

Reinigungsverfahren von Grundwasser und Oberflächen- gewässern



Pilotversuch zur Seewasserkonditionierung mit Asche-
Sedimenten und CO₂ im SB Burghammer im Jahre 2008

Endbericht Februar 2012

Bearbeitet im Rahmen des Ziel 3 – Projektes **VODAMIN**

Arbeitspaket 4 – Problemlagen des obertägigen Braunkohlenbergbaus

Teilprojekt P 04

Auftraggeber: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie
Referat 46 – Bergbaufolgen
Zur Wetterwarte 11
01109 Dresden

Auftragnehmer: Dresdner Grundwasserforschungszentrum e.V.
Meraner Straße 10
01217 Dresden

Bearbeiter: Dr. Felix Bilek

Dresden, am 27.02.2012

Dr. T. Sommer
(Geschäftsführer DGFZ. E.V.)

Inhaltsverzeichnis

1	Veranlassung	8
2	Einleitung und Problemstellung	9
3	Einordnung bergbaulicher Beeinflussung	11
3.1	Das Niederlausitzer Braunkohlenrevier	11
3.1.1	Geographie und Geologie der Lausitz	11
3.1.2	Wasserhaushalt der Lausitz	12
3.2	Das mitteldeutsche Revier	13
3.3	Hydraulische und geochemische Folgen des Braunkohlebergbaus	14
3.3.1	Stoffquellen	14
3.3.2	Oxidative Sulfidverwitterung	15
3.3.3	Puffer- und Verwitterungsprozesse	16
3.3.4	Austauscherprozesse	17
3.4	Bergbauspezifische Wasserbeschaffenheiten	17
3.4.1	Sümpfungswässer	17
3.4.2	Bergbaubeeinflusste Sickerwässer	18
3.4.3	Bergbaubeeinflusste Grundwässer	18
3.4.4	Bergbaubeeinflusste Oberflächengewässer	19
3.5	Spezifika des Aktiv- und Sanierungsbergbaus	20
3.5.1	Aktivbergbau	20
3.5.2	Sanierungsbergbau	21
3.6	Rechtliche Einordnung und Regelung bergbaulicher Beeinflussung	21
3.6.1	Internationale und nationale Regelungen	21
3.6.2	Regionale Regelungen für das Lausitzer Braunkohlen-Revier	23
4	Verfahrenstechnologien zur Aufbereitung bergbaubeeinflusster Wässer	24
4.1	Kriterien für die Auswahl bestimmter Reinigungsverfahren	24
4.2	Relevante Aufbereitungsprozesse	24
4.2.1	Neutralisation	24
4.2.2	Oxidation und Reduktion	26
4.2.3	Nutzung von Sorption und Ionenaustausch	26
4.2.4	Elektrochemische Verfahrens-Ansätze und Membrantechnologien	27
4.2.5	Fällung und Sedimentation	27
4.3	Klassifizierung von Wasseraufbereitungsverfahren	28
4.3.1	Aktive und passive Verfahren	28
4.3.2	Onsite- und In situ-Verfahren	30



4.4	Verfahren der Wasseraufbereitung mit aktivem Charakter	32
4.4.1	Chemisch dominierte Behandlungsmethoden	32
4.4.2	Membrantechnologien	34
4.4.3	Elektrochemische Verfahren	36
4.4.4	Sorptionsverfahren.....	36
4.4.5	Mikrobiologisch dominierte Verfahren am Beispiel der Sulfatreduktion	37
4.5	Verfahren der Wasseraufbereitung mit passivem Charakter	38
4.5.1	Konstruktionsweisen passiver Systeme.....	38
4.5.2	Aerobe Wetlands zur Oxidation, Feststoffbildung und -abscheidung.....	38
4.5.3	Anaerobe Wetlands zur Reduktion, Feststoffbildung und -abscheidung.....	39
4.5.4	Mikrobiologisch dominierte Verfahren.....	40
5	Fallbeispiele für Wasserreinigungstechnologien in der Lausitz	42
5.1	Grundwasserbehandlungstechnologien.....	42
5.1.1	Reaktive Barriere auf dem Skadodamm (Steckbrief 1)	42
5.1.2	Sulfatreaktor Burghammer (Steckbrief 2).....	43
5.1.3	Membrantechnologien (Steckbrief 3)	45
5.2	Oberflächenwasserbehandlung	47
5.2.1	Inlake-Verfahren (Behandlung eines Tagebaufolgeseekörpers)	47
5.2.2	Reaktive Teppiche (Steckbrief 7)	49
5.2.3	Verfahren zur Behandlung des Oberflächenwasserablaufstroms	50
6	Schlussbemerkung.....	54
7	Zusammenfassung und Ausblick.....	55
8	Conclusion and Prospects.....	57

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Entwicklung des Wasserdefizites im Lausitzer- und im mitteldeutschen Revier. Oberhalb der 0-Linie ist das Wasserdefizit in den Bergbaufolgeseen (grün) für beide Reviere, unterhalb der 0-Linie das im Grundwasserdefizit (blau) im 5-Jahres-Abstand seit 1990 dargestellt. Die letzte Balkengruppe weist die jeweils bis 2010 erfolgte Wiederauffüllung aus. Das graue Feld stellt das im Jahre 2010 noch vorhandene Defizit dar (Quelle: LMBV).....	10
Abbildung 2: Lausitzer Tagebaue und die daraus hervorgehenden Seen (Quelle: LMBV).....	11
Abbildung 3: Lage des Untersuchungsgebietes, der Kippenflächen und der Restseen. Dargestellt sind die in Sanierung befindlichen Tagebaue im Verantwortungsbereich der LMBV und die in diesem Bereich durch Grundwasserabsenkung betroffenen Flächen im Jahre 1990.	12
Abbildung 4: Schema der relevanten Stoffspeicher und assoziierter Wasserkörper, sowie Eingriffs- und Steuermöglichkeiten durch Grubenwasseraufbereitung.....	14
Abbildung 5: Schema des Stoffeintrages und der Stoffanreicherung in bergbaubeeinflussten Grundwässern	15
Abbildung 6: Wirkungskette, die zu aziditätsreichen Grubenwässern führt und Möglichkeiten des Eingriffes in den Versauerungs- und Stoffaustragsprozess.....	16
Abbildung 7: Bergbaubeeinflusste Gewässerkörper und ihre typischen Charakteristika in verschiedenen Phasen des Tagebaubetriebes.....	17
Abbildung 8: Lokalisation zur Behandlung bergbaubeeinflusster Oberflächengewässer	20
Abbildung 9: Lage der Dichtwände in der Lausitz (Quelle: http://www.bwk-bund.de/fileadmin/Dokumente/Veranstaltungen/Kongresse/2009/FF-3-aktiver%20Bergbau/FF3-Zeiss-Vattenfall.pdf).....	21
Abbildung 10: Zusammenhang zwischen Berg- und Wasserrecht bei der Genehmigung wasserwirtschaftlicher Maßnahmen im Zuge des Wiederanstiegs des Grundwassers	22
Abbildung 11: Schemata für Onsite- und In-situ-Verfahren zur mikrobiellen Sulfatreduktion.....	31
Abbildung 12: Beispiel eines ADAGS: hier Anwendung zur in-situ-Sulfatreduktion. In diesem Fall sind die eigentlichen Reaktoren nicht in Kollektor und Distributor sondern in der Überleitung positioniert.	31
Abbildung 13: Schema der wesentlichen Verfahrenselemente der oxidativen Metallabscheidung. Dargestellt ist die gegenseitige Beeinflussung und Abhängigkeit der Teilprozesse.	32
Abbildung 14: Schema der oxischen Metallabscheidung aus der Wasserphase durch Zugabe von Reagenzien in Reaktions- und Sedimentationsbecken	33
Abbildung 15: Verschiedene Membranverfahren zum Rückhalt von Wasserinhaltsstoffen	35
Abbildung 16: Schema der Elektrodialyse und der Umkehrosmose (Quelle: [8]).....	35
Abbildung 17: Typen von passiven Systemen zur Behandlung von Grubenwässern. Die vier dargestellten Typen von Wetlands ermöglichen 1) Metall-Oxidation und Fällung; 2) Alkalinitätseintrag durch Sulfatreduktion und Metallsulfidfällung; 3: Alkalinitätseintrag und nachgeschaltete Oxidation und Fällung und 4: Alkalinitätseintrag, Sulfatreduktion und nachgeschaltete Oxidation und Fällung. (Quelle: verändert nach [8])	39
Abbildung 18: Entscheidungsmatrix für die Auswahl eines adäquaten passiven Behandlungssystems für bergbaubeeinflusste Wässer. (Quelle: verändert nach [8])	40
Abbildung 19: Lageplan der Pilotanlage auf dem Skadodamm (Quelle: Schöpke et al., 2011)	42
Abbildung 20: Grundwasserströmungsfeld im Umfeld der Wände im Skadodamm (Quelle: Schöpke et al., 2011).....	43
Abbildung 21: Beschaffenheitsverläufe von Sulfat (oben) und Sulfidschwefel (unten) am MKP1 (Quelle: Schöpke et al., 2011).....	43
Abbildung 22: Dreistufiger Technikumsreaktor für die Entwicklung und Testung eines mehrstufigen Verfahrens zur Sulfatabscheidung aus Grundwässern. (Quelle: GWZ Dresden).....	44
Abbildung 23: Prinzip zur Behandlung bergbaubeeinflusster Grundwässer im Anstrom von Tagebaurestseen. Dargestellt ist die Bündelung und Verteilung des gesamten Grundwasserstromes sowie die Lokalisierung und Kopplung der Reaktoren im Untergrund. (Quelle: GWZ Dresden)	45
Abbildung 24: Schema der Feststoffausschleusung aus bergbaubeeinflussten Wässern mittels Nanofiltration. (Quelle: Preuß et al., 2010).....	46
Abbildung 25: Testfeld 2 im SB Lohsa II zur Quantifizierung der Wirkung von Magnesium-armem Branntkalk auf die Qualität des abströmenden Grundwassers. (Quelle: GFI Dresden).....	50
Abbildung 26: Wasserhaushaltsbilanz Vattenfall 2008 (Quelle: http://www.bwk-bund.de/fileadmin/Dokumente/Veranstaltungen/Kongresse/2009/FF-3-aktiver%20Bergbau/FF3-Zeiss-Vattenfall.pdf)	51
Abbildung 27: Grubenwasserreinigungsanlage Tzschelln (Quelle: http://www.lidl.sachsen.de/de/internet/service/umweltinfos/files/rpl12122007.pdf).....	52
Abbildung 28: Schema der Grubenwasserbehandlung mit dem Membranelektrolyse-Verfahren. (Quelle: VKTA Rossendorf).....	53
Abbildung 29: Pilotanlage am Standort der GWRA Rainitz. (Quelle: VKTA Rossendorf)	53

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Gegenüberstellung aktiver und passiver Reinigungsverfahren	29
Tabelle 2: Grubenwasserreinigungsanlagen und Absetzteiche der LMBV (Quelle: LMBV)	51



Abkürzungsverzeichnis

EHS	Eisenhydroxid-Schlamm
GWRA	Grubenwasseraufbereitungsanlage
HDS	High Density Sludge (-Verfahren)
RAPS	Reducing and Alkalinity Producing Systems
SR	Sulfatreduktion
VEM	Vattenfall Europe Mining

1 Veranlassung

In Regionen mit aktivem Bergbau sowie in Bergbaufolgelandschaften ist der natürliche Gewässerhaushalt hinsichtlich Menge und Beschaffenheit stark beeinträchtigt. In diesen Gebieten ist eine Umsetzung der Ziele der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie besonders erschwert.

In Umsetzung der Vorgaben aus der WRRL zur grenzüberschreitenden Betrachtung von Flussgebietseinheiten wurde im Rahmen der sächsisch-tschechischen Zusammenarbeit das grenzüberschreitende Ziel 3 –Projekt VODAMIN gestartet. Ziel ist die Bearbeitung verschiedener Maßnahmenkomplexe zum Umgang mit bergbaubeeinflussten Wässern. Innerhalb des Arbeitspaketes „*Problemlagen des obertägigen Braunkohlenbergbaus*“ sollte eine Studie/Recherche und Analyse des derzeitigen Kenntnisstandes von Wissenschaft und Technik zu Reinigungsverfahren schadstoffbelasteter Grundwässer und Oberflächengewässer aus Bergbaufolgegebieten erarbeitet werden.

Am 09.05.2011 veröffentlichte das Sächsische Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie eine entsprechende Ausschreibung zur Erstellung einer „*Studie zu aktuellen Reinigungsverfahren von Grund- und Oberflächenwässern in Braunkohlerevieren*“. Mit dem Angebot vom 09.06.2011 bot das DGFZ e.V. an, eine Studie über die bestehenden und praxisreifen Technologien der Wasserreinigung für bergbaubeeinflusste Wässer zu erstellen. Am 05.07.2011 erhielt das DGFZ e.V. vom LfULG den Auftrag zur Erstellung der o.g. Studie.

2 Einleitung und Problemstellung

Braunkohlenabbau im Tagebau in seiner industriellen Form wird in Sachsen seit Mitte des 19ten Jahrhunderts betrieben. Die Braunkohlenförderung in der Lausitz erreichte mit ca. 312 Mio. Tonnen im Jahre 1985 ihren Höhepunkt und nahm nach der Wiedervereinigung im Jahre 1990, bedingt durch den verminderten Bedarf und die Stilllegung eines Großteils der Tagebaue, auf ca. 58 Mio. t im Jahre 2006 ab. Die für diese Kohleförderung bis 1990 notwendige Grundwasserabsenkung hatte bis zu diesem Zeitpunkt ein Grundwasservolumendefizit von 4,5 Mrd. m³ und ein weiteres Wasserdefizit von 2,5 Mrd. m³ in den bergbaubedingt entstandenen Senken geschaffen [19].

Die Förderung der Braunkohle erfolgt im Lausitzer Revier heute durch Vattenfall Europe Mining & Generation (VEM) aus den Tagebauen Jänschwalde, Cottbus-Nord und Welzow-Süd (Brandenburg) und Nochten in Sachsen. Der Tagebau Reichwalde wird gegenwärtig für eine zweite Abbauperiode vorbereitet. Der Förderung von 58 Mio. Tonnen Braunkohle standen im Jahre 2006 eine Umlagerung von 427 Mio. m³ Abraum und die Hebung von 397 Mio. m³ Grubenwasser gegenüber (Stoll et al., 2009).

Die heutige Braunkohlen-Förderung im mitteldeutschen Revier erfolgt durch die MIBRAG und betrug im Jahr 1994 noch 17,5 Mio. Tonnen, wohingegen 1989 noch 105,6 Mio. Tonnen gefördert wurden. Demgegenüber stand eine zu fördernde Menge von Grubenwasser von 220 Mio. m³ im Jahr 1994 und von 460 Mio. m³ im Jahr 1989 [11]. Das in den Restlöchern verbleibende zu flutende Hohlraum betrug ursprünglich 1,9 Mrd. m³ [11] (Abbildung 1).

Die Wiedernutzbarmachung der in Anspruch genommenen Flächen der im Nachgang der Wiedervereinigung seit 1990 stillgelegten Tagebaue wurde der Lausitzer und Mitteldeutschen Bergbauverwaltungsgesellschaft (LMBV mbH) als bergrechtlich verantwortliche Eigentümerin im Rahmen von Verwaltungsabkommen zwischen dem Bund und den Braunkohlenländern übertragen. Zu den übertragenen Aufgaben zählt nach der Gefahrenabwehr und der Wiedernutzbarmachung auch die Wiederherstellung eines ausgeglichenen, sich selbst regulierenden Wasserhaushaltes nach Menge und Beschaffenheit. Bedingt durch die Belüftung des Gebirges sind bergbaubeeinflusste Wässer durch erhöhte Stoffkonzentrationen insbesondere von Sulfat und Eisen und damit auch durch teilweise hohe Aziditäten gekennzeichnet.

Nachdem in den Jahren 1990 bis 2000 zunächst geotechnische Aufgaben und die Bereitstellung der notwendigen Flutungswassermengen im Vordergrund standen, erfolgt mit abnehmendem Wasserdefizit zunehmend die Ankoppelung des Grund- und Oberflächenwasserhaushaltes der Lausitz an die überregionalen hydrologischen Systeme. Damit ist ein zunehmender Stoffaustausch von bergbaubedingt mobilisierten Stoffen mit der Wasserphase verbunden. Zum Schutz der Grundwasserkörper und Oberflächenwasserkörper besteht daher **großer Bedarf an finanzierbaren und praktikablen Reinigungstechnologien**, die dem grubenwasser-typischen Stoffspektrum und den großen Stofffrachten angemessen ist.

Bedarfsträger und Nutzer dieser Technologien sind aktuell VEM, LMBV und MIBRAG, die sich in den vergangenen Jahren durch Cofinanzierung von F&E-Projekten sowie von eigenen Projekten an der Neu- und Weiterentwicklung sowie der Adaption von Wasseraufbereitungstechnologien beteiligt haben. Es ist jedoch zu erwarten, dass im Zuge der fortlaufenden Entlassung von Gebieten aus der Bergaufsicht weitere, vor allem kommunale Bedarfsträger für und Betreiber von Wasserbehandlungsanlagen auftreten werden. Insofern besteht auch ein zunehmendes öffentliches Interesse an nachhaltigen und finanzierbaren Behandlungsstrategien und -technologien.

Im vorliegenden Bericht soll deshalb der aktuelle Stand der internationalen und nationalen Entwicklungen auf dem Gebiet der Reinigung und Aufbereitung bergbaubeeinflusster Wässer zusammenfassend und vorwiegend am Beispiel des Lausitzer Reviers dargestellt werden. Ziel ist es auch, Anknüpfungspunkte und Möglichkeiten für die weitere Entwicklungsarbeit aufzuzeigen.

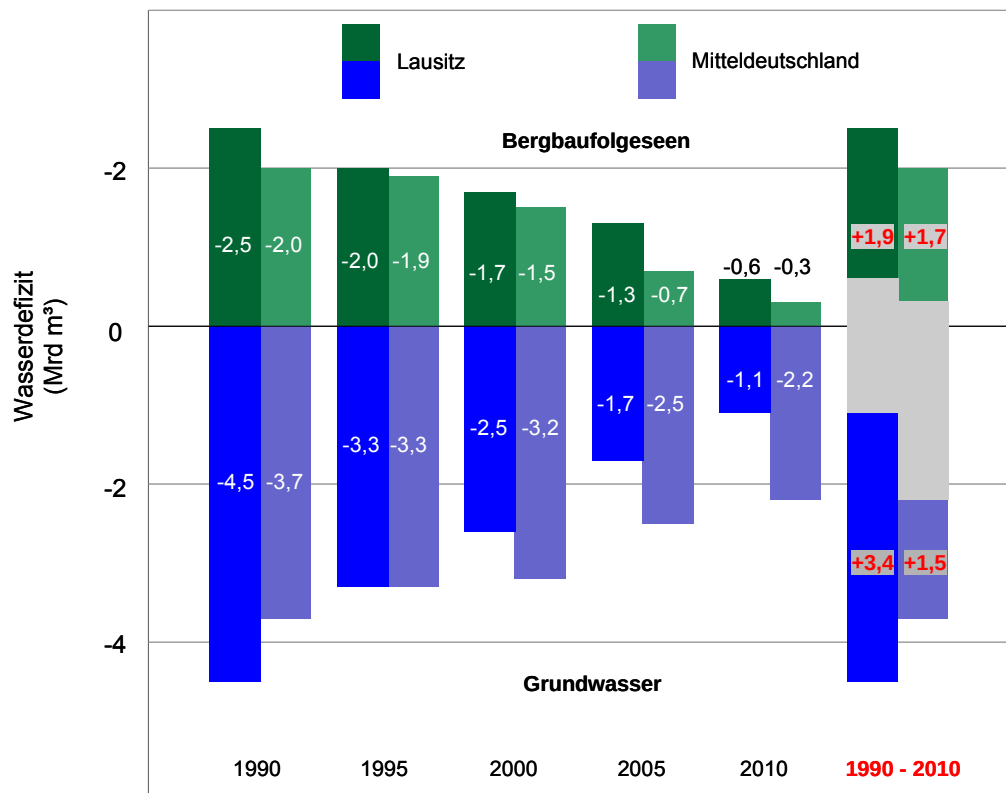


Abbildung 1: Entwicklung des Wasserdefizites im Lausitzer- und im mitteldeutschen Revier. Oberhalb der 0-Linie ist das Wasserdefizit in den Bergbaufolgeseen (grün) für beide Reviere, unterhalb der 0-Linie das im Grundwasserdefizit (blau) im 5-Jahres-Abstand seit 1990 dargestellt. Die letzte Balkengruppe weist die jeweils bis 2010 erfolgte Wiederauffüllung aus. Das graue Feld stellt das im Jahre 2010 noch vorhandene Defizit dar (Quelle: LMBV).

3 Einordnung bergbaulicher Beeinflussung

3.1 Das Niederlausitzer Braunkohlenrevier

3.1.1 Geographie und Geologie der Lausitz

Der größte zusammenhängende Förderraum des Ostdeutschen Braunkohlenreviers ist das Niederlausitzer Revier mit einer Fläche von ca. 70 x 70 km (Abbildung 2 und Abbildung 3). Es liegt auf dem Gebiet der Bundesländer Sachsen und Brandenburg. Das Niederlausitzer Braunkohlenrevier liegt mit seinem Südtail im Lausitzer Urstromtal, welches von Ost nach West einfällt. Diesem Verlauf folgt im Wesentlichen die Schwarze Elster mit ihren Tributären. Der nördliche Teil des Reviers umfasst die Tagebaue im Bereich des Lausitzer Grenzwalls. Dieser in seiner Morphologie eiszeitlich geprägte Rücken stellt lokal eine Wasserscheide dar, die jedoch durch die nach Norden abfließende Spree unterbrochen wird.

Wasserwirtschaftliches Planungskonzept Lausitz

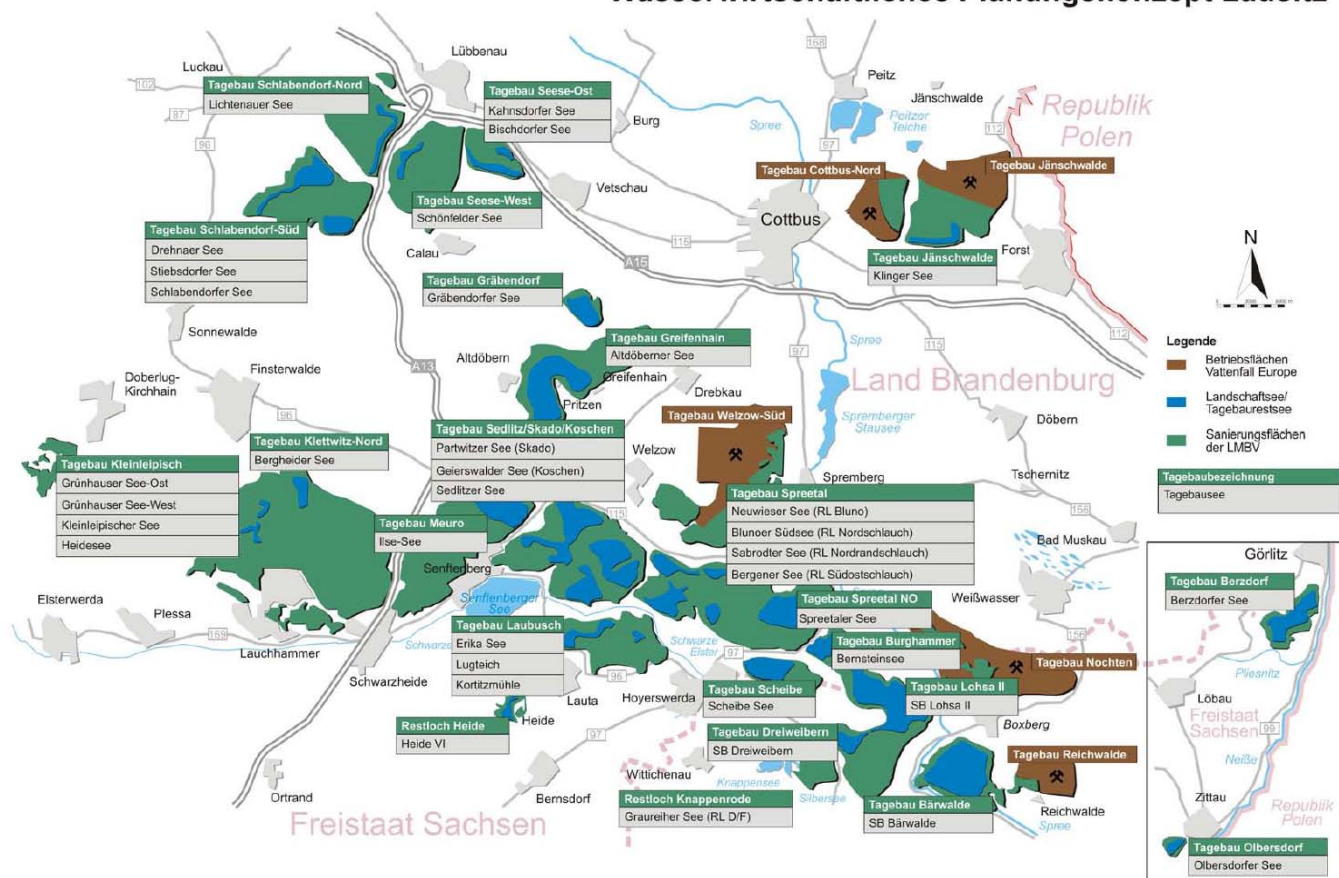


Abbildung 2: Lausitzer Tagebaue und die daraus hervorgehenden Seen (Quelle: LMBV).

Die Geologie der Lausitz wird geprägt von einer 150 bis 200 m mächtigen tertiären Abfolge von Feinsanden, Schluffen, Tonen und Braunkohleflözen die dem prätertiären Untergrund auflagert. Diese festländisch bis randmarin-klastische Abfolge wurde am Südostrand der Nordwesteuropäischen Senke abgelagert. Das in der Niederlausitz hauptsächlich abgebaute Flöz ist der mitelmiozäne zweite Lausitzer Flözhorizont (2. LFH). Er überlagert mit bis zu 14 Metern Mächtigkeit die im marin-brackischen Milieu abgelagerte Untere Briesker Folge. Die Stratigraphie des 2. LFH und der begleitenden klastischen Einheiten spiegelt die wiederholte Entwicklung eines brackischen Wattenmeeres hin zu einer Moorlandschaft wieder. Der durch fortschreitende Verlandung und abnehmende Strömungsgeschwindigkeiten reduzierte Sedimenteintrag spiegelt sich zu Beginn eines jeden Zyklus in der zunehmend feinkörnigeren siliziklastischen Sedimentation wieder. Es folgen die geringmächtigen, als Unterbegleiter bezeichneten, stark kohlehaltigen Schluffbildungen an der Basis der jeweiligen Flöze. Den Abschluss eines jeden Zyklus bildet die erneute Überflutung und der damit verbundene Übergang über die hangenden kohlehaltigen Schluffsedimente (Hangendbeglei-

ter) zu einer erneuten klastisch dominierten Sedimentation. Der 2. LFH beinhaltet 4 Transgressions-Regressions-Zyklen (Novel 1981), die durch mehr oder weniger randliche Einschaltungen schluffiger Sedimentation (Zwischenmittel) voneinander unterschieden werden können. Der im oberen Miozän gebildete erste Lausitzer Flözhorizont (1. LFH) zeigt stärkere Mächtigkeitschwankungen und eine stärkere randliche Aufspaltung in Teilflöze.

Im Quartär wurde die Landschaft der Niederlausitz durch vier nordische Inlandeis-Vorstöße geprägt. Im Bereich des Lausitzer Urstromtales wurde die tertiäre Folge durch die quartäre erosive glaziale Rinnenbildung in einzelne Kohlefelder zerlegt. Die Braunkohlen des 1. und 2. LFH wurden in diesen Bereichen dadurch ebenfalls ausgeräumt. Die Rinnenfüllungen sind durch hochdurchlässige Sande und Kiese geprägt, was sie zu bedeutenden Grundwasserleitern macht. Gleichzeitig bestimmen diese Rinnen maßgeblich die lokale Grundwasserdynamik im Umfeld der ehemaligen Tagebaue nach erfolgtem Wiederanstieg des Grundwassers. Lokal verbreitete Stauer (Geschiebemergel, Bänderton) teilen diese quartären Lockersedimente partiell in einzelne Grundwasserstockwerke.

Die tertiären Schichten der Lausitz zeigen geogen bedingt Sulfidgehalte zwischen 0,1 und 0,5 Massen-% Sulfidschwefel bei maximalen Werten um 1 Massen-%. Dabei treten die höchsten Werte in den unmittelbar an die Flözhorizonte anschließenden Hangend- und Liegenschluffe auf. Dagegen sind die quartären Schichten mit maximal 0,2 Massen-% Sulfidschwefel deutlich sulfidärmer (Graupner, 2008; Berger, 2000; Vulpius & Neubert, 1982).

Graupner (2008) berechnete für die unter Verantwortung der LMBV stehenden Kippen einen kumulativen oxidativen Umsatz der Sulfide bis ins Jahr 2000 von 15,8 % des Gesamt-Schwefel-Kippeninventars.

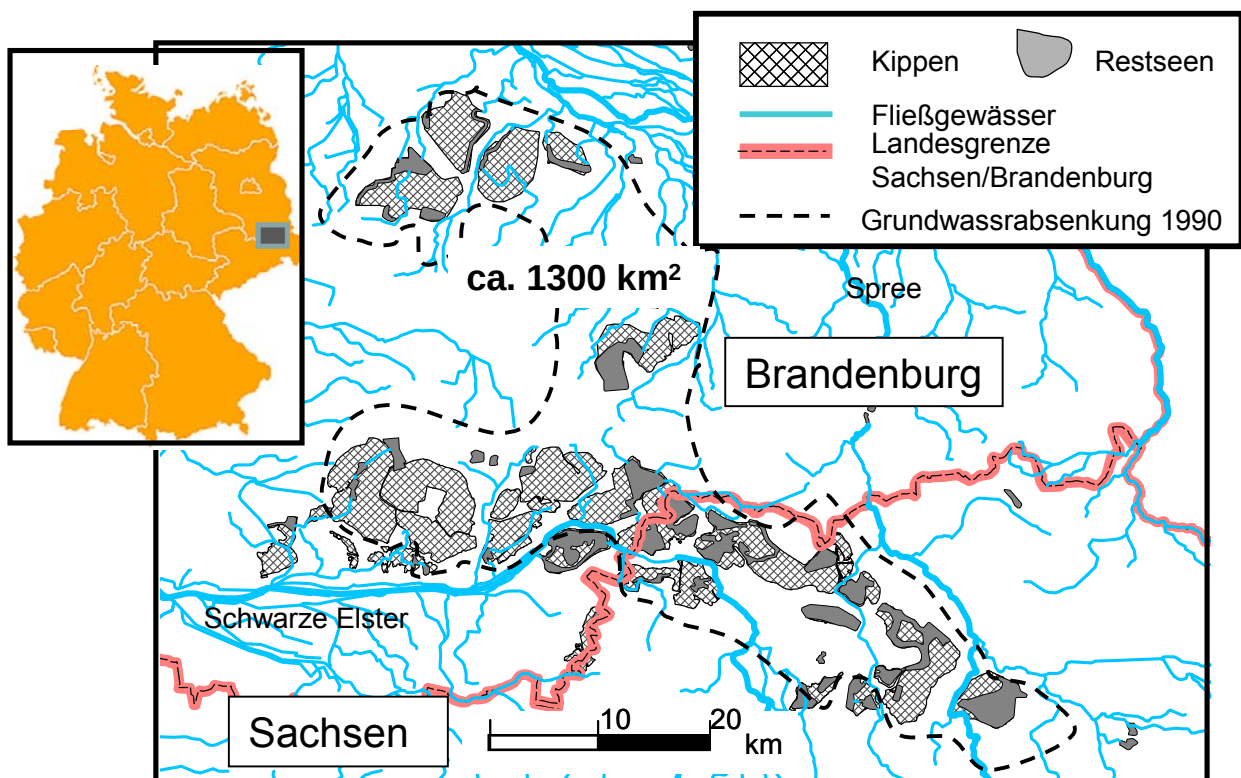


Abbildung 3: Lage des Untersuchungsgebietes, der Kippenflächen und der Restseen. Dargestellt sind die in Sanierung befindlichen Tagebaue im Verantwortungsbereich der LMBV und die in diesem Bereich durch Grundwasserabsenkung betroffenen Flächen im Jahre 1990.

3.1.2 Wasserhaushalt der Lausitz

Der durch Sumpfung geschaffene Absenkungstrichter der Lausitz war durch das Fortschreiten des Tagebau-Betriebes nie stationär. Im Jahre 1990 waren an einigen Stellen bereits Grundwasserspiegel-Anstiege zu verzeichnen, während in anderen Bereichen eine weitere Absenkung erfolgte. Von dieser Absenkung waren im heutigen Verantwortungsbereich der LMBV ca. 1300 km² betroffen, während im Bereich des Aktivbergbaus durch VEM Bereiche von 320 m² (Bereich Nochten, Reichwalde), 280 km² (Bereich Welzow) und 130 km² (Bereich Jänschwalde-Cottbus-Nord) betroffen waren. Der Absenkungstrichter erreichte

stellenweise Teufen von über 50 m. Durch Einstellung eines Großteiles der Tagebaue kam es ab 1990 jedoch flächendeckend zu einem Wiederanstieg, der bis heute fort dauert. Die Wiederauffüllung des Wasserdefizites im Bereich der Sanierungsbergbaue erfolgt durch Fremdwasserzufuhr in die Tagebaurestseen der Lausitz (seit 2004 ca. 150 Mio m³/a; Quelle LMBV) und deren Infiltration sowie durch die flächige Grundwasserneubildung, die abhängig von der Landnutzung zwischen 50 und 250 mm/a beträgt.

Das Lausitzer Bergbaurevier wird von den drei überregionalen Vorflutern Schwarze Elster (mittlerer Abfluss Pegel Neuwiese: 3 m³/s (1955-2002), Spree (mittlerer Abfluss Pegel Preewitz: 16,2 m³/s (1965-2000) und Lausitzer Neiße (mittlerer Abfluss Pegel Görlitz: 17,5 m³/s (1913-1996)) durchflossen. Die Schwarze Elster und die Spree exfiltrierten im Bereich des Absenkungstrichters in diesen, wobei sich mit fortschreitendem Grundwasseranstieg eine zunehmende Ankopplung an den Grundwasserspiegel einstellt und Grundwässer in die Vorfluter austreten. Dies hat bereits heute in einigen Bereichen die Beeinflussung der Fließgewässer durch die erhöhten Eisenfrachten zur Folge. Stoffeinträge finden bspw. in der kleinen Spree (z.B. Unterlauf; vor Einmündung in die Spree) und in einigen Teilstrecken des Eichower Fließes und des Greifenhainer Fließes statt, die der Spree von Süden her zugehen.

Aus den drei großen Vorflutern der Lausitz wird Fremdflutungswasser entnommen:

- Schwarze Elster: Maximalwert: 47 Mio. m³/a (2005); 22 Mio. m³/a (2010)
- Spree: Maximalwert: 93 Mio. m³/a (2005); 53 Mio. m³/a (2010)
- Lausitzer Neiße: Maximalwert: 51 Mio. m³/a (2005); 32 Mio. m³/a (2010).

Das Flusswasser wird zum Großteil als Flutungswasser für die Flutung der Tagebaurestlöcher eingesetzt, jedoch auch zur Stützung von Mindestwasserabflüssen. Umgekehrt erfolgte ein Abschlag von Wasser aus dem Verantwortungsbereich der LMBV in der Lausitz in die drei genannten Vorfluter von 19,9 bzw. 22 Mio. m³/a (Schwarze Elster) von 3,8 bzw. 14,5 Mio. m³/a (Spree) und 0,7 bzw. 0,4 Mio. m³/a (Neiße) in den Jahren 2009 und 2010. Die Wasserbilanz des Aktivbergbaus für das Jahr 2008 ist in Abbildung 26 dargestellt.

Das langjährige Mittel des Jahresniederschlages in der Lausitz liegt im Bereich zwischen 578 mm/a (Cottbus) und 657 mm/a (Görlitz).

3.2 Das mitteldeutsche Revier

Die Kohleflöze des mitteldeutschen Reviers wurden in einem südlichen Ausläufer der marinen Tertiärsenke, in der Leipziger Bucht abgelagert. Das im Süden von Leipzig gelegene Tagebau-Gebiet mit den Sanierungstagebauen Zwenkau, Cospuden, Espenhain, Peres, Witznitz, Groitzscher Dreieck, Haselbach und Bockwitz sowie den aktiven Tagebauen Vereinigtes Schleenhain und Profen nimmt eine Fläche von ca. 40x40 km ein. Der im Norden von Leipzig gelegene Teil des Reviers mit den Sanierungstagebauen Golpa-Nord, Gröbern, Goitsche, Rösa, Köckern, Holzweißig, Delitsch-Südwest und Breitenfeld umfasst eine Fläche von ca. 40 x 20 km. Westlich von Leipzig liegen die Sanierungstagebaue Bruckdorf und Bruckdorf-Nord, Lochau, Merseburg-Ost, Mueheln, Großkayna, Kayna-Süd Rosbach und Amsdorf auf eine Fläche von noch einmal ca. 40x40 km.

Vergleichbar dem Lausitzer Revier lagerte sich im mitteldeutschen Raum um Leipzig eine Folge von äußerst differenzierten Sedimenten in Form von zyklischen Wechseln zwischen marinen Ingressionen, paralischen (keine ausgeprägte Anbindung an die intrakontinentale oligozäne randmarin geprägte Tertiärsenke) Flözbildungen und terrestrischen Schüttungen ab. In der ca. 60 bis 80 m mächtigen Schichtenfolge treten insgesamt 6 Flöze auf, von denen 4 als abbauwürdig gelten und die zwischen dem Mitteleozän und dem Untermiozän gebildet wurden. Großräumige, durch Salzlaugung im tieferen Untergrund bewirkte Senkungen führten zu einer sehr stark schwankenden Mächtigkeit sowohl der klastischen Einheiten als auch der Flöze. Ebenso wirkten tektonische Ereignisse im prätertiären Untergrund, die in den tertiären Schichten zu Sackungen, Hebungen und Kippungen führten.

Auch im mitteldeutschen Revier wurden die tertiären Sedimente im Quartär wieder großflächig abgetragen und durch Urstromtäler zerschnitten. Große hydrologische Bedeutung haben die Schotterterassen, die alle heutigen Flussläufe begleiten. Im Südraum von Leipzig sind dies die Flussläufe der Mulde, der Weißen Elster, der Pleiße, der Wyhra und der Schnauder.

3.3 Hydraulische und geochemische Folgen des Braunkohlebergbaus

3.3.1 Stoffquellen

Durch den Kohle-Abbauprozess und der damit verbundenen Belüftung des Gebirges kommt es zu Sulfidoxidationsprozessen in den ungesättigten Sedimenten der Kippen aber auch im entwässerten unverritzten Gebirge. Die belüfteten Sedimente werden so zu Stoffquellen für bergbautypische Wasserinhaltsstoffe. Diese Oxidationsprozesse verliefen in den umgelagerten Kippensedimenten umfangreicher als im unverritzten, aber ebenfalls entwässerten Gebirge. Der **Quellraum** der bergbaulich bedingt erhöhten Stofffrachten in der Lausitz wird für deshalb im Wesentlichen durch die **Ausdehnung des Grundwasser-Absenkungstrichters** gegenüber dem vorbergbaulichen Zustand **definiert** (Forkel et al., 2009).

Weiterhin bilden über dem Grundwasserspiegel meist im Rahmen des Tagebauaufschlusses angelegte „Hochkippen“ Quellen, deren Versauerungspotenzial nur teilweise durch Überstauung begrenzt werden kann.

Die **Quellstärken** einzelner Teilgebiete innerhalb des Absenkungstrichters sind geologisch und abbautechnologisch bedingt sehr heterogen. Da die Wiederauffüllung des Absenkungstrichters heute noch in vollem Gange ist, erfolgen Stoffverlagerungen deshalb noch hauptsächlich innerhalb des Trichters. Durch die zunehmende Ankopplung der betroffenen Grundwasserkörper an die Fließgewässer beginnt jedoch der überregionale Stoffaustrag aus dem regionalen Quellbereich.

Den größten Stoffspeicher in den Bergbaufolgelandschaften bilden das Grundwasser und insbesondere die mit ihm in Kontakt stehenden Speicher, insbesondere die primären Sulfide und die durch den Grundwasserwiederanstieg remobilisierbaren metall- und sulfathaltigen Sekundärminerale. Durch technische Maßnahmen ist eine flächendeckende Kontrolle dieses Stoffpools in den Kippen und im Gewachsenen bisher kaum möglich. Jedoch kann der unerwünschte Versauerungsprozess durch geeignete Maßnahmen vor, während und nach dem Tagebau-Betrieb gemindert werden (Stoll et al., 2009).

Dagegen stellen die mit den Grundwasserkörpern gekoppelten Seen und Fließgewässer und die mit ihnen in Kontakt stehenden Speicher (z.B. Seebodensediment) kleine Speicher dar (Abbildung 4). Sie sind lokal relevant, sind durch **technologische Maßnahmen partiell beeinflussbar** und reagieren schnell auf Bewirtschaftungshandlungen. Sie können daher Gegenstand von technologischen Behandlungsmaßnahmen werden.

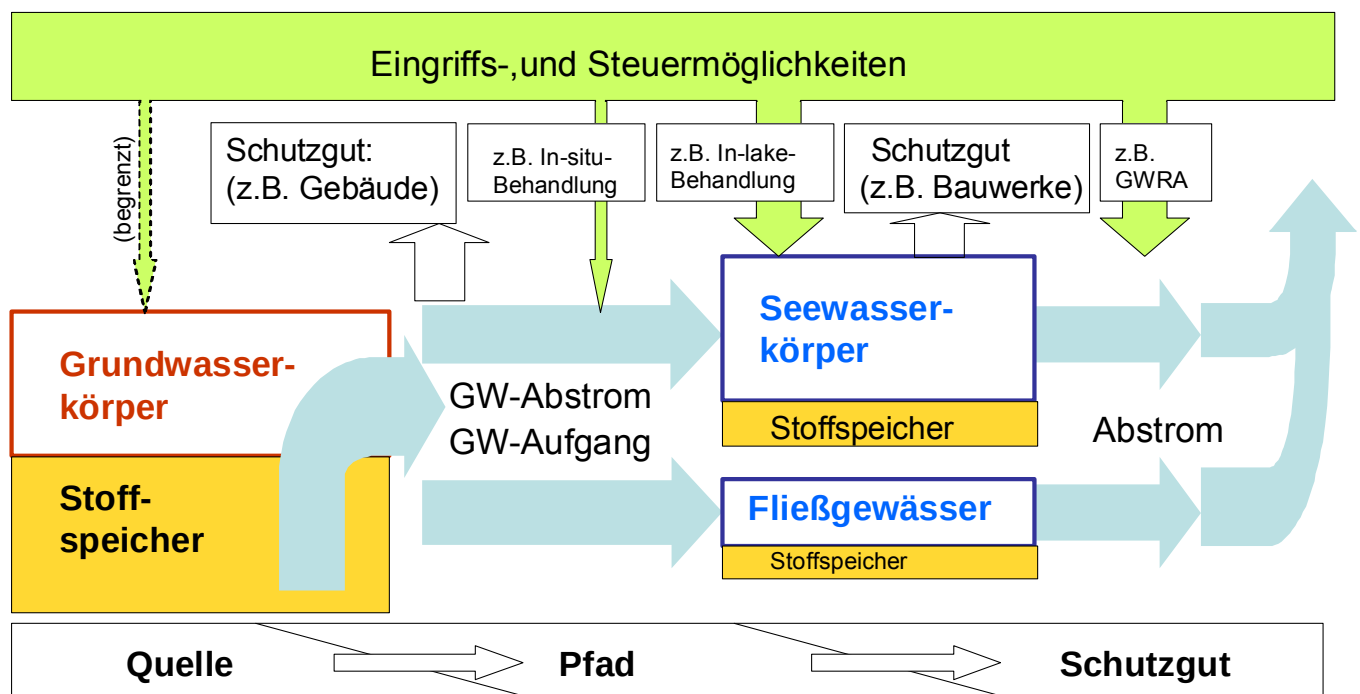
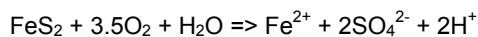


Abbildung 4: Schema der relevanten Stoffspeicher und assoziierter Wasserkörper, sowie Eingriffs- und Steuermöglichkeiten durch Grubenwasseraufbereitung

3.3.2 Oxidative Sulfidverwitterung

Weltweit sind viele Erz- und Kohlelagerstätten genetisch mit Sulfiden assoziiert (Evans, 1993). Beim Aufschluss der Lagerstätte kommt es zur Entwässerung und der damit einhergehenden Belüftung des Gebirges. Fraktionierung und mechanische Umlagerung des tauben Gesteins (sowie im Tiefbau die Bewetterung) tragen weiter zum Sauerstoffeintrag und zur extremen Vergrößerung der Feststoff-Oberflächen bei. Hierdurch beschleunigt sich die Verwitterung der Sulfide extrem (Evangelou, 1995; Gl. 1). Diese setzen Sulfat Metall-Kationen und damit Azidität in die Wasserphase frei.

Bergbaubeeinflusste Wässer unterscheiden sich deshalb durch generell **höhere Stoffkonzentrationen** und **Azidität** von bergbauunbeeinflussten Wässern. Die weitere Beschaffenheitsentwicklung dieser Wässer wird im Wesentlichen durch den Umfang ihrer Reaktion mit den Feststoffen der geologischen Körper und der Gasphasen geprägt, mit denen sie im Kontakt stehen. Sie ist daher stark vom initialen Mineralinventar der Kippenkörper und dessen geochemischer Reaktivität (Lösungskinetik) geprägt (Abbildung 5).



Gl. 1

Im Falle der Lausitz ist im Wesentlichen das Disulfid Pyrit für diese Stofffreisetzung verantwortlich. Dessen Verwitterung erfolgt hauptsächlich in der temporär ungesättigten Zone der Kippenkörper. Bei Zutritt erhöhter Mengen an Oxidationsmittel kommt es in der ungesättigten Zone zur weitergehenden Oxidation auch des durch Gl. 1 freigesetzten Eisens unter weiterer Freisetzung von Protonen (Gl. 1), einer starken pH-Abnahme und der Bildung von Fe(III)-haltigen Sekundärmineralen. Dieser Prozess wird insbesondere bei Austritt der Grubenwässer an die Erdoberfläche und ihrem dann uneingeschränkten Kontakt mit der Atmosphäre relevant. Die pH-Minderung erhöht die Löslichkeit von Schwermetallen aber auch die Verwitterungsgeschwindigkeit von Silikaten und Carbonaten. Die Verwitterungsgeschwindigkeit der Sulfide wird dagegen hauptsächlich durch die Verfügbarkeit von Oxidationsmitteln kontrolliert, wobei das für die Sulfidoxidation oxidativ wirkende Fe(III) bei niedrigen pH-Werten stabil in Lösung verfügbar bleibt und durch mikrobiell katalysierte Eisenoxidation auch bei pH-Werten um 3 ohne Limitation durch den niedrigen pH-Wert zur Verfügung gestellt wird.

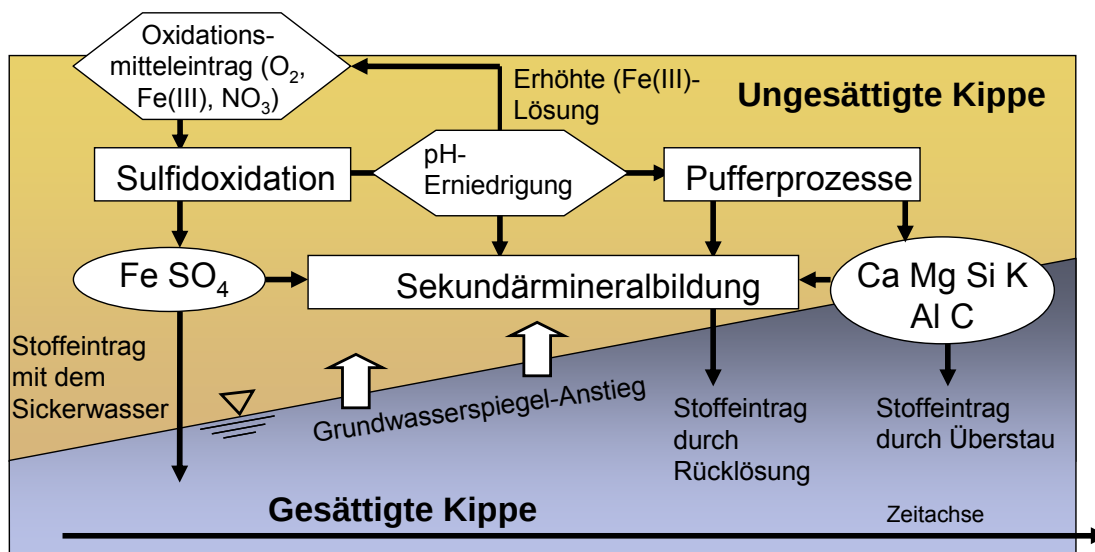


Abbildung 5: Schema des Stoffeintrages und der Stoffanreicherung in bergbaubeeinflussten Grundwässern



Eisen und Sulfat werden zunächst im Porenraum der zwischenzeitlich ungesättigten Kippenkörper als Sekundärminerale zwischengespeichert (Blowes & Jambor, 1990; Lenk & Wisotzky, 2007; Wiegand et al., 2000) bzw. mit dem Sickerwasser zum Grundwasserspiegel hin verlagert (Abbildung 5). Abbildung 6 stellt die Wirkungskette der Bildung von sauren und metallhaltigen Grubenwässern dar. Es sind verschiedene Möglichkeiten zum Eingriff in die Prozesskette dargestellt.

Durch den Grundwasserwiederanstieg wird der advective und diffusive Sauerstofftransport in die wieder aufgesättigten Bereiche stark eingedämmt oder vollständig unterbunden, wodurch das ursprüngliche herrschende anoxische Milieu wiederhergestellt wird. Dadurch kommt es zu einer Rücklösung der nur unter sauren und oxischen Bedingungen stabilen Eisen- und Aluminiumsulfate (Grützmaier et al., 2000; Azzie, 2002). Auch reine Eisenhydroxide werden durch mikrobiell katalysierte reduktive Rücklösung wieder für das Porenwasser verfügbar gemacht (Bilek, 2004). Als Elektronendonator fungiert hier die in der Kippe verbliebene kohlebürftige organische Substanz, die unter oxischen Bedingungen bioverfügbar wird (Laves et al., 1993).

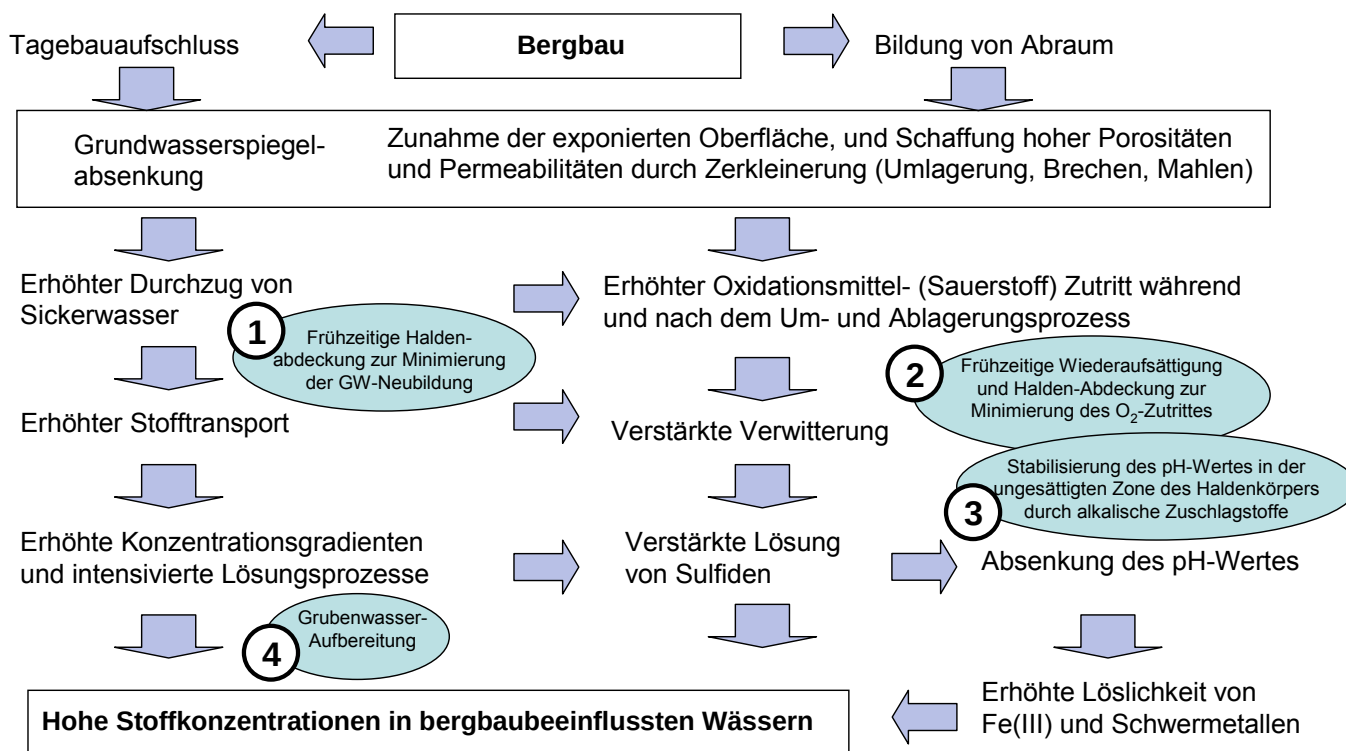
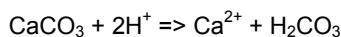


Abbildung 6: Wirkungskette, die zu aziditätsreichen Grubenwässern führt und Möglichkeiten des Eingriffes in den Versauerungs- und Stoffaustragsprozess

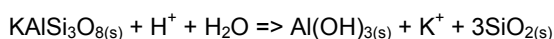
3.3.3 Puffer- und Verwitterungsprozesse

Der durch Sulfidverwitterung bewirkten Versauerung wirken verschiedene Pufferprozesse entgegen. Ist Calcit vorhanden, so stellt er einen wichtigen potenziellen Puffer im Lausitzer Revier gem. Gl. 5 dar. Calcit löst sich insbesondere bei pH-Minderung und bindet Protonen. Die in der gesamten Lausitz verfügbare Calcitmenge wurde von Graupner (2008) auf 43 Mio. t geschätzt. Diese ist jedoch sehr heterogen verteilt und liegt fast ausschließlich in den quartären Decksedimenten vor. Die aus diesem Lösungsprozess erwartbare Pufferwirkung entfaltet sich daher nur bei entsprechender lokaler Calcit-Verfügbarkeit zum Zeitpunkt des Tagebaubetriebes und der technologisch realisierten Einmischung in die Kippenkörper. Teilweise wurden calcitreiche quartäre Sedimente speziell zur Strukturierung (Melioration) der Kippenoberflächen genutzt.

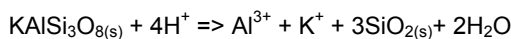


Gl. 5

Weiterhin liegen in den Kippen Silikate vor, deren Anteil für die Sedlitzer Kippe mit ca. 3 Massen-% bestimmt wurde (Bilek, 2004). Diese Menge ist ausreichend, um die durch Sulfidoxidation bewirkten pH-Minderungen gem. Gl. 6 und 7 zu puffern, jedoch entfaltet sich die Pufferwirkung der Silikate bedingt durch ihre geringen Lösungsraten nur mittel- bis langfristig.



Gl. 6



Gl. 7

3.3.4 Austauschprozesse

Generell tragen Austauschprozesse zur Pufferung, zur pH-Kontrolle und Calciumfreisetzung bei. Sie puffern die in die Lösung stattfindenden Stoffumsätze, da die Austauscher-Konzentration der Silikat- und Hydroxid-Oberflächen bezogen auf ein Volumen Porenraum im Vergleich zu den in diesem Porenraum vorliegenden gelösten Stoffen einen bedeutenden Stoffspeicher darstellen. So werden bei Sulfidverwitterung große Mengen von Protonen und Eisen freigesetzt, die ursprünglich an Austauschern sorbierte Calcium- und Magnesium-Ionen ladungsäquivalent in Lösung verdrängen können. Dies ist ein Grund dafür, dass das in Kippengrundwässern auftretende Fe/SO₄-Verhältniss meist deutlich unter dem Fe/SO₄-Verhältnis des Pyrites von 1/2 liegt.

3.4 Bergbauspezifische Wasserbeschaffenheiten

Abbildung 7 stellt schematisch die hydraulisch/geochemische Situation während des fortschreitenden Tagebaus in den Phasen des Aufschlusses, des Betriebes und der Renaturierung dar. In den verschiedenen geologischen Körpern werden zu unterschiedlichen Zeiten unterschiedliche Wasserbeschaffenheiten angetroffen. Im Folgenden werden deren Charakteristika kurz dargestellt.

Als **Grubenwässer** werden im Tagebau Grundwässer bezeichnet, die bei Aufschluss eines Grubenbaus an den Böschungen und Sohlen austreten bzw. durch Niederschlag dort anfallen (Forkel et al., 2009). Eine Charakterisierung der **Beschaffenheit** dieser Wässer ist mit dieser Definition nicht verbunden. Treten Grubenwässer direkt an die Atmosphäre aus, so werden sie teilweise belüftet und sie erlangen die für **bergbaubeeinflusste Oberflächengewässer** typischen Eigenschaften (**Abschnitt 3.3**). Werden Grubenwässer dagegen vor Austritt an die Atmosphäre durch geeignete hydraulische Maßnahmen (Sümpfung) gefasst, so kann ihre Ableitung auch im weitgehend unbelüfteten Zustand erfolgen. Technologisch aktiv abgeführte Grubenwässer werden auch als **Sümpfungswässer** bezeichnet.

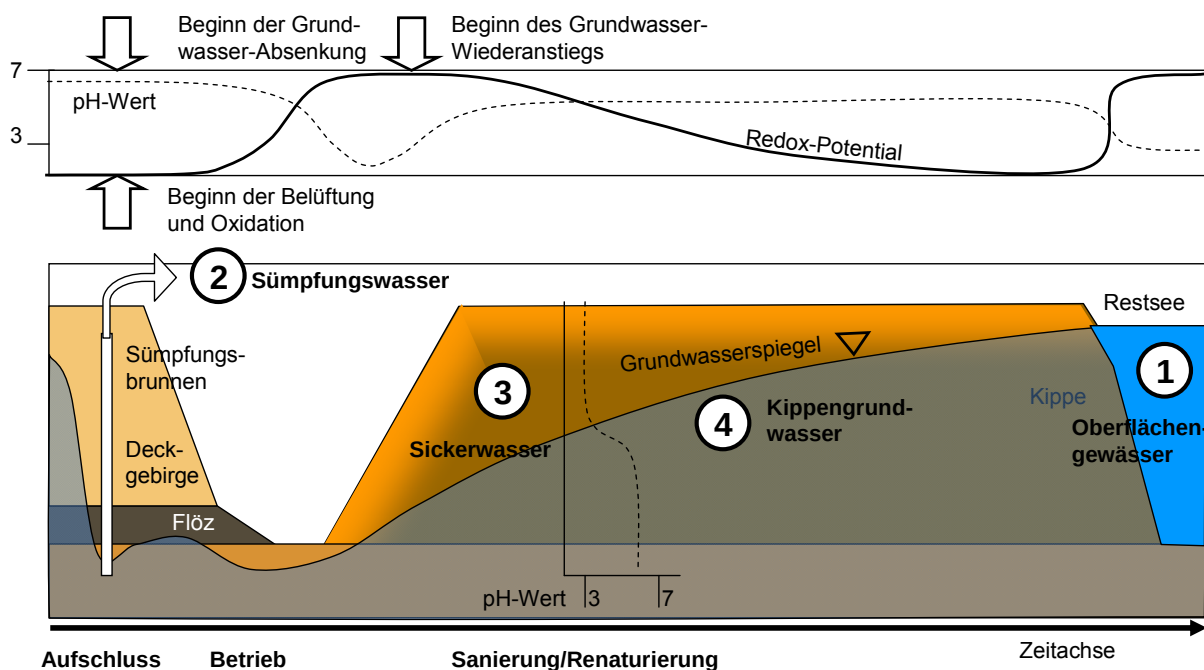


Abbildung 7: Bergbaubeeinflusste Gewässerkörper und ihre typischen Charakteristika in verschiedenen Phasen des Tagebaubetriebes.

3.4.1 Sümpfungswässer

Charakteristika von Sümpfungswässern

Die Sümpfungswässer der Lausitz können in Abhängigkeit der Geochemie der entwässerten Schichten durch Sulfidverwitterung und in deren Folge auch durch die Verwitterung weiterer Mineralphasen gekennzeichnet sein. Dies äußert sich in der Lausitz in meist hohen Konzentrationen von Eisen, Sulfat, Carbonat und Calcium (Jolas et al., 2009). Die pH-Werte schwanken in Abhängigkeit der Belüftung, liegen jedoch für in-situ gefasste Wässer (Brunnengalerien, Randriegel) meist über pH 4. Dabei sind die

aus dem Gewachsenen an die Randriegel anströmenden Wässer meist deutlich weniger stark belastet als die in den Kippen und durch die dortigen verstärkten Oxidationsprozesse und Sickerwässer generierten Kippengrundwässer.

Behandlung von Sumpfungswässern

Die übliche Behandlung besteht in der Neutralisation, der Oxidation und der Eisenhydroxid-Sedimentation (**Abschnitt 4.4.1**). Diese erfolgt nach Fassung der Wässer und ihrer Ableitung meist in eine Grubenwasserreinigungsanlage (GWRA). Eine Abtrennung der Sulfatfrachten erfolgt im Regelfall nicht.

3.4.2 Bergbaubeeinflusste Sickerwässer

Charakteristika bergbaubeeinflusster Sickerwässer

Sickerwässer entstehen in der ungesättigten Zone der Kippenkörper durch Nachspeisung von der Tagesoberfläche über Niederschlag und Oberflächengewässer. Sie werden gravitativ verlagert und speisen letztendlich das gesättigte Grundwasser (Abbildung 5). Durch partiellen Zutritt von Oxidationsmitteln (O_2 über die Gasphase und die O_2 -gesättigte Grundwasserneubildung; NO_3 über die Landwirtschaft, Fe(III) in gelöster Form durch die Sulfidverwitterung) schreitet die Sulfidbildung in der ungesättigten Zone oxidationsmittel-limitiert nach unten fort. Regional kommt es zu einer starken Absenkung des pH-Wertes, denn im Regelfall reicht die Pufferkapazität des Gesteins nicht für eine Pufferung der pH-Absenkung aus bzw. die Kinetik der Pufferprozesse ist hierfür zu gering.

Die niedrigen pH-Werte bewirken

- eine erhöhte Fe(III)-Mobilität, die wiederum die Sulfidverwitterung befördert (Abbildung 5)
- eine erhöhte Mobilität von Aluminium und von Schwermetallen (Abbildung 6)

Behandlung von bergbaubeeinflussten Sickerwässern

Sickerwässer sind im Regelfall nicht direkt hydraulisch fassbar und damit schlecht behandelbar. Jedoch wird in anderen Tagebauregionen (Rheinisches Revier; Garzweiler) durch Kippenbekalkung erreicht, dass

- a) höhere pH-Werte die Schwermetall- und Fe(III)-Mobilität mindern,
- b) die Aktivität acidophiler Mikroorganismen gemindert wird, die die Sulfidoxidation katalysieren und so auch bei minimalen Oxidationsmittel-Konzentrationen möglich machen und
- c) der freisetzbaren Azidität so große Mengen an schnell verfügbarer Alkalinität gegenüberstehen, dass die Azidität der gebildeten Sickerwässer gering bleibt.

3.4.3 Bergbaubeeinflusste Grundwässer

Charakteristika bergbaubeeinflusster Grundwässer

Im Vergleich zu Sickerwässern der ungesättigten Zone zeigen Kippengrundwässer der Lausitz aufgrund des vollkommen unterbundenen Sauerstoff-Zutrittes und der vorhandenen tertiären organischen Substanz vollkommen anoxische Verhältnisse. Sulfidverwitterungsprodukte und durch Pufferprozesse bewirkte Stoffeinträge prägen diese Wässer. Diese stammen jeweils aus der ungesättigten Zone, in welcher diese Prozesse abliefen und die infolge des Grundwasserwideranstiegs überstaut wurde bzw. deren Wässer durch Grundwasserneubildung dem Grundwasserkörper zugehen (Abbildung 4). Sekundärminerale und insbesondere Fe(III)-Hydroxide werden unter partiellem Umsatz der in den Kippen verbleibenden organischen Substanz rückgelöst und liefern das in der gesättigten Zone in großen Konzentrationen vorhandene Fe(II). Summarisch werden bergbaubeeinflusste Grundwässer der Lausitz damit durch Gl. 1, nicht jedoch durch die weitere Eisenoxidation nach Gl. 4 geprägt.

Bergbaubeeinflusste Grundwässer der Lausitz zeigen häufig pH-Werte zwischen 4,5 und 6,5. Werte unter 4,0 und über 7,5 sind selten. In den Wässern treten maximale **Sulfat**konzentrationen bis $80 \text{ mmol}_{SO_4}/L$ und **Eisen**konzentrationen bis $40 \text{ mmol}_{Fe}/L$ bei jeweils abnehmender Häufigkeit mit zunehmenden Konzentrationen auf. Dabei wird die Gesamteisenkonzentration durch Fe(II)-Spezies dominiert. **Aluminium** tritt bei pH-Werten zwischen 3,0 und 4,0 mit bis zu $10 \text{ mmol}_{Al}/L$ auf. Bei höheren pH-Werten nimmt die Konzentration stark ab. **Calcium** als häufigstes Erdalkali-Kation tritt mit Maximalkonzentrationen bis zu $20 \text{ mmol}_{Ca}/L$ auf. **Sulfid** kommt meist nur in Spuren vor, so dass die **Redox-Verhältnisse** in den Kippen mit 200 bis 400 mV durch die redu-

zierte Eisenspezies Fe(II) und die oxidierte Schwefelspezies Sulfat gepuffert werden. Kohlebürtiger organischer Kohlenstoff als Elektronendonator ist vorhanden, für mikrobiell katalysierte Reduktionen jedoch nicht mit hohen Raten verfügbar.

Bergbaubeeinflusste Grundwässer weisen teilweise hohe Aziditäten auf, die hauptsächlich durch Eisen aber auch durch Aluminium und Mangan getragen werden. Da die pH-Werte nicht unter 3,0 liegen, trägt die durch Protonen getragene Azidität maximal mit 1 mmol/L zur Gesamtazidität der Wässer bei.

Bergbaubeeinflusste Grundwässer, die im Gewachsenen angetroffen werden, zeigen vergleichbare Charakteristika wie die Kippengrundwässer, weisen jedoch generell deutlich geringere Konzentrationen auf.

Sanierung und Behandlung bergbaubeeinflusster Grundwässer

Bergbaubeeinflusste Grundwässer sind in der Regel aufgrund des großen geologischen Raumes, den sie einnehmen, nicht im Raum behandelbar, sondern lediglich dort, wo sie punktuell oder flächig an die Oberfläche austreten und durch geeignete Fassungsanlagen einer Behandlung zugeleitet werden können. Bestehende Ansätze zur Sanierung dieser Wässer im Raum werden in **Abschnitt 4.5.4** genannt. Dagegen bestehen verschiedene Möglichkeiten, die Beeinflussung von Grundwässern durch Bergbauaktivitäten bereits beim Betrieb des Tagebaus zu mindern (Drebenstedt, 2009; auch Abbildung 5).

3.4.4 Bergbaubeeinflusste Oberflächengewässer

Eintragspfade

Oberflächenwässer werden in der Lausitz durch den Aktiv- und den Sanierungsbergbau in folgender Weise beeinflusst:

Unkontrollierter Zutritt von bergbaubeeinflusstem Grund- und Sickerwasser in Stand- und Fließgewässer.

Kontrollierte Ableitung von (teilweise oder vollständig behandeltem) Sumpfungswasser in Oberflächengewässer. Im Falle der Ableitung von Sumpfungswässern werden in der Regel im Rahmen von Planfeststellungsbeschlüssen und Wasserrechtlichen Erlaubnissen Ausleitwerte als Emissionswerte festgelegt. Deren Einhaltung erfordert in einigen Fällen die im Folgenden näher erläuterten Maßnahmen.

Charakteristika bergbaubeeinflusster Oberflächenwässer

Im Kontakt mit der Atmosphäre erfolgt nach der grundwasserleiter-internen Reaktion der Eisensulfidverwitterung ohne Eisenoxidation (Gl. 1) im Oberflächengewässer die Eisenoxidation (Gl. 4), die dort zur Absenkung des pH-Wertes meist auf Werte um 3 führt und die Bildung und Sedimentation von Eisenhydroxiden bewirkt. Unbehandelte bergbaubeeinflusste Oberflächengewässer der Lausitz sind daher oft durch niedrige pH-Werte, erhöhte Eisen- und Sulfatfrachten und erhöhte Konzentrationen an Aluminium und Mangan gekennzeichnet. Die fortgesetzte Fällung von Metallhydroxiden führt zu entsprechenden optisch wahrnehmbaren Eisenhydroxid-Schlamm (EHS)-Sedimentationen im Bereich des Grundwasserzutrittes bzw. der Einleitstelle.

Behandlung von bergbaubeeinflussten Oberflächenwässern

Um einen diffusen Eintrag von bergbaubeeinflusstem Grund- und Sickerwasser in oberirdische Gewässer zu verhindern, müsste dieser durch hydraulische Fassungsanlagen **vor dem Austritt in die Oberflächengewässer** gefasst und einer entsprechenden Behandlung zugeführt werden. Diese Möglichkeit wird im Zusammenhang mit den diffusen Austritten von Fe-haltigen Grund- und Sickerwässern in Fließgewässer der Lausitz diskutiert. Entsprechende Anlagen werden aktuell oder demnächst mit lokaler Wirkung im Feldversuch getestet (**Abschn. 5.1.1 und 5.1.2**), sind jedoch noch nicht großflächig verfügbar. Für eine klassische on-site-Behandlung (nur Metall- keine Sulfatabtrennung durch Oxidation und Neutralisation) stellt Vermeidung der Teiloxidation des gefassten Wassers und die damit verbundene kontinuierliche und unkontrollierte Feststoffbildung in den Filtern, den Fassungsanlagen und den Leitungssysteme noch eine technische Herausforderung dar.

Alternativ kann ein **Oberflächengewässer selbst als Fassungselement dienen und die Behandlung in diesem erfolgen** (Abbildung 8). Im Falle eines Sees würde dieser wiederholten „In-Lake“ Behandlungen (**Abschnitt 5.2.1**) unterzogen, im Falle eines Gerinnes würde eine stationäre Bekalkungsanlage eine kontinuierliche Neutralisationsmittelzugabe durchführen. In beiden Fällen wird das Gewässer als Depositionsraum für den EHS genutzt. Bei Gerinnen kann eine periodische Schlammberäumung erfolgen. Die von der EHS-Schlamm-Sedimentation betroffene Gerinneabschnitt wird dadurch aus ökologischer Sicht zum „Opferraum“, der nachfolgende Fließgewässerabschnitte schützt. Diese Vorgehensweise wird entscheidend von der rechtlichen Einordnung des Gewässers und der Festlegung des Messpunktes bestimmt, an welchem die Wasserqualität bestimmt wird, die für die Anbindung an öffentliche Gewässer maßgebend ist.

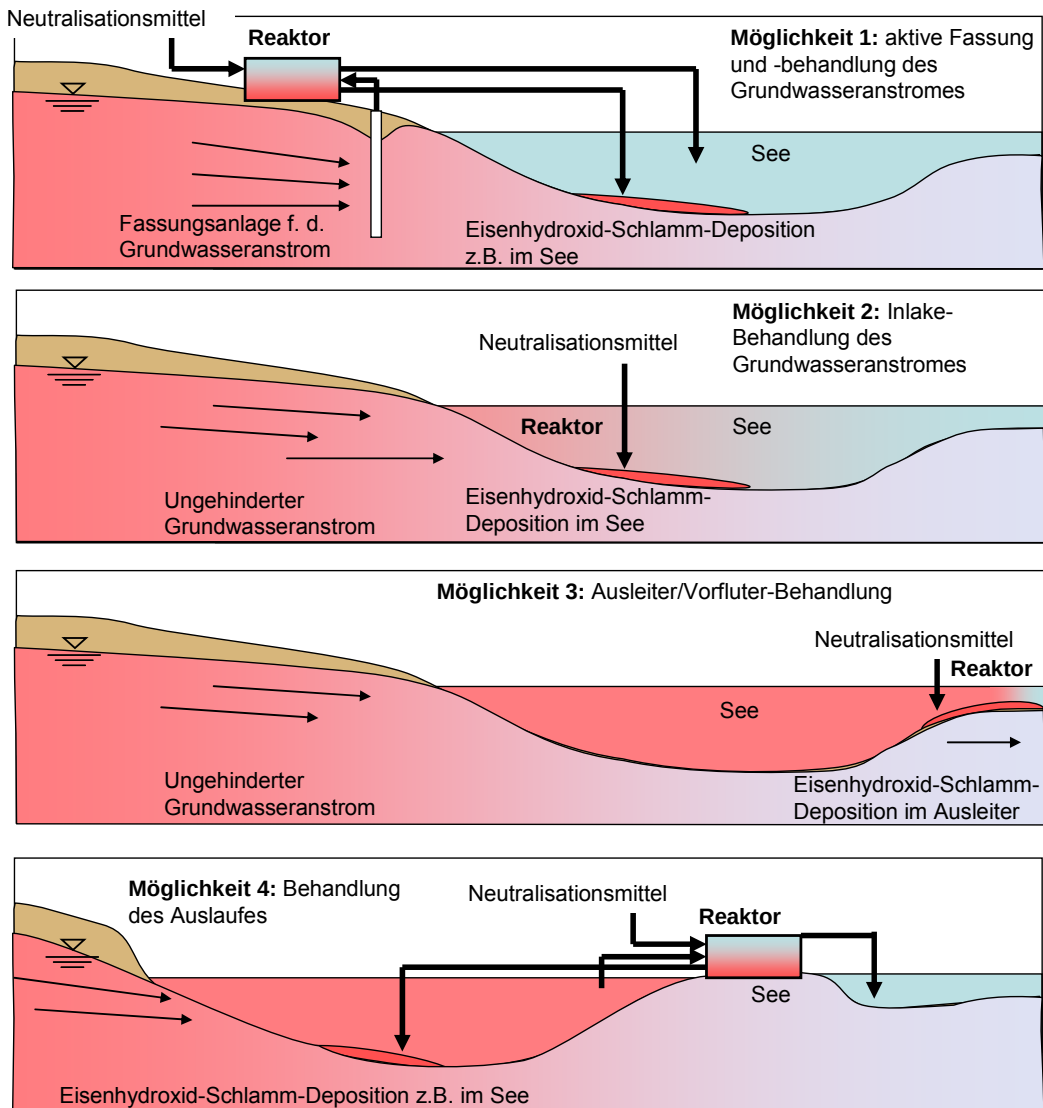


Abbildung 8: Lokalisation zur Behandlung bergbaubeeinflusster Oberflächengewässer

3.5 Spezifika des Aktiv- und Sanierungsbergbaus

3.5.1 Aktivbergbau

Aktivbergbau generiert hauptsächlich Gruben- und Sumpfungswässer, die heute in der Mehrzahl durch Filterbrunnen-Galerien gefasst werden. In der Regel erfolgt parallel eine Hangend- und eine Liegendentwässerung, so dass die in den Ableitern der Randriegel anfallenden Wässer Mischbeschaffenheiten aus mehreren Grundwasserleiter-Stockwerken aufweisen können.

Mit Dichtwänden kann der Grundwasserzustrom in den Tagebaubereich unter günstigen geologischen Gegebenheiten heute deutlich eingeschränkt werden, wodurch Wasserhebungskosten und die notwendige verbleibende Gebirgsentwässerung minimiert werden. Der Einsatz von Dichtwänden stellt damit eine Möglichkeit zum präventiven Schutz des Wasserhaushaltes dar. In der Lausitz sind drei Dichtwände errichtet worden (Jolas et al., 2009). Dies sind erfolgte im

- Tagebau Berzdorf (5,5 km Länge)
- Tagebau Jänschwalde (9,1 km Länge)
- Tagebau Cottbus Nord (7,1 km Länge)

Weitere Dichtwände sind in Vorbereitung für die Tagebaue Reichwalde (7 km Länge) und Welzow-Süd (14 km Länge) (Abbildung 9). Die Behandlung und Ableitung der Sumpfungswässer wird im Rahmen der Betriebsplan-Zulassungen und von wasserrechtlichen Verfahren und den daraufhin erteilten wasserrechtlichen Erlaubnissen (Einleiterlaubnissen) geregelt (siehe auch **Abschnitt 3.6**).

3.5.2 Sanierungsbergbau

Die Verantwortlichkeiten des Sanierungsbergbaus sind in der Lausitz durch Verwaltungsabkommen zwischen Bund und Ländern geregelt. Die Aufgaben der Sanierung des Wasserhaushaltes hinsichtlich Menge und Beschaffenheit werden in diesem Rahmen durch die staatseigene Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbauverwaltungs-gesellschaft (LMBV) realisiert. Der Bereich, für welchen die Verantwortlichkeit der LMBV gilt, reicht hierbei über die eigentlichen dem Bergrecht unterstellten Gebiete hinaus und wird geographisch durch das Ausmaß des Absenkungstrichters bestimmt, welches dieser zum Zeitpunkt 1990 mit einer Absenkung von 2 m gegenüber dem unveränderten Zustand eingenommen hat [9].

Innerhalb dieses Gebietes fallen die in **Abschnitt 3.2** beschriebenen Wässer an. Deren Behandlung und Ableitung erfolgt gemäß **Abschnitt 4**, entsprechend der in den Abschlussbetriebsplänen festgelegten Maßnahmen und der in den wasserrechtlichen Erlaubnissen festgelegten Überwachungsparameter.

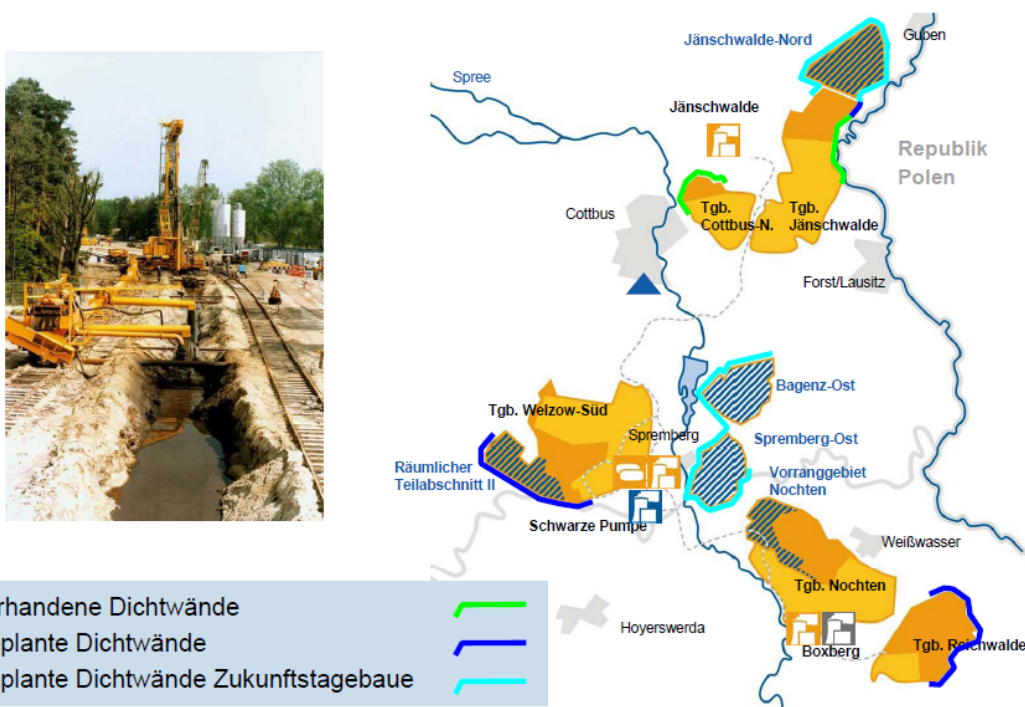


Abbildung 9: Lage der Dichtwände in der Lausitz (Quelle: <http://www.bwk-bund.de/fileadmin/Dokumente/Veranstaltungen/Kongresse/2009/FF-3-aktiver%20Bergbau/FF3-Zeiss-Vattenfall.pdf>)

3.6 Rechtliche Einordnung und Regelung bergbaulicher Beeinflussung

3.6.1 Internationale und nationale Regelungen

Die Wiedernutzbarmachung der vom Bergbau beanspruchten Flächen regelt das **Bundesberggesetz (BBergG)**. Den Abschlussbetriebsplänen und Sonderbetriebsplänen –wie z.B. den Betriebsplänen „Folgen des Grundwasserwiederanstiegs“ fallen dabei Schlüsselrollen zu. Wasserrechtliche Sachverhalte sind hierbei einvernehmlich von den Berg- und den Wasserbehörden zu regeln, d.h. die wasserrechtlichen Anforderungen werden in die bergrechtlichen Zulassungsverfahren einvernehmlich einbezogen. Diese richten sich in erster Linie nach dem **Wasserhaushaltsgesetz (WHG)**, das mit seiner grundsätzlichen Neufassung im Jahr 2010 für Deutschland die **EG-Wasser Rahmenrichtlinie (EG-WRRL; RL 2000/60/EG; [106])** umsetzt. Das WHG

wird auf Bundesländerebene durch die jeweiligen **Landeswassergesetze** (SächsWG für Sachsen, BbgWG für Brandenburg, ThürWG für Thüringen und WG LSA für Sachsen-Anhalt)) untersetzt (Abbildung 10).

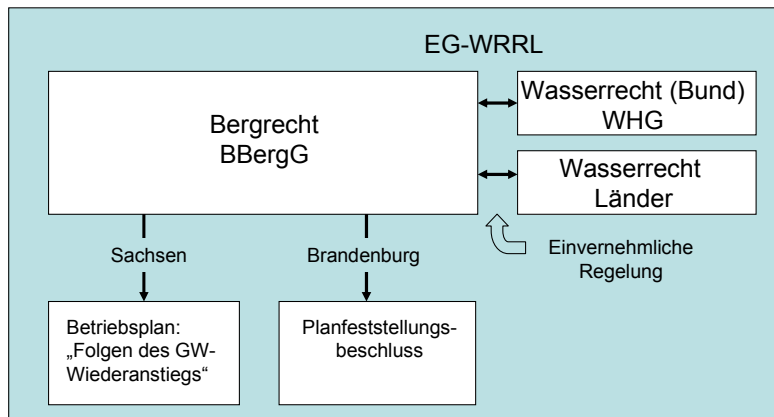


Abbildung 10: Zusammenhang zwischen Berg- und Wasserrecht bei der Genehmigung wasserwirtschaftlicher Maßnahmen im Zuge des Wiederanstiegs des Grundwassers

Mit der Einführung der EG-WRRL und deren Umsetzung im bundesdeutschen WHG ist das **Erreichen eines guten Zustands** der Gewässer oberstes Ziel allen wasserwirtschaftlichen Handelns. Für Grundwasser bestimmen sich die Ziele hinsichtlich Menge und Beschaffenheit; sie sind mit der Einführung der **EG-Grundwasserrichtlinie (EG-GWRL: RL 2006/118/EG, [107])** durch Definition von **Bewirtschaftungszielen** geregelt worden. Die Umsetzung der sog. Grundwassertochterrichtlinie in bundesdeutsches Recht erfolgte durch die **Grundwasserverordnung (GrwV)**. Für Oberflächengewässer ist seit 2011 die Oberflächengewässerverordnung (OgewV) in Kraft.

Für das Grundwasser wird im Anhang II, Teil B der EG-GWRL festgelegt, dass die EU-Mitgliedstaaten für „**Indikatorparameter**“, beispielsweise für das grubenwasserrelevante Sulfat, **Schwellenwerte** zu erlassen haben. Für Deutschland wurde in der GrwV ein Schwellenwert für Sulfat von 240 mg/L festgelegt. Damit führen abgeschlossene oder fortdauernde Bergbauaktivitäten in vielen Fällen zu einer großräumigen Verfehlung des durch diesen Schwellenwert definierten „**guten Zustandes**“ für Grundwasserkörper.

Das Verfehlen des „guten Zustandes“ in Oberflächengewässern ist eher lokaler Natur und wird im Wesentlichen durch deren unkontrollierte Ankopplung an kontaminierte Grundwasserkörper (Exfiltration diffuser Quellen) und/oder durch die kontrollierte Einleitung entsprechender Sumpfungswässer bewirkt (Punktquellen).

Muss erwartet werden, dass der gute Zustand eines Gewässerkörpers bis 2017 trotz zielgerichteter Maßnahmen nicht erreicht werden kann, lässt die EG-WRRL für diese Gewässerkörper Ausnahmeregelungen zu (Art. 4 EG-WRRL). Diese Ausnahmeregelungen sind entweder eine Fristverlängerung, um das Ziel zu erreichen oder die Festlegung „weniger strenge Umweltziele“, nämlich dann, wenn der Gewässerkörper u.a. durch menschliche Tätigkeit so beeinträchtigt ist, dass das Erreichen der Ziele eines guten Zustandes in der Praxis nicht möglich oder unverhältnismäßig teuer wäre. Dieser nach Art. 4 Abs. 5 EG-WRRL gefasste Ausnahmetatbestand für Umweltziele von Wasserkörpern bildet den Rahmen für die nach §47 Abs. 3 WHG genannten Ausnahmen von den Bewirtschaftungszielen. Danach ist der „bestmögliche chemische Zustand des Grundwassers“ zu erreichen, der mit Bezug auf WHG § 30, Satz 1 Nr. 4 „unter Berücksichtigung der Auswirkungen auf die Gewässereigenschaften, die infolge der Art der menschlichen Tätigkeiten nicht zu vermeiden waren“, eintritt. Im Sinne dieser Definition werden sowohl die bergbaulich bedingte Grundwasserabsenkung als auch und insbesondere alle Maßnahmen zur Wiederherstellung eines sich selbst regulierenden Wasserhaushalts im Zuge der bergbaulichen Nachsorge als die Arten der menschlichen Tätigkeiten angesehen, deren Auswirkungen auf die Gewässereigenschaften zu einem bestmöglichen chemischen Zustand des Gewässers Grundwasser führen.

Die EG-WRRL lässt unter speziellen Rahmenbedingungen (z.B. übergeordnetes öffentliches Interesse) Zielverfehlungen für Grundwasserkörper (§4 Abs. 7) zu und erfordert eine Einzelfallprüfung, ob entsprechende Ausnahmeregelungen anzuwenden sind. In der Regel sind bei Gewährung dieser Ausnahmeregelungen alle praktikablen (keine unverhältnismäßigen Kosten verursachenden) Möglichkeiten zur Minderung der negativen Auswirkungen auf die Wasserkörper auszuschöpfen. Dieses Kriterium entscheidet letztendlich, ob neue, innovative Verfahren zur Gewässersanierung und Grubenwasseraufbereitung zum Einsatz kommen. Pilot- und Demonstrationsprojekte im Feld haben daher neben der Überführung innovativer Technologien aus dem Stadium der Entwicklung in den anerkannten **Stand der Technik** primär die Verhältnismäßigkeit der Investitions- und Betriebskosten zur Schutz- und Reinigungswirkung für eine entsprechende Behandlung zu klären.

3.6.2 Regionale Regelungen für das Lausitzer Braunkohlen-Revier

Zur länderübergreifenden Koordination wasserwirtschaftlicher Fragen in Sachsen und Brandenburg im Zeichen des Aktiv- und des Sanierungsbergbaus arbeitet die **Arbeitsgemeinschaft „Flussgebietsbewirtschaftung Spree-Schwarze Elster“**. Der in dieser AG eingegliederte **Arbeitskreis „Wasserbeschaffenheit“** (oder auch „Gewässergüte“) empfiehlt **Immissionsziele** für einzelne Fluss-Gütemessstellen (Mess-Profile) als 90% Percentil für Schwarze Elster, Spree und Neiße. Diese Immissionsziele sind in den **„Bewirtschaftungsgrundsätzen“** niedergelegt [4].

In Anlage 4 dieses Dokumentes mit dem Titel **„Ausleitempfehlungen aus Speichern und Tagebauseen“** mit dem Stand vom Juni 2010 heißt es:

Ausgehend von den Vorgaben/Zielstellungen der EG-Wasserrahmenrichtlinie sowie der Länder zur Gewässergüte, der aktuellen Beschaffenheit in den Gewässern und der bestehenden/künftigen Nutzungen wurden für die Hauptfließgewässer Spree, Schwarze Elster und Lausitzer Neiße Immissionsziele (Tabelle 1) in Form ausgewählter bergbaurelevanter Beschaffenheitsparameter erarbeitet und abgestimmt (Immissionsprinzip).

Diese Immissionsziele bilden in Verbindung mit

den aktuellen Wasserbeschaffenheiten und Durchflussverhältnissen in den Hauptfließgewässern sowie

den aktuellen Wasserbeschaffenheiten in den Tagebauseen

die Grundlage für die operative Bewirtschaftung nach Menge und Güte.

Weiterhin werden für eine Abgabe von Wasser aus Speichern und Tagebauseen in die Fließgewässer objektspezifische Empfehlungen zu Ausleitbedingungen nach dem **Emissionsprinzip** (vergl. Tabelle 2) gegeben.

Die aufgeführten Immissionsziele in den drei Vorflutern variieren. Sie liegen beispielsweise für Sulfat zwischen 100 und 550 mg/L. Die in den **„Bewirtschaftungsgrundsätzen“** festgelegten Werte wurden in Sachsen durch ministeriellen Erlass für **verbindlich** erklärt. Dies erfolgte in Brandenburg bisher nicht, jedoch auch hier gelten sie als orientierende Grundlage für eine wasserwirtschaftliche Entscheidung der Behörden.

Wasserrechtliche Verfahren legen auf Landesebene infolge eines Antrages auf **Wasserrechtliche Erlaubnis** (WRE) fest, mit welchen Einleitmengen und Einleitqualitäten bergbaulich beeinflusstes Wasser in die öffentliche Vorflut abgeschlagen werden darf. In den erteilten Wasserrechtlichen Erlaubnissen werden neben den i.d.R. **emissionsbezogenen Qualitätsparametern**, die durchzuführenden Maßnahmen (z.B. Grubenwasserreinigung) zur Reduzierung der Auswirkungen der Einleitung auf die Umwelt festgeschrieben. Für die im Einzelfall notwendige „pflichtgemäße Ermessensentscheidung“ der Behörde werden in Sachsen die in den Bewirtschaftungsgrundsätzen der „AG Gewässergüte“ festgelegten Immissionsziele zugrunde gelegt.

Für den Ausbau von Gewässern sind **bergrechtliche Abschlussbetriebsplanverfahren und parallel dazu wasserrechtliche Planfeststellungsverfahren bzw. Plangenehmigungsverfahren notwendig, die zu einem Planfeststellungsbeschluss bzw. einer Plangenehmigung** (PFB) führen. Für diese Verfahren sind in Brandenburg die Bergbehörden (LUA Brandenburg) und in Sachsen die obere Wasserbehörde (Landesdirektion) zuständig.

Planfeststellungsbeschlüsse enthalten Festlegungen zu **Überwachungsparametern** und gelten sowohl für Brandenburg als auch für Sachsen. Im Planfeststellungsbeschluss zum Gewässerausbau „Restlochkeite Sedlitz-Skado-Koschen“ [109] heißt es unter Punkt 5.1.1.11 beispielsweise:

Für die Ausleitung von Wasser aus dem TS Sedlitz in die Rainitz/Schwarze Elster werden folgende Beschaffenheitskriterien als Überwachungsparameter vorgegeben (Probenahmeort: Wehr im Ausleiter):

pH-Wert	6,5 – 8,5
Eisen gesamt	< 3 mg/l
Eisen gelöst	< 1 mg/l
Zink gesamt	< 1 mg/l
Kupfer gelöst	< 0,04 mg/l.

Es bleibt ausdrücklich vorbehalten, diese Überwachungsparameter zu modifizieren.

Als Zielwert für die Ausleitung von Wasser aus dem TS Sedlitz in die Rainitz/Schwarze Elster ist ein Sulfatgehalt im Ausleitwasser von ≤ 800 mg/l anzustreben. Der Antragsteller hat nachweislich alle technischen Möglichkeiten zur Einhaltung der Überwachungsparameter und zur Minimierung des Sulfatgehaltes in der RLK zu prüfen (...).

4 Verfahrenstechnologien zur Aufbereitung bergbaubeeinflusster Wässer

4.1 Kriterien für die Auswahl bestimmter Reinigungsverfahren

Die Auswahl eines Reinigungsverfahrens für Grubenwässer hängt von einer Vielzahl von Faktoren ab und muss meistens auf Standort-Untersuchungen sowie Labor- und Technikumsversuche gestützt werden. Faktoren, die die Quelle der Schadstoffe charakterisieren und indirekt die Auswahl eines Reinigungsverfahrens bestimmen, sind:

- das Quellvolumen [m^3], die Quelldichte [$\text{kg}/\text{m}^3_{\text{solid}}$] und damit die Quellmasse [kg] und die räumliche Ausdehnung der (des) Schadherde(s) und in Kombination mit dem hydraulischen Strömungsregime der Verlauf der Transportpfade, welche die räumliche Ausdehnung einer möglichen Stoffsenke (Fassungsanlagen, Ableitungssystem, wetland etc.) definiert,
- der mobilisierbare Stoffmengenanteil [$\text{mol}/\text{m}^3_{\text{solid}}$] innerhalb der Quelle, der über das Quellvolumen die absolute zu behandelnde Stoffmenge [mol] definiert,
- der geochemische Freisetzungsprozess, der in der Quelle wirkt und der die zeitabhängige Freisetzungsrates [$\text{mol}/(\text{m}^3_{\text{solid}} \cdot \text{s})$] definiert,
- die über das Quellvolumen ableitbare Stofffracht (Freisetzungsrates oder Quellstärke) [mol/s] und aus Überlagerung mit dem hydraulischen Strömungsregime [$\text{m}^3_{\text{w}}/\text{s}$] resultierende initiale Stoffkonzentration [$\text{mol}/\text{m}^3_{\text{w}}$] und
- die Senken entlang des Transportpfades, die die Stofffracht und die Stoffkonzentration mindern, sowie die Verdünnungsprozesse, die nur die Stoffkonzentration mindern.

Weitere Faktoren, die das Reinigungsverfahren direkt bestimmen sind

- das in einem zu behandelnden Grubenwasser gelöste Schadstoffspektrum, welches die zur Immobilisierung zur Verfügung stehenden Technologien und anzustrebenden geochemischen Stoff-Umsetzungen definiert,
- die technologischen und wirtschaftlichen Möglichkeiten für eine Wasserbehandlung oder Sanierung
- die räumlichen Verhältnisse, die durch Klima, Morphologie, Geologie und Landnutzung definiert sind und bestimmte Reinigungs- bzw. Sanierungsoptionen begünstigen oder ausschließen,
- die Verfügbarkeit von Betriebsmitteln wie Energie, Rohstoffe (Chemikalien, Zuschlagstoffe, Baumaterial, bergbaueigene Produkte) und Deponieraum aber auch Personal,
- der durch gesetzliche Vorgaben einforderbare finanzielle Rahmen, der für eine Sanierungs-, Schutz- oder Behandlungslösung zur Verfügung steht,
- der rechtliche Rahmen, der durch qualitative Einordnung der Wässer, Festlegung der Ablauf-Beschaffenheiten (Emissions-, Immissions-Zielwerte), Festlegung des Ortes der Messung und Zuordnung der Verantwortlichkeiten, erforderliche Reinigungs- und Sanierungs-Handlungen mit bestimmt. Über die Definition von zulässigen Frachten oder Konzentrationen (Sanierungs- oder Abreinigungs-Zielwerte) wird die Größe der zu behandelnden Frachten und die zu planende Behandlungsdauer definiert.

4.2 Relevante Aufbereitungsprozesse

4.2.1 Neutralisation

Neutralisation durch Zugabe von Alkalinitätsträgern

Die mit den Gl. 3 und 4 beschriebenen Reaktionen bewirken eine pH-Wert-Erniedrigung unabhängig davon, ob diese im natürlichen Raum (ungesättigte Zone einer Kippe, Restsee) oder in einem künstlichen Reaktionsraum (Reaktionsbecken einer Grubenwasserreinigungsanlage; zur EHS-Sedimentation genutzter Fließgewässerabschnitt) stattfindet.

Folgende Neutralisationsmittel sind hierfür im Einsatz (Coulton et al. 2003b):

Kalkstein (CaCO_3): Kalksteinmehl ist von allen Neutralisationsmitteln das preisgünstigste. reagiert jedoch generell träger als andere chemische Neutralisationsmittel. Durch sein Unvermögen, Wässer auf pH-Werte über 7,5 anzuheben, ist es für technologisch aktive Behandlung von Grubenwässern nicht geeignet, da oft die Einstellung höherer pH-Werte angestrebt wird. Jedoch kommt Kalkstein häufig in passiven Reinigungsverfahren mit großen Aufenthaltszeiten (mehrere Stunden bis Tage) in Form von oxischen oder anoxischen durchströmten Kiesbetten zur Anwendung. Die bei dieser Einsatzform oft auftretenden Inertisierungserscheinungen werden durch Hydroxidausfällungen bewirkt und beeinträchtigen die Langzeitstabilität dieses Verfahrens oft (Kaksonen & Puhakka, 2006) (näheres siehe **Abschnitt 4.5**). Gegenwärtig erfolgt kein Einsatz dieser Technologie in der Lausitz.

Kalksteinmehl wird nach gegenwärtigem Stand der Technik jedoch zur initialen Seewasser- (In-lake-) behandlung für die Neutralisation bis pH-Wert 5 eingesetzt, da die Reaktionskinetik in diesem pH-Bereich ausreichende Wirkungsgrade erwarten lässt.

Tests in Skandinavien zur vollständigen pH-Anhebung bis auf 7,5 mit reinem Kalksteinmehl (Sverdrup & Warfinge, 1988) waren erfolgreich, sofern ein sehr stark aufgemahlener Kalksteinmehl verwendet wird. Es ist zu vermuten, dass die stärkere Aufmahlung mit deutlich erhöhten Mahlkosten verbunden ist. Jüngere Tests hierzu in der Lausitz an einem Weichwasser-See bestätigten diese Ergebnisse. Jedoch ist zu überprüfen, ob die erzielten Ergebnisse auch auf die durch deutlich höhere Ionenkonzentrationen charakterisierten Lausitzer Bergbaufolgeseen übertragbar sind.

Kalkhydrat ($\text{Ca}(\text{OH})_2$): Wird durch Kalklöschung hergestellt. Der Feststoff mit einer Schüttdichte von ca. 0,5 bis 0,6 t/m^3 muss in Tanks gelagert werden, um Zementation durch Wasser- und CO_2 -Zutritt zu unterbinden. Kalkhydrat wird bei der aktiven Grubenwasserreinigung in Form von Kalkmilch eingesetzt, die 5-10% Feststoffanteil enthält. Kalkhydrat stellt aufgrund seines niedrigen Preises das am häufigsten eingesetzte Neutralisationsmittel in den Grubenwasserreinigungsanlagen der Lausitz dar. Auch in der Inlake-Behandlung wird insbesondere für die Neutralisation über pH 5 auf Kalkhydrat zurückgegriffen.

Brannkalk (CaO): wird ebenfalls in Pulverform zur Verfügung gestellt und muss aufgrund seiner heftigen exothermen Reaktion mit Wasser in geschlossenen Silos gelagert werden. Brannkalk ist meist preiswerter als Kalkhydrat, muss jedoch vor seinem Einsatz meist vor Ort gelöscht und in Kalkhydrat überführt werden, was erhöhte Investitionen zur Folge hat. Durch seine höhere Schüttdichte von ca. 1,0 t/m^3 und seinen geringeren Preis kann sich sein Einsatz bei Anlagen mit großem Durchsatz jedoch lohnen. Brannkalk wird in der Lausitz in der von Vattenfall betriebenen GWRA Tzschelln als Neutralisationsmittel eingesetzt.

Magnesiumhydroxid ($\text{Mg}(\text{OH})_2$): reagiert langsamer wie Kalkhydrat, wodurch größere Aufenthaltszeiten in den Reaktionseinrichtungen nötig werden. Zudem ist es teurer als Kalkhydrat. Sein Einsatz kann dennoch sinnvoll sein, wenn in den zu neutralisierenden Wässern eine starke Tendenz zur Vergipsung besteht und diese verhindert werden soll. Ein Einsatz im Lausitzer Revier erfolgt aktuell nicht.

Natronlauge (NaOH) wird in flüssiger Form eingesetzt. Sie ist teuer, jedoch hinsichtlich der Lagerung und Dosierung vergleichsweise kostengünstig. Durch die geringen anlagentechnischen Aufwendungen eignet sich Natronlauge speziell zur temporären, mobilen und prozessangepassten Neutralisation speziell im Umfeld aktiver Bergbaue. Durch die schnelle Reaktionszeit werden nur kleine Reaktionsbecken benötigt. Ihr Einsatz ist vorteilhaft in Grubenwässern mit hohen ($> 2 \text{ g/L}$) Sulfatgehalten. Ein Einsatz im Lausitzer Revier erfolgt aktuell nicht.

Soda (Na_2CO_3) ist als Feststoff verfügbar und kann ebenfalls zur Neutralisation genutzt werden, wenn der zusätzliche Eintrag von Calcium vermieden werden soll. Allerdings ist Soda im Vergleich zu anderen kalkbasierten Neutralisationsmitteln teurer. Der Einsatz von Soda erfolgte im Rahmen eines Pilotversuches zur Neutralisation des Restsees Bockwitz in Mitteldeutschland (Neumann et al., 2007).

(Coulton et al. 2003b) nennen Richtwerte für die spezifischen Kosten der einzelnen Stoffe sowohl bezogen auf deren Masse (relevant für den Transport) als auch bezogen auf deren Alkalinität.

Neutralisation durch Entsäuerung

In vielen Grubenwässern ist durch die Lösung von Calzit und den mikrobiellen Umsatz organischer Substanz deutlich mehr Karbonat im Wasser vorhanden, als im Gleichgewicht mit der Atmosphäre in diesem stabil ist. Diese Wässer sind durch den Karbonatpuffer stark gepuffert, so dass die gewollte pH-Anhebung mit dem Ziel der forcierten Metalloxydation nur unter erhöhtem Neutralisationsmittel-Einsatz erfolgen kann. Außerdem neigen solche Wässer durch hohe CO_3^{2-} -Konzentrationen und das hinzugefügte Ca^{2+} zu schnellerer Karbonatbildung. In diesen Fällen kann die Entsäuerung durch einen Strippprozess (Austrei-

ben von CO₂ mit eingeblasener Luft) gleichzeitig mit der Belüftung diesen Karbonatpuffer abbauen bzw. in eine pH-Erhöhung umsetzen. (Janneck et al., 2007; Heinze et al., 2002).

Sind die Wässer alkalisch, so kann die Metallfällung auch ohne weitere Neutralisationsmittelzugabe erreicht werden. Dazu sind diese Wässer durch Verdüsung, Belüftungskaskaden etc. bezüglich CO_{2(aq)} und O₂ weitgehend mit der Atmosphäre ins Gleichgewicht zu bringen. Alkaline Grundwässer treten aus geologischen Gründen in der Lausitz selten auf, werden im mitteldeutschen Bergbaurevier jedoch angetroffen.

4.2.2 Oxidation und Reduktion

Nutzung von Luftsauerstoff und künstlichen Oxidationsmitteln zur Forcierung oxidativer Prozesse

Für die Oxidation von Eisen reicht i.d.R. Luftsauerstoff aus und wird in den GWRA der Lausitz durchweg eingesetzt. Der Eintrag erfolgt dort beispielsweise durch Belüftungskaskaden, mit Wendelbelüftern oder Membranschlauchbelüftern (Janneck et al., 2006).

Lediglich bei höheren Frachten an in organischen Komplexen gebundenen Metallen oder im Falle von Mangan die Zugabe von künstlichen starken Oxidationsmitteln wie Ozon oder KMnO₄ erforderlich. Dieser Anwendungsfall tritt im Lausitzer Revier jedoch nicht auf.

Nutzung chemischer Katalyse zur Forcierung oxidativer und reduktiver Prozesse

In nahezu jedem Verfahren ist man bestrebt, katalytische Effekte für die Forcierung der Oxidations- oder Reduktionsgeschwindigkeit zu nutzen. Im Falle der rein chemischen Oxidation in einer GWRA ist man beispielsweise bestrebt, die bereits bestehenden Schlämme als Sorbenten für noch reduzierte Metalle zu nutzen, um diese dann an deren Oberfläche zu oxidieren. Beispielsweise kann Mn(II) aus Wässern abgeschieden werden, indem die entsprechenden Wässer mit Mangan-Oxid/Hydroxid-Mineralien in Wirbelbetten oder Festbetten in Kontakt gebracht werden. Dies führt zur Sorption und einer nachfolgenden, durch die Feststoff-Oberfläche chemisch katalysierten Oxidation und Fällung weiterer Mangan-Oxide/Hydroxide. Die in diesem Prozess frisch gebildeten Mn-Hydroxide wirken selbst wiederum katalysierend auf den weiteren Oxidationsprozess. Materialien, deren Wirkung vornehmlich auf der Sorption beruht, bedürfen zusätzlicher Oxidationsmittel-Gaben (oft KMnO₄), um eine langfristige Reaktivität aufrecht zu erhalten.

Nutzung mikrobieller Stoffumsätze zur Forcierung oxidativer und reduktiver Prozesse

Viele der für die Grubenwasserreinigung nötigen Stoffwandlungen sind bei vertretbarem energetischem Aufwand nur mikrobiell erzielbar.

Im Falle der Oxidation von Ammonium (**Abschnitt 4.5.4**) muss auf die Aktivität von Mikroorganismen zurückgegriffen werden, da diese die Funktion von Katalysatoren für die rein chemisch nicht ablaufenden Stoffwandlungen übernehmen. Gleiches gilt für die Sulfatreduktion (**Abschnitt 4.4.5**).

Mikrobiell katalysierte Stoffwandlungen werden entscheidend durch die Umweltbedingungen für die Mikroorganismen (Verfügbarkeit des Oxidations/Reduktionsmittels, Kohlenstoff-Quelle, Nährstoffe N und P, Abwesenheit von toxischen Stoffen) kontrolliert.

4.2.3 Nutzung von Sorption und Ionenaustausch

Bei der Nutzung von Sorptionsprozessen zur Abreinigung von (beispielsweise mit Arsen oder Schwermetallen) kontaminierten Bergbauwässern gelten folgende Grundsätze:

- Jede Sorption erfolgt letztendlich im Gleichgewicht zwischen gelöster Phase und Festphase. Abhängig vom Sorptionsgleichgewicht und der zur Verfügung stehenden Sorptionskapazität steht jedem an einem Feststoff fixierten Schadstoff eine gewisse in der Lösung verbleibende Restmenge Schadstoff gegenüber, die nicht mehr entfernt werden kann.
- Jede Sorption erfolgt in Konkurrenz mit anderen Sorbenten, so dass bei einer hohen Konzentration anderer Sorbenten die Sorption des Schadstoffes gemindert wird.
- Mit Sorbenten belegtes Material steht für eine weitere Reaktion nicht mehr zur Verfügung und muss regeneriert oder sicher deponiert werden.

- Erfolgt eine Änderung der Konzentration in Lösung, kommt es im Gleichgewicht mit dem Sorbat unter Umständen zu einer Desorption.

Sorption zur Entfernung von Metallen aus der Wasserphase wird für die Grubenwasserreinigung gewöhnlich genutzt, wenn diese parallel zur Ausfällung von Eisen-Hydroxiden möglich ist. In diesem Fall stellt das Eisenhydroxid als Sorbat in großer Menge kostengünstig zur Verfügung, da es in vielen Fällen ohnehin abgeschieden werden muss.

Soll der Sorbent rückgewonnen werden, wie das beispielsweise in der Uranrückgewinnung aus Grubenwässern (Märten, 2006) durchgeführt wird, muss das Sorptiv (z.B. ein Kunstharz) regeneriert werden.

4.2.4 Elektrochemische Verfahrens-Ansätze und Membrantechnologien

In elektrochemischen Verfahren werden Ionenbewegungen mit Hilfe von elektrischen Feldern bzw. chemische Reaktionen durch elektrischen Strom bewirkt, die zu einer Wasserreinigung beitragen. Mit Membranverfahren werden die zu behandelnden Wässer durch mechanischen Druck oder elektrische Potenzialdifferenzen durch Membranen gepresst, die den Rückhalt der Ionenfracht bewirken.

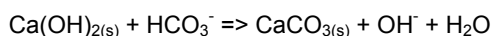
Attraktiv sind diese Verfahren durch die geringen Mengen an zusätzlichen Chemikalien (z.B. anti-scaling, anti-fouling-Zusätze), da sie in der Hauptsache lediglich auf die Stromzufuhr angewiesen sind. Beispiele verschiedener Verfahren werden in **Abschnitt 4.4.2 und 4.4.3** dargestellt.

4.2.5 Fällung und Sedimentation

Im Rahmen der verschiedenen Wasserbehandlungsverfahren entstehen durch Fällung Feststoffe, die durch Koagulation und Sedimentation aus dieser abgetrennt werden müssen. Dies gelingt in aktiven Verfahren (**Abschnitt 4.3.**) durch hohe Übersättigungen, die damit mögliche schnelle Bildung großer Feststoffaggregate und den Einsatz von Flockungshilfsmitteln. Die langsamere Feststoffbildung bei passiven Verfahren bspw. in Absetzteichen, Wetlands etc. benötigt dagegen größere Zeiträume und vermehrt bereits vorhandene Feststoffoberflächen, welche die Koagulation und Abscheidung neuer Feststoffe fördern. Die dominanten, in Bergbaufolgelandschaften entstehenden Schlämme sind die Eisenhydroxid (EHS)-Schlämme, die in aktiven Grubenwasserreinigungsanlagen generiert werden.

Ohne die Nutzung des HDS-Verfahrens (**Abschnitt 4.4.1**) beträgt der Feststoffanteil von Eisenhydroxid-Schlämmen in Grubenwasserreinigungsanlagen ca. 0.5-1,5 Massen% TSS. Nach gravitativer Entwässerung (z.B. am Boden von Restseen) kann er auf 4-8 Massen% ansteigen. Die Beschaffenheit von Eisenhydroxid-Schlämmen aus Lausitzer Grubenwasserreinigungsanlagen wurde von Gröschke (2007) untersucht.

In Abhängigkeit der Komplexität des Abscheidungsverfahrens enthalten die Hydroxidschlämme noch große Mengen an nicht abreagierten Calciumhydroxiden und frisch gebildeten Carbonaten. Diese entstehen besonders bei hohen TIC-Gehalten durch die Entcarbonisierungsreaktion (Gl. 8)



Gl. 8

Eingetragen in Tagebaurestseen wirken diese Schlämme im pH-Bereich zwischen 5,0 und 7,0 damit hauptsächlich durch die Lösung der Carbonate und Ca-Hydroxide und durch die HCO_3^- -getragene Alkalinität des Schlammwassers puffernd. Weiterhin besteht die oberflächenkomplexierende Wirkung der Eisenhydroxide auf andere Metalle fort. Alternde Schlämme sorbieren jedoch zunehmend weniger und setzen während des Alterns Stoffe in das Schlammwasser oder Seewasser frei.

Bei sinkenden pH-Werten kommt es deshalb zwischen pH 5,0 und 3,0 zu einer pH-abhängigen Desorption der sorbierten Kationen bzw. bei fortschreitender pH-Abnahme unter 3,0 zur Rücklösung der Hydroxide selbst und damit auch der weiteren Freisetzung der darin gebundenen Stoffe. Noch wenig Information liegt über das Langzeitverhalten der Eisenhydroxid-Schlämme vor, die nach ihrer Entstehung in das subneutrale anoxische Milieu von Kippen und Bergbaurestseen verbracht werden.

4.3 Klassifizierung von Wasseraufbereitungsverfahren

4.3.1 Aktive und passive Verfahren

Definitionen

Speziell im Bergbau-Umfeld besteht das Interesse neben „klassischen“ aktiven, der Industrierwasseraufbereitung entstammenden Reinigungsverfahren auch sogenannte „passive“ Technologien“ einzusetzen, da

oft genügend Fläche hierfür vorhanden ist,

bergbaubeeinflusste Wässer auch nach Beendigung des aktiven Bergbaus anfallen und dadurch großer Kostendruck durch die fehlende Gewinnerwirtschaftung entsteht und

der dauerhafte Verbleib der abzuscheidenden Stoffe in Grubennähe aufgrund ihres geogenen Charakters in einigen Fällen genehmigungsfähig wird.

Younger et al. (2002) definieren „passive“ Verfahren folgendermaßen: „Passive treatment is the deliberate improvement of water quality using only naturally-available energy sources (gravity, microbial metabolic energy, photosynthesis), in systems which require only infrequent maintainance in order to operate effectively over the entire system design life“ *)

*) (Übersetzung durch den Verfasser): Passive Wasserbehandlung ist die gezielte Verbesserung der Wasserqualität lediglich durch die Nutzung natürlich verfügbarer Energiequellen (Gravitation, durch mikrobielle Stoffwechsel erschließbare Energie, Photosynthese) in Systemen, die nur periodisch Unterhaltungsmaßnahmen bedürfen, um effektiv über die gesamte geplante Nutzungsdauer hinweg zu arbeiten

Als „Aktiv“ werden Verfahren bezeichnet,

bei denen die Volumenströme durch hydraulische Einrichtungen gesteuert und geregelt werden können,

bei denen die Volumen- und Stoffströme messtechnisch kontinuierlich bestimmt werden können,

bei denen eine kontinuierliche, gesteuerte und geregelte Stoffzu- und Abfuhr erfolgt,

bei denen die Prozessparameter an jeder beliebigen Stelle kontrolliert werden können

und bei denen durch Regelmechanismen bei einem Auswandern eines Prozessparameters aus dem Optimum-Bereich eine Steuermöglichkeit zur kurzfristigen Wiederherstellung des SOLL-Wertes zur Verfügung steht.

Unterscheidungsmerkmale

Generell existiert ein Kontinuum zwischen aktiven und passiven Verfahren (einen Überblick zu letzteren geben Wolkersdorfer & Younger, 2002 sowie Costello, 2003), wobei die Ausprägung der Prozessführung entsprechend der gegebenen Bedingungen gewählt wird (**Abschnitt 4.1**). Aufgrund größerer Flächen und pro Fläche (Raum) geringerer Stoffumsatzraten können Reaktionsprodukte in Verfahren mit passivem Charakter eher im Reaktionsraum (Wetland, Absetzteich, Untergrund) verbleiben oder müssen allenfalls diskontinuierlich beräumt werden. Dagegen ist in Verfahren mit aktivem Charakter aufgrund hoher Stoffmenngenströme eine (quasi-)kontinuierliche Stoffabfuhr und deren Deponierung/Weiterverwendung einzuplanen.

Aufgrund der in Tabelle 1 genannten Charakteristika werden passive Verfahren im Bergbaubereich meist in stillgelegten Minen und bei geringen, gleichbleibenden Volumenströmen eingesetzt, während aktive Verfahren unter den dynamischen Bedingungen aktiver Bergbaue eingesetzt werden.

Folgende Schwierigkeiten treten beim Betrieb passiver Systeme häufig auf (Diskussion auch durch Kaksonen & Puhakka, 2007):

Viele der angestrebten Prozesse, wie beispielsweise die Metalloxydation oder die Sulfatreduktion sind mikrobiell katalysiert und daher stark temperaturabhängig. Durch das in unseren Breitengraden normale Absinken der Temperaturen im Winter werden solche Prozesse zumindest stark gehemmt. Freie Wasseroberflächen frieren zu und verhindern den Zutritt von Sauerstoff in Oxidationsteiche und zu belüftende Festbetten. Hydraulische Durchflüsse können nicht aufrecht erhalten werden.

Schwankende Durchflüsse führen entweder zur Notwendigkeit einen Teilstrom unbehandelt zu lassen oder erhöhten Durchflüssen durch die Anlage. Dies führt zu Kurzschlussströmungen, zu unkalkulierbaren Aufenthaltszeiten und damit zu unvollständigen Reaktionen.

In den Naturraum eingebundene Systeme unterliegen den dort normalen Veränderungen: Laubfall und Detritus versetzen Durchflüsse und kolmatieren Oberflächen, Besiedelung durch Flora und Fauna verändert Permeabilitäten und kann zu statischen Beeinträchtigungen (z.B. von Dämmen) führen. Hieraus begründet sich ein oft nicht unerheblicher Wartungsaufwand.

Retentionsräume ändern durch Sedimentations- und Präzipitationsprozesse im Laufe der Zeit ihr Volumen und ihre Permeabilität.

Die Reaktivität der eingebrachten Substanzen (organisches Material, Sorbenten, lösliche Feststoffe) unterliegt einer zeitlichen Änderung z.B. durch Verkrustung oder Sackung, wodurch oft ein Nachlassen der angestrebten Stoffumsatzleistungen resultiert.

Einzuhaltende Ablauf-Qualitäten werden meist im Rahmen wasserrechtlicher Erlaubnisse klar vorgeschrieben. Eine „signifikante“ Verbesserung der Wasserbeschaffenheit („deliberate improvement“; siehe obenstehende Definition von Younger et al., 2002) ist für eine Genehmigung (Erteilung einer Wasserrechtlichen Erlaubnis) oft nicht belastbar genug.

Tabelle 1: Gegenüberstellung aktiver und passiver Reinigungsverfahren

	Passive Verfahren	Aktive Verfahren
Investitions- und Betriebskosten	Verschieden: Stark abhängig vom Personalbedarf und der Standzeit	Hoch: stark abhängig von den Betriebsmitteln und den Personalkosten
Energieeinsatz	Gering	Hoch
Maschineneinsatz	Gering	Hoch
Einsatz v. umweltgefährd. Reagenzien	Kaum	Häufig
Personeller Einsatz	Verschieden	Hoch
Wartungsaufwand	Verschieden	Hoch
Prozessidentifikation	Aufwändig, Site-spezifisch; hoher Analysebedarf; schlechte Bemessungsmöglichkeiten	Standardisiert; geringer Analysebedarf; vorhandene Bemessungsmöglichkeiten
Prozesskontrolle	Schlecht	Gut
Flexibilität hinsichtlich der Zulaufwasser-Qualität und -Quantität	Gering	Hoch
Platzbedarf	Hoch: z.B. $15 \text{ g}_{\text{Fe}}/(\text{m}^2 \text{ d}) * 4 \text{ kg}_{\text{Fe}}/\text{h} = 6400 \text{ m}^2 *$	Gering
Behandelbare Volumenströme	Meist gering 10 bis 100 m^3/h	Variabel; meist hoch: 100 bis 3000 m^3/h
Abreinigbare Stofffrachten	Gering: z.B. $20 \text{ m}^3/\text{h} * 200 \text{ g}_{\text{Fe}}/(\text{m}^2 \text{ h}) = 4 \text{ kg}_{\text{Fe}}/\text{h}$;	Hoch; z.B. $2000 \text{ m}^3/\text{h} * 200 \text{ g}_{\text{Fe}}/(\text{m}^2 \text{ h}) = 400 \text{ kg}_{\text{Fe}}/\text{h}$; an verschiedene Zulaufbeschaffenheiten adaptierbar
Abfuhr der Produkte	Verbleib im Reaktionsraum oder diskontinuierlich	Kontinuierliche Abfuhr notwendig
Investitions- und Betriebskosten	Verschieden: Stark abhängig vom Personalbedarf und der Standzeit	Hoch: stark abhängig von den Betriebsmitteln und den Personalkosten

*) Younger et al. (2002): Typische Abreinigungsrate für ein alkalines GW in einem passiven Verfahren

Kontinuum aktiver und passiver Verfahrensvarianten am Beispiel der Sulfatreduktion

In **aktiven Sulfatreduktions (SR)-Verfahren** werden durch effektive Prozesskontrolle die Stoffan- und -abtransportprozesse, optimiert, die Biomasse-Raumdichte maximiert und mikrobielle sowie chemische Limitationen minimiert. Aktive Verfahren werden aufgrund hoher zu realisierender Stoffströme, hoher einzutragender Mischenergien und Nutzung von umweltrelevanten Substanzen in gegenüber der Umwelt weitgehend geschlossenen technischen Reaktoren durchgeführt. Diese Systeme errei-

chen vergleichsweise hohe Umsatzraten, sind jedoch durch die erreichbare Biomasse-Raumdichte und damit durch das technisch herstellbare Reaktorvolumen limitiert. Sie benötigen einen erhöhten Energieaufwand für Stofftransportprozesse (Mischung) und setzen meist direkt SRB-verfügbare Elektronendonatoren ein.

Passive Verfahren wie *reducing and alkalinity producing systems* (RAPS) (Wolkersdorfer & Younger, 2002; Younger et al., 2002) greifen in erster Linie auf komplexere Elektronendonatoren zurück und verzichten weitgehend auf die Optimierung von Transportprozessen. Zur Bereitstellung von Elektronendonatoren für SRB sind hier „vorgeschaltete“ anaerobe Abbauprozesse notwendig. Die daraus resultierenden geringen SRB-Biomasse-Raumdichten und Sulfat-Umsatzraten werden durch die Erschließung großer Reaktionsräume wie z.B. Körpern in gesättigten Porengrundwasserleitern ausgeglichen. Diese sind jedoch aufgrund ihrer natürlichen Heterogenität hydraulisch und prozesstechnisch schwer zu kontrollieren und die Systeme sind meist durch Heterogenität und Transportlimitierung gekennzeichnet. Es ist aufwändig, die Stoffquellen und Senken zu bilanzieren und zu kontrollieren.

Für die Verfahren der Sulfatreduktion besteht ein **Kontinuum zwischen „passiven“ und „aktiven“ Verfahren**. So werden in der Lausitz Versuche unternommen, große Stoffumsätze zu erreichen, indem die großen mikrobiell besiedelbaren Oberflächen von Porengrundwasserleitern durch das Einbringen von gut verfügbaren Elektronendonatoren (Tsukamoto & Miller, 1999; Schöpke et al., 2006, 2011) wie kurzketigen organischen Elektronendonatoren aktiviert werden. Der Stofftransport im Untergrund wird durch den Einsatz von Pumpenenergie erhöht. Andererseits werden auch langkettige organische Kohlenstoffverbindungen in aktiven Sulfatreduktionsverfahren eingesetzt, beispielsweise wenn diese wie in Abwässern der Zellstoff-Industrie bereits Bestandteil der aufzubereitenden Wässer sind (Parravicini et al., 2007; Picavet et al., 2003).

4.3.2 Onsite- und In situ-Verfahren

Als **Onsite-Verfahren** bezeichnet man diejenigen Verfahren, bei denen die für die Behandlung der Wasserströme notwendigen technischen Einrichtungen an der Tagesoberfläche positioniert sind. Diese Art der Aufstellung ermöglicht den freien Zugang zu allen technischen Elementen. Stoffströme (Zudosierung von Reagenzien, Abfuhr von Abprodukten, Wertstoffen) können unproblematisch kontinuierlich oder diskontinuierlich erfolgen. Dieser verfahrenstechnische Vorteil steht in einigen Fällen dem Nachteil gegenüber, dass für die Förderung der zu behandelnden Wässer an die Tagesoberfläche eine große Menge an Pumpenenergie eingesetzt werden muss. Onsite-Anlagen werden daher meist zur Behandlung eines bereits gefassten und an die Tagesoberfläche abgeleiteten Volumenstromes eingesetzt. Dieser entsteht typischerweise bei der Fassung und Ableitung von Sumpfungswässern im Aktivbergbau.

Ist eine Hebung nicht erforderlich oder nicht erwünscht, so können mit **In-situ-Verfahren** wesentliche Prozessschritte in den Untergrund verlegt werden und der gesamte Stoffumsatz oder einige Teilprozesse können den Untergrund als Reaktionsraum nutzen. In Abhängigkeit des einzelnen Verfahrens werden für die Stoffwandlung benötigte Reagenzien bei Einrichtung des Verfahrens im Untergrund (z.B. einer reaktiven Wand) positioniert. Ebenso können Abprodukte im Untergrund verbleiben. Viele der (z.B. in Tabelle 1) getroffenen Aussagen für „passive Systeme“ sind auch für In-situ-Verfahren gültig. So erwachsen für In-situ-Verfahren für gewöhnlich Probleme aus der natürlichen Heterogenität des Untergrundes (unvollständige Einmischung, schlechte Abgrenzung des Reaktionsraumes, geringe Kontrollmöglichkeiten der Prozessparameter, unkontrolliertes Entweichen von Reagenzien bzw. Reaktionsprodukten...).

In-situ-Verfahren werden immer dann attraktiv, wenn die absoluten umzusetzenden Stoffmengen gering sind (Möglichkeit der langfristigen Bevorratung der Reagenzien im Untergrund) und die zu behandelnden Volumenströme groß sind und im Untergrund verbleiben sollen (Vermeidung von Förderkosten).

Die verschiedenen Ausprägungen von In-situ-Verfahren werden kurz am Beispiel der Sulfatreduktion dargestellt.

Abbildung 11 zeigt verschiedene für die Sulfatreduktion nutzbare Reaktor-Anordnungen. (A) zeigt einen SR-Reaktor, in welchen die e⁻-Donatoren bereits vorhanden sind und die Sulfiddeposition im Reaktor selbst erfolgt. Dieser Reaktortyp ist im Naturraum beispielsweise in C_{org}-reichen Kippenkörpern und anoxischen C_{org}-reichen Seensedimenten verwirklicht und wird anthropogen in Form von reaktiven-C_{org}-Wänden umgesetzt (Gibert et al., 2002; Blowes et al., 1995). Ein Anwendungsfall in der Lausitzer Bergbaufolgelandschaft stellt das abgeschlossene Vorhaben der In-Lake Sulfatreduktion durch Carbokal-Einsatz dar (**Abschnitt 5.2.1**).

Dagegen wird in Reaktortyp (B) der Elektronendonator von „außen“ in den Reaktionsraum nachgespeist (Tsukamoto & Miller, 1999 Bilek, 2006a und b). Auch hier erfolgt die Sulfiddeposition im Reaktionsraum. Ein aktuelles Anwendungsbeispiel stellt die reaktive Wand am Skadodamm, einem Kippendamm zwischen den Restseen Skado und Sedlitz dar (**Abschnitt 5.1.1**) (Schöpke et al. 2006, 2011).

Die Onsite-Variante dieses Verfahrens (C) stellt beispielsweise der *Biosulfide*-Prozess dar, bei dem die Teilprozesse in geschlossenen technischen Reaktoren ablaufen. Ein an diesen Prozess angelehntes Verfahren wurde von Glombitz und Karnatz (2003) [7] in der Lausitz im Pilotmaßstab getestet.

Zur Kombination der Vorteile von Onsite- und In-situ-Verfahren erfolgt gegenwärtig die Übertragung eines im Technikumsmaßstab getesteten Verfahrens zur Sulfatreduktion in den Feldmaßstab (Bilek & Wagner, 2012). Um die in-situ Behandlung einer Stromröhre effektiv realisieren zu können, werden die notwendigen Verfahrenselemente in Form eines ADAGS (Active Drain And Gate System) (Uhlig, 2010; Bilek & Wagner, 2012; Patent-Nr. DE 103 10 991) ausgeführt. ADAGS sind durchströmte Reinigungswände des Funnel&Gate-Typs, bei welchen das Funnel (Dichtwandabschnitt) durch eine Grundwasser-Stromfläche bewirkt wird, die sich durch einen „Kollektor“ und einen „Distributor“, die durch eine Pumpe oder einen Heber verbunden sind, aktiv erzeugen und aufrechterhalten lässt (Abbildung 12). Damit wird alles über einen bestimmten Querschnitt anströmende Grundwasser im Kollektor vorübergehend vom Festbett und dessen Inhomogenitäten und Stoffquellen getrennt, konzentriert, nachfolgend „behandelt“ und mittels des Distributors wieder abstromig in den Grundwasserleiter verteilt.

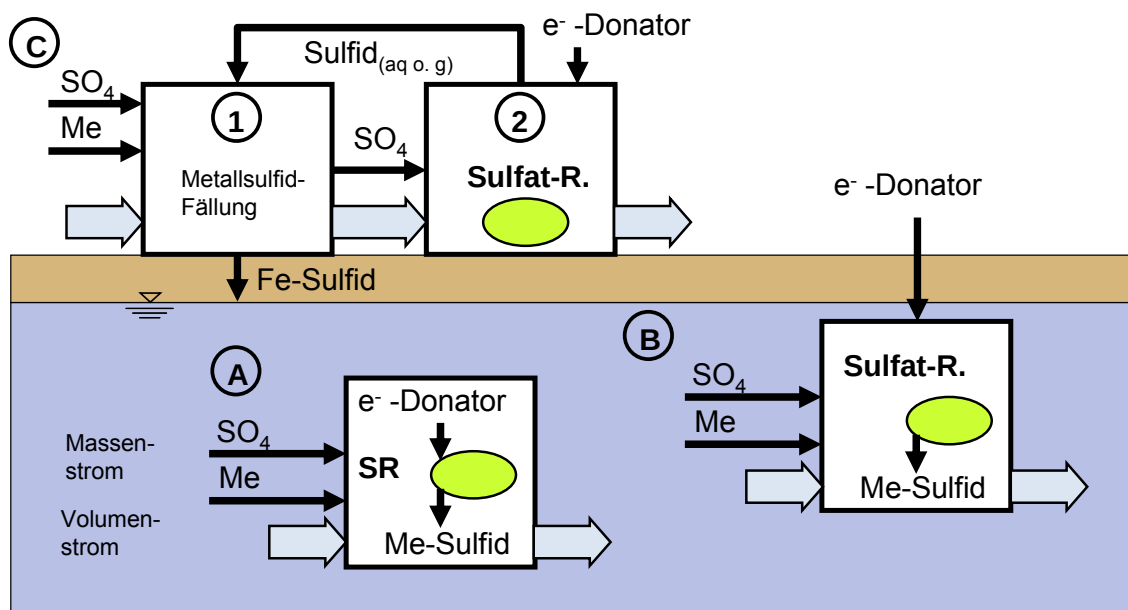


Abbildung 11: Schemata für Onsite- und In-situ-Verfahren zur mikrobiellen Sulfatreduktion

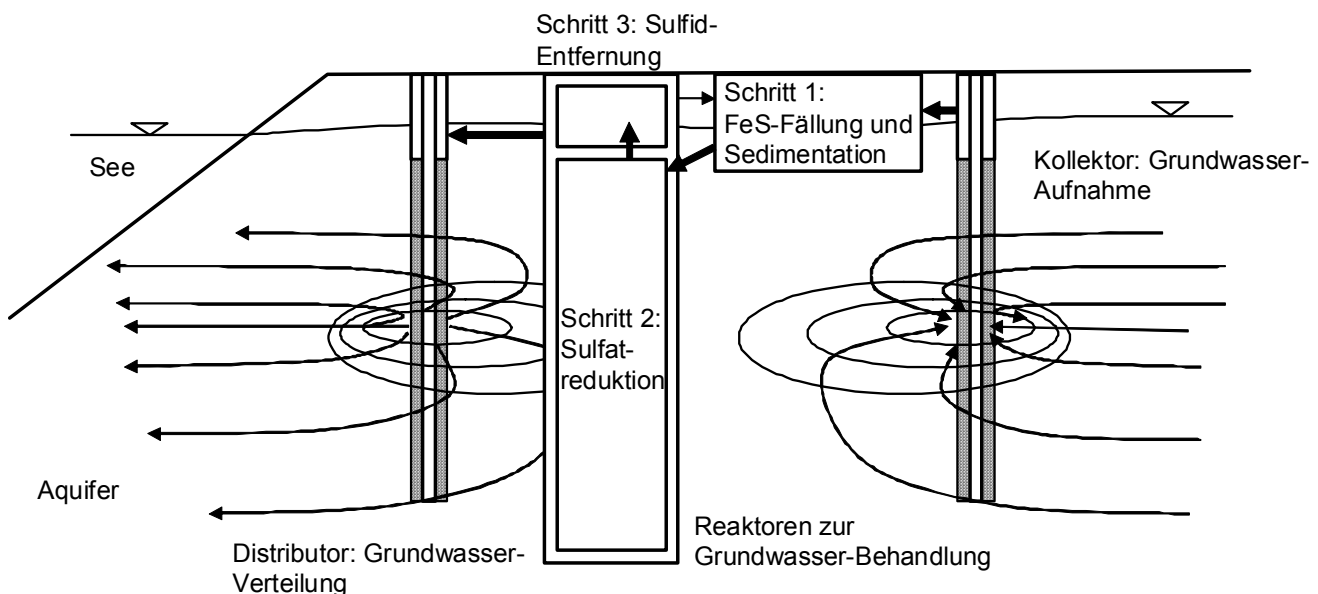


Abbildung 12: Beispiel eines ADAGS: hier Anwendung zur in-situ-Sulfatreduktion. In diesem Fall sind die eigentlichen Reaktoren nicht in Kollektor und Distributor sondern in der Überleitung positioniert.

Die ADAG-Technologie wurde erstmalig im Rahmen eines Pilotversuches zur oxidativen Grundwasserbehandlung in der Lausitz (Standort Schwarze Pumpe) eingesetzt (Uhlig, 2010). Mit dieser Reaktorordnung können aber nahezu alle geochemischen/mikrobiellen Behandlungsprozesse umgesetzt und in den entsprechenden Tiefschachtreaktoren integriert werden. Durch Einsatz der Reaktoren in Tiefschächten ist die dauerhafte Zugänglichkeit des Reaktorsystems möglich. Die exakte Steuerung des Prozesses und der chemisch/physikalischen Randbedingungen kann so einfach durch kontrollierte Stoffzugabe und -abzug von der Tagesoberfläche aus erfolgen. Es erfolgt keine Stoffdeposition im Untergrund; alle benötigten Stoffe werden von der Tagesoberfläche zugeführt und alle entstehenden Produkte dorthin abgezogen.

4.4 Verfahren der Wasseraufbereitung mit aktivem Charakter

4.4.1 Chemisch dominierte Behandlungsmethoden

Neutralisation, Oxidation und Fällung

Einen Überblick zu aktiven oxidischen Grubenwasserreinigungstechnologien zur Metallhydroxid-Abscheidung geben Aubé und Coulton et al. (2003a und b). Sie diskutieren diese im Vergleich zu passiven Techniken und nennen Kriterien für die Auswahl entsprechender technologischer Bausteine.

Oxidative Metallionenabscheidung aus der Lösung wird für Metalle eingesetzt, die im technisch gut beherrschbaren pH/Eh-Spektrum Oxide/Hydroxide mit geringen Löslichkeitsprodukten bilden. Bergbaurelevant sind hier vor allem Fe, Al, und Mn. Die bei höheren pH-Werten Hydroxide bildenden Metalle wie Cu, Ni und Zn werden eher durch Sorptionsprozesse an die Hydroxid-Schlämme anderer dominanterer Metalle abgeschieden (z.B Nickel: Aube´ et al., 2009; Molybdän: Aube´ & Stroiazzo, 2000). Die oxidative Metallabscheidung beruht auf der Nutzung einer oder mehrerer der in Abbildung 13 dargestellten sich gegenseitig beeinflussenden Teilprozesse.

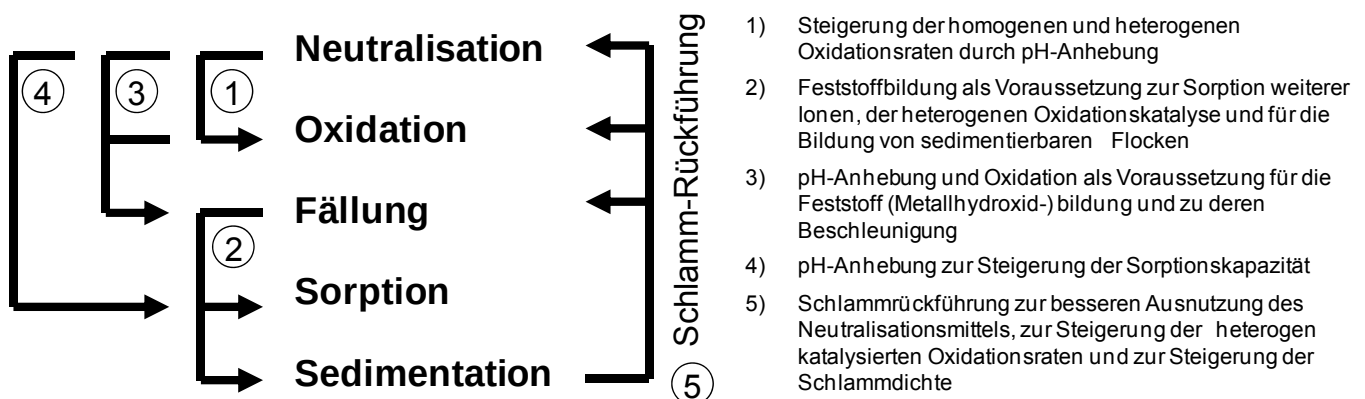


Abbildung 13: Schema der wesentlichen Verfahrenselemente der oxidativen Metallabscheidung. Dargestellt ist die gegenseitige Beeinflussung und Abhängigkeit der Teilprozesse.

Da die meisten bergbaubeeinflussten Sumpfungs- und Oberflächenwässer im Lausitzer Braunkohlenrevier aziditätsreich sind und bei Belüftung saure pH-Werte aufweisen, Ausleit-Zielwerte gemeinhin aber zwischen pH 6 und 9 liegen, ist zunächst oft eine Neutralisation notwendig.

Im speziellen Fall der in reduzierter Form mobilen Elemente Eisen und Mangan, die gemeinhin aber einen bedeutenden Teil der Grubenwasserkontamination ausmachen, kann zusätzlich eine Oxidation notwendig werden. Abhängig von der jeweiligen Wasserbeschaffenheit kann einer (oder beide) der Schritte entfallen. Bei der Oxidation werden Protonen freigesetzt, die gepuffert werden müssen (Gl. 1 und 4). Dies dient auch der Beschleunigung der Fe-Oxidations-Kinetik, die vom pH-Wert-Anstieg durch die Neutralisation stark beschleunigt wird.

Die Hydroxid-Fällung ist eine Voraussetzung für Koagulation und Flockenbildung und damit der Feststoff-Abtrennung. Die gebildeten Feststoffe wirken katalytisch auf die Oxidation weiterer Metallionen und deren Copräzipitation durch Sorption. Dabei steigern hohe pH-Werte die Sorptionskapazität der Hydroxid-Feststoffe. Abschließend erfolgt die Trennung der Feststoffe von der Lösung meist durch Sedimentation, seltener durch Filtration.

Generell besteht eine Onsite Anlage zur oxidativen Metallabscheidung aus einem **Reaktionsbecken**, in dem die Neutralisation und die Oxidation durchgeführt wird und einem **Sedimentationsbecken**, in welchem die gebildeten Feststoffe sedimentiert und abgetrennt werden (Abbildung 14). In der einfachsten Variante werden die im neutralisierten Wasser ausgefällten Feststoffe in einem Erddamm-Teich abgesetzt, der diskontinuierlich ausgebaggt wird.

Der Sauerstoffeintrag erfolgt passiv über die Wasseroberfläche, was einen der Eisenfracht angepassten Flächenbedarf zur Folge hat, oder über eine Belüftungskaskade. Höhere Fe(II)-Konzentrationen sind dadurch schwer zu oxidieren, zumal große Absetzteich-Flächen die Windanfälligkeit erhöhen (Aufwirbelung von bereits sedimentiertem Eisenhydroxid-Schlamm).

Die klassische einfache Grubenwasserreinigung umfasst folgende drei Schritte:

- (1) Neutralisation des Grubenwassers in einem Reaktionsbecken durch kontrollierte pH-abhängige Kalkhydratzugabe bei gleichzeitiger Belüftung
- (2) Zugabe eines Flockungshilfsmittels (FHM)
- (3) Sedimentation der Schlämme in einem Sedimentationsbecken

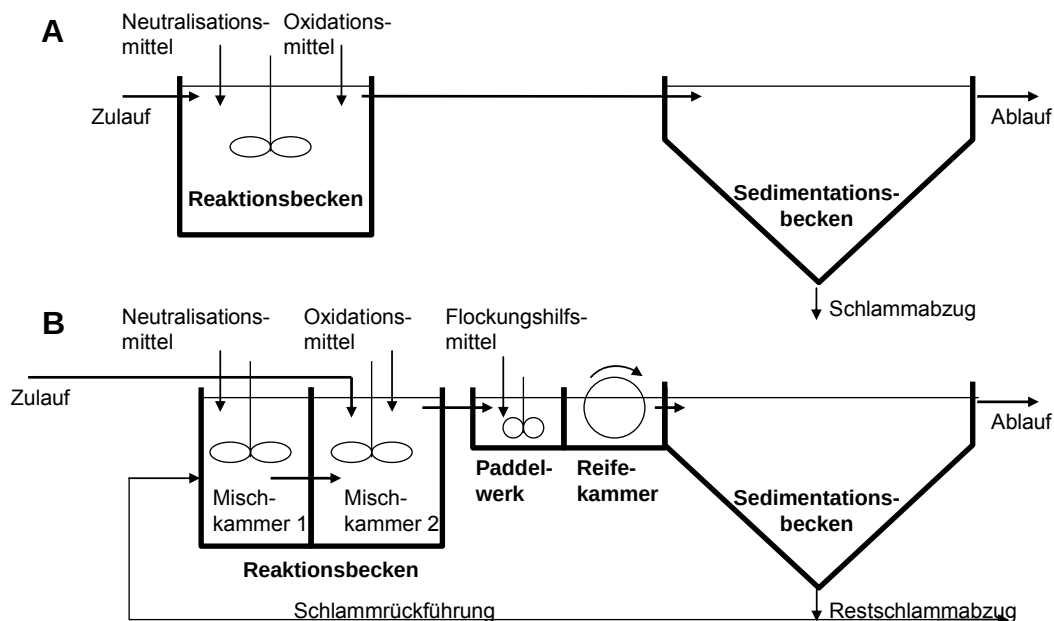


Abbildung 14: Schema der oxischen Metallabscheidung aus der Wasserphase durch Zugabe von Reagenzien in Reaktions- und Sedimentationsbecken

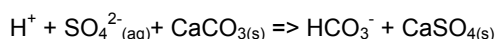
Das High Density Sludge (HDS)-Verfahren stellt eine weitere verfahrenstechnische Optimierung dar, welche folgende 4 Teilschritte umfasst (Abbildung 14, Aube', Märten, 2006):

- (1) Eintrag des Neutralisationsmittels in den rezyklierten Schlamm in einem vorgeschalteten Anmischtank/Becken. Hierdurch wird der Kontakt zwischen den Feststoffen erzwungen, was die Koagulation der Kalkpartikel mit den rezyklierten Fällungsprodukten fördert.
- (2) Neutralisation des Grubenwassers im eigentlichen Reaktionsbecken durch kontrollierte pH-abhängige Kalkmilch/Schlamm-Zugabe bei gleichzeitiger Sauerstoffzugabe. Durch die Zudosierung des neutralisierten Schlammes finden die Oxidations- und Fällungsreaktionen verstärkt auf der Oberfläche bereits bestehender Partikel statt, wodurch deren Wachstum forciert wird (Aubé). Hierdurch kann bei geringeren Übersättigungen der amorphen Eisenhydroxide und dadurch bei weniger stark erhöhten pH-Werten gearbeitet werden, mit dem Ziel, auch wasserärmere/ kryptokristalline Eisenhydroxide (höhere Schlammichte, geringeres Schlammvolumen) und Eisenhydroxysulfate zu fällen. Letzteres führt zur Kalkeinsparung, da anteilig Sulfat anstatt der Hydroxylionen als Anion verwendet wird.
- (3) Fällungsmittel-Zugabe in einem Flockungstank.
- (4) Sedimentation mit gesteigerter Effektivität (höhere Mengenströme, geringere Aufenthaltszeiten). Ein Teil des aus dem Sedimentationsbecken abgezogenen Schlammes wird in den Anmischtank zurückgeführt.

Vorteile dieses verbesserten Verfahrens sind die gute Prozesskontrolle, die erzeugbaren Schlämme mit bis zu 20% Trockenmasse und die damit geringeren Aufwendungen für Schlammbehandlung (Eindickung, Entwässerung, Deponierung). Die HDS-Technologie wird in der Lausitz aktuell nicht eingesetzt, da die Lausitz-spezifische Möglichkeit besteht, die anfallenden EHS-Schlämme in die Tagebaufolgeseen einzuleiten. Hierdurch stellt das Schlammvolumen keinen entscheidenden Kostenfaktor mehr dar und der Schlamm bleibt pumpbar. Jedoch ermöglicht die von der WISMUT betriebene GWRA Königstein die Schlammrückführung und die stufenweise Anhebung des pH-Wertes in mehreren Mischkammern, womit die o.g. Verbesserungen für die Schlammabscheidung erreicht werden (Märten, 2006). Im betreffenden Tief-Bergbau wurde bis zur Wende Uran durch ein In-situ-Laugungsverfahren mit Schwefelsäure gefördert. Die genannte Anlage ist Teil einer komplexen Aufbereitung zur Abtrennung von Uran und Eisen aus dem Grubenwasser.

Gipsfällung

Eine bergbautypische Anwendung ist die **Fällung von Gips** durch Zugabe von Kalkmilch (Maree et al., 2001, 2004a; Gl. 9). Dieses kostengünstige Verfahren kombiniert die bei stark sauren Wässern mit hohen Sulfatfrachten ohnehin notwendige Neutralisation mit einer Sulfatabreicherung. Allerdings kann die Sulfatabreicherung lediglich bis zur Gipssättigung erfolgen. Diese wird abhängig von der Ionenstärke I der Wässer bei ca. 15 mmol/l = 2,6 g_{Gips-gelöst}/L (Ionenstärke I = 0.04) bzw. ca. 19 mmol/l = 3.3 g_{Gips-gelöst}/L (Ionenstärke I = 0.1) erreicht. Damit ist dieses Verfahren aufgrund des Gips-Löslichkeitsproduktes hinsichtlich Sulfat nur als Vorreinigungsstufe sinnvoll.



Gl. 9

In der Lausitz treten keine Oberflächenwässer oder Sumpfungswässer auf, für die alleine mit Kalkhydratzugabe eine signifikante Gipsfällung und damit ein signifikanter Sulfatzug erreicht werden könnte. Lediglich durch Aufkonzentration beispielsweise mittels Nanofiltration (**Abschnitt 5.1.3**) kann ein solcher Verfahrensschritt genutzt werden.

Bariumsulfatfällung

Die Sulfatabscheidung ist durch **Fällung des schwerlöslichen Baryt** (BaSO_4) durch Bariumcarbonat- (Hlabela et al., 2007) oder Bariumsulfid-Zugabe (Maree et al., 2004b) möglich. Entscheidend für diesen bisher nur im Labor untersuchten Prozess ist die Rückgewinnung des kostenintensiven Bariums durch Abrösten des BaSO_4 .

Ettringitfällung

Ein potenziell bergbaurelevantes Verfahren ist die sulfat-entfernende **Ettringit-Fällung**, die in einer Pilotanlage in der südafrikanischen Stilfontein Gold Mine (Smit & Siblinski, 2003; Siblinski, 2001) getestet wurde. Bei einem mit Kalkhydratzugabe bei 11 bis 12 eingestellten pH-Wert erfolgt die Gips- und Brucit-Übersättigung. Durch Al-Hydroxid-Zugabe erfolgt die Ettringitbildung ($\text{Ca}_6\text{Al}_2[(\text{OH})_{12}(\text{SO}_4)_3] \cdot 26\text{H}_2\text{O}$). Dieser wird zur Rückgewinnung des Al-Hydroxides mit Schwefelsäure aufgelöst. Die abschließende pH-Einstellung erfolgt mit CO_2 und durch Calzit-Fällung. Eine Einschätzung des Verfahrens hinsichtlich seiner Einsetzbarkeit im Lausitzer Revier erfolgt in [6]. Demnach fallen große Mengen von wasserreichem Schlamm an.

Eisenhydroxisulfat-Fällung

Die mikrobiell- und oberflächen-katalysierte **Eisenhydroxisulfatfällung** bei niedrigen pH-Werten zur gleichzeitigen Sulfat- und Metallabscheidung aus Grubenwässern wurde im Pilotmaßstab u.a. von Janneck et al. (2008) für einen Anwendungsfall in der Lausitz getestet (Steckbrief 10). Eine Variante dieses Prozesses mit Einbau von Fe(II) unter reduzierten Bedingungen wurde von Taylor & Robins (1998) untersucht. Gegenwärtig sind große Aufenthaltszeiten bzw. geringe mikrobiell kontrollierte Fällungsraten noch das Haupthindernis für eine weitere großtechnische Umsetzung.

4.4.2 Membrantechnologien

Membranverfahren dienen der Ionenfrachtminderung in einem Hauptstrom und im Gegenzug der Aufkonzentration eines zweiten kleineren Teilstromes gegebenenfalls mit dem Ziel der Übersättigung. Dazu werden die Wässer durch Druck durch Membranen getrieben, die die Ionenfracht zurückhalten.

Die einzelnen Verfahren unterscheiden sich hinsichtlich der Durchlässigkeit der Membranen und der für den Transfer aufzubringenden Drücke, die sich wiederum in den Kosten niederschlagen (Abbildung 15 und Abbildung 16). Untersuchungen zum Einsatz der Nanofiltration und der Umkehrosmose für die Sulfatabscheidung aus bergbaubeeinflussten Wässern wurden Steinberger et al., (2011) dokumentiert. An der BTU Cottbus wird die Nanofiltration aktuell von Preuß et al., (2007; 2010) mit der gleichen Zielstellung unter Verwendung von Lausitzer bergbaubeeinflussten Wässern durchgeführt. Die Versuche befinden sich im Technikums-Maßstab und beinhalten Prozessstufen zur Feststoffabscheidung (Näheres: **Abschnitt 5.1.3**). Auch für die Sulfatentfernung aus nicht-bergbaubeeinflussten Grundwässern rücken Membrantechnologien zunehmend in den Fokus. Verfahren im Technikumsmaßstab wurden hierzu von Lipp et al. (2011) getestet.

Kostenrelevant für diese Technologie ist die Energie, die für den Druckaufbau benötigt wird. Technologisch stellen die effektive Stoffabtrennung in Form von Feststoffen (und nicht gelöst in Konzentraten mit ihren hohen Volumina, schlechten Entsorgungsmöglichkeiten), und die Bereitstellung leistungsfähiger Membranen Herausforderungen dar.

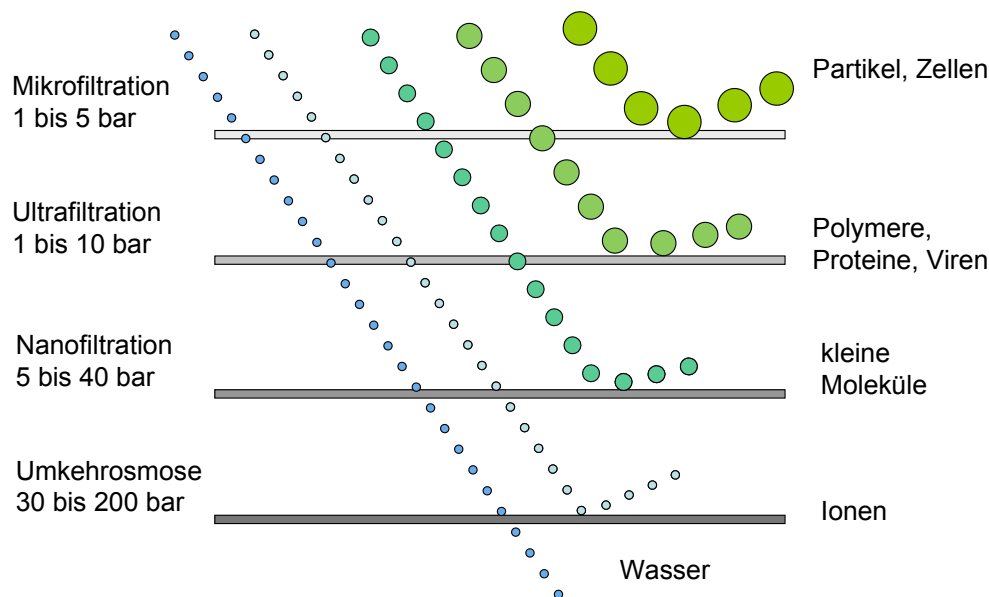


Abbildung 15: Verschiedene Membranverfahren zum Rückhalt von Wasserinhaltsstoffen

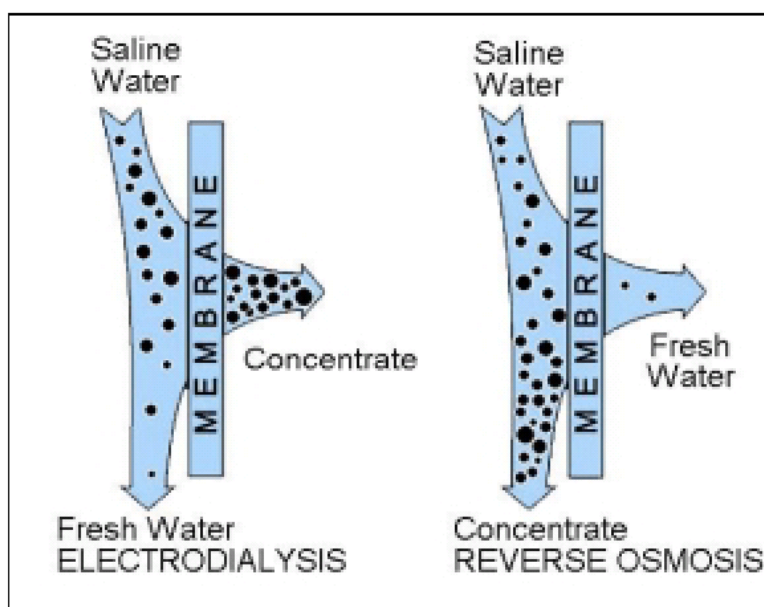


Figure 3-5: Function of Membrane in Electrodialysis and Reverse Osmosis

Abbildung 16: Schema der Elektrodialyse und der Umkehrosmose (Quelle: [8])

4.4.3 Elektrochemische Verfahren

Elektrodialyse

Geladene Ionen diffundieren innerhalb eines angelegten elektrischen Feldes durch semipermeable Membranen und verlassen die zu reinigende Wasserphase (Abbildung 16). Die ungeladenen Wassermoleküle können die Membran dagegen nicht passieren. Es entstehen ein abgereicherter Volumenstrom und ein Konzentrat, in dem die abgeschiedenen Ionen angereichert werden [8]. Momentan ist kein Anwendungsfall in der Lausitz bekannt.

Membranelektrolyseverfahren (RODOSAN®-Verfahren)

Beim Membranelektrolyseverfahren wird der Druck auf Ionen, eine Membran zu durchdringen nicht durch ein elektrisches Feld, sondern durch die Wasserspaltung hervorgerufen. Diese erzeugt diesseits und jenseits einer elektronenselektiven Membran einen Anionen- bzw. einen Kationenüberschuss, der die Ionenwanderung zum Ladungsausgleich erzwingt. Das Verfahren wird seit ca. 10 Jahren entwickelt und seit 2006 in einer Pilotanlage an der Grubenwasserreinigungsanlage Raitz in der Lausitz und getestet (Näheres: **Abschnitt 5.2.3**).

Kondensatorische Deionisation (DESEL)

Beim Verfahren der **kondensatorischen Deionisierung** wird die geladene Ionenfracht eines Wassers in einem durchströmten Kondensator zurückgehalten und aufkonzentriert und periodisch in Form einer hochkonzentrierten Lösung abgegeben. Dieses Verfahren wurde am Grundwasserzentrum Dresden Dresden in den Jahren 2006 und 2007 im Auftrag von Vertriebspartnern der Anlagen im Pilotmaßstab getestet [1, 2]. Ziel dieser Tests im Technikums-Maßstab war die Aufbereitung bergbaubeeinflusster Wässer hinsichtlich der Problemstoffe Arsen und Sulfat. Die Ermittlung der tatsächlichen Leistungsfähigkeit des Systems ist durch patentrechtliche Restriktionen mit Schwierigkeiten behaftet. Aktuell ist keine entsprechende Anlage in der Lausitz im Test/Einsatz.

4.4.4 Sorptionsverfahren

Sorptionsverfahren können die permanente Sorption (häufig: Schwermetallsorption an Eisenhydroxide) zum Ziel haben aber auch die temporäre Sorption. In diesem Fall wird die abzureinigende Lösung zunächst mit dem Sorbtiv (z.B. einem Kunstharz) in Kontakt gebracht, bis dieses beladen ist. In einem zweiten Schritt wird der Kontaminant mit einer Regenerierungslösung wieder vom Sorbtiv desorbiert. Auch hier entstehen hoch aufkonzentrierte Lösungen.

Beispiele für permanente Sorption

Eine Anlage zur **Molybdän-Abscheidung** mittels Copräzipitation mit Eisenhydroxiden beschreiben Aube & Strozio (2000). Dabei werden folgende typische Prozessschritte durchlaufen:

- (1) Zum Rohwasser wird Eisen(III)-Sulfat im Verhältnis 10:1 zu Molybdän zugegeben und das Eisen wird als Hydroxid mit dem teilweise daran sorbierten Mo zur Fällung gebracht, Aufenthaltszeit 3 Minuten
- (2) Zur Unterstützung der weiteren (vollständigen) Mo-Sorption wird der pH-Wert in einem zweiten Reaktor mit Schwefelsäure auf 4,5 bis 5,0 abgesenkt
- (3) Die Hydroxide werden in einem Rundbecken absedimentiert
- (4) Restschwebstoffe werden in einem Sandfilter abgeschieden
- (5) Der pH-Wert wird mit Lauge auf 8 angehoben.

Eine Anlage zur **Mangan-Abscheidung** mittels Copräzipitation mit Eisenhydroxiden entwickelte Kurtz (2011). Dabei werden das bereits im Grubenwasser befindliche Eisen zur Fällung gebracht, durch eine pH-Anhebung dessen Sorptionskapazität stark angehoben und die entstehenden EHS-Schlämme nachfolgend zur Fällung gebracht. Zusätzlich wird die Sorptionskapazität anderer Schwebstoffe im Grubenwasser ausgenutzt.

In [3] wird ein Verfahren zur **Arsenfracht-Minderung** in einem Oberflächengewässer entworfen, dass (die in **Abschnitt 4.2.3** dargestellten Ansätze berücksichtigend/nutzend) folgende Verfahrensschritte umfasst:

- (1) Unterstützung der Fe-As-Koagulation und damit weitgehende Eliminierung von Arsen aus dem Sickerwasser (Erhöhung der Fe(II)-Ionenkonzentration des belüfteten Sickerwassers),

- (2) Schlamm sedimentation und Verhinderung der Verwirbelung von Sickerwasser und Schlamm und
- (3) Beräumung bzw. Stabilisierung der bisher abgesetzten, arsenhaltigen Schlämme.

Weiter optionale Ertüchtigungen für die As-Abscheidung wären:

- (1) passive Sickerwasserbelüftung
- (2) aktive oder passive Fe(II)-Zufuhr
- (3) passiver "Grabenreaktor" zur Schlamm sedimentation
- (4) aktive oder passive Schlamm separation

Beispiel für die Regeneration eines Sorptives

Die Uranabscheidung aus den Grubenwässern der WISMUT GmbH nutzt die reversible Sorption der Uranspezies $\text{UO}_2(\text{SO}_4)_2^{2-}$ und $\text{UO}_2(\text{SO}_4)_3^{4-}$ an einen Anionenaustauscher bereits vor der Eisenabtrennung durch Oxidation und Belüftung. Konkurrierende anionische Spezies sind beispielsweise $\text{Fe}(\text{SO}_4)^{2-}$, HSO_4^- und SO_4^{2-} . Die sorbierten U-Spezies werden im Zuge der Regenerierung mit einer Folge von verschiedenen Lösungen desorbiert.

4.4.5 Mikrobiologisch dominierte Verfahren am Beispiel der Sulfatreduktion

Anmerkung: Für die Applikation der Sulfatreduktion besteht, wie oben dargestellt, ein breites Spektrum zwischen passiv geprägten und aktiv geprägten Verfahrensvarianten. Im Folgenden wird speziell auf die aktive Umsetzung des Verfahrens in technischen Reaktoren eingegangen. Die „passive“ Umsetzung wird in **Abschnitt 4.5.1** dargestellt.

Zentrale Verfahrensschritte der technischen Sulfatreduktion sind:

- (1) die mikrobielle Reduktion von Sulfat zu Schwefelwasserstoff in wässriger Phase durch die Zugabe von flüssigen oder gasförmigen Elektronendonatoren (Ethanol, H_2 etc.).
- (2) Die mit dem Sulfid mögliche Metallsulfidfällung. Erfolgt die Sulfidbildung außerhalb (parallel, nachgeschaltet) des metallhaltigen Wasserstromes, erfolgt der Eintrag von ausreichenden Mengen des in Schritt 1 erzeugten Sulfides in die zu behandelnden metallhaltigen Lösungen zur Fällung von Metallsulfiden. Dies kann zur Trennung der einzelnen Metalle selektiv in mehreren Teilreaktoren, gesteuert durch angepasste pH-Werte erfolgen.
- (3) Ist die Schwefelfrachtminderung ein Teilziel der Behandlung, kann über den für die stöchiometrische Metallfällung nötigen Sulfidanteil auch noch weiteres Sulfid erzeugt werden, dass in einem nachfolgenden Prozessschritt aus der wässrigen Phase abgetrennt werden muss.
- (4) Die Teiloxidation des überschüssigen Schwefelwasserstoffes direkt in der aquatischen Phase bspw. zu elementarem Schwefel, dessen Abtrennung aus der aquatischen Phase durch Ausstrippung und anschließende Rückoxidation oder dessen Abtrennung aus der aquatischen Phase durch Sorption an Eisenhydroxide.

Sulfatreduktion ist ein effektiver Prozess zur gleichzeitigen Entfernung von Metallionen und Sulfat aus der Wasserphase. Er ist für bergbaubeeinflusste Wässer deshalb ein attraktiver Reinigungsprozess. Vorteile dieses Verfahrensgruppe im Vergleich zur oxidativen Abscheidung sind nach Kaksonen & Puhakka (2007) und Remoundaki et al. (2008):

- (1) die erreichbaren sehr geringeren Metall-Ablaufkonzentrationen,
- (2) das bessere Schlammeindickungsverhalten des Sulfidschlammes gegenüber Hydroxid-Schlämmen und eine etwa 10x höhere Schlamm dichte
- (3) die Möglichkeit die gefällten Metalle (auch selektiv) zurückzugewinnen
- (4) und die Möglichkeit neben den Metallen auch Sulfat mit aus dem Wasser abzuscheiden, dessen Azidität zu mindern und ihm Alkalinität aufzuprägen.

Sulfatreduktion ist ausschließlich mikrobiell enzymatisch, nicht jedoch rein chemisch herbeiführbar. Sulfatreduktion mit technisch relevanten Umsatzraten ist daher auf eine möglichst effektive Zurverfügungstellung von Sulfat, Elektronendonatoren und Nährstoffen für die als Katalysator wirkenden Mikroorganismen angewiesen.

Für die Etablierung der Sulfatreduktion wird ein gegen oxische Bedingungen dauerhaft abgegrenzter anaerober Reaktionsraum (Reaktor) benötigt. Nur bei weitgehendem Ausschluss der Rückoxidation der Reaktionsprodukte werden die zur Verfügung

gestellten Elektronendonatoren effektiv genutzt und die beabsichtigten Stoffumsätze dauerhaft wirksam. Rückoxidaionsprozesse in der aquatischen Phase sowohl im Naturraum als auch in passiven Sulfatreduktions-Verfahren mindern die Netto-Stoffumsatzraten extrem (Koschorrek et al., 2007; Geller et al., 2009).

Die größten Herausforderungen und bisherigen Hindernisse für den breiten technischen Einsatz der Sulfatreduktion sind

- (1) der Umgang mit den geringen Stoffwechselraten der streng anaeroben Sulfatreduzierenden Bakterien (SRB) und ihrer geringen Neigung Biomasse mit großen Dichten zu bilden. Diese erzwingen die Nutzung und technologische Beherrschung von extrem großen Reaktionsräumen/Reaktoren,
- (2) eine effektive Unterdrückung konkurrierender mikrobieller Reaktionen,
- (3) die Limitierung von Transportprozessen der e^- -Donatoren zu den sulfatreduzierenden Bakterien (SRB) durch effektive aber nicht abrasiv wirkende Misch- und Verteilungsprozesse,
- (4) die Bereitstellung eines kostengünstigen aber durch SRB mittelbar oder unmittelbar gut verfügbaren e^- -Donators,
- (5) den genehmigungsrechtlichen und ökotoxikologischen Umgang mit den Produkten MeS und H_2S .

4.5 Verfahren der Wasseraufbereitung mit passivem Charakter

4.5.1 Konstruktionsweisen passiver Systeme

Passive Systeme werden in häufig folgender Form konstruiert:

Reaktionsteppiche sind relativ dünne Schichten reaktiven permeablen Materials, welches vom zu behandelnden Wasser durchflossen wird. Sie werden im An- oder Abstrom eines Oberflächengewässers angelegt, um die Beschaffenheit des Grundwasserzu- oder Oberflächenwasserabstromes zu behandeln bzw. auch (im Falle des Abstromes) um die Kolmation gezielt zu erhöhen. In jedem Fall soll das Material des Teppichs mit dem Wasser während seiner Aufenthaltszeit im Teppich wechselwirken. Es können reaktive (z.B. alkaline) Stoffe an den Wasserstrom abgegeben werden (Lösung des Teppich-Materials). Auch kann eine Änderung des geochemischen Milieus durch Umsatz organischen Materials bewirkt werden, wodurch wiederum die Zielreaktionen (z.B. Fällung von Sulfiden) erreicht werden kann. Prinzipiell muss aller für die Reaktion notwendige Stoff im Teppich bevorratet werden. Umgekehrt werden alle aus dem Wasserstrom abgeschiedenen Stoffe im Teppich zur Fällung gebracht. Hauptschwierigkeit bei diesem Verfahrenstyp sind die Vermeidung präferentieller Fließwege, das Nachlassen der Permeabilität und die Inertisierung der Oberflächen.

Reaktionswände dienen der Grundwasserbehandlung und sind senkrecht zur Hauptgrundwasserströmungsrichtung in den Untergrund eingebrachte reaktive Bereiche, die in gleicher Weise arbeiten wie die Reaktionsteppiche. Eine Sonderform stellt die in **Abschnitt 4.3.2** dargestellte ADAGS-Technologie dar.

Reaktionszonen dienen ebenfalls der Grundwasserbehandlung und werden ebenfalls im Untergrund angelegt, wobei ein größerer Bereich entlang des Fließweges vorteilhaft verändert wird. Damit entstehen für die erstrebten Wasser-Feststoff-Reaktionen längere Aufenthaltszeiten und größere Retentionsräume für entstehende Produkte. Die absolute bevorratbare Stoffmenge ist ebenfalls größer.

Wetlands und Filtersysteme dienen der Oberflächenwasserbehandlung. Oxische Systeme basieren dabei auf der Nutzung atmosphärischen Sauerstoffes oder des von Makrophyten in das System eingebrachten Sauerstoffes. Anoxische Systeme arbeiten wie Reaktionsteppiche.

Materialien die häufig in allen genannten Systemen eingesetzt werden, sind gebrannte, halbgebrannte oder ungebrannte Kalksteinprodukte aller Korngrößen und organische Materialien, deren mikrobieller Zersatz Reduktionsreaktionen bewirken kann.

4.5.2 Aerobe Wetlands zur Oxidation, Feststoffbildung und -abscheidung

Aerobe Wetlands werden meist zur mikrobiell- und oberflächenkatalysierten Abscheidung von Metallhydroxiden aus gering versauerten, alkalinen oder im Vorfeld neutralisierten Wässern eingesetzt. Sie stellen die passive Variante der in **Abschnitt 4.4.1** dargestellten Behandlungsschritte dar. Diese Technik kann angewendet werden, sobald die zu behandelnden Wässer genug Alkalinität zur Abpufferung der durch die Eisenhydrolyse freigesetzten Protonen besitzen und der nötige Sauerstoffinput während der Aufenthaltszeit erreicht wird. Aerobe Wetlands bieten große Aufenthaltszeiten von mehreren Stunden bis Tagen

und schaffen eine große Oberfläche zur Atmosphäre zur Belüftung. Sauerstoffeintrag kann durch Gefällestufen (sofern möglich) intensiviert werden.

4.5.3 Anaerobe Wetlands zur Reduktion, Feststoffbildung und -abscheidung

In anaeroben Wetlands wird der pH-Wert der Wässer durch die Lösung von Alkalinitätsträgern erhöht und durch Elektronenquellen die mikrobielle Sulfatreduktion zur gleichzeitigen Abscheidung von Metallen und Sulfat ermöglicht. Auch weitere reduktiv immobilisierbare Wasserinhaltsstoffe wie Uran können der Wasserphase so entzogen und immobilisiert werden. Typischerweise werden in einem sog. RAPS (reducing and alkalinity producing system) folgende Behandlungsschritte durchlaufen:

Schritt 1: Saure und sulfatreiche bergbaubeeinflusste Wässer perkolieren zur Sauerstoffzehrung durch einen mit C_{org} -Feststoffen versetzten künstlichen Horizont: Ziel ist die Verhinderung der weiteren Fe(III)-Hydroxid-Fällung, da diese die nachfolgende Kalklösung behindert. Weitere Ziele sind die Abfiltration bzw. Rückreduktion bereits entstandener Fe(III)-Hydroxide und die Sulfatreduktion, um Sulfat- und Eisenkonzentration herabzusetzen, die Alkalinität zu steigern und den pH-Wert anzuhäben.

Schritt 2: Gegenüber der Atmosphäre abgeschlossene Perkolation des Grubenwassers durch ein Kalksteinbett zur Alkalinisierung des Wassers durch Kalkstein-Lösung. In diesem auch als ALD (anoxic limestone drain) bezeichneten Prozessschritt wird dem Wasser die Pufferkapazität aufgeprägt, die es im dritten Schritt bei der Eisenoxidation und Fällung benötigt. Die Perkulationsprozesse in Schritt 1 und 2 können waagrecht und senkrecht erfolgen (Abbildung 17).

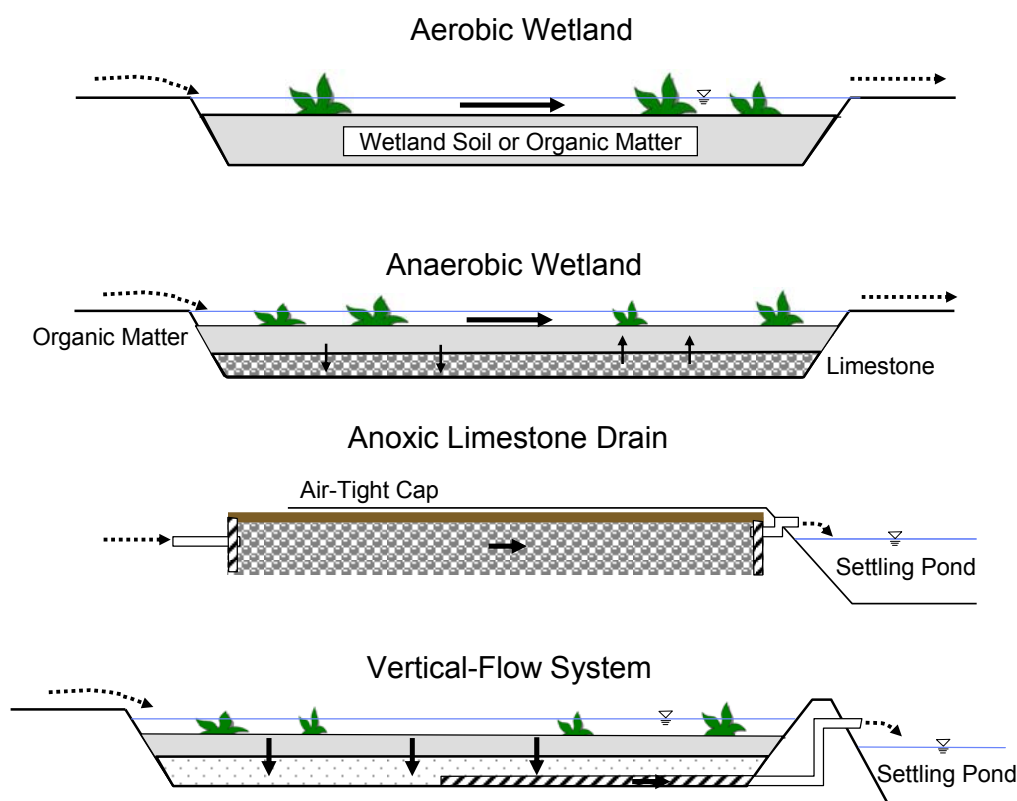


Abbildung 17: Typen von passiven Systemen zur Behandlung von Grubenwässern. Die vier dargestellten Typen von Wetlands ermöglichen 1) Metall-Oxidation und Fällung; 2: Alkalinitätseintrag durch Sulfatreduktion und Metallsulfidfällung; 3: Alkalinitätseintrag und nachgeschaltete Oxidation und Fällung und 4: Alkalinitätseintrag, Sulfatreduktion und nachgeschaltete Oxidation und Fällung. (Quelle: verändert nach 8)]

Schritt 3: entspricht der Funktionsweise eines aeroben Wetlands: In Becken mit großer Oberfläche und langer Aufenthaltszeit wird O_2 in die Wasserphase eingetragen (evtl. auch über Belüftungskaskaden) und ermöglicht damit die Oxidation des verbleibenden Fe(II) und dessen Fällung als Fe(III)-Hydroxid. Karbonat, welches dem Wasser durch die Kalksteinlösung zugeführt wurde, entgast als CO_2 und erhöht den pH-Wert. Pflanzen dienen dabei der mechanischen Filtration von kolloidalen Fe(III)-Hydroxiden aus der flachen Wassersäule. In gleicher Weise werden auch Mn, Al und Zn aus dem Wasser entfernt, wobei die Oxidation bei Al^{3+} und Zn^{2+} entfällt. Die entstehenden Fe(III)-Hydroxid-Oberflächen auf den Pflanzen dienen wiederum der Sorption weiteren Eisens, dass dort dann noch oxidiert werden kann. Eine weitere wichtige Rolle der Pflanzen ist die Begünstigung

von Mikrobiologie (Aufwuchskörper, Sorptionsflächen, Katalyse), welche die Oxidation der Metalle befördert und die Bildung von komplexierend wirkenden Humin- und Fulvinsäuren, welche wiederum den Niederschlag der Hydroxide begünstigen (Wolkersdorfer & Younger, 2002). Eine Metallaufnahme durch Pflanzen spielt dagegen für den Abreinigungsprozess keine Rolle. Typische Pflanzen sind Typha (Rohrkolben), Juncus (Binsen) und Phragmites (Schilf).

Abhängig von der Ausgangswasserbeschaffenheit können einzelne Behandlungsschritte auch separat oder wiederholt eingesetzt werden. Eine Entscheidungsmatrix für die Auswahl eines geeigneten passiven Behandlungsverfahrens ist in Abbildung 18 dargestellt. Keine der dargestellten Technologien wird nach Kenntnis der Autoren in der Lausitz im Feldmaßstab gezielt eingesetzt.

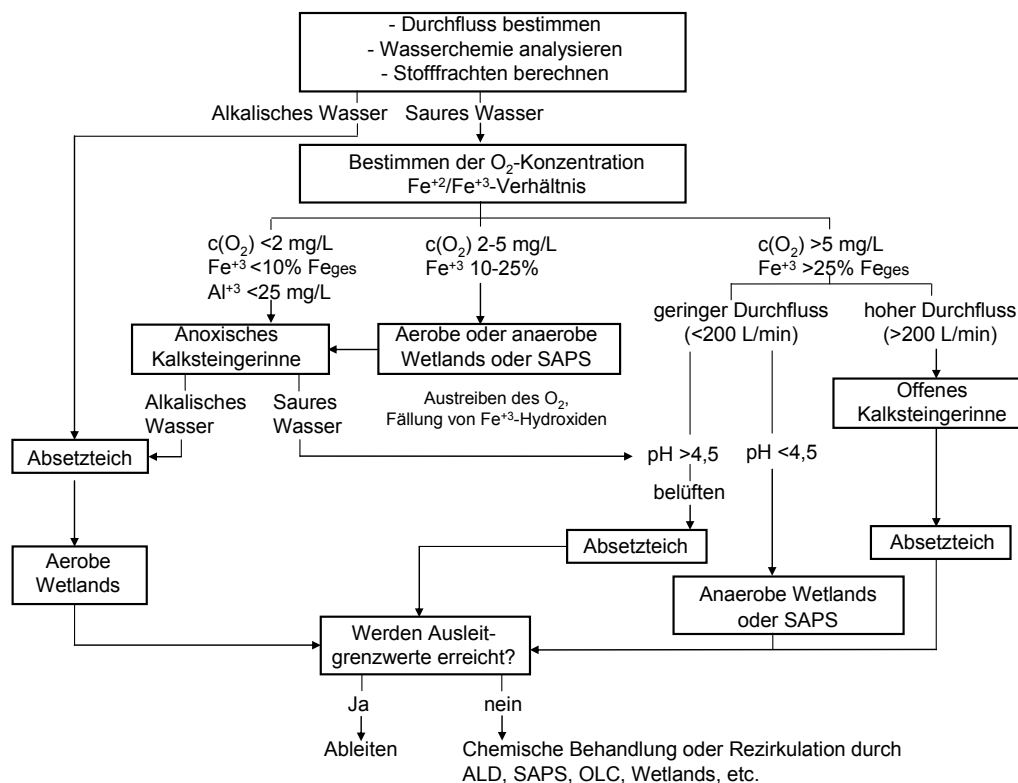


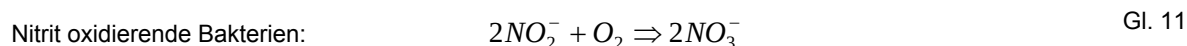
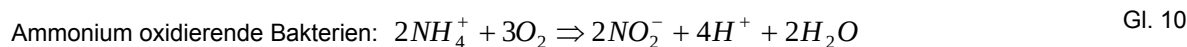
Abbildung 18: Entscheidungsmatrix für die Auswahl eines adäquaten passiven Behandlungssystems für bergbaueinflusste Wässer. (Quelle: verändert nach [8])

4.5.4 Mikrobiologisch dominierte Verfahren

Nitrifikation

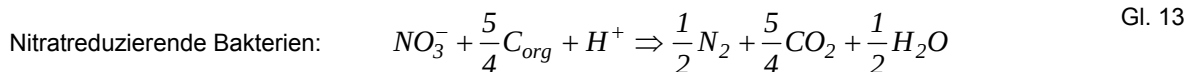
Durch den Austrag von grundwasserbürtigem NH_4 in die Tagebaufolgeseen der Lausitz werden in diesen häufig NH_4 -N-Konzentrationen über 1,5 mg/L angetroffen. Damit überschreiten die Ammonium-Konzentrationen der Seewasserkörper die in den Planfeststellungsbeschlüssen vorgegebenen 1,5 mg/L als einzuhaltende Beschaffenheitsparameter für die Ausleitung in die öffentliche Vorflut. Deshalb werden aktuell Untersuchungen begonnen, um mit landschaftsplanerischen und ingenieurbio-logischen Methoden die bestmöglichen Voraussetzungen für den Abbau des NH_4 in den Tagebaufolgeseen selbst zu schaffen.

Der im Wasser gelöste Ammonium-Stickstoff ($\text{NH}_4^+ - \text{N}$) kann durch autotrophe Mikroorganismen, die gelösten anorganischen Kohlenstoff ($\text{HCO}_3^- - \text{C}$) zum Baustoffwechsel sowie NH_4^+ als Elektronendonator und Sauerstoff als terminalen Elektronenakzeptor für den Energiestoffwechsel nutzen, zu Nitrit und weiter zu Nitrat transformiert werden:

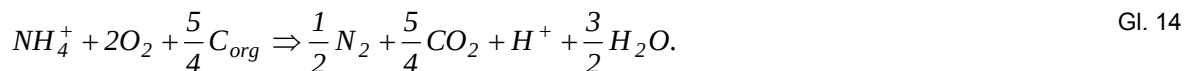




Der weitere Abbau des Nitrats erfolgt durch heterotrophe Mikroorganismen, die organischen Kohlenstoff (C_{org}) zum Baustoffwechsel sowie C_{org} auch als Elektronendonator und NO_3^- als Elektronenakzeptor des Energiestoffwechsels nutzen. Diese Transformation des Nitrat-Stickstoffs bedarf anoxischer Verhältnisse, d.h. sie wird bei der Existenz von gelöstem Sauerstoff stark gehemmt.



Die Brutto-Reaktion des NH_4 -Abbaus (Summe der Gl. 12 und 13 ergibt sich somit zu:



Es sei angemerkt, dass der Denitrifikation (Gl. 13) keine große Bedeutung zufällt, weil bei einer erstrebten $NH_4^+ - N$ -Minderung von 2 bis 3 mg/L nur NO_3^- mit etwa 8 bis 12 mg/L gebildet wird und die NO_3^- -Konzentration in den Restseen in der Regel sehr niedrig und z.B. der Grenzwert der TrinkwV bei 50 mg/L liegt. Auch ist die Denitrifikation ggf. autotroph durch Fe^{2+} möglich. Die aus Gl. 14 ersichtliche versauernde Wirkung des NH_4 -Abbaus zu N_2 ist eher unbedeutend (1 mg NH_4^+ -Abbau erfordert z. B. lediglich 3,35 mg/L bzw. 0,05 mmol/L HCO_3^- zur Neutralisation).

Kippenkörper-Behandlung durch Stimulation der Sulfatreduktion mittels kippeigener organischer Substanz

Im Rahmen des BMBF-geförderten KORA-Themenverbundes 6 „Bedeutung von NA-Prozessen für die Grundwasserbeschaffenheitsentwicklung in Braunkohlenabraumkippen“, [14] erfolgte neben der Untersuchung vielfältiger vollständig natürlicher NA-Prozesse auch die laborative Untersuchung der Möglichkeit zu ENA (enhanced natural attenuation), die eine Sulfatreduktion/Sulfidphasenbildung in den Braunkohlenabraumkippen als Schadstoffminderungsprozess forcieren könnten. Dazu wurde a) ein Fremdstofffluid zur pH-Wert-Anhebung und zur Versorgung des Untergrundes mit leicht verfügbarer organischer Substanz und b) die Schaffung einer reaktiven Carbokalk-Zone untersucht. Mit beiden Methoden konnte die Sulfatreduktion gesteigert werden.

Auf vergleichbaren Prinzipien beruhende Verfahren wurden in Form von Pilottests in der Lausitz bereits im Feld angewendet und sind in **Abschnitt 5.1.1** beschrieben.

In einem weiteren Arbeitsschwerpunkt in [14] wurde im Rahmen von Labortests untersucht, wie die in den Kippen verfügbare hochpolymere organische Substanz durch lignin-verwertende Pilze (im aeroben Bereich) und durch Fermentation für Sulfatreduzierer verfügbar wird. (Stiebitz & Kassahun, 2007; Simon, Kassahun, A., 2007).

5 Fallbeispiele für Wasserreinigungstechnologien in der Lausitz

5.1 Grundwasserbehandlungstechnologien

5.1.1 Reaktive Barriere auf dem Skadodamm (Steckbrief 1)

Aufbauend auf einem Vorläuferprojekt im Süden des Senftenberger Sees (Koch et al., 2006), wo in den Jahren 2000 bis 2003 durch die BTU Cottbus (Lehrstuhl für Wassertechnik und Siedlungswasserbau) eine kleine Pilotanlage im Feld betrieben worden war, wurde in den Jahren 2004 bis 2010 eine weitere „reaktive Wand“ auf dem sog. Skadodamm errichtet. Dieser Kippenbereich befindet sich im Anstrom des Restsees Sedlitz und trennt den Skadoer Restsee vom Sedlitzer See (Abbildung 19). Hier wurde im Auftrag der LMBV eine reaktive Zone eingerichtet und betrieben, mit dem Ziel Sulfat- und aziditätsreiche Grundwässer vor deren Austritt in den Restsee zu behandeln (Schöpke et al., 2011).

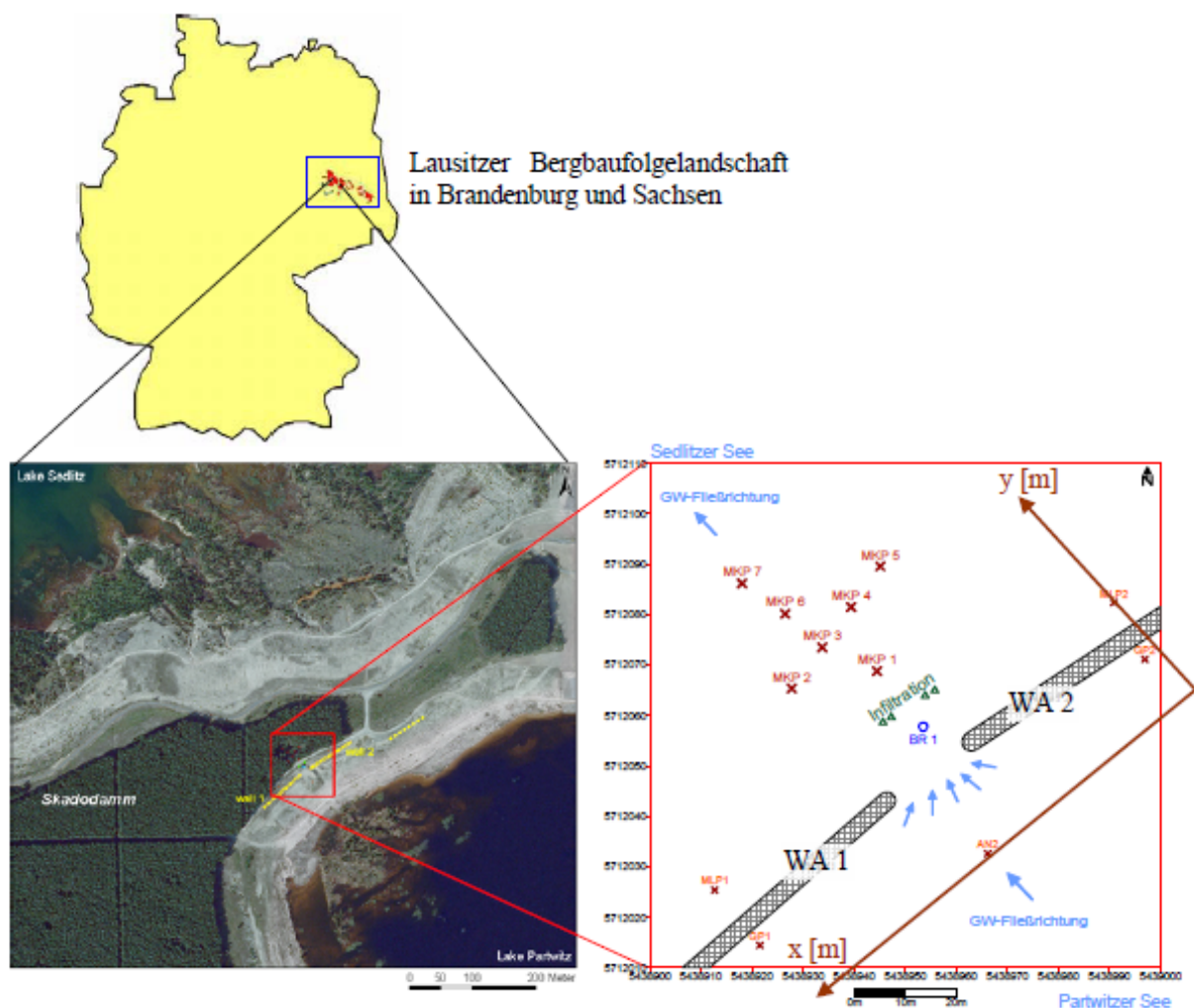


Abbildung 19: Lageplan der Pilotanlage auf dem Skadodamm (Quelle: Schöpke et al., 2011)

Zunächst erfolgte die Installation von Dichtwänden zur Bündelung des hydraulischen Stromes durch den Kippendamm. Ziel war es, die Zonen mit erhöhtem Grundwasserstrom von ca. $2 \text{ m}^3/\text{h}$ in den „Gates“, den permeablen Zonen zwischen den einzelnen Wänden (Abbildung 20), zur in-situ-Sulfatreduktion zu nutzen. Mit der Anlage wurden Metallkationen- und Sulfatkonzentrationen im Grundwasser gesenkt. Dazu wurden flüssige organische Elektronendonatoren (Methanol und Glycerin) über 4 Injektionslanzen mittels Düsenauginfiltration in den Untergrund infiltriert. Durch zusätzliches Anlegen von hydraulischen Gradienten sollte

ein Vermischen der eingetragenen Stoffe mit dem anströmenden Grundwasser erreicht werden. Durch die kinetisch/mikrobiell gesteuerte Abreaktion der organischen Stoffe wurde der Abstrom der Injektionseinrichtungen damit in eine **reaktive Zone** überführt.

Die Überwachung der Prozesse im Untergrund erfolgte über mehrere Mehrkanal-Pegel. Problematisch bleibt die exakte Bestimmung der Frachtminderung, welche als entscheidend für die Wirtschaftlichkeit des Verfahrens angesehen wird. Abbildung 21 zeigt die Beschaffenheitsentwicklung im Abstrom im Verlauf des Versuchszeitraumes beispielhaft für Sulfat und Sulfid.

Die Pilotversuche im Feld wurden vom Forschungsinstitut für Bergbaufolgelandschaften e.V. (FIB) gemeinsam mit dem Lehrstuhl für Wassertechnik und Siedlungswasserbau der Brandenburgischen Technischen Universität Cottbus im Auftrag der LMBV in Form eines Pilot- und Demovorhabens durchgeführt (Schöpke et al., 2011).

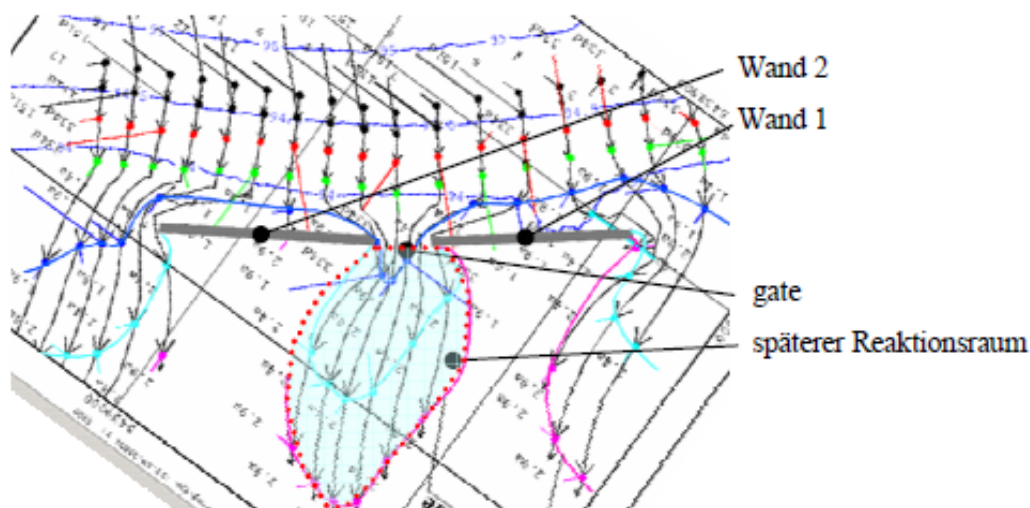


Abbildung 20: Grundwasserströmungsfeld im Umfeld der Wände im Skadodamm (Quelle: Schöpke et al., 2011)

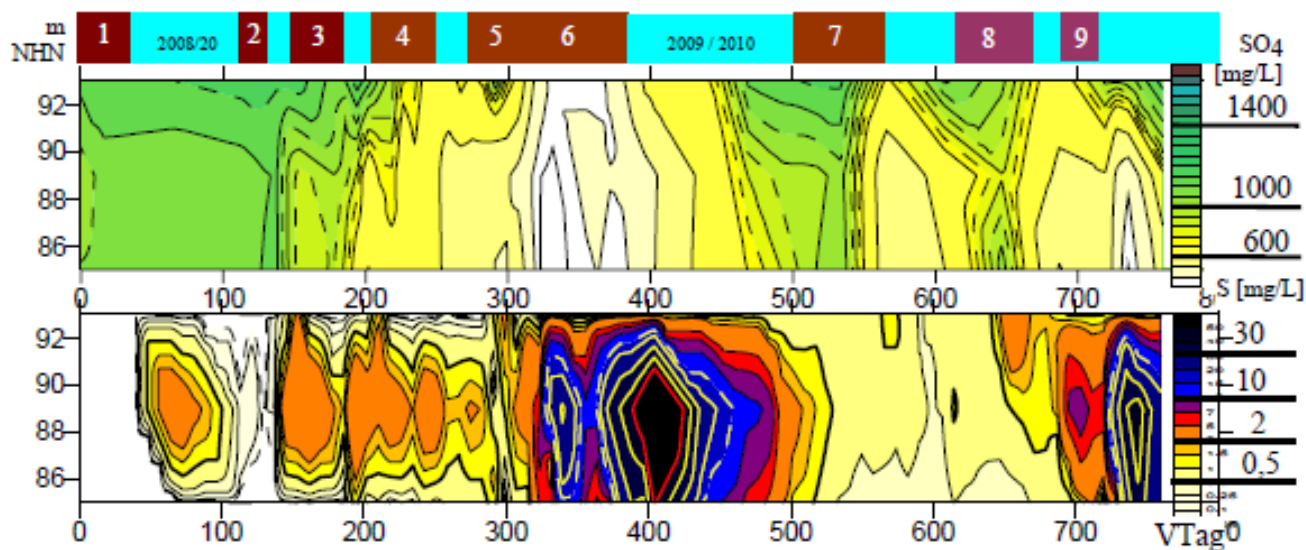


Abbildung 21: Beschaffenheitsverläufe von Sulfat (oben) und Sulfidschwefel (unten) am MKP1 (Quelle: Schöpke et al., 2011)

5.1.2 Sulfatreaktor Burghammer (Steckbrief 2)

Ebenfalls im Auftrag der LMBV wurde in den Jahren 2000 bis 2010 am Grundwasserzentrum Dresden ein Verfahren zur weitergehenden in-situ Kippengrundwasserentschwefelung und -entsäuerung in geschlossenen technischen Reaktoren entwickelt (Bilek et al., 2008; Bilek & Wagner, 2010, 2012). Das Verfahren nutzt H_2 als Elektronendonator für autotrophe Sulfatreduzierer

*) zur vollständigen Metallabtrennung und der Verminderung der Sulfatkonzentration auf 2 bis 4 mmol_{SO₄}/L nahezu unabhängig von der Zulaufwasserbeschaffenheit. Damit kann mit diesem als in-situ-Technologie ausgeführten Verfahren Sulfat auch über das für die Metallfällung nötige Maß hinaus aus der Wasserphase abgetrennt werden. Die Testung des Verfahrens erfolgte anhand einer Reaktor-Gruppe, die im Technikumsmaßstab am Grundwasser-Zentrum Dresden aufgebaut und für 4 Jahre im Dauerbetrieb getestet wurde (Abbildung 22) [15, 16].

*) Anmerkung: autotrophe Sulfatreduzierer nutzen anorganischen Kohlenstoff wie z.B. HCO_3^- als Kohlenstoffquelle für den Biomasseaufbau, nicht jedoch als Energiequelle, Hierzu verwenden sie beispielsweise H_2 . Dagegen beziehen heterotrophe Sulfatreduzierer ihre für Baustoffwechsel UND Energiestoffwechsel benötigte Energie aus organischen Kohlenstoffverbindungen (siehe Abschnitt 5.1.1))

Die Grundwasserbehandlung soll bei diesem Verfahren direkt im Untergrund erfolgen, a) um für den mikrobiellen Prozess gleichmäßige Temperaturen bereitzustellen, b) um die hohen Gehalte an reduzierten Metallkationen in den teilreduzierten Wässern gleich für die Sulfidfällung nutzen zu können, c) um für Sulfatreduzierer und Metallsulfid-Fällung günstige pH-Werte im Zulauf bereitzustellen, d) um Pumpkosten zu minimieren und e) um kostengünstig große Volumina in Form von Tiefschacht-Reaktoren in großkalibrigen Bohrungen bereitstellen zu können. Das entwickelte Verfahren kombiniert damit die Möglichkeiten einer technisch aktiven Prozesskontrolle mit den Vorteilen der in-situ Behandlung.

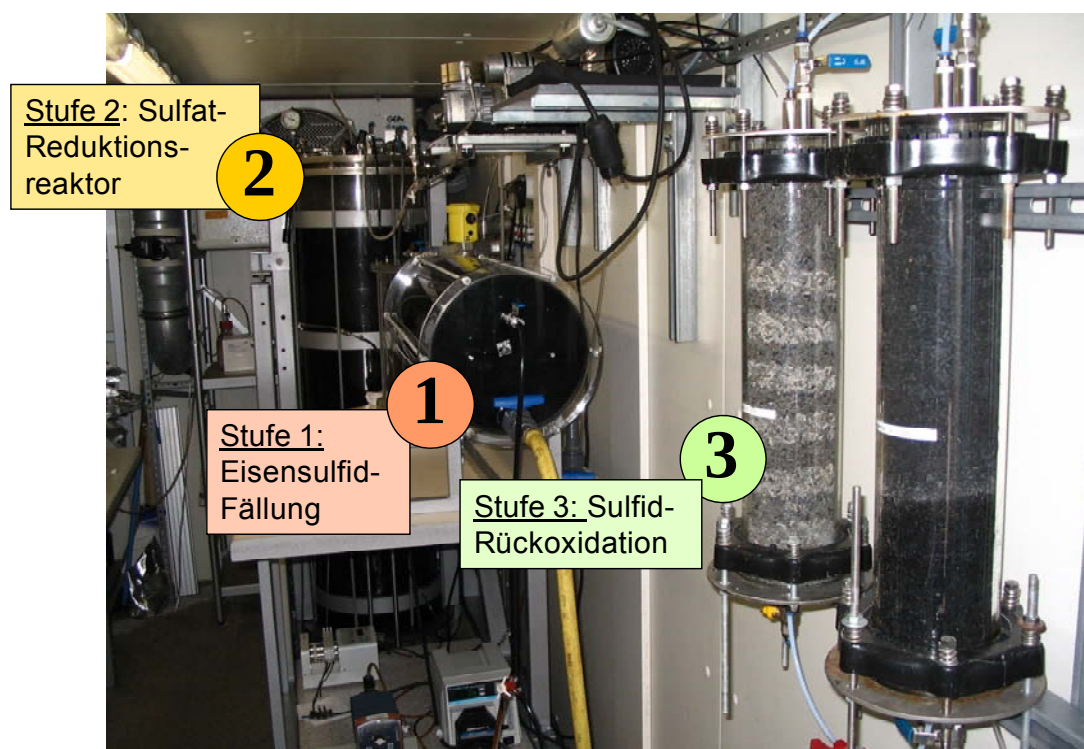


Abbildung 22: Dreistufiger Technikumsreaktor für die Entwicklung und Testung eines mehrstufigen Verfahrens zur Sulfatabscheidung aus Grundwässern. (Quelle: GWZ Dresden)

Hydrochemisches Funktionsprinzip

Die in situ Behandlung des Grundwassers erfolgt in 3 Teilschritten (Abbildung 23):

Im ersten Teilreaktor erfolgt die Fällung und Sedimentation allen im Grundwasser enthaltenen Eisens mit Sulfid, welches aus Teilreaktor 2 mit einem aquatischen Teilstrom nach Teilreaktor 1 zurückgeführt wird. Es entsteht Eisenmonosulfid.

Im zweiten Teil-Reaktor erfolgt die Reduktion des im Grundwasser enthaltenen Sulfates mit H_2 . Das dazu nötige H_2 kann vor Ort durch elektrochemische Wasserspaltung hergestellt werden. Das gleichfalls freigesetzte O_2 kann für die H_2S -Teil-Rückoxidation in Reaktor 3 eingesetzt werden.

Im dritten Teil-Reaktor erfolgt die Abtrennung der nun dominierenden Schwefelspezies $\text{HS}^-_{(\text{aq})}$ aus dem bereits teilgereinigten GW-Strom. Dazu wird der Grundwasserstrom durch einen geschlossenen CO_2 -Gasstrom gestrippt, um dadurch eine pH-Absenkung auf 6,0 bis 6,5 und damit eine vereinfachte Überführung des aquatischen Sulfidspezies HS^- die gasförmige Spezies H_2S zu erreichen und diese dann abzutrennen.

Nach Abschluss der laufenden Planungen ist beabsichtigt, das Verfahren mit Beginn des Jahres 2012 im Pilotmaßstab zu testen. Ziele für den Betrieb des Feldreaktors sind

- der Nachweis der technischen Umsetzbarkeit des Verfahrens,
- die Ableitung der Wasserbehandlungskosten und die Ermittlung anwendungsspezifischer Kenngrößen,
- der Nachweis der dauerhaft stabilen Verwahrung der Eisensulfidschlämme im Tagebaufolgesee.

Für die Genehmigungsfähigkeit einer solchen Anlage ist neben dem sicheren Umgang mit den verwendeten Gasen die Klärung der Deponierung der Eisensulfidschlämme von Bedeutung. In [7] wurden verschiedene Entsorgungspfade für den Eisensulfidschlamm untersucht. In [15] wurde die Stofffreisetzung bei der Schlammdeposition auf dem Grund von Restseen quantifiziert.

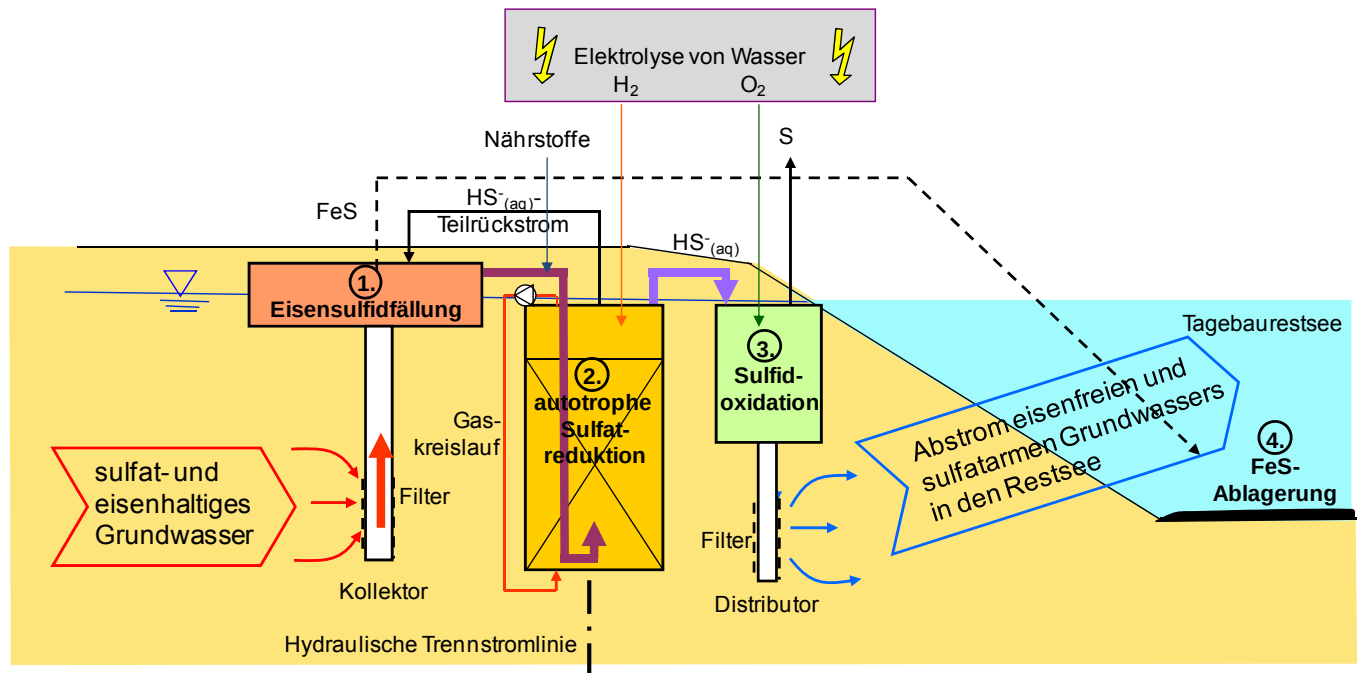


Abbildung 23: Prinzip zur Behandlung bergbaubeeinflusster Grundwässer im Anstrom von Tagebaurestseen. Dargestellt ist die Bündelung und Verteilung des gesamten Grundwasserstromes sowie die Lokalisierung und Kopplung der Reaktoren im Untergrund. (Quelle: GWZ Dresden)

5.1.3 Membrantechnologien (Steckbrief 3)

Seit ca. 5 Jahren wird an der BTU Cottbus (Lehrstuhl für Wassertechnik und Siedlungswasserbau) das Verfahren der Nanofiltration im Auftrag der Vattenfall Europe Mining AG untersucht, mit dem Ziel die großen Sulfatfrachten aus bergbaubeeinflussten Wässern abzutrennen (Preuß et al., 2007, 2010). Dabei wurden bereits neutralisierte oxische Wässer mit hohen Sulfat- (1,85 g/L) und Calciumkonzentrationen (605 mg/L) eingesetzt, wie sie beispielsweise im Ablauf von Grubenwasserreinigungsanlagen auftreten. Auch im Feldeinsatz würde ein solches Verfahren einer Prozessstufe zur pH-Erhöhung und Metallabscheidung nachgeschaltet werden. Einige Grundlagen der Membrantechnologien sind in **Abschnitt 4.4.2** dargestellt.

Wie bei anderen Membran-Verfahren und den elektrochemischen Verfahren auch erfolgt eine **Aufkonzentration der Ionenfracht** in einem Teilstrom diesseits oder jenseits einer Membran oder in einem Kondensator, während ein anderer Teilstrom entsalzt wird. Damit müssen dieses und vergleichbare Verfahren jeweils immer mit einem zweiten Verfahrensschritt für den Umgang mit den Konzentraten gekoppelt werden. Dies kann sein:

- Die genehmigte Einleitung in ein Gewässer (Beispiel: Meerwasserentsalzung)
- Die Weiterverwendung der Konzentrate durch Zugabe von weiteren Produkten mit dem Ziel wiederverkaufbare Wertstoffe zu erzeugen. So wird angestrebt, die beim RODOSAN-Verfahren anfallende Schwefelsäure durch Ammoniumlauge in einen Grundstoff für die Düngemittelherstellung umzusetzen (Friedrich, 2007; Beschreibung des RHODOSAN-Verfahrens in **Abschnitt 5.2.3**).
- Die Aufkonzentration der Konzentrate bis zur Übersättigung eines Feststoffes und dessen selektive Ausfällung. Dazu werden die Konzentrate über ein Kontaktbecken (*Kristaller, Fällungsstufe*) mit Kristallisationskeimen und einer Sedimentationsstufe

geführt, in denen Feststoffe gebildet, Übersättigungen in den ausgeschleusten Konzentrate abgebaut und die abgereicherten Lösungen im Kreislauf rückgeführt werden (Abbildung 24).

Im Kontaktbecken (*Fällungsstufe*) wird die für eine Fällung notwendige Aktivierungsenergie durch Präsenz ausreichender Oberflächen deutlich herabgesetzt, so dass die Stoffabscheidungsrate stark zunimmt. Aufkonzentrationsverfahren mit externer Feststoffabtrennung arbeiten umso effektiver, je höher die Aufkonzentration an den Membranen ist, da die Fällungskinetik und damit der Massenstrom aus der aquatischen Phase im Fällungsreaktor dann am größten ist. Starke Übersättigungen erhöhen den als Feststoff abscheidbaren Anteil an der gesamten Feststoff-Fracht des Kreislaufstromes. Eine Steigerung der Übersättigung erhöht andererseits die Gefahr der Feststoffbildung auf den Membranen.

Die bei diesen Verfahren bestehende Herausforderung ist die Kontrolle der im angereicherten Teilstrom entstehenden Übersättigungen. Diese können zu Mineralpräzipitaten führen, die mittelfristig die Permeabilität der Anlage, insbesondere der Membranen beeinträchtigen.

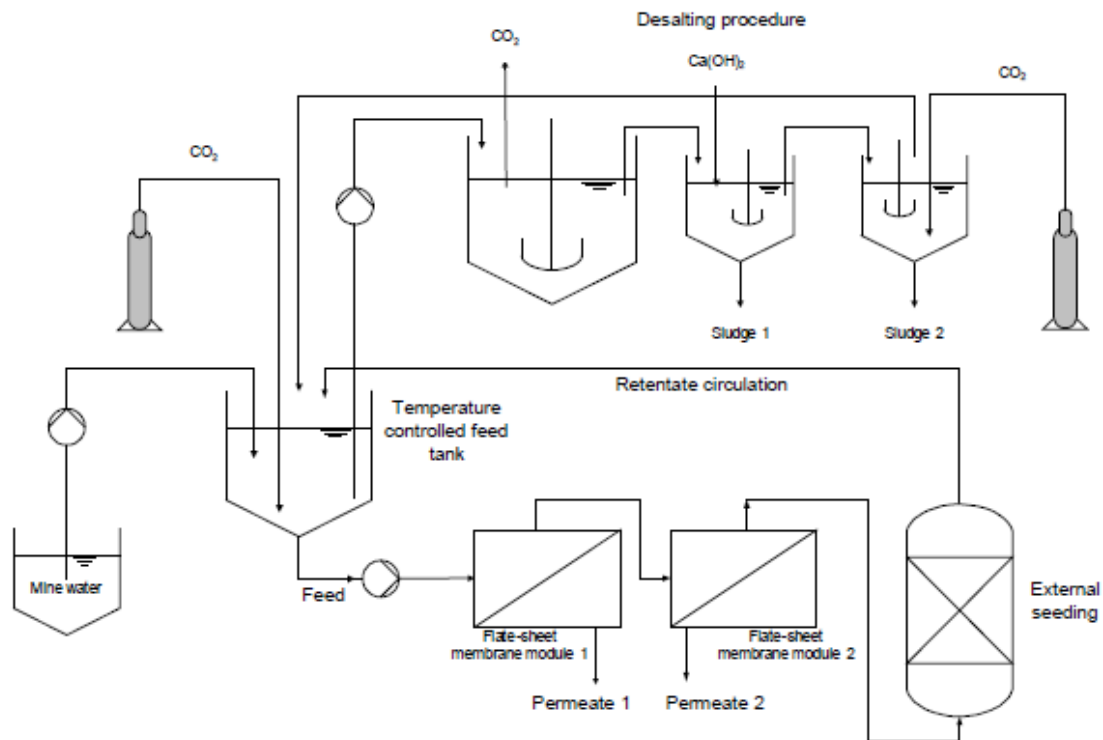


Figure 1 Schematic of the laboratory scale treatment process

Abbildung 24: Schema der Feststoffausschleusung aus bergbaubeeinflussten Wässern mittels Nanofiltration. (Quelle: Preuß et al., 2010)

Auch beim Verfahren „Abtrennung von Sulfat durch Nanofiltration“, welches an der BTU Cottbus entwickelt und adaptiert wird, nutzen die Entwickler einen externen „Seeding“-Prozess zur Gipsfällung und die pH-Kontrolle durch CO_2 -Zugabe. Die Feststoffabscheidung erfolgte im Technikumsmaßstab zunächst in einem Festbett-Reaktor (Abbildung 24), der im konkreten Fall mit Gipspartikeln von 500 bis 2000 μm gefüllt war. Eine Prozessverbesserung wurde durch den späteren Einsatz eines Fluidbett-Reaktors erreicht.

Im Falle der Aufbereitung bergbaubeeinflusster Wässer stellen die hohen Calcium- und Carbonat-Konzentrationen eine große Herausforderung dar. Da mit der Gipsfällung alleine in diesem Fall keine dauerhafte Kontrolle der Salinität für die meisten Grubenwässer erreicht wurde, koppelten die Entwickler das Verfahren mit einer weiteren diskontinuierlich betriebenen Behandlungsstufe, bei welcher durch vorübergehende pH-Erhöhung mit Kalkmilch eine weitere Magnesiumhydroxid- und Gipsfällung erreicht wurde (Abbildung 24)

Das zunächst im Labor- und dann im Technikumsmaßstab erprobte Verfahren befindet sich aktuell an der Schwelle zur Übertragung in den nächst größeren Maßstab einer Pilotanlage.

5.2 Oberflächenwasserbehandlung

5.2.1 Inlake-Verfahren (Behandlung eines Tagebaufolgeseeekörpers)

Die in der Lausitz bisher getesteten In-Lake Verfahren hatten folgende verschiedene Zielstellungen

- (1) die Entschwefelung des Seewassers und dessen pH-Anhebung durch Forcierung der Sulfatreduktion,
- (2) den Eintrag von alkalinitätstragenden Stoffen zur pH-Anhebung und Metallfällung,
- (3) die Neutralisation und Konditionierung des Seewasserkörpers durch Kombination von Neutralisationsmitteleintrag und CO₂,
- (4) die Senkung der Ammoniumkonzentration durch Schaffung vorteilhafter Bedingungen für Nitrifizierer.

Inlake-Reaktoren zur biologischen Sulfatreduktion

Im Rahmen des DBU- Projektes „Mikrobielle in-situ-Neutralisation von schwefelsauren Bergbauseen“, das auf einer Reihe vorlaufender FuE-Vorhaben fußte, wurde in den Jahren 2002 bis 2005 vom UfZ Leipzig- Halle GmbH, dem LS für Wassertechnik und Siedlungswasserbau der BTU Cottbus, dem GKSS Forschungszentrum GmbH Geesthacht, der Firma Umweltschutz und Flachabdichtungs GmbH Fehrbellin und dem Ingenieurbüro Horn Fehrbellin ein Feldversuch zur Forcierung der seeinternen Sulfatreduktion durchgeführt. Basierend auf diesen Arbeiten wurde im Auftrag der LMBV mbH in den Jahren 2007 und 2008 ein weiteres Pilotvorhaben durchgeführt.

Das DBU- Projekt hatte zwei grundsätzliche biotechnologische Verfahrensansätze im Labor und im technischen Maßstab unter In-situ-Bedingungen des Tagebaurestlochs RL 111 verfolgt und erprobt.

Bei der als **passives Verfahren** bezeichneten Vorgehensweise wird durch das Einbringen einer Stroh- und Carbokalkschicht am Seeboden ein **Seebodenreaktor** etabliert. Ziel war die Ausbildung eines neutralen anoxischen Milieus im Bereich der Gewässersohle, um unter diesen Bedingungen die mikrobielle Sulfat- und Eisenreduktion und die Eisensulfidfällung zu bewirken.

Beim **aktiven Verfahren** wurden drei technische Durchfluss- Reaktoren zur mikrobiologischen heterotrophen Sulfatreduktion mit unterschiedlichen Füllmaterialien sequentiell betrieben: ein Eisenreaktor, ein Sulfatreaktor und ein Nachreinigungsreaktor (Polzeifilter). Als Substrat für die Sulfatreduktion dienten Methanol und Ethanol. Dem Sulfatreaktor wurden auch Nährstoffe zugesetzt. Die Reaktoren wurden schwimmend im Restsee etabliert und mit Solar- und Windenergie ferngesteuert betrieben (Steckbrief 4).

So genannte **Enclosures** verschiedener Größe grenzten Teilseekörper ab und dienten sowohl beim passiven als auch beim aktiven Verfahren der Bilanzierung der erreichten Neutralisation und Entschwefelung des behandelten Seewassers des RL 111. Folgende Ergebnisse sind relevant:

Das passive Verfahren hat sich für die Neutralisation und Entschwefelung ganzer Tagebaufolgeseen als ungeeignet erwiesen. Offensichtlich bewirkt die Seewasserzirkulation in einem winddurchmischten Tagebaufolgeseees Rückoxidaionsprozesse der gefällten Eisensulfide, so dass sich nur sehr kleine Neutralisationsraten nachweisen ließen (Koschorrek et al., 2006, 2007).

Mit dem aktiven Verfahren konnten Sulfatreduktionsraten bis 0,12 mmol/(L h) bei einem Durchsatz von ca. 200 l/h erreicht werden. Die Bindung des Sulfides erfolgte in einem mit Eisenhydroxiden gefüllten Reaktor. Der mit Methanol betriebene Sulfatreduktionsreaktor setzte jedoch nur ca. 50% des zugegebenen Substrates in Sulfid um und trug mit dem verbleibenden Rest zur Methanbildung bei. Das gesamte System hat infolge großer technischer Anfälligkeit nur beschränkte Reinigungsleistungen erbracht. Die erzielte geringe Neutralisation- und Entschwefelungsleistung des aktiven Verfahrens ist aber nicht als verfahrensbedingt, sondern primär als technisch bedingt zu werten.

Chemische Neutralisation (Steckbrief 5)

Eine neutrale Seewasserbeschaffenheit ist in der Regel Voraussetzung für die Erteilung einer wasserrechtlichen Erlaubnis zur Anbindung des Gewässers an die Vorflut. Kann die Neutralität im Eigenaufgang oder durch Fremdflutung nicht erreicht werden, wird heute die Inlake-Behandlung angewandt, um die gelösten Metallfrachten im Seewasserkörper zu fällen und die pH-Werte anzuheben.

Das bisher praktizierte Vorgehen sieht dabei die Nutzung und Resuspendierung bereits im See befindlicher alkaliner Ablagerungen oder den Einsatz von Neutralisationsmittel-Suspensionen bis zu einem Seekörper pH-Wert von 5 mit Carbonat und

einer weiteren Neutralisierung bis in den Neutralbereich mit Kalkmilch vor. Die Verteilung der Seewasser-Neutralisationsmittel-Suspensionen erfolgt über landgestützte Verteilerleitungen oder mobile Schiffe, die die Neutralisationsmittel bunkern. Verschiedene Varianten dieses Verfahrens wurden in den vergangenen 10 Jahren in verschiedenen Pilotvorhaben an Seekörpern verschiedener Größe getestet, um sie in eine praxisreife Technologie zu überführen (z.B. Rabe & Uhlmann, 2006; Benthaus & Uhlmann, 2006; Neumann et al., 2007, Pust & Saure, 2008; [5]).

Folgende Inlake-Neutralisationen sind bisher durchgeführt worden

- *Inlake-Behandlung am Tagebaufolgesee Koschen (2004 und 2005):* (Benthaus & Uhlmann, 2006) Der für die Neutralisation vorgesehene, auf dem Seegrund abgelagerter Kalkschlamm wurde mit einem Saugspülbagger aufgenommen und über eine 2,4 km lange Verteilerleitung mit 10 Starkregnern über dem Wasserkörper des Restsees Koschen in Form einer 1,9%tigen Suspension verteilt. Während des Absinkens der Partikel in der Wassersäule kam es zu der gewünschten Neutralisationsreaktion. Ziel war es auch zu zeigen, dass die windgetriebene Konvektion im Seekörper für den Verteilungsprozess genutzt werden kann.
- *Speicherbecken Burghammer – Verteilung einer Aschesuspension (2002-2003):* Das im RL Burghammer lagernde, überstaute und alkalisch reagierende Aschesediment wurde mit einem Saugspülbagger aufgenommen und über eine Druckrohrleitung im See verteilt.
- *Speicherbecken Burghammer – Verteilung von CaCO_3 und $\text{Ca}(\text{OH})_2$ mit einem Schiff (2009):* Mit Hilfe von Schiffen und auf den Schiffen installierten Wasserwerfern wurde nacheinander eine CaCO_3 -Suspension und anschließend, nach dem Erreichen eines pH-Wertes von 5,0 eine $\text{Ca}(\text{OH})_2$ -Suspension auf der Oberfläche des Tagebausees verteilt. Diese Behandlungsmaßnahme muss wiederholt erfolgen, um den fortdauernden Eintrag von Azidität über das Grundwasser zu kompensieren.
- *Horstteich (2005):* Am Horstteich kamen für die Phase der pH-Anhebung bis pH 6 23%-%tige Natronlauge (NaOH) und für die Phase der weiteren pH-Anhebung auf Werte bis über 6,5 gebrannter und ungebrannter Dolomit zum Einsatz. Es wurde eine Pufferkapazität des Seewassers von 0,3 mmol/L erreicht. Der Eintrag der Natronlauge erfolgte über einen Verteilbalken und unter dem Wasserspiegel angeordnete Düsen. Der Eintrag der Dolomitsuspension erfolgte über die Gewässeroberfläche mit einem Wasserwerfer.
- *Bockwitz (2004):* Im Rahmen eines Pilot- und Demovorhabens der LMBV erfolgte die Sodaapplikation im Restsee Bockwitz (Neumann et al., 2007) südlich von Leipzig ab dem Jahr 2004 (Initialneutralisation) bis 2007 (Nachsorgephase). Der Bockwitzer Restsee mit fast 21 Mio. m³ (Anfang 2007) und einer Fläche von 1,8 km² hatte zu Beginn der Behandlung einen pH-Wert von 2,7, einen Gesamteisengehalt von 55 mg/l und eine Azidität von 8 mmol_{Acid}/L ($K_{B\ 8,2}$ -Wert). Zur Neutralisation wurde Soda in Pulverform direkt vom Silofahrzeug aus an einem Ende des Sees und später in dessen Mitte in diesen über eine getauchte Rohrleitung eingeleitet. Diese Behandlungsform stellt eine technologisch sehr unkomplizierte Variante der Neutralisation dar. Es konnte eine neutrale Seewasserbeschaffenheit im Bereich 6,5 bis 7,0 bei schwacher Pufferung erreicht werden. Es wurde festgestellt, dass es durch zu rasche Dosierung zu einem teilweisen Absetzen des nicht vollständig gelösten Sodas in Form einer Schicht auf dem Seegrund kommen kann. Weiterhin stellt die (teilweise reversible) Karbonatfällung eine potenzielle Senke für die eingetragene Alkalinität dar. Begleitende Untersuchungen deuteten auf die Bedeutung des Seebodensedimentes als Aziditätsspeicher hin, die bei der Dimensionierung der zuzugebenden Stoffmengen mit berücksichtigt werden müssen.
- *Hainer See (2008-2010):* Mit der Inlake-Neutralisation in Witznitz (Hainer See) mit Branntkalk konnte eine pH-Anhebung von 3,1 auf 6,2 erreicht und die Eisenkonzentration von 13 mg/L auf 0,2 mg/L gesenkt werden. Die im Jahr 2008 begonnene Neutralisation wurde im Jahr 2010 fortgesetzt.
- *Die Neutralisation des Restsees Scheibitz durch eine landgestützte Neutralisationsanlage ist in Vorbereitung:* Ziel ist es hier, den Eintrag und die Verteilung der Kalkmilchsuspension mittels einer Eintragsleitung über Düsen zu testen. Die Verteilung erfolgt durch das Prinzip der Freistrahlen.

Konditionierung (Steckbrief 6)

Bei der weitergehenden Konditionierung wird neben den alkalinitätstragenden Feststoffen auch CO₂ in den Seekörper eingetragen. Die Seekörper-Konditionierung erfolgt erst nach weitgehender Neutralisation des Sees, nutzt diesen ersten Verfahrensschritt als Vorstufe und baut auf diesen auf. Ziel ist es dabei, im Seewasserkörper einen Puffer aufzubauen, der dem kontinuierlichen Eintrag von Azidität über das Grundwasser längere Zeit entgegenwirkt. Damit können die Behandlungsintervalle verlängert und die Schwankungen der Wasserbeschaffenheit vermindert werden. Erste Konzepte zum CO₂-Einsatz in der Lausitz im Rahmen der In-lake Neutralisation wurden von Werner et al. (2006) vorgestellt. Der Einsatz von CO₂ wurde bisher nur in zwei Ansätzen erprobt:

Burghammer (2007): Im vom DGFZ e.V. geführten FuE-Projekt wurde das submers gelagerte Aschesediment mit einem Saugspülbagger aufgenommen und in einem Rohrreaktor mit CO₂ zur Reaktion gebracht (Koch et al. 2008; und Koch, 2009). Der Nachweis der Herstellung eines Hydrogencarbonatpuffers von bis zu 7,5 mol/m³ wurde erbracht. Im Rahmen dieses Pilotversuches im Feld erfolgte keine Behandlung des gesamten Seekörpers

Redlitzer See (2009): Der Eintrag von CO₂ über Begasungsrahmen am Gewässerboden in Kombination mit einem Eintrag einer Kalkhydrat-Suspension über die Gewässeroberfläche mit einem Wasserwerfer wurde getestet. Verfahrensentwickler ist hier die eta-AG in Zusammenarbeit mit dem IWB Dr. Uhlmann.

Lichtenauer See (2012): Am Lichtenauer See ist ein weiterer Feldtest des kombinierten Eintrages von Neutralisationsmitteln und CO₂ als zweistufiges Verfahren (zunächst Alkalinisierung, nachfolgend CO₂-Einleitung im Auftrag der LMBV in Vorbereitung).

Weiterhin ist aktuell eine Technikumsanlage zur Testung der Herstellung hochalkaliner Wässer ohne suspendierte Kalkhydrat-Rückstände unter Einsatz von CO₂ (Stöbner, 2011, [5]) in Betrieb. Diese wird am Grundwasserzentrum in Dresden in Zusammenarbeit mit UIT entwickelt. Ziel ist die Entwicklung einer schiffsbasierten (und damit mobilen) Technologie, die den Eintrag von Feststoffen in den Restseekörper vermeidet. Diese Technologie soll in Seen zum Einsatz kommen, die bereits neutral sind und eine aktive Flora und Fauna aufweisen, die durch den Eintrag von Suspensionen nicht beeinträchtigt werden soll.

Etablierung von Nitrifikationsprozessen in Seekörpern

Im Rahmen eines Pilot- und Demonstrationsvorhabens der LMBV wurde begonnen, naturnahe, ingenieurbioologische Maßnahmen zur NH₄-N Minderung im aus Tagebaurestseen auszuleitenden Überschusswasser zu entwickeln und zu testen. Ein hierzu in Vorbereitung befindliches Feld-Projekt wird durch das GFI Dresden bearbeitet. Das Projekt trägt Entwicklungscharakter, da über den Ammoniumabbau in Bergbaufolgeseen mit ihren spezifischen sedimentologischen, batymetrischen, mikrobiologischen und geochemischen Eigenheiten noch wenig bekannt ist. Durch Feldversuche in einem aquatischen Freiland-Testfeld sollen natürliche Nitrifikationsraten speziell in bergbaubeeinflussten Oberflächengewässern bestimmt werden, um Aussagen zur vorteilhaften Gestaltung des Ufer- und Auslaufbereiches von Restseen abzuleiten. Feld-Ergebnisse zu den erwartbaren Raten liegen noch nicht vor.

5.2.2 Reaktive Teppiche (Steckbrief 7)

Der Einsatz von „reaktiven Teppichen“ wurde im Feldmaßstab im Rahmen der Sanierungsarbeiten im Speicherbecken Lohsa II in Form eines Pilot- und Demovorhabens der LMBV in den Jahren 2004 bis heute erprobt. Verfahrensträger ist hier die BIUG GmbH Freiberg. Zur Wiederherstellung der Schutzgräben des Speicherbeckens nach seeinternen Rutschungen wurde begonnen, diese mittels Saugspülbagger neu zu profilieren. Die dabei anfallenden Lockergesteinsmassen werden dann innerhalb des Speicherbeckens Lohsa II verspült. Während des Verspülprozesses wurden dem Verspülgut in einigen Bereichen (Testfeldern; z.B. Abbildung 25) alkalische Zuschlagstoffe in Form von Kalkprodukten zugeführt. Diese dienten einerseits dazu, die mit dem Prozess der Massenumlagerung einhergehende Aciditäts-Freisetzung abzupuffern, zum anderen soll eine Verbesserung der benthischen Bedingungen in den Verspülbereichen erreicht werden und damit sog. „reaktive Teppiche“ erstellt werden. Ein dritter Untersuchungsgegenstand war die angestrebte Erhöhung der Kolmation, die durch carbonatische- oder oxidische Zuschlagstoffe erreicht werden konnte.

Die anhand von vier verschiedenen Testfeldern durchgeführten über mehrere Jahre hinweg gemonitorten Untersuchungen zeigten, dass der Einsatz von Carbonat-Feststoffen, dem Einsatz von Ca-Oxid-Produkten vorzuziehen ist, wenn die pH-Werte in den ufernahen Seebodensedimenten im Neutralbereich kontrolliert werden sollen. Dagegen zeigte der Einsatz von CaO-haltigen Produkten Vorteile hinsichtlich eines zeitweisen Rückhaltes von Sulfat und hinsichtlich der Erhöhung der Kolmation in der Größenordnung von einer bis zwei Zehnerpotenzen innerhalb des Teppichs.

Der Einsatz von carbonatischen Zuschlagprodukten zur Melioration der umgelagerten Sedimente, insbesondere in Ufernähe, wurde auf Basis der Vorversuche von der LMBV in den Routinebetrieb übernommen. Die großflächige Einspülung oxidischer und kolmatierender Produkte erfolgte dagegen bisher nicht.



Abbildung 25: Testfeld 2 im SB Lohsa II zur Quantifizierung der Wirkung von Magnesium-armem Branntkalk auf die Qualität des abströmenden Grundwassers. (Quelle: GFI Dresden)

5.2.3 Verfahren zur Behandlung des Oberflächenwasserablaufstroms

Grubenwasserreinigungsanlagen (Steckbrief 8)

Von der LMBV werden die in Tabelle 2 genannten Grubenwassereinigungsanlagen (GWRA) bzw. Absetzteiche betrieben, die alle nach dem in **Abschnitt 4.4.1** dargestellten Grundprinzip arbeiten.

Die **GWRA Rainitz** liegt nördlich des ehemaligen Tagebaus Meuro (Ilsesee). In der GWRA Rainitz werden die aus dem Restsee Sedlitz über die Pumpstation Bahnsdorf abgeförderten Wässer aufbereitet und dem Großräschener See bzw. über die Rainitz der Schwarzen Elster zugeleitet. Weiterhin bestehen eine Heberleitung und eine Pumpstation zur Bespeisung des Greifenhainer Sees. Im Jahr 2010 wurden insgesamt 41,4 Mio. m³ Wasser behandelt und mit 1 bis 3 Mio. m³/Mon. dem Ilse See zugeleitet. Neben Kalkhydrat als Neutralisationsmittel wird das Flockungshilfsmittel „Superfloc“ (ein anionisches Polyacrylamid) eingesetzt.

Die **GWRA Pößnitz** liegt am nördlichen Rand des BASF Werkes Schwarzheide, westlich der Teichgruppe Fortschritt. Im Jahr 2010 wurden insgesamt 15 Mio m³ Wasser behandelt. Das aufzubereitende Wasser entstammt der Teichgruppe „Fortschritt“ und wird der Anlage über die Pößnitz zugeleitet. Der gereinigte Ablauf geht über die Pößnitz der Schwarzen Elster zu. In der Anlage wird als Neutralisationsmittel CaO eingesetzt, der mit Reinwasser abgelöscht wird. Die Behandlung erfolgt dreistraßig. Das Einmischen der Kalkmilch erfolgt in schneckenförmigen Mischgerinnen, die Schlammabscheidung erfolgt in Rundbecken mit Rundräumen.

Die **GWRA Lichterfeld** liegt nördlich des Bergheider Sees bei der Ortschaft Lichterfeld. Im Gegensatz zum Vorgehen in der GWRA Rainitz wird das Kalkhydrat direkt als Pulver in den zu behandelnden Wasserstrom zugegeben. Im Jahr 2010 wurden insgesamt 3,6 Mio. m³ Wasser behandelt.

Tabelle 2: Grubenwasserreinigungsanlagen und Absetzteiche der LMBV (Quelle: LMBV)

Name der GWRA	Jahrs- durch- satz 2010 in Mio. m ³	Art (Neutralisati- ons-Anlage / Ab- setzbecken)	Neutralisations- mittel	Jahresmenge 2010 einges. Neutralisations- mittel	Flockungs- hilfsmittel	Jahresmenge 2010 einges. Flockungs- hilfsmittel
Rainitz	41.4	Neutralisations- Anlage	Kalkhydrat	5.693,00 t	Polymer	ca. 2 t
Pösnitz	15	Neutralisations- Anlage	Weißfeinkalk	1.535,02 t	Polymer	ca. 0,7 t
Lichterfeld	3.6	Neutralisations- Anlage	Kalkhydrat	1.191,16 t	kein	kein
Vetschau	1.8	Absetzbecken	kein	kein	kein	kein
Großteich	2.2	Absetzbecken	kein	kein	kein	kein
Raddusch	0.5	Absetzbecken	kein	kein	kein	kein
Belten	0.1	Absetzbecken	kein	kein	kein	kein
Sustec (Schwarze Pumpe)	0.6	Neutralisations- Anlage		kein	kein	kein
Brandenb. Tor	5.4	Neutralisations- Anlage	Kalkhydrat		kein	kein

Die Wasserhaushaltsbilanz von Vattenfall für das Jahr 2008 ist in Abbildung 26 dargestellt. Ebenfalls dargestellt sind die aktuell zur Grubenwasserreinigung eingesetzten GWRA.

- Die **GWRA Schwarze Pumpe** bereitet Sumpfungswässer aus den Tagebauen Nochten und Welzow auf.
- Die **GWRA Tzschelln** bereitet Sumpfungswässer aus dem Tagebau Nochten auf (Abbildung 27).
- Die **GWRA Kringelsdorf** bereitet Sumpfungswässer aus dem Tagebau Reichwalde auf.

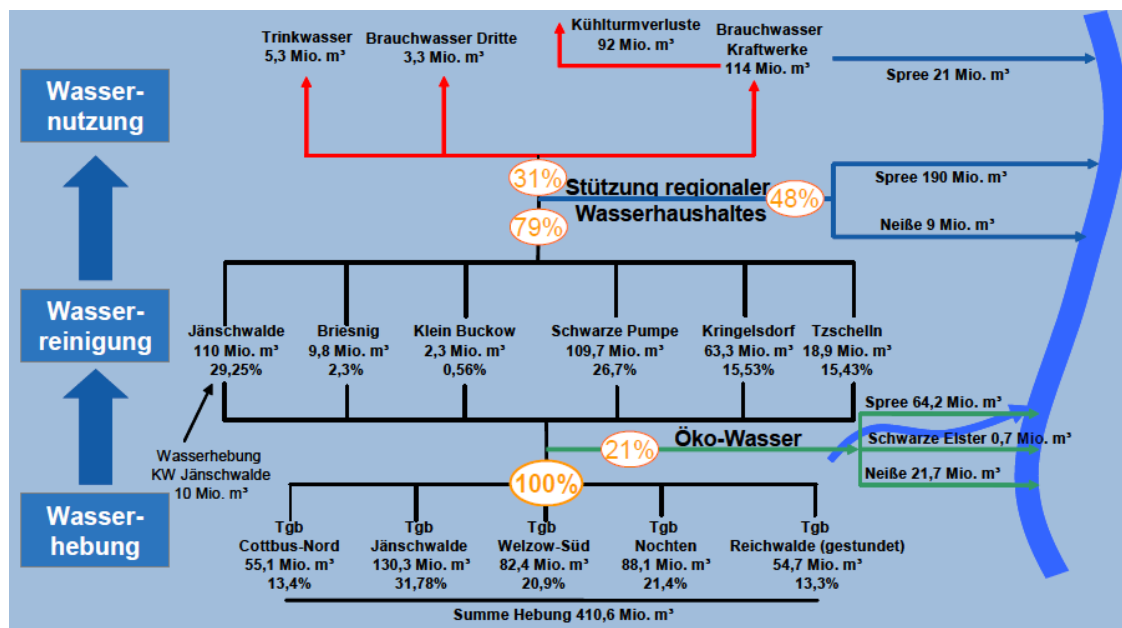


Abbildung 26: Wasserhaushaltsbilanz Vattenfall 2008 (Quelle: <http://www.bwk-bund.de/fileadmin/Dokumente/Veranstaltungen/Kongresse/2009/FF-3-aktiver%20Bergbau/FF3-Zeiss-Vattenfall.pdf>)

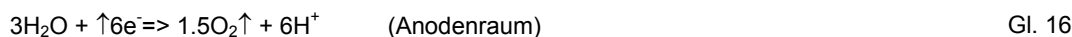
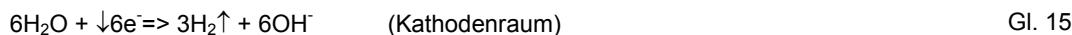


Abbildung 27: Grubenwasserreinigungsanlage Tzschelln (Quelle: <http://www.lidl.sachsen.de/de/internet/service/umweltinfos/files/rpl12122007.pdf>)

RODOSAN®-Verfahren (Steckbrief 9)

Seit ca. 10 Jahren wird im Auftrag der LMBV und nun auch in Kooperation mit Vattenfall im Rahmen eines Pilot- und Demovorhabens der LMBV ein Membranelektrolyseverfahren (Kombination von Elektrolyse und Elektrodialyse) zur Grubenwasser-Aufbereitung getestet. Verfahrensentwickler und -träger ist hier die VKTA Rossendorf e.V. (Friedrich et al., 2007)

Das Verfahren beruht auf der elektrochemischen Wasserspaltung in einem Kathoden- und einem Anodenraum, die von einer anionen-permeablen Membran getrennt sind (Abbildung 28). Im von Rohwasser durchflossenen Kathodenraum werden Wasserstoff und Hydroxylionen freigesetzt (Gl. 15), während im Anodenraum Sauerstoff und Protonen generiert werden (Gl. 16).



Im Kathodenraum führt dies zu einer pH-Anhebung, einer dadurch möglichen Metall-Hydroxidbildung und –fällung und einem negativen Ladungsüberschuss entsprechend einem Anionen-Überschuss. Dies bewirkt die Abwanderung von Anionen (Sulfat) durch die bezüglich Sulfat anionenselektive Membran in den Anodenraum. Pro 2 gefällten Mol Fe werden maximal 6 negative Ladungseinheiten durch die Membran transferiert ($2\text{Fe}^{3+} + 6\text{OH}^- \Rightarrow 2\text{Fe}(\text{OH})_3$). Dies entspräche maximal 3 Mol SO_4^{2-} -Ionen, wenn die Membran so selektiv wäre, dass sie keine anderen Anionen passieren ließe. Freigesetzte OH^- -Ionen werden zunächst hauptsächlich durch die Fällung von Hydroxiden verbraucht, solange hydroxidisch fällbare Kationen in Lösung vorliegen. Ein Fortführen der Elektrolyse nach abgeschlossener Hydroxid-Fällung (Erschöpfen des Eisenpuffers) erzeugt freie OH^- -Ionen und der pH-Wert steigt an. Die durch die Elektrolyse ausgelöste Reaktion im Kathodenraum ist summarisch mit dem Abzug von Säure gleichzusetzen, die im Anodenraum in Form von $3\text{H}_2\text{SO}_4$ anfällt. Die Verwendung des anfallenden Wasserstoffes für weitere Reinigungsprozesse wie z.B. die autotrophe Sulfatreduktion erscheint möglich, ist praktisch aber noch nicht erprobt.

Ein Vorteil des Verfahrens liegt in der variablen Erzeugung von Kopplungsprodukten, für die eine Vermarktung angestrebt wird. Dies sind:

- der Ammoniumsulfatprozess zur Erzeugung einer Ammoniumsulfatlösung,
- der Schwefelsäureprozess zur Erzeugung von H_2SO_4 durch anodische Anreicherung,
- der Ammoniumperoxodisulfatprozess zur Erzeugung von Ammoniumperoxodisulfat aus dem abgetrennten Sulfat.

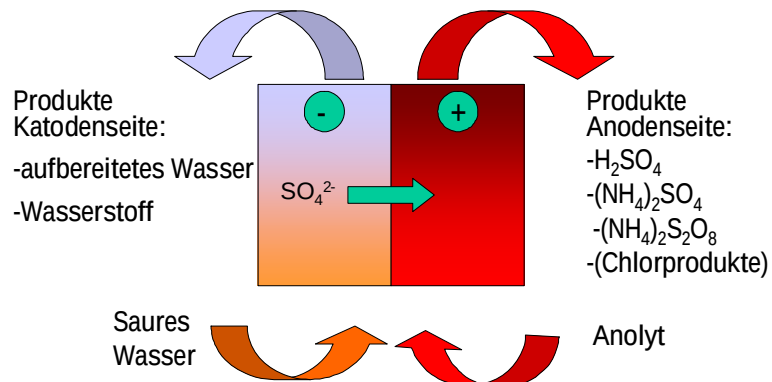


Abbildung 28: Schema der Grubenwasserbehandlung mit dem Membranelektrolyse-Verfahren. (Quelle: VKTA Rossendorf)

Das Verfahren wurde zunächst im Labor- und Technikumsmaßstab getestet. Am 06.12.2006 begann der Probebetrieb in der Pilotanlage, die am Standort der GWRA Rainitzta errichtet worden war (Abbildung 29). Ziel der Behandlung mit dieser Anlage war

die Verminderung der Sulfatkonzentration um 20 – 25 % (abzüglich Toleranz von 5%)

die vollständige Entfernung von Azidität

der Aufbau einer Pufferkapazität (Alkalinität) im Wasser

die Verminderung der Salinität um 20-30%

die vollständige Abtrennung von Fe (<0,1 mg/l), Al (<0,3 mg/l) (und von Mn)

ein Anlagendurchsatz von 6 – 7 m³/h



Abbildung 29: Pilotanlage am Standort der GWRA Rainitzta. (Quelle: VKTA Rossendorf)

Die Anlage wird quasi kontinuierlich betrieben (10.000 h technische Erprobung wurden erfolgreich realisiert) und mit verschiedenen bergbaubeeinflussten Wässern beschickt. Heute werden mit der Anlage Durchsätze von maximal 10 m³/h und eine Minderung der Sulfatkonzentration um 17-27% ohne CO₂-Einsatz erreicht. Es wird die Eliminierung der metallgetragenen Azidität und die Erzeugung von 1,2 Mol/m³ Alkalinität erreicht. Der Energiebedarf wird von den Verfahrensentwicklern mit 0,5 bis 0,7 kWh/m³ (vermutlich bezogen auf eine Sulfatkonzentration von ca. 1000 mg/L) angegeben.

Eine signifikante Erhöhung der Sulfat-Abtrennungsleistung von 40 bis 50% und ein Alkalinitätseintrag bis 5 Mol/m³ wird inzwischen durch die CO₂-Einspeisung in die Zellen realisiert. Entsprechende Pilot-Tests wurden mit Wasser aus dem Restsee Sedlitz und dem Restsee Bockwitz (jew. LMBV) und dem Zulauf der GWRA Tzschelln (Vattenfall) durchgeführt.

6 Schlussbemerkung

Im vorliegenden Bericht wurden zunächst allgemein aktuelle Aufbereitungs- und Reinigungsverfahren für bergbaulich beeinflusste Wässer zusammengestellt (**Abschnitt 3 und 4**). In **Abschnitt 5** des vorliegenden Berichtes wurden aktuelle regionale Beispiele vorgestellt. Die Vollständigkeit und Aktualität der Materialien, die hierfür zur Verfügung standen, ist zu einem gewissen Grad abhängig von den zur Verfügung stehenden Dokumentationen. Naturgemäß wird die zugängliche Dokumentation von Verfahren mit großer Anwendungsreife immer spärlicher, da sowohl Entwickler als auch Auftraggeber und Anwender ein zunehmendes Schutzinteresse haben. Neben direkten Anfragen bei Verfahrensentwicklern, dienten vor allem veröffentlichte Publikationen und Berichte angewandter arbeitender Entwickler und Firmen aus der Region als Datengrundlage.

Internationale Aktivitäten wurden u.a. auf Basis von Publikationen reflektiert, die auf Tagungen bzw. in Zeitschriften veröffentlicht wurden, die sich speziell mit der Problematik der sauren Grubenwässer befassen. Folgende generelle Aussagen sind zu treffen:

- 1) Die Entwicklung von Verfahren zur Reinigung bergbaubeeinflusster Wässer ist weltweit von großer Relevanz und wird vorangetrieben. Die jeweilig notwendigen **Sanierungs-Handlungen werden dabei stark von der jeweiligen Gesetzeslage bestimmt**. Meist ist die Abscheidung eines Großteils der Problemstoff-Fracht mit einfachen Mitteln möglich, jedoch wird der vorgegebene Zielwert in vielen Fällen nicht erreicht. Dies erfordert dann eine weitere Abreinigungsstufe oder eine Ertüchtigung der Abreinigungstechnologie für den gesamten Problemstoff-belasteten Volumenstrom. In beiden Fällen **steigen die aufzuwendenden Kosten nicht nur linear sondern überproportional zur abscheidbaren Stofffracht an**.
- 2) Rein chemisch-oxidativ arbeitende on-site-Verfahren zur Abtrennung von Eisen und anderen als hydroxidisch aus bergbaubeeinflussten Wässern ausfällbaren Metallen entsprechen dem Stand der Technik und können von Fachfirmen im Realmaßstab umgesetzt und betrieben werden. Entsprechende Full-scale-Anlagen sind häufig.
- 3) Dagegen herrscht bei der Entwicklung von Verfahren zur Sulfatabscheidung (egal ob rein chemisch durch Fällung, mikrobiell unter oxischen-, oder mikrobiell unter reduktiven Bedingungen) noch großer Entwicklungsbedarf. Der Betrieb entsprechender Anlagen erfolgt vielfach nur im Technikums- oder Pilotmaßstab und lässt jeweils hohe Behandlungskosten erwarten. Diese werden auch in nächster Zeit nur in Ausnahmefällen aufbringbar sein und **begründen weiteren Entwicklungsbedarf**. Auch hier spielen genehmigungsrechtliche Aspekte eine wesentliche Rolle: So sind z.B. kommunale Abwässer zwar kostengünstige und wirksame Substrate für Sulfatreduzierer, die in großen Mengen verfügbar sind. Ihr Einsatz sowohl im Untergrund als auch in Gewässern ist jedoch in den meisten Fällen nicht genehmigungsfähig. Aber auch für chemisch klar definierte Substanzen wie Methanol sind wasserrechtliche Genehmigungsverfahren aufwändig, insbesondere wenn die Stoffe nicht in geschlossenen Reaktoren eingesetzt werden sollen. Dies erschwert den Einsatz von Technologien, die großer Reaktionsräume (Seekörper, geol. Untergrund) bedürfen.
- 4) Aufgrund der sehr großen Variabilität an möglichen bergbaubeeinflussten Wässern, der sehr unterschiedlichen technologischen, geologischen, finanziellen und administrativen Randbedingungen (siehe **Abschnitt 4.1**) wird die Planung und der Einsatz einer Aufbereitungstechnologie nur in wenigen Fällen durch „Standard-Lösungen“ realisierbar sein. In den meisten Fällen wird eine fallspezifische Prüfung aller Aspekte notwendig sein, bevor eine „optimale“ Lösung ausgewählt werden kann. Dies beinhaltet in den meisten Fällen die Adaption eines bekannten Verfahrens an die spezifischen Erfordernisse eines Standortes. Das Übertagen einer einmal eingesetzten Lösung auf einen anderen Standort ist daher in den seltensten Fällen möglich.
- 5) Der gleiche Sachverhalt gilt auch für die zu behandelnden Gewässer: Die jeweils unterschiedlichen hydraulischen, klimatologischen, geochemischen und geologischen Bedingungen in einzelnen Gewässern bedingen individuell zu planende

und zu adaptierende Schutz- und Aufbereitungslösungen. So ist beispielsweise der Eintrag von Neutralisationsmitteln in Seewasserkörper jeweils immer mit Rücksicht auf die individuelle Seemorphologie (Windeinfluss, Einmischungsprozess in das Hypolimnion und ggf. Monimolimnion, Absetzverhalten der Kalkpartikel, Schutz von Schilfgürteln; Zustrom versauernden Grundwassers) zu planen und durchzuführen.

6) Kostenschätzungen für den Einsatz von Full-scale Verfahren sind aus dem Betrieb von Technikums- und Pilotanlagen nur sehr bedingt ableitbar. So sind die Investitionskosten für eine Pilotanlage im Regelfall proportional ungleich höher als für eine full-scale-Anlage. Auch bedarf der Testbetrieb einer Pilotanlage gemeinhin große Aufwendungen für prozessbegleitende Analytik sowie interne und externe Überwachung.

7 Zusammenfassung und Ausblick

Die Lausitz war vor der Wende im Jahre 1990 mit einer Braunkohlenförderung von zeitweise über 300 Mio. Tonnen pro Jahr einer der größten Reviere in Europa und trägt auch heute noch mit einer Förderleistung von mehr als 50 Mio. Tonnen pro Jahr signifikant zur bundesdeutschen Braunkohlenförderung bei. Der in der Lausitz seit über einem Jahrhundert umgehende Braunkohlenbergbau hat in der Morphologie der Landschaft und insbesondere im Grund- und Oberflächenwasserhaushalt nachhaltige Spuren hinterlassen, deren Auswirkungen die wasserhaushaltliche Bewirtschaftung der Region noch Jahrzehnte prägen werden. Durch Sumpfung der Tagebaue entstand ein Absenkungstrichter mit einer Fläche von mehr als 1300 km² alleine im Bereich des Sanierungsbergbaus mit einem ursprünglichen Wasserdefizit von ca. 7 Mrd. m³ im Jahre 1990. Durch die Oxidation der vornehmlich mit den tertiären Flözen assoziierten Sulfide während der Phase der Entwässerung zeigte sowohl das geförderte und abgeleitete Sumpfungswasser als auch das den Absenkungstrichter heute auffüllende Grundwasser hohe Sulfat- und Eisengehalte sowie oft hohe Aziditäten. So sind die Lausitzer Kippengrundwässer durch Sulfatgehalte von im Mittel 2100 mg/L (Maximalwerte um 7000 mg/L), mittlere Eisengehalte um 400 mg/L (Maximalwerte um 2000 mg/L) und entsprechende Aziditäten um 10 bis 20 mmol/l gekennzeichnet. Schwermetallkontaminationen treten nur untergeordnet auf.

Mit zunehmender Anbindung der Grundwässer an die Oberflächengewässer kommt es immer häufiger zu Qualitätsverschlechterungen von Fließ- und Standgewässern. Diese werden vornehmlich durch niedrige pH-Werte infolge Metallhydroxidfällung unter atmosphärischen Bedingungen und die Ablagerung entsprechender Schlämme beeinträchtigt. Bergbaubedingt erhöhte Ammoniumkonzentrationen und hohe Sulfatbelastungen schränken Bewirtschaftungshandlungen deutlich ein. Aus diesem Grund gewinnen Maßnahmen zur Aufbereitung bergbaulich beeinflusster Wässer zunehmend an Bedeutung.

Die Spannweite von benötigten Technologien reicht dabei von Verfahren, die das Stadium von Technikumsversuchen noch nicht verlassen haben über einzelne Verfahren, die in Form von Pilot-Tests bereits an einzelnen Objekten im Feld erprobt werden bis zum etablierten Stand der Technik, der routinemäßig zum Einsatz kommt. Die Verantwortlichen im Sanierungsbergbau und im Aktivbergbau beteiligen sich deshalb seit Jahren in Form von Forschungs- und Entwicklungsprojekten an der Vorbereitung und Etablierung weiterer innovativer Technologien, die dem Schutz der Oberflächengewässer und der Schutzgüter im Abstrom der Stoffquellen dienen sollen.

Als Hintergrund-Information wurden im VODAMIN-Teilprojekt „Aktuelle Reinigungsverfahren von Grundwässern und Oberflächenwässern in Braunkohlengebieten“ zunächst die Genese und die Charakteristika verschiedener Typen von bergbaulich beeinflussten Wässern der Lausitz kurz dargestellt. Danach erfolgte eine Zuordnung der Technologien zu den aufzubereitenden Wässern und zum jeweiligen Einsatzbereich (Grundwasserstrom-, Oberflächenwasserstrom-, Standgewässer-Behandlung). Danach erfolgte eine Beschreibung der Verfahrensprinzipien und technologischer Aspekte, wobei auch auf die international eingesetzten Technologien eingegangen wurde. Der Text schließt mit einer Darstellung von Technologien in Form von Fallbeispielen ab, die in der Region entwickelt und in der Lausitz bereits erprobt wurden bzw. im Einsatz sind. Diese sollen hier noch einmal kurz genannt werden:

Zum **Sulfatrückhalt** kann die heterotrophe Sulfatreduktion unter Verwendung organischer Elektronendonatoren genutzt werden. Diese wurde bisher sowohl im natürlichen Untergrund (Grundwasserstrombehandlung) als auch in geschlossenen Reaktoren an Land und in einem Restsee (Seewasserkörperbehandlung) in F&E-Vorhaben der LMBV sowie einem Pilotvorhaben im Feld getestet.

Mit dem gleichen Ziel wurde die autotrophe Sulfatreduktion unter Verwendung von Wasserstoff und CO₂ für 4 Jahre im Technikumsversuch getestet. Ein entsprechender Feldversuch zum Einsatz dieser Technologie im Untergrund steht vor der Umsetzung. Beide Maßnahmen bauen auf ältere Feldversuche auf, die in der Lausitz in den letzten 10 Jahren durchgeführt wurden.

Untersuchungen zum Sulfatrückhalt mittels Nanofiltration und der Ausschleusung des Feststoffes in Form von Gips befinden sich ebenfalls im Technikums-Stadium. Auch hier werden die Versuchsanlagen bereits im Dauertest gefahren. Tests zur Sulfat-abreicherung mittels kondensatorischer Deionisierung wurden durchgeführt, haben das Technikumsstadium aber nicht verlassen.

Bei der seit vielen Jahren im Pilotmaßstab im Feldversuch betriebenen Membranelektrolyse wird Sulfat mittels Elektroenergie über eine Membran aus dem Wasser entfernt. Aktuelle Entwicklungsarbeiten betreffen die Steigerung der Sulfatabreinigung durch CO₂-Einsatz und den Test der Leistung des Verfahrens bezüglich verschiedener Zulaufwässer.

Die Ettingitfällung wird in der Lausitz nicht eingesetzt, die Gipsfällung als Vorstufe weiterer Behandlungsschritte ist aufgrund zu niedriger Sulfatkonzentrationen nicht sinnvoll anwendbar.

Der **Metallrückhalt** durch Neutralisation, Oxidation und Hydroxidfällung entspricht auch für große Anlagen dem Stand der Technik. Trotzdem unterscheiden sich die in der Lausitz aktuell betriebenen Anlagen durch die eingesetzten Kalkprodukte, die Belüftungsverfahren und die Konstruktion der Sedimentationsbecken deutlich. Aktuell betreibt die LMBV vier, Vattenfall sechs Grubenwasserreinigungsanlagen. Darüber hinaus erfolgt die Eisenhydroxid-Abscheidung durch die LMBV auch in Absetzteichen ohne zusätzliche Neutralisation. Diese Techniken werden z.Z. ausschließlich zur Behandlung von Oberflächenwasserströmen eingesetzt.

Mit dem zeitnahen Erreichen der Endwasserstände in vielen Restseen gerät die Inlake- (Seekörper-) Behandlung der oft noch sauren Wasserkörper zunehmend in den Fokus. Diese Technologie befindet sich am Beginn der Überführung in den Stand der Technik. Gegenwärtig werden verschiedene Kalkprodukte wie Karbonate verschiedener Korngrößen oder Kalkhydrat für die Neutralisation eingesetzt aber auch alternative Neutralisationsprodukte wie abgelagerte Braunkohlenfilteraschen oder karbonatische Sedimente wurden bereits eingesetzt. Gegenstand aktueller Arbeiten ist die Entwicklung von Technologien zum weitergehenden Aufbau des Karbonatpuffers in Seekörpern (Konditionierung).

Bergbaubedingt erhöhten **NH₄-Gehalten** der in die Oberflächengewässer austretenden Grundwässer soll zukünftig durch eine natürliche mikrobielle Nitrifikation in den Oberflächengewässern begegnet werden. Möglichkeiten zu einer entsprechenden vorteilhafte Gewässergestaltung sollen in einem anstehenden Feldtest ermittelt werden.

Zukünftiges Entwicklungs- und Forschungspotenzial wird auf folgenden Gebieten gesehen:

Sulfatrückhalt:

In der Zusammenschau aller bisher getesteten Verfahren und der erzielten Ergebnisse kann ausgesagt werden, dass speziell Verfahren für den Rückhalt von Sulfat in der Bergbaufolgelandschaft trotz vielfältiger Bemühungen der beteiligten Forschungsinstitutionen und der Bergbaubetriebenden noch nicht zur Praxisreife entwickelt wurden. Ein in großem Maßstab wirksames und finanzierbares Verfahren liegt noch nicht vor. So kann aus den vielfältigen biochemischen, elektrochemischen, membran-technologischen und rein chemischen Verfahrensansätzen noch keiner als klarer Favorit für alle Anwendungsfälle ausgewählt werden. Jedoch wurden in den letzten 10 Jahren vielfältige Ansätze technologisch bis zur Feldanwendung gebracht, so dass nun Möglichkeiten zur Effizienzsteigerung und Kostensenkung ausgelotet werden können. Neben der Verlagerung der Prozesse in den Untergrund (nur dort kann ein ausreichender Raum zur Verfügung gestellt werden) ist die Suche und der Einsatztest kostengünstiger Reduktionsmittel für die Sulfatreduktion und eine effektivere Kontrolle des mikrobiellen Prozesses im Reaktorraum dringend erforderlich.

Eisenhydroxid-Abscheidung:

Auch bei den Verfahren zur Eisenfrachtkontrolle verbleibt Entwicklungsbedarf. Zwar ist die Eisenhydroxidfällung durch Neutralisation und Oxidation Stand der Technik, solange hydraulisch gut fassbare Volumenströme behandelt werden können, jedoch stellt der zunehmend auftretende, regional verteilte diffuse Austritt eisenhaltiger Sicker- und Grundwässer durch den momentan erfolgenden Grundwasserwiederanstieg ein technologisch noch nicht kontrollierbares Phänomen dar. Aktuell verlagert sich der Fokus von den bisher genutzten stationären Anlagen, die einen gefassten Oberflächenwasservolumenstrom behandeln, hin zur Technik der Inlake-Behandlung, bei der der Seekörper als Reaktions- und Depositionsraum genutzt wird.

Seekörper-Behandlung:

Nachdem sich die Seekörper-Neutralisation am Beginn der Überführung in den Stand der Technik befindet, sollte sich die weitere Arbeit nun auf die Entwicklung von Methoden zur stofflichen Stabilisierung von Seewasserkörpern konzentrieren, die einem langfristigen Zustrom versauernd wirkenden Grundwassers unterliegen. Ziel muss es dabei sein, auch diese Seekörper so zu

behandeln, dass sie ein wertvolles Ökosystem langfristig beherbergen können und für vielfältige Bewirtschaftungsformen geeignet sind (Speicherbewirtschaftung, Tourismus etc.). Dies können Methoden zur bioverträglichen Seewasserneutralisation (quasi kontinuierliche bzw. bedarfsangepasste Versorgung der Seen mit Neutralisationsmitteln) oder die Pufferung der Seewasserkörper durch Konditionierung (periodischer Aufbau eines langfristig wirksamen Karbonatpuffers mit Kalkprodukten und CO_2) sein. In beiden Fällen ist die Suche nach kostengünstigen Neutralisationsmitteln und der optimalen Einmischtechnologie der Feststoffe (und Gase) noch nicht abgeschlossen. So werden land- und schiffbasierte Systeme und Möglichkeiten zur Nutzung der natürlichen wind- und temperaturgetriebenen seeinternen Mischungsprozesse untersucht.

Passive Verfahrensansätze

Passive Verfahrensansätze konnten sich aufgrund der generell großen Volumenströme und der meist hohen Aziditäten speziell der Lausitzer bergbaubeeinflussten Wässer bisher kaum durchsetzen. Hohe Volumenströme und große Stofffrachten lassen für passive Ansätze einen jeweils großen Flächen- bzw. Raumbedarf und lange Aufenthaltszeiten erwarten. Zukünftigen Entwicklungsansätzen müssen daher landschaftsplanerische Konzepte zu Grunde liegen, die einen entsprechend großen Flächenverbrauch erlauben bzw. diesen positiv gestalten (Inwertsetzung anderweitig langfristig nicht nutzbarer Flächen). In einigen Fällen könnten passive Ansätze damit in der Lausitz zumindest für Teilentfrachtungen eingesetzt werden.

Mit ausschlaggebend für die letztendlich erfolgreiche Anwendung der einzelnen Verfahren werden die Investitions- und Betriebskosten im Realmaßstab sein. Zunehmend differenziertere und detailliertere Kostenberechnungen sollten deshalb ein wesentlicher Bestandteil der weiteren Implementierung der dargestellten Verfahren sein. Es wird deshalb vorgeschlagen, eingehendere Kostenbewertungen in einer vertiefenden Studie, aufbauend auf den hier dargestellten Überblick, durchzuführen, um die Wirtschaftlichkeit der Verfahren bewerten zu können.

Bei der Realisierung von technologischen Sanierungsanlagen sind umfangreiche Genehmigungsverfahren durchzuführen. Hierbei handelt es sich oft um langwierige Verfahren, da fast ausschließlich Einzelfallentscheidungen zu treffen sind. Jede der Anlagen stellt einen Prototyp dar, mit dessen Betriebsbeginn zunächst noch keine Erfahrungen vorliegen. Es wird deshalb angestrebt, die Diskussionen um genehmigungsrechtliche Belange mit den Behörden relativ frühzeitig im Entwicklungsverfahren durchzuführen, um die Genehmigungsfähigkeit des Verfahrenseinsatzes im Feld sicherzustellen und so mögliche Hindernisse für die Genehmigung bereits bei der Entwicklung zu umgehen.

8 Conclusion and Prospects

Before the German reunification the Lusatian mining district was temporarily one of the largest lignite producing areas in Europe. In some years more than 300 Mio. tons of lignite per year were mined, but also the present production of more than 50 Mio. tons per year contributes significantly to Germany's overall lignite production. Mining activities in the Lusatian district have been influencing the morphology of the landscape and especially the hydrological budget of the ground- and surfacewaters significantly. The impacts of mining related water management will keep on affecting the water balance and water quality in the upcoming decades. By dewatering of the mines a groundwater drawdown cone with an area of more than 1300 km² and a lack of water volume of 7 Mrd. m³ in 1990 was created merely in the realm of the mines which are now being remediated. By oxidation of the sulfides, which are mostly associated with the tertiary coal seams, the mine waters became acidified during the period of dewatering and now show high loads of iron and sulfate. Nowadays Lusatian groundwaters inside the saturated dumps are characterized by mean sulfate concentrations of 2100 mg/L (maximum values around 7000 mg/L), mean iron concentrations of about 400 mg/L (maximum values of about 2000 mg/L) and corresponding acidities of about 10 to 20 mmol/l. Heavy metal loads are comparatively low.

Due to increasing coupling of the groundwaters to the surface waters, more and more frequently water quality degradation in surface waters is encountered. In such cases surface waters are affected by low pH-values due metal hydroxide precipitation under atmospheric conditions and the deposition of the corresponding hydroxide-sludges. Increased ammonia and sulfate concentrations due to past mining activities inhibit current hydrologic management activities. This is why measures and technologies to remediate mining affected waters gain more and more importance.

The variety of the procedures needed encompasses technologies which are still in the state of bench scale tests, technologies which are right now tested in pilot plants in the field and technologies which represent the state of the technological art. The responsible local stakeholders of mine remediation and of active mining promote the development of innovative technologies

since years by supporting or initiating research and development activities. It is their aim to prepare and to establish innovative technologies to protect surface waters downstream of the dump sites which behave as contaminant sources.

This is the setting for the present study “actual remediation technologies for ground- and surface waters in lignite mining areas” which aims to provide some background information on recent local activities.

The study starts with a short description of the genesis and the characterization of the various types of mining influenced waters of the Lusatian district. After that the various technologies available are assigned to the various types of waters occurring (treatment of groundwater, riverwater, lakes). After that a description of the principles of various nationally used and international technologies and their technological aspects is given. Finally technologies are presented as examples, which have been or are actually tested in the region. They will be mentioned here once again in a short form:

Sulfate detention can be achieved by heterotrophic sulfate reduction by using organic electron donators. This technology was tested in the frame of several research and development projects in the natural subsurface (treatment of groundwater) as well as in closed technological reactors. They were positioned onsite, in-situ in the groundwater and in lake water bodies.

The same goal was achieved by autotrophic sulfate reduction in bench scale during a 4 year test by using hydrogen and CO₂. A corresponding pilot test in the field is right before implementation. Both measures base on older field tests, which have been performed in the lusatian district in the past 10 years. Investigations concerning sulfate detention by nanofiltration and the discharge of sulphur as gypsum are also currently performed in continuous mode in the bench scale. Tests to eliminate sulfate by condensatoric deionisation have been performed but were never transferred to the field scale.

The technology of membrane electrolisis is also tested since many years in pilot scale. Contemporary tests focus on the increase of the sulfate removal by CO₂-usage and the test of the technology by using different inflow water qualities. Ettingite precipitation is not applied in the lusatian district, the precipitation of gypsum as pre-treatment for further treatment steps is not economically feasible due to „low“ sulfate concentrations.

Metal detention by neutralisation, oxidation and hydroxide precipitation represents the state of the art even for full scale plants. The plants which are currently in operation in the lusatian district show nevertheless clear differences in the lime products, the technology of aeration and the construction of the sedimentation basin which are used. Currently LMBV is running four, Vattenfall Europe Mining is running six mine water treatment plants. Furthermore iron hydroxide precipitation is also performed in sedimentation ponds without additional liming by the LMBV. These technologies are currently exclusively used to treat canalized surface water fluxes.

Because of the actual completion of the flooding of many mine water lakes inlake treatment of the still acid water bodies is applied more and more often. This technology is about to become the technological state of the art. Currently various lime products like carbonates of various grain sizes or lime are used for neutralisation. But also alternative neutralisation agents like lignite fly ash of carbonized sediments have been tested. Currently the increase of the carbonate buffer of the lakes is in the focus of actual research (Conditioning).

It is planned to counteract ammonia concentrations which are increased due to mining activities by enforcing microbial nitrification in the affected surface waters. To do so methods are developed to support the natural nitrification processes in the surface waters.

Potential for future research and development is seen in the subsequent fields

Sulfate retention:

From the past work which was done to develop and to test technologies to detain sulfate, it can be summarized that despite large efforts of the stakeholders and the local research institutes as well as engineering companies in the lusatian mining district there is no breakthrough yet concerning this problem. No feasible technology, which could be established in field scale was presented yet. No clear favourite can so far be chosen from all the biochemical, electrochemical, membrane-technological and purely chemical techniques.

Although many basic approaches have been developed to field scale in the last 10 years in order to assess possibilities to reduce costs and to increase the performance. Concerning sulfate reduction the implementation of the processes in the subsurface and the search for readily mikrobioavailable electron donators is of high importance as well as the improved process control in the natural and technological reactors.

Iron-hydroxide-retention:



There is also need for innovation concerning the technologies to control iron transport. Iron hydroxide precipitation, neutralisation and oxidation is a state of the art technology as long as well controllable fluxes of mining affected waters are treated. However increasingly abundant fluxes of iron containing seepage waters and groundwaters which are not hydraulically controlled, are discharging into the rivers and can thus not be treated efficiently. Recently the focus changes from the hitherto used stationary treatment plants, which treat collected and canalized hydraulic fluxes, to intake-technologies, which use the whole lake water body as a reactor and sedimentation pond.

Lakewater-treatment:

While establishing the lakewater neutralisation as a state of the art technique, the next upcoming steps are the development of methods to stabilize the lake water quality despite continuous inflow of acidified groundwater. It is the goal to treat the lakewater bodies in a way that they are in the long run able to host a valuable ecosystem and that they are suitable for various forms of usage like water storage, tourism and so on. Methods are to be developed to neutralize the lake water bodies in an environment-friendly way e.g. by a quasi-continuous neutralisation or the adoption of the neutralisation agent to the actual demand. Another method would be the build-up of a long lasting carbonate buffer in the lakewater body by the simultaneous usage of lime products and CO₂. In both cases the search for cost effective neutralisation agents and suitable mixing technologies is not yet over. Current development focuses on land- as well on boat based systems and the investigation of the use of naturally temperature driven lake internal mixing processes.

Passive Treatment:

Passive treatment did not become popular due to the most of the time high volume fluxes in the Lusatian mining district. High volume fluxes and large matter fluxes demand large areas and volumes as well as large retention times if passive treatment concepts are envisaged. If passive treatments are taken into account, future concepts for land use in post mining areas have to be made with regard to high area consumption. In some cases passive treatment could be used to remove parts of the contaminants from the mine waters at least.

Invest and running costs will become crucial for a successful implementation of the various technologies. Increasingly detailed calculations of the costs should therefore be an important part of the implementation process of each technology. It is thus suggested to perform a more in depth evaluation of the treatment costs in the context of a subsequent study within the VODAMIN project. This study should rely and base on this first study at hand and should provide the means to economically evaluate treatment technologies.

In the course of the realisation of technological treatment plants elaborate approval procedures by the legal authorities will become necessary because the technologies are without precedent. Each plant represents a prototype and no experience is existing at the beginning of its test period in the field. It is thus desired to start the negotiations for the approval procedures with the approving authorities as early as possible. It is the goal to ensure the approval of the technology and to deal with potential hindrances for the approval already during the development process in this way.

Literatur

- Aubé, B., Beauséjour, M., Smith, S., Martel, P. (2009): Mobile mine drainage treatment system in a northern climate. Paper presented on Securing the Future and 8th International Conference on Acid Rock Drainage ICARD, June 22-26 Skelleftea, Sweden.
- Aubé, B., Stroiizzo, J. (2000): Molybdenum treatment at Brenda mines. Paper published in "Proceedings of the 5th International Conference on Acid Rock Drainage ICARD.
- Aubé, B.: The science of treating acid mine drainage and smelter effluents. <http://www.infomine.com/subscribe/infominer/v02no11.asp>.
- Azzie, B.A-M. (2002): Coal mine waters in South Africa: their geochemistry, quality and classification. Dissertation an der University of Cape Town.
- Benthaus, F.C. Uhlmann, W. (2006): Die chemische Behandlung saurer Tagebauseen in der Lausitz. Erfahrungen zur Kalkschlammresuspension im Tagebausee Koschen. Wissenschaftliche Mitteilungen des Institutes für Geologie der Bergakademie Freiberg. Band 31: 85-96.
- Berger, W. (2000): Stoffinventar und Stoffänderung durch Redoxreaktionen in Sedimenten des Lausitzer Braunkohlenreviers. Proceedings des Dresdner Grundwasserforschungszentrums e.V. Heft 8. Dissertation.
- Bilek, F. (2004): Beschaffenheitsprognose für den Grundwasser-Abstrom aus Braunkohle-Tagebaukippen auf Basis von experimentell bestimmten Parametern und geochemisch charakterisierten Sedimenten. Proceedings des Dresdner Grundwasserforschungszentrums e.V.. Heft 26, Dissertation.
- Bilek, F. (2006a): Column tests to enhance sulphide precipitation with liquid organic electron donors to remediate AMD-influenced ground water. Environmental Geology (49(5), pp. 674-683.
- Bilek, F. (2006b): Batchversuche zur Sulfatreduktion durch autotrophe Mikroorganismen im natürlichen Grundwasserleiter – gegenwärtiger Stand. Wissenschaftliche Mitteilungen des Institutes für Geologie der Bergakademie Freiberg. Band 31: 153-158.
- Bilek, F., Wagner, S., Scharschmidt, T. (2008): Bench scale reactor to test in-situ remediation of mining influenced groundwaters by autotrophic sulphate reduction and sulphide stripping. Mine Water and the Environment – Proceedings; 10th International Mine Water Association Congress June 2-5. 2008 Karlovy Vary, Czech Republic.
- Bilek, F., Wagner, S. (2010): Testing autotrophic sulfate reduction to treat sulfate rich groundwaters highly contaminated by mining activities. In: Schirmer, M., Hoehn, E., Vogt, T. (eds.): GQ10: Groundwater Quality Management in a Rapidly Changing World. IAHS Publ. 342 (2011). Proc. of the 7th International Groundwater Quality Conference, 13–18 Juni 2010, Zürich, Schweiz.
- Bilek, F., Wagner, S. (2012): Long term performance of an AMD treatment bioreactor using chemolithoautotrophic sulfate reduction and ferrous iron precipitation under in situ ground water conditions. To be published in: Bioresource Technology Journal.
- Blowes, D.W., Ptacek, C.J., Bain, J.G., Waybrant, K.R., Robertson, W.D.: Treatment of mine drainage water using in situ permeable reactive walls. Paper presented at the Conference on Mining and the Environment, 1995, Sudbury, Ontario.
- Blowes, D.W., Jambor, J.L., (1990): The pore-water geochemistry and the mineralogy of the vadose zone of sulphide tailings, Waite Amulet, Quebec, Canada. Appl. Geochem. 5: 327-346.
- Costello, C. (2003): Acid Mine Drainage: Innovative Treatment Technologies. Report of the National Network of Environmental Management Studies Fellow for U.S. Environmental Protection Agency Office of Solid Waste and Emergency Response Technology Innovation Office Washington.
- Coulton, R., Bullen, C., Dolan, J., Hallett, C., Wright, J., Marsden, C. (2003a): Wheal Jane mine water active treatment plant – design, construction and operation. Land Contamination & Reclamation. 11(2): 245-252.
- Coulton, R., Bullen, C., Hallett, C. (2003b): The design and optimization of active mine water treatment plants. Land Contamination & Reclamation. 11(2): 273-279.
- Drebenstedt, C. (2009): Überprüfung der durch die sächsischen Braunkohlenunternehmen vorgelegten präventiven Maßnahmen gegen die Kippenversauerung. Gutachten im Auftrag des Sächsischen Staatsministeriums für Wirtschaft und Arbeit.
- Evangelou, V.P. (1995): Pyrite oxidation and its control. CRC Press, Boca Raton, New York.
- Evans, A.M. (1993): Ore Geology and Industrial Minerals – An Introduction. Blackwell Scientific Publications. London.

- Friedrich, H.J., Zaruba, A., Meyer, S., Kappnik, R., Stolp, W., Benthous, F.C. (2007): Verfahren und kleintechnische Anlage zur Aufbereitung schwefelsaurer Grubenwässer (RODOSAN®-Verfahren). Proceedings des Dresdner Grundwasserforschungszentrums e.V. Heft 31. 11. Dresdner Grundwasserforschungstage vom 18 bis 20. Juni 2007.
- Forkel, C., Rolland, W., Jolas, P. (2009): Wasserwirtschaftliche Genehmigungen und Ausgleichsmaßnahmen. In: Stoll, R.D., Niemann-Delius, C., Drebenstedt, C., Müllensiefen, K. Der Braunkohlentagebau -Bedeutung, Planung, Betrieb, Technik, Umwelt-. Springer. Berlin.
- Geller, W., Koschorrek, M., Wendt-Potthoff, K., Bozau, E., Herzsprung, P., Büttner, O., Schulze, M. (2009): A pilot-scale field experiment for the microbial neutralization of a holomictic acidic pit lake. Journal of Geochemical Exploration. 100:153-159.
- Gibert, O., de Pablo, J., Cortina, J., Ayora, C. (2002): Treatment of acid mine drainage by sulphate-reducing bacteria using permeable reactive barriers: A review from laboratory to full-scale experiments. Environmental Science & Bio/Technology. 1: 327-333.
- Glombitza, F., Karnatz, F. (2003): Weitergehende Untersuchungen zur entwicklung und Erprobung eines Verfahrens zur Behandlung saurer Bergbauwässer. Abschlussbericht des BMBF-Forschungsvorhabens Förderkennzeichen 02WB0060 und 02WB0061.
- Graupner, B.J., (2008): Beitrag zur Prognose der Grundwasserbeschaffenheit im Lausitzer Bergbaurevier auf der Grundlage eines großräumigen prozessorientierten Geoinformationssystems. Proceedings des Dresdner Grundwasserforschungszentrums e.V.. Heft 35, Dissertation.
- Gröschke, A. (2007): Eisenhaltige Schlämme aus Grubenwasserreinigungsanlagen des Lausitzer Braunkohlereviere. Dissertation an der Brandenburgischen Technischen Universität Cottbus
- Grützmacher, G., Hindel, R., Wimmer, R. (2000): Pyrite oxidation in aquifers in the Bitterfeld lignite district. In: Rammlmair et al. (eds.): Applied Mineralogy. Balkema, Rotterdam.
- Heinze, G., Märten, H., Schreyer, J., Seeliger, D., Sommer, K., Vogel, D. (2002): Flood water treatment by improved HDS technology. In: Uranium in the Aquatic Environment (Eds.: Merkel, B.J.; Planer-Friedrich, B. W. C.); Proceedings on Uranium Mining and Hydrogeology III Freiberg Germany.
- Hoth, N., Kassahun, A., Burghardt, D. & Häfner, F. (2004): Stimulierung reduktiver Stoffwandlungsprozesse in Grundwasserkörpern von Bergbaufolgelandschaften. Proceedings des Dresdner Grundwasserforschungszentrums e.V., Heft 24, 73 - 86, I
- Hlabela, P., Maree, J.P., Bruinsma, D. (2007): Barium carbonate for sulfate metal removal from mine water. Mine water and the Environment. 26: 14-22.
- Janneck, E., Schlee, K., Arnold, I., Glombitza, F. (2006): Einsatz neuer Belüftungssysteme zur Effizienzsteigerung bei der Grubenwasserbehandlung in der Lausitz. Wissenschaftliche Mitteilungen des Institutes für Geologie der Bergakademie Freiberg. Band 31: 29-36.
- Janneck, E., Schröder, A., Schlee, K., Glombitza, F., Rolland, W. (2007): Senkung des Kalkverbrauches bei der Grubenwasserreinigung durch physikalische Entfernung der ungebundenen Kohlensäure. Wissenschaftliche Mitteilungen des Institutes für Geologie der Bergakademie Freiberg. Band 35: 27-34.
- Janneck, E., Terno, D., Heinzel, E., Rolland, W., Schlee, K., Glombitza, F., Nowak, O. (2008): Untersuchung und Optimierung des Prozesses der mikrobiologischen Eisenoxidation für die Behandlung von eisen- und sulfatreichen Bergbauwässern. Wissenschaftliche Mitteilungen des Institutes für Geologie der Bergakademie Freiberg. Band 37: 105-114.
- Jolas, P., Forkel, C., Rechenberger, B. (2009): Tagebauentwässerung, Planung, Modellierung und Wasserwirtschaft. In: Stoll, R.D., Niemann-Delius, C., Drebenstedt, C., Müllensiefen, K. Der Braunkohlentagebau -Bedeutung, Planung, Betrieb, Technik, Umwelt-. Springer. Berlin.
- Kaksonen, A.H., Puhakka, J.A. (2007): Sulfate reduction based bioprocesses for the treatment of acid mine drainage and recovery of metals. Eng. Life Sci.. 7(6): 541-564.
- Koch, R., Schöpke, R., Mangold, S., Regel, R., Striemann A. (2006): Entwicklung und Erprobung eines Verfahrens zur Untergrundentsäuerung von Kippengrundwässern. Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft und Umwelt der BTU Cottbus, Heft 11.
- Koch, C., Graupner, B., Werner, F. (2008): Pilotversuch zur Wasserbehandlung im Tagebausee Burghammer unter Verwendung von CO₂ und Braunkohlenfilterasche. Wissenschaftliche Mitteilungen des Institutes für Geologie der Bergakademie Freiberg. Band 37: 31-38.

- Koch, C. (2009): Einsatz von alkalischen Materialien und CO₂ zur Neutralisierung bergbaubedingt versauerter oberirdischer Gewässer und nachfolgender CO₂-Mineralisierung. Proceedings des Dresdner Grundwasserforschungszentrums e.V.. Heft 40, Dissertation.
- Koschorrek, M., Wendt-Potthoff, K., Bozau, E., Herzsprung, P., Geller, W. (2006): In-situ-Neutralisation von sauren Bergbaurestseen – Prozesse im Sediment und begrenzende Faktoren. Wissenschaftliche Mitteilungen des Institutes für Geologie der Bergakademie Freiberg. Band 31: 55-60.
- Koschorrek, M., Bozau, E., Frömmichen, R., Geller, W., Herzsprung, P., Wendt-Potthoff, K. (2007): Processes at the sediment water interface after addition of organic matter and lime to an acid mine pit lake mesocosm. Environmental Science and Technology. 41: 1608-1614.
- Kurtz, S. (2011): Untersuchung der Prozesse der Mn(II)-Entfernung bei der Behandlung von Abwässern aus einem Kohlebergbau in Vang Danh (Vietnam) und Entwicklung eines Verfahrens zur Entmanganung von Grubenwässern. Proceedings des Dresdner Grundwasserforschungszentrums e.V. Heft 46. Dissertation.
- Laves, D., Franko, U., Thum, J. (1993): Umsatzverhalten fossiler organischer Substanzen. Arch. Acker-Pfl. Boden. 37: 211-219.
- Lenk, S., Wisotzky, F., (2007): Chemische Beschaffenheit und modellierte Genese von Grundwässern in Braunkohlenabraumkippen des Tagebaus Inden. Grundwasser. 12: 301-313.
- Lipp, p., Gronki, T., Lueke, J., Lanfervoss, A., Baldauf, G. (2011): Sulphate removal from Ground Water – a case study. Gwf-wasser-abwasser. 152: 46-51.
- Märten, H. (2006): Neueste Trends zur aktiven Wasserbehandlung und Anwendungsgebiete. Wissenschaftliche Mitteilungen des Institutes für Geologie der Bergakademie Freiberg. Band 31: 13-22.
- Maree, J.P., Stobos, G., Greben, H., Netshidaulu, E., Hlabela, P., Steyn, E., Bologo, H., Gunther, P., Christie, A. (2001): Biological treatment of mine water using ethanol as energy source. Paper presented at the Conference on Environmentally Responsible Mining in South Africa, Sept. 2001 CSIR, Pretoria, South Africa
- Maree, J.P., Greben, H.A., de Beer, M. (2004a): Treatment of acid and sulphate-rich effluents in an integrated biological/chemical process. Water SA.. 30(2): 183-189.
- Maree, J.P., Hlabela, P., Nengovhela, R., Geldenhuys, A.J., Mbhele, N., Nevhulaudzi, T., Waanders, F.B. (2004b): Treatment of mine water for sulfate and metal removal using barium sulphide. Mine Water Environment. 23(4): 195-203.
- Neumann, V., Nitsche, C., Tienz, B-S., Pokrand, K-H. (2007): Erstmalige Neutralisation eines großen Tagebausees durch In-Lake-Verfahren – Erste Erfahrungen zu Beginn der Nachsorgephase. Wissenschaftliche Mitteilungen des Institutes für Geologie der Bergakademie Freiberg. Band 35: 117-124.
- Novel, W. (1981): Die geologische Entwicklung des Bezirkes Cottbus, Teil 2: das Tertiär. Natur und Landschaft des Bezirkes Cottbus. 3: 3-38.
- Parravicini, V., Svardal, K., Kroiss, H. (2007): Application of anaerobic biological treatment for sulphate removal in viscose industry wastewater. Water Science & Technology. 55(6): 181-189.
- Picavet, M., Dijkman, H., Buisman, C. (2003): Development of a novel efficient bioreactor for sulphate reduction. Electronic Journal of Environmental, Agricultural and Food Chemistry. 2: 1-6.
- Preuß, V., Koch, Th., Schöpke, R., Koch, R., Rolland, W. (2007): Weitergehende Grubenwasserreinigung – Sulfatentfernung mittels Nanofiltration. Wissenschaftliche Mitteilungen des Institutes für Geologie der Bergakademie Freiberg. Band 35: 19-26.
- Pust, Ch., Saure, H. (2008): Übertragbarkeit schwedischer Erfahrungen bei der Behandlung saurer Tagebaufolgeseen in Deutschland. Wissenschaftliche Mitteilungen des Institutes für Geologie der Bergakademie Freiberg. Band 37: 57-64.
- Rabe, W., Uhlmann, W. (2006): Neue Erkenntnisse zur Anwendung von In-lake-Verfahren für die Neutralisation saurer Bergbaufolgeseen. Wissenschaftliche Mitteilungen des Institutes für Geologie der Bergakademie Freiberg. Band 31: 97-104.
- Remoundaki, E., Kousi, P., Joulain, C., Battaglia-Brunet, F., Hatzikioseyan, A., Tsezos, M. (2008): Characterization, morphology and composition of biofilm and precipitates from a sulphate-reducing fixed-bed reactor. Journal of Hazardous Materials. 153: 514-524.
- Schöpke, R., Preuß, V., Koch, R., Bahl, T. (2006): Einsatzmöglichkeiten passiver reaktiver Wände zur entsäuerung potenziell saurer Kippengrundwasserströme und deren Nutzung in aktiven Untergrundbehandlungsverfahren. Wissenschaftliche Mitteilungen des Institutes für Geologie der Bergakademie Freiberg. Band 31: 165-172.

- Schöpke, R., Gast, M., Walko, M., Regel, R., Koch, R., Thürmer, K. (2011): Wissenschaftliche Auswertung von Sanierungsversuchen zur Untergrundsulfatreduktion im ehemaligen Lausitzer Bergbaurevier. Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft und Umwelt der BTU Cottbus, Heft 21.
- Sibinski, U. (2001): Anglogold desalination pilot plant project. Conference on Environmentally Responsible Mining in South Africa, Sept. 2001.
- Smit, J.P., Sibinski, U. (2003): Pilot Plant study to treat Typical Gold Mine Wastewater using the Savmin process. proceedings Water in Mining 2003 conference held in Brisbane Australia: 13-15 October.
- Simon, E., Kassahun, A. (2007): Biotransformation von Kohle – Basis für reduktive Prozess in Braunkohleabraumkippen. Wissenschaftliche Mitteilungen des Institutes für Geologie der Bergakademie Freiberg. Band 35: 69-76.
- Steinberger, P., Siebrath, N., Rieger, A., Haseneder, R., Härtel, G., Zeng, Y., Repke, J.-U. (2011): Mine Water Treatment by membrane filtration processes – upscale experiments. Gwf-wasser-abwasser. 152: 112-117.
- Stiebitz, E., Kassahun, A. (2007): Fungal transformation of lignite in overburden dumps. Geochimica et Cosmochimica Acta; 71(15S): A975. Abstracts of the 17th Goldschmidt conference Aug. 2007. Köln, Deutschland.
- Stöbner, F. (2011): Laborversuche zur Eingrenzung der technischen und technologischen Möglichkeiten eines High-density-Hydrogencarbonat Reaktors (HDHc-R). Diplomarbeit an der Hochschule für Technik und Wirtschaft Dresden; Fakultät Maschinenbau/Verfahrenstechnik; Studiengang Chemieingenieurwesen.
- Stoll, R.D., Niemann-Delius, C., Drebenstedt, C., Müllensiefen, K. (2009): Der Braunkohlentagebau -Bedeutung, Planung, Betrieb, Technik, Umwelt-. Springer. Berlin.
- Sverdrup, H., Warfvinge, P. (1988): Lake liming in different types of acid lakes using various types of calcite powders and methods. Water, Air and Soil Pollution. 41: 189-222.
- Taylor, R.M., Robins, R.G. (1998): Treatment of Berkeley pitlake water using the green rust precipitate process. 19 – 21. Mai 1998, Proceedings of the 1998 Conference on Hazardous Waste Research.
- Tsukamoto, T.K., Miller, G.C. (1999): Methanol as a carbon source for microbiological treatment of acid mine drainage. Water Res. 33(6), 1365-1370.
- Uhlig, U. (2010): Untersuchungen zur mehrstufigen In-situ-Grundwasserreinigung am Beispiel eines Pilotversuches. Proceedings des Dresdner Grundwasserforschungszentrums e.V. Heft 42. Dissertation.
- Vulpus, R., Neubert, K.-H. (1982): Zur Verteilung und Genese des Schwefels in den Braunkohlen des 2. Lausitzer Flözhorizontes. Neue Bergbautechnik. 12, 11: 653-658.
- Werner, F., Luckner, L., Benthaus, F.-C., Richter, G. (2006): Konzepte zur Stabilisierung der Gewässergüte der Lausitzer Seenkette. Wissenschaftliche Mitteilungen des Institutes für Geologie der Bergakademie Freiberg. Band 31: 113-118.
- Wolkersdorfer, C., Younger, P.L. (2002): Passive Grubenwasserreinigung als alternative zu aktiven Systemen. Grundwasser. 2: 67-77.
- Wiegand, U. (2000): Untersuchungen zu hydro- und geochemischen Prozessen im Bereich von Braunkohlentagebaukippen in Mitteldeutschland. In: Wippermann T. (ed.): Bergbau und Umwelt – Langfristige geochemische Einflüsse. Springer, Berlin.
- Younger, P.L., Banwart, S.A., Hedin, R.S. (2002): Mine Water. Hydrology, Pollution, Remediation. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands.

Berichte

- [1] Untersuchungen zur Arsenminimierung mittels kondensatorischer Deionisierung – Eine DesEL Systemprüfung. Bericht der Grundwasserforschungsinstitut GmbH Dresden im Auftrag der AquaTerra GmbH 2006
- [2] Dokumentation der Versuche zur kondensatorischen Abscheidung von Gips aus teilaufbereitetem Grubenwasser mit der DesEL-Technologie Bericht der Grundwasserforschungsinstitut GmbH Dresden im Auftrag der AquaTerra GmbH 2007
- [3] Machbarkeitsstudie zur Konzentrationsminderung von Arsen im Sickerwasser der IAA Bielatal. (2011) Bericht des GFI Grundwasserforschungsinstitutes GmbH Dresden im Auftrag der GVV - Gesellschaft zur Verwahrung und Verwertung von stillgelegten Bergwerksbetrieben mbH
- [4] Grundsätze für die länderübergreifende Bewirtschaftung der Flussgebiete Spree, Schwarze Elster und Lausitzer Neiße. Papier der AG *Flussgebietsbewirtschaftung Spree-Schwarze Elster* mit ihrem Arbeitskreis „Wasserbeschaffenheit“ vom 20.09.2011
- [5] Technikumsversuch zur Entwicklung eines schiffsgestützten Reaktor- und Eintragssystems zur bedarfsangepassten alkalischen Konditionierung von Tagebaufolgeseen Bericht der Grundwasserforschungsinstitut GmbH Dresden im Auftrag der LMBV GmbH 2011
- [6] Restlochflutung – Maßnahmen zur Steuerung der Wasserbeschaffenheit in den Bergbaufolgeseen der Lausitz. Broschüre zur Wasserwirtschaftlichen Sanierung der Lausitzer Bergbaufolgelandschaften in den Sanierungsbereichen Ostsachsen und Brandenburg der LMBV 2003.
- [7] Weitergehende Untersuchungen zur Entwicklung und Erprobung eines Verfahrens zur Behandlung saurer Bergbauwässer. TP1 Mikrobiologische Ex-situ-Sulfatreduktion – 02WB0060; TP2 Feststoffabtrennung und –entsorgung 02WB0061. BMBF-gefördertes F&E-Vorhaben der G.E.O.S. Freiberg GmbH (TP1) und der UVR-FIA GmbH Freiberg, Jan. 2003-07-23.
- [8] INAP-(international Network for Acid Prevention) Studie (2003): Treatment of Sulphate in Mine Effluents von LORAX Environmental
- [9] Hydrogeologische Komplexstudie –Niederlausitzer Braunkohlenrevier-. Erstellt durch die LAUBAG Abt. Wasserwirtschaft. Mai 1993, Senftenberg.
- [10] Stand der Restlochflutung an der Jahrtausendwende. Broschüre zur Wasserwirtschaftlichen Sanierung der Lausitzer Bergbaufolgelandschaften in den Sanierungsbereichen Ostsachsen und Brandenburg der LMBV 2001.
- [11] Rehabilitierung des Wasserhaushaltes im Braunkohlenrevier Mitteldeutschland. Hrsg: LMBV 1995.
- [14] Bedeutung von NA-Prozessen für die Grundwasserbeschaffenheitsentwicklung in Braunkohlenabraumkippen. Abschlussbericht des BMBF-geförderten KORA-Themenverbundes 6 (FKZ: 02WN0505) vom Juni 2008.
- [15] „Monitoring und Forcierung der Ratensteigerung durch optimierte Betriebsführung des Reaktors mit dem Ziel autotropher Sulfatreduktion bergbaubeeinflusster Kippengrundwässer unter Feldbedingungen“ Schlussbericht des GFI Dresden im Auftrag der LMBV mbH Juli 2008

Anhang 1:

Kurzcharakterisierung einzelner Verfahren, die in der Lausitz oder Mitteldeutschland umgesetzt werden bzw. sich in der Entwicklung befinden.

Liste der aufgeführten Steckbriefe

(mit Verweis auf detaillierte Beschreibung der Verfahren im Text)

Anmerkung 1: die Nennung der jeweiligen Erfahrungsträger erhebt keinen Anspruch auf Vollständigkeit, sondern reflektiert lediglich einige der in der Region in Forschung, Entwicklung und Betrieb entsprechender Verfahren aktiven Institutionen.

Anmerkung 2: Die Lokalitäten, an denen die dargestellten Verfahren zum Einsatz kommen oder gekommen sind, werden in einer Karte in Anhang 2 dargestellt.

Steckbrief 1: Heterotrophe Sulfatreduktion im Grundwasserleiter (Grundwasser-Behandlung)

Beschreibung im Text: Kapitel 5.1.1;

Erfahrungsträger: BTU Cottbus; Lehrstuhl für Wassertechnik und Siedlungswasserbau, BioPlanta GmbH

Steckbrief 2: Autotrophe Sulfatreduktion (Grundwasser-Behandlung)

Beschreibung im Text: Kapitel 5.1.2;

Erfahrungsträger: Grundwasserzentrum Dresden

Steckbrief 3: Membranverfahren (Nanofiltration) (Oberflächenwasser-Behandlung)

Beschreibung im Text: Kapitel 5.1.3;

Erfahrungsträger: BTU Cottbus; Lehrstuhl für Wassertechnik und Siedlungswasserbau

Steckbrief 4: Inlake Reaktoren zur reduktiven Sulfatabscheidung (Oberflächenwasser-Behandlung)

Beschreibung im Text: Kapitel 5.2.1.1;

Erfahrungsträger: UFZ Leipzig; Magdeburg

Steckbrief 5: Inlake Verfahren zur Seewasserneutralisation (Oberflächenwasser-Behandlung)



Europäische Union. Europäischer Fonds für regionale Entwicklung: Investition in Ihre Zukunft / Evropská unie. Evropský fond pro regionální rozvoj: Investice do vaší budoucnosti



LANDESAMT FÜR UMWELT,
LANDWIRTSCHAFT
UND GEOLOGIE



Beschreibung im Text: Kapitel 5.2.1.2;

Erfahrungsträger: LMBV mbH; TU Bergakademie Freiberg; Lehrstuhl für Hydrologie

Steckbrief 6: Seekörperkonditionierung (Oberflächenwasser-Behandlung)

Beschreibung im Text: Kapitel 5.2.1.3;

Erfahrungsträger: Grundwasserzentrum Dresden; IWB Dr. Uhlmann

Steckbrief 7: Reaktionsteppiche für die Zustrombehandlung von Oberflächengewässern (Oberflächenwasser-Behandlung)

Beschreibung im Text: Kapitel 5.2.2;

Erfahrungsträger: BIUG GmbH Freiberg

Steckbrief 8: Oxidative Grubenwasserreinigung (Oberflächenwasser-Behandlung)

Beschreibung im Text: Kapitel 5.2.3;

Erfahrungsträger: LMBV mbH; Vattenfall Europe Mining, MIBRAG

Steckbrief 9: Membranelektrolyse (Oberflächenwasser-Behandlung)

Beschreibung im Text: Kapitel 5.2.3.2;

Erfahrungsträger: VKTA Rossendorf e.V.

Steckbrief 10: Eisensulfatfällung (Oberflächenwasser-Behandlung)

Beschreibung im Text: Kapitel 4.4.1.5;

Erfahrungsträger: Vattenfall Europe Mining, GEOS Freiberg

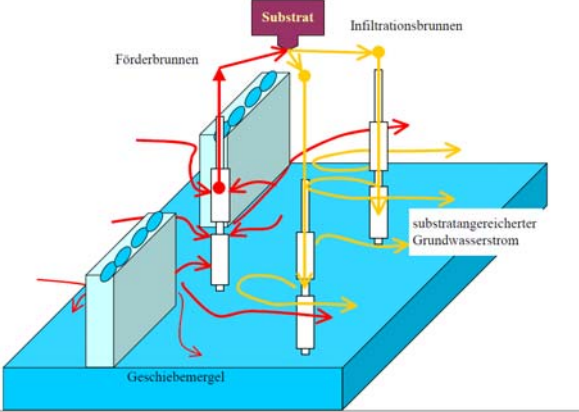
Steckbrief Nr.**1**

Verfahrensbezeichnung	Heterotrophe Sulfatreduktion im Grundwasserleiter
-----------------------	--

Allgemeine Kenndaten

Behandlungsziel	Metallentfernung, Sulfatentfernung, Aziditätsminderung	Entwicklungsstand	mehrfähriger Betrieb einer Pilotanlage im Feld
Einsatzbereich	Eisen- und sulfatreiche aciditätsreiche Grundwässer	relevante Prozesse	Mikrobielle Sulfatreduktion, Eisensulfidfällung
bestehende Patentrechte	Offenlegungsschrift 002005035150A1, 21.04.2005; Offenlegungsschrift: DE102004017709 (2005)	genehmigungsrechtliche Aspekte	Einleitung von flüssigem C_{org} in den Untergrund; Umleiten des Grundwasserstromes

Verfahrensbeschreibung

-Beschreibung + Kennzahlen	Kontinuierliche oder pulsweise Infiltration von flüssigen organischen Elektronendonatoren zusammen mit temporär gehobenen Grundwasser. Durch ein spezielles Pumpregime wird das mit C_{org} angereicherte Grundwasser im Aquifer räumlich verteilt. Im Abstrom der Infiltrationselemente kommt es zur mikrobiellen Sulfatreduktion und Eisensulfidfällung. Sulfatkonzentrationen konnten von über 1600 mg/L partiell bis unter 600 mg/L gesenkt werden. Die metallgetragene Azidität des Grundwassers konnte zeitweise auf 0 gesenkt werden.		
Schema	 Quelle: Schöpke et al., 2011		

Bewertung

Vorteile	- Die großen Volumina der Kippenkörper können als Reaktions- und FeS-Depositionsraum genutzt werden. - Es fallen keine Kosten für Reaktoren und für die Hebung des zu behandelnden Wassers an. - Durch Insitu-Technologie keine Temperaturabhängigkeiten
Nachteile	- Genehmigungsrechtlich relevante Substanzen müssen direkt in den Grundwasserleiter eingebracht werden. - Die (ggf. genehmigungsrelevante) Kontrolle des Reaktionsraumes und des Stoffumsatzes ist aufgrund der natürlichen Heterogenität des Untergrundes schwierig.

Kosten	Betriebskosten abhängig von aktuellen Preisen für Reduktionsmittel; geringe Investitionskosten
--------	--

Beispiele techn. Umsetzung	„Reaktive Wand“ im Skadodamm im SE-Anstrom des RS Sedlitz
----------------------------	---

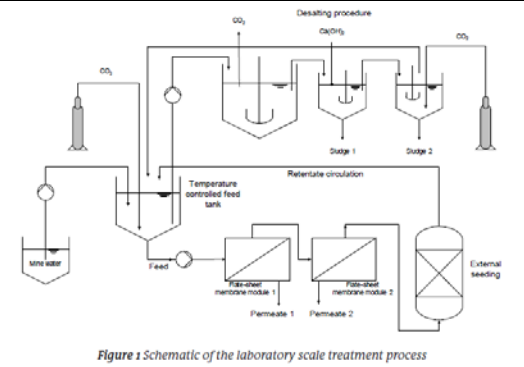
Steckbrief Nr.**03**

Verfahrens- bezeichnung	Membranverfahren (Nanofiltration)
----------------------------	--

Allgemeine Kenndaten

Behandlungs- ziel	Minderung der Salinität (Sulfat- und Calciumkonzentration) in (Fe-freien) Grubenwässern	Entwicklungs- stand	Technikumsmaßstab; (Planung der Überführung in den Pilotmaßstab)
Einsatzbereich	Neutralisierte oxische Wässer; Einsatz nach der Metallabscheidung	relevante Pro- zesse	Nanofiltration; Kristallisation
bestehende Patentrechte		genehmigungs- rechtl. Aspekte	Umgang mit dem Konzentrat

Verfahrensbeschreibung

-Beschreibung + Kennzahlen	Aufkonzentrierung der Ionenfracht in einem Teilstrom (Konzentrat) und Minderung der Ionenkonzentration in einem zweiten Teilstrom (Permeat) infolge der Filtration der Wässer durch eine Membran. Hohe Übersättigungen im Bereich der Membran können zur Feststoffbildung auf der Membranoberfläche führen (Membranscaling). Dieser Effekt kann durch die Zugabe von Anti-Scaling und Anti-Fouling Substanzen vermindert werden. Zusätzlich kann auch dass dabei generierte Konzentrat soweit aufkonzentriert werden, dass in einer im Kreislauf geschalteten Prozessstufe eine Präzipitatbildung stattfindet und die Salzlast partiell als Feststoff ausgeschleust werden kann. Durch externes Seeding wird erreicht, dass die Feststoffbildung durch Kristallisation von der Filtration räumlich getrennt wird. <u>Kenndaten:</u> Sulfatrückhalt 95 bis 99%; Druck 10 bar; Permeatflux 100 bis 160 L/(m² h) (Dow filmtec NF270)		
Schema	 (Quelle: Preuß et al., 2010) Figure 1 Schematic of the laboratory scale treatment process		

Bewertung

Vorteile	- Geringe Chemikaliendosierung erforderlich, nur elektrische Energie notwendig - Durch die Feststoffausschleusung fällt kein Konzentrat sondern nur Feststoff an.
Nachteile	- Anwendbar bisher nur für eisenfreie Wässer; - Maßnahmen gegen Membranscaling und Membranfouling notwendig;
Kosten	Betriebskosten: dominiert von Energiekosten für Pumpenleistung; Investitionskosten: im gegenwärtigen Entwicklungsstand noch nicht ausweisbar
Beispiele techn. Umsetzung	In Vorbereitung: Pilot-Anlage Preuß in Zusammenarbeit mit der Vattenfall Europe Mining AG

Steckbrief Nr.

04

Verfahrensbezeichnung	In-Lake Reaktoren zur reduktiven Sulfatabscheidung
-----------------------	--

Allgemeine Kenndaten

Behandlungsziel	Minderung der Sulfatkonzentration in Oberflächengewässern und Erhöhung der Alkalinität (Minderung der Säurelast)	Entwicklungsstand	Pilotmaßstab
Einsatzbereich	Tagebaufolgeseen	relevante Prozesse	Sulfatreduktion, Eisensulfidbildung, (auch Eisenhydroxid-Lösungsprozesse, Mineralumbildung)
bestehende Patentrechte		genehmigungsrechtliche Aspekte	Einleiten flüssiger organischer Substrate

Verfahrensbeschreibung

-Beschreibung + Kennzahlen	Mehrstufiges Verfahren, bei dem durch Zufuhr von Metallkationen und der Sulfatreduktion gelöstes Sulfat als Metallsulfid aus der wässrigen Phase abgeschieden wird. Die Reaktionsschritte erfolgen in technischen Reaktoren, die schwimmend in einem See stationiert sind. Die erste Behandlungsstufe besteht aus einem im Kreislauf geschalteten Reaktor mit Eisenhydroxiden und einem Sulfatreduktionsreaktor. Dort wird Sulfat unter Nutzung eines organischen e ⁻ -Donators in Sulfid überführt und anschließend im sog. Eisenreaktor als Eisensulfid abgeschieden (Sorption, FeS-Bildung). Ein nachgeschalteter Eisenreaktor dient als Polizeifilter zum Rückhalt von Rest-Sulfid. <u>Kenndaten:</u> Maximale Sulfatreduktionsrate von 0,12 mmol/(L h) bei einem Durchsatz von ca. 200 L/h
Schema	

Bewertung

Vorteile	Verminderter Bedarf an Pumpenenergie gegenüber onsite-Anlagen am Ufer eines Restsees
Nachteile	- Geringe Umsatzraten → große Volumina erforderlich, um große Stofffrachten zu behandeln - Kompliziertes Handling der Anlage hinsichtlich ihrer Stabilisierung und ihres Betriebes im See (Statik, Erreichbarkeit) - Beeinträchtigung der mikrobiellen Raten im Winter
Kosten	Investitionskosten hoch, da aufwändige Einbauten in den Seekörper zu realisieren sind
Beispiele techn. Umsetzung	Pilotanlage Restloch 111

Steckbrief Nr.

05

Verfahrensbezeichnung	Inlake Verfahren zur Seewasserneutralisation
-----------------------	--

Allgemeine Kenndaten

Behandlungsziel	(Initial-) Neutralisation eines Oberflächengewässers	Entwicklungsstand	Stand der Technik (Laufende Felduntersuchungen zur Kosten- Eintrags- und Neutralisationsmittel-Optimierung)
Einsatzbereich	Tagebaufolgeseesee	relevante Prozesse	Neutralisation, (auch: Metallhydroxidfällung, Feststofflösung, Temperatur- und windgetriebene Seekörperkonvektion)
bestehende Patentrechte	Großzahl an Offenlegungsschriften (u.v.a. DE 103 44 857 A1 2005.04.14), Patenten (u.v.a. DE 102 27 951 B4 2007.06.21) und Schutzrechten (z.B. DE 10 2008 044 019 A1)	genehmigungsrechtliche Aspekte	Eintrag von Kalkprodukten (z.B. $\text{Ca}(\text{OH})_2$; CaCO_3)

Verfahrensbeschreibung

-Beschreibung + Kennzahlen	Neutralisation eines Oberflächengewässers durch Einbringung von Kalkprodukten oder Resuspension bereits am Seegrund abgelagerter alkalischer Materialien. Dies kann entweder über Dosierstationen am Ufer in Kombination mit schwimmenden Verteilersystemen auf dem Gewässer oder mittels sog. mobiler Sanierungsschiffe (in Planung) erfolgen. Eingesetzt werden gemahlene ungebrannte oder gebrannte Kalksteinprodukte wie CaCO_3 - oder $\text{Ca}(\text{OH})_2$ -Suspensionen. Ihr Eintrag erfolgt vornehmlich in suspendierter Form. Die Abreaktion erfolgt zum Großteil im Seewasserkörper selbst. Windinduzierte Durchmischung des Seewasserkörpers ist ein gewollter und benötigter Teil des Verfahrens.
Schema	Reaktor zur Herstellung einer Suspension Kalkprodukt Wasserwerfer Suspensions-Verteilungssystem Alternative Eintragsverfahren Aufnahme von Seewasser Schwimmende Rohrleitung Abgelagerte alkalische Substanz Seekörper

Bewertung

Vorteile	- Schnelle relativ gut prognostizierbare Wirkung des Verfahrens - Bestehende Erfahrungen auch für große Wasserkörper - Sichere Neutralisation und Fällung gelöster Metalle
Nachteile	- Keine Nachhaltigkeit im Falle von fortgesetzt saurem GW-Zustrom und damit Wiederversauerung - keine Sulfat-Elimination - Eintrag von suspendierten alkali. Feststoffen mit unklarer Wirkung auf Organismen

Kosten	Aktuelle Planungsgröße: 0,7 bis 1,0 ct/Mol eingetragener Alkalinität
--------	--

Beispiele techn. Umsetzung	SB Burghammer 2002-2003, 2009-2010; RS Koschen (2004 und 2005), Bockwitzer See (2004-2007), Horstteich (2005), Hainer See (2008-2010)
----------------------------	---

Steckbrief Nr.**06**

Verfahrens- bezeichnung	Seekörperkonditionierung
----------------------------	---------------------------------

Allgemeine Kenndaten

Behandlungs- ziel	Aufbau eines Carbonatpuffers in einem bereits neutralisierten Standgewässer	Entwicklungs- stand	Erste Pilotversuche im Feld (Technikumsversuche zur weitergehenden Feststofflösung)
Einsatzbereich	Tagebaufolgesee	relevante Pro- zesse	Pufferaufbau durch gleichzeitigen Alkalien- und CO ₂ -Eintrag
bestehende Patentrechte	Offenlegungsschrift: DE 10 2004 010 068 A1 2005.09.22	genehmigungs- rechtliche As- pekte	Eintrag von Kalkprodukten (z.B. Ca(OH) ₂ ; CaCO ₃) sowie Eintrag von CO ₂

Verfahrensbeschreibung

-Beschreibung + Kennzahlen	Bei Seekörper Konditionierung wird neben den alkalinitätstragenden Feststoffen auch CO ₂ in den Seekörper eingetragen. Ziel ist der Pufferaufbau im Seewasserkörper, der dem kontinuierlichen Eintrag von Azidität über das Grundwasser längere Zeit entgegenwirkt. Damit können die Behandlungsintervalle verlängert und die Schwankungen der Wasserbeschaffenheit vermindert werden. Es ist noch Gegenstand von Technikums- und Feldtests, welches Verfahren am geeignetsten ist, die Neutralisationsmittel (Feststoffe) mit dem CO ₂ (Gas) und der zu konditionierenden Wasserphase in Reaktion zu bringen. Bisher wurden keine vollständigen Seewasserkörper behandelt.
Schema	Das Diagramm zeigt den Prozess der Seekörperkonditionierung. Ein Reaktor (mit Rührer) erhält Kalkprodukt (alternativ) und Seewasser. Er speist eine schwimmende Rohrleitung, die CO₂ in den Seekörper einbringt. Unten ist eine alkalische Substanz abgelagert. Die Rohrleitung ist mit 'Schwimmende Rohrleitung o. ä.' beschriftet. Die CO₂-Eintragsmöglichkeiten sind als A, B und C markiert. Die alkalische Substanz ist als 'Abgelagerte alkalische Substanz' beschriftet. Der Seekörper ist am unteren Rand des Diagramms dargestellt.

Bewertung

Vorteile	- Wie In-Lake-Behandlung, jedoch ist eine stabilere Seewasserbeschaffenheit erreichbar. - Im Falle des Eintrages von lediglich gelösten Stoffen: Behandlungsoption auch für Seen mit bereits etablierter Biologie
Nachteile	- keine Sulfat-Elimination - Im Vergleich zur reinen In-Lake-Behandlung höhere Kosten.

Kosten	Noch schlecht abschätzbar: >1 ct/Mol eingetragener Alkalinität
--------	--

Beispiele techn. Umsetzung	Pilotversuch im SB Burghammer 2007 (Keine Behandlung des gesamten Sees) Pilotversuch im Redlitzer See (2009)
-------------------------------	---

Steckbrief Nr.

07

Verfahrensbezeichnung	Reaktionsteppiche für die Zustrombehandlung von Oberflächengewässern
-----------------------	---

Allgemeine Kenndaten

Behandlungsziel	Minderung der Sulfat- und Eisenkonzentration im Anstrom von Oberflächengewässern sowie Erhöhung ihrer Alkalinität. Schaffung neutraler Verhältnisse im Ufersediment	Entwicklungsstand	Feldeinsatz im Pilotmaßstab seit 2004
Einsatzbereich	Böschungen von Tagebaufolgeseen (Zustrombereich)	relevante Prozesse	Sulfatfällung, Eisenhydroxid-Bildung, Kalkprodukt-Lösung, Carbonatisierung, Kolmation
bestehende Patentrechte	Patentschrift: DE 10 2004 030 966 B4 2007.06.21	genehmigungsrechtl. Aspekte	Eintrag von Neutralisationsmitteln in Sedimente u. Gewässer

Verfahrensbeschreibung

-Beschreibung + Kennzahlen	Eintrag von Kalkprodukten in umzulagernde Sedimente und deren Deposition im Anstrom eines Restsees. Sulfat- und Eisenfrachten im Grundwasserzustrom werden durch temporäre Mineralneubildungen im Teppich für eine bestimmte Zeit zurückgehalten. Durch Neutralisationsmitteleintrag in Ufersedimente können neutrale Bedingungen im Sediment hergestellt werden. In Abhängigkeit von der Beschaffenheit des Kalkproduktes kann ein temporärer Sulfatrückhalt oder ein für benthische Organismen günstiger Sediment-pH-Wert eingestellt werden.
Schema	

Bewertung

Vorteile	Maßnahme kann kostengünstig mit ohnehin notwendigen Sediment-Umlagerungen gekoppelt werden. Die Zielsetzung der Behandlung kann durch die Auswahl der Zuschlagstoffe gesteuert werden
Nachteile	Reaktivität des eingebrachten Materials hinsichtlich des Sulfatrückhaltes nur temporär.
Kosten	Gering, da bisher nur in Kombination mit ohnehin nötigen Sedimentumlagerungen durchgeführt
Beispiele techn. Umsetzung	4 Testfelder im SB Lohsa II

Steckbrief Nr.**08**

Verfahrens- bezeichnung	Oxidative Grubenwasserreinigung
----------------------------	--

Allgemeine Kenndaten

Behandlungs- ziel	Metallentfernung und Neutralisation	Entwicklungs- stand	Stand der Technik; Entwicklung notwendig, wenn zusätzlich zu Fe weitere Metalle abgetrennt werden sollen
Einsatzbereich	Eisen- und aluminiumreiche versauerte Oberflächengewässer und Sumpfungs- wasserströme	relevante Pro- zesse	Neutralisation, Metallhydroxid- Bildung, Sedimentation
bestehende Patentrechte		genehmigungs- rechtliche As- pekte	Entnahme von Wasser, Eintag von Oxidations-, Neutralisati- ons- und Flockungshilfsmitteln

Verfahrensbeschreibung

-Beschreibung + Kennzahlen	Die klassische einfache Grubenwasserreinigung umfasst folgende drei Schritte: 1) Neutralisation des Grubenwassers in einem Reaktionsbecken durch kontrollierte pH-abhängige Kalkhydratzugabe bei gleichzeitiger Belüftung 2) Zugabe eines Flockungshilfsmittels (FHM) 3) Sedimentation der Schlämme in einem Sedimentationsbecken Es können abhängig von der Anlagengröße mehrere 1000 m³/h mit praktisch beliebig hohen Eisenkonzentrationen behandelt werden.
Schema	

Bewertung

Vorteile	• Stand der Technik; • hohe abscheidbare Frachten, gute Steuerbarkeit • Auf die Abtrennung weiterer Schadstoffe adaptierbar
Nachteile	• keine Sulfat-Elimination möglich
Kosten	Hohe Investitionskosten; Kosten für das häufig verwendete Kalkhydrat zwischen 80 und 100 €/t; Energiekosten für Mischung und Gaszufuhr.
Beispiele techn. Umsetzung	Mehrere full-scale-Anlagen durch LMBV (z.B. Rainitz), VEM (z.B. Tzschelln) und MIBRAG (z.B. Vereinigtes Schleenhain) im Betrieb

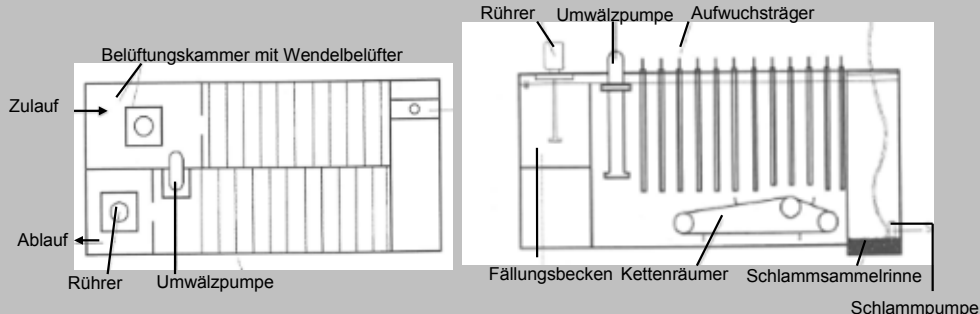
Steckbrief Nr.**10**

Verfahrensbezeichnung	Eisensulfatfällung
-----------------------	---------------------------

Allgemeine Kenndaten

Behandlungsziel	Sulfat- und Eisenentfernung	Entwicklungsstand	Test im Pilotmaßstab
Einsatzbereich	Eisen- und sulfatreiche versauerte Oberflächengewässer und Sumpfungswasserströme	relevante Prozesse	Mikrobiell katalysierte Metallhydroxisulfat-Bildung
bestehende Patentrechte		genehmigungsrechtliche Aspekte	Entnahme von Wasser

Verfahrensbeschreibung

-Beschreibung + Kennzahlen	Mikrobielle Eisenoxidation bei pH-Werten zwischen 2,8 und 3,2 durch Zufuhr von Luftsauerstoff. Regenerierbare Aufwuchskörper (eingehängte Rahmen mit „Sessilbändern“) dienen der Schaffung von Oberflächen, an denen Eisenhydroxisulfate (Schwertmannit) mikrobiell katalysiert abgeschieden werden können. Das gut belüftete Grubenwasser verweilt dazu 2 bis 20 Stunden in einem Oxidationsbecken von 8,14 m³. Eine innere Umwälzung von ca. 30 m³/h sorgt für die notwendige Durchmischung und den Kontakt des Wassers mit den sessilen und suspendierten Mikroorganismen. Es wurden maximale Oxidationsraten von 35 g_{Fe(II)}/(m³ h) (einzelne Versuchsphasen: 17-26 g_{Fe(II)}/(m³ h) erreicht. Durch die interne Schlammrückführung konnten minimale Fe(II)-Konzentrationen von < 30 mg_{Fe(II)}/L (Zulauf: ca. 324 mg_{Fe(II)}/L) bei einem maximalen Durchsatz von 2,1 m³/h erreicht werden.		
Schema			

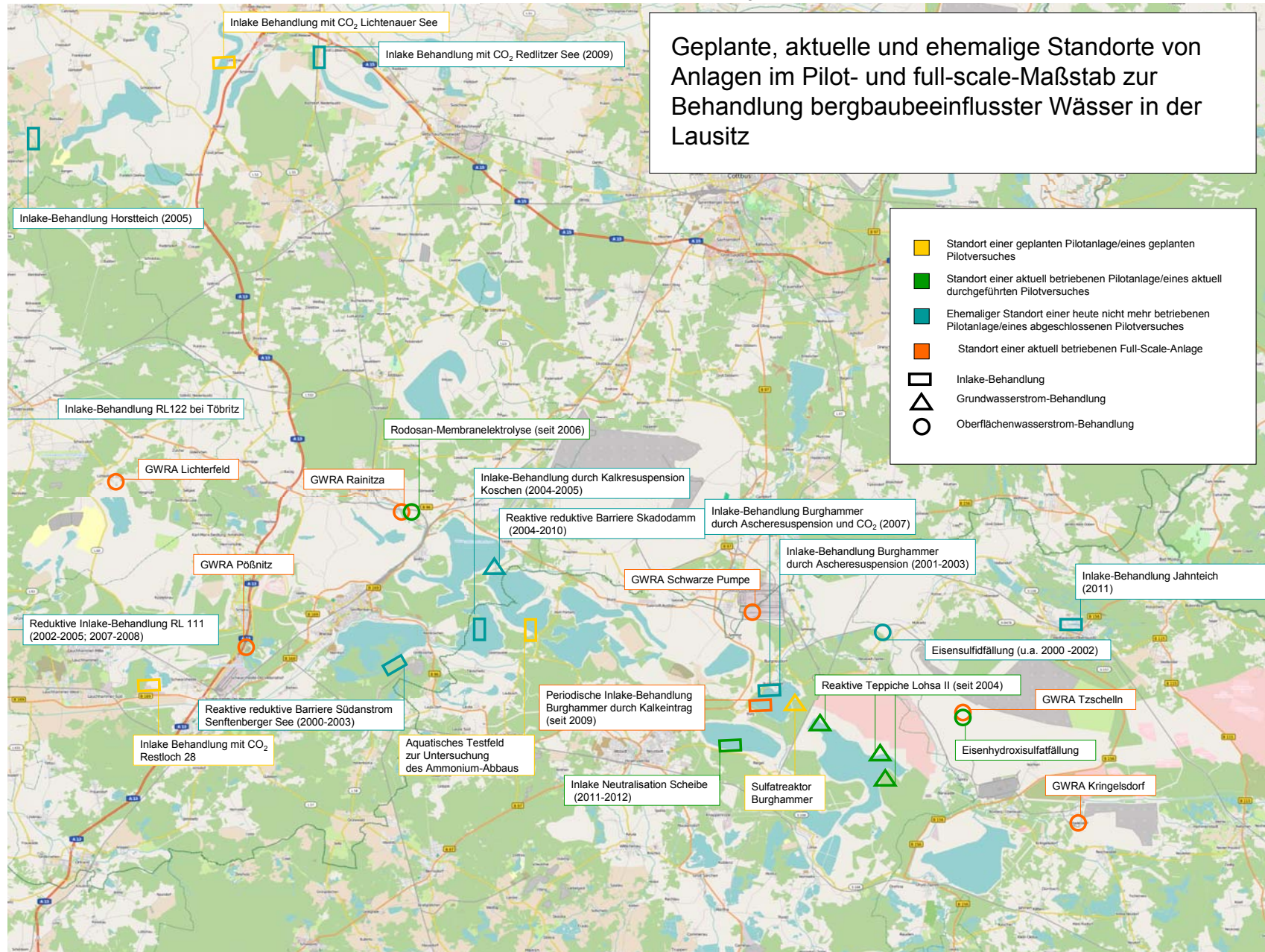
Bewertung

Vorteile	- Keine Einstellung des pH-Wertes mit kostenintensiven Neutralisationsmitteln nötig - Partielle Abscheidung von Sulfat möglich - Gewinnung eines Stoffes, für den potenzielle Weiterverwendung besteht. - Gute Feststoff-Sedimentationseigenschaften
Nachteile	Geringe Raumraten

Kosten	Es liegen keine Kostenschätzungen vor; Abhängig vom Vermarktungserfolg für die Fällungsprodukte
--------	---

Beispiele techn. Umsetzung	Pilotanlage an einem Standort der Vattenfall Europe Mining AG
----------------------------	---

Anlage 2





Europäische Union. Europäischer Fonds für
regionale Entwicklung: Investition in Ihre
Zukunft / Evropská unie. Evropský fond pro
regionální rozvoj: Investice do vaší budoucnosti


Ziel 3 | Cíl 3
Abholzung, Wald, Forstwirtschaft
2007-2013 - www.ziel3-cil3.eu



LANDESAMT FÜR UMWELT,
LANDWIRTSCHAFT
UND GEOLOGIE



