

**„Hydrochemie und Sedimentgeochemie eines Pyrit-versauerten
Bergbausees des Lausitzer Braunkohlenreviers (RL-111) als
Grundlage zur Entwicklung eines Neutralisationsverfahrens“**

H a b i l i t a t i o n s s c h r i f t

zur Erlangung des akademischen Grades

Dr. rer. nat. habil.

vorgelegt der

**Mathematisch-Naturwissenschaftlich-Technischen Fakultät
der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg**

von

**Herrn Dr. rer. nat. Kurt Friese
geb. am: 22.09.1959 in: Hildesheim**

Gutachter

- 1. Prof. Dr. H. Pöllmann, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg**
- 2. Prof. Dr. G. Büchel, Friedrich-Schiller-Universität Jena**
- 3. Prof. Dr. H. Roeser, Bundesuniversität Ouro Preto, Brasilien**

Halle (Saale), 04. Juli 2005



Der Bergbausee RL-111 im Lausitzer Braunkohlenrevier von Süden aus fotografiert (Foto: M. Koschorreck)

Vorwort

Die vorliegende Arbeit stellt in kumulativer Form den Teil meiner wissenschaftlichen Tätigkeiten dar, den ich in den Jahren von 1995 bis 1999 und dann wieder seit 2002 am Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle, Sektion Gewässerforschung Magdeburg im Bereich der Seenforschung durchgeführt habe. In den Jahren 2000 und 2001 war ich als Gastdozent für Umweltgeochemie und Biogeochemie am Department für Geologie der Bundesuniversität von Ouro Preto / Minas Gerais in Brasilien tätig.

Die hier zusammengefassten Arbeiten waren nur mit der aktiven Unterstützung zahlreicher Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter des Umweltforschungszentrums aus Magdeburg, Halle und Leipzig sowie zahlreicher Praktikanten, wissenschaftlicher Hilfskräfte, Diplomanden und Doktoranden möglich. Alle diese guten Geister namentlich aufzuzählen würde den Umfang des Vorwortes sprengen. Allen sei für ihre großartige Hilfe und Unterstützung herzlich gedankt.

Ohne eine Wertung vornehmen zu wollen, möchte ich aber doch die zwei Diplomanden und die Doktorandin sowie den Doktoranden namentlich nennen, die den größten Anteil am Zustandekommen dieser Schrift hatten: Andreas Becker und Till Bachmann sowie Silke Kellner und René Frömmichen. Ein besonderer Dank geht auch an alle ehemaligen und derzeitigen Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter aus den zwei Abteilungen bzw. Arbeitsgruppen, denen ich in Magdeburg bisher vorstand. Dazu gehören auch die Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter der Gewässerchemie und –analytik in Magdeburg, ohne deren sauberes und akkurates Arbeiten viele der Messergebnisse, die dieser Schrift zu Grunde liegen, nicht möglich gewesen wären.

Auch wenn sich diese Schrift vorrangig mit geochemischen Aspekten befasst, so ist sie doch aus der Mitarbeit in drei interdisziplinär zusammengesetzten Projektgruppen entstanden, die mir geholfen haben, das Wasser und seine Umgebung nicht nur geo-chemisch, sondern auch physikalisch, hydrobiologisch und mikrobiologisch zu erfassen und zu verstehen. Allen wissenschaftlichen und nicht-wissenschaftlichen Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern dieser drei Projekte (s. Kap. 1) möchte ich ganz herzlich für all die Hilfe und Unterstützung sowie für die schönen Zeiten am See während der Probenahmen und für die ungezählten fachlichen Diskussionen und inhaltlichen Anregungen danken.

Ein besonderer Dank geht an Herrn Professor Geller für seine uneingeschränkte Unterstützung und Förderung in den letzten 10 Jahren, die mir den Raum und die Zeit zur wissenschaftlichen Profilbildung gaben und ohne die die dieser Schrift zu Grunde liegenden Arbeiten nicht hätten entstehen können.

Ein großer Dank geht auch an Martin Schultze, der in den letzten 10 Jahren nicht nur ein stets kritischer, sondern auch ein immer motivierender Mitarbeiter und Kollege war und dem ich eine kritische Durchsicht dieser Schrift verdanke.

Geduldig fordernd und fördernd hat meine Frau Barbara das Entstehen dieser Schrift in den letzten Monaten maßgeblich vorangetrieben und war mir zuvor schon immer eine stets kritische und aber auch immer wieder aufmunternde und antreibende Hilfe gewesen.

„Kindermund tut Wahrheit kund“ – mit dem „Spiegel“, den mir mein Sohn Paul immer wieder vor das Gesicht gehalten hat, hat er mir geholfen, das "Wichtige im Leben" nicht aus den Augen zu verlieren.

Inhaltsverzeichnis

Vorwort	
Inhaltsverzeichnis	7
1. Einführung	9
2. Liste der kumulierten Veröffentlichungen	11
3. Einleitende Übersicht	13
3.1. Historische und wirtschaftliche Aspekte	13
3.2. Geologie der Lausitzer Braunkohlevorkommen	16
3.3. Braunkohlenbergbau im Lausitzer Revier	18
3.4. Bildung von Bergbauseen nach dem Braunkohlenabbau	20
3.5. Pyritoxidation und Versauerung	21
3.6. Die Bergbauseen des Lausitzer Braunkohlenreviers	24
3.7. Sanierungs- bzw. Neutralisierungsverfahren	24
3.8. Verfahrensbeschreibung	26
3.9. Pyritbildung	27
4. Bergbausee RL-111	29
5. Physiko- und Hydrochemie von RL-111	33
6. Sedimentgeochemie	39
7. Kohlenstoffkreislauf in RL-111	43
8. Sanierungsverfahren	47
9. Zitierte Literatur	51

Anlagen

Kumulierte Veröffentlichungen

1. Einführung

Die Entwicklung der menschlichen Kulturen und ihrer Gesellschaften sind schon seit mindestens 8000 Jahren begleitet und vielleicht auch verursacht durch die Weiterentwicklung des technischen Verständnisses zur Nutzung und Verarbeitung von Rohstoffen. In den ältesten Kulturen betraf dies insbesondere die metallischen Rohstoffe, wie Eisen, Kupfer, Blei, Zinn und Zink, aber auch z.B. Quecksilber (Roeser 2001 und darin enthaltene Zitate). Später kamen auch unter ästhetischen und wertschöpferischen Gesichtspunkten Silber und Gold hinzu. Mit dem Wachsen der Bevölkerung auf der Erde steigt auch der Verbrauch an Rohstoffen und die Notwendigkeit der Erschließung neuer Rohstoffquellen. Jede Entnahme an Rohstoffen aus ihren natürlichen geologischen Verhältnissen zieht trotz aller technischer Weiterentwicklung eine Vielzahl an Umweltbeeinträchtigungen nach sich, wie z.B. Lärm von Maschinen und Transportfahrzeugen, Verschmutzungen von Luft, Wasser und Boden, Abfallerzeugung oder die Devastierung und Verwüstung ganzer Landschaften.

Diese Arbeit befasst sich mit einem Teilproblem negativer Umweltfolgen durch den Braunkohlenbergbau im Osten Deutschlands, mit der Versauerung von Seen durch schwefelsäurehaltige Produkte, die bei der Gewinnung von Braunkohle im Lausitzer Braunkohlenrevier auftritt, da diese mit Pyrit-haltigem Nebengesteinen vergesellschaftet ist. Die Problematik der sauren Bergbauseen ist aus geologischen Gründen auf das Lausitzer Braunkohlenrevier konzentriert und trat erst nach der Wiedervereinigung Deutschlands in den Focus der Umweltforschung. Daher werden in dieser Schrift sowohl übergreifend für das Lausitzer Braunkohlenrevier als auch im Besonderen für das Fallbeispiel des Bergbausees RL-111 die besonderen hydrochemischen und Sediment-geochemischen Verhältnisse eingehend dargestellt. Diese Untersuchungen bildeten die Grundlage für die Entwicklung eines passiven Sanierungsverfahrens zur Neutralisierung dieser Seen, welches auf natürlichen mikrobiellen Vorgängen beruht und ebenfalls Bestandteil dieser Schrift ist. Dementsprechend gliedert sich die zusammenfassende Darstellung der in dieser Arbeit kumulierten Veröffentlichungen in die Hauptaspekte Hydrochemie (Kapitel 5), Sedimentgeochemie (Kapitel 6) und Sanierungsverfahren (Kapitel 8). Kapitel 7 ist einem besonderen Teilaspekt gewidmet, dem Kohlenstoffkreislauf in RL-111. Zu Beginn (Kapitel 3) steht eine Einleitung und Übersicht zu historischen und wirtschaftlichen Aspekten der Braunkohlegewinnung sowie zur Geologie der Braunkohlevorkommen im Lausitzer Revier. Dazu gehören auch die grundlegenden Kenntnisse zur Pyritoxidation und Pyritbildung sowie zu den

mikrobiologischen Vorgängen der Eisen- und Sulfatreduktion, auf denen das entwickelte Neutralisierungsverfahren basiert.

Die in dieser Schrift kumulierten Ergebnisse aus 19 wissenschaftlichen Veröffentlichungen (Zeitschriften- und Buchbeiträge) sind aus eigenen Forschungstätigkeiten innerhalb dreier Forschungsprojekte sowie im Rahmen von zwei Diplomarbeiten (Becker 1997, Bachmann 1999) und zweier Dissertationen (Frömmichen 2001; Fauville 2002) entstanden. Bei den drei Forschungsprojekten handelte es sich um zwei Vorhaben, die vom BMBF finanziert und von der LMBV (Lausitzer und Mitteldeutsche Braunkohle-Verwaltungsgesellschaft mbH) logistisch unterstützt wurden und um ein Projekt, welches aus Mitteln des HGF-Strategiefonds (Helmholtz Gemeinschaft deutscher Forschungszentren) finanziell gefördert wurde. Darüber hinaus fließen Ergebnisse eines Hochschulkooperationsprojektes mit dem Lehrstuhl für Isotopengeochemie des Institutes für Geologie der Ruhr-Universität Bochum mit ein, welches vom Umweltforschungszentrum finanziell gefördert wurde:

1. BMBF-Verbundprojekt: "Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft: Erarbeitung von Leitbildern und Handlungskonzepten für die verantwortliche Gestaltung und nachhaltige Entwicklung ihrer naturnahen Bereiche (LENAB) – Teilprojekt 3 Limnologie und Gewässerchemie geogen-schwefelsaurer Bergbaurestseen und Fließgewässer im Lausitzer Braunkohlenrevier" (FKz. 0339648; Laufzeit: 1.1.1995 – 30.6.1998)
2. BMBF-Projekt: "Untersuchungen zur Entwicklung und Erprobung eines Verfahrens zur In-Situ Sulfatreduktion von geogen-schwefelsauren Bergbaurestseen des Lausitzer Braunkohlenreviers" (FKz. 02 WB 9592/6; Laufzeit: 1.1.1996 – 31.3.1999)
3. HGF-Strategiefond-Projekt: "Systemintegrierte Umweltbiotechnologie zur Sanierung von organisch und anorganisch belasteten Grund- und Oberflächengewässern – Teilprojekt 1: In situ-Steuerung von mikrobiellen Schwefelumsetzungen in schwefelsauren Braunkohlentagebaurestseen und deren hydrogeologischem Umfeld" (Laufzeit: 1.1.1998 – 31.7.2001)
4. UFZ-Hochschulkooperations-Projekt: "Isotopengeochemische Untersuchungen zum Stoffhaushalt geogen schwefelsaurer Bergbaurestseen des Lausitzer Braunkohlenreviers unter besonderer Berücksichtigung geochemisch gesteuerter Sanierungsverfahren" (UFZ-16/96; Laufzeit: 1.7.1996 – 31.12.1999)

Aus der Komplexität der untersuchten Probleme ergab sich fast immer ein multi-disziplinärer Forschungsansatz, so dass die hier kumulierten Veröffentlichungen mit einer Ausnahme die Ergebnisse der Arbeiten mehrerer Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftler wiedergeben.

2. Liste der kumulierten Veröffentlichungen

Die Habilitationsschrift basiert auf folgenden Publikationen, die in den Kapiteln 3 bis 8 zusammenfassend dargestellt werden (aus urheberrechtlichen Gründen sind die Arbeiten in der Online-Version der Habilitationsschrift nicht enthalten):

1. Büttner O, Becker A, Kellner S, Kuehn B, Wendt-Potthoff K, Zachmann DW, **Friese K** (1998): Geostatistical analysis of surface sediments in an acidic Mining Lake. *Water Air Soil Poll.* 108: 297-316.
2. **Friese K**, Hupfer M, Schultze M (1998): Chemical characteristics of water and sediment in acid mining lakes of the Lusatian lignite district.- In: Geller W, Klapper H, Salomons W (eds.) *Acidic Mining Lakes – Acid Mine Drainage, Limnology and Reclamation*, 25-45; Springer, Berlin.
3. **Friese K**, Wendt-Potthoff K, Zachmann DW, Fauville A, Mayer B, Veizer J (1998): Biogeochemistry of iron and sulfur in sediments of an acidic mining lake in Lusatia, Germany. *Water Air and Soil Pollution* 108: 231-247.
4. Herzsprung P, **Friese K**, Packroff G, Schimmele M, Wendt-Potthoff K, Winkler M (1998): Vertical and annual distribution of ferric and ferrous iron in acidic mining lakes.- *Acta hydrochim. hydrobiol.* 26, 253-262.
5. Klapper H, **Friese K**, Scharf B, Schimmele M, Schultze M (1998): Ways of controlling acid by ecotechnology.- In: Geller W, Klapper H, Salomons W (eds.) *Acidic Mining Lakes – Acid Mine Drainage, Limnology and Reclamation*, 401-416; Springer, Berlin.
6. Schultze M, **Friese K**, Frömmichen R, Geller W, Klapper H, Wendt-Potthoff K (1999): Bergbaurestseen - schon bei der Entstehung ein Sanierungsfall. *GAIA* 1: 32-43.
7. Geller W, **Friese K**, Herzsprung P, Kringel R, Schimmele M, Schultze M (2000): Limnology of sulphur-acidic lignite mining lakes – II. Chemical main constituents and buffering systems.- *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 27: 1-5.
8. Geller W, **Friese K**, Herzsprung P, Kringel R, Schimmele M, Schultze M, Wendt-Potthoff K, Wölfl S (2000): Geogene Versauerung von Tagebaurestgewässern.- In: Guderian R, Gunkel G (Hrsg.) *Handbuch der Umweltveränderungen und Ökotoxikologie*, Bd. III: *Aquatische Ökosysteme*, 352-280; Springer, Berlin.
9. Bachmann T, Zachmann D, **Friese K** (2001): Redox and pH conditions in the water column and in the sediments of an acid mining lake. *J. Geochem. Explor.* 73: 75-86.
10. Frömmichen R, Koschorreck M, Wendt-Potthoff K, **Friese K** (2001): Neutralisation of acidic mining lakes via in situ stimulation of bacteria.- In: Lesson A, Peyton B, Means J, Magar VS (Eds.) *Bioremediation of inorganic compounds* 6(9), 43-51; Battelle Press, Columbus OH.
11. Morgenstern P, **Friese K**, Wendt-Potthoff K, Wennrich R (2001): Bulk chemistry analysis of sediments from acid mine lakes by means of wavelength dispersive X-ray fluorescence. *Mine Water and the Environment* 20: 105-113.

12. Fajtl J, Tichý R, Wendt-Potthoff K, **Friese K**, Koschorreck M, Herzsprung P, Fortin D, Ledvina R (2002): Do NaOH amendments control the biochemical production of sulphate in aerated mine lake sediments? *Environ. Geol.* 41: 906-915.
13. **Friese K**, Herzsprung P, Witter B (2002): Photochemical degradation of organic carbon in acidic mining lakes. *Acta hydrochim. hydrobiol.* 30: 141-148.
14. Herzsprung P, **Friese K**, Frömmichen R, Göttlicher J, Koschorreck M, Tümpling W, Wendt-Potthoff K (2002): Chemical changes in sediment porewaters of an acidic mining lake after addition of organic substrate and lime for stimulating lake remediation. *Water Air and Soil Pollution – Focus* 2: 123-140.
15. Frömmichen R, Kellner S, **Friese K** (2003): Sediment conditioning with organic and/or inorganic carbon sources as a first step in alkalinity generation of acid mine pit lake water (pH 2–3). *Environ. Sci. Technol.* 37: 1414-1421.
16. Fauville A, Mayer B, Frömmichen R, **Friese K**, Veizer J (2004): Chemical and isotopic evidence for accelerated bacterial sulphate reduction in acid mining lakes after addition of organic carbon: laboratory batch experiments. *Chem. Geol.* 204: 325-344.
17. **Friese K** (2004): Depth distribution of heavy metals in sediments from mine pit lakes of Lusatia.- *Studia Quaternaria* 21: 197-205.
18. Frömmichen R, Wendt-Potthoff K, **Friese K**, Fischer R (2004): Microcosm studies for neutralization of hypolimnetic acid mine pit lake water (pH 2.6). *Environ. Sci. Technol.* 38: 1877-1887.
19. Knöller K, Fauville A, Mayer B, Strauch G, **Friese K**, Veizer J (2004): Sulfur cycling in an acid mining lake and its vicinity in Lusatia, Germany. *Chem. Geol.* 204: 303-323.

Patente

- Frömmichen R, Wendt-Potthoff K, **Friese K**, Klapper H (2002): Verfahren zur mikrobiellen Sanierung von schwefelsauren Bergbaurestseen.- Deutsches Patentamt DE 199 07 002
- Frömmichen R, Wendt-Potthoff K, **Friese K**, Klapper H (2002): Method for microbially cleaning up sulphuric-acid residual mining pools.- European Patent No. 1 154 956

3. Einleitende Übersicht

3.1 Historische und wirtschaftliche Aspekte

Braunkohle ist in Deutschland, Europa und weltweit ein wichtiger Rohstoff zur Energiegewinnung. Im Jahr 2002 stieg die Förderleistung der deutschen Braunkohlenindustrie auf ca. 182 Millionen Tonnen, was einem Heizwert von 56,4 Millionen Steinkohleneinheiten (Mio. t SKE) entspricht. Damit hatte die Braunkohle 2002 einen Anteil von 44,6 % an der Primärenergiegewinnung in Deutschland (DEBRIV 2003). Im europäischen Vergleich ist Deutschland mit dieser Fördermenge weit an erster Stelle, gefolgt von Griechenland (71 Mio. t) und Polen mit 58 Mio. t. Weltweit sind die USA, Australien, Südafrika, Kanada, Russland und vor allem China als die größten und wichtigsten Braunkohlenproduzenten und -konsumenten zu nennen.

Braunkohle wird in Deutschland in den drei großen Revieren, dem rheinischen Revier, dem mitteldeutschen Revier und dem Lausitzer Revier sowie in den kleinen Vorkommen von Helmstedt, Nordhessen und Bayern abgebaut. Die gesamten Braunkohlenvorkommen in Deutschland belaufen sich auf 78 Milliarden Tonnen (Mrd. t), von denen nach dem heutigen Stand der Tagebautechnik und der Energiepreise ca. 41 Mrd. t als gewinnbar eingestuft werden (DEBRIV 2003). Abbildung 1 gibt einen Überblick über die Vorkommen deutscher Braunkohle, der geologischen und wirtschaftlich gewinnbaren Vorräte und der aktuellen Fördermengen. Danach sind im Rheinischen Revier von den 55 Mrd. t geologischer Vorräte ca. 35 Mrd. t wirtschaftlich gewinnbar. In den genehmigten Tagebauen beläuft sich der Braunkohlenvorrat auf ca. 4,1 Mrd. t, so dass bei gleich bleibender Förderleistung von ca. 100 Mio. t im Jahr eine Förderung über die nächsten 40 Jahre als gesichert gilt. Für einen vergleichbar langen Förderzeitraum werden auch die ca. 2,2 Mrd. t Braunkohle in den erschlossenen und geplanten Tagebauen der Lausitz bei einer Förderleistung von ca. 50 Mio. t pro Jahr reichen. Von den 13 Mrd. t geologischer Braunkohlenvorräte gelten derzeit ca. 4 Mrd. t als wirtschaftlich gewinnbar. Für die mitteldeutschen Braunkohlenvorräte von ca. 10 Mrd. t sind ca. 0,7 Mrd. t in den laufenden und geplanten Tagebauen vorhanden, für die eine Förderzeit von 35 Jahre abgeschätzt wird. Als wirtschaftlich gewinnbar gelten hier aber nur ca. 2,2 Mrd. t. Im Helmstedter Revier wurden 2002 noch 2,9 Mio. t Braunkohle gefördert. Im Tagebau Schöningen soll der Abbau mit ca. 2 Mio. t / Jahr noch bis 2017 weitergeführt werden. Aus der Zeche Hirschberg bei Kassel wurden 2002 knapp 159.000 t Braunkohle gefördert (88.500 t davon im Tiefbau) und in Bayern wurden noch etwa 65.000 t Braunkohle abgebaut (DEBRIV 2003).

Für die Bewertung und Nutzung der Braunkohlenlagerstätten sind der Heizwert, der Asche- und der Schwefelgehalt von besonderer Bedeutung. Chemisch setzt sich die Rohbraunkohle aus etwa 55 % Wasser, 5 % Asche und 40 % Reinkohlengehalt zusammen. Insbesondere der Wassergehalt ist die Ursache für einen im Vergleich zu anderen Energieträgern niedrigeren Heizwert. Der durchschnittliche Heizwert der in Deutschland geförderten Rohbraunkohle betrug 2002 ca. 9100 kJ/kg und entsprach damit ungefähr 0,31 t SKE. Der Heizwert der Rohbraunkohle aus dem rheinischen Revier wird mit 9.000 kJ/kg (Tendenz steigend), der aus dem Lausitzer Revier mit 8.700 kJ/kg und der Heizwert der mitteldeutschen Rohbraunkohle mit 10.500 bis 11.000 kJ/kg angegeben. Dagegen ist der Schwefelgehalt der älteren, oligozänen Braunkohlen des mitteldeutschen Reviers mit 1,5 bis 2,1 % mehr als doppelt so hoch wie der der Lausitzer Braunkohlen (0,3 bis 1,1 % S) und der der rheinischen Braunkohlen (0,15 bis 0,5 % S). Neben diesen Kriterien spielen für die Berechnung der Wirtschaftlichkeit eines Abbaus noch die Tiefenlage der Vorkommen, die Flözmächtigkeit, die Zusammensetzung der Deckgebirgsschichten und die Art der Oberflächennutzung (Landwirtschaft, Forst, Besiedlung) eine Rolle (DEBRIV 2003).

Bis zur Wiedervereinigung Deutschlands war die Braunkohle der wichtigste Energierohstoff der ehemaligen DDR, mit der bis zu 90 % des Primärenergiebedarfs gedeckt wurden. Auf dem Höhepunkt der Förderung 1988 wurden in 39 Tagebaubetrieben rund 300 Mio. t Rohbraunkohle gewonnen und 75 % der Weltförderung erreicht. Nach der politisch-wirtschaftlichen Wende wurden aus rechtlichen und ökonomischen Gründen bis 1993 23 Tagebaubetriebe und bis 1998 weitere 11 Tagebaubetriebe eingestellt. Die Mehrzahl der Betriebe wurde mitten im Betrieb aufgegeben, so dass nur in wenigen Fällen eine planmäßige Stilllegung mit entsprechenden Sanierungs- und Sicherungsarbeiten erfolgen konnte (Geller et al. 2000; Schultze et al. 1999). Nach der wirtschaftlichen Konsolidierung und Neuordnung sind derzeit noch 7 Tagebaue (drei im mitteldeutschen Revier und vier im Lausitzer Revier) in den neuen Bundesländern im Betrieb. Von der MIBRAG (Mitteldeutsche Braunkohlen-gesellschaft mbH, deutsch-englisches Konsortium) werden im mitteldeutschen Revier die Tagebaue Profen sowie Schleenhain und von der ROMONTA GmbH der Tagebau Amsdorf betrieben; im Lausitzer Revier werden die Tagebaue Jänschwalde, Cottbus-Nord, Welzow-Süd und Nochten von der Vattenfall Europe Mining AG (Fusion von LAUBAG-Lausitzer Braunkohlen AG, VEAG, HEW und Bewag-Berliner Wasser AG in 2002) unterhalten (DEBRIV 2003).

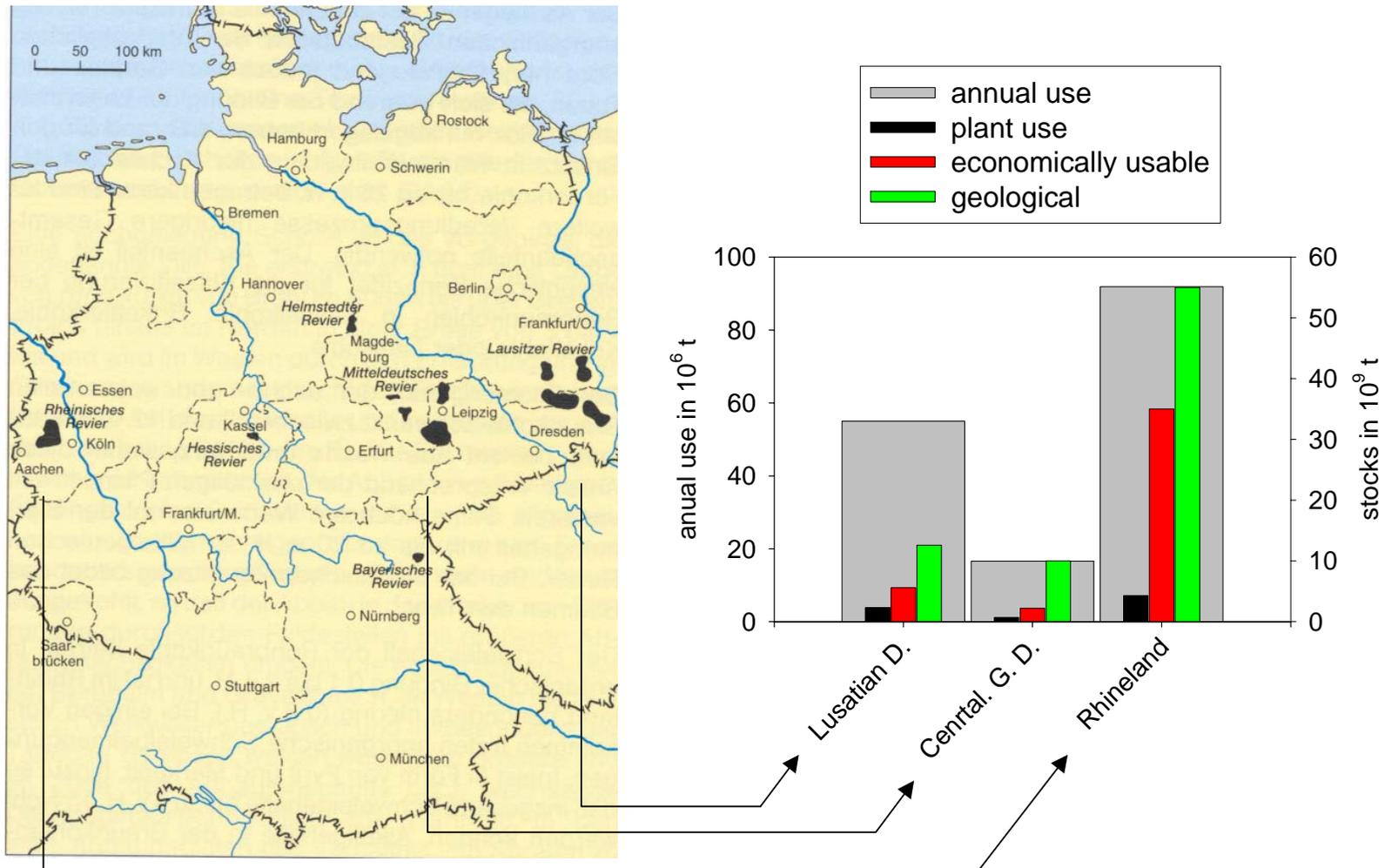


Abb. 1: Verbreitungsgebiete deutscher Braunkohle, ihrer geologischen und wirtschaftlich gewinnbaren Reserven sowie der jährlichen Fördermengen für die 3 größten Abbaureviere (nach DEBRIV 2003)

3.2 Geologie der Lausitzer Braunkohlevorkommen

Alle deutschen Braunkohlevorkommen sind tertiären Ursprunges. Die oligozänen Lagerstätten im mitteldeutschen Revier sind die ältesten Vorkommen (ca. 23 bis 50 Millionen Jahre alt (Ma)) und reichen vom ältesten Miozän bis ins untere Eozän (Schreck & Gläßer 1998). Im Lausitzer Revier werden überwiegend früh-miozäne Braunkohlen des 2. Lausitzer Flözes gewonnen, während die Braunkohlen des Rheinischen Reviers (Tohle 1993) aus dem oberen Miozän (ca. 6 bis 17 Ma) stammen. Während des gesamten Tertiärs waren das nördliche und östliche Deutschland bis nach Polen hinein überwiegend ein Absenkungsgebiet, in welchem eine 150 bis 200 Meter mächtige Serie von Feinsanden, Schluffen, Tonen und Braunkohlenflözen zur Ablagerung kam. Es kam in dieser Zeit aber zu mehreren marinen Transgressionen, die zu einem Wechsel von küstennahen und küstenfernen bzw. von terrestrischen und marinen Bildungen im Lausitzer Revier führten (Seifert et al. 1993; Standke et al. 1993; Nowel et al. 1995).

Das Lausitzer Braunkohlenrevier kann aus geologischen Gründen in den Niederlausitzer Lagerstättenbezirk um Cottbus und den Oberlausitzer Lagerstättenbezirk zwischen Görlitz und Zittau unterteilt werden. Das Oberlausitzer Tertiärbecken lagert dem pre-tertiären Lausitzer Granodioritmassiv und tertiären Basalten auf und zeichnet sich durch einen flächenhaft zwar eng begrenzten, dafür aber im Maximum bis über 100 m mächtigen untermiozänen Flözkörper aus, der durch die Tagebaue Berzdorf, Olbersdorf und Turów (auf polnischer Seite) aufgeschlossen und abgebaut wurde (nur Turów ist heute noch aktiv). Der Niederlausitzer Lagerstättenbezirk weist die weitaus größeren und bedeutenderen abbauwürdigen Vorkommen auf. Der mittelmiozäne 2. Lausitzer Flözhorizont stellt das eigentliche Hauptflöz der Niederlausitz dar und schließt die „untere Briesker Folge“ ab (Abb. 2). In kompakter Ausbildung im zentralen Revier um Klettwitz – Senftenberg – Welzow – Nochten erreicht es eine Mächtigkeit von 10 bis 14 Meter (Nowel et al. 1995). Das ehemals einheitliche Flözverbreitungsgebiet der Niederlausitz wurde durch die quartären Inlandsvereisungen nachhaltig überprägt, so dass heute eine Vielzahl einzelner Kohlefelder übrig geblieben sind, die durch rinnenartige kohlefreie Erosionsstrukturen von einander getrennt sind (Abb. 3). Insgesamt sechs glaziale Serien sind im Niederlausitzer Braunkohlenrevier zu verzeichnen: Elster I, Elster II, Saale I, Saale II, Saale III und Weichsel I. Die Gesamtmächtigkeiten der quartären Ablagerungen schwanken zwischen nur 10 Meter auf tertiären Hochflächen und mehr als 150 Meter in den tieferen Rinnenstrukturen am Rande des Kohlereviers (Seifert et al. 1993, Nowel et al. 1995). Prägend für das heutige Landschaftsbild sind das Lausitzer und das Brauther Urstromtal sowie vor allem die Saale-

eiszeitlichen Ablagerungen (u.a. Niederlausitzer Grenzwall, der die Maximalausdehnung des Saale-III Glazials markiert). Die quartäre Lockergesteinsbedeckung lässt einen wirtschaftlichen Abbau der Braunkohle nur im Tagebaubetrieb zu.

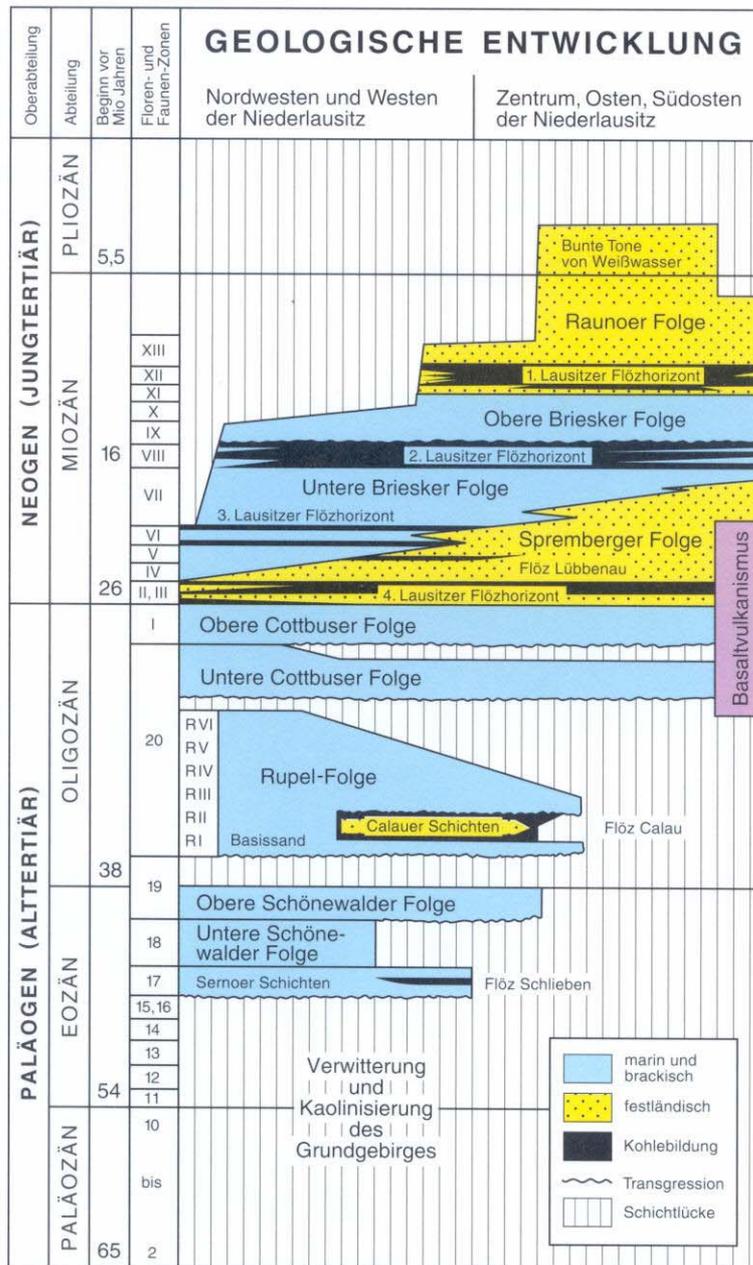
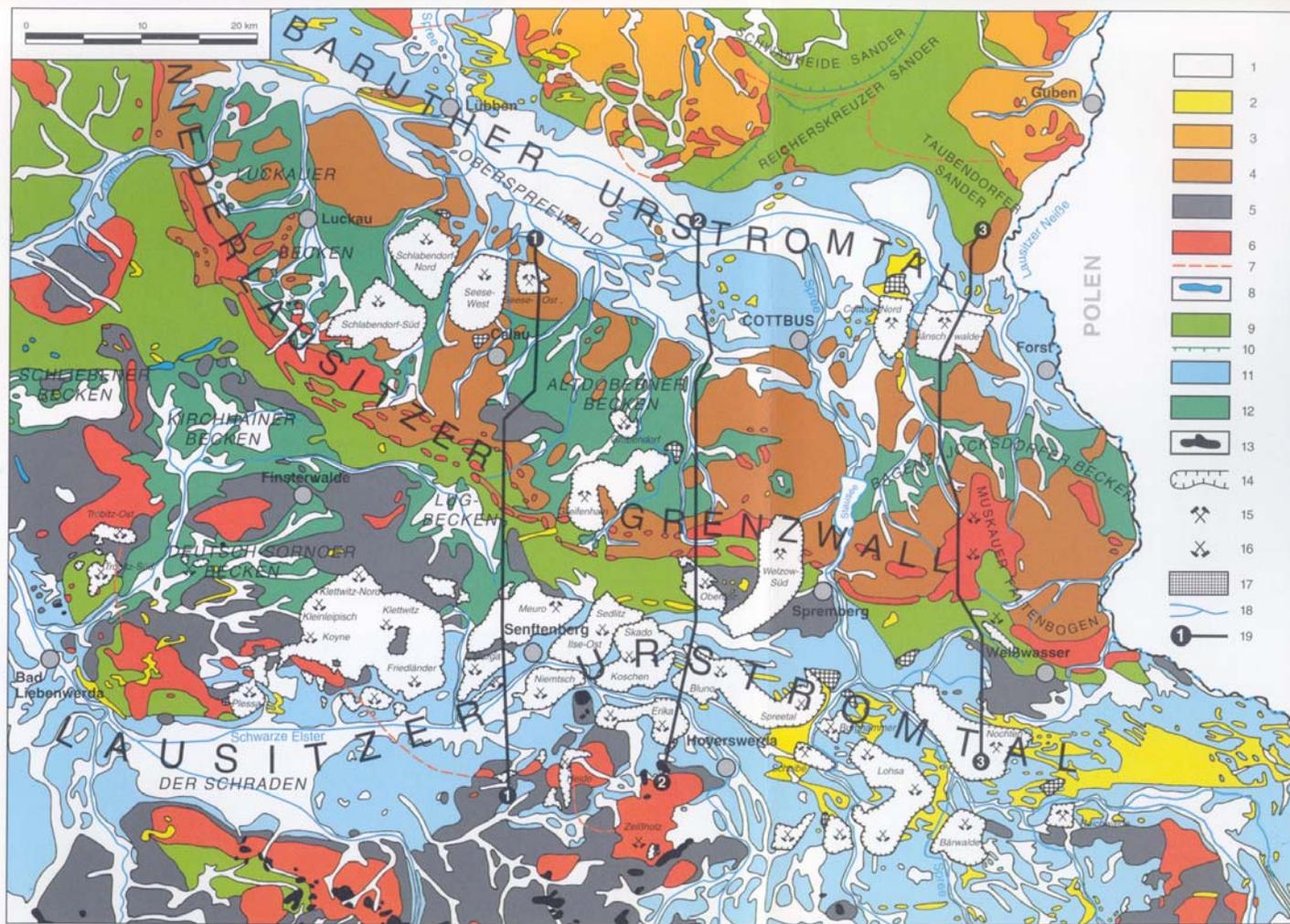


Abb. 2: Vereinfachte stratigraphische Tabelle des Tertiärs im Niederlausitzer Braunkohlenrevier (aus Nowel et al. 1995)

3.3 Braunkohlenbergbau im Lausitzer Revier

Braunkohle wurde in Deutschland schon im 17. Jahrhundert abgebaut. Im Lausitzer Braunkohlenrevier wurde 1815 der erste Braunkohlenschacht bei Kostebrau abgeteuft. Als eine der ältesten Förderstätten gilt auch die Grube Felix bei Klettwitz. Der Beginn des industriellen Braunkohlenbergbaus im Niederlausitzer Revier wird auf das Jahr 1835 datiert. Der Abbau der Braunkohle begann im 1. Lausitzer Flöz („Obere Briesker Folge“), dem sogenannten Oberflöz. Der Abbau erfolgte durch Kleinbetriebe, zunächst mit Hacken, Schaufeln und Schubkarren wo das Kohleflöz an der Oberfläche ausstrich. So entstanden in den 50er und 60er Jahren des 19. Jahrhunderts zahlreiche Gruben entlang des Niederlausitzer Grenzwalls. Im Zeitraum von 1870 bis 1874 förderten allein 22 Gruben im Raum Lauchhammer. Die oberflächigen Vorkommen waren bald erschöpft und es wurde der Übergang zum Tiefbau erforderlich. Je mehr sich die Brikettierung zur Energiegewinnung durchsetzte und eine Brikettfabrik nach der anderen entstand, um größer wurde der Bedarf an Braunkohle. Die erforderlichen Mengen waren im Tiefbau nicht mehr zu gewinnen und es erfolgte der Übergang zum Tagebaubetrieb (LMBV 1998). Zwischen 1882 und 1906 begann der Abbau des 2. Lausitzer Flözhorizontes, dem sogenannten Unterflöz („Untere Briesker Folge“). Zur Steigerung der Förderleistung trugen sowohl die technischen Weiterentwicklungen der Fördertechniken als auch das entstehende Eisenbahnschienennetz und die Elektrifizierung der Tagebaubetriebe bei. Mit der Inbetriebnahme der weltweit ersten Abraumförderbrücke (AFB) 1924 in der Grube „Agnes“ bei Plessa wurde ein neues Kapitel in der Fördertechnik und -leistung aufgeschlagen. Eine nochmalige Leistungssteigerung in größerem Umfang gelang im Jahr 1971 durch die Inbetriebnahme einer 60 m-AFB im Tagebau Welzow-Süd (LAU 1995).



- 1: Jüngste (holozäne) Ablagerungen in Tälern und Flußauen;
- 2: Binnendünen;
- 3: weichselglaziale Hochflächen im Jungmoränengebiet nördlich des Baruther Urstromtals;
- 4: jüngere saaleglaziale Hochflächen auf dem Niederlausitzer Grenzwall und in seinem nördlichen Hinterland;
- 5: ältere saaleglaziale Hochflächengebiete und tertiäre Hochflächen;
- 6: Endmoränen;
- 7: nicht durch Endmoränen belegter, wahrscheinlicher Verlauf des ehemaligen Eisrandes;
- 8: Wallberge (Oser, Kames);
- 9: Sanderflächen;
- 10: markante Grenzen (Unterschnidungen) zwischen unterschiedlich alten Sanderschüttungen;
- 11: Ablagerungen und Terrassen in den Urstromtälern sowie Terrassen und Schwemmsandfächer der Flüsse;
- 12: beckenartige Niederungsgebiete;
- 13: Durchragungen prätertiärer Festgesteine (siehe auch Karte 1);
- 14: Braunkohletagebaue (devastierte Flächen insgesamt mit Stand 1990, überwiegend bereits verkippt und in zahlreichen Arealen wiederurbar gemacht);
- 15: Grube in Betrieb;
- 16: Grube außer Betrieb;
- 17: Außenkippen (Hochkippen) mit Stand 1990;
- 18: Gewässernetz (wichtige Flüsse und Fließe);
- 19: Spurlinien der regionalgeologischen Schnitte 1 bis 3

Abb. 3: Geologische Übersichtskarte des Niederlausitzer Braunkohlenreviers (aus Nowel et al. 1995)

Neben dem nicht unerheblichem Landverbrauch im Zuge des Braunkohlentagebaus zieht vor allem die Grundwasserabsenkung zur Trockenhaltung des Tagebaubetriebs nachhaltige Störungen im hydrologischen und hydrogeologischen Kreislauf nach sich. Für den sicheren Betrieb von Tagebauen sind standfeste Böschungen und tragfähige Arbeitsebenen für die Fördergeräte erforderlich. Dazu ist eine weiträumige Entwässerung der wasser-führenden Schichten oberhalb und zur Druckspiegelreduzierung auch unterhalb der Kohleflöze, die sogenannte Sumpfung über eine Vielzahl von Absenkbrunnen unerlässlich. Bis 1990 hatte der Absenkungstrichter des Grundwassers in den neuen Bundesländern durch die jahrzehntelange Sumpfung im großen Stil eine Fläche von ca. 330.000 ha angenommen (etwa die Größe des Saarlandes und Berlins zusammen). Lokal war das Grundwasser dabei um bis zu 80 m abgesenkt worden und ein Gesamt-Wasserdefizit von 21 Mrd. m³ entstanden (davon ca. 6,5 Mrd. m³ durch Massendefizit aus Kohle und Abraum). Aufgrund der hydrogeologischen Bedingungen im Lausitzer Raum belief sich allein hier das Gesamtwasserdefizit auf 12,7 Mrd. m³ auf einer Fläche von etwa 2500 km² im Jahr 1990. Durch Wiederauffüllung der Grundwasserleiter und Flutung von Tagebaurestlöchern mit übergeleitetem Sumpfungswasser oder mit Flusswasser konnte dieses Defizit bis 2002 auf 7,7 Mrd. m³ in der Lausitz reduziert werden (LMBV 2003).

3.4 Bildung von Bergbauseen nach dem Braunkohlenabbau

Mit der Einstellung der Sumpfung in den Tagebaubetrieben wird sich der künstlich abgesenkte Grundwassertrichter in den neuen Bundesländern natürlicherweise wieder auffüllen und sich ein neuer Wasserhaushalt einstellen. Mit dem Anstieg des Grundwassers werden auch die nach Beendigung des Abbaues verbliebenen Hohlformen (Tagebaurestlöcher) aufgefüllt und es entstehen neue Standgewässer, für die in den letzten Jahren verschiedene Begriffe verwendet wurden: Tagebauseen, Restlochseen, Tagebaurestseen, Bergbaurestseen, Bergbauseen; im englisch-sprachigem Raum haben sich die Bezeichnungen „mine lakes“ oder „mining lakes“ und „pit lakes“ bzw. „mine pit lakes“ durchgesetzt. Im mitteldeutschen und Lausitzer Revier werden in den nächsten ca. 25 Jahren auf diese Weise ungefähr 120 Bergbauseen aus dem Braunkohlentagebau entstehen. Der Vorgang des natürlichen Grundwasserwiederanstiegs verläuft bedingt durch die vergleichsweise zu den alten Bundesländer geringen Niederschlagsmengen in den allermeisten Fällen sehr langsam (zwischen 10 und 100 Jahre; LMBV 1997). Im Durchschnitt beträgt die jährliche Niederschlagsmenge in den alten Bundesländern 837 mm, in den neuen Bundesländern dagegen nur 607 mm und in der Lausitz sogar nur 500 mm oder weniger

(Möbs & Maul 1994, Wendland et al. 1993). Um das wasserwirtschaftliche Sanierungsziel eines sich weitgehend selbst regulierenden Wasserhaushaltes schneller zu erreichen, Kosten zu minimieren, eine baldige Nachnutzung der See zu ermöglichen und um in vielen Fällen einer Versauerungsgefahr der Seen vorzubeugen, werden die meisten der in den Jahren seit der Wiedervereinigung aufgegebenen Tagebaurestlöcher (TRL) durch Einleitung von Flusswasser aus benachbarten Flüssen und/oder durch Überleitung von Sumpfungswasser benachbarter noch aktiver Tagebaue (zusammenfassend als Fremdwasserflutung bezeichnet) gefüllt und der Füllungszeitraum damit auf maximal ca. 25 Jahre begrenzt (Luckner & Eichhorn 1996; LMBV 1997; Grünwald 1998). Einen allgemeinen Überblick zur Entstehung von Bergbauseen aus den Braunkohlenbergbau der neuen Bundesländer und der damit verbundenen Probleme geben Schultze et al. (1999); limnologische Basisdaten aller Bergbauseen Deutschlands mit einer Oberfläche > 0,5 ha wurden von Nixdorf et al. (2001) zusammengestellt.

3.5 Pyritoxidation und Versauerung

Eisen-Disulfide, hier insbesondere Markasit und Pyrit sind vor allem im Lausitzer Revier ein häufiges Begleitmineral der Braunkohlenflöze und der tertiären Nebengesteine. Nach Degens (1968) bilden sich Markasite im saurem Süßwassermilieu und Pyrite in neutralen bis alkalischem marinen Milieu. Aus diesem Grund überwiegt im Lausitzer Braunkohlenrevier der Markasit (LAU 1995). Durch die starke Grundwasserabsenkung und die Abbautechnik kommt es während des Tagebaubetriebes zur tief greifenden Belüftung des Deckgebirges und des Abraumes. Die damit verbundene Oxidation des Markasites und Pyrites (der Einfachheit halber im Folgenden zu Pyrit zusammengefasst) führt unter Beteiligung von Wasser zur Bildung von schwefelsäurehaltigen Verwitterungsprodukten (Gleichungen 1 bis 3 in Abb. 4). Die direkte Pyritoxidation mit Luftsauerstoff stellt aber nur den untergeordneten Weg der Versauerung dar (Gleichung 1 in Abb. 4). Von größerer Bedeutung ist die Oxidation des Pyrites durch 3-wertiges Eisen, das dabei zu Fe^{2+} reduziert wird (Gleichung 2 in Abb. 4). Solange auch nur geringe Mengen an Sauerstoff zur Verfügung stehen, wird die reduzierte Form des Eisens wieder oxidiert und mit dem neu gebildeten Fe^{3+} Pyrit weiter oxidiert (Gleichung 3 in Abb. 4). Nach Laborversuchen von MacKibben & Barnes (1986) und Moses et al. (1987) wird Pyrit mit Eisen(III) als Oxidationsmittel etwa 10-mal schneller oxidiert als mit Sauerstoff. Die Oxidation des 2-wertigen zum 3-wertigen Eisen ist damit der Geschwindigkeitsbestimmende Reaktionsschritt in der ganzen Reaktionskette (Singer & Stumm 1970). Sowohl die Pyritoxidation durch Eisen(III) als auch die Oxidation von

Eisen(II) zu Eisen(III) sind unter sauren Bedingungen kinetisch gehemmt und werden erst durch die Beteiligung von Eisenoxidierenden und Schwefeloxidierenden Bakterien z.B. der Gattungen *Thiobacillus ferrooxidans*, *Leptospirillum ferrooxidans*, *Thiobacillus thiooxidans*, *Thiobacillus acidophilus*, *Sulfobacillus*, *Acidimicrobium* und *Thiomonas* (Nordstrom & Southam 1997; Edwards et al. 1999) katalysiert, wodurch sich die Reaktionsgeschwindigkeiten um das 3- bis 10-fache erhöhen (Colmer & Hinkle 1947; Singer & Stumm 1970; Evangelou 1995, 1998; Evangelou & Zhang 1995). Der komplexe biogeochemische Vorgang der Pyritoxidation ist seit Jahrzehnten Gegenstand der Forschung (z.B. Lowsen 1982, Nordstrom 1982, Bierns de Haan 1991; Peiffer 1997; Nordstrom & Southam 1997; Nordstrom & Alpers 1999; Edwards et al. 1999). Es ist der natürliche Verwitterungsprozess mit der größten Säurefreisetzung: pro Mol Pyrit werden zwei Mol Protonen gebildet (Stumm & Morgan 1981). Pyritoxidation tritt vor allem beim Abbau sulfidischer Metallvererzungen bzw. mit Sulfiden assoziierter Metallvorkommen, aber auch bei der Braun- und Steinkohlegewinnung auf und führt zu dem im Allgemeinen als „Acid Mine Drainage (AMD)“ bezeichneten Problem der sauren Sicker- und Grubenwässer. Nach Berechnungen von Misra & Chen (2003) belaufen sich allein in den USA die Kosten für die Sanierung und Behandlung von AMD auf jährlich ca. 70 Mrd. US\$.

Die Pyritoxidation im Zusammenhang mit dem Braunkohlentagebau findet während der Expositionszeit an der Abbaukante und des Abraummateriale an der Oberfläche im Tagebau sowie auf Wegsamkeiten in der Kippe selbst statt. Wisotzky (1994) und van Berk & Wisotzky (1995) bezeichnen dies als primäre bzw. sekundäre Pyritoxidation. Die bei der Pyritoxidation sich bildenden Reaktionsprodukte, i.W. Sulfat, Eisen(II) und Protonen werden mit dem Sicker- und Grundwasser abtransportiert. Säulenversuche von Kölling (1990) und Bergmann (1993) sowie Gleichgewichtsmodellierungen von Wisotzky (1998a) deuten auf einen extrem niedrigen pH-Wert von < 1 in diesem Stadium hin. Aufgrund des niedrigen pH-Wertes kommt es fast unmittelbar zu Folgereaktionen mit dem umgebenden Material.

Karbonatauflösung, Ionenaustausch, Silikatverwitterung und die Lösung von Aluminium-, Eisen- und Mangan(hydr)oxidverbindungen führen zur Abpufferung der Säure und der Bildung von Sekundärmineralen (Cravotta 1994; Evangelou 1995). Aus diesem Grund weisen Kippenwässer oft pH-Werte von 4 bis 6 bei sehr hohem Mineralisationsgrad auf. Die einmal so im Kippenmaterial und unverritzten, aber durchlüfteten Deckgebirge gebildeten Verwitterungs- und Sekundärprodukte können an Ort und Stelle verbleiben oder werden im Falle der Bergbauseen mit dem aufgehenden Grundwasser in die sich entwickelnden Standgewässer eingetragen. Dabei kommt es zur Oxidation des reduzierten Eisens (Gleichung

4-5 in Abb. 4) und nachfolgender Hydrolyse mit anschließender Fällung von Eisen(hydr)oxiden (Gleichung 4-7 in Abb. 4), Eisensulfatmineralen, wie Jarosit (z.B. Baron & Palmer 1996) und Eisenoxohydroxosulfaten, wie Schwertmannit (Bingham et al. 1990, 1994) (Gleichung 4-6 in Abb. 4). Dieser Vorgang ist mit einer der Pyritoxidation vergleichbar starken Säurefreisetzung verbunden (2 mol H⁺ pro 1 mol Fe²⁺) und führt zu pH-Werten von < 3 in den davon betroffenen Bergbauseen.

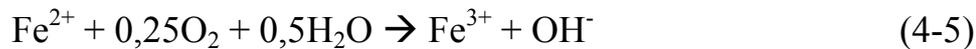
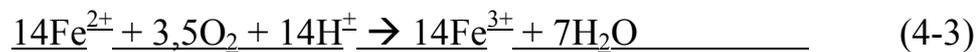
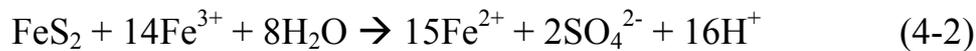


Abb. 4: Prinzipielle Reaktionsgleichungen für die direkte Pyritoxidation mit Luftsauerstoff (4-1), die indirekte Pyritoxidation über Eisen(III) (4-2), die Oxidation von Eisen(II) zu Eisen(III), das für die weitere Pyritoxidation zur Verfügung steht (4-3) oder nach Verlagerung (4-5) hydrolysiert und als Eisenhydroxid ausfällt (4-6). Gleichung (4-4) stellt die Bruttoreaktion aus (4-2) und (4-3) dar; Gleichung (4-7) die aus (4-5) und (4-6) (nach Singer & Stumm 1970; Stumm & Morgan 1996)

3.6 Die Bergbauseen des Lausitzer Braunkohlenreviers

Müller (1961) machte bereits früh auf die Problematik der Wassergüteprobleme der Restgewässer aus dem Braunkohlenbergbau aufmerksam. Für den Bereich des Lausitzer Braunkohlenreviers zeigte Pietsch (1979) erstmals das große Ausmaß der von der Versauerung betroffenen Bergbauseen auf. Von 219 untersuchten Bergbauseen des Reviers waren 62 % versauert (135 Seen mit pH-Werten < 5). Von den lediglich acht neutralen Bergbauseen mit pH-Werten > 6 war die „Nicht-Versauerung“ nur in vier Fällen auf geologische Ursachen (ausreichende Menge an puffernden Substanzen im Nebengestein) zurückzuführen. In allen übrigen Fällen war die Neutralität Folge von Einleitungen puffernder Substanzen (Spülräume und Absetzbecken für Asche, Kohletrübe, kommunale Abwässer u.ä.; vgl. auch LAU 1995). Klapper & Schultze (1995) und Schultze & Geller (1996) führten nach der politischen Wende eine erste hydrochemische Übersichtsanalyse von 16 Bergbauseen des Lausitzer Braunkohlenreviers unter Einbeziehung von Schwermetallen und Spurenelementen durch, die durch Friese et al. (1998a) auch auf die Sedimentgeochemie erweitert wurde. Übersichtsarbeiten zur Entstehung und Hydrochemie der Bergbauseen im Lausitzer Braunkohlenrevier finden sich u.a. bei Schultze et al. (1999) und Geller et al. (1998, 2000).

3.7 Sanierungs- bzw. Neutralisierungsverfahren

Eine Möglichkeit der Sanierung resp. Neutralisierung oder neutralen Füllung von Tagebaurestlöchern ist die oben schon erwähnte Fremdwasserflutung der Hohlformen, die neben der Sicherung der Böschungsstabilitäten einen neutralisierenden Effekt haben kann, wenn das eingeleitete Wasser entsprechende Mengen an alkalisch wirkenden Inhaltsstoffen mit sich führt. Aktuelle Beispiele der Neutralisierung von Bergbauseen des Braunkohlenbergbaus in den neuen Bundesländer durch Fremdwasserflutung finden sich bei Schultze et al. (2002) für den Goitschensee bei Bitterfeld im mitteldeutschen Braunkohlenrevier sowie z.B. bei Lessmann et al. (2003) für die Bergbauseen Gräfendorf, Dreiweibern und Senftenberg im Lausitzer Braunkohlenrevier.

Für die zahlreichen bereits seit Jahrzehnten existierenden kleineren Bergbauseen des Lausitzer Braunkohlenreviers steht diese Möglichkeit der Sanierung und Neutralisierung durch das Fehlen entsprechender Vorfluter bzw. das Fehlen entsprechender Wassermengen nicht zur Verfügung. Hinzu kommt noch, dass Kosten und Nutzen in keinem akzeptablen Verhältnis dafür stehen würden. Grundsätzlich kann die Versauerung natürlich durch Zugabe von neutralisierenden Substanzen, wie Kalk und Soda verringert werden und dort wo abzuleitende Wassermengen anfallen ist diese Methode bisher noch erste Wahl. Allerdings

fallen dabei gewaltige Mengen an schwermetallhaltigen Eisenschlämmen an, die die Gesamtkosten durch deren aufwendige Entsorgung noch steigern.

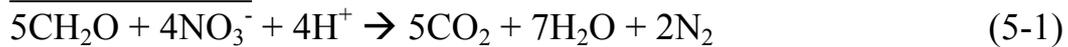
Schon seit 30 Jahren wird daher weltweit nach alternativen, nachhaltigen und möglichst kostengünstigen Neutralisierungsverfahren geforscht. Diese Entwicklung ging insbesondere aus der Behandlung von AMD im Zusammenhang mit dem weltweiten Abbau von sulfidischen Erzen und pyrithaltigen Kohlen in den USA hervor. In der Folge wurden verschiedene Neutralisierungstechniken entwickelt, die heute nach aktiven und passiven Verfahren unterschieden werden. Dabei erfolgt die Unterscheidung nach einer Definition des EU-PIRAMID-Projektes (Younger et al. 2002) hinsichtlich der „ausschließlichen Nutzung von natürlichen Materialien zur Stimulierung natürlicher chemischer und biologischer Prozesse zur Neutralisierung“ bei den passiven Verfahren. Hierzu gehören u.a. die bekannten „anoxic limestone drains“ (Hedin et al. 1994), wo das zu neutralisierende Wasser durch eine unterirdische und damit weitestgehend anoxische Drainage aus Kalkstein oder mit Kalkblöcken verfüllte Röhre mit minimalem Gefälle geleitet wird. Auch die gezielte Anlage von Feuchtgebieten („constructed wetlands“ z.B. Younger et al. 2002) gehört dazu, in deren anoxischen Bereichen am Boden-Wasser-Übergang Eisen- und Sulfatreduktion zur Neutralisierung des eingeleiteten Wassers führen. Als ausgesprochen effektiv für die Neutralisierung und Fällung von Eisen und Sulfat aus AMD hat sich die Kombination beider Verfahren herausgestellt (z.B. Kleinmann et al. 1998). Eine Übersicht der verschiedenen passiven Neutralisierungsverfahren finden sich bei Younger et al. (2002), Totsche & Steinberg (2003) und Wilscher (2003). Aktive Verfahren hingegen nutzen neben natürlichen Materialien in technischen Anlagen, wie Reaktoren auch künstlich hergestellte Substanzen wie Bakterizide. Ein weiterer prinzipieller Unterschied beider Verfahrenswege ist das Vermeiden jeder Art von dauerhaft zu unterhaltender Energiezufuhr (Pumpen, Generatoren, Stromzufuhr) bei den passiven Verfahren. Von Klapper & Schultze (1995) wurde ein Vorschlag zur Neutralisierung von schwefelsauren Bergbauseen über den Weg der Desulfurikation gemacht. Auf dieser Basis und aufgrund der Erfahrungen aus der Behandlung von AMD wurde von uns (Friese et al. 1999) ein Verfahren zur Neutralisierung kleinerer Pyrit-versauerter Bergbauseen aus dem Braunkohlenbergbau bis zur Patentreife entwickelt, welches sich die natürlichen Prozesse der Eisen- und Sulfatreduktion an der Sediment-Wasser-Grenzschicht von aquatischen Systemen zu Nutze macht (Frömmichen et al. 2002). Teilaspekte dieses Verfahrens sind in verschiedenen Veröffentlichungen beschrieben (Klapper et al. 1996; Friese et al. 1999; Frömmichen 2001; Frömmichen et al. 2001, 2003, 2004).

3.8 Bakterielle Eisen- und Sulfatreduktion

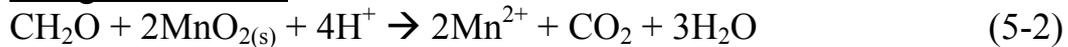
Auf die Möglichkeit des Protonenverbrauchs durch mikrobielle Sulfatreduktion und die damit verbundene pH-Wertanhebung für AMD wies schon Tuttle (1969a, b) hin. Die Sulfatreduktion ist der letzte Schritt in einer Reihe metabolischer Sauerstoff- und Protonenverbrauchender mikrobieller Reduktionsprozesse, die natürlicherweise in aquatischen Systemen auftreten (Abb. 5). Für die sauren Bergbauseen sind die Eisen- und die Sulfatreduktion als neutralisierende, Alkalinität produzierende Vorgänge von besonderem Interesse, da beide Komponenten in hohen Konzentrationen im System vorhanden sind. Zwei Randbedingungen schränken aber die Anwendungsmöglichkeit ein: Zum einen verlaufen beide Vorgänge nur unter anoxischen bzw. anaeroben Bedingungen ab und zum anderen benötigen die Eisen- und Sulfat-reduzierenden Bakterien ausreichende Mengen an gut verfügbaren organischen Kohlenstoffverbindungen als Quelle für den Stoffwechselfvorgang bzw. als Elektronendonator. Aus der Mineralisierung der organischen Kohlenstoffverbindungen ziehen die Bakterien einen Energiegewinn wobei Eisen(III) bzw. S(VI) als die finalen Elektronenakzeptoren fungieren. In beiden Prozessen sind verschiedene Eisen- bzw. Sulfatreduzierende Bakterien involviert. Seit wenigstens 20 Jahren werden beide Prozesse intensiv sowohl von mikrobiologischer (z.B. Kelly et al. 1982; Postgate 1984) als auch von geochemischer Seite (z.B. Berner 1984) aus untersucht und spätestens seit Ehrlich (1990) hat der Begriff „Geomicrobiology“ Eingang in die Wissenschaft gefunden. Einen zusammenfassenden Überblick über die mikrobielle Eisenreduktion gibt z.B. Lovley (1987) und bei Barton (1995) findet sich eine ausführliche Abhandlung über die bakterielle Sulfatreduktion; weitere neuere Literaturübersichten bieten Wendt-Potthoff & Neu (1998), Totsche & Steinberg (2003) und Willscher (2003).

Die Anlage bzw. Konstruktion von Feuchtgebieten (constructed wetlands) zur Reinigung und Neutralisierung von AMD nutzt beispielsweise die beiden Prozesse der mikrobiellen Eisen- und Sulfatreduktion aus. Vor allem die bakterielle Sulfatreduktion findet aber auch schon seit Jahren gezielt Anwendung in technischen Anlagen, z.B. zur Verringerung von Sulfat in der Trinkwasser- und Abwasseraufbereitung (z.B. Brettschneider & Pöpel 1992), aber auch zur Neutralisierung von AMD in Bioreaktoren, durch die das zu reinigende Wasser geleitet wird (z.B. Dvorak et al. 1992).

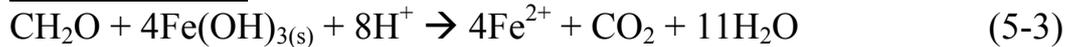
Nitratreduktion:



Manganreduktion:



Eisenreduktion:



Sulfatreduktion:



Abb. 5: Stöchiometrische Prinzipreaktionen Protonen-verbrauchender mikrobieller Reduktionsprozesse mit abnehmender Konzentration an Sauerstoff und abnehmendem Redoxpotential nach (Stumm & Morgan 1996). Die organische Substanz ist wie allgemein üblich summarisch als CH₂O angegeben; Suffix (s) steht für solidus (Festphase).

3.9 Pyritbildung

Finden die mikrobielle Eisen- und Sulfatreduktion in einem System gemeinsam statt und verbleiben die gebildeten Produkte, Eisen (II) und HS⁻ bzw. H₂S am Ort, dann kann eine Neubildung von Fe-Sulfiden stattfinden. Es gibt unterschiedliche Vorstellungen in der Literatur, ob die bakterielle Pyritbildung im Niedrigtemperaturbereich (<100°C) nur über den Weg der Eisen-Monosulfid (Fe_xS_y)-fällung mit anschließender diagenetischer Umwandlung zu Pyrit stattfinden kann oder ob auch eine direkte FeS₂-Mineralbildung möglich ist (s. Abb. 6). Einen Überblick zu dieser Frage findet sich bei Canfield & Raiswell (1991), Sawlowicz (1993) und Wilkin & Barnes (1996). Neben diesem Problem der Frühdiagenese sind auch bis heute noch nicht alle Zwischenstufen auf dem Weg der Pyritbildung bekannt oder ihre Thermodynamik und Kinetik sind noch nicht für alle Zwischenstufen experimentell ermittelt. Umfangreiche experimentelle Arbeiten hierzu wurden z.B. von Rickard (1995, 1997) und Rickard & Luther III (1997) durchgeführt. Eine ausführliche Betrachtung zur Pyritoxidation und Pyritbildung im Niedrigtemperaturbereich findet sich auch bei Peiffer (1997).

Erst mit der Eisensulfidbildung im Sediment des betrachteten aquatischen Systems (wetland bzw. Bergbausee) werden dem System dauerhaft Eisen, Sulfat und Azidität entzogen. Auf dieser Umkehr der Pyritoxidation zurück zur Pyritbildung beruht auch das von uns entwickelte Verfahren zur Neutralisierung von Bergbauseen aus dem Braunkohlenbergbau

(Friese et al. 1999; Frömmichen 2001; Frömmichen et al. 2001, 2003, 2004). Die zusammenfassende Beschreibung des Verfahrens erfolgt in Kapitel 8.

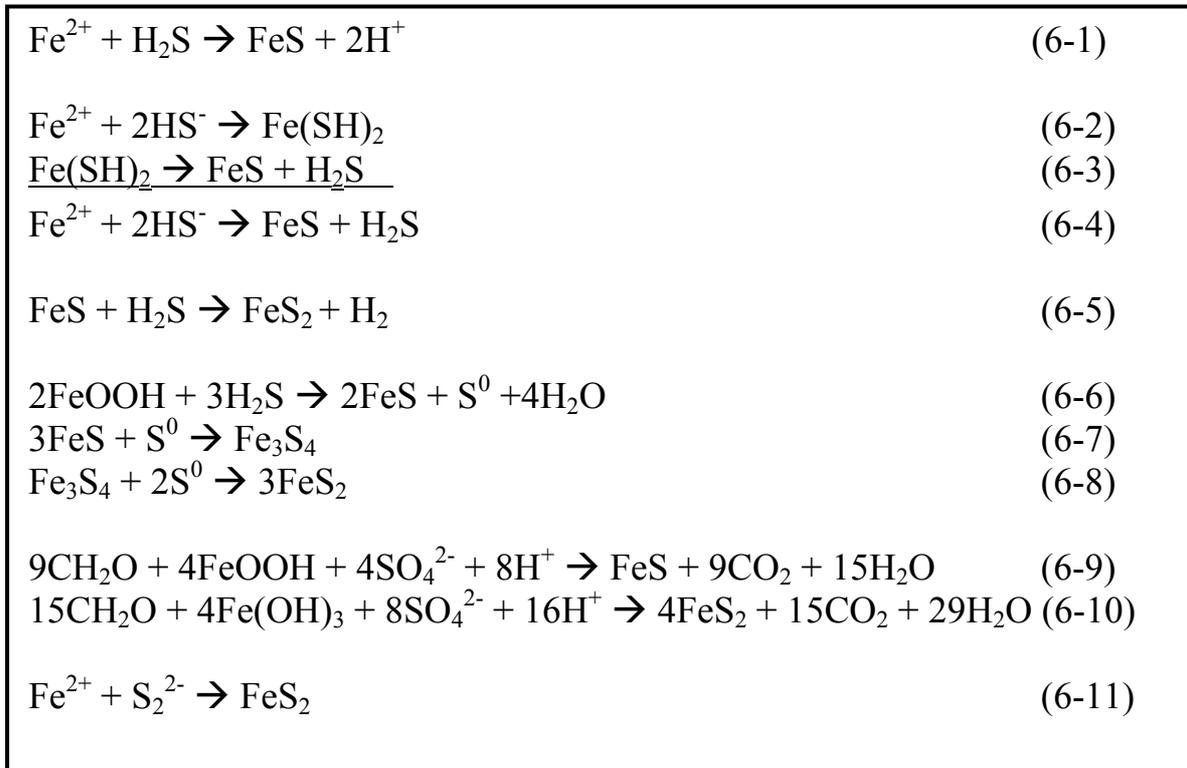


Abb. 6: Prinzipielle Reaktionsgleichungen der Eisenmonosulfid- und Pyritbildung aus der Reaktion von Eisen(II) und H_2S (6-1; 6-6) bzw. HS^- (6-4) sowie der diagenetischen Umwandlung von Eisenmonosulfiden zu Pyrit durch H_2S (6-5) bzw. S^0 (6-8) (Reaktionen 6-2 bis 6-5 nach Rickard (1995, 1997) und Rickard & Luther III (1997); Reaktionen 6-6 bis 6-8 nach Berner 1970, 1984); Bruttoreaktionsgleichung 6-9 der Bildung von FeS aus der Eisen- und Sulfatreduktion nach Anderson & Schiff (1987); Bruttoreaktionsgleichung 6-10 der Bildung von FeS_2 aus der Eisen- und Sulfatreduktion nach Peiffer (1997); direkte Pyritbildung aus der Reaktion von Eisen(II) und Disulfid (6-11) nach Roberts et al. (1969))

4. Bergbausee RL-111

Der Bergbausee RL-111 (entstanden aus der Füllung von Restloch 111 mit Grundwasser) befindet sich im lokalen Niederlausitzer Braunkohlenrevier „Koyne-Plessa“ nahe der Stadt Lauchhammer (Abb. 7; N 51°29', E 13°38'). Der See entstand nach Beendigung der Bergbautätigkeiten in den Jahren 1956 bis 1969 durch aufgehendes Grundwasser (Nixdorf et al. 2001). Er besitzt eine maximale Tiefe von 10 m, eine mittlere Tiefe von 4,6 m, eine Oberfläche von ca. 10,7 ha und ein Volumen von rund $0,5 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ (Büttner et al. 1998). RL-111 besitzt weder einen Oberflächenzufluss noch einen Oberflächenabfluss. Er erstreckt sich in SW-NE Richtung auf einer Länge von ca. 800 m bei einer maximalen Breite von ca. 200 m. Der See weist eine Teilung in drei separate Becken auf, wobei die Teilung in ein Nord- und ein Mittelbecken durch eine Schwelle mit einer Wassertiefe von nur 2 m erfolgt, während die Abtrennung eines Südbeckens durch eine Ufereinschnürung auf eine Breite von nur 65 m bedingt ist (Abb. 7; Büttner et al. 1998; Karakas et al. 2003). Aufgrund seiner Einteilung in drei separate Becken und dem Fehlen eines oberflächigen Zu- und Abflusses wurde RL-111 auch für Freiland-Experimente zur Neutralisierung des Seewassers ausgewählt (s. Kap. 8.).

RL-111 ist mit Ausnahme der tiefsten Stelle von 10 m im Mittelbecken ein dimiktischer See mit einer Durchmischung des ganzen Wasserkörpers während des Herbst- und Frühjahrszirkulationen und dem temperaturgesteuerten Aufbau eines Epi- und Hypolimnions während des Sommer- und Winterhalbjahres (Bachmann et al. 2001). An der tiefsten Stelle, die auf eine flächenhafte Ausdehnung von nur ca. 3.000 m² (entsprechend < 3% der Seefläche) beschränkt ist (s. Abb. 7) hat sich dagegen unterhalb einer Wassertiefe von ca. 6,5 bis 7,5 m seit 1995 ein Monimolimnion ausgebildet, welches nur unter extremen Wetterverhältnissen von der jährlichen Durchmischung betroffen ist (z.B. im Jahr 2001, vgl. Karakas et al. 2003). Die durchschnittliche Aufenthaltszeit des Wassers in RL-111 beträgt nach Knöller & Strauch (2002) ungefähr 5 Jahre.

Die lokale hydrogeologische Situation von RL-111 wird durch anstehende tertiäre und quartäre Sedimente am westlichen und nördlichen sowie durch Abraumkippenmaterial am südlichen und östlichen Ufer geprägt. Nach Untersuchungen und Modellierungen von Knoll et al. (1999), Knöller & Strauch (1999, 2002) und Bozau & Strauch (2002) erhält RL-111 von Südwesten und Süden einen Grundwassereinstrom, der bei rund 24.000 m³ pro Jahr liegt und besitzt einen Grundwasserabstrom von ca. 16.000 m³, der über das Nordufer ausfließt. Die hydrologische Bilanz wird über die Verdunstung ausgeglichen, die mit durchschnittlich 752

mm wesentlich höher ist, als die durchschnittliche Jahresniederschlagsmenge von 563 mm (Richter 1984; Knöller & Strauch 2002; Bozau & Strauch 2002). Karakas et al. (2003) kalkulierten auf Basis der Gleichung von Richter (1973) als Durchschnitt von vier Jahren allerdings nur eine Nettoverdunstung von 59,82 mm pro Jahr.

Mit Hilfe von 10 Grundwassermessstellen um RL-111 herum konnten Knöller (2000), Knöller & Strauch (1999, 2002) und Bozau et al. (2000) die Grundwasser- und Kippenwasser-Hydrochemie wie folgt beschreiben: Durch die Oxidation von Markasit und Pyrit in den tertiären Sedimenten (ca. 0,08 bis 0,92 Gew.-% FeS_2) und in den Flözhorizonten (stellenweise mehr als 5 Gew.-% FeS_2) liegen Verwitterungs- und Sekundärmineralprodukte vor, die ein Kippengrundwasser mit einem pH-Wert von 3 bis 7, Sulfatgehalten von durchschnittlich 4100 mg/L und Eisenkonzentrationen von rund 1350 mg/L (überwiegende Fe(II)) erzeugen. Das aus den unverritzten tertiären und quartären Ablagerungen anströmende Grundwasser hat dagegen einen wesentlich geringeren Mineralisationsgrad (SO_4^{2-} Konzentrationen: 324-722 mg/L; Fe-Konzentrationen: 54-190 mg/L) (Knöller & Strauch 1999). Die lokalen Unterschiede sind in Knöller (2000) detailliert beschrieben. Von Knöller & Strauch (2002) wird eine jährliche Nettozufuhr von 19.800 kg Sulfat und 4.700 kg Gesamteisen mit dem Grundwasser abgeschätzt (Bozau & Strauch (2002) gehen unter Berücksichtigung erosiver Prozesse sogar von einem jährlichen Nettoeintrag an Sulfat in Höhe von 70.000 kg aus), die als Eisenoxide/-hydroxide, Eisensulfate und Eisenoxyhydroxysulfate ausgefällt werden.

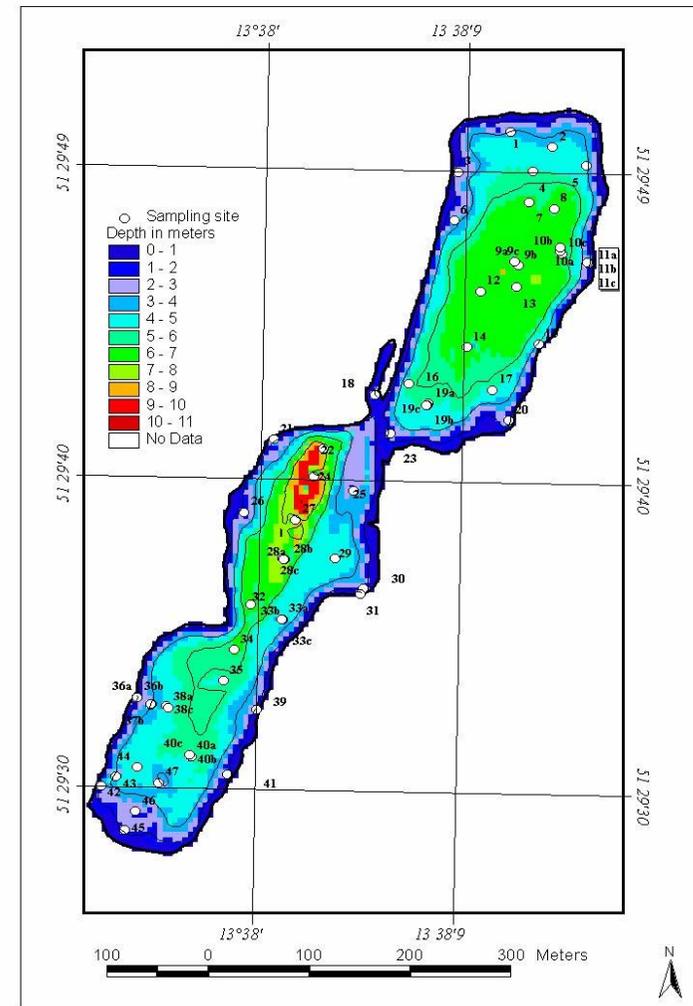
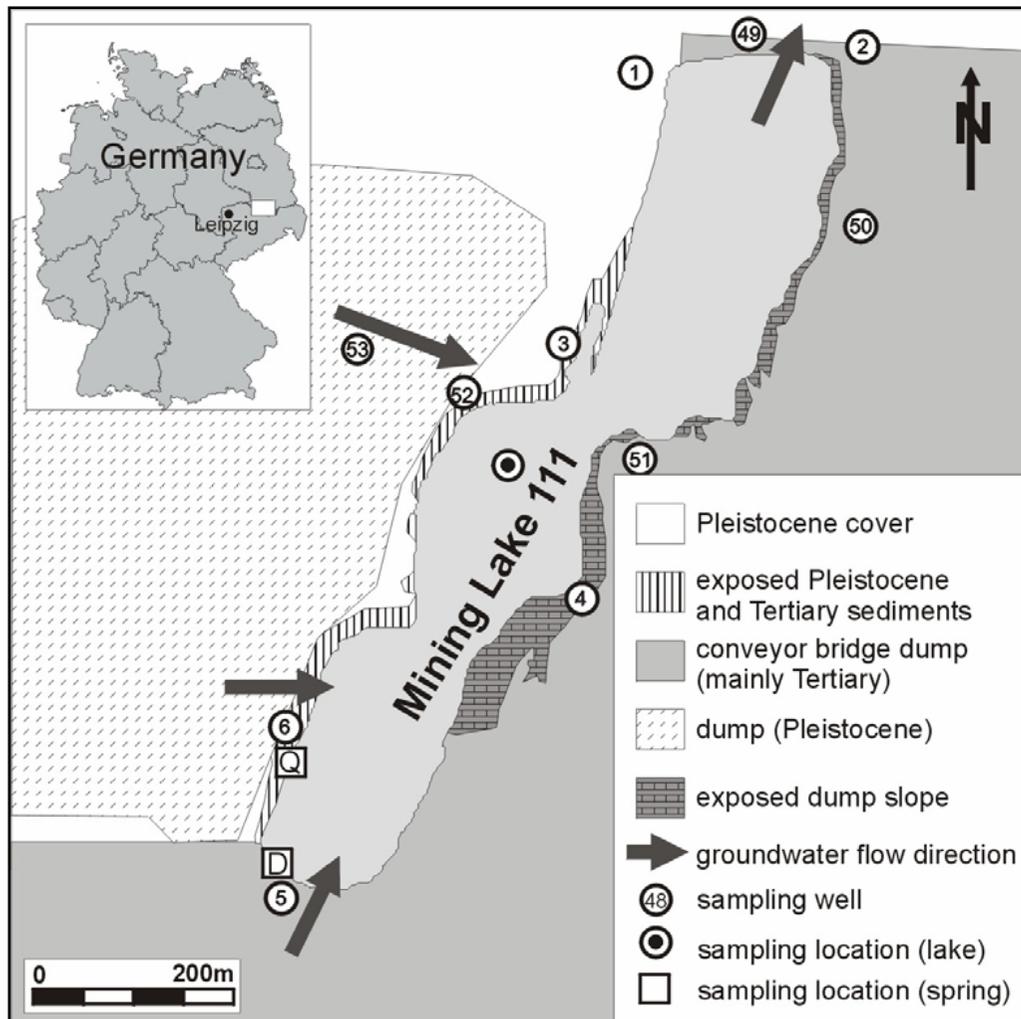


Abb. 7: Lage, lokale Geologie und Bathymetrie von RL-111 im Lausitzer Braunkohlerevier (lokale geologische Verhältnisse nach Bozau & Strauch 2002; Knöller & Strauch 2002; bathymetrische Karte aus Büttner et al. 1998)

5. Physiko- und Hydrochemie von RL-111

Ergebnisse zur Physiko- und Hydrochemie von RL-111 sind bisher in Teilaspekten in Herzsprung et al. (1998), Geller et al. (2000a, b) Bachmann et al. (2001), Knöller et al. (2004) und Friese (2004) publiziert worden. Die wesentlichen Ergebnisse zur Physiko- und Hydrochemie von RL-111 werden hier nur in verkürzter Form wiedergegeben.

Wie bereits erwähnt, gehört RL-111 zu den dimiktischen Seen, wenn das Monimolimnion an der tiefsten Stelle ausgenommen wird. Im Sommer und Winter entwickeln sich temperaturgesteuert dichteabhängige Einschichtungen des Wasserkörpers in ein Epilimnion (oberer Wasserkörper) und ein Hypolimnion (unterer Wasserkörper), die durch das Metalimnion (Temperatursprungschicht) von einander getrennt sind. Während des Frühjahres und des Winters werden bei angeglichenen Temperatur in beiden Wasserkörpern durch windgetriebene Strömungen diese Einschichtungen wieder aufgelöst und vollständig durchmischt. Zu diesen Zeiten existiert dann eine vollständig durchmischte einheitliche Wassersäule (Mixolimnion). Dieses Verhalten hat entsprechende Auswirkungen auf die physiko-chemischen Parameter Temperatur (T), Sauerstoffgehalt (O₂) und Redoxpotential (Eh) sowie auf die damit im Zusammenhang stehende Inhaltsstoffe. Die elektrische Leitfähigkeit zeichnet das Monimolimnion an der tiefsten Stelle von RL-111 durch einen sprunghaften Anstieg nach, da dieses vor allem über den deutlichen höheren Gehalt an gelösten Inhaltsstoffen stabilisiert wird, während das Verhalten des überliegenden Wasserkörpers temperaturgesteuert ist (Karakas et al. 2003).

Schon von Schimmele (1998) und Schimmele & Herzsprung (1999) wurde darauf hingewiesen, dass die in der aquatischen Chemie üblichen temperaturabhängigen Beziehungen zwischen gelösten Inhaltsstoffen und elektrischer Leitfähigkeit auf der einen Seite wie auch die zwischen der elektrischen Leitfähigkeit als Maß der gelösten Inhaltsstoffe und der Dichte des Wassers auf der anderen Seite aufgrund des hohen Mineralisierungsgrades nicht ohne spezielle, empirisch bestimmte Umrechnungen auf die Bergbauseen anwendbar sind. Die entsprechenden Umrechnungsfaktoren wurden von Schimmele & Herzsprung (1999) und Karakas et al. (2003) für RL-111 ermittelt.

Die Wasserchemie von RL-111 ist entsprechend der Herkunft aus den Pyrit-haltigen tertiären und quartären Grundwasserleitern sowie dem stark aziditäts-beladenen Kippenwasser durch hohe Gehalte an Calcium, Magnesium, Sulfat, Eisen und Aluminium bei einem sehr niedrigen pH-Wert von ungefähr 2,7 geprägt und kann als ein Ca-Fe-SO₄-Typ beschrieben werden (Abb. 8).

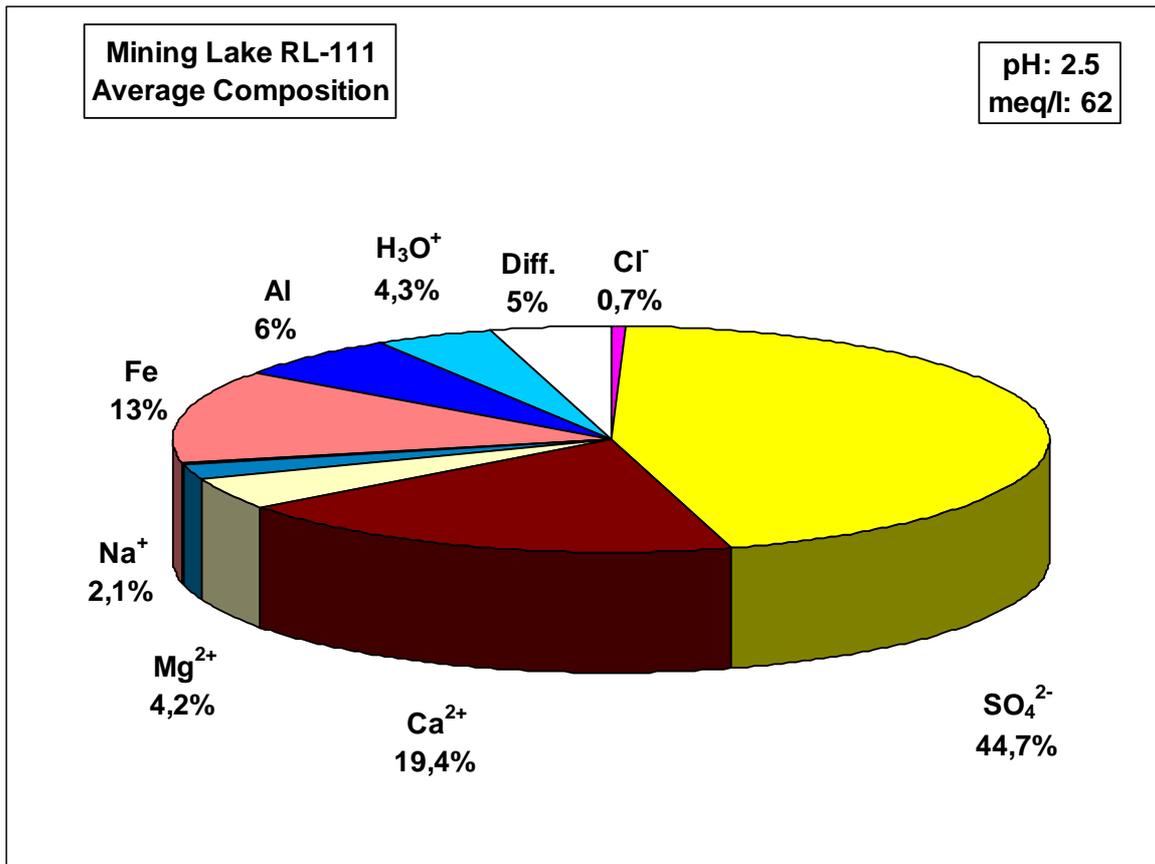


Abb. 8: Typische Hauptionen-Zusammensetzung des Wassers von Bergbausee RL-111

Als weitere Schwermetalle mit sehr hohen Konzentrationen für aquatische Ökosysteme sind noch Mangan, Zink und Nickel zu nennen. Tabelle 1 gibt einen Überblick über die Variationsbreite der wichtigsten Parameter und Wasserinhaltsstoffe von RL-111. Die Variationen sind zum einem aus den saisonalen Einflüssen auf die Sauerstoffverteilung in der Wassersäule zurückzuführen, wie z.B. für Eisen und Mangan. Zum anderen sind es Anreicherungen im Monimolimnion von RL-111, die hier zum Ausdruck kommen (z.B. Sulfat, Calcium, Eisen(II); vgl. Abb. 9 und 10). Eisen und Mangan sind sehr redox-sensitive Elemente, d.h. ihre Oxide und Hydroxide bzw. die Sulfate und Oxyhydroxysulfate des Eisens (Jarosit, Schwertmannit) lösen sich unter anoxischen und reduzierenden Bedingungen auf und die reduzierten Formen von Eisen und Mangan gehen in Lösung. Dadurch kommt es im Hypolimnion während der Sommerstagnation zu einer Anreicherung von Eisen(II) und Mangan (Friese et al. 1998a; Herzprung et al. 1998) aber auch von Sulfat. Während der Vollzirkulation und oxischen Verhältnissen in der Wassersäule bis zum Grund werden wieder vermehrt Oxide- und Hydroxide des Eisens und Mangans sowie Sulfate und Oxyhydroxysulfate des Eisens ausgefällt und die Konzentrationen der Elemente verringern

sich wieder in der Wassersäule. Einen kurzgeschlossenen ganzjährigen Eisen(II) – Eisen(III)-Kreislauf zeigt die Grenzschicht zum Monimolimnion an der tiefsten Stelle von RL-111. Durch die zu Beginn des Jahres 1996 einsetzende stabile Stratifikation und Ausbildung des Monimolimnions kommt es sehr schnell zur Sauerstoffzehrung und der Ausbildung streng anoxischer Bedingungen für das ganze Jahr (Abb. 9). Das führt zu einer abnehmenden Konzentration an Eisen(III) im Tiefenwasser im Verlaufe des Jahres und gleichzeitig einer Zunahme an Eisen(II) im Monimolimnion. Am Übergang zum überliegenden oxischen Wasserkörper wird Eisen(II) aber wieder vollständig zu Eisen(III) aufoxidiert (Abb. 10). Die hohen Gehalte an Eisen, Aluminium und Mangan bestimmen neben den Hydroniumionen auch die hohe Azidität des Wassers. Wie alle stark sauren Bergbauseen des Lausitzer Braunkohlenreviers wird auch RL-111 durch den Eisen- und Aluminiumpuffer im Sauren gepuffert (Klapper & Schultze 1995; Friese et al. 1998a; Geller et al. 1998, 2000a, b). Dies erklärt die hohe Basenneutralisationskapazität (BNC), die durch Titration mit NaOH bis zu den pH-Werten 4,3 bzw. 8,2 bestimmt werden kann. Die von Friese 1998a und Geller et al. (1998, 2000 a,b) bereits beschriebenen Puffersysteme wurden von Totsche et al. (2003) und Uhlmann et al. (2004) für RL-111 bestätigt und verfeinert. Die Autoren konnten zeigen, dass auch der Hydrogensulfat-Puffer zwischen pH 2,5 und 2,9 eine Rolle in diesen Gewässern spielt. Die extreme Azidität der Bergbauseen, die nur noch durch schwefelsaure Vulkanwässer übertroffen wird, lässt sich am anschaulichsten in einem Diagramm pH versus Azidität darstellen (Abb. 11)

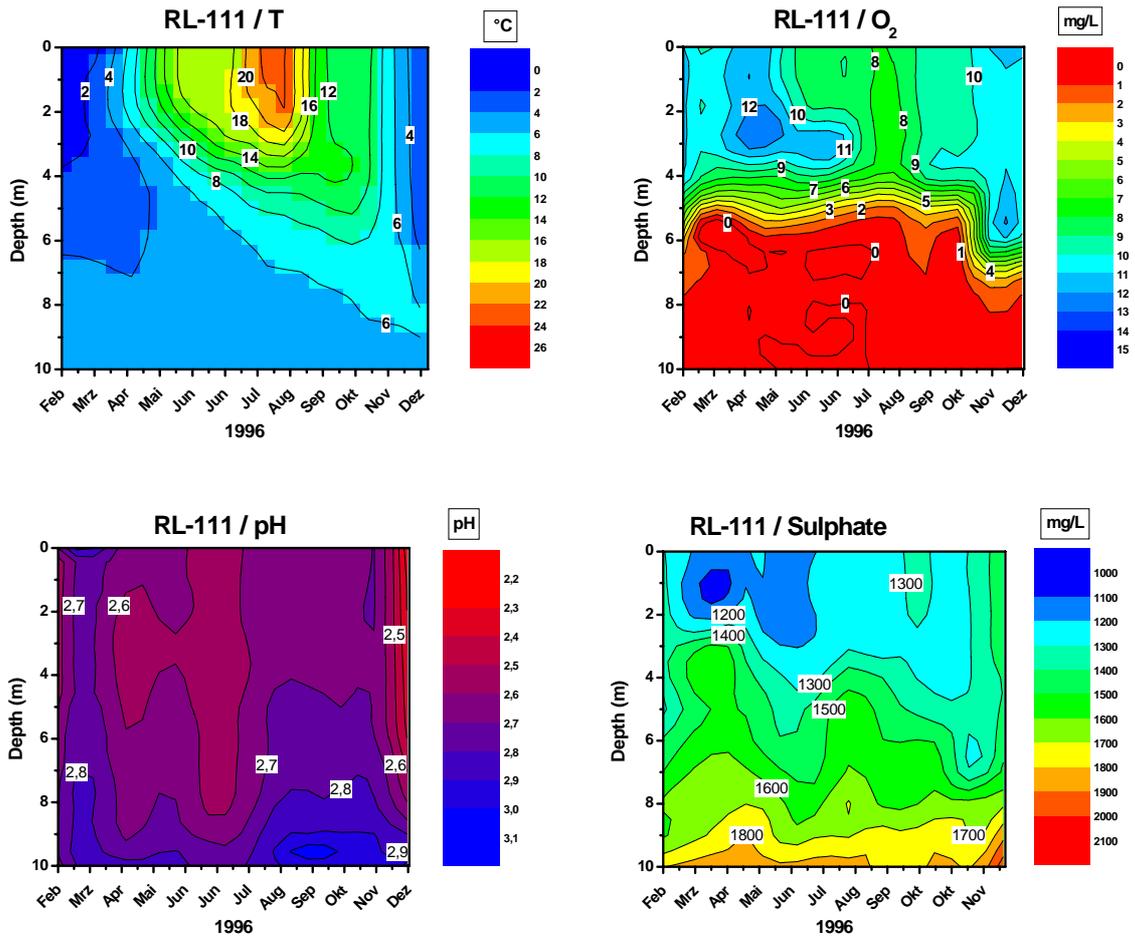


Abb. 9: Jahresverläufe von Temperatur, Sauerstoffgehalt, pH-Wert und Sulfatkonzentration an der tiefsten Stelle von RL-111 im Jahr 1996

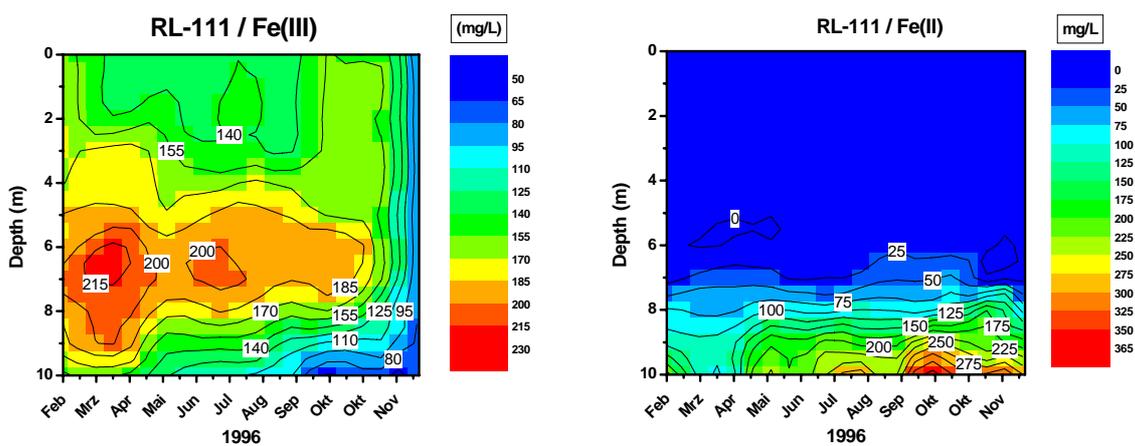


Abb. 10: Jahresverläufe von Eisen(III) und Eisen (II) an der tiefsten Stelle von RL-111 im Jahr 1996

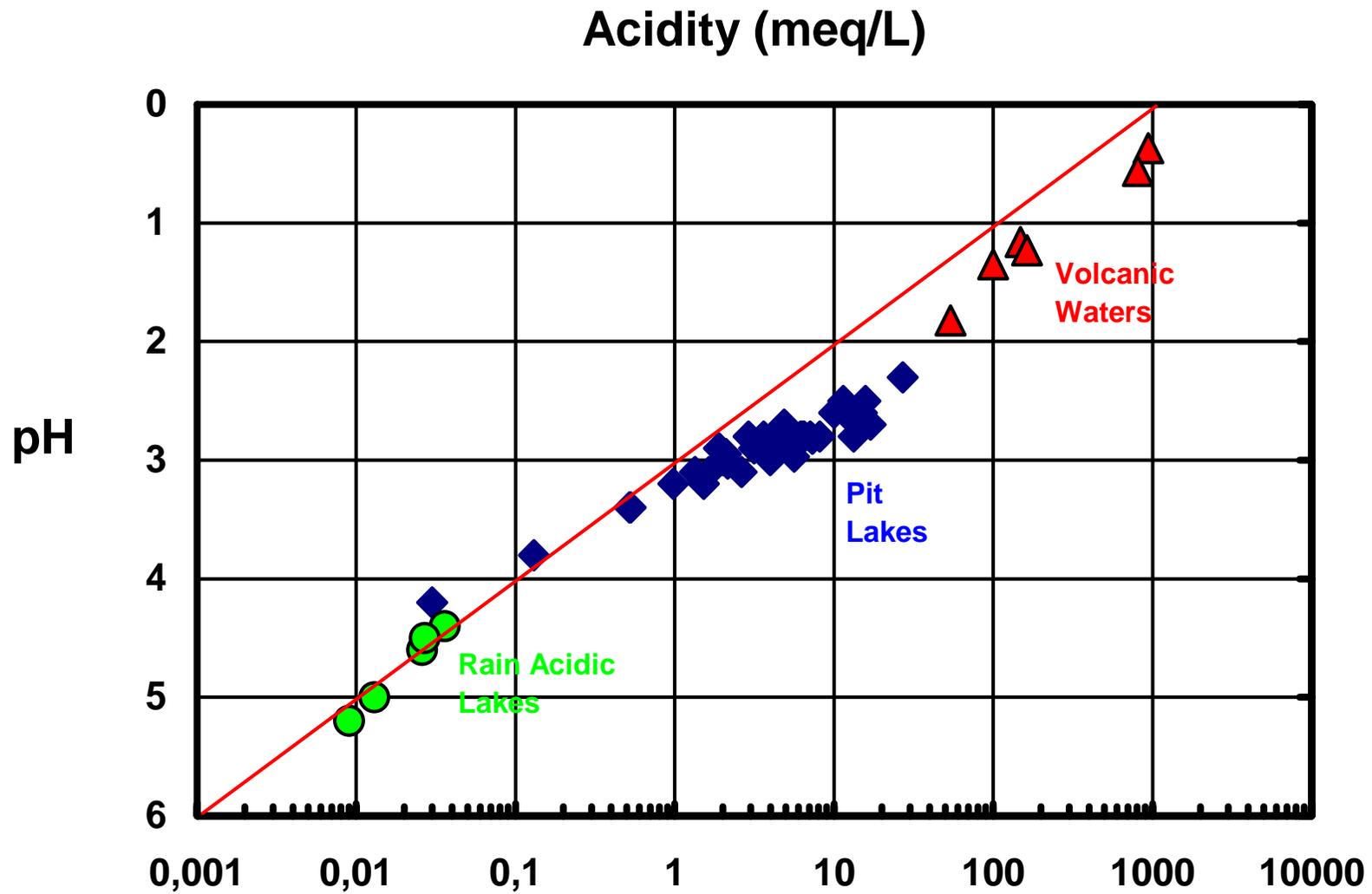


Abb. 11: pH versus Azidität (meq/L) für verschiedene Regenwasser-versauerte Weichwasserseen, Bergbauseen und vulkanische Wässer (aus Geller 2005)

Tabelle 1: Übersicht der Konzentrationen der wichtigsten Parameter und Wasserinhaltsstoffe von RL-111

	pH-Wert	O₂	LF	T	Sichttiefe	KB-8.2	KB-4.3	Cl	SO₄	Ca	Mg	K	Na
		mg/l	mS/cm	°C	m	mmol/l	mmol/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Maximum	3,03	14,0	2,72	25,2	5,4	27,0	12,3	23,2	1910	374	41	7,9	35,2
Minimum	2,25	0	2,49	0,3	1,9	12,1	6,8	6,3	1050	171	21,1	2,0	2,2
Mittelwert	2,61	7,4	2,64	8,6	3,3	17,9	9,9	9,9	1412	237	30,0	4,0	9,7
Median	2,62	9,1	2,65	7,08	3,1	16,8	10,1	8,8	1390	234	29,5	3,8	9,3
Anzahl Werte (n)	335	310	344	335	31	145	69	128	241	183	183	94	85

	NO₃-N	NH₄-N	TRP	SRP	Si	TOC	DOC	TIC	Fe²⁺	Fe³⁺	Fe	Al	Mn
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/L	mg/L	mg/L
Maximum	0,530	4,50	0,023	0,049	25,2	5,0	4,5	30,5	364	247	438	62,7	4,64
Minimum	0,057	2,15	0,005	0,006	13,8	<0,1	<0,1	<0,1	0,4	66	121	28,5	1,90
Mittelwert	0,267	3,03	0,009	0,013	17,9	1,8	1,4	7,4	39,7	165	205	42,1	3,20
Median	0,300	2,96	0,007	0,011	17,6	1,5	1,0	2,7	3,1	169	176	40,9	3,12
Anzahl Werte (n)	287	287	186	178	287	251	244	253	267	267	228	228	228

	Zn	Cu	Ni	Pb	Cd	Cr	Co
	mg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L
Maximum	2,20	28	507	4,6	0,65	23,5	229
Minimum	0,64	2,1	116	2,0	0,37	6,6	60
Mittelwert	1,08	6,4	211	3,2	0,51	9,8	106
Median	1,04	6,0	200	3,6	0,51	9,6	98
Anzahl Werte (n)	228	177	228	63	228	228	228

O₂: Sauerstoffgehalt; LF: elektrische Leitfähigkeit; T: Temperatur; KB-8.2: Basenneutralisationskapazität bis pH 8,2; KB-4.3: Basenneutralisationskapazität bis pH 4,3; SO₄: Sulfat; TRP: gesamter reaktiver Phosphor; SRP: gelöster reaktiver Phosphor; TOC: gesamter organisch gebundener Kohlenstoff; DOC: gelöster organisch gebundener Kohlenstoff; TIC: gesamter anorganischer Kohlenstoff

6. Sedimentgeochemie

Das vorgesehene Sanierungsverfahren zur Neutralisierung von Pyrit-versauerten Bergbauseen stützt sich auf Eisen- und Sulfatreduzierende mikrobielle Prozesse im Sediment und an der Sediment-Wasser-Grenzschicht. Daher war es von großer Bedeutung parallel zur Entwicklung des Verfahrens selbst (s.u.) auch die Sedimente der Bergbauseen und hier insbesondere die von RL-111 eingehend geochemisch und mikrobiologisch zu charakterisieren. Hierzu wurden von mir in maßgeblicher Weise zum einen eine allgemeine geochemische Charakterisierung von Sedimenten aus Bergbauseen des Lausitzer Braunkohlenreviers durchgeführt (Friese et al. 1998a) sowie die räumliche Verteilung der wichtigsten geochemischen Parameter in RL-111 (Büttner et al. 1998) und das biogeochemische Verhalten von Eisen und Schwefel in RL-111 untersucht (Friese et al. 1998b). In Friese et al. (1998a) und Friese (2004) finden sich zudem erste Abhandlungen über die Tiefenverteilung von Schwermetallen in den Sedimenten verschiedener Bergbauseen im Lausitzer Braunkohlenrevier. Ergänzend wurde die Weiterentwicklung und Anpassung der wellenlängendispersiven Röntgenfluoreszenzspektrometrie als ein Analyseverfahren zur Bestimmung der Hauptelemente in den untersuchten Sedimenten unter meiner Beteiligung in Morgenstern et al. (2001) publiziert. Die wesentlichen Erkenntnisse zum mikrobiellen Eisen- und Sulfatkreislauf in den Sedimenten von RL-111 finden sich bei Meier et al. (2004). Nach Friese et al. (1998a) lassen sich die Bergbauseen des Lausitzer Braunkohlenreviers bezüglich ihrer pH-Werte im Wasser und der pH-Werte ihrer Sedimente grundsätzlich in drei Gruppen einteilen: a.) Saure Bergbauseen mit sauren Sedimenten; b.) Saure Bergbauseen mit neutralen Sedimenten und c.) Neutrale Bergbauseen mit neutralen Sedimenten. Dabei zeigen die Sedimente der zweiten Gruppe die höchsten Gehalte an Eisen unter den untersuchten Seen (bis fast 30 Gew.-%). Überhaupt zeigen die neutralen Sedimente dabei die höchsten Gehalte der untersuchten Schwermetalle, was mit der Fällung der Elemente unter neutralen Bedingungen erklärt werden kann. RL-111 gehört nach dieser Klassifikation in die erste Gruppe, wenn von der tiefsten Stelle mit dem Monimolimnion abgesehen wird, wo ein neutrales Sediment (pH um 6) ab einer Sedimenttiefe von ca. 6 cm vorliegt (Friese et al. 1998b).

1997 wurde in RL-111 eine geochemische Kartierung der Oberflächensedimente durchgeführt und die Ergebnisse mit Hilfe einer multivariaten Statistik (Hauptkomponentenanalyse, Faktorenanalyse) ausgewertet. Die flächenhafte Darstellung erfolgte unter Nutzung zweier Interpolationsverfahren, dem geostatistischen „ordinary kriging“ und dem „inverse distance weighting“ (Büttner et al. 1998). Als wichtigstes Ergebnis wurde festgestellt, dass Eisen,

Schwefel, Kalium und Natrium fast immer in einer Gruppe zusammen fallen und sich diese Elemente in den Litoralzonen (Flachwasserzonen, Uferbereiche) anreichern. Dies kann mit der verstärkten Ausfällung von Eisensulfaten und Eisenoxyhydroxysulfaten (Jarosit, Schwertmannit) im ganzjährig oxischen Flachwasserbereich erklärt werden, vorzugsweise in Nähe der Einströmung von Grundwasser. Nach Untersuchungen von Koschorreck et al. (2003) handelt es sich überwiegend um Jarositbildung. Auch hier fällt die tiefste Stelle von RL-111 im Mittelbecken deutlich aus dem Gesamtbild der Elementverteilung mit einer starken Anreicherung von Aluminium und einer Verarmung an Eisen im Oberflächensediment heraus. Dieses Verhalten kann auf die streng anoxischen Bedingungen an dieser Stelle zurückgeführt werden, die zur Auflösung von Eisenoxiden auch im tieferen Sediment führen (vgl. Friese et al. 1998b) und dadurch Al-haltige Tonminerale (Kaolinit, Illit) nach Becker (1997) indirekt angereichert werden.

Die tiefste Stelle von RL-111 mit seinem anoxischen Monimolimnion war von besonderem Interesse, da zu vermuten war, dass hier die Prozesse der mikrobiellen Eisen- und Sulfatreduktion direkt untersucht werden können, die mit dem entwickelten Neutralisierungsverfahren stimuliert werden sollen. Daher wurde hier eine gesonderte Untersuchung in einer Kombination aus geochemischen, mikrobiologischen und isotopengeochemischen Methoden vorgenommen (Friese et al. 1998b). Es konnte in dieser Untersuchung klar gezeigt werden, dass sowohl Eisen- als auch Sulfatreduktion unter den stabilen anoxischen Bedingungen an dieser Stelle in den obersten ca. 2 bis 5 cm im Sediment stattfinden und dass auch unterhalb von 5 cm neu gebildete Eisen-Monosulfide und Pyrit zu finden sind. In diesem obersten Sedimenthorizont findet sich eine Anreicherung von organischem Kohlenstoff im Sediment und im Porenwasser, die zumindest teilweise als Energiequelle für die bakteriellen Reduktionsprozesse anzusehen ist. Gleichzeitig wird aufgrund der reduktiven Lösung der Eisenoxide eine starke Abnahme der Gesamteisengehalte im Sediment im Vergleich zu den unterliegenden Horizonten beobachtet (von ungefähr 8 Gew.-% auf unter 2 Gew.-%), welches als Fe^{2+} vom Sediment-Porenwasser in das Monimolimnion diffundiert (Herzprung et al. 1998). Der Nachweis, daß diese Beobachtungen auf eine mikrobielle Eisen- und Sulfatreduktion zurückzuführen sind, konnte mit Schwefelisotopenmessungen an verschiedenen Schwefelfractionen erbracht werden (AVS: acid volatile sulfur – steht für Eisenmonosulfide; CRS: chromium reducible sulfur – steht für Eisendisulfide, wie Pyrit). Während die Pyritoxidation kaum oder gar nicht mit einer Isotopenfraktionierung des Schwefels verbunden ist, die Isotopensignatur des entstandenen

Sulfates also dem des Schwefels im oxidierten Pyrit gleicht, kommt es bei der diagenetischen, mikrobiellen Neubildung von Eisenmono- und disulfiden durch Sulfatreduktion dagegen zu einer deutlichen Isotopenfraktionierung. Die Sulfat reduzierenden Bakterien (SRB) bevorzugen bei ihrem Stoffwechselfvorgang das leichtere Schwefelisotop ^{32}S und reichern damit dann über die Zwischenprodukte HS^- bzw. H_2S die neu gebildeten Eisenmonosulfide (Fe_xS_y) bzw. Eisendisulfide (FeS_2) mit dem leichteren Schwefelisotop an. Konsequenterweise sind die $\delta^{34}\text{S}$ -Werte, also die auf einen Standard normierten $^{34}\text{S}/^{32}\text{S}$ -Isotopenverhältnisse in den aus der bakteriellen Sulfatreduktion hervorgegangenen Eisen(mono/di)sulfiden isotopisch deutlich leichter (negative Werte) als originärer nicht-oxidierter Pyrit. Nach Friese et al. (1998b) und Knöller et al. (2004) zeigen die tertiären Pyrite in den Braunkohle führenden Schichten und ihren Nebengesteinen $\delta^{34}\text{S}$ -Isotopenwerte zwischen ungefähr -2‰ und +16‰. Die von Friese et al. (1998b) untersuchten Sedimente unterhalb des Monimolimnions in RL-111 weisen dagegen für die Eisenmonosulfide (AVS-Fraktion) Werte von $\delta^{34}\text{S}$ zwischen -32‰ und -45‰ und für den neu gebildeten Pyrit (CRS-Fraktion) $\delta^{34}\text{S}$ -Werte zwischen -12‰ und -38‰ auf und sind damit isotopisch deutlich leichter als der originäre Pyrit. Die $\delta^{34}\text{S}$ -Isotopensignatur des Wassers von RL-111 und die der Sedimente aus dem Nordbecken von RL-111 (kein AVS; CRS erst unterhalb von 20 cm Sedimenttiefe nachweisbar) weisen dagegen $\delta^{34}\text{S}$ -Werte im Bereich des originären Pyrites auf (ca. 3‰ bis 5‰) und sind daher aus dessen Oxidation zu beziehen (Friese et al. 1998b; Knöller et al. 2004).

Mit Sediment von der tiefsten Stelle in RL-111 wurde auch ein Neutralisierungsexperiment durchgeführt, welches zeigen sollte, inwieweit die Sulfatfreisetzung bei einer Rückoxidation der Azidität-speichernden neu gebildeten Eisenmono- und -disulfide durch Zugabe von NaOH unterdrückt werden kann (Fajtl et al. 2001). Dabei wurde festgestellt, dass mit der Zugabe alkalinisierender Natronlauge zwar die biologische Sulfatbildungsrate, nicht aber die chemische Sulfatbildungsrate verringert werden konnte. Zudem wurde überraschenderweise beobachtet, dass die Zugabe von Natronlauge keinen Effekt auf die Gesamtkonzentration an Sulfat am Versuchsende hatte. Damit ist klar, dass nur mit einer dauerhaften und nachhaltigen Sulfatreduktion unter Aufrechterhaltung anoxischer Verhältnisse am Ort der neu gebildeten Eisenmono- und -disulfide ein Netto-Alkalinitätsgewinn zu erzielen ist.

7. Kohlenstoffkreislauf in RL-111

Aus limnologischer Sicht sind die sauren Bergbaurestseen des Lausitzer Braunkohlenreviers aufgrund ihrer sehr geringen Nährstoffkonzentrationen als oligotrophe bis schwach mesotrophe Gewässer einzustufen (Nixdorf et al. 2001; LAU 2001). Der niedrige pH-Wert, die hohe Azidität und die hohen Metallkonzentrationen auf der einen Seite sowie die niedrigen Nährstoffkonzentrationen auf der anderen Seite verhindern die Entwicklung einer diversifizierten Biozönose (Nixdorf et al. 1998; Steinberg et al. 1998; Lessmann et al. 2000). Nach Lessmann & Nixdorf (2000) besteht das pelagische Nahrungsnetz von sehr stark sauren Bergbauseen (pH 2,3) aus nur 6 Phytoplanktonarten, während deutlich schwächer saure Seen (pH 3,8) schon 48 Phytoplanktonarten aufweisen. Neutrale Bergbauseen des Lausitzer Braunkohlenreviers zeigen an die 100 Phytoplanktonarten (Leßmann & Nixdorf 2000). Artenzahlen, Abundanzen und die Primärproduktionsraten sind in den stark sauren Bergbauseen sehr viel geringer als in neutralen Gewässern (Nixdorf et al. 1998; 2003). Eine ausführliche Darstellung des planktischen Nahrungsnetzes von RL-111 findet sich z.B. bei Tittel et al. (2003).

Neben Phosphor, der für das Plankton ein wichtiger Nährstoff ist, fehlen im System vor allem verwertbare organische Kohlenstoffverbindungen (OC) (Nixdorf et al. 1998; 2003). Die TOC- und DOC-Gehalte im Wasser von RL-111 variieren im Jahr zwischen $<0,1$ mg/L (Bestimmungsgrenze) und 5 bzw. 4,5 mg/L (s. Tab. 1). Da organische Kohlenstoffverbindungen auch eine Voraussetzung für die bakterielle Eisen- und Sulfatreduktion im Sediment sind, auf denen das für Bergbauseen entwickelte Neutralisierungsverfahren basiert, wurden gesonderte Untersuchungen zum Kohlenstoff-Kreislauf in RL-111 durchgeführt (Herzprung et al. 1998; Friese et al. 2002). Hintergrund war die Frage, wo der organische Kohlenstoff aus dem System verbleibt. Eine Möglichkeit des Entzuges ist die Zersetzung und Mineralisierung (Überführung in CO_2) des OC aus der abgestorbenen Biomasse im Sediment. Das bei diesen Sauerstoff zehrenden Prozessen gebildete Endprodukt CO_2 ist unter den stark sauren pH-Werten nicht im Wasser löslich und entweicht in die Atmosphäre. Diese Vorgänge finden aber bevorzugt nur unter den produktiven Bedingungen während der Sommerstagnation im Hypolimnion statt und sind aufgrund niedriger Bakterienzahlen im Sediment und der geringen Wassertiefe von nur maximal 6 bis 7 m außerhalb der tiefsten Stelle im Mittelbecken mengenmäßig beschränkt. Wie Herzprung et al. (1998) und Friese et al. (2002) bei ihren Untersuchungen und Freilandexperimenten feststellen konnten gibt es aber noch einen zweiten, mengenmäßig

relevanten Prozess der zum Abbau von OC im Wasser von RL-111 führt, die photochemische Zersetzung.

Schon seit den grundlegenden Untersuchungen von Koenings (1976) und Koenings & Hooper (1976) über den Eisen-Kreislauf in sauren Mooreseen ist bekannt, dass es unter Licht resp. UV-Strahlung zur Oxidation von organischen Kohlenstoffverbindungen zu CO₂ bei gleichzeitiger Reduktion von Eisen(III) zu Eisen(II) kommen kann. Dabei gibt es prinzipiell zwei Wege: die direkte Photolyse von Eisen(III)organischen Komplexverbindungen und die indirekte Photooxidation von organischen Kohlenstoffverbindungen durch OH-Radikale, die zuvor bei der photochemischen Reduktion von Eisen(III) entstanden sind (Photo-Fenton-Reaktion) (z.B. Lovely 1987; Helz et al. 1994).

Über die photochemische Reduktion von Eisen(III) im Epilimnion von regen-versauerten Weichwasserseen berichtete bereits Collienne (1983). Daher war es sehr wahrscheinlich, dass dieser Prozess in den sauren Bergbauseen des Lausitzer Braunkohlenreviers mit seinen im Vergleich zu regenversauerten Weichwasserseen bzw. versauerten Mooreseen sehr hohen Eisen(III)-konzentrationen auch stattfindet. Unsere Untersuchungen (Herzprung et al. 1998, Friese et al. 2002) konnten dann auch nachweisen, dass es im Epilimnion von RL-111 im Sommerhalbjahr regelmäßig zu einer vollständigen DOC-Abnahme bis in eine Wassertiefe von 4 bis 5 m kommt. Unter den stark sauren Bedingungen von RL-111 ist das Oxidationsprodukt CO₂ nicht wasserlöslich und geht aus. Gleichzeitig kommt es trotz der oxidischen Verhältnisse zu einer Anreicherung von Eisen(II) im Epilimnion, die jedoch mengenmäßig nur einen Bruchteil der Gesamteisenkonzentration ausmacht (< 5 %). Damit ist unter den gegebenen Bedingungen der hohen Eisen(III)-konzentrationen auf längere Sicht keine Möglichkeit einer Anreicherung von organischen Kohlenstoffverbindungen in RL-111 gegeben. Nach neuesten Erkenntnissen von Kamjunke et al. (2004) wird ein Teil des auf diese Weise photochemisch zersetzten organischen Kohlenstoffs, insbesondere die niedrigmolekularen Anteile von heterotrophen Bakterien für ihren Stoffwechsel genutzt.

Ein anderes Bild ergibt sich, wenn streng anoxische bzw. anaerobe Verhältnisse im Wasserkörper vorliegen, wie es z.B. im Monimolimnion von RL-111 der Fall ist. Die Mineralisierung des organischen Kohlenstoffs zu CO₂ im Zuge der bakteriellen Eisen- und Sulfatreduktion (Friese et al. 1998b) führt zu relativ hohen TIC-Gehalten im Monimolimnion (bis max. 30 mg/L; vgl. Tab. 1), die aber aufgrund des niedrigen pH-Wertes im

Monimolimnion ($\text{pH} < 3$) ebenfalls zur Seeoberfläche hin abnehmen und ausgasen. Da sich das Monimolimnion in RL-111 erst am Jahreswechsel 1995/96 ausgebildet hatte (Herzprung et al. 1998), 2001 zwischenzeitlich durchmischt wurde (Karakas et al. 2003) und erst seit dem wieder aufgebaut wurde und außerdem die Raten der Sulfatreduktion im Vergleich zu neutralen Bergbauseen relativ gering sind (Meier et al. 2004), konnte bisher nicht genug anorganischer Kohlenstoff erzeugt werden, um die Azidität des Monimolimnions nachhaltig zu senken und den pH-Wert zu erhöhen.

Das dies aber prinzipiell unter lang andauernden anoxischen Verhältnissen in einem Monimolimnion bis zur völligen Neutralisierung möglich ist, belegen zwei Beispiele von Bergbauseen aus dem Lausitzer Braunkohlenrevier mit einem neutralen anoxischen Monimolimnion. Es handelt sich um den sogenannten „Waldsee bei Döbern“, einem sehr kleinen, nur ca. 0,3 ha großen isolierten Standgewässer ohne Oberflächenzu- und -abfluss, der in einem Wald liegt und zu einer Kette von Bergbauseen des Muskauer Faltenbogens gehört, die im 19. Jahrhundert in Handarbeit gegraben wurden, als nur die ausstreichenden Kohleflöze zum Abbau kamen. Der zweite Bergbausee ist der wesentlich größere (ca. 11 ha) „Moritzteich“, ein ca. 900 m in N-S Richtung lang gestreckter Bergbausee, der nach Ende der Bergbautätigkeiten 1900 durch Grundwasseranstieg gefüllt wurde (Herold 1995; Stellmacher et al. 2004). Beide Bergbauseen zeichnen sich durch ein neutrales, anoxisches Monimolimnion mit sehr hohen organischen und anorganischen Kohlenstoffgehalten aus und zeigen die Bedeutung des Kohlenstoffkreislaufes für die bakteriellen Eisen- und Sulfatreduzierenden Prozesse zur natürlichen Neutralisierung dieser Gewässertypen auf.

8. Sanierungsverfahren

Wie einleitend erwähnt bestand neben der limnologischen, hydrochemischen, geochemischen und mikrobiologischen Charakterisierung saurer Bergbauseen des Lausitzer Braunkohlenreviers auch die gesellschafts- und umweltpolitische Aufgabe ein kostengünstiges, nachhaltiges sowie auf natürlichen Vorgängen und Prozessen beruhendes (passives) Sanierungsverfahren zur Neutralisierung kleinerer Bergbaurestseen zu entwickeln. Erstmals wurde dabei ein konsequentes up-scaling vorgenommen, d.h. die Versuche wurden im Labormaßstab begonnen und über den Pilotmaßstab bis zum Feldexperiment fortgesetzt. Die wesentlichen Grundlagen und Ergebnisse der ersten beiden Maßstabsebenen sind bei Friese et al. (1999), Frömmichen (2001) und Frömmichen et al. (2001, 2003, 2004) sowie auf Grundlage von Schwefelisotopenuntersuchungen bei Fauville et al. (2004) beschrieben. Erste Ergebnisse aus den Feldexperimenten unter meiner Mitwirkung finden sich bei Friese et al. (1999), Frömmichen et al. (2001) und Herzprung et al. (2002).

Wie in Kapitel 7 ausgeführt, ist die Menge an mikrobiell verfügbarem organischem Kohlenstoff ein limitierender Faktor für die Neutralisierung von RL-111 mit Hilfe bakterieller Eisen- und Sulfat-reduzierender Prozesse. Soll also eine Neutralisierung im See selbst durch die bakteriellen Prozesse stattfinden, müssen entsprechende Mengen an bakteriell verfügbaren Kohlenstoffverbindungen zugesetzt werden. Daher wurden in einem ersten Schritt in Batchversuchen über 8 Wochen verschiedene organische Kohlenstoffverbindungen mit Sediment und Wasser aus RL-111 auf ihre Eignung für die ortsansässige Bakteriengemeinschaft getestet. Die Versuche wurden parallel auch in sterilen Ansätzen durchgeführt, um rein chemisch-spontane Reaktionen ausschließen zu können. Die steril angesetzten Versuche waren aber alle durchweg nicht erfolgreich, d.h. es fand keine nennenswerte pH-Werterhöhung statt und es wurden keine Eisensulfide ausgefällt. Neben rein chemischen Marktprodukten (Glucose, Acetat, Lactat, Pyruvat, Ethanol) wurden auch Abfallprodukte aus der Landwirtschaft (Heu) und der Zuckerrübenindustrie (Molasse, Pfezi-Granulat und Carbokalk) auf ihre Eignung untersucht, da hier die größten Einsparpotentiale vorhanden sind. Aus der Literatur (Brugham et al. 1995) war bekannt, dass Stroh als Zusatz durch seine Funktion als Aufwuchsträger für die Bakterien, aber auch durch seinen mikrobiell verfügbaren Anteil an organischem Kohlenstoff einen positiven Effekt auf die Sulfatreduktion in saurem Wasser haben kann. Deshalb wurde allen Batchversuchen Weizenstroh aus ökologischem Anbau (zur Vermeidung zusätzlicher Komplikationen durch Insektizide oder Pestizide) zugesetzt. Am effektivsten nach 8 Wochen zeigten sich die Ansätze mit Ethanol

aus der Gruppe der chemischen Substanzen und Carbokalk aus der Gruppe der Abfallprodukte. Carbokalk ist ein Fällungsprodukt aus der Zuckerrübenindustrie, wenn aus dem Rohsaft die Nicht-Zuckerstoffe durch Zugabe von Kalkmilch und CO₂ ausgefällt werden. In beiden Ansätzen wurden pH-Werte von 6,5 und eine vollständige Entfernung des Eisens aus dem Wasser sowie eine Eisensulfidbildung im Sediment festgestellt. Diese beiden Versuchsansätze wurden dann noch einmal mit und ohne Stroh wiederholt und die Notwendigkeit einer Strohbeigabe als Aufwuchsträger und/oder als zusätzlicher Kohlenstoffquelle nachgewiesen (Friese et al. 1999; Frömmichen 2001; Frömmichen et al. 2003, Fauville et al. 2004).

Mit diesen beiden erfolgreichen Versuchsansätzen wurde dann die nächst höhere Experimentalstufe durchgeführt. Hierzu wurden wieder Originalsediment und Wasser aus dem RL-111 in 1,5 m hohe und 30 cm im Durchmesser große Säulen eingefüllt und die Zuschlagstoffe mit dem Weizenstroh eingebracht. Neben einer Kontrolle wurden auch Ansätze ohne Stroh und nur mit Stroh erprobt. Die Säulen wurden im unteren Drittel auf 10°C und im oberen Drittel auf 20°C temperiert, um See-ähnliche Umweltbedingungen zu simulieren und dunkel gehalten; die Versuchsdauer betrug 52 Wochen (Friese 1999; Frömmichen 2001; Frömmichen et al. 2004). Am Ende der Versuchszeit zeigten mit Ausnahme der Kontrolle zwar alle Versuchsansätze eine Zunahme des pH-Wertes und eine Abnahme des Redoxpotentials im unteren Drittel der Säule sowie eine Abnahme des gelösten Eisens im oberen Drittel bis in den oberen zwei Dritteln der Säule, aber nur der Ansatz mit Carbokalk und Stroh erbrachte eine vollständige Neutralisierung der gesamten Wassersäule und eine vollständige Entfernung des Eisens.

Auch hierbei wurde wieder sehr deutlich, dass die Ansätze ohne Stroh wie auch der Ansatz nur mit Stroh weit weniger effektiv waren als die Kombination Substrat und Stroh. Besonders gut war dies auch anhand der Menge an neu gebildeten Eisensulfiden im Sediment am Versuchsende nachzuvollziehen. In den Ansätzen mit Carbokalk ohne Stroh waren in den obersten 2,5 cm des Sedimentes nur geringste Mengen an Eisensulfiden nachzuweisen. Der Ansatz nur mit Stroh erbrachte immerhin rund 0,3 mmol/g Eisensulfide im Frischsediment, während der Ansatz mit Carbokalk und Stroh auf fast die 3-fache Menge an neu gebildeten Eisensulfiden kam. Berechnet man auf dieser Grundlage die Neutralisierungsrate, so kommt man auf eine Größenordnung von rund 15 bis 17 mol pro m² und Jahr (Frömmichen 2001; Frömmichen et al. 2001, 2004). Eine geochemische Modellierung mit dem Programm

PHREEQC2 ergab unter der Voraussetzung einer konstanten Neutralisierungsrate in der berechneten Größenordnung und einer jährlichen Durchmischung des Wasserkörpers eine Neutralisierungsdauer für RL-111 mit einer Wassertiefe von 7 m von mindestens 8 Jahren (Friese et al. 1999; Frömmichen 2001; Frömmichen et al. 2004). Die Alkalinität steigt nach der Modellrechnung zwar beständig an, aber aufgrund der hohen Eisengehalte in RL-111 wird eine deutliche pH-Werterhöhung auf über pH 3 nach Erschöpfung des Eisenpuffers frühestens nach 3 Jahren erreicht. Ob diese optimistische Modellrechnung unter den wechselnden Milieu- und Umweltbedingungen im Freiland tatsächlich Bestand hat, müssen die derzeit laufenden Freiland-Experimente in Zukunft zeigen.

Eine erste Stufe der Freilandversuche in so genannten Klein-Enclosures wurde schon 1998 begonnen. Hierbei handelt es sich um ca. 6,5 m lange Schläuche aus einer 5 mm dicken Polyethylenfolie mit einer quadratischen Abmessung von 4,14 m², die im Sediment verankert und mit einem Schwimmring versehen bis an die Wasseroberfläche reichen. Auf diese Weise wird ein bestimmtes Seevolumen (hier 26,91 m³) vom restlichen See abgetrennt und kann unter den Umweltbedingungen des Freilandes untersucht werden. Die genauen technischen Details sind in Friese et al. 1999 und bei Frömmichen et al. (2001) beschrieben.

Erst Ergebnisse der Freilandexperimente, bei denen die unterschiedliche Dosierung von Stroh und Carbokalk im Vordergrund steht waren bezüglich der Initiierung von eisen- und sulfatreduzierenden mikrobiellen Prozessen im Sediment sehr erfolgreich (Schultze et al. 1999; Herzprung et al. 2000; Koschorreck & Wendt-Potthoff 2000; Frömmichen et al. 2001, Herzprung et al. 2002; Koschorreck et al. 2002; Wendt-Potthoff et al. 2002). Es konnten in den Untersuchungen eine deutliche Zunahme der Säure-verbrauchenden mikrobiellen Eisen- und Sulfatreduzierenden Prozesse durch Bildung von AVS und CRS, durch die Zunahme der ³⁵S-Sulfatreduktionsrate sowie durch die Zunahme der FeRB und SRB im Sediment nachgewiesen werden. Allerdings konnte bis heute kein ausreichend großer Alkalinitätsgewinn erreicht werden, um auch die Wassersäule sukzessiv zu neutralisieren, da die Rückoxidation und/oder noch nicht weiter bekannte andere Faktoren dies verhindert haben.

Der langfristige Erfolg der Maßnahme und des entwickelten Verfahrens zur Neutralisierung von stark sauren Seen des Lausitzer Braunkohlenreviers wird letztendlich vom Netto-Alkalinitätsgewinn abhängen, der sich aus der Differenz der Bildung von TRIS und dem Ausmaß der Rückoxidation nach der Jahresvollzirkulation der Wassersäule ergibt. Dieser

Netto-Alkalinitätsgewinn bzw. die jährliche Rate wird dann auch über die Zeitdauer entscheiden, bis ein Bergbausee vollständig neutralisiert sein kann. Hinzu kommt ein unbekannter dynamischer Faktor, der sich aus der Zunahme der biologischen Entwicklung (Diversität und Abundanzen) mit steigender Alkalinität und steigendem pH ergibt und der den Prozess der Neutralisierung noch beschleunigen kann. Zurzeit laufen im RL-111 Freilandexperimente mit Stroh und Carbokalk in einem Groß-Enclosure von 30 Metern Durchmesser (Geller et al. 2004).

9. Zitierte Literatur

- Anderson RF, Schiff SL 1987. Alkalinity generation and the fate of sulfur in lake sediments.- Can. J. Fish. Aquat. Sci. 44: 188-193.
- Bachmann TM, Friese K, Zachmann DW 2001. Redox and pH conditions in the water column and in the sediments of an acidic mining lake. J. Geochem. Exploration 73: 75-86.
- Baron D, Palmer CD 1996. Solubility of jarosite at 4 – 35°C.- Geochim. Cosmochim. Acta 60: 185-195.
- Barton LL (Ed.) 1995. Sulfate-reducing bacteria.- Plenum Press, New York.
- Becker 1997. Elementverteilung und Bindungsformanalyse ausgewählter Elemente in Sedimenten von Bergbaurestseen im Braunkohlenrevier der Niederlausitz, Brandenburg.- Dipl.-Arb., 107 S., TU Braunschweig.
- Bergmann A 1993. Chemische und mikrobiologische Ansätze zur Verminderung der Pyritoxidation in sandigem Abraummateriale des Braunkohlentagebaus Garzweiler I in Laborversuchen. Dipl.-Arb., 151 S., Ruhr-Universität Bochum (unpubliziert) – zitiert aus Wisotzky 1998a.
- Berner RA 1970. Sedimentary pyrite formation.- Am. J. Sci. 268: 1-23.
- Berner RA 1984. Sedimentary pyrite formation: an update.- Geochim. Cosmochim. Acta 48: 605-615.
- Bierns de Haan S 1991. A review of the rate of pyrite oxidation in aqueous systems at low temperature.- Earth-Science Rev. 31, 1-10.
- Bingham JM, Carlson L, Murad E 1994. Schwertmannite, a new iron oxyhydroxysulphate from Pyhäsalmi, Finland, and other localities.- Mineral. Mag. 58: 641-648.
- Bingham JM, Schwertmann U, Carlson L, Murad E 1990. A poorly crystallized oxyhydroxysulfate of iron formed by bacterial oxidation of Fe(II) in acid mine waters.- Geochim. Cosmochim. Acta 54, 2743-2758.
- Bozau E, Knöller K, Strauch G 2000. Hydrogeological and geochemical investigations of an acidic mining lake as a basis for a biotechnological remediation.- In: Sililo et al. (eds.): Groundwater: Past Achievements and Future Challenges A.A.Balkema, Rotterdam, 1099-1102.
- Bozau E, Strauch G 2002. Hydrogeological basis for biotechnological remediation of the acidic mining lake “RL 111”, Lusatia (Germany).- Water, Air, and Soil Pollution, Focus 2: 15-25.
- Brettschneider U, Pöpel HJ 1992. Sulfatentfernung aus Wasser.- WasserAbwasser Praxis 6: 298-304.
- Brigham RB, Gastineau J, Ratcliff E 1995. The neutralization of acidic coal mine lakes by addition of natural organic matter: a mesocosm test.- Hydrobiologia 316: 153-159.
- Büttner O, Becker A, Kellner S, Kuehn B, Wendt-Potthoff K, Zachmann DW, Friese K 1998. Geostatistical analysis of surface sediments in an acidic mining lake. Water, Air, and Soil Pollution 108: 297-316.
- Canfield DE, Raiswell R 1991. Pyrite Formation and Fossil Preservation.- In: Allison PA, Briggs DEG (eds.) Topics in Geobiology, 337-387; Plenum Press, New York.
- Collienne RH 1983. Photoreduction of iron in the epilimnion of acidic lakes.- Limnol. Oceanogr. 28: 83-100.

- Colmer AR, Hinkle MF 1947. The role of microorganisms in acid mine drainage. A preliminary report.- *Science* 106: 253-255.
- Cravotta CA 1994. Secondary iron sulphate minerals as sources of stored acidity and ferric ions in acidic groundwater at a reclaimed coal mine in Pennsylvania.- In: Alpers CN, Blowes DW (eds.) *Environmental geochemistry of sulphide oxidation*. Am. Chem. Soc., 345-364, Washington, DC.
- DEBRIV 2003. *Unsere Braunkohle*. 52 S.; Bundesverband Braunkohle (Hrsg.), Köln.
- Degens G 1968. *Geochemie der Sedimente*, 282 S.; Enke Verlag, Stuttgart.
- Dvorak DH, Hedin RS, Edenborn HM, McIntire PE 1992. Treatment of metal-contaminated water using bacterial sulphate reduction: Results from pilot-scale reactors.- *Biotechnology and Bioengineering* 40: 606-616.
- Edwards KJ, Goebel BM, Rodgers TM, Schrenk MO, Gihring TM, Cardona MM, Hu B, McGuire MM, Hamers RJ, Pace NR, Banfield JF 1999. Geomicrobiology of Pyrite (FeS₂) dissolution: case study at Iron Mountain, California.- *Geomicrobiol. J.* 16: 155-179.
- Ehrlich 1990. *Geomicrobiology*, 276 pp.; Marcel Dekker, New York.
- Evangelou VP 1995. *Pyrite oxidation and its control*. 304 pp.; CRC Press, Boca Raton.
- Evangelou VP 1998. Pyrite chemistry: The key for abatement of acid mine drainage.- In: Geller W, Klapper H, Salomons W (eds.) *Acidic Mining Lakes – Acid Mine Drainage, Limnology and Reclamation*, 197-222; Springer, Berlin.
- Evangelou VP, Zhang YL 1995. A Review: Pyrite oxidation mechanisms and acid mine drainage prevention.- *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 25: 141-199.
- Fajtl J, Tichý R, Wendt-Potthoff K, Friese K, Koschorreck M, Herzsprung P, Fortin D, Ledvina R 2002. Do NaOH amendments control the biochemical production of sulphate in aerated mine lake sediments? *Environmental Geology* 41: 906-915.
- Fauville A, Mayer B, Frömmichen R, Friese K, Veizer J 2004. Chemical and isotopic evidence for accelerated bacterial sulphate reduction in acid mining lakes after addition of organic carbon: laboratory batch experiments. *Chem. Geol.* 204: 325-344.
- Friese K 2004. Depth distribution of heavy metals in sediments from mine pit lakes of Lusatia.- *Studia Quaternaria* (in press).
- Friese K, Frömmichen R, Herzsprung P, Kellner S, Klapper H, Koschorreck M, Kuehn B, Lorke A, Packroff G, Scharf B, Schimmele M 1999. Untersuchungen zur Entwicklung und Erprobung eines Verfahrens zur In-situ Sulfatreduktion von geogen-schwefelsauren Bergbaurestseen des Lausitzer Braunkohlenreviers– Abschlußbericht zum BMBF-Forschungsvorhaben 02WB 9592/6, Teil 1 180 S, Teil 2 199 S.
- Friese K, Herzsprung P, Witter B 2002. Photochemical degradation of organic carbon in acidic mining lakes.- *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica* 30, 141-148.
- Friese K, Hupfer M, Schultze M. 1998a. Chemical characteristics of water and sediment in acid mining lakes of the Lusatian lignite district.- In: Geller W, Klapper H, Salomons W (eds.) *Acidic Mining Lakes – Acid Mine Drainage, Limnology and Reclamation*, 25-45; Springer, Berlin.
- Friese K, Tümpling W von Jr. (Hrsg.) 2000. *Biologische und chemische Entwicklung von Bergbauseen – Statusbericht 1998/1999*.- UFZ-Bericht Nr. 26/2000, 276 S., Leipzig.

- Friese K, Wendt-Potthoff K, Zachmann DW, Fauville A, Mayer B, Veizer J. 1998b. Biogeochemistry of iron and sulfur in sediments of an acidic mining lake in Lusatia, Germany. *Water, Air, and Soil Pollution* 108: 231-247.
- Frömmichen R 2001. In situ-Sanierungsstrategie zur Förderung der mikrobiellen Entsäuerung von geogen schwefelsauren Bergbaurestseen – Mesokosmosstudien.- Diss., 155 S., Technische Universität Dresden.
- Frömmichen R, Kellner S, Friese K 2003. Sediment conditioning with organic and/or inorganic carbon sources as a first step in alkalinity generation of acid mine pit lake water (pH 2–3). *Environ. Sci. Technol.* 37: 1414-1421.
- Frömmichen R, Koschorreck M, Wendt-Potthoff K, Friese K 2001. Neutralisation of acidic mining lakes via in situ stimulation of bacteria.- In: Lesson A, Peyton B, Means J, Magar VS (Eds.) *Bioremediation of inorganic compounds* 6(9), 43-51; Battelle Press, Columbus OH.
- Frömmichen R, Wendt-Potthoff K, Friese K, Fischer R 2004. Microcosm studies for neutralization of hypolimnic acid mine pit lake water (pH 2.6). *Environ. Sci. Technol.* 38: 1877-1887.
- Geller W 2005. Acidification of fresh waters.- *Encyclopedia of Water*; John Wiley & Sons, New York (in press)
- Geller W, Friese K, Herzsprung P, Kringel R, Schimmele M, Schultze M 2000a. Limnology of sulphur-acidic lignite mining lakes – II. Chemical main constituents and buffering systems.- *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 27: 1-5.
- Geller W, Friese K, Herzsprung P, Kringel R, Schimmele M, Schultze M, Wendt-Potthoff K, Wöfl S 2000b. Geogene Versauerung von Tagebaurestgewässern.- In: Guderian R, Gunkel G (Hrsg.) *Handbuch der Umweltveränderungen und Ökotoxikologie*, Bd. III: *Aquatische Ökosysteme*, 352-280; Springer, Berlin.
- Geller W, Herzsprung P, Koschorreck M, Wendt-Potthoff K, Völkner C, Bozau E, Luther G, Bödewadt J, Böttcher H, Müller M, Preuß V, Horn C, Horn M 2004. Mikrobielle in-situ-Neutralisierung von schwefelsauren Bergbauseen.- 2. Zwischenbericht DBU-Projekt Az. 19296, 38 S.; Magdeburg.
- Geller W, Klapper H, Salomons W (eds.) 1998. *Acidic Mining Lakes – Acid Mine Drainage, Limnology and Reclamation*, 435 p.; Springer, Berlin.
- Grünwald U 1998. Aktuelle Probleme des Wasserdargebotes bezüglich Menge und Beschaffenheit in der Niederlausitz.- *Wasserkalender* 33. Jhrg., 1999, 28-47; Erich Schmidt, Berlin.
- Hedin RS, Watzlaf GR, Nairn RW 1994. Passive treatment of acid mine drainage with limestone.- *J. Environ. Qual.* 23: 1338-1345.
- Helz GR, Zepp RG, Crosby DG 1994. *Aquatic and surface photochemistry*; 592 pp.; Lewis Publisher, Boca Raton.
- Herold H 1995. Limnologische Charakterisierung von Braunkohlebergbaurestgewässern – Unterschiedliche Entwicklung und anthropogene Beeinflussung im Muskauer Faltenbogen.- *Dipl.-Arb.* 108 S.; Univ. Potsdam.
- Herzsprung P, Friese K, Frömmichen R, Göttlicher J, Koschorreck M, Tümpling W, Wendt-Potthoff K 2002. Chemical changes in sediment porewaters of an acidic mining lake after addition of organic substrate and lime for stimulating lake remediation. *Water Air and Soil Pollution – Focus* 2: 123-140.

- Herzsprung P, Friese K, Packroff G, Schimmele M, Wendt-Potthoff K, Winkler M 1998. Vertical and annual distribution of ferric and ferrous iron in acidic mining lakes.- *Acta hydrochim. hydrobiol.* 26, 253-262.
- Kamjunke N, Tittel J, Krumbeck H, Beulker C, Pörschmann J (accepted). High heterotrophic bacterial production in acidic, iron-rich mining lakes.- *Microbial Ecology*,
- Karakas G, Brookland I, Boehrer B 2003. Physical characteristics of acidic mining lake 111.- *Aquat. Sci.* 65: 297-307.
- Klapper H, Friese K, Scharf B, Schimmele M, Schultze M 1998. Ways of controlling acid by ecotechnology. In: Geller W, Klapper H, Salomons W (eds.) *Acidic Mining Lakes – Acid Mine Drainage, Limnology and Reclamation*, 401-416; Springer, Berlin.
- Klapper H, Schultze M 1995. Geogenically acidified mining lakes - living conditions and possibilities of restoration. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 80: 639-653.
- Klapper, H., Geller, W. and Schultze, M. (1996): Abatement of acidification in mining lakes in Germany. *Lakes & Reservoirs: Research and Management* 2, 7-16.
- Kleinmann RLP, Hedin RS, Nairn RW 1998. Treatment of mine drainage by anoxic limestone drains and constructed wetlands. In: Geller W, Klapper H, Salomons W (eds.). *Acidic mining lakes - acid mine drainage, limnology and reclamation*, 303-319; Springer-, Berlin.
- Koenings JP 1976. In situ experiments on the dissolved and colloidal state of iron in an acid bog lake.- *Limnol. Oceanogr.* 21: 674-683.
- Koenings JP, Hooper FF 1976. The influence of colloidal organic matter on iron and iron-phosphorous cycling in an acid bog lake.- *Limnol. Oceanogr.* 21: 684-696.
- Koschorreck M, Brookland I, Matthias A 2003. Biogeochemistry of the sediment–water interface in the littoral of an acidic mining lake studied with microsensors and gel-probes.- *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 285-286: 71-84.
- Koschorreck M, Frömmichen R, Herzsprung P, Tittel J, Wendt-Potthoff K 2002. Functions of straw for in situ remediation of acidic mining lakes.- *Water, Air Soil Poll.: Focus* 2: 97-109.
- Knöller K 2000. Anwendung stabiler Umweltisotope zur Bewertung hydrochemischer Zustände und Prozesse in Folgelandschaften des Braunkohlebergbaus.- *Diss.*, 153 S., Univ. Leipzig; UFZ-Bericht 33/2000.
- Knöller K; Strauch G 1999. Assessment of the flow dynamic of a mining lake by stable isotope investigations.- *Isotopes Environ. Health Studies* 35: 75-83.
- Knöller K, Strauch G 2002. The application of stable isotopes for assessing the hydrological, sulphur, and iron balances of acidic mining lake ML 111 (Lusatia, Germany) as a basis for biotechnological remediation.- *Water, Air, and Soil Pollution, Focus* 2: 3-14.
- Knöller K, Fauville A, Mayer B, Strauch G, Friese K, Veizer J 2004. Sulfur cycling in an acid mining lake and its vicinity in Lusatia, Germany.- *Chem. Geol.* 204: 303-323.
- Knoll D, Weber L, Schäfer W 1999. Grundwasseranbindung von alten Tagebau-Restseen im Niederlausitzer Braunkohlentagebaugebiet.- *Grundwasser* 2: 55-61.
- Kölling M 1990. Modellierung geochemischer Prozesse im Sickerwasser und Grundwasser. *Berichte aus dem Fachbereich Geowissenschaften der Universität Bremen* 8, 135 S.
- LAU 1995. Wasserbeschaffenheit in Tagebaurestseen.- *Studien und Tagungsberichte* Bd. 6, 86 S.; Landesumweltamt Brandenburg (Hrsg.), Potsdam.

- LAU 2001. Tagebauseen: Wasserbeschaffenheit und wassergütewirtschaftliche Sanierung – Konzeptionelle Vorstellungen und erste Erfahrungen.- Studien und Tagungsberichte Bd. 35, 77 S.; Landesumweltamt Brandenburg (Hrsg.), Potsdam.
- Lessmann D, Fyson A, Nixdorf B 2000. Phytoplankton of the extremely acidic mining lakes of Lusatia (Germany) with pH \leq 3.- *Hydrobiologia* 433: 123-128.
- Lessmann D, Nixdorf B 2000. Acidification control of phytoplankton diversity, spatial distribution and trophic in mining lakes.- *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 27: 2208-2211.
- Lessmann D, Uhlmann W, Grünwald U, Nixdorf B 2003. Sustainability of the flooding of lignite mining lakes as a remediation technique against acidification in the Lausitian mining district, Germany.- *Proceedings 6th Intern. Conf. Acid Rock Drainage (ICARD)*, Cairns, 12 – 18 July; Australia.
- LMBV 1997. Porträt.- Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH, Berlin.
- LMBV 2003. LMBV-Wasserwirtschaft von großen Herausforderungen.- *LMBV aktuell* 5: 3.
- Lovely DR 1987. Organic matter mineralization with the reduction of ferric iron: a review.- *Geomicrobiol. J.* 5: 375-399.
- Lowsen RT 1982. Aqueous oxidation of pyrite by molecular oxygen.- *Chem. Rev.* 82: 461-497.
- Luckner L, Eichhorn D 1996. Lausitzer Braunkohlenrevier: Flutungskonzept für die Tagebaurestlöcher.- *Wasserwirtschaft und -technik* 4: 18-28.
- MacKibben MA, Barnes HL 1986. Oxidation of pyrite in low temperature acidic solutions: Rate laws and surface textures batch-reactor-experiments.- *Geochim. Cosmochim. Acta* 50: 1509-1520.
- Meier J, Babenzien H-D, Wendt-Potthoff K 2004. Microbial cycling of iron and sulfur in sediments of acidic and pH-neutral mining lakes in Lusatia (Brandenburg, Germany).- *Biogeochem.* 67: 135-156.
- Misra M, Chen S (2003): Passivation technology for mitigation of acid mine drainage.- *Metallurgical and Materials Engineering*. University of Nevada, Reno
- Möbs H, Maul C 1994. Sanierung der Braunkohlegebiete in Mitteldeutschland und in der Lausitz.- *Wasserwirtschaft Wassertechnik*, 4: 12-18.
- Morgenstern P, Friese K, Wendt-Potthoff K, Wennrich R (2001): Bulk chemistry analysis of sediments from acid mine lakes by means of wavelength dispersive X-ray fluorescence.- *Mine Water and the Environment* 20: 105-113.
- Moses CO, Nordstrom DK, Herman JS, Mills AL 1987. Aqueous pyrite oxidation by dissolved oxygen and by ferric iron.- *Geochim. Cosmochim. Acta* 51: 1561-1571.
- Müller H 1961. Zur Limnologie der Restgewässer des Braunkohlenbergbaus.- *Verh. Internat. Verein. Limnol.* XIV: 850-854.
- Nixdorf B, Krumbeck H, Jander J, Beulker C 2003. Comparison of bacterial and phytoplankton productivity in extremely acidic mining lakes and eutrophic hard water lakes.- *Acta Oecologica* 24: S281-S288.
- Nixdorf B, Wollmann K, Deneke R 1998. Ecological potentials for planktonic development and food web interactions in extremely acidic mining lakes in Lusatia.- In: Geller W, Klapper H, Salomons W (eds.) *Acidic Mining Lakes – Acid Mine Drainage, Limnology and Reclamation*, 147-167; Springer, Berlin.

- Nixdorf B, Hemm M, Schlundt A, Kapfer M, Krumbeck H 2001. Braunkohlentagebauseen in Deutschland – Gegenwärtiger Kenntnisstand über wasserwirtschaftliche Belange von Braunkohlentagebaurestlöchern.- UBA-Abschlußbericht UFOPLAN-Nr. 29822240, 519 S.; Umweltbundesamt, Berlin.
- Nordstrom DK 1982. Aqueous pyrite oxidation and the consequent formation of secondary iron minerals.- In: Kittrick JA (ed.) Acid sulphate weathering. Soil Sci. Soc. Am. Spec. Publ. 10: 37-57.
- Nordstrom DK, Alpers CN 1999. Geochemistry of acid mine waters.- In: Plumlee GS, Logsdon NJ (eds.) The Environmental Geochemistry of Mineral Deposits. Part A: Processes, Techniques, and Health Issues. Rev. Econ. Geol. 6, 133-160; Society of Economic Geologists; Littleton CO.
- Nordstrom DK, Southam G 1997. Geomicrobiology of sulfide mineral oxidation.- In: Banfield JF, Nealson KH (eds.) Geomicrobiology: interactions between microbes and minerals. Rev. Mineral. 35, 361-382; Mineral. Soc. Am, Washington DC.
- Nowel W, Bönisch R, Schneider W, Schulze H 1995. Geologie des Lausitzer Braunkohlenreviers, 2. Aufl., 104 S.; Lausitzer Braunkohle AG (Hrsg.), Senftenberg.
- Peiffer S 1997. Umweltgeochemische Bedeutung der Bildung und Oxidation von Pyrit in Gewässersedimenten.- Bayreuther Forum Ökologie 47, 104 S.; Bayreuth.
- Pietsch W 1979. Zur hydrochemischen Situation der Tagebauseen des Lausitzer Braunkohlenreviers. Arch. Naturschutz Landschaftsforschung 19: 97-115.
- Postgate JR 1984. The sulphate-reducing bacteria.- 2nd edn., 208 pp.; Cambridge University Press, New York.
- Richter D 1973. A comparison of various methods used for the determination of evaporation from free water surfaces. Publ.-IASH 109: 235-238.
- Richter D 1984. Klimadaten der Deutschen Demokratischen Republik: Ein Handbuch für die Praxis – Bd. 6: Verdunstung.- Meteorologischer Dienst der DDR, Potsdam.
- Rickard D 1995. Kinetics of FeS precipitation: Part 1. Competing reaction mechanisms.- Geochim. Cosmochim. Acta 59: 4367-4379.
- Rickard D 1997. Kinetics of pyrite formation by the H₂S oxidation of iron (II) monosulfide in aqueous solutions between 25 and 125°C: The rate equation.- Geochim. Cosmochim. Acta 61: 115-134.
- Rickard D, Luther III GW 1997. Kinetics of pyrite formation by the H₂S oxidation of iron (II) monosulfide in aqueous solutions between 25 and 125°C: The mechanism.- Geochim. Cosmochim. Acta 61: 135-147.
- Roberts WMB, Walker AL, Buchanan AS 1969. The chemistry of pyrite formation in aqueous solution and its relation to the depositional environment.- Mineral. Deposita 4: 18-29.
- Roeser H 2001. Über das Salz der Erde und vom Gold aus Ophir – Mineralogisches aus der Bibel.- Aufschluss, 52: 129-167.
- Sawlowicz Z 1993. Pyrite framboids and their development: a new conceptual mechanism.- Geol. Rundsch. 82: 148-156.
- Schreck P, Gläßer W 1998. Regional geology of the lignite mining districts in Eastern Germany.- In: Geller W, Klapper H, Salomons W (eds.) Acidic Mining Lakes – Acid Mine Drainage, Limnology and Reclamation, 15-21; Springer, Berlin.

- Schultze M, Boehrer B, Kuehn B, Büttner O 2002. Neutralisation of acidic mining lakes with river water.- Verh. Internat. Verein. Limnol. 28: 936-939.
- Schultze M, Friese K, Frömmichen R, Geller W, Klapper H, Wendt-Potthoff K 1999. Bergbaurestseen - schon bei der Entstehung ein Sanierungsfall. GAIA 1: 32-43.
- Schultze M, Geller W 1996. The acid lakes of lignite mining district of the former German Democratic Republic. In: Reuther R (ed.): Geochemical approaches to environmental engineering of metals, 89-105; Springer, Berlin.
- Seifert A, Brause H, Rascher J 1993. Geology of the Niederlausitzer Lignite District, Germany.- Intern. J. Coal Geol. 23: 263-289.
- Singer PC, Stumm W 1970. Acid mine drainage: the rate determining step.- Science 167: 1121-1123.
- Standke G, Rascher J, Strauss C 1993. Relative sea-level fluctuations and brown coal formation around the Early-Middle Miocene boundary in the Lausatian Brown Coal District.- Geol. Rundsch. 82: 295-305.
- Stellmacher R, Völkner C, Friese K, Matschullat J 2004. Die Hydrochemie des meromiktischen Bergbausees RL 1223 (Moritzteich) im Muskauer Faltenbogen.- Tagungsband GeoLeipzig 2004, 29. Sept.-1.Okt., Leipzig.
- Stumm W, Morgan JJ 1981. Aquatic Chemistry – An introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters, 780 pp.; John Wiley & Sons, New York.
- Stumm W, Morgan JJ 1996. Aquatic Chemistry, 1022 pp.; John Wiley & Sons, New York.
- Thole B 1993. Energierohstoff Braunkohle – Umweltschonende Gewinnung und Verwendung – ein ganzheitliches Konzept.- Die Geowissenschaften 11: 50-58.
- Tittel J, Bissinger V, Zippel B, Gaedke U, Bell EM, Lorke A, Kamjunke N 2003. Mixotrophs combine resource use to outcompete specialists: Implications for aquatic food webs. Proc. Nat. Acad. Sci. USA 100: 12776-12781.
- Totsche, O., Steinberg, W. (2003): Suche nach Neutralisationsstrategien für extrem saure Tagebauseen – eine Literaturstudie. Vom Wasser 100: 111-140.
- Tuttle JH, Dugan PR, MacMillan CB, Randles CI 1969a. Microbial dissimilatory sulfur cycle in acid mine water.- J. Bacteriol. 97: 594-602.
- Tuttle JH, Dugan PR, Randles CI 1969b. Microbial sulfate reduction and its potential utility as an acid mine water pollution abatement procedure.- Appl. Microbiol. 17: 297-302.
- Van Berk W, Wisotzky F 1995. Sulfide oxidation in brown coal overburden and chemical modeling of reactions in aquifers influenced by sulfide oxidation.- Environ. Geol. 26: 192-196.
- Wendland F, Albert H, Bach M, Schmidt R (Hrsg.) 1993. Atlas zum Nitratstrom in der Bundesrepublik Deutschland, 96 S.; Springer, Berlin.
- Wendt-Potthoff K, Frömmichen R, Herzsprung P, Koschorreck M 2002. Microbial Fe(III) reduction in acidic mining lake sediments after addition of an organic substrate and lime.- Water, Air Soil Poll.: Focus 2: 81-96.
- Wilkin RT, Barnes HL 1996. Pyrite formation by reactions of iron monosulfides with dissolved inorganic and organic sulfur species.- Geochim. Cosmochim. Acta 60: 4167-4179.

- Wilscher S 2003. Lösungsansätze zur Minderung der Umweltbelastung durch saure Grubenwässer: II. Methoden der passiven und semi-passiven Behandlung. *Vom Wasser* 100: 61-84.
- Wisotzky F 1994. Untersuchungen zur Pyritoxidation in Sedimenten des Rheinischen Braunkohlenreviers und deren Auswirkungen auf die Chemie des Grundwassers.- *Besondere Mitt. Dtsch. Gewässerkl. Jahrb.* 58: 1-153.
- Wisotzky F 1998a. Chemical reactions in aquifers influenced by sulphide oxidation and in sulphide oxidation zones.- In: Geller W, Klapper H, Salomons W (eds.) *Acidic Mining Lakes – Acid Mine Drainage, Limnology and Reclamation*, 223-236; Springer, Berlin.
- Younger PL, Banwart SA, Hedin RS 2002. *Mine Water – Hydrology, Pollution, Remediation*. 442 pp.; Kluwer, Dordrecht.

Kurz-Lebenslauf

Persönliche Daten

Name: Dr. Kurt Friese
Geburtsdatum: 22.09.1959
Geburtsort: Hildesheim
Familienstand: verheiratet, 2 Kinder

Schulbildung

1966 - 1970 Grundschule Bockenem
1970 - 1978 Jacobson-Gymnasium Seesen
23.05.1978 Allgemeine Hochschulreife

Akademische Ausbildung

1978 – 1985 Studium der Geologie/Paläontologie und Geschichte an der Georg-August-Universität Göttingen
30.04.1985 Diplom in Geologie
1986, 1987 Mehrere Forschungsaufenthalte am Max-Planck-Institut für Chemie in Mainz (Abt. Geochemie)
1987 – 1989 Promotionsstudium der Geochemie an der Justus-Liebig-Universität Gießen und der Georg-August-Universität Göttingen
31.10.1990 Promotion zum Dr. rer. nat. an der Georg-August-Universität Göttingen

Berufliche Tätigkeiten

1985 - 1987 Geochemisches Institut der Universität Göttingen, Wissenschaftlicher Mitarbeiter
1987 - 1990 Institut für Geowissenschaften und Lithosphärenforschung der Justus-Liebig-Universität Gießen, Wissenschaftlicher Mitarbeiter
1991 - 1994 KfK-Kernforschungszentrum Karlsruhe, Institut für Nukleare Entsorgungstechnik, Wissenschaftlicher Mitarbeiter (Postdoktorand)
1994 GKSS Forschungszentrum Geesthacht, Institut für Gewässerforschung Magdeburg, Arbeitsgruppenleiter und Abteilungsleiter (komm.)
1995 - 2000 UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle, Sektion Gewässerforschung Magdeburg, Leitung der Abteilung 'Gewässerchemie' und Leitung der Arbeitsgruppe 'Instrumentelle Elementanalytik'
2000 – 2002 UFOP-Universidade Federal de Ouro Preto, Departamento de Geologia Gastdozent für Umweltgeochemie und Biogeochemie
2002 – 2003 UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle, Sektion Gewässerforschung Magdeburg, Leitung der Abteilung 'Limnochemie'
seit 10/2003 UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle, Department Seenforschung, Leitung der Arbeitsgruppe 'Limnochemie & Geochemie'

Magdeburg, 20.09.2004

Dr. Kurt Friese

Eidesstattliche Erklärung

Hiermit erkläre ich an Eides Statt, daß ich die vorliegende Habilitationsschrift selbständig und ohne fremde Hilfe verfaßt, andere als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel nicht benutzt und die den benutzten Werken wörtlich oder inhaltlich entnommenen Stellen als solche kenntlich gemacht habe.

Magdeburg, den 20.09.2004

A handwritten signature in black ink, consisting of a stylized 'K' followed by 'F' and 'riese', written over a horizontal line.

Dr. Kurt Friese