie dem Reinigungswand-Verfahren, läßt sich nur dann erreichen, wenn deren Wirtschaftlichkeit im Vergleich zu etablierten Technologien aufgezeigt werden kann. Für die Reinigungswand-Technologie als Schadstofffahnen- bzw. Grundwasserabstrom-Sanierungsmaßnahme bietet sich hier eine vergleichende Bewertung mit dem klassischen P&T-Verfahren an. Da die Verfahren, als Grundwasserabstromsanierung und damit als primäre Sicherungsmaßnahmen eingesetzt, weitgehend wirkungsgleiche Maßnahmen darstellen, kann der Verfahrensvergleich auf Basis einer Gegenüberstellung der zu berücksichtigenden Kosten erfolgen.

Reinigungswände unterscheiden sich als sogenannte passive Sanierungstechnologie grundsätzlich vom aktiven P&T-Verfahren. Prinzipiell ergibt sich aus der Tatsache, daß der behandelte Grundwasserabstrom nicht aktiv gefördert werden muß und somit kein Abwasser „produziert“ und ggf. gegen Gebühren abgeleitet werden muß, ein Kosteneinsparungspotential gegenüber dem P&T-Verfahren durch geringere Betriebskosten. Diesem Einsparungspotential stehen jedoch höhere Investitionskosten gegenüber. Ob und inwieweit eine Reinigungswand die kostengünstigere Alternative an einem Standort darstellt, kann daher nicht generell beantwortet werden, sondern hängt von verschiedenen Einflußfaktoren ab (Tabelle 48).

Aufgrund der Tatsache, daß die Dimensionierung von Sanierungssystemen zwangsläufig immer auf unsicheren Informationen basiert, kann auch für ein konservativ dimensioniertes System nicht generell ausgeschlossen werden, daß das anvisierte Sanierungsziel nicht erreicht wird. Vor diesem Hintergrund sollte auch die Frage nach den Nachbesserungs- bzw. Korrekturmöglichkeiten in einen ökonomischen Verfahrensvergleich einbezogen werden. Hier ist das finanzielle Risiko, das mit einer ggf. notwendigen Änderung der Systemdimensionen verbunden ist, für ein Reinigungswandsystem als passives bzw. semi-passives System im allgemeinen höher zu bewerten als für ein P&T-System.

Auch ist die ökonomische Bewertung einer Reinigungswand als Maßnahmenalternative zur Sanierung einer Altlast im Vergleich zu anderen immer im Kontext mit den standortspezifischen Verhältnissen und finanziellen Rahmendingungen des Sanierungspflichtigen zu sehen. Allein die Tatsache, daß die Errichtung einer Reinigungswand im Vergleich zum P&T-Verfahren hohe Investitionen erfordert, kann ein ausschlaggebendes Kriterium sein.

Tabelle 48.Einflußfaktoren auf das Ergebnis eines Kostenvergleichs zwischen einer Reinigungswand und dem P&T-Verfahren

Einflußfaktor	Einfluß
Sanierungsdauer bzw. der für die Kostenvergleichsrechnung angenommene Planungs-/Untersuchungszeitraum	Steigende Rentabilität des Reinigungswand-Verfahrens gegenüber P&T mit zunehmender Sanierungsdauer.
Bei Einsatz von Fe(0): Lebensdauer der Eisen-Füllung, d.h. der Zeitraum, in welchem von einer zur Erreichung der Sanierungszielwerte ausreichenden Reaktivität ausgegangen werden kann.	Geringere Kosten für die Erneuerung (den Austausch) von Fe(0) in einer on site-Anlage als in situ. Abnehmende Rentabilität einer Reinigungswand mit abnehmender Fe(0)-Lebensdauer
Kalkulationszinssatz	Je höher der Zinssatz, desto höher ist die Diskontierung der Betriebskosten und desto ungünstiger ist die Bewertung einer Reinigungswand im Vergleich zu P&T
Grundwasserumsatz	Je höher der Grundwasserumsatz (der zu behandelnde Grundwasser-Volumenstrom), desto höher sind die Betriebskosten für das P&T-Verfahren (Pumpkosten) und desto günstiger ist die Bewertung einer Reinigungswand im Vergleich zu P&T
Abwassergebühren	Abwassergebühren bestimmen das Ergebnis des Kostenvergleichs maßgeblich. Kann das geförderte Grundwasser nach der Aufbereitung ohne weitere Kosten abgeleitet werden, ist P&T meist als die ökonomisch günstigere Alternative einzuschätzen. Fallen dagegen Abwasserkosten in nennenswerter Höhe an ($> 1 \text{ € pro m}^3$), fällt der Kostenvergleich zugunsten der Reinigungswand aus

5.7.9 Software, Datenbanken etc. zur Kostenermittlung

5.7.9.1 KVR-Software

Für die praktische Umsetzung der „Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen“ (KVR-Leitlinien) gibt es ein begleitendes Software-Paket, das im Wesentlichen aus vier in sich geschlossenen, aber miteinander verbundenen Teilen (Modulen) besteht: (a) einem Dokumentationsmodul (Dokumentation der KVR-Leitlinien und Software-Benutzerhandbuch), (b) einem Lernmodul mit Lernprogrammen und Beispielen für elementare finanzmathematische Berechnungen, (c) einem Datendienstmodul zur Einrichtung und Fortschreibung einer benutzerspezifischen Kostendatenbank sowie (d) einem Durchführungsmodul zur dialoggeführten Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen einschließlich Empfindlichkeitsprüfungen und Erstellung von Projektberichten. Das KVR-Soft-

ware-Paket kann über folgende Bezugsquelle erworben werden: Kulturbuchverlag Berlin GmbH, Sprosserweg 3, D-12351 Berlin, Tel.: 030/661-8484, Fax: 030/661-7828, E-Mail: kb-vinfo@kulturbuch-verlag.de.

5.7.9.2 Datenbanken, Datensammlungen

Cost & Performance Reports über Pilot- und Full scale-Implementationen von durchströmten Reinigungswänden und F&G-Systemen in Nordamerika (U.S. EPA: www.epa.gov; „Federal Remediation Technologies Roundtable“: www.frtr.gov)

Leistungsbuch Altlastensanierung & Flächenentwicklung – Arbeitshilfe, veröffentlicht vom Landesumweltamt NRW, Darstellung aller altlastenrelevanten Leistungen mit entsprechenden Kostenangaben.

Nähere Informationen bietet das Projektportal: www.leistungsbuch-altlasten.de

5.8 Rechtliche Rahmenbedingungen/relevante Vorschriften

Der Bau von durchströmten Reinigungswänden berührt mehrere Spezialgesetze und die damit verbundenen behördlichen Gestattungen. Wie bereits in Kapitel 3.2.3 ausgeführt, ist bei der Sanierung von Altlasten in erster Linie das Bodenschutzrecht zu beachten. Bei der Sanierung von komplexen und schwerwiegenden Altlasten ist nach § 13 BBodSchG ein Sanierungsplan zu erstellen, der die fachliche Grundlage für die Sanierung darstellt. Er ist auch Grundlage für zu schließende Sanierungsverträge, behördliche Anordnungen oder auch die Bündelung weiterer behördlicher Zulassungen, z.B. nach dem Wasser- und Baurecht.

Bei der Anwendung durchströmter Reinigungswände kann wohl meistens von komplexen oder schwerwiegenden Altlasten ausgegangen werden. Vor diesem Hintergrund wird im Regelfall ein Sanierungsplan die fachliche Grundlage des Genehmigungsverfahrens sein.

Wasserrecht Grundsätzlich bedarf nach dem Erlaubnis- bzw. Bewilligungsvorbehalt des § 2 Abs. 1 Wasserhaushaltsgesetz (WHG) jede Gewässerbenutzung einer Gestattung, die das Vorhaben erst formell und materiell zulässig macht. Reinigungswände beeinflussen die hydraulischen Verhältnisse an dem Ort der Installation und bedürfen somit unstrittig einer wasserrechtlichen Gestattung.

Der Betrieb einer Reinigungswand erfüllt in der Regel den Benutzungstatbestand nach § 3 Abs. 2 Nr. 2 Wasserhaushaltsgesetz (WHG). Eine schädliche Veränderung der physikalischen, chemischen oder biologischen Beschaffenheit des Grundwassers kann eintreten, wenn beispielsweise in der Wand entstandene Metaboliten oder durch Nebenreaktionen des reaktiven Materials mit dem Grundwasser und/oder seinen natürlichen Inhaltsstoffen im Grundwasserabstrom auftreten oder wenn die Abnahme der Wirksamkeit des wandeigenen Filtermaterials im Grundwasserabstrom ein Freisetzen von Schadstoffen oberhalb der Sanierungszielwerte verursacht. Beim Betrieb einer Reinigungswand mit gelenktem Grundwasserstrom wird außerdem Grundwasser aufgestaut und umgeleitet. Diese Maßnahmen gelten als Benutzung gemäß § 3 Abs. 2 Nr. 1 WHG. Bzgl. des Eindringens von Stoffen in das Grundwasser in Form des reaktiven Materials ist § 34 WHG relevant.

Als Gestattungsart kommen die Erlaubnis nach § 7 WHG oder die Bewilli-

gung nach § 8 WHG in Betracht. Der wesentliche Unterschied zwischen den beiden Gestattungsarten besteht in der dem Gestattungsadressaten eingeräumten Rechtsstellung.

Während die Erlaubnis eine widerrufliche und damit ungesicherte Befugnis gewährt, ein Gewässer zu einem bestimmten Zweck in bestimmter Art und Weise zu benutzen (§ 7 Abs. 1 WHG), gibt die Bewilligung ein grundsätzlich unwiderrufliches subjektiv-öffentliches Recht zur Gewässerbenutzung. Aus diesem Grund darf die Bewilligung im Falle der Benutzung im Sinne von § 3 Abs. 2 Nr. 2 WHG nicht erteilt werden.

Die Erteilung einer Gestattung in Bezug auf ein geplantes Wandsystem basiert im Wesentlichen auf dem Nachweis der nachstehenden Faktoren:

- Ausschluß von nachteiligen Veränderungen des Grundwassers durch Anlagenbau oder Reaktormaterial,
- Ausschluß des negativen Einflusses auf das Grundwasser durch Abbau- und/oder Nebenprodukte,
- Erreichen des Abreinigungserfolges über den gesamten Abstrom,
- Überwachung der Funktionstüchtigkeit des Systems.

Genehmigungsbehörde ist die untere Wasserbehörde.

Baurecht

Reinigungswände können in unterschiedlichen baulichen Ausführungen erstellt werden. Aus diesem Grund können sich für die baurechtliche Genehmigung unterschiedliche Beurteilungen ergeben.

Die Zulassung baulicher Vorhaben bestimmt sich nach dem Bauordnungsrecht der Länder. Im Landesbauordnungsrecht ist insbesondere geregelt, in welchen Fällen ein Vorhaben der Genehmigung, der Zustimmung oder der Anzeige bedarf.

Die §§ 30 bis 37 Baugesetzbuch (BauGB) enthalten Regelungen zur Zulässigkeit von Vorhaben, die die Einrichtung, Änderung oder Nutzungsänderung von baulichen Anlagen etc. zum Inhalt haben und gelten unbeschadet der Behandlung des Vorhabens nach den entsprechenden Landesbauordnungen. Ein Bauvorhaben ist aber nur dann den §§ 30 ff. BauG unterworfen, wenn es sich um eine nach Landesrecht genehmigungs- oder zustimmungspflichtige bauliche Anlage handelt.

Das BauGB enthält zum überwiegenden Teil Regelungen zum Bauplanungsrecht, wohingegen das Bauordnungsrecht der Länder die Ausführungen der baulichen Anlagen auf dem Grundstück regelt (vgl. auch Battis/Krautzberger/Löhr, BauGB, 8. Aufl., 2002, Einl., Rn 6).

Der Begriff der baulichen Anlage ist im BauG nicht definiert, sondern in den Landesbauordnungen und stimmt dort weitestgehend überein, da die Landesbauordnungen auf der sogenannten Musterbauordnung (MBO), die seitens des Bundes und der Länder erarbeitet wurde, beruht.

Richtig ist zwar, daß der Begriff der baulichen Anlage im BauGB nicht definiert ist. Nach der Rechtsprechung des Bundesverwaltungsgerichts (BVerGE 44, 59 ff. (61)) ist eine bauliche Anlage im Sinne des § 29 BauGB durch

das verhältnismäßig weite Merkmal des „Bauens“ und durch das einschränkende Merkmal „(möglicher) bodenrechtlicher Relevanz“ gekennzeichnet.

Das Merkmal des Bauens erfüllen demnach alle Anlagen, „die in einer auf Dauer gedachten Weise künstlich mit dem Erdboden verbunden sind“ (BVerGE a. a. O. (62)). Entscheidend hierbei ist das Element der Dauerhaftigkeit.

Das Merkmal der Dauerhaftigkeit der Anlage verlangt das Bauordnungsrecht der Länder regelmäßig nicht, so daß man eine Abgrenzung zwischen dem Begriff der baulichen Anlage nach Bauplanungsrecht, also BauGB, und dem Begriff der baulichen Anlage nach Bauordnungsrecht, also den Landesbauordnungen, vornehmen muß.

Bauliche Anlagen sind danach mit dem Erdboden verbundene oder auf ihm ruhende aus Bauprodukten hergestellte Anlagen. Als bauliche Anlagen gelten auch Aufschüttungen, Abgrabungen und künstliche Hohlräume unterhalb der Erdoberfläche.

Was unter dem Begriff der Bauprodukte zu verstehen ist, findet sich in den jeweiligen Landesbauordnungen. Danach sind Bauprodukte in der Regel Baustoffe, Bauteile und Anlagen, die hergestellt werden, um dauerhaft in bauliche Anlagen eingebaut zu werden, und aus Baustoffen und Bauteilen vorgefertigte Anlagen, die hergestellt werden, um mit dem Erdboden verbunden zu werden, wie Fertighäuser, Fertiggaragen und Silos (vgl. z.B. § 2 Abs. 10 BauO LSA).

Ein Merkmal einer baulichen Anlage ist deren Verbindung mit dem Erdboden. Diese Verbindung besteht auch dann, wenn sie ganz oder teilweise in dem Erdboden versenkt ist oder auf ihm ruht.

Bei einer baulichen Anlage muß es sich nicht um einen irgendwie gearbeiteten Baukörper handeln. Eine bauliche Anlage entsteht z.B. auch dann, wenn auf dem gewachsenen Boden ein Sand- und Kiesgemisch aufgebracht und einplaniert wird, um auf dieser Fläche Containerpflanzen aufzuziehen (VGH BW 25.10.1988 - 8 S 2639/88 - BRS 49 Nr. 55).

Reine Aufschüttungen und Abgrabungen unterfallen den Landesbauordnungen, soweit sie nicht geringfügig sind. Wann eine Aufschüttung geringfügig ist oder nicht, ist in den jeweiligen Landesbauordnungen geregelt.

Aus vorstehenden Ausführungen ergibt sich, daß sämtliche der in Rede stehenden durchströmten Reinigungswände (Reaktoren und/oder Wandsysteme), auch wenn es sich nur um solche in Form von Abgrabungen und Wiederverfüllung mit Reaktionsmaterialien handelt, unter den Begriff des Bauwerks i.S. der Landesbauordnungen fallen, Baugenehmigungen sind deshalb regelmäßig zu beantragen. Befreiungstatbestände sind in den einzelnen Landesbauordnungen nicht ersichtlich. Für Reaktoren oder Wandsysteme können in manchen Ländern vereinfachte Baugenehmigungsverfahren in Betracht kommen.

Die Baugenehmigung ist zu erteilen, wenn dem Vorhaben keine öffentlich-rechtlichen Vorschriften entgegenstehen.

Antragsbehörde ist die untere Baubehörde.

Naturschutzrecht

Soweit naturschutzrechtliche Belange im Rahmen eines Bauvorhabens betroffen sein können, ist seitens der Baubehörde im Genehmigungsverfahren die Naturschutzbehörde als Fachbehörde zu beteiligen (vgl. §§ 1a BauGB und 8a BNatSchG).

Eingriffe in Natur und Landschaft im Sinne des Bundesnaturschutzgesetzes – § 8 Abs. 1 BNatSchG – sind Veränderungen der Gestalt oder der Nutzung von Grundflächen, die die Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes oder das Landschaftsbild erheblich oder nachhaltig beeinträchtigen können. § 8 Abs. 1 BNatSchG umfaßt Flächen im besiedelten und unbesiedelten Bereich.

Die in § 8 BNatSchG statuierten Pflichten stehen in einem Stufenverhältnis zueinander (vgl. Bender/Sparwasser/Engel, Umweltrecht, 4. Aufl., 2000, Teil 3 Rn. 115). Zunächst sind als Ausdruck des Vorsorgeprinzips alle vermeidbaren Beeinträchtigungen zu unterlassen (§ 8 Abs. 2 Satz 1 Alt. 1 BNatSchG). Unvermeidbare Beeinträchtigungen sind auszugleichen (§ 8 Abs. 2 Satz 1 Alt. 1 BNatSchG). Sind die Begriffe nicht ausgleichbar, aber nach Abwägung gemäß § 8 Abs. 3 BNatSchG als vorrangig zugelassen, können dem Verursacher Ersatzmaßnahmen aufgegeben werden (§ 8 Abs. 9 BNatSchG in Verbindung mit landesrechtlichen Vorschriften). Eingriffe im Sinne von § 8 Abs. 1 BNatSchG bedürfen grundsätzlich einer Genehmigung. Weitergehende Vorschriften, insbesondere Regelungen zur Genehmigungspflicht, finden sich in den Naturschutzgesetzen der einzelnen Länder (vgl. z. B. §§ 10 NatSchG LSA).

Eine Genehmigung wäre im konkreten Fall nicht erforderlich, wenn durch die Errichtung der Reinigungswand der o.g. Eingriffstatbestand vorliegt, dieser jedoch nur von marginaler Bedeutung für das Landschaftsbild oder die Funktion des Naturhaushaltes ist.

Auf jeden Fall wäre deshalb der Naturschutzbehörde anhand geeigneter Unterlagen darzulegen, daß

- mit der Erstellung der Reinigungswand keine Einwirkung auf die betreffende Grundfläche verbunden ist, die zu einer erheblichen, insbesondere dauernden Veränderung ihrer Gestalt oder Nutzung führt und die bisherige Nutzung dauerhaft unmöglich macht.
- im Zusammenhang mit der Errichtung der Reinigungswand weder die Funktionsfähigkeit des Naturhaushaltes noch das Landschaftsbild beeinträchtigt wird.
- mögliche Beeinträchtigungen der Schutzgüter des BNatSchG bei der Errichtung und dem Betrieb der Reinigungswand, wenn überhaupt, nur in unerheblichem Maß auftreten und keinesfalls nachhaltig wirken würden. Dabei sind folgende Gesichtspunkte zu betrachten: Größe der erfaßten Fläche, Alter der vorhandenen Belastung des dortigen Ökosystems, Zusammensetzung von Flora und Fauna, namentlich des Aquifers, Funktion der Fläche als Vernetzungselement mit anderen Flächen, Nutzungsart und -intensität benachbarter Flächen.

Bei Einreichung der Unterlagen sollte hervorgehoben werden, daß durch Errichtung der Reinigungswand das kontaminierte Grundwasser gereinigt und

damit ein Beitrag zur Stabilisierung der Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts und zur Erhöhung der Nutzbarkeit der Naturgüter geleistet wird.

Die Naturschutzbehörde kann mit eigenen rechtlichen Mitteln (z. B. Unterschutzstellung, Schutzanordnung – vgl. § 1 a Abs. 3 BauGB) eingreifen.

Immissionsschutzrecht

Reinigungswände unterfallen nicht der abschließenden enumerativen Aufzählung der Anlagen des Anhangs zur 4. Bundesimmissionsschutzverordnung und sind damit keinem Genehmigungsvorbehalt nach Immissionsschutzrecht unterworfen.

Es handelt sich jedoch regelmäßig um Anlagen im Sinne des § 3 Abs. 5 Ziffer 2 BImSchG, so daß es sich um nicht genehmigungsbedürftige Anlagen handelt, die so zu betreiben und zu errichten sind, daß

- schädliche Umwelteinwirkungen verhindert werden, die nach dem Stand der Technik vermeidbar sind,
- nach dem Stand der Technik unvermeidbare schädliche Umwelteinwirkungen auf ein Mindestmaß beschränkt werden und
- die beim Betrieb der Anlagen entstehenden Abfälle ordnungsgemäß beseitigt werden können.

Die oben genannten Pflichten ergeben sich aus § 22 Abs. 1 BImSchG, welcher unmittelbare Anwendung findet, also nicht erst durch behördliche Anordnung vorgegeben werden muß. Bei Nichteinhaltung der Anforderungen des § 22 Abs. 1 BImSchG kann die Behörde diese jedoch durch Einzelanordnung nach §§ 24, 25 BImSchG auch zwangsweise durchsetzen.

Die Betreiberpflichten gem. § 22 Abs. 1 BImSchG sind dann erfüllt, wenn im Rahmen der Errichtung oder des Betriebs der Anlage keine schädlichen Umwelteinwirkungen auftreten. Es ist jedoch nicht zwingend, schädliche Umwelteinwirkungen vollständig zu verhindern. Ein unvermeidbarer Rest schädlicher Umwelteinwirkungen kann unter Umständen im Einzelfall geduldet werden.

Auch im Rahmen des Betriebs nicht genehmigungsbedürftiger Anlagen kann die Behörde gem. §§ 26, 29 Abs. 2 BImSchG aus besonderen Gründen anordnen, daß der Betreiber Art und Ausmaß der von der Anlage ausgehenden Emissionen sowie die Immissionen im Einwirkungsbereich der Anlage durch eine der von der nach Landesrecht zuständigen Behörde bekanntgegebenen Stelle ermitteln läßt. Im Normalfall ist es ausreichend, daß der Anlagenbetreiber die von der Anlage ausgehenden Emissionen und die im Einwirkungsbereich der Anlage zu erwartenden Immissionen ermittelt. Dabei können die für genehmigungsbedürftige Anlagen festgelegten Methoden angewandt werden.

Für genehmigungsbedürftige Anlagen ist der Beginn der umweltrelevanten Emissionen im Rahmen der NI. 2. 4 TA-Luft und NI. 2.321 TA-Lärm festgelegt.

§ 22 Abs. 1 Ziffer 2 BImSchG enthält keine näheren Bestimmungen, welche Maßnahmen der Anlagenbetreiber zur Beschränkung von schädlichen Um-

welteinwirkungen zu ergreifen hat. Es kann sich daher sowohl um technische, als auch um nicht technische, wie organisatorische, aber auch um unmittelbare sowie mittelbare Maßnahmen handeln. Es kommen insbesondere in Betracht:

- Zeitliche Beschränkungen des Anlagenbetriebs
- Einhaltung von Schutzabständen zu Wohnbebauung, schützende Bepflanzung zwischen Anlage und möglichem Einwirkungsbereich
- Entsprechende Wahl des Aufstellungsortes

Aus dem Grundsatz der Verhältnismäßigkeit ergibt sich, daß die in Betracht zu ziehenden Maßnahmen geeignet, erforderlich und angemessen im engeren Sinne sein müssen. Aus diesem Grund können übermäßige Vorkehrungen gegen schädliche Umwelteinwirkungen nicht verlangt werden.

Sollten bei der Dekontamination des Grundwassers und den damit verbundenen chemischen Reaktionen gasförmige Emissionen freigesetzt werden, sind diese seitens des Anlagenbetreibers im Rahmen des Anzeigeverfahrens darzustellen (vgl. § 15 BImSchG).

Abfallrecht

Ebenso sind die notwendigen Vorkehrungen für die Beseitigung der während des Anlagenbetriebes anfallenden Abfälle darzustellen. Es dürfte sich hierbei z.B. um die eingebrachte Eisen-Schüttung oder die Aktivkohle handeln.

Abfälle sind nach der Definition des § 3 Abs. 1 KrW-/AbfG alle beweglichen Sachen, die unter die im Anhang I aufgeführten Gruppen fallen und deren sich der Besitzer entledigt, entledigen will oder entledigen muß.

Bezüglich der Abfalleigenschaft von Schüttungen reaktiver Materialien, z.B. der Eisen- oder Aktivkohle-Schüttung, werden verschiedene Auffassungen vertreten. Hält man sich an die gesetzliche Definition des Abfallbegriffs, sind folgende Erwägungen durchzuführen:

Abfälle können nur bewegliche Sachen sein. Grundstücksbestandteile sind keine beweglichen Sachen und somit keine Abfälle (Fluck § 3 Rn. 85). Zu den wesentlichen Bestandteilen gehören nach § 94 BGB die mit dem Boden fest verbundenen Sachen, insbesondere Gebäude. Streitig ist die Anwendung des § 95 BGB. Danach sollen insbesondere solche Sachen nicht zu den wesentlichen Grundstücksbestandteilen gehören, „die nur zu einem vorübergehenden Zweck mit dem Grund und Boden verbunden sind“ (sogenannte Scheinbestandteile).

Die herrschende Meinung zum Abfallgesetz hielt diese zivilrechtlichen Vorschriften wegen der unterschiedlichen Regelungsziele von Abfallrecht und Zivilrecht nicht für anwendbar, entscheidend sei allein die feste Verbindung der Sache mit dem Grundstück (Fluck § 3 Rn. 88 mit weiteren Nachweisen).

Die Überdeckung von abgelagerten „Abfällen“ mit Erdreich und das Überwachsen mit Pflanzen legt die Annahme einer dauerhaften festen Verbindung nicht zwingend nahe, enthält aber ein starkes Indiz dafür, daß ein zunächst nur vorübergehend abgelagerter Stoff auf Dauer abgelagert werden soll (Fluck § 3 Rn. 88 mit weiteren Nachweisen). Es wird also auf das

„langjährige Verwachsen“ mit dem Boden abgestellt.

Daraus kann die Schlußfolgerung gezogen werden, daß lose Schüttungen reaktiver Materialien, soweit diese noch nicht vom Erdreich durchwachsen sind, als bewegliche Sachen angesehen werden müssen und damit unter den Abfallbegriff des § 3 KrW-/AbfG fallen.

Abfälle sind nur solche beweglichen Sachen, die einer der Abfallgruppen des Anhangs I zum KrW-/AbfG zugeordnet werden können, wobei für den vorliegenden Fall die Abfallgruppen Q 9 und Q 15 in Betracht kommen. Zu berücksichtigen ist aber auch, daß im Fall einer nicht möglichen genauen Zuordnung zu einer Abfallgruppe, die Auffanggruppe Q 16 zur Verfügung steht.

Ist von einer solchen Sache auszugehen, müssen zum Vorliegen der Abfall Eigenschaft dieser Sache noch weitere begriffliche Elemente vorhanden sein. Es muß sich entweder um Abfall nach dem subjektiven oder objektiven Abfallbegriff handeln.

Der zu prüfende subjektive Abfallbegriff differenziert wiederum zwei Elemente, und zwar die Tatsache des Entledigens einerseits und den Entledigungswillen des Abfallbesitzers andererseits. Abfall nach dem subjektiven Abfallbegriff liegt immer dann vor, wenn der Besitzer bewegliche Sachen einer Verwertung im Sinne des Anhangs II b oder einer Beseitigung im Sinne des Anhangs II A zuführt oder die tatsächliche Sachherrschaft aufgibt, ohne damit zugleich einen anderen Zweck i.S. einer irgendwie gearteten weiteren Verwendung der Sache zu verfolgen (§ 3 Abs. 2 KrW-/AbfG).

Bei der Frage, ob im Boden befindliches Reaktions- oder Filtermaterial (z.B. Eisen-Schüttung) dort belassen werden darf, oder ob es entsorgt werden muß, wird man nicht auf den tatsächlichen Entledigungswillen abstellen können, weil der Besitzer in der Regel keinen Entledigungswillen hat und eine tatsächliche Entledigung bezüglich des Materials nicht vorliegt.

Ein Entledigungswille wäre aber zu fingieren nach § 3 Abs. 3 KrW-/AbfG, wenn z. B. kontaminierte Stoffe im Sinne dieser Vorschrift anfallen.

Die Fiktion des Entledigungswillens gilt gemäß § 3 Abs. 3 Satz 1 Nr. 1 KrW-/AbfG zum einen hinsichtlich solcher beweglicher Sachen, die bei den dort beschriebenen Handlungen anfallen, ohne daß der Handlungszweck auf deren Anfall gerichtet ist. In diesem Fall liegen Produktionsabfälle vor (Jarass/Ruchay/Weidemann, KrW-/AbfG, Kommentar, § 3 Rdnr. 86 mit weiteren Nachweisen).

Im vorliegenden Fall werden z.B. Reaktionsmaterialien in Form von Eisenspänen in loser Schüttung ins Erdreich eingebracht. Sie können sich im Laufe der Zeit durch anorganische Reaktionen verbrauchen.

Es entstehen aber keine neuen Stoffe, auf die der Produktionsvorgang gerichtet ist. Diese gesetzliche Alternative greift somit nicht ein.

§ 3 Abs. 3 Satz 1 KrW-/AbfG enthält in Nr. 2 eine Erweiterung des traditionellen subjektiven Abfallbegriffs. Der Entledigungswille ist auch hinsichtlich solcher Sachen zu fingieren, deren ursprüngliche Zweckbestimmung entfällt oder aufgegeben wird, ohne daß ein neuer Verwendungszweck unmittelbar an deren Stelle tritt. Es handelt sich um sogenannte Produktionsab-

fälle (Jarass § 3, Rdnr. 86). Die Definition der Zweckbestimmung richtet sich nach § 3 Abs. 2 S. 2 KrW-/AbfG. Zur Beurteilung der Zweckbestimmung ist die Auffassung des Erzeugers oder Besitzers unter Berücksichtigung der Verkehrsanschauung zugrunde zu legen (Jarass § 3 Rdnr. 86, 111 mit weiteren Nachweisen).

Die Zweckbestimmung einer Eisen-Schüttung dürfte immer dann entfallen, wenn im Anstrom zur Reinigungswand keine Schadstoffe mehr vorhanden sind, also nicht mehr gereinigt werden muß, oder wenn die Reaktions- oder Sorptionsfunktion nicht mehr vorhanden ist, also nicht mehr aufgereinigt werden kann.

Für den Fall, daß, wie beschrieben, keine Filterwirkung mehr vorhanden ist, könnte angenommen werden, daß die Zweckbestimmung dieses eingebrachten Materials entfallen ist und somit dessen Abfalleigenschaft anzunehmen wäre. Voraussetzung hierfür ist, daß eine feste Verbindung mit dem Erdboden nicht vorliegt. Sollte dieser Auffassung gefolgt werden, hätte der Anlagenbetreiber seine Entsorgungsverpflichtung nach Abfallrecht zu erfüllen.

Eindeutig gelagert sind diejenigen Fälle, in denen von dem im Reaktor eingebrachten Material eine Gefährdung von Schutzgütern ausgehen kann und dieses nicht anders als durch eine Entsorgung nach Abfallrecht zu beseitigen ist. In diesem Fall ist bereits der objektive Abfallbegriff nach § 3 Abs. 4 KrW-/AbfG erfüllt.

In beiden Fällen sind die notwendigen Vorkehrungen zur Beseitigung der anfallenden Abfälle zu treffen.

6 Ausblick

Mit durchströmten Reinigungswänden lassen sich eine Vielzahl von Grundwasserschadstoffen prinzipiell behandeln. So werden in Nordamerika an ca. 100 Standorten belastete Grundwasserleiter aus Altlasten erfolgreich mit Reinigungswand-Technologien gesichert und abgereinigt, wobei dabei bislang zuvorderst Eisen-Wände zum Einsatz gelangt sind. Dennoch gibt es noch bedeutende Einschränkungen, die von physikalischen und biogeochemischen Merkmalen der individuellen Standorte herrühren. Die wichtigste Einschränkung basiert auf Informationslücken hinsichtlich der Langzeiteffektivität beim vollskaligen Prozeß. Obgleich einige Feldtests vielversprechend sind und Betriebszeiten für mehrere reaktive Materialien im Bereich von Dekaden aus Laborversuchen abgeleitet wurden, ist bei der Voraussage von Feldabbauraten aus über relativ kurze Zeit erhaltenen Labordaten Zurückhaltung geboten.

Die Abbauraten im Feld können durch Langzeitprozesse, wie etwa infolge der Alterung des reaktiven Materials oder einer verringerten Permeabilität aufgrund von Ausfällungen, wegen mikrobiellem Wachstum oder durch Akkumulation gasförmiger Stoffe beeinflusst werden. Dabei handelt es sich um Effekte, die nicht in Kurzzeit-Laborexperimenten wirksam und daher damit kaum genau erfaßbar sind. Beispielsweise ist als eine potentielle technische Herausforderung im Zusammenhang mit Eisenwänden die Oxidation von Eisen(II) und die Fällung von Oxiden anzusehen, die den Porenraum verstopfen oder als ein physikalisches Hindernis für aktive reaktive Oberflächenplätze dienen können.

Das Ziel bei der Auslegung eines Wandsystems liegt in der vollständigen Erfassung der wandernden Schadstofffahne mit einer minimalen Menge an reaktivem Material. Auf der Grundla-

ge heutiger Technologien zur Einbringung von Dichtwänden erscheint es zweifelhaft, daß sich durchströmte Reinigungswände für die Behandlung von Grundwasserkontaminationen in tiefen Aquiferen (etwa in größeren Tiefen als 30 Meter) oder an Standorten, die geologisch schwierige Verhältnisse aufweisen, wirtschaftlich errichten lassen. Die Injektion von reaktivem Material, z.B. Eisenkolloide, durch „Hydraulic-Fracturing“, „Deep soil mixing“ oder „Jet grouting“ kann eine Alternative darstellen, die die Tiefenbeschränkungen, die mit kommerziellen Aushubtechnologien verbunden sind, obsolet machen.

Zusätzlich zu den physikalischen Beschränkungen, die durch die Standortgeologie und herkömmliche Aushubtechniken vorgezeichnet sind, gibt es mehrere ungelöste Fragen in Bezug auf den Entfernungsprozeß innerhalb einer durchströmten Reinigungswand. Idealerweise werden die Kontaminanten entweder ständig immobilisiert oder in ungefährlichere Substanzen umgeformt. Bestimmte Schadstoffe ergeben jedoch nach der Reaktion toxische Substanzen, die wiederum einem Abbau stärker widerstehen können als die ursprünglichen Verbindungen.

Eisen als Reaktives Material

Bei Eisenwänden ist die Rolle des Eisen(II) im Dehalogenierungsprozeß noch nicht völlig aufgeklärt, ebenso wie der Einfluß von Oberflächenausfällungen und insbesondere von Beimengungen und/oder Verunreinigungen in technischen Eisensorten. In der Theorie könnten nämlich diese Komponenten nicht nur als Reduktionsmittel, sondern auch als Katalysatoren dienen. Wie bereits diskutiert, können oberflächengebundenes und komplexiertes Eisen(II) diejenigen aktiven Spezies sein, die direkt für die Reduktion eines Schadstoffes verantwortlich sind. Weiterhin könnte die Stärke von Eisen(II) als Reduktionsmittel signifikant durch Liganden, die im System vorhanden sind, beeinflußt werden, einschließlich von organischem Material und Metalloxiden, die Innersphärenkomplexe mit Fe(II) bilden. Eine bedeutende Herausforderung, die für Immobilisierungstechniken, wie beispielsweise Sorption und Fällung, besteht, ist es, Methoden zu entwickeln, um diejenigen Grundwasserzustände zu beeinflussen, die die Immobilisierung begünstigen und das Potential für eine Remobilisierung der Schadstoffe verringern. Gegenwärtige Immobilisierungstechniken, wie z.B. die Adsorption an tensidmodifizierte Zeolithe, Huminstoffe oder Oxide, hängen stark von der Grundwasserbeschaffenheit, z.B. dem pH-Wert, den Tensidkonzentrationen und der Anwesenheit von Konkurrenzionen ab.

Einfluß von mikrobiologischen (Abbau-)Prozessen

Die Wechselwirkung von abiotischen und biotischen Abbauprozessen repräsentiert wegen der Komplexität der möglichen synergistischen oder antagonistischen Effekte eine besonders schwierige Herausforderung für die Forschung. Beispielsweise legen Kurzzeit-Laborexperimente nahe, daß eine Kombination von Mikroorganismen und elementarem Eisen Vorteile hinsichtlich einer schnelleren Kinetik und einer besseren Endproduktverteilung bietet. Der Effekt, den Mikroorganismen auf die Permeabilität und die Langzeitreaktivität einer Reinigungswand ausüben, ist jedoch mit einer beträchtlichen Unsicherheit behaftet.

Gasentwicklung und -clogging in Reinigungswänden, insbesondere bei Eisenwänden

Bezüglich der Verminderung der Permeabilität einer Fe(0)-Schüttung im Zuge des Alterungsprozesses wurde in der Vergangenheit ein Hauptaugenmerk auf die Präzipitation von Mineralphasen gelegt. Auch Veränderungen der Reaktivität bezüglich des CKW-Abbaus wurden im wesentlichen mit der Präzipitation von Mineralphasen in Zusammenhang gestellt. Demgegen-

über stehen Befunde, die im Rahmen der bisherigen FuE-Arbeiten im RUBIN-Verbund gewonnen werden konnten und die darauf hindeuten, daß die Akkumulation von Gasen bei einigen Reinigungswandanwendungen zu einer starken Verminderung der Durchströmbarkeit führte. Dieses als Gas-Clogging benannte Phänomen ist bisher nicht ausreichend untersucht, um im Vorfeld einer Reinigungswandanwendung das Risiko einer schnellen Verblockung des Porenraumes mit Gas abschätzen zu können.

Weitere systematische Untersuchungen zu der Menge, Art und Ort der entstehenden Gase, der zeitlichen Entwicklung, der Entgasungsdynamik sowie dem Einfluß auf die relativen Permeabilitäten im Mehrphasensystem Gas-Wasser-Feststoff befinden sich bereits in Vorbereitung. Darüber hinaus soll aufgeklärt werden, inwieweit Korrosionssteigerung oder -hemmung, Mineralpräzipitation, Gasbildung und Entgasungsdynamik miteinander korreliert sind.

Dagegen ist heute sicher davon auszugehen, daß unter in situ Bedingungen eine Besiedlung der Reinigungswand mit hydrogenotrophen Organismen stattfindet, deren Stoffwechselaktivität die auftretenden Gasmengen, aber auch deren Zusammensetzung, beeinflusst, zu einer Änderung der gebildeten Mineralphasenvergesellschaftungen führt und direkt oder indirekt auch auf die Abbaugeschwindigkeit von CKW in der Reinigungswand oder im Abstrom einer Reinigungswand einwirken kann.

Da die Zusammenhänge in dem komplexen Mehrphasensystem Grundwasser-Fe(0)-Gas bis heute noch nicht hinreichend genug verstanden sind, konnte bisher auch noch kein Strömungs-Transport-Reaktions-Modell entwickelt werden, mit dem sich diese Prozesse abbilden lassen, so daß derzeit kein Instrument zur Verfügung steht, um präzise Prognosen der Langzeitwirksamkeit eines Fe(0)-Reinigungswand-Systems durchzuführen. Zwar läßt sich in gewissen Grenzen die Entwicklung der Reaktivität bezüglich des CKW-Abbaus aus Säulenversuchsergebnissen prognostizieren, der potentielle Einfluß der Gasbildung auf die Durchströmbarkeit, ob kurzfristig oder längerfristig, kann aus den gängigen Säulenversuchen aber nicht abgeleitet werden. Hinzu kommt, daß sich trotz der Vielzahl der mit kontaminierten Grundwässern durchgeführten Säulenversuche bisher keine einheitliche Systembeschreibung ableiten ließ, da in den Untersuchungen mit komplex zusammengesetzten Lösungen kumulative oder antagonistische Wirkungen verschiedener Grundwasserinhaltsstoffe nicht deutlich von einander unterschieden werden können und andererseits der vorhandene Datenpool für eine statistische Analyse zur Identifikation von „Schlüssel-Variablen“ noch nicht ausreichend ist.

Auch zu diesem Themenkomplex erfolgen ggw. weitere FuE-Anstrengungen. Sie müssen weiter durchzuführenden Untersuchungen, also einem sogenannten „Upscaling“, folgen, wobei die Komplexität und die Dimension der untersuchten Systeme zu steigern sind, um praxistaugliche Erkenntnisse zu gewinnen.

Reaktive Materialien

Es ist das Ziel weiterer FuE-Projekte, den technologischen Vorsprung bei reaktiven Materialien aus Deutschland zu sichern und auszubauen: Eisenschwamm (ReSponge®), ein in Deutschland entdecktes Material, hat sich zur Dehalogenierung von LCKW in der Pilot-Reinigungswand in Rheine sehr gut bewährt. Die genauen Ursachen für die hohe Langzeitreaktivität und -stabilität sind jedoch unbekannt. Wahrscheinlich liegen sie begründet in mehreren synergistisch wirkenden Effekten infolge der speziellen chemischen Zusammensetzung des Eisens und des physikalischen Aufbaus.

Diese Effekte sollen an unterschiedlichen technischen und reinen Eisensorten, d.h. sowohl durch laborative als auch Felduntersuchungen, aber insbesondere an neuen Feldstandorten mit Eisenschwamm, aufgeklärt werden.

Weitere Entwicklung

Es ist festzustellen, daß in RUBIN bisher die wesentlichen Fragen hinsichtlich der grundsätzlichen Anwendbarkeit und Anwendungsbreite, d.h. der Potentiale und Grenzen der Technologie, beantwortet werden konnten und Grundlagen für eine technische Erprobung erarbeitet wurden.

Die Ergebnisse des Forschungsverbundes RUBIN und ergänzende Erfahrungen und Erkenntnisse aus weiteren nationalen und internationalen Reinigungswandprojekten mündeten in das vorliegende Handbuch mit Leitfadencharakter ein. Die Ergebnisse zeigten jedoch auch eine Vielzahl offener Fragen auf, die im Hinblick auf eine breite Praxisanwendung noch zu beantworten sind.

Hauptgegenstand der Weiterführung von RUBIN ist deshalb die Umsetzung der bisherigen Ergebnisse in den technischen Maßstab (Planung, Bau und Versuchsbetrieb technischer Versuchspilotanlagen). Das Ziel des Förderschwerpunktes ist es, Erfahrungen aus dem Betrieb großtechnischer Anlagen zu dokumentieren und auszuwerten. Im RUBIN-Verbund wurden bisher jedoch noch keine technischen Anlagen realisiert, die diesen Ansprüchen genügen.

Die Bearbeitungsschwerpunkte bereits eingeleiteter Untersuchungen sind:

- Technische Demonstration (Planung, Bau und Betrieb vorzugsweise von CRB und Schachtreaktoren),
- Nachweis der Stabilität der Abbauleistung und der hydraulischen Permeabilität über Raum und Zeit im Feld,
- Erprobung einfacher Verfahren zur Wartung und Reparatur,
- Evaluierung und Fortschreibung des vorliegenden Handbuches,
- Maßnahmen zur weiteren Verbesserung der Ergebnisverbreitung und
- Fortführung der in RUBIN bislang schon erfolgreich eingeführten „Lessons-Learned“-Sitzungen.

Als Umsetzer der Technologie sind vor allem Ingenieurbüros anzusehen, die als Bindeglied zwischen den genehmigenden Behörden und den Sanierungspflichtigen fungieren. Die projektübergreifenden Ergebnisse sind auch von Bedeutung im Hinblick auf Rechtssicherheit, Transparenz und Anwendungssicherheit (Stichwort: „gläserne“ Wand), auf unabhängige Beratungen und Empfehlungen (z.B. Consultants/Landesbehörden, Landesanstalten), Monitoring (Umweltlabore), die Wandhersteller und Füllmaterialhersteller sowie den Technologietransfer ins Ausland (internationaler Markt/Export).

7 Literatur

- Agrawal, A., und Tratnyek, P. G. (1996): Reduction of nitro aromatic compounds by zero-valent iron metal. *Environ. Sci. Technol.*, 30(1), 153-160.
- Ainsworth, C. C., Girvin, D. C., Zachara, J. M., und Smith, S. C. (1989): Chromate adsorption on goethite: effects of aluminum substitution. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 53, 411-418.
- Allen-King, R. M., Burris, D. R., und Specht, J. A. (1997): Effect of iron 'aging' on reduction kinetics in a batch metallic iron/water system. Preprints of Extended Abstracts, 213th ACS National Meeting, San Francisco, American Chemical Society, Division of Environmental Chemistry, Inc., 37 (1), 147-149.
- Allen-King, R. M., Halket, R. M., und Burris, D. R. (1997): Reductive transformation and sorption of cis- and trans-1,2-dichloroethene in a metallic iron-water system. *Environ. Toxicol. Chem.*, 16(3), 424-429.
- Alowitz M. J., und Scherer M. M. (2002): Kinetics of nitrate, nitrite, and Cr(VI) reduction by iron metal. *Environ. Sci. Technol.* 36, 299-306.
- Alvarez, P. J. J., und Vogel, T. M. (1995): Degradation of BTEX and their aerobic metabolites by indigenous microorganisms under nitrate reducing conditions. *Wat. Sci. Tech.*, 31, 15-28.
- Amrhein C., Hunt M. L., Roberson J. A., Yarmoff S. R., Qui S. R., und Lai H.-F. (1998): The use of XANES, STM, and XPS to identify the precipitation products formed during the reaction of U, Cr, and Se with zero-valent iron. Goldschmidt Conference, Toulouse: 51-52.
- Anderson L. D., Kent D. B., und Davis J. A. (1994): Batch experiments characterizing the reduction of Cr(VI) using suboxic material from a midley reduced sand and gravel aquifer. *Environ. Sci. Technol.* 28, 178-185.
- Anid, P. J., Alvarez, P. J. J., und Vogel, T. M. (1993): Biodegradation of monoaromatic hydrocarbons in aquifer columns amended with hydrogen peroxide and nitrate. *Water Res.*, 27, 685-691.
- Aoki, T., und Munemori, M. (1982): Recovery of chromium(VI) from wastewaters with iron(III) hydroxide-I.: Adsorption mechanism of chromium(VI) on iron(III) hydroxide. *Water Res.*, 16(6), 793-796.
- Appleton, E. L. (1996): A nickel-iron wall against contaminated groundwater. *Environ. Sci. Technol.*, 30(12), 536A-539A.
- Arcadis GmbH (2002): <<http://www.arcadis.de>> (September 2002)
- Arcadis GmbH (2004): Mitteilungen an die RUBIN-Koordinierungsstelle, Foliensatz, Unterlagen etc.
- Arnold W. A., Ball W. P., und Roberts A. L. (1999): Polychlorinated ethane reaction with zero-valent zinc: pathways and rate control. *J. Contam. Hydrol.* 40, 183-200.
- Arnold, W. A., und Roberts, A. L. (1997): Development of a quantitative model for chlorinated ethylene reduction by zero-valent metals. Preprints of Extended Abstracts, 213th ACS National Meeting, San Francisco, American Chemical Society, Division of Environmental Chemistry, Inc., 37 (1), 76-77.

- Arnold, W. A., und Roberts, A. L. (1998): Pathways of chlorinated ethylene and chlorinated acetylene reaction with Zn(0): *Environ. Sci. Technol.*, 32(19), 3017-3025.
- Arnold, W. A., und Roberts, A. L. (1999): Pathways and kinetics of chlorinated ethylene and chlorinated acetylene reaction with Fe(0): Preprints of Extended Abstracts presented at the ACS National Meeting, American Chemical Society, Division of Environmental Chemistry, 39(2), 158-160.
- Arnold, W. A., und Roberts, A. L. (2000): Inter- and intraspecies competitive effects in reactions of chlorinated ethylenes with zero-valent iron in column reactors. *Environ. Eng. Sci.*, 17(5), 291-302.
- Arnold, W. A., und Roberts, A. L. (2000): Kinetics of chlorinated ethylene reaction with zero-valent iron in column reactors. Preprints of Extended Abstracts presented at the ACS National Meeting, American Chemical Society, Division of Environmental Chemistry, 40(1), 135-137.
- Arnold, W. A., und Roberts, A. L. (2000): Pathways and kinetics of chlorinated ethylene and chlorinated acetylene reaction with Fe(0) particles. *Environ. Sci. Technol.*, 34(9), 1794-1805.
- Astrup T., Stipp S. L. S., und Christensen T. H. (2000): Immobilization of chromate from coal fly ash leachate using an attenuation barrier containing zero-valent iron. *Environ. Sci. Technol.* 34, 4163-4168.
- Atlas, R. M., und Bartha, R. (1993): *Microbial Ecology*. Benjamin Cummings, New York, 563 p.
- Bachmann, T. (1990): Untersuchungen zum reduktiven Abbau von umweltbelastenden chlorierten Kohlenwasserstoffen. Dissertation, Johann Wolfgang Goethe-University, Frankfurt am Main, Germany.
- Baker, M. J., Blowes, D. W., und Ptacek, C. J. (1998): Laboratory development of permeable reactive mixtures for the removal of phosphorous from onsite wastewater disposal systems. *Environ. Sci. Technol.*, 32(15), 2308-2316.
- Balcke, G. U. (2000): Anthropogene Huminstoffe als Sorbentien und Reagenzien zur Immobilisierung von organischen Schadstoffen in Grundwässern. PhD thesis, University of Leipzig, Leipzig, Germany.
- Balko, B. A., und Tratnyek, P. G. (1998): Photoeffects on the Reduction of Carbon Tetrachloride by Zerovalent Iron. *J. Phys. Chem. B*, 102(8), 1459-1465.
- Bank, M. (2000): Basiswissen Umwelttechnik. Vogel, Würzburg, 315-328, 653-657.
- Barczewski, B., und Luckner, L. (2000): Method and apparatus for groundwater remediation using a containment wall and lift reactor. Patent No. DE 19859862 A1, Dec. 23, 1998.
- Barczewski, B., und Memminger, B. (2002): Das Heber-Reaktor-Verfahren – eine innovative und kostengünstige Technologie zur Grundwassersanierung – dargestellt an Praxisbeispielen. Boden und Altlasten SYMPOSIUM 2002, Berlin.
- Bastiaens, L., Vos, J., Maesen, M., Kinnaer, L., Diels, L., Weytingh, K., van de Velde, A., Berndsens, E., Peene, A., and O'Hannesin, S.F. (2002): Feasibility Study, Design, and Implementation of a European Permeable Reactive Iron Barrier. Proc. of the 3rd Int. Conf. on Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds, Monterey, CA, A. R. Gavaskar and A. S. C. Chen, eds., Battelle Press, Columbus, Ohio, computer optical disk.

Bauer & Mourik-Umwelttechnik GmbH (2002): Firmenbroschüre.

Bauer & Mourik-Umwelttechnik GmbH (2004): Firmenbroschüre

Bayer P. (2003): Modelling, economic assessment and optimisation of in-situ groundwater remediation systems. PhD Thesis, Zentrum für Angewandte Geowissenschaften, Universität Tübingen.

Bayer, P., Heuer, E., Karl, U., und M. Finkel (2005): Economical and ecological comparison of granular activated carbon (GAC) adsorber refill strategies. *Water Research* 39, 1719-1728.

Bayer, P., und M. Finkel (2005): Modeling of sequential groundwater treatment with zero valent iron and granular activated carbon. *Journal of Contaminant Hydrology*, 78, 129-146.

BBodSchG (Bundes-Bodenschutzgesetz vom 17.03.1998) (1998): Bundesgesetzblatt. Teil I, 502.

BBodSchV (Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung vom 12.07.1999) (1999): Bundesgesetzblatt. Teil I, 1554.

Beitinger, E. (1998): Permeable treatment walls – design construction and cost. EPA/542/R-98/003, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C., 6-16.

Beitinger, E. (2002): „Engineering and operation of groundwater treatment systems: pump and treat versus permeable reactive barriers.“ *Advanced Groundwater Remediation Active and Passive Technologies*, F. G. Simon, T. Meggyes, and C. McDonald, eds., Thomas Telford Ltd., London, 383-302.

Beitinger, E., End, C., und Koppe, S. (1996): Durchströmte Wände zur in situ Grundwasser-sanierung. *TerraTech*, 2/1996, 48-51.

Beitinger, E., Tarnowski, F., Gehrke, M., und Burmeier, H. (1998): Permeable treatment walls for in-situ groundwater remediation – how to avoid precipitation and bio-clogging. *Proc., 6th Int. FZK/TNO Conf. on Contaminated Soil*, Edinburgh, UK, 585-598.

Beitinger, E., und Bütow, E. (1996): Möglichkeiten des Einsatzes von Adsorberwänden zur Sicherung und Sanierung von Altlasten. *Kongreß Grundwassersanierung 1996*, Berlin, IWS Schriftenreihe, Vol. 27, H.-P. Lühr, ed., Erich Schmidt, Berlin, 333-351.

Beitinger, E., und Bütow, E. (1997): Constructive and engineering requirements of underground, cross-flow reaction walls for in situ decontaminations of groundwater. *Kongreß Grundwassersanierung 1996*, Berlin, IWS-Schriftenreihe, Vol. 28, Erich Schmidt, Berlin, 342-355.

Bell L. S., Devlin J. F., Gillham R. W., und Binning P. J. (2003): A sequential zero valent iron and aerobic biodegradation treatment system for nitrobenzene. *J. Contam. Hydrol.* 66, 201-217.

Benner, S. G., Blowes, D. W., Ptacek C. J., und Mayer, K. U., 2002. Rates of sulfate reduction and sulfide mineral precipitation in a permeable reactive barrier, *Appl. Geochem.*, 17, 301-320.

Benner, S. G., Blowes, D. W., und Ptacek, C. J. (1997): A full-scale porous reactive wall for prevention of acid mine drainage. *Ground Water Monitor. Remed.*, 17(4), 99-107.

Benner, S.G., Blowes, D.W., und Molson, J.W.H. (2001): Modeling Preferential Flow in Reactive Barriers: Implications for Performance and Design. – *Ground Water*, 39 (3), 371-379.

- Bennett T. A. (1997): An in-situ reactive barrier for the treatment of hexavalent chromium and trichloroethylene in groundwater. M. Sc. Thesis, Department of Earth Sciences, University of Waterloo. 203.
- Bianchi-Mosquera, G. C., Allen-King, R. M., und Mackay, D. M. (1994): Enhanced degradation of dissolved benzene and toluene using a solid oxygen-releasing compound. *Ground Water Monitor. Rem.*, 14(1), 120-128.
- Bilbrey, L.C., Sedivy, R.C., und Shafer, J.M. (2001): Funnel-and-gate performance in a moderately heterogeneous flow domain. – *Ground Water Monitoring & Remediation*, 21 (3), 144-151.
- Birke V., Burmeier H., und Rosenau D. (2003c): Permeable reactive barriers (PRBs) in Germany and Austria: State-of-the-art report 2003. *Consoil 2003: 8th International FZK/TNO Conference on Contaminated Soil*. 12.-16. Mai 2003, Gent, Belgien: 1572-1581.
- Birke, V., Burmeier, H., Dahmke, A., und Ebert, M. (2005). The German Permeable Reactive Barrier (PRB) Network „Rubin“: Temporary Overall Results and Lessons Learned after five Years of Work“, *CONSOIL 2005 (9th International FZK/TNO Conference on Contaminated Soil)*, Bordeaux, France, 03-07 October 2005 (computer optical disk), 2865-2887
- Birke, V., Burmeier, H., Niederbacher, P., Hermanns Stengele, R., Koehler, S., Wegner, M., Maier, D., Eggers, J., Maier, J., Hofmann, B., Kühlers, D., Weindl, J. and Koch, M. (2004c): PRBs in Germany, Austria, and Switzerland: Mainstreams, Lessons Learned, and New Developments At 13 Sites After Six Years. Paper 3A-14, in: A.R. Gavaskar and A.S.C. Chen (Eds.), *Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds —2004. Proceedings of the Fourth International Conference on Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds* (Monterey, CA; May 2004). ISBN 1-57477-145-0, published by Battelle Press, Columbus, OH, www.battelle.org/bookstore
- Birke, V., Burmeier, H., Niederbacher, P., Wegner, M., Maier, M., Kühlers, D., Eggers, J., Maier, D., Weindl, J. und Koch, M. (2004b): Zur Abreinigungsleistung durchströmter Reinigungswände (PRB): Hinweise und Rückschlüsse für die Sanierungspraxis und weitere Entwicklung. *Altlasten Spektrum*, 6/2004, 301-317
- Birke, V., Burmeier, H., und Rosenau, D. (2002a): Sanierung kontaminierter Grundwasserleiter mittels durchströmter Reinigungswände: Stand der Entwicklung in Deutschland 2002. *Altlasten Spektrum*, 6/2002, 304-311.
- Birke, V., Burmeier, H., und Rosenau, D. (2002b): PRB technologies in Germany: recent progress and new developments. *Proc. of the 3rd Int. Conf. on Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds*, Monterey, CA, A. R. Gavaskar and A. S. C. Chen, eds., Battelle Press, Columbus, Ohio, computer optical disk.
- Birke, V., Burmeier, H., und Rosenau, D. (2003a): Design, Construction and Operation of Tailored Permeable Reactive Barriers. *Pract. Periodical of Haz., Toxic, and Radioactive Mgmt.*, ASCE, 7(4), 264-280.
- Birke, V., Burmeier, H., und Rosenau, D. (2003b): Aquifersanierung mit durchströmten Reinigungswänden. *Handbuch Altlastensanierung und Flächenmanagement*, V. Franzius, K. Wolf, E. Brandt, and M. Altenbockum, eds., Vol. 5958, 56 pp.

Birke, V., Rosenau, D., und Burmeier, H. (2004a): Praxisrelevante Aspekte, Erfahrungen zur Leistungsfähigkeit sowie Trends bei Reinigungswänden in Deutschland und Österreich an 12 Standorten nach 6 Jahren. Altlasten 2004: Fünf Jahre Bundesbodenschutzgesetz- und Altlastenverordnung in Deutschland, Modell für Europa? – Beiträge zum Seminar 16.-17.06.04 in Karlsruhe, T. Egloffstein, G. Burkhardt, K. Czurda, Hrsg., ICP Eigenverlag Bauen und Umwelt, Karlsruhe, Band 7 (ISBN 3-9806840-6-7), 147-206

Birke, V., und Burmeier, H. (2005): Praxisrelevante Aspekte zur Errichtung durchströmter Reinigungswände in Deutschland – Stand der Entwicklung sowie grundlegende planerische und rechtliche Voraussetzungen. Handbuch Altlastensanierung und Flächenmanagement, V. Franzius, K. Wolf, E. Brandt, M. Altenbockum (Hrsg.), 85 Seiten

Birke, V., und Jungbauer H. (2005). Remediation strategies for soil and groundwater remediation in Germany: history, current status and perspectives“, CONSOIL 2005 (9th International FZK/TNO Conference on Contaminated Soil), Bordeaux, France, 03-07 October 2005 (computer optical disk), 90-101

Birke, V., und Parbs, A. (2005): State-of-the-Art Report and Inventory on Already Demonstrated Innovative Remediation Technologies. EURODEMO Report, Project No. (GOCE) 003985, Acronym: EuroDemo, 180 pp., <<http://www.eurodemo.info>> (1. Mai 2006)

Blowes D. W., Gillham R. W., Ptacek C. J., Puls R. W., Bennett T. A., O'Hannesin S. F., Hanton-Fong C. J., und Bain J. G. (1999): An in situ permeable reactive barrier for the treatment of hexavalent chromium and trichloroethylene in ground water: Vol. 1 design and installation, pp. 111. EPA - Office of Research and Development, Washington, DC. Sep. 1999. EPA/600/R-99/095a.

Blowes D. W., Ptacek C. J., Benner S. G., McRae C. W. T., Bennett T. A., und Puls R. W. (2000): Treatment of inorganic contaminants using permeable reactive barriers. J. Contam. Hydrol. 45, 123-137.

Blowes D. W., Ptacek C. J., Benner S. G., McRae C. W. T., und Puls R. W. (1998): Treatment of dissolved metals using permeable reactive barriers. Groundwater Quality '98. September 1998, Tübingen. IAHS-Publication, 250: 483-490.

Blowes D. W., und Ptacek C. J. (1992): Geochemical remediation of groundwater by permeable reactive walls: Removal of chromate by reduction with iron-bearing solids. Subsurface restoration Conference, Third International Conference on Groundwater Quality Research, Subsurface Restoration Conference. June 21-24, Dallas, TX: 214-216.

Blowes, D. W., Ptacek, C. J., Cherry, J. A., Gillham, R. W., und Robertson, W. D. (1995): Passive remediation of groundwater using in situ treatment curtains. Geoenvironment 2000, Characterization, Containment, Remediation, and Performance in Environmental Geotechnics (Vol. 2), Y. B. Acar and D. E. Daniel, eds., ASCE, New York, 1608-1621.

Blowes, D. W., Ptacek, C. J., und Jambor, J. L. (1997): In-situ Remediation of Cr(VI)-Contaminated Groundwater Using Permeable Reactive Walls: Laboratory Studies. Environ. Sci. Technol., 31(12), 3348-3357.

Blowes, D. W., Puls, R.W., Gillham, R.W., Ptacek, Benett, T.A., Bain, J.G., Hanton-Fong, C.J., and Paul, C.J. (1999): An In Situ Permeable Reactive Barrier for the Treatment of Hexavalent Chromium and Trichloroethylene in Ground Water: Volume 2, Performance Monitoring. EPA - Office of Research and Development, Washington DC, 207.

BMBF Endbericht Nr. 0271262, Biologische Prozesse in einer reaktiven Wand mit Fe(0) Auswertungen zum Langzeitverhalten einer Fe(0)-Reaktiven Wand am Beispiel des Standortes Rheine, TU Berlin, 2003.

BMBF Endbericht Nr. 02WR0293, Entwicklung und Erprobung eines Funnel-and-Gate-Systems mit Biosorptionsreaktor zur Fassung und Abreinigung von Grundwasserkontaminationen mit BTEX-Aromaten und PAK am Standort der ehemaligen Teerfabrik Lang in Offenbach, HIM GmbH, 2005.

BMBF Endbericht Nr. 02WR0307, Entwicklung und Erprobung von Reaktionswandsystemen im An- und Abstrom einer Arsenaltlast am Standort der ehemalige Chemische Fabrik Lembach und Schleicher, Wiesbaden, HIM GmbH, 2004.

BMBF-Forschungsvorhaben 02WT9730/1

Böhm, E., Hillenbrand, T., Liebert, J., Schleich, J., und Walz, R. (2002): Kosten-Wirksamkeitsanalyse von nachhaltigen Maßnahmen im Gewässerschutz. UBA-Texte 12/02, Umweltbundesamt Berlin, 364 p.

Bohn, H. L., McNeal, B. L., und O'Connor, G. A. (1985): Soil Chemistry, John Wiley and Sons, NY, 341 p.

Bond D. L., und Fendorf S. (2003): Kinetics and structural constraints of chromate reduction by green rusts. Environ. Sci. Technol. 37, 2750-2757.

Borden, R. C., Goin, R. T., und Kao, C.-M. (1997): Control of BTEX Migration Using a Biologically Enhanced Permeable Barrier. Ground Water Monit. Rem., 17(1), 70-80.

Boronina, T. N., Lagadic, I., und Klabunde, K. J. (1998): Activated and Nonactivated Forms of Zinc Powder: Reactivity toward Chlorocarbons in Water and AFM Studies of Surface Morphologies. Environ. Sci. Technol., 32(17), 2614-2622.

Boronina, T., Klabunde, K. J., und Sergeev, G. (1995): Destruction of Organohalides in Water Using Metal Particles: Carbon Tetrachloride/Water Reactions with Magnesium, Tin, and Zinc. Environ. Sci. Technol., 29(6), 1511-1517.

Bostick W. D., Shoemaker J. L., Osborne P. E., und Evans-Brown B. (1990): Treatment and disposal options for a heavy metals waste containing soluble technetium-99. In Am. Chem. Soc. Symp. Ser., Vol. 422 (ed. D. W. Tedder & F. G. Pohland), pp. 345-367.

Bouwer, E. J., Rittmann, B. E., und McCarty, P. L. (1981): Anaerobic degradation of halogenated 1- and 2-carbon organic compounds. Environ. Sci. Technol., 15, 596-599.

Bowman, R. S., Haggerty, G. M., Huddleston, R. G., Neel, D., und Flynn, M. M. (1995): Sorption of nonpolar organic compounds, inorganic cations, and inorganic oxyanions by surfactant-modified zeolites. Surfactant-Enhanced Remediation of Subsurface Contamination (ACS Symp. Ser. 594): D. A. Sabatini, R. C. Knox, and J. H. Harwell, eds., American Chemical Society, Washington, D.C., 54-64.

Bradley P. M. (2003): History and ecology of chloroethene biodegradation: A review. Biorrem. J. 7, 81-109.

- Brown, G. E. (1990): Spectroscopic studies of chemisorption reaction mechanisms at oxide-water interfaces. *Mineral-Water Interface Geochemistry (Reviews in Mineralogy, Vol. 23)*, M. F. Hochella, Jr. and A. F. White, eds., Mineralogical Society of America, Washington, D.C., 309-363.
- Brownawell, B. J., Chen, H., Collier, J. M., and Westall, J. C. (1990): Adsorption of organic cations to natural materials. *Environ. Sci. Technol.*, 24, 1234-1241.
- Brunauer S., Emmet P. H., und Teller E. (1938): Adsorption of gases in multimolecular layers. *J. Am. Chem. Soc.* 60, 309-319.
- Buffle, J., und Altmann, R. S. (1987): Interpretation of metal complexation by heterogeneous complexants. *Aquatic Surface Chemistry*, W. Stumm, ed., John Wiley and Sons, NY, 351-383.
- Bürger C., Finkel M., und Teutsch G. (2003): Reaktionswandsysteme und Pump-and-Treat - Ein Kostenvergleich. *Grundwasser* 3, 169-180.
- Bürger, C., Bayer, P., und M. Finkel (2006) Algorithmic F&G-System design optimization. - In preparation for submittal to Water Resources Research.
- Bürger, C., und M. Finkel (2005), Performance of multiple gate F&G-Systems in three-dimensional, anisotropic, heterogeneous aquifers. - *IAHS Publ.*, 298, 125-135.
- Bürger, C.M., M. Finkel, und G. Teutsch (2003), Technical and economic evaluation of multiple gate F&G-Systems under homogeneous and heterogeneous aquifer conditions. - *IAHS Publ.*, 277, 448-455.
- Burmeier, H. (1997): Die Bedeutung des Innovationspotentials von durchströmten Reinigungswänden für die Sanierung von Altlastenstandorten in Deutschland. Sanierung von Altlasten mittels durchströmter Reinigungswände, Vorträge und Diskussionsbeiträge des Fachgespräches am 27.10.1997 im Umweltbundesamt in Berlin, Umweltbundesamt, Berlin, 6-21.
- Burmeier, H. (1998): General Overview. Evaluation of Demonstrated and Emerging Technologies for the Treatment of Contaminated Land and Groundwater — Phase III. SPECIAL SESSION ON Treatment Walls and Removable Reactive Barriers. Rep. No. EPA 542-R-98-003, University of Vienna, Austria.
- Burmeier, H., Birke, V., und Rosenau, D. (2002): Current R&D Needs and Tailored Projects for Solving Technical, Administrative and Other Issues Concerning Permeable Reactive Barrier Implementation in Germany. *Advanced Groundwater Remediation Active and Passive Technologies*, F. G. Simon, T. Meggyes, and C. McDonald, eds., Thomas Telford Ltd., London, 45-73.
- Burris D. R., Roberts A. L., und Hering J. G. (1997): Redox reactions in natural and engineered aqueous systems. 213th Am. Chem. Soc. Nat. Meeting, San Francisco, CA. Division of Environmental Chemistry, 37(1): 177-180.
- Burris D. R., T. J C., und Manoranjan V. S. (1995): Sorption of trichloroethene and tetrachloroethene in a batch reactive metallic iron-water system. *Environ. Sci. Technol.* 29, 2850-2855.

- Burris, D. R., Allen-King, R. M., Manoranjan, V. S., Campbell, T. J., Loraine, G. A., and Deng, B. (1998): Chlorinated ethene reduction by cast iron: sorption and mass transfer. *J. Environ. Eng.*, 124(10), 1012-1019.
- Burris, D. R., Campbell, T. J., and Manoranjan, V. S. (1995): Sorption of trichloroethylene and tetrachloroethylene in a batch reactive metallic iron-water system. *Environ. Sci. Technol.*, 29(11), 2850-2855.
- Burris, D. R., and Antworth, C. P. (1992): In situ Modification of an Aquifer Material by a Cationic Surfactant to Enhance Retardation of Organic Contaminants. *J. Contam. Hydrol.*, 10, 325-337.
- Burrow P. D., Aflatooni K., and Gallup G. A. (2000): Dechlorination rate constants on iron and the correlation with electron attachment energies. *Environ. Sci. Technol.* 34, 3368-3371.
- Butler E. C., and Hayes K. F. (1999): Kinetics of the transformation of trichloroethylene and tetrachloroethylene by iron sulfide. *Environ. Sci. Technol.* 33, 2021-2027.
- Butler E. C., and Hayes K. F. (2000): Kinetics of the transformation of halogenated aliphatic compounds by iron sulfide. *Environ. Sci. Technol.* 34, 422-429.
- Butler E. C., and Hayes K. F. (2001): Factors influencing rates and products in the transformation of trichloroethylene by iron sulfide and iron metal. *Environ. Sci. Technol.* 35, 3884-3891.
- Butler, E. C., and Hayes, K. F. (1998): Effects of Solution Composition and pH on the Reductive Dechlorination of Hexachloroethane by Iron Sulfide. *Environ. Sci. Technol.*, 32(9), 1276-1284.
- Butler, L. C., Staiff, D. C., Sovocool, G. W., and Davis, J. E. (1981): Field disposal of methyl parathion using acidified powdered zinc. *J. Environ. Sci. Health*, B16(1), 49-58.
- Campbell, T. J., Burris, D. R., Roberts, A. L., and Wells, J. R. (1997): Trichloroethylene and tetrachloroethylene reduction in a metallic iron-water-vapor batch system. *Environ. Toxicol. Chem.*, 16(4), 625-630.
- Campbell T. J., Burris D. R., Roberts A. L., and Wells J. R. (1997): Degradation of TCE and formation of chlorinated intermediates in a batch reactive metallic iron-water system. *Environ. Tox. Chem.* 16, 625-630.
- Cantrell, K. J., Kaplan, D. I., and Wietsma, T. W. (1995): Zero-valent iron for the in situ remediation of selected metals in groundwater. *J. Hazard. Mater.*, 42(2), 201-212.
- Cantrell, K. J., and Kaplan, D. I. (1997): Zero-valent iron colloid emplacement in sand columns. *J. Environ. Eng.*, 123(5), 499-505.
- Cao J., Wei L., Huang Q., Wang L., and Han S. (1999): Reducing degradation of azo dyes by zero-valent iron in aqueous solution. *Chemosphere* 38, 565-571.
- Carey, M. A., Fretwell, B. A., Mosley, N. G., and Smith, J. W. N. (2002): Guidance on the use of permeable reactive barriers for remediating contaminated groundwater. National Groundwater & Contaminated Land Centre report NC/01/51, Environment Agency, National Groundwater & Contaminated Land Centre (NGWCLC), Olton, Solihull.

- Casey F. X. M., Ong S. K., und Horton R. (2000): Degradation and transformation of tri-chloroethylen in miscible-displacement experiments through zerovalent metals. *Environ. Sci. Technol.* 34, 5023-5029.
- Chandar, P., Somasundaran, P., und Turro, N.J. (1987): Fluorescence probe studies on the structure of the adsorbed layer of dodecylsulfate at the alumina-water interface. *J. Coll. Inter. Sci.*, 117(1), 31-46.
- Charlet L., und Manceau A. A. (1992): X-Ray absorption spectroscopic study of the sorption of Cr(III) at the oxide-water interface. *J. Colloid Interface Sci.* 148, 443-458.
- Charlet, L., und Manceau, A. A. (1992): X-ray absorption spectroscopic study of the sorption of Cr(III) at the oxide/water interface. II Adsorption, coprecipitation and surface precipitation on ferric hydrous oxides. *J. Coll. Interf. Sci.*, 148(2), 443-458.
- Chen, X., Wright, J. V., Conca, J. L., und Peurrung, L. M. (1997): Effects of pH on heavy metal sorption on mineral apatite. *Environ. Sci. Technol.*, 31(3), 624-630.
- Cheng I. F., Muftikian R., und Fernando Q. (1997): Reduction of nitrate to ammonia by zero-valent iron. 213th Am. Chem. Soc. Nat. Meeting, San Fransisco, CA. Division of Environmental Chemistry, 37(1): 165-166.
- Cheng, I. F., Fernando, Q., und Korte, N. (1997): Electrochemical dechlorination of 4-chlorophenol to phenol. *Environ. Sci. Technol.*, 31(4), 074-1078.
- Cherry, J. A., Vales, E. S., und Gillham, R. W. (1992): System for Treating Polluted Groundwater. Patent No. WO 1993022241 A1, Apr 23, 1992.
- Chiang, W.-H., und W. Kinzelbach (2001): 3D-Groundwater Modeling with PMWIN, A Simulation System for Modeling Groundwater Flow and Pollution. Inkl. CD-ROM, Springer-Verlag Berlin, Heidelberg, New York.
- Choe S., Chang Y. Y., Hwang K. Y., und Khim J. (2000): Kinetics of reductive denitrification by nanoscale zero-valen iron. *Chemosphere* 41, 1307-1311.
- Cipollone M. G., Wolfe N. L., und Hassan S. M. (1995): Kinetic studies on the use of metallic iron to reduce organic compounds in water under environmental conditions. 209th American Chemical Society National Meeting, Anaheim, CA., 35(1): 812-814.
- Cirpka, O. A., Bürger, C. M., Nowak, W., und M. Finkel (2004): Uncertainty and data worth analysis for the hydraulic design of F&G-Systems in heterogeneous aquifers. *Water Resources Research* 40(11): W11502, doi:10.1029/2004WR003352, 2004.
- Clausen, C. M., Filipek, L. B., Geiger, C. L., und Clausen, C. A. (2002): Kinetic studies of nano-scale and micro-scale zero valent iron emulsions. Preprints of Extended Abstracts presented at the ACS National Meeting, American Chemical Society, Division of Environmental Chemistry, 42(1), 62-66.
- Colonna, M. (1995): Barriere zur Altlastensicherung auf Basis von Huminstoffen. Diplomarbeit, Märkische Fachhochschule, Iserlohn.
- Conner, J. R. (1990): Chemical Fixtion and Solidification of Hazardong Wastes. Van Nostrand Reinhold, New York.

- Cord-Ruwisch R., Seitz H.-J., und Conrad R. (1988): The capacity of hydrogenotrophic anaerobic bacteria to compete for traces of hydrogen depends on the redox potential of the terminal electron acceptor. *Arch. Microbiol.* 149, 350-357.
- Couillard, D. (1994): The use of peat in wastewater treatment. *Water Res.*, 28(6), 1261-1274.
- Crist, R. H., Martin, J. R., und Chonko, J. (1996): Uptake of metals on peat moss: an ion-exchange process. *Environ. Sci Technol.*, 30, 2456-2461.
- Crittenden, J. C.; Hutzler, N. J.; Geyer, D. G.; Oravitz J. L.; Friedman, G. (1986) Transport of Organic Compounds with Saturated Groundwater Flow: Model Development and Parameter Sensitivity. *Water Resour. Res.* 22 (3), 271-284.
- Csővári, M., Csicsák, J., und Földing, G. (2002): Investigation into calcium oxide-based reactive barriers to attenuate uranium migration. *Advanced Groundwater Remediation Active and Passive Technologies*, F. G. Simon, T. Meggyes, and C. McDonald, eds., Thomas Telford Publishing, London, 223-235.
- Czurda, K., Huttenloch, P., Gregolec, G., und Roehl, K. E. (2002): Electrokinetic techniques and new materials for reactive barriers. *Advanced Groundwater Remediation Active and Passive Technologies.*, F. G. Simon, T. Meggyes, and C. McDonald, eds., Thomas Telford Publishing, London, 173-192.
- Dahmke A. (1997): Aktualisierung der Literaturstudie Reaktive Wände pH-Redox-reaktive Wände, pp. 72. Landesanstalt für Umweltschutz, Karlsruhe.
- Dahmke A., Ebert M., Köber R., Schäfer D., Schlicker O., und Wüst W. (2000): Konstruktion und Optimierung von passiven geochemischen Barrieren zur in-situ-Sicherung und Sanierung CKW-kontaminierter Aquifere, pp. 229. BMBF. Mai 2000. Endbericht zum Forschungsvorhaben 02-WT9546/2.
- Dahmke A., Ebert M., und Schäfer D. (2000): Permeable Wände zur in situ-Grundwassersanierung. In *Wasserkalender 2001: Jahrbuch für das gesamte Wasserfach* (ed. R. Wagner (Hrsg.)), pp. 82-109. Erich Schmidt Verlag.
- Dahmke A., Schäfer D., Köber R., und Plagentz V. (2002): Entwicklung von gekoppelten in situ-Reaktoren und Optimierung der geochemischen Prozesse im Abstrom von verschiedenen in situ-Reaktor-Systemen, pp. 90. Institut für Geowissenschaften, Kiel. Dez. 2002. Abschlußbericht zum BMBF-Forschungsvorhaben 02WT9938/0.
- Dahmke, A., Bremstahler, F., Schlicker, O., und Wüst, W. (1997): Grundwasserelevante Inhibierungsprozesse der LHKW-Dehalogenierung in Fe^0 -Reaktionswänden. *IWS-Schriftenreihe (Kongreß Grundwassersanierung 1997)*, 28, 324-341.
- Dahmke, A., Ebert, M., Dethlefsen, F., Köber, R., Parbs, A., Plagentz, V., Schäfer, D., Silva-Send, N. (2005): Bewertung und Weiterentwicklung von Voruntersuchungs-, Monitoring- und Qualitätsmanagementansätze für Reaktionswände - eine vergleichende Labor- und Standortstudie unter besonderer Berücksichtigung vollständiger, stoffspezifische Bilanzen des Schadstoffumsatzes beim Einsatz reaktiver Wände.- BMBF Forschungsvorhaben No. 02WR0208, Endbericht, Christian-Albrechts-Universität, Kiel, Germany.

- Dahmke, A., Ebert, M., Köber, R., Schäfer, D., Schlicker, O., und Wüst, W. (2000): „Konstruktion und Optimierung passiver geochemischer Barrieren zur in-situ-Sanierung und Sicherung CKW-kontaminierter Aquifere.“ Abschlußbericht zum BMBF Forschungsvorhaben 02-WT9546/2, 245 S.
- Daniels, L., Belay, N., Rajagopal, B. S., und Weimer, P. J. (1987): Bacterial methanogenesis and growth from CO₂ with elemental iron as the sole source of electrons. *Science*, 237, 509-511.
- Danish National Railway Agency and Danish State Railways (2000a): Environmental/Economic Evaluation and Optimising of Contaminated Sites Remediation. Site report Copenhagen Freight Yard 1 Reactive Wall.“ Copenhagen, ScanRail Consult, Report (EU LIFE Project No. 96ENV/DK/0016, Danish Environmental Protection Agency), 40 pages.
- Danish National Railway Agency and Danish State Railways (2000b): Environmental/Economic Evaluation and Optimising of Contaminated Sites Remediation. Site report Copenhagen Freight Yard 2 Biological Wall. Copenhagen, ScanRail Consult, Report (EU LIFE Project No. 96ENV/DK/0016, Danish Environmental Protection Agency), 45 pages.
- Davis, A., Eary, L. E., und Helgen, S. (1999): Assessing the efficacy of lime amendment to geochemically stabilize mine tailings. *Environ. Sci. Technol.*, 33, 2626-2632.
- Dejournett, T., und Alvarez, P. J. J. (1999): Combined Microbial-Fe(0) system to treat nitrate-contaminated groundwater. *Bioremediation of Metals and Inorganic Compounds*, A. Leeson and B. C. Alleman, eds., Battelle Press, 79-84.
- Del Cul G. D., Bostick W. D., Trotter D. R., und Osborne P. E. (1993): Technetium-99 removal from process solutions and contaminated groundwater. *Sep. Sci. Technol.* 28, 551-564.
- Deng B., Burris D. R., und Campbell T. J. (1999): Reduction of vinyl chloride in metallic iron-water systems. *Environ. Sci. Technol.* 33, 2651-2656.
- Deng B., Campbell T. J., und Burris D. R. (1997): Hydrocarbon formation in metallic iron/water systems. *Environ. Sci. Technol.* 31, 1185-1190.
- Devlin J. F., Morkin M., und Repta C. (2000): Incorporating surface saturation effects into iron wall design calculations. *The Second International Conference on Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds*. May 22-25, Monterey, CA. Battelle Press: 393-400.
- Devlin, J. F., Klausen, J., und Schwarzenbach, R. P. (1998): Kinetics of nitroaromatic reduction on granular iron in recirculating batch experiments. *Environ. Sci. Technol.*, 32(13), 1941-1947.
- DGQ (Deutsche Gesellschaft für Qualität e.V.) (1995): Begriffe zum Qualitätsmanagement. DGQ-Schrift 11-04, Frankfurt.
- DIN EN ISO 8402 (1995-08): Qualitätsmanagement – Begriffe. Mit Beiblatt 1: Anmerkungen zu Begriffen. Beuth Verlag, Berlin.
- DIN EN ISO 9000, 9001, 9004 (2000-12): Normen zum Qualitätsmanagement und zur Qualitätssicherung/QM-Darlegung. Beuth Verlag, Berlin.
- DIN EN ISO/IEC 17025 (2000-04): Allgemeine Anforderungen an die Kompetenz von Prüf- und Kalibrierlaboratorien. Beuth Verlag, Berlin.

Domenico, P. A., Schwartz, F.W. (1998): "Physical and Chemical Hydrogeology". John Wiley & Sons, New York, 506.

Dreschmann, P. (2000): Anforderungen an eine Sanierungsuntersuchung unter Berücksichtigung von Nutzen-Kosten-Aspekten. LUA-Materialien zur Altlastensanierung und zum Bodenschutz, Vol. 11, Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Essen, 261 p.

Dreschmann, P., und Odensaß, M. (1999): Einfluß von Nutzen und Kosten auf die Sanierungsentscheidung. TerraTech, 5/1999, 54-60.

Dries J., Geuens S., Bastiaens L., Springael D., Agathos S. N., und Diels L. (2003): Multibarrier, a technologie concept for the in-situ remediation of mixed groundwater pollution. Consoil 2003: 8th International FZK/TNO Conference on Contaminated Soil. 12.-16. Mai 2003, Gent, Belgien: 1650-1656.

Duba, A. G., Jackson, K. J., Jovanovich, M. C., Knapp, R. B., und Taylor, R. T. (1996): TCE Remediation Using In Situ, Resting-State Bioaugmentation. Environ. Sci Technol., 30(6), 1982-1989.

Duran J. M., Vogan J., und Stening J. R. (2000): Reactive barrier performance in a complex contaminant and geochemical environment. In Chemical oxidation and reactive barriers: remediation of chlorinated and recalcitrant compounds (ed. G. B. Wickramanayake, A. R. Gavaskar & A. S. C. Chen), pp. 401-408. Battelle Press.

Durant N., Cox E., Zhang W.-X., Dworatzek S., Neville S., und Fennessy C. (2003): Remediation of perchlorate, NDMA, and chlorinated solvents in groundwater using nanoscale zero valent iron. RTDF Permeable Reactive Barriers (PRBs) Action Team Meeting. October 15-16, 2003, Niagra Falls, NY: 277, <http://www.rtdf.org/public/permbarr/minutes/101603/index.htm>.

Dürr, R., und Rakel, K. (1999): Pilotversuch zur Grundwasserreinigung an einer früheren Verarbeitungsstätte von Gaswerkteer. TerraTech, 1/1999, 53-54.

Dzombak, D. A., und Morel, F. M. M. (1990): Surface complexation modeling – Hydrous ferric oxide. John Wiley and Sons, NY, 393 p.

Eary L. E., und Rai D. (1988): Chromate removal from aqueous wastes by reduction of ferrous iron. Environ. Sci. Technol. 22, 972-977.

Eary L. E., und Rai D. (1989): Kinetics of chromate reduction by ferrous ions derived from hematite and biotite. Am. J. Sci. 289, 180-213.

Ebert M. (1997): Der Einfluß des Redoxmilieus auf die Mobilität von Chrom im durchströmten Aquifer. Dissertation. Berichte Fachbereich Geowissenschaften Nr. 101, Fachbereich Geowissenschaften, Universität Bremen. 135 S.

Ebert M., Dahmke A., und Silva-Send N. (2002): Inhibiting substances as tracers for the reactivity assessment of Fe(0) PRB's. In Proceedings of the Third International Conference on Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds (electronic resource) (ed. A. R. Gavaskar & A. S. C. Chen), pp. Paper 2A-10. Battelle.

Ebert M., Hencke J., und Isenbeck-Schröter M. (1995): Modellierung von Transportprozessen dargestellt am Beispiel Chrom(III)/Chrom(VI). Z. dt. geol. Ges. 146, 138-145.

Ebert, M. (2004): Elementares Eisen in permeablen reaktiven Barrieren zur in situ-Grundwassersanierung – Kenntnisstand nach zehn Jahren Technologieentwicklung.- Habilitationsschrift an der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Fachbereich Geologie und Paläontologie, 409 S.

Ebert, M., Dahmke, A., Dethlefsen, F., Parbs, A., und Plagentz, V. (2004a): Bewertung und Weiterentwicklung von Voruntersuchungs- Monitoring- und Qualitätsmanagementansätze für Reinigungswände - eine vergleichende Labor- und Standortstudie unter besonderer Berücksichtigung vollständiger, stoffspezifische Bilanzen des Schadstoffumsatzes beim Einsatz reaktiver Wände. Unveröffentlicher Zwischenbericht zum Forschungsvorhaben 02WR0208, Universität Kiel.

Ebert, M., Dahmke, A., Köber, R., Silva-Send, N., Parbs, A., Plagentz, V., und T. Stender (2003c): Bewertung und Weiterentwicklung von Voruntersuchungs- Monitoring- und Qualitätsmanagementansätze für Reinigungswände - eine vergleichende Labor- und Standortstudie unter besonderer Berücksichtigung vollständiger, stoffspezifische Bilanzen des Schadstoffumsatzes beim Einsatz reaktiver Wände. Unveröffentlicher Zwischenbericht zum Forschungsvorhaben 02WR0208, Universität Kiel.

Ebert, M., Hümmer, O., Mayer, M., Schlicker, O., und Dahmke, A. (2000): Degradation of organic groundwater contaminants: redox processes and EH-Values. - In Redox: fundamentals, processes and applications, J. Schüring, H. D. Schulz, W. R. Fischer, J. Böttcher, and W. H. M. Duijnsveld, eds., Springer-Verlag, Heidelberg, 217-227.

Ebert, M., Köber, R., Parbs, A., Plagentz, V., Schäfer, D., und A. Dahmke (2006): Assessing Degradation Rates of Chlorinated Ethylenes in Column Experiments with Commercial Iron Materials Used in Permeable Reactive Barriers.- Environ. Sci. Technol., 40 (6): 2004-2010.

Ebert, M., Köber, R., Parbs, A., Schäfer, D., und Dahmke, A. (2003a): Ionic Tracers for the Reactivity Assessment of Fe(0) PRB's. Consoil 2003: 8th International FZK/TNO Conference on Contaminated Soil, 1582-1590.

Ebert, M., Köber, R., Parbs, A., und Dahmke, A. (in press): Tracer Experiments in Zero-Valent Iron Permeable Reactive Barriers.

Ebert, M., Köber, R., Schäfer, D., Silva-Send, N., und A. Dahmke (2002): The usability of laboratory experiments for long term performance prediction.- Remediation of chlorinated and recalcitrant compounds: The third International Conference, 20.-23. May 2002, Monterey, California, Battelle. (Abstract):

Ebert, M., Möller, W., und M. Wegner (1999a): Abiotischer Abbau von chlorierten Kohlenwasserstoffen in Eisengranulaten.- Abschlußbericht über das F+E-Fördervorhaben AZ 07837 von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt, S. 1-48, Mull-und-Partner-Ingenieurgesellschaft mbH Garbsen, November 1999.

Ebert, M., Möller, W., und Wegner, M. (1999b): F+E-Vorhaben Reaktive Wand in Rheine – aktuelle Ergebnisse. Altlasten Spektrum, 2/1999, 109-112.

Ebert, M., Parbs, A., Plagentz, V., Schäfer, D., und Dahmke, A. (2005): Long Term Monitoring and Performance Assessment of PRB's in Germany. In: Gavaskar, A. R., and Chen, A. S. C., eds., (2005): Remediation of chlorinated and recalcitrant compounds - 2004 (CD-Rom), Battelle Press, Columbus, Ohio

Ebert, M., Schäfer, D., und Köber, R. (2001): The use of column experiments to predict performance and long term stability of iron treatment walls. 3rd Int. Containment Technology Conf., 10-13 June, 2001, Florida State University, Tallahassee, Orlando, FL, <<http://www.containment.fsu.edu/cd/content/>>.

Ebert, M., Schäfer, D., und A. Dahmke (2000): Erfahrungen mit dem Einsatz einer Fe(0)-Reinigungswand - Geochemische Wechselwirkungen im Aquifer und Reinigungsleistung am Fallbeispiel der Pilotanlage Rheine.- Vortrag am 3.10.00 in Heidelberg für HydroGeoEvent 2000 Wasser-Gesteins-Wechselwirkungen vom 29.09.-4.10.00, publ. In Schriftenr. D. Dtsch..Geol. Ges. (Herausg. M. Herbert, M. Isenbeck-Schröter, Chr. Scholz), Heft 12, S. 177, Kurzfassung 2000.

Ebert, M., Wegner, M., Parbs, A., Plagentz, V., Schäfer, D., Köber, R., und Dahmke, A. (2003b): Prognostizierte und tatsächliche Langzeitstabilität von Fe(0)-Reinigungswänden - Am Beispiel der Reinigungswand am Standort Rheine nach 5-jähriger Betriebszeit. Grundwasser 3, 157-168

Ebert, M., Dahmke, A., und N. Silva-Send (2002): Inhibiting Substances as Tracers for the Reactivity Assessment of Fe(0) PRB's.- Paper for Proceedings of the Third Intern. Conf. on Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds (electronic resource) (ed. Gavaskar, A.R. & Chen, A.S.C.) in Monterey, 20-23 May 2002, Battelle.

eco.carbon GmbH (2002): <<http://www.ecocarbon.de>> (Dezember 2002):

Edel, H.-G., und Voigt, T. (2001): Aktive und passive Grundwassersanierung – ein Verfahrens- und Kostenvergleich. TerraTech, 1/2001, 40-44.

Elder, C.R., Benson, C.H., und Eykholt, G.R. (2002): Effects of heterogeneity on influent and effluent concentrations from horizontal permeable reactive barriers. – Water Resources Research, 38 (8), doi:10.1029/2001WR001259.

Elliott D., und Zhang W.-X. (2001): Field assessment of nanoparticles for groundwater treatment. Environ. Sci. Technol. 35, 4922-4926.

Elovitz M. S., und Weber E. J. (1999): Sediment-mediated reduction of 2,4,6-trinitrotoluene and fate of the resulting aromatic (poly)amines. Environ. Sci. Technol. 33, 2617-2625.

Engelmann, M. D., Doyle, J. G., und Cheng, I. F. (2001): The complete dechlorination of DDT by magnesium/palladium bimetallic particles. Chemosphere, 43(2), 195-198.

EPA. (2001): National primary drinking water regulations; Arsenic and clarifications to compliance and new source contaminants monitoring. Federal Register 66, 6976-7066.

ETI. (2003): <<http://www.eti.ca>> (18. Dezember 2003):

Eykholt, G. R., Baghel, S.S., Sivavec, T.M., Mackenzie, P.D., Haitko, D., und D. Horney (1995): Conservative Flow Tracers for Iron Column Studies. 209th American Chemical Society National Meeting, 818-821.

Eykholt, G. R., und Davenport, D. T. (1998): Dechlorination of the chloroacetanilide herbicides alachlor and metolachlor by iron metal. Environ. Sci. Technol., 32(10), 1482-1487.

Falbe, J., und Regitz, M. (1992): Römpp Chemie Lexikon (Vol. 5): Georg Thieme Verlag, Stuttgart, 4218.

- Farahbakhsh, M., und Wienberg, R. (2005): Vollständige, stoffspezifische Bilanzen des Schadstoffumsatzes beim Einsatz reaktiver Fe-Wände mit Hilfe ^{14}C -markierter LCKW – Anlage 1 zu Dahmke, A., Ebert, M., Dethlefsen, F., Köber, R., Parbs, A., Plagentz, V., Schäfer, D., Silva-Send, N. (2005): Bewertung und Weiterentwicklung von Voruntersuchungs-, Monitoring- und Qualitätsmanagementansätze für Reinigungswände - eine vergleichende Labor- und Standortstudie unter besonderer Berücksichtigung vollständiger, stoffspezifische Bilanzen des Schadstoffumsatzes beim Einsatz reaktiver Wände.- BMBF Forschungsvorhaben No. 02WR0208, Endbericht, Christian-Albrechts-Universität, Kiel, Germany.
- Farrell J., Wang J., O'Day P., und Conklin M. (2001): Electrochemical and spectroscopic study of arsenate removal from water using zero-valent iron media. *Environ. Sci. Technol.* 35, 2026-2032.
- Fendorf S. E., und Li G. (1996): Kinetics of chromate reduction by ferrous iron. *Environ. Sci. Technol.* 30, 1614-1617.
- Fennelly J. P., und Roberts A. L. (1998): Reaction of 1,1,1-Trichloroethane with zero-valent metals and bimetallic reductants. *Environ. Sci. Technol.* 32, 1980-1988.
- Fetter, C. W. (1999): Contaminant Hydrogeology. Prentice Hall Inc., Upper Saddle River, New Jersey, 121.
- Fiedor, J. N., Bostick, W. D., Jarabek, R. J., und Farrell, J. (1998): Understanding the Mechanism of Uranium Removal from Groundwater by Zero-Valent Iron Using X-ray Photoelectron Spectroscopy. *Environ. Sci. Technol.*, 32(10), 1466-1473.
- Finkel, M., R. Liedl, und G. Teutsch (1998): A modelling study on the efficiency of groundwater treatment walls in heterogeneous aquifers. *Groundwater Quality 1998*, Tübingen, Germany, Sept 1998, IAHS Publ. no. 250, 467-474.
- Finkel, M., R. Liedl, und G. Teutsch (2002): Modelling Reactive Transport of Organic Solutes in Groundwater With a Lagrangian Streamtube Approach. - In: H. Schulz & G. Teutsch (Hrsg.): *Geochemical Processes - Concepts for Modelling Reactive Transport in Soils and Groundwater*, DFG Research Report, Wiley-VCH, Weinheim, 115-134.
- Focht, R. M., Vogan, J.L., und O'Hannesin, S.F (1997): Hydraulic Studies of In-Situ Permeable Reactive Barriers. *International Containment Technology Conference and Exhibition*, St. Petersburg, FL, 975-981.
- Focon-PROBIOTEC. (2000): Eisen-Reaktive Wand zum Abbau von CKW im Grundwasser. Focon-PROBIOTEC-Testbericht, Düren, Deutschland.
- Ford, R. G., Bertsch, P. M., und Farley, K. J. (1997): Changes in transition and heavy metal partitioning during hydrous iron oxide aging. *Environ. Sci. Technol.*, 31(7), 2028-2033.
- Förstner, U., und Grathwohl, P. (2003): *Ingenieurgeochemie*. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, 392 p.
- Friedrich, W., Müller-Kirchenbauer, H., Schlötzer, C., und Rogner, J. (1995): *Sicherung von Altlasten mit Schlitz- oder Schmalwänden*. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe, 192 p.
- Frimmel, F. H., und Christman, R. F. (1988): *Humic substances and their role in the environment*. John Wiley and Sons, Chichester, 271 p.

FRTR (2002): Evaluation of Permeable Reactive Barrier Performance. F. R. T. Roundtable, 45, <http://www.frtr.gov>.

Fruchter, J. S., Amonette, J. E., Cole, C. R., Gorby, Y. A., Humphrey, M. D., Istok, J. D., Olsen, K. B., Spane, F. A., Szecsody, J. E., Teel, S. S., Vermeul, V. R., Williams, M. D., and Yabusaki, S. B. (1996): In Situ Redox Manipulation Field Injection Test Report - Hanford 100H Area. Rep. No. PNNL-11372, Department of Energy, Washington, D.C., 336 p.

Gandhi S., Oh B.-T., Schnoor J. L., und Alvarez P. J. J. (2002): Degradation of TCE, Cr(VI), sulfate, and nitrate mixtures by granular iron in flow-through columns under different microbial conditions. *Wat. Res.* 36, 1973-1983.

Garrod, G., und Willis, K. G. (1999): Economic valuation of the environment: methods and case studies, Edward Elgar Publishing Limited, Cheltenham, 400 p.

Gavaskar A., Gupta N., Sass B., Janosy R., und Hicks J. (2000): Design guidance for application of permeable reactive barriers for groundwater remediation, pp. 167 + Appendices. Battelle, Columbus, Ohio. March 2000. Final Report.

Gavaskar A., Sass B., Gupta N., Drescher E., Yoon W.-S., Sminchak J., Hicks J., und Condit W. (2002): Evaluating the longevity and hydraulic performance of permeable reactive barriers at department of defense sites, pp. 239, 5 Appendices. Battelle, Columbus, Ohio. April 24, 2002. Final Report.

Gavaskar, A. R., Gupta, N., Sass, B. M., Janosy, R. J., und O'Sullivan, D. (1998a): Permeable Barriers for Groundwater Remediation: Design, Construction, and Monitoring. Battelle Press, Columbus, Ohio, U.S.A., 176 p.

Gavaskar, A., Gupta, N., Sass, B., Fox, T., Janosy, R., Cantrell, K., Olfenbuttel, R. (1997): Design Guidance for Application of Permeable Barriers to Remediate Dissolved Chlorinated Solvents. - Report DG1110-345-117, Battelle Columbus, (Ohio), U.S.A., February 1997.

Gavaskar, A., Sass, B., Gupta, N., Hicks, J., Yoon, S., Fox, T., und Sminchak, J. (1998b): Performance Evaluation of a Pilot-Scale Permeable Reactive Barrier at Former Naval Air Station Moffett Field, Mountain View, California. Battelle Press, Columbus, Ohio, U.S.A., 172.

GefStoffV (Verordnung zum Schutz vor gefährlichen Stoffen v. 15.11.1999) (1999): Bundesgesetzblatt. Teil T, 2233.

Geiger C. L., Clausen C. A., Reinhard D., Brooks K., Clausen C., Huntley C., Filipek L., Krug T., O'Hara S., Majors D., und Quinn J. (2002): Reductive dehalogenation of DNAPLs using emulsified zero-valent iron. In Remediation of chlorinated and recalcitrant compounds-2002. [Electronic Resource] Proceedings of the third international conference on remediation of chlorinated and recalcitrant compounds (Monterey, CA, May 2002) (ed. A. Gavaskar & A. S. C. Chen), pp. Paper 2C-32. Battelle Press.

Geiger, C. L., Clausen, C. A., Brooks, K., und Major, D. (2001): Nanoscale and microscale iron emulsions for treating DNAPL. Preprints of Extended Abstracts presented at the ACS National Meeting, American Chemical Society, Division of Environmental Chemistry, 41(1), 1028-1033.

- Geiger, C. L., Clausen, C. A., Reinhart, D. R., Brooks, K., Major, D., and Quinn, J. (2001): The in situ treatment of DNAPL with zero-valent iron emulsions. 3rd Int. Containment Technology Conf., 10-13 June, 2001, Florida State University, Tallahassee, Orlando, FL, <[http://www.containment.fsu.edu\(cd/content/](http://www.containment.fsu.edu(cd/content/)>.
- Gerlach R., Cunningham A. R., and Caccavo F. J. (2000): Dissimilatory iron-reducing bacteria can influence the reduction of carbon tetrachloride by iron metal. *Environ. Sci. Technol.* 34, 2461-2464.
- Gerritse J., Kloetstra G., Borger A., Dalstra G., Alphenaar A., und Gottschal J. C. (1997): Complete degradation of tetrachloroethene in coupled anoxic and oxic chemostats. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 48, 553-562.
- Gerritse J., Kloetstra G., Wiersum L., Lawson P. A., Collins M. D., Alphenaar A., und Gottschal J. C. (1996a): Reductive dechlorination of chloroethenes or chlorophenols by two novel *Desulfitobacterium* spp. grown in batch and chemostat cultures. *UIB-GBF-CSI-TUB Symposium, Palma de Mallorca, Spanien*: 171.
- Gerritse J., Renard V., Pedro Gomes T. M., Lawson P. A., Collins M. D., und Gottschal J. C. (1996b): *Desulfitobacterium* sp. strain PCE1, an anaerobic bacterium that can grow by reductive dechlorination of tetrachloroethene or ortho-chlorinated phenols. *Arch. Microbiol.* 165, 132-140.
- Ghauch A. (2001): Degradation of benomyl, picloram, and dicamba in a conical apparatus by zero-valent iron powder. *Chemosphere* 43, 1109-1117.
- Ghauch A., Gallet C., Charef A., Rima J., und Martin-Bouyer M. (2001): Reductive degradation of carbaryl in water by zero-valent iron. *Chemosphere* 42, 419-424.
- Ghosh, R. S., Dzombak, D. A., Luthy, R. G., und Smith, J. R. (1999): In situ treatment of cyanide-contaminated groundwater by iron cyanide precipitation. *Water Environ. Res.*, 71(6), 1217-1228.
- Gillham R. W., und O'Hannesin S. F. (1994): Enhanced degradation of halogenated aliphatics by zero-valent iron. *Ground Water* 32, 958-967.
- Gillham, R. W., Ritter, K., Zhang, Y., und Odziemkowski, M. S. (2001): Factors in the long-term performance of granular iron PRBs. 3rd Int. Containment Technology Conf., 10-13 June, 2001, Florida State University, Tallahassee, Orlando, FL, <[http://www.containment.fsu.edu\(cd/content/](http://www.containment.fsu.edu(cd/content/)>
- Gillham, R. W., und O'Hannesin, S. F. (1992): Metal-catalyzed abiotic degradation of halogenated organic compounds. *IAH Conference: Modern trends in hydrogeology.*, Hamilton, Ontario, Canada, 94-103.
- Glazier R., Venkatakrishnan R., Gheorghiu F., Walata L., Nash R., und Zhang W.-X. (2003): Nanotechnology takes root. *Civil Engineering* 73, 64-69.
- Gosset, T., Trancart, J., und Thevenot, D. R. (1986): Batch metal removal by peat. *Kinetics and thermodynamics. Wat. Res.*, 20(1), 21-26.
- Gottpagar J. K., Grulke E. A., und Bhattacharyya D. (1997): Reductive dehalogenation of trichloroethylene using zero-valent iron. *Environ. Prog.* 16.
- Gottpagar J. K., Grulke E. A., und Bhattacharyya D. (1998): Reductive dehalogenation of trichloroethylene: kinetic models and experimental verification. *J. Hazard. Mater.* 62, 243-264.

- Gottpagar, J., Lyuksyutov, S., Cohn, R., Grulke, E., und Bhattacharyya, D. (1999): Reductive Dehalogenation of Trichloroethylene with Zero-Valent Iron: Surface Profiling Microscopy and Rate Enhancement Studies. *Langmuir*, 15(24), 8412-8420.
- Graham L. J., und Jovanovic G. (1999): Dechlorination of p-chlorophenol on Pd/Fe catalyst in a magnetically stabilized fluidized bed; Implications for sludge and liquid remediation. *Chem. Eng. Sci.* 54, 3085-3093.
- Grathwohl, P., und Peschik, G. (1997): Permeable sorptive walls for treatment of hydrophobic organic contaminant plumes in groundwater. *International Containment Technology Conference*, St. Petersburg, Florida, U.S.A., 711-717.
- Grittini C., Malcomson M., Fernando Q., und Korte N. (1995): Rapid dechlorination of polychlorinated biphenyls on the surface of a Pd/Fe bimetallic system. *Environ. Sci. Technol.* 29, 2898-2900.
- Gu B., Watson D. B., Wu L., Phillips D. H., White D. C., und Zhou J. (2002): Microbiological characteristics in a zero-valent iron reactive barrier. *Environ. Monit. Assess.* 77.
- Gu, B., Liang, L., Dickey, M. J., Yin, X., und Dai, S. (1998): Reductive precipitation of uranium(VI) by zero-valent iron. *Environ. Sci. Technol.*, 32(21), 3366-3373.
- Gu, B., Phelps, T. J., Liang, L., Dickey, M. J., Roh, Y., Kinsall, B. L., Palumbo, A. V., und Jacobs, G. K. (1999): Biogeochemical Dynamics in Zero-Valent Iron Columns: Implications for Permeable Reactive Barriers. *Environ. Sci. Technol.*, 33(13), 2170-2177.
- Gui J., Gillham R. W., und Odziemkowski M. S. (2000): Reduction of N-nitrosodimethylamine with granular iron and nickel-enhanced iron. 1. Pathways and kinetics. *Environ. Sci. Technol.* 34, 3489-3494.
- Gui, L., und Gillham, R. W. (2001): Preparation and regeneration of nickel-iron for reduction of organic contaminants. Preprints of Extended Abstracts presented at the ACS National Meeting, American Chemical Society, Division of Environmental Chemistry, 41(1), 1132-1137.
- Gupta, N., Gavaskar, A., Sminchak, J., Sass, B., Yoon, W.-S., Reeter, C., und White, S. (2002): Designing and Verifying the Hydraulic Performance of Permeable Barriers. *Proc. of the 3rd Int. Conf. on Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds*, Monterey, A. R. Gavaskar and A. S. C. Chen, eds., Battelle Press, Columbus, Ohio, computer optical disk.
- Gupta, N., Sass, B., Gavaskar, A., Sminchak, J., Fox, T., und Snyder, F. (1998): Hydraulic Evaluation of a Permeable Barrier Using Tracer Tests, Velocity Measurements, and Modeling. *Proc. of the 1st Int. Conf. on Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds*, Monterey, Battelle Press, Columbus, Ohio, 157-162.
- GWRTAC Ground-Water Remediation Technologies Analysis Center (1997): Treatment walls: a status update. TP-97-02, Pittsburgh, PA, <<http://www.gwrtac.org>> (Jan 1, 2003):
- Haberer, K., und Böttcher, U. (1996): Das Verhalten von Umweltchemikalien in Boden und Grundwasser. *Zivilschutzforschung (Schriftenreihe der Schutzkommission beim Bundesminister des Innern Herausgegeben vom Bundesverwaltungsamt – Zentralstelle für Zivilschutz – im Auftrag des Bundesministerium des Innern)*, Neue Folge Band 23, Bonn, 225 Seiten.

- Haderlein, S. B., und Pecher, K. (1998): Pollutant reduction in heterogeneous Fe(II)-Fe(III) systems. Mineral-Water Interfacial Reactions (ACS Symp. Ser. 715), American Chemical Society, Washington, D.C., 342-357.
- Haggerty, G. M., und Bowman, R. S. (1994): Sorption of chromate and other inorganic anions by organo-zeolite. Environ. Sci. Technol., 28(3), 452-458.
- Hansen, H. C. B., Koch, C. B., Nancke-Krogh, H., Borggaard, O. K., und Sorensen, J. (1996): Abiotic nitrate reduction to ammonium: key role of green rust. Environ. Sci. Technol., 30(6), 2053-2056.
- Hanstein, P., Jungbauer, H., und Melzer, R. (1999): Biologische In-situ-Sanierung durch Eingabe von reinem Sauerstoff in das Grundwasser. TerraTech, 2/1999, 46-48.
- Hardy L. I., und Gillham R. W. (1996): Formation of hydrocarbons from the reduction of aqueous CO₂ by zero-valent iron. Environ. Sci. Technol. 30, 57-65.
- Haring, V., und Conrad, R. (1991): Kinetics of H₂-oxidation in respiring and denitrifying paracoccus denitrificans. FEMS Microbiol. Lett., 78(2-3), 259-264.
- Hart, S., und Powers, B. (2002): Performance Monitoring Of The Spill Site 7 ZVI Permeable Reactive Barrier. <<http://www.rtdf.org/public/permbarr/minutes/110702/summary.html>> (Jan 1st, 2004).
- Hartwiger, P. (2001): Full-scale-Anlage mit Aktivkohle am Standort Reichenbach. ITVA-Fachtagung: Reinigungswände auf dem Vormarsch, Magdeburg, Germany.
- Hartwiger, P. (2006): Persönliche Mitteilung an die RUBIN-Koordinierung.
- Hayworth, J. S., und Burris, D. R. (1997): Nonionic Surfactant-Enhanced Solubilization and Recovery of Organic Contaminants from within Cationic Surfactant-Enhanced Sorbent Zones. 1. Experiments. Environ. Sci. Technol., 31(5), 1277-1283.
- He J., Sung Y., Dollhope M. E., Fathepure B. Z., Tiedje J. M., und Löffler F. E. (2002): Acetate versus hydrogen as direct electron donors to stimulate the microbial reductive dechlorination process at chloroethene-contaminated sites. Environ. Sci. Technol. 36, 3945-3952.
- Heath, R. C. (1988): Einführung in die Grundwasserhydrologie. Oldenbourg, München.
- Hedin, R. S., Watzlaf, G. R., und Nairn, R. W. (1994): Passive treatment of acid mine drainage with limestone. J. Environ. Qual., 23, 1338-1345.
- Hein, P., Butler, J., Weiss, H.-J., Vigelahn, L. (2001): Horizontales Fe(0)-Reinigungswandsystem zur In-situ-Abreinigung von LHKW-verunreinigtem Grundwasser in Bernau, 3. Teil: Anwendung innovativer Erkundungstechniken – Methodik, Ergebnisse und Schlußfolgerungen für die Anwendung einer Reinigungswand am Standort Bernau. Wasser Luft und Boden, 10/2002, Supplement TerraTech, 22-24.
- Hein, P., Freygang, M., Vigelahn, L. (2001): Horizontales Fe(0)-Reinigungswandsystem zur In-situ-Abreinigung von LHKW-verunreinigtem Grundwasser in Bernau, 1. Teil: Vorstellung des FuE-Projektes Bernau im BMBF-Verbundvorhaben „RUBIN – Anwendung von Reinigungswänden zur Sanierung von Altlasten“. TerraTech 5/2001, 54-56.

- Hein, P., Freygang, M., Vigelahn, L. (2002): Horizontaler Eisengranulatreaktor zur In-Situ-Abreinigung von LHKW-kontaminiertem GW in Bernau bei Bernau. Altlastenspektrum, 4/2002, 89.
- Hein, P., Vigelahn, L., Hutmacher, M., Oviedo, I. (2002): Horizontales Fe(0)-Reinigungswandsystem zur In-situ-Abreinigung von LHKW-verunreinigtem Grundwasser in Bernau, 2. Teil: Prognose abiotischer Abbauleistungen, Optimierung von Durchsatz und Verweilzeit am Fe(0)-Horizontalreaktor, erste Ergebnisse. TerraTech, 3/2002.
- Helland, B. R., Alvarez, P. J. J., und Schnoor, J. L. (1995): Reductive dechlorination of carbon tetrachloride with elemental iron. J. Hazard. Mater., 41(2-3), 205-216.
- Hill C. G. J. (1977): An introduction to chemical engineering kinetics and reactor design. John Wiley & Sons, New York.
- Ho, Y. S., Wase, D. A. J., und Forster, C. F. (1995): Batch nickel removal from aqueous solution by sphagnum moss peat. Wat. Res., 29(5), 1327-1332.
- HOAI (Verordnung über die Honorare für Leistungen der Architekten und Ingenieure) (2002): Bundesgesetzblatt.
- Hofstetter T. B., Heijman C. G., und Schwarzenbach R. P. (1999): Complete reduction of TNT and other (poly)nitroaromatic compounds under iron-reducing subsurface conditions. Environ. Sci. Technol. 33, 1479-1487.
- Holliger C., Schraa G., Stams A. J. M., und Zehnder A. J. B. (1993): A highly purified enrichment culture couples the reductive dechlorination of tetrachloroethene to growth. Appl. Environ. Microbiol. 59, 2991-2997.
- Holsen, T. M., Taylor, E. R., Seo, Y.-C., und Anderson, P. R. (1991): Removal of sparingly soluble organic chemicals from aqueous solutions with surfactant-coated ferrihydrite. Environ. Sci. Technol., 25(9), 1585-1589.
- Hölting, B. (1996): Hydrogeologie, Einführung in die Allgemeine und Angewandte Hydrogeologie. Enke, Stuttgart, 441 Seiten.
- Huang, C.-P., Wang, H.-W., und Chiu, P.-C. (1998): Nitrate reduction by metallic iron. Water Res., 32(8), 2257-2264.
- Hughes, R. (2001): Development of an Automatic Modeling Tool for the Efficiency-Analysis and Optimization of Reactive Barrier Systems for Groundwater Remediation. Master Thesis, Center for Applied Geosciences, University of Tübingen.
- Hung H.-M., und Hoffmann M. R. (1998): Kinetics and mechanism of the enhanced reductive degradation of CCl₄ by elemental iron in the presence of ultrasound. Environ. Sci. Technol. 32, 3011-3016.
- Hunter, W. J. (2002): Using barriers containing soybean oil to remediate chlorate-contaminated water. Proc. of the 3rd Int. Conf. on Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds, Monterey, CA, A. R. Gavaskar and A. S. C. Chen, eds., Battelle Press, Columbus, Ohio, computer optical disk.
- Hutchins, S. R., Sewell, G. W., Kovacs, D. A., und Srnith, G. A. (1991): Biodegradation of aromatic hydrocarbons by aquifer microorganisms under denitrifying conditions. Environ. Sci. Technol., 25, 68-76.

Huttenloch, P., Roehl, K. E., und Czurda, K. (2001): Oberflächenmodifizierung natürlicher Minerale mit Chlorsilanen zur Sorption unpolarer aromatischer Schadstoffe. Berichte der Deutschen Ton- und Tonmineralgruppe e.V., Tone in der industriellen Anwendung, Vol. 8, K. Czurda and A. Wefer-Roehl, eds., Karlsruhe, 95-109.

Huttenloch, P., Roehl, K. E., und Czurda, K. (2001): Sorption of Nonpolar Aromatic Contaminants by Chlorosilane Surface Modified Natural Minerals. Environ. Sci. Technol., 35, 4260-4264.

Iron Reference Database (2002): <<http://cgr.ese.ogi.edu/ironrefs>> (Dezember 2002)

ISPAT (ohne Datum): Zur Direktreduktionsanlage der ISPAT Hamburger Stahlwerke GmbH, Firmenbroschüre der ISPAT Hamburger Stahlwerke GmbH, Process Technology.

ITRC (1999): Technical/Regulatory Guidelines for Permeable Reactive Barriers Designed to Remediate Chlorinated Solvents.

<<http://www.itrcweb.org/common/content.asp?en=TA549175&sea=Yes&set=Both&sca=Yes&sct=Long>> (Januar 2003)

ITRC (2005): Permeable Reactive Barriers: Lessons Learned/New Directions. PRB-4. Washington, D.C.: Interstate Technology & Regulatory Council, Permeable Reactive Barriers Team - <<http://www.itrcweb.org>> – (Februar 2005)

ITVA (Ingenieurtechnischer Verband Altlasten e.V.) (1995): Sicherung durch vertikale Abdichtung. Arbeitshilfe H 1-4, Berlin.

ITVA (Ingenieurtechnischer Verband Altlasten e.V.) (2003): Nachsorge und Überwachung von sanierten Altlasten. Handlungsempfehlung H 1-1, Berlin.

Jacobs, P. H., und Förstner, U. (1999): Concept of subaqueous capping of contaminated sediments with Active Barrier Systems (ABS) using natural and modified zeolites. Water Res., 33(9), 2083-2087.

Jafvert, C. T., und Valentine, R. L. (1992): Reaction scheme for the chlorination of ammoniacal water. Environ. Sci. Technol., 26(3), 577-586.

Jenk, U., Schreyer, J., und Klinger, C. (2003): Fe(0)/Lignitic Coal: An Efficient and Mechanically Stable Reactive Material for Purification of Water Containing Heavy Metals, Radionuclides, and Nitroaromatics. Environ. Sci. Technol., 37(3), 644-651.

Johnson, T. L., Fish, W., Gorby, Y. A., und Tratnyek, P. G. (1998): Degradation of carbon tetrachloride by iron metal: Complexation effects on the oxide surface. J. Contam. Hydrol., 29(4), 377-396.

Johnson, T. L., Scherer, M. M., und Tratnyek, P. G. (1996): Kinetics of halogenated organic compound degradation by iron metal. Environ. Sci. Technol., 30(8), 2634-2640.

Johnson, T. L., und Tratnyek, P. G. (1994): A column study of carbon tetrachloride dehalogenation by iron metal. Proc. of the 33rd Hanford Symposium on Health & the Environment. In-Situ Remediation: Scientific Basis for Current and Future Technologies., G. W. Gee and N. R. Wing, eds., Battelle Pacific Northwest Laboratories, Pasco, WA, 931-947.

- Johnson, T. L., und Tratnyek, P. G. (1995): Dechlorination of carbon tetrachloride by iron metal: The role of competing corrosion reactions. Preprints of Extended Abstracts presented at the ACS National Meeting, American Chemical Society, Division of Environmental Chemistry, 35(1), 699-701.
- Jonas, A. (2002): Braunkohle in Reaktiven Wänden – erste Erfahrungen mit einer neuen Technologie. Altlasten Spektrum, 1/2002, 42.
- Juhasz, A. (2001): Field and Numerical Experiments to Determine the Hydraulic Properties of Gates Applied at the Funnel and Gate System at the Beka Site in Tübingen. Master Thesis, Universität Tübingen, 72..
- Kaesche H. (1990): Korrosion der Metalle. Springer, Berlin, Heidelberg, New York.
- Kao, C.-M., und Borden, R. C. (1997): Enhanced TEX biodegradation in nutrient briquet-peat barrier system. J. Environ. Eng., 123(1), 18-24.
- Kaplan, D. I., Cantrell, K. J., Wietsma, T. W., und Potter, M. A. (1996): Retention of zero-valent iron colloids by sand columns: application to chemical barrier formation. J. Environ. Qual., 25(5), 1086-1094.
- Kapoor, A., und Viraraghavan, T. (1997): Nitrate removal from drinking water – review. J. Environ. Eng., 123(4), 371-380.
- Karickhoff, S. W. (1984): Organic pollutant sorption in aquatic systems. J. Hydra. Eng. ASCE, 10(6), 707-735.
- Keller-Grundbau, Firmenbroschüre (ohne Datum).
- Kesraoui-Ouki, S., Cheeseman, C., und Perry, R. (1993): Effects of Conditioning and treatment of chabazite and clinoptilolite prior to lead and cadmium removal. Environ. Sci. Technol., 27, 1108-1116.
- Kiilerich, O., Larsen, J.W., Nielsen, C., and Deigaard, L. (2000): Field Results from the Use of a Permeable Reactive wall. Proc. of the 2nd Int. Conf. on Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds, Monterey, Battelle Press, Columbus, Ohio, 377-384.
- Kim, Y. H., und Carraway, E. R. (1999): Dechlorination of chlorinated ethenes and acetylenes by zero valent bimetals. Preprints of Extended Abstracts presented at the ACS National Meeting, American Chemical Society, Division of Environmental Chemistry, 39(1), 351-353.
- Kjeldsen P., und Fuglsang I. A. (2000): Demonstration program on reactive barrier technologies using zero-valent iron. ConSoil 2000. 18.-22. Sept. 2000, Leipzig.
- Kjeldsen, P., Lai, C. K., und Lo, I. M. C. (2004): Evaluation of the Hydraulic Performance of a Full Scale Permeable Reactive Barrier by a Tracer Test. First International Symposium on Permeable Reactive Barrier, Belfast, Northern Ireland.
- Kjeldsen, P., Locht, T., and Karvonen, A.P. (2001): Removal of TCE and Chromate in a Permeable Reactive Barrier using Zero-Valent Iron. 3rd Int. Containment Technology Conf., 10-13 June, 2001, Florida State University, Tallahassee, Orlando, FL, <<http://www.containment.fsu.edu/cd/content/>>
- Klas H., und Steinrath H. (1974): Die Korrosion des Eisens und ihre Verhütung. pp. 632. Stahleisen, Düsseldorf.

- Klausen J., Ranke J., und Schwarzenbach R. P. (2001): Influence of solution composition and column aging on the reduction of nitroaromatic compounds by zero-valent iron. *Chemosphere* 44, 511-517.
- Klausen J., und Tröber S. P. (1995): Reduction of substituted nitrobenzenes by Fe (II) in aqueous mineral suspensions. *Environ. Sci. Technol.* 29, 2396-2404.
- Klausen J., Vikesland P. J., Kohn T., Burris D. R., Ball W. P., und Roberts A. L. (2003): Longevity of granular iron in groundwater treatment processes: Solution composition effects on reduction of organohalides and nitroaromatic compounds. *Environ. Sci. Technol.* 37, 1208-1218.
- Klausen, J., Trüber, S. P., Haderlein, S. B., und Schwarzenbach, R. P. (1995): Reduction of substituted nitrobenzenes by Fe(II) in aqueous mineral suspensions. *Environ. Sci. Technol.*, 29(9), 2396-2404.
- Klein, R. und H. Schad (2000): Results from a full scale F&G-System at the Beka site in Tübingen (Germany) using zero-valent iron, ConSoil 2000, 18-22 September 2000, Leipzig, S. 917-924
- Klens J., Graves D., Rogers R., Chytil J., und Streckfuss T. (2002): Coupled permeable reactive barrier and natural attenuation remediates chlorinated solvents. In *Remediation of chlorinated and recalcitrant compounds-2002*. [Electronic Resource] Proceedings of the third international conference on remediation of chlorinated and recalcitrant compounds (Monterey, CA, May 2002) (ed. A. Gavaskar & A. S. C. Chen), pp. Paper 2F-06. Battelle Press.
- Klinger, C., Jenk, U., und Schreyer, J. (2001): Applicability of Zero-Valent Iron With Lignite Additives as Geochemical In Situ Barrier for Acid Mine Water. 3rd Int. Containment Technology Conf., 10-13 June, 2001, Florida State University, Tallahassee, Orlando, FL, <<http://www.containment.fsu.edu/cd/content/>>.
- Köber R. (2001): Passivierungsprozesse in Fe(0)-Reinigungswänden und Kombinationen von Fe(0) mit Aktivkohle oder ORC zur Behandlung von Mischkontaminationen. Dissertation, Institut für Geowissenschaften, CAU Kiel. 112 Seiten.
- Köber R., Plagentz V., Dethlefsen F., Schäfer D., Ebert M., und Dahmke A. (2002): Combining Fe⁰ with GAC or ORC and resulting downstream processes of such PRBs. In *Remediation of chlorinated and recalcitrant compounds-2002*. [Electronic Resource] Proceedings of the third international conference on remediation of chlorinated and recalcitrant compounds (Monterey, CA, May 2002) (ed. A. Gavaskar & A. S. C. Chen), pp. Paper 2F-01. Battelle Press.
- Köber, R., Dahmke, A., und Giarolli, F. (2004a): Up- and downstream PRBs for remediation of arsenic and VOC. *Proc. of the 4rd Int. Conf. on Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds*, Monterey, A. R. Gavaskar and A. S. C. Chen, eds., Battelle Press, Columbus, Ohio, computer optical disk, Paper 3A-22.
- Köber, R., Daus, B., Ebert, M., Mattusch, J., Welter, E., und A. Dahmke (2005): Compost based permeable reactive barriers for source treatment of arsenic contaminations in aquifers: Column studies and solid phase investigations.- *Environ. Sci. Technol.*, 39(19): 7650-7655.

Köber, R., Dethlefsen, F., Plagentz, V., Ebert, M., Schäfer, D., und Dahmke, A. (2001): Kombination von Eisen-Reaktionswänden und ORC[®] zur Behandlung komplexer Mischkontaminationen im Grundwasser. TerraTech, 3/2001, 54-59.

Köber, R., Ebert, M., Schäfer, D., und Dahmke, A. (2001): Kombination von Fe(0) und Aktivkohle in Reaktionswänden zur Sanierung komplexer Mischkontaminationen im Grundwasser. Altlasten Spektrum, 2/2001, 91-95.

Köber, R., Giarolli, F., Ebert, M., und Dahmke, A. (2004b): Long-term performance of Fe(0)-PRBs to treat As and 1,2-DCE(cis) under different geochemical conditions. First International Symposium on Permeable Reactive Barrier, Belfast, Northern Ireland.

Köber, R., Plagentz, V., Dethlefsen, F., Schäfer, D., Ebert, M., und Dahmke, A. (2002): Combining Fe(0) with GAC or ORC and resulting downstream processes of such PRBs. Proc. of the 3rd Int. Conf. on Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds, Monterey, A. R. Gavaskar and A. S. C. Chen, eds., Battelle Press, Columbus, Ohio, computer optical disk, Paper 2F-01.

Köber, R., Schlicker, O., Ebert, M., und Dahmke, A. (2002): Degradation of chlorinated ethylenes by Fe(0): inhibition processes and mineral precipitation. Environ. Geol., 41(6), 644-652.

Köber, R., Welter, E., Ebert, M., und A. Dahmke (2005): Removal of arsenic from ground water by zero-valent iron and the role of sulfide. Environ. Sci. Technol., 39(20): 8038-8044.

Koch R. (1995): Umweltchemikalien. Physikalische-chemische Daten, Toxizitäten, Grenz- und Richtwerte, Umweltverhalten. pp. 421. VCH, Weinheim.

Köhler R. (1999): Elektrochemische und katalytische Dechlorierung von Chlorkohlenwasserstoffen im Grundwasser. Dissertation, Fakultät für Verfahrens- und Systemtechnik, Otto-von-Guericke Universität.

Kölling, M. (1986): Vergleich verschiedener Methoden zur Bestimmung des Redoxpotentials natürlicher Wässer. – Meyniana, 38: 1-9

Kopinke, F.-D., Georgi, A., Mackenzie, M., und Kumke, M. (2001): Sorption and chemical reactions of PAHs with dissolved humic substances and related model polymers. Refractory Organic Substances in the Environment, F. H. Frimmel, ed., John Wiley and Sons, NY, Chapter 4.6.

Kopinke, F.-D., Köhler, R., Mackenzie, K., Borsdorf, H., und Schüth, C. (2002): Katalytische Dechlorierung von Chlorkohlenwasserstoffen aus kontaminierten Grundwässern. Grundwasser, 7(3), 140-145.

Kopinke, F., Köhler, R., und Mackenzie, K. (2000): Dechlorination of chlorohydrocarbons in groundwater by electrochemical and catalytic reactions. SAFIRA Abstracts of the Workshop of November 17-18, 1999 at Bitterfeld/Germany. UFZ-Bericht Nr. 23, H. Weiß, H. Rijnaarts, S. Staps, and P. Merkel, eds., Department of Remediation Research, UFZ-Centre for Environmental Research Leipzig-Halle, Leipzig, Germany, 62-72.

Korte N., Muftikian R., Grittini C., Fernando Q., Liang L., und Clausen J. (1995): The use of palladized iron as a means of treating chlorinated contaminants. Special Symposium of the American Chemical Society: Emerging Technologies in Hazardous Waste Management VII, Atlanta Georgia, 51-53.

- Korte, N., West, O. R., Liang, L., Pelfrey, M. J., and Houk, T. C. (1997): A field-scale test facility for permeable reactive barriers at the Portsmouth Gaseous Diffusion Plant. *Fed. Facil. Environ. J.*, 8(3), 105-114.
- Kouznetsova, I., Bayer, P., and M. Finkel (2003): Long-term performance of permeable reactive barriers using zero-valent iron: cost-efficient design and maintenance. Paper presented at the NGWA Remediation Conference: Site Closure and the Cost of Cleanup in New Orleans, 2003.
- Kriegman-King, M. R., and Reinhard, M. (1991): Reduction of Hexachloroethane and Carbon Tetrachloride at Surfaces of Biotite, Vermiculite, Pyrite, and Marcasite. *Organic Substances and Sediments in Water (Vol. 2)*: R. A. Baker, ed., Lewis Publishers, Chelsea, MI, 349-364.
- Kriegman-King, M. R., and Reinhard, M. (1992): Transformation of carbon tetrachloride in the presence of sulfide, biotite, and vermiculite. *Environ. Sci. Technol.*, 26(11), 2198-2206.
- Kriegman-King, M. R., and Reinhard, M. (1994): Transformation of Carbon Tetrachloride by Pyrite in Aqueous Solution. *Environ. Sci. Technol.*, 28(4), 692-700.
- Krummholz L. R. (1997): *Desulfuromonas chloroethenica* sp. nov. uses tetrachloroethylene and trichloroethylene as electron acceptors. *International J. Syst. Microbiol.* 47, 1262-1263.
- Krummholz L. R., Sharp R., and Fishbain S. S. (1996): A freshwater anaerobe coupling acetate oxidation to tetrachloroethylene dehalogenation. *Appl. Environ. Microbiol.* 62, 4108-4113.
- Kühlers, D., M. Schönthal, and M. Maier (2005): Funnel&Gate Karlsruhe - Erfolgreiche Sanierung des Gaswerkstandortes Karlsruhe-Ost, in Egloffstein, Burkhardt und Czurda: Tagungsband Altlasten 2005, ICP Eigenverlag Bauen und Umwelt, Karlsruhe, S. 125-132
- Kurt, M., Dunn, I. J., and Bourne, J. R. (1987): Biological denitrification of drinking-water using autotrophic organisms with H₂ in a fluidized-bed biofilm reactor. *Biotechnol. and Bioeng.*, 29(4), 493-501.
- Laase, A. D., Korte, N. E., Baker, J. L., Dieckmann, P., Vogan, J. L., and Focht, R. L. (2000): Evaluation of the Kansas City Plant Iron Wall. *Proc. of the 2rd Int. Conf. on Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds*, Monterey, Battelle Press, Columbus, Ohio, 417-424.
- Lackovic J. A., Nikolaides N. P., and Dobbs G. M. (2000): Inorganic arsenic removal by zero-valent iron. *Environ. Sci. Technol.* 17, 29-39.
- Lai, C. K., Lo, I. M. C., and Kjeldsen, P. (2004): Investigation of Flow Pattern of Grounwater through a Fe(0) PRB. *Proc. of the 4rd Int. Conf. on Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds*, Monterey, A. R. Gavaskar and A. S. C. Chen, eds., Battelle Press, Columbus, Ohio, computer optical disk.
- Lampron K. J., Chiu P. C., and Cha D. K. (1998): Biological reduction of trichloroethene supported by Fe⁰. *Biorem. J.* 2, 175-181.
- Lampron K. J., Chiu P. C., and Cha D. K. (2001): Reductive dehalogenation of chlorinated ethenes with elemental iron: the role of microorganisms. *Wat. Res.* 35, 3077-3084.

Landis R. L., Gillham R. W., Reardon E. J., Fagan R., Focht R. M., und Vogan J. (2001): An examination of zero-valent iron sources used in permeable reactive barriers. 2001 International Containment & Remediation Technology Conference and Exhibition. 10-13 June 2001, Orlando, Florida, USA. DOE/EM Report Number 0620: Paper-ID 420.

LAWA-Arbeitskreis. (1998): Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen (KVR-Leitlinien): Kulturbuchverlag Berlin GmbH, Berlin, 182 p.; siehe auch: LAWA) (2005): Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen (KVR-Leitlinien), 7. Auflage, Kulturbuchverlag Berlin GmbH, Berlin.

Lee W., und Batchelor B. (2002): Abiotic reductive dechlorination of chlorinated ethylenes by iron-bearing soil minerals. 1. Pyrite and Magnetite. Environ. Sci. Technol. 36, 5147-5154.

Lee, D. R., und Hartwig, D.S. (2001): Wall-and-Curtain for Subsurface Treatment of Contaminated Groundwater. 3rd Int. Containment Technology Conf., 10-13 June, 2001, Florida State University, Tallahassee, Orlando, FL, <<http://www.containment.fsu.edu/cd/content/>>.

Lee, I.-F., Crum, J. R., und Boyd, S. A. (1989): Enhanced retention of organic contaminants by soil exchanged with organic cations. Environ. Sci. Technol., 23, 1365-1372.

Lee, M., Thomas, J., Borden, R., Bedient, P., Ward, C., und Wilson, J. (1988): Bioremediation of aquifers contaminated with organic compounds. CRC Crit. Rev. Environ. Contr., 18(1), 29-89.

Lemser, B., und Tillmann, A. (1997): Wirtschaftlichkeit von Bodensanierungen: Ansätze zur ökonomischen Bewertung von Altlastensanierungen im privaten und öffentlichen Bereich. Bodenschutz und Altlasten, Vol.1, Erich Schmidt, Berlin, 315 p.

Leventhal, J. S. (1980): Organic geochemistry and uranium in Grants mineral belt. Memoir 38 —Geology and mineral technology of the Grants uranium region 1979, C. A. Rautman, ed., The New Mexico Bureau of Mines & Mineral Resources, 75-85.

LfU - Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (1995): Sicherung von Altlasten mit Schlitz- oder Schmalwänden. – Handbuch Altlasten und Grundwasserschadensfälle, Band 23, November 1995.

LfU - Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (1997): Aktualisierung der Literaturstudie Reaktive Wände pH-Redox-Reaktiv Wände Texte und Berichte zur Altlastenbearbeitung, Band 33/97.

Li, Z., Anghel, I., und Bowman, R. S. (1998): Sorption of oxyanions by surfactant-modified zeolite. J. Disp. Sci. Tech., 19, 843-857.

Liang L., Korte N., Gu B., Puls R. W., und Reeter C. (2000): Geochemical and microbial reactions affecting the long-term performance of in situ iron barriers. Adv. Environ. Res. 4, 273-286.

Liang, L., Gu, B., und Yin, X. (1996): Removal of technetium-99 from contaminated groundwater with sorbents and reductive materials. Separat. Technol., 6, 111-122.

Liang, L., Korte, N. E., Moline, G. R., West, O. R. (2001): "Long-Term Monitoring of Permeable Reactive Barriers". Environmental Sciences Division Publication No. 5062, Oak Ridge National Laboratory, Tennessee, 55.

- Liang, L., Korte, N., Goodlaxson, J. D., Clausen, J., Fernando, Q., und Muftikian, R. (1997): Byproduct formation during the reduction of TCE by zero-valent iron and palladized iron. *Ground Water Monitoring and Review*, Winter, 122-127.
- Liang, L., West, O., Korte, N., Goodlaxson, J. D., Pickering, D., Zutman, J., Anderson, F., Welch, C., und Pelfrey, M. (1997): The X-625 Groundwater Treatment Facility: A Field-Scale Test of Trichloroethylene Dechlorination Using Iron Filings for the X-120/X-749 Groundwater Plume. Rep. No. PB99-114829, ORNL/TM-13410, ORNL/PUB-4667, Oak Ridge Inst. for Science and Education, TN, 92 p.
- Liedl, R., M. Finkel, und G. Teutsch (1999): Modellierung von Abbaureaktionen in In-situ-Sanierungsreaktoren. - In: H. Weiß, G. Teutsch & B. Daus (Hrsg.): SAFIRA - 2. Statusbericht - Modellstandort, Mobile Testeinheit, Pilotanlage, UfZ-Bericht 17/1997, ISSN 0948-9452, S. 84-91.
- Lien, H.-L., und Zhang, W. (2002): Enhanced dehalogenation of halogenated methanes by bi-metallic Cu/Al. *Chemosphere*, 49(4), 371-378.
- Liessens, J., Vanbrabant, J., De Vos, P., Kersters, K., und Verstraete, W. (1992): Mixed culture hydrogenotrophic nitrate reduction in drinking water. *Microb. Ecol.*, 24, 271-290.
- Lindberg, J., Sterneland, J., Johansson, P.-O., und Gustafsson, J. P. (1997): Spodic material for in situ treatment of arsenic in ground water. *Ground Water Monit. Rem.*, 17(4), 125-130.
- Lindberg, R.D. and Runnells, D.D (1984): Ground water redox reactions: An analyses of equilibrium state applied to Eh measurements and geochemical modeling. – *Science*, 225: 925-927
- Lipczynska-Kochany, E., Harms, S., Milburn, R., Sprah, G., und Nadarajah, N. (1994): Degradation of carbon tetrachloride in the presence of iron and sulphur containing compounds. *Chemosphere*, 29(7), 1477-1489.
- Löffler F. E., Tiedje J. M., und Sanford R. A. (1999): Fraction of electrons consumed in electron acceptor reduction and hydrogen thresholds as indicator of halorispiratory physiology. *Appl. Environ. Microbiol.* 65, 4049-4056.
- Long G. G., Kruger J., Black D. R., und Kuriyama M. (1983): EXFAS study of the passive film on iron. *J. Electrochem. Soc.* 130, 240-242.
- Lorbeer, H., Starke, S., Gozan, M., Tiehm, A., und Werner, P. (2002): Bioremediation of Chlorobenzene-contaminated Groundwater on Granular Activated Carbon Barriers. *Water, Air, & Soil Pollution: Focus*, 2, 183-193.
- Lovley D. R. (1985): Minimum threshold for hydrogen metabolism in methanogenic bacteria. *Appl. Environ. Microbiol.* 49, 1530-1531.
- Lovley D. R., Chapelle F. H., und Woodward J. C. (1994): Use of dissolved H₂ concentrations to determine distribution of microbially catalyzed redox reactions in anaerobic groundwater. *Environ. Sci. Technol.* 28, 1205-1210.
- Lovley, D. R., Phillips, E. J. P., Gorby, Y. A., und Landa, E. R. (1991): Microbial reduction of uranium. *Nature*, 350, 413-416.

- Lovley, D. R., und Goodwin, S. (1988): Hydrogen concentrations as an indicator of the predominant terminal electron-accepting reactions in aquatic sediments. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 52, 2993-3003.
- Loyaux-Lawniczak S., Refait P., Ehrhardt J.-J., Lecomte P., und Génin J.-M. R. (2000): Trapping of Cr by formation of ferrihydrite during the reduction of chromate ions by Fe(II)-Fe(III) hydroxysalt green rust. *Environ. Sci. Technol.* 34, 438-443.
- LUA - Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (1998): Leistungsbuch Altlastensanierung und Flächenentwicklung 97/98. - Materialien zur Altlastensanierung und zum Bodenschutz, Band 5, Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Essen.
- LUA - Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (2000): Anforderungen an eine Sanierungsuntersuchung unter Berücksichtigung von Nutzen-Kosten-Aspekten. - Materialien zur Altlastensanierung und zum Bodenschutz, Band 11, Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Essen.
- LUA - Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (2004): Überwachung, Nachsorge und Eigenkontrolle bei der Altlastenbearbeitung – Ein Leitfaden für die praktische Arbeit in NRW. Materialien zur Altlastensanierung und zum Bodenschutz, LUA NRW, Essen.
- Lühr, H.-P., Schulz-Terfloth, G., Balzereit, F., und Wegener, I. (1996): Abschätzung des Transferverhaltens von Stoffen im ungesättigten und gesättigten Untergrund. Kongreß Grundwassersanierung 1996: rechtliche Fragen, Fallbeispiele, Großprojekte, H.-P. Lühr, ed., Erich Schmidt, Berlin, 97-117.
- Ma, Q. Y., Logan, T. J., und Traina, S. J. (1994): Effects of NO_3^- , Cl^- , F^- , SO_4^{2-} and CO_3^{2-} on Pb^{2+} immobilization by hydroxyapatite. *Environ. Sci. Technol.*, 28(3), 408-418.
- Ma, Q. Y., Logan, T. J., und Traina, S. J. (1995): Lead Immobilization from Aqueous Solutions and Contaminated Soils Using Phosphate Rocks. *Environ. Sci. Technol.*, 29(4), 1118-1126.
- Ma, Q. Y., Traina, S. J., Logan, T. J., und Ryan, J. A. (1994): Effects of Aqueous Al, Cd, Cu, Fe(II), Ni, and Zn on Pb Immobilization by Hydroxyapatite. *Environ. Sci. Technol.*, 28(7), 1219-1228.
- Ma, Q. Y., Traina, S. J., und Logan, T. J. (1993): In situ lead immobilization by apatite. *Environ. Sci. Technol.*, 27(9), 1803-1810.
- Macalady D. L., und Tratnyek P. G. (1986): Abiotic reduction reactions of anthropogenic organic chemicals in anaerobic systems. *J. Contam. Hydrol.* 1, 1-28.
- Mackay, D. M., und Cherry, J. A. (1989): Groundwater contamination: Pump-and-Treat remediation. *Environ. Sci. Technol.*, 23(6), 630-636.
- Mackenzie, K., Köhler, R., Weiß, H., und Kopinke, F. D. (2000): Dechlorination of chlorohydrocarbons in ground-water using novel membrane-supported Pd catalysts. Proc. of the 2nd Int. Conf. on Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds, Monterey, CA, C2-6, G. B. Wickramanayake, A. R. Gavaskar and A. S. C. Chen, eds., Batelle Press, Columbus, Ohio, 331-338.

- Mackenzie, P. D., Sivavec, T. M., und Horney, D. P. (1997): Mineral precipitation and porosity losses in iron treatment zones. Preprints of Extended Abstracts presented at the ACS National Meeting, American Chemical Society, Division of Environmental Chemistry, 37(1), 154-157.
- Maithreepala R. A., und Doong R.-A. (2004): Synergistic effect of copper ion on the reductive dechlorination of carbon tetrachloride by surface-bound Fe(II) associated with goethite. *Environ. Sci. Technol.* 38, 260-268.
- Manning B. A., Hunt M. L., Amrhein C., und Yarmoff J. A. (2002): Arsenic(III) and arsenic(V) reactions with zero valent iron corrosion products. *Environ. Sci. Technol.* 36, 5455-5461.
- Mantha R., Taylor K. E., Biswas N., und Bewtra J. K. (2001): A continuous system for Fe⁰ reduction of nitrobenzene in synthetic wastewater. *Environ. Sci. Technol.* 35, 3231-3236.
- Matheson, L. J. (1994): Abiotic and Biotic Reductive Dehalogenation of Halogenated Methanes. PhD thesis, Oregon Graduate Institute of Science and Technology, Beaverton, OR.
- Matheson, L. J., und Tratnyek, P. G. (1994): Reductive dehalogenation of chlorinated methanes by iron metal. *Environ. Sci. Technol.*, 28(12), 2045-2053.
- Mattheß, G. (1994): Die Beschaffenheit des Grundwassers (Lehrbuch der Hydrogeologie Band 2, Mattheß, G. (Hrsg.)): Gebrüder Bornträger, Berlin, Stuttgart, 499 Seiten.
- Mayer, K. U., Blowes, D. W., und Frind, E. O., 2001. Reactive transport modelling of groundwater remediation by an in situ reactive barrier for the treatment of hexavalent chromium and trichloroethylene, *Water Resour. Res.*, 37, 3091-3103.
- McLellan, J. K., und Rock, C. A. (1988): Pretreating landfill leachate with peat to remove metals. *Water Air Soil Pollut.*, 37, 203-215.
- McMahon, P. B., Cdennehy, K. F., und Sanstrom, M. W. (1999): Hydraulic and Geochemical Performance of a Permeable Reactive Barrier Containing Zero-Valent Iron, Denver Federal Center. *Ground Water*, 37, 396-404.
- McNab W. W., und Ruiz R. (1998): Palladium-catalyzed reductive dehalogenation of dissolved chlorinated aliphatics using electrolytically generated hydrogen. *Chemosphere* 37, 925-936.
- McRae C. W. T. (1999): Evaluation of reactive materials for in situ treatment of arsenic(III), arsenic(V) and selenium(VI) using permeable reactive barriers: Laboratory study. MSc Thesis, University of Waterloo.
- McRae C. W. T., Blowes D. W., und Ptacek C. J. (1997): Laboratory-scale investigation of remediation of As and Se using iron oxides. 6th Symposium and Exhibition on Groundwater and Soil Remediation. 18.-21. Mrz. 1997, Montreal: 167-168.
- Meggyes, T., und Simon, F. G. (2000): Removal of organic and inorganic pollutants from groundwater with permeable reactive barriers, Part 2. Engineering of permeable reactive barriers. *Land Contam. Reclam.*, 8(3), 175-187.
- Melitas N., Conklin M., und Farrell J. (2002a): Electrochemical study of arsenate and water reduction of iron media used for arsenic removal from potable water. *Environ. Sci. Technol.* 36, 3188-3193.

- Melitas N., Wang J., Conklin M., O'Day P., und Farrell J. (2002b): Understanding soluble arsenate removal kinetics by zerovalent iron media. *Environ. Sci. Technol.* 36, 2074-2081.
- Mertz, K. A.; Gobin, F.; Hand, D. W.; Hokanson, D. R.; Crittenden, J. C. (1994) Manual of the Adsorption Design Software for Windows. (AdDesignSTM); MichiganTech, 152 p.
- Middeldorp P. J. M., Luijten M. L. G. C., van de Pas B. A., van Eekert M. H. A., Kengen S. W. M., Schraa G., und Stams A. J. M. (1999): Anaerobic microbial reductive dehalogenation of chlorinated ethenes. *Biorem. J.* 3, 151-169.
- Miehr R., Tratnyek P. G., Bandstra J. Z., Scherer M. M., Alowitz M. J., und Bylaska E. J. (2004): Diversity of contaminant reduction reactions by zerovalent iron: Role of the reductate. *Environ. Sci. Technol.* 38, 139-147.
- Milburn R., Harms S., Lipczynska-Kochany E., Ravary C., und Sprah G. (1995): Iron (Fe⁰) induced dehalogenation of polychlorinated aliphatic compounds. 209th American Chemical Society National Meeting, Anaheim, CA. Division of Environmental Chemistry, 35: 822-824.
- Mill, T., und Su, M. (1997): Zero valent metal promoted oxidation of organic compounds. Preprints of Extended Abstracts presented at the ACS National Meeting, American Chemical Society, Division of Environmental Chemistry, 37(1), 88-90.
- Miller E., Wohlfarth G., und Diekert G. (1996): Studies on tetrachloroethene respiration in *Dehalospirillum multivorans*. *Arch. Microbiol.* 166, 379-387.
- Mirvish, S. (1985): Gastric cancer and salivary nitrate and nitrite. *Nature*, 315, 461-462.
- Mitani, T., Fukumuro, N., Yoshimoto, C., und Ishii, H. (1991): Effects of counter ions (SO₄²⁻ and Cl⁻) on the adsorption of copper and nickel ions by swollen chitosan beads. *Agric. Biol. Chem.*, 55(9), 2419.
- Möller W. (1998): Bau einer Reaktiven Wand als F+E-Vorhaben in Rheine. TerraTech 4.
- Möller, W. (2000): F+E-Vorhaben reaktive Wand 'Rheine' – Erfahrungsbericht. Seminar Grundwassersanierung mit F&G-Systemen. Akademie für Bauen und Umwelt e. V., Darmstadt, 17.02.2000.
- Molyan, J. (2003): Evaluation of the Permeable Reactive Wall at the Northeast Corner Operable Unit, Lake City Army Ammunition Plant (LCCAP), Missouri. RTDF Permeable Reactive Barriers (PRBs) Action Team Meeting, 25-41
- Morgan, P., und Watkinson, R. J. (1992): Factors limiting the supply and efficiency of nutrient and oxygen supplements for the in situ biotreatment of contaminated soil and groundwater. *Wat. Res.*, 26(1), 73-78.
- Morkin M., Devlin J. F., Barker J. F., und Butler B. J. (2000): In situ sequential treatment of a mixed contaminant plume. *J. Contam. Hydrol.* 45, 283-302.
- Morrison S. J. (1998): Field treatability studies: Permeable reactive treatment wall project - Monitcelle, Utah. RTDF Permeable Reactive Barriers Action Team Meeting. 17.-19. Nov. 1998, Oak Ridge, TN: 69-82.
- Morrison S. J., Metzler D. R., und Carpenter C. E. (2001): Uranium precipitation in a permeable reactive barrier by progressive irreversible dissolution of zerovalent iron. *Environ. Sci. Technol.* 35, 385-390.

- Morrison, S. J., Spangler, R. R., and Morris, S. A. (1996): Subsurface Injection of Dissolved Ferric Chloride to Form a Chemical Barrier: Laboratory Investigations. *Ground Water Monitor. Rem.*, 34(1), 75-83.
- Morrison, S. J., Spangler, R. R., and Tripathi, V. S. (1995): Adsorption of uranium(VI) on amorphous ferric oxyhydroxide at high concentrations of dissolved carbon(IV) and sulfur(VI): *J. Contam. Hydrol.*, 17, 333-346.
- Morrison, S. J., and Spangler, R. R. (1992): Extraction of uranium and molybdenum from aqueous solutions: a survey of industrial materials for use in chemical barriers for uranium mill tailings. *Environ. Sci. Technol.*, 26(10), 1922-1931.
- Morrison, S. J., and Spangler, R. R. (1993): Chemical barriers for controlling groundwater contamination. *Environ. Prog.*, 12(3), 175-181.
- Muftikian, R., Fernando, Q., and Korte, N. (1995): A method for the rapid dechlorination of low molecular weight chlorinated hydrocarbons in water. *Water Res.*, 29(10), 2434-2439.
- Muftikian, R., Nebesny, K., Fernando, Q., and Korte, N. (1996): X-ray photoelectron spectra of the palladium-iron bimetallic surface used for the rapid dechlorination of chlorinated organic environmental contaminants. *Environ. Sci. Technol.*, 30(12), 3593-3596.
- Müller, A., A. Tiehm, S. Alt, J. Weiss, H. Schad, R. Klein, B. Schmitt-Biegel (2005): Biosorption barrier at a former tar factory in Offenbach - (2) Pilot field study on operation parameters of the bioreactor, *Proceedings ConSoil 2005 in Bordeaux*, LeS D.5 Permeable Reactive Barriers - 1, S. 2361-2364.
- Munakata N., Cunningham A. R., Reinhard M., Ruiz R., and Lebron C. (2002): Palladium catalysis in horizontal-flow treatment wells: Field-scale design and laboratory study. In *Remediation of chlorinated and recalcitrant compounds-2002*. [Electronic Resource] *Proceedings of the third international conference on remediation of chlorinated and recalcitrant compounds* (Monterey, CA, May 2002) (ed. A. Gavaskar & A. S. C. Chen), pp. Paper 2H-33. Battelle Press.
- Naftz, D. L., Fuller, C. C., Davis, J. A., Morrison, S. J., Feltcorn, E. M., Rowland, R. C., Freethy, G. W., Wilkowske, C., and Piana, M. (2002): "Field Demonstration of Three Permeable Reactive Barriers to Control Uranium Contamination in Groundwater, Fry Canyon, Utah". *Handbook of Groundwater Remediation Using Permeable Reactive Barriers : Applications to Radionuclides, Trace Metals, and Nutrients*, New York, Academic Press, 402-435.
- Nam, S., and Tratnyek, P. G. (2000): Reduction of dyes with zero-valent iron. *Water Res.*, 34(6), 1837-1845.
- National Research Council. (1994): *Alternatives for Groundwater Clean up/Committee on Groundwater Clean up Alternatives.*, National Academy Press, Washington, D.C., 336 p.
- Nelson D. K., Hozalski R. M., Clapp L. W., Semmens M. J., and Novak P. J. (2002): Effect of nitrate and sulfate on dechlorination by a mixed hydrogen-fed culture. *Biorem. J.* 6, 225-236.

Neurath, S. K., Ferguson, W. J., Dean, S. B., Foose, D., und Agrawal, A. (1997): Rapid and complete dehalogenation of chlorinated phenols by Fe-Pd bimetallic reductants in bench-scale reactors: Implications for soil and ground water remediation. Preprints of Extended Abstracts presented at the ACS National Meeting, American Chemical Society, Division of Environmental Chemistry, 37(1), 159-161.

Niederbacher (2003): <<http://www.geol.at/>> (11. November 2003)

Niederbacher, P. (2000): Site Adapted Solutions, In-situ Groundwater Remediation Brunn a. G., Austria. ETCA Workshop on the Protection of European Water Resources: Contaminated Sites-Landfills-Sediments, Progress Review, June 21-23, 2000, Venice, Italy, J. Büsing, P. Cortesi, P. Krejsa and P. Maggiorotti, eds., 253-254.

Niederbacher, P. (2001): Monitoring Long-term Performance of Permeable Reactive Barriers Used for the Remediation of Contaminated Groundwater. SENSPOL Workshop Sensing Technologies For Contaminated Sites And Groundwater, May 9-11, 2001, University of Alcalá, Madrid, Spain, 193-208.

Nikolaidis, N. P., Dobbs, G. M., und Lackovic, J. A. (2003): Arsenic removal by zero-valent iron: field, laboratory and modeling studies. Wat. Res., 37, 1417-1425.

Nolan, B. T., Ruddy, B. C., Hit, K. J., und Helsel, D. R. (1997): Risk of nitrate in groundwaters of the United States - a national perspective. Environ. Sci. Technol., 31(8), 2229-2236.

Novak, P. J., Daniels, L., und Parkin, G. F. (1998a): Rapid dechlorination of carbon tetrachloride and chloroform by extracellular agents in cultures *Methanosarcina thermophila*. Environ. Sci. Technol., 32, 3132-3136.

Novak, P. J., Daniels, L., und Parkin, G. F. (1998b): Enhanced dechlorination of carbon tetrachloride and chloroform in the presence of elemental iron and *Methanosarcina barkeri*, *Methanosarcina thermophila*, or *Methanosaeta concillii*. Environ. Sci. Technol., 32(10), 1438-1443.

O'Hannesin, S. F. (2002): In Situ Monitoring of the Ten-Year Old PRB at CFB Borden, Ontario. <<http://www.rtdf.org/public/permbarr/minutes/110702/summary.html>> (Jan 1st, 2004)

O'Hannesin, S. F., und Gillham, R. W. (1998): Long-term Performance of an In Situ Iron Wall for Remediation of VOCs. Ground Water Monitor. Rem., 36(1), 164-170.

O'Hara S., Krug T., Major D., Quinn J., Geiger C., Clausen C., und Yoon S. (2003): Performance evaluation of dehalogenation of DNAPLs using emulsified zero-valent iron. RTDF Permeable Reactive Barriers (PRBs) Action Team Meeting. October 15-16, 2003, Niagra Falls, NY: 211-228, <http://www.rtdf.org/public/permbarr/minutes/101603/index.htm>.

Odziemkowski M. S., Gui L., und Gillham R. W. (2000): Reduction of N-nitrosodimethylamine with granular iron and nickel-enhanced iron. 2. Mechanistic studies. Environ. Sci. Technol. 34, 3495-3500.

Odziemkowski M. S., Schuhmacher T. T., Gillham R. W., und Reardon E. J. (1998): Mechanism of oxide film formation on iron in simulating groundwater solutions: raman spectroscopic studies. Corros. Sci. 40, 371-389.

Oeste, F. D., und Kempfert, J. (1994): Barriere und Verfahren zu ihrer Herstellung. Patent No. DE 4443828 A1, Dec. 9, 1994.

Oh B.-T., Just C. L., und Alvarez P. J. J. (2001): Hexahydro-1,3,5-trinitro-1,3,5-triazine mineralization by zerovalent iron and mixed anaerobic cultures. *Environ. Sci. Technol.* 35, 4341-4346.

Orth W. S., und Gillham R. W. (1996): Dechlorination of Trichloroethene in aqueous solution using Fe^0 . *Environ. Sci. Technol.* 30, 66-71.

Orth, R. G., Dauda, T., und McKenzie, D. E. (1998): Reductive dechlorination of trichloroethylene by iron bimetallics. *Water Resources and the Urban Environment-98. Proc., Nat. Conf. on Environ. Eng.*, T. S. Wilson, ed., ASCE, Chicago, IL, 122-127.

Parbs, A., 2005 (in Vorbereitung): Dissertation, Universität Kiel.

Parbs, A., Ebert, M., Köber, R., Plagentz, V., Schad, H., und Dahmke, A. (2003): Einsatz reaktiver Tracer zur Bewertung der Langzeitstabilität und Reaktivität von $\text{Fe}(0)$ -Reinigungswänden. *Grundwasser* 3, 146-156.

Parbs, A., Ebert, M., Köber, R., Plagentz, V., und Dahmke, A. (2005): Field application of reactive tracers for performance assessment of $\text{Fe}(0)$ PRBs. In: Gavaskar, A. R., und Chen, A. S. C., eds., (2005): *Remediation of chlorinated and recalcitrant compounds - 2004* (CD-Rom), Battelle Press, Columbus, Ohio, 3A-31.

Parbs, A., Ebert, M., und Dahmke, A. (eingereicht): Investigation of the Long-Term Influence of Carbonate Species on the Kinetics and Reactivity of Granular Iron in Column experiments. *Environ. Sci. Technol.*

Parkhurst, D.L. and Appelo, C.A.J., 1999, User's guide to PHREEQC (version 2) - A computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations: U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations Report 99-4259, 312 p.

Patterson R. R., Fendorf S., und Fendorf M. (1997): Reduction of hexavalent chromium by amorphous iron sulfide. *Environ. Sci. Technol.* 31, 2039-2044.

Paul, C. J., McNeil, M. S., Beck, J., F.P., Clark, P. J., Wilkin, R. T., und Puls, R. W. (2003): Capstone Report on the Application, Monitoring, and Performance of Permeable Reactive Barriers for Ground-water Remediation: Volume 2 - Long-Term Monitoring of PRBs, Soil and Ground Water Sampling. U.S. EPA, Cincinnati, OH 45268.

Pecher K., Haderlein S. B., und Schwarzenbach R. P. (2002): Reduction of polyhalogenated methanes by surface-bound $\text{Fe}(\text{II})$ in aqueous suspension of iron oxides. *Environ. Sci. Technol.* 36, 1734-1741.

Pecher, K., Haderlein, S. B., und Schwarzenbach, R. P. (1997): Transformation of polyhalogenated alkanes in suspensions of ferrous iron oxides. Preprints of Extended Abstracts presented at the ACS National Meeting, American Chemical Society, Division of Environmental Chemistry, 37(1):

PEREBAR (2002): <<http://www.perebar.bam.de>, http://www.agk.uni-karlsruhe.de/projekte/projekte_ing/roehl/perebar.html> (September 2002)

- Perey J. R., Chiu P. C., Huang C.-P., und Cha D. K. (2002): Enhanced biodegradability of azo dyes through pretreatment with elemental iron. In Remediation of chlorinated and recalcitrant compounds-2002. [Electronic Resource] Proceedings of the third international conference on remediation of chlorinated and recalcitrant compounds (Monterey, CA, May 2002) (ed. A. Gavaskar & A. S. C. Chen), pp. Paper 2F-07. Battelle Press.
- Peterson, M. L., White, A. F., Brown, G. E., und Parks, G. A. (1997): Surface passivation of magnetite by reaction with aqueous Cr(VI): XAFS and TEM results. *Environ. Sci. Technol.*, 31(5), 1573-1576.
- Phillips D. H., Gu B., Watson D. B., und Roh Y. (2003): Impact of sample preparation on mineralogical analysis of zero-valent iron reactive barrier materials. *J. Environ. Qual.* 32, 1299-1305.
- Plagentz V., Schäfer D., Ebert M., Köber R., und Dahmke A. (2004): Potential for natural attenuation processes downstream of permeable reactive barriers. *Permeable Reactive Barriers - First International Symposium*. 14.-16. Mrz. 2004, Belfast.
- Plagentz, V. (2005): Ansätze zur Erweiterung des Anwendungsspektrums reaktiver Wände – Optimierung von Kombinationsreaktionswänden und Nutzung schadstoffabbauender Prozesse im abstromigen Aquifer. Dissertation, Christian-Albrechts-Universität, Kiel, p 80.
- Plagentz, V., Ebert, M., und Dahmke, A. (2005): CKW-Abbaupotential im Abstrom von Fe(0)-Reinigungswänden. *Grundwasser*, 10 (4), 216-226
- Plagentz, V., Ebert, M., und Dahmke, A. (2006): Remediation of ground water containing chlorinated and brominated hydrocarbons, benzene and chromate by sequential treatment using ZVI and GAC. - *Environmental Geology*, 49 (5), 684-695.
- Plagentz, V., Schäfer, D., Ebert, M., Köber, R., und Dahmke, A. (2005): Potential for natural attenuation processes downgradient of permeable reactive barriers. In: Gavaskar, A. R., und Chen, A. S. C., eds., (2005): Remediation of chlorinated and recalcitrant compounds - 2004 (CD-Rom), Battelle Press, Columbus.
- Plagentz, V., Schäfer, D., Köber, R., Dethlefsen, F., Ebert, M., und Dahmke, A. (in press): pH-Wertpufferung im Abstrom von Reinigungswänden. *Grundwasser*.
- Pon G., Hyman M. R., und Semprini L. (2003): Acetylene inhibition of trichloroethene and vinyl chloride reductive dechlorination. *Environ. Sci. Technol.* 37, 3181-3188.
- Ponder S. M., Darab J. G., und Mallouk T. E. (2000): Remediation of Cr(VI) and Pb(II) aqueous solutions using supported nanoscale zero-valent iron. *Environ. Sci. Technol.* 34, 2564-2569.
- Powell & Associates (2002): <<http://www.powellassociates.com/sciserv/reftable/refzone.html>> (Dezember 2002)
- Powell R. M., Powell P. D., und Puls R. W. (2002): Economic analysis of the implementation of permeable reactive barriers for remediation of contaminated groundwater, pp. 31. U.S. EPA, National Risk Management Research Laboratory, Cincinnati, OH. Jun. 2002. EPA/600/R-02/034.
- Powell R. M., Puls R. W., Blowes D. W., Vogan J. L., Gillham R. W., Powell P. D., Schultz D., Landis R., und Sivavec T. (1998): Permeable reactive barrier technology for contaminant remediation, pp. 94. U.S. EPA, Ada, OK. Sept. 1998. EPA/600/R-98/125.

- Powell, R. M., Puls, R. W., Hightower, S. K., und Sabatini, D. A. (1995): Coupled iron corrosion and chromate reduction: mechanisms for subsurface remediation. *Environ. Sci. Technol.*, 29(8), 1913-1922.
- Powell, R. M., Puls, R. W., Hightower, S. K., und Sabatini, D. A. (1997): Proton generation by dissolution of intrinsic or augmented aluminosilicate minerals for in situ contaminant remediation by zero-valence-state iron. *Environ. Sci. Technol.*, 31(8), 2244-2251.
- Powell, R. M., und Powell, P. D. (1998): Iron metal for subsurface remediation. *Encyclopedia of Environmental Analysis and Remediation*, R. A. Myers, ed., John Wiley and Sons, NY, 4729-4761.
- Powell, R. M., und Puls, R. W. (1997): Permeable Reactive Subsurface Barriers for the Interception and Remediation of Chlorinated Hydrocarbon and Chromium(VI) Plumes in Ground Water. Report No. EPA/600/F-97/008.
- Pratt, A. R., Blowes, D. W., und Ptacek, C. J. (1997): Products of chromate reduction on proposed subsurface remediation material. *Environ. Sci. Technol.*, 31(9), 2492-2498.
- Prinz, H. (1997): *Abriss der Ingenieurgeologie*. Enke-Verlag, Stuttgart.
- Prommer, H. (2003): A Reactive Multicomponent Transport Model for Saturated Porous Media. User's Manual Version 1.0, 141 S.
- Ptak, T., Schwarz, R., Holder, T., und Teutsch, G. (2000): "Ein neues integrales Verfahren zur Quantifizierung der Grundwasserimmission, Teil II: Numerische Lösung und Anwendung in Eppelheim". *Grundwasser*, 4.
- Puls R. W., Paul C. J., und Clark D. A. (1997): Remediation of chromate-contaminated groundwater using an in situ permeable reactive mixture: Field pilot test. Elizabeth City, North Carolina. 213th American Chemical Society National Meeting, Anaheim, CA. Division of Environmental Chemistry, 37: 241-243.
- Puls R. W., Powell R. M., und Paul C. J. (1995): In situ remediation of ground water contaminated with chromate and chlorinated solvents using zero-valent-iron: A field study. 209th American Chemical Society National Meeting, Anaheim, CA. Division of Environmental Chemistry, 35: 788-791.
- Puls, R. W., Blowes, D. W., und Gillham, R. W. (1999): Long-term performance monitoring for a permeable reactive barrier at the U.S. Coast Guard Support Center, Elizabeth City, North Carolina. *J. Hazard. Mater.*, 68(1-2), 109-124.
- Rabideau, A. J., Shen, P., und Khandelwal, A. (1999): Feasibility of amending slurry walls with zero-valent iron. *J. Geotech. Geoenviron. Eng.*, 125(4), 330-333.
- Rael, J., Shelton, S., und Dayaye, R. (1995): Permeable barriers to remove benzene: candidate media evaluation. *J. Environ. Eng.*, 121(5), 411-415.
- Rahman A., und Agrawal A. (1997): Reduction of nitrate and nitrite by iron metal: implications for groundwater remediation. 213th Am. Chem. Soc. Nat. Meeting: 157-159.
- Rai D., Sass B. M., und Moore D. A. (1987): Chromium(III) hydrolysis constants and solubility of chromium(III) hydroxide. *Inorg. Chem.* 26, 345-349.

- Rajagopal, B. S., und Legall, J. (1989): Utilization of cathodic hydrogen by hydrogen-oxidizing bacteria. *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, 31(4), 406-412.
- Rajagopal, V. K., und Burris, D. R. (1999): Reduction of 1,2-dibromoethane in the presence of zero-valent iron. *Environ. Toxicol. Chem.*, 18(8), 1779-1782.
- Raphael, T. (2001): Beschleunigte natürliche Selbstreinigung beim Einsatz von "Slow Release Compounds. 2. Symposium Natural Attenuation – Neue Erkenntnisse, Konflikte, Anwendungen, G. Kreysa, T. Track, J. Michels, und J. Wiesner, eds., DECHEMA Ges. f. Chem. Technik und Biotechnologie e.V., Frankfurt am Main, 139-144.
- Raven, K. P., Jain, A., und Loeppert, R. H. (1998): Arsenite and arsenate adsorption on ferrihydrite: kinetics, equilibrium, and adsorption envelopes. *Environ. Sci. Technol.*, 32(3), 344-349.
- Reardon E. J. (1995): Anaerobic corrosion of granular iron: measurement and interpretation of hydrogen evolution rates. *Environ. Sci. Technol.* 29, 2936-2945.
- Reynolds, G. W., Hoff, J. T., und Gillham, R. W. (1990): Sampling bias caused by materials used to monitor halocarbons in groundwater. *Environ. Sci. Technol.*, 24(1), 135-142.
- Rhodes, F. H., und Carty, J. T. (1925): The corrosion of certain metals by carbon tetrachloride. *Ind. Eng. Chem.*, 17, 909-911.
- Riche, A. (1862): *Ann. Chem. Pharm.*, 121, 357-361.
- Rifi M. R., und Covitz F. H. (1974): Introduction to organic chemistry. Marcel Decker, New York.
- Rinehart K. L. J. (1973): Oxidation and reduction of organic compounds. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, NJ.
- Ritter K., Odziemkowski M. S., Simpgraga R., Gillham R. W., und Irish D. E. (2003): An in situ study of the effect of nitrate on the reduction of trichloroethylene by granular iron. *J. Contam. Hydrol.* 65, 121-136.
- Ritter, K., Odziemkowski, M. S., und Gillham, R. W. (2002): An in situ study of the role of surface films on granular iron in the permeable iron wall technology. *J. Contam. Hydrol.*, 55, 87-111.
- Rittmann E. B., und Van Briesen J. M. (1996): Microbiological processes in reactive modeling. In *Reviews in Mineralogy - Reactive Transport in Porous Media*, Vol. 34 (ed. P. C. Lichtner, C. I. Steefel, und E. H. Oelkers), pp. 311-334. The Mineralogical Society of America.
- Roberts, A. L., Totten, L. A., Arnold, W. A., Burris, D. R., und Campbell, T. J. (1996): Reductive elimination of chlorinated ethylenes by zero-valent metals. *Environ. Sci. Technol.*, 30(8), 2654-2659.
- Robertson, A. P. and Leckie, J. O. (1998): Acid/base, copper binding, and $\text{Cu}^{2+}/\text{H}^{+}$ exchange properties of goethite, an experimental modeling study. *Environ. Sci. Technol.*, 32(17), 2519-2530.
- Robertson, W. D., Jerry, J. A., und Sudicky, E. A. (1991): Groundwater contamination from two small septic systems on sand aquifers. *Ground Water Monitor. Rem.*, 29, 82-92.

- Robertson, W. D., und Cherry, J. A. (1995): In situ denitrification of septic-system nitrate using reactive porous media barriers: Field trials. *Ground Water Monitor. Rem.*, 33(1), 99-111.
- Rochmes, M. (2000): Erste Erfahrungen mit Reaktiven Wänden und Adsorberwänden in Deutschland. *Boden und Altlasten Symposium 2000*, V. Franzius, H.-P. Lühr, und G. Bachmann, eds., Erich Schmidt Verlag, Berlin, 225-245.
- Roehl, K. E., und Czurda, K. (2001): Reaktive Wände - Langzeitverhalten und Standzeiten. *Altlasten 2001 – Neue Verfahren zur Sicherung und Sanierung*, Beiträge zum Seminar 20.-21.06.01 in Karlsruhe, Vol. 4, G. Burkhardt, T. Egloffstein, und K. Czurda, eds., ICP Eigenverlag Bauen und Umwelt, Karlsruhe, 27-36.
- Rosen, J. B. (1952): Kinetics of a fixed bed system for solid diffusion into spherical particles.- *The Journal of chemical physics*, 20 (3), 387-394.
- Rosen, M. J. (1989): *Surfactants and Interfacial Phenomena*. John Wiley and Sons, NY, 431 p.
- Rosenthal, H., 2004. *Biologische Prozesse in reaktiven Systemen mit elementarem Eisen und Tetrachlorethen*. Dissertation, TU Berlin, Berlin.
- Rosenthal, H., Adrian, L., und Steiof, M. (2004): Dechlorination of PCE in the presence of Fe(0) enhanced by a mixed culture containing two Dehalococcoides strains. *Chemosphere*, 55(5), 661-669
- RUBIN (2006): <<http://www.rubin-online.de>> (1. Januar 2006):
- SAFIRA (2006): <<http://safira.ufz.de>> (1. Januar 2006)
- Satapanajaru T., Shea P. J., Comfort S. D., und Roh Y. (2003): Green rust and iron oxide formation influences metalochlor dechlorination during zerovalent iron treatment. *Environ. Sci. Technol.* 37, 5219-5227.
- Schad H. (2004): Lessons Learned after 5 Years Application of PRBs in Germany. *First International Symposium on Permeable Reactive Barrier*, Belfast, Northern Ireland, 14-16 March, 2004.
- Schad H., und Teutsch G. (1998): Reaktive Wände - Aktueller Stand der Praxisanwendung. *Geotechnik* 21, 73-82.
- Schad, H. (1996a): Prinzip und Vorteile von passiven Systemen zur Grundwassersanierung. *Workshop: Passive Systeme zur in-situ-Sanierung von Boden- und Grundwasser*, Dresden, Extended Abstract.
- Schad, H. (1996b): Praktische Fallbeispiele für die Anwendung passiver Sanierungstechnologien. *2. Workshop: Passive Systeme zur in-situ Sanierung von Boden- und Grundwasser*, Tübingen, Extended Abstract, 29-34.
- Schad, H. (2001): Innovative Abstromsanierung auf dem Gelände des Gewerbeparks Denckendorf. – Posterpräsentation, ITVA-Fachtagung „Reinigungswände im Vormarsch“ in Magdeburg.

Schad, H. (2005a): Performance of a full scale PRB in Germany: The Karlsruhe F&G System, Proceedings ConSoil 2005 in Bordeaux: Special Session (SpS) 6 Permeable Reactive Barriers (PRBs) S. 2869.

Schad, H. (2005b): Reaktive Wände - Praxiserfahrungen mit unterschiedlichen Systemen, in Egloffstein, Burkhardt und Czurda: Tagungsband Altlasten 2005, ICP Eigenverlag Bauen und Umwelt, Karlsruhe, S. 115-124

Schad, H., Haist-Gulde, B., Klein, R., Maier, D., Maier, M., und Schulze, B. (2000): Funnel-and-gate at the former manufactured gas plant in Karlsruhe: Sorption test results, hydraulic and technical design, construction. Proc., 7th Int. FZK/TNO Conf. on Contaminated Soil, Leipzig, Germany, 951-959.

Schad, H., Klein, R., Stiehl, M., Schüth, C. (2003): Katalytische Hydrodechlorierung von LCKW im Rahmen der Abstromsicherung mittels D&G am Standort Denkendorf. - Grundwasser, 8(3), 140-145.

Schad, H., R. Klein, S. Alt, J. Weiss, A. Tiehm, A. Müller, B. Schmitt-Biegel (2005): Biosorption barrier at a former tar factory in Offenbach - (1) An innovative concept for long-term in situ treatment of highly contaminated groundwater, Proceedings ConSoil 2005 in Bordeaux, LeS D.5 Permeable Reactive Barriers - 1, S. 1482-1486.

Schad, H., und Grathwohl, P. (1998): Funnel-and-Gate systems for in-situ treatment for contaminated groundwater at former manufactured gas plant sites. NATO/CCMS Phase III meeting in Vienna, February 23 and 24, 1998 – Session on Treatment Walls, 56-65.

Schäfer D., Dahmke A., Kolditz O., und Teutsch G. (2002): The Virtual Aquifers - concept as a tool for evaluating of exploration, remediation and monitoring strategies. In DFG Geochemical processes, conceptual models for reactive transport in soil and groundwater (ed. H. D. Schulz & G. Teutsch), pp. 154-172. Wiley-VCH.

Schäfer D., Köber R., Ebert M., und Dahmke A. (2002): Numerical modelling of the simultaneous degradation of TCE and cis-DCE by zero-valent iron. In Groundwater Quality: Natural and Enhanced Restoration of Groundwater Pollution (Proceedings of the Groundwater Quality 2001 Conference held at Sheffield, UK, June 2001), Vol. 275 (ed. S. F. Thornton & S. E. Oswald), pp. 441-445. IAHS Press.

Schäfer D., Köber R., und Dahmke A. (2003): Competing TCE and cis-DCE degradation kinetics by zero-valent iron - experimental results and numerical simulation. J. Contam. Hydrol. 65, 183-202.

Schäfer, D., Schäfer, W., und W. Kinzelbach (1998): Simulation of Reactive Processes Related to Biodegradation in Aquifers. 1. Structure of the 3D Reactive Transport Model.- J. Contaminant Hydrol. 31(1/2), 167-186.

Scherer M. M., Balko B. A., und Tratnyek P. G. (1998): The role of oxides in reduction reactions at the metal-water interface. In Kinetics and mechanisms of reactions at the mineral/water interface, Vol. 715 (ed. D. L. Sparks & T. Grondl), pp. 301-322. American Chemical Society.

Scherer M. M., Johnson K. M., Westall J. C., und Tratnyek P. G. (2001): Mass transport effects on the kinetics of nitrobenzene reduction by iron metal. Environ. Sci. Technol. 35, 2804-2811.

- Scherer M. M., Richter S., Valentine R. L., und Alvarez P. J. J. (2000): Chemistry and microbiology of permeable reactive barriers for in situ groundwater clean up. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 30, 363-411.
- Scherer M. M., und Tratnyek P. G. (1995): Dechlorination of carbon tetrachloride by iron metal: effect of reactant concentration. 209th American Chemical Society National Meeting, Anaheim, C. A., 35 (1): 805-806.
- Scherer, M. M. S., Richter, S., Valentine, R. L., und Alvarez, P. J. J. (2000): Chemistry und microbiology of reactive barriers for in situ groundwater cleanup. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.*, 30(3), 363-411.
- Scherer, M. M., Balko, B. A., Gallagher, D. A., und Tratnyek, P. G. (1998): Correlation Analysis of Rate Constants for Dechlorination by Zero-Valent Iron. *Environ. Sci. Technol.*, 32(19), 3026-3033.
- Scherer, M. M., Balko, B. A., und Tratnyek, P. G. (1998): The Role of Oxides in Reduction Reactions at the Metal-Water Interface. *Kinetics and Mechanisms of Reactions at the Mineral/Water Interface* (ACS Symp. Ser. 715), D. L. Sparks and T. Grundl, eds., American Chemical Society, Washington, D.C., 301-322.
- Scherer, M. M., Westall, J. C., und Tratnyek, P. G. (1999): The kinetics of nitro reduction by iron metal: A case of mixed control. Preprints of Extended Abstracts presented at the ACS National Meeting, American Chemical Society, Division of Environmental Chemistry, 39(1), 346-348.
- Scherer, M. M., Westall, J. C., Ziomek-Moroz, M., und Tratnyek, P. G. (1997): Kinetics of carbon tetrachloride reduction at an oxide-free iron electrode. *Environ. Sci. Technol.*, 31(8), 2385-2391.
- Schindler, P. W. (1990): Co-adsorption of metal ions and organic ligands: formation of ternary surface complexes. *Mineral-water interface geochemistry*, M. J. Hochella and A. F. White, eds., Mineralogical Society of America, Washington, D.C., 281-307.
- Schipper, L., und Vojvodic-Vukovic, M. (1998): Nitrate removal from groundwater using a denitrification wall amended with sawdust: field trial. *J. Environ. Qual.*, 27(3), 664-668.
- Schlegel H. G. (1992): *Allgemeine Mikrobiologie*. pp. 634. Thieme, Stuttgart.
- Schlicker O. (1999): Der Einfluß von Grundwasserinhaltsstoffen auf die Reaktivität und Langzeitstabilität von Fe(0)-Reinigungswänden. Dissertation, Institut für Geowissenschaften, Christian-Albrechts-Universität. 89 Seiten.
- Schlicker O., Ebert M., Fruth M., Weidner M., Wüst W., und Dahmke A. (2000): Degradation of TCE with iron: The role of competing chromate and nitrate reduction. *Groundwater* 38, 403-409.
- Schlicker O., Ebert M., Schad, H., Wüst W., und Dahmke A. (1998): Geochemische Modellierungen zur Abschätzung der Gewässergüte im Abstrom von Fe⁰-Reaktionswänden. *Terra-Tech*, 1/1998, 43-46.
- Schlimm, C. (1995): Reduktive Dehalogenierung chlorierter Kohlenwasserstoffe mit Metallen in wäßrigen Medien. Dissertation, Universität Frankfurt am Main.

- Schlimm, C., und Heitz, E. (1996): Development of a wastewater treatment process: Reductive dehalogenation of chlorinated hydrocarbons by metals. *Environ. Prog.*, 15(1), 38-47.
- Schneider, M. (2002): Remediation of chromium-contaminated groundwater in subsurface Eisen reactor systems. *Advanced Groundwater Remediation Active and Passive Technologies*, F. G. Simon, T. Meggyes, und C. McDonald, eds., Thomas Telford Publishing, London, 37-44.
- Schnoor, J. L. (1996): *Environmental Modeling*. John Wiley and Sons, NY, 682 p.
- Scholz-Muramatsu H., Neumann A., Messmer M., Moore E., und Diekert G. (1995): Isolation and characterization of *Dehalospirillum multivorgans* gen. nov., sp. nov., a tetrachloroethene-utilizing, strictly anaerobic bacterium. *Arch. Microbiol.* 163, 48-56.
- Schreier, C. G., und Reinhard, M. (1995): Transformation of chlorinated organic compounds by iron und manganese powders in buffered water und in landfill leachate. *Chemosphere*, 29(8), 1743-1753.
- Schüth, C., Kummer, S., und Kraft, S. (2000): Zeolite based catalysts for the hydrodehalogenation of chlorinated compounds in groundwater. *SAFIRA Abstracts of the Workshop of November 17-18, 1999, Bitterfeld/Germany*. UFZ-Bericht 23, H. Weiß, H. Rijnaarts, S. Staps, und P. Merkel, eds., Leipzig, Germany, 58-61.
- Schüth, C., und Reinhard, M. (1998): Hydrodechlorination and Hydrogenation of Aromatic Compounds over Palladium on Alumina in Hydrogen-saturated Water. *Appl. Catal. B: Environ.*, 18(3-4), 215-221.
- Schwarzenbach, R. P., Gschwend, P. M., und Imboden, D. M. (1993): *Environmental Organic Chemistry*, John Wiley and Sons, NY, 255-341.
- Schwarzenbach, R. P., und Westall, J. (1981): Transport of nonpolar organic compounds from surface water to groundwater. Laboratory sorption studies. *Environ. Sci. Technol.*, 15(11), 1360-1367.
- Selim H. M., Amacher M. C., und Iskandar I. K. (1990): Modeling the transport of heavy metals in soils. *U.S. Army Corps of Engineers, Cold Regions Res. and Engineering Lab* 90, 157.
- Selim H. M., und Amacher M. C. (1988): A second-order kinetic approach for modeling solute retention and transport in soils. *Wat. Res. Res.* 24, 2061-2075.
- Sharma, D. C., und Forster, C. F. (1993): Removal of hexavalent chromium using sphagnum moss peat. *Wat. Res.*, 27(7), 1201-1208.
- Shelp, G. S., Chesworth, W., und Spiers, G. (1995): The amelioration of acid mine drainage by an in situ electrochemical method – I. Employing scrap iron as the sacrificial anode. *Appl. Geochem.*, 10(6), 705-713.
- Sheng, G., Xu, S., und Boyd, S. (1996): Mechanism(s) controlling sorption of neutral organic contaminants by surfactant-derived and natural organic matter. *Environ. Sci. Technol.*, 30(5), 1553-1557.
- Sigg, L., und Stumm, W. (1996): *Aquatische Chemie*, Vdf Hochschulverlag AG, Zürich, 498 S.

- Simon F.-G., Segebade C., und Hedrich M. (2002): Behaviour of uranium in iron-bearing permeable reactive barriers: investigation with ^{237}U as a radiotracer. *Sci. Tot. Environ.* 307, 231-238.
- Simon, F. G., und Meggyes, T. (2000): Removal of organic and inorganic pollutants from groundwater with permeable reactive barriers. Part 1. Treatment processes for pollutants. *Land Contam. Reclam.*, 8(2), 103-116.
- Simon, F.-G., Meggyes, T., Czurda, K., und Roehl, K.E. (2003): Langzeitbeständigkeit von permeablen reaktive Wänden zur Sanierung kontaminierter Grundwasser. *Altlasten Spektrum*, 6/2003, 285-290.
- Simon, F.-G., Meggyes, T., Tünnermeier, T., Czurda, K., und Roehl, K. E. (2001): Long-term Behaviour of Permeable Reactive Barriers used for the Remediation of Contaminated Groundwater. *Radioactive Waste Management and Environmental Remediation – ASME 2001 (ICEM'01 Proc. 8th Int. Conf.)*, A. Taboas, R. VanBrabant, und G. Benda, eds., The American Society of Mechanical Engineers, New York., Bruges, Belgium, 637-641.
- Singh J., Comfort S. D., und Shea P. J. (1999): Iron-mediated remediation of RDX-contaminated water and soil under controlled Eh/pH. *Environ. Sci. Technol.* 33, 1488-1494.
- Singh, J., Comfort, S. D., und Shea, P. J. (1998): Remediating RDX-contaminated water and soil using zero-valent iron. *J. Environ. Qual.*, 27(5), 1240-1245.
- Singh, J., Shea, P. J., Hundal, L. S., Comfort, S. D., Zhang, T. C., und Hage, D. S. (1998): Iron-enhanced remediation of water and soil containing atrazine. *Weed Sci.*, 46(3), 381-388.
- Sivavec T. M., und Horney D. P. (1995): Reductive dechlorination of chlorinated ethenes by iron metal. 209th American Chemical Society National Meeting, Anaheim, CA., 35(1): 695-698.
- Sivavec, T. M., Horney, D. P., und Baghel, S. S. (1995): Reductive dechlorination of chlorinated ethenes by iron metal and iron sulfide minerals. *Emerging Technologies in Hazardous Waste Management VII, Extended Abstracts for the Special Symposium*, D. W. Tedder, ed., Industrial & Engineering Chemistry Division, Atlanta, GA, 42-45.
- Sivavec, T. M., und Horney, D. P. (1995): Reductive Dechlorination of Chlorinated Ethenes by Iron Metal. Preprints of Extended Abstracts presented at the ACS National Meeting, American Chemical Society, Division of Environmental Chemistry, 35(1), 695-698.
- Sivavec, T. M., und Horney, D. P. (1997): Reduction of chlorinated solvents by Fe(II) minerals. Preprints of Extended Abstracts presented at the ACS National Meeting, American Chemical Society, Division of Environmental Chemistry, 37(1), 115-117.
- Smith, J. A., Jaffe, P. R., und Chiou, C. T. (1990): Effect of ten quaternary ammonium cations on tetrachloromethane sorption to clay from water. *Environ. Sci. Technol.*, 24(8), 1167-1172.
- Smith, J. A., und Galan, A. (1995): Sorption of nonionic organic contaminants to single and dual organic carbon bentonites from water. *Environ. Sci. Technol.*, 29(3), 685-692.
- Smith, J. A., und Jaffe, P. R. (1994): Adsorptive selectivity of organic-cation-modified bentonite for nonionic organic contaminants. *Water Air Soil Pollut.*, 72, 205-211.

Smyth, D. A., Shikaze, S. G., und Cherry, J. A. (1997): Hydraulic performance of permeable barriers for the in situ treatment of contaminated groundwater. *Land Contam. Reclam.*, 5(3), 131-137.

Smyth, D. J. A., Blowes, D. W., Benner, S. G., und Hulshof, A. H. M. (2001): In Situ Treatment of Acid Mine Drainage in Groundwater Using Permeable Reactive Materials. 3rd Int. Containment Technology Conf., 10-13 June, 2001, Florida State University, Tallahassee, Orlando, FL <[<http://www.containment.fsu.edu\(cd/content/](http://www.containment.fsu.edu(cd/content/)>.

Soares, M. I. M., Belkin, S., und Abeliovich, A. (1988): Biological groundwater denitrification: laboratory studies. *Wat. Sci. Technol.*, 20(3), 189-195.

Soares, M. I. M., Belkin, S., und Abeliovich, A. (1989): Clogging of microbial denitrification sand columns: gas bubbles or biomass accumulation? *Zentrum für Wasser- und Abwasser-Forschung*, 22, 20-24.

Soares, M. I. M., Braester, C., Belkin, S., und Abeliovich, A. (1991): Denitrification in laboratory sand columns: carbon regime, gas accumulation and hydraulic properties. *Wat. Res.*, 25(3), 325-332.

Song, H., Kim, Y.-H., Carraway, E., und Batchelor, B. (1999): Effects of hydroxyapatite on PCE degradation by zero valent zinc. Preprints of Extended Abstracts presented at the ACS National Meeting, American Chemical Society, Division of Environmental Chemistry, 39(1):

Søgaard E. G., Christensen S. R., und Bro C. (2002): Combined biological and chemical treatment of groundwater contaminated with chlorinated solvents. In *Remediation of chlorinated and recalcitrant compounds-2002*. [Electronic Resource] Proceedings of the third international conference on remediation of chlorinated and recalcitrant compounds (Monterey, CA, May 2002) (ed. A. Gavaskar & A. S. C. Chen), pp. Paper 2F-03. Battelle Press.

Spengler, T., Geldermann, J., und Rentz, O. (1997): Multikriterielle Entscheidungsverfahren zur ganzheitlichen Bewertung von Investitionsalternativen – dargestellt am Beispiel von Oberflächenreinigungssystemen. *Zeitschrift für Planung*, 8, 55-79.

Sposito, G. (1995): Adsorption as a problem in coordination chemistry. The concept of the surface complex. *Aquatic Chemistry: Interfacial and Interspecies Processes*, C. P. Huang, C. R. O'Melia, und J. J. Morgan, eds., American Chemical Society, Washington, D.C.

Stadtwerke Karlsruhe (2004): Auskunft über geplante und tatsächliche Kosten des F&G-Systems Karlsruhe Gaswerk-Ost. – M. Schleyer, März 2004.

Starr, R. C., und Cherry, J. A. (1994): In situ remediation of contaminated groundwater: the funnel-and-gate system. *Ground Water Monit. Rem.*, 32(3), 465-476.

Stender, T. (2002): Vergleichende Untersuchung von Graugusseisengranulat- und Eisenschwammproben aus der Reaktionswand Rheine. Diplomarbeit, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultät, Institut für Geowissenschaften, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel. 99 S.

Stender, T.; (2002): Vergleichende Untersuchungen an Eisenschwamm und Graugußeisengranulat aus der Reinigungswand Rheine.- Diplomarbeit (Teil 2) am Institut f. Geowissenschaften der CAU, 99 S., Kiel 2002.

- Stone A. T., und Morgan J. J. (1990): Kinetics of chemical transformation in the environment. In *Aquatic chemical kinetics: Reaction rates of processes in natural waters* (ed. W. Stumm), pp. 1-43. John Wiley & Sons.
- Stratmann M., und Müller J. (1994): The mechanism of the oxygen reduction on rust-covered metal substrates. *Corros. Sci.* 36, 327-359.
- Stucki, J. W. (1988): Structural iron in smectites. *Iron in soils and clay minerals*, J. W. Stucki, B. A. Goodman, und U. Schwertmann, eds., D. Reidel, Dordrecht, The Netherlands, 625-675.
- Stumm W., und Morgan J. J. (1996): *Aquatic Chemistry: Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters*. pp. 1022. John Wiley & Sons Inc.
- Stumm, W. (1992): *Chemistry of the solid-water interface: processes at the mineral-water and particle-water interface in natural systems*. John Wiley and Sons, New York, 87-155.
- Su C., und Puls R. W. (2001a): Arsenate and arsenite removal by zerovalent iron: Kinetics, redox transformation, and implications for in situ groundwater remediation. *Environ. Sci. Technol.* 35, 1487-1492.
- Su C., und Puls R. W. (2001b): Arsenate and arsenite removal by zerovalent iron: Effects of phosphate, silicate, carbonate, borate, chromate molybdate, and nitrate, relative to chloride. *Environ. Sci. Technol.* 35, 4562-4568.
- Su, C., und Puls, R. W. (1999): Kinetics of trichloroethene reduction by zerovalent iron and tin: pretreatment effect, apparent activation energy, and intermediate products. *Environ. Sci. Technol.*, 33(1), 163-168.
- Su, C., und Puls, R. W. (2003): In Situ Remediation of Arsenic in Simulated Groundwater Using Zerovalent Iron: Laboratory Column Tests on Combined Effects of Phosphate and Silicate. *Environ. Sci. Technol.*, 37(11), 2582-2587.
- Sullivan, E. J., Hunter, D. B., und Bowman, R. S. (1998): Fourier transform raman spectroscopy of sorbed HDTMA and the mechanism of chromate sorption to surfactant-modified clinoptilolite. *Environ. Sci. Technol.*, 32(13), 1948-1955.
- Suthersan, S. S. (1997): *Remediation Engineering*. CRC Press, Inc., Boca Raton, New York, London, Tokyo, 362 p.
- Sweeny, K. H. (1981a): The Reductive Treatment of Industrial Wastewaters: I. Process Description. American Institute of Chemical Engineers, Symposium Series, Water-1980, 77(209), G. F. Bennett, ed., 67-71.
- Sweeny, K. H. (1981b): The Reductive Treatment of Industrial Wastewaters: II. Process Description. American Institute of Chemical Engineers, Symposium Series, Water-1980, 77(209), G. F. Bennett, ed., 72-88.
- Sweeny, K. H., und Fischer, J. R. (1972): Reductive Degradation of Halogenated Pesticides. Patent No. US 0003640821 A, Dec. 23, 1970.
- Sweeny, K. H., und Fischer, J. R. (1973): Decomposition of halogenated organic compounds using metallic couples. Patent No. US 0003737384 A, Dec. 23 1970.
- Tamara M. L., und Butler E. C. (2004): Effects of iron purity and groundwater characteristics on rates and products in the degradation of carbon tetrachloride by iron metal. *Environ. Sci. Technol.* 38, 1866-1876.

- Taylor, R. T., Hanna, M. L., Shah, N. N., Shonnard, D. R., Duba, A. G., Durham, W. B., Jackson, K. J., Knapp, R. B., Wijesinghe, A. M., Knezowich, J. P., und Jovanovich, M. C. (1993): In situ bioremediation of trichloroethylene-contaminated water by a resting-cell methanotrophic microbial filter. *Hydrol. Sci. J.*, 38(4), 323-342.
- Taylor, S. W., und Jaffe, P. R. (1990): Biofilm growth and the related changes in the physical properties of a porous media I. – Experimental investigation. *Wat. Res. Res.*, 26(9), 2153-2159.
- TBG (Tiefbau-Berufsgenossenschaft) (2000): Berufsgenossenschaftliche Regeln für Sicherheit und gesundheit bei der Arbeit. BG-regeln, kontaminierte Bereiche (BGR 128):
- Teutsch, G., Grathwohl, P., Schad, H., und Werner, P. (1996): In situ reactive wall systems. A new approach for passive remediation of soil and groundwater pollution. *Grundwasser*, 1(1), 12-20.
- Teutsch, G., Ptak, T., Schwarz, R., und Holder, T. (2000): Ein neues integrales Verfahren der Grundwasserimmission, Teil 1: Beschreibung der Grundlagen: *Grundwasser*, 4, 170-175.
- Teutsch, G., Schüth, C., Melzer, R. (1999): Reaktive Wände – Stand der Technik, Planung und Implementierung. – Altlastenforum Baden-Württemberg e.V., E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- Teutsch, G., Tolksdorff, J., Schad, H. (1997): The design of in situ reactive wall systems – a combined hydraulical-geochemical-economical simulation study. – *Land Contamination & Reclamation*, 5 (3), 125-130.
- Thauer R. K., Jungermann K., und Decker K. (1977): Energy conservation in chemotrophic anaerobic bacteria. *Bacteriol. Rev.* 41, 100-180.
- Thomas, G. W. (1977): Historical developments in soil chemistry: ion exchange. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 41, 230-238.
- Tiehm, A., Gozan, M., Müller, A., Schell, H., Lorbeer, H., und Werner, P. (2002): Sequential anaerobic/aerobic biodegradation of chlorinated hydrocarbons in activated carbon barriers. *Water Sci. Technol.: Water Supply*, 2(2), 51-58.
- Tiehm, A., Schulze, S., Böckle, K., Müller, A., Lorbeer, H., und Werner, P. (2000): Elimination of chloroorganics in a reactive wall system by biodegradation on activated carbon. *Proc., 7th Int. FZK/TNO Conf. on Contaminated Soil*, Leipzig, Germany, 924-931.
- Till, B. A., Weathers, L. J., und Alvarez, P. J. J. (1998): Fe(0)-supported autotrophic denitrification. *Environ. Sci. Technol.*, 32(5), 634-639.
- Tödt F. (1961): *Korrosion und Korrosionsschutz*. pp. 1427. de Gruyter, Berlin.
- Tolksdorff, J. (1997): Ein hydraulisch-geochemisches Modell zur Kostenanalyse permeabler reaktiver Wände. Diplomarbeit, Universität Tübingen.
- Totten L. A., und Roberts A. L. (2001): Calculated one- and two-electron reduction potentials and related molecular descriptors for reduction of alkyl and vinyl halides in water. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 31, 175-221.

Tratnyek P. G., Miehr R., und Bandstra J. Z. (2002): Kinetics of reduction of TNT by iron metal. In Groundwater Quality: Natural and Enhanced Restoration of Groundwater Pollution (Proceedings of the Groundwater Quality 2001 Conference held at Sheffield, UK, June 2001), Vol. 275 (ed. S. F. Thornton & S. E. Oswald), pp. 427-433. IAHS Press.

Tratnyek P. G., Scherer M. M., Deng B., und Hu S. (2001): Effects of natural organic matter, anthropogenic surfactants, and model quinones on the reduction of contaminants by zero-valent iron. *Wat. Res.* 35, 4435-4443.

Tratnyek P. G., Scherer M. M., Johnson T. L., und Matheson L. J. (2003): Permeable reactive barriers of iron and other zero-valent metals. In Chemical degradation methods for wastes and pollutants. Environmental and industrial applications (ed. M. A. Tarr), pp. 371-421. Marcel Dekker.

Tratnyek P. G., und Macalady D. L. (2000): Oxidation-reduction reactions in the aquatic environment. In Handbook of Property Estimation Methods for Chemicals, Environmental and Health Sciences (ed. R. S. Boethling & D. Mackay), pp. 383-415. Lewis.

Tratnyek, P. G., Johnson, T. L., Scherer, M. M., und Eykholt, G. R. (1997): Remediating groundwater with zero-valent metals: Kinetic considerations in barrier design. *Ground Water Monitor. Rem.*, 17(4), 108-114.

Turner, D., und McCoy, D. (1990): Anoxic Alkaline Drain Treatment System, a Low Cost Acid Mine Drainage Treatment Alternative. *Proc., Nat. Symp. on Mining*, University of Kentucky, Lexington, 73-75.

U.S. Department of Defense (1999): Permeable Reactive Wall Remediation of Chlorinated Hydrocarbons in Groundwater. – Environmental Security technology Certification Program (ESTCP) Cost and Performance Report, July 1999.

U.S. EPA (1998): Permeable Reactive Barrier Technologies for Contaminant Remediation. - United States Environmental Protection Agency, Washington DC, Rep. No. EPA/600/R-98/125, September 1998.

U.S. EPA (1999): Field Applications of In Situ Remediation Technologies: Permeable Reactive Barriers. Rep. No. EPA 542-R-99-002, April 1999.

U.S. EPA (2001): Remediation Technology Cost Compendium – Year 2000. - United States Environmental Protection Agency, Washington DC, Rep. No. EPA/542/R-01/009, September 2001.

U.S. EPA (2002a), Field Applications of in Situ Remediation Technologies: Permeable Reactive Barriers, Contract 68-W-00-084, Office of Solid Waste and Emergency Response, Environmental Protection Agency, Washington, DC.

U.S. EPA (2002b): Permeable Reactive Barriers Interim Summary Report: Permeable Reactive Barriers Using a Funnel and Gate Configuration. - Cost and Performance Report. - <http://www.frtr.gov/>, May 2002.

U.S. EPA (2002c): Economic Analysis of the Implementation of Permeable Reactive Barriers for Remediation of Contaminated Groundwater. - United States Environmental Protection Agency, Washington DC, Report EPA/600/R-02/034, June 2002.

- U.S. EPA (2003): Capstone report on the application, monitoring, and performance of permeable reactive barriers for ground-water remediation: Volume 1 - Performance evaluation at two sites, pp. 140. U.S. EPA, Cincinnati, OH 45268, Rep. No. EPA/600/R-03/045a.
- U.S. EPA, National Risk Management Research Laboratory (1997): Permeable Reactive Sub-surface Barrier for the Interception und Remediation of Chlorinated Hydrocarbon and Chromium(VI) Plumes in Ground Water. Rep. No. EPA/600/F-97/008, Ada, OK 74820.
- U.S. EPA, Technology Innovation Office (1996): A Citizen's Guide to Treatment Walls. Solid Waste and Emergency Response (5102G): Rep. No. EPA 542-F-96-016.
- U.S.-National Research Council (1994): Alternatives for groundwater clean-up. – 315 S.; Washington, U.S.A..
- UBA (Umweltbundesamt) (1999): Erarbeitung von Programmen zur Überwachung von altlastverdächtigen Flächen und Altlasten. ARCADIS Trischler und Partner mbH. UBA-Texte 96/99, Hrsg.: Umweltbundesamt, Berlin.
- Ulrich, H.-J., und Stumm, W. (1988): Adsorption of aliphatic fatty acids on aquatic interfaces. Comparison between two model surfaces: Their mercury electrode and Al_2O_3 colloids. *Environ. Sci. Technol.*, 22(1), 37-41.
- Van Cappellen P., und Gaillard J.-F. (1996): Biogeochemical dynamics in aquatic sediments. In *Reviews in Mineralogy - Reactive Transport in Poursous Media*, Vol. 34 (ed. P. C. Lichtner, C. I. Steefel & E. H. Oelkers), pp. 335-376. The Mineralogical Society of America.
- van Eekert M., Draaisma C., Diels L., und Schraa G. (2003): Treatment of multiple component pollution in a multibarrier system. *Consoil 2003: 8th International FZK/TNO Conference on Contaminated Soil*. 12.-16. Mai 2003, Gent, Belgien: 1666-1674.
- Vandevivere, P., und Baveye, P. (1992): Relationship between transport of bacteria and their clogging efficiency in sand columns. *Appl. Env. Microbiol.*, 58(8), 2523-2530.
- Venkatapathy R., Bessingpas D. G., Canonica S., und Perlinger J. A. (2002): Kinetics models for trichloroethylene transformation by zero-valent iron. *Appl. Catal. B* 37, 139-159.
- Vidic, R. D. (2001): Permeable Reactive Barriers: Case Study Review. TE-01-01, Ground-Water Remediation Technologies Analysis Center (GWRTAC), Pittsburgh, PA.
- Vidic, R. D., und Pohland, F. G. (1996): Treatment Walls. Report No. TE-96-01, Ground-Water Remediation Technologies Analysis Center (GWRTAC), Pittsburgh, PA.
- Vidumsky J. E. (2003): Enhancement of biodegradation processes downgradient of a zero valent iron PRB. RTDF Permeable Reactive Barriers (PRBs) Action Team Meeting. October 15-16, 2003, Niagra Falls, NY: <http://www.rtdf.org/public/permbarr/minutes/101603/index.htm>.
- Vidumsky J. E., und Landis R. C. (2001): Probabalistic design of a combined permeable barrier and natural biodegradation remedey. 2001 International Containment & Remediation Technology Conference and Exhibition. 10-13 June 2001, Orlando, Fl. Department of Energy (DOE), DOE Document Number: DOE/EM-0620: Paper-ID 159.
- Vikesland, P. J., Klausen, J., Zimmermann, H., Roberts, A. L., und Ball, W. P. (2003): "Longevity of granular iron in groundwater treatment processes: changes in solute transport properties over time". *J. Cont. Hydrol.*, 64, 3-33.

- VOB. (1992): „Verdingungsordnung für Bauleistungen.“. Beuth Verlag, Berlin/Köln.
- Vogan J. L., Focht R. M., Clark D. K., und Graham S. L. (1999): Performance evaluation of a permeable reactive barrier for remediation of dissolved chlorinated solvents in groundwater. *J. Hazard. Mater.* 68, 97-108.
- Vogel T. M., Criddle C. S., und Carty P. L. M. (1987): Transformations of halogenated aliphatic compounds. *Environ. Sci. Technol.* 21, 722-735.
- Vollhardt K. P. C., und Schore N. E. (2000): *Organische Chemie*. 3.Auflage. pp. 1445. Wiley-VCH, Weinheim.
- Volnov, I. I. (1966): Peroxides, Superoxides, and Ozonides of Alkali and Alkaline Earth Metals. Plenum Press, NY, 148 p.
- Wagner, J., Chen, H., Brownawell, B. J., und Westall, J. C. (1994): Use of Cationic Surfactants to Modify Soil Surfaces to Promote Sorption and Retard Migration of Hydrophobic Organic Compounds. *Environ. Sci. Technol.*, 28(2), 231-237.
- Wan, C., Chen, Y. H., und Wei, R. (1999): Dechlorination of chloromethanes on iron and palladium-iron bimetallic surface in aqueous systems. *Environ. Tox. Chem.*, 18(6), 1091-1096.
- Wang, C.-B., und Zhang, W.-X. (1997): Synthesizing Nanoscale Iron Particles for Rapid and Complete Dechlorination of TCE and PCBs. *Environ. Sci. Technol.*, 31(7), 2154-2156.
- Wang, P. C., Mori, T., Komori, K., Sasatsu, M., Toda, K., und Ohtake, H. (1989): Isolation and Characterization of an *Enterobacter cloacae* Strain That Reduces Hexavalent Chromium under Anaerobic Conditions. *Appl. Environ. Microbiol.*, 55(7), 1665-1669.
- Warner, S. D., Longino, B. L., und Hamilton, L. A. (2002): Long-Term Monitoring at the Sunnyvale Permeable Reactive Barrier: Lessons Learned/Future Expectations. <<http://www.rtdf.org/public/permbarr/minutes/110702/summary.html>>
- Warner, S. D., Longino, B. L., Zhang, M., Bennett, P., Szerdy, F. S., und Hamilton, L. A. (2004): The First Commercial Permeable Reactive Barrier Composed of Granular Iron - Hydraulic and Chemical Performance at 10 Years of Operations. First International Symposium on Permeable Reactive Barrier: Belfast, Northern Ireland.
- Warner, S. D., und Sorel, D. (2003): Ten Years of Permeable Reactive Barriers: Lessons Learned and Future Expectations. *Chlorinated Solvent and DNAPL Remediation, Innovative Strategies for Subsurface Cleanup (ACS Symposium Series 837)*: S. M. Henry, und S. D. Warner, eds., American Chemical Society, Washington, D.C., 36-49.
- Warren, K. D., Arnold, R. G., Bishop, T. L., Lindholm, L. C., und Betterton, E. A. (1995): Kinetics and mechanism of reductive dehalogenation of carbon tetrachloride using zero-valence metals. *J. Hazard. Mater.*, 41, 217-227.
- Waybrant, K. R., Blowes, D. W., und Ptacek, C. J. (1998): Selection of reactive mixtures for use in permeable reactive walls for treatment of mine drainage. *Environ. Sci Technol.*, 32(13), 1972-1979.
- Weathers, L. J., Parkin, G. F., und Alvarez, P. J. (1997): Utilization of cathodic hydrogen as electron donor for chloroform cometabolism by a mixed, methanogenic culture. *Environ. Sci Technol.*, 31(3), 880-885.

- Weber, E. J. (1996): Iron-Mediated Reductive Transformations: Investigation of Reaction Mechanism. *Environ. Sci. Technol.*, 30(2), 716-719.
- Wegner, M. (2000): Erfahrungen im Einsatz einer Reaktiven Wand in Rheine/Westfalen. *Handbuch der Altlastensanierung*, 5954 – 5954
- Wegner, M. (2001): Neues Sanierungsverfahren bei der Per-Verunreinigungen im Grundwasser. *Reiniger & Wäscher*, Heft I/2001, 26-27.
- Wegner, M. (2002): Reaktive Wand Rheine. Statusbericht: RUBIN Statusseminar.
- Wegner, M. (2004): Reaktive Wand Rheine. Statusbericht: RUBIN Statusseminar.
- Wegner, M. (2005): Auswertung zum Langzeitverhalten einer Fe⁰-Reaktiven Wand am Beispiel des Standortes Rheine / Westfalen, Schlußbericht, BMBF.
- Weiske, A., Martin, T., Stiehl, M., Schad, H., Hornischer, W. (2002): Planung, Finanzierung und Umsetzung einer innovativen Abstromsicherung im Grundwasser. - *TerraTech* 3/2002: 45-47.
- Weiß, H. (1997): Untersuchungen zur in situ-Sanierung komplex belasteter Grundwässer am Modellstandort Bitterfeld. Sanierung von Altlasten mittels durchströmter Reinigungswände, Vorträge und Diskussionsbeiträge des Fachgespräches am 27.10.1997 im Umweltbundesamt in Berlin, Umweltbundesamt, Berlin, 91-103.
- Weiß, H., Daus, B., und Teutsch, G. (1997): Sanierungsforschung in regional kontaminierten Aquiferen (SAFIRA): UFZ-Bericht Nr. 27. ISSN 0948-9452, Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Leipzig.
- Weiß, H., Daus, B., und Teutsch, G. (1999): SAFIRA 2. Statusbericht, Modellstandort, Mobile Testeinheit, Pilotanlage. UFZ-Bericht Nr. 17. ISSN 0948-9452, Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Leipzig.
- Weiß, H., und Dahmke, A. (2001): Verfahren zur Konditionierung von mit Halogenkohlenwasserstoffen belasteten Wässern. Patent No. DE 10017618 A1, Mar. 31, 2000.
- Werner, P. (1985): A new way for the decontamination of polluted aquifers by biodegradation. *Wat. Suppl.*, 3, 41-47.
- Wersin, P., Hochella M. F., Jr., Person, P., Redden, G., Leckie, J. O., und Harris, D. W. (1994): Interaction between aqueous uranium and sulfide minerals: Spectroscopic evidence for sorption and reduction. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 58(13), 2829-2843.
- Westall, J. (1987): Adsorption mechanisms in aquatic chemistry. *Aquatic Surface Chemistry*, W. Stumm, ed., John Wiley and Sons, NY, 3-32.
- Westall, J. C. (1986): Reactions at the oxide-solution interface: chemical and electrostatic models. *Geochemical Processes at Mineral Surfaces* (ACS Symp. Ser. 323): J. A. Davis and K. F. Hayes, eds., American Chemical Society, Washington, D.C., 54-78.
- Westerhoff P. (2003): Reduction of nitrate, bromate, and chlorate by zero valent iron (Fe⁰). *J. Environ. Eng.*, 10-16.
- White, D. M., Irvine, R. L., und Woodlard, C. W. (1998): The use of solid peroxides to stimulate growth of aerobic microbes in tundra. *J. Haz Mat.*, 57, 71-78.

- Wiedemeier T. H., Rifai H. S., Newell C. J., und Wilson J. T. (1999): Natural attenuation of fuels and chlorinated solvents in the subsurface. pp. 617. John Wiley & Sons, New York.
- Wienberg, R. (1997): Vollständige, stoffspezifische Bilanzen des Schadstoffumsatzes beim Einsatz reaktiver Wände. Sanierung von Altlasten mittels durchströmter Reinigungswände, Vorträge und Diskussionsbeiträge des Fachgesprächs am 27.10.1997 im Umweltbundesamt in Berlin., Umweltbundesamt, Berlin, 112-119.
- Wienberg. (2003): Teilprojekt: Vollständige, stoffspezifische Bilanzen des Schadstoffumsatzes beim Einsatz reaktiver Wände mit Hilfe ^{14}C -markierter Substanzen. RUBIN Statusseminar. Nov. 2003, Hannover.
- Wijn, G. J., Schraa, G., De Kreuk, J. F., und Rijnaarts, H. H. M. (1998): In-situ method for cleaning a soil fraction contaminated with halogenated products, particularly chlorinated products. Patent No. EP 0924000 A1, Dec. 3, 1998.
- Wildman M. J., und Alvarez P. J. J. (2001): RDX degradation using an integrated Fe(0)-microbial treatment approach. Water Sci. Technol. 43, 25-33.
- Wilkin R. T., und Puls R. W. (2003): Capstone report on the application, monitoring, and performance of permeable reactive barriers for ground-water remediation: Volume 1 - Performance evaluation at two sites, pp. 140. U.S. EPA, Cincinnati, OH 45268.
- Wilkin, R. T., Puls, R. W., und Sewell, G. W. (2003): Long-Term Performance of Permeable reactive Barriers Using Zero-Valent Iron: Geochemical and Microbiological Effects. Ground Water, 41, 493-503.
- Williams A. G. B., und Scherer M. M. (2001): Kinetics of Cr(VI) reduction by carbonate green rust. Environ. Sci. Technol. 35, 3488-3494.
- Williamson, D., Hoenke, K., Wyatt, J., Davis, A., und Anderson, J. (2000): Construction of a Funnel-and-Gate Treatment System for Pesticide-contaminated Groundwater. Proc. of the 2nd Int. Conf. on Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds, Monterey, CA, A. R. Gavaskar and A. S. C. Chen, eds., Battelle Press, Columbus, Ohio, 257-264.
- WISMUT GmbH (2000): Abschlußbericht zum BMBF-Förderprojekt „Entwicklung von verfahrenstechnischen Lösungen zur Sanierung von Grundwasserschäden im Abstrom von Absetzbecken der Uranerzaufbereitung mittels permeabler reaktiver Wände. Förderkennzeichen 02WB9891/8 des BMBF. Bearbeitungszeitraum 01.11.1998-30.06.2000. Projektleiter Dr. G. Kießig, WISMUT GmbH.
- Wüst W. (2000): Geochemische Untersuchungen zur Sanierung CKW-kontaminierter Aquifere mit Fe(0)-Reaktionswänden. Dissertation, Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart, 147 S.
- Wüst W. F., Köber R., Schlicker O., und Dahmke A. (1999): Combined zero- and first-order kinetic model of the degradation of TCE and cis-DCE with commercial iron. Environ. Sci. Technol. 33, 4304-4309.

Wüst, W., Schlicker, O., Dahmke, A. (1998): Degradation of TCE at Zero-Valent Iron: Chemical Processes Effecting the Design and Performance of Permeable, Reactive Fe(0) Walls. In: U.S. EPA: NATO/CCMS Pilot Study Evaluation of Demonstrated and Emerging Technologies for the Treatment of Contaminated Land and Groundwater (Phase III): – United States Environmental Protection Agency, Washington DC, Report EPA/542/R-98/003, May 1998.

Yang Y., und McCarty P. L. (1998): Competition for hydrogen within a chlorinated solvent dehalogenating anaerobic mixed culture. *Environ. Sci. Technol.* 32, 3591-3597.

Yeskie, M. A., und Harwell, J. H. (1988): On the structure of aggregates of adsorbed surfactants: the surface charge density at the hemimicelle/admicelle transition. *J. Phys. Chem.*, 92, 2346-2352.

Zachara, J. M., Girvin, D. C., Schmidt, R. L., und Resch, C. T. (1987): Chromate adsorption on amorphous iron oxyhydroxide in the presence of major groundwater ions. *Environ. Sci. Technol.*, 21(6), 589-594.

ZAG – Zentrum für Angewandte Geowissenschaften (2003): Technisch-umweltökonomische Bewertung Reaktiver Wände. – Abschlußbericht Projekt 02WT0019, 195 S.

ZAG – Zentrum für Angewandte Geowissenschaften (2005): Vergleichende technisch-ökonomische Bewertung von In-Situ-Reinigungswänden an kontaminierten Standorten. – Abschlußbericht Projekt 02WR0195, 283 S.

Zawaideh, L. L., und Zhang, T. C. (1998): The effects of pH and addition of an organic buffer (HEPES) on nitrate transformation in Fe(0)-water systems. *Wat. Sci. Technol.*, 38(7), 107-115.

Zehnder, A. J. B., und Stumm, W. (1988): Geochemistry and biogeochemistry of anaerobic habitats. *Biology of Anaerobic Microorganisms*, A. J. B. Zehnder, ed., John Wiley and Sons, NY.

Zenker, M. J., Borden, R. C., Barlaz, M. A., Lieberman, M. T., und Lee, M. D. (2000): Insoluble substrates for reductive dehalogenation in permeable reactive barriers. *Proc. of the 2nd Int. Conf. on Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds*, Monterey, CA, C2-4, G. B. Wickramanayake, A. R. Gavaskar and A. S. C. Chen, eds., Battelle Press, Columbus, Ohio, 47-53.

Zepp R. G., und Wolfe N. L. (1987): Abiotic transformation of organic chemicals at the particle-water interface. In *Aquatic Surface Chemistry: Chemical Processes at the Particle-Water Interface* (ed. W. Stumm), pp. 423-455. Wiley.

Zhang W.-X. (2003): Nanoscale iron particles for environmental remediation: an overview. *Journal of Nanoparticle Research* 5, 323-332.

Zimmermann, H.-J., und Gutsche, L. (1991): *Multi-Criteria Analyse*. Springer Verlag, Berlin Heidelberg New York, 307 p.

8 Patente

Im Bereich der Technik der durchströmten Reinigungswände sind zahlreiche Patente angemeldet und erteilt worden. Eine vollständige Übersicht ist kaum möglich, da das Ergebnis einer Patentrecherche immer stark von den verwendeten Suchbegriffen abhängt. Es folgt eine exemplarische Liste von Patenten aus den 1990er Jahren, die zum Teil auch kommerziell genutzt werden. Das häufig zitierte Patent von Cherry und Gilham der Universität Waterloo in Kanada ist in der Liste aufgeführt.

Allen, R.B., Jablonski, C.E., Lynn, J.D., und Weidner, T.H. (1991): Composition and process for forming low permeability barriers for waste disposal sites. 1991/96., CA 2038996, Bethlehem Steel Corporation, USA

Alvarez, P.J., Till, B.A., Wathers, L.L., Parkin, G.F., und Schnoor, J.L. (1997): Fe(0)-Based Bioremediation of Aquifers Contaminated with Mixed Wastes, WO 98/49106, University of Iowa

Andersland, O.B., Criddle, C.S., Wallace, R.B., und Wiggert, D.C. (1996): Method for Placement of a Permeable Remediation zone in Situ, US 5730550, Michigan State University

Barrow, J. (1996): Subsurface Barrier Wall and Method of Installation, US 5800096

Boyd, S.A. und Kukkadapu, R. (1996): Method of removing organic contaminants from air and water with organophillic, quaternary phosphonium ion-exchanged smectite clays, US 5635075, Michigan State University, East Lansing, Mich., USA

Cantrell, K.J., und Kaplan, D.I. (1999): In-situ chemical barrier and method of making it, US 5857810, Battelle Memorial Institute, Richland, Washington, USA

Carter, E.E. (1998): In situ construction of containment vault under a radioactive or hazardous waste site, US 5905184, Carter, E. E.

Carter, E.E., Sanford, F.L., und Saugier, R.K. (1998): Apparatus and Method for in situ Installation of underground Containment Barriers under Contaminated Lands, US 5957624, Lockheed Martin Idaho Technologies Company

Cherry, J.A., Vales, E.S., und Gillham, R.W. (1993): System for treating polluted groundwater, WO 93/22241, University of Waterloo, Waterloo, Ontario, Canada

Cohen, A.D. (1991): Method for in-situ removal of hydrocarbon contaminants from groundwater, US 5057227, University of South Carolina, Columbia, S. C., USA

Corey, J.C. (1993): Containment of subsurface contaminants, US 5345034, Department of Energy, USA

Daffner, T., Beiting, E., Leibenath, C., Jäger, T., Nowak, E., Wahl, M. (1999): Verfahren zur Sanierung kontaminierter Grundwässer, DE 19924879, UBV Umweltbüro GmbH; WCI Umwelttechnik

Gardner, B.M., Smith, A.M., Hanson, R.W., und Hodges, R.T. (1996): Device and Method for Producing a Containment Barrier underneath and around in-situ buried Waste, US 5791825, Lockheed Martin Idaho Technologies Company

Gibbons, D.L., und Southwell, G.P. (1998): Construction of a Fluid impermeable subterranean Barrier Wall, US 5947644, Marathon Oil Company

- Gillham, R.W. (1996): Reduktive Dehalogenierung von halogenierten Kohlenwasserstoffen durch nullwertiges Eisen., EP 0506684 B1, University of Waterloo, Canada
- Grathwohl, P., Schad, H., Teutsch, G., Veas, E., und Werner, P. (1996): Vorrichtung zur Boden- und Grundwassersanierung zum Erstellen und Betreiben einer solchen Vorrichtung, DE 19622159, I.M.E.S., Wangen, D
- Griffith, R.J., Landis, R.C., und Schultz, D.S. (1996): Electric field Method and Apparatus for Decontaminating Soil, US 5914020, E. I. du Pont de Nemours and Company
- Griffith, R.J., Landis, R.C., Schultz, D.S., und Shoemaker, S.H. (1994): Electric field Method and Apparatus for Decontaminating Soil, US 5584980, E. I. Du Pont de Nemours and Company
- Haldenwang, L., und Eichhorn, D. (1991): Vorrichtung und Verfahren zur In-situ-Behandlung verunreinigter Grundwässer, DE 4105987, Haldenwang, L.; Eichhorn, D.
- Hassett, A.F., und Porfido, S.M. (1993): Methods for isolating a water table and for soil remediation, US 5435666, Environmental Resources Management, Inc., Exton, Pa., USA
- Hocking, G., und Wells, S. (1998): Azimuth Control of Hydraulic vertical Fractures in unconsolidated and Weakly Cemented Soils and Sediments, WO 00/29716, Golder Sierra LLC
- Kassahun A., Luckner L., Uhlig U. und Burghardt D. (2003): Verfahren zur In-situ-Grundwasserreinigung, GFI GmbH Dresden, DE 103 10 986 (erteilt)
- Kopejkin, V.A. (1993): Method for localizing radioactive contaminants of soil and ground water., RU 2069905, Tsentral'nyj nauchno-issledovatel'skij institut geologii nerudnykh iskopajemuch, Russia
- Kudrjawicki, F., und Ringpfeil, M. (1993): Vorrichtung zur Belüftung bioaktiver Sperrschichten in kontaminierten Böden, DE 4315118, Biopract, Berlin, D
- Lapitskij, S.A., Sergeev, V.I., und Shimko, T.G. (1991): Industrial waste liquids streams migrating heavy metals trapping method, RU 2050334, MGU im. M. V. Lomonosova, Russia
- Luckner L., Barczewski B. (1998): Verfahren und Vorrichtung zur Grundwassersanierung mittels Dichtwand-Heber-Reaktor, VEGAS-Universität Stuttgart und GFI GmbH Dresden, DE 19859862 (erteilt)
- Luckner L (2003): Aktive Drain & Gate-Systeme „GFladags“, GFI GmbH Dresden, Marke 303 06 891 des Deutschen Patent- und Markenamts
- Luckner L., Uhlig U. und Kassahun A. (2003): Vorrichtung zur In-situ-Reinigung von Grundwasserströmen, GFI GmbH Dresden, DE 103 10 991 (in Prüfung)
- N. N. (1994): Permeables Behandlungsbett zur Reinigung kontaminierter Grundwasserströme in situ, DE 4425061, WCI-Umwelttechnik
- Oeste, F.D. (1996a): In-situ Reaktionswände aus Formstoffen und Anwendung derselben, DE 19606947, Oeste, F. D
- Oeste, F.D. (1996b): Partikuläre Sorbentien, Verfahren zu ihrer Herstellung und Anwendung, DE 19618458, Oeste, F. D.
- Oeste, F.D., Domalski, R., Kempfert, J., und Carl, H.E. (1992): Barriere und Verfahren zu ihrer Herstellung, DE 4242682, Rütgerswerke, Frankfurt, D
- Mull und Partner Ingenieurgesellschaft mbH (2003): „ReSponge“, Marke 303 37 761 des Deutschen Patent- und Markenamts

- Pöppinghaus, K. (1992): Verfahren zur Bildung einer temporären Grundwasserdichtwand, DE 4231363, Pöppinghaus, K.
- Quinn, J.-W., Clausen, C.A., Geiger, C.L., Reinhart, D.R., und Ruiz, N. (1997): Use of Ultrasound to improve the Effectiveness of a Permeable Treatment Wall, US 6013232, National Aeronautics and Space Administration
- Raimondi, P., Acheson, O., und Overbey, W.K. (1994): Barrier for blocking movement of contaminants within an aggregate particulate substrate, US 5591115, K & M Engineering & Consulting Corp., Washington, DC; BDM Federal, Inc. Morgantown, W.Va., USA
- Rose, J.A. (1996): In-situ groundwater clean-up and radionuclide disposal method, US 5679256, Rose, J. A.
- Rose, J.A. (1997): Insitu Zeolite Filter bed System for the Removal of metal Contaminants, US 5911876, Rose, J. A.
- Siegrist, R.L., und Murdoch, L.C. (1998): Oxidative Particle Mixtures for Groundwater Treatment, US 6102621, Lockheed Martin Energy Research Corporation
- Smith, A.M., Gardner, B.M., Kostelnik, K.M., Partin, J.K., Lancaster, G.D. und Pfeifer, M.C. (1997a): Sensor System for Buried Waste Containment Sites, US 6016714, Lockheed Martin Idaho Technologies Company
- Smith, A.M., Gardner, B.M., und Nickelson, D.F. (1997b): Multi-Layer waste Containment Barrier, US 5961437, Lockheed Martin Idaho Technologies Company
- Steffen, H. und Grooterhorst, A. (1992): Verfahren zum Entfernen von wasserlöslichen sorbierbaren Schadstoffen aus einem abströmenden Grundwasser in der Umgebung eines Kontaminationsherdes, DE 4221198, Steffen Ingenieures., D
- Suthersan, S.S., Keyes, G., und O'Brien, K. (1998): In Situ Reactive Gate for Groundwater Remediation, US 6116816, Arcadis Geraghty & Miller, Inc.
- Vales, E.S., Cherry, J.A., und Lang, D.J. (1994): In-ground water treatment system, US 5624552, University of Waterloo, Waterloo, Ontario, Canada

9 Stichwortverzeichnis

Abbauprodukte.....	44, 48, 54, 102, 109, 116, 123, 173, 175, 191, 210, 233, 236, 238, 316
Abbauprozesse.....	21, 23, 190, 205, 226, 271, 377
Abfälle.....	48, 373ff.
Abfallmanagement.....	70
Abfallrecht.....	374, 376
Abstandsgeschwindigkeit.....	150f., 192, 198, 213, 215, 238, 253, 362
Abstromsicherung.....	27, 147, 416, 426
Acenaphthen.....	126
Acetat.....	158, 200, 232ff., 240, 329f., 332, 335f.
Acid Mine Drainage.....	205, 228, 225
Adsorberwände.....	21
Adsorption.....	20, 33, 52, 170, 207, 209, 377, 408
Adsorptiver-Reaktor-und-Barriere.....	37
advektiver Transport.....	185
Akkumulationsfaktor.....	360
Aktivkohle.....	20, 29, 32ff., 36f., 42, 52, 82, 97, 110ff., 114, 116f., 119f., 122, 126, 136f., 141, 166f., 170f., 173f., 204f., 207, 210ff., 215ff., 220ff., 226, 243, 245, 247, 253, 272, 286f., 313, 328f., 354, 364ff., 374
Aktivkohle Typ „Hydriffin“.....	211
Aktivkohle-Eisen-Kombireaktorsystem.....	272
Aktivkohle-Sorptionsbarrieren.....	215
AKW.....	170
ALD.....	225
Alkalität.....	158f., 229, 240, 329, 331f.
Altlastenbearbeitung.....	18f., 40f., 89, 405
AMD.....	171, 205, 225, 227f.
amphiphil.....	220
amphoter.....	224
anaerobe Korrosion.....	30, 36, 155, 159, 177, 329
Analysenkatalog zum Monitoring.....	331
Anisotropie.....	24, 69, 145ff., 260, 334, 339
Anisotropie der hydraulischen Durchlässigkeit.....	69, 145ff., 149, 260
Anoxic limestone drains.....	225
Anstrom der Kontaminationsquelle.....	321
Anstrom der Reinigungswand.....	129, 131, 321f.
Antragsunterlagen.....	76

Anzahl der ausgetauschten Porenvolumina.....	54
Apatit.....	32, 166, 169, 172, 225
Aquiferbasis.....	146f.
Aquifermächtigkeit.....	129, 146, 242f., 245, 247, 252, 257ff., 264, 268, 319
Aquifermaterial.....	101, 133, 340
Aquifertyp.....	46, 270
AR&B.....	37, 126, 136f.
Arbeiten in kontaminierten Bereichen.....	85, 88
Arbeits- und Sicherheitsplan.....	77, 86
Arbeitsbereichsanalyse.....	86f.
Arbeitsschutz.....	49, 70, 81, 85ff., 238, 276, 314, 357, 359
Aromatische Kohlenwasserstoffe.....	170
Arrhenius-Gleichung.....	239
Arsen.....	22, 30, 33, 139, 167f., 173, 179, 201, 203, 220, 223, 229, 233, 322, 348, 351, 353f., 356
Arsenat.....	30, 33, 173, 201, 203, 223
Arsenit.....	30, 173, 201, 203, 220, 223
Arsin.....	203
Art der Kontaminanten.....	44
Atomabsorptionsspektroskopie.....	52
Auftraggeber.....	58, 77ff., 82f.
Auftragnehmer.....	80, 82, 86
Ausführung.....	23, 40, 65, 76f., 80, 82f., 243, 259, 264, 268, 282
Ausführungsdetails.....	65, 77
Ausführungsplanung.....	77
Aushubtechnologie.....	377
Ausschlußkriterien.....	42, 55
Ausschreibung und Vergabe.....	77
Außerbetriebnahme.....	49
Außersphärische Komplexierung.....	209
Austauschbarkeit der Füllmaterialien.....	72
Austauschintervalle für reaktives Material.....	72
Austauschperiode.....	357
Auswirkungen auf die Umwelt.....	75
Autoinhibierung.....	202
Barwertmethode.....	61, 108
Batch-Test.....	52
Baubeschreibung.....	77
Baugenehmigung.....	76

Baugrundhindernisse.....	71
Baukosten.....	79, 127, 314, 365f.
Bauliche Machbarkeit.....	48
Bauphase.....	48, 282, 289
Baurecht.....	21, 73f., 370
Bautiefe.....	275
Bauverfahren.....	28, 70, 75, 275ff., 282ff., 292, 296f., 299ff., 304f., 312f.
Bauvorlagenberechtigung.....	77
BBodSchG.....	73
Bebauungssituation.....	23, 313
Beeinflussung des Grundwasserregimes.....	68f.
Behandelbarkeit der Schadstoffe.....	46
Benelux.....	97
Bentonit-Suspension.....	282, 300
Benzol.....	97, 119ff., 127, 135, 137, 168, 170, 223
Beobachtungstransecte.....	325
Berechnung des Gasdruckes.....	331f.
Bernau.....	27, 37, 111ff., 167f., 297, 305, 307, 398
Beschaffungs- und Entsorgungskosten.....	72
bestehende Beobachtungspegel	327
β-Eliminierung.....	182f.
BET-Sorptionsmodell.....	212
Betrieb und Wartung.....	72
Betriebs- und Erhaltungsmaßnahmen.....	92
Betriebskosten.....	7, 21, 38, 58, 72, 82, 212, 365, 367f.
Betriebsstörungen.....	3, 92
Beurteilungskriterien.....	40
Beweissicherung.....	85
Bimetalle.....	161, 205ff.
Bio-Clogging.....	106, 226
Bio-Polymere.....	101f.
Bio-Polymerwand.....	355
Bio-Reinigungswand.....	175, 228ff.
Bio-Wände.....	28
Bioaugmentation.....	205, 226, 234, 346
Biofilm.....	174, 226, 232f., 346
Biofouling.....	35, 37, 54, 137, 163, 174, 316
Biologische Reinigungswand.....	32

Biopolymer.....	282, 289f., 306
biotische Reaktion.....	172
Biozid.....	282
Bitterfeld.....	34, 109f., 114, 117, 167f., 171, 204, 249, 301f., 305
Blattkompost.....	229
Blattmulch.....	227
Blei.....	22, 32f., 97, 168, 174, 179, 225
BMBF.....	18, 109, 393, 398
bodenmechanische Voruntersuchungen.....	50
Bodenschutzrecht.....	21
Bohrpfahlwand.....	286
Bohrprofile.....	165
Borden.....	24, 97, 167, 229, 261f., 270, 309
Branntkalk.....	168, 172, 174, 224f.
Bromid.....	344f.
Brunnen	21, 45, 49, 112, 230, 249, 275, 277, 281, 285, 287, 301f., 309, 312, 319, 341, 354f.
Brunn am Gebirge.....	34, 37, 126, 135ff., 139, 167, 298, 305, 309, 312
BTEX.....	97, 111, 120f., 126, 137, 139, 167f., 170, 174, 185, 204f., 226, 349
Bundes-Bodenschutzgesetz.....	73
Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung.....	74
Bundesministerium für Bildung und Forschung.....	3f., 7, 18
Cadmium.....	97, 168, 179, 225
Caissons.....	276, 283, 285
Calcit.....	36, 336
Calciumoxid.....	174, 224
Calciumuranat.....	225
Cape Canaveral.....	292, 347f., 352f., 356
Carbonat.....	32, 36, 152, 158f., 173, 199f., 219, 329, 331f., 412
cDCE.....	188
Charakterisierung des Strömungsfeldes.....	107, 320, 325
Chargentreue.....	71, 142, 239
Chemie, Geochemie und Biologie bzgl. reaktiver Materialien.....	21
chemische abiotische Reaktion.....	172
Chemische Reduktion.....	172
Chemisorption.....	31, 209
Chlorat.....	172, 201, 206
Chlorbenzole.....	33, 110, 167f., 170, 177
chlorierte Aromaten.....	169f.

Chrom.....	30, 52, 97, 167f., 179, 202, 226
Chromat.....	22, 30, 35, 97, 172f., 177f., 200ff., 209, 218, 293, 343, 354
Chromatographie-Effekt.....	211
Chromatreduktion.....	30, 202f.
Chrompräzipitate.....	202
cis-DCE.....	30, 96, 104, 109f., 116, 123, 135, 166ff., 176f., 179, 182, 184, 188, 191, 193, 197, 199, 233, 348
cis-Dichlorethen.....	30
Clogging.....	35ff., 106, 116, 125, 137f., 141f., 163, 174, 226, 316, 338, 346, 378
co-metabolischer Abbau.....	200, 233
Coatings.....	35
Colloidal Borescope.....	345
Conductance.....	256
Continuous reactive barrier.....	21, 24
Cooper-Jacob.....	339
Couillard, 1994.....	222
Coulomb-Gesetz.....	209
Cr(III).....	30, 35, 178, 202
Cr(VI).....	30, 35, 173f., 178, 202f., 218, 348
CRB 21, 24f., 42, 56, 110, 115, 122, 125f., 129, 139f., 142, 146f., 149, 151, 162, 242, 250, 252, 258ff., 267, 269, 272, 275, 282f., 286f., 289f., 293, 295ff., 355	
D&G.....	21, 24ff., 39, 56, 110, 114, 117, 139, 146f., 149, 151, 243, 246f., 250, 252, 254, 258f., 267ff., 272f., 300, 303, 416
Dänemark.....	97, 167, 203, 242, 298, 305
Darcy-Geschwindigkeit.....	150
Darcy-Gesetz.....	364
Datenbasis für eine Ersteinschätzung.....	44
DBU.....	18, 111, 122, 129
DCE.....	30, 36, 104, 167f., 173, 348f., 402
Dechlorierung.....	20, 36, 98, 118, 123, 175f., 178ff., 182ff., 239, 331
Deep soil mixing.....	377
Deep Soil Mixing.....	279, 293
Dehalogenierung 30f., 35, 37, 57, 96, 108f., 112, 155, 160f., 166f., 170, 173, 175f., 178, 182, 186, 233, 239, 347, 377f.	
dehalorespirativ.....	205, 233f.
Denkendorf.....	110ff., 114, 117f., 139, 167f., 207, 246, 301ff., 305f., 416
Dense non-aqueous phase liquids.....	20
Denver Federal Center.....	231, 408
Desorption.....	31, 46, 57, 173, 189ff., 207f., 210, 323

deutერიertes Wasser.....	344
Deutsche Bundesstiftung Umwelt.....	122, 129
DHR.....	110, 119, 249
Dichlorethen.....	30, 36, 179, 182, 194
Dichloro-Eliminierung.....	182
Dichtwand.....	26, 39, 50f., 75, 84f., 91, 110f., 119, 135f., 249, 283f., 294f., 297ff., 309, 355
Dichtwand-Heber-Reaktor.....	110, 119, 249
Diffusionsgeschwindigkeit.....	186
diffusiver Transport.....	185f.
Dimensionierung.....	22ff., 27, 41, 51ff., 66f., 75f., 99ff., 106ff., 141, 145, 147f., 164, 166, 184, 192f., 205, 209f., 213, 215f., 220, 225ff., 238, 241, 250ff., 257ff., 263f., 267ff., 271ff., 316, 350ff., 362f., 365, 367
Dissolved organic carbon.....	162
Distickstoffoxid.....	160
DNAPL.....	20
DOC.....	54, 162
Dokumentation.....	70ff., 76, 81, 84f., 107, 136, 350, 368
Dokumentationskosten.....	357
Drain and gate.....	5, 21
Drainagen.....	21, 67f., 81, 243, 246, 296, 300f.
Drainagepotential.....	267
Drainageschlitz.....	302
Driftweg.....	345
Durchbruch der Schadstoffe.....	54
Durchflußmenge.....	84, 136, 246, 320
Durchführbarkeitsnachweise.....	70
Durchlässigkeit.....	23f., 26f., 35ff., 44, 51f., 66ff., 75, 84, 93, 100f., 106, 118, 210, 216, 221, 226, 228, 236, 242, 254, 256, 258, 260, 263, 267, 269, 273, 279f., 282, 287, 289, 292f., 299, 301f., 313, 320, 337, 340f., 345, 362
Durchlässigkeitsbeiwert.....	148, 252, 254, 257, 325, 340, 497
Durchlässigkeitsbereiche.....	148
Durchlässigkeitsverteilung des umgebenden Aquifers.....	261
Durchsatzleistung.....	56
durchströmte Reinigungswände.....	20ff., 39, 109
Düsenstrahlverfahren.....	136
dynamische Kostenrechnung.....	360, 366
East Garrington.....	303
EC-PRB.....	26f., 39, 115, 117, 119f., 126, 135ff., 142
Edenkoben.....	21, 110ff., 114, 118, 141, 167, 248, 270, 298, 305, 308

effektive Porosität.....	150, 253
efficiently controllable.....	24
Efficiently controllable permeable reactive barriers.....	5
EG-Wasserrahmenrichtlinie.....	5
E _H -pH-Diagramm.....	156, 177f.
Eigenkontrollmaßnahmen.....	58, 65, 74, 76, 91
Eignungskriterien.....	34, 39, 42, 45f.
Eignungsprüfung.....	50f., 350
Einbindetiefe.....	85, 150, 242, 269, 275
Eingreifpläne.....	101
Einphasen-Schlitzwand.....	278, 297f.
Eisen. 3, 20f., 29ff., 38, 42, 44, 52f., 56f., 68, 79, 84, 96ff., 104, 106, 108ff., 115, 117, 120, 122ff., 125, 141f., 166ff., 184f., 190f., 193ff., 198, 200ff., 207, 217f., 220, 224f., 229f., 232, 234f., 239, 242f., 272, 286, 289, 291, 307f., 313, 315, 322, 329ff., 337, 345ff., 349, 354, 357, 364, 368, 374ff., 391f., 398, 415, 421	
Eisen(II).....	36, 156, 376f.
Eisenschwamm.....	53, 110f., 115, 122f., 129, 131ff., 378, 421
Elektronenpaardonator.....	209
Elektronentransfer.....	160, 175, 180f., 186
Elizabeth City.....	167, 201, 203, 231, 288f., 319, 323, 340, 348, 351, 356
Emissions-Wände.....	28, 32
Endprodukte.....	34, 185, 202, 323, 328, 332
Entschädigungsleistungen.....	349
Entscheidungskriterien.....	56f.
Entsorgungsplan.....	77
Entwurfsplanung.....	63, 65, 76
Enzym.....	190, 282
Erfahrungen mit Reinigungswänden.....	39
Erfassungsbreite.....	104, 254, 264, 362ff.
Erfassungsunsicherheit.....	363
ergänzende Standortuntersuchungen.....	41
Erhaltung.....	49, 89
Erkundungsaufwand.....	258, 261
Ersteinschätzung.....	44
Eskolait.....	202
Ethan.....	30, 57, 132, 134, 138, 179, 184, 191, 194, 234
Ethen.....	30, 36, 57, 109, 112, 132, 134, 138, 161, 167, 170, 177ff., 184, 191, 194, 205, 234
Evaluating the Longevity and Hydraulic Performance of Permeable Reactive Barriers at Department of Defense Sites.....	98

Expositionsszenarium.....	88
F&G.....	21, 24ff., 39, 47, 56, 79, 85, 91, 103, 110ff., 119f., 124f., 142, 173, 176, 244f., 250, 252, 254, 258f., 263ff., 269f., 272f., 275, 322, 324ff., 333, 345, 349f., 352f., 355, 357f., 363
Fällung.....	21, 28, 30, 32, 34, 44, 100f., 106, 125, 167ff., 172ff., 177, 191, 199ff., 210, 217, 223ff., 229f., 238, 260, 316, 323, 329, 332, 334, 342, 354, 357, 376f.
Fällungsreaktionen.....	145, 152, 191, 225f., 357
Fällungsreaktive Wände.....	28, 32
FCKW.....	167
Fe(0).....	6, 30, 92, 96f., 99f., 102, 106f., 123, 134f., 138ff., 142, 155, 159f., 162f., 166, 176ff., 182ff., 189ff., 196ff., 201ff., 207, 230ff., 238f., 242f., 247, 252, 322f., 328ff., 335ff., 340, 343ff., 348f., 365f., 368, 377f., 392f., 398, 402ff., 411ff., 416, 418
Fe(II)-Senke.....	177, 331
Fe(II/III)-(hydr)oxide.....	36
Feinpartikel.....	162, 345
Feldversuch.....	54, 347
Festphasenentnahme.....	342
Filtereffekt.....	20
Filtergeschwindigkeit.....	148, 150, 269f., 253, 325
Filterkiesschüttungen.....	37, 140
Filterkiesummantelung.....	302
Final Design Guidance for Application of Permeable Reactive Barriers for Groundwater Remediation.....	98
Fingering.....	106
Flächenbedarf.....	56
Fließgeschwindigkeit.....	54, 69, 145, 147, 150, 162f., 259ff., 263, 268, 270f., 327, 350
Fließquerschnitt.....	238
Fließrichtungsänderungen.....	83
Flowmeter.....	345
Folgeleistungen.....	57, 350
Forced gradient.....	344f.
„Forced gradient“-Tracerversuch.....	134, 344
Formiat.....	158, 234, 240
Fouling.....	100, 162
Fracht.....	46, 322
Fraktionierungsfaktor.....	188
Frankreich.....	82, 97, 167, 298
Freon.....	167, 179, 194, 349
Freundlich-Isotherme.....	212, 253
Freundlich-Sorption.....	212
FuE.....	6, 19, 34, 96, 98, 108ff., 114ff., 121ff., 138, 141f., 239, 378, 398

Fugenklaffung.....	276
Füllmaterial.....46f., 49, 51, 54, 65, 71, 75, 210, 215, 236, 242f., 249, 260, 272, 277ff., 282, 287, 292f., 296, 302, 304	
Füllmaterialaustausch.....	66, 75, 272, 304, 346
Fundamentreste.....	48
Funnel and gate.....	5, 21
Gas bubble walls.....	5
Gasbildung.....	37, 92, 142, 198, 378
Gaschromatographie.....	52
Gasclogging.....	35, 191, 199f., 232, 331f., 338
Gate...24ff., 39, 103, 110f., 113, 115, 120, 246f., 254, 267, 269, 309ff., 324, 340, 345, 363ff., 400, 424	
Gebäude.....	45, 48, 70, 122, 143, 166, 284, 298, 347, 358, 374
gebrannter Kalk.....	224
Gefährdungsabschätzung.....	41, 45, 62
Gefahrenabwehr.....	41, 317, 350
Gefahrenanalyse.....	86f.
Gefahrenlage.....	75, 92
Gefahrstoffermittlung.....	86f.
Gemeinkosten.....	349
Genehmigungen.....	56, 65, 73
Genehmigungsplanung.....	63, 65, 73
genehmigungsrechtliche Aspekte.....	73f.
Generalunternehmer.....	82f.
Geochemische Bedingungen.....	54
Geochemisches Milieu.....	44
geodätische Höhenmessung.....	320
Geologie, Hydrogeologie, Hydraulik, Geochemie bzgl. Positionierung.....	21
geologische Profile.....	74
GeoSiphon.....	249, 302, 305
Geotechnik.....	45, 48, 70, 84, 416
geotechnische Bedingungen.....	70
Geotechnische Untergrundeigenschaften.....	313
Gerammte Schlitzwand.....	279, 284, 292, 298, 300f., 355
Gesamtdurchlässigkeit.....	24
Gesamtökobilanz.....	57
Gesteinstypen.....	146
Gleichgewichtssorption.....	191, 212, 215
Gotthart-Maier.....	115, 119, 122, 124, 129

Graugußeisengranulat.....	115, 119, 122ff., 129, 131ff., 349, 421
Graugußeisengranulat-Kies-Gemisch.....	131ff.
Green rust.....	160, 180
Großbohrungen.....	125, 127, 136, 242, 283, 285ff., 304f., 308
Großbritannien.....	97
Grube Königstein.....	225
Grund- und Baustoffe.....	51
Grundlagenermittlung.....	41
Grundstücksgrenzen.....	70
Grundwasserabsenkung.....	38, 135, 267
Grundwasserabstromrate.....	23, 150f.
Grundwasserbeschaffenheit.....	44, 91f., 142, 226, 237, 377
Grundwasserchemismus.....	23, 54, 76, 143, 145, 153, 243, 271, 328, 335
Grundwasserentnahme.....	45, 81, 102, 246f., 249, 258
Grundwasserfließgeschwindigkeit.....	44, 52, 100, 144, 150, 165, 210, 213, 215, 333, 336, 340, 346
Grundwasserfließrichtung.....	20, 44, 47, 68, 70, 99, 103, 258, 267, 269, 362
Grundwasserfließrichtungsschwankungen.....	69
Grundwassergeringleiter.....	146, 267
Grundwassergleichenpläne.....	74, 104, 125, 150, 325, 334, 345
Grundwasserhaushalt.....	76
Grundwasserinhaltsstoffe.....	23, 34f., 39, 75, 198, 236, 238, 282, 336
Grundwasserneubildung.....	45, 100, 245
Grundwassernutzung.....	22, 45
Grundwasserpotentialhöhe.....	320
Grundwasserstauer.....	67, 136, 242, 264, 276ff., 308
Grundwasserstockwerke.....	147
Grundwasserströmungsrichtung.....	125, 150, 246, 260, 316
Grundwasserströmungsverhältnisse.....	67, 92, 99, 143, 150, 242f., 250, 252, 258ff., 264, 268, 274, 350
Guar-Mehl.....	282
H ₂ -Senke.....	331f.
Haardkrom (Kolding, Dänemark).....	203
Hanford.....	168, 284, 293
hängende Wand.....	243, 260, 263f., 269
Heberprinzip.....	302
Henry-Isotherme.....	212
Henry-Sorption.....	212
Herstellung von Reaktoren.....	305
Herstellungstechnik.....	144, 275

Heterogenität des Untergrundes.....	25, 69, 217
Heterogenitäten.....	140, 147, 318ff., 323, 341
Heterogenitätsstrukturen.....	144f., 147
HIM GmbH.....	3, 122, 139, 201, 229
Hindernisse.....	48, 144, 166, 276, 281, 313
Hochdruckinjektion.....	280, 295
Hochdruckwasserspülung.....	357
Hohlkasten.....	279, 284, 292f., 298, 300f.
Holzchnipsel.....	227
Holzspäne.....	174
homoacetogen.....	133, 231ff.
Honorarordnung für Architekten und Ingenieure.....	62
HRC.....	33, 117, 230
Humin- und Fulvosäuren.....	161
Huminstoffe.....	32, 36, 68, 157, 170, 210, 222f., 377
Hydraulic Fracturing.....	281, 284, 296, 298, 300, 377
Hydraulische Angaben.....	44
hydraulische Dimensionierung.....	23, 250, 257ff., 263, 267, 273
hydraulische Durchlässigkeit.....	35, 51, 106, 145, 148f., 163, 216, 228, 242, 260, 337, 340
hydraulische Maßnahmen in der Nachbarschaft.....	45
hydraulischer Gradient.....	44, 91, 148, 150, 151, 320, 325, 358
hydraulisches Gefälle.....	69
Hydrodehalogenierung.....	175
Hydrofracturing.....	101
Hydrogen Realease Compound.....	230
Hydrogencarbonat.....	44, 100, 158f., 329
Hydrogenierung.....	181, 183
Hydrogenierung von LCKW.....	207
Hydrogenolyse.....	168, 171, 180, 182ff.
hydrogenotroph.....	123, 133, 230ff., 378
Hydrogeologie.....	21, 44, 75, 99, 207
Immissionspumpversuch.....	318, 314
Immissionsschutzrecht.....	73f.
in situ-Flußmessungen.....	345
Indikatorsubstanz.....	318, 329, 333, 342ff.
Infrastruktur.....	45, 56, 165, 258, 313, 358f.
Infrastrukturbedarf.....	56
Ingenieurtechnik, Spezialtiefbauverfahren bzgl. Konstruktion.....	21

Injektion.....	279ff., 284, 293, 295f., 298ff., 355, 377
Innersphärenkomplexe.....	377
Innersphärische Komplexierung.....	209
intergranulare Porosität.....	213, 215
Investitionskosten.....	58, 60, 72, 108, 314, 353f., 366f.
Ionenaustausch.....	44, 173, 208f., 220, 223, 323
Ionenstärke.....	186, 218, 331
Isotherme.....	212, 214f., 253
Isotopenanalyse.....	318, 341
Isotopenfraktionierung.....	341f.
ISPAT.....	115, 122, 129
ITVA, 1995.....	278f., 282, 292, 299, 312
jährlich anfallende Kosten.....	360
Jet Grouting.....	280, 284, 295, 298, 300, 377
Jetting.....	101, 280, 284, 295f., 298, 300
Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht.....	158f.
Kalklösung.....	159
Kalkstein.....	32, 159, 166, 168, 174, 205, 224ff., 354
Karlsruhe.....	110ff., 114, 119, 122, 126, 128, 139, 167, 244, 298, 305, 309, 311, 349, 353f., 357, 404, 416, 421
Katalysatorengift.....	161, 206
Kaufkraft.....	59, 360
KBW.....	360f.
Keller Grundbau GmbH.....	295f.
Kernbohrung.....	318, 342
Kinetik nullter Ordnung.....	189
Kinetik pseudo-erster Ordnung.....	187ff., 192, 239
Klärschlamm.....	227
Klinoptilolith.....	220
Kolloide.....	162
Kombinations-Reinigungswände.....	29, 33
Komplexbildung.....	164, 200
Komplexbindung.....	209
Kompostwände.....	166
Konditionierung des reaktiven Materials.....	23
Königstein.....	205, 225
Konnektivität hochdurchlässiger Zonen.....	262
Konnektivitäten des natürlichen Aquifers.....	261

Konstruktion. .3, 18, 21, 23f., 27, 39, 42, 49, 56, 65ff., 73f., 101, 110f., 142, 204, 241, 243, 247ff., 259, 268, 301, 304f., 311, 324f., 334, 346, 353ff., 359, 367	
Konstruktion hydrologischer Dreiecke.....	325
Konstruktionskosten.....	354, 356, 367
Kontinuitätsgesetz.....	320
Kontraktorverfahren.....	278, 289
Kontroll- und Eingriffsmöglichkeiten.....	39, 139
Kontrollpunkte.....	102, 327
Korrosion.....	30, 33, 36, 100, 176f., 181, 186, 199f., 203, 231, 329
Korrosionsneigung.....	186, 196f.
Kosten zur Reaktivierung.....	357
Kosten-Nutzen-Analyse.....	58f.
Kostenbarwert.....	60, 360f.
Kostenberechnung.....	72
Kostenelement.....	348f., 352f.
Kostenermittlung.....	35, 59, 348, 368
Kostenkennwerte.....	57f., 72
Kostenposition.....	57, 348
Kostenreihe.....	360
kostenrelevante Bauplanänderungen.....	349
Kostenschätzung.....	52, 57f., 348ff., 361, 365
Kostenspannen.....	355
Kostenspannen für Dichtwandkonstruktionen.....	355
Kostenvergleichsrechnung.....	58ff., 368
Kostenwirksamkeitsanalyse.....	58f.
Kostenzuschläge.....	57, 348
Kupfer.....	33, 97, 168, 179, 225
Laborversuche.....	34, 37, 50ff., 54, 65, 101, 123, 125, 133, 138, 141, 161, 201f., 206, 231ff., 237, 252, 323, 342, 354, 376
Ladungsbilanz.....	331
Ladungsnullpunkt einer Oberfläche.....	218
Lage der Oberflächengewässer.....	45
Lage von Gebäuden.....	45
Lactat.....	234
Länderarbeitsgemeinschaft Wasser.....	360
Landnutzung.....	45
langfristige Wirksamkeit.....	55, 89
Langmuir-Hinshelwood-Hougen-Watson-Kinetik.....	189
Langmuir-Isotherme.....	212, 214

Langmuir-Kinetik.....	190
Langmuir-Sorption.....	212
Langzeiteffektivität.....	32, 35, 100, 106, 203, 226, 376
Langzeitwirksamkeit.....	49, 99f., 142, 378
Launch Complex 34.....	347
LAWA-Leitlinie zur Durchführung von Kostenvergleichsrechnungen.....	59
LCKW.....	20ff., 30ff., 52, 56, 96ff., 103, 108ff., 115, 117ff., 122f., 125f., 166ff., 175f., 201, 207, 378, 393, 416
Leistungsbeschreibung.....	77, 79ff.
Leistungsverzeichnis.....	79ff.
Leitfähigkeit des Reaktors	254
Leitungen.....	45, 48, 56, 143, 166
Leitwände.....	21, 24f., 67f., 70, 75, 85, 91, 244f., 263, 276, 278, 297, 299, 301, 313
Lessons Learned.....	19, 96, 98, 400
LHKW.....	137, 159ff., 180, 187, 191, 194, 398
Ligandenaustausch.....	208f.
Light non-aqueous phase liquids.....	20
Linoleum.....	135
Lithium-Durchgangskurven.....	344
LNAPL.....	20
log-linear.....	187
logging.....	106
Löslichkeitsminimum.....	224
Low-flow sampling.....	102
Lowry AFB.....	231
Machbarkeitsstudie.....	41, 252, 354
Maghämit.....	202
Magnetit.....	160, 177f., 180, 202, 217
Mantelrohr.....	276f., 312
Marzone Site.....	302, 304
Massenbilanz der Eisenkorrosion.....	331f.
Massenbilanz des Carbonatsystems.....	331f.
Meßstelle.....	71f., 76, 93, 102f., 128, 132, 136, 317, 319, 322f., 325ff., 340ff., 344f.
Metallhydroxide.....	174, 224
Metallionenkomplexierung.....	209
Methan.....	134, 138, 174, 179, 182, 184, 193f., 197, 200, 230, 232, 234, 240, 329, 332, 335f., 338
methanogen.....	231ff.
Michaelis-Menten-Kinetik.....	190

mikrobielle Aktivität.....	163, 174, 332
mikrobielle Besiedlung.....	231, 342
mikrobielle Reduktion.....	172
mikrobielle Stoffwechselprozesse.....	175
Mikrobiologie.....	110f., 117, 166, 170, 230
Mikroorganismen.....	32f., 37f., 44, 86f., 106f., 121, 123, 133, 137, 154, 160f., 163, 168, 170, 175, 178, 184, 205f., 200, 226f., 230ff., 316, 332, 377
Mikroorganismenvergesellschaftung.....	107, 123
Mindestabstand zwischen Beobachtungspegelreihen.....	325
Mineralakkumulationen.....	106
Mineralbelegungen des reaktiven Materials.....	342
Mineralneubildungen.....	192, 207, 332
Mineralpräzipitate.....	24, 152
MiP.....	51, 279, 284, 293f.
MiP-Wand.....	51
Mischkontamination.....	46, 117, 198
Mittal Steel.....	115, 129
Mittal Steel GmbH.....	129
Mixed-in-Place.....	279, 284, 293f., 298, 300, 304
MKW.....	97, 135, 168, 170, 204
mM.....	189, 192
Modellierung.....	76
Modellrechnungen.....	37, 106, 127, 230, 241, 246, 250, 263, 361
Modifikation des Reaktorsystems.....	92
Moffett Field.....	231, 319, 340, 344, 395
Monitoring.....	18, 38f., 46, 58, 71f., 76, 81, 83, 92, 98f., 102ff., 107, 111, 116, 121ff., 130f., 140f., 229, 258, 277, 285, 287, 315ff., 327f., 331, 333f., 338f., 342f., 354, 357ff., 379, 383, 385, 391ff., 405, 412
Monitoring-Ergebnisse.....	131, 319, 324, 334f.
Monitoring-Netzwerk.....	125, 318, 320f., 325, 327, 333, 339, 342f.
Monitoring-Transekte.....	129, 131ff., 324f., 334
Monitoringkosten.....	38, 358
Monitoringmethode.....	107, 315
Monochlorbenzol.....	170, 204
MTBE.....	185
Mull-und-Partner-Ingenieurgesellschaft mbH.....	2f., 124, 129, 132, 392
Multibarriere.....	97
Multibarrierensysteme.....	205
Multilevelausbau.....	102, 319
Multilevelmeßstelle.....	319, 323, 339

Nachsorge.....	61, 65, 71, 76, 81f., 89ff.
Natriumhypochlorid.....	161, 206
Natural Attenuation.....	33, 97, 107, 123, 205, 207, 332
natural organic matter.....	161, 423
Naturschutzrecht.....	73f., 372
Neben- und Abbauprodukte.....	48
Nesquehoning.....	168, 225, 242, 283
Nickel-Rim-Mine.....	228f.
Niederschlagshöhen.....	45
Nitrat.....	33, 36, 44, 100, 133f., 152, 156f., 159f., 163, 168, 172ff., 176f., 179, 200f., 221, 225ff., 229, 232ff., 328ff., 335f., 343, 345, 354
Nitrat als reaktiver Tracer.....	345
Nitratreduktion.....	36, 160, 232ff., 331
Nitrobenzol.....	177f., 194, 205, 207
NKU.....	58
NOM.....	161, 199
Nominalkosten.....	59f., 360, 366
Notfallszenarien.....	101
Nutzen-Kosten-Untersuchung.....	57ff.
Nutzung der Grundstücke.....	45
Nutzungseinschränkungen.....	45, 358
Oak Ridge Y12-Plant.....	231
Oberflächenkomplexierung.....	172, 199, 208f., 218, 220
Oberflächenpräzipitat.....	199f.
oberirdische Infrastruktur.....	313
Octanol-Wasser-Verteilungskoeffizient.....	208
Offene Reinigungswand.....	355
Offene Wandkonstruktion.....	355
on site-Versuch.....	37, 101, 138, 217
ORC.....	33f., 97, 110, 117, 230, 323, 328, 403
organische Schadstoffe.....	20, 153, 166, 170
Organoton.....	221
Österreich.....	34, 97, 115, 126, 135f., 167, 298, 305, 309, 312
Oxygen Release Compound.....	97, 230
P&T.....	20ff., 38, 100f., 105f., 368
Packer-Systeme.....	281
PAK.....	20, 22, 32ff., 97, 110, 112, 119, 126, 135, 137, 167ff., 173, 185, 204, 206, 209, 211, 223, 226, 349, 354
Palladium.....	31, 79, 110f., 117f., 161, 168ff., 171, 204ff., 408, 410

Parameterunsicherheiten.....	263, 274
Particle Tracking.....	345
Passivierung.....	35f., 134f., 191, 199f., 202f., 206, 240, 322, 357, 359
Patogene Keime.....	163
PCB.....	178, 204f., 207, 209
PCE.....	30, 57, 96, 109f., 123, 166f., 169, 173, 175, 177ff., 182ff., 193, 197, 233f., 287, 348f., 354, 416
Pegeldurchmesser	319, 323
Perchlorethen (siehe auch PCE).....	30, 177ff.
PEREBAR.....	109, 126, 135
Performance-Monitoring.....	102
Perlkies.....	122f., 129, 135
Permeabilitätseinbuße.....	116, 232
Permeabilitätsveränderung.....	342
Permeabilitätsverringerng.....	238, 342
Permeable Reactive Barriers.....	5, 20, 393, 403, 413
permeable reaktive Wand.....	24
Permeables Behandlungsbett.....	355
pH-Wert-Pufferung.....	227
pH-Wert-Regulierung.....	282
Phenole.....	110f., 126, 135, 137, 167, 170, 185
Phospholipidfettsäuren-Analysen.....	231, 498
PHREALOG.....	345
Physisorption.....	31, 209
Pilgerschrittverfahren.....	286
PKBW.....	361
Planung einer durchströmten Reinigungswand.....	64
Planungsgrundlagen.....	40
Planungskosten	351, 353
Planungsphase.....	81, 101, 353
Point of zero charge (elektrostatistischer Ladungsnullpunkt an einer Oberfläche).....	218, 498
Polychlorbenzole.....	204
Pore surface diffusion model.....	271, 498
Porenvolumen.....	54, 108
Porosität.....	44, 54, 106f., 150f., 162, 173f., 190f., 193, 213, 215, 221, 223, 237, 253, 262, 270, 273, 335ff., 344, 364
Porosität des Filters.....	213
Portadown.....	305, 307
Positionierung.....	21f., 24, 27, 67, 72, 317f., 320, 322f., 326f.

Pourbaix-Diagramme.....	156
Präzipitatbildung.....	35, 83, 159, 193, 238
PRB.....	20, 24, 26f., 39, 98, 105, 115, 117, 119f., 126, 135ff., 142, 392f., 400, 402ff., 409, 411f., 416
Preissteigerungsrate.....	361
Probenahme.....	52, 54, 71, 125, 141, 239f., 323, 325, 328, 334, 342
Projektkostenbarwert.....	361
Proxiparameter.....	342f.
Puffersystem.....	158f.
Pump and treat.....	3, 20
Pumpversuche.....	91, 147, 149, 318, 339ff., 344
Pyrit.....	32, 159, 227
Pyritoxidation.....	159, 227
Pyruvat.....	234
QS.....	71
Qualitätskontrollen.....	71, 84
Qualitätssicherung.....	71, 76, 84, 277, 281, 285
Qualitätssicherungsplan.....	51, 71, 84f.
Qualitätssicherungsverfahren.....	85
Radionuklide.....	226
ramm- und rüttelfähig.....	276
Reaktionsprodukte.....	35f., 188, 190f., 201, 225
reaktive Materialien.....	20, 23, 29, 34, 39, 42, 46, 66, 97, 112, 115, 117ff., 124ff., 142, 166, 168ff., 173, 175, 207, 226, 229, 323, 328, 348, 376ff.
Reaktive Wände.....	28f., 405, 416, 422
Reaktivität.....	35f., 52, 66, 69, 72, 91, 98, 106f., 118, 125, 173, 196, 198, 200, 204, 233, 236f., 282, 289, 322, 329, 333, 338, 342f., 345, 368, 377f., 411
Reaktivitätseinbuße.....	191, 342f.
Reaktor-Dimensionierung.....	250, 269, 273
Reaktorbauwerk.....	27, 67ff., 71, 111, 302, 307f.
Reaktorhydraulik.....	271
Realbewertung.....	59
Rechtliche Rahmenbedingungen.....	73
Redox-Reaktive Wände.....	28f.
Redoxfällung.....	171
Redoxpotential.....	30, 44, 53, 154ff., 171, 177f., 403
Reduktion.....	83, 154ff., 160f., 163, 167, 169, 172ff., 180ff., 184f., 193, 195, 199ff., 217, 224, 226f., 230, 232f., 235, 336, 354, 377
Regenerationszyklen.....	210
Regenerierung.....	5, 49, 53, 66, 72, 105, 107, 204, 221, 272, 346

Regenerierungsmöglichkeit.....	72
Reichenbach.....	110, 112, 114f., 122, 139, 167, 283, 286f.
Reinigungswand mit gelenktem Grundwasserstrom.....	25f., 28, 243, 299, 369
Reinigungswände und -barrieren im Netzwerkverbund.....	18
Remobilisierung von Kontaminanten.....	46
Renditeausfall.....	349
Reparaturaufwand.....	72
ReSponge.....	122f., 129, 132, 378
Reststandzeit.....	342
Reststoffanfall.....	57
Retardation.....	20, 123, 172, 208, 213, 215, 223, 253, 325, 333, 344, 351
Retardationsfaktor.....	213, 215, 253, 344, 351
Rheine.....	21, 37, 84, 109f., 112, 114, 122, 129f., 132, 135, 138, 141, 167, 232f., 283, 286, 315, 323, 337ff., 345, 348, 351, 353, 356, 378, 392f., 409, 421, 426
RUBIN.....	7, 18f., 27, 33, 37, 45, 84, 96, 109ff., 115f., 118, 122ff., 141, 169, 184, 201, 229, 233, 238, 246, 315, 378f., 398, 426
RUBIN.....	119f., 122
Rückhalt.....	30, 32, 35f., 91, 101, 116, 126, 141, 162, 172f., 201, 215, 217, 223, 233, 236, 351, 364
Saatkörner.....	229
SAFIRA.....	34, 109ff., 117, 168ff., 204, 210, 405
Sägemehl.....	170f., 222f., 227, 229
saisonale Schwankungen.....	44, 100, 105, 317, 327
Sandwichsysteme.....	260
Sanierungs-Forschung In Regional kontaminierten Aquiferen.....	117
Sanierungsdauer.....	7, 56, 73, 321, 368
Sanierungsdurchführung.....	55, 63, 81f., 350
Sanierungsende.....	76
Sanierungskonzept.....	41
Sanierungspflicht.....	18, 63, 114, 367, 379
Sanierungsplanung.....	18, 40ff., 58, 62f., 65, 73f., 143, 350, 352, 358, 360
Sanierungsszenarios.....	348
Sanierungsuntersuchung.....	18, 40ff., 54, 56, 61ff., 65, 80, 89, 114, 250, 351, 361, 406
Sanierungsuntersuchung unter Berücksichtigung eines Reinigungswandeinsatzes.....	43
Sanierungsvorschlag.....	62
Sanierungsziel.....	7, 21f., 34, 41f., 55, 59, 61, 63, 75f., 83, 89, 91f., 109, 118ff., 122, 126f., 165, 241, 250, 252, 258, 269, 315, 317, 326, 333, 358f., 362, 364, 367ff.
Sanierungszielwert.....	21, 109, 118ff., 122, 126f., 165, 258, 315, 326, 333, 358, 362, 364, 368f.
Sättigungszustände.....	331
sauerstofffreisetzende Materialien.....	97

Sauerstoffzehrung.....	153
Saugheberanordnung.....	249
Säulenversuch.....	52, 54, 118, 203, 238
Säulenversuche als Prognoseinstrument.....	238
Säulenvolumen.....	54
saure Grubenwässer.....	153, 171, 205, 225
Säurekorrosion.....	200
Sax & Klee-System.....	355
Schachtreaktor.....	117f, 136, 379
Schadstoffahne...22f., 27f., 68f., 99, 101f., 106, 122, 243ff., 250, 252, 257f., 260, 263, 267, 302, 357f., 363, 376	
Schadstoffausbreitung.....	74
Schadstoffbilanz.....	56, 85
Schadstoffdesorption.....	327
Schadstoffdurchbruch.....	54, 165, 215f.
Schadstoffeigenschaften.....	44f., 75
Schadstoffinventar.....	22f., 44
Schadstoffvorkommen.....	70, 313
Schäufung.....	227
Schichtenverläufe.....	50
Schlitzfräse.....	242, 277, 283, 288f., 297, 300ff., 306, 313
Schlitzwand.....	51, 101, 275, 278f., 283f., 289ff., 297f., 300ff., 306, 312f., 355, 366
Schloßsprengungen.....	276
Schluff-Suspensionen.....	162
Schmalwand.....	275, 278, 284, 291f., 297f., 300, 312, 355
Schüttdichte.....	213, 215, 364
Schutzgut.....	5, 45f., 55, 91, 324f., 333, 358, 372
Schwankungen des Grundwasserspiegels.....	83, 258
Schweiz.....	97, 115, 125
Schwermetalle.....	22, 32f., 97, 168, 176, 205, 223, 225, 322
Schwermetallhydroxide.....	32, 174, 223, 225
Sensitivitätsanalyse.....	361
SHE.....	154
Sicherheitsaufschläge.....	258, 350, 359, 362ff., 364
Sicherheitsdatenblätter.....	87
Siderit.....	36, 159, 199, 202, 336
Slug-Test.....	147, 318, 339f.
Soil-Backfill-Verfahren.....	277, 283, 297, 300

Soilcrete-Verfahren.....	295
Soilfrac.....	281, 284, 296, 298, 300
Somersworth.....	167, 283, 289, 291, 348, 352
Sondierungsabstände.....	50
Sorbensoberfläche.....	209, 218
Sorption. 31f., 34, 45, 54, 101, 117, 119f., 122, 126, 167ff., 172, 185, 189, 191, 199f., 202, 207ff., 215, 217ff., 238, 245, 247, 253, 260, 271, 273, 354, 364, 377	
Sorptionsgeschwindigkeit.....	173, 190, 209f., 215f.
Sorptionsisotherme.....	165, 211ff., 253
Sorptionskapazität.....	52, 162, 173, 185, 208ff., 212, 216, 219, 221, 322, 326, 333
Sorptionskinetik.....	209f., 215f.
Sorptionskoeffizient.....	213, 215, 497
Sorptionsneigung.....	203, 208f.
Sorptionsreaktive Wände.....	28, 31
Sorptiv.....	31, 34, 209
Spülung.....	49, 161, 206f., 346
Spundbohlen.....	127, 276, 283, 285, 301, 308
Stabilitätsfelddiagramme.....	156
Stadtwerke Karlsruhe.....	112, 119, 352, 354, 421
Standardpotential.....	154f., 230
Standardwasserstoffelektrode.....	154
Standfestigkeit des Untergrundes.....	101
Standortbedingungen.....	32, 45, 52, 54, 118, 142, 237, 239, 274, 318
Standortbeschreibung.....	75
Standortcharakterisierung.....	38, 63, 99, 107f., 143f., 152, 165, 217, 250, 260, 274, 351
Standortentwicklung.....	48
Standorterkundung.....	252, 258, 316
Standortgeologie.....	377
Standorttopographie.....	70, 313
Standicherheit.....	45, 50, 72, 75, 277
Standzeit.....	28, 35, 69, 141f., 229, 253, 322, 337, 364f.
Steuerung.....	27, 49, 117, 346
Steuerung und Wartung.....	346
Stickstoff.....	156, 160, 174, 227, 229, 232
Störfallrisiken.....	57
Strompfade.....	269, 320
Strömungs-/Transportmodelle.....	325
Strömungsfeld.....	105, 107, 131, 140, 240, 320, 325f., 339, 344f.

Strömungsheterogenitäten.....	39
Strontium.....	168, 220
Stützsuspension.....	101, 278, 282f., 289f., 300ff., 306
Suffosion.....	316, 342
Sulfat...33, 37, 44, 54, 118, 133, 152, 154, 156f., 160f., 163, 168, 171, 173f., 179, 199f., 203, 206, 219, 221, 224ff., 229, 232, 234f., 239, 331, 335f.	
Sulfatreduktion.....	33, 37, 199, 203, 224ff., 232, 234f., 239, 331
sulfatreduzierende Mikroorganismen.....	160f., 227
Sulfid.....	33, 161, 168f., 173f., 199f., 206f., 224, 227, 229f., 233, 331
Sunnyvale.....	96f., 102f., 167, 298, 305, 322
Surfactant modified zeolites.....	221
Szenarienbeurteilung.....	56
TA Abfall.....	84
TCE.....30, 35f., 52, 57, 96, 104, 109ff., 115f., 123, 135, 166ff., 170, 173, 175, 177ff., 182ff., 188, 191, 193f., 196f., 202, 204, 233f., 319f., 347ff., 354	
Tensid.....	169f., 220f., 377
tensidmodifizierte Zeolithe.....	210, 377
Tetrachlorethen (siehe auch PCE).....	30, 194, 415
Theis.....	339
thixotrop.....	282
TIC.....	158f., 240, 329, 331, 343
Tiefbauverfahren.....	23, 275, 297
tiefe Wände.....	280
Tiefenlage des Grundwasserstauers.....	69, 260, 263, 312
tiefenzoniert.....	340, 345
Tieflöffelbagger.....	289f., 312, 355
Tifton.....	34, 139, 167, 298, 301f., 304f.
TNT.....	176, 179, 185, 197
TOC.....	162
Tonolli Superfund Site.....	225
Torf.....	50, 153, 170f., 222f., 229, 278, 354
Total inorganic carbon.....	159
Total organic carbon.....	162
Tracer.....105, 123, 125, 134, 140f., 318f., 339f., 343ff., 350, 392f., 397, 401, 411	
Tracerversuch.....	105, 125, 134, 140f., 318f., 339f., 343ff.
Transektenanzahl.....	325
Transmissivität.....	148f., 151, 339
Transportlimitierung.....	191, 238
Trassenwahl.....	258f., 264, 268

Trassierung.....	166
Treatment curtains.....	5, 20
Treatment fences.....	20
treatment wall.....	20, 394
Trench and gate.....	303
Trench box.....	278, 289, 303
Trichlorethen (siehe auch TCE).....	30, 35, 179, 194, 328
Tübingen.....	3
Tübingen....	2, 7, 21, 37, 110ff., 114, 124, 141, 244, 247, 297, 305, 308, 315, 322, 338f., 345, 353, 394, 399f., 423
Überdimensionierung.....	109, 258, 363f.
überschnittene Bohrpfahlwand.....	286
Überwachung.....	18, 24, 58, 72, 83ff., 89, 91f., 105, 123, 136, 141, 316, 320, 357f., 367, 370
Überwachungsprogramm.....	76
UFZ.....	2, 117
Ultraschall.....	37, 346f., 357
Umlenkung.....	68, 135, 248, 270, 308
Umströmen des Wandbauwerkes.....	260
Umströmung.....	125, 134, 141, 226, 315, 336, 340, 345
Umweltemissionen.....	83
ungelöste Bestandteile.....	162
Ungleichförmigkeitsaufschlag.....	271
Ungleichgewichtsbedingungen.....	145, 271
University of Waterloo.....	244
Unsicherheiten	3, 55, 59, 100, 105, 141, 185, 192, 217, 258, 260f., 270, 274, 335, 340, 345, 353, 361ff.
Untergrundaufbau.....	44
Untergrundeigenschaften.....	70, 299, 313
Untergrundstrukturen.....	45
Untergrundverhältnisse.....	27, 68, 75, 258, 270, 275, 350f.
Untersuchungsparameter.....	330f.
Unwegsamkeiten.....	166
Uran.....	32, 167f., 179, 201, 218f., 222f., 225, 322, 345, 354, 410
Uranin-Tracer.....	345
Uranyl.....	201
Ursache der Kontamination.....	44
Vapokon.....	319, 330, 344
VC.....	30, 36, 109ff., 116, 166ff., 173, 179, 184, 188, 193, 197, 199, 233f., 348f.
VEGAS.....	120

Verbaukästen.....	276, 283, 285, 301, 305
Verbauvorrichtung.....	276
Verblockung.....	36ff., 49, 68, 72, 84, 92, 378
Verdrängungskörper zur Schmalwandherstellung.....	292
verfahrensabhängige Kosten.....	349f.
Verfahrensauswahl.....	53, 238
verfahrensunabhängige Kosten.....	349
Vergabe.....	77ff., 82f.
Vergabe- und Vertragsordnung für Bauleistungen.....	77
Vergabe- und Vertragsordnung für Leistungen.....	77
Verkehrswertminderung.....	349
Verkeimung.....	207
Verschmieren.....	101, 285, 287, 292
Versicherungen.....	349
Versperrungsgrad.....	263
Versuchseinrichtung zur Grundwasser- und Altlastensanierung.....	120
Vertikalbrunnen.....	301f.
vertikale Heterogenitäten.....	319
Vinylchlorid.....	36, 182, 194
VOB.....	77ff., 82, 89
VOL.....	77, 79, 89
vollflächig durchströmte Reinigungswand (siehe auch CRB).....	21, 24, 242
Voraushub.....	277
Vorflutverhältnisse.....	45
Vorgaben zur Sanierung.....	75
Vorhabenbeschreibung.....	75
Vorleistungen.....	57, 350
Vorplanungskosten.....	351
Voruntersuchungen.....	37, 50, 56, 99, 192, 198, 220f., 238, 269, 316
Vorversuche.....	34, 36, 51, 76, 166, 217, 226, 230
Wall and curtain.....	220
Wanddicke 23f., 48, 67, 69f., 213, 215, 236, 242, 250, 252ff., 259ff., 272, 275f., 278f., 287, 292, 312f., 350, 362ff.	
Wanddurchlässigkeit.....	67
Wandlänge.....	67, 69, 260, 264, 269, 358, 362
Wandtiefe.....	47, 67, 69, 260, 263, 269, 312
Wärmepuls.....	345f.
Warren Air Force Base.....	102, 104

Wartung.....	49, 72, 82, 346, 357, 379
Wasseraktivkohle.....	136
Wasserhaltung.....	48, 57, 119, 127, 276ff., 285ff., 314
Wasserhaushaltsgesetz.....	5, 369
Wasserrecht.....	21, 73f., 369
Wasserstandsmessungen.....	105, 320, 325
Wasserstoff. 30f., 33, 37, 57, 84, 92, 111, 118, 121, 138, 153ff., 160f., 168, 171, 175ff., 180, 183, 203, 206, 208, 224, 226, 230ff., 240, 329, 336, 338	
Wasserstoffentwicklung.....	37
Wasserstoffperoxid.....	118, 121
Waterloo Barrier.....	355
WCI-Umwelttechnik GmbH.....	355
WHG.....	369f.
Wiesbaden.....	33
Willisau.....	125f.
Wissenslücken.....	99
Xanthan.....	282
Zeolithe.....	32, 118, 166, 170f., 173, 206, 210, 220ff., 377
Zero Valent Iron (siehe auch Eisen, Fe(0), ZVI).....	166, 382
Zink.....	31, 33, 97, 168, 179, 204
ZVI.....	166, 176, 413
Zweiphasen-Schlitzwand.....	278
Zweiphasen-Verfahren.....	278, 289ff., 297f.

10 Tabellenverzeichnis

Tabelle 1. Prinzipielle Vor- und Nachteile durchströmter Reinigungswände.....	38
Tabelle 2. Für die erste Einschätzung eines Reinigungswandeneinsatzes erforderliche standortbezogene Daten.....	44
Tabelle 3. Eignungskriterien zur Machbarkeit einer Reinigungswand.....	46
Tabelle 4. Entscheidungskriterien zur fachlichen Szenarienbeurteilung im Rahmen der Sanierungsuntersuchung unter besonderer Berücksichtigung durchströmter Reinigungswände.....	56
Tabelle 5. Planungsparameter für das reaktive Material.....	66
Tabelle 6. Planungsparameter für die Konstruktionsart.....	67
Tabelle 7. Planungsparameter für die Reinigungswand-Herstellung	70
Tabelle 8. Planungsparameter für das Monitoring.....	71
Tabelle 9. Planungsparameter für die QS.....	71
Tabelle 10. Planungsparameter bezüglich der Kostenberechnung.....	72
Tabelle 11. Planungsparameter bezüglich Betrieb und Wartung.....	72
Tabelle 12. Inhaltliche Ausgestaltung eines Sanierungsplanes.....	75
Tabelle 13. Übersicht implementierter Reinigungswandprojekte in Deutschland (Stand 2006).....	110
Tabelle 14. Schadstoffkonzentrationen (in µg/L) am Ein- und Auslauf des AR&B-Systems Brunn am Gebirge im Zeitraum 10/1999 bis 12/2003 („mitt“: Mittelwert/häufigster Wert, „max“: Maximalwert, „EGW“: Einleitergrenzwert, „ALS“: Ablauf Sammel-schacht, Summe Kohlenwasserstoffe (KW) mit Infrarot(IR)-Analytik).....	137
Tabelle 15. Eignung verschiedener Reinigungswandsysteme für unterschiedliche Gesteinstypen....	146
Tabelle 16. Anwendbarkeit von Reinigungswandtypen in Abhängigkeit von der Durchlässigkeit (kf-Wert) des Aquifers.....	149
Tabelle 17. Abfolge von Redoxreaktionen in Abhängigkeit vom Redoxpotential in natürlichen Grundwasserfließsystemen (Hölting, 1996).....	157
Tabelle 18. Übersicht über bisher in Feldanwendungen im groß- und kleintechnischen Maßstab eingesetzten reaktiven Materialien (detaillierte Zusammenstellung im Anhang).....	167
Tabelle 19. Reaktive Materialien für organische Grundwasserkontaminanten (Labor- oder halbtechnischer Maßstab).....	169
Tabelle 20. Reaktive Materialien für anorganische Grundwasserkontaminanten (Labor- oder halbtechnischer Maßstab).....	171
Tabelle 21. Beispiele von Wirkungsmechanismen und ihren Anwendungen in Reinigungswänden. .	173
Tabelle 22: Ausschnitt aus dem Stoffspektrum von mit Fe(0) behandelbaren Grundwasserbelastungen (teilweise nicht vollständig abbaubar; aus Ebert, 2004).....	179
Tabelle 23. Mit Fe(0)-Granulaten nicht oder nur langsam abbaubare Substanzen (nach Powell et al., 1998; aus Ebert, 2004).....	185
Tabelle 24. Mit elementarem Eisen behandelbare halogenierte und stickstoffhaltige Grundwasserschadstoffe und Abbaugeschwindigkeiten anhand der Halbwertszeiten t _{1/2} (Gavaskar et al., 2000) (NV: nicht verfügbar).....	194

Tabelle 25. Zusammenstellung von oberflächennormierten Geschwindigkeitskonstanten pseudo-erster Ordnung (kSA) für den Abbau verschiedener Substanzen an Fe(0)-Granulaten (aus Ebert, 2004).....	197
Tabelle 26: Einflußfaktoren, Prozesse und ihre Wirkung auf die Funktion von Fe(0)-Reinigungswänden zum Abbau von CKWs (aus Ebert, 2004).....	198
Tabelle 27. Übersicht über die „Sorptionsterminologie“, die für die Beschreibung der Schadstoffrückhaltung an reaktiven Sorptionsmaterialien Bedeutung besitzt.....	209
Tabelle 28. Aufgaben der hydraulischen Dimensionierung einer CRB.....	259
Tabelle 29. Aufgaben der hydraulischen Dimensionierung eines F&G.....	264
Tabelle 30. Aufgaben der hydraulischen Dimensionierung eines D&G.....	268
Tabelle 31. Aufgaben der Reaktor-Dimensionierung.....	273
Tabelle 32. Bauverfahren zur Errichtung von Reinigungswänden	276
Tabelle 33. Bauverfahren zur Errichtung von CRB.....	283
Tabelle 34. Bauverfahren zur Herstellung undurchlässiger Leitwände für Reinigungswände.....	297
Tabelle 35. Einsetzbare Dichtmassen (adaptiert gemäß ITVA, 1995; LfU Baden-Württemberg, 1989; LfU Baden-Württemberg, 1995) für Dichtwände für Reinigungswände.....	300
Tabelle 36. Bauverfahren zur Errichtung hochdurchlässiger Drainagesysteme für Reinigungswände	301
Tabelle 37. Prinzipiell zur Verfügung stehende Bauverfahren zur Herstellung und Gestaltung von Reaktorbauwerken.....	305
Tabelle 38. Art der Grundwasserprobenahme und Parameter der Grundwasseranalyse an 20 Reinigungswandstandorten.....	330
Tabelle 39. Analysenkatalog zum Monitoring von Fe(0)-Reinigungswänden.....	331
Tabelle 40. Liste der Standorte bisheriger Anwendungen der Reinigungswand-Technologie mit verfügbaren Kostenangaben.....	348
Tabelle 41. Untersuchungs- und Planungskosten implementierter Reinigungswände.....	351
Tabelle 42. Relativer Anteil einzelner Kostenelemente an den Investitionskosten.....	353
Tabelle 43. Kostenspannen für Dichtwandkonstruktionen.....	355
Tabelle 44 Innovative Konstruktionsverfahren für CRB- und F&G-Systeme.....	355
Tabelle 45. Konstruktionskosten bisheriger CRB-Implementierungen	356
Tabelle 46. Übersicht der relevanten Kostenfaktoren und ihre Bedeutung.....	359
Tabelle 47. Übersicht möglicher Einheitskosten nach LUA NRW, 1998, sowie Deutsch et al., 1997	366
Tabelle 48. Einflußfaktoren auf das Ergebnis eines Kostenvergleichs zwischen einer Reinigungswand und dem P&T-Verfahren.....	368

11 Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1. Veranschaulichung des Funktionsprinzips von durchströmten Reinigungswänden. Das in der Wand verfüllte reaktive Material ist wasserdurchlässig und reinigt bei der Passage das belastete Grundwasser. Der Vorgang erfolgt passiv, d.h. ohne nennenswerten Energieeintrag von außen. (LNAPL = „Light non-aqueous phase liquids“ = Schadstoffphasen leichter als Wasser; DNAPL = „Dense non-aqueous phase liquids“ = Schadstoffphasen schwerer als Wasser).....	20
Abbildung 2. Prinzipskizze einer vollflächig durchströmten Reinigungswand (CRB).....	25
Abbildung 3. Prinzipskizze einer Reinigungswand mit gelenktem Grundwasserstrom, hier mit undurchlässigen Leitwände (F&G-System).....	25
Abbildung 4. Prinzipskizze einer Reinigungswand mit gelenktem Grundwasserstrom, hier als D&G-System ohne Eingriffsmöglichkeiten.....	26
Abbildung 5. Prinzipskizze einer Reinigungswand mit gelenktem Grundwasserstrom, hier als D&G-System mit Eingriffsmöglichkeit (EC-PRB).....	26
Abbildung 6. In Feldanwendungen von Reinigungswänden eingesetzte reaktive Materialien (adaptiert nach U.S. EPA, 2002a).....	29
Abbildung 7. In Feldanwendungen mit Reinigungswänden behandelte Grundwasserkontaminationen, unterteilt nach Standorten in Nordamerika und Europa (adaptiert nach U.S. EPA, 2002a).....	31
Abbildung 8. Schematische Darstellung der schrittweisen Umhüllung von Eisenpartikeln mit Ausfällungsprodukten und damit assoziierter nachlassender Dechlorierung (Oben: vollständige Dechlorierung von TCE zu Ethen. Mitte: unvollständiger Gesamtabbau zu Ethen und Teildechlorierung von TCE zu Dichlorethen, DCE, und Vinylchlorid, VC. Unten: ausschließliche Teildechlorierung. v = relative Geschwindigkeit eines im Fluid gelösten und mit demselben bewegten TCE-Teilchens, t = relative Zeit. Infolge zunehmender Verblockung von Fließpfaden sinkt deren Anzahl, damit steigt die Durchflußgeschwindigkeit bezogen auf den Gesamtquerschnitt. Infolgedessen nehmen die durchschnittliche Aufenthaltszeit und mithin der Umsatz/die Dechlorierungsrate ab; verändert nach U.S. EPA, 1998).	36
Abbildung 9. Allgemeiner Ablauf der Altlastenbearbeitung unter besonderer Berücksichtigung der Planung, des Einsatzes und des Betriebs einer durchströmten Reinigungswand: Verknüpfung (Querverweise) der einzelnen allgemeinen Bearbeitungsstufen zu den korrespondierenden, nachfolgenden Handbuchkapiteln.....	40
Abbildung 10. Ablaufplan für die Durchführung einer Sanierungsuntersuchung unter Berücksichtigung eines Reinigungswandeinsatzes.....	43
Abbildung 11. Beispiel für den Aufbau eines Säulenversuches.....	53
Abbildung 12. Arbeitsschritte zur Durchführung einer Kostenvergleichsrechnung (KVR), abgeändert nach MALBO, Band 11 („Anforderungen an Sanierungsuntersuchungen unter Berücksichtigung von Nutzen-Kosten-Aspekten“).....	60
Abbildung 13. Veranschaulichung der zeitlichen Gewichtung von Kostengrößen bei der Kostenvergleichsrechnung (abgeändert nach LAWA; die Pfeile stehen für finanzielle Aufwendungen unterschiedlicher Größenordnung).....	61
Abbildung 14. Ablauf der Sanierung.....	63
Abbildung 15. Ablaufschema zur Planung einer durchströmten Reinigungswand.....	64
Abbildung 16. Ablauf der Nachsorge (ITVA, 2003).....	90
Abbildung 17. Lateral differenzierte LCKW-Gehalte am F&G-System (Full scale) in Sunnyvale, Kalifornien (nahe San Francisco), der ältesten Full scale-Reinigungswand der Welt, nach mehr als siebenjähriger Betriebszeit (2002) (Warner et al., 2002; oben, Zeichnung adaptiert gemäß Geomatrix,	

Oakland, CA, U.S.A.). Ansicht des Standortes im Juni 2004. Unten links: Gesamtansicht mit Blick zum Gate (d.h. rechts neben der grauen Halle, die sich am Bildrand links befindet, an der hintersten Grenze der asphaltierten Parkplatzfläche) in Grundwasserfließrichtung. Unten rechts: Gate mit Meßstellen (rechts auf dem Gate teilweise Abfallcontainer (grau), im Hintergrund in der roten Kiste Online-Datenmeßstation als Bestandteil des automatisierten Monitorings); Grundwasserfließrichtung von rechts nach links, das Grundwasser verläßt das Grundstück am Zaun links (Fotos: Koordinierung RUBIN, Universität Lüneburg).....	103
Abbildung 18. Zeitlich differenzierte Konzentrationen von TCE (oben) und cis-DCE (unten) für die Transekte des sogenannten „Segmentes 1“ der Eisen-Reinigungswand (Full scale) auf der „Warren Air Force Base“ (Wyoming, U.S.A.) innerhalb der anfänglichen zweijährigen Betriebszeit (Hart & Powers, 2002; abgeändert nach URS Corporation, Denver, U.S.A.).	104
Abbildung 19. Mögliche Zusammensetzung eines Teams zur Planung einer Reinigungswand (aus ITRC, 2005).....	108
Abbildung 20. Luftbild vom Standort Karlsruhe aus 2001 mit skizzierter Lage und Ausrichtung des Full scale-F&G-Systems mit acht Gates, jeweils befüllt mit Aktivkohle (Bild: Stadtwerke Karlsruhe, Detailinformationen enthalten die Kapitel 4.5.6 und 4.6.1).....	112
Abbildung 21. Standort Bernau vor der Inbetriebnahme 2001 (EC-PRB): Oberflächennahe Pilot-Reaktorzone (Gate), 5 m tief, mit 18 durchströmten Großsäulen, befüllt mit Eisen (noch in geöffnetem, teilweise nicht befülltem Zustand; Bilder: Koordinierung RUBIN, Universität Lüneburg). Detaildaten siehe Kapitel 4.5.1 und Übersichtsbericht im Anhang, vgl. auch Abbildung 91.....	113
Abbildung 22. Links: Ansicht Standort Denkendorf (Bau in 2001, Bild: I.M.E.S. GmbH, Amtzell), D&G-System. Rechts: Schacht zur Demonstration geöffnet, darin Aktivkohlereaktor (Aufnahme von 2002, Bild: Koordinierung RUBIN, Universität Lüneburg). Detaildaten siehe Kapitel 4.5.3 und Übersichtsbericht zum RUBIN-Vorhaben im Anhang).....	114
Abbildung 23. Standort Reichenbach an der Fils. Vollflächig durchströmte Wand (CRB, nicht überschrittene Bohrpfähle, zweireihig) innerhalb einer Produktionshalle (Bilder: Koordinierung RUBIN, Aufnahmen aus 2002). Eine Konstruktionsskizze enthält Abbildung 73, Detaildaten siehe Kapitel 4.5.11.....	115
Abbildung 24. Hängende CRB am Standort Willisau, Schweiz.....	126
Abbildung 25. Zeitlicher Verlauf der PAK-Konzentrationen an Meßstellen nördlich des Funnelendes	128
Abbildung 26. Zeitlicher Verlauf Gesamtabreinigung für PAK nach Inbetriebnahme des F&G-Systems am Standort Gaswerk-Ost in Karlsruhe. Mit dem Rückgang der Nordumströmung seit Frühjahr 2003 verbesserte sich die Abreinigung und nach der Optimierung der Gates im Mai 2004 wurde eine volle Funktion des F&G-Systems erreicht	128
Abbildung 27. Eisenschwamm (ReSponge®) als reaktives Material in der Reinigungswand in Rheine eingesetzt (Wegner, 2005)	129
Abbildung 28. Aufsichtsskizze Reinigungswand in Rheine mit Lage der Monitoringpegel (oben, Anstrom: Nr. 0 und 1, Reinigungswand Nr. 2, Abstrom Nr. 3 bis 5) Grundwasserströmung etwa von links nach rechts) und Schnittzeichnung (unten) (Wegner, 2005).....	130
Abbildung 29. Ausgewählte PCE-Konzentrationsprofile in linearer (oben) und logarithmischer (unten) Darstellung entlang der Monitoring-Transekten über die Segmente mit Eisenschwamm (links) und Graugußeisengranulat-Kies-Gemisch (rechts).....	131
Abbildung 30. Zeitliche Entwicklung des prozentualen PCE-Abbaus und der Zustromkonzentration entlang der Monitoring-Transekten (Anstrompegel PS1 und PG1 sowie Abstrompegel PS3 und PG3 etwa 2,5 m vor bzw. hinter der Reinigungswand) für die mit ReSponge® und Graugußeisengranulat-Kies-Gemisch verfüllten Segmente der Reinigungswand in Rheine (Bild: Mull-und-Partner-Ingenieurgesellschaft mbH, Hannover, Dr. Wegner).....	132

Abbildung 31. Ausgewählte Konzentrationsprofile für TCE und cis-DCE entlang der Monitoring-Transekten über die Segmente mit Eisenschwamm (links) und Graugußeisengranulat-Kies-Gemisch (rechts), cDCE = cis-DCE.....	133
Abbildung 32. Ausgewählte Konzentrationsprofile für Methan, Ethan und Ethen (10 µg/L = kleiner Nachweisgrenze) entlang der Monitoring-Transekten über die Segmente mit Eisenschwamm (links) und Graugußeisengranulat-Kies-Gemisch (rechts).....	134
Abbildung 33. Übersicht und Skizze des AR&B-Systems (EC-PRB) in Brunn am Gebirge, Österreich (Bild: Dr. Peter Niederbacher, Klosterneuburg, Österreich).....	136
Abbildung 34. (Standard-)Redoxpotentiale (EH ₀ (W) in Volt, für pH = 7; a(Cl ⁻) = 10 ⁻³ , a(me ²⁺) = 10 ⁻⁶) von relevanten organischen Grundwasserkontaminanten und im Aquifer anzutreffenden Redoxpaaren (Dahmke et al., 1996).....	155
Abbildung 35. EH-pH-Diagramm für das Eisen-Wasser-System bei 25 °C und einer Aktivität der Eisen-Spezies von 10 ⁻⁵ . Punktierte Linien begrenzen die Prädominanzfelder gelöster Spezies, durchgezogene Linien markieren Stabilitätsfelder von Festphasen und der schattierte Bereich indiziert eine stabile Eisenlösung (verändert nach U.S. EPA, 2003).....	156
Abbildung 36. EH-pH-Diagramm (Pourbaix-Diagramm) mit den Stabilitätsfeldern von Wasser, Eisen und den Umweltkontaminanten Perchlorethen (PCE), Nitrobenzol (ArNO ₂) und Chromat (Cr(VI)). Hämatit (α-Fe ₂ O ₃) und Magnetit (Fe ₃ O ₄) sind als löslichkeitsbegrenzende Eisen(II/III)-Festphasen berücksichtigt. Die Stabilitätsfelder von Nitrobenzol (ArNO ₂) und Anilin (ArNH ₂), Cr(VI) und Cr(III) sowie PCE und TCE zeigen Instabilität von Fe(0) in Gegenwart dieser Wasserinhaltsstoffe (Scherer et al., 2000).....	178
Abbildung 37. Mögliche Abbaumechanismen von CKW in Fe(0)-Reaktionsräumen: A) direkter Elektronentransfer, B) Reduktion durch Fe ²⁺ und C) Reduktion durch H ₂ (verändert nach Dahmke, 1997; Matheson & Tratnyek, 1994; aus Ebert, 2004).....	180
Abbildung 38. Mögliche Elektronentransfermechanismen (ET) an der Eisen-Oxid-H ₂ O-Schicht: (A) ET von der Metalloberfläche (Loch in der Oxidschicht); (B) ET vom Leitungsband einer Oxidschicht; (C) ET von adsorbierten oder Gitter-Fe(II)-Oberflächenplätzen.....	181
Abbildung 39. Reaktionsmechanismen bei der Dechlorierung einfach ungesättigter aliphatischer chlorierter Kohlenwasserstoffe: ① Dimerisierung, ② Hydrogenolyse, ③ Dichloro-Eliminierung oder β-Eliminierung (verändert nach Rifi & Covitz, 1974, aus Ebert, 2004).....	182
Abbildung 40. Unterschiedliche Abbaupfade von PCE an Fe(0) nach Arnold & Roberts, 2000. Die Pfade 1, 3, 4, 5, 7, 9, 14, 17 und 18 stellen Hydrogenolysereaktionen dar, die Pfade 2, 6, 8 und 10 die β-Eliminierungen, Reaktion 11 ist eine reduktive α-Eliminierung und die Pfade 13, 15, 16 und 19 bilden die Hydrogenierung ab (aus Ebert, 2004).....	183
Abbildung 41. Schematische Darstellung der Reaktionsteilschritte bei der reduktiven Dehalogenierung eines halogenierten Kohlenwasserstoffes (RX) an der Fe(0)-Oxid-Grenze. Gestrichelte Linien: Massentransfer in der Bodenlösung, punktierte Linien: diffusiver Transport und Kontakt zur Oberfläche, durchgezogene Linien: Elektronentransfer und Bindungsänderung an der Oberfläche (verändert nach Stratmann & Müller, 1994; Johnson et al., 1998; aus Ebert, 2004).....	186
Abbildung 42. Oberflächennormierte Geschwindigkeitskonstanten pseudo-erster Ordnung (k _{SA}) für den Abbau verschiedener chlorierter Kohlenwasserstoffe an unterschiedlichen Eisengranulaten (offene Kreise: Einzelexperiment; gefüllte Kreise: arithmetisches Mittel; verändert nach Tratnyek et al., 1997; aus Ebert, 2004).....	195
Abbildung 43. Oberflächennormierte Geschwindigkeitskonstanten für den Abbau bzw. die Reduktion an verschiedenen Eisengranulaten (offene Kreise: Einzelexperiment; gefüllte Kreise: arithmetisches Mittel; senkrechte Marke: Median der Einzelwerte; nach Miehr et al., 2004; aus Ebert, 2004).....	195
Abbildung 44. Abhängigkeit der Geschwindigkeitskonstanten pseudo-erster Ordnung (k _{1,obs}) von der Oberflächenkonzentration beim Abbau von TCE an Fe(0) (aus Wüst, 2000).....	196

Abbildung 45. Sorptionsisothermen einiger Lösemittel für die Sorption an Aktivkohle Typ „Hydriffin“, Fa. Lurgi, doppelt logarithmisch aufgetragen (Bank, 2000)	211
Abbildung 46. Veranschaulichung der unterschiedlichen Verläufe und Formen verschiedener Henry-, Freundlich- und Langmuir-Isothermen im Vergleich (Parameter willkürlich gewählt, „*“ bedeutet eine Multiplikation, adaptiert nach Domenico & Schwartz, 1998).....	214
Abbildung 47. Modell-Sorptionsisothermen nach Henry, Freundlich, Langmuir und dem BET-Modell (adaptiert nach Förstner & Grathwohl, 2003).....	214
Abbildung 48. Entstehung einer Durchbruchkurve im Säulenversuch bei zunehmender Beladung des Sorbens (Zugabekonzentration des Schadstoffes: c_0 ; nach Sigg & Stumm, 1996).....	216
Abbildung 49. Sorption verschiedener Oxoanionen und Kationen an Fe(III)-Hydroxiden in Abhängigkeit vom pH-Wert (verändert nach Stumm & Morgan, 1996).....	219
Abbildung 50. Veranschaulichung der Sorption von Oxoanionen und Metallkationen an tensidmodifizierten Zeolithen (Jacobs & Förstner, 1999). Der Zeolith ist oberflächlich bereits mit einer so hohen Tensidkonzentration belegt, daß sich durchgehend eine Tensid-Doppellage/-schicht (Admicelle, „Schwanz-an-Schwanz“) ausgebildet hat (im Gegensatz zu einer Hemimicelle, „Einerlage/-schicht“, bei niedrigerer Tensidkonzentration). Diese Admicellenstruktur ermöglicht an den in die Lösung ragenden positiven Köpfen die Anlagerung von Anionen (links), im Bereich der unpolaren Schwänze die Anlagerung unpolarer organischer Verbindungen (knapp links von der Bildmitte, siehe Bezeichnung). Im Zeolithen selbst erfolgt die Einlagerung von Kationen aus der Lösung (rechte Bildhälfte).	222
Abbildung 51. Löslichkeit verschiedener Metallhydroxide in Abhängigkeit vom pH-Wert (links) und im Vergleich zur Löslichkeit ihrer Sulfide (rechts); auf der Abszisse ist jeweils der pH-Wert abgetragen (Conner, 1990).....	224
Abbildung 52. Acid Mine Drainage (AMD) und Sulfatreduktion (Waybrant et al., 1998).....	228
Abbildung 53. Zusammensetzung des Reaktormaterials der Nickel-Rim-Mine-Reinigungswand.....	228
Abbildung 54. Konzept der Fe(0)-unterstützten Denitrifizierung (adaptiert nach Till et al., 1998)...	235
Abbildung 55. Mögliche Konstruktionsarten für Reinigungswände.....	241
Abbildung 56. Mehr-Reaktor-System am Standort Karlsruhe (Bild: Stadtwerke Karlsruhe, adaptiert nach Schad et al., 2000; Arcadis, 2002).....	244
Abbildung 57. Teil- oder Volleinkapselung und Fenster (adaptiert nach Beitinger, 1997).....	245
Abbildung 58. Prinzipskizze des D&G-Systems am Standort Denkendorf (RUBIN, 2006).....	246
Abbildung 59. Schematische Darstellung eines vertikal durchströmten Reaktors mit Zwischenwand und Horizontaldrainage für eine selektive, d.h. auf einen bestimmten Horizont begrenzte Grundwasserentnahme (adaptiert nach Weiß & Teutsch, 1998).....	247
Abbildung 60. Reaktorkonstruktion des Wandsystems am Standort Edenkoben, Rheinland-Pfalz (adaptiert nach Rochmes, 2000).....	248
Abbildung 61. Schematische Darstellung einer in situ-Sanierungsvorrichtung mit vertikaler Umlenkung des Grundwasserstroms (Teutsch et al., 2001).....	248
Abbildung 62. Konstruktionsbeispiel für in Reihe geschaltete Reaktoren (Cherry et al., 1993).....	249
Abbildung 63. Ablaufschema und wesentliche Aufgaben der Dimensionierung einer Reinigungswand	251
Abbildung 64. Vergleich der Äquipotentiallinien und Erfassungsbereiche eines F&G-Systems für verschiedene Verhältnisse $K_{gate}/K_{aquifer}$ (aus Tolksdorff, 1997).....	255
Abbildung 65. Schematische Darstellung eines (a) horizontal durchströmten Reaktors und eines (b) Reaktors mit umgelenkter Strömung. Beide Reaktoren enthalten dasselbe Volumen reaktiven Materials.	256

Abbildung 66. Beispiele für den Wandaufbau einer CRB (nach Beitinger, 1997).....	261
Abbildung 67. Schematische Darstellung der Ursache von preferentiellen Fließwegen, durch eine über die CRB fortgesetzte Konnektivität hochdurchlässiger Zonen.....	262
Abbildung 68. Verteilung der erforderlichen Wanddicke einer CRB für einen Aquifer des Typs „Borden“ (vergleichsweise geringe Aquiferheterogenität). Annahmen: kf-Wert der Wand: 10-2 m/s, Gradient: 0,5 %, Porosität: 25 %, erforderliche Verweilzeit: 50 h.....	262
Abbildung 69. Beispielsszenarien zur Illustration der hydraulischen Wirkung von F&G. Darstellung des Erfassungsbereichs durch Partikelbahnlinien.....	265
Abbildung 70. Beispielsszenarien zur Illustration der hydraulischen Wirkung von F&G. Darstellung des Erfassungsbereichs durch Partikelbahnlinien und Aufstau-/Absenkungsgleichen.....	266
Abbildung 71. Auskoffern eines mit Verbaukasten gestützten Grabens (Standort Cheyenne, Wyoming, U.S.A., 1999; Bild: ETI, 2002).....	285
Abbildung 72 . Befüllung eines mit Spundwänden verbauten Grabens mit Eisen-Sand-Gemisch nach Aushub (Standort New Jersey, U.S.A., 1998; Bild: ETI, 2002).....	286
Abbildung 73. Hintereinander und seitlich versetzte Anordnung von Bohrpfählen am Standort Reichenbach, Deutschland (Hartwiger, 2002; Bild: Dipl.-Ing. Peter Hartwiger, Stuttgart): Zweireihige CRB mit Aktivkohle zur Behandlung eines PCE-Schadens (siehe auch Abbildung 23 und Kapitel 4.5.11).....	287
Abbildung 74. Befüllen eines ohne Verbaumaßnahme hergestellten Schlitzes (Standort Ohio, U.S.A., 1999; Bild: ETI, 2002).....	288
Abbildung 75. Kontinuierlich arbeitende Schlitzfräse mit Wiedereinfüllvorrichtung (links: Befüllung der „Trench box“; rechts: Fräsvorrichtung mit installierter „Trench box“; Standort Elizabeth City, North Carolina, U.S.A., 1996; Bilder: ETI, 2002).....	289
Abbildung 76. Bau einer CRB als Schlitzwand mit Biopolymer-Stützsuspension mittels Tieflöffelbagger (adaptiert nach ETI, 2002).....	290
Abbildung 77. Errichtung einer Schlitzwand mit Tieflöffelbagger im Zweiphasen-Verfahren unter Verwendung von Biopolymeren auf dem Standort Needham, Massachusetts, U.S.A., 2001 (Bild: ETI, 2002).....	290
Abbildung 78. Schematische Darstellung der Herstellung einer Schlitzwand mittels Schlitzwandgreifer im Zweiphasen-Verfahren (adaptiert nach LfU Baden-Württemberg, 1989).....	291
Abbildung 79. Befüllung eines biopolymergestützten Grabens mit Eisen-Sand-Gemisch auf dem Standort Somersworth, New Hampshire, U.S.A., 2000 mit Hilfe eines Schüttrohres (Bild: ETI, 2002).....	291
Abbildung 80. Verdrängungskörper zur Schmalwandherstellung (Bilder: ETI, 2002).....	292
Abbildung 81. Dreifachschnecke eines MiP-Bohrgerätes (adaptiert nach Bauer & Mourik-Umwelttechnik GmbH, 2002).....	294
Abbildung 82. Errichtung einer Dichtwand mittels Mixed-in-Place-Verfahren am Flughafen München (Bild: Bauer & Mourik-Umwelttechnik GmbH, 2002).....	294
Abbildung 83. Mittels Hochdruckinjektion herstellbare Wandkonstruktionen (z.B. Säulen- und Lamellenwände; Bild adaptiert nach ETI, 2002).....	295
Abbildung 84. Arbeitsablauf des Hochdruckinjektions- oder Soilcrete-Verfahrens: 1. Bohren, 2a. Schneiden zur Auflösung des Korngefüges, 2b. gleichzeitig Zuführung der Dichtwandsuspension oder der mit reaktivem Material vermischten Suspension, 3. Verbinden der Kubaturen durch weitere Bohrung und Injektion (adaptiert nach Keller Grundbau GmbH, ohne Datum).....	295
Abbildung 85. Prinzipskizze zum Soilfrac-Verfahren (Keller Grundbau GmbH, ohne Datum).....	296

Abbildung 86. Errichtung der Drainwand am Standort Denkendorf mittels kontinuierlich arbeitender Schlitzfräse (oben: Befüllen der „Trench box“ mit Kies; unten: Detailaufnahme: mit Kies gefüllter und mit der „Trench box“ offen gehaltener Drainschlitz; I.M.E.S. GmbH, 2000).....	303
Abbildung 87. Prinzipskizze des „Trench and gate“-(D&G)-Systems am Standort East Garrington, Alberta, Kanada. Der Reaktor beinhaltet eine mikrobiologische Behandlungszone (ETI, 2002).....	303
Abbildung 88. Prinzipskizze des Reinigungswandbauwerkes am Standort Tifton (Marzone Site), Georgia, U.S.A. (adaptiert nach Williamson et al., 2000).....	304
Abbildung 89. Standort Denkendorf, Deutschland: Spundwand-gestützte Baugrube, in die Betonschachtringe gestellt und ein Reaktor installiert wurde (Bild: I.M.E.S. GmbH, 2001).....	306
Abbildung 90. Errichtung eines gemauerten Schachtbauwerkes mit integriertem Reaktor am Standort Portadown, Nordirland (rechts: Blick in den Schacht; Bild: Kalin, 2002).....	307
Abbildung 91. Reaktorbauwerk am Standort Bernau (18 in Reihe geschaltete Spezialbeton-Großsäulen in einer umspundeten Baugrube = Reaktorzelle); Aufnahmen vom Einpassen und Befüllen der letzten Reaktorsäulen mit Eisen, September 2001 (Bilder: Koordinierung RUBIN, Universität Lüneburg; RUBIN, 2006, RUBIN-Projektübersichtsbericht siehe Anhang, weitere Informationen in Kapitel 4.5.1 und Abbildung 21)	307
Abbildung 92. Errichtung eines Reaktorbauwerkes am Standort Edenkoben (links: Ausbohren eines Gates, rechts: Befüllung des Gates mit Eisen; Bilder: „Peschla & Rochmes“ GmbH, Kaiserslautern)	308
Abbildung 93. Standort Oberursel, Deutschland (2002): Gate-Errichtung innerhalb einer „Bohrschablone“; Gate bestehend aus wasserdurchlässigem Beton zur Aufnahme des Füllmaterials (adaptiert nach Bauer & Mourik, 2004; Arcadis, 2002; Arcadis 2004; siehe auch Abbildung 94).....	309
Abbildung 94. Standort Oberursel, Deutschland (2002): Gate-Errichtung innerhalb einer „Bohrschablone“; Gate bestehend aus wasserdurchlässigem Beton zur Aufnahme des Füllmaterials (Bilder: Bauer & Mourik, 2004; Arcadis, 2002; Arcadis 2004)	310
Abbildung 95. Überschnittene Bohrpfahlwand mit vor- und nachgeschalteten filterstabilen Zonen durch den Einsatz perforierter Rohre (adaptiert nach Beiting, 1998).....	310
Abbildung 96. Prinzipskizze der Gate-Konstruktion am Standort Karlsruhe (Bild: Stadtwerke Karlsruhe).....	311
Abbildung 97. Einbau der vorgefertigten Reaktoren in eine Großbohrung am Standort Karlsruhe (Bilder: Stadtwerke Karlsruhe; I.M.E.S. GmbH, Amtzell).....	311
Abbildung 98. Standort Brunn am Gebirge, Österreich. Links: Einpressen des Mantelrohres mittels Greifer. Rechts: Einstellen des Schachtbauwerkes in den ausgehobenen Hohlraum des Mantelrohres (Bilder: Dr. Peter Niederbacher, Klosterneuburg).....	312
Abbildung 99. Beispiele für Monitoring-Netzwerke.....	321
Abbildung 100. Kommerziell erhältliche Ultraschallsonde, direkt zum Einsatz in Reinigungswänden geeignet (durch einfaches Absenken in einen üblichen Überwachungsbrunnen von geeignetem Durchmesser; Bild: Koordinierung RUBIN, Universität Lüneburg, Standort: Cape Canaveral, „LC 34“, Juni 2001).....	347
Abbildung 101. Definition/Zuordnung einzelner Dimensionierungsparameter bei einer CRB.....	363
Abbildung 102. Definition/Zuordnung einzelner Dimensionierungsparameter bei einem F&G-System	365

12 Abkürzungen und Größen

%		Promille
°C		Grad Celsius
1,1-DCE		1,1-Dichlorethen (vicinales Dichlorethen)
⁹⁰ Sr	(Radioaktives) Strontium-90-Isotop, Schadstoff, in Reinigungswänden behandelbar	
a(Cl ⁻)	thermodynamische Aktivität (eines Chlorid-Ions in Wasser)	
a(me ²⁺)	thermodynamische Aktivität eines zweifach geladenen (Metall-)Kations in Wasser	
AKW		aromatische Kohlenwasserstoffe
ALD		„Anoxic limestone drains“
AMD		„Acid Mine Drainage“ (saure Grubenwässer)
ArNO ₂	Nitrobenzol, stellvertretend auch für mehrfach nitrierte Aromaten, wie TNT	
AR&B	Adsorptiver Reaktor & Barriere (Reinigungswand am Standort Brunn, Österreich)	
BBodSchG		Bundesbodenschutzgesetz
BBodSchV		Bundesbodenschutzverordnung
BET		Adsorptionsmodell/-isotherme nach Brunauer, Emmett und Teller
BGR		Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe
Biofouling		Verblockung eines reaktiven Materials durch mikrobiologisch erzeugte Stoffe
Biot		biotisch
BMBF		Bundesministerium für Bildung und Forschung
bzgl.		bezüglich
C	Konzentration (vor allem in Reaktionsgeschwindigkeitsgleichungen, auch kleingeschrieben), großgeschrieben: Chemisches Symbol für Kohlenstoff	
C1-C5-Kohlenwasserstoffe		Kohlenwasserstoffe, deren Gerüst aus 1-5 Kohlenstoffatomen besteht
C2-Verbindungen		Organische Verbindungen mit 2 Kohlenstoffgerüstatomen
CaCO ₃		Calciumcarbonat
cDCE		cis-Dichlorethen (in einigen Formeln)
cis-DCE		cis-Dichlorethen
CKW		Chlorkohlenwasserstoffe, z.B. Trichlorethen, Monochlorbenzol usw.
Clogging		Verstopfung eines reaktiven Materials durch Abscheidung von Fremdstoffen in demselben (infolge Ausfällung, Gasentwicklung)
CO ₂		Kohlenstoffdioxid
CO ₃ ²⁻		Carbonat
Cr(VI)		Chrom der Oxidationsstufe +6 (z.B. in Chromaten)
CRB		„Continuous reactive barrier“, vollflächig durchströmte Reinigungswand
CT		Tetrachlormethan
d		Tag

d.h.....	das heißt
D&G.....	„Drain and gate“-Reinigungswand (Konstruktionstyp)
DCA.....	Dichlorethan
DCM.....	Dichlormethan, „Methylenchlorid“
DHR.....	„Dichtwand-Heber-Reaktor“ (Konstruktionstyp)
DNAPL.....	„Dense non-aqueous phase liquid“ (Flüssigkeit mit größerer Dichte als Wasser)
DOC.....	„Dissolved organic carbon“ (gesamtgelöster organischer Kohlenstoff)
E ₀	Standard-Redoxpotential (Redoxreihe)
EC-PRB.....	„Efficiently controllable permeable reactive barrier“, Reinigungswand mit Kontroll- und Eingriffsmöglichkeiten
E _H	Redox-Potential
EPA.....	„Environmental Protection Agency“, U.S. Umweltbehörde
ET.....	Elektronentransfer
etc.....	et cetera
FCKW.....	Fluorchlorkohlenwasserstoffe
Fe(0).....	elementares Eisen (Eisenmetall)
FeCO ₃	Eisencarbonat (Siderit)
Fouling.....	Verblockung eines reaktiven Materials durch Abscheidung fremder Materialien
Freon.....	technische Bezeichnung für FCKW
FuE.....	Forschung und Entwicklung
Full scale.....	größentechnisch (vollskalig)
g/cm ³	Gramm pro Kubikzentimeter
GDA.....	„Geotechnik der Deponien und Altlasten“ (Arbeitskreis)
GefStoffV.....	Gefahrstoffverordnung
ggf.....	gegebenenfalls
Green rust.....	Fe(II)-/Fe(III)-Mischsulfat, Umsetzungsprodukt von elementarem Eisen im Grundwasser
H ₂	molekularer Wasserstoff (Wasserstoff, gasförmig)
HCA.....	Hexachlorethan
„H ₂ CO ₃ “.....	Kohlensäure
H ₂ O.....	Wasser
H ₂ O ₂	Wasserstoffperoxid
HCO ₃ ⁻	Hydrogencarbonat
HOAI.....	Honorarordnung für Architekten und Ingenieure
HRC™.....	„Hydrogen Release Compound“ (Handelsmarke der U.S.-Firma „Regenesi“), enthält polymere Milchsäure
Hydr. Grad.....	hydraulischer Gradient
i.a.....	im allgemeinen
i.d.R.....	in der Regel

i.e.L.....	
i.S.....	im Sinne
i.w.....	im wesentlichen
IHK.....	Industrie- und Handelskammer
IR.....	Infrarot
ITVA.....	Ingenieurtechnischer Verband Altlasten e.V.
K_{Aquifer}	mittlerer Durchlässigkeitsbeiwert des Grundwasserleiters
KBW.....	Kostenbarwert
K_d	Sorptionskoeffizient [L/kg]
k_f	Durchlässigkeitsbeiwert
kg/d.....	Kilogramm pro Tag (Fracht)
kJ.....	Kilo-Joule
kJ mol^{-1}	Kilo-Joule pro Mol
KNA.....	Kosten-Nutzen-Analyse
KVR.....	Kostenvergleichsrechnung
KW.....	Kohlenwasserstoff
KWA.....	Kostenwirksamkeitsanalyse
L/kg.....	Liter/Kilogramm
LAWA.....	Länderarbeitsgemeinschaft Wasser
LCKW.....	Leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe
LHHW.....	Langmuir-Hinshelwood-Houben-Watson-Kinetik
LNAPL.....	„Light non-aqueous phase liquid“ (Flüssigkeit mit kleinerer Dichte als Wasser)
m m^{-1}	Meter pro Meter (hydraulischer Gradient)
m s^{-1}	Meter pro Sekunde (allg. für Geschwindigkeit)
m/d.....	Meter pro Tag
$\text{m}^2 \text{s}^{-1}$	Quadratmeter pro Sekunde (Transmissivität)
m^3/d	Kubikmeter pro Tag (Volumenstrom, z.B. durch ein Gate bei einem F&G-System)
MALBO.....	Materialien zur Altlastenbearbeitung (Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen)
Messg.	Meßgenauigkeit (bzgl. der Differenz der Grundwasserhöhenpotentiale)
mg/L.....	Milligramm pro Liter
Mio.....	Millionen
MiP.....	„Mixed in Place“ (Verfahren zur Errichtung von Dichtwänden)
MKW.....	Mineralölkohlenwasserstoffe
MTBE.....	Methyl-tert.-butylether
N_2	molekularer Stickstoff (Stickstoff, gasförmig)
n.....	Porosität
N_2O	Distickstoffoxid („Lachgas“)
NDMA.....	N-nitroso-dimethylamin

ng/L.....	Nanogramm pro Liter
NKU.....	Nutzen-Kosten-Untersuchung
NO ₃ ⁻	Nitrat
NOM.....	„Natural organic matter“
NT.....	Nitrotoluol
o.ä.....	oder ähnliches
Ox.....	Oxidation
PAK.....	Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe
PCB.....	Polychlorierte Biphenyle
PCE	Tetrachlorethen („Perchlorethen“, „Perchlorethylen“, „perchloriertes“ Ethen, „PER“)
[PCE]	Konzentration von PCE (in Reaktionsgeschwindigkeitsgleichungen)
PDSM.....	„Pore surface diffusion model“ (Adsorptionsmodell, das Oberflächen- und Porendiffusion berücksichtigt)
PEREBAR.....	„Long-term Performance of Permeable Reactive Barriers Used for the Remediation of Contaminated Groundwater“ (FuE-Netzwerk der Europäischen Union von 2000-2003 für Reinigungswände)
PFLA.....	Phospholipidfettsäuren-Analysen
PKBW.....	Projektkostenbarwert
PRB.....	„Permeable reactive barrier“ (= durchströmte Reinigungswand)
PZC.....	„Point of zero charge“ (elektrostatischer Ladungsnullpunkt an einer Oberfläche)
R _d	Retardationskoeffizient
Q.....	Volumenstrom [m ³ /d]
RDX	Perhydro-1,3,5-trinitro-1,3,5-triazin, Cyclotrimethylentrinitramin (Sprengstoff)
ρ	Trockenraumdichte (z.B. bei Aktivkohle als reaktivem, sorptivem Material) [kg/m ³]
RUBIN.....	„Reinigungswände und -barrieren im Netzwerkverbund“ (BMBF-Forschungsverbund, gestartet 2000)
SAFIRA	„Sanierungsforschung in regional kontaminierten Aquiferen“ (BMBF-FuE-Netzwerk)
s.u.....	siehe unten
SF-Wert.....	Sicherheitsfaktor (zur Bemessung einer Reinigungswand)
SHE	Standard-Wasserstoff-Elektrode (Bezugspunkt der Spannungsreihe/für Redoxpotentiale, der willkürlich festgelegte Wert beträgt 0 V unter Standardbedingungen)
SMZ.....	„Surface modified zeolites“ (oberflächenmodifizierte Zeolithe, als reaktive Materialien)
SRB.....	sulfatreduzierende Bakterien
TBC.....	„Transport-Biologie-Chemie“ (Strömungs-Transport-Reaktions-Modell)
TCE	Trichlorethen („Trichlorethylen“, „TRI“)
[TCE]	Konzentration von TCE (in Reaktionsgeschwindigkeitsgleichungen)
TCM	Trichlormethan (Chloroform)
TBM	Tribrommethan (Bromoform)

TCP	Trichlorpropan
TeCA	Tetrachlorethan (verschiedene Isomere)
TCA	Trichlorethan (verschiedene Isomere)
TNT.....	2,4,6,-Trinitrotoluol
TOC.....	gesamter Organischer Kohlenstoff
trans-DCE.....	trans-Dichlorethen
TRGS.....	Technische Regeln für Gefahrstoffe
u. a.....	unter anderem
U.S. EPA.....	United States Environmental Protection Agency (amerikanische Umweltbehörde)
u.U.....	unter Umständen
U(VI).....	sechswertiges Uran
UEG.....	Untere Explosionsgrenze
UFZ.....	Umweltforschungszentrum Leipzig Halle GmbH
v	Geschwindigkeit
V	Volt, Volumen
v. a.....	vor allem
v/v.....	Volumen pro Volumen (Konzentrationsangabe)
vgl.....	vergleiche
VOB.....	Verdingungsordnung für Bauleistungen
VOL.....	Verdingsordnung für
WHG.....	Wasserhaushaltsgesetz
ZVI.....	„Zero valent iron“ (elementares Eisen, Eisenmetall)
µg/g.....	Mikrogramm pro Gramm
µg/L.....	Mikrogramm pro Liter
µS/cm.....	Mikro-Siemens pro Zentimeter (Leitfähigkeit)

13 Anhänge

1. Übersicht zu durchströmten Reinigungswänden weltweit
2. Projektkurzberichte der RUBIN-Projekte