

**Thorsten GENSKE  
Thomas KOHL**

**2006**

**Konzipierung einer passiven  
Behandlungsanlage (RAPS) für saure  
Sümpfungswässer der Hartsteinwerke  
Großthiemig/Brandenburg**

**126 S., 35 Abb., 14 Tab., 5 Anl.**

**Freiberg**

**unveröff. Dipl.-Arb. TU Bergakademie Freiberg**

# Inhaltsverzeichnis

<b>INHALTSVERZEICHNIS.....</b>	<b>1</b>
<b>LISTE DER ABBILDUNGEN.....</b>	<b>3</b>
<b>TABELLENVERZEICHNIS .....</b>	<b>4</b>
<b>LISTE DER ABKÜRZUNGEN.....</b>	<b>5</b>
<b>PROGRAMME .....</b>	<b>5</b>
<b>1 ZUSAMMENFASSUNG .....</b>	<b>6</b>
<b>2 EINLEITUNG .....</b>	<b>7</b>
<b>3 AUFGABENSTELLUNG UND ZIEL DER ARBEIT .....</b>	<b>8</b>
<b>4 CHARAKTERISIERUNG DES UNTERSUCHUNGSGEBIETES.....</b>	<b>9</b>
4.1 VORSTELLUNG DES BETRIEBES .....	9
4.2 GEOGRAPHISCHE LAGE DES UNTERSUCHUNGSGEBIETES .....	9
4.3 GEOLOGISCHE VERHÄLTNISSE.....	11
4.4 HYDROGEOLOGIE.....	11
4.5 VEGETATION.....	12
4.6 PEDOLOGIE .....	13
4.7 KLIMATISCHE VERHÄLTNISSE.....	13
<b>5 THEORIE DES GRUBENWASSERS UND WASSERREINIGUNGSTECHNOLOGIEN.....</b>	<b>14</b>
5.1 THEORIE DES GRUBENWASSERS.....	14
5.1.1 <i>Grubenwasserchemie .....</i>	15
5.1.2 <i>Mikrobiologische Einflüsse .....</i>	17
5.1.3 <i>Auswirkungen von Grubenwasser auf die Umwelt .....</i>	20
5.2 ÜBERBLICK PASSIVER WASSERREINIGUNGSMETHODEN.....	23
5.2.1 <i>Einleitung .....</i>	23
5.2.2 <i>Anoxische Carbonatkanäle .....</i>	25
5.2.3 <i>Feuchtgebiete .....</i>	27
5.2.3.1 <i>Einleitung .....</i>	27
5.2.3.2 <i>Aerober Feuchtgebiete (reed beds).....</i>	27
5.2.3.3 <i>Anaerobe (Kompost) Feuchtgebiete .....</i>	31
5.2.4 <i>Offene Carbonatkanäle .....</i>	33
5.2.5 <i>RAPS–Systeme .....</i>	34
5.2.6 <i>Permeable Reaktive Barrieren .....</i>	36
<b>6 METHODEN.....</b>	<b>39</b>
6.1 DURCHFLUSSMESSUNG IM FELD .....	39
6.1.1 <i>Auswahl der Messmethode .....</i>	39
6.1.2 <i>Vorgehensweise .....</i>	40
6.2 UNTERSUCHUNGEN DER KRUSTENBILDUNGEN DES ENTWÄSSERUNGS-GRABENS IM TAGEBAU.....	40
6.2.1 <i>Beprobungsstandorte und Analysemethodik .....</i>	40
6.3 VOR-ORT-BESTIMMUNG DER CHEMISCHEN WASSERPARAMETER AN DER KASKADE .....	42
6.3.1 <i>Photometrie .....</i>	44
6.3.2 <i>Ionenchromatographie .....</i>	45
6.3.3 <i>pH-Wert .....</i>	47
6.3.4 <i>Säure- und Basekapazität .....</i>	48
6.3.5 <i>Redoxpotenzial .....</i>	49
6.3.6 <i>Elektrische Leitfähigkeit .....</i>	52
6.3.7 <i>Sauerstoff .....</i>	54
6.4 SIMULATION DES RAPS IM LABORMAßSTAB .....	55

<b>7 ERGEBNISSE .....</b>	<b>58</b>
7.1 DURCHFLUSSMESSUNGEN .....	58
7.1.1 <i>Versickerung- und Austrittsstellen von Grubenwasser im Entwässerungsgraben .....</i>	58
7.1.2 <i>Durchflussmessung im Entwässerungsgraben .....</i>	59
7.2 AUSWERTUNG DER KRUSTENPROBEN DURCH DIE MINERALOGISCHE UNTERSUCHUNG .....	60
7.3 VOR-ORT BESTIMMUNG DER CHEMISCHEN WASSERPARAMETER AN DER KASKADE .....	62
7.4 SIMULATION DES RAPS IM LABORMAßSTAB .....	69
<b>8 ZUKÜNSTIGE GESTALTUNG DER GRUBENWASSERREINIGUNG .....</b>	<b>79</b>
8.1 ABSCHÄTZUNGEN ZUR PLANUNG EINER GRUBENWASSERANLAGE AUSGEHEND VON DEN UNTERSUCHUNGEN AN DER KASKADE UND IM LABOR .....	79
8.1.1 <i>Bezugnahme auf eine vorherige Konzeption .....</i>	79
8.1.2 <i>Vorschlag für eine passive Grubenwasserreinigungsanlage .....</i>	80
8.2 BESCHREIBUNG UND PLANUNG DER ANLAGE .....	80
8.2.1 <i>Bemessungsgrundlagen .....</i>	80
8.2.2 <i>RAPS-Systeme .....</i>	81
8.2.3 <i>Belüftung über Kaskade oder offener Carbonatkanal .....</i>	84
8.2.4 <i>Konstruiertes aerobes Feuchtgebiet .....</i>	84
8.2.5 <i>Aufbau der Anlage .....</i>	86
8.2.7 <i>Erste Kostenabschätzungen für die passive Reinigungsanlage .....</i>	88
<b>9 WEITERFÜHRENDE AUFGABEN .....</b>	<b>91</b>
<b>LITERATURVERZEICHNIS .....</b>	<b>92</b>
<b>ANHANG A DATEN DER DURCHFLUSSMESSUNG .....</b>	<b>98</b>
<b>ANHANG B LABORWERTE DER RAPS-VERSUCHE .....</b>	<b>103</b>
<b>ANHANG C MESSDATEN KALKSTEINSTANDVERSUCH .....</b>	<b>126</b>
<b>ANHANG D SPURENELEMENTANALYSE .....</b>	<b>127</b>
<b>ANHANG E WASSERMENGE IM PUMPENSUMPF .....</b>	<b>128</b>

# Liste der Abbildungen

Abbildung 1:	Lage des Untersuchungsgebietes .....	10
Abbildung 2:	Genereller Querschnitt eines anoxischen Carbonatkanals .....	25
Abbildung 3:	Schematischer Aufbau eines aeroben Feuchtgebietes.....	28
Abbildung 4:	Schematischer Aufbau eines anaeroben Feuchtgebietes .....	31
Abbildung 5:	Foto eines offenen Carbonatkanals .....	33
Abbildung 6:	Schematische Darstellung eines offenen Carbonatkanals.....	33
Abbildung 7:	Typische Schnittzeichnung eines Reducing and Alkalinity Producing Systems (RAPS).....	35
Abbildung 8:	Typische reaktive Barrieren: (a) durchgehende Barriere, (b) „Funnel and Gate“ System .....	38
Abbildung 9:	Foto der Kaskade (Seitenansicht).....	42
Abbildung 10:	Foto der Kaskade (Frontansicht).....	42
Abbildung 11:	Foto der Kaskadenstufen (nach Abschleifen) .....	43
Abbildung 12:	Foto der Auffanggefäße für Messungen .....	56
Abbildung 13:	Foto des RAPS-System (einfach).....	56
Abbildung 14:	Foto des Kalksteinstandversuches.....	56
Abbildung 15:	Foto des RAPS-System (Doppel).....	57
Abbildung 16:	Verlauf der Leitfähigkeit im Entwässerungsgraben der Tieferlegung bei der Voruntersuchung für den Tracer test am 17.11.05 und beide Messpunkte für die Durchflussmessung.....	58
Abbildung 17:	Foto des Messpunktes bei 155 m .....	59
Abbildung 18:	Foto des Messpunktes bei 20 m .....	59
Abbildung 19:	Messungen der Sauerstoffgehalte an der Kaskade .....	65
Abbildung 20:	Messungen der Eisengehalte an der Kaskade .....	65
Abbildung 21:	Messungen der Eisengehalte im Kaskadenbecken .....	67
Abbildung 22:	Kalksteinstandversuch – Ermittlung der optimalen Kontaktzeit des Grubenwassers mit dem Kalkstein .....	70
Abbildung 23:	Entwicklung des Redoxpotenzials beim 8-Stunden-RAPS-Versuch .....	71
Abbildung 24:	Entwicklung der Eisengehalte beim einfachen und doppelten 20-Stunden-Versuch.....	71
Abbildung 25:	pH-Wert Entwicklung über die Zeit beim einfachen und doppelten 20-Stunden-Versuch.....	72
Abbildung 26:	Änderungen der Säure- und Basekapazität beim 20-Stunden-Versuch .....	73
Abbildung 27:	Änderungen der Säure- und Basekapazität beim 20-Stunden-Doppel-Versuch .....	73
Abbildung 28:	Entwicklung des Redoxpotenzials über die Zeit beim einfachen und doppelten 20-Stunden Versuch .....	74
Abbildung 29:	Entwicklung des Sauerstoffgehaltes beim einfachen und doppelten 20-Stunden-Versuch .....	75
Abbildung 30:	Verlauf der elektrischen Leitfähigkeit mit der Zeit (20-Stunden und 20-Stunden-Doppel-Versuch) .....	76
Abbildung 31:	Leitfähigkeitsänderung beim Kalksteinstandversuch .....	76
Abbildung 32:	Entwicklung des Nitrat- und Ammoniumgehaltes beim 20-Stunden-Versuch .....	77
Abbildung 33:	Entwicklung des Nitrat- und Ammoniumgehaltes beim 20-Stunden-Doppel-Versuch .....	77
Abbildung 34:	Schematischer Längsschnitt durch das zweite geplante RAPS-System .....	84
Abbildung 35:	Schematische Darstellung zum Aufbau der passiven Grubenwasserreinigungsanlage im Hartgesteinstagebau Großthiemig .....	87

# Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Zusammenfassung der optimalen Pyritoxidationsgeschwindigkeiten aus Laborstudien	19
Tabelle 2:	Hauptmerkmale von Grubenabwässern und ihr Umwelteinfluss .....	20
Tabelle 3:	Vor- und Nachteile von passiven Reinigungssystemen .....	24
Tabelle 4:	Metallentfernungsraten $R_A$ für Fe, Mn und Zn zur Reinigung von netto-alkalischen Grubenwässern in aeroben Feuchtgebieten .....	30
Tabelle 5:	Funktionelle Gruppen der Austauscher-Harze .....	45
Tabelle 6:	Kristalline Zusammensetzung der Krustenproben .....	61
Tabelle 7:	Bestimmung der Wasserparameter der Kaskade (Messung vom 06.01.2006).....	62
Tabelle 8:	Bestimmung der Wasserparameter der Kaskade (Messung vom 11.01.2006).....	63
Tabelle 9:	Bestimmung der Wasserparameter der Kaskade (Messung vom 02.03.2006).....	64
Tabelle 10:	Bestimmung weiterer Wasserparameter an der Kaskade (Messung vom 11.01.2006) ..	66
Tabelle 11:	Bestimmung von Wasserparametern an der Kaskade (Messung vom 07.02.2006) .....	66
Tabelle 12:	Bestimmung der Wasserparameter im RAPS-System .....	69
Tabelle 13:	Zusammenstellung der bisher ermittelten Kosten für die passive Grubenwassereinigungsanlage .....	89
Tabelle 14:	Darstellung von drei ausgewählten passiven Wasserreinigungsanlagen mit RAPS-Systemen in Großbritannien .....	90

## Liste der Abkürzungen

AGA	Allgemeine Güteanforderungen für Fließgewässer
AHG	Asphalt und Hartsteinwerk Großthiemig GmbH
ALD	Anoxischer Carbonatkanal
AMD	Acid Mine Drainage
BbgNatSchG	Brandenburger Naturschutzgesetz
BÜK	Bodenübersichtskarte
DIN	Deutsche Industrienorm
DVWK	Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V.
HPB	Hauptbetriebsplan
HDPE	High Density Polyethylen
LfUG	Landesamt für Umwelt und Geologie Sachsen
M%	Masse-%
NWG	Nachweisgrenze
OLD	offener Carbonatkanal
PRB	Permeable Reaktive Barriere
PVC	Polyvinylchlorid
RAPS	Reducing and Alkalinity Producing System
SAPS	Successive Alkalinity Producing System

## Programme

BRANDENBURG 3D: Magic Maps Brandenburg/Berlin 3D, Amtliche topografische Karten des Landesvermessungsamtes Brandenburg TK 1: 25000, MagicMaps GmbH, Wilhelm-Schickard Str. 7, 72124 Pliezhausen

PROGRAMM STATGRAPHICS 5.1: StatPoint, Inc. , 2325 Dulles Corner Boulevard, Suite 500, Herndon, Virginia 20171, USA

# 1 Zusammenfassung

Innerhalb der Arbeit wird ein RAPS-System im Labormaßstab untersucht. Des Weiteren werden weiterführende Arbeiten wie Vor-Ort-Untersuchungen an einer Kaskade, Analyse von Eisenoxiden und Markierungsversuche durchgeführt, deren Ergebnisse zur Konzipierung einer passiven Grubenwasserreinigungsanlage im Festgesteinstagebau Großthiemig beitragen. Bisher wird das Grubenwasser aus dem Tagebau Großthiemig über Rieselfelder in unmittelbarer Nähe des Abbaugebietes ohne größere Aufarbeitungsmaßnahmen in den örtlichen Vorfluter geleitet. Als Folge der hohen Eisengehalte von bis zu 65 mg/L und niedrigen pH-Werte von bis zu 3 kommt es zu einer erheblichen Verschlechterung des Gewässers. Die zuständige Umweltbehörde aus dem Landkreis Elbe-Elster fordert daher die Behandlung des kontaminierten Grubenwassers, so dass die geforderten Einleitwerte eingehalten werden können. Zunächst wird in der vorliegenden Arbeit die Chemie des Grubenwassers, insbesondere dessen Entstehung, mikrobielle Einflüsse und die Auswirkungen von Grubenwasser auf die Umwelt erläutert. Als nächstes werden Möglichkeiten der passiven Grubenwasserreinigung vorgestellt. Im Anschluss werden die durchgeführten Versuche beschrieben und erläutert. Abschließend wird ein Vorschlag zur Errichtung einer passiven Grubenwasserreinigungsanlage erbracht.

An der Kaskade konnte keine Verminderung der Eisengehalte des Grubenwassers erreicht werden. Im Labor dagegen erfolgte eine Reduzierung des Eisen(gesamt)gehaltes von 34 auf 9 mg/L sowie eine Anhebung des pH-Wertes auf 6,6 unter Anwendung zweier nacheinander geschalteter RAPS-Systeme. Somit konnte gezeigt werden, dass die Erzeugung eines netto-alkalischen Wassers und damit verbunden eine deutliche Verminderung des Eisengehaltes möglich ist. Das Grubenwasser hatte dabei die im Labor als optimal ermittelte Aufenthaltsdauer von jeweils 20 Stunden pro RAPS-System. Die Verwendung eines einzelnen RAPS-Systems konnte keine ausreichenden Ergebnisse liefern. Analysen der Eisenoxidkrusten zeigten ein Vorkommen von schlecht kristallinem Schwertmannit, einem Mineral, was sich unter oxidierenden eisen- und sulfatreichen Bedingungen in saurem Milieu bilden kann, auf.

Ausgehend von den Untersuchungen im Labor und an der Kaskade wird abschließend der Aufbau einer passiven Grubenwasserreinigungsanlage am Standort Großthiemig vorgeschlagen. Die Anlage setzt sich zusammen aus zwei in Serie geschalteten, jeweils 1000 m<sup>2</sup> großen RAPS-Becken, einem sich anschließenden offenen Carbonatkanal und einem 700 m<sup>2</sup> großen aeroben Feuchtgebiet. Für die RAPS-Systeme werden 2400 t Kalkstein und 800 m<sup>3</sup> Kompost benötigt. Mit dieser Anlage können die geforderten Einleitwerte von 5 mg/L Eisen(gesamt) und pH-Wert > 6,5 nach jetzigem Kenntnisstand erreicht werden.

## 2 Einleitung

Im südlichen Teil von Brandenburg befindet sich der Festgesteinstagebau Großthiemig. Dieser wird von der Asphalt- und Hartsteinwerk Großthiemig GmbH (AHG) betrieben. Seit 1982 erfolgt an diesem Standort der Abbau von Grauwacke. Für den ordnungsgemäßen Abbau des Gesteins ist eine Wasserhaltung erforderlich. Ohne weitere Aufbereitung fließt das entstehende Grubenwasser in den nördlich gelegenen Frankenbach, welcher nach dem § 32 BbgNatSchG als Quellbach zu den besonders zu schützenden Biotopen im Land Brandenburg zählt. Das eingeleitete Grubenwasser weist dabei eine hohe Eisenbelastung und einen niedrigen pH-Wert auf.

Damit eine ordnungsgemäße Einleitung mit den durch die Untere Wasserbehörde vorgegebenen Einleitwerten erfolgen kann, ist durch den Grubenbetreiber auf dem Betriebsgelände eine Wasseraufbereitungsanlage zu installieren. Im Vorfeld wurden dazu bereits Untersuchungen durchgeführt. GERSTENBERG (2005) hat bereits ein passives Reinigungskonzept vorgeschlagen, womit die Vorgaben der Unteren Wasserbehörde erreicht werden sollen.

Innerhalb dieser Studienarbeit erfolgen gezielte Untersuchungen im Labor sowie vor Ort, welche für die weitergehende Planung der Grubenwasserreinigungsanlage erforderlich sind.

### 3 Aufgabenstellung und Ziel der Arbeit

Ziel der vorliegenden Arbeit ist die Erprobung der von GERSTENBERG vorgeschlagenen Wasserreinigungstechnologie im Labormaßstab. Parallel zu den Laborversuchen erfolgen vor Ort Untersuchungen. Dabei werden der Einfluss einer Kaskade auf das Grubenwasser sowie die an der Gewässersohle gebildeten Krusten untersucht. Des Weiteren werden Markierungsversuche im Entwässerungsgraben durchgeführt.

Im Labor ist zu prüfen, inwieweit der Eisengehalt von bis zu 65 mg/L Eisen(gesamt) im Grubenwasser durch ein RAPS-System gesenkt und der pH-Wert von 3-4 angehoben werden kann. Des Weiteren ist die optimale Aufenthaltsdauer des Grubenwassers im RAPS-System zu ermitteln. Dabei sind die für die Grubenwasserreinigung bereits als bewährt geltenden Substanzen Kalkstein und Pferdemist zu verwenden. Bei der Kaskade soll untersucht werden, inwieweit der Eisengehalt bereits durch eine einfache Belüftung gesenkt werden kann. Die an der Gewässersohle infolge der Einwirkung des sauren Grubenwassers gebildeten Krusten sind auf ihre mineralogische Zusammensetzung näher zu untersuchen. Darüber hinaus soll ein Markierungsversuch durchgeführt werden, um die Durchflussmenge im Entwässerungsgraben abschätzen zu können.

Neben diesen Aufgaben wird die von GERSTENBERG (2005) vorgeschlagene passive Grubenwasserreinigungsanlage ausgehend von den Versuchsergebnissen der Arbeit weiter konkretisiert.

## 4 Charakterisierung des Untersuchungsgebietes (T. Kohl)

### 4.1 Vorstellung des Betriebes

Auf dem Gelände des Asphalt- und Hartsteinwerk (AHG) Großthiemig GmbH wurde der Hartgesteinabbau im größeren Umfang bereits seit 1982 durch die Melorationsgesellschaft „Schwarze Elster“ betrieben (ROHDE 2005). In den Jahren nach der Wiedervereinigung Deutschlands wurde der Tagebau eigenständig durch die Asphalt- und Hartsteinwerke (AHG) Großthiemig GmbH weitergeführt. Seit 30.09.05 gehört der Betrieb zur Holding der Tarmac Deutschland GmbH mit Sitz in der Lausitzer Grauwacke GmbH in 01920 Lieske. Die Tarmac Gruppe Deutschland ist wiederum dem international tätigen Rohstoffkonzern ANGLO AMERICAN plc. zugehörig (N.N. 1).

Auf Grundlage der Bergbauberechtigung Bergwerkseigentums-Nr. 609/90/153 Großthiemiger Hartgesteintagebau werden jährlich 450 kt Grauwacke abgebaut (ALEXSOWSKY 2003 & HBP). Aus dem Gestein Grauwacke, welches sich durch seine guten physikalischen Eigenschaften gegenüber Verwitterung und Abriebfestigkeit auszeichnet (WOHLRAB et al. 1995), werden Sortimente wie Brechsand, Edelsplitt und Mineralgemische hergestellt. Das Material wird vor allem für den Gleisbau, Wasserstraßenbau, Straßen- und Tiefbau eingesetzt (PFEIFFER et al. 1981). Zusätzlich verfügt die Grauwacke über eine ausgezeichnete Bitumenhaftfähigkeit (NASDALA 1993). Daher wird zusätzlich eine Asphaltmischanlage auf dem Gelände des Tagebaus betrieben.

### 4.2 Geographische Lage des Untersuchungsgebietes

Der Betrieb liegt im südlichen Brandenburg zwischen den Orten Großthiemig und Hirschfeld auf der Gemarkung Großthiemig im Landkreis Elbe-Elster (Abb. 1). Das eigentliche Untersuchungsgebiet, der Entwässerungsgraben, befindet sich westlich des Tagebaus auf einer Höhe von ca. 108 mN.N. mit den zugehörigen geographischen Lageparametern 51°22'55. nördlicher Breite und 13°38'33. östlicher Länge. Großthiemig grenzt im Süden unmittelbar an die Landesgrenze zum Freistaat Sachsen und befindet sich im Schraden, einem Niederungsgebiet im Breslau-Magdeburger-Urstromtal.

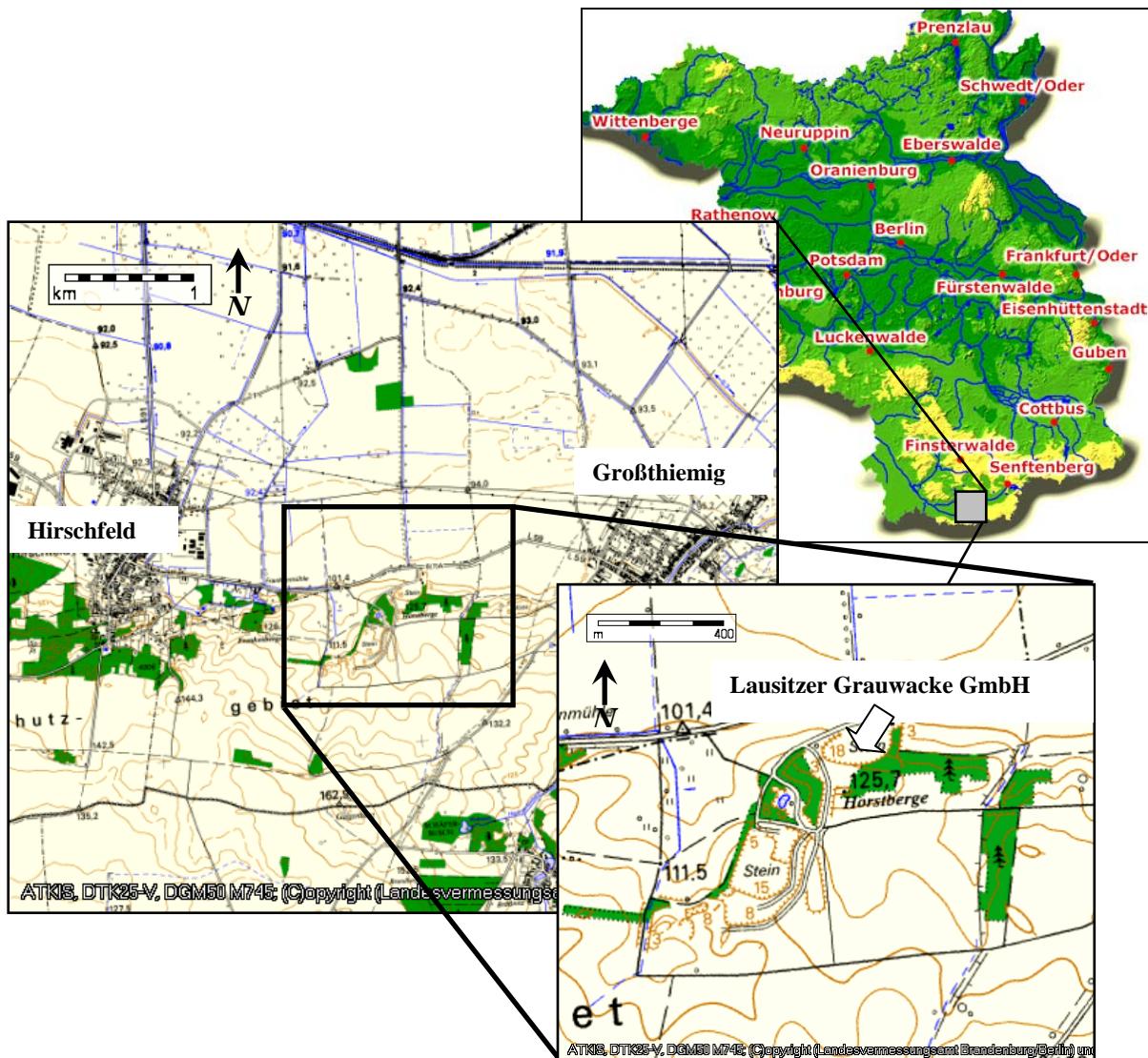


Abbildung 1: Lage des Untersuchungsgebietes (Magic Maps Brandenburg 3D, amtliche Topographische Karten des Landesvermessungsamtes Brandenburg, TK 1:25000 )

Der Schraden erstreckt sich zwischen den Städten Elsterwerda im Westen und Ortrand im Osten, sowie der Gemeinde Plessa im Norden und dem Schradendorf Gröden im Süden. Als Kulturlandschaft ist der Schraden vor allem von den Flüssen Schwarze Elster und Pulsnitz nebst den verschiedensten künstlichen sowie natürlichen Wasserläufen geprägt worden. Bis ins 20. Jahrhundert hinein ist die Landschaft durch Menschenhand so gestaltet, dass von der einstigen Moor-, Sumpf- und Waldlandschaft fast nichts mehr blieb, als die mit der heutigen Acker- und Grünlandverteilung landwirtschaftlich genutzte Fläche (N.N. 2).

## 4.3 Geologische Verhältnisse

Die im Untersuchungsgebiet anstehende Grauwacke ist ein schlecht sortiertes, plattig brechendes, klein- bis feinkörniges (Mittel- bis Feinsand), teils auch dichtes Gestein von dunkelgrauer oder graubrauner Farbe. Es besteht aus Quarz, Feldspäten (v. a. Plagioklas) und Beimengung von Chlorit Glimmer, Carbonat- und Tonsubstanz. Kennzeichnend neben der geringen Korngrößensorierung ist auch ein hoher Anteil an Gesteinsbruchstücken (SCHMIDT 1960; DROZDZEWSKI 1999). Im Untersuchungsgebiet sind gerade noch die nördlichen Ausläufer der Lausitzer Grauwackeeinheit verbreitet. Die im Abbaugebiet anstehende Grauwacke gehört stratigraphisch zu den Kamenzer Schichten, einer Teilstruktur der Lausitzer Antiklinalzone. Diese sind jedoch rythmisches aufgebaut und enthalten selten Einlagerungen von Carbonaten, Metabasiten und kohlenstoffreichen Gesteinen (GROSS 1995; PAWLITZKY in DROZDZEWSKI 1999).

Die Hauptfaltung der anstehenden Lausitzer Grauwackeeinheit erfolgt nach ihrer Ablagerung noch in vorkambrischer Zeit. Sie weist eine Mächtigkeit von mindestens 1500 m auf und kann in nord- westlicher Richtung z.B. bei Elsterwerda bis auf 2000 m ansteigen. Ihre Schichtfolge besteht aus Wechsellsagerungen von Grauwacken und peltischen Gesteinen. Die Faltenrichtungen wechseln gebietsweise, streichen aber im Großen und Ganzen nach Ost- West. Der Grundgebirgskomplex der Lausitzer Grauwackeeinheit gehörte vom Miozän an zum Randbereich des norddeutschen Senkungsfeldes (GROSS 1995). Das Grauwacke Vorkommen wurde im Miozän wie auch im Quartär (Elster- und Saalekaltzeit) intensiv abgetragen und durch jüngere Sedimente bedeckt (DROZDZEWSKI 1999).

Heute befinden sich in der direkten Umgebung des Tagebaus Schotter, Sande und Kiese, unter einer bis mehrere Dezimeter mächtigen Hülle von Decksand. In nordwestlicher Richtung vom Untersuchungsgebiet konnte sich im Alluvium und Diluvium oberflächennah Humus anreichern [a]. Der Grauwackekörper selbst ist oberflächennah anstehend. In lokalen Randbreichen des Tagebaus wird er von Gehängelehm und pleistozänen Sanden überdeckt.

## 4.4 Hydrogeologie

Nach Untersuchungen durch GROSS (1995) sind die hydrogeologischen Verhältnisse in dem zu untersuchenden Gebiet durch den Strukturbau des im Untergrund anstehenden und zum Teil auch lokal zutage trenden Grundgebirges der Lausitzer Grauwacke geprägt. Die Grundwasserfließrichtung im Umgebungsbereich der Lagerstätte ist nach Norden ausgerichtet und fließt dem regionalen Vorfluter der Pulsnitz zu. Unter hydrogeologischen und hydrodynamischen Gesichtspunkten wird im Untersuchungsgebiet von zwei grundsätzlich unterschiedlichen Grundwasserfließmodellen ausgegangen. Der unter der Lagerstätte flächenhaft anstehende Grundgebirgstock unter känozoischer Bedeckung wirkt steuernd auf

die Grundwasserdynamik. Dies verursacht eine bereichsweise Ablenkung der Grundwasserrichtung an linearen Strukturen, welche dem tektonischen Bau des Untergrundes folgen. In südlicher Richtung der Lagerstätte wird das Strömungsgeschehen des Grundwassers durch die Merzdorf-Hirschfelder Höhen beeinflusst, die dem Grundwasserleiter Wasser zuführen. Nördlich bricht das Grundgebirge in tiefere Regionen ab, so dass sein Einfluss auf die Grundwasserdynamik in diesem Bereich nachlässt. Das nördliche Vorfeld der Lagerstätte ist dem Einzugsgebiet der Flüsse Schwarze Elster bzw. Pulsnitz zugehörig, welche in dem Bereich ein Ost-West ausgerichtetes Sedimentationsbecken akkumuliert hat. Der Sedimentationskomplex, der nördlich an den Grauwackehärtling grenzt, ist vermutlich vollständig in das Strömungsregime des regionalen Grundwasserleiters der Pulsnitz integriert. Durch den fortschreitenden Gesteinsabbau auf bis zu 84 HmN.N. wurde der Grundwasserstand im Anstrombereich bereits deutlich unterfahren. Zwischen dem Steinbruch und der umgebenden Grundwasserführung existiert eine Festgesteinbarriere, die einen Zutritt von Grundwasser in den Tagebau verhindert. An den Böschungen im Tagebau ist somit ein Wasseraustritt unterbunden (GROSS 1995). Einem hohen Wasserzudrang, z.B. infolge von Starkregenereignissen oder Schneeschmelze, wird im Tagebau durch einen auf der 84-m-Sohle vorhanden Pumpensumpf begegnet.

## 4.5 Vegetation

Der zu betrachtende Bereich des Untersuchungsgebietes gehört zu einem durch die Grauwacke gebildeten Höhenrücken, genannt Horstberge. Diese liegen innerhalb des Landschaftsschutzgebiets „Merzdorf-Hirschfelder Waldhöhen“. Der überwiegende Bereich des Untersuchungsgebietes, der nord-westlich des aktiven Tagebaus gelegene Entwässerungsgraben, ist unter landwirtschaftlicher Nutzung. (ALEXSOWSKY 2003). Nach Untersuchungen von ROHDE (2005) ist die Vegetation auf der Betriebsfläche des Tagebaus sehr heterogen. Durch den seit Jahrzehnten betriebenen Tagebau haben sich auf dem Areal kleinere Biotopgruppen ausgebildet. Im Tagebau selbst, befindet sich zwischen dem Bereich des aktiven Tagebaus und den nördlichen gelegenen Aufbereitungsanlagen der „Alte Steinbruch Großthiemig“, welcher als schützenswerte Biotopstruktur erhalten wird. Westlich des aktiven Tagebaus befinden sich Sukzessionsflächen mit einer artenreichen Krautschicht. Des Weiteren finden sich am südlichen Randbereich des Tagebaus Sukzessionsflächen mit Birken- und Robinienbestand. Im östlich gelegenen Randbereich des Tagebaus werden vorhandene Flächen wieder aufgeforstet. So finden sich dort z.B. Stieleichenanpflanzungen.

## 4.6 Pedologie

Für eine Einschätzung der großräumigen pedologischen Verhältnisse im Untersuchungsgebiet wurde die Bodenübersichtskarte des Landes Brandenburg 1:300000 (BÜK 300), verwendet [b]. Danach dominieren in der Region um Großthiemig podsolige Braunerden und Podsol-Braunerden aus Sand über Schmelzwassersand, im Übergangsbereich zu überwiegend vergleyten Braunerden und Gley-Braunerden. Beides sind Bodengesellschaften von Böden aus Sand und pleistozänen Tälern.

Nach Angaben des Landesamtes für Umwelt und Geologie (persönliche Mitteilung KETTNER LfUG 2006) befinden sich direkt auf dem Betriebsgelände Lockersyroseme und Regosol aus umgelagerten natürlichen oder technologischen Substraten. Nach Angaben des Rahmenbetriebsplans des Tagebaus steht in erster Linie Hanglehm-Podsol-Braunerden an, mit häufig kaum verwitterten Gesteinbrocken. Diese Böden sind für die Landwirtschaftliche Nutzung eher minderwertig (ROHDE 2005). Dabei ist die anstehende Grauwacke das Ausgangssubstrat zur Bodenbildung. Verbreitet sind auch Lehmsand-Braunerden, die den Rohstoffkörper flankieren. Diese Bodenart hat größere Mächtigkeiten in der Humusaufklage.

## 4.7 Klimatische Verhältnisse

Großthiemig liegt in der Sächsisch- Niederlausitzer Heide- und Beckenlandschaft und gehört damit zum Klimabezirk des Ostdeutsches Binnenlands (NEUMANN 1999). Im Jahresmittel liegt die Temperatur in der Region bei 8,3 °C, bei mittleren Temperaturen im Juli von 17,5 °C bis 18,5 °C und -1 °C bis 0,5 °C im Januar. An 215–220 Tagen im Jahr liegt die Temperatur über 5 °C (MANNSFELD & RICHTER 1995). Im Allgemeinen schwankt die Summe der Jahresniederschläge in der Lausitz zwischen 580 mm und 600 mm, wobei der Norden am Niederschlagsärmsten ist (NEUMANN 1999). Der Hauptbetriebsplan 2003/04 des AHG weist für das Gebiet des Tagebaus eine durchschnittliche Niederschlagssumme von 567 mm/a bei einer Verdunstungsrate von 340 mm/a aus.

## 5 Theorie des Grubenwassers und Wasserreinigungstechnologien

### 5.1 Theorie des Grubenwassers (T. Genske)

Dieser Teil behandelt die Entstehung von Grubenwasser, wichtige chemische Prozesse, mikrobiologische Einflüsse sowie die Auswirkungen von Grubenwasser auf die Umwelt. Für die Entstehung von Grubenwasser gibt es unterschiedliche Ursachen. Im Bergbau wird Wasser u. a. zur Staubunterdrückung, zur Aufarbeitung von Mineralen, zum Waschen von Kohle und zum chemischen Herauslösen von Metallen aus Erzen (hydrometallurgische Extraktion) benötigt. Das benötigte Wasser wird von den Oberflächenwasserkörpern oder den Grundwasseraquiferen gefördert, oder es ist ein Nebenprodukt grubenentwässernder Prozesse. Letzteres entsteht durch die Wasserhaltung, die notwendig ist, sofern der Tage- oder Untertagebaubetrieb unterhalb des regionalen Grundwasserspiegels liegt und demzufolge vor Flutung zu schützen ist. Unbenötigtes und benutztes Wasser muss während des aktiven Bergbaus dauernd entsorgt werden. In modernen Bergaugebieten wird dieses Wasser in Absetzteichen gesammelt. In alten Bergaugebieten wird das Grubenwasser dagegen oft unkontrolliert aus Schächten in die Umwelt abgegeben (LOTTERMOSER 2003). Kommt sauerstoffhaltiges Wasser in Kontakt mit sulfidischen Mineralen, entsteht infolge von Verwitterungsprozessen kontaminiertes Grubenwasser (YOUNGER et al. 2002). Die Minerale werden aufgelöst und das Grubenwasser enthält dadurch oft gelöste oder auch partikuläre Bestandteile. Wenn dieses Grubenwasser einen Oberflächenwasserkörper oder die Grundwasserschicht erreicht, kann es zu Trübung, Sedimentation und Temperaturveränderungen kommen. Die chemische Zusammensetzung des Grubenwassers kann für Pflanzen und Tiere toxisch sein (siehe auch Kapitel 5.1.3/ LOTTERMOSER 2003).

Neben den bereits Eingangs erwähnten Gründen, die den entscheidenden Verwitterungsprozess zur Entstehung des Grubenwassers zur Folge haben, sind darüber hinaus folgende Ursachen verantwortlich (nach YOUNGER et al. 2002, LOTTERMOSER 2003):

- Eintritt von Wasser in Tagebau oder Untertagebau
- Wasser dringt in Kohle- und Erzvorräte, Halden von Laugungsabfällen, Abraumhalden von Bohrungen, etc. ein

Das beschriebene Wasser kann z.B. Grundwasser, Niederschlagswasser, Wasser aus Schneeschmelze, Oberflächen- und Sickerwasser sein.

Zusammenfassend stellt die für die Grubenwasserbildung entscheidende chemische Verwitterung von Sulfidmineralen eine Reihe von geochemischen und mikrobiologisch vermittelten Reaktionen (siehe auch Kapitel 5.1.1 und 5.1.2) dar, durch welche

Verunreinigungen aus Erzen oder Bergbauabfällen in den hydrologischen Kreislauf freigesetzt werden. Die Sulfidminerale werden mobilisiert und als potenziell toxische Stoffe bioverfügbar gemacht. Durch die Verwitterung von Pyrit in sauerstoffhaltigen Lösungen wird Säure erzeugt. Die daraufhin folgende Ausfällung von Eisen unter oxidierenden Bedingungen erzeugen Eisenoxidhydroxid-Minerale. Diese Niederschläge werden für gewöhnlich Ocker genannt und sind als gelbe bis rot-braune Überzüge auf festen Oberflächen in Abwasserkanälen im Bergbau gut zu erkennen. Metallionen, niedrige pH-Werte und Ocker stellen allesamt wichtige Umweltgefahren für Frischwasser-Ressourcen dar (YOUNGER et al. 2002).

Kontaminiertes Grubenwasser ist meistens sauer. Die Fähigkeit eines bestimmten Felstyps Säure zu bilden ist von der relativen Menge säurebildender und säurezehrender Minerale abhängig. Bei Anwesenheit säurezehrender Mineralien wie Calcit und Bauxit kann das Wasser, sofern erhöhte Konzentration von Sulfaten und Metallen vorliegen, pH-neutral sein. Mineralien wie Pyrit und Markasit sind infolge von Oxidationsprozessen für die Säurebildung verantwortlich (BROWN 2002).

Grubenwasser, welches von der Oxidation sulfidischer Minerale herrührt, wird als saures Grubenabwasser (AMD: acid mine drainage) bezeichnet. Dieses saure Grubenwasser kann Wasser mit niedrigem pH-Wert und infolge der Eisenablagerungen Rostflecken hervorrufen. Die Bildung von sauren Grubenwässern ist klimaunabhängig und kann demzufolge in allen Bergbaugebieten angetroffen werden. Darüber hinaus ist die Erzeugung und Freisetzung von Verunreinigungen nicht nur in sauren Grubenwässern, sondern auch in neutralen oder alkalischen Wässern anzutreffen (LOTTERMOSER 2003).

### 5.1.1 Grubenwasserchemie

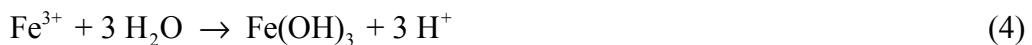
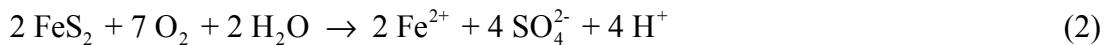
Der wesentliche säurebildende Prozess in Bergwerken ist die Pyritverwitterung. Nach EVANGELOU 1995 sowie SINGER und STUMM 1970 ist dreiwertiges Eisen das hauptsächliche Oxidationsmittel von Pyrit im sauren pH-Bereich, während Sauerstoff als direktes Oxidationsmittel von Pyrit im neutralen bis alkalischen pH-Bereich angenommen wird. Bei der Pyritoxidation durch Sauerstoff entstehen als Produkte zweiwertiges Eisen, Sulfat und Protonen. Dabei handelt es sich um eine chemisch langsame Reaktion. Die Oxidation des Pyrits durch dreiwertiges Eisen verläuft dagegen schneller, da dreiwertiges Eisen ein stärkeres Oxidationsmittel als Sauerstoff ist. Ein limitierender Faktor besteht jedoch in der chemischen Reoxidation des entstehenden zweiwertigen zu dreiwertigem Eisen. Ein weiterer wichtiger Prozess ist die mikrobielle Katalyse der Oxidation von zweiwertigem zu dreiwertigem Eisen mit Hilfe von Bakterien (PFEIFFER & NOHLEN 2000).

Wie bereits im Einführungsteil zur Theorie des Grubenwassers beschrieben, entstehen saure Grubenwässer durch die Pyritoxidation in Anwesenheit von Sauerstoff und Wasser. In diesem

Prozess entsteht Schwefelsäure gemäß der nachfolgenden allgemeinen Gleichung (WALTON-DAY 2003):

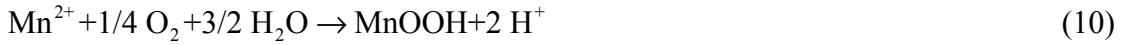


Aus einem Mol oxidiertem Pyrit resultieren folglich ein Mol Eisen(III)hydroxid und zwei Mol Schwefelsäure. Diese allgemeine Reaktion beinhaltet 15 Elektronenübergänge und viele Reaktionsstufen. Einige wichtige Unterreaktionen der Pyritoxidation werden in den nachfolgenden Gleichungen dargestellt (nach WALTON-DAY 2003 und EVANGELOU 1995):



Gleichung 2 zeigt die Oxidation von Disulfid zu Sulfat. Es entsteht gelöstes zweiwertiges Eisen. Gleichzeitig werden 4 Protonen freigesetzt, die zur Versauerung beitragen. Nachdem das Pyrit oder der Markasit aufgebraucht sind, wird gemäß Gleichung 3 zweiwertiges zu dreiwertigem Eisen oxidiert. Anschließend wird dreiwertiges Eisen zu Eisenhydroxid hydrolysiert (Gleichung 4). Hierbei entsteht durch die Freisetzung weiterer Protonen Azidität. Das Eisenhydroxid fällt in nicht zu sauren pH-Bereichen als Eisenoxihydrat bzw. Ocker aus, was eine Entfernung eines Teils des gelösten Eisens aus dem Grubenwasser zur Folge hat (Gleichung 5). Gleichung 6 zeigt, wie dreiwertiges Eisen durch weiterhin vorhandenes Pyrit und Wasser zu zweiwertigem Eisen reduziert wird. Dabei werden weitere Protonen erzeugt, die neben der direkten Säurebildung über Gleichung 3 wieder in den Kreislauf eingebracht werden. In Gleichung 6 erfolgt die Pyritoxidation schneller als nach Gleichung 2. Sie findet jedoch nur bei niedrigen pH-Werten statt, wenn das dreiwertige Eisen löslich ist. Der zweite Weg der Pyritoxidation (Gleichung 6) dauert solange an, wie dreiwertiges Eisen wiedergebildet wird. Die Umsetzung von zweiwertigem zu dreiwertigem Eisen ist dabei der limitierende Schritt. Bei pH-Werten um 3 erfolgt die Oxidation von zweiwertigem zu dreiwertigem Eisen nur sehr langsam. Mikroorganismen katalysieren die Reaktion und beschleunigen diese um Größenordnungen (WALTON-DAY 2003, EVANGELOU 1995).

Für die Säurebildung gibt es im Wesentlichen drei Prozesse. Neben der oben bereits erwähnten Protonenazidität, die aus der Verwitterung von Mineralen resultiert, gibt es darüber hinaus die anorganische Azidität und die organische Azidität, wobei letztere bei Grubenwässern meist nur eine untergeordnete Rolle spielt. Die anorganische Azidität entsteht aus gelöstem Eisen, Mangan und Aluminium (HEDIN et al. 1994):

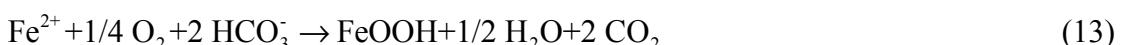


Grubenwasser mit einem pH-Wert über 4,5 kann Säure neutralisieren. Diese Eigenschaft wird als Alkalinität bezeichnet. Alkalinität entsteht aus Hydroxidionen ( $\text{OH}^-$ ), Carbonat, Silikat, Borat, organischen Liganden, Phosphat und Ammoniak. Die Hauptquelle von Alkalinität in Grubenwasser ist gelöstes Carbonat, welches als Hydrogencarbonat ( $\text{HCO}_3^-$ ) oder Carbonat ( $\text{CO}_3^{2-}$ ) vorliegen kann. Beide können Protonenazidität neutralisieren:



Im pH-Bereich der meisten alkalischen Grubenwässer (5 bis 8) ist Hydrogencarbonat die Hauptquelle der Alkalinität (HEDIN et al. 1994).

Alkalinität und Azidität schließen sich gegenseitig nicht aus. Wenn Wasser sowohl anorganische Azidität als auch Alkalinität enthält, muss durch Messungen bestimmt werden, ob das Wasser netto-alkalisch (Alkalinität > Azidität) oder netto-azid (Azidität > Alkalinität) ist. Netto-alkalisches Wasser enthält genug Alkalinität um anorganische Azidität zu neutralisieren. Wenn die Metalle oxidiert und hydrolysiert werden, wird die entstandene Protonenazidität schnell vom Hydrogencarbonat neutralisiert. Für Eisen(II)-haltige Wässer sieht die Nettoreaktion für die Oxidation, Hydrolyse und Neutralisation wie folgt aus (HEDIN et al. 1994):



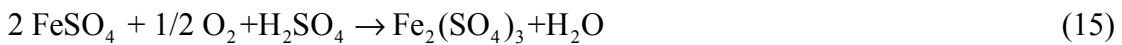
HEDIN et al. 1994 haben aus dieser Gleichung berechnet, dass Wässer netto-alkalisch sind, wenn sie mindestens 1,8 mg/L Alkalinität für jedes mg/L gelösten Eisens enthalten. Wässer mit einem geringeren Gehalt an Alkalinität sind netto-azidisch, weil die Oxidation und Hydrolyse des gesamten gelösten Eisens mehr Protonen freisetzen als neutralisiert werden können und somit den pH-Wert absenken.

### 5.1.2 Mikrobiologische Einflüsse

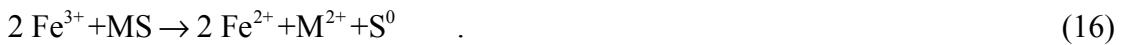
Mikroorganismen sind auf Grund ihrer Funktion als Destruenten in Stoffkreisläufen bei der Bewältigung von Umweltproblemen von entscheidender Bedeutung. Dies liegt daran, dass sie

neben Naturstoffen (pflanzliche und tierische Substanzen) auch eine Vielzahl von organischen Stoffen nicht natürlichen Ursprungs mineralisieren. Daher sind sie fähig eine Vielzahl von Fremdstoffen bis zu einem gewissen Grad abbauen zu können. Bei der Entstehung saurer Grubenwässer ist unter anderem das Bakterium *Thiobacillus ferrooxidans* (in neuerer Literatur als *Acidithiobacillus ferrooxidans* bezeichnet) von Bedeutung (FRITSCHE 1998).

Das Bakterium *Acidithiobacillus ferrooxidans* ist für die mikrobielle Katalyse der Oxidation von zweiwertigem zu dreiwertigem Eisen verantwortlich. Es bewirkt einen sich selbst verstärkenden autokatalytischen Prozess, durch welchen die Produktion des Oxidationsmittels stark beschleunigt wird (PFEIFFER & NOHLEN 2000). Dadurch sorgt das Bakterium in einem niedrigen pH-Bereich von 2,5 bis 3,5 für einen schnelleren Oxidationsprozess von zweiwertigem zu dreiwertigem Eisen in der Pyritverwitterung (EVANGELOU 1995). Die zugehörigen Oxidationsreaktionen können wie folgt zusammengefasst werden (GOULD & KAPOR 2003):



Bei niedrigen pH-Werten oxidiert das Eisen(III)-Sulfat, welches mittels bakterieller Oxidation aus sulfidischen Mineralen produziert wurde, andere Metallsulfide (MS) und löst zusätzliche Metallionen (GOULD & KAPOR 2003):



Der elementare Schwefel kann letztendlich durch *Acidithiobacillus ferrooxidans*, aber auch durch andere säureliebende Bakterien zu Schwefelsäure oxidiert werden. *Acidithiobacillus ferrooxidans* ist mesophil und hat sein Temperaturoptimum bei 35 °C. Das Bakterienwachstum kann bis zur maximalen Temperatur von 40 °C erfolgen. Da das Bakterium autotroph ist, gewinnt es seinen gesamten Kohlenstoff aus der CO<sub>2</sub>-Fixierung. Es werden lediglich geringe Konzentrationen anorganischen Stickstoffs und phosphorhaltiger Verbindungen sowie geringe Mengen an Magnesium für das Wachstum benötigt. *Acidithiobacillus ferrooxidans* hat eine hohe Toleranz zu verschiedenen Metallionen wie auch zu einigen toxischen Anionen (GOULD & KAPOR 2003).

Für die ablaufenden Prozesse in sauren Grubenabwässern sind außerdem folgende Bakterien bedeutend: *Leptospirillum ferrooxidans*, *Acidithiobacillus thiooxidans*, *Thiobacillus thioparus*, *Thiobacillus denitrificans*, *Thiobacillus novellus*.

*Leptospirillum ferrooxidans* verhält sich ähnlich wie *Acidithiobacillus ferrooxidans* und kommt im gleichen Lebensraum vor. Leptospirillum-artige Bakterien kommen in saurer Umgebung ebenso häufig wie *Acidithiobacillus ferrooxidans* vor. In extrem sauren Medien

und bei höheren Temperaturen ( $\text{pH} \approx 0,5$  und  $30 - 50^\circ\text{C}$ ) dominiert *Leptospirillum ferrooxidans*. In weniger extremer Umgebung ( $\text{pH} 2,5$  und  $20^\circ\text{C}$ ) dominiert *Acidithiobacillus ferrooxidans*. *Leptospirillum ferrooxidans* oxidiert nur Eisen(II)-Ionen und keine reduzierten Schwefelverbindungen (GOULD & KAPOR 2003).

*Acidithiobacillus thiooxidans* oxidiert Sulfide, elementaren Schwefel, Thiosulfat und Thiocyanat zu Schwefelsäure. Dieses Bakterium ist das säuretoleranteste der schwefeloxidierenden Bakterien. Es wächst im pH-Bereich von 0,5 bis 4,0 und ist mesophil mit einem optimalen Wachstum zwischen 25 und  $30^\circ\text{C}$  (GOULD & KAPOR 2003).

*Thiobacillus thioparus* kann Sulfide, Thiosulfat, Tetrathionat, Thiocyanat und andere reduzierte Schwefelverbindungen oxidieren. Es ist mesophil und kommt im pH-Bereich von 6,0 bis 8,0 vor (GOULD & KAPOR 2003).

*Thiobacillus denitrificans* kann Nitrat als Elektronenakzeptor für die Oxidation von reduzierten Schwefelverbindungen nutzen. Es kann auf Thiosulfat oder Tetrathionat wachsen und Nitrat oder Nitrit vollständig zu elementarem Stickstoff reduzieren. In einem pH-Bereich von 6,0 bis 8,0 vorkommend ist es mesophil (GOULD & KAPOR 2003).

*Thiobacillus novellus*. Einige Thiobacillus-Spezies sind fakultativ chemolithoheterotroph, d.h., sie sind in der Lage sowohl auf anorganischen als auch auf organischen Substraten zu wachsen. *Thiobacillus novellus* kann autotroph auf reduzierten Schwefelverbindungen wie Thiosulfat oder heterotroph auf einer Vielzahl von organischen Säuren und Zuckern wachsen. Dafür ist ein pH-Bereich von 6,0 bis 8,0 und eine Temperatur zwischen 25 und  $30^\circ\text{C}$  notwendig (GOULD & KAPOR 2003).

Neben den bereits genannten Faktoren für die optimalen Lebensbedingungen der einzelnen Bakterien sind auch das Nahrungsangebot, die Umwelteinflüsse, die Wachstumsrate der Bakterien, u. a. von entscheidender Bedeutung.

In Experimenten haben HOLMES et al. 1999 und FOWLER et al. 1999 nachgewiesen, dass die Geschwindigkeit der Pyritoxidation mit dem Bakterium *Thiobacillus ferrooxidans* größer ist als ohne diesem. Die mikrobielle Oxidation ist um einige Größenordnungen schneller als die abiotische Oxidation. Es resultiert demzufolge eine Beschleunigung der abiotischen Reaktion durch die mikrobielle Katalyse. In der nachfolgenden Tabelle 1 sind abiotische und mikrobielle Oxidationsgeschwindigkeiten bei der Pyritoxidation gegenübergestellt (NORDSTROM 2003).

Tabelle 1: Zusammenfassung der optimalen Pyritoxidationsgeschwindigkeiten aus Laborstudien (Nordstrom & Alpers 1999 und Nordstrom & Southam 1997)

Reaktion	Abiotische Geschwindigkeit	Mikrobielle Geschw.
Oxidation von Fe(II)	$1 \times 10^{-5} \text{ mmol L}^{-1} \text{ h}^{-1}$	$2 \text{ mmol L}^{-1} \text{ h}^{-1}$
Oxidation von FeS <sub>2</sub> durch O <sub>2</sub>	$0,1-1 \times 10^{-2} \text{ mmol m}^{-2} \text{ h}^{-1}$	$0,3 \text{ mmol m}^{-2} \text{ h}^{-1}$

Oxidation von  $\text{FeS}_2$  durch Fe(III)  $3,6\text{--}7,2 \times 10^{-2} \text{ mmol m}^{-2} \text{ h}^{-1}$

---

### 5.1.3 Auswirkungen von Grubenwasser auf die Umwelt

Nach LOTTERMOSER 2003 und BROWN et al. 2002 existieren vier Hauptmerkmale anhand derer Grubenwasser charakterisiert und hinsichtlich dessen Einwirkungen auf die Umwelt ein-geordnet werden kann. Diese Eigenschaften sind der nachfolgenden Tabelle 2 zu entnehmen.

Tabelle 2: Hauptmerkmale von Grubenabwässern und ihr Umwelteinfluss (LOTTERMOSER 2003)

Eigenschaft	Chemische Konzentrations- bereich in Lösung		Umwelteinfluss
	Spezies		
Azidität	$\text{H}^+$	$\text{pH} < 4,5$	Verlust von Hydrogencarbonat für photosynthetische Organismen; Rückgang und Tod von Tieren und Pflanzen; Reduzierung der Trinkwasserqualität; Mobilisierung von Metallionen; Zerstörung vom Menschen geschaffener Strukturen
Eisen-niederschläge	$\text{Fe}^{3+}, \text{Fe}^{2+}, \text{Fe}(\text{OH})_3$	100 bis $1\text{--}9 \times 10^3 \text{ mgL}^{-1}$	Entfernung und Trübung in verunreinigten Wässern, wenn der pH-Wert steigt und $\text{Fe}^{3+}$ -Salze ausfallen; Ersticken von benthischen Organismen und Verstopfen von Kiemen; Reduktion der Eindringtiefe von Licht ins Wasser; Verkrustung vom Menschen geschaffener Strukturen
gelöste Schwer- und Halb-metalle	$\text{Cu}, \text{Pb}, \text{Zn}, \text{Cd}, \text{Co}, \text{Ni}, \text{Hg}, \text{As}, \text{Sb}$	0,01 bis $1\text{--}9 \times 10^3 \text{ mgL}^{-1}$	Rückgang und Tod von Tieren und Pflanzen; Bioakkumulation; Reduzierung der Trinkwasserqualität; Kontamination von Böden und Sedimenten
Gesamt-gehalt an gelösten Feststoffen (TDS)	$\text{Ca}, \text{Mg}, \text{K}, \text{Na}, \text{Fe}, \text{Al}, \text{Si}, \text{Mn}, \text{SO}_4^{2-}$	100 bis mehr als $1\text{--}9 \times 10^4 \text{ mgL}^{-1}$	Reduzierung der Trinkwasserqualität; Verkrustung vom Menschen geschaffener Strukturen wenn TDS in Form von Salzen ausfällt; Kontamination von Böden und Sedimenten

Das unkontrollierte Ablassen von Grubenabwasser in die Umwelt hat Einfluss auf die Oberflächengewässer, das aquatische Leben, Böden, Sedimente und das Grundwasser. Infolge der Kontamination von Oberflächengewässern durch freigesetztes Grubenwasser entstehen negative Auswirkungen für den Fischfang auf flussabwärts gelegenen Wasserwegen, für die

Bewässerung und für Wasservorräte. Saisonal bedingt sind im Frühling besonders hohe Aziditäts- und Metallkonzentrationen, erhöhte elektrische Leitfähigkeiten, Konzentration an vollständig gelösten bzw. suspendierten Feststoffen und eine stärkere Trübung in Grubenwässern anzutreffen. In flussabwärts gelegenen Ökosystemen kann es zu dem so genannten „First Flush“-Effekt kommen, welcher für die Biota schwerwiegende Auswirkungen haben kann (LOTTERMOSER 2003). Diese resultieren, da beim sog. „First Flush“-Effekt die Gesamtazidität zu Beginn des Schadstoffeintrages am höchsten ist und dann sukzessive mit langsamer werdender Geschwindigkeit wieder abnimmt.

Für aquatisches Leben besteht Gefahr, da durch die hohe Azidität des Grubenwassers das natürliche Hydrogencarbonatpuffersystem zerstört werden kann. Dieses System sorgt dafür, dass der pH-Wert des natürlichen Wassers innerhalb eines bestimmten Bereiches bleibt. Die Zerstörung dieses Hydrogencarbonatsystems hat zur Folge, dass Hydrogencarbonat zu Kohlensäure und anschließend zu Wasser und Kohlendioxid umgewandelt wird:



Da aquatische Organismen, welche Photosynthese betreiben, das Hydrogencarbonat als ihre anorganische Kohlenstoffquelle nutzen, hat der Verlust des Hydrogencarbonats negative Auswirkungen auf diese Organismen. Sie können in Wässern mit einem pH-Wert kleiner 4,3 nicht überleben. Darüber hinaus ist der Großteil der Metallladung in Grubenwässern für Organismen und Pflanzen verfügbar, da sie in ionischer Form vorliegen. Schwermetalle und Halbmetalle sind bei erhöhten bioverfügbar Konzentrationen für das aquatische Leben tödlich und haben auch negative Auswirkungen auf die Gesundheit von Mensch und Tier. Außerdem wird die Methylierung von gelöstem Quecksilber und anderen Metallen und Halbmetallen durch einen niedrigen pH-Wert begünstigt. Dadurch werden diese in eine noch toxischere Form umgewandelt. Die Auswirkungen auf das aquatische Leben können daher als schwerwiegend bezeichnet werden. Eine Reduktion der Biodiversität, Verminderung von empfindlichen Organismen und Fischsterben sowie der Tod anderer Spezies sind möglich (LOTTERMOSER 2003).

Durch ungeeignete Ableitung von Grubenwasser kommt es zu Ablagerungen von Schwermetallen und Halbmetallen in Sedimenten. Diese Kontamination ist meist an farbigen Überzügen an den Sedimenten zu erkennen. Die Schwer- und Halbmetallkationen können als Carbonate, Oxide, Hydroxide, Sulfide oder Silikate vorliegen (LOTTERMOSER 2003). Als Folge dessen sind sie unterschiedlich stark bioverfügbar und können demzufolge in andere Kompartimente wieder eingetragen werden.

Das Grundwasser wird häufiger als die Oberflächengewässer durch Grubenwasser beeinflusst. Kontaminiertes Grubenwasser aus Abraumhalden kann in grundwasserführende Schichten eindringen, besonders wenn diese nicht abgedichtet sind. In Abhängigkeit davon,

welche Minerale das Grubenwasser dabei passiert, wird die Azidität unterschiedlich stark neutralisiert. Die Konzentration der Verunreinigungen hängt von den Wechselwirkungen zwischen Boden, Sediment bzw. Gestein und dem kontaminierten Grubenwasser ab. Einige Verunreinigungen wie zum Beispiel Sulfat bewegen sich mit der gleichen Geschwindigkeit wie das Grundwasser. Reaktive Schadstoffe wie Schwer- und Halbmetalle bewegen sich dagegen langsamer, was verschiedene pH-Zonen in der Schadstofffahne zur Folge haben kann. Das ist auf die Verwitterung von verschiedenen pH-puffernden Mineralen (z.B.  $\text{Fe(OH)}_3$ ,  $\text{Al(OH)}_3$ , Calcit) im Aquifer zurückzuführen. Das kann unter Umständen soweit führen, dass die Schadstoffkonzentrationen im Grundwasser auf solch ein niedriges Niveau herabgesetzt werden, dass eine Detektion des toxischen Grubenwassers über Jahre hinweg verhindert wird. Im schlimmsten Fall wird das saure Grubenwasser erst dann entdeckt, wenn sämtliche neutralisierende Minerale verbraucht sind. Dann kann die Schadstofffahne mit dem Gefälle wandern und schließlich an der Oberfläche zu Tage treten (LOTTERMOSER 2003).

## 5.2 Überblick passiver Wasserreinigungsmethoden (T. Kohl)

### 5.2.1 Einleitung

Beim Betrieb von Tagebauen oder Untertagebergwerken ist es meist notwendig künstliche Wasserhaltung zu betreiben. Für das dabei anfallende, oft kontaminierte Grund- oder Oberflächenwasser gelten zunehmend immer strengere Auflagen seitens der Umweltbehörden. Infolgedessen müssen Wege gefunden werden die häufig sauren Grubenwässer zu reinigen. Die aktive chemische Behandlung von sauren Wässern ist dabei sehr oft eine kostenintensive und langfristige Aufgabe. Aus diesem Grund gibt es seit einigen Jahrzehnten verstärkt Bemühungen, Methoden zu entwickeln, mit denen kontaminierte Grubenwässer langfristig und kostengünstig gereinigt werden können. Als Alternative zur aktiven Grubenwasserreinigung werden deswegen zunehmend auch passive Wasserreinigungsmethoden eingesetzt (YOUNGER et al. 2002).

„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.“ (PIRAMID CONSORTIUM, in SIMON 2003)

Die Definition macht deutlich, dass bei passiven Reinigungsmethoden nur natürliche Materialien eingesetzt werden, die natürliche und biologische Prozesse unterstützen. Prinzipiell werden bei der passiven Grubenwasserreinigung wenn möglich lokal vorkommende Carbonatische Gesteine (hoher Anteil an  $\text{CaCO}_3$ ) und organische Substrate verwendet. Passive Reinigungssysteme können über Jahre und Jahrzehnte arbeiten und benötigen in dieser Zeit wenig Wartungsaufwand und Überwachung. Die grundsätzlichen Vor- und Nachteile passiver Reinigung im Gegensatz zur aktiven Behandlung von sauren Grubenwässern sind in der nachfolgenden Tabelle aufgeführt (YOUNGER et al. 2002).

Tabelle 3: Vor- und Nachteile von passiven Reinigungssystemen (YOUNGER et al. 2002)

Vorteile	Nachteile
- geringe Betriebskosten	- Passive Wassерreinigung ist eine relativ neue Technologie, unklares Langzeitverhalten
- Verwendung ungefährlicher, natürlicher Substanzen	- Nach dem Bau wenig Eingriffsmöglichkeiten ins System zur Steuerung der Wasserqualität
- Systeme arbeiten über lange Zeiträume, brauchen nur selten kontrolliert zu werden	- Verbrauch relativ großer Flächen bei hohen Durchflüssen
- Gute Integration in vorhandenes Ökosystem	- Höhere Baukosten gegenüber aktiven Reinigungssystemen
- Meist angenehmeres Erscheinungsbild im Vergleich zu aktiven Reinigungssystemen	- Probleme bei stark kontaminiertem Wasser (pH-Wert < 2; Fe-Gehalt 200-300 mg/L)

Jede der verschiedenen passiven Reinigungsmethoden eignet sich immer nur für eine bestimmte Art von Grubenwässern. Aus diesem Grund werden mehrere verschiedene Behandlungsstrategien in der Praxis oft miteinander kombiniert (HEDIN et al. 1994). Zurzeit werden folgende passive Wassereinigungsmethoden in den USA, Großbritannien und zum Teil in Deutschland erfolgreich angewendet:

- anoxische Carbonatkanäle (ALD)
- aerobe Feuchtgebiete
- anaerobe Feuchtgebiete
- offene Carbonatkanäle (OLD)

Reducing and Alkalinity Producing Systems (RAPS)  
Permeable Reactive Barrieren (PRB)

Diese vorgenannten Verfahren entsprechen dem heutigen Stand der Technik. In den nachfolgenden Abschnitten wird in einem Überblick auf die einzelnen passiven Wassereinigungsmethoden kurz näher eingegangen.

### 5.2.2 Anoxische Carbonatkanäle (ALD)

Anoxische Carbonatkanäle (Anoxic Limestone Drains, ALD) dienen zur Reinigung von nettoacidischem Grubenwasser. Die Systeme bestehen aus geschlossenen Zellen oder Gräben, gefüllt mit gebrochenem Kalkstein (SKOUSEN 1998). Eine darüberliegende Schicht aus undurchlässigem Ton unterbindet den Zutritt von Luftsauerstoff (YOUNGER et al. 2002). Die folgende Skizze (Abb. 2) verdeutlicht den generellen Aufbau eines solchen ALD's.

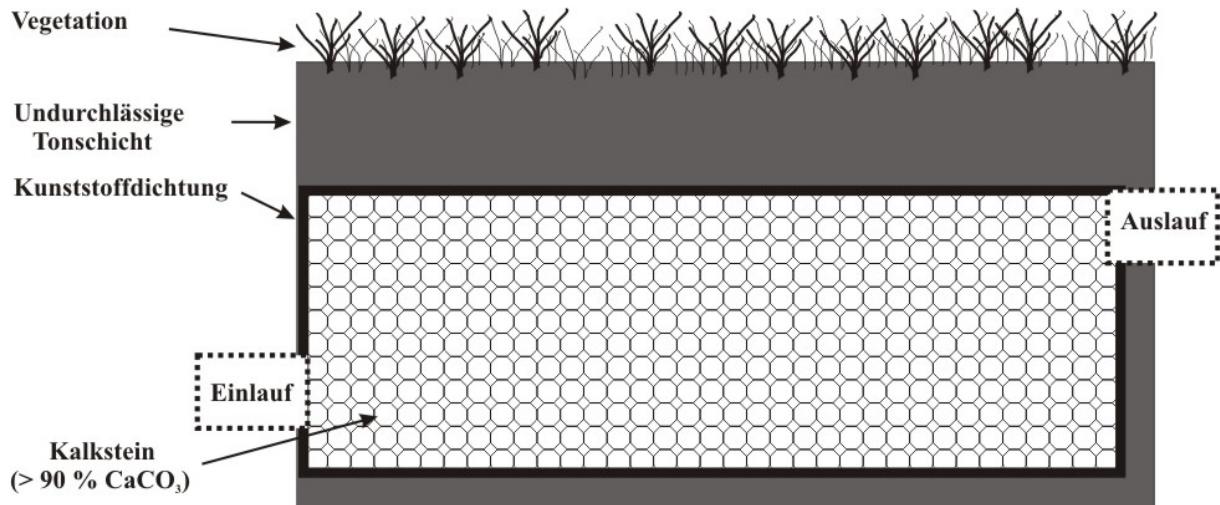


Abbildung 2: Genereller Querschnitt eines anoxischen Carbonatkanals (aus HEDIN et al. 1994)

Anoxische Bedingungen im ALD verhindern, dass im Grubenwasser vorhandenes  $\text{Fe}^{2+}$  oxidiert und der Kalkstein mit Eisenhydroxiden überzogen wird (BROWN et al. 2002). Der eingebrachte Kalkstein löst sich auf und fügt dadurch dem Grubenwasser Alkalinität zu, wodurch der pH-Wert angehoben wird. Vereinfacht verdeutlichen die nachfolgenden Gleichungen die ablaufenden chemischen Reaktionen innerhalb des Systems.



Dabei ablaufende Reaktionen sind abhängig vom pH-Wert im System. Unterhalb von 6,4 bilden sich Calciumionen und Kohlensäure (Gl. 18). Die Säure reagiert mit dem Kalkstein und produziert bicarbonatische Alkalinität (Gl. 19). Wird der pH-Wert im System über 6,4 angehoben, läuft hauptsächlich die letzte Reaktion (Gl. 20) ab (BROWN et al. 2002, BRODIE et al. 1993).

Der pH-Wert des aus dem anoxischen Carbonatkanals austretenden Wassers liegt typischerweise zwischen 6 und 7,5 (SKOUSEN et al. 1998). Nachdem das zu reinigende Wasser das System durchlaufen hat, gelangt es anschließend in ein dafür konstruiertes Absetzbecken und/oder Feuchtgebiet, wo die Oxidation der Metalle, Hydrolyse und Fällungsreaktionen stattfinden. Die alleinige Funktion eines ALD's ist die Umwandlung von nettoazidischem Wasser in nettoalkalisches Wasser. Allerdings muss das Grubenwasser für die Art der Reinigung gewisse Kriterien erfüllen:

- niedriger Gehalt an gelöstem Sauerstoff (< 2 mg/L)
- im Wasser gelöstes Eisen möglichst in zweiwertiger Form vorliegend, dreiwertiges Eisen höchstens 1 mg/L
- geringer Gehalt an Aluminium (< 1 mg/L (HEDIN et al. 1994)

Enthält das Grubenwasser mehr gelöstes  $Fe^{3+}$  und  $Al^{3+}$ , führt dies zu einer Verstopfung der Kalksteinporen durch ausgefällte Al- und Eisenhydroxide (SKOUSEN 1997). Bei Wässern mit einem höheren Gehalt an Sulfat (> 1500 mg/L) kann es außerdem zur Bildung von Gips ( $CaSO_4$ ) kommen. Vorhandenes  $Fe^{3+}$ , gelöster Sauerstoff oder  $Al^{3+}$  im Grubenwasser kann die effektive Lebenszeit eines anoxischen Carbonatkanals bedeutend herabsetzen.

Die Konstruktion eines ALD's ist im Prinzip einfach. In vielen Fällen weisen die vor Ort vorhanden Böden einen erhöhten Tongehalt auf. So reicht es für den Bau eines ALD aus, einen einfachen Graben auszuheben, eine Verrohrung am Ein- und Auslass zu installieren und den benötigten Kalkstein hineinzugeben. Anschließend wird mit dem angefallen Bodenauhub der Kalkstein überdeckt. In einigen Fällen ist es noch nötig eine strapazierfähige PVC, HDPE oder geotextile Ummantelung einzubringen, welche den Kalkstein umschließt und schützt (YOUNGER et al. 2002). Die Höhe des Ausflusses aus dem ALD sollte leicht über dem Niveau des Kalksteins liegen, so dass dieser zu allen Zeiten wassergesättigt ist um den Eintritt von Luftsauerstoff in das System zu unterbinden (SKOUSEN 1998).

Für die Erzeugung einer maximalen Alkalinität muss eine Aufenthaltszeit des Grubenwassers von mindestens 14 h im System gewährleistet sein (HEDIN et al. 1994). Als Berechnungsgrundlage der Dimensionierung eines anoxischen Carbonatkanals dient die Gesamtmenge an Alkalinität, die während der Lebensdauer in der Anlage erzeugt werden muss. Mit den Gleichungen 21 bis 24 kann die benötigte Kalksteinmenge (YOUNGER et al. 2002) und mit Gleichung 25 das Volumen des Kalksteins ermittelt werden:

$$M_Y = Q \cdot c_{Acid} \cdot 5,2596 \cdot 10^{-4} \quad (21)$$

$$M_S = t \cdot M_Y \quad (22)$$

$$M_K = M_S \cdot p_K^{-1} \cdot 100 \% \quad (23)$$

$$M_{Kt} = M_K \cdot l_K^{-1} \cdot 100 \% \quad (24)$$

$$V = \frac{M_{Kt}}{\rho} \quad (25)$$

mit: $M_Y$	jährliche Säuremenge [t/a]
$M_S$	Säuremenge während der Betriebszeit [t]
$M_K$	Kalksteinmenge zur Säureneutralisation [t]
$M_{Kt}$	Kalksteinmenge unter Berücksichtigung des Carbonatverbrauches [t]
$Q$	Durchflussrate [L/min]
$c_{\text{Acid}}$	Konzentration der Azidität [mg/L CaCO <sub>3</sub> ]
$t$	geplante Lebensdauer des Carbonatkanals
$p_K$	CaCO <sub>3</sub> -Gehalt des Kalksteins [%]
$l_K$	Lösungsrate des Kalksteins [%]
$V$	Volumen Kalkstein [m <sup>3</sup> ]
$\rho$	Schüttdichte des Kalksteins [t/m <sup>3</sup> ]

### 5.2.3 Feuchtgebiete

#### 5.2.3.1 Einleitung

Konstruierte Feuchtgebiete sind eine der am meisten eingesetzten passiven Wassereinigungsmethoden. Ein Vorteil gegenüber aktiver Wasserreinigung resultiert aus den generell niedrigeren Betriebskosten. Diese Systeme ermöglichen durch z.B. flexible Speichervolumina unvorhergesehene Schwankungen in den Umweltbedingungen auszugleichen. Außerdem dienen sie als wichtige Biotope für Vögel sowie andere Tiere und gliedern sich gut in die vorhandene Landschaft ein (YOUNGER et al. 2002). Generell wird zwischen zwei Typen von Feuchtgebieten unterschieden, die in den nachfolgenden Abschnitten genauer erläutert werden.

#### 5.2.3.2 Aerobe Feuchtgebiete (reed beds)

Eine der am häufigsten angewendeten Wassereinigungsmethoden sind die aeroben Feuchtgebiete. Diese Art der Behandlung ist geeignet für netto-alkalische, eisenreiche Grubenwässer, aber auch für die Entfernung von Mangan und Zink (YOUNGER et al. 2002). Aerobe Feuchtgebiete sind einfache flache Wasserkörper, mit mehr oder weniger dichten Beständen aus Rohrkolben (*Typha*), Schilf (*Phragmites*) und anderen Feuchtgebietspflanzen.

Die Pflanzen befinden sich auf einem relativ undurchlässigen Untergrund aus verfestigtem Bodenmaterial (z.B. Ton) oder Sediment (z.B. Bodenaushub). In Abbildung 3 ist ein typisches Schema eines aeroben Feuchtgebietes dargestellt.

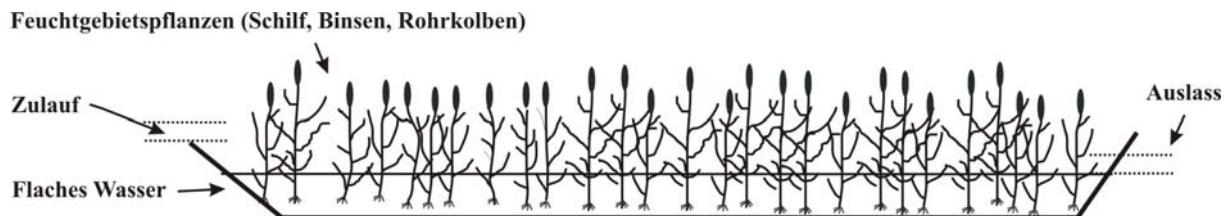


Abbildung 3: Schematischer Aufbau eines aeroben Feuchtgebietes  
(verändert nach YOUNGER et al 2002 )

In Feuchtgebieten gibt es zahlreiche Mechanismen der Metallentfernung. Wahrscheinlich sind die wichtigsten Reaktionen im Zusammenhang mit der Eisenentfernung aus aeroben Feuchtgebieten die mikrobiell katalysierte Eisenoxidation- und die Hydrolyse (BRODIE et al. 1993). Diese ist mit Sedimentationsmechanismen gekoppelt (YOUNGER et al. 2002). Für eine katalytische Reaktion sorgen z.B. eisenoxidierende Bakterien wie Acidithiobacillus ferrooxidans. Dabei ablaufende Reaktionen sorgen entweder für den Erfolg oder Misserfolg der Reinigung von Wässern in Feuchtgebieten und sind nachfolgend (Gleichung 26 bis 29) dargestellt. Wie schon angedeutet, eignen sich aerobe Feuchtgebiete nur für die Entfernung von Metallen aus netto- alkalischen Wässern. Die Hydrolyse von zweiwertigem Eisen zu Eisenhydroxiden sorgt für einen Anstieg von  $H^+$ -Ionen in der Lösung. Hat das Wasser für diese Reaktion nicht genügend alkalische Pufferkapazität, sinkt der pH-Wert ab (HEDIN et al. 1994, BRODIE et al. 1993). Fällt der pH-Wert unterhalb von 5, gehen viele Metalle erneut in Lösung. Das sollte verhindert werden.



KIRBY et al. (1999) fanden folgende Zusammenhängen zwischen pH-Wert und Eisenoxidation: Zwischen einem pH-Wert von 2,8 bis 5 besteht eine negative Korrelation von Eisenoxidation und pH, begründet durch die Aktivität der Bakterien. Erreicht das Wasser einen pH-Wert zwischen 5 und 6,4, dann ist die Eisenoxidation positiv mit dem pH-Wert korreliert. Ab einem pH von über 6,4 läuft die Eisenoxidation unabhängig von pH-Wert ab (BROWN et al. 2002).

Somit muss bei der Reinigung von netto-azidischem Wasser eine aktive oder passive (ALD, RAPS) Wasserbehandlung dem aeroben Feuchtgebiet vorgeschalten sein, um den pH-Wert soweit anzuheben, dass die Metalle ausfallen können.

Bei der Sedimentation in aeroben Feuchtgebieten laufen vier wichtige Prozesse ab (YOUNGER et al. 2002):

- Setzung ausgefällter
- Feststoffe aus der wässrigen Lösung
- Physikalische Filtration von ausgefällten Kolloiden durch Pflanzen
- Bildung von Oxid/ Hydroxidüberzügen an den Pflanzen
- Sorption und in -situ Oxidation

Alle vier Prozesse laufen bei Eisen aber auch analog für Mangan ab (YOUNGER et al. 2002). Es sind zahlreiche geochemische Reaktionen beteiligt (BROWN et al. 2002) und die Oxidation von Mangan verläuft sehr viel langsamer als die des Eisens. Im Wasser vorkommendes zweiwertiges Eisen kann außerdem dazu führen, dass die Manganoxidation entweder unterbunden wird oder sich umkehrt. Die Ausfällung von Mn und Fe geschieht nicht simultan, sondern sequentiell abhängig vom pH-Wert. Eisen fällt bereits bei einem pH-Wert > 4,3 als Eisenhydroxid aus. Die Mangan-Ausfällung ereignet sich erst, nachdem alles Eisen aus der Lösung ausgefallen ist (SKOUSEN 1997) ab einem pH-Wert über 10. Benötigte Flächen werden bei einer Beckendimensionierung getrennt für Eisen und Mangan berechnet und dann addiert. Die Größe eines aeroben Feuchtgebietes kann nach folgender Formel bestimmt werden.

$$A = [Q_d \cdot (c_i - c_t)] / R_A \quad (30)$$

mit   
 $Q_d$  benötigte Fläche Feuchtgebiet [ $m^2$ ]   
 $c_i$  durchschnittlicher Zufluss zum Feuchtgebiet [ $m^3/d$ ]   
 $c_t$  durchschnittliche Konzentration des relevanten Kontaminanten am Einfluss [mg/L]   
 $R_A$  erforderliche Konzentration des Kontaminanten nach der Reinigung [mg/L]   
 $R_A$  Eisenentfernungsrate [g/(d  $\cdot$  m<sup>2</sup>)]

In Tabelle 4 sind unterschiedliche Eisenentfernungsrraten aufgelistet, welche in der Formel 30 berücksichtigt werden müssen.

Tabelle 4: Metallentfernungsrraten  $R_A$  für Fe, Mn und Zn zur Reinigung von netto-alkalischen Grubenwässern in aeroben Feuchtgebieten (nach YOUNGER et al. 2002)

Metall	$R_A$ -Wert [g/(d <sup>-1</sup> m <sup>2</sup> )]	Bedingungen, unter denen sie einsetzbar sind	Literaturquelle
<b>Werte, die für den routinemäßigen Einsatz vorgeschlagen werden</b>			
Fe	10	Compliance Criteria (CC)	HEDIN et al. (1994)
Mn	0,5	Compliance Criteria (CC)	HEDIN et al. (1994)
<b>aus verschiedenen Literaturquellen zusammengetragene Werte</b>			
Fe	20	für hochoxidiertes Wasser mit pH-Werten > 6,5	HEDIN et al. (1994)
Fe	2-4	für azidische 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 azidische Grubenwässer (pH < 5,5)	LAMB et al. (1998)
Fe	1,92	für Wässer mit pH > 5,5	BRODIE et al. (1988)
Mn	1	Reasonable Improvement Criteria (RIC)	HEDIN et al. (1994)
Mn	0,205	für azidische 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 <sup>-1</sup> m <sup>2</sup> )]	KALIN (1998)

Für die Konstruktion von Feuchtgebieten existieren die PIRAMID Guidelines (PIRAMID CONSORTIUM). Orientierung geben daneben HAMMER (1992) sowie HAWKE und JOSE (1996; in YOUNGER et al. 2002) mit einigen allgemeinen Hinweisen zu Feuchtgebieten. Demzufolge sollte sichergestellt sein, dass die Oberfläche des Feuchtgebietes unregelmäßig ausgebildet ist, mit z.B. flachen, stark bewachsenen Bereichen und gegensätzlich auch tieferen Stellen, die weniger dicht mit Pflanzen zugesetzt sind. Neben ökologischen Vorteilen z.B. für Tiere, verhindert diese Bauweise einen zu geradlinigen Durchfluss durch das Becken, wodurch sich ein verbesserter Reinigungserfolg einstellt. Darüber hinaus ist darauf zu achten, dass im System keine bevorzugten Fließbahnen entstehen, was verhindert wird, indem das Wasser über die gesamte Breite in das Becken gelangt. An sich sollte ein aerobes Feuchtgebiet auch nicht eckig angelegt werden, da sonst Stagnationszonen entstehen, in denen die Reinigungsprozesse nicht mehr ablaufen können.

Aus Gründen der Sicherheit sollte die Böschung eines aeroben Feuchtgebietes nicht steil angelegt werden, da sonst eine zu große Gefahr für Tiere und Menschen besteht, die eventuell in das Becken gelangen können. Wenn möglich, ist auch auf steile Betonwände oder andere hydraulische Kontrollmechanismen zu verzichten. Erfahrungen zeigen, dass dies oft unvermeidlich ist. Der zu verwendende Beton müsste dann aus sulfatresistentem Zement bestehen oder mit einer Schutzschicht aus säurebeständigem Bitumen versehen werden. Weiterhin ist zu überlegen, ob eine Kompaktion des vorhandenen Bodens nicht als natürliche Abdichtung für ein aerobes Feuchtgebiet ausreicht. Dazu sind im Vorfeld geotechnische Tests notwendig (YOUNGER et al. 2002).

Die Planung eines Freibords ist ein weiteres entscheidendes Konstruktionskriterium. Üblicherweise hat es eine Höhe von 0,5 bis 2 m. Dadurch wird ein Überlaufen in regenreichen Perioden verhindert, und es bietet genug Platz für Metallablagerungen (25 bis 50 mm pro Jahr), Sedimenteintrag und abgestorbene Pflanzenreste. Die Pflanzen selbst sollten in einer Schicht mit Boden gepflanzt sein, die 15 bis 25 cm mit Wasser überstaut wird. Ist der Überstau niedriger, bewirkt dies ein übermäßiges Wachstum von Gras. Durch einen höheren Wasserstand würden die Feuchtgebietspflanzen verdrängt werden (YOUNGER et al. 2002).

### 5.2.3.3 Anaerobe (Kompost) Feuchtgebiete

Anaerobe Feuchtgebiete ähneln oberflächlich dem Aufbau eines aeroben Feuchtgebietes. Der Unterschied ergibt sich aus dem Vorhandensein einer dicken Schicht anoxischen Substrats (> 300 mm), bestehend aus Kompost (Pilzkompost, Pferdedung, Kuhmist oder Holz- bzw. Rindenspäne). In das Kompostsubstrat werden *Typha* (Rohrkolben), *Phragmites* (Schilf) und andere geeignete Feuchtgebietspflanzen eingesetzt (YOUNGER et al. 2002). Der schematische Aufbau ist in Abbildung 4 dargestellt

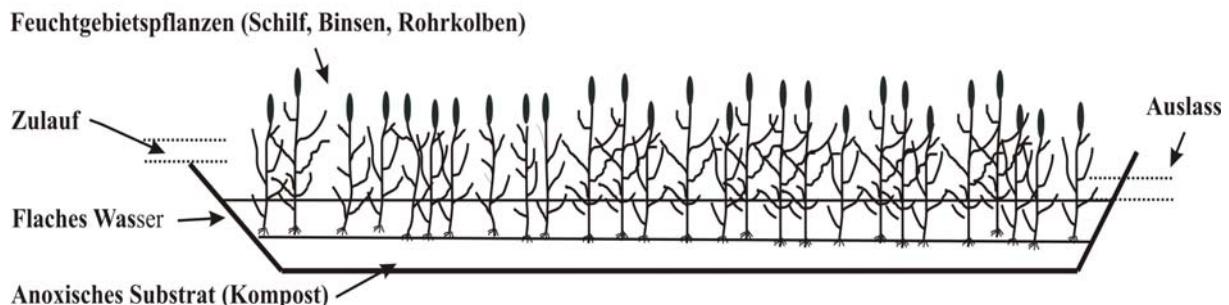
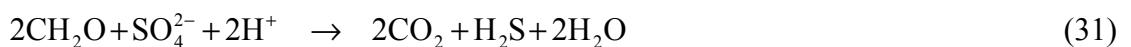


Abbildung 4: Schematischer Aufbau eines anaeroben Feuchtgebietes  
(verändert nach YOUNGER et al. 2002)

Da diese Systeme eingesetzt werden, um netto-azidische Wässer zu reinigen, ist es notwendig im Feuchtgebiet Alkalinität zu erzeugen. Innerhalb des Substrates laufen bakterielle Prozesse ab. Sie dienen dem Verbrauch von Azidität, erzeugen Alkalinität, heben damit den pH-Wert an und entfernen Metalle (vorrangig Eisen) aus dem Wasser. Die folgenden Gleichungen (31, 32, 33) fassen vereinfacht die Prozesse zusammen, welche für eine Qualitätsverbesserung des Wassers in einem anaeroben Feuchtgebiet sorgen (HEDIN et al. 1994; WALTON-DAY 1999):



(Reduzierung von Sulfat zu Schwefelwasserstoff, Verbrauch von Protonen d.h. Azidität)

oder



(Reduzierung von Sulfat zu Schwefelwasserstoff, mit Erzeugung bicarbonatischer Alkalinität)

und anschließend



(Reaktion von Metallen mit dem Schwefelwasserstoff zu unlöslichen Sulfiden)

In die untere Schicht des Feuchtgebietssubstrates kann Kalkstein eingebaut sein, welcher auch mit dem Kompost gemischt wird und die Erzeugung von Alkalinität weiter unterstützt. Die bakterielle Sulfatreduktion sowie der sich auflösende Kalkstein sorgen somit für Wasser mit einem höheren pH-Wert (SKOUSEN 1997). Neben den in Gleichung 31, 32 und 33 dargestellten Reaktionen laufen in einem solchen anaeroben System eine Vielzahl von zeitlich dynamischen (bio)chemischen Reaktion ab, von denen sich einige positiv und andere negativ auf die Wasserqualität auswirken. Eine besondere Rolle in anaeroben Feuchtgebieten kommt den Pflanzen zu. Sie bilden um ihre Wurzeln kleine aerobe Zonen, was einerseits eine Abnahme der Bakterienaktivität bewirkt, andererseits stellen die Pflanzen aber auch wichtige Nährstoffe (z.B. Acetat) für die ablaufenden Reduktionsvorgänge den Bakterien zur Verfügung.

Als Resultat der biochemischen Reaktionen kann sich ein Übergangsbereich herausbilden, indem sowohl Oxidation als auch Reduktionsvorgänge ablaufen können. Insgesamt überwiegen aber die anaeroben Bedingungen (YOUNGER et al. 2002) innerhalb des organischen Substrates. Da das austretende Wasser eines gut arbeitenden anaeroben Feuchtgebietes eine niedrige Konzentration an gelöstem Sauerstoff aufweist, muss das Wasser beim Verlassen des Systems anschließend noch belüftet werden.

Für die Konstruktion eines anaeroben Feuchtgebietes gelten im Wesentlichen die gleichen Punkte wie für ein aerobes Feuchtgebiet. Bei der Dimensionierung eines Beckens wird ebenfalls Gleichung 30 verwendet. Jedoch wird in diesem Fall mit einer Eisenentfernungsrate  $R_A$  von 3,5 bis 7 g/(d·m<sup>2</sup>) für die totale Azidität in CaCO<sub>3</sub>-Äquivalent gerechnet. Für die meisten Grubenwässer errechnet sich die totale Azidität durch folgende Gleichung:

$$\begin{aligned} \text{totale Azidität (mg/L)} = & 50 [2(\text{Fe}^{2+}/56) + 3(\text{Fe}^{3+}/56) + 2(\text{Mn}^{2+}/55) \\ & + 3(\text{Al}^{3+}/27) + 2(\text{Zn}/65) + 1000(10^{-\text{pH}})] \end{aligned} \quad (34)$$

YOUNGER et al. 2002 empfiehlt für ein anaerobes Feuchtgebiet eine Kompostdicke von 0,5 m. Eine stärkere Mächtigkeit der Schicht würde die Anlage im Bau verteuern, ohne dass sich die Wirksamkeit signifikant erhöht. Wichtig ist eine hohe Permeabilität des Substrates (im

Bereich von 0,01 bis 1 m/d). Deshalb sollte es möglichst locker eingebaut werden. Die genaue Vorhersage der Leistungsfähigkeit solcher Systeme ist auf Grund der vielen biochemischen Reaktionen schwierig. Anaerobe Feuchtgebiete sind eine Alternative zu RAPS-Systemen, wenn letztere aus topographischen Gegebenheiten vor Ort nicht gebaut werden können (YOUNGER et al. 2002).

### 5.2.4 Offene Carbonatkanäle (OLD)

Offene Carbonatkanäle sind einfache Behandlungsanlagen für die Reinigung von sauren Grubenwässern. Sie können nach zwei unterschiedlichen Arten aufgebaut sein. Bei der ersten Methode wird ein Abflussgraben erstellt, in dem sich Kalkstein befindet. In diesem Graben wird das kontaminierte Wasser gesammelt. Im anderen Fall werden Kalksteinbruchstücke direkt ins kontaminierte Gewässer gegeben (RIDGE & SEIF 2006; SKOUSEN 2005). Die folgenden Abbildungen 5 und 6 zeigen einen offenen Carbonatkanal

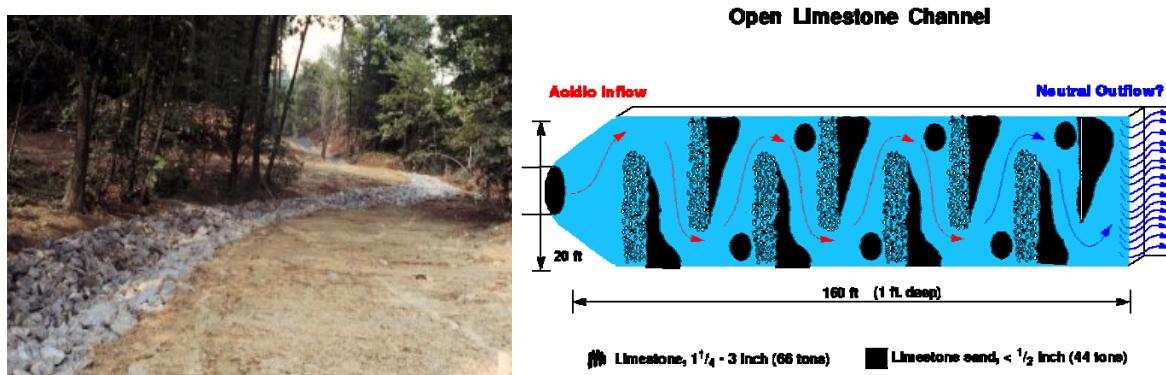


Abbildung 5 und 6: Foto und schematische Darstellung eines offenen Carbonatkanals (aus Skousen 1997 und [www.pa.water.usgs.gov/projects/amd/tn-channel.gif](http://www.pa.water.usgs.gov/projects/amd/tn-channel.gif))

Durch die Auflösung des Kalksteins wird dem Wasser Alkalinität zugeführt und der pH-Wert angehoben. Dabei bilden sich durch die Neutralisation auf der Oberfläche des Kalksteins Überzüge von  $\text{Fe}(\text{CO})_3$  und  $\text{Fe}(\text{OH})_3$ , so dass große Mengen an Kalkstein notwendig sind um einen langfristigen Erfolg des Systems sicherstellen zu können (RIDGE & SEIF 2006). Experimente haben gezeigt, dass bei zugesetztem Kalkstein dessen Auflösungsrate bis auf ein Fünftel herabgesetzt werden kann. Die Leistungsfähigkeit eines offenen Carbonatkanals ist auch entscheidend von der Länge und dem Fließgradient in dem System abhängig. (SKOUSEN 2005 & BROWN et al. 2002).

Eine erhöhte Fließgeschwindigkeit ( $> 0,1 \text{ m/min}$ ) sowie Turbulenzen erhöhen die Leistung des Systems. Sie verhindern, dass Metallhydroxide aus der Suspension ausfallen und sich die Oberfläche sowie die Porenräume des Kalksteins zu schnell mit Metallablagerungen zusetzen. Die Ausfällung der Metalle sollte in einem angeschlossenen Absetzbecken oder Feuchtgebiet

stattfinden. Eine Abdichtungsschicht unter dem Kalkstein vermeidet die Versickerung des sauren Grubenwassers in den Boden bzw. den Grundwasserleiter (RIDGE & SEIF 2006). Offene Carbonatkanäle unterscheiden sich gegenüber den in Abschnitt 5.2.2 dargestellten anoxischen Carbonatkanälen durch die Art des Wassers, welches dem System zufließt. Es kann wesentlich mehr gelösten Sauerstoff enthalten. Am effektivsten ist ein offener Carbonatkanal, wenn das Grubenwasser relativ niedrige Gehalte an  $\text{Fe}^{3+}$  und  $\text{Al}^{3+}$  (10 bis 20 mg/L) aufweist, und die Gesamtazidität nicht höher ist als 90 mg/L ( $\text{CaCO}_3$ -Äquivalent) ist. Ein weiterer Vorteil gegenüber anoxischen Carbonatkanälen ist, dass bereits zugesetzter Kalkstein einfacher und schnell ausgetauscht werden kann.

Praktische Anwendung finden offene Carbonatkanäle, wenn die Chemie des Wassers (BROWN et al. 2002) oder die Lokalität der zu installierenden passiven Wasserreinigung, z.B. auf harten Untergrund, es nicht erlauben ein ALD zu installieren (YOUNGER et al. 2002). Sie können solchen Systemen aber auch nachgeschaltet werden und bewirken die Sedimentation von im Wasser gelösten Metallen.

### 5.2.5 RAPS–Systeme

Mit den bereits vorgestellten anoxischen Carbonatkanälen (ALD) können nur Wässer gereinigt werden, deren Konzentration an gelöstem Sauerstoff,  $\text{Fe}^{3+}$  und  $\text{Al}^{3+}$  weniger als 1 mg/L enthalten. Zudem eignen sie sich auch nur als erste Stufe in einem passiven Reinigungssystem (YOUNGER et al. 2002). Um diese Nachteile zu überwinden wurde von KEPLER und McCLEARY 1994 das Successive Alkalinity Producing System (SAPS) vorgestellt. Für eine genauere Funktionsbeschreibung wurde später von George Watzlaf der Begriff RAPS (Reducing and Alkalinity Producing Systems; BROWN et al. 2002) eingeführt. In der Literatur wird für diese Art der Behandlung von sauren Grubenwässern u.a. auch der Begriff „vertical flow wetlands“ verwendet (ORDONEZ 1999).

Ein hybrides System wie das RAPS kombiniert in einem Becken die Abwasserbehandlungskonzepte eines anoxischen Carbonatkanals mit denen von anaeroben Feuchtgebieten (NAIRN & MERCER 2000, ORDONEZ 1999). Das zu reinigende Wasser wird in dem Becken angestaut und durchfließt gravitativ angetrieben zuerst eine Kompostschicht und anschließend den darunter liegenden Kalkstein. Aus dem Becken gelangt das Wasser durch im Becken installierte Drainagerohre (Abb. 7).

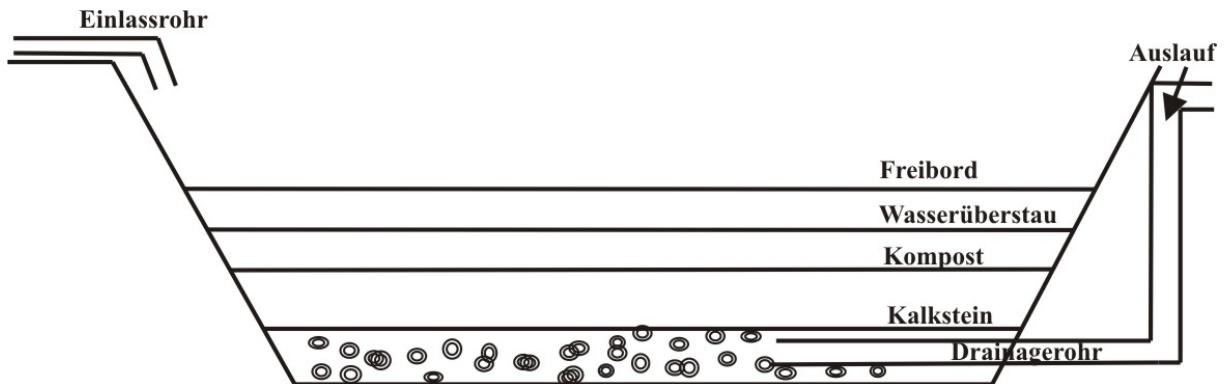


Abbildung 7: Typische Schnittzeichnung eines Reducing and Alkalinity Producing Systems (RAPS; verändert nach PIRAMID CONSORTIUM 2003)

Der Kompost erzeugt biologisch Alkalinität (NAIRN & MERCER 2000). Er entfernt aber vorrangig den im Wasser gelösten Sauerstoff und reduziert  $\text{Fe}^{3+}$  zu  $\text{Fe}^{2+}$ , bevor das Wasser in Kontakt mit dem Kalkstein kommt. Damit wird eine Ausfällung von Eisenhydroxiden auf der Kalksteinoberfläche verhindert. Die in einem RAPS-System ablaufenden Vorgänge sind sehr komplex, ähnlich denen in einem anaeroben Feuchtgebiet. So fallen beispielsweise durch die bakterielle Sulfatreduktion im Kompost auch größere Mengen an Eisen als Sulfid aus (YOUNGER et al. 2002). Der Kompost, mit einer Mindestmächtigkeit von 0,5 m, kann aus verschiedenen Arten von Materialien bestehen, zum Beispiel aus Pilzkompost, Holzspäne oder Mist (Pferd, Kuh), wobei sich Pferdedung als besonders geeignet erwiesen hat (SIMON 2003). Auf Grund der Aktivität der Sulfat reduzierenden Bakterien in der Kompostschicht wird durch deren Stoffwechsel im Durchschnitt 28 % der Alkalinität des gesamten RAPS erzeugt (BROWN et al. 2002). In der untersten Schicht aus Kalkstein, in der Regel 0,5 - 1 m mächtig, wird dem Wasser durch dessen Auflösung Alkalinität zugeführt (ORDONEZ 1999). Damit dies im ausreichenden Maße geschehen kann, sollte das Wasser in dieser Schicht eine Kontaktzeit von mindestens 14 Stunden haben. Innerhalb der Kalksteinschicht befinden sich im Becken Drainagerohre. Durch diese wird das Wasser aus dem RAPS in ein Absetzbecken beziehungsweise in ein aerobes Feuchtgebiet geleitet. Auf Grund des erhöhten pH-Wertes und der aeroben Bedingungen werden die Metalle oxidiert und fallen aus. Die Installationsanordnung der Drainagerohre innerhalb des Beckens ist kontrovers. Damit alle Teile des Kalksteins gleichmäßig durchflossen werden, sollten nach Meinung einiger Autoren die Rohre in der Kalksteinschicht im gesamten Becken liegen. Andere Autoren favorisieren die Installation der Drainagerohre innerhalb des Kalksteins nur in den letzten Metern des Beckens. Das verhindert ein zu schnelles Durchströmen des Wassers durch den Kalkstein (YOUNGER et al. 2002). Eine Abdichtung unterhalb des Kalksteins verhindert, dass das Wasser aus dem Becken in den Boden gelangen kann (ORDONEZ 1999).

Um die Funktionsfähigkeit eines RAPS-Systems zu gewährleisten darf das System niemals trocken fallen, da sonst die Gefahr der Ausfällung von Eisenoxyhydraten auf der organischen Schicht besteht und so ein Durchsickern des Wassers unterbunden wird. Der Auslauf aus dem

Becken muss daher so gestaltet sein, dass die Oberfläche der Kompostschicht ständig mit Wasser (> 1 m) überstaut ist. Durch den Druck der Wassersäule wird einem sonst möglichen hydraulischen Verschluss des RAPS-Systems entgegengewirkt. Somit wird auch ein Pflanzenwachstum im RAPS-Becken unterbunden, welches für die Funktion nicht notwendig ist. Weiterhin sollte ein möglichst hoher Freibord eingeplant werden (YOUNGER et al. 2002). Insgesamt ergibt sich durch die Konstruktionskriterien eines RAPS-Systems im Gelände ein benötigtes hydraulisches Gefälle von nicht weniger als 2,5 m. Aus Gründen der Sicherheit für Mensch und Tier sollte die Böschung des Beckens nicht zu steil angelegt werden (YOUNGER et al. 2004).

Vorteilhaft an dem RAPS-System ist, dass all das zu reinigende Wasser in Kontakt mit dem Kompost bzw. mit der Kalksteinschicht kommt (YOUNGER et al. 2002). Im Vergleich zu anderen Systemen, z. B. konventionellen Feuchtgebieten, erzeugt ein RAPS zehn Mal mehr Alkalinität und es benötigt 40 % weniger Fläche für die gleiche Reinigungsleistung (YOUNGER et al. 1997, in ORDONEZ 1999, YOUNGER et al. 2002). Werden die beschriebenen Konstruktionskriterien für das RAPS eingehalten, so ist es möglich 35 bis über 400 mg/L CaCO<sub>3</sub>-Äquivalent zu erzeugen (BROWN et al 2002). Sollte das Wasser mehr Netto-Azidität aufweisen, können mehrere RAPS in Serie genutzt werden. Theoretisch ist es so möglich jede Stufe von Azidität zu behandeln (YOUNGER et al. 2002). Wo es möglich ist RAPS- Systeme einzusetzen, gelten diese heute als bevorzugte Reinigungsmethode für saure Grubenwässer.

### 5.2.6 Permeable Reaktive Barrieren (PRB)

Bei allen bisher vorgestellten Methoden wurden nur Systeme betrachtet, welche zur Reinigung von kontaminierten Oberflächenwässern dienen. Im Folgenden wird ergänzend eine Methode vorgestellt, die bei sauren metallreichen Grundwässern zum Einsatz kommt. Das Konzept der permeablen reaktiven Barrieren ist im Prinzip sehr einfach. Ein durchlässiges Medium in Form eines geochemisch geeigneten Materials wird als Barriere quer zur Fließrichtung des kontaminierten Grundwassers eingebracht (YOUNGER et al. 2002). Mit einem natürlichen Gefälle fließt das Wasser durch die Barriere (ROEHL 2004).

Innerhalb des Systems laufen verschiedene (bio)chemische Reaktionen ab, mit dem Ergebnis einer allgemeinen Verbesserung der Wasserqualität (YOUNGER et al. 2002). Im Allgemeinen können die Kontaminierungen in einer reaktiven Barriere durch folgende Prozesse aus dem Wasser entfernt werden (ROEHL 2004):

- *Degradation*: Ablauf chemischer oder biologischer Reaktionen, die zur Auflösung der Kontaminanten und zur Entstehung harmloserer Verbindungen führen, welche entweder in der Barriere zurückgehalten werden oder in den Abstrom gelangen
- *Ausfällung*: Immobilisation von Verbindungen durch Bildung von unlöslichen Komponenten. Die immobilisierten Kontaminanten werden in der Barriere zurückgehalten.
- *Sorption*: Immobilisation von Kontaminanten durch Adsorption oder Komplexbildung. Auch hier werden die immobilisierten Kontaminanten in der Barriere zurückgehalten.

Das Wasser, welches aus der reaktiven Barriere herausfließt, ist bedeutend weniger mit Schadstoffen belastet (YOUNGER et al. 2002). Schwierig sind die Konstruktion und die Langzeitentwicklung von reaktiven Barrieren. Bei der Planung müssen dabei folgende Punkte beachtet werden:

- die Sicherstellung, dass das kontaminierte Wasser vollständig durch die Barriere fließt
- der Grad der geochemischen Reaktionen innerhalb der reaktiven Barriere und somit das Maß der Wasserverbesserung
- die Zeiträume in denen das reaktive Medium ausgetauscht werden muss (Vorbeugung nachlassender Leistung der reaktiven Komponenten, Verstopfung der Poren durch Ausfällungen von Mineralen)

Als Substrat für eine reaktive Barriere eignen sich kompostbasierte Substrate (z.B. Kompost, Holzspäne, Sägemehl), in denen die bakterielle Sulfatreduktion stattfindet. Diese bewirkt eine Reduktion von Sulfat, so dass die zu entfernenden Metalle als Sulfide ausfallen. Gleichzeitig produziert das System Alkalinität und hebt damit den pH-Wert an. Das steigert das Reinigungsresultat des Systems, da zusätzlich Metalle als Hydroxide ausfallen (ROEHL 2004). Die Eigenschaften des Substrates sollten denen aus anaeroben Feuchtgebieten bzw. RAPS-Systemen entsprechen. Untersuchungen im Feld und Modellierungen zeigen, dass die hydraulische Durchlässigkeit des verwendeten Substrates in der reaktiven Barriere 5 bis 10 mal größer sein sollte als die des Grundwasseraquifers (YOUNGER 2004).

In Abbildung 8 sind die zwei Haupttypen von reaktiven Barrieren schematisch dargestellt. Zum einen gibt es durchgehende Barrieren, die quer zur Fließrichtung eingebaut werden. Zum anderen gibt es die sogenannten „funnel and gate“ Systeme, bestehend aus einer oder mehreren durchlässigen reaktiven Wänden, umgeben von wasserundurchlässigen Begrenzungen. Diese sind wie ein Trichter angeordnet und sorgen dafür, dass das Wasser den reaktiven Wänden zugeführt wird. Die Auswahl zwischen beiden Systemen ist abhängig von hydrogeologischen Gegebenheiten sowie den Kosten für die reaktiven Materialien (ROEHL 2004). Vor dem Bau einer reaktiven Barriere sind wichtige Voruntersuchungen des belasteten

Grundwassers notwendig. Zu bestimmen sind die Durchlässigkeit des Grundwasserleiters, seine Fließrichtung und -geschwindigkeit. Für die Auswahl der reaktiven Materialien sind außerdem genaue Kenntnisse der Grundwasserchemie und die Ausdehnung der zu behandelnden Verunreinigung erforderlich (YOUNGER 2004).

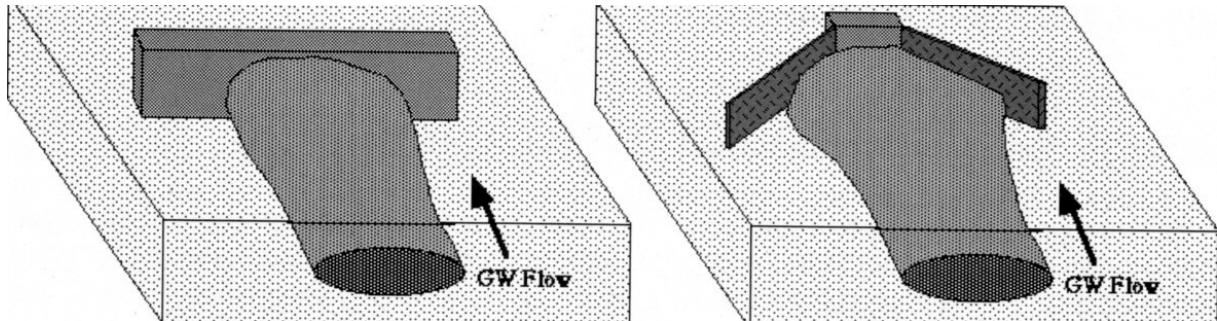


Abbildung 8: Typische reaktive Barrieren: (a) durchgehende Barriere, (b) „Funnel and Gate“ System (aus ROEHL 2004)

Genaue Richtlinien zur Dimensionierung einer solchen Barriere existieren bisher noch nicht. Bei bereits funktionierenden Anlagen variieren die Aufenthaltszeiten zwischen drei und 90 Tagen. Jedoch bedeutet eine längere Aufenthaltszeit im System nicht unbedingt ein besseres Reinigungsresultat. Nach YOUNGER et al. (2002) ist eine Aufenthaltszeit von drei Tagen im System für die meisten Reinigungszwecke ausreichend.

## 6 Methoden

### 6.1 Durchflussmessung im Feld (T. Kohl)

#### 6.1.1 Auswahl der Messmethode

Das im Tagebau anfallende Grubenwasser wird von der 84-m-Sohle mit einer Motorpumpe über zwei oberirdische Rohrleitungen in den Entwässerungsgraben der Tieferlegung gefördert. In diesem Graben wurden Abflussmessungen durchgeführt. Bedingt durch seine Gerinnegeometrie (zum Teil sehr flacher Wasserstand und wechselhafter Fließquerschnitt) wurde der Durchfluss mit Markierungsstoffen (Tracern) gemessen.

Nach MÜLLER (1999) ist ein Tracer eine entweder künstlich oder natürlicherweise im Wasser vorhandene schwer abbaubare Substanz, aus deren Verteilung auf die Strömungsverhältnisse des Wasser beziehungsweise auf Austauschprozesse zwischen verschiedenen Wasserkörpern geschlossen werden kann. Der ins Gewässer eingebrachte Markierungsstoff wird gelöst, suspendiert oder in anderer Form transportiert (DIN 4049, 1992).

Die Durchflussmessung im Entwässerungsgraben erfolgte mit der Salzverdünnungsmethode. Dabei wird an einer festgelegten Eingabestelle eine ausreichende, definierte Menge des Salzes momentan (impulsartig) in das Fließgewässer eingebracht und anschließend aus dessen Verteilung nach vollständiger Durchmischung in einer Integrationsmessung auf den Durchfluss geschlossen. Als Markierungsstoff wurde in diesem Fall Kochsalz (NaCl) eingesetzt. Das Natriumchlorid dissoziert im Wasser in das positiv geladene Natriumion und das negativ geladene Chloridion. Die Konzentration der Elektrolyte wird an einer stromabwärts gelegenen Messstelle über die elektrische Leitfähigkeit gemessen (MÜLLER 1999). Eine Auswertung erfolgt über einen Konzentrations/Zeit-Graphen, einer so genannten Durchgangskurve (HÖLTING & COLDEWEY 2005). Natriumchlorid als Markierungsstoff eignet sich bei Gewässern mit erhöhten Grundleitfähigkeiten ( $>500 \mu\text{S}/\text{cm}$ ) nur, wenn größere Mengen davon verwendet werden. Es bietet als Markierungsstoff aber grundsätzlich viele Vorteile (KÄSS 2004):

- in den allermeisten Fällen ist die benötigte Salzkonzentration im Gewässer unbedenklich für Menschen, Tiere und Pflanzen
- gute Wasserlöslichkeit
- gute und einfache quantitative Erfassbarkeit
- leichte Handhabung im Gelände
- preiswert in der Anschaffung

### 6.1.2 Vorgehensweise

Um geeignete Messstellen festlegen zu können, müssen vor dem eigentlichen Markierungsversuch eventuelle Versickerungs- oder Austrittsstellen des Wassers im Graben bekannt sein. Deswegen wurde auf der Fließstrecke von ca. 300 m Länge zunächst in geringen Abständen die elektrische Leitfähigkeit des Wassers gemessen. Die Messung erfolgt mit einem Leitfähigkeitsmessgerät LF 39 der Firma „Meinsberger Elektroden“. Nach einer Auswertung der Daten konnten im nächsten Schritt geeignete Messstellen für die Tracerversuche festgelegt werden. Die Reihenfolge der Messstellen wurde dabei entgegen der Fließrichtung gewählt, da sich die Tracermessungen sonst gegenseitig beeinflussen könnten.

Zu Beginn jeder Tracermessung wurde mit einem fluoreszierenden Farbstoff, in diesem Fall Natriumfluoreszein (Uranin), die nötige Durchmischungstrecke für den Salztracer vor dem jeweiligen Messpunkt bestimmt. So erfolgte die Festlegung der Eingabestelle für den Markierungsstoff. Im nächsten Schritt wurde für jede Tracermessung jeweils 1 kg NaCl in 10 L Grubenwasser aufgelöst. Die Eingabe der Salzlösung erfolgt anschließend breitflächig ins Gewässer, um eine schnelle Durchmischung mit dem Wasser zu erreichen. Die eingegebene Salzlösung verteilte sich innerhalb der Durchmischungstrecke und bewirkte eine Erhöhung der elektrischen Leitfähigkeit im Gewässer. Am stromabwärts gelegenen Messpunkt wurde mit einem Leitfähigkeitsmessgerät die Durchgangskurve für den Tracer aufgezeichnet. Eine Auswertung der Tracermessungen erfolgte mit dem Programm ABFLUSS. Mit dem Grubenwasser und dem verwendeten Salz erfolgte im Labor die Bestimmung eines Korrelationskoeffizienten (Anhang A) speziell für das Grubenwasser. Dieser ist für eine Auswertung mit dem Programm nötig.

## 6.2 Untersuchungen der Krustenbildung des Entwässerungsgrabens im Tagebau (T. Kohl)

### 6.2.1 Beprobungsstandorte und Analysemethodik

Das anfallende Niederschlags- und Grundwasser wird innerhalb des Tagebaus an der 84-m-Sohle in einem Pumpensumpf gesammelt. Eine kontrollierte Ausleitung des Wassers erfolgt nach Nordwesten, in den ca. 200 m Entwässerungsgraben der Tieferlegung. Von dort aus gelangt das Wasser nach ca. 300 m Länge in einen sich anschließenden Feldgraben. Es fließt dann in nördlicher Richtung weiter bis zum Einleitpunkt in den Vorfluter. Dieser ist direkt an der Straße von Großthiemig nach Hirschfeld gelegen. Im Pumpensumpf sowie auf der gesamten Fließstrecke bis zum Feldgraben sind Ockerdepositionen (Ablagerungen) einer gelb-bräunlichen Färbung zu beobachten. Mit einer Mächtigkeit von mehreren Zentimetern kommt es vor allem am Anfang des Entwässerungsgrabens durch die Krustenbildung zu einer „Aufhöhung“ der Gewässersohle. Eine der Aufgaben innerhalb der Studienarbeit ist es zu die

mineralogische Zusammensetzung der Ockerdepositionen zu bestimmen. Hierfür werden entlang der Fließstrecke an verschiedenen Punkten des Entwässerungsgrabens Proben genommen.

Eine erste Probenahme von Krustenmaterial (GTH-K1) erfolgte direkt am Einleitpunkt in den Entwässerungsgraben. Eine zweite Krustenprobe (GTH-K2) wurde 50 m entfernt stromabwärts entnommen, wo der Entwässerungsgraben flacher wird und ein Teil des Wassers in die Umgebung versickert. In diesem Bereich sind die Krusten in Vorkommen und Mächtigkeit am stärksten ausgeprägt. An den ersten beiden Probenahmepunkten sind die Eisenoxide besonders hart, so dass es nur schwer gelang Probestücke zu entnehmen. Die Krustenstücke wurden jeweils direkt aus der Mitte der Gewässersohle entnommen.

Das Grubenwasser fließt im Entwässerungsgraben aus dem mit gestrüppartigen Feldgehölzen bewachsenen Teilstück des Tagebaurandbereiches weiter durch eine landwirtschaftlich genutzte Fläche. In der Mitte des Feldes, 140 m stromabwärts vom Einlass, wird das Wasser durch ein Rohr geleitet, welches für die Überquerung des Grabens für landwirtschaftliche Maschinen angelegt worden ist. Am Ein- und Austritt kommt es verstärkt zu Eisenoxidausfällungen. Unmittelbar nach dem Ende der Verrohrung wurde die dritte Probe (GTH-K3) genommen. Am Ende des Entwässerungsgrabens an der Anbindung in den süd-nord-verlaufenden Feldgraben wurde die vierte Probe (GTH-K4) im Randbereich des Gewässers genommen. Im Gegensatz zu den anderen Probenahmestellen wird der Entwässerungsgraben hier breiter und tiefer. Die Fließgeschwindigkeit des Gewässers nimmt deutlich ab, was zu einer verstärkten Ablagerung von Schlamm in diesem Bereich des Grabens führt. Die Kruste hatte an dieser Stelle eine eher weiche Konsistenz und ließ sich, im Gegensatz zu den anderen Krustenproben, leicht auseinander brechen. Zur genaueren Untersuchung der entnommenen Eisenoxidkrusten werden die Proben kühl gelagert. Die genaue mineralogische Untersuchung erfolgt im Institut für Mineralogie der TU Bergakademie Freiberg.

Um die Zusammensetzung des Sedimentmaterials zu untersuchen wurden die einzelnen Proben im Labor in Pulverform  $< 10 \mu\text{m}$  überführt und anschließend unter Benutzung eines Röntgendiffraktometers mit dem Rietveld-Verfahren analysiert. Zur Anwendung kam ein Gerät der „Freiberger Prozessmechanik“ mit Kobaltanode. Gemessen wurde mit 40 kV und 30 mA Anregung, in einem Winkelbereich von  $50\text{--}80^\circ 2\theta$  (Mitteilung R. Kleeberg, Institut für Mineralogie, TU Bergakademie Freiberg).

### 6.3 Vor-Ort-Bestimmung der chemischen Wasserparameter an der Kaskade (T. Genske)

Im Dezember 2005 wurde zu Testzwecken eine Kaskade an der Einleitstelle des Grubenwassers in den Entwässerungsgraben errichtet. Dadurch sollte geprüft werden, inwieweit durch die Kaskade Sauerstoff in das Wasser eingebracht und Eisenoxide ausgefällt werden können. Das heißt, es sollte festgestellt werden, ob der Eisengehalt bereits an der Kaskade teilweise gesenkt werden kann. Die Ermittlung der weiteren Parameter diente der Prüfung, inwieweit das Grubenwasser belastet und eine Veränderung der Werte gegenüber den 2004 durchgeführten Messungen eingetreten ist.

Die Kaskade mit einer Gesamthöhe von 1,05 m hat 7 Stufen mit einer jeweiligen Höhe von 0,15 m. Die durch uns vorgeschlagene Kaskade sollte am Ende der jeweiligen Stufe eine senkrecht in die Höhe verlaufende Abrisskante haben. Diese hatte den Zweck der intensiveren Durchwirbelung des Wassers und der besseren Ablagerung der Eisenhydroxide in den dadurch entstandenen Becken. Die Abrisskante wurde jedoch durch den Tagebaubetreiber nicht ausgeführt. Eine sachgerechte Durchführung der Versuche konnte dennoch erreicht werden. In den Bildern 9 und 10 ist die in Großthiemig aufgebaute Kaskade dargestellt.



Bild 9: Kaskade (Seitenansicht)



Bild 10: Kaskade (Frontansicht)

Auf den Bildern 9 und 10 ist zu erkennen, dass die Kaskade lackiert worden ist. Dadurch wird das Ablagern der Eisenoxide erschwert. Es kann sich nicht der so genannte SCOOFI-Effekt einstellen. Bei diesem entstehen Ockerablagerungen, welche eine reaktive Oberfläche aus Eisenhydroxiden in Kontakt mit Wasser darstellen. Auf Grund der zunehmenden Ockerablagerungen und damit verbunden einer größer werdenden Kontaktfläche setzen sich immer mehr Eisenhydroxide ab. Um den SCOOFI-Effekt möglicherweise noch zu ermöglichen, wurden die Oberflächen der Kaskadenstufen abgeschliffen und somit angeraut (siehe Bild 11).



Bild 11: Kaskadenstufen (nach Abschleifen)

Um die Auswirkungen der Kaskade auf die Wasserchemie quantifizieren zu können, wurden Proben aus dem Kaskadenbecken sowie bei unterschiedlichen Kaskadenstufen (0,45 m, 0,75 m, 1,05 m) entnommen. Es erfolgte eine Analyse der Proben vor Ort und im Labor. Vor Ort wurden die Eisengehalte durch Photometrie, der Sauerstoffgehalt, der pH-Wert, die elektrische Leitfähigkeit, das Redoxpotenzial sowie die Säure- und Basekapazität bestimmt. Im Labor wurden von ausgewählten Proben in Freiberg die Ionen mittels Ionenchromatographie und in Tharandt die Spurenelemente bestimmt. Für die Bestimmung der einzelnen Parameter wurden folgende Geräte verwendet:

- Photometrie: DR/890 Colorimeter der Firma Hach
- Sauerstoffgehalt: LDO HQ 10 der Firma Hach; ab 10.02. OXI 320/ Set WTW
- pH-Wert: pH-Meter TM 39 mit der pH-Elektrode EGA 142 der Firma Sensortechnik Meinsberg GmbH
- elektrische Leitfähigkeit: LF 320/Set WTW
- Redoxpotenzial: Redox 320 WTW mit einer Kalomel/ Platinelektrode
- Säure- und Basekapazität: Digital Titrator der Firma Hach
- Ionenchromatographie: Ionenchromatograph Merck Hitachi 6000 System (Kationenbestimmung)  
Eppendorf Biotronic IC 2001 (Anionenbestimmung)

Die Verfahren der Photometrie und der Ionenchromatographie sowie die einzelnen zu bestimmenden Parameter werden in den nachfolgenden Unterabschnitten beschrieben.

### 6.3.1 Photometrie

Die Photometrie ist ein Verfahren zur Bestimmung verschiedener Ionenkonzentrationen. Durch Änderungen der Intensität des durchgelassenen Lichtes können bei der Photometrie die Konzentrationen bestimmt werden. Die Ausgangsintensität des Lichtes wird beim Durchgang durch die Probe infolge von Absorption, Reflexion, Streuung sowie durch Absorptionen durch das Küvettenmaterial abgeschwächt. Eine Korrektur dieser abschwächenden Parameter erfolgt, indem man Vergleichsmessungen mit einer Küvette durchführt (Blindprobe), die, abhängig vom gesuchten Ion, mit Reagenzien versetztes destilliertes Wasser oder reine Probenflüssigkeit enthält (OTTO 2000).

Die Absorptionsintensität kann durch die Transmission (auch spektraler Reintransmissionsgrad nach DIN 1349) und die Extinktion (spektrales Absorptionsmaß nach DIN 1349) beschrieben werden. Die Transmission beschreibt die Durchlässigkeit eines Mediums für elektromagnetische Wellen im UV/VIS-Bereich. Es werden die eingegangenen mit den durchgelassenen Strahlen in Relation gesetzt. Der spektrale Reintransmissionsgrad (ohne Reflexionsverluste) wird definiert als

$$T = \frac{I}{I_0}. \quad (35)$$

$I_0$  beschreibt hierbei die Strahlungsintensität vor dem Durchgang durch das Medium und  $I$  die Strahlungsintensität nach Wechselwirkung mit dem Medium (OTTO 2000, CAMMANN 2001).

Die Extinktion ( $E$ ) beschreibt die Abschwächung einer Strahlung infolge von Absorption, Reflexion, Streuung sowie durch Absorptionen durch das Küvettenmaterial. Sie ist nach dem Lambert-Beer'schen Gesetz von der Schichtdicke der Küvette, der molaren Konzentration des Analyten sowie dem Extinktionskoeffizienten abhängig. Es gilt:

$$E = \epsilon(\lambda) \times d \times c. \quad (36)$$

$\epsilon(\lambda)$  ist der molare dekadische Extinktionskoeffizient in  $\text{L mol}^{-1}\text{cm}^{-1}$ ,  $d$  die Schichtdicke der Küvette in cm und  $c$  die Konzentration in  $\text{mol L}^{-1}$  (OTTO 2000, CAMMANN 2001).

Des Weiteren wird die Extinktion definiert als der negative dekadische Logarithmus des Transmissionsgrades (OTTO 2000, CAMMANN 2001):

$$E = -\lg \frac{I}{I_0} = \lg \frac{I_0}{I} = \lg \frac{1}{T}. \quad (37)$$

Bei der Bestimmung verschiedener Ionenkonzentrationen durch die Photometrie kommt es abhängig von den unterschiedlichen Gerätequalitäten zu Fehlern bei der Messung. Dieser relative Fehler der Konzentrationsbestimmung (relative Standardabweichung) kann mittels folgender Formel dargestellt werden (OTTO 2000):

$$\frac{s_c}{c} = \frac{0,434 s_T}{T \lg T} \quad (38)$$

Hierbei sind:

- $s_c/c$  relative Standardabweichung
- $T$  Transmission
- $s_T$  Standardabweichung der Transmission

### 6.3.2 Ionenchromatographie

Die Ionenchromatographie ist ein Verfahren zur Trennung und Analyse ionischer Spezies. Es werden die Ionenaustausch-, die Ionenausschluss- und die Ionenpaar-Chromatographie unterschieden. Die Hochleistungsvariante (HP: High Performance) der Ionenaustausch-Chromatographie wird am häufigsten zur Routinebestimmung von Anionen und Kationen in Wässern verwendet. Dabei werden die Analytionen an einem Ionenaustauscher in Folge von unterschiedlich starken elektrostatischen Wechselwirkungen getrennt. Die Ionenaustauscherharze enthalten funktionelle Gruppen, welche für die elektrostatischen Wechselwirkungen und somit für den Ionenaustausch verantwortlich sind (siehe Tabelle 5). Sie werden als dünne Schicht auf die Oberfläche von Glas- oder nicht porösen Polymerkügelchen aufgebracht (OTTO 2000, CAMMANN 2001).

Tabelle 5: Funktionelle Gruppen der Austauscher-Harze (Cammann 2001):

Kationenaustauscher	-COOH, -OPO <sub>3</sub> H <sub>2</sub> -SO <sub>3</sub> H	schwach sauer stark sauer
Anionenaustauscher	primäre Amine (-NH <sub>3</sub> <sup>+</sup> A <sup>-</sup> ) quartäre Ammoniumverbindungen (-NR <sub>3</sub> <sup>+</sup> A <sup>-</sup> )	schwach basisch stark basisch

In Abhängigkeit vom gewählten Eluenten und Austauscher-Harz können entweder nur Kationen oder nur Anionen getrennt werden. Die Analytionen werden zwischen stationärer und mobiler Phase in einem Gleichgewichtsprozess verteilt, der wie folgt beschrieben werden kann (Cammann 2001):

Stark saurer Kationenaustauscher:



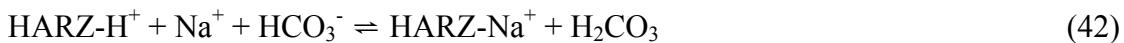
Stark basischer Anionenaustauscher:



Die Bestimmung der Analytionen erfolgt im einfachsten Fall mit einem Leitfähigkeitsdetektor, nachdem die Grundleitfähigkeit des Eluenten in einer Suppressorsäule herabgesetzt wurde. Im Falle von wässriger Salzsäure als Eluenten (oft zur Bestimmung von Kationen verwendet) sieht der Vorgang folgendermaßen aus:



Bei der Bestimmung von Anionen verwendet man als Eluent häufig eine wässrige Lösung von  $\text{Na}_2\text{CO}_3$  und  $\text{NaHCO}_3$ . Die Reaktionen am Suppressor sehen wie nachfolgend beschrieben aus:



Die freie Kohlensäure dissoziiert nur sehr schwach und hat deshalb eine sehr geringe Grundleitfähigkeit, neben der man die elektrische Leitfähigkeit der zu bestimmenden Kationen gut messen kann (OTTO 2000).

Will man die Verwendung einer zusätzlichen Suppressor-Säule vermeiden, nutzt man als Eluent schwache organische Säuren mit einer geringen Grundleitfähigkeit, z.B.: Phthalsäure, Benzolsäure, Weinsäure, Dipicolinsäure (OTTO 2000).

In unserem Fall wurde zur Bestimmung der Kationen ( $\text{Li}^+$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^+$ ,  $\text{Mg}^+$ ) der Ionenchromatograph Merck Hitachi 6000 System genutzt. Er enthält eine Vor- und eine Trennsäule (Fertigsäule RT 125-4,6), die mit der stationären Phase IC CA 2 gepackt war. Als Eluent wurde eine Lösung von 750 mg/L Weinsäure und 167 mg/L Dipicolinsäure in Wasser genutzt. Der Eluentenfluss betrug 1 mL/min.

Zur Bestimmung der Anionen ( $\text{F}^-$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ) wurde der Ionenchromatograph Eppendorf Biotronic IC 2001 mit einer FGC II AN-P- Vor- und Trennsäule genutzt. Der Eluent bestand aus einer wässrigen Lösung von 2 mmol/L Natriumcarbonat und 2 mmol/L Natriumhydrogencarbonat. Als Suppressorsäule wurde eine FGC 1-AG-P-Säule genutzt.

### 6.3.3 pH-Wert

Anhand des pH-Wertes können Lösungen über die Protonenaktivität als sauer, neutral und basisch charakterisiert werden. Der pH-Wert wird als der negative dekadische Logarithmus der Wasserstoffionenaktivität definiert:

$$\text{pH} = -\lg c\{H^+\}. \quad (44)$$

Wenn der pH-Wert  $< 7$  ist, spricht man von einem sauren Medium. Ein pH-Wert = 7 kennzeichnet eine neutrale Lösung und ein pH-Wert  $> 7$  charakterisiert eine basische Lösung.

Der pH-Wert im Wasser hat entscheidenden Einfluss auf Organismenpopulationen (Flora und Fauna). Unter extremen pH-Wert Bedingungen ( $< 2$  oder  $> 10$ ) ist Leben in der Regel nicht möglich (GRIEBLER & MÖSSLACHER 2003). Des Weiteren sind stark saure und basische Wässer aggressiv gegenüber Baustoffen.

Der pH-Wert ist direkt abhängig von den Konzentrationen der Protonen und Hydroxidionen in einer Lösung. Ihr Zusammenhang kann mit der Dissoziation von Wassermolekülen beschrieben werden. Ein Wassermolekül dissoziiert in ein Proton und ein Hydroxidion. Es gilt:



Dabei handelt es sich um eine reversible Reaktion. Der Zustand eines dynamischen Gleichgewichtes kann erreicht werden, wenn das Wasser mit der gleichen Rate dissoziiert, wie es aus  $\text{H}^+$  und  $\text{OH}^-$  wieder gebildet wird. In reinem Wasser (neutrale Lösung) sind die Konzentrationen der  $\text{H}^+$  und  $\text{OH}^-$  Ionen gleich groß und betragen jeweils  $10^{-7}$  mol/L (bei einer Temperatur von 25 °C/ CAMPBELL 1997).

Um einen sauren pH-Wert zu erzielen, müssen Säuren in die wässrige Lösung gegeben werden, wodurch zusätzliche Protonen frei werden. Sobald die Anzahl der  $\text{H}^+$  die der  $\text{OH}^-$  Ionen übersteigt, liegt eine saure Lösung vor. Beispiel:



Zur Erlangung eines basischen pH-Wertes sind Basen der wässrigen Lösung hinzuzugeben. Basen erniedrigen die Protonenkonzentration teils direkt und teils indirekt. Eine indirekte Erniedrigung liegt vor, indem durch Dissoziation Hydroxidionen gebildet werden, welche sich dann mit Protonen zu Wasser verbinden (siehe auch Gl. 45). Beispiel:



Von einer direkten Erniedrigung spricht man, wenn die Basen Protonen aufnehmen. Dies ist bei Ammoniak der Fall, indem es als Base wirkt, ein Proton bindet und somit ein Ammonium-ion entsteht:



Die Nachlieferung der Protonen erfolgt durch die Dissoziation des Wassers. Infolge der Erniedrigung der Protonenkonzentration in der Lösung ist die Hydroxidionenkonzentration höher als die Protonenkonzentration und man spricht von einer basischen Lösung.

Die Schreibweise der pH-Werte als Logarithmus hat den Vorteil, dass die Konzentrationsdifferenzen der  $\text{H}^+$  und der  $\text{OH}^-$ -Konzentrationen bis zu einem Faktor von 100 Billionen ( $10^{14}$ ) dargestellt werden können. Diese pH-Skala resultiert aus der Tatsache, dass das Produkt der  $\text{H}^+$  und der  $\text{OH}^-$ -Konzentrationen in jeder Lösung konstant ist (Ionenprodukt des Wassers). Es liegt bei  $10^{-14}$  mol/L und kann wie folgt dargestellt werden:

$$[\text{H}^+][\text{OH}^-] = 10^{-14} \text{ mol}^2/\text{L}^2 \quad (49)$$

Wie bereits oben erwähnt, sind in einer neutralen Lösung bei einer Temperatur von 25 °C die Konzentrationen der  $\text{H}^+$  und der  $\text{OH}^-$ -Ionen gleich groß und betragen jeweils  $10^{-7}$  mol/L. Es ergibt sich somit ein Produkt von  $10^{-14}$  mol<sup>2</sup>/L<sup>2</sup>. Bei einer sauren Lösung mit einer  $\text{H}^+$ -Konzentration von  $10^{-3}$  mol/L beträgt die  $\text{OH}^-$ -Konzentration  $10^{-11}$  mol/L. Da das Produkt dieser beiden Ionen konstant ist und immer  $10^{-14}$  mol<sup>2</sup>/L<sup>2</sup> ergibt, ist es folglich möglich mit der Kenntnis des einen Wertes den anderen zu berechnen (CAMPBELL 1997).

### 6.3.4 Säure- und Basekapazität

Durch die Säure- und Basekapazität können Aussagen über die Puffereigenschaften (die pH-Wert-Stabilität) einer Lösung gegenüber Säuren bzw. Basen getroffen werden. Die Säurekapazität (auch Säurebindungsvermögen und Alkalinität genannt) wird in der Regel mittels Hinzugabe von HCl zur zu untersuchenden Lösung bestimmt. Die Säure wird dabei solange der Lösung hinzugefügt, bis ein pH-Wert von 4,3 bzw. ein pH-Wert von 8,2 erreicht wird. Die Ermittlung der Säurekapazität war lediglich im Labor erforderlich, wo auf Grund der vorherrschenden pH-Werte die Säurekapazität bei einem pH-Wert von 4,3 bestimmt wurde. Die Berechnung der Basekapazität (auch Azidität genannt) erfolgt auf die gleiche Weise, jedoch mittels Hinzugabe von NaOH. Im Labor ist die Basekapazität bis zu einem pH-Wert von 8,2 ermittelt worden. An der Kaskade ist auf Grund des sehr niedrigen angetroffenen pH-Wertes von ungefähr 3,5 bis 4 die Basekapazität sowohl bis zum pH-Wert 4,3 als auch bis zum pH-Wert 8,2 bestimmt worden.

Nach DIN 38409-7 ist die Säurekapazität gleich dem Wasserstoffionenverbrauch (Verbrauch an HCl) einer carbonathaltigen Lösung bis zum Erreichen eines bestimmten pH-Wertes. Ihre Angabe erfolgt in mmol/L oder mol/m<sup>3</sup>. Es bestehen weitere Möglichkeiten der Bestimmung der Säurekapazität, die hier nur in Kürze erwähnt werden sollen. Einerseits kann aus CO<sub>2</sub>- und pH-Bestimmungen die Säurekapazität hergeleitet werden, da ein Zusammenhang zwischen pH-Wert, Partialdruck des Kohlenstoffdioxids und der Säurekapazität besteht. Es ist auch möglich die Säurekapazität bei einem bekannten Kohlenstoffdioxidgehalt nur aus pH-Messungen zu bestimmen. Des Weiteren kann die Säurekapazität nach DIN 38404-10 mit Hilfe von Rechenverfahren bestimmt werden. (GALSTER 1990, DIN 38409-7)

Die Basekapazität wird gemäß DIN 38409-7 als die auf das Wasservolumen bezogene Stoffmenge an Hydroxidionen bezeichnet, die erforderlich ist, um einen bestimmten pH-Wert zu erreichen. Sie wird wie die Säurekapazität in mmol/L oder mol/m<sup>3</sup> angegeben. Die Basekapazität bis zum pH-Wert 4,3 ist im Wesentlichen nur von der Wasserstoff-Ionenkonzentration abhängig, wogegen die Basekapazität bis zum pH-Wert von 8,2 sowohl eine Funktion der Wasserstoff-Ionenkonzentration als auch des im Wasser gelösten Kohlenstoffdioxids ist. Eine weitere Möglichkeit zur Ermittlung der Basekapazität liegt in der Anwendung von Rechenprogrammen nach DIN 38404-10 (DIN 38409-7).

Die Bestimmung der Säure- und Basekapazität im Labor und im Gelände erfolgte nach DIN 38409 - 7 mit dem Digitaltitrator der Firma Hach. Es wurden 0,1 N HCl und 0,1 N NaOH verwendet. Die durch den Digitaltitrator ermittelten Titriereinheiten wurden nach folgender Formel in die Äquivalentkonzentration [mmol/L] umgerechnet:

$$K_{S/B} = \frac{\text{Titriereinheiten} \times 0,1 \text{ mmol} \times \text{mL}^{-1} \times 1000 \text{ mL} \times \text{L}^{-1}}{800 \text{ mL}^{-1} \times 25 \text{ mL}} \quad (50)$$

### 6.3.5 Redoxpotenzial

Das Redoxpotenzial (Redoxspannung) ist definiert durch die Potenzialdifferenz einer Normal-Wasserstoff-Elektrode zu einer inerten Metallelektrode. Beim Eintauchen einer inerten Metallelektrode in eine wässrige Lösung finden Elektronenübergänge vom Metall in die Lösung und umgekehrt statt. Hierbei baut sich, sofern stromlos gemessen wird, eine messbare Potenzialdifferenz (Spannung) auf. Dieses Potenzial wird mit dem Potenzial einer standardisierten Elektrode (definitionsgemäß mit der Normal-Wasserstoff-Elektrode) verglichen und gemessen. Die standardisierte Normal-Wasserstoff-Elektrode wurde mit dem Potenzial 0,000 Volt festgelegt. Sie ist eine Platinelektrode, die in ein Wasser mit einem Wasserstoff-Partialdruck von 100 kPa, einem pH-Wert von 0 und einer Temperatur von 20 °C eintaucht (DVWK 1989; MERKEL & PLANER-FRIEDRICH 2002).

Die Nutzung der Normal-Wasserstoff-Elektrode im Gelände ist sehr aufwendig. Daher wird dort gegen so genannte Referenz- oder Bezugselektroden gemessen, die ein definiertes Eigenpotenzial  $E_B$  aufweisen. Indem die gemessene Spannung  $E_m$  zu dem definierten Eigenpotenzial  $E_B$  hinzuaddiert wird erhält man die auf die Normal-Wasserstoff-Elektrode bezogene Redoxspannung  $E_h$ . Als Referenzelektroden werden meist Ag/AgCl oder Kalomel( $Hg_2Cl_2$ )/Platin-Elektroden verwendet. Der Unterschied zwischen den Elektroden liegt darin, dass die Ag/AgCl-Elektrode eine schnelle Ansprechgeschwindigkeit aufweist, wogegen die Platin/Kalomel-Elektrode bei einer langsameren Ansprechgeschwindigkeit eine größere Genauigkeit (bis auf einige mV) liefert. In der Praxis kann die Anfälligkeit der verwendeten Referenzelektroden gegenüber Vergiftungsreaktionen problematisch sein. Daher werden oft ungenaue oder sogar falsche Werte angezeigt und die Reproduzierbarkeit eines Messwertes ist nicht besser als +/- 30 mV. (DVWK 1989; MERKEL & PLANER-FRIEDRICH 2002)

Außer der Messung besteht noch die Möglichkeit das Redoxpotenzial an Hand der NERNSTschen Gleichung zu berechnen (DVWK 1989; MERKEL & PLANER-FRIEDRICH 2002; OTTO 2000):

$$E_h = E^0 + \frac{R \times T}{n \times F} \ln \frac{[ox]}{[red]} \quad (51)$$

mit  $E_h$  - Redoxpotenzial  
 $E^0$  - Standard-Elektrodenpotenzial in Volt = Normalpotenzial  
 $R$  - allgemeine Gaskonstante (8,314 J/K mol)  
 $T$  - absolute Temperatur in Kelvin  
 $n$  - Anzahl der frei werdenden Elektronen (e)  
 $F$  - FARADAY-Konstante (96485 C/mol = J/V mol)  
 $[ox]$  - Aktivität des oxidierten Partners  
 $[red]$  - Aktivität des reduzierten Partners

Es ist zu beachten, dass sich hierbei kein Mischpotenzial sondern Einzelpotenziale ergeben.

Das Redoxpotenzial ist temperaturabhängig. Mit ansteigender Temperatur steigt das Redoxpotenzial. Des Weiteren besteht eine Abhängigkeit vom Konzentrationsverhältnis der oxidierten und der reduzierten Stufe des Redoxpaars. Eine höhere Konzentration der reduzierten Stufe hat einen geringeren  $E_h$ -Wert zur Folge (DVWK 1989). Demzufolge ist bei einem höheren positiven Redoxpotenzial die oxidierende Wirkung stärker.

Die Formel 51 gilt für die pH-unabhängigen Redoxreaktionen. Für pH-abhängige Redoxreaktionen wird die NERNSTsche Gleichung wie folgt erweitert:

$$E_h = E^0 - 2,303 \frac{m \times R \times T}{n \times F} \text{pH} - 2,303 \frac{R \times T}{n \times F} \lg \frac{[\text{red}]}{[\text{ox}]} \quad (52)$$

Dabei wird die Anzahl m der gebildeten bzw. verbrauchten Protonen berücksichtigt. Der Faktor 2,303 resultiert aus der Umrechnung des natürlichen in den dekadischen Logarithmus. (MERKEL & PLANER-FRIEDRICH 2002)

Der  $E_h$ -Wert wird gewöhnlich für eine Temperatur von 25 °C angegeben. Damit die im Gelände gemessenen Werte auf diese Referenztemperatur umgerechnet werden können, existiert nach HÖLTING 1996 und MERKEL & PLANER-FRIEDRICH 2002 folgende Formel zur Umrechnung:

$$E_{h,25^\circ\text{C}} = E_t - 0,198 \times (t - 25) \text{mV} \quad (53)$$

$E_t$  ist dabei der gemessene Redoxwert bei der vorkommenden Temperatur.

In den DVWK-Schriften von 1989 und im HÖLTING (1996) wird auch die Möglichkeit beschrieben das Redoxpotenzial in Form des rH-Wertes anzuzeigen. Dieser Parameter wurde von CLARK & COHEN 1923 eingeführt. Er beinhaltet sowohl den pH- als auch den  $E_h$ -Wert. Der rH-Wert wird definiert als der negative dekadische Logarithmus des Wasserstoffpartialdrucks, der benötigt wird, um eine der Lösung entsprechende Redoxspannung zu erzeugen:

$$rH = -\lg pH \quad (54)$$

Unter Berücksichtigung des  $E_h$ - und des pH-Wertes besteht folgender Zusammenhang:

$$rH = 2 \frac{E_h}{E_N} + 2 \text{ pH} \quad (55)$$

$E_N$  ist hierbei die NERNST-Spannung, welche wie folgt definiert ist:

$$E_N = 2,3 \frac{R \times T}{F} \quad (56)$$

Die Skala des rH-Wertes fängt bei Null, dem Potenzial der Normal-Wasserstoff-Elektrode an und reicht bis 42, dem Potenzial der Sauerstoffelektrode. Nach HÖLTING 1996 lassen sich reduzierende und oxidierende Eigenschaften einer Lösung wie folgt charakterisieren:

0- 9      stark reduzierende Eigenschaften

9-17	vorwiegend schwach reduzierend
17-25	indifferente Systeme
25-34	vorwiegend schwach oxidierend
34-42	stark oxidierend

HÖLTING 1996 verweist auf die unter Umständen nur eingeschränkte Anwendbarkeit des rH-Wertes bei sehr sauren und sehr basischen Wässern. Diese resultiert aus der Tatsache, dass die Umrechnung von  $E_h$ - in rH-Werte auf der NERNST-Spannung basiert, welche unter Grundwasserbedingungen anders als in Laborversuchen von dem theoretischen Wert (59,16 mV bei  $T = 25^\circ\text{C}$ ) abweichen kann.

In den DVWK Schriften von 1989 werden ebenfalls unterschiedliche Ansichten verschiedener Autoren dargelegt. CLARK (1928) rät vom Gebrauch des rH-Wertes ab, da dieser nur die pH-abhängigen Redoxreaktionen erfasst. Die Autoren ZO BELL (1946), FLAIG (1955), KARBACH (1956) und BOHN (1971) sind der Meinung, dass die Steigerungsraten der NERNST-Spannung variieren und somit nicht linear, sondern für verschiedene pH-Bereiche unterschiedlich sind. Sie geben zudem unterschiedliche Variationen der Steigerungsmöglichkeiten an. RABOTNOWA (1963) und KÄSS (1984) sehen dagegen in der Anwendung des rH-Wertes eher Vorteile.

### 6.3.6 Elektrische Leitfähigkeit

Die elektrische Leitfähigkeit zeigt an, ob in einer wässrigen Lösung Ionen enthalten sind. Das Vorhandensein von echten und potentiellen Elektrolyten in der Lösung ist dabei von entscheidender Bedeutung. Elektrolyte sind Stoffe, bei denen Stoff- und Ladungstransport durch Ionen erfolgt. Wenn diese Elektrolyte in wässriger Lösung dissoziieren, entstehen dabei Ionen, welche die Lösung elektrisch leitfähig machen. Wässrige Lösungen von Nichtelektrolyten leiten dagegen den elektrischen Strom nicht (HÖLTING 1996; OTTO 2000).

Die elektrische Leitfähigkeit ist als der Kehrwert des elektrischen Widerstandes definiert:

$$K = \frac{1}{R} \quad (57)$$

Bei einer Wasserprobe ergibt sich die elektrische Leitfähigkeit wie folgt:

$$K = \frac{1}{\rho} \frac{l}{A} \quad (58)$$

mit  $\rho$  = spezifischer elektrischer Widerstand [ $\Omega \text{m}$ ]

$A$  = Fläche des Leiters [ $\text{cm}^2$ ]

$l$  = Länge des Leiters [cm]

In der Hydrochemie wird für die elektrische Leitfähigkeit die Einheit  $\mu\text{S} \times \text{cm}^{-1}$  verwendet. Nach HÖLTING 1996 ergeben sich größtenteils folgende elektrische Leitfähigkeiten (in  $\mu\text{S} \times \text{cm}^{-1}$ ):

0 - < 5	destilliertes Wasser
5 - 30	Regenwasser
30 - 2000	süßes Grundwasser
10000 - 20000	Mineral-(Heil-)Wässer
45000 - 55000	Meerwasser
> 100000	Ölfeldwässer

Es besteht auch die Möglichkeit die elektrische Leitfähigkeit näherungsweise zu berechnen. Die elektrische Leitfähigkeit einer Lösung setzt sich aus den Leitfähigkeitsteilbeträgen der einzelnen Kationen und Anionen zusammen. Die Addition der Produkte der Ionenleitfähigkeiten und der Ionenkonzentrationen ergibt die elektrische Leitfähigkeit. Unter Ionenleitfähigkeit versteht man hierbei die unterschiedliche Leitfähigkeit der Ionen in Abhängigkeit des Dissoziationsgrades und der Beweglichkeit der Ionen. (HÖLTING 1996)

Ein weiteres Verfahren, um die elektrische Leitfähigkeit relativ genau bestimmen zu können, hat ROSSUM (1975) aufgezeigt. Bei diesem Verfahren wird mittels der Äquivalentleitfähigkeit (Ionenleitfähigkeit/ Äquivalentmasse des Ions oder Moleküls) die elektrische Leitfähigkeit der einzelnen Ionen bestimmt und aus deren Konzentration die jeweilige Ionenstärke, getrennt nach Kationen und Anionen, berechnet. An Hand der Äquivalentleitfähigkeit und der Ionenstärke wird das jeweilige Mittel der Kationen- und Anionenleitfähigkeit ermittelt. Unter Berücksichtigung der temperaturkorrigierten Viskosität ergibt sich die elektrische Gesamtleitfähigkeit (HÖLTING 1996).

Die elektrische Leitfähigkeit ist temperaturabhängig. Mit steigender Temperatur nimmt die Ionenbeweglichkeit zu und höhere Leitfähigkeitswerte sind die Folge. Bei abnehmender Temperatur verhält es sich umgekehrt. In der Literatur existieren Tabellen, um die elektrischen Leitfähigkeiten auf eine bestimmte Temperatur (für gewöhnlich 25 °C) umrechnen zu können (HÖLTING 1996).

### 6.3.7 Sauerstoff

Der Anteil an gelöstem freiem Sauerstoff im Wasser gibt Hinweise darauf, ob oxidierende oder reduzierende Verhältnisse vorliegen. Der Sauerstoffgehalt verhält sich in diesem Fall direkt proportional zum Redoxpotenzial. Ein Ansteigen des Sauerstoffgehaltes hat eine Zunahme des Redoxpotenzials zur Folge. Wenn der Sauerstoffgehalt sinkt, nimmt das Redoxpotenzial entsprechend ab. Stark sauerstoffhaltige Wässer haben daher eine oxidierende Wirkung, wogegen sauerstoffarme Wässer ein geringes Redoxpotenzial und eine reduzierende Wirkung aufweisen. Mit fallendem Redoxpotenzial nimmt die reduzierende Energie eines Systems zu (HÖLTING 1996).

## 6.4 Simulation des RAPS im Labormaßstab (T. Genske)

Durch die Simulation des RAPS-Systems im Labormaßstab soll geprüft werden, inwieweit das Grubenwasser aus Großthiemig gereinigt und das durch die Behörde festgesetzte Ziel von maximal 5 mg/L Eisen erreicht werden kann. Im ersten Teil der Laborversuche wurde dazu ein einzelnes RAPS-System auf dessen Reinigungswirkung bei Aufenthaltsdauern von 8 und 20 Stunden des Grubenwassers im System untersucht. Versuchsbegleitend wurde ein Kalksteinstandversuch durchgeführt, um die optimale Aufenthaltsdauer des Grubenwassers im RAPS-System zu bestimmen. Dafür wurde das Grubenwasser aus Großthiemig mit Kalkstein in Kontakt gebracht. Im letzten Teil durchläuft das Grubenwasser zwei RAPS-Systeme direkt nacheinander um eine bessere Reinigungswirkung zu erzielen. Dabei wurde, ausgehend von den Ergebnissen des Kalksteinstandversuches, eine Aufenthaltsdauer von 20 Stunden gewählt. Der in allen Versuchen verwendete Kalkstein hat eine Korngröße von 20/50 und weist einen  $\text{CaCO}_3$ -Gehalt von 96-98 % auf.

Bei der Durchführung des 8-Stunden-RAPS-Versuches im ersten Versuchsteil wurde das Wasser aus einer Säule, welche zwischenzeitlich aus Kanistern wieder aufgefüllt wurde, in das System geleitet. Aus Gründen der Versuchsoptimierung wurde das Grubenwasser für den 20-Stunden-Versuch sowie den 20-Stunden-Doppel-Versuch aus einer 200 L fassenden Regentonne in das System geleitet. Da das Wasser mit der Zeit seine chemischen Eigenschaften ändert, sind vor jedem Versuchsdurchlauf die relevanten Parameter bestimmt worden.

Für die Simulation des einzelnen RAPS-Systems wurde eine 0,6 m hohe Säule ( $d = 0,25$  m) von unten bis zu einer Höhe von 0,25 m mit Kalkstein und dann bis zu einer Höhe von 0,5 m mit Pferdemist aufgefüllt. Dies entsprach einer Kalksteinmenge von rund 6200 g und Pferdemist mit einem Gewicht von rund 880 g. Darüber hinaus musste die Säule mit Wasser befüllt werden, damit das System nicht trocken laufen kann und als Konsequenz seine Reinigungswirkung vermindert oder gar verliert. Eine Auffüllung der Säule mit Grubenwasser erfolgte bis zu einer Höhe von 0,56 m. Es wurde dazu eine Menge von rund 6100 mL benötigt. Beim Übersteigen der durch uns festgesetzten Überstauhöhe von 0,56 m läuft das überschüssige Wasser unten aus der Säule durch einen Schlauch hinaus und wird in einem Gefäß aufgefangen. In diesem erfolgt in unterschiedlich festgelegten Messintervallen eine Messung der elektrischen Leitfähigkeit, des pH-Wertes, des Redoxpotenzials und der Temperatur durch die Perkolationssäulen anlage. Diese konnte nur für die automatische Messung dieser Parameter verwendet werden. Über einen Überlauf wurde das Wasser dann schließlich in einem weiteren Gefäß gefangen (siehe Bild 12). Aus diesem wird in ebenfalls definierten zeitlichen Abständen die Säure- und Basekapazität, der Sauerstoffgehalt sowie photometrisch der Eisen- (II), Eisen- (III), Ammonium- und Nitratgehalt manuell bestimmt. Der Aufbau dieses ersten Versuchsteils ist dem nachfolgenden Bild 13 zu entnehmen:



Bild 12: Auffanggefäß für Messungen



Bild 13: RAPS-System (einfach)



Bild 14: Kalksteinstandversuch

Die Simulation zweier RAPS-Systeme, die nacheinander durchlaufen werden (siehe Bild 15), funktioniert ähnlich wie das Eingangs beschriebene einzelne RAPS-System. Der Unterschied liegt darin, dass das Grubenwasser nach dem Durchlauf des ersten RAPS-Systems (1. Säule) direkt in das zweite RAPS-System (2. Säule) weitergeleitet wird. In die erste Säule werden rund 6200 g Kalkstein, etwa 890 g Pferdemist und rund 6700 mL Grubenwasser gefüllt. Diese im Vergleich zu den sonst üblichen 6100 – 6200 mL höhere Wassermenge ist notwendig, da ansonsten die benötigte Überstauhöhe zum ordnungsgemäßen Durchlauf des Systems nicht erreicht wird. Die zweite Säule wurde mit rund 6300 g Kalkstein, ca. 880 g Pferdemist und rund 6200 mL Grubenwasser gefüllt. Nachdem das Grubenwasser die zwei RAPS-Systeme

Für den Kalksteinstandversuch wurden rund 6200 g Kalkstein mit etwa 6100 mL Wasser in Kontakt gebracht (siehe Bild 14). Bei diesem Versuch werden der pH-Wert und die elektrische Leitfähigkeit stündlich gemessen. Es sollte festgestellt werden, nach welcher Zeit der höchstmögliche pH-Wert erreicht wird und keine nennenswerten Änderungen mehr auftreten. Diese Zeit repräsentiert die optimale Aufenthaltszeit des Grubenwassers im RAPS-System, um eine ausreichende pH-Wert Erhöhung des sauren Grubenwassers zu erreichen.

durchlaufen hat, wurde es anschließend wie bereits oben beschrieben wieder aufgefangen, damit die Messungen durchgeführt werden können.



Bild 15: RAPS-System (Doppel)

Neben den Analysen, die direkt im Versuchslabor durchgeführt worden sind, wurden, wie auch schon bei der Kaskade, von ausgewählten Proben in Freiberg die Ionen mittels Ionenchromatographie und in Tharandt die Spurenelemente bestimmt. Es wurden für die Bestimmung der einzelnen Parameter die bereits unter Punkt 6.3 genannten Geräte wieder verwendet. Darüber hinaus hat die Perkolationssäulenanlage folgende Sonden verwendet:

- Redoxpotenzial: EMC 173 I der Firma Sensortechnik Meinsberg GmbH mit einer Silber/ Silberchloridelektrode
- pH-Wert: EGA 173 I der Firma Sensortechnik Meinsberg GmbH
- elektrische Leitfähigkeit: LTC 1/23 SMEK mit Temperaturfühler Pt 1000 der Firma Sensortechnik Meinsberg GmbH

Die verwendeten Verfahren der Ionenchromatographie und der Photometrie sowie die einzelnen zu bestimmenden Parameter wurden bereits in den Abschnitten 6.3.1 bis 6.3.7 beschrieben.

## 7 Ergebnisse

### 7.1 Durchflussmessungen

#### 7.1.1 Versickerung- und Austrittsstellen von Grubenwasser im Entwässerungsgraben

Im November 2005 wurden vor dem eigentlichen Tracertest erst eventuelle Versickerungsstellen bzw. Austrittsstellen des Grubenwassers im Entwässerungsgraben der Tieferlegung bestimmt. Die Ergebnisse der Untersuchung (Anhang A) wurden mit dem Programm STATGRAPHICS ausgewertet und sind in Abbildung 16 dargestellt. Für einen Tracertest benötigt man vom Eingabepunkt des Markierungsstoffes bis zur Messstelle eine konstante Grundleitfähigkeit. Steigt die elektrische Leitfähigkeit des Wassers im Verlauf des Grabens an, so bedeutet das, dass Wasser an diesen Stellen in den Untergrund versickert, hervorgerufen durch eine stärkere Konzentration von gelösten Stoffen im Grubenwasser. Ein Teil der im Wasser gelösten Stoffe versickert aber mit in den Untergrund.

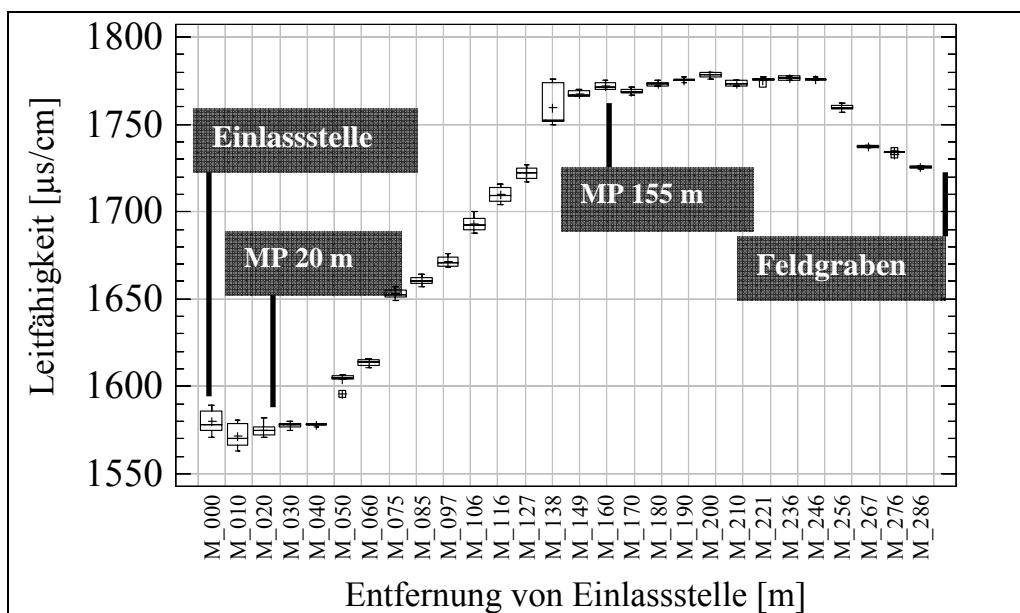


Abbildung 16: Verlauf der Leitfähigkeit im Entwässerungsgraben der Tieferlegung bei der Voruntersuchung für den Tracertest am 17.11.05 und beide Messpunkte für die Durchflussmessung

Im gesamten Entwässerungsgraben lag die elektrische Leitfähigkeit in dem Zeitraum der Messung am 17.11.05 zwischen  $1563 \mu\text{S}/\text{cm}$  und  $1780 \mu\text{S}/\text{cm}$ . Im Bereich 50 m bis 140 m Entfernung der Einlassstelle in den Graben, stieg die elektrische Leitfähigkeit um ca.  $200 \mu\text{S}/\text{cm}$  an. Auf diesem Teilabschnitt des Entwässerungsgrabens versickert somit Grubenwasser in den Untergrund. Auf den letzten 40 m Fließweg im Entwässerungsgraben zum Übergang in den Feldgraben sinkt die elektrische Leitfähigkeit des Wassers deutlich ab.

In dem Bereich fließt dem Graben aus dem umgebenden Feld Wasser zu. So können in diesen Bereichen im Entwässerungsgraben keine Tracermessungen vorgenommen werden. Für die Durchflussmessung werden Teilabschnitte des Entwässerungsgrabens ausgewählt, in denen weder Wasser versickert noch diesem aus der Umgebung zuströmt und somit die Grundleitfähigkeit im Gewässer konstant ist. Hierfür sind zwei Abschnitte des Grabens geeignet (Abb. 16). Der erste Messpunkt für eine Durchflussmessung wird 155 m von der Einlassstelle in den Entwässerungsgaben entfernt gewählt. Die zweite Messung erfolgt 20 m nach dem Einlasspunkt in den Entwässerungsgraben. So wird verhindert, dass sich die Messungen gegenseitig beeinflussen können (Abb. 17 und 18).



Abbildung 17: Messpunkt 155 m

Abbildung 18: Messpunkt 20 m

### 7.1.2 Durchflussmessung im Entwässerungsgraben

Die Auswertung der beiden Tracerversuche mit dem Programm Abfluss ergibt für den zweiten Messpunkt 20 m nach der Einlassstelle in den Graben einen Durchfluss von 15,9 L/s bzw. 57,2 m<sup>3</sup>/h. Am weiter stromabwärts gelegenen Messpunkt 155 m zeigt die Auswertung der Messwerte nur noch einen Durchfluss von 6,6 L/s bzw. 23,8 m<sup>3</sup>/h. Die Auswertungsprotokolle beider Messungen sind im Anhang 1 aufgeführt. Es zeigt sich, dass zwischen den Messpunkten 20 m und 155 m Fließstrecke im Graben ca. 60 % an Grubenwasser in den umgebenden Untergrund versickert.

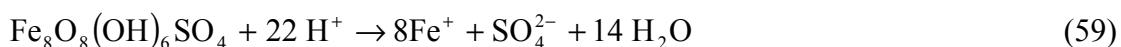
Der am Messpunkt 20 m ermittelte Abfluss an Wasser ist mit rund 57 m<sup>3</sup>/h vermutlich als zu hoch einzustufen. Nach Angaben des Tagebaubetreibers (persönliche Mitteilung Stange AHG) kann die Motorpumpe 20-25 m<sup>3</sup> Wasser pro Stunde aus dem Pumpensumpf in den Entwässerungsgraben fördern. Die Förderleistung der Pumpe konnte durch die Tracermessungen nicht bestätigt werden. Auch nach einer erneuten Überprüfung der Messergebnisse des Tracertests konnte die Ursache für den zu hoch gemessenen Durchfluss nicht geklärt werden.

## 7.2 Auswertung der Krustenproben durch die mineralogische Untersuchung

Bei den vier Krustenproben, die zur Untersuchung in das Institut für Mineralogie der TU Berg-akademie Freiberg gegeben worden sind, erfolgte mittels Röntgendiffraktometrie eine qualitative bzw. quantitative Bestimmung des Mineralzusammensetzung, der sich im Entwässerungsgraben gebildeten Krusten. Die Analyse ergab für die vier Proben aus dem Entwässerungsgraben folgende Ergebnisse.

Die ersten beiden Proben GTH-K1 und GTH-K2, die direkt am Einlass in den Entwässerungsgraben bzw. ein wenig weiter an der Verzweigung des Grabens entnommen wurden, sind bezüglich der Mineralzusammensetzung identisch (Tabelle 6). Die Krusten bestehen vorwiegend aus schlecht kristallinem Schwertmannit, sowie wenig Goethit und Spuren von Quarz. Eine Quantifizierung des Schwertmannits ist leider nicht möglich, da bisher kein Strukturmodell für das Mineral existiert.

Das Eiseoxyhydroxysulfat Schwertmannit ist ein Sekundärmineral und bildet sich in sauren, sulfat- und eisenreichen Gewässern ( $>5 \text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$ ), unter oxidierenden Bedingungen. Im Abraum des Lausitzer Bergbaureviers ist die Bildung von Schwertmannit seit einigen Jahren bereits bekannt (SCHWERTMANN 1999). Im pH-Bereich zwischen 2,5 bis 4,5 liegt Fe(III) in Wasser vorwiegend als Fe(III)sulfatkomplex vor. Diese Bedingungen sind die Voraussetzung für die Kristallisation von Schwertmannit (REGENSPURG 2002). Ein solches Milieu ist die Folge der Sulfidverwitterung (vgl. Abschnitt. 5.1.1), welche hervorgerufen wird durch den Abbau der Grauwacke im Tagebau in Großthiemig. Gerade am Anfang des Entwässerungsgrabens, wo dem sauren Grubenwasser durch Verrieselung noch extra Sauerstoff zugeführt wird, sind die Bildungsbedingungen für Schwertmannit bei pH-Werten von 3 bis 4 gegeben. Als ein metastabiles Mineral kann es sich in Abhängigkeit von Zeit und pH-Wert wieder auflösen oder in das thermodynamisch stabilere Mineral Goethit (FeOOH) rekristallisieren (WALTER 2004). Die chemischen Umwandlungen von Schwertmannit sind in den folgenden Gleichungen dargestellt (REGENSPURG 2002). Die mineralogische Formel für Schwertmannit ist idealisiert dargestellt



In natürlichen Sedimenten, wie den Krusten im Grauwacketagebau in Großthiemig, ist das Vorkommen von Schwertmannit somit auch mit dem Vorkommen von Goethit verbunden. In Sedimenten, die Älter als zehn Jahre sind, ist das Mineral nicht mehr zu finden (SCHWERTMANN 1999). Das in den Proben enthaltene Mineral Goethit ist in den

Grauwackesteinbrüchen der Lausitz sehr verbreitet. Es setzt sich in eisenreichen Oberflächenwässern, an Orten der Pyritverwitterung ab. Das Mineral verursacht auch die bräunliche Färbung an den oberflächennahen Abbausohlen des Steinbruchs (NUSDALA 1993).

Ganz gegensätzlich sind die Ergebnisse der mineralogischen Untersuchung für die Proben GTH-K3 und GTH-K4. In diesen Krusten konnte kein Schwertmannit als Mineral nachgewiesen werden. Die Gehalte an Mineralen, die in der Probe enthalten waren, wurden quantitativ bestimmt und sind in Tabelle 6 dargestellt. Die Nachweisgrenzen für die kristallinen Phasen liegen dabei je nach Struktur und Matrix bei 0.1 bis 4 M%. Die Quantifizierungsergebnisse wurden auf 100 % kristalline Phasen normiert und auf volle M% gerundet.

Tabelle 6: Kristalline Zusammensetzung der Krustenproben GTH-K1, GTH-K2 GTH-K3 und GTH-K4.

Minerale	GTH-K1	GTH-K2	GTH-K3 [M%]	GTH-K4 [M%]
Quarz			75	56
Kalifeldspat			8	7
Plagioklas			7	7
Chlorit			1	-
Vermiculit			1	-
Muscovit			7*	5
Kaolinit			1-2	-
Goethit	Schwertmannit mit wenig Goethit und Spuren von Quarz		-	24
Jarosit			-	1

\* Spuren von quellfähigen Tonmineralen enthalten

In der Mitte des Feldes bzw. am Ende des Entwässerungsgrabens zeigt die Zusammensetzung der Krustenproben, dass die Bildungsbedingungen für Schwertmannit nicht mehr gegeben sind. Die in Tabelle 6 aufgeführte Krustenzusammensetzung der Proben GTH-K3 und GTH-K4 zeigen, dass die sich an den Stellen gebildeten Krusten im Entwässerungsgraben wesentlich aus den Verwitterungsprodukten der anstehenden Grauwacke bestehen. Die Grauwacke selbst besteht aus Anteilen von Quarz, Plagioklas, Kalifeldspat, Biotit und Muskovit sowie Chlorit (PFEIFFER et al. 1981). All diese Mineralbestandteile sind auch in den untersuchten Krusten vorhanden. Der Entwässerungsgraben, aus dem die Krustenproben GTH-K3 und GTH-K4 genommen wurden, führt durch eine landwirtschaftlich genutzte Fläche, wobei dort die Grauwacke das Ausgangssubstrat zur Bodenbildung darstellt (RBP 2004). Die enthaltenen Minerale in den Proben sind somit auch durch die Erosion des sich in der Umgebung befindlichen Bodens in den Entwässerungsgraben gelangt. Interessant sind die hohen Gehalte an Quarz in der Probe GTH-K3. Dies kann unter anderem an der Transportfähigkeit des Wassers liegen. Größere Kornfraktionen der Quarzminerale lagern sich im Entwässerungsgraben als erstes ab. Der Probenahmepunkt der Probe GTH-K3 liegt kurz hinter einem Rohrauslass. Der durch das Grubenwasser transportierte Quarz lagert sich durch die verringerte Transportkraft des Wassers bei einem breiter werdenden Flussbett einfach ab. So ist wahrscheinlich der erhöhte Quarzgehalt zu erklären.

### 7.3 Vor-Ort Bestimmung der chemischen Wasserparameter an der Kaskade (T. Genske)

Im Zeitraum von Dezember 2005 bis März 2006 wurden Proben von der Kaskade entnommen und vor Ort sowie im Labor analysiert. Wegen der schwierigen Witterungsverhältnisse und der in diesem Zusammenhang schwankenden Wasserstände im Pumpensumpf konnte eine komplette Versuchsdurchführung der Vor-Ort-Parameter nur am 11.01. und 02.03.2006 realisiert werden. Damit ein besserer Vergleich stattfinden kann, wurde darüber hinaus auch die Analyse vom 06.01.2006, bei welcher lediglich die Analysenwerte von der Stufe bei 0,75 m fehlen, tabellarisch dargestellt. Die Probenahme und Analyse an weiteren Tagen mussten teilweise auf Grund einsetzenden schlechten Wetters und eines zu gering gefüllten Pumpensumpfes mit Grubenwasser wesentlich früher abgebrochen werden. Daher sind diese Daten hier nicht aufgeführt. Die Versuchsergebnisse der oben angeführten Probennahmen sind den Tabellen 7 bis 9 zu entnehmen. Neben den Vor-Ort-Parametern sind die Analysenergebnisse der Ionenchromatographie und die photometrische Manganbestimmung in den Tabellen enthalten. Die bei den Vor-Ort-Parametern dargestellten Temperaturen ergeben sich als Mittelwerte der Temperaturmessungen mit den unterschiedlichen Geräten. Die dargestellten Redoxwerte sind die auf 25°C und das Bezugspotential umgerechneten Werte.

Tabelle 7: Bestimmung der Wasserparameter der Kaskade (Messung vom 06.01.2006)

Parameter [Einheit]	Kaskadenbecken (GTH 6.01.06-01)	Stufe nach 0,45 m (-03)	Stufe nach 0,75 m	Stufe nach 1,05 m (-02)
Fe <sup>2+</sup> [mg/L]	39,9	38,3	-	36,8
Fe <sup>ges</sup> [mg/L]	44,9	41,0	-	38,3
Lf [µS/cm]	1929	1885	-	1900
T [°C]	3,2	2,9	-	2,6
O <sub>2</sub> [mg/L]	6,3	9,3	-	10,3
O <sub>2</sub> [%]	46,7	67,9	-	75,5
pH	3,5	3,7	-	3,6
K <sub>B,4,3</sub> [mmol/L]	0,250	0,285	-	0,345
K <sub>B,8,2</sub> [mmol/L]	-	4,950	-	5,005
Eh [mV]	603	605	-	612
Li <sup>+</sup> [mg/L]	0,19	0,17	-	0,12
Na <sup>+</sup> [mg/L]	21,4	21,9	-	22,5
K <sup>+</sup> [mg/L]	2,42	2,60	-	2,20
Ca <sup>2+</sup> [mg/L]	176	168	-	176
Mg <sup>2+</sup> [mg/L]	126	116	-	123
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> [mg/L]	8,13	6,93	-	8,30
F <sup>-</sup> [mg/L]	1,30	1,26	-	1,26
Cl <sup>-</sup> [mg/L]	31,4	30,5	-	30,9
Parameter	Kaskadenbecken	Stufe nach	Stufe nach	Stufe nach

[Einheit]	(GTH 6.01.06-01)	0,45 m (-03)	0,75 m	1,05 m (-02)
$\text{SO}_4^{2-}$ [mg/L]	1345	984	-	1076
$\text{Mn}^{2+}$ [mg/L]	11,6	10,9	-	15,3

Tabelle 8: Bestimmung der Wasserparameter der Kaskade (Messung vom 11.01.2006)

Parameter	Kaskadenbecken	Stufe nach	Stufe nach	Stufe nach
[Einheit]	(GTH 11.01.06-01)	0,45 m (-03)	0,75 m (-04)	1,05 m (-02)
$\text{Fe}^{2+}$ [mg/L]	44,9	44,4	40,8	41,8
$\text{Fe}^{\text{ges}}$ [mg/L]	48,4	48,4	44,0	45,8
$\text{Lf}$ [ $\mu\text{S}/\text{cm}$ ]	2080	2020	1969	2030
T [ $^{\circ}\text{C}$ ]	2,2	2,3	1,9	1,9
$\text{O}_2$ [mg/L]	3,1	6,8	8,5	9,2
$\text{O}_2$ [%]	22,3	49,7	62,3	67,0
pH	3,6	3,5	3,5	3,6
$\text{K}_{\text{B},4,3}$ [mmol/L]	0,275	0,310	0,305	0,270
$\text{K}_{\text{B},8,2}$ [mmol/L]	5,700	5,730	5,595	5,735
Eh [mV]	588	595	599	593
$\text{Li}^+$ [mg/L]	0,22	0,21	0,29	0,28
$\text{Na}^+$ [mg/L]	24,1	23,7	23,1	24,2
$\text{K}^+$ [mg/L]	3,06	2,76	3,01	3,59
$\text{Ca}^{2+}$ [mg/L]	196	188	182	191
$\text{Mg}^{2+}$ [mg/L]	137	130	123	134
$\text{NO}_3^-$ [mg/L]	10,6	10,4	10,4	12,2
$\text{F}^-$ [mg/L]	1,29	1,28	1,23	1,32
$\text{Cl}^-$ [mg/L]	33,0	34,5	30,2	34,9
$\text{SO}_4^{2-}$ [mg/L]	1201	1124	950	1190
$\text{Mn}^{2+}$ [mg/L]	11,0	5,7	10,2	12,2

Tabelle 9: Bestimmung der Wasserparameter der Kaskade (Messung vom 02.03.2006)

Parameter [Einheit]	Kaskadenbecken (GTH 2.03.06-01)	Stufe nach 0,45 m (-03)	Stufe nach 0,75 m (-04)	Stufe nach 1,05 m (-02)
Fe <sup>2+</sup> [mg/L]	16,6	17,6	17,6	16,5
Fe <sup>ges</sup> [mg/L]	20,1	19,8	20,6	19,6
Lf [μS/cm]	1123	1127	1118	1125
T [°C]	4,3	5,1	4,5	4,0
O <sub>2</sub> [mg/L]	7,6	8,8	9,7	10,3
O <sub>2</sub> [%]	61,4	71,2	76,2	81,1
pH	3,6	3,6	3,7	3,6
K <sub>B,4,3</sub> [mmol/L]	0,335	0,340	0,335	0,345
K <sub>B,8,2</sub> [mmol/L]	2,525	2,615	2,635	2,585
Eh [mV]	616	673	652	648
Li <sup>+</sup> [mg/L]	0,06	0,05	0,08	0,04
Na <sup>+</sup> [mg/L]	9,8	7,7	7,8	10,1
K <sup>+</sup> [mg/L]	1,70	1,70	1,50	1,40
Ca <sup>2+</sup> [mg/L]	92,9	83,4	86,9	77,7
Mg <sup>2+</sup> [mg/L]	59,3	58,0	59,9	52,3
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> [mg/L]	2,56	1,71	1,54	2,20
F <sup>-</sup> [mg/L]	0,90	0,88	0,88	0,93
Cl <sup>-</sup> [mg/L]	14,7	13,9	14,3	14,6
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> [mg/L]	576	583	592	586
Mn <sup>2+</sup> [mg/L]	3,05	3,03	3,10	3,03

Bei näherer Betrachtung der an der Kaskade bestimmten Parameter kann man feststellen, dass Sauerstoff in das System eingetragen wird (siehe Abb. 19). Eine wesentliche Änderung der Eisengehalte und demzufolge eine Ausfällung von Eisenoxiden ist jedoch nicht zu erkennen. Eine Verringerung der Eisen(II)- und Eisen(III)-werte beim Durchlauf des Grubenwassers über die Kaskade ist nicht vorhanden (siehe Abb. 20). Zudem kommt es zeitweise zu Schwankungen der Eisengehalte. Ein Grund hierfür liegt darin, dass beim Leerpumpen des Pumpensumpfes die zuletzt geförderten Mengen des Grubenwassers bereits im Pumpensumpf abgelagertes Eisen wieder mobilisieren und demzufolge für eine Erhöhung des Eisengehaltes sorgen. Auf Grund der einsetzenden Schneeschmelze und der daraus folgenden Verdünnungseffekte zeigen die Messungen vom 02.03.2006 wesentlich geringere Gehalte an Eisen, Lithium, Natrium, Kalium, Calcium, Magnesium, Nitrat, Fluorid, Chlorid, Sulfat und Mangan sowie kleinere Werte für die elektrische Leitfähigkeit und Azidität auf. Neben dem Pumpensumpf stand die gesamte Sohle des Tagebaus schätzungsweise 1 m unter Wasser.

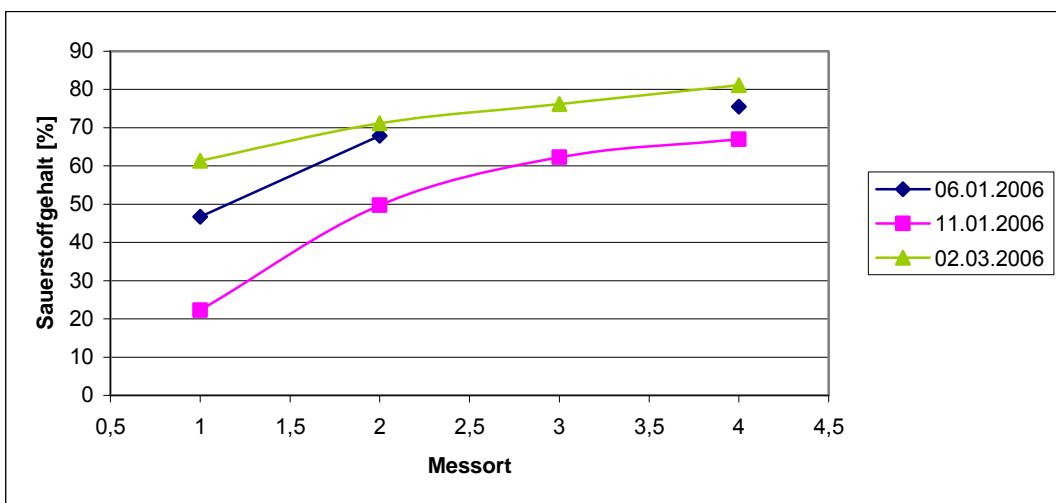


Abbildung 19: Messungen der Sauerstoffgehalte an der Kaskade

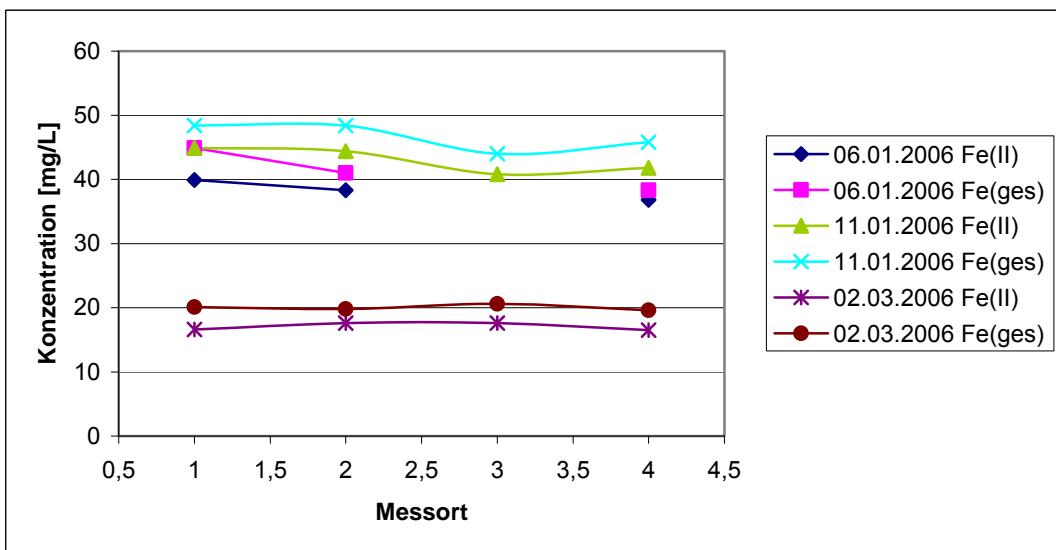


Abbildung 20: Messungen der Eisengehalte an der Kaskade

Die in den Abbildungen 19 und 20 nummerierten Messorte stehen für: 1 Kaskadenbecken, 2 Stufe nach 0,45 m, 3 Stufe nach 0,75 m und 4 Stufe nach 1,05 m.

Da die Probe vom 02.03. auf Grund des starken Verdünnungseffektes als nicht repräsentativ angesehen werden kann und die Messung am 06.01. nicht vollständig durchgeführt werden konnte, wurde die Probe vom 11.01. weiteren Analysen unterzogen. In Tharandt wurden die Spurenelementkonzentrationen bestimmt (siehe Anhang A). Des Weiteren erfolgte im Labor die Bestimmung der Gehalte an Ammonium, Nitrit, Phosphat, Hydrogencarbonat und anorganischer Kohlenstoff. Diese Werte können der nachfolgenden Tabelle 10 entnommen werden.

Tabelle 10: Bestimmung weiterer Wasserparameter an der Kaskade (Messung vom 11.01.2006)

Parameter [Einheit]	Kaskadenbecken (GTH 11.01.06-01)	Stufe nach 0,45 m (-03)	Stufe nach 0,75 m (-04)	Stufe nach 1,05 m (-02)
$\text{NH}_4^+$ [mg/L]	0,22	0,33	0,40	0,25
$\text{NO}_2^-$ [mg/L]	0,033	0,038	0,016	0,016
$\text{PO}_4^{3-}$ [mg/L]	0,92	1,03	0,36	1,20
$\text{HCO}_3^-$ [mg/L]	34,8	34,1	35,0	34,9
$\text{C}_{\text{anorg.}}$ [mg/L]	13,9	5,0	6,8	7,5

Am 07.02.2006 wurde neues Wasser für die Laborversuche geholt. Aus diesem Grund wurden an diesem Tag ebenfalls einige Messungen an der Kaskade durchgeführt. Es erfolgte jedoch keine Probenahme. Die Ergebnisse dieser nach Rücksprache mit dem Betreuer eingeschränkten Versuchsdurchführung sind in Tabelle 11 aufgeführt.

Tabelle 11: Bestimmung von Wasserparametern an der Kaskade (Messung vom 07.02.2006)

Parameter [Einheit]	Kaskadenbecken	Stufe nach 0,45 m	Stufe nach 0,75 m	Stufe nach 1,05 m
$\text{Fe}^{2+}$ [mg/L]	43,5	54,0	54,8	44
$\text{Fe}_{\text{ges.}}$ [mg/L]	65,0	68,8	71,8	65,5
Lf [µS/cm]	1663	1591	1578	1608
T [°C]	1,5	1,3	1,4	1,4
$\text{O}_2$ [mg/L]	7,0	9,5	10,1	10,5
$\text{O}_2$ [%]	51,0	69,7	73,0	77,1
pH	4,5	4,0	4,2	5,2

An diesen Werten kann ebenfalls sehr gut erkannt werden, dass sich im Laufe der Messungen die chemischen Bedingungen im Wasser geändert haben. Auffällig sind die im Vergleich zu den anderen Messtagen erhöhten Eisengehalte. In Abb. 21 werden die an den einzelnen Tagen im Kaskadenbecken gemessenen Eisengehalte wiedergegeben.

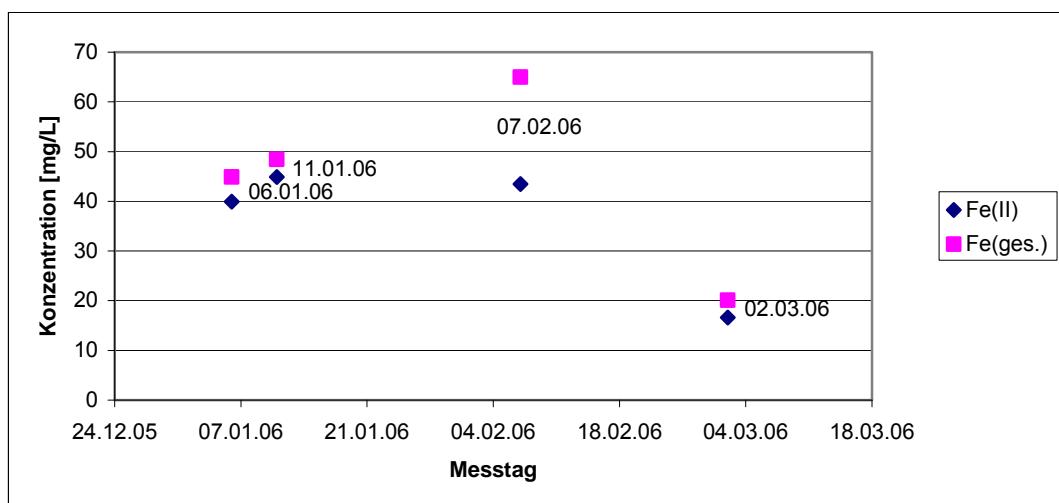


Abbildung 21: Messungen der Eisengehalte im Kaskadenbecken

Die dargestellten Eisengehalte weisen größere Schwankungen auf. Der Gesamteisengehalt variiert zwischen 20 und 65 mg/L und die Eisen(II)-gehalte liegen zwischen 16 und 45 mg/L. Die niedrigen Eisengehalte konnten bereits zuvor mit dem Verdünnungseffekt infolge der einsetzenden Schneeschmelze erklärt werden. Die mittels Spurenelementanalyse ermittelten Gesamteisengehalte vom 11.01.2006 weisen in etwa die gleichen Werte auf, die bereits photometrisch vor Ort bestimmt worden sind. Ein Vergleich der von Frau Karen Gerstenberg in ihrer Studienarbeit im Zeitraum September bis November 2004 ermittelten Eisengehalte zeigt, dass diese im gleichen Bereich liegen und somit näherungsweise reproduziert werden konnten. Sie hatte nahe dieser Messstelle einen mittleren Eisen(II)-gehalt von 33 mg/L sowie einen mittleren Gesamteisengehalt von 57 mg/L angetroffen.

Die Betrachtung und der Vergleich der weiteren wasserchemischen Parameter aus dem Kaskadenbecken zeigt nachfolgend beschriebene Besonderheiten gegenüber den im Herbst 2004 durchgeführten Messungen von Frau Gerstenberg auf. Die gemessenen Redoxpotenziale lagen 2006 zwischen 588 und 673 mV gegenüber durchschnittlich 640 mV vor zwei Jahren. Sie lagen somit im gleichen Bereich. Die durch die Schneeschmelze beeinflussten Messungen zeigten dabei mit Werten von 616 bis 673 mV höhere Werte auf als die unbeeinflussten Messungen mit gemessenen 588 bis 612 mV. Die durch die Schneeschmelze unbeeinflussten Messungen hatten demzufolge ein durchschnittliches Redoxpotenzial von 600 mV. Da die Reproduzierbarkeit von Redoxmessungen jedoch bei +/- 30 mV liegt, können demzufolge keine wesentlichen Veränderungen gegenüber den 2004 durchgeführten Messungen festgestellt werden. Die 2006 deutlich niedrigeren Sauerstoffgehalte sind darauf zurückzuführen, dass das Grubenwasser direkt in das Kaskadenbecken geleitet wird, wobei das Rohr im Wasser liegt und dadurch eine Verwirbelung und somit ein Eintrag von Sauerstoff deutlich reduziert wird. Es ist auffällig, dass die Alkalinität 2006 um eine Größenordnung niedrigere Werte aufweist als 2004. Da die Hauptquelle von Alkalinität Hydrogencarbonat und Carbonat sind, müssen die entsprechenden Gehalte 2006 gegenüber 2004 höher ausfallen. Da diese Parameter im Jahre 2004 jedoch nicht bestimmt worden sind, kann an dieser Stelle kein Vergleich gezogen werden. Wie auch schon 2004 liegt eine wesentlich höhere Azidität gegenüber der Alkalinität vor. Das Grubenwasser ist folglich netto-azid. Der Ammoniumgehalt war 2006 um bis zu eine Größenordnung niedriger als 2004. Dies kann vielfältige Gründe haben. Erst einmal ist der Ammoniumgehalt nicht isoliert zu betrachten. Es müssen auch die Gehalte an Nitrat und Nitrit mitberücksichtigt werden, denn unter aeroben Bedingungen wird Ammonium über Nitrit zu Nitrat oxidiert (SCHWOERBEL 1999). Die Ammoniumgehalte waren 2004 zwar höher, die Nitratgehalte dagegen niedriger. Darüber hinaus sind auch jahreszeitliche Schwankungen sowie die Ursachen der Erzeugung von Ammoniak und Ammonium von Bedeutung. Für gewöhnlich gelangen Ammoniak und Ammonium mit häuslichen Abwässern, aus Abläufen von Kläranlagen, Miststellen, Futtersilos und mit Quellwässern von frisch gedüngten Feldern in

Bäche und Flüsse (BREHM & MEIJERING 1996). In unserem Fall könnten die nebenstehenden Felder eine Erhöhung der im Spätsommer und Herbst 2004 gemessenen Werte durch eine möglicherweise im Sommer stattgefundene Düngung zur Folge gehabt haben. Neben den bereits genannten Parametern war 2004 ein niedrigerer Sulfat-Gehalt als 2006 anzutreffen. Ein Grund dafür liegt in den Prozessen der Sulfatreduktion, wodurch Sulfat in verschiedene Sulfidspezies umgewandelt wird. Die hohen Sulfatgehalte 2006 sind auf die Pyritverwitterung zurückzuführen (vgl. Gl. 2 und 6 aus Kapitel 5.1.1). In Abhängigkeit davon welche Prozesse überwiegen liegen entsprechend höhere oder niedrigere Sulfatgehalte vor.

Die weiteren gemessenen und miteinander verglichenen Parameter liegen 2006 im gleichen Bereich wie 2004. Es konnte ein pH-Wert von durchschnittlich 3,6 gemessen werden. Dieser kann als sehr sauer bezeichnet werden. Der niedrige pH-Wert resultiert aus der bereits in Kapitel 5.1 beschriebenen Pyritverwitterung. Dabei werden Protonen freigesetzt, die zur Versauerung und somit zur Bildung von Azidität beitragen. Die gemessenen elektrischen Leitfähigkeiten lagen bei den durch die Schneeschmelze relativ unbeeinflussten Proben vom 06.01.2006 und 11.01.2006 bei rund 2000  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Da ein Zusammenhang zwischen der Hauptionenkonzentration und der elektrischen Leitfähigkeit besteht können diese relativ hohen elektrischen Leitfähigkeiten mit den stark erhöhten Sulfatgehalten von 1200 bis 1300 mg/L aber auch durch die Calciumgehalte von etwa 180-200 mg/L und Magnesiumgehalte von rund 130 mg/L erklärt werden. Die Hauptionen sind folglich für die Gewässergüte bedeutend. Neben den bereits beschriebenen Hauptionen Sulfat, Calcium und Magnesium gibt es weitere, die Kationen Natrium und Kalium sowie die Anionen Chlorid, Hydrogencarbonat, Carbonat und Nitrat. Diese Parameter wiesen keine Auffälligkeiten auf.

Abschließend ist festzuhalten, dass durch die Kaskade nur unzureichend Eisenoxide ausgefällt werden konnten. Lediglich der Eintrag von Sauerstoff in das Wasser konnte erreicht werden. Aus diesem Grund ist von der Nutzung einer Kaskade am Rohrauslass abzusehen.

## 7.4 Simulation des RAPS im Labormaßstab (T. Genske)

Im Labor wurden im Januar und Februar diesen Jahres RAPS-Versuche mit Aufenthaltsdauern von 8 und 20 Stunden durchgeführt, wobei der 20-Stunden-Versuch sowohl mit einem als auch mit zwei nacheinander geschalteten RAPS-Systemen durchgeführt wurde. Die Laufzeiten des 8- und des einfachen 20-Stunden-Versuches betrugen dabei 80 Stunden, beim doppelten RAPS-System 240 Stunden. Da die Versuche nur nacheinander durchgeführt werden konnten, variieren die Eingangsdaten zum jeweiligen Messbeginn. Die im Rahmen der Versuchsdurchführung ermittelten Parameter sind der nachfolgenden Tabelle 12 zu entnehmen. Für den 20-Stunden-Versuch zweier nacheinander geschalteter RAPS-Systeme wurden darüber hinaus die Ionenkonzentrationen von Lithium, Natrium, Kalium, Calcium, Magnesium, Nitrat, Fluorid, Chlorid und Sulfat mittels Ionenchromatographie sowie von Eisen(II), Eisen(gesamt), Mangan, Ammonium, Nitrit und Phosphat mittels Photometrie ermittelt.

Tabelle 12: Bestimmung der Wasserparameter im RAPS-System

Parameter [Einheit]	8h-RAPS-Versuch		20h-RAPS-Versuch		20h-Doppel-RAPS-Versuch	
	Messbeginn	-ende	Messbeginn	-ende	Messbeginn	-ende
Fe <sup>2+</sup> [mg/L]	0,67	0,37	54,17	18,08	15,17	6,83
Fe <sup>ges</sup> [mg/L]	11,75	1,68	69,83	29,24	33,83	9,28
Lf [µS/cm]	1857	1755	1674	1290	1811	630
T [°C]	19,8	18,9	16,8	18,6	18,9	19,9
O <sub>2</sub> [mg/L]	3,8	7,0	7,7	4,0	3,1	3,7
O <sub>2</sub> [%]	42,6	78,2	79,7	45,7	34,5	41,6
pH	3,05	4,94	3,91	6,13	3,24	6,58
K <sub>B,4,3</sub> [mmol/L]	1,44	-	0,025	-	1,43	-
K <sub>B,8,2</sub> [mmol/L]	4,87	1,24	1,23	1,32	4,17	0,735
K <sub>S,4,3</sub> [mmol/L] -(pH<4,3)	0,085	-	-(pH<4,3)	1,65	-(pH<4,3)	3,08
Eh [mV]	639	549	589	278	716	283
Li <sup>+</sup> [mg/L]	-	-	-	-	0,07	0,09
Na <sup>+</sup> [mg/L]	-	-	-	-	21,1	21,6
K <sup>+</sup> [mg/L]	-	-	-	-	2,20	3,80
Ca <sup>2+</sup> [mg/L]	-	-	-	-	154	231
Mg <sup>2+</sup> [mg/L]	-	-	-	-	98,7	90,0
F <sup>-</sup> [mg/L]	-	-	-	-	1,06	0,42
Cl <sup>-</sup> [mg/L]	-	-	-	-	31,7	32,8
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> [mg/L]	-	-	-	-	1018	963
Mn <sup>2+</sup> [mg/L]	-	-	-	-	5,70	6,30
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> [mg/L]	0,8	1,5	1,13	2,53	0,15	1,27
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> [mg/L]	6,8	5,0	2,2	0	4,70	5,70

Parameter [Einheit]	8h-RAPS-Versuch Messbeginn -ende	20h-RAPS-Versuch Messbeginn -ende	20h-Doppel-RAPS-Versuch Messbeginn -ende
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> [mg/L]	-	-	0,013 0,004
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> [mg/L]	-	-	0,23 1,75

Die Messergebnisse des versuchsbegleitend durchgeführten Kalksteinstandversuches sind dem Anhang B zu entnehmen. Die Entwicklung des pH-Wertes bei der Reaktion des Grubenwassers mit dem Kalkstein ist in der nachfolgenden Abbildung 22 dargestellt.

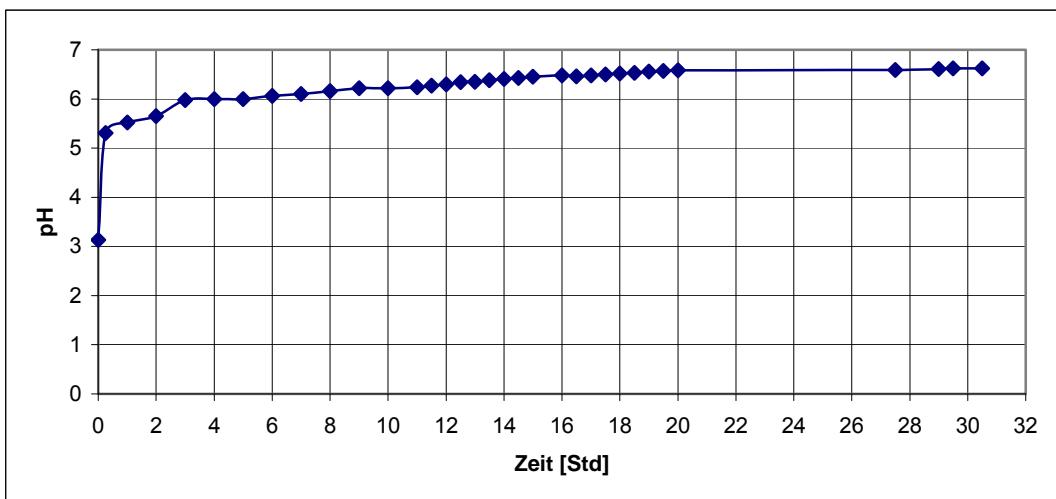


Abbildung 22: Kalksteinstandversuch – Ermittlung der optimalen Kontaktzeit des Grubenwassers mit dem Kalkstein

Der Kalksteinstandversuch zeigt, dass der maximale pH-Wert von ungefähr 6,6 bei einer Kontaktzeit von 20 Stunden des Grubenwassers mit dem Kalkstein erzielt wird. Aus diesem Grund wurden neben den Aufenthaltsdauern von 8 und 20 Stunden keine weiteren getestet.

Die deutlich geringeren Eisengehalte beim Messbeginn des 8-Stunden-Versuches sind darauf zurückzuführen, dass das für diesen Versuch verwendete Wasser bereits zwei Monate vorher geholt worden ist. Bei der Lagerung ist es zu Ausfällungen von Eisenhydroxiden gekommen, was an einer deutlichen Verfärbung der Kanister zu erkennen war. Dadurch konnten im Wasser selbst nur noch geringe Gehalte an Eisen(II) und Eisen(gesamt) angetroffen werden. Bei diesem Versuch handelte es sich um einen ersten Test. Es sollte geprüft werden, ob sich reduzierende Bedingungen einstellen können, wodurch die Ausfällung von Eisenoxiden begünstigt wäre. Abbildung 23 zeigt, dass bei diesem Versuch keine reduzierenden Bedingungen erreicht werden konnten. Der Redoxwert stieg zum Versuchsende wieder an und lag mit gemessenen 549 mV nach 80 Stunden relativ nahe zum Eingangswert von 639 mV. Tendenziell bewegte er sich weiter Richtung Eingangswert.

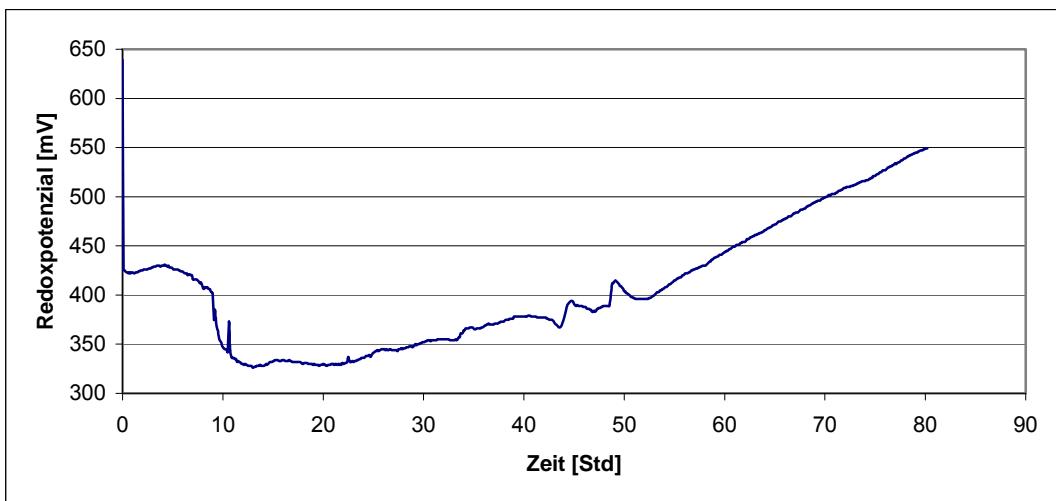


Abbildung 23: Entwicklung des Redoxpotenzials beim 8-Stunden-RAPS-Versuch

Auf Grund der Ergebnisse des 8-Stunden-Versuches in Verbindung mit den Ergebnissen des anschließend durchgeföhrten Kalksteinstandversuches wurde die Kontaktzeit des Grubenwassers mit dem Kalkstein bei den nachfolgenden Versuchen auf 20 Stunden erhöht.

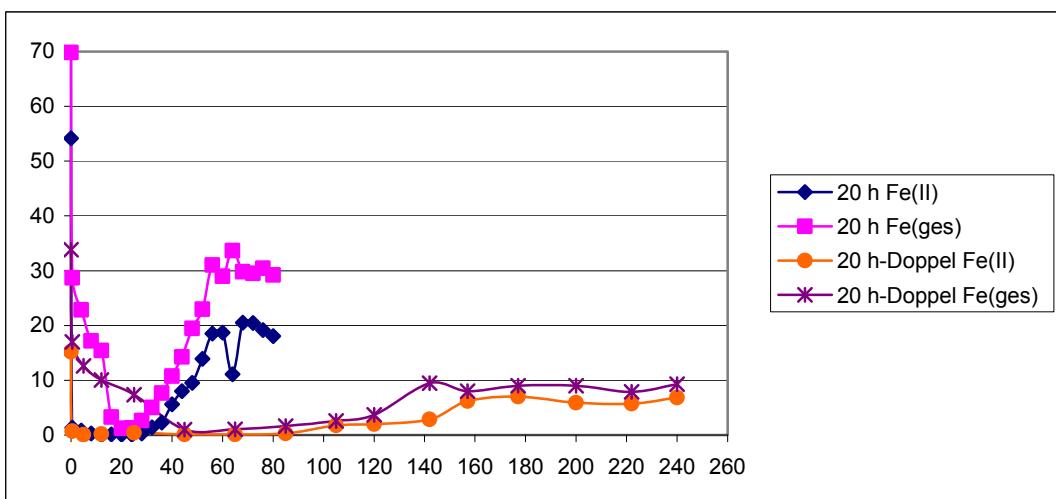


Abbildung 24: Entwicklung der Eisengehalte beim einfachen und doppelten 20-Stunden-Versuch

Die Durchführung des einfachen 20-Stunden-Versuches hatte eine Reduzierung des Eisen(gesamt)-Gehaltes von 70 auf 29 mg/L und des Eisen(II)-Gehaltes von 54 auf 18 mg/L zur Folge (siehe Abb. 24). Dabei ist jedoch hervorzuheben, dass die Gehalte an Fe(II) und Fe(gesamt) am Ende des einfachen 20-Stunden-Versuches in der Regentonne mit gemessenen 20 bzw. 36 mg/L nach 80 Stunden Aufenthalt wesentlich geringer ausfielen. Dies ist darauf zurückzuföhren, dass in der Regentonne Eisenhydroxide ausgefällt wurden. Es konnte folglich nur eine Reduzierung von 20 auf 18 mg/L Eisen(II) und von 36 auf 29 mg/L Eisen(gesamt) am Versuchsende erzielt werden. Des Weiteren ist der pH-Wert beim Versuch anfangs stark angestiegen. Nach etwa 20 Stunden war ein Maximalwert von 8,2 erreicht.

Dieser starke Anstieg ist auf die Wirkung des Kompostes zurückzuführen. Anschließend fällt der pH-Wert auf 6,1 ab, wobei die Einstellung eines konstanten Wertes noch nicht erreicht werden konnte. Die Tendenz war fallend, so dass mit einem pH-Wert von etwa 6 und sogar kleiner gerechnet werden muss (Abb. 25). Ein höherer pH-Wert wäre günstiger, da dann die Oxidation von Fe(II) zu Fe(III) schneller abläuft. Zudem begünstigt ein niedriger pH-Wert die Löslichkeit und Mobilität des Eisens. Folglich ist die Ausfällung von Eisenhydroxiden schwieriger. Beim einfachen 20-Stunden-Versuch wird somit eine Anhebung des Eingangs-pH-Wertes des sauren Grubenwassers auf etwa 6 erreicht.

Auf Grund der unzureichenden Senkung des Eisengehaltes und Erhöhung des pH-Wertes wurden zwei RAPS-Systeme mit der jeweiligen Aufenthaltsdauer von 20 Stunden nacheinander geschaltet. Dabei konnten, ausgehend von einem Eisen(gesamt)-Gehalt von 34 mg/L und einem Eisen(II)-gehalt von 15 mg/L, diese auf 9 bzw. 7 mg/L reduziert werden (siehe Abb. 24). Wie bereits beim einfachen 20-Stunden-Versuch ist auch dabei der pH-Wert stark angestiegen. Es wird nach etwa 15 Stunden der maximale pH-Wert von 7,5 erreicht. Anschließend fällt der pH-Wert wieder, bis ein konstanter Wert von 6,6 erreicht wird (siehe Abb. 25). Dieser Wert ist auf die Wirkung des Kalksteines zurückzuführen. Auch im zuvor bereits beschriebenen Kalksteinstandversuch wurde ein pH-Wert von 6,6 erreicht. Die weitere Anhebung des pH-Wertes gegenüber dem einfachen 20-Stunden-Versuch ist einer der Gründe, weshalb wesentlich bessere Ergebnisse erzielt werden konnten. Die Eingangswerte waren zwar geringer als beim einfachen 20-Stunden-Versuch, jedoch lagen diese durchaus noch innerhalb des vor Ort ermittelten Messbereiches. Die am Versuchsende in der Regentonne festgestellten Werte lagen nahe an den Eingangswerten, womit die zuvor genannten Ergebnisse nicht zu beanstanden sind.

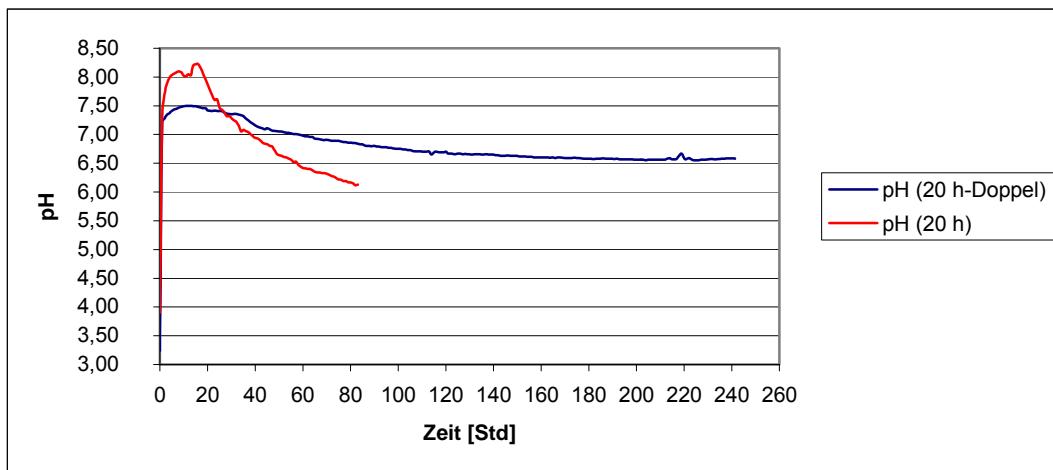


Abbildung 25: pH-Wert Entwicklung über die Zeit beim einfachen und doppelten 20-Stunden-Versuch

Mit dem Ansteigen des pH-Wertes auf 6,6 steigt auch die Fähigkeit des Grubenwassers Säure zu neutralisieren. Diese Fähigkeit wird, wie bereits im Kapitel 5.1.1 beschrieben, als Alkalinität bezeichnet. Die Entwicklung der Alkalinität (Säurekapazität) und der Azidität

(Basekapazität) ist den nachfolgenden Abbildungen 26 und 27 zu entnehmen. Die Alkalinität steigt dabei bei beiden Versuchen stark an, fällt wieder ab und erreicht beim 20-Stunden-Doppel-Versuch einen konstanten Wert von 3 mmol/L, der deutlich über der Azidität liegt, welche sich nach einem Rückgang bei 0,7 mmol/L eingependelt. Es konnte folglich eine Änderung im Grubenwasser von netto-azid auf netto-alkalisch erreicht werden. Der einfache 20-Stunden-Versuch hat einen ähnlichen Verlauf, wobei dort die Alkalinität zum Versuchsende bei 1,7 mmol/L und die Azidität bei 1,3 mmol/L liegen und sich immer weiter annähern. Beim einfachen 20-Stunden-Versuch ist es somit zweifelhaft, dass im Dauerbetrieb die netto-alkalischen Verhältnisse gehalten werden können.

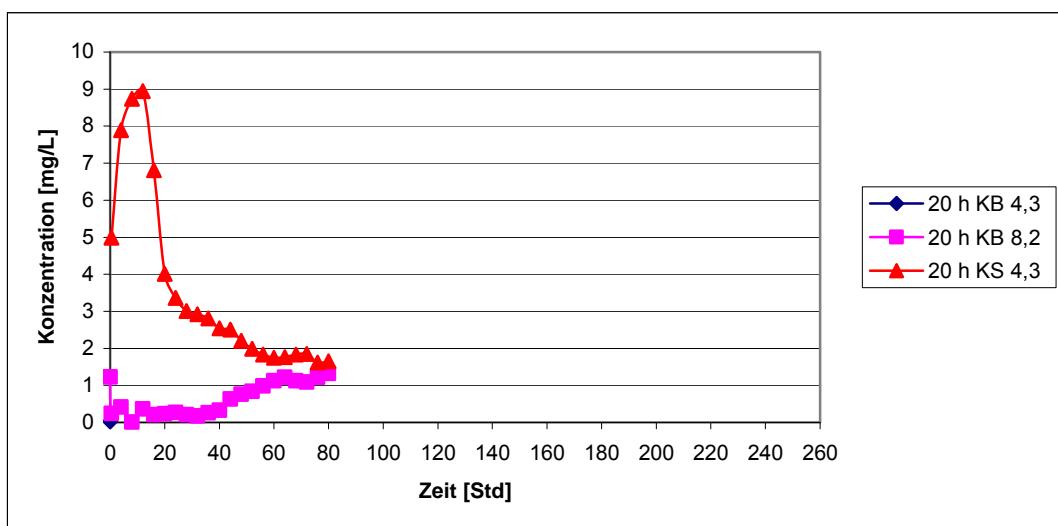


Abbildung 26: Änderungen der Säure- und Basekapazität beim 20-Stunden-Versuch

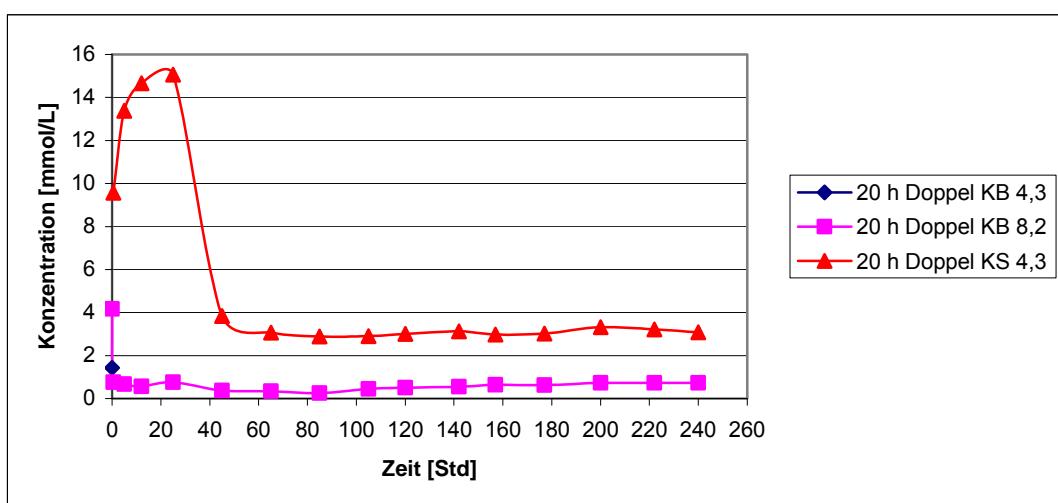


Abbildung 27: Änderungen der Säure- und Basekapazität beim 20-Stunden-Doppel-Versuch

Damit es zu einer Reduktion des Eisens kommt, sind reduzierende Verhältnisse erforderlich. Der Kompost soll im System für reduzierende Bedingungen sorgen. Infolge dieser wird Sauerstoff verbraucht und Eisen(III) zu Eisen(II) reduziert. Bei Betrachtung der Entwicklung

des Redoxpotenzials in Abbildung 28 ist zu erkennen, dass bei der Versuchsdurchführung im Labor hinsichtlich der Eisenreduktion keine reduzierenden Bedingungen erreicht werden konnten. Sowohl beim einfachen 20-Stunden-RAPS-Versuch als auch bei dem Versuch mit zwei RAPS-Systemen werden am Versuchsende Werte von etwa 280 mV erreicht. Beim einfachen 20-Stunden-Versuch werden nach etwa 30 Stunden kurzfristig Redoxwerte von 150 mV erzielt. Nach STUMM & MORGAN 1981 müssten Redoxwerte von etwa 50 mV bis etwa -500 mV erzielt werden, damit die Reduktion von Eisen(III) zu Eisen(II) gut ablaufen kann. Bei der Anwendung des RAPS-Systems im Feld könnten sich jedoch abweichend von den Laborergebnissen reduzierende Bedingungen einstellen. Dies sollte mittels einer Pilotanlage vor Ort überprüft werden. Ein Grund dafür, dass sich im Labor keine reduzierenden Bedingungen einstellen konnten, ist im Pferdemist zu suchen. Einerseits muss der Pferdemist vor der Benutzung mehrere Monate gelagert werden, damit er seine Wirkung voll entfalten kann. Dies konnte bei dem Laborversuch nicht gewährleistet werden. Darüber hinaus war der Pferdemist teilweise gefroren, wodurch er in seiner Wirkungsweise beeinträchtigt war. Die gemessenen Redoxpotenziale sind jedoch für die Reduktion von Sauerstoff geeignet. Der aus den reduzierenden Verhältnissen resultierende Sauerstoffverbrauch ist bei dem 20-Stunden-Versuch sehr gut zu erkennen (siehe Abb. 29). Der Sauerstoffgehalt sinkt von gemessenen 7,7 mg/L auf 4,0 mg/L ab. Beim 20-Stunden-Doppel-Versuch liegt der Anfangsgehalt bei niedrigen 3,1 mg/L. Die Ursache hierfür liegt in der ruhigen Lagerung des Grubenwassers im Labor in einer Regentonne. Ein Teil des Sauerstoffes ist aus dieser entgast. Infolge der Eingabe des Grubenwassers über die Peristaltikpumpe in das System gelangt wieder Sauerstoff in das Wasser. Dadurch erhöht sich der Anfangswert auf 6,3 mg/L. Dieser Wert wird nun als Folge der reduzierenden Bedingungen wieder auf 3,7 mg/L gesenkt (siehe Abb. 29).

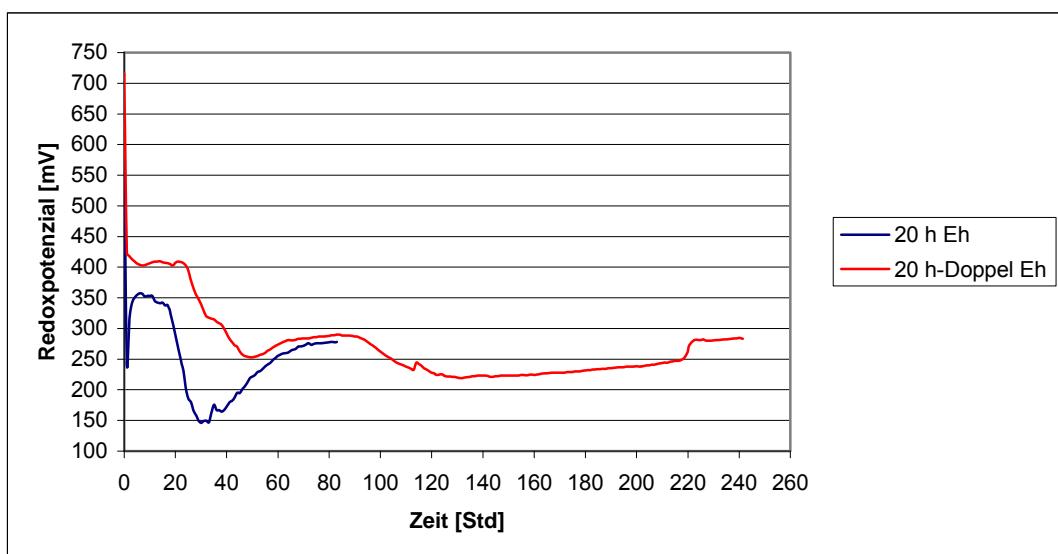


Abbildung 28: Entwicklung des Redoxpotenzials über die Zeit beim einfachen und doppelten 20-Stunden Versuch

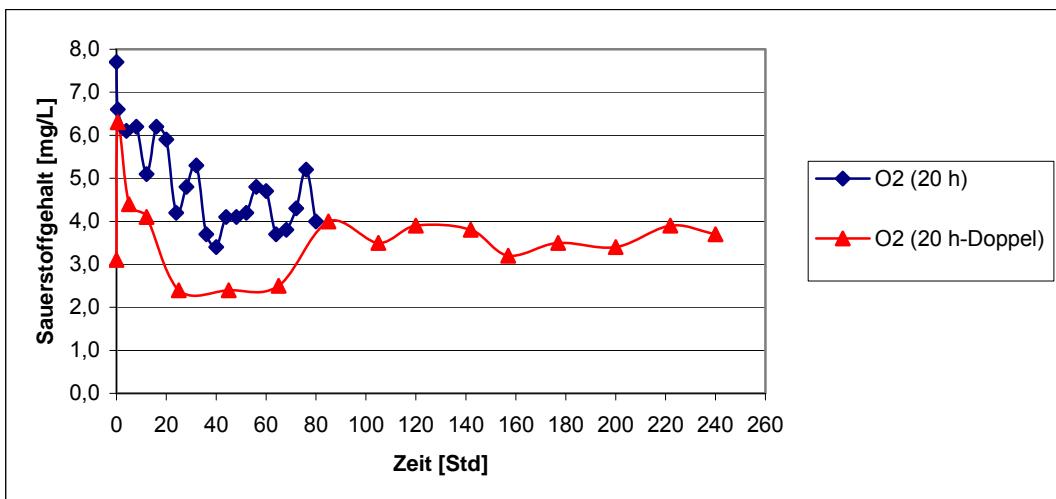


Abbildung 29: Entwicklung des Sauerstoffgehaltes beim einfachen und doppelten 20-Stunden-Versuch

Nach dem Durchlauf des RAPS-Systems sind die elektrischen Leitfähigkeiten stark erhöht. Beim einfachen 20-Stunden-Versuch steigen sie auf 4,2 mS/cm und beim 20-Stunden-Doppel-Versuch auf 3,6 mS/cm (siehe Abb. 30) an. Der einfache 20-Stunden-Versuch zeigt eine Zeit lang konstante Werte an, bis sie nach 15 bis 20 Stunden stark auf 2 mS/cm abfallen. Beim 20-Stunden-Doppel-Versuch bleiben sie konstant, bis sie nach 30 bis 40 Stunden stark auf 1,5 mS/cm abfallen. Anschließend sinken die elektrischen Leitfähigkeiten langsam weiter ab, wobei sich am Versuchsende noch kein Gleichgewicht einstellen konnte. Nach 80 Stunden weisen beide Versuche eine elektrische Leitfähigkeit von etwa 1,3 mS/cm auf. Der länger durchgeführte 20-Stunden-Doppel-Versuch konnte nach 240 Stunden Laufzeit des Systems elektrische Leitfähigkeiten von 0,6 mS/cm aufweisen. Die starken Leitfähigkeitserhöhungen am Versuchsanfang sind auf den Kontakt mit dem Pferdemist zurückzuführen. Der Kalkstein hat auf die elektrische Leitfähigkeit nur geringen Einfluss. Im Kalksteinstandversuch wurde gezeigt, dass die elektrische Leitfähigkeit nach einer Stunde um 0,2 mS/cm abnimmt und dann sukzessive wieder ansteigt, bis die Differenz zum Anfangswert kleiner als 0,1 mS/cm ist (siehe Abb. 31).

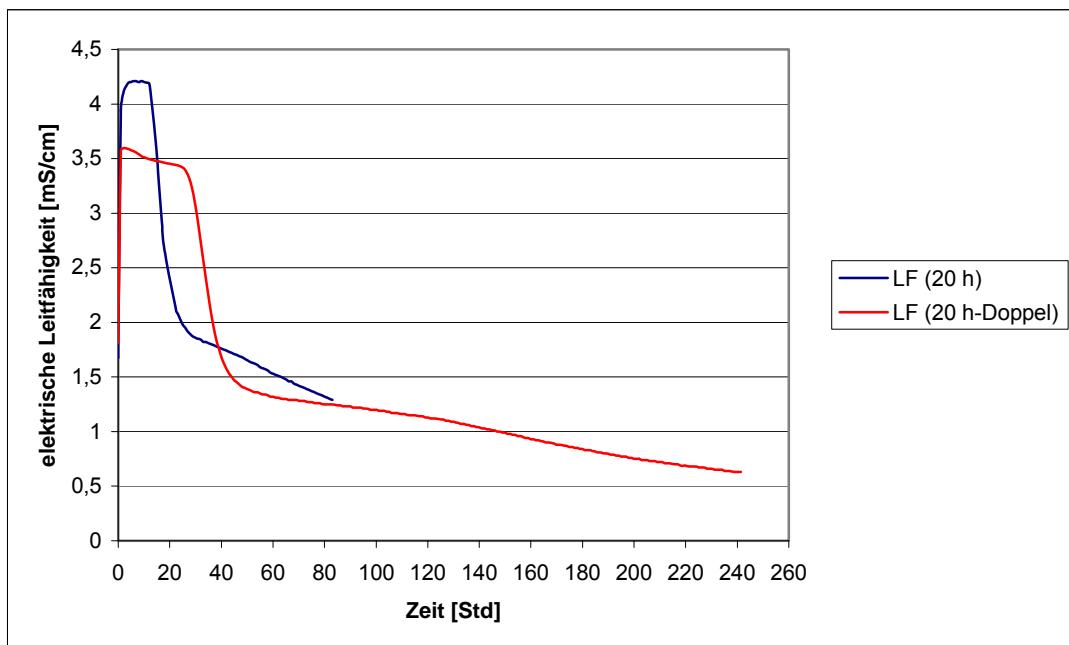


Abbildung 30: Verlauf der elektrischen Leitfähigkeit mit der Zeit (20-Stunden und 20-Stunden-Doppel-Versuch)

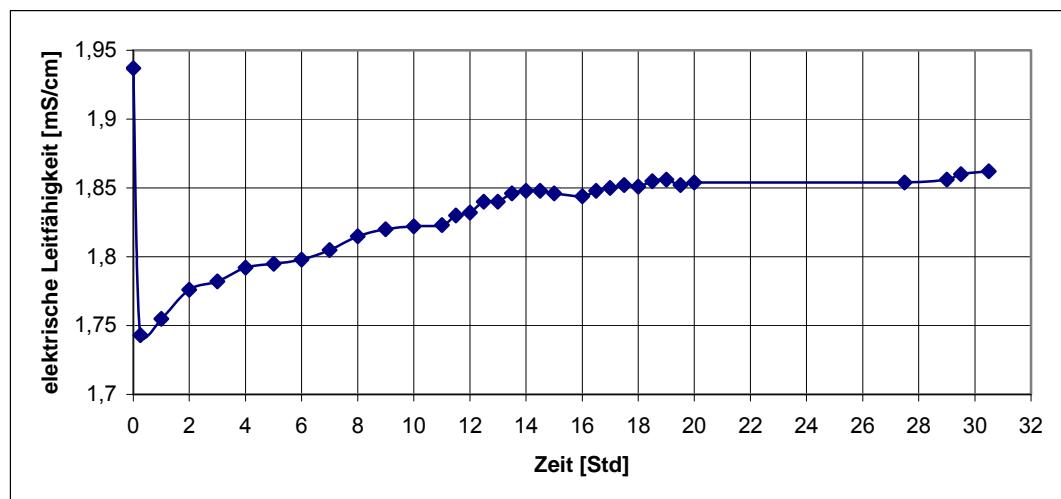


Abbildung 31: Leitfähigkeitsänderung beim Kalksteinstandversuch

Verbunden mit der starken Leitfähigkeitserhöhung zu Versuchsbeginn zeigen die Gehalte an Ammonium und Nitrat ebenfalls erhöhte Werte auf, die dann relativ schnell wieder auf Werte zurückfallen, die im Bereich der Anfangswerte liegen (siehe Abb. 32-33). Der Verlauf der Gehalte ist bei beiden Versuchen sehr ähnlich. Beim Nitratwert wird ein Maximalwert zwischen 85 und 90 mg/L erreicht, und der Ammoniumgehalt steigt kurzfristig auf bis zu 25 mg/L an. Diese zu Beginn hohen Gehalte sind auf das Auswaschen von Nährstoffen aus dem Kompost zurückzuführen. Dadurch entstand bei den Versuchen eine deutliche Trübung und teilweise sogar starke Verfärbung des Grubenwassers. Beim 20-Stunden-Versuch war eine bräunliche Färbung des Wassers zu erkennen, die bereits nach wenigen Stunden in eine leichte gelbliche Trübung überging. Beim 20-Stunden-Doppel-Versuch hatte das Wasser

anfangs eine extrem dunkelbraune bis schwarze Färbung, die nach und nach schwächer wurde, bis schließlich nach etwa 60 Stunden eine gelbliche Färbung zu erkennen war.

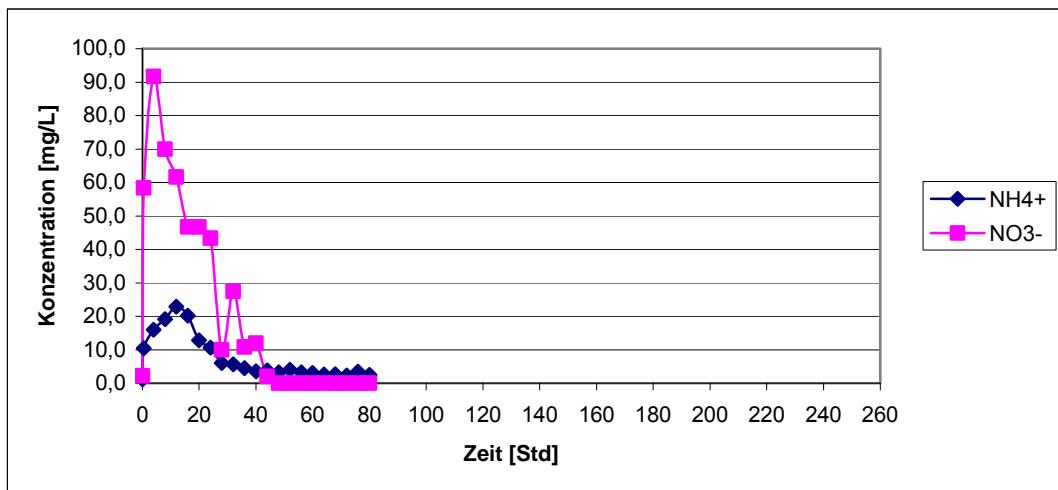


Abbildung 32: Entwicklung des Nitrat- und Ammoniumgehaltes beim 20-Stunden-Versuch

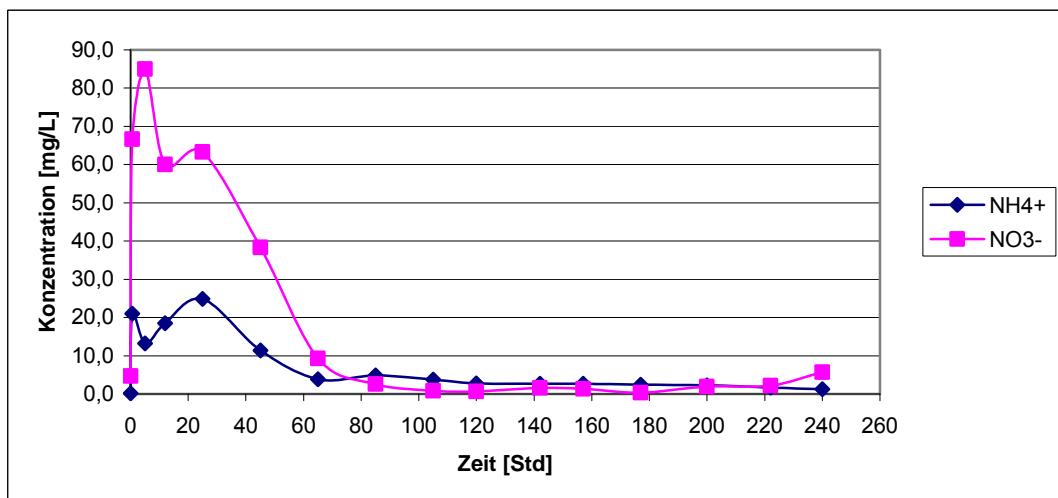


Abbildung 33: Entwicklung des Nitrat- und Ammoniumgehaltes beim 20-Stunden-Doppel-Versuch

Die Hauptionen weisen beim Durchlauf des RAPS-Systems gegenüber den Eingangswerten keine nennenswerten Veränderungen auf. Da diese Parameter bereits in Kapitel 7.3 behandelt worden sind, wird an dieser Stelle nicht nochmals darauf eingegangen.

Gemäß dem Schreiben des Umweltamtes vom 10.09.2004 finden bei der Beurteilung der wasserrechtlichen Erlaubnis die Allgemeinen Güteanforderungen für Fließgewässer (AGA) Anwendung. Danach sollten die Werte von Gesamteisen 5 mg/L und elektrischer Leitfähigkeit 1000  $\mu$ S/cm nicht überschritten sowie ein pH-Wert von 6,5 nicht unterschritten werden. Der Grenzwert der elektrischen Leitfähigkeit konnte mit einem erreichten Wert von 630  $\mu$ S/cm zwar deutlich unterschritten werden, jedoch sollte bei der Installation einer

Pilotanlage geprüft werden, ob dieser Wert reproduzierbar ist und vor Ort erreicht werden kann. Die Anhebung des pH-Wertes auf 6,6 erfüllt ebenso die Kriterien der AGA. Der nur unter Anwendung des RAPS-Systems auf etwa 9 mg/L gesenkte Eisen(gesamt) Gehalt erfüllt die Voraussetzungen noch nicht. Jedoch soll hinter dem RAPS-System im Feld ein konstruiertes aerobes Feuchtgebiet angeschlossen werden (vgl. Kap. 8), um eine weitere Absenkung des Eisen(gesamt) Gehaltes auf den gewünschten Wert erreichen zu können.

Die Versuche haben gezeigt, dass ein einfaches RAPS-System nicht ausreicht, damit die gewünschte Absenkung des Eisengehaltes und Anhebung der pH-Werte eingehalten werden kann. Es müssen zwei RAPS-Systeme nacheinander auf das Grubenwasser einwirken. Mit der Durchführung des 20-Stunden-Doppel-RAPS-Systems konnte ausgehend von einem eingeleiteten Fe(gesamt)-Gehalt von 34 mg/L und einem resultierenden Fe(gesamt)-Gehalt nach Durchlauf des RAPS-Systems von 9 mg/L eine Effizienz von 74 % erzielt werden.

## 8 Zukünftige Gestaltung der Grubenwasserreinigung

### 8.1 Abschätzungen zur Planung einer Grubenwasseranlage ausgehend von den Untersuchungen an der Kaskade und im Labor

#### 8.1.1 Bezugnahme auf eine vorherige Konzeption

Nach vorangegangenen Untersuchungen der wasserchemischen Beschaffenheit des Grubenwassers im Tagebau Großthiemig (GERSTENBERG 2005) wurde für die Reinigung des sauren Grubenwassers bereits eine passive Reinigungsanlage als kostengünstige Alternative zu aktiven Reinigungssystemen vorgeschlagen. Die von GERSTENBERG vorgeschlagene Anlage umfasst eine Belüftung (Kaskade), ein Absetzbecken, ein RAPS-System und ein konstruiertes Feuchtgebiet. Aufbauend auf dem Vorschlag von GERSTENBERG wurde im Labormaßstab ein RAPS-System nachgebildet. Dazu wurden Kalkstein und Pferdemist mit dem sauren Grubenwasser aus dem Tagebau in Kontakt gebracht um so die Reinigungswirkung im Bezug auf das saure Grubenwasser zu simulieren. Parallel dazu erfolgten Messungen an einer Versuchskaskade im Feld, die an der Einleitstelle des Grubenwassers in den Entwässerungsgraben installiert wurde. Auf diese Weise sollte geklärt werden ob durch Belüftung des Grubenwassers bereits der Eisengehalt abgesenkt werden kann.

Die Ergebnisse im Labor zeigen (vgl. Abschnitt 7.4), dass zur Reinigung des sauren Grubenwassers aus dem Tagebau in Großthiemig ein einzelnes RAPS-System nicht ausreicht. Die Alkalinität des Grubenwassers ist so gering, dass zwei RAPS-Systeme in Serie geschaltet werden müssen. So ist es möglich das netto-azidische Wasser in netto-alkalisches Wasser umzuwandeln um eine Reinigungswirkung für das saure Grubenwasser erzielen zu können. Durch die Untersuchungen an der Versuchskaskade im Feld (Abschnitt 7.3.) konnte außerdem nachgewiesen werden, dass mit einer Belüftung des sauren Grubenwassers an dieser Stelle der Eisengehalt nicht gesenkt werden kann. Somit ist eine Kaskade als erster Bestandteil in der passiven Reinigungsanlage nicht sinnvoll. Bei der durch GERSTENBERG (2005) vorgeschlagenen passiven Reinigungsanlage sollte nach der Kaskade ein Absetzbecken folgen. In einem solchen Becken würde das saure Grubenwasser aber noch zusätzlich mit Sauerstoff angereichert, der im anschließenden RAPS-System wieder entfernt werden müsste, da dort reduzierende Bedingungen benötigt werden. Dazu kommt, dass die im Wasser enthaltenen Schwebstoffe bereits im Pumpensumpf sedimentieren. Aus diesem Grund sollte auf ein Absetzbecken bei der passiven Reinigungsanlage verzichtet werden.

### 8.1.2 Vorschlag für eine passive Grubenwasserreinigungsanlage

Ausgehend von dem bisherigen Stand der Untersuchungen wird eine Modifikation der von GERSTENBERG (2005) geplanten passiven Reinigungsanlage empfohlen. Vorgeschlagen wird eine passive Grubenwasserreinigungsanlage, bestehend aus einer Kombination von zwei in Serie geschalteten RAPS-Systemen. Es folgt anschließend eine Belüftungseinrichtung entweder in Form einer kleinen Kaskade oder eines offenen Carbonatkanals und zuletzt ein konstruiertes aerobes Feuchtgebiet.

Das aus dem Pumpensumpf im Tagebau geförderte saure Grubenwasser wird auf direktem Weg in die RAPS-Systeme eingeleitet. In diesem Reinigungsschritt wird dem Wasser durch die Auflösung des in den RAPS-Systemen vorhandenen Kalksteins Alkalinität zugeführt, wodurch sich der pH-Wert erhöht. Anschließend wird das netto-alkalische Wasser zur Belüftung über eine Kaskade bzw. einen offenen Carbonatkanal geleitet. Im letzten Schritt der passiven Reinigung gelangt das Wasser in ein konstruiertes aerobes Feuchtgebiet. In diesem Reinigungsschritt werden die im Wasser verbleibenden Metalle entfernt. Das gereinigte Grubenwasser fließt anschließend dem Entwässerungsgraben zu. Eine genauere Beschreibung und Bemessung der einzelnen Teilkomponenten der Anlage erfolgt, basierend auf dem vorliegenden Kenntnisstand, in den nachfolgenden Abschnitten.

## 8.2 Beschreibung und Planung der Anlage

### 8.2.1 Bemessungsgrundlagen

Der auf der 84-m-Sohle vorhandene Pumpensumpf hat nach dem Hauptbetriebsplan 2003/04 eine Kapazität von 300 m<sup>3</sup>. Auf Grund der unregelmäßig anfallenden Wassermenge ist nur ein zeitweiliges Abpumpen des sich im Tagebau sammelnden Wassers zu dem künstlichen Entwässerungsgraben erforderlich. Die aktuell eingesetzte Motorpumpe hat eine maximale Leistung von 25 m<sup>3</sup>/h (persönliche Mitteilung STANGE AHG 2006). Zur Bemessung der passiven Reinigungsanlage werden die Betriebstunden der Pumpe vom 4.7.03 bis 7.3.06 bei maximaler Förderleistung angesetzt. Die dafür erforderlichen Daten wurden vom Tagebaubetreiber (persönliche Mitteilung STANGE AHG) zur Verfügung gestellt und sind im Anhang E aufgeführt. Nach einer statistischen Auswertung der Betriebstunden der Motorpumpe ergibt sich eine anfallende Wassermenge von 17,5 m<sup>3</sup>/h als Grundlage für die zu bemessende passive Reinigungsanlage. Die Berechnung der Wassermenge gilt allerdings als vorläufige Abschätzung, die durch weitere Untersuchungen zu konkretisieren ist. Als Bemessungsgrundlage bezüglich der im Wasser gelösten Eisenmenge wird der höchste an der Kaskade gemessene Wert von 65 mg/L vom 7.2.06 angesetzt. Dieser Wert deckt sich auch mit den Untersuchungen von GERSTENBERG (2005). Die Eisenfracht pro Tag ergibt sich aus folgendem Zusammenhang:

$$M_f = Q \cdot c_{Fe} \cdot h = 17,5 \text{ m}^3/\text{h} \cdot 65 \text{ mg/L} \cdot 24 \text{ h/d} = \mathbf{27300 \text{ g/d}} \quad (61)$$

$$M_{Acid} = Q \cdot c_{Acid} \cdot h = 17,5 \text{ m}^3/\text{h} \cdot 5,7 \text{ mmol/L} \cdot 24 \text{ h/d} = \mathbf{2394 \text{ mol/d} \approx 120 \text{ kg CaCO}_3/\text{d}}$$

mit:	$M_f$	Metallfracht [g/d]
	$M_{Acid}$	Säurefracht [mol/d]
	$Q$	Zufluss zur Anlage [ $\text{m}^3/\text{h}$ ]
	$c_{Fe}$	Konzentration Eisen [mg/L]
	$c_{Acid}$	Basenkapazität [mmol/L]

Danach ergibt sich aus Gleichung 61 bei 17,5 m<sup>3</sup>/h Zufluss zur Reinigungsanlage eine mit dem Wasser transportierte Eisenmenge von 27,3 kg/d. Auf die gleiche Weise kann die in das Reinigungssystem eingebrachte Säuremenge (Azidität) berechnet werden. Zur Bemessung der täglichen Säurefracht wird die höchste im Feld (11.1.06) ermittelte Basenkapazität am Einlass zur Kaskade angesetzt. Danach wird der passiven Reinigungsanlage eine Säurefracht von 120,4 kg/d (CaCO<sub>3</sub>-Äquivalent) zugeführt. Die Lebensdauer der passiven Reinigungsanlage wird für 20 Jahre angenommen.

## 8.2.2 RAPS-Systeme

Das der passiven Reinigungsanlage zufließende Wasser wird auf kürzestem Weg in das erste RAPS-System eingeleitet um eine zusätzliche Sauerstoffanreicherung des Wassers zu unterbinden. Anschließend gelangt das Wasser direkt in das nachgeschaltete RAPS-System. Das zweite Becken ist in seinem Aufbau und der Größe baugleich dem Ersten. Mögliche Bauweisen der RAPS-Systeme werden nachfolgend näher erläutert.

In den Becken befinden sich Kalkstein und Kompost sowie Drainagerohre am Boden des Beckens. Der Einbau der Stoffe kann Schichtenweise erfolgen, indem die Kompostschicht die Kalksteinschicht überlagert. Eine zweite Möglichkeit ist den Kalkstein und Kompost zu vermischen. Durch die Durchmischung der Stoffe kann unter Umständen eine noch bessere Reinigungswirkung erzielt werden. Wird diese Methode angewendet, muss aber darauf geachtet werden, dass um die Drainagerohre am Boden des Systems nur Kalkstein lagert. An dieser Stelle vorhandener Kompost würde die Verstopfungsgefahr des Systems erheblich erhöhen.

Für die zu planende passive Reinigungsanlage wird die zweite Bauart empfohlen, wobei Kalkstein und Kompost in einem Becken vermischt werden (Abbildung 34). Der eingebaute Kompost soll reduzierende Verhältnisse im System schaffen. Im Grubenwasser gelöster Sauerstoff wird innerhalb der organischen Schicht verbraucht und Fe<sup>3+</sup> wird zu Fe<sup>2+</sup> reduziert.

Bei dem vermischten Einbau von Kalkstein und Kompost muss deshalb beachtet werden, dass der obere Bereich nur aus Kompost besteht. Eine oxidative Ausfällung von Eisen wird somit auf den Reaktionsflächen des Kalksteins vermieden. Zu empfehlen ist ein Kalkstein mit einem  $\text{CaCO}_3$ -Gehalt > 95 % in einer Korngröße von 20-50 mm Durchmesser (YOUNGER et al. 2002). Kalkstein in dieser Größe wurde bereits unter Laborbedingungen erfolgreich erprobt. Als Kompost eignen sich viele organische Substanzen. Pferdemist hat sich aber als besonders wirksam erwiesen (SIMON 2003).

Am Boden des RAPS-Beckens befinden sich, ummantelt von Kalkstein, Drainagerohre, durch die das Wasser aus dem Becken heraus gelangt. Wie im Abschnitt 5.2.5. beschrieben, sollten diese Rohre nur auf den letzten Metern des Beckens installiert werden um zu kurze Fließwege und damit zu geringe Aufenthaltszeiten zu verhindern. Um ein Zusetzen der Drainagerohre vorzubeugen sollte im Becken zudem ein genügend großer Wasserüberstau eingestellt werden. Dieser sorgt dafür, dass das System nicht trocken fallen kann, da sonst die Funktionsfähigkeit des Systems nicht mehr gegeben ist. Ein Wasserüberstau vermeidet ebenfalls einen Pflanzenbewuchs im Becken. Außerdem sollte am Auslauf der Drainagerohre ein Grundablass mit Absperrhahn installiert werden (Abbildung 34). Sollten sich die Porenräume des Kalksteins mit losen Sedimentteilchen zusetzen, kann die Absperrvorrichtung am Grundablass geöffnet werden. Der große hydraulische Gradient im Becken trägt bei der Öffnung dazu bei ein Freispülen der Porenzwischenräume zu bewirken (PIRAMID CONSORTIUM 2003). Um ein stetes Abfließen des Wassers im Becken zu gewährleisten sollte weiterhin ein Gefälle von 3 % angelegt werden.

Um auf die im Tagebau schwankenden Wassermengen reagieren zu können wird empfohlen den Wasserüberstau durch einen sich außerhalb des Beckens befindliches Auslassbauwerk mit variabler hydraulischer Höhe zu steuern (PIRAMID CONSORTIUM 2003). Außerdem sollte ein Freibord von mindestens 0,5 m eingeplant werden. Sollte das System doch verstopfen, wird dem Wasser noch genügend Ausweichraum gelassen. Eine Abdichtung innerhalb des Beckens verhindert, dass Wasser in den Untergrund gelangen kann. Diese muss resistent gegenüber dem sauren Grubenwasser sein. Möglich ist dabei eine Beckendichtung aus HDPE-Kunststoffdichtung. Als Schutz gegenüber zu starker Punktbelastung, seitens des grobkörnigen Kalksteins auf die HDPE-Kunststoffdichtung wird empfohlen jeweils eine Schutzhülle Geotextil oberhalb und unterhalb der Folie einzubauen (persönliche Mitteilung ENIG, Enig GmbH Arnstadt). Nachfolgend wird auf die Dimensionierung der zwei zu planenden RAPS-Systeme genauer eingegangen.

Die Menge an Kalkstein, die jeweils in ein RAPS-Becken eingebracht werden muss, errechnet sich analog der Formel für anoxische Carbonatkanäle (Gleichung 21 bis 25). In Abhängigkeit von der anfallenden Säurefracht, der zuströmenden Wassermenge, der geplanten Lebensdauer und den Eigenschaften des Kalksteins ergibt sich die Kalksteinmenge zur Säureneutralisation. Für den Kalkstein wird eine Schüttichte ( $\rho$ ) von 1700 kg/m<sup>3</sup>, eine

Lösungsrate ( $l_K$ ) von 70 % und ein CaCO<sub>3</sub>-Gehalt ( $p_K$ ) von 95 % angenommen. Die einzelnen Berechnungsschritte sind nachfolgend aufgeführt:

$$M_Y = Q \cdot c_{\text{Acid}} \cdot 5,2596 \cdot 10^{-4} = 291,7 \text{ L/min} \cdot 287,2 \text{ mg/L} \cdot 5,2596 \cdot 10^{-4} = \mathbf{44,06 \text{ t/a}}$$

$$M_s = t \cdot M_Y = 20 \text{ a} \cdot 44,06 \text{ t/a} = \mathbf{881,2 \text{ t}}$$

$$M_K = \frac{M_s}{p_K} \cdot 100 \% = \frac{881,2 \text{ t}}{0,95} \cdot 0,95 = \mathbf{837,1 \text{ t}}$$

$$M_{Kt} = \frac{M_K}{l_K} \cdot 100 \% = \frac{837,1 \text{ t}}{0,7} = \mathbf{1196 \text{ t}}$$

$$V = \frac{M_{Kt}}{\rho} = \frac{1196 \text{ t}}{1,7 \text{ t} \cdot (\text{m}^3)^{-1}} = \mathbf{703 \text{ m}^3}$$

Aus der Berechnung ergibt sich eine Kalksteinmenge von 703 m<sup>3</sup>, die jeweils pro Becken zur Säureneutralisation eingebracht werden muss. Für jedes der beiden RAPS-Becken wird ein Seitenverhältnis von 2:1 sowie eine Böschung von 2:1 angenommen. Beträgt die Dicke der Kalksteinschicht 1 m, ergibt sich, basierend auf der Trapez-Formel, jeweils eine Sohlenfläche von 36 m Länge und 18 m Breite im Becken. Damit der Kalkstein bei der gegebenen geometrischen Form der Becken theoretisch mit einer Kompostmächtigkeit von 0,5 m überlagert wird, muss jedes Mal eine Kompostmenge von etwa 400 m<sup>3</sup> in jedes der Systeme eingebracht werden. Die Größe der Becken ist somit ausreichend dimensioniert, so dass sich jeweils eine Verweilzeit von mindestens 20 h ergibt. Vorgeschlagen wird zudem aus bereits genannten Gründen ein Wasserüberstau von 1 m, sowie ein Freibord von 0,5 m in jedem der zwei Becken. Insgesamt beträgt die hydraulische Höhe, gerechnet ohne Freibord, in jedem RAPS-System 2,5 m. An der Oberkante des Freibords ergeben sich nach den Berechnungen für die Becken eine Breite von 24 m und eine Länge von 42 m. Jedes der beiden Becken benötigt so eine Fläche von 1000 m<sup>2</sup> im Gelände. Ein skizzenhafter Längsschnitt eines der zwei geplanten RAPS-Beckens ist Abbildung 34 zu entnehmen.

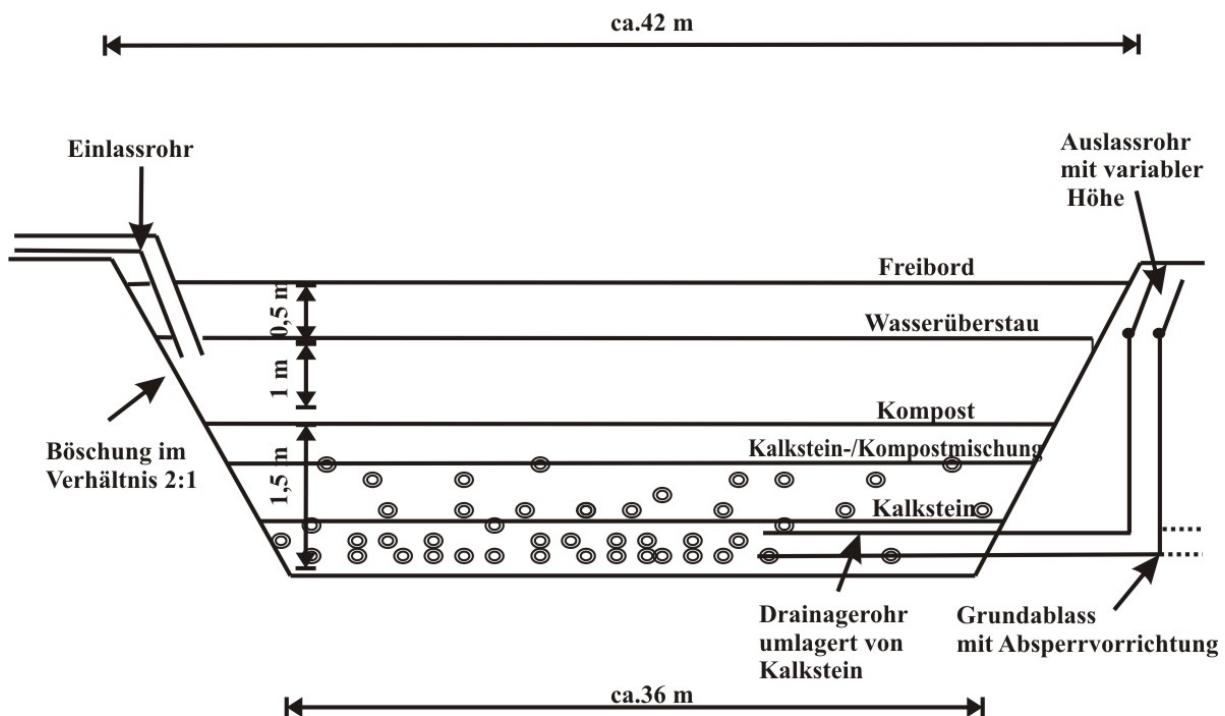


Abbildung 34: Schematischer Längsschnitt durch das zweite geplante RAPS-System (nicht maßstabsgetreu)

### 8.2.3 Belüftung über Kaskade oder offenen Carbonatkanal

Nachdem dem Grubenwasser in den zwei RAPS-Systemen durch reduzierende Bedingungen der Sauerstoff entzogen wurde, muss eine Belüftung des Wassers erfolgen. Zweckmäßig ist eine kleine Kaskade oder ein offener Carbonatkanal, abhängig von den topographischen Gegebenheiten vor Ort. Das Wasser wird durch die unregelmäßige Oberflächenstruktur aufgewirbelt und somit wieder mit Sauerstoff angereichert. Auf Grund des nun alkalischen pH-Wertes fällt unter diesen aeroben Bedingungen hauptsächlich Eisen aus. Dabei wird bewusst in Kauf genommen, dass sich auf den Kalksteinoberflächen Verockerungen, verursacht durch ausgefallene Eisenoxide, bilden. Die Eisenausfällungen verstärken sich noch durch den SCOOIFI-Effekt (vgl. Abschnitt 6.3). Aus diesem Grund muss bei der Dimensionierung eines offenen Carbonatkanals ein genügend großer Freibord als seitliche Begrenzung eingeplant werden. Eine genauere Bemessung des offenen Carbonatkanals ist zu diesem Stand der Untersuchungen noch nicht möglich und sollte sich aus einem Pilotversuch ergeben.

### 8.2.4 Konstruiertes aerobes Feuchtgebiet

Im letzten Reinigungsschritt der passiven Reinigungsanlage wird das Grubenwasser nach der Belüftung in ein konstruiertes aerobes Feuchtgebiet geleitet. Im Labor konnte bei dem Versuch mit zwei nacheinander geschalteten RAPS-Systemen eine Verminderung des

Eisengehaltes im Wasser um 74 % erzielt werden (vgl. Abschnitt 7.4). Überträgt man die im Labor erzielte Reinigungswirkung der RAPS auf die gemessene Eisenkonzentration im Feld von bis zu 65 mg/L (vgl. Abschnitt 8.3.1), kann mit folgender Rechnung eine Konzentration des Fe(ges) von 16,9 mg/L, die dem aeroben Feuchtgebiet zufließt, abgeschätzt werden.

$$c_i = 65 \text{ mg/L} \cdot 0,74 = 17 \text{ mg/L}$$

Unter Berücksichtigung einer Sicherheit wird als durchschnittliche Eisenkonzentration am Zufluss ins aerobe Feuchtgebiet ( $c_i$ ) ein Wert von 20 mg/L angesetzt. Als erforderliche Konzentration bei der Einleitung nach der Reinigung in der passiven Anlage wird von der unteren Wasserbehörde 5 mg/L Gesamteisen-Gehalt gefordert. Unter Berücksichtigung einer Sicherheit wird für die Planung des aeroben Feuchtgebietes eine Einleitkonzentration in den Vorfluter ( $c_t$ ) von 2 mg/L veranschlagt.

Die Größe des aeroben Feuchtgebietes wird nach Gleichung 30 und den Metallentfernungsralten ( $R_A$ ) aus Tabelle 4 berechnet. Bei einer angenommenen Abbaurate von 10 g/(d·m<sup>2</sup>) ergibt sich eine für die Ausfällung benötigte Fläche von 760 m<sup>2</sup>. Erfolgt die Planung unter Annahme einer Eisenentfernungsrate von 20 g/(d·m<sup>2</sup>), halbiert sich die Fläche auf 380 m<sup>2</sup>. Nach HEDIN et al. (1994) kann letztere Abbaurate für oxidierte Wässer mit einem pH-Wert > 6,5 angenommen werden. Die Voraussetzungen dafür werden bei der geplanten Anlage voraussichtlich erfüllt. In der Planung ist allerdings für die passive Grubenwassereinigungsanlage ein aerobes Feuchtgebiet mit einer Grundfläche von 700 m<sup>2</sup> vorgesehen, da bislang hierfür noch keine genaueren Bemessungsdaten vorliegen.

Auf einem relativ wasserundurchlässigen Untergrund aus verfestigtem Bodenmaterial (z.B. Ton oder Bodenaushub) wird eine Schicht aus organischem Material und Boden aufgebracht. In das Material werden Feuchtgebietspflanzen eingesetzt die leicht (20 mm) mit Boden bedeckt werden. Als Pflanzen eignen sich z.B. *Phragmites* (Schilfrohr), *Typha* (Rohrkolben), *Juncus* (Binsen), *Iris* (Sumpfschwertlilie) oder *Scirpus* (Simse ; PIRAMID CONSORTIUM 2003). Bei der Anordnung der Pflanzen sollte darauf geachtet werden, dass die einzelnen Pflanzenarten durchmischt in dem Becken stehen. Typisch bei der Bepflanzung von aeroben Feuchtgebieten ist eine Pflanzendichte von 3-4 Pflanzen/m<sup>2</sup> (PIRAMID CONSORTIUM 2003).

Die Feuchtgebietspflanzen stehen in einem Flachwassersystem mit einem Wasserüberstau von bis zu 30 cm (PIRAMID CONSORTIUM 2003). Dieser verhindert ein übermäßiges Wachstum von anderen Pflanzen oder Gras im Becken. Da sich im aeroben Feuchtgebiet Metallhydroxide ablagern und damit der Wasserspiegel ansteigt, ist zudem ein Freibord von mindestens 1 m einzuplanen.

### 8.2.5 Aufbau der Anlage

Die in den vorherigen Abschnitten bemessene Anlage könnte wie in Abbildung 35 schematisch dargestellt verwirklicht werden. Nach dem Bau der Anlage gestaltet sich die Entwässerung des Tagebaus wie folgt: Aus dem Pumpensumpf wird das Grubenwasser über zwei oberirdische Förderleitungen an den Rand des Tagebaus gepumpt. Über eine Rohrleitung fließt das Wasser direkt in das erste RAPS-System. In dem 1000 m<sup>2</sup> großen Becken sind Drainagerohre, umlagert von Kalkstein, installiert. Um ein zu schnelles Durchfließen im Becken zu verhindern, sollten die Rohre nur im letzten Drittel des Beckens eingebaut werden. Das Grubenwasser strömt durch die Drainagerohre und wird in einem geschlossenen Rohrsystem in ein zweites RAPS-System geleitet. Für eine genaue technische Umsetzung der Rohrverbindung, in der auch ein Überstau mit variabler hydraulischer Höhe sowie ein Grundablasses vorgesehen sein sollte, sind hydraulische Berechnungen und gegebenenfalls weitere Untersuchungen notwendig. Das hinterher gestaltete RAPS-Becken ist baugleich mit dem ersten Becken.

Nachdem das Wasser auch das zweite RAPS passiert hat, muss es belüftet werden. Über eine offene Rinne gelangt es entweder zu einer kleinen Kaskade oder einem offenen Carbonatkanal. Auf Grund der flachen Morphologie des Geländes wird für die Belüftung allerdings ein offener Carbonatkanal empfohlen. Eingebracht werden kann der gleiche Kalkstein, der auch in den RAPS-Systemen verwendet wird. Ob eine Kaskade zur Belüftung eingesetzt werden kann, ist abhängig von einer genaueren Geländevertmessung.

In dem offenen Carbonatkanal fließt das Wasser dem konstruierten aeroben Feuchtgebiet zu. Bei dem Becken ist auf eine naturnahe Gestaltung zu achten. Dadurch gliedert sich ein solches System besser in die Umgebung ein. Durch eine unregelmäßige Oberfläche kann dieser Eindruck noch verstärkt werden. Über die Höhe des Auslaufs aus dem aeroben Feuchtgebiet ist der benötigte Wasserüberstau von 30 cm im Becken zu steuern. Nach dem Austritt aus dem Feuchtgebiet wird das gereinigte Wasser in den bereits vorhanden Entwässerungsgraben eingeleitet, der dem Vorfluter zuströmt.

Da die passive Grubenwasserreinigungsanlage mit den nicht geplanten Wassertiefen eine potenzielle Gefahrenquelle darstellt, müssen für die Anlage Sicherheitsvorkehrungen getroffen werden. Gerade im Hinblick auf unbefugte Personen oder Tiere ist die gesamte Grubenwasserreinigungsanlage durch eine stabile Umzäunung vor Fremdeinwirkung abzusichern. So können auch Manipulationen an der Anlage verhindert werden. (PIRAMID CONSORTIUM 2003). Bei dem gewählten Böschungswinkel von 2:1 in den RAPS-Becken wird nach DIN-EN-12255 gefordert, jeden für sich abgeschlossenen Beckenteil mit fest eingebauten Notausstiegen, wie Steigleitern, Steigeisengänge oder Steigkästen, auszurüsten, die mindestens 1 m unter den niedrigsten Betriebswasserstand reichen.

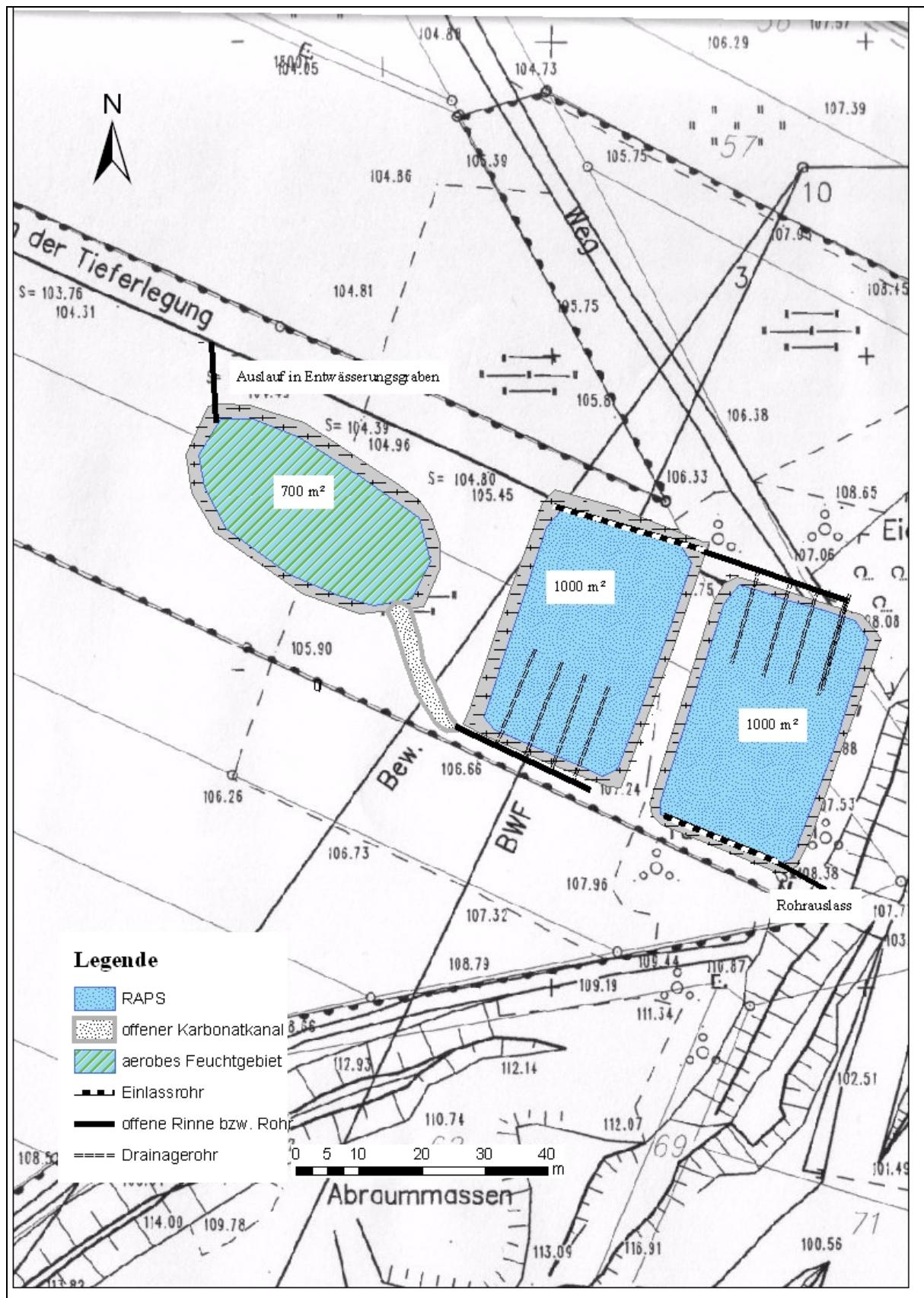


Abbildung 35: Schematische Darstellung zum Aufbau der passiven Grubenwasserreinigungsanlage im Hartgesteinstagebau Großthiemig

Während des Betriebs der Anlage muss stets der Zugang zu allen Becken sowie Anlagenteilen gewährleistet sein. Wochenweise sollten alle Funktionseinheiten der Anlage einer Sichtprüfung unterzogen werden, so dass eine ordnungsgemäße Reinigung des Grubenwassers sichergestellt ist. In Zeitintervallen von 6 Monaten sollte zudem eine geotechnische Begutachtung der Böschungsstrukturen für die RAPS-Becken vorgenommen werden (PIRAMID CONSORTIUM 2003).

### 8.2.7 Erste Kostenabschätzungen für die passive Reinigungsanlage

Im Rahmen dieser Arbeit wurde versucht für einzelne Teile der passiven Reinigungsanlage bereits eine erste Kostenabschätzung, ausgehend von den bisherigen Untersuchungen, vorzunehmen. Leider ist dies bei dem bisherigen Stand der Untersuchungen und einer Vielzahl von Komponenten der Anlage nur sehr eingeschränkt möglich. Für folgende Bestandteile der passiven Reinigungsanlage konnten Kostenvoranschläge von Firmen eingeholt werden. Tabelle 13 zeigt die einzelnen Kostenpositionen und die jeweilige ausführende Firma für Teile der Reinigungsanlage.

Aus Tabelle 13 wird deutlich, dass die bisher größten Kosten durch den Kalkstein in den RAPS-Systemen verursacht werden. Der größte Teil des Einzelpreises entsteht durch den Transport des Kalksteins von Rübeland im Harz nach Großthiemig. Im Land Brandenburg sowie in Sachsen konnte bislang leider kein Kalksteinproduzent gefunden werden, der die Anforderungen, die an den Kalkstein gestellt werden (sehr hoher  $\text{CaCO}_3$  Gehalt), erfüllen kann.

Für eine wasserundurchlässige Abdichtung mit der in der Arbeit vorgeschlagenen HDPE-Kunststoffdichtungsbahn ist es nötig eine Fachfirma zu beauftragen. Beim Einbringen der HDPE-Folie in die Becken ist es erforderlich diese auch fachgerecht zu verschweißen. Weiterhin ist es nötig die Folie vor zu starken Punktbelastungen zu schützen. Daher wird oberhalb und unterhalb der Kunststoffdichtungsbahn ein Schutzvlies aus Geotextil verlegt.

Für die Funktionsfähigkeit der RAPS-Systeme ist es erforderlich eine Menge von 400 m<sup>3</sup> Pferdemist in jedes der Becken einzubringen. Dafür musste ein Reitstall gefunden werden, bei dem diese Menge auch anfällt. In der näheren Umgebung von Großthiemig war es nicht möglich Pferdeställe bzw. Reiterhöfe zu finden, bei denen eine derartige Menge Pferdemist anfällt. Deshalb wurde bei der Reitanlage Gompitz in Dresden, die 45 Pferde betreut, ein Kostenangebot für den benötigten Pferdedung eingeholt. Die Reitanlage ist auch in der Lage die benötigte Gesamtmenge an Pferdemist von 800 m<sup>3</sup> innerhalb eines Jahres bereitzustellen.

Tabelle 13: Zusammenstellung der bisher ermittelten Kosten für die passive Grubenwassereinigungsanlage

Position (Bezugsquelle)	Bezeichnung/ Material	Menge	Einzelpreis €	Gesamtpreis €
Kalkstein				
(TUST Tief -und Straßenbaustoffe GmbH & Co. KG Goslar )	Kalkstein Schotter 32/56 inkl. Transport	ca. 2400 t	34,15	81960
Kunststoffabdichtung für zwei RAPS-Becken (Enig GmbH Arnstadt)	Liefern und verlegen eines Geotextiles unterhalb der Abdichtung - Geotextil 400 g/m <sup>2</sup>	ca. 2800 m <sup>2</sup>	1,10	3080
	Liefern, Verlegen und fachgerechtes Verschweißen einer HDPE- Kunststoffdichtungsbahn 2,00 mm stark	ca. 2800 m <sup>2</sup>	5,09	14252
	Liefern und verlegen eines Geotextiles unterhalb der Abdichtung - Geotextil 400 g/m <sup>2</sup>	ca. 2800 m <sup>2</sup>	2,45	6860
Pferdemist (Reitanlage Gompitz GmbH Dresden)	Pferdemist Transport im 25 m <sup>3</sup> Container inkl. Containerbereitstellung vor Ort	ca. 800 m <sup>3</sup> ca. 800 m <sup>3</sup>	0,50 97,50	400 3120
Bepflanzung aerobes Feuchtgebiet (Oberland Kommunaldienste AG Peiting/ Oberbayern)	Feuchtgebietspflanze inkl. Bepflanzung mit 3 Pflanzen/m <sup>2</sup>	ca. 700 m <sup>2</sup>	2,80	5880
	Gesamtsumme			115552

Für das in der Planung der Anlage vorgesehene aerobe Feuchtgebiet konnten nur die Kosten für die Bepflanzung bisher ermittelt werden. Bei einer anfänglichen Dichte von 3–4 Feuchtgebietspflanzen pro m<sup>2</sup> (PIRAMID CONSORTIUM) müssten mindestens 2100 Pflanzen im Becken vorgesehen werden. Die Kosten belaufen sich inklusive Anpflanzung auf insgesamt 5880 €. Insgesamt würden für die einzelnen Bestandteile, für die bislang eine Kostenabschätzung möglich war, Kosten von ca. 116.000 € anfallen. Auf Grund der Unvollständigkeit der Kalkulation kann dies jedoch nur als erste grobe Abschätzung gelten.

Tabelle 14: Darstellung von drei ausgewählten passiven Wasserreinigungsanlagen mit RAPS-Systemen in Großbritannien

	<b>Bowden Close, County Durham</b>	<b>Craigenbay Quarry, Galloway, Scotland</b>	<b>Pelenna, Phase III, South Wales</b>
Passives System	2 parallele Durchläufe von RAPS gefolgt von einem aeroben Feuchtgebiet	RAPS-System mit anaeroben Feuchtgebiet	2 parallele Durchläufe von RAPS gefolgt von aeroben Feuchtgebieten
Jahr der Fertigstellung	2004	1998	1998
Gesamtfläche der Anlage [m <sup>2</sup> ]	3625	1371	11600
typischer Zufluss [L/s]	3,75	3,8	17,8
Fe-Gehalt [mg/L]	40	30	69
pH	3,6	3	5
Baukosten [€]	101000*	52000	560000
Literaturquelle	YOUNGER et al. 2004	BROWN et al. 2002	BROWN et al. 2002; YOUNGER 2000

\* Abschätzung 2002

Als Vergleich sind in der vorangegangenen Tabelle 14 drei bereits in Großbritannien existierende passive Wasserreinigungsanlagen mit RAPS-Systemen dargestellt. Ein Vergleich der in Tabelle 14 dargestellten passiven Reinigungssysteme mit der vorgeschlagenen Anlage in Großthiemig zeigt eine grobe Übereinstimmung mit der Reinigungsanlage in Bowden Close. Der wesentliche Unterschied liegt in einem höheren Eisengehalt sowie in einem höheren Zufluss in Großthiemig, wodurch mit höheren Kosten zu rechnen ist. Dies wird auch dadurch belegt, dass die bisher veranschlagten Kosten in Großthiemig die Baukosten in Bowden Close bereits übersteigen.

## 9 Weiterführende Aufgaben

Um eine erfolgreiche Überführung der geplanten Grubenwasserreinigungsanlage in die Praxis zu gewährleisten sind neben den bisher durchgeführten Versuchen weitere Arbeiten notwendig. Es wird empfohlen eine kleinmaßstäbliche Pilotanlage im Feld zum Test der vorgeschlagenen passiven Reinigungsanlage zu errichten. Dabei sollte ein Vergleich der im Labor ermittelten Daten mit den Ergebnissen der Pilotanlage erfolgen. Des Weiteren ist bei einer Vergrößerung des Tagebaus mit einer höher geförderten Wassermenge zu rechnen. In diesem Fall wäre die von uns ermittelte Wasserfördermenge nochmals zu überprüfen.

## Literaturverzeichnis

ALEXSOWSKY, A. (2003): Nachschau Flächennutzung/Biototypen 2003 im Hartgesteinstagebau Großthiemig, OT Kleinwaltersdorf, 09599 Freiberg (unveröffentlicht)

BREHM, J., MEIJERING, M. (1996): Fließgewässerkunde – Einführung in die Ökologie der Quellen, Bächen und Flüsse. - 3. überarbeitete Auflage, 302 S.; Quelle & Meyer - Wiesbaden

BRODIE, G.A.; BRITT C.R., TOMASZEWSKI, T.M., TAYLOR, H.N. (1993): Anoxic Limestone Drains to enhance performance of aerobic acid drainage treatment wetlands, in Wetland Design for Mining Operations, Bitech Publishers Ltd, Richmond Canada

BROWN M., BARLEY B. & H. WOOD (2002): Minewater Treatment- Technology, Application and Policy; 453 S, IWA Publishing - London

CAMMANN, K. (2001): Instrumentelle Analytische Chemie. 562 S.; Spektrum, Heidelberg - Berlin

CAMPBELL, NEIL A. (1997): Biologie - 2. korrigierter Nachdruck 2000, 1440 S.; Spektrum Heidelberg - Berlin - Oxford

DIN 1349 (6/1972): Durchgang optischer Strahlung durch Medien - Optisch klare Stoffe, Größen, Formelzeichen und Einheiten

DIN 38409-7 (12/2005): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung - Summarische Wirkungs- und Stoffkenngrößen (Gruppe H) - Teil 7: Bestimmung der Säure- und Basekapazität (H 7)

DIN 4049 (1992): Hydrogeologische Grundbegriffe, Teil 1 (2.16)- Seite 7

DIN-EN-12255 (2001): Kläranlagen Teil 10 - Sicherheitstechnische Baugrundsätze

DROZDZEWSKI, G. (1999): Gewinnungsstätten von Festgesteinen in Deutschland, 2. Auflage, Geologisches Landesamt Nordrhein- Westfalen, Krefeld

DWK (1989): Grundwasser – Redoxpotentialmessung und Probenahmegeräte, 172 S. – Parey - Hamburg - Berlin

EVANGELOU, V. P. (1995): Pyrite Oxidation and Its Control, 293 S.; CRC Press - Boca Raton

FRITSCHE, F. (1998): Umweltmikrobiologie - Grundlagen und Anwendungen – 252 S.; Gustav Fischer - Jena

GALSTER, H. (1990): pH-Messung: Grundlagen, Methoden, Anwendungen Geräte. 322 S.; WILEY-VCH Weinheim

GERSTENBERG, K. (2005): Naturnahe Reinigung sauerer Grubenwässer am Beispiel des Festgesteinstagebaus Großthiemig, 59 S., TU Bergakademie Freiberg (unveröffentlicht)

GOULD, W. D., KAPOOR, A. (2003): The microbiology of acid mine drainage S. 203-226 aus Environmental Aspects of Mine Wastes; Mineralogical Association of Canada - Ottawa, Ontario

GRIEBLER C., MÖSSLACHER, F. (2003): Grundwasserökologie. 495 S. - Facultas Wien;

GROSS, T. (1995): Gutachtliche Stellungnahme zu Aspekten der hydrologischen und hydrodynamischen Standortverhältnisse im Bereich der Hartgesteinlagerstätte Grauwacke Großthiemig, 21 S. Westsächsische Steinwerke GmbH, Abt. Lagerstättenwirtschaft, 09232 Hartmannsdorf

HAUPTBETRIEBSPLAN (HBP) für das bergbauliche Vorhaben der Gewinnung von Rohstoffen, Asphalt – und Hartgesteinwerk Großthiemig GmbH, Grauwacketagebau Großthiemig, 2003/04 (unveröffentlicht)

HEDIN, R. S., NAIRN, R. W., KLEINMANN, R. L. P. (1994): Passive Treatment of Coal Mine Drainage, 35 S.; United States Department of the Interior - Pittsburgh

HÖLTING, B. (1996): Hydrogeologie - Einführung in die Allgemeine und Angewandte Hydrogeologie. - 5. Auflage, 441 S.; Enke Stuttgart;

HÖLTING, B., COLDEWEY, W.G. (2005): Einführung in die Allgemeine und Angewandte Hydrogeologie - 6. überarbeitete und erweiterte Auflage, 326 S.; Spektrum

KIRBY, C.S., THOMAS, H.M., SOUTHAM, G., DONALD, R. (1999): Relative contributions of abiotic and biological factors in Fe(II)oxidation in mine drainage, S.511-530; Applied Geochemistry, Vol.14

KÄSS, W., BEHRENS, H. (2004): Geohydrologische Markierungstechnik- Lehrbuch der Hydrogeologie Band 9 - 2. Auflage, 557 S, Gebrüder Borntraeger,

LOTTERMOSER, B. (2003): Mine Wastes - Characterisation, Treatment and Environmental Impacts – 277 S.; Springer Berlin - Heidelberg

MANNSFELD, K, RICHTER, H. (1995): Naturräume in Sachsen, Forschungen zur deutschen Landeskunde, Band 238, 228 S., Zentralausschuss für deutsche Landeskunde, Trier

MERKEL, B.J., PLANER-FRIEDRICH, B. (2002): Grundwasserchemie. 219 S., Springer Berlin;

MÜLLER, T. (1999): Wörterbuch und Lexikon der Hydrogeologie, 367 S, Springer, Berlin

NAIRN, R.W., MERCER, M. N. (2000): Alkalinity generation and metals retention in a successive alkalinity producing system, S.124-133, Mine Water and the Environment 19,

NASDALA, L. (1993): Mineralvorkommen in den Grauwacken der nördlichen Oberlausitz, Emser Hefte Band 1/93, S. 6, Bode,

NEUMANN, C. 1999: Zur Pedogenese pyrit- und kohlehaltiger Kippsubstrate im Lausitzer Braunkohlerevier, 141 S., Brandenburgische Technische Universität, Dissertation

N. N. 1 - [www.lausitzer-grauwacke.de](http://www.lausitzer-grauwacke.de) - Stand der Seite 12.1.06

N.N. 2. - [www.schraden.de](http://www.schraden.de) - Stand der Seite 12.1.06

NORDSTROM, D. K. (2003): Effects of Microbiology and Geochemical Interactions in Mine Drainage S. 227-238, Environmental Aspects of Mine Wastes; Mineralogical Association of Canada - Ottawa, Ontario

ORDONEZ, A., LOREDO, J., PENDAS, F. (1999): A successive alkalinity producing system (SAPS) as operational unit in a hybrid passive treatment system for acid mine drainage S. 575-580, Mine, Water & Environment, IMWA Congress Sevilla 13-17 Sep., Spanien

OTTO, M. (2000): Analytische Chemie. - 2. Auflage, 671 S.; WILEY-VCH, Weinheim

PFEIFFER, L. , KURZE, M., MATHE, G. (1981): Einführung in die Petrologie, 257 S., Akademie Verlag Berlin,

PFEIFFER S., NOHLEN, C. (2000): Pyritverwitterung und Gewässerversauerung - ein irreversibler Vorgang? S. 15 - 28 , Rundgespräche der Kommission für Ökologie - 20 Bergbau-Folgeschäden und Ökosystme; Dr. Friedrich Pfeil - München

PIRAMID CONSORTIUM (2003): Engineering guidelines for the passive remediation of acidic and/or metalliferous mine drainage and similar wastewaters, European Commission 5<sup>th</sup> Framework RTD Project no. EVK1-1999-000021 "Passive in-situ remediation of acidic mine / industrial drainage (PIRAMID), University of Newcastle Upon Tyne, Newcastle Upon Tyne, 166 S.

RBP (1995):Rahmenbetriebsplan für das bergbauliche Vorhaben der Gewinnung von Rohstoffen, Asphalt- und Hartgesteinwerk Großthiemig GmbH 1995 (unveröffentlicht)

REGENSPURG, S. (2002): Characterisation of Schwertmannite - Geochemical Interactions with Arsenate and Chromate and Significance in Sediments of Lignite Opencast Lakes, 115 S., Dissertation aus dem Lehrstuhl für Hydrologie der Fakultät für Chemie, Biologie und Geowissenschaften, Universität Bayreuth

RIDGE, T., SEIF, J. M. (2005): The science of Acid Mine Drainage and passive Treatment, Department of Environmental Protection, Bureau of Abandoned Mine Reclamation, [www.dep.state.pa.us/](http://www.dep.state.pa.us/) Stand der Seite 20.03.06

ROEHL, K.E. (2004): Passive in situ Remediation of contaminated Groundwater- Permeable Reactive Barriers- PRBS, Groundwater Management in Mining Areas, Proceedings of the 2<sup>nd</sup> IMAGE-TRAIN Advanced study cours, June 23-27,2003, Conference Papers CP-035, S.57-70, Umweltbundesamt - Wien/Vienna

ROHDE, K. (2005): Veränderung des Landschaftsraums durch den Steinbruchbetrieb am Beispiel des Hartgesteinstagebaus Großthiemig, 62 S., TU Bergakademie Freiberg (unveröffentlicht)

SCHMIDT, K. (1960): Die Geröllführung algonisch-kambrischer Grauwacken des Westlausitzer Zuges, Freiberger Forschungshefte C91, 79 S., Akademie Verlag Berlin

SCHWERTMANN, U. (1999): Neues Mineral: Schwertmannit – Giftfänger im Bergbauabraum, TUM-Mitteilungen der Technischen Universität München, Ausgabe 4 (98/99), S.6, Pressestelle der TU München, Selbstverlag

SCHWOERBEL, J. (1999): Einführung in die Limnologie – 8. Auflage, 465 S.; Gustav Fischer - Stuttgart - Jena - Lübeck - Ulm

SIMON, J. (2003): Konzipierung einer passiven Grubenwassereinigungsanlage im Hagetal bei Gernrode/Harz, S. 42, TU Bergakademie Freiberg (unveröffentlichte Diplomarbeit)

SKOUSEN, J. (1997): Overview of passive systems for treating acid mine drainage. – Green Lands, <http://www.wvu.edu/~agexten/landrec/passtrt/passtrt.htm>, Stand der Seite 8.11.05

SKOUSEN, J., ROSE, A., GEIDEL, G., FOREMAN, J., EVANS, R., HELLIER, W. (1998): Handbook of technologies for avoidance and remediation of acid mine drainage, 123 S., The National Land Reclamation Center located at West Virginia Universität in Montantown, West Virginia

STUMM, W., MORGAN, J.J. (1981): Aquatic Chemistry – An Introduction Emphasizing Chemical Equilibria in Natural Waters, 2. Auflage, 780 S., Wiley-Interscience Publication

WALTER, M. (2004): Spektroskopische Charakterisierung von Uran(VI) sorbiert an Oberflächen ausgewählter Minerale (Swertmannit, Goethit, Chlorit, Pyrophyllit, Albit), 119 S. aus der Fakultät Mathematik und Naturwissenschaften der TU Dresden, (Dissertation)

WALTON-DAY, K. (1999): Geochemistry of the processes that attenuate acid mine drainage in wetlands- The Environmental Geochemistry of Mineral Deposits. Part A: Processes, Techniques and Health Issues. Eds G.S. Plumlee and M.J. Logsdon. Reviews in Economic Geology Volume 6A, S. 215-228, Society of Economic Geologists, Inc., Colorado, USA.

WALTON-DAY, K. (2003): Passive and Active Treatment of Mine Drainage S. 335-359 aus Environmental Aspects of Mine Wastes; Mineralogical Association of Canada - Ottawa, Ontario

WOHLRAB, B., EHLERS, M., GÜNTNER, D., SÖHNGEN, H. (1995): Oberflächennahe Rohstoffe – Abbau, Rekultivierung, Folgenutzung, 304 S., Gustav Fischer,

YOUNGER, P. L. (2000): The Adoption and Adaptation of Passive Treatment Technologies for Mine Waters in The United Kingdom, S. 84-97, Mine Water and the Environment 19, Springer

YOUNGER, P. L. (2004): Wetland treatment of mine waters, Groundwater Management in Mining Areas, Proceedings of the 2<sup>nd</sup> IMAGE-TRAIN Advanced study course, June 23-27, 2003, Conference Papers CP-035 S.71-80 Umweltbundesamt, Wien - Vienna

YOUNGER, P. L., BANWART S. A., HEDIN, R. S. (2002): Mine Water - Hydrology, Pollution, Remediation – 442 S.; Kluwer Academic Publishers – Dordrecht

YOUNGER, P. L., JAYAWEERA, A., WOOD, R. (2004): A full-scale reducing and alkalinity-producing system (RAPS) for the passive treatment of acidic aluminium-rich mine site drainage at Bowden Close County Durham, S13, Conference Paper, CL:AIRE Annual Project Conference, London, April 2004

## Kartenwerke und Karten

- [a] Geologische Übersichtskarte 1:6250 - Königreich Sachsen - Sektion Grossenhain Skässchen; Blatt 18, Leipzig 1886
- [b] Bodenübersichtskarte des Landes Brandenburg 1:30000 - Hrsg. Landesamt für Geowissenschaften und Rohstoffe Brandenburg; Potsdam 2001

## Anhang A Daten der Durchflussmessung

Ergebnisse der Leitfähigkeitsmessung vom 17.11.05

Entfernung von der Einlassstelle [m]	Leitfähigkeit [µS]											MW [µs/cm]	S [µs/cm]	Temp. [°C]
0	1589	1588	1586	1583	1579	1577	1576	1575	1574	1571	1580	6	8,2	
10	1581	1579	1579	1571	1568	1569	1566	1567	1564	1563	1571	7	8,2	
20	1582	1577	1576	1576	1578	1573	1573	1572	1571	1571	1575	4	8,1	
30	1575	1578	1577	1579	1577	1577	1578	1578	1579	1580	1578	1	8,0	
40	1579	1579	1578	1577	1578	1578	-	-	-	-	1578	1	7,9	
50	1604	1605	1605	1606	1605	1607	1596	-	-	-	1604	4	7,7	
60	1612	1611	1614	1614	1615	1616	-	-	-	-	1614	2	7,3	
75	1649	1651	1651	1654	1655	1657	-	-	-	-	1653	3	7,3	
85	1657	1659	1660	1661	1662	1664	-	-	-	-	1661	2	7,3	
97	1668	1669	1670	1672	1674	1676	-	-	-	-	1672	3	7,4	
106	1688	1690	1691	1694	1696	1700	-	-	-	-	1693	4	7,6	
116	1704	1706	1708	1711	1714	1716	-	-	-	-	1710	5	7,5	
127	1717	1719	1721	1723	1725	1727	-	-	-	-	1722	4	7,5	
138	1752	1750	1753	1752	1776	1774	-	-	-	-	1760	12	7,1	
149	1766	1766	1766	1768	1770	1769	-	-	-	-	1768	2	7,1	
160	1770	1770	1771	1772	1774	1775	-	-	-	-	1772	2	7,2	
170	1767	1768	1768	1769	1770	1771	-	-	-	-	1769	1	7,1	
180	1772	1772	1773	1773	1774	1775	-	-	-	-	1773	1	7,1	
190	1774	1775	1775	1775	1776	1777	-	-	-	-	1775	1	7,2	
200	1776	1777	1778	1779	1780	1780	-	-	-	-	1778	2	7,2	
210	1772	1772	1773	1774	1775	1775	-	-	-	-	1774	1	7,2	
221	1775	1773	1776	1776	1776	1777	-	-	-	-	1776	1	7,1	
236	1775	1775	1776	1777	1778	1778	-	-	-	-	1777	1	7,0	
246	1775	1775	1776	1776	1777	1776	-	-	-	-	1776	1	7,1	
256	1757	1759	1759	1760	1761	1762	-	-	-	-	1760	2	6,9	
267	1737	1737	1738	1738	1737	1738	-	-	-	-	1738	1	7,0	
276	1734	1735	1734	1733	1734	1734	-	-	-	-	1734	1	7,0	
286	1725	1725	1726	1724	1726	1726	-	-	-	-	1725	1	7,0	

### Eichkoeffizient der Tracermessung am 1.12.05 im Entwässerungsgraben Großthiemig:

Datum : 6.6.06

Gewässername : Großthiemig

Salzmarke : Nyance Speisesalz (Plus)

Ausgangsvolumen (mL) : 1000

Zugabevolumen (mL) : 2

Salzkonzentration der Zugabe (g/L) : 10

---

Salzmarke : Nyance Speisesalz (Plus)

Probevolumen : 1000 mL Ausgangsleitfähigkeit : 1982 micS/cm  
 Zugabevolumen: 2 mL Konzentration der Zugabe: 10 g/L

Nr,	Volumen	Konz,[mg/L]	Leitf,	Eichk,	Korrel,
1	1000	0,00	1982	0,000000	0,000000
2	1002	19,96	2030	0,415835	1,000000
3	1004	39,84	2070	0,451518	0,998685
4	1006	59,64	2100	0,499453	0,994990
5	1008	79,37	2140	0,511086	0,997204
6	1010	99,01	2180	0,511701	0,998396
7	1012	118,58	2220	0,509419	0,998978
8	1014	138,07	2250	0,517371	0,999053
9	1016	157,48	2280	0,527811	0,998802
10	1018	176,82	2330	0,523309	0,999031
11	1020	196,08	2370	0,518847	0,999166
12	1022	215,26	2400	0,520033	0,999347
13	1024	234,38	2430	0,523746	0,999384

---

Eichkoeffizient : **0,523746** Korrelation : **0,999384**

---

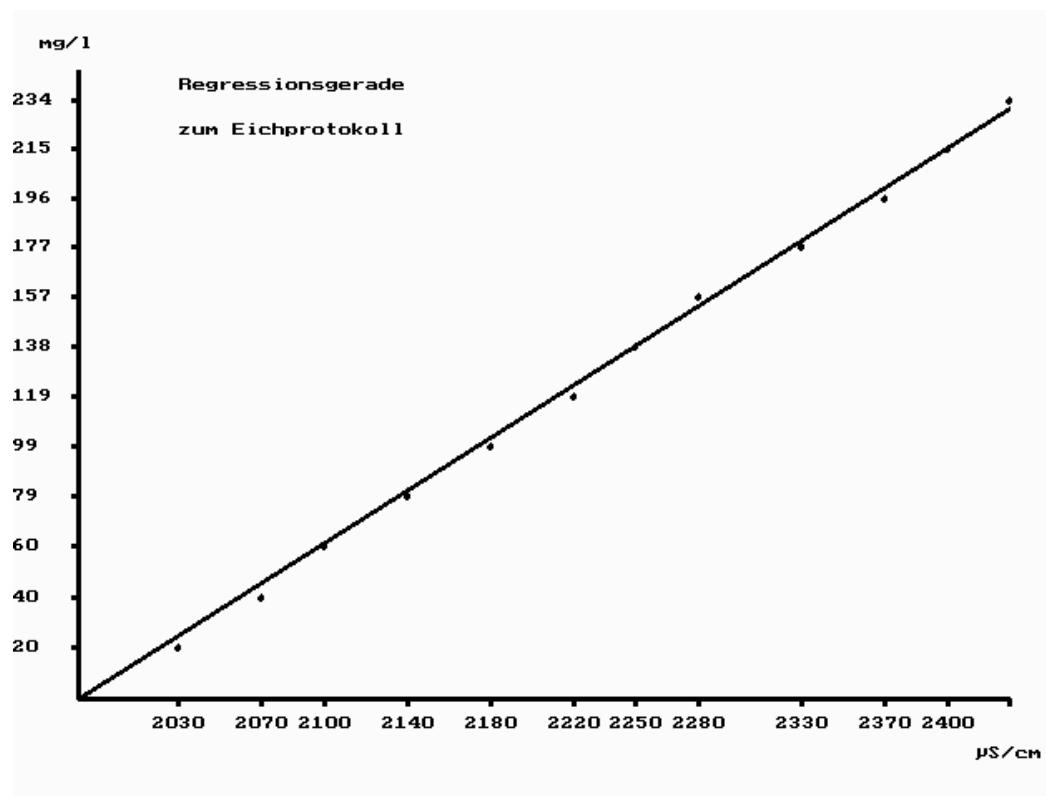


Abbildung : Regressionsgerade zum Eichkoeffizienten

---

ABFRAGE DER MESSPARAMETER

Datum der Abflussmessung: 1.12.05

Welche Messstelle: Großthiemig MP 155 m

Salzmenge in g: 1000

Wasserstand in cm: 10

Mischstrecke in m: 15

Name des Bearbeiters: Thomas Kohl & Torsten Genske

---

---

MESSPROTOKOLL

---

---

Messstelle: Großthiemig MP 155 m 1.12.05

Pegelhöhe: 10 cm Mischstrecke: 15 m Bearbeiter: Thomas Kohl & Torsten Genske

Eingegebene Salzmenge: 1000 g Eichkoeffizient: 0,523746

Anfangsleitfähigkeit: 1587,9 micS Endleitfähigkeit: 1592,6 micS

Grundleitfähigkeit: 1590,3 micS Maximalleitfähigkeit: 3424,0 micS

Anzahl der Messungen: 1220 Dauer der Messung: 20 min 20 sec

---

Der Abfluss beträgt: **6,613 L/s**

---

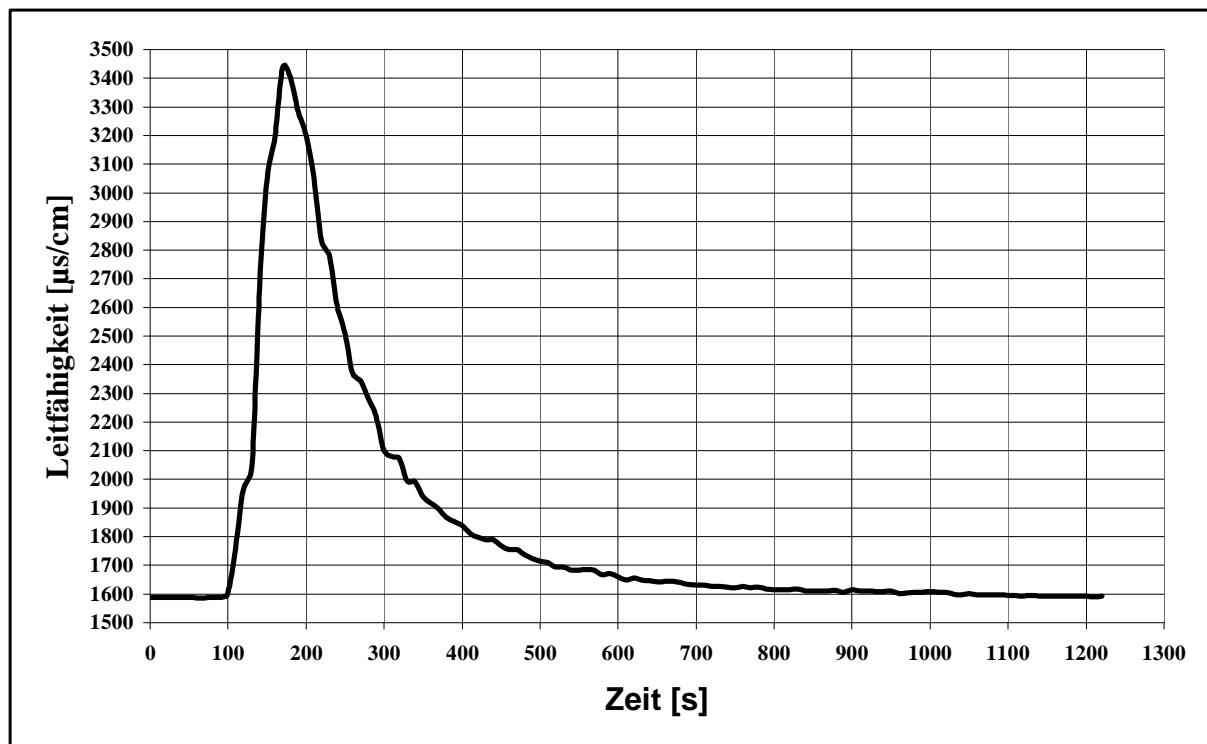


Abbildung: Durchganglinie der Salztracermessung am Messpunkt 155 m

---

#### ABFRAGE DER MESSPARAMETER

Datum der Abflussmessung: 1.12.05

Welche Messstelle: Großthiemig MP 20 m

Salzmenge in g: 1000

Wasserstand in cm: 5

Mischstrecke in m: 10

Name des Bearbeiters: Thomas Kohl & Torsten Genske

---

MESSPROTOKOLL

---

---

Messstelle: Großthiemig MP 20 m 1.12.05

Pegelhöhe: 5 cm Mischstrecke: 10 m Bearbeiter: Thomas Kohl &amp; Torsten Genske

Eingegebene Salzmenge: 1000 g Eichkoeffizient: 0,523746

Anfangsleitfähigkeit: 1539,9 micS Endleitfähigkeit: 1540,6 micS

Grundleitfähigkeit: 1540,2 micS Maximalleitfähigkeit: 1959,0 micS

Anzahl der Messungen: 1650 Dauer der Messung: 27 min 30 sec

---

---

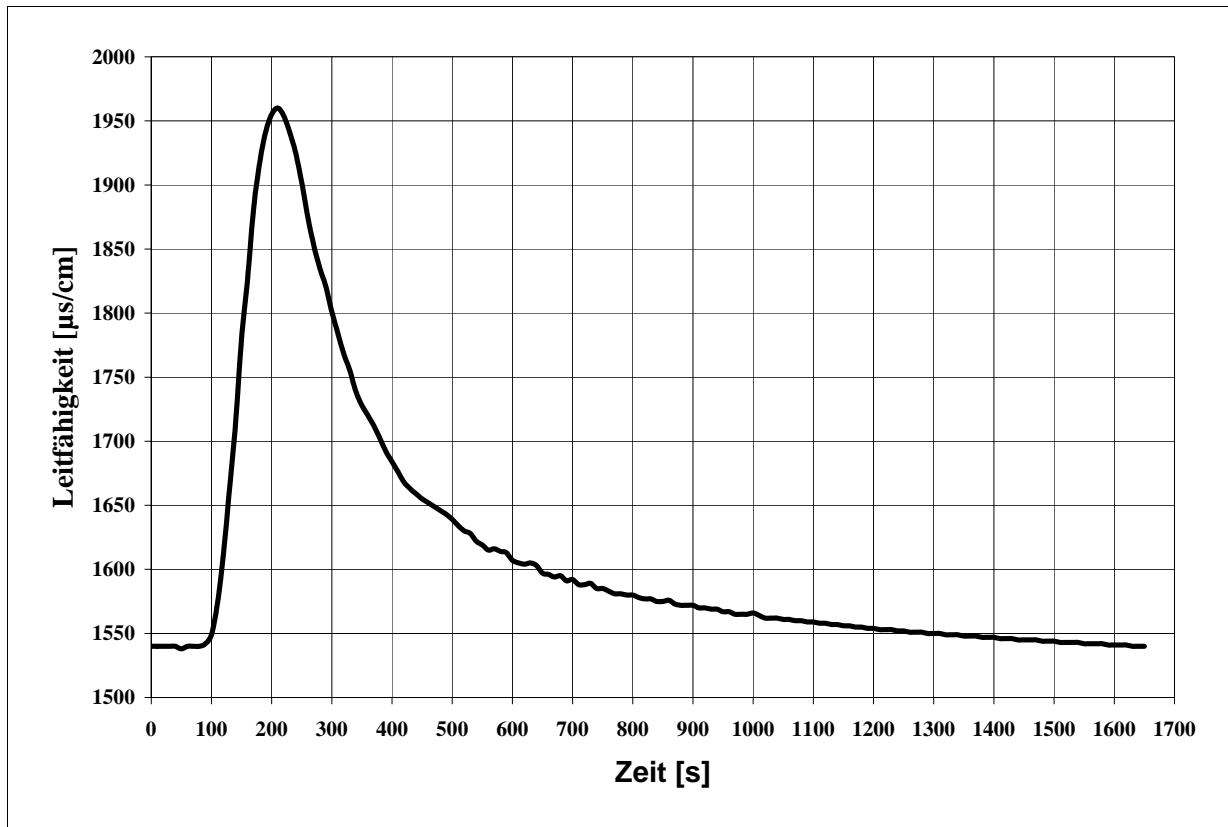
Der Abfluss beträgt: **15,89 L/s**

Abbildung 3: Durchgangsline der Salztracermessung am Messpunkt 20 m

## Anhang B Laborwerte der RAPS-Versuche

Computergesteuerte Ermittlung von Eh, pH und LF im Labor (20-Stunden-Versuch)

Zeit [min]	Zeit [Std]	Temp /°C	Eh [mV]	pH	LF [mS]
0	0	18,8	589	3,91	1,674
60	1,00	18,8	244	7,31	3,94
80	1,33	18,8	272	7,45	4,01
100	1,67	18,9	297,6	7,58	4,068
120	2,00	18,9	315	7,71	4,103
140	2,33	18,7	327,3	7,78	4,13
160	2,67	18,8	335	7,86	4,15
180	3,00	18,9	341	7,88	4,16
200	3,33	18,9	345	7,91	4,179
220	3,67	18,8	348	7,97	4,19
240	4,00	18,8	350	7,99	4,195
260	4,33	18,9	352	8,01	4,196
280	4,67	18,8	353,5	8,02	4,2
300	5,00	18,8	355	8,03	4,2
320	5,33	18,8	356	8,04	4,205
340	5,67	18,9	357	8,05	4,21
360	6,00	18,9	357,5	8,06	4,21
380	6,33	18,9	358	8,07	4,21
400	6,67	18,9	357	8,08	4,211
420	7,00	19	357	8,08	4,21
440	7,33	19	356	8,09	4,21
460	7,67	19	354	8,09	4,202
480	8,00	19,1	352	8,1	4,2
500	8,33	19,2	354,2	8	4,2
520	8,67	19,2	355	8,06	4,2
540	9,00	19,4	353,4	8,08	4,21
560	9,33	19,4	354	8,03	4,21
580	9,67	19,6	353	7,99	4,2
600	10,00	19,7	353	8,02	4,202
620	10,33	19,7	352,8	7,98	4,2
640	10,67	19,7	353	8,02	4,202
660	11,00	19,8	353	8,01	4,196
680	11,33	19,9	352	7,94	4,2
700	11,67	19,9	351	7,98	4,199
720	12,00	19,9	344,9	8,05	4,185
740	12,33	19,9	341,1	8,03	4,117
760	12,67	20	341,7	7,99	4,076
780	13,00	20	342	8,03	4
800	13,33	20,1	340,2	8,18	3,93
820	13,67	20,1	342	8,19	3,85
840	14,00	20,2	341	8,2	3,78
860	14,33	20,3	347,4	8,11	3,7
880	14,67	20	350	8,07	3,62
900	15,00	20	342	8,22	3,522
920	15,33	20	340	8,24	3,423
940	15,67	20,1	336	8,24	3,32
960	16,00	20,2	337,3	8,23	3,21
980	16,33	20,3	339,1	8,2	3,109
1000	16,67	20,4	338	8,18	3,008

Zeit [min]	Zeit [Std]	Temp /°C	Eh [mV]	pH	LF [mS]
1020	17,00	20,4	338	8,16	2,91
1040	17,33	20,5	335	8,12	2,82
1060	17,67	20,5	331,8	8,1	2,74
1080	18,00	20,5	327,3	8,07	2,66
1344	22,40	20,4	244,3	7,63	2,112
1364	22,73	20,3	235,4	7,61	2,09
1384	23,07	20,2	232	7,6	2,08
1404	23,40	20,2	222,3	7,62	2,05
1424	23,73	20,2	213,1	7,62	2,04
1444	24,07	20,3	201,9	7,61	2,03
1464	24,40	20,4	194,8	7,59	2,01
1484	24,73	20,3	186,1	7,57	1,99
1504	25,07	20,2	185	7,46	1,98
1524	25,40	20,3	190,3	7,42	1,97
1544	25,73	20,3	182,1	7,41	1,96
1564	26,07	20,3	179,8	7,43	1,95
1584	26,40	20,4	180	7,41	1,94
1604	26,73	20,3	170,7	7,41	1,93
1624	27,07	20,2	166	7,38	1,915
1644	27,40	20,2	161,9	7,34	1,9
1664	27,73	20,1	157,4	7,33	1,9
1684	28,07	20,3	158,7	7,32	1,89
1704	28,40	20,3	159,4	7,32	1,88
1724	28,73	20,3	154,8	7,32	1,88
1744	29,07	20,4	149,3	7,32	1,87
1764	29,40	20,3	145,1	7,32	1,87
1784	29,73	20,3	143,8	7,29	1,86
1804	30,07	20,2	145,9	7,28	1,86
1824	30,40	20,2	146,2	7,27	1,86
1844	30,73	20,2	144,6	7,26	1,85
1864	31,07	20,2	149,3	7,25	1,85
1884	31,40	20,2	146,6	7,24	1,84
1904	31,73	20,2	150,6	7,23	1,84
1924	32,07	20,2	149,5	7,22	1,84
1944	32,40	20,2	149,9	7,21	1,83
1964	32,73	20,3	148,2	7,18	1,83
1984	33,07	20,3	146,9	7,16	1,82
2004	33,40	20,4	150,4	7,15	1,83
2024	33,73	20,5	151,3	7,14	1,753
2044	34,07	20,5	163	7,05	1,82
2064	34,40	20,4	176,3	7,01	1,82
2084	34,73	20,5	176,2	7,08	1,817
2104	35,07	20,5	175,6	7,08	1,81
2124	35,40	20,6	171,6	7,08	1,81
2144	35,73	20,5	169,1	7,07	1,8
2164	36,07	20,6	166,7	7,06	1,8
2184	36,40	20,5	168,2	7,05	1,8
2204	36,73	20,6	168	7,04	1,791
2224	37,07	20,7	166,7	7,04	1,79
2244	37,40	20,7	165,5	7,01	1,78
2264	37,73	20,7	165,7	7,01	1,783
2284	38,07	20,8	164,3	7	1,78

2304	38,40	20,6	165,4	6,98	1,78
Zeit [min]	Zeit [Std]	Temp /°C	Eh [mV]	pH	LF [mS]
2324	38,73	20,6	165,7	6,98	1,77
2344	39,07	20,6	167,5	6,97	1,77
2364	39,40	20,5	169,6	6,95	1,77
2384	39,73	20,7	171,1	6,95	1,76
2404	40,07	20,6	173,2	6,94	1,76
2424	40,40	20,7	173,5	6,96	1,76
2444	40,73	20,7	177	6,95	1,759
2464	41,07	20,7	179,1	6,93	1,75
2484	41,40	20,7	179,3	6,93	1,75
2504	41,73	20,7	180,5	6,91	1,748
2524	42,07	20,7	181,9	6,9	1,74
2544	42,40	20,5	183,6	6,89	1,74
2564	42,73	20,5	185,5	6,88	1,736
2584	43,07	20,4	187,2	6,86	1,73
2604	43,40	20,4	189,7	6,85	1,73
2624	43,73	20,4	192,9	6,84	1,73
2644	44,07	20,4	195	6,84	1,72
2664	44,40	20,4	195,3	6,85	1,72
2684	44,73	20,5	194,7	6,85	1,72
2704	45,07	20,6	194,5	6,83	1,71
2724	45,40	20,6	195,7	6,82	1,71
2744	45,73	20,6	198,3	6,81	1,709
2764	46,07	20,5	201	6,8	1,7
2784	46,40	20,5	203,6	6,8	1,7
2804	46,73	20,4	204,8	6,79	1,691
2824	47,07	20,4	205,6	6,79	1,69
2844	47,40	20,4	207,5	6,77	1,69
2864	47,73	20,4	209,8	6,75	1,68
2884	48,07	20,4	211,8	6,73	1,68
2904	48,40	20,4	213,3	6,72	1,67
2924	48,73	20,5	215,4	6,66	1,67
2944	49,07	20,6	218,8	6,66	1,665
2964	49,40	20,6	219,7	6,66	1,66
2984	49,73	20,6	220,2	6,66	1,66
3004	50,07	20,7	221,4	6,64	1,653
3024	50,40	20,7	222,4	6,65	1,65
3044	50,73	20,6	223,6	6,63	1,64
3064	51,07	20,6	224,4	6,63	1,64
3084	51,40	20,5	226,3	6,62	1,64
3104	51,73	20,5	227,6	6,62	1,63
3124	52,07	20,5	228,9	6,61	1,63
3144	52,40	20,7	229,6	6,61	1,627
3164	52,73	20,7	230,3	6,61	1,62
3184	53,07	20,6	230,7	6,6	1,62
3204	53,40	20,7	231,7	6,59	1,61
3224	53,73	20,5	232,7	6,58	1,61
3244	54,07	20,5	234	6,58	1,61
3264	54,40	20,4	235,2	6,57	1,6
3284	54,73	20,4	237,1	6,57	1,6
3304	55,07	20,4	238,3	6,56	1,59
3324	55,40	20,4	239,7	6,55	1,59

3344	55,73	20,4	240,9	6,54	1,58
3364	56,07	20,4	241,7	6,52	1,58
<hr/>					
Zeit [min]	Zeit [Std]	Temp /°C	Eh [mV]	pH	LF [mS]
3384	56,40	20,4	242,8	6,52	1,58
3404	56,73	20,5	243,7	6,53	1,572
3424	57,07	20,5	244,1	6,53	1,57
3444	57,40	20,6	246,2	6,49	1,57
3464	57,73	20,7	248	6,48	1,56
3484	58,07	20,8	249	6,47	1,56
3504	58,40	20,8	249,9	6,47	1,55
3524	58,73	20,8	251	6,46	1,55
3544	59,07	20,8	252	6,44	1,54
3564	59,40	20,9	253,2	6,43	1,54
3584	59,73	20,7	254	6,42	1,536
3604	60,07	20,6	255,4	6,42	1,53
3624	60,40	20,6	256,5	6,42	1,53
3644	60,73	20,6	257,3	6,42	1,52
3664	61,07	20,8	257,9	6,41	1,52
3684	61,40	20,8	258	6,42	1,52
3704	61,73	20,8	259	6,41	1,51
3724	62,07	20,9	259,4	6,4	1,51
3744	62,40	20,9	259,5	6,4	1,51
3764	62,73	21	259,9	6,39	1,5
3784	63,07	20,9	260	6,4	1,5
3804	63,40	20,9	260,5	6,39	1,495
3824	63,73	20,9	261	6,39	1,49
3844	64,07	20,9	260,8	6,38	1,49
3864	64,40	20,8	261,8	6,37	1,48
3884	64,73	21	262,8	6,37	1,48
3904	65,07	21	263,7	6,35	1,478
3924	65,40	21	264,6	6,35	1,47
3944	65,73	21	265	6,34	1,47
3964	66,07	21	265,6	6,34	1,46
3984	66,40	20,9	266	6,34	1,46
4004	66,73	20,8	266,8	6,34	1,46
4024	67,07	20,7	267,3	6,34	1,46
4044	67,40	20,6	268	6,33	1,45
4064	67,73	20,6	269,1	6,34	1,45
4084	68,07	20,6	270,5	6,33	1,44
4104	68,40	20,6	270	6,34	1,44
4124	68,73	20,7	270	6,33	1,44
4144	69,07	20,7	270,6	6,33	1,43
4164	69,40	20,8	271,3	6,32	1,43
4184	69,73	20,8	271,1	6,32	1,43
4204	70,07	20,7	271,9	6,32	1,42
4224	70,40	20,7	272,7	6,31	1,42
4244	70,73	20,7	273,1	6,31	1,42
4264	71,07	20,6	274	6,3	1,41
4284	71,40	20,6	275	6,29	1,41
4304	71,73	20,6	275,3	6,28	1,4
4324	72,07	20,6	275,9	6,28	1,4
4344	72,40	20,6	275,6	6,28	1,4
4364	72,73	20,7	274,9	6,28	1,39

4384	73,07	20,6	273,2	6,27	1,39
4404	73,40	20,7	273,9	6,26	1,39
4424	73,73	20,7	274,2	6,26	1,38

Zeit [min]	Zeit [Std]	Temp /°C	Eh [mV]	pH	LF [mS]
4444	74,07	20,7	275	6,24	1,38
4464	74,40	20,8	276	6,24	1,38
4484	74,73	20,7	276	6,24	1,37
4504	75,07	20,6	276	6,22	1,37
4524	75,40	20,7	276	6,23	1,367
4544	75,73	20,7	275,4	6,21	1,36
4564	76,07	20,7	276,2	6,21	1,36
4584	76,40	20,8	276,2	6,2	1,36
4604	76,73	20,7	276	6,19	1,35
4624	77,07	20,7	276	6,19	1,35
4644	77,40	20,7	276,8	6,19	1,35
4664	77,73	20,6	277	6,18	1,34
4684	78,07	20,5	276,7	6,19	1,34
4704	78,40	20,5	276,7	6,19	1,33
4724	78,73	20,5	277,6	6,17	1,33
4744	79,07	20,4	277,2	6,17	1,33
4764	79,40	20,4	277,2	6,17	1,33
4784	79,73	20,4	277,4	6,17	1,32
4804	80,07	20,4	277,5	6,17	1,32
4824	80,40	20,4	278	6,17	1,32
4844	80,73	20,4	278	6,16	1,32
4864	81,07	20,4	277,9	6,15	1,31
4884	81,40	20,5	278	6,14	1,31
4904	81,73	20,5	277,6	6,13	1,3
4924	82,07	20,5	277,6	6,12	1,3
4944	82,40	20,5	278	6,12	1,3
4964	82,73	20,5	278	6,13	1,3
4984	83,07	20,5	278,1	6,13	1,29

Ergebnisse der manuellen Bestimmung der weiteren Messparameter des 20-Stunden Versuches

Zeit [Std]	Fe(II) [mg/L]	Fe(ges) [mg/L]	NH4+ [mg/L]	NO3- [mg/L]	O2 [mg/L]	O2 [%]	KB 4,3 [mmol/L]	KB 8,2 [mmol/L]	KS 4,3 [mmol/L]
0	54,17	69,83	1,13	2,20	7,7	79,7	0,025	1,230	
0,5	1,33	28,67	10,42	58,33	6,6	73,4		0,245	4,990
4	0,83	22,83	16,00	91,67	6,1	67,4		0,415	7,890
8	0,28	17,17	19,17	70,00	6,2	70,3		0,010	8,735
12	0,02	15,44	22,83	61,67	5,1	58,2		0,365	8,945
16	0,12	3,28	20,17	46,67	6,2	72,0		0,210	6,810
20	0,07	1,24	12,78	46,67	5,9	67,6		0,235	4,010
24	0,09	1,29	10,65	43,33	4,2	47,7		0,265	3,365
28	0,29	2,64	6,00	10,00	4,8	55,3		0,210	3,005
32	1,40	5,05	5,67	27,50	5,3	60,9		0,175	2,925
36	2,25	7,63	4,50	10,83	3,7	42,7		0,260	2,810
40	5,60	10,77	3,50	12,00	3,4	39,9		0,325	2,545
44	7,98	14,28	3,85	2,00	4,1	46,7		0,635	2,505
48	9,52	19,44	3,30	0,00	4,1	47,0		0,760	2,200
52	13,92	22,95	4,05	0,00	4,2	47,9		0,840	1,985
56	18,54	31,00	3,30	0,00	4,8	54,6		0,985	1,830
60	18,70	28,96	3,08	0,00	4,7	54,5		1,125	1,745
64	11,11	33,66	2,60	0,00	3,7	43,0		1,215	1,760
68	20,53	29,81	2,72	0,00	3,8	43,9		1,120	1,835
72	20,46	29,52	2,31	0,00	4,3	49,8		1,090	1,850
76	19,14	30,43	3,45	0,00	5,2	58,0		1,220	1,615
80	18,08	29,24	2,53	0,00	4,0	45,7		1,320	1,650

Die Werte bei 0 Stunden zeigen die Anfangsgehalte vor Durchlauf des RAPS-Systems an.

Computergesteuerte Ermittlung von Eh, pH und LF im Labor  
(20-Stunden-Doppel-Versuch)

Zeit [min]	Zeit [Std]	Temp /°C	Eh [mV]	pH	LF [mS]
0	0,00	9,51	716	3,24	1,811
20	0,33	19,08	428	7,13	3,547
40	0,67	19,10	425	7,17	3,567
60	1,00	19,15	423	7,21	3,572
80	1,33	19,21	421	7,24	3,586
100	1,67	19,25	419	7,26	3,590
120	2,00	19,30	418	7,28	3,596
140	2,33	19,31	416	7,31	3,593
160	2,67	19,55	414	7,32	3,598
180	3,00	19,52	413	7,34	3,595
200	3,33	19,57	412	7,35	3,596
220	3,67	19,60	411	7,36	3,594
240	4,00	19,50	410	7,37	3,589
260	4,33	19,50	408	7,38	3,582
280	4,67	19,55	407	7,40	3,580
300	5,00	19,53	406	7,41	3,577
320	5,33	19,51	405	7,42	3,575
340	5,67	19,60	405	7,43	3,573
360	6,00	19,60	404	7,44	3,569
380	6,33	19,70	403	7,44	3,563
400	6,67	19,80	403	7,45	3,557
420	7,00	19,72	403	7,45	3,555
440	7,33	19,70	403	7,46	3,548
460	7,67	19,70	403	7,47	3,542
480	8,00	19,75	403	7,47	3,539
500	8,33	19,60	404	7,47	3,533
520	8,67	19,50	404	7,48	3,526
540	9,00	19,49	405	7,48	3,520
560	9,33	19,57	405	7,49	3,518
580	9,67	19,60	406	7,49	3,515
600	10,00	19,60	406	7,49	3,513
620	10,33	19,61	407	7,50	3,508
640	10,67	19,69	407	7,50	3,505
660	11,00	19,70	408	7,50	3,502
680	11,33	19,64	408	7,49	3,496
700	11,67	19,77	409	7,50	3,497
720	12,00	19,72	409	7,50	3,494
740	12,33	19,79	409	7,50	3,493
760	12,67	19,73	409	7,50	3,490
780	13,00	19,79	409	7,50	3,488
800	13,33	19,70	409	7,49	3,483
820	13,67	19,80	409	7,49	3,483
840	14,00	19,80	409	7,49	3,482
860	14,33	19,80	409	7,49	3,478
880	14,67	19,82	409	7,48	3,478
900	15,00	19,82	408	7,49	3,477
920	15,33	19,83	408	7,48	3,475
940	15,67	19,81	407	7,48	3,476
960	16	19,85	407	7,48	3,474



Zeit [min]	Zeit [Std]	Temp /°C	Eh [mV]	pH	LF [mS]
980	16,33	19,86	407	7,48	3,473
1000	16,67	19,80	407	7,47	3,468
1020	17,00	19,76	407	7,47	3,468
1040	17,33	19,75	406	7,47	3,466
1060	17,67	19,76	405	7,47	3,464
1080	18,00	19,74	405	7,46	3,464
1100	18,33	19,70	404	7,47	3,463
1120	18,67	19,70	404	7,46	3,459
1140	19,00	19,70	403	7,46	3,457
1160	19,33	19,68	402	7,43	3,457
1180	19,67	19,69	405	7,42	3,457
1200	20,00	19,70	407	7,42	3,455
1220	20,33	19,70	408	7,42	3,449
1240	20,67	19,71	409	7,41	3,449
1260	21,00	19,72	409	7,41	3,447
1280	21,33	19,73	409	7,41	3,446
1300	21,67	19,79	409	7,42	3,444
1320	22,00	19,80	409	7,41	3,445
1340	22,33	19,77	408	7,41	3,441
1360	22,67	19,74	407	7,42	3,438
1380	23,00	19,74	407	7,41	3,438
1400	23,33	19,74	406	7,41	3,439
1420	23,67	19,72	405	7,41	3,435
1440	24,00	19,74	403	7,41	3,431
1460	24,33	19,78	402	7,41	3,429
1480	24,67	20,08	401	7,42	3,430
1500	25,00	19,93	395	7,41	3,419
1520	25,33	19,98	390	7,42	3,413
1540	25,67	20,04	385	7,41	3,406
1560	26,00	20,07	380	7,41	3,395
1580	26,33	20,10	375	7,40	3,382
1600	26,67	20,20	369	7,38	3,368
1620	27,00	20,17	367	7,38	3,351
1640	27,33	20,10	364	7,38	3,332
1660	27,67	20,10	361	7,38	3,309
1680	28,00	20,10	356	7,37	3,288
1700	28,33	20,10	354	7,37	3,259
1720	28,67	20,05	352	7,37	3,226
1740	29,00	20,04	349	7,36	3,191
1760	29,33	20,03	346	7,36	3,150
1780	29,67	20,00	343	7,36	3,110
1800	30,00	20,00	340	7,35	3,060
1820	30,33	19,98	336	7,35	3,012
1840	30,67	19,97	333	7,36	2,960
1860	31,00	19,92	330	7,36	2,909
1880	31,33	19,90	327	7,36	2,850
1900	31,67	19,90	324	7,35	2,798
1920	32,00	19,90	320	7,36	2,739
1940	32,33	19,90	318	7,35	2,680
1960	32,67	19,87	318	7,35	2,628
1980	33,00	19,86	318	7,35	2,570
2000	33,33	19,87	315	7,35	2,516

2020	33,67	19,86	316	7,34	2,460
Zeit [min]	Zeit [Std]	Temp /°C	Eh [mV]	pH	LF [mS]
2040	34,00	19,83	316	7,34	2,407
2060	34,33	19,83	316	7,33	2,350
2080	34,67	19,84	316	7,32	2,299
2100	35,00	19,82	315	7,32	2,245
2120	35,33	19,82	314	7,30	2,193
2140	35,67	19,80	313	7,29	2,140
2160	36,00	19,84	312	7,28	2,095
2180	36,33	19,85	310	7,27	2,050
2200	36,67	19,81	310	7,26	2,007
2220	37,00	19,81	309	7,25	1,960
2240	37,33	19,84	309	7,25	1,920
2260	37,67	19,84	307	7,23	1,886
2280	38,00	19,82	306	7,21	1,850
2300	38,33	19,81	304	7,21	1,820
2320	38,67	19,80	301	7,20	1,784
2340	39,00	19,81	300	7,19	1,759
2360	39,33	19,80	297	7,18	1,730
2380	39,67	19,80	295	7,17	1,703
2400	40,00	19,80	292	7,16	1,680
2420	40,33	19,80	289	7,15	1,660
2440	40,67	19,80	287	7,15	1,640
2460	41,00	19,80	284	7,14	1,620
2480	41,33	19,80	282	7,14	1,600
2500	41,67	19,78	280	7,13	1,590
2520	42,00	19,77	279	7,12	1,570
2540	42,33	19,77	277	7,12	1,560
2560	42,67	19,76	275	7,12	1,543
2580	43,00	19,76	274	7,11	1,530
2600	43,33	19,74	272	7,11	1,520
2620	43,67	19,76	271	7,10	1,510
2640	44,00	19,80	270	7,09	1,500
2660	44,33	19,80	269	7,11	1,490
2680	44,67	19,90	266	7,11	1,480
2700	45,00	20,10	263	7,11	1,470
2720	45,33	20,19	261	7,10	1,460
2740	45,67	20,20	259	7,09	1,460
2760	46,00	20,28	258	7,09	1,450
2780	46,33	20,26	257	7,08	1,440
2800	46,67	20,30	256	7,08	1,440
2820	47,00	20,14	255	7,07	1,430
2840	47,33	20,10	255	7,07	1,430
2860	47,67	20,10	254	7,07	1,420
2880	48,00	20,10	254	7,06	1,410
2900	48,33	20,10	254	7,06	1,410
2920	48,67	20,10	253	7,06	1,410
2940	49,00	20,13	253	7,06	1,400
2960	49,33	20,10	254	7,05	1,400
2980	49,67	20,10	253	7,05	1,400
3000	50,00	20,10	253	7,05	1,390
3020	50,33	20,10	254	7,05	1,390
3040	50,67	20,10	254	7,05	1,390

3060	51,00	20,08	254	7,05	1,380
3080	51,33	20,10	255	7,05	1,380

Zeit [min]	Zeit [Std]	Temp /°C	Eh [mV]	pH	LF [mS]
3100	51,67	20,10	255	7,04	1,380
3120	52,00	20,10	255	7,04	1,370
3140	52,33	20,14	256	7,04	1,370
3160	52,67	20,10	256	7,04	1,370
3180	53,00	20,10	257	7,03	1,361
3200	53,33	20,10	257	7,03	1,360
3220	53,67	20,10	258	7,03	1,360
3240	54,00	20,10	258	7,03	1,360
3260	54,33	20,07	259	7,02	1,350
3280	54,67	20,02	260	7,02	1,350
3300	55,00	20,02	260	7,02	1,350
3320	55,33	20,00	261	7,01	1,350
3340	55,67	20,00	263	7,01	1,340
3360	56,00	20,00	264	7,01	1,340
3380	56,33	20,00	265	7,01	1,340
3400	56,67	20,00	266	7,00	1,340
3420	57,00	20,00	266	7,01	1,340
3440	57,33	20,00	267	7,00	1,330
3460	57,67	19,99	268	7,00	1,330
3480	58,00	19,96	269	7,00	1,330
3500	58,33	19,94	270	7,00	1,330
3520	58,67	19,95	271	6,99	1,330
3540	59,00	19,95	272	6,99	1,320
3560	59,33	19,93	273	6,99	1,320
3580	59,67	19,90	273	6,98	1,320
3600	60,00	19,92	274	6,98	1,320
3620	60,33	19,92	275	6,98	1,320
3640	60,67	19,91	276	6,98	1,320
3660	61,00	19,90	276	6,97	1,311
3680	61,33	19,91	277	6,97	1,310
3700	61,67	19,90	277	6,97	1,310
3720	62,00	19,90	278	6,97	1,310
3740	62,33	19,90	278	6,97	1,310
3760	62,67	19,91	279	6,96	1,309
3780	63,00	19,90	280	6,96	1,302
3800	63,33	19,90	280	6,95	1,300
3820	63,67	19,90	280	6,95	1,300
3840	64,00	19,95	281	6,96	1,300
3860	64,33	20,10	281	6,94	1,300
3880	64,67	20,20	281	6,94	1,300
3900	65,00	20,30	281	6,93	1,300
3920	65,33	20,30	281	6,93	1,300
3940	65,67	20,30	281	6,92	1,298
3960	66,00	20,38	281	6,93	1,290
3980	66,33	20,20	281	6,92	1,290
4000	66,67	20,19	281	6,92	1,290
4020	67,00	20,10	282	6,92	1,290
4040	67,33	20,10	282	6,91	1,290
4060	67,67	20,10	283	6,92	1,290
4080	68,00	20,10	283	6,91	1,290

4100	68,33	20,10	283	6,91	1,290
4120	68,67	20,18	283	6,91	1,290
4140	69,00	20,20	283	6,90	1,290

Zeit [min]	Zeit [Std]	Temp /°C	Eh [mV]	pH	LF [mS]
4160	69,33	20,20	283	6,91	1,283
4180	69,67	20,19	283	6,90	1,280
4200	70,00	20,20	284	6,91	1,280
4220	70,33	20,19	284	6,90	1,280
4240	70,67	20,16	284	6,90	1,280
4260	71,00	20,15	284	6,90	1,280
4280	71,33	20,15	284	6,90	1,280
4300	71,67	20,13	284	6,90	1,280
4320	72,00	20,10	284	6,89	1,280
4340	72,33	20,13	285	6,89	1,279
4360	72,67	20,20	285	6,89	1,270
4380	73,00	20,20	285	6,89	1,272
4400	73,33	20,20	285	6,89	1,270
4420	73,67	20,20	285	6,89	1,270
4440	74,00	20,20	286	6,89	1,270
4460	74,33	20,20	286	6,89	1,270
4480	74,67	20,20	286	6,89	1,270
4500	75,00	20,20	286	6,89	1,269
4520	75,33	20,20	286	6,89	1,263
4540	75,67	20,20	287	6,88	1,260
4560	76,00	20,20	287	6,88	1,260
4580	76,33	20,27	287	6,88	1,260
4600	76,67	20,29	287	6,88	1,260
4620	77,00	20,25	287	6,87	1,260
4640	77,33	20,23	287	6,87	1,260
4660	77,67	20,23	287	6,88	1,260
4680	78,00	20,20	287	6,87	1,260
4700	78,33	20,20	287	6,87	1,260
4720	78,67	20,20	287	6,86	1,256
4740	79,00	20,20	287	6,86	1,252
4760	79,33	20,15	288	6,86	1,250
4780	79,67	20,15	288	6,86	1,250
4800	80,00	20,15	288	6,86	1,250
4820	80,33	20,10	289	6,85	1,250
4840	80,67	20,10	289	6,85	1,250
4860	81,00	20,10	289	6,85	1,250
4880	81,33	20,10	289	6,85	1,250
4900	81,67	20,08	289	6,85	1,250
4920	82,00	20,10	289	6,85	1,250
4940	82,33	20,08	289	6,85	1,250
4960	82,67	20,00	290	6,83	1,250
4980	83,00	19,91	290	6,84	1,250
5000	83,33	19,97	290	6,83	1,250
5020	83,67	19,97	290	6,83	1,245
5040	84,00	19,97	290	6,83	1,246
5060	84,33	20,17	290	6,83	1,240
5080	84,67	20,30	289	6,83	1,240
5100	85,00	20,33	288	6,83	1,240
5120	85,33	20,40	288	6,82	1,240

5140	85,67	20,40	288	6,82	1,238
5160	86,00	20,30	288	6,81	1,240
5180	86,33	20,30	288	6,81	1,239
5200	86,67	20,23	289	6,81	1,239

Zeit [min]	Zeit [Std]	Temp /°C	Eh [mV]	pH	LF [mS]
5220	87,00	20,20	288	6,80	1,230
5240	87,33	20,20	288	6,80	1,230
5260	87,67	20,20	288	6,80	1,230
5280	88,00	20,20	288	6,80	1,230
5300	88,33	20,20	288	6,80	1,230
5320	88,67	20,19	288	6,80	1,230
5340	89,00	20,15	288	6,80	1,230
5360	89,33	20,17	288	6,80	1,230
5380	89,67	20,18	287	6,80	1,230
5400	90,00	20,13	287	6,80	1,230
5420	90,33	20,10	287	6,79	1,226
5440	90,67	20,13	287	6,79	1,227
5460	91,00	20,11	287	6,79	1,220
5480	91,33	20,10	286	6,79	1,220
5500	91,67	20,10	286	6,79	1,220
5520	92,00	20,10	285	6,79	1,220
5540	92,33	20,10	284	6,79	1,220
5560	92,67	20,08	284	6,79	1,220
5580	93,00	20,08	283	6,78	1,220
5600	93,33	20,09	283	6,78	1,220
5620	93,67	20,07	282	6,78	1,220
5640	94,00	20,04	281	6,78	1,220
5660	94,33	20,08	280	6,78	1,211
5680	94,67	20,09	279	6,78	1,210
5700	95,00	20,08	278	6,78	1,210
5720	95,33	20,10	277	6,78	1,210
5740	95,67	20,10	276	6,78	1,210
5760	96,00	20,10	275	6,77	1,210
5780	96,33	20,10	274	6,77	1,210
5800	96,67	20,10	273	6,77	1,207
5820	97,00	20,10	272	6,77	1,207
5840	97,33	20,10	271	6,76	1,204
5860	97,67	20,10	270	6,76	1,201
5880	98,00	20,10	269	6,76	1,200
5900	98,33	20,08	268	6,76	1,200
5920	98,67	20,04	267	6,76	1,200
5940	99,00	20,04	266	6,75	1,200
5960	99,33	20,04	265	6,76	1,200
5980	99,67	20,01	263	6,76	1,200
6000	100,00	20,00	262	6,75	1,200
6020	100,33	20,00	261	6,75	1,200
6040	100,67	20,00	261	6,75	1,195
6060	101,00	20,00	259	6,75	1,190
6080	101,33	20,00	258	6,75	1,190
6100	101,67	19,96	257	6,74	1,190
6120	102,00	20,00	256	6,74	1,190
6140	102,33	19,95	255	6,74	1,190
6160	102,67	19,90	255	6,75	1,190

6180	103,00	19,97	254	6,74	1,190
6200	103,33	19,90	253	6,73	1,190
6220	103,67	19,91	252	6,73	1,185
6240	104,00	19,90	251	6,73	1,180
6260	104,33	20,00	251	6,73	1,180

Zeit [min]	Zeit [Std]	Temp /°C	Eh [mV]	pH	LF [mS]
6280	104,67	20,18	249	6,73	1,180
6300	105,00	20,30	248	6,73	1,180
6320	105,33	20,30	247	6,73	1,180
6340	105,67	20,40	246	6,71	1,180
6360	106,00	20,30	245	6,71	1,170
6380	106,33	20,20	244	6,71	1,170
6400	106,67	20,20	244	6,71	1,170
6420	107,00	20,20	243	6,71	1,170
6440	107,33	20,15	242	6,71	1,170
6460	107,67	20,14	242	6,71	1,170
6480	108,00	20,15	241	6,71	1,170
6500	108,33	20,10	241	6,71	1,170
6520	108,67	20,10	241	6,70	1,170
6540	109,00	20,10	240	6,71	1,164
6560	109,33	20,10	239	6,70	1,160
6580	109,67	20,10	239	6,71	1,160
6600	110,00	20,10	238	6,70	1,160
6620	110,33	20,10	237	6,71	1,160
6640	110,67	20,10	237	6,70	1,160
6660	111,00	20,10	236	6,70	1,160
6680	111,33	20,07	236	6,70	1,160
6700	111,67	20,09	235	6,70	1,160
6720	112,00	20,10	234	6,70	1,154
6740	112,33	20,05	234	6,70	1,150
6760	112,67	20,05	233	6,70	1,150
6780	113,00	20,06	233	6,70	1,150
6800	113,33	20,05	232	6,70	1,150
6820	113,67	19,89	233	6,75	1,136
6840	114,00	20,00	244	6,65	1,150
6860	114,33	20,05	244	6,66	1,150
6880	114,67	20,06	243	6,68	1,150
6900	115,00	20,02	242	6,69	1,150
6920	115,33	20,02	241	6,69	1,150
6940	115,67	20,08	240	6,70	1,140
6960	116,00	20,03	240	6,70	1,143
6980	116,33	20,02	238	6,70	1,140
7000	116,67	20,05	237	6,69	1,140
7020	117,00	20,04	235	6,69	1,140
7040	117,33	20,02	234	6,70	1,140
7060	117,67	20,00	233	6,70	1,140
7080	118,00	20,04	233	6,69	1,140
7100	118,33	20,04	232	6,69	1,140
7120	118,67	20,00	232	6,69	1,131
7140	119,00	20,02	231	6,69	1,130
7160	119,33	20,04	230	6,69	1,130
7180	119,67	20,20	229	6,70	1,130
7200	120,00	20,30	228	6,70	1,130

7220	120,33	20,34	228	6,69	1,130
7240	120,67	20,40	228	6,68	1,120
7260	121,00	20,40	227	6,67	1,120
7280	121,33	20,40	226	6,67	1,120
7300	121,67	20,50	225	6,67	1,120
7320	122,00	20,45	224	6,67	1,120

Zeit [min]	Zeit [Std]	Temp /°C	Eh [mV]	pH	LF [mS]
7415	123,58	20,42	228	6,65	1,120
7435	123,92	20,40	225	6,66	1,118
7455	124,25	20,37	224	6,66	1,110
7475	124,58	20,30	223	6,66	1,110
7495	124,92	20,30	223	6,67	1,110
7515	125,25	20,30	222	6,67	1,110
7535	125,58	20,29	222	6,67	1,110
7555	125,92	20,25	221	6,67	1,110
7575	126,25	20,20	221	6,67	1,102
7595	126,58	20,20	221	6,67	1,100
7615	126,92	20,20	222	6,66	1,100
7635	127,25	20,19	222	6,66	1,100
7655	127,58	20,20	222	6,66	1,100
7675	127,92	20,20	221	6,66	1,100
7695	128,25	20,15	221	6,66	1,100
7715	128,58	20,15	221	6,66	1,094
7735	128,92	20,16	221	6,66	1,090
7755	129,25	20,10	221	6,66	1,090
7775	129,58	20,10	220	6,66	1,090
7795	129,92	20,11	220	6,66	1,090
7815	130,25	20,10	220	6,66	1,090
7835	130,58	20,10	220	6,66	1,090
7855	130,92	20,10	219	6,65	1,080
7875	131,25	20,10	219	6,66	1,080
7895	131,58	20,10	219	6,66	1,080
7915	131,92	20,08	219	6,66	1,080
7935	132,25	20,10	220	6,65	1,080
7955	132,58	20,09	220	6,66	1,078
7975	132,92	20,04	220	6,66	1,070
7995	133,25	20,04	220	6,65	1,070
8015	133,58	20,06	220	6,66	1,070
8035	133,92	20,03	221	6,66	1,070
8055	134,25	20,00	221	6,66	1,070
8075	134,58	20,00	221	6,65	1,070
8095	134,92	20,01	221	6,65	1,060
8115	135,25	20,00	221	6,65	1,060
8135	135,58	20,00	222	6,66	1,060
8155	135,92	20,00	222	6,65	1,060
8175	136,25	20,00	222	6,65	1,060
8195	136,58	20,00	222	6,65	1,050
8215	136,92	19,99	222	6,66	1,050
8235	137,25	20,00	222	6,65	1,050
8255	137,58	19,99	223	6,65	1,050
8275	137,92	19,97	223	6,65	1,050
8295	138,25	19,99	223	6,65	1,050
8315	138,58	19,97	223	6,65	1,050

8335	138,92	19,95	223	6,65	1,040
8355	139,25	19,90	223	6,65	1,040
8375	139,58	19,98	223	6,65	1,040
8395	139,92	19,95	223	6,65	1,040
8415	140,25	19,97	223	6,65	1,037
8435	140,58	20,00	224	6,64	1,030
8455	140,92	20,02	223	6,64	1,030

Zeit [min]	Zeit [Std]	Temp /°C	Eh [mV]	pH	LF [mS]
8475	141,25	20,05	223	6,64	1,030
8495	141,58	20,09	223	6,64	1,030
8515	141,92	20,12	223	6,64	1,030
8535	142,25	20,30	222	6,63	1,022
8555	142,58	20,30	222	6,63	1,020
8575	142,92	20,30	221	6,63	1,020
8595	143,25	20,40	221	6,64	1,020
8615	143,58	20,24	221	6,63	1,020
8635	143,92	20,20	221	6,63	1,020
8655	144,25	20,20	222	6,63	1,020
8675	144,58	20,20	222	6,64	1,010
8695	144,92	20,20	222	6,63	1,010
8715	145,25	20,20	222	6,64	1,010
8735	145,58	20,20	222	6,63	1,010
8755	145,92	20,20	222	6,63	1,010
8775	146,25	20,17	223	6,63	1,005
8795	146,58	20,17	223	6,63	1,000
8815	146,92	20,18	223	6,63	1,000
8835	147,25	20,15	223	6,63	1,000
8855	147,58	20,11	223	6,63	1,000
8875	147,92	20,16	223	6,63	1,000
8895	148,25	20,20	223	6,63	0,995
8915	148,58	20,20	223	6,63	0,990
8935	148,92	20,19	223	6,63	0,990
8955	149,25	20,20	223	6,63	0,990
8975	149,58	20,18	224	6,62	0,990
8995	149,92	20,13	223	6,63	0,990
9015	150,25	20,13	223	6,62	0,987
9035	150,58	20,10	223	6,62	0,980
9055	150,92	20,10	223	6,62	0,980
9075	151,25	20,10	223	6,62	0,980
9095	151,58	20,10	223	6,62	0,980
9115	151,92	20,10	223	6,62	0,980
9135	152,25	20,05	224	6,62	0,970
9155	152,58	20,04	223	6,62	0,970
9175	152,92	20,09	223	6,62	0,970
9195	153,25	20,06	223	6,62	0,970
9215	153,58	20,04	223	6,62	0,970
9235	153,92	20,03	223	6,62	0,970
9255	154,25	20,04	223	6,61	0,960
9275	154,58	20,05	224	6,62	0,960
9295	154,92	20,00	224	6,61	0,960
9315	155,25	20,00	224	6,61	0,960
9335	155,58	20,04	224	6,61	0,960
9355	155,92	20,01	224	6,61	0,960

9375	156,25	20,10	224	6,61	0,951
9395	156,58	20,27	224	6,61	0,950
9415	156,92	20,31	224	6,60	0,950
9435	157,25	20,40	223	6,61	0,950
9455	157,58	20,40	224	6,61	0,948
9475	157,92	20,29	224	6,60	0,940
9495	158,25	20,20	224	6,60	0,940
9515	158,58	20,20	225	6,60	0,940

Zeit [min]	Zeit [Std]	Temp /°C	Eh [mV]	pH	LF [mS]
9535	158,92	20,18	225	6,60	0,940
9555	159,25	20,17	225	6,60	0,940
9575	159,58	20,14	225	6,59	0,940
9595	159,92	20,10	224	6,60	0,930
9615	160,25	20,10	224	6,60	0,930
9635	160,58	20,10	225	6,60	0,930
9655	160,92	20,10	225	6,60	0,930
9675	161,25	20,10	225	6,59	0,930
9695	161,58	20,10	225	6,59	0,927
9715	161,92	20,10	225	6,60	0,920
9735	162,25	20,06	226	6,60	0,920
9755	162,58	20,05	226	6,60	0,920
9775	162,92	20,06	226	6,60	0,920
9795	163,25	20,06	227	6,60	0,920
9815	163,58	20,03	226	6,61	0,918
9835	163,92	20,05	227	6,60	0,913
9855	164,25	20,09	227	6,60	0,910
9875	164,58	20,10	227	6,60	0,910
9895	164,92	20,10	227	6,60	0,910
9915	165,25	20,10	227	6,59	0,910
9935	165,58	20,12	227	6,60	0,910
9955	165,92	20,11	227	6,59	0,900
9975	166,25	20,10	227	6,59	0,900
9995	166,58	20,10	227	6,59	0,900
10015	166,92	20,10	228	6,60	0,900
10035	167,25	20,10	228	6,60	0,900
10055	167,58	20,10	228	6,60	0,898
10075	167,92	20,10	228	6,60	0,897
10095	168,25	20,15	228	6,60	0,890
10115	168,58	20,20	228	6,60	0,890
10135	168,92	20,29	228	6,59	0,890
10155	169,25	20,20	228	6,59	0,890
10175	169,58	20,19	228	6,59	0,890
10195	169,92	20,18	228	6,59	0,880
10215	170,25	20,14	228	6,59	0,880
10235	170,58	20,10	228	6,59	0,880
10255	170,92	20,11	228	6,59	0,880
10275	171,25	20,12	228	6,60	0,880
10295	171,58	20,10	228	6,60	0,880
10315	171,92	20,10	228	6,59	0,876
10335	172,25	20,09	228	6,59	0,870
10355	172,58	20,04	229	6,59	0,870
10375	172,92	20,00	229	6,59	0,870
10395	173,25	20,02	229	6,59	0,870

10415	173,58	20,00	229	6,59	0,870
10435	173,92	20,00	229	6,59	0,869
10455	174,25	19,99	229	6,59	0,860
10475	174,58	19,96	229	6,60	0,860
10495	174,92	19,90	229	6,59	0,860
10515	175,25	19,80	230	6,59	0,860
10535	175,58	19,88	230	6,59	0,860
10555	175,92	19,80	230	6,59	0,860
10575	176,25	19,80	230	6,59	0,860

Zeit [min]	Zeit [Std]	Temp /°C	Eh [mV]	pH	LF [mS]
10595	176,58	19,90	231	6,59	0,850
10615	176,92	20,10	230	6,59	0,850
10635	177,25	20,17	230	6,58	0,850
10655	177,58	20,20	230	6,58	0,850
10675	177,92	20,20	230	6,58	0,850
10695	178,25	20,10	230	6,58	0,850
10715	178,58	20,09	231	6,58	0,848
10735	178,92	20,05	231	6,58	0,840
10755	179,25	20,03	231	6,58	0,840
10775	179,58	20,01	231	6,57	0,840
10795	179,92	20,00	231	6,58	0,840
10815	180,25	20,00	232	6,57	0,840
10835	180,58	20,00	232	6,58	0,836
10855	180,92	20,00	232	6,58	0,830
10875	181,25	19,98	232	6,58	0,830
10895	181,58	19,97	232	6,57	0,830
10915	181,92	19,97	232	6,58	0,830
10935	182,25	19,95	232	6,58	0,830
10955	182,58	19,94	233	6,58	0,830
10975	182,92	19,92	233	6,58	0,830
10995	183,25	19,92	233	6,58	0,820
11015	183,58	19,90	233	6,58	0,820
11035	183,92	19,90	233	6,58	0,820
11055	184,25	19,90	233	6,58	0,820
11075	184,58	19,90	233	6,58	0,820
11095	184,92	19,87	233	6,58	0,819
11115	185,25	19,87	234	6,59	0,810
11135	185,58	19,88	234	6,58	0,810
11155	185,92	19,86	234	6,58	0,810
11175	186,25	19,88	234	6,58	0,810
11195	186,58	19,84	234	6,58	0,810
11215	186,92	19,82	234	6,58	0,810
11235	187,25	19,82	234	6,58	0,810
11255	187,58	19,83	234	6,58	0,804
11275	187,92	19,89	234	6,58	0,800
11295	188,25	19,89	234	6,58	0,800
11315	188,58	19,89	235	6,57	0,800
11335	188,92	19,87	235	6,58	0,800
11355	189,25	19,87	235	6,58	0,800
11375	189,58	19,85	235	6,58	0,797
11395	189,92	19,88	235	6,58	0,797
11415	190,25	19,90	236	6,58	0,790
11435	190,58	19,90	236	6,58	0,790

11455	190,92	19,90	236	6,57	0,790
11475	191,25	19,90	236	6,58	0,790
11495	191,58	19,90	236	6,58	0,790
11515	191,92	19,90	236	6,58	0,790
11535	192,25	20,02	236	6,58	0,783
11555	192,58	20,00	237	6,58	0,782
11575	192,92	20,00	237	6,57	0,780
11595	193,25	19,97	237	6,57	0,780
11615	193,58	19,95	237	6,57	0,780
11635	193,92	19,90	237	6,57	0,780

Zeit [min]	Zeit [Std]	Temp /°C	Eh [mV]	pH	LF [mS]
11655	194,25	19,90	237	6,58	0,779
11675	194,58	19,89	237	6,57	0,780
11695	194,92	19,81	237	6,57	0,770
11715	195,25	19,70	238	6,57	0,770
11735	195,58	19,80	238	6,57	0,770
11755	195,92	19,80	238	6,57	0,770
11775	196,25	19,80	238	6,57	0,770
11795	196,58	19,80	238	6,56	0,770
11815	196,92	19,81	238	6,57	0,770
11835	197,25	19,85	238	6,58	0,768
11855	197,58	19,80	238	6,57	0,765
11875	197,92	19,80	238	6,57	0,760
11895	198,25	19,80	238	6,57	0,760
11915	198,58	19,75	238	6,57	0,760
11935	198,92	19,76	238	6,56	0,760
11955	199,25	19,70	238	6,57	0,760
11975	199,58	19,90	238	6,56	0,751
11995	199,92	19,90	238	6,56	0,750
12015	200,25	19,96	238	6,56	0,750
12035	200,58	20,10	238	6,56	0,750
12055	200,92	20,10	238	6,56	0,750
12075	201,25	20,20	238	6,56	0,750
12095	201,58	20,10	238	6,56	0,750
12115	201,92	20,01	238	6,56	0,750
12135	202,25	20,00	238	6,56	0,744
12155	202,58	19,98	239	6,56	0,741
12175	202,92	19,96	239	6,56	0,740
12195	203,25	19,95	239	6,55	0,740
12215	203,58	19,90	240	6,55	0,740
12235	203,92	19,90	240	6,55	0,740
12255	204,25	19,90	240	6,56	0,740
12275	204,58	19,90	240	6,55	0,740
12295	204,92	19,89	240	6,56	0,740
12315	205,25	19,89	240	6,55	0,735
12335	205,58	19,87	240	6,55	0,731
12355	205,92	19,87	241	6,56	0,730
12375	206,25	19,86	241	6,56	0,730
12395	206,58	19,86	241	6,56	0,730
12415	206,92	19,88	241	6,56	0,730
12435	207,25	19,87	241	6,57	0,730
12455	207,58	19,85	242	6,57	0,730
12475	207,92	19,87	242	6,56	0,730

12495	208,25	19,87	242	6,56	0,720
12515	208,58	19,85	243	6,56	0,720
12535	208,92	19,82	243	6,56	0,720
12555	209,25	19,80	243	6,56	0,720
12575	209,58	19,81	243	6,56	0,720
12595	209,92	19,80	243	6,56	0,720
12615	210,25	19,74	244	6,57	0,720
12635	210,58	19,76	244	6,57	0,720
12655	210,92	19,78	244	6,56	0,720
12675	211,25	19,78	245	6,56	0,713
12695	211,58	19,79	244	6,56	0,710

Zeit [min]	Zeit [Std]	Temp /°C	Eh [mV]	pH	LF [mS]
12715	211,92	19,80	244	6,56	0,710
12735	212,25	19,65	245	6,57	0,710
12755	212,58	19,69	245	6,58	0,710
12775	212,92	19,80	246	6,58	0,710
12795	213,25	19,80	246	6,57	0,710
12815	213,58	19,77	246	6,59	0,710
12835	213,92	19,80	246	6,59	0,710
12855	214,25	19,80	247	6,58	0,710
12875	214,58	19,79	247	6,58	0,703
12895	214,92	19,79	247	6,57	0,704
12915	215,25	19,79	247	6,58	0,700
12935	215,58	19,80	247	6,57	0,700
12955	215,92	19,80	247	6,57	0,700
12975	216,25	19,78	247	6,58	0,700
12995	216,58	19,80	247	6,57	0,700
13015	216,92	19,80	248	6,58	0,700
13035	217,25	19,59	248	6,60	0,690
13055	217,58	19,59	248	6,62	0,690
13075	217,92	19,60	250	6,63	0,690
13095	218,25	19,59	251	6,65	0,688
13115	218,58	19,61	252	6,67	0,684
13135	218,92	19,60	254	6,67	0,686
13155	219,25	19,59	255	6,68	0,684
13175	219,58	20,02	256	6,60	0,619
13195	219,92	19,60	262	6,60	0,690
13215	220,25	19,97	266	6,58	0,690
13235	220,58	20,20	273	6,57	0,684
13304	221,73	20,30	279	6,60	0,685
13324	222,07	20,32	279	6,59	0,680
13344	222,40	20,36	280	6,58	0,680
13364	222,73	20,30	281	6,57	0,680
13384	223,07	20,35	282	6,57	0,680
13404	223,40	20,19	282	6,56	0,680
13424	223,73	20,10	281	6,56	0,680
13444	224,07	20,10	281	6,55	0,680
13464	224,40	20,06	281	6,55	0,672
13484	224,73	20,00	281	6,55	0,670
13504	225,07	20,00	281	6,55	0,670
13524	225,40	20,00	281	6,55	0,670
13544	225,73	20,00	281	6,55	0,670
13564	226,07	20,00	282	6,55	0,670
13584	226,40	20,00	281	6,55	0,670
13604	226,73	19,99	280	6,55	0,670

13624	227,07	19,95	280	6,56	0,670
13644	227,40	19,93	280	6,56	0,670
13664	227,73	19,93	280	6,56	0,664
13684	228,07	19,90	280	6,56	0,663
13704	228,40	19,90	280	6,57	0,660
13724	228,73	19,90	280	6,57	0,660
13744	229,07	19,90	280	6,56	0,660
13764	229,40	19,90	280	6,56	0,660
13784	229,73	19,90	281	6,56	0,660
13804	230,07	19,90	281	6,57	0,660

Zeit [min]	Zeit [Std]	Temp /°C	Eh [mV]	pH	LF [mS]
13824	230,40	19,89	280	6,57	0,660
13844	230,73	19,87	281	6,57	0,651
13864	231,07	19,87	281	6,57	0,650
13884	231,40	19,87	281	6,58	0,650
13904	231,73	19,85	281	6,57	0,650
13924	232,07	19,83	281	6,57	0,650
13944	232,40	19,84	281	6,57	0,650
13964	232,73	19,81	281	6,57	0,650
13984	233,07	19,80	282	6,57	0,650
14004	233,40	19,80	282	6,57	0,650
14024	233,73	19,80	282	6,58	0,650
14044	234,07	19,80	282	6,57	0,650
14064	234,40	19,80	282	6,58	0,650
14084	234,73	19,80	282	6,58	0,641
14104	235,07	19,79	282	6,57	0,640
14124	235,40	19,78	282	6,58	0,640
14144	235,73	19,78	283	6,59	0,640
14164	236,07	19,80	283	6,58	0,640
14184	236,40	19,80	283	6,58	0,640
14204	236,73	19,80	283	6,58	0,640
14224	237,07	19,80	283	6,58	0,640
14244	237,40	19,80	283	6,58	0,640
14264	237,73	19,80	284	6,58	0,640
14284	238,07	19,80	284	6,58	0,635
14304	238,40	19,80	284	6,58	0,630
14324	238,73	19,80	284	6,59	0,632
14344	239,07	19,80	284	6,58	0,630
14364	239,40	19,79	284	6,58	0,630
14384	239,73	19,80	284	6,58	0,630
14404	240,07	19,90	285	6,59	0,630
14424	240,40	20,00	283	6,58	0,630
14444	240,73	20,11	285	6,58	0,630
14464	241,07	20,20	284	6,59	0,630
14484	241,40	20,18	283	6,58	0,630

Ergebnisse der manuellen Bestimmung der weiteren Messparameter des 20-Stunden Versuches

Zeit [Std]	Fe(II) [mg/L]	Fe(ges) [mg/L]	NH4+ [mg/L]	NO3- [mg/L]	O2 [mg/L]	O2 [%]	KB 4,3 [mmol/L]	KB 8,2 [mmol/L]	KS 4,3 [mmol/L]
0	15,17	33,83	0,15	4,70	3,1	34,5	1,43	4,170	
0,5	0,69	17,00	21,00	66,67	6,3	68,4		0,765	9,575
5	0,07	12,65	13,25	85,00	4,4	49,2		0,675	13,375
12	0,18	10,06	18,50	60,00	4,1	46,2		0,560	14,665
25	0,43	7,34	24,83	63,33	2,4	28,2		0,760	15,055
45	0,09	0,98	11,36	38,33	2,4	28,5		0,370	3,845
65	0,10	1,05	3,83	9,33	2,5	29,7		0,335	3,065
85	0,30	1,62	4,87	2,60	4,0	45,9		0,250	2,890
105	1,74	2,56	3,73	0,80	3,5	40,4		0,450	2,905
120	1,99	3,70	2,80	0,67	3,9	45,4		0,510	3,000
142	2,88	9,47	2,67	1,60	3,8	43,7		0,545	3,130
157	6,22	7,98	2,68	1,30	3,2	37,2		0,640	2,970
177	7,03	8,98	2,40	0,37	3,5	39,9		0,620	3,015
200	5,88	8,98	2,26	1,93	3,4	38,5		0,735	3,320
222	5,74	7,86	1,66	2,20	3,9	43,5		0,730	3,220
240	6,83	9,28	1,27	5,73	3,7	41,6		0,735	3,080

Die Werte bei 0 Stunden zeigen die Anfangsgehalte vor Durchlauf des RAPS-Systems an.

## Anhang C    Messdaten Kalksteinstandversuch

Ergebnisse des Kalksteinstandversuches

Zeit [Std]	pH	Lf [ $\mu$ s/cm]	t [°C]
0	3,13	1937	18,4
0,25	5,31	1743	18,3
1	5,52	1755	18,3
2	5,65	1776	18,3
3	5,98	1782	18,4
4	6	1792	18,5
5	6	1795	18,6
6	6,06	1798	18,7
7	6,1	1805	18,8
8	6,16	1815	19
9	6,22	1820	19,1
10	6,22	1822	19,2
11	6,24	1823	19,4
11,5	6,27	1830	19,4
12	6,3	1832	19,4
12,5	6,34	1840	19,4
13	6,35	1840	19,4
13,5	6,38	1846	19,5
14	6,41	1848	19,5
14,5	6,43	1848	19,5
15	6,45	1846	19,5
16	6,48	1844	19,6
16,5	6,46	1848	19,6
17	6,48	1850	19,6
17,5	6,5	1852	19,7
18	6,52	1851	19,7
18,5	6,53	1855	19,7
19	6,56	1856	19,8
19,5	6,57	1852	19,8
20	6,58	1854	19,8
27,5	6,59	1854	19,7
29	6,61	1856	19,8
29,5	6,62	1860	19,9
30,5	6,62	1862	19,8

## Anhang D Spurenelementanalyse

Ergebnisse der Spurenelementanalyse in Tharandt

Probenbezeichnung	GTH-1101-01	GTH-1101-02	GTH-1101-03	GTH-1101-04	GTH-140206 -20h-DRAPS	GTH-240206 -20h-DRAPS	NWG
Mg [mg/L]	148	140	141	137	122	132	0,132
Ca [mg/L]	180	178	179	174	173	288	0,018
Fe(ges) [mg/L]	48,2	47,3	47,8	44,6	31,9	7,68	0,050
Mn [mg/L]	12,9	12,8	12,6	11,6	11,3	13,1	0,010
Ni [mg/L]	2,21	2,08	2,07	1,93	1,68	0,15	0,001
Zn [mg/L]	4,65	4,59	4,54	4,29	3,64	0,05	0,010
Ce [mg/L]	1,07	1,04	1,03	0,94	0,71	0,003	0,0001
Li [µg/L]	209	203	204	194	169	175	0,400
Be [µg/L]	20,6	20,8	20,6	18,2	14,4	0,18	0,089
Sc [µg/L]	0,24	0,25	0,25	0,28	0,22	0,23	0,005
Ti [µg/L]	8,81	8,95	9,25	10,0	8,43	18,8	0,361
Co [µg/L]	975	945	948	883	757	135	0,128
Cu [µg/L]	30,5	27,6	29,4	34,6	28,4	24,0	1,683
Ga [µg/L]	0,34	0,32	0,37	0,38	0,49	2,53	0,129
Ge [µg/L]	0,77	0,68	0,88	0,86	0,56	0,28	0,030
As [µg/L]	10,6	11,6	11,6	13,0	1,66	1,91	1,025
Rb [µg/L]	14,7	14,3	14,2	13,6	14,1	18,1	0,107
Sr [µg/L]	587	570	577	547	562	824	2,470
Y [µg/L]	218	213	210	196	150	0,72	0,014
Zr [µg/L]	0,41	0,25	2,94	0,29	0,44	0,62	0,053
Nb [µg/L]	0,12	0,11	0,10	0,10	0,11	0,10	0,045
Mo [µg/L]	0,12	<NWG	<NWG	<NWG	<NWG	0,23	0,112
Pd [µg/L]	1,63	1,46	1,41	1,37	1,11	0,34	0,059
Cd [µg/L]	7,76	7,40	7,45	7,22	5,69	0,73	0,247
In [µg/L]	<NWG	<NWG	<NWG	<NWG	<NWG	<NWG	0,095
Cs [µg/L]	2,04	2,13	2,20	2,10	3,18	0,80	0,121
Ba [µg/L]	16,5	14,4	15,3	14,0	22,0	110	0,447
La [µg/L]	597	584	574	526	399	1,85	0,810
Pr [µg/L]	121	116	111	102	80,3	0,17	0,013
Nd [µg/L]	425	400	397	360	281	1,47	0,056
Sm [µg/L]	69,5	64,8	64,5	57,7	45,0	0,27	0,031
Eu [µg/L]	12,2	11,7	11,7	10,5	8,02	0,08	0,012
Gd 157 [µg/L]	73,9	69,3	68,7	61,6	48,5	0,35	0,025
Tb 159 [µg/L]	8,27	8,11	7,95	7,22	5,49	0,03	0,006
Dy 162 [µg/L]	44,3	41,3	41,4	38,3	28,9	0,20	0,020
Ho 165 [µg/L]	7,24	6,80	6,75	6,33	4,68	0,05	0,005
Er 166 [µg/L]	18,7	17,1	17,0	15,7	11,9	0,09	0,013
Tm 169 [µg/L]	2,13	2,05	2,01	1,88	1,41	0,02	0,011
Yb 174 [µg/L]	12,3	11,3	11,1	10,4	7,86	0,05	0,015
Hf 178 [µg/L]	0,27	0,23	0,29	0,27	0,18	0,05	0,010
W 182 [µg/L]	0,22	0,26	0,18	0,30	0,30	<NWG	0,130
Au 197 [µg/L]	<NWG	<NWG	<NWG	<NWG	<NWG	<NWG	0,216
Hg 200 [µg/L]	<NWG	<NWG	<NWG	<NWG	<NWG	<NWG	1,498
Tl 203 [µg/L]	<NWG	<NWG	<NWG	<NWG	<NWG	<NWG	0,043
Pb 208 [µg/L]	6,54	5,14	6,19	21,9	7,88	1,82	0,426
Bi 209 [µg/L]	<NWG	<NWG	<NWG	<NWG	<NWG	<NWG	0,177
Th 232 [µg/L]	0,96	0,77	1,15	0,58	1,94	0,66	0,200
U 238 [µg/L]	2,50	2,11	2,12	1,95	1,53	0,58	0,118

## Anhang E Wassermenge im Pumpensumpf

Betriebsstunden der Pumpe (84-m-Sohle) vom 4.7.03 bis 7.4.06 bei 25 m<sup>3</sup>/h Förderleistung

Datum	Betriebsstunden (Zählerablesung)	Betriebsstunden der Pumpe	Gesamtzeitraum [d]	Gesamtzeitraum [h]	Betriebszeit %	tägl. Betriebszeit [h]	tägl. Fördermenge [m <sup>3</sup> ]	Rechenwert pro Stunde [m <sup>3</sup> ] bei 25 m <sup>3</sup> /h Förderleistung
04.07.2003	-	-	-	-	-	-	-	-
01.08.2003	273	273	28	672	0,41	9,8	244	10,16
15.09.2003	650	377	45	1080	0,35	8,4	209	8,73
05.11.2003	1105	455	51	1224	0,37	8,9	223	9,29
26.01.2004	2058	953	82	1968	0,48	11,6	291	12,11
09.02.2004	2272	214	14	336	0,64	15,3	382	15,92
01.04.2004	2832	560	52	1248	0,45	10,8	269	11,22
12.05.2004	3214	382	41	984	0,39	9,3	233	9,71
01.06.2004	3428	214	20	480	0,45	10,7	268	11,15
01.07.2004	3720	292	30	720	0,41	9,7	243	10,14
03.09.2004	4442	722	64	1536	0,47	11,3	282	11,75
02.11.2004	5055	613	60	1440	0,43	10,2	255	10,64
25.11.2004	5422	367	23	552	0,66	16,0	399	16,62
21.12.2004	5750	328	26	624	0,53	12,6	315	13,14
01.02.2005	6295	545	42	1008	0,54	13,0	324	13,52
25.04.2005	7352	1057	83	1992	0,53	12,7	318	13,27
25.06.2005	7930	578	61	1464	0,39	9,5	237	9,87
11.08.2005	8660	730	45	1080	0,68	16,2	406	16,90
17.10.2005	9331	671	67	1608	0,42	10,0	250	10,43
07.03.2006	11240	1909	141	3384	0,56	13,5	338	14,10
07.04.2006	11975	735	31	744	0,99	23,7	593	24,70

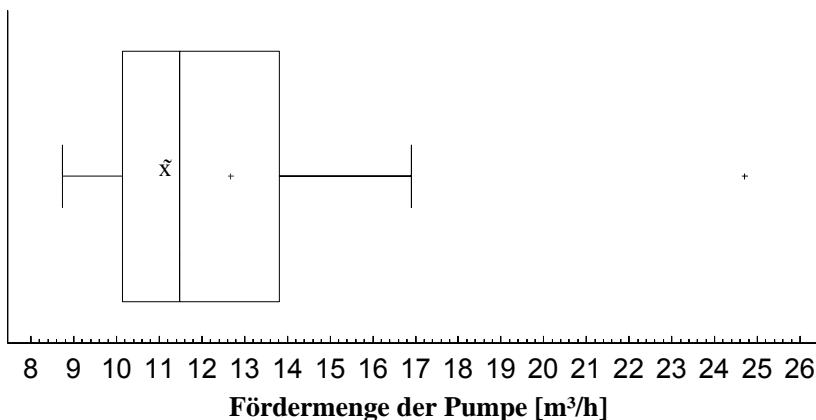


Abbildung: Statistische Auswertung der Pumpendaten zur Bestimmung der anfallenden Wassermenge im Pumpensumpf