

Inhaltsverzeichnis

Veranlassung	9
Abstract	10
Einleitung	11
Herangehensweise	13
Überblick	15

Passive Systeme zur Reinigung und Kontrolle von Grubenwässern

I. Präventive Systeme – *in situ* Techniken

Physikalisch – technische Verfahren

1. Versiegelung - Übersicht	26
1.1. Lokale hydraulische Barrieren	29
1.2. In Situ hydraulische Barrieren	35
1.3. In Situ Coating	38
2. Gas-Redox System	39

Biochemische Methoden

3. Inhibition bakterieller Entwicklung	41
--	----

Chemische Methoden

4. Rückverfüllung	43
-------------------	----

II. Reinigungsunterstützende Verfahren – *on site* Techniken

5. Offene Carbonatgerinne	46
6. Carbonatumkehrbrunnen	
7. Anoxische Carbonatdrains (ALD)	50
8. Successive Alkalinität Produzierende Systeme	53
9. Oxidierende Absetzbecken	55
10. Integriertes Management	57

III. Passive Systeme zur Reinigung von Grubenwässern – **on site** Techniken

Biologische / Biochemische Methoden

11. Wetlands	60
11.1. Aerobe Wetlands	63
11.2. Anaerobe Wetlands	68
12. Mikrobielle Matten	71

Physiko-chemische Methoden

13. Reaktive Wände	75
14. Mangankiesfilter	80

Elektrochemische Methoden

15. Einsatz von Opferanoden	82
-----------------------------	----

Aktive Reinigung von Grubenwässern – **on site** Techniken

16. Methoden / Beispiele	84
--------------------------	----

Fällung

17. High Density Sludge (HDS) System	90
18. Savmin – Verfahren	92

Methodenvergleich / Ausblick	95
------------------------------	----

Anhang: Abbildungen

100

Literaturverzeichnis	118
----------------------	-----

Erklärung / Kurzbiografie

Literaturangabe dieser Arbeit:

KANSY, M. 2000; On site und in situ Techniken zur Reduzierung des Schadstoffaustretes von Erzbergwerken; Diplomarbeit; Lehrstuhl für Hydrogeologie; TU Bergakademie Freiberg; 125 S., 6 Tab., 66 Abb.

Wie die große Resonanz aller Themen zum Bereich Umweltschutz zeigt, ist das Umweltbewusstsein weltweit gestiegen. Mit den Umweltgipfeln wurden hier zumindest deutliche Signale gesetzt. Dieser Entwicklung müssen sämtliche Wirtschaftszweige bereits mehr oder weniger Rechnung tragen. Eine Folge dieser Entwicklung ist auch, dass vermehrt Augenmerk auf Altlasten gerichtet wurde. Darunter gibt es nicht nur Deponien und Rüstungsaltlasten, auch Industriebrachen und stillgelegte Bergwerke (Anhang, Abb. 1, 2) gehören hinzu. Letztere können vielfältige Gefährdungspotenziale aufweisen. Zum Einen ist beispielsweise die technische Hinterlassenschaft in den Grubenbauen zu sehen oder mögliche Gefährdungen durch Setzungen, wie auch der Austrag saurer Grubenwässer aus auflässigen Erzbergwerken, mit zum Teil erheblichen Schwermetallbelastungen. Gerade die jüngsten Beispiele in Spanien (Aznacollar 1998) und Rumänien (Baia Mare, Baia Borsa 2000) zeigen zu welchen Katastrophen es im Bergbausektor kommen kann.

Um eine langfristige Schädigung von Ökosystemen oder des Grundwassers zu vermeiden, gilt es, mittels geeigneter Methoden den Eintrag von Schadstoffen über diesen Pfad zu verhindern. Da aktive Reinigungsprozesse für belastete Wässer sehr teure Verfahren darstellen, ist es zukünftig von Bedeutung, langfristig wirkende, passive Methoden hoher Zuverlässigkeit zu finden und auf ihre Verwendbar- sowie Genehmigungsfähigkeit hin zu prüfen. Das EU-Projekt PIRAMID (Passive In – Situ Remediation of Acid Mine/Industrial Drainage Proposal No. EVK 1-1999-00097, EU) verfolgt diese Zielstellungen. Die vorliegende Diplomarbeit wurde in dieses Projekt eingebunden um einige bereits im Einsatz oder im Versuchsstadium befindliche Reinigungsmethoden aufzuzeigen. Hauptsächlich durch das Anschreiben von Firmen sollte anhand von aktuellen Forschungsbeispielen der derzeitige Kenntnisstand dargestellt werden. Durch Recherche in Literatur und Internet sollte das Datenmaterial unterlegt werden.

Abstract

This master thesis based up on the EU PIRAMID Poject, Passive In – Situ Remediation of Acid Mine/Industrial Drainage. The main idea is to give an overview to technologies used worldwide to treat acid mine drainage and give a closer look with case studies.

Some form of water management and effluent treatment will be required for surface and in some cases also for groundwater during and after closing underground mine workings, whether other engineering controls have been put in place or not. Water management and effluent treatment will be especially required at sites located in higher rainfall regions, where no other engineering controls have been initiated (pers. comm. Ian FIRTH, Environmental Technology Manager, Rio Tinto Research and Technology Development).

The main treatment options available include active treatment systems (alkaline chemicals for precipitation, solvent extraction, electrowinning, and other), passive treatment systems (like aerobic and anearobic wetlands or lagoons for evaporative disposal) and pretreatment options (anoxic limestone drains or open limestone channels). With regards to wetlands, they are the most commonly used passive treatment system as they represent a sound long-term solution for treating post mine closure, low flow, low concentration seepage of acid drainage. These systems are currently in use at several sites worldwide and thats the reason to take a closer look at them in this master thesis.

A second strategy for reducing the contaminants of mine effluents is, to stop producing acid drainage in situ. For this some long term passive geotechnical systems are in use. Flooding, sealing, backfilling, use of inhibitors, that inhibit the development of *Thiobacillus* or with chemicals that will coat the pyrite in situ are some of them.

Active technologies are very cost intensive and will stop immediately if the mining company goes bankrupt. Thus research in the field of passive treatment has to be intensified.

Um die große internationale Bedeutung des Themas herauszustellen, sollen hier einige Zahlen angeführt sein. Die Kanadische Bergbauindustrie produziert eine Million Tonnen Abraum und 950 000 Tonnen Tailings pro Tag, im ganzen 650 Millionen Tonnen pro Jahr. In den USA haben saure Grubenwässer und andere Austräge aus Bergwerken 73 000 ha an Speicherbecken und Seen und 19 300 km Bäche und Flüsse vergiftet (Anhang, Abb. 3). Es wird geschätzt, dass allein die Reinigung dieser Gewässer zwischen 32 und 72 Mrd US\$ an Gesamtkosten betragen wird. In Kanada belaufen sich die benötigten Finanzmittel allein für die Beseitigung bekannter Eintragsquellen von kontaminierten Grubenwässern auf 2 bis 5 Billionen US\$. Zusätzlich gibt es hier noch 351 Mio t Abraum, 510 Mio t sulfidischer Tailings und über 55 Mio t anderer potenzieller Quellen für saure Grubenwässer (ENVIRONMENTAL MINING COUNCIL OF BC, 1998).

Das US Bureau of Mines geht davon aus, dass allein die US-amerikanische Bergbauindustrie täglich über 1 Mio US\$ für die Reinigung von sauren Grubenwässern ausgibt. Größtenteils bezieht sich dies nur auf bereits kontaminierte Wässer und belässt das Problem, die Eintragsquellen zu stoppen. Kostengünstige, passive on sight (verstanden als auf der Erdoberfläche in der unmittelbaren Nähe des (Bergbau-)Objekts befindlich) Reinigungsmethoden und langzeitstabile in situ (im (Bergbau-)Objekt selbst befindlich) Preventivmaßnahmen zu finden sind deshalb die Hauptrichtungen der aktuellen Forschung auf diesem Gebiet. Allein in West Virginia (USA) wurden bis 1997 bereits an über 200 Lokalitäten passive Reinigungssysteme in Form von Wetlands und 100 Anoxische Karbonatdrains installiert (ANONYM A O.J., ANONYM B O.J.) .

Darüber hinaus existiert noch ein riesiges Potenzial an geschlossenen Bergwerken, deren Austrag an belasteten Grubenwässern enorm ist. Als Beispiel soll die BRITANNIA COPPER MINE der Firma ANACONDA dienen. Die Mine liegt am Howe Sund in der Nähe von Squamish und wurde von 1927 bis 1974 als Kupferbergwerk betrieben. Täglich treten mehrere Millionen Liter belasteter Wässer aus der Grube sowohl direkt als auch über Grundwasserströmung in den

Britannia Creek und den Howe Sund aus. 1997 konnte im Creek außer wenigen Algen keine Spur von Leben entdeckt werden. Das marine Ökosystem um Britannia Beach ist ebenfalls schwer geschädigt, Fische, vor allem die Schellfischbestände sind verschwunden. Besonders nach Starkregenereignissen und Schneeschmelzen treten aus 160 km unterirdischen Auffahrungen saure Wässer mit hohen Gehalten an Kupfer und Zink aus. Kostenschätzungen für die Bewältigung dieses Problems belaufen sich auf mehrere zehn Millionen Can. \$ (ENVIRONMENTAL MINING COUNCIL OF BC 1998).

Mit diesen Zahlen soll auf das immense Gefährdungspotenzial und die Dimensionen der zu reinigenden Wassermengen hingewiesen sein - zum näheren Verständnis für die Vielzahl von existierenden Techniken und Forschungsprojekten auf dem Gebiet der Grubenwasserreinigung.

Herangehensweise

Die Diplomarbeit wurde unter folgendem Hintergrund vergeben. Bergbauliche Aktivitäten stellen generell ein Gefahren- und Schadstoffpotential dar und wirken sich im Allgemeinen negativ auf die Stoffströme im Grubenfeld aus. Durch die Absenkung des Grundwasserspiegels im Bergwerksumfeld werden durch Sickerwässer im Grubenraum und im, dem Luftsauerstoff ausgesetztem Gebirge, leicht lösliche Phasen mobilisiert. Die toxische Wirkung dieser gelösten Stoffe, vor allem Schwermetalle, kann in Ökosystemen zu erheblichen Schädigungen führen. Da, sobald sich ein Bergwerk nicht mehr rentabel betreiben lässt, dieses geschlossen oder durch Abstellen der Wasserhaltung geflutet wird, tritt nach Flutungsende das Grubenwasser aus. Je nach Schadstoffgehalt und den gesetzlichen Grundlagen sind solche Grubenwässer zu behandeln.

Zur Reinigung dieser Wässer sind die verschiedensten Methoden in Gebrauch. Im Rahmen der Diplomarbeit sollten diese anhand von Fallstudien dargestellt werden. Literaturrecherchen sollten dies untermauern. Das große Zukunftspotential preiswerter, ökologischer, passiver Reinigungssysteme, gerade auch für die Ingenieur- und Hydrogeologie, war hier ausschlaggebend. Da nur wenige Daten von Firmen zur Verfügung gestellt wurden, und in der Fachliteratur häufig Übersichtsschemen und Wirkungsweisen recht allgemein dargelegt wurden, ist ein Hauptaugenmerk auf Artikel in Fachzeitschriften und vor allem auf möglichst neue Publikationen zu Fallstudien im Internet gelegt worden. Viele informative Veröffentlichungen kleiner Verlage im Ausland, über den deutschen Buchhandel nicht zu beziehen, konnten auch nach Direktbestellung übers Internet nicht geliefert werden. Entsprechende Links werden für weitere Arbeiten an den Betreuer übergeben.

Weiterhin galt zu untersuchen, welchen Wirkungsgrad die Anlagen aufweisen und wie hoch sich die Kosten belaufen. Um vor allem zu neuen oder in Erprobung befindlichen Methoden erste Aussagen zu erhalten, sind international Bergbaufirmen direkt angeschrieben worden. Die Ergebnisse dieses Teils der Recherche blieben leider weit unter den Erwartungen. Die bestehende

Adressdatenbank konnte aktualisiert und ergänzt werden. Vor allem Informationen zu Ansprechpartnern innerhalb der Firmen sind hier für weitere Recherchen von Bedeutung.

Obwohl es sich um eine sehr aktuelle Adressdatenbank handelte - 285 ausgewählte Adressen wurden angeschrieben - kamen 19 % aller Briefe als "unzustellbar" oder "verzogen" zurück. 5 % schickten eine Absage und lediglich von 7 % wurden Informationen zugesandt. Häufig handelte es sich um Literaturhinweise auf Fachartikel, nur in 10 Fällen wurden firmeninterne, aktuelle Daten zur Verfügung gestellt. Auf 67 % aller Anfragen erfolgte keine Antwort, sodass diese Methodik als unzulänglich für die Aufgabenstellung zu bewerten ist. Weiterhin ergibt sich hieraus, dass das primäre Ziel der Arbeit, Darstellen von aktuellen Forschungsobjekten, aufgrund fehlender Daten nicht erreicht werden konnte.

Alle unmittelbar für die Arbeit verwendeten Literaturauszüge wurden mittels eines Literaturdatenbankprogrammes (WinBIB) erfasst und stehen somit im Lehrstuhl für weitere Recherchen auf diesem Gebiet zur Verfügung.

Verwendete Artikel aus dem Internet wurden mit Quelle und Datum des Zugriffs angegeben. Damit bei späteren Recherchen ein Zugriff auf den Originaltext, unabhängig von Änderungen der Websites möglich bleibt, werden wichtige Passagen und Anhänge mit Angabe von Site und Datum auf CD-Rom dem Betreuer übergeben.

Da in der Aufgabenstellung die exemplarische Darstellung der Verfahren gefordert wurde, sind jeweils ein oder mehrere representative Fallstudien ausgewählt worden, um die allgemeinen Ausführungen zu verdeutlichen. Verfahren, für die noch keine Felduntersuchungen vorliegen, wurden schematisch dargestellt.

Die Diplomarbeit, einschließlich aller Grafiken und Photos, liegt als ein Word 8.0 Dokument dieser Arbeit als Anlage auf CD bei.

In der vorliegenden Arbeit werden on site und in situ Methoden zur Verringerung des Schadstoffaustretens von Erzbergwerken vorgestellt und auf ihre Funktionalität hin betrachtet. Wie bereits in der Veranlassung angedeutet, können verschiedenste Faktoren sowohl beim Betrieb eines Bergwerkes wie auch danach hierauf Einfluss nehmen. Während des Betriebes fallen Abprodukte von Sprengstoffen und Reste von Betriebsmitteln als unmittelbar umweltgefährdende Stoffe an, wie zum Beispiel Öle, Fette und Kraftstoffe. Zukunftsorientiertes nachhaltiges Management, sorgsamer Umgang und Verwendung alternativer Antriebe – z.B. Pressluft oder Gas – können den Schadstoffaustausch verringern. Bei der Flutung stillgelegter Gruben wird häufig ein Großteil der alten, abgeschriebenen Gerätschaften in den Grubenbauen belassen. Hier sollte eine vorherige sorgfältige Entfernung umweltgefährdender Betriebsmittel erfolgen.

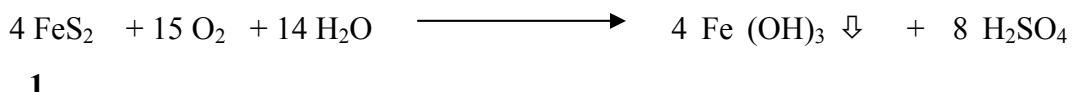
Ein interessantes Beispiel für umweltverträgliches Bergbaumanagement gibt die brasilianische Firma MBR (Mineracoes Brasileiras Reunidas). Die Firma betreibt ausschließlich Bergbau auf Erze der Banded Iron Formation. Die anfallenden Öle und Fette werden gravitativ separiert und später wieder als Zusätze bei der firmeneigenen Sprengstoffproduktion benutzt. Die Produktion deckt den Eigenbedarf, es wird zudem verkauft (C.d. ARAUJO 2000, Development and Technology Manager, MBR; frdl. Mitt.).

Der größte Schadstoffaustausch von Erzbergwerken allerdings erfolgt, durch natürliche Prozesse bedingt, auf dem Wasserpfad.

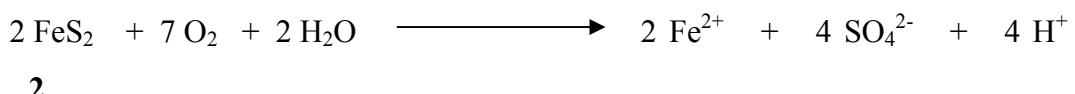
Durch die Bergbauaktivitäten werden natürliche Grundwasserspiegel abgesenkt, Hohlräume geschaffen und somit Sauerstoffzutritt zu sulfidreichen Gesteinen ermöglicht. Durch die Sulfidoxidation entstehen Eisenhydroxide und Schwefelsäure. Als Reagenzien fungieren hauptsächlich Pyrit (Anhang, Abb. 4), oder Markasit, Wasser und atmosphärischer Sauerstoff. Die primär bei der Pyritoxidation entstehenden Fe^{2+} -Ionen oxidieren zu Fe^{3+} -Ionen, welche wiederum Pyrit und andere sulfidische Minerale (z.B. CuS, ZnS, PbS) oxidieren. Das Fehlen von Puffermineralen, wie Karbonaten oder Alumosilikaten führt zu Wässern mit niedrigem pH-Wert und hohen Konzentrationen an Sulfat, Eisen und

anderen Schwermetallen. Bakterien, wie *Thiobacillus Ferrooxidans* (Anhang, Abb. 5) oder *Thiobacillus Thiooxidans* wirken als Katalysatoren für Reaktion 3 und verstärken den Effekt somit (Anhang, Abb. 6). Im Detail laufen die Reaktionen wie folgt ab:

Zusammenfassende Reaktionsgleichung:



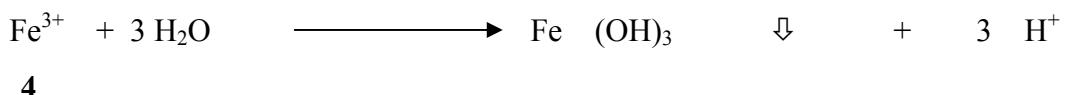
Die erste Reaktion bei der Pyritverwitterung beinhaltet die Oxidation des Pyrits durch Sauerstoff. Schwefel wird zu Sulfat oxidiert und Eisen-2-Ionen freigesetzt.



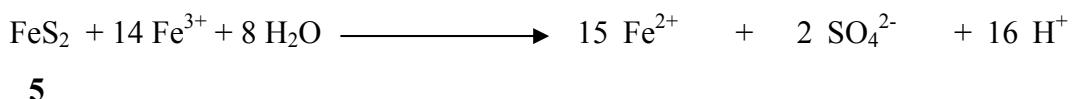
In einer zweiten Stufe wird Eisen-II zu Eisen-III konvertiert. Diese Reaktion wird bei Vorhandensein von Bakterien stark beschleunigt. Ohne deren Anwesenheit verläuft die Reaktion bei pH-Werten um 2-3 sehr langsam und um pH nahe 5 um Größenordnungen schneller. Diese Reaktion gilt als die limitierende Stufe im Ablauf der Säurebildung:



Als dritten Schritt kann man die Hydrolyse des Eisens ansehen. Dabei wird das Wassermolekül aufgespalten. Eisenhydroxid, sogenannter „yellowboy“ (engl. Oker), fällt aus. Die Bildung der Eisenhydroxidflocken ist pH-abhängig. Sie fallen bei pH-Werten über 3,5 aus, während unter 3,5 wenig bis keine Fällungsprodukte entstehen.



Die vierte Reaktion steht für die weitere, zusätzliche Oxidation von Pyrit durch die in Stufe 2 und 3 entstandenen Eisen-Ionen. Die Reaktion läuft sehr schnell ab, und ist die Reaktion, die mengenmäßig den meisten Pyrit in Lösung bringt.. Eisen wirkt hierbei als Oxidationsmittel. Es kann als eine Art selbsterhaltender Kreisprozess betrachtet werden und führt somit zu einer ständigen Erhöhung der Säureproduktion.



Die stark sauren Grubenwässer, international AMD (engl.: Acid Mine Drainage) oder ARD (engl.: Acid Rock Drainage, saure Wässer aus Bergehalden, Tailings, Rückfüllmaterial etc., häufig ebenfalls als AMD bezeichnet), stellen eines der größten Umweltprobleme dar, mit dem sich die Bergbauindustrie weltweit heute konfrontiert sieht (Anhang, Abb. 7). Nicht nur das Umweltgefährdungspotenzial ist sehr hoch - vor allem eine Nachsorge über mehrere Jahrzehnte mit aktiven Reinigungsanlagen stellt einen immensen Kostenfaktor für die Bergbaufirmen dar.

Da die Pyritoxidation als Katalysator für die Verwitterung von sulfidischen Erzen, wie Galenit (PbS) und Sphalerit (ZnS), wirkt und sulfidische Minerale hohe Gehalte anderer Metalle enthalten können, werden in AMD häufig hohe Konzentrationen an Eisen, Cadmium, Arsen, Mangan, Aluminium, Kupfer, Zink, Blei und Nickel sowie seltener Co, Mo, Ra, Se, Ag, Tl, Ti, U und V gemessen, je nach Mineralisation der abgebauten Lagerstätte. Der Gehalt an Metallen und der pH-Wert sind abhängig vom Verhältnis von säureproduzierenden und neutralisierenden Mineralen und der jeweiligen Lagerstättenmineralisation. Es ist nicht unbedingt ein niedriger pH-Wert Voraussetzung für hohe Metallkonzentrationen in Grubenwässern. Es gibt viele Beispiele wo bei pH-Werten von 6-7 bedeutende Konzentrationen an beispielsweise Mn, Zn, Cd und Arsen festgestellt wurden (ANONYM C O.J.).

Die höchsten Raten von Austritten saurer Grubenwässer werden normalerweise bei Bergwerken erreicht, wo lange Systeme von Strecken und Schächten große oberflächliche Einzugsgebiete drainieren. So bringen zum

Beispiel mehr als 50 miteinander verbundene geschlossene Bergwerke in Cornwall (GB) ein Aufkommen von 9 bis 27 Millionen Litern täglich und bei einem der wohl bekanntesten Beispiele, der Wheal Jane Mine werden täglich 14 Mio Liter gepumpt (Anhang, Abb. 8) und gereinigt. Hier kann es zu einem zusätzlichen, ungereinigten Abfluss von 30 Mio Litern bei Spitzendurchfluss kommen (MITCHELL & ATKINSON 1995).

Die hohe Toxizität dieser Wässer führte in vielen Ländern zu schweren Schädigungen oder gar zur kompletten Zerstörung von Ökosystemen. In den USA sind einige tausend Kilometer Flussysteme so stark verschmutzt, dass alles tierische und pflanzliche Leben abgestorben ist. Probleme mit AMD gibt es in den USA in den Bundesstaaten Pennsylvania, West Virginia, Ohio, Kentucky, Maryland, Indiana, Illinois, Oklahoma, Iowa, Missouri, Kansas, Tennessee, Virginia, Alabama und Georgia (ANONYM d o.J.). Für British Columbia wird beispielhaft eine Übersicht der aktuellen und potenziellen Quellen von AMD im Anhang, Abb. 9 gegeben. Einige der stärksten Verschmutzungen röhren von jahrzehntealten geschlossenen Bergwerken in Pennsylvania und West Virginia. Die EPA (Environmental Protection Agency) erklärte Grubenwässer geschlossener Kohlengruben in den Appalachen zum bedeutendsten Umweltproblem. Hier zeigt sich deutlich, dass der Denkansatz, nach dem 30 Jahre genügen, um natürlich ein stark reduziertes Maß der Kontamination zu erreichen, nicht zutreffend ist (Abschn. 1.).

Worst Case (ungünstigster Fall) Studien gehen davon aus, dass beispielsweise durch Setzungen, Nachbrüche, Erdfälle und Rutschungen in den alten Grubenbauen ständig neue Potenziale für die Bildung von AMD freigesetzt werden und dieser Prozess sich damit über hunderte von Jahren fortsetzt (ANONYM D O.J.).

Nur ca. 10 % der sauren Wässer röhren von geschlossenen Tagebauen her. Der Rest wird in untertägigen Abbauen gebildet und ist somit weitaus schwieriger zu behandeln. Für Tagebaue und Tailings werden häufig Methoden der Versiegelung, wie etwa Aufbringen von Tonschichten oder Flutung zur Verhinderung des Sauerstoffzutritts, organische Deckschichten, etwa aus Holzmulch, in deren oberen Bereichen der atmosphärische Sauerstoff durch

mikrobielle Tätigkeit reduziert wird, sowie die Konstruktion von Carbonat-Drains angewendet.

Bei untertägigen Bergwerken liegen die Strömungsbedingungen meist ungünstiger, da hier zusätzlich zum freien Auslauf auch eine Beeinflussung tieferer Grundwässer erfolgt. Aufgrund dieser Tatsache gibt es zwei generelle Herangehensweisen an die Problematik AMD. Eine verfolgt das Ziel die Bildung von AMD *in situ* zu verhindern. Die zweite Strategie besteht in der Suche und Installation von Techniken, welche, möglichst passiv, über lange Zeit in der Lage sind, austretende Grubenwässer zu reinigen.

Die Forschung zu Methoden der Verhinderung oder Verringerung der Entstehung von AMD konzentrieren sich auf drei Teilbereiche:

- chemische Hemmung der säurebildenden Reaktionen oder *in situ* Neutralisation **⟨1⟩**
- Hemmung der Entwicklung der als Katalysator wirkenden Mikroorganismen **⟨2⟩**
- physikalische und geotechnische Methoden zur Minimierung von Wasser- oder Sauerstoffzutritt **⟨3⟩**

Unter Bereich ⟨1⟩ wurde die direkte Zugabe von Kalk und anderen alkalischen Stoffen lange Zeit favorisiert. Aber das beste Verhältnis von pyritischem Material zur Kalkmenge ist noch unklar. Methodisch wurde die Zugabe als Rückverfüllung oder Bohrlochinjektion durchgeführt. Feldstudien haben noch keine eindeutigen Ergebnisse liefern können, werden aber fortgeführt (ANONYM D O.J.). Einige Erfolge wurden durch Verfüllen oder Zementieren mit alkalischen Aschen aus Kohlekraftwerken erzielt. Allerdings ist das Verfüllen und Versiegeln extrem teuer und die Ergebnisse sind teilweise widersprüchlich (ANONYM D O.J.).

Der Versatz mit phosphatischen Gesteinen wird ebenfalls untersucht. Durch die Pyritoxidation werden freie Eisenionen erzeugt, welche wiederum Pyrit oxidieren. Die Phosphatlösung im sauren Medium setzt Phosphationen frei, was zur Fällung von unlöslichen Eisenphosphaten führt. So wird das Interagieren von Eisenionen und Pyrit unterbunden. Gute Ergebnisse wurden in Laborversuchen

erzielt und ein Feldversuch zeigte eine Reduzierung der Schadstofffracht um 70 %.

Weitere aktuelle Ansatzpunkte der Forschung sind etwa der Oberflächenchemismus von Pyrit (Pyrite unterschiedlicher Entstehung zeigen sich verschieden stark reaktiv [ANONYM D O.J.]), und die Entwicklung diverser Versiegelungen, Bedeckungen und Hemmstoffe um die Säureproduktion zu stoppen. Für andere Zwecke neu entwickelte Verfahren könnten hier übertragen und eventuell erfolgreich genutzt werden. So zum Beispiel dass zur *in situ* Immobilisation von Uran in Sandsteinformationen entwickelte Verfahren des Instituts für Technische Chemie der TU Bergakademie Freiberg (Abschn 1.2.).

Zu Punkt <2> ist festzustellen, dass die katalytische Rolle von Bakterien bei der Pyritoxidation hinlänglich bekannt ist, und chemische Hemmstoffe hier bereits erfolgreich entwickelt und erprobt wurden. Bakterizide wie *Sodium lauryl sulfate* und *Alkyl benzene sulfonate* zählen zu den zuverlässigsten Entwicklungshemmern von Eisen- und schwefeloxidierenden Bakterien (ANONYM D O.J.). In Feldexperimenten konnte durch Ausbringen dieser Hemmstoffe eine Reduktion des Schadstoffaustausches erreicht werden. Nachteil ist, dass die Bakterizide generell wasserlöslich sind und somit der Verdünnung und Auslaugung unterliegen. Konkrete Daten welcher Zeitraum für diese Auslaugung benötigt wird und wie schnell sich die Bakterienpopulation soweit erholt hat, um wieder katalytisch im größeren Maßstab zu wirken, liegen nicht vor. Ein Beispiel wird in Abschn. 3 gegeben.

Im dritten Teilbereich <3> kommen hauptsächlich solche physikalischen und geotechnischen Methoden zum Einsatz, die zur Einkapselung oder Abriegelung des pyritischen Materials vor den anderen Reagenzien, besonders Sauerstoff, führen.

Flutung der stillgelegten Abbaue, möglichst bis über das höchste Vererzungsniveau, stellt dabei die wohl bekannteste Herangehensweise dar. Um dies zu erreichen, werden verschiedene Wege gegangen. Zum einen wird der natürliche Grundwasseranstieg bis zum sich einstellenden Niveau abgewartet. Um dies schneller zu erreichen wird aktiv geflutet und es ist zusätzlich möglich, durch Dämme im Abstrombereich der Grubenentwässerung eine Flutungslevelerhöhung bis zum gewünschten Maß zu erzielen. Somit wird gleichzeitig der Abfluss von

Wässern aus dem unmittelbaren Grubenbereich reduziert. Allerdings besteht beim Einsatz von Dämmen generell ein sehr hoher Risikofaktor. Dammbrüche mit teilweise katastrophalen Folgen beweisen dies. So brach im April 1998 in Südspanien der Tailingdamm einer Zinkmine der Firma Boliden und 5,5 Mio Kubikmeter saure Tailingwässer flossen ungereinigt in das Flusssystem, was zu einem massiven Fischsterben führte (ANONYM E O.J.; CONTINUED RESPONSIBILITY, BOLIDEN ENVIRONMENT, HEALTH AND SAFETY REPORT 1999, S. 24). Hohe Kosten für Reinigung und Entschädigungen, Entzug von Abbaulizenzen und Verluste durch Kurseinbrüche, die solche Negativereignisse für die Bergbaufirmen nach sich ziehen, sind Hauptgründe für die Mitfinanzierung der Entwicklung von Reinigungssystemen für Grubenwässer.

Unterstützend zur Flutung können weiträumige Versiegelungen und Errichtung von hydraulischen Barrieren eingesetzt werden. Mit Flugaschen, Zementmischungen, Bentonit und anderen Tonmaterialien werden Stollenversiegelungen, Haufwerkverpressungen oder Injektionsschirme eingebracht (Abschn.1.). Der Einsatz gestaffelter Barrieren und neuer Materialmischungen, vor allem in Hinblick auf deren chemisches Langzeitverhalten, sind Ansatzpunkte der aktuellen Forschung.

Analog zu Punkt 〈1〉 sind auch gezielte *in situ* Anwendungen auf Reicherzpartien oder Versatz denkbar um Haupteintragsherde einzukapseln. Das Umschließen der Mineralpartikel mit einem undurchlässigen, nichtlöslichen Überzug – Coating – ist hier eine sinnvolle Methodik (NYAVOR et al. 1995, EVANGELOU 1995). Zum Einen besteht die Möglichkeit geeignete Stoffe, etwa Lignin, direkt einzubringen aber der bessere Ansatz liegt im Induzieren einer *in situ* Reaktion, bei der mittels Phosphatzugabe das Ausfällen von Eisenphosphat erreicht wird (Abschn. 1.3.).

Die zweite generelle Herangehensweise an die Problematik der passiven Kontrolle von AMD besteht in der Installation von Off-Site-Anlagen, analog der aktiven Kontrolle, und Reinigung der aus der Grube austretenden sauren Wässer. Die meisten dieser Methoden arbeiten auf Basis von pH-Wert-Erhöhung und Adsorption beziehungsweise Fällung und Mitfällung. Hierbei kann die Adsorption an anorganischen Partikeln, wie Tonmineralen oder Eisen-III-Hydroxiden, oder aber an organischen Partikeln, etwa Pflanzen, Algen oder Bakterien, stattfinden.

Fällung/Mitfällung beinhaltet die Bildung von unlöslichen Metallhydroxiden und –sulfiden.

Seit Ende der 80er Jahre konnten vor allem mit der Installation von künstlichen Wetlands (engl.: Feuchtgebiet, Sumpfland; hier auch für wasserdurchströmte, bepflanzte künstliche Absetzbecken) beachtliche Erfolge erzielt werden. Zudem tragen solche Systeme in besonderem Maße zur Renaturierung einer Bergbaufolgelandschaft mit der Schaffung neuer Ökosysteme, und somit einer möglichen Erhöhung der Biodiversität und landschaftlichen Attraktivität bei. Technologisch betrachtet liegen die Argumente für den Einsatz von Wetlands vor allem bei langen Standzeiten, minimalem Kontrollaufwand und dem Wegfall von chemischen Zusatzstoffen. Allerdings sind hoher Platzbedarf und Kapazitätsreduzierung während Frostperioden, sowie das Unvermögen starke Durchflussschwankungen zu kompensieren negative Aspekte, die zu kontroversen Diskussionen und intensiven Forschungen führten. All diese Details werden in Abschnitt 11. ausführlich erläutert.

Generell fördern Wetlands den Ablauf chemischer Prozesse und physikalischer Reaktionen, die zur Reduktion der Schadstofffracht in sauren Grubenwässern beitragen. Sie fungieren ebenfalls als Filter für Suspensionsfracht. Sowohl für häufig vorkommende Elemente wie As, Cu, Cd, Fe, Pb, Mn, Ni und Zn, als auch für seltener in AMD enthaltene wie Co, Mo, Ra, Se, Ag, Tl, Ti, U und V, hat sich ein Rückhaltevermögen in natürlichen Wetlands gezeigt.

Ebenfalls unter Ausnutzung natürlicher biochemischer Prozesse ist es gelungen sogenannte künstliche gemischte mikrobielle Matten für die Zwecke der Grubenwasserreinigung einzusetzen (Abschnitt 12).

Die Anwendung passiver Reinigungsmethoden bleibt nicht auf off site Verfahren beschränkt. Der technische Ansatz zur Grundwasserreinigung in situ – poröse reaktive Wände – lässt sich auch sinnvoll auf das Feld der Grubenwasserreinigung anwenden. Nicht nur ein kostenintensives Errichten dieser Wände im Grundwasser-Abstrom, sondern auch ein Einbringen reaktiver Zonen direkt in untertägigen Auffahrungen ist möglich. Eine generelle Modellvorstellung zur Arbeitsweise solcher Wände gibt Abbildung 10.

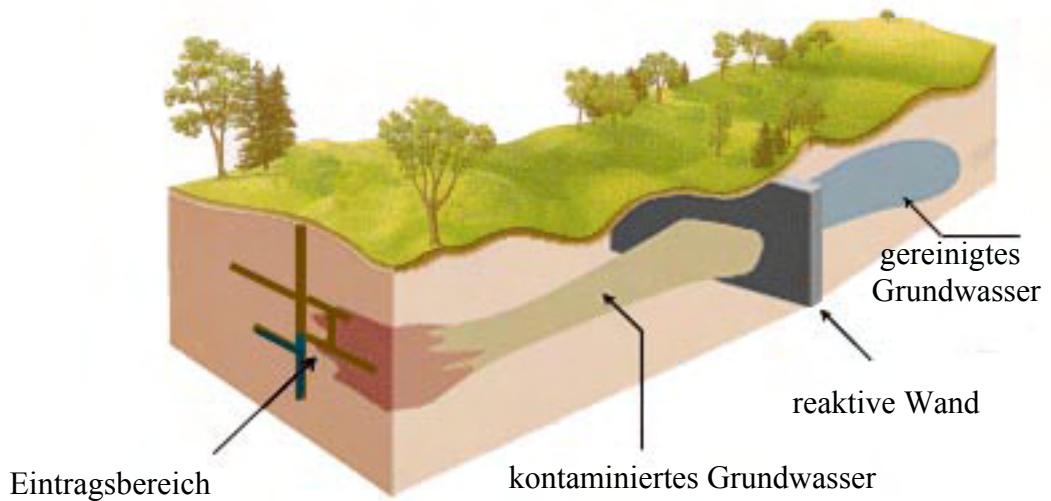


Abb.10: Schematische Blockdarstellung der Grundwasserreinigung in situ mittels poröser reaktiver Wände
verändert aus: ANONYM F (O.J.)

Neben Aktivkohle werden andere Füllmaterialien für diese Technologie gesucht. Hohe Erwartungen zu neuen Ergebnissen in dieser Richtung werden an Projekte im Modellraum Bitterfeld gestellt. Sanierungsforschung in regional kontaminierten Aquiferen (Safira) ist ein Großprojekt, bei dem in fünf 23 m tiefen Schächten 22 verschiedene Filter installiert wurden. Man erwartet vor allem Impulse für den Technologietransfer – etwa auf das Gebiet der Grubenwasserreinigung. Der Einsatz von bereits erprobten alternativen Stoffen ist sicher auch ein gangbarer Weg. So arbeitet zum Beispiel eine von der australischen Firma Mine Remediation Services Pty Ltd. bereits praktisch zur aktiven Reinigung von AMD eingesetzte Technik mit KAD – amorphen Kaolin-Derivaten (Kaolin Amorphous Derivates). Es wurden Reinigungseffekte von über 99 % bei einigen Metallen erzielt und ein neutraler pH-Wert eingestellt. Konkret heißt das, die Werte für Eisen, Aluminium, Kupfer und Zink konnten auf Trinkwasserstandard reduziert werden. Die Derivate sind reaktivierbar und ihre Herstellung preiswert (ANONYM G O.J.).

Ein etwas differenter Gedanke liegt dem Einsatz von Opferanoden zugrunde. Mit Grubenwässern als Elektrolyt, einem Block von Sulfid-Graphit-Erz aus der Projektgrube und Eisen als Opferanode wurde eine elektrochemische Zelle konstruiert (Abschnitt 15). Beim Durchfluss der Wässer durch die

Reaktionszelle wurde effektiv der pH-Wert erhöht. Vor allem im Bereich reinigungsunterstützender Massnahmen ist der Einsatz einer solchen Methodik denkbar, falls keine ausgereifte Anlage als alleiniges Reinigungssystem zur Verfügung steht.

Als sogenannte Reinigungsunterstützende Maßnahmen werden hauptsächlich Methoden eingesetzt, welche dazu dienen, den pH-Wert zu heben. Da das Ausfallen von Eisenhydroxid (Oker oder Yellowboy) bei pH-Werten unter 3,5 behindert wird, führt eine pH-Wert-Erhöhung zum verstärkten Ausfällen von Eisenhydroxidflocken. An diese wiederum werden andere Schwermetalle adsorptiv gebunden. In Absetzbecken können die Prezipitate dann zurückgehalten und schließlich entfernt werden.

Zu solchen Verfahren zählen unter anderem offene Kalksteinkanäle (Abschnitt 5). Hauptsächlich werden hierbei künstliche Gräben zum Fassen der Grubenwasseraustritte angelegt. Diese werden mit einer Schicht aus gebrochenem Kalkstein ausgekleidet. In seltenen Fällen, wo beispielsweise kleinere Bäche stark von AMD beeinflusst wurden, ist auch grober Kalksteinbruch direkt ins Fließgewässer gegeben und dieses somit zum Carbonatkanal umfunktioniert worden. Durch die Lösung des Kalks wird der pH-Wert gehoben und die Prezipitation der Eisen- und/oder Aluminiumhydroxide gefördert.

Ein häufig angewandtes und im Aufbau unkompliziertes System ist das ALD (Anoxic Limestone Drain). Hier wird Kalkstein, in sehr reiner Form (90 % CaCO_3), unter Sauerstoffabschluss eingesetzt (Abschnitt 7). Erreicht wird dies durch Versenken des Carbonatkörpers und Bedecken mit einer undurchlässigen Schicht. So ist es unter anderem möglich hypodermisch abfließende oder oberflächlich reinfiltrierte Grubenwässer zu fassen. Das Fehlen von Sauerstoff verhindert dabei die Bildung von Metalloxiden und somit das Coating der Carbonatkörper. Wesentlichster Einsatzbereich dieser Systeme ist als Vorstufe, vor Eintritt der Wässer in ein aerobes Wetland, um Alkalinität und pH-Wert zu heben,.

Als Alternative zu ALD's werden auch sogenannte vertikal durchflossene Reaktionszellen eingesetzt – engl. vertical flow reactors (VFR). In der Fachliteratur werden sie überwiegend als Successive Alkalinity Producing System (SAPS) bezeichnet (ORDÓNEZ et al. 1999). Der Vorteil dieser Systeme liegt in der

Kombination von anaerobem Wetland und ALD bei wesentlich geringerem Platzbedarf.

Neben den technischen Anwendungen ist die genaue Kenntnis des hydraulischen Verhaltens von Abraum und Versatz von immenser Bedeutung für die Entwicklung von Strömungsmodellen. Je genauer solche Voruntersuchungen durchgeführt werden, desto effektiver können die vorgestellten Methoden im Aufwand dimensioniert und eingesetzt werden. Bereits im Stadium der Prospektion sollte mit der Datenerhebung begonnen werden, so dass langfristig Messreihen zur Veränderung der Grundwasserverhältnisse im Grubenfeld für die Prognose des Wiederanstiegs herangezogen werden können. Ein integriertes Management (Abschn. 10) für das gesamte hydraulische System eines bergbaulichen Betriebes kann langfristig zu Kostensenkungen für die Betreiber führen und negative Umwelteinflüsse minimieren helfen (CONNELLY o.J.).

Aktive Reinigungsprozesse finden hauptsächlich während aktiver Bergbauprozesse oder in Schließungsphasen Anwendung. In diesen Fällen sind sowohl Infrastruktur, technische Ausrüstung wie auch Personal für Betrieb und Überwachung vor Ort. Mit aktiven Systemen kann auf Schwankungen im Durchfluss problemlos reagiert werden. Die Zugabe von neutralisierenden Reagenzien, um den pH-Wert zu erhöhen, und anschließende Belüftung, um Fe^{2+} zu oxidieren, sind normalerweise die ersten zwei Schritte. Hauptsächlich Kalk oder Natriumhydroxid werden angewendet. Obwohl Kalk die preiswerteste Alternative ist, sind die Kosten für Suspensionsbereitung und Dosierungssysteme (Anhang, Abb. 11) wesentlich höher.

Passive Systeme zur Kontrolle von sauren Grubenwässern

I. Präventive Systeme

1. Versiegelung

Unter der Versiegelung von Bergwerken wird nicht nur die komplette Abdichtung einer geschlossenen Grube verstanden, sondern vielmehr auch das partielle Verschließen von Stollen und Schächten um Einfluss auf das hydraulische Fließsystem innerhalb der Grubenbaue nehmen zu können. Die genaue Kenntnis der Wasserbilanzen, Fließwege im ungestörten Gebirge, zusitzenden Wässer sowie Modellierung der Flutung und des sich einstellenden Strömungsregimes sind hierbei wichtige Voraussetzungen.

Einige Fachleute sind der Meinung, daß bei der Flutung moderner Gruben ein signifikanter Austrag belasteter Wässer für maximal 30 Jahre zu erwarten ist (Dr. F. FLÖTGEN 1999; Ref. Hydrogeologie; Sächs. LfUG; frdl. mdl. Mitt.). Danach wird die Belastung auf ein “erträgliches Maß” oder sogar unter die zulässigen Grenzwerte zurückgegangen sein (Abb. 12).

Die Annahme hierbei ist, dass austretende Grubenwässer zum Großteil nach Einstellen des Flutungsniveaus von Sickerwässern gespeist werden, welche im oberen Bereich des stehenden Wasserkörpers nach kurzer Verweilzeit wieder austreten. Die Mineralisation dieser Wässer erfolgt während des Passierens der ungesättigten Zone. Nach Erschöpfen des Potenzials lösbarer Minerale wird deren Mineralisierung stark abnehmen. Zirkulationen auf Grund von Temperaturunterschieden, die zum Aufsteigen stärker mineralisierter, tieferer Wässer führen, spielen bei dieser Theorie nur untergeordnet eine Rolle.

Häufig jedoch spielt die Thermokonvektion durchaus eine bedeutende Rolle. So treten beispielsweise im Freiberger Grubenrevier 100 L/s aus Tiefen bis 800 m in den Rotschönberger Stollen, die Hauptdrainage des Reviers, ein (MERKEL 2000, Lehrstuhl für Hydrogeologie, frdl. mdl. Mitt.).

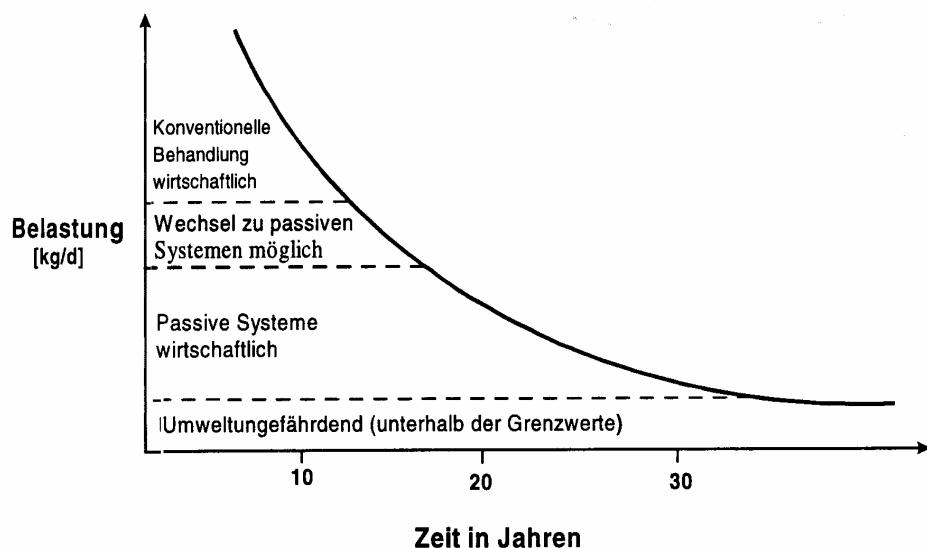


Abb. 12: Wasserbehandlungsstrategien als Funktion von Kontamination und Zeit aus JAKUBICK & LEVINS (1997)

Grundlage für diese Modellvorstellung ist ein in relativer Ruhe befindlicher Wasserkörper im Bereich der gefluteten Grubenbaue. Liegen solche Verhältnisse vor, wirkt eine Vielzahl von physikochemischen Prozessen, welche zur Reinigung der Grubenwässer *in situ* beiträgt. So sind Eisenhydroxidflocken in der Lage Arsen adsorptiv zu binden und so mit auszufällen. Dieses System ist allerdings nur solange funktionell, wie keine Wasserbewegungen auftreten. Die Fällungsraten in solchen Systemen sind teilweise sehr hoch, sodass sogar mit einem kompletten *in situ* Verschluss von Wegsamkeiten gerechnet wird. Über ein langfristiges Monitoring mit verlorenen Sonden lassen sich solche Prozesse dokumentieren und überwachen.

Aus ersten Langzeitstudien an 50 Grubenwasseraustritten im Midland Valley Schottlands (ANONYM K.O.J.) konnte gezeigt werden, dass die schlechteste Wasserqualität in den ersten Jahrzehnten nach Einsetzen der Kontamination erreicht wird. Alle austretenden Grubenwässer weisen generell nach 40 Jahren eine niedrigere Belastung auf (ANONYM K.O.J.; YOUNGER 1996, 1997).

Bei Altbergbau sind die Verhältnisse häufig komplizierter, da hier Auffahrungen im Hangenden der Lagerstätte in Vielzahl vorliegen, sodass die Mineralisation der Sickerwässer ungleich stärker und von längerer Dauer ist.

In solchen Fällen kann eine künstliche Erhöhung des Flutungsniveaus eine sinnvolle Alternative darstellen. Allerdings ist hier eine Risikoprognose von hoher Wichtigkeit, wie das in der Einleitung angeführte Beispiel belegt.

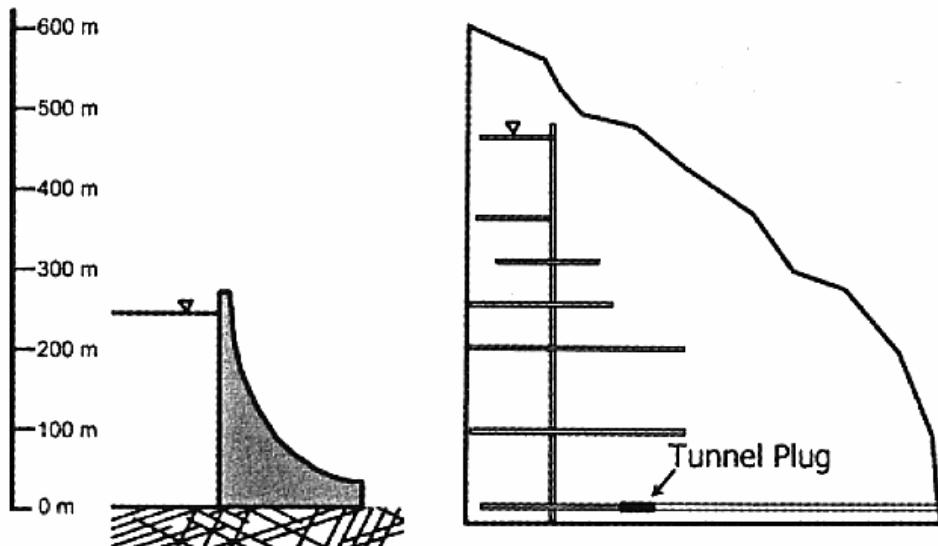
Auch sogenannte Ppropfen (underground plugs; hier geotechnisch für lokalen Verschluss von unterirdischen Auffahrungen) können versagen. Off-site-Anlagen werden daher bevorzugt eingesetzt, um ständige Kontrollmöglichkeiten zu gewährleisten (FIRTH 1999, Environmental Technology Manager, Rio Tinto Research & Technology Development; frdl. pers. Mitt.). Ein weiteres häufiges Argument hierfür ist, dass mit Untergrundversiegelung ein Bergwerk niemals völlig abgedichtet werden kann. Umläufigkeiten über Störungen etc. werden immer auftreten. Das ist solange akzeptabel, wie alles sulfidische Material vollständig wasserbedeckt bleibt und mit der Flutung das Niveau des Überlaufs erreicht wird. Hierbei gilt hinsichtlich des Monitorings zu bedenken, dass in einer Anfangsphase der Restgehalt an bereits gelösten Inhaltsstoffen im gefluteten Bereich ausgespült wird.

1.1. lokale hydraulische Barrieren

Permanentes Versiegeln von untertägigen Auffahrungen stellt eine immer häufiger für Betriebsabschlusspläne genutzte geotechnische Anwendung dar. Hier greifen mehrere Faktoren. Zum Einen ist bei modernen Auffahrungen ein genauer Kenntnisstand in Form von Grubenrissen oder geologischen Dokumentationen über alle natürlichen und künstlichen Wegsamkeiten innerhalb der jeweiligen Lagerstätte vorhanden. Im Gegensatz zu Altbergbau (zB.: in Deutschland älter als 500 Jahre), wo häufig über viele Stollen und Schächte keinerlei Informationen mehr vorliegen, wird es somit möglich anhand dieser Datenbasis detaillierte Planungen für komplett Verschließungen durchzuführen. Mit dem permanenten Verschluss werden folgende Ziele angestrebt: Einmal wird der Zugang zum Bergwerksbereich unmöglich. Des Weiteren wird einerseits der Nettoeintrag von Wasser und auch Sauerstoff in den Grubenbereich reduziert und andererseits der Austrag kontaminiert Grubenwässer verhindert bzw. gehemmt. Durch den Rückstau wird das Flutungsniveau innerhalb der Grube erhöht und somit die Bildung von AMD verhindert. Es ist vor allem in bergigem Gelände nicht möglich mit dieser Technik vollständige Flutung zu erreichen. Über Störungen oder bergbaubedingt aufgelockertes Gebirge wird es immer Umläufigkeiten geben.

Der größte Teil des Austrages saurer Grubenwässer aus Bergwerken erfolgt über Stollen bzw. untertägige Auffahrungen aller Art, Bohrlöcher sowie Störungen oder andere geologische Hauptstrukturen. Das Versiegeln von Stollen soll also primär Hauptaustragsquellen reduzieren.

Die Installation solcher plugs ist eine anspruchsvolle geotechnische Aufgabe. Der Risikofaktor für Versagen derselben ist bei ordentlicher Bauausführung durchaus kalkulierbar, aber die Folgen bei Versagen können extrem sein. Die Wichtigkeit einer genauen Beurteilung ergibt sich auch aus der Tatsache, dass diese Dämme teilweise höheren hydrostatischen Drücken ausgesetzt sind als die höchsten Dämme der Welt (Abb. 13).



Grand Dixence Dam:
welthöchster Betondamm,
285 m

Bergwerks-Tunnel-Plug:
teilweise für hydrostatische Drücke
über 1000 m Wassersäule ausgelegt

Abb.13: Stark schematischer Vergleich des höchsten Betondams der Welt mit
hoch
hydrostatisch belasteten Tunnel-plugs
LANG (1999)

Weiterhin werden hier ganz andere Dimensionen in den Standzeiten erwartet. Minenbetreiber erwarten von solchen geotechnischen Maßnahmen, dass sie als sogenannte “walk-away” (engl.: davongehen; hier dafür, dass hinreichend Nachsorge geleistet wurde, um das Bergbauobjekt aus der Verantwortlichkeit der Betreiberfirma zu entlassen) Mechanismen fungieren, ergo eine nahezu unbegrenzte Standzeit haben sollen. Erschwert wird dies dadurch, dass die sauren Grubenwässer aggressiv (niedriger pH-Wert, hohe Sulfatgehalte) auf viele verwendete Betongemische wirken.

Nahezu unbegrenzt soll verstanden sein als mindestens 100 Jahre, wobei derzeit an der Universität von British Columbia an Plugs aus einem verdichteten Gemisch aus Sand und Bentonit mit Standzeiten von über 1000 Jahren geforscht wird (LANG 1999). YANFUL und SHIKATANI stellten bereits auf der „Conference on Mining and the Environment“, 1995 in Sudbury, Ontario laborative Langzeittests zur chemischen Stabilität solcher Gemische gegenüber ARD vor. Ihr potenzielles Anwendungsgebiet sollten z. B. Tailingdammverkleidungen sein.

Andere Methoden, Wasser in Bergwerken zurückzuhalten, sind technisch nicht so aufwendig, da sie lediglich während der Betriebsdauer funktionsfähig bleiben sollen, wie Dämme, Versatzgitter und Wehre (Anhang, Abb.14). Um auch während der sehr langen Standzeiten keinerlei Diffusionskanäle bautechnisch vorzugeben, werden Plugs als nicht armierte Betonmonoliten ausgeführt (Anhang, Abb.14). Bei sehr grossen Tunneldimensionen sind auch Hohlkernformen möglich. Da Drücke von über 1 MPa (100 m Wassersäule) keine Seltenheit darstellen und langfristiges Monitoring generell nicht vorgesehen ist, sind intensive Bauüberwachung und Qualitätskontrolle extrem wichtig. Gestautes Wasservolumen und Risikoabschätzungen für den Abstrombereich bei worst-case-Szenarien sind Hauptpunkte für die Genehmigungsfähigkeit solch geotechnischer Maßnahmen.

Für kleine Tunneldurchmesser werden sogenannte Parallelplugs eingesetzt. Das bedeutet, der Plug hat keine tief ins Gebirge eingreifenden Strukturen. Gegensätzlich dazu wird seltener ein konischer Ppropf, vordringlich zum Einsparen von Material, errichtet durch Ausweiten der Tunnelwände, welcher sich zum Abstrombereich hin verjüngt (Anhang, Abb.14).

Zur Verbesserung von Kontakt und Abdichtung sind nachträgliche Injektionen (Kontaktverpressung) in vorbereiteten oder später von Abstrom her gebohrten Löchern im Verschlussbereich möglich. Bei Hohlkernpropfen wird partiell ärmerer Zement eingesetzt und ein zylinderförmiger leerer Innenbereich konstruiert, welcher später verpresst werden kann.

Neben den geotechnischen Parametern an der für den Verschluss vorgesehenen Stelle, wie Scherzonen, Klüftigkeit, Porosität und Kluftfüllung, ist wie schon angedeutet die chemische Stabilität des verwendeten Betons von entscheidender Bedeutung für eine gute Langzeitstabilität. Hohe Gehalte an Flugaschen zum Beispiel haben gute Sulfatresistenz gezeigt. Eine Abschirmung des Betons vom sauren Wasser ist dennoch sinnvoll, wie auch eine Zusatzabsicherung im Fall eines Versagens. Das Konzept gestaffelter Barrieren erfüllt diese Anforderungen (Abb. 15). Brennan Lang von der TSS Tunnel & Shaft Sealing Ltd., Brackendale, Kanada gibt einige interessante Beispiele für den Einsatz der geotechnischen Anwendung von Ppropfen (LANG 1999).

Der Kupfertagebau Tapian der Marcopper Mine auf der Phillipineninsel Marinduque wurde bis 1991 betrieben. Daraufhin begann die Verfüllung mit Tailings der nahen San Antonio Grube. Während des Betriebes des Tagebaus Tapian war ein $2,5 * 3$ m Entwässerungsstollen von der Tagebausohle zum Fluss Makulapnit vorgetrieben worden. Dieser Stollen wurde vor der Rückverfüllung mit einem 6 m langen Beton-plug verschlossen. Im März 1996, nach kompletter Verfüllung des Tagebaus, kam es zum vollständigen Versagen des Ppropfens und über mehrere Monate flossen ca. 4 Mio t liquiden Tailingmaterials aus dem Tunnel. Über die Flüsse Maculapnit und Boac wurde das Material 20 km bis zum Ozean transportiert. Die Mine wurde sofort geschlossen und bis heute stehen hohe Sanierungskosten für die Betreiber an.

Der Plug hatte eine unzureichende seitliche Druckkomponente und durch den letztendlich vorliegenden hydrostatischen Druck von 80 m Wassersäule kam es zum Aufweiten von Klüften in der Umgebung. Durch die hohen Druckgradienten wurde schließlich ein direkter Kanal erodiert durch welchen Wasser mit Geschwindigkeiten von bis zu 100 km/h strömte. Schnelle Erosion und Erweiterung dieser Wegsamkeit führten zum völligen Öffnen des Tunnels.

Das katastrophale Versagen ist allerdings nicht sehr häufig. Sehr oft kommt es durch billige Bauweise oder ungenügende geotechnische Vorerkundung dazu, dass die Versiegelungen den angestrebten Wirkungsgrad nicht erreichen. Spätere Nachbesserungen wie etwa Injektionen sind allerdings meist wesentlich teurer und vermeidbar.

So wurden zum Beispiel die ungünstigen geologischen Verhältnisse bei der Installation eines Plugs im Chandler Tunnel der Summitville Mine in Colorado nicht beachtet und der Verschluss war nicht erfolgreich. Der Verschluss wurde in dem $2,4 * 2,4$ m Tunnel 100 m vom Ausgang in 29 m Tiefe angebracht. Der eingestellte Druck entsprach letztendlich 52 m Wassersäule. Errichtet wurde er mit trocken angemischtem Spritzbeton mit beidseitiger Stahlarmierung und war 2 m lang. Durch Kluftwinkel von lediglich 7° kam es zu starker Umläufigkeit. Als Konsequenz wurde ein Injektionsschirm in 6 m Abstand vom alten Plug errichtet und ein neuer Plug an dieser Stelle eingebracht. Durch diese Erweiterung wurde der Ausfluss letztendlich auf null reduziert. Eine sehr kostenintensive Maßnahme die zumindest teilweise vermeidbar gewesen wäre. Das zeigt deutlich die

Notwendigkeit genauer hydrogeologischer und geotechnischer Untersuchungen der für die Versiegelung vorgesehenen Stellen. Vor allem die extrem kostenaufwendigen Injektionen können so häufig vermieden oder zumindest reduziert werden (LANG 1999).

Als positives innovatives Beispiel für gestaffelte Bauweise kann die Neuausführung des Plugs im Fall des Eingangs erwähnten Tagebaus Tapian auf den Phillipinen gelten. Nach sehr detaillierten geotechnischen Voruntersuchungen wurde ein Parallelplug von 20 m Länge eingebracht. Im Radius von 15 m um die Verschlussstelle wurde zusätzlich ein Injektionsschirm errichtet. Und nach Bauausführung des Plugs mit 3 Mpa Druck eine Kontaktverpressung durchgeführt. Der Beton ist im Verhältnis Portlandzement zu Flugasche mit 1,5 zu 1 angemischt und im Anstrombereich als Schutz 3 Lagen Bentonit-Geotextil aufgebracht. Im Abstrombereich wurde dann ein gestaffelter Filter aus Sand und Kies eingebracht. Im Falle eines Zersetzens des Betons nach hunderten von Jahren soll er das Tailingmaterial zurückhalten. Der Sand erfüllt zudem die Standartfilterwerte für Tailingmaterial (Abbildung 15):

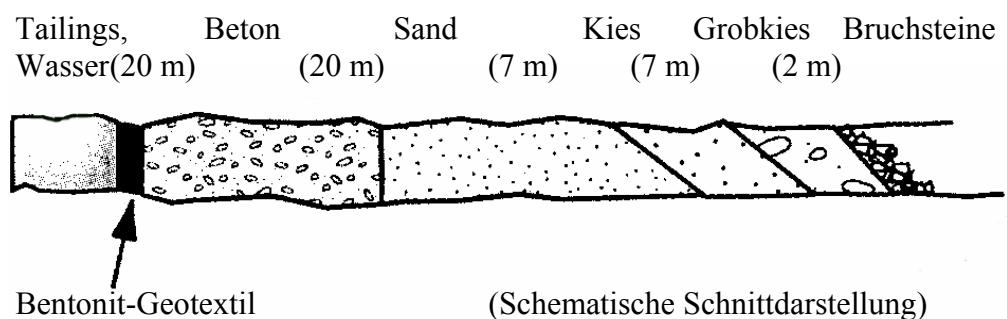


Abb. 15: Neuausführung des Tapian-Drainage-Tunnel-Plugs in gestaffelter Bauweise nach LANG (1999)

Ein positives Beispiel für den Einsatz dieser Technologie um AMD zu reduzieren ist die Galkeno Mine, Teil des Keno Hill Silver Camps im Yukon Territory, Kanada. Wie LANG (1999) detailliert aufzeigt, gelang es sowohl die Abflussmenge an Grubenwasser wie auch die weitere Entstehung von sauren Grubenwässern effektiv zu reduzieren.

Das Bergwerk wurde vom Ende der 50er bis Mitte der 60er Jahre betrieben. Aus dem Galkeno-900-Stollen, einem Erkundungsstollen, flossen 7 L/s mit Gehalten von 35-40 ppm Zink aus. 365 m vom Ausgang in ca. 200 m unter der Erdoberfläche wurde der Verschluss errichtet. Dadurch wurden in der Grube ca. 240 m vertikal komplett geflutet, bis zum nächsthöheren Austritt. Trotz Injektionen war abzusehen, dass eine hohe Restumläufigkeit bleiben würde. Der Abfluss wurde auf 3-4 L/s reduziert, wobei die Hälfte hiervon auf die Umläufigkeiten zurückgeführt wird. Durch die Erreichung des Flutungsziels, dokumentiert durch eine signifikante Abflusserhöhung im oberen Auslauf, konnte die Neubildung von AMD erfolgreich reduziert werden. Die Zinkgehalte gehen seitdem ständig zurück, derzeit auf die Hälfte des Ausgangsgehaltes.

1.2. In situ hydraulische Barrieren

Diese geotechnische Maßnahme wird sehr häufig in vielen Bereichen der Baubranche in Form von Spundwänden eingesetzt. Weitere technische Möglichkeiten bestehen im Errichten von impermeabel verfüllten Schlitzwänden oder Bohrpfahlwänden. Für größere Tiefen werden häufig Schleierinjektionen großflächig eingesetzt. Sowohl Baugrundverbesserung als auch das Errichten von hydraulischen Barrieren wird mit dieser Möglichkeit realisiert.

Generell sind in situ errichtete Barrieren dazu geeignet den Zu- und Abstrom von Grundwasser im Umfeld von untertägigen Auffahrungen zu reduzieren oder partiell zu unterbinden. Ein weiteres wichtiges Einsatzgebiet ist bei sogenannten "Funnel and Gate Systems" (Trichter und Tor System; geotechnisch für System zum Orientieren des Grundwasserstromes auf einen lokalen Filterbereich) im Abstrom kontaminiertes Grundwassers. Vor allem eine in situ Errichtung der Barrieren ohne aufwendige Erdarbeiten und in beliebigen Tiefen sind hier geforderte technische Einsatzkriterien.

Auf dem Kongress Mine, Water & Environment, 1999 in Sevilla, Spanien wurde von Chris L. WARING von der ANSTO (Australian Nuclear Science and Technology Organisation) und Jeffrey R. TAYLOR von Earth Systems Pty Ltd ein neues Verfahren zur Errichtung von neutralen in situ Untergrund-Barrieren vorgestellt (WARING & TAYLOR 1999).

Initialer Gedanke war, dass bei natürlich vorkommenden Beispielen, wie Erdöllagerstätten, durch Interaktion von Ca-reichen Grundwässern und CO₂-reichen Gasen aus der Lagerstätte, diese versiegelt wurden. In den Poren kristallisiert sekundär Calcit aus und führt zur Impermeabilität. Durch gesteuertes Einbringen von CaO in gesättigter Lösung und Kohlendioxid als Gas wird dieser Prozess in porösen Gesteinen und Böden induziert.

Die Technologie ist auf Grund der niedrigen Kosten für die verwendeten Chemikalien sehr preiswert. Ein weiterer positiver Aspekt hierbei ist, dass durch die sekundären Karbonatminerale nur die engen Porenöffnungen verschlossen werden. Ein vollständiges Ausfüllen der Intergranularräume erfolgt nicht. Dies spart weitere Materialkosten. Dieser natürliche Prozess bedingt zudem, dass

weniger detaillierte Kenntnisse über das jeweilige Gestein vorliegen müssen, als etwa bei Injektionen, wo genaue Auswahl der Körnung vorgenommen ist. Denn das Wachstum der Sekundärminerale erfolgt erst *in situ*. So wird auch eine der wichtigsten Anwendungsgebiete die Minimierung und Kontrolle von AMD bzw. ARD durch Installation von preiswerten, dichten Barrieren im Untergrund sein. Weiterhin ist die gezielte Permeabilitätsverringerung von Haufwerken und Versatz denkbar.

Da sich die Technologie noch in der laborativen Entwicklungsphase befindet, liegen noch keine Praxisbeispiele vor. Die Performance war allerdings so überzeugend, dass bereits Objekte für Praxistests in Auswahl sind.

Die chemische Stabilität gegenüber sauren Wässern wurde laborativ untersucht und sehr positive Ergebnisse erzielt. Nach anfänglicher Lösung von Karbonatmineralen, wurden die Wässer gepuffert, der pH-Wert stieg an und es kam in Folge zur Ausfällung von neuen Sulfaten, Hydroxiden und Karbonaten. Es kristallisierten unter anderem Gips, Aluminiumhydroxide und Siderit aus. Diese Minerale bildeten einen chemisch stabilen Überzug über dem ungelösten Calcit und füllten die durch Lösung entstandenen Porenräume ihrerseits sekundär aus. Diese laborativen Kurzzeittests zeigten, dass die Permeabilität von Neutralen Barrieren durch Interaktion mit sauren Wässern weiter reduziert wird und dass die Integrität der Barrieren erhalten bleibt.

Erste technische Daten sind noch vage Angaben. Die Kosten werden allgemein als gering bezeichnet. Es wird mit Einsatzteufen bis 1 km gerechnet und eine Verringerung der Permeabilität um 10^3 erreicht. Als besonders positiv wird der sogenannte Selbstsueh-Effekt der Technik herausgestellt. Gemeint ist damit, dass bei Vorfinden offener Porenräume diese Öffnungen von selbst verschlossen werden und die restliche Lösung weiterströmt. So gedenkt man künftig Lecks in bestehenden Barrieren mit einem Minimum an Vorerkundung und geringem Materialeinsatz verschließen zu können. Ein Pilotversuch ist bereits geplant.

Ein ähnlicher Ansatz zur *in situ* Reduzierung der Permeabilität wurde vom Institut für technische Chemie der TU Bergakademie Freiberg benutzt, um ein Verfahren zu entwickeln, welches hauptsächlich in Sandsteininformationen eingesetzt werden soll. Die Hauptwirkung des Verfahrens besteht darin, die

Permeabilität poröser Gesteine zu minimieren und ist somit bereits vor der Flutung *in situ* direkt im mineralisierten Gestein sowie auch im Haufwerk des Versatzes einsetzbar. Aufgrund der hohen Kosten ist allerdings die gezielte Anwendung als direkte Versiegelung der Reicherzpartien – im Gegensatz zur weiträumigen, indirekten Versiegelung der Grubenbaue notwendig. Das Verfahren basiert auf der zeitlich gesteuerten *in situ* Ausfällung und Kristallisation von BaSO₄. Ziel des Verfahrens ist es in porösen Gesteinen, denkbar sind hier neben Reicherzzonen auch Versatz und Haufwerke, mit hohen Erzgehalten, die Lösung zu hemmen und gleichzeitig den Austrag hochmineralisierter Wässer aus diesen Bereichen zu verhindern. Es hat sich gezeigt, dass eine sichere, langzeistabile Schwermetallfixierung und Permeabilitätsreduzierung erreicht werden kann (ZIEGENBALG 1999).

Möglich wird das Verwenden von BaSO₄-übersättigten Lösungen durch spezielle Fällungsverzögerer. Diese wirken zeitlich begrenzt und je nach pH-Wert, Sättigung und Verzögererkonzentration kommt es zur Auskristallisation (Anhang, Abb. 16). Die technische Durchführbarkeit sollte in zwei Grossversuchen in der Uranerzgrube Königstein demonstriert werden. Dieser Nachweis wurde bisher nicht erbracht (Mitt. Prof. Merkel, Lehrstuhl für Hydrogeologie, TU BAF).

Nach ZIEGENBALG soll diese Technik hauptsächlich als unterstützende Maßnahme eingesetzt werden, um den Zeitraum von Sanierungen zu verkürzen.

1.3. In situ Coating

Das in situ Beschichten der Eisensulfide (Pyrit, Markasit) mit einem unlöslichen und impermeablen Überzug oder Coating (im Gegensatz zu Armoring, für in situ Verschluss der Porenräume und damit Impermeabilität des gesamten porösen Gesteinsbereiches, Abschn. 1.2.) stellt einen sehr vielversprechenden Ansatz zum Verringern von AMD dar. Mit einem Coating aus Eisenphosphat wurden erste Erfolge erzielt (ROY & WORRALL 1999).

Da mit Lösungen gearbeitet wird, ist auch diese Technik gebunden an den Einsatz in porösen Gesteinen und Haufwerken. Die verwendeten Lösungen enthalten Wasserstoffperoxid (H_2O_2) und Kaliumhydrogenphosphat (KH_2PO_4). Bei der Dissoziation von KH_2PO_4 entstehen Phosphationen. Durch Wasserstoffperoxid wird der Pyrit oberflächlich oxidiert, es entstehen Eisen-III-Ionen. Bei der Reaktion der Eisen (Fe^{3+})-Ionen mit den Phosphat (PO_4^{3-})-Ionen entsteht Eisenphosphat ($FePO_4$), welches sich als passive unlösliche Schicht auf der Mineraloberfläche niederschlägt.

Ergebnisse von Großversuchen und Kostenanalysen liegen noch nicht vor.

2. Gas-Redox System

Als neue Technik wurde 1999 auf dem Minerals Council of Australia Environmental Workshop von WARING und TAYLOR das Gas Redox and Displacement System (GaRDS) vorgestellt (WARING & TAYLOR 1999). Es soll ein breites Anwendungsspektrum zur Verhinderung der Bildung von AMD bieten. Sowohl für Altbergbau wie auch für anstehende Schließungen von Bergwerken und vor allem für temporäre Schließungen mit der Option der Wiederaufnahme des Abbaus bei steigenden Metallpreisen soll diese Lösung anwendbar sein. Die Autoren weisen darauf hin, dass zwei Haupteintragszenarien für AMD in die Umwelt bestehen. Einmal aus auflässigen Gruben und zum anderen aus Abraummaterial, Halden, oder Tailings sind Gegenstand intensiver Untersuchungen. Für untertägige Auffahrungen hingegen gibt es nur wenige alternative preventive Maßnahmen. Die Flutung stellt nach wie vor den gängigsten Weg dar. Aber zusätzlich zum Risiko des Versagens von Versiegelungen treten häufig durch Umläufigkeiten eine Vielzahl diffuser Austritte auf.

Beim GaRDS beläßt man die eingestellten Strömungsverhältnisse. Durch die Verwendung von stark reduzierenden Gasen, die durch bakterielle Zersetzung von Organika entstehen, wird Sauerstoff, bzw. Luft, verdrängt und reduzierende Bedingungen geschaffen, unter denen sulfidische Minerale stabil bleiben. Primär ist es notwendig alle künstlichen Zugänge (z.B. Schächte, Bewetterungen) zum Bergwerk zu verschließen. Da keine hydraulischen Drücke auftreten, sind preiswerte aber luftdichte Verschlüsse ausreichend. Am topographisch tiefsten Austritt wird ein Ablass installiert, der aber keinen Luftzutritt ermöglicht. In die Schächte wird eine gut dimensionierte Menge an Organika eingebracht. Durch deren bakteriellen Abbau entstehen Kohlendioxid (CO_2), Methan (CH_4) und Schwefelwasserstoff (H_2S). Kohlendioxid verdrängt den Sauerstoff aus Klüften, Störungen oder Poren, und das reduzierende Gasgemisch drückt Luft und damit Restsauerstoff durch verbleibende Öffnungen, sodass schließlich oxidierende Prozesse unmöglich sind. Bei oberflächlichem Austritt von CO_2 , H_2S und CH_4 durch eben diese Wege sind, ist die Maßnahme erfolgreich. Es wird sogar

erwartet, dass später durch Reduktion von Sulfat zu Sulfid unter diesen Bedingungen, sekundäre Sulfide gebildet werden können.

Die wichtigsten Vorteile sind die geringen Kosten, schnelle Installation, langfristige Funktionalität, minimales Risiko und die Möglichkeit eines schnellen Rückbaus.

Zusätzlich erwartet man beim Einsatz der Technologie Synergieeffekte zur Neutralen Barriere Technologie (Abschn.1.2.). Unter diesen chemischen Verhältnissen können Siderit (FeCO_3), Rhodochrosit (MnCO_3), Malachit/Azurit ($\text{Cu}_2(\text{OH})_2\text{CO}_3$), Smithsonit (ZnCO_3), und eventuell auch Ankerit ($\text{Ca Fe,Mg,Mn } (\text{CO}_3)_2$), Calcit (CaCO_3), Magnesit (MgCO_3), und Dolomit ($\text{Ca,Mg}(\text{CO}_3)$) aus Sicker- und Kluftwässern ausfallen. Verschluss von Klüften und Poren mit diesen Prezipitaten, und damit ständige Permeabilitätsverringerung im Hangenden führen zum weiteren Abriegeln des Systems vor dem Luftsauerstoff. Unterstützt werden kann dieser Effekt durch oberflächliches Ausbringen von Carbonat, welches gelöst mit dem Sickerwasser transportiert wird.

Ein übertägiges Produzieren reduzierender Gasgemische und deren Einleitung in das Grubengebäude ist eine weitere denkbare Möglichkeit. Nachteile des Verfahrens bestehen vor allem in der fehlenden Kontrollierbarkeit der giftigen Gase, Explosionsgefahr und potentiellen Grundwasserkontaminationen.

3. Inhibition bakterieller Entwicklung

Durch Einsatz von speziellen Chemikalien ist es möglich die biologische Entwicklung von *Thiobacilli* zu stoppen bzw. zu hemmen. Da, wie bereits in der Einleitung angedeutet, der Einsatz von solchen Inhibitoren große Unsicherheiten beinhaltet, was Wirkungsdauer und Effizienz betrifft, wird ein eventueller Einsatzbereich sicher auf kurzfristige Anwendungen beschränkt bleiben. Vor allem bei Abraum- und Haldensanierungen ist der sinnvolle Einsatz als Sofortmaßnahme denkbar. So können die Oxidationsprozesse wirksam verlangsamt werden bis andere Maßnahmen installiert sind (z.B. Abdeckungen, Dämme für Flutung). Für den Einsatz in Bergwerken gilt analog, der Einsatz ist sinnvoll in Haufwerken und Versatz denkbar bis andere Preventivmaßnahmen oder Reinigungssysteme installiert worden sind. Aufgrund von Verdünnung und Austrag der Inhibitoren ist eine dauerhafte Anwendung mit hohem Monitoringaufwand und ständigem Nachdosieren verbunden. Ein Aufwand der mit passiven Systemen reduzierbar ist. Hinzu kommt, dass die meisten Inhibitoren humantoxikologisch nicht unbedenklich sind, im Gegenteil, einige sind stark giftig (STICHBURY et al. 1995).

Einige wenige Substanzen, die in der Lage sind Urease, ein katalytisches Enzym bei der Pyritoxidation durch *Thibacillus*, zu blocken, sind „relativ ungiftig“ (STICHBURY et. al. 1995). In Laborversuchen wurden positive Resultate mit 2,5-dimercapto-1,3,4-thiachäzolum und 5-amino-1,3,4-thiadiazole-2-thion erzielt. Die Oxidation von Fe-II zu Fe-III und von Metallsulfiden durch *Thiobacillus Thioparus* konnte unterbunden werden. *Th. Thioparus* wurde als Referenzbakterium für die Versuche genutzt, da er ubiquitär in Tailings ist und eine typische neutrophile *Thiobacillus*-Species darstellt (STICHBURY et al. 1995).

Interessanter Aspekt dieser Untersuchungen ist, dass hier eine Möglichkeit besteht, die Bildung von AMD generell zu unterbinden. Es wurden in frisch geschütteten Tailings mit noch neutralem pH-Wert große Mengen neutrophiler Bakterien wie *Th. Thioparus* gefunden. Die im sauren Milieu produktiven Spezies wie *Th. Thiooxidans* (pH 1-4) waren kaum vertreten (BLOWES et al. 1995). Es wird angenommen, dass die initiale Oxidation durch

neutrophile Spezies katalysiert wird. Gelingt es frühzeitig diese in ihrer Wirkung zu hemmen, können andere geotechnische Maßnahmen eingeleitet werden, bevor die Säureproduktion überhaupt einsetzt. Bei untertägigen Auffahrungen gilt dies analog für Rückverfüllung mit Tailingmaterial oder Abraum bis zur Flutung.

Aktuellste Forschungen könnten neue Erkenntnisse für diese Untersuchungen bringen. Es wurden im stark sauren Milieu eines Erzbergwerkes (Iron Mountain Mine, California, USA) bisher unbekannte Mikroben entdeckt, welche unter Extrembedingungen leben. In der seit 1962 geschlossenen Mine liegen die Temperaturen zwischen 35 und 50 °C und die Drainagewässer haben pH-Werte zwischen 0 und 1. Während *Thiobacillus ferrooxidans* unter pH 1,5 keine optimalen Lebensbedingungen mehr vorfindet, wurden in den extrem sauren Wässern reiche Populationen von *Ferroplasma acidarmanus* und anderen vorgefunden. Diese Mikroben, die über keine Zellwand verfügen, übernehmen die Rolle der Thiobacilli im hoch sauren Milieu (DEVITT & GIHRING 2000). Im Rahmen dieser Untersuchungen wollen die Autoren auch aufzeigen, dass Phosphatcoating lediglich die abiotische Sulfidverwitterung stoppt und möglicherweise sogar als Nährstoff für solche Mikroorganismen dienen kann.

4. Rückverfüllung

Durch Einbringen von reaktivem Material in den Grundwasserbereich mittels Rückverfüllung erreicht man eine Erhöhung der Alkalinität der durch das Rückfüllmaterial sickernden Wässer. Drei generelle Ansätze wurden bislang erprobt (SKOUSEN 1997): Direktes Vermischen des Rückfüllmaterials mit carbonatischem Material, ummanteln des Rückfüllkörpers mit carbonatischem Material oder Einbringen von Carbonatdepots im Anstrombereich. Carbonatdepots im Anstrom werden in Grabenform angelegt und mit Natriumcarbonat und gemahlenem Kalkstein gefüllt. So wird erreicht, dass die in den Rückfüllbereich eintretenden Wässer bereits eine hohe Alkalinität aufweisen. Säurebildung wird somit *in situ* gepuffert. Es bestehen hier Analogien zu reaktiven Barrieren mit dem Vorteil, daß der Freiraum für die Installation bereits vorhanden ist und somit aufwendige Erdarbeiten entfallen. Nachteile dieser Verfahren sind die Unzugänglichkeit des reaktiven Materials im Falle von plugging oder coating, ein hoher Volumenbedarf, der Verbrauch des Materials und bei Anstieg des pH-Wertes aus anderen Gründen eine zusätzliche Veränderung der Wässer zum basischen Milieu hin.

In einer Kombination aus lokaler Versiegelung (plug) und alkalischer Rückverfüllung wurde ein neues Verfahren der Firma BURNETT ENGINEERING, Inc in West Virginia getestet. Zwei Ziele wurden dabei verfolgt. Erstens wurde ein gefährlicher Altbergbau gesichert und zweitens der Austrag saurer Grubenwässer reduziert. In diesem Falle wurde ein Carbonatdepot im Abstrom installiert.

Auf einer Länge von 64 m wurde der Grubenhaupteingang hydraulisch verpresst. Als Verpressmaterial wurden 109 t ASHTO Nr.57 Kalkstein verwendet. Während der ersten 8 Monate nach der Versiegelung änderte sich der pH-Wert der austretenden Wässer von vormals 2,8 auf 7,0 und eine Acidität von 550 mg/L wurden gepuffert. Nach dieser Zeit stieg die Durchflussrate allerdings an und der Reinigungseffekt sank, bedingt durch vermutliches Überlaufen oberhalb des Kalksteins (SKOUSEN 1997).

Die praktische Funktionalität der Anwendungen von Ummantelungen soll folgendes Beispiel verdeutlichen. Die UPPER FREEPORT-Mine in der Nähe von Mason Town, West Virginia wurde mit einer Kombination aus Haldenmaterial und alkalischem Abraum des nahen Bakerstown Tagebaus rückverfüllt. Das alkalische Material wurde auf den Schachtböden und verdichtet rings um das Haldenmaterial eingebracht (Ummantelung). Ca. 1,63 kg/m² wurden verwendet und das potenziell AMD produzierende Haldenmaterial der UPPER FREEPORT-Mine sozusagen „hoch und trocken“ eingebaut. Drei Jahre nach Installation konnte keinerlei AMD aus der Grube beobachtet werden. Die Kosten für Antransport des alkalischen Materials beliefen sich auf rund 10 US\$ pro ha. Kosten für eine chemische Grubenwasserreinigung hätten pro Jahr 800-1500 \$ betragen (SKOUSEN 1997).

Einen weiteren gangbaren Weg stellt die Rückverfüllung im sogenannten „Paste-Backfill“-Verfahren dar. Bei diesem Verfahren werden zerkleinerter Abraum und Beton als Gemisch in die Grubenbaue rückverfüllt (Anhang, Abb. 17), beispielweise beim Tusequah Chief Projekt in Nordwest British Columbia (ANONYM H O.J.). Positiv ist hierbei, dass sowohl die oberirdische Eintragsquelle in Form des Abraums dezimiert wird, wie auch hydraulische Wegsamkeiten innerhalb der Grubenbaue verschlossen werden. Auch hier gilt, dass nicht alle Umläufigkeiten unterbunden werden, vor allem nicht bei stark zerrüttetem und aufgelockerten Gebirge. Auch gelingt es nicht, allen Abraum auf diese Weise wieder rückzuverfüllen – in den meisten Fällen nur etwas über 60 % (ENVIRONMENTAL MINING COUNCIL OF BC 1998).

Ein anderer Denkansatz besteht im Einsatz von Mikroorganismen. Meist werden diese Prozesse in konstruierten Systemen wie etwa Wetlands mitgenutzt. Es ist allerdings auch mit Erfolg versucht worden, organisches Material und entsprechende Mikroben ins Rückverfüllungsmaterial einzubringen und somit eine *in situ* Bioreinigung zu induzieren. Eine Mischung organischen Materials (z.B. Sägespäne, Klärschlamm) wurde mit Abraum zusammen als Rückverfüllung in ein Bergwerk eingebracht. Analog zum Gas Redox System (Abschn. 2.) entsteht ein anaerobes Milieu. Eine ca. 20-prozentige Abnahme der Eisen-, Mangan- und Aluminiumgehalte konnte erzielt werden (SKOUSEN). Um diese Erfolge weiter zu steigern werden beim LAMBDA BIO-CARB Prozess gemischte

Kulturen von Mikroorganismen injiziert. Bei einem Feldversuch in Pennsylvania konnten Fe-Gehalte von 18 mg/l auf unter 1 mg/L, Mn-Gehalte von 7 mg/L auf 2 mg/L reduziert und der pH-Wert von 6,0 auf 8,0 erhöht werden.

II. Reinigungsunterstützende Verfahren

5. Offene Carbonatgerinne

Wie bereits in der Einleitung angedeutet, handelt es sich bei offenen Carbonatgerinnen um eine sehr simple, und deshalb nur als unterstützend eingesetzte Methode, den pH-Wert des Grubenwassers anzuheben. Sinnvoll einsetzbar ist das Verfahren nur, analog der Reinigungsverfahren, wenn sich Grubenwässer summarisch oberirdisch fassen lassen. Besonders als erstes Teilstück eines kombinierten passiven Reinigungssystems werden diese Kanäle verwendet. Durch die Erhöhung des pH-Wertes kommt es zum Ausfällen von Eisenhydroxid $[Fe(OH)_3]$ und Eisencarbonat $[Fe_2CO_3]$. In einem nachgeschalteten Absetzbecken können diese als Schlämme entfernt werden, bevor das Wasser durch freien Überlauf andere Reinigungsstufen erreicht.

Der Aufbau ist unkompliziert. Wie Abbildung 18 zeigt, werden flache Gräben mit möglichst großen Oberflächen angelegt. Diese werden mit Dichtungsbahnen ausgekleidet, um ein Versickern der sauren Wässer zu unterbinden. Als zweite Schicht bringt man gebrochenen Kalkstein ein, wobei eine große Menge nötig ist (Anhang, Abb. 19, 20, 21). Zum einen um eine hohe Reaktionsoberfläche zu bieten, zum anderen um trotz Coatings eine gute Langzeitperformance sicherstellen zu können. Die komplette Versiegelung oder Bildung eines Überzugs können durch hohe Fließgeschwindigkeiten und turbulentes Fließen verringert werden. Eine Möglichkeit dies zu erreichen, ist der Einbau von verschiedenen Gefällestufen im Verlauf des Kanals. Um ohne aufwendige Erdarbeiten den gleichen Effekt zu erzielen, ist es möglich in Abflüsse mit geringen Wassermengen wechselseitig Carbonatwälle zu schütten. Dadurch wird eine Verlängerung der Fließstrecke, und damit längere Kontaktzeiten, und verstärken der Turbulenzen erreicht (Anhang, Abb. 22).

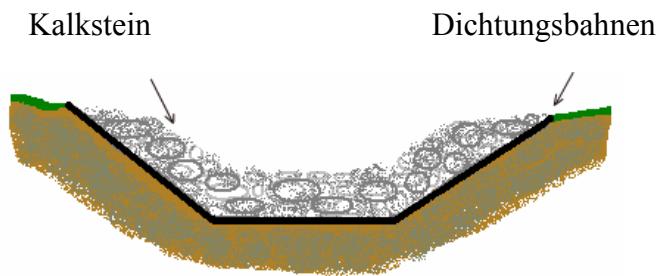


Abb. 18: Schematischer Schnitt durch einen offenen Kalksteinkanal nach RIDGE (1999)

Intensive Feldstudien konnten zeigen, dass selbst bei völlig durch Eisen- und Aluminiumhydroxide versiegelten Carbonatkanälen noch ein Reinigungseffekt von 25 – 50 % für die meisten Metalle in sauren Grubenwässern erreicht wird (ANONYM a o.J.). Ein gleichzeitiges Wirken von adsorptivem Binden und Carbonatrestlöslichkeit ist hier anzunehmen.

Eine Erweiterung des ursprünglichen Konzepts hierzu stellt der Pyrolusite® Prozess dar. Mittels speziell an die jeweiligen Verhältnisse angepasster, im Labor kultivierter Mikroben wird in diesem Prozess Eisen, Mangan und Aluminium aus AMD entfernt. In einem flachen Bett aus Kalkstein, welches meist als gewundener Kanal ausgeführt ist, werden lokal über Impfpunkte die vorher laborativ angepassten Mikrobenstämme in das Substrat eingebracht (Abb. 23). Sie siedeln an der Oberfläche der Carbonatkörper, oxidieren die gelösten Metalle im durchströmenden Wasser und laugen den Kalk, was zur Erhöhung des Karbonatgehaltes und somit des pH-Wertes der Wässer beiträgt. Das Verfahren wurde in West-Pennsylvania mehrfach mit überraschenden Ergebnissen eingesetzt (RIDGE 1999). Mn und Eisen wurden in ihre unlöslichen Oxide überführt. Beide Metalle wurden von Anfangsgehalten um 25 mg/L auf unter 1 mg/L reduziert (SKOUSEN o.J.).

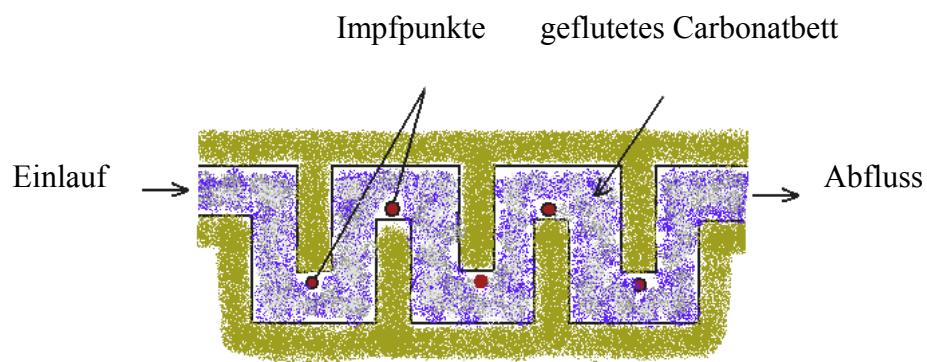


Abb. 23: Schematische Draufsicht eines Pyrolusit Betts
nach RIDGE (1999)

Um ähnlich wie bei ALD hypodermische Abflüsse oder Grundwasseraustritte zu fassen, wurden Carbonatbecken konzipiert. In einem Becken mit einem Wasserstand bis zu 3 m wird direkt über dem Grundwasseraustritt eine 0,3 - 1 m mächtige Carbonatschicht aufgebracht. Beim Aufsteigen der Wässer wird der Kalk gelöst. Die Vorteile liegen darin, dass beobachtet werden kann, falls sich zu viele Prezipitate bilden und dann der Kalkstein umgeschichtet oder weiterer zugegeben werden kann. Drei dieser Becken sind in Betrieb aber keine Informationen über die Funktionalität zu erhalten (SKOUSEN O.J.).

6. Carbonatumkehrbrunnen

Eine weitere Methode, basierend auf Erhöhung des Carbonatgehaltes, sind Umkehrbrunnen. Saure Grubenwässer werden mit Dämmen gestaut und via Rohrleitung und Fallrohr mittig auf den Boden des Brunnens geleitet. Im Brunnen befindet sich fein gebrochener Kalkstein (Abb. 24; Anhang, Abb. 25, 26). Durch mehrere kleine Öffnungen werden höhere Turbulenzen erzeugt und somit das Coating der Kalkkörner weitgehend verhindert. Über den freien Überlauf kann das Wasser beispielsweise zu Absetzbecken weitergeleitet werden. Nachteilig ist, dass periodisch (ca. alle 2 Wochen) frischer Kalk zugefügt werden muss.

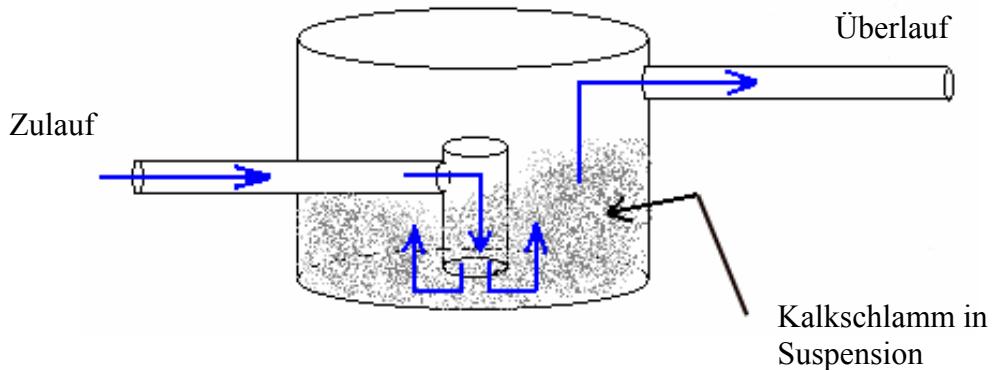


Abb.24: Schematische Darstellung eines Umkehrbrunnens
nach RIDGE (1999)

Die direkte Kalkzugabe in Fließgewässer wird bei Zufahrtsmöglichkeit für LKW's auch mit Carbonatsand, ca. 1–2 mal jährlich, durchgeführt (Anhang, Abb. 27). Größte Nachteile dieser einfachen Methoden sind das starke Ausspülen des Kalksandes während Hochwasser und das Verbleiben der Prezipitate im Fließgewässer. Es wird lediglich ein Verbleib in der Nähe der Eintragsquelle erreicht. Das Verfahren ist anwendbar bei niedrigen pH-Werten (2-5) und geringen Anteilen gelöster Metalle (einige ppm) im Wasser.

7. Anoxische Carbonatdrainagen

Anoxische Carbonatdrainagen (Anoxic Limestone Drains: ALD) - anoxisch aufgrund des Gehaltes an gelöstem Sauerstoff der eingeleiteten Wässer von unter 0,3 mg/L - zählen zu den meistverwendeten Teilsystemen in passiven Reinigungsanlagen. Analog zu reaktiven Wänden werden in tiefen Gräben Carbonatdepots unter Sauerstoffabschluss angelegt (Abb. 28). Hauptsächlich reinfiltrierte oder hypodermisch abfließende Grubenwässer werden mit ihnen gefaßt. Positiv sind ihre lange Lebensdauer, 15-25 Jahre, ihr unterirdischer Einbau, keine langfristige Platzinanspruchnahme, und der einfache Aufbau (Abb 28, Anhang, Abb. 29).

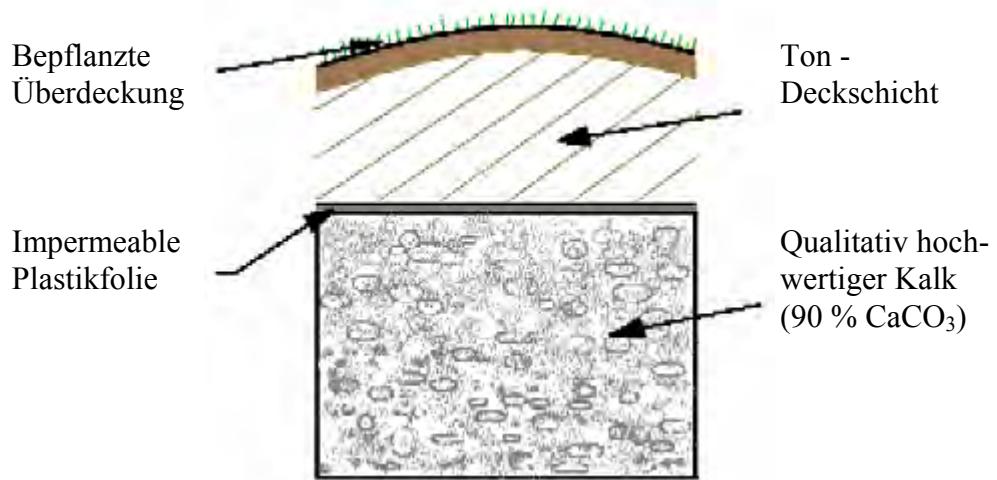


Abb. 28: Schematische Schnittdarstellung eines ALD-Systems nach RIDGE (1999)

Wässer, deren Alkalinität mit solchen Drains erhöht werden soll, dürfen nur wenig Fe^{3+} - oder Al^{3+} - Ionen und so gut wie keinen gelösten Sauerstoff enthalten, um das Verstopfen der Poren mit Hydroxiden zu verhindern. Wobei Eisenhydroxide (FeOOH) Coatings um die Körner bilden und durch Aluminiumhydroxide (AL(OH)_3) die Porenräume ausgefüllt werden - plugging - (Anhang, Abb. 30). Durch den geringen Sauerstoffgehalt wird die Oxidation von Eisen-II zu Eisen-III-Ionen verhindert. Es bilden sich somit in Folge keine Eisenhydroxide innerhalb der Drains.

Weiterhin wichtig für eine gute Funktionalität sind hohe Gehalte an CaCO_3 im verwendeten Kalkstein. Die meisten funktionierenden ALD weisen Carbonatgehalte von 80-93 % auf (KLEINMANN et al., IN GELLER et al. (Eds.) 1999). Die Größe von ALD berechnet sich auf Grund der Annahme, dass Alkalinität von 275-300 mg/L produziert wird. Abhängig ist dies von der Löslichkeit des Kalkes und der Verweilzeit des Wassers im System. Um die Balance zwischen Baukosten und Effektivität zu halten rechnet man mit einer Verweildauer von 14-15 h. Die allgemeine Berechnung der Kalksteinmenge, welche für ein ALD benötigt wird lautet wie folgt:

$$M = (Q * p_b * t_d / V_v) + (Q * C * T / x)$$

M= Masse des Kalksteins (t)

Q= Durchflussrate AMD (m^3/d)

p_b = Dichte des Kalksteins (t/m^3)

t_d = Verweildauer (d); üblicherweise 0,625 d

V_v = Porenanteil (1)

C= Gehalt an Alkalinität des ausfliessenden Wassers (t/m^3)

T= Standzeit des Drains (d); üblicherweise 9125 d =25 a

x= CaCO_3 -Gehalt des verwendeten Kalksteins (1)

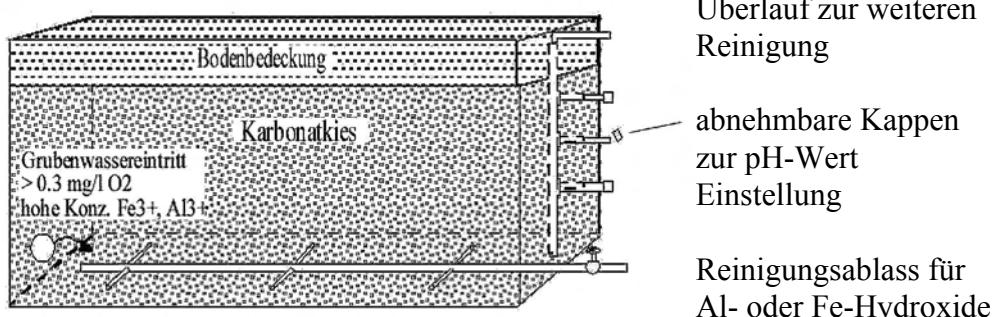
In West Virginia lagen 1997 Ergebnisse von intensiven Untersuchungen zur Reinigungskapazität von ALD vor. Die Systeme reinigten Wässer mit einer Acidität von 170-2400 mg/L und erreichten Wirkungsgrade von 11-100 % (SKOUSEN 1997).

In Coketown wurde untertägig Kohle abgebaut, bis 1960 die letzte Grube geschlossen wurde. Besonders aus einer der Hauptgruben traten große Mengen von AMD aus. Zum Reinigen wurde ein gekoppeltes System mit zwei Zellen, bestehend aus einem ALD und einem aeroben Wetland, eingesetzt. Das Wasser floss mit einem pH-Wert von 3,1 und einer Acidität von 500 mg/L in 0,5-3 L/min aus. Reinigungskosten bei Einsatz aktiver Methoden hätten sich auf 100 000 US\$ pro Jahr belaufen. Die ALD-Zelle bestand aus einer 1,5 m mächtigen Schicht organischen Materials, um den Luftsauerstoff zu reduzieren (anstelle der abdichtenden Tonschicht), und einer darunter liegenden 0,6 m mächtigen Carbonatschicht. Bei der Zweiten Zelle waren es 0,6 m organisches Material zu 1,8 m Carbonat. Gesamteinhalt waren 19000 t Kalkstein. 1994 wurde das System

in Betrieb genommen. In den ersten 12 Monaten betrug die Reinigungseffizienz 100 %. Das System verlor mit der Zeit stark an Leistung, da die hydraulischen Durchlässigkeiten der eingebrachten Materialien zu gering waren und oberflächlicher Abfluss auftrat. Zusätzlich kam es zum Verstopfen der Poren durch Al-Hydroxide und somit zur weiteren Verringerung des Durchsatzes. Dokumentiert wurde dies vor allem im Rückhalt von Aluminium. Im Juli 1995 betrug er 100 %, im September lediglich noch 17 %.

Da ALD begrenzte Wirkung bei Wässern mit Gehalten über 0,3 mg/L gelöstem Sauerstoff und hohen Aluminiumkonzentrationen gezeigt haben, wird auf experimenteller Ebene an Carbonatdrains mit Sauerstoffzutritt (Oxic Limestone Drains: OLD) gearbeitet. Sauerstoffzutritt erfolgt in gelöster Form mit dem Grubenwasser. Der prinzipielle Aufbau ist analog zu ALD (Abb. 31). Durch Einsatz natürlicher Böden als Bedeckung ist Sauerstoffzutritt zum System möglich. Hauptgedanke ist, Aluminium- und Eisenhydroxide innerhalb des Systems ausfallen zu lassen. Man hofft periodisch durch Druckaufgabe und schnellen Auslass des Systemwassers ein Ausspülen der Schlämme über den Basisablass zu erreichen. Ein kleines Pilotobjekt läuft erfolgreich in der Anthracite Region unter Regie von Dr. Chuck CRAVOTTA vom USGS (United

Karbonatdrain mit Sauerstoffzutritt



States Geological Survey) (ANONYM I O.J.)

Abb. 31: Schematische Schnittdarstellung eines Carbonatdrains mit Sauerstoffzutritt und Abzugsmöglichkeit für Hydroxidschlämme nach ANONYM I (O.J.)

8. Successive Alkalinität Produzierende Systeme (SAPS)

Der generelle Aufbau eines SAPS besteht aus einer an der Basis drainierten Kalksteinschicht, über der organisches Substrat aufgebracht wird (Abb. 32, Anhang, Abb. 33). Flaches, stehendes Wasser bildet die oberste Schicht in der Reaktionszelle. Das Wasser sickert vertikal durch den Kompost und die Karbonatschicht und wird schließlich mittels der Drainagen gesammelt und abgeleitet. Die Alkalinität der Wässer wird durch Carbonatlösung und bakterielle Sulfatreduktion erhöht. Selbst stark saure Wässer können mit einer Serie von SAPS gereinigt werden. Gängigerweise werden ein Absetzbecken und ein aerobes Wetland angeschlossen.

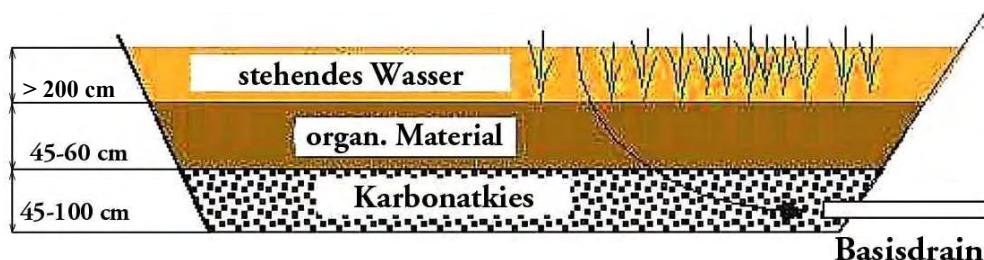


Abb. 32: Schematische Schnittdarstellung eines typischen SAPS-Systems nach ANONYM I (O.J.)

Die SAPS werden in kompakten Zellen off site installiert, die Verweilzeiten liegen bei 12-15 Stunden und die benötigte Kalksteinmenge wird analog zu den ALD berechnet. Allerdings liegen bisher überwiegend laborative Studien zu dieser Anwendung vor. In Großbritannien befinden sich derzeit mindestens 4 Versuchs-SAPS in Betrieb und aus den bisherigen Forschungsergebnissen heraus ergibt sich ein notwendiger Mindestwasserstand von 2 m für die Wasserschicht, da sonst aufgrund mangelndem hydraulischen Druckes ein Überfließen der organischen Schicht stattfindet (WOLKERSDORFER 2000, Lehrstuhl für Hydrogeologie; frdl. pers. Mitt).

ORDONEZ et al. (1999) legten in ihrem Beitrag auf dem Kongress für Mine, Water & Environment, 1999, in Sevilla eine solche Studie vor. In einem hybriden System mit verschiedenen passiven Reinigungsstufen untersuchten sie die

Vorteile der SAPS oder “vertical flow anaerobic wetlands” gegenüber ALD. Das organische Substrat führt zur Reduktion des gelösten Sauerstoffs, der Reduzierung von Säure- und Aluminiumgehalt, der Reduktion von Eisen-III-Ionen zu Eisen-II-Ionen sowie der Gehalte an Spurenmetallen. Es konnte das zehnfache an Acidität entfernt werden als in anaeroben Wetlands. Das für die Versuche benutzte Wasser hatte folgende Gehalte: Mn (200 mg/L), Fe (50 mg/L), Sulfat (10 g/L) und einen pH-Wert von 3,0. Das ALD System versagte wie erwartet, da sich die Poren mit ferritischen Absätzen verschlossen. Das an dessen Stelle eingesetzte SAPS zeigte nach 30 Tagen eine Reduktion des Säuregehaltes von 65 %, 100% für Al, 99,5 % für Mangan und 100 % für den Gesamteisen-Gehalt. Ferritische Überzüge innerhalb des Systems wurden nicht beobachtet.

In den USA werden seit 1997 in Ohio, Pennsylvania und West Virginia SAPS praktisch eingesetzt. Besonders Pilz-Kompost konnte als organisches Material mit Erfolg eingesetzt werden, da dieser sich nicht zusetzt. Die meisten SAPS funktionieren zwar sehr gut zur Erhöhung der Alkalinität, halten aber einen Teil des Eisens und Aluminiums im System zurück, was zum Verschließen der Porenräume führt. So zum Beispiel in Pennsylvania, Brandy Camp. Die eintretenden Wässer hatten einen pH-Wert von 4,3, Acidität von 162 mg/L CaCO₃, 60 mg/L Fe, 10 mg/L Mn und 5 mg/L Al. Nach Passieren des Systems hatte das Wasser folgende Werte: pH-Wert von 7,1, eine Netto-Alkalinität von 115 mg/L CaCO₃, 3 mg/L Fe, 10 mg/L Mn und weniger als 1 mg/L Al. Man versucht die Systeme am internen Verschließen zu hindern, indem über den Basisablass periodisch die Hydroxidschlämme abgezogen werden (SKOUSEN O.J.).

9. Abiotische, oxidierende Absetzbecken

Nachschalten von reinigungsunterstützenden Maßnahmen (pretreatment option) ist eine häufige Lösung. Vor allem Absetzbecken werden in den meisten mehrstufigen Reinigungssystemen eingesetzt. Zum Einen können so primär Schwebstoffe aus dem Wasser entfernt werden und andere Stufen vor dem Verschmutzen und Zusetzen geschützt werden. Zum Anderen können Eisenhydroxide, die nach Karbonatzugabe ausfallen, ausgeflockt und aus dem System entfernt werden. Vor allem als oxidierende Stufe innerhalb eines gekoppelten Systems finden sie vermehrt Anwendung.

An solchen passiven abiotischen Reinigungssystemen wird derzeit intensiv geforscht. In den oberen Schichten dieser freien Absetzbecken kann ein ungehinderter Gasaustausch mit der Atmosphäre stattfinden und somit auch in diesen Systemen Fe^{2+} zu Fe^{3+} oxidieren und schließlich Eisenhydroxid ausfallen.

Der wesentliche Unterschied ist, wenn diese Hydroxide frei in Gewässern ausflocken, entsteht eine gelborange, gelatinöse Masse, als Yellowboy oder Oker bezeichnet (Anhang, Abb. 34). In den Becken hingegen setzt sich der Schlamm wesentlich dichter ab und hat zudem eine höhere Reinheit. Man hofft hier vor allem auf eine Wiederverwendbarkeit. Einer der Projektverantwortlichen, Dr. Brian DEMPSEY, denkt vor allem an Pigmente oder Absorbenten in der Wasserreinigung. Er rechnet mit einem eventuellen Verkaufspreis von 10 Cent/Pound. Doch selbst dieser anscheinend geringe Gewinn würde sich gut rechnen, da zusätzlich die Deponiekosten entfallen. Ein 100 m² grosses Becken produziert über eine Tonne dieser hochkonzentrierten Schlämme pro Jahr. Der geringere Platzbedarf gegenüber Wetlands ist ein weiterer positiver Effekt. Zudem ist für die Schlämme aus Wetlands bisher kaum kommerzieller Nutzen in Aussicht. Lediglich zum Reinigen von Flugzeugfenstern konnten sie erfolgreich eingesetzt werden, nur dürfte dies kein sehr großer Markt sein (WOLKERSDORFER 2000, Lehrstuhl für Hydrogeologie; frdl. pers. Mitt.).

In einem Versuchsbecken wurde, nach Passieren eines ALD, der Eisengehalt von anfänglich 250 mg/L auf 0-30 mg/L (saisonabedingt) reduziert (ANONYM F O.J.).

Mit groß dimensionierten Anlagen dieser Art können beachtliche Resultate erzielt werden. So benutzt zum Beispiel die Doe-Run Company, welche sechs Zink-Minen im Mississippi-Delta betreibt (Stand 1990), ein 12 km langes künstliches Mäandersystem um das überschüssige Wasser der Buick-Mine zu säubern. Dieses einfache System erzielt Reinigungswerte von 97,5 % für Zink und über 80 % für Blei (MELLBERG 1999, Manager Environment, ZINKGRUVAN MINING AB; frdl. pers. Mitt.).

Ein sehr interessantes analoges Beispiel – hier für die reinigende Wirkung eines Kanals – bietet der Grootfontein-Omatako Kanal in Namibia. M. SCHWARTZ und D. PLOETHNER (1999) stellten dies auf dem IMWA Kongress in Sevilla, Spanien detailliert vor. Der Kanal leitet Wässer aus der Kombat Mine im Otavi Bergland zur Hauptstadt Windhoek. Ebenfalls durch Ausfallen von Prezipitaten werden dort die Grubenwässer auf einer Transportlänge durch den Kanal von 263 km gereinigt. Die Wässer sind übersättigt mit Calcit. Während der Passage des Kanals, 203 km sind in offener Bauweise ausgeführt, erfolgt eine starke Abnahme des CO₂-Partialdruckes und der Ca-Gehalt wird von über 60 mg/L auf 20 mg/L reduziert. An das ausfallende Calciumkarbonat werden vor allem die Schwermetalle Cd, Mn, Pb und Zn gebunden und mitgefällt. Kupfer, so nimmt man an, wird durch Bildung verschiedener Oxide entfernt. Adsorption an Eisenhydroxiden ist hier lediglich sehr untergeordnet wirksam. Das Wasser weist nach der Kanalpassage Schwermetallgehalte auf, die weit unter den Grenzwerten für Trinkwasser liegen. Um diese Reinigungsoption auf lange Sicht zu erhalten, haben die Autoren das Vorschalten eines Absetzbeckens empfohlen, um den positiven, reinigungsunterstützenden Effekt von Systemen mit freiem Gasaustausch zu nutzen.

10. Integriertes Management

Durch Einsatz von integriertem Management können ohne zusätzlichen Kostenaufwand bereits in der Erkundungsphase zusätzliche hydrogeologische Daten gewonnen werden. Wie James DODDS (o.J.) von SRK (Steffen, Robertson and Kirsten, Consulting Engineers and Scientists) deutlich macht, ist es nicht unüblich, in der Erkundungsphase einer Lagerstätte mehrere hundert Bohrungen niederzubringen aber für die hydrogeologische Erkundung standen bei Projekten aufgrund finanzieller Beschränkungen bereits weniger als 10 Bohrungen zur Verfügung. Werden nun die Erkundungsbohrungen konsequent hydrogeologisch bemustert, können wichtige Informationen zu Störungsverläufen, tiefen Verwitterungszonen, Grundwasseranschnitten etc. dokumentiert werden. Einige der Explorationsbohrungen könnten weiterhin als Standpegel ausgebaut und somit ein einfaches Monitoringprogramm installiert werden. Gerade im Festgesteinbereich sind solche Daten sehr wichtig, etwa für die numerische Modellierung des Systems (DODDS o.J.). Des weiteren ist die kombinierte Nutzung aller verfügbaren Wasserressourcen anzustreben. Sieben konzeptionelle Punkte sind hierbei zu betrachten (CONNELLY o.J.):

- kombinierte Nutzung von Oberflächen-, Grund- und wiederaufbereitetem Wasser; keine alternative, sondern integrierte Nutzung
- Einbeziehung all dieser Komponenten in das Gesamtwassersystem der Mine
- bezogen auf klimatische Schwankungen – Erhaltung der Balance zwischen Betriebswässern und am Standort natürlich anfallenden
- Systeme zur Wasserhaltung und Fassung oberirdischer Wässer sollten in Planung und Betrieb der bergbaulichen Aktivitäten integriert werden; die Minimierung der, das Bergwerk durchfließenden Wassermenge, führt zur

Einsparung von Pump- und Reinigungskosten und reduziert die Belastung

- Erkennen des Potentials zur Kontrolle von AMD während des Betriebes und Schließung und Planung der technischen Umsetzung zur Kontrolle des Problems bevor es auftritt
- Verstehen der Notwendigkeit für Entwässerung, Erkennen des Gefahrenpotentials, Risikomanagement und Konstruktion des effektivsten hydraulischen Systems sowie
- Erfassen von hydrologischen und hydrogeologischen Daten von Beginn der Exploration an, wie etwa Wasserstände in Bohrlöchern und Durchflussdaten der oberirdischen Entwässerung

Nicht nur Effektivierung von Wasserhaltung oder Betriebswasseraufkommen sondern vor allem frühzeitiges Erkennen der Schadstoffpotenziale, Dimensionieren des Austrages und daraus resultierend die mögliche langfristige Planung der günstigsten Präventivmaßnahmen bilden positive ökologische wie auch kostenminimierende Aspekte dieses Managementkonzeptes.

Große internationale Bergbaufirmen erweitern dieses Konzept noch, indem sie es als Teilbereich in ihre EHS (Environment, Health and Safety) Management Systeme integrieren. So gibt zum Beispiel Rio Algom Ltd bei einem Gesamtjahresbudget 1998 für EHS Management von 43,45 Mio. US Dollar 4,41 Mio. US Dollar für Umweltmanagement, 27,3 Mio US Dollar für Nachsorge bzw. Wiederherstellung des Urzustands und immerhin 11,1 Mio US Dollar allein für Wasser Management aus (RIO ALGOM REPORT ON ENVIRONMENT, HEALTH, SAFETY AND COMMUNITY 1999). Rio Algom arbeitet seit 1995 mit dem EHS Management System und ist kontinuierlich dabei für alle betriebenen Bergbauobjekte ein solches zu erstellen. Man ist bestrebt alle Umweltrichtlinien zu erfüllen und auch ein besseres Image in dieser Hinsicht zu erhalten.

Das auch finanziell enorme Einsparungen mit integriertem Umweltmanagement möglich sind zeigt der Umstand, dass einige Bergbaufirmen, wie zum Beispiel MBR (Brasilien), damit beginnen eigene Umweltausbildungs-

und -forschungszentren einzurichten (WIRTSCHAFTSBERICHT MBR 1999; unveröff.). Auf lange Sicht können so auch teure Managementdienstleistungen von Fremdfirmen wie etwa KNIGHT PIESOLD für Nachsorge und Umweltbelange gespart werden.

Als ein Beispiel soll hier die integrierte Nutzung aller verfügbaren Wasserressourcen im Erzaufbereitungsprozess der Zinkgruvan Mine der Vieille-Montagne Company in Schweden angeführt werden. Bei Einführung einer neuen Flotationstechnik wurde von vorn herein ein kombinierter Einsatz verschiedener Wässer geplant. Letztendlich wurden für benötigte $600 \text{ m}^3/\text{h}$ lediglich $250 \text{ m}^3/\text{h}$ Frischwasser genutzt. $120 \text{ m}^3/\text{h}$ wurden durch Wasserrückführung aus Absetzbecken, $180 \text{ m}^3/\text{h}$ durch konstante interne Zirkulation und $50 \text{ m}^3/\text{h}$ durch gehobenes Grubenwasser gestellt (MELLBERG 1982). Langfristig sind durch Einsatz dieses Verfahrens in Folge weniger belastete Wässer in die Tailings gelangt.

III. Passive Systeme zur Reinigung von Grubenwässern

Biologische / Biochemische Methoden

11. Wetlands

Natürliche Sumpfgebiete bedecken 6 % der Landfläche und finden sich in tropischen, gemäßigten, subalpinen bis subarktischen Klimazonen. Sie differieren in ihrer Größe zwischen wenigen Quadratmetern bis über 2000 Hektar Fläche und weisen Durchflussmengen von unter 0,1 L/min bis 7000 L/min auf. Durch die herrschenden reduzierenden Verhältnisse werden eine Vielzahl an Elementen (Al, As, Cd, Cu, Fe, Pb, Mn, Ni, Se, Ag, U, Zn) in natürlichen Wetlands zurückgehalten. Die Sedimente in Wetlands können daher sehr hohe Konzentrationen an diesen Metallen aufweisen. Im Sackville Gebiet, New Brunswick, Canada, wurden Gehalte von bis zu 8 % Kupfer in einem natürlichen Wetland festgestellt. Und in Schweden konnten Gehalte von 3,1 % Uran (bezogen auf das Trockengewicht) dokumentiert werden. Eine große Anzahl von Sumpfpflanzen gedeien in diesen Habitaten, wie zum Beispiel Ried, Seggen und Sphagnum Moose (SOBOLEWSKI 1997).

Künstliche Wetlands als alleinige Reinigungsmaßnahme oder in kombinierten Systemen stellen die derzeit häufigst angewandte passive Reinigungsmethode dar. Die Funktionalität dieser Anwendung für die Reinigung von Grubenwässern wurde erstmals von dem Explorationsgeologen Robert Boyle (Canadian Geological Survey) 1965 im Keno Hill Mine Gebiet, Yukon beschrieben (CAMECO CORP. 1998; SOBOLEWSKI 1997):

”Streams and springs that dissipate their water into bogs have their zinc (as well as other metals) largely removed. Initially this zinc is loosely bound (but) with aging, the zinc partakes of the organic colloidal complexes and is then (...) unavailable to most extractants. Numerous bogs that extract the zinc from surface waters were observed in the Keno Hill area. One of these into which the mine water from the Hector-Calumet mine flows, effectively removes all of the zinc

(40 ppm) in less than 2,000 feet.”

Mehrere natürliche Wetlands reinigen hier die Wässer aus den Keno Hill-Altbergbauarealen. Ein kleines Wetland (11,5*3,5*0,2 m) beispielsweise reduziert bei hydraulischen Rückhaltezeiten von 10-15 Tagen Zinkkonzentrationen von 3,2 auf 0,3 mg/L (SOBOLEWSKI 1997).

Der häufige Einsatz dieser Technologie ist bedingt durch die sehr positiven Reinigungseffekte, die zu erwartenden langen Standzeiten, den geringen Wartungsaufwand und die mögliche Integration in Renaturierungsprojekte. Hierfür versucht man zunehmend die Gestaltung der künstlichen Wetlands den natürlichen Gegebenheiten anzupassen (Anhang, Abb. 35). Vor allem der Einsatz von vorgefertigten Becken und Kanälen (Anhang, Abb. 36) sollte vermieden werden. Durch naturnahe Gestaltung ist zudem eine Erhöhung der Biodiversität zu erwarten.

Eine Definition für diese Systeme gibt HAMMER (1992): constructed wetlands are "engineered systems designed to simulate natural wetlands to exploit the water purification functional value for human use and benefits. Constructed wetlands consist of former upland environments that have been modified to create poorly drained soils and wetlands flora and fauna for the primary purpose of contaminant or pollutant removal from wastewaters or runoff."

Der generelle Aufbau eines Wetlands bestimmt, in welcher Form Reinigungsprozesse ablaufen (SKOUSEN O.J.). Generell werden zwei Haupttypen unterschieden (Abb. 37): Aerobe Wetlands beinhalten eine weniger als 30 cm mächtige, flache Schicht relativ impermeablen Sediments, bestehend aus tonigem Material, Boden oder Abraum. Sie werden hauptsächlich mit Pflanzen der Gattung *Typha* und anderen Sumpfpflanzen besetzt. Reinigungsprozesse sind hier auf die oberste Zone beschränkt. Bei anaeroben Wetlands hingegen wird eine höhere und permeable Sedimentschicht eingebracht (Abschn. 10.2.). Es findet eine Vie

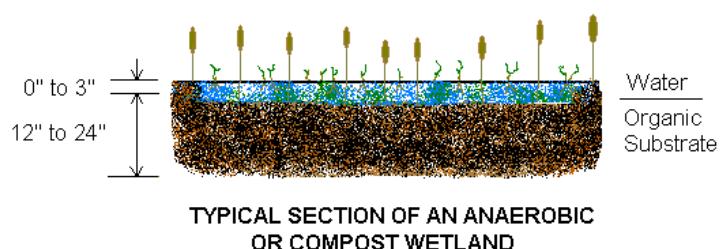


Abb. 37: Schematischer Vergleich von aerobem und anaerobem Wetland,
aus RIDGE 1999

11.1. aerobe Wetlands

Der grundlegende Effekt beim Einsatz von aeroben Wetlands ist das Sammeln, Zurückhalten und Belüften der Wässer, sodass Metallverbindungen ausfallen und sich absetzen können (Anhang, Abb. 38). Die Fließgeschwindigkeit wird herabgesetzt, wodurch sich Schwebstoffe absetzen können.

Aerobe Wetlands enthalten ein Substrat in welchem Schilf und/oder Algen wachsen. Die Aktivität um die Wurzelsysteme fördert eine Erhöhung des pH-Wertes und somit das Ausfällen von Eisenhydroxiden. Andere Metalle werden sorptiv an die Oberfläche der Hydroxidpartikel gebunden und so mitgefällt. Weiterhin helfen Pflanzen in Suspension befindliche Partikel zu filtern, mikrobielle Prozesse zu stimulieren, zusätzlichen Sauerstoff zu produzieren und nicht zuletzt die Ästhetik und den ökologischen Wert des Reinigungssystems zu verbessern. Die Adsorption von Metallionen an pflanzlichem Detritus ist ebenfall von Bedeutung. Chemische Reaktionen (Hydrolyse) und biochemische Prozesse (Bildung von unlöslichen Oxiden, Hydroxiden und Carbonaten) sind ursächlich für die Entfernung von Metallen und ihre Festlegung im Sediment (pers. Mitt. Ian FIRTH, Environmental Technology Manager; Rio Tinto Research and Technology Development).

Zusätzlich findet Neutralisation durch beigemengtes Carbonat statt, werden Metalle im organischen Substrat festgelegt und durch mikrobielle Matten Ionen sorbiert und ausgetauscht. Mikrobielle Dissimulationsprozesse führen zudem zur Reduktion von Eisenhydroxiden und -sulfaten.

Aus bisherigen Erfahrungen mit dem Betrieb von Wetlands ergibt sich, dass diese nur unzureichend funktionieren, wenn es nicht gelingt, den pH-Wert über 4,5 anzuheben. Daraus resultiert eine teilweise sehr große Flächeninanspruchnahme um längeren Rückhalt, Erhöhung der Alkalinität und somit eine optimale Reinigung zu gewährleisten. In Regionen, in denen die Evapotranspiration die Menge des zur Verfügung stehenden Wassers begrenzt (z.B. Australien), schränkt das die Verwendbarkeit von Wetlands stark ein (JONES 1998). Die meisten der neu errichteten Wetlands funktionieren ausgezeichnet für

1,5 Jahre und lassen dann in der Effizienz nach (WOLKERSDORFER 2000, frdl. mdl. Mitt.).

Im Falle von Grubenwässern mit Netto-Alkalinität ist primär genug Alkalinität vorhanden, um die vorhandene Acidität zu puffern. Häufig wirkt der Gehalt an gelöstem Sauerstoff hierbei als limitierender Faktor. Durch Wasserfälle, Kaskaden und andere Belüftungsmaßnahmen kann dieser erhöht werden. Wetlands werden hauptsächlich für die Reinigung netto-alkalischer Wässer eingesetzt. Sie gewährleisten hydraulische Rückhaltezeiten, und somit wird das Ausfallen der Metallhydroxide und/oder -oxide ermöglicht. Zudem ist eine Absetzmöglichkeit für diese gegeben. Eine größere Wassertiefe ist dabei förderlich, beschränkt aber die Menge der Pflanzenspezies. Flacheres Wasser (mindestens 15 cm) begünstigt den Sauerstoffeintrag, bedingt aber ein schnelleres Zufrieren im Winter. Die Wassertiefen schwanken daher zwischen 15 und 45 cm (RIDGE 1999). Eine Berechnungsmöglichkeit für die benötigte Fläche eines aeroben Wetlands (Voraussetzung: netto-Alkalines Wasser) für die jeweiligen Ansprüche (Wassermenge, Inhaltsstoffe) wurde vom ehemaligen US Bureau of Mines for abandoned mined lands (AML) erarbeitet (umgerechnet in SI-Einheiten):

$$\text{Minimale Wetlandgrösse (m}^2\text{)} = 43,4 \text{ [Fe-Fracht (g/d)} \div 976 \\ \text{ (g/m}^2\text{/d)}\text{]} + [\text{Mangan-Fracht (g/d)} \div 49 \text{ (g/m}^2\text{/d)}\text{]} + [\text{Acidität (g/d)} \div 325 \\ \text{ (g/m}^2\text{/d)}\text{]}}$$

$$\text{Fracht (g/d)} = [\text{Wassermenge (L/min)} * \text{Konzentration (mg/L)}] : 1,44$$

Um künstliche Wetlands als alleinige Reinigungsmöglichkeit (stand-alone-Technik) einzusetzen, sind in nördlichen Klimaten zusätzliche technische Einrichtungen wie Rückhaltebecken und Leitungen notwendig. Dort wird das Wasser während der Winter- und Frühjahrsmonate zurückgehalten (wenn auch die Leistung der Wetlands zurückgeht) und danach zusätzlich zugeleitet. Ein Austrocknen der Wetlands über die Sommermonate wird damit verhindert. Ein Überwachen errichteter Dämme und Steuern der Wassermengen erfordert allerdings einen personellen Aufwand. Das Überwachen betrifft vor allem auch die Kontrolle auf biologische Aktivität (Bisamratten beispielsweise können

Dämme angraben). SOBOLEWSKI (1997) hingegen berichtet von Bibern, welche ein Wetland bei der Silver Queen mine, entstanden durch Austritt von Grubenwässern in flachem Gelände, besiedelten und durch ihre Aktivität dieses vergrößerten.

An Beispielen von natürlichen aeroben Wetlands, welche Grubenwässer reinigen, kann verdeutlicht werden, dass diese nicht optimal für saure Grubenwässer einsetzbar sind (Tab. 1). Für diese Wässer können anaerobe Wetlands oder SAPS (Abschn. 7) verwendet werden.

Tab. 1: Natürliche Wetlands, welche Grubenwässer reinigen
gekürzt aus SOBOLEWSKI (1997)

Wetlands which only partly improve Mine Water Quality				
Mine	Location	Dominant plant species	Acidic Drainage	Water quality parameter
Carbonate Mine	Montana	<i>Carex rostrata</i>	Yes	Al, Fe, Pb
Coal Mines	Eastern USA	<i>Typha, Scirpus</i> spp.	Yes	pH, Al, Fe, Mn
Coal Mine	Mpumalanga mining district, South Africa	<i>Typha</i> spp.	Yes	pH, Al, Fe, Mn
Dunka Mine	Minnesota, USA	Peat Bogs	No	Cu, Ni
Equity Silver	BC, Canada	Sedges	Yes	Cu
Wetlands which improve Mine Water Quality to full Environmental Compliance				
Mine	Location	Dominant plant species	Acidic Drainage	Water quality parameter
Birchtree Mine	Manitoba, Canada	<i>Agrostis, Carex</i> spp., <i>Typha latifolia</i>	No	Ni
Cluff Lake Rabbit Lake	Saskatchewan Canada	<i>Carex</i> species, <i>Sphagnum</i> moss	No	U, Mo, Ni
Coo Mine	Northwest Territories, Canada	<i>Carex</i> species, <i>Sphagnum</i> moss	No	
Hilton Mine	Mt. Isa, Queensland, Australia	Reeds, Algae	No	Fe, Mn, Zn

Bei künstlichen Wetlands zeigen sich analoge Ergebnisse. Zur Reinigung von Wässern der Rougex 1 Mine in Pennsylvania wurde ein Wetland bestehend aus zwei Zellen errichtet. Der Grubenwasseraustritt (19,7 L/min) wies folgende Gehalte auf: pH 2,9, 445 mg/L Acidität als CaCO₃, 45 mg/L Fe, 70 mg/L Mn und 24 mg/L Al. Als das Wetland 1992 errichtet wurde, beliefen sich die Kosten auf 15 US\$/m². Der pH-Wert der gereinigten Wässer lag bei 3,2, die Gehalte an Fe wurden um 50 % reduziert, die Gehalte an Mn um 17 %, die von Al um 83 % und die Acidität verringerte sich um 43 %. Die geforderten Einleitewerte in die Vorflut konnten nicht erfüllt werden. Zwei weitere an dieser Mine errichtete Wetlands zeigten analoge Ergebnisse.

Durch die Hydrolyse sinkt der pH-Wert ($\text{Fe}^{3+} + 3\text{H}_2\text{O} \Rightarrow \text{Fe}(\text{OH})_3 + 3\text{H}^+$) und Alkalinität im Wasser ist notwendig, um den pH-Wert zu puffern und den Fortgang der Fällungsreaktionen zu gewährleisten. Aus diesem Grund werden reinigungsunterstützende Maßnahmen (Aschn. II) vorgeschaltet, um die Alkalinität im Wasser zu erhöhen. Die Oxidation von Mn erfordert pH-Werte über 8,0, aber durch mikrobielle katalytische Prozesse kann sie bereits ab pH 6,0 stattfinden. Die Anwesenheit von Fe²⁺-Ionen behindert diese Reaktion und kehrt sie sogar teilweise um. Aus diesen Gründen bilden sich Eisen- und Manganprezipitate nicht gleichzeitig, sondern die Fällung von Mangan erfolgt erst, wenn alles Eisen aus dem Wasser entfernt wurde (SKOUSEN o.J.). Daraus ergeben sich notwendige längere hydraulische Rückhaltezeiten bei höheren Eisengehalten der Wässer. Intensive praktische Untersuchungen durch die TVA (Tennessee Valley Authority) konnten das optimale Funktionieren von gekoppelten Systemen für die Reinigung saurer Grubenwässer mit aeroben Wetlands zeigen. Typische mehrstufige Systeme bestanden hierbei aus einem ALD, einem Absetzbecken, um Eisenhydroxide zurückzuhalten, und aus drei Zellen aerober Wetlands, um Resteisengehalte und Mn zu entfernen. Aus diesen Untersuchungen konnte abgeleitet werden, dass mit mehrstufigen Systemen bis zu 21 g/m²/d Eisen und bis 2 g/m²/d Mangan aus den Grubenwässern entfernt werden können.

Die Standzeiten von aeroben Wetlands sind abhängig von den Sedimentationsraten der Prezipitate und der damit verbundenen Anhebung des Geländes. Gelingt es mittel Absetzbecken diese Rate zu minimieren, sind die

Standzeiten, natürlich in Abhängigkeit von konstantem Wasserdargebot, nahezu unbegrenzt. Ohne reinigungsunterstützende Maßnahmen bewegen sich die Sedimentationsraten zwischen 2 und 4 cm/a. Bei einem angenommenen Wasserstand von 1 m bedeutet dies eine ungefähre Standzeit von 25-50 Jahren. (KLEINMANN et. al in GELLER et. al (Eds.) 1998).

Erfolgreiche Beispiele für die Funktionalität von Wetlandsystemen liegen in Vielzahl vor. Zum Beispiel reinigen aerobe Wetlands (3 Zellen) an der bereits angeführten Wheal Jane Mine, Cornwall, UK, Grubenwässer bei Durchflussraten von 0,2 - 0,3 l/s mit einer Effizienz von 95 % für Eisen und 99 % für Arsen.

11.2. Anaerobe Wetlands

Im Gegensatz zu aeroben Wetlands finden die für die Reinigung maßgeblichen Prozesse in künstlichen anaeroben Wetlands (Anhang, Abb. 39, 40) in der Zone mit dem permeablen organischen Material statt. Dieses besteht aus Kompost, Mist, Heuballen oder Mischungen aus verschiedenen organischen Substraten dieser Art. Häufig werden zudem Karbonatbestandteile beigemischt oder direkt unter dem organischen Substrat eine Schicht aus Kalkstein eingebracht. Diese Form von Wetlands wird hauptsächlich zur Reinigung von saurem Wasser eingesetzt. Die Hauptfunktion beruht auf der Reduktion vieler Elemente im anaeroben Milieu (z.B.: Fe^{3+} zu Fe^{2+} ; U^{6+} zu U^{4+}). Die Mineralphasen dieser Ionen weisen eine wesentlich geringere Löslichkeit auf und werden ausgefällt. Durch Sulfatreduktion entsteht Schwefelwasserstoff und es bilden sich Metallsulfide.

Anaerobe Wetlands haben nur geringe Wasserstände und dafür hohe Mengen eingebrachtes organisches Material. Chemische und mikrobielle Prozesse zur Erhöhung der Alkalinität und des pH-Wertes werden somit gefördert. Beim vertikalen Durchströmen der organischen Schicht wird durch die bakterielle Tätigkeit der gelöste Sauerstoff entzogen

Durch vollständigen Sauerstoffentzug wird Sulfat reduziert und das Oxidieren der Metalle verhindert. Carbonatanteile im Kompost werden so vor Coating geschützt. Weiterhin wird bei der Atmung der Mikroben im Substrat Sulfat zu Wasser und Schwefelwasserstoff reduziert. Als häufigste Anwendung dieser Form der Wetlands gilt die Reinigung von Grubenwässern aus aktiven Bergbaubetrieben um den Anforderungen für Einleitungen gerecht werden zu können. Hauptsächlich können in anaeroben Wetlands gelöster Sauerstoff, Fe^{3+} , Al^{3+} und die Acidität um bis zu 300 mg/L reduziert werden.

Die Erhöhung der Alkalinität beruht hierbei auf zwei Prozessen. Zum Einen wird durch die bakterielle Sulfatreduktion von *Desulfovibrio* und *Desulfotomaculum* Hydrogenkarbonat freigesetzt: $\text{SO}_4^{2-} + 2 \text{CH}_2\text{O} \Rightarrow \text{H}_2\text{S} + 2 \text{HCO}^{3-}$ (SKOUSEN o.J.). Die zweite Quelle für Hydrogenkarbonat stellt das eingebrachte Kalziumkarbonat dar: $\text{CaCO}_3 + \text{H}^+ \Rightarrow \text{Ca}^{2+} + \text{HCO}^{3-}$.

Auch die Pflanzenart spielt eine Rolle bei der Reinigungseffizienz. *Spagnum*-Moose beispielsweise zeigen eine hohe Aufnahmefähigkeit für Eisen, erreichen deren Maximum aber teilweise bereits nach einer Saison (SKOUSEN o.J.). Als widerstandsfähigste Pflanzenart für die Wetlandbepflanzung haben sich *Typha* herausgestellt. Sie sind an ein breites Spektrum von Umwelteinflüssen angepasst. Ein Grund hierfür ist, dass sie keine Metalle in ihrem Gewebe anreichern. Nachteilig ist, dass der Eintrag organischen Materials durch Sumpfpflanzen relativ gering ausfällt. Durch die bakterielle Sulfatreduktion wird der Kohlenstoff der organischen Substanz zu CO_3^{2-} mit einer Rate von 5 g/m²/d mineralisiert. Bei der Annahme einer 40 cm mächtigen Kompostschicht in einem anaeroben Wetland (~40 kg/m³) und einem 100 %-igen Umsatz des organischen Materials wäre dieses in 91 Jahren aufgebraucht. Zusätzlich eingebrachte 30 kg Kalziumcarbonat pro m³ (als Kalkstein), bei einer Lösungsrate von 3 g/m³/d, sind in 11 Jahren aufgebraucht. Eintrag durch Sumpfpflanzen und Verbrauch durch andere biochemische Prozesse halten sich hierbei die Waage (KLEINMANN et. al in GELLER et. al (Eds.) 1998). Dies gibt eine ungefähre Dimension für die Standzeiten von anaeroben Wetlands.

Der wesentlich schnellere Verbrauch des Carbonates kann hinsichtlich der Funktionalität anaerober Wetlands problematisch sein. Sulfatreduzierende Bakterien sind unter pH 5,0 inaktiv. Daher ist der Carbonatanteil im Substrat für die primäre Anhebung desselben notwendig (KLEINMANN et. al in GELLER et. al (Eds.) 1998).

Für anaerobe Wetlands wurde ebenfalls eine überschlägige Berechnungsmöglichkeit der benötigten Fläche vom AML erstellt: minimale Wetlandgröße (m²) = Acidität (g/d) \div 0,7 (RIDGE 1999). Dies ist allerdings eine sehr grobe Richtlinie und häufig stellen sich Wetlands als nicht voll funktionsfähig heraus, da sie zu gering dimensioniert wurden. Anaerobe Wetlands haben generell eine viel größere Platzinanspruchnahme als aerobe Wetlands, da bei diesen die nötige Alkalinität ins Wasser eingebracht werden muß. So benötigt ein aerobes Wetland zur Reinigung von netto-alkalischem Wasser mit 5000 g Fe/d \sim 250 m² an Fläche. Um den selben Eisengehalt aus saurem Wasser mittels anaerobem Wetland zu entfernen, benötigt dieses ca. 1300 m². Daraus ergibt sich, dass Wetlands zur Reinigung von sauren Grubenwässern bis zum sechsfachen der

Größe aufweisen müssen, wie für die Reinigung gleich belasteter, netto-alkalischer Wässer (KLEINMANN et. al in GELLER, KLAPPER & SALOMONS (Eds.) 1998).

Für diese Systeme gilt ebenfalls, dass ihre Anwendung sinnvoll in gekoppelten Systemen erfolgen sollte. Bei den an der Wheal Jane Mine errichteten 3 Zellen (Abschn. 10.1. als Beispiel für aerobe Wetlands angeführt) wurden anaerobe Zellen vorgeschaltet. Diese erhöhen die Alkalinität und entfernen 82 % des Zinkgehaltes, 99 % des Cadmiums, 99 % des Kupfers und 33 % des Eisengehaltes der sauren Grubenwässer.

12. Mikrobielle Matten

Mikrobielle Matten bestehen hauptsächlich aus Mikrobengesellschaften die von Blau-Grün-Algen dominiert werden. Auch eine Vielzahl von Bakterien tritt in den laminierten Strukturen auf. Durch separieren von Mikroorganismen aus funktionierenden biologischen Reinigungssystemen und kultivieren derselben können solche Strukturen künstlich erzeugt werden. Es konnte in Versuchen gezeigt werden, dass mit ihnen Pb, Cd, Cu, Zn, Co, Cr, Fe und U²³⁸ aus Wässern entfernt werden können (PHILLIPS & BENDER, in GELLER et al. (Eds.) 1998).

Im Abstrombereich der Carnoules Blei-Zink Mine, Gard, Frankreich, finden sich Wässer mit pH-Werten von 2,2-4 und sehr hohen Arsengehalten (250 mg/L). In Flachwasserbereichen der Bäche wurden laminierte Strukturen gefunden, ähnlich Stromatolithen, in welchen hohe Konzentrationen an Arsen in Form von Eisenarsenaten und Arsenat-Sulfaten zurückgehalten werden. Diese bakteriellen Strukturen bestehen aus Eisen- und Arsen-reichem Grundmaterial umgeben mit kolloidalen Eisen-Arsenat-Partikeln (Abb 41, Anhang, Abb 42). Blei wird von diesen Stromatolithstrukturen ebenfalls zurückgehalten und angereichert (2500 ppm Pb). Dieser Effekt reduziert die Schadstofffracht der Fließgewässer, ist aber eine latente Gefahrenquelle bei Sturm, Hochwasser oder Änderung der Wasserqualität (LEBLANC et al. 1996).

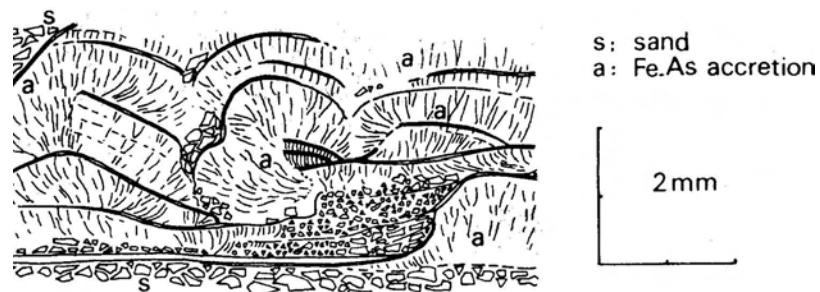


Abb. 41: Stromatolithische Strukturen mit Eisen-Arsen-Anreicherungen aus LEBLANC (1996)

Gezielte Untersuchungen zu diesen bakteriellen Strukturen konnten zeigen, dass sie künstlich erzeugt und für Reinigungsprozesse eingesetzt werden

können. Wie in der Übersicht erwähnt, konnten mit ihnen Pb, Cd, Cu, Zn, Co, Cr und Fe aus Wässern entfernt werden. Versuche mit dem Radionuklid U²³⁸ waren ebenfalls erfolgreich.

In on site Testbecken der Iron Mountain Mine, California, USA konnten künstlich 1-2 cm dicke gelatinöse Mikrobenmatten erzeugt werden. Diese werden von Blau-Grün-Algen dominiert und auch von Mikroorganismen aus dem natürlichen Milieu des Testbereiches besiedelt (Abbildung 43).

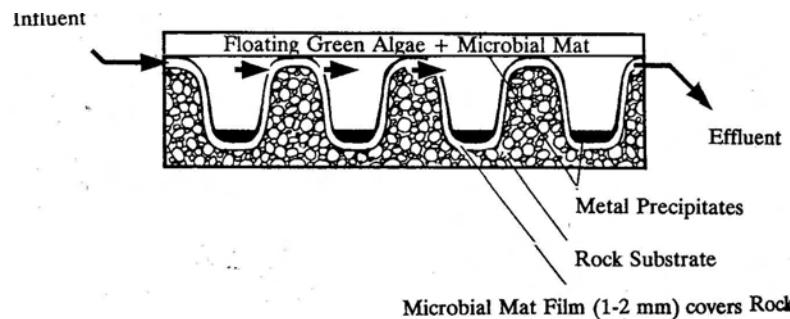


Abb. 43: stark schematischer Schnitt durch ein Becken mit mikrobiellen Matten aus PHILLIPS & BENDER, in GELLER et al. (Eds.) (1998)

Intensive Felduntersuchungen wurden auch an der Golf Tunnel Mine, einer stillgelegten Gold- und Silber-Mine in Zentral-Colorado, USA durchgeführt. Die Grubenwässer weisen neutrale pH-Werte auf, haben aber sehr hohe Gehalte an Mn und Zn (bis 18 mg/L) und zusätzlich Ag, Cd, Cr, Cu, Pb, Ni und Fe im Mikrogramm pro Liter Bereich. Diese Metalle reichert sich stark in den Mikrobenmatten an:

Tab. 2: Metallkonzentrationen in den mikrobiellen Matten in mg/kg
aus PHILLIPS & BENDER, in GELLER et al. (Eds.) (1998).

Metall	Konzentration mg/kg
Mn	12,050
Zn	30,300
Ag	14
Cd	122
Cu	2566
Cr	106
Ni	32
Pb	27,275
Fe	118,800

Im August 1995 reduzierten zwei dieser Versuchsbecken (4*4 m) die Konzentrationen an Mangan und Zink erheblich (Becken 1 Mn und Zn um 52 %; Becken 2 Mn 64 %, Zn 63 %). Vier Bindungsprozesse sind die Ursache für die Festlegung von Metallen in organischen Substraten: Kationenaustausch, Sorption, Fällung und Mitfällung sowie Komplexbildung. Hohe pH-Werte sind notwendig um eine Remobilisierung von Metallen aus den Strukturen zu verhindern. Ein hoher Anteil gelösten Sauerstoffes begünstigt zusätzlich die Fällung von Metalloxiden und -hydroxiden, welche zusätzlich adsorptiv Metalle binden. In tieferen Bereichen der Matten bilden sich anaerobe Bereiche aus. In diesen entsteht durch die Tätigkeit anaerober Bakterien Schwefelwasserstoff. Dieser induziert das Ausfallen von Metallsulfiden in den Porenräumen.

Die Versuchsergebnisse wurden sehr positiv bewertet. Nachdem das biologische System der Matten funktioniert, ist keine weitere Zugabe an Nährstoffen nötig. Durch die Vielzahl der Mikroben in den gemischten Matten und Kombination von aeroben und anearoben Verhältnissen entsteht ein natürliches Gleichgewicht. Ein starker Funktionsrückgang während der Wintermonate oder Nachtphasen konnte nicht beobachtet werden. Allerdings ist bei hohen Sonnenständen ein UV-Schutz erforderlich.

Der Einsatz dieses Verfahrens wird sicherlich stark beschränkt bleiben. Der hohe Aufwand für Entnahme von Mikroorganismen aus funktionierenden Reinigungssystemen, deren laborative Kultivierung, die folgende Vermehrung auf Nährsubstraten, deren Entwässerung und Transport zum Einsatzort sowie das Einbringen vor Ort, oder auch das Vermehren und Integrieren vor Ort, stellen einen großen Aufwand dar. Zudem birgt das völlige, langfristige Ausfallen der Reinigung bei Absterben der Matten (bei Sinken des pH-Wertes oder Trockenfallen) ein nicht unerhebliches Risiko. Notwendiges intensives Monitoring und laborative Überwachung der gereinigten Wässer und der Mikrobengesellschaften in den Matten stelle weitere hohe Kosten dar, die den effektiven Einsatz unwahrscheinlich machen.

13. Reaktive Wände

Der Einsatz von porösen reaktiven Wänden wird im Bereich der passiven Grubenwasserreinigung hauptsächlich in Form der bereits vorgestellten ALD durchgeführt. Ein weiterer aktueller Forschungsschwerpunkt ist die mikrobielle Reduktion von Sulfat zu Sulfid und Festhalten der Schwermetalle als schwerlösliche Salze in reaktiven Wänden.

Wichtige bautechnische Kriterien sind Tiefenerstreckung und mögliche Gründung der Wände in undurchlässige Schichten um Unterströmungen auszuschließen, beziehungsweise das Errichten von Basisabdichtungen bei stark geklüfteten Gesteinen. Beim Bau gilt zu beachten, dass keinerlei Abdichtungsmaterialien oder angetroffene Tonschichten entlang des Wandkörpers verteilt werden, und somit die hydraulischen Verhältnisse stören. Die Wand muß von ihrer Ausdehnung her die gesamte Breite der Schadstofffahne erfassen und sollte weit genug vom Kontaminationsherd entfernt sein, um durch Dispersion eine Verteilung der Schadstoffkonzentrationen über eine breite Front zu gewährleisten. Andernfalls ist eine lokale Überlastung der Reaktionskapazität die Folge.

Stationäre oder instationäre Verhältnisse in Bezug auf die Verteilung und den Transport der Kontaminanten müssen ebenfalls Beachtung finden. Denn ein späteres Erweitern einer reaktiven Wand ist sehr schwierig (POWELL et al. 1998). Während der Vorerkundung in Betrieb befindliche Grubenwasserhebungen oder pump and treat Anlagen sind zu beachten.

Die Kosten für impermeable Barrieren (Funnel) werden zwischen \$108/m² und \$270/m² angegeben. Für permeable Barrieren (Gate) sind die Kosten für die Reagenzien ausschlaggebend. Eine Tonne Eisengranulat kostete 1998 ca. 375 \$US. Die Installationskosten lagen bei maximal \$ 670/m³.

BLOWES et al. (o.J.) stellten in einem Fachartikel Praxisuntersuchungen vor. Es wurden laborativ unter simulierten Bedingungen Untersuchungen zu optimalen Gemischen organischer Materialien und dem Potenzial der

Sulfatreduktion und Metallsulfidbildung unter dynamischen Strömungsverhältnissen durchgeführt. Das organische Material innerhalb der reaktiven Wand induziert hierbei die mikrobielle Sulfatreduktion. Im anschließend begonnenen Feldversuch an einem durch saure Grubenwässer belasteten Grundwasserbereich konnte eben dies erfolgreich durchgeführt werden. Innerhalb einer Fließstrecke in der Wand von unter einem Meter fanden Sulfidfällungsreaktionen statt, Eisen wurde entfernt und die Acidität des Wassers neutralisiert. Im August 1995 wurde in diesem Testbereich eine voll funktionelle Anlage errichtet.

Nach Passieren der reaktiven Wand reduzierten sich die Gehalte an Sulfat von 2400-4500 mg/L auf 200-3600 mg/L und die Eisenkonzentrationen von 250-1300 mg/L auf 1,0-40 mg/L. Der saure Charakter des Wassers wandelte sich in alkalisch.

Aufgrund der Tatsache, dass "pump and treat" Verfahren für die Beseitigung aller Belastungen durch Grubenwässer in den USA finanziell nicht möglich wären, und oft auch eine unzureichende Langzeitwirkung zeigen, haben einige US Behörden (z.B. USGS, EPA) 1996 damit begonnen, intensive Feldstudien zum Einsatz reaktiver Wände zur Reinigung von grubenwasserbeeinflussten Grundwässern durchzuführen. Als Untersuchungsobjekt wurde die Fry Canyon Mine, ein stillgelegtes Uranerzbergwerk in Südost Utah, ausgewählt (Abb. 44).

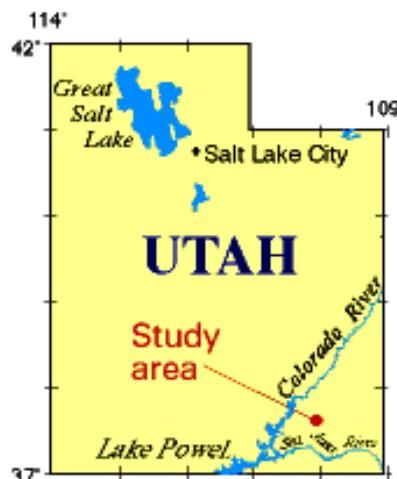


Abb. 44: Lage der Fry Canyon Mine

aus ANONYM S (O.J.)

Eines der Hauptziele der Untersuchungen an verschiedenen reaktiven Materialien ist neben Schwermetallentfernung vor allem das Entfernen von Uran aus den belasteten Grundwässern. Bei einem hydraulischen Gefälle von 0,009 m/m und einem Grundwasseraufkommen von 11300 L/d werden im untersuchten Aquifer über 43 g/d Uran transportiert. Es wurden 3 Pilotbarrieren installiert (Abb. 45, Anhang, Abb. 46, 47, 48).

Eine Wand wurde mit Phosphat gefüllt, eine mit porösem elementaren Eisen (foamed Zero Valent Iron: ZVI) und in der dritten wurden amorphe Eisenoxide (Amorphous Ferric Oxide: AFO) verwendet. Die Phosphatwand funktioniert effektiv. Bereits drei Wochen nach der Installation wurden die Gehalte an gelöstem Uran von 3,05-3,92 mg/L auf 0,2-0,58 mg/L (Dimension korrigiert, da Angaben unwahrscheinlich [reduzierter Wert größer als Ausgangswert]) im Grundwasser reduziert. Bei Passieren der ZVI Wand reduzierten sich die Gehalte von 1,51-8,55 mg/L auf unter die Nachweisgrenze von 0,06 mg/L nach nur 0,15 m Fließstrecke und bei Passieren der AFO Barriere wurden Gehalte an gelöstem Uran nach 0,61 m Fließstrecke von 14,87-17,59 mg/L auf unter 0,5 mg/L reduziert. Nach Verlassen der Wände wurde ein Wiederanstieg der Urangehalte im Wasser beobachtet, bedingt durch Remobilisierung aus dem umgebenden Sediment. In späteren Versuchen konnte dies unterbunden werden, indem die Wände in unbelasteten Sedimenten abstrom des Kontaminationsbereiches installiert wurden (ANONYM S O.J.).

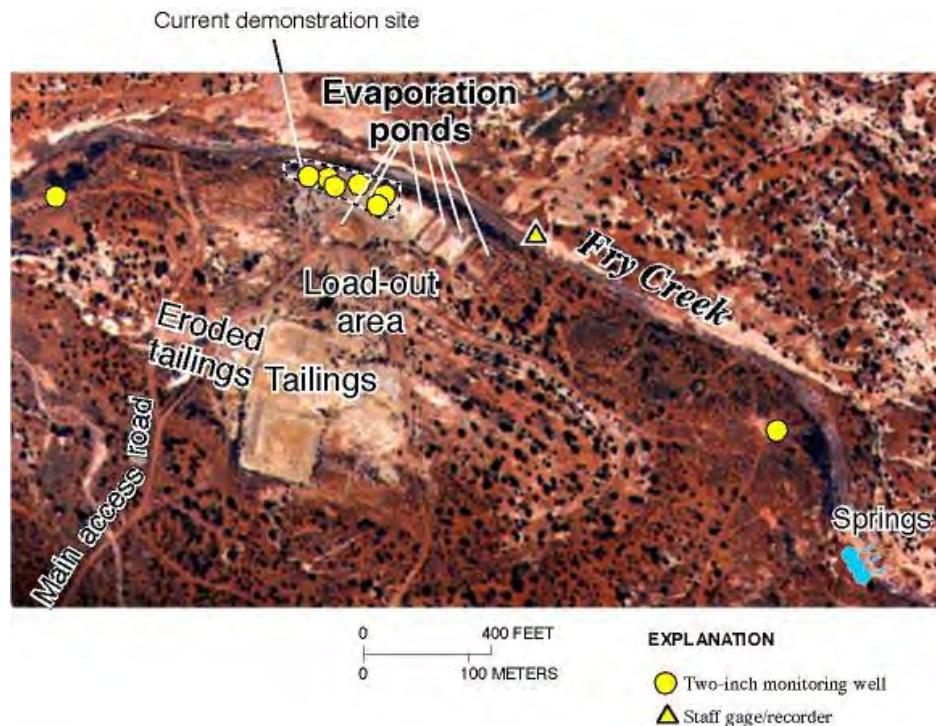


Abb. 45: Überblick über das Untersuchungsgebiet (current demonstration site = Lage der Barrieren) aus ANONYM S (O.J.)

Bei der Installation der Barrieren ist das wichtigste Kriterium die genaue Kenntnis der Grundwasserströmungsverhältnisse. Um keine unnötigen Kosten durch Überdimensionierung der reaktiven Wandbereiche zu verursachen, ist eine effektive Positionierung vonnöten. Einsparungen können durch "funnel and gate" Systeme erzielt werden. Hierbei wird durch seitliche, undurchlässige Wandbereiche der Grundwasserstrom auf das "Tor", den reaktiven Wandbereich gelenkt (Abb. 49). Auch mögliche Änderungen der Strömungsrichtung sollten beachtet werden, da es sonst zu Remobilisierung oder Umströmung der Barrieren kommen kann. Bei der Erstinstallation der Phosphatbarriere im angeführten Beispiel wurde diese zu nahe am Fry River installiert und bei Starkregenereignissen umstömt (POWELL et al. 1998; Abb. 50)

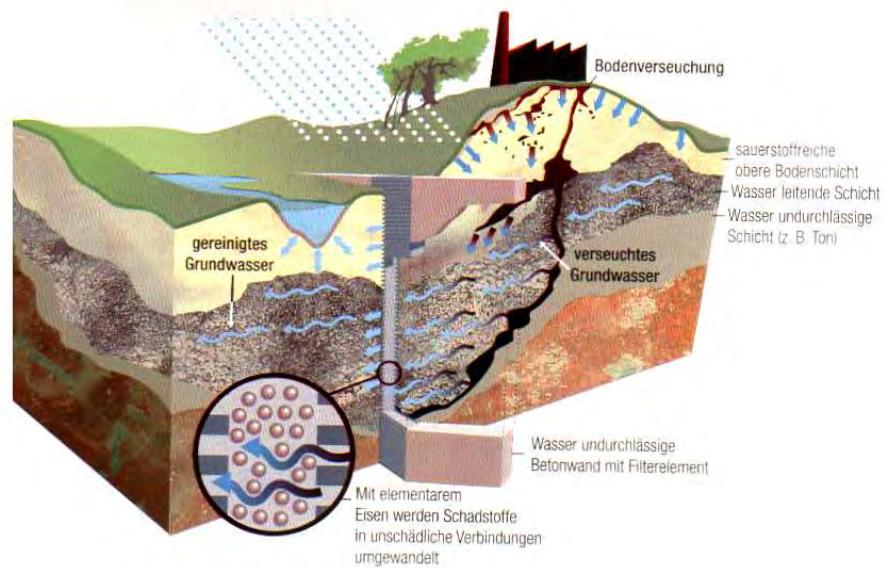


Abb. 49: Prinzipskizze einer Funnel and Gate - Reaktivwand zur Grundwassersanierung
aus ENGELHARDT (2000)

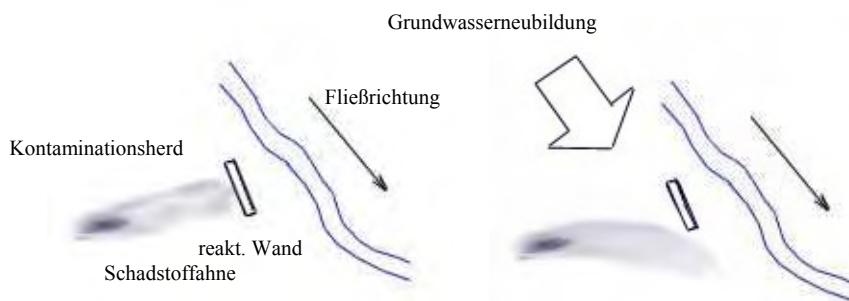


Abb. 50: Prinzipskizzen der Grundwasserfließrichtungsänderung bei Starkregenereignissen (analog zum Fall der Phosphatreaktionswand am Fry Canyon, Utah, USA)
stark schematisch nach POWELL et al. (1998)

Diese Fließrichtungsänderung führt zum unvollständigen Erfassen der Schadstofffahne durch die reaktive Wand. Tritt dieser Fall ein, ist es nicht möglich Korrekturen vorzunehmen, da das Funktionsprinzip auf Ausnutzung des natürlichen hydraulischen Gefälles beruht.

14. Mangankiesfilter

Als Mangankiese werden mit Mangan- und Eisenhydroxooxiden ummantelte Abfallprodukte aus der Trinkwasseraufbereitung bezeichnet. Trotz Rückspülen der Sand- und Kiesfilter legen sich Coatings von diesen Eisen- und Manganverbindungen über die Jahre hinweg um die Kieskörner (Anhang, Abb. 51). Wird durch diesen Effekt eine deutliche Größenzunahme der Körner erreicht, reduziert sich deren Filterwirkung und das Kiesbett wird ausgetauscht. Da hier als Coprecipitate Arsen und andere Schwermetalle ausgefällt werden, haben die Kiese je nach Wasserchemismus unterschiedlich hohe Gehalte an diesen Metallen. In Karlsruhe zum Beispiel sind diese so hoch, daß das Material als Sondermüll entsorgt werden muß (ANONYM P O.J.), ein deutlicher Hinweis auf eine hohe Sorptionskapazität.

Bei dem Projekt der Uni Karlsruhe: "Geochemische Reinigung kleiner Fließgewässer mit Mangankiesen, einem Abfallprodukt aus Wasserwerken" (GReiFMan) wird nun versucht die Restkapazität dieser Kiese zur Adsorption für die Reinigung von Grubenwässern zu nutzen. Mittels eines mobilen on site Filtersystems mit autarker Solarstromversorgung wird dies, derzeit noch als aktives System, getestet (Abb. 52). Das zu reinigende Wasser wird gepumpt und von unten nach oben, wegen der besseren Belüftung durch die Filter gepreßt. Ein späteres Umstellen auf gravitative, passive Filter ist geplant. Das Projekt läuft noch bis September 2000 und birgt vor allem durch das Konzipieren eines portablen, energieautarken, witterungsbeständigen und wartungsarmen Filtersystems sowie der Entwicklung eines Verfahrens zur Regenerierung der Mangankiese (ANONYM P O.J.) ein hohes Zukunftspotenzial.

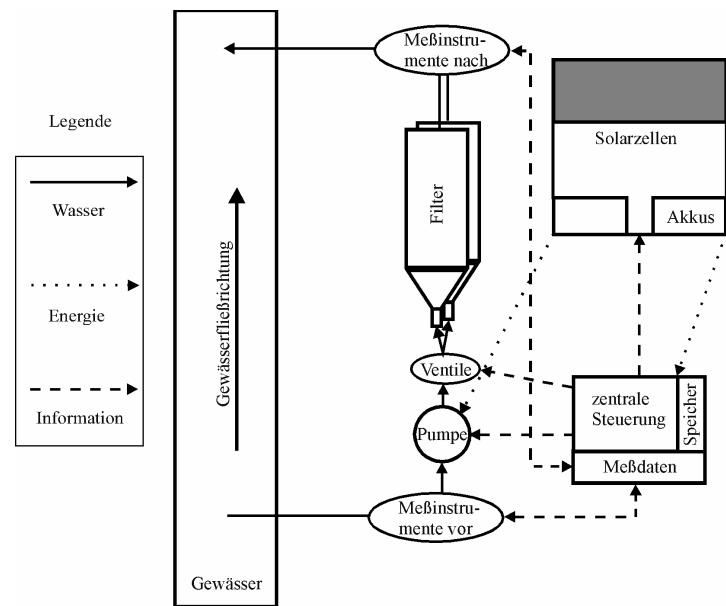


Abb. 52: Schematische Darstellung des beim Projekt GreiFMan der Uni Karlsruhe verwendeten Filtersystems aus ANONYM P (O.J.)

15. Einsatz von Opferanoden

Unter Verwendung der Grubenwässer als Elektrolyte, ist es möglich in großdimensionierten Elektrochemischen Zellen passiv ein elektrisches Feld aufzubauen. Der Transfer von Elektronen von der Anode zur Kathode führt zu einer starken Veränderung des pH-Wertes. In Folge werden Metallhydroxide ausgefällt. Bedingt durch die pH-Werterhöhung ($2\text{H}^+ + \text{O}_2 + 2\text{e}^- \leftrightarrow \text{H}_2\text{O}$ / $2\text{H}^+ + 2\text{e}^- \leftrightarrow \text{H}_2$) kommt es zu einem Rückgang der Aktivität von *Thiobacillus*. Und durch Verringerung des Redoxpotentials wird ein weiteres Oxidieren von Sulfiden verhindert (SHELP et al. 1995).

Durchgeführt wurden Untersuchungen zu diesem Thema an der Sherman Mine, einen Eisenerztagbau in der Nähe von Temagami, Ontario, Canada (Abb. 53).

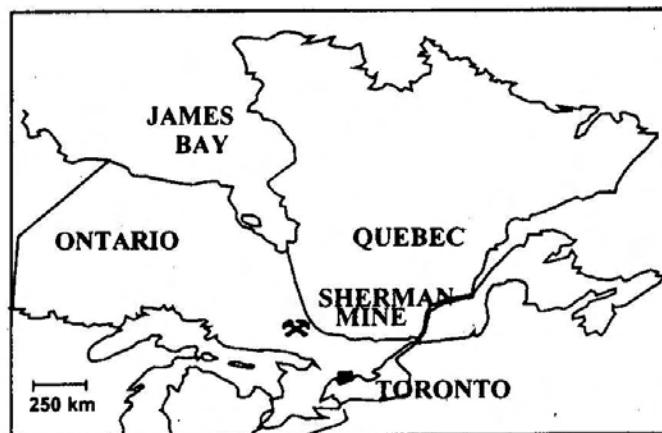


Abb. 53: Lage der Sherman Mine
nach SHELP et al. (1995)

Die Massivsulfidzonen, bestehend aus Pyrit, stellten dort die Ursache für stark belastete Wässer mit einem pH-Wert von 3,0 und hohen Gehalten von Fe (10 mg/L), Mn (5 mg/L), Al (10 mg/L), Sulfat (1500 mg/L) sowie anderen Ionen dar. Ein massiver Block aus Sulfid/Graphit aus einer der Reicherzzonen wurde in einer elektrochemischen Zelle als Kathode genutzt. Als Anoden wurden

Eisenschrott, Aluminium und Zink für die Versuche verwendet. Das Grubenwasser wurde als Elektrolyt durch diese Zelle geleitet (Abb. 54).

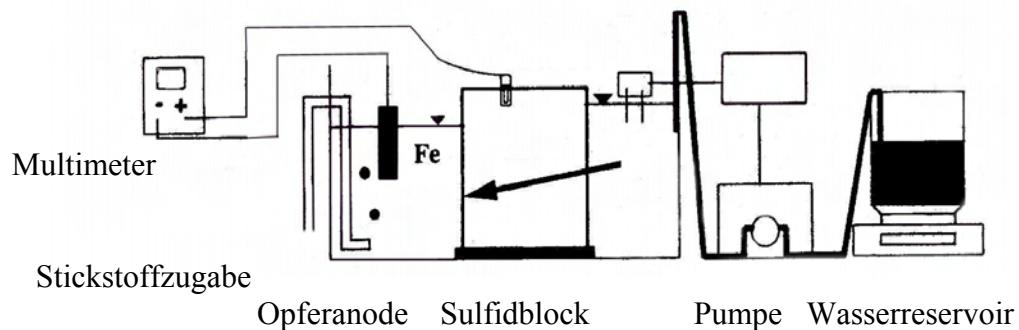


Abb. 54: Prinzip der Versuchsanordnung
nach SHELP et al. (1995)

Während Aluminium sich als ungeeignet herausstellte, wurden mit Eisen- und Zinkanoden sehr gute Ergebnisse erzielt. Allerdings dürfte der Preis für Zink den Praxiseinsatz ausschließen. Mit Eisen konnte eine Erhöhung des pH-Wertes von 3,0 auf 5,6 und mit Zink auf 6,7 erreicht werden.

Der Anstieg des pH-Wertes führt zum Ausfallen von Fe- und Al-Hydroxiden ($\text{Fe}^{3+} + \text{H}_2\text{O} \leftrightarrow \text{Fe}(\text{OH})_3 + 3\text{H}^+$; analog für Al^{3+}). Wiederum werden andere Metalle als Coprezipitate mitgefällt. In der Zelle setzte sich eine braune, amorphe Grundmasse (Anhang, Abb. 55) ab, welche 35,4 % S, 28,6 % Fe, 24,4 % Mg, 7 % Al, 2,6 % Si, 1,5 % Mn und 1 % K enthielt. In dieser Grundmasse fanden sich zudem Gipskristalle ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ / Anhang, Abb. 56, 57) und Gehalte von 60 mg/kg Co, 183 mg/kg Cu, 806 mg/kg Zn sowie 2,5 mg/kg Cd und Ni. Lediglich die Gehalte von Eisen in Lösung stiegen auf 70 mg/l an, bedingt durch die Auflösung der Opferanode. Die Sulfatgehalte gingen auf 1400 mg/L zurück.

Die Versuche zeigten, daß diese Technik funktionell und einsatzfähig ist.

16. Methoden / Beispiele

Aktive Reinigungsmethoden einzusetzen ist generell die schnellstmöglich einsetzbare Maßnahme bei Auftreten belasteter Grubenwässer. Bevor passive Systeme konzipiert, installiert und funktionsfähig sind, kann diese temporäre Lösung greifen. Die enormen Kosten dieser Systeme sind bedingt durch Chemikalieneinsatz, Dosierungssysteme und andere technische Anwendungen, Personalbedarf sowie Transport- und Deponiekosten der anfallenden Schlämme. Nicht zuletzt ist auch eine komplette Renaturierung der Bergbauareale durch die enorme Platznahme der Anlagen für aktive Systeme behindert (Anhang, Abb.58).

Nach Sammeln und Einleiten der Wässer ins Reinigungssystem werden in den meisten Fällen als erster Schritt neutralisierende Reagenzien zugegeben. Verwendet werden hierbei hauptsächlich Kalkschlamm, Calciumhydroxid, Calciumoxid, Natriumcarbonat oder Ammoniak. In einer zweiten Stufe werden die Wässer belüftet um ein Oxidieren der Eisen-II zu Eisen-III-Ionen zu erreichen. Dadurch fallen Eisenhydroxide und/oder -carbonate und Gips aus. Andere Metalle werden durch adsorptive Bindungen mitgefällt. Anders als bei passiven Systemen erfolgt hier ein schnelles Ändern des chemischen Milieus und eine schnelle Fällung, induziert durch Flockungsmittel.

Kalkzugabe ist aufgrund der relativ geringsten Chemikalienkosten die am häufigsten angewandte Technik. Bei hohen Sulfatgehalten tritt allerdings Coating des Karbonats durch CaSO_4 als negativer Effekt auf. Durch Beimengen von MgO kann dies minimiert werden, da MgSO_4 in Lösung bleibt. Zusätzlich wird die Fällungsrate erhöht. Trotzdem bleibt der Effekt des Coating durch unlösliche Metallhydroxide. Dies erhöht das Volumen der zu deponierenden Schlämme, da ein Teil der Carbonatpartikel nicht gelöst werden. Bei der Equity Silver Mine der Kanadischen Firma Placer Dome Inc. fallen jährlich 90 000 bis 120 000 m^3 Schlamm an. Die Reinigungs- und Deponiekosten belaufen sich auf 1,5 Mio Can.\$ pro Jahr.

Durch Druckstrahlzugabe und Mischsysteme versucht man dies zu minimieren. Das Entstehen von grossen Mengen an Schlämmen bei diesem Verfahren ist der negativste Effekt. Die Schlämme gelten als chemisch instabil und erfordern daher Entsorgung als Sondermüll, was extrem hohe Deponiekosten zur Folge hat. Die Rückgewinnung der Metalle ist schwierig. Auf Grund dieser Tatsachen versucht man das Volumen der Schlämme zu reduzieren (Abschn. 17) und Mineralphasen zu erzeugen aus denen sich die Metalle problemlos zurückgewinnen lassen. Ein gangbarer Weg ist der Einsatz von Adsorbenten mit hoher Affinität und reaktiver Oberfläche. Ein Beispiel hierfür ist die KAD Technologie. Beim Recycling der Adsorbent-Phase entsteht eine hochkonzentrierte Lösung die wesentlich leichter zur Rückgewinnung der Metalle verwendbar ist (ANONYM C O.J.). Weiterverwendbare oder verkaufliche Beiprodukte eines Reinigungsprozesses verbessern zunehmend die Wirtschaftlichkeit der aktiven Systeme. So fallen zum Beispiel beim Savmin-Prozess (Abschn. 18) Kalziumkarbonat und Gips in verkauflicher Qualität an.

Wiederverwendbarkeit einer oder mehrerer der chemischen Komponenten kann finanziell optimierend wirken. Regenerierbare Adsorber wie die erwähnten Kaolinderivate oder Titanoxihydrat, Produktion einer verwertbaren Metalllösung oder anderer Beiprodukte, wie Gips und CaCO_3 sind Beispiele hierfür.

Für die regenerierbaren Adsorber gelten nach HEYNE (1995) folgende Kriterien:

- hohe Kinetik der Adsorption
- große Adsorptionskapazität
- Reversibilität
- lange Standzeiten
- kostengünstig

Dies wurde von HEYNE 1995 für Titanoxihydrat untersucht. Als besonders wichtiges Ergebnis dieser Untersuchungen konnte die Abscheidung von in Grubenwasser enthaltenen Radionukliden der Uranzerfallsreihen in einem Säulenversuch gezeigt werden. Diese wurden zu 95% abgeschieden und konnten mit Ammoniumkarbonat selektiv reeuliert werden. Als großer Nachteil ist der hohe Chemikalienbedarf beim Eluieren, sowie die Entsorgung derselben anzusehen. Nur durch Erhöhung der Standzeiten zwischen den

Regenerierungsphasen wird es möglich, langzeitwirkende reaktive Wände mit solchen Materialien für die Grubenwasserreinigung einzusetzen.

Nichtregenerierbare aber preiswerte Adsorber haben Marburger Forscher in imprägnierten Filterpapieren gefunden. Dr. Rainer HAAS (o.J.) stellt dies auf der Webpage des Büros für Altlastenerkundung und Umweltforschung vor (HAAS o.J.). Arsen und Schwermetalle können mit diesem Verfahren zu 90 % oder mehr in einem Verfahrensschritt aus belasteten Wässern entfernt werden. Basis des Verfahrens ist die Sorption an einer sorptionsaktiven Imprägnierung auf Basis von Eisensalzen. Herkömmliche Kaffeefilter wurden mit unlöslichen Eisen-III-Verbindungen imprägniert. Bei den vorgestellten Modellversuchen wurde zum Beispiel Arsen bei Gehalten von 100/1000/10000 µg/L zu ca. 80 % entfernt. Allerdings werden zum praktischen Verfahrenseinsatz lediglich verschwommene Ideen geäußert. Auch zur Entsorgungsproblematik fehlt jede Aussage.

Ohne zusätzlichen Chemikalien- oder Sorbenteneinsatz funktioniert das vom Institut für Thermische Verfahrenstechnik, Umweltverfahrenstechnik und Agglomerationstechnik entwickelte Verfahren zur Grubenwasseraufbereitung mittels Membranverfahren. In Freiberg werden hierzu zwei Versuchsanlagen betrieben (Anhang, Abb. 59, 60). Durch Anlegen von Druck und Verwenden semipermeabler Membranen wird das schwermetallbelastete Grubenwasser in ein Konzentrat und ein gereinigtes Permeat überführt. Man arbeitet mit Umkehrosmose und Nanofiltration.

Bei der Umkehrosmose werden 99 % aller Wasserinhaltsstoffe zurückgehalten (Abb 61):

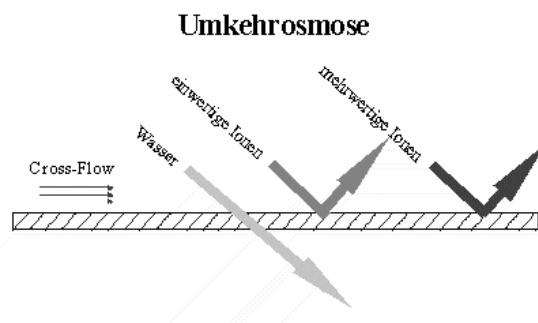


Abb. 61: Schematische Darstellung der Umkehrosmose nach PÖTZSCHKE (1998)

Der Einfluss der sauren Grubenwässer auf das Membranmaterial wird derzeit im Langzeitversuch getestet.

Bei der Nanofiltration ist es Ionen mit kleinem Durchmesser (meist einwertige) möglich, die Membran zu passieren. Lediglich größere (höherwertige) Ionen werden zurückgehalten (Abb. 62).

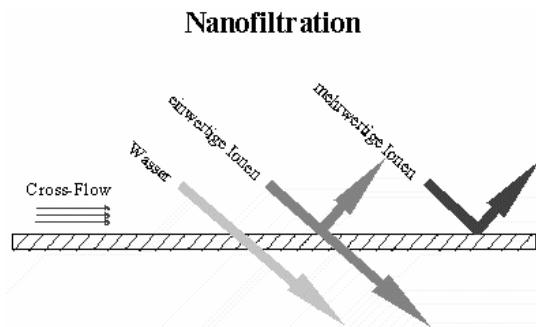


Abb. 62: Schematische Darstellung der Nanofiltration nach PÖTZSCHKE (1998)

Diese Verfahren werden routinemäßig für die Meerwasserentsalzung eingesetzt und sind extrem teuer (2-3 DM/m³) (MERKEL 2000, Institut für Hydrogeologie, frdl. Mitt.). Für den Einsatz im Bereich der Grubenwasserrreinigung befinden sie sich in der Erprobungsphase, sodass für diese Anwendung weder Aussagen zum praktischen Einsatz, Standzeiten und Kosten im Dauerbetrieb sowie für die Entsorgung der Konzentrate vorliegen.

Auch die Biosulfidfällung ist ein relativ neues Verfahren. Hierfür wird in separaten Bioreaktoren unter Verwendung sulfatreduzierender Bakterien Schwefelwasserstoff produziert. Dieses wird in die teilneutralisierten Grubenwässer eingeleitet. Stufenweise pH-Werterhöhung führt zur Ausfällung von Metallsulfiden. Diese können zum Senken der Prozesskosten veräußert werden (JONES 1998).

Über die Zugabe verschiedener hochaktiver Reagenzien wird beim Verfahren der Silikatischen Mikroinkapselung (silica microencapsulation: SME) der Firma KEECO das Entstehen einer chemisch stabilen, sandartigen Prezipitatstruktur hervorgerufen (Abb. 63). Hieraus resultiert eine preiswertere Deponiekasse für die Schlämme.

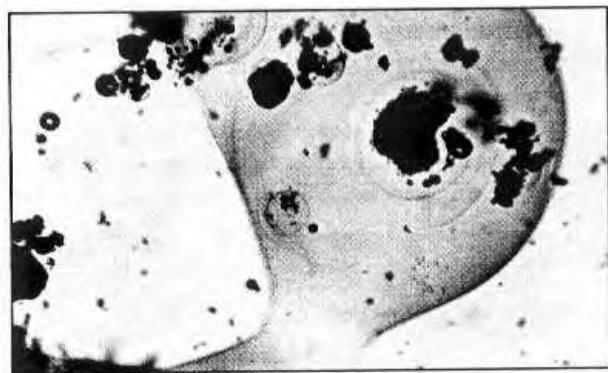


Abb 63: Silikatische Mikroeingekapselung von Kupferarsenat-Prezipitaten mit dem SME-Verfahren von KEECO aus MITCHELL & WHEATON (1999)

Das Verfahren wurde erfolgreich an Wässern aus der Bunker Hill Mine getestet, eines der größten stillgelegten Blei und Zink Bergwerke in den USA. Im Feldversuch wurden Chemikalienkosten von 0,01 US\$/L ermittelt und die Schlämme wurden nach Tests durch die EPA als ungefährliche Abfälle eingestuft.

Die zugegebene chemische Substanz KB-1TM enthält drei Komponenten. Eine erhöht den pH-Wert um die Metalle auszufällen, die zweite stellt eine polimerisierende Substanz auf Silikatbasis dar und überführt die Prezipitate in eine dreidimensionale Matrix und die dritte Komponente wirkt als Katalysator zur Prozessbeschleunigung (MITCHELL & WHEATON 1999).

16. High Density Sludge (HDS) System

Die konventionelle Neutralisation mit Calciumhydroxid oder Calciumoxid generiert einen geringdichten Schlamm (Low Density Sludge: LDS) mit Feststoffgehalten (Gips und Metallhydroxide) von lediglich 1-2 %. Dies bedingt Probleme vor allem mit großem benötigten Deponievolumen und Entzug von Betriebswasser. Dies lässt sich mit hochdichten Schlämmen (HDS) verbessern. Hierbei wandelt sich die typische gelatinöse Struktur der Schlämme in eine granulare, sandähnliche um (Anhang, Abb. 64).

BOLIDEN Apirsa, S.L. setzt ein HDS System für das "Los Frailes" Projekt in Spanien ein. Dies ist das Folgeobjekt für Aznacollar. Nach dem Tailingdammbruch 1998 werden alle Tailings und Schlämme im alten Aznacollar Tagebau deponiert. Die hieraus anfallenden Wässer und die Wässer aus der Aufbereitung und dem Ablauf der neuen Grube erforderten eine starke Kapazitätserhöhung des Reinigungssystems. Es galt 1500 m³/h Wasser zu reinigen.

Im herkömmlichen Verfahren wurde Calciumhydroxidlösung zugegeben, danach belüftet, um Eisen-II zu Eisen-III zu oxidieren (zum Ausfällen von Fe(OH)₃) und schließlich mittels Flockungsmittel der Schlammbalsatz eingeleitet. In Absetzbecken sinken die Prezipitatflocken ab und das gereinigte Wasser wird durch Überlauf abgeleitet (Anhang, Abb 65).

Beim HDS Prozess wird auf mechanischem Wege die Struktur der Absätze verbessert. Hierbei wird zusätzlich zur Calciumhydroxidzugabe ein Teil der Prezipitate aus dem Absatz mit zugegeben. So stehen in der gipsgesättigten Lösung von der ersten Verfahrensstufe an Kristallisationskeime zur Verfügung. Die entstehende granulare Struktur erlaubt ein schnelleres Absetzen der Schlämme (Tab 3). Zudem wird der Reinigungseffekt erhöht (Tab 3) und es tritt kein Verkrusten der Aggregate auf (KUYUCAK et al. 1999).

Tab 3: Ergebnisvergleich bei Verwendung von LDS und HDS Prozess aus KUYUCAK et al. (1999)

Test		LDS	HDS
Feststoffgehalt im Schlamm	(%)	1,75	11,9
Absetzgeschwindigkeit	(m/h)	0,7	0,8
pH-Wert		9,7	9,77
Gehalte des gereinigten Wassers	Zn	0,08	0,02
	Fe	0,05	0,00
	Cu	0,02	0,00
	Pb	0,00	0,00
	SO ₄	2892	2098

Die aufgrund dieser Untersuchungen errichtete Anlage von BOLIDEN erreicht Feststoffgehalte im Schlamm von annähernd 12 %, sehr gute Wasserqualitäten, die Absätze können durch die höhere Dichte rein gravitativ abgeleitet werden, die Wassermenge, deren Reinigung mit der Anlage möglich ist, wurde wesentlich erhöht und der Verbrauch von Calciumhydroxid gesenkt (KUYUCAK et al. 1999).

Das 1999 auf dem Kongress für Mine Water and Environment in Sevilla, Spanien von J.P. SMIT vorgestellte Verfahren beruht auf Fällungsreaktionen, hauptsächlich um stark sulfatbelastete Grubenwässer zu reinigen.

In einem ersten Verfahrensschritt werden Schwermetalle und Magnesium ausgefällt. Hierzu wird Kalk zugegeben und nach der Reaktion $\text{Me}^{2+} + 2\text{OH}^- \Rightarrow \text{Me}(\text{OH})_2 \downarrow$ fallen nach der Erhöhung des pH-Wertes Metallhydroxide aus. Es wird so viel Carbonat zugegeben, bis der pH-Wert über 12 liegt. In der Folge entsteht, nach Abtrennen der Hydroxide, eine an Gips (CaSO_4) übersättigte Lösung. Durch Zugabe von Gipskristallen als Kristallisationskeime wird in einer zweiten Verfahrensstufe diese Übersättigung abgebaut. Der Gipsabsatz wird gefiltert, entwässert und verlässt den Prozess als Nebenprodukt.

In der dritten Stufe gibt man Aluminiumhydroxid zu. Die Folge ist das Ausfallen von Ettringit ($6 \text{ Ca}^{2+} + 3 \text{ SO}_4^{2-} + 2 \text{ Al}(\text{OH})_3 + 37 \text{ H}_2\text{O} \Rightarrow 3\text{CaO} \cdot 3\text{CaSO}_4 \cdot \text{Al}_2\text{O}_3 \cdot 31\text{H}_2\text{O} + 6 \text{ H}_3\text{O}^+$). Dabei wird der Lösung Calcium und Sulfat entzogen. Da auch diese Reaktion stark pH abhängig ist, muß ständig Carbonat zugegeben werden, um den pH-Wert zwischen 11,6 und 12 zu halten. Durch Eindicken und Filtrieren wird der Absatz dem System entzogen.

Durch Zugabe von Kohlendioxid wird in der vierten Stufe der pH-Wert wieder gesenkt und es fällt reines Calciumcarbonat aus. Und schließlich wird in einem fünften Schritt das Aluminiumhydroxid für den Prozess zurückgewonnen. Hierfür senkt man den pH-Wert mit Hilfe von Schwefelsäure (oder anderen Säuren). Das Prozesswasser wird zudem mit Gips gesättigt. In niedrigen pH-Wert-Bereichen wird Ettringit instabil und löst sich wieder. Das entstehende Aluminiumhydroxid kann entzogen und Prozeßstufe 3 zugeführt werden. Durch Zugabe von Gipskristallen wird hier ebenfalls die Übersättigung abgebaut. Das Gips-gesättigte Wasser kann in dieser Stufe im Kreislauf genutzt werden.

Mit diesem Verfahren können Schwermetalle (z.B. Fe, Mn, Cu, Co, Ni) sehr effektiv aus Grubenwässern entfernen werden (Tab. 4). Einwertige Ionen (z.B. Na, F, Cl) verbleiben im Wasser, stellen aber generell kein Problem in Grubenwässern des Untersuchungsgebietes dar (SMIT 1999).

Tab. 4: Beispiel für die Effektivität des Prozesses (Analysen belasteter Grubenwässer vom Schacht 3 Grootvlei /Südafrika; Gehalte in mg/L)
aus SMIT (1999)

Ion	Grubenwasser	gereinigtes Wasser	Effektivität %
Na ⁺	289	274	5
K ⁺	19,0	19,7	-4
Ca ²⁺	475	20	96
Mg ²⁺	191	0,2	100
Mn ²⁺	8,40	0,05	99
Fe ²⁺	226	0,03	100
Co ²⁺	0,09	0,04	56
Ni ²⁺	0,14	0,03	79
Zn ²⁺	0,15	0,02	87
Cl ⁻	220	232	-5
SO ₄ ²⁻	2226	40	98

Die personellen Kosten für den Betrieb der Anlage belaufen sich auf 2,9 Mio US\$ pro Jahr. Die Anlagenkosten inklusive Errichtung der Infrastruktur sind stark vom Wasseraufkommen abhängig (Tab. 5). Zusätzlich anfallende Betriebskosten sind abhängig vom Chemikalienbedarf und damit direkt von der Wasserqualität. Es werden durchschnittliche Kosten von ca. 0,85 - 1,9 US\$ pro m³ erwartet.

Tab. 5: Anlagenkosten für den Savmin Prozess
aus SMIT (1999)

Durchsatz an Wasser (m ³ /h)	geschätzte Kosten
	Mio Rand / a
42	3,7 (0,6 US\$/m ³)
1250	78,1 (0,17 US\$/m ³)
4167	297 (0,15 US\$/m ³)

Mit dem Verfahren behandeltes Wasser ist als Trinkwasser verwendbar und die Kosten können durch Verkauf der Nebenprodukte Gips und Calciumcarbonat, welche in verkäuflicher Qualität anfallen, gesenkt werden.

Methodenvergleich / Ausblick

Um einen finanziellen Vergleich der angeführten Methoden zu ermöglichen werden in Tabelle 6 Kosten für aktive chemische Reinigung (Stand 1990, Angaben in \$US) vorgestellt.

Tab. 6: Kostenvergleich für aktive Reinigung aus ANONYM D (O.J.)

CONDITIONS				
	Flow GPM	Acidity mg/L	Iron mg/L	Duration Years
Scenario 1	50	100	5	3
Scenario 2	100	250	10	5
Scenario 3	250	500	100	5

AMD Treatment Costs (\$US)				
Methods	Hydrated Lime	Soda Ash	Caustic Soda	Ammonia
Installation	25000	4000	2500	15000
Ann Repair	3300	0	0	1000
Salvage Value	10000	500	500	5000
Ann Reagent	526	3016	4289	1116
Ann Total	10038	4355	5068	6157
NPV	26832	11641	13546	16458
Scenario 1				

AMD Treatment Costs (\$US)				
Methods	Hydrated Lime	Soda Ash	Caustic Soda	Ammonia
Installation	35000	4000	2500	15000
Ann Repair	3400	0	0	1000
Salvage Value	12500	500	750	4000
Ann Reagent	2631	15079	21447	5580
Ann Total	12123	15940	22051	9432
NPV	51067	67144	94784	39731
Scenario 2				

AMD Treatment Costs (\$US)				
Methods	Hydrated Lime	Soda Ash	Caustic Soda	Ammonia
Installation	50000	N.A.	7500	15000
Ann Repair	3500		0	1000
Salvage Value	15000		1000	3000
Ann Reagent	13158		107237	27904
Ann Total	25867		108840	31932
NPV	108963		458474	134510
Scenario 3				

Im Vergleich dazu werden Konstruktionskosten für Wetlands mit einigen zehntausend US-Dollar angegeben.

Im Hinblick auf die im Abschnitt 1 gezeigte Abbildung 12 und der vorgestellten Hypothese, dass nach ca. 30 Jahren mit einem natürlichen Rückgang des Schadstoffaustrages zu rechnen ist, sei als Anmerkung folgendes Beispiel genannt. Aus einigen Bergwerken aus römischer Zeit in Großbritannien wird noch heute, 2000 Jahre nach deren Schließung ein Austrag von Sauerwässern beobachtet. Daraus ableitend ist festzustellen, dass vor allem in Hinblick auf die Langzeitfunktionalität von Reinigungs- oder Präventivmaßnahmen Forschungsbedarf besteht. Denn werden nach dem Rückgang der Belastung und dem Einstellen eines relativ konstanten Levels der Belastung die Werte für die Einleitung in den Vorfluter noch immer überschritten, so müssen geeignete, langfristig wirkende Reinigungsmaßnahmen gefunden werden.

Die Anwendung passiver Systeme erreicht gute Reinigungseffizienz in gekoppelten Systemen (z.B. ALD, Absetzbecken und Wetland) und bringt Kostensparnis gegenüber aktiver Reinigung oder hohem geotechnischen Aufwand für Flutungen und Rückverfüllungen. Doch bei all diesen Vorteilen gilt auch für die passiven Systeme: sie funktionieren nicht ohne einen gewissen Monitoring- und Wartungsaufwand und haben bis auf Wetlands keine sehr langen Standzeiten. Vor allem die Probleme durch plugging und coating in diesen Systemen beschränken deren Lebensdauer stark. Für Wetlands liegen noch keine Beobachtungen über mehrere Jahrzehnte vor, aber auch ihre Standzeit hängt stark von den Sedimentationsraten der Schlämme und biogenen Masse im System ab. So werden für ALD und Wetlands ca. 50 Jahre Standzeit erwartet. Änderungen im hydraulischen System wie etwa vermindertes Wasseraufkommen über Trockenperioden können zum vollständigen Ausfall der Systeme führen. SOBOLEWSKI (1997) berichtet von einem natürlichen Wetland im Keno Hill Territorium, welches durch verringerten Grubenwasseraustritt abgestorben ist. Durch Erosion werden die festgelegten Metalle dort wieder freigesetzt.

Trotz höherer Kosten und vorhandener Risiken stellen in situ Maßnahmen zur generellen Verhinderung der Bildung von AMD die effektivsten dar. Auch vom Standpunkt der Langzeitwirkung sind sie zu bevorzugen. Zudem entfallen aufwendige Untersuchungen zur Grundwasserkontamination, und ein Fassen aller Grubenwasseraustritte für on site Reinigung entfällt.

Passive Systeme stellen nach dem derzeitigen Forschungsstand noch unzureichend sichere und unausgereifte Techniken dar. Ihr Einsatz bedingt zwar primär Kostenersparnis, aber falls durch Zusedimentieren oder anderweitig bedingten Ausfall Neukonstruktionen in gewissen Zeitabständen notwendig werden, entstehen auch dadurch hohe Kosten. Der Vorteil dieser Systeme liegt generell beim kostengünstigen Einsatz für die Reinigung von Altbergbauwässern, da hier keine finanziellen Mittel von Betreiberfirmen zur Verfügung stehen.

Kombinationen von mehreren on site oder auch in situ und on site Methoden effektivieren deren Einsatz:

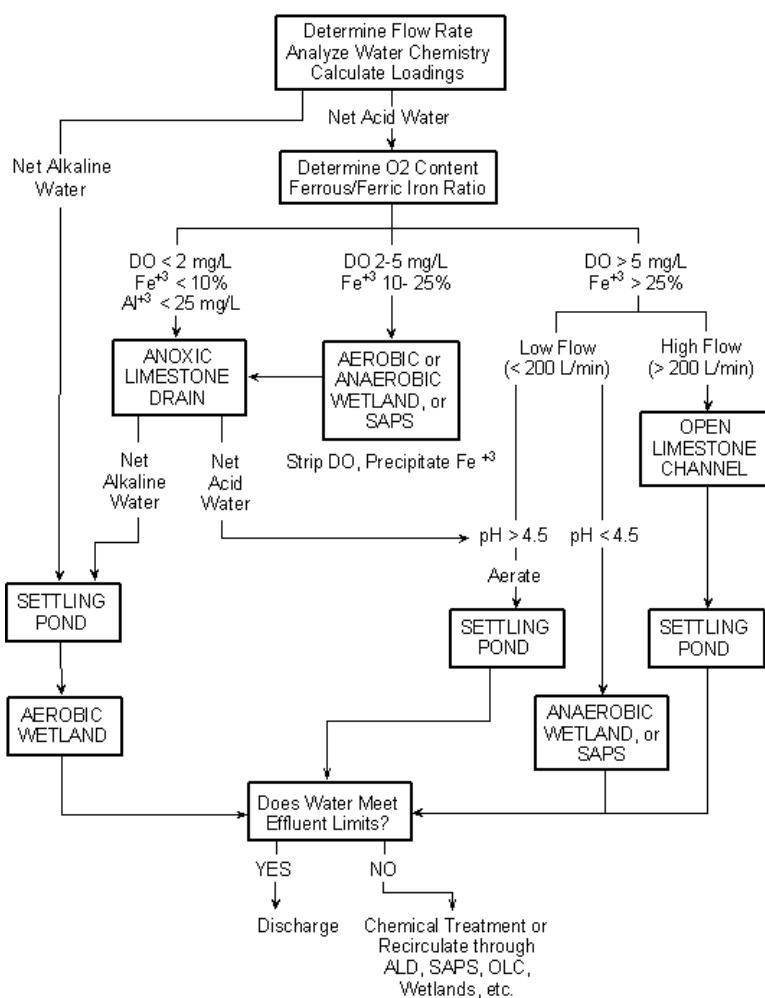


Abb. 66: Übersichtsschema zur Koppelung passiver Reinigungssysteme je nach Wasserchemismus
aus SKOUSEN (O.J.)

Da viele der in dieser Arbeit vorgestellten Techniken sich noch im Versuchsstadium befinden, ist ihre Genehmigungsfähigkeit für deutsche Verhältnisse fraglich. Zum Einen existieren noch keine funktionierenden Systeme in Deutschland und zudem gibt es noch Unwägbarkeiten, was die Sicherheit in Bezug auf Systemversagen betrifft. Zum Beispiel die für das Funktionieren von SAPS nötigen Wasserstände, um den hydraulischen Druck für vertikale Durchströmung zu gewährleisten, sind eine aktuelle Erkenntnis aus in GB betriebenen Systemen, und müssen erst umgesetzt werden.

Die passiven Systeme stellen derzeit einen sehr großen Forschungsbereich dar. Das internationale Interesse ist groß und auch der Bedarf von Seiten der Bergbaufirmen, wie die hohe Zahl bereits installierter Wetlands zeigt und aus den immensen Kosten für aktive Reinigung abzusehen ist. So gibt zum Beispiel der Kohlebergbau der USA täglich 1 Million US\$ für die Reinigung von Wässern aus (US BUREAU OF MINES ENVIRONMENTAL PROGRAMS 1999).

Auch die Zahl von passiven Reinigungstechniken wächst ständig, somit die Kombinationsmöglichkeiten und in Folge Effizienz und Sicherheit. So stellt das US Bureau of Mines (USBM) beispielsweise eine Anwendung vor, um selbst Spuren von Metallen aus Wässern zu entfernen. Diese Technik ist optimal zur Nachbehandlung von Wässern nach erfolgter Reinigung geeignet, und erreicht Trinkwasserqualitäten für Metalle, wie Cd, Pb, Zn und Cu. Gearbeitet wird mit Kugeln aus Torfmoosen, welche mittels einem Polymer zusammengefügt werden. Durch Beimengen von Eisenhydroxiden (eventuell aus vorherigen Reinigungsstufen) wird das Entfernen von As und Se ermöglicht (US BUREAU OF MINES ENVIRONMENTAL PROGRAMS 1999).

Zudem beginnt man zu untersuchen, ob Möglichkeiten bestehen mit passiven Methoden verkaufliche Beiprodukte zu erzeugen, was den finanziellen Aspekt weiter verbessern würde. Wie in Abschnitt 8 angeführt, wird in oxidierenden Absetzbecken ein wesentlich dichterer Eisenhydroxidschlamm abgesetzt. Man untersucht derzeit die industrielle Verwendbarkeit zur Abwasserreinigung, Pigmente u.s.w. Unter kombinierter Verwendung von ALD und mehreren nacheinander geschalteten Absetzbecken soll eine Versuchsanlage errichtet werden. Der Hauptvorteil liegt in der konstanten Zusammensetzung und

Farbe der Prezipitate. Diese sollen turnusmäßig (evtl. monatlich) abgepumpt, in einer on site Anlage getrocknet und verkauft werden (ANONYM I O.J.).

Die Ent- und Weiterentwicklung passiver Reinigungssysteme, nicht nur für Grubenwässer, stellt mit Sicherheit einen zukunftsorientierten Forschungszweig mit einem weltweiten, großen Markt dar. Vor allem für die Umsetzung der bisherigen internationalen Forschungsergebnisse für deutsche Belange sind die Universitäten gefragt. Projekte wie das in Abschnitt 13 vorgestellte, der Universität Karlsruhe sind erste Schritte.



Abb. 1
Stillgelegte Bergwerksanlagen
Wheal Jane Mine; Cornwall
aus ANONYM K (O.J.)

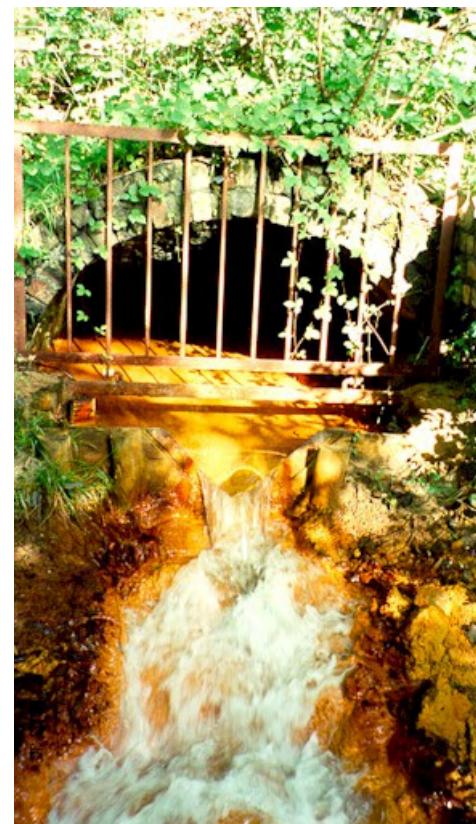


Abb. 2
Entwässerung eines auflässigen
Bergwerkes; Ynysarwed; Vale of
Neath; South Wales
aus ANONYM K (O.J.)



Abb. 3: Stark durch Sauerwässer verschmutzter Fluß im Bundesstaat Ohio (USA)
aus ANONYM L (O.J.)



Abb. 4: Pyritkristalle (Colorado School of Mines Geology Museum)
aus ANONYM M (O.J.)

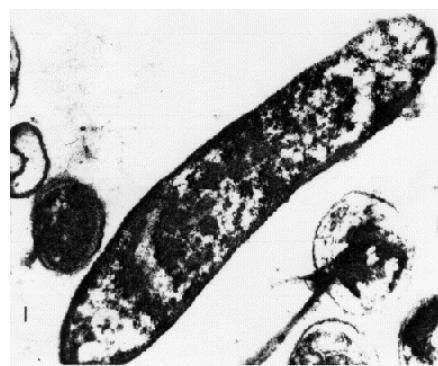


Abb. 5: *Thiobacillus Ferrooxidans* 30 000 –fach vergrössert
Rasterelektronenmikroskop
aus ANONYM M (O.J.)

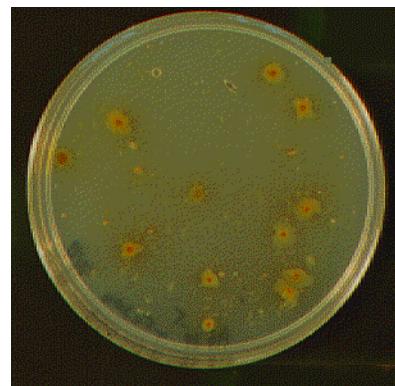


Abb. 6: *Thiobacillus Ferrooxidans* Laborkulturen
Fe²⁺ zu Fe³⁺ oxidierend (rote Bereiche)
aus ANONYM M (O.J.)



Abb. 7: Saure Grubenwässer in einem Absetzbecken
COMINCO Sullivan Mine / British Columbia / USA
aus ANONYM N (O.J.)



Abb. 8: Zu reinigende Grubenwässer, Wheal Jane Mine, Cornwall, UK
aus ANONYM K (O.J.)

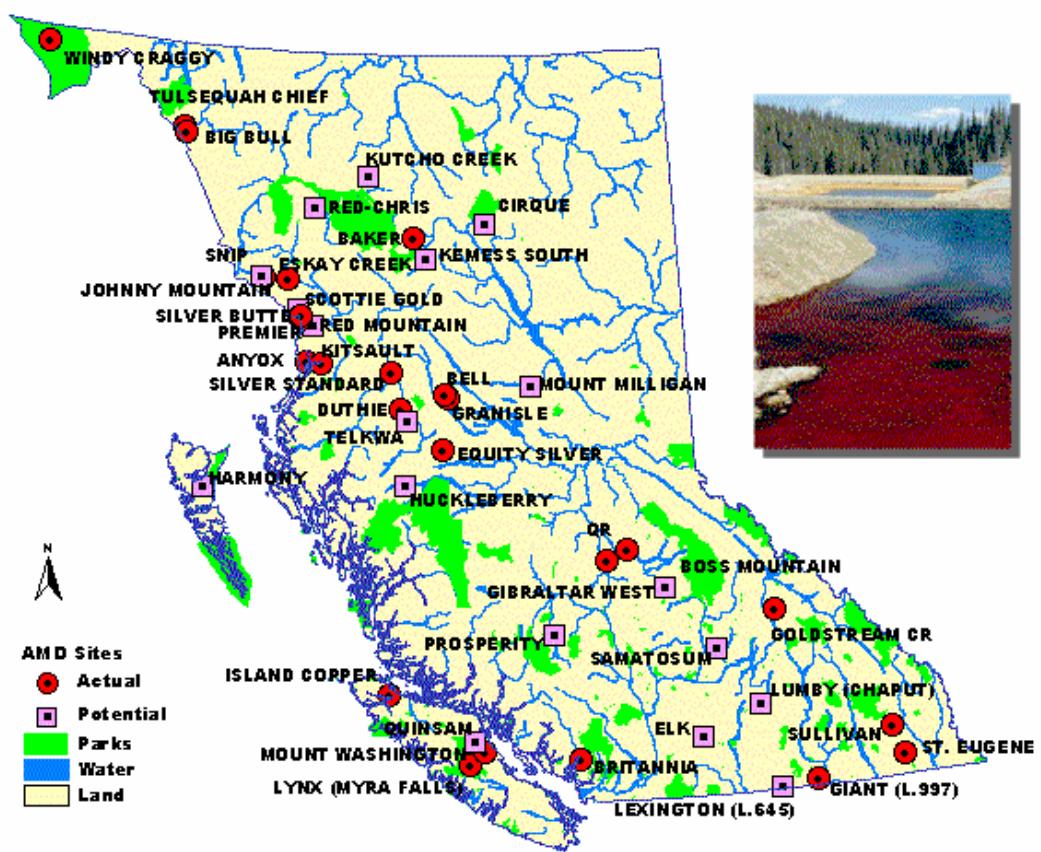
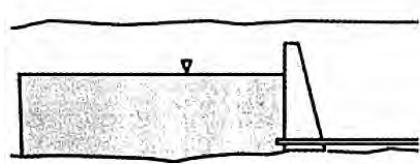


Abb. 9: Übersicht über aktuell und potenziell AMD produzierende Bergwerke in British Columbia / USA aus ANONYM J (1998)

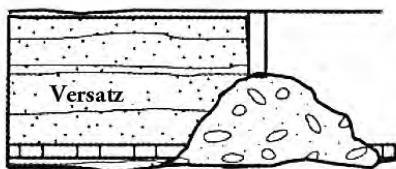


Abb. 11: Dosierungssystem für die Carbonatzugabe / Wheal Jane Mine
Cornwall / UK
aus ANONYM K (O.J.)



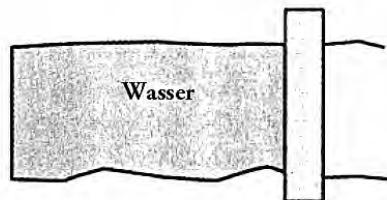
Dämme

- niedrige Drücke
- temporär (Betriebsdauer d. Bergwerks)
- freier Überlauf
- aus Holzstämmen, Beton



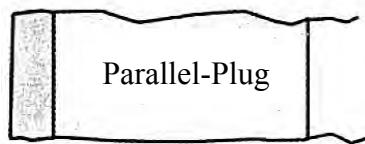
Versatzgitter

- niedrige Drücke
- temporär (Betriebsdauer d. Bergwerks)
- freie Drainage oder Drainsystem
- aus Holzstämmen, Abraum, Geotextil



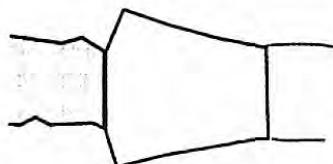
Wehr

- mittlere Drücke (100-1000 kPa)
- temporär (Betriebsdauer d. Bergwerks)
- freie Drainage oder Drainsystem
- aus armiertem Beton



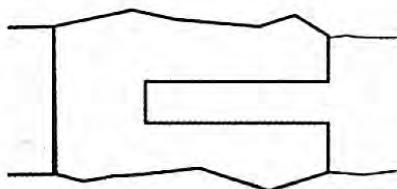
Plugs

- hohe Drücke
- für lange Zeiträume installiert
- aus nichtarmiertem Beton



keilförmige Plugs

- zur Einsparung von Beton



Hohlkern-Plugs

- verwendet in grossen Tunnels um Kontaktverpressung zu verbessern

Abb.14: Möglichkeiten zum Wasserrückhalt in untertägigen Auffahrungen aus LANG (1999)

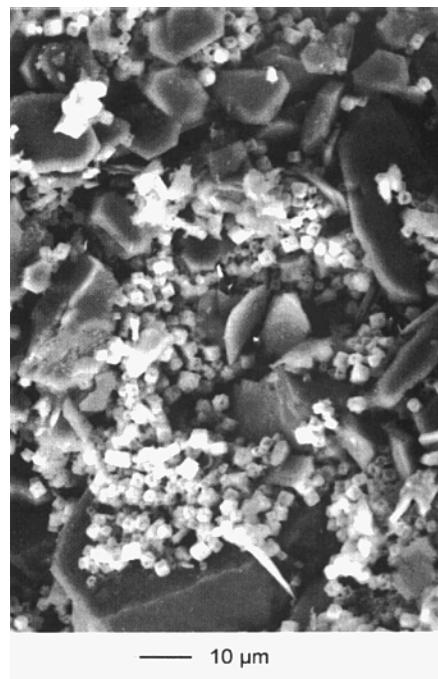


Abb. 16: Durch Bariumsulfatlösung gebildete Sekundärminerale
aus ZIEGENBALG (1998)



Abb. 17: Anlage für das "paste backfill"-Verfahren / HAJARS Mine / Atlas
Marocco
aus ANONYM O (O.J.)



Abb. 19: Vorbereiteter Carbonatkanal vor der Grubenwassereinleitung
aus SKOUSEN (O.J.)



Abb. 20: Länger in Betrieb befindlicher Carbonatkanal mit Eisenhydroxid-
ablagerungen
aus SKOUSEN (O.J.)



Abb. 21: Carbonatkanal mit nachgeschaltetem Absetzbecken
aus SKOUSEN (O.J.)

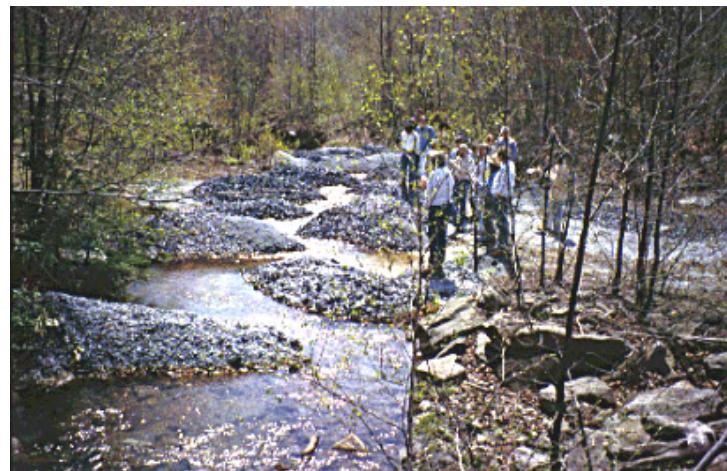


Abb. 22: Geschüttete Carbonatwälle in einem Grubenwasseraustritt
Swatara Creek, Pennsylvania
aus ANONYM I (O.J.)



Abb. 25: Carbonat-Umkehr-Brunnen; Swatara Creek
aus ANONYM I (O.J.)



Abb. 26: Carbonat-Umkehr-Brunnen, deutlich zu erkennen der in Suspension
befindliche Kalkschlamm
aus SKOUSEN (O.J.)



Abb. 27: Carbonatsand, direkt in ein Fließgewässer eingebracht
aus SKOUSEN (O.J.)



Abb. 29: Anoxic Limestone Drain (ALD) während des Baus; Swatara Creek.
(linker Bildhintergrund: der einzubringende Kalkstein)
aus ANONYM I (O.J.)



Abb. 30: Durch Hydroxide völlig verschlossene Zulaufleitung und Carbonat-
schüttung eines ALD-Systems
aus SKOUSEN (O.J.)



Abb. 33: SAPS, im Bau befindlich
aus SKOUSEN (o.J.)



Abb. 34: Eisenhydroxidschlämme in einem Fliessgewässer;
Ynysarwed; Vale of Neath; South Wales / GB
aus ANONYM K (o.J.)



Abb. 35: aerobes Wetland in naturkonformer Gestaltung
aus SKOUSEN (O.J.)



Abb. 36: aerobes Wetland in rein technischer Gestaltung
aus ANONYM M (O.J.)



Abb. 38: aerobes Wetland
aus SKOUSEN (O.J.)



Abb. 39: anaerobes Wetland
aus SKOUSEN (O.J.)

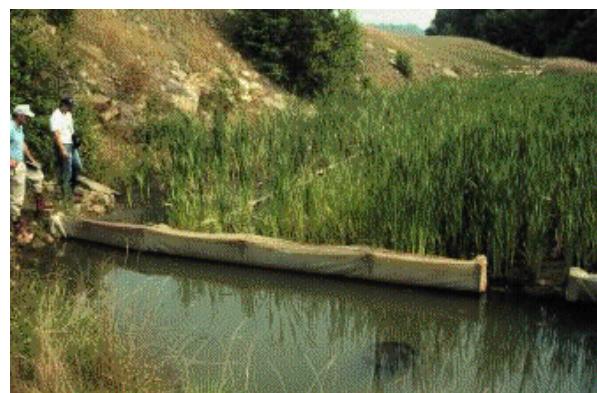


Abb. 40: anaerobes Wetland
aus SKOUSEN (O.J.)

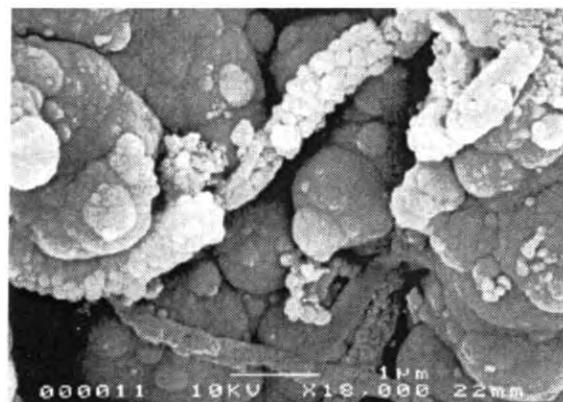


Abb 42: Kolloidale Strukturen mit Bakterien aus Stromatolith-Strukturen aus LEBLANC (1996)



Abb. 46: Reaktivmaterial (Cercona Bone Char Phosphate) wird in den Torbereich der reaktiven Wand eingebracht aus ANONYM S (O.J.)



Abb. 47: Reaktivwand mit Monitoringequipment fertig zur Überdeckung mit natürlichem Material aus ANONYM S (O.J.)



Abb. 48: Reaktivwand mit Monitoringpunkten nach Überdeckung mit natürlichem Material
aus ANONYM S (O.J.)



Abb. 51: Als Filtermaterial beim Projekt GreiFMan der Uni Karlsruhe verwendete Filterkiese aus der Trinkwasseraufbereitung
aus ANONYM P (O.J.)

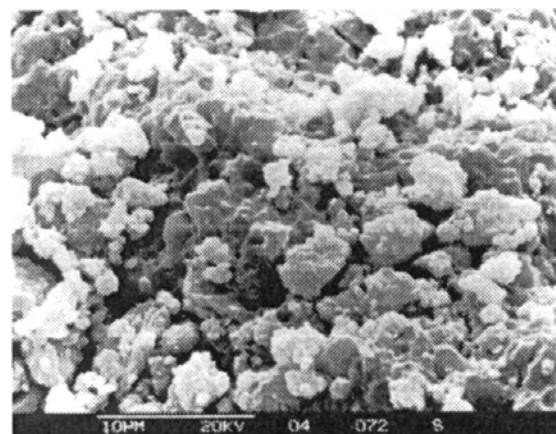


Abb. 55: Beim Versuch mit Opferanoden abgesetzte amorphe Grundmasse
aus SHELPS et al. (1995)

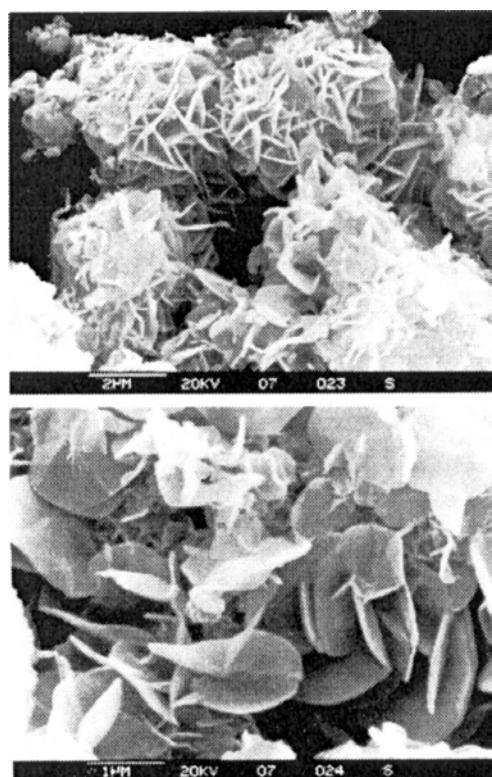


Abb. 56, 57: Beim Versuch mit Opferanoden in der amorphen Grundmasse vorgefundene Kalzitkristalle aus SHELPS et al. (1995)

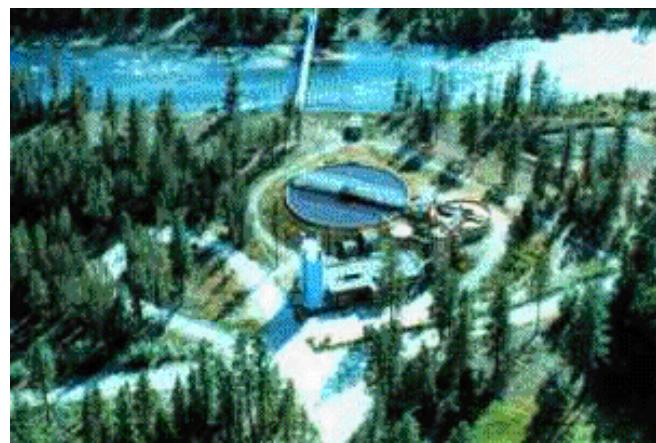


Abb. 58: Anlage zur aktiven Reinigung von Grubenwässern aus ANONYM Q (O.J.)

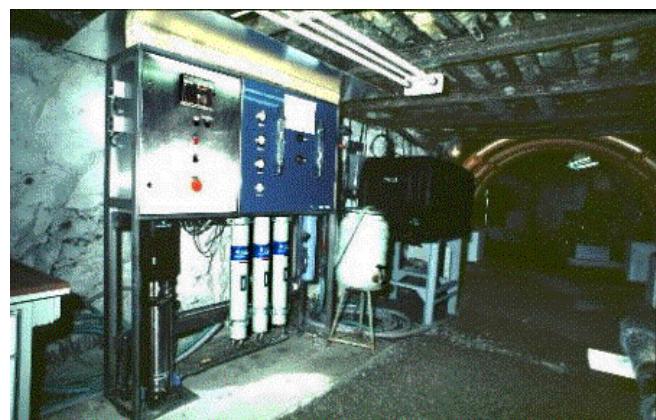


Abb. 59: mobile Containeranlage im Muldental am Ausfluß des
"Verträgliche Gessellschaft Stolln", Freiberg
aus PÖTZSCHKE (1998)

Abb. 60: Filtrationsanlage auf der 1. Sohle des Lehr- und
Besucherbergwerkes "Reiche Zeche", Freiberg
aus PÖTZSCHKE (1998)

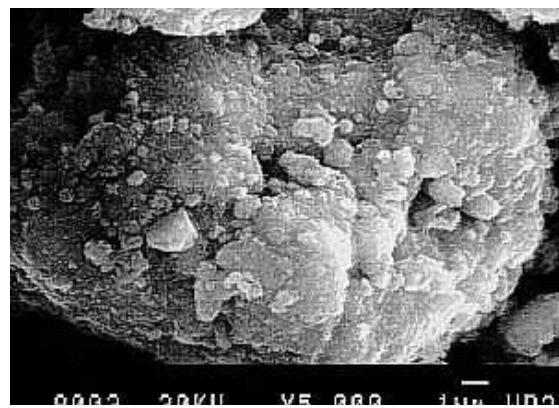


Abb 64: Granulare Struktur der Absätze beim HDS-Verfahren
aus ANONYM Q (O.J.)

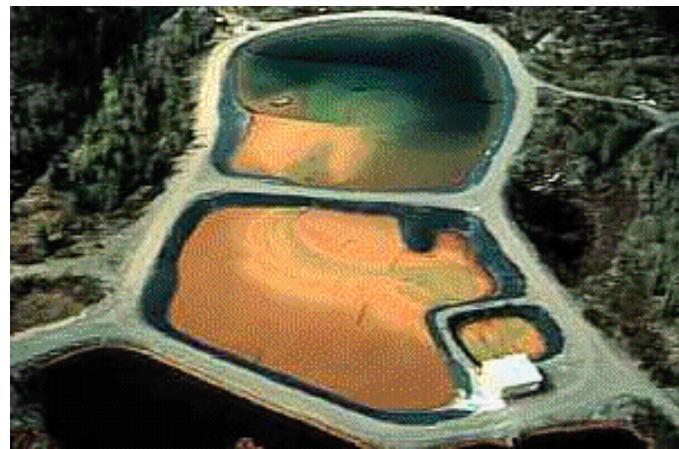


Abb 65: Schlammabsetzbecken bei aktiver Reinigung,
Versuchsanlagen zur Reduzierung von Metallmobilitäten,
Volumennahme und Deponierungskosten
aus ANONYM Q (O.J.)

Literaturverzeichnis

ANONYM A (O.J.), <http://www.wvu.edu/~research/techbriefs/acidminetechbrief.html>, Stand der Site vom 13.03.00

ANONYM B (O.J.), <http://www.caf.wvu.edu/faculty/skousen/research.htm>, Stand der Site vom 13.03.00

ANONYM C (O.J.),
<http://www.ameef.com.au/publicat/groundwk/grnd998/gtreatm.htm>, Stand der Site vom 13.03.00

ANONYM D (O.J.), <http://www.osmre.gov/acsiplan.htm>; Stand der Site vom 06.02.00

ANONYM E (O.J.), <http://www.ips.mb/mk/98>

ANONYM F (O.J.), <http://www.wrc.wisc.edu/projects/BensonEykholt.htm>, Stand der Site vom 17.01.00

ANONYM G (O.J.),
http://www.environment.gov.au/portfolio/epg/environet/etd/cs/cs_001_ov.html; Stand der Site vom 27.01.00

ANONYM H (O.J.),
http://www.eao.gov.bc.ca/PROJECT/MINING/TULSEQUA/US_Concerns/1a.htm

ANONYM I (O.J.), <http://www.facstaff.bucknell.edu/AMDtrtmt.html>, Stand der Site vom 13.03.00

ANONYM j (1998), Acid Mine Drainage: Mining and Water Pollution Issues in BC,
<http://www.miningwatch.org>

ANONYM K (O.J.), University of Newcastle; Webpage;
<http://www.ncl.ac.uk/~nply/index.htm>

ANONYM L (O.J.), <http://www.dnr.state.oh.us/odnr/reclamation/AmlType.htm>

ANONYM M (O.J.), http://www.mines.edu/fs_HOME/jhoran/Fenvironment.htm

ANONYM N (O.J.), <http://www.miningwatch.org/library>

ANONYM O (O.J.), <http://icewall.vianet.on.ca/comm/eei/backmed.html>

ANONYM P (O.J.), <http://www.uni-karlsruhe.de/~jpg/Forschung/Projekte/Greifman/greifman.de.html>, Stand der Site vom 03.04.00

ANONYM Q (O.J.), <http://envirolab.nrcan.gc.ca/treat-e.htm#lime>

ANONYM R (O.J.), <http://www.tu-dresden.de/fghh/gk/themen.html>

ANONYM S (O.J.), <http://srv1dutslc.wr.usgs.gov/fry/install.html>

ANONYM T (O.J.), <http://h2osparc.wq.ncsu.edu/descprob/mining.html>

BABIC ET AL. (1995): Uranium-Mining and Hydrogeology. – In: Merkel, B. e. a.: Proceedings of the International Conference and Workshop. – ; Köln (Verlag Sven von Loga).

BLOWES et al. (1995). Microbiological, chemical and mineralogical characterisation of the Kidd Creek mine tailings impoundment, Tommins area, Ontario. *Geomicrobiol. J.*

BLOWES et al. (O.J.), Porous Reactive Walls for the Prevention of Acid Mine Drainage: a Preview, *Min Pro Ext Met Rev* 19 pp 25-37

CHISHOLM, S. e. a. (1995): Wetland Evaluation in Ontario: Models for Predicting Wetland Score. – In: Northeast Science & Technology: NEST Technical Report TR-025. – ; Ontario, Canada (Queens Printer for Ontario).

CONNELLY (O.J.), <http://www.srk.net/news>, 04.02.2000

DEVITT & GIHRING (2000), Microbe may be a key to mine pollution, <http://envirolab.nrcan.gc.ca/pub96-97.htm>

DODDS (O.J.), <http://www.srk.net/news>, 04.02.2000

ENGELHARDT (2000), Trinkwasser: Schluck für Schluck ein Kunstprodukt, GEO, Verlag Gruner & Jahr Hamburg (Hrsg.), Nr 2, Feb.2000, S.28-52

ETTNER, D. C. (1999): Induced Hardpan Formation in a historic tailings impoundment, Roros, Norway: Tailings and Mine Waste '99. – 1. Aufl., 457 ff S.; Rotterdam (Balkema).

EVANGELOU (1995). Potential microencapsulation of pyrite by artificial induction of ferric phosphate coatings. *J. Environ. Qual.* 24, 535-542

FYSON, A. e. a. (1995): Microbially-mediated Metal Removal from Acid Mine Drainage. – In: Hynes, T. P. & Blanchette, M. C.: Sudbury '95 - Mining and the Environment - Vol.II Conference Proceedings - Acid Mine Drainage Prevention and Control. – ; Sudbury, Canada.

GELLER, W., KLAPPER, H. & SALOMONS, W. (1998): Acidic Mining Lakes - Acid Mine Drainage, Limnology and Reclamation. – In: Geller, W., Klapper, H. & Salomons, W. (.).. – 1. Aufl., ; Berlin Heidelberg New York (Springer).

HAAS (O.J.), <http://haas.purespace.de/f9.html>, Stand der Site vom 02.04.00

HAMMER O.J., D.A., (1992). Designing Constructed Wetlands Systems to Treat Agricultural Nonpoint Source Pollution. *Ecological Engineering*, 1:49-82.

JAKUBICK, A. T.; LEVINS D. (1997), Recommended Water Treatment Strategies, Wismut'97 Workshop Wasserbehandlung und Rückstandsentsorgung – „Konventionelle und innovative Lösungen”, Chemnitz

JOBST C. (1998): Behandlung und Entsorgung radioaktiver Reststoffe. – In: Carlo Jobst: Studienarbeit. – 1. Aufl., ; Chemnitz.

JONES, D. R. (1995): Passive treatment of mine water. – In: Hynes, T. P. & Blanchette, M. C.: Sudbury '95 - Mining and t'he Environment - Vol.II Conference Proceedings - Acid Mine Drainage Prevention and Control. – ; Sudbury, Canada.

JONES (1998), Treatment: Dealing with an acid Problem, <http://www.ameef.com.au/publicat/groundwk/grnd998/gtreatm.htm>, Stand der Site vom 13.03.00

KUYUCAK, N. E. A. (1999): Implementation of a High Density Sludge "HDS" Treatment Process at the Boliden Apirsa Mine Site : Mine Water & Environment. 1999 IMWA Congress. – ; Sevilla, Spain.

LADURNER, J. & PURTSCHELLER, F. (1990): Das Große Mineralienbuch. – ; Innsbruck (Pinguin-Verlag).

LANG, B. (1999): Permanent Sealing of Tunnels to Retain Tailings or Acid Rock Drainage: Mine Water & Environment. 1999 IMWA Congress. – ; Sevilla, Spain.

LEBLANC, M. e. a. (1996): Accumulation of arsenic from acid mine waters by ferruginous bacterial accretion (stromatolites). – *Applied Geochemistry* (11): 541-554; Great Britain.

MARI SILVERSTEIN COMMUNICATIONS CONSULTING INC. (1999): Continued Responsibility. – In: Boliden Limited. – 1. Aufl., ; Canada.

MELLBERG, F. (1982): Operating Experience at a new lead zinc flotation plant of the Vieille-Montagne Company: XIV International Mineral Processing Congress. – ; Toronto, Canada.

MITCHELL & ATKINSON (1995), The Treatment of Acid Rock Drainage: A preliminary study of enhanced lime treatment by the co-appliance of soluble sodium silicate; Papers to the Conference on Mining and the Environment; Sudbury; S.467 ff

MITCHELL, P. & WHEATON, A. (1999): Treatment - Acid Mine Drainage. – Mining Environmental Management (Juli): 7-9.

MÜLLER, T. (1999): Wörterbuch und Lexikon der Hydrogeologie Deutsch Englisch. – 1. Aufl., ; Berlin Heidelberg (Springer Verlag).

NOLLER, B. N., PARKER, G. K. & GAO, G. H. (1999): Review of Experimental Studies for Treatment of Mine Drainage Waters using Wetland and Delayed water Release Facilities: Minerals Council of Australia Environmental Workshop. – .

Nyavor, K.; EGIEBOR, N.O. (1995). Control of pyrite oxidation by phosphate coating. The science of the Total Environment, 162, 225-237

ORDONEZ, A. e. a. (1999): A Successive Alkalinity Producing System (SAPS) as Operational Unit in a Hybrid Passive Treatment System for Acid Mine Drainage: Mine Water & Environment. 1999 IMWA Congress. – ; Sevilla, Spain.

PÖTZSCHKE (1998), <http://www.mineral.tu-freiberg.de/lehrgrube/andere/uvt/membranverfahren.html>

POWELL et al. (1998), Permeable Reactive Barrier Technologies for Contaminant Remediation, EPA (Hrsg.), EPA/600/R-98/125, <http://www.rtdf.org/public/permbar/barrdocs.htm>; <http://207.86.51.66/download/rtdfprb/reactbar.pdf>

RIDGE (1999), The Science of Acid Mine Drainage and Passive Treatment, http://www.dep.state.pa.us/dep/deputate/minres/bamr/amd/science_of_AMD.htm Letzte Aktualisierung: 15.09.1999

ROY, S. & WORRAL, F. (1999): Pyrite Oxidation in Coal Bearing Strata the Use of P-Blocking Techniques: Mine Water & Environment. 1999 IMWA Congress. – ; Sevilla, Spain.

SCHWARTZ, M. O. & PLOETHNER, D. (1999): From Mine Water to Drinking Water: Heavy Metal Removal by Carbonate Precipitation in the Grootfontein-Omatako Canal, Namibia: Mine Water & Environment. 1999 IMWA Congress. – ; Sevilla, Spain.

SHELP, G. S. e. a. (1995): The amelioration of acid mine drainage by an in situ electrochemical method - I. employing scrap iron as the sacrificial anode. – Applied Geochemistry (10): 705-713; Great Britain.

SHELP, G. S. e. a. (1995): The amelioration of acid mine drainage by an in situ electrochemical method - I. employing aluminium and zinc as the sacrificial anode. – Applied Geochemistry (11): 425-432; Great Britain.

SKOUSEN (1997), <http://www.caf.wvu.edu/faculty/skousen/research.htm>, Stand der Site vom 13.03.00

SKOUSEN (O.J.), <http://www.wvu.edu/~agexten/landrec/passtrt/passstrt.html>, Stand der Site vom 18.02.00)

SMIT, J. P. (1999): The Treatment of polluted Mine Water: Mine Water & Environment. 1999 IMWA Congress. – 1. Aufl., 467 ff S.; Sevilla, Spain.

SOBOLEWSKI, A. e. a. (1995): Copper removal from mine drainage by an experimental wetland at Bell Copper Mine, Smithers, B.C.. – In: Hynes, T. P. & Blanchette, M. C.: Sudbury '95 - Mining and the Environment - Vol.II Conference Proceedings - Acid Mine Drainage Prevention and Control. – ; Sudbury, Canada.

SOBOLEWSKI, A. (1997): The Capacity of natural Wetlands to ameliorate Water quality: A Review of Case Studies: Fourth International Conference on Acid Rock Drainage - Proceedings Vol. III. – 1551 ff S.; Vancouver, B.C., Canada.

STICHBURY, M. e. a. (1995): Use of Inhibitors to prevent acid mine drainage. – In: Hynes, T. P. & Blanchette, M. C.: Sudbury '95 - Mining and the Environment - Vol.II Conference Proceedings - Acid Mine Drainage Prevention and Control. – ; Sudbury, Canada.

US BUREAU OF MINES ENVIRONMENTAL PROGRAMS (1999),
http://www.hutc.edu/env/other/doi/bom_EGPM:HTML

WALTER J.MISHKO & Co. INC (1999): Our World. – In: Rio Algom Limited. – 1. Aufl., ; Canada (Arthurs-Jones Clarke Lithographing Ltd.).

WARING, C. L. & TAYLOR, J. R. (1999): A new Technique for Building in-situ sub-surface Hydrologic Barriers: NBT: Mine Water & Environment. 1999 IMWA Congress. – ; Sevilla, Spain.

WARING, C. & TAYLOR, J. (1999): A new passive Technique proposed for the Prevention of acid Drainage: GARDS: Minerals Council of Australia Environmental Workshop. – .

YANFUL, E. K. & SHIKATANI, K. S. (1995): Compatibility of a sand-bentonite mixture with acid rock drainage. – In: Hynes, T. P. & Blanchette, M. C.: Sudbury '95 - Mining and the Environment - Vol.II Conference Proceedings - Acid Mine Drainage Prevention and Control. – ; Sudbury, Canada.

YOUNGER, P. L. (1996). The longevity of minewater pollution: a basis for decision-making. Proc. of the IBC UK Conference on 'The Environmental Management of Mining Operations', London,

YOUNGER, P. L. (1997). The longevity of minewater pollution: a basis for decision-making. Science of the Total Environment, 194/195 : 457-466.

ZIEGENBALG (1998), In situ Immobilisation von Uran in Sandsteinformationen, TU-Report, Bergakademie Freiberg, Nr.8/9, Dez. 98/ Feb. 99, S.3

Eidesstattliche Erklärung

Hiermit versichere ich, dass ich die vorliegende Arbeit ohne unzulässige Hilfe Dritter und ohne Benutzung anderer als der angegebenen Hilfsmittel angefertigt habe; die aus fremden Quellen direkt oder indirekt übernommenen Gedanken sind als solche kenntlich gemacht.

Freiberg, 31.05.2000

Kurzbiografie

Mario Kansy

geboren am 12.08.72
in Marienberg / Sa. Germany
Nationalität: deutsch
ledig / 1 Kind

Heimatadresse
Marienberger Str.43
09509 Pockau / Sa.

Ausbildung

1994-2000	TU Bergakademie Freiberg Hauptstudium Hydrogeologie
1992-1994	TU Bergakademie Freiberg Vordiplom
1989-1991	EOS W. Pieck Marienberg Abitur
1979-1989	POS E. Thälmann Marienberg / Sa. Grundschule

Wehrdienst

1991-1992	Bundeswehr Grundwehrdienst
-----------	-------------------------------