



Schriftenreihe

Siedlungswasserwirtschaft und Umwelt

Heft
15

SCHÖPKE, R.; KOCH, R.; MANGOLD, S.; REGEL, R.; STRIEMANN A.

**Herstellung passiver reaktiver Wände (PRW) aus Braunkohlefilterasche mittels
Rütteldruckverfahren im Skadodamm**

Cottbus 2007

Herausgeber:
Lehrstuhl Wassertechnik und Siedlungswasserbau
der Brandenburgischen Technischen Universität Cottbus
Univ.-Prof. Dr.-Ing. habil. R. Koch

ISBN 3-934294-21-9

Herausgeber: Univ.-Prof. Dr.-Ing. habil. R. Koch
Lehrstuhl Wassertechnik und Siedlungswasserbau
der Brandenburgischen Technischen Universität Cottbus

Vertrieb: Eigenverlag des Lehrstuhls Wassertechnik und Siedlungswasserbau
der Brandenburgischen Technischen Universität Cottbus
Siemens-Halske-Ring 8
03046 Cottbus
Tel.: 0049-355-69-4302
Fax: 0049-355-69-3025
e-mail: wassertechnik@tu-cottbus.de

Alle Rechte vorbehalten. Wiedergabe nur mit Genehmigung des
Lehrstuhls Wassertechnik und Siedlungswasserbau
der Brandenburgischen Technischen Universität Cottbus,
Siemens-Halske-Ring 8, 03046 Cottbus

Cottbus 2007

ISBN 3-934294-21-9

Inhalt

1	Einleitung	5
1.1	Problemstellung	5
1.2	Veranlassung	6
1.3	Prioritäten - Zielstellungen	7
1.4	Lage/Versuchsanlagen	7
1.4.1	Lage	7
1.4.2	Kippe	8
1.4.3	Grundwasserkategorien	9
1.5	Grobablauf	10
1.5.1	Technologie der Wände	10
1.5.2	Projektteam	10
1.5.3	Herangehensweise	10
1.5.4	Dokumentation der Ergebnisse	11
2	Grundlagen der Wände	11
2.1	Konzeption	11
2.2	Vorversuche	12
2.3	Großtechnischer Vorversuch der BUL Sachsen GmbH auf der Kippe Nochten	13
2.4	Zusammenfassung der Ergebnisse der Voruntersuchungen	14
3	Theoretische Grundlagen-Neutralisation von potenziell sauren Kippengrundwässern -	14
3.1	Quantifizierung der Acidität durch das Neutralisationspotenzial NP	14
3.1.1	Neutralisationspotenzial des Wassers	14
3.1.2	Genese	15
3.1.3	Versauerungs- und Pufferungspotenzial von Kippensanden	15
3.2	Sanierungsreaktionen	16
3.3	Einfluss der Feststoffmatrix auf Sanierungs- und Folgereaktionen	17
3.3.1	Definition des Porengels	17
3.3.2	Oberflächenacidität des Kippensandes	17
3.3.3	Anorganische Mineralphasengleichgewichte	18
3.3.4	Bewertung des RedOx-Milieus	20
3.3.5	Mobilisierung von Huminstoffen aus dem Porengel des Grundwasserleiters	21
3.3.6	Durchlässigkeitsberechnungen aus den Korngrößenanalysen (Sieblinien)	22
3.3.7	Hydraulische Wirkung von Porenraumbelegung durch Mineralfällungen	23
4	Versuchsanlagen und Durchführung des Monitorings	23
4.1	Konzept	23
4.1.1	Technologie der Herstellung passiver reaktiver Wände	23
4.1.2	Verfahrensablauf der Herstellung	25
4.1.3	Investitions- und Betriebskosten	26

4.1.4	Parameter der hergestellten Wandabschnitte (WA 1 bis WA 3)	27
4.2	Messstellen zum Monitoring	27
4.2.1	Errichtung	27
4.2.2	Messstellennetz	29
4.2.3	Technologie der Probenahme	31
4.3	Beprobungstermine und Laboruntersuchungen	32
5	Erkundungsergebnisse und Nullmonitoring	34
5.1	Kippenfeststoffe	34
5.1.1	Korngrößenverteilungen des Kippengrundwasserleiters	34
5.1.2	Untersuchungen an den Wandabschnitten	35
5.1.3	Durchlässigkeitsermittlungen	36
5.1.4	Wasserlösliche Stoffe der Kippenmaterialien	38
5.1.5	Versauerungspotenzial (Oxidationstests)	39
5.1.6	Kohlenstoff, Stickstoff, Schwefel (C, N, S)	40
5.1.7	Schwermetalle	41
5.1.8	Prüfung auf Sulfatreduzierer	41
5.2	Aschebeschaffenheit	42
5.2.1	Elementaranalyse	42
5.2.2	Asche-Wasser-Suspensionen	42
5.3	Zusammenfassende Einschätzung des Grundwasserleiters	44
6	Laborversuche	44
6.1	REV-Fluidzirkulationsversuche	44
6.1.1	Aufgabenstellung und Versuchsprogramm	44
6.1.2	Durchführung	45
6.1.3	Ergebnisse	46
6.1.3.1	Neutralisation	46
6.1.3.2	Mobilisierung von Huminstoffen	46
6.2	Säulenfilterversuche	48
6.2.1	Aufbau	48
6.2.2	Neutralisationswirkungen	52
6.2.3	Mobilisierung von anorganischen Kolloiden und Huminstoffen (SKAD03)	53
6.2.4	Sulfatreduktion im Versuch SKAD02	56
6.2.5	Sulfatreduktion im Versuch SKAD03	57
7	Ergebnisse des Monitorings	59
7.1	Strömungsverhältnisse	59
7.1.1	Wasserstandsentwicklung	59
7.1.2	Wasserstandsabsenkung an den Wandabschnitten	60
7.2	Allgemeine Beschaffenheitsauswertung	61
7.2.1	Indikatorparameter	61
7.2.2	Beschaffenheitsveränderungen im Abstrom der Wandabschnitte	62
7.2.2.1	pH-Wert	62
7.2.2.2	Huminstoffe (DOC)	63
7.2.2.3	RedOx-Verhältnisse	64
7.2.2.4	Auffällige Beschaffenheitsveränderungen	66
7.3	Neutralisationswirkungen der Wandabschnitte (NP)	67

7.3.1	Statistische Bewertung von Genese und Pufferungsverhalten	67
7.3.2	Zeitreihen des Neutralisationspotenzials	68
7.3.3	Statistische Quantifizierung der maximalen Neutralisationswirkung	70
7.4	Statistische Auswertungen des Grundwasserchemismus	71
7.4.1	Typische Beschaffenheiten	71
7.4.2	Sättigungsgleichgewichte mit Mineralphasen	74
7.4.3	Schwermetalle	77
8	Modellierungen	80
8.1	Grundwasserströmungsmodellierung	80
8.1.1	Modell	80
8.1.2	Horizontales Strömungsfeld	81
8.1.3	Vertikales Strömungsfeld	82
8.2	Grundlagen der Beschaffenheitsmodellierung	83
8.2.1	Modellansatz für das Porensystem	83
8.2.2	Modellansatz für Reaktionen in passiven reaktiven Wänden	85
8.3	Modellierung des Eindringens von Lauge in den Kippengrundwasserleiter (Laborversuche)	86
8.3.1	Parametrisierung des "Porengels"	86
8.3.2	Beschaffenheiten von Zulauf und Porenlösungen	87
8.3.3	Ergebnisse	88
8.4	Modellierung von Prozessen in der Passiven Reaktiven Wand	89
8.4.1	Modellszenarien	89
8.4.2	Fließstrecke	90
8.4.3	Zulauf- und initiale Porenwasserbeschaffenheit	90
8.4.4	Beschaffenheitslängsschnitte	91
8.4.5	Interpretation der Modellierungsergebnisse	94
8.5	Modellierung einer Sulfatreduktion in einem Untergrundreaktor	94
8.5.1	Reaktionsmodell	94
8.5.2	Reaktionskinetik	95
8.5.3	Ergebnisse	98
9	Gesamtbewertung	99
9.1	Bewertung der Durchlässigkeit der Wände	99
9.2	Durchströmung der Wände	100
9.3	Ausblick	102
10	Danksagung	102
11	Literatur	103
12	Abkürzungen und Symbole	105

ISBN 3-934294-21-9

1 Einleitung

1.1 Problemstellung

Das Grund- und Oberflächenwasserdefizit in der Lausitz beträgt zurzeit noch über 4 Mrd. m³. Eine Fläche von 2100 km² ist durch den bergbaulichen Eingriff betroffen. Ein gesamtheitlich erprobtes Sanierungskonzept für den geschädigten Landschaftswasserhaushalt ist derzeit nicht verfügbar. Vor dem Hintergrund der geplanten zukünftigen wirtschaftlichen Nutzung (Tourismus, Fischzucht, Speicherwirtschaft etc.) nehmen Stabilisierung und Verbesserung der Wasserqualität eine prioritäre Stellung ein.

In den Bergbaufolgelandschaften der Lausitz gibt es verschiedene Tagebauseen, die durch Säurefrachten aus den angrenzenden Kippenbereichen beeinträchtigt werden. Deren wirtschaftliche Nutzung ist erst möglich, wenn sie pH-neutral sind. Darüber hinaus gefährdet die hohe Sulfatkonzentration Betonbauwerke durch verstärkte Korrosion. Eine chemische bzw. biochemische Grund- bzw. Seewasserbehandlung ist in verschiedenen Fällen in Ergänzung der Fremdwasserflutung unerlässlich.

Durch die bergbauliche Aktivität wurden, vorher anaerob lagernde Mineralphasen (Eisendisulfide Pyrit und Markasit) umgelagert und durch den Kontakt mit atmosphärischem Sauerstoff oxidiert. Die säurebildenden Produkte der Pyritverwitterung, die in den gesättigten und ungesättigten Schichten der Bergbaukippen lagern, werden in den Tagebausee eingetragen. Die damit verbundene Gefährdung entsteht durch den Transport der Verwitterungsprodukte im Grundwasser bei dessen Wiederanstieg in die Tagebauseen. Das in den Kippen vorhandene Versauerungspotential, welches beim Grundwasserwiederanstieg in den Tagebaurestsee transportiert wird, ist zu hoch. Es ist mit einem ständigen, über Jahrzehnte andauernden Säureaustrag aus den Kippen in den Restsee zu rechnen.

Die Mehrzahl der sich bildenden Tagebauseen zeichnen sich demzufolge aus durch:

- pH-Werte < 3,
- Sulfatgehalte von 1200-2000 mg/L und
- Eisenkonzentrationen (Fe_{ges}) von 100-150 mg/L.

Darüber hinaus gefährden die potenziell sauren Grundwässer bereits bestehende aquatische Ökosysteme. Durch die Flutung angrenzender Tagebauseen und der damit verbundenen Änderung der Wasserspiegellagen, besteht die Möglichkeit der Umkehr bzw. Änderung der Grundwasserströmungsrichtung. Auf die daraus resultierenden Gefährdungen, z. B. des Senftenberger Sees oder die Auswirkungen auf die Schwarze Elster, muss mit geeigneten Maßnahmen reagiert werden.

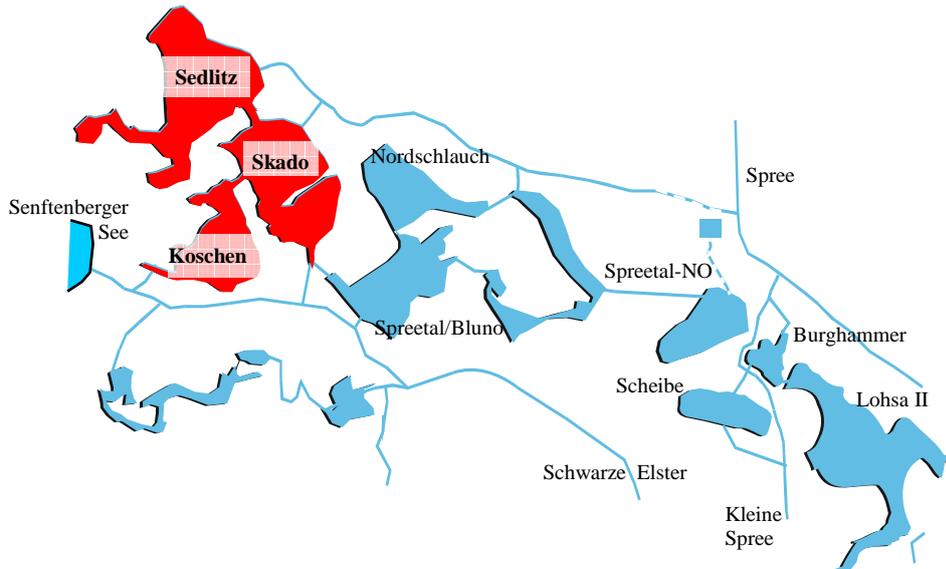


Abb. 1-1: Lage der Tagebauseen Koschen, Skado und Sedlitz in der Seenkette

Die wirtschaftliche Nutzung der neu entstandenen Gewässer ist erst möglich, wenn sie pH-neutral und mindestens schwach gepuffert sind. Darüber hinaus gefährdet die hohe Sulfatkonzentration Betonbauwerke durch verstärkte Korrosion.

Wird der heute erreichte Stand der Flutung der Bergbaufolgeseen analysiert, so ist festzustellen, dass durch die Fremdwasserflutung der Lausitzer Bergbaufolgeseen allein, die landesplanerischen Ziele der LMBV und die sich andeutenden Forderungen der EU-WRRL nicht in allen Fällen erreicht bzw. erfüllt werden können.

1.2 Veranlassung

Eine chemische bzw. biochemische Grund- bzw. Seewasserbehandlung ist in verschiedenen Fällen in Ergänzung der Fremdwasserflutung unerlässlich. Hauptursachen für die Notwendigkeit der chemischen / biochemischen Wasserbehandlung der Lausitzer Bergbaufolgeseen sind der z. T. entgegen ursprünglicher Flutungskonzepte zugelassene Eigenwasseraufgang bis zur Inbetriebnahme der Fremdflutungsanlagen, deren verzögerte Inbetriebnahme und die abgeminderten Fremdwasserflutungsmengen.

Die Einhaltung der Sanierungsziele ist dringend erforderlich, da es sich bei dieser Region um das IBA- Gebiet „Pückler-Land“ handelt, welches in besonderem Maße wasserwirtschaftlich und touristisch genutzt werden soll.

In den Sanierungsplänen der LMBV sind als Nutzungsziele der Tagebauseen Skado und Sedlitz die in der Tab. 1-1 angegebenen vorgesehen.

Tab. 1-1: Nutzungsziele (LMBV 2004a)

Tagebausee	Nutzungsziele	Wasserqualität	
		pH [1]	SO ₄ [mg/l]
Skado	Badegewässer, Speicher	6,8-7,2	< 400
Sedlitz	Badegewässer, Speicher	6,8-7,2	< 400

Für die Tagebauseen sollte darüber hinaus die bei der hohen Calciumkonzentration maximal mögliche Hydrogencarbonatkonzentration zwischen 0,4 und 1,0 mmol/l (NP>0,4 mmol/l Pufferkapazität) angestrebt werden.

Während des Versuchsbetriebes wurden nachfolgende Baumaßnahmen vorbereitet, durchgeführt bzw. z. T. abgeschlossen:

- Schaffung eines schiffbaren Überleiters (Verbindungskanal) von Koschen in den Tagebausee Skado (Partwitzer See),
- Bereitstellung von Flutungswasser aus dem Tagebausee Bluno und der Schwarzen Elster durch den Bau von Überleitern (Rohrleitungen),
- Bau einer Überleitung (Rohrleitung) vom Partwitzer See zum Tagebausee Sedlitz zur Flutung dieses Sees mit Wasser aus dem Partwitzer See,
- Abgabe von Wasser aus dem Sedlitzer See in die Grubenwasseraufbereitungsanlage Rainitza (schon vorhanden) in den Vorfluter Rainitza und damit in die Schwarze Elster.

Grundsätzlich gilt es, wenn keine Wasserbehandlungsanlage für das Auslaufwasser errichtet werden soll, die Zielkriterien der Wasserqualität der Bergbaufolgeseen spätestens zum Zeitpunkt des erstmaligen Erreichens der Seewasserstände, ab welcher die Ausleitung von Seewasser in die öffentliche Vorflut notwendig wird, zu erfüllen.

1.3 Prioritäten - Zielstellungen

Das zwischen vom Skadosee zum Sedlitzer See strömende potenziell saure Grundwasser sollte durch eine durchlässige reaktive Wand quer zur Grundwasserströmung behandelt werden. Diese wurde mittels des BULinject-Verfahrens (Rüttelinjektionsverfahren) durch Einbringen von Braunkohlefilterasche (BFA) errichtet und besteht aus drei Wandabschnitten mit unterschiedlichem Ascheanteil.

Ziel des Monitorings war es, die Beschaffenheitsänderungen, die die reaktiven Wände im strömenden Grundwasser auslösen, zu erfassen und hinsichtlich einer Sanierungstechnologie zu bewerten.

Die Technologie für die Errichtung reaktiver Wände wurde in Vorversuchen entwickelt und ist in ARGE (2003), BUL-Sachsen GmbH und (2005), BUL-Sachsen GmbH (2005a) dokumentiert.

1.4 Lage/Versuchsanlagen

1.4.1 Lage

Der Skadodamm befindet sich zwischen den Tagebauseen Skado (Partwitzer See) und Sedlitz und besteht aus dem Kippenboden der Innenkippe des ehemaligen Tagebaus Skado. Das Grundwasser strömt vom Tagebausee Skado zum Sedlitzer See.

Das Feld für die Durchführung der Versuche mit der passiven reaktiven Wand liegt ca. 1 500 m südwestlich der Ortslage Lieske. Nach den Gauß-Krüger - Koordinaten ergeben sich für die passive reaktive Wand folgende Werte:

Hochwert 5712470

Rechtswert 5439840

Das Gelände liegt eben in einem Höhenniveau von ca. 107 m NN.

Der Tagebausee Skado hat eine Wasserfläche von ca. 1120 ha und ein Seevolumen von ca. 130 Mio. m³. Der Endwasserstand wird bei 100 bis 101 m NN liegen.



Abb. 1-2: Lage des Versuchsgebietes auf dem Skadodamm zwischen den Tagebauseen Skado und Sedlitz

Die Wasseroberfläche des Tagebausees Sedlitz beträgt ca. 1 330 ha mit einem Seevolumen von ca. 206 m³. Die Endwasserstände werden sich bei 100 bis 101 m NN einstellen. Die gegenwärtige Uferlinie des Tagebausees Skado verläuft ca. 350 m südlich und die des Tagebausees Sedlitz ca. 550 m nördlich zur passiven reaktiven Wand.

1.4.2 Kippe

Die Basis des ca. 57 m mächtigen Kippenmassivs des Skadodamms bildet die Abraumförderbrücken(AFB)-Kippe des ehemaligen Tagebaues Skado (F 34, Verkippung 1967/68). Sie erreicht ein Höhenniveau von ca. 83 m NN bis ca. 93 m NN (im Mittel ca. 85 m NN).

Über der AFB-Kippe stehen bis zur Geländeoberkante zwei Absetzerkippscheiben an (Verkippung 1969/70 in Hoch- und Tiefschüttung). Die Arbeitsebene des Absetzers (As 1600) befand sich im Niveau um 95 m NN.

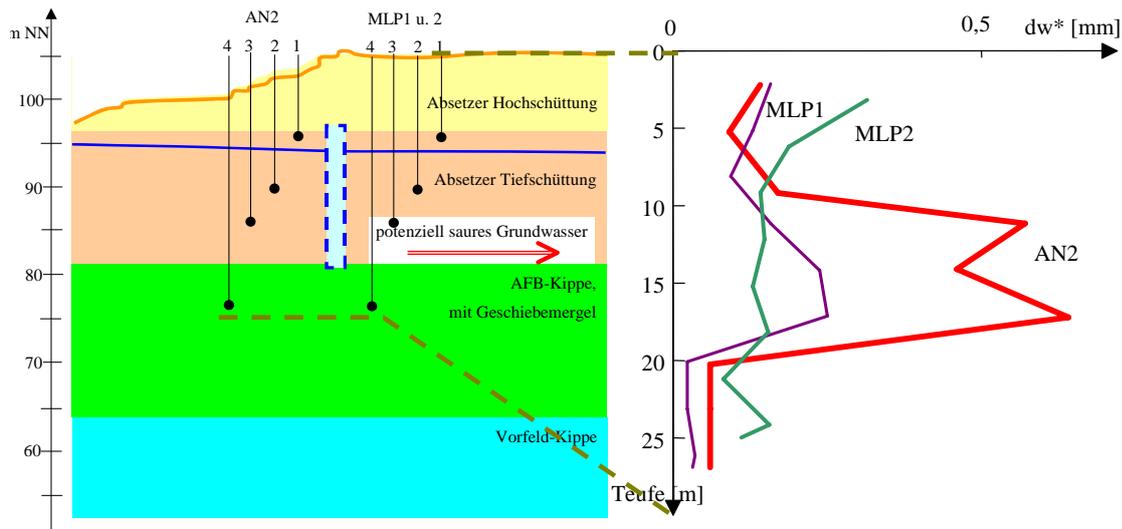


Abb. 1-3: Aufbau der Kippe (nach BILEK 2004) mit orientierender Lage der Grundwassermessstelle im Anstrom und hinter den Wandabschnitten, sowie deren Tiefenprofile der äquivalenten Korndurchmesser

Nach LMBV (2004a) ist die Oberfläche der AFB – Hauptschüttung wellig ausgebildet – Schüttrippenstruktur. Die Höhenunterschiede zwischen Rippenberg und –tal betragen bis etwa 6 m (in der Regel im Intervall 79 m NN bis 85 m NN). Die Schüttrippen verlaufen in etwa senkrecht zur reaktiven Wand.

Nach LMBV (2004) wurde in die AFB-Hauptschüttung ein Mischboden aus tertiären und pleistozänen Sanden sowie Geschiebemergel eingebracht. In der Absetzerkippe wurden fast ausschließlich Sedimente der Talsandserie mit geringem Feinkornanteil verkippt.

1.4.3 Grundwasserkategorien

Die Kategorien von Grundwässern (Hauptstrom, GW-Neubildung und GW des Geschiebemergels) zeigt Abb. 1-4 im Längsschnitt durch das Versuchsgebiet.

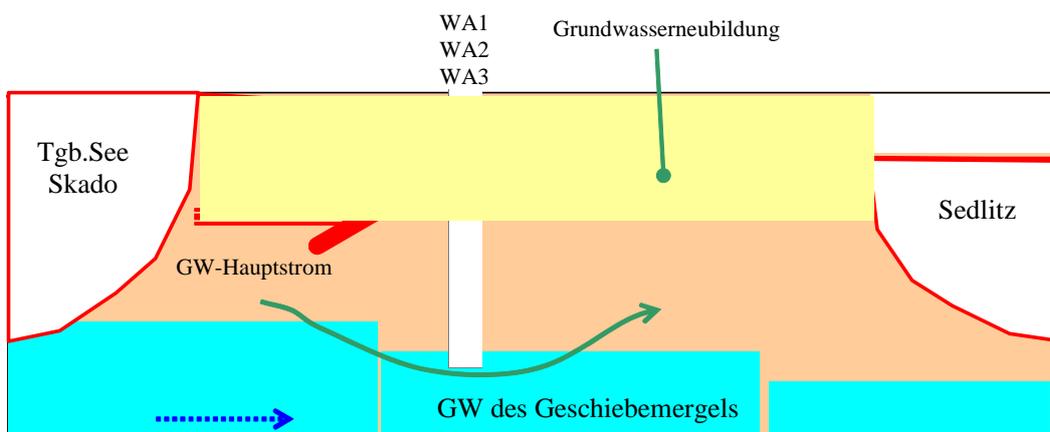


Abb. 1-4: Verfahrensschema mit den Grundwasserkategorien

1.5 Grob Ablauf

1.5.1 Technologie der Wände

Im Vorfeld des Pilotversuches im Skadodamm wurden eine Reihe von Versuchen zur Herstellung der reaktiven Wand von der BUL-Sachsen GmbH und dem Lehrstuhl Wassertechnik und Siedlungswasserbau durchgeführt:

- 2000: Herstellung einer reaktiven Wand in einem mit Kippensand gefüllten Reaktor (3,5 m Teufe, 1,0 m Breite), Versuchshalle auf dem Gelände der BTU Cottbus, (PREUß et al. 2000).
- 2000/2001: 1. Versuchsanlage BUL Sachsen GmbH,
- 2001/2002: 2. Versuchsanlage BUL Sachsen GmbH,
- 2003: Herstellung von 8 reaktiven Säulen in der Kippe Nochten.

1.5.2 Projektteam

- | | |
|---|--|
| ➤ LMBV | Auftraggeber |
| ➤ BUL Sachsen GmbH | Management und Bauausführung |
| ➤ Lehrstuhl Wassertechnik und Siedlungswasserbau
BTU Cottbus | Monitoring und wissenschaftliche
Begleitung |
| ➤ Forschungsinstitut für Bergbaufolgelandschaften
e. V. Finsterwalde | Monitoring und wissenschaftliche
Begleitung |
| ➤ Grundwasserforschungsinstitut Dresden (GFI) | hydraulische Modellierung |

1.5.3 Herangehensweise

Im Rahmen der Vorerkundung mit der Errichtung der Grundwassermessstelle im Anstrom (AN2) wurden erste Laboruntersuchungen zum Aufbau des oberen Kippenbereiches und zur Beschaffenheit des Kippenmaterials durchgeführt, die an jeder neu errichteten Messstelle fortgesetzt wurden. Die erhaltenen Materialien wurden in den Laborversuchen eingesetzt. Parallel dazu lief das Monitoring im Versuchsgebiet. Die Methodik zur Aufklärung von Prozessen im Kippengrundwasserleiter sind in Abb. 1-5 zusammengefasst.

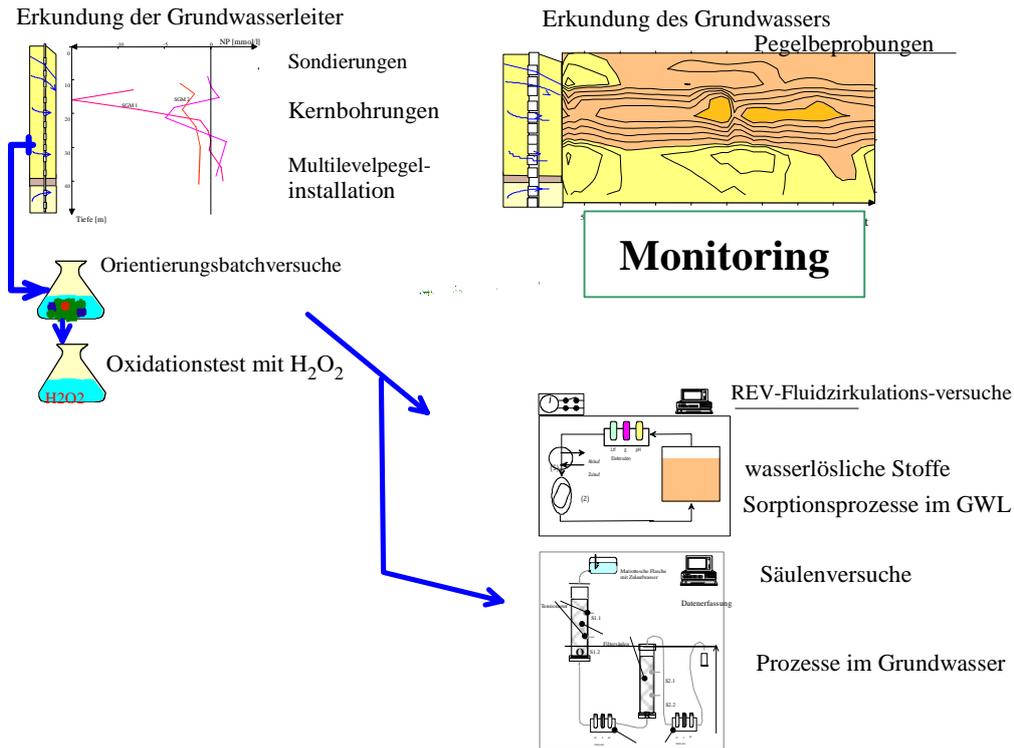


Abb. 1-5: Zusammenstellung von Methoden zur Aufklärung von Prozessen im Kippen-Grundwasserleiter

Durch diese Herangehensweise wurde das hier dokumentierte umfassende Bild über die im Untergrund abgelaufenen Prozesse erhalten.

1.5.4 Dokumentation der Ergebnisse

Die Ergebnisse wurden regelmäßig mit den Projektarbeitern der LMBV beraten und in Berichten dokumentiert.

Die Herstellung der Wände enthält der Abschlussbericht zum Bau der Reaktiven Wände auf dem Skadodamm (BUL-Sachsen GmbH 2005a).

BILEK (2004) dokumentierte den Aufbau des hydraulischen Strömungsmodells und erste Berechnungen der Strömungsverhältnisse, sowie anschließend die Modellaktualisierung durch BILEK (2005a). Den Verlauf der Strombahnen berechnete BILEK (2005). Der Bearbeitungsstand ist bis Februar 2006 in BILEK (2006) zusammengefasst.

Diese Ergebnisse wurden mit denen des Monitorings verglichen und in KOCH et al. (2006a) für 2005 und KOCH et al. (2006b) bis Juni 2006 interpretiert. Den Erkenntnisstand bis Ende 2006 enthält KOCH et al. (2007). Diese Berichte wurden über die BUL-Sachsen der LMBV übergeben.

2 Grundlagen der Wände

2.1 Konzeption

Die mit dem BULinject-Verfahren eingebaute passive hydrogeochemische Barriere besteht aus partikulären oder wasserlöslichen Neutralisationsmitteln, welche in Form von Säulen in den Kippenkörper eingebracht werden.

Durch den Eintrag alkalischer Medien in das potenziell saure Grundwasser wird der pH-Wert und das Neutralisationspotential des durchströmenden Grundwassers erhöht. Als Neutralisationsmittel wurden Calcit, Dolomit, o. ä. betrachtet und im vorliegenden Einsatzfall Braunkohlefilterasche eingesetzt. In jedem Falle sind ökologisch unbedenkliche, genehmigungsfähige Materialien zu verwenden. Des Weiteren sollten die Neutralisationsmaterialien zeitlich konstant reagieren, damit eine gleichmäßige Anhebung des Neutralisationspotenzials über einen längeren Zeitraum gewährleistet werden kann.

Der Einsatz von Braunkohlenfilterasche wurde aus folgenden Gründen favorisiert (BUL-Sachsen GmbH 2005a):

- kostengünstiger Rohstoff, der durch den hohen Anteil von Calciumoxid als basischer Reaktionsstoff gut geeignet ist,
- praxiserprobter und stabiler Stoff; Füllstoff mit Langzeit- und Stützwirkung (Vorteil gegenüber dem Einsatz eines sich auflösenden Stoffes, wie Dolomit oder Kalkstein, deren Langzeiteffekt nicht bekannt ist),
- keine Gefährdung der öffentlichen Sicherheit durch spätere Hohraumbildung,
- Umweltverträglichkeit und Genehmigungsfähigkeit liegen vor.

Ist der Unterschied der hydraulischen Leitfähigkeit zwischen dem eingetragenen Gemisch und der anstehenden Bodenmatrix größer als eine Zehnerpotenz, wirkt die entstehende Wand als vertikaler Grundwasserhemmer. Die notwendige Durchströmbarkeit ist dann nicht mehr gewährleistet.

2.2 Vorversuche

Bei Vorversuchen im Technikum der BTU Cottbus (PREUB et al. 2000) wurden Erfahrungen zur Herstellung von Aschesäulen in ungesättigtem Kippensand gesammelt. Eine freigelegte Säule zeigt Abb. 2-1 im Profilschnitt. Der alkalische Bereich der Schnittfläche ist mit Phenolphthalein rot angefärbt worden.

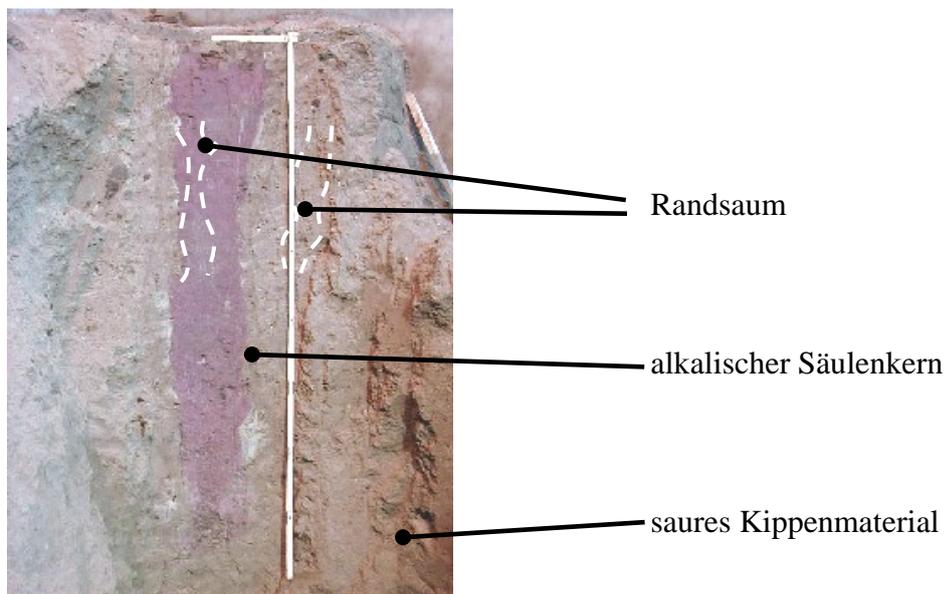


Abb. 2-1: Schnittfläche einer im Technikum der BTU Cottbus (LS Grundbau) hergestellten Säule (Nr. 6b)

Bedingt durch die Herstellungstechnologie war bei jeder Säule im Profilschnitt ein Randsaum ausgebildet, welcher durch die Umlagerung von schluffig-tonigem Material verursacht wurde. Dieser ist in Abb. 2-1 als schwacher dunklerer Streifen neben dem alkalischen Kernbereich zu erkennen. Die vermutete geringere Durchlässigkeit der Proben aus dem Randbereich der Säulen konnte mit den verfügbaren Techniken nicht nachgewiesen werden. Der Vergleich der k_f -Werte der Säulen und des umgebenden Materials brachte keine eindeutigen Unterschiede. Ursachen für die stark streuenden Werte wurden in den unterschiedlichen Apparaturen aber auch in grundsätzlichen Fehlerquellen beim Darcy-Versuch (Strömungsrandgängigkeit, Luft-einschlüsse) vermutet, so dass eine sichere Bewertung der Durchlässigkeitsdifferenzen zwischen Säulen und Kippensand aus diesen Versuchen nicht möglich war.

2.3 Großtechnischer Vorversuch der BUL Sachsen GmbH auf der Kippe Nochten

Die von der BUL-Sachsen GmbH (2005) durchgeführten Versuche waren ein Teil zur Vorbereitung des Projektantrages ARGE (2003). Das getestete Verfahren soll als Alternative zu bisher auf dem Markt verfügbaren Verfahren zum Einbringen von reaktiven Materialien, wie z.B. Aktivkohle, partikuläres Fe^0 , alkalischen Materialien (Braunkohlefilterasche BFA, Kalksuspension) in locker gelagerten Kippen, verfügbar gemacht werden.

Die Versuche gründen sich auf dem patentrechtlich hinterlegten BULinject-Verfahren. Ziel der Versuche war es, Säulen herzustellen und Erkenntnisse für den Produktionsverlauf und dessen Kosten abzuleiten. Mit dem zur Realisierung eingesetzten Rüttler (modifizierter V 48 der BUL Sachsen GmbH), wurden insgesamt drei Versuche erfolgreich durchgeführt:

1. Eindringversuch mit technologisch verändertem Rüttler bis auf 45 m.
2. Herstellung von Säulen in unterschiedlichen Abständen (2.8 m, 2.0 m, 2.5 m) mit einer Tiefe von 5-10 m mit fließfähigem Gemisch (Kippensand, BFA, Wasser, Ascheanteil 15 bis 30 M%)
3. Herstellung von Säulen ($1,6 \text{ t/m}^3$) in Teufen von 7-10 m und in Abständen von 3.0, 2.5 und 2.0 m.



Abb. 2-2: Versuchsfeld der BUL Sachsen GmbH, Säulen bis 5 m unter GOK freigelegt (links) mit Aschesäulen der Aschesuspension $1,6 \text{ t/m}^3$ (rechts)

Nach den Ausgrabungen (18.11.2003 bis 21.11.2003) war zu erkennen, dass sich die erwarteten elliptischen Formen gebildet hatten. Je nach Abstand zu den angrenzenden Säulen, bildeten sich Säulendurchmesser von 2,0 bis 2,2 m aus.

2.4 Zusammenfassung der Ergebnisse der Voruntersuchungen

Aus den Voruntersuchungen ließ sich Folgendes ableiten:

- Auf der Grundlage des BULinject-Verfahrens (Rüttelinjektionsverfahren unter Einsatz von Braunkohlefilterasche BFA) ist es möglich, passive reaktive Wände herzustellen.
- Die großtechnischen Versuche BUL-Sachsen GmbH 2005 hatten gezeigt, dass durch konstruktive Veränderungen des Rüttlers Ellipsoide hergestellt werden können. Ellipsoide haben den Vorteil, dass bei Kenntnis der sich entwickelnden Grundwasserströmung, die Größe der reaktiven Angriffsfläche, im Vergleich zu einfachen Zylindern, erhöht werden kann. Weiterhin wurde festgestellt, dass durch den Eintrag von 20-30% BFA die Durchlässigkeit der Ellipsoide sinkt. Dieses Phänomen ist dem Eintrag von feinkörnigem, inertem Material bei der Verwendung von BFA geschuldet.

3 Theoretische Grundlagen-Neutralisation von potenziell sauren Kippengrundwässern -

3.1 Quantifizierung der Acidität durch das Neutralisationspotenzial NP

3.1.1 Neutralisationspotenzial des Wassers

Zur Quantifizierung der im Wasser und Kippensand enthaltenen Säure, bzw. deren Puffervermögens wird das Neutralisationspotenzial eingesetzt (SCHÖPKE 1999, SCHÖPKE et al. 2001 und SCHÖPKE et al. 2002), welches die säurebildenden Wasserinhaltsstoffe bis zum Neutralpunkt bilanziert.

$$NP \approx K_{S_{4,3}} - 3c_{Al^{3+}} - 2c_{Fe^{2+}} - 2c_{Mn^{2+}} \quad (3-1)$$

Bei der Übertragung auf die Lausitzer Verhältnisse sind die häufig erhöhten Konzentrationen von Eisen(II, III) und Mangan(II) und Aluminium(III) über 0,1 mmol/l in der Bilanzierung zu berücksichtigen.

Eine potenzielle Säurewirkung des Wassers zeichnet sich durch ein negatives Neutralisationspotenzial aus. Diese potenzielle Säurekonzentration im Kippengrundwasser steht in Beziehung zum Sulfateintrag durch Pyritverwitterungsprodukte. Die verschiedenen säurebildenden und puffernden Reaktionen, die die Genese des Grundwassers bestimmen, lassen sich prinzipiell auch als eine Linearkombination der in Abb. 3-1 dargestellten Reaktionsvektoren veranschaulichen.

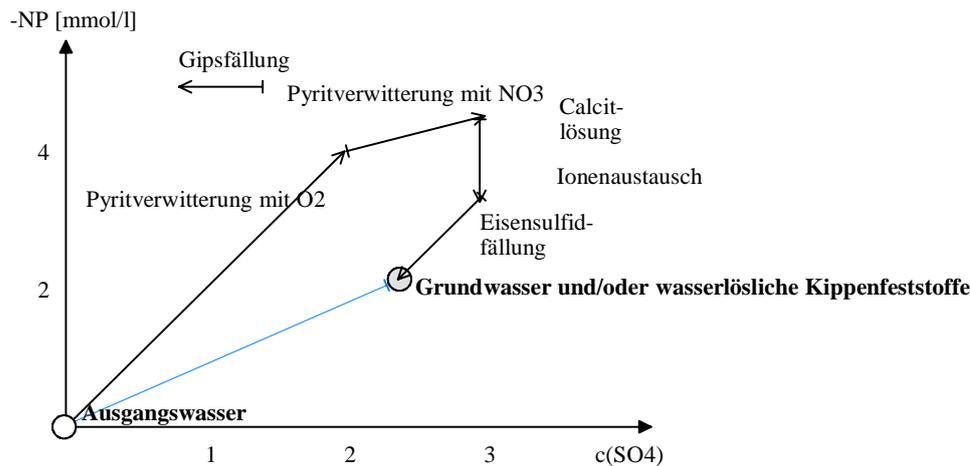


Abb. 3-1: Prinzipielle Entwicklung eines Kippengrundwassers aus ionenarmen Ausgangswasser (Niederschlag) durch Kombination säurebildender und puffernder Reaktionsvektoren (nach HÜTTL et al., 1999)

Durch Vergleich mit der potenziell vorhandenen Säure (-NP) lässt sich deren, durch die unterschiedlichen Pufferungsreaktionen abgebundener Anteil abschätzen. Dafür definierte SCHÖPKE (1999) den Pufferungsquotient PQ, der entsprechend der Pyritverwitterungsstöchiometrie unter Idealbedingungen maximal 2 beträgt.

$$PQ = \frac{-NP}{c_{SO_4}} \leq 2 \quad (3-2)$$

3.1.2 Genese

Die Zusammensetzung von Kippengrundwässern charakterisieren die Quotienten bezüglich Sulfat. Neben dem PQ spielt auch das Konzentrationsverhältnis der Erdalkalien ($GH = Ca + Mg$) zum Sulfat (GH/SO_4) eine Rolle. Zwischen dem Pufferungsquotienten PQ und dem Stöchiometriequotienten c_{GH}/c_{SO_4} (Quotient aus Konzentrationssumme $c_{GH} = c_{Ca} + c_{Mg}$ und der Sulfatkonzentration c_{SO_4}) besteht in kippenburgigen Grund- und Oberflächenwässern ein linearer Zusammenhang nach Gl.(3-3) (HÜTTL et al. 1999), der sich aus der Kombination der Reaktionsvektoren Pyritverwitterung, Pufferung und Gipsfällung ableitet.

$$PQ = 2 \cdot \left(1 - \frac{c_{GH}}{c_{SO_4}} \right) \quad (3-3)$$

An Hand dieses Zusammenhangs lässt sich die Kippenherkunft von Wässern ermitteln. Die Modellierung von geochemischen Gleichgewichten erfolgte darüber hinaus mit dem geochemischen Berechnungsprogramm PhreeqC (PARKHURST 1995 bzw. PARKHURST & APPELO 1999).

3.1.3 Versauerungs- und Pufferungspotenzial von Kippensanden

Das Neutralisationspotenzial ist auch auf die wasserlöslichen Kippensandfeststoffe übertragbar. Solange kein Gips ausgefallen oder gelöst worden ist, entspricht der Sulfatgehalt dem verwitterten Sulfidschwefel.

Die maximal aus Kippensanden durch Pyritoxidation freisetzbare Säuremenge wird mittels eines einfachen titrimetrischen Oxidationstest nach SCHÖPKE et al. (2002) bestimmt. Dabei werden die verwitterbaren Bestandteile mit Wasserstoffperoxid oxidiert. Die freigesetzte Säure wird teilweise durch Bodenmineralien abgepuffert. Durch Bilanzierung der maximal durch Verwitterung freisetzbaren Säure (worst case) mit der aus dem Gesamtschwefel theoretisch berechneten Säure, lässt sich das Säurepuffervermögen der jeweiligen Probe bestimmen.

Die Differenz zwischen der nach dem Schwefelgehalt zu erwartenden Säure und dem gemessenen negativen Neutralisationspotenzial entspricht deshalb dem Puffervermögen des Feststoffes unter den Analysenbedingungen.

$$\text{Puffdiff} = 2 \cdot w(\text{S}_{\text{ges}}) + \text{NP} = (2 - \text{PQ}) \cdot w(\text{S}_{\text{ges}}) \quad (3-4)$$

mit

$$\text{Puffdiff} = \text{Pufferungsdifferenz des Materials [mmol/kg]}$$

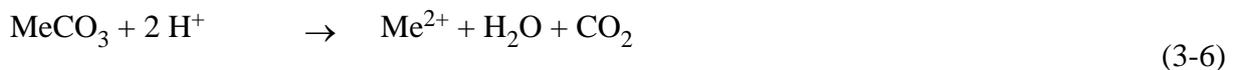
$$w(\text{S}_{\text{ges}}) = \text{Gesamtschwefelgehalt [mmol/kg]}$$

Bei der natürlichen Pyritoxidation wird nur ein Teil dieser Pufferungsdifferenz wirksam. Eine halbquantitative Bewertung des worst case erlaubt bereits die Messung von pH und der elektrischen Leitfähigkeit in der oxidierten Probe.

Diese mit relativ geringem laborativen Aufwand durchführbaren und auf größere Probenumfänge anwendbaren Untersuchungsmethoden, wurden erstmals von GFI/BTUC (1999) zur Abschätzung der maximal möglichen Säurefreisetzung aus Grundwasserleitern eingesetzt.

3.2 Sanierungsreaktionen

Im bereits pH-neutralen Kippengrundwasser ist die Neutralisation nicht als deutliche pH-Erhöhung zu erkennen. Eigentliche Sanierungsreaktionen sind nur die, welche das Neutralisationspotenzial anheben, d. h. die die säurebildenden Kationen Eisen und Aluminium aus dem Grundwasserstrom entfernen. Die eingebrachten carbonatischen und oxidischen Materialien binden Protonen und heben lokal den pH-Wert.



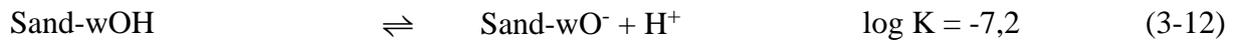
mit Me = Ca, Mg

Dabei fallen unter Freisetzung von Protonen säurebildende Kationen als Festphasen aus. Ohne Neutralisationsmittelzugabe nach Gl.(3-5) bzw. (3-6) beeinflussen Lösung/Fällung von Eisen- und Aluminiumsalzen, sowie die Bildung von Gips das Neutralisationspotenzial nicht.



Im hydrogencarbonatgepufferten Grundwasser liegt das Eisen hauptsächlich in gelöster zweiwertiger Form vor. Dadurch ist die Reaktion nach Gl.(3-9) die eigentliche Entsäuerungs-

matrix entscheidend. Gl. (3-11) bis (3-16) beinhalten das Sandmodell nach GFI/BTUC (1999).



Die Sorption der Ionen wurde formell nach DZOMBAK & MOREL (1990) postuliert und die Konstanten über Laborversuche von GFI/BTUC (1999) angepasst.



Die zweiwertigen Kationen Eisen und Calcium konnten nicht differenziert betrachtet werden.

3.3.3 Anorganische Mineralphasengleichgewichte

Folgende anorganische Phasengleichgewichte im schwach sauren pleistozänen Grundwasserleiter waren zu berücksichtigen:

➤ Produkte der Neutralisationsreaktionen:

- Eisencarbonat (Siderit) nach Gl.(3-21)
- Calciumcarbonat (Calcit) nach Gl.(3-26)

sowie als

➤ Produkte von Nebenreaktionen:

- amorphes Eisensulfid als primäres Reaktionsprodukt der Sulfatreduktion nach Gl.(3-22)
- elementarer Schwefel als mögliches Nebenprodukt der Sulfatreduktion nach Gl.(3-28)
- Gips als möglicher Bestandteil des GWL nach Gl.(3-27)

Für deren Löslichkeitsgleichgewichte in allgemeiner Schreibweise nach (3-17)



gilt das Löslichkeitsprodukt Gl.(3-18),

$$K = a_A \cdot a_B \quad (3-18)$$

das unter Berücksichtigung der Aktivitätskoeffizienten f_X ($X = A, B$) aus den Konzentrationen der beteiligten Species berechnet wird.

Die meisten Ionen bilden im Wasser lösliche, oft nicht bekannte Komplexe mit gelösten und oberflächenfixierten Liganden (an das Zentralion angelagerte Komplexbildner). Aus dem Grundwasser lassen sich allerdings nur die Gesamt-(Total)-konzentrationen $c_{T,X}$ (mit $X = A, B$) der diese Phasen aufbauenden Ionen messtechnisch erfassen. Die Konzentration der freien Ionenspecies ist, milieuabhängig, über einen Komplexbildungsfaktor $f_{K,X}$ mit der Totalkonzentration verknüpft. Damit berechnen sich die Aktivitäten der reagierenden *freien* Ionen nach Gl.(3-19).

$$a_X = f_X \cdot f_{K,X} \cdot c_{T,X} \quad (3-19)$$

Eingesetzt in Gl.(3-18) entsteht ein Ausdruck aus gemessenen Konzentrationen und milieuhängigen Faktoren. Die Totalkonzentrationen werden zum logarithmisch definierten Ionenprodukt IP in Gl.(3-20) zusammengefasst.

$$IP_{AB} = \lg(c_{T,A} \cdot c_{T,B}) = \lg\left(\frac{K}{f_A \cdot f_B \cdot f_{K,A} \cdot f_{K,B}}\right) \quad (3-20)$$

Die Faktoren und Aktivitätskonstanten lassen sich für bekannte Lösungen über geochemische Modelle berechnen und zu $\log f_{\text{kor}}^*$ für jedes Mineralbildungsgleichgewicht zusammenfassen. Im Porenraum des Grundwasserleiters weichen die Gleichgewichtskonstanten systematisch von den thermodynamisch definierten Konstanten ab. Durch statistische Auswertung verschiedener Zustände lassen sich diese Abweichungen ermitteln und dadurch Phasenbetrachtungen im Porenraum nach BTUC (2005) durchführen.

Aus dem Basisdatensatz WATEQ4f (PARKHURST & APPELO 1999) wurden die für die Berechnung der Gleichgewichtseinstellungen erforderlichen chemischen Gleichgewichte Gl.(3-21) bis (Gl. (3-28) mit ihren Konstanten zusammengestellt:



Die Berechnung der Calcitsättigung ist der konventionellen Bestimmung des Kalk-Kohlensäure-Gleichgewichtes äquivalent. Das Ionenprodukt berechnet sich nach Gl. (3-26). Unter Beachtung von Gl. (3-25) genügt zur Berechnung auch die Hydrogencarbonatkonzentration:

$$IP(\text{Calcite}) = \lg(c_{\text{Ca}}) + \text{pH} + \lg(c_{\text{HCO}_3^-}) + \lg K_{\text{C2}} \quad (3-29)$$

oder mit Berücksichtigung der Aktivitätskoeffizienten und Komplexbildung:

$$IP(\text{Calcite}) = \lg(\text{Ca}) + \text{pH} + \lg\left(\frac{\text{DIC}}{1 + 10^{6,35-\text{pH}}}\right) - 10,39 \approx -8,48 + \log f_{\text{kor}} \quad (3-30)$$

Die Sideritsättigung lässt sich analog der Calcitsättigung beschreiben. Dabei ist formal nur Calcium durch Eisen auszutauschen:

$$IP(\text{Siderite}) = \lg(c_{\text{Fe}^{2+}}) + \text{pH} + \lg(c_{\text{HCO}_3^-}) + \lg K_{\text{C2}} \quad (3-31)$$

oder im Gleichgewicht:

$$IP(\text{Siderite}) = \lg(\text{Fe}^{2+}) + \text{pH} + \lg\left(\frac{\text{DIC}}{1 + 10^{6,35-\text{pH}}}\right) - 10,39 \approx -10,89 + \log f_{\text{kor}} \quad (3-32)$$

Analog gilt für das Phasengleichgewicht mit Gips:

$$\text{IP}(\text{Gypsum}) = \lg(c_{\text{Ca}}) + \lg(c_{\text{SO}_4}) \quad (3-33)$$

oder im Gleichgewicht:

$$\text{IP}(\text{Gypsum}) = \lg(c_{\text{Ca}}) + \lg(c_{\text{SO}_4}) \approx -4,58 + \log f_{\text{kor}} \quad (3-34)$$

Eine Prüfung der Bedingungen für die Eisensulfidfällung ist über den Parameter IP_{FeS} möglich. Die schwerer lösliche Eisensulfidmodifikation Mackinawite mit

$$\lg K_{\text{Mackinawite}} = -4,65$$

bestimmt bei der Sulfidfällung wahrscheinlich nicht das Phasengleichgewicht.

Es werden die Gl.(3-21) und Gl.(3-23) für amorphes Eisensulfid miteinander kombiniert:

$$\lg K_{\text{ppt}} = \lg c_{\text{Fe}^{2+}} + \lg c_{\text{HS}^-} + \text{pH} = \lg c_{\text{Fe}^{2+}} + \text{pH} + \lg \left(\frac{c_{\text{Sulfid-S}}}{1 + 10^{6,994-\text{pH}}} \right) \approx -3,915 \quad (3-35)$$

und daraus folgt unter Berücksichtigung der Aktivitätskonstanten und Komplexbildungsreaktionen, wobei die Hydrogensulfidkonzentration durch Gl. (3-23) substituiert wird:

$$\text{IP}_{\text{FeS}} = \lg c_{\text{Fe}^{2+}} + \text{pH} + \lg \left(\frac{c_{\text{Sulfid-S}}}{1 + 10^{6,994-\text{pH}}} \right) \approx -3,9 + \log f_{\text{kor}} \quad (3-36)$$

Zusätzlich zur Bildung von Sulfidschwefel ist auch die Bildung elementaren Schwefels zu berücksichtigen (Sulfur S^0).

Aus Gl.(3-28) folgt das Massenwirkungsgesetz Gl. (3-37).

$$\lg K = \lg \left(\frac{a_{\text{S}^{2-}}}{a_{\text{e}^-}^2} \right) = \lg c_{\text{S}^{2-}} + 2\text{p}\epsilon = -15,026 + \log f_{\text{kor}} \quad (3-37)$$

Daraus leitet sich für das Ionenprodukt $\text{IP}(\text{S}[\text{ulfur}])$ unter Berücksichtigung der Dissoziation des Hydrogensulfides Gl.(3-37) ab.

$$\text{IP}(\text{S}) = \lg K_2 + \text{pH} + \lg c_{\text{HS}^-} + 2\text{p}\epsilon \quad (3-38)$$

Im zu betrachtenden pH-Bereich besteht der gemessene Sulfidschwefel hauptsächlich aus Schwefelwasserstoff und Hydrogensulfid. Die Hydrogensulfidkonzentration wird näherungsweise aus der Sulfidschwefelkonzentration berechnet. pH und pε sind Aktivitätsgrößen. Die Milieukorrektur erfolgt über das Hydrogensulfid.

3.3.4 Bewertung des RedOx-Milieus

Zur Messung des RedOx-Milieus wird das Redoxpotenzial gemessen und bezüglich der Standardwasserstoffelektrode E_{H} [mV] angegeben. Der Messwert ist pH-abhängig. Zur Charakterisierung der Redoxbedingungen eines Habitats von Mikroorganismen schlugen KÖHLER & VÖLSGEN (1998) deshalb den pH-unabhängigen Parameter $r\text{H}_2$ -Wert nach Gl.(3-39) vor.

$$r\text{H}_2 = \frac{E_{\text{H}}}{0,029\text{V}} + 2\text{pH} = 2\text{p}\epsilon + 2\text{pH} \quad (3-39)$$

Biochemische Redoxreaktionen können nur innerhalb der in Tab. 3-2 angegebenen $r\text{H}_2$ -Bereiche ablaufen.

Tab. 3-2: rH₂-Bereiche anaerober Prozesse nach KÖHLER & VÖLSGEN (1998)

Prozess	Vertreter	rH ₂ Bereich
Desulfurikation	<i>Desulfovibrio</i>	6 - 20
Denitrifikation	<i>Pseudomonas</i>	10 - 30
Fe-/Mn-Reduktion	<i>Pseudomonas, Alteromonas</i>	15 - 25
Fäulnis (Proteine)	<i>Clostridium</i>	0 - 5
Gärung (Kohlehydrate)	<i>Saccharomyces</i>	10 - 15

KOCH et al. (2006) beobachteten erst ab rH₂<14 sulfatreduzierende Prozesse im Untergrund.

3.3.5 Mobilisierung von Huminstoffen aus dem Poren gel des Grundwasserleiters

Im Ergebnis der Sanierungsversuche am Senftenberger See (GFI/BTUC 1999) wurde festgestellt, dass im ungestörten Grundwassersystem ein Gleichgewicht zwischen dem mobilen Grundwasser und den Huminstoffen im Poren gel besteht. Das Grundwasser ist mit *Huminstoffen gesättigt*. Das Sättigungsgleichgewicht ist pH-abhängig. Einer pH-Erhöhung folgt eine teilweise Mobilisierung von Huminstoffen aus dem Poren gel.

Allgemein ist nach ZIECHMANN (1980) die gute Löslichkeit von Huminstoffen im alkalischen bekannt. Analog läuft die Mobilisierung von Huminstoffen durch pH-Wert Erhöhung ab. Durch Dissoziation der Säuregruppen laden sich die Moleküle negativ auf. Die Abstoßungskräfte werden größer als die unpolaren Wechselwirkungen. Die gute Löslichkeit von Huminstoffen in alkalischen Medien wird mit deren Säure-Base-Eigenschaften in Zusammenhang gebracht. Dabei liegen bestimmte Säureformen (HS-H) als Festphase vor und deren Anionen (HS⁻) sind gelöst.



Zweifellos beeinflussen auch Nebenreaktionen mit Kationen (z.B. Ca²⁺) die Löslichkeit der Huminstoffe. Leider können deren Effekte bisher nur qualitativ beschrieben werden.

Für das Löslichkeitsgleichgewicht lässt sich formulieren.

$$\log(\text{DOC}) - \log(M_C \cdot v_C) - \text{pH} = \log K_L = -\text{p}K_L \quad (3-41)$$

$$\text{p}K_L = \text{pH} - \log\left(\frac{\text{DOC}}{M_C}\right) + \log(v_C) = \text{p}K_L^*(\text{DOC}) + \log(v_C) \quad (3-42)$$

Die Grundlagen für die selektive Elution ist in ZIECHMANN (1980) und SCHÖPKE (2004) ausführlich beschrieben.

Die betrachteten Lösungsvorgänge laufen hysteres zur Kondensation ab. Schwach alkalische Eluate der Körnungen können angesäuert werden ohne dass wieder feste Produkte ausfallen. Aus Versuchsergebnissen mit selektiver Elution lassen sich entsprechende Verteilungsfunktionen des pK_L^{*}(pH) ermitteln.

Die durch den Eintrag alkalischer Medien mobilisierten Huminstoffe werden mit dem abströmenden Grundwasser weiter transportiert. Dadurch kann es im Tagebausee zum Austritt von *Moorwasser* kommen. Da eine Trinkwassernutzung dieses Wassers nicht vorgesehen ist (Bildungspotenzial von Desinfektionsnebenprodukten), können mobilisierte Huminstoffe in noch festzulegenden Grenzen toleriert werden. In jedem Falle sind Risiken und Nebenwirkungen, die der Alkalieintrag bewirkt, durch Laborversuche und Monitoring zu dokumentieren.

3.3.6 Durchlässigkeitsberechnungen aus den Korngrößenanalysen (Sieblinien)

Aus den bestimmten Korngrößenverteilungen lassen sich über bekannte Berechnungsalgorithmen (BUSCH et al. 1993) nach Beyer, Hazen, u. a. die hydraulischen Durchlässigkeiten (k_f -Werte) abschätzen. Alternativ wurde eine mit der Beschaffenheitsmodellierung korrespondierende Definition der hydraulischen Durchlässigkeit eingesetzt. Dazu wird aus der Sieblinie der wirksame Korndurchmesser für die reale Kornverteilung nach SCHÖPKE (2007) ermittelt. Dieser charakterisiert einen Durchmesser für Kugeln (ideale Kugelschüttung) deren Volumen/Oberflächenverhältnis der gemessenen Kornverteilung entspricht. In der Verfahrenstechnik wird dieser äquivalente Kugeldurchmesser auch als Sauter-Durchmesser bezeichnet. Die spezifische Oberfläche O_{Sp} ist über Gl.(3-43) mit dem wirksamen Kugeldurchmesser d_w verknüpft.

$$O_{Sp} = \frac{6}{d_w \cdot \rho_{SS}} \quad [m^2/kg] \quad (3-43)$$

Bei laminarer Durchströmung einer Kugelschüttung ist die Strömungsgeschwindigkeit dem Druckgefälle proportional (Darcy-Bereich, Gl.(3-44)) mit dem Durchlässigkeitsbeiwert k_f als Faktor.

$$v_f = k_f \cdot \frac{h_f}{L} \quad (3-44)$$

Die Druckverlusthöhe (Strömungswiderstand) wird in technischen Systemen Filterwiderstand h_f und in natürlichen Systemen Potenzialgefälle Δh bezeichnet. Der Filterwiderstand von Sandfiltern berechnet sich im Darcy-Bereich aus dem Reibungsverlust an den Kornoberflächen nach Gl.(3-45).

$$\frac{1}{k_f} = 72 \cdot \frac{v}{g} \cdot \frac{f_L^2 (1 - n_p)^2}{n_p^3} \frac{1}{d_w^2} \quad (3-45)$$

mit

$$\begin{aligned} v &= \text{kinematische Viskosität} && (1,3 \cdot 10^{-6} \text{ m}^2/\text{s} \text{ bei } 10^\circ\text{C}) \\ g &= \text{Erdbeschleunigung} && (9,81 \text{ m/s}^2) \\ n_p &= \text{spezifisches Porenvolumen} && [1, \%] \\ f_L &= \text{Umwegfaktor (Tortuosität, in idealen Kugelschüttungen } f_L \approx 1,5) \end{aligned}$$

Gl.(3-45) ist auch als Karmann-Kozeny-Gleichung bekannt. Durch Einsetzen der kinematischen Viskosität bei 10°C und der Erdbeschleunigung g wird die Arbeitsgleichung (3-46) erhalten:

$$\frac{1}{k_{f10}} = 2,65 \cdot 10^{-3} \frac{\text{mm}^2 \cdot \text{m}}{\text{m} \cdot \text{m/h}} \cdot \frac{f_L^2 (1 - n_p)^2}{n_p^3} \frac{1}{d_w^2} \quad (3-46)$$

Danach lassen sich aus Sieblinien k_f -Werte ableiten. Gegenüber den empirischen Gleichungen zur k_f -Wertabschätzung aus Sieblinien berücksichtigt Gl.(3-46) den Einfluss des spezifischen Porenvolumens n_p , das z.B. durch die Verdichtung beim Rütteln oder Minerallösungs-/Fällungsprozesse die Durchlässigkeit wesentlich mitbestimmt.

3.3.7 Hydraulische Wirkung von Porenraumbelegung durch Mineralfällungen

Der Raumbedarf von Mineralphasen berechnet sich über deren Molvolumen M_S und deren Dichte ρ_S nach Gl.(3-47).

$$V_S = \frac{M_S}{\rho_S} \quad (3-47)$$

Tab. 3-3 enthält die Molvolumina der bei der Sanierung mittels passiver reaktiver Wände relevanten Mineralphasen im Porensystem des Grundwasserleiters.

Tab. 3-3: Schätzung der Molvolumina von Fällungsprodukten

Stoff	Formel		M_S [g/mol]	ρ_S [kg/L]	V_S [L/mol]
Wasser	H ₂ O	gebunden	18	1	0,018
Siderit	FeCO ₃	kristallin	116	3,5-3,9	0,031
Eisen(III)hydroxid	Fe(OH) ₃	kristallin	107	3,1(?)	0,035
Eisen(II)hydroxid	Fe(OH) ₂	kristallin	90		
Eisen(II)hydroxid	Fe(OH) ₂ (a) * 5 H ₂ O	amorph			≈0,15
Calcit	CaCO ₃	kristallin	100	2,6 - 2,8	0,037
Gips	CaSO ₄ ·2H ₂ O	kristallin	172	2,2 - 2,4	0,075
Portlandit	Ca(OH) ₂	kristallin	74	2,23	0,033
Portlandit	Ca(OH) ₂ * x H ₂ O	amorph	74	2,23	≈0,15

Das Molvolumen von Eisen(II)hydroxid ist nicht exakt bekannt. Es ist, wie auch beim Portlandit, mit einer amorphen Phase zu rechnen. Deshalb wurde das Molvolumen von etwa 5 Wassermolekülen zu deren Molvolumina gerechnet und der angegebene Wert daraus geschätzt.

Im Ergebnis der Modellrechnungen im Grundwasserleiter werden die ausgefällten Mineralphasen auf das Porenwasservolumen [mmol/L] bezogen. Der Volumenanteil ϕ der Ausscheidungen berechnet sich nach Gl.(3-48) mit den Molvolumina der Gl.(3-47).

$$\phi = \sum V_{Si} \cdot c_i \quad [\text{L/L}] \quad (3-48)$$

Unter Berücksichtigung, dass die Mineralfällungen auf die Wasserphase bezogen sind, berechnet sich n_p aus dem Anfangswert n_{p0} und dem Volumenanteil der ausgefällten Minerale ϕ nach Gl.(3-49).

$$n_p(\phi) = n_{p0} \cdot (1 - \phi) \quad (3-49)$$

Über Gl.(3-49) lassen sich die hydraulischen Wirkungen von Reaktionen im Grundwasserleiter aus Modellrechnungen abschätzen und diese stellt zusammen mit Gl.(3-48) das Bindeglied zwischen Beschaffenheits- und Strömungsmodellierung dar.

4 Versuchsanlagen und Durchführung des Monitorings

4.1 Konzept

4.1.1 Technologie der Herstellung passiver reaktiver Wände

Zur Herstellung der *Passiven reaktiven Wände*, im folgenden PRW genannt, wurde das der Rütteldruckverfahren der BUL-Sachsen eingesetzt. Als Neutralisationsmittel ist eine Filteraschesuspension (BFA-Wasser) in den Untergrund eingetragen worden.

Es wurden insgesamt drei Wandabschnitte, die jeweils ca. 75 m lang sind (je 41 Ansatzpunkte im Abstand von 1,8 m), bis in eine Tiefe von 24 m errichtet. Bei der vorgegebenen vertikalen Ausdehnung von 16 m entstanden 1180 m² durchströmbare Fläche je Wandabschnitt 1 (WA 1) und WA 2 sowie 1210 m² am WA 3.

1. Wandabschnitt 1 (WA 1); Aschesuspension ($\rho = 1,4 \text{ t/m}^3$),
2. Wandabschnitt 2 (WA 2); Aschesuspension ($\rho = 1,6 \text{ t/m}^3$),
3. Wandabschnitt 3 (WA 3); Aschesuspension ($\rho = 1,75 \text{ t/m}^3$)

Entsprechend der in den Bauberatungen abgestimmten Vorgehensweisen wurde das ursprüngliche Bauprogramm an die Erfordernisse des Standortes angepasst. Das betraf z. B. die Höhenlage der Reaktiven Wand, die vertikal so verschoben wurde, dass eine Überströmung infolge des fortschreitenden GW-Anstiegs bis 12/2006 nicht erfolgte. Die Unterkanten der WA 1 und 2 liegen im Geschiebemergel und können praktisch nicht unterströmt werden. Am Standort des WA 3 stand kein Geschiebemergel an.

Die Herstellung der PRW erfolgte im *Pilgerschrittverfahren*. Die Ansatzpunkte haben einen Abstand von 1,8 m zueinander und liegen in einer Flucht. Zur Herstellung der Säulen wurde ein modifizierter Rüttler (V 48) verwendet. Der Rüttler ist, wie in Abb. 4-1 dargestellt, aufgebaut und hat die technischen Parameter nach Tab. 4-1.

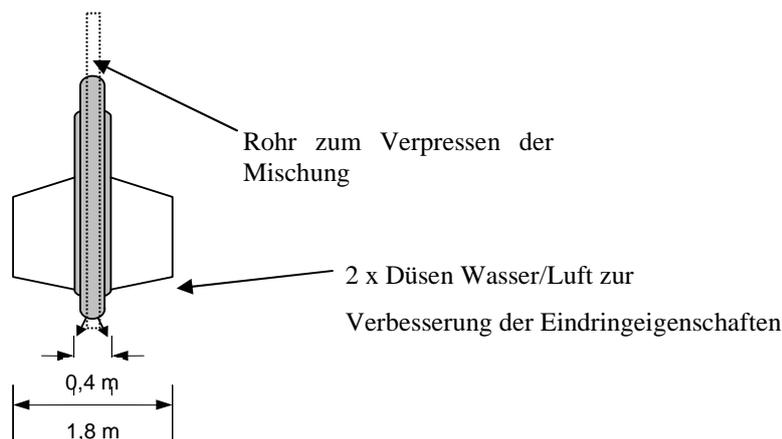


Abb. 4-1: Modifizierter Rüttler Eintrag Asche-Sand-Wasser-Gemisch

Zur Unterstützung beim Eindringen sind an der Rüttlerspitze Düsen angebracht, über die beim Abteufen ein Wasser/Luft-Gemisch bzw. nur Luft eingetragen wird. Dieses Vorgehen ist aus der Rütteldruckverdichtung zur Kippenstabilisierung bekannt.

Tab. 4-1: Technische Parameter des Rüttlers V 48

Parameter	Rüttler V 48
Länge	ca. 4050 mm
Durchmesser	ca. 450 mm
Gewicht	ca. 4300 Kg
Antriebsleistung	212 KW
max. Schlagkraft	480 KN
max. Dauerstromaufnahme	300 A
Regelbare Frequenz	von 30 bis 60 Hz
Regelbare Drehzahl	von 900 bis 1800 min-1
Regelbare Schlagkraft	von 120 bis 480 KN
Regelbare Amplitude	von 23 bis 48 mm

An den Rüttler sind Flügel derart montiert, dass die Gesamtspannweite der Konstruktion ca. 1,8 m beträgt. Insgesamt kommen 2 Spitzendüsen zum Einsatz (siehe Pfeile in Abb. 4-1). An der Mantelfläche des Rüttlers ist ein Verpressrohr angebracht, über welches das Asche-Sand-Wasser-Gemisch eingetragen wird. Die benötigte Energie für den Einpressvorgang wird von einer Betonpumpe aufgebracht, welche Spitzendrücke von 80 bar realisieren kann. Die Durchflussmengen an Suspension liegen zwischen 20 und 50 m³/h.

Folgende Geräte wurden beim Versuch eingesetzt (Tab. 4-2):

Tab. 4-2: Geräte für den Eintrag

Nr.	Geräte	Anzahl
1	Grundgerät LR 1550	1
2	modifizierter Rüttler V 48	1
3	Unterwassermotorpumpe	1
4	Fahrmischer	2
5	Betonpumpe M36	1
6	Durchflussmesser (IDM)	1
7	diverse Schläuche / Kupplungen / Verbindungen zur Medienversorgung	

Die Aschesuspension wurde auf der Baustelle aus den Komponenten Seewasser und BFA kontinuierlich angemischt und verpresst. Über ein Aerometer wurde regelmäßig die Dichte der hergestellten Aschesuspension überprüft. Durch regelmäßige Kontrollen konnte eine konstante Verarbeitungsdichte der Aschesuspension sichergestellt werden.

4.1.2 Verfahrensablauf der Herstellung

Der Prozess der Herstellung einer Säule, als Grundelement der Wand, kann wie folgt beschrieben werden:

1. Grundgerät wird in Position gebracht (Vorland 25 m).
2. Die Lanze wird auf 24 m, unter Zugabe von Spitzenluft zur Verbesserung des Eindringvorganges, abgeteuft.
3. Beim Abteufen ist auf senkrechtes Einfahren zu achten.
4. Während des Abteufens wird Aschesuspension zugegeben, um ein Verstopfen der Eintragsdüsen zu verhindern.
5. Nach Erreichen der Endteufe (24 m) wird die Lanze gezogen und die Aschesuspension verpresst (10 cm bzw. 20 cm Ziehweg, 1 s Verweilzeit).
6. Der Eintrag wird 8 m unter GOK gestoppt.
7. Die Lanze wird gezogen.
8. Der nachfolgende Punkt (s. Abb. 4-2) wird angefahren und der Vorgang wiederholt.
9. Nach Abarbeitung der Ansatzpunkte 1-41 in der vorgegebenen Reihenfolge wurde in Vorwärts-Fahrweise der Boden über den hergestellten Säulen zur Sicherung vor Erdfällen verdichtet (50 cm Ziehweg, 25 s Verweilzeit).

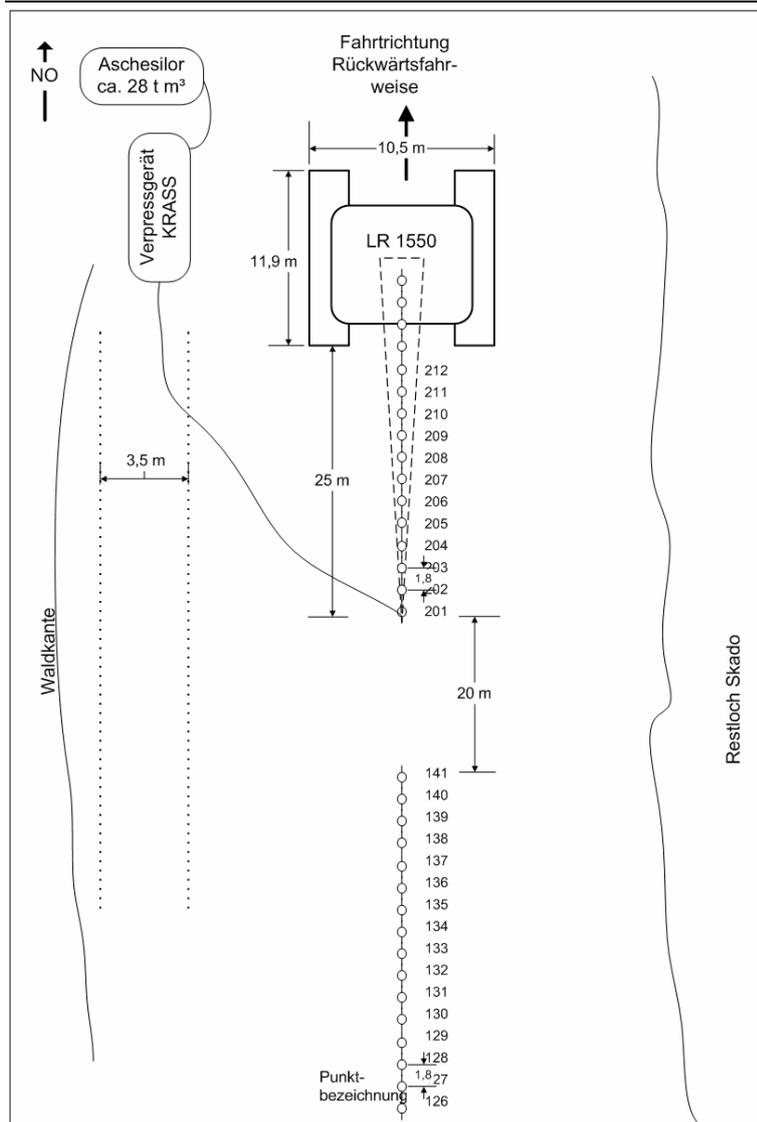


Abb. 4-2: Lageplan Baustelle Wandabschnitt 1 (WA 1)

4.1.3 Investitions- und Betriebskosten

Es ist die Herstellung von ca. 1,5 bis 2 Säulen mit 16 m reaktiver Zone bei optimaler Logistik der Ascheanfuhr in einer Stunde möglich. Dies bedeutet, dass ca. 25 bis 30 Laufmeter *Säulen* in einer Stunde hergestellt werden können und das entspricht beim verwendeten Säulenabstand von 1,8 m einer hergestellten reaktiven Fläche von 45 bis 54 m² in einer Stunde.

Bei optimaler Ausnutzung und Auslegung der Technik kann daraus folgend von einem Preis von 20 bis 40 €/je m² hergestellter reaktiver Fläche ausgegangen werden. Mit Material ergibt sich bei den derzeitigen Preisen für BFA und einer Schwankungsbreite je nach Anwendungsfall von ca. 0,3 t bis 0,6 t Asche je laufendem Meter hergestellte reaktive Säule eine Preisspanne von 25 bis 45 €/je m².

Vergleicht man die ermittelten Kosten mit den Preisen für alle bislang gängigen Verfahren zur Herstellung von reaktiven Wänden bzw. Wänden für funnel-and-gate-Systeme, so ist die Herstellung mittels BULinject-Verfahren als sehr kostengünstig einzustufen (s. Tab. 12-1 am Ende des Berichtes). Dabei können extrem hohe Teufen erreicht werden und es handelt sich um ein schnelles Bauverfahren. Als Nachteil ist, neben den relativ hohen Baustellenein-

richtungskosten, vor allem die eingeschränkte Verwendbarkeit in Bezug auf die Lagerungsdichte der Böden zu nennen. Betriebskosten entstehen keine, da die PRW in ihrer Mächtigkeit so ausgelegt werden können, dass eine Erneuerung nicht erforderlich wird.

4.1.4 Parameter der hergestellten Wandabschnitte (WA 1 bis WA 3)

Tab. 4-3 enthält die reaktionstechnisch relevanten Parameter der Wände nach BUL-Sachsen (2005b). Die Versuchstage (VTag) werden ab dem 10.9.2004 (Messbeginn im Anstrom) gezählt.

Tab. 4-3: Parameter der reaktiven Wände

Abschnitt	Bau	VTag	Punkte	Abstand	AF	Aschesuspension		Asche
	von bis	d				t	kg/m ²	
Wandabschnitt 1 1,4 t/m ³	22.11.2004	73	41	1,8	1180	310	263	416
	26.11.2004	77						
Wandabschnitt 2 1,6 t/m ³	29.11.2004	80	41	1,8	1180	323	274	425
	3.12.2004	84						
Wandabschnitt 3 1,75 t/m ³	23.05.2005	255	42	1,8	1210	369	305	320
	27.05.2005	259						

Die Technologie und der Bauablauf sind ausführlich in BUL-Sachsen GmbH (2005a) dokumentiert.



Abb. 4-3: Blick auf den Wandabschnitt WA 1 mit Grundwassermessstellen

4.2 Messstellen zum Monitoring

4.2.1 Errichtung

Zur geologischen und hydrochemischen Erkundung wurde zuerst die Multilevelmessstelle AN2 in vier Horizonten (Abb. 4-4) errichtet.

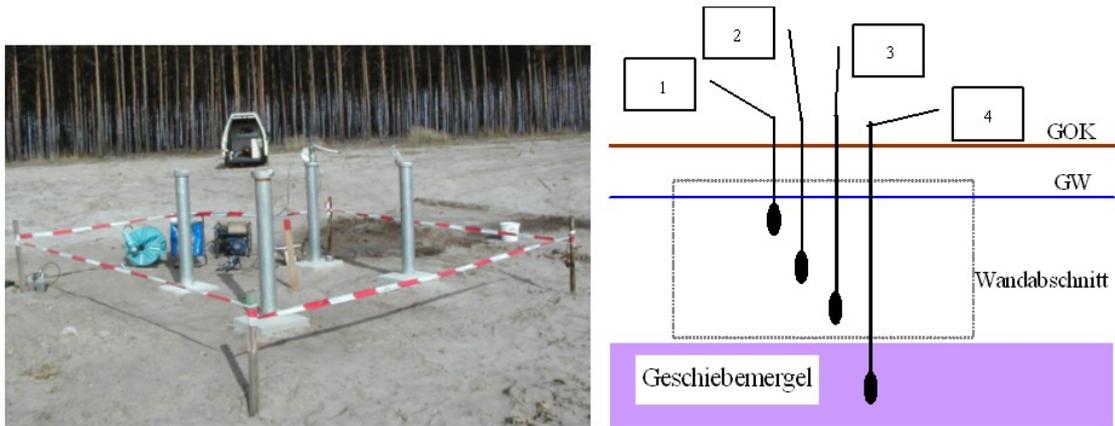


Abb. 4-4: Mehrfachgrundwassermessstelle (*Multilevelpegel AN2*)

Die Erkundungsergebnisse vor Baubeginn ergaben widersprüchliche Aussagen zur Grundwasserströmungsrichtung. Deshalb mussten die Messstellen P1.2 und P1.3 (Abb. 4-5) zusätzlich errichtet werden, die mit dem AN2 ein Strömungsdreieck bilden.



Abb. 4-5: Zusätzliche Messstellen P1.2 und P1.3 (vor Beprobung)

Die Messstellen vor und hinter den Wandabschnitten lagen im Baustellenbereich und konnten deshalb erst nach der Fertigstellung des jeweiligen Wandabschnittes errichtet werden.

Bei der Errichtung der jeweils tiefsten Messstelle wurden jeweils Bohrkern in Linern für Laboruntersuchungen (Abb. 4-6) entnommen.



Abb. 4-6: Bohrung eines Multilevelpegels (MLP2) mit Entnahme von Bohrkernen

Im Labor erfolgte die Untersuchung und Auswertung der Kernbohrungen durch Korngrößenbestimmung und chemische Analysen.

Den einzelnen Messstellen an den ersten zwei Wandabschnitten wurden mittlere Entnahmetiefen zugeordnet. Die unterste liegt jeweils im Geschiebemergel und die oberste (MLPx.1) blieb während des Monitorings trocken und konnte nicht beprobt werden. Vor den reaktiven Wandabschnitten wurde jeweils ein in das obere Grundwasser reichender Einfachpegel eingerichtet. Die GP1 und GP2 konnten, wie die drei Oberpegel des AN2, des MLP1 und MLP2, nicht beprobt werden (zu geringer Wasserstand).

Die Lage der Messstellen am dritten Wandabschnitt (Abb. 4-7) wurde auf Grund der bis dahin vorliegenden Erfahrungen verändert:

- Der Pegel vor der Wand wurde tiefer, und damit beprobbar ausgebaut.
- Der Oberpegel (MLP3-1) wurde ebenfalls beprobbar ausgebaut.
- Anstelle des Unterpegels wurde hinter WA3 ein beprobbarer Einfachpegel GP4 eingerichtet.



Abb. 4-7: Grundwassermessstellen hinter dem Wandabschnitt 3

4.2.2 Messstellennetz

Den Aufbau der Pilotanlage mit dem Messstellennetz für das Monitoring zeigt Abb. 4-8.

Passive reaktive Wände

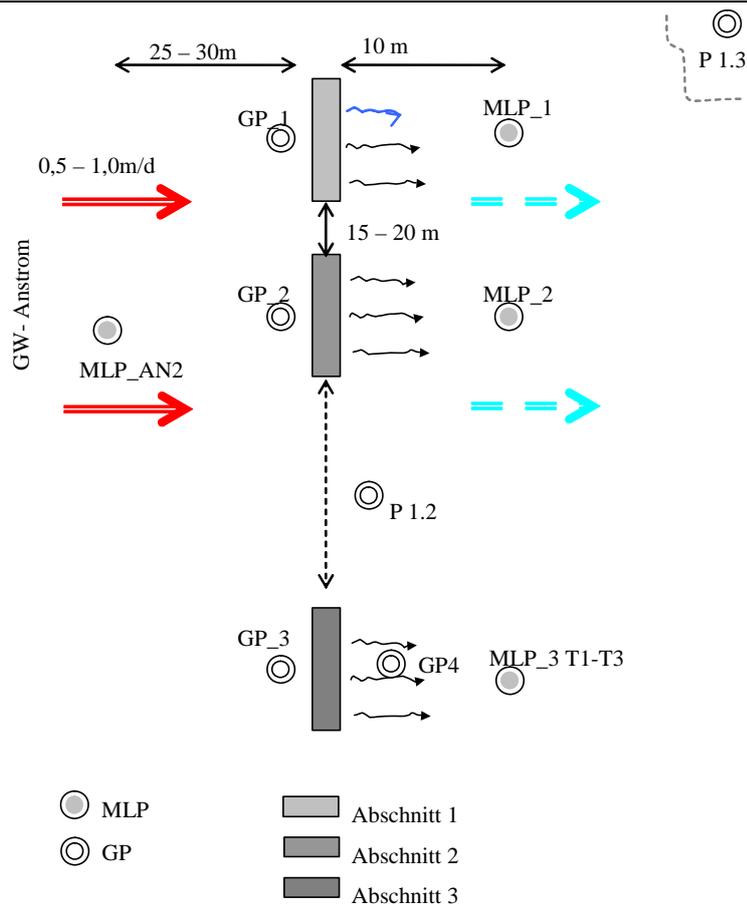


Abb. 4-8: Reaktive Wände und Grundwassermessstellen (Schema)

Die Ausbaudaten des in Abb. 4-8 skizzierten Pegelnetzes enthält Tab. 4-4. Der Zwischenraum zwischen WA 1 und WA 2 wird bei verminderter Durchlässigkeit der Wände bevorzugt durchströmt und bildet dann ein so genanntes *gate*.

Tab. 4-4: Daten des Pegelnetzes (negativer Wandabstand = entgegen der Grundwasserströmung)

Messstelle	Bohrdatum	Filterstrecke u. OK Schutzrohr	Filter	Abstand zur Wand
		m	m NN	m
MLP AN2-1	23.09.04	9,50...11,50	95,0 93,0	-19,2
MLP AN2-2	23.09.04	14,00...16,00	90,5 88,5	
MLP AN2-3	23.09.04	18,50...20,50	86,0 84,0	
MLP AN2-4	23.09.04	24,00...26,00	80,5 78,5	
P 1.2	23.09.04	15,50...20,50 (18)	90,7 85,7	
P 1.3	23.09.04	14,50...19,50 (17)	90,2 85,2	
WA 1				
GP 1	17.01.05	10,50...12,50	94,0 92,0	-5,0
MLP 1-4	04.01.-06.01.05	25,00...27,00	80,6 78,6	9,6
MLP 1-3	12.01.05	18,50...20,50	86,5 84,5	
MLP 1-2	11.01.05	14,00...16,00	91,5 89,5	
MLP 1-1	07.01.05	9,00...11,00	95,5 93,5	
WA 2				
GP 2	18.01.05	11,00...13,00	93,9 91,9	-5,0
MLP 2-4	31.01.-01.02.05	25,00...27,00	80,6 78,6	8,6
MLP 2-3	24.01.-25.01.05	19,00...21,00	86,5 84,5	
MLP 2-2	26.01.-27.01.05	14,00...16,00	91,5 89,5	
MLP 2-1	28.01.05	10,00...12,00	95,5 93,5	

Messstelle	Bohrdatum	Filterstrecke u. OK Schutzrohr	Filter	Abstand zur Wand
		m	m NN	m
WA 3				
GP3	Juni 2005	11,00...13,00	96,6 91,6	-5,6
GP4	Juni 2005	11,00...13,00	94,0 92,0	5,0
MLP 3-1	Juli 2005	12,00...14,00	93,9 91,9	10,5
MLP 3-2	Juli 2005	15,00...17,00	90,9 88,9	
MLP 3-3	Juni 2005	18,00...20,00	87,8 85,8	

4.2.3 Technologie der Probenahme

Die Messstellen wurden mit einer Grundfos-Pumpe (s. Abb. 4-5 und Abb. 4-4) bis zur zeitlichen Konstanz von pH, Ltf und Temp abgepumpt. Diese Stabilität wurde meist nach 4 bis 10 Minuten erreicht.

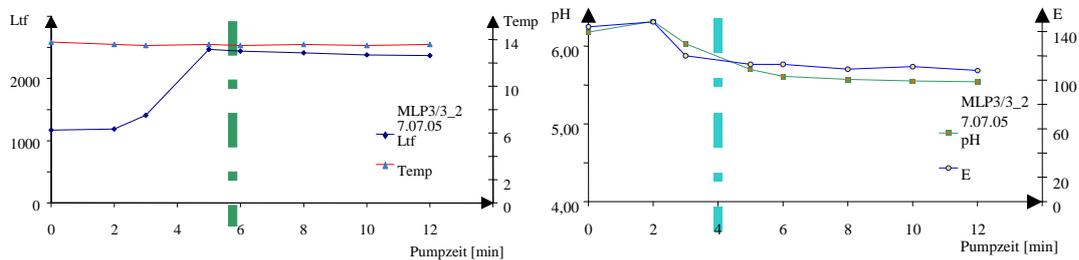


Abb. 4-9: Verlauf von Ltf [$\mu\text{S/cm}$], Temp [$^{\circ}\text{C}$], sowie pH [1], E [mV] beim Abpumpen des MLP3-3

Die insgesamt abgepumpten 80 bis 180 L Grundwasser entsprechen bei einer Filterstrecke von 2 m und dem Porenvolumen $n_p \approx 0,3$ einem Zylinder mit einem Durchmesser von 0,5 m um den Brunnenfilterbereich, der aus dem Grundwasserkörper entnommen wird. Damit ist die Mindestförderung nach einem 1,5-fachen Austausch des stehenden Wassers im Brunnen erfüllt.



Abb. 4-10: Beprobung eines Pegels mit der Membranpumpe

Die im Geschiebemergel liegenden Unterpegel ließen sich nicht Klarpumpen. Feinstpartikel verursachten wahrscheinlich auch einen Pumpendefekt Anfang 2005. Bei der Beprobung mit

einer Membranpumpe (Fa.UIT, Abb. 4-10) strömte ebenfalls nicht genügend Wasser nach. Deshalb wurde anschließend nur noch das im Filterbereich strömende Wasser mittels Ruttner-schöpfer entnommen.

Die analytischen Arbeiten wurden vom Labor des LS Wassertechnik & Siedlungswasserbau und des FIB entsprechend der Vereinbarungen durchgeführt:

- pH, Redox, Ltf, Temp, (Trübung) vor-Ort-Messung
- Fe²⁺, Sulfid (wenn vorhanden)
- Titrationsen K_{S4,3} bzw. K_{B4,3}
- Fe_{ges}, Al, Mn (FIB)
- Kationen (FIB)
- Anionen (FIB)
- DIC, DOC
- UV-Spektrum, darunter Extinktionskoeffizient bei $\lambda=254\text{nm}$ (E_{254}) als Summenparameter für aromatische Strukturen, die auch in Huminstoffen enthalten sind.
- organische Stoffe (Adstest, LC-OCD-Untersuchungen zur Molmasseverteilung)

Die Beprobungstermine und das detaillierte Analysenprogramm wurden an die jeweilige Beschaffenheitssituation angepasst.

4.3 Beprobungstermine und Laboruntersuchungen

Die Beprobungen sind in Tab. 4-5 und Tab. 4-6 zusammengestellt.

Tab. 4-5: Beprobungen 2004 (0=Nullmonitoring, X=Betriebsmonitoring)

Jahr	2004				
	10.9	23.9	14.10	3.11	23.11
AN_2-1					
AN_2-2	0	0	0	0	0
AN_2-3	0	0	0	0	0
AN_2-4	0	0	0	0	0
1.2			0	0	0
1.3			0		0

Tab. 4-6: Beprobungen 2005

2005	5.1	31.1	22.3	12.5	28.6	4.3	7.7	28.6	13.7	21.7	27.7	11.8	24.8	7.9	15.9	28.9	5.10	17.10	2.11	1.11	24.11	8.12.	14.12.
AN_2.2	0	X	X	X	X					X	X					X		X			X		
AN_2.3	0	X	X	X	X					X	X					X		X			X		
AN_2.4	0														X								X
MLP_1.1																							
MLP_1.2		X	X	X			X			X	X	X	X	X	X	X	X			X		X	X
MLP_1.3		X	X	X			X			X	X	X	X	X	X	X	X			X		X	X
MLP_1.4															X				X				X
MLP_2.1																							
MLP_2.2			X	X			X			X				X			X			X		X	X
MLP_2.3			X	X			X			X				X			X			X		X	X
MLP_2.4				X										X					X				X
MLP_3.1											X	X	X	X	X	X	X			X		X	X
MLP_3.2											X	X	X	X	X	X	X			X		X	X
MLP_3.3					X	X				X	X	X	X	X	X	X	X			X		X	X
GP4					X	X		X	X	X	X	X	X				X	X				X	
GP3					X	X		X	X	X	X	X	X				X	X				X	
1.2	0	X	X	X	X									X			X					X	
1.3	0	X		X	X									X					X			X	

Tab. 4-7: Beprobungen 2006

2006	17.1	26.1	16.2	30.3	25.4	30.5	13.6	27.6	25.7	29.8	7.9	28.9	18.10	7.11	16.11	4.12
AN_2.1																
AN_2.2		X			X			X		X		X			X	
AN_2.3		X			X			X		X		X			X	
AN_2.4							X							X		
MLP_1.1																
MLP_1.2	X		X	X		X			X		X		X		X	X
MLP_1.3	X		X	X		X			X		X		X		X	X
MLP_1.4							X							X		
MLP_2.1																
MLP_2.2	X		X	X		X			X		X		X		X	X
MLP_2.3	X		X	X		X			X		X		X		X	X
MLP_2.4							X							X		
MLP_3.1	X		X	X		X		X	X	X		X	X			
MLP_3.2	X		X	X		X		X	X	X		X	X			
MLP_3.3	X		X	X		X		X	X	X		X	X			
GP4		X			X			X		X		X				X
GP3		X			X			X		X		X				X
P1.2		X			X		X				X				X	
P1.3		X			X		X				X					X

Mit dem Kippenmaterial wurden neben den Labortests (Pkt.5.1) folgende umfangreiche Laborversuche durchgeführt:

- Skad01: Fluidzirkulationsversuche mit alkalischen Lösungen zur Mobilisierung von Stoffen aus dem Kippenmaterial (23.9.2004-12.1.2005)
- Skad02: Säulenfilterversuch zum Neutralisationsverhalten von Kippenmaterial (4.3.2005-2.7.2005)
- Skad03: Säulenfilterversuch zum Neutralisationsverhalten und Sulfatreduktionsvermögen (20.7.2005-20.1.2007)

Versuchsdurchführung und Ergebnisse werden in Pkt. 6 ausführlich beschrieben.

5 Erkundungsergebnisse und Nullmonitoring

5.1 Kippenfeststoffe

5.1.1 Korngrößenverteilungen des Kippengrundwasserleiters

Die Tiefenprofile des äquivalenten Kugeldurchmessers zeigt Abb. 5-1. Der Grundwasserleiter am WA 1 enthält zwischen 10-20 m u. G. gröberes Material. In dieser Lamelle erfolgt der Hauptsäuretransport (Hauptstrom). Die Durchlässigkeit (indirekt zu d_w^*) nimmt in Stromrichtung nach Westen zum MLP 1 ab und vergleichmäßigt sich quer zur GW-Strömung nach Norden bis zum WA 3.

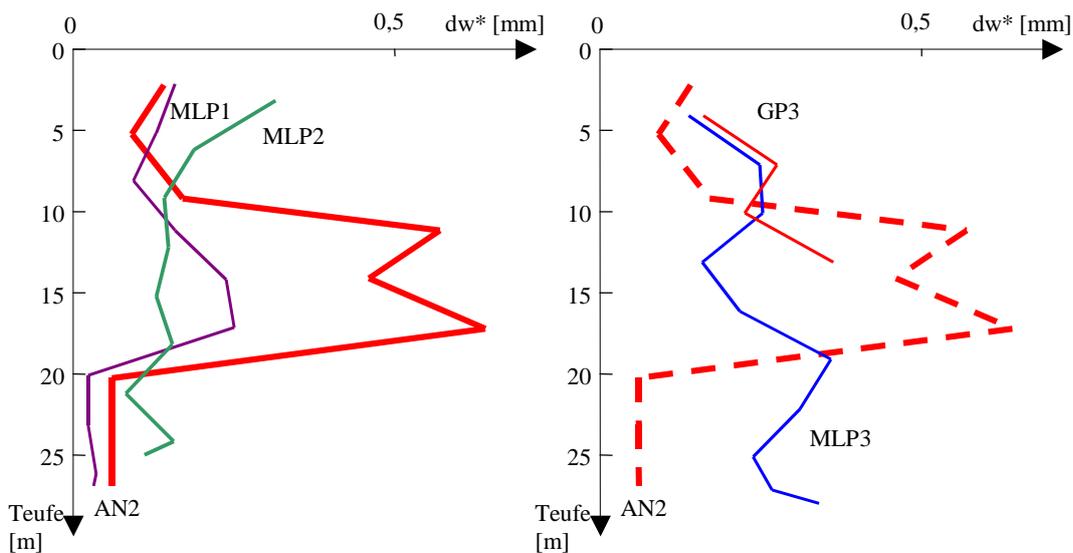


Abb. 5-1: Tiefenprofile des äquivalenten Kugeldurchmessers d_w^* der WA 1 und 2 (links) und des WA 3 (rechts), jeweils im Vergleich mit dem Anstrompegel AN2.

Die WA 1 und WA 2 reichen bis in den Geschiebemergel der AFB-Kippe, während am WA 3 keine durchgängige Geschiebemergelschicht mehr vorgefunden wurde. Dafür sind dort Geschiebemergelbrocken im Kippensand verteilt. Abb. 5-2 zeigt einen Schnitt durch erbohrten Geschiebemergel.



Abb. 5-2: Aufgesägter Liner aus dem Geschiebemergel des MLP1

Von den Handlingschäden abgesehen, erscheint diese Schicht hydraulisch homogen, ohne eingelagerte durchlässigere Schichten.

5.1.2 Untersuchungen an den Wandabschnitten

An den Wandabschnitten wurde jeweils eine Aschesäule, für spätere Ausgrabungen, bis in den ungesättigten Bereich eingerichtet. Im Oktober 2005 wurden diese am WA 2 und WA 3 ausgegraben (Abb. 5-3), wobei nur die oberen Dezimeter freigelegt werden konnten.

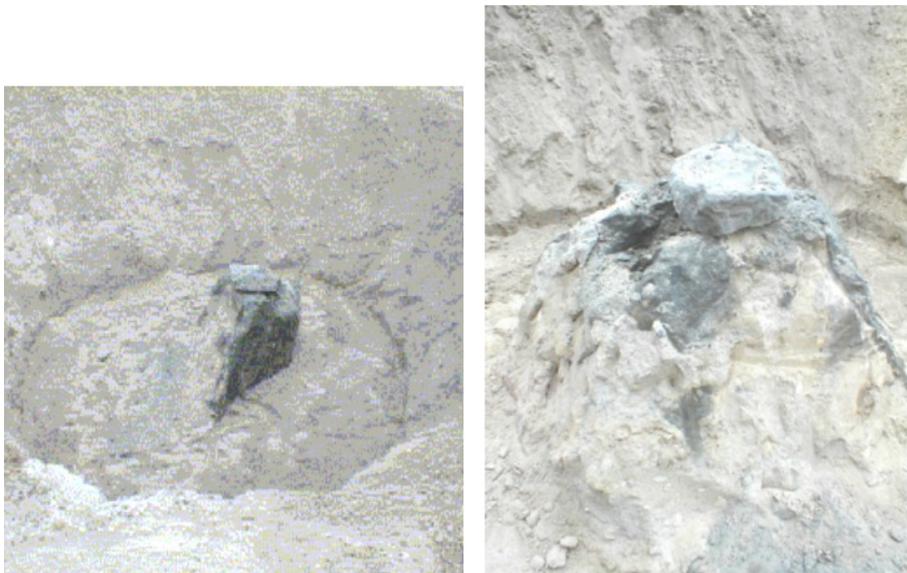


Abb. 5-3: Freigelegte Säule des WA 2 im ungesättigten Kippengrundwasserleiter

Je Säule wurden zwei Proben zur Korngrößenanalyse und k_f -Wert-Bestimmung (Tab. 5-1) entnommen. Der im Gesättigten liegende Wandkörper ist mechanisch weniger stabil (breiig nach Ergebnissen von Drucksondierungen) und es sind auch andere Durchlässigkeiten zu erwarten. Aus diesem Grund wurde im Juni 2006 über Rammkernsondierungen am WA 2 Material aus der Wand entnommen.

Die aus dem WA 2 erhaltenen Korngrößenanalysen wurden mit denen der Messstellenbohrung verglichen (Abb. 5-4). Es zeigt sich, dass die wirksamen Korndurchmesser in der Wand geringfügig niedriger sind, als im angrenzenden Kippengebirge.

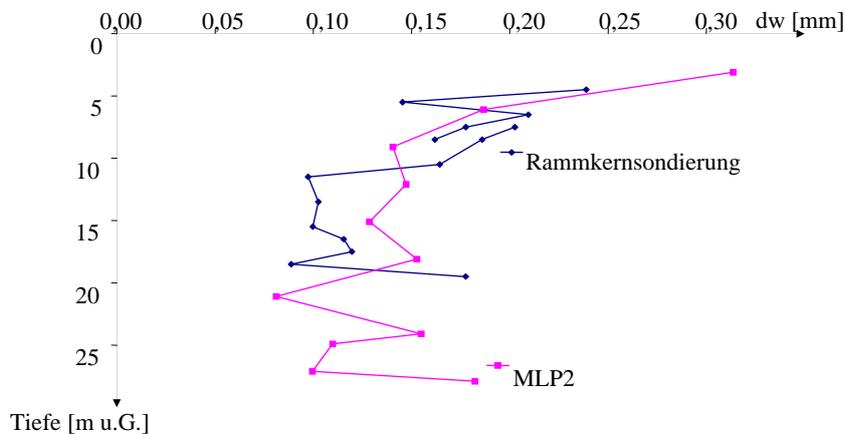


Abb. 5-4: Tiefenprofile der wirksamen Korndurchmesser im WA 2 (Rammkernsondierung) und in der angrenzenden Kippe (MLP2)

Dabei ist zu berücksichtigen, dass die Wand knapp oberhalb des Grundwasserstandes beginnt. Der im Geschiebemergel (21 m u. G.) berechnete wirksame Korndurchmesser ist problematisch (zu groß), und ergibt zu hohe Durchlässigkeiten.

5.1.3 Durchlässigkeitsermittlungen

Die für die k_f -Wert-Berechnung aus Siebanalysen eingesetzten Berechnungsansätze (BUSCH et al. 1993) gelten für ungestörte Lagerungsbedingungen, also streng genommen nicht für Kippengrundwasserleiter. Beim Vergleich der hydraulischen Durchlässigkeiten vom unverdichteten Kippengebirge mit denen der Wandabschnitte aus Korngrößenanalysen (Siebkurven) muss zusätzlich der Effekt der Rütteldruckverdichtung mit berücksichtigt werden. Aus diesem Grund erfolgte die Berechnung nach Pkt.3.3.6, Gl.(3-46), wobei die Porenvolumenminderung durch Rütteln und durch Ausfüllen mit Aschebestandteilen berücksichtigt werden konnte:

- $n_p=0,33$ für das Kippengebirge
- $n_p=0,20$ für die Wandabschnitte

Die Tiefenprofile für die Grundwassermessstellen zeigt Abb. 5-5.

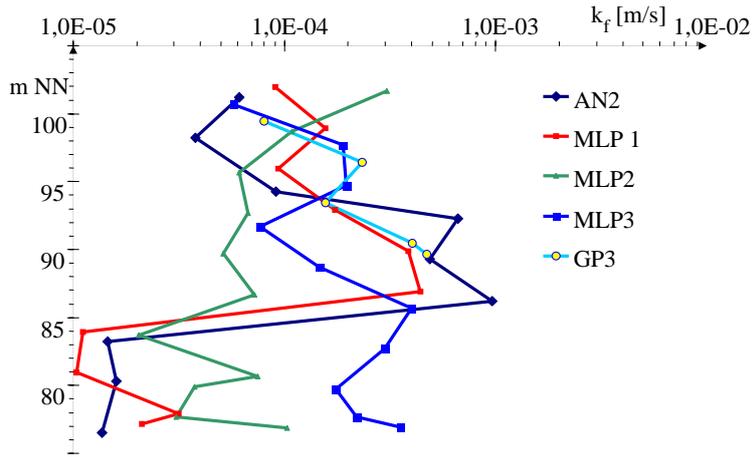


Abb. 5-5: Berechnete Tiefenprofile der k_f -Werte an den Grundwassermessstellen

Die experimentelle k_f -Wert-Bestimmung an den ausgegrabenen Aschesäulen Abb. 5-3 ergab wegen der mechanischen Instabilität des ausgestochenen Materials (Rissbildung) zu hohe Werte.

Tab. 5-1: k_f -Werte des Materials aus den ausgegrabenen Wandabschnitten und Vergleich mit verschiedenen Berechnungsansätzen

Probenkennung	d_w mm	k_f (gemessen) m/s	Kubisch m/s	Harzen m/s	TGL 31222/08 m/s	$k_f(n_p=0,33)$ m/s	$k_f(n_p=0,2)$ m/s
WA2a	0,07	1,0E-05	8,2E-07	1,3E-05	1,5E-05	1,7E-05	2,7E-06
WA2b	0,10	1,5E-05	2,6E-06	1,5E-05	1,2E-05	2,8E-05	4,4E-06
WA3a	0,07	1,1E-05	6,6E-07	4,8E-06	7,8E-06	1,5E-05	2,4E-06
WA3b	0,07	6,3E-05	2,8E-07	3,3E-06	6,8E-06	1,5E-05	2,4E-06

Für die Rammkernsondierungen am WA 2 wurden die Tiefenprofile des k_f -Wertes für beide Porenvolumina berechnet und in Abb. 5-6 zusammen mit den entsprechenden Tiefenprofilen des MLP2 dargestellt.

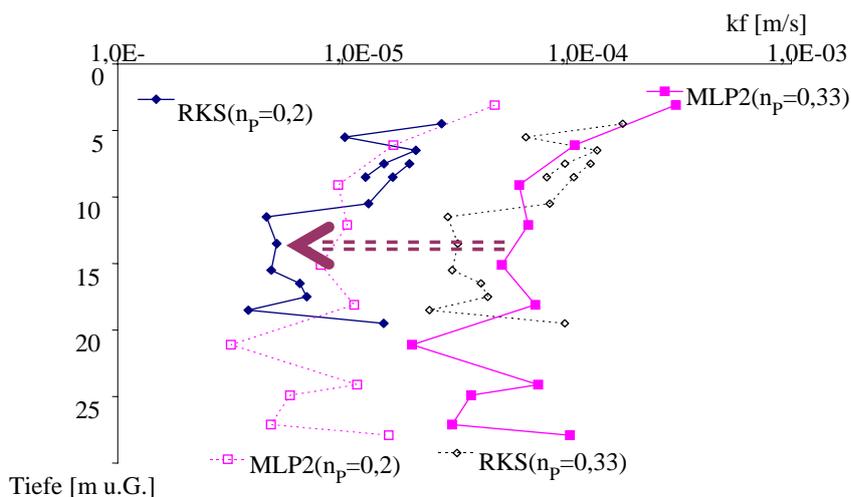


Abb. 5-6: Berechnete Tiefenprofile des k_f -Wertes im WA2 (Rammkernsondierung) und in der angrenzenden Kippe (MLP2) für je zwei unterschiedliche spezifische Porenvolumina (n_p in Klammern)

Für jeweils gleiche Porenvolumina kommt es im Bereich der Wand höchstens zur Halbierung der Durchlässigkeit k_f . Wenn man den Verdichtungseffekt der Rütteldruckinjektion mit berücksichtigt, dann reduziert sich die Durchlässigkeit um eine Größenordnung (durchgezogene Linien in Abb. 5-6), also einer Minderung um den Faktor 10.

5.1.4 Wasserlösliche Stoffe der Kippenmaterialien

Das Kippenmaterial enthält praktisch keine wasserlöslichen Stoffe, was sich als niedrige Leitfähigkeiten des Orientierungsbatchversuches äußert. Im Anstrom (AN2) ist das Material auch neutral.

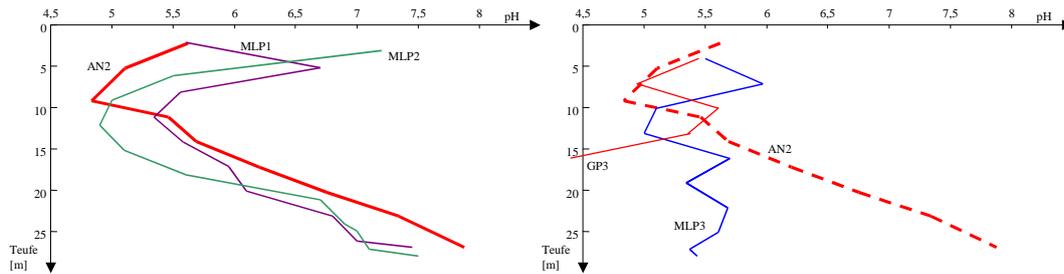


Abb. 5-7: Tiefenprofile des pH-Wertes (Orientierungsbatchversuch) der WA 1 und 2 (links) und des WA 3 (rechts), jeweils im Vergleich mit dem Anstrompegel AN2

Unter Geschiebemergel einfluss reagiert das Material im Orientierungsbatchversuch zunehmend alkalisch. Dabei verlaufen die Tiefenprofile der an den WA 1 und WA 2 errichteten Pegel ähnlich. Am WA 3 lässt sich dieses Profil nicht mehr erkennen.

Das Pufferungsvermögen der Feststoffe vom AN2 wurde orientierend über Schnelltitration ermittelt. Es wurden jeweils ein Säure- und ein Laugeast titriert. Die Säurekapazität bis zu einem definierten pH-Wert ist in Tab. 5-2 als $K_{S,pH}$ [mmol/kg] angegeben.

Tab. 5-2 Ergebnisse der Schnelltitrationen mit Material des AN2

Teufe m u.G.	Bezeichnung	Datum	pH(0) pH(K_S)=	$K_{S,pH}$ [mmol/kg]					$K_{S4,3}$ - $K_{S8,2}$
				3,5	4,3	6,4	8,2	9,5	
2,20	AN2_1	08.09.04	4,86	4,16	0,45	-4,31	-8,87	-15,34	9,32
5,20	AN2_2	08.09.04	4,43	4,00	0,67	-9,48	-13,61	-16,20	14,28
9,14	AN2_3	08.09.04	4,22	2,80	-0,14	-6,46	-8,76	-12,20	8,62
11,12	AN2_4	08.09.04	4,97	2,62	0,26	-3,01	-5,95	-9,14	6,21
14,11	AN2_5	08.09.04	4,82	3,40	0,34	-1,60	-3,66	-7,16	4,00
17,20	AN2_6	08.09.04	5,81	2,27	0,18	-0,28	-1,43	-4,22	1,61
20,20	AN2_7	10.09.04	8,15	85,09	62,94	17,61	-0,18		63,13
20,20	AN2_7a	10.09.04	8,35	120,76	81,53	22,04	-0,03	-11,97	81,56
23,11	AN2_8	10.09.04	8,10	63,82	44,86	8,12	-0,54	-10,34	45,40
26,90	AN2_9	10.09.04	8,17	297,53	248,54	33,46	-0,87	-8,95	249,42

Das geschiebemergelhaltige Material der AFB-Kippe hat eine hohe Pufferungskapazität, die sich jedoch wegen dessen geringen Durchlässigkeit nicht auf das darüber strömende potenziell saure Grundwasser auswirkt.

5.1.5 Versauerungspotenzial (Oxidationstests)

Das Versauerungspotenzial des Materials wurde über den Oxidationstest (*worst case*) eingeschätzt. Die oxidative Bildung wasserlöslicher Stoffe lässt sich über die elektrische Leitfähigkeit einschätzen.

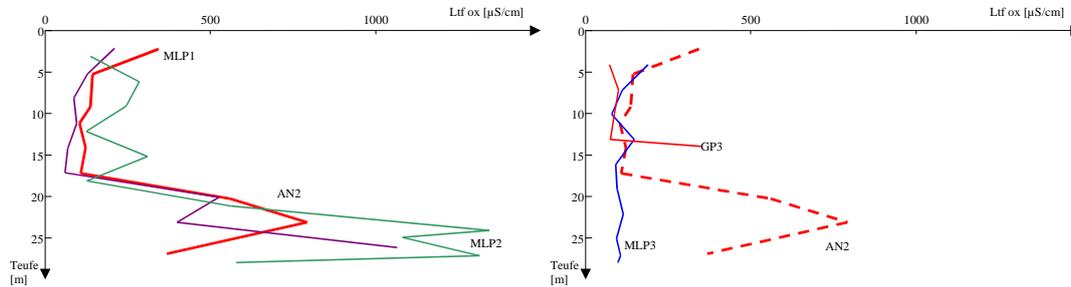


Abb. 5-8: Tiefenprofile der elektrischen Leitfähigkeit nach chemischer Oxidation (Oxidationstest) der WA 1 und 2 (links) und des WA 3 (rechts), jeweils im Vergleich mit dem Anstrompegel AN2 (s. Abb. 4-8)

Die vom potenziell sauren Kippengrundwasserleiter durchströmte Schicht des Kippengrundwasserleiters (Absetzer-Tiefschüttung) ist gegenüber Oxidationsprozessen relativ inert. Nur der Geschiebemergel enthält oxidierbare anorganische Stoffe (Sulfide).

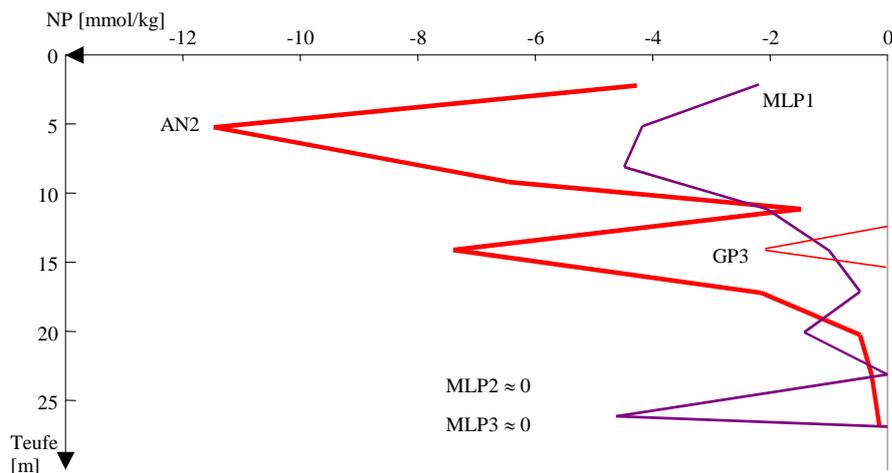


Abb. 5-9: Tiefenprofile der Feststoff-Neutralisationspotenziale (NP)

Die maximal gemessenen Feststoffneutralisationspotenziale um -12 mmol/kg am AN2 sind für Kippmaterial (s. Tab. 5-3) sehr niedrig.

Tab. 5-3: Vergleichswerte für die Feststoffneutralisationspotenziale nach chemischer Oxidation mit Wasserstoffperoxid (GFI/BTUC 1999)

Material	NP [mmol/kg]
Hangendschluff Meuro	-625
Pleistozän am Südanstrom des Senftenberger Sees (B6)	-20 ... -35
Pleistozän am Südanstrom des Senftenberger Sees (B8)	-2 ... -60
Tertiär am Südanstrom des Senftenberger Sees (B8)	... -80
Pleistozän am Südanstrom des Senftenberger Sees (B9)	-20
Kippe Sedlitz (B10)	-20 ... -333

Das verhältnismäßig niedrige Versauerungspotenzial im Versuchsgebiet korreliert mit den niedrigen Schwefelgehalten des Grundwasserleiters (Abb. 5-10).

Passive reaktive Wände

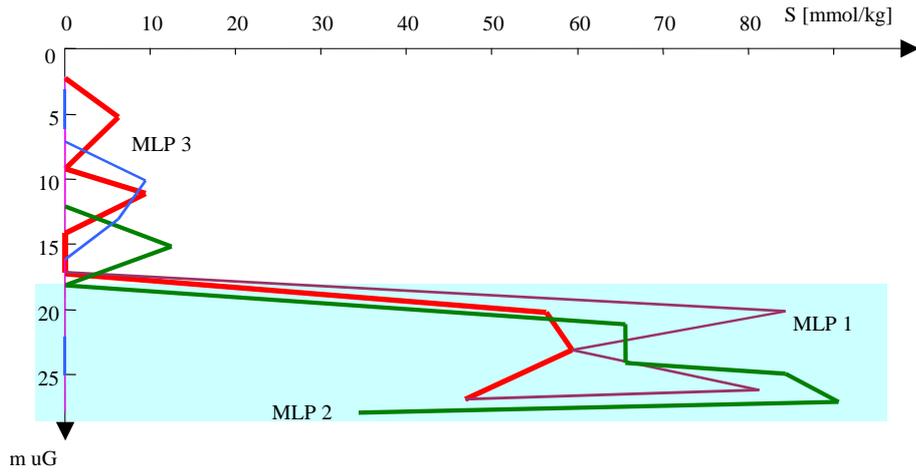


Abb. 5-10: Tiefenprofile des am Feststoff gebundenen Schwefels

Der Gesamtschwefel liegt teilweise unter der Nachweisgrenze von 0,02%. Nach der Behandlung des Kippengrundwassers besteht keine Wiederversauerungsgefahr.

5.1.6 Kohlenstoff, Stickstoff, Schwefel (C, N, S)

Der Gesamtgehalt an Kohlenstoff kann organisch als Kohle, Huminstoff oder anorganisch als Carbonat vorliegen.

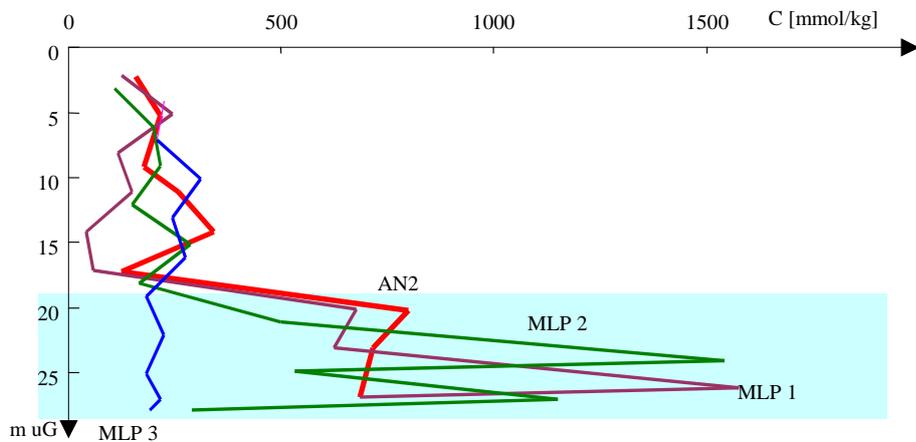


Abb. 5-11: Tiefenprofile des Kohlenstoffgehaltes vom Feststoff

Der erhöhte Kohlenstoffgehalt im Geschiebemergel ist wahrscheinlich auf Calcit zurückzuführen. Auch hier werden die unterschiedlichen geologischen Bedingungen an den Wandabschnitten WA 1,2 und dem WA3 deutlich.

5.1.7 Schwermetalle

Tab. 5-4: Schwermetallgehalte [mg/kg nach Königswasseraufschluss]

AN2	m NN	m u.G.	Cu	Zn	Ni	Cr	Cd	Pb	As	Si
2 (mP1)	89,3	14,1	1,9	5,5	2,6	3,7	0,17	3,0	0,44	405
3 (mP2)	86,2	17,2	1,0	3,1	1,4	1,7	0,05	1,2	0,25	424
4 (uP)	76,5	26,9	5,3	22,7	8,4	11,1	0,09	7,3	2,9	514
MLP1										
1 (oP)	89,9	14,2	0,8	2,3	1,0	1,7	0	1,2	0,50	446
2 (mP1)	86,9	17,2	0,9	2,9	1,2	1,5	0	1,3	0,23	514
3 (uP)	77,9	26,2	3,9	16,3	7,3	8,8	0	6,0	3,40	661
MLP2										
2 (mP1)	89,7	15,1	3,8	14,5	5,9	9,6	0,07	5,4	0,87	376
3 (mP2)	86,7	18,1	2,0	8,8	3,6	5,8	0	4,0	1,4	425
4 (uP)	79,7	24,9	2,5	14,2	5,0	7,2	0	5,3	3,1	542
Asche			14,8	61,9	18,2	42,9	0,22	26,9	15,4	419

Die Schwermetallkonzentrationen sind unbedenklich (s. Pkt. 7.4.3)

5.1.8 Prüfung auf Sulfatreduzierer

Das FIB prüfte Sedimentproben MLP1/4 (11 m u. G., Kippensand) und MLP1/10 (27 m u. G., Geschiebemergel) auf Vorhandensein sulfatreduzierender Bakterien (Probenahme 14.01.05, Analytik ab 17.01.05). Die Zellen wurden in 1 %-iger *Tween 80*-Lösung aus den Sedimenten extrahiert und Verdünnungsreihen verschiedener Varianten eines Kulturmediums für Sulfatreduzierer angesetzt (Anaerobe Inkubation bei 28 °C für 6 Wochen). Aus den Verdünnungsstufen ließen sich die MPN (MPN ... most probable number, höchstwahrscheinliche Zellzahl) bestimmen. Die Kulturmedien für Sulfatreduzierer nach WIDDEL & BAK (1992) enthielten variable C-Quellen (Glycerol, Na-Acetat, Na-Lactat und Ethanol) und lagen in zwei pH-Bereichen (pH 6,0 –6,5 und pH 3,5 – 4,0). Die so genannten Vollmedien enthielten alle Substrate.

Ergebnisse:

1. In der Kippensandprobe (pH=3,9) waren weder im Vollmedium pH=4,0 noch im Vollmedium pH=6,3 Sulfatreduzierer nachweisbar.
2. In der Geschiebemergelprobe (pH=7,3) waren im Vollmedium pH=4,0 ebenfalls keine Sulfatreduzierer nachweisbar. Bei Kultivierung im Vollmedium pH=6,3 waren Sulfatreduzierer mit durchschnittlich $5,97 \cdot 10^2$ Zellen/g TS (Trockensubstanz) nachweisbar. (Konfidenzintervall $2,1 \cdot 10^2$ Zellen/g TS – $1,4 \cdot 10^3$ Zellen/g TS)
3. Bei Kultivierung in den Medien mit nur einer C-Quelle zeigte sich, dass die Sulfatreduzierer der Probe MLP1/10 Ethanol, Acetat und Lactat verwerten können, nicht aber Glycerol.

Die nicht nachgewiesenen Sulfatreduzierer im Bereich potenziell sauren Grundwassers bedeuten nicht ihr völliges Fehlen. Es muss aber bei Substratzugabe mit sehr langen Einarbeitungszeiten gerechnet werden. Darüber hinaus ist ein neutraler pH-Wert für ihr Wachstum erforderlich.

5.2 Aschebeschaffenheit

5.2.1 Elementaranalyse

Es wurde Flugasche aus dem Kraftwerk Jänschwalde eingesetzt. Die Zusammensetzung zeigt Abb. 5-12.

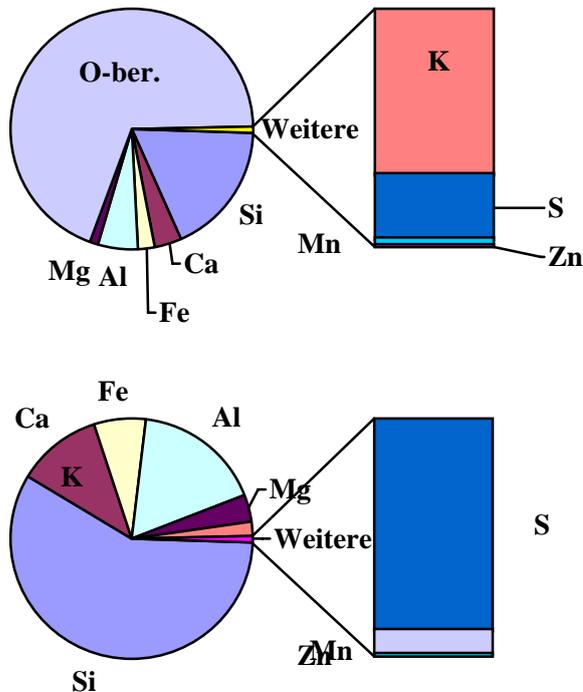


Abb. 5-12: Aschezusammensetzung KW Jänschwalde (Einbau in reaktive Wand Skado) mit berechnetem Sauerstoffgehalt (oben) und ohne (unten)

Die Gehalte an Spurenelementen wurden bereits in Tab. 5-4 zusammen mit denen des Grundwasserleiters dargestellt. Es besteht keine Kontaminationsgefahr für das Grundwasser.

5.2.2 Asche-Wasser-Suspensionen

Es wurden während des Baus der reaktiven Wand Suspensionsproben entnommen und im Labor untersucht. Abb. 5-13 zeigt die Titrationskurve einer Aschesuspension, bei der nach Wiederanstieg des pH-Wertes die Säurezugabe fortgesetzt wurde.

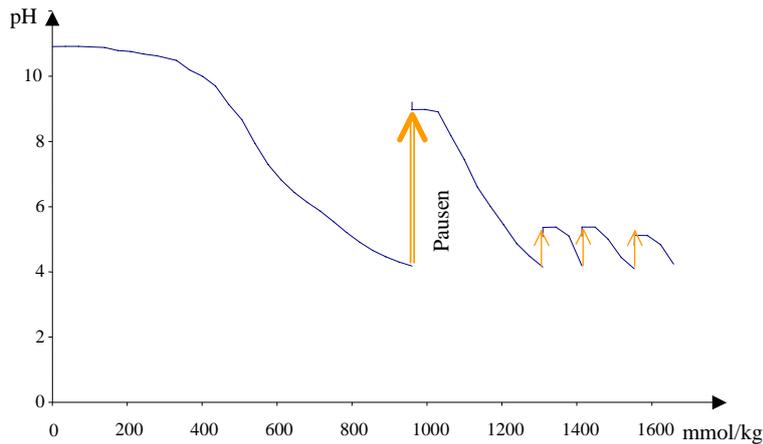


Abb. 5-13: Titrationskurve der eingesetzten Asche

Die alkalisierende Wirkung der Asche ist stark zeitabhängig und liegt langfristig über 1,5 mol/kg. Im Umfeld der Aschesuspensionseinpressung wird deren Wasserphase wirksam. Die wässrigen Phasen der Suspensionen reagierten nicht zeitverzögert (Abb. 5-14).

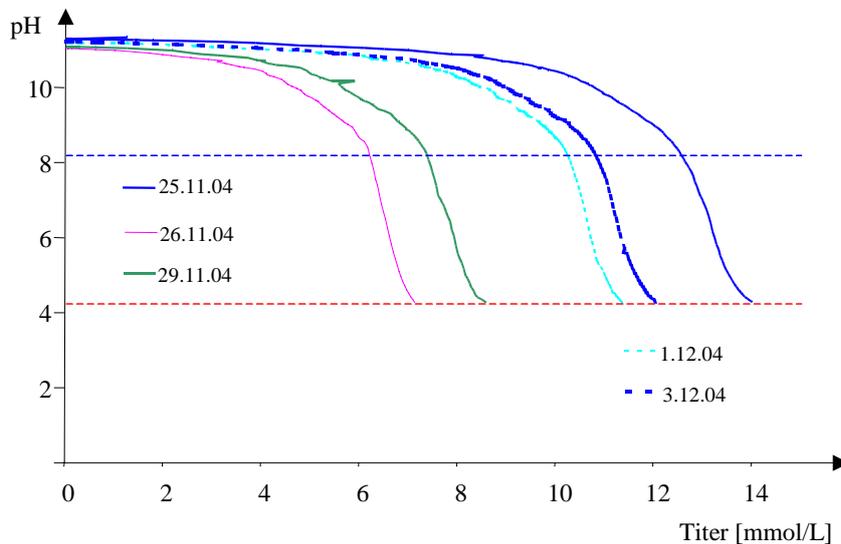


Abb. 5-14: Titrationskurven der wässrigen Phasen aus den Aschesuspensionen

Die Titrationskurven verlaufen im Bereich des Hydrogencarbonatpuffers ($\text{pH}=6,4\pm 1$) sehr steil, d.h. die Lösungen enthalten keinen anorganischen Kohlenstoff DIC.

Tab. 5-5: Titrationsergebnisse der Suspensionen für die WA1 und WA2 [mmol/kg]

Probe	Datum	t/m ³	pH(0)	4,30	6,40	8,20	9,50
Asche [mmol/kg]	25.11.04		10,06	1223	1145	1064	460
Wasser der Suspensionen [mmol/kg]	25.11.04	1,4	11,16	14,00	13,17	12,59	11,45
	26.11.04	1,4	10,83	7,12	6,56	6,23	5,33
	29.11.04	1,4	10,96	8,55	7,87	7,40	6,35
	01.12.04	1,6	11,06	11,35	10,67	10,27	9,28
	03.12.04	1,6	11,19	12,04	11,28	10,84	9,64

Zwischen den beiden eingesetzten Aschemengen (1,4 und 1,6 t/m³) ließen sich keine Unterschiede im Neutralisationsverhalten der Wässer erkennen. Das die Aschesäulen durchströmende Grundwasser kann maximal eine Laugemenge um 10 mmol/L (Gleichgewicht mit den Aschefeststoffen) aufnehmen und in den Abstrombereich transportieren.

5.3 Zusammenfassende Einschätzung des Grundwasserleiters

Der Grundwasserleiter am Versuchsstandort wird zusammenfassend wie folgt eingeschätzt:

- durchlässig in einer sandigen Schicht,
- teilweise Liegendbegrenzung durch Geschiebemergel,
- durchströmter Bereich ist relativ inert und enthält kaum,
 - o wasserlösliche und
 - o säurebildende Stoffe sowie
 - o kein natürliches Sulfatreduktionspotenzial.
- Detailliertere Einblicke in die Reaktivität des Kippenmaterials wurden erst über die Laborversuche (s. Pkt. 6) erhalten.

Vom hydrochemischen Befund der Kippenfeststoffe ist der Bereich der Absetzer Hoch- und Tiefschüttung für Untergrundbehandlungen gut geeignet.

6 Laborversuche

6.1 REV-Fluidzirkulationsversuche

6.1.1 Aufgabenstellung und Versuchsprogramm

Mit diesem Versuch wurde eine Materialprobe aus Bohrung AN2 bei unterschiedlichen Gipssättigungen nach KOCH et al. (2006) titriert und nach SCHÖPKE (2004) ausgewertet.

Im Ergebnis wurde ermittelt:

- Einfluss der pH-Wert Erhöhung auf die Grundwasserbeschaffenheit,
- Pufferkapazität des Materials (Titrationskurve),
- Einfluss der Neutralsalzkonzentration (Gips).

Es wurde eine Mischprobe des AN2 der

- o Liner 4 (11-12m) und
- o Liner 5 (14-15m)

für die Versuche eingesetzt. Dieser Bereich entspricht dem Hauptströmungsbereich des Grundwassers. Beide Proben haben vergleichbare Parameter:

$$K_{S\ 9,5} \approx -7 \text{ mmol/kg}$$

- Grundlösungen für die Elution:

- A: 100% gipsgesättigtes Wasser
- B: 100% gipsgesättigtes Wasser (Parallelversuch als Doppelbestimmung)
- C: 50% gipsgesättigtes Wasser mit deionisiertem Wasser aufgefüllt
- D: 27% gipsgesättigtes Wasser mit deionisiertem Wasser aufgefüllt



Abb. 6-1: REV-Fluidzirkulationsversuch

Ablauf:

1. Elution

Außenkreislauf mit je 0,5 L Lösung

2. Elution mit Lauge

mehrfache Einmischung von je 1,0 L Lösung, mit 1 mmol/L NaOH

Parallel wurde eine Batch-Serie mit variablen Feststoff-Lösungs-Verhältnissen durchgeführt. Mit den Ergebnissen wurde das Sorptionsmodell für die Hauptkationen kalibriert.

6.1.2 Durchführung

Da sich die Gleichgewichte nur sehr langsam einstellen, dauert der Versuch über mehrere Monate.

Versuchsbeginn: 23.09.2004 17:00

Versuchsabschluss: 12.01.2005 10:25

Abb. 6-2 zeigt den Verlauf des pH-Wertes und der elektrischen Leitfähigkeit (Ltf [$\mu\text{S}/\text{cm}$]). Dabei ist die Laugezugabe mit "*" und der Probenwechsel mit "■" markiert.

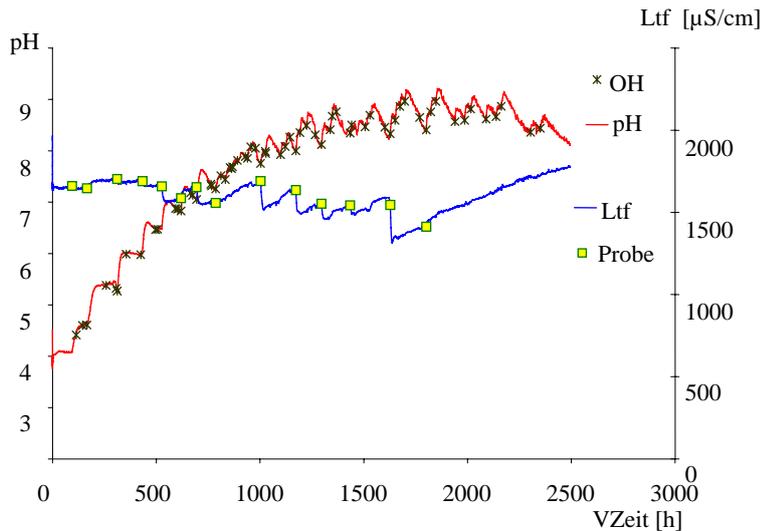


Abb. 6-2: Versuchsablauf an der Zelle C: pH, Ltf in Abhängigkeit von der Versuchszeit VZeit

6.1.3 Ergebnisse

6.1.3.1 Neutralisation

Aus den Einzelproben lässt sich die Titrationskurve bis $\text{pH} < 8,5$ konstruieren. Neben der reversiblen chemischen Neutralisation liefen noch unbekannte, langsame Neutralisationsreaktionen ab. Dadurch fiel der pH-Wert in Abb. 6-3, trotz Laugezugabe, wieder ab. In diesem Bereich ist die Titrationskurve nicht mehr gültig.

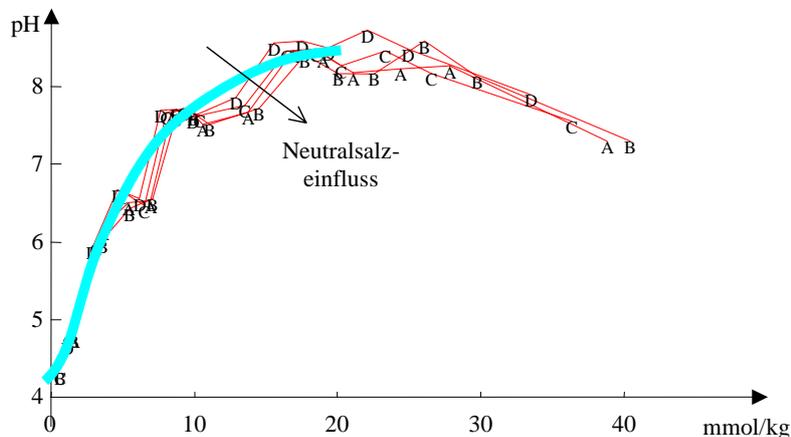


Abb. 6-3: Titrationskurven aus dem REV-Fluidzirkulationsversuch

Das im Langzeitversuch ermittelte Baseaufnahmevermögen des Materials war größer als das durch die Schnelltitrationen bestimmte. Der Einfluss der Neutralsalzkonzentration (Gips) ist in Abb. 6-3 qualitativ zu erkennen. Die Neutralisationseffekte beruhen u. a. auf der Lösung von Huminstoffen und der Mobilisierung von Tonmineralen bei höheren pH-Werten und niedrigeren Ionenstärken.

6.1.3.2 Mobilisierung von Huminstoffen

Das Mobilisierungsverhalten von Huminstoffen wurde bereits in KOCH et al. (2006) für pleistozänen Sand untersucht. Die erhaltenen Proben lagen nahe dem Gleichgewicht zwischen

gelösten und immobilen Huminstoffen. Über den kumulativen Austrag (Abb. 6-4) lässt sich das in Pkt. 3.3.4 nach SCHÖPKE (2007) beschriebene Modell für 4 bzw. 5 Pseudokomponenten anpassen.

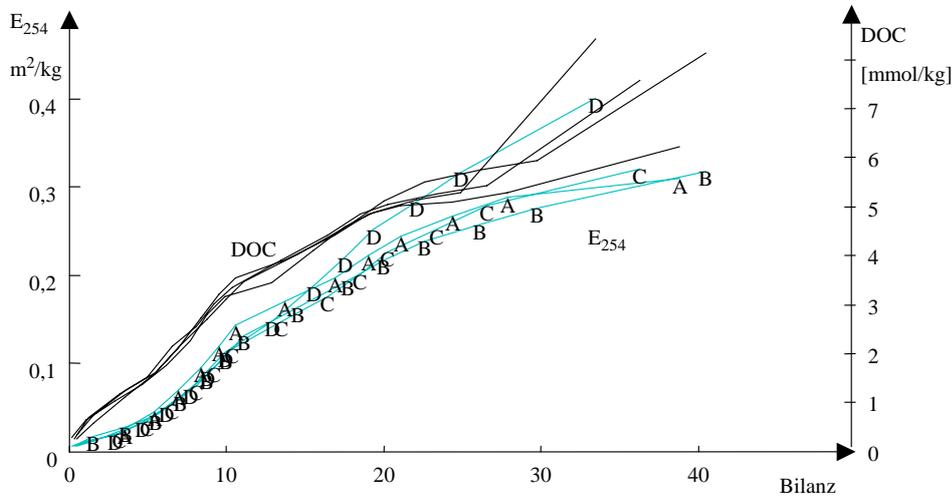


Abb. 6-4: Kumulativer Austrag von E_{254} und DOC in Abhängigkeit von der Säure-Base-Bilanz

Bei der Anpassung wurde auch eine zeitkonstante DOC-Freisetzung durch Oxidationsprozesse mit berücksichtigt.

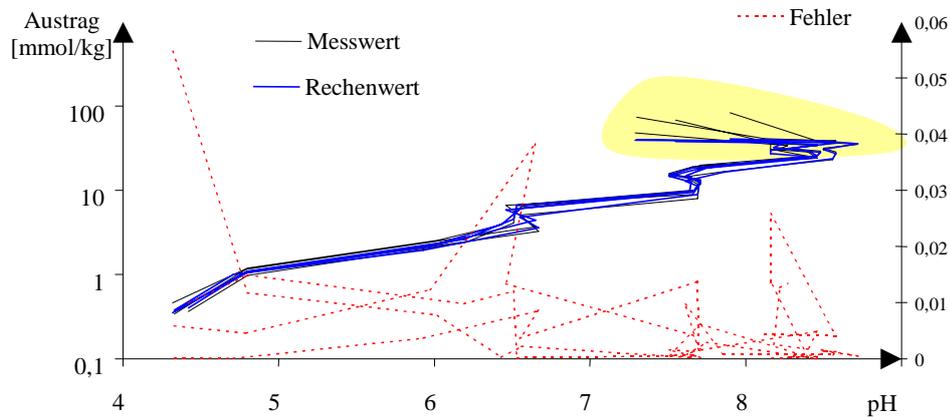


Abb. 6-5: Anpassung der kumulativen Austräge der vier Parallelversuche an das Lösungsmodell aus 5 Pseudokomponenten

Die in der unterlegten letzten Phase mobilisierten Stoffe wurden nicht mehr berücksichtigt, weil der Huminstoffabbau gegenüber dem Lösungsprozess dominierte.

Tab. 6-1: Anpassungsergebnisse

	Abbau	q [mmol/kg]					pK					Fehler
	mmol/(kg·d)	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	%
nur 100% (4)	0,0085	1,57	4,00	11,0	125,3		2,00	3,40	4,31	4,80		5,0
Alle (4)		1,40	3,71	9,6	78,1		2,00	3,40	4,31	4,80		11,6
Alle (5)	0,0526	1,43	5,63	10,2	65,4	106	2,00	3,40	4,50	5,00	5,50	11,9
Einzel 100%							1,95	3,30	4,35	5,00	5,30	
50%	0,0383	1,40	4,71	11,5	62,8	106	1,90	3,35	4,35	5,10	5,30	7,9
27%							1,85	3,50	4,45	5,25	5,35	

Die verschiedenen Anpassungsvarianten ergeben sehr ähnliche Ergebnisse. Da ab $\text{pH} > 8,5$ keine stabilen Gleichgewichte mehr hergestellt werden konnten, beschreibt die jeweils letzte Pseudokomponente nur deren Mindestbelastung.

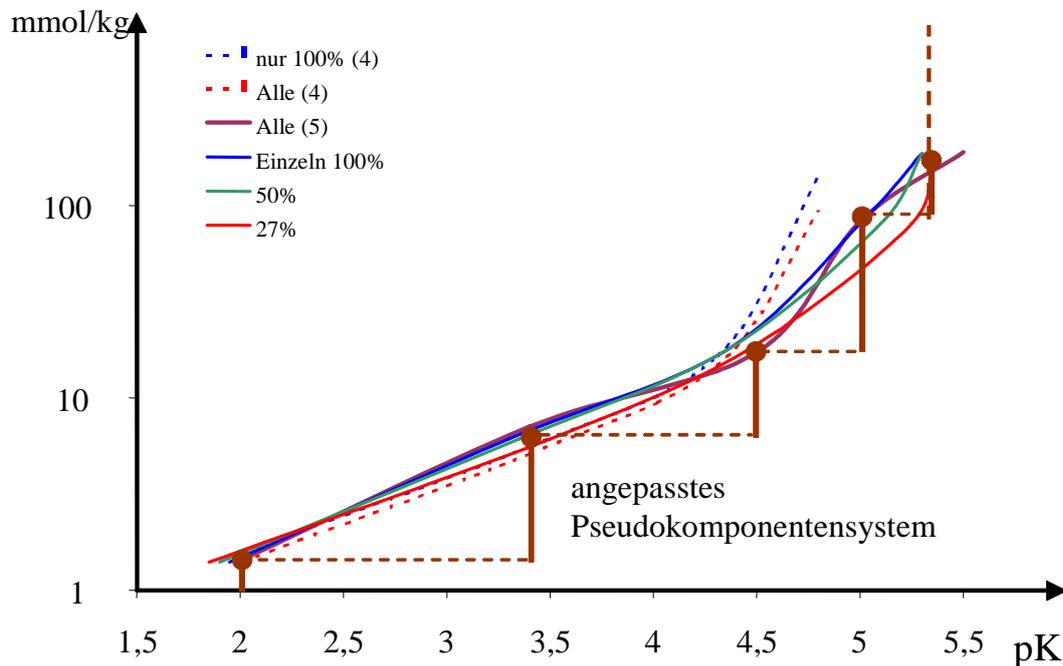


Abb. 6-6: Summenkurven der Huminstoffverteilungen mit dem angepassten Pseudokomponentensystem

Der quantitative Einfluss der Calciumsulfatkonzentrationen lässt sich nicht signifikant angeben. Die Anpassung von 5 Pseudokomponenten an alle Versuche scheint die Verhältnisse am besten widerzuspiegeln. Die Pseudokomponenten 1 und 2 entsprechen dabei weitgehend den bis $\text{pH} = 6,2$ löslichen Huminstoffen. Die Eigenschaften der mobilisierten Huminstoffe sind noch nicht vollständig aufgeklärt und werden weiter untersucht. An Hand differenzierter Kenntnisse der gelösten organischen Stoffe lässt sich die Herkunft beprobter Grundwässer (Tracer) erklären.

6.2 Säulenfilterversuche

6.2.1 Aufbau

Mit den Laborsäulenfilterversuchen wurde das Vordringen von Aschewasser in den Grundwasserleiter simuliert. Den Versuchsaufbau zeigt Abb. 6-7.

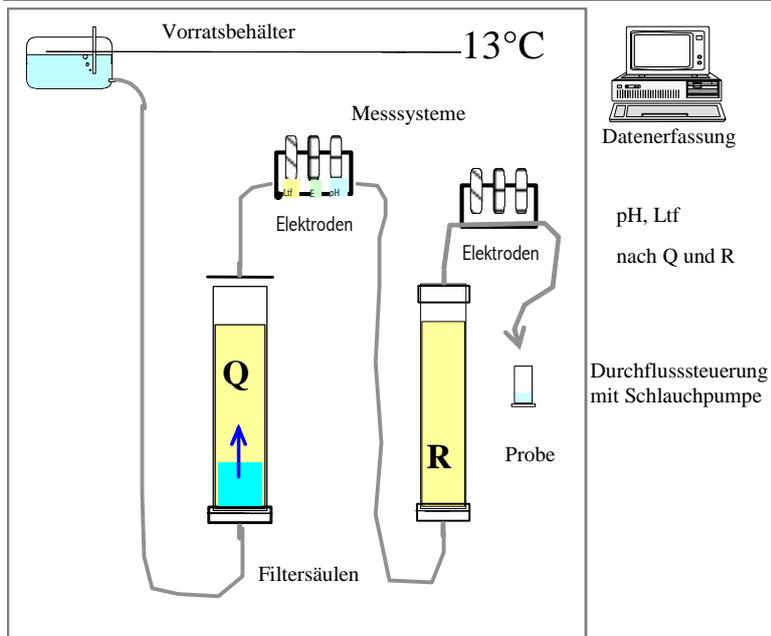


Abb. 6-7: Versuchsanordnung der Säulenfilterversuche

Die Anlage besteht aus zwei aufwärts in Reihe durchströmten Filtersäulen in einem temperierten Schrank (13°C). Elektrische Leitfähigkeit, pH-Wert und Redoxpotenzial wurden jeweils nach der ersten und der zweiten Säule gemessen und in 5 Minuten-Abständen gespeichert. Die Zulauflösung wurde über eine Schlauchpumpe mit konstantem Volumenstrom zugeführt.

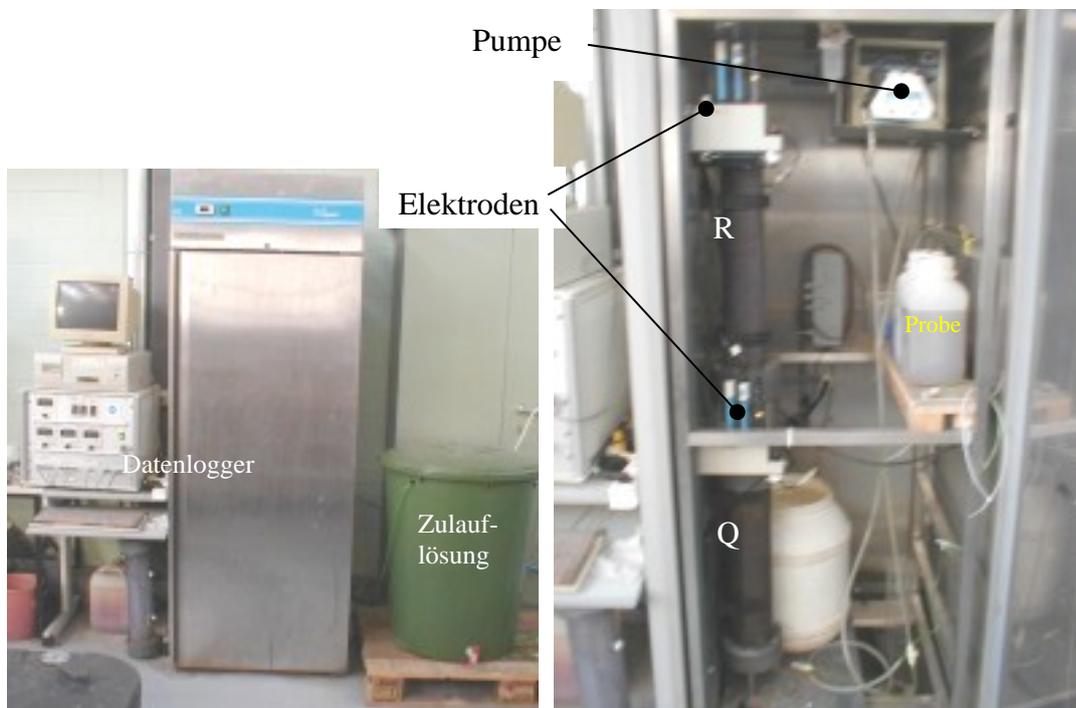


Abb. 6-8: Säulenfilterversuchsanlage und Innenansicht (rechts)

Die Dimensionierung der Filter enthält Tab. 6-2.

Tab. 6-2: Dimensionierung der Versuchssäulen Q und R

Säule		Q	R
Durchmesser	mm	105	81
Länge	mm	500	500
Leervolumen	dm ³	4,33	2,58
Fläche	dm ²	0,865	0,515
Schichthöhe	mm	440	460
Füllvolumen	L	3,8	2,4
Porenvolumen ($n_p \approx 0,3$)	L	1,1	0,7
- masse	kg	5,3	3,4
Durchfluss Skad02	L/h	$\approx 0,1$	
v_f	m/d	0,3	0,5
Durchfluss Skad03	L/h	0,044	
v_f	m/d	0,12	0,20

Nach der Säule R werden Proben zur Untersuchung aufgefangen (Probenbezeichnungen R8**, Versuch SKAD02 und R9** bis R10** Versuch SKAD03).

SKAD02: Material wie Skad01 vom AN2, Einarbeitung mit Gipslösung (50%), Durchbruch von Aschewasser, substratangereicherte Gipslösung zur Prüfung auf Sulfatreduktion

SKAD03: Material des MLP3 (Sand der Tiefschüttung mit Geschiebemergelbrocken), Einarbeitung mit Gipslösung (50%), Durchbruch von Asche-/ Kalkwasser, ...

Die mittleren Versuchsparameter enthält Tab. 6-3.

Tab. 6-3: Parameter der Versuche

Versuch		SKAD02			SKAD03		
		Q	R	Q+R	Q	R	Q+R
Parameter							
Versuchszeitraum		04.03.2005	bis 02.07.2005		20.07.2005	bis 20.01.2007	
Masse	m_{Pr} kg	5,3	3,4		6,9	4,6	11,5
Schüttdichte	kg/dm ³	1,4	1,4	1,4	1,80	1,80	1,80
Korndurchmesser	d_w mm	0,5	0,5	0,5	0,18	0,18	0,18
geom. Faktoren nach SCHÖPKE (2007)	f_O	1	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9
	f_L	1	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5
spez. Oberfläche	O_{sp} dm ² /kg	667	667	667	1440	1440	1440
Oberfläche	O_{ges} m ²	35,6	23,8	59,4	98,8	66,1	164,9
Phasenverhältnis	z kg/dm ³	4,7	4,7	4,7	6,0	6,0	6,0
mittlerer Durchfluss	Q_F L/h	0,1	0,1		0,044	0,044	
	v_f m/d	0,3	0,5		0,12	0,20	

Tab. 6-4:

- Einarbeitung mit Gipslösung (50%),
- Betrieb mit Aschewasser bis zum alkalischen Durchbruch,
- Betrieb mit substratangereicherter Gipslösung zur Prüfung auf Sulfatreduktion.

Tab. 6-4: Versuchsablauf SKAD02

Datum	Computerzeit	Bemerkung
04.03.2005	09:00	Start, Einfahrbetrieb mit Gipslösung
14.03.2005	14:40	Aschewasser als Inputwasser
01.04.2005	10:30	R821 Methanol-Gips-Inputwasser
08.04.2005	13:15	Maissilage als Substrat im Gipswasserinput
09.04.2005	16:00	Methanol-Gips-Inputwasser
04.05.2005	13:55	R826, mit Maissilagesubstrat (100mL/10L + \approx 3L Rest im Fass)
02.07.2005	16:00	Versuch beendet
		Ausbau des Filtermaterials

Versuchsablauf SKAD03 entsprechend Tab. 6-5:

- Einarbeitung mit Gipslösung (50%),
- Betrieb mit Asche- und Kalkwasser bis zum alkalischen Durchbruch,
- Betrieb mit sauren Gipslösungen (HCl) zur Neutralisation und diskontinuierlichen Substratzugaben,
- Einarbeitung sulfatreduzierender Prozesse mit Grundwasser aus dem Südanstrom des Senftenberger Sees und Methanol/Glycerol-Substrat.

Tab. 6-5: Versuchsablauf SKAD03

Datum	Computerzeit	VZeit [h]	Bemerkung
20.07.2005			Säulen gefüllt, Versuch vorbereitet
21.07.2005		0	Versuchsstart, Einfahrbetrieb mit 50% Gipslösung bis R904
01.08.2005	12:43		Zulauf von Aschewasser
30.09.2005	16:00	220	Ca(OH) ₂ -Lösung Zulauf
			Alkalisierung
09.12.2005	11:00	3400	Gipswasser 50% als Zulauf
16.12.2005	16:45	3500	mit HCl zum Ansäuern
21.12.2005	14:52		diskontinuierliche Substratzugabe
21.12.2005	17:20		intermittierender Betrieb
06.01.2006	10:05		Zulaufsg. (Gips 50% + HCl)
12.01.2006	17:40		Gipswasser 50% als Zulauf
17.01.2006	14:40		Pause
17.01.2006	15:15	4300	Zulauf: GW Senftenberg
30.01.2006	11:14		mit Methanolsubstrat
07.02.2006	11:03		an mit 1. Dosierlg.
07.03.2006	08:30		mit Inokulum
30.05.2006	08:45		Methanol + Glycerolsubstrat
16.06.2006	14:00		Intervallschaltung: 6*1,5h/24h
29.08.2006	13:40		Intervallschaltung: 6*2h/24h
08.09.2006	17:30		Intervallschaltung: 6*3h/24h
12.09.2006	14:37	10 000	Intervall aus, kontinuierlicher Durchlauf
06.11.2006	18:05		Zulauf: oxidiertes GW \approx See + Substrat
10.11.2006	15:30		Zulauf GW
17.11.2006	19:10		Pause
21.11.2006	19:00		Wiederinbetriebnahme
23.11.2006	19:00		Zulauf mit Tropfbelüftung
28.11.2006	18:25		Zulauf direkt
20.01.2007			Pumpendefekt, Pause, vorerst Abschluss

Die Wirkung der Neutralisation im Filterversuch wurde über die Basenbilanz nach Gl.(6-1) bewertet.

$$\text{Basenbilanz} = \frac{1}{m_{\text{Pr}}} \int_0^V (\text{NP}_{\text{zu}} - \text{NP}_{\text{ab}}) dV \quad [\text{mmol/kg}] \quad (6-1)$$

6.2.2 Neutralisationswirkungen

Nach Beginn der Aschewasserdurchleitung sank im Versuch SKAD02 die elektrische Leitfähigkeit vorübergehend bis auf $30 \mu\text{S/cm}$ ab.

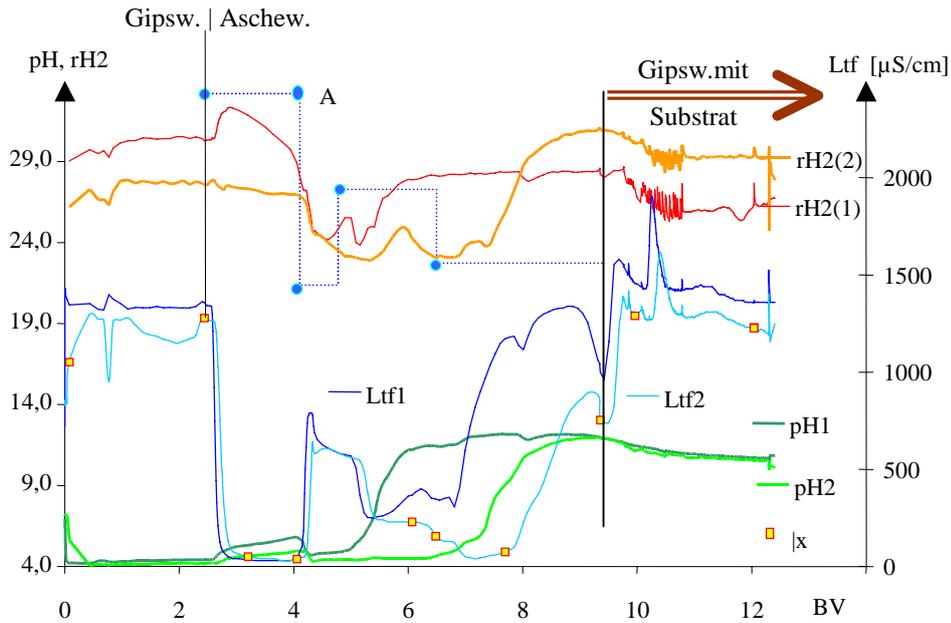


Abb. 6-9: Verlauf von pH und Leitfähigkeit während des Säulenfilterversuches SKAD02

Die geringen Schwankungen der Leitfähigkeit wurden durch die Erneuerung der Zulauflösung hervorgerufen. Es gelang nicht, Asche- oder Kalkwasser mit reproduzierbarer und zeitlich stabiler Beschaffenheit herzustellen. Dadurch blieben die Leitfähigkeitssprünge im Ablauf unvermeidlich. Der pH-Durchbruch erfolgte noch bei niedriger Leitfähigkeit.

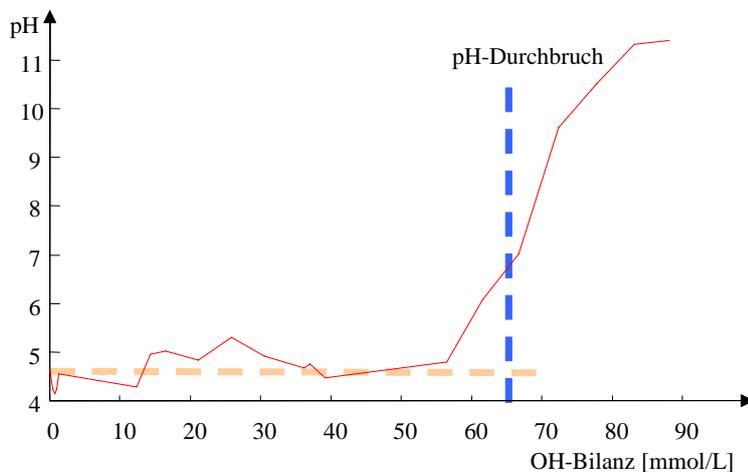


Abb. 6-10: pH-Wert am Ablauf der Säule R mit dem Durchbruch nach ca. 65 mmol/L

Aus dem pH-Durchbruch im Versuch SKAD02 (Abb. 6-10) ließ sich die Aufnahmekapazität von Lauge zu 65 mmol/L, bezogen auf das Bettvolumen, bestimmen. Bei einer Schüttdichte von $1,4 \text{ kg/dm}^3$ entspricht die Basenkapazität etwa 46 mmol/kg und ist um ein mehrfaches höher als in Labortitrationen gemessen.

Mit dem Versuch SKAD03 wurden die Ergebnisse des Versuches SKAD02 präzisiert. Nach der Einstellung des Gleichgewichtes mit Gipswasser (50%) wurde der Zulauf zunächst auf alkalisches Aschewasser umgestellt. Wegen der besseren Reproduzierbarkeit ist anschließend statt Aschewasser Kalkwasser als Zulauflösung (Tab. 6-5) verwendet worden.

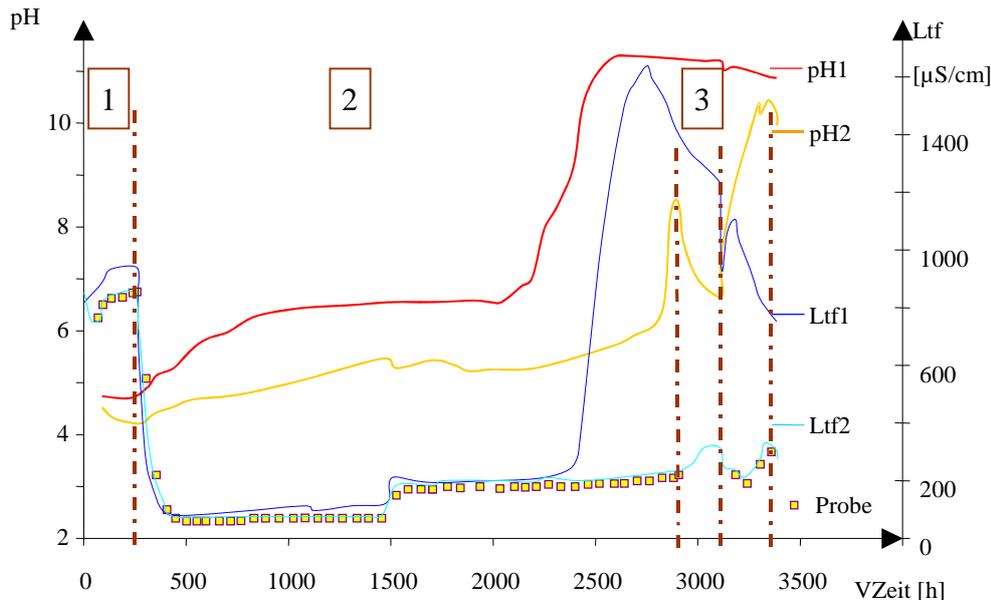


Abb. 6-11: Versuch SKAD03 mit alkalischem Zulauf (1: Gleichgewichtseinstellung mit Gipswasser 50%, 2: alkalischer Zulauf; 3: Unterbrechung)

Die Laugeneutralisationskapazität lag mit 110 mmol/kg über der des Versuches SKAD02.

6.2.3 Mobilisierung von anorganischen Kolloiden und Huminstoffen (SKAD03)

Bei der Alkalisierung der Kippensande und auch bei der Minderung der elektrischen Leitfähigkeit der Porenlösung kam es zur teilweise reversiblen Mobilisierung kolloider Partikel des Porengels. Dieser Effekt wurde im Versuch SKAD03 quantitativ beobachtet.

Mit der rapiden Leitfähigkeitsabnahme erschienen im Ablauf Humin- und Trübstoffe. Abb. 6-12 zeigt den kumulativen Austrag von Trübstoffen und Abb. 6-13 den von Huminstoffen in Abhängigkeit von der Basenbilanz.

Ab einer mittleren Basenaufnahme von 10 mmol/kg ließen sich die ausgetragenen Trübstoffe gravimetrisch bestimmen. Dazu wurden in 250 mL homogener Probestrübe 0,5g Magnesiumchlorid (Hexahydrat) eingemischt. Die vorher stabile Trübung flockte aus und sedimentierte innerhalb von 48 Stunden nahezu vollständig. Die verbliebene Resttrübung ließ sich gut abfiltrieren und aus der klaren Lösung konnten die Huminstoffe über DOC und UV-Spektren bestimmt werden. Das entsprach einer Aufstockung der Elektrolytkonzentration um ca. 10 mmol/L, bzw. der Ionenstärke um ca. 30 mmol/L.

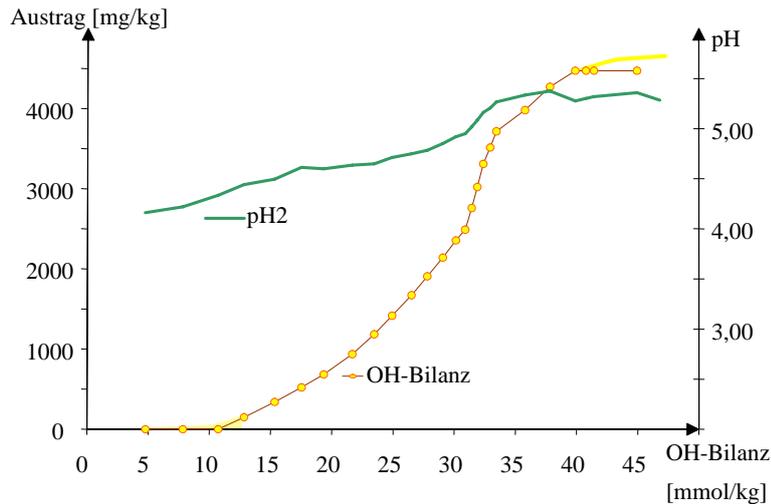


Abb. 6-12: Trübstoffaustrag in Abhängigkeit von der Basenbilanz

Die UV-Spektren wurden nach SCHÖPKE (2007) weiter in Elementarbanden zerlegt.

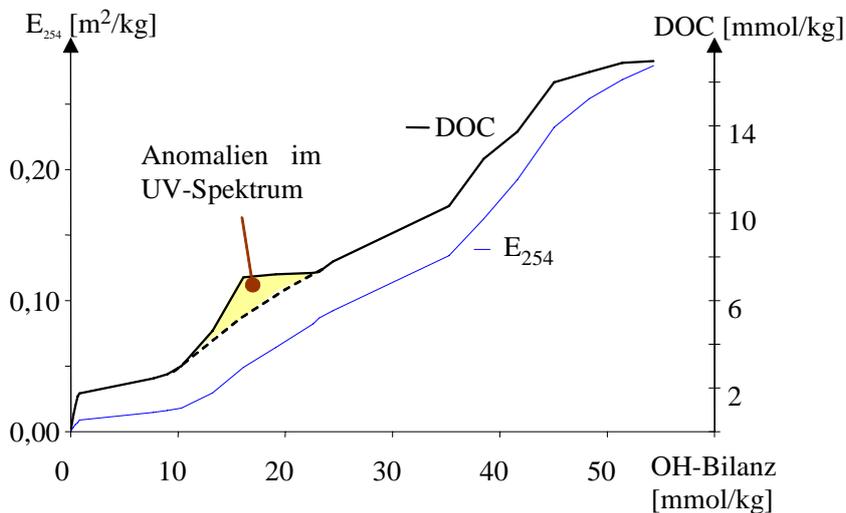


Abb. 6-13: Austrag von E_{254} und DOC in Abhängigkeit von der Basenbilanz

Es zeigte sich, dass kleine Schwankungen in der Betriebsführung (z.B. Wechsel der Zulauf-lösung, ...) Chromatografieeffekte in beiden Säulen auslösen können, die sich in ungewöhnlichen UV-Spektren und schwankenden Ablaufkonzentrationen äußerten.

Die ausgetragenen Feststoffe in der Größe von 4g/kg Trockensubstanz (Glühverlust = 69,9%) wurden unter dem Elektronenmikroskop untersucht. Die plättchenartigen Partikel mit etwa 600 μm Kantenlänge in Abb. 6-14 zeigen deutliche Erosionserscheinungen an ihren Oberflächen.

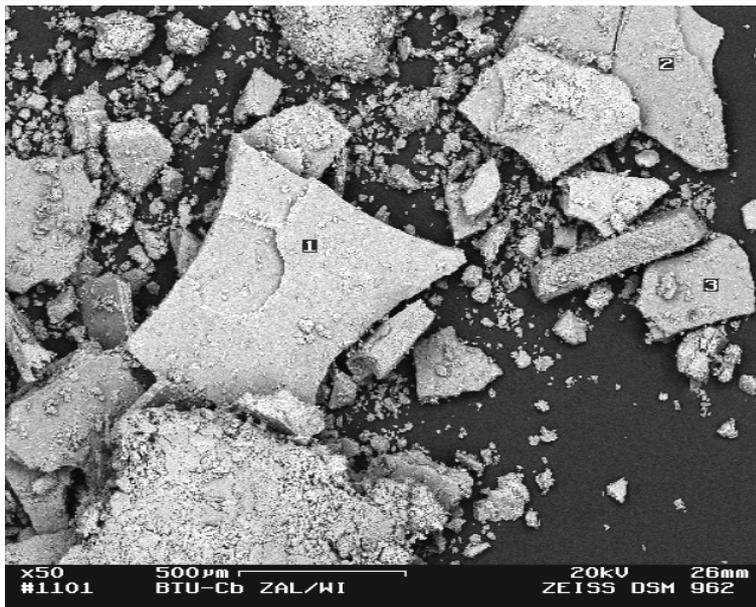


Abb. 6-14: Trübstoffe mit EDX-Messstellen

Die Zusammensetzung wurde mit Mikrostrahlanalysen (EDX, Tab. 6-6 und Tab. 6-7) untersucht.

Tab. 6-6: Zusammensetzung [Atom %]

Probe	Mg	Al	Si	Cl	K	Fe	O Diff
1	3,48	11,06	17,87	3,19	0,88	1,22	62,30
2	1,92	7,81	14,21	2,35	0,84	1,32	71,56
3	3,05	9,12	15,50	3,32	0,88	0,90	67,23

Die Zusammensetzung der untersuchten Mineralpartikel ähnelt, der des Tonminerals Illit. Der Magnesium- und Chloridanteil ist auf die Destabilisierung mit Magnesiumchlorid zurückzuführen. Dabei kann auf den Mineraloberflächen Kalium gegen Magnesium ausgetauscht worden sein.

Tab. 6-7: Stöchiometrie zum Silizium

Probe	Mg	Al	Si	Cl	K	Fe	O Diff
1	0,19	0,62	1,00	0,18	0,05	0,07	3,49
2	0,14	0,55	1,00	0,17	0,06	0,09	5,04
3	0,20	0,59	1,00	0,21	0,06	0,06	4,34
Illit	0,07	0,66	1,00	0,00	0,17	0,00	3,43

Die untersuchten Mineralpartikel unterschieden sich in ihrer Zusammensetzung nur wenig.

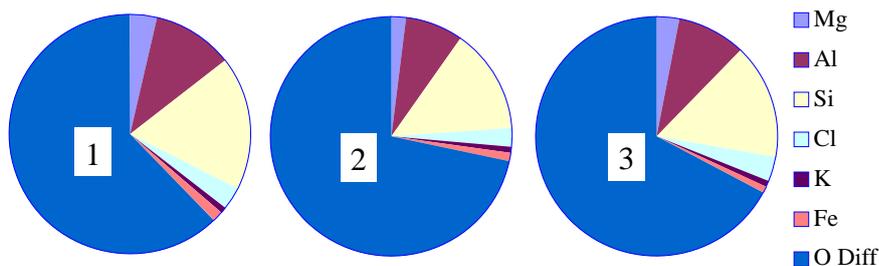


Abb. 6-15: Zusammensetzung der EDX-Messungen

Beim Austrag von über 4 g/kg Trockensubstanz aus der neutralisierenden Schicht, wird entsprechender Porenraum für Folgereaktionen freigesetzt. Durch Mitnahme von Hydratwasser wird das freigewordene Porenvolumen mehr als 0,4% betragen haben. Da der Kippensand praktisch keine wasserlöslichen Stoffe enthält, kann die Abscheidung der mobilisierten Stoffe erst durch Mischung mit dem hochmineralisierten Grundwasser erfolgen.

Die Mobilisierung und Abscheidung von Feinstpartikeln, wie sie bereits PREUB et al. (2000) bei Technikumsversuchen in saurem Kippensand beschrieben hat, lässt sich über diese Versuche erklären. Die mobilisierten Teilchen bildeten am Rand der hergestellten Säulen (Übergang vom alkalischen Bereich zum sauren Kippensand, Abb. 2-1) einen wenig durchlässigen schluffigen Bereich. Dieser kann sich auch an den Randbereichen der reaktiven Wand bilden und zu deren Durchlässigkeitsminderung beitragen. In situ sind diese Bereiche praktisch nicht auffindbar.

Die Bioverfügbarkeit, der durch die Aschewasserzugabe mobilisierten Stoffe wurde an zwei Ablaufproben des Versuches SKAD03 über einen Zehrungsversuch überprüft (Tab. 6-8).

Tab. 6-8: Sauerstoffzehrungsverhalten der Kippensandeluate im Versuch SKAD03

Probe (August/2005)	OH-Bilanz mmol/kg	pH	DOC mg/L	E ₂₅₄ 1/m	BSB ₅ mg/L	BSB _{13,9} mg/L
R908	12,9	4,52	24,1	47,1	0,8	3,3
R909	15,3	4,51	21,0	187,4	0,4	0,4

Die aus dem Porengel mobilisierten organischen Stoffe waren nicht bioverfügbar (BSB₅).

6.2.4 Sulfatreduktion im Versuch SKAD02

Nach Alkalisierung des Filtermaterials mit Aschewasser im Versuch SKAD02 wurde dieser mit substratangereichertem Gipswasser fortgeführt. Der berechnete Methanolbedarf von 17 mmol/L (545 mg/L => 0,8 mL/L) wurde mit 1 mL/L leicht überdosiert. Nach ca.5 L Durchfluss wurde die Anlage intermittierend betrieben, d.h. täglich ca. 1-2 h mit max.0,2 L Ablauf. Die Sulfatreduktion setzte bei den noch zu hohen pH-Werten noch nicht im Ablauf messbar ein. Nach Versuchsende wurden die Säulen geöffnet und auf Sulfidablagerungen geprüft. Abb. 6-16 zeigt die Zu- und Abläufe der Filtersäulen.



Abb. 6-16: Zulauf und Ablauf

Nur am Zulauf der 1. Säule (Q) waren schwache Hinweise auf eine Sulfidablagerung zu erkennen. Der Rest der Fließstrecke war noch alkalisch beeinflusst.

6.2.5 Sulfatreduktion im Versuch SKAD03

Im Anschluss an die Alkalisierung des Materials und anschließender Teilneutralisation durch Salzsäurezugabe wurde der Versuch SKAD03 mit Grundwasser aus dem Südanstrom des Senftenberger Sees weiterbetrieben (Abb. 6-17). Das eingesetzte Grundwasser ist in seinem Chemismus vergleichbar zum Grundwasserhauptstrom des Skadodamms (Tab. 6-9).

Tab. 6-9: Vergleich der Wasserbeschaffenheiten des Hauptstromes und des Zulaufes zum Sulfatreduktionsversuch

Parameter		Hauptstrom	SKAD03
Ltf	$\mu\text{S/cm}$	2326	2200
pH	1	5,61	4,3
$\text{K}_{\text{S}4,3}$	mmol/L	0,62	0,03
NP	mmol/L	-8,8	-7,3
Fe	mg/L	308	180
Fe^{2+}	mg/L	256	180
Mn	mg/L	5	5
Al	mg/L	0,9	6
Ca	mg/L	430	350
Mg	mg/L	40	90
SO_4	mg/L	1500	1600
Cl	mg/L	28	5
DIC	mg/L	42	30

Als Substrat wurde Methanol + Glycerol mit geringen Nährstoffzugaben eingesetzt. Die Sulfatreduktion begann nach mehrmonatiger Einarbeitung. Abb. 6-17 zeigt den gesamten Verlauf des Versuches, einschließlich Sulfatreduktion.

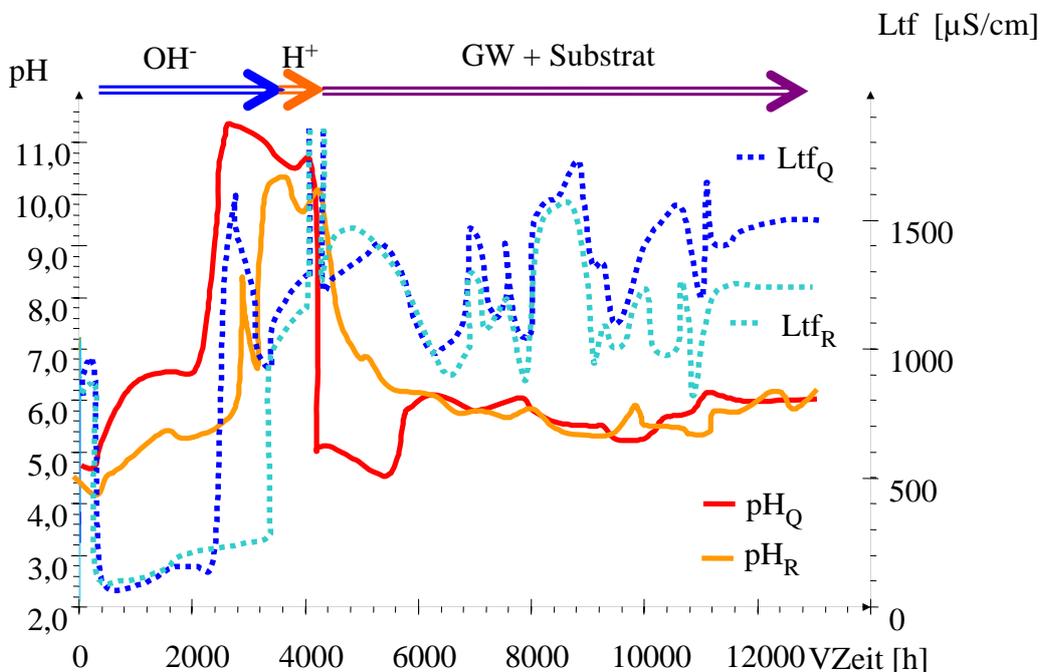


Abb. 6-17: Verlauf von pH und Ltf [$\mu\text{S/cm}$] während des Gesamtversuches

Während der Einarbeitung wurde die Anlage intermittierend betrieben. Die verschiedenen Randbedingungen, die zu schwankenden Ablaufkonzentrationen führten, werden hier nicht

weiter ausführlich beschrieben. Abb. 6-18 zeigt den Verlauf der Redoxbedingungen als rH_2 -Werte während des Gesamtversuches.

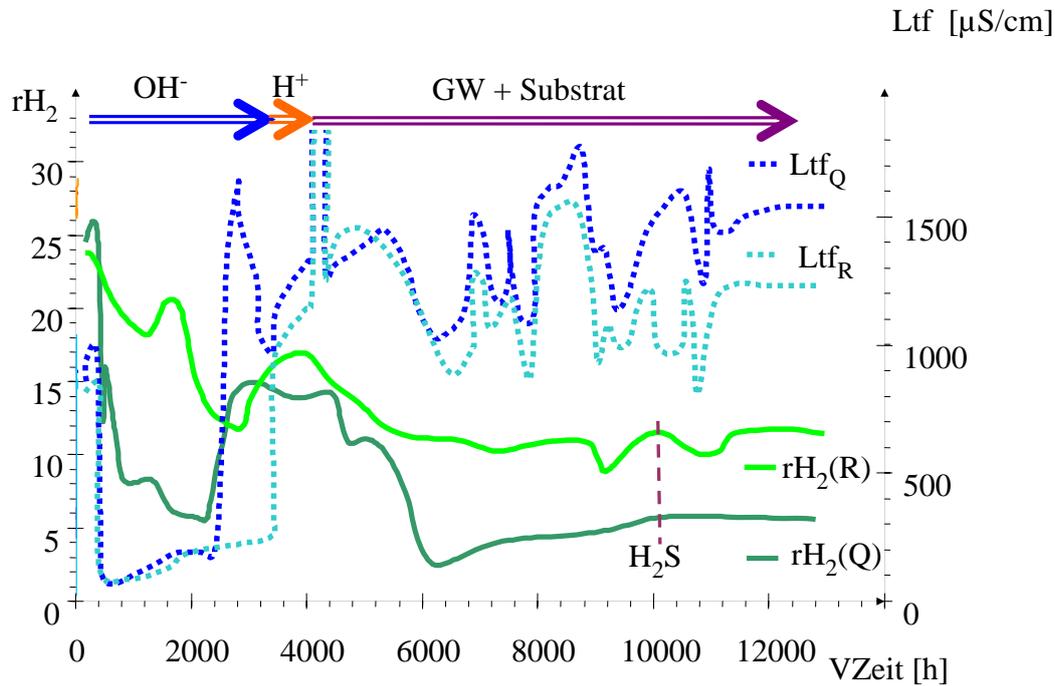


Abb. 6-18: Verlauf von rH_2 und Ltf [$\mu S/cm$] während des Gesamtversuches

Die sulfatreduzierenden Bedingungen wurden bei $rH_2=6-12$ erreicht. Dabei ist nicht bekannt, in welcher Filtersäule die Sulfatreduktion abläuft.

Nach der Einarbeitung wurde Sulfat von 1600 mg/L bis auf 700 mg/L bei einer Pufferung $NP > 1$ mmol/L reduziert. Dabei wurden ca. 20 bis 40 mg/L Sulfidschwefel gebildet, während die Eisenkonzentration auf < 01 mg/L absank. Abb. 6-19 zeigt die mittleren Reaktionsgeschwindigkeiten, die für die Abnahme des Eisens und Sulfates, sowie die Zunahme des Neutralisationspotenzials in Abhängigkeit des Porenvolumenaustausches ermittelt worden sind.

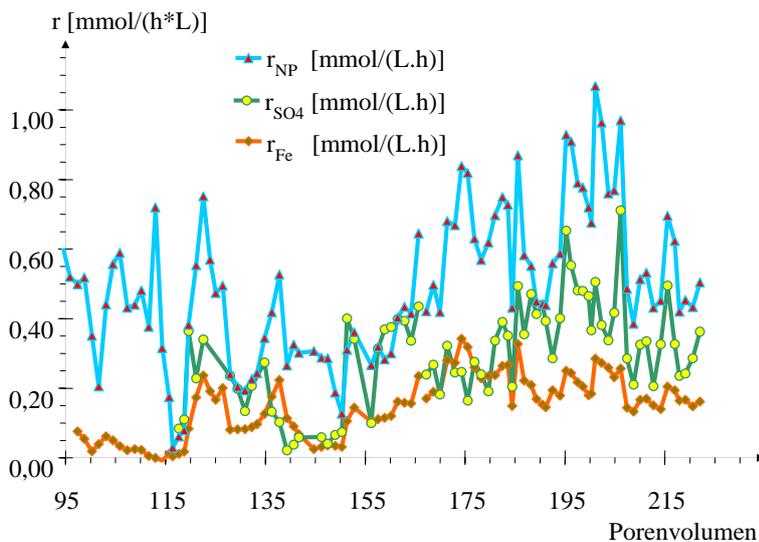


Abb. 6-19: Sulfatreduktionsgeschwindigkeiten SKAD03

Sulfatreduktion und Neutralisationspotenzialerhöhung stehen erst nach etwa 190 Porenvolumenaustauschen etwa in stöchiometrischem Verhältnis (1:2). Davor pufferte das teilneutralisierte Material in den Säulen zunächst den niedrigeren pH-Wert des Grundwassers ab. Die Reaktionsgeschwindigkeit des Eisens ist um den Anteil der Sulfidschwefelbildung niedriger. Während des Versuchsbetriebes wurden keine Anzeichen einer Porenverblockung bemerkt.

7 Ergebnisse des Monitorings

7.1 Strömungsverhältnisse

7.1.1 Wasserstandsentwicklung

Die allgemeine Wasserstandsentwicklung im Untersuchungsgebiet wird durch die Veränderung der Wasserstände in den Tagebauseen Skado und Sedlitz, bestimmt (Abb. 7-1).

Der Wasserstand im Tagebausee Sedlitz wurde durch das Betreiben der Wasserhaltung Bahnsdorf zunächst konstant gehalten (a). Im Tagebausee Skado wurde die Wasserhaltung am 04.07.2003 außer Betrieb genommen, so dass ein Anstieg des Wasserspiegels durch Eigenaufkommen erfolgte.

Für Sanierungsarbeiten musste der Tagebausee Koschen 2006 auf ca. 98,8 m NN abgesenkt werden (etwa ab Jahresmitte 2006 in der Ganglinie verfolgbar). Das Wasser wurde in den Sedlitzer See eingeleitet.

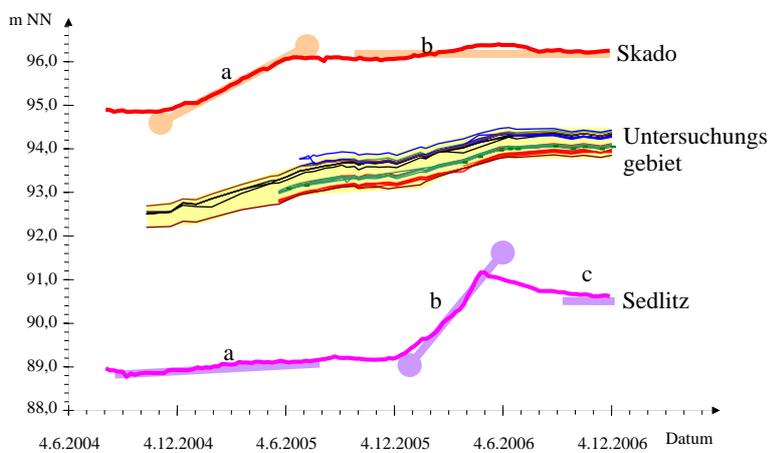


Abb. 7-1: Entwicklung der Wasserstände der Tagebauseen und im Untersuchungsgebiet

In Abb. 7-1 lassen sich folgende Phasen erkennen:

- langsamer Anstieg in Sedlitz bei schnellem Anstieg in Skado
- schneller Anstieg in Sedlitz bei konstantem Wasserstand in Skado
- Rückgang auf konstantes Niveau in Sedlitz bei konstantem Wasserstand in Skado

Daraus resultieren für das Untersuchungsgebiet zwei allgemeine Anstiegsphasen, die durch zwei Phasen mit konstanten Wasserständen unterbrochen wurden.

Während des Versuchsbetriebes hat sich im 1. Halbjahr 2006 das Gefälle und damit auch die Grundwasserfließgeschwindigkeit zwischen den Tagebauseen Skado und Sedlitz durch die Wasserstandsentwicklung verringert.

7.1.2 Wasserstandsabsenkung an den Wandabschnitten

Um die Einflüsse der hydraulischen Randbedingungen von den hydraulischen Eigenschaften zu trennen, werden nachfolgend für jede Wand nur die Wasserstandsdifferenzen zwischen der Messstelle vor der Wand und denen nach der Wand betrachtet. Dabei ist zu beachten, dass die Messgenauigkeit der Wasserstände bei $\pm 1\text{cm}$ liegt und sich bei Differenzen auf $\pm 0,02\text{ m}$ erhöht.

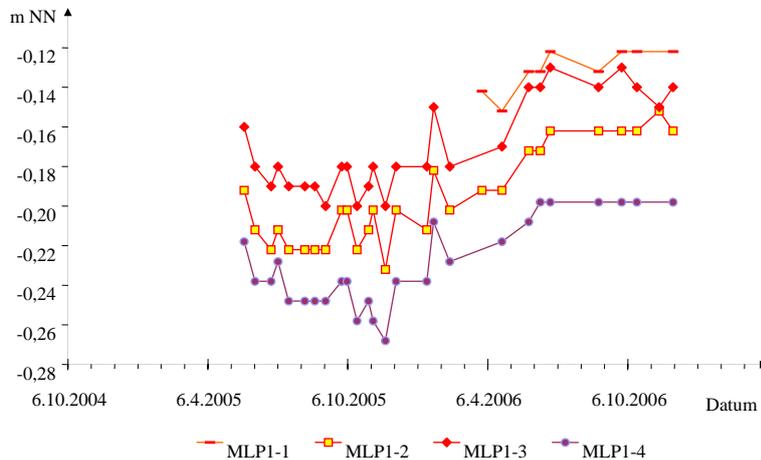


Abb. 7-2: Verläufe der Wasserstandsdifferenzen zwischen dem Abstrom (MLP1) und dem Abstrom (GP1) am WA 1

Am Wandabschnitt 1 (WA 1, Abb. 7-2) bildete sich nach dem Einbau ein zeitlich etwa konstanter Grundwasserspiegelhöhenunterschied von 0,18 bis 0,2 m aus, der sich auf 0,1 bis 0,15 verringerte. Dabei infiltriert jedoch wenig Wasser in den Geschiebemergel bei 4-6 cm Niveauunterschied.

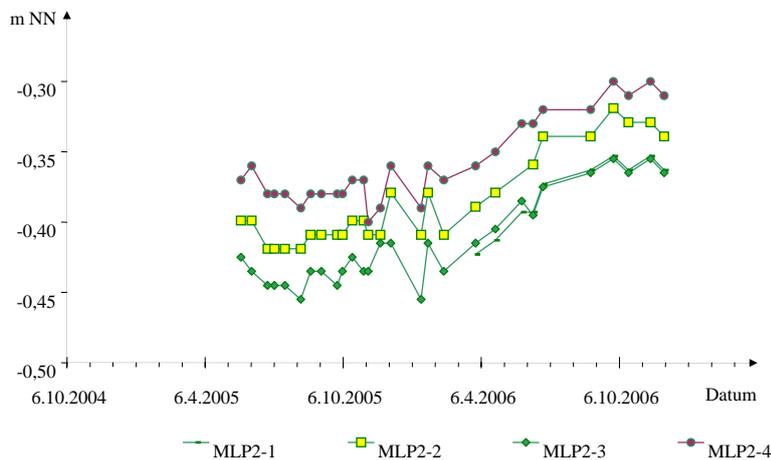


Abb. 7-3: Verläufe der Wasserstandsdifferenzen zwischen dem Abstrom (MLP2) und dem Abstrom (GP2) am WA 2

Am Wandabschnitt 2 (WA 2, Abb. 7-3) ergab sich nach dem Einbau bis Januar 06 ein etwa konstanter Wasserstandshöhenunterschied um 0,4 m, der sich randbedingungsgemäß auf 0,3 m verringerte. Der Geschiebemergel enthält leicht gespanntes (um 6 cm) Grundwasser.

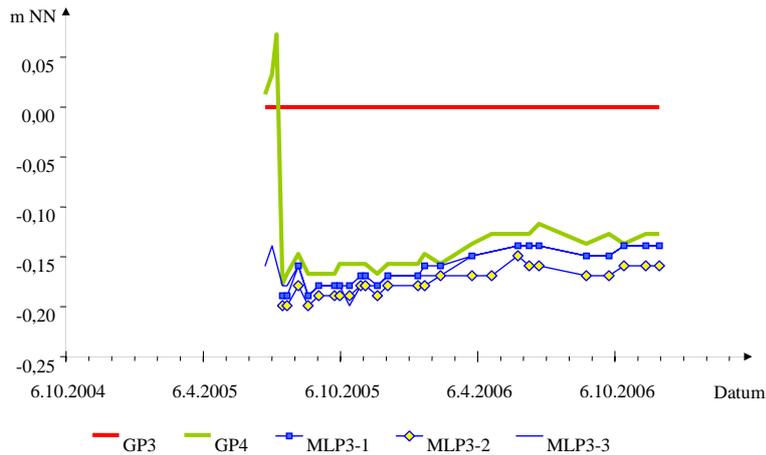


Abb. 7-4: Verläufe der Wasserstandsunterschiede zwischen dem Abstrom (GP4, MLP3) und dem Abstrom (GP3) am WA3

Der Wandabschnitt 3 (WA 3, Abb. 7-4) ist nicht im Geschiebemergel eingebettet und wird unterströmt. Dadurch sind die gemessenen Wasserspiegelunterschiede niedriger als am WA 2, obwohl der Wandabschnitt mit einem höheren Ascheanteil errichtet worden ist und deshalb noch undurchlässiger sein müsste als der WA 2. Die mit dem Bau des WA 3 verbundenen Wasserstandsänderungen wirkten sich auch noch 5m (GP3) gegen die Grundwasserstromrichtung aus.

7.2 Allgemeine Beschaffenheitsauswertung

7.2.1 Indikatorparameter

Bei der Konzeption des Monitoringprogrammes wurden geeignete Beschaffenheitsparameter (Tab. 7-1) ausgewählt, mit deren Hilfe sich spezifische Reaktionen im Grundwasserleiter erkennen lassen.

Tab. 7-1: Indikatorparameter

Indikation	Indikatorparameter	Beschreibung
Säure-Base-Status	pH-Wert	Indikator für unmittelbaren Ascheeinfluss bzw. Versauerung
Mineralisation, Salzgehalt	elektrische Leitfähigkeit Ltf	Veränderung der Gesamtsalzkonzentration, z.B. durch Lösungs- oder Fällungsprozesse
Redoxzustand	Redoxpotenzial E_h , Fe(II), Mn, H_2S , (NO_3)	einsetzende Sulfatreduktion
NP	$K_{S/B4,3}$, Fe, Mn, Al	Indikator für eine effektive Sanierungsreaktion, unabhängig vom Redoxzustand.
Huminstoffe	DOC, UV-Spektrum	Mobilisierung aus dem Kippensand durch Lauge
H_2S		Sulfatreduktion
Mineralsättigungen	An- Kationen	Indikation von Löse-Fällungsprozessen

Die Interpretation dieser Parameter erwies sich schwieriger als angenommen. Die Beschaffenheit des zuströmenden Grundwassers schwankte während des Messzeitraumes und war lokal unterschiedlich. Dadurch können diese Schwankungen auch Sanierungseffekte vortäuschen. Deshalb wurden auch statistische Auswertemethoden eingesetzt.

7.2.2 Beschaffenheitsveränderungen im Abstrom der Wandabschnitte

7.2.2.1 pH-Wert

Am WA 1 wurde ab 66 Tagen (Messstellen einsatzbereit) nach dem Wandeinbau die Grundwasserbeschaffenheit untersucht. Erhöhte pH-Werte (Abb. 7-5) und Neutralisationspotenziale (s. Pkt.7.3) wurden an allen Grundwassermessstellen nach ihrer Errichtung gemessen.

Die hinter den Wänden bei den Erstbeprobungen gemessenen höheren Neutralisationspotenziale lassen sich noch nicht als Sanierungswirkung interpretieren.

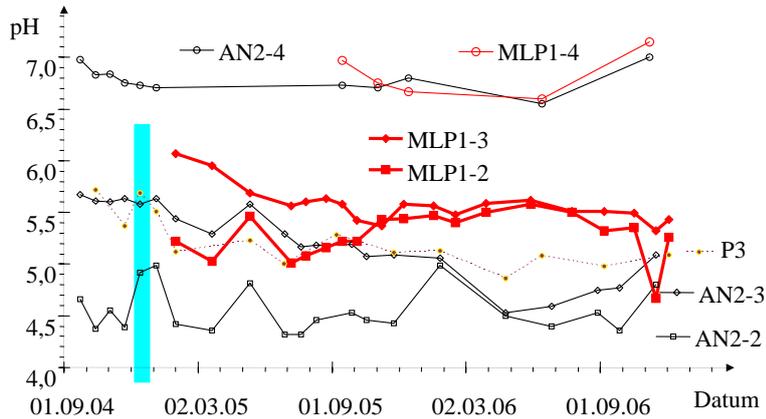


Abb. 7-5: Verlauf der pH-Werte am MLP1 im Abstrom des WA 1 und in den unbeeinflussten Messstellen AN2 und P3

Am WA 2 wurde nach Fertigstellung der Messstellen, ab 164 Tagen nach dem Wandeinbau, die Grundwasserbeschaffenheit untersucht.

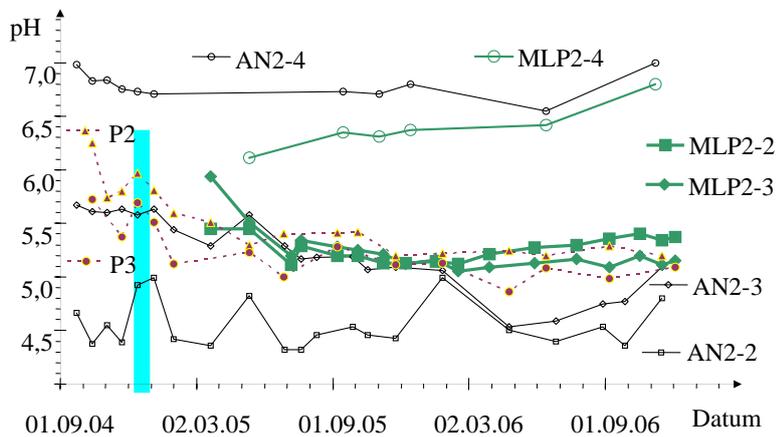


Abb. 7-6: Verlauf der pH-Werte am MLP2 im Abstrom des WA 2 und in den unbeeinflussten Messstellen AN2, P2 und P3

Im Abstrom ließen sich keine direkten Veränderungen messen, die auf den Einbau des WA 2 hindeuten.

Am WA 3 konnte bereits ab 36 Tagen nach dem Wandeinbau die Grundwasserbeschaffenheit untersucht werden. Dadurch ließen sich auch die Auswirkungen des Wandeinbaus beobachten. Beim Einspülen der Aschesuspension wurde ein *Grundwasserberg* aufgebaut (s. Pkt.7.1.2), der vor der Wand für eine vorübergehende Strömungsumkehr sorgte.

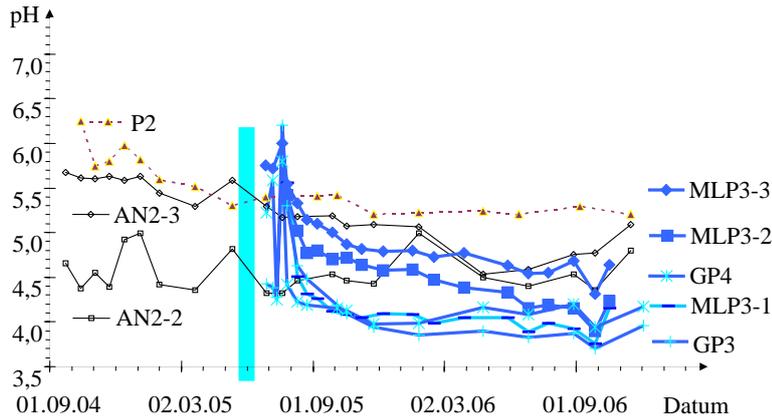


Abb. 7-7: Verlauf der pH-Werte am MLP3 und GP4 im Abstrom des WA 3, im Anstrom (GP3) und in den unbeeinflussten Messstellen AN2 und P2

Dabei wurden die oberen Messstellen beeinflusst, was sich auch im pH-Wert zeigte (Abb. 7-7). Die pH-Werte im Abstrom der Wandabschnitte lagen im Schwankungsbereich der unbeeinflussten Grundwassermessstellen. Das Monitoring bestätigt damit die Ergebnisse aus den Säulenfilterversuchen.

7.2.2.2 Huminstoffe (DOC)

Nach den Laborversuchsergebnissen war die Mobilisierung von Huminstoffen und Tonmineralen aus dem alkalisch beeinflussten Kippensand zu erwarten. Die Reichweite kolloider Tonminerale ist wahrscheinlich kurz (s. Abb. 2-1), da sie bei der gemessenen Ionenstärke wieder immobilisiert werden. Als Indikator für Huminstoffe wird der DOC (Abb. 7-8 bis Abb. 7-10) betrachtet.

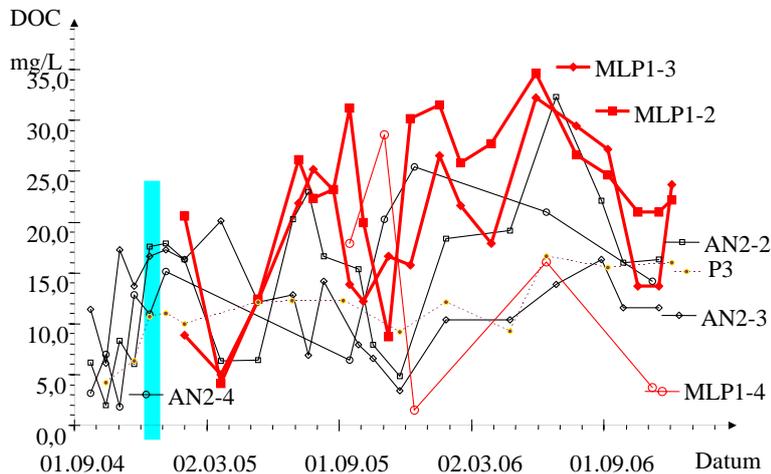


Abb. 7-8: Verlauf des DOC am MLP1 im Abstrom des WA 1 und in den unbeeinflussten Messstellen AN2 und P3

Nach dem Einbau der Wandabschnitte stieg und sank der DOC in allen Messstellen, so dass nicht zwischen Fluktuationen im Grundwasserstrom und Einfluss des Wandeinbaus unterschieden werden kann.

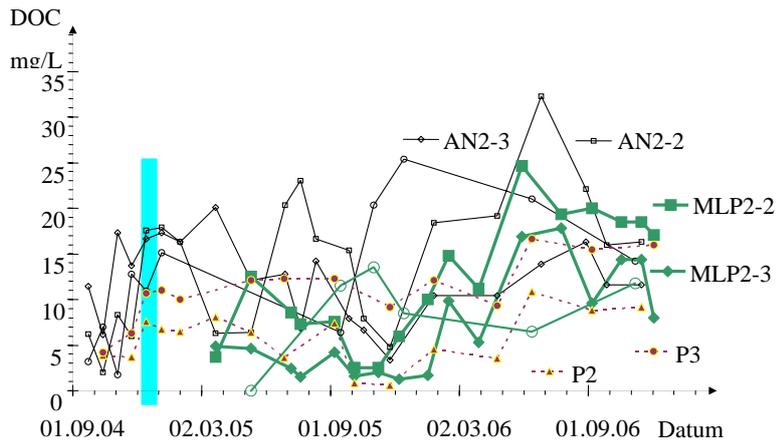


Abb. 7-9: Verlauf des DOC am MLP2 im Abstrom des WA 2 und in den unbeeinflussten Messstellen AN2, P2 und P3

Dabei ist zu beachten, dass die Fluktuationen an den Messstellen zeitlich nicht korrelieren müssen. Damit ist eine Zuordnung von Maxima und Minima von einer Messstelle auf eine andere nicht möglich.

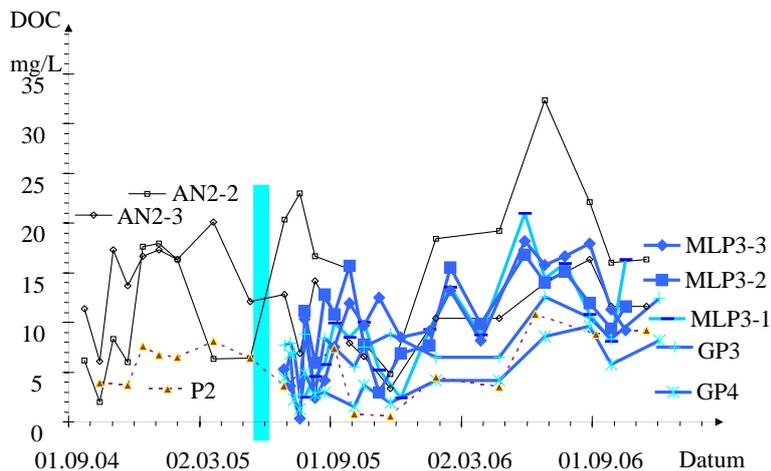


Abb. 7-10: Verlauf des DOC am MLP3 und GP4 im Abstrom des WA 3, im Anstrom (GP3) und in den unbeeinflussten Messstellen AN2 und P2

Die UV-Spektren konnten nur aus enteisenen Proben gemessen werden. Es zeigten sich qualitative Veränderungen in den Spektren, wie in den Säulenfilterversuchen. Durch die unterschiedlichen Chromatografieeffekte im Untergrund waren über diese keine eindeutigen Zuordnungen zu Laboreffekten möglich.

7.2.2.3 RedOx-Verhältnisse

Die Redoxverhältnisse im Abstrom der Wandabschnitte zeigt Abb. 7-11. Die für die Wandabschnitte mittleren rH_2 sind, zuzüglich dem im Laborversuch beobachteten sulfatreduzierendem rH_2 -Bereich eingezeichnet.

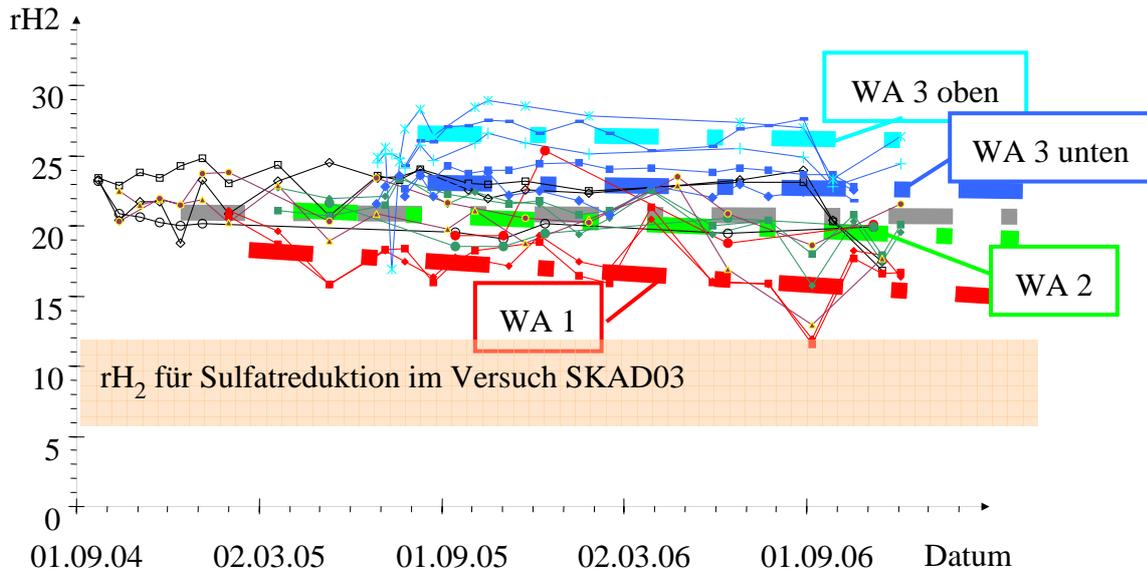


Abb. 7-11: rH_2 -Werte im Abstrom der Wandabschnitte

Im oberen Grundwasserleiter des WA 3 wurden nur schwach reduzierende Bedingungen gemessen. Mit zunehmender Eisen(II)konzentration in der Tiefe sinkt auch rH_2 . Am MLP 1 wurden die niedrigsten Werte bestimmt.

Am Abstrom des Wandabschnittes 1 (WA1) wurde nach 250 Tagen Sulfidschwefel nachgewiesen. Dort setzten infolge der pH-Erhöhung und Erreichen niedriger rH_2 -Werte in unmittelbarer Wandnähe sulfatreduzierende Prozesse ein und erschienen am MLP1 als zwei Maxima. Als Substrat dienten wahrscheinlich durch alkalisches Wasser mobilisierte Huminstoffe.

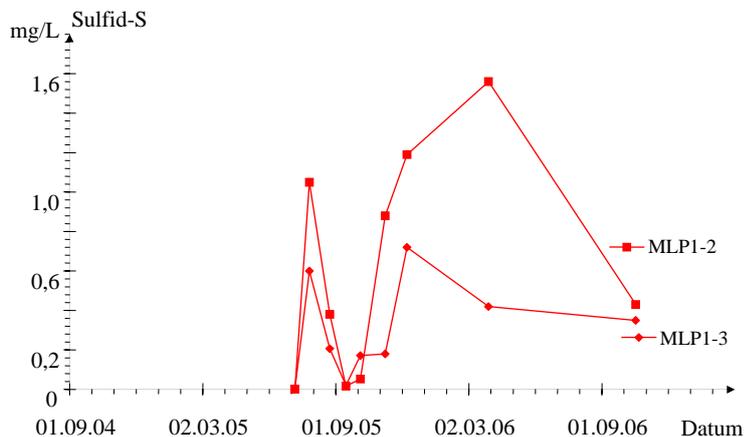


Abb. 7-12: Schwefelwasserstoffkonzentrationen im Abstrom des WA1 am MLP1

Allerdings scheint das verfügbare Substratangebot nicht für eine Entsäuerung des Grundwassers auszureichen, wie auch die Laborversuche belegten (s. Tab. 6-8). Die nach Pkt. 3.3.3 berechneten Ionenprodukte für die Eisensulfidsättigung zeigen, dass Eisensulfide nicht ausfallen können. Deren statistische Auswertung von 14 Messwerten zeigt Abb. 7-13.

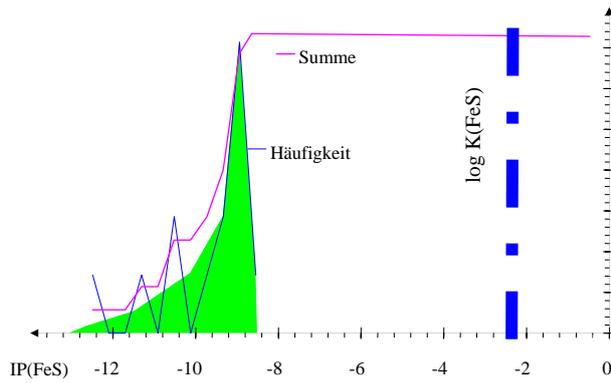


Abb. 7-13: Statistische Auswertung des Ionenproduktes für FeS

Entsprechend der höheren rH_2 -Werte wurden an den anderen Messstellen keine sulfatreduzierenden Prozesse beobachtet.

7.2.2.4 Auffällige Beschaffenheitsveränderungen

Nach der Wandherstellung wurden in den oberen GW-Messstellen (GP3, GP4, MLP3-1) erhöhte Nitratkonzentrationen gemessen, die während der folgenden 8 Monate abnahmen aber bis zum Ende der Untersuchungszeit immer noch über der Konzentration des Zustromes lag. Wahrscheinlich enthielt die eingesetzte Asche dieses Nitrat. In dem tieferliegenden MLP3-2 wurde nur noch ein kleiner *Nitratpeak* gemessen und im MLP3-3 gar kein Peak.

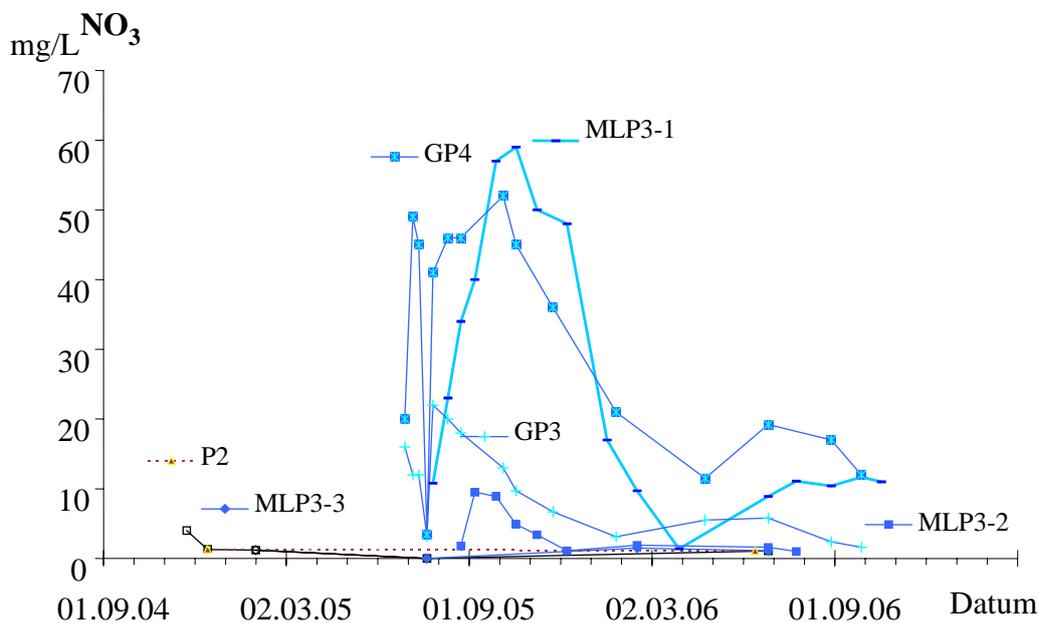


Abb. 7-14: Nitrat am WA3

Es ist anzunehmen, dass in den anaeroben tieferen Schichten das Nitrat auf dem Fließweg zu Stickstoff umgesetzt wurde.

7.3 Neutralisationswirkungen der Wandabschnitte (NP)

7.3.1 Statistische Bewertung von Genese und Pufferungsverhalten

Die Daten der Grundwässer aus dem Versuchsgebiet sind in Abb. 7-15 nach Pkt.3.1 zusammengestellt. Zusätzlich ist auch der Beschaffenheitsbereich des Skadooses skizziert. Die bei der Pyritverwitterung gebildete Säure ist im anströmenden Kippengrundwasser zum Teil bereits abgepuffert worden (links oben). Gegenüber dem Tagebausee Skado wird der gelb unterlegte Kippengrundwasserhauptstrom nicht weiter gepuffert. Höhere Versauerungen sind wahrscheinlich noch Relikte aus der Kippengrundwasserbildung. Die Grundwasserbeschaffenheit ist vertikal gegliedert. Die niedrigste Versauerung wurden im oberen Grundwasser (GP3, GP4, MLP3-1) gemessen. In dieser Zone mischt sich das strömende potenziell saure Grundwasser mit der Grundwasserneubildung. Aus dem Kippenmaterial können nach Pkt. 5.1.4 und Pkt. 5.1.5 keine sauren Bestandteile mehr ausgewaschen werden, so dass das Sickerwasser verdünnend wirkt. Die GW-Neubildungslamelle mischt sich mit dem strömenden Seewasserinfiltrat und bildet die Beschaffenheit, wie sie für den GP3 typisch ist.

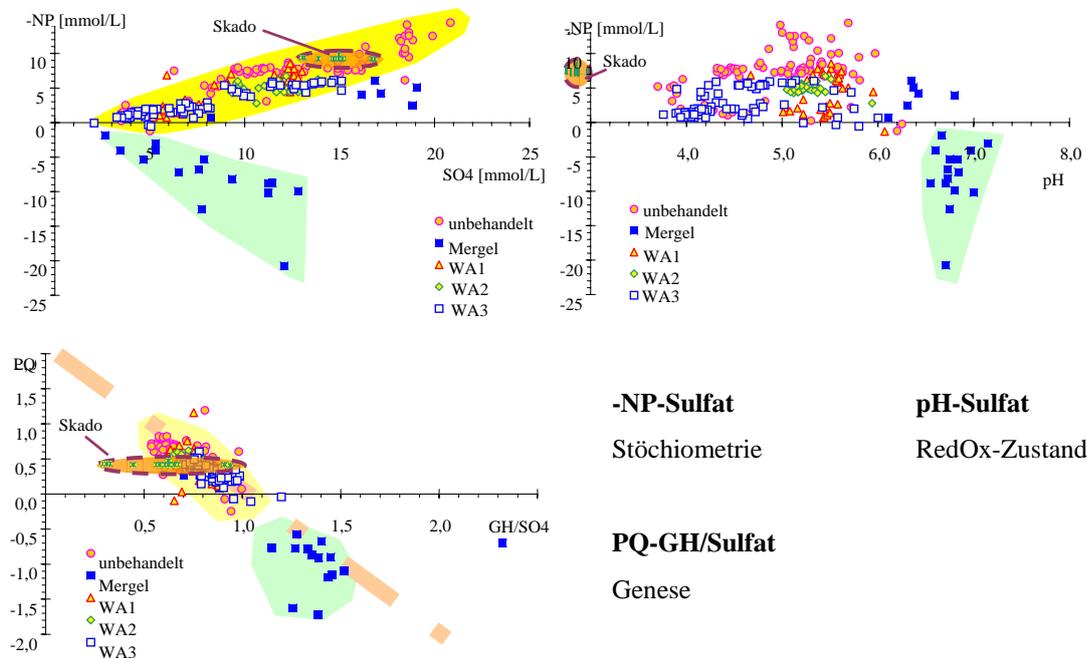


Abb. 7-15: Zusammenstellung der Grundwässer im Untersuchungsgebiet und des Seewassers Skado

Die Kombination der Reaktionsvektoren Pyritverwitterung + Pufferung ergibt eine etwa lineare Beziehung zwischen Sulfatkonzentration und (negativem) Neutralisationspotenzial, die für den Hauptstrom des Grundwassers lokal typisch ist.

Im sehr geringdurchlässigen Geschiebemergel ist z. T. noch ursprünglich gebildetes Kippengrundwasser (MLP1-4 und AN2-4) eingeschlossen. Die über die Pyritverwitterung gebildete Säure ist weitgehend abgepuffert. Je höher der Eintrag an Pyritverwitterungsprodukten war, desto mehr Calcit löste sich. Dadurch steigt die Pufferung tendenziell mit der Sulfatkonzentration. Im Geschiebemergel liegt pufferndes Calcit im Überschuss vor, so dass die entstandene Säure in Hydrogencarbonat umgesetzt wird. Das erklärt die zunehmende Pufferung mit steigender Sulfatkonzentration.

Den pH-Redox-Zustand der Wässer zeigt Abb. 7-15 (rechts oben). Alle potenziell sauren Grundwässer sind hydrogencarbonatgepuffert. Bei Oxidation dieser Wässer würde sich wieder der pH-Wert des Skadosees ($\text{pH} \approx 2,8$) einstellen.

Die Kippenbürtigkeit aller Wässer lässt sich mit dem allgemeinen Genesemodell (Abb. 7-15 unten) erklären. Bereits die Beschaffenheit des Tagebausewassers Skado ist bis auf wenige Analysen kippenbürtig. Die Analysen des Hauptstromes streuen leicht um die für Kippenwässer typische Gerade. Auch das Grundwasser im Geschiebemergel kann, abgesehen von einigen Ausreißern, als kippenbürtig angesehen werden.

7.3.2 Zeitreihen des Neutralisationspotenzials

Die unbeeinflussten Grundwässer hatten, vom Bohreinfluss abgesehen, eine relativ stabile Acidität (NP). Für die Beeinflussung des abstromig gelegenen P1.3 (ursprünglich zur Strömungsrichtungsbestimmung eingerichtet) war die Beobachtungszeit noch zu kurz und er gilt weiterhin als Referenzmessstelle für unbeeinflusstes Grundwasser.

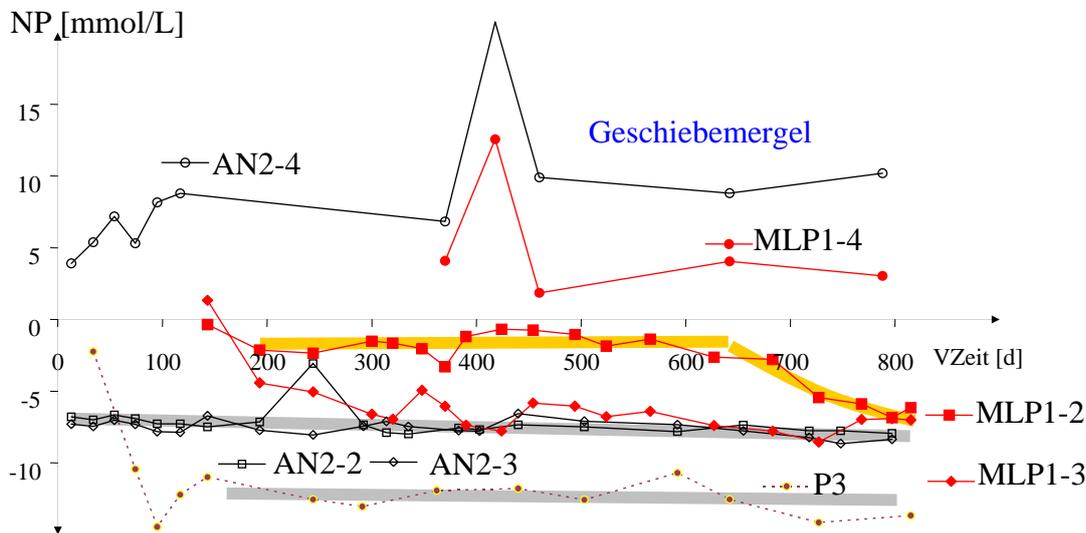


Abb. 7-16: Verlauf des Neutralisationspotenzials (NP) am MLP1 (hinter WA 1) im Vergleich zum unbeeinflussten Grundwasser (AN2, P3)

Nach der Errichtung des WA1 stabilisierte sich das Neutralisationspotenzial am MLP1. Dabei erreichte das untere Grundwasser (MLP1-3) bereits nach ca. einem Jahr das Niveau des Anstrompegels (AN2). Im mittleren Bereich (MLP1-2) folgte eine ca. zweijährige Phase mit teilneutralisiertem Wasser. Anschließend näherte sich das Neutralisationspotenzial dem Anstromniveau. Im unteren Bereich (MLP1-3, $d_w \approx 0,64\text{mm}$) wurde bei den Siebungen eine größere Körnung als im mittleren Bereich (MLP1-2, $d_w \approx 0,46\text{mm}$) ermittelt. Das könnte die schnellere Angleichung an das Zustromniveau erklären. Für den unteren Bereich (MLP1-3) kann somit auch ein puffernder Zustrom aus dem Geschiebemergel (MLP1-4) ausgeschlossen werden.

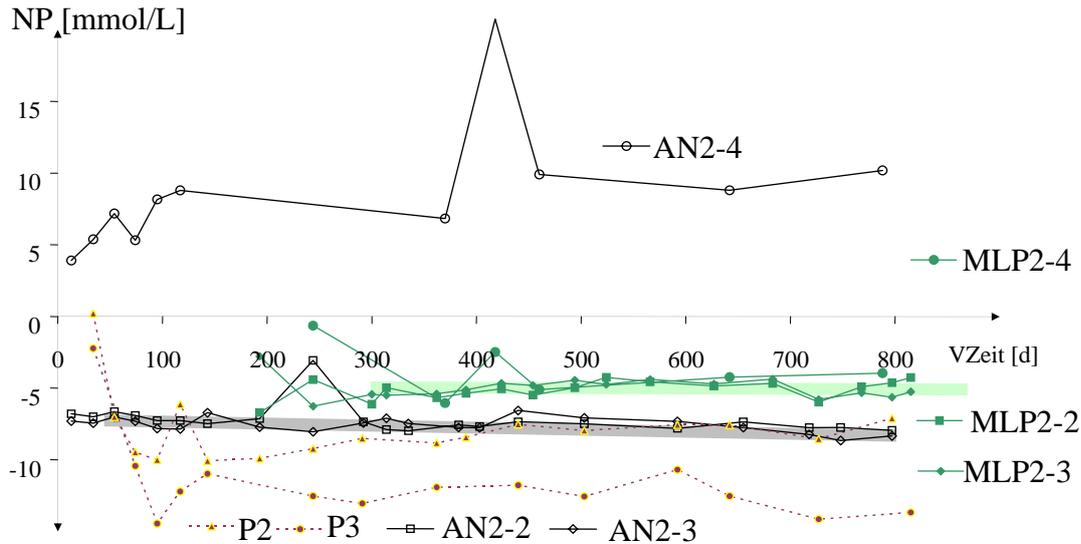


Abb. 7-17: Verlauf des Neutralisationspotenzials (NP) am MLP2 (hinter WA2) im Vergleich zum unbeeinflussten Grundwasser

Auf Grund der niedrigeren hydraulischen Durchlässigkeiten am WA2 wurde am MLP2 ein zeitlich stabiler Verlauf des Neutralisationspotenzials gemessen. Dieses war etwa 1-2 mmol/L höher als das des Grundwasseranstroms, ist aber nicht zwangsläufig durch die Wand neutralisiert worden.

Das am MLP2-4 vorgefundene Grundwasser stammt in seiner Genese aus dem Hauptstrom (Tagebausee Skado) und unterscheidet sich grundlegend von den übrigen im Geschiebemergel beprobten Grundwässern (Abb. 7-18).

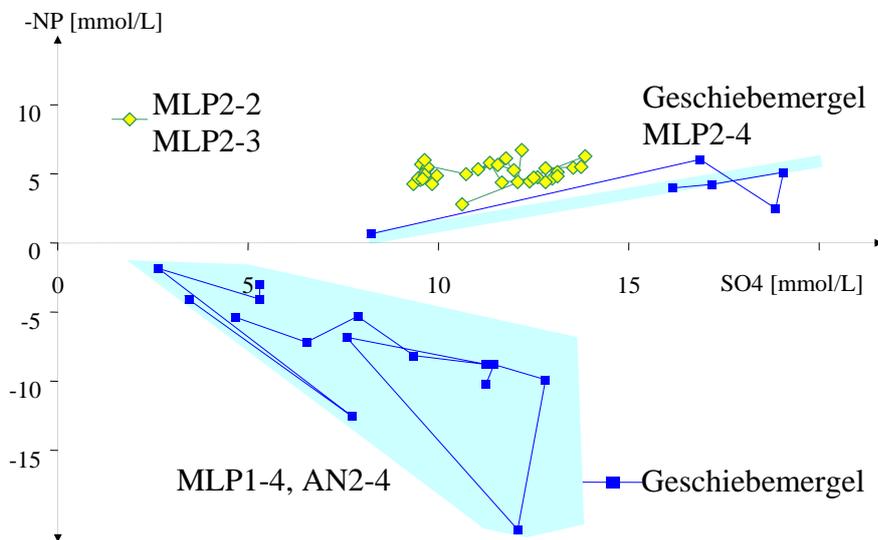


Abb. 7-18: Vergleich der Grundwasserbeschaffenheiten am MLP2 mit denen des Geschiebemergels

Trotz des leicht gespannten Zustandes im Geschiebemergel hat dieses Wasser nicht die Beschaffenheit am MLP2-3 beeinflusst (Sulfatkonzentration in Abb. 7-18).

Am MLP3 konnte der Einfluss der Wandherstellung auf die Grundwasserhydraulik und -beschaffenheit beobachtet werden. Die Neutralisationspotenziale aller Messstellen stiegen parallel zu den pH-Werten an (Abb. 7-19). Die Neutralisationswirkung reichte etwa nur 20 Tage. Danach näherten sie sich den ursprünglichen Verhältnissen wieder an.

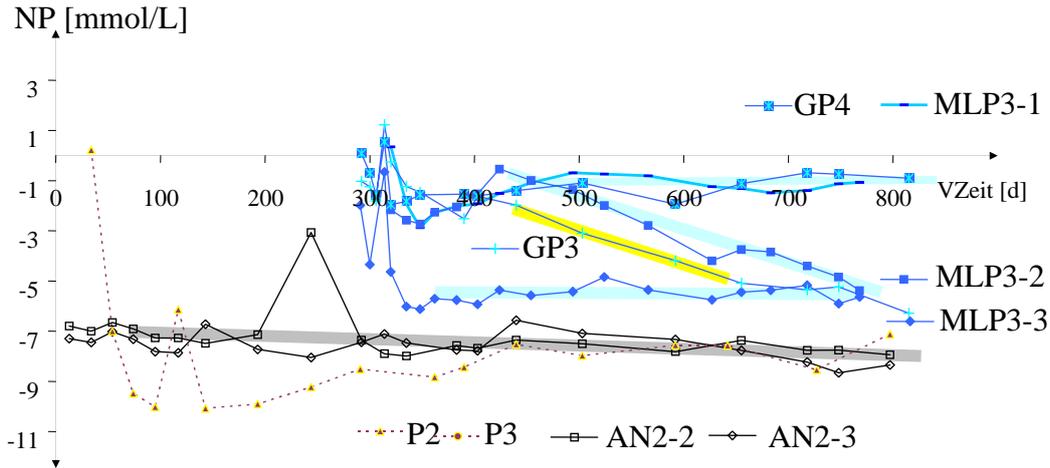


Abb. 7-19: Verlauf von NP am MLP3 (hinter WA3 im Vergleich zum unbeeinflussten Grundwasser)

Das Neutralisationspotenzial am MLP3-2 näherte sich nach der Wandherstellung innerhalb von 100 Tagen einem zeitlich stabilen Niveau. Am darüberliegenden MLP3-2 dauerte dieser Prozess etwa 500 Tage. Das weist auf eine Unterströmung des WA3 hin, wobei MLP3-3 zuerst und MLP3-2 später von potenziell saurem Grundwasser erreicht wurde. Die oberen Pegel GP4 und MLP3-1 blieben dagegen auf stabil schwach saurem Niveau. Dagegen versauerte der im oberen Anstrom liegende GP3 innerhalb von 400 Tagen. Dieser Effekt lässt sich nicht eindeutig interpretieren. Es kann durch den allgemeinen Grundwasseranstieg (einschließlich Aufstau vor der Wand), tieferliegendes, potenziell saureres Grundwasser in den Filterbereich des GP3 gelangt sein.

7.3.3 Statistische Quantifizierung der maximalen Neutralisationswirkung

Wegen der räumlichen Verteilung des Neutralisationspotenzials lassen sich aus den Analysendaten im Abstrom der Wandabschnitte die Sanierungswirkungen nur schwer von Beschaffenheitsheterogenitäten unterscheiden. Deshalb wird die statistische Beschaffenheitsverteilung entsprechend Abb. 7-15 links oben für die Bestimmung der Neutralisationswirkung herangezogen. Da die maximale Neutralisationsleistung nur bis Ende 2005 beobachtet werden konnte, werden nur die Analysendaten bis 12/05 in Abb. 7-20 bewertet. Die Neutralisationswirkungen werden über deren Lageveränderungen in $-NP-SO_4$ -Ebene ermittelt.

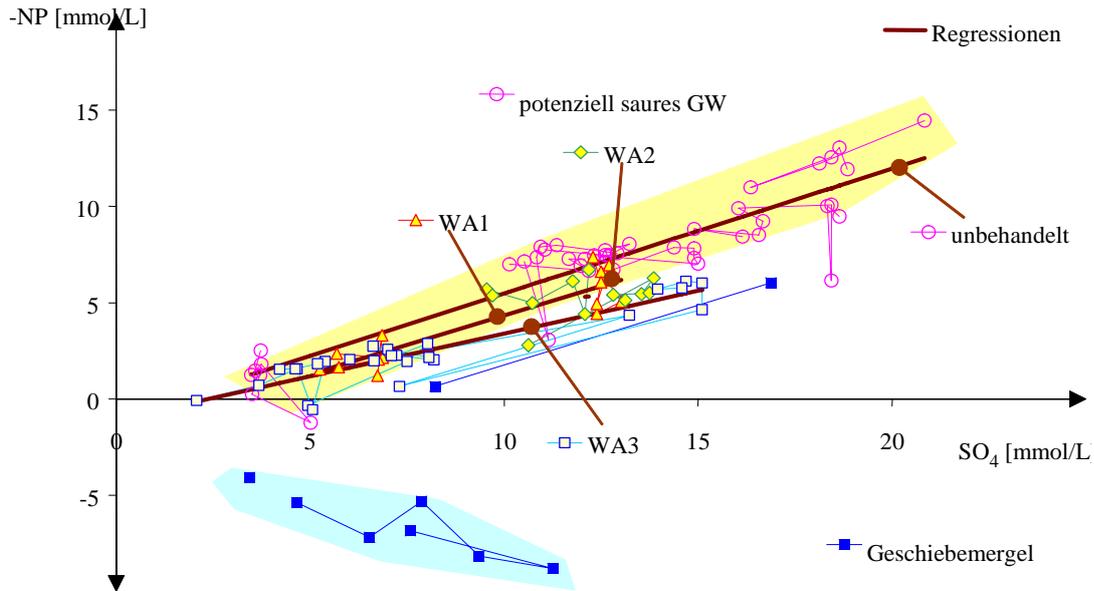


Abb. 7-20: Zusammenhang zwischen -NP und der Sulfatkonzentration für behandelte und unbehandelte Grundwässer.

Zwischen dem Neutralisationspotenzial und der Sulfatkonzentration (Abb. 7-20) lässt sich der lokale statistische Zusammenhang über die Regression nach Gl.(7-1) ermitteln.

$$-NP = a + b \cdot c_{SO_4} \quad (7-1)$$

Die Koeffizienten der Gl.(7-1) enthält (Tab. 7-2). Die Daten am WA 2 schwanken für eine sichere Bestimmung der Koeffizienten zu wenig. Die Geradenanstiege b des unbehandelten Grundwassers und die nach dem WA 1 unterscheiden sich nicht signifikant. Am WA3 verläuft die Gerade etwas flacher.

Tab. 7-2: Ergebnisse der Regressionsrechnungen

	b	σ_b	a	σ_a	σ_y	r^2	n
Pyritverwitterung	2,000		0,00				
unb.	0,647	0,05	-0,99	0,63	1,46	0,8280	43
WA1	0,610	0,08	-1,77	0,79	0,95	0,8289	12
WA2	0,258	0,23	2,17	2,85	1,04	0,1205	9
WA3	0,444	0,04	-1,05	0,34	0,75	0,8483	24

Die in Abb. 7-20 eingezeichneten Geraden repräsentieren die jeweiligen Proben. Aus deren Verschiebung gegenüber der Geraden für unbehandeltes Wasser (entspricht etwa der Differenz der Koeffizienten a für WA1 und WA2) lässt sich eine **mittlere Neutralisationswirkung der Wände um 1-2 mmol/L** ableiten.

7.4 Statistische Auswertungen des Grundwasserchemismus

7.4.1 Typische Beschaffenheiten

In Tab. 7-3 sind ausgewählte Wasseranalysen in der Reihenfolge der höchsten Säurebelastung bis zum, im Geschiebemergel stehenden, stark gepufferten Grundwasser zusammengestellt. Nur *GW_max* und *Sulfid_max* repräsentieren dabei als Extrembeschaffenheiten die in Tab. 7-3 genannten Analysen.

Tab. 7-3: Repräsentative Grundwasserbeschaffenheiten im Versuchsgebiet

Parameter		GW_max	strömendes GW	Sulfid_max.	GW-oP	Geschiebemergel
		P3 14.12.2004	P2	MLP1-2 27.7.2005	GP3	AN2-4
Ltf	µS/cm	2240	2326	1113	685	2056
pH	l	5,69	5,61	5,08	4,44	6,72
Temp	°C	10	10	10	10	10
RedOx	mV	83	74	28	262	-24
pE	l	5,25	5,09	4,27	8,45	3,34
K _{S4,3}	mmol/L	0,75	0,62	0,67	0,15	9,85
NP	mmol/L	-14,5	-8,8	-1,6	-1,1	8,0
Fe	mg/L	436	308	63	34	45
Fe ²⁺	mg/L	416	256	59	26	48
Mn	mg/L	6,0	5,07	1,43	1,2	3,25
Al	mg/L	1,2	0,89	0,78	5,65	0,85
Ca	mg/L	361	428	152	93	475
Mg	mg/L	65	40	22	13,3	47
Na	mg/L	16	21,5	24	8	55
K	mg/L	23,9	12,3	7,0	5,9	11,0
SO ₄	mg/L	2000	1500	474	347	989
Cl	mg/L	26,8	28,4	11,0	6,4	29,1
H ₂ S	mg/L	0	0	1,05	0	0
TIC	mg/L	63	42	64	65	154

Die Beschaffenheiten werden nachfolgend mit dem geochemischen Berechnungsmodell PreeqC (PARKHURST & APPELO 1999) interpretiert.

Die Ladungsbilanzdifferenzen der zusammengestellten Analysen betragen bis zu 6%, einer für bergbauversauerte Wässer zufrieden stellenden Abweichung. Die Aufteilung der gemessenen Gesamt (Total-)konzentrationen in einzelne Species zeigen Abb. 7-21 und Abb. 7-22 am Beispiel des gelösten anorganischen Kohlenstoffes (DIC) und des gelösten Eisen(II).

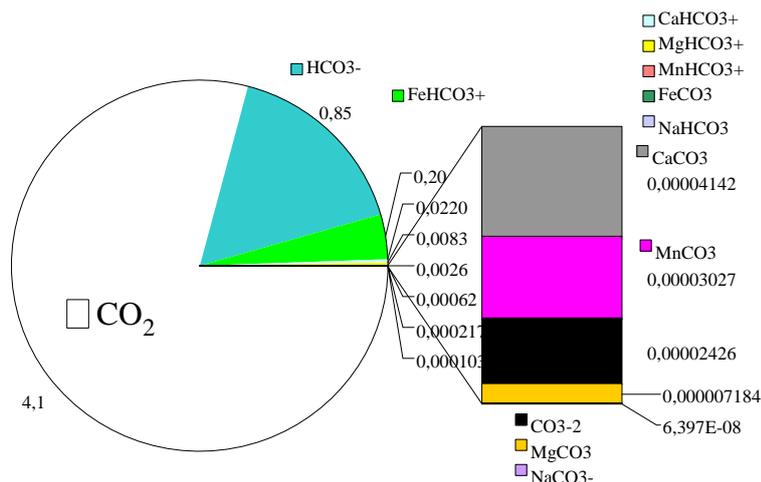


Abb. 7-21: Zusammensetzung des gelösten anorganischen Kohlenstoffes DIC [mmol/L] des GW_max

Die Kohlenstoffspecies bilden den Hydrogencarbonatpuffer (CO₂, HCO₃⁻, CO₃²⁻) und bestimmen den pH-Wert des Grundwassers. Nur die (pH-abhängige) Konzentration des Carbonates geht dabei in die Sättigungsgleichgewichte des Calcites und des Siderites ein.

Vom gelösten Eisen(II) liegen nur 70% als *freies Ion* vor.

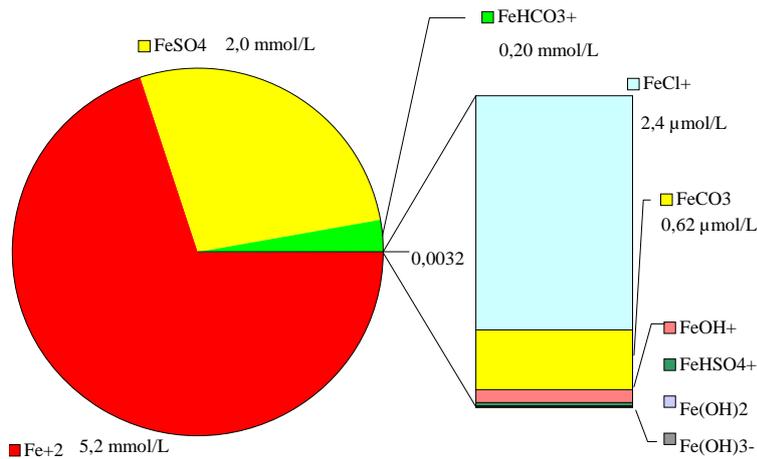


Abb. 7-22: Zusammensetzung des gelösten Eisen(II) im GW_max

Dadurch ist im Gleichgewicht mit Eisencarbonat wesentlich mehr Gesamteisen in Lösung als z.B. ohne Berücksichtigung der Komplexspecies zu erwarten wäre.

Die gemessenen Analysenparameter sind auch nicht immer untereinander konsistent (Analysefehler, Einfluss von Ultraspurenkonzentrationen). Die berechneten Redoxpotenziale und Mineralsättigungen enthält Tab. 7-4.

Tab. 7-4: Berechnete Mineralsättigungen in den repräsentativen Grundwässern

Parameter		GW_max	strömendes GW	Sulfidmax.	GW-oP	Geschiebemergel
		P3_14.12.2004	P2	MLP1-2_27.7.2005	GP3	AN2-4
SI(Fe(OH) ₃ (a))	1	def= 0	def= 0	def= 0	def= 0	def= 0
pE(gemessen)	1	5,25	5,09	4,27	8,45	3,34
pE (Fe)	1	3,8	6,3	6,3	8,6	1,75
pE(S)	1	-	-0,7	-	-	-
K _{S4,3}	mmol/L	1,09 ... 0,74	0,6	0,24	0,06...0,19	9...9,75
DIC	mg/L	63 ... 43	42	64	64...214	154 ... 167
SI(Gypsum)	1	-0,15	-0,13	-0,78	-1,03	-0,22
SI(Siderite)	1	0,25 ... 0,05	-0,26	-1,57 .. -1,15	-2,6...-3,1	1,25
SI(Calcite)		-2,1 ... -2,27	-2,3	-3,4 ... -3	-4,8...-4,3	0,14 .. 0,17
SI(Al(OH) ₃ (a))	1	-0,68	-0,93	-2,18	-3,12	0,95
SI(Jurbanit)	1	0,82	0,62	0,08	0,33	0,11

Abweichungen zwischen berechneten und gemessenen Milieuparametern:

- Redoxpotenzial pE (Konsistenz von Redoxpaaren)
 - o gemessen
 - o berechnetes RedOx-Paar Eisen(II)/Eisen(III)
 - o berechnetes RedOx-Paar Sulfat/Sulfid

Das gemessene Redoxpotenzial, als Summenparameter, mittelt die im Wasser vorliegenden Potenziale aller Redoxsysteme. Das Eisen- und das Schwefelsystem müssen im realen Wasser nicht miteinander im Gleichgewicht stehen. Die für das Redoxpotenzial maßgebliche, aber im

Grundwasser nicht messbar niedrige Eisen(III)konzentration, wird in den Berechnungen über das Gleichgewicht mit einer Eisenhydroxidphase kalkuliert. Bei der Definition der Eisen(III)-konzentration, als Sättigung mit amorphem Hydroxid, werden generell scheinbare Übersättigungen von Goethite, Hematite und anderen Eisen(III)mineralen berechnet. Dazu zählt auch ein Eisen(III)hydroxochlorid ($\text{Fe}(\text{OH})_{2,7}\text{Cl}_{0,3}$), das möglicherweise als Chloridsenke für die niedrigen Chloridkonzentrationen einiger Kippengrundwässer verantwortlich sein könnte (KOCH et al. 2006).

- Hydrogencarbonatpufferung (Konsistenz von pH, DIC und $K_{\text{S}_{4,3}}$)
 - Gesamter gelöster anorganischer Kohlenstoff (DIC)
 - $K_{\text{S}_{4,3}}$ als Hydrogencarbonatkonzentration interpretiert

Unterschiede können bereits durch Gasaustrag bei der Probenahme und Analyse, sowie durch Überlagerung mit anderen Puffersystemen auftreten. Deshalb muss der wahrscheinlichste Wert ermittelt werden.

Die Sättigung mit den verschiedenen Eisen(III)hydroxysulfaten (Jarosite) hängt im anoxischen Grundwasser empfindlich vom Redoxpotenzial ab und ist deshalb schwer kalkulierbar.

Häufig wird die Übersättigung mit Aluminiummineralen, vor allem für Jurbanit und verschiedene Aluminiumhydroxide berechnet. Zum Neutralisationspotenzial trägt Aluminium allerdings nur wenig bei. Bei durch den Ascheeintrag induzierten Mineralbildungen kann es als Zwischenprodukt in der Porenlösung auftreten. Auch bekannte Manganminerale sind in den Grundwässern nicht stabil.

Besonders schwierig ist die Einschätzung der sulfatreduzierten Grundwässer. Unter den verschiedenen Redoxbedingungen erschien jedoch die Bildung von elementarem Schwefel meist thermodynamisch möglich, wohingegen für amorphes Eisensulfid als erstes Fällungsprodukt keine Übersättigung berechnet wurde.

7.4.2 Sättigungsgleichgewichte mit Mineralphasen

Die thermodynamischen Gleichgewichtskonstanten im Porengel des Grundwasserleiters weichen meist von den tabellierten Daten (PARKHURST & APPELO 1999) ab. Für ein die Vorgänge im Untersuchungsgebiet adäquat beschreibendes geochemisches Modell ist eine möglichst genaue Kenntnis dieser Parameter erforderlich.

Die individuellen Gleichgewichtslagen im Porengel des Versuchsgebietes wurden durch statistische Auswertung der Analysen nach Pkt.3.3.3 annähernd ermittelt. Die für die ausgewählten Analysen gebietstypischen Aktivitätskoeffizienten und Komplexbildungsfaktoren sind in Tab. 7-5 zusammengestellt.

Tab. 7-5: Berechnete Aktivitätskoeffizienten und Komplexbildungsfaktoren für das Grundwasser im Versuchsgebiet.

		GW_max	strömendes GW	Geschiebemergel	GW- oP	Sulfidmax.	repr. Mittel
		P3 14.12.2004	P2	AN2-4	GP3	MLP1-2 27.7.2005	
HCO ₃	f _K	0,78	0,83	0,93	0,96	0,93	
	lg f _f	-0,08	-0,08	-0,08	-0,05	-0,05	
	lg f _{korrr}	-0,19	-0,16	-0,11	-0,06	-0,09	-0,15
Ca	f _K	0,65	0,70	0,75	0,82	0,80	
	lg f _f	-0,33	-0,31	-0,30	-0,18	-0,22	
	lg f _{korrr}	-0,52	-0,47	-0,43	-0,27	-0,31	-0,45
Fe ²⁺	f _K	0,70	0,74	0,61	0,86	0,84	
	lg f _f	-0,35	-0,33	-0,31	-0,19	-0,23	
	lg f _{korrr}	-0,51	-0,46	-0,53	-0,26	-0,30	-0,50
SO ₄	f _K	0,71	0,69	0,69	0,80	0,78	
	lg f _f	-0,35	-0,32	-0,31	-0,19	-0,22	
	lg f _{korrr}	-0,50	-0,48	-0,47	-0,28	-0,33	-0,45
HS ⁻	f _K					0,91	
	lg f _f					-0,06	
	lg f _{korrr}					-0,10	-0,1

In Abb. 7-23 werden mögliche Phasengleichgewichte mit Siderit über die entsprechenden Ionenprodukte geprüft. Die über den TIC oder den $K_{S4,3}$ (entspricht HCO₃) ermittelten Ionenprodukte für Siderit unterscheiden sich wenig.

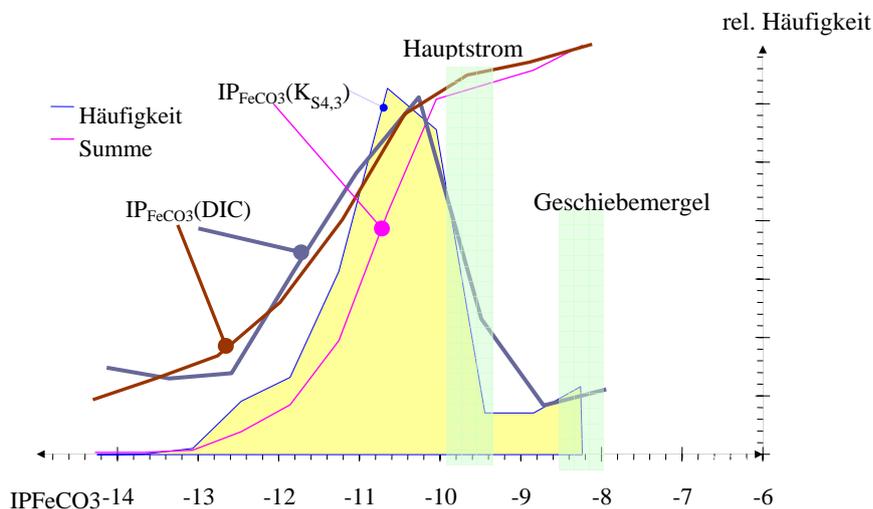


Abb. 7-23: Häufigkeitsauswertung für das Ionenprodukt IP_{FeCO_3} von Eisencarbonat (Siderit)

Die Häufigkeitsverteilung bricht erst bei den Analysen aus dem Geschiebemergel ab. Die Eisenkonzentration im Grundwasser des Geschiebemergels wird mit hoher Wahrscheinlichkeit durch das Sideritgleichgewicht limitiert.

Die gleiche Auswertung wird für Calcit durchgeführt (Abb. 7-24).

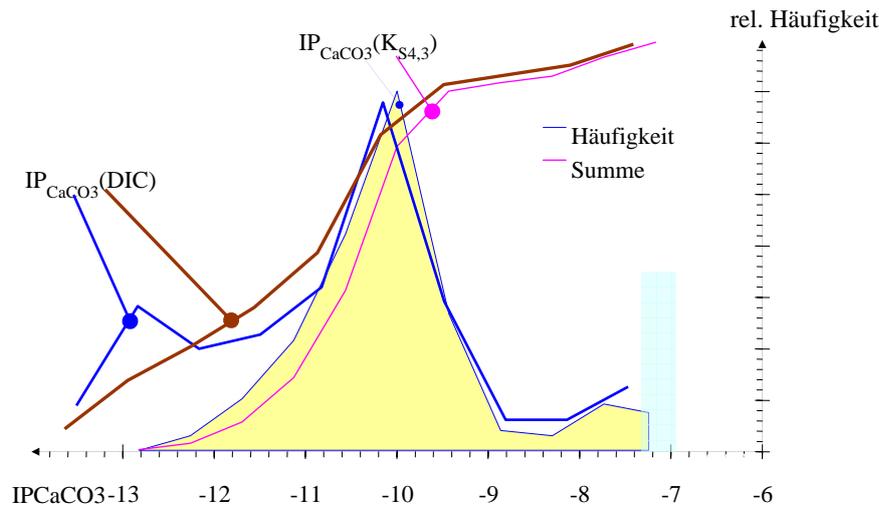


Abb. 7-24: Häufigkeitsauswertung für das Ionenprodukt IP_{CaCO_3} mit Calciumcarbonat (Calcit)

Die Betrachtung der Zeitreihen ergibt, dass die Calcitsättigung höchstens die Grundwasserbeschaffenheit im Geschiebemergel bestimmt. Im Geschiebemergel ist deshalb noch Neutralisationskapazität in Form von Calcit vorhanden.

Die Auswertung der Beschaffenheitsdaten bezüglich der Gipssättigung zeigt Abb. 7-25.

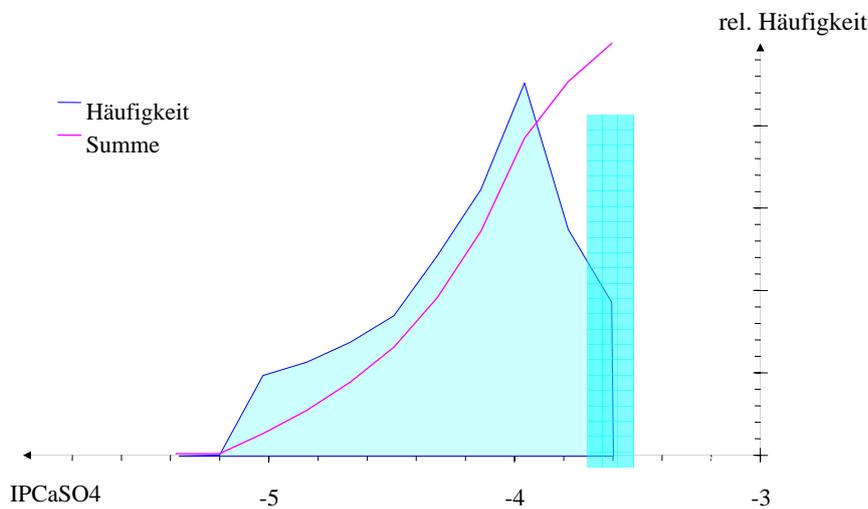


Abb. 7-25: Häufigkeitsauswertung für das Ionenprodukt IP_{CaSO_4} mit Calciumsulfat (Gypsum)

Im Vergleich mit den thermodynamischen Konstanten kann im Geschiebemergel Gips nicht ausgeschlossen werden.

Die Ionenprodukte für Eisensulfid am MLP1 lagen weit unter den zu erwartenden Sättigungswerten. Damit war die beobachtete Sulfatreduktion nicht sanierungswirksam, weil noch kein

Eisensulfid ausgefällt wurde. Die aus den statistischen Auswertungen abgeleiteten Parameter sind in Tab. 7-6 zusammengestellt.

Tab. 7-6: Ergebnisse der Gleichgewichtsbetrachtungen und Korrekturvorschlag für die hydrogeochemische Modellierung

Kriterium	Theorie			Skadodamm	nach KOCH et al. (2006)	Korrektur der Sättigung
	log K	Summe f_{kor}_i	$IP_{X, G}$	ermittelt/verwendet		SI
IP(FeS)	-3,9	0,50 + 0,10	-3,30		-2,3	0,20
IP(Siderite)	-10,9	0,50 + 0,15	-10,25	-9,5	-10,1	0,20
IP(Calcite)	-8,50	0,45 + 0,15	-7,60	-7,2		0
IP(Gypsum)	-4,58	0,45 + 0,45	-3,68	3,6	-	0
IP(Sulfur)	-12,9	0,10	-12,8		?	0,10

Mit den Sättigungsindices (SI) in Tab. 7-6 werden beobachtete Abweichungen der Gleichgewichtskonstanten von den in PhreeqC (PARKHURST & APPELO 1999) tabellierten Standardwerten ausgeglichen.

7.4.3 Schwermetalle

Im Untersuchungsjahr 2006 wurden zusätzlich Schwermetalle (99 Proben) im Grundwasser untersucht. Die im Untersuchungsgebiet gemessenen Schwermetallkonzentrationen werden in Tab. 7-7 mit Messwerten des Seewassermonitorings (1995-2004) verglichen.

Tab. 7-7: Konzentrationsbereiche der relevanten Schwermetalle im Untersuchungsgebiet im Vergleich zu Seewasserdaten aus Skado

Parameter	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	As
GW-Skadodamm							
Minimum	<0,0003	<0,01	<0,01	<0,02	<0,002	<0,01	<0,001
arithmetisches Mittel	0,0017	<0,01	<0,01	0,36	<0,002	0,37	0,048
Maximum	0,0140	0,02	0,04	1,16	0,010	1,31	0,290
Skado 1995 - 2004							
Minimum	<0,0003	<0,01	<0,01	0,015	<0,002	0,07	0,002
arithmetisches Mittel	0,0004	<0,01	0,01	0,097	0,003	0,25	0,011
Maximum	0,0042	0,01	0,03	0,231	0,020	0,52	0,020
Auswertung				x		x	x

Die Messwerte liegen meist nahe der Bestimmungsgrenze. Die Konzentrationen von Nickel, Zink und Arsen sind im Kippengrundwasser des Skadodammes höher als im Tagebausee Skado. Deshalb werden diese Daten detaillierter ausgewertet. Abb. 7-26 zeigt Häufigkeitsverteilungen für Arsen, Nickel und Zink.

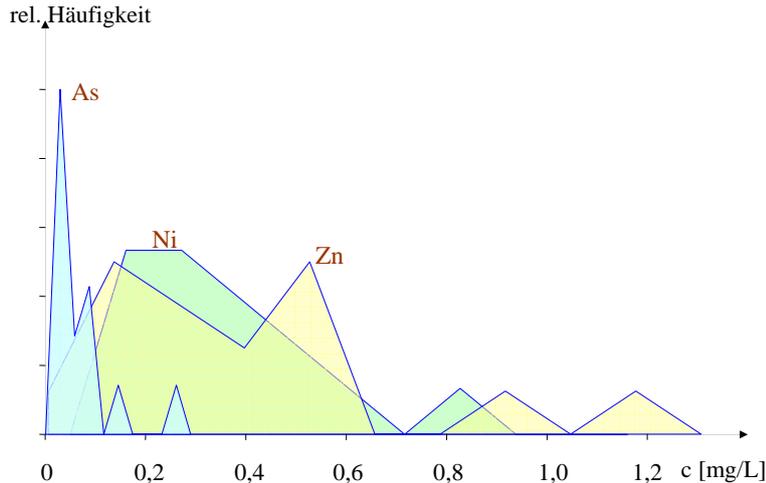


Abb. 7-26: Häufigkeitsverteilungen für Arsen, Nickel und Zink

Die gemessenen Arsenkonzentrationen überschreiten $100 \mu\text{g/L}$ nur in wenigen Fällen. Die leicht erhöhten Werte ($>20 \mu\text{g/L}$) wurden im unbehandelten Grundwasserstrom und im Abstrom des WA2 bestimmt.

Nickel, Arsen, Zink sowie Cadmium bildeten ursprünglich sulfidische Begleitminerale des Pyrits und werden im Tagebauseesediment an Eisen(III)hydroxiden sulfidisch gebunden. Bei der Bildung von Kippengrundwasser unter reduktiver Rücklösung der Sedimente, wurden auch die Schwermetalle wieder mobilisiert. Dabei stieg der pH-Wert an und Aluminium fiel aus, wobei zufällig auch höhere Konzentrationsspitzen auftreten als im Seewasser. Die Konzentrationsverläufe während der Untersuchungszeit sind kausal nicht zu erklärenden Schwankungen ausgesetzt. Deshalb ist auch hier eine statistische Auswertung angebracht.

Zur Interpretation der Daten werden diese in folgende Gruppen eingeordnet:

- o **Zulauf**, bzw. unbeeinflusste Grundwässer des Hauptstromes: AN2-2, AN2-3, GP3, P2, P3
- o **Wandabstrom**: MLP1-2, MLP1-2, MLP2-2, MLP2-3, GP4, MLP3-1, MLP3-2, MLP3-3
- o **Geschiebemergel**: AN2-4, MLP1-4
- o Geschiebemergel mit Seewasserinfiltrat: **MLP2-4**

Die Mittelwerte und Standardabweichungen dieser Grundwässer enthält Tab. 7-8.

Tab. 7-8: Mittelwerte und Standardabweichungen (Stabw) der Grundwässer

		Zulauf		Wandabstrom		Geschiebemergel		MLP2-4	
		Mittel	Stabw	Mittel	Stabw	Mittel	Stabw	Mittel	Stabw
pH	1	4,98	0,59	4,95	0,58	6,85	0,26	6,39	0,23
Fe	mg/L	227	109	116	82	52	63	180	127
Mn	mg/L	3,8	1,4	2,4	1,1	3,0	1,0	3,4	1,5
Al	mg/L	3,5	3,5	3,7	4,3	0,8	0,4	0,9	0,3
Cd	mg/l	0,0026	0,0045	0,0016	0,0022	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
Cr	mg/l	0,0082	0,0082	0,0037	0,0058	0,0018	0,0045	0,0000	0,0000
Cu	mg/l	0,0039	0,0092	0,0018	0,0046	0,0033	0,0082	0,0000	0,0000
Ni	mg/l	0,552	0,327	0,323	0,168	0,041	0,033	0,047	0,042
Pb	mg/l	0,0022	0,0027	0,0008	0,0017	0,0005	0,0012	0,0010	0,0017
Zn	mg/l	0,53	0,37	0,34	0,30	0,14	0,17	0,08	0,08
As	mg/l	0,080	0,072	0,038	0,046	0,012	0,012	0,014	0,010

Davon werden wieder nur die Konzentrationsmittelwerte mit ihren Standardabweichungen von Nickel, Zink und Arsen in Abb. 7-27 bis Abb. 7-29 verglichen.

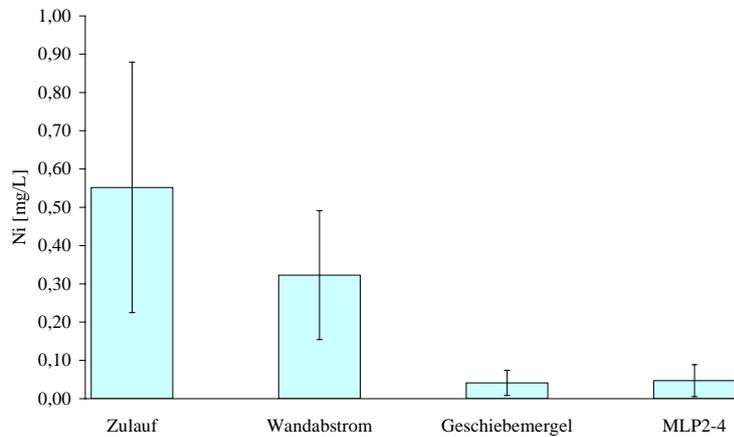


Abb. 7-27: Vergleich der Konzentrationen von Nickel in den Grundwassergruppen

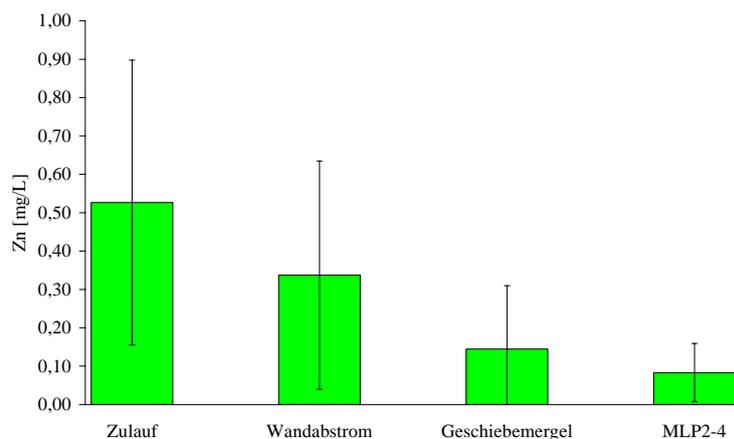


Abb. 7-28: Vergleich der Konzentrationen von Zink in den Grundwassergruppen

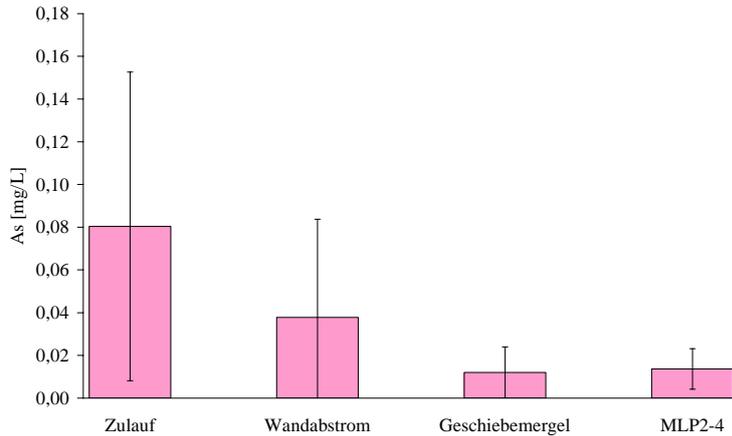


Abb. 7-29: Vergleich der Konzentrationen von Arsen in den Grundwassergruppen

Bei den hohen Standardabweichungen ist der Unterschied in den Mittelwerten zwischen Zu- und Wandabstrom nicht signifikant. Es ist von keiner Veränderung auszugehen, wenn auch die Mittelwerte im Abstrom niedriger sind.

Dabei deutet sich beim Vergleich des Hauptstromes mit den Geschiebemergelwässern bei Zink eine Abhängigkeit vom pH-Wert an.

8 Modellierungen

8.1 Grundwasserströmungsmodellierung

8.1.1 Modell

BILEK (2005) unterteilte den Kippengrundwasserleiter in 20 Schichten. Davon waren aber nur 10 der Erkundung zugänglich. Die AFB-Kippe (Abraumförderbrückenkippe) in Abb. 8-1 enthält den im Liegenden der WA 1 und WA 2 vorgefundenem Geschiebemergel.

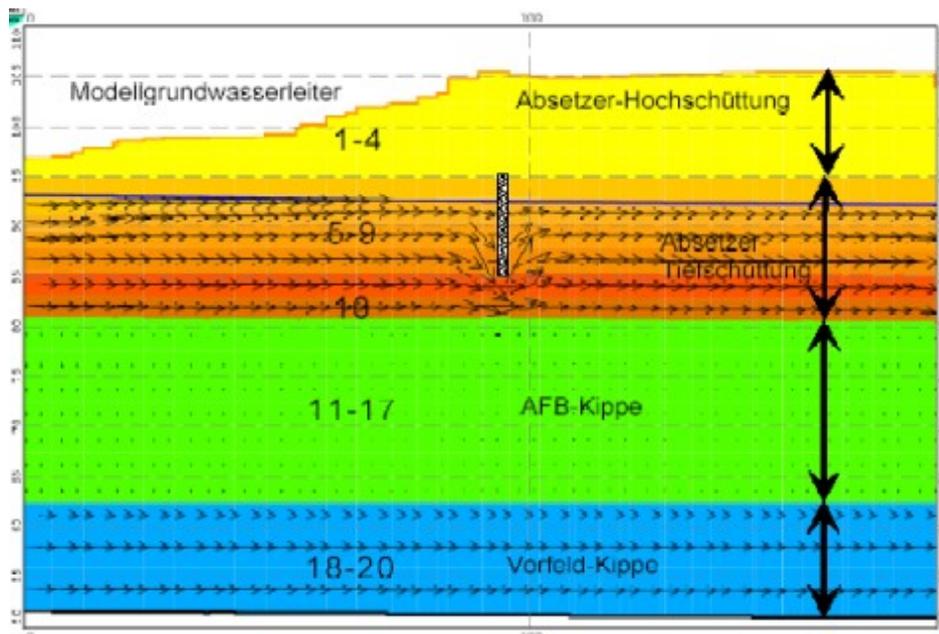


Abb. 8-1: Modellaufbau und orientierendes Strömungsprofil nach BILEK (2005)

Dabei wurden die Verhältnisse der k_f -Werte im vorhandenen versteckten Damm und im unverdichteten Bereich der Absetzerkippe mit berücksichtigt.

8.1.2 Horizontales Strömungsfeld

Das Grundwasserströmungsfeld wurde für die gemessenen Verhältnisse nach dem Einbau der WA1 und WA2 modelliert. Abb. 8-2 zeigt den zugehörigen Ausschnitt an den beiden Wänden.

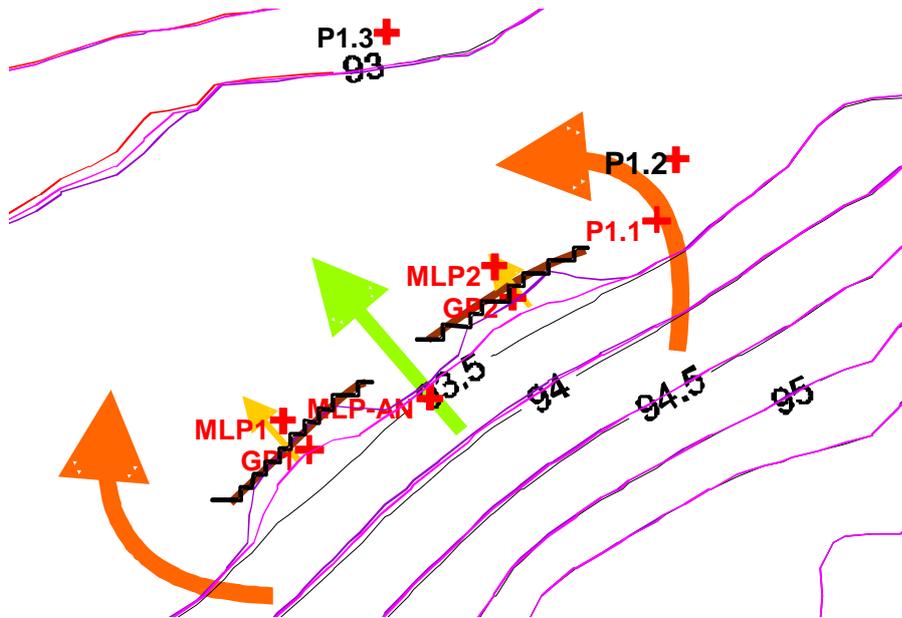


Abb. 8-2: Strömungsfeld an den Reaktiven Wänden bei k_f -Werten der Wand $k_f \approx 1 \cdot 10^{-5}$ bis $k_f \approx 1 \cdot 10^{-7}$ m/s

Die dichtende Wirkung der Wände bewirkt eine Umströmung des konstruktiv beeinflussten Bereiches. Sowohl die oberstromigen als auch die abstromigen Hydroisohypsen verlagern sich dadurch auf die jeweilige Wand zu.

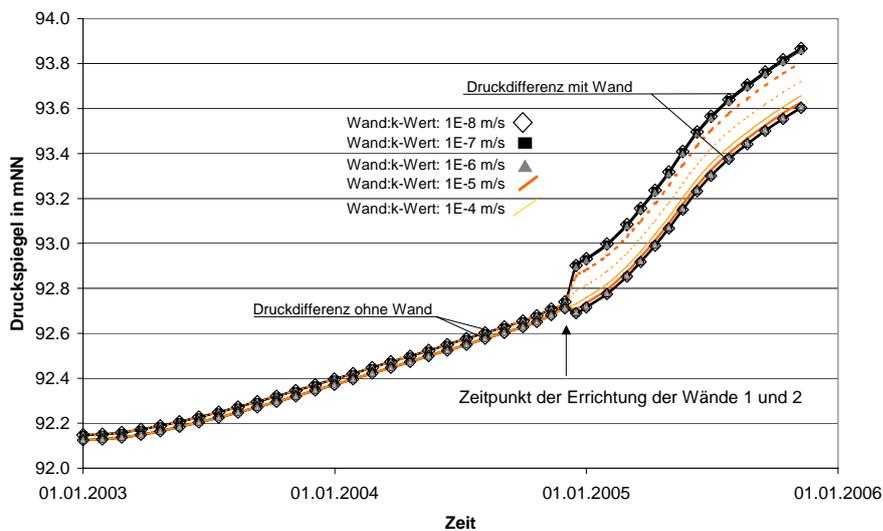


Abb. 8-3: Ganglinien der Wasserstände am GP1 und MLP1 des WA 1 und Berechnung für verschiedene k_f -Werte der reaktiven Wand (BILEK 2005a)

Abb. 8-3 veranschaulicht die Abhängigkeit dieser Druckdifferenzen vom k_f -Wert innerhalb der Wandabschnitte für die berechneten Ganglinien an den beiden Beobachtungsmessstellen GP1 und MLP1 am Wandabschnitt 1. Die berechneten Ganglinien stimmen recht gut mit den Beobachtungen überein.

Diese Druckdifferenzen zeigen, dass im Bereich der Wände ein auf die repräsentative Wandbreite von 5 m bezogener k_f -Wert von $4 \cdot 10^{-6}$ m/s oder kleiner vorherrscht. Dabei bewirkt ein k_f -Wert, der kleiner ist als $1 \cdot 10^{-6}$ m/s keine wesentliche weitere Veränderung der hydraulischen Gegebenheiten mehr, denn die Wand ist im Vergleich zur hydraulischen Durchlässigkeit des umgebenden Kippenmaterials als dicht anzusehen.

Die prozentualen Anteile des Volumenstromes durch die Wände, das Gate bzw. die liegende AFB-Kippe zeigen, dass bei den abgeschätzten k_f -Werten nur noch weniger als die Hälfte des ursprünglichen Volumenstromes durch den konstruktiv beeinflussten Bereich fließt.

Die Ergebnisse wurden auf den unmittelbaren Beobachtungsraum bezogen, da die Strömung unter dem Geschiebemergel nicht für die Bewertung der reaktiven Wände von Bedeutung ist.

Tab. 8-1: Strömungsanteile (%) ohne Unterströmung (nach BILEK 2005a, umgerechnet)

	Wände	Gates und vorbei	Summe
ohne Wand	89,5	10,45	93
geringdurchlässige Wand ($k_f \approx 10^{-6}$)	12,2	87,8	69
dichte Wand ($k_f \approx 10^{-8}$)	0,14	99,86	67

Der durch die Wände behandelte Grundwasserstrom ist klein im Vergleich zum umströmenden Anteil. Die den Wanddurchfluss erfassenden Messstellen erhalten kein die Wände umströmendes, also kein unbehandeltes, Wasser.

8.1.3 Vertikales Strömungsfeld

Das von BILEK (2005a) modellierte vertikale Strömungsfeld an den Wandabschnitten WA1 und WA2 ist in Abb. 8-4 dargestellt.

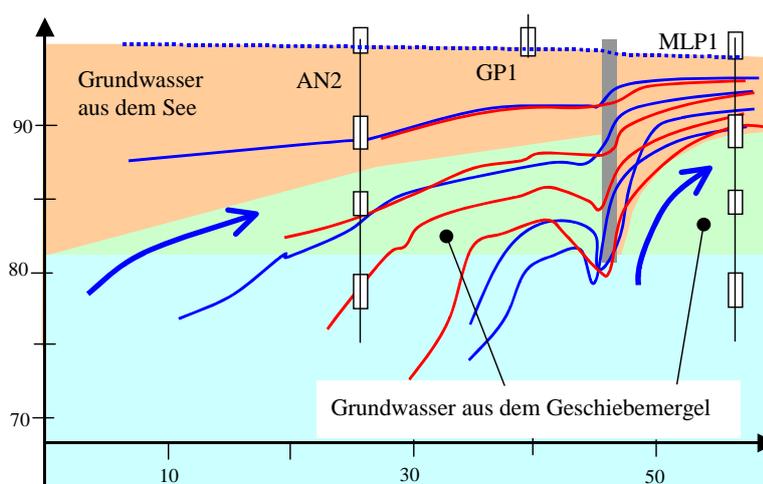


Abb. 8-4: Vertikales Strömungsprofil als Stromliniendarstellung für den WA1 (blau) und WA2 (rot), sowie der dadurch entstehende Grundwasserkörper

Die Aufenthaltszeit des Grundwassers zwischen den Wänden 1 und 2 und der MLP 1 und 2 beträgt demnach für stationäre Verhältnisse und ohne Förderbetrieb je nach Teufenlage 8 bis 13 Monate. Das Strömungsfeld wird im unmittelbaren Abstrom der Wände von aufstei-

gendem Grundwasser geprägt. Im Nahbereich der Wände dringen demnach erhebliche Mengen von Grundwasser aus dem Geschiebemergel in den darüber liegenden horizontal durchströmten GWL ein. Die in den Geschiebemergel eingebetteten Wände werden unterströmt, wobei potenziell saures Grundwasser den gut gepufferten Geschiebemergel durchströmt. Demnach hätten bereits im Widerspruch zu Pkt.7.3.1 der AN2-3 und die MLP1-2 und -3 von aufsteigendem Grundwasser aus dem Geschiebemergel (AFB-Kippe) erreicht werden müssen.

Das berechnete Stromlinienprofil lässt sich durch die Ergebnisse des Beschaffenheitsmonitorings (Abb. 7-16, Abb. 7-17) nicht bestätigen. Es muss weiterhin von einem nahezu undurchlässigen Geschiebemergel ausgegangen werden. Auf Grund der geringen Durchlässigkeit des Geschiebemergels ist auch das am MLP2-4 (Abb. 7-18) nachgewiesene Grundwasser aus dem Hauptstrom nicht auf eine Unterströmung des WA2 zurückzuführen, sondern auf Strömungsverhältnisse vor dem Wandbau.

Für die Präzisierung des Strömungsmodells wurden von BILEK (2005a) zwei Pumpversuche an den Messstellen hinter den WA 1 und 2 vorgeschlagen, die jedoch die Strömungsverhältnisse im Wandabstrom stark verändert hätte. Dadurch hätte das Beschaffenheitsmonitoring keine verwertbaren Ergebnisse mehr gebracht. Deshalb ließen sich die horizontalen Strömungsmodelle nicht mehr präzisieren.

8.2 Grundlagen der Beschaffenheitsmodellierung

8.2.1 Modellansatz für das Porensystem

Für die Modellierungen wird das geochemische Rechenprogramm PHREEQC2 von PARKHURST & APPELO (1999) mit seinem umfangreichen Basisdatensatz *Wateq4f.dat* eingesetzt.

Zur Modellierung von Prozessen im Grundwasser oder Filterschüttungen wird das Porenkanalsystem auf eine ideale Kugelschüttung und/oder ein Rohrbündel übertragen (Abb. 8-5). Dabei wird ein gleiches Porenflächen-Volumen-Verhältnis zwischen den Systemen gefordert (Äquivalenzkriterium).

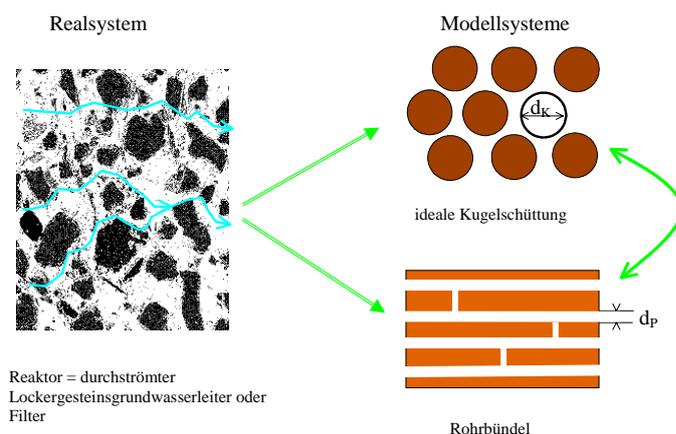


Abb. 8-5: Übertragung eines gesättigt durchströmten Reaktors auf die Prozessmodelle einer idealen Kugelschüttung und eines Rohrbündels

Dadurch ist der Kugeldurchmesser der idealen Kugelschüttung oder der Rohrdurchmesser des Rohrbündels festgelegt. Beide Betrachtungsweisen sind untereinander austauschbar. Damit lässt sich auch der Strömungswiderstand (s. Pkt. 3.3.6 und Pkt. 3.3.7) beschreiben. Alle im

Porengel (Pkt.3.3) zusammengefassten Phasen und Reaktionen werden in Wechselwirkung mit der strömenden Lösung (bulk) für vorgegebene Volumenelemente definiert.

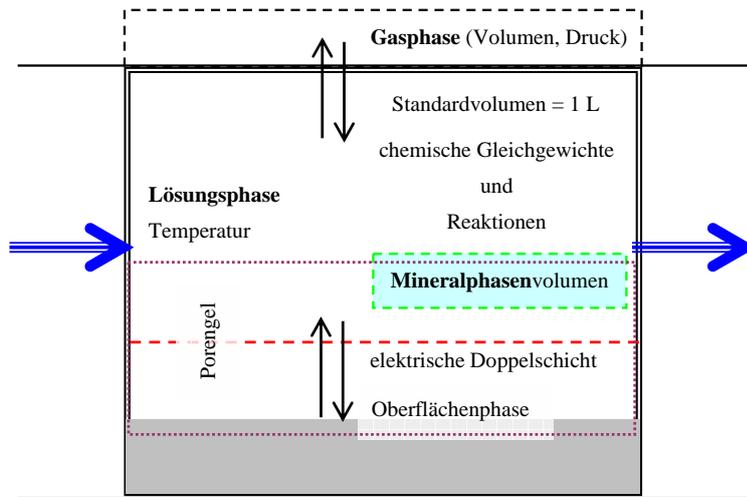


Abb. 8-6: Volumenelement (mixed cell) mit zu berücksichtigenden Phasen und Wechselwirkungen

Die im Basisdatensatz zusammengestellten Gleichgewichtskonstanten und Parameter zur Berechnung der Temperaturabhängigkeit u. s. w. lassen sich erweitern. Damit können die Ergebnisse des Monitorings und die von Laborversuchen in das Modellsystem eingefügt werden.

In der durchströmten Fließstrecke finden Transport- und Mischungsprozesse (Dispersion) statt. Die zu modellierende Stromröhre wird in eine Kette von Mischreaktoren eingeteilt. Nach Gleichgewichtseinstellung und Ablauf weiterer definierter Reaktionen wird die mobile Phase in die nächste Zelle geschoben und die definierten Reaktionen laufen erneut ab.

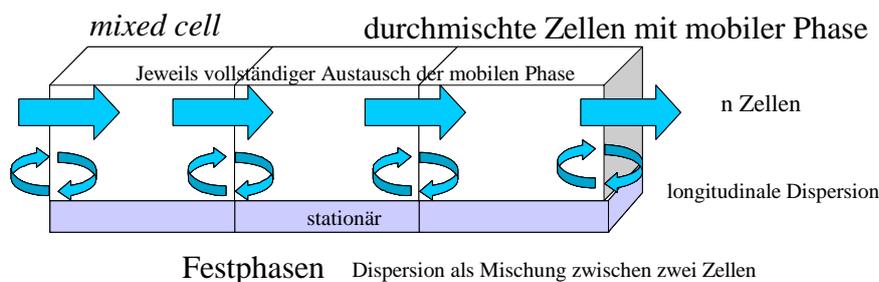


Abb. 8-7: Rührstufenmodell aus mixed cells, entsprechend Abb. 8-6

Die Formulierung der Aufgabenstellung in den sog. Input-files erfordert allerdings besondere Sorgfalt. Die programmeigene Syntax (*manual*) ist dabei zu beachten. Hilfreich ist auch die von MERKEL et al. (2002) in deutscher Sprache vorliegende Einführung in die Modellierung geochemischer Probleme mit PhreeqC. Vorteilhaft hat sich bei spezifischen Problemstellungen die Erstellung des input-files und die Auswertung des selected_output-files über Tabellenkalkulation erwiesen.

8.2.2 Modellansatz für Reaktionen in passiven reaktiven Wänden

Der in Abb. 8-8 dargestellte Schnitt durch die passive reaktive Wand ist in ein hydrogeochemisches Modell zu überführen. Dazu werden zuerst die Vorgänge bei der Herstellung der Wand betrachtet und anschließend deren Durchströmung mit potenziell saurem Grundwasser.

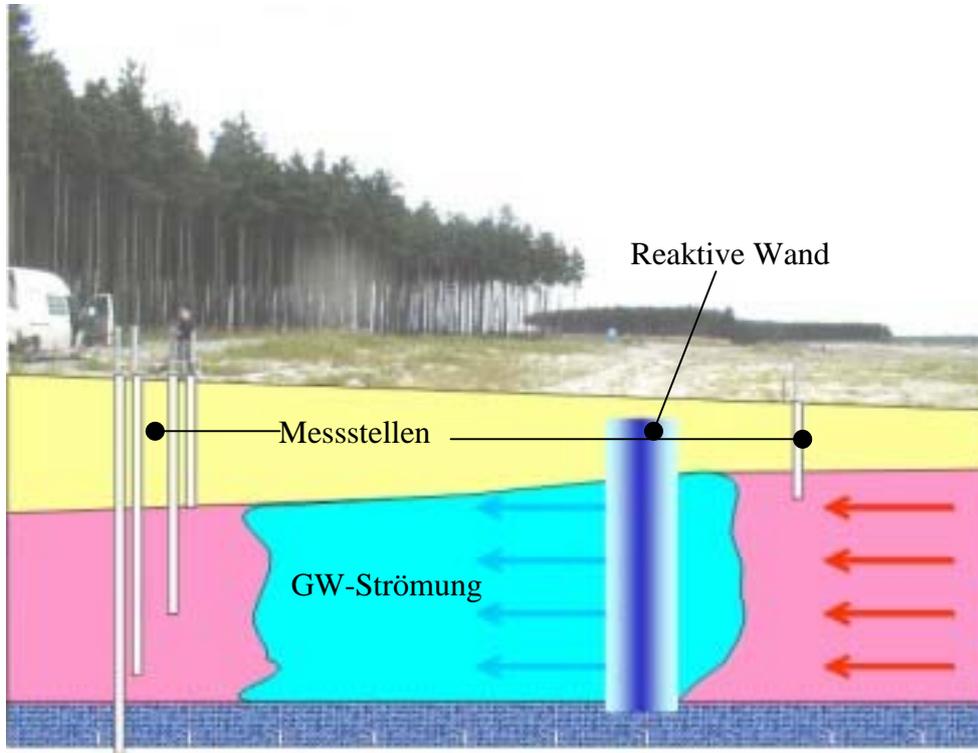


Abb. 8-8: Schnitt durch den Grundwasserleiter mit reaktiver Wand (Funktionsschema)

Die Vorgänge beim Einrütteln der Injektionslanze mit gleichzeitigem Injizieren der Aschesuspension (Pkt. 4.1) lassen sich idealisiert entsprechend Abb. 8-9 darstellen. Dabei wird auf eine Grundwasserströmungsrichtung von links nach rechts orientiert.

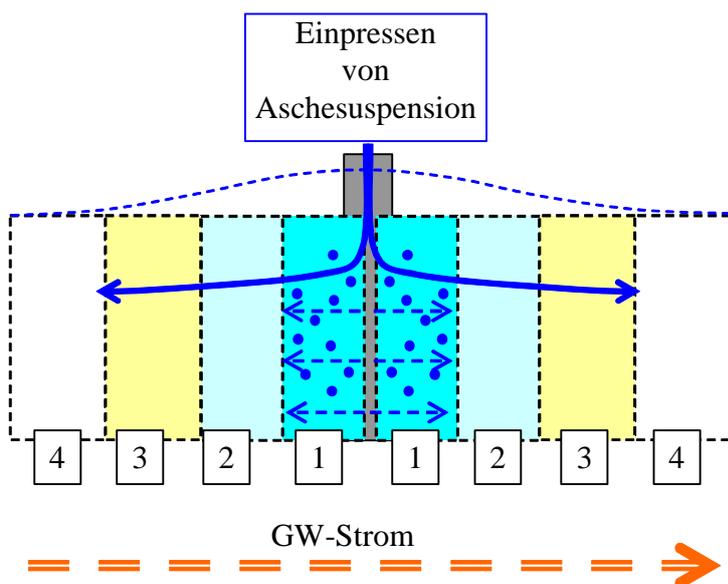


Abb. 8-9: Zonenbildung beim Einrütteln und injizieren der Aschesuspension Reaktiven Wand

Beim Einrütteln und injizieren der Aschesuspension in den Untergrund bilden sich idealisiert quer zur Wand die Zonen 1 bis 3, die in den unbeeinflussten Grundwasserleiter (4) übergehen:

Zone 1 Asche-Kippensand-Gemisch

- o Einlagerung von Aschepartikeln in das Porengerüst (*Mörtelbildung* möglich)
- o Porenraumgewinnung durch Porengelmobilisierung möglich

Zone 2 alkalischer Bereich mit Aschewasserinfiltrat

- o Porenraumgewinnung durch Porengelmobilisierung
- o Fällung von Sekundärmineralen (Siderit, Calcit, Eisen(II)hydroxid)

Zone 3 neutraler Bereich mit Aschewasserinfiltrat

- o Ausräumen des Porengels wegen geringer Ionenstärken möglich,

Zone 4 unbeeinflusster Grundwasserleiter

- o Mischung mit potenziell saurem Grundwasser

Vergrößert stellt Abb. 8-10 diese Zonen dar.

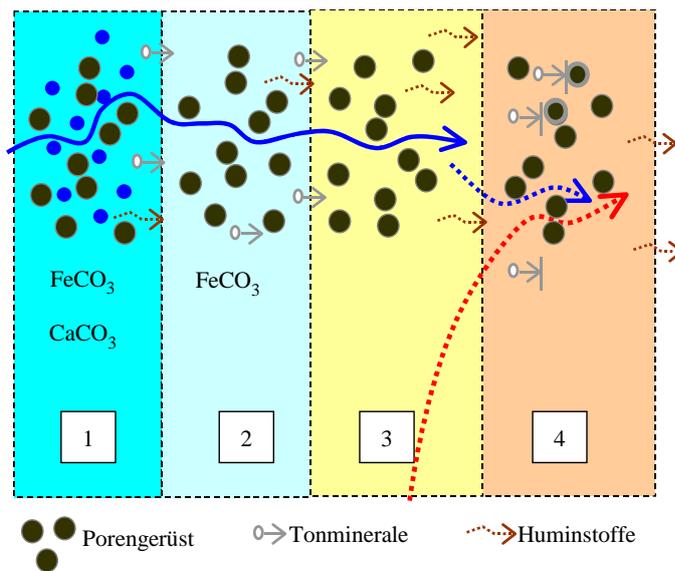


Abb. 8-10: Reaktionszonen der reaktiven Wand und des angrenzenden Grundwasserleiters

8.3 Modellierung des Eindringens von Lauge in den Kippengrundwasserleiter (Laborversuche)

8.3.1 Parametrisierung des "Porengels"

Die Säulenfilterfließstrecke wurde als ein *mixed cells*-Modell in PhreeqC beschrieben. Der Tonmineral- und Huminstoffaustrag konnte noch nicht berücksichtigt werden. Der Versuchsbetrieb wurde idealisiert, in dem jeder Versuchsphase eine konstante Zulaufbeschaffenheit zugeordnet wurde. Die Löslichkeit der Mineralphasen wurden über die für den Kippengrundwasserleiter ermittelten repräsentativen Sättigungsindices nach Tab. 7-6 korrigiert.

Zur Beschreibung der hohen Sorptionskapazität für Hydroxylionen wurde das für Grundwasserleiter in Pkt.3.3.2 beschriebene *Sandmodell* um eine sehr schwach sorbierende Oberflächengruppe (l = low) erweitert. Diese reagiert erst bei hohen pH-Werten.

Tab. 8-2: Definition von Oberflächenkomplexen mit bereits optimierten Gleichgewichtskonstanten

	Komplex	log_K
Sand_wOH	= Sand_wOH	1,00
Sand_wOH + H+	= Sand_wOH2+	4,50
Sand_wOH	= Sand_wO- + H+	-7,20
Sand_wOH + Ca+2	= Sand_wOHCa+2	1,00
Sand_wOH + Fe+2	= Sand_wOHFe+2	1,00
Sand_wOH + Ca+2	= Sand_wOCa+ + H+	-3,00
Sand_wOH + SO4-2	= Sand_wOHSO4-2	1,00
Sand_IOH	= Sand_IOH	0,00
Sand_IOH	= Sand_IO- + H+	-11,00
Sand_IO- + Ca+2 + OH-	= Sand_IOC_aOH	6,00

Die Anpassung des Modells an den Versuchsverlauf ergab folgende Konzentrationen:

- o Sand_wOH 10 mmol/kg
- o Sand_IOH 150 mmol/kg

Die elektrische Doppelschicht wurde unter Standardbedingungen berücksichtigt.

Die aus zwei Filtersäulen bestehende Fließstrecke mit $L=0,99\text{m}$ wurde in 10 mixed cells geteilt. Aus der Leitfähigkeitsänderung, nach der Umstellung von Gipslösung auf alkalisches Wasser, ließ sich keine Dispersivität (α_L) ableiten, weil diese durch Neutralisation und Sorption überlagert wurde. Deshalb wurde $\alpha_L = 0,05$ m eingesetzt.

Der Ablauf der Säule

- o $Q(pH_1, Ltf_1)$ entsprach $n_{\text{cell}}=6$

und der Ablauf der Säule

- o $R(pH_2, Ltf_2)$ $n_{\text{cell}}=10$

Für die Simulation der Versuchszeit wurden 150 bis 200 Transportschritte (shift) benötigt.

8.3.2 Beschaffenheiten von Zulauf und Porenlösungen

Die Beschaffenheiten wurden entsprechend der Wasseranalysen festgelegt. Die Gleichgewichtseinstellung mit der Gipslösung (50% der Sättigung) wurde über die Porenlösung definiert.

Tab. 8-3: Beschaffenheitsdefinitionen in PhreeqC

Parameter:		alkalischer Zulauf	Optionen	Gipslösung	Optionen
temp	°C	13		13	
pH	1	11,70	charge	4,50	
pe	1	(7)		(7)	
redox		O(-2)/O(0)		O(-2)/O(0)	
Na	mg/L	1		1	charge
K	mg/L	1		1	
Ca	mg/L	175		260	
Mg	mg/L	0		0	
Fe(3)	mg/L	0,0001		0,0001	Fe(OH)3(a) -5,00
Fe(2)	mg/L	0,0001		0	
Cl	mg/L	4,3		4,7	
Sulf (SO ₄)	mg/L	3		735	
C (DIC)	mg/L	0,01		12	
O(0)	mg/L	0,01		0,01	

Die Hydroxylionenkonzentration der Zulauflösung berechnete PhreeqC aus dem pH-Wert (charge) und der gemessenen Calciumkonzentration zu 7,82 mmol/L, was im Bereich der im Zulaufwasser gemessenen $K_{S4,3}$ liegt.

8.3.3 Ergebnisse

Zur Interpretation wurde aus der berechneten Ablaufbeschaffenheit ein empirisches Äquivalent für die elektrische Leitfähigkeit nach Gl.(8-1) erzeugt.

$$L_{tf} \approx 35 \cdot (2 \cdot (c_{Ca} + c_{Fe} + c_{Sulfat}) + c_{HCO_3} + c_{Cl} + 5 \cdot c_{OH} + 5 \cdot c_{H^+}) \quad (8-1)$$

Wegen der höheren Äquivalentleitfähigkeit des Hydroxylions und des Wasserstoffions, wurden dessen Konzentrationen stärker gewichtet. Die ausgetauschten Porenvolumina der Versuchsdaten wurden über deren Laugebilanz auf eine konstante Zulaufkonzentration von Hydroxylionen bezogen.

Die Durchbrüche von pH und Leitfähigkeit werden nach Anpassung durch das Modell beschrieben. Dabei wurde der pH-Durchbruch (Abb. 8-11) von Q früher und von R später berechnet. Die weitgehend angepassten Sorptionsparameter enthält bereits Tab. 8-2.

Mit der Kombination der beiden Sorptionsplätze lässt sich die starke Abnahme der Leitfähigkeit bis zum Durchbruch erklären. Der pH-Wert vor dem pH-Durchbruch wird durch das Sand_w-System dominiert, während die Durchbruchkapazität vom Sand_l-system bestimmt wird.

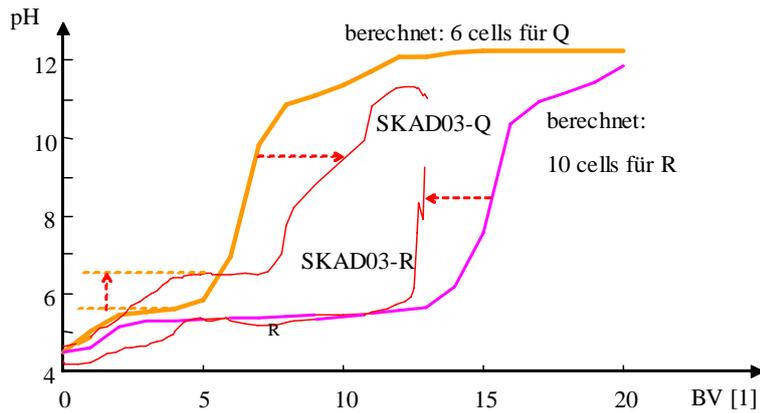


Abb. 8-11: Vergleich zwischen berechneten und gemessenen Verläufen des pH-Wertes des Versuches SKAD03

Die Konzentrationen von Oberflächenkomplexen bezüglich der Porenlösung berechnen sich unter Berücksichtigung des Phasenverhältnisses $z = 6 \text{ kg/L}$ aus der Feststoffbeladung. Die Arbeitshypothese - die Definition von *nur alkalisch reagierenden Oberflächenkomplexen* - konnte bestätigt werden.

8.4 Modellierung von Prozessen in der Passiven Reaktiven Wand

8.4.1 Modellszenarien

Für die Modellierung beschaffenheitsbestimmender Prozesse wurden zwei idealisierte Szenarien ausgewählt (Abb. 8-12).

Beide Szenarien repräsentieren bei der Grundwasserpassage ablaufende für die Wirkung entscheidende Grenzfälle. Der Rückfluss des in Zone 3 befindlichen Porenwassers und der dabei ablaufenden Sorptionsprozesse werden nicht betrachtet. Beide Varianten setzen jeweils eine hydraulisch unveränderte Fließstrecke auf einer Länge von 0,5 m voraus.

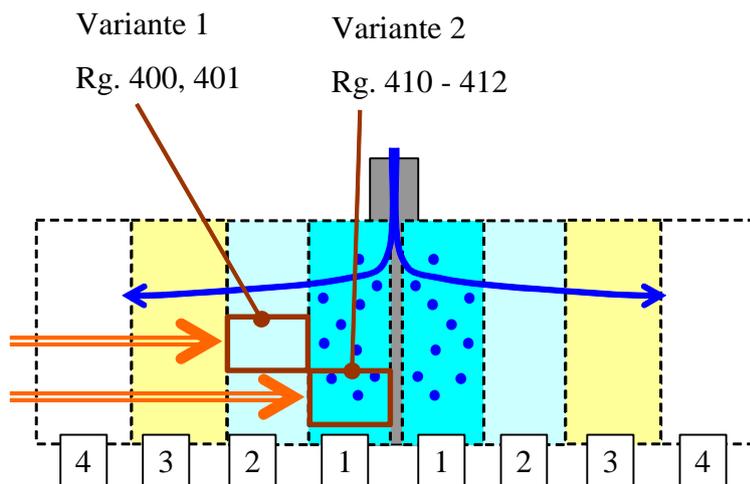


Abb. 8-12: Lage der beiden modellierten Fließstrecken in der Reaktiven Wand

Variante 1 betrachtet das Einströmen von unbehandeltem Grundwasser in die alkalische Zone 2

- o Rechnungen (Rg.) **400** und **401**

Variante 2 betrachtet das Einströmen von unbehandeltem Grundwasser in die reaktive Wand (Zone 1) mit eingelagertem Portlandite, der die wirksamen Aschebestandteile repräsentiert.

- o Rechnungen (Rg.) **410** bis **412**

Beide Szenarien repräsentieren für die Wirkung der Wand entscheidende Grenzfälle. Der Rückfluss des in Zone 3 befindlichen Porenwassers und die dabei ablaufenden Sorptionsprozesse wurden nicht betrachtet. Die zu betrachtenden Zonen müssen, entsprechend der Laborversuche, nur sehr kurz sein und werden für die Modellierung jeweils nur auf einem Fließweg von 0,5 m definiert.

8.4.2 Fließstrecke

Eine Grundwasserfließstrecke von 0,5 m wird in 10 mixed cells aufgeteilt. Bei einer Schüttdichte von 1,8 kg/L und einem spezifischen Porenvolumen $n_p = 0,3$ ergibt sich das Phasenverhältnis von $z = 6$ kg/L. Die Strömungsgeschwindigkeit wurde mit 0,007 m/h (unter Berücksichtigung des Porenvolumens: $v_A \approx 0,56$ m/d) angesetzt. Betrachtet wurde aber nicht die Entwicklung nach der Fließzeit, sondern in Abhängigkeit von den ausgetauschten Porenvolumina der betrachteten 0,5 m. Diese entsprechen den Bettvolumen BV der definierten mixed cells. Ein Bettvolumen BV entsprach somit einem 10-maligen Austausch jeder mixed cell.

Für die Rückvermischung, die auch die numerische Stabilität garantiert, wurde die Dispersivität $\alpha = 0,12$ m als Erfahrungswert eingesetzt.

Tab. 8-4: Parameter der Fließstrecke

Parameter		
Schüttdichte	1,8	kg/L
Porenvolumen	0,3	l
O_{sp}	14,4	m ² /kg
Phasenverhältnis 1/z	6	kg/L
v_f	0,007	m/h
v_A	6E-06	m/s
Länge L	0,5	m
Zelle	0,05	m

Die Porengeldefinitionen wurden von Pkt.8.3 übernommen.

8.4.3 Zulauf- und initiale Porenwasserbeschaffenheit

Bei der Variante 1 wird das repräsentative Grundwasser in ein Porensystem geleitet, das mit zwei unterschiedlich alkalischen Aschewässern (Initialporenwasser) im Gleichgewicht steht.

Bei der Variante 2 ist das Initialporenwasser über das Lösungsgleichgewicht von Portlandit (Ca(OH)_2) definiert. Die Varianten 410 bis 412 unterscheiden sich im Neutralisationspotential (über Fe(2)) der zulaufenden Grundwässer.

Tab. 8-5: Ausgangswässer und Mineralphasen

Rechnung	40*	400	401	41*	410	411	412	
Parameter	Zulauf	Initialporen	Initialporen	Initialporen	Zulauf	Zulauf	Zulauf	
pH	1	5,6	11,86	12,26	13,08	5,60	5,60	5,60
pe	1		-5,07	1	1			
Ca	mmol/L	10,75	4,37	4,37	33,43	10,75	10,75	10,75
Fe	mmol/L	5,38	0,0009	0,0023	0,0169	5,38	15,67	1,79
Fe(2)	mmol/L	5,38	1,8E-06	1,5E-12	1,6E-12	5,38	15,67	1,79
Sulfat	mmol/L	15,65	3,00	1,00	3,00	15,65	15,65	15,65
Na	mmol/L	0,004	0,044	0,044	0,044	0,004	0,004	0,004
Cl	mmol/L	0,79	0,12	0,12	0,12	0,79	0,79	0,79
DIC	mmol/L	3,34	0,008055	0,008	0,0065	3,34	3,34	3,34
HCO3-	mmol/L	0,46	0,000082	0,000033	0,0000018	0,46	0,45	0,46
CO2	mmol/L	2,77	3,0E-10	4,7E-11	3,4E-13	2,77	2,63	2,82
OH-	mmol/L	1,4E-06	2,37	5,91	43,71	1,4E-06	1,4E-06	1,4E-06
Siderite	mmol/L	0	0	0	0	0	0	0
Portlandite	mmol/L	0	0	0	60	0	0	0
Fe(OH)2(a)	mmol/L	0	0	0	0	0	0	0
Calcite	mmol/L	0	0	0	0	0	0	0
Gypsums	mmol/L	0	0	0	0	0	0	0
si_CO2(g)	1	-1,28	<-5	<-5	<-5	-1,28	-1,30	-1,28
si_Siderite	1	-0,23	<-5	<-5	<-5	-0,23	0,20	-0,70
si_Gypsum	1	-0,14	-0,87	-1,34	-0,63	-0,14	-0,22	-0,10
si_Calcit	1	-2,33	0,00	0,00	0,00	-2,33	-2,35	-2,32
Ltf nach Gl.(8-1)	µS/cm	1946	802	1214	8747	1946	2562	1730
NP	mmol/L	-10,8	2,4	5,9	43,7	-10,8	-31,3	-3,6
φ	mL/L			0	0	58,9	61,8	19,0

Das initiale Porenwasser ist infolge des hohen pH-Wertes stark reduziert. Rechnerisch mögliche Sulfatreduktion wird nicht zugelassen. Die angegebenen Konzentrationen der Mineralphasen werden auf das Volumen der Porenlösung [mmol/L] bezogen. Den Proportionalitätsfaktor zum Feststoffgehalt [mmol/kg] bildet das Phasenverhältnis z.

8.4.4 Beschaffenheitslängsschnitte

Die Ergebnisse werden als Längsschnitte für den Durchfluss von 0,5 und 50 BV dargestellt. Die 50 BV entsprechen 83 m horizontalem Grundwasserdurchfluss.

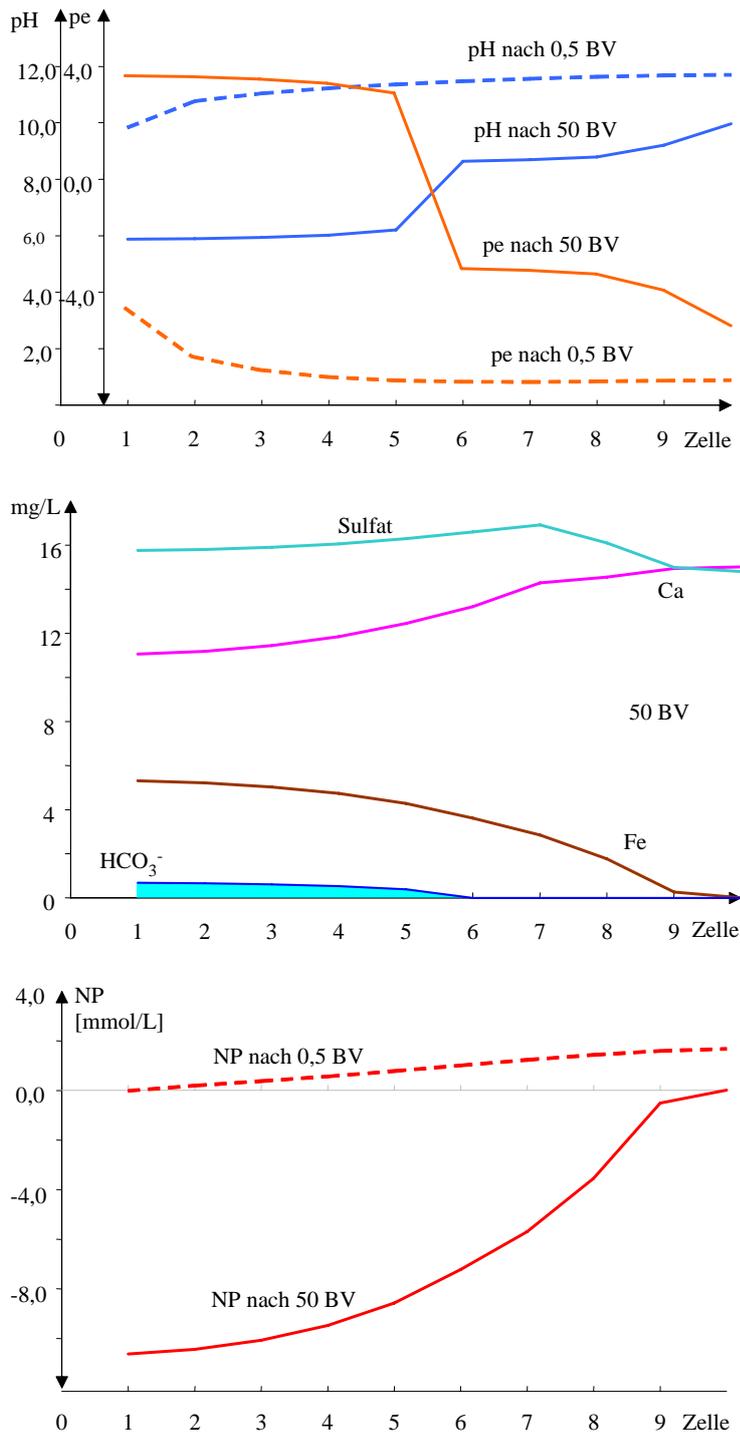


Abb. 8-13: Beschaffenheitslängsschnitte der Variante 1 nach Durchfluss von 50 BV

Am Feststoff ist nur bei hohem pH-Wert reichlich Calcium an die Sand_ IOH -Bindungsplätze adsorbiert, das bei pH-Abnahme freigesetzt wird und mit dem zuströmenden Sulfat vorübergehend als Gips ausfällt, sowie anschließend vom nachströmenden gipsuntersättigten Grundwasser wieder gelöst wird.

Da der anorganische Kohlenstoff vollständig als Calcit fixiert wird, fällt bei hohen pH-Werten Eisen(II)hydroxid aus.

Wenn der pH-Wert sprunghaft unter 6 gesunken ist, steht wieder gelöster anorganischer Kohlenstoff (DIC) zur Verfügung und das gefällte Eisen(II)hydroxid wird als Siderit fixiert. Das nachströmende Grundwasser vermag anschließend auch das gefällte Siderit zu lösen.

Die Mineralfällungen (Abb. 8-14) erreichen temporär einen maximalen Wert. Anstelle einer weiteren Akkumulation verlängert sich der Abschnitt in der Fließstrecke mit maximaler Fällproduktkonzentration. Da potenziell saures Grundwasser nachströmt, werden diese Produkte wieder gelöst. Dadurch migrieren die verschiedenen Bereiche mit Mineralfällungen durch den GWL.

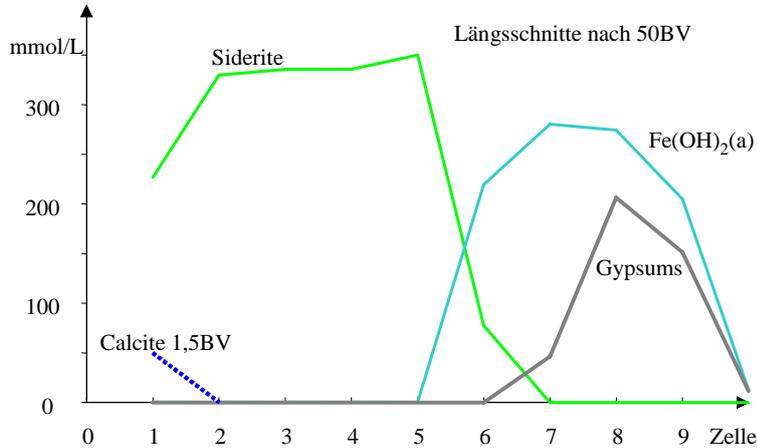


Abb. 8-14: Längsschnitte der Mineralfällungen (Variante 1)

Abb. 8-13 und Abb. 8-14 zeigen die Durchbruchkurven nach 5 und 10 cells Fließstrecke. Die Entwicklung der maximalen Mineralkonzentration ist im Vergleich der beiden Kurvenscharen zu erkennen.

Tab. 8-6: Maximale Mineralfällungsvolumen ϕ der berechneten Varianten

Nr.	Zulauf-GW	Porensystem	ϕ der Fällung
			mL/L
400	NP=-10,8	Aschewasser, NP=2,4	58,5
401		Aschewasser, NP=5,9	58,5
410	NP=-10,8	10mmol/kg Portlandit	58,5
411	NP=-31,3	NP=43,7	61,8
412	NP=-3,6		19,0

Das maximale Mineralfällungsvolumen (Tab. 8-6) hängt bis etwa $NP > -10 \text{ mmol/L}$ von der zuströmenden Grundwasserbeschaffenheit ab und vergrößert sich darunter nur wenig. Nach diesen Berechnungen führen die Reaktionen in der passiven reaktiven Wand nur zu einer unwesentlichen Minderung des Porenvolumens. Daraus resultiert, dass bei allen durchgerechneten Varianten vorübergehend maximal 60 mL/L (0,6%) des Porenvolumens mit Fällungsprodukten belegt wurden.

Die in Abb. 8-13 und Abb. 8-14 dargestellten Beschaffenheitsmuster durchlaufen retardierend die Fließstrecke. Wenn am Ende der Fließstrecke wieder die vorhandene Grundwasserbeschaffenheit erreicht wird, ist das eingebrachte Neutralisationsmittel aufgebraucht. Die erreichten Maximal- und Minimalkonzentrationen dieser Beschaffenheitsmuster sind relativ unabhängig von den berechneten Variationen der Zulaufwässer und der Porenwässer. Damit ähneln auch die Durchbruchkurven in Anwesenheit von Portlandit denen der Variante 1. Der Unterschied der migrierenden Beschaffenheitszonen liegt in deren Geschwindigkeit, die vom gespeicherten Laugevorrat abhängt.

8.4.5 Interpretation der Modellierungsergebnisse

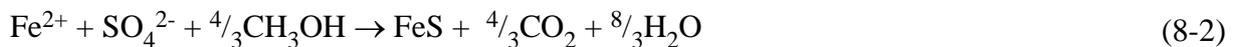
- Die modellierten Reaktionen laufen im Randbereich der Passiven Reaktiven Wand und in durchlässigen Bereichen der Passiven Reaktiven Wand ab. Da dabei ungepuffertes Grundwasser entsteht, wird es auf der weiteren Fließstrecke entsprechend dem unbeeinflussten Feststoffmaterial schnell verändert.
- Die berechneten Beschaffenheiten ließen sich deshalb im Versuchsbetrieb mit den in mindestens 5 m Wandabstand angeordneten Messstellen nicht ermitteln.
- Die lokale pH-Werterhöhung begünstigte im Abstrom des WA1 nicht sanierungswirksame sulfatreduzierende Prozesse, die in 10 m Abstand von der Wand noch nachweisbar waren.
- Hauptsekundärminerale stellen Eisen(II)hydroxid, Gips und Siderit dar. Calcit fällt nur in unbedeutenden Mengen aus.
- Die Neutralisationsreaktionen in den Passiven Reaktiven Wänden haben einen untergeordneten Einfluss auf deren Durchlässigkeit. Das belegt im Versuchsbetrieb die zeitlich stabile Grundwasserstandsabsenkung an den Wandabschnitten.
- Die Durchlässigkeitsminderung ist hauptsächlich auf die Füllung des Porenraumes mit inerten Aschebestandteilen, Mörtelbildungsprozessen bei höheren Ascheanteilen und der Rüttelverdichtung des Materials zurückzuführen.

8.5 Modellierung einer Sulfatreduktion in einem Untergrundreaktor

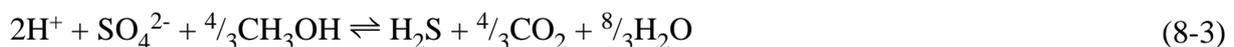
8.5.1 Reaktionsmodell

Unter den anaeroben Bedingungen des Grundwassers können sulfatreduzierende Prozesse als Rückreaktion der Pyritverwitterung ablaufen. Die sulfatreduzierenden **Bakterien** (SRB) können Substrate des Grundwassers nutzen, müssen aber meist durch Substratzugabe stimuliert werden.

Die Säurebindung durch Sulfatreduktion erfolgt nach KOCH et al. (2006) unter Fällung fester Eisensulfide. Mit Methanol als Substrat beschreibt Gl.(8-2) die Bruttoreaktionen unter Bildung von Eisenmonosulfid mit gelöstem Eisen(II),



sowie Gl.(8-3) die Schwefelwasserstoffbildung unter Eisenmangel.



Auch die Bildung von elementarem Schwefel S^0 ist als Nebenreaktion möglich. Alle Nebenreaktionen sind im Datensatz implementiert.

Unabhängig von der Nutzung von gelöstem Eisen(II) oder hydroxidisch gebundenem Eisen(III) ändert sich das Neutralisationspotenzial um das Doppelte des gefällten Eisensulfides.

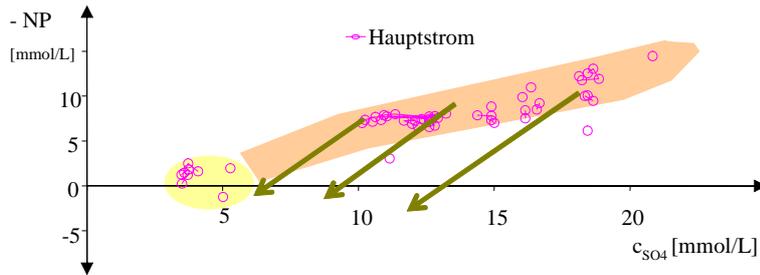


Abb. 8-15: Darstellung der Reaktionsvektoren für die Sulfatreduktion von Grundwasser aus dem Hauptstrom

Die Sanierungsreaktionen lassen sich entsprechend der in Pkt.3.1 zusammengestellten Grundlagen darstellen.

8.5.2 Reaktionskinetik

Es wurde der kinetische Modellansatz für die Sulfatreduktion nach KOCH et al. (2006) eingesetzt. Die Beschreibung der Reaktionskinetik beruht allgemein auf dem Monod-Ansatz. Die Wachstumsreaktion (μ) und der Zerfall (b) sind dabei Reaktionen erster Ordnung bezüglich der Bakterienkonzentration. Die Substrat-, Produkt- und Inhibitorkonzentrationen bilden weitere Terme.

Die Reaktionskinetik für das Biomassewachstum beschreibt Gl.(8-4):

$$\frac{\partial c_{\text{SRB}}}{\partial t} = \mu_{\text{max}} \cdot c_{\text{SRB}} \cdot f(\text{pH}) \cdot f(\text{Temp}) \cdot f_{\text{Su}}(c_{\text{Su}}) \cdot f_{\text{SO}_4}(c_{\text{SO}_4}) \cdot f_{\text{nc}}(c_{\text{I}}) - b \cdot c_{\text{SRB}} \quad (8-4)$$

mit Symbolen in Tab. 8-7 und folgenden Termen:

$$f_{\text{SO}_4}(c_{\text{SO}_4}) = \frac{c_{\text{SO}_4}}{K_{\text{SO}_4} + c_{\text{SO}_4}} \quad \text{Sulfatterm} \quad (8-5)$$

$$f_{\text{Su}}(c_{\text{Su}}) = \frac{c_{\text{Su}}}{K_{\text{Su}} + c_{\text{Su}}} \quad \text{Substratterm} \quad (8-6)$$

$$f(\text{pH}) = 2 \cdot \left(\frac{4 \cdot (\text{pH} - \text{pH}_o) \cdot (\text{pH} - \text{pH}_u) - 1}{(\text{pH}_o - \text{pH}_u)^2} - 1 \right) \quad \text{pH-Term} \quad (8-7)$$

$$f(\text{Temp}) = e^{-\frac{E_A}{RT}} \quad \text{Temperatur } [^\circ\text{C}] \text{-Term} \quad (8-8)$$

Die Reaktion wird im Modell, rechenstechnisch bedingt, durch die Zugabe von Methan und Sauerstoff ($\text{CH}_4 + \text{O}$, gleiche Stöchiometrie wie Methanol) simuliert.

Dazu wurden folgende zwei Mastervariablen definiert:

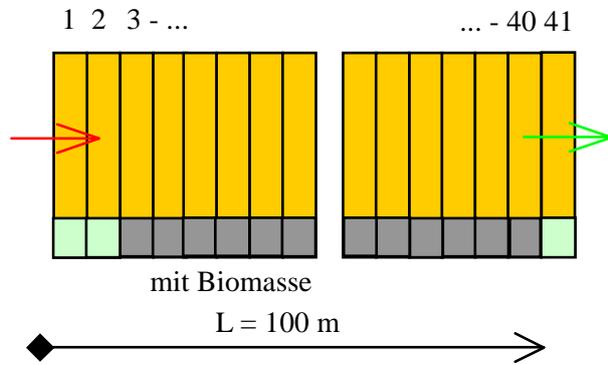
- Biomass = Konzentration der sulfatreduzierenden Bakterien SRB
- Substrat = Substratkonzentration

Die Sulfatreduktion und alle anderen Folgereaktionen laufen anschließend entsprechend der jeweiligen Gleichgewichtsbedingungen ab. Die Reaktionsgeschwindigkeit lässt sich z. Z. über eine Monod-Kinetik nur orientierend mit recherchierten Konstanten beschreiben (KOCH et al. 2006, SCHÖPKE 2007). Es wurde nur die Variante *ohne Wachstum* modelliert. Die Konstanten für die Berücksichtigung von Wachstum und Lyse (Zerfall) wurden vorgeschlagen. Vor der Modellierung dieser Variante sollten die Anfangswerte über Messdaten präzisiert werden.

Tab. 8-7: Kinetische Konstanten und Randbedingungen

Parameter		ohne Wachstum Modellparameter	mit Wachstum und Lyse Vorschlag	Einheit
Temperatur	T= 10°C	283,2	283,2	K
Aktivierungsenergie	Ea(10°C)	23	23	kJ/mol
Gaskonstante	R	8,31	8,31	J/(K·mol)
Konstanten des pH-Terms	pH u/o	4,0 / 6,5		
maximale Wachstumsrate	μ_{\max}	3	3	1/d
Monod-Konstanten	K_{Su}	1	1	mmol/L
	K_{So4}	0,5	0,5	mmol/L
	Stöchiometrie			
Stöchiometriekonstanten für die Reaktion	CH4	1	1	
	O	1	1	
	Substrat	-1	-1	
	Biomass	0	0,040	
	Zerfall			
Absterberate (Lyse)	b	0	0,01	1/d
	Stöchiometrie			
Stöchiometriekonstanten für den Zerfall	Substrat	0	10	
	Biomass	0	-1	

Es wurde ein Untergrundreaktor von 100 m Fließstrecke mit 41 mixed cells entsprechend Abb. 8-16 definiert. Die Phasendefinitionen und Oberflächenkomplexe (Porengele) in den Zellen wurden aus Pkt. 8.3.1 übernommen. Dabei ist die Phase *Biomasse* nur in den Zellen 3-40 vorhanden, wodurch die Sulfatreduktion auf diesen Bereich begrenzt wurde. Zelle 41 dient als so genannte *Nachlaufstrecke* für Folgereaktionen ohne Sulfatreduktion.

Abb. 8-16: Untergrundreaktor als Grundwasserfließstrecke aus 40 *mixed cells*

Tab. 8-8: Definition des Untergrundreaktors

Reaktorparameter				
Schüttdichte	1,8	kg/L		
Porenvolumen	0,3	1		
O _{sp}	14,4	m ² /kg		
Phasenverhältnis 1/z	6	kg/L		
v _f	0,00685	m/h	60	m/a
v _A	6E-06	m/s		
Länge L	100	m		
Zelle	2,439	m		
VWZ	2E+07	s	182,5	d
Transport				
steps	500			
Zeit	2225	d	12,20	BV
α _T -dis	5,6	m; real:	5,6911	m
n(MIX)>	6,888		7	
mixf	0,333		0,328	

Die Wasserbeschaffenheiten im Zulauf und in der initialen Porenlösung sind bis auf die Substratkonzentration identisch.

Tab. 8-9: Anfangswasserbeschaffenheiten des Porenwassers und des Zustroms

Wasser:	Porenw	Optionen	Zustrom	Optionen
temp	10		10	
pH	5,6		5,6	
pe	5,1		5,1	
redox	Fe(2)/Fe(3)		Fe(2)/Fe(3)	
units mg/l				
Na	22		22	
K	12		12	
Ca	300		300	
Mg	20		20	
Fe(3)	0,00001	Fe(OH)3(a) -5,00	0,00001	Fe(OH)3(a) -5,00
Fe(2)	300		300	
Cl	5		5	
S(6)	1300	as SO4	1300	as SO4
C	60	as C	60	as C
Substrat	0		10	
S(-2)	1E-14	FeS(ppt) 0,20	1E-14	FeS(ppt) 0,20

Über die Annahme der Anfangsbiomasse wurde indirekt die Reaktionsgeschwindigkeit gesteuert. Damit wurden die Anfangsreaktionsgeschwindigkeiten

- $r(\text{Substrat}) = \text{Substratverbrauchsgeschwindigkeit}$
- $r(\text{SO}_4) = \text{Sulfatreduktionsgeschwindigkeit}$

in Tab. 8-10 definiert, deren Intervall die im Laborversuch (Pkt.6.2.5) ermittelten Werte einschließt.

Tab. 8-10: Reaktionsgeschwindigkeiten für die Varianten l =langsam und s = schnell

Parameter	l	Wert	Varianten	
			langsam l	schnell s
pH		5,6		
SO4	mg/L	1300		
Substrat	mmol/L	10		
Biomasse	mmol/kg		0,05	1
r(Substrat)	mmol/(L·d)		3,0	59,8
	mmol/(L·h)		0,125	2,491
r(SO4)	mmol/(L·h)		0,093	1,868

8.5.3 Ergebnisse

Die Berechnungsergebnisse können als Längsschnitte über die 41 Zellen und/oder als Durchbruchkurven an der Zelle 41 dargestellt werden. Aus Übersichtsgründen werden hier nur die Durchbruchkurven am Ende der Stromröhre (Zelle 41) dargestellt.

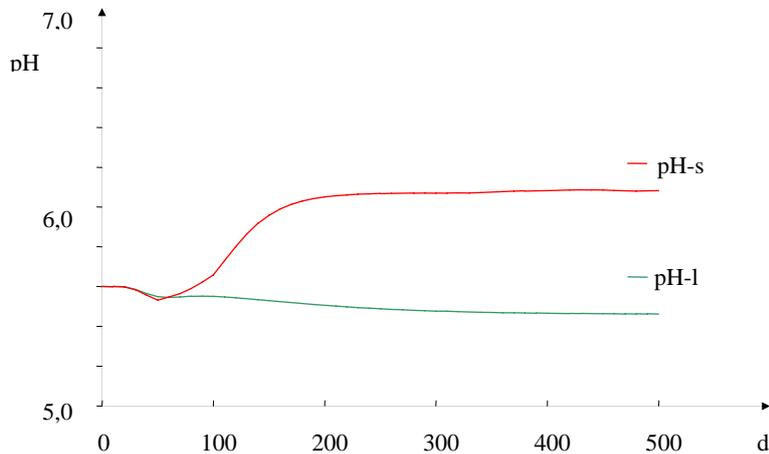


Abb. 8-17: Durchbruchkurven des pH-Wertes am Ende der Stromröhre

Der pH-Wert wird insgesamt nur wenig angehoben. Das Feststoff-Porenlösungs-Gleichgewicht stabilisiert zunächst das hydrochemische Milieu, wodurch der pH-Wert langsamer steigt als in der reinen Lösung. Dadurch verläuft aber auch die Einarbeitung verzögert.

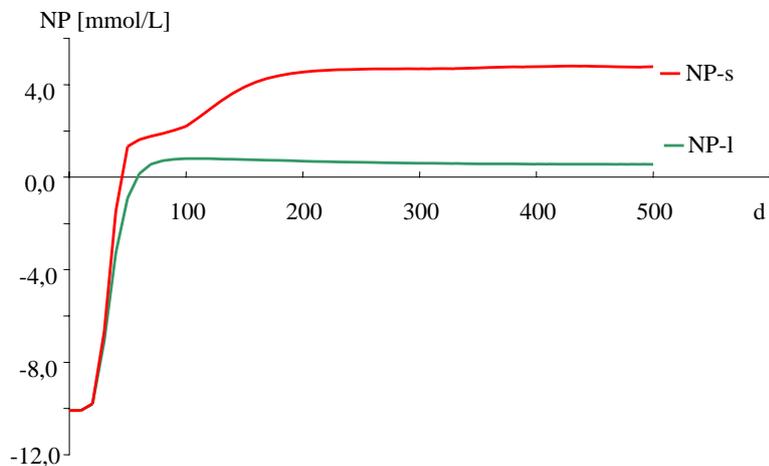


Abb. 8-18: Durchbruchkurven des Neutralisationspotenzials NP am Ende der Stromröhre

Die Reaktionen führen auch bei niedriger Bioaktivität zur Entsäuerung des strömenden Grundwassers, wobei höhere Pufferung an erhöhte Sulfidschwefelkonzentrationen gebunden ist.

Da Substrat im leichten stöchiometrischen Überschuss zugegeben wurde, bildet sich nur bei der hohen Reaktivität Sulfidschwefel. Unter realen Betriebsbedingungen müsste bei der Variante s die Substratdosierung reduziert werden.

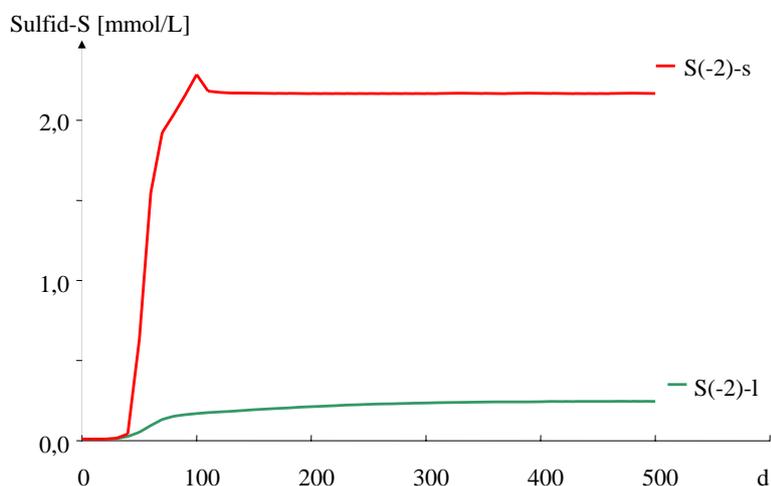


Abb. 8-19: Durchbruchkurven des Sulfidschwefels am Ende der Stromröhre

Die durchgeführten Orientierungsrechnungen bestätigen die Ergebnisse der Laborversuche. Die berechneten Porenwasserbeschaffenheiten sind plausibel. Das entwickelte Fließstreckenmodell des Untergrundes lässt sich zur Betriebsoptimierung einsetzen. Die geschätzten Parameter der Bioaktivität und -lyse werden dabei über die ermittelten Versuchsdaten angepasst. Nicht bekannt ist z.B. noch der zeitliche Verlauf der Einarbeitung.

9 Gesamtbewertung

9.1 Bewertung der Durchlässigkeit der Wände

Die Erkundungsergebnisse im Versuchsgebiet und an den Wandabschnitten (Pkt.5.1.3) zeigten unter Berücksichtigung der Verdichtungseffekte bei der Rütteldruckinjektion, dass dadurch die Durchlässigkeit (k_f) in den Wänden um mindestens eine Größenordnung reduziert wird. Daraus leiten sich folgende k_f -Werte für die Wandabschnitte ab:

- o WA 1: $< 1 \cdot 10^{-5}$ m/s und
- o WA 2: $< 4 \cdot 10^{-6}$ m/s
- o WA 3: dicht aber unterströmt, keine Quantifizierung möglich

Diese Ergebnisse werden von den Modellrechnungen in Pkt.8.1.2 gestützt (Abb. 8-2).

Die Absenkung nach dem WA 2 (mit $1,6 \text{ t/m}^3$) ist größer als die nach dem WA 1 (mit $1,4 \text{ t/m}^3$). Damit ist die höhere Dichtwirkung beim Einsatz eines erhöhten Ascheanteiles nachgewiesen. Da der WA3 (mit $1,75 \text{ t/m}^3$) wegen der fehlenden Geschiebemergelschicht unterströmt wird, ist der noch höhere Dichteffekt jedoch nicht messbar.

Die Ascheeinträge in die Wandabschnitte unterscheiden sich um weniger als 15 %. Somit ist eine quantitative Angabe der Durchlässigkeitsminderung in Abhängigkeit von der einge-

tragenen Aschesuspension nicht möglich. Die an den Wandabschnitten vorgefundenen unterschiedlichen geologischen Bedingungen (k_f -Werte, Geschiebemergel) überlagern die durch den Ascheeintrag ausgelöste Dichtwirkung zu stark.

An allen drei Wandabschnitten lassen sich zwei Phasen mit stabilen Wasserstandsunterschieden erkennen. Bis Ende 2005 ist diese Differenz größer als 2006. Das ist auf die Verringerung der Wasserstandsunterschiede zwischen den Tagebauseen zurückzuführen. Ein Nachlassen der Dichtwirkung innerhalb des Monitoringzeitraumes erfolgte nicht.

Mit dem eingesetzten Verfahren können schwach durchlässige, dichtende und dichte PRW hergestellt werden, die über lange Zeiträume (> 25 Jahre) stabil bleiben, da praktisch mit keiner Auslaugung zu rechnen ist.

Bei den derzeitigen Preisen für BFA und einer Schwankungsbreite je nach Anwendungsfall von ca. 0,3 t bis 0,6 t Asche je laufendem Meter hergestellte reaktive Säule ergibt sich eine Preisspanne von 25 bis 45 €/m².

9.2 Durchströmung der Wände

Die Fließverhältnisse an den WA 1 und WA 2 sind in Abb. 9-20 im Schnitt dargestellt.

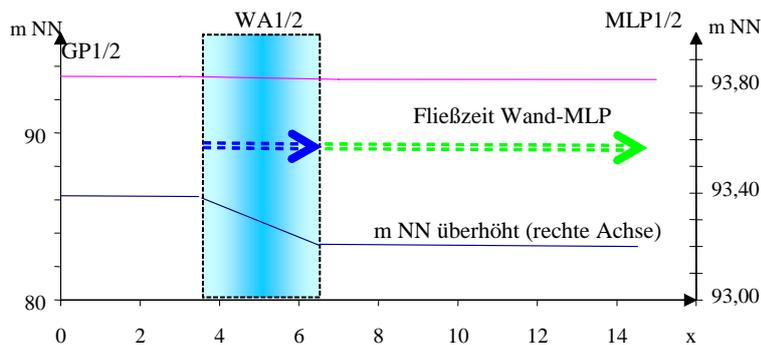


Abb. 9-20: Horizontalkomponenten der Grundwasserströmung am WA1/2 zwischen GP1/2 und MLP1/2

Die Durchströmung der WA1 und WA2 lässt sich für die folgenden Grundwasserströmungsfelder (Pkt.7.1) orientierend angeben:

- o Juli-August/2005 für höheres Gefälle
- o Juli-September/2006 für niedrigeres Gefälle

An beiden Wandabschnitten wurden unterschiedliche Durchlässigkeiten (k_f) ermittelt. Die k_f -Wertminderung wurde für beide Wände auf 10 % des Kippenwertes angenommen.

Tab. 9-11 zeigt die Ergebnisse orientierender Berechnungen. Gegenüber einer Abstandsgeschwindigkeit von über 1 m/d ohne Wand, wird der Durchfluss stark gehemmt.

Tab. 9-11: Kalkulation der Strömungsverhältnisse an den Wandabschnitten WA1 und WA2 mit Geschiebemergelbasis

Parameter			WA1	WA2
Wandbreite		m	3	3
k_f (Sieb) GWL		m/s	$1,6 \cdot 10^{-4}$	$4,1 \cdot 10^{-5}$
k_f (Sieb) Wand	Faktor 0,1	m/s	$1,6 \cdot 10^{-5}$	$4,1 \cdot 10^{-6}$
Juli/2005	GP	m NN	93,20	93,60
	MLP	m NN	92,99	93,20
ΔH		m	0,21	0,40
v_A	GWL	m/d	0,21	0,10
Fließzeit	GP-MLP	d	66,0	135
Fließzeit	Wand-MLP	d	40,6	83
Juli/2006	GP	m NN	94,10	94,40
	MLP	m NN	93,95	94,00
ΔH		m	0,15	0,40
v_A	GWL	m/d	0,15	0,10
Fließzeit	GP-MLP	d	92,4	135
Fließzeit	Wand-MLP	d	56,8	83

Der Neutralisationseffekt betrug nach Pkt.7.3.3 nur 1 - 2 mmol/L. Behandelt werden nach Tab. 8-1 aber weniger als 10 % des strömenden Grundwassers. Der Rest umströmt die Barrieren. Dadurch ist auch nicht mit dem Verbrauch des eingebrachten Aschematerials zu rechnen. Auch die Verwendung von Kalkmilch an Stelle des sauren Tagebauseewassers als Anmachwasser für die BFA-Suspension wird zu keiner Verbesserung führen (s. Pkt.6.2).

Der Geschiebemergel am WA 2 ist durchlässiger als der am WA 1. Damit erklärt sich das am MLP1-4 im Geschiebemergel gemessene Infiltrat aus dem Hauptstrom (Pkt.7.3.1). Auf Grund des niedrigen Druckgradienten beeinflusst dieses um bis zu 5 mmol/L neutralisierte Grundwasser nicht den Hauptstrom.

Bedingt durch den nicht nachgewiesenen Geschiebemergel als Liegendstauer für das behandelte Grundwasser, liegen am WA 3 andere Verhältnisse als an den WA 1 und WA 2 vor.

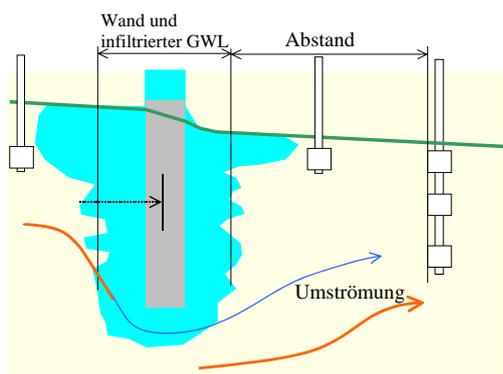


Abb. 9-21: Schema der Verhältnisse an dem WA 3

Da zwischen dem GP4 und dem MLP3 praktisch kein Grundwassergefälle gemessen wurde (Abb. 9-21), ist WA 3 dicht, wird aber unterströmt.

Durch die lokale pH-Wert-Anhebung können sulfatreduzierende Prozesse ausgelöst werden, die aber mangels ausreichenden Substrats zu keiner Neutralisation des Grundwassers führen. Daraus lassen sich aber weitere Maßnahmen zur Sanierung ableiten.

9.3 Ausblick

Die Untersuchungen haben gezeigt, dass Reaktive Wände zum Schutz der verschiedenen Schutzgüter (Tagebauseen, Vorfluter, Trinkwasserschutzgebiete, u. ä.) dringend benötigt werden. Im Ergebnis der Erkundung und des Monitorings wurden Detailinformationen zum Grundwasser/Feststoffmatrix-System erhalten, die sich für eine Anwendung aktiver Untergrundbehandlungsverfahren nutzen lassen.

Bei Vorhandensein genügender organischer Substrate (die in der Kippe vorhandenen Huminstoffe reichen nicht aus) kann eine Entsäuerung durch Sulfatreduktion erreicht werden. Das gate zwischen WA 1 und WA 2 kann deshalb für die Anwendung des INFILT[®]-Systems oder anderer Verfahren, mit denen Substrate im Grundwasserstrom verteilt werden, zur Sulfatreduktion des Kippengrundwassers genutzt werden (Abb. 9-22).

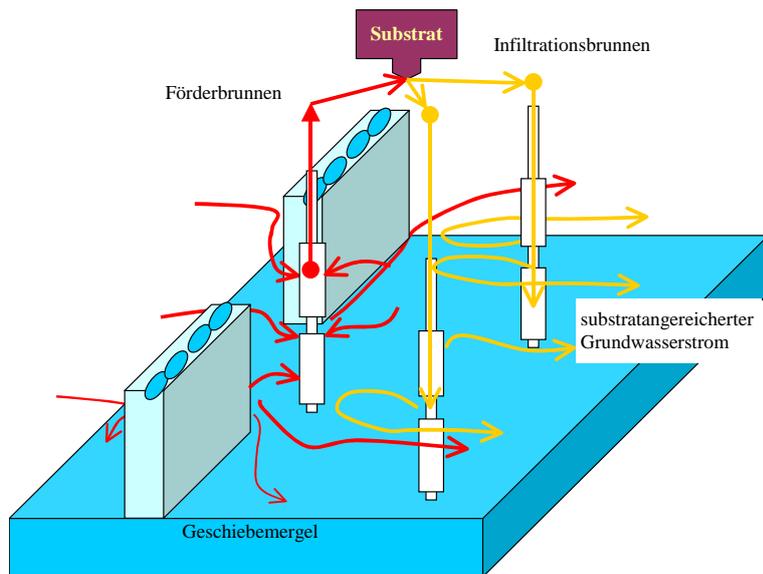


Abb. 9-22: Schema des Substrateintrages über das INFILT[®]-System, z. B. am gate zwischen den WA 1 und WA 2

Die Grundlagen für die Bemessung von Versuchsanlagen am Skadodamm wurden mit den Laborversuchen (Pkt. 6.2.4 und Pkt. 6.2.5) geschaffen und mit Pkt.8.5 deren Anwendung auf den Kippengrundwasserleiter modelltechnisch vorbereitet.

10 Danksagung

Das vorliegende Projekt wurde im Auftrag der Lausitzer und Mitteldeutschen Bergbauverwertungsgesellschaft (LMBV) von dem in Pkt.1.5.2 genannten Projektteam unter der Leitung der LMBV durchgeführt. Wir danken der LMBV für die erfolgreiche Koordination und Finanzierung und hoffen damit einen Beitrag zur Sanierung der Wasserbeschaffenheit in der Lausitzer Bergbaufolgelandschaft erbracht zu haben.

11 Literatur

- ARGE (2003) BUL Sachsen GmbH & NSG (2003): Sanierung von Kippengrundwasser durch Neutralisation und Sulfatreduktion mittels in-situ Reaktionswänden (funnel and gate als BUL Sachsen Verfahren) und Schluckbrunnen (NSG Verfahren) sowie Förder- und Infiltrationsbrunnensysteme (BUL Sachsen & NSG); Darstellung der Grundlagen für eine Entwurfs – und Genehmigungsplanung; Projektantrag der ARGE vom 09.10.2003 -unveröffentlicht-
- BILEK (2004) BILEK, F. (2004): Dokumentation des Aufbaus eines hydraulischen Strömungsmodells durch den Kippendamm zwischen den Restseen Skado und Sedlitz; Erste Berechnungen der Strömungsverhältnisse im Umfeld dreier reaktiver Wände (Tischvorlage); GFI Dresden, 17.09.2004 -unveröffentlicht-
- BILEK (2005) BILEK, F. (2005): Modelltechnische Begleitung der Herstellung einer reaktiven Wand auf dem Skadodamm; Dokumentation weiterer hydraulischer Berechnungen zum Verlauf der Strombahnen und Einzugsgebietsgrenzen im Umfeld der reaktiven Wände; Grundwasserforschungsinstitut GmbH Dresden, 28.09.2005
- BILEK (2005a) BILEK, F. (2005a): Modelltechnische Begleitung der Herstellung einer reaktiven Wand auf dem Skadodamm; Dokumentation der Modellaktualisierung, der Kalibrierung und hydraulischer Berechnungen zur Durchlässigkeit der Reaktiven Wände; GFI Grundwasserforschungsinstitut GmbH Dresden, 15.08.2005
- BILEK (2006) BILEK, F. (2006): Projekt Skadodamm -Modelltechnische Begleitung; Dokument: Kalibrierung und aktualisierte hydraulische Berechnungen; Bearbeitungsstand: Feb. 2006; GFI Grundwasserforschungsinstitut GmbH Dresden, 1.02.2006
- BTUC (2006) Lehrstuhl Wassertechnik & Siedlungswasserbau (2006): Projektantrag für das Demonstrationsvorhaben: Untergrundsulfatreduktion an der Versuchsanlage Skadodamm als ein Verfahren zur Behandlung schwefelsaurer Wässer; BTUC, Lehrstuhl Wassertechnik & Siedlungswasserbau an LMBV
- BUL-Sachsen GmbH (2005) BUL-Sachsen GmbH (2005): Bewertung der Herstellung von passiven reaktiven Wänden mittels Braunkohlefilterasche-Sand-Wasser-Gemischen; BUL-Sachsen GmbH -unveröffentlicht-
- BUL-Sachsen GmbH (2005a) BUL-Sachsen GmbH (2005): Abschlußbericht zum Bau der Reaktiven Wände auf dem Skadodamm; BUL-Sachsen GmbH
- BUSCH et al. (1993) BUSCH, K. F.; LUCKNER, L.; TIEMER, K. (1993): Geohydraulik; 3.neubearbeitete Auflage; Gebr.Bornträger Berlin Stuttgart
- DZOMBAK & MOREL (1990) DZOMBAK, D. A.; MOREL, F. M. M (1990): Surface complexation modelling; New York: Wiley-Interscience
- EDEL & VOIGT (2000) EDEL, H.; VOIGT, T. (2000): Aktive und passive Grundwassersanierung - Verfahrens- und Kostenvergleich; TerraTech, H. 1, 2000, S. 40-44
- GFI/BTUC (1999) GFI/BTUC (1999): Experimentell gestützte Grundwasserbeschaffenhheitsprognose zur Untersuchung des Gefährdungspotenzials von Innenkippen in Tagebauseen; BMBF- Forschungsbericht 10.10.1999; Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft und Umwelt Bd. 5
- GRÜNEWALD et al.(2001) GRÜNEWALD et al.(2001): Projekt: Gewässergüte in Tagebauseen der Lausitz (Ostsachsen): Aktualisierung der Gutachten zur Entwicklung der Wasserbeschaffenheit in den Tagebauseen der erweiterten Restlochkette (Spreetal-NO, Spreetal-Bluno, Sedlitz, Skado, Koschen) Teil 1-5; BTU Cottbus 15.11.2000 (Teil 1) bis 30.03.2001
- HAGEN (1993) HAGEN, J (1993): Chemische Reaktionstechnik; Eine Einführung mit Übungen; Weinheim
- HÜTTL et al. (1999) HÜTTL, R.; KLEM, D.; WEBER, E. (Hrsg., 1999): Rekultivierung von Bergbaufolgelandschaften; Walter de Gruyter Berlin New York
- INFILT[®] SCHÖPKE, R.; KOCH, R.; KOCH, C.; ASENBAUM, H.-J. (2005): [DE] Anordnung und Verfahren zum Einbringen von Reagenzien in einen Grundwasserstrom; Deutsches Patentamt, Offenlegungsschrift 00010360704A1, 19.05.2005
- KATZUR et al. (2001) KATZUR, J.; LIEBNER, F.; LIEBNER, C.; WELZEL, H.-P.; HETTRICH, K. (2001): Untersuchung zum Stoffumsatz und zur Beschaffenheit der Kippengrundwässer in Braunkohlebergbaugebieten und Möglichkeiten zu deren Beeinflussung; - Abschlussbericht - Forschungszentrum für Bergbaufolgelandschaften e.V. -unveröffentlicht-

- KOCH et al. (2003) KOCH, R.; SCHÖPKE, R.; REGEL, R.; STRIEMANN, A. (2003): Untersuchungen zum Einsatz von Reaktionswänden für potenziell saure Grundwässer mit ausgewählten Alkalisierungsmitteln - Versuche an der GWRA Rainitz; BTU Cottbus LS Wassertechnik, Zuarbeit für eta-AG, 12.06.2003 -unveröffentlicht-
- KOCH et al. (2006) KOCH, R.; SCHÖPKE, R.; MANGOLD, S.; REGEL, R.; STRIEMANN A. (2006): Entwicklung und Erprobung eines Verfahrens zur Untergrundsäuerung von Kippengrundwässern; Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft und Umwelt, Bd.11; ISBN 3-934294-17-0
- KOCH et al. (2006a) KOCH, R.; SCHÖPKE, R.; MANGOLD, S.; REGEL, R.; STRIEMANN A. (2006a): Herstellung reaktiver Wände aus Braunkohlefilterasche mittels RDV- Skadodamm; Abschlußbericht 2005 BTUC, LS Wassertechnik&SWB im Auftrag BUL-Sachsen GmbH, LMBV; Bestellnummer: 98000298 -unveröffentlicht-
- KOCH et al. (2006b) KOCH, R.; SCHÖPKE, R.; MANGOLD, S.; REGEL, R.; STRIEMANN A. (2006b): Zwischenbericht Juni/2006 zum Projekt " Herstellung reaktiver Wände aus Braunkohlefilterasche mittels RDV-Skadodamm"; BTUC LS Wassertechnik&SWB im Auftrag BUL-Sachsen GmbH, LMBV; Bestellnummer: 98056778 -unveröffentlicht-
- KOCH et al. (2007) KOCH, R.; SCHÖPKE, R.; MANGOLD, S.; REGEL, R.; STRIEMANN A. (2007): Endbericht 2006 zum Projekt "Herstellung passiver reaktiver Wände (PRW) aus Braunkohlefilterasche mittels Rütteldruckverfahren im Skadodamm"; BTUC LS Wassertechnik&SWB im Auftrag BUL-Sachsen GmbH, LMBV; Bestellnummer: 9800029 -unveröffentlicht-
- KÖHLER & Völsge (1998) KÖHLER, M.; VÖLSGEN, F.(1998): Geomikrobiologie; Grundlagen und Anwendungen; WILEY-VCH Weinheim Berlin New York ...
- KUNZE & RABE (2003) KUNZE, RABE (2003): Untersuchungen zum Einsatz von Seereaktions-/ Seekolmationswänden in sauren Tagebauseen mit ausgewählten Alkalisierungsmitteln; Arbeitspaket 2: Technikumsarbeiten - Modellierung der Wirkung der Kolmations-/Reaktionswände; eta-AG Beratende Ingenieure, 27.06.2003 -unveröffentlicht-
- LMBV (2004) LMBV mbH (2004): Kippenaufbau Skadodamm - Standort reaktive Wand Ingenieurbereich Sanierung, 01.04.2004
- LMBV (2004a) LMBV mbH(2004): Versuchsfeld "Reaktive Wände 1 bis 3" auf der Südböschung des Skadodammes, Interpretation der Vorerkundungsergebnisse; Geotechnik Westlausitz; 01.09.2004
- MERKEL et al. (2002) MERKEL, B.J.; PLANER-FRIEDRICH, B. (2002): Grundwasserchemie; Praxisorientierter Leitfaden zur numerischen Modellierung von Beschaffenheit, Kontamination und Sanierung aquatischer Systeme; Springer Berlin Heidelberg
- NEMO (2003) Arbeitsgemeinschaft des Netzwerkes NEMO (2003): Projektantrag Sanierung von Kippengrundwasser durch Neutralisation und Sulfatreduktion mittels in-situ Reaktionswänden und Schluckbrunnen sowie Förder- und Infiltrationsbrunnensysteme (BUL Sachsen & NSG)" BUL Sachsen GmbH, NSG Sanierungsgesellschaft NL mbH, LS WT, FIB Finsterwalde, GFI Dresden, BIUG Freibg 2003
- PARKHURST & APPELO (1999) PARKHURST, D.L.; 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
- PARKHURST (1995) PARKHURST, D. (1995): User's guide to phreeqc-a computer program for speciation, reaction-path, advective-transport, and inverse geochemical calculations; Water-Resources Investigations Report 95-4227
- PREUß (2004) PREUß, V. (2004): Entwicklung eines biochemischen Verfahrens zur Aufbereitung sulfathaltiger Wässer am Beispiel der Entsäuerung schwefelsaurer Tagebaurestseen; Dissertation BTU Cottbus, LS Siedlungswasserwirtschaft und Siedlungswasserbau; Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft und Umwelt, Bd. 9
- PREUß et al. (2000) PREUß, V.; BAHL, T.; REGEL, R.; SCHÖPKE, R. (2000): Bericht zu den Vorversuchen "Bau eines Untergrundreaktors mittels BULInjekt"; BTU LS Wassertechnik/ BUL Sachsen - unveröffentlicht-
- SCHÖPKE (1999) SCHÖPKE, R. (1999): Erarbeitung einer Methodik zur Beschreibung hydrochemischer Prozesse in Kippengrundwasserleitern; Dissertation BTU Cottbus LS Wassertechnik, Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft und Umwelt, Heft 2
- SCHÖPKE (2004) SCHÖPKE, R. (2004): Vergleich verschiedener Modellierungen von komplexen Säure-Base-Systemen; In: Wittmann, J.; Wieland, R.(Hrsg.): Simulation in Umwelt- und Geowissenschaften; Workshop Müncheberg; Berichte aus der Umweltinformatik; Shaker Verlag Aachen

SCHÖPKE (2007)	SCHÖPKE, R. (2007): Vielkomponentensysteme in der Wasserbehandlung - Erfassung und Anwendung bei der Bemessung von Aufbereitungsanlagen; Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft und Umwelt, Bd.14; ISBN 3-934294-20-0
SCHÖPKE et al. (2001)	SCHÖPKE, R.; KOCH, R.; OUERFELLI, I.; STRIEMANN, A.; PREUB, V.; REGEL, R. (2001): Anwendung des Neutralisationspotenzials bei der Bilanzierung von Säure- Base-Reaktionen im Umfeld des Braunkohlebergbaues; Grundwasser -Zeitschrift der Fachsektion Hydrogeologie 1/2001
SCHÖPKE et al. (2002)	SCHÖPKE, R.; KOCH, R.; STRIEMANN, A.; PREUB, V.; REGEL, R. (2002): Experimentelle Bestimmung des maximalen Säurebildungs- bzw. Pufferungspotenzials von sulfidhaltigen Lockergesteinen; Grundwasser 7 (2002) 2, S.96-100
Widdel & Bak (1992)	Widdel, F. und Bak, F. (1992): Gram-negative mesophilic sulfate-reducing bacteria. In: Balows, A., Trüper, H.G., Dworkin, M., Harder, W., Schleifer, K.H. (eds.): The Prokaryotes. A handbook on the biology of bacteria. 2 nd ed. Springer New York, 3352-3372.
ZIECHMANN (1980)	ZIECHMANN, W. (1980): Die Huminstoffe; Verlag Chemie Weinheim

12 Abkürzungen und Symbole

Größe	Einheit	Wo	Bedeutung
$(HS^-)_{aq}$		Gl. (3-40)	gelöstes Huminsäureanion
(HS-H)		Gl. (3-40)	Huminsäure
a_A	mmol/L	Pkt.3.3.3	Aktivität der Komponente A
AFB-Kippe			Abraumförderbrückenkippe
BV		Pkt.8.4.2	Bettvolumen bezogen auf das Porenvolumen
c_X	mmol/L		Konzentration des Stoffes X
d_w	mm		mittlerer Korndurchmesser
EDX			Mikrostrahlelementaranalysen am Elektronenmikroskop
EU-			Wasserrahmenrichtlinie der EU
WRRL			
f_A	1	Pkt.3.3.3	Aktivitätskoeffizient der Komponente A
FIB		Pkt.1.5.2	Forschungsinstitut für Bergbaufolgelandschaften e.V. Finsterwalde
f_L	1	(3-45)	Umwegfaktor in idealen Kugelschüttungen
GFI		Pkt.1.5.2	Grundwasserforschungsinstitut Dresden
GH	mmol/L	Pkt.3.1.2	Gesamthärte
GP X		Abb. 4-8, Tab. 4-4	Grundwassermessstelle vor den Wandabschnitten
GW-Hauptstrom		Abb. 1-4	Grundwasserstrom durch den Skadodamm
IP	1	Gl. (3-20)	Ionenprodukt
k_f	m/s	(3-44)	Durchlässigkeitsbeiwert
$K_{S,pH}$	mmol/kg	Pkt.5.1.4	Säurekapazität bis zu einem definierten pH-Wert
MLPX-Y		Abb. 4-8, Tab. 4-4	Multilevergrundwassermessstelle
MPN		Pkt.5.1.8	most probable number, höchstwahrscheinliche Zellzahl
n_p	1, %	(3-45)	spezifisches Porenvolumen
NP	mmol/L mmol/kg	Gl. (3-1)	Neutralisationspotenzial
O_{Sp}	m ² /kg	Gl. (3-43)	spezifische Oberfläche
pK_L	1	Pkt.3.3.5	Löslichkeitsprodukt als negativer dekadischer Logarithmus
Porengel		Pkt.3.3.1	
PQ	1	Gl. (3-2)	Pufferungsquotient
REV		Pkt.6.1	Repräsentatives Elementarvolumen
rH_2	1	Gl. (3-39)	rH_2 -Wert, pH-unabhängiger Redoxparameter
TS	g		Trockensubstanz
v_f	m/h	(3-44)	Filtergeschwindigkeit
V_S		(3-47)	Molvolumen einer Mineralphase S

Passive reaktive Wände

Größe	Einheit	Wo	Bedeutung
WA			Wandabschnitt X, mit X=1, 2, 3
z	kg/ dm ³	Tab. 6-3	Phasenverhältnis
φ		Gl.(3-47)	Volumenanteil am Porenvolumen einer Mineralphase
ν	1,3·10 ⁻⁶ m ² /s bei 10°C	(3-45)	kinematische Viskosität

Tab. 12-1: Übersicht und Kosten gängiger Bauverfahren für Reaktive Wände und Dichtwände im Vergleich mit BULinjec (erweitert nach Edel&Voigt 2000 S. 40-44)

Wandart	Dichtwand	Bohrpfahlwand	Schmalwand	Spundwand	Löffelbagger	Schlitzfräs wand	BULinjec-Wand
Wanddicke	0,6 bis 1,2m	D=0,6 bis 3,0m i.d.R. D=0,9 o. 1,2m	6 bis 20cm	---	beliebig	1,0m	0,6 bis 0,8m
geeignet für ^(*)	F, (G), (P)	F, G, P	F, P	F, G	F, P	F, G, P	F, G, P
Tiefe	Ø bis ca. 30m Max. bis 80m	Ø bis ca. 30m Max. bis 60m	Ø bis ca. 15m Max. bis 25m	Ø bis ca. 20m Max. bis 30m	bis ca. 6m	bis 100m	bis 40m erprobt Max. bis 70m
Vorteile	Große Tiefen erreichbar, Wandintegrität durch Vermessung des Schlitzes sicherstellbar	Universell in allen Böden, jedes Reaktormaterial einsetzbar	Schnelles Bauverfahren, kein (kontaminierter) Bodenaushub	Wandintegrität, schnelles Bauverfahren	Einfache Ausrüstung	Große Tiefen erreichbar, auch bei schwierigen Bodenverhältnissen einsetzbar	Große Tiefen erreichbar, schnelles Bauverfahren, geringe Kosten
Nachteile	Stützmedium des Schlitzes dichtet den Boden ab, spezielles Stützmedium erforderlich	wegen Überschnitt teilweises Wiederausbohren von Reaktormaterial der Primärpfähle	rammbarer Boden erforderlich, nur pumpbare Reaktormaterialien einsetzbar, relativ geringe Wanddicken	rammbarer Boden erforderlich oder Auflockerungsbohrungen, ggf. spezielle Schlossdichtungen	begrenzte Tiefe, Kurzzeitstandfestigkeit des Bodens erforderlich	hohe Kosten	nur Böden mit lockerer bis mitteldichter Lagerung bearbeitbar
Kosten €/m ² ^(**)	100 bis 250	125 bis 350	50 bis 100	100 bis 175	25 bis 75	200 bis 500	20 bis 40

(*) F = Funnel, G=Gate, P=Permeable Wand, ()=eingeschränkt verwendbar für

(**) ohne Reaktormaterial, stark abhängig von örtlichen Gegebenheiten