

Technische Universität Bergakademie Freiberg

Fakultät für Geowissenschaften, Geotechnik und Bergbau

Institut für Geologie

Studiengang Geologie



Diplomarbeit/ Diplomkartierung

**Konzipierung einer passiven Grubenwasserreinigungsanlage
im Hagental bei Gernrode/Harz**

Erstellung eines Grubenwasserkatasters für den Harz

vorgelegt von

and.-geol. Jörg Simon

betreut von

Prof. Dr. Broder Merkel

und

Dr. Christian Wolkersdorfer

TU Bergakademie Freiberg

Institut für Geologie

Lehrstuhl für Hydrogeologie

Freiberg, November 2003

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, 14. November 2003

Danksagung

An dieser Stelle möchte ich mich bei meinen Betreuern, Herrn Prof. Dr. Broder Merkel und Herrn Dr. Christian Wolkersdorfer, bedanken, die mir mit wertvollen Anregungen und nützlichen Hilfsstellungen bei der Erarbeitung dieser Diplomarbeit zur Seite standen. Weiterhin gilt mein Dank den Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern des Instituts für Geologie für deren Unterstützung bei der Vorbereitung der Vor-Ort-Termine sowie der Hilfe bei Durchführung der Wasseranalysen.

Dem Werk Rübeland/Elbingerode der FELS-WERKE GmbH möchte ich für die unentgeltliche Bereitstellung des Kalksteins danken; ebenso dem Reiterhof Gothe in Rieder, der mir den benötigten Kompost zur Verfügung stellte und der BST Mansfeld, die freundlicherweise die Reaktionsbecken nach Gernrode lieferten. Für die Hilfestellungen und Tipps bei der Bearbeitung der Diplomkartierung möchte ich mich bei Herrn Markus Liebermann (St. Andreasberger Verein für Geschichte und Altertumskunde e.V.), Herrn Alich (Harzwasserwerke) und beim Besucherbergwerk Büchenberg bedanken.

Neben den oben erwähnten Personen möchte ich all jenen danken, die mir in den letzten Monaten vor allem moralisch zur Seite standen.

Inhaltsverzeichnis

1	Zusammenfassung	07
1	Summary	08
2	Einleitung	09
3	Lage, geologische Verhältnisse und Historie des Hagentalstollens	10
3.1	Lage des Hagentalstollens	10
3.2	Geologische und hydrogeologische Verhältnisse	11
3.2.1	Regionalgeologische Einteilung des Harzes	11
3.2.2	Überblick über die geologische Entwicklung des Harzes	13
3.2.3	Hydrogeologische Verhältnisse des Harzes	16
3.2.4	Lagerstätten des Harzes	17
3.2.5	Geologische und hydrogeologische Verhältnisse der Lagerstätte	18
3.3	Historie des Hagentalstollens	19
3.3.1	Erkundung und Förderung	19
3.3.2	Verwahrung	20
4	Überblick Grubenwasserreinigungsmethoden	22
4.1	Einführung	22
4.2	Aktive Grubenwasserreinigung	24
4.2.1	Belüftung, Neutralisation und Sedimentation (ODAS)	24
4.2.2	Sulfatreduktion und Bioentsalzung	29
4.2.3	Sorption und Ionenaustausch	30
4.2.4	Membranprozesse	30
4.2.5	Weitere aktive Reinigungsmethoden	31
4.3	Passive Grubenwasserreinigung	31
4.3.1	Anoxische Karbonatkanäle (ALD)	31
4.3.2	Offene Karbonatkanäle (OLD)	34
4.3.3	SCOOFI-Reaktoren	34
4.3.4	Aerobe Feuchtgebiete	36
4.3.5	Anaerobe Feuchtgebiete	40
4.3.6	RAPS-Systeme	42
4.3.7	Reaktive Barrieren (PRB)	43
4.4	Reinigungsstrategien	45
4.5	Beispiele	51

5	Beschaffenheit des austretenden Grubenwassers	58
5.1	Entstehung kontaminierter Grubenwässer	58
5.2	Analyse der Wasserbeschaffenheit	62
5.2.1	Grundlagen und Probennahme	62
5.2.2	Vor-Ort-Analytik	63
5.2.3	Laboranalytik	68
5.2.4	Auswertungsmethoden	72
5.3	Durchfluss und Wasserbeschaffenheit am Stollenmundloch	74
5.3.1	Durchfluss am Stollenmundloch	74
5.3.2	Wasserbeschaffenheit des austretenden Grubenwassers	78
5.4	Veränderungen des Durchflusses und der Wasserbeschaffenheit bis zum Hagenteich	80
5.4.1	Auswertung der Durchflussmessungen	80
5.4.2	Veränderung der Wasserbeschaffenheit bis zum Hagenteich	83
5.4.3	Rückschlüsse auf die Reinigungsfähigkeit des Grubenwassers	85
6	Laborversuche	87
6.1	Eigene Laborversuche	87
6.1.1	Standversuch und Einzelsäulenversuche	87
6.1.2	Kombinierte Versuche mit Kompost und Kalkstein	89
6.2	Auswertung der Laborversuche	90
6.3	Versuche anderer Bearbeiter	96
6.4	Ermittlung einer Formel für den Stickstoffaustrag aus den vorliegenden Labordaten	99
7	Aufbau der Pilotanlage zur passiven Grubenwasserreinigung	102
7.1	Gegenüberstellung möglicher Konzepte zur Reinigung des Grubenwassers	102
7.2	Konzipierung der Pilotanlage „Am Kupferberg“	103
7.2.1	Einführung	103
7.2.2	Absetzbecken	105
7.2.3	RAPS-System	107
7.2.4	Aerobes Feuchtgebiet	108
7.3	Erste Ergebnisse der passiven Grubenwasserreinigung	109
8	Ingenieurgeologische Planung der passiven Grubenwasserreinigungsanlage	115
8.1	Bemessung der geplanten Anlage	115
8.1.1	Absetzbecken	115
8.1.2	RAPS-System	115
8.1.3	Aerobes Feuchtgebiet	117

8.2	Vorschlag zum Aufbau der Anlage	118
8.3	Standortsicherheitsbetrachtungen der Halde	120
8.4	Schlussfolgerungen	120
9	Erstellung eines Grubenwasserkatasters für den Harz (Diplomkartierung)	122
9.1	Aufgabenstellung	122
9.2	Überblick über die Lagerstätten des Harzes	122
9.3	Kurzer Abriss der Historie des Harzer Bergbaus	129
9.4	Erfassung der Grubenwasseraustritte	132
9.4.1	Einleitung	132
9.4.2	Grubenwässer im Ostharz bei Gernrode, Alexisbad und Strassberg	133
9.4.3	Grubenwässer im Bereich Elbingerode, Büchenberg und Braunesumpf	137
9.4.4	Grubenwässer bei Wernigerode/Hasserode	143
9.4.5	Grubenwässer um St. Andreasberg	144
9.4.6	Grubenwässer des Oberharzes	147
9.5	Zusammenfassung und Abschätzung des Gefahrenpotentials im Untersuchungsgebiet	156
10	Verzeichnisse	158
10.1	Literaturverzeichnis	158
10.2	Abkürzungsverzeichnis	163
10.3	Abbildungsverzeichnis	164
10.4	Tabellenverzeichnis	168
10.5	Anlagenverzeichnis	170

Anlagen

1 Zusammenfassung

Ziel der vorliegenden Arbeit ist die Konzipierung einer passiven Grubenwasserreinigungsanlage im Hagental bei Gernrode am Nordrand des Harzes. Am Mundloch des Hagentalstollens, dem Förder- und Entwässerungstollen des ehemaligen Flussspatbergwerks Hohewarte, tritt das kontaminierte Grubenwasser aus. Zunächst werden in der vorliegenden Arbeit mögliche aktive und vor allem passive Verfahren zur Grubenwasserreinigung mit den jeweiligen Konstruktionskriterien dargestellt. Im Anschluss werden die Analyseverfahren sowie ermittelte Wasserparameter vom Mundloch und vom Vorfluter, dem Steinbach, überblicksartig erläutert. Aufbauend auf diesen Werten wurde ein Konzept erstellt, wie das Grubenwasser am Standort Hagental mit passiven Methoden zu reinigen ist. Mittels Laborversuchen und der Anfang 2003 errichteten Pilotanlage „Am Kupferberg“ wurde die Reinigungsfähigkeit überprüft und bestmöglichst eingestellt. Den Abschluss dieser Arbeit bildet ein ausgearbeiteter Vorschlag zur künftigen Errichtung der passiven Grubenwasserreinigungsanlage.

Während sich die chemischen Parameter bei der Beprobung des Grubenwassers am Stollenmundloch (Oktober 2002 bis Oktober 2003) nur wenig änderten, war der Durchfluss deutlich vom jahreszeitlich bedingten Niederschlag bzw. von der Wasserführung des Vorfluters abhängig. Er schwankte zwischen 17 L/s und 32 L/s. Im Durchschnitt lag der pH-Wert bei 5,7; die Basenkapazität bei 1,2 mmol/L und Säurenkapazität bei 0,2 mmol/L. Messungen der Eisenkonzentration ergaben Werte zwischen 9 und 22 mg/L. Vor allem auf die Konzentrationen von Natrium, Calcium und Chlorid ist die mit 5400 $\mu\text{S}/\text{cm}$ hohe Leitfähigkeit zurückzuführen.

Auf Grundlage der Wasserparameter wird eine passive Grubenwasserreinigungsanlage mit einem Absetzbecken, einem RAPS-System und einem anschließenden aeroben Feuchtgebiet vorgeschlagen. Entscheidender Faktor ist die Alkalitätsentstehung innerhalb des RAPS-Systems. Nach der Ausfällung des Eisens kann ein netto-alkalisches Wasser den pH-Wert-Abfall abpuffern. Sowohl die Labor-, als auch der Pilotversuch zeigten die überragende Bedeutung der Aufenthalts- bzw. Kontaktzeit im RAPS-System. Mit den Laborversuchen wurde belegt, dass ein Anheben des pH-Wertes auf >7 , die Erzeugung eines netto-alkalischen Wassers und eine Verminderung der Eisenkonzentration auf <1 mg/L mit der vorgeschlagenen Reinigungsmethode möglich sind. Obwohl die Reaktionsbecken in der Pilotanlage klein waren, konnten gute Reinigungsergebnisse erzielt werden.

Aus einem 410 m² großen Absetzbecken, einem 1250 m² RAPS-System und einem 1500 m² Feuchtgebiet muss sich die Grubenwasserreinigungsanlage im Hagental zusammensetzen. Für das RAPS-System werden 2130 t Kalkstein und 1200 m³ Kompost benötigt. Mit einem Stickstoffaustrag von maximal 180 Tagen ist zu rechnen. Die dadurch entstehende Gefahr des Algenwachstums kann durch Inbetriebnahme im Herbst minimiert werden.

1 Summary

This work pursues the aim to conceive a passive mine water treatment system in the Hagental near Gernrode in the German Harz Mountains. The polluted mine water leaves the adit through its entrance. In former times it was a culvert and a production adit belonging to the fluorspar-mine Hohewarte. The present work shows possible active and especially passive treatments to clean mine water and their criterions of construction. Further the analysis-methods and determined water-parameters of the adit-entrance and the receiving stream Steinbach will be explained. Based on these data a conception was prepared how to clean the mine water in the Hagental with passive treatments. To test the potential of a passive treatment system laboratory experiments were taken and the pilot scale system "Am Kupferberg" was built at the beginning of the year 2003. At the end of this work there will be a developed suggestion for building a passive treatment system in future.

During the survey period (october 2002 till october 2003) the chemical parameters of the mine water have changed just a little. On the other hand the discharge was dependend on the seasonal caused rainfall and the waterlevel of the Steinbach. The flowrate measurements showed data between 17 L/s and 32 L/s. On average the pH-value was 5.7, the acidity 59.2 mg/L and the alkalinity 7.7 mg/L. Measurements of Fe_{tot} content ranges between 9 and 22 mg/L. As a result of the concentrations of Na, Ca and Cl the conductivity is on a high level with its worth of 5400 μ S/cm.

Based on the water parameters a passive treatment system is suggested with a settling pond, a RAPS-system and an aerobic wetland. The most important fact is the production of alkalinity in the RAPS. After the precipitation of iron a net-alkaline water can reduce the decrease of pH-value. As well as the laboratory experiments the pilot project showed the outstanding importance of the contact time in a RAPS-system. Laboratory experiments prove that an increase of the pH-value up to >7 , the production of net-alkaline water and a decrease of iron concentration down to <1 mg/L are possible with the suggested passive method for cleaning mine water. Although the reaction-basins were small very good cleaning-results could be reached.

The passive mine water treatment system in the Hagental must be made of a settling pond with a size of 410 m^2 , a 1250 m^2 RAPS-system and an aerobic wetland wich should be 1130 m^2 large. For the RAPS 2.130 t limestone and 1200 m^3 compost are needed. Growing danger out of algae-expansion which is founded on a nitrogen contamination at most 180 days could be minimized by putting the plant into operation in autumn.

2 Einleitung

Südlich von Gernrode im Harz liegt das Grubenrevier Hohewarte. Aus dem Hagentalstollen, einem Förder- und Entwässerungsstollen des ehemaligen Flussspatbergwerks Hohewarte, fließen seit Einstellung des Abbaus im Jahre 1985 ca. 10 bis 30 L/s Grubenwasser. Ohne Aufbereitung fließt das Wasser seinem Vorfluter, dem Steinbach, zu. Die Eisenkonzentration des acidischen Grubenwassers liegt bei etwa 11 mg/L. Im Messzeitraum schwankte der pH-Wert des Wassers zwischen 4,9 und 6,0.

Da der Nachnutzer, die Wasserwirtschaftsdirection Saale-Werra, nach der Wiedervereinigung ohne Rechtsnachfolger abgewickelt wurde, fand keine abschließende Verwahrung des Altbergbaus statt. Außerdem bestand lange Zeit Unklarheit über die Zuständigkeits- und Eigentumsverhältnisse. Im Jahre 1992 wurde erstmals die Verunreinigung des Steinbaches, besonders dessen Bachbettes, von der Gemeinde festgestellt. Seitdem wurden zahlreiche Untersuchungen durchgeführt. Ein erstes Reinigungskonzept stellt im Jahr 2002 die Diplomarbeit von S. Tamme vor. Dieses schlägt eine Reinigung mittels passiver Technologie vor.

Ziel der vorliegenden Arbeit ist die Konzipierung und Errichtung einer kleinmaßstäblichen Pilotanlage zur passiven Grubenwasserreinigung bei Gernrode/Harz. Auf Grundlage der seit dem Jahre 2000 von der TU Bergakademie Freiberg durchgeführten hydrogeologischen Untersuchungen des Grubenwassers, soll die RAPS-Pilotanlage „Am Kupferberg“ entworfen werden. Ein Teilstrom des Grubenwassers wird durch die aus drei 1 m³ großen Reaktionsbecken bestehende Anlage geleitet. Die geplante Anlage besteht aus einem Sedimentationsbecken, dem RAPS-System sowie einem aeroben Feuchtgebiet. Im Versuchsbetrieb soll die Pilotanlage auf die bestmögliche Reinigungsleistung eingestellt werden. Danach können Aussagen getroffen werden, inwieweit die Pilotanlage auf die gesamte Grubenwassermenge umsetzbar ist.

Parallel zu den im monatlichen Rhythmus stattfindenden Vor-Ort-Untersuchungen wurden Laborversuche durchgeführt. Hierzu werden die im RAPS-System genutzten Materialien (Kalkstein und Kompost) sowie das Grubenwasser des Hagentalstollens verwendet. Aus den Laborversuchen können weitere Aussagen über die Reinigungsfähigkeit des Grubenwassers gewonnen werden. Darüber hinaus wird eine Formel bestimmt, mit der sich der Stickstoffaustrag aus dem Kompost in den ersten Monaten nach Errichtung der Anlage errechnen lässt. Abschließend wird in dieser Diplomarbeit ein Vorschlag für den Aufbau einer passiven Grubenwasserreinigungsanlage am Standort Gernrode vorgestellt. Somit soll ein Konzept für die Reinigung des Grubenwassers vorgelegt werden, welches auf zahlreichen hydrogeologischen Untersuchungen der Diplomarbeiten von Tamme (2002) und Schindler (2003), den ersten Ergebnissen der Pilotanlage sowie den Ergebnissen der Laborversuche basiert.

3 Lage, geologische Verhältnisse und Historie des Hagentalstollens

3.1 Lage des Hagentalstollens

Nahe der Ortschaft Gernrode in Sachsen-Anhalt am Nordrand des Harzes befindet sich der Hagentalstollen (Abb. 1). Er wurde als Förder- und Entwässerungsstollen zum Grubenrevier Hohewarte aufgeföhren. In diesem Grubenrevier, welches sich südlich von Gernrode und an der NO-Flanke des Ramberggranits befindet, wurde zwischen 1974 und 1985 Flussspat abgebaut. Es gehörte zum VEB Fluss- und Schwerspatbetrieb Werk Rottleberode. Etwa 1,5 km von der Ortslage Gernrode entfernt, in einem ausgedehnten Waldgebiet mit Buchenmischwald, befindet sich im Hagental das Stollenmundloch. Nachdem das Grubenwasser eine kurze unterirdische Rohrleitung sowie eine natürliche Kaskade passiert hat, strömt es dem Vorfluter Steinbach zu. Dieser entwässert in nordöstliche Richtung und vereint sich im weiteren Verlauf in Bad Suderode mit dem Wellbach zum Quarmbach.

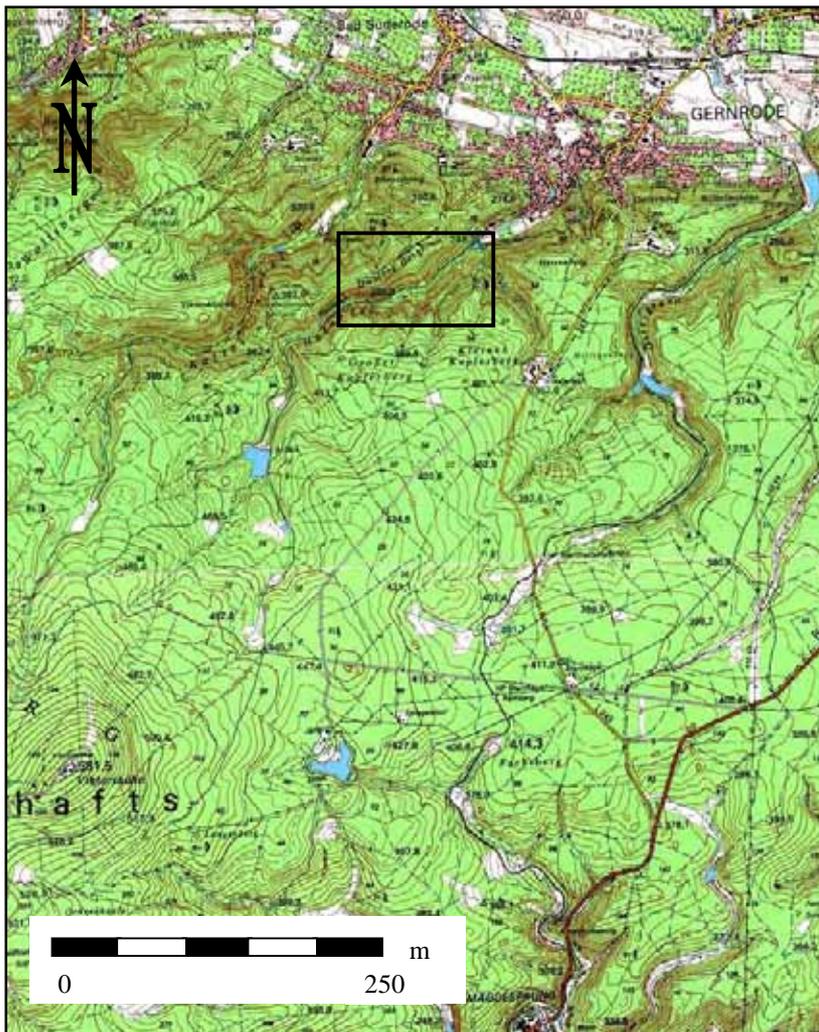


Abb. 1: Lage des Untersuchungsgebietes mit Hagentalstollen

3.2 Geologische und hydrogeologische Verhältnisse

3.2.1 Regionalgeologische Einteilung des Harzes

Mit einer Höhenlage zwischen 500 und 1.100 m über NN ist der Harz das am weitesten nördlich gelegene deutsche Mittelgebirge. Im Nordosten und Westen wird er durch herzynische (WNW-ESE) und rheinische (N-S) streichende Störungslinien begrenzt. An seiner Nordseite ragt er steil heraus. Im Südwesten, Süden und Osten bildet die diskordante Auflage permischer Deckgebirgsschichten die Abgrenzung des Harzes (WALTER 1995).

Geologisch gehört der Harz zur rhenoherynischen Zone. Es ist variszisch deformiertes Paläozoikum aufgeschlossen, daneben treten in geringerer Bedeutung granitische Tiefengesteine auf. Unabhängig von seiner Kontur ist der tektonische Innenbau des Harzes durch erzgebirgisch (SW-NE) streichenden variszischen Falten- und Schuppenbau geprägt. Durch diesen strukturellen Aufbau sowie durch fazielle Ähnlichkeiten lässt sich ein Zusammenhang mit dem Rheinischen Schiefergebirge im Südwesten und der Flechtinger-Roßlauer-Scholle im Nordosten aufzeigen (MÖBUS 1966).

Gliedern lässt sich der Harz in die drei geologischen Großbereiche Oberharz, Mittelharz und Unterharz. Seine Grenzen bilden die markanten Störungslinien der Tanner Hauptstörung und der Acker Hauptstörung. Zum Oberharz gehören die geologischen Einheiten des Oberharzer Devonsattels, der Clausthaler Kulmfaltenzone, des Oberharzer Diabaszuges, der Söse-Mulde, des Acker-Bruchberg-Zuges sowie ein Teilbereich des Brocken-Massivs (Abb. 2). Zusammengefasst zum Mittelharz werden die Siebermulde, ein weiterer Teil des Brockenmassivs, die Blankenburger Zone mit Rambergpluton, der Elbingröder Komplex und die Tanner Zone. Aus der Harzgeröder Zone, der Südharzmulde, der Selkemulde und der Wippraer Zone besteht der dritte Großbereich des Harzes, der Unterharz. (MÖBUS 1966).

Vorgenommen wird die beschriebene regionalgeologische Gliederung hauptsächlich aus tektonischen Gesichtspunkten. Der Oberharzer Devonsattel stellt einen Großsattel dar, der gegen die Clausthaler Kulmfaltenzone abtaucht bzw. gegen sie versetzt ist. Seinen Kern bildet der Kahleberg-Sandstein. Zwischen der Südostflanke des Oberharzer Devonsattels und der Clausthaler Kulmfaltenzone tritt der spätvariszische Okerpluton zu Tage. Ummantelt wird der Devonsattel im Nordwesten, Südwesten und Südosten von der Clausthaler Kulmfaltenzone. Der Faltenbau ist NW-vergent und verbunden mit starken Verschuppungen. WNW-ESE streichende Gangstörungen sind weitere bestimmende tektonische Elemente, die neben Horizontalbewegungen auch ein staffelförmiges Absinken des Grundgebirges anzeigen. Inmitten der Kulmfaltenzone tritt eine von Störungen begrenzte Horstscholle zu Tage, der Iberg-Winterberg-Riffkalkkomplex. Tektonisch stark verschuppt ist die Sattelzone des Oberharzer Diabaszuges. Devonische und unterkarbonische Diabase und Schalsteine sind eingelagert. Steil nach Südosten einfallende Aufschiebungen sind charakteristisch. In der Sösemulde sind

Kulmtonschiefer charakteristisch, die durch NW-vergente isoklinale Schuppen- und Faltenbau gekennzeichnet sind. Begrenzt wird die Sösemulde im Südosten durch den Acker-Bruchberg-Zug, der intensiv verschuppt ist und Aufschiebungen auf nordwestliche und südöstliche Einheiten zeigt. Als südöstliche Randstörung ist die Ackerhauptstörung zu erwähnen, die Mittel- und Oberharz voneinander trennt (WALTER 1995).

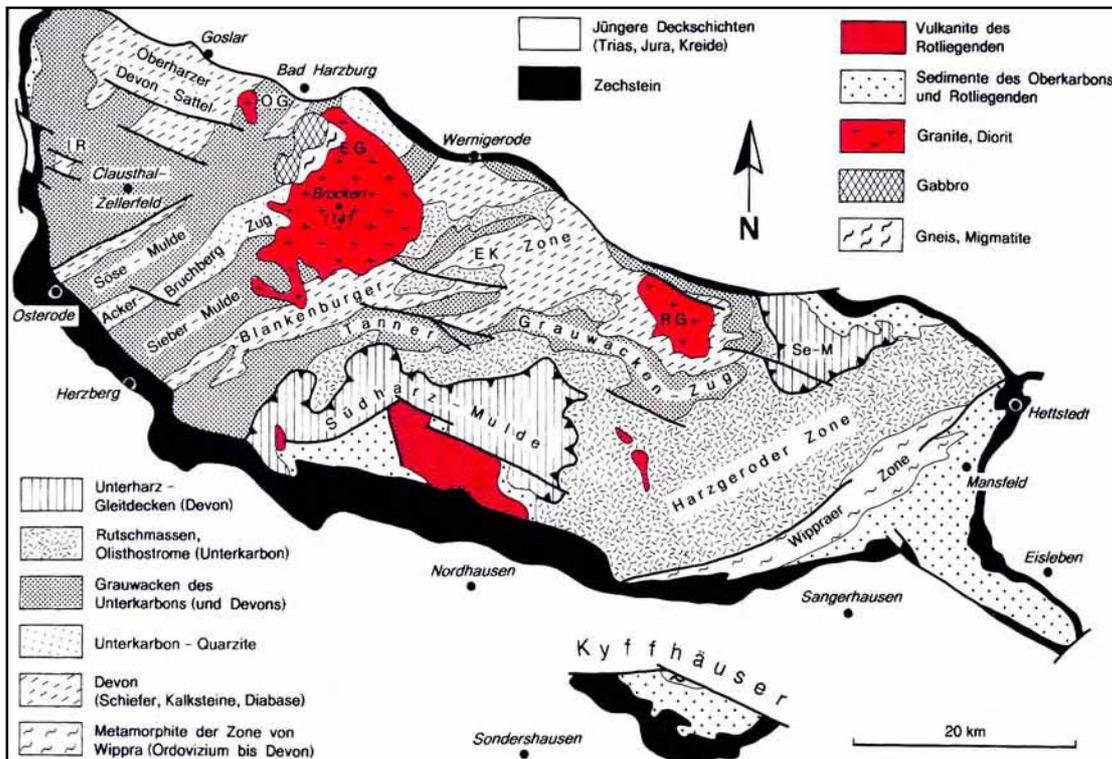


Abb. 2: Geologische Übersichtskarte des Harzes (aus: HENNINGSEN/KATZUNG 1998)

Einen komplexen Intrusionskörper mit verschiedenen Teilintrusionen stellt das Brockenmassiv dar. Ältester Teil des Intrusionskörpers ist der Harzburger Gabbro, flächenmäßig am größten ist der Brocken-Granit und im südöstlichen Teil befindet sich der Ilsestein-Granit (MOHR 1993). In der Sieber Mulde sind Kulmgrauwacken weit verbreitet. Sie wird als ein stark eingegengtes nordwestvergentes Synklinorium gedeutet. Als beherrschende tektonische Einheit des Mittelharzes gilt die Blankenburger Zone. Diese Einheit wird charakterisiert durch intensive Parallelschieferung und engständige schichtparallele Auf- und Abschiebungen. Dadurch treten die Schiefer-Sandstein-Serien (Silur-Oberdevon) in komplizierten Verbandsverhältnissen mit Schichtwiederholungen auf. Zusätzlich wurden ausgedehnte unterkarbone Olisthostrome abgelagert. Von der Blankenburger Zone wird der Elbingröder Komplex vollständig umschlossen. Er zeichnet sich durch mächtige Schalstein- und Riffkalkentwicklungen aus, die außer an den Randbereichen nur flach und weitspannig gefaltet sind (WALTER 1995). Zahlreiche Kluft- und Störungssysteme zerteilen die Blankenburger Zone. In die östliche Blankenburger Zone intrudierte der petrographisch einheitlich ausgebildete Rambergpluton. Am weitesten verbreitet ist ein normalkörniger Zweiglimmergranit. Die nur 4 km breite, sigmoidal verbogene Tanner Zone bildet die südlichste Einheit des Mittelharzes (MÖBUS 1966). Sie wird

charakterisiert durch unterkarbonische Tonschiefer, Plattenschiefer und Grauwacken, die teils intensiv, teils weitspannig verfault sind. Durch Auf- bzw. Abschiebungen wird die Tanner Zone begrenzt (WALTER 1995).

Die flächenmäßig größte Einheit des Harzes ist die Harzgeröder Zone. Sie beinhaltet Gesteinsabfolgen von Silur bis Unterkarbon. Überschiebungen bestimmen im wesentlichen ihren Bau. Silurisch-unterkarbonische Abfolgen sind schichtparallel geschiefert und linsig zerquetscht. Faltenbau ist nur in den Flinzfolgen vorzufinden. Wahrscheinlich sind am Aufbau der Harzgeröder Zone größere gravitative Gleitmassen beteiligt. Südharz- und Selkemulde stellen Reste der Ostharzdecke dar, die aus der Wippraer Zone gravitativ transportiert wurde (vgl. Abb. 3). Im südlichsten Teil des Harzes befindet sich die metamorphe Wippraer Zone, die einen wechselhaften grünschieferfaziell überprägten Aufbau zeigt. Lithologisch sind (in verschiedene Teilzonen aufgegliedert) phyllitische Tonschiefer, Grauwacken, Kieselschiefer, Quarzite, syngenetische Diabase und Kalklinsen zu finden. Ihr Alter reicht von Ordovizium bis Oberdevon und Unterkarbon. Tektonisch charakteristisch ist die Parallelschieferung, welche durch eine zweite Schieferung (Schubklüftung) und eine druckbetonte Regionalmetamorphose überprägt ist (WALTER 1995).

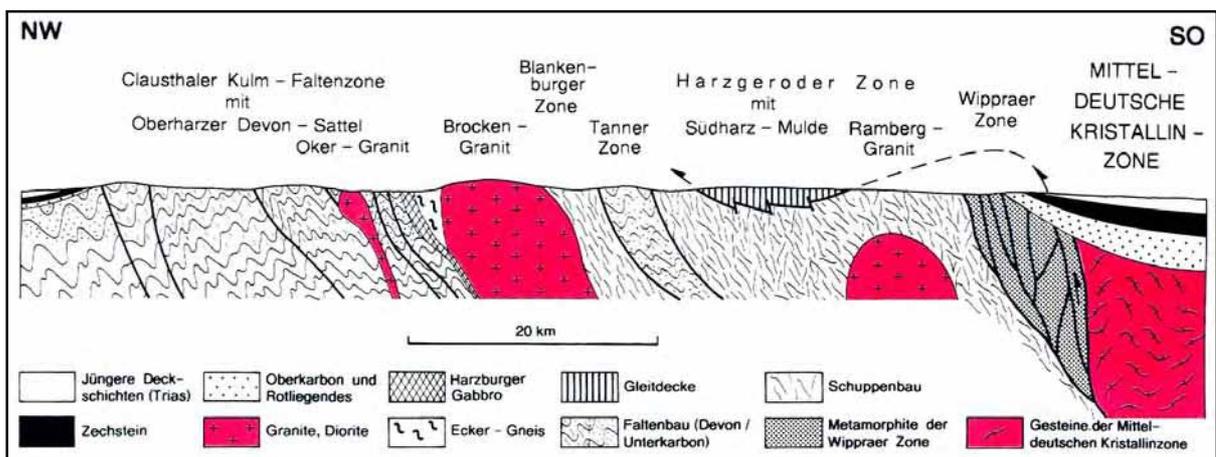


Abb.3: Schematischer geologischer Querschnitt durch die Baueinheiten des Harzes (2fach überhöht; aus: HENNINGSSEN/KATZUNG 1998)

3.2.2 Überblick über die geologische Entwicklung des Harzes

In der Wippraer Zone sind die ältesten Ablagerungen des Harzes aufgeschlossen. In einigen Aufschlüssen stehen Grünschiefer, Metagrauwacken und Metakieselschiefer aus dem mittleren Ordovizium an. Silur ist wesentlich weiter verbreitet. Es kommt in zahlreichen tektonischen Aufbrüchen und geschlossenen Arealen im Mittel- und Unterharz vor. Silurische Konglomerate weisen vermutlich auf jungkaledonische Bewegungen hin (MOHR 1993). Zu dem ältesten im Harz nachgewiesenen Vulkanismus gehört der Fund eines saueren silurischen Tuffits (MÖBUS 1966).

Das Devon im Harz ist geprägt durch die paläogeographische Lage des Harzes in der Rhenoharzynischen Zone zwischen Old Red-Kontinent (Norden) und der Mitteldeutschen Kristallinschwelle (Süden). Es lassen sich zwei lithologisch-fazielle Haupttypen der Sedimentation im Devon unterscheiden: Die tonig-sandige Ausbildung der rheinischen Fazies und die kalkige Ausbildung der herzynischen Fazies (WALTER 1995). Auf rasch absinkende Sedimentationsräume weist die rheinische Fazies hin, während die kalkige Fazies auf weniger rasch sinkende Schwellengebiete innerhalb des variszischen Geosynklinalraumes hindeutet. Zwischen beiden Fazies gibt es zahlreiche Verzahnungen (MÖBUS 1966).

In allen drei Großbereichen des Harzes tritt, wenn auch nicht vollständig, Unterdevon auf. Es wurden nahezu einheitlich mächtige tonig-sandige Sedimente mit zahlreichen Diabasen abgelagert. Im Oberharz bildet der Kahleberg-Sandstein den Kern des Oberharzer Devonsattels. Bei diesen Ablagerungen, die eine klastische Folge von Tonschiefern, Sandsteinen, Kalksteinen und Quarziten darstellen, handelt es sich um von Norden geschüttete Randbildungen der rhenoharzynischen Plattform (rheinische Fazies; WALTER 1995).

Im Mitteldevon ist das Meer im Bereich des Harzes durch Becken und Schwellen, mächtigen basischen Vulkanismus und darauf aufbauende Korallenriffe gegliedert (WAGEBBRETH/STEINER 1990). Im Oberharz wird die fazielle Entwicklung durch die relativ stabile Westharzschwelle und die angrenzenden Trogzonen bestimmt. Südöstlich der Westharzschwelle überwiegen geringmächtige Cephalopodenkalke, während es nordöstlich zur Ablagerung mächtiger toniger Beckensedimente kommt. Die Sedimentation im Mittel- und Unterharz differenziert in Schwellen mit Herzynkalken und in Beckenbereichen mit Schiefern. In der Blankenburger und Harzgeröder Zone setzt eine starke Förderung von Diabasen, Diabastuffen und Keratophyrtuffen ein. Mit raschen Fazieswechseln und stratigraphischer Kondensation setzt sich die Sedimentation des Mittel- und Unterharzes im Oberdevon fort. Den geringmächtigen Cephalopodenkalken stehen in Beckenbereichen dunkle Tonschiefer mit Flinzkalken und Kieselschiefern gegenüber (WALTER 1995).

Weitestgehend ausgeglichen ist das submarine Relief im Unterkarbon. Über den gesamten Sedimentationsraum des Harzes ist Kulm-Fazies verbreitet. Ausnahmen sind die Riffkomplexe des Ibers und von Elbingerode, die erst verzögert von der oberdevonisch-unterkarbonischen Flyschphase (Grauwacken) überschüttet wurden. Zu Beginn des Unterkarbons herrschen noch geringmächtige Ton- und Kieselschiefer mit Diabaseinschaltungen vor, darauf folgen von Süden nach Norden einsetzend Grauwackeschüttungen mit gelegentlichen olisthostromalen Einlagerungen im Süden. Dabei stellt der Acker-Bruchberg-Zug eine markante Faziesscheide dar. Er trennt die älteren Flyschserien mit Olisthostromen im Südosten von den im späten Unterkarbon einsetzenden mächtigen Grauwackeschüttungen im Nordwesten. Im mittleren Unterkarbon beginnt die Sedimentation des Acker-Bruchberg-Quarzits, der eine sandige Schüttung mit höherem Reifegrad als die südlichen Grauwackeserien darstellt. Die Schüttung erfolgte aus nordöstlicher Richtung (WALTER 1995).

Die im Harz zu verschiedenen Zeiten stattgefundene variszische Deformation wurde durch diese Sedimentation abgeschlossen. Ihre Hauptfaltungsphase war im Oberkarbon. Sie führte zu dem erzgebirgisch streichenden Falten- und Schuppenbau mit Nordvergenz. Innerhalb der Großenheiten sind Unterschiede im tektonischen Verformungsgrad festzustellen. Im Unter- und Mittelharz ist enger Schuppenbau vorherrschend, während im Oberharz die Kulmgesteine relativ weitspannig gefaltet sind (MÖBUS 1966). Nur die Gesteine der Wippraer Zone wurden grünschieferfaziell überprägt. In der Endphase der variszischen Orogenese kam es zur Ausbildung zahlreicher Intrusivkörper im Brocken-Massiv, des Okergranits und des Rambergplutons (WALTER 1995).

Nach Beendigung der Hauptfaltung setzte gegen Ende des Oberkarbons die Heraushebung und Abtragung ein. Im Rotliegenden existierten zwei SW-NE ausgerichtete Abtragungsgebiete. Dies war im Mittel- und Oberharz die Hunsrück-Oberharz-Schwelle und im Unterharz die Spessart-Unterharz-Schwelle. Südöstlich dieser Schwelle lag das Sedimentationsgebiet des Saale-Troges. Zwischen den beiden Schwellen entwickelten sich die intramontanen Rotliegendbecken von Ilfeld und Meisdorf (MÖBUS 1966). Zum Ende der Rotliegendzeit war das Gebiet weitestgehend eingeebnet und vollständig vom Zechsteinmeer überdeckt. Am heutigen Südrand des Harzes tritt der Zechstein noch in nahezu ungestörter Lagerung auf, während er an der Nordrandstörung steil aufgerichtet ist (WALTER 1995).

Mesozoische Ablagerungen sind im Harzgebiet nicht mehr zu finden, deshalb müssen die paläogeographischen Verhältnisse aus den umgebenden Gesteinen abgeleitet werden (MÖBUS 1966). In der Trias wechselten sich terrestrische Verhältnisse und flachmarine Überflutungen ab. Zu Beginn des Jura lag der Harz am Nordrand der Herzynisch-Böhmischen Masse (MÖBUS 1966). Unterer und mittlerer Jura bestehen am Harznordrand vor allem aus tonigen Sedimenten mit häufigen gröberklastischen Schüttungen und Eisenoolithbildungen. Unterer und mittlerer Oberjura sind eher merglig-kalkig ausgebildet, was auf den nahen Südrand des Norddeutschen Beckens hindeutet (WALTER 1995).

Während der Kreide war der Harz nur von geringmächtigen Sedimenten bedeckt. Die Harznordrandstörung, welche das heutige morphologische Bild des Harznordrandes bestimmt, wurde in der Oberkreide angelegt. Gegenüber des subherzynen Beckens wurde der Harz herausgehoben. Am Harznordrand führte dies zur Aufrichtung und Überkipfung der mesozoischen Sedimente (MÖBUS 1966). Im Tertiär kam es zu Auslaugungsvorgängen im Zechstein, was die zahlreichen kleinen Vorkommen am nördlichen Harzrand erklärt. Zu erneuten schollentektonischen Bewegungen kam es im Pliozän. Sie führten zu einer Belebung der Harz-Nordrandstörung (WALTER 1995). Während dieser Bewegungen wurden die heutigen Täler vorgezeichnet, die Flüsse schnitten sich tiefer ein, erodierten die tertiäre Verwitterungsrinde und schütteten Fächer in das subherzyne Becken (WAGEBBRETH/STEINER 1990).

Für das Pleistozän sind in verschiedenen Talsystemen Vergletscherungen der Saale- und Weichselkaltzeiten nachgewiesen. Periglaziale Bildungen sind Terrassensedimente, Fließerden und Solifluktionsbildungen. In den Kalk-, Dolomit- und Gipsgesteinen des Harzrandes kam es zur verstärkten Verkarstung. Im Holozän bildeten sich im Oberharz zahlreiche Torflager (WALTER 1995).

3.2.3 Hydrogeologische Verhältnisse des Harzes

Großtektonische Störungen im Harz sind hydrogeologisch nicht aktiv. Neben diesem Fakt verhindern auch die vielfältigen petrographischen Veränderungen, mehrfache tektonische Beanspruchung sowie kontaktmetamorphe Veränderungen eine großräumige Zirkulation des Grundwassers. Aufgrund der geringen Wasseraufnahmefähigkeit der Gesteine sowie häufig nur geringmächtig ausgebildeter Verwitterungsdecken fließt der Niederschlag in kürzester Zeit, vor allem oberirdisch, den Vorflutern zu. Quellen treten in Form von Schicht- bzw. Kluftquellen auf. Eine Sonderstellung nehmen die Kalke des Elbingeröder Komplexes ein. Periglaziale Höhlenbildungen und Verkarstungserscheinungen prägen diese Landschaft (JORDAN/WEDER 1995).

Für die niederschlagsarmen Gebiete Niedersachsens und des Großraums Halle-Leipzig hat der Harz mit 900 bis 1700 mm Niederschlag pro Jahr eine große Bedeutung für die Trinkwasserversorgung. Zahlreiche Talsperren und Stauteiche, deren Bau sich durch Niederschlagsmenge, Relief und Wasserqualität anbot, bezeugen dies (HENNINGSEN/KATZUNG 1998). Zur Versorgung der Ortschaften im Harz und am Harzrand wurden in klüftigem Gestein und in Störungsgebieten Brunnen niedergebracht, welche meist wasserführend waren. Schiefergesteine erwiesen sich bei diesen Bohrungen als nur wenig wasserführend (MOHR 1993). Ebenso dienen aufgelassene Stollen als Sammelschächte zur Stabilisierung der Trink- und Brauchwasserversorgung in einigen Gebieten des Harzes (JORDAN/WEDER 1995).

Nach ihrer Entstehung und ihrem Mineralgehalt können die zahlreichen Mineralquellen im Harz unterschieden werden. In Tabelle 1 sind alle Mineralquellen, mineralhaltigen Quellen und radioaktiven Quellen im Harz aufgeführt. Grob lassen sie sich in 2 Gruppen gliedern: Die Salzquellen des Harz-Nordrandes und die Eisen- und Schwefelquellen im Harzgrundgebirge (MÖBUS 1966). Im Streichen der Harz-Nordrandstörung sind die Sohlequellen am Harznordrand angeordnet. Vorwiegend aus dem Zechstein, der Salinarzone des Mittleren Muschelkalks und dem basalen Oberen Muschelkalk steigt die Sohle auf (MOHR 1993). Entlang des Harznordrandes ändert sich die Zusammensetzung der Solewässer. Im Nordwesten dominieren NaCl-Wässer, nach Südosten tritt Natrium immer mehr zurück und CaCl₂-Wässer herrschen vor. Beim dritten Typ von Mineralquellen treten Kalziumsulfat (Bitterwasser) aus (MÖBUS 1966). Demgegenüber stehen aber auch einige Solequellen im Harzkerngebiet. Vorherrschend im Harzgrundgebirge sind jedoch Eisen- und Schwefelquellen. Einige von ihnen entspringen am Fuße größerer Bergwerkshalden oder aus Stollenmundlöchern, andere

werden durch tiefreichende Gangspalten versorgt. Auch radioaktive Quellen treten im Harz zu Tage (MOHR 1993).

Tab. 1: Übersicht der Mineralquellen, mineralhaltiger und radioaktiver Quellen im Harz (aus: MOHR 1993)

Quellen am Harz-Nordrand			Quellen im Harz-Grundgebirge		
NaCl- Quellen	CaCl ₂ - Quellen	CaSO ₄ - Quellen	Sole- Quellen	Eisen- und Schwefelquellen	Radioaktive Quellen
Goslar	Thale	Bad Suderode	Lautenthal	Alexisbad	Bad Harzburg
Oker	Bad Suderode	Blankenburg	Clausthal	Mägdesprung	Goslar
Bad Harzburg	Benzingerode	Gernrode	Zellerfeld	Elbingerode	Rammelsberg
Darlingerode	Stecklenberg		Bad Grund	Bad Harzburg	Wildemann
Wernigerode			Goslar	Altenau	
Opperoode			Rammelsberg	St. Andreasberg	

Bei Untersuchungen zum Chemismus der Harzer Grundwässer (ALICKE 1974) stellten sich auf der Isolinienkarte der Leitfähigkeiten die geologischen Harzeinheiten sehr gut heraus. Die Verbreitung des Wissenbacher Schiefers konnte z.B. durch seinen hohen Anteil an Calcium sehr gut nachvollzogen werden, ebenso wie die Oberharzer Erzvorkommen durch hohe Konzentrationen an Blei- und Zinkionen und das Lauterberger Schwerspateviev durch hohe Strontiumgehalte (MOHR 1993).

3.2.4 Lagerstätten des Harzes

Seit dem Mittelalter sind die Lagerstätten des Harzes weltbekannt. Dazu gehören vor allem sulfidische Blei- und Zinkvererzungen, die mit dem Aufsteigen der unterschiedlichen Granite im Harz in Verbindung gebracht werden (HENNINGSEN/KATZUNG 1998). Im Mittelharzer Gangbezirk zwischen Wernigerode und Herzberg-Lauterberg stehen die Erzgänge mit dem Brocken-Pluton im direktem Zusammenhang. Im Gebiet der Clausthaler Kulmfaltenzone befindet sich der Oberharzer Gangbezirk, in dem ebenfalls Blei- und Zinkvererzungen dominieren. Die Erzführung ist an NW-SE streichende Spalten gebunden. Eine stockwerkartige Anordnung der Vererzungsphasen kann nachgewiesen werden. Zum Ramberg-Granit in Beziehung stehen die Gangerzlagerstätten des Unterharzer Gangbezirks, der große Teile der Harzgeröder Faltenzone umfasst. Von plutonah bis plutonfern lassen sich vier konzentrische Erzzonen unterscheiden (MÖBUS 1966).

Wie im Rheinischen Schiefergebirge existieren auch im Harz oberdevonische und unterkarbonische Roteisenstein-Lagerstätten des Lahn-Dill-Typs. Abgebaut wurden diese Lagerstätten noch bis 1970 im Elbingröder Komplex. Pyriterze, die an Keratophyre und Keratophyrtuffe gebunden sind, wurden dort noch bis 1990 abgebaut. Die Lagerstätten des Rammelsberges befanden sich über 1000 Jahre im Abbau. Im Rammelsberg sind in Schiefen des Mitteldevons sulfidische Erze enthalten. Vor allem Blei und Zink, aber auch in geringeren Mengen Kupfer, Silber, Gold, Cadmium und Quecksilber wurden bergmännisch gewonnen (HENNINGSEN / KATZUNG 1998). Auch Schwerspat und Flussspat treten an verschiedenen Stellen im Harz als Gangfüllungen auf. Zum Teil sind diese Gänge rein ausgebildet, zum Teil mit Quarz, Kalkspat und Erzen kombiniert (HENNINGSEN / KATZUNG 1998).

Zudem werden und wurden zahlreiche Lagerstätten von Steine und Erden im Harz und seinen Rändern abgebaut. Dazu gehört u.a. der Harzburger Gabbro, oberdevonische Kalksteine, die verschiedenen Schiefer, Granite, Diabase und Grauwacken des Harzes (MOHR 1993). Einen tieferen Einblick in die durch den Bergbau geschaffenen Hohlräume im Bereich des Harzes und dessen heutige, oberflächennahe Überreste liefert die Diplomkartierung in Abschnitt 9 dieser Arbeit. Sie befasst sich mit einem Grubenwasserkataster des Harzes.

3.2.5 Geologische und hydrogeologische Verhältnisse der Lagerstätte

Das Grubengebäude der Anlage Hohewarte schließt die geologischen Komplexe der Blankenburger Zone und des Ramberggranits auf. In die Schichtenfolge aus devonischen und unterkarbonischen Ablagerungen der Blankenburger Zone, bestehend aus Tonschiefern mit Kalksteineinlagerungen, Quarzit und Grauwacken, intrudierte spätvariszisch ein Zweiglimmergranit (PFEIFFER/WILKE 1987). Dies führte zu einer Kontaktmetamorphose, die alle Nebengesteine des Grubengebäudes überprägte. Ehemalige Sedimentgesteine liegen nun als feste, splittrig spaltende Hornfelse vor (STOLLE 1984). Im Nordosten der Auffahrung ist die Blankenburger Zone aufgeschlossen und im Südosten steht Granit und dichter bzw. enggestreifter Hornfels an. In den Hornfelsen ist die Klüftigkeit gut ausgebildet. Die Klüfte sind mit Quarz, Pyrit und Fluorit mineralisiert. Sowohl der Granit als auch das Nebengestein wird von einem weitständigen, steilherzyn streichendem Bruchsystem durchzogen. Auf diesem System tritt teilweise auch Mineralisation auf (PFEIFFER/WILKE 1987).

Die geologische Struktur Hohewarte ist der nordöstliche Teil einer 5 km langen bruchtektonischen Zone am Harznordrand. Sie streicht NW/SE und ist aus einem System von Scherflächen aufgebaut. Mit 135° streicht die Hauptstörungszone und hat ein Einfallen von 54° - 86° nach SW. Abschnittsweise tritt auf der Störungszone Mineralisation auf (STOLLE 1984).

Im abbauwürdigen Abschnitt dieses Schersystems setzt sich die Mineralisation aus Fluorit und untergeordnet aus Quarz und Sulfiden zusammen. Als Sulfid tritt hauptsächlich Pyrit auf, daneben in

geringen Mengen Pyrrhotin, Galentin, Sphalerit und Chalkopyrit (PFEIFFER/WILKE 1987). Fluorit sitzt als jüngere Bildung fiederartig in oder neben den Quarzgängen. Die Mächtigkeit des Fluorits hat bis zu 11 m betragen. Durchschnittlich lag der Fluoritgehalt bei 37 % CaF_2 . Im Bereich des Ausstrichs der Lagerstätte ist die Sulfidmineralisation durch sauerstoffreiche Wässer oxidiert. Dadurch kann Wasser eindringen (STOLLE 1984).

Das Grubenrevier Hohewarte gehört zum Einzugsgebiet der Bode und wird in den Steinbach und den Osterbach entwässert. Überwiegend sind die anstehenden Gesteine wasserundurchlässig und die Bedeutung der anstehenden Lockergesteine ist gering. In Störungs- und Kluftsystemen kommt es aber zur Grundwasserführung bis in eine Tiefe von etwa 25 m. Mit größerer Teufe nimmt die Größe der Klüfte deutlich ab. Zur Zeit der Analyse (STOLLE 1984) war die Wasserführung im Mineralgangbereich gering bis mäßig. Bei der Auffahrung traten Wasserzuflüsse aus den Stößen, der Firste und vereinzelt aus der Sohle auf. Im Gangbereich wurde auf wasserführende Mylonitisierungszonen getroffen. Eine unmittelbare Beeinflussung durch Niederschläge wurde in der Bergschadenskundlichen Analyse 1984 nicht festgestellt. Das hydrogeologische Gutachten kommt jedoch zum Ergebnis, dass es zu bestimmten Zeiten einen Gleichlauf von Abfluss und Niederschlag gibt. Eine Beeinflussung durch den Neuen Teich konnte in der Analyse von 1984 nicht ausgeschlossen werden (STOLLE 1984).

Aktuelle Untersuchungen des Durchflusses werden in Abschnitt 5.4 dargestellt. Mit der Kartierung und Abgrenzung des Einzugsgebietes des Grubenreviers Hohewarte beschäftigt sich die Diplommkartierung von SCHINDLER (2003).

3.3 Historie des Hagentalstollens

3.3.1 Erkundung und Förderung

In den Jahren 1970/71 begannen die Erkundungsmaßnahmen der Hohewartestruktur mit einem Versuchsabbau, der als Großschurf über drei Abbauscheiben angelegt wurde. Bei der Tiefe von 10 m kam es zu größeren Ausbrüchen, so dass die Arbeiten aus Sicherheitsgründen eingestellt werden mussten. Im Rahmen der Auffahrung wurde Altbergbau angetroffen, welcher sich auch in zahlreichen kleinen Pingen und Halden entlang des Streichens der Struktur Hohewarte widerspiegelt. Dieser Altbergbau drang aber vermutlich nicht tiefer als 20 m vor. Nach der Fertigstellung wurde der Großschurf wieder verfüllt. Es ist nicht auszuschließen, dass auch Abfälle und Fäkalien mit verkippt worden sind (STOLLE 1984).

Umfangreichere Erkundungsmaßnahmen fanden von 1972 bis 1978 durch bergmännische Auffahrungen statt. Im Liegenden der fluoridführenden Gangzone wurde die Richtstrecke aufgefahren.

Von ihr aus wurden Querschläge in den Gangbereich vorgetrieben. Zwischen der zweiten und dritten Stollensohle erfolgten von 1978 bis 1982 die Gewinnungsarbeiten. 1981 begann der Abbau oberhalb der dritten Stollensohle und 1983 die Zementspatgewinnung aus Bereichen mit geringeren Gehalten über der ersten Stollensohle. Eingestellt wurden die letzten Gewinnungsarbeiten 1985. Nahe des Großschurfes, südöstlich der Rambergstraße, sind die Überreste der Tagesüberhauen Ü103, Ü301 und Ü302 zu finden (STOLLE 1984).

Abgebaut wurde der Rohstoffkörper im Firstenstoßbau, wobei die erste Stollensohle als Förderstrecke diente. Teilweise konnte im standfesten Gebirge ohne Ausbau gearbeitet werden, wozu die Bereiche des Granits und des Hornfelses gehören. Störungszonen, die Zersetzungszonen des Granits und größere Abbaumächtigkeiten führten aber vielerorts zu Standsicherheitsproblemen, die einen Ausbau (deutsche Türstockzimmerung, Stahlausbau bzw. Wanderkastenausbau) nötig machten. Gute Wasserwegsamkeiten im Gangbereich führten oft zu Schwimmsandeinbrüchen. Mit fortschreitender Annäherung an die Tagesoberfläche verminderten alte Grubenbaue und die Lockermassen des Großschurfs zusätzlich die Standsicherheit (STOLLE 1984).

An den Ausrichtungsorten und durch Rückbau der Halden erfolgte die Gewinnung des Versatzes. Über die Überhauen südöstlich der Rambergstraße wurde das Versatzmaterial den Abbauen wieder zugeführt. Ein weiterer Überhau nordwestlich der Rambergstraße diente der Wetterführung. Das Haldenmaterial wurde zur Spat- und Bergehalde Gernrode-Hagental geschüttet. Mit einer Größe von 0,51 ha und einer Böschungshöhe von 17 m hatte die Halde ihre maximale Größe. Es wurde hauptsächlich Hornfels, Granit und Quarz abgelagert. Bis ins Bachbett des Steinbaches wurde die Halde vorgetrieben, so dass er an einer Stelle umgelegt werden musste (STOLLE 1984).

3.3.2 Verwahrung

Wie bereits erwähnt, wurde der Großschurf nach Beendigung der Arbeiten wieder verfüllt und vermutlich zum Abkippen von Abfällen genutzt. Ältere Grubenbaue in diesem Gebiet wurden wahrscheinlich nicht verwahrt, was zahlreiche Pingen beweisen. Nach Beräumung der Einbauten wurde der Überhau Ü301 im Jahr 1980 verfüllt. Es können aber keine Aussagen über den Verfüllungsgrad getroffen werden, da nur unklassiertes Material benutzt wurde und keine Überprüfung des Verhältnisses von Versatzmassen und Hohlraum stattgefunden hat (STOLLE 1984).

1984 wurde ein Verwahrungsbetriebsplan erstellt, der 1985 genehmigt wurde. Abschließend wurde 1987 vom VEB Fluss- und Schwerspatbetrieb, Werk Rottleberode, eine Verwahrungsdokumentation erarbeitet. Als Grundlage diente die Bergschadenskundliche Analyse von 1984 und deren Nachtrag von 1987. Sämtliche Tagesüberhauen sowie die Abbausohlen 2 und 3 wurden im Rahmen der Verwahrung vollständig verfüllt. Die 1. Stollensohle blieb auf ca. 200 m mit einer

Sonderbewetterungsanlage befahrbar (BODEMANN 1987). Von der obersten Bergbehörde in Halle wurde am 19.02.1988 die Erreichung des Verwahrungszieles erklärt. Bis auf die Einschränkung, dass regelmäßige Kontrollen über die Wirksamkeit der Verwahrung durchzuführen sind, waren die Verwahrungsmaßnahmen damit abgeschlossen (BODEMANN 1987).

Im hydrogeologischen Gutachten von 1984 wird bescheinigt, dass einer wasserwirtschaftlichen Nachnutzung nichts im Wege steht. Hingewiesen wird allerdings darauf, dass eine Aufbereitung mit Belüftung, Enteisung, Entmanganung bzw. ein Verschnitt mit anderem Wasser notwendig ist. Einem Verschluss wird in diesem Gutachten aus Bergbausicherheitsgründen nicht zugestimmt (PFEIFFER/WILKE 1987). Im Wirtschaftsvertrag von 1986 übernimmt die Wasserwirtschaftsdirektion Saale-Werra die Grubenbaue der 1. Stollensohle zum Zwecke der wasserwirtschaftlichen Nachnutzung. Nach Beendigung der Verwahrungsarbeiten im Jahre 1987 erfolgte die Übergabe. Weiterhin wurde vereinbart, dass der Nachnutzer für die endgültige Verwahrung nach Beendigung der Nutzung verantwortlich ist (BODEMANN 1987). Aufgrund der schlechten Wasserqualität fand eine Nachnutzung nie statt.

Nach der deutschen Wiedervereinigung wurde die Wasserwirtschaftsdirektion Saale-Werra ohne Rechtsnachfolger abgewickelt. Danach fühlte sich weder das Land (laut Einigungsvertrag für Altbergbau zuständig), Verwaltungsamt Gernrode (zuständige Gefahrenabwehrbehörde) noch die Forstverwaltung (Eigentümer des Landes) zuständig. Der Stollen wurde sich selbst überlassen und es kam zu keiner entgeltigen Verwahrung (ANDERS 2002).

Im Jahre 1992 wurden von der Stadtverwaltung Gernrode erstmals Verunreinigungen des Steinbaches gemeldet (ANDERS 2002). Seit dieser Zeit wurden zahlreiche Untersuchungen und Gutachten durchgeführt. Diese kamen aber bis heute zu keinem endgültigen Ergebnis, wie die Gefahr, die vom Hagentalstollen ausgeht, zu beseitigen ist.

4 Überblick Grubenwasserreinigungsmethoden

4.1 Einführung

Aus einer Vielzahl alter Bergwerke, die in den letzten 20 Jahren geschlossen worden sind, tritt kontaminiertes Grubenwasser aus. Dies erfordert langfristige und möglichst kostengünstige Reinigungsmethoden. Wenn vor 1980 von Grubenwasserreinigung gesprochen wurde, war damit als einzig bewährte Technologie die aktive Grubenwasserreinigung gemeint. Erst in den darauffolgenden Jahren setzten Bemühungen ein, durch eine Vielzahl von Studien die Wirksamkeit passiver Anlagen zu beweisen (YOUNGER et al. 2002).

Heute werden unter aktiver Grubenwasserreinigung alle Methoden definiert, die zur Verbesserung der Wasserqualität eine ständige Zugabe von künstlicher Energie und/oder (bio)chemischen Substanzen benötigen. Künstliche Energie kann dabei in verschiedener Form als elektrische Energie zum Pumpen, Mixen und Belüften, als Wärme zur Veränderung der Reaktionsgeschwindigkeiten oder als Druck zur Kontrolle der Gas/Wasser-Austauschraten eingesetzt werden. Als Substanzen können alkalische Flüssigkeiten oder Gase, organische Polymere oder, weniger häufig, Gase verwendet werden. (YOUNGER et al. 2002).

Ein großer Vorteil aktiver Grubenwasserbehandlung ist die präzise Prozesskontrolle. Eingabemenge der Reagenzien, die Pump- und Mixleistung und andere Parameter können je nach anfallender Wasserqualität ständig verändert werden. Dies ist besonders während des Betriebes der Bergwerke von Vorteil, wenn sich die Menge und die Qualität der anfallenden Wässer abrupt ändern können (BROWN et al. 2002). Außerdem benötigen aktive Anlagen ein geringeres Platzangebot als passive Anlagen. Allerdings sind sie durch ständige Zugabe von Chemikalien und Energie sehr kostenintensiv. Im Prinzip lässt sich mit aktiver Reinigung jede Vorgabe an die Wasserqualität erfüllen, jedoch können die Kosten dabei in unkalkulierbare Höhen steigen. Verfahren der aktiven Grubenwasserreinigung sind (YOUNGER et al. 2002):

- Belüftung, Neutralisation und Sedimentation (ODAS)
- Sulfatreduktion und Bioentsalzung
- Sorption und Ionenaustausch
- Membranprozesse
- weitere (selten genutzte) aktive Reinigungsmethoden

Im Gegensatz dazu werden bei passiven Grubenwasserreinigungsanlagen nur Energien und Reaktionen genutzt, die auch in natürlichen Gewässern vorkommen bzw. ablaufen. Diese chemischen und biologischen Prozesse verringern die Metallkonzentration und neutralisieren die Acidität (HEDIN et al. 1994). Die Idee besteht darin, die Reinigungsprozesse in einem abgeschlossenen System

ablaufen zu lassen und nicht im natürlichen Gewässer (Bach, Teich, Fluss). Als Definition gibt das Pyramid-Projekt (Passive In-situ Remediation of Acid Mine/ Industrial Drainage) an:

„Eine passive Wasserbehandlungsanlage (Passive In-situ Remediation/PIR) ist eine technische Entwicklung, welche die Verunreinigung des Wassers am Ursprung verhindert, vermindert oder behandelt. Dabei werden nur natürlich vorkommende Energiequellen (Gravitation, mikrobielle Stoffwechselenergie, Photosynthese und chemische Energie) benutzt. Um eine erfolgreiche Nutzung der Anlage über die gesamte Lebensdauer zu gewährleisten, sind nur seltene, aber regelmäßige Instandhaltungsmaßnahmen erforderlich. (www.piramid.org)“

Großer Vorteil sind die geringeren Kosten. Hauptsächlich fallen diese für den Erwerb der Fläche an, hingegen gibt es kaum oder keine Kosten für Chemikalien, für die Unterhaltung der Anlage und für elektrische Energie. I.d.R. laufen diese Prozesse langsamer ab, weshalb längere Aufenthaltsdauern und somit größere Flächen benötigt werden. Die Kinetik des Reinigungsprozesses und die Aufenthaltszeit des Grubenwassers müssen gut aufeinander abgestimmt sein (HEDIN et al. 1994). Bei sehr stark kontaminiertem Wasser (pH <2, Fe 200 bis 300 mg/L) können Probleme auftreten, die geforderten Grenzwerte zu erreichen. Alle Vor- und Nachteile der passiven Grubenwasserreinigung sind nochmals in Tabelle 2 dargestellt.

Folgende passive Reinigungsmethoden werden derzeit erfolgreich angewendet und können je nach Chemismus des Grubenwassers miteinander kombiniert werden (YOUNGER et al. 2002):

- anoxische Karbonatkanäle (ALD)
- offene Karbonatkanäle (OLD)
- aerobe Feuchtgebiete
- anaerobe Feuchtgebiete
- RAPS-Systeme
- reaktive Barrieren (PRB)

Auch der Einsatz von Sedimentationsbecken, wie er im Abschnitt 4.2.1 beschrieben wird, ist in passiven Anlagen häufig und ist einfach zu realisieren. Bei der Beschreibung passiver Grubenwasserreinigungsmethoden wird nicht noch einmal gesondert darauf eingegangen.

Im Folgenden werden die unterschiedlichen Verfahren der aktiven und passiven Grubenwasserbehandlung beschrieben. In der Praxis werden oft verschiedene Verfahren kombiniert. Häufig angewendete und praxiserprobte Reinigungsstrategien werden in Abschnitt 4.4 dargestellt. Einige ausgewählte Beispiele passiver Grubenwasserreinigungsanlagen werden in Abschnitt 4.5 erläutert.

Tab.2: Vor- und Nachteile von passiven Grubenwasserreinigungsanlagen (nach: YOUNGER et al. 2002)

Vorteile	Nachteile
- geringe Betriebskosten	- neue Technologie, Langzeitverhalten unklar
- keine gefährlichen Substanzen	- kaum Eingriffsmöglichkeiten ins System
- brauchen nur selten kontrolliert zu werden	- Nutzung relativ großer Flächen
- gute Integration in vorhandenes Ökosystem	- höhere Konstruktionskosten (Landkauf etc.)
- meist angenehmeres Erscheinungsbild	- Probleme bei stark kontaminiertem Wasser

4.2 Aktive Grubenwasserreinigung

4.2.1 Belüftung, Neutralisation und Sedimentation (ODAS)

Verfahrensschritte einer konventionellen aktiven Wasseraufbereitungsanlage sind Belüftung, Neutralisation und Sedimentation. Oftmals wird diese Technik mit ODAS (Oxidation, Dosing with Alkali and Sedimentation) abgekürzt. Es ist dabei nicht immer notwendig und zweckmäßig, die drei Schritte in dieser Reihenfolge ablaufen zu lassen (YOUNGER 2002).

Oxidation ist die grundlegende, zeit- und geldsparende Komponente der meisten Reinigungssysteme. Wird sie ausgelassen, durchläuft das gelöste Fe^{2+} ungehindert die weiteren Reinigungsschritte und oxidiert erst im natürlichen Gewässer, was dort zu einer Verminderung des pH-Wertes führen kann. Deshalb ist das vorrangige Ziel der Belüftung, so viel Sauerstoff zuzugeben, dass alles Fe^{2+} und Mn^{2+} oxidiert wird:



In netto alkalischem Wasser wird bei der Belüftung CO_2 freigesetzt, was den pH-Wert anhebt und die Oxidationsrate von Fe^{2+} erhöht. Definiert ist ein netto alkalisches Wasser durch eine höhere Säurekapazität gegenüber der Basenkapazität. Demgegenüber zeichnet sich ein netto acidisches Wasser durch eine größere Basenkapazität im Verhältnis zur Säurekapazität aus. Die am häufigsten eingesetzten Oxidationsverfahren sind (YOUNGER et al. 2002):

- Kaskaden
- Tropffilter
- Venturi-Belüftung

- mechanische Belüftung
- chemische und biochemische Belüftung.

Kaskaden werden dabei am häufigsten verwendet. Als Voraussetzung zum Bau von Kaskaden muss genügend Fläche und Gefälle vorhanden sein. Meistens sind Kaskaden einfache Treppen mit mindestens 3 bis 4 Stufen, über die das Wasser in einem dünnen Film fließt und dabei aufgewirbelt wird (Abbildung 4). Von Zeit zu Zeit muss der Ocker von den Stufen entfernt werden. Eine gute Zugänglichkeit sollte deshalb stets möglich sein. Eine typische Kaskade kann 50 mg/L Fe^{2+} oxidieren (YOUNGER et al. 2002).



Abb.4: Kaskade im Woolley Colliery-System (aus: BROWN et al. 2002)

Weitere Möglichkeiten zur Oxidation sind Tropffilter und Venturi-Belüftung. Tropffilter stellen ein belüftetes, ungesättigtes System dar, durch welches das zu reinigende Wasser hindurchläuft. Zumeist runde und typischerweise 2 m tiefen Behälter sind mit losem Material versehen, welches eine große spezifische Oberfläche hat.

Durch die Venturi Belüftung lassen sich die höchsten Oxidationsraten erreichen. Wie in Abbildung 5 zu sehen ist, wird bei diesem Verfahren in den Wasserstrom ein Rohr eingeführt, das zur einem Seite Kontakt zum Luftsauerstoff hat. Zu beachten ist, dass die Venturi-Belüftung nahe dem Auslauf der Wasserleitung installiert wird, da sonst die Gefahr der raschen Verockerung besteht. Mehr als 900 mg/L Fe^{2+} können mit dieser Methode in einem Oxidationsschritt oxidiert werden (YOUNGER et al. 2002).

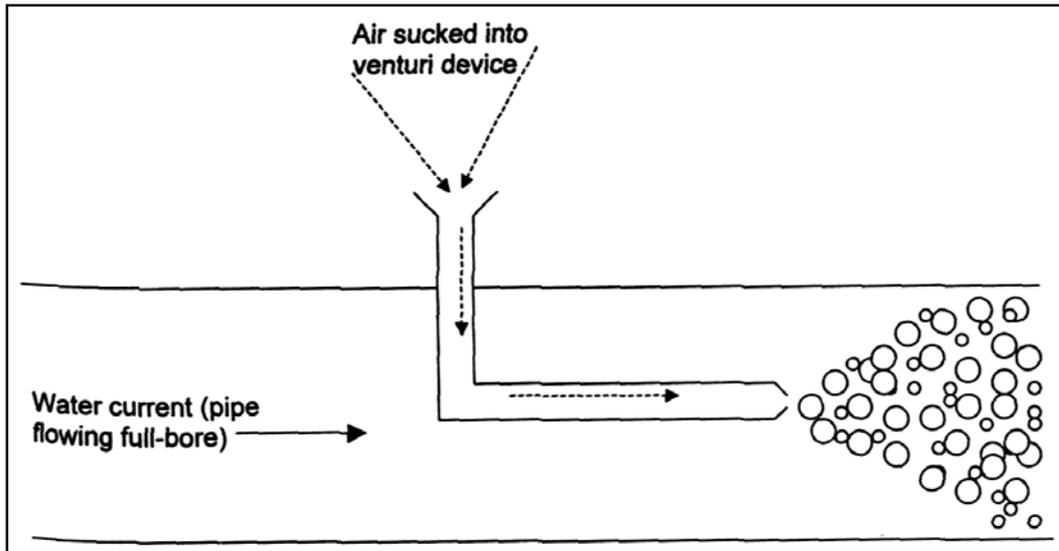


Abb.5: Prinzip einer Venturi-Belüftung (aus: YOUNGER et al. 2002)

Darüber hinaus besteht die Möglichkeit der Belüftung durch mechanische, biochemische und chemische Verfahren. Mechanische Belüftung bedeutet dabei das Einpressen von Sauerstoff unter hohem Druck. Biochemische und chemische Verfahren arbeiten mit Bakterienkolonien bzw. mit Chemikalien (H_2O_2 , NaOCl , KMnO_4). Diese werden dann eingesetzt, wenn ein zu geringes Platzangebot kein anderes Verfahren ermöglicht (YOUNGER et al. 2002).

Der zweite Schritt der Reinigung mittels ODAS ist die Neutralisation, d.h. die Anhebung des pH-Wertes in den Bereich zwischen 6,5 bis 8,5. Grundlegende Bedeutung zur Reinigung des Grubenwassers erlangt dieser Schritt, weil

- bei einem niedrigen pH-Wert das Eisen löslich und mobil ist
- die Oxidation von Fe^{2+} zu Fe^{3+} schneller abläuft als unter niedrigen pH-Werten
- auch andere Metalle unter höheren pH-Werten schneller ausfallen.

Am häufigsten genutzte Materialien sind Kalk, Kalkstein, Natronlauge oder Natriumkarbonat. Aber auch andere Chemikalien werden genutzt, wie es aus Tabelle 3 ersichtlich ist. (Brown et al. 2002). Die Anhebung des pH-Wertes durch die in Tabelle 3 aufgeführten Chemikalien bewirkt zunächst ein Ausfallen des Eisens, später auch anderer Metalle. pH-Werte, die minimal zur vollständigen Ausfällung der Metallionen benötigt werden, sind in Tabelle 4 dargestellt (BROWN et al. 2002).

Ist in den Grubenwässern sehr viel mehr Kohlendioxid gelöst als unter Gleichgewichtsbedingungen mit der Atmosphäre, so ist zunächst eine Vorbelüftung notwendig. Kohlendioxid kann die pH-Wert-Anhebung durch Alkalien durch folgende Pufferreaktion verhindern:



Tab.3: Chemikalien zur Neutralisation von saurem Grubenwasser (aus: BROWN et al. 2002)

Name	Formel	Kommentar
Calciumoxid	CaO	sehr reaktiv
Calciumkarbonat (Kalkstein)	CaCO ₃	sehr wirksam, wenn in anaeroben Verhältnissen angewendet
Calciummagnesiumkarbonat (Dolomit)	(Ca,Mg)CO ₃	wie Kalkstein, nur weniger reaktiv
Calciumhydroxid	Ca(OH) ₂	benötigt dauerhaftes Mischen
Natriumhydroxid	NaOH	sehr löslich, in gelöster und in fester Form erhältlich
Natriumkarbonat	Na ₂ CO ₃	in Brikettform, eingesetzt in entlegenen Gebieten
Kaliumhydroxid	KOH	ähnlich NaOH
Magnesiumoxid	MgO	ähnlich CaO
Magnesiumhydroxid	Mg(OH) ₂	ähnlich Ca(OH) ₂
Ammoniak	NH ₃ oder NH ₄ OH	reaktiv und gut löslich
Calciumperoxid	CaO ₂	Neutralisator und Oxidationsmittel, als Pulver oder Brikett
Brennofenasche	CaO.Ca(OH) ₂	Abfallprodukt der Zementindustrie, beinhaltet Kalk
Kohlerückstände	CaO.CaCO ₃	viele Kohlerückstände beinhalten Kalk oder Karbonat, Neutralisationspotential variiert

Calciumbasierende Reagenzien sind billiger als Natriumbasierende, sie haben aber eine geringere Löslichkeit in Wasser. Deshalb werden Calciumreagenzien in großen Reinigungssystemen genutzt, in denen die nötige Reaktionszeit vorhanden ist bzw. durch ständiges Mischen die Reaktivität erhöht wird. Sind die Sulfatkonzentrationen höher als 2000 mg/L, reagieren Calciumreagenzien mit dem Sulfat und bilden Anhydrit oder unlöslichen Gips. Verstopfungen innerhalb des Systems wären die Folge. Magnesiumoxid als Neutralisationsmittel wurde 1998 von Bekin und Matsuoka eingeführt. Sie stellten fest, dass Magnesiumoxid sowohl einen großen Effekt auf den pH-Wert und die Eisenkonzentration hat. Außerdem wird ein relativ dichten Schlamm produziert (BROWN et al. 2002).

Nachdem durch Oxidation und Zugabe von Alkalien das gelöste Eisen in Eisenhydroxid umgewandelt wurde, ist der nächste Schritt die Sedimentation Hydroxids aus der Suspension. Grundsätzlich können dafür ein einfaches Absetzbecken oder ein Klärbecken verwendet werden. Unterschiedliche Kosten und die benötigte Fläche sind ausschlaggebend dafür, welche Form der Sedimentation gewählt wird. Ist genügend Fläche vorhanden, kann ein Sedimentationsbecken im Sinne einer passiven Anlage eingesetzt werden. Im anderen Falle müssen Reagenzien (Flockungsmittel) eingesetzt werden, um den Absetzprozess zu beschleunigen (YOUNGER et al. 2002). Abschließend lässt sich sagen, dass Grubenwasserreinigung mittels ODAS praxiserprobt, flexibel und relativ kostengünstig ist. Jedoch gibt es einige Einschränkungen, da z.B. nicht alle Schadstoffe entfernt werden können, der Schlamm wegen seiner Komplexität nur wenig genutzt wird sowie eine geringe Dichte und somit ein hohes Volumen aufweist.

*Tab.4: Minimale pH-Werte zur kompletten Ausfällung der Metallionen als Hydroxide
(aus: BROWN et al. 2002)*

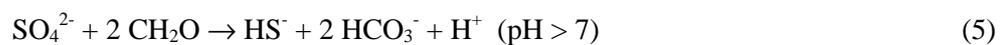
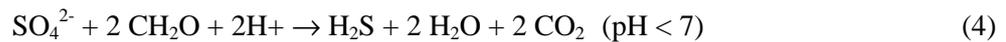
Metallion	minimaler pH-Wert
Sn^{2+}	4,2
Fe^{3+}	4,3
Al^{3+}	5,2
Pb^{2+}	6,3
Cu^{2+}	7,2
Zn^{2+}	8,4
Ni^{2+}	9,3
Fe^{2+}	9,5
Cd^{2+}	9,7
Mn^{2+}	10,6

Abhilfe für das zuletzt genannte Problem können HDS(high density sludge)-Prozesse schaffen, die durch Kreislaufführung des Schlammes bis zu 6fach höhere Dichten erzeugen. Durch den SAVMIN-Prozess (desalination by sulfate removal after lime dosing) im Anschluss an ein ODAS-System kann Sulfat durch Ausfällung von Gips und Ettringit aus dem Grubenwasser entfernt werden (YOUNGER et al. 2002).

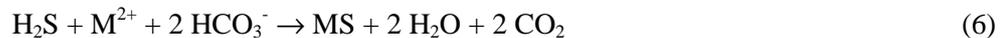
4.2.2 Sulfatreduktion und Bioentsalzung

Viele Grubenwässer enthalten hohe Konzentrationen an Sulfat. Unter reduzierenden Bedingungen kann Sulfat in Sulfid reduziert werden. Sulfid reagiert mit den gelösten Metallen und bildet Sulfidminerale, die generell unlöslich sind, solange reduzierende Verhältnisse vorherrschen. Dieser Prozess wird oft Sulfatreduktion genannt (YOUNGER 2002).

Grundlage bildet die Reduktion von Sulfat (SO_4^{2-}) in verschiedene Sulfidspezies (HS^- , H_2S ; WILDEMANN et al. 1993):



Diese reagieren schnell mit zweiwertigen Kationen und bilden Sulfidminerale durch Reaktionen wie:



M^{2+} stellt dabei ein zweiwertiges Kation dar. Unter Druck- und Temperaturbedingungen auf der Erdoberfläche bilden 3-wertige Kationen keine Sulfidminerale. Viele Sulfatreduktionen binden aber Protonen. Dies hat zur Folge, dass es zu einer Anhebung des pH-Wertes und zur Ausfällung von Hydroxiden kommt. Somit werden auch Fe^{3+} und Al^{3+} - Ionen indirekt dem Grubenwasser entzogen (YOUNGER et al. 2002).

Die Sulfatreduktion wird katalysiert von Bakterien. Ohne sie laufen die Reaktionen sehr langsam ab. Deshalb ist die Sulfatreduktion ein biologischer Reinigungsprozess, bei dem sulfatreduzierende Bakterien (SRB) in Kontakt mit sulfatreichem Grubenwasser gebracht werden (BROWN et al. 2002).

In den letzten Jahren sind einige Technologien entwickelt und patentiert worden, die dieses Prinzip der bakteriellen Sulfatreduktion (BSR) als Grundlage haben. Im einfachsten Fall wird das Grubenwasser durch eine Karbonatquelle und durch organisches Material mit SRB's gepumpt bzw. mit ihnen vermischt. Metallsulfide fallen im Reaktor aus und bilden einen mit Organika angereichertem Sulfidschlamm. Dieser ist recht schwierig und kostenaufwendig zu entsorgen. Um dieses Problem zu umgehen, wurde von DILL (1994) ein Verfahren erprobt, das einen Gasmix (CO_2 , CO , H_2 und N_2) als Kohlenstoffquelle einsetzt, der in der Industrie anfällt. Ein Gasmix aus CO_2 , H_2 und Ethanol wird auch im THIOPAQ- Prozess eingesetzt, der durch die Firma Paques Bio-Systems in den Niederlanden entwickelt wurde. In diesem Verfahren können Metalle und Sulfat auf sehr kleine Konzentrationen verringert werden und es entsteht ein sulfidreicher Schlamm, der weiterverarbeitet werden kann. In einem weiteren Verfahren, dem Biosulfid Prozess (ROWLEY et al. 1994) sind Reduktion und Ausfällung voneinander getrennt. Dies hat den Vorteil, dass organischer Abfall nicht in den Sulfidschlamm gelangt (BROWN et al. 2002).

Von Prof. Peter Rose aus Südafrika wurde der Begriff Bioentsalzung (biodesalination) eingeführt. Er beschreibt damit das Resultat einer Sulfatentfernung, die das Grubenwasser praktisch entsalzt. Für diesen Prozess, der als ASPAM-Prozess (Algal sulfat reducing ponding process for the treatment of acidic and metal wastewaters) patentiert wurde, werden die kontaminierten Wässer der Lederindustrie und der Bergwerke genutzt. Abwässer der Lederindustrie sind reich an Sulfatspezies und beinhalten SRB-Populationen und die Grubenwässer beinhalten hohe Konzentrationen an Metallionen. Durch die schon beschriebenen Prozesse der Sulfidmineralbildung können beide Abwässer mit einem System gereinigt werden. (YOUNGER et al. 2002).

4.2.3 Sorption und Ionenaustausch

Sorption und Ionenaustausch sind ebenfalls Verfahren, mit denen sich Grubenwässer reinigen lassen. In zahlreichen Laborversuchen wurde dies nachgewiesen. Mit ausgewählten Austauscherharzen lassen sich bestimmte Anionen und Kationen aus dem Wasser entfernen (HANCKE 1994). Jedoch gibt es deutliche Unterschiede beim Übertragen der Ergebnisse vom Laborreaktor hin zum erheblich größeren Durchfluss aus den Bergwerken (YOUNGER et al. 2002). Darüber hinaus sind Kosten für Sorptionsreagenzien bzw. Austauscherharze und die Regenerationskosten zu hoch, um Sorptions- und Ionenaustauschprozesse effizient zur Grubenwasserreinigung einsetzen zu können (BROWN et al. 2002).

4.2.4 Membranprozesse

Es ist weiterhin möglich, Feststoffe aus dem Wasser zu entfernen, indem das Grubenwasser unter großem Druck durch Membranen gepresst wird. Diese Membranen haben sehr kleine Poren, so dass Partikel in Suspension sowie gelöste Feststoffe zurückgehalten werden (HANCKE 1994). Als Ergebnis fließt ein mehr oder weniger sauberes Wasser aus der Membran. Je nach Porengröße der Membran wurden unterschiedliche Namen für die Membranprozesse verteilt (YOUNGER et al. 2002; siehe auch Abbildung 6):

- Mikrofiltration (Poren zwischen 0,1 und 0,45 μm ; typisch zur Bakterienentfernung)
- Ultrafiltration (Poren zwischen 0,1 und 0,01 μm ; zur Entfernung von Kolloiden)
- Nanofiltration (Poren zwischen 0,01 und 0,001 μm ; zur Entfernung von Wasserfärbungen)
- Umkehrosmose (Poren kleiner 0,001 μm ; zur Entfernung gelöster Stoffe)

Auch Umkehrosmose kann eingesetzt werden, um gelöste Stoffe aus dem Grubenwasser zu entfernen. Im Allgemeinen sind die Kosten der Membranen und der Energie zu hoch, um sie routinemäßig zur Grubenwasserreinigung einzusetzen (YOUNGER et al. 2002).

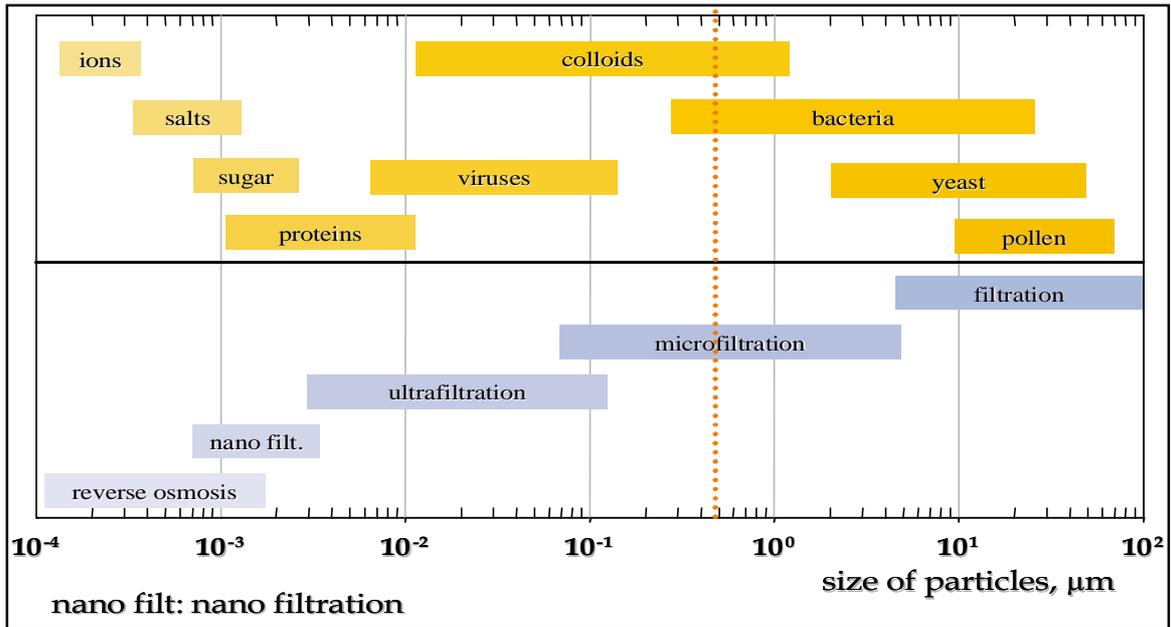


Abb.6: Einsatzmöglichkeiten von Membranfiltern unterschiedlicher Porengröße

(aus: WOLKERSDORFER Vorlesungsskript)

4.2.5 Weitere aktive Reinigungsmethoden

Viele andere Reinigungsprozesse zur Grubenwasserreinigung sind im Labormaßstab erprobt worden. Wenn das Grubenwasser den Einsatz elementspezifischer Prozesse (z.B. für Gold oder Uranium) erfordert, können diese Reinigungsmethoden auch großtechnisch zum Einsatz kommen. Jedoch sind sie für den ökonomischen Einsatz bei der Reinigung typischer Grubenwässer kaum geeignet, weshalb an dieser Stelle nicht weiter auf sie eingegangen wird. Beispiele für weitere Reinigungsmethoden sind (YOUNGER et al. 2002):

- Solventextraktion
- elektrochemische Extraktion
- biochemische Extraktion
- der Bariumsulfid-Prozess.

4.3 Passive Grubenwasserreinigung

4.3.1 Anoxische Karbonatkanäle (ALD)

Anoxische Karbonatkanäle (Anoxid Limestone Drain, ALD) werden eingesetzt zur Reinigung netto-acidischer Grubenwässer unter anoxischen Bedingungen in einem geschlossenen System (HEDIN et al. 1994). Dieses besteht aus einem Kalksteinbett, das mit einer undurchlässigen Schicht aus Ton

überdeckt ist (Abb. 7), um das Eindringen von Sauerstoff zu verhindern. Unter Auflösung des Kalksteins erfolgt die Neutralisation der im Grubenwasser vorhandenen Säuren und die Anhebung des pH-Wertes (YOUNGER et al. 2002). Idealerweise liegt das gesamte eingetragene Eisen in seiner reduzierten Form, als Fe^{2+} , vor. In den anoxischen Bedingungen des ALD's kann das Eisen nicht oxidieren und somit keine Hydroxide bilden, die im System ausfallen könnten (BROWN et al. 2002).

Primäre Faktoren, die den Einsatz eines ALD's verhindern, sind das Vorhandensein von (HEDIN et al. 1994):

- dreiwertigem Eisen (Fe^{3+})
- Aluminium (Al)
- gelöstem Sauerstoff (DO)

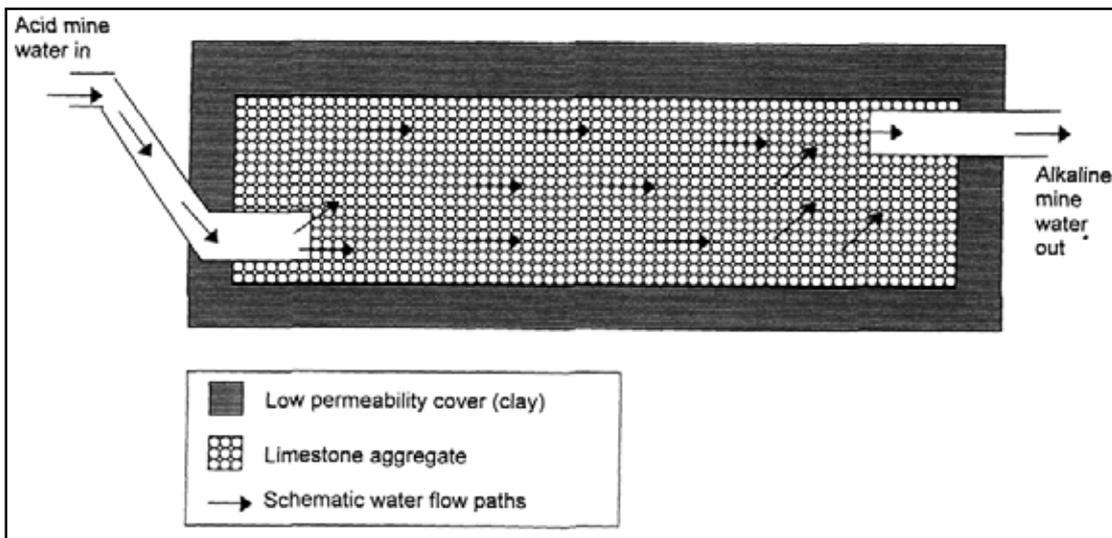


Abb.7: Schematischer Aufbau eines typischen anoxischen Karbonatkanals (aus: YOUNGER et al. 2002)

Wenn Fe^{3+} - oder Al-haltige Grubenwässer in Kontakt mit Kalkstein kommen, bilden sich Metallhydroxide ($\text{FeOOH}/\text{Al}(\text{OH})_3$). Zu diesem Prozess ist kein Sauerstoff notwendig. Die Ausfällungen bedecken den Kalkstein und vermindern seine weitere Lösung. Außerdem können sie die Permeabilität verringern und im schlimmsten Fall zur Verstopfung des Systems führen. Zur Oxidation von Fe^{2+} zu Fe^{3+} führt das Vorhandensein von gelöstem Sauerstoff und damit zu den oben beschriebenen Vorgängen. Spektakulär kann die kurzzeitige Wirkung eines anoxischen Karbonatkanals sein, durch den $\text{Fe}^{3+}/\text{Al}/\text{DO}$ -haltiges Grubenwasser geleitet wird (völlige Metallentfernung). Äußerst fraglich ist aber die Langzeitwirkung eines solchen Systems. Idealerweise müsste das Grubenwasser Konzentrationen geringer als 1 mg/L an DO, Fe^{3+} und Al aufweisen, um langfristig mit einem ALD gereinigt zu werden (HEDIN et al. 1994).

Studien der bisherigen ALD's haben gezeigt, dass eine Aufenthaltszeit des Grubenwassers von mindestens 14 h gewährleistet sein muss, um die maximale Alkalität zu erzeugen. (HEDIN et al. 1994). Überschlänglich gibt HEDIN (1994) an, dass 3000 kg Kalkstein pro 1 L/min Durchfluss dafür notwendig sind. Für ein ALD, das eine Aufenthaltszeit von 14 h über einen Zeitraum von 30 Jahren gewährleisten soll, sind etwa 7800 kg Kalkstein pro 1 L/min Durchfluss notwendig. Diese Rechnung setzt voraus, dass in einem ALD in einem Jahrzehnt 1600 kg pro 1 L/min Kalkstein gelöst werden (bei einer Produktion von 275 mg/L CaCO₃ Alkalität), der verwendete Kalkstein 90 % CaCO₃ und 50 % Porosität besitzt und das Grubenwasser keine Fe³⁺- und Al-Ionen enthält.

YOUNGER (2002) berechnet zur Bestimmung der benötigten Kalksteinmenge zunächst das Porenvolumen zur 14stündigen Speicherung des Wassers aus:

$$V_V = Q_d * \varphi \quad (7)$$

Q_d ist hierbei der Durchfluss in m³/d und φ ist ein Faktor, der in diesem Falle gleich 14 ist. V_V ergibt sich in m³. Nun wird das minimale totale Volumen berechnet, d.h. das Porenvolumen plus dem Volumen der Kalksteinbruchstücke:

$$V_t = \frac{V_V}{n_e} \quad (8)$$

n_e ist die effektive Porosität, die für alle untersuchten ALD's zwischen 0,38 und 0,5 lag. Zur Berechnung der Kalksteinmenge wird abschließend folgende Formel verwendet:

$$W_1 = f * V_t \quad (9)$$

Für W_1 in Tonnen und V_t in m³ schwankt der Faktor f zwischen 1,71 und 1,98 t/m³. Da mit der Lösung des Kalksteins V_t und V_V geringer werden, sind diese Rechnungen nur für die erste Betriebsphase anwendbar und stellen nur Minimalwerte dar. Wenn möglich, sollte das ALD größer errichtet werden, um die Lebensdauer zu erhöhen. Nach SKOUSEN (1991) ist die beste Möglichkeit der Berechnung, die Gesamtmenge an Alkalität, die über die Lebensdauer der Anlage erzeugt werden soll, zu Grunde zu legen. Dafür ist die nötige Menge Kalkstein zu errechnen. In der Realität sind jedoch oft die vorhandene Fläche und deren Topographie sowie die Kosten für Materialien und Konstruktion wichtigere Kriterien zur Dimensionierung als die reinen Berechnungen.

Zur entgeltigen Festlegung der Ausmaße der Anlage wird das DARCY- Gesetz herangezogen (HÖLTING 1996):

$$Q = k_f * i * F \quad (10)$$

Aus ihm ergibt sich, dass um die gegebene Durchflussmenge zu verwirklichen, der Durchflussbeiwert (k_f), die durchströmte Fläche (F) und das Gefälle (i) maximiert werden müssen. Die Erhöhung des k_f -

Wertes (große Kalksteinbruchstücke, große Poren) steht aber im Widerspruch zur Maximierung der Reaktivität (kleine Bruchstücke mit großer Oberfläche). Durch Tests sollte ein ideales Mittel gefunden werden. Mit dem erhaltenen k_f -Wert, dem vorhandenen Durchfluss und dem hydraulischen Gefälle kann man die durchströmte Fläche errechnen. Diese sollte größtmöglichst sein, um einen ungewollten Rückstau des Wassers zu verhindern. Je größer die durchströmte Fläche ist, desto geringer wirkt sich ein Zusetzen einiger Porenräume aus (YOUNGER et al. 2002).

4.3.2 Offene Karbonatkanäle (OLD)

Wenn die Wasserchemie den Kriterien für ein ALD nicht entspricht, ist die Anwendung eines offenen Karbonatkanals (Oxid Limestone Drains; OLD) möglich (Brown et al. 2002). Er hebt den pH-Wert saurer Grubenwässer unter aeroben Bedingungen an. Ein OLD erhöht durch Lösung des Kalksteins die Alkalität und führt zur Ausfällung von Eisen- und Aluminiumhydroxiden. Als Voraussetzungen müssen große Fließgeschwindigkeiten ($>0,1$ m/min) gewährleistet werden. Dadurch wird verhindert, dass die Metallhydroxide aus der Suspension ausfallen und sich auf dem Kalkstein und in den freien Poren absetzen. In einem anschließend zu konstruierenden Absetzbecken bzw. Feuchtgebiet findet die Ausfällung der gebildeten Metallhydroxide statt (YOUNGER et al. 2002).

Die Konstruktion eines OLD's orientiert sich stark an den Kriterien für den Bau eines ALD. Größere Fließgeschwindigkeiten müssen durch größere Neigung und Durchlässigkeit (größere Bruchstücke) gewährleistet werden. Mit einem hohen Durchfluss ist eine Aufenthaltszeit größer 3 h meist nicht realisierbar. Somit sollte in die Gleichung 7 für φ der Wert 3 eingesetzt werden. Wälle und Gefällestufen erzeugen Turbulenzen, die zusätzlich die Bildung von Verkrustungen verhindern. Um ein Versickern zu unterbinden, sollte der Kanal durch eine Dichtung ausgekleidet werden. Das zu reinigende Wasser kann sauerstoffgesättigt sein, sollte aber nur mittlere Konzentrationen (10 bis 20 mg/L) an gelöstem Fe^{3+} und Al^{3+} beinhalten. Ein Vorteil dieses Systems ist, dass verkrusteter Kalkstein relativ einfach und unkompliziert ausgetauscht werden kann (YOUNGER et al. 2002).

4.3.3 SCOOFI-Reaktoren

Zuerst wurde von Best und Aikman (1983) die Wirkungsweise von SCOOFI-Reaktoren (Surface catalysed Oxidation of ferrous Iron) beschrieben. Javis und Younger erprobten 2001 im großen Maßstab den Einsatz von SCOOFI-Reaktoren (siehe Abbildung 8) zur Reinigung von Grubenwässern in Gebieten, in denen zu wenig Platzangebot für eine andere Reinigungsmethode vorhanden war (YOUNGER et al. 2002).

Das Prinzip beruht darauf, dass sauerstoffgesättigtes Wasser durch ein poröses Medium mit einer hohen spezifischen Oberfläche geleitet wird. An den Oberflächen dieses Mediums bildet sich Ocker, der wiederum eine reaktive Oberfläche aus Eisenhydroxiden in Kontakt mit Wasser darstellt. Im SCOOFI-Prozess setzt sich nun die Sorption an diese Oberflächen fort, verbunden mit der in-situ Oxidation von Fe^{2+} katalysiert durch die bereits abgelagerten Eisenhydroxide. Ein dünner Ockerbelag reicht aus, um diese Oxidation schneller ablaufen zu lassen, als die Oxidation von Fe^{2+} durch Sauerstoff in einem offenen Gewässer. Wenn die Ockerablagerung soweit fortgeschritten ist, dass der Durchfluss gehemmt wird, muss das poröse Medium ausgebaut und erneuert werden (YOUNGER et al. 2002).

Unterscheiden lassen sich ungesättigte und gesättigte SCOOFI-Reaktoren. Gesättigte Reaktoren gewährleisten einen besseren Kontakt zwischen Grubenwasser und den Oberflächen des porösen Mediums. Dem Wasser muss aber durch einen vorhergehenden Oxidationschritt schon genügend Sauerstoff zugefügt worden sein, um die Oxidation im Reaktor zu ermöglichen. Gesättigte Reaktoren werden nach ähnlichen Kriterien wie ein ALD konstruiert, d.h. die Durchlässigkeiten und die durchströmte Fläche sind entscheidende Eigenschaften (YOUNGER et al. 2002).

Wenn ein vorhergehender Oxidationsschritt nicht möglich ist, bietet sich der Einsatz eines vertikalen, ungesättigten SCOOFI-Reaktors an. In ihm können in einem Schritt dem Grubenwasser Sauerstoff zugefügt und das Fe^{2+} oxidiert werden. Allerdings sind die Kontaktzeiten zwischen porösem Medium und Grubenwasser geringer. Damit wird auch erklärt, warum bei größeren Durchflüssen die Reinigungswirkung zunimmt. Je mehr Wasser das System durchläuft, desto mehr Oberflächen sind befeuchtet und können mit dem Grubenwasser reagieren (YOUNGER et al. 2002).

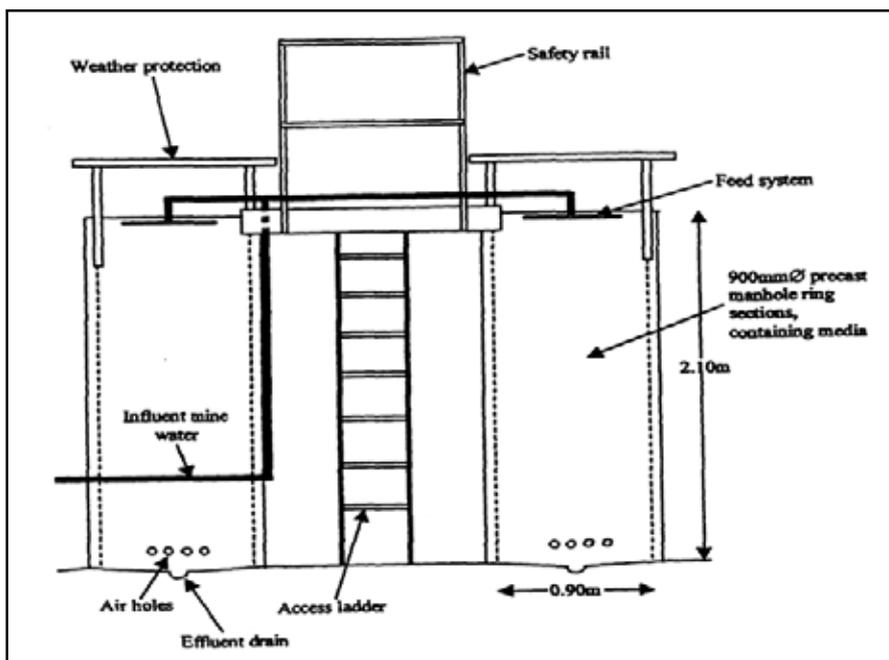


Abb.8: Schematischer Aufbau des Pilotreaktors in Kimblesworth (aus: BROWN et al. 2002)

Gesättigte Reaktoren arbeiten effektiver als ungesättigte. Während in gesättigten Reaktoren mehrere Hundert Gramm Fe pro m³ und Tag entfernt werden können, liegen diese Raten beim ungesättigten System nur bei 12 g*m³/d. Jedoch muss beachtet werden, dass die Aufenthaltsdauer sehr unterschiedlich ist. In einem ungesättigten Reaktor liegt diese nur bei 2 Minuten. In Tabelle 5 sind diese Werte auf den Platzbedarf der Reaktoren sowie auf die Aufenthaltszeiten normiert und mit einem aeroben Feuchtgebiet (siehe 4.3.4) verglichen.

Aus den Werten der Tabelle 5 ist zu entnehmen, dass SCOOFI-Reaktoren eine Alternative zu platzaufwendigen Feuchtgebieten sind. Dies trifft besonders dann zu, wenn das Platzangebot gering und das Grubenwasser Eisengehalte von <50 mg/L aufweist. Wenn in Zukunft für den Austausch des porösen Mediums eine zeitsparende Lösung gefunden wird und ein Abnehmer für den reinen Ocker gefunden werden kann, können SCOOFI-Reaktoren ihre Vorteile gegenüber Feuchtgebieten (Ockerablagerungen vermischt mit Pflanzenresten und Sediment) noch besser ausspielen (YOUNGER et al. 2002).

Tab.5: Eisenentfernung von SCOOFI-Reaktoren im Vergleich zu aeroben Feuchtgebieten (aus: YOUNGER et al. 2002)

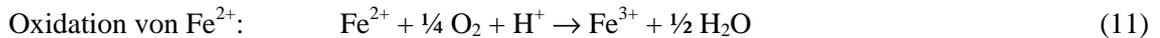
	gesättigter SCOOFI-Reaktor	ungesättigter SCOOFI-Reaktor	aerobes Feuchtgebiet
Eisenentfernung bezogen auf Platzbedarf [g*m ² /d]	25	0,05	10-20
Eisenentfernung bezogen auf Aufenthaltszeiten [g/m ²]	4000	36	2,9-5,7

4.3.4 Aerobe Feuchtgebiete

Feuchtgebiete sind die am meisten genutzte passive Aufbereitungstechnologie. Für die Reinigung netto alkalischer Wässer mit Eisen als einzigen Schadstoff sind sie eine erprobte und kostengünstige Variante. Sie können sich auf verändernde Verhältnisse einstellen und passen sich gut in die Landschaft ein. Von Fehlschlägen wird nur berichtet, wenn der Einsatz von Feuchtgebieten für extrem acidische Wässer erfolgte (YOUNGER et al. 2002).

Der erste Typ von Feuchtgebieten ist ein aerobes Feuchtgebiet (reed beds). Für die Reinigung netto-alkalischer Wässer ist dies eine erprobte Technologie. Neben Eisen können in geringeren Raten auch

Mangan und Zink aus dem Grubenwasser entfernt werden. Im aeroben Feuchtgebiet laufen die Prozesse der Oxidation, Hydrolyse und der Sedimentation ab:



Da durch die Hydrolyse (siehe Formel 12) Protonen freigesetzt werden, kann nur netto-alkalisches Wasser gereinigt werden. Wird netto-acidisches Wasser durch ein aerobes Feuchtgebiet geleitet, fällt der pH-Wert und die meisten Metalle werden erneut löslich. Zu diesem Zwecke sollte zur Behandlung netto-acidischer Wässer ein ALD oder RAPS vorgeschaltet werden. In vier Prozesse kann die Sedimentation im Feuchtgebiet unterteilt werden:

1. Setzung ausgefällter Feststoffe aus der wässrigen Lösung
2. Physikalische Filterung von Kolloiden durch die Pflanzen
3. Entstehung von Hydroxidüberzügen an den Pflanzen
4. Sorption und in-situ Oxidation (siehe Abschnitt 4.3.4 SCOOFI)

Alle Prozesse laufen auch für Mn, Al und Zn ab. Eine Ausnahme bildet In-situ-Oxidation für Zn und Al, die nur in einer Oxidationsstufe ($\text{Al}^{3+} / \text{Zn}^{2+}$) vorkommen. Die zentrale Rolle der Pflanzen bei Punkt 2 und 4 erklärt, warum aerobe Feuchtgebiete oft normalen Absetzbecken vorgezogen werden (YOUNGER et al. 2002).

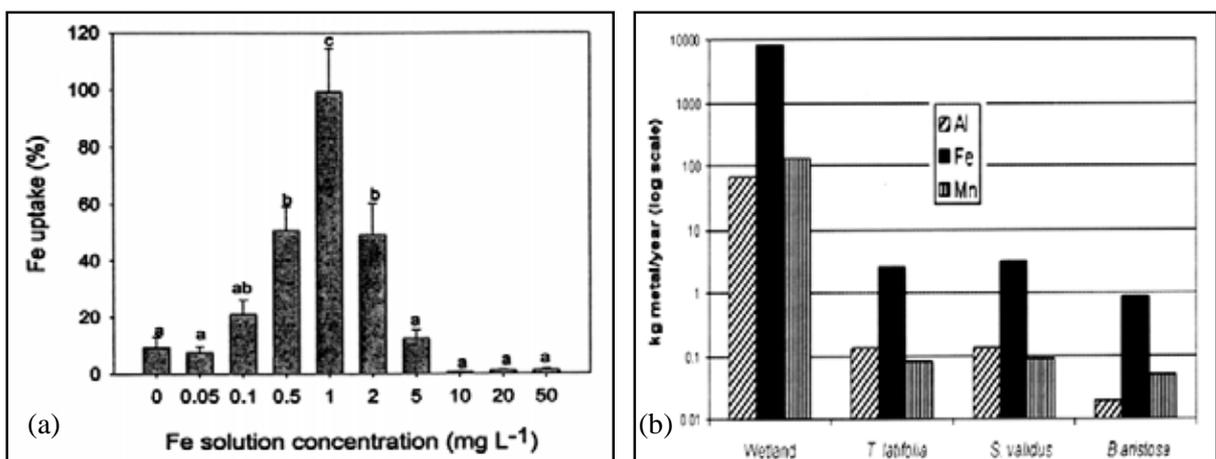


Abb.9: (a) Aufnahme von Eisen durch *Phragmites australis*, ausgedrückt in Prozent von der Gesamteisenfracht (aus YOUNGER 2002); (b) Metallentfernung durch Pflanzen in kg/Jahr verglichen mit dem gesamten Feuchtgebiet (aus: KARATHANASIS/JOHNSON 2003)

Nicht relevant ist die Metallaufnahme der Pflanzen und die Speicherung in ihrer Biomasse, wenn das Grubenwasser noch hohe Konzentrationen an Fe und Mn enthält (KARATHANASIS/JOHNSON 2003). In

Abbildung 9b ist die Gesamtreinigungsleistung eines konstruierten Feuchtgebietes im Vergleich zur Pflanzenaufnahme dargestellt. Sind jedoch nur noch 1 mg/L im Wasser enthalten, kommt diesem Prozess eine entscheidende Rolle zu. Abbildung 9a verdeutlicht, dass bei Konzentrationen um 1 mg/L nahezu die gesamte Reinigungsleistung auf die Pflanzen zurückgeht (YOUNGER et al. 2002). Da oftmals höhere Konzentrationen dem Feuchtgebiet zuströmen, ist bei der Auswahl der Pflanzen mehr auf die Widerstandsfähigkeit gegenüber Schadstoffen zu achten, als auf die unterschiedlichen Reinigungswirkungen der Pflanzen selbst (KARATHANASIS/JOHNSON 2003).

Der Untergrund eines aeroben Feuchtgebietes besteht aus Sediment bzw. Boden, auf dem eine Feuchtgebietsvegetation angepflanzt wird (Abb. 11). Für die Bepflanzung eignen sich vor allem *Typha* (Rohrkolben), *Juncus* (Binsen) und *Phragmites* (Schilf). Eine typische Feuchtgebietsbepflanzung ist in Abbildung 10a-c zu sehen.



Abb.10: Feuchtgebietspflanzen (a) *Typha* (aus: www.naturesongs.com); (b) *Phragmites* (aus: www.wildlifeonwheels.org); (c) *Juncus* (aus: www.biology.ucsc.edu)

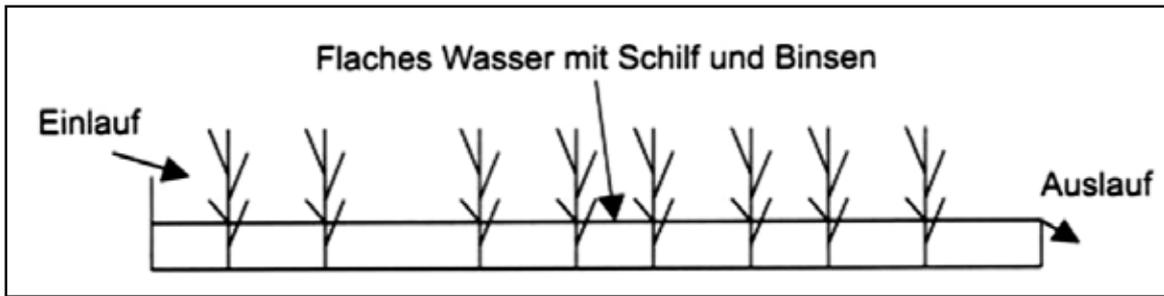


Abb.11: Schematische Darstellung eines aeroben Feuchtgebietes (aus: WOLKERSDORFER/YOUNGER 2001)

Pflanzen im Feuchtgebiet sorgen für:

1. die Herabsetzung der Fließgeschwindigkeit
2. die Filtration von Partikeln
3. Produktion zusätzlichen Sauerstoffs
4. Absorption von Metallen
5. ästhetischen Gesichtspunkten
6. Lebensraum für Pflanzen und Tiere (HEDIN et al. 1994).

YOUNGER (2002) gibt die nachfolgenden Kriterien für der Konstruktion von aeroben Feuchtgebieten an. Zunächst ist darauf zu achten, dass das Feuchtgebiet eine unregelmäßige Oberfläche hat. Dadurch erhöht sich der natürliche Charakter des Systems und vor allem wird der geradlinige Durchfluss durch das Feuchtgebiet vermindert, was die Reinigungsleistung erhöht. Weiterhin gilt es zu planen, dass die Ränder des Feuchtgebietes nicht zu steil angelegt werden, damit die Gefahr für Tiere sowie für spielende Kinder vermindert wird und diese das Becken unversehrt verlassen können. Zusätzlich sollte überlegt werden, ob diese Abgrenzungen künstlich errichtet oder durch Kompaktion des vorhandenen Bodens bzw. durch Tonabdeckung erzeugt werden. Geotechnische Tests im Vorfeld des Aufbaus können auf diese Frage eine Antwort geben. Das Feuchtgebiet sollte auch nicht in einem eckigen Becken angelegt werden. Abgesehen von dem schlechten Aussehen stellen die Ecken auch Stagnationszonen dar, die nicht in den Reinigungsprozess eingebunden sind. Abschließend sollte ermöglicht werden, dass das einströmende Wasser über die gesamte Breite fließt, um keine bevorzugten Fließbahnen zu erzeugen. Zur Berechnung der Größe des geplanten aeroben Feuchtgebiets wird folgende Formel benutzt:

$$A = \frac{(Q_d * (c_i - c_t))}{R_A} \quad (14)$$

A ... Feuchtgebietsfläche (m²)

Q_d ... täglicher Durchfluss durch das Feuchtgebiet (m³/d)

c_i ... Konzentration am Einfluss (mg/L)

c_t ... erforderliche Konzentration nach der Reinigung (mg/L)

R_A ... Eisenentfernungsrate pro m^2 und Tag ($g/(d \cdot m^2)$)

Wenn sowohl Fe als auch Mn entfernt werden müssen, wird zunächst die Fläche getrennt für die beiden Inhaltsstoffe berechnet und danach addiert. Aus der Tabelle 6 können die R_A -Werte entnommen werden.

Neben der Größe des Feuchtgebietes ist auch deren Höhe ein entscheidendes Konstruktionskriterium. Etwa 15 bis 25 cm sollte die Wasseroberfläche über der Bodenschicht stehen. Ein zu flacher Wasserstand bewirkt das übermäßige Wachstum von Gras anstatt der Feuchtgebietspflanzen. Ein zu hoher Wasserstand verdrängt meistens die Feuchtgebietspflanzen in flachere Bereiche. Des Weiteren ist ein genügend hoher Freibord einzuplanen. Dieser verhindert das Überlaufen in regenreichen Perioden und bietet genügend Platz zur Ablagerung der Metallausfällungen, von Pflanzenresten und Sedimenteinschwemmungen. Pro Jahr müssen etwa 25 bis 50 mm Anstieg eingerechnet werden. Typischerweise wird ein Freibord zwischen 0,5 und 2,0 m hoch angelegt (YOUNGER et al. 2002).

Tab.6: R_A -Werte für Fe, Mn und Zn in aeroben Feuchtgebieten (nach: YOUNGER et al. 2002)

Metall	R_A - Wert [$g/(d \cdot m^2)$]	Bedingungen, unter denen sie einsetzbar sind	Quelle
<i>(a) Werte, die für den routinemäßigen Einsatz vorgeschlagen werden</i>			
Fe	10	Compliance Criteria (CC)	HEDIN et al. (1994)
Mn	0,5	Compliance Criteria (CC)	HEDIN et al. (1994)
<i>(b) aus verschiedenen Literaturquellen zusammengetragene Werte</i>			
Fe	20	für hochoxidiertes Wasser mit pH-Werten > 6,5;	HEDIN et al. (1994)
Mn	1	Reasonable Improvement Criteria (RIC)	HEDIN et al. (1994)
Fe	2-4	für acidische Grubenwässer (pH < 5)	HEDIN et al. (1994)
Fe	5-11	für Wässer mit pH-Werten zwischen 5 und 7	Lamb et al. (1998)
Fe	0,72	für acidische Grubenwässer (pH < 5,5)	Lamb et al. (1998)
Fe	1,92	für Wässer mit pH > 5,5	Brodie et al. (1988)
Mn	0,205	für acidische Grubenwässer (pH < 5,5)	Brodie et al. (1988)
Mn	0,72	für Wässer mit pH > 5,5	Brodie et al. (1988)
Mn	2	wenn Algenmatten im flachen aeroben Feuchtgebiet wachsen; normalerweise in den Sommermonaten	Phillips et al. (1995) Lamb et al. (1998)
Zn	7	in aeroben Feuchtgebieten mit Algenmatten; jahreszeitliche Schwankungen [0 ... 15 $g/(d \cdot m^2)$]	Kalin (1998)

4.3.5 Anaerobe Feuchtgebiete

Im Gegensatz zu aeroben Feuchtgebieten haben anaerobe Feuchtgebiete (compost wetland) eine dicke, anoxische Substratschicht (Kompost; Abb. 12). In dieser Schicht findet bakterielle Sulfatreduktion

statt (Formeln 04/05), die Acidität verbraucht bzw. bikarbonatische Alkalität freisetzt und den pH-Wert anhebt. Bei der Sulfatreduktion fallen zusätzlich Fe und Zn als Sulfide aus. Zur Bepflanzung werden wie im aeroben Feuchtgebiet *Typha* und *Phragmites* sowie andere geeignete Feuchtgebietspflanzen benutzt (YOUNGER et al. 2002).

Da ein großer Teil des Wassers nur oberflächlich fließt und das Substrat nicht durchströmt, ist es erstaunlich, wie gut die meisten anaeroben Feuchtgebiete funktionieren. Doch das Substrat tauscht ständig Lösung mit dem Oberflächenwasser durch molekulare Diffusion aus (YOUNGER et al. 2002). Die dynamischsten chemischen Prozesse, welche die Metallkonzentration und die Acidität verringern, finden somit an der Substrat-Wasser-Grenze statt. In dieser Übergangszone sind die steilsten Konzentrationsgradienten zu finden (WILDEMANN et al. 1993). Sie stellt gleichzeitig eine Pufferzone zwischen dem oxidierten Oberflächenwasser und dem anoxischen Milieu im Substrat dar. Um ihre Wurzeln bildet die Vegetation auf der einen Seite kleine aerobe Zonen und vermindert somit die Bakterienaktivität, auf der anderen Seite stellen sie den Pflanzen aber auch Nährstoffe zur Verfügung. Als Resultat der zahlreichen biochemischen Reaktionen kann der Übergangsbereich sowohl aerob als auch anaerob sein. D.h., dass sowohl Oxidationen als auch Reduktionen auftreten können. Im Ergebnis überwiegen die anaeroben Bedingungen und es ist festzustellen, dass das austretende Wasser aus diesem feinbalancierten System stets sauberer ist als das eintretende (YOUNGER et al. 2002).

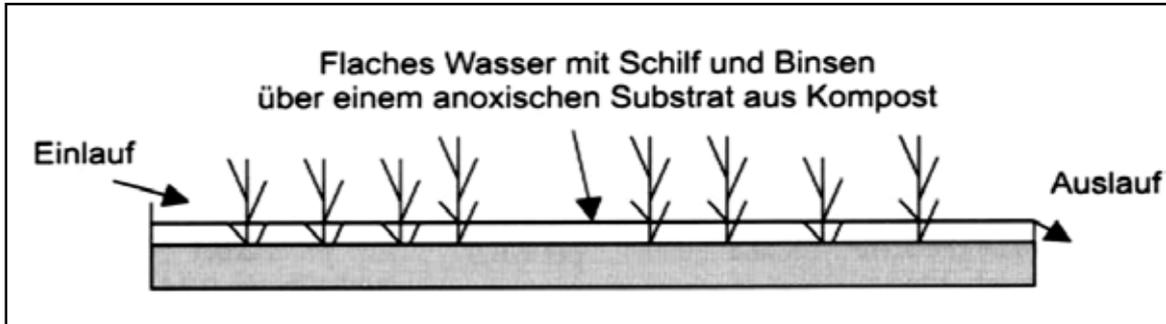


Abb. 12: Schematische Darstellung eines anaeroben Feuchtgebietes

(aus: WOLKERSDORFER/YOUNGER 2001)

Konstruktionskriterien des anaeroben Feuchtgebiets stimmen in vielen Punkten mit denen eines aeroben Feuchtgebiets überein. Zur Berechnung der Größe wird ebenfalls Gleichung 14 verwendet, jedoch wird R_A durch einen Wert zwischen 3,5 und 7 g/(d*m²) für die totale Acidität (als CaCO₃ Äquivalent) ersetzt. Für die meisten Grubenwässer kann die totale Acidität errechnet werden durch:

$$\begin{aligned} \text{totale Acidität (mg/L)} = & 50 [2(\text{Fe}^{2+}/56) + 3(\text{Fe}^{3+}/56) + 2(\text{Mn}^{2+}/55) \\ & + 3(\text{Al}^{3+}/27) + 2(\text{Zn}/65) + 1000(10^{-\text{pH}})] \end{aligned} \quad (15)$$

Etwa 0,5 m sollte die Dicke des Kompostsubstrates betragen. Eine mächtigere Schicht würde die Reinigungserfolge kaum erhöhen. Die Konsistenz des Kompostes sollte eine möglichst hohe

Permeabilität aufweisen. Um dies zu erreichen, sollte er auch so locker wie möglich eingebracht werden. Außerdem muss der Kompost sulfatreduzierende Bakterien enthalten (SRB) und keine gesundheitsgefährdenden Viren oder Bakterien. Wie im RAPS-System können dazu Pilzkompost, Pferdemist, Kuhmist oder Holz- bzw. Rindenspäne eingesetzt werden (YOUNGER et al. 2002).

4.3.6 RAPS-Systeme

Im Jahre 1994 entwickelten Kepler und McCleary die Idee des RAPS-Systems (Reducing and Alkalinity producing System) als Alternative zu den herkömmlichen ALD's, die durch die Einschränkungen (DO , Fe^{3+} und $\text{Al}^{3+} < 1 \text{ mg/L}$) nur für ausgewählte Grubenwässer und nur als erster Schritt in einem passiven Reinigungssystem eingesetzt werden konnten. Ursprünglich nannten sie ihre Technologie SAPS (Successive Alkalinity producing System) (YOUNGER et al. 2002).

Ein RAPS-System ist ein ALD, das von einer Kompostschicht überdeckt ist (Abbildung 13). Durch die organische Schicht wird Sauerstoff verbraucht und Fe^{3+} zu Fe^{2+} reduziert, bevor das Grubenwasser in Kontakt mit dem Kalkstein kommt. Sind im Wasser noch erhebliche Mengen an Sauerstoff vorhanden, so kann es zu Eisenhydroxidausfällungen und somit zur Behinderung der Kalksteinauflösung kommen. Aus einem beliebigen organischen Substrat kann die Kompostschicht bestehen, z.B. Pferdemist, Kuhmist, Pilzkompost oder Holzspäne, wobei sich Pferdemist als besonders geeignet erwiesen hat. Durch die bakterielle Sulfatreduktion im Kompost fallen auch größere Mengen des Eisens als Sulfid (vgl. Gleichung 06) aus und es entstehen ähnlich komplexe Verhältnisse wie bei einem anaeroben Feuchtgebiet beschrieben. Wird eine konservative Strategie für die Bemessung eines RAPS-Systems gewählt, so wird davon ausgegangen, dass im Kompost nur Sauerstoff entzogen und das Eisen reduziert wird. Am Boden des Systems befinden sich Drainagerohre, durch die das Wasser in ein Absetzbecken bzw. in ein aerobes Feuchtgebiet geleitet wird (YOUNGER et al. 2002).

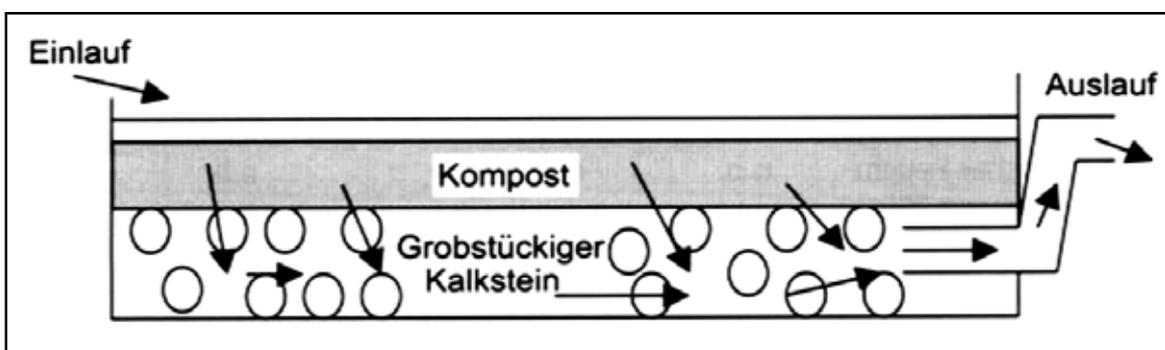


Abb.13: Schematische Darstellung eines RAPS-Systems (aus: WOLKERSDORFER/YOUNGER 2001)

Im RAPS-System gelangt das gesamte Grubenwasser in Kontakt mit dem Kompost und dem Kalkstein, was zu besseren Reinigungswirkungen als bei einem anaeroben Feuchtgebiet führt. Ein

weiterer Vorteil ist der geringere Platzbedarf. Als Voraussetzung ist Gefälle notwendig, um die Aufschichtung des Kalksteins und des Kompostes sowie den Wasserüberstau und das Freibord gewährleisten zu können. Ist diese Voraussetzung erfüllt, ist ein RAPS-System die bevorzugte passive Reinigungstechnologie für netto-acidische Grubenwässer (YOUNGER et al. 2002).

Die Konzipierung eines RAPS-Systems sollte nach den gleichen Prinzipien wie für ein ALD folgen. Mit etwa 14 h muss die Verweilzeit angenommen werden. In dieser Zeit findet unter Auflösung des Kalksteins die Zufuhr von Alkalität statt. Ist die dafür nötige Kalksteinmenge ermittelt, muss die Größe des Systems festgelegt werden. YOUNGER empfiehlt eine Mindesthöhe von 0,5 m für die Kalksteinschicht. Länge und Breite des Systems können sich den Gegebenheiten vor Ort anpassen. Für die Installation der Drainagerohre gibt es zwei unterschiedliche Strategien. Demchak (2001) und Watzlaf (2000) bevorzugen die Drainagerohre im tiefsten Teil der Kalksteinschicht, so dass alle Teile des Kalksteins durchflossen werden. Andere Autoren favorisieren den Einbau der Drainage nur auf den letzten Metern, um das schnelle Durchströmen des Kalksteins zu verhindern (YOUNGER et al. 2002).

Mindestens 0,5 m Kompost sollte die Kalksteinschicht überlagern. Dieser Kompost muss ebenso wie der Kalkstein eine ausreichende Durchlässigkeit aufweisen. Wie bei den Konstruktionshinweisen für aerobe Feuchtgebiete beschrieben, sollte die Ränder des Systems schräg gebaut werden, um die Gefahr für Mensch und Tier zu verringern. Wichtig ist, dass ein genügend hoher Freibord eingeplant wird. Mit mindestens 1,5 m sollte gerechnet werden. Die Gefahr eines drohenden Verschlusses des Kompostes und des Kalksteins wird durch den Aufbau eines größeren Überstaus kompensiert (YOUNGER et al. 2002).

Für die Funktion eines RAPS-Systems ist kein Pflanzenbewuchs notwendig. Um dies zu verhindern, kann ein Überstau von >1 m eingestellt werden. Ist das RAPS-System nach diesen Vorschriften eingerichtet, so sollte es 150 bis 300 mg/L Alkalität (als CaCO_3 Äquivalent) erzeugen können. Wenn das Grubenwasser eine höhere Netto-Acidität besitzt, können mehrere RAPS-Systeme mit zwischengeschalteten Absetzbecken konstruiert werden (HEDIN et al. 1994).

4.3.7 Reaktive Barrieren (PRB)

Die bisher erläuterten Methoden der passiven Reinigung hatten das Ziel, Oberflächengewässer von den austretenden Schadstoffen zu befreien. Wenn jedoch kontaminierte Grubenwässer in Kontakt mit Grundwasserleitern kommen und diese verunreinigen bzw. in Form von Quellen über große Gebiete austreten, so ist eine in-situ Reinigung des kontaminierten Grundwassers notwendig.

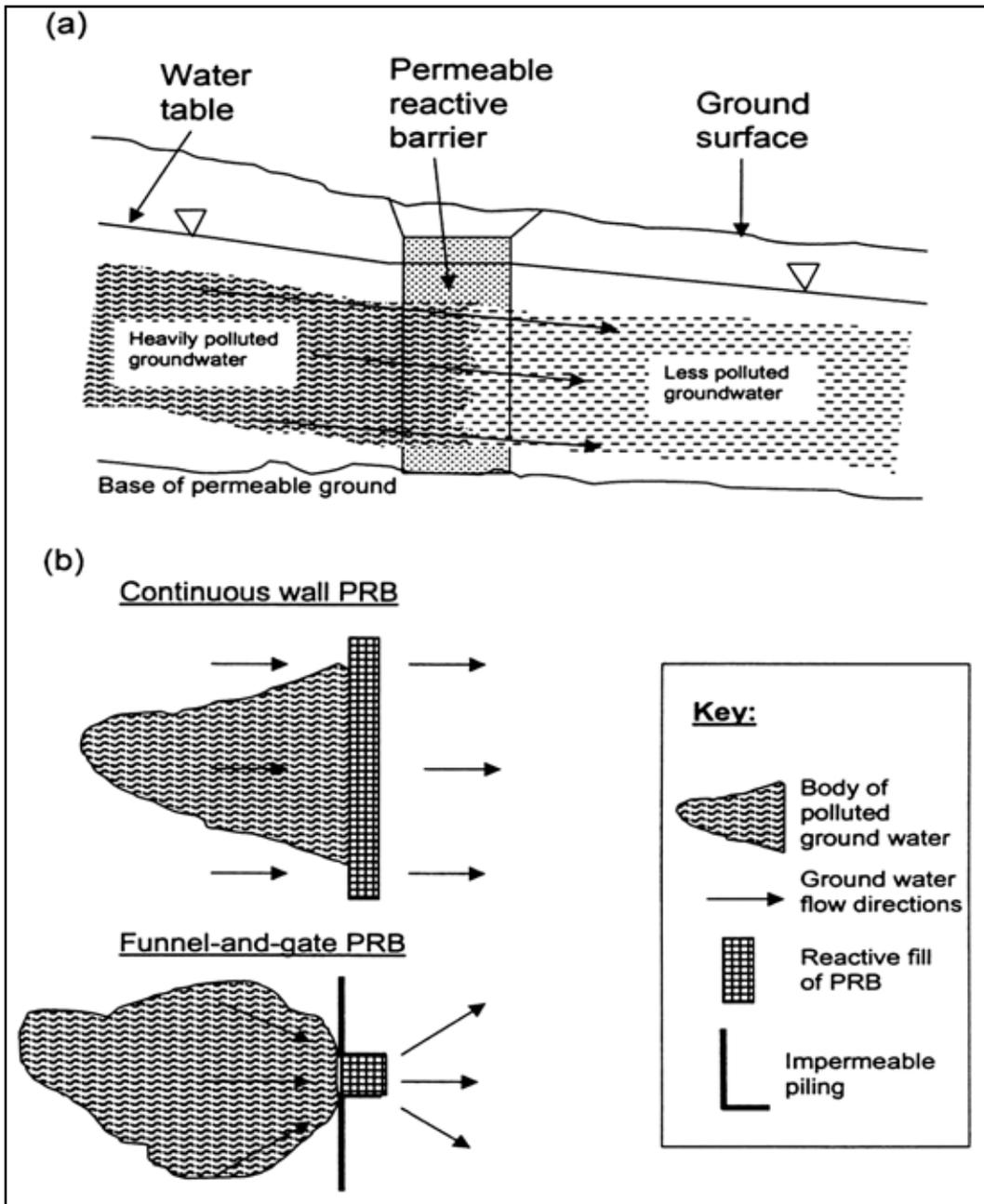


Abb.14: PRB's (a) schematischer Aufbau, (b) die zwei häufigsten Typen (aus: YOUNGER et al. 2002)

Eine häufig eingesetzte Technologie zur Reinigung dieser kontaminierten Grundwässer ist der Einsatz permeabler reaktiver Barrieren (Permeable Reactive Barriers, PRB). In Abbildung 14a ist das Funktionsprinzip dargestellt. Ein permeables, geochemisch geeignetes Medium wird in den Grundwasserstrom eingesetzt, so dass es eine Barriere darstellt. Durch (bio)chemische Prozesse wird die Qualität des eintretenden Wassers verbessert. Beim Einbau muss auf folgende Punkte geachtet werden (YOUNGER et al. 2002):

- das Grundwasser muss nahezu komplett durch und nicht um die Barriere fließen
- die Reaktionskinetik der geochemischen Reaktionen und somit den Grad der Wasserverbesserung

- die Abstände, nach denen das reaktive Medium ausgetauscht werden muss (Erschöpfung der reaktiven Komponenten, Zusetzen der Poren durch Ausfällungen)

Am besten geeignet für den Einsatz in einem PRB ist ein kompostbasierendes Substrat, in dem bakterielle Sulfatreduktion abläuft. Die Eigenschaften dieses Substrats sollten denen beim Einsatz in einem anaeroben Feuchtgebiet bzw. RAPS entsprechen. Vor der Konstruktion eines PRB's müssen folgende Parameter bestimmt werden (YOUNGER et al. 2002):

1. die Durchlässigkeit des Grundwasserleiters (Pumpversuche)
2. die Druckhöhenverteilung in dem Grundwasserleiter (gemessen in Bohrlöchern) und daraus Fließrichtung und -geschwindigkeit)
3. die Grundwasserchemie (Proben aus den Bohrlöchern), um die Ausdehnung der Verunreinigung zu bestimmen

In Labortests sollten organische Materialien, die in der Region leicht zu beschaffen sind, auf ihre Tauglichkeit untersucht werden. Vor allem bezieht sich dies auf ihre biochemischen Eigenschaften (Förderung der Sulfatreduktion und Metallausfällung) sowie auf die Durchlässigkeit. Meist ist es notwendig, einen Mix aus Gesteinsbruchstücken und organischem Material einzusetzen.

Wenn möglich, sollten das reaktive Medium und die Abdichtmaterialien bis in den unter dem Grundwasserleiter liegenden Stauer eingebracht werden (ca. 0,5 bis 1 m). In Abbildung 14b sind schematisch die zwei möglichen Aufbauarten gezeigt. Zum einen ist es möglich, eine durchgehende Barriere einzubauen. Eine zweite Möglichkeit ist der Einsatz von „funnel-and-gate“-Barrieren, die den Einsatz von weniger reaktivem Material erfordern. Dazu werden zwei undurchlässige Wände an beiden Seiten der reaktiven Barriere errichtet, welche die Wirkung eines Trichters haben (YOUNGER et al. 2002).

Zur Zeit gibt es noch keine einheitliche Richtlinie für die Dicke der reaktiven Barriere. Ihre Dicke beläuft sich bei derzeit funktionierenden Anlagen zwischen 1,4 und 4 m. Zwischen mindestens drei bis maximal 90 Tagen schwanken die Aufenthaltszeiten. Jedoch sind die Anlagen mit 90 Tagen Aufenthaltszeit nicht wirksamer als die Anlagen mit den kürzesten Verweilzeiten. Deshalb kann davon ausgegangen werden, dass 3 Tage eine ausreichende Aufenthaltsdauer ist (YOUNGER et al. 2002).

4.4 Reinigungsstrategien

In den meisten Fällen ist nicht der Einsatz einer einzelnen Reinigungsmethode sinnvoll, sondern der kombinierte Einsatz verschiedener aktiver bzw. passiver Verfahren. Den Anfang zur Entwicklung einer Reinigungsstrategie macht eine umfassende Analyse des austretenden Grubenwassers. Dazu

gehört die Bestimmung von pH-Wert, Redoxpotential, der Leitfähigkeit, den Metallkonzentrationen, des k_B - und k_S -Wertes sowie des Durchflusses (siehe Abschnitt 5).

Durch die Einbeziehung geologischer, petrographischer und stratigraphischer Informationen kann abgeschätzt werden, in welcher Weise sich die Metallkonzentrationen in den Jahren nach der Flutung des Bergwerks verändern. Ein häufiger Fall ist der sogenannte „First Flush“, bei dem die Acidität zunächst rasch ansteigt und sich nach einiger Zeit auf ein relativ niedriges Niveau einstellt (Abb. 15a). Dieser Effekt tritt ein, wenn die neutralisierenden Mineralphasen (Calcit, Dolomit, Silikate) die Menge der oxidierbaren Disulfide weit übersteigt. Mit der folgenden Formel lässt sich die Zeitdauer des „First Flush“ berechnen (WOLKERSDORFER/YOUNGER 2001):

$$t_f = (3,95 \pm 1,2) * t_r \quad (16)$$

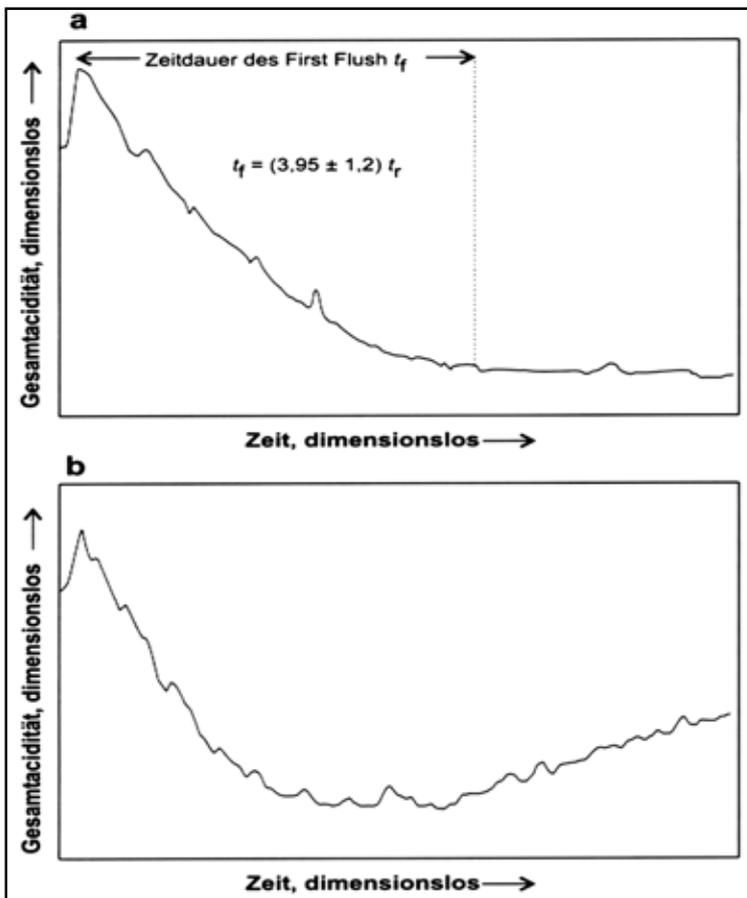


Abb.15: Änderungen der Grubenwasserchemie nach Flutung (a) „First Flush“, (b) Acidität wird nicht abgepuffert (aus: Wolkersdorfer/Younger 2001)

Dabei bedeutet t_f die Zeitdauer des „First Flush“ und t_r die Zeitdauer des Grubenwasseranstiegs. Trifft dies nicht zu, d.h. die Menge der neutralisierenden Phasen ist begrenzt, so verändert sich die Acidität wie in Abbildung 15b dargestellt. Langfristig wird die Säureproduktion die Neutralisation übersteigen und zu einem erneuten Anstieg der Acidität führen (WOLKERSDORFER/YOUNGER 2001).

Mit einem Blick auf den Verlauf des „First Flush“ wird deutlich, dass es in einigen Fällen notwendig und sinnvoll ist, aktive und passive Reinigung miteinander zu kombinieren (WOLKERSDORFER/YOUNGER 2001). Abbildung 16 verdeutlicht, wie solch eine Strategie verwirklicht werden könnte. Im Bereich der höchsten Konzentrationen, die von einer passiven Anlage nicht zu bewältigen sind, wird aktive Reinigung ökonomisch eingesetzt. Verringern sich die Schadstoffkonzentrationen, so kann über einen Wechsel zur passiven Technologie nachgedacht werden. Im Bereich, in dem die Konzentrationen abklingen, arbeitet die passive Grubenwasserreinigung ökonomisch. Diese Vorgehensweise hat den Vorteil, dass zu jedem Zeitpunkt die erforderlichen Grenzwerte eingehalten werden können. Des Weiteren kann die passive Anlage lange vor ihrer Inbetriebnahme erbaut und getestet werden. (WOLKERSDORFER Vorlesungsskript). Es kann auch einer komplett passiven Anlage den Vorzug gegeben werden (wird in Großbritannien bevorzugt), wenn genügend Land vorhanden ist und die Grubenwasserchemie eine passive Reinigung zulässt (YOUNGER et al. 2002).

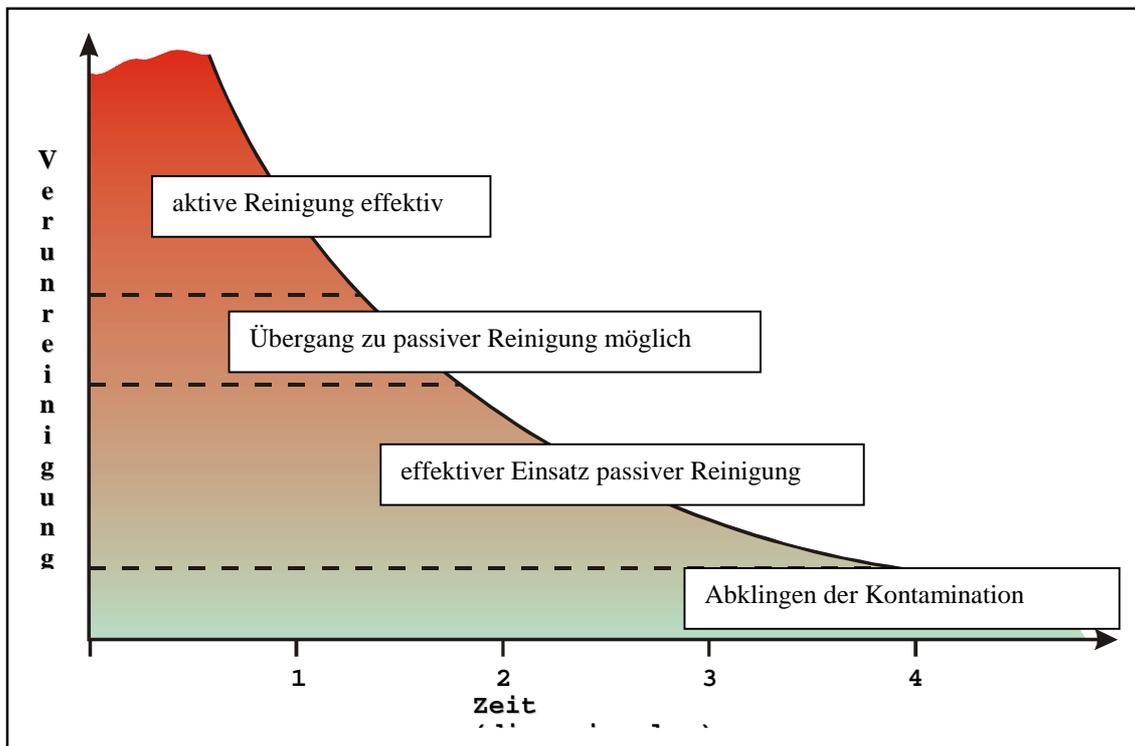


Abb.16: Kombinierte aktive und passive Reinigungsstrategie (verändert nach: WOLKERSDORFER Vorlesungsskript)

Je nachdem, ob die chemische Analyse den Ausschlag für eine aktive oder eine passive Grubenwasserreinigungsanlage gegeben hat, ist abzuwägen, welche Technologien miteinander zu kombinieren sind, um maximale Reinigungserfolge zu erzielen. Abbildung 17 zeigt die möglichen Entscheidungspfade im Falle aktiver Methoden. Eine Übersicht für die passive Reinigung ist in Abbildung 18 dargestellt.

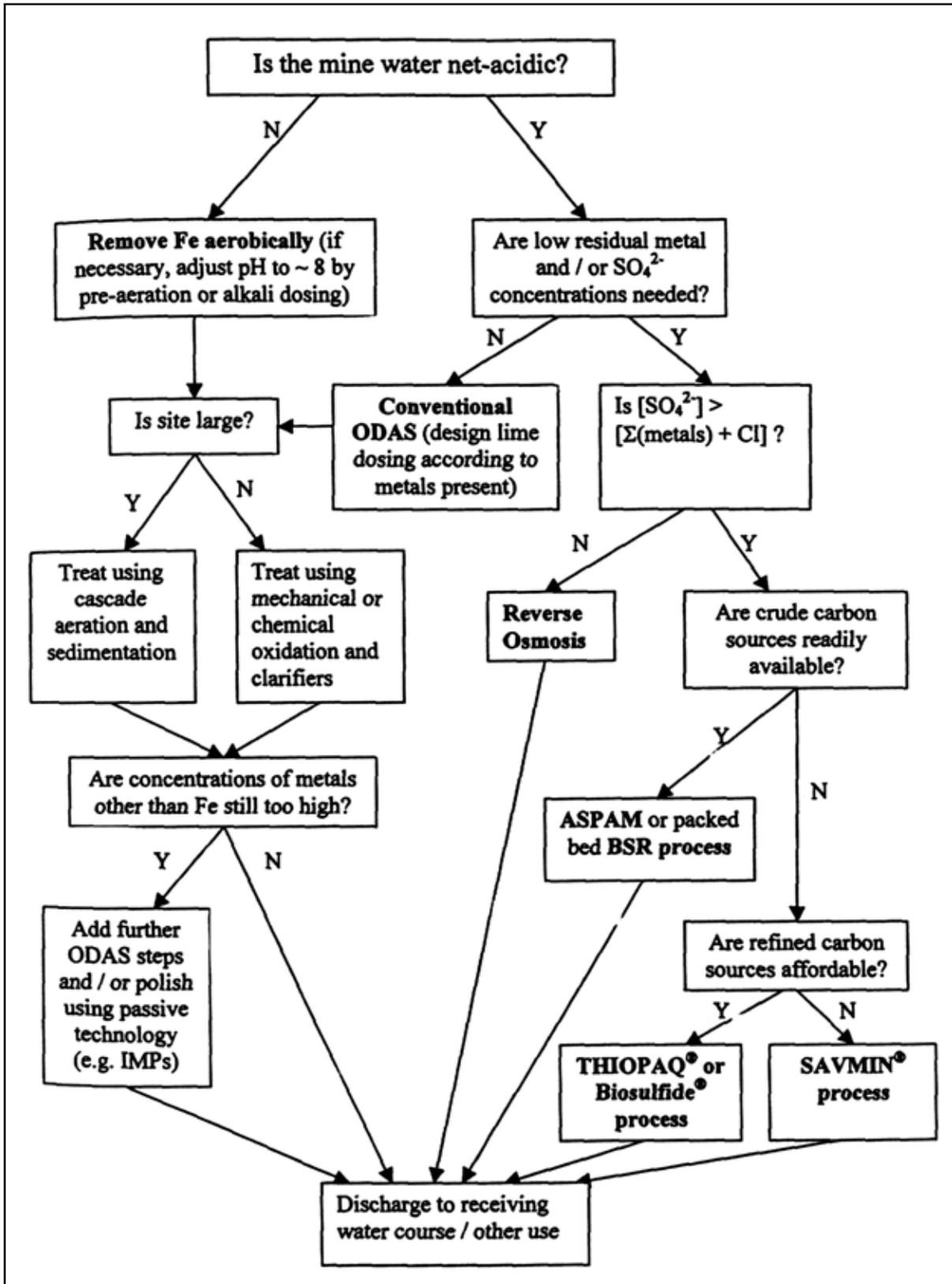


Abb.17: Diagramm zur Ermittlung geeigneter aktiver Reinigungsprozesse (aus: YOUNGER et al. 2002)

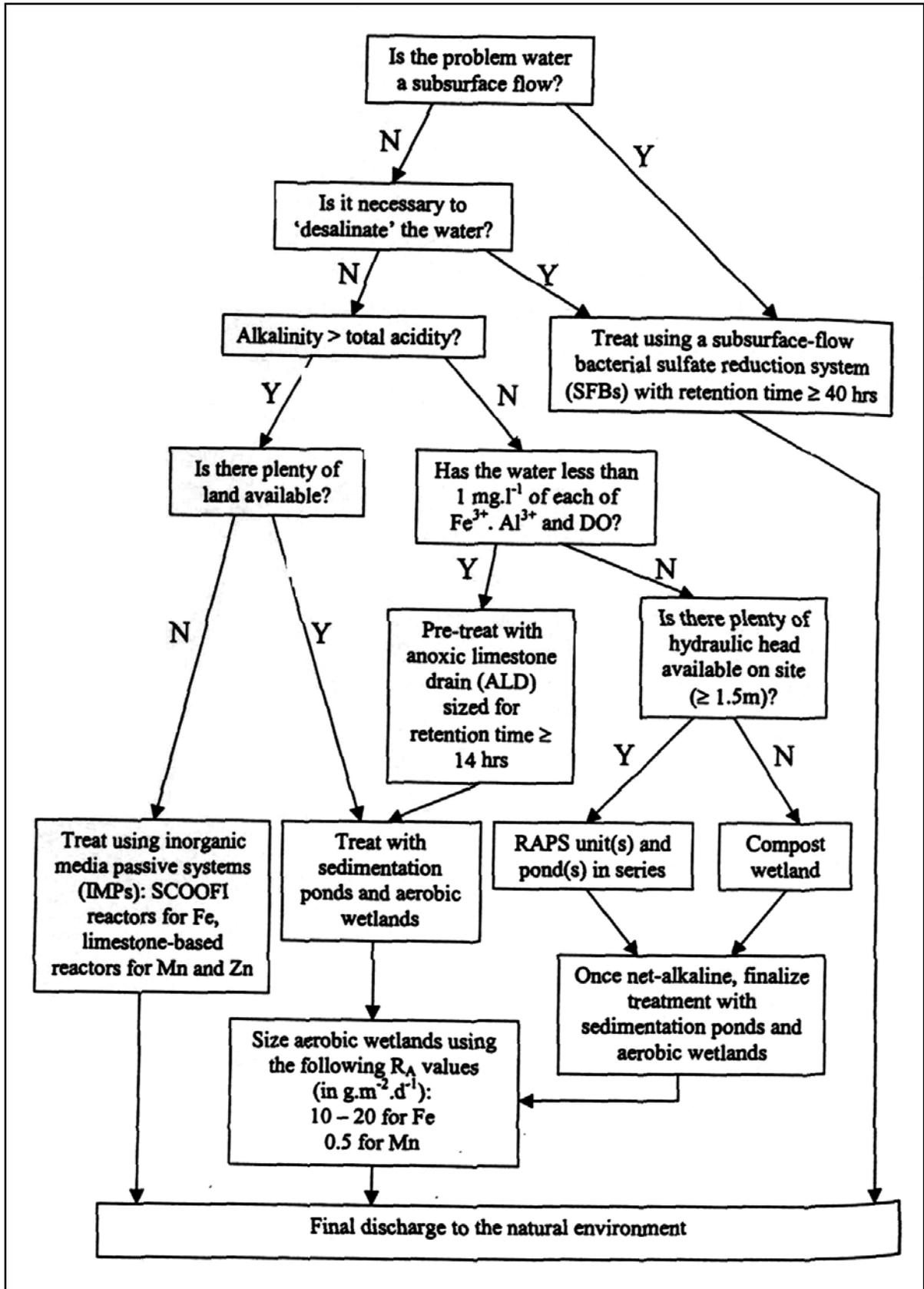


Abb.18: Diagramm zur Ermittlung geeigneter passiver Reinigungsprozesse (aus: YOUNGER et al. 2002)

Um die Wirksamkeit einer bestehenden Grubenwasserreinigungsanlage mit Zahlen zu hinterlegen, muss die Effizienz der Anlage in Abhängigkeit vom Eisenabbau, der Größe der Anlage und des Durchflusses berechnet werden. Am einfachsten ist dabei die Angabe der Konzentrationsverminderung (Concentration Efficiency; $CE\%$) zwischen Einlauf und Auslauf, ausgedrückt durch (HEDIN et al. 1994):

$$CE\% = \frac{Fe_{in} - Fe_{eff}}{Fe_{in}} * 100 \quad (17)$$

Fe_{in} und Fe_{eff} stellen dabei die Eisenkonzentrationen am Ein- und Auslauf in mg/L dar. Natürlich ist diese Rechnung auch mit jedem anderen Inhaltsstoff durchführbar. Nachteilig bei dieser Betrachtungsweise ist, dass nur das Verhältnis der Konzentrationen eingeht. Weder der Durchfluss noch die Größe des Systems sind inbegriffen. Deshalb ist es besser, die Menge Eisen, die pro Tag dem System zuströmt, als Grundlage zu nehmen. Sie berechnet sich aus der Konzentration multipliziert mit dem Durchfluss:

$$Fe [g/d]_{in} = 1,44 * Q [L/min] * Fe [mg/L]_{in} \quad (18)$$

Bezogen auf die Größe des Systems ergibt sich:

$$Fe [g/m^2*d]_{in} = Fe [mg/L]_{in} / F [m^2] \quad (19)$$

Die tägliche Menge des Eisens, das aus dem Wasser entfernt wird, errechnet sich aus:

$$Fe [g/d]_{rem} = Fe [g/d]_{in} - Fe [g/d]_{eff} \quad (20)$$

Wird diese auf die Fläche des Systems bezogen, ergibt sich die Eisenentfernungsrate pro m^2 und Tag:

$$Fe [g/m^2*d]_{rem} = Fe [g/d]_{rem} / F [m^2] \quad (21)$$

Letztendlich gilt es, die Effekte einer möglichen Verdünnung durch zulaufendes sauberes Oberflächenwasser von denen zu trennen, die durch biologische und chemische Prozesse im System entstehen. Eine Möglichkeit, um Zuflüsse innerhalb der Reinigungsanlage zu erkennen, ist die Durchflussmessung an allen Probenahmestellen. Eine alternative Methode ist die Verwendung von konservativen Ionen. Bei diesen Ionen kann eine Konzentrationsveränderung definitionsgemäß nur durch Verdünnung oder Verdunstung stattfinden. HEDIN (1994) schlägt Mg als konservatives Ion vor. In Grubenwasser befinden sich oft höhere Konzentrationen an Mg (>50 mg/L), während Niederschlagswasser bzw. Oberflächenwasser meist nur <1 bzw. <5 mg/L enthalten. Unter den pH-Bedingungen und in den Konzentrationen im passiven System fällt Mg nicht aus. Biologische Prozesse (z.B. die Aufnahme durch Pflanzen) können bei hohen Konzentrationen an Mg vernachlässigt werden. Um die Verdünnung in die Berechnungen einbeziehen zu können, muss ein Verdünnungsfaktor (Dilution Factor; DF) bestimmt werden (Gleichung 22). Je nachdem, ob der

Durchfluss am Einlauf oder Auslauf bekannt ist, wird mit Gleichung 23 bzw. 24 die Konzentrationsverminderung unter Einbeziehung des DF bestimmt.

$$DF = \frac{Mg_{\text{eff}}}{Mg_{\text{in}}} \quad (22)$$

$$\Delta Fe_{\text{DA}} = Fe_{\text{in}} - \frac{Fe_{\text{eff}}}{DF} \quad (23)$$

$$\Delta Fe_{\text{DA}} = (Fe_{\text{in}} * DF) - Fe_{\text{eff}} \quad (24)$$

Abschließend kann mit ΔFe_{DA} die Eisenentfernung in g pro m^2 und Tag errechnet werden (HEDIN et al. 1994):

$$Fe[g/(m^2 * d)]_{\text{rem}} = \frac{\Delta Fe_{\text{DA}} [mg/L] * Q[L/min] * 1,44}{F[m^2]} \quad (25)$$

Als letzte Überlegung bei der Ausarbeitung einer Reinigungsstrategie ist der anfallende Schlamm zu begutachten. Es stellt sich die Frage, ob es sich um ein Abfallprodukt handelt oder um eine Ressource, die in der Industrie Abnehmer findet. Viele Schlämme, die durch die Reinigung acidischer Grubenwässer durch Zugabe von Kalkstein oder alkalischen Reagenzien entstehen, haben veränderliche physikalische und chemische Eigenschaften und beinhalten eine Vielzahl von Metallausscheidungen. Sie haben keinen ökonomischen Wert und müssen als Abfall angesehen werden. Sollten sie zusätzlich mit Arsen oder Cadmium angereichert sein, müssen die Schlämme als gefährliche Abfälle eingestuft werden und benötigen eine besondere Behandlung (YOUNGER et al. 2002).

Bei der Reinigung von alkalischen Wässern, die keinen Zusatz von Alkalien benötigt, bestehen die Schlämme nahezu ausschließlich aus sehr reinen Eisenhydroxiden. Diese werden z.B. als Pigmente in verschiedenen Industrien eingesetzt, zur Bodenverbesserung oder als Reagenz zur Entfernung von Phosphorverbindungen aus Abwasser und landwirtschaftlichen Abflüssen (YOUNGER et al. 2002).

4.5 Beispiele

Erste Versuchsanlagen zur passiven Grubenwasserreinigung wurden durch HEDIN et al. in Betrieb genommen. Nach den Konstruktionskriterien dieser Forschungsgruppe wurden Mitte der 90er Jahre weitere passive Grubenwasserreinigungsanlagen in Großbritannien erfolgreich getestet, was die Akzeptanz dieser Anlagen stark erhöhte. Im Jahre 2001 existierten in Großbritannien bereits 28 Anlagen (unter ihnen auch Pilotanlagen). Im Folgenden wird an einigen Beispielen gezeigt, wie effektiv passive Reinigungsanlagen bzw. Versuchsanlagen an verschiedenen Lokalitäten

funktionieren. Es handelt sich in diesen Fällen wie in Gernrode um netto-acidisches Grubenwasser. Passive Anlagen werden sowohl für geflutete Bergwerke (Dodworth, Old Meadows) als auch für Tagebaue (Craigenbay Quarry) und gepumptes Grubenwasser (Foss Mine) eingesetzt. Sie können sowohl die alleinige Reinigung übernehmen, als auch wie am Beispiel von Old Meadow zur Nachreinigung im Anschluss an eine aktive Anlage eingesetzt werden. Allein diese wenigen Beispiele zeigen die vielfältigen Einsatzmöglichkeiten passiver Grubenwasserreinigungsanlagen, wobei auch noch zahlreiche Probleme auftreten. Deshalb versuchen verschiedene Forschungsgruppen (u.a. das EU-Projekt PIRAMID) die Techniken der passiven Grubenwasserreinigung zu optimieren (WOLKERSDORFER/YOUNGER 2001).

Im Sommer 1997 wurde am Craigenbay Quarry (Galloway, Schottland) eine passive Grubenwassereinigungsanlage mit einem RAPS und Feuchtgebieten errichtet. Das zu reinigende Wasser aus einem Tagebau beinhaltet Konzentrationen von bis zu 40 mg/L Eisen und fast 90 mg/L Aluminium. Daneben treten auch noch weitere Schwermetalle in geringeren Konzentrationen auf. Der Durchfluss ist sehr variabel (0 ... 3,8 L/s) und steigt stark nach Regenfällen. Da es sich um ein netto-acidisches Wasser handelt, wird ein RAPS-System eingesetzt, um den pH-Wert zu heben. Zur Dimensionierung wurden die Kriterien von HEDIN et al. (1994) herangezogen. Darauffolgend angeordnete anaerobe Feuchtgebiete haben eine Kalksteinschicht am Grund der Becken und darüber eine Mischung aus Boden und Torf, auf der *Typha latifolia* gepflanzt sind. Weiterhin sind Becken zur Sedimentation und zur Regulierung des Wasserzulaufs vorgeschaltet. Zwischen den einzelnen Feuchtgebietszellen sind Kaskaden zur Oxidation errichtet (YOUNGER et al. 2002).

Es existieren keine durchgehenden Messungen der Wasserqualität dieses Systems. Tabelle 7 verdeutlicht die Wasserverbesserung am Craigenbay Quarry anhand von wenigen Untersuchungsdaten aus dem Jahre 2001. Aus diesen Daten ist zu entnehmen, dass das System bis zu diesem Zeitpunkt effektiv arbeitet. Wie in anderen Systemen beobachtet, besteht jedoch die Möglichkeit, dass die Lebensdauer des RAPS-Systems durch Al-Ablagerungen im System erheblich verkürzt werden könnte (BROWN et al. 2002).

Tab.7: Wasserqualität am Craigenbay Quarry (aus: BROWN et al. 2002)

	mittlere Konzentration Einfluss (mg/L)	mittlere Konzentration Ausfluss (mg/L)	CE (%)	zurückgehaltenes Eisen (kg/d)	gebietsbezogene Eisenentfernung (g/(m²*d))
pH	3,0	5,7			
Fe	30	1	96,7	9,5	6,9

Ein zweites Beispiel ist die Aufbereitungsanlage in Dodworth (South Yorkshire). Sie behandelt acidisches Wasser einer Abraumhalde. Durchfluss und Metallkonzentrationen variieren auch hier stark mit dem Niederschlag. Aus zwei aeroben Feuchtgebieten besteht das dortige System, denen ein Absetzbecken zwischengeschaltet ist. In dieses Becken wurde zusätzlich Kalkstein eingebracht. In Abbildung 19 ist der Aufbau ersichtlich (BANNISTER 1997).

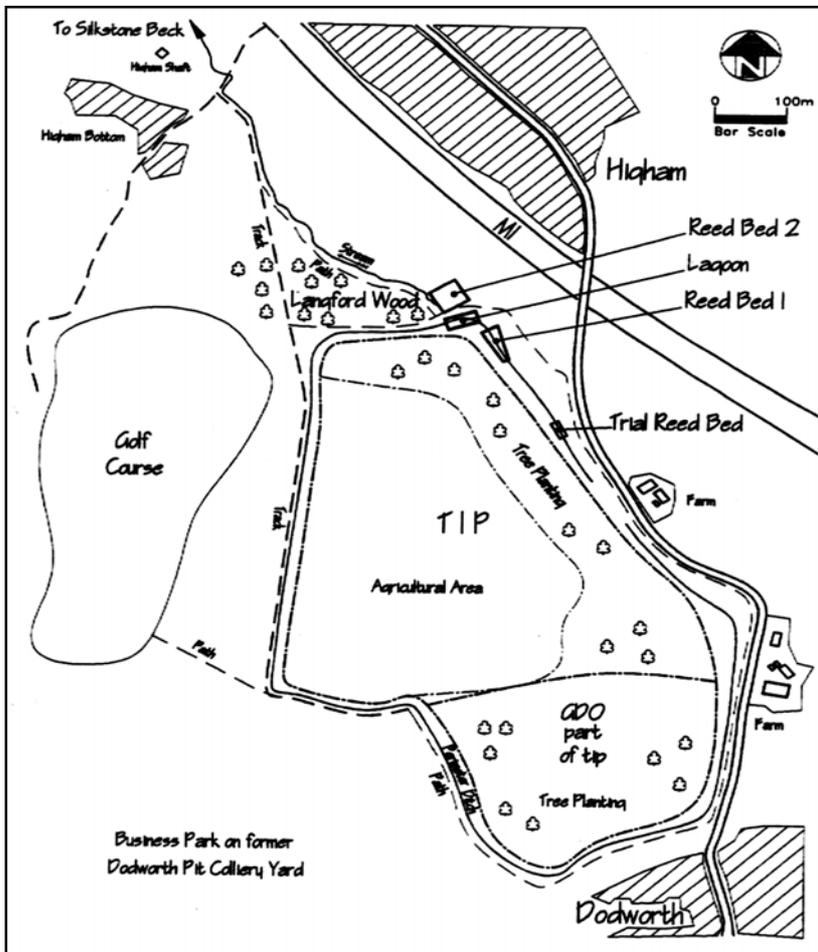


Abb.19: Lage der Reinigungsanlage in Dodworth (aus: BROWN et al. 2002)

In den Jahren 1997/1998 wurde durch BANNISTER mit der Zugabe von weiteren Alkalien experimentiert. So wurden u.a. Kalk und Natriumkarbonat zugegeben. Zur Zeit ist der Aufbau eines RAPS in Planung. Es liegen aus zwei Zeitabschnitten (1997/98 und 2000) Untersuchungsdaten vor (Tabelle 8 und 9). Diese belegen, wie auch Ergebnisse aus vielen anderen passiven Reinigungsanlagen, dass Eisen sehr gut aus dem Grubenwasser entfernt werden kann. Probleme hingegen stellt die nur wenig effektive Reinigungsleistung bei Al, Ni und Zn dar. In Monaten, in denen nur ein geringer Durchfluss und damit eine hohe Verweilzeit in den Becken festzustellen war, wurden die besten Reinigungsleistungen erzielt. (BANNISTER 1997). In Zeiten hohen Durchflusses kam es hingegen zur Remobilisation einiger Metalle vom Feuchtgebietssubstrat.

Tab.8: Wasserqualität für das zweite aerobe Feuchtgebiet in Dodworth im Zeitraum von Januar bis Mai 2000 (aus: BROWN et al. 2002)

n = 13	mittlere Konzentration Einfluss (mg/L)	Mittlere Konzentration Ausfluss (mg/L)	CE (%)	zurückgehaltene Menge (kg/d)	gebietsbezogene Eisenentfernung (g/(m ² *d))
pH	4,4	4,4			
Fe	7,09	0,47	93,4	1,1	0,8
Al	64,7	59,6	7,9	0,8	
Cu	0,11	0,10	9,1	0,002	
Mn	37,9	33,7	11,1	0,7	
Zn	1,85	1,47	20,5	0,1	
SO ₄	3382	3014	10,9	60,1	

Tab.9: Wasserqualität für die aeroben Feuchtgebiete in Dodworth im Zeitraum von Februar 1997 bis März 1998 (aus: BROWN et al. 2002)

n = 13	mittlere Konzentration Einfluss (mg/L)	mittlere Konzentration Ausfluss (mg/L)	CE (%)
Reed bed 1			
pH	4,5	4,0	
Fe	22	2,4	89,1
Al	43	35	18,6
Ni	0,6	0,7	-16,7
Zn	1,0	1,1	-10,0
Reed bed 2			
pH	3,8	4,1	
Fe	14	1,5	89,3
Al	60	72	-20,0
Ni	1,2	1,4	-16,7
Zn	1,9	1,6	15,8

Abschließend kann zu diesem Beispiel gesagt werden, dass der Einbau eines RAPS sich günstig auf die Reinigungsleistung auswirken wird. Zugabe von Alkalität kann das Problem des niedrigen pH-Wertes lösen und im organischen Substrat können Cu, Zn und Ni als Sulfide ausfallen. Al könnte ebenfalls wirksamer entfernt werden, jedoch besteht die Gefahr des Zusetzens des Systems durch Al-Ausfällungen (BANNISTER 1997).

Das Grubenwasser der Foss Baritmine (Aberfeldy) weist hohe Konzentrationen an Eisen, Mangan, Aluminium und Zink auf. Aus der noch aktiven Mine werden etwa 12,5 L/s Grubenwasser gepumpt. Zur Zeit erfolgt die Reinigung mittels Zugabe von Alkalien und mit Absetzbecken. In einer Versuchsanlage soll erprobt werden, ob sich passive Reinigung in Zukunft einsetzen lässt. Eine Kombination aus RAPS-Systemen, aeroben Feuchtgebieten und ALD's wird an diesem Standort getestet (BROWN et al. 2002).

JARVIS & YOUNGER (2001) errichteten dazu ein System aus zwei RAPS, die den Sauerstoff entziehen und Alkalität erzeugen (Abb. 20). In den aeroben Feuchtgebieten sollen Fe und Al als Hydroxide ausfallen. Der letzte Schritt ist ein ALD, der das Zink als Smithsonit (ZnCO_3) entfernen soll (erfolgreich erprobt in Nenthead durch NUTTALL & YOUNGER 2000). Über drei Monate wurde das System beprobt. Durch elf Probenahmezyklen wurden die Daten aus Tabelle 10 zusammengestellt. JARVIS & YOUNGER stellten dabei aber fest, dass ein erheblicher Anteil des Eisens bereits im RAPS-System ausfällt (Gefahr der Verockerung). Dies gilt auch für einen Teil des Aluminiums. Nur zu 30 % wurden die Mangankonzentrationen verringert. JARVIS & YOUNGER (2001) vermuten, dass vor allem Sorptionsprozesse zur Immobilisierung von Mn beitragen. Mögliche Sorptionsoberflächen werden aber mit der Zeit gesättigt. Der Zinkabbau war nicht so erfolgreich wie erwartet und schwankte zeitabhängig sehr stark. Er erfolgte durch Adsorption an organischem Material sowie durch die gleichzeitige Ausfällung mit Fe und Mn. Im ALD war die Zinkentfernung eher gering. Als möglichen Grund geben die Bearbeiter die niedrigen Temperaturen an. Diese verringern die Alkalitätentstehung und somit auch die Zinkausfällung. Es wird angenommen, dass höhere Temperaturen bzw. längere Aufenthaltszeiten die Reinigungsleistung erhöhen könnten (BROWN et al. 2002).

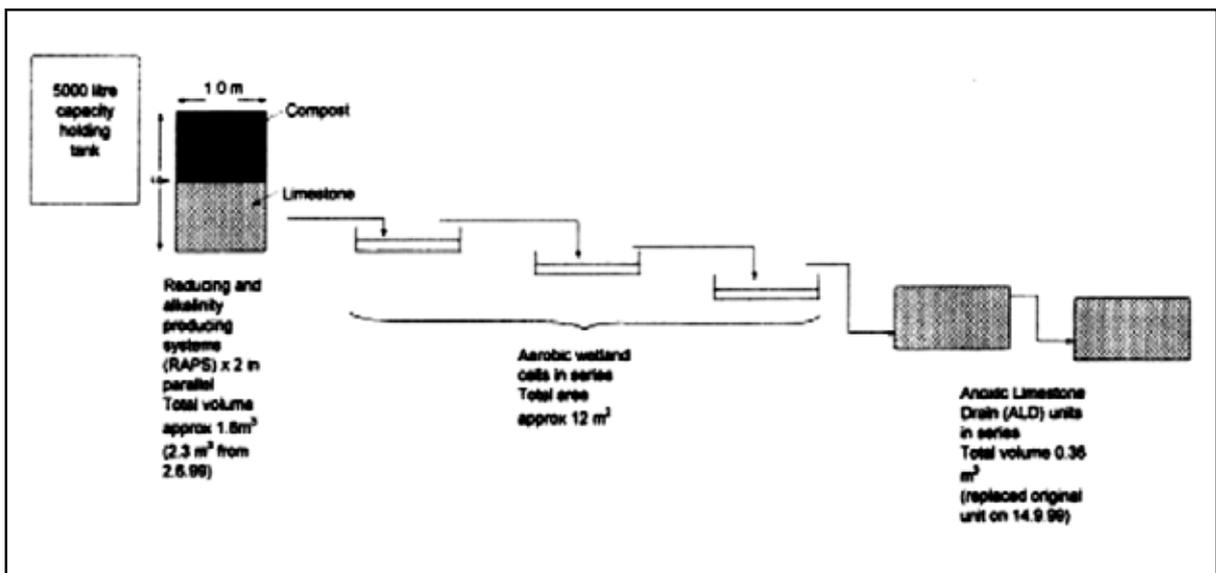


Abb.20: Schematischer Aufbau der Versuchsanlage zur passiven Grubenwasserreinigung an der Fossmine (aus: BROWN et al. 2002)

Abschließend lässt sich zu diesem Beispiel sagen, dass es noch erhebliche Schwierigkeiten bei der Entfernung von Zink und Mangan durch passive Reinigungsstrategien gibt. Weitere Forschungsarbeit ist auf diesem Gebiet notwendig. Aufgrund der Schwierigkeiten gibt es zur Zeit keine Pläne, der Versuchsanlage eine komplette Anlage an diesem Standort folgen zu lassen.

Tab.10: Wasserqualität der Versuchsanlage an der Fossmine (aus: BROWN et al. 2002)

<i>n</i> = 11	mittlere Konzentration Einfluss (mg/L)	mittlere Konzentration Ausfluss (mg/L)	CE (%)	zurückgehaltene Menge (kg/d)
pH	3,91	6,61		
Fe	12,62	0,62	95,1	0,031
Al	11,25	1,07	90,5	0,026
Mn	16,88	12,17	27,9	0,012
Zn	33,48	18,56	44,6	0,039

In Old Meadow (Lancashire) wird seit 1999 netto acidisches Grubenwasser durch Zugabe von Alkalien und anschließendem Absetzbecken aktiv gereinigt. In einem aeroben Feuchtgebiet erfolgt passiv die Nachbehandlung dieses Wassers. Der Aufbau der Anlage (schematisch in Abbildung 21) wird durch die Lage in einem Tal mit steilen Hängen erschwert. Über Rohrleitungen wird das Grubenwasser (30 mg/L Fe, 3 mg/L Mn) zur Anlage gepumpt. Regelmäßig müssen die Rohrleitungen durch Hochdruckspülungen vom Ocker befreit werden. In einem Tank wird das Grubenwasser mit 20 % NaOH-Lösung versetzt und somit der pH-Wert auf über 7 angehoben. Es folgen zwei parallel geschaltete Absetzbecken. In einem aeroben Feuchtgebiet erfolgt die Nachreinigung. Es ist mit *Typha*, *Juncus*, *Iris* und *Scripus* bepflanzt. In Tabelle 11 und 12 sind die Reinigungsergebnisse des gesamten Systems und des aeroben Feuchtgebiets dargestellt (BROWN et al. 2002).

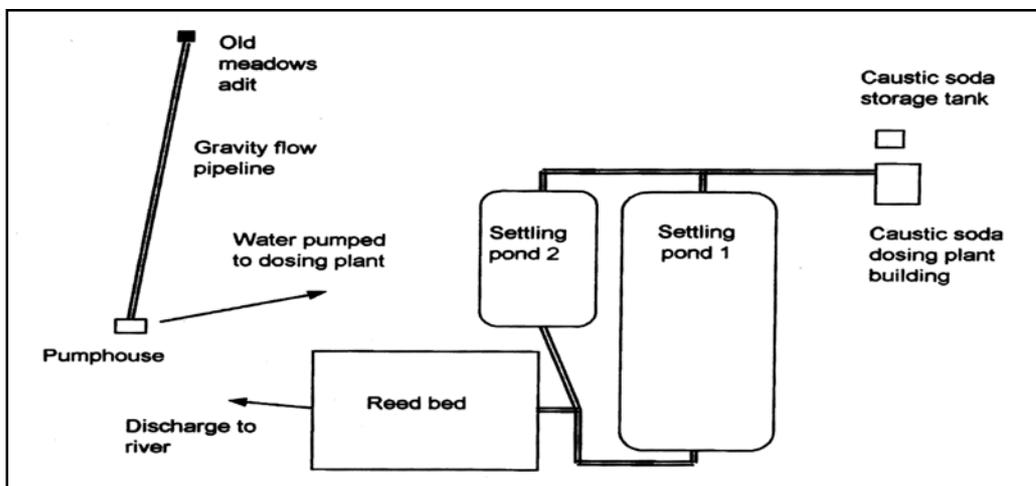


Abb.21: Schematische Darstellung des Aufbaus der Grubenwasserreinigungsanlage von Old Meadow (aus: BROWN et al. 2002)

Tab.11: Wasserqualität des gesamten Systems von Old Meadow im Zeitraum von Juni 1999 bis Oktober 2000 (BROWN et al. 2002)

n = 41 (n = 63 für Fe)	mittlere Konzentration Einfluss (mg/L)	mittlere Konzentration Ausfluss (mg/L)	CE (%)	zurückgehaltene Menge (kg/d)
Fe	30,7	1,3	95,8	124,5
pH	6,3	7,8		
Mn	3,0	1,8	40,0	5,3
Alkalität	42	121		
Acidität	47	1,8		
Sulfat	515	503		

Tab.12: Wasserqualität im aeroben Feuchtgebiet von Old Meadow im Zeitraum von März bis August 2000 (aus: BROWN et al. 2002)

n = 6 (n = 2 für Mn)	mittlere Konzentration Einfluss (mg/L)	mittlere Konzentration Ausfluss (mg/L)	CE (%)	zurückgehaltene Menge (kg/d)	gebietsbezogene Eisenentfernung (g/(m²*d))
Fe	1,7	1,0	41,2	3,0	1,6
pH	7,6	7,9			
Mn	2,6	2,5	4	0,4	0,2
Alkalität	150	150			
Acidität	4,5	1,7			
Sulfat	500	500			

Wie die Daten zeigen, arbeitet das System effektiv. Der größte Teil des Eisens wird im ersten aktiven Schritt der kombinierten Anlage entfernt. Im zweiten passiven Schritt erfolgt die Endreinigung auf Eisenkonzentrationen um 1 mg/L. Durch die schwierigen topographischen Verhältnisse sind die teuere, aktive Reinigungsstufe sowie die Pumpen unumgänglich. Zur Endreinigung eignet sich das aerobe Feuchtgebiet und bewahrt zudem das natürliche Aussehen der Landschaft.

5 Beschaffenheit des austretenden Grubenwassers

5.1 Entstehung kontaminierter Grubenwässer

Im Zuge des Vortriebes und Abbaus in Kohle- und Erzbergwerken werden im Gebirge Hohlräume geschaffen, durch die Sauerstoff und Feuchtigkeit eintreten können, was wiederum zu Verwitterungsprozessen im Nebengestein bzw. in den Erzgängen führt (HEDIN et al. 1994). Die Verwitterung ist i.d.R. nicht nur auf die Wände der neugeschaffenen Hohlräume beschränkt, sondern erstreckt sich weit in, durch Auflockerung entstandene, Klüfte und Mikroklüfte. Entscheidender Prozess für die Entstehung kontaminierter Bergwerkswässer ist die Oxidation von Sulfiden zu Sulfat. Hierbei spielt besonders die Pyritoxidation eine wesentliche Rolle (WOLKERSDORFER 1996).

In Folge der Verwitterung kommt es zur Freisetzung von Metallionen, zur Bildung von Acidität und im weiteren Verlauf zur Ausfällung des Eisens unter oxidierenden Verhältnissen. Die dadurch entstehenden gelben bis rotbraunen Ausfällungen werden als Ocker bezeichnet. Jede dieser drei Auswirkungen bildet eine potentielle Gefahr für unkontaminiertes Oberflächen- und Grundwasser. Abbildung 22 stellt alle möglichen Kontaminationsherde, Transportwege und mögliche natürliche Reaktionen zur Verbesserung der Wasserqualität dar (YOUNGER et al. 2002).

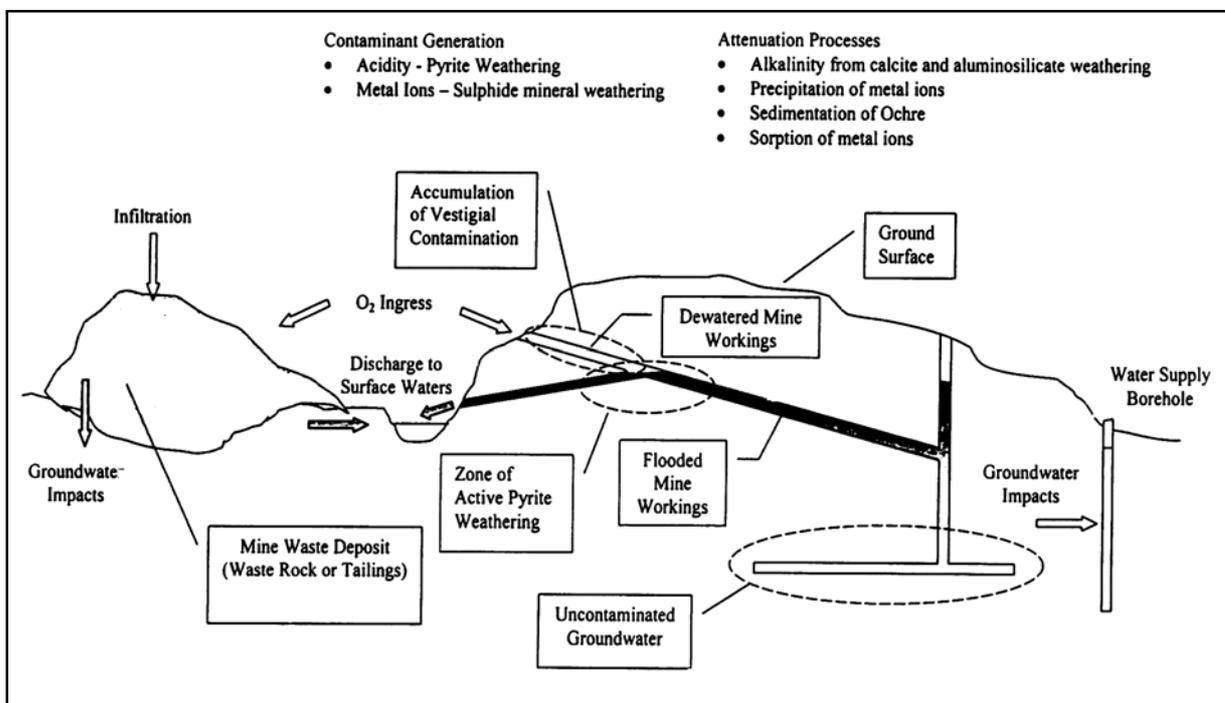
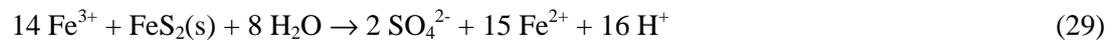
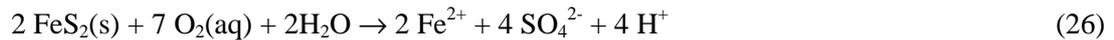


Abb.22: Zusammenstellung aller säurebildenden Prozesse und aller natürlichen Reinigungsprozesse in einem Bergwerk (aus: YOUNGER et al. 2002)

Eintretende Wässer, die durch Versickerung bzw. tiefgreifende Störungen in das Bergwerk gelangen, bewirken, dass die Reaktionsprodukte des Verwitterungsvorgangs gelöst und durch das Grubenwasser

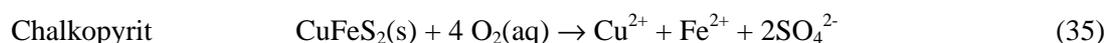
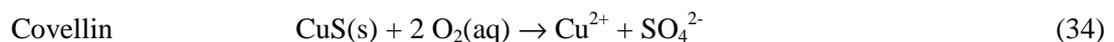
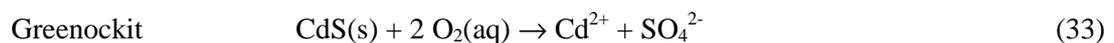
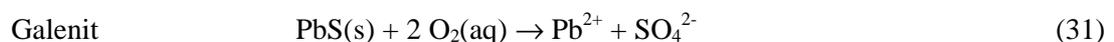
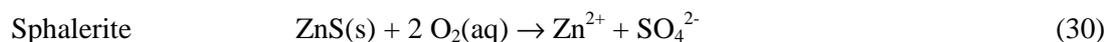
zum Mundloch transportiert werden. Von allen Oxidationsprozessen ist die Pyritoxidation der stärkste Säurebildungsprozess. Mit ihm geht die Lösung anderer Sulfide einher und die pH-Wert-Absenkung führt zur Mobilisation weiterer Metalle. Der Grad der Versauerung des Grubenwassers hängt ab von der Wassermenge, dem Vorhandensein von Karbonaten (Neutralisation), der Kontaktzeit, möglichen Puffern sowie der Menge und der Korngröße des Pyrits bzw. Markasits (WOLKERSDORFER 1996).

Bei der Oxidation von Pyrit und Markasit laufen folgende Reaktionsschritte ab (EVANGELOU 1995):



Im ersten Reaktionsschritt (Gleichung 26) wird das Disulfid zum Sulfat oxidiert. Es entstehen 4 Protonen, die zur Versauerung beitragen. Die Eisen(II)-Ionen gehen in Lösung. Daraufhin beginnt die Oxidation von Eisen(II) zu Eisen(III) (Gleichung 27) und das Eisen(III) hydrolysiert zu Eisen(III)-Hydroxid (Gleichung 28). Wiederum werden Protonen freigesetzt, die zur Versauerung beitragen. An den Wänden und an der Sohle setzt sich das Hydroxid als brauner Überzug ab. Steht noch Pyrit zur Verfügung, wird das Eisen(III), wie in Gleichung 29 dargestellt, reduziert. Erneut entstehen Protonen und Eisen(II), welches der Reaktionskette in Gleichung 27 wieder zugeführt wird (EVANGELOU 1995).

Die Verwitterung anderer Sulfide trägt nicht so entscheidend zur Erhöhung der Acidität bei, führt aber zur Freisetzung und Lösung weiterer Metallionen. Im Folgenden sind einige Sulfidminerale und ihre Verwitterungsreaktionen aufgelistet (YOUNGER et al. 2002):



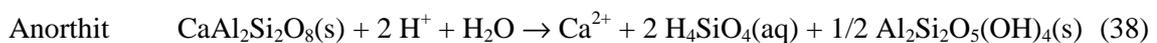
Für die Reaktionsgeschwindigkeit sind die reaktive Oberfläche, die Konzentration des Oxidanten und die mikrobielle Aktivität von entscheidender Bedeutung. Da die Verwitterung beim Übergang von fester zu wässriger Phase stattfindet, ist die Reaktionsrate proportional zur Mineraloberfläche, welche

in die Verwitterungsreaktion eingebunden ist. Ein weiterer wichtiger Punkt ist, dass die Oxidation von Pyrit durch Fe^{3+} generell schneller abläuft als die Oxidation durch gelöstes O_2 . Somit ist Reaktion 27 der limitierende Schritt in der gesamten Pyritoxidation (YOUNGER et al. 2002). Darüber hinaus sind Mikroorganismen für die Reaktionsgeschwindigkeit von entscheidender Bedeutung. Bei neutralen und basischen pH-Werten laufen die abiotischen Verwitterungsreaktionen schnell ab, jedoch sehr langsam unter sauren Bedingungen (WOLKERSDORFER 1996). Unter diesen Bedingungen können acidophile Bakterien (*Thiobacillus thiooxidans*, *Thiobacillus ferrooxidans*) die Reaktionsgeschwindigkeit um das Vielfache erhöhen, indem sie die Pyritoxidation katalysieren (WILDEMANN et al. 1993).

Die Verwitterung vieler Karbonat- und Silikatminerale führt hingegen zur Erzeugung von Alkalität und unterstützt die Abpufferung des pH-Wertes. Folgende Formel unterlegt dies anhand des Lösungsvorgangs von Calcit. Unter Konsumierung eines Protons entstehen in der Lösung Calcium- und Bikarbonationen (YOUNGER et al. 2002):



Analog zur Calcitlösung kann auch die Verwitterung von Silikatmineralen Alkalität erzeugen. Jedoch sind die Reaktionsraten sehr viel geringer als beim Calcit. Einige Beispiele sind in den folgenden Formeln aufgelistet (YOUNGER et al. 2002):



Bevor im folgenden Abschnitt die Analyse der Wasserbeschaffenheit beschrieben wird, soll an dieser Stelle kurz auf die entscheidenden Parameter bei der Entstehung saurer Grubenwässer eingegangen werden: Den pH-Wert, die Acidität und die Alkalität. Metallionen, die durch die Verwitterung in Lösung gehen, können gelöst bleiben bzw. auf dem Transportweg als Hydroxide ausfallen. Mobilisierung und Demobilisierung von Metallionen ist stark abhängig vom pH-Wert. Abbildung 23 zeigt die Löslichkeit von Aluminium- und Eisenhydroxiden in Abhängigkeit vom pH-Wert. Es ist festzustellen, dass für pH-Werte unter dem neutralen Bereich die Löslichkeit mit fallendem pH-Wert steigt. Dies zeigt die Bedeutung des pH-Wertes als entscheidende Größe zur Kontrolle der Löslichkeit und somit der Mobilität von Metallionen. Konzentrationen unterschiedlicher Komplexe werden durch die Linien im Diagramm angezeigt (z.B. Fe^{3+} , FeOH^{2+} , $\text{Fe}(\text{OH})_4^-$). Gestrichelte Linien kennzeichnen die Summe aller Spezies und sind gleichbedeutend mit der Gesamtkonzentration von Al und Fe in Lösung (YOUNGER et al. 2002).

Weitere wesentliche Eigenschaften zur Beurteilung von Grubenwässern sind Säurekapazität (K_S) und Basenkapazität (K_B). Im Wasser gelöste starke und schwache Säuren bzw. Basen werden durch Titration bis zu einem festgelegten pH-Wert bestimmt. Die Konzentrationsangabe erfolgt in mmol/L (HÖLTING 1996). In der überwiegend englischsprachigen Literatur über Grubenwasser und deren Reinigung sind jedoch die Begriffe Acidität (entspricht der Basenkapazität) und Alkalität (entspricht der Säurekapazität) weit verbreitet. Obwohl im Wort Kapazität das Aufnahmevermögen als Eigenschaft des Wassers besser zum Ausdruck kommt, werden in dieser Arbeit anlehnend an die fachspezifischen Autoren auch die Begriffe Acidität und Alkalität verwendet. Diese werden in mg/L CaCO_3 angegeben.

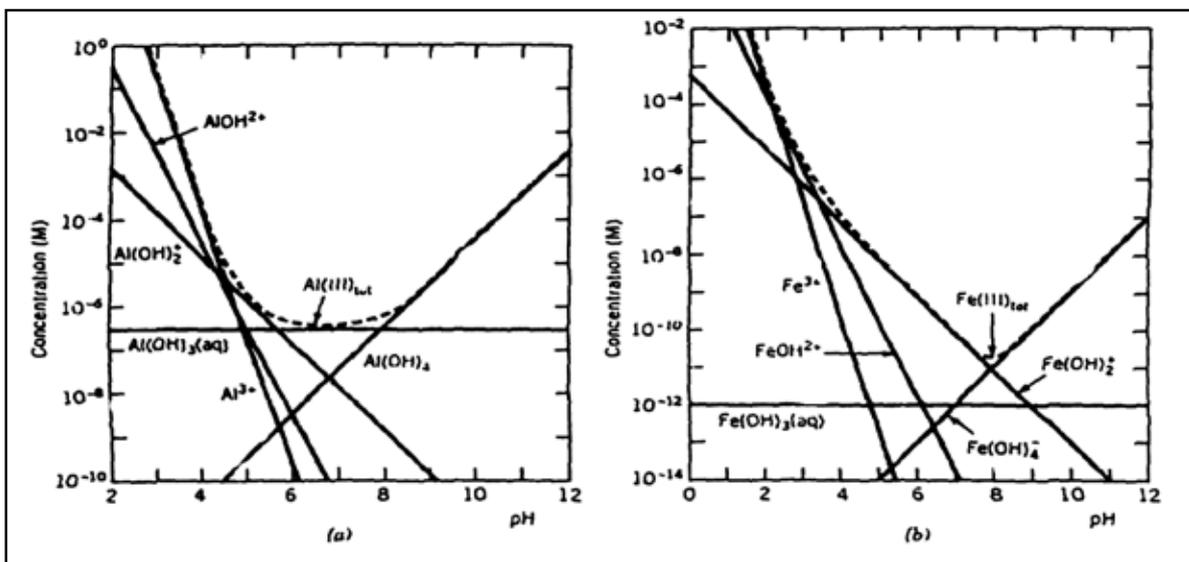


Abb.23: Löslichkeit von Al/Fe in Abhängigkeit vom pH-Wert (aus: YOUNGER et al. 2002)

Es existieren drei Typen von Acidität: Protonenacidität, organische und mineralische Acidität. Aufgrund der geringen Konzentrationen von organischen Komponenten im Grubenwasser, entsteht deren Acidität aus freien Protonen und gelösten Metallen (Fe, Mn, Al). Für die meisten Grubenwässer lässt sich die Acidität mit der Formel 15 errechnen (HEDIN et al. 1994):

Wenn alle Konzentrationen in mg/L eingesetzt werden, liefert die Formel 15 die Acidität in mg/L CaCO_3 . Beim Vergleich zwischen gemessener und errechneter Acidität an verschiedenen Standorten erhielt HEDIN maximale Abweichungen von 10 %. Wie Tabelle 13 zeigt, ist die Protonenacidität nur von untergeordneter Bedeutung für die Gesamtacidität. Auch bei extrem niedrigen pH-Werten wie am Standort Friendship Hill resultiert die Gesamtacidität vor allem aus den gelösten Fe(2)- und Al-Ionen (HEDIN et al. 1994).

Hat ein Grubenwasser einen pH-Wert von größer 4,5, besitzt es Alkalität. Diese kann aus dem Vorhandensein von Hydroxidionen, Karbonaten, Silikaten, Boraten, organischen Bestandteilen, Phosphaten und Ammonium stammen. In den meisten Grubenwässern ist vor allem das Bikarbonat für

die Alkalität verantwortlich. Besitzt ein Wasser eine höhere Alkalität als die Acidität, so ist es netto-alkalisch. Bei einem netto-acidischem Wasser ist die Acidität größer als die Alkalität. Ein netto-alkalisches Wasser kann den pH-Wert-Abfall bei der Oxidation und Hydrolyse rasch durch die Bikarbonate neutralisieren. Im Gegensatz dazu fällt der pH-Wert bei Oxidation und Hydrolyse des Eisens in netto-acidischen Wässern stark durch die Entstehung von Protonenacidität ab (HEDIN et al. 1994).

Tab.13: Zusammensetzung der Acidität an drei verschiedenen Standorten (aus: HEDIN et al. 1994)

Parameter	Friendship Hill			Somerset			Cedar Grove		
	c (mg/L)	Acidität (mg/L)	% der tot. Acidität	c (mg/L)	Acidität (mg/L)	% der tot. Acidität	c (mg/L)	Acidität (mg/L)	% der tot. Acidität
Fe²⁺	7	13	1	193	345	69	95	170	98
Fe³⁺	153	434	49	9	24	5	<1	<1	<1
Al³⁺	58	317	36	3	17	3	<1	<1	<1
Mn³⁺	9	16	1	59	107	21	2	4	2
pH	2,6	112	13	3,7	10	2	6,3	<1	<1

5.2 Analyse der Wasserbeschaffenheit

5.2.1 Grundlagen und Probenahme

Gemeinsam mit der parallel laufenden Diplomarbeit von SCHINDLER (2003) erfolgte im Zeitraum von Oktober 2002 bis Juni 2003 die Analyse und Beprobung der Messpunkte MP1 bis MP6 (siehe Abb. 31), die sich am Stollenmundloch sowie am Verlauf des Steinbaches bis zum Hagenteich befinden. Mit dem ersten Probebetrieb der Pilotanlage „Am Kupferberg“ im Februar 2003 erfolgte zusätzlich die Analyse und Beprobung der Messpunkte innerhalb der Versuchsanlage (MP11 bis MP14).

Im Rahmen dieser monatlichen Untersuchungen wurden sowohl Vor-Ort-Parameter und an ausgewählten Stellen der Durchfluss gemessen, als auch Proben für Laboruntersuchungen genommen. Vor Ort wurden Temperatur, Leitfähigkeit, TDS (total dissolved solids), Redoxpotential und pH-Wert mit dem Ultrameter 6P der Firma Myron gemessen. Mit dem Oximeter WTW OXI 320 erfolgte die Bestimmung des Sauerstoffgehaltes. Säure- und Basenkapazität wurden mit einem Digitaltitrator der Firma Hach und dem PH 320 der Firma WTW bestimmt. Photometrisch erfolgte die Bestimmung der Konzentrationen von Fe_{ges}, Fe²⁺, Phosphat, Kieselsäure, Nitrat, Nitrit und Ammonium mit dem Hach ODYSSEY. Zur Filterung wurden Cellulose-Acetat-Filter mit der Porengröße 0,45 µm eingesetzt. Ein Messflügel der Firma Ott wurde zur Durchflussmessung verwendet.

Für die anschließenden Laboruntersuchungen wurden Proben für Hauptionen (250 mL) und Spurenelemente (50 mL) sowie für die Bestimmung von DOC (organisch gebundener Kohlenstoff) und TIC (Kohlenstoff der anorganischen Lösungsinhalte) genommen. Für die DOC-Bestimmung wurden die Proben in eine Glasflasche, für alle weiteren Laboranalysen in Plastikflaschen abgefüllt. Durch den Zusatz von HNO_3 wurden die Spurenelemente stabilisiert. Bis zur Analyse im Labor wurden die Proben kühl gelagert.

Im Folgenden werden die einzelnen Messverfahren kurz erläutert und im Anschluss werden die Ergebnisse der Untersuchungen der Messpunkte MP1 bis MP6 überblicksartig dargestellt. Die umfassende Auswertung dieses Teils der Untersuchungen ist der Diplomarbeit von SCHINDLER (2003) zu entnehmen.

5.2.2 Vor-Ort-Analytik

Temperatur

Die Temperaturmessung erfolgte mit dem kombinierten Messgerät MYRON Ultrameter auf elektronischem Wege. Durch die Spannungsdifferenz über ein Thermoelement wurde die Temperatur ermittelt und digital angezeigt. Damit konnten ausreichend genaue Messungen (Graduierung 0,1 °C) erzielt werden.

pH-Wert

Der pH-Wert ist definiert als der negative dekadische Logarithmus der Wasserstoffionenaktivität. Aus dieser Definition ergibt sich für neutrale Lösungen ein pH von 7, für saure Lösungen ein $\text{pH} < 7$ und für alkalische Lösungen ein $\text{pH} > 7$. Er wurde durch potentiometrische Verfahren ermittelt. Basierend auf der Messung elektrischer Potentialdifferenzen in der zu untersuchenden Wasserprobe erfolgte die Messung. Dafür ist eine Elektrode notwendig, deren Potential von der Wasserstoffionenaktivität abhängt. Meist wird eine Glaselektrode verwendet, die mit einem Elektrolyt von konstantem pH-Wert (Innenelektrolyt) gefüllt ist, so dass ihr Potential nur vom pH-Wert der Messlösung (Außenelektrolyt) abhängt. Für die Messung ist es notwendig, die Messelektrode mit einer zweiten Elektrode (Referenzelektrode) zu einer Messkette zu kombinieren (GALSTER 1990).

Bei den Untersuchungen wurde das Ultrameter von MYRON verwendet. Vor Beginn der Messung wurde die Messkette mit Lösungen bekannten pH-Wertes (Pufferlösungen) kalibriert. Es wurde eine 3-Punkt-Kalibrierung mit Lösungen von pH-Werten 4; 7 und 10 durchgeführt.

Redoxpotential

Der Sauerstoffgehalt im Wasser bestimmt maßgeblich über oxidierende und reduzierende Bedingungen im Wasser. Aufgrund folgender Reaktion wirkt der im Wasser gelöste Sauerstoff als Oxidationsmittel (OTTO 2000):



Je mehr das Gleichgewicht $\text{Red} \leftrightarrow \text{Ox} + \text{e}^-$ auf der oxidierenden Seite liegt, desto stärker elektronegativer ist das Potential. Bei 100%iger Sauerstoffsättigung liegt das theoretische Redoxpotential bei 0,8 V (pH=7; T=25°C), bei Verminderung dieser um 99 % sinkt der E_{H} -Wert nur um 0,03 V, solange keine Zunahme von reduzierenden Substanzen vorliegt. Deshalb kann die Redoxspannung nur als Anhaltswert für die Sauerstoffsättigung herangezogen werden. In Wässern liegen häufig mehrere Redoxpaare vor, die sich aber nicht im Redox-Gleichgewicht befinden. Es kann auf keinen Fall aus dem Messwert auf die Konzentration einzelner Redoxpaare oder von Einzelkomponenten geschlossen werden. Das Redoxpotential ist ein Maß für die oxidierende bzw. reduzierende Kraft eines Systems (OTTO 2000).

Durch das Redoxpotential (E_{H} -Wert) wird der Redoxzustand eines Stoffgemisches ausgedrückt. Es ist das in Volt ausgedrückte Potential eines Redoxsystems gemessen gegen eine Normal-Wasserstoffelektrode. Da das Redoxpotential bei Zunahme des pH-Wertes um eine Stufe um 0,058 V abnimmt, ist es üblich, das Redoxpotential auf pH 7 zu standardisieren (OTTO 2000). Die Messung erfolgte ebenfalls mit dem MYRON Ultrameter.

Leitfähigkeit/TDS

Ein Summenparameter für die dissoziierten Stoffe in einer Lösung ist die elektrische Leitfähigkeit. Sie resultiert aus den „freibeweglichen“ Anionen und Kationen. Abhängig ist die Leitfähigkeit von (RICHLY 1992):

- der Konzentration der gelösten Stoffe
- der Art seiner Dissoziation
- der elektrolytischen Wertigkeit
- dem Dissoziationsgrad der gelösten Komponenten
- der Migrationsgeschwindigkeit der Anionen und Kationen
- der Temperatur des Wassers

Da außer der Konzentration bzw. der Ionenaktivität häufig eine Konstanz der übrigen Parameter vorliegt, ist die elektrische Leitfähigkeit meist nur vom ersten Parameter abhängig (RICHLY 1992).

Bei der Messung werden zwei Elektroden in einem Abstand gegenübergestellt. Zwischen den Elektroden fließt ein definierter Strom. Dieser wird durch den elektrischen Widerstand der zu

untersuchenden Lösung geschwächt. Der Kehrwert des Widerstandes R ergibt die elektrische Leitfähigkeit. Angegeben wird die spezifische elektrische Leitfähigkeit in S/cm , aber in der Praxis kommen vorwiegend Leitfähigkeiten im Bereich von mS bis μS vor (RICHLY 1992). Mit dem MYRON Ultrameter erfolgte die Messung. Dieses Messgerät verfügt über eine automatische Temperaturkorrektur auf die Norm von $25\text{ }^{\circ}C$.

Für die meisten Wässer lässt sich empirisch eine grobe Abschätzung von der Leitfähigkeit auf den Ionengehalt treffen. Als Faustregel gilt, dass $1\ \mu S/cm$ ca. $0,65\text{ mg/L}$ entspricht. Der TDS-Wert (total dissolved solids) gibt die Konzentration aller gelösten Feststoffe in ppm an.

Sauerstoff

Mit dem Oximeter OXI 320 der Firma WTW wurde der Sauerstoffgehalt des Wassers bestimmt. Der Gehalt kann in mg/L oder in % der Sättigungskonzentration angegeben werden. Bei der Sättigungskonzentration (mg/L) besteht eine Abhängigkeit von der Wassertemperatur, dem Luftdruck und dem Salzgehalt. Bei steigender Temperatur sinkt die Sättigungskonzentration und steigt mit steigendem Luftdruck. Mit steigendem Salzgehalt erniedrigt sich der Sättigungswert. Unabhängig von diesen Einflüssen ist die Messung in % der Sättigungskonzentration (RICHLY 1992).

Die elektrometrische Bestimmung des Sauerstoffs erfolgt mittels einer Ag-Anode und einer KCl-Gel-Au-Katode. Durch eine permeable Membran sind die Elektroden von dem zu messenden Medium getrennt. In der Elektrode erzeugt der diffundierende Sauerstoff einen seiner Aktivität direkt proportionalen Strom (OTTO 2000). Als Teilreaktionen laufen ab:



Bei der Messung ist zu beachten, dass durch die Katodenreaktion Sauerstoff verbraucht wird. Aus diesem Grund muss eine Mindestanströmung des Sensors gewährleistet sein. Im fließenden Gewässer stellt dies kein Problem dar, im stehenden Gewässer oder im Labor muss die Elektrode bewegt bzw. eine Durchflusszelle benutzt werden. Vor der Messung wird eine Kalibrierung im Aufbewahrungs- und Kalibriergefäß Oxical-S durchgeführt.

Säure- und Basenkapazität (Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht)

Als Säurekapazität (K_S ; in $mmol/L$) wird die Kapazität von Wasser und seiner Inhaltsstoffe bezeichnet, Säure bis zum Erreichen definierter pH-Werte ($4,3$ bzw. $8,2$) aufzunehmen. Dementsprechend ist die Basenkapazität (K_B ; in $mmol/L$) als die Kapazität von Wasser definiert, Basen bis zum Erreichen definierter pH-Werte aufzunehmen (RUMP/KRIST 1987). Sie entsprechen den alteingeführten und durch Titration ermittelten Größen m -Wert und p -Wert. In der Fachliteratur über Grubenwässer werden wie bereits erwähnt die Begriffe Acidität und Alkalität bevorzugt. Säure- bzw.

Basenkapazitäten werden gekennzeichnet als $K_{S8,2}$ bzw. $K_{S4,3}$ und $K_{B8,2}$ bzw. $K_{B4,3}$. Sie sind festgelegt als definierte Stoffmenge Hydroniumionen- bzw. Hydroxidionenzugabe zu einem bestimmten Probevolumen (RICHLY 1992):

$$K_S = \frac{n(\text{H}_3\text{O}^+)}{V(\text{H}_2\text{O})} \quad (44)$$

$$K_S = \frac{n(\text{OH}^-)}{V(\text{H}_2\text{O})} \quad (45)$$

Die pH-Werte von 4,3 und 8,2 sind aus dem Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht in natürlichen Wässern abgeleitet. Durch Lösung von CO_2 aus der Luft bzw. von CO_2 aus der Umsetzung organischer Substanz im Boden wird im Wasser Kohlensäure gebildet (OTTO 2000):



Kohlensäure ist eine zweibasische Säure, so dass sie in 2 Dissoziationsstufen vorliegen kann. Im Wasser können somit folgende Spezies vorliegen: Gelöstes CO_2 , H_2CO_3 , HCO_3^- und CO_3^{2-} . Vernachlässigt werden kann der Anteil an H_2CO_3 . Die Verteilung der übrigen drei Spezies ist stark pH-Wert abhängig (Abb. 24). Unter einem pH von 4,3 liegt fast nur noch gelöstes CO_2 vor, bei 8,2 liegt nahezu der gesamte anorganische Kohlenstoff als HCO_3^- vor (HÖLTING 1996). Unter der Voraussetzung, dass keine weiteren Säuren oder Basen in der Wasserprobe enthalten sind, kann damit die Verteilung der Kohlensäurespezies bestimmt werden (OTTO 2000).

Je nach Genauigkeitsanforderung kann die Messung potentiometrisch oder mit Hilfe von Farbindikatoren durchgeführt werden (RUMP/KRIST 1987). Als Indikatoren werden typischerweise Phenolphthalein (pH 8,2) und Methylorange (pH 4,3) eingesetzt. Bei den Untersuchungen am Hagentalstollen wurde jedoch die potentiometrische Messung vorgezogen, da sie eine höhere Genauigkeit garantiert. Dazu wurde einer 25 mL Probe nach Einsetzen der pH-Elektrode 0,1 molare Salzsäure- bzw. Natriumhydroxidlösung mit dem HACH Digitaltitrator zugesetzt. Unter leichtem Rühren bzw. Schwenken wurde die Titration bis zum Erreichen des End-pH-Wertes fortgesetzt und die Titriereinheiten abgelesen. Mit der Formel 47 erfolgte die Umrechnung in Äquivalentkonzentrationen.

$$k_S / k_B [\text{mmol/L}] = \frac{\text{Titriereinheiten} * 0,1 [\text{mmol/mL}] * 1000 [\text{mL/L}]}{800 [\text{mL}^{-1}] * 25 [\text{mL}]} \quad (47)$$

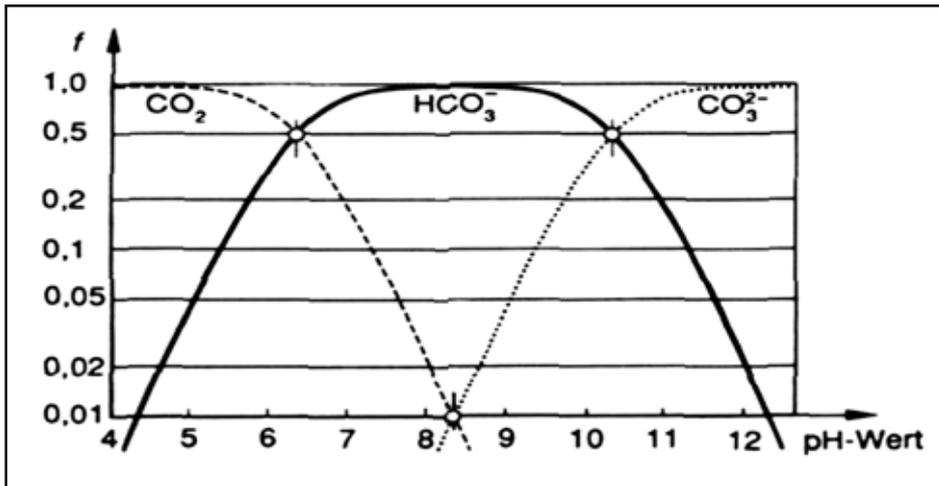


Abb.24: Verteilungsdiagramm für das Kohlensäuregleichgewicht (aus: HANCKE 1994)

Photometrische Bestimmungen

Mit dem Photometer ODYSSEY der Firma Hach erfolgte die Bestimmung der Konzentrationen von Fe_{ges} , Fe^{2+} , Phosphat, Kieselsäure, Nitrat, Nitrit und Ammonium. Alle Wasserproben wurden gefiltert analysiert, Eisen bei den meisten Messungen auch im unfiltriertem Zustand. Aufgrund der erhöhten Gehalte mancher Inhaltsstoffe mussten die Proben teilweise mit destilliertem Wasser verdünnt werden.

Tab.14: Reagenzien und Verfahren bei der photometrischen Bestimmung im Hach ODYSSEY

zu analysierendes Ion	Verfahren bzw. Reagenzien	Farbumschlag
Eisen gesamt (Fe_{ges})	FerroVer Eisenreagenz (Pulverkissen)	rot-orange
Eisen 2-wertig (Fe^{2+})	Eisen(2) Reagenz (Pulverkissen)	rot-orange
Phosphat (PO_4^{3-})	PhosVer 3 Phosphat (Pulverkissen)	molybdänblau
Kieselsäure (SiO_2)	Silicomolybdat Methode (3 Pulverkissen)	gelb
Nitrat (NO_3^-)	NitraVer 5 Nitra Reagenz (Pulverkissen)	bernsteinfarben
Nitrit (NO_2^-)	NitriVer 2 Nitrit Reagenz (Pulverkissen)	grünlich braun
Ammonium (NH_3^+)	Nessler Methode	gelb

Vor der Bestimmung wurde laut Vorschriften ein Abgleich mittels eines Blindwertes durchgeführt. Als Blindwerte dienten die jeweiligen Proben bzw. die verdünnten Proben. Ausnahme bildet die Ammoniumbestimmung, die als Blindwert destilliertes Wasser vorschreibt. Alle für die Analyse der einzelnen Parameter verwendeten Reagenzien und Verfahren sind in Tab. 14 dargestellt. Die Analyse erfolgte Vor-Ort bzw. nach wenigen Stunden, in denen die Proben gut gekühlt wurden.

5.2.3 Laboranalytik

Ionenchromatographie

Chromatographie beruht auf Wechselwirkungen der zu trennenden Komponenten zwischen zwei nicht mischbaren Phasen. Die zu analysierende Probe befindet sich in der mobilen Phase, welche sich über die stationäre Phase bewegt. Bei dieser Bewegung setzen Wechselwirkungen mit der Oberfläche ein, wobei das Analysengemisch in einzelne Komponenten zerlegt wird. Im Anschluss werden die Komponenten detektiert (OTTO 2000).

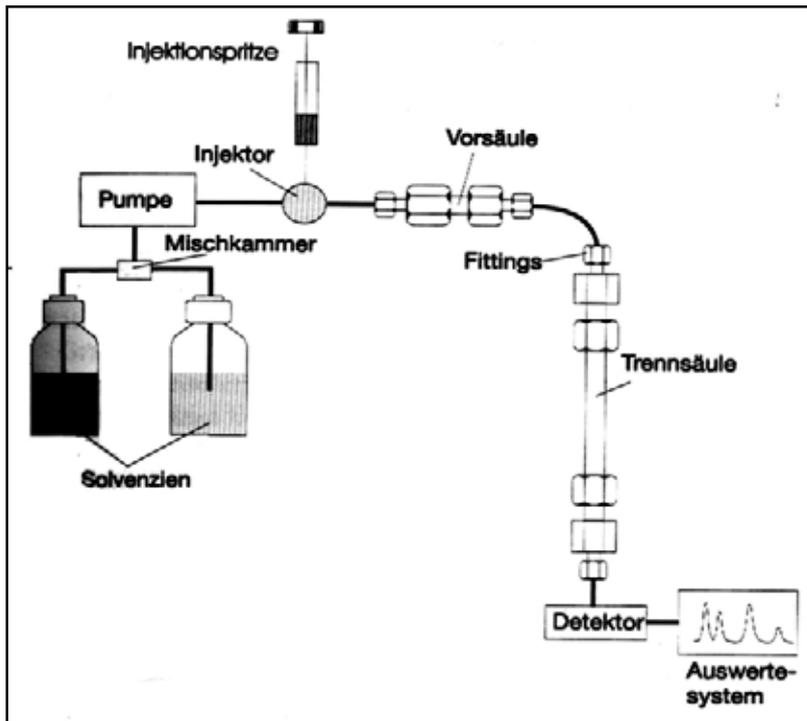


Abb.25: Aufbau einer HPLC-Anlage mit Vorsäule (aus: OTTO 2000)

Ionenchromatographie wird auch als Hochleistungsaustauschchromatographie bezeichnet. In Abb. 25 ist der prinzipielle Aufbau einer Hochleistungsflüssigkeitschromatographie(HPLC)-Anlage dargestellt. Bei dieser Methode wird über eine Pumpe, die aus hochresistenten Materialien besteht, ein konstanter Eluentenstrom erzeugt. Je nach zu analysierenden Anionen oder Kationen besteht der Eluent aus schwachen organischen Säuren bzw. aus einem Lösungsgemisch, das aus $\text{Na}_2\text{CO}_3/\text{NaHCO}_3$ zusammengesetzt ist. Mittels eines Sixportventils erfolgt die Zugabe der Probe. Dieses Gemisch gelangt dann in das Kernstück des chromatographischen Trennprozesses, in die Trennsäule. In einem Kunststoff- bzw. Edelstahlgefäß ist eine Füllung aus hochporösen kugelförmigen Ionenaustauscherharzen eingearbeitet. Sie bestehen aus faden- oder netzförmig aufgebauten Makromolekülen mit aktiven austauschfähigen Gruppen, die entweder kationisch (negativ) oder anionisch (positiv) geladen sind (OTTO 2000).

Kationentauscher: $-\text{SO}_3^-$ (Sulfonatgruppe), $(-\text{COOH}, -\text{OH}, \text{PO}(\text{OH})_2)$

Anionenaustauscher: $-N^+(R)_3$ (quartäre Ammoniumgruppe), $(N^+(CH_3)_3)$

Das zu bestimmende Ion wird kurz an die Ankergruppe gebunden und dann wieder vom Eluentenfluss verdrängt. Es entsteht ein Gleichgewicht zwischen den freien Protonen und den gebundenen Ionen. Für die Trennung mehrerer Ionen ist der Trennfaktor der Harze maßgebend. Zuerst werden die einwertigen, dann die mehrwertigen Ionen ausgetauscht. Innerhalb der Wertigkeit der Kationen hängt der Trennfaktor von den Radien der hydratisierten Ionen, innerhalb der Wertigkeit der Anionen hängt dieser von der Polarität der Ionen ab (OTTO 2000).

Als Detektor dient meist ein Leitfähigkeitsdetektor, der die Ionen bei konstanter Temperatur bestimmt. Um die Leitfähigkeitsveränderung deutlich von der Grundleitfähigkeit zu unterscheiden, ist auch das Einschalten einer zweiten Säule, der Suppressorsäule, möglich. Durch sie wird die Grundleitfähigkeit chemisch unterdrückt. Weiterhin kann auch die indirekte UV-Detektion eingesetzt werden. Es wird dabei ein Eluent mit hoher UV-Absorption verwendet. Eintretende Ionen verringern die UV-Absorption und erzeugen einen negativen Peak (OTTO 2000).

Im letzten Schritt werden die Ergebnisse aufgezeichnet und quantitativ analysiert. Zuvor muss jedoch eine Eichung mittels Kalibrierproben erfolgen. Für die Auswertung ist die Retentionszeit wichtig, die für die einzelnen Ionengruppen bekannt sein sollte. Durch den Vergleich der erhaltenen Peakflächen (basislinienkorrigiert) mit den Peakflächen bekannter Konzentrationen lassen sich die Konzentrationen errechnen (OTTO 2000).

Calcium/Magnesium

Zur Vergleichsmessung wurde Calcium/Magnesium zusätzlich durch direkte Titration bestimmt; zum einen Calcium allein und weiterhin Calcium und Magnesium gemeinsam. Aus der Differenz der beiden Messungen ergibt sich die Magnesiumkonzentration.

Bei der Calciumbestimmung werden 50 mL Probe mit 2 mL Natronlauge und einer Spatelspitze Indikator versetzt. Mit 0,1 molarer EDTA-Lösung (Ethylendiamintetraacetat) wird bis zum Farbumschlag von rot nach blau titriert. Zur Bestimmung von Calcium- und Magnesiumionen werden 50 mL Probe mit 2 mL Puffer versetzt. Anschließend wird die Lösung auf der Heizplatte bis auf 50 °C erhitzt. Nach der Zugabe einer Spatelspitze Indikator, erfolgt ebenfalls die Titration mit EDTA-Lösung bis zum Umschlag von rot nach blau.

Die Berechnung der Konzentrationen erfolgte durch die Formel 48.

$$c = \frac{V_{\text{EDTA}} * \text{Molarität}_{\text{EDTA}} * 1000}{V_P} \quad (48)$$

c ... Konzentration Calcium bzw. Calcium/Magnesium (mmol/L)

V_{EDTA}	...	Verbrauch EDTA (mL)
Molarität _{EDTA}	...	Molarität EDTA (mmol/mL)
V_{P}	...	Volumen der Wasserprobe (mL)

Fluorid

Die Fluoridbestimmung erfolgt mittels einer ionensensitiven Elektrode (ISE). Mit Hilfe der Elektroden lassen sich Aktivitäten von Ionen bestimmen. In verdünnten Lösungen entsprechen sie der Konzentration bzw. lassen sich die Elektroden auf die Konzentration kalibrieren. Zur Fluoridbestimmung wird eine Elektrode mit LaF_3 -Kristall eingesetzt (Abb. 26). Der Kristall befindet sich als ionensensitive Membran zwischen Analysenlösung und innerem Elektrolyt. Eine zweite Bezugselektrode in der Analysenlösung misst den Potentialunterschied zur inneren Elektrolytlösung. An den Grenzflächen der Membran stellt sich folgendes Gleichgewicht ein (OTTO 2000):

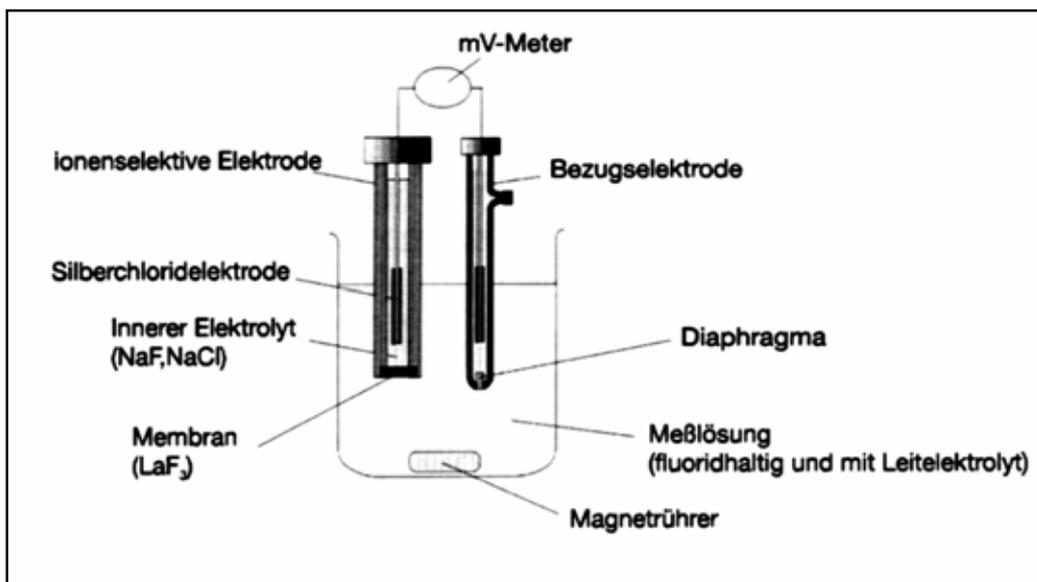


Abb.26: Aufbau einer Messzelle mit ionensensitiver Elektrode für die Fluoridbestimmung (aus: OTTO 2000)

Grundlage der potentiometrischen Konzentrationsbestimmung ist die Nernst'sche Gleichung. Nach dieser hängt das elektrische Messsignal (U in mV) der Elektrode linear vom Logarithmus der Aktivität ab (OTTO 2000). Mit frisch hergestellten Lösungen folgender Konzentrationen sollte die Kalibrierung erfolgen: 0,01/0,1/1,0/100 mg/L. Kalibrier- und Probelösungen sollten in der Reihenfolge aufsteigender Konzentrationen gemessen werden. Die Messungen erfolgen unter konstantem Rühren mit einem Magnetrührer. Nach einiger Zeit stellt sich eine Potentialdifferenz ein, die mit Hilfe der Kalibrierungsfunktion in die Konzentration umgerechnet werden kann.

Chlorid

Ebenfalls als Vergleichsmessung wurden die Ergebnisse der Ionenchromatographie durch maßanalytische Bestimmung nach Mohr überprüft. Als Grundlage des Verfahrens dient die Reaktion von Chloridionen und Silberionen zu schwer löslichem Silberchlorid. Beim Erreichen eines geringen Überschusses bilden weitere Silberionen mit Chromationen das rotbraune Silberchromat (RUMP/KRIST 1987).

Zur Durchführung der Bestimmung wird das Volumen der Probe so gewählt, dass sich ein Verbrauch von 1,5 bis 25 mL Silbernitrat einstellt. Der pH-Wert muss mit Salpetersäure bzw. Natronlauge auf 6,5 bis 9,5 (beim Vorhandensein von Ammoniumionen auf 6,5 bis 7,0) eingestellt werden. Danach wird die Probe mit 1 mL Kaliumchromat versetzt und mit Silbernitrat bis zum Farbumschlag von grüngelb nach rotbraun titriert. Bei der Titration mit 100 mL destilliertem Wasser wird der Blindwert ermittelt.

Nach folgender Gleichung ergibt sich die Konzentration an Chloridionen:

$$c_{\text{Cl}^-} = \frac{(V_{\text{Ag}} - V_{\text{B}}) * c_{\text{Ag}} * f}{V_{\text{P}}} \quad (50)$$

- c_{Cl^-} ... Konzentration an Chloridionen (mg/L)
 V_{Ag} ... Volumen der verbrauchten Silbernitratlösung (mL)
 V_{B} ... Volumen der verbrauchten Silbernitratlösung bei der Blindprobe (mL)
 c_{Ag} ... Stoffmengenkonzentration der Silbernitratlösung (mol/L)
 f ... Äquivalenzfaktor; $f = 35453 \text{ mg/mol}$
 V_{P} ... Volumen der angewendeten Wasserprobe (mL)

Spurenelemente

An der TU Dresden/Tharandt wurden die Spurenelemente mittels ICP-MS bestimmt. Bei dieser Spektroskopiemethode wird ein hochfrequentiertes induktiv gekoppeltes Plasma (ICP) als Anregungsquelle genutzt. Mittels eines Massenspektrometers (MS) erfolgte die Detektion. Der Aufbau eines ICP-Brenners ist in Abb. 27a dargestellt. Aus drei Quarzrohren besteht der Plasmabrenner, der sich in einer Spule eines Hochfrequenz-Generators befinden. Durchströmt werden die Quarzrohre von Argon. Nach der Zündung wird das Argon teilweise ionisiert. Es entstehen freie Ladungsträger. In dem Gas wird ein Hochfrequenz-Strom induziert, der zu einer schlagartigen Ionisierung führt. Durch den Ohmschen Widerstand wird das Plasma auf 6000 – 10000 K aufgeheizt (OTTO 2000).

Über einen Zerstäuber wird dem Plasmastrom die Probelösung als Aerosol zugegeben. Die Probe trocknet im Plasma, die Moleküle dissoziieren und es entstehen freie Atome bzw. Ionen. Diese können thermisch angeregt werden (OTTO 2000).

Vom Ionenstrom gelangt ein Teil in das Massenspektrometer (Abb. 27b). In ihm werden die ionisierten Gase anhand des Massen-Ladungs-Verhältnisses getrennt. Das Massenspektrum spiegelt die Auftrennung der Ionen in einem elektrischen bzw. magnetischen Feld wider. In den erhaltenen Massenspektren wird die Intensität als ein Maß für die Häufigkeit eines bestimmten Ions in Abhängigkeit vom Massen-Ladungs-Verhältnis ausgewertet (OTTO 2000).

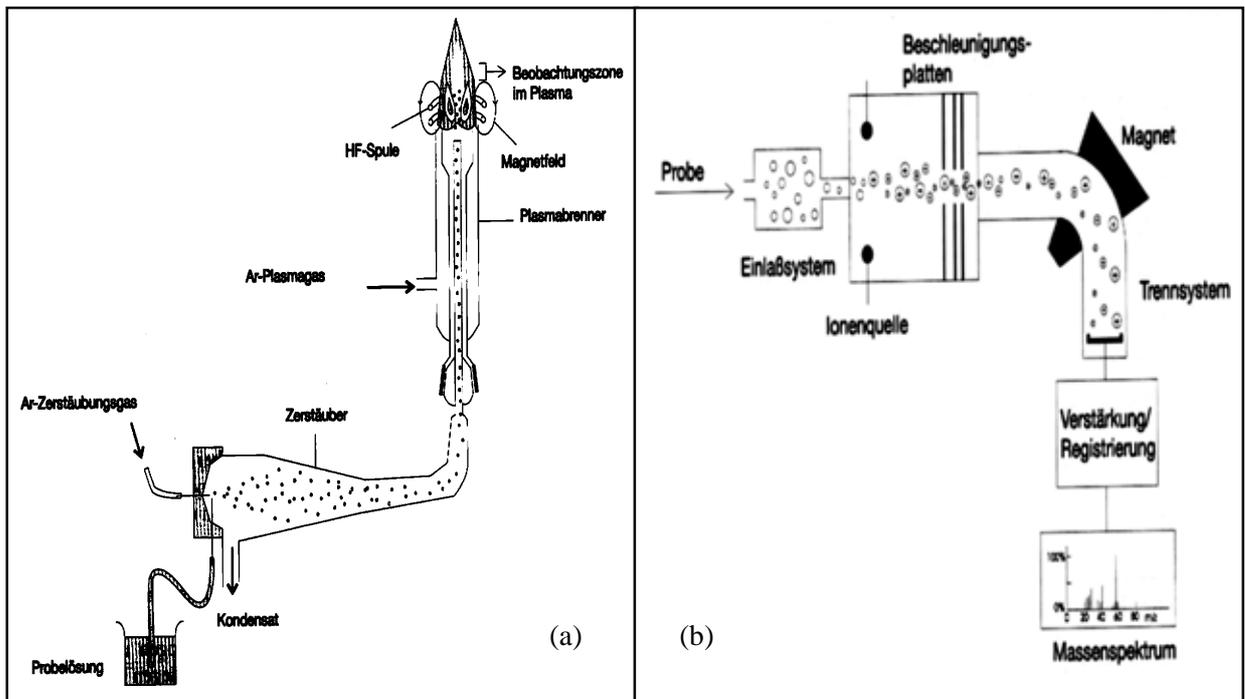


Abb.27: (a) Aufbau eines Plasmabrenners mit ICP-Anregung (aus: OTTO 2000); (b) Schematischer Aufbau eines Massenspektrometers (aus: OTTO 2000)

5.2.4 Auswertungsmethoden

Veränderungen der wasserchemischen Parameter entlang der Fließstrecke des Steinbachs sind zur Übersicht in Graphiken dargestellt. Die Mittelwerte ausgewählter Parameter werden dem Bachverlauf folgend von MP 2a (unkontaminierter Bachverlauf) bis zu MP 6 (Auslauf Hagenteich) dargestellt. In die Auswertung sind neben den eigenen Analysewerten alle zur Verfügung stehenden Werte eingegangen. Zur Beurteilung der physikochemischen Veränderungen innerhalb der passiven Pilotanlage sind ebenfalls die Daten vom Einlauf in das System (MP 11) bis zum Auslauf aus Becken 3 (MP 14) in Graphiken veranschaulicht. Dort erfolgte die Auswertung jedoch monatlich getrennt, weil in keinem Monat die gleichen Voraussetzungen vorhanden waren und eine Mittelwertbildung über den gesamten Beprobungszeitraum unsinnig gewesen wäre (vgl. Abschnitt 7). Eine komplette Auflistung aller Analysedaten ist dem Anhang zu entnehmen.

Abweichungen der Ergebnisse von den tatsächlichen Verhältnissen können vielfältiger Natur sein. Fehler bzw. Abweichungen, d.h. die Nichtübereinstimmung eines Merkmalswertes mit dem Sollwert,

können systematischer (Richtigkeit), aber auch zufälliger Art (Präzision) sein (Abb. 28). Systematische Fehler besitzen eine definierte Ursache und können, nachdem sie festgestellt wurden, beseitigt werden. Durch exaktes Arbeiten von der repräsentativen Probenahme, über Konservierung und Probenvorbereitung bis hin zur Bestimmung und Auswertung wurde versucht, systematische Fehler möglichst zu vermeiden. Zufällige Fehler sind nicht vermeidbar und können nur durch die Wahl der Analyseverfahren und Gerätschaften minimiert werden. Sie verursachen eine Streuung der einzelnen Messwerte um den Mittelwert. Der Mittelwert oder auch arithmetisches Mittel errechnet sich aus (FUNK et al. 1985):

$$\bar{x} = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N x_i \quad (51)$$

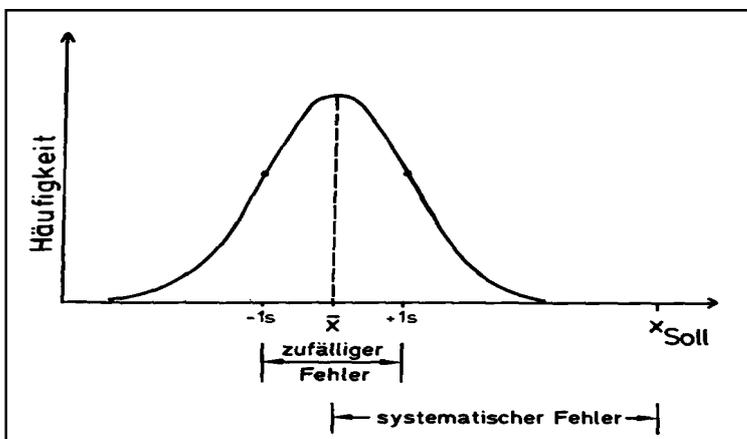


Abb.28: Abweichungen von Analyseergebnissen (aus: FUNK et al. 1985)

Oftmals ist es sinnvoll, anstelle des Mittelwertes den Median anzugeben. Er ist der mittelste Datenwert einer Datenmenge. Dafür muss die ursprüngliche Probenmenge vom kleinsten zum größten Wert umgeordnet werden. Im Vergleich zum Mittelwert besitzt der Median eine größere Robustheit gegenüber Ausreißern. Je nachdem, ob die Stichprobenanzahl n ungerade bzw. gerade ist, berechnet der Median sich aus (STOYAN et al. 1997):

$$\tilde{x} = \begin{cases} x_{\left[\frac{n+1}{2}\right]}^* & \text{für } n \text{ ungerade} \\ \frac{x_{\frac{n}{2}} + x_{\frac{n}{2}+1}}{2} & \text{für } n \text{ gerade} \end{cases} \quad (52)$$

Die Streuung s^2 liefert die mittlere quadratische Abweichung der Messwerte vom Mittelwert. Um das Abweichungsmaß in der gleichen Dimension wie die Probenelemente zu erhalten, wird die Quadratwurzel aus der Streuung gezogen. Dieser Wert s heißt Standardabweichung (STOYAN et al. 1997).

$$s^2 = \frac{1}{n-1} \sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2 \quad (53)$$

$$s = \sqrt{s^2} \quad (54)$$

Die errechneten Fehler sind bei verschiedenen Parametern mit angegeben. Sie wurden errechnet aus den möglichen Einzelfehlern einer Analyse bzw. eines Verfahrens. Um die Vollständigkeit der Analyse zu überprüfen, kann der Ionenbilanzfehler in Abhängigkeit von den Konzentrationen verwendet werden. Die Summen der Kationen und Anionen werden in mmol(eq)/L in die Gleichung 55 eingesetzt. Nach HÖLTING (1996) erfolgt die Berechnung der Ionenbilanz nach der Formel:

$$\text{Fehler der Ionenbilanz (\%)} = \frac{(\sum \text{Kationen} - \sum \text{Anionen})}{0,5 * (\sum \text{Kationen} + \sum \text{Anionen})} * 100 \quad (55)$$

Fehler in der Ionenbilanz können durch Analysefehler, nicht analysierte Inhaltsstoffe bzw. der Nichtbeachtung von Komplexen entstehen (HÖLTING 1996). Ein besseres Ergebnis liefert die geochemische Modellierung mit dem Programm Phreeqc. Im Standardoutput sind neben den Analysenfehler auch Ionenstärke und Ladungsgleichgewicht ersichtlich. Auf diese Weise wurde die Ionenbilanz in dieser Arbeit ermittelt.

5.3 Durchfluss und Wasserbeschaffenheit am Stollenmundloch

5.3.1 Durchfluss am Stollenmundloch

Direkt am Stollenmundloch wurde Messpunkt 1 eingerichtet, an dem die Wasserbeschaffenheit bestimmt und der Durchfluss gemessen wurde. In seinem derzeitigen Zustand ist das Stollenmundloch in Abb. 29a zu sehen. Nach Beendigung der Abbau- und Verwahrungsarbeiten wurde der Hagentalstollen im Jahre 1987 zugemauert. Später wurde ein Loch in diese Mauer geschlagen, um einen ungehinderten Austritt des Grubenwassers zu gewährleisten und ein Versagen der Mauer zu verhindern. Zur Zeit läuft nahezu das gesamte Grubenwasser durch dieses Loch im Mauerwerk. Im weiteren Verlauf strömt es durch einen offenen Kanal in ein Rohrsystem, in welchem das Grubenwasser bis zur natürlichen Kaskade und danach in den Vorfluter geleitet wird.

Die Durchflussmessung erfolgte mit einem Messflügel der Firma Ott. Bei den ersten Vor-Ort-Begehungen wurde der Durchfluss direkt am Wasseraustritt gemessen. Aufgrund der Einbauten der passiven Pilotanlage wurde es danach für zweckmäßiger befunden, die Messung in der offenen Rinne nach dem Austritt fortzusetzen. Zu Beginn der Flügelmessungen wurde nur an der mittelsten Stelle der Rinne gemessen, was bei den anschließenden Messungen verbessert wurde, um die Fließgeschwindigkeit über die gesamte Breite zu erfassen. Zusätzlich wurden die Ergebnisse der

Salztracermessungen einbezogen. In Folge der Messungen des Durchflusses des Steinbachs vor und nach dem Zulauf des Grubenwassers konnte der Durchfluss aus dem Hagentalstollen berechnet werden. Aufgrund erheblicher Abweichungen zwischen den Messungen der TU Bergakademie Freiberg und der Firma GEOMONTAN wurde am 15. Oktober 2003 ein Abgleich der Messergebnisse durchgeführt.

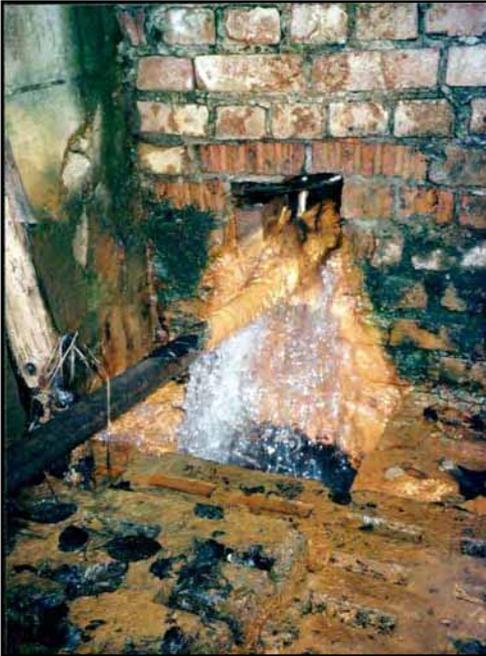


Abb.29: Stollenmundloch des Hagentalstollens bei Gernrode/Harz

Tab. 15 umfasst die Messergebnisse des Zeitraums von Oktober 2002 bis Oktober 2003. Weiterhin wurde eine Fehlerrechnung durchgeführt, deren Ergebnis ebenfalls in der Tabelle dargestellt ist. Aus diesen Messungen lässt sich ableiten, dass die zu planende Grubenwasseraufbereitungsanlage für Durchflüsse bis 30 L/s ausgelegt werden muss. Es ist jedoch festzustellen, dass die Einzelmessungen in der offenen Rinne im Zeitraum von Februar bis April 2003 wahrscheinlich zu hohe Durchflüsse lieferten. Wie in den darauffolgenden Messungen ermittelt, strömt das Grubenwasser in der Rinne annähernd laminar, d.h. mit einem parabolischen Geschwindigkeitsprofil. Bei der Durchflussmessung in der Mitte der Rinne wurde somit nur die maximale Fließgeschwindigkeit ermittelt und die geringeren in der Nähe der Wandung vernachlässigt. Allerdings bestätigten die Ergebnisse der Salztracermessungen die höheren Durchflüsse im Frühjahr. Deshalb kann ein erheblicher Fehler ausgeschlossen werden. Zusammen mit den Flügel- und Tracermessungen an den weiteren Messpunkten (Kapitel 5.4.1) ergibt sich ein stimmiges Bild der Durchflussverhältnisse im Abstrom des Hagentalstollens. Die passive Grubenwasserreinigungsanlage sollte nicht zu gering dimensioniert sein, damit einströmendes Oberflächenwasser (Starkregenereignis) die Anlage nicht zum Überlaufen bringt. Deshalb erscheint es angebracht, den maximalen Durchfluss von 30 L/s als Grundlage für die Berechnungen anzusetzen.

Tab.15: Gemessenen Durchflüsse am Stollenmundloch im Zeitraum November 2002 bis Oktober 2003

Messdatum	Durchfluss (L/s)	Fehler	Kommentar
21. November 2002	29,16	10 %	Flügelmessung im Mauerdurchbruch
19. Dezember 2002	26,10	7 %	Flügelmessung im Mauerdurchbruch
30. Januar 2003	32,00	10 %	Tracermessung
24. Februar 2003	25,48	4 %	Einpunktmessung (Flügel) in der Rinne
25. Februar 2003	23,60	10 %	Tracermessung
25. März 2003	26,49	3 %	Einpunktmessung (Flügel) in der Rinne
24. April 2003	27,71	3 %	Einpunktmessung (Flügel) in der Rinne
24. Juni 2003	17,20	6 %	Dreipunktmessung (Flügel) in der Rinne
19. September 2003	17,02	6 %	Neunpunktmessung (Flügel) in der Rinne
15. Oktober 2003	19,20	5 %	Tracermessung
15. Oktober 2003	19,10	4 %	Dreipunktmessung (Flügel) in der Rinne

Bei umfassenden Vergleichsmessungen am 15. Oktober 2003 wurden die Durchflüsse mit sechs Verfahren bestimmt. Neben der Salzmessung, die i.A. als sehr genau angesehen wird, wurde mit dem Messflügel der Firma Ott mit unterschiedlicher Lamelleneinteilung der Durchfluss am Stollenmundloch ermittelt. Verglichen wurden dabei die bis April 2003 angewendete Einpunktmessung, die bis Oktober 2003 durchgeführte Messung an einem Punkt in drei Lamellen und zusätzlich die Einteilung in vier Lamellen mit jeweils ein, zwei bzw. drei Messpunkten. Für den Salztracerversuch wurde ein Leitfähigkeitsmessgerät der Firma WTW verwendet. Da am Messpunkt 2a kein Durchfluss festzustellen war, spiegelt die Messung im Steinbach in Höhe des Sportplatzes die Durchflussmenge des Hagentalstollens wider. Aus den aufgeführten Messverfahren ergeben sich sechs Messwerte, die zwischen $14,0 \pm 0,4$ L/s und $21,6 \pm 0,9$ L/s liegen. Werden die zuverlässigen Werte des Tracerversuches zu Grunde gelegt, lag der Durchfluss am 15.10.2003 zwischen 18 und 20 L/s. Mit 20,7 bis 22,4 L/s ergaben sich für die Messmethode bis April 2003 um 10 % zu hohe Werte, was sich auf die in Tabelle 15 dargestellten Werte übertragen lässt. Für die Dreipunktmessung wurde die genaueste Übereinstimmung festgestellt, während die Vier-Lamellen-Messungen zu geringe Durchflüsse ergaben.

Bisher wurde nur unzureichend geklärt, ob der Niederschlag einen Einfluss auf die Durchflüsse am Stollenmundloch hat. Zur Klärung stehen die Niederschlagswerte über einen Zeitraum von 1980 bis 2000 zur Verfügung (DEUTSCHER WETTERDIENST 1992 bis 2002). Leider gibt es nur unzureichende Messungen der Durchflüsse. Lediglich im Zeitraum von September 1980 bis November 1983 und im Zeitraum von Juli 1999 bis November 1999 können Aussagen getroffen werden. Im Rahmen eines Hydrogeologischen Gutachtens von PFEIFFER und WILKE wurden die Messungen von 1980 bis 1983

durchgeführt. Sie benutzten ein Venturigerinne mit Lattenpegel. In Abb. 30 sind die Niederschläge und Durchflüsse des ersten Zeitraums dargestellt. Daraus ist abzuleiten, dass bis März 1982 keine Abhängigkeit zwischen Niederschlag und Durchfluss erkennbar ist. Danach stieg der Durchfluss von ca. 11 L/s auf 14 bis 15 L/s an und ein Gleichlauf von Abfluss und Niederschlag ist zu vermuten (PFEIFFER/WILKE 1984). Die Bearbeiter führten als mögliche Ursachen den Vorschritt des Abbaus in oberflächennahe Regionen oder das Ablassen des Neuen Teiches an. Beim Vergleich zwischen Abfluss und Niederschlag im relativ kurzen Zeitraum von Juli bis November 1999 lässt sich ein Zusammenhang nicht erkennen. Diese Messwerte wurden von GÖBKE im Rahmen der Sonderuntersuchung des Hagentalstollens erhoben. Bei den eigenen Messungen konnte der Durchfluss am Stollenmundloch und des Steinbachs, der aus Oberflächenwasser gespeist wird, verglichen werden. Dabei wurde festgestellt, dass bei Wasserführung des Steinbachs der Durchfluss am Stollenmundloch deutlich höher (bis >30 L/s) war als zu den Trockenzeiten in den Sommermonaten (etwa 17 L/s). Es ist daher zu vermuten, dass der Abfluss aus dem Hagentalstollen weniger durch direkte Versickerung des Niederschlags, sondern vielmehr vom Wasserstand des Neuen Teiches und dem Wasserdargebot des Steinbaches abhängig ist. Insgesamt ist aber sehr schwer abzuschätzen, in welchem Maße und an welchen Stellen (Neuer Teich; Bachlauf des Steinbaches) es zu Versickerungen von Oberflächenwasser kommt.

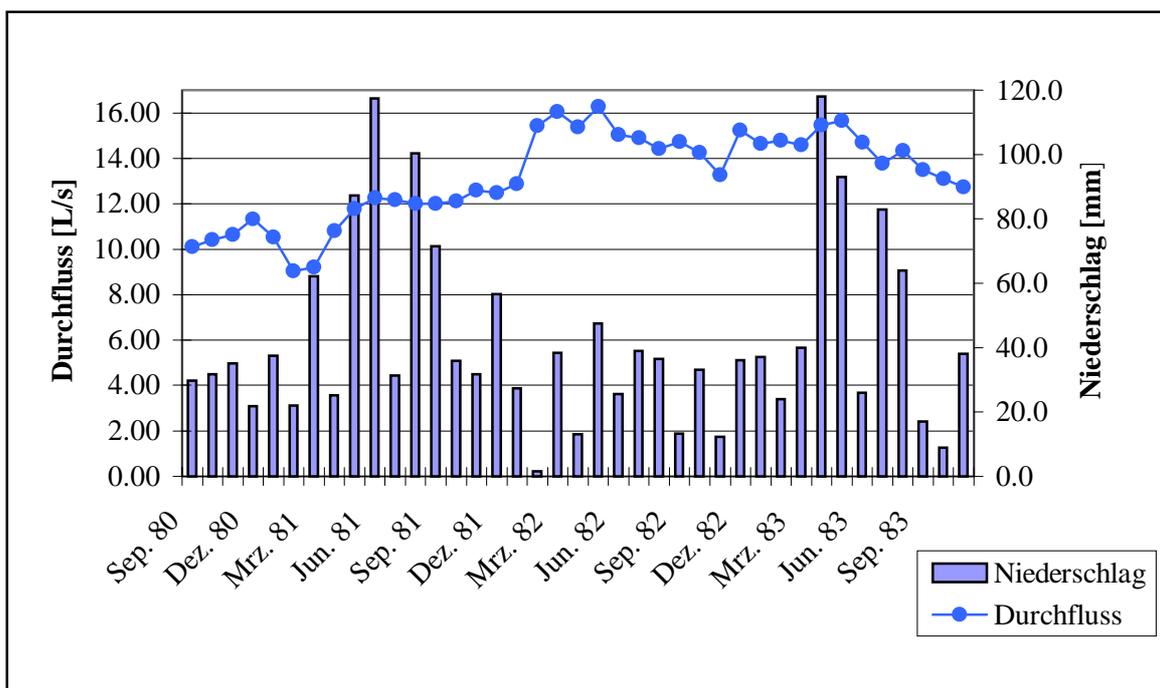


Abb.30: Vergleich Niederschlag/Durchfluss im Zeitraum von September 1980 bis November 1983 (nach: DEUTSCHER WETTERDIENST 1992 und PFEIFFER/WILKE 1984)

Abschließend muss die Frage erörtert werden, ob der Durchfluss eine Tendenz über die Jahre anzeigt. In der Messreihe von 1980 bis 1983 ist ein Anstieg zwischen 1980 und 1982/83 zu erkennen, der mit Ende der Messung wieder rückgängig ist. Da zu diesem Zeitpunkt das Bergwerk noch im Abbau

stand, kann dies auf Fortschritte im Vortrieb zurückzuführen sein und lässt keine Schlussfolgerung auf eine Zunahme des Durchflusses zu. Im Rahmen der Sonderuntersuchung von 1999 sind erneut Durchflüsse von 9 bis 11 L/s gemessen worden, was dem Niveau von 1980 entspricht. Die Firma GEOMONTAN ermittelte im Jahre 2001 Durchflüsse zwischen 13,5 und 15,5 L/s (MUCKE 2002). Weiterhin stehen die aktuellen Ergebnisse (Tab. 15) zur Verfügung, die bei Flügel- und Salztracermessungen Ergebnisse zwischen 17 und 32 L/s ergaben. Hohe Durchflüsse wurden, wie bereits erwähnt, im Winter und Frühling dokumentiert, während bei den Messungen von Mai bis Oktober 2003 Durchflüsse von unter 20 L/s gemessen wurden. Neben diesen jahreszeitlichen Einflüssen könnte ein eventueller Anstieg des Durchflusses mit der Vermutung verknüpft werden, dass eine Mineralquelle im Bergwerksgebäude entwässert. Dieser Gedanke wird bei der folgenden Beurteilung der Wasserbeschaffenheit noch einmal aufgegriffen.

5.3.2 Wasserbeschaffenheit des austretenden Grubenwassers

Neben der Bestimmung des Durchflusses am Messpunkt 1 steht die Bestimmung und Beurteilung der Wasserbeschaffenheit im Mittelpunkt der Untersuchungen. Wie bereits in Abschnitt 4 erwähnt, stellt die Analyse der Wasserbeschaffenheit die Grundlage zur Planung der Pilotanlage dar. Gemeinsam mit den statistischen Maßzahlen sind die gemessenen Parameter in Tab. 16 erfasst.

Über das gesamte Jahr liegt die Temperatur relativ gleichbleibend bei ca. 11 °C. Dies hat sich bei der Pilotanlage positiv ausgewirkt, da es zu keinem Zufrieren der Anlage kam. Ähnliches ist auch beim Bau der Reinigungsanlage zu erwarten. Die höchsten und niedrigsten pH-Werte stammen nicht aus den eigenen Messungen und sind deshalb vorsichtig zu bewerten. Im Zeitraum von Oktober 2002 bis Oktober 2003 lagen die pH-Werte zwischen 5,4 und 6,0. Mit ca. 5400 µS/cm ist die Leitfähigkeit sehr hoch, besonders wenn sie mit dem Vorfluter Steinbach verglichen wird. Sie resultiert vor allem aus den hohen Konzentrationen von Natrium, Calcium und Chlorid. Noch nicht geklärt ist der Ursprung der hohen Chloridgehalte, die über den gesamten Messzeitraum zu beobachten waren. Den Wasseranalysen der Bergschadenskundlichen Analyse (STOLLE 1984) ist zu entnehmen, dass im Jahre 1979 noch geringe Salzkonzentrationen von ca. 100 mg/L vorlagen. Im Jahre 1999 wurden durch GÖBKE Chloridkonzentrationen von 1300 bis 1400 mg/L gemessen. Dieser Wert ist bis zum Jahre 2003 nochmals um 300 mg/L gestiegen. Ihr Ursprung könnte im Versatzgut der Tagesüberhau und des Großschurfs liegen. Mit dieser Kontaminationsquelle lässt sich der Anstieg von 1999 auf 2003 aber schlecht erklären. Ebenso besteht die Möglichkeit, dass eine Quelle im Stollenbereich größere Mengen mineralhaltiges Wasser schüttet. Eine solche Quelle wird in Bad Suderode, dem Nachbarort von Gernrode, zur Heilmittelgewinnung genutzt. Ein Zusammenhang ist deshalb nicht auszuschließen und muss weiter untersucht werden. Die Befahrung und Beprobungen innerhalb des Stollens könnten Anhaltspunkte liefern, welche Theorie wahrscheinlicher ist. Auch für die Wasserbehandlung könnte

der Chloridgehalt negative Auswirkungen, z.B. durch Komplexbildungen, haben. Mit 80 mg/L ist die Sulfatkonzentration im Grubenwasser dagegen gering und stellt kein Problem dar.

Tab.16: Ergebnisse der Wasseranalyse am Messpunkt 1 (Stollenmundloch)

Parameter	Mittelwert	Median	Standard- abweichung	Schwankungsbreite	Anzahl Messungen
Temperatur (°C)	11,2	11,2	0,3	10,5 ... 11,8	25
pH-Wert (-)	5,7	5,7	0,4	4,9 ... 6,5	26
Leitfähigkeit (µS/cm)	5328	5497	535	3320 ... 5926	25
Redoxpotential (mV)	413	385	86	305 ... 621	25
O ₂ (mg/L)	10,1	10,1	0,8	7,1 ... 11,0	20
O ₂ (%)	95,4	96,7	7,2	69,0 ... 102,9	20
K _{B8,2} (mmol/L)	1,2	1,2	0,4	0,2 ... 1,9	25
K _{S4,3} (mmol/L)	0,2	0,1	0,1	0,1 ... 0,5	25
Acidität (mgCaCO ₃ /L)	59,2	60,3	19,1	11,3 ... 92,8	25
Alkalität (mgCaCO ₃ /L)	7,7	7,0	4,3	3,5 ... 25,3	25
Fe _{ges} (unfiltr.; mg/L)	12,9	11,0	3,8	9,1 ... 22	15
Fe ²⁺ (unfiltr.; mg/L)	7,3	7,0	1,8	6,1 ... 11,1	14
Fe _{ges} (filtriert; mg/L)	10,7	10,8	2,7	6,5 ... 16,2	22
Fe ²⁺ (filtriert; mg/L)	8,5	8,8	1,6	6,1 ... 11,1	20
Mangan (mg/L)	4,5	4,3	1,8	3,2 ... 6,1	14
Natrium (mg/L)	281	252	79	203 ... 488	17
Calcium (mg/L)	904	782	323	548 ... 1748	17
Chlorid (mg/L)	1724	1740	101	1390 ... 1840	17
Sulfat (mg/L)	80	77	16	56 ... 113	14

Deutlich überstiegen wird die Alkalität von der Acidität, weshalb von einem netto-acidischen Wasser gesprochen werden muss. Dies hat Konsequenzen auf die Konzeption der passiven Grubenwasserreinigungsanlage, da einem netto acidischen Wasser auf jeden Fall Alkalität zugesetzt werden muss, um ein zu starkes Absinken des pH-Wertes zu verhindern. Eine einfache Reinigung mittels eines aeroben Feuchtgebietes ist damit ausgeschlossen. Bei über 4 mg/L liegt die Mangankonzentration des Grubenwassers und es gilt zu klären, inwieweit diese durch die Reinigungsanlage vermindert werden kann. Primär wird jedoch die Konzeption der Anlage darauf ausgerichtet sein, die hohen Konzentrationen von Eisen zu entfernen.

5.4 Veränderungen des Durchflusses und der Wasserbeschaffenheit bis zum Hagenteich

5.4.1 Auswertung der Durchflussmessungen

Neben der Beprobung von MP 1 erfolgte durch SCHINDLER (2003) die Untersuchung der Wasserbeschaffenheit des Vorfluters Steinbach bis zum Hagenteich inmitten der Ortschaft Gernrode. Nach der natürlichen 6 m hohen Kaskade und einem ca. 100 m² großen Sumpfgebiet, welches fast ausschließlich aus Eisenhydroxidschlamm besteht, fließt das Grubenwasser dem Vorfluter Steinbach zu. Vor dem Zusammenfluss ist Messstelle 3 eingerichtet. Auf Höhe der Zufahrt zum Bergwerksgelände liegt Messstelle 2a eingerichtet, welche die Analysewerte des unbelasteten Vorfluters liefert. Ca. 1 km stromabwärts befindet sich der Mensingteich, der einen Teilstrom des Steinbachs aufnimmt (MP 4). Die restliche Wassermenge fließt am Teich vorbei und beide Teilströme verbinden sich am Auslauf des Teiches. Am Abfluss des Mensingteiches werden die Parameter für MP 5 ermittelt. In Höhe des Altenpflegeheims fließt dem Steinbach ein kleiner Bach zu. Neben dem Sportplatz tritt der Bachlauf in die Kanalisation ein. In der Ortslage Gernrode wird ein Teil des Wassers durch den Hagenteich geleitet. Am Abfluss des Teiches ist Messpunkt 6 eingerichtet. Abb. 31 zeigt die Lage der Probenahmestellen.

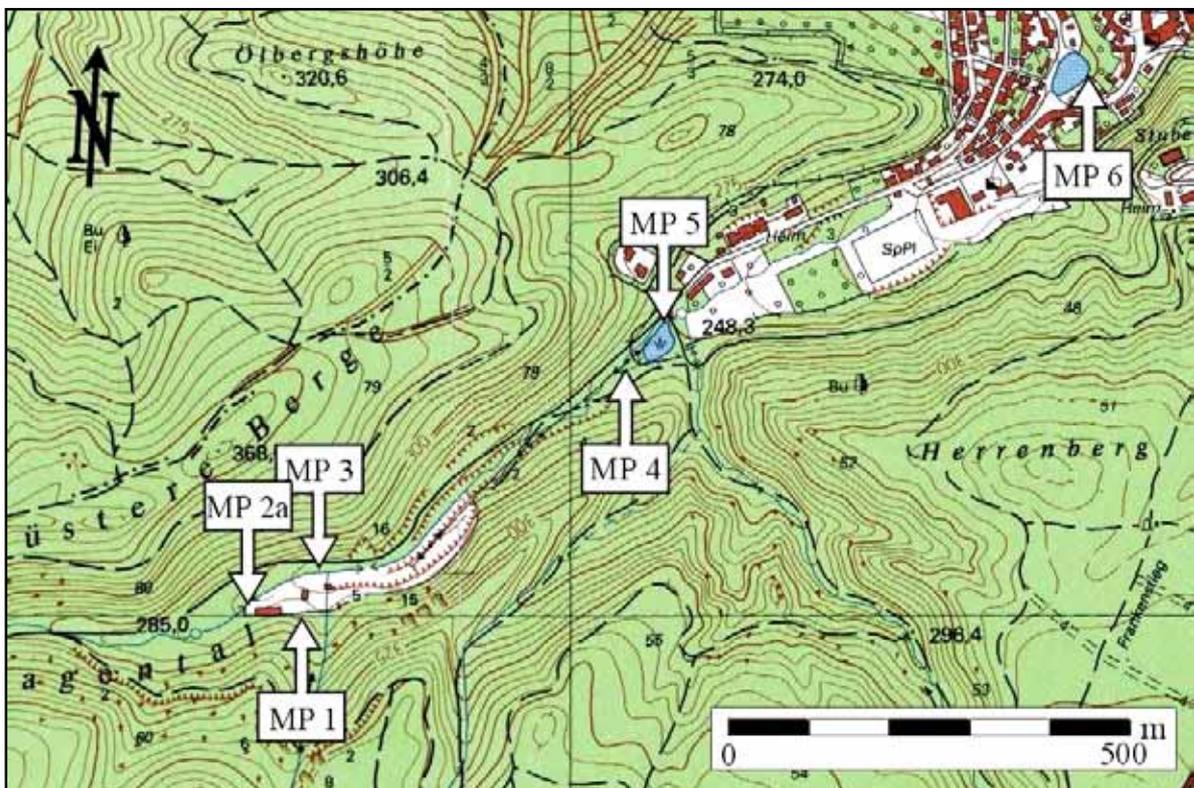


Abb.31: Lage der Probenahmestellen im Hagental

Zur Messung der Durchflüsse am MP 2a und MP 4 wurde ein Messflügel verwendet. An diesen Messpunkten waren definierte Querschnitte im Bachverlauf vorhanden, so dass eine Flügelmessung problemlos möglich war. Zusätzlich wurden im Dezember 2002 sowie im Januar und Februar 2003 Tracertests an verschiedenen anderen Punkten entlang des Bachlaufs vorgenommen. Als Tracer wurde NaCl eingesetzt, welcher zu einer Erhöhung der Leitfähigkeit führte. Diese wurde durch kontinuierliche Messung mit dem Leitfähigkeitsmessgerät der Firma WTW bestimmt.

In Abbildung 32 und 33 sind die Ergebnisse der beiden Messserien vom 19. Dezember 2002 und 25. Februar 2003 dargestellt. An diesen beiden Tagen erfolgte die Messung sowohl mit Flügel als auch mit Tracer. Es ist festzustellen, dass sich unter Einbeziehung der Fehler ein insgesamt stimmiges Bild der Durchflüsse im Abstrom des Hagentalstollens ergibt. Deshalb muss an dieser Stelle ausgeschlossen werden, dass systematische Fehler bei den Flügelmessungen unterlaufen sind. Am Messpunkt 2a wurde die Durchflussmenge des Steinbachs, der aus Oberflächenwasser gespeist wird und den Überlauf des Neuen Teiches darstellt, gemessen. Sehr veränderlich stellte sich der Durchfluss aus diesem Grund dar und variierte im Messzeitraum zwischen 0 und 60 L/s. Deshalb sind auch die Verdünnungseffekte beim Zusammenfluss mit dem Grubenwasser jahreszeitlich verschieden. Nach dem Zusammenfluss des Steinbachs mit dem Grubenwasser ist bis zum Ende der Messstrecke mit keiner erheblichen Verdünnung durch eintretende Wässer zu rechnen. Nur in Höhe des Altenpflegeheims (unterhalb MP 5) liefert ein kleiner Bach Wassermengen zwischen 1 und 12 L/s.

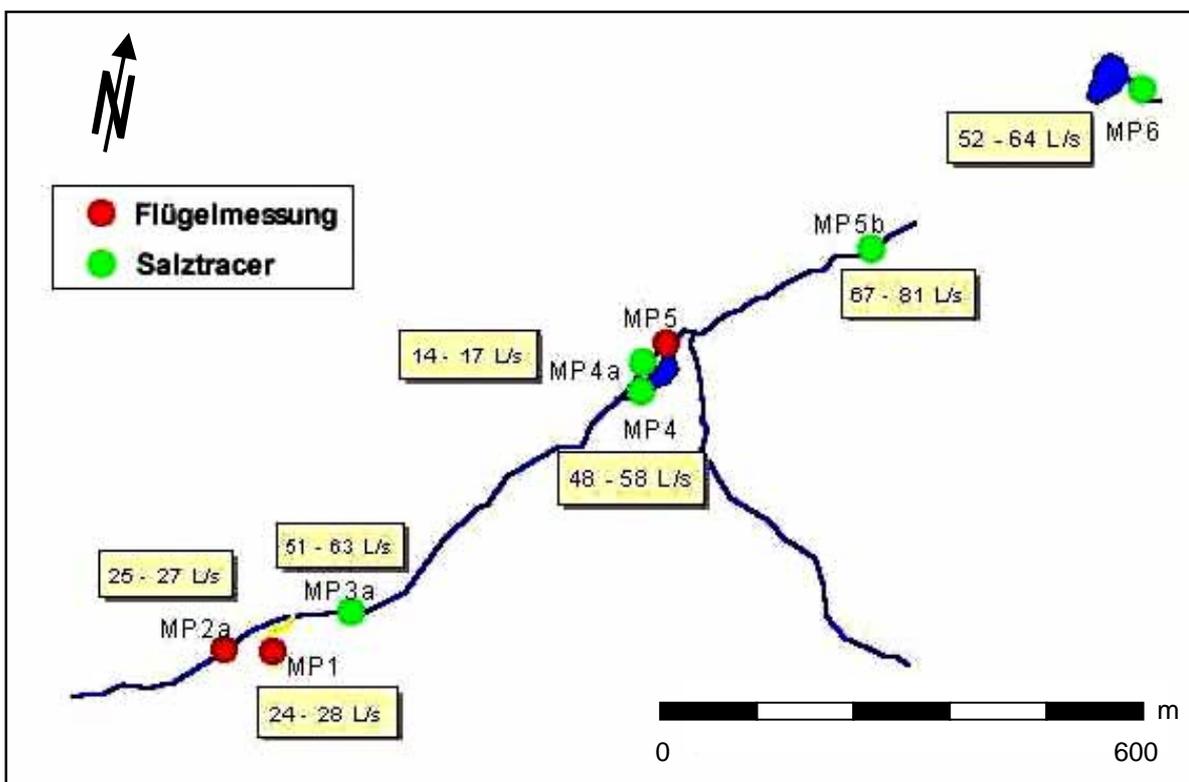


Abb.32: Darstellung der Durchflüsse aus der Messserie vom 19. Dezember 2002

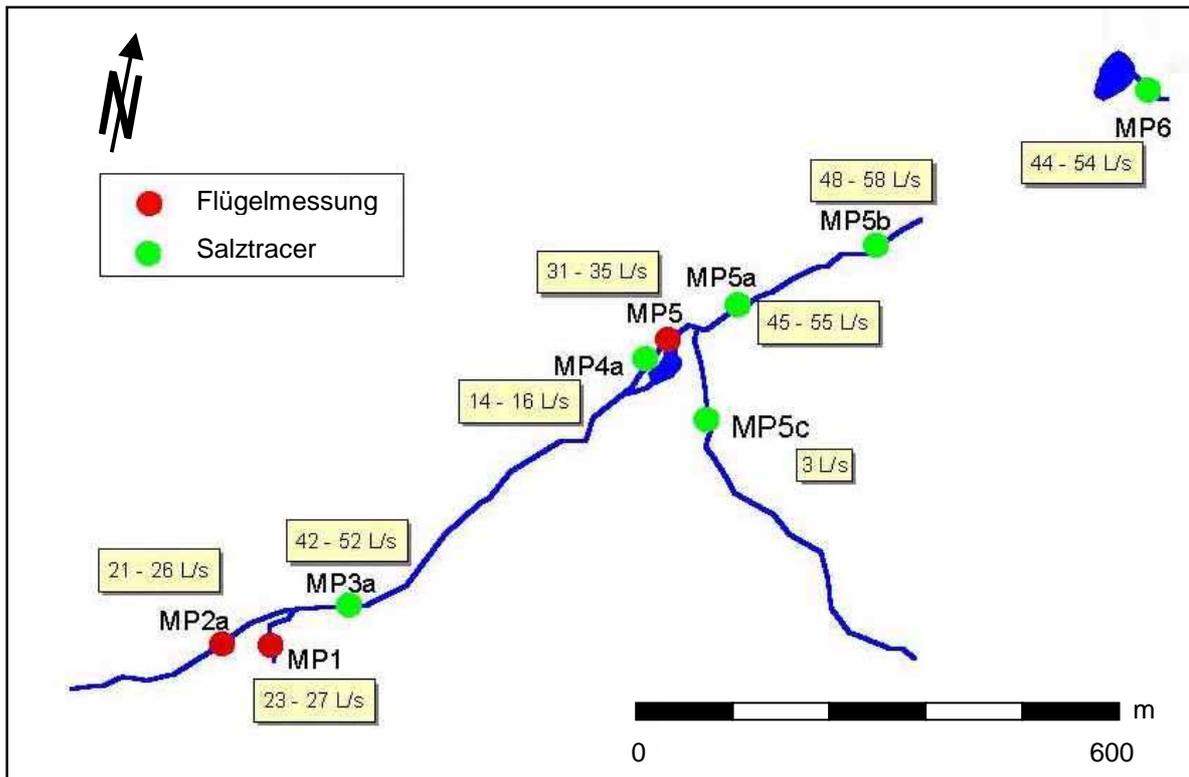


Abb.33: Darstellung der Durchflüsse aus der Messserie vom 25. Februar 2003

An der Bachgablung vor dem Mensingteich fließen etwa $\frac{1}{3}$ der Wassermenge am Teich vorbei und dementsprechend $\frac{2}{3}$ (29 ... 62 L/s) durch den Mensingteich. Dieses Verhältnis kann sich jedoch leicht verändern. Um die Aufenthaltsdauer des Wassers im Mensingteich zu ermitteln, wurde ein Tracerversuch mit Uranin durchgeführt. Mit einem portablen Fluorimeter mit Datenlogger erfolgte die Messung. Da sie im Februar stattfand, war der Teich zum Teil zugefroren. In Abbildung 34 ist das Ergebnis des Tracertests ersichtlich. Der Durchfluss durch den Mensingteich lag bei 33,5 (+/-2,5) L/s. Mit 101,5 (+/-7) % wurde die Wiederfindungsrate ermittelt. Zu rechnen ist mit einer Verweilzeit zwischen 1 und 6 h. Im Mittel kann die Verweilzeit mit 3:50 h angegeben werden.

Für Unklarheit sorgte zunächst der Vergleich der Durchflüsse vor der Kanalisation und beim Austritt aus dem Hagenteich, weil der Durchfluss von über 100 L/s auf 61,8 L/s abnahm. Die Gemeinde Gernrode (schriftliche Mitteilung Herr FENNER) teilte diesbezüglich mit, dass große Teile der Kanalisation im Bereich des Hagenteiches starke Mängel aufweisen. Dies konnte durch Videobefahrungen festgestellt werden. Somit kommt es zu Versickerungen, ein Teil der Wassermenge kann durch die verbrochene Kanalisation fließen und ein Teil durch den Hagenteich. An einem Schieberbauwerk oberhalb des Teiches lässt sich der Zufluss zum Hagenteich kontrollieren. Dies wurde auch am 27. November 2002 dokumentiert, da an diesem Tag kein Zufluss festzustellen war.

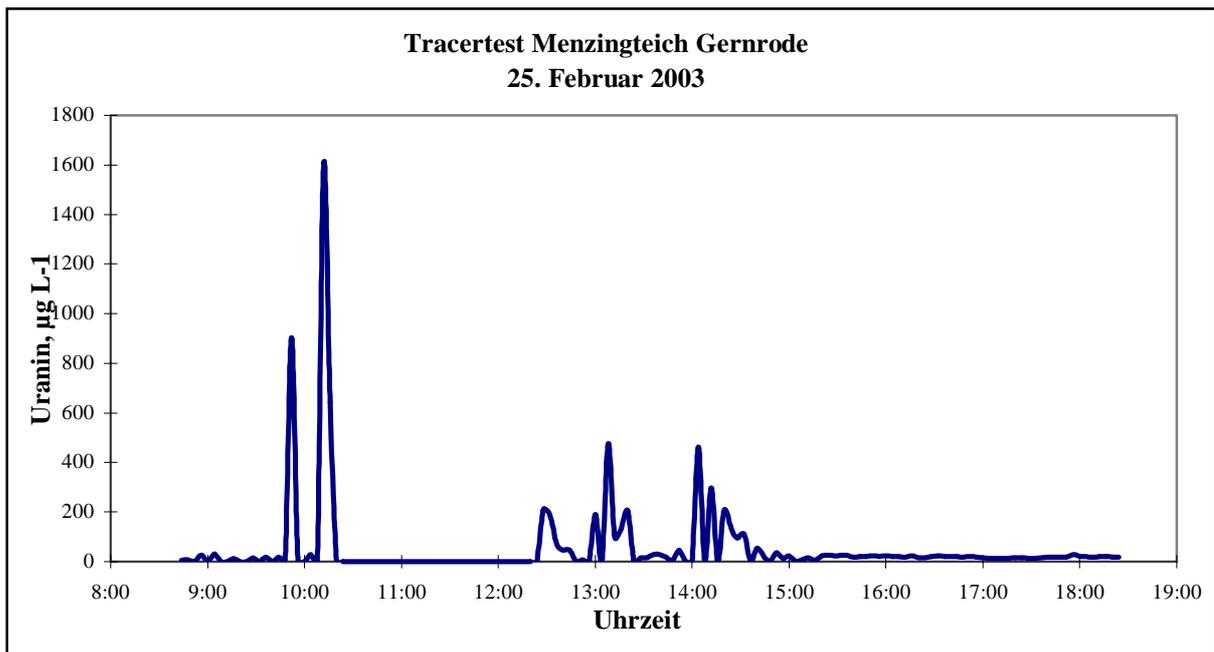


Abb.34: Ergebnis des Tracertests am Menzingeich im Februar 2003

Für alle Durchflussmessungen wurde zudem eine Fehlerberechnung durchgeführt. Die errechneten Fehler lagen (soweit die Geräte korrekt funktionierten) sowohl bei der Flügelmessung als auch bei der Salztracermessung bei 10 %, häufig sogar deutlich darunter. Beim Vergleich zwischen den Durchflusswerten der Tracer- und der Flügelmessung wurden keine gravierenden Abweichungen festgestellt. Die Werte müssen als stimmig angenommen werden, da sich die Fehlerintervalle der beiden Messverfahren überschneiden.

5.4.2 Veränderung der Wasserbeschaffenheit bis zum Hagenteich

An den Messpunkten 2a bis 6 (Abb. 31) wurden im monatlichen Rhythmus die Vor-Ort-Parameter bestimmt und Proben für Laboruntersuchungen genommen. Dies erfolgte wiederum durch SCHINDLER (2003), weshalb ich nur auf wenige Ergebnisse kurz eingehen möchte. Für genauere Auswertungen möchte ich auf ihre Diplomarbeit „Hydrogeochemische Untersuchung des Grubenwassers im Hagental bei Gernrode/Harz“ verweisen.

MP 2a stellt die Daten des unkontaminierten Steinbachs dar. Die Wasserqualität bis zur Einleitung des Grubenwassers entspricht denen anderer Oberflächengewässer. Nach dem Zutritt des Grubenwassers verändert sich jedoch das Aussehen des Bachbettes. Es ist mit rotbraunem Ocker ausgekleidet und biologisch praktisch tot. Dies sind die augenscheinlichen Folgen des Eiseneintrags, verbunden mit der Konzentrationserhöhung weiterer Inhaltsstoffe (z.B. Mn, Cl). Durch das unkontaminierte

Oberflächenwasser treten erste Verdünnungseffekte auf, deren Intensität jedoch abhängig vom Wasserangebot jahreszeitlich stark schwankt.

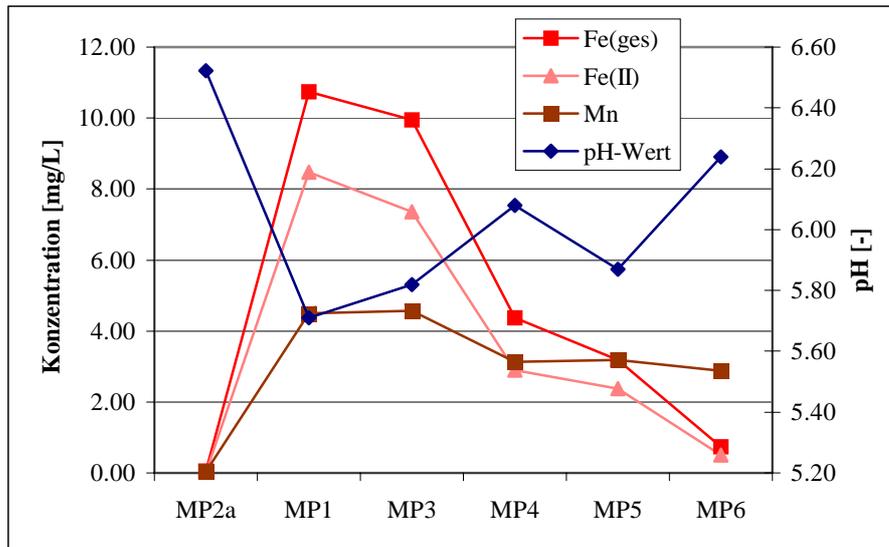


Abb.35: Veränderung des pH-Wertes, Fe- und Mn-Konzentration von MP 2a bis MP 6

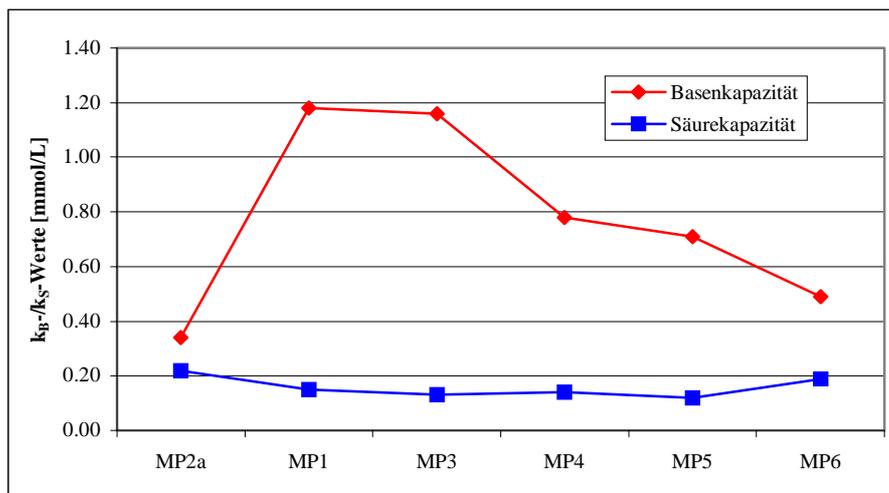


Abb.36: Veränderung des k_B und k_S -Wertes von MP 2a bis MP 6

Auffällig ist der Abfall des pH-Wertes von MP 4 nach MP 5 (Abb. 35). Zurückzuführen ist dieser auf die Ausfällung des Eisens im Mensingteich und die damit einhergehende Protonenfreisetzung. Abb. 36 verdeutlicht, dass der Steinbach auf der gesamten Messstrecke netto-acidisch ist, weshalb keine Abpufferung des pH-Wertes stattfinden kann. Obwohl die Basenkapazität bis zum MP 6 ständig leicht fällt, ist aufgrund der geologischen Verhältnisse keine nennenswerte Erhöhung der Säurekapazität festzustellen. Dennoch fällt die Eisenkonzentration auf unter 1 mg/L am MP 6. Andere Metalle (z.B. Mn; vgl. Abb. 35) werden nur in geringem Maße mitausgefällt, da der pH-Wert mit 6,2 immer noch gering ist.

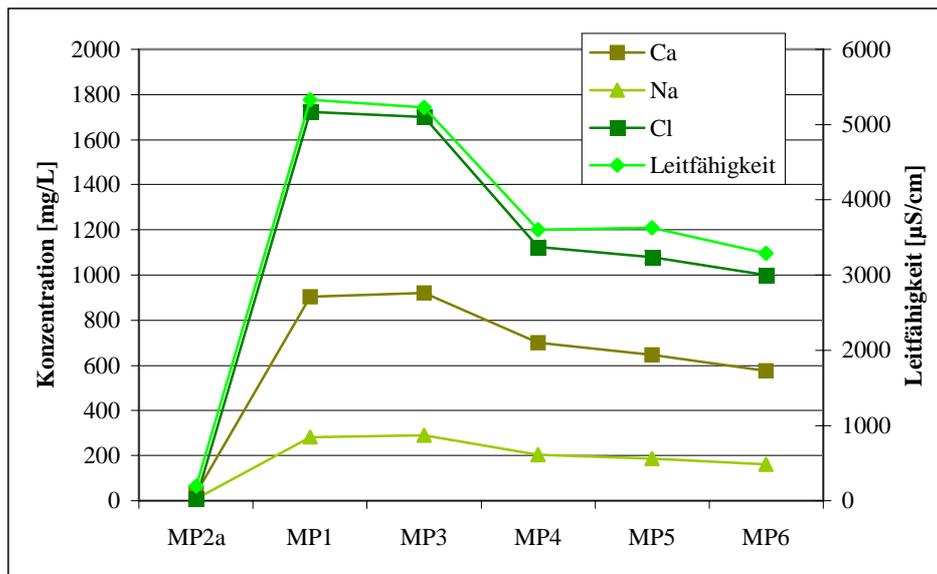


Abb.37: Veränderung der Leitfähigkeit sowie der Na-, Ca-, Cl- und SO_4 -Konzentrationen von MP 2a bis MP 6

Konstant hoch bleibt die Leitfähigkeit über die Messstrecke. Dies drückt sich auch in den Konzentrationen von Ca, Na und Cl aus. Eine Konzentrationsverminderung findet nur zwischen MP 3 und MP 4 aufgrund der Verdünnung mit dem Bachwasser statt. Während die Konzentrationen der eben genannten Ionen durch den Grubenwasserzutritt stark ansteigen, bleibt die Konzentration von Sulfat relativ konstant. Es kommt zu keiner erheblichen Erhöhung nach dem Eintritt des Grubenwassers (Abb. 37).

5.4.3 Rückschlüsse auf die Reinigungsfähigkeit des Grubenwassers

Auf Grundlage der im vorhergehenden Abschnitt dargestellten Parameter lässt sich erkennen, dass das Grubenwasser die potentielle Fähigkeit besitzt, durch passive (bzw. natürliche) Prozesse gereinigt zu werden. Nach Austritt des Grubenwassers existiert eine natürliche Kaskade, die jedoch nur geringe Eisenmengen oxidiert. Am Zusammenlauf des Steinbachs mit dem Grubenwasser kommt es zur Verdünnung, die aber nur in niederschlagsreichen Monaten signifikante Veränderungen hervorruft und in den extrem trockenen Sommermonaten im Jahr 2003 vernachlässigt werden kann. Im weiteren Verlauf des Baches stellen die beiden Teiche natürliche Absetzbecken dar. In ihnen kommt es zu einer Verringerung der Eisenkonzentrationen, damit verbunden aber auch zu einem Abfall des pH-Wertes. Pflanzen entlang des Bachbettes wirken wie ein natürliches Feuchtgebiet. Wie das Ergebnis der Untersuchungen zeigt, führen diese natürlich ablaufenden Prozesse zu einer Verringerung der Eisenkonzentration unter 1 mg/L und die optische Qualität des Wassers und des Bachbettes verbessert sich deutlich. Jedoch ist auch festzustellen, dass noch im Messpunkt 6 am Hagenteich ein netto-

acidisches Wasser vorliegt und die Konzentrationen anderer Metalle kaum verringert wurden. Ebenfalls ist der pH-Wert mit 6,2 noch sehr niedrig.

In der im Anschluss zu planenden passiven Grubenwasserreinigungsanlage sollen die natürlichen Prozesse vom Bachbett in ein abgegrenztes Gebiet (Reaktionsbecken) verlagert werden. Damit wird der Vorfluter entlastet und eine Regeneration des selbigen eingeleitet. Zusätzlich zu den Prozessen, die jetzt im Bachbett und in den Teichen ablaufen, wird ein RAPS-System eingebaut, welches die Alkalität und den pH-Wert erhöht. Zusammen mit einem Absetzbecken und einem aeroben Feuchtgebiet sind damit die Voraussetzungen geschaffen, eine wirksame Reinigung des Grubenwassers zu erzielen. Durch das Erreichen eines netto-alkalischen Wassers mit höheren pH-Werten wird die Mitausfällung weiterer Metalle verstärkt und der darauffolgende pH-Wert-Abfall vermindert bzw. vermieden.

6 Laborversuche

6.1 Eigene Laborversuche

6.1.1 Standversuch und Einzelsäulenversuche

Um das chemische Verhalten und die Reinigungsfähigkeit des Grubenwassers vom Hagentalstollen genauer zu untersuchen, waren neben den Vor-Ort-Analysen Versuche im Labor notwendig. Im ersten Versuchsabschnitt wurden ein Standversuch mit Kalkstein sowie zwei Säulenversuche durchgeführt. Durch den, sich in den Säulen befindlichen Kalkstein und Kompost (Pferdemist), wurde das Grubenwasser mittels einer Pumpe geleitet. In einem 50 L Fass wurde das Grubenwasser ins Labor befördert.

Für den Standversuch wurden 2051,9 g Kalkstein mit 4 L Grubenwasser in Kontakt gebracht (siehe Tabelle 17). Wie in der Pilotanlage stammt der verwendete Kalkstein aus dem Kalkwerk Rübeland der FELS-WERKE GmbH. Er liegt in der Korngröße 20/40 vor und hat einen CaCO_3 -Gehalt von 96-98 %. Vor der Probennahme bzw. Analyse wurde das Wasser gut durchmischt.

Für die weiteren Versuche wurden zwei Säulen eingesetzt, durch die das Grubenwasser mit 0,2 L/min gepumpt wurde. In eine Säule mit einem Volumen von 852,4 cm³ wurde der Kompost eingeschichtet (dies entspricht etwa 16 g Kompost). Beim Einbau des Kompostes wurde darauf geachtet, dass dieser gut durchmischt ist, um vergleichbare Ergebnisse zu erzielen. Von unten wurde diese Säule mit 1,5 L Grubenwasser durchströmt. Kontinuierlich wurde das Grubenwasser im Kreis gepumpt, d.h. das austretende Wasser lief in ein Glasgefäß, in dem die Analyse stattfand, und wurde von dort erneut in die Säule geleitet.

Tab.17: Versuchsdaten für die Säulenversuche mit 0,2 L/min und den Standversuch

	1. Säule	2. Säule	Standversuch
Material	Pferdemist	Kalkstein	Kalkstein
Menge Material	852,4 cm ³	1979,6 g	2051,9 g
Volumen Grubenwasser	1,5 L	2 L	4 L
Messzeitraum	5250 min	5250 min	5250 min
Durchfluss	0,2-0,22 L/min	0,2-0,22 L/min	-

In die zweite Säule mit einem Volumen von 1569,9 cm³ wurde der Kalkstein gepackt, was ca. 2000 g Kalkstein entspricht. Genaue Werte für die eingesetzten Kalksteinmengen sind aus Tabelle 17 zu entnehmen. Beim Einbau wurde beachtet, dass ein guter Mix aller Korngrößen verwendet wird, um wie beim Kompost eine Verzerrung der Ergebnisse zu verhindern. Auch diese Säule wurde von unten durchströmt, das Grubenwasser im Kreis gepumpt und die Analyse in einem Glasbehälter vorgenommen. In Abbildung 38 ist der Versuchsaufbau dargestellt.

Zur Analyse wurden ein Myron Ultrameter, das pH- und O₂-Meßgerät von WTW sowie der Hach Digitaltitrator eingesetzt. Eisen-, Nitrat- und Ammoniumkonzentrationen wurden photometrisch mit dem Hach Odyssey bestimmt. Anfangs wurde in 5 Minuten Abständen gemessen. Nachdem sich die Werte nur noch geringfügig änderten, wurde der Messrhythmus schrittweise auf eine Stunde erhöht. Nachts erfolgte die Analyse alle zwei Stunden bzw. wurde gegen Ende des Versuches ausgesetzt. Am Anfang und am Ende des Versuches wurden Proben genommen.



Abb.38: Versuchsaufbau des Kreisversuches mit 0,2 L/min

Daraufhin wurde der Versuch mit einer Durchflussmenge von 0,7 L/min wiederholt. Tabelle 18 sind die Kenndaten für diesen Versuch zu entnehmen. Da die Pumpleistung der eingesetzten Pumpe zu gering war, konnte dieser Versuch nicht parallel durchgeführt werden. Es erfolgte zunächst die Analyse des Kalksteins und danach der Kompostversuch. Aus diesem Grund wurde die Versuchsdauer gekürzt. Weiterhin wurde der Kompostversuch zwei Mal durchgeführt, da zunächst nicht klar war, ob der starke Anstieg des pH-Wertes auf den höheren Durchfluss bzw. auf eine veränderte Zusammensetzung des Kompostes zurückzuführen ist. Es stellte sich aber ein ähnliches Ergebnis wie beim ersten Durchlauf ein (siehe Auswertung in 6.2). Analyse und Beprobung erfolgten analog des vorherigen Versuches.

Tab.18: Versuchsdaten für die Säulenversuche mit 0,7 L/min

	1. Säule	2. Säule	1. Säule (Wdh.)
Material	Pferdemist	Kalkstein	Pferdemist
Menge Material	852,4 cm ³	1979,6 g	852,4 cm ³
Volumen Grubenwasser	1,5 L	2 L	1,5 L
Messzeitraum	1360 min	1860 min	595 min
Durchfluss	0,69-0,74 L/min	0,68-0,73 L/min	0,70-0,76 L/min

6.1.2 Kombinierte Versuche mit Kompost und Kalkstein

Im zweiten Versuchsabschnitt wurde das restliche Grubenwasser (ca. 44 L) mit einer Pumpleistung von 0,2 L/min durch die beiden Säulen gepumpt. Zuvor wurden der Kompost und der Kalkstein ersetzt. Das Grubenwasser durchströmte zunächst den Kompost und danach den Kalkstein. Am Auslauf der Versuchsanordnung wurde kontinuierlich zunächst im 5 Minuten, dann im 10 Minuten Abstand gemessen und am Anfang, am Ende sowie aller 30 Minuten eine Probe genommen. Zusätzlich zur Probenahme erfolgte die Bestimmung von k_B - und k_S -Wert. Als weiteres Kriterium wurden die farblichen Veränderungen des austretenden Wassers dokumentiert. In Abbildung 39 ist der Versuchsaufbau dargestellt. In die beiden Säulen, die wiederum von unten durchströmt wurden, waren 852,4 cm³ Pferdemit sowie 1980,9 g Kalkstein eingesetzt.



Abb.39: Versuchsaufbau des kombinierten Versuches mit Kalkstein und Kompost (Durchfluss 0,2 L/min)

Da die Ergebnisse nicht den Erwartungen entsprachen, wurde auch dieser Versuch wiederholt. Um den Transport des Grubenwassers zu umgehen, wurde er diesmal vor Ort durchgeführt. Außerdem wurde der Durchfluss von 0,2 L/min auf 0,1 L/min vermindert. Aufgrund des vorhandenen Gefälles war der Einsatz einer Pumpe nicht notwendig. Gefüllt wurden die Säulen mit 852,4 cm³ Pferdemit sowie 2001,0 g Kalkstein. Die Anordnung der Säulen sowie der Zeitplan der Messungen und Probenahmen entsprachen den Bedingungen des vorhergehenden Versuches.

Im folgenden Abschnitt werden die Ergebnisse der Laborversuche dargestellt und diskutiert. Zusammen mit Ergebnissen anderer Arbeiten soll in Abschnitt 6.4 der Austrag von Stickstoff mathematisch nachgebildet werden.

6.2 Auswertung der Laborversuche

In Tabelle 19 sind die Analyseergebnisse des ersten Versuchsabschnitts mit der Durchführung der Einzelsäulenversuche mit 0,2 L/min Durchfluss und dem Standversuch mit Kalkstein dargestellt. Da sie parallel durchgeführt wurden, sind die Ausgangswerte des eingesetzten Grubenwassers bei allen drei Versuchen identisch. Zur Messung gehören zahlreiche Parameter, die sonst Vor-Ort bestimmt wurden. Diese zeigen teilweise deutliche Unterschiede zu den in Gernrode bestimmten Werten. Vor allem der starke Abfall des pH-Wertes ist anzuführen. Dieser wird, wie schon mehrfach erwähnt, durch die Ausfällung des Eisens und die damit verbundene Freisetzung von Protonen hervorgerufen. Ebenfalls veränderte sich das Verhältnis von Fe^{3+} zu Fe^{2+} deutlich zu Fe^{3+} . Trotz dieser Veränderungen können Aussagen über das Verhalten des Grubenwassers getroffen werden.

In Tabelle 20 sind die Analyseergebnisse für den größeren Durchfluss von 0,7 L/min aufgelistet. Um die Richtigkeit des ersten Ergebnisses zu überprüfen, wurde der Kompostversuch noch einmal wiederholt. Voneinander differieren die Werte am Beginn der Messung, da die Versuche nacheinander durchgeführt wurden. Obwohl vor jeder Wasserentnahme aus dem 50 L Fass eine vorsichtige Durchmischung stattfand, konnten keine genau gleichen Ausgangswerte sichergestellt werden. Sie liegen aber in einem zufriedenstellenden Rahmen.

Tab.19: Veränderung der Wasserbeschaffenheit bei den Einzelsäulenversuchen mit 0,2 L/min und Standversuch

	Beginn Messung		Ende Messung	
		1. Säule (Kompost)	2. Säule (Kalkstein)	Standversuch (Kalkstein)
Temp [°C]	17,0	20,3	20,8	19,0
Leitfähigkeit [μS]	5512	7324	5497	5706
TDS [ppm]	4354	5906	4311	4505
Redoxpotential [mV]	483	-54	321	321
pH [-]	3,78	7,11	7,20	7,11
Fe (ges) unfiltriert [mg/L]	10,8	0	0,03	0,06
Nitrat [mg/L]	2,6	46,2	n.b.	n.b.
Ammonium [mg/L]	0,5	47,9	n.b.	n.b.
$K_{\text{B}8,2}$ -Wert [mmol/L]	1,06	1,64	0,16	0,18
$k_{\text{S}4,3}$ -Wert [mmol/L]	-(pH<4,3)	14,33	0,63	1,96
$K_{\text{B}4,3}$ -Wert [mmol/L]	0,13			
Bemerkung		extreme dkl.- braune Trübung		

Tab.20: Veränderung der Wasserbeschaffenheit bei den Einzelsäulenversuchen mit 0,7 L/min

	Kalkstein		Kompost		Kompost (Wdh.)	
	Beginn Messung	Ende Messung	Beginn Messung	Ende Messung	Beginn Messung	Ende Messung
Temp [°C]	18,0	21,8	19,2	22,3	19,7	22,7
Leitfähigkeit [µS]	5540	5605	5520	7457	5460	6898
TDS [ppm]	4371	4401	4335	6005	4285	5509
Redoxpotential [mV]	558	384	561	140	509	188
pH [-]	3,86	6,95	3,91	7,41	4,02	7,18
Fe (ges) unfiltriert [mg/L]	13,15	0,02	9,95	0,85	14,3	0,68
Nitrat [mg/L]	n.b.	n.b.	2,6	55,4	2,2	53,2
Ammonium [mg/L]	n.b.	n.b.	0,35	52,5	0,55	54,0
K _{B8,2} -Wert [mmol/L]	1,05	0,21	1,02	1,32	1,03	1,41
K _{S4,3} -Wert [mmol/L]	-(pH<4,3)	0,65	-(pH<4,3)	14,25	-(pH<4,3)	15,13
K _{B4,3} -Wert [mmol/L]	0,16		0,13		0,14	
Bemerkung				extreme dkl.-braune Trübung		extreme dkl.-braune Trübung

Kontinuierlich über den gesamten Messzeitraum wurden die Parameter Leitfähigkeit, Redoxpotential, pH-Wert und Sauerstoff (Messgerät nur bei Kompostversuch verfügbar) bestimmt. Dargestellt sind die Ergebnisse in den Abbildungen 40 bis 43. Es ist zu erkennen, dass bei allen Säulenversuchen der pH-Wert auf über 7 angehoben werden konnte. Nur bei dem Säulenversuch mit Kalkstein und einem Durchfluss von 0,7 L/min stellte sich der pH-Wert knapp unter 7 ein. Die Zeiten bis zum Erreichen des pH-Wertes 7 variierten beim Kalkstein von 5 h (Standversuch) bis 15 h (Durchfluss 0,7 L/min). Wie erwartet, spielt die Kontaktzeit zwischen Kalkstein und Wasser eine wesentliche Rolle. Beim Kompost stellte sich der pH-Wert schneller auf Werte größer 7 ein. Nach 10 min (Durchfluss 0,7 L/min) bis 150 min (Durchfluss 0,2 L/min) erfolgte der pH-Wertanstieg auf über 7. Um einen Einfluss der Inhomogenität des Kompostes auf dieses Ergebnis auszuschließen, wurde der Versuch wiederholt. Es trat jedoch keine nennenswerte Veränderung auf. Die Reaktion des Kompostes hängt somit weniger von der Kontaktzeit, sondern vielmehr von der Intensität der Durchspülung ab.

Bei allen Kompostversuchen sank das Redoxpotential in etwa dem gleichen Verlauf. Im längsten Versuch war nach ca. 87 h noch kein Minimalwert erreicht. Bei der Messung des Sauerstoffgehaltes (Abb. 43) war nach etwa 100 min nur noch <0,1 mg/L bzw. <1 % der Sättigungskonzentration vorhanden.

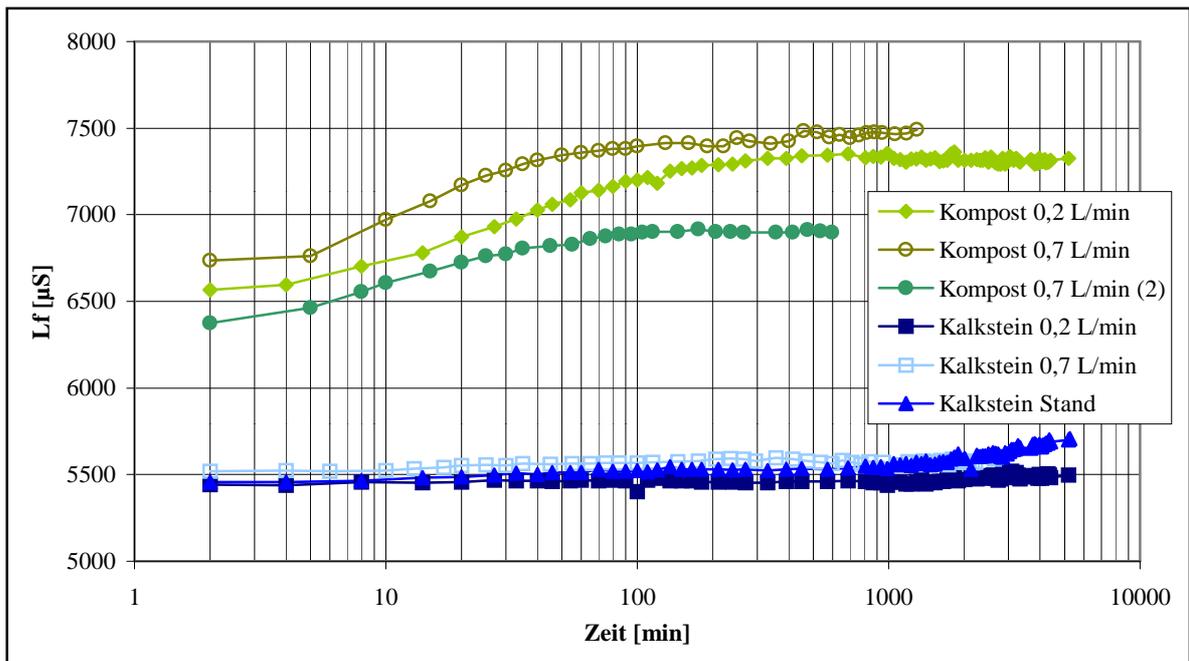


Abb.40: Leitfähigkeitsveränderungen bei den Einzelsäulenversuchen und dem Standversuch

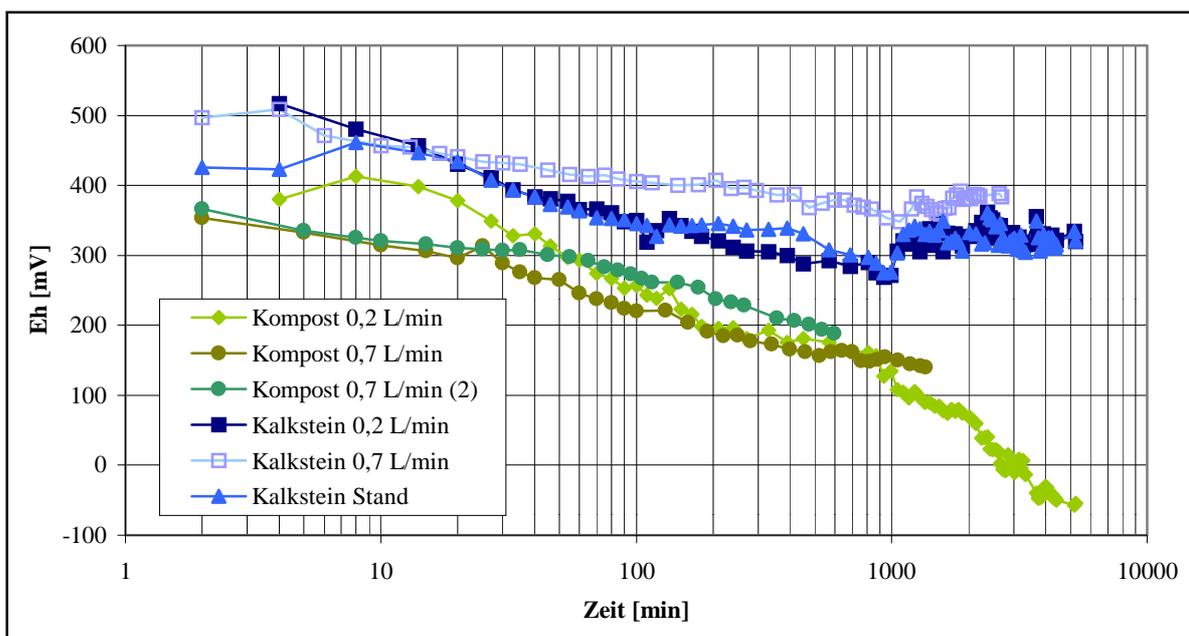


Abb.41: Redoxpotentialveränderungen bei den Einzelsäulenversuchen und dem Standversuch

Während sich die Leitfähigkeit bei den Kalkversuchen nur gering veränderte, erhöhte sie sich bei den Kompostversuchen von 5500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ auf 6900 - 7500 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Damit einhergehend war eine starke Trübung des Wassers bereits nach wenigen Minuten. Von 3 auf 46 bis 55 mg/L erhöhte sich die Nitratkonzentration. Die Ammoniumkonzentration stieg von 0,5 auf 48 bis 54 mg/L. Erst in den folgenden Versuchen konnte der zeitliche Verlauf dokumentiert werden, da jede Entnahme aus dem Kreislauf des Wassers eine Verfälschung der Ergebnisse bedeutete.

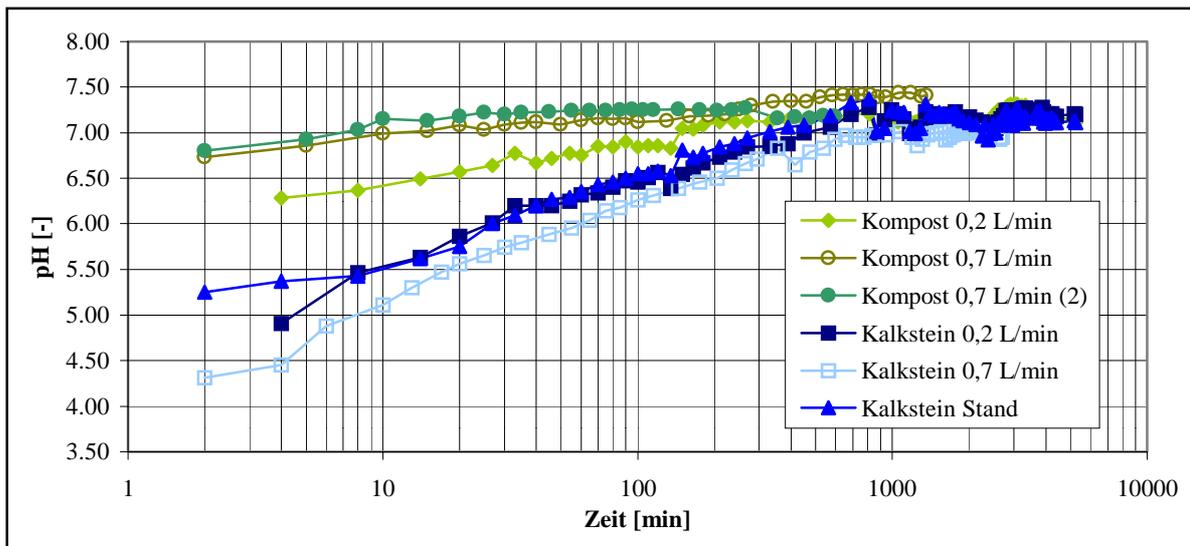


Abb.42: pH-Wert-Veränderung bei den Einzelsäulenversuchen und dem Standversuch

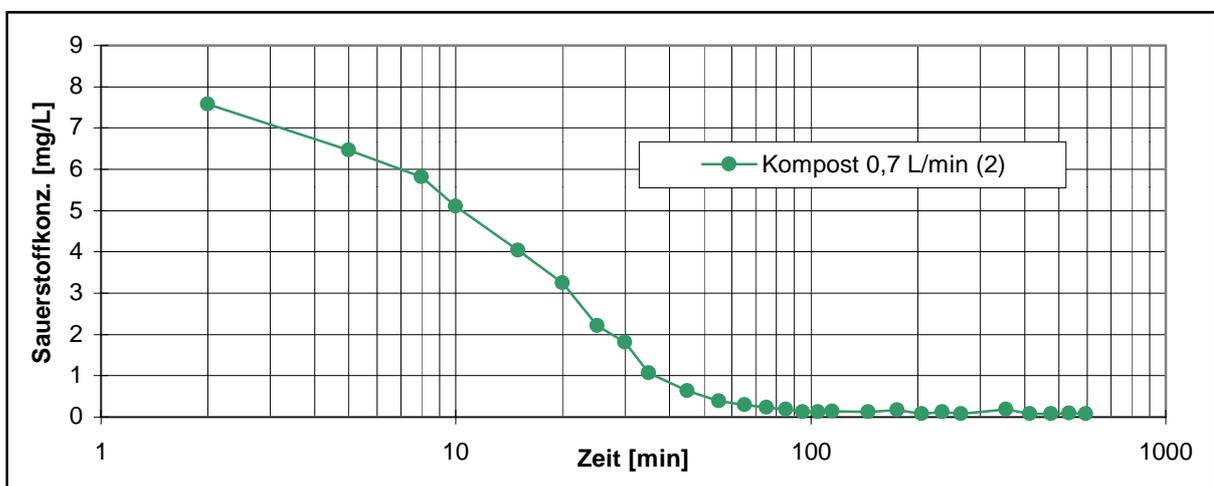


Abb.43: Sauerstoffveränderung bei dem Kompostversuch mit 0,7 L/min Durchfluss

Bei allen Säulen sank die Eisenkonzentration unter 1 mg/L, bei den Kalksteinversuchen sogar auf Werte nahe oder unterhalb der Nachweisgrenze. Die vorher netto-acidischen Wässer konnten in netto-alkalische umgewandelt werden. Diese beiden Ergebnisse zeigen, dass das Reinigungsziel im Hagental mit den vorgeschlagenen passiven Verfahren möglich ist.

Im zweiten Versuchsabschnitt wurde das Wasser durch Kompost und Kalkstein geleitet. Dies erfolgte nicht im Kreis wie bei den vorhergehenden Versuchen. Mit 0,2 L/min Durchfluss wurde der erste Versuch im Labor durchgeführt. Vor Ort wurde der Versuch mit 0,1 L/min wiederholt. Somit entsprechen die schon besprochenen Vor-Ort-Parameter einmal den bisherigen Ausgangswerten der Laborversuche und beim zweiten Versuch den realen Vor-Ort-Bedingungen.

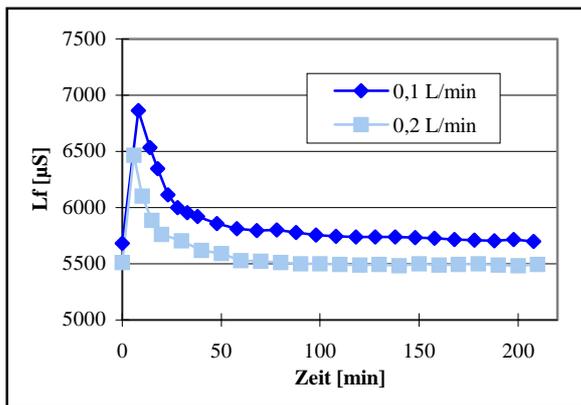


Abb.44: Leitfähigkeitsveränderung bei den kombinierten Versuchen

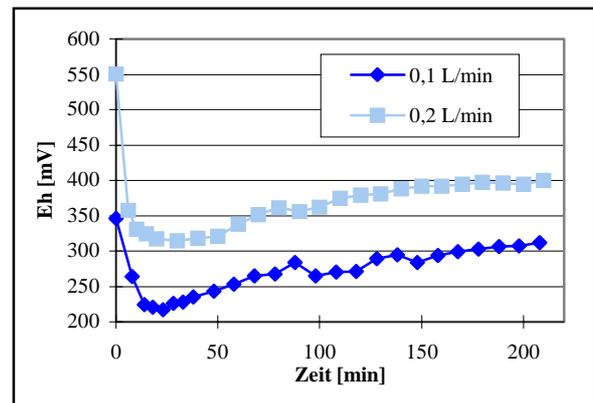


Abb.45: Redoxpotential-Veränderung bei den kombinierten Versuchen

Um den pH-Wert dauerhaft auf 7 zu erhöhen, waren sowohl 0,2 L/min als auch 0,1 L/min ein zu hoher Durchfluss für die geringen Mengen an Kompost und Kalkstein. Zwar stellte sich zunächst ein Anstieg des pH-Wertes auf ca. 7 ein, jedoch fiel dieser rasch wieder ab. Bei dem Durchfluss von 0,2 L/min war dieser Abfall auch nach 3 h noch nicht beendet, während bei dem Durchfluss von 0,1 L/min sich der pH-Wert auf 6,3 einstellte. Der schnelle Anstieg mit den Maximalwerten nach ca. 10 bis 20 Minuten ist auf die Wirkung des Komposts zurückzuführen, der wie aus den ersten Untersuchungen bekannt, den pH-Wert rasch erhöht. Weiterhin kann auch die Kalklösung in den ersten Minuten schneller ablaufen, da auf dem frischen Kalkstein feiner Kalkstaub mit einer großen Oberfläche abgelagert ist, der sehr viel schneller reagiert als der Kalkstein selbst. Nachgezeichnet wird die pH-Wert-Entwicklung auch von der Eisenkonzentration. Einem deutlichen Abfall der Konzentration bis ca. 20 min nach Versuchsbeginn folgt ein allmählicher Anstieg durch die wieder erhöhte Löslichkeit (Abb. 46).

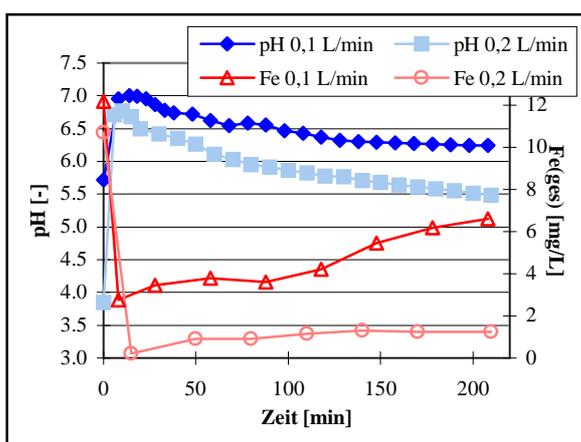


Abb.46: Veränderung des pH-Wertes und der Fe-Konzentration bei den kombinierten Versuchen

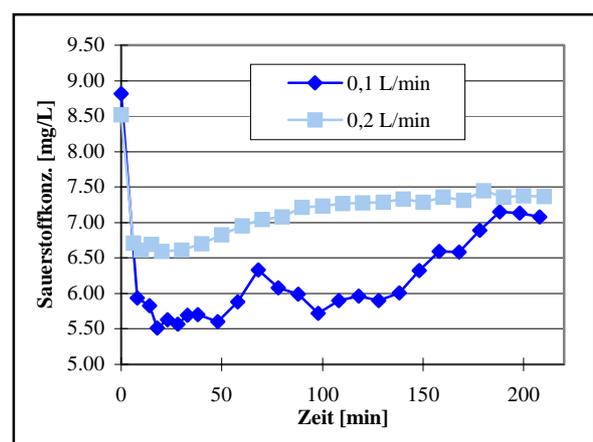


Abb.47: Veränderung der O₂-Konzentration bei den kombinierten Versuchen

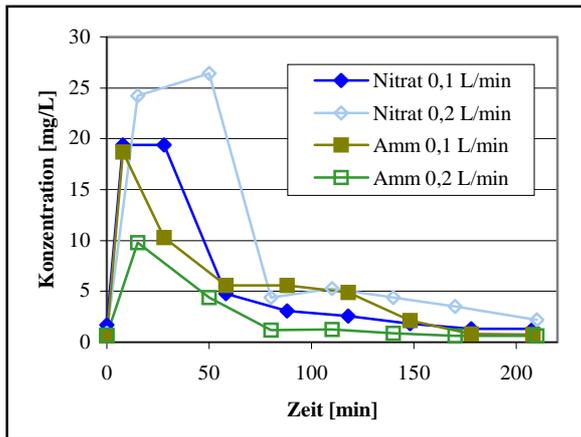


Abb.48: Nitrat/Ammonium-Konzentrationen bei den kombinierten Versuchen

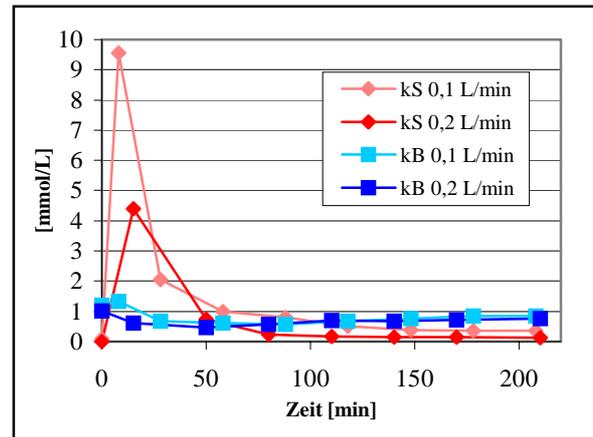


Abb.49: k_B -/ k_S -Werte bei den kombinierten Versuchen

Ähnliche Verläufe sind auch beim k_B -/ k_S -Wert festzustellen. Beim Durchfluss von 0,2 L/min fand der Wechsel von netto-alkalisch zu netto-acidisch nach 60 Minuten, bei dem geringeren Durchfluss nach 110 Minuten statt. Dennoch ist auch hier festzuhalten, dass der Durchfluss zu hoch und damit die Kontaktzeit Kalk/Grubenwasser zu kurz war. Bei einem Durchfluss von 0,2 L/min beträgt die Kontaktzeit nur etwa 5 Minuten und bei einem Durchfluss von 0,1 L/min nur etwa 10 Minuten.

Leitfähigkeit und damit verbunden die Gehalte an Nitrat und Ammonium zeigen einen kurzen Peak und sinken danach relativ schnell wieder auf den Ausgangswert ab. Redoxpotential und Sauerstoffgehalt zeigen eine ähnliche Tendenz wie die vorherigen Parameter. Nach einem Abfall auf ein Minimum nach ca. 20 min stabilisieren sich deutlich höhere Werte.

Festgestellt wurde bei den Laborversuchen noch einmal die enorme Bedeutung der Kontakt- bzw. Aufenthaltszeit des Grubenwassers mit dem Kalkstein. Im ersten Versuchsabschnitt mit dem Standversuch und den Kreisversuchen in den Säulen wurde veranschaulicht, dass bei genügend hoher Aufenthaltszeit eine dauerhafte Anhebung des pH-Werts auf >7 und ein netto-alkalisches Wasser erzeugt werden kann. Unter diesen Bedingungen erfolgt auch eine Verminderung der Eisenkonzentration von >10 mg/L auf unter 1 mg/L. Wie die anschließenden Versuche zeigten, führt eine zu geringe Kontaktzeit dementsprechend zu weniger guten Ergebnissen. Der Austrag aus dem Kompost sowie die Reaktion des Kalkstaubes bewirken zwar kurzfristig positive Veränderungen, die sich auf einen längeren Zeitraum jedoch nicht bestätigen. Dennoch lieferten die Versuche wertvolle Daten über den Nitrat- und Ammoniumaustrag, der bei den bisherigen Arbeiten oft nicht bzw. nur unzureichend dokumentiert wurde. Wie bei den Laborversuchen herausgefunden wurde, ist nur mit einem kurzzeitigen Austrag von Nährstoffen aus dem RAPS-System zu rechnen.

6.3 Versuche anderer Bearbeiter

Neben den Ergebnissen der eigenen Laborversuche stehen mir die Daten einer unveröffentlichten Doktorarbeit von Dipl.-Geol. Claudia Winkler zur Verfügung. Sie befasst sich mit dem Einsatz passiver Reinigungsmethoden am Beispiel der Grube Strassberg im Harz. Im Labor wurden von ihr Batchversuche durchgeführt, um das geochemische Verhalten unterschiedlicher organischer und anorganischer Substanzen zu untersuchen. Im Folgenden möchte ich die Ergebnisse der für meine Reinigungsanlage relevanten Versuche darstellen.

Zuerst wurden mit dem Grubenwasser Fällungsversuche durchgeführt, um die Reaktionen der Inhaltsstoffe in verschiedenen Milieus zu beobachten. Dazu wurden zu 500 ml Grubenwasser jeweils 15 mL NaOH (zehnprozentig), 5 mL $(\text{NH}_4)_2\text{CO}_3$ (zehnprozentig), 5 mL Na_2S (zehnprozentig) und 20 mL $\text{Fe}(\text{OH})_3$ frisch gefällt (15 mL FeCl_3 + 5 mL NaOH) zugegeben. Um die vollständige Ausfällung zu garantieren, wurde ein Überschuss an Reagenz zugegeben. Nach dem Umrühren wurden die Proben 60 min stehen gelassen und danach durch einen $45\ \mu\text{m}$ Na-Acetat-Membranfilter filtriert.

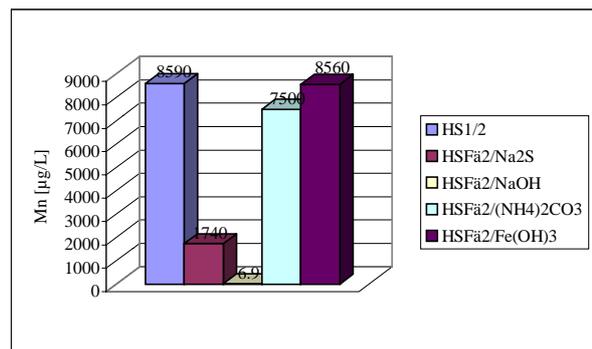
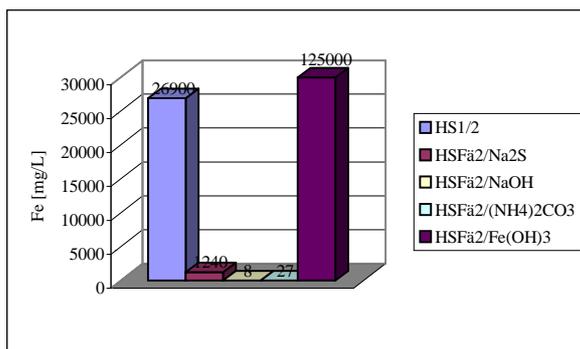


Abb.50: Fe-Gehalte nach den Fällungsreaktionen Abb.51: Mn-Gehalte nach den Fällungsreaktionen
(nach: WINKLER unveröff.)

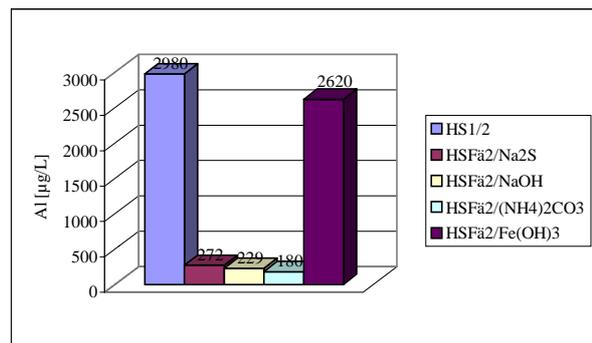
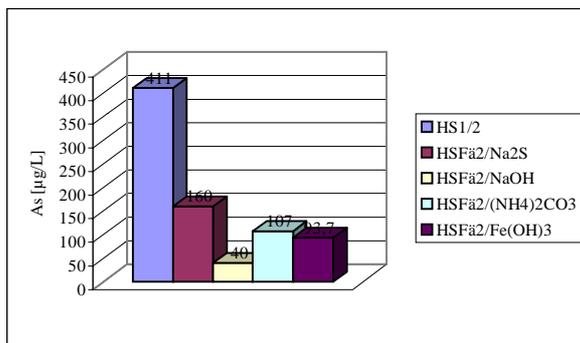


Abb.52: As-Gehalte nach den Fällungsreaktionen Abb.53: Al-Gehalte nach den Fällungsreaktionen
(nach: WINKLER unveröff.)

Dargestellt sind die Ergebnisse der Fällungsversuche in den Abbildungen 50 bis 53, wobei als HS 1/2 die Elementkonzentrationen im Grubenwasser aufgetragen sind. Aus ihnen wird das Verhalten der

Elemente unter verschiedenen Milieubedingungen erkennbar. Eisen fällt als Eisenhydroxid, -karbonat und –sulfid aus. Mangan wird vorrangig mit NaOH und sulfidisch ausgefällt. Durch die Zugabe jeder Reagenz sinkt die Arsenkonzentration. Dabei wird deutlich, dass sich das Arsen durch Adsorption an das Eisenhydroxid bindet. Aluminium wird durch Zugabe von NaOH, $(\text{NH}_4)_2\text{CO}_3$ und Na_2S ausgefällt (WINKLER unveröff.).

Bei den anschließenden Batchversuchen wurden 13 Materialien und deren Verhalten in destilliertem Wasser untersucht. Darunter befinden sich auch Pferdemist und der Kalkstein 16/32. Während der Kalkstein mit dem von mir eingesetzten identisch ist, stammt der Pferdemist nicht aus dem Harz. 300 cm^3 Pferdemist und 300 g Kalkstein wurden mit jeweils 3000 mL bidestilliertem Wasser versetzt und 72 h geschüttelt. In definierten Abständen wurden die Parameter gemessen.

In Abbildung 54 ist das pH-Wert-Verhalten der unterschiedlichen Kalksteine abzulesen. Mit allen Kalksteinarten wurden pH-Werte von 8 bis 9 erreicht. Der Kalkstein aus Rübeland (KSp8-16/KSp16-32) lag mit pH-Wert 9 in einem sehr guten Bereich. Nur geringen Einfluss hatte bei diesen Versuchen die Korngröße des Kalksteins. Ein Austrag umweltrelevanter Elemente wurde bei den Versuchen nicht festgestellt (WINKLER unveröff.).

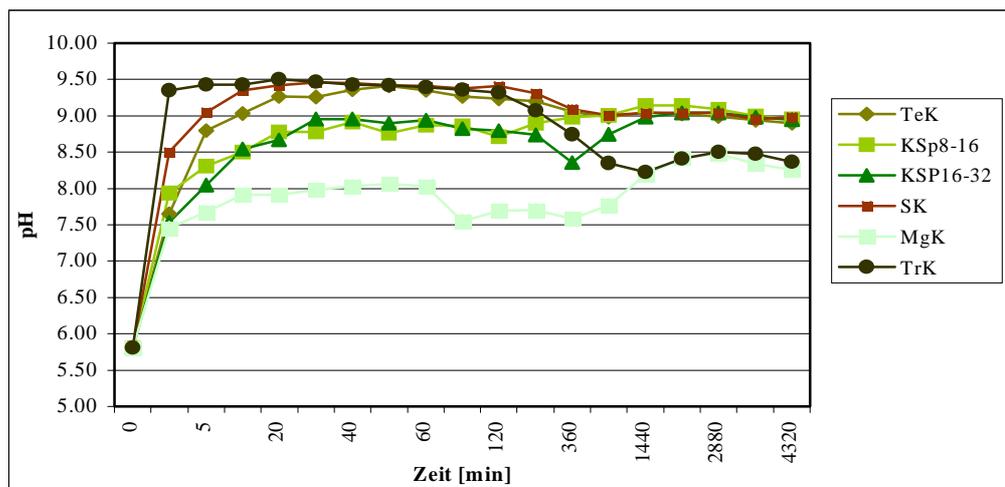


Abb.54: pH-Wert-Verhalten bei den Batchversuchen mit Kalkstein (aus: WINKLER unveröff)

Bei den Batchversuchen mit Pferdemist wurde bemerkt, dass hohe Elementgehalte freigesetzt wurden, jedoch erstaunlicherweise der Nitrat-/Nitritaustrag sehr gering blieb. Gegenüber der anderen Materialien stieg die Leitfähigkeit beim Pferdemist am meisten an. Ab einer Versuchsdauer von 24 h wurde ein Absinken des Redoxpotentials festgestellt. Damit war auch ein Rückgang der Sauerstoffgehalte verbunden. Der pH-Wert pegelte sich zwischen 6 und 7 ein.

JARVIS & ENGLAND (2002) beschreiben ein RAPS-System in Lancashire (Großbritannien). Dies ist zwar nicht im Labormaßstab, aber die einzig zusätzliche Datenquelle für den Ammoniumaustrag aus RAPS-Systemen, die mir zur Verfügung steht. In Lancashire wird stark netto-acidisches Haldenwasser

mit einem pH-Wert von 3,3 gereinigt. Wetterabhängig schwanken die Durchflüsse und liegen maximal bei 6,5 L/s. Auch die Metallkonzentrationen schwanken und liegen maximal bei 60 mg/L Eisen und 30 mg/L Aluminium (Tab.21).

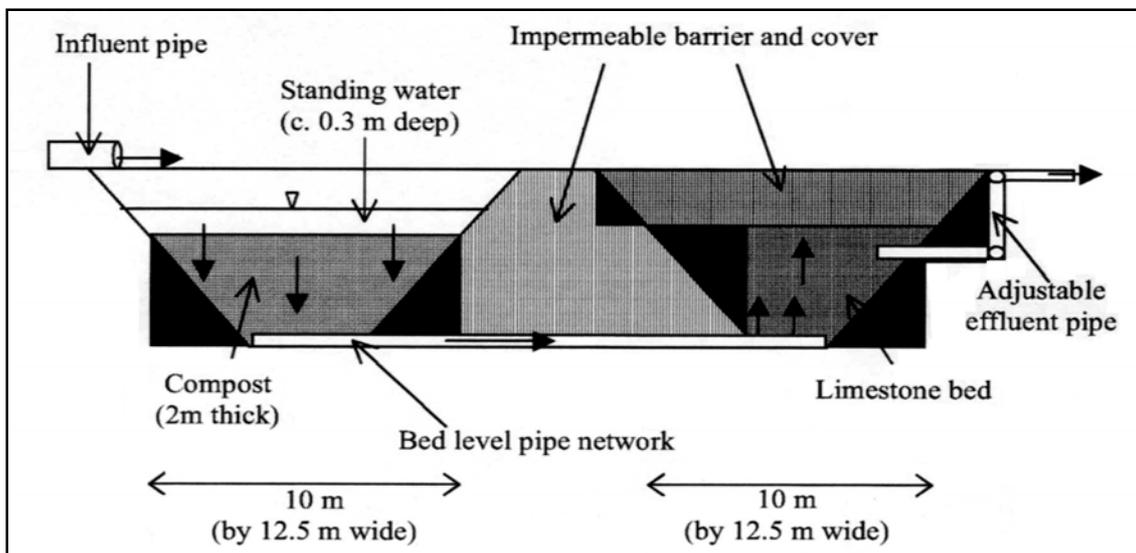


Abb.55: Querschnitt durch das RAPS-System in Lancashire (nicht maßstabsgetreu; aus: JARVIS/ENGLAND 2002)

Das Grubenwasser fließt durch den Kompost und durchsickert dann den Kalkstein von unten nach oben (Abb. 55). Im Anschluss befindet sich ein aerobes Feuchtgebiet. Durch diesen ungewöhnlichen Aufbau des RAPS-Systems wird verhindert, dass das Grubenwasser auf dem kürzesten Weg durch das System fließt. Um mit Sicherheit reduzierende Verhältnisse zu erreichen, hat der Kompost eine Dicke von 2 m. Mit der eingebrachten Kalksteinmenge kann das System theoretisch 20 Jahre ohne Austausch arbeiten.

Tab.21: Wasserqualität am Ein- und Ausfluss des RAPS-Systems in Lancashire (verändert nach: JARVIS/ENGLAND 2002)

	Einfluss		Ausfluss
	Mittelwert	Schwankungsbreite	Mittelwert
Durchfluss (L/s)	1,3	0,18 ... 6,45	
pH	3,3	2,9 ... 4,0	6,7
Alkalität (mg/L)	0	0	>100
Acidität (mg/L)	165	0 ... 384	
Sulfat (mg/L)	863	325 ... 1360	860
Eisen (mg/L)	21,5	1,5 ... 61	15,5
Aluminium (mg/L)	13,6	3,6 ... 31,5	0,5
NH ₃ -N	0,9	0,2 ... 3,8	(siehe Abb. 56)

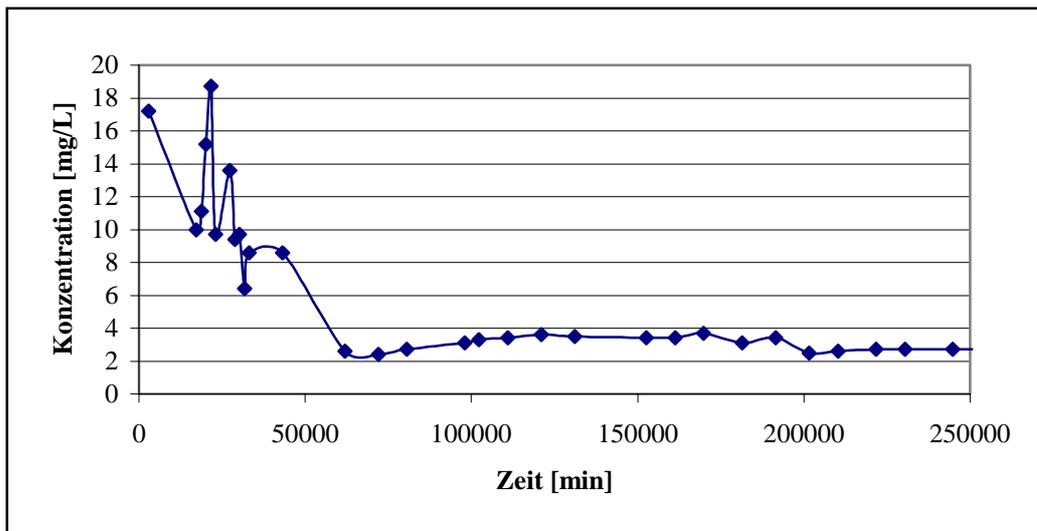


Abb.56: Ammoniumaustrag aus dem RAPS-System in Lancashire/Großbritannien (verändert nach: JARVIS/ENGLAND 2002)

In Tab. 21 sind die Ein- und Auslaufwerte dargestellt. Abwechselnd wirkt das System einmal als Eisensenke und später als Eisenquelle, weshalb die Entfernung des Eisens nur wenig erfolgreich war. Ursachen dafür werden zur Zeit erforscht. Die Aluminiumkonzentration verringert sich dagegen gut. Wo dies geschieht, ist ebenfalls zur Zeit ebenfalls Thema der weiteren Untersuchungen.

In Abbildung 56 ist schließlich der Ammoniumaustrag dargestellt. Die ursprünglich gemessenen Konzentrationen von $\text{NH}_3\text{-N}$ wurden in NH_4^+ umgerechnet. Mit der Abbildung wird verdeutlicht, dass die Austräge organischer Substanzen aus dem RAPS-System nur von kurzer Dauer sind. Schon nach einer Zeit von einem reichlichen Monat sind die Konzentrationen nahezu auf die ursprünglichen Werte abgesunken. Die Daten dieser Untersuchung sollen im Folgenden mit in die Ermittlung einer Formel für den Ammoniumaustrag eingehen.

6.4 Ermittlung einer Formel für den Stickstoffaustrag aus den vorliegenden Labordaten

Auf der Datengrundlage der eigenen Laborversuche sowie der Ergebnisse der passiven Grubenwasserreinigungsanlage von JARVIS/ENGLAND (2002) wurde die Berechnung des zu erwartenden Stickstoffaustrages aus dem RAPS-System durchgeführt. Im Voraus muss festgestellt werden, dass dies eine sehr geringe Datengrundlage ist. Weitere Datensätze, in den Nährstoffaustrag über einen längeren Zeitraum beinhalten, lagen nicht vor. Nur auf Grundlage des Ammoniumaustrages erfolgt die Ermittlung der Formeln. Darüber hinaus gilt zu beachten, dass sich die Herkunft und damit sicherlich die Zusammensetzung des Kompostes unterscheiden und auch deshalb der Vergleich etwas

unsicher ist. Deshalb wird vorgeschlagen, die ermittelten Formeln als grobe Richtwerte anzusehen und mit zukünftigen Daten zu vergleichen bzw. Verbesserungen vorzunehmen.

Zunächst können Aussagen über die Austragsmenge gemacht werden. Der Ammoniumstrag aus dem Kompostvolumen von 852,4 cm³ der Laborversuche belief sich auf 64 bis 78 mg. Aus den 220 m³ Kompost der Anlage in Lancashire gingen ca. 52 kg Ammonium in Lösung. Aufgrund der unterschiedlichen Herkunftsorte des Kompostes scheint die Aufstellung eines Zusammenhangs an dieser Stelle nicht sinnvoll. Mit weiterem Datenmaterial ist dies in zukünftigen Arbeiten sicherlich möglich.

Zur Nachbildung des genauen Verlaufs des Ammoniumaustrages in Abhängigkeit von Kompostvolumen, Durchfluss und Zeit wurde Formel 56 ermittelt. Die Untersuchungen zeigten, dass eine exponentielle Funktion die Verringerung des Austrages am besten nachbildete. Als Einschränkung für Formel 56 gilt, dass das Verhältnis von Q/V nicht beliebig groß gewählt werden kann. Ist dies nicht erfüllt, wird der Faktor a negativ und die Gleichung liefert negative Ergebnisse. Für korrekt konzipierte Reinigungsanlagen sollte diese Voraussetzung stets gegeben sein. Im anderen Fall kann das Ergebnis als sehr kurze und nur geringe Konzentrationsänderung interpretiert werden, da der Durchfluss im Verhältnis zum Kompost sehr hoch ist.

$$c = a * e^{\left(\frac{-t}{b}\right)} + c_0 \quad (56)$$

c	Ammoniumkonzentration [mg/L]
a	Maximalkonzentration $a = f_1 - \left(\frac{Q}{V}\right) * 80$
f_1	kompostspezifischer Faktor; zur Ermittlung werden im Standversuch 0,9 dm ³ Kompost mit 1,5 L Grubenwasser vermischt; 2/3 der Ammoniumkonzentration in mg/L entspricht dem Faktor f_1
t	Zeitdauer [min]
b	$b = \left(\log\left(\frac{Q}{V}\right) - 0,2\right) * 100 * f_2$
f_2	$(\log(V))^3$ bei $V > 1$; sonst $f_2 = 1$
c_0	Konzentration im Gewässer [mg/L]
V	Kompostvolumen [L]
Q	Durchfluss [L/min]

Zum Vergleich von gemessenen Daten und errechneten Konzentrationen sind jeweils beide Datenreihen in den Abbildungen 57 bis 59 aufgetragen. Für den Faktor f_1 wurde bei den Laborversuchen 33 bestimmt, bei der Grubenwasserreinigungsanlage wurde 22 angenommen, da keine genauen Daten vorlagen. Beim Vergleich von gemessenen und berechneten Konzentrationen stellt sich

heraus, dass die Berechnung meist höher liegende Konzentrationen ermittelt, ansonsten der Verlauf aber gut nachgebildet wird. Aus diesem Grund wird mit der ermittelten Formel der erwartete Stickstoffaustrag aus der geplanten Grubenwasserreinigungsanlage im Hagental in Abschnitt 8.4 errechnet und muss als Maximaldauer angesehen werden.

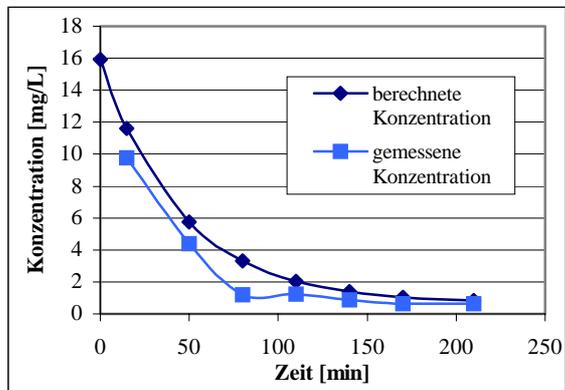


Abb.57: Vergleich gemessener und berechneter Ammoniumkonzentrationen im Laborversuch mit 0,2 L/min Durchfluss

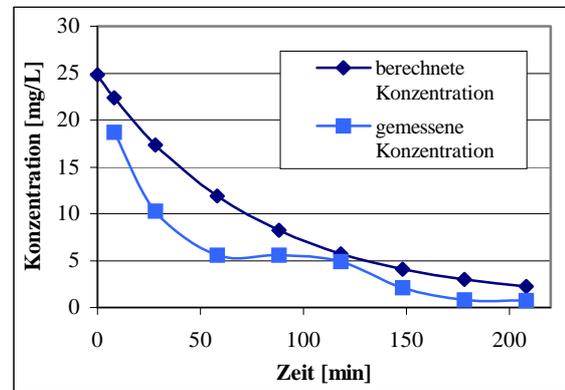


Abb.58: Vergleich gemessener und berechneter Ammoniumkonzentrationen im Laborversuch mit 0,1 L/min Durchfluss

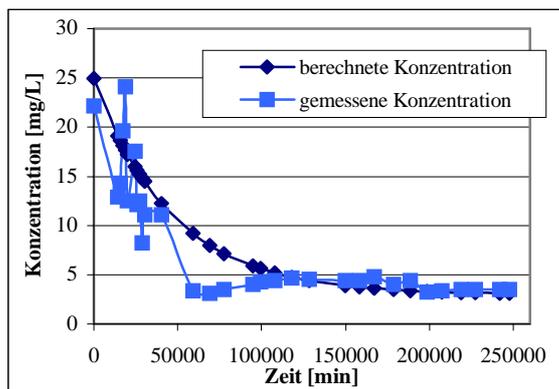


Abb.59: Vergleich gemessener und berechneter Ammoniumkonzentrationen der passiven Grubenwasserreinigungsanlage in Lancashire

7 Aufbau der Pilotanlage zur passiven Grubenwasserreinigung

7.1 Gegenüberstellung möglicher Konzepte

Zur Abwendung bzw. Verminderung der Kontamination des Steinbachs durch den Hagentalstollen sind drei Konzepte denkbar:

- aktive Grubenwasserreinigung
- passive Grubenwasserreinigung
- Errichtung eines Dammbauwerks im Hagentalstollen

Im Folgenden werden die Konzepte kurz angedacht und mögliche Vor- und Nachteile aus Sicht des Bearbeiters dargestellt. Der Einsatz einer aktiven Grubenwasserreinigungsanlage wäre sicherlich langfristig die teuerste Alternative. In den zu errichtenden Klärbecken müssen Neutralisation durch Zugabe von Alkalien sowie Oxidation und Sedimentation (evtl. mit Zusatz von Flockungsmitteln) erfolgen. Als positiv ist zu erwähnen, dass es sich um ein erprobtes Verfahren handelt, in dessen Reinigungsleistung (z.B. durch die Dosierung von Chemikalien) stets eingegriffen werden kann. Durch die bereits erwähnten hohen Kosten und dem nicht zu unterschätzenden Personalaufwand zur Kontrolle der Reinigungsleistung werden jedoch andere Konzepte favorisiert.

Eine Möglichkeit, den Austritt des Grubenwassers und somit der Schadstoffe zu verhindern, ist der Verschluss des Hagentalstollens mittels eines Dammbauwerks. Da der Zustand der Grubenbaue zu großen Teilen unklar ist, wäre eine Befahrung für dieses Konzept unumgänglich. Weiterhin gilt es zu klären, welche Wasserwegsamkeiten bei Anstauung des Grubenwassers aktiv werden. Sicherlich wären diffuse Austritte ein schlechtes Ergebnis, welchem der kontrollierte Austritt über den Hagentalstollen mit der geplanten Aufbereitungsanlage vorzuziehen ist. Die Lage und Konstruktion möglicher Staubauwerke gilt es ebenfalls zu erörtern. Gegebenenfalls wäre der einzelne Verschluss der beiden Richtstrecken sinnvoll, um Reaktionen unterschiedlicher Grubenwässer zu vermeiden. Darüber hinaus besteht die Möglichkeit, mit dem Dammbauwerk nur den Luftzutritt zu unterbinden und somit Oxidationsvorgänge zu vermeiden. Diese Problemstellung soll jedoch nicht Gegenstand der Diplomarbeit sein und wird deshalb nicht weiter betrachtet.

Gelingt es, durch Sperrbauwerke eine nachhaltige Lösung für das Grubenwasserproblem zu finden, wäre dies sicherlich ein bevorzugtes Konzept am Hagentalstollen. Bis zu dieser Feststellung gilt es jedoch noch zahlreiche Problemstellungen, von denen einige in den vorhergehenden Überlegungen angesprochen worden sind, zu klären. Können Rückwirkungen auf die Umgebung (diffuse Wasseraustritte, eventuell Rückwirkungen auf Mineralquelle Bad Suderode) nicht mit ausreichend hoher Sicherheit ausgeschlossen werden, so stellt das in dieser Diplomarbeit vorgestellte Konzept der passiven Grubenwasserreinigungsanlage eine praktikable Alternative dar.

Für die passive Grubenwassereinigungsanlage müssen zwar zur Errichtung Gelder aufgewendet werden, spätere Unterhaltungskosten sind jedoch bei Beachtung der bisherigen Erfahrungen äußerst gering. Die Wirkungsweise der Anlage ist durch Laborversuche und durch die Pilotanlage „Am Kupferberg“ nachgewiesen. Wenig bzw. gar nicht funktionierende Anlagen in den USA und in Großbritannien sind in der Regel auf Nichtbeachtung der Konstruktionskriterien zurückzuführen. Als Einschränkung ist allerdings zu erwähnen, dass es bisher keine Langzeitstudien über passive Grubenwasserreinigung gibt, da diese Technik erst seit Mitte der 90er Jahre im großen Stile eingesetzt wird.

Neben der Wahl eines der vorgestellten Konzepte steht auch die Frage im Mittelpunkt, welches Gefahrenpotential hinsichtlich der Schlammablagerungen innerhalb des Stollens zu erwarten ist und welche Vorgehensweise gewählt werden muss. Aufgrund der enormen Kosten und der nur geringen zu erwartenden Erfolge (Schlamm wird sich mit der Zeit neu bilden) kann aus meiner Sicht zur Zeit auf eine Schlammberäumung verzichtet werden. Um eine akute Gefährdung und Verunreinigung des Vorfluters zu vermeiden, sollte der Abfluss aus dem Stollen ständig gewährleistet sein und eine mögliche Verstopfung schnellstmöglichst behoben werden. Darüber hinaus sollte bei einer Befahrung die zu erwartende Schlammfracht durch geeignete Maßnahmen weitestgehend zurückgehalten werden.

7.2 Konzipierung der Pilotanlage „Am Kupferberg“

7.2.1 Einführung

Um die ersten Überlegungen aus den Diplomarbeiten von TAMME (2002) und SCHINDLER (2003), den Laborversuchen von WINKLER (unveröffentlicht) und den eigenen Laborversuchen in die Tat umzusetzen, wurde im Rahmen meiner Diplomarbeit eine kleinmaßstäbliche Versuchsanlage am Hagentalstollen errichtet und in Betrieb genommen. Zur Pilotanlage „Am Kupferberg“ gehören drei 1,12 * 0,96 m große und 0,95 m hohe Reaktionsbecken. Sie befinden sich am Rande der Halde des ehemaligen Bergwerkes Hohewarte, so dass das natürliche Gefälle genutzt werden konnte (Abb. 61). Bis zum Standpunkt der Versuchsanlage wird das Grubenwasser über Schläuche geleitet.

Zunächst fließt das kontaminierte Grubenwasser über eine Kaskade in ein Absetzbecken, danach in ein RAPS-System und anschließend in ein aerobes Feuchtgebiet. Innerhalb der gesamten Anlage sind 4 Probenahmestellen eingerichtet (MP 11 - MP 14). Die Probenahmestellen MP 11 bis MP 13 befinden sich jeweils am Einlauf der drei Reaktionsbecken. MP 14 stellt den Auslauf vom letzten Reaktionsbecken dar. In Abbildung 60 ist die errichtete Anlage in einer Lageskizze dargestellt. Im Folgenden werden die einzelnen Reaktionsbecken betrachtet. Erste Ergebnisse sind in Abschnitt 7.3 erörtert.

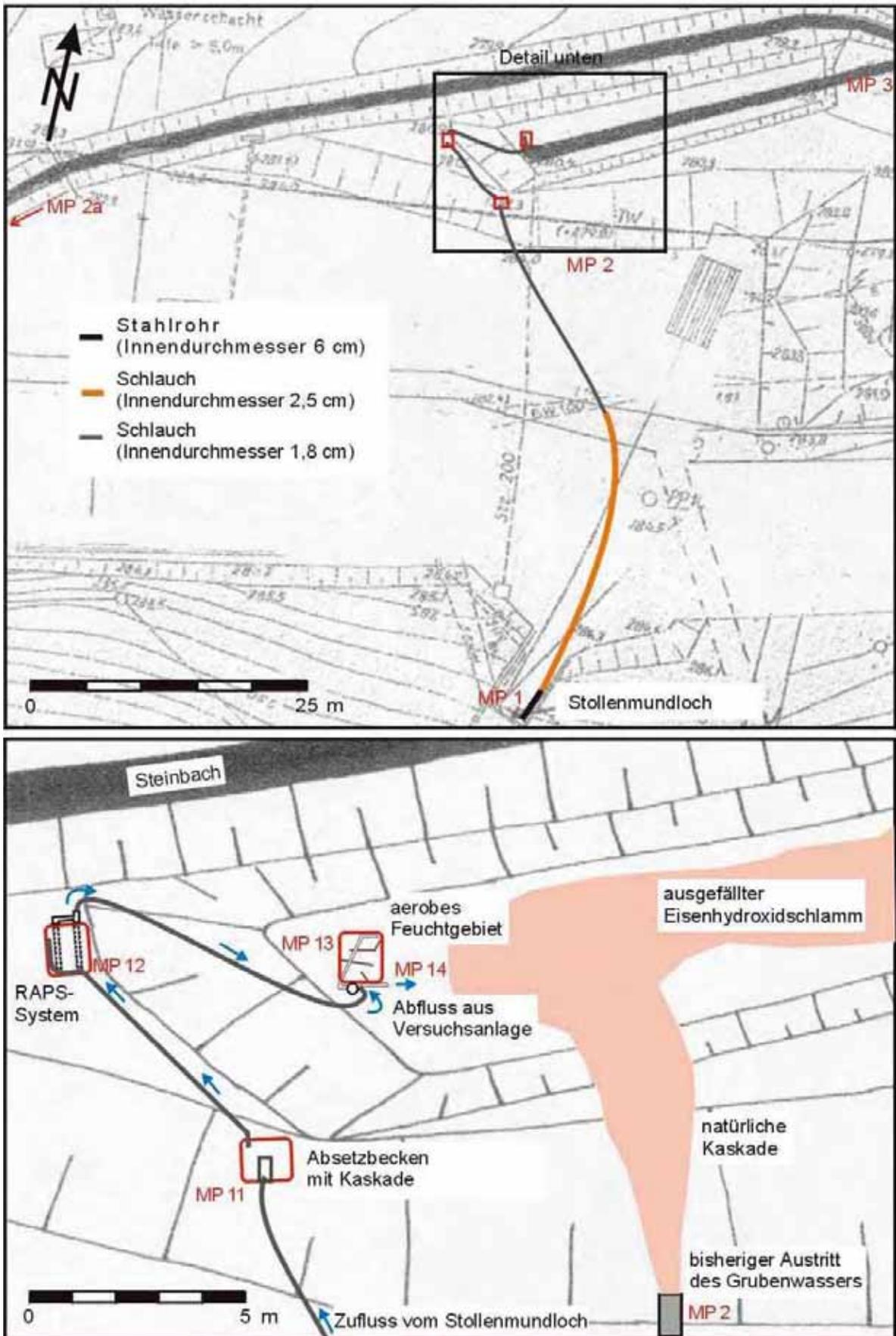


Abb.60: Lageskizze der passiven Pilotanlage zur Grubenwasserreinigung bei Gernrode/Harz



Abb.61: Pilotanlage zur passiven Grubenwasserreinigung am Hagentalstollen

Geringer als gehofft ist die Datenmenge, die während dieser Diplomarbeit gesammelt werden konnte. Bei Errichtung der Anlage gab es einige Verzögerungen, die den Beginn der Messungen auf Februar 2003 verschoben. Viel ärgerlicher und ein großer Rückschlag waren zwei mutwillige Zerstörungen, die im Juni und August 2003 nahezu die gesamte Anlage zum Erliegen brachten. Daraufhin konnten die Grundfunktionen der Anlage wieder in Betrieb genommen werden, während einige Teile (z.B. Überläufe, Bepflanzung im aeroben Feuchtgebiet) bis zum Ende der Arbeit nicht wieder hergestellt werden konnten.

7.2.2 Absetzbecken

Ein Teilstrom des Grubenwassers wird über Schläuche bis zur Pilotanlage geleitet. Vor dem ersten Reaktionsbecken, dem Absetzbecken, erfolgt die Regulierung des Durchflusses durch die Pilotanlage. Aufgrund der hohen Schwebstofffracht durch den Eisenhydroxidschlamm musste der Einlauf ins Absetzbecken mehrfach verändert werden. Zunächst floss der gesamte Teilstrom von 9 – 10 L/min dem System zu. Als sich dieser Durchfluss als zu hoch erwies, wurde mit Hilfe einer Abklemmung der Durchfluss bis auf 0,5 L/min verringert. Ablagerungen führten jedoch schnell zu Verstopfungen. Im darauffolgenden Schritt wurde ein Wasserhahn zur Regulierung der Durchflussmenge eingebaut, der eine genauere Einstellung gewährleisten sollte. Recht schnell stellten sich die gleichen Verstopfungsprobleme wie bei der Abklemmung ein. Als dritte Konstruktionsmöglichkeit wurde ein PVC-Rohr, in dessen Boden drei Löcher gebohrt sind, eingebaut. Im Labor wurde die Größe dieser Löcher so eingestellt, dass sie einen Durchfluss von 0,5 L/min gewährleisten. Folglich strömt die restliche Wassermenge darüber hinweg und soll ein Zusetzen der Löcher verhindern. Auch diese

Möglichkeit der Einlaufgestaltung erwies sich in der Praxis als nicht geeignet. Kurz vor Abschluss der Arbeit wurde eine Rinne mit zwei V-förmigen Einkerbungen eingebaut. Mit Hilfe dieser Rinne soll der Durchfluss kontrolliert und das Problem der Verstopfung endgültig gelöst werden.

Auf eingetragene Blätter und Äste beruht hingegen die Gefahr der Verstopfung des Auslaufes des Absetzbeckens. Mit einer Netzabdeckung sowie einem Verstopfungsschutz vor dem Auslauf konnte dieses Problem einfach gelöst werden. Sollte es dennoch zu Verstopfungen kommen, waren in der ursprünglichen Anlage zwei Überläufe eingeplant (Abb. 62). Diese wurden in Folge der Zerstörung entwendet und bisher nicht wieder ersetzt. Ebenfalls Opfer der Zerstörungswut wurde die Kaskade, die nicht wieder aufgefunden werden konnte. Wie die Ergebnisse zeigten, war sie an dieser Stelle zwar wenig wirksam, ein Einbau im aeroben Feuchtgebiet wurde dadurch jedoch verhindert.

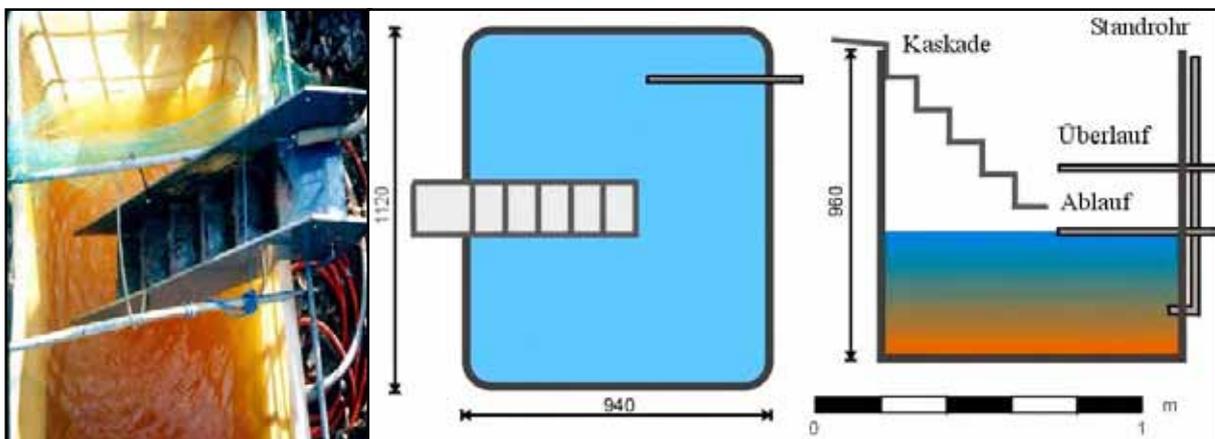


Abb.62: Aufbau des Absetzbeckens der Pilotanlage „Am Kupferberg“

Im Absetzbecken verringert sich die Fließgeschwindigkeit und Schwebstoffe fallen aus. Somit soll vor allem die Gefahr der Verstopfung des RAPS-System verringert werden. Ein Tracerversuch wurde aufgrund der zu erwartenden langen Aufenthaltszeit nicht durchgeführt. Eine überschlägige Schätzung mit der Formel

$$t = \frac{V}{Q} \quad (57)$$

ergab eine Aufenthaltszeit von ca. 14 h bei einem Durchfluss von 0,5 L/min und einem Volumen von 430 L. t stellt dabei die Aufenthaltszeit in h dar, wenn das Volumen V des Beckens in L und der Durchfluss Q in L/h eingesetzt wird. Da der Durchfluss teilweise vermindert bzw. unterbrochen war, ergaben sich erheblich längere Aufenthaltsdauern, die sich in einem Abfall des pH-Wertes widerspiegelten.

7.2.3 RAPS-System

Das zweite und entscheidende Reaktionsbecken der Pilotanlage ist das RAPS-System (Abb. 63). In ihm befinden sich 780 kg Kalkstein und 0,5 m³ Kompost. Aus dem Werk Rübeland der FELS-Werke GmbH stammt der Kalkstein mit einem CaCO₃-Gehalt von 97 bis 98 % und einer Korngröße von 20/40. Als Kompost wurde Pferdemist des Reiterhofs Gothe in Rieder verwendet. Im unteren Teil entwässern zwei Drainagerohre das System. Um die Rohre ist, um ein Zusetzen der Drainage zu verhindern, nur Kalkstein eingebaut. Darüber wurden in zwei Etappen Kalkstein und Kompost gemischt aufgelagert. Den Abschluss bildet eine Schicht Kompost. Eine Erhöhung der Kalkstein/Kompost-Schicht wurde durch die mangelnde Reinigungsleistung zu Beginn der Untersuchungen notwendig. Über die Höhe des Auslaufs ist der Wasserstand im System auf etwa die Oberkante des Kalkstein/Kompost-Gemisches eingestellt. Durch den Kompost werden reduzierende Verhältnisse im RAPS-System geschaffen. Dadurch werden die Oxidation des Fe²⁺ zu Fe³⁺ und damit die Zusetzung des Kalksteins mit Eisenhydroxid verhindert. Dies hätte eine Verringerung der reaktiven Oberfläche des Kalksteins zur Folge und damit auf lange Sicht ein Versagen des Systems. Zusätzlich kann es mit Hilfe von SRB's zur Sulfatreduktion und zur Ausfällung des Eisens als Sulfid kommen. Ziel des RAPS-Systems ist die Anhebung des pH-Wertes auf ca. 7 und die Schaffung netto-alkalischer Verhältnisse im Grubenwasser.

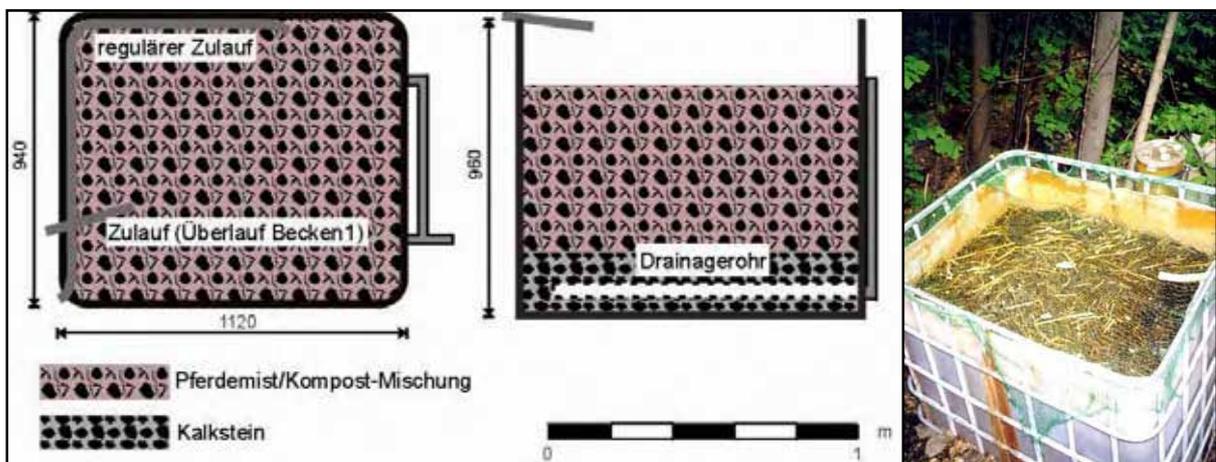


Abb. 63: Aufbau des RAPS-Systems der Pilotanlage „Am Kupferberg“

Zur Bestimmung der Aufenthaltsdauer wurden Tracerversuche mit Uranin durchgeführt. Bei drei von den vier Versuchen war die Wiederfindungsrate so schlecht, dass eine Auswertung kaum möglich ist. Dies kann eine Folge der Zurückhaltung bzw. Zersetzung des Tracers im RAPS-System sein. Bei einem Versuch stellte sich eine Wiederfindungsrate von 74 % ein. Die tatsächliche Aufenthaltsdauer lag zwischen 5 und 45 Minuten, die mittlere Aufenthaltsdauer bei ca. 25 Minuten. Ein Grund für diese geringe Aufenthaltsdauer könnten mögliche bevorzugte Fließwege z.B. entlang des Beckenrandes sein. Diese konnten offensichtlich trotz sorgfältigen Einbaus in diesem kleinen System nicht ausgeschlossen werden.

Zum erfolgreichen Einsatz eines RAPS-Systems muss gewährleistet werden, dass das System niemals trocken fällt. Durch die mutwillige Entfernung des Verschlusses am Boden des RAPS-Systems geschah dies jedoch in einem nicht genau bestimmbar Zeitraum. So konnte im Juni nicht gemessen werden, ob sich die einstellenden Reinigungserfolge vom Mai 2003 bestätigten bzw. noch verbessert hatten.

7.2.4 Aerobes Feuchtgebiet

Das dritte Reaktionsbecken, in dem sich ein aerobes Feuchtgebiet befindet, wurde erst im März 2003 an die restlichen beiden Becken angeschlossen. Dadurch sollte den Pflanzen zunächst Zeit zum Einwachsen gegeben werden und der kurzfristige Stickstoffaustrag durch die Errichtung des RAPS-Systems nicht den Pflanzen zugeführt werden. Schon nach einigen Wochen wurde festgestellt, dass sowohl die Rohrkolben (*Typha*) als auch Binsen (*Juncus*) gut eingewachsen waren und sich frische Triebe ausbildeten. Die Wasserqualität stellte somit für ihr Wachstum kein Problem dar.

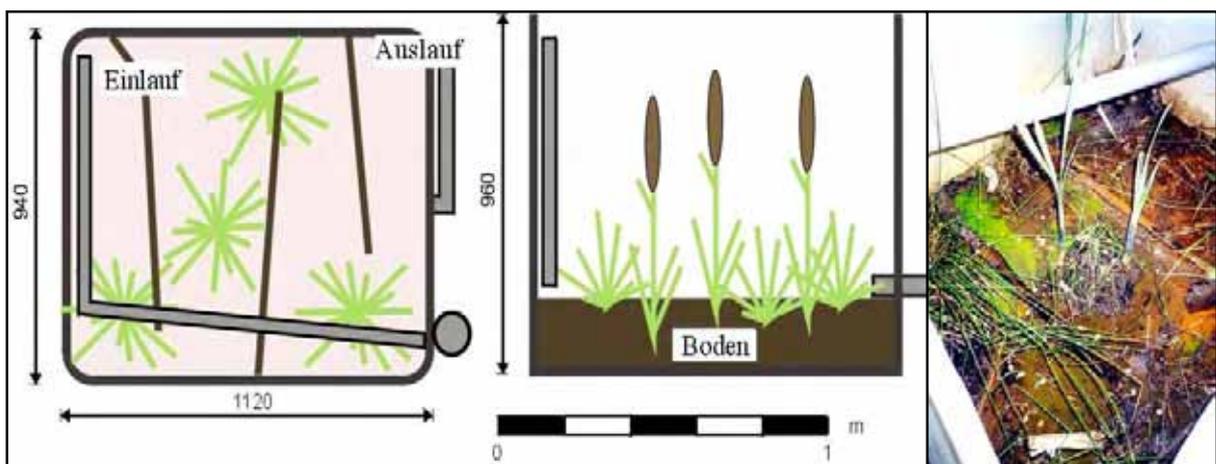


Abb.64: Aufbau des aeroben Feuchtgebietes der Pilotanlage „Am Kupferberg“

Das aerobe Feuchtgebiet besteht aus einer flachen Schicht Substrat, in welches die Feuchtgebietspflanzen eingesetzt sind. Um den Durchfluss durch das gesamte System zu gewährleisten, wurden Holzbretter zur Verlängerung des Fließweges eingesetzt (Abb. 64). Ein kurzzeitig verwendetes Metallblech wurde wieder entfernt, um Reaktionen mit dem Grubenwasser auszuschließen. Auch in diesem Becken wurden Tracerversuche durchgeführt. Als mittlere Verweilzeit des Wassers wurde ca. 9 Minuten bestimmt. Aufgrund des geringen Platzangebotes im Reaktionsbecken der Pilotanlage ist eine größere Aufenthaltszeit kaum zu gewährleisten.

Feuchtgebietspflanzen, die wesentlich zur Verringerung der Fließgeschwindigkeit beitragen können, sind, wie bereits erwähnt, sehr gut dem Grubenwassermilieu angepasst und gut eingewachsen. Die mangelnden Zuflüsse während der anhaltenden Trockenheit in den Sommermonaten überstanden die

Pflanzen jedoch nicht. Diese sind wiederum auf die Ereignisse vom Mai/Juni 2003 zurückzuführen. Bei den Messungen von September und Oktober 2003 floss das Grubenwasser zwar wieder durch das Feuchtgebiet, die Pflanzen erholten sich aber nicht und die erhofften Wirkungen blieben aus.

7.3 Erste Ergebnisse der passiven Grubenwasserreinigung

Aufgrund der bereits erörterten unterschiedlichen Voraussetzungen und Einstellungen an der Pilotanlage erfolgt die Darstellung und Auswertung der Ergebnisse monatlich getrennt. Im Februar 2003 wurden Absetzbecken sowie RAPS-System zum ersten Mal mit Grubenwasser durchströmt. Direkt nach Einleitung der Grubenwässer wurden die Wasserparameter bestimmt. Im Absetzbecken existierte zu diesem Zeitpunkt nur eine provisorische Kaskade und das RAPS-System war mit 0,25 m³ Kompost und 450 kg Kalkstein gefüllt. Bepflanzt war das aerobe Feuchtgebiet nur mit *Juncus* und zunächst war es nicht an die Reaktionsbecken 1 und 2 angeschlossen. Die Wasserzufuhr, für welche ebenfalls Grubenwasser verwendet wurde, erfolgte getrennt. Auf 9,2 L/min war der Durchfluss durch Becken 1 und 2 eingestellt.

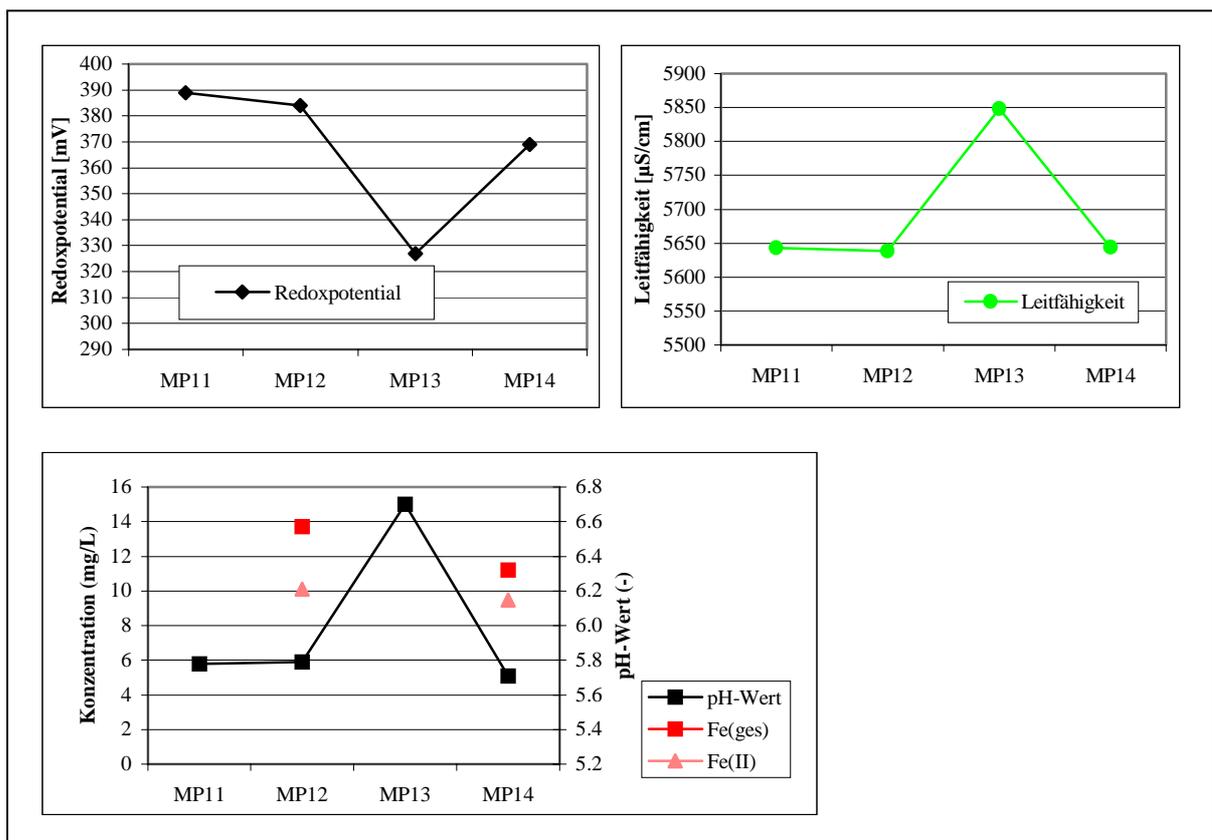


Abb.65: Wasserparameter der Pilotanlage vom 26. Februar 2003

Kurz nach Einbringung des Kalksteins zeigte der pH-Wert einen Anstieg von 5,8 auf 6,7. Dies ist, wie sich bei den Laborversuchen herausstellte, nur ein kurzfristiger Effekt der Lösung von Kalkstaub. Ist

dieser aufgebraucht, wie es in den darauffolgenden Monaten der Fall war, stellt sich der pH-Wert deutlich niedriger ein. Obwohl die Stickstoffausträge nicht bestimmt wurden, widerspiegelt die Leitfähigkeit, dass sich die Konzentration der gelösten Inhaltsstoffe erhöhte.

Im März 2003 wurde die provisorische Kaskade durch eine eigens dafür hergestellte Kaskade ersetzt. Außerdem erfolgte der Anschluss des aeroben Feuchtgebietes an die restliche Anlage. Ca. 7,9 L/min betrug der Durchfluss durch die Reaktionsbecken.

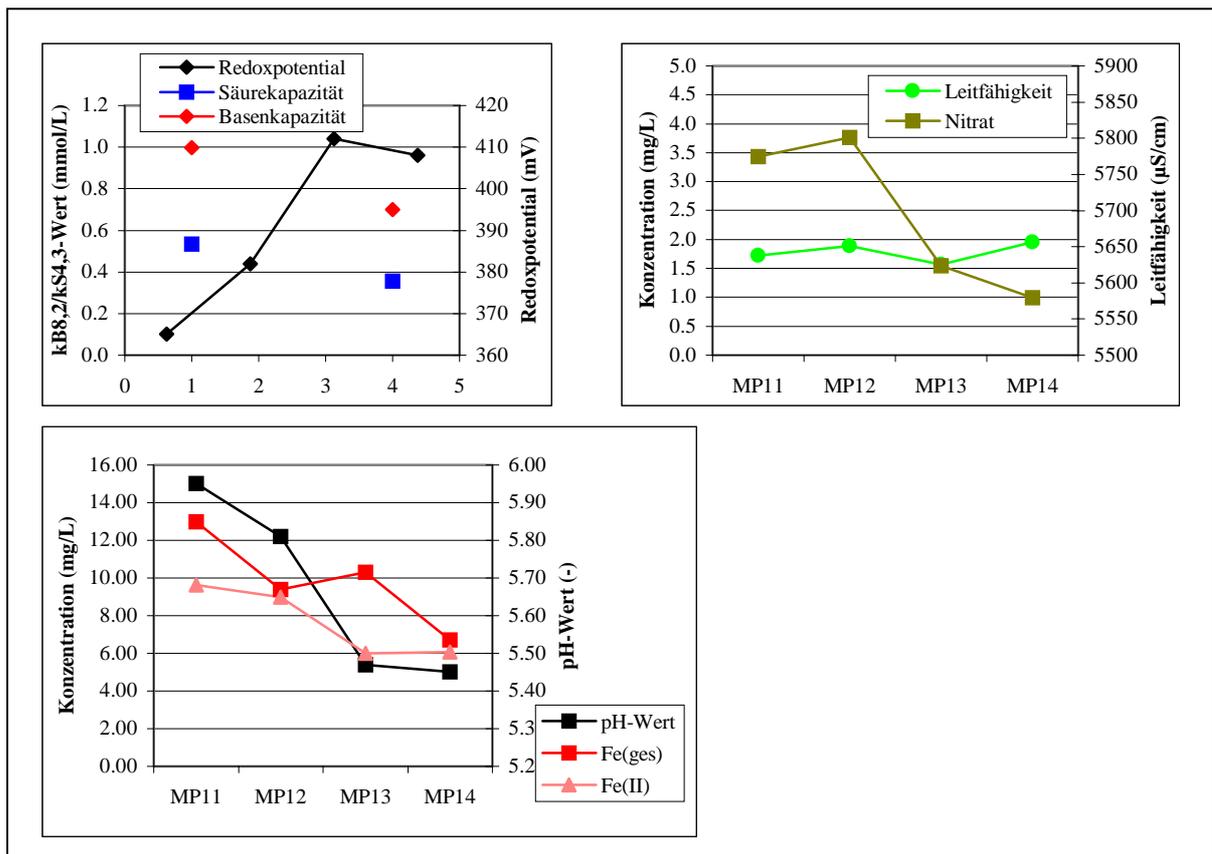


Abb.66: Wasserparameter der Pilotanlage vom 26. März 2003

Obwohl der Eisengehalt von 13 auf 7 mg/L fiel, zeigten die restlichen Parameter keine positiven Tendenzen. Innerhalb der Anlage sank der pH-Wert von 5,9 auf 5,5, während das Verhältnis von Säure- und Basenkapazität sich nur geringfügig veränderte. Anscheinend führte zum pH-Wert-Rückgang der Ausfall des Eisens verbunden mit den immer noch netto-acidischen Verhältnissen. Über sämtliche Probenahmepunkte blieb die Leitfähigkeit etwa gleich und die Konzentration an Nitrat nahm in der Anlage sogar ab. Nach spätestens einem Monat war der Nährstoffaustrag aus dem Kompost somit beendet. Ausgehend von der im vorherigen Abschnitt vorgestellten Formel dürfte der Austrag bei maximal einem reichlichen Monat gelegen haben, was durch die Messung bestätigt wurde.

Im April 2003 wurde das aerobe Feuchtgebiet um die Rohrkolben ergänzt. Diese wuchsen bis zum nächsten Vor-Ort-Besuch erfreulich gut ein. Zusätzlich zu den Vor-Ort-Parametern wurde eine Gesamtanalyse der Probe vom Messpunkt 14 veranlasst.

Trotz der Verringerung des Durchflusses unter 5 L/min zeigte der pH-Wert keine Veränderung. Die Eisenkonzentration fiel nach wie vor leicht von 8 auf 5 mg/L, Säure- und Basenkapazität verhielten sich wie im Vormonat. Die Gesamtanalyse zeigte, dass alle Metallkonzentrationen nahezu unverändert die Anlage durchliefen. Ebenfalls wiesen TIC und DOC keine Veränderungen auf.

Daraufhin wurde der Durchfluss auf 0,5 L/min reduziert sowie die Kalkstein- und Kompostmenge auf 780 kg bzw. 0,5 m² erhöht. Bei der Messung im Mai 2003 zeigten sich dann erste Reinigungserfolge (Abb. 67). Durch das RAPS-System wurde der pH-Wert von 5,6 auf 6,4 angehoben und fiel nur gering auf 6,3 im aeroben Feuchtgebiet. Die Eisenkonzentration verringerte sich von 22 mg/L auf 4 mg/L nach Passierung des RAPS-Systems. Im aeroben Feuchtgebiet stieg die Konzentration wieder auf 9 mg/L an. Dies könnte auf Rücklösungserscheinungen im verockerten Zulauf vom RAPS-System zum aeroben Feuchtgebiet bzw. auf Reaktionen mit dem Metallblech im aeroben Feuchtgebiet zurückzuführen sein. Daraufhin wurde das Blech entfernt und der Schlauch gespült. Somit wurden diese möglichen Kontaminationsquellen beseitigt. Auch der Vergleich von Säure- und Basenkapazität brachte das erfreuliche Ergebnis, dass aus dem stark netto-acidischem Wasser ein schwach netto-alkalisches Wasser gebildet wurde.

Aus der Gesamtanalyse ist zu entnehmen, dass die Mn-Konzentration im System nicht verringert werden konnte. Unter normalen Verhältnissen findet die vollständige Manganausfällung erst ab pH >9 statt, jedoch kann es durch Kopräzipitation bereits bei niedrigeren pH-Werten zur Fällung kommen. In der Pilotanlage werden jedoch zu niedrige pH-Werte erreicht, um diese Reaktion in Gang zu setzen. TIC wurde von 5,86 auf 13,8 mg/L und DOC von <0,1 auf 5,18 mg/L angehoben, was bestätigt, dass der Durchfluss und damit die Aufenthaltszeit nun entsprechend groß gewählt wurden.

Durch die erwähnte Zerstörung der Anlage im Juni 2003 waren sowohl das RAPS-System als auch das aerobe Feuchtgebiet einige Tage lang trocken gefallen. Rücklösungserscheinungen erklären den Anstieg der Eisenkonzentration innerhalb des Systems (Abb. 68). Der Kalkstein war wahrscheinlich nicht durch Hydroxide zugesetzt, da die pH-Wert-Erhöhung wie im Vormonat stattfand und Alkalität gebildet wurde, wenn auch nicht so erfolgreich wie im Mai. Auch die Leitfähigkeitserhöhung deutet darauf hin, dass es zu Rücklösungen kam und sich das System erst neu einstellen musste. Um Verstopfungen zu vermeiden, wurde ein neuer Einlauf ins Becken 1 eingebaut. Der Durchfluss von 0,5 L/min wurde beibehalten.

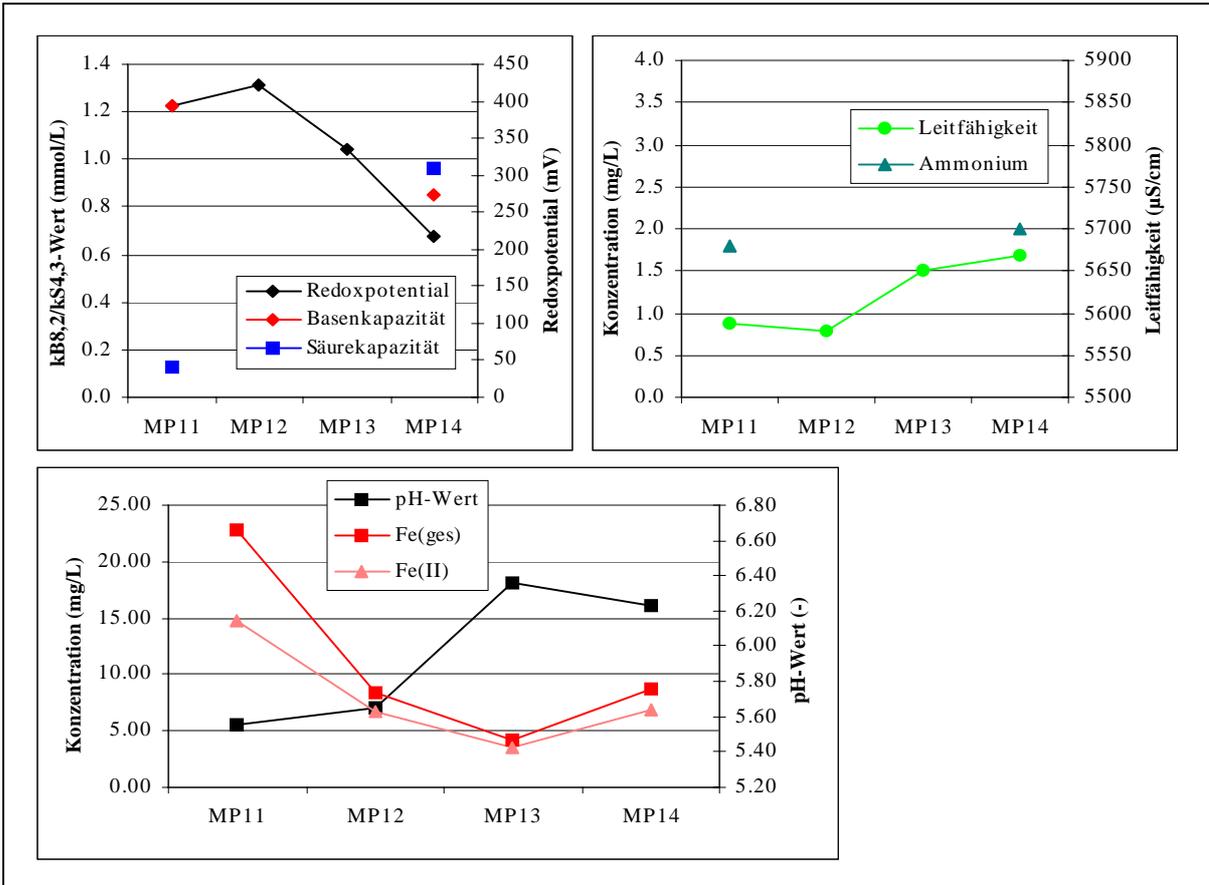


Abb.67: Wasserparameter der Pilotanlage vom 19. Mai 2003

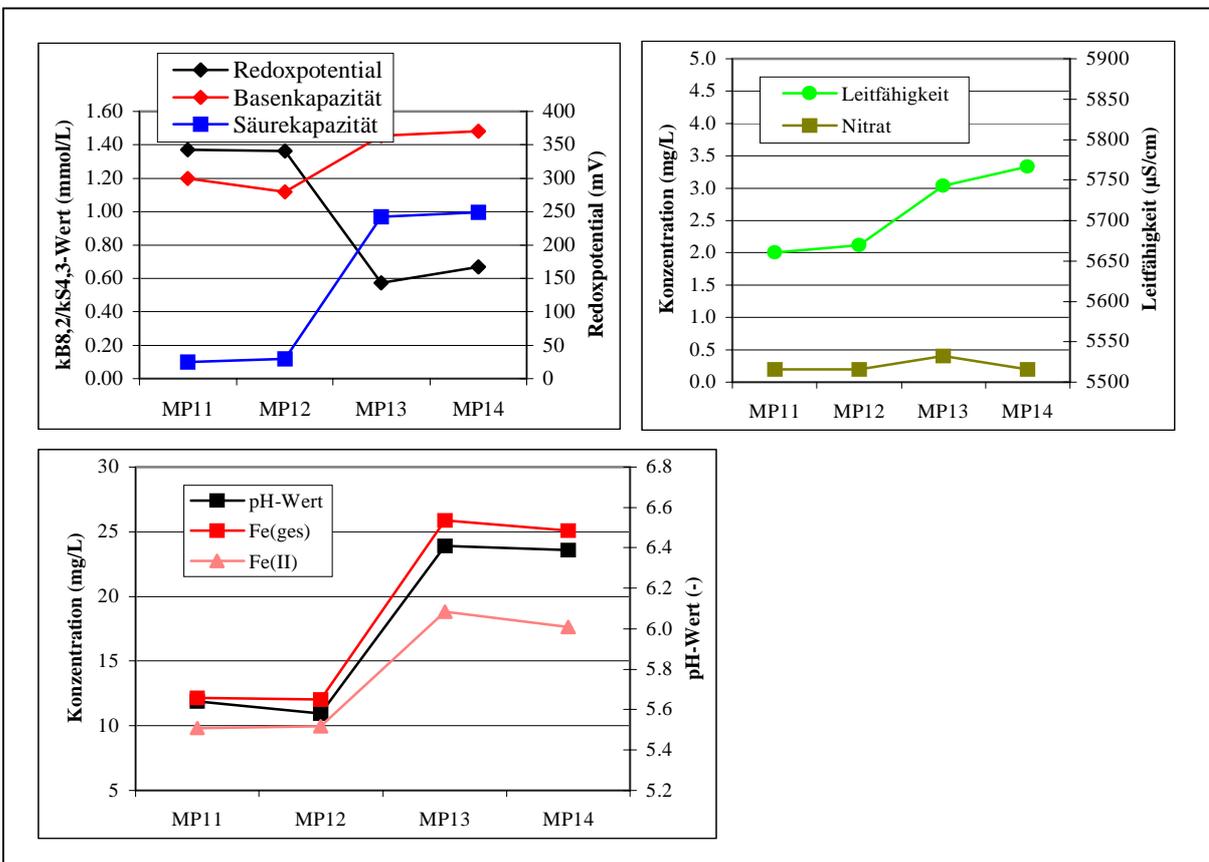


Abb.68: Wasserparameter der Pilotanlage vom 25. Juni 2003

In den Monaten August, September und Oktober funktionierten die beiden ersten Reaktionsbecken ordnungsgemäß, während die Bepflanzung des aeroben Feuchtgebietes aufgrund erneuter Manipulationen ausgetrocknet war. Durchschnittswerte der Wasserparameter über diese drei Monate sind in Abb. 69 zu sehen.

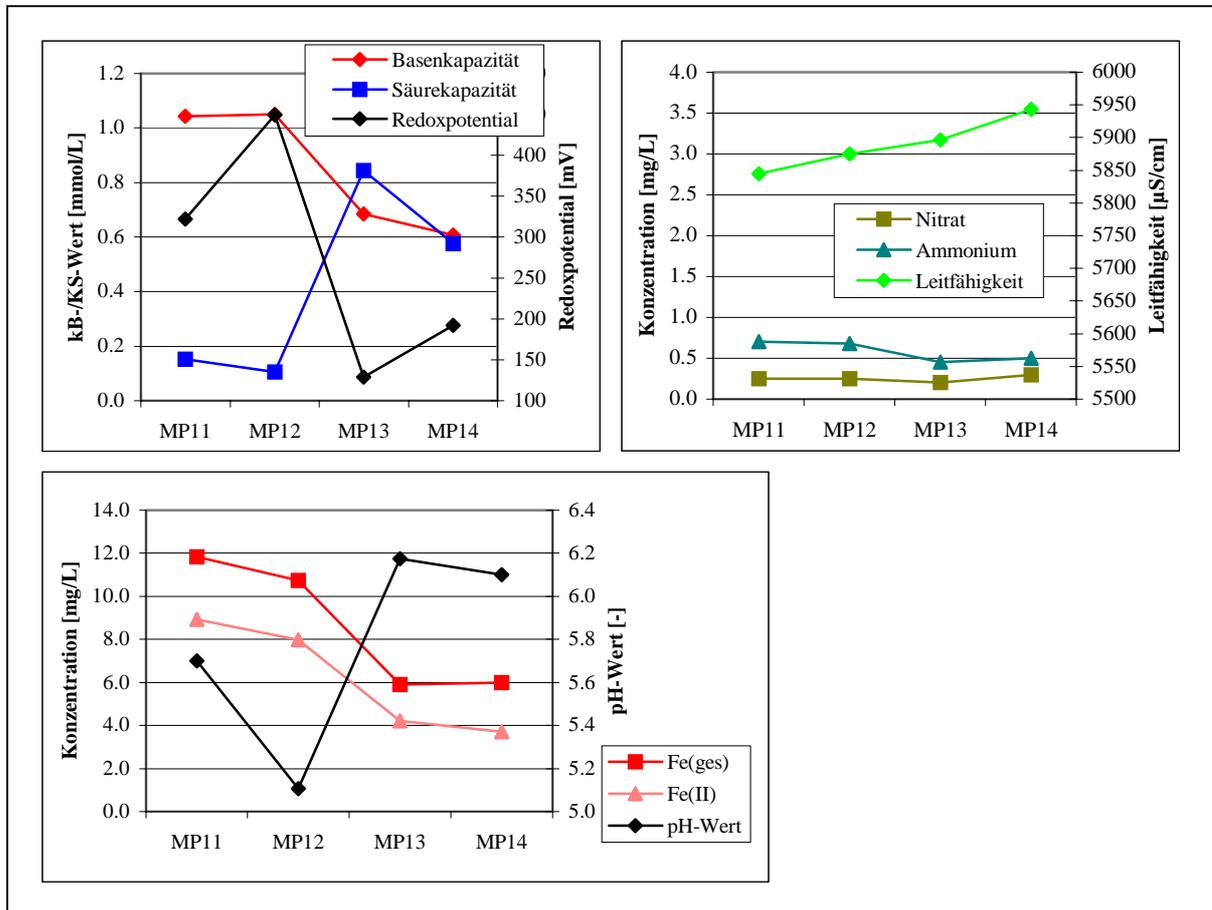


Abb.69: Wasserparameter der Pilotanlage von August, September und Oktober 2003

Aus den Daten geht hervor, dass im RAPS-System das Redoxpotential um über 300 mV fällt und somit die oxidierenden in Richtung reduzierende Verhältnisse verschoben werden. In Folge der Kalksteinlösung wird aus dem netto-acidischen Grubenwasser ein schwach netto-alkalisches. Zu einem Stickstoffaustrag aus dem System kommt es nicht mehr, jedoch steigt die Leitfähigkeit um 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ an. Im Verlauf des pH-Wertes ist erneut ein Abfall im Absetzbecken festzustellen sowie eine anschließende Anhebung auf 6,2 nach Verlassen des RAPS-Systems. Im aeroben Feuchtgebiet fällt der pH-Wert wieder leicht. Infolge der wasserchemischen Veränderung gelingt es, die Konzentration von Eisen von 12 mg/L auf ca. 6 mg/L zu halbieren.

Zusammenfassend lässt sich zu den Ergebnissen sagen, dass nach einer dreimonatigen Einstellungsphase die Pilotanlage „Am Kupferberg“ erste Reinigungserfolge erzielte. Bei optimaler Einstellung, die im Mai vorgenommen wurde, konnte die Eisenkonzentration von 22 auf 4 mg/L gesenkt und der pH-Wert von 5,6 auf 6,4 angehoben werden. Ebenfalls entstand ein schwach netto-

alkalisches Wasser, welches den pH-Wert-Abfall infolge der Eisenausfällung abpuffern kann. Da im Vergleich zu großmaßstäblichen Grubenwasserreinigungsanlagen die Fläche in den Reaktionsbecken sehr begrenzt war, sind dies zufriedenstellende Ergebnisse. Nach dem Trockenfallen des RAPS-Systems im Juni konnten die Ergebnisse vom Mai nicht bestätigt werden, was zeigt, dass solche Ereignisse auf jeden Fall vermieden werden müssen.

Der verwendete Kompost konnte das Redoxpotential deutlich senken. Deshalb sollten keine Hydroxidausfällungen am Kalkstein auftreten. Ob dies tatsächlich geschieht oder ob die Reinigungsleistung aufgrund von Hydroxidbelägen nachlässt, muss über einen längeren Zeitraum an der Versuchsanlage getestet werden.

Mittels der Formeln 17 bis 21 kann die Wirksamkeit der Anlage ermittelt werden. Dafür werden die Ergebnisse vom Mai 2003 herangezogen. Die Effektivität bezogen auf die Konzentrationen beträgt in diesem Zeitraum 81,6 % nach dem RAPS bzw. 61,4 % nach der gesamten Anlage. Täglich strömten dem System 16,4 g Eisen zu, was auf die Fläche bezogen eine Menge von 15,3 g/(m²*d) ergibt. Entfernt wurden 10 g Eisen pro Tag, woraus sich wiederum auf die Fläche von 1,07 m² bezogen eine Entfernungsrates von 9,4 g/(m²*d) errechnet.

8 Ingenieurgeologische Planung der passiven Grubenwasserreinigungsanlage

8.1 Bemessung der geplanten Anlage

8.1.1 Absetzbecken

Das austretende Grubenwasser des Hagentalstollens soll im ersten Schritt auf kürzestem Wege in ein Absetzbecken geleitet werden. In diesem Reaktionsbecken werden die ausgetragenen Schlämme zurückgehalten und am Boden sedimentiert. Zusätzlich kann ein erster Teil des Eisens als Hydroxide ausfallen. Wie die Pilotanlage aber gezeigt hat, ist dies nur ein sehr geringer Anteil des gesamten Eisens. Viel wichtiger ist die Funktion des Absetzbeckens für das anschließende RAPS-System. Desto mehr Schlämme und andere Partikel des Grubenwassers im Absetzbecken sedimentieren, umso geringer ist die Gefahr einer Verstopfung innerhalb des RAPS-Systems.

Mit einer Größe von 410 m² ist das Absetzbecken genügend groß dimensioniert. Mindestens 2 m sollte die Wassertiefe betragen. Somit würde ein Volumen von ca. 820 m³ zur Verfügung stehen, welches eine Aufenthaltszeit von etwa 7 bis 8 Stunden gewährleistet. Zur Berechnung der Aufenthaltsdauer wird wie bei den weiteren Berechnungen ein maximaler Durchfluss von 30 L/s angenommen. Obwohl in den Sommermonaten ein erheblich geringerer Durchfluss gemessen wurde, muss die Anlage auf die maximale Menge Grubenwasser ausgerichtet sein. In regelmäßigen Abständen sollte die abgesetzte Schlammhöhe kontrolliert werden und gegebenenfalls ist der Schlamm zu entfernen.

8.1.2 RAPS-System

Aus Kalkstein und Kompost ist das zweite Reaktionsbecken, das RAPS-System, aufgebaut. Der Einbau kann in Schichten erfolgen, wobei die Kompostschicht den Kalkstein überlagert, oder wie in der Pilotanlage können beide, Kompost und Kalkstein, vermengt werden. Wird die zweite Methode angewendet, sollte darauf geachtet werden, dass um die Drainageröhre am Boden des Systems nur Kalkstein lagert. Kompostpartikel würden ansonsten die Verstopfungsgefahr erheblich erhöhen. Außerdem sollte auch beim vermengten Einbau die oberste Schicht aus Kompost bestehen.

Zu empfehlen ist der Einbau von Kalkstein aus Rübeland, wie in der Pilotanlage erfolgreich getestet wurde. Als Kompost eignen sich viele organische Materialien, wobei sich Pferdemist als besonders wirksam erwiesen hat. Durch den Kompost werden reduzierende Verhältnisse geschaffen, der Sauerstoff verbraucht und das Eisen reduziert. Größere Mengen des Eisens können als Sulfide ausfallen. Verhindert wird hingegen die oxidative Ausfällung des Eisens, was die reaktiven

Oberflächen des Kalksteins zusetzen würde. Auf jeden Fall verhindert werden muss das Trockenfallen des RAPS-Systems.

Zur Berechnung der benötigten Karbonatmenge wird analog zu ALD's die Berechnung von SKOUSEN (1991) herangezogen. Demnach ist die Größe des Reaktionsbeckens abhängig von der anfallenden Säurefracht, der Wassermenge, der gewünschten Lebensdauer und den Eigenschaften des Kalksteins. Folgende Gleichungen stellen die einzelnen Berechnungsschritte dar:

$$M_Y = Q * c_{\text{Acid}} * 5,2596 * 10^{-4} \quad (58)$$

$$M_S = t * M_Y \quad (59)$$

$$M_K = \frac{M_S}{p_K} \quad (60)$$

$$M_{\text{Kt}} = M_K \frac{M_K}{l_K} \quad (61)$$

M_Y	Säuremenge pro Jahr [t/a]
M_S	Säuremenge während der Betriebszeit [t]
M_K	zur Neutralisation nötige Kalksteinmenge [t]
M_{Kt}	Kalksteinmenge unter Berücksichtigung des Karbonatverbrauchs [t]
Q	Durchfluss [L/min]
c_{Acid}	Acidität [mg CaCO ₃ /L]
t	Lebensdauer des RAPS-Systems [a]
p_K	CaCO ₃ -Gehalt des Kalksteins
l_K	Lösungsrate des Kalksteins

Für eine geplante Lebensdauer von 25 Jahren und einem CaCO₃-Gehalt des Kalksteins von 0,95 ergibt sich eine zur Neutralisation nötige Kalksteinmenge von 1490 t. Unter Berücksichtigung des Karbonatverbrauchs wird bei einer angenommenen Lösungsrate von 0,7 eine Masse von 2130 t Kalkstein benötigt. Bei einer Dichte des geschütteten Kalksteins von 1700 kg/m³ ergibt sich aus Formel 62 ein Volumen von 1250 m³.

$$V = \frac{M_{\text{Kt}}}{\rho} \quad (62)$$

V	Volumen Kalkstein [m ³]
ρ	Schüttdichte des Kalksteins [kg/m ³]

Mit einer Breite von ca. 25 m und einer Länge von ca. 50 m würde das RAPS-Becken eine Fläche von 1250 m² einnehmen. Wird die Höhe der Kalkschicht mit einem Meter gewählt, so ergibt sich das aus der Berechnung ermittelte Volumen. Zusätzlich muss ein Kompostvolumen von 1200 m³ eingeplant werden. Über dem eingebrachten Material sollte das Wasser angestaut sein, um ein Pflanzenwachstum im System zu verhindern. Ein zusätzliches Freibord gewährleistet, dass sich das Wasser höher anstauen kann und durch den Überdruck einem eventuellen Verstopfen entgegenwirkt. Im Querschnitt könnte das RAPS-System wie in Abbildung 71 dargestellt aufgebaut sein. Um das Abfließen des Wasser stets zu gewährleisten, sollte das Becken mit einem Gefälle von ca. 3 % angelegt werden.

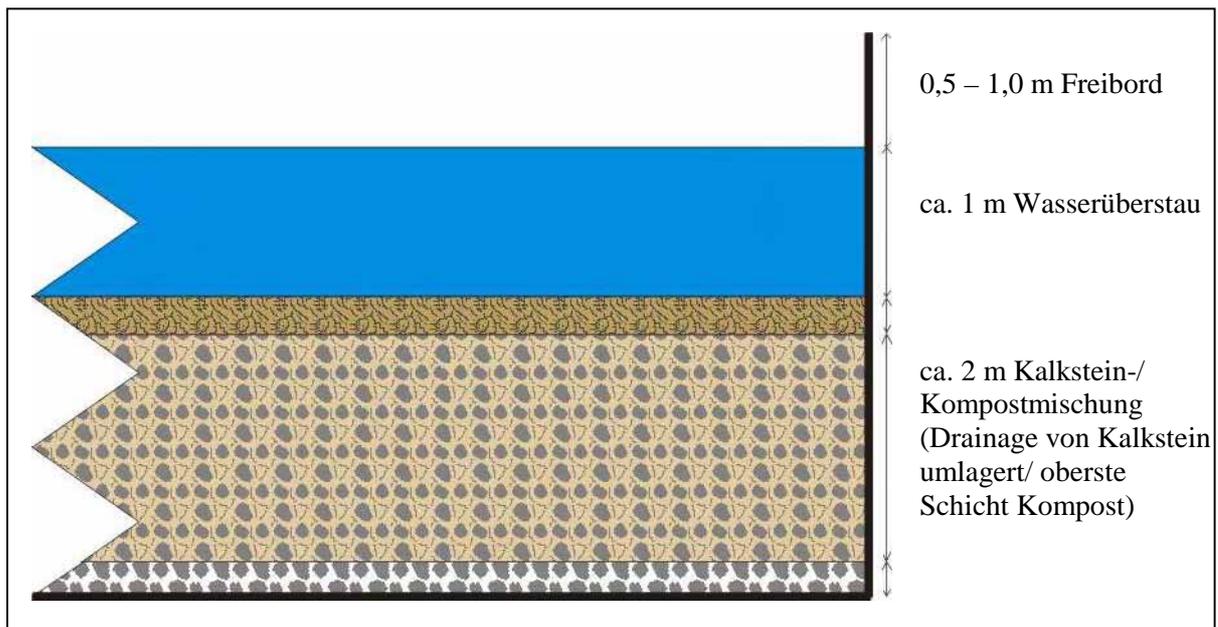


Abb.70: Querschnitt durch das geplante RAPS-System

8.1.3 Aerobes Feuchtgebiet

In das dritte und letzte Becken der passiven Reinigungsanlage wird eine Schicht Boden eingefüllt, in welche Feuchtgebietspflanzen eingesetzt werden. Darüber sollte ein Wasserstand von 15 bis 25 cm stehen, der eine Besiedlung durch andere Pflanzen verhindert. Zur Bestimmung der Größe des aeroben Feuchtgebietes wird Formel 14 verwendet. Wird eine Abbaurrate von lediglich 10 g/(d*m³) angenommen, so ergibt sich zur Verringerung der Eisenkonzentration unter 1 mg/L ein Flächenbedarf von 2600 m². Erfolgt die Planung unter der Annahme einer Abbaurrate von 20 g/(d*m³) so halbiert sich die Fläche auf 1300 m². Dies kann nach HEDIN (1994) für hochoxidierte Wässer mit pH-Werten von >6,5 angenommen werden. Wenn das Grubenwasser zur Oxidation vom RAPS-System zum aeroben Feuchtgebiet über eine Kaskade läuft und das RAPS-System erwartungsgemäß funktioniert, dürften diese beiden Voraussetzungen erfüllt sein.

Außerhalb des derzeitig angrenzenden Gebietes zwischen Halde und Forststraße könnte ein ca. 1500 m² großes Feuchtgebiet angelegt werden. Für diesen Standort müsste der Steinbach entweder umgeleitet oder in das aerobe Feuchtgebiet eingeleitet werden. Da die maximalen Wasserstände von Steinbach und Hagentalstollen stets zusammenfallen, könnte in den regenreichen Monaten das aerobe Feuchtgebiet unterdimensioniert sein. Wenn möglich, sollte der Steinbach am Feuchtgebiet vorbei geleitet werden. Dies wäre unterirdisch in einem Rohr DN 1000 zwischen dem Feuchtgebiet und der Halde möglich.

8.2 Vorschlag zum Aufbau der Anlage

In Abbildung 71 ist dargestellt, wie der Aufbau der passiven Grubenwassereinigungsanlage verwirklicht werden könnte. Durch eine offene Rinne kann das Grubenwasser vom Stollenmundloch zum Absetzbecken geleitet werden. Eine Lösung mit geschlossenen Rohrleitungen ist nicht zu empfehlen, da durch austretende Schlämme jederzeit Verstopfungsfahr gegeben ist. Das erste Reaktionsbecken mit einer Größe von 410 m² wird auf der freien Fläche vor dem Stollenmundloch angelegt. Um die Durchströmung des gesamten Beckens zu gewährleisten, sollte der Auslauf an der dem Einlauf gegenüberliegenden Seite angebracht werden. Durch zusätzlich eingesetzte Barrieren könnte eine oberflächige Durchströmung des Absetzbeckens verhindert werden. Ein Überlauf, der direkt ins Feuchtgebiet führt, würde einen unkontrollierten Wasserübertritt im Notfall verhindern.

Auch beim Einlauf ins zweite Reaktionsbecken ist darauf zu achten, dass Eisenhydroxidablagerungen die Zuläufe nicht verstopfen. Ungünstige Varianten wurden im Rahmen der Pilotanlage beschrieben. Eine genügend groß dimensionierte Rohrleitung mit Öffnungen über die gesamte Breite des Beckens ist eine in verschiedenen Grubenwassereinigungsanlagen erprobte Lösung. Um zu kurze Fließwege und damit zu geringe Aufenthaltszeiten zu verhindern, sollten die Drainagerohre nur im letzten Drittel des ca. 50 m langen Beckens installiert werden. Um ein Verstopfen zu verhindern, müssen diese mit einer Kalksteinschicht umlagert werden. Über die Höhe des Ausflusses kann ein Überstau eingestellt werden, der mindestens einen Meter betragen sollte. Darüber muss, wie in Abb. 70 zu sehen, ein Freibord vorgesehen werden.

Wiederum mit einer offenen Rinne sollte die Überleitung zum aeroben Feuchtgebiet realisiert werden. Für eine Kaskade kann das Gefälle zum dritten Reaktionsbecken genutzt werden. Analog zum RAPS-System ist die Gestaltung des Einlaufs vorzunehmen. Durch seinen natürlichen Charakter passt sich das Feuchtgebiet gut in das Waldgebiet ein. Eine unregelmäßige Gestaltung der Oberfläche erhöht diesen Eindruck zusätzlich und verhindert einen geradlinigen Durchfluss. Durch das leicht abfallende Relief kann das Becken in mehrere Teile untergliedert werden, die durch jeweils eine kleine Kaskade verbunden sind. Nach dem Austritt aus dem des aeroben Feuchtgebiet fließt das gereinigte Grubenwasser dem Vorfluter zu.

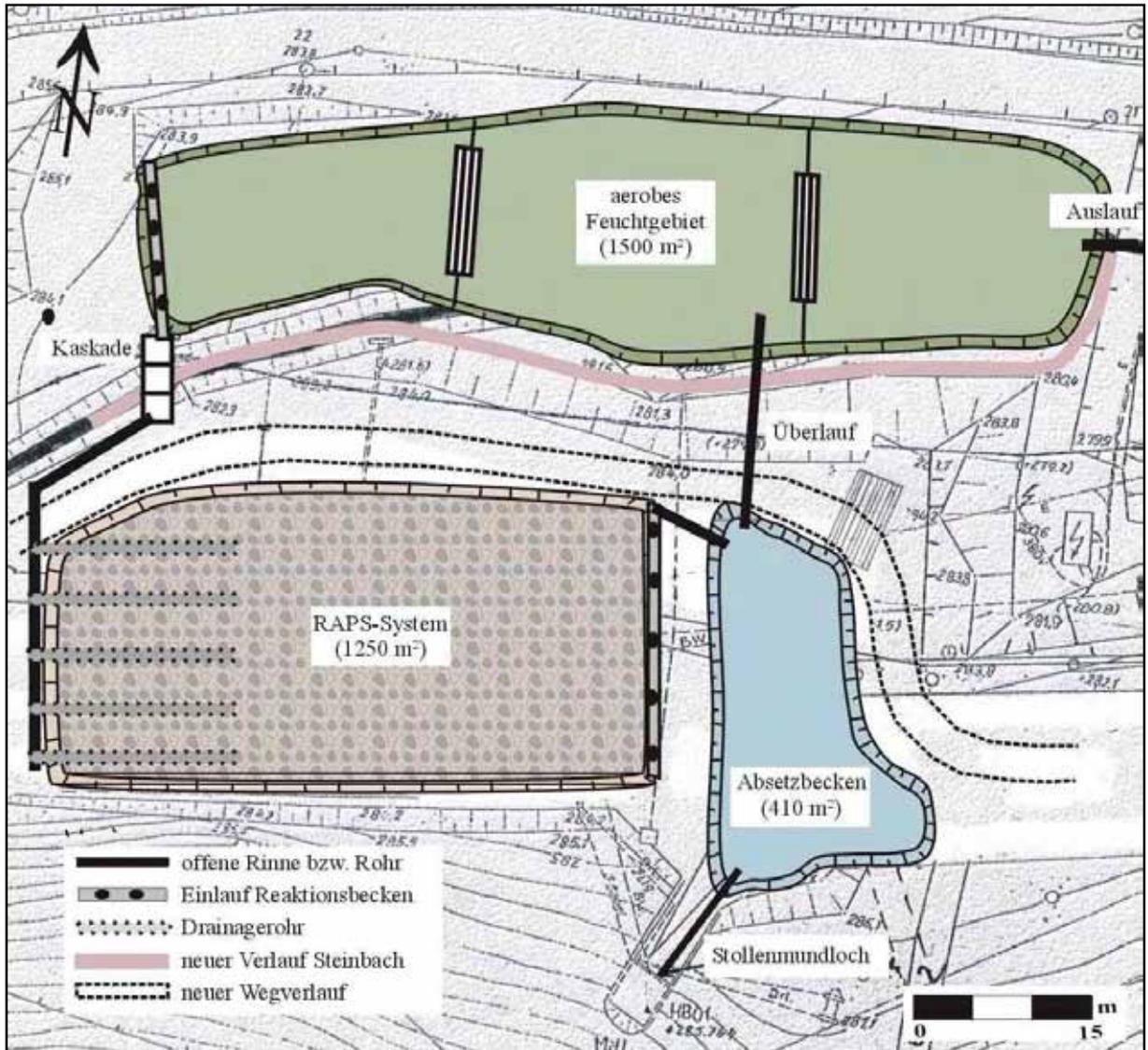


Abb.71: Vorschlag zum Aufbau der geplanten passiven Grubenwasserreinigungsanlage am Hagentalstollen bei Gernrode/Harz

Wie die Ereignisse an der Pilotanlage gezeigt haben, ist eine Abgrenzung des Gebietes mittels eines stabilen Zaunes äußerst wichtig. Zum einen, um Manipulationen an der Anlage zu verhindern, zum anderen aber auch um spielende Kinder von der Reinigungsanlage fern zu halten. Alle drei Becken stellen mit den nicht unerheblichen Wasserhöhen und den zu erwartenden Schlammablagerungen potentielle Gefahrenquellen dar. YOUNGER (2002) schlägt außerdem vor, die Ränder der Reaktionsbecken schräg anzulegen, um hineingestürzten Menschen oder Tieren ein Herauskommen zu ermöglichen.

Zur Schlammreinigung und zu Kontrollzwecken muss die Zugänglichkeit zu allen Becken und den Kaskaden gewährleistet sein. Da der derzeitige Wegeverlauf zum Stollenmundloch durch das RAPS-System unterbrochen wird, könnte ein neuer Fahrweg um die Reaktionsbecken herum angelegt werden. Dieser ist ebenfalls in Abbildung 71 ersichtlich.

8.3 Standsicherheitsbetrachtungen der Halde

Da keine Daten über das Material und den Aufbau der Halde vorhanden sind, können keine konkreten Aussagen über die Standsicherheit der Halde gemacht werden. Dies bleibt einer gesonderten Arbeit vorbehalten. Probleme, welche die Standsicherheit der Halde gefährden, könnten aus der ständigen Auflast der zwei Reaktionsbecken auf der Halde als auch durch zeitweilige Belastungen in Böschungsnähe (Geräte und Fahrzeuge; Erschütterungen) entstehen. Die durch die zusätzliche Bodenpressung der Reaktionsbecken entstehenden Gefahren sind als minimal einzuschätzen, da

- der Abstand vom Böschungsfuß groß ist, so dass der entstehende Gleitkreis unter die Aufsetzfläche der Böschung reichen würde
- die Bodenpressung sich durch den Aufbau der Reaktionsbecken nicht signifikant erhöhen wird, da sich der Bodenaushub und die Befüllung der Becken kompensieren.

Vor dem Bau der Anlage sollte überprüft werden, inwieweit die Standsicherheit in Böschungsnähe gegeben ist. Dies sollte vor allem in Hinblick auf die Umlegung des Weges an den Haldenrand geschehen. Für den Fall, dass sich die Standsicherheit als nicht ausreichend herausstellt, müsste eine andere Wegführung gefunden werden bzw. könnte mit dem Aushubmaterial der Reaktionsbecken die Böschung stabilisiert werden. Beim Bau des aeroben Feuchtgebietes dürften keine Standsicherheitsprobleme auftreten.

8.4 Schlussfolgerungen

Sowohl die wasserchemischen Untersuchungen als auch die ingenieurgeologischen Planungen der Anlage bestätigen, dass die Reinigung der kontaminierten Grubenwässer am Standort Gernrode möglich ist. Um die für eine Lebensdauer von 25 Jahren geplanten Reaktionsbecken von 410 m², 1250 m² und 1500 m² Größe zu errichten, ist genügend Fläche vorhanden. In alle Berechnungen wurde der maximale Durchfluss einbezogen, weshalb das RAPS-System genügend groß dimensioniert sein sollte. Das Absetzbecken ist mit einer Aufenthaltszeit von 7 bis 8 h relativ klein bemessen, was durch die geographischen Gegebenheiten bedingt ist. Weil ihm aber keine zentrale Rolle im Reinigungsprozess zukommt, dürfte die ermittelte Größe ausreichend sein. In Monaten mit geringerem Durchfluss sind längere Aufenthaltszeiten und somit eine bessere Reinigungsleistung zu erwarten. Die Größe des aeroben Feuchtgebietes ist an die minimalen Anhaltswerte angelehnt. Sollte der Steinbach direkt durchs System geleitet werden müssen bzw. die Fläche zur abschließenden Reinigung nicht ausreichen, ist eine Vergrößerung durchaus möglich und relativ einfach zu realisieren.

Nach einer Einstellungsphase sind ständige Kontrollen der Anlage nicht mehr nötig. Allerdings sollte in größeren, aber regelmäßigen Abständen die Funktionstüchtigkeit der Anlage und die Höhe der

Schlammablagerungen im Absetzbecken und im aeroben Feuchtgebiet überprüft werden. Ein Trockenfallen des RAPS-Systems ist auf jeden Fall zu verhindern.

Um die Auswirkungen des Nährstoffaustrags auf die Gewässer flussabwärts zu minimieren, sollte die passive Grubenwasserreinigungsanlage in den Herbstmonaten in Betrieb genommen werden. Ein übermäßiges Algenwachstum würde durch die niedrigen Temperaturen verhindert. Mit der Formel des Ammoniumsaustrags (56) kann die Zeit bis zur Erreichung eines Ammoniumgehaltes von unter 1 mg/L mit maximal 180 Tagen eingeschätzt werden (Abb. 72). Dafür wurde ein Durchfluss von 30 L/s sowie die verwendete Kompostmenge von 1200 m³ angenommen.

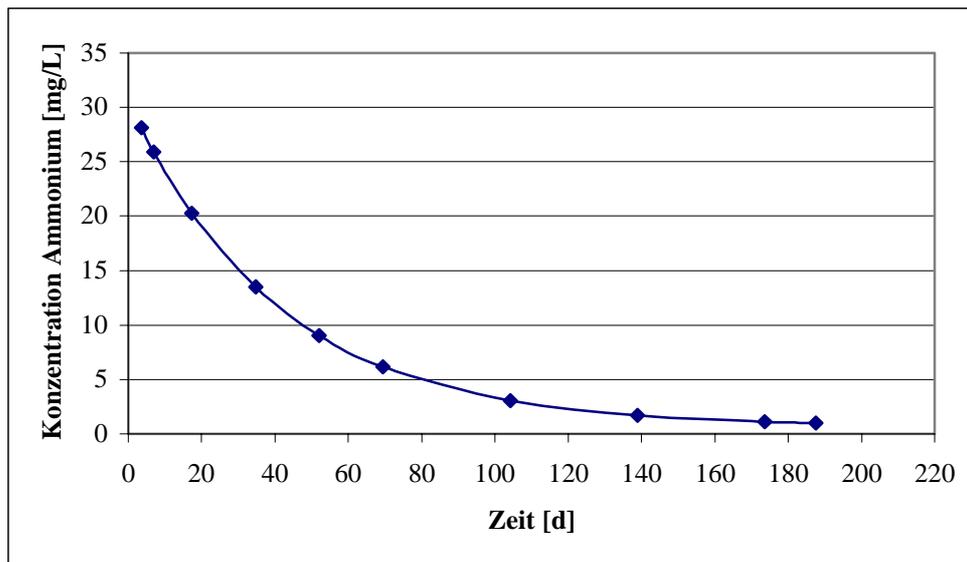


Abb. 72: Errechneter Ammoniumaustrag aus der geplanten passiven Grubenwasserreinigungsanlage bei Gernrode/Harz

Neben der Eisenentfernung, die mit der vorgeschlagenen Anlage Konzentrationen unter 1 mg/L erreichen kann, kontaminieren auch die hohen Mangan- und Chloridgehalte des Grubenwassers den Vorfluter. Während sich Chlorid mit der passiven Reinigungsanlage nicht entfernen lässt, wird das Mangan mit ausgefällt werden. In welcher Intensität dies geschieht, kann zum jetzigen Zeitpunkt nicht genau abgeschätzt werden.

9 Erstellung eines Grubenwasserkatasters für den Harz (Diplomkartierung)

9.1 Aufgabenstellung

Ziel der Diplomkartierung ist die Erfassung von Grubenwasseraustritten des Harzes. Mittels eines GIS-Systems sollen die Grubenwasseraustritte in einem geeigneten Maßstab dargestellt werden. Zur Recherche werden vorhandene Literatur und Vor-Ort-Besuche genutzt. Neben der Historie und der aktuellen Situation des Bergwerks und den geologischen Verhältnissen werden relevante Grubenwasserparameter bei den Vor-Ort-Besuchen aufgenommen.

In einer MS-Access-Datenbank werden die Parameter, die während der Kartierung gewonnen wurden, erfasst. Mit Hilfe dieser Datenbank sollen einfache Abfragen zu Recherchezwecken problemlos möglich sein. Abschließend werden die Wässer anhand ihrer Gefahrenpotentiale klassifiziert.

Im Folgenden werden zunächst die Lagerstättenreviere des Harzes beschrieben. Auf die wechselhafte Geschichte des Harzer Bergbaus wird in Abschnitt 9.3 eingegangen. Im Anschluss werden die Grubenwasseraustritte, geordnet nach ihrer Verteilung in den unterschiedlichen Revieren, dargestellt. Es sei an dieser Stelle angemerkt, dass im Rahmen einer Diplomarbeit keine komplette Erfassung der Grubenwasseraustritte im Harz möglich ist. So wurden nur schwerpunktmäßig einige Reviere besucht und beprobt.

9.2 Überblick über die Lagerstätten des Harzes

In geosynklinale Lagerstätten aus dem Devon bis Unterkarbon und in die Gangerzlagerstätten lassen sich die Lagerstätten des Harzes gliedern. Zu den geosynkлинаlen Bildungen gehört das Rammelsberger Erzlager sowie die Roteisensteinlager des Elbingeröder Komplexes, des Oberharzer Diabaszuges und denen der Stieger Schichten der Südharz- und Selkemuhe. Die Gangerzlagerstätten werden unterteilt in das Oberharzer Revier, den Mittelharzer Gangbezirk und die Unterharzer Erzgänge. Im Mittel- und Unterharz treten neben den Erzgängen auch Schwerspat- und Flussspatführung auf. In Abb. 73 ist die Verbreitung der Lagerstätten im Harz dargestellt (MOHR 1993).

Zur Zeit der Ablagerung der Wissenbacher Schiefer im unteren Mitteldevon erfolgte die Hauptvererzung am Rammelsberg (MÖBUS 1966). Für die Genese der Lagerstätte wird angenommen, dass tiefgreifende Zerr- und Scherfugen am Westrand der Westharzschwelle ein Tiefengesteinsmagma anschnitten. Zahlreiche Tufflagen im Nebengestein weisen aber auch auf eine verstärkte vulkanische Tätigkeit hin. Aufsteigende metallbeladene Hydrothermen führten Erzlösungen in das Meeresbecken.

Diese wurden ausgefällt und sedimentierten lagerartig in kleinen Trögen am Meeresboden (MOHR 1993). Durch den veränderlichen Chemismus der Thermen bildete sich eine Abfolge von Erzsorten. Vom Liegenden zum Hangenden sind dies Schwefelerz, Kupfererz, Braunerz, Blei-Zink-Erz und zuletzt Grauerz und Banderze (MÖBUS 1966). Zusammengesetzt ist die Lagerstätte am Rammelsberg aus zwei Lagern. Im Gegensatz zu früheren Bearbeitern wird heute von einer ursprünglich zusammenhängenden Linse ausgegangen, die erst tektonisch aufgeteilt worden ist (MOHR 1993).

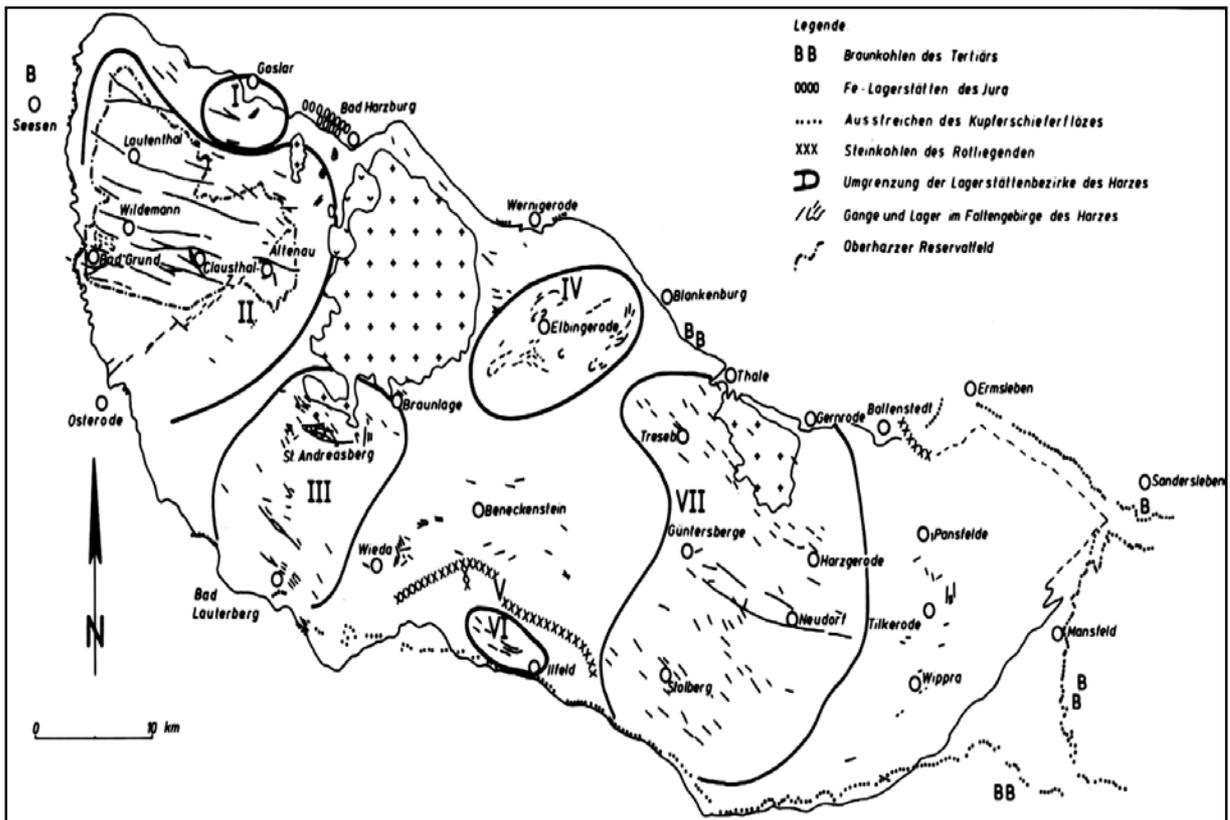


Abb.73: Die Verbreitung der Lagerstätten im Harz und an seinen Rändern (aus: MOHR 1993)

Auch die Roteisensteinvorkommen im Oberharzer Diabaszug sind durch geosynklinale-magmatische Vorgänge entstanden. Eine bedeutende paläogeographische Rolle kommt hierbei der Westharzschwelle zu. Ihre Scher- und Dehnungsfugen am Ostrand dienten den Diabasen und erzbeladenen Hydrothermen als Aufstiegsbahnen. Aufsteigende eisen- und siliziumchloridhaltige Lösungen reagierten mit dem Meerwasser zu Kieselsäuregelen und kolloidalen Ferrioxiden. Beide sanken ab und sedimentierten auf dem Meeresboden. Es entstand Calcedon und Quarz sowie feindisperser Hämatit. Bei Beteiligung von Kalkschlämmen kam es zur Bildung von kalkigem Roteisenstein (MOHR 1993). Die Erzlager waren meist unregelmäßig ausgebildet. Zur Bildung eines zusammenhängenden Erzhorizontes kam es nicht (MÖBUS 1966). Roteisensteine kommen auch in den Stieger Schichten der Südharz- und Selkemuße vor, die wie im Oberharzer Diabaszug an Diabasvulkanismus geknüpft sind (MOHR 1993).

Die wichtigsten Roteisenstein-Lager kommen im Elbingeröder Komplex vor. Auch hier handelt es sich um Lagerstätten, die zum extrusiv-sedimentären Lahn-Dill-Typ gehören. In den oberen Bereichen der 500 bis 1000 m mächtigen vulkanischen Folge des Givet treten die Eisenerze des Elbingeröder Komplexes auf (MOHR 1993). In den relativ tiefen Teilen des Elbingeröder Beckens bildeten sich chloritische Eisenerze. In Bereichen geringerer Wassertiefen wurden vorzugsweise hämatitische Erze ausgeschieden. Zur Bildung von Pyrit kam es beim Vorhandensein von Schwefelwasserstoff. Es werden mehrere Lager in den Grubenbauen unterschieden. In der horizontalen Verbreitung weist das Roteisenerz erhebliche Unterschiede auf und zeigt eine deutliche Bänderung. Diese Unbeständigkeit deutet auf mehrere Exhalationszentren hin und ist für den Vererzungscharakter des gesamten Elbingeröder Raumes charakteristisch (MÖBUS 1966).

Die wichtigsten Vererzungen des Harzes sind die lager- und gangförmigen Buntmetallagerstätten mit Blei-, Zink- Kupfer- und zum Teil Edelmetallführung. Neuere Hypothesen zur Entstehung der Gangerzlagerstätten sagen aus, dass nach dem Abkühlen der Schmelzen der Tiefengesteine noch erhebliche Wärmemengen abgestrahlt wurden. Diese reichten aus, um die Kluft- und Porenwässer der benachbarten Gesteine aufzuheizen. Durch die erhitzten und unter hohem Druck stehenden Hydrothermen kam es zur Herauslösung des Mineralbestandes der durchströmten Gesteine. Unter Temperatur- und Druckabfall wurden die gelösten Minerale auf Störungen und Spalten abgesetzt. Somit wird angenommen, dass nur ein Teil des Inhaltes der Lagerstätten direkt aus den Magmen bezogen wurde und die Plutone vor allem als Energiespender eine wesentliche Rolle spielten (MOHR 1993).

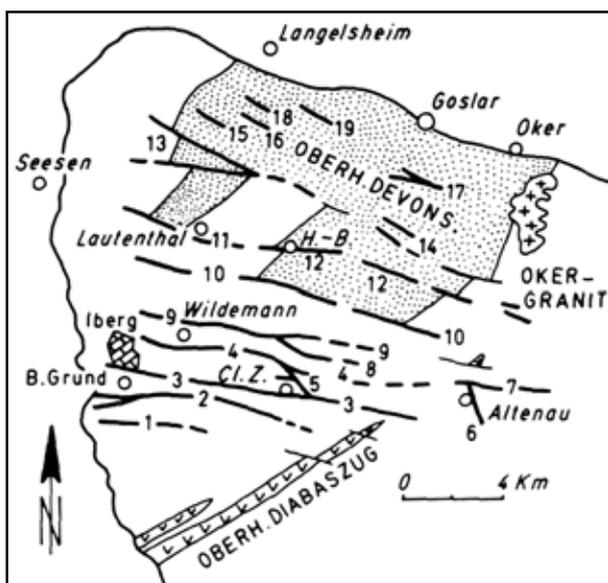


Abb.74: Die Erzgänge des Oberharzes (aus: MOHR 1993)

Durch die Lage der Bergstädte Altenau, Clausthal-Zellerfeld, Bad Grund, Wildemann und Lautenthal ist die Verbreitung des Oberharzer Blei-Zink-Gangreviers gegeben. Die Erzgänge des Oberharzes

bilden Spaltenfüllungen in den Grauwacke-, Sandstein- und Tonschieferschichten des Unterkarbons (Clausthaler Faltenzone). Angeordnet sind diese zu parallel laufenden, WNW-ESE streichenden Gangzügen (CLEMENT 1996). Örtlich mehrere 100 m Teufe erreichende Erzgänge sind im Durchschnitt 6 m mächtig, erreichen in ihrem Maximum aber auch Mächtigkeiten von 40 m. Von Süden nach Norden streichen im Oberharzer Erzrevier folgende größere Gangzüge und Gänge aus (vgl. auch Abb. 74):

- | | |
|----------------------------|-----------------------------------|
| 1. Laubhütter Gangzug | 11. Lautenthaler Gangzug |
| 2. Silbernaaler Gangzug | 12. Hahnenkleer Gangzug |
| 3. Rosenhöfer Gangzug | 13. Gegentaler Gangzug |
| 4. Zellerfelder Gangzug | 14. Schleifsteinstaler Gangzug |
| 5. Burgstätter Gangzug | 15. Burghagener Gangzug |
| 6. Schatzkammer Gangzug | 16. Heimberg-Dröhneberger Gangzug |
| 7. Schultaler Gang | 17. Weiße Hirscher Gangzug |
| 8. Haus Herzberger Gangzug | 18. Beste Hoffnung Gang |
| 9. Spiegeltaler Gangzug | 19. Todberger Gang |
| 10. Bockswieser Gangzug | |

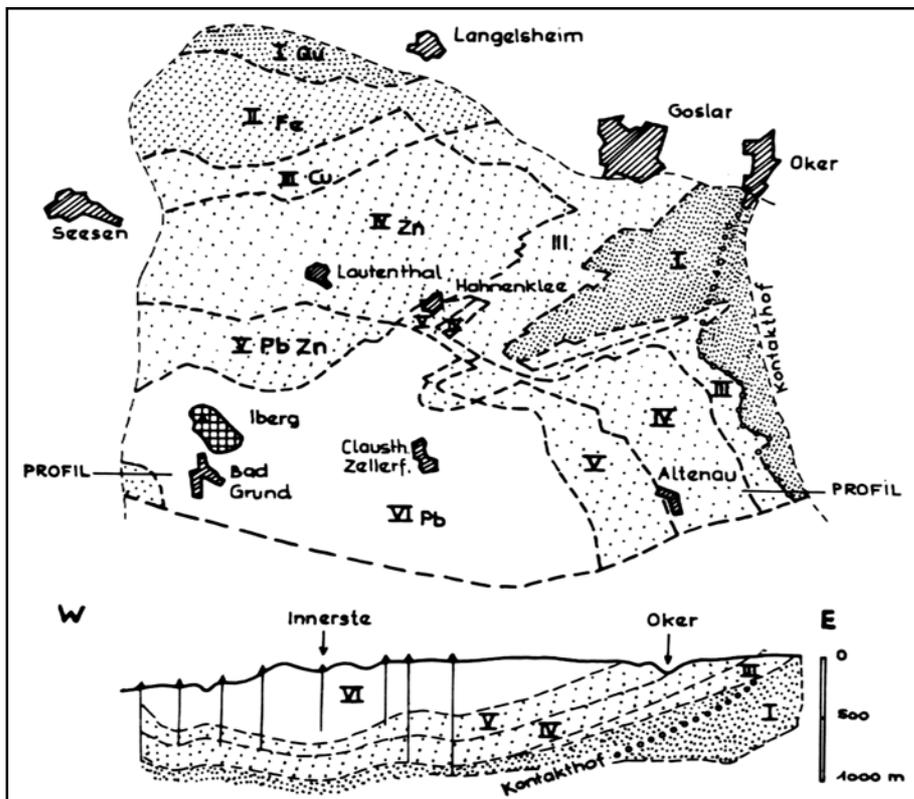


Abb. 75: Die Lagerstättenstockwerke des Oberharzes (aus: MOHR 1993)

Wie allgemein in den Gangerzbezirken werden auch im Oberharz mehrere Mineralbildungsphasen unterschieden. Eine Änderung der Mineralfazies kann von Norden (hoch-hydrothermal

perimagmatisch) nach Süden (tief-hydrothermal apomagmatisch) beobachtet werden (MOHR 1993). Nach N bzw. NW werden sechs Lagerstättenstockwerke unterschieden (vgl. Abb. 75; MÖBUS 1966):

1. Quarzstockwerk
2. Eisenspat-Stockwerk
3. Kupfererz-Stockwerk
4. Zinkblende-Stockwerk
5. Bleiglanz-Zinkblende-Stockwerk
6. Bleiglanz-Schwerspat-Stockwerk

Mit dem Brocken-Granit in direktem Zusammenhang stehen die Erzgänge der Mittelharzer Gangreviere zwischen Wernigerode und Herzberg-Lauterberg. Alle Lagerstätten des Mittelharzes gehören dem subvulkanischen und hochplutonischen Bereich an. Es können drei Mineralisierungsphasen unterschieden werden. Die Hauptmineralisation fand in der zweiten Phase statt. Es sind fünf Erzreviere anhand ihrer räumlichen Lage und der Mineralabfolge zu trennen (MÖBUS 1966):

- | | |
|----------------------------------|--|
| 1. St. Andreasberger Revier | Silbererze, Bleiglanz, Zinkblende, Kupferkies, Kobalt-Nickelerze, ged. Arsen, ged. Antimon |
| 2. Engelsburg-Steinfelder-Revier | Bleiglanz, Zinkblende, Kupferkies, Silbererze, Kobalt-Nickelerze, Schwerspat |
| 3. Eisensteinsberger Revier | Pyrit, Schwerspat |
| 4. Lauterberger Revier | Kupferkies, Pyrit, Schwerspat |
| 5. Hasseröder Revier | Kupferkies, Bleiglanz, Zinkblende, Kobalt-Nickelerze, Wismuterze |

Am bedeutendsten im Mittelharz ist das Revier von St. Andreasberg. Es umfasst mehr als zwanzig in der Regel NW-SE-streichende geringmächtige Gänge. Im Norden wird diese Zone durch den Neufanger Ruschel, im Süden durch den Edelleuter Ruschel tektonisch begrenzt (MÖBUS 1966). Die beiden Ruschel treffen sich im W und umschließen den Ruschelkeil bzw. das „Andreasberger Gangdreieck“. Verglichen mit großen Erzlagerstätten, besaß das Revier nur geringe Bedeutung. Berühmt wurde es durch die seltenen Erz- und Mineralstufen (MOHR 1993). Auf Grund der Mineralführung gehören die Ganglagerstätten zu den mesothermalen Blei-Zink-Erzgängen (MÖBUS 1966). Die Vielfalt der Mineral- und Erzanreicherungen im St. Andreasberger Revier ist begründet durch das wiederholte Aufreissen der Gänge in Folge fortwährender tektonischer Bewegungen, die geringe Mächtigkeit des Deckgebirges über dem Granitpluton zur Zeit der Intrusion und durch die Ruscheln, die als stauende Flächen die Zusammenführung der Thermallösungen im Ruschelkeil bewirkten. In Abbildung 76 sind die Bildungsbedingungen der Oberharzer Gänge und der

Andreasberger Erzgänge dargestellt. Es ist ersichtlich, dass der wesentliche Unterschied zwischen beiden Revieren in der verschiedenen Teufenlage zu suchen ist (MOHR 1993).

Weitere Gangerzlagerstätten des Mittelharzes befinden sich im Gebiet östlich und südwestlich des Brockenmassivs. Sie sind kleiner und werden deshalb nur kurz erwähnt. Am Ostrand des Brockenmassivs liegt das Erzgangrevier von Hasserode und Drei Annen. Der Hauptgang befindet sich am Großen Thumkuhlenkopf. Er führt eine normale Sulfidparagenese. NW vom Andreasberger Revier liegt das Eisensteinsberger Gangerzrevier. Dort erfolgte die Mineralisation zum größten Teil in der Vorphase (MÖBUS 1966). Abgebaut wurden Roteisensteine, Eisenglanz und Eisenglimmer. Das Engelsburg-Steinfelder Revier schließt sich östlich an das St. Andreasberger Revier an. Auf sulfidischen Erzgängen wurden vorwiegend Bleiglanz, Kupferkies und Schwefelkies abgebaut. Im Lauterberger Gangbezirk, südlich von St. Andreasberg, führen die Gänge Roteisenstein, sulfidische Erze (v.a. Kupfererze), besonders aber Baryt. In drei Gangtypen können die vielen Gänge zusammengefasst werden: Gänge mit reiner Schwerspatführung, mit Schwerspat- und Flussspatführung und Gänge mit wesentlichen Gehalten an sulfidischen Erzen. Reine Schwerspatgänge spielen bis in die heutige Zeit eine bedeutende wirtschaftliche Rolle (MOHR 1993).

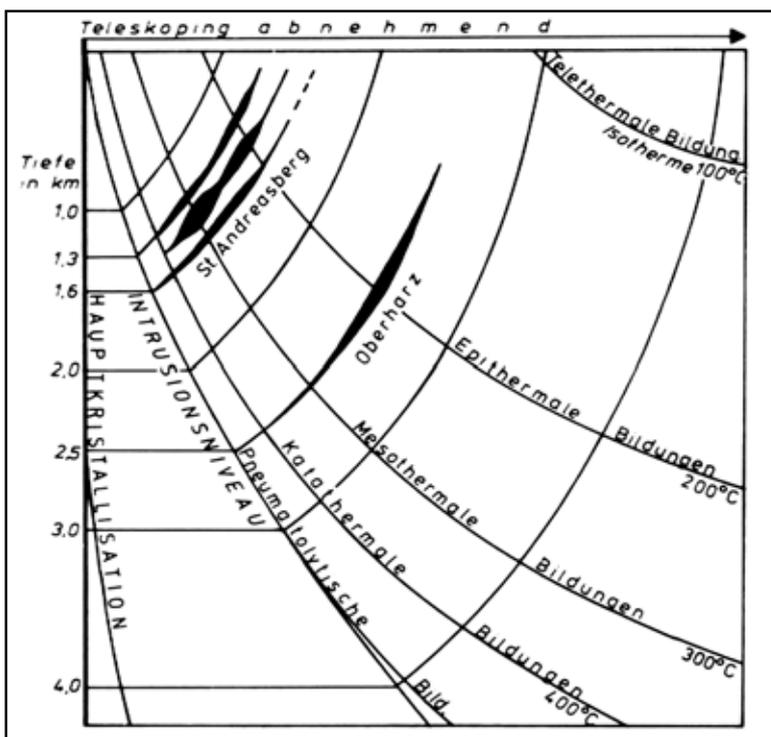


Abb.76: Die Bildungsbedingungen der Oberharzger und St. Andreasberger Erzgänge (aus: MOHR 1993)

In der Harzgeröder Faltenzone liegen die bedeutendsten Teile des Unterharzger Gangbezirkes, die deutliche Beziehungen zum Ramberg-Granit aufweisen. Granitnäher liegen die älteren, höher temperierten Abscheidungen; die weniger temperierten Bereiche liegen weiter entfernt. Um den

Ramberg-Pluton lassen sich vier konzentrische Erzzonen aushalten (von plutonah nach plutonfern; MÖBUS 1966):

- Kupfer-Arsen-Pyrit-Wolframit-Flussspat-Zone
- Bleiglanz-Zinkblende-Zone
- Eisenspat-Zone
- Antimon-Zone

Nach den Untersuchungen von Baumann & Werner (1968) werden im Harz zwei Vererzungszyklen unterschieden. Die Zweigliederung der Mineralisation erfolgt in einen variszischen und einen postvariszischen (saxonischen) Zyklus. Jeweils ein eigenes „zoning“ sollen die beiden Zyklen zeigen. Andere Bearbeiter (Hofmann 1970) widersprechen dieser These, da die Abfolgen des älteren und jüngeren Mineralisationszyklus stets im Bereich einer Störungszone, innerhalb dieser sowohl gemeinsam in Gängen als auch in verschiedenen Gängen, auftreten. Hofmanns Ansicht nach kann deshalb nicht von zwei weitgehend unabhängigen Gangspaltensystemen gesprochen werden (MOHR 1993).

Nach dem regionalen Auftreten lassen sich die ca. 80 Mineralgänge des Unterharzes in 16 Ganglinien zusammenfassen. Die bedeutendsten Gänge im Unterharz sind der Strassberg-Neudorfer Gangzug und der Güntersberge-Biwender-Gangzug (MÖBUS 1966). Unterteilt sind die Reviere des Unterharzes in das Trautenstein-Hasselfelder Revier, das Harzgeröder Revier, das Auerberg-Revier sowie die Reviere von Tilkerode und Treseburg (MOHR 1993).

Mit 15 km Länge ist der Strassberg-Neudorfer Gangzug der wohl längste Gang des Harzes. Sein NE-Einfallen steht dem SW-Einfallen der meisten Unterharzer Gänge gegenüber. Er wird als eine an- und abschwellende Ruschelzone gedeutet. An Vererzungsphasen werden eine pneumatolytische Vorphase, eine hydrothermale Hauptphase und eine Kieselsäure-Nachphase unterschieden. Die Hauptmineralisation besteht aus Fluorit, Quarz und Kalzit. Ebenfalls ein bedeutender Gangzug ist der Güntersberge-Biwender Gangzug, der nach S einfällt und parallel zum Strassberg-Neudorfer Gangzug verläuft. Im Westen bei Güntersberge führte er Flussspat, Bleiglanz und Zinkblende. Östlich davon folgt Flussspat. Südöstlich von Silberhütte war eine reichere Mineralisierung vorzufinden. Neben silberhaltigem Bleiglanz kamen hier Eisen-, Zink- und Kupfererze vor. Der östlichste Abschnitt wird als Biwender Zug bezeichnet, worin im wesentlichen Eisenerze und Bleierze auftraten (MOHR 1993).

Typisch für den Chemismus der vom Ramberg-Pluton ausgehenden Hydrothermen ist der relativ hohe Mangan-Anteil gegenüber dem Eisenvorkommen. Im Vergleich zu den Mittelharzer und Oberharzer Gängen fällt das Fehlen von Schwerspat, das Zurücktreten von Blei und Zink und das reichliche Auftreten von Flussspat auf. Südlich vom Strassberg-Neudorfer Gang liegt der Gangbezirk des Auerbergs. Anders als früher angenommen, wird heute als Lösungsbringer nicht der Auerberg-Porphyr, sondern der Rambergpluton angenommen. Sulfidische Erze treten etwas zurück und

Antimonerze haben gelegentlich Bedeutung. Vorwiegend kommen Spateisenstein, Kupferkies und Flussspat vor. Relativ unbedeutend sind die Gänge im N des Reviers, während die südlichen Gänge wirtschaftlich wichtiger waren (z.B. Flußschächter Gang; MOHR 1993).

Zwischen Brockenmassiv und Ramberggranit liegt das Gangerzvorkommen von Trautenstein-Hasselfelde. Aufgrund seiner Mineralführung zeigt das Erzrevier einen größeren Zusammenhang mit dem Ramberg. Die Erzführung besteht aus Bleiglanz, Zinkblende, Kupferkies, Eisenspat und etwas Flussspat (MOHR 1993). Östlich des Ramberg-Plutons ist das Gangerzvorkommen von Tilkerode gelegen. Aufgrund seiner außergewöhnlichen Elementkombination lässt es sich nicht an die Erzabfolge des Ramberg-Granits anschließen. Einige Bearbeiter gehen von einem etwas jüngeren, postgranitischen Bildungszyklus aus. Tischendorf (1959) führt das Auftreten von z.B. Selen, Schefel und Blei wie im St. Andreasberger Revier auf Lateralsekretion aus dem Nebengestein zurück. Wirtschaftlich unbedeutend sind die Vererzungen des Zorger Reviers, welche die westlichsten Erzgänge des Unterharzes darstellen. Es handelte sich um 40 bis 70 cm mächtige Roteisensteingänge, Schwerspatgänge und kupferkiesführende Gänge. Westlich von Wieda wurde Zinnober abgebaut (MÖBUS 1966).

9.3 Kurzer Abriss der Historie des Harzer Bergbaus

Erste indirekte Nachweise für den Bergbau im Oberharz und im Goslaer Raum liegen für das 3. Jahrhundert vor. Am Fundort Düna ist die Verhüttung und Verarbeitung von Harzer Erzen für den Zeitraum vom 3. bis 10. Jahrhundert belegt. Auf den Beginn des 8. Jahrhunderts ist ein Grubenmeiler westlich von Clausthal-Zellerfeld datiert (TU CLAUSTHAL 1995). Einen ersten Aufschwung des Bergbaus im Oberharz und besonders am Rammelsberg gab es unter Otto I. im 10. Jahrhundert. Vor dieser Zeit ist von keiner überregionalen Bedeutung der Harzer Erze auszugehen (KAUFHOLD 1992).

Der Rammelsberg besaß im Gegensatz zu anderen Erzlagern in Nordwestdeutschland günstige Zugänglichkeiten und die größte Menge verhüttungsfähiger Erze. In die Zeit des 10. Jahrhunderts dürften auch die ersten Ansiedlungen von Bergleuten im Goslaer Gebiet fallen. Darauf folgend deutet alles auf ein rasches Aufblühen der Silber- und Kupferherstellung in diesem Bereich hin. Abgebaut wurde das sogenannte Alte Lager am Rammelsberg mit primitiven Mitteln mit Schlägel und Eisen. Da jedoch die früh zu erreichenden Erze qualitativ besser waren als diejenigen der späteren Jahrhunderte, lag die Metallausbeute höher als im Spätmittelalter. Schon im 12. Jahrhundert lösten Stollen die weniger ergiebigen Tagebaue ab. Zunächst lagen die Hütten in der Nähe des alten Lagers. Die großen Mengen des herbeizuschaffenden Holzes und die Holzköhlerei machten es notwendig, die Hüttenplätze im Harz und seinem Vorland zu verteilen. Es war offensichtlich angemessener, das Erz zu den Hütten zu bringen, als das Holz und die Holzkohle zu den Gruben zu transportieren.

Mindestens 102 Hütten sind zwischen 1199 und 1527 bekannt, die jedoch nie gleichzeitig betrieben wurden (KAUFHOLD 1992).

Doch stand, wie bereits angedeutet, der Rammelsberger Bergbau nicht allein. Im Oberharz liegen viele mittelalterliche Verhüttungsplätze. Nach heutiger Meinung gab es in drei Revieren des Oberharzes Bergbau (KAUFHOLD 1992):

- am westlichen Harzrand bis zur Innerste durch das Kloster Walkenried
- östlich der Innerste durch das Kloster Cella
- am Rupenberg (St. Andreasberg) durch die Klöster Walkenried und Neuwerk

Obwohl über Produktionsmengen und Absatzgebiete nichts bekannt ist, wird davon ausgegangen, dass die Metallgewinnung nicht über den Eigenbedarf des Klosters hinaus ging. Insgesamt war der Oberharzer Bergbau im Mittelalter eher unbedeutend. Durch den Waldreichtum bot die Verhüttung der Rammelsberger Erze den Hütten Arbeit (KAUFHOLD 1992).

Auch im Mittel- und Unterharz bildeten die natürlichen Bedingungen mit Erz-, Holz- und Wasserreichtum die Grundvoraussetzungen für den einsetzenden Bergbau (BILKENROTH 2003). Spätestens im 9. Jahrhundert setzte die Eisengewinnung auf der Elbingeröder Hochfläche und im angrenzenden Raum Hasselfelde-Selkenfelde im 11. Jahrhundert ein. Damit verbunden waren die ältesten Dauersiedlungen im mittleren Harz (OELKE 2002). Anfangs wurde der Bergbau in Form von Tagebauen (Pingen) betrieben. Diese waren bis zu 50 m tief und markierten den Ausbiss der Erzlagerstätten. Bis zum ausgehenden Mittelalter wurde das Eisen durch Rennöfen aus dem Erz gewonnen (STEUER/ZIMMERMANN 1993). Schlackenfundplätze lassen auf einen weiter verbreiteten mittelalterlichen Bergbau schließen, als er heute nachgewiesen ist. Auch Silbererze könnten im Hochmittelalter im Unterharz im Abbau gestanden haben (OELKE 2002).

Die erste tiefe Bergbaukrise setzte im 14. Jahrhundert ein. Stetig war der technische Aufwand zum Brechen der Erze in den tiefen Stollen gestiegen. Hinzu kamen Probleme in der Wasserhaltung sowie die immer knapper werdende Holzkohle zur Verhüttung. Mangelnde Fähigkeiten, diese technischen Probleme zu lösen, Geldmangel und die um 1348 einziehende Pest brachten den Erzabbau fast vollständig zum Erliegen (KAUFHOLD 1992). Erst neue Hilfsmittel (Wasserkünste) förderten ab Mitte des 15. Jahrhunderts solche Wassermengen empor, dass der Bergbau wieder umfangreicher aufgenommen werden konnte (STEUER/ZIMMERMANN 1993).

Mit der Aufschwungphase des Bergbaus im Harz zu Beginn des 16. Jahrhunderts und dem Ausbau der Berg- und Hüttenwerke des Rammelsberges auf Silber, Blei, Kupfer und Vitriol wurde der technische Fortschritt sichtbar, der sich auch in der berg- und hüttenmännischen Literatur wiederfand (KRASCHEWSKI 1994). Für Teile Norddeutschlands erlangte die Eisengewinnung des Harzes im Zeitraum vom 14. bis 16. Jahrhundert große Bedeutung. Durch den Einsatz wassergetriebener

Blasebälge verlagerten sich die Verhüttungsstätten in die Täler. Der im 16. Jahrhundert beginnende Übergang zum Hochofenprozess zog sich bis ins 17. Jahrhundert hinein (OELKE 2002). Von Agricola wird das Alte Lager im Rammelsberg als das wichtigste Bleibergwerk Deutschlands beurteilt. Weiterhin wird an diesem Standort Silber, Kupfer und Vitriol gefördert (KRASCHEWSKI 1994). Nur bescheidenen Umfang hatte die Silbererzeugung im Ostharz. In zahlreichen Gängen kam aber Flussspat vor, der seit dem 14. Jahrhundert den Hütten am Harzrand zugeführt wurde (OELKE 2002).

Zu Beginn des 16. Jahrhunderts erließen die Landesfürsten die sogenannten Bergfreiheiten. Bergleute aus anderen Bergbaugebieten sollten durch die damit verbundenen Vergünstigungen angelockt werden. Zellerfeld, in dem 1533 wieder auf 17 Gruben Erz abgebaut wurde, wuchs in diesen Jahren zur bedeutendsten der Oberharzer Bergstätte heran (TU CLAUSTHAL 1995). Der Oberharz mit seinen sieben, einst freien Bergstädten bildete von nun an bis zum 20. Jahrhundert ein weitgehend geschlossenes Industriegebiet. Über die nächsten 400 Jahre zielte alles auf die Gewinnung der Metalle Silber, Blei, Zink und Kupfer (LIEBMANN 1999). In einigen Gebieten wurde bis in Teufen von fast 200 Metern abgebaut, was durch ein ausgeprägtes System von Wasserlösungsstollen im Oberharz möglich wurde. Zusätzlich benötigten die Künste zur Wasserhaltung sowie die Förderung der Erze einen möglichst dauerhaften Wasservorrat. Somit wurden Mitte des 16. Jahrhunderts im gesamten Oberharz über 110 Teiche und viele Kilometer Gräben und Wasserläufe angelegt (NIETZEL 1983).

Noch einmal kam es zu Beginn des 17. Jahrhunderts zu einem Rückgang des Bergbaus und damit verbunden zu großer Not unter der vom Bergbau abhängigen Bevölkerung. Verstärkt wurde dieser Zustand durch die Wirren des 30jährigen Krieges (1618-1648) und die erneute Einschleppung der Pest. Jedoch kam der Bergbau nie komplett zum Erliegen. Mitte des 17. Jahrhunderts erfuhr er einen erneuten Aufschwung (TU CLAUSTHAL 1995).

Im Harz wurden um 1700 einige Eisenhütten aufgegeben, andere aber neu gegründet. Die beste Entwicklung nahm die Hütte Ilseburg (OELKE 2002). Wesentlich war die Verhüttung der Erze von einer entwickelten Holzkohlewirtschaft abhängig. Vor allem im Spätmittelalter wurde das Holz im Harz außerordentlich knapp. Die Holzkohlegewinnung hatte den ursprünglichen Waldbestand des Harzes (Laubhölzer) drastisch reduziert und verändert (KAUFHOLD 1992). Ebenfalls um 1700 nahm auch der Silberbergbau im Ostharz (Harzgerode/Strassberg) seinen Aufschwung. Zahlreiche kleinere Gruben auf Eisen-, Silber- und Kupfererze entstanden entlang der Erzgänge des östlichen Harzes. Zu dieser Zeit waren die Gangzüge fast alle bekannt (OELKE 2002).

Im 18. Jahrhundert erlebte der Oberharzer Bergbau seine Blütezeit. Im Laufe der Jahre drang der Bergbau im Oberharz in immer größere Tiefen vor. Die Abbaue lagen weit unter dem tiefsten Wasserlösestollen, dem 13-Lachter-Stollen. Deshalb wurde von 1777 bis 1799 der Tiefe Georg-Stollen vorgetrieben. Er galt damals als das bedeutendste Bauwerk unter Tage. 1844 wurde der Ernst-August-Stollen als tiefster Entwässerungstollen vollendet (TU CLAUSTHAL 1995).

Verändert wurden die Ansprüche an Qualität und Quantität der bergbaulichen Rohstoffe durch die industrielle Revolution. Die Eisenerze im Harz, die bis weit in das 19. Jahrhundert teilweise oberirdisch in kleinen Gruben gewonnen wurden, entsprachen den neuen Anforderungen nicht mehr (OELKE 2002). Gegenüber dem gigantischen Aufschwung der Kohle- und Eisenreviere in Schlesien, an Rhein, Ruhr und Saar wurde der Harz Opfer des Standortnachteils gegenüber den neu entstandenen schwerindustriellen Zentren (KAUFHOLD 1992). Damit einhergehend erfolgte auch die Schließung der Hüttenwerke, die zudem mit den hohen Holzkohlepreisen zu kämpfen hatten. Bereits 1901 wurde der Silbererzbergbau bei Neudorf beendet. 1927 wurde zum letzten Mal Eisenerz in Elbingerode gefördert. Im östlichen Harz blieb allein die Spatförderung erhalten (OELKE 2002). Auch im Oberharz machte sich gegen Ende des 19. Jahrhunderts eine Erschöpfung der Vorräte verbunden mit einer Verarmung der Erzführung bemerkbar. Zuerst lief der Bergbau bei St. Andreasberg 1910 aus, die Gruben bei Clausthal wurden noch bis 1930 betrieben (CLEMENT 1996). Im Westharz bei Bad Grund und am Rammelsberg konnte aufgrund hoher Erzvorräte der Abbau weiter betrieben werden. Am Rammelsberg wurde 1988 nach einem mehr als 1000jährigen Abbau der letzte Förderwagen gehoben. Erst 1992 schloss mit der Grube „Hilfe Gottes“ in Bad Grund das letzte Erzbergwerk des Oberharzes (KAUFHOLD 1992).

Zu einer neuerlichen Prospektion und Wiedereröffnung ausgewählter Erzgruben kam es in den 30er Jahren des letzten Jahrhunderts durch die Autarkiebemühungen der Nationalsozialisten. Zu den neu aufgenommenen Gruben gehörte Braunesumpf, die Grube Büchenberg sowie die Schwefelkies- und Eisenerzförderung der Grube Drei Kronen & Ehrh (OELKE 2002).

In der Zeit der DDR wurde die bergbauliche Gewinnung von Rohstoffen gesteigert. Angesichts der hohen Fördermengen erschöpften sich viele Lagerstätten im östlichen Harz. Somit endeten Eisenerzabbau (1969 Braunesumpf/1970 Büchenberg) und Flussspatbergbau in Strassberg (1982). Die Grube Einheit (Der Kronen & Ehrh) wurde nach Erschöpfung der Pyritvorräte auf geringerhaltige Schwefelkiese abgebaut. Erst zu DDR-Zeiten wurde die Flussspatgewinnung in Gernrode (1974) aufgenommen und im Jahre 1985 eingestellt. Weiterhin entstand der Kalksteinabbau in Elbingerode/Rübeland. Nach der Wiedervereinigung ist der Abbau von Steinen und Erden der einzige Bergbau im Harz, abgesehen vom Sanierungsbergbau an stark kontaminierten ehemaligen Bergbaustandorten (OELKE 2002).

9.4 Erfassung der Grubenwasseraustritte

9.4.1 Einleitung

Verteilt in verschiedenen Regionen über den gesamten Harz erfolgte die Erfassung der Grubenwasseraustritte. Die Zusammenstellung der Rechercheergebnisse folgt geordnet nach der Lage

bzw. Revierzugehörigkeit. Zu jedem Grubenwasseraustritt wird kurz die Lage und die derzeitige Situation geschildert. Ebenfalls wird auf die geologischen Verhältnisse des Untersuchungsgebietes sowie auf die Geschichte der Bergwerksregion eingegangen. Soweit dies möglich war, wurden wichtige Wasserparameter bei Vor-Ort-Besuchen ermittelt. Dazu gehören pH- und Eh-Wert, Temperatur, Leitfähigkeit, Eisengehalt, Sauerstoffkonzentration, Durchfluss sowie Säure($k_{S4,3}$)- und Basenkapazität($k_{B8,2}$). Im September 2003 wurde die Beprobung und Analyse durchgeführt. Hierzu ist auf den extrem trockenen Sommer einzugehen. Alle ermittelten Durchflüsse müssen deshalb sicherlich als niedrigster Abfluss gedeutet werden und können im Jahresmittel höher liegen. Eine Zusammenstellung der ermittelten Grubenwasserparameter ist dem Anhang zu entnehmen.

9.4.2 Grubenwässer im Ostharz bei Gernrode, Alexisbad und Straßberg

Hagentalstollen bei Gernrode

Aus dem Hagentalstollen im Hagental SW von Gernrode treten die Grubenwässer des Bergbaureviers Hohewarte aus. Die Erkundungsmaßnahmen der Hohewartestruktur bei Gernrode begannen in den Jahren 1970/1971. Es handelt sich somit um das jüngste aller untersuchten Bergbaureviere. Im Zeitraum zwischen 1974 und 1985 wurde Flussspat abgebaut. Die Struktur Hohewarte ist der nördliche Teil einer 5 km langen bruchtektonischen Zone am Harznordrand. Nach Beendigung des Abbaus und teilweiser Verwahrung ging das Bergwerk an die Wasserwirtschaftsdirection Saale-Werra zur Nachnutzung über. Diese fand jedoch nie statt. Nach der deutschen Wiedervereinigung gab es keinen Rechtsnachfolger, was die entgeltliche Verwahrung bzw. die Errichtung einer Grubenwassereinigungsanlage bis zum heutigen Zeitpunkt verzögerte.

Umfangreiche Ergebnisse sind der vorhergehenden Diplomarbeit und den Arbeiten von SCHINDLER (2003) sowie TAMME (2002) zu entnehmen. Ganzjährig hat das Grubenwasser eine Temperatur von ca. 11 °C. Durchschnittlich bei 5,7 liegt der pH-Wert, das Redoxpotential bei 410 mV und die Sauerstoffsättigung bei 95 %. Mit 1,2 mmol/L übersteigt die Basenkapazität deutlich die Säurekapazität von 0,2 mmol/L. Vor allem aus den hohen Konzentrationen von Natrium, Calcium und Chlorid setzt sich die hohe Leitfähigkeit von 5400 $\mu\text{S}/\text{cm}$ zusammen. Neben den erhöhten Eisenkonzentrationen, die sich bei etwa 11 mg/L (8,5 mg/L Fe^{2+}) befinden, sind ebenfalls erhöhte Konzentrationen an Mangan festzustellen. Gering ist dagegen die Sulfatkonzentration.

Herzog-Alexis-Stollen

Der Herzog-Alexis-Erbstollen setzt ca. 2 km vom Ortskern Mägdesprung im Selketal zwischen dem 3. und 4. Friedrichshammer an. 1830 wurde die Auffahrung des Herzog-Alexis-Stollens begonnen und am 26. Mai 1862 im Gegenortbetrieb durchgeschlagen. Die Länge des Stollens beträgt 2336 m. Er sollte die Wässer der Gangerzgruben um Neudorf und Harzgerode lösen, was allerdings nie zur

Zufriedenheit geschah. Im Jahre 1992 wurde er rekonstruiert. Prachtvoll ausgestaltet ist das erhaltene Mundloch mit Bruchsteinmauerwerk, klassizistischem Portikus, dorischen Säulen sowie anhaltischem Wappen (Abb. 77).

Am Stollenmundloch tritt klares Wasser mit einer Temperatur von 10,4 °C aus. Das Redoxpotential beträgt 318 mV, die Sauerstoffsättigung 83 % und der pH-Wert liegt bei knapp 7. Mit 3,24 mmol/L ist die Säurekapazität deutlich höher als die Basenkapazität mit 0,32 mmol/L. Unterhalb von 0,1 mg/L lag die Eisenkonzentration. Vorherige Bearbeiter (DOBLER 1999) kamen bei den Vor-Ort-Parametern zu ähnlichen Ergebnissen. Neben der erhöhten Leitfähigkeit wurden erhöhte Zink- und Sulfatkonzentrationen festgestellt.

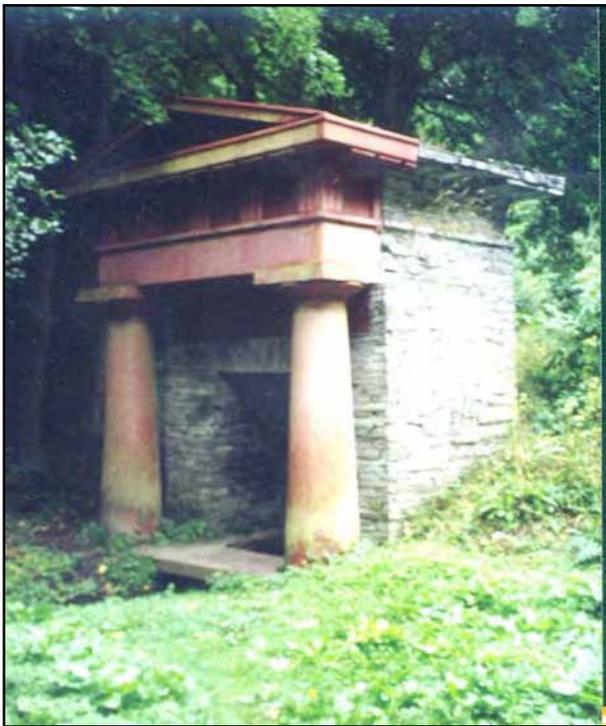


Abb.77: Mundloch des Herzog-Alexis-Stollens im Selketal bei Mägdesprung

St. Catharinen-Stollen

Auf der linken Seite des Parkplatzes am Ortseingang Alexisbad aus Richtung Mägdesprung befindet sich der St. Catharinenstollen. Er wurde im Streichen des Dreifälltigkeits- oder Drusenzuges angesetzt. Dieser Gangzug führte Blei-, Zink- und Silbererze. 1563 begannen die Vortriebsarbeiten und 1727 kam der Stollen zum Durchschlag zur Grube Hoffnung Gottes. Dort erreichte er eine Teufe von 93 m. 1825 wurden umfangreiche Aufräumarbeiten im Stollen durchgeführt und anschließend wurde das Mundloch zum Alexisbrunnen eingefasst. Bis zum Jahre 1955 diente der Brunnen als Trinkquelle des Alexisbades. Danach kam es zum Verfall und weitestgehenden Abriss der Anlage.

Auffallend sind die ockerfarbenen Ausfällungen von Eisenhydroxiden am Mundloch des St. Catharinen-Stollens in Alexisbad. Dementsprechend liegen die Eisenkonzentration bei 3,9 mg/L (Fe^{2+}

2,2 mg/L). Weiterhin wurden folgende Wasserparameter ermittelt: Temperatur 9,2 °C; Leitfähigkeit 783 $\mu\text{S}/\text{cm}$; Redoxpotential 312 mV; Sauerstoffsättigung 32,7 % und pH-Wert 6,6. Die Säurekapazität liegt bei 2,06 mmol/L und die Basenkapazität bei 1,11 mmol/L. Etwa 1,5 L/s betrug der Durchfluss im September 2003. Aus der Arbeit von DOBLER (1999) lassen sich die Konzentrationen von Kupfer (<0,01 mg/L), Mangan (5,5 mg/L) und Zink (1,3 ... 6,3 mg/L) ergänzen. Weiterhin wurden Sulfat (200 mg/L) und Nitrat (390 mg/L) bestimmt.

Schwefelstollen Alexisbad

Im Zentrum von Alexisbad neben den Gleisanlagen der Schmalspurbahn befindet sich das Mundloch des Schwefelstollens. Er wurde seit dem 16. Jahrhundert aufgeföhren und befindet sich im Liegenden des Reichen David Ganges. Dieser gehört zur Alexisbader Ganglinie mit Pyrit-, Arsenkies- und Bleiglanzführung (MOHR 1993). Mitte des 18. Jahrhunderts wurde der Abbau eingestellt. Seit 1810 sind die Grubenwässer als Selkebrunnen gefasst und werden für Kurmittel gebraucht (Abb. 78).

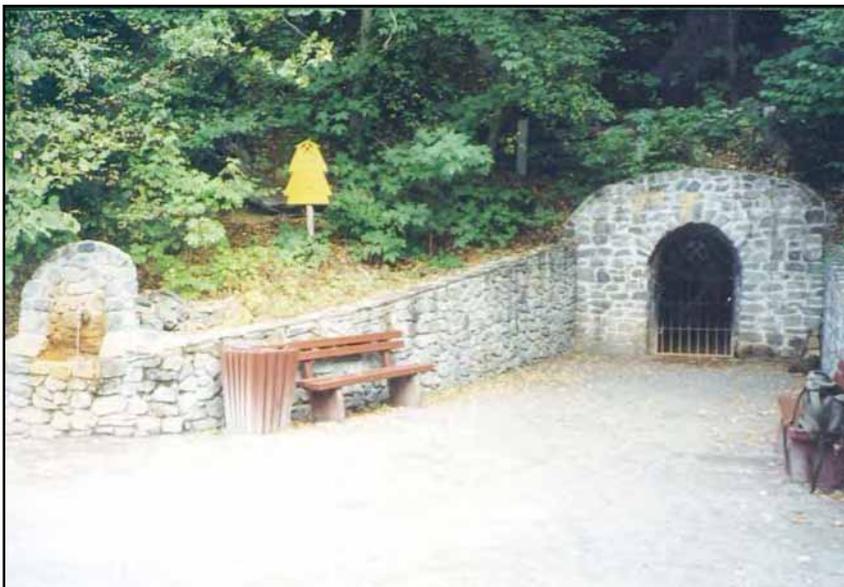


Abb.78: Mundloch des Schwefelstollens in Alexisbad

Wie beim St. Catharinen-Stollen sind deutlich ockerfarbene Eisenhydroxidausscheidungen zu erkennen. Das austretende Grubenwasser hat eine Temperatur von ca. 9 °C, besitzt eine Leitfähigkeit von 640 $\mu\text{S}/\text{cm}$, ein Redoxpotential von 347 mV und einen pH-Wert von 5,5. Deutlich niedriger als die Basenkapazität (1,41 mmol/L) liegt die Säurekapazität mit 0,41 mmol/L. Von der Gesamtkonzentration von Eisen mit 13,25 mg/L sind 11,10 mg/L Fe(II). Analog zum vorhergehenden Stollen wurden bei den Untersuchungen von DOBLER (1999) zusätzlich folgende Parameter bestimmt: Kupfer 0,5 mg/L; Mangan 2,8 mg/L; Zink 1,9 mg/L, Nitrat 240 ... 730 mg/L und Sulfat 240 mg/L. Zur sonst ähnlichen Zusammensetzung wie beim St. Catharinenstollen fällt hierbei besonders der erhöhte Kupfergehalt auf. Aus der Verwitterung der Sulfidminerale erklärt DOBLER (1999) die

Sulfatkonzentrationen, während der Bearbeitung die hohen Nitratkonzentrationen auf Sprengstoffreste in den alten Grubengebäuden zurückführt.

Brachmannsberger Stollen, Biwender Stollen und Neuer Glasebachstollen

Mit dem Bau der neuen Wasserlösestollen (Brachmannsberger, Biwender und Neuer Glasebachstollen) im Glasebach- und Uhlenbachtal sollen die zusetzenden Grubenwässer des ehemaligen Flussspatbergwerks „Grube Flour“ gelöst werden. Insbesondere die hohen Konzentrationen an Eisen und Mangan machen zum Schutz der Oberflächengewässer eine Aufbereitung notwendig. Entsprechende Anlagen wurden von der BST Mansfeld errichtet.



Abb.78: Das Mundloch des Brachmannsberger Stollens



Abb.79: Das Mundloch des Biwender Stollens



Abb.80: Das Mundloch des Neuen Glasebachstollens

Der Brachmannsberger Stollen (Abb. 78) wurde zwischen Januar 1995 und August 1998 auf einer Länge von 2350 m aufgefahren. Er dient zur Ableitung der zusetzenden Grubenwässer im Revier Brachmannsberg nördlich von Siptenfelde. 1998 wurde der Biwender Stollen (Abb. 79) vollendet, der auf 2000 m Länge bis zum Schacht führt. Zwischen März 1994 und Januar 1995 wurde der Neue Glasebachstollen (Abb. 80) aufgefahren. Seine Länge beträgt 725 m. Er dient zur Ableitung der zusetzenden Grubenwässer im Revier Glasebach und Trockenlegung des musealen Teils der Grube Glasebach bis einschließlich der 2. Sohle.

Grubenwasseraustritt bei Silberhütte

Nach dem Ortsausgang Silberhütte in Richtung Alexisbad tritt direkt an der Straße Grubenwasser aus (Abb. 81). Mit 0,7 L/s ist die Wassermenge gering, die von Anwohnern als Trink- und Brauchwasser genutzt wird. Wasserparametern wurden wie folgt bestimmt: Temperatur 8,5 °C, Leitfähigkeit 462 µS/cm, Redoxpotential 344 mV, pH-Wert 6,97 sowie Säure-/Basenkapazität 3,02/0,26 mmol/L.



Abb. 81: Grubenwasseraustritt bei Silberhütte

9.4.3 Grubenwässer im Bereich Elbingerode, Büchenberg und Braunesumpf

Das Elbingeröder Revier stellt die größte Eisenerzkonzentration des gesamten Harzes dar (geschätzte Menge 800 Mio.t). Entstanden sind die Lagerstätten als Folge untermeerischer Vulkantätigkeit im unteren Mitteldevon. Auf den Meeresboden hatte sich eine bis zu 1000 m dicke Schicht aus Diabas-, Keratophyr- und Schalsteinlava ergossen, die heute das Liegende bildet. Im seichten Wasser siedelten sich Korallen an, die enorme Kalksteinlager bildeten. Parallel dazu stiegen aus Klüften eisenhaltige Thermalwasser auf ("hydrothermale Nachphase") die am Meeresboden ausfällten. Es kam zur Bildung der Eisenerzlager. Während der variskischen Gebirgsbildung wurden die Erzlager steil aufgerichtet. Am Büchenberg beträgt das Einfallen ca. 70° in Richtung Norden (OELKE 2002).

An den Ausbissen der Erzlager begann der ca. 1000 Jahre währende Bergbau um Elbingerode. Entstehungsbedingt waren die Kalkbeimischungen und der hohe Eisengehalt im tagesnahen Bereich (bis 55%, während der Durchschnitt der Lagerstätte nur bei 18 - 23% liegt), was einer Verhüttung in einfachen Rennöfen anfangs sehr entgegenkam. Ab dem 16. Jahrhundert entstanden dann überall entlang der Bode Eisenhütten mit Hochofenbetrieb (OELKE 2002).

Anfangs erfolgte die Erzgewinnung nur in Tagebauen (Pingen). Dem Einfallen des Lagers folgend, entstanden in den Pingen Weitungen, von denen aus später in den Tiefbau übergegangen wurde.

Dieser ging zwar nicht tiefer als 50 m, aber der Kampf gegen die Grubenwässer zwang die Bergleute im 17./18. Jahrhundert zur Anlage mehrerer Wasserlösestollen. Ebenso wurden Pumpenkünste eingesetzt, deren Feldgestänge beachtliche Längen besaßen (OELKE 2002).

Eine Besonderheit für den Büchenberg ist zu erwähnen, die sich aus der Tatsache ergibt, dass die ehemalige Landesgrenze zwischen der Grafschaft Stolberg-Wernigerode (Preußen) und dem Amt Elbingerode (Hannover) quer durch dieses Eisenerzrevier ging. Während der Bergbau auf der Wernigeröder Seite fiskalisch betrieben wurde, waren die Elbingeröder Bergleute Eigenlehner, d.h. sie bauten in kleinen Gewerkschaften auf eigene Rechnung. Das Erz durfte nur zu festgesetzten Preisen an die staatlichen Hütten verkauft werden. Größere Investitionen wurden durch den Stollenneunten finanziert, der an das Bergamt abgeführt werden mußte. Dem technischen Fortschritt waren somit auf natürliche Weise enge Grenzen gesetzt. Im Jahr 1867 kam mit der Einführung preußischen Bergrechts folgerichtig das Aus für die meisten Gruben. Den Gruben auf der Wernigeröder Seite erging es nicht besser, die Konkurrenz aus dem Raum Salzgitter und dem Ruhrgebiet war technisch und verkehrsmäßig um Meilen voraus. Die letzte Grube schloß im Jahr 1925. Aufgrund der politischen Entwicklungen lebte der Eisenerzbergbau am Büchenberg ab 1936 nochmals kurzzeitig auf und wurde 1970 entgültig eingestellt (OELKE 2002).

Viele der ehemaligen Wasserlösestollen sind nicht mehr wasserführend. Dazu gehört der Augustusstollen, der 1783 zur Wasserlösung und zum Erztransport aufgefahren wurde. 1805 erreichte er das Erzlager. Er befindet sich am Weg oberhalb des Schlosswasserhäuschens an der Straße Büchenberg-Wernigerode. Dieses diente mit seiner Holzwasserleitung ab 1710 zur Wasserversorgung. Dazu wurden die Grubenwässer des Eierbergs und des Weißkopfs gefasst. 1730 wurde die 11500 m lange Wasserreise fertiggestellt. Ein weiterer ehemaliger Wasserlösestollen, der heute trocken liegt, ist der Hartengripper Stollen. Er diente zur Entwässerung der Gräfenhagensberger Pinggen. Genutzt wurde das Grubenwasser als Aufschlagwasser für ein Kunstrad. Auf 88 Lachter Länge wurde der Stollen zwischen 1694 und 1709 aufgefahren.

In unmittelbarer Nähe des Schlosswasserhäuschens befindet sich ein ehemaliger Tagebau. Seit 1870 wurden hier die Mittelharzer Eruptivgänge zur Gewinnung des Schwarzen Porphyrs für den Straßenbau abgebaut. Der Gang ist durch eine Verwerfung unterbrochen, so dass zwei Tagebaue eingerichtet worden sind. Aus dem Tagebau und dessen Nähe traten im Beprobungszeitraum kleine Mengen Grubenwasser aus, die nach persönlicher Mitteilung (Bergwerk Büchenberg) aus dem ehemaligen Rothenberger Abwasserstollen stammen. Dieser ist stark verbrochen. Die Untersuchung der Wasserchemie erbrachte folgende Ergebnisse: Temperatur 12 °C, Leitfähigkeit 499 µS/cm, pH-Wert 7,63, Säure- bzw. Basenkapazität 2,77 bzw. 0,19 mmol/L und Eisen <0,1 mg/L.

In der Nähe des Besucherbergwerks Büchenberg liegt der Eierbergstollen (Abb. 82). Dieser entwässert die höheren, älteren Grubenbaue des Büchenbergs, in denen sich das Bergwerksmuseum befindet. Mit einer Leitfähigkeit 546 $\mu\text{S}/\text{cm}$, einem Redoxpotential von 382 mV, einem pH-Wert von 7,63 sowie einer Säure- bzw. Basenkapazität von 3,43 bzw. 0,10 mmol/L tritt das Grubenwasser unterhalb des Mundlochs aus. Die Eisenwerte liegen unterhalb 0,1 mg/L. In der Nähe befindet sich der ehemalige Marmorbruch am Hartenberg. An seiner Sohle kann Grubenwasser austreten (Mitteilung Bergwerk Büchenberg), was zur Zeit der Beprobung jedoch nicht der Fall war.



Abb. 82: Mundloch des Eierbergstollen am Hartenberg

Tiefer Büchenberger Stollen

Mit einer Länge von 400 m war der Tiefe Büchenberger Stollen einer der ersten Entwässerungsstollen im Büchenberger Revier. Er endet im tonnlägigen Schacht in der Stollengrube und hat dort eine Teufe von 40 m. Aufgrund von Einsturzgefahr war das Gebiet weiträumig abgesperrt, weshalb keine Beprobung stattfinden konnte.

Teichtalstollen

Der Teichtalstollen wurde 1838 als Wasserlösestollen auf einer Länge von 250 m aufgeföhren. Er führt in Richtung Ahrendfels, um die dortigen Eisensteingruben zu entwässern. Vor dem Erreichen dieses Zieles wurde er erfolglos eingestellt. Ein großer Teil anfallenden Grubenwassers wird zur Trinkwassergewinnung genutzt und nur ein kleiner Teil fließt am Stollenmundloch zu Tage (Abb. 83).

Dieser wurde im Rahmen der Untersuchung beprobt, welche eine Temperatur von 8,3 °C, eine Leitfähigkeit von 413 $\mu\text{S}/\text{cm}$, ein Redoxpotential von 339 mV und einen pH-Wert von 7,68 ergab. Säure- und Basenkapazität lagen bei 2,62 bzw 0,12 mmol/L.



Abb. 83: Mundloch des Teichtalstollens bei Königshütte

Mandelhütte

Um 1612 begann die Eisengewinnung in Mandelhütte und damit verbunden die Entstehung eines umfangreichen Hüttenwesens. Mehrere Betriebsphasen spiegeln die wechselhafte Geschichte wider, bis 1869 die letzte Hütte in Mandelhütte stillgelegt wurde. Ein Rest des alten Bergbaugebietes ist in Mandelhütte in unmittelbarer Nähe der Gaststätte zu finden. Da das stehende Wasser zu einem großen Teil durch den oberflächlichen Zufluss bedingt ist und die Zugangsmöglichkeiten schlecht sind, wurde auf die Probenahme verzichtet.

Ehemalige Grube Einheit

Die Grube befindet sich im Mühlental zwischen den Ortschaften Elbingerode und Rübeland. Ein oberflächennaher Abbau von Brauneisenstein erfolgte hier bereits im 12. Jh.. Bei der Stilllegung der Grube „Einheit“ am 1. August 1990 war die Lagerstätte bis zu einer Teufe von 480 m auf der 15. Sohle erschlossen. 1973 wurde mit 381.000 t/a die maximale Förderleistung der Grube erreicht. Gewonnen wurde vanadiumhaltiger Schwefelkies. In der Oxidationszone der Lagerstätte wurde seit dem 16. Jh. der sogenannte „Eiserne Hut“ abgebaut. Diese limonitischen Eisenerze sind bis zum 19. Jh. um den im Zentrum stehengebliebenen, erzarmen Keratophyrkegel im Tagebau abgebaut worden.

Der Tagebau „Großer Graben“ ist heute ein schutzwürdiges Geotop und befindet sich in der Nähe der ehemaligen Tagesanlagen der Grube „Einheit“.



Abb.84: Entwässerung der ehemaligen Grube Einheit in Elbingerode

Erst nach der Auffahrung des „Fürstlichen Stollens“ zur Wasserhaltung im Jahre 1870 waren die Voraussetzungen gegeben, auch die primären Erze im Tiefbau zu gewinnen. Mineraliensammlern ist die Grube „Einheit“ weit über die Grenzen des Harzes hinaus durch ihre Calcitstufen und die „Harzer Blutsteine“ bekannt. Nach der Wiedervereinigung wurde ein Schaubergwerk eingerichtet, um den Besuchern der Region einen Einblick in die komplizierten Lagerstättenverhältnisse und die Arbeit unter Tage zu geben. (KNOLLE et al. 1997).

Viele Grubengebäude des Bergwerks wurden versetzt. Aus einem Rohr neben der Eisenbahnbrücke tritt das Grubenwasser der ehemaligen Grube Einheit zu Tage (Abb. 84). Ca. 50 L/s Grubenwasser tritt mit den folgenden Parametern aus: Temperatur 13,9 °C, Leitfähigkeit 2145 $\mu\text{S}/\text{cm}$, Redoxpotential 317 mV, pH-Wert 6,79, Säurekapazität 0,68 mmol/L, Basenkapazität 0,12 mmol/L. Die Eisenkonzentration im Wasser beläuft sich auf 1,27 mg/L.

Eisensteinabbau am Weißen Stahlberg

Am „Weißen Stahlberg“ nahe Neuwerk befanden sich im 17. und 18. Jahrhundert mehrere Eisensteingruben. Ende des 18. Jahrhunderts waren 11 Grubenfelder, die sich im privaten Besitz befanden, im Abbau. Die geförderten Erze wurden in den Hütten Neuwerk, Rübeland, Altenbrak und Ludwigshütte verarbeitet. Der Stollen (Abb. 85), ca. 500 m von der Ortschaft Neuwerk entfernt, wurde als Lösestollen aufgefahren und hat zahlreiche Abzweigungen und Weiterbaue. Seit 1868 bis in die heutige Zeit wird das Wasser des Stollens zur Wasserversorgung Neuwerks genutzt. 1995 fand eine Sanierung des Stollenmundlochs statt. Direkt am Stollenmundloch tritt kein Grubenwasser aus, jedoch ca. 10 m taleinwärts aus einem Rohr mit 1,3 L/s Durchfluss. Die ermittelten Wasserparameter umfassen: Temperatur 8,0 °C, Leitfähigkeit 553,8 µS/cm, Redoxpotential 351 mV, pH-Wert 6,92, Eisenkonzentration 0,13 mg/L Säurekapazität 2,37 mmol/L und Basenkapazität 0,12 mmol/L.

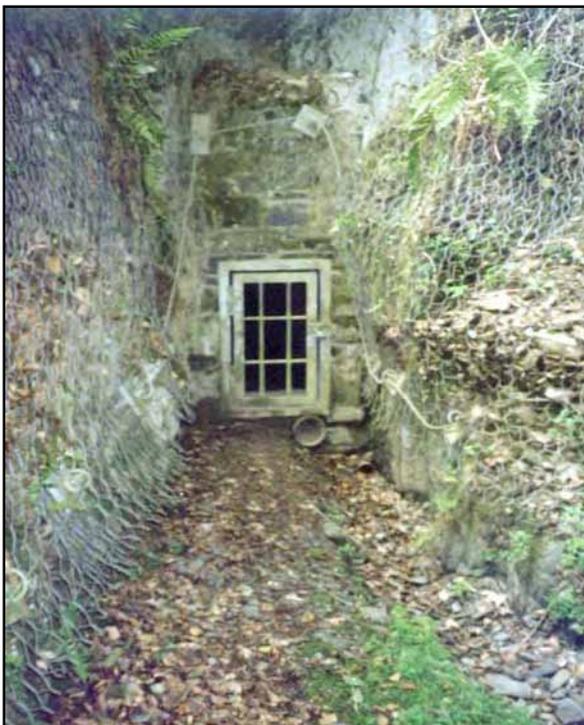


Abb. 85: Eisensteinabbau am Weißen Stahlberg nahe Neuwerk

Ebenfalls Grubenwässer aus dem Revier vom Weißen Stahlberg treten in der Steilkurve von Rübeland in Richtung Talsperre aus. Die Parameter belaufen sich auf folgende Daten: Durchfluss 0,9 L/s; 11 °C, Leitfähigkeit 774,2 µS/cm, Redoxpotential 520,8 mV, Redoxpotential 338 mV, pH-Wert 7,79, Säurekapazität 2,37 mmol/L, Basenkapazität 0,12 mmol/L sowie Eisenkonzentration 0,13 mg/L.

Walter-Hartmann-Stollen

Der Walter-Hartmann-Stollen befindet sich in Blankenburg nahe der Harzer Werke auf einem alten Fabrikgelände. Er entwässert das Bergbaugesamt um Braunesumpf. Mit einer Leitfähigkeit von 787 µS/cm, einer Temperatur von 12,1 °C und einer Eisenkonzentration von Fe <0,1 mg/L tritt das

Grubenwasser aus. Seine Säurekapazität ist mit 4,44 mmol/L deutlich höher als die Basenkapazität mit 0,32 mmol/L. Bei 339 mV liegt das Redoxpotential; der pH-Wert bei 7,47.



Abb.86: Mundloch des Walter-Hartmann-Stollens in Blankenburg

9.4.4 Grubenwässer bei Wernigerode/Hasserode

Aufgrund des Ausstreichens zahlreicher Gänge im Holtemme- und Drängetal und der Nähe zu Goslar kann ein früher Beginn des Bergbaus in diesem Revier angenommen werden. Es reicht entlang des NE-Randes des Brockens vom Wernigeröder Ortsteil Hasserode bis nach Drei Annen. Aktenkundig ist der Bergbau seit Anfang des 16. Jahrhunderts. Abgebaut wurden Kobalt-, Kupfer- sowie untergeordnet Silbererze. Ihren Höhepunkt erlebte er im 18. Jahrhundert. Innerhalb des Hasseröder Reviers lassen sich die Grubengebiete Goslarsche Gleie, König Friedrich, Aufgeklärtes Glück und Silberner Mann unterscheiden. Nach dem 500 Jahre dauernden Bergbau in diesem Gebiet waren über 3500 m Strecken und Stollen entstanden.

Zur Trinkwasserversorgung von Hasserode wurden die Zuflüsse der ehemalige Bergwerke Schliekstal, Ch. Luise sowie des Grund- und Quellwassers aus dem Thumkuhlental gefasst. Der heutige Austritt dieser Wässer in Höhe des Lossendenkmals ist vor allem aus Oberflächenwasser gespeist.

Im Grubengebiet Silberner Mann erfolgte zur Zeit der Untersuchung kein Grubenwasseraustritt. Im Gebiet der Goslarer Gleie wurden folgende Parameter gemessen: 8 L/s Durchfluss, 11,3 °C, 107,7 µS/cm, 386 mV, pH-Wert 5,78, Säurekapazität 0,11 mmol/L, Basenkapazität 0,51 mmol/L, 0,48 mg/L Eisen.

In der Grube König Friedrich wurde im 17. und 18. Jahrhundert Kupferkies, Bleiglanz, Zinkblende, Eisenglanz, Pyrit und Quarz abgebaut. Vom Stolleneingang (Abb. 87) sind ca. 200 m zugänglich, vom restlichen Grubenbau sind große Teile komplett wassergefüllt. Direkt unter dem Stollenmundloch tritt mit einem Durchfluss von etwa 0,2 L/s Grubenwasser aus, dessen Wasserparameter wie folgt gemessen wurden: Temperatur 11,2 °C, Leitfähigkeit 684,8 $\mu\text{S}/\text{cm}$, Redoxpotential 383 mV, pH-Wert 7,05, Säurekapazität 3,05 mmol/L, Basenkapazität 0,15 mmol/L, Fe <0,1 mg/L.



Abb. 87: Stollenmundloch der König Friedrich-Stollens bei Wernigerode/Harz

Einen weiteren Einblick in die Chemie der Grubenwässer im Hasseröder Revier gewährt die Wasserkunstanlage beim Lossendenkmal. Zwar wird sie mit Oberflächenwasser betrieben, sie fördert jedoch die Grubenwässer zu Tage. Die Analyse zeigte folgende Werte: Temperatur 10,2 °C, Leitfähigkeit 384,1 $\mu\text{S}/\text{cm}$, Redoxpotential 320 mV, pH-Wert 7,51, Säurekapazität 2,72 mmol/L, Basenkapazität 0,14 mmol/L, Fe < 0,1 mg/L.

Vom Bergbau um Drei Annen treten Grubenwässer in den umliegenden Tälern aus. Im Rahmen der Beprobung konnten jedoch keine erheblichen Mengen festgestellt werden, weshalb keine Proben veranlasst wurden.

9.4.5 Grubenwässer um St. Andreasberg

Die erste urkundliche Erwähnung von Schürfversuchen um St. Andreasberg stammt von 1487. Im Jahr 1520 wurde am Beerberg ein „handbreiter Gang mit Glanzerz und Rotgüldenerz“ gefunden und im darauffolgenden Jahr wurde die Bergfreiheit verkündet. 1528 begann der systematische Ausbau einer Bergstadt, die nach dem Schutzpatron St. Andreasberg genannt wurde. Die Gewinnung der besonders silberreichen Huterze erfolgte zunächst in Pingen und kleinen Schächten. In der ersten Blütezeit gab es bis zu 160 kleine Gruben. Schon früh stellten sich Probleme mit dem zutretenden Grubenwasser ein.

Innerhalb von wenigen Jahren wurden sechs Wasserlösungsstollen in die verschiedenen Gänge vorgetrieben (LIEßMANN 1999):

- 1529 St. Johannes Stollen (1450 m lang; Andreaskreuzer-, Morgenröther- und Jakobsglücker Gang)
- 1534 Edelleuter Stollen (1750 m lang; Edelleuter Ruschel)
- 1534 St. Jakobsglücker- und Wahrlechnamsstollen (1000 m lang; Jakobsglücker und Reicher Troster Gang)
- 1550 St. Annenstollen (500 m lang; Reicher Troster- und Redensglücker Gang)
- 1533 Tiefer Fürsten Stollen (400 m lang; Felicitaser Gang)
- 1536 Spötter Stollen (1280 m lang; Bergmannstroster-, Gnade Gotteser- und Samsoner Hauptgang)

1545 war der erste Silberrausch vorbei und es wurden nur noch wenige, rentable Gruben weiterbetrieben. Bis 1575 ging die Ausbeute ständig zurück. Die Bevölkerung wanderte aus bzw. verarmte. Mit politischen Streitigkeiten und dem 30jährigen Krieg kam es ab 1624 zu einer Stilllegung aller bergbaulichen Aktivitäten. Erst 50 Jahre später begann eine zweite Blütezeit des St. Andreasberger Bergbaus. Das Bergamt entschloss sich zum Bau eines neuen tiefen Stollens, dem nur wenige Jahre später ein Zweiter folgte. Mit diesen beiden Hauptstollen wurden fast alle Gruben des Reviers verbunden (LIEßMANN 1999):

- 1691 - 1710 Grünhirscher Stollen (Länge: 10 km; Teufe im Samsonschacht: 130 m)
- 1716 – 1734 Sieberstollen (Länge: 12 km; Teufe im Samsonschacht: 190 m)

Parallel dazu entstand ein gewaltiges Wasserversorgungssystem. Dennoch dauerte diese Blütezeit nur bis 1730, da kaum neue Erze mit Gewinn abgebaut werden konnten. Konsequente Sucharbeiten, technische Verbesserungen im Abbau und in der Aufbereitung sorgten Ende des 18. Jahrhunderts für eine langsame Besserung der Situation. 1822 bis 1824 wurden mit ca. 3 t pro Jahr die größten Silbermengen erzeugt. Trotz weiterer technischen Neuerungen und der Zusammenlegung kleinerer Gruben verlief die Entwicklung des Bergbaus von nun an rückläufig. Seit 1877 musste die Silberhütte zur Kapazitätsauslastung immer mehr Erze importieren. 1910 wurde die letzte Schicht in der Grube Samson gefahren. Mit der Schließung der Silberhütte zwei Jahre später endet die Geschichte des Bergbaus in St. Andreasberg (LIEßMANN 1999).

Von den in der Historie erläuterten Wasserlösungsstollen im St. Andreasberger Revier sind der Grünhirscher Stollen, der Sieberstollen, der St. Annenstollen sowie der Johannes-Stollen noch wasserführend und wurden im Rahmen der Kartierung beprobt. Darüber hinaus wurden die Wässer aus dem Mundloch der Grube Roter Bär und des Gesehr Wasserlaufs beprobt. Die restlichen aufgeführten Wasserlösestollen sind trocken, verbrochen bzw. überbaut (pers. Mitteilung M. Liebermann).

Der Gesehr Wasserlauf liefert das Turbinenaufschlagwasser für die Wasserkraftstufen. Dieses Oberflächenwasser tritt gemischt mit den zusetzenden Grubenwässern im Grün-Hirschler Stollen und im Sieberstollen wieder aus (HAASE 1985). Das Mundloch des Grün-Hirschler Stollens befindet sich im Sperrental auf dem Gelände eines Sägewerks (Abb. 88). Das Mundloch des Sieberstollens liegt im benachbarten Siebertal in einem Waldgebiet (Abb. 89).



Abb.88: Mundloch des Grün-Hirschler Stollens



Abb.89: Mundloch des Sieberstollens

Die Grubenwasseraustritte der Grube Roter Bär und St. Annenstollen befinden sich am Beerberg entlang des geologisch-bergbauhistorischen Wanderweges. In der Grube Roter Bär wurde zwischen 1808 und 1865 durch Eigenlehnerbergbau Brauneisenstein abgebaut. Die Abbaustrecke beträgt 500 m. Nachdem bereits in den 30er Jahren ein Besucherbergwerk errichtet wurde, diente das Bergwerk im zweiten Weltkrieg als Luftschutzbunker. Nach einigen Versuchsabbauen in den 40er und 50er Jahren wurde das Bergwerk 1988 von der Arbeitsgruppe Bergbau im St. Andreasberger Verein für Geschichte und Altertumskunde wieder aufgewältigt und zum Teil als Besucherbergwerk zugänglich gemacht. Das Mundloch ist in Abbildung 90 zu sehen. Am gegenüberliegenden Hang setzt die Grube Wennsglückt an. Diese wurde von 1693 bis 1760 und nochmals von 1787 bis 1812 betrieben. Später wurde sie an den Sieberstollen angeschlossen. An ihrem Mundloch ist kein Grubenwasseraustritt feststellbar.

Der St. Annenstollen (Abb. 91) wurde zwischen 1550 und 1606 als Wasserlösungstollen vorgetrieben. Er entwässerte die auf dem Reiche Troster Gang bauenden Gruben. Diese erreichten im Zeitraum von

1550 bis 1673 reiche Silberausbeute. 1775 bis 1790 nutzte die Grube Redensglück den nunmehr über 500 m langen Stollen zur Wasserlösung.



Abb.90: Mundloch der Grube Roter Bär



Abb.91: Mundloch des St. Annenstollens

Das Grubenwasser des St. Johannes-Stollen tritt am Fuße des Ski- und Sommerrodelhanges bei St. Andreasberg zu Tage. Es ist ohne ortskundigen Ansprechpartner nicht zu finden, da es durch die Aufschüttung eines angrenzenden Gebäudes nahezu verschüttet ist. Zu den ermittelten Grubenwasserparametern (Tab. 22) ist zu sagen, dass unklar ist, inwieweit es sich noch um Grubenwasser handelt bzw. wie viel Oberflächenwasser Zutritt.

Tab.22: Grubenwasserparameter der Wasserlösestollen um St. Andreasberg

Wasserlösestollen	T [°C]	Lf [µS/cm]	Eh [mV]	pH [-]	O ₂ [mg/L]	O ₂ [%]	k _S [mmol/L]	k _B [mmol/L]	Fe(ges) [mg/L]	Fe(II) [mg/L]
Grüner Hirschstollen	9,8	67,7	297	5,06	10,81	100,2	0,09	0,27	1,05	0,19
Sieberstollen	10,1	150,7	380	6,28	10,17	93,2	0,41	0,16	0,70	0,09
Gesehr Wasserlauf	10,1	69,5	299	4,61	11,25	105,5	0,09	0,29	1,07	0,30
Roter Bär	7,4	296,7	526	7,21	11,21	98,4	1,17	0,14	0,12	0,00
St. Annen Stollen	6,8	208,4	437	7,39	10,45	90,4	1,17	0,11	0,02	0,00
Johannes-Stollen	7,6	281,8	511	7,30	11,03	96,4	0,82	0,18	0,03	0,00

9.4.6 Grubenwässer des Oberharzes

Im Oberharz wurden die bedeutendsten Wasserlösestollen kartiert. Dazu gehören der Ernst-August Stollen in Gittelde, der Tiefe-Georg-Stollen in Bad Grund sowie der 19-Lachter- und der 13-Lachter Stollen in Wildemann. Zusätzlich wurden Wasserlösestollen in Lautenthal und Altenau besucht.

Wie schon in Abschnitt 9.3 im Harz erwähnt, stammen die ersten Nachweise des Bergbaus im Oberharz aus dem frühen Mittelalter. Aber auch frühere bergbauliche Tätigkeit wird vermutet. Zusammen mit weiteren Problemfeldern (Holz- und Geldmangel, wirtschaftliche Unsicherheit, Eindringen der Pest usw.) stellten die eindringenden Grubenwässer die frühen Bergleute vor zunächst unlösbare Aufgaben. Erst die Auffahrung von Wasserlösestollen brachte entscheidende Impulse, den Bergbau erneut und in größerem Umfang aufzunehmen.

In Abb. 92 sind die Wasserlösungsstollen der Oberharzer Wasserwirtschaft eingezeichnet. Wasserwirtschaft, das bedeutete in den Anfängen des Bergbaus vor allem das Wasser „los zu werden“ (zu „lösen“). In der Frühzeit der bergbaulichen Wasserwirtschaft wurde mit Ledersäcken (Bulgen) das Wasser gehoben. Diese Hubkünste benötigten selbst Betriebswasser. Waren diese Aufschlagwässer knapp, so war auch die Wasserlösung ungenügend. Schon bald setzten Bestrebungen ein, nahegelegene Taleinschnitte mit den Schächten zu verbinden und durch diese Wasserlösestollen das Wasser frei abfließen zu lassen. Durch die anfänglich nur geringe Teufenlage der Schächte waren nur Lösestollen mit geringer Teufe zum nächsten Tal notwendig. Einer der ältesten und höchstgelegenen Stollen ist der Frankenscharrner Stollen, der sein Mundloch im Zellerfelder Tal hatte (HAASE 1985).

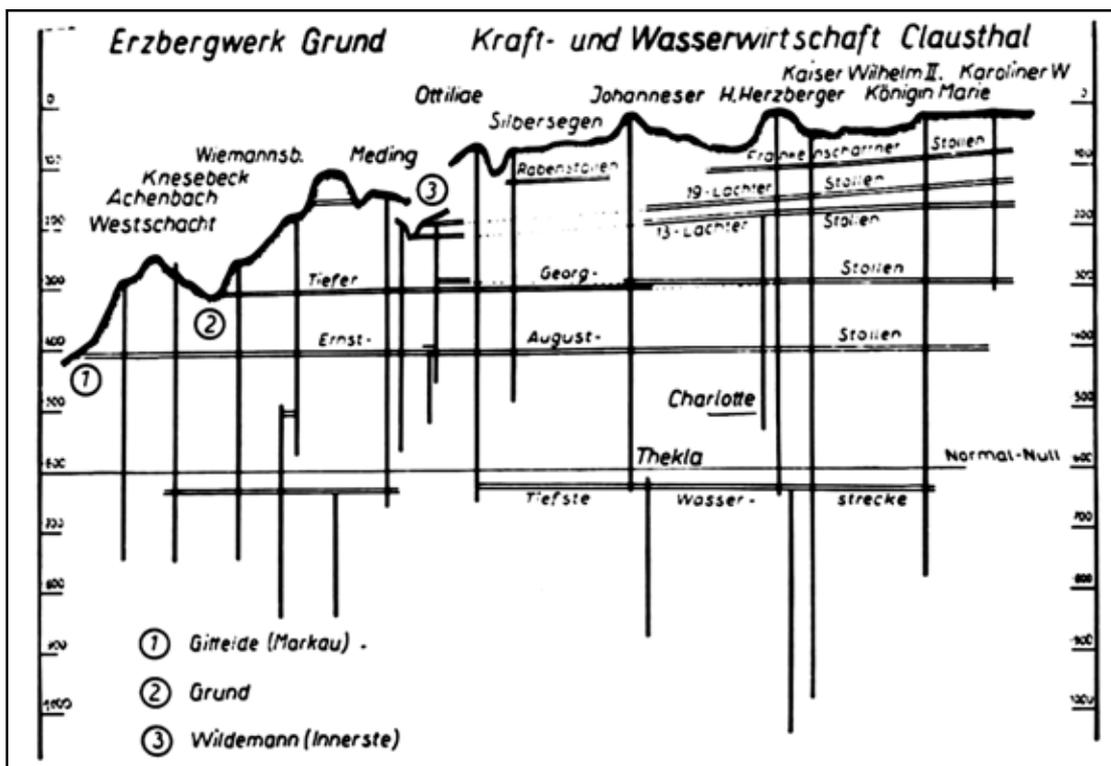


Abb.92: Wasserlösungsstollen im Westharz (aus: HAASE 1985)

Mit fortschreitender Teufe der Schächte folgten mit dem 13- und 19-Lachter-Stollen tiefer reichende Wasserlösestollen. Entwässerten diese Stollen noch in nahegelegene Flusstäler, so wurde im 18. Jahrhundert die Lösung der Wässer bis an die Harzrandflüsse bzw. bis an den Harzrand selbst geplant.

So wurde zwischen 1777 und 1799 der Tiefe Georg-Stollen gebaut. Als durch Flügelörter immer mehr Bergbaureviere an den Tiefen Georg-Stollen angeschlossen wurden, reichte das Durchflussprofil nicht mehr aus. Deshalb wurde 1803 eine neue Tiefe Wasserstrecke aufgefahen. Sie wurde der Ausgangsort für den Ernst-August-Stollen, der die Tiefste Wasserstrecke bis zum Harzrand verlängert. Dieser wurde 1864 fertiggestellt. Nach dem Bau des Ernst-August-Stollens ist im Clausthaler Revier noch eine tiefer gelegene Sammelstrecke aufgefahen worden. Sie liegt bereits unter dem Meeresspiegelniveau und wurde deshalb nur als Blindstollen aufgefahen.

Ernst August-Stollen

Das Mundloch des ErnstAugust-Stollens befindet sich in Gittelde in einer kleinen Parkanlage (Abb. 94). Er entwässert das gesamte Hochgebiet des Oberharzes. Im Jahre 1850 wurde der Beschluss gefasst, einen neuen Stollen auf dem Schützenanger bei Gittelde anzusetzen und ihn von dort aus durch die Felder der Grube Hilfe Gottes und der übrigen Gruben des Silbernaaler Reviers zu dem Schacht der Grube Ernst August bei Wildemann und weiter am Haus Sachsener Schacht vorbei bis zum Schreibfeder Schacht der Grube Regenbogen bei Zellerfeld zu treiben. Insgesamt 19 Schachtanlagen des Oberharzes wurden angeschlossen. Der schematische Grundriss ist in Abbildung 93 dargestellt. Folgende Schächte sind mit dem Ernst August-Stollen verbunden:

- | | |
|---|----------------------------------|
| 1. Achenbach-Schacht | 11. Ottilae-Schacht |
| 2. Schacht Hilfe-Gottes | 12. Silbersegner Schacht |
| 3. Knesebeck-Schacht | 13. Rosenhöfer Schacht |
| 4. Haus Braunschweig-Schacht | 14. Wilhelm-Schacht |
| 5. Meding-Schacht | 15. Herzog Georg Wilhelm-Schacht |
| 6. Ernst-August Schacht | 16. Elisabether Schacht |
| 7. Haus Sachsen-Schacht | 17. Königin Marien-Schacht |
| 8. Johanneser-Schacht | 18. Dorotheer Schacht |
| 9. Schacht Silberne Schreibfeder | 19. Caroliner Schacht |
| 10. Ernst-August Stollen-Flügel zum Bockswiesener Zug | |

Mit dem Bau des Ernst August-Stollens wurde am 21. Juni 1851 begonnen. Vorgetrieben wurde der Stollen von zehn Punkten aus mit 9 Oertern und 9 Gegenoertern. Auf seiner gesamten Länge hat er ein gleichmäßiges Fallen von $\frac{5}{4}$ Zoll. Seine Dimensionen sind überall dieselben, bei einer Höhe von $1\frac{5}{16}$ Lachter hat er eine Weite von $\frac{7}{8}$ Lachter. Am 4. Dezember 1856 erfolgte der erste Durchschlag zwischen dem Schreibfeder Schacht und dem 4. Regenbogener Querschlag und in mehr oder weniger rascher Aufeinanderfolge reihten sich die übrigen Durchschläge an. Am 22. Juni 1864 war der gesamte Stollen mit dem letzten Durchschlag vollendet worden. Später wurde nur noch der Bockswiesener Flügelort vorgetrieben.



Abb. 94: Mundloch des Ernst August-Stollens in Gittelde

Tiefer Georg-Stollen

In der Ortschaft Bad Grund im Ortsteil Taubenborn befindet sich das Mundloch des Tiefen Georg-Stollens (Abb. 95). Der mit seinen Flügelörtern ca. 18,5 km lange in den Jahren 1777 - 1799 aufgefahrene Tiefe Georg-Stollen war zu seiner Zeit eine der großartigsten bergmännisch-technischen Leistungen und zudem das längste und größte Tunnelbauwerk der Welt. Weiterhin war er bis zum Bau des Ernst-August Stollens der tiefste Entwässerungstollen des Oberharzes.

Mitte des 18. Jahrhunderts hatte der Oberharzer Bergbau mit ernsthaften Existenzsorgen zu kämpfen. Als größtes Problem galt das in die Gruben hereinsickernde (zusitzende) Wasser. Die oberflächennahen Erzvorkommen waren ausgebeutet. Um neue Erzlager zu erschließen, musste in größere Teufen vorgestoßen werden. Viele Bergwerke waren an die Grenzen der Wirtschaftlichkeit gestoßen und deshalb bereits stillgelegt worden. Insbesondere die Heranführung der Aufschlagwasser, ihre Speicherung, sowie die Unterhaltung und der Betrieb der Wasserräder und Wasserkünste belasteten die finanziellen Möglichkeiten der einzelnen Gruben über alle Maßen. Abhilfe konnte nur der Bau eines zentralen tiefen Wasserlösungsstollens für alle Oberharzer Gruben schaffen. Durch diesen Stollenbau wurde es möglich, die Gruben von dem zusitzenden Wasser zu befreien und neue Lagerstätten zu erschließen. Mit dem Bau des Tiefen Georg-Stollens senkte sich das Entwässerungsniveau um ca. 100 m.



Abb.95: Mundloch des Tiefen Georg-Stollens in Bad Grund

Mitte des 18. Jahrhunderts hatte der Oberharzer Bergbau mit ernsthaften Existenzsorgen zu kämpfen. Als größtes Problem galt das in die Gruben hereinsickernde (zusitzende) Wasser. Die oberflächennahen Erzvorkommen waren ausgebeutet. Um neue Erzlager zu erschließen, musste in größere Teufen vorgestoßen werden. Viele Bergwerke waren an die Grenzen der Wirtschaftlichkeit gestoßen und deshalb bereits stillgelegt worden. Insbesondere die Heranführung der Aufschlagwasser, ihre Speicherung, sowie die Unterhaltung und der Betrieb der Wasserräder und Wasserkünste belasteten die finanziellen Möglichkeiten der einzelnen Gruben über alle Maßen. Abhilfe konnte nur der Bau eines zentralen tiefen Wasserlösungsstollens für alle Oberharzer Gruben schaffen. Durch diesen Stollenbau wurde es möglich, die Gruben von dem zusitzenden Wasser zu befreien und neue Lagerstätten zu erschließen. Mit dem Bau des Tiefen Georg-Stollens senkte sich das Entwässerungsniveau um ca. 100 m.

Der damalige Berghauptmann C.-F. von Reden und der Oberbergmeister G.A. Steltzner, die für dieses Großprojekt verantwortlich waren, entschlossen sich, den Stollen bei der Bergstadt Grund beginnen zu lassen. Er sollte nach dem hannoversch-englischen König Georg III. benannt werden. Der Tiefe Georg-Stollen wurde somit ein "Königsstollen", da der König den Bau genehmigen und Mittel zur Verfügung stellen musste. Am 26. Juli 1777 wurde im Mühltal bei Grund mit den Auffahrungsarbeiten an der Stelle des späteren Mundlochportals begonnen.

Der letzte und 15. Durchschlag schließlich vollendete am 5. September 1799 die Auffahrung des Tiefen Georg-Stollens. Mit seiner Fertigstellung gelang es, insbesondere bei den Gruben des

Rosenhöfer und Burgstätter Reviers das Entwässerungsniveau beträchtlich zu senken, so dass hier 15 Wasserkünste und mehrere Kunstschächte abgeworfen werden konnten. Die wirtschaftliche Lage der Oberharzer Erzgruben besserte sich erheblich.

Der Tiefe Georg-Stollen hat im allgemeinen einen Querschnitt von ca. 3,68 m². Sein Gefälle wurde, um auch die vom Mundloch entfernten Grubenbaue auf einem möglichst niedrigen Niveau anzufahren, zu 1 : 530 (= 0,1 ‰) gewählt. Zwar ließen sich kleinere Abweichungen bei der Auffahrung nicht vermeiden, doch war es ein Meisterwerk der damaligen Markscheidetechnik, dass die jeweiligen Durchschläge ohne große Schwierigkeiten erfolgen konnten. Die Gesamtkosten für den Stollen betragen fast 400000 Taler, ein für die damalige Zeit sehr hoher Preis. An der Finanzierung beteiligte sich neben dem König der gesamte Oberharz bis hin zu den Bergleuten selbst (Beysteuer).

Eine Besichtigung und Beprobung des Mundlochs war leider nicht möglich, da sich dieses auf einem Privatgrundstück befindet. Zur Zeit der Vor-Ort Begehung war keine Gewährsperson vorhanden. Laut M. Liebermann (pers. Mitteilung) führt der Tiefe-Georg Stollen kein bzw. nur wenig Grubenwasser, da der Ernst-August Stollen das gesamte Wasser abführt.

13-Lachter Stollen

Vor dem Bau des Tiefen-Georg- und des Ernst-August Stollens befanden sich im Zellerfelder Hauptzug vier untereinanderliegende Wasserlösestollen. Der tiefste und zugleich älteste dieser Stollen ist der 13-Lachter Stollen (Abb. 96). Darüber folgen der 19-Lachter-, der 16-Lachter- und der Frankenscharrner Stollen. Der erste Teil des 13-Lachter Stollen wurde 1349 aufgefahren und 1524 fortgesetzt. Mit seiner Beendigung waren alle Möglichkeiten erschöpft, die Gruben über die umliegenden Täler zu entwässern, und es wurden im Anschluss die beiden tiefen Lösestollen gebaut. Der 13-Lachter Stollen befindet sich am ehemaligen Bahndamm am Ortsanfang Wildemann. 1710 erreichte er eine Gesamtlänge von 9 km. Bis zur Mitte des 20. Jahrhunderts wurden die gelösten Wässer der Lautenthaler Kunstgräben zugeleitet. Heute ist der Durchfluss sehr niedrig und betrug im September 2003 1,5 L/s. Die gemessenen Grubenwasserparameter sind Tab. 23 zu entnehmen.

19-Lachter Stollen

Der 19-Lachter Stollen war eine der wichtigsten Anlagen des alten Oberharzer Silberbergbaus. Er diente als Wasserlösungsstollen, um aus höher gelegenen Gruben das Wasser abzuleiten. Über Jahrhunderte machte er den Betrieb vieler anderer Gruben erst möglich. Begonnen wurde er bereits im Jahr 1551, erst 1690 hatte er, nach mühseliger Arbeit allein mit Schlägel und Eisen, mit 8,8 km Länge seine entgeltliche Länge erreicht. Zu allen Zeiten wurden vom Stollen aus auch Erze aufgeschlossen und abgebaut. Mit dem Abteufen des Schachtes Ernst August hatte sich aus dem Stollen heraus ein vollständiges Bergwerk entwickelt. Bergwerk und Stollen waren bis 1924 in Betrieb.

Parameter



Abb. 96: Mundloch des 13-Lachter Stollens in Wildemann

Zu finden ist der 19-Lachter-Stollen in der Ortschaft Wildemann. Er ist als Besucherbergwerk ausgebaut. Ein Großteil des anfallenden Grubenwassers wird zur Trinkwassergewinnung genutzt. An einem kleinen Auslauf unterhalb des Besucherbergwerks tritt in geringen Mengen Grubenwasser aus (pers. Mitteilung Besucherbergwerk). Dort war die Probenahme möglich.

Tab.23: Grubenwasserparameter der Wasserlösestollen in Wildemann

	T	Lf	Eh	pH	O ₂	O ₂	k _S	k _B	Fe(ges)	Fe(II)
Wasserlösestollen	[°C]	[µS/cm]	[mV]	[-]	[mg/L]	[%]	[mmol/L]	[mmol/L]	[mg/L]	[mg/L]
19 Lachter Stollen	9,3	366,8	339,0	7,74	11,68	105,5	2,31	0,24	0,00	0,00
13 Lachter Stollen	8,7	494,5	370,0	7,62	11,01	110,6	2,77	0,31	0,03	0,00

Lautenthal

Die Geschichte von Lautenthal ist durch den Bergbau geprägt. Obwohl erstmals im 12. Jahrhundert Bergknappen in die Wildnis des Oberharzes eindringen und nach Erz schürften, kam erst im 15. Jahrhundert durch den Erzfund des Bergmanns Kaspar Bitter und die Unterstützung des Herzogs Heinrich des Jüngeren zu Braunschweig der Bergbau in Lautenthal zu neuer Blüte. In diese Zeit fällt auch die Ansiedlung des Ortes Lautenthal, obwohl der Name schon im 13. Jahrhundert urkundlich erwähnt wird. Lautenthal erhielt die bergfreiheitlichen Stadtrechte mit Rat und Richter 1538. Mit der Grube „Lautenthals Glück“ war um 1600 durch den Bergbau auf dem Harz ein neues blühendes Wirtschaftsgebilde entstanden. Entlang des geologischen Wanderpfades um Lautenthal zeugen zahlreiche Stollenmundlöcher vom einst lebhaften Bergbau in diesem Ort. Alle Stollen führten zur Zeit der Beprobung kein Grubenwasser.

Lautenthalsglücker oder lehnschaftlicher „Juliane Marie“ Stollen

Am Ortseingang Lautenthal aus Richtung Wildemann befindet sich der Lautenthalsglücker oder lehnschaftlicher „Juliane Marie“ Stollen (Abb. 97). Er wurde zwischen 1684 und 1771 als unterster von mehreren Versuchsstollen aufgeföhren. In den Jahren 1821 bis 1831 wurde der Stollen wieder aufgewältigt und aufgrund des damals hohen Wasseranfalls zur Wasserversorgung genutzt. Seine Länge beträgt ca. 150 m.

Es wurden folgende Wasserparameter bestimmt: Durchfluss 1,4 L/s, Temperatur 8,1 °C, Leitfähigkeit 302,5 $\mu\text{S}/\text{cm}$, Redoxpotential 376 mV, pH-Wert 7,42, 1,65 mmol/L Säurekapazität, 0,35 mmol/L Basenkapazität und Fe <0,1 mg/L.



Abb. 97: Mundloch des Lautenthalsglücker Stollens

Lautenthaler Hoffnungs-Stollen

Kurz nach dem Ortsausgang Lautenthal am Ende des geologischen Wanderpfades befindet sich der Lautenthaler Hoffnungs-Stollen. In der sich dort befindlichen Grube wurde von 1715 bis 1801 auf dem Lautenthalsglücker Haupterzgang abgebaut. 1745 begann der Vortrieb des Stollens in Richtung Bockswiese und erreichte im Jahre 1799 eine Länge von 4000 m. Später wurden durch Flügel die Gruben um Hahnenklee angeschlossen. Genutzt wird der Lautenthaler Hoffnungs-Stollen heute zur Trinkwassergewinnung, weshalb keine Wasseranalyse am Stollenmundloch möglich war.

Tiefer Schatzkammer-Stollen

Der Bau des Tiefen Schatzkammer-Stollens in Altenau wurde 1739 begonnen und 1750 vollendet. Mit seiner Länge von 1800 m reicht er bis zur Grube Schatzkammer-Rose. Inmitten der Ortschaft Altenau in einem Grundstück tritt der Wasserlösungsstollen zu Tage. Am Ausfluss unterhalb des Weges konnten die Grubenwasserparameter bestimmt werden. Neben dem Durchfluss von 0,7 L/s wurden folgende Parameter bestimmt: Temperatur 9 °C, Leitfähigkeit 381 $\mu\text{S}/\text{cm}$, Redoxpotential 338 mV, 100 % Sauerstoffsättigung, Säurekapazität 1,01 mmol/L, Basenkapazität 0,32 mmol/L, Eisen gesamt 0,56 mg/L und Eisen(II) 0,11 mg/L.

Segen-Gotteser-Stollen

In unmittelbarer Nähe zum Tiefen Schatzkammer-Stollen am alten Hüttenwehr befand sich der Segen-Gotteser-Stollen, der ebenfalls als Wasserlösestollen für die Altenauer Gruben diente. Dieser wurde im Jahre 1727 vollendet. Das Mundloch ist nicht mehr vorhanden, ebenso wenig ist ein Grubenwasseraustritt feststellbar.

9.5 Zusammenfassung und Abschätzung des Gefahrenpotentials im Untersuchungsgebiet

Wie die Darstellung der Untersuchungsergebnisse zeigt, geht von den meisten Grubenwasseraustritten des Untersuchungsgebietes keine Gefahr aus. Leitfähigkeit, pH-Wert und Eisenkonzentration einiger Grubenwässer heben sie jedoch von den übrigen ab. Hohe Leitfähigkeiten weisen die Grubenwässer in Tabelle 24 auf. Nähere Aussagen, welche Konzentrationen auf die Erhöhung einen besonderen Einfluss haben, können nicht getroffen werden. Nur im Fall des Grubenwasser von Gernrode kann aufgrund umfangreicherer Untersuchungen ausgesagt werden, dass sich die Leitfähigkeit v.a. aus hohen Konzentrationen an Calcium, Natrium und Chlorid zusammensetzt.

Tab. 24: Zusammenstellung der Grubenwasseraustritte mit erhöhten Leitfähigkeiten

	Leitfähigkeit [$\mu\text{S}/\text{cm}$]		
	>2000 $\mu\text{S}/\text{cm}$	>1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$	>500 $\mu\text{S}/\text{cm}$
Grube Einheit		Ernst August-Stollen	König Friedrich-Stollen
Hagentalstollen Gernrode			Walter-Hartmann-Stollen
			Weißer Stahlberg
			Eierbergstollen
			Herzog Alexis-Stollen
			Catharinenstollen
			Schwefelstollen

Niedrige pH-Werte von unter 6 weisen die Lösestollen von St. Andreasberg (Grüner Hirschstollen, Sieberstollen) sowie die Grubenwasseraustritte des Schwefelstollens, der Goslaer Gleie und von Gernrode auf. Bei den Stollen von St. Andreasberg ist allerdings zu beachten, dass schon das Aufschlagwasser einen niedrigen pH-Wert hat und dieser deshalb nicht auf Reaktionen im Grubenbau zurückzuführen ist.

Durch hohe Eisengehalte fallen die Stollen in Alexisbad (Schwefelstollen, Catharinenstollen) sowie der Hagentalstollen in Gernrode auf. Eine höhere Basen- als Säurekapazität, d.h. Netto-Acidität, ist für die Wässer des Grünen Hirschstollens in St. Andreasberg, des St. Catharinenstollens, der Goslaer Gleie und des Hagentalstollens. Aufgrund des netto-acidischen Aufschlagwasser muss der Grüne Hirschstollen erneut ausgeklammert werden, da das Messergebnis nur widerspiegelt, dass keine kalkigen Gesteine angeschnitten werden.

Bei der Wertung der Ergebnisse muss weiterhin auf den Durchfluss geachtet werden. Dieser schwankt zwischen den Probenahmepunkte zwischen unter 1 L/s und über 130 L/s. Deshalb werden z.B. die Stollen in Alexisbad als unbedenklich eingestuft, da sie trotz der hohen Konzentrationen nur geringe Frachten austragen. Bei allen bedenklichen Grubenwässern sind schon Maßnahmen eingeleitet worden bzw. stehen sie unter Beobachtung. Aus den ermittelten Wasseranalysen, die jedoch nur eine grobe Eingliederung der Wässer zulassen, ist kein akuter Handlungsbedarf abzuleiten.

10 Verzeichnisse

10.1 Literaturverzeichnis

ANDERS, D. (2002): Zeitbombe tickt im Kupferberg – Artikel im Quedlinburger Harz-Bote; Lokalredaktion Quedlinburger Harz-Bote

BANNISTER; A.F. (1997): Lagoon and reed-bed treatment of colliery shale tipp water at Dodworth, South Yorkshire; Chartered Institut of Water and Enviromental Management Conference

BILKENROTH, K.-D. (2003): Die Geschichte des Bergbaus in Sachsen-Anhalt – Historische und regionale Grundzüge der Entwicklung. – Meinicke, K.-P. [Hrsg.] Industrie und Umweltgeschichte der Region Sachsen-Anhalt; S. 9 – 31; Halle-Wittenberg (Martin Luther Universität)

BODEMANN (1987): Verwahrungsdokumentation vom Grubenrevier Hohenwarte in der Betriebsabteilung Strassberg – 12 S.; Rottleberode

BROWN, B.; BARLEY B. & H. WOOD (2002): Mine Water Treatment – Technology, Application and Policy – 453 S.; London (IWA Publishing)

CLEMENT, M. (1996): Tausend Jahre Metallbergbau in Mitteleuropa – 90 S.; Essen (Glückauf Verlag)

DEUTSCHER WETTERDIENST (1992): Meteorologisches Jahrbuch für Berlin, Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern, Sachsen, Sachsen-Anhalt und Thüringen 1983 – 1990, Teil 3 – Niederschlagsbeobachtungen; Offenbach; Potsdam

DOBLER, L. (1999): Der Einfluss der Bergbaugeschichte im Ostharz auf die Schwermetalltiefengradienten in historischen Sedimenten und die fluviale Schwermetalldispersion in den Einzugsgebieten von Bode und Selke im Harz; 199 S.; Halle, Wittenberg (Dissertation der Martin-Luther-Universität)

EVANGELOU, V. P. (1995): Pyrite Oxidation ans its Control – 293 S.; Boca Raton (CRC Press)

FUNK, W.; DAMMANN, V.; VONDERHEID, C. & G. OEHLMANN (1985): Statistische Methoden in der Wasseranalytik – Begriffe, Strategien, Anwendungen – 225 S.; VCH Verlagsgesellschaft (Weinheim)

GALSTER; H. (1990): pH-Messung – Grundlagen, Methoden, Anwendungen, Geräte – Weinheim (VCH)

- GÖBKE (2000): Sonderuntersuchungen des Hagentalbaches 1999. – 15 S.; Staatliches Amt für Umweltschutz Magdeburg
- HAASE, H. (1985): Kunstbauten alter Wasserwirtschaft im Oberharz – Hanggräben, Teiche, Stollen in Landschaft, Wirtschaft und Geschichte – 160 S.; 5. Auflage; Clausthal-Zellerfeld (Pieper)
- HANCKE, K. (1994): Wasseraufbereitung – Chemie und chemische Verfahrenstechnik – 308 S.; 3. erweiterte Auflage; Düsseldorf (VDI-Verlag)
- HEDIN, R. S.; NARIN, R. W. & R. L. P. KLEINMANN (1994): Passive Treatment of Coal Mine Drainage – 35 S.; Information Circular 9389 (United States; Bureau of Mines)
- HENNINGSEN, D. & G. KATZUNG (1998): Einführung in die Geologie Deutschlands – S. 53-59; 6. Auflage; Heidelberg, Berlin (Spektrum)
- Hölting, B. (1996): Hydrogeologie – Einführung in die Allgemeine und Angewandte Hydrogeologie – 441 S.; 5. Auflage; Ferdinand Enke Verlag (Stuttgart)
- JARVIS, A. & A. ENGLAND (2002): Operational and treatment performance of a unique Reducing and Alkalinity Producing System (RAPS) for acidic leachate remediation in Lancashire, UK. – S. S. 1019 – 1025; IMWA
- JORDAN, H. & H.-J. WEDER (1995): Hydrogeologie – Grundlagen und Methoden/Regionale Hydrogeologie – S. 417-421; 2. Auflage; Stuttgart (Ferdinand Enke Verlag)
- KARATHANASIS, A.D. & C. M. JOHNSON (2003): Metal removal potential by three aquatic plants in an acid mine drainage wetland; Mine Water and the Environment 22; S. 22 – 30; IMWA Springer Verlag
- KAUFHOLD, K. H. [Hrsg.] (1991): Bergbau und Hüttenwesen im und am Harz – 173 S.; Hannover (Hahn)
- KRASCHEWSKI, H.-J. (1994): Agricola und der Bergbau im Harz. – EMC `94 Bergbaureviere im 16. Jahrhundert – Vorträge zum historischem Kolloquium; S. 27 – 48; Freiberg (GDMB)
- MÖBUS, G. (1966): Abriss der Geologie des Harzes – 219 S.; Leipzig (Teubner Verlagsgesellschaft)

MOHR, K. (1993): Geologie und Minerallagerstätten des Harzes – 496 S.; 2. Auflage; Stuttgart (E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung)

MOHR, K. (1998): Harz – Westlicher Teil. – 216 S.; 5. erg. Auflage; Sammlung geologischer Führer 58; Berlin, Stuttgart (Gebrüder Bornträger)

MOHR, K. (1989): Montangeologisches Wörterbuch für den Westharz – 182 S.; Stuttgart (E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung)

MUCKE, D. (2002): Konzipierung von Notsicherungsmaßnahmen und Vorgaben zum Dauerbetrieb einer Grubenwasserkläranlage am Hagentalstollen/Gernrode, Harz – 6. Zwischeninformation: Zur Notwendigkeit einer komplexen und dauerhaften Qualitätsverbesserung des Wassers aus dem Hagentalstollen/Gernrode; 32 S.; GEOMONTAN Gesellschaft für Geologie und Bergbau mbH & Co. KG Sachsen

NIETZEL, H.-H. (1983): Die alte Oberharzer Wasserwirtschaft – 48 S.; Herzberg (Verlag Otto Zander)

OELKE, E. [Hrsg.] (2002): Glück auf! – Bergbau und Bergbauregionen in Sachsen-Anhalt (Exkursionsführer) – 240 S.; Halle (mdv)

OHNE NAMEN (o.J.): www.piramid.org - Passive In-situ Remediation of Acid Mine/Industrial Drainage; Stand: April 2003

OHNE NAMEN (o.J.): www.naturesong.com. - Stand: Februar 2003

OHNE NAMEN (o.J.): www.wildlifeonwheels.com. - Stand: Februar 2003

OHNE NAMEN (o.J.): www.biology.ucsc.edu. - Stand: Februar 2003

OTTO, M. (2000): Analytische Chemie – 671 S.; 2. überarbeitete Auflage; Wiley-VCH Verlag (Weinheim)

PFEIFFER, D. & U. WILKE (1984): Hydrogeologisches Gutachten zur Grubenverwahrung des VEB Fluss- und Schwerspatbetriebes Rottleberode, Grubenrevier Hohe Warte bei Gernrode – 24 S.; VEB Hydrogeologie Nordhausen

- RICHLY, W. (1992): Meß- und Analyseverfahren für feste Abfallstoffe, für Schadstoffe in Abwasser und Abgasen – 256 S.; Würzburg (Vogel)
- ROWLEY, M.V., WARKENTIN, D.D., YAN, V.T. & B.M. PIROSHCO (1994): The biosulfide process – integrated biological/chemical acid mine drainage treatment; Proceeding International Land Reclamation & Mine Drainage Conference Vol. 1; S. 205 - 213
- RUMP, H. H. & KRIST H. (1987): Laborhandbuch für die Untersuchung von Wasser, Abwasser und Boden – 206 S.; Weinheim, New York (VCH)
- SCHINDLER, S. (2003): Hydrogeochemische Untersuchung des Grubenwassers im Hagental bei Gernrode/Harz. – TU Bergakademie Freiberg (Diplomarbeit)
- SKOUSEN, J. (1991): Anoxic limestone drains for acid mine drainage treatment, *Grenn Lands* 21 (4); S. 30 - 35
- STOLLE, P. (1984): Bergschadenkundliche Analyse vom Grubenrevier Hohenwarte (WA Straßberg) – 26 S.; VEB Fluss- und Schwerspatbetrieb Werk Rottleberode
- STOYAN, D.; STOYAN, H. & U. JANSEN (1997): Umweltstatistik – Statistische Verarbeitung und Analyse von Umweltdaten – 343 S.; Leipzig (Teubner Verlagsgesellschaft)
- TAMME, S. (2002): Naturnahe Reinigung kontaminierter Bergwerkswässer – Bemessung und Entwurf eines konstruierten Feuchtgebietes bei Gernrode/Harz – 131 S.; TU Bergakademie Freiberg (Diplomarbeit)
- TU CLAUSTHAL (1995): Ein kleiner historischer Streifzug durch Clausthal-Zellerfeld und seinen Bergbau; www.tu-clausthal.de; Institut für Geologie und Paläontologie; Stand: September 2003
- WAGENBRETH, O. & W. STEINER (1990): Geologische Streifzüge – Landschaft und Erdgeschichte zwischen Kap Arkona und Fichtelberg – S. 64-85; 4. Auflage; Leipzig (Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie)
- WALTER, R. (1995): Geologie von Mitteleuropa – S. 186-198; 6. Auflage; Stuttgart (E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung)

WILDEMANN, T.; BRODIE, G. & J. GUSEK (1993): Wetland Design für Mining Operations – 328 S.; Richmond (BiTech Publishers)

WINKLER, C. (unveröffent.): Einsatz passiver Reinigungsmethoden zur Behandlung von Bergbauwässern am Beispiel der Grube Strassberg/Harz . – TU Bergakademie Freiberg (Dissertation)

WOLKERSDORFER, C. (1996): Hydrochemische Verhältnisse im Flutungswasser eines Uranbergwerkes – Die Lagerstätte Niederschlema/Alberoda. – Clausthaler Geowissenschaftliche Dissertation, Heft 50; 216 S.

WOLKERSDORFER Vorlesungsskript: From groundwater to mine water – Environmental Hydrology in Mining. – TU Bergakademie Freiberg, Institut für Geology

WOLKERSDORFER, C. & P.L. YOUNGER (2001): Passive Grubenwasserreinigung als Alternative zu aktiven Systemen. - Grundwasser 7; S. 67 - 77

YOUNGER, P. L., BANWART, S. A. & R. S. HEDIN (2002): Mine Water – Hydrology, Pollution, Remediation. - 464 S.; Dordrecht, Boston, London (Kluwer)

10.2 Abkürzungsverzeichnis

Abb.	Abbildung
ALD	Anoxid Limestone Drain
BSR	Bakterielle Sulfatreduktion
CC	Compliance Criteria
CE	Concentration Efficiency
DF	Dilution Factor
DO	Dissolved Oxygen
DOC	Organisch gebundener Kohlenstoff
EDTA	Ethylendiamintetraacetat
HDS	High Density Sludge
HPLC	Hochleistungsflüssigkeitschromatographie
ICP(-MS)	Induktiv gekoppeltes Plasma (-Massenspektrometrie)
ISE	Ionensensitive Elektrode
MP	Messpunkt
n.b.	nicht bestimmt
ODAS	Oxidation, Dosing with Alkali and Sedimentation
OLD	Oxid Limestone Drain
PIR	Passive In-situ Remediation
PRB	Permeable Reactive Barriers
RAPS	Reducing and Alkalinity producing Systems
RIC	Reasonable Improvement Criteria
SAPS	Successive Alkalinity producing System; vgl. auch RAPS
SCOOFI	Surface catalysed Oxidation of ferrous Iron
SRB	Sulfatreduzierende Bakterien
Tab.	Tabelle
TIC	Kohlenstoff der anorganischen Lösungsinhalte
unveröff.	unveröffentlicht
VEB	Volkseigener Betrieb

10.3 Abbildungsverzeichnis

Abb. 1	Lage des Untersuchungsgebietes mit Hagentalstollen	10
Abb. 2	Geologische Übersichtskarte des Harzes (aus: HENNINGSSEN/KATZUNG 1998)	12
Abb. 3	Schematischer geologischer Querschnitt durch die Baueinheiten des Harzes (aus: HENNINGSSEN/KATZUNG 1998)	13
Abb. 4	Kaskade im Woolley Colliery-System (aus: BROWN et al. 2002)	25
Abb. 5	Prinzip einer Venturi-Belüftung (aus: YOUNGER et al. 2002)	26
Abb. 6	Einsatzmöglichkeiten von Membranfiltern unterschiedlicher Porengröße (aus: WOLKERSDORFER Vorlesungsskript)	31
Abb. 7	Schematischer Aufbau eines typischen anoxischen Karbonatkanals (aus: YOUNGER et al. 2002)	32
Abb. 8	Schematischer Aufbau des Pilotreaktors in Kimblesworth (aus: BROWN et al. 2002)	35
Abb. 9	(a) Aufnahme von Eisen durch <i>Phragmites australis</i> , ausgedrückt in Prozent von der Gesamteisenfracht (aus: YOUNGER et al. 2002), (b) Metallentfernung durch Pflanzen in kg/Jahr verglichen mit dem gesamten Feuchtgebiet (aus: KARATHANASIS/JOHNSON 2003)	37
Abb. 10	Feuchtgebietspflanzen (a) <i>Typha</i> (www.naturesong.com), (b) <i>Phragmites</i> (www.wildlifeonwheels.com), (c) <i>Juncus</i> (www.biology.ucsc.edu)	38
Abb. 11	Schematische Darstellung eines aeroben Feuchtgebietes (WOLKERSDORFER/YOUNGER 2001)	39
Abb. 12	Schematische Darstellung eines anaeroben Feuchtgebietes (WOLKERSDORFER/YOUNGER 2001)	41
Abb. 13	Schematische Darstellung eines RAPS-Systems (WOLKERSDORFER/YOUNGER 2001)	42
Abb. 14	PRB's (a) schematischer Aufbau, (b) die zwei häufigsten Typen (aus: YOUNGER et al. 2002)	44
Abb. 15	Änderungen der Grubenwasserchemie nach Flutung (a) „First Flush“, (b) Acidität wird nicht abgepuffert (WOLKERSDORFER/YOUNGER 2001)	46
Abb. 16	Kombinierte aktive und passive Reinigungsstrategie (verändert nach: WOLKERSDORFER Vorlesungsskript)	47
Abb. 17	Diagramm zur Ermittlung geeigneter aktiver Reinigungsprozesse (aus: YOUNGER et al. 2002)	48
Abb. 18	Diagramm zur Ermittlung geeigneter passiver Reinigungsprozesse (aus: YOUNGER et al. 2002)	49
Abb. 19	Lage der Reinigungsanlage in Dodworth (aus: BROWN et al. 2002)	53
Abb. 20	Schematischer Aufbau der Versuchsanlage zur passiven Grubenwasserreinigung an der Fossmine (aus: BROWN et al. 2002)	55

Abb. 21	Schematische Darstellung des Aufbaus der Grubenwasserreinigungs- anlage von Old Meadows (aus: BROWN et al. 2002)	56
Abb. 22	Zusammenstellung aller säurebildenden Prozesse und aller natürlichen Reinigungsprozesse in einem Bergwerk (aus: YOUNGER et al. 2002)	58
Abb. 23	Löslichkeit von Al/Fe in Abhängigkeit vom pH-Wert (aus: YOUNGER et al. 2002)	61
Abb. 24	Verteilungsdiagramm für das Kohlensäuregleichgewicht (aus: HANCKE 1994)	67
Abb. 25	Aufbau einer HPLC-Anlage mit Vorsäule (aus: OTTO 2002)	68
Abb. 26	Aufbau einer Messzelle mit ionensensitiver Elektrode für die Fluoridbestimmung (aus: OTTO 2002)	70
Abb. 27	(a) Aufbau eines Plasmabrenners mit ICP-Anregung, (b) Schematischer Aufbau eines Massenspektrometers (aus: OTTO 2002)	72
Abb. 28	Abweichungen von Analyseergebnissen (FUNK et al. 1985)	73
Abb. 29	Stollenmundloch des Hagentalstollens bei Gernrode/Harz	75
Abb. 30	Vergleich Niederschlag/Durchfluss im Zeitraum von September 1980 bis November 1983 (nach: DEUTSCHER WETTERDIENST 1992 und PFEIFFER/WILKE 1984)	77
Abb. 31	Lage der Probenahmepunkte im Hagental	80
Abb. 32	Darstellung der Durchflüsse aus der Messserie vom 19. Dezember 2002	81
Abb. 33	Darstellung der Durchflüsse aus der Messserie vom 25. Februar 2003	82
Abb. 34	Ergebnis des Tracertests am Mensingteich im Februar 2003	83
Abb. 35	Veränderung des pH-Wertes, Fe- und Mn-Konzentrationen von MP 2a bis MP 6	84
Abb. 36	Veränderung des k_B - und k_S -Wertes von MP 2a bis MP 6	84
Abb. 37	Veränderung der Leitfähigkeit sowie der Na-, Ca-, Cl- und SO_4 -Konzentrationen von MP 2a bis MP 6	85
Abb. 38	Versuchsaufbau des Kreisversuches mit 0,2 L/min	88
Abb. 39	Versuchsaufbau des kombinierten Versuches mit Kalkstein und Kompost	89
Abb. 40	Leitfähigkeitsveränderung bei den Einzelsäulenversuchen und dem Standversuch	92
Abb. 41	Redoxpotentialveränderung bei den Einzelsäulenversuchen und dem Standversuch	92
Abb. 42	pH-Wert-Veränderung bei den Einzelsäulenversuchen und dem Standversuch	93
Abb. 43	Sauerstoffveränderung bei den Einzelsäulenversuchen und dem Standversuch	93
Abb. 44	Leitfähigkeit beim kombinierten Versuch	94
Abb. 44	Redoxpotential beim kombinierten Versuch	94
Abb. 46	pH-Wert/Fe-Konzentration beim kombinierten Versuch	94
Abb. 47	O_2 -Konzentration beim kombinierten Versuch	94
Abb. 48	Nitrat-/Ammoniumkonzentration beim kombinierten Versuch	95
Abb. 49	k_B - und k_S -Werte beim kombinierten Versuch	95

Abb. 50	Ge-Gehalte nach den Fällungsreaktionen (aus: WINKLER unveröffentl.)	96
Abb. 51	Mn-Gehalte nach den Fällungsreaktionen (aus: WINKLER unveröffentl.)	96
Abb. 52	As-Gehalte nach den Fällungsreaktionen (aus: WINKLER unveröffentl.)	96
Abb. 53	Al-Gehalte nach den Fällungsreaktionen (aus: WINKLER unveröffentl.)	96
Abb. 54	pH-Wert-Verhalten bei den Batchversuchen mit Kalkstein (aus: WINKLER unveröffentl.)	97
Abb. 55	Querschnitt durch das RAPS-System in Lancashire (aus: JARVIS/ENGLAND 2002)	99
Abb. 56	Ammoniumaustrag aus dem RAPS-System in Lancashire/Großbritannien (verändert nach JARVIS/ENGLAND 2002)	98
Abb. 57	Vergleich gemessener und berechneter Ammoniumkonzentrationen im Laborversuch mit 0,2 L/min Durchfluss	101
Abb. 58	Vergleich gemessener und berechneter Ammoniumkonzentrationen im Laborversuch mit 0,1 L/min Durchfluss	101
Abb. 59	Vergleich gemessener und berechneter Ammoniumkonzentrationen der passiven Grubenwasserreinigungsanlage in Lancashire	101
Abb. 60	Lageskizze der passiven Pilotanlage zur Grubenwasserreinigung bei Gernrode/Harz	104
Abb. 61	Pilotanlage zur passiven Grubenwasserreinigung am Hagentalstollen	105
Abb. 62	Aufbau des Absetzbeckens der Pilotanlage „Am Kupferberg“	106
Abb. 63	Aufbau des RAPS-Systems der Pilotanlage „Am Kupferberg“	107
Abb. 64	Aufbau des aeroben Feuchtgebietes der Pilotanlage „Am Kupferberg“	108
Abb. 65	Wasserparameter der Pilotanlage vom 26. Februar 2003	109
Abb. 66	Wasserparameter der Pilotanlage vom 26. März 2003	110
Abb. 67	Wasserparameter der Pilotanlage vom 19. Mai 2003	112
Abb. 68	Wasserparameter der Pilotanlage vom 25. Juni 2003	112
Abb. 69	Wasserparameter der Pilotanlage von August, September und Oktober 2003	113
Abb. 70	Querschnitt durch das geplante RAPS-System	117
Abb. 71	Vorschlag zum Aufbau der geplanten passiven Grubenwasseraufbereitungsanlage am Hagentalstollen bei Gernrode/Harz	119
Abb. 72	Errechneter Ammoniumaustrag aus der geplanten passiven Grubenwasserreinigungsanlage bei Gernrode/Harz	121
Abb. 73	Die Verbreitung der Lagerstätten im Harz und an seinen Rändern (aus: MOHR 1993)	123
Abb. 74	Die Erzgänge des Oberharzes (aus: MOHR 1993)	124
Abb. 75	Die Lagerstättenstockwerke des Oberharzes (aus: MOHR 1993)	125
Abb. 76	Die Bildungsbedingungen der Oberharzer und St-Andreasberger Erzgänge	127
Abb. 77	Das Mundloch des Herzog Alexis-Stollens im Selketal bei Mägdesprung	134

Abb. 78	Das Mundloch des Brachmannsberger Stollens	136
Abb. 79	Das Mundloch des Biwender Stollens	136
Abb. 80	Das Mundloch des Neuen Glasebachstollens	136
Abb. 81	Gefasster Grubenwasseraustritt bei Silberhütte	137
Abb. 82	Mundloch des Einerbergstollens am Hartenberg	139
Abb. 83	Mundloch des Teichtalstollens bei Königshütte	140
Abb. 84	Entwässerung der ehemaligen Grube Einheit in Elbingerode	141
Abb. 85	Eisensteinabbau am Weißen Stahlberg nahe Neuwerk	142
Abb. 86	Mundloch des Walter-Hartmann-Stollens in Blankenburg	143
Abb. 87	Stollenmundloch der König Friedrich-Stollens bei Wernigerode/Harz	144
Abb. 88	Mundloch des Grün-Hirschler-Stollens	146
Abb. 89	Mundloch des Sieberstollens	146
Abb. 90	Mundloch der Grube Roter Bär	147
Abb. 91	Mundloch des St. Annenstollens	147
Abb. 92	Wasserlösungsstollen im Harz (aus: HAASE 1985)	148
Abb. 93	Schematischer Grundriss des Ernst August-Stollens	150
Abb. 94	Mundloch des Ernst August-Stollens in Gittelde	151
Abb. 95	Mundloch des Tiefen Georg-Stollens in Bad Grund	151
Abb. 96	Mundloch des 13-Lachter Stollens in Wildemann	153
Abb. 97	Mundloch des Lautenthalsglücker Stollens	154

10.4 Tabellenverzeichnis

Tab. 1	Übersicht der Mineralquellen, mineralhaltiger und radioaktiver Quellen im Harz (aus: MOHR 1993)	17
Tab. 2	Vor- und Nachteile von passiven Grubenwasserreinigungsanlagen (nach: YOUNGER et al. 2002)	24
Tab. 3	Chemikalien zur Neutralisation von saurem Grubenwasser (aus: BROWN et al. 2002)	27
Tab. 4	Minimale pH-Werte zur kompletten Ausfällung der Metallionen als Hydroxide (aus: BROWN et al. 2002)	28
Tab. 5	Eisenentfernung von SCOOFI-Reaktoren im Vergleich zu aeroben Feuchtgebieten (nach: YOUNGER et al. 2002)	36
Tab. 6	R_A -Werte für Fe, Mn und Zn in aeroben Feuchtgebieten (aus: YOUNGER et al. 2002)	40
Tab. 7	Wasserqualität am Craigenbay Quarry (aus: BROWN et al. 2002)	52
Tab. 8	Wasserqualität für das zweite aerobe Feuchtgebiet in Dodworth im Zeitraum von Januar bis Mai 2000 (aus: BROWN et al. 2002)	54
Tab. 9	Wasserqualität für die aeroben Feuchtgebiete in Dodworth im Zeitraum von Februar 1997 bis März 1998 (aus: BROWN et al. 2002)	54
Tab. 10	Wasserqualität der Versuchsanlage an der Fossmine (aus: BROWN et al. 2002)	56
Tab. 11	Wasserqualität des gesamten Systems von Old Meadow im Zeitraum von Juni 1999 bis Oktober 2000 (aus: BROWN et al. 2002)	57
Tab. 12	Wasserqualität im aeroben Feuchtgebiet von Old Meadow im Zeitraum von März bis August 2000	57
Tab. 13	Zusammensetzung der Acidität an drei verschiedenen Standorten (HEDIN et al. 1994)	62
Tab. 14	Reagenzien und Verfahren bei der photometrischen Bestimmung im Hach ODYSSEY	67
Tab. 15	Gemessene Durchflüsse am Stollenmundloch im Zeitraum von November 2002 bis Oktober 2003	76
Tab. 16	Ergebnisse der Wasseranalysen am Messpunkt 1 (Stollenmundloch)	79
Tab. 17	Versuchsdaten für die Säulenversuche mit 0,2 L/min und des Standversuches	87
Tab. 18	Versuchsdaten für die Säulenversuche mit 0,7 L/min	88
Tab. 19	Veränderung der Wasserbeschaffenheit bei den Einzelsäurenversuchen mit 0,2 L/min und des Standversuches	90
Tab. 20	Veränderung der Wasserbeschaffenheit bei den Einzelsäurenversuchen mit 0,7 L/min	91

Tab. 21	Wasserqualität am Ein- und Ausfluss des RAPS-Systems in Lancashire (verändert nach: JARVIS/ENGLAND 2002)	98
Tab. 22	Grubenwasserparameter der Wasserlösestellen um St. Andreasberg	147
Tab. 23	Grubenwasserparameter der Wasserlösestellen in Wildemann	154
Tab. 24	Zusammenstellung der Grubenwasseraustritte mit erhöhten Leitfähigkeiten	156

10.5 Anlagenverzeichnis

- Anlage A Wasserparameter der Messpunkte MP1 bis MP6 im Zeitraum Oktober 2002 bis Mai 2003
- Anlage B Wasserparameter der Messpunkte MP11 bis MP14 im Zeitraum Oktober 2002 bis Oktober 2003
- Anlage C Veränderungen der Wasserparameter bei den Laborversuchen mit Kalkstein und Kompost
- Anlage D Prognose der Stickstoffausträge aus der ermittelten Formel für die Laborversuche, die passive Grubenwasserreinigungsanlage in Lancashire und die geplante Grubenwasserreinigungsanlage bei Gernrode/Harz
- Anlage E Ergebnisse der Tracertests in den Reaktionsbecken der Pilotanlage „Am Kupferberg“ sowie des Tracertests im Mensingteich
- Anlage F Schnittdarstellung der Pilotanlage „Am Kupferberg“
- Anlage G Niederschlagsdaten für Gernrode und Durchflussmessungen am Stollenmundloch
- Anlage H Zusammenstellung der Grubenwasseraustritte des Harzes im Rahmen der Diplomkartierung

Anhang

Tabelle A1: Wasserparameter des Messpunktes MP1

Messpunkt	MP1	MP1	MP1	MP1	MP1	MP1
Datum	22.10.02	21.11.02	19.12.02	30.01.03	24.02.03	25.03.03
Uhrzeit	12:30	08:30	14:00	11:30	14:45	11:15
Durchfluss [L/s]		29.16	26.10		25.48	26.49
T [°C]	11.8	11.0	10.5	10.5	10.9	11.1
pH [-]	5.42	6.13	6.00	5.67	5.57	5.99
Lf [μ S/cm]	5772	5741	5499	5693	5689	5637
Eh [mV]	338	336	305	400	391	385
O ₂ [mg/L]		9.91	9.81	9.11	10.45	10.96
O ₂ [%]		95.0	91.1	95.7	97.0	102.9
TDS [ppm]	4616	4590	4373	4456	4451	4405
TIC [mg/L]				1.09	1.29	2.04
DOC [mg/L]	0.19	0.14		<0,10	<0,10	1.28
Fe _{ges}	10.98	9.70	12.21	10.67	11.50	9.35
Fe ²⁺	9.21	8.23	9.13	8.97	10.45	6.71
k _{B8,2} [mg/L]	1.21	0.23	0.71	0.85	1.18	1.08
k _{S4,3} [mg/L]	0.18	0.11	0.14	0.10	0.16	0.15
Acidität [mmol/L]	60.30	11.26	35.28	42.53	59.05	53.79
Alkalität [mmol/L]	8.76	5.25	7.01	5.00	7.76	7.26
Na [mg/L]	253	250	245	248	252	249
K [mg/L]	3.6	2.8	2.6	2.8	2.9	2
Ca [mg/L]	762	721	725	778	782	701
Mg [mg/L]	73	68	92	53	66	109
Cl [mg/L]	1840	1790	1771	1775	1813	1771
SO ₄ [mg/L]	74.7	56.0	73.1	113.0	112.0	89.6
NO ₃ [mg/L]			17.7	1.3	0.8	1.2
PO ₄ [mg/L]			0.2	11.9	1.1	1.35
NH ₄ [mg/L]			0.9	0.8	1.0	0.82
F [mg/L]	4.24	4.16	4.14	5.88	5.92	6.09
Si [mg/L]	39.5		60.1	43.1	44.9	40.9
As [μ g/L]	19.5	13.6	18.3	20.3	19.6	17.6
Se [μ g/L]		64.4	90.9	88.0	102.5	73.1
Au [μ g/L]		1.64	1.02	1.14	1.80	6.22
Ni [μ g/L]	40.4	42.1	39.2	59.3	67.2	74.1
Cu [μ g/L]	18.2	15.6	15.3	59.9	59.5	62.4
Zn [μ g/L]	193	325	160	407	465	484
Co [μ g/L]	33.4	34.7	33.2	61.2	67.8	75.2
Cs [μ g/L]	39.6	40.3	39.1	39.6	38.9	44.9
Mn [μ g/L]	5722	4898	4775	5197	5472	6079
Rb [μ g/L]	44.1	42.3	41.2	40.8	41.8	46.1
U [μ g/L]	2.75	2.07	2.08	4.23	4.22	5.25

Tabelle A2: Wasserparameter der Messpunkte MP1 und MP2a

Messpunkt	MP1	MP1	MP2a	MP2a	MP2a	MP2a
Datum	24.04.03	19.05.03	22.10.02	21.11.02	19.12.02	30.01.03
Uhrzeit	10:30	13:45	14:35	10:30	15:30	12:50
Durchfluss [L/s]	27.71		4.85	7.83	26.00	
T [°C]	11.0	11.3	9.6	5.2	2.2	2.8
pH [-]	5.65	5.95	6.81	7.15	6.92	6.23
Lf [μ S/cm]	5590	5578	177	163	175	190
Eh [mV]	380	369	334	305	312	377
O ₂ [mg/L]	10.42	9.84		11.20	12.70	12.12
O ₂ [%]	98.1	92.1		92.7	91.8	96.2
TDS [ppm]	4365	4354	117	108	117	124
TIC [mg/L]	1.79	5.86				0.55
DOC [mg/L]	<0.10	<0.10	2.99	3.74		3.77
Fe _{ges}	16.17	10.48	0.05	0.06	0.06	0.03
Fe ²⁺	9.76	8.55	0.03	0.04	0.01	0.00
k _{B8,2} [mg/L]	1.14	1.47	0.14	0.11	0.13	0.09
k _{S4,3} [mg/L]	0.12	0.11	0.22	0.22	0.14	0.13
Acidität [mmol/L]	56.80	73.56	7.01	5.25	6.51	4.25
Alkalität [mmol/L]	6.00	5.25	11.01	11.01	6.76	6.26
Na [mg/L]	243	235	6.8	6.6	6.3	6.3
K [mg/L]	2.6	3.3	0.7	1.2	0.7	0.9
Ca [mg/L]	699	765	24	20	22	22
Mg [mg/L]	66	116	9.7	4.9	4.9	7.3
Cl [mg/L]	1756	1749	11.7	8.2	10.0	4.8
SO ₄ [mg/L]	86.1	77.0	55.3	48.9	55.9	60.8
NO ₃ [mg/L]	0.4	1.5	2.1	2.6	6.5	3.7
PO ₄ [mg/L]	0.1	1.2			2.1	0.7
NH ₄ [mg/L]	1.1				0.1	0.1
F [mg/L]	6.64	5.71	1.16	1.05	1.05	1.25
Si [mg/L]	44.20	40.10	17.0		36.0	18.9
As [μ g/L]	18.3	17.3	<3,234	<2.76	<2.76	<2.76
Se [μ g/L]	77.4	70.8		<15.53	<15.53	<15.53
Au [μ g/L]	3.22	<0.39		<0.53	<0.53	<0.53
Ni [μ g/L]	60.3	92.6	2.09	<2.06	2.4	2.9
Cu [μ g/L]	45.2	46.9	7.97	7.0	13.4	8.4
Zn [μ g/L]	358	355	10.0	12	17	20
Co [μ g/L]	58.7	58.1	0.13	<0.28	<0.28	0.5
Cs [μ g/L]	36.7	39.0	1.25	0.7	0.5	0.4
Mn [μ g/L]	4859	5921	<0,773	4	37	76
Rb [μ g/L]	37.3	40.6	3.87	3.2	3.2	3.2
U [μ g/L]	3.12	3.54	0.33	<0.39	<0.39	0.39

Tabelle A3: Wasserparameter der Messpunkte MP2a und MP3

Messpunkt	MP2a	MP2a	MP2a	MP2a	MP3	MP3
Datum	24.02.03	25.03.03	24.04.03	19.05.03	22.10.02	21.11.02
Uhrzeit	15:50	12:30	11:40	15:30	15:45	12:00
Durchfluss [L/s]	15.16	23.44	16.73			
T [°C]	1.5	6.8	8.9	11.1	11.4	10.6
pH [-]	6.70	6.24	6.21	6.65	6.00	6.03
Lf [μ S/cm]	208	197	203	202	5735	5712
Eh [mV]	380	400	379	359	336	335
O ₂ [mg/L]	13.38	12.40	10.89	10.0		10.05
O ₂ [%]	97.2	105.0	99.0	93.1		95.4
TDS [ppm]	136	129	132	131	4574	4561
TIC [mg/L]	1.00	1.11	1.48	1.81		
DOC [mg/L]	3.36	3.56	3.25	2.98	0.21	0.28
Fe _{ges}	0.02	0.03	0.04	0.01	11.90	10.64
Fe ²⁺	0.03	0.02	0.01	0.01	10.50	8.19
k _{B8,2} [mg/L]	0.09	0.09	0.11	0.12	1.08	0.83
k _{S4,3} [mg/L]	0.14	0.14	0.14	0.15	0.12	0.15
Acidität [mmol/L]	4.25	4.50	5.25	5.75	53.79	41.53
Alkalität [mmol/L]	7.01	6.76	7.01	7.51	6.00	7.51
Na [mg/L]	6.7	6.5	6.8	7.2	255	187
K [mg/L]	0.7	0.7	1.1	0.8	3.5	2.6
Ca [mg/L]	24	24	20	24	736	553
Mg [mg/L]	9.7	4.9	6.1	4.9	85	58
Cl [mg/L]	11.7	16.8	13.4	3.7	1850	1409
SO ₄ [mg/L]	67.9	64	66.2	66.9	69.1	41.0
NO ₃ [mg/L]	3.7	5.0	4.4	3.5	2.6	
PO ₄ [mg/L]	0.2	0.23	0.4	0.1		
NH ₄ [mg/L]	0.1	0.06	0.03			
F [mg/L]	0.56	0.70	0.91	0.91	4.03	3.30
Si [mg/L]	30.2	18.2	18.30	18.73	39.4	
As [μ g/L]	4.9	<2.76	<2.76	<1.4	22.2	16.3
Se [μ g/L]	19.5	<15.53	16.5	<10.6		80.3
Au [μ g/L]	<0.53	0.57	<0.53	<0.39		1.37
Ni [μ g/L]	2.9	2.5	2.7	3.8	41.0	43.5
Cu [μ g/L]	7.1	5.5	4.5	7.1	17.6	14.1
Zn [μ g/L]	16	12	10	11	186	193
Co [μ g/L]	0.5	0.3	<0.28	0.2	32.7	35.2
Cs [μ g/L]	0.6	0.6	0.8	1.1	38.8	40.8
Mn [μ g/L]	43	45	18	12	5556	5075
Rb [μ g/L]	3.3	3.4	3.7	4.0	42.6	42.8
U [μ g/L]	1.25	<0.39	<0.39	<0.20	2.15	1.99

Tabelle A4: Wasserparameter des Messpunktes MP3

Messpunkt	MP3	MP3	MP3	MP3	MP3	MP3
Datum	19.12.02	30.01.03	24.02.03	25.03.03	24.04.03	19.05.03
Uhrzeit	16:20	15:35	16:50	14:10	14:15	17:20
Durchfluss [L/s]						
T [°C]	9.0	9.7	10.0	11.0	11.5	11.2
pH [-]	5.74	5.87	5.63	5.58	5.88	5.94
Lf [μ S/cm]	5479	5542	5642	5558	5357	5582
Eh [mV]	337	399	418	396	370	353
O ₂ [mg/L]	10.30	10.45	10.69	11.20	10.73	10.32
O ₂ [%]	94.7	98.9	98.5	105.2	101.4	97.2
TDS [ppm]	4361	4328	4413	4337	4162	4355
TIC [mg/L]		0.51	0.67	0.77	1.08	1.86
DOC [mg/L]		<0,10	<0,10	<0,10	0.25	<0.10
Fe _{ges}	12.25	9.24	9.93	10.89	11.55	8.99
Fe ²⁺	7.63	8.23	9.24	9.05	9.16	7.29
k _{B8,2} [mg/L]	0.83	0.83	1.02	1.01	1.09	1.25
k _{S4,3} [mg/L]	0.18	0.09	0.13	0.12	0.20	0.18
Acidität [mmol/L]	41.28	41.28	51.04	50.54	54.54	62.55
Alkalität [mmol/L]	8.76	4.25	6.51	5.75	9.76	8.76
Na [mg/L]	238	232	249	246	237	241
K [mg/L]	2.8	3	2.9	2.9	2.1	3.7
Ca [mg/L]	717	713	705	685	665	694
Mg [mg/L]	61	63	71	90	88	71
Cl [mg/L]	1761	1732	1768	1749	1686	1705
SO ₄ [mg/L]	59.4	95.0	93.7	156	149	147
NO ₃ [mg/L]	20.5	2.7	1.3	0.9	0.2	<0.5
PO ₄ [mg/L]	0.1	0.7	0.2	0.11	0.0	0.04
NH ₄ [mg/L]	0.8	0.6	1.0	2.34	0.9	0.66
F [mg/L]	3.92	5.83	6.44	6.04	6.23	5.83
Si [mg/L]	100.8	44.2	48.9	41.8	43.30	41.20
As [μ g/L]	18.0	19.8	20.6	12.1	17.9	16.9
Se [μ g/L]	84.8	91.0	84.3	47.3	78.2	81.6
Au [μ g/L]	0.98	7.49	1.71	8.55	2.50	<0.39
Ni [μ g/L]	40.8	56.0	65.8	62.3	59.4	91.8
Cu [μ g/L]	12.9	56.6	58.8	48.4	41.0	42.0
Zn [μ g/L]	159	404	442	395	359	329
Co [μ g/L]	33.8	58.5	66.0	63.2	59.1	58.1
Cs [μ g/L]	39.0	38.4	38.1	37.8	36.7	38.8
Mn [μ g/L]	4800	5050	5229	5193	4822	5745
Rb [μ g/L]	42.2	41.1	39.2	39.3	37.9	40.0
U [μ g/L]	1.93	3.88	3.64	3.94	2.68	2.51

Tabelle A5: Wasserparameter des Messpunktes MP4

Messpunkt	MP4	MP4	MP4	MP4	MP4	MP4
Datum	22.10.02	21.11.02	19.12.02	30.01.03	25.02.03	25.03.03
Uhrzeit	16:30	13:45	11:55	13:50	12:15	15:00
Durchfluss [L/s]						
T [°C]	11.2	7.8	4.3	4.3	4.9	9.5
pH [-]	6.15	6.18	6.49	6.10	5.94	5.95
Lf [μ S/cm]	4265	2897	1813	1524	2732	2394
Eh [mV]	317	315	308	401	397	395
O ₂ [mg/L]			12.60	11.95	12.55	11.76
O ₂ [%]			98.5	97.7	101.2	105.8
TDS [ppm]	3300	2165	1317	1060	1990	1712
TIC [mg/L]				0.61	0.69	0.67
DOC [mg/L]				2.42	1.42	1.62
Fe _{ges}			2.31	1.77	3.87	2.54
Fe ²⁺			2.10	1.54	3.24	2.1
k _{B8,2} [mg/L]			0.33	0.35	0.54	0.44
k _{S4,3} [mg/L]			0.16	0.13	0.21	0.22
Acidität [mmol/L]			16.51	17.26	26.77	21.77
Alkalität [mmol/L]			8.01	6.26	10.51	10.76
Na [mg/L]			72	56.3	108	94.1
K [mg/L]			4	2.2	4.3	3.7
Ca [mg/L]			212	176	322	290
Mg [mg/L]			36	22	32	32
Cl [mg/L]			507	408	789	665
SO ₄ [mg/L]			70.3	69.0	84.0	108
NO ₃ [mg/L]			7.8	4.0	2.1	2.7
PO ₄ [mg/L]			0.13	0.22	1.77	0.17
NH ₄ [mg/L]			0.6	0.1	0.6	0.43
F [mg/L]			2.18	2.59	4.38	3.86
Si [mg/L]			40.9	31.2	26.4	30.5
As [μ g/L]			6.7	9.4	9.9	7.5
Se [μ g/L]			33.1	35.0	54.0	35.7
Au [μ g/L]			<0.53	<0.53	0.91	2.27
Ni [μ g/L]			13.7	15.8	31.3	26.8
Cu [μ g/L]			7.4	19.8	24.3	21.4
Zn [μ g/L]			57	119	216	168
Co [μ g/L]			9.7	13.7	29.1	24.2
Cs [μ g/L]			11.4	8.6	17.3	14.9
Mn [μ g/L]			1362	1193	2334	1932
Rb [μ g/L]			14.2	11.7	19.3	16.9
U [μ g/L]			0.58	10.59	1.55	2.63

Tabelle A6: Wasserparameter der Messpunkte MP4 und MP5

Messpunkt	MP4	MP4	MP5	MP5	MP5	MP5
Datum	24.04.03	19.05.03	22.10.02	21.11.02	19.12.02	31.01.03
Uhrzeit	15:15	18:10	16:45	13:15	11:30	08:55
Durchfluss [L/s]					44.42	
T [°C]	12.6	11.2	11.1	6.7	3.9	2.3
pH [-]	6.15	6.12	6.04	6.00	6.69	6.63
Lf [μ S/cm]	2547	3476	4455	2871	1793	1536
Eh [mV]	369	357	324	347	307	356
O ₂ [mg/L]	11.90	10.17		10.81	12.12	12.00
O ₂ [%]	113.8	96.1		91.7	93.8	98.0
TDS [ppm]	1831	2586	3467	2154	1304	1071
TIC [mg/L]	0.88	0.81				0.81
DOC [mg/L]	1.55	1.14	0.54	1.66		2.43
Fe _{ges}	2.66	3.97	5.11	2.80	3.71	1.42
Fe ²⁺	1.98	3.10	4.97	2.24	1.89	1.26
k _{B8,2} [mg/L]	0.55	0.66	0.76	0.33	0.31	0.26
k _{S4,3} [mg/L]	0.18	0.16	0.12	0.24	0.16	0.10
Acidität [mmol/L]	27.52	32.78	37.78	16.51	15.26	12.76
Alkalität [mmol/L]	9.01	8.01	6.00	11.76	8.01	4.75
Na [mg/L]	103	141	209	65.1	75.3	59.8
K [mg/L]	3.5	2.7	1.8	1.0	1.4	1.4
Ca [mg/L]	313	420	565	196	216	178
Mg [mg/L]	29	41	80	19	22	19
Cl [mg/L]	742	1012	1415	471	514	409
SO ₄ [mg/L]	68.8	82.1	88	36	65	75
NO ₃ [mg/L]	2.7	1.7	<0.5	0.8	16.2	2.1
PO ₄ [mg/L]	0.06	0.06			1.1	1.0
NH ₄ [mg/L]	2.9	0.74			0.6	0.2
F [mg/L]	4.21	4.87	2.09	0.95	0.52	0.68
Si [mg/L]	27.10	28.73	32.2		35.2	25.8
As [μ g/L]	8.9	12.6	19.4	10.6	5.4	6.5
Se [μ g/L]	43.7	66.6		54.0	35.3	33.4
Au [μ g/L]	1.26	<0.39		0.61	<0.53	<0.53
Ni [μ g/L]	28.1	57.5	33.8	21.7	14.4	14.6
Cu [μ g/L]	15.6	27.9	12.0	6.3	7.5	16.6
Zn [μ g/L]	160	202	156	92	65	114
Co [μ g/L]	23.8	32.1	24.5	15.8	9.6	13.7
Cs [μ g/L]	16.3	23.2	29.3	18.6	11.2	8.8
Mn [μ g/L]	2026	3358	4215	2306	1378	1271
Rb [μ g/L]	18.2	25.0	33.5	21.4	14.2	11.6
U [μ g/L]	0.87	6.02	0.97	0.55	0.41	1.37

Tabelle A7: Wasserparameter der Messpunkte MP5 und MP6

Messpunkt	MP5	MP5	MP5	MP5	MP6	MP6
Datum	25.02.03	25.03.03	24.04.03	19.05.03	22.10.02	21.11.02
Uhrzeit	8:15	15:30	16:00	18:30	17:20	14:30
Durchfluss [L/s]	33.47	34.18	29.42			
T [°C]	3.6	9.7	13.3	11.9	10.5	5.1
pH [-]	5.67	6.03	6.11	5.97	6.51	6.35
Lf [μ S/cm]	2604	2383	2584	3533	4187	2446
Eh [mV]	418	386	368	376	367	348
O ₂ [mg/L]	12.64	11.77	12.09	10.47		10.80
O ₂ [%]	97.1	107.6	113.9	98.5		87.6
TDS [ppm]	1893	1710	1859	2631	3237	1813
TIC [mg/L]	0.96	0.66	1.02	0.90		
DOC [mg/L]	1.41	1.77	1.67	1.18	1.28	2.41
Fe _{ges}	3.08	2.52	2.53	3.62	1.91	0.82
Fe ²⁺	2.91	2.26	1.78	2.75	0.51	0.10
k _{B8,2} [mg/L]	0.26	0.46	0.46	0.68	0.49	0.12
k _{S4,3} [mg/L]	0.10	0.19	0.14	0.18	0.16	0.34
Acidität [mmol/L]	12.76	23.02	22.77	33.78	24.27	5.75
Alkalität [mmol/L]	4.75	9.51	7.01	8.76	7.76	16.76
Na [mg/L]	107	97.1	112	73.0	161	94
K [mg/L]	1.5	1.6	1.6	2.8	6.4	4.6
Ca [mg/L]	311	285	305	426	537	289
Mg [mg/L]	35	29	35	45	58	29
Cl [mg/L]	756	677	739	1015	1331	693
SO ₄ [mg/L]	86	71	71	73	65	49
NO ₃ [mg/L]	2.7	2.9	3.0	2.0	<0.5	0.8
PO ₄ [mg/L]	0.7	0.79	1.1	0.47		
NH ₄ [mg/L]	0.7	0.14	2.6			
F [mg/L]	0.91	1.30	4.17	4.99	1.70	1.66
Si [mg/L]	28.7	35.7	26.80	31.85	27.2	
As [μ g/L]	9.8	7.8	6.9	13.8	13.9	7.4
Se [μ g/L]	43.6	33.7	37.3	64.9		44.6
Au [μ g/L]	0.96	2.82	1.69	<0.39		<0.53
Ni [μ g/L]	29.0	27.6	25.9	56.2	32.4	17.5
Cu [μ g/L]	22.1	20.4	16.0	24.5	7.79	8.2
Zn [μ g/L]	205	167	165	205	170	67
Co [μ g/L]	27.4	24.2	23.9	33.1	21.6	11.2
Cs [μ g/L]	15.9	15.0	16.2	24.0	26.5	13.0
Mn [μ g/L]	2244	1966	2133	3533	3886	1833
Rb [μ g/L]	18.6	17.2	18.1	26.2	31.5	18.4
U [μ g/L]	1.36	1.22	0.77	1.01	0.89	<0.39

Tabelle A8: Wasserparameter des Messpunktes MP6

Messpunkt	MP6	MP6	MP6	MP6	MP6	MP6
Datum	20.12.02	30.01.03	25.02.03	25.03.03	24.04.03	21.05.03
Uhrzeit	9:40	08:45	9:15	16:15	16:45	14:55
Durchfluss [L/s]						
T [°C]	2.5	3.6	2.3	9.4	12.5	12.0
pH [-]	7.41	5.95	5.99	6.15	6.39	6.36
Lf [μ S/cm]	1696	1303	2423	2174	2118	2969
Eh [mV]	292	417	392	402	366	394
O ₂ [mg/L]	12.94	11.70	12.50	11.68	11.17	10.45
O ₂ [%]	96.9	92.8	93.6	102.9	107.2	98.9
TDS [ppm]	1229	900	1751	1549	1502	2173
TIC [mg/L]		1.59	1.77	1.76	2.49	2.47
DOC [mg/L]		2.56	1.55	2.03	2.20	1.48
Fe _{ges}	1.05	0.75	1.62	1.12	0.39	0.43
Fe ²⁺	0.90	0.63	1.37	0.97	0.37	0.40
k _{B8,2} [mg/L]	0.11	0.18	0.18	0.33	0.25	0.34
k _{S4,3} [mg/L]	0.20	0.14	0.14	0.22	0.26	0.27
Acidität [mmol/L]	5.25	8.76	8.76	16.26	12.51	17.01
Alkalität [mmol/L]	9.76	7.01	7.01	11.01	13.01	13.51
Na [mg/L]	68	48.6	97	85.9	84.1	60
K [mg/L]	2.2	2.2	2.1	2.6	2.2	3.1
Ca [mg/L]	208	152	289	253	250	359
Mg [mg/L]	24	29	49	41	34	32
Cl [mg/L]	485	335	691	608	591	830
SO ₄ [mg/L]	61	80	99	85	78	80
NO ₃ [mg/L]	11.4	4.6	2.3	3.9	5.2	1.8
PO ₄ [mg/L]	0.8	0.2	0.1	0.10	0.2	0.11
NH ₄ [mg/L]	0.4	0.2	1.9	0.73	0.5	0.51
F [mg/L]	1.09	0.86	2.47	3.08	3.30	4.33
Si [mg/L]	49.0	23.8	26.8	25.9	25.10	25.20
As [μ g/L]	4.8	5.5	9.9	5.4	6.5	10.1
Se [μ g/L]	29.2	30.8	48.8	29.4	39.1	63.2
Au [μ g/L]	<0.53	<0.53	0.70	2.08	1.17	<0.39
Ni [μ g/L]	12.1	13.3	26.4	23.7	20.8	47.9
Cu [μ g/L]	<3.10	8.0	13.2	9.7	5.4	12.2
Zn [μ g/L]	55	91	185	148	122	168
Co [μ g/L]	8.6	10.6	23.8	19.7	17.6	25.8
Cs [μ g/L]	10.1	7.1	14.6	12.8	12.6	19.3
Mn [μ g/L]	1235	988	1984	1647	1554	2791
Rb [μ g/L]	13.1	10.2	16.9	15.1	14.7	21.7
U [μ g/L]	0.39	<0.39	0.80	0.74	<0.39	<0.20

Tabelle B1: Wasserparameter des Messpunktes MP11

Messpunkt	MP11	MP11	MP11	MP11	MP11	MP11	MP11
Datum	26.02.03	26.02.03	26.03.03	24.04.03		18.04.03	21.05.03
Uhrzeit	12:00	17:00	9:00	13:55		11:14	13:15
Durchfluss [L/s]	9.16		7.87	3.89		0.50	0.52
T [°C]	9.7	10.0	10.6	13.2	13.6	14.9	16.4
pH [-]	5.82	5.78	5.95	5.73	5.64	5.64	5.55
Lf [μ S/cm]	5653	5643	5638	5580	5610	5605	5587
Eh [mV]	365	389	365	388	386	393	393
TDS [ppm]	4425	4414	4407	4351	4376	4365	4350
TIC [mg/L]							
DOC [mg/L]							
Fe _{ges} [mg/L]			12.98	7.98	8.58		
Fe ²⁺ [mg/L]			9.63	7.59	8.25		
Fe _{ges (unfil.)} [mg/L]					22.55		22.80
Fe ²⁺ _(unfil.) [mg/L]					8.17		14.84
k _{B8,2} [mg/L]			1.14	1.16			1.23
k _{S4,3} [mg/L]			0.16	0.14			0.13
Acidität [mmol/L]			57.05	57.80			61.30
Alkalität [mmol/L]			8.01	6.76			6.26

Tabelle B2: Wasserparameter der Messpunkte MP11 und MP12

Messpunkt	MP11	MP11	MP11	MP11	MP12	MP12	MP12
Datum	25.06.03	04.08.03	16.09.03	15.10.03	26.02.03	26.02.03	26.02.03
Uhrzeit	10:05	10:45	11:00	14:22	10:20	11:20	12:00
Durchfluss [L/s]	0.49	0.55	0.55	0.46			
T [°C]	12.2	13.8	11.8	10.8	8.1	8.5	8.9
pH [-]	5.64	5.82	5.69	5.87	5.60	5.67	5.80
Lf [μ S/cm]	5660	5777	5925	5833	5695	5678	5668
Eh [mV]	343	341	343	282	406	385	368
TDS [ppm]	4423	4518	4651	4663	4463	4444	4442
TIC [mg/L]							
DOC [mg/L]							
Fe _{ges} [mg/L]							
Fe ²⁺ [mg/L]							
Fe _{ges (unfil.)} [mg/L]	12.15	10.80	11.72	12.96			
Fe ²⁺ _(unfil.) [mg/L]	9.84	8.90	9.26	8.64			
k _{B8,2} [mg/L]	1.20	0.86	1.20	1.08			
k _{S4,3} [mg/L]	0.10	0.12	0.19	0.15			
Acidität [mmol/L]	60.05	42.78	59.80	53.79			
Alkalität [mmol/L]	5.00	5.75	9.51	7.51			

Tabelle B3: Wasserparameter des Messpunktes MP12

Messpunkt	MP12	MP12	MP12	MP12	MP12	MP12	MP12
Datum	26.02.03	26.03.03	24.04.03		18.04.03	21.05.03	25.06.03
Uhrzeit	17:00	9:20	13:40		11:35	12:40	10:15
Durchfluss [L/s]							
T [°C]	9.5	10.1	13.1	13.9	12.1	11.6	13.0
pH [-]	5.79	5.81	5.73	5.76	5.68	5.65	5.58
Lf [μ S/cm]	5638	5651	5590	5595	5586	5579	5669
Eh [mV]	384	382	374	381	394	421	341
TDS [ppm]	4409	4419	4358	4362	4362	4356	4427
TIC [mg/L]							
DOC [mg/L]							
Fe _{ges} [mg/L]	13.71	9.38	8.11	6.35			
Fe ²⁺ [mg/L]	10.08	8.99	7.15	6.11			
Fe _{ges (unfil.)} [mg/L]				15.18		8.47	12.04
Fe ²⁺ _(unfil.) [mg/L]				7.10		6.68	9.95
k _{B8,2} [mg/L]			1.14	0.00		0.00	1.12
k _{S4,3} [mg/L]			0.14	0.00		0.00	0.12
Acidität [mmol/L]			57.05	0.00		0.00	56.04
Alkalität [mmol/L]			7.01	0.00		0.00	6.00

Tabelle B4: Wasserparameter der Messpunkte MP12 und MP13

Messpunkt	MP12	MP12	MP12	MP13	MP13	MP13	MP13
Datum	04.08.03	16.09.03	15.10.03	26.02.03	26.02.03	26.02.03	26.02.03
Uhrzeit	10:58	11:15	14:31	11:20	11:20	17:00	12:00
Durchfluss [L/s]							9.38
T [°C]	18.8	12.2	7.0	8.2	8.5	8.7	
pH [-]	4.02	5.79	5.51	5.98	6.08	6.70	
Lf [μ S/cm]	5812	5928	5884	5650	5650	5848	
Eh [mV]	603	337	408	354	342	327	
TDS [ppm]	4532	4652	4739	4424	4420	4593	
TIC [mg/L]							
DOC [mg/L]							
Fe _{ges} [mg/L]							
Fe ²⁺ [mg/L]							
Fe _{ges (unfil.)} [mg/L]	9.10	10.98	12.15				
Fe ²⁺ _(unfil.) [mg/L]	6.94	7.85	9.18				
k _{B8,2} [mg/L]	0.95		0.00				
k _{S4,3} [mg/L]	0.02		0.00				
Acidität [mmol/L]	47.29		0.00				
Alkalität [mmol/L]	1.00		0.00				

Tabelle B5: Wasserparameter des Messpunktes MP13

Messpunkt	MP13	MP13	MP13	MP13	MP13	MP13	MP13
Datum	26.03.03	24.04.03		18.04.03	21.05.03	25.06.03	04.08.03
Uhrzeit	10:00	13:20		11:49	14:40	11:00	11:21
Durchfluss [L/s]							
T [°C]	10.5	13.6	13.2	11.8	11.2	14.6	21.1
pH [-]	5.47	5.57	6.23	6.29	6.36	6.41	6.29
Lf [μ S/cm]	5625	5578	5666	5670	5651	5743	5797
Eh [mV]	412	409	330	318	336	143	102
TDS [ppm]	4395	4345	4426	4432	4419	4486	4514
TIC [mg/L]							
DOC [mg/L]							
Fe _{ges} [mg/L]	10.29	4.57	2.34				
Fe ²⁺ [mg/L]	6.00	4.26	1.57				
Fe _{ges (unfil.)} [mg/L]			3.52		4.20	25.90	5.24
Fe ²⁺ _(unfil.) [mg/L]			2.15		3.58	18.80	3.96
k _{B8,2} [mg/L]		0.91				1.46	0.88
k _{S4,3} [mg/L]		0.16				0.97	1.11
Acidität [mmol/L]		45.29				72.81	43.79
Alkalität [mmol/L]		7.76				48.54	55.29

Tabelle B7: Wasserparameter des Messpunktes MP14

Messpunkt	MP14						
Datum	19.05.03	19.05.03	18.04.03	21.05.03	25.06.03	16.09.03	15.10.03
Uhrzeit	16:05	16:05	11:46	11:15	10:40	11:32	14.43
Durchfluss [L/s]					0.48	0.53	0.48
T [°C]	13.1	13.1	12.0	11.0	14.4	12.9	5.7
pH [-]	6.27	6.27	6.26	6.23	6.39	6.27	5.93
Lf [μ S/cm]	5651	5651	5670	5669	5767	5954	5932
Eh [mV]	246	246	224	217	167	220	153
TDS [ppm]	4417	4417	4433	4356	4506	4673	4795
TIC [mg/L]	13.80	13.80					
DOC [mg/L]	5.18	5.18					
Fe _{ges} [mg/L]	7.98	7.98					
Fe ²⁺ [mg/L]	6.00	6.00					
Fe _{ges (unfil.)} [mg/L]	19.47	19.47		8.80	25.08	5.22	6.77
Fe ²⁺ _(unfil.) [mg/L]	15.21	15.21		6.96	17.64	3.44	3.95
k _{B8,2} [mg/L]				0.85	1.48		0.61
k _{S4,3} [mg/L]				0.96	1.00		0.71
Acidität [mmol/L]				42.28	74.06		30.52
Alkalität [mmol/L]				48.04	49.79		35.28
Na [mg/L]	149	149					
K [mg/L]	10.9	10.9					
Ca [mg/L]	710.2	710.2					
Mg [mg/L]	69.0	69.0					
Cl [mg/L]	1688	1688					
SO ₄ [mg/L]							
NO ₃ [mg/L]	0.0	0.0			0.2	0.3	
NO ₂ [mg/L]	0.0	0.0					
PO ₄ [mg/L]	0.06	0.06					
NH ₄ [mg/L]	4.95	4.95			1.4	0.5	
F [mg/L]	6.14	6.14					
Si [mg/L]	25.8	25.8					
As [μ g/L]	12.4						
Se [μ g/L]	65.4						
Au [μ g/L]	<0.39						
Ni [μ g/L]	12.1						
Cu [μ g/L]	382						
Zn [μ g/L]	<0.14						
Co [μ g/L]	34.2						
Cs [μ g/L]							
Mn [μ g/L]	0.19						
Rb [μ g/L]							
U [μ g/L]	<0.27						

Tabelle C1: Veränderung der Wasserparameter bei dem Laborversuch mit Kompost und 0,2 L/min

Minuten	Temp [°C]	Lf [µS]	TDS [ppm]	Redox [mV]	pH [-]
0	17.0	5512	4354	483	3.78
4	18.0	6567	5256	380	6.28
8	18.1	6597	5285	413	6.37
14	18.1	6702	5384	398	6.49
20	18.2	6780	5444	378	6.57
27	18.3	6872	5521	349	6.64
33	18.4	6930	5571	328	6.77
40	18.5	6975	5610	331	6.67
46	18.5	7026	5658	313	6.72
54	18.6	7060	5684	297	6.77
60	18.7	7086	5710	293	6.75
70	18.8	7125	5743	274	6.85
80	18.8	7143	5758	267	6.84
90	18.9	7165	5778	253	6.90
100	18.9	7193	5804	257	6.84
110	19.1	7201	5810	243	6.86
120	19.1	7215	5822	239	6.86
135	19.1	7183	5791	252	6.83
150	19.3	7251	5855	223	7.05
165	19.3	7265	5866	216	7.04
180	19.4	7269	5869	198	7.08
210	19.5	7284	5881	196	7.12
240	19.6	7288	5886	197	7.12
270	19.7	7291	5887	181	7.13
330	19.8	7311	5899	193	7.12
390	20.0	7324	5907	176	7.14
450	20.0	7326	5912	181	7.14
570	20.1	7342	5942	176	7.16
690	20.3	7343	5926	163	7.20
810	20.4	7350	5931	161	7.21
870	20.3	7330	5915	156	6.98
930	20.3	7338	5917	127	7.05
990	20.3	7333	5913	135	7.18
1050	20.3	7354	5935	108	7.12
1110	20.5	7326	5907	104	7.13
1170	20.5	7320	5902	96	7.13
1230	20.5	7304	5888	105	7.12
1290	20.4	7322	5904	97	7.15
1350	20.4	7322	5904	90	7.16
1410	20.5	7334	5915	90	7.15
1470	20.5	7314	5898	84	7.18
1530	20.5	7323	5904	84	7.18
1590	20.5	7330	5911	78	7.17
1650	20.5	7306	5888	74	7.18
1710	20.5	7312	5893	80	7.17
1770	20.5	7313	5896	77	7.18
1830	20.5	7353	5932	80	7.09
1890	20.5	7362	5942	74	7.07
2010	20.6	7314	5894	69	7.05
2130	20.6	7314	5899	60	7.03

Minuten	Temp [°C]	Lf [µS]	TDS [ppm]	Redox [mV]	pH [-]
2250	20.8	7314	5893	39	7.04
2310	20.8	7318	5899	40	7.12
2370	20.9	7313	5891	41	7.08
2430	20.9	7313	5890	23	7.12
2490	20.8	7329	5905	22	7.19
2550	20.8	7302	5879	22	7.20
2610	20.8	7334	5912	20	7.25
2670	20.8	7319	5898	2	7.23
2730	20.8	7300	5881	-6	7.24
2790	20.7	7293	5885	-8	7.27
2850	20.7	7293	5873	15	7.30
2910	20.7	7324	5905	-3	7.31
2970	20.7	7292	5875	1	7.26
3030	20.7	7313	5900	-11	7.31
3090	20.7	7336	5917	5	7.31
3150	20.7	7325	5907	9	7.27
3210	20.7	7314	5893	-4	7.29
3270	20.6	7325	5904	7	7.23
3330	20.7	7316	5896	-13	7.30
3690	20.1	7305	5893	-40	7.26
3750	20.2	7320	5907	-47	7.22
3810	20.2	7309	5895	-46	7.20
3870	20.3	7294	5891	-45	7.21
3930	20.5	7296	5880	-33	7.18
3990	20.6	7296	5878	-31	7.19
4050	20.6	7327	5909	-32	7.18
4110	20.8	7307	5887	-37	7.17
4170	20.8	7306	5884	-41	7.17
4230	20.9	7320	5896	-42	7.16
4290	20.9	7300	5875	-46	7.18
4350	20.9	7304	5879	-47	7.11
4410	21.0	7306	5882	-50	7.17
5190	20.2	7315	5902	-57	7.14
5250	20.3	7324	5906	-54	7.11

Tabelle C2: Veränderung der Wasserparameter bei dem Laborversuch mit Kompost und 0,7 L/min

Minuten	Temp [°C]	Lf [µS]	TDS [ppm]	Redox [mV]	pH [-]
0	19.2	5520	4335	561	3.91
2	20.3	6735	5379	354	6.73
5	20.3	6760	5399	333	6.86
10	20.4	6970	5582	314	6.99
15	20.5	7080	5677	306	7.02
20	20.7	7169	5757	296	7.08
25	20.7	7226	5811	313	7.03
30	20.9	7256	5841	289	7.09
35	21.0	7293	5870	276	7.11
40	21.0	7313	5887	268	7.12
50	21.2	7343	5914	265	7.09
60	21.3	7357	5923	246	7.14
70	21.4	7368	5932	238	7.16
80	21.5	7379	5944	232	7.15
90	21.7	7382	5950	224	7.16
100	21.7	7396	5958	220	7.12
130	22.0	7415	5973	221	7.13
160	22.2	7415	5960	204	7.18
190	22.4	7397	5948	191	7.19
220	22.6	7394	5948	185	7.20
250	22.6	7445	5995	186	7.26
280	22.7	7426	5975	177	7.30
340	23.0	7412	5966	173	7.34
400	23.0	7425	5975	166	7.35
460	23.1	7483	6024	162	7.34
520	23.1	7476	6015	156	7.39
580	23.2	7449	5997	162	7.41
640	23.2	7463	6006	164	7.42
700	23.2	7445	5989	162	7.41
760	23.2	7459	5998	149	7.42
820	23.1	7474	6015	148	7.42
880	22.9	7475	6019	151	7.39
940	22.8	7474	6027	155	7.39
1060	22.4	7464	6016	150	7.44
1180	22.4	7468	6017	145	7.44
1300	22.4	7492	6045	142	7.40
1360	22.3	7457	6005	140	7.41

Tabelle C3: Veränderung der Wasserparameter bei dem Laborversuch mit Kompost und 0,7 L/min (Wiederholung)

Minuten	Temp [°C]	Lf [µS]	TDS [ppm]	Redox [mV]	pH [-]	O₂ (mg/L)	O₂ (%)
0	19.7	5460	4285	509	4.02	8.52	96.7
2	20.4	6374	5067	366	6.80	7.57	86.0
5	20.4	6463	5147	335	6.93	6.47	75.2
8	20.4	6556	5337	325	7.03	5.82	67.2
10	20.5	6607	5273	321	7.15	5.11	59.3
15	20.6	6674	5327	316	7.13	4.03	46.8
20	20.7	6723	5366	311	7.18	3.25	37.6
25	20.9	6762	5398	309	7.22	2.21	25.7
30	21.0	6774	5414	307	7.20	1.81	21.0
35	21.1	6806	5437	308	7.22	1.06	12.1
45	21.3	6820	5447	301	7.23	0.63	7.4
55	21.4	6828	5455	298	7.24	0.39	4.5
65	21.5	6860	5478	292	7.24	0.30	3.5
75	21.6	6876	5489	283	7.24	0.23	2.8
85	21.8	6888	5496	279	7.25	0.18	2.2
95	21.8	6887	5499	273	7.26	0.12	1.4
105	21.9	6897	5511	267	7.25	0.13	1.6
115	22.0	6901	5514	261	7.25	0.14	1.5
145	22.2	6901	5516	261	7.26	0.13	1.6
175	22.4	6915	5526	254	7.25	0.17	2.0
205	22.6	6900	5508	238	7.24	0.07	0.9
235	22.7	6902	5511	233	7.25	0.12	1.4
265	22.8	6897	5508	229	7.27	0.08	1.0
355	22.8	6897	5509	210	7.16	0.19	2.3
415	22.7	6899	5513	207	7.17	0.08	1.0
475	22.8	6912	5518	201	7.16	0.08	1.1
535	22.7	6904	5506	194	7.19	0.09	1.1
595	22.7	6898	5509	188	7.18	0.07	0.9

Tabelle C3: Veränderung der Wasserparameter bei dem Laborversuch mit Kalkstein und 0,2 L/min Durchfluss

Minuten	Temp [°C]	Lf [µS]	TDS [ppm]	Redox [mV]	pH [-]
0	17.0	5512	4354	483	3.78
4	18.2	5441	4283	517	4.91
8	17.9	5437	4280	480	5.46
14	18.0	5458	4299	457	5.63
20	18.1	5453	4294	430	5.86
27	18.2	5456	4294	411	6.01
33	18.3	5467	4305	394	6.20
40	18.4	5464	4301	384	6.20
46	18.5	5466	4302	381	6.20
54	18.6	5461	4301	377	6.25
60	18.7	5466	4300	365	6.32
70	18.8	5469	4303	366	6.34
80	18.9	5465	4298	361	6.40
90	19.0	5467	4299	348	6.47
100	19.1	5465	4296	350	6.46
110	19.2	5401	4253	319	6.51
120	19.3	5467	4298	335	6.56
135	19.4	5478	4305	353	6.39
150	19.5	5464	4292	343	6.54
165	19.6	5464	4294	334	6.61
180	19.7	5463	4291	327	6.67
210	19.9	5458	4285	321	6.73
240	20.0	5457	4283	312	6.79
270	20.2	5456	4280	306	6.84
330	20.4	5453	4275	305	6.85
390	20.6	5453	4275	300	6.88
450	20.6	5461	4280	288	7.00
570	21.0	5460	4278	292	7.06
690	21.1	5460	4277	284	7.20
810	21.2	5464	4280	290	7.28
870	21.1	5459	4277	275	6.98
930	21.0	5453	4276	269	7.13
990	21.2	5454	4270	271	7.25
1050	21.1	5437	4290	306	7.21
1110	21.1	5457	4274	321	7.15
1170	21.2	5458	4278	316	6.99
1230	21.2	5445	4265	324	7.04
1290	21.2	5446	4264	305	7.06
1350	21.1	5459	4276	316	7.23
1410	21.1	5472	4285	338	7.21
1470	21.2	5447	4262	314	7.15
1530	21.2	5456	4272	346	7.17
1590	21.2	5455	4269	305	7.18
1650	21.2	5459	4274	332	7.20
1710	21.2	5459	4274	327	7.20
1770	21.2	5470	4285	331	7.23
1830	21.2	5497	4310	326	7.14
1890	21.2	5506	4316	313	7.16
2010	21.3	5466	4278	327	7.17

Minuten	Temp [°C]	Lf [µS]	TDS [ppm]	Redox [mV]	pH [-]
2130	21.4	5471	4302	335	7.14
2250	21.5	5482	4291	347	7.12
2310	21.5	5477	4288	325	7.07
2370	21.6	5481	4291	362	7.00
2430	21.7	5486	4295	354	7.06
2490	21.6	5490	4297	351	7.10
2550	21.5	5478	4288	344	7.05
2610	21.5	5493	4301	324	7.12
2670	21.5	5497	4308	343	7.15
2730	21.5	5480	4292	328	7.19
2790	21.5	5467	4278	316	7.24
2850	21.4	5475	4286	325	7.25
2910	21.4	5513	4322	328	7.20
2970	21.3	5483	4294	333	7.11
3030	21.4	5503	4315	319	7.20
3090	21.3	5496	4305	319	7.24
3150	21.3	5518	4324	326	7.21
3210	21.3	5489	4306	319	7.26
3270	21.2	5513	4320	310	7.16
3330	20.8	5499	4318	315	7.27
3690	20.9	5476	4290	355	7.21
3750	20.9	5485	4300	332	7.22
3810	20.9	5495	4310	316	7.26
3870	20.9	5494	4304	317	7.28
3930	21.1	5489	4301	331	7.23
3990	21.2	5478	4292	323	7.18
4050	21.3	5500	4311	322	7.21
4110	21.5	5479	4291	328	7.19
4170	21.5	5487	4295	312	7.20
4230	21.5	5491	4304	329	7.21
4290	21.6	5485	4295	320	7.18
4350	21.6	5506	4314	315	7.17
4410	21.6	5496	4302	322	7.18
5190	20.9	5483	4297	334	7.21
5250	20.8	5497	4311	320	7.20

Tabelle C4: Veränderung der Wasserparameter bei dem Laborversuch mit Kalkstein und 0,7 L/min Durchfluss

Minuten	Temp [°C]	Lf [µS]	TDS [ppm]	Redox [mV]	pH [-]
0	18.0	5540	4371	558	3.86
2	19.0	5521	4347	497	4.31
4	18.8	5523	4344	509	4.45
6	19.0	5519	4341	471	4.88
10	19.1	5525	4347	457	5.11
13	19.2	5535	4353	455	5.30
17	19.4	5543	4361	446	5.47
20	19.5	5551	4366	441	5.56
25	19.7	5555	4360	434	5.65
30	19.8	5553	4360	432	5.74
35	19.9	5565	4376	430	5.79
45	20.1	5561	4372	422	5.88
55	20.3	5565	4373	416	5.95
65	20.5	5565	4371	413	6.04
75	20.6	5567	4372	415	6.14
85	20.8	5568	4375	409	6.18
100	20.9	5567	4368	406	6.26
115	21.1	5570	4368	404	6.31
145	21.4	5576	4372	400	6.39
175	21.6	5577	4371	401	6.46
205	21.8	5590	4386	407	6.50
235	21.9	5592	4382	396	6.59
265	22.1	5590	4381	397	6.66
295	22.2	5578	4369	393	6.71
355	22.3	5598	4385	386	6.83
415	22.5	5588	4376	387	6.65
475	22.5	5579	4365	368	6.79
535	22.6	5572	4360	375	6.83
595	22.7	5563	4349	379	6.93
655	22.6	5581	4365	379	6.97
715	22.6	5571	4357	372	6.95
775	22.7	5559	4347	369	6.95
835	22.7	5575	4356	366	6.97
955	22.3	5570	4355	354	6.98
1075	22.2	5558	4359	348	7.01
1195	22.3	5575	4366	366	6.95
1255	22.2	5572	4362	384	6.86
1315	22.2	5556	4347	375	6.93
1375	22.4	5580	4367	370	6.98
1435	22.5	5571	4357	365	6.99
1495	22.7	5564	4352	361	7.00
1555	22.6	5574	4348	359	7.01
1615	22.7	5581	4368	367	6.92
1675	22.8	5574	4358	368	6.95
1735	22.8	5558	4346	382	6.98
1795	22.8	5589	4373	386	7.01
1855	22.8	5583	4364	392	7.01
1915	22.8	5587	4368	380	6.99
1975	22.9	5573	4358	382	7.02

Minuten	Temp [°C]	Lf [µS]	TDS [ppm]	Redox [mV]	pH [-]
2035	22.9	5573	4357	381	7.00
2095	22.7	5580	4363	387	7.02
2155	22.5	5569	4352	386	7.01
2215	22.4	5573	4360	385	7.02
2635	21.8	5589	4383	388	6.93
2695	21.8	5605	4401	384	6.95

Tabelle C5: Veränderung der Wasserparameter bei dem Standversuch mit Kalkstein

Minuten	Temp [°C]	Lf [µS]	TDS [ppm]	Redox [mV]	pH [-]
0	17.0	5512	4354	483	3.78
2	17.3	5456	4302	426	5.25
4	17.3	5457	4304	423	5.37
8	17.4	5463	4303	461	5.43
14	17.4	5484	4325	447	5.62
20	17.5	5487	4327	434	5.75
27	17.6	5496	4335	407	6.00
33	17.6	5507	4344	394	6.09
40	17.7	5503	4341	384	6.20
46	17.9	5512	4347	373	6.27
54	17.8	5513	4346	369	6.29
60	17.9	5514	4347	364	6.35
70	17.9	5529	4360	354	6.43
80	17.9	5518	4351	353	6.46
90	18.0	5521	4353	351	6.50
100	18.0	5522	4354	345	6.55
110	18.1	5516	4348	343	6.55
120	18.0	5526	4356	327	6.58
135	18.2	5546	4372	344	6.53
150	18.1	5531	4362	342	6.81
165	18.2	5531	4363	343	6.73
180	18.2	5531	4362	344	6.77
210	18.2	5530	4359	345	6.84
240	18.3	5526	4357	342	6.88
270	18.3	5529	4357	336	6.94
330	18.4	5525	4355	337	7.01
390	18.5	5529	4355	339	7.06
450	18.5	5535	4361	331	7.08
570	18.7	5530	4356	308	7.19
690	18.9	5539	4364	301	7.33
810	18.9	5550	4368	297	7.37
870	19.1	5540	4356	289	7.01
930	19.0	5544	4367	275	7.05
990	19.2	5535	4358	276	7.24
1050	19.2	5563	4380	303	7.23
1110	19.2	5555	4372	330	7.22
1170	19.1	5565	4379	336	7.01
1230	19.0	5551	4370	342	6.99
1290	19.0	5570	4375	338	7.05
1350	19.0	5565	4383	330	7.31

Minuten	Temp [°C]	Lf [µS]	TDS [ppm]	Redox [mV]	pH [-]
1410	19.0	5578	4391	334	7.21
1470	19.0	5558	4373	329	7.19
1530	19.0	5560	4378	335	7.22
1590	19.0	5571	4385	349	7.21
1650	18.9	5575	4386	318	7.19
1710	18.9	5572	4388	320	7.20
1770	18.9	5588	4401	324	7.23
1830	19.0	5602	4415	319	7.15
1890	19.1	5618	4428	306	7.13
2010	19.2	5595	4405	333	7.11
2130	19.2	5531	4363	331	7.09
2250	19.2	5611	4419	316	6.96
2310	19.3	5603	4412	318	7.08
2370	19.3	5609	4414	361	6.92
2430	19.4	5608	4417	354	6.99
2490	19.4	5618	4425	351	7.09
2550	19.3	5613	4420	341	7.00
2610	19.3	5626	4434	314	7.11
2670	19.3	5623	4426	345	7.08
2730	19.3	5619	4426	325	7.13
2790	19.3	5606	4414	315	7.24
2850	19.4	5602	4411	313	7.21
2910	19.2	5628	4433	320	7.16
2970	19.2	5621	4426	323	7.08
3030	19.2	5635	4439	324	7.16
3090	19.2	5644	4450	309	7.27
3150	19.3	5645	4451	319	7.17
3210	19.2	5649	4453	329	7.13
3270	19.3	5668	4471	307	7.10
3330	19.2	5655	4459	304	7.18
3690	18.7	5654	4462	349	7.23
3750	18.6	5673	4477	325	7.16
3810	18.7	5678	4483	306	7.23
3870	18.8	5669	4473	311	7.16
3930	18.9	5664	4467	330	7.12
3990	19.0	5674	4463	320	7.10
4050	19.1	5660	4468	318	7.15
4110	19.2	5669	4468	325	7.14
4170	19.3	5673	4472	321	7.15
4230	19.3	5682	4479	325	7.16
4290	19.4	5680	4476	316	7.14
4350	19.5	5700	4502	311	7.11
4410	19.5	5690	4486	315	7.11
5190	19.0	5700	4498	334	7.13
5250	19.0	5706	4505	321	7.11

Tabelle C6: Veränderung der Wasserparameter bei dem kombinierten Versuch mit Kalkstein und Kompost und 0,1 L/min Durchfluss

Zeit [min]	Temp [°C]	Lf [µS]	TDS [ppm]	Redox [mV]	pH [-]	O₂ [mg/L]	O₂ [%]	k_S [mmol/L]	k_B [mmol/L]	Fe(ges) unf. [mg/L]	Nitrat [mg/L]	Ammonium [mg/L]
0	20.1	5683	4420	346	5.72	8.82	99.5	0.09	1.21	12.18	1.7	0.63
8	20.4	6865	5427	264	6.95	5.94	68.0	9.55	1.34	2.75	19.4	9.79
14	20.7	6535	5147	224	7.00	5.83	66.9					
18	20.8	6345	4983	221	6.99	5.51	65.3					
23	21.1	6115	4786	217	6.95	5.63	65.1					
28	21.3	6001	4688	226	6.87	5.57	64.5	2.05	0.68	3.46	19.4	10.29
33	21.5	5956	4647	228	6.78	5.69	66.5					
38	22.0	5918	4614	235	6.74	5.70	66.8					
48	22.3	5860	4565	243	6.72	5.60	66.2					
58	22.8	5812	4532	253	6.62	5.88	69.9	0.99	0.61	3.80	4.8	5.57
68	22.3	5795	4510	265	6.55	6.33	74.0					
78	22.2	5799	4512	268	6.58	6.08	71.9					
88	22.6	5779	4494	284	6.56	5.99	70.9	0.81	0.57	3.62	3.1	5.61
98	23.0	5757	4474	265	6.47	5.72	68.5					
108	22.8	5746	4467	270	6.43	5.90	69.8					
118	23.0	5741	4460	271	6.37	5.96	71.0	0.51	0.67	4.22	2.6	4.91
128	23.0	5736	4457	289	6.32	5.90	71.0					
138	22.8	5736	4457	295	6.30	6.01	72.1					
148	22.3	5733	4457	284	6.29	6.32	74.7	0.39	0.77	5.44	1.8	2.13
158	21.1	5728	4454	294	6.28	6.59	76.8					
168	20.4	5717	4448	299	6.27	6.58	76.1					
178	19.5	5709	4444	303	6.26	6.89	77.8	0.36	0.85	6.18	1.3	0.81
188	19.1	5705	4439	306	6.25	7.15	79.7					
198	18.8	5718	4445	307	6.24	7.13	79.1					
208	18.9	5701	4438	312	6.24	7.08	78.5	0.35	0.84	6.6	1.3	0.77

Tabelle C7: Veränderung der Wasserparameter bei dem kombinierten Versuch mit Kalkstein und Kompost und 0,2 L/min Durchfluss

Zeit [min]	Temp [°C]	Lf [µS]	TDS [ppm]	Redox [mV]	pH [-]	O₂ [mg/L]	O₂ [%]	k_S [mmol/L]	k_B [mmol/L]	Fe(ges) unf. [mg/L]	Nitrat [mg/L]	Ammonium [mg/L]
0	18.5	5514	4340	550	3.85	8.52	95.2	0.00	1.01	10.70	0.9	0.70
6	19.4	6468	5154	358	6.71	6.71	76.3					
10	19.3	6102	4844	331	6.77	6.61	74.3					
15	19.2	5889	4659	324	6.68	6.69	75.7	4.40	0.61	0.22	24.2	9.79
20	19.2	5759	4545	317	6.50	6.59	74.5					
30	19.1	5702	4500	314	6.42	6.61	74.8					
40	19.0	5620	4441	318	6.35	6.70	75.6					
50	18.9	5591	4402	321	6.26	6.83	76.9	0.73	0.47	0.90	26.4	4.41
60	18.9	5530	4349	338	6.11	6.95	78.1					
70	19.1	5520	4349	351	6.03	7.04	79.4					
80	18.9	5514	4334	361	5.95	7.08	76.6	0.24	0.57	0.92	4.4	1.20
90	18.9	5502	4326	356	5.91	7.21	81.1					
100	18.9	5501	4321	362	5.86	7.23	81.4					
110	18.9	5496	4320	375	5.82	7.27	82.0	0.16	0.69	1.14	5.3	1.24
120	18.8	5490	4318	379	5.78	7.28	81.6					
130	18.9	5492	4314	381	5.77	7.29	82.0					
140	19.0	5482	4311	388	5.71	7.33	82.6	0.14	0.68	1.31	4.4	0.87
150	18.9	5498	4313	392	5.68	7.29	82.0					
160	18.9	5489	4313	392	5.64	7.36	83.0					
170	18.9	5496	4317	395	5.61	7.31	82.2	0.15	0.71	1.24	3.5	0.62
180	18.9	5498	4319	397	5.58	7.45	84.0					
190	18.9	5490	4313	396	5.55	7.36	83.0					
200	19.0	5485	4316	395	5.51	7.38	83,1					
210	19.0	5496	4311	400	5.48	7.37	83,2	0.13	0.76	1.24	2.2	0.62

Table D1: Vergleich gemessener und berechneter Ammoniumkonzentrationen von der passiven Grubenwasserreinigungsanlage in Lancashire

t [min]	c (ber.) [mg/L]	c (gem.) [mg/L]
0	24.96	22.2
14400	19.13	12.9
15840	18.64	14.3
17280	18.17	19.6
18720	17.71	24.1
20160	17.26	12.5
24480	16.00	17.5
25920	15.61	12.1
27360	15.22	12.5
28800	14.85	8.3
30240	14.49	11.1
40320	12.26	11.1
59040	9.20	3.4
69120	8.00	3.1
77760	7.15	3.5
95040	5.87	4.0
99360	5.62	4.3
108000	5.17	4.4
118080	4.75	4.6
128160	4.41	4.5
149760	3.89	4.4
158400	3.74	4.4
167040	3.61	4.8
178560	3.48	4.0
188640	3.39	4.4
198720	3.31	3.2
207360	3.26	3.4
218880	3.20	3.5
227520	3.17	3.5
241920	3.12	3.5
247680	3.11	3.5

Table D2: Vergleich gemessener und berechneter Ammoniumkonzentrationen vom Laborversuch mit 0,2 L/min Durchfluss

t [min]	c (ber.) [mg/L]	c (gem.) [mg/L]
0	15.92	
15	11.63	9.79
50	5.75	4.41
80	3.31	1.20
110	2.04	1.24
140	1.39	0.87
170	1.06	0.62
210	0.85	0.62

Tabelle D3: Vergleich gemessener und berechneter Ammoniumkonzentrationen vom Laborversuch mit 0,1 L/min Durchfluss

t [min]	c (ber.) [mg/L]	c (gem.) [mg/L]
0	24.81	
8	22.38	18.69
28	17.33	10.29
58	11.88	5.57
88	8.21	5.61
118	5.74	4.91
148	4.09	2.13
178	2.98	0.81
208	2.23	0.77

Tabelle D2: Errechnete Austragsdauer für die geplante Grubenwasserreinigungsanlage in Gernrode/Harz mit 1200 m³ Kompost und 30 L/s Durchfluss

t [min]	c (err.) [mg/L]
0	30.58
5000	28.15
10000	25.92
25000	20.25
50000	13.49
75000	9.07
100000	6.18
150000	3.05
200000	1.70
250000	1.13
270000	1.01

Tabelle E1: Tracerversuch V1 mit Uranin im aeroben Feuchtgebiet der Pilotanlage „Am Kupferberg“

Probenummer	Uhrzeit	Zeit	Konzentration	Menge	Norm
GER-V1-01	12:00	00:00	0.01	0.00	0
GER-V1-02	12:02:30	00:02:30	0.25	1.95	0.037
GER-V1-03	12:04	00:04:00	6.13	30.61	0.587
GER-V1-04	12:06	00:06:00	2.34	45.20	0.867
GER-V1-05	12:08	00:08:00	0.81	50.25	0.964
GER-V1-06	12:10	00:10:00	0.17	51.31	0.984
GER-V1-07	12:12	00:12:00	0.13	52.12	1
GER-V1-08	12:14	00:14:00	-0.17	52.12	1
GER-V1-09	12:16	00:16:00	-0.15	52.12	1
GER-V1-10	12:18	00:18:00	-0.23	52.12	1
GER-V1-11	12:20	00:20:00	-0.16	52.12	1
GER-V1-12	12:22	00:22:00	-0.25	52.12	1
GER-V1-13	12:24	00:24:00	-0.22	52.12	1
GER-V1-14	12:26	00:26:00	-0.3	52.12	1
GER-V1-15	12:28	00:28:00	-0.16	52.12	1
GER-V1-16	12:30	00:30:00	-0.22	52.12	1
GER-V1-Null	0.7				
52	mL				
116.428	mg				
44.76%	Recovery				

Tabelle E2: Tracerversuch V2 mit Uranin im RAPS-System der Pilotanlage „Am Kupferberg“

Probenummer	Uhrzeit	Zeit	Konzentration	Menge
GER-V2-01	12:40	00:00	0.01	0.00
GER-V2-02	12:41	00:01:00	3.28	10.22
GER-V2-03	12:42	00:02:00	2.14	16.89
GER-V2-04	12:43	00:03:00	1.33	21.04
GER-V2-05	12:44	00:04:00	0.26	21.85
GER-V2-06	12:45	00:05:00	0.01	21.88
GER-V2-07	12:46	00:06:00	-0.23	21.88
GER-V2-08	12:47	00:07:00	-0.19	21.88
GER-V2-09	12:48	00:08:00	-0.35	21.88
GER-V2-10	12:49	00:09:00	-0.25	21.88
GER-V2-11	12:50	00:10:00	-0.13	21.88
GER-V2-Null	1.13			
52	mL			
116.428	mg			
18.79%	Recovery			

Tabelle E3: Tracerversuch V3 mit Uranin im Absetzbecken der Pilotanlage „Am Kupferberg“

Probennummer	Uhrzeit	Zeit	Konzentration	Menge
GER-V3-01	13:10	00:00	0.01	0.00
GER-V3-02	13:11	00:01:00	0.53	1.65
GER-V3-03	13:12	00:02:00	0.03	1.75
GER-V3-04	13:13	00:03:00	0.61	3.65
GER-V3-05	13:14	00:04:00	0.23	4.36
GER-V3-06	13:15	00:05:00	0.35	5.45
GER-V3-07	13:17	00:07:00	0.38	7.82
GER-V3-08	13:19	00:09:00	0.35	10.01
GER-V3-09	13:24	00:14:00	0.27	14.21
GER-V3-10	13:29	00:19:00	0.47	21.54
GER-V3-11	13:34	00:24:00	0.31	26.37
GER-V3-12	13:39	00:29:00	0.28	30.73
GER-V3-13	13:50	00:40:00	0.21	37.93
GER-V3-14	14:00	00:50:00	0.22	44.79
GER-V3-15	14:10	01:00:00	0.22	51.65
GER-V3-Null	0.97			
94	mL			
210.466	mg			
24.54%	Recovery			

Tabelle E4: Tracerversuch V4 mit Uranin im RAPS-System der Pilotanlage „Am Kupferberg“

Probennummer	Uhrzeit	Zeit	Konzentration	Menge
GER-V4-01	15:36	00:00	0.01	0.00
GER-V4-02	15:37	00:01:00	-0.08	0.00
GER-V4-03	15:38	00:02:00	-0.13	0.00
GER-V4-04	15:39	00:03:00	0.14	0.44
GER-V4-05	15:40	00:04:00	0.29	1.34
GER-V4-06	15:41	00:05:00	0.44	2.71
GER-V4-07	15:42	00:06:00	0.27	3.55
GER-V4-08	15:43	00:07:00	0.26	4.36
GER-V4-09	15:44	00:08:00	0.13	4.77
GER-V4-10	15:45	00:09:00	0.15	5.24
GER-V4-11	15:46	00:10:00	0.14	5.67
GER-V4-12	15:48	00:12:00	0.11	6.36
GER-V4-13	15:50	00:14:00	-0.03	6.36
GER-V4-14	15:52	00:16:00	0.23	7.79
GER-V4-15	15:54	00:18:00	0.24	9.29
GER-V4-16	15:56	00:20:00	0.34	11.41
GER-V4-17	16:01	00:25:00	2.71	53.64
GER-V4-18	16:06	00:30:00	0.92	67.98
GER-V4-19	16:11	00:35:00	0.64	77.96
GER-V4-20	16:16	00:40:00	0.18	80.76
GER-V4-21	16:21	00:45:00	0	80.76
GER-V4-Null	0.3			
50	mL			
111.95	mg			
72.14%	Recovery			

Tabelle E5: Tracerversuch V5 mit Uranin im RAPS-System der Pilotanlage „Am Kupferberg“

Probennummer	Uhrzeit	Zeit	Konzentration	Menge	Norm
GER-V5-01	11:52	00:00	0.01	0.00	0
GER-V5-02	11:53	00:01:00	0.02	0.02	0
GER-V5-03	11:54	00:02:00	0.02	0.03	0
GER-V5-04	11:55	00:03:00	0.07	0.09	0.01
GER-V5-05	11:56	00:04:00	0.14	0.19	0.02
GER-V5-06	11:57	00:05:00	0.68	0.72	0.08
GER-V5-07	11:58	00:06:00	1.56	1.93	0.22
GER-V5-08	11:59	00:07:00	1.58	3.15	0.36
GER-V5-09	12:00	00:08:00	1.2	4.08	0.47
GER-V5-10	12:01	00:09:00	0.98	4.84	0.56
GER-V5-11	12:02	00:10:00	0.75	5.42	0.62
GER-V5-12	12:03	00:11:00	0.5	5.80	0.67
GER-V5-13	12:04	00:12:00	0.49	6.18	0.71
GER-V5-14	12:05	00:13:00	0.43	6.51	0.75
GER-V5-15	12:06	00:14:00	0.31	6.75	0.78
GER-V5-16	12:07	00:15:00	0.33	7.01	0.81
GER-V5-17	12:08	00:16:00	0.28	7.23	0.83
GER-V5-18	12:09	00:17:00	0.19	7.37	0.85
GER-V5-19	12:10	00:18:00	0.27	7.58	0.87
GER-V5-20	12:11	00:19:00	0.23	7.76	0.9
GER-V5-21	12:12	00:20:00	0.09	7.83	0.9
GER-V5-22	12:13	00:21:00	0.21	7.99	0.92
GER-V5-23	12:14	00:22:00	0.13	8.09	0.93
GER-V5-24	12:15	00:23:00	0.09	8.16	0.94
GER-V5-25	12:16	00:24:00	0.21	8.32	0.96
GER-V5-26	12:17	00:25:00	0.22	8.49	0.98
GER-V5-27	12:18	00:26:00	0.09	8.56	0.99
GER-V5-28	12:19	00:27:00	0.11	8.65	1
GER-V5-29	12:20	00:28:00	0.02	8.66	1
GER-V5-30	12:21	00:29:00	-0.1	8.66	1
GER-V5-31	12:22	00:30:00	-0.04	8.66	1
GER-V5-32	12:23	00:31:00	0	8.66	1
GER-V5-Null	0.32				
90	mL				
201.51	mg				
4.30%	Recovery				

Tabelle E6: Tracerversuch V6 mit Uranin im RAPS-System der Pilotanlage „Am Kupferberg“

Probenummer	Uhrzeit	Zeit	Konzentration	Durchfluss	Menge	Norm
GER-V6-01	11:23	00:00	0.01	0.732	0.00	0
GER-V6-02	11:24	00:01:00	0.24	0.728	0.17	0.23887333
GER-V6-03	11:25	00:02:00	0.16	0.725	0.29	0.39738456
GER-V6-04	11:26	00:03:00	0.03	0.722	0.31	0.42696956
GER-V6-05	11:27	00:04:00	0.02	0.718	0.33	0.44660389
GER-V6-06	11:28	00:05:00	-0.02	0.715	0.33	0.44660389
GER-V6-07	11:29	00:06:00	0	0.712	0.33	0.44660389
GER-V6-08	11:30	00:07:00	0.07	0.709	0.38	0.51442121
GER-V6-09	11:31	00:08:00	0.04	0.706	0.40	0.55300772
GER-V6-10	11:32	00:09:00	0.08	0.703	0.46	0.62985369
GER-V6-11	11:33	00:10:00	0.11	0.700	0.54	0.7350745
GER-V6-12	11:34	00:11:00	0.05	0.697	0.57	0.78270427
GER-V6-13	11:35	00:12:00	0.04	0.694	0.60	0.8206523
GER-V6-14	11:36	00:13:00	0.06	0.691	0.64	0.87734431
GER-V6-15	11:38	00:15:00	0.06	0.686	0.72	0.98982933
GER-V6-16	11:40	00:17:00	0.06	0.681	0.81	1.10144234
GER-V6-17	11:42	00:19:00	0.01	0.675	0.82	1.11990343
GER-V6-18	11:44	00:21:00	0.03	0.670	0.86	1.17487566
GER-V6-19	11:46	00:23:00	0.05	0.666	0.93	1.26583021
GER-V6-20	11:48	00:25:00	0.04	0.661	0.98	1.33807586
GER-V6-21	11:50	00:27:00	0.06	0.656	1.06	1.44568831
GER-V6-22	11:52	00:29:00	0.02	0.652	1.08	1.48131379
GER-V6-23	11:54	00:31:00	0.04	0.647	1.14	1.55208682
GER-V6-24	11:56	00:33:00	0.07	0.643	1.23	1.67512454
GER-V6-25	11:58	00:35:00	0.08	0.639	1.33	1.81483083
GER-V6-26	12:00	00:37:00	0.04	0.635	1.38	1.88424099
GER-V6-27	12:02	00:39:00	0.05	0.631	1.44	1.97046332
GER-V6-28	12:04	00:41:00	0.06	0.627	1.52	2.07329702
GER-V6-29	12:06	00:43:00	0.05	0.623	1.58	2.15847646
GER-V6-30	12:08	00:45:00	0.06	0.620	1.65	2.26008756
GER-V6-31	12:10	00:47:00	0.06	0.616	1.73	2.36110803
GER-V6-32	12:12	00:49:00	0.07	0.612	1.81	2.47829141
GER-V6-33	12:14	00:51:00	0.05	0.609	1.87	2.561523
GER-V6-34	12:16	00:53:00	0.02	0.606	1.90	2.59463134
GER-V6-35	12:18	00:55:00	0.06	0.602	1.97	2.69341512
GER-V6-36	12:20	00:57:00	0.06	0.599	2.04	2.79166891
GER-V6-37	12:22	00:59:00	0.02	0.596	2.07	2.82424711
GER-V6-38	12:24	01:01:00	0.09	0.593	2.17	2.97008599
GER-V6-39	12:26	01:03:00	0.04	0.590	2.22	3.03457086
GER-V6-40	12:28	01:05:00	0.06	0.587	2.29	3.13080931
GER-V6-41	12:30	01:07:00	0.06	0.584	2.36	3.22656832
GER-V6-42	12:32	01:09:00	0.08	0.581	2.45	3.35361991
GER-V6-43	12:34	01:11:00	0.09	0.578	2.56	3.49586068
GER-V6-44	12:36	01:13:00	0.08	0.575	2.65	3.62169295
GER-V6-45	12:38	01:15:00	0.07	0.573	2.73	3.73127735
GER-V6-46	12:40	01:17:00	0.07	0.570	2.81	3.84035225
GER-V6-47	12:42	01:19:00	0.06	0.567	2.88	3.93341606
GER-V6-48	12:44	01:21:00	0.08	0.565	2.97	4.0569392
GER-V6-49	12:46	01:23:00	0.08	0.562	3.06	4.17991014

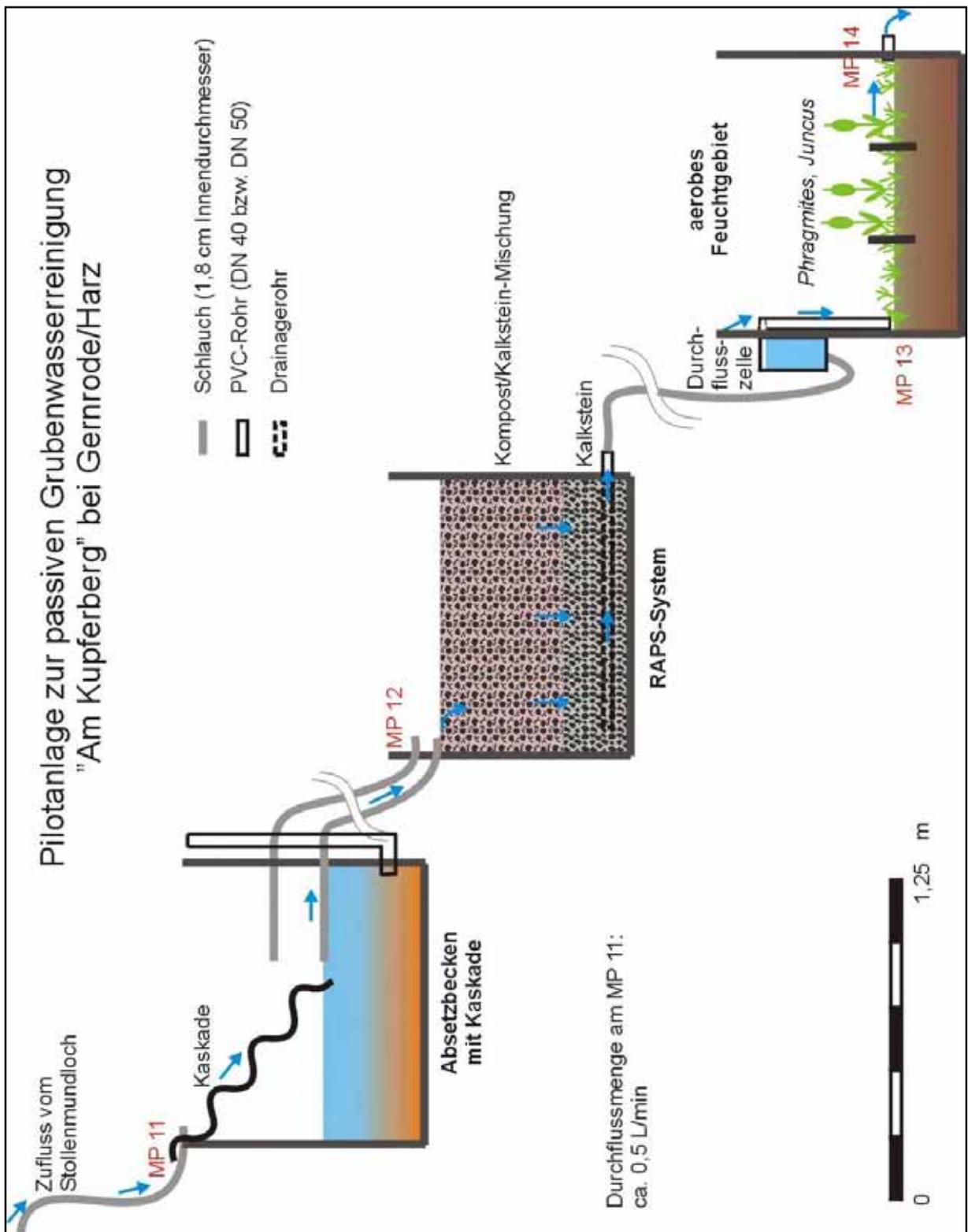
Probenummer	Uhrzeit	Zeit	Konzentration	Durchfluss	Menge	Norm
GER-V6-50	12:48	01:25:00	0.06	0.560	3.13	4.27173125
GER-V6-51	12:50	01:27:00	0.05	0.557	3.18	4.34791534
GER-V6-52	12:52	01:29:00	0.14	0.555	3.34	4.5603125
GER-V6-53	12:54	01:31:00	0.09	0.553	3.44	4.69627291
GER-V6-54	12:56	01:33:00	0.04	0.550	3.48	4.75644591
GER-V6-55	12:58	01:35:00	0.08	0.548	3.57	4.87629235
GER-V6-56	13:00	01:37:00	0.07	0.546	3.64	4.98072781
GER-V6-57	13:02	01:39:00	0.03	0.544	3.68	5.0253044
GER-V6-58	13:04	01:41:00	0.06	0.541	3.74	5.11410027
GER-V6-59	13:06	01:43:00	0.08	0.539	3.83	5.23202566
GER-V6-60	13:08	01:45:00	0.05	0.537	3.88	5.30544029
GER-V6-61	13:10	01:47:00	0.06	0.535	3.95	5.39319654
GER-V6-62	13:12	01:49:00	0.07	0.533	4.02	5.49518655
GER-V6-63	13:14	01:51:00	0.06	0.531	4.08	5.58227526
GER-V6-64	13:16	01:53:00	0.06	0.529	4.15	5.66903746
GER-V6-65	13:18	01:55:00	0.09	0.527	4.24	5.79869803
GER-V6-66	13:20	01:57:00	0.05	0.525	4.30	5.87046732
GER-V6-67	13:22	01:59:00	0.06	0.523	4.36	5.95627767
GER-V6-68	13:24	02:01:00	0.06	0.521	4.42	6.04177958
GER-V6-69	13:26	02:03:00	0.06	0.519	4.48	6.12697731
GER-V6-70	13:28	02:05:00	0.06	0.518	4.55	6.21187499
GER-V6-71	13:30	02:07:00	0.06	0.516	4.61	6.29647667
GER-V6-Null	0.15					
93	mL					
208.227	mg					
2.18%	Recovery					

Tabelle E7: Tracerversuch V7 mit Uranin im aeroben Feuchtgebiet der Pilotanlage „Am Kupferberg“

Probenummer	Uhrzeit	Zeit	Konzentration	Menge	Norm
GER-V7-01	11:33	00:00	0.00	0.00	0
GER-V7-02	11:35	00:02:00	-0.04	0.00	0
GER-V7-03	11:37	00:04:00	1.53	1.56	0.01018423
GER-V7-04	11:38	00:05:00	6.39	4.83	0.03148661
GER-V7-05	11:39	00:06:00	15.48	12.74	0.08310819
GER-V7-06	11:40	00:07:00	17.64	21.76	0.14194545
GER-V7-07	11:41	00:08:00	17.95	30.95	0.20182782
GER-V7-08	11:42	00:09:00	16.88	39.58	0.25811903
GER-V7-09	11:43	00:10:00	16.24	47.89	0.31229779
GER-V7-10	11:44	00:11:00	14.91	55.51	0.36202929
GER-V7-11	11:45	00:12:00	13.58	62.46	0.40732464
GER-V7-12	11:46	00:13:00	12.47	68.83	0.44890653
GER-V7-13	11:47	00:14:00	11.42	74.67	0.4869862
GER-V7-14	11:48	00:15:00	10.55	80.07	0.52218627
GER-V7-15	11:49	00:16:00	9.74	85.05	0.5546624
GER-V7-16	11:50	00:17:00	8.75	89.52	0.58383643
GER-V7-17	11:51	00:18:00	7.94	93.58	0.61030875
GER-V7-18	11:52	00:19:00	7.24	97.28	0.63445738
GER-V7-19	11:53	00:20:00	6.68	100.70	0.65672704

Probenummer	Uhrzeit	Zeit	Konzentration	Menge	Norm
GER-V7-20	11:54	00:21:00	6.16	103.85	0.67727338
GER-V7-21	11:55	00:22:00	5.79	106.81	0.69659673
GER-V7-22	11:56	00:23:00	5.22	109.48	0.71401888
GER-V7-23	11:57	00:24:00	4.81	111.94	0.73005125
GER-V7-24	11:58	00:25:00	4.54	114.26	0.7452053
GER-V7-25	11:59	00:26:00	4.24	116.43	0.75934759
GER-V7-26	12:00	00:27:00	3.91	118.43	0.77237806
GER-V7-27	12:01	00:28:00	3.70	120.32	0.78473033
GER-V7-28	12:02	00:29:00	3.49	122.11	0.79637103
GER-V7-29	12:03	00:30:00	3.20	123.74	0.80703334
GER-V7-30	12:05	00:32:00	2.95	126.77	0.82673471
GER-V7-31	12:07	00:34:00	2.39	129.21	0.8426559
GER-V7-32	12:09	00:36:00	2.20	131.46	0.8573541
GER-V7-33	12:11	00:38:00	2.01	133.52	0.87076259
GER-V7-34	12:13	00:40:00	1.77	135.32	0.88254784
GER-V7-35	12:15	00:42:00	1.65	137.01	0.89357704
GER-V7-36	12:17	00:44:00	1.46	138.51	0.90333878
GER-V7-37	12:19	00:46:00	1.08	139.62	0.91054334
GER-V7-38	12:21	00:48:00	0.99	140.62	0.91712529
GER-V7-39	12:24	00:51:00	1.03	142.21	0.92746517
GER-V7-40	12:27	00:54:00	1.05	143.82	0.93797183
GER-V7-41	12:30	00:57:00	0.79	145.04	0.94591019
GER-V7-42	12:33	01:00:00	0.74	146.17	0.95331488
GER-V7-43	12:36	01:03:00	0.55	147.02	0.95881836
GER-V7-44	12:39	01:06:00	0.55	147.86	0.96432185
GER-V7-45	12:43	01:10:00	0.45	148.79	0.97037012
GER-V7-46	12:48	01:15:00	0.28	149.50	0.97503975
GER-V7-47	12:53	01:20:00	0.19	150.00	0.97826401
GER-V7-48	12:58	01:25:00	0.35	150.89	0.98404545
GER-V7-49	13:03	01:30:00	0.17	151.33	0.98693617
GER-V7-50	13:08	01:35:00	0.20	151.85	0.99032721
GER-V7-51	13:13	01:40:00	0.11	152.13	0.9921617
GER-V7-52	13:18	01:45:00	0.10	152.38	0.99377383
GER-V7-53	13:23	01:50:00	0.11	152.66	0.99560833
GER-V7-54	13:28	01:55:00	0.10	152.91	0.99722046
GER-V7-55	13:33	02:00:00	-0.04	152.91	0.99722046
GER-V7-56	13:38	02:05:00	0.02	152.95	0.99749842
GER-V7-57	13:43	02:10:00	0.06	153.10	0.99849905
GER-V7-58	13:48	02:15:00	0.03	153.19	0.99905496
GER-V7-59	13:53	02:20:00	0.06	153.33	1
GER-V7-60	13:58	02:25:00	-0.03	153.33	1
GER-V7-61	14:03	02:30:00	-0.13	153.33	1
GER-V7-62	14:08	02:35:00	-0.06	153.33	1
GER-V7-63	14:13	02:40:00	-0.06	153.33	1
GER-V7-64	14:18	02:45:00	-0.19	153.33	1
GER-V7-65	14:23	02:50:00	-0.21	153.33	1
GER-V7-66	14:28	02:55:00	-0.11	153.33	1
GER-V7-Null	n.b.				
100	mL				
223.9	mg				
68.48%	Recovery				

Abb. F1: Schnitt durch die Pilotanlage "Am Kupferberg" bei Gernrode/Harz



Tab. G1: Niederschläge und Durchflussmessungen anderer Bearbeiter am Stollenmundloch

Tag	Q [l/s]	Niederschlag [mm]	Methode	Quelle
Sep. 80	10.09	29.7	am Venturigerinne mit Lattenpegel	"Hydrogeologischer Bericht"
Okt. 80	10.42	31.6	am Venturigerinne mit Lattenpegel	"Hydrogeologischer Bericht"
Nov. 80	10.64	35.1	am Venturigerinne mit Lattenpegel	"Hydrogeologischer Bericht"
Dez. 80	11.33	21.8	am Venturigerinne mit Lattenpegel	"Hydrogeologischer Bericht"
Jan. 81	10.53	37.4	am Venturigerinne mit Lattenpegel	"Hydrogeologischer Bericht"
Feb. 81	9.04	21.9	am Venturigerinne mit Lattenpegel	"Hydrogeologischer Bericht"
Mrz. 81	9.21	62.1	am Venturigerinne mit Lattenpegel	"Hydrogeologischer Bericht"
Apr. 81	10.81	25.2	am Venturigerinne mit Lattenpegel	"Hydrogeologischer Bericht"
Mai. 81	11.78	87.4	am Venturigerinne mit Lattenpegel	"Hydrogeologischer Bericht"
Jun. 81	12.27	117.4	am Venturigerinne mit Lattenpegel	"Hydrogeologischer Bericht"
Jul. 81	12.18	31.3	am Venturigerinne mit Lattenpegel	"Hydrogeologischer Bericht"
Aug. 81	12.00	100.3	am Venturigerinne mit Lattenpegel	"Hydrogeologischer Bericht"
Sep. 81	12.01	71.5	am Venturigerinne mit Lattenpegel	"Hydrogeologischer Bericht"
Okt. 81	12.12	35.9	am Venturigerinne mit Lattenpegel	"Hydrogeologischer Bericht"
Nov. 81	12.60	31.7	am Venturigerinne mit Lattenpegel	"Hydrogeologischer Bericht"
Dez. 81	12.48	56.6	am Venturigerinne mit Lattenpegel	"Hydrogeologischer Bericht"
Jan. 82	12.89	27.3	am Venturigerinne mit Lattenpegel	"Hydrogeologischer Bericht"
Feb. 82	15.42	1.6	am Venturigerinne mit Lattenpegel	"Hydrogeologischer Bericht"
Mrz. 82	16.05	38.4	am Venturigerinne mit Lattenpegel	"Hydrogeologischer Bericht"
Apr. 82	15.37	13.0	am Venturigerinne mit Lattenpegel	"Hydrogeologischer Bericht"
Mai. 82	16.27	47.5	am Venturigerinne mit Lattenpegel	"Hydrogeologischer Bericht"
Jun. 82	15.04	25.5	am Venturigerinne mit Lattenpegel	"Hydrogeologischer Bericht"
Jul. 82	14.90	39.0	am Venturigerinne mit Lattenpegel	"Hydrogeologischer Bericht"
Aug. 82	14.41	36.5	am Venturigerinne mit Lattenpegel	"Hydrogeologischer Bericht"
Sep. 82	14.73	13.3	am Venturigerinne mit Lattenpegel	"Hydrogeologischer Bericht"

Tag	Q [l/s]	Niederschlag [mm]	Methode	Quelle
Okt. 82	14.25	33.0	am Venturigerinne mit Lattenpegel	"Hydrogeologischer Bericht"
Nov. 82	13.28	12.2	am Venturigerinne mit Lattenpegel	"Hydrogeologischer Bericht"
Dez. 82	15.22	36.0	am Venturigerinne mit Lattenpegel	"Hydrogeologischer Bericht"
Jan. 83	14.63	37.0	am Venturigerinne mit Lattenpegel	"Hydrogeologischer Bericht"
Feb. 83	14.79	24.0	am Venturigerinne mit Lattenpegel	"Hydrogeologischer Bericht"
Mrz. 83	14.58	40.0	am Venturigerinne mit Lattenpegel	"Hydrogeologischer Bericht"
Apr. 83	15.45	118.0	am Venturigerinne mit Lattenpegel	"Hydrogeologischer Bericht"
Mai. 83	15.64	93.0	am Venturigerinne mit Lattenpegel	"Hydrogeologischer Bericht"
Jun. 83	14.71	26.0	am Venturigerinne mit Lattenpegel	"Hydrogeologischer Bericht"
Jul. 83	13.78	83.0	am Venturigerinne mit Lattenpegel	"Hydrogeologischer Bericht"
Aug. 83	14.34	64.0	am Venturigerinne mit Lattenpegel	"Hydrogeologischer Bericht"
Sep. 83	13.48	17.0	am Venturigerinne mit Lattenpegel	"Hydrogeologischer Bericht"
Okt. 83	13.10	9.0	am Venturigerinne mit Lattenpegel	"Hydrogeologischer Bericht"
Nov. 83	12.75	38.0	am Venturigerinne mit Lattenpegel	"Hydrogeologischer Bericht"
15.07.99	11.00	30.0	an Betonrille vor dem Mundloch	"Sonderuntersuchung des Hagentalbaches 1999", Gökbe
13.09.99	10.00	23.0	an Betonrille vor dem Mundloch	"Sonderuntersuchung des Hagentalbaches 1999", Gökbe
05.10.99	9.00	28.0	an Betonrille vor dem Mundloch	"Sonderuntersuchung des Hagentalbaches 1999", Gökbe
04.11.99	9.00	58.0	an Betonrille vor dem Mundloch	"Sonderuntersuchung des Hagentalbaches 1999", Gökbe
25.11.99	9.00	58.0	an Betonrille vor dem Mundloch	"Sonderuntersuchung des Hagentalbaches 1999", Gökbe

Tab. H1: Zusammenstellung der Grubenwasserparameter der Diplomkartierung (Teil 1)

Nr.	Lage	Name	Durchfluss	Temperatur	Leitfähigkeit	TDS
			(L/s)	(°C)	(µS)	(ppm)
1	St. Andreasberg	Grüner Hirschstollen		9.8	68	44
2	St. Andreasberg	Sieberstollen		10.1	151	97
3	St. Andreasberg	Gesehr Wasserlauf		10.1	70	45
4	St. Andreasberg	Roter Bär	1.4	7.4	297	195
5	St. Andreasberg	St. Annen Stollen	1.0	6.8	208	136
6	St. Andreasberg	Johannes-Stollen	1.5	7.6	282	185
7	Mägdesprung	Herzog Alexis Stollen	4.4	10.4	782	526
8	Alexisbad	St. Catharinenstollen	1.6	9.1	783	527
9	Alexisbad	Schwefelstollen	0.9	9.2	641	429
10	Straßberg	Brachmannsberger Stollen				
11	Straßberg	Biwender Stollen				
12	Silberhütte	Brunnen Silberhütte	0.7	8.5	462	308
13	Straßberg	Neuer Glasebach Stollen				
14	Hasserode	Wasserspeicher	0.8	10.2	325	214
15	Büchenberg	Schloßwasserhäuschen				
16	Büchenberg	Augustusstollen				
17	Büchenberg	Hartengrippenhagensberger St.				
18	Büchenberg	Eierbergstollen	2.4	13.0	546	364
19	Büchenberg	Porphyrittagebau	0.5	12.0	499	332
20	Büchenberg	Vernässungsgebiet	0.6	11.3	474	321
21	Hasserode	Goslarsche Gleie	8.0	11.3	108	69
22	Büchenberg	Tiefer Büchenberger Stollen				
23	Büchenberg	Hirschquelle	1.8	8.4	362	239
24	Königshütte	Teichtalstollen		8.3	413	275
25	Mandelhütte	Altbergbau				
26	Elbingerode	Entwässerung Grube Einheit	50.0	13.9	2145	1523
27	Rübeland	Naßstellen	0.9	11.0	774	521
28	Neuwerk	Stahlberg	1.3	8.0	554	371
29	Blankenburg	Walter Hartmann Stollen	56.2	12.1	788	529
30	Hasserode	Wasseranlage Lossendenkmal		10.2	384	254
31	Gittelde	Ernst-August-Stollen	130.8	12.6	1369	940
32	Bad Grund	Tiefer Georg Stollen				
33	Wildemann	19 Lachter Stollen	1.0	9.3	367	243
34	Wildemann	13 Lachter Stollen	3.5	8.7	495	330
35	Lautenthal	Juliane Marie	1.4	8.1	303	199
36	Lautenthal	Stollenmundloch				
37	Lautenthal	Maaßner Erzläuferstollen				
		Lautenthalsglücker				
38	Lautenthal	Hauptquerschlag				
39	Lautenthal	Gegentrum Bromberg Stollen				
40	Lautenthal	Lautenthaler Hoffnungsstollen				
41	Altenau	Tiefe Schatzkammer Stollen	7.2	9.0	381.4	253.2
42	Altenau	Stollen am Hüttenwerk				
43	3-Tannen- Hohne	Vernässungsgebiet				
44	Büchenberg	Marmorbruch				
45	Wernigerode	Vernässungsgebiet				
46	Gernrode	Hagentalstollen	17.0	11.1	5926.0	4655.0
47	Hasserode	König Friedrich Stollen	0.2	11.2	684.8	457.7

Tab. H2: Zusammenstellung der Grubenwasserparameter der Diplomkartierung (Teil 2)

Nr.	pH	O2	Säurekapazität	Basenkapazität	Fe (ges)	Fe (2)	
	(-)	(mg/L)	(%)	mmol/L	mmol/L	(mg/L)	(mg/L)
1	5.06	10.81	100.2	0.09	0.27	1.05	0.19
2	6.28	10.17	93.2	0.41	0.16	0.70	0.09
3	4.61	11.25	105.5	0.09	0.29	1.07	0.30
4	7.21	11.21	98.4	1.17	0.14	0.12	0.00
5	7.39	10.45	90.4	1.17	0.11	0.02	0.00
6	7.30	11.03	96.4	0.82	0.18	0.03	0.00
7	6.98	9.11	82.9	3.24	0.32	0.05	0.03
8	6.61	3.70	32.7	2.06	1.11	3.93	2.20
9	5.57			0.41	1.41	13.25	11.10
10				0.00	0.00		
11				0.00	0.00		
12	6.97			3.02	0.26	0.01	0.00
13				0.00	0.00		
14	7.55	7.84	71.9	1.99	0.16	0.12	0.06
15				0.00	0.00		
16				0.00	0.00		
17				0.00	0.00		
18	7.63	11.17	98.8	3.43	0.10	0.08	0.04
19	7.63	10.98	98.9	2.77	0.19	0.00	0.00
20	7.54	10.53	96.8	2.66	0.18	0.06	0.00
21	5.78	9.48	90.8	0.11	0.51	0.48	0.08
22				0.00	0.00		
23	7.62			2.28	0.13	0.00	0.00
24	7.68	9.76	86.2	2.62	0.12	0.00	0.00
25				0.00	0.00		
26	6.79			0.68	0.12	1.27	0.15
27	7.79	10.22	99.8	3.27	0.08	0.04	0.01
28	6.92	11.93	99.3	2.37	0.12	0.13	0.02
29	7.47	11.70	110.1	4.44	0.32	0.04	0.00
30	7.51			2.72	0.14	0.05	0.00
31	7.55	11.23	110.1	5.19	0.26	0.43	0.07
32				0.00	0.00		
33	7.74	11.68	105.5	2.31	0.24	0.00	0.00
34	7.62	11.01	110.6	2.77	0.31	0.03	0.00
35	7.42	12.15	101.1	1.65	0.35	0.00	0.00
36				0.00	0.00		
37				0.00	0.00		
38				0.00	0.00		
39				0.00	0.00		
40				0.00	0.00		
41	7.30	10.97	101.2	1.61	0.32	0.56	0.11
42				0.00	0.00		
43				0.00	0.00		
44				0.00	0.00		
45				0.00	0.00		
46	5.76	9.81	91.0	0.18	1.24	13.11	12.09
47	7.05			3.05	0.15	0.03	0.00