



UFZ-Bericht

Nr. 6/2000

**Geochemische und mikrobiologische
Vorgänge in Sedimenten und an der
Sediment-Wasser-Grenzschicht in
Restseen von Bergbaufolgelandschaften**

Workshop
23. bis 25. Februar 2000

Kurt Friese, Kathleen Kirschner, Martin Schultze,
* Katrin Wendt-Potthoff (Hrsg.)

UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
Sektion Gewässerforschung

**Geochemische und mikrobiologische Vorgänge in
Sedimenten und an der Sediment-Wasser-Grenzschicht in
Restseen von Bergbaufolgelandschaften**

Workshop

23. bis 25. Februar 2000
im UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
Sektion Gewässerforschung
Magdeburg

Kurt Friese, Kathleen Kirschner, Martin Schultze,
Katrin Wendt-Potthoff (Hrsg.)

UFZ- Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
Permoserstr. 15, D-04318 Leipzig

Sektion Gewässerforschung
Brückstr. 3a, D-39114 Magdeburg

Inhaltsverzeichnis

	Seite
Mikrobiologische Untersuchungen	
Potential autochthoner Sulfatreduzierer aus sauren Bergwerkswässern zur Neutralisation und Metalleliminierung..... <i>B. C. Hard, W. Babel</i>	1
In situ stimulation of microbial sulfate reduction in an acidic mining lake by addition of organic substrate..... <i>M. Koschorreck, R. Frömmichen, P. Herzsprung, S. Kellner, A. Lorke, K. Wendt-Potthoff</i>	3
Characterization of the sulfate-reducing bacterial population in sediments of acid mining lakes..... <i>J. Meier, H.-D. Babenzien</i>	5
Sediment microbiology and biogeochemistry of the iron cycle in a young acidic mining lake..... <i>K. Wendt-Potthoff, C. Langner</i>	11
Biologische Untersuchungen	
Paleolimnological studies on lignite lakes in Lusatia, Germany..... <i>H. Wilhelmy, G. Hofmann, B. Scharf, G. Packroff</i>	13
Descriptions of macrozoobenthos from acid mining lakes and paleolimnological application..... <i>G. Rodriguez, B. Scharf</i>	15
Analytische Methoden und biogeochemische Untersuchungen	
Anpassung von chemischen Analysenmethoden an die Matrix von pyritversauerten Tagebaurestseen..... <i>P. Herzsprung, K. Friese</i>	17
Acidity Titration Curves - a Versatile Tool for the Characterisation of Acidic Mine Waste Water..... <i>A. Fyson, M. Kalin</i>	21
Charakterisierung der sedimentären org. Substanz im sauren Restsee 77 des Tagebaues Grünwalde-Plessa..... <i>C. Nohlen, W. Amelung, S. Peiffer</i>	25

Analytische Methoden und biogeochemische Untersuchungen

Einfluß von Sauerstoff und pH auf die mikrobielle Reduktion von unterschiedlichen Fe(III)-Mineralen in Sedimenten von Bergbaurestseen.....	27
<i>U. Roth, K. Küsel</i>	
Geochemische Untersuchungen des Minerals Schwertmannit.....	29
<i>S. Regenspurg, S. Peiffer</i>	
Isotopenanalytische und hydrochemische Untersuchungen am aufgehenden Grundwasser des Tagebaus Goitsche.....	31
<i>R. Trettin, G. Strauch, H.-R. Gläser, P. Kowski, R. Wennrich</i>	
Chemical and microbial sulphuric acid production from aerated mine lake sediment that was treated by different additions of NaOH.....	33
<i>J. Fajtl, K. Wendt-Potthoff, R. Tichy, K. Friese, M. Koschorreck</i>	

Technische Versuche

Technikumsversuche zur Bestimmung der zukünftigen Grundwasserqualität in Braunkohleabraumkippen mit und ohne Zusatz von alkalisch wirkenden Zuschlagstoffen.....	37
<i>F. Wisotzky</i>	
Entsauerung von Tagebaurestseen durch kontrollierte Eutrophierung: Mesokosmen Experimente.....	43
<i>C.E.W. Steinberg, A. Fyson, O. Totsche, B. Nixdorf</i>	

Bilanzen und Modelle

Untersuchungen zur Auswirkung der Sicker- und Grundwasserströmung auf die Wasser- und Stoffbilanz des Senftenberger Sees.....	49
<i>F. Werner, F. Bilek, L. Luckner</i>	
Parameterermittlung für den reaktiven Stofftransport von Uran in einer Acid-Mine-Drainage-Front.....	55
<i>A. Abel, U. Jenk</i>	
Eine Alkalinitätsbilanz der biogeochemischen Prozesse im Sediment von Restloch 77.....	59
<i>S. Peiffer</i>	

Entwicklung neuer hydrochemischer Untersuchungs- und Auswertungsmethoden
im Umfeld der Braunkohlebergbausanierung.....61
R. Schöpke

Posterausstellung

Prognose der Wasserbeschaffenheitsentwicklung im Senftenberger See.....65
F. Werner, F. Bremstahler

Technische Aspekte zur Reinigung saurer Tagebaurestseen mit
sulfatreduzierenden Bakterien.....67
Ch. Deusner, M. Jasper; B.C. Hard, W. Babel

Zur Sedimentgenese in jungen Tagebaurestseen der Lausitz.....69
R. Ender, D. Leßmann

Environmental risks associated with a contaminated freshwater sediment
exposed to a coal-mine drainage water.....71
J.Fajtl, R. Tichý, M. Kabma

Isolation and culture of planktonic algae from extremely acidic mining
lakes in Lusatia, north-eastern Germany.....73
J. Jander, A. Fyson, V. Bissinger

Entfernung von Uran aus Bergwerkswässern mit U(VI)-reduzierenden
Sulfatreduzierern.....79
K. Pietsch, B.C. Hard, W. Babel

Potential autochthoner Sulfatreduzierer aus sauren Bergwerkswässern zur Neutralisation und Metalleliminierung

Barbara C. Hard, Wolfgang Babel

Sektion Umweltmikrobiologie

UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH

Die Wässer von Braunkohle-Tagebaurestlöchern und aus dem Uranbergbau sind durch niedrige pH Werte (zwischen 1 und 4), hohe Sulfatgehalte und hohe Metallkonzentrationen gekennzeichnet. Die Metalle, die dort eine dominierende Rolle spielen, sind Eisen, Aluminium, Mangan, Kupfer, Blei, Nickel, Kobalt, Cadmium und im Falle der Uranbergwerkssickerwässer Uran und andere Radionuklide. Um diese Bergwerkswässer in Flüsse einleiten bzw. die Tagebaurestlöcher als Freizeitgewässer nutzen zu dürfen, müssen sie gereinigt werden.

Sulfatreduzierender Bakterien sind für Dekontaminationsprozesse dieser Wässer geeignet. Sie sind tolerant gegenüber einer Reihe von verschiedenen Metallen und können sich demnach in Wässern mit hohen Metallgehalten vermehren und Sulfat reduzieren. Durch die Sulfatreduktion werden Protonen weggefangen und das Wasser wird neutralisiert, Metalle fallen aus und werden somit aus dem Wasser entfernt.

Die Zusammensetzung der Wässer der Tagebaurestlöcher und Haldensickerwässerseen hat großen Einfluß auf die Zusammensetzung und Diversität der bakteriellen Biozöosen. Mit der Einleitung von Flußwasser ändert sich die Zusammensetzung des Wassers und Verdünnungseffekte, zusätzliche Kontaminationen und pH-Verschiebungen finden statt.

Bakterien, die unter den sauren Bedingungen des Ausgangswassers in Mikronischen im Sediment, bzw. als Sporen vorhanden sind, haben durch eine Verschiebung des pH-Wertes in den schwach sauren oder neutralen Bereich nun unter diesen neuen Bedingungen die Möglichkeit zu wachsen und sich zu vermehren. Unter Laborbedingungen ist es möglich, aus den sauren Seen und von Haldensickerwässern Anreicherungskulturen von Sulfatreduzieren, die im neutralen pH-Bereich kultiviert werden, zu gewinnen. Untersuchungen konnten zeigen, daß die autochthonen Sulfatreduzierer dazu geeignet sind, in einem Dekontaminationsprozeß zur Neutralisation und Metalleliminierung zum Einsatz zu kommen.

In situ stimulation of microbial sulfate reduction in an acidic mining lake by addition of organic substrate

Matthias Koschorreck, René Frömmichen, Peter Herzsprung, Silke Kellner, Andreas Lorke, Katrin Wendt-Potthoff

UFZ-Sektion Gewässerforschung, Brückstr.3a, 39114 Magdeburg

Zusammenfassung

In acidic mining lakes microbial sulfate reduction is inhibited by a low pH (below pH 3) and a lack of organic substrates. Stimulation of sulfate reduction by addition of organic substrates is a common strategy to remove acidity from acidic mine drainage. For the first time this principle was applied in enclosures in a lake under in situ conditions.

Addition of a complex organic substrate (Carbokalk - a byproduct of sugar production) together with straw as a growth matrix altered the chemistry and microbiology of the lake sediment completely. Iron was reduced and microbial sulfate reduction in the surface sediment was stimulated to a rate of $163 \text{ nmol SO}_4^{2-} \text{ cm}^{-3} \text{ d}^{-1}$. Cell numbers of sulfate reducers increased by up to 5 orders of magnitude. As a result the pH of the sediment was raised from 2.5 above 6. However lake water chemistry was hardly affected by these changes. Possible problems of the applied technique for lake restoration are discussed.

Characterization of the sulfate-reducing bacterial population in sediments of acid mining lakes

Meier J., Babenzien H.-D.

Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Abteilung für Limnologie Geschichteter Seen, Alte Fischerhütte 2, D-16775 Stechlin

Introduction

Sulfate-reducing bacteria (SRB) are ubiquitous and are commonly encountered in marine and freshwater sediments, anoxic waters, soils, and biofilms (Fauque 1995). Their ecological function is manifested in the high share of anaerobic carbon mineralisation and the reactivity of produced hydrogen sulfide. With respect to remediation of acid mine drainage (AMD), concomitant alteration of redox conditions, formation of metal sulfides (Fortin & Beveridge 1997) and alkalinity generation (Herlihy & Mills 1987) are of special interest. The majority of lakes formed in the Lusatian lignite mining district bear waters of low pH and high ionic strength (Friese et al. 1998a). For several of these acid mining lakes, sulfate-reducing activities have been demonstrated (Blodau et al. 1998, Friese et al. 1998b). The aim of our study was to find out which bacteria are responsible for these activities, whether these SRB exhibit special traits to thrive under extreme conditions, and whether the population differed from those inhabiting freshwater and marine environments. For this purpose we estimated the most probable number (MPN) of culturable SRB in surface sediments of three mining lakes (ML) and obtained isolates from the same sites. The strains were characterised physiologically and phylogenetically.

Materials and Methods

Sediments of acid ML 111 (surface area 0.107 km², max. depth 10.2 m, water pH 2.6) and ML 107 (surface area 0.122 km², max. depth 4.0 m, water pH 2.3) at mining site Plessa/Agnes, and neutral ML B (surface area ca. 0.1 km², max. depth ca. 10 m, water pH 8.0) at mining site Schlabendorf, were sampled in April 1997, August 1997, and April 1999. Undisturbed sediment cores were retrieved by means of gravity coring from the deepest site of each lake and from an additional sampling point at a water depth of 7 m in ML 111. MPN counts and isolations were performed on core samples of 0-1 cm and 3-4 cm sediment depth.

Dilution series to estimate MPN of culturable SRB were carried out with five parallels per sixfold dilution step in microplates. Mineral medium according to Widdel and Bak (1992) was used. Neutral medium was carbonate buffered, amended with 5 mM Na-lactate and 5 mM Na-acetate and 15 mM $MgSO_4 \cdot 7H_2O$, and posed to pH 6.7. Acid medium was amended with 10 mM glycerol and 10 mM $FeSO_4 \cdot 7H_2O$, and posed to pH 3.0. The number of spores was determined by pasteurizing the sediment at 80°C for 20 min prior to dilution series in neutral medium. The microplates were incubated anoxically at 28°C for at least six weeks.

Isolation of strains on neutral medium was performed in deep agar dilution series (Widdel and Bak 1992). Isolation of strains on acid medium were performed on agarose plates (Johnson 1995). Pure cultures of SRB were tested for pH tolerance and different e-acceptors and e-donors (see Table 1). 16S rDNA of the strains was partially sequenced (Sass et al.1998) and aligned with sequences from EMBL database (Rodriguez-Tomé et al. 1996).

Results

MPN of culturable SRB obtained with neutral and acid medium from sediments of the four sampling sites are compared in Fig. 1. In general, MPN in neutral medium yielded higher values than in acid medium, with the exception of sediments from ML 107 at 0-1 cm depth. The highest numbers of neutrophilic SRB were determined in sediments of neutral ML B, followed by sediments from deepest site of ML 111. Sediments of ML 111 at the deepest site showed negative redox potential values and elevated pH values (pH 4-6). The lowest numbers of neutrophilic SRB were determined in sediments from ML 107 at 0-1 cm depth. Numbers of SRB obtained in acid medium did not show significant differences between the four sampling sites, with the exception of sediments from ML 111 7 m, where lowest numbers were determined. For sediments at deepest site of ML 111, we compared total number of culturable neutropilic SRB to number of spores (Fig. 2). The number of spores was slightly less than total number, however, the differences are insignificant.

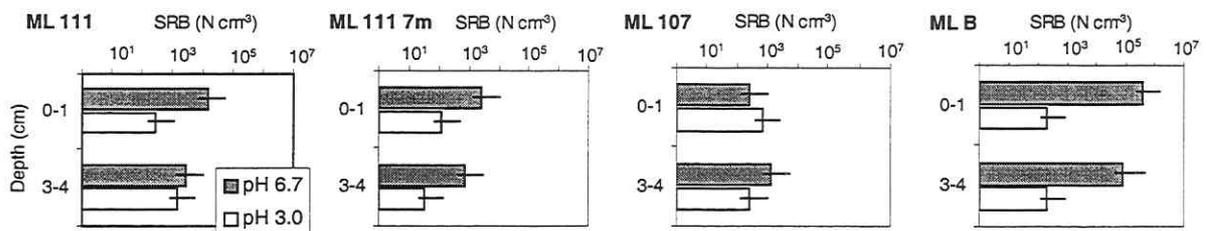


Fig. 1:MPN of culturable sulfate-reducing bacteria in neutral (pH 6.7) and acid (pH 3.0) medium in samples from August 1998.

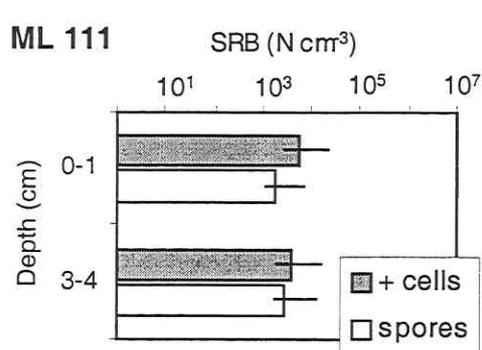


Fig 2: MPN of total culturable sulfate-reducing bacteria and of spores in neutral medium in samples from April 1999.

In total, 10 isolates of SRB were obtained (Table 1). The strains were all isolated in neutral medium. Isolation in acid medium on agarose plates failed. Enrichments of SRB in acid medium were successful, however, from it a pure culture (SRB 10) was only retrieved by further isolation in neutral medium. For SRB2, SRB4, SRB6, and SRB7 pH tolerance was tested by checking growth in medium posed to pH 3, 4, 5, 6 and 7. SRB2 and SRB6 showed growth at pH 6 and 7, SRB4 and SRB7 only at pH 7. Below pH 6 no growth was observed. All strains used lactate as energy source while reducing sulfate, only two strains (SRB7 and SRB11) were able to oxidise acetate. None of the strains were able to use the aromatic compound benzoate. All strains could grow fermentatively on lactate. Other electron acceptors than sulfate used were various sulfur compounds and nitrate depending on strain, but none of them used Fe(III).

Table 1: Isolated strains, origin and substrates tested.

SRB	MI	e-donors											fermentation			e-acceptors						
		Lac	Ac	For	But	Gly	Suc	Ben	Met	Eth	Pro	Fum	Lac	For	Met	Sul	Thi o	Tetr	S ⁰	Nit	Fe	Fum
SRB 13	111 0-1	+	-	(+)	+	(+)	-	-	-	+	-	+	(+)	-	-	(+)	(+)	-	+	-	-	-
SRB 14	111 0-1	+	-	(+)	(+)	-	-	-	-	-	(+)	(+)	-	-	-	(+)	-	-	-	-	-	+
SRB 11	111 3-4	+	+	(+)	(+)	+	-	-	(+)	+	-	-	+	-	(+)	(+)	(+)	(+)	(+)	-	-	-
SRB 2	111 8-9	+	-	(+)	+	+	-	-	-	(+)	-	-	+	-	-	+	(+)	(+)	+	+	-	(+)
SRB 10	111 E	+	-	+	+	-	-	-	(+)	+	-	-	+	(+)	-	(+)	(+)	(+)	+	-	-	+
SRB 15	107 0-1	+	-	(+)	(+)	+	-	-	-	+	-	+	+	-	-	-	+	-	+	-	-	(+)
SRB 4	107 3-4	+	-	(+)	(+)	(+)	-	-	-	+	-	-	+	+	-	-	+	(+)	+	-	-	(+)
SRB 6	107 3-4	+	-	+	+	-	-	-	-	+	-	(+)	+	+	(+)	+	+	(+)	+	+	-	+
SRB 7	107 7	+	+	+	-	+	-	-	(+)	+	-	(+)	+	+	+	+	+	+	+	+	-	(+)
SRB 12	B 0-1	+	-	(+)	-	-	-	-	-	+	-	-	(+)	-	-	+	-	-	(+)	-	-	(+)

The strains isolated from acid mining lakes were sporeforming and affiliated to the genera *Desulfotomaculum* and *Desulfosporosinus*. The one strain isolated from neutral ML B (SRB12) is affiliated to the genus *Desulfomicrobium*.

Discussion

The sediments of acid mining lakes are inhabited by neutrophilic, spore forming SRB. Neither MPN estimates nor physiological tests indicate tolerance of the sulfate-reducing population to low pH values, although the existence of acidotolerant SRB has been reported (Hard et al. 1997, Johnson et al. 1993). In contrast to findings of Tebo and Obstaztsova (1998), who demonstrated metal ion reduction by *Desulfotomaculum reducens*, our isolates were not able to reduce Fe(III). Fe(III) could serve as alternative e-acceptor, as it is abundant in sediments of acid mining lakes (Friese et al. 1998b). Aromatic compounds released from lignite particles (Fakoussa and Hofrichter 1999, Friese 1998b) represent a potential carbon source in sediments of acid mining lakes, and the use of hydrocarbons by SRB has been demonstrated (Rabus et al. 1996). However, these compounds might be not readily available to our sulfate-reducing isolates, as indicated by their disability to grow on benzoate.

Spore-forming SRB are well known to inhabit freshwater and marine sediments (Isaksen et al. 1994, Sass et al. 1998). In acid mining lakes they appear to be the dominant species, whereas in freshwater and marine environments the sulfate-reducing population is mainly constituted of mesophilic, Gram-negative members of the delta subgroup of the Proteobacteria (Li et al. 1999, Sass et al. 1998, Sahm et al. 1999). Interestingly, the isolate from neutral ML B (SRB12) belongs to the latter group and differs in that respect from those obtained from acid lakes.

The high fraction of spores in sediments of ML 111 indicate that SRB are for a great part inactive. In addition, the isolates did not exhibit traits favorable to thrive under these conditions. It can be speculated that the spores are carried into the lake together with terrestrial material, endure unfavorable conditions and germinate when living conditions are appropriate.

References

- Blodau, C., Hoffmann, S., Peine, A. and Peiffer, S. (1998) *Water, Air, and Soil Pollution* 108: 249-270.
Fauque, G.D. (1995) In: *Sulfate-reducing bacteria* (Ed: Barton, L.L.), Plenum Press, New York – London, p. 217-242.
Fakoussa, R.M. and Hofrichter, M. (1999) *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 52: 25-40.
Fortin, D. and Beveridge, T. J. (1997) *Geomicrobiol. J.* 14: 1-21.

- Friese, K.; Hupfer, M.; Schultze, M. (1998a) In: Acid mining lakes - acid mine drainage, limnology and reclamation (Eds: Geller, W.; Klapper, H.; Salomons, W.), Environ. Sci. Series, Springer, p. 25-45.
- Friese, K., Wendt-Potthoff, K., Zachmann, D.W., Fauville, A., Mayer, B., and Veizer, J. (1998b) Water, Air, and Soil Pollution 108: 231-247.
- Hard, B.C., Friedrich, S., and Babel, W. (1997) Microbiol. Res. 152: 65-73.
- Herlihy, A. T., Mills, A. L., Hornberger, G. M., and Bruckner, A. E. (1987) Water Resources Research 23: 287-292.
- Isaksen, M.F., Bak, F., and Jørgensen, B.B. (1994) FEMS Microbiol. Ecol. 14: 1-8.
- Johnson, D.B. (1995) J. Microb. Meth. 23: 205-218.
- Johnson, D. B., Ghauri, M. A., and McGinness, S. (1993) FEMS Microbiol. Rev. 11: 63-70.
- Li, J., Purdy, K.J., Takii, S. and Hayashi, H. (1999) FEMS Microbiol. Ecol. 28: 31-39.
- Rabus, R., Fukui, M., Wilkes, H., and Widdel, F. (1996) Appl. Environ. Microbiol. 62: 3605-3613.
- Rodriguez-Tomé, P., Stoehr, P.J., Cameron, N.G., and Flores, T.P. (1996) Nucleic Acids Res. 24: 6-12.
- Sahm, K., MacGregor, B.J., Jørgensen, B.B., and Stahl, D.A. (1999) Environ. Microbiol. 1: 65-74.
- Sass, H., Wieringa, E., Cypionka, H., Babenzien, H.-D., and Overmann, J. (1998) Arch. Microbiol. 170: 243-251.
- Tebo, B.M. and Obstraztsova, A.Y. (1998) FEMS Microbiol. Lett. 162: 193-198.
- Widdel, F. and Bak, F. (1992) In: The Prokaryotes (Eds: Ballows, A., Trüper, H. G., Dworkin, M., Harder, W., and Schleifer, K.-H.), Springer-Verlag, Berlin, p. 3352-3389.

Sediment microbiology and biogeochemistry of the iron cycle in a young acidic mining lake

Katrin Wendt-Potthoff, Constanze Langner

UFZ Centre for Environmental Research Leipzig-Halle Ltd., Brückstr. 3a, D-39114
Magdeburg

In the closed lignite mine Goitsche in Mid-Germany a small acidic lake (pH 3) has developed. Its sediment consists predominantly of floc-like ferric oxyhydroxides. Before flooding of the mine with river Mulde water in 1999, the microbiology and geochemistry of the present lake sediment was investigated with special emphasis on the iron cycle. In laboratory experiments with intact sediment cores, we simulated the effects of settling organic detritus and Fe precipitation during flooding by adding river plankton and P-enriched synthetic Fe(III) oxyhydroxide to the sediment surface. We also simulated the increasing influence of overflowing neutral water on the sediment. Sediment cores were incubated for 24 weeks. With this approach we intended to predict the biogeochemical development of the lake sediment after flooding with river water.

Sediment was obtained with a gravity corer and sectioned under anoxic conditions. Pore water was obtained by centrifugation. Eh, pH, DOC, sulfate, nutrients and Fe(II) in pore waters were determined. Subsamples of wet sediment material were used to determine Most Probable Numbers of iron- and sulfide oxidizing bacteria, Fe(III)-reducing bacteria and sulfate-reducing bacteria. Potential iron-reducing and -oxidizing activities were analyzed by sediment incubations. Phospholipid-P content of the sediment was used as an estimate of total microbial biomass. We found two zones of high microbial iron reduction activity which were confirmed by the Fe(II) fluxes calculated from porewater profiles and partly by abundance of Fe(III)-reducing and sulfate reducing bacteria. DOC- and phospholipid-P profiles also indicated elevated microbial activity. Fe(II)-oxidizing bacteria were present in 10⁶fold higher numbers in upper layers, but a lag phase in Fe(II) oxidation experiments indicated that this did probably not reflect high iron oxidation activity in situ. However, this potential was high down to 14 cm depth, indicating a possibility for further acidification if sediments would become oxygenated. During incubation of sediment cores with river plankton and P-enriched Fe(III) oxyhydroxide, a reductive zone formed near the surface where alkalinity was

generated. Total microbial biomass also increased in this layer. Alkalinity profiles of reactive iron, production is supposed to be due to subsequent Fe(III) reduction and sulfate reduction. This hypothesis was supported by Fe(III) reduction assays and a succession of Fe(III)-reducing and sulfate-reducing bacterial populations. Below the reductive zone, the Fe(II) oxidation potential remained constant for 24 weeks. However, rapid reoxidation of sediment material is unlikely under in situ conditions, even if inflowing water would cause some erosion of the surface. Major changes in sediment biogeochemistry were produced by addition of carbon and phosphorus, whereas overflowing neutral water had only minor effects on the sediment.

Paleolimnological studies on lignite mining lakes in Lusatia, Germany

Wilhelmy H ¹, Hofmann G ², Scharf BW ^{3*} und Packroff G ³

¹ Thomas-Dehler-Weg 49, D-31141 Hildesheim, Germany

² Hirtenstr. 19, D-61479 Glashütten-Schlossborn, Germany

³ UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Sektion Gewässerforschung,
Brückstr. 3a, D-39114 Magdeburg, Germany

* Author for correspondence (e-mail: scharf@gm.ufz.de)

In the Lusatian district of Eastern Germany many lignite mining lakes exist with a current pH between 2 and 3. We have taken sediment cores from 4 lakes for the reconstruction of the acidity development in the lakes by means of bioindicators (diatoms, chironomids, and ostracods). ML 107 and ML 111 were always extremely acidic. ML 117 developed from a slightly acidic to an extremely acidic lake. ML B served as comparison and was everytime neutral to slightly alkaline. The development of the acidity can be explained partly by the inflow of the groundwater and partly by the change of the catchment area.

Description of macrozoobenthos from acid mining lakes and paleolimnological application

Rodrigues G.G., Scharf, B.

Department of Inland Water Research Magdeburg, UFZ - Centre for Environmental Research
Leipzig-Halle, Brückstr. 3 a, D-39114 Magdeburg.

Abstract

The acidification effect on the diversity of organisms in aquatic systems has been well documented. The occurrence of some benthic invertebrates in strongly acidic waters still has to be considered as rare. Some benthic invertebrate species are able to colonize habitats in extremely acidic waters. This depends of biotic and abiotic factors such as availability of food resources and substrate as well as the concentration of some limited heavy-metals. Field experiments were conducted to examine the colonization of leaf packs by benthic invertebrates in acid mining lakes, with pH=3, situated in Lusitia in eastern of Germany. Some date of the reconstruction of pH-value of Senftenberger lake by means of chironomid head capsules are shown. This lake is a coal mine lake partially acidic in its southern part (pH 3), and neutral in its northern part (pH 7). Chironomidae (Diptera, Insecta) is the most abundant group in acid mining lakes and it is the earliest benthic colonizer.

Anpassung von chemischen Analysemethoden an die Matrix von pyritversauerten Tagebaurestseen

Herzprung P, Friese K

UFZ-Sektion Gewässerforschung, Brückstr. 3a, 39114 Magdeburg

Einleitung

Das Wasser aus pyritversauerten Tagebaurestseen unterscheidet sich in seiner chemischen Zusammensetzung grundlegend von anderen Oberflächengewässern. Durch eine außergewöhnliche Matrix ist die analytische Chemie daher mit einer Vielzahl von Schwierigkeiten konfrontiert, wenn bei der Analyse von pyritversauerten Tagebaurestseen auf bisher etablierte Methoden in der Gewässeranalytik zurückgegriffen werden soll. Die Analyse von Sediment-Porenwasser dieser Tagebaurestseen stellt abermals höhere Ansprüche an die Robustheit von Bestimmungsmethoden, da hier die Ionenstärke bedeutend höher sein kann als im Pelagialwasser. Außergewöhnlich hohe Konzentrationen gelöster Inhaltsstoffe wie zum Beispiel gelöstes zweiwertiges und dreiwertiges Eisen können eine direkte Störung von Analysemethoden verursachen. Die simultane Analyse von Wasserinhaltsstoffen in pyritversauertem Wasser, wie sie beispielsweise bei der Elementanalyse mittels ICP-OES, bei der Ionenchromatographie oder der Nährstoffbestimmung mittels Segmented-flow-Analyse durchgeführt wird, kann durch Verschiebung von relativen Konzentrationen von Inhaltsstoffen über mehrere Größenordnungen verglichen mit der Analyse in neutralen Oberflächengewässern deutlich komplizierter sein. In vielen Fällen ist daher eine spezielle Anpassung von angewandten Standardanalysemethoden in der Gewässerchemie erforderlich.

Methodische Problemstellungen

Bei den Anionen übertrifft die molare Sulfatkonzentration alle anderen anionischen Bestandteile um mindestens einen Faktor 10. Ab einem Faktor größer als 100 bestehen bereits deutliche Schwierigkeiten, weitere Anionen neben Sulfat in einem Analysenlauf mit ausreichender analytischer Auflösung zu detektieren. Erfahrungen mit Proben aus verschiedenen Tagebaurestseegewässern haben gezeigt, dass die Chloridbestimmung in

einigen Fällen durch einen hohen Unterschied zum Sulfatgehalt erschwert sein kann. Die Nitratbestimmung war bisher in allen Tagebaurestseeproben nicht mit der Ionenchromatographie durchführbar. Bei den Kationen führen die in der Regel außergewöhnlich hohen Calciumkonzentrationen zu ähnlichen Problemen für die Kationenchromatographie. Die simultane Bestimmung von Magnesium neben Calcium gelang in der Regel, eine simultane Bestimmung von Natrium und Kalium führte aus oben genannten Gründen teilweise zu Schwierigkeiten. Allgemein können hohe Ionenkonzentrationen in der Ionenchromatographie zu einer Säulenüberladung führen, so daß eine Probe in einer bestimmten Mindestverdünnung dem Analysensystem zugeführt werden muß.

Für die Bestimmung von Metallionen mittels ICP-OES ist ebenfalls eine Matrixverdünnung erforderlich, um beispielsweise eine Verstopfung des Zerstäubers zu verhindern.

Bei der Bestimmung von gelöstem reaktivem Phosphor SRP in pyritversauertem Wasser kommt es bei der Segmented-flow-Analyse durch partielle Precipitation von Eisenhydroxid zu Adsorptions- und Desorptionseffekten von Phosphat im Verbindungsschlauch zwischen Autosampler und chemischen Modul.

Im Zuge der Nitratbestimmung mittels SFA kommt es zu einer massiven Ausfällung von Eisenhydroxid in der Mischspirale von Probenwasser mit Imidazolpuffer (pH 8,0). Werden dabei Partikel von der Strömung mit in den Cadmiumreduktor oder gar in die Durchflußmeßzelle eingetragen, kommt es zu Störungen dieser photometrischen Bestimmungsmethode. Die Bestimmung von Gesamtstickstoff wird durch die hohe Basenkapazität von pyritversauertem Wasser gestört. Für die Oxidation von Ammonium und organisch gebundenem Stickstoff zu Nitrat werden alkalische Startbedingungen beim Aufschluß benötigt. Bei Anwendung der Methode nach Koroleff kam es zu Minderbefunden in Proben von Tagebaurestseen. Die ermittelten Werte für Gesamt-N lagen teilweise niedriger als die Ammonium-N Werte.

Die Bestimmung des anorganisch gebundenen Kohlenstoffs unterliegt der Gefahr des vorzeitigen Ausgasens von Kohlendioxid aus Proben mit niedrigen pH-Werten.

Bei Sedimentporenwasserproben steht üblicherweise nur ein sehr geringes Probenvolumen für die Analyse einer Vielzahl von Parametern zur Verfügung. Die Anwendung von standardisierten Methoden, für die ein definiertes Mindestprobenvolumen erforderlich ist kann hier zu Problemen führen, da eine entsprechende Verdünnung zwecks Volumenvergrößerung zu deutlichen Empfindlichkeitseinbußen führen kann.

Methodische Problemlösungen

Als Problemlösung stehen verschiedene Strategien offen. Ist die Bestimmung eines Parameters in pyritversauertem Wasser mittels einer Standardmethode wegen Störungen nicht möglich oder die Nachweisempfindlichkeit nicht zufriedenstellend, so kann diese Methode in geeigneter Weise modifiziert werden. Eine weitere Möglichkeit besteht darin, auf eine andere Methode nach einem anderen physikalisch chemischen Meßprinzip zurückzugreifen. Auch eine spezielle Probenvorbereitung oder Aufbereitung kann zu einer Verbesserung der analytischen Auflösung oder der Reproduzierbarkeit führen.

Die oben erwähnten methodischen Probleme konnten mit diesen drei unterschiedlichen Strategien teilweise gelöst werden. Die Analyse von im Vergleich zur Sulfatkonzentration sehr geringen Chloridkonzentrationen gelingt mit der potentiometrischen Titration als Alternative zur Ionenchromatographie. Für die Bestimmung von Natrium und Kalium neben großen Mengen Calcium wurde eine spezielle Methode entwickelt. Diese Methode kann an dieser Stelle nicht näher vorgestellt werden, da ein Verfahren zur Voranmeldung als Patent eingeleitet ist.

Für die Nitratbestimmung steht als Alternative zur Ionenchromatographie die Segmented-flow-Analyse als photometrische Methode zur Verfügung. Durch Einsatz eines Dialysators können gelöste dreiwertige Eisenverbindungen, die bei Kontakt mit dem Imidazolpuffer weitgehend ausgefällt werden, von dem analytischen Kanal bestehend aus Cadmiumreduktor, Farbreagensdosierung und Durchflußmeßzelle weitgehend ferngehalten werden.

Die Bestimmung von SRP mittels SFA kann durch Verwendung von Autosamplerspülwasser, dessen pH auf Werte zwischen 2,3 und 2,7 eingestellt ist und damit den Proben angepaßt ist, ohne Störungen durchgeführt werden.

Die Verluste bei der Bestimmung des TIC können dadurch verringert werden, daß zunächst bei der Probenahme eine Luftblasenfreie Abfüllung in Schliffflaschen erfolgt. Weiterhin werden die Proben möglichst schnell analysiert. Die Proben werden direkt nach dem Öffnen der Probenflasche in das Autosamplervial gefüllt und nach möglichst geringer Standzeit dem analytischen Detektionssystem zugeführt. Darüberhinaus bewährt sich die Probenahme für TIC in Spritzen, aus denen die Probe per Handeinspritzung direkt in das Analysensystem eingebracht werden kann.

Zusammenfassung

Die Analyse von chemischen Parametern in pyritversauerten Tagebaurestseen ist je nach Aufgabenstellung von Schwierigkeiten begleitet, die durch die außergewöhnliche Matrix bedingt sind. Eine Reihe von methodischen Verbesserungen wurden bereits erarbeitet. Eine umfassende Methodvalidierung über Aufstockungsversuche und Wiederfindungsratenbestimmung mit natürlichen schwefelsauren Matrices und künstlichen synthetischen Matrices ist in Bearbeitung. Die Auslegung der vorhandenen Methodik für geringe Probenvolumina von Sediment-Porenwässern und die Anpassung der Nachweisempfindlichkeiten an die zu erwartenden Konzentrationsbereiche ist ein wesentlicher Bestandteil der Methodik zur Untersuchung biogeochemischer Prozesse in Tagebaurestseen.

Acidity Titration Curves- a Versatile Tool for the Characterisation of Acidic Mine Waste Water

^{1,2}Fyson, A. and ³Kalin, M.

¹Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Müggelseedamm-310, D12587 Berlin

²Lehrstuhl Gewässerschutz, BTU Cottbus, Seestraße-45, D15226 Bad Saarow

³Boojum Research Ltd., 468 Queen St., E. Toronto, Ontario, Canada M5A 1T7

Introduction

Acidic mine-wastewaters are characterised by high concentrations of protons, iron, sulphate and often other metal ions. Such waters occur naturally and are also associated with mining operations such as coal and base metals wherever exposure of iron (or other metal) sulphides during and after mining operations leads to oxidation and subsequent generation of acidic water. Such waters generally have a pH of <3.5 and are buffered by Fe³⁺. Where anoxic conditions occur, such as in sediment pore water and anoxic hypolimnia, Fe²⁺ is dominant and although pH values are generally in the 5.5-7 range, these waters may be highly acidic. Characterisation of this acidity is essential not only for a better understanding of water chemistry but also for design of remediation measures. Titrations of acidic mine waters against NaOH are routinely used and are the standard method for quantifying acidity both in North America and Europe (e.g. DEV 1992). The titration method is simple to carry out and the cost is low. Titrations can be carried out in the field and require only small water samples. Here, examples are provided from Canada and Germany which show how titrations provide valuable information on seasonal changes in water chemistry and also changes through the vertical profile of a lake and sediment pore-water.

Materials and Methods

Titrations were carried out with various water sample volumes (5-50 ml) and various concentrations of NaOH (0.01-0.2 N) either manually or with an automatic titrator (Titrino) to pH 10. The pH was measured with electrodes according to standard procedures (DEV, 1992)

Mud Lake (Ontario, Canada) is a shallow lake contaminated by acidic groundwater from a former base-metal mine. This lake has been intensively sampled since contamination was first observed (1993-1994). The other 3 examples are for flooded, abandoned lignite mine pits in the Lusatia region of north-eastern Germany.

Results

Figure 1 shows titration curve for epilimnetic water samples, collected on March 25 th 1999 from 3 flooded, abandoned, lignite pits in the Plessa region of Lusatia. The pH of these lakes are 2.7, 2.6 and 2.9 respectively. In all cases, the water is buffered by Fe³⁺. If the pH increases, the Fe³⁺ will hydrolyse and precipitate. This process will consume OH⁻ and reduce the pH. The same occurs with an NaOH titration. The plateau in the curve (pH 2.7-4) reflects the precipitation of Fe(OH)₃. Each Fe³⁺ ion reacts with 3 OH⁻ ions. Therefore, an estimate of the quantity of Fe³⁺ in water can be determined from the length of the pH plateau in the curve. For example, the laboratory determined Fe³⁺ concentration on the sample date was 2.19 mM and the plateau in the curve from pH 3 (when Fe³⁺ begins to precipitate) and 3.7, when the pH begins to rise rapidly, represents consumption of 6-6.6 mM NaOH which would precipitate

with 2-2.2 mM Fe^{3+} . The plateau at pH 4.5-5 in the titration curves is due to the precipitation of aluminium hydroxides ($\text{Al}(\text{OH})_3$).

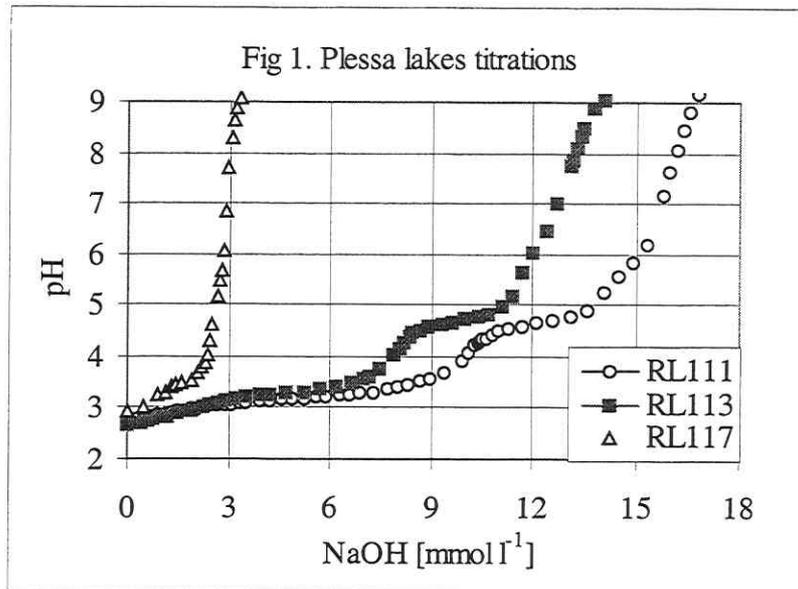


Figure 2 shows titration curves for Mud Lake., in north-western Ontario Canada, impacted by contaminated groundwater from a nearby mine site. The April sample was taken through a thick ice cover. Under the ice, there a greater concentration of Fe^{2+} . This is reflected in the plateau in the curve at pH 5.5-7 where Fe^{2+} reacts with OH^- to form $\text{Fe}(\text{OH})_2$. The pH of this water is around 3 due to the presence of Fe^{3+} . In this water, the plateau at pH 6-7 also includes Zn which also precipitates in this pH range (Liu and Kalin, 1992). Lack of O_2 inflow in winter and the continuation of Fe^{3+} reduction in anoxic conditions increases the ratio of Fe^{2+} to Fe^{3+} . In summer, Fe^{2+} is oxidised and some Fe^{3+} precipitates as Fe(III)oxyhydroxides. These processes result in a reduction in pH and a decrease in the ratio of Fe^{2+} to Fe^{3+} .

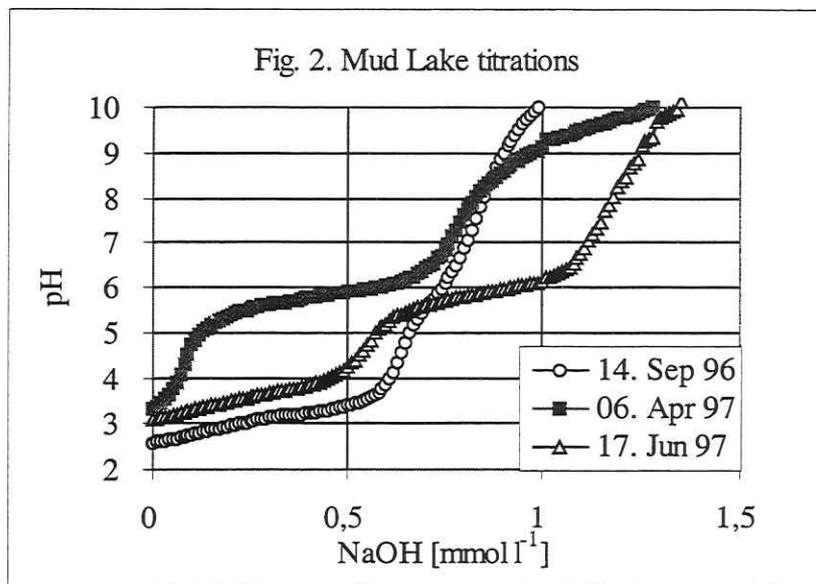
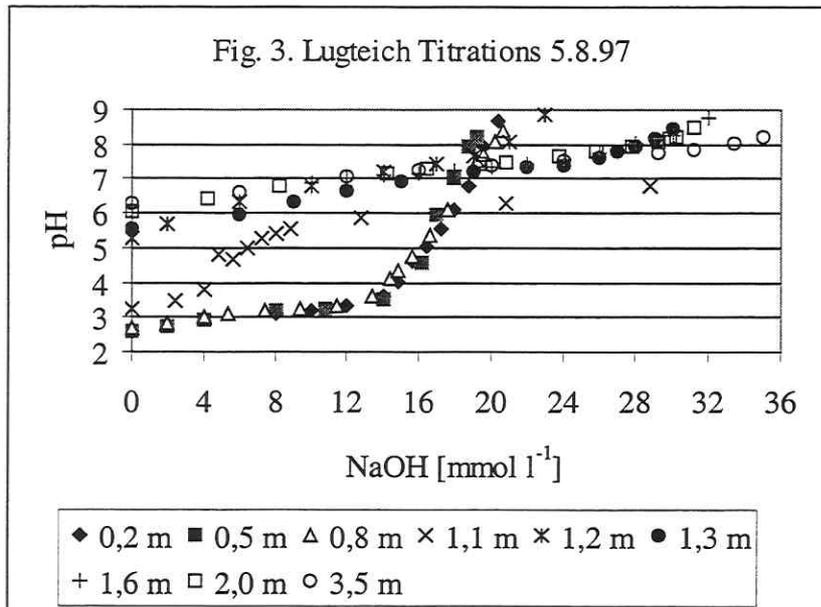


Figure 3 shows titration curves for Lugteich, a small (5 ha), shallow meromictic lake in Lusatia. Unlike most flooded former lignite open-cast pits in the area, Lugteich is eutrophic due to inputs of sewage over a 20 year period. The ecology and chemistry of this lake is described in Fyson and R uecker, 1998). In this case, the surface water has a pH 2.7-2.8 and an Fe^{3+} concentration of about 5-6 mM. Below 1.2 m, the anoxic water has a high concentration of Fe^{2+} due to the reduction of Fe^{3+} and Fe^{2+} input from anoxic groundwater. Between these two zones is a very sharp chemocline (metalimnion) at 1.1-1.2 m with changes in chemistry. Here, both Fe^{2+} and Fe^{3+} are present. Table 1 gives a comparison of Fe concentrations estimated from the titration curves with those determined in the laboratory by standard methods (DEV, 1992). The correspondence is fairly good. An advantage of the titration method for Fe determination is that the procedure can be carried out in the field. Laboratory determination is carried out by necessity hours or days later and changes in water chemistry (e.g. Fe^{2+} oxidation) will occur. Such changes can be minimised through low temperature storage, exclusion of oxygen (air) from the samples etc.

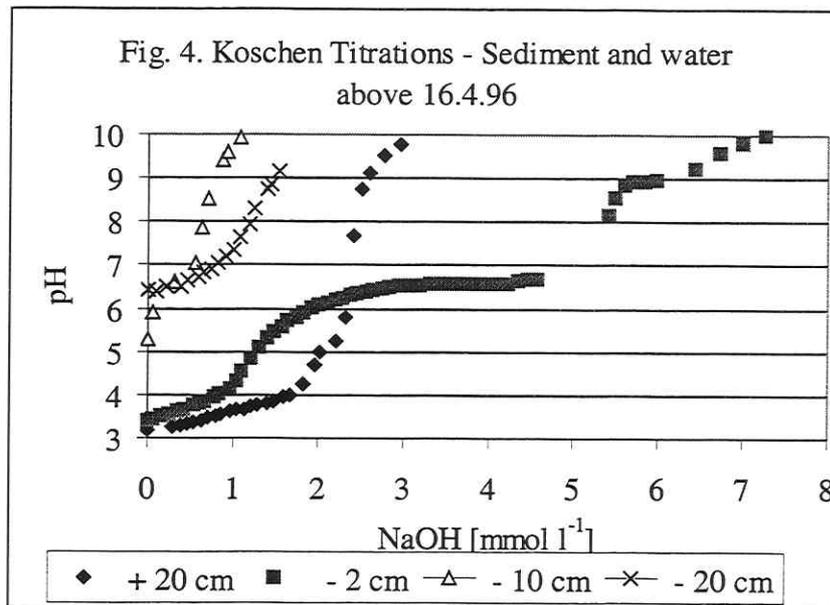


Depth [m]	pH	Fe^{2+} [mg/l]		Fe^{3+} [mg/l]		Acidity KB _{4,3} [mmol/l]	Acidity KB _{8,2} [mmol/l]
		Titration	Lab	Titration	Lab		
0,2	2,59	0	0	240	272	15,4	19,2
0,5	2,62	0	0	271	272	15,2	20,1
0,8	2,68	0	0	255	303	14,7	20,4
1,1	3,23	406	435	35	82	2,4	21
1,2	5,25	493	1.180	0	7	0	21,4
1,3	5,56	780	592	0	7	0	29,2
1,6	6,14	780	756	0	5	0	29,2
2	6,06	780	768	0	2	0	30,1
3,5	6,26	1015	nd	0	nd	0	35

Table 1. Lugteich profiles with Fe estimated from titrations and standard chemical methods.

Figure 4 shows titration curves from a sediment core (with water above) from Koschen, a large, deep (25 m) lignite pit with a pH of 3.1 which has filled with acidic groundwater over

a period of 20 years. Water from 20 cm above the sediment is similar to that throughout the water column with a pH of 3.1 and Fe^{3+} concentration of about 0.4 mM. Two centimetres above the sediment, the titration curve shows the presence of Fe^{2+} but the pH is still in the 3-3.5 range due to the presence of Fe^{3+} . In the sediment, the pH is above 5 with high concentrations of Fe^{2+} . Although the sediment of this and most such lakes in the area is orange due to Fe(III) oxyhydroxides, the porewater is generally anoxic with high concentrations of Fe^{2+} . Sometimes, the sediment surface of these lakes is in the pH 3-4 range due to the presence of some Fe^{3+} .



Summary

- Acidity titrations with NaOH are valuable tools for characterisation of acidic mine waters.
- Titrations can be used to estimate metal concentrations.
- Titrations can be carried out in the field, minimising changes in water chemistry due to sample handling time and procedure.

References

- DEV (1986-1997). Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlamm-Untersuchung, Verlag Chemie, Weinheim.
- Fyson, A and Rücker, J. (1998). Gewässerreport (Nr. 4): Forschungsergebnisse zur Limnologie von Gewässer im Scharmützelseegebiet und in Bergbaufolgelandschaften, BTUC-AR 5/98, ISSN 1434-6834.
- Lui, J.Y. and Kalin, M. (1992). Determination of metal ions in acid mine drainage using a simple titration method. Proc. 42nd. Annual Canadian Engineering Conference, Toronto, Canada, pp. 103-104.

Charakterisierung der sedimentären org. Substanz im sauren Restsee 77 des Tagebaues Grünwalde-Plessa

Christine Nohlen *, Wulf Amelung ‡, Stefan Peiffer *

* Limnologische Station, Universität Bayreuth, 95440 Bayreuth

‡ Lehrstuhl für Bodenkunde, Universität Bayreuth, 95440 Bayreuth

Für die Regenerierung der Restseen wichtige seeinterne mikrobielle Neutralisationsprozesse (z.B. Sulfat- und Eisenreduktion) scheinen kohlenstofflimitiert zu sein, obwohl hohe Kohlenstoffgehalte vorliegen (Peine, 1998; Blodau et al. 1998). Wenig war bisher jedoch über Herkunft und Zusammensetzung der org. Substanz im Sediment dieser Seen bekannt. Ziel der Diplomarbeit war daher die Herkunft, Zusammensetzung und Verteilung der sedimentären organischen Substanz im sauren Restsee 77 des Tagebaues Grünwalde-Plessa zu untersuchen, deren Ergebnisse in diesem Vortrag vorgestellt und diskutiert werden sollen.

Die Unterscheidung der Kohlenstofffraktionen – aquatisch, terrestrisch, kohlebürtig – im Sediment von See 77 erfolgte anhand von C/N- und $\delta^{13}\text{C}$ -Verhältnissen in Kombination mit Biomarkern. Folgende Biomarker wurden ausgewählt: n-Alkane zur Unterscheidung von aquatischer und terrestrischer org. Substanz (Meyers & Ishiwatari, 1993), Lignin als terrestrischer Marker (Hedges & Mann, 1979) und aromatische Polycarbonsäuren als Indikator für die Braunkohle (Glaser et al. 1998). Mit Sedimentfallen wurde die aktuell sedimentierende organische Substanz beprobt und Kohlenstoffgehalt, C/N- und $\delta^{13}\text{C}$ -Verhältnisse bestimmt. Darüber hinaus wurde mittels Dichtefraktionierung des Sediments die Verteilung und mögliche Stabilisierung der org. Substanz untersucht (Christensen, 1992).

Das Sedimentfallenmaterial ist durch niedrige C/N-Verhältnisse (≈ 10) und negative $\delta^{13}\text{C}$ -Signale von ca. -32‰ gekennzeichnet. Die org. Substanz wird daher größtenteils aquatischer Herkunft zugeordnet. Ein Abbau dieser innerhalb der Wassersäule wurde nicht festgestellt.

Das Sediment aus See 77 ist deutlich stratifiziert und durch hohe Kohlenstoffgehalte (5-12 %), hohe C/N-Verhältnisse (20-50) charakterisiert. Der Kohlenstoffgehalt, C/N-Verhältnisse und auch die $\delta^{13}\text{C}$ -Signale (-28 – -25‰) nehmen mit zunehmender Sedimenttiefe zu.

Aus den erhobenen Biomarkerdaten erfolgte eine Abschätzung der Kohlenstofffraktionen . Dominant, auch in den obersten Sedimentlagen ist braunkohlebürtige org. Substanz mit bis zu 80% der org. Substanz. Terrestrische org. Substanz erreicht einen Anteil von 20-30 %, während aquatische org. Substanz nur ca. 10-20 % der org. Substanz stellt.

Die Dichtefraktionierung zeigte, daß die Verteilung der org. Substanz innerhalb des Sedimentes durch den Gehalt an Eisenhydroxiden bestimmt wird. In den oberen eisenhydroxidreichen Sedimentlagen liegen bis zu 70 % der org. Substanz mit Eisenhydroxiden assoziiert vor. Eine Stabilisierung der org. Substanz und eine Passivierung der Eisenhydroxidoberfläche ist daher anzunehmen. Neben der geringen Kohlenstoffqualität scheint also auch Sorption org. Substanz an Eisenhydroxide eine entscheidende Rolle für die Steuerung mikrobieller Prozesse in den Sedimenten saurer Restseen zu spielen.

Literatur

Blodau, C.; Hoffmann, S.; Peine, A. & Peiffer, S. (1998): Iron sulfate reduction in sediments of acidic mine lake 116 (Brandenburg, Germany): Rates and geochemical evaluation, *Water, Air and Soil Pollution* 108: 249-270

Christensen, B.T. (1992): Physical fractionation of soil and soil organic matter in primary particle size and density separates, *Adv. Soil Sci.* 20: 1-90

Glaser, B.; Haumaier, L.; Guggenberger, G. & Zech, W. (1998): Black carbon in soils: the use of benzenecarboxylic acids as specific markers, *Org. Geochem.* 29 (4): 811-819

Hedges, J.I. & Mann, D.C. (1979): The characterization of plant tissue by their lignin oxidation products, *Geochim. Cosmochim. Acta* 43: 1803-1807

Meyers, P.A. & Ishiwatari, R. (1993): Lacustrine organic geochemistry - an overview of indicators of organic matter source and diagenesis in lake sediments, *Org. Geochem.* 20: 867-900

Peine, A. (1998): Saure Restseen des Braunkohletagebaues – Charakterisierung und Quantifizierung biogeochemischer Prozesse und Abschätzung ihrer Bedeutung für die seeinterne Neutralisierung, *Bayreuther Forum Ökologie* 62

Einfluß von Sauerstoff und pH auf die mikrobielle Reduktion von unterschiedlichen Fe(III)-Mineralen in Sedimenten von Bergbaurestseen

Ursula Roth, Kirsten Küsel

Lehrstuhl für Ökologische Mikrobiologie, BITÖK, Universität Bayreuth, 95440 Bayreuth

Durch die Oxidation von Pyrit gelangt gelöstes Fe(II) in saure Restlochseen und wird dort zu Fe(III) oxidiert, das als Eisenhydroxid ausfällt und absedimentiert. Im Sediment des Restlochsees 77 ist Schwertmannit, ein leichtkristallines Fe(III)-Oxyhydroxysulfat, das vorherrschende Eisenmineral in den obersten Zentimetern. Mit zunehmender Tiefe wandelt sich dieser in Goethit um. Gleichzeitig steigt der pH von 3 auf pH 5,5 an (1). Im pelagialen Sedimentkörper herrschen ganzjährig anoxische Bedingungen. Allerdings können an der Sediment-Wasser-Grenzschicht für wenige Wochen im Jahr Sauerstoffkonzentrationen von 3-5% auftreten. Im gesamten Sediment ist die mikrobielle Reduktion von Fe(III) die vorherrschende elektronenakzeptierende Prozeß für die Oxidation von organischem Material. Aus der oberen Sedimentzone wurde aus einer hohen Wachstums-positiven MPN-Reihe der acidophile heterotrophe Fe(III)-Reduzierer *Acidiphilium cryptum* JF-5 isoliert (2).

Ziel dieses Projektes war es, den Einfluß der unterschiedlichen geochemischen Parameter (Sauerstoff, pH, Kristallinität der Eisenminerale) auf die Reduktion von Fe(III) zu untersuchen sowie die Zusammensetzung der Fe(III)-reduzierenden Mikroflora quantitativ abzuschätzen.

Reinkulturenversuche mit dem Isolat JF-5 zeigten, daß auch in Anwesenheit von Sauerstoff (4 und 20% in der Gasphase) eine Reduktion von Fe(III) stattfand. Die Fe(II)-Freisetzungsrates verringerte sich von 3,1 nmol Fe(II)·d⁻¹ unter anoxischen Bedingungen auf 2,3 nmol bei 4% Sauerstoff und auf 0,8 nmol bei 20% Sauerstoff in der Gasphase pro Zelle. Bei Untersuchungen in Sedimentmikrokosmen wurde eine Fe(II)-Freisetzung auch bei 4% Sauerstoff in der Gasphase beobachtet mit einer Rate vergleichbar der anoxischen Kontrolle. Bei 20% Sauerstoff wurde vorhandenes Fe(II) spontan zu Fe(III) mit einer Rate von 0,1 mmol Fe(III)·(g Feuchtgewicht Sediment)⁻¹·d⁻¹ oxidiert.

In vergleichenden Reinkulturenversuchen mit JF-5 und dem Typstamm *Acidiphilium cryptum* zeigte sich, daß bei pH 3 die Freisetzungsrates und -menge von Fe(II) aus den aufgeführten

Fe(III)-Verbindungen in der folgenden Reihenfolge abnahm: lösliches $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ > Schwertmannit > FeOOH > Goethit. Bei pH 5 ergab sich eine deutlich geringe Fe(II)-Freisetzung nur aus Schwertmannit und in geringerem Ausmaß auch aus FeOOH . Generell konnte JF-5 alle Fe(III)-Verbindungen effektiver reduzieren als der Typstamm *Acidiphilium cryptum*.

Zählversuche mit klassischen Kultivierungsverfahren (MPN-Technik) ergaben, daß bei pH 3 die Anzahl Glucose-, Lactat- und S^0 -verwertender Schwertmannit-reduzierender Bakterien in den oberen Zentimetern um ein bis zwei Größenordnungen höher war als im tieferen Bereich des Sediments. Bei pH 5 und einer Goethit-Eisenphase waren die Zellzahlen generell niedriger als bei pH 3 und Schwertmannit.

Aus den Untersuchungen ergab sich, daß in der oberen Zone des Sediments eine Reduktion von Fe(III) ganzjährig auch in Anwesenheit geringer Mengen von Sauerstoff stattfinden kann. Das Isolat JF-5 ist im Gegensatz zu anderen Eisenreduzieren (z.B. *Shewanella*-Spezies) zur Co-Respiration von Sauerstoff und Fe(III) fähig. Der im Sediment auftretende Schwertmannit, der ständig aus dem Seekörper nachgeliefert wird, ist eine gut verfügbare Eisenquelle. Der niedrige pH-Wert begünstigt im oberen Bereich des Sediments das Vorkommen und die Aktivität acidophiler Fe(III)-Reduzierer wie JF-5, die die dominierende Fe(III)-reduzierende Mikroflora zu sein scheinen.

(1) Peine, A., K. Küsel, A. Tritschler, St. Peiffer. 1999. Electron flow in an iron-rich acidic sediment - evidence for an acidity-driven iron cycle. *Limnology and Oceanography* (in press).

(2) Küsel, K., T. Dorsch, G. Acker, E. Stackebrandt. 1999. Microbial Reduction of Fe(III) in Acidic Sediments: Isolation of *Acidiphilium cryptum* JF-5 Capable of Coupling the Reduction of Fe(III) to the Oxidation of Glucose. *Appl. Environ. Microbiol.* 65: 3633-3640.

Geochemische Untersuchungen des Minerals Schwetmannit

Regenspurg, Simona, Stefan Peiffer

Limnologische Forschungsstation, Lehrstuhl für Hydrologie, Universität Bayreuth

Das Eisen(III)-Oxihydroxisulphat Schwetmannit ist ein häufiger Bestandteil in Sedimenten von Restseen des Braunkohletageabbaus. Er bildet sich sekundär als Produkt der Pyritverwitterung in saurem (pH 2.5 bis 4) und Sulfat-reichem (> 10 mmol/l) Milieu. Wegen seiner charakteristischen Struktur, die durch tunnelartige Hohlräume gekennzeichnet ist und der hohen Kristalloberfläche besitzt dieses Mineral eine hohe Adsorptions- und Substitutionskapazität für viele Ionen. Dadurch kann er toxische Elemente aus dem Wasser heraus halten und übt somit eine Reinigungsfunktion in diesen Seen aus.

Es werden hier anhand der Sulfat-ähnlichen Oxoanionen Arsenat, Chromat und Phosphat die Substitutions- und Adsorptionseigenschaften des Schwetmannits untersucht.

Dazu wird Schwetmannit zusammen mit unterschiedlich hohen Konzentrationen dieser Oxoanionen synthetisch hergestellt. Die Mineralstruktur der so gebildeten Schwetmannite wird durch Röntgen-Diffraktometrie überprüft. Anschließend werden die adsorptiv gebundenen Ionen im BATCH-Versuch wieder desorbiert. Zur Interpretation der adsorptiven und strukturellen Bindungsverhältnisse des Schwetmannits wird die FTIR-Spektroskopie verwendet.

Isotopenanalytische und hydrochemische Untersuchungen am aufgehenden Grundwasser des Tagebaus Goitsche – erste Ergebnisse

R. Trettin, G. Strauch, H.-R. Gläser, P. Kowski und R. Wennrich

UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Sektionen Hydrogeologie & Analytik

Durch die zügige Flutung des ehemaligen Tagebaus Goitsche ab Mai 1999 werden die Sedimente am künftigen Seeboden schnell überstaut während sich die randlichen Grundwasserleiter allmählich auffüllen. Für den Seeboden bedeutet dies u.a. den Übergang eines Teils des in den tertiären Sedimenten primär vorhandenen und umgesetzten Sulfidschwefels in die Wasserphase. Die für die Abwägung der Versauerungsgefahr entscheidende Frage ist jedoch, welcher Austrag gemessen am Gesamtpotential tatsächlich aus diesen Sedimenten ins Seewasser erfolgt. Um die Milieuentwicklung in den Sedimenten nach Flutung studieren zu können, wurden 2 Bodenwassermeßstellen im Bernsteinschluff des Restloches Niemegek mit je 5 Einzelfiltern im Teufenbereich 10 bis 200 cm eingerichtet und seit Juli 99 beprobt. Erste Beobachtungen zeigen, daß die Bodenluft beim Überstauen weitgehend entweichen konnte. Das eingedrungene Wasser übernimmt sofort eine hohe Säurelast mit pH-Werten unter 3. Bei Meßstelle Ost entsprechen die hohen Sulfatgehalte bis über 20 g/l und pH-Werte bis z.T. unter 1,2 etwa den aus Leachingversuchen erhaltenen Verhältnissen. Der größere Teil des Schwefels ist dabei noch fixiert.

Meßstelle West zeigt abweichendes Verhalten. In allen Meßpositionen bis in 2m Tiefe sind die Wässer im Vergleich zu Ost und den sedimentologischen Erwartungen deutlich weniger mineralisiert. Nach den bisherigen Befunden wird eine vertikale Strömungskomponente vermutet, die möglicherweise durch die Meßstelle selbst (Störung der Matrix und - wie im Laborversuch sichtbar - Neigung zum Ausbilden von "preferential flow") begünstigt wird. In Frage kommen sowohl aufdrückendes Grundwasser als auch absteigendes Seewasser. Ein Seewassereinfluß ist inzwischen an den oberflächennahen Meßpositionen erkennbar. An der Klärung dieser Fragen wird gearbeitet. Dies betrifft auch die Interpretation der starken Isotopenvariationen (^2H , ^{18}O) in den Bodenwässern, die einer einfachen Identifikation der Wasserquellen entgegenstehen.

In den Grundwasserleitern im Tagebauumfeld wurde 1998 und 1999 der Ausgangszustand anhand von 15 ausgewählten Meßstellen festgestellt, wobei Isotopenparameter (^2H , ^3H , ^{13}C ,

^{18}O und ^{34}S) im Mittelpunkt des Interesses standen. Es zeigt sich, daß der fast durchgängig wassergesättigte und daher vorerst besonders interessante tertiäre GWL 50 isotopenseitig größere Variationen aufweist und somit genetisch als sehr heterogen zu betrachten ist.

Im Vortrag werden die bis Ende 1999 vorliegenden Ergebnisse und Erfahrungen diskutiert.

Chemical and microbial sulphuric acid production from aerated mine lake sediment that was treated by different additions of NaOH (speech)

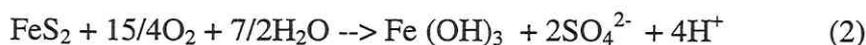
Fajtl J^{1,2}, Wendt-Potthoff K², Tichy R¹, Friese K², Koschorreck M²,

¹the University of South Bohemia, Studentska 13, 37005, C.Budejovice, Czech Republic

²UFZ Environmental Research Centre, Brueckstrasse 3a, 39114, Magdeburg, Germany

We examined sediment from an open pit lake that was intensively used for coal mining during the first decade of 20th. century. Today, the site (Lake 111, Lusatia, Germany) is flooded and water has extreme chemistry: low pH values (2-3), high concentrations of sulphate (up to 2000 mg/l) and elevated concentrations of Fe, Zn and Mn. As a result, anoxic sediment accumulated elevated concentrations of these elements, especially high levels of reduced sulphur compounds.

Generally, microbial processes that take place in anoxic sediments lead to a reduction of dissolved sulphate, i.e. sulphuric acid, to the immobile sulfidic form or elemental sulphur is formed. At the same time, pH of the sediment usually slightly increases, compared to the water. When remaining under anoxic conditions (i.e. under water), the reduced compounds are relatively stable. However, when such sediments are aerated, they become easily sources of acidity and pollution. The aeration happens e.g. during a temporary draught period, by changes in hydrological situation or by terrain works on the origin. As a result, spontaneous chemical and/or microbial oxidation of reduced sulphur compounds leads in sulphuric acid production that is followed by a rapid pH decrease. Subsequently, other previously immobile elements are re-mobilised, e.g. toxic metals or other inorganic pollution. The stoichiometric reaction of the most reduced sulphurous compound, i.e. dihydrogen sulphide is given in Equation 1, the oxidation of pyrite as the most common sulfidic mineral is shown in Equation 2.



Oxidative processes can have both microbial and spontaneous chemical character. However, the pH-optimum for chemical and microbial processes differs: chemical oxidation occurs more intensively when pH of the substrate is high (pH 8-10), whereas for microbial oxidation proceeds with maximum reaction rates at low pH (pH 1-7). However, even when chemical and microbial oxidation rates are considered at their appropriate pH-optima, the microbial oxidation

could be still 100 000 times faster than chemical one. Microbial sulphur oxidation is mainly mediated by neutrophilic and acidophilic thiobacilli. Acidity is also produced by Fe(II) oxidation, e.g. by the activity of *Thiobacillus ferrooxidans*.

Our experimental work was set up to find NaOH-supplement for a representative aerated mine lake sediment that leads to minimum sulphuric acid production to the environment. This production of the acid could be only reached when resulting pH of the sediment leads to the slowest intensity of both chemical and microbial oxidative processes. At the same time, we intended to calculate the levels of sulphuric acid produced by chemical and microbial processes, to compare them, and to express these velocities in dependence of pH values of the sediment.

Representative sediment was sampled from the deepest part of the lake 111 (Lusatia) using Birge-Ekman sampler. For the purposes of the experiment, only the black part of the sediment was taken. Finally, we collected 10 litres of fresh sediment with its interstitial water that was transferred to the laboratory in polyethylene bottle under anoxic conditions. Afterwards, it was stored at 5°C in the dark. Sampled sediment showed the following characteristic: pH $5,83 \pm 0,02$, ox/red potential -25 ± 3 mV, conductivity $2,24 \pm 0,03$ mS/cm², acidity $0,025 \pm 0,001$ mol/l, total sulphur content of AVS $81,1 \pm 4,5$ mol/kg, CRS $85,2 \pm 9$ mol/kg and S₀ $9,1 \pm 0,2$ mol/kg (dry mass), and concentrations of dissolved sulphate, Fe²⁺ and Fe³⁺ in pore water of 1935 ± 5 , 836 ± 1 and $32,1 \pm 0,1$ mg/l, respectively.

Before the experiment, original pore water was removed by centrifugation (3750 rpm, 30 minutes) and sediment was mixed with distilled water at a resulting solid/liquid ratio of 1:7.5 (kg dry mass: litre).

13 experimental flasks were filled with sediment suspension, and NaOH at final concentrations from 0.002 to 0.16 mol/l was added. At the same time, a treatment without any NaOH-supplement was prepared. All experimental variants were agitated on a horizontal shaker (95 rpm) at 27°C in the dark for 375 hours. During the experiment pH, oxidative-reduction potential, conductivity and oxygen concentration were measured directly in the sediment slurries. Afterwards, sub-samples of sediment suspensions were taken and titrated by 1N NaOH under Ar-atmosphere. At the same time, a part of slurries was centrifuged (3750 rpm, 30 minutes), and samples for dissolved sulphate, calcium, manganese, zinc and iron were

taken. Sampled sediment suspensions from each treatment were also cultivated to calculate numbers of acidophilic, neutrophilic and iron oxidising thiobacilli by MPN method. For selected representative samples, oxygen consumption by a fluorometric method was measured. All measurements were done after 1, 15, 40, 64, 92, 116, 136, 169, 184, 208, 232, 260, 304, 328 and 376 hours of the experiment.

Parallel, the same experiment was performed with irradiated sediment (25kGray). Here, all previously living microbes were killed. This gave us a chance to express the rate of chemical oxidation.

From these two independent experiments, sulphuric acid production by chemical and microbial processes was calculated in time course of the experiment. In data processing, the sulphate desorption/adsorption behaviour and sulphate precipitation to the form of poorly soluble gypsum were taken into account.

Technikumsversuche zur Bestimmung der zukünftigen Grundwasserqualität in Braunkohleabraumkippen mit und ohne Zusatz von alkalisch wirkenden Zuschlagstoffen

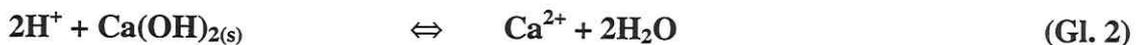
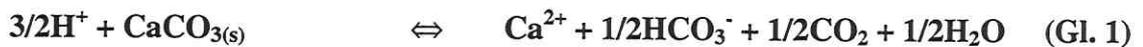
Wisotzky, F.

Ruhr-Universität Bochum, Lehrstuhl Angewandte Geologie, 44801 Bochum

Einleitung

Ausgelöst durch Braunkohlentagebau kommt es zu einer partiellen Oxidation der in den Nebengesteinen z.T. enthaltenen eisensulfidischen Mineralphasen (z.B. Pyrit, Markasit; s. VAN BERK & WISOTZKY, 1995; WISOTZKY, 1998a). Nach Wiederanstieg des Grundwassers führt die Lösung von gebildeten Pyritoxidationsprodukten der primären und sekundären Pyritoxidation aus dem Haftwasser oder von sekundär gebildeten Eisensulfatmineralphasen wie Melanterit, Rozenit, Jarositen zu einer Aufmineralisation und z.T. Versauerung von Grund- und Oberflächengewässern. Besonders augenscheinlich wird die Prägung der Wässer in Abraumkippen des Braunkohlenabbaus bei einem Übertritt von Kippengrundwasser in Oberflächengewässer (z.B. Restseen). Der Sauerstoffkontakt führt dort zu rot-gelb gefärbten Ausfällungen von Eisenoxihydroxiden und ist meist mit einer deutlichen pH-Werterniedrigung (Versauerung) verbunden. Um dieses Umweltproblem zu entschärfen, werden im Lausitzer und Mitteldeutschen Braunkohlenrevier der Neuen Bundesländer und dem Rheinischen Braunkohlenrevier der Alten Bundesländer unterschiedliche Lösungsansätze verfolgt. Im Lausitzer und Mitteldeutschen Braunkohlenrevier ist eine induzierte Sulfatreduktion in Restseen durch Zugabe organischer Substanz, die zu einer Bindung aller Pyritoxidationsprodukte führen soll, Gegenstand intensiver Forschung (BLODAU et al., 1998; FYSON et al., 1998; FRIESE et al., 1998; s. auch WISOTZKY, 1998b). Im Rheinischen Braunkohlenrevier wird hingegen die Zugabe von alkalisch wirkenden Zuschlagstoffen (gemahlener Kalkstein oder eine Mischung aus gemahlenem Kalkstein und Braunkohlenflugasche) zu den Abraumsedimenten im Tagebau seit Jahren intensiv untersucht (KRINGEL, 1998; WISOTZKY & KRINGEL, 1998; OBERMANN & WISOTZKY, 1998) und seit Ende 1998 im Tagebau Garzweiler betrieben. Die Zugabe der alkalisch wirkenden Zuschlagstoffe auf die Förderbänder zum Abraum vor dessen Verkippung hat das Ziel, die bei

der Pyritoxidation freigesetzte Gesamtacidität zu neutralisieren (Gl. 1, 2 und 4) und das gelöste Sulfat z.T. durch Gipsfällung ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) dem späteren Kippengrundwasser zu entziehen (Gl. 3). Um eine Versauerung bei Belüftung zu verhindern, soll das bei der Pyritoxidation freigesetzte Eisen durch Bildung von eisendominierten Karbonaten gleichzeitig aus dem Wasser entfernt werden (Gl. 4). Der bei der Pyritoxidation und dadurch ausgelöste Säurefreisetzung bewirkten Mobilisation von geogenen Spurenmetallen und –halbmetallen (vor allem Co, Ni, Zn, As, Al) soll zusätzlich durch die pH-Wertanhebung der Wasserphase durch Bindung an Festphasen entgegengewirkt werden. Insgesamt sollen die alkalisch wirkenden Zuschlagstoffe ein pH-neutrales ($\text{pH} > 6$) eisen- und spurenmittellarmes Kippengrundwasser, das im Lösungsgleichgewicht mit der Mineralphase Gips steht, gewährleisten. Die nachfolgenden vereinfachten Reaktionsgleichungen zeigen die beabsichtigte Wirkungsweise der alkalischen Zuschlagstoffe Kalk (CaCO_3) und Kraftwerksflugasche (alkalisch wirkender Hauptbestandteil $\text{Ca}(\text{OH})_2$):



Methodik

Zur Kontrolle der sich nach späterem Grundwasseranstieg einstellenden Chemie des Kippengrundwassers der unbehandelten und behandelten Abraumkippe wurden mehrere geschlossene Containerversuche im Technikumsmaßstab mit jeweils ca. 13 t Abraumsedimentfüllung und ca. 2,7 m³ Wasserinhalt durchgeführt. Vorgestellt werden Ergebnisse der Wasserchemie der Container mit den Zuschlagstoffen Kalk, einer Mischung aus Kalk und Kraftwerksflugasche sowie des unbehandelten Referenzcontainers. Die in den Containern eingebrachten Abraumsedimente enthalten dabei den für den Tagebau Garzweiler I/II typischen Gehalt an oxidiertem Pyritschwefel, der aufwendig durch eine Mischung von voroxidiertem pyrithaltigen Abraum mit pyritfreiem Abraum eingestellt wurde. Der Nachweis des tagebautypischen Gehaltes an oxidiertem Pyritschwefel erfolgte durch Untersuchung der Abraumsedimentmischungen während des Einbaus in die Container. Die anschließende Füllung (Flutung) erfolgte mit Wasser einer für die tiefen Grundwasserleiter im Tagebauumfeld typischen Qualität. Die sich verändernde Wasserchemie der Container wurde

an 23 Probenahmeterminen innerhalb eines Zeitraumes von ca. 1 Jahr auf Haupt-, Neben- und Spurenelemente untersucht und wird für ausgesuchte Kennwerte dargestellt.

Ergebnisse

Die Abbildung 1 zeigt beispielhaft die Entwicklung der pH-Werte in den Containerwässern. Der pH-Wert des Wassers im Referenzcontainer läßt mit Werten meist zwischen pH 3 und 4 die starke Säurefreisetzung durch die Pyritoxidation und deren aufgespeicherte Produkte erkennen. Die pH-Werte im Referenzcontainer steigen durch pH-Pufferreaktionen mit den geogenen Festphasen auf Werte von pH 3,6 am Ende des Versuches an. Die Zugabe der alkalischen Zuschlagstoffe führte bereits zu Beginn der Versuche zu erheblich höheren pH-Werten, die im Laufe der Versuchszeit weiter auf pH-Werte von ca. pH 7 ansteigen. Die Technikumsversuche mit den alkalischen Zuschlagstoffen lassen damit die gute säureneutralisierende Wirkung der Zuschlagstoffe entsprechend den vereinfachten Reaktionsgleichungen 1 bzw. 2 erkennen.

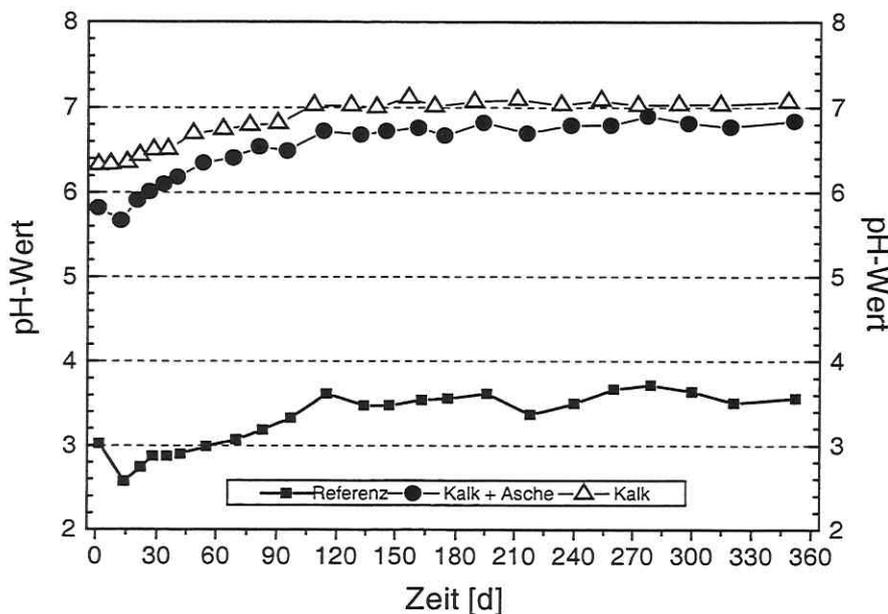


Abb. 1: Zeitliche Entwicklung der gemessenen pH-Werte in den Wässern der Containerversuche (Asche: Kraftwerksflugasche aus Braunkohlenverbrennung)

Neben der Säureneutralisation sollten die alkalischen Zuschlagstoffe durch pH-Anhebung (Gl. 1 u. 2), Eisenbindung (Gl. 4) und partielle Sulfatfällung als Gips (Gl. 3) zu einer

Entmineralisierung des Wasser führen. Die Entwicklung der gemessenen elektrischen Leitfähigkeit als Maß der Gesamtmineralisation lässt die entmineralisierende Wirkung durch alkalische Zuschlagstoffe im Vergleich zum Referenzcontainer erkennen. Die elektrische Leitfähigkeit von ca. 5000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ im Referenzcontainer wird gegen Ende der Versuche auf ca. 3500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Kalk + Asche) bzw. 2900 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Kalk) vermindert. Bei der Pyritoxidation freigesetztes Sulfat verursacht auf der Anionenseite hauptsächlich die hohe elektrische Leitfähigkeit und wird im Referenzcontainer am Ende der dargestellten Versuchszeit mit ca. 4100 mg/l im Wasser gemessen. Im Vergleich zum Referenzcontainer weisen die Container mit alkalischen Zuschlagstoffen erheblich verminderte Sulfatkonzentrationen auf. Im Kalkzuschlagcontainer werden am Ende der Versuchszeit Sulfatkonzentrationen von 1600 mg/l gemessen, während im Container mit Aschezugabe eine Sulfatkonzentration von ca. 2100 mg/l resultiert. Eine erhebliche Sulfatkonzentrationsminderung im Wasser durch alkalisch wirkende Zuschlagstoffe tritt somit ein. Hydrogeochemische Berechnungen lassen die Sättigung der Zuschlagstoffcontainer und die Untersättigung des Referenzcontainers an der Mineralphase Gips erkennen. Eine Fällung der gemessenen Sulfatkonzentrationsdifferenz zwischen Referenz- und Zuschlagstoffcontainern als Mineralphase Gips (s. Gl. 3) ist somit belegbar. Die Entwicklung weiterer relevanter Haupt-, Neben- und Spurenelemente im Wasser der Technikumsversuche wird dargestellt und diskutiert. Insgesamt weisen die Containerversuche die Sicherstellung eines pH-neutralen, stark entmineralisierten und schwermetallarmen Kippengrundwassers durch die Zugabe alkalisch wirkender Zuschlagstoffe zum Kippenabraum vor dessen Verkippung nach.

Literatur

- BLODAU, C., HOFFMANN, S., PEINE, A. & PEIFER, S. (1998): Iron and sulfate reduction in sediments of acidic mine lake 116 (Brandenburg, Germany): Rates and geochemical evaluation. – *Water, Air, and Soil Pollution*. 108, 249-270; Kluwer Academic Publishers.
- FRIESE, K., WENDT-POTTHOFF, K., ZACHMANN, D.W., 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; Kluwer Academic Publishers.
- FYSON, A., NIXDORF, B. & STEINBERG, C.E.W. (1998): Manipulation of the sediment-water interface of extremely acidic mining lakes with potatoes: Laboratory studies with intact sediment cores. – *Water, Air, and Soil Pollution*. 108, 353-363; Kluwer Academic Publishers.
- KRINGEL, R. (1998): Untersuchungen zur Verminderung von Auswirkungen der Pyritoxidation in Abraumsedimenten des Rheinischen Braunkohlenreviers auf die Chemie des Grundwassers.- *Ökologische Reihe*, Bd. 3, 176 S.;DDD Druck und Verlag, Darmstadt.
- OBERMANN, P. & WISOTZKY, F. (1998): Auswirkungen der Pyritoxidation im Bereich des Braunkohlentagebaus Garzweiler auf die Qualität des Kippengrundwassers – Möglichkeiten und Maßnahmen der Qualitätsverbesserung. *Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen*, 42,6, 234-240; Koblenz.
- VAN BERK, W. & WISOTZKY, F. (1995): Sulfide oxidation in brown coal overburden and chemical modeling of reactions in aquifers influenced by sulfide oxidation.- *Environmental Geology*. 26, 192-196.; Springer Verlag, Berlin.

WISOTZKY, F. (1998a): Chemical Reactions in Aquifers Influenced by Sulfide Oxidation and in Sulfide Oxidation Zones. In: GELLER, W., KLAPPER, H. & SALOMONS, W. (Hrsg.): Acidic Mining Lakes, 223-236; Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York.

WISOTZKY, F. & KRINGEL, R. (1998): Möglichkeiten der Sanierung saurer Grundwässer durch induzierte pH-pe-Veränderungen in Braunkohleabraumkippen. In: DRESDNER GRUNDWASSERFORSCHUNGS-ZENTRUM (Hrsg.): Proceedings der 6. Dresdner Grundwasserforschungstage, 110-121; Dresden.

WISOTZKY, F. (1998b): Assessment of the extent of sulfate reduction in lignite mining dumps using thermodynamic equilibrium models. – Water, Air, and Soil Pollution. 108, 285-296; Kluwer Academic Publishers.

Entsauerung von Tagebaurestseen durch Kontrollierte Eutrophierung: Mesokosmen Experimente

De-Acidification of Flooded Lignite Mining Lakes by Controlled Eutrophication: Mesocosm Experiments

¹Steinberg, C.E.W., ^{1,2}Fyson, A., ¹Totsche, O and ²Nixdorf B.

¹Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Müggelseedamm-310, 12587 Berlin

²Lehrstuhl Gewässerschutz, BTU Cottbus, Seestraße-45, 15526 Bad Saarow

Introduction

Flooded abandoned lignite mines (Tagebauseen) are characterised by a very low pH (pH<3.5), high Fe concentrations and consequently, extremely high acidity. An attractive approach to acidity removal is through self-sustaining biologically mediated alkalinity generating processes. Concentrations of P in these lakes are typically very low (TP <10 µg l⁻¹). Dissolved inorganic carbon, required for autotrophic algae and bacteria is extremely low (<10⁻⁵ M). Biological remediation requires addition of carbon and nutrients. Addition of P to an English lake acidified through atmospheric pollution resulted in elevation of pH attributed to the growth of algae (Davison et al. 1995). Organic wastes have been added to acid mine drainage (AMD) affected waters to stimulate anaerobic alkalinity generating processes such as sulphate reduction and Fe reduction (e.g. Fyson et al 1995; Vile and Wieder, 1992)

Laboratory mesocosm experiments have been carried out to help understand what conditions are required to enhance alkalinity generating processes both in sediments and the water column. Experiments with 20 l mesocosms with circulating Tagebausee water and sediment were set up to determine long-term (> 2 years) chemistry changes. An organic amendment (potatoes) was added to the sediment surface of some mesocosms. Ongoing 2 l mesocosm experiments are investigating the growth of algae and bacteria and acidity/alkalinity balance in acidic lake water and synthetic acidic media in relation to N source.

Materials und Methoden

The mesocosm design and set-up are described in detail in Fyson et al. (1998). They comprise clear plastic columns, 2.6 m long (i.d. 105 mm). The mesocosms were filled with 4 l sediment (0.5 m deep) and 15 l of water from lake Koschen with a pH of 3.1, total dissolved Fe (TFe) of 19.2 mg l⁻¹ and acidity (KB_{8,2}) of 2.45 mM. The water (except 0.3 m above the sediment) in the mesocosms was circulated by means of a peristaltic pump. The mesocosms were kept at 6-9 °C in winter and 12-18 °C in summer and illuminated with natural light supplemented with fluorescent lighting. Total PAR (photosynthetically active radiation) was 150-800 μE m⁻² s⁻¹ at the water surface and < 20 μE m⁻² s⁻¹ at the sediment surface. One small potato was added to one mesocosm 2 days after set-up.

The following parameters were determined by German standard methods (DEV, 1992). Methods are described in more detail in Fyson et al. (1998).

Ergebnisse

Early results from the mesocosm experiments were published in Fyson et al (1998). The final results (727 days after setup) are summarised in Table 1 and 2. In the control mesocosm (no amendment), most Fe in the water column was removed through the study period. However pH remained around 3. With added potato (6 g dry weight per mesocosm), pH rose to >8 and all titratable acidity was removed within 110 days in associated with the transient generation of anoxic conditions in a narrow band above the sediment. Detection of dissolved H₂S and a short lived burst of Fe²⁺ indicates that bacterially mediated alkalinity generating processes (sulphate and Fe reduction) occurred. Concentrations of P and C (both DIC and DOC) increased in the oxic water above and planktonic algal growth was stimulated. Near neutral conditions were maintained up to the end of the experiment.

Pore-water chemistry (Table 2) in the control mesocosm was similar to that of the Koschen sediment indicating stable conditions. All sediments were anoxic. In the potato mesocosm, pore-water concentrations of Fe, Mn, Ca²⁺ and Mg²⁺ were much lower indicating that the sediment is strong sink for these elements in the presence of degradable organic amendments. TP concentration in this mesocosm was much higher (470 μg l⁻¹) than in the Lake Koschen sediment (70 μg l⁻¹) indicating that the sediment remains a source for P.

An initial experiment with 2 l mesocosms has shown that addition of nutrients to Tagebausee water (RL111) enhance algal and bacterial growth. Addition of NH_4^+ -N results in a small decline in pH.

Zusammenfassung

Mesocosm experiments with Tagebausee water overlying Tagebausee sediment indicate that without continued inflow of groundwater, some acidity will likely be removed (through $\text{Fe}(\text{OH})_3$ precipitation. Alkalinity production can be greatly enhanced through addition of organic wastes containing decomposable organic carbon and nutrients. Once neutral conditions are achieved, they can be maintained without additional acid inputs through sustained C input (through photosynthesis) and enhanced geochemical cycling to maintain nutrient supply (e.g. P). The role of algal and bacterial growth in acidity/alkalinity balance are currently under investigation.

Literatur

- Davison, W., George, D.G. & Edwards, N.J.A. (1995): Controlled reversal of lake acidification by treatment with phosphate fertilizer. *Nature*, 377, 504-507.
- DEV (1992): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung. Verlag Chemie Weinheim, New York, Basel, Cambridge. D11, E5, D19.
- Fyson, A., Kalin, M. & Smith, M.P. (1996): Microbially-mediated metal removal from acid drainage. In: M. Moo-Young, W.A. Anderson und A.M. Anderson (Eds), *Environmental Biotechnology: Principles and Practice*. Kluwer Academic Publishers.
- Fyson, A., Nixdorf, B., Kalin, M. & Steinberg, C.E.W. (1998): Mesocosm studies to assess acidity removal from acidic mining lakes through controlled eutrophication. 1 Chemistry changes. *Ecol. Eng.* 10, 229-245.
- Vile, M.A & Wieder, R.K. (1993): Alkalinity generation by Fe^{3+} reduction in wetlands constructed for acid mine drainage treatment. *Water, Air and Soil Pollution*, 69, 425-441

Table 1a Changes in chemistry in water column of mesocosm at harvest (727 days). a, Control

Parameter	Initial [mg.l ⁻¹]	Final [mg.l ⁻¹]	Removed [mg.l ⁻¹]	%	Removed /sediment [mg.m ⁻²]	Removed /volume [mg.m ⁻³]
Fe ²⁺	0,3	0,4	-0,1	-48	-15	-8,7
TFe	19,20	2,24	17,0	88	1958	1131
pH	3,10	2,99				
H ⁺	1,00	1,00	0,0	0	0,0	0,0
*Acidity KB _{4,3}	1,82	0,82	1,0	55	115,5	66,7
*Acidity KB _{8,2}	2,45	1,17	1,3	52	147,8	85,3
SRP	0,0065	0,020	-0,013	-202	-2	-1
TP	<0,010	0,040	>0,0304	> -304	> 3,51	> 2,03
NH ₄ ⁺ -N	1,70	0,06	1,6	96	189	109
NO ₃ ⁻ -N	0,36	< 0,03	> 0,33	> 90	> 38,1	> 22
DOC	1,8	3,7	-1,9	-106	-219	-127
DIC [mg.l ⁻¹]	0,10	< 0,5	> 0,5	-	> 57,7	> 33
Ca ²⁺	180	229	-49,0	-27	-5658	-3267
Mg ²⁺	30,0	33	-3,0	-10	-346	-200
K ⁺	8,0	8,98	-1,0	-12	-113	-65
Na ⁺	30,3	36,8	-6,5	-21	-751	-433
Mn _{total}	1,51	0,98	0,5	35	61	35
Al	1,00	0,72	0,3	28	32	19
Cl ⁻	40	39,0	1,0	2,5	115	67
SO ₄ ²⁻	690	740	-50	-7,3	-5820	-3360
SiO ₂ ⁻	17,0	14,3	2,7	16	312	180

b potato mesocosm

Fe ²⁺	0,27	< 0,03	0,24	> 88,9	28	16
TFe	19,2	< 0,03	19,2	> 99,8	2214	1278
pH	3,10	8,27				
H ⁺	1,00	0,00	1,00	100,0	115	67
*Acidity KB _{4,3}	1,82	0,00	1,82	100,0	210	121
*Acidity KB _{8,2}	2,45	0,00	2,45	100,0	283	163
SRP	0,0065	0,0096	-0,0031	-47,7	0	0
TP	< 0,01	0,01	0,01	> 8	1	1
NH ₄ ⁺ -N	1,70	0,03	1,7	98,2	193	111
NO ₃ ⁻ -N	0,36	0,00	0,33	> 91,7	38	22
DOC	1,80	9,66	-7,9	-436,7	-908	-524
DIC [mg.l ⁻¹]	0,10	18,34	-18,2	-18240	-2106	-1216
Ca ²⁺	180	163	16,8	9,3	1940	1120
Mg ²⁺	30	30,30	-0,30	-1,0	-35	-20
K ⁺	8,0	11,02	-3,02	-37,8	-348,7	-201
Na ⁺	30,3	32,20	-1,90	-6,3	-219,4	-127
Mn _{total}	1,51	< 0,05	1,51	> 99,7	173,8	100
Al	1,0	< 0,05	0,90	> 90	104	60
Cl ⁻	40	41,80	-1,80	-4,5	-208	-120
SO ₄ ²⁻	690	367,60	322,40	46,7	37228	21494
SiO ₂ ⁻	17,0	11,20	5,80	34,1	670	387

 * mmol l⁻¹

Table 2. Sediment pore-water chemistry (at harvest, 727 days).

Parameter	Koschen sediment	Control mesocosm	Potato mesocosm
O ₂ [mg.l ⁻¹]	< 0,3	< 0,3	< 0,3
TFe [mg.l ⁻¹]	247,00	226	57,6
Fe ²⁺ [mg.l ⁻¹]	224,0	228,0	nd
SRP [µg.l ⁻¹]	nd	27	nd
TP [µg.l ⁻¹]	70	nd	470
NH ₄ ⁺ -N [mg.l ⁻¹]	5,00	8,6	5,9
NO ₃ ⁻ -N [mg.l ⁻¹]	nd	< 0,01	nd
DIC [mg.l ⁻¹]	8,1	12,1	45,0
DOC [mg.l ⁻¹]	48,9	43,9	78,9
pH	6,15	5,86	6,98
Acidity KB _{4,3} [mmol.l ⁻¹]	0,00	0,00	0,00
Acidity KB _{8,2} [mmol.l ⁻¹]	8,10	7,67	4,50
Cl ⁻ [mg.l ⁻¹]	nd	54	nd
SO ₄ ²⁻ [mg.l ⁻¹]	nd	952	nd
Ca ²⁺ [mg.l ⁻¹]	132	249	84
Mg ²⁺ [mg.l ⁻¹]	20,2	28,0	13,4
Na ⁺ [mg.l ⁻¹]	nd	33,0	nd
K ⁺ [mg.l ⁻¹]	nd	9,4	nd
Mn _{total} [mg.l ⁻¹]	nd	0,84	0,19
Al ³⁺ [mg.l ⁻¹]	nd	< 0,1	nd

Untersuchungen zu Auswirkungen der Sicker- und Grundwasserströmung auf die Wasser- und Stoffbilanz des Senftenberger Sees

Werner, F., Bilek, F., Luckner, L.

Dresdner Grundwasserforschungszentrum e.V., Meraner Str. 10, 01217 Dresden

Einleitung

Der Senftenberger See ist als Restsee des Braunkohletagebaus im Lausitzer Urstromtal bereits vor rund 30 Jahren mit Wasser aus der Schwarzen Elster geflutet worden. Auf rund 4 km² Fläche erhebt sich die Innenkippe des ehemaligen Tagebaus Niemtsch über den Wasserspiegel und bildet eine Insel (Abbildung 1). Aufgrund der Seewasserbeschaffenheit können zwei Bereiche deutlich unterschieden werden. Die nördlichen Seeteile haben gegenüber dem sauren Südteil einen pH-Wert von etwa 7, eine Alkalinität von rund 0.4 mmol/L und eine Sulfatkonzentration von rund 2.3 mmol/L. Der See liegt im Nebenschluß der Schwarzen Elster (Zulauf 0.67 m³ s⁻¹, Ablauf 0.4 m³ s⁻¹). Gegenstand der nachfolgenden Bilanzen sind die nördlichen Seeteile.

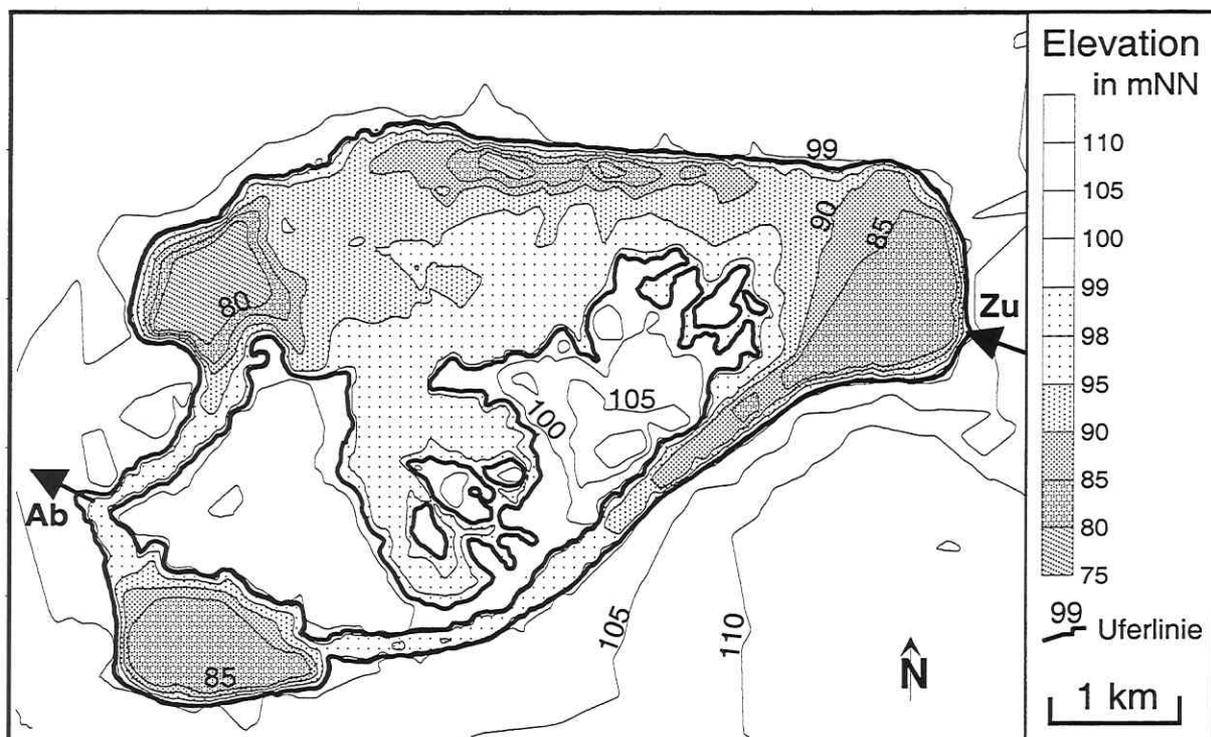


Abb. 1 Höhenkarte des Senftenberger Sees. Das Volumen (beim Wasserstand von 99 mNN) der nördlichen Seeteile beträgt rund 60 Mio. m³, das des Südsees rund 13 Mio m³.

Material und Methoden

Für das Umfeld des Senftenberger Sees wurde ein dreidimensionales Grundwasserströmungsmodell auf der Grundlage eines vorhandenen Großraummodells aufgebaut. Dazu wurde das Programm PCGEOFIM verwendet. Es erfolgte eine Verkopplung zwischen Grund- und Oberflächenwasser. Die Hohlform des Sees wurde auf der Grundlage jüngerer Lotungen ermittelt und im Modell verankert. Die Schwarze Elster und heute noch nicht wasserführende Gräben im Osten der Stadt Senftenberg wurden als vernetztes Gerinnesystem reflektiert. Am nördlichen Rand des Modellgebietes liegt die sogenannte Restlochkette der Seen Koschen, Sedlitz, Skado und Ilsesee, die ihre stationären Wasserspiegellagen erst in den nächsten Jahren erreichen werden. Mit dem Modell wurden die Wassermengenströme bilanziert, die über Seeufer und -boden aus dem Grundwasserleiter exfiltrieren bzw. in diesem infiltrieren. Dafür wurde die mittlere Wasserspiegellage des als Speicher bewirtschafteten Sees angesetzt. Die Wirkung des oszillierenden Wasserspiegels (Amplitude 1 m) wurde mit einem Teilmodell abgebildet, mit dem die ungesättigte Strömung in der Insel simuliert wurde. Für die nördlich der Insel gelegenen Seeteile wurden die Zu- und Abflüsse in 5 Bilanzgebiete aufgeteilt und als Ergebnis der hydraulischen Modellierung zeitbezogen in Tabellenform ausgewiesen.

Auf der Grundlage der Wassermengenbilanz wurde eine Stoffbilanz erstellt. Dazu wurden als zusätzliche Stoffströme (i) der Eintrag von Feststoffen aus den Böschungen durch Erosion und (ii) der Eintrag von Alkalinität durch biologische Primärproduktion berücksichtigt. Beide Stoffströme wurden im Sinne einer Sensitivitätsanalyse mit empirisch bestimmten Parametern ermittelt und nicht als Prozesse simuliert. Die Erosion wurde in Starkniederschlagserosion und Windwellenerosion unterteilt. Für die Starkniederschlagserosion wurde eine Böschungs-Abtragsrate von $100 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ angesetzt. Die Betrachtung der Windwellenerosion erfolgte nach einem wasserbaulichen Ansatz. Die Geometrie des Uferprofils war nach diesem Ansatz im Gleichgewicht mit den angesetzten Wind- und Wellenlasten. Nur bei langanhaltender Absenkung zeigte sich in der Berechnung eine Änderung des Uferprofils. Die Nettoprimärproduktion wurde mit $150 \text{ g (C}_{\text{org}}) \text{ m}^{-2} \text{ a}^{-1}$, die Alkalinitätsproduktion mit $5.8 \text{ mol pro mol C}_{\text{org}}$ angesetzt. Es wurde die Annahme getroffen, daß 10% der Nettoprimärproduktion durch Sedimentation für die Alkalinitätsbilanz wirksam werden. Die heutigen Grundwasserzuströme wurden zur Ermittlung der Stoffströme mit Grundwassermeßstellen beprobt. Der zukünftige Zustrom aus der Richtung der Tagebaukippen wurde auf der Grundlage von Grundwasseranalysen (Daten der LMBV) aus diesen Kippen abgeleitet.

An die Bilanzierung der gelösten Stoffe als Totkonzentrationen wurde eine Reaktionsberechnung angeschlossen. Die Seewasserbeschaffenheit wurde auf der Grundlage von Daten des Landesumweltamtes Brandenburg ausgewertet. Für die letzten 5 Jahre lagen an 5 Beprobungsstellen im Nordsee und einem Ort im Südsee Tiefenprofile mit 5 bis 10m Beprobungsabstand und Messungen von Zu- und Ablauf vor. Die Abstände zwischen den Messungen betragen 2-4 Wochen. Die Daten aus den davor liegenden 4 Jahren lagen in einem größeren Meßschema vor. Die Tiefenprofile zeigen einen dimiktischen See. Auch während der Sommerstagnation wurde im Hypolimnion regelmäßig Sauerstoff nachgewiesen (Abb.2).

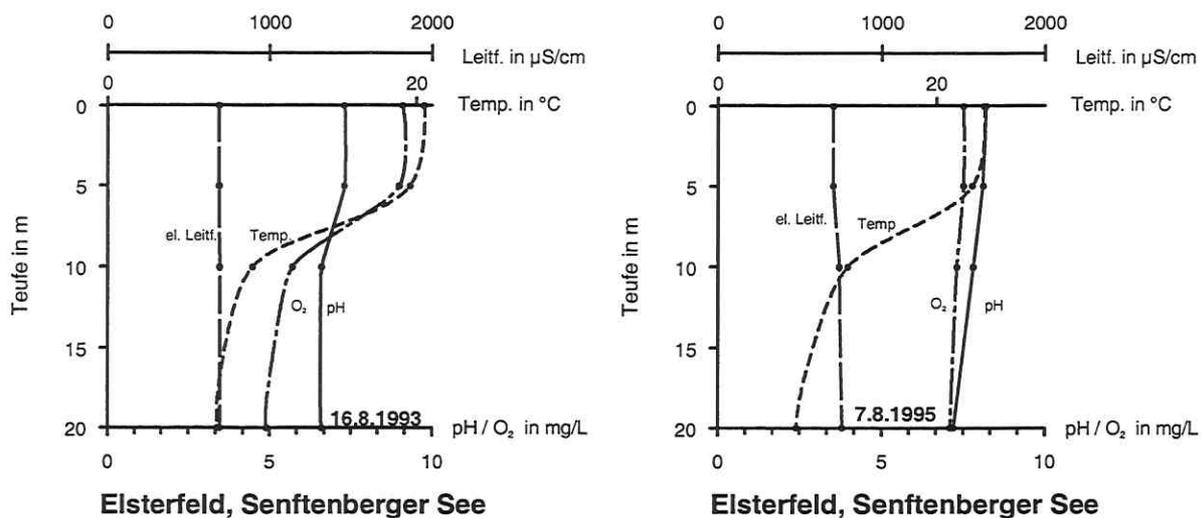


Abb. 2 Teufenabhängige Verteilung der Beschaffenheitsparameter Sauerstoff, Temperatur, el. Leitfähigkeit und pH während der Sommerstagnation im Senftenberger See.

Für die Ermittlung der Acidität/Alkalinität im Seewasser als Ergebnis von Reaktionen wurde eine räumliche und zeitliche Mittelung auf der Grundlage des oben dargestellten Zustandes vorgenommen. Dieser wird als oxidierendes Milieu beschrieben. Anhand der Tiefenprofile wurde eine effektive Sauerstoffsättigung von 90 % abgeleitet. Der Zustrom von an gelöstem anorganischen Kohlenstoff (DIC) reichem Grundwasser bewirkt einen Stoffstrom über die Grenzschicht See-Atmosphäre. Unter stationären hydraulischen Bedingungen wird auch für den DIC-Transport von der Ausbildung eines "Steady State" ausgegangen. Für die Ermittlung des effektiven Partialdrucks von Kohlendioxid wurde durch eine inverse Modellierung der entsprechende Partialdruck bestimmt, der den heute im See vorhandenen DIC-Konzentrationen entspricht. Dieser gegenüber der Atmosphäre rund 7-fach erhöhte Wert wurde im

Verlauf der Berechnung als konstant angesetzt. Die geochemische Reaktion im durch Stoffbilanzierung erstellten Mischwasser wird damit durch einen O_2 -Partialdruck von $190 \cdot 10^{-5}$ hPa, und einen CO_2 -Partialdruck von $2.6 \cdot 10^{-5}$ hPa, sowie der Möglichkeit zur Fällung von Ferrihydrite bei Übersättigung definiert. Als mögliches Fällungsprodukt wäre ebenso Schwertmannit in Betracht zu ziehen. Aus zweierlei Gründen wurde darauf verzichtet. (1) wurde im Südsee bei einer Stichprobe statt der im Schwertmannit vorhandenen 10% Sulfat nur 1% Sulfat am Feststoff analysiert. Dementsprechend würde die Aciditätsproduktion statt $2.75 \text{ mol}_{H^+}/\text{mol}_{Eisen}$ 2.97 betragen. Somit reflektiert die Aciditätsproduktion von Ferrihydrite ($3.0 \text{ mol}_{H^+}/\text{mol}_{Eisen}$) die beobachteten Verhältnisse besser. (2) ist das Stabilitätsfeld von Schwertmannit im sauren Bereich gelegen, wohingegen im Nordteil des Senftenberger Sees die pH-Werte nahe pH 7 vorliegen.

Ergebnisse

Für die Sensitivitätsanalyse wurden unterschiedliche Szenarien konstruiert, um den Einfluß der Variation einzelner Einflußgrößen zu ermitteln. Außerdem sollten die Auswirkungen der Strömungsverhältnisse auf die Stoffbilanz abgeschätzt werden. Es zeigte sich, daß die Umkehr der Strömungsrichtung im Norden des Sees von beherrschender Bedeutung für die Stoffbilanz des Sees ist. Mit der veränderten hydraulischen Situation im Großraum wurde für den Senftenberger See eine Verschlechterung der Beschaffenheit prognostiziert. Als Eichzustand diene der heutige Zustand und ein vor 4 Jahren beobachtetes Ereignis, bei dem der Seespiegel über einen längeren Zeitraum auf seinem Tiefstand gehalten wurde. Dabei sank der pH-Wert örtlich auf Werte unter pH 4.5. Es zeigte sich eine gute Übereinstimmung für den heutigen Zustand. Allerdings kann das Berechnungsergebnis nur auf die Mittelwerte der an den Ortspunkten zur Vollzirkulation gemessenen Parameter bezogen werden. Das Absinken des pH-Wertes im genannten Ereignis konnte mit der hier dargestellten Betrachtungsweise erwartungsgemäß nicht in seinen Extremwerten reflektiert werden. Mit der Untersuchung von drei Bewirtschaftungsszenarien wurde die Möglichkeit einer Einflußnahme untersucht. Es handelte sich um die Maßnahmen (i) der Erhöhung der Einleitung aus der Schwarzen Elster und (ii) einer Reduzierung der Eisen(II)-Konzentration im Grundwasserzustrom. Es zeigte sich, daß eine Erhöhung des Zulaufes in den realistischen Größenordnungen nicht ausreicht die heutige Beschaffenheit zu bewahren. Daher wurde im Ergebnis der Untersuchungen eine Untergrundbehandlung empfohlen.

Das diesem Bericht zugrundeliegende Verbundprojekt des DGFZ und der BTU-Cottbus wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Bildung und Forschung und der Lausitzer- und Mitteldeutschen Bergbauverwaltungs-gesellschaft mbH unter dem Förderkennzeichen 02WB96215 gefördert.

Parameterermittlung für den reaktiven Stofftransports von Uran in einer Acid-Mine-Drainage-Front

Abel A, Jenk U

Grundwasserforschungsinstitut GmbH Dresden, Meraner Strasse 10, 01217 Dresden

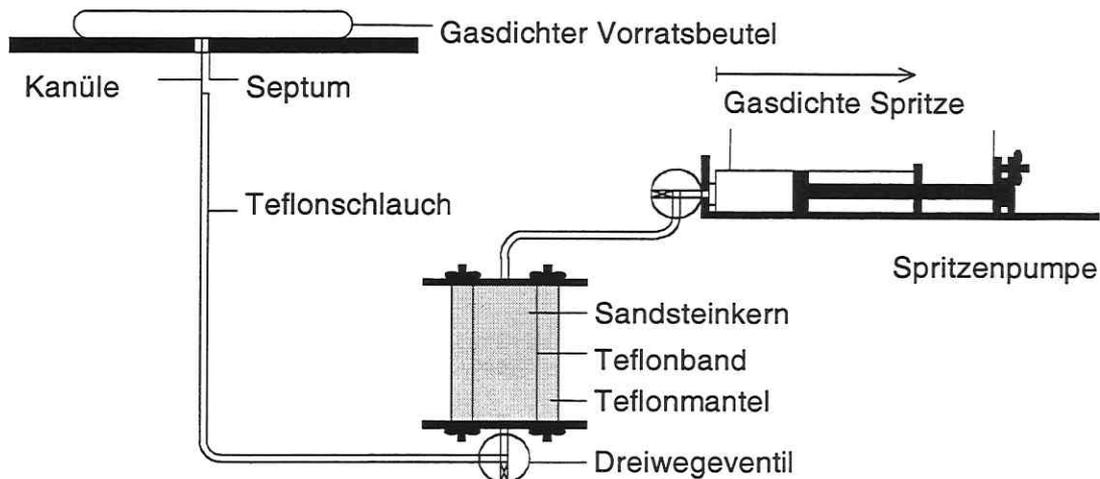
WISMUT GmbH, Jagdschänkenstrasse 29, 09117 Chemnitz

Derzeit wird die Flutung der Urangrube Königstein vorbereitet. Das Grubengebäude liegt im tiefsten von vier Sandsteingrundwasserleitern in der geologischen Formation des Pirnaer Beckens. Der Uranabbau erfolgte in den Achtziger Jahren durch Infiltration von Schwefelsäure. Im induzierten hoch oxidativen und sauren geochemischen Milieu bildeten neben Uran viele weitere Elemente der primären Vererzungen wasserlösliche Spezies. Diese liegen derzeit in Porenwässern, Sekundärmineralen und an reaktiven Feststoffoberflächen in der Grube vor und bilden bei der Grubenflutung Acid-Mine-Drainage mit Sulfat- und Eisenkonzentrationen im g/L-Bereich und mehreren mg/L Arsen, Uran und Cadmium. Bei Eintritt der schadstoffhaltigen AMD-Front in abstromige Grundwasserleiter ist mit folgenden geochemischen Reaktionen zu rechnen:

- Lösung von schadstoffhaltigen Primärmineralen, die z.T. in Spurengehalten in der Sandsteinmatrix vorliegen und in klassischen mineralogischen Untersuchungen nicht nachweisbar sind.
- Fällung von Sekundärmineralen unter Mitfällung von Schadstoffen und / oder Schadstoffsorption an den gebildeten reaktiven Oberflächen bei der Mischung von AMD und Grundwasser.
- Redox- und pH-sensitive Reaktionen in der Acid-Mine-Drainage-Front im Kontakt mit primären Sulfiden und Karbonaten sowie weitere Reaktionen wie Sorption an primären reaktiven Oberflächen der Sandsteinmatrix.

Die Erstellung des konzeptionellen Modells für eine reaktive Transportmodellierung der Schadstoffe im Grubenabstrom erfordert die Auswahl und Parameterisierung der systemdominierenden geochemischen Reaktionen. Dazu wurden Laborversuche unter definierten geohydraulischen und thermodynamischen Bedingungen an Sandsteinkernen durchgeführt, in

denen Migrationsszenarien des Natursystems nachgebildet wurden. Die Auswertung der Versuche erfolgte mit dem geochemischen Gleichgewichtsprogramm PHREEQC 2.0. Um die systemdominierenden Reaktionen zu identifizieren und zu quantifizieren, müssen die intensiven thermodynamischen Zustandsparameter des Natursystems (Temperatur T , Druck p und stoffliche Zusammensetzung n_i) bei der Probenahme und im Laborversuch konserviert bzw. eingestellt werden. Dazu wurde eine Probenahmemethode für Festgesteinkerne und eine Laborversuchsanlage entwickelt. Die Konservierung der Bohrkern wurde durch Gefrieren in Formationswasser. Aus dem gefrorenen Bohrkern wurden senkrecht zur Kernachse Unterkernbohrungen durchgeführt, die in Laborreaktoren eingebaut wurden. Die Reaktoren wurden in Grundwasserströmungsrichtung infolge eines angelegten Druckgradienten durchströmt. Die Einstellung der Filtergeschwindigkeit in den Kernen (Grundwasserströmungsgeschwindigkeit) erfolgte mit einer Spritzenpumpe am Säulenablauf. Die Spritzen dienten gleichzeitig als Probenbehälter, aus denen die Proben (Mischproben über ca. 1 Porenvolumen) genommen wurden. Der gesamte Versuchsaufbau einschließlich der Probenahme wurde ohne offene Grenzflächen zur Atmosphäre realisiert. Abb. 1 zeigt eine schematische Darstellung sowie ein Foto des Versuchsaufbaus.



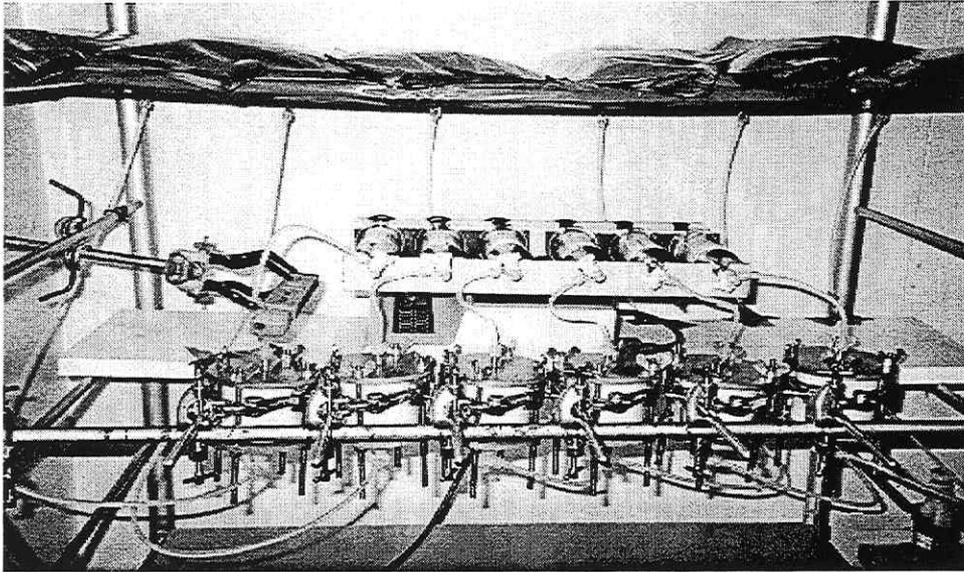
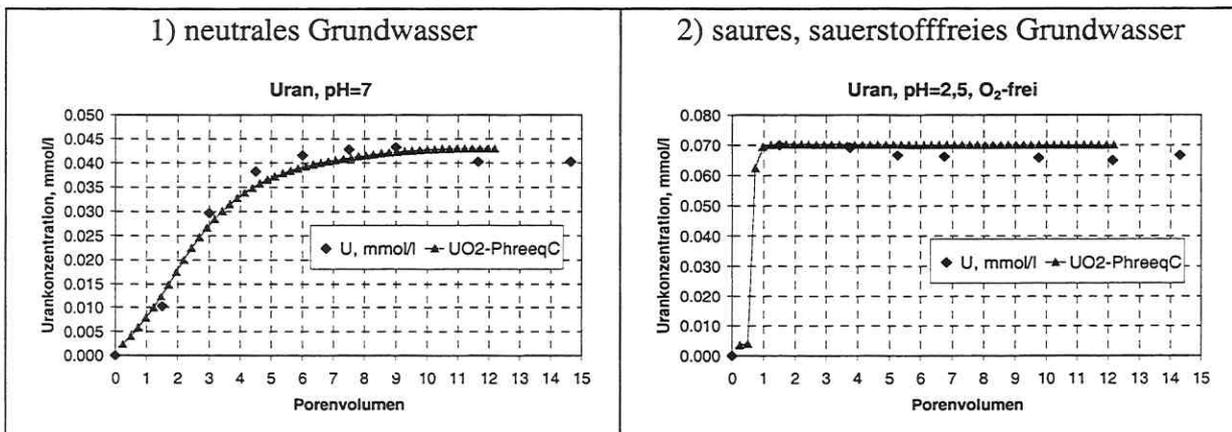


Abb. 1 Versuchsanlage zur Simulation von Migrationsszenarien des Natursystems

In den Laborexperimenten wurden lokale Gleichgewichtszustände des Natursystems nachgebildet. Unter definierten Redoxpotentialen, pH-Werten und Gehalten an gelösten Stoffen im Input-Wasser wurden Durchbruchkurven von Schadstoffen, Matrixelementen und Tracerelementen in Säulenversuchen aufgenommen. Zusätzliche mineralogische, chemische und physikalische Informationen zum Gesteinsmaterial wie Ton-, Eisenhydroxid- und Karbonatgehalte, Porenvolumen, Kationenaustauschkapazitäten und Ergebnisse qualitativer mineralogischer Analysen wurden als Eingangsparameter für die Modellierung mit PHREEQC 2.0 (Mixing Cell 1-D-Transportmodul) verwendet. Für den reaktiven Stofftransport von Uran wurden surface complexation an Eisenhydroxidoberflächen und Lösung primärer Uranminerale (Uraninit) als systemdominierende Prozesse identifiziert. Abb. 2 zeigt den Verlauf der modellgestützt analysierten Durchbruchkurven für Uran in den Hintergrundwässern (1) neutrales Grundwasser, (2) saures, sauerstofffreies Grundwasser (pH = 2,5), (3) saures Acid-Mine-Drainage-Wasser mit Oxidationsmittel (pH = 2,5, $\text{Fe}^{3+} = 120 \text{ mg/L}$).



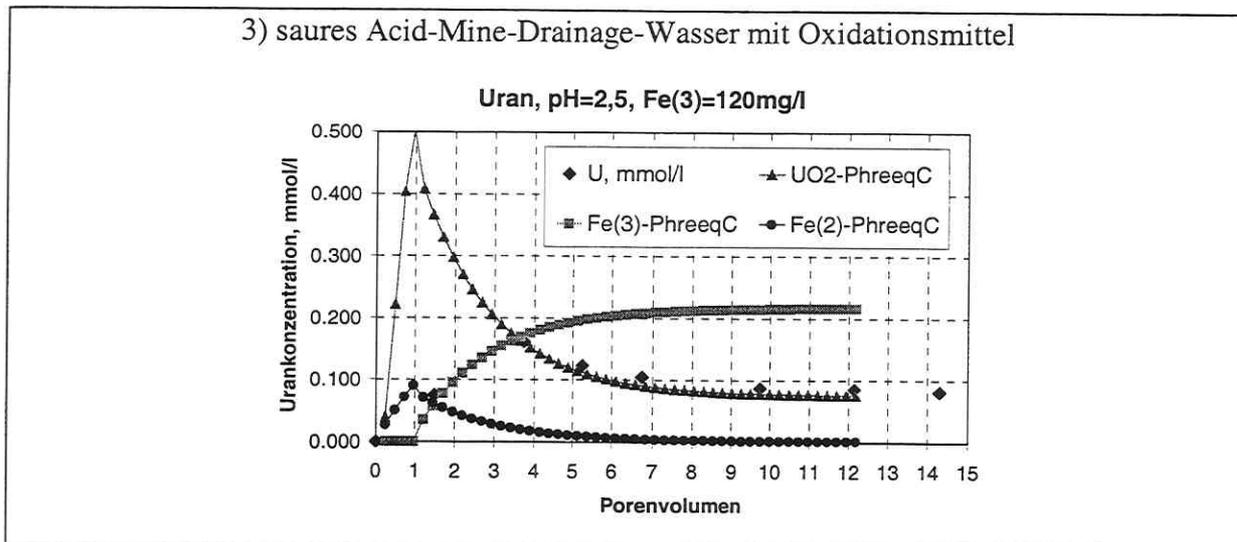


Abb. 2 Durchbruchskurven für Uran in drei Migrationsszenarien

In pH-neutralen Grundwässern wurde eine Uranretardation im Vergleich zum Tracertransport um den Faktor zwei gemessen. Die Parameter der reaktiven Oberflächen wurden durch inverse Modellierung ermittelt. Die Sorption konnte mit dem Vorliegen von 5 % des Gesamtgehalts als reaktives Eisenhydroxid und 1 % der weak binding sites als strong binding sites beschrieben werden. Unter Lösung von Eisenhydroxid in sauren (pH = 2,5) und sauerstofffreien Matrixwässern wurde ein Tracerverhalten von Uran gemessen. Im Gegensatz dazu kam es in Acid – Mine – Drainage – Wässern (pH = 2,5) unter Anwesenheit von Oxidationsmitteln ($\text{Fe}^{3+} = 120 \text{ mg/L}$) zur oxidativen Lösung von Uraninit und Pyrit unter Reduktion von Fe^{3+} zu Fe^{2+} . Der Uraninit-Gehalt des Sandsteins wurde mittels inverser Modellierung zu 0,1 – 5 g/kg bestimmt. Damit wurden die systemdominierenden geochemischen Reaktionen der Stoffmigration von Uran in einem abstromigen Sandsteingrundwasserleiter identifiziert und quantifiziert. Die Reaktionen und deren Parameter können für eine reaktive Stofftransportmodellierung zur Prognose des Schadstoffverhaltens im Grubenabstrom verwendet werden.

Appelo C. A.J. und Postma D.: Geochemistry and groundwater pollution, Balkema, Rotterdam, 1993

Parkhurst, D.L.: User's guid to PHREEQC, U.S. Geological Survey, water-resources investigations report 95-4227, Lakewood, 1995

Parkhurst, D.L und Appelo, C.A.J.: PHREEQC version 2.0, <http://www.xs4all.nl/~appt/index.html>

Eine Alkalinitätsbilanz der biogeochemischen Prozesse im Sediment von Restloch 77

Stefan Peiffer

Limnologische Forschungsstation, Universität Bayreuth, D - 95440 Bayreuth

Für das Porenwasser und die Sedimentfestphase von Restloch 77 wurden die verschiedenen biogeochemischen Prozesse quantifiziert und daraus eine Alkalinitätsbilanz erstellt.

Die Oxidation von Fe(II) im Seewasser führt zu einer Aziditätsbildung zwischen 16 und 20 mol m⁻² a⁻¹. Im Sediment findet in den oberen 6 cm mikrobielle Eisenreduktion statt. Die daraus gebildete Alkalinität (0.65 - 4.0 mol m⁻² a⁻¹) wird jedoch vollständig durch die Rückoxidation und nachfolgende Aziditätsbildung an der Sediment-Wasser Grenzschicht (1.0 - 4.7 mol m⁻² a⁻¹) ausgeglichen. Die Folge ist ein stabiler Eisenkreislauf in der sauren Zone des Sediments der zu keiner Bildung von Nettoalkalinität führt. Verstärkt wird dieser Effekt durch die Transformation von Schwertmannit zu Goethit in einer Tiefe von 3-5 cm, die zusätzliche Azidität mit einer Rate von 3.5 mol m⁻² a⁻¹ bildet. Da Sulfatreduktion unter sauren Bedingungen nicht möglich ist, stabilisiert sich der Eisenkreislauf daher gewissermaßen selber durch die aziditätsbildenden Prozesse. Erst ab einer Tiefe von 7 cm findet Sulfatreduktion statt. Die dabei erzeugte Alkalinität (0.89 - 2.0 mol m⁻² a⁻¹) wird nahezu vollständig zur Neutralisierung der durch die Transformationsreaktion gebildeten Azidität verbraucht. Nur ein geringer Teil des reduzierten Schwefels wird im Sediment akkumuliert und kommt damit als Nettoalkalinitätsgewinn dem System zugute (0.12 mol m⁻² a⁻¹).

Literatur:

Peiffer S., Peine A., Tritschler A., Küsel K. Electron flow in an iron-rich acidic sediment – evidence for an acidity-driven iron cycle, zur Veröffentlichung eingereicht bei *Limnology and Oceanography*

Entwicklung neuer hydrochemischer Untersuchungs- und Auswertungsmethoden im Umfeld der Braunkohlebergbausanierung

R. Schöpke

Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl Wassertechnik

Der Lehrstuhl Wassertechnik an der BTU Cottbus beschäftigt sich seit 1994 im Rahmen mehrerer Forschungsthemen mit hydrochemischen Problemen des Grundwassers in Braunkohlebergbaukippen. Dabei wurden einige neue methodische Ansätze entwickelt, mit deren Hilfe die Versauerungsprozesse im Kippengrundwasser und im Tagebausee quantifiziert werden können. In den untersuchten Altkippen prägen vor allem die Lösung und der Transport von sauren Verwitterungsprodukten des Pyrits und deren Pufferung die Grundwasserbeschaffenheit. Die Pyritverwitterung spielt dagegen eine untergeordnete Rolle. Zur Quantifizierung von Versauerungs- und Pufferungsprozessen im oxischen und anoxischen Milieu wurde das Neutralisationspotential (NP [mmol/L]) von EVANGELOU als Aciditätsmaß modifiziert übernommen.

Saure und potentiell saure Wässer zeichnen sich durch ein negatives Neutralisationspotential aus. Sanierungsmaßnahmen zielen auf eine Anhebung negativer Neutralisationspotentiale in den positiven, hydrogencarbonatgepufferten Bereich ab. Die dazu notwendigen Chemikalienmengen oder Mischungsanteile von gepufferten Oberflächenwässern lassen sich aus dem Neutralisationspotential berechnen, auch wenn es sich dabei um nahezu pH-neutrale, anoxische Grundwässer handelt, die erst nach Belüftung im Tagebausee Säure generieren.

Da der Wert des Neutralisationspotentials unabhängig vom Redoxmilieu ist, lassen sich im Grundwasserleiter ablaufende Reaktionen hinsichtlich ihrer Pufferungseigenschaften bewerten. Dabei fällt auf, daß die Lösung von Eisenhydroxiden, Alumosilikaten, sowie die Ausfällung von Eisen(II)carbonaten das Neutralisationspotential des Wassers nicht beeinflussen. Die das Neutralisationspotential von Kippengrundwässern effektiv bestimmenden Reaktionen (einschließlich Rückreaktion) sind die Sulfidoxidation und die Carbonatpufferung. Zusammen mit der Lösung/Fällung von Gips beschreiben diese drei Reaktionen die Genese vieler Kippengrundwässer und wurden folglich zu einem Genesemodell der Kippengrundwässer zusammengefaßt. Bei der Auswertung von

Grundwässern im Umfeld der jungen Kippe Seese/Ost konnten damit gut hydrogencarbonatgepufferte Wässer als kippenbürtig identifiziert werden. Die im Südanstrom des Senftenberger Sees untersuchten Grundwässer sind teilweise bergbaubeeinflußt, lassen sich jedoch nicht vollständig mit dem entwickelten Genesemodell erklären.

Die am Standort Schlabendorf/N untersuchten Kippengrundwässer weisen ein deutliches Beschaffenheits-Tiefenprofil auf. Mehrjährige Messungen an einem Multilevelpegel zeigen, daß die Säure hauptsächlich im oberen Bereich in Form von *Säurewolken* zum Tagebausee strömt und darunter in pufferndes Grundwasser übergeht.

Literatur

- EVANGELOU, V.P. 1997: Pyrite oxidation and its control: CRC Press Boca Raton New York London Tokio.
- NIXDORF, B. ET AL.: Ökologische Sanierung und Eutrophierungsgefährdung von Tagebauseen in der Lausitz; Bericht zur Pilotstudie, gefördert von der VW-Stiftung (1994-1996) Az II/69 854 Cottbus, Bad Saarow im Dezember 1996
- SCHÖPKE, R. 1997: Einsatz einer REV-Fluidzirkulationsanlage zur Bestimmung wasserlöslicher Bestandteile in Kippsanden; Wasser&Boden 49.Jahrg. 10/1997 S.51..54
- SCHÖPKE, R. 1999: Erarbeitung einer Methodik zur Beschreibung hydrochemischer Prozesse in Kippengrundwasserleitern. Dissertation BTU Cottbus LS Wassertechnik. Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft und Umwelt, Bd.2
- SCHÖPKE, R., KOCH, R. UND PIETSCH, W. In: HÜTTL, R., KLEM, D., WEBER, E.: (Hrsg.) 1999 Chemisch bedingte Beschaffenheitsveränderungen des Sicker- und Grundwassers in Rekultivierung von Bergbaufolgelandschaften. Walter de Gruyter.
- BTUC 1999: BTUC Innovationskolleg; Ökologisches Entwicklungspotential der Bergbaufolgelandschaften im Lausitzer Braunkohlerevier -Abschlußbericht-
- DGFZ/BTUC 1999: Experimentell gestützte Grundwasserbeschaffenheitsprognose zur Untersuchung des Gefährdungspotentials von Innenkippen in Tagebauseen; BMBF- Forschungsbericht 10.10.1999; Druck in der Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft und Umwelt wird vorbereitet

Poster

Prognose der Wasserbeschaffenheitsentwicklung im Senftenberger See

Werner, F., Bremstahler, F.

Dresdner Grundwasserforschungszentrum DGFZ e.V.
Meraner Str. 10, 01217 Dresden

Im Zuge der Renaturierung der Lausitzer Braunkohlebergbau-Folgelandschaft kommt es zur sukzessiven Auffüllung der vorhandenen Absenkungstrichter im Grundwasser. Die allmähliche Einstellung einer Grundwasseroberfläche, ähnlich dem vorbergbaulichen Zustand, führt vielerorts zur Änderung der Grundwasserströmungsrichtung. Damit werden Kippenkörper, die im (zukünftigen) Anstrom von Oberflächengewässern liegen, zu Schadherden, aus denen versauernd wirkende Stoffe ausgetragen werden können. Diese entstanden durch die Oxidation von Eisensulfiden während der Absenkungs-Phase und werden nun durch das ansteigende strömende Grundwasser mobilisiert.

In dem Forschungsprojekt "Experimentell gestützte Grundwasserbeschaffenheitsprognose zur Untersuchung des Gefährdungspotentials von Innenkippen in Tagebaurestseen" wurden anhand des Objektes "Senftenberger See" Prognosewerkzeuge entwickelt, um die Wasserbeschaffenheit des Restsees über die mit den hydraulischen Strömen transportierten Stoffe zu bestimmen. Dafür wurde mit dem Programm PCGEOFIM ein hydraulisches Grundwasserströmungsmodell aufgebaut, welches in das Großraummodell der LMBV eingepaßt wurde und sich an dessen geologische und hydrologische Randbedingungen anlehnt. Die Flutung der Restlöcher wurde dabei in Form von Ganglinien vorgegeben. Der Seegrund wurde je nach Beschaffenheit des zu- oder abströmenden Wassers in verschiedene Zonen unterteilt für welche der zu- oder abgehende Wasserstrom mit einer einheitlichen, zeitlich konstanten Beschaffenheit belegt wurde.

Die Herausbildung der Beschaffenheit der Grundwasserströme wurde dabei über Laborexperimente sowie über die Beprobung der Pegel im Anstrom um den See erfaßt. Einzelne Gebiete des Modells wie zum Beispiel die Insel des Sees, wurden durch hydrologische Teilmodelle detaillierter untersucht und die berechneten Wasserströme mit laborativ bestimmten Beschaffenheiten belegt. So wurde der Stoffaustrag aus der Innenkippe durch den Sickerwasserdurchzug, sowie die Ausbildung einer Elutionszone im Uferbereich durch schwankende Seespiegelstände, in Laborexperimenten nachvollzogen. Über die so

ermittelte Beschaffenheit der Wässer und die aus dem Strömungsmodell stammenden hydraulischen Ströme konnte für den See der zeitabhängige Wasser- und Stoffeintrag bestimmt werden. Für diskrete Zeitschritte wurde die Seewasserbeschaffenheit mit dem geochemischen Gleichgewichtsprogramm PHREEQC unter Berücksichtigung des Gasaustausches mit der Atmosphäre und der Bildung möglicher Festphasen ermittelt.

Technische Aspekte zur Reinigung saurer Tagebaurestseen mit sulfatreduzierenden Bakterien

Christan Deusner, Matthias Jasper, Babara C. Hard, Wolfgang Babel

Sektion Umweltmikrobiologie

UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH

Ein Verfahrenskonzept zur Reinigung saurer Minenabwässer (Acid-Mine-Drainage) und Tagebaurestseen mit einer definierten Mischkultur aus sulfatreduzierenden Mikroorganismen wurde entwickelt. Die unterschiedlichen Gram-negativen Kulturen gehören zur Gattung *Desulfovibrio* und sind an anderer Stelle bereits beschrieben worden [1]. Die Mischkultur hat die Fähigkeit, in Gegenwart von Sulfat als Elektronenakzeptor und mit Methanol als Energie- und Kohlenstoff-Quelle zu wachsen. In einem einstufigen Prozeß in halb-technischem Maßstab konnten Sulfatreduktionsraten von $60 \text{ mg/l}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ erreicht werden. Dabei konnten die Probleme der Inhibierung durch Schwefelwasserstoff und Substratverluste über die Gasphase minimiert werden. Durch Anpassung von pH-Wert, Redoxpotential und Substratkonzentration wurde der Prozeß weiter optimiert. Eine weitere Verbesserung der Reinigungsleistung kann durch die Immobilisierung auf anorganischen und organischen Materialien erreicht werden.

[1] Hard, B.C., Friedrich, S., Babel, W. (1997) Bioremediation of acid mine water using facultatively methylotrophic metal-tolerant sulfate-reducing bacteria. *Microbiol. Re.* 152, 65-73.

Zur Sedimentgenese in jungen Tagebauseen der Lausitz

Ender, Remo und Leßmann, Dieter

BTU Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz, Postfach 101344, D-03013 Cottbus

Kurzfassung

Nach der Schließung von Braunkohletagebauen bleibt in der Lausitz eine Vielzahl von Restlöchern zurück, aus denen sich Seen mit einer Gesamtfläche von rund 230 km² entwickeln. Die meisten sind durch Pyritoxidation stark versauert. Um eine Neutralisation zu erreichen, werden sie mit Wasser aus Fließgewässern und Grubenwasser geflutet. Der Boden der Seen wird zunächst vor allem von Abraumkippen und gewachsenem Untergrund gebildet.

Zur Untersuchung der Sedimentgenese in einem dieser jungen, oligotrophen Standgewässer, dem Tagebausee Gräbendorf, wurden über fünf Monate Sedimentfallen im Epilimnion und über Grund installiert, um die Sedimentationsraten und die Zusammensetzung des sedimentierenden Materials zu untersuchen.

Die mittleren Sedimentationsraten betragen im Epilimnion 3,9 g/(m² d) und über Grund 11,2 g/(m² d). Der organische Gehalt lag unter 25 %. Hauptbestandteile waren Silizium, Eisen und Aluminium. Zur Zeit der Vollzirkulation unterschieden sich die beiden Tiefenstufen bezüglich der Elementarzusammensetzung nur wenig voneinander. Während der Stagnationsphase waren die Silizium- und Aluminiumanteile deutlich erhöht. Sedimentationsrate und Zusammensetzung des sedimentierten Materials wurden vor allem durch externe Stoffeinträge und Lösungsgleichgewichte von Eisen- und Aluminiumverbindungen bestimmt.

Environmental risks associated with a contaminated freshwater sediment exposed to a coal-mine drainage water

Fajtl J ^{1*}, Tichý R ², Kabrna M ²

¹ the University of South Bohemia, Faculty of Agriculture, Studentská 13, 370 05
Ěeské Budějovice, the Czech Republic

² the University of South Bohemia, Faculty of Biological Sciences, Branišovská 31, 370 05
Ěeské Budějovice, the Czech Republic

Our study examined freshwater contaminated sediment that has been receiving water from an open-pit lignite quarry since 1960. The site is located in Europe's "Black Triangle" – the northern part of the Czech Republic. Mine drainage water was characterised by low pH values (3.6), high concentrations of mobile sulfate (390 mg/l), high concentrations of iron (9.5 mg/l) and concentrations of toxic metals (Mn, Cd and Zn) higher than their Czech legal limits for surface water.

Anaerobic sediment exposed to mine drainage water accumulates a pollution due to various chemical and microbial processes, especially sulfate reduction. Prolonged exposition to contaminated water leads to increasing levels of pollution (sulfurous compounds, toxic metals) in the sediment. Therefore, such a sediment gets a character of chemical time bomb, since only slight changes of environmental conditions may trigger rather dramatic and non-linear response, i.e. mobilization of previously accumulated pollution. The mobilization is usually initiated when air is introduced into the sediment, e.g. during a temporary draught period, by changes in hydrological situation or during floods when sediment is transported out from the bottom of water bodies.

Our work was initiated by the North-Bohemian Mining Company, which was searching for a proper treatment of contaminated sediments and needed an assessment of environmental risks associated with aeration of such polluted sediments.

The black colour of our sediment sample indicated that it was located in the anaerobic zone.

Its original value of oxidation-reduction potential and pH was -124mV and 6.7, respectively. The sediment contained high levels of zinc and manganese, i.e. 550.5 and 59.2 mg/kg (dry mass), respectively.

A suspension shaking experiment at 30°C in the dark simulated intensive aeration of the sediment in practical conditions. Our experiment revealed that within the first 50 hours of aeration the oxidation-reduction potential raised steeply from its original value (-124 mV) up to $+412\text{ mV}$. Afterwards, it increased only slowly and reached its final value of $+663\text{ mV}$ by the end of our experiment (362 hours). Parallel, pH values dropped from the original value of 6.7 down to 3.3 within the first 50 hours and reached the final value of 2.7 by the end of our experiment. Changes of oxidation-reduction potential and pH values were accompanied with high sulfate production and a fluctuation of iron concentrations. Up to 97037.8 mg of sulfate was released into the solution from 1 kg of sediment by the end of our experiment. The concentrations of total iron produced from 1 kg of the sediment varied from 3240 to 16727 mg/kg. Fluctuations reflected combined effect of ferrous iron desorption and, at the same time, its oxidation and precipitation of resulting ferric form.

The decrease of pH values was followed with an intensive mobilization of zinc (up to 99% from its total concentration in the sediment) and manganese (up to 69%). The experiment showed that the sediment presents environmental risks upon aeration. We recommended the North-Bohemian Mining Company to treat this material very carefully and to consider sanitation after any manipulation with the sediment.

Based by this study, our research team was awarded by a "TALENT98" prize by the Minister of Education of the Czech Republic.

Our poster and this abstract are also available in the internet:
<http://home.zf.jcu.cz/~fajtl/wokshop1.html>

** to whom correspondence should be send: fajtl@zf.jcu.cz; fajtl@uek.cas.cz*

Isolation and culture of planktonic algae from extremely acidic mining lakes in Lusatia, north-eastern Germany

JANDER, J.¹, A. Fyson^{1,2} and V. Bissinger³

1 Brandenburg University of Technology, Cottbus, Seestrasse-45, D-15526, Bad Saarow, Germany. joern.jander@planet-interkom.de

2 Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries, Mueggelseedamm-310, D12587, Berlin, Germany. fyson@t-online.de

3 University of Potsdam, Institute for Ecology and Nature Protection, Maulbeerallee 2, D-14469 Potsdam, Germany. vbissing@rz.uni-potsdam.de

Introduction

Isolation and culture of flooded lignite pits (Tagebauseen) algae is essential for an understanding of their growth requirements and physiological characteristics and eventually an assessment of their role in the ecosystem and potential role in remediation. Despite having extremely low pH values (mostly 2.0 – 3.5), high concentrations of sulphate and iron and consequently high acidity, all investigated Tagebauseen in Lusatia are colonised by algae. Although diversity (species number) is low, the potential productivity of algae is high especially where nutrient concentrations are high (Fyson and Rucker, 1998; Nixdorf et al. 1998). Indeed, controlled eutrophication has been touted as a method to remove acidity from these lakes using biologically mediated processes in both sediment (anaerobic respiration) and water column (primary production) to promote acidity removal (Fyson et al., 1998; Steinberg et al., 1999). These lakes are extremely low in P and DIC. Addition of nutrients and/or degradable organic materials can enhance sediment processes and extend them into the water column. The consequent diffusion of released nutrients into the water column above can stimulate algal growth. Augmentation of primary production can serve to increase the carbon pool in these lakes, stimulating anaerobic, alkalinity generating processes in sediments and sometimes hypolimnion and maintaining nutrient supplies for continued algal and bacterial growth. To assess the role of algae in maintaining carbon supply requires isolation and culture to determine growth requirements and physiology as well as in situ studies determining distribution and development of algal populations in relation to water chemistry and biology.

Here, the isolation of algae from two Tagebauseen in a new artificial acidic medium based on Tagebausee chemistry is described. Future studies will determine the growth requirements and modes of nutrition of this and other isolated algae and help define the role and potential role of algae.

Materials and Methods

The studies were based on water and algae from RL111, a Tagebausee in the Plessa region of Lusatia. The data on RL111 shown in Table 1 are representative of many Tagebauseen in the Lusatia region. The chemical properties determine the specialised yet little known phytoplankton assemblage.

Table 1: Selected data on RL111, modified from Liepelt (1997).

	pH	Fläche (ha)	Z _{max} (m)	TP (µg/l)	TN (mg/l)	TIC (mg/l)	Fe _{ges} (mg/l)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)
RL 111	2,6 - 3	10	10,6	<5 - 6	1,8 - 4,6	<0,5 - 5	130 - 200	1100 – 1800

The isolation of algae was based on water taken from the deep chlorophyll maximum and surface of RL111. Small volumes were plated out on 1% agar plates (pH 4) made up with M7 culture medium (Schlösser, 1982, modified). The plates were incubated at 20 °C under cool-white fluorescent lighting with a 16 h light:8 h dark cycle. Visible colonies were transferred to microtitre plates with liquid medium (M7 (modified), pH 4).

Algae were grown in a synthetic medium, NL111 (Table 2), based on the chemistry of RL111. For the assessment of the synthetic medium, studies with parallel algal cultures in lake water were carried out. For these studies, water from the epilimnion of RL111 was used (stored in a cold room in the dark). For the development of the synthetic medium, the same basic solution was used.

Table 2: Composition of medium NL 111

Medium NL 111				
1. Makroelements			Conc. NL	Conc. NL
No.	M	Substance	mg/l	mmol/l
1	58,44	NaCl	15,19	0,26
2	246,48	MgSO ₄ x7H ₂ O	284,68	1,155
3	101,11	KNO ₃	2,02	0,02
4	174,27	K ₂ SO ₄	0,04	0,00024
5	132,14	(NH ₄) ₂ SO ₄	10,84	0,082
6	172,17	CaSO ₄ x2H ₂ O	1286,80	7,474
7	136,09	KH ₂ PO ₄	6,80	0,05
2. Trace-elements stock solutiun			Conc. NL	Conc. NL
			µg/l	µmol/l
8	329,86	Na ₂ WO ₄ x2H ₂ O	2,6	0,0079
9	241,95	Na ₂ MoO ₄ x2H ₂ O	9,68	0,04
10	119,01	KBr	9,51	0,0799
11	166,01	KI	6,61	0,0398
12	291,04	Co(NO ₃) ₃ x6H ₂ O	11,7	0,0402
13	249,68	CuSO ₄ x6H ₂ O	10,0	0,04
14	280,87	NiSO ₄ x7H ₂ O	11,29	0,0402
15	199,03	VOSO ₄ x2H ₂ O	1,2	0,00603
16	128,97	H ₂ SeO ₃	7,76	0,0602
17	61,83	H ₃ BO ₃	248,0	4,011
18	169,02	MnSO ₄ xH ₂ O	8586,2	50,8
19	287,54	ZnSO ₄ x7H ₂ O	3956,8	13,761
3. Further trace elements			Conc. NL	Conc. NL
			mg/l	mmol/l
20	342,15	Al ₂ (SO ₄) ₃ x16H ₂ O	284,67	0,832
21	399,88	Fe ₂ (SO ₄) ₃	519,44	1,299

The algae were grown in Erlenmeyer flasks on a shaker (120 min⁻¹) in a controlled environment at 10 °C and with constant illumination (51 µmol m⁻² s⁻¹). Continuous light was chosen to inhibit phased cell division. The cultures were semicontinuous with dilution with culture medium when an algal population of 4 x 10⁵ ml⁻¹ was attained. This was determined photometrically at 436 nm against a standard curve. To exclude the possible influence of algal cell density on algal growth, a culture with a population of 8 x 10⁵ cells was carried out.

Results

In order to characterise algae from Tagebauseen, culture in media with a chemistry similar to the lakes is essential. A synthetic medium based on the water chemistry of RL111 has been used for successful culture of algae. To date, 67 chlorophytes have been isolated and cultured in this synthetic medium. These include picoplanktonic Chlorococcales (Chlorophyceae) and

Chloromonas sp. (Chlorophyceae). This medium contains no organic carbon source indicating that all the isolates are able to grow autotrophically. Isolation of diverse algae is easily achieved with the method described here. In future, this and similar media will be used to isolate other algae from RL111 and other Tagebauseen.

Cell doubling times (CDT) of a *Nanochlorum* isolate (Pi98/29) (Jander et al., 2000 in press) are shown in Figure 1. CDT values of 5.5 and 4.7 days were found with an initial population of 4×10^5 cells ml^{-1} . With an initial population of 8×10^5 cells ml^{-1} , a CDT of 4.7 was obtained. These figures are not significantly different with different conditions.

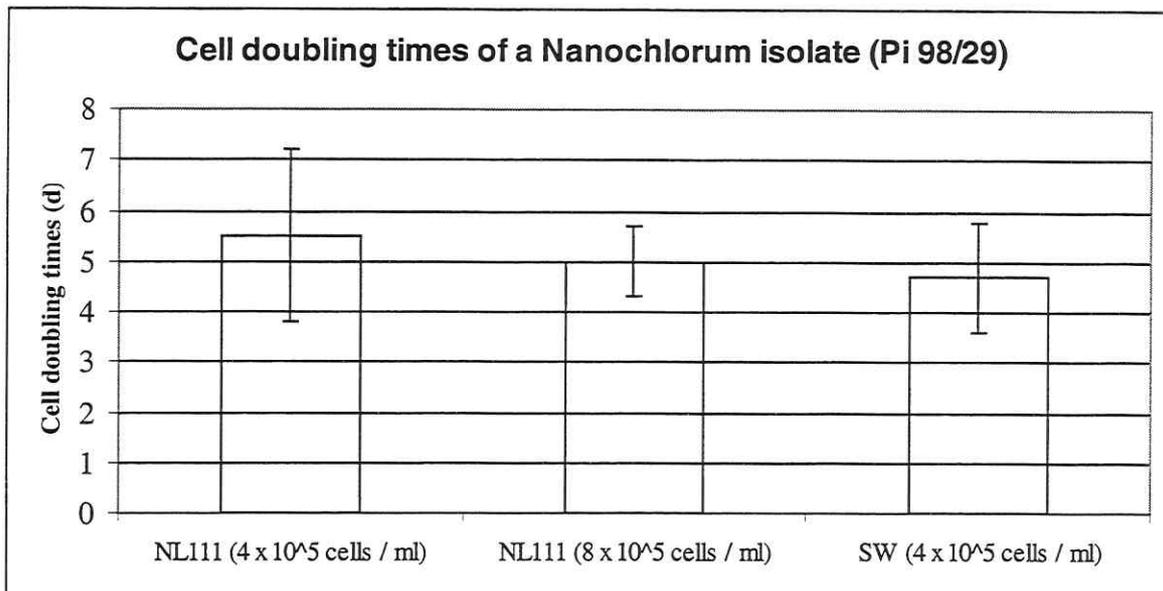


Figure 1. Cell doubling times of a *Nanochlorum* isolate in synthetic medium with differing initial cell number and in RL111 water (SW) (10°C , $51 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$, $N=12$)

Summary

- Sixty seven isolates (all chlorophytes) have been obtained in a synthetic culture medium (pH 4)
- The algae grow at a similar rate in an artificial medium as in lake water with added phosphate.
- This new medium will be used for characterisation of algae from Tagebauseen.

Literature

Fyson, A., Nixdorf, B., Kalin, M. and Steinberg, C.E.W. (1998). Mesocosm studies to assess acidity removal from acidic mining lakes through controlled eutrophication. *Ecological Engineering*, 10, 229-245.

Fyson, A. and Ruecker, J. (1998). Die Chemie und Ökologie des Lugteichs-eines extrem sauren, meromiktischen Tagebausees. *Gewässerreport* (Nr. 4): Forschungsergebnisse zur Limnologie von Gewässern im Scharmützelseegebiet und in Bergbaufolgelandschaften, BTUC Aktuelle Reihe 5/98, 18-34.

Jander, J., Fyson, A. and Hepperle, D. (2000). *Nanochlorum* nov sp., a new picoplanktonic chlorophyte from an extremely acidic mining lake in Lusatia, north-eastern Germany. *The Phycologist* in press. Paper presented at the winter meeting of the British Phycological Society, Birmingham, January.5-8, 2000.

Liepelt, A.E. (1997). Entwicklung des Phytoplanktons in Tagebauseen der Lausitz 1995 und 1996 – Erfassung durch mikroskopische Bestimmungen und HPLC-Pigmentanalysen. Gewässerreport (Teil 3), BTU Cottbus, Fakultät Umweltwissenschaften und Verfahrenstechnik: 19-30.

Nixdorf, B., Mischke, U. and Lessmann, D (1998). Chrysophyta and Chlorophyta – pioneers of plankton succession in extremely acidic lakes in Lusatia. *Hydrobiologia* 369/370: 315-327.

Schlösser (1982) Sammlung von Algenkulturen. *Ber. Deutsch. Bot. Ges.* 95:181-276.

Steinberg, C.E.W, Fyson, A. and Nixdorf, B. (1999). Extrem saure Seen in Deutschland. *Biologie in unserer Zeit* 29 (5), 98-109.

Entfernung von Uran aus Bergwerkswässern mit U(VI)-reduzierenden Sulfatreduzierern

Katja Pietzsch, Barbara C. Hard, Wolfgang Babel

Sektion Umweltmikrobiologie

UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH

Von der Uranhalde "Haberland" in der Nähe von Johannegeorgenstadt (Sachsen) konnte ein Gram-negatives sulfat-reduzierendes Bakterium, UFZ B 490, isoliert werden. Dieser Stamm besitzt die Fähigkeit, aus der Reduktion von U(VI) als einzigem Elektronenakzeptor unter Verbrauch von Laktat als Kohlenstoff- und Energiequelle Energie zu gewinnen und diese Energie für seine Erhaltung und Vermehrung zu verwenden. UFZ B 490 gehört zur Gattung *Desulfovibrio*. Seine vibrioiden Zellen sind 1,3 µm bis 2,5 µm lang und 0,4 µm bis 0,7 µm breit, und sie sind beweglich. Wachstum erfolgt in einem pH-Bereich von 6,0 bis 8,5 mit einem Optimum bei pH 7,5. Als optimale Wachstumstemperatur wurden 37 °C ermittelt. Der Stamm kann neben Laktat auch andere Substrate als Kohlenstoff- und Energiequelle verwenden, wie Pyruvat, Fumarat, Succinat, Ethanol, Propanol, Butanol, Cholin, Glukose und Fruktose. Molekularer Wasserstoff stellt einen weiteren Elektronendonator für die Reduktion von S(VI) oder U(VI) dar. Der Zusatz von Hefeextrakt oder Vitaminlösungen ist für das Wachstum von UFZ B 490 nicht erforderlich.

Weitere Metalle [Fe(III), Cr(VI) und Mn(IV)] wurden als mögliche Elektronenakzeptoren in Gegenwart von Laktat als Elektronendonator getestet. Unter den gewählten Bedingungen konnte aber keine Reduktion dieser Metalle festgestellt werden; nur U(VI) wurde durch das Isolat umgesetzt.

Autorenindex

Abel, A. -----	55
Amelung, W. -----	25
Babel, W. -----	1, 67, 79
Babenzien, H.-D. -----	5
Bilek, F. -----	49
Bissinger, V. -----	73
Bremstahler, F. -----	65
Deusner, Ch. -----	67
Ender, R. -----	69
Fajtl, J. -----	33, 71
Friese, K. -----	17, 33
Frömmichen, R. -----	3
Fyson, A. -----	21, 43, 73
Gläser, H.-R. -----	31
Hard, B.C. -----	1, 67, 79
Herzprung, P. -----	3, 17
Hofmann, G. -----	13
Jander, J. -----	73
Jasper, M. -----	67
Jenk, U. -----	55
Kabma, M. -----	71
Kalin, M. -----	21
Kellner, S. -----	3
Koschorreck, M. -----	3, 33
Kowski, P. -----	31
Küsel, K. -----	27
Langner, C. -----	11
Leßmann, D. -----	69
Lorke, A. -----	3
Luckner, L. -----	49
Meier, J. -----	5
Nixdorf, B. -----	43
Nohlen, C. -----	25
Packroff, G. -----	13
Peiffer, S. -----	25, 29, 59
Pietsch, K. -----	79
Regenspurg, S. -----	29
Rodrigues, G. -----	15
Roth, U. -----	27
Scharf, B. -----	13, 15
Schöpke, R. -----	61
Steinberg, C.E.W. -----	43
Strauch, G. -----	31
Tichy, R. -----	33, 71

Totsche, O. -----	43
Trettin, R. -----	31
Wendt-Potthoff, K. -----	3, 11, 33
Wennrich, R. -----	31
Werner, F. -----	49, 65
Wilhelmy, H.-D. -----	13
Wisotzky, F. -----	37

Teilnehmerverzeichnis

Andrea **Abel**
Dresdner
Grundwasserforschungs-
zentrum e.V.
Meraner Str. 10
01217 Dresden
Tel.: 0351/4050662
Fax: 0351/4050669
aabel@dgfz.de

Dr. Karl-Heinz **Arnold**
Sächsisches
Staatsministerium des
Innern
Ref. 13
01095 Dresden

Dr. Elke **Bozan**
UFZ- Sektion
Hydrogeologie
Theodor-Lieser-Str. 4
06120 Halle/S.
Tel.: 0345/5585202/225
Fax: 0345/5585559
bozan@hdg.ufz.de

Felix **Bremstahler**
Dresdner
Grundwasserforschungs-
zentrum e.V.
Meraner Str. 10
01217 Dresden
Tel.: 0351/4050674
Fax: 0351/4050679
fbremstah@dgfz.de

Dr. Wolfgang **Busch**
UFZ-Sektion
Gewässerforschung
Brückstr. 3a
39114 Magdeburg
Tel.: 0391/8109 105
Fax: 0391/8109 111
busch@gm.ufz.de

Dr.
Karl-Heinz **Christmann**
Landesumweltamt NRW
Wallneyer Str. 6
45133 Essen
Tel.: 0211/15902361
Fax: 0211/15902426

Thomas **Deppe**
TU Dresden
Ökologische Station
Neunzehnhain
Neunzehnhainer Str. 14
09514 Wünschendorf
Tel.: 037367/2401
Fax: 037367/2103
nzh.deppe@t-online.de

Christian **Deusner**
UFZ-Sektion
Umweltmikrobiologie
Permoserstr. 15
04318 Leipzig
hard@suny.rz.ufz.de

Anja **Duffek**
UFZ-Sektion
Gewässerforschung
Brückstr. 3a
39114 Magdeburg

Remo **Ender**
BTU Cottbus
LS Gewässerschutz
Postfach 101344
03013 Cottbus
Tel.: 0355/693948
Fax: 0355/694235
E-Mail:
remo_ender@yahoo.de

Jiri **Fajtl**
UFZ-Sektion
Gewässerforschung
Brückstr. 3a
39114 Magdeburg
Tel.: 0391/8109 810
Fax: 0391/8109 111

René **Frömmichen**
UFZ-Sektion
Gewässerforschung
Brückstr. 3a
39114 Magdeburg
Tel.: 0391/8109 304
Fax: 0391/8109 111
frömmichen@gm.ufz.de

Dr. Andrew **Fyson**
Institut für
Gewässerökologie und
Binnenfischerei
Mueggelseedamm 310
12587 Berlin
Tel.: 030/64181605
Fax: 030/64181600
fyson@igb-berlin.de;
fyson@t-online.de

Prof. Dr. Walter **Geller**
UFZ-Sektion
Gewässerforschung
Brückstr. 3a
39114 Magdeburg
Tel.: 0391/8109 100
Fax: 0391/8109 111
Geller@gm.ufz.de

Dr. Jörg **Göttlicher**
Forschungszentrum
Karlsruhe GmbH
Institut für Technische
Chemie
Bereich Wasser- und
Geotechnologie
Technische Mineralogie
Postfach 3640
76021 Karlsruhe
Tel.: 07247/82 3969
Fax: 07247/82 4476
joerg.goettlicher@itc-wgt.fzk.de

Barbara C. **Hard**
UFZ-Sektion
Umweltmikrobiologie
Permoserstr. 15
04318 Leipzig
hard@suny.rz.ufz.de

Dr. Peter **Herzprung**
UFZ – Sektion
Gewässerforschung
Brückstr. 3a
39114 Magdeburg

Jörn **Jander**
BTU Cottbus
Lehrstuhl für
Gewässerschutz
Seestr. 45
15526 Bad Saarow

Maria **Kapfer**
Forschungsstelle Bad
Saarow der BTU Cottbus
Lehrstuhl Gewässerschutz
Seestr. 45
15526 Bad Saarow
Tel.: 033631/8943
Fax: 033631/5200
m.kapfer@t-online.de

Prof. Dr. Helmut **Klapper**
UFZ-Sektion
Gewässerforschung
Brückstr. 3a
39114 Magdeburg
Tel.: 0391/8109 110
Fax: 0391/8109 111
klapper@gm.ufz.de

Dr. Andreas **Kleeberg**
Forschungsstelle Bad
Saarow der BTU Cottbus
Seestr. 45
15526 Bad Saarow
Tel.: 033631/2028
Fax: 033631/5200
rueklee@t-online.de;
A.G.Kleeberg@t-online.de

Matthias **Koschorrek**
UFZ-Sektion
Gewässerforschung
Brückstr. 3a
39114 Magdeburg
Tel.: 0391/8109 430
Fax: 0391/8109 111
koschorrek@gm.ufz.de

Rainer **Kruspe**
IDUS
Biologisch Analytisches
Umweltlabor GmbH
Dresdner Str. 43
01458 Ottendorf-Okrilla

Anette **Küchler**
Wismut GmbH
Jagdschänkenstr. 29
09117 Chemnitz

Constanze **Langner**
UFZ-Sektion
Gewässerforschung
Brückstr. 3a
39114 Magdeburg
Tel: 0391/8109 304
Fax: 0391/8109 111

Dr. Dieter **Leßmann**
BTU Cottbus
LS Gewässerschutz
Postfach 101344
03013 Cottbus
Tel.: 0355/692242
Fax: 0355/694235
E-Mail:
lessmann@hydrologie.tu-cottbus.de

Jutta **Meier**
IGB-Institut für
Gewässerökologie
und Binnenfischerei
Limnologie Geschichteter
Seen
Alte Fischhütte 2
16775 Neuglobsow
Tel.: 033082/699 36
Fax: 033082/699 17
jmeier@igb-berlin.de

Dr. Frank **Mertens**
Lucon GmbH
Hallesche Str. 13
06618 Naumburg
03445/70980
03445/709898
lucon.nmb@t-online.de

Andreas **Müller**
UFZ-Sektion
Gewässerforschung
Brückstr. 3a
39114 Magdeburg
Tel.: 0391/8109 449

Mike **Müller**
Dresdner
Grundwasserforschungs-
zentrum e.V.
Meraner Str. 10
01217 Dresden
Tel.: 0351/4050675
Fax: 0351/4050679
mmueller@dgfz.de

Christine **Nohlen**
Universität Bayreuth
Limnologische
Forschungsstation
95440 Bayreuth
Tel.: 0921/552223
Fax: 0921/552366

Dr. Stefan **Peiffer**
Universität Bayreuth
Limnologische
Forschungsstation
95440 Bayreuth
Tel: 0921/552223
Fax: 0921/552366
PFEIFFER@UNI-BAYREUTH.DE

Katja **Pietzsch**
UFZ-Sektion
Umweltmikrobiologie
Permoserstr. 15
04318 Leipzig
hard@suny.rz.ufz.de

Ines Pöhler
Gesellschaft für
Biotechnologische
Forschung
Abteilung für
Mikrobiologie
Mascheroder Weg 1
38124 Braunschweig

Dr. Markus Pohlmann
Forschungszentrum
Karlsruhe
ITC-WGT
Postfach 3640
76021 Karlsruhe
Tel.: 07247/823969
Fax: 07247/824476
MARKUS.POHLMANN
@ITC-WGT.FZK.DE

Simona Regenspurg
Universität Bayreuth
Lehrstuhl für Hydrologie
95440 Bayreuth
Tel.: 0921/552221
Fax: 0921/552366
Simona-Regenspurg@uni-bayreuth.de

Gilberto Rodrigues
UFZ-Sektion
Gewässerforschung
Brückstr. 3a
39114 Magdeburg
Tel.: 0391/8109 449
Fax: 0391/8109 111
Rodrigues@gm.ufz.de

Rüdiger Röhrig
UFZ-Sektion
Gewässerforschung
Brückstr. 3a
39114 Magdeburg
Tel.: 0391/8109 449
Fax: 0391/8109 150
Rueroer@aol.com

Ursula Roth
Universität Bayreuth
Lehrstuhl für Ökologische
Mikrobiologie
Dr. Hans-Frisch-Str. 1-3
95448 Bayreuth
Tel.: 0921/555623
Fax: 0921/555643
ursula.roth@bitoek.uni-bayreuth.de

Dr. Burkhard Scharf
UFZ-Sektion
Gewässerforschung
Brückstr. 3a
39114 Magdeburg
Tel.: 0391/8109 430
Fax: 0391/8109 111
scharf@gm.ufz.de

Ralph Schöpke
BTU Cottbus
LS Wassertechnik
Postfach 101344
03013 Cottbus
schoepke@tu-cottbus.de

Martin Schultze
UFZ-Sektion
Gewässerforschung
Brückstr. 3a
39114 Magdeburg
Tel.: 0391/8109 400
Fax: 0391/8109 111
schultze@gm.ufz.de

**Prof. Dr.
Christian Steinberg**
Institut für
Gewässerökologie und
Binnenfischerei
Müggelseedamm 310
12587 Berlin
Tel: 030/6418 1601
Fax: 030/6418 1600
stein@igb-berlin.de

Jörg Tittel
UFZ - Sektion
Gewässerforschung
Brückstr. 3a
39114 Magdeburg

Dr. Rolf Trettin
UFZ - Sektion
Hydrogeologie
Theodor-Lieser-Str. 4
06120 Halle/S.
Tel.: 0345/5585 207
Fax: 0345/5585 559
trettin@hdg.ufz.de

Dr. Kai-Uwe Ulrich
TU Dresden
Ökologische Station
Neunzehnhain
Neunzehnhainer Str. 14
09514 Wünschendorf
Tel.: 037367/2401
Fax: 037367/2103
nzh.ulrich@t-online.de

Dr. Günther Walter
Am Faulen See 44
13053 Berlin
Tel.: 030/9867597
Fax: 030/9867597

Dr. Dirk Wenderoth
Gesellschaft für
Biotechnologische
Forschung
Abteilung für
Mikrobiologie
Mascheroder Weg 1
38124 Braunschweig
Tel: 0531/6181440
Fax: 0351/6181411
dfw@gbf.de

Dr.
Katrin Wendt-Potthoff
UFZ-Sektion
Gewässerforschung
Brückstr. 3a
39114 Magdeburg
Tel.: 0391/8109 810
Fax: 0391/8109 150
potthoff@gm.ufz.de

Dr. Florian **Werner**
Dresdner
Grundwasserforschungs-
zentrum e.V.
Meraner Str. 10
01217 Dresden
Tel.: 0351/4050 663
Fax: 0351/4050 669
fwerner@dgfz.de

Ute **Wiegand**
UFZ - Sektion
Hydrogeologie
Theodor-Lieser-Str. 4
06120 Halle/S.
Tel.: 0345/5585 216
Fax: 0345/5585 559
wiegand@hdg.ufz.de

Dr. Frank **Wisotzky**
Ruhr-Universität Bochum
Institut für angewandte
Geologie
Universitätsstr. 150
44801 Bochum
0234/32 23 967
0234/32 14 120
wisotzky@geol3.ruhr-uni-bochum.de

Barbara **Zippel**
UFZ-Sektion
Gewässerforschung
Brückstr. 3a
39114 Magdeburg
Tel.: 0391/8109 419
Fax: 0391/8109 111
zippel@gm.ufz.de

UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
Sektion Gewässerforschung
Brückstraße 3a
D-39114 Magdeburg
Telefon 0391/8109-0
Telefax 0391/8109-111