TECHNISCHE UNIVERSITÄT BERGAKADEMIE FREIBERG

B. Merkel, H. Schaeben, Ch. Wolkersdorfer, A. Hasche-Berger (Hrsg.)

Behandlungstechnologien für bergbaubeeinflusste Wässer
GIS – Geowissenschaftliche Anwendungen und Entwicklungen



Wissenschaftliche Mitteilungen

INSTITUT FÜR GEOLOGIE

31

Freiberg
2006

TECHNISCHE UNIVERSITÄT BERGAKADEMIE FREIBERG
Institut für Geologie

Wissenschaftliche Mitteilungen

31

Freiberg
2006

B. Merkel, H. Schaeben, Ch. Wolkersdorfer,
A. Hasche-Berger (Hrsg.)

Behandlungstechnologien für bergbaubeeinflusste Wässer
GIS – Geowissenschaftliche Anwendungen und Entwicklungen

Proceedingsband zu den Workshops am Geologischen Institut der TU Bergakademie Freiberg am 22. und 23. Juni 2006

47 Beiträge, 348 Seiten, 236 Abbildungen, 50 Tabellen, 354 Literaturstellen

Herausgeber: Technische Universität Bergakademie Freiberg
Institut für Geologie

Förderkreis Freiberger Geologie

Internet: http://www.geo.tu-freiberg.de/publikationen/wiss_mitteilungen.html

Redaktion und Manuskriptannahme: TU Bergakademie Freiberg
Institut für Geologie
Dr. V. Dunger
Gustav-Zeuner-Straße 12
09596 Freiberg
☎ +49(0)3731/39-3227
Fax +49(0)3731/39-2720
E-Mail Volkmar.Dunger@geo.tu-freiberg.de

Vertrieb: Akademische Buchhandlung
Inh. B. Hackel
Merbachstraße
Postfach 1445
09599 Freiberg
☎ +49(0)3731/22198
Fax +49(0)3731/22644

ISSN 1433-1284

Das Werk, einschließlich aller seiner Teile, ist urheberrechtlich geschützt. Jede Verwertung ist ohne die Zustimmung des Verlages außerhalb der Grenzen des Urheberrechtsgesetzes unzulässig und strafbar. Das gilt insbesondere für Vervielfältigungen, Übersetzungen, Mikroverfilmungen und die Einspeicherung und Verarbeitung in elektronischen Systemen. Für den Inhalt sind allein die Autoren verantwortlich.

Die Verschneidung des DGM mit der Geologischen Karte GK 50 von Sachsen wurde vom Sächsischen Landesamt für Umwelt und Geologie zur Verfügung gestellt. Das Foto der Grubenwasseraufbereitung von Niederschlema/Alberoda stammt von Ch. Wolkersdorfer.

© Technische Universität Bergakademie Freiberg, 2006
Gesamtherstellung: Medienzentrum der TU Bergakademie Freiberg

Printed in Germany

TU BERGAKADEMIE FREIBERG

57. Berg- und Hüttenmännischer Tag

„Behandlungstechnologien für bergbaubeeinflusste Wässer“

„GIS – Geowissenschaftliche Anwendungen und Entwicklungen“

22. und 23. Juni 2006



Institut für Geologie

Prof. Dr. Broder J. Merkel
Prof. Dr. Helmut Schaeben
Dr. Christian Wolkersdorfer
Dipl.-Geol. Andrea Hasche-Berger


BERGAKADEMIE
TECHNISCHE
UNIVERSITÄT
FREIBERG

Inhaltsverzeichnis

Glück Auf und Herzlich Willkommen! 9

Behandlungstechnologien für bergbaubeeinflusste Wässer 11

Märten, H.
Neueste Trends zur aktiven Wasserbehandlung und Anwendungsbeispiele 13

Strzodka, M.
Die Enteisenungsanlage zum Erhalt des Feuchtbiotops "Steinitzer Quelle" 23

Janneck, E.; Schlee, K.; Arnold, I.; Glombitza, F.
Einsatz neuer Belüftungssysteme zur Effizienzsteigerung bei der Grubenwasserbehandlung in der Lausitz 29

Hasche-Berger, A.; Wolkersdorfer, Ch.; Simon, J.
Laborexperimente als Grundlage für ein RAPS-System 37

Klemm, W.; Greif, A.
Reinigung belasteter Haldensickerwässer durch in-situ-Eisenhydroxidfällung – Ergebnisse eines Langzeitversuchs unter Realbedingungen 47

Koschorreck, M.; Wendt-Potthoff, K.; Bozau, E.; Herzsprung, P.; Geller, W.
In situ Neutralisation von sauren Bergbaurestseen – Prozesse im Sediment und begrenzende Faktoren 55

Heinzel, E.; Hedrich, S.; Rätzel, G.; Wolf, M.; Janneck, E.; Seifert, J. Glombitza, F.; Schlömann, M.
Bakterielle Diversität in einer Wasserbehandlungsanlage zur Reinigung saurer Grubenwässer 61

Steudel, K.; Horak, G.; Willscher, S.; Werner, P.; Pompe, W.
Säulenexperimente zur Biosorption von Uran und Schwermetallen aus Modell-Lösungen und realen Grubenwässern 69

Schöner, A.; Sauter, M.; Büchel, G.
Biogeochemische Mechanismen der Uranfestlegung in Wetlands 71

Dienemann, H.; Dienemann, C.; Brackhage, C.; Dudel, E.G.; Rotsche, J.; Weiske, A.
Radium-226 und Uran-238 in Sedimenten im Abstrom einer Uranbergbauhinterlassenschaft – Abschätzungen der Perspektiven und Grenzen von Sedimentationsgräben 79

Benthaus, F.C.; Uhlmann, W.
Die chemische Behandlung saurer Tagebauseen in der Lausitz. Erfahrungen zur Kalkschlammresuspension im Tagebausee Koschen 85

Rabe, W.; Uhlmann, W.
Neue Erkenntnisse zur Anwendung von In-Lake-Verfahren für die Neutralisation saurer Bergbaufolgeseen 97

Höppner, St.; Rieger, K.; Scholz, G.
Wirtschaftliche Bewertung innovativer, aktiver und passiver Wasseraufbereitungssysteme für saure Bergbaugewässer 105

Werner, F.; Luckner, L.; Benthaus, F.C.; Richter, G.
Konzepte zur Stabilisierung der Gewässergüte der Lausitzer Seenkette 113

Unger, Y.; Wolkersdorfer, Ch.
Sideritbildung in Tagebaurestseen – Mögliche Sanierungsstrategie des Restlochs Spreetal Nordost 119

Schipek, M.; Graupner, B.; Merkel, B.; Wolkersdorfer, Ch.; Werner, F.
Neutralisationspotential von Flugaschen – Restseesanierung Burghammer 125

Wisotzky, F.; Lenk, St.
Darstellung und Evaluierung der Minderungsmaßnahmen zur Kippenwasserversauerung im Tagebau Garzweiler der RWE Power AG (Rheinisches Braunkohlenrevier, Germany). 133

Willscher, S.
Mikrobielle Verwitterungsprozesse bei der Freisetzung von Schwermetallen und Arsen aus fluvialen Tailingablagerungen..... 139

Preuß, V.; Schöpke, R.; Koch, R.
Laboruntersuchungen zur Stabilität von Eisensulfidschlämmen 145

Bilek, F.
Batchversuche zur Sulfatreduktion durch autotrophe Mikroorganismen im natürlichen Grundwasserleiter – Gegenwärtiger Stand 153

Geistlinger, H.; Lazik, D.; Eisermann, D.; Beckmann, A.; Martienssen, M.; Schirmer, M.; Zittwitz, M.; Gerhardt, M.
Reaktive Gaswände mittels Direktgasinjektion: Vom Bench-Scale zum Field-Scale (OXYWALL)..... 159

Schöpke, R.; Preuß, V.; Koch, R.; Bahl, T.
Einsatzmöglichkeiten passiver reaktiver Wände zur Entsäuerung potenziell saurer Kippengrundwasserströme und deren Nutzung in aktiven Untergrundbehandlungsverfahren..... 165

Noubactep, C.
Contaminant reduction at the surface of elemental iron: the end of a myth..... 173

Hild, St.; Croukamp, L.; Sieste, M.; Barth, A.; Rudinskaya, J.; Roos, M.
Witwatersrand Water Ingress Project – Information Management System (WWIPIMS), South Africa 181

Zilberchmidt, M.G.; Agafonov, J.F.; Dmitriev, A.P.; Spirt, M.J.
Schutz der Hydrosphäre vor der negativen Einwirkung von hochschwefelhaltigen Deponien der Kohlengewinnungs- und Aufbereitungsabgänge 189

Litvinova, T.
Solvent Extraction of Cerium(III) and Yttrium(III) by Carbonic Acids from Nitrate Medium.195

Heilmann, H.
Aspekte autoregulativer pH-Wert-Normalisierung im Boden – Offene Fragen hinsichtlich des Modells und der Bestimmungsgründe eines wichtigen Bodenparameters..... 199

Schneider, P.; Schaffrath, M.; Schlumprecht, H.; Sonntag, H.
Hydrologische und ökologische Untersuchungen im Zusammenhang mit der Umsetzung der EU-WRRL unter Berücksichtigung des Braunkohlenbergbau-Rehabilitationsgebietes im sächsischen Einzugsgebiet der Lausitzer Neiße..... 203

Wolkersdorfer, Ch.; Younger, P.L.; Bowell, R.
Europäische Perspektiven in der Sanierung saurer Grubenwässer
PADRE – Europäische Partnerschaft für die Sanierung saurer Grubenwässer (*Partnership for Acid Drainage Remediation in Europe*)..... 213

Autorenverzeichnis 347

GIS – Geowissenschaftliche Anwendungen und Entwicklungen 219

Pester, S.; Kühne, K.; Maul, A.A.; Schulz, R.
Aufbau eines geothermischen Informationssystems für Deutschland..... 221

Kühne, K.
Das Fachinformationssystem Geophysik und seine Nutzung über das Internet 227

Schrott, B.
Das Bergbau-Informationssystem (BIS) der Bergbehörden des Landes NRW 233

Barth, A.; Berndt, Th.; Barth, A.; Schmidt, F.; Nindel, R.
Planung, Aufbau und Einführung des Informationsmanagementsystems für den Bergbausektor von Ghana (IMS Geodatabase Ghana) 241

Sieste, M.; Barth, A.; Etzold, S.
Das Informationssystem Einzugsgebietsmanagement: Ein generisches Informationssystem zur Verwaltung komplexer Geodaten mit Funktionen zur wissensbasierten Prognose 245

Dohmen, M.
Informationssysteme für die Rohstoffgewinnungsindustrie..... 253

Graupner, B.; Werner, F.; Bürger, St.; Benthaus, F.C.
Abschätzung der Sulfatgehalte Lausitzer Braunkohlenkippen mit Hilfe von Raum- und Stoffbilanzmodellen 263

Heinicke, J.; Apel, M.; Martinelli, G.
GIS-Einsatz in der Erdbebenforschung: neue Studien zum Einfluss von Luftdruck-änderungen 271

Hoppe, A.; Hofmann, M.; Lamelas Gracia, T.; Lang, St.; Lerch, Ch.; Marinoni, O.
Geo-Informationssysteme zur Bewertung von Geo-Potenzialen in der Peripherie von Ballungsräumen 273

Schönhardt, M.; Witt, K.J.; Wudtke, R.-B.
Strategien zur optimalen Baugrunderkundung auf der Grundlage unsicherer geologischer Baugrundmodelle 277

Jany, S.
Erfassung sowie mathematische Korrelierung von Airborne Laser Scanning Daten mit 3D Terrestrischen Daten als Grundlage für Projektanwendungen 287

Boeck, H.-J.; Lange, Th.; Schneider, P.
GIS-gestützte Bewertung des tiefengeothermischen Potentials im Freistaat Sachsen..... 297

Kus, G.; Pamer, R.; Wagner, B.
Digitale Erstellung und Vernetzung (hydro-)geologischer Profilschnitte innerhalb bestehender Datenstrukturen 303

Rühaak, W.; Gorling, L.; Schulz, R.
Integration geophysikalischer Daten in ein dreidimensionales geometrisches Untergrundmodell 311

Görne, S.; Krentz, O.; Horna, F.; Block, C.; Hübschmann, M.
3D-Modellierung mit Gocad auf dem Weg zur routinemäßigen Anwendung im LfUG.... 317

Apel, M.; Böhme, M.
Data integration and 3d mineral and hazard potential modelling..... 325

Frank, T.; Kedzierski, P.
GPU accelerated Boolean operations for complex 3D GIS queries..... 331

Walter, Th.
Identifizierung der Grundwasserkörper nach EU-WRRL im Saarland und Ermittlung regionaler hydrogeochemischer Hintergrundwerte 339

Autorenverzeichnis 347


BERGAKADEMIE
TECHNISCHE
UNIVERSITÄT
FREIBERG

Glück Auf und Herzlich Willkommen!

Herzlich Willkommen an der Bergakademie Freiberg, der ältesten noch am Ort seiner Gründung bestehenden Einrichtung dieser Art. Bereits zum dritten Mal präsentiert das Geologische Institut im Rahmen des 57. Berg- und Hüttenmännischen Tags 2006 gemeinsam die beiden Kolloquien „Behandlungstechnologien für bergbaubeeinflusste Wässer" und „GIS – Geowissenschaftliche Anwendungen und Entwicklungen". Zum einem möchten wir damit unsere jeweilige Kompetenz in dieser Fachrichtung hervorheben und die Nähe von GIS-Anwendungen und der Hydrogeologie unterstreichen, zum anderen verdeutlicht das riesige Interesse an diesen beiden Veranstaltungen den hohen Stellenwert am nationalen und internationalen Wissenstransfer sowie der interdisziplinären Diskussion. Vor allem die Bemühungen in der Sanierung saurer Grubenwässer machen deutlich, wie wichtig die Interaktion dieser beiden Spezialdisziplinen ist – und künftig sein wird.

Den Stellenwert, den unsere Kolloquien genießen, erkennen Sie an der gemeinsamen Organisation durch zwischenzeitlich acht Organisationen: der TU Bergakademie Freiberg, dem Sächsischen Landesamt für Umwelt und Geologie, der Fa. Beak Consultants GmbH, der Partnership for Acid Drainage Remediation in Europe (PADRE), der International Mine Water Association (IMWA), der Deutschen Gesellschaft für Geowissenschaften (DGG), der Fachsektion Hydrogeologie in der Deutschen Gesellschaft für Geowissenschaften (FH-DGG) und dem International Network for Acid Prevention (INAP).

Erhebliche Wassermengen wurden und werden durch die Förderung mineralischer und organischer Rohstoffe kontaminiert. Der Verwitterung von Sulfiden kommt dabei eine besondere Bedeutung zu und ist unter dem Stichwort *acid mine drainage* (AMD) oder saures Grubenwasser allgemein bekannt. Jedoch geht die INAP korrekterweise verstärkt dazu über, von *acid/alkaline mine drainage/metal leachate* zu sprechen. Saures Grubenwasser bedeutet neben niedrigen pH-Werten und hohen Eisen- und Sulfatkonzentrationen nämlich auch, dass toxische Spurenelemente wie Arsen, Blei, Cadmium, Selen oder Uran – um nur einige zu nennen – in erhöhten Konzentrationen im Wasser gefunden werden können. Obwohl in den vergangenen Jahrzehnten weltweite Forschungsanstrengungen über saure Grubenwässer und deren Vermeidung unternommen wurden, besteht nach wie vor ein erheblicher Forschungsbedarf hinsichtlich Wasseraufbereitungstechnologien (klassischer und alternativer) und Stimulationsmethoden im Sinne von *enhanced natural attenuation* (ENA). Wir müssen uns künftig verstärkt um die Wasserreinigung und Sanierung kontaminierter Wasserkörper kümmern. Dies ist eine Vorgabe der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) aber vor allem ein Gebot der Vernunft und unserer Verantwortung für kommende Generationen.

GIS-Techniken besitzen bei den beteiligten Geowissenschaftlern, Planern und Ingenieuren eine große praktische Bedeutung und belegen die anhaltende Aktualität von Geoinformation, Geodaten und ihrer Infrastruktur. In den GIS-Beiträgen sollen vor allem Ergebnisse und Erfahrungen bei geowissenschaftlichen Anwendungen von Geographischen Informationssystemen und weitergehende Anforderungen an zu entwickelnde geowissenschaftliche Informationssysteme aus der Praxis vorgestellt werden, die neue Entwicklungen in der Geoinformatik begründen, und methodische Neuheiten und ihre geowissenschaftliche Anwendbarkeit verbreitet werden. Dabei stehen die Organisatoren stellvertretend für die in ortsansässigen Unternehmen beratenden Ingenieure der Geobranche, in Behörden und Ämtern des öffentlichen Dienstes und in der Technischen Universität Bergakademie Freiberg versammelte Geokompetenz.

Insgesamt versprechen wir uns von unseren Kolloquien wie in den Vorjahren, dass sie dazu beitragen, praktische Erfahrungen, Wissen und zukunftsweisende Ideen unter Anwendern und Entwicklern auszutauschen und dabei auch „Neulingen" einen Einstieg in die Problematik ermöglichen. Wir wünschen uns allen in diesem Sinne zwei erfolgreiche Kolloquien und Ihnen einen angenehmen Aufenthalt bei uns an der Bergakademie und in Freiberg.

Freiberg/Sachsen, den 7. Juni 2006

Prof. Dr. Broder MERKEL — Dr. Christian WOLKERSDORFER — Dipl.-Geol. Andrea BERGER
Prof. Dr. Helmut SCHAEBEN — Dr. Andreas BARTH — Dr. Eckart GEISSLER


BERGAKADEMIE
TECHNISCHE
UNIVERSITÄT
FREIBERG

„Behandlungstechnologien für bergbaubeeinflusste Wässer“

„Treatment Technologies for Mining Impacted Water”



In Kooperation mit:

PADRE

IMWA

DGG

FH-DGG

The International Network for Acid Prevention





Addressing a Global Need :

Acid drainage is one of the most serious and potentially enduring environmental issues facing the mining industry.

INAP was created to help meet this challenge by:

- Facilitating acid drainage information-sharing;
- Supporting technology transfer workshops;
- Undertaking research.

Global Alliance

INAP is proud to work with key Acid Drainage Regional Organizations under a Global Alliance.

Australian Centre for Minerals Extension and Research

PADRE

Acid Drainage Technology Initiative

Engaging with INAP

INAP invites companies, governments, academics, non-governmental organizations, and members of the public dealing with acid drainage to engage with INAP:

- **Become a Member:** Membership is open to mining companies.
- **Receive the Newsletter**
- **Participate in INAP Workshops**
- **Use the Web site**: **www.inap.com.au**
- **Collaborate through the Global Alliance**

Neueste Trends zur aktiven Wasserbehandlung und Anwendungsbeispiele

Horst Märten

Umwelt- und Ingenieurtechnik GmbH Dresden, Zum Windkanal 21, 01109 Dresden, h.maerten@uit-gmbh.de

Aktuelle Entwicklungen auf dem Gebiet der aktiven Wasserbehandlung im Bergbau in den spezifischen Anwendungsgebieten

- Behandlung von sauren Bergbauwässern (AMD – acidic mine drainage) mit Schwerpunkt HDS-Technologie (HDS – high-density sludge)
- In-situ-Behandlung bergbaubeeinflusster Grundwasserkörper, insbesondere nach Anwendung der In-situ-Laugung (ISL)
- In-situ-Behandlung von Tagebaurestseen mit Schwerpunkt In-lake-Verfahren

werden hinsichtlich Machbarkeit, technologischer Kenngrößen und Effizienz bewertet und kommentiert.

Recent developments in the field of active water treatment technologies in the mining sector are reviewed. Application areas of interest include

- Treatment of acidic mine drainage (AMD) emphasizing HDS technology (HDS – high-density sludge)
- In-situ treatment of groundwater affected by mining, in particular after the application of in-situ leaching (ISL)
- In-situ treatment of lakes arising in former open-pit lignite mines, in particular the application of in-lake methods

The various applications are evaluated with regard to feasibility, technical characteristics and treatment efficiency.

1 Einführung

„Aktive Wasserbehandlung“ lässt sich definieren als die Verbesserung der Wasserqualität durch Methoden, die den kontinuierlichen Einsatz von Energie und/oder (bio-)chemischen Reagenzien erfordern (YOUNGER *et al.* 2002). Die zu Grunde liegenden elementaren physikalischen, chemischen und biologischen Prozesse sind in der Regel als Lehrbuchwissen bekannt. Die technologische Entwicklung der Verfahren ist jedoch fortlaufend. Sie richtet sich auf solche Schwerpunkte wie die Erhöhung der Effizienz bei der Ausnutzung elementarer Prozesse, die Kombination von Technologien, die Verbesserung der Reststoffeigenschaften u. a., jeweils mit dem Ziel der Minimierung der Kosten und der Erreichung der durch die Umweltlegislative bzw. -exekutive gesetzten Bedingungen.

Im Rahmen von Sanierungsaufgaben kommen zunehmend vielfältige passive Verfahren der Wasserbehandlung zum Einsatz, die hinsichtlich Effizienz, Zeitverhalten und Langzeitstabilität verfahrens- und standortspezifischen Beschränkungen unterliegen, jedoch in weniger drastischen Anwendungen (insbesondere im Fall begrenzter Volumenströme und Schadstoffkonzentrationen) eine ökologisch akzeptable und ökonomisch sinnvolle Alternative zur aktiven Wasserbehandlung darstellen. In den „harten“ Fällen sind in der Regel die aktiven Verfahren unvermeidbar. Sie sind präzis und zuverlässig; Energie- und/oder Reagenzienverbrauch können den Zulaufbedingungen optimal angepasst werden. Wegen der meist erheblichen Investitions- und Betriebskosten für aktive Verfahren stehen technologisch hocheffiziente, ökologisch optimierte und ökonomisch günstige Verfahren der aktiven Wasserbehandlung im Mittelpunkt der Sanierungskonzeption, -planung und -durchführung.

2 Verbesserte HDS-Technologie

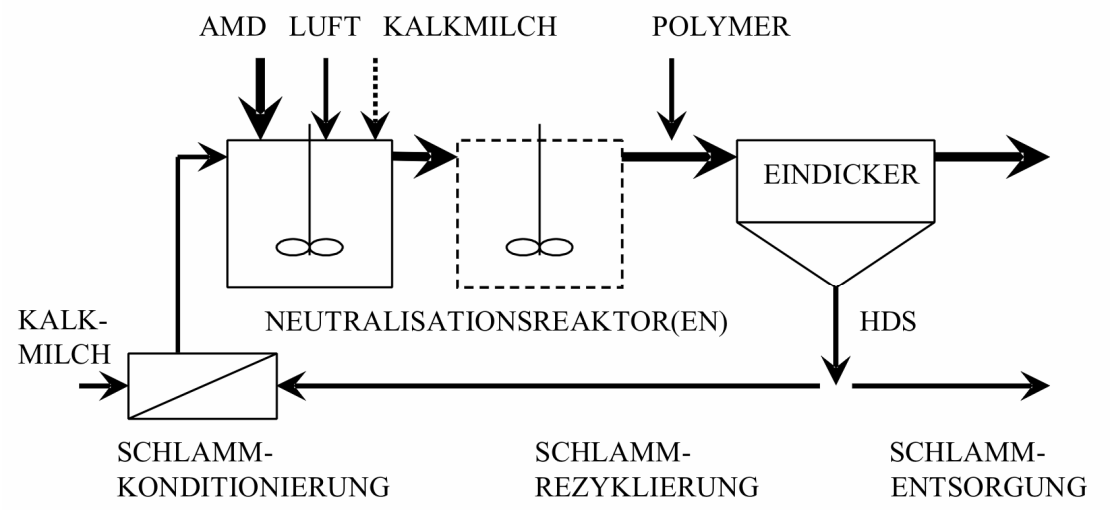
2.1 Traditionelle HDS-Technologie

HDS ist ein seit den 50er Jahren angewandtes Kalkneutralisationsverfahren mit partieller Schlammrückführung (ca. 80-95 %) und -konditionierung. Es gewährleistet die effiziente Neutralisation saurer Bergwerkswässer, die zuverlässige Abtrennung von Schwermetallen sowie deutlich bessere Reststoffeigenschaften (Schlammdichte) als in einfachen Neutralisationsanlagen (LDS – low density sludge). Das HDS-Verfahren ist schematisch in Abb. 1 dargestellt.

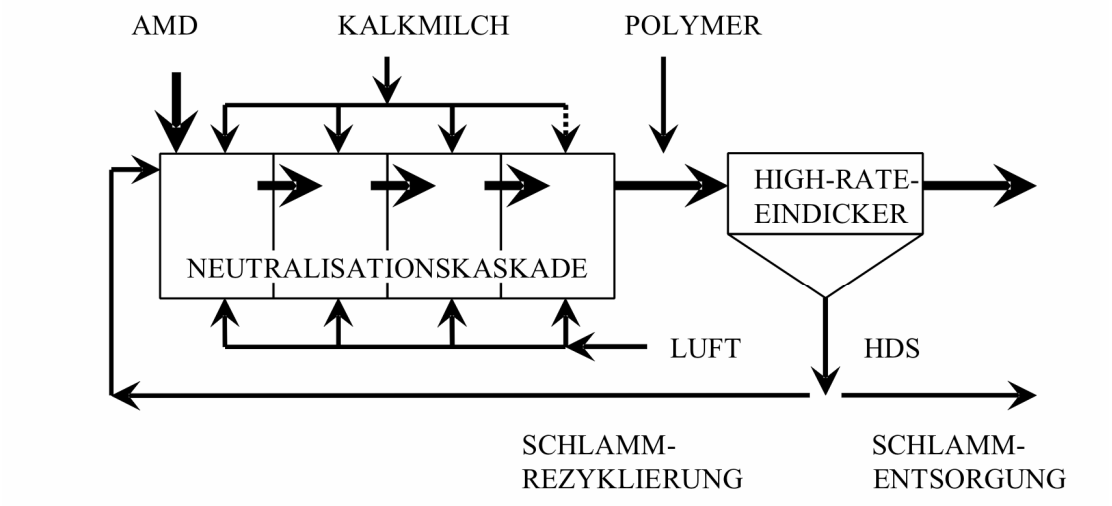
2.2 HDS mit gestaffelter Neutralisation

Ein neuartiger Kalkneutralisationsprozess wurde von (DEMOPOULOS *et al.* 1995) vorgeschlagen und im Labormaßstab mit NaOH (anstelle Kalk) getestet. Diese verbesserte HDS-Technologie mit gestaffelter Neutralisation (bzw. pH-Wertanhebung) ist ebenfalls in Abb. 1 dargestellt. In Anlehnung an diesen Technologievorschlag erfolgten durch (HEINZE *et al.* 2002) nach erfolgreichen Tests an einer Pilotanlage (1 m^3/h AMD) die Entwicklung einer ausgereiften Technologie, die in zwei Großanlagen der WISMUT in Königstein und Ronneburg implementiert wurde (HEINZE *et al.* 2002).

Durch die verbesserte HDS-Technologie wird die Übersättigung der Suspension bezüglich der



HERKÖMMLICHE HDS-TECHNOLOGIE



VERBESSERTE HDS-TECHNOLOGIE MIT GESTAFFELTER NEUTRALISATION

Abb. 1: Schemata der herkömmlichen sowie der verbesserten HDS-Technologie.

Feststoffphasen limitiert. Damit erreicht man anstelle der Ausfällung amorpher Phasen, insbesondere $Fe(OH)_3$, die dominante Bildung kristalliner Phasen wie $FeOHSO_4$ oder weiterer komplexer Mischphasen wie Schwertmannit. Die Neutralisationskaskade wird in 3 bis 5 Stufen ausgeführt. Die pH-Werterhöhung erfolgt gestaffelt und ist zusammen mit der Schlammrezyklierrate in Abhängigkeit von den Zulaufbedingungen zu optimieren. Je stärker die Bildung kristalliner Phasen gemäß der Fällungsreaktion

$$Fe^{3+} + H_2O + SO_4^{2-} \rightarrow FeOHSO_4 + H^+ \qquad \text{(Gl. 1)}$$

gegenüber der bekannten Fällreaktion zu (amorphem) Eisenhydroxid

$$Fe^{3+} + 3\ H_2O \rightarrow Fe(OH)_3 + 3\ H^+ \qquad \text{(Gl. 2)}$$

überwiegt, umso geringer ist der Einfluss der Hydrolyse auf den pH-Wert, umso geringer ist auch der Verbrauch an Neutralisationsmittel. Die Ersparnis an Kalk zur Neutralisation saurer Flutungswässer liegt praktisch – wie in den nachfolgend beschriebenen Anwendungen nachgewiesen – im Bereich von bis zu 20 %.

Neben der Feststoffzusammensetzung an sich wird durch die HDS-Technologie die Partikelgröße wesentlich erhöht. Dies ermöglicht neben deutlich verbesserten Absetzraten im Eindicker (bevorzugt als Hochleistungseindicker) und damit reduzierter Baugröße auch die Erzeugung eines hochdichten Schlamms (HDS), der in der hier beschriebenen Technologieausführung mit gestaffelter Neutralisation und Hochleistungseindickung (mit Schlammbett) Schlammdichtewerte oberhalb 20 M% im Schlammabzug des Eindickers (bzw. des Klärers bei Betrachtung des gereinigten Wasserstroms) ermöglicht. Entsprechend ist auch die Entwässerbarkeit des Schlamms gegenüber der herkömmlichen HDS-Technologie und natürlich dem LDS-Verfahren signifikant verbessert.

2.3 Anwendungsbeispiele

Die HDS-Technologie mit gestaffelter Neutralisation wurde in zwei Anlagen der WISMUT GmbH in Königstein und Ronneburg implementiert, jeweils zur Behandlung von Flutungswasser, jedoch für sehr verschiedene Zusammensetzungen des Zulaufs zur Anlage (HEINZE *et al.* 2002):

Königstein: pH = 2–3, SO_4 = 1–6 g/l, Fe = 0,2–1 g/l, U = 10–60 mg/l,

Ronneburg: pH = 4–6, SO_4 = 1–7 g/l, Fe = 0,01–0,2 g/l, U = 0.5–2 mg/l, HCO_3 bis 0,7 g/l.

Die Besonderheit der Königsteiner Anlage (650 m^3/h, in Ausnahmefällen bis 1000 m^3/h) besteht vor allem in der vorherigen Abtrennung von Uran aus dem Flutungswasser mittels Ionenaustausch und der nachfolgenden Aufbereitung zu einem verwertbaren Produkt (anstelle der aus Gründen des Umweltschutzes bedenklichen Verbringung des Urans in einem Fällschlamm auf die Halde am Standort).

Im Falle der Ronneburger Anlage ist eine Entkarbonatisierung vorgeschaltet, damit einerseits die Fällung des Urans ermöglicht (es bleibt sonst als Uranylkarbonatkomplex in Lösung) und andererseits die Menge an Fällschlamm begrenzt wird.

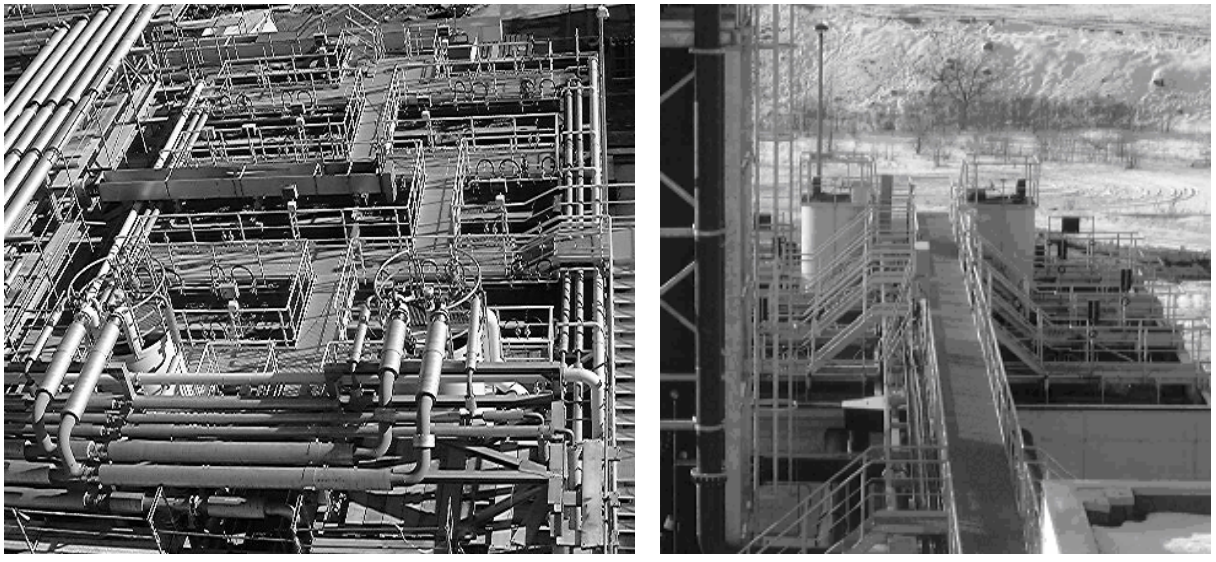


Abb. 2: Ansichten der Neutralisationskaskaden in den HDS-Anlagen der WISMUT in Königstein (links) und Ronneburg (rechts) – jeweils vierstufig in zwei Straßen.

Die HDS-Technologie erweist sich als hocheffizient hinsichtlich der Entfernung von metallischen Kontaminationen sowie Radionukliden aus den natürlichen Zerfallsreihen von Uran und Thorium. Hierbei spielen adsorptive Prozesse am Eisenfeststoff (auch als Co-Fällung bekannt) eine wichtige Rolle, wodurch die typischen Fällungs-pH-Werte insbesondere für Metalle abgesenkt werden.

In beiden Anlagen der WISMUT wird die Schlammentwässerung mit Zentrifugen praktiziert. Im Fall der Königsteiner Anlage kann der entwässerte Schlamm aufgrund der ausreichenden geomechanischen Eigenschaften und Elutionsstabilität direkt auf die Halde am Standort verbracht werden. Im Ronneburger Fall erfolgt eine zusätzliche Immobilisierung.

Weitere Details zu beiden Anlagen der WISMUT sind in (HEINZE *et al.* 2002) beschrieben. Abbildung 2 zeigt die praktische Ausführung der Neutralisationskaskaden in den hier diskutierten Anwendungsfällen.

3 Neue elektrochemische Methode für Grundwassersanierung

3.1 Grundlagen

Die Grundlagen der Elektrodialyse sind seit dem 19. Jahrhundert bekannt. Elektrolytische Zellen lassen sich durch geeignete Membranen in zwei Kompartimente trennen, den Kathoden- und den Anodenraum. Entsprechend werden salzhaltige Lösungen in den Kompartimenten chemisch reduziert bzw. oxidiert – man erhält das alkalische, chemisch reduzierende Katholyt auf der einen Seite sowie das saure, chemisch oxidierende Anolyt auf der anderen Seite. Anolyt aus der elektrochemischen Behandlung von NaCl-Lösung wird zur Desinfektion eingesetzt, eignet sich aber auch zur Oxidation chemischer Spezies (z. B. Metalle) sowie zur oxidativen Zersetzung organischer Verbindungen in speziellen Wasserbehandlungsanlagen.

3.2 Anwendung im Bereich der In-situ-Laugung: Oxidation der Laugungslösung sowie Grundwassersanierung

Die australische Firma Heathgate Resources betreibt in Beverley, Südaustralien, ein Laugungsbergwerk zur Urangewinnung (MÄRTEN 2005). Die In-situ-Laugung (ISL) erfolgt dabei im schwach schwefelsauren Bereich unter Anwendung des Oxidationsmittels Wasserstoffperoxid. Das im Uranmineral Coffinit in vierwertiger Form vorliegende Uran wird oxidiert und damit als Uranylion bzw. dessen Sulfatkomplexe mobilisiert. ISL erfolgt im Kreislauf, das Uran wird mittels Ionenaustausch aus der Laugungslösung abgetrennt, die rezyklierende Lösung ist vor Injektion chemisch zu konditionieren (pH-Wertanpassung und Zugabe des Oxidationsmittels). Die Laugungslösung ist stark salzhaltig, bereits durch die ursprüngliche Qualität des salinen Grundwassers sowie durch den ISL-Prozess bedingt.

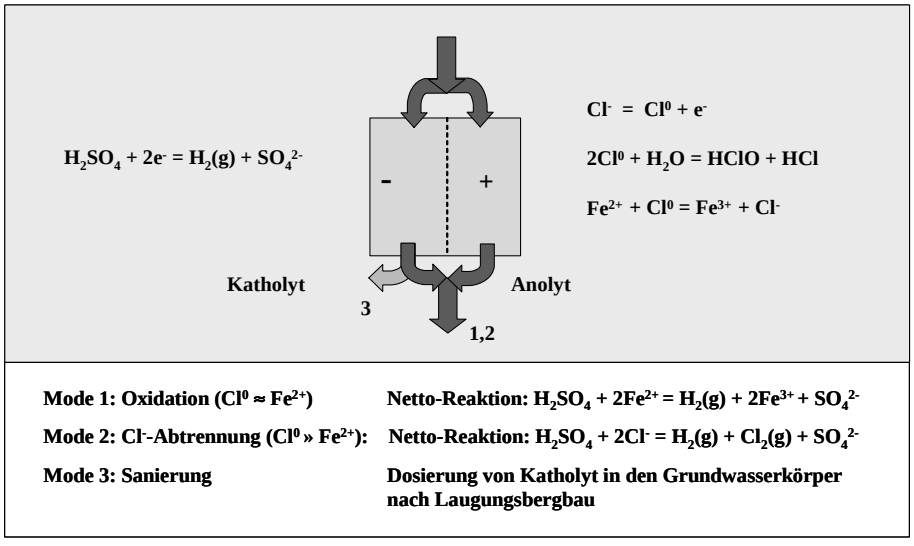


Abb. 3: Prinzipskizze des elektrochemischen Verfahrens mit Auflistung der Betriebsmoden.

Gegenwärtig werden Pilotversuche im industriellen Maßstab durchgeführt, um das Wasserstoffperoxid durch eine elektrochemische Oxidation der Laugungslösung abzulösen und um damit Betriebskosten signifikant zu reduzieren. Die Grundeinheit, eine Zelle für einen Durchsatz von ca. 2 l/s, wird in der künftigen Anwendung multipliziert (für einen Durchsatz von ca. 20 l/s). Das Prinzip ist in Abb. 3 dargestellt. Die Oxidation der Laugungslösung kann in zwei Moden erfolgen. Erstens in der Standardbetriebsart mit mäßiger Leistungsaufnahme zur alleinigen Oxidation. Zweitens in der Betriebsart mit hoher Leistungsaufnahme zur gleichzeitigen Entfernung von Chlorid, das bereits mit ca. 5 g/L im Grundwasser vorliegt, jedoch die Effizienz des Ionenaustauschs zur Uranabtrennung einschränkt.

Neben den beiden Betriebsarten, die auf die Erhöhung der Effizienz und die Senkung der Kosten der Urangewinnung abzielen, ergibt sich eine interessante dritte Anwendungsmöglichkeit. Nach Einstellung der Laugung verbleibt im Grundwasserkörper eine Wasserqualität bei pH 2,5 mit Urangehalten von 10 bis 30 mg/L. Nach Abschluss des gesamten ISL-Bergbaus im isolierten Grundwasserleiter ist ein pH-Wert von mindestens 4 zu realisieren. Es ist vorgesehen, die neue Anlage zur elektrochemischen Oxidation künftig gleichzeitig zur Herstellung von Katholyt einzusetzen. Durch Injektion von Katholyt wird nicht nur eine Neutralisation des Grundwassers erreicht, gleichzeitig wird das Redox-Potenzial abgesenkt und das gelöste Uran immobilisiert. Damit erzielt man also ein chemisches Milieu, das dem ursprünglichen vor ISL-Anwendung nahe kommt und die weitere natürliche Abschwächung (Natural Attenuation) nachhaltig begünstigt. Die konzipierte Anlage zur Grundwassersanierung beruht auf einer Kreislauffahrweise mit Dosierung des Katholyts, die so lange durchgeführt wird, bis die chemischen Zielbedingungen erreicht sind.

4 In-situ-Sanierung von Tagebaurestseen

4.1 Spannweite der Sanierungsprobleme und Lösungsansätze

Die Verbesserung der Wasserqualität in sauren Seen oder verbundenen Restlochketten ist eine der vorrangigsten Aufgaben im Rahmen des Sanierungsprogramms der Lausitzer und Mitteldeutschen Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH (LMBV) im Osten Deutschlands. Die Flutung der meisten der früheren Tagebaue als Folge des fortschreitenden Grundwasserwiederanstiegs in den früheren Bergbauregionen ist im Gang und wird für einige der Seen nicht einmal in den nächsten 10 Jahren abgeschlossen sein. Durch die Flutung entstehen neue Landschaften mit einem erheblichen Potenzial für die künftige Nutzung, wobei ökonomische, soziale und ökologische Bedingungen eine bedeutsame Rolle spielen.

Der Entscheidungsprozess für die Festlegung der optimalen Sanierungslösungen ist ziemlich komplex. Grundlage hierfür ist die genaue Kenntnis des Wasserhaushalts bezüglich Hydrogeologie und Geochemie (insbesondere die Massenbilanz für die Kontaminationen). Andererseits sind verschiedene Technologien prinzipiell verfügbar. Jedoch hängt die Auswahl der optimalen technischen Ausführung von den Standortbedingungen, vom Grad des Einflusses der Wasserkontamination auf Umwelt und Mensch, von der Machbarkeit der verschiedenen Technologien im individuellen Anwendungsfall, von den definierten Sanierungszielen, vom Kosten-Nutzen-Verhältnis, von den Konzepten für die künftige Nutzung u. a. ab.

Sanierungstechnologien zur Verbesserung der Wasserqualität in Tagebaurestseen lassen sich in folgende Gruppen einteilen:

- Fremdwasserflutung aus externen Quellen (Flüsse, Reservoire) zur Beschleunigung der Flutung und Verdünnung des Seewassers. Optional kann der Zustrom zur Verbesserung der Seewasserqualität konditioniert werden (Zugabe von Neutralisationsmitteln).
- In-lake-Technologien mittels geregelter Zugabe von Neutralisationsmitteln. Zu präferieren ist ein Mehrstufenverfahren mit folgender Sequenz:
  - Primärneutralisation durch Kalkdosierung (pH-Anstieg von typischen Werten um 3 auf etwa 6 bis 7)
  - Weitere Neutralisation mittels Sodadosierung (zusätzlicher Carbonatpuffer für nachhaltige chemische Bedingungen)
  - Maßnahmen zur biologischen Aktivierung (Kontrolle von Nahrungsketten für die verbesserte Produktion von Biomasse, Zugabe von bioaktivierenden Substraten Bepflanzung mit Makrophyten u. a.)

- Untergrundreaktoren zur Verbesserung der Grundwasserqualität im Anstrom zu Tagebaurestseen. Der Entwurf derartiger Reaktoren ist ziemlich verschieden: (i) Reaktive Wände (passiv), (ii) Injektionswände (aktiv), und (iii) semiaktive Funnel-and-gate-Systeme.
- Elektrochemische Behandlung des Seewassers, insbesondere Reduzierung der Metall- und Sulfatkonzentrationen.

In Spezialfällen, insbesondere zur Konditionierung des Ablaufs (Überlaufs) aus kontaminierten Tagebaurestseen werden

- Konventionelle Wasserbehandlungsanlagen

eingesetzt, um den Forderungen der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie zu entsprechen.

Während die Fremdwasserflutung von Tagebaurestseen (in Abhängigkeit von der Verfügbarkeit in der Region) und die In-lake-Behandlung als bewährte Technologien mit einem vernünftigen Kosten-Nutzen-Verhältnis angesehen werden können, ist die Anwendung von Untergrundreaktoren nur in speziellen Fällen machbar und ökonomisch sinnvoll. Die elektrochemische Behandlung wurde bisher in Pilotversuchen erfolgreich getestet, jedoch wurde die Machbarkeit in großtechnischen Anwendungen bisher noch nicht überzeugend demonstriert.

Die Effizienz der oben genannten Methoden hängt in starkem Maße von der verwendeten Technik ab. Zum Beispiel ist die In-lake-Behandlung nur dann wirklich effizient, wenn das Neutralisationsmittel vollständig in das Seewasser eingemischt bzw. aufgelöst wird, wenn also das Absetzen von suspendierten Feststoffen (wie in Kalksuspensionen) verhindert wird. Die Dosierung des Neutralisationsmittels in fester Form ist prinzipiell nur im Falle des Sodaeinsatzes (mit strikten technischen Randbedingungen) machbar.

Die Konzeption von Untergrundreaktoren muss sehr gewissenhaft vorgenommen werden, gestützt auf systematischen Untergrunduntersuchungen und unter Berücksichtigung der im Allgemeinen sehr heterogenen Permeabilität in Grundwasserleitern. Fällprodukte als ein Ergebnis der stimulierten Reaktionen können solche Effekte verstärken, die die Effektivität der Methode selbst durch Strömungsbedingungen mit ungenügendem Kontakt des Grundwassers mit dem injizierten Reaktionsmittels einschränken.

4.2 Modellgestützte Sanierungskonzeption

Jeder Standort ist hinsichtlich der Stofftransport- und Umwandlungsdynamik einmalig. Die korrekte Widerspiegelung der hauptsächlichen Prozesse in einem mathematischen Konzept (Grundgleichungen) ist eine wesentliche Voraussetzung für die Zuverlässigkeit des Modells. Ein effizienter Ansatz hierfür ist das dynamische, mehrdimensionale Kompartimentsmodell (KALKA, MÄRTEN 2005), das die Simulation verschiedenartiger reaktiver Transportprozesse ermöglicht, insbesondere aber die Flutung von Bergwerken mit offenen Hohlräumen und Tagebauen in Kombination mit der Grundwasserströmung sowie technischen Maßnahmen. Jüngste Anwendungen zielen auf die Flutungsdynamik in individuellen Tagebaurestseen sowie verbundenen Restlochketten in Verbindung mit relevanten technischen Maßnahmen wie der Fremdwasserflutung aus benachbarten Flüssen und der Wasserbehandlung (insbesondere In-lake-Technologien).

Das dynamische Kompartimentsmodell beruht auf Differentialgleichungssystemen, die alle wesentlichen *hydrogeologischen*, *geochemischen und technischen* Effekte widerspiegeln. Durch Raum-Zeit-Diskretisierung wird das mathematische Modell in das numerische Modell als unmittelbare Grundlage für die Darstellung in einem effizienten C^{++}-Softwaretool transformiert. Das wohlbekannte Geochemieprogramm PhreeqC der U.S.G.S. (PARKHURST, APPELLO 1999) fungiert als Subroutine und wird in typischen Computersimulationen zu o. g. Prozessen tausend- bis millionenfach aufgerufen. Gewöhnlich ist das Kompartimentsmodell in regionale Grundwasserströmungsmodelle eingebettet. Die zeitabhängige Masse m(t) für alle relevanten chemischen Spezies (einschließlich Fest- und Gasphasen sowie Adsorptionseffekte) wird im gesamten Differentialgleichungssystem als Produkt aus Konzentration c(t) und Volumen V(t) behandelt. Folglich beruhen Masseänderungen explizit sowohl auf Konzentrationsänderungen dc/dt (chemischen Umwandlungen) als auch auf Volumenänderungen dV/dt (wie für Flutungen typisch), um alle Erhaltungssätze (Masse, Ladung) einzuhalten. PhreeqC ermöglicht die detaillierte Simulation solcher chemischen Prozesse wie Speziierung, Komplexbildung, Säure-Base-Reaktionen (H^+-Transfer), Reduktions-Oxidations-Prozesse (e^--Transfer), Mischung, Auflösung von Mineralphasen, Fällung von Festphasen, adsorptive

(Oberflächen-)Reaktionen etc. Die chemische Kinetik wird auf der Grundlage der kinetischen Ordnung und der relevanten kinetischen Parameter einbezogen (primär experimentell bestimmt). Für Seesysteme (oder Systeme verbundener Bergwerke) werden die individuellen Kompartimentsmodelle bei strikter Einhaltung der Masse und Ladung (wie bei individuellen Modellen) gekoppelt. Jede Modellanwendung beginnt mit der sorgfältigen Kalibrierung auf Grundlage der Standortdatenbank (Epignose). Für die zuverlässige Modellprognose ist die Prozessabfolge konsistent zu beschreiben, d. h. ohne jegliche Konflikte zwischen hydrologischen und geochemischen Variablen (im Rahmen des Unsicherheitsbereichs der Standortdaten).

Die wesentlichen Massenänderungen für alle berücksichtigten chemischen Spezies im See oder Seesystem sind: Advektion, Grundwasserzustrom/-abstrom, Oberflächenwasserzustrom/-abstrom (einschließlich Fremdwasserflutung), Aziditätseintrag (v. a. von Kippen und durch Böschungserosion), Zehrung, Fällung (inkl. Co-Fällungseffekte), Chemikaliendosierung etc. Jeder dieser Terme wird durch eine eigene Differentialgleichung dargestellt. Das Schicksal des Tagebaurestsees während der Flutung und danach wird in hohem Maße durch den Aziditätseintrag bestimmt. Empirische Gleichungen dienen der mathematischen Widerspiegelung, die standortspezifisch und im Zusammenhang mit der Epignose der Seeentwicklung ermittelt werden. Effekte höherer Ordnung wie biologische Prozesse werden bei Signifikanz einbezogen. Ein Beispiel der Simulation der aktiven Behandlung eines Tagebaurestsees hoher Acidität ist in Abb. 4 dargestellt. Hier wird der saisonale Eintrag von Neutralisationsmittel in frostfreien Perioden angenommen. Nach dreijähriger aktiver Sanierung mit der optionalen Nachsorge (insbesondere zur Kompensation des Eintrags sauren Kippengrundwassers) wird der See neutral stabilisiert und für die künftige Nutzung verfügbar.

4.3 In-lake-Verfahren der aktiven Sanierung

Das Spektrum der sich herausbildenden Tagebaurestseen ist hinsichtlich Größe bzw. Volumen V und Chemismus (Gesamtacidität A) äußerst vielfältig. Die spezifische Acidität, ausgedrückt als $K_{B8,2}$, reicht von Werten unterhalb 1 mmol/l bis zu Werten nahe 20 mmol/l. Für eine überschlägige Einordnung und Dimensionierung der Anlagen lässt sich der Neutralisationsmittelbedarf für eine Sanierung grob aus der Gesamtacidität $A = V \cdot K_{B8,2}$ abschätzen (der genauere Bedarf ergibt sich natürlich aus der dynamischen Modellierung wie im Abschnitt 4.2 beschrieben, insbesondere unter Berücksichtigung des weiteren Aciditätseintrags von verschiedenen Quellen).

Für Aciditätswerte im Bereich bis zu wenigen 10^4 kmol wird die Anwendung von quasimobilen Sanierungsstationen für saisonale Einsätze vorgeschlagen (s. Abb. 5). Eine solche Station be-

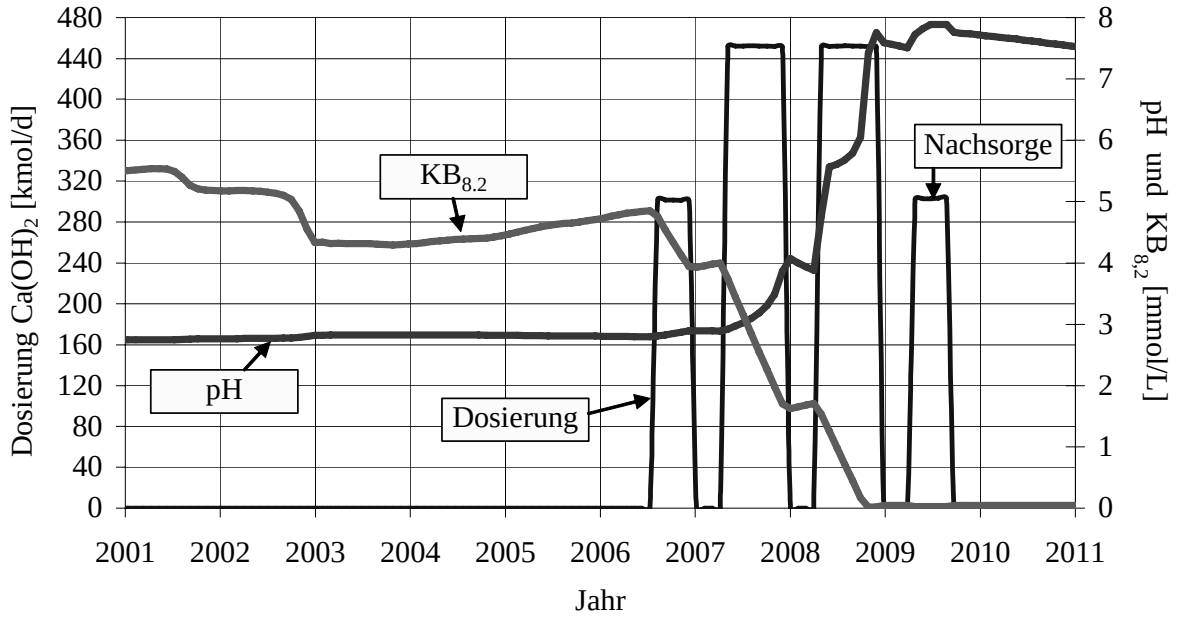


Abb. 4: Berechnetes Sanierungsszenario für einen extrem sauren Restsee (in saisonalen Kampagnen).

steht aus einer (containergestützten) Anlage für die Bereitung des Neutralisationsmittels und geregelter Dosierung, meist autarker Energieversorgung und Prozessautomatisierung. Die Kapazität einer solchen Grundeinheit sollte im Bereich 100 kmol/d liegen (regelbar), um für Seen kleiner Gesamtacidität eine chemische Grundsanierung in möglichst einem saisonalen Einsatz zu erreichen. Der Eintrag des Neutralisationsmittels (bevorzugt Kalkhydroxid in der ersten Stufe der Neutralisation bis pH 6, Einsatz von Soda in der zweiten Stufe der chemischen Neutralisation bis pH 7–8) erfolgt über schwimmende Rohrleitung(en) und Ponton(s) in die bevorzugt tieferen Bereiche des Sees. Entscheidend für die Effektivität des Eintrags des Neutralisationsmittels sind eine hinreichend kleine Konzentration der Neutralisationslösung sowie der Eintrag von mechanischer Energie am Dosierpunkt für beste Einmischung in den Seewasserkörper. Hierbei ist die technische Auslegung in Abhängigkeit von den Standortbedingungen (Morphometrie, Gesamtacidität, fortlaufender Aciditätseintrag, Seedynamik, Chemismus) zu optimieren. Insbesondere kann die Verwendung von stark kontaminiertem Seewasser für die Dosierung des Neutralisationsmittels in den Lösungsstrom zur Eintragsstelle in den See aufgrund von Fällungsreaktionen kritisch sein.

Für höhere Aciditätswerte von mehreren 10^4 kmol bis zu einigen 10^5 kmol ist eine Kombination der oben beschriebenen Grundeinheiten (ggf. mit erhöhter Kapazität) und/oder der Einsatz der Anlagen über mehrere Jahre (siehe Beispiel im Abschnitt 4.2) in den jeweils frostfreien Perioden zweckmäßig. Falls verfügbar, ist die Zugabe von Neutralisationsmittel in den Wasserstrom der Fremdwasserflutung anzustreben, da damit eine hohe Verdünnung und folglich eine hohe Effizienz der Dosierung erreicht wird.

Die aktive Behandlung von Seewasserkörpern durch chemische Neutralisation in den beiden beschriebenen Stufen ist grundsätzlich keine neuartige Technologie, die Anpassung an die jeweiligen Standortbedingungen stellt allerdings eine Herausforderung dar. Insbesondere ergeben sich aus der wechselseitigen Optimierung von modellgestützter Konzeption und angepasster Verfahrenskombination Möglichkeiten, die die ökonomisch und ökologisch günstigste Sanierung gewährleisten.

Eine wichtige Voraussetzung für den Erfolg der Sanierung ist das begleitende Monitoring, dessen Auswertung unter fortlaufender Anwendung des dynamischen Seemodells (Abschnitt 4.2) eine Voraussetzung für die Steuerung des Sanierungsverlaufs und dessen weitere Optimierung ist. Das Monitoring betrifft die Prozessführung der Neutralisation, die Erfassung der Wasserqualität im Seewasserkörper (Verteilung über die Seefläche sowie Tiefenprofilmessungen) sowie die Überwachung der wesentlichen Zulauf- und Ablaufströme (wesentlich für Mengenbilanzen und Schadstofffrachten bei der Modellanwendung).

Gegenwärtig werden mehrere Planungsverfahren bei der LMBV zur aktiven Sanierung von Tagebaurestseen und Restseeclustern bearbeitet, so dass die Durchführung unter den beschriebenen optimierten Bedingungen zeitnah erfolgen kann.

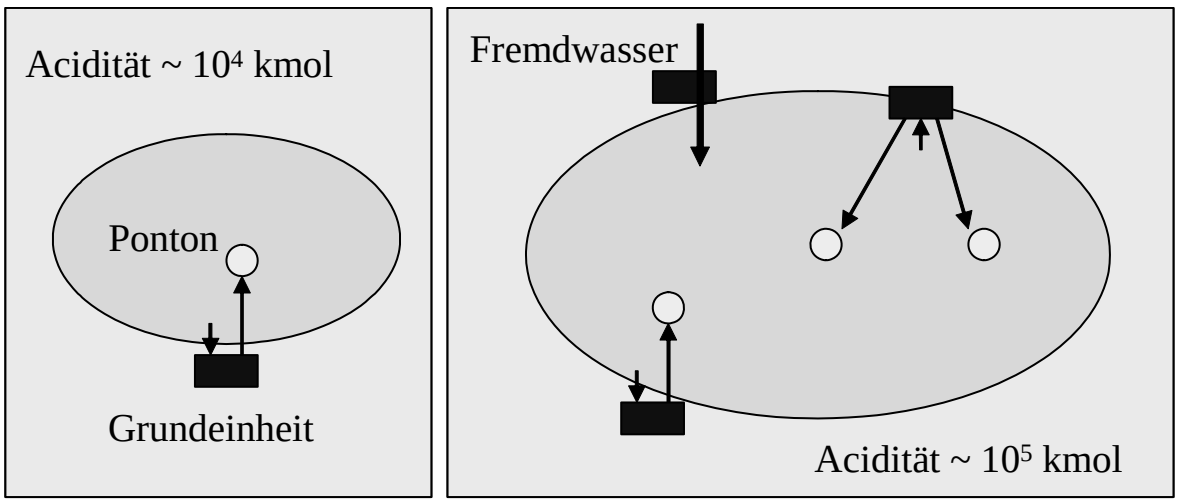


Abb. 5: Schematische Darstellung zur In-lake-Sanierung mit einer quasimobilen Grundeinheit im Falle kleiner Gesamtacidität (links) sowie zur Kombination von Grundeinheiten – optional mit mehreren Dosierstellen pro Grundeinheit sowie der Konditionierung des Fremdwasserzulaufs falls verfügbar (rechts)

Auf Maßnahmen der biologischen Aktivierung (optionale 3. Stufe der Seesanierung) wird im vorliegenden Beitrag nicht eingegangen. Die geeigneten (effizienten) Maßnahmen sind in starkem Maße von den Standortbedingungen nach chemischer Sanierung abhängig und jeweils spezifisch zu wählen.

5 Zusammenfassung

Wie an Hand von drei Anwendungsfällen gezeigt, vollzieht sich eine fortlaufende Entwicklung im Bereich der Technologien zur aktiven Wasserbehandlung, die – in Anlehnung an die eingangs zitierte Definition – auf die Optimierung des Energie- und Reagenzieneintrags zur maximalen Ausnutzung der (bekannten) elementaren physikalischen, chemischen und biologischen Prozesse und zur Minimierung der (die Effektivität beschränkenden) Nebenwirkungen ausgerichtet sind.

In all den diskutierten Anwendungen kamen bzw. kommen Modelltools zur Anwendung (wie am dritten Beispiel der Sanierung von Tagebaurestseen beschrieben, siehe Abschnitt 4.2), um die in der Regel komplexen Prozesse des Sanierungsablaufs zu systematisieren, zu quantifizieren und durch Varianten-/Szenarienvergleich eine Optimierung im Zuge der Sanierungskonzeption und Sanierungsdurchführung zu erreichen.

(i) HDS-Technologie:

Die fortgeschrittene Variante der HDS-Technologie mit gestaffelter Neutralisation, wie sie in den beiden Anlagen der WISMUT in Königstein und Ronneburg zur Anwendung kam, führt zu signifikanten Verbesserungen gegenüber der herkömmlichen HDS-Technologie hinsichtlich der Effizienz der Wasserbehandlung (Schadstoffabtrennung), des reduzierten Verbrauchs an Neutralisationsmittel (Kalk), der Feststoffzusammensetzung und –konsistenz (geomechanisch stabil, elutionsstabil), der höheren Schlammdichte und verbesserten Entwässerbarkeit des Schlamms. Grundlage hierfür ist die Kopplung der Vorteile eines Schlammkontaktverfahrens (HDS) mit der hinsichtlich Übersättigung der Suspension (bezüglich der relevanten Feststoffphasen, besonders der des Eisens) kontrollierten (weil gestaffelten) pH-Wertanhebung.

(ii) Elektrochemische Grundwassersanierung:

Die weit reichenden Möglichkeiten der aktiven elektrochemischen Behandlung werden bisher recht selten ausgenutzt. Hierfür gibt es zahlreiche Ursachen: neben den Investitions- und Betriebskosten spielen Materialprobleme eine Rolle. Im Falle der beschriebenen Anwendung im ISL-Bergwerk Beverley ist vorgesehen, die Anlage zur elektrochemischen Oxidation der Laugungslösung synergetisch gleichzeitig zur Herstellung von Katholyt zur Behandlung des Grundwassers in den außer Betrieb genommenen Laugungsfeldern einzusetzen. Neben der Neutralisation bewirkt Katholyt vor allem die Absenkung des Redox-Potenzials und damit Immobilisierung der im Zuge der aktiven Laugung in Lösung gegangenen Metalle, damit also die Schaffung von Bedingungen, die denen vor Laugung nahe kommen.

(iii) Tagebausrestseesanierung:

Die Verbesserung der Wasserqualität in Tagebaurestseen ist eine Schlüsselaufgabe für die weitere Nutzung der Seen und erforderlich, um die Bedingungen der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie einzuhalten. Eine zuverlässige Methodologie für optimierte Sanierungskonzepte ist verfügbar. Sie beinhaltet:

- Modellgestützte Simulation des Wasserhaushalts im See in hydrogeologischer und geochemischer Hinsicht unter Berücksichtigung der möglichen Sanierungsszenarien als Voraussetzung für die Optimierung der Ausführung und zur Minimierung der Kosten
- Technologische Ausführungsoptionen, die in kombinierter und/oder angepasster Form eine maximale Effizienz garantieren (zusammen mit professionellem Engineering für beste technische Realisierung)
- Prinzipien der umfassenden Bewertung und Kosten-Nutzen-Analyse mit Berücksichtigung der relevanten ökonomischen, ökologischen und sozialen Aspekte

Bisher realisiert LMBV eine regionale Flutungskontrolle hinsichtlich *Wasserbilanzen und Medienströme* (einschließlich der Fremdwasserflutung) erfolgreich. Dieses System lässt sich hinsichtlich der Steuerung der *Wassergüte* unter ausgewählter Anwendung von Sanierungsmassnahmen auf stark versauerte Tagebaurestseen in optimaler Weise ausbauen.

6 Literatur

DEMOPOULOS, G.P., ZINCK, J.M., KONDOS, P.D. (1995): Proc. Int. Symp. on Waste Processing and Recycling in Mineral and Metallurgical Industries II. Vancouver, British Columbia, August 20-24, 1995, Ed. ROA, S.R. *et al.*

HEINZE, G., MÄRTEN, H., SCHREYER, J., SEELIGER, D., SOMMER, K., VOGEL, D. (2002): Proc. Int. Conf. on Uranium Mining and Hydrogeology III, Freiberg, Germany, published in "Uranium in the Aquatic Environment" (Ed. by B.J. Merkel *et al.*), Springer-Verlag Berlin Heidelberg

KALKA, H., MÄRTEN, H. (2005): Proc. 10. Dresdner Grundwasserforschungstage, DGFZ e.V.

MÄRTEN, H., HEINZE, G., KALKA, H., KÜPPERS, K., SOMMER, K. (2005): Int. Bergbau und Umwelt Sanierungs-Congress, September 2005, Berlin, Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschft mbH (LMBV)

MÄRTEN, H. (2005): Proc. Int. Conf. on Uranium Mining and Hydrogeology IV, Freiberg, Germany sowie www.heathgateresources.com.au

PARKHURST, D.L., APPELO, C.A.J. (1999): PhreeqC (Version 2) – A Computer Program for Speciation, Batch-Reaction, One-Dimensional Transport, and Inverse Geochemical Calculations,U.S.G.S. Report 99-4259, Denver, Colorado

YOUNGER, P.L., BANWART, S.A., HEDIN, R.S. (2002): Mine Water: Hydrology, Pollution, Remediation. The Netherlands: Kluwer Academic Press.

Die Enteisenungsanlage zum Erhalt des Feuchtbiotops „Steinitzer Quelle“

Michael Strzodka

Gesellschaft für Montan- und Bautechnik mbH (GMB), Knappenstraße 1, 01968 Senftenberg, M.Strzodka@gmbmbh.de

Die „Steinitzer Quelle“ ist ein Quellkessel an der Nordflanke der „Steinitzer Alpen“. Der in einer Entfernung von 105 m entlang führende Tagebau mit seinen Entwässerungsanlagen lässt die natürliche Speisung der Quelle versiegen. Die Vattenfall Europe Mining AG hat es sich zum Ziel gemacht, diese Quelle aus enteisendem Rohwasser der Tagebauentwässerung zu speisen und zu erhalten.

Am Rande des Tagebaues wurde eine Enteisenungsanlage errichtet und wird seit Juli 2004 betrieben. Die künstliche Speisung der Quelle hat das Ziel, sie zu erhalten, erreicht. Somit wird ein schützenswertes Feuchtbiotop erhalten, die Einspeisung von gereinigtem Wasser in ein FFH Gebiet gewährleistet und die Akzeptanz des Tagebaues in unmittelbarer Nähe zur Gemeinde Steinitz verbessert.

The spring of Steinitz is situated on the north edge of the “Steinitzer Alps”. An open-pit mine with its drainage facilities nearby has led to an ebbing of the spring. Vattenfall Europe Mining AG has established the goal to feed and maintain the spring with de-ironed water from the drainage facilities of the open pit mine.

In July 2004 an iron-removal plant was established on the rim of the open-pit mine. The artificial feeding of the spring has achieved its goal of maintaining the spring. Therefore, an important water habitat has been protected and the supply of cleaned water is secured to a EU protected habitat area (FFH Gebiet). Moreover, the measures have helped to increase the overall acceptance of the open-pit mine in the nearby village of Steinitz.

1 Einleitung

Die Gewinnung mineralischer Rohstoffe, speziell im Tagebauverfahren, bringt zeitweilige Eingriffe in die bestehende Umwelt mit sich. Einer ist die Grundwasserabsenkung mit ihrer unvermeidlichen Folge der Wirkungen auf die Wasserführung von Vorflutern. Wesenszüge der Planungsverfahren, die mit dem geplanten Abbau der Lagerstätte einhergehen, sind die Auswirkungen des Eingriffes durch die bergbauliche Tätigkeit darzustellen und Verfahren und Lösungen, wie die Eingriffe auf das notwendige beschränkt bleiben, aufzuzeigen.

Das Bergbauunternehmen verfolgt dabei zwei Interessenlagen:

- Erfüllen von Vorgaben durch den Gesetzgeber. Sie sind hauptsächlich im Bergrecht in Verbindung
- mit dem Wasserhaushalts- und Naturschutzrecht geregelt.
- Die eigene Wertvorstellung zum Umgang mit den Menschen und der Natur zu entwickeln und eine
- breite Akzeptanz seiner wirtschaftlichen Tätigkeit zu erreichen.

Neben der Minimierung des Eingriffes ergibt sich die Möglichkeit der Gestaltung von Natur und Umwelt.

Im Folgenden soll über ein kleines Projekt der Vattenfall Europe Mining AG berichtet werden. Dabei steht weniger die technische Lösung zur Wasseraufbereitung im Mittelpunkt, sondern die Darstellung, wie ein Feuchtraumbiotop in unmittelbarer Nähe des Tagebaues Welzow-Süd erhalten wird.

Abbildung 1 zeigt die Lage des Tagebaues Welzow-Süd im Zentrum des Lausitzer Braunkohlenreviers. Das Landschaftsschutzgebiet Geisendorf - Steinitzer Endmoräne, auch „Steinitzer Alpen“ genannt, liegt an der Nordmarkscheide des Tagebaues. Die „Steinitzer Alpen“ sind ein Teil des Lausitzer Grenzwalls, eine Stauchendmoräne der Saale III Eiszeit mit extrem gestörten Lagerungsverhältnissen bis in das Liegende des Zweiten Lausitzer Flözes. Die „Steinitzer Alpen“ erreichen Höhen zwischen 150 und 160 m NN.

Sie ragen damit 30 bis 40 m über die allgemeine Höhenlage der umliegenden Gegend.

Die gestörten Lagerungsverhältnisse führten zum Einzug der Strosse des Tagebaues. Das ist in Abbildung 1 im nord-östlichen Teil des Tagebaues, südlich der Ortslage Rehnsdorf, zu erkennen. Es war notwendig, um die Tagebauböschungen sicher zu gestalten. Die nördliche Markscheide des Tagebaues läuft nun an der südlichen Flanke der „Steinitzer Alpen". Durch den Tagebau werden nur Randlagen an seiner nördlichen Kopfböschung berührt.

Ca. 400 m südlich der Ortslage Steinitz, am nördlichen Hang der „Steinitzer Alpen", befindet sich die Steinitzer Quelle als Feucht- und Abflussgebiet des Steinitzer Wassers, ein Feuchtraumbiotop. Mit der Führung des Tagebaues Welzow-Süd war zu erwarten, dass der natürliche Zufluss zur Speisung des Feuchtgebietes aus den Lagen der „Steinitzer Alpen" unterbrochen wird, es werden ca. 40 % des Einzugsgebietes Inanspruch genommen, und das Feuchtbiotop trocken fällt. Im Zuge des Planverfahrens zum Tagebau Welzow-Süd erging im Zeitraum 1993 – 1996 mit Verordnung über den Braunkohlenplan Tgb. Welzow-Süd der Entscheid zum Erhalt des Feuchtbiotops.

Konzeptionelle Betrachtungen führten zu der Vorzugsvariante, den Erhalt durch Fremdwasserzuführung aus den Randriegeln des Tagebaues zu gewährleisten. Im Jahr 2000 führte die Vattenfall Europe Mining AG erste Analysen von Filterbrunnenwässern durch und unternahm Kleinversuche zur Enteisenung des gehobenen Wassers.

Im Jahr 2002 wurde die Gesellschaft für Montan- und Bautechnik mbH (GMB) mit der Planung einer Versuchsanlage zur Enteisenung beauftragt. Die Enteisenungsanlage hat den Zweck, hydrochemische Anforderungen für die naturnahe Wasserversorgung zu gewährleisten. Diese Anlage wurde 2002 als Versuchsanlage errichtet und durch die GMB betrieben. Ziele der Versuchsanlage waren, Dimensionierungsansätze für den Regelbetrieb zu testen.

Im Jahr 2004 plante die GMB die Ausführung der Enteisenungsanlage, welche im gleichen Jahr gebaut wurde. Am 01.07.2004 nahm die nunmehrige Anlage ihren Dauerbetrieb auf. Die Betriebsführung liegt in den Händen der GMB.

Abbildungen 2 und 3 zeigen die Anlage in unmittelbarer Nähe zur Markscheide des Tagebaues.



Abb. 1: Lage des Tagebaues.

2 Technisches Konzept der Enteisenungsanlage

Das Wirkprinzip ist das Durchströmen des Rohwassers durch Filterschichten. Über eine maximale Verweilzeit des Rohwassers wird eine Ablagerung des Eisenhydroxidschlammes im Filtermaterial erreicht.

Technisch ist die Anlage wie folgt zu beschreiben:

Zwei Wannenstapel, bestehend jeweils aus:

- vier Filterwannen, mit Filtermaterial,
- einer Klarwasserwanne, mit dem Anschluss der Entsorgungsleitung für Klarwasser und
- einem Verteilergerinne

werden über eine Rohwasserzulaufleitung mit Rohwasser versorgt (Abbildung 4). Die Wannen sind stapelbar gestaltet, damit der Filterwechsel einfach durchgeführt werden kann. Als Filtermaterial wird gewaschener Kies verwendet. Das Rohwasser gießt über die Zulaufleitung in eine eingehangene Verteilerrinne in der obersten Wanne aus. Es durchströmt die ca. 20 cm starke Filterschicht und verlässt die Filterwanne auf der gegenüberliegenden Seite durch eine Durchlauföffnung. Hier läuft das Wasser in die nächst tiefer liegende Wanne ab. Es strömt so nach vierfacher Filterung in die Klarwasserwanne (Abbildung 5). Die einzelnen Filterwannen sind jeweils um 180° versetzt. Damit wird eine maximale Durchströmung des Filtermaterials und größtmögliche Verweilzeit gewährleistet. Aus der Klarwasserwanne läuft das Wasser über einen Rohrleitungsanschluss in der Entsorgungsleitung ab.

Mit zunehmender Ausfällung des dreiwertigen Eisens kann es zu einem Aufstau in den Filterwannen kommen. Dieser wird durch die Höhe der Überlaufrohre begrenzt. Über die Überlaufrohre kann das Wasser in nächst tiefer liegende Wanne ablaufen. Ein Überlaufen der einzelnen Wannen und damit das Zulaufen ungereinigten Wassers in den Klarwasserablauf wird dadurch ausgeschlossen.

Die Überlaufrohre in den Filterwannen gestatten einen Anstau von 5 cm. Entsprechend den Wirkprinzipien in offenen Enteisenungsanlagen wird damit bewusst ein zusätzlicher hydrostatischer Druck zugelassen, der bei Ausbildung einer Kolmationsschicht die Verweilzeit vergrößert und eine anteilige Ausfällung auch ohne Durchströmen des Filterkieses ermöglicht.

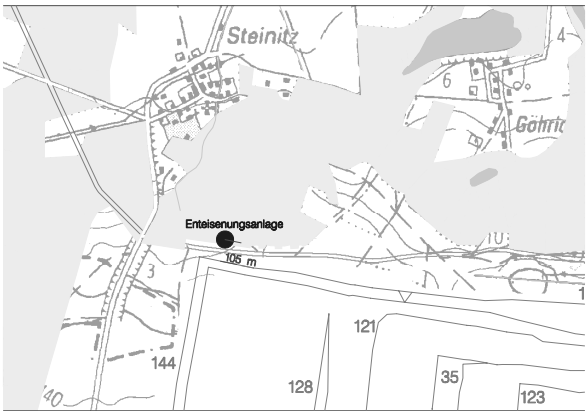


Abb. 2: Rissliche Lage der Enteisenungsanlage.



Abb. 3: Bild zur Nähe zum Tagebau.

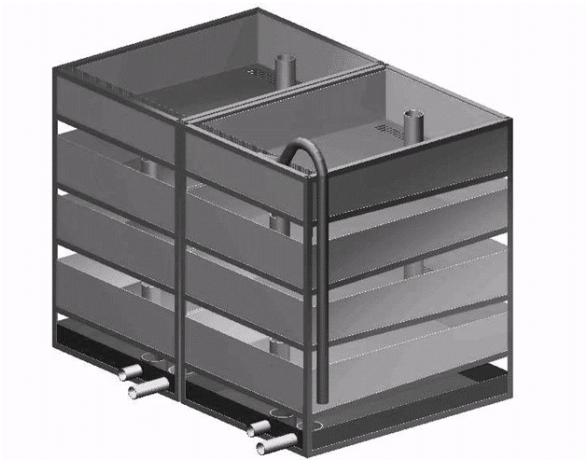


Abb. 4: Wannenstapel.

Die Enteisenungsanlage ist umhaust. Es kommt eine Stahlfachwerkkonstruktion aus Doppel -T-Trägern und U-Profilen zum Einsatz. Die Konstruktion ist mit Alutermsandwichplatten verkleidet. Damit werden Anforderungen an den Winterbetrieb hinreichend erfüllt. Die Stahlbaukonstruktion ist verfahrbar auf Laufschienen aufgestellt. Sie ist zweigeteilt und kann somit nach links bzw. rechts herausgefahren werden. Die Einhausungshälften wiegen zwischen 700 und 900 kg. Sinn der verfahrbaren Einhausungshälften ist die einfache Montage der Enteisenungsanlage, besonders jedoch der Filterwechsel mit mobiler Krantechnik (Abbildungen 6 und 7).

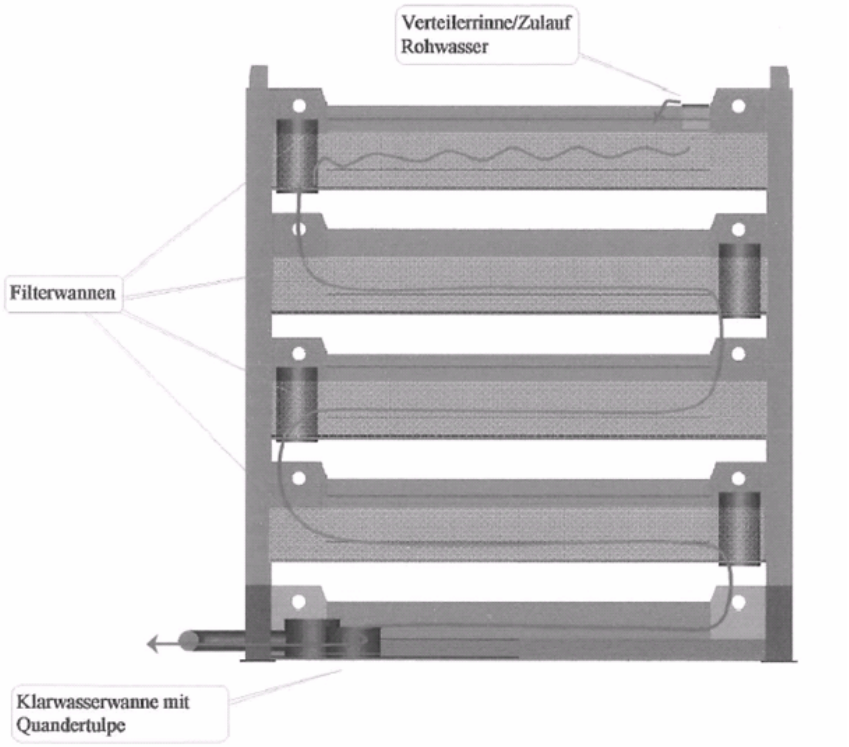


Abb. 5: Schema Wasserdurchlauf.

Das Maximalgewicht einer Filterwanne inklusive des Filterkieses beträgt ca. 1.300 kg.

Nach Enteisenung wird das Wasser über eine Anschlussleitung DN 80, die sich nach einem Versorgungsschacht auf DN 50 verjüngt, zu zwei Verteilerschächten geleitet. (Abbildung 8). Von diesen Verteilerschächten erfolgt über Rohrleitungen eine Aufteilung auf drei Auslaufschächte (Abbildung 9).

Die Anschluss- und Versorgungsleitungen sind PE-HD-Rohrleitungen, die Auslaufschächte handelsübliche Versickerungsschächte. Als Überlaufleitung kommt eine flexibler Saugschlauch mit einer jeweiligen Länge von 10 m zum Einsatz.

3 Betrieb der Enteisenungsanlage

Das Wasser für die Enteisenungsanlage wird aus der Rohrleitung des Randriegels 30.1 entnommen. Als Filtermaterial wurde Filterkies in der Dimension 1 bis 3 mm geplant. Im November 2004 erfolgte eine Umstellung auf Filterkies der Körnung 2 bis 4 mm, im September 2005 auf eine Körnung 4 bis 8 mm. Der Wechsel zur größeren Körnung ist das Ergebnis von Betriebserfahrungen, aus Durchflussmengen, Liegezeiten und Kosten des Filtermaterials.

Die Anlage ist auf einen Durchsatz von 60 Liter pro Minute konzipiert. Das Rohwasser besitzt durchschnittlich einen Eisengehalt von 1,67 mg pro Liter. Nach Durchströmen der Enteisenungsanlage wird ein Eisen-III-Gehalt von ca. 0,09 mg pro Liter erreicht.

Im Zeitraum Juli 2004 bis März 2006 wurden 45.012 m³ Rohwasser, davon 2004 12.354 m³, 2005 26.908 m³ und in I/2006 5.750 m³, enteisent.

Abb. 10 zeigt die monatlichen Mengen durchströmten Wassers und den durchschnittlichen Durchsatz der Anlage für den Betriebszeitraum.

Im Betriebszeitraum wurden 21 Wechsel des Filterkieses durchgeführt. Abb. 11 zeigt die durchschnittlichen Liegezeiten des Filterkieses getrennt nach den eingesetzten Körnungen. Es ist zu beachten, dass der Einsatz der Körnung 4 bis 8 mm erst seit September 2005 erfolgt. Es wird von einer weiteren durchschnittlichen Erhöhung der Liegezeit ausgegangen. Die Anlage war auf den kompletten Wechsel des Filterkieses, d.h. Ersatz verbrauchten Kieses, konzipiert. Seit März 2005 wird der verbrauchte Filterkies separat gewaschen und kommt wiederum zum Einsatz. Die Investition betrug 38.200 €.

Im Zeitraum Juli 2004 bis Dezember 2005 beliefen sich die Betriebskosten auf 52.250 €. Gegenüber dem Probe- und Einfahrbetrieb haben sich die Betriebskosten je Kubikmeter um ¼ reduziert.

Der Betrieb der Anlage ist mannlos. Bei Befahrungen im Abstand von 2 bis 3 Tagen wird der Zufluss kontrolliert, gegebenenfalls geregelt und der Grad der Sättigung des Filterkieses mit Eisen-III bestimmt und wenn erforderlich der Austausch des Kieses veranlasst.

4 Bedeutung der Quelle

Die „Steinitzer Quelle“ als letzte funktionstüchtige Quelle am Nordhang der Endmoräne mit einem biotoptypischen Arteninventar ist ein Quellkessel. Erwähnenswert sind Quellmoose und die zugehörige Kleinlebewesen, teilweise schützenswert. In unmittelbarer Nähe brüten der Schwarzspecht und der Buntspecht. Die „Steinitzer Quelle“ hat landschaftsprägenden Charakter und daher auch für die Anwohner eine hohe Bedeutung.

Die „Steinitzer Quelle“ ist der Abfluss eines ca. 50 ha großen Einzugsgebietes, das zur Hälfte durch den Tagebau in Anspruch genommen wurde. Das Wasser fließt über das Steinitzer Wasser in das FFH Gebiet Koselmühlenfließ. Insoweit hat die „Steinitzer Quelle“ nicht nur eine territoriale Bedeutung, sondern eine herausragende Stellung zur Wassereinspeisung eines FFH Gebietes.

Die Abbildungen 12 und 13 vermitteln einen kleinen bildhaften Eindruck der „Steinitzer Quelle“ und ihrer Schutzwürdigkeit.

Die Vattenfall Europe Mining AG ist über den Braunkohleplan und die Wasserrechtliche Erlaubnis verpflichtet, derzeit ein Biomonitoring zur Erfolgskontrolle der Maßnahme auszuführen und nachbergbaulich das Einzugsgebiet wieder herzustellen. In das Biomonitoring sind 10 Pflanzenarten, die sich durch hohe Feuchteansprüche auszeichnen bzw. typische Sickerwasseranzeiger sind, Fließgewässerlibellen und Laufkäfer einbezogen. Seit 2002 wird der Trend einer Stabilisierung der Vorkommen feuchte- und nässeliebender Arten auf niedrigem Niveau bestätigt.



Abb. 6: Außenansicht geschlossen.



Abb. 7: Außenansicht offen.

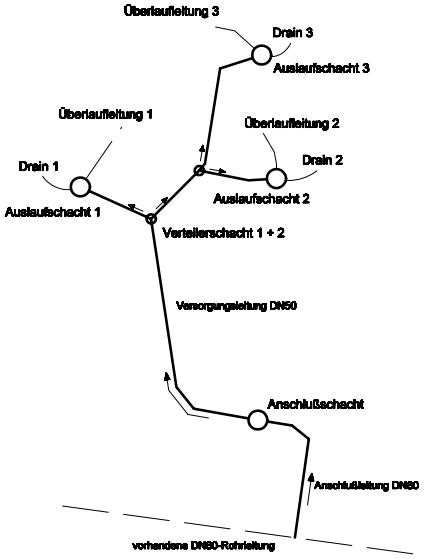


Abb. 8: Wasserverteilung.



Abb. 9: Auslaufschacht.

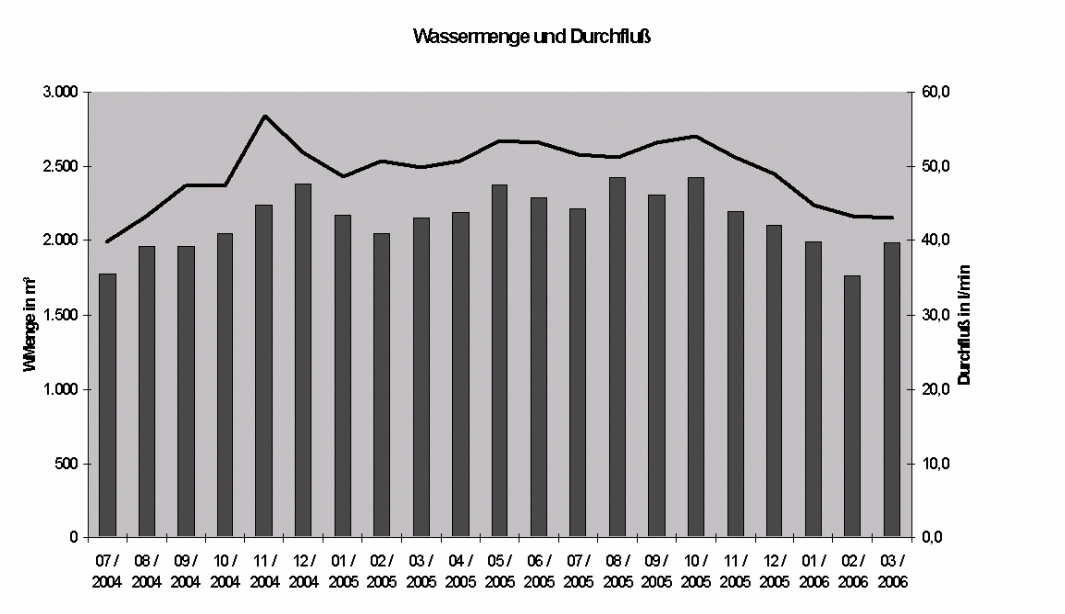


Abb. 10: Wassermenge und Durchfluss.

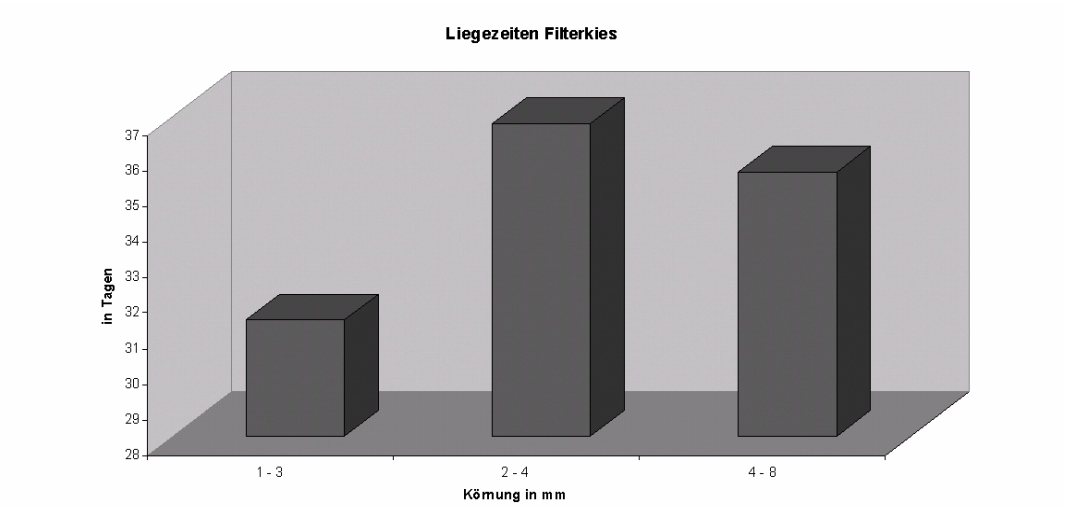


Abb. 11: Liegezeiten des Filterkieses.



Abb. 12: Quellgebiet.



Abb. 13: Quellgebiet.

Einsatz neuer Belüftungssysteme zur Effizienzsteigerung bei der Grubenwasserbehandlung in der Lausitz

E. Janneck[1], K. Schlee[2], I. Arnold[2], F. Glombitza[1]

[1]G.E.O.S. Freiberg Ingenieurgesellschaft mbH, PF 1162, 09582 Freiberg/Sachsen, e.janneck@geosfreiberg.de,
[2]Vattenfall Europe Mining AG, Vom-Stein-Str. 39, 03050 Cottbus

Im Beitrag wird über Erfahrungen und Ergebnisse berichtet, wie durch den Einsatz neuer Belüftungssysteme eine deutliche Stabilisierung des Prozesses der Eisenabtrennung in der GWRA Schwarze Pumpe erreicht wurde. Erstmals wurden im Lausitzer Revier Wendelbelüfter im Prozess der Grubenwasserreinigung eingesetzt. Unter Bedingungen, bei denen die Sauerstoffdiffusion der geschwindigkeitsbestimmende Schritt ist, bewirken diese Geräte eine deutliche Beschleunigung der Eisenoxidation. Als zusätzliche Effekte, die zur Effizienzsteigerung der Grubenwasserbehandlung beitragen, können eine wesentliche Durchsatzsteigerung, eine bessere Kalkausnutzung sowie eine deutlich verbesserte Schlammeindickung genannt werden.

The article presents experiences and results of the application of new aerator-systems in the mine water treatment. The processes of ferrous iron oxidation and sludge removal became more stable and efficiently by the application of the aerators. For the first time, spiral aerators were used in the Lower Lusatia lignite mining district to clean ferrous iron containing mine water. These devices lead to an enhanced iron oxidation rate under the existing conditions, where the oxygen diffusion is the rate determining step. Furthermore, the application caused increased throughput, optimal lime utilisation and better sludge thickening, which led to a higher efficiency of the mine water treatment.

1 Einleitung

Als Standardverfahren zur Reinigung der anfallenden Grubenwässer wird im Lausitzer Braunkohlenrevier die Fällung mit Kalkhydrat (als Kalkmilch oder als Trockendosierung) eingesetzt. Die Eisen-Gesamtgehalte der zu behandelnden Grubenwässer betragen zwischen 10 und 600 mg/L. Je nach Herkunft und Überleitungsverhältnisse liegen die Eisen(II)-Gehalte der aus dem aktiven Bergbau stammenden Grubenwässer zwischen 50 und 100% des gelösten Eisens. Ende der 1990ziger Jahre gab es in den Grubenwasserbehandlungsanlagen der Lausitz keine aktiven Belüftungseinrichtungen zur Oxidation des zweiwertigen Eisens.

Wegen des zunehmenden Anteils von Kippengrundwasser und dem Ersatz offener Überleitungsgräben durch geschlossene Rohrleitungen ergab sich in der Grubenwasserreinigungsanlage (GWRA) Schwarze Pumpe ein starker Anstieg der Fe(II)-Konzentrationen im Zulauf bis auf Werte zwischen 100 und 150 mg/L. Unter diesen Bedingungen konnte die Technologie ohne Zwangsbelüftung nicht mehr aufrechterhalten werden. Durch den Einsatz neuer Belüftungssysteme wurde eine deutliche Stabilisierung des Prozesses der Eisenabtrennung in der GWRA Schwarze Pumpe erreicht.

2 Der Prozess der Eisenoxidation

Die Reaktionen zur Abtrennung des gelösten Eisens aus dem Grubenwasser lassen sich rein schematisch durch zwei Teilreaktionen beschreiben:

1. Die Oxidation von Fe^{2+}:

$$Fe^{2+} + 0{,}5\ O_2 + 2\ H^+ \rightarrow 2\ Fe^{3+} + H_2O \qquad \text{(Gl. 1)}$$

2. Die Hydrolyse von Fe^{3+}:

$$2Fe^{3+} + 6\ H_2O \rightarrow 2\ Fe(OH)_3 + 6\ H^+ \qquad \text{(Gl. 2)}$$

Die Gesamtreaktion kann wie folgt formuliert werden:

$$2Fe^{2+} + 0{,}5O_2 + 5H_2O \rightarrow 2Fe(OH)_3 + 4H^+ \qquad \text{(Gl. 3)}$$

oder

$$2Fe^{2+} + 0{,}5O_2 + H_2O + 4OH^- \rightarrow 2Fe(OH)_3 \qquad \text{(Gl. 4)}$$

Diese Gleichungen geben aber nur die stöchiometrischen Verhältnisse wieder. Aus Gleichung (1) ergibt sich ein Sauerstoffbedarf für die Eisen(II)-Oxidation von 0,143 mg O_2 je Milligramm gelösten zweiwertigen Eisens.

Für die Geschwindigkeit der Fe(II)-Oxidation gilt im pH-Bereich von 5 bis 7 die von SINGER & STUMM (1970) ermittelte kinetische Gleichung:

$$-\frac{d[Fe(II)]}{dt} = k[Fe(II)]\cdot[OH^-]^2\cdot p_{O2} \qquad \text{(Gl. 5)}$$

Die Oxidationsgeschwindigkeit ist abhängig von der Fe(II)-Konzentration, dem Sauerstoffpartialdruck und dem pH-Wert. Hinsichtlich Fe(II) und Sauerstoff liegt eine Reaktion erster Ordnung vor, d. h. die Oxidationsgeschwindigkeit ist linear abhängig von der Konzentration der Ausgangsstoffe (Fe(II) und O_2 (gelöst)) unter sonst konstanten Reaktionsbedingungen. Bezüglich der OH^--Ionenkonzentration ist die Reaktion zweiter Ordnung. Dies bedeutet, dass bei einer Erhöhung des pH-Wertes um eine Einheit (Verzehnfachung der OH^--Ionenkonzentration), die Reaktionsgeschwindigkeit um den Faktor 100 zunimmt. Oberhalb des pH-Wertes von 8 wird die Reaktionsgeschwindigkeit so groß, dass die Eisen(II)-Oxidation diffusionskontrolliert abläuft, d. h. die diffusive Nachlieferung des Oxidationsmittels Sauerstoff wird zum geschwindigkeitsbestimmenden Schritt.

Für die Oxidation des Fe(II) wird von SIGG & STUMM (1994) ein radikalischer Elektronenübertragungsmechanismus diskutiert, wobei die hydrolisierten Fe(II)-Spezies $Fe(OH)^+$ und $Fe(OH)_{2(aq)}$ die reaktivsten (oxidationsempfindlichsten) Spezies sind.

Für den Prozess der Grubenwasserreinigung mit hohen Zulaufkonzentrationen von zweiwertigem Eisen ergeben sich aus diesen Zusammenhängen (5) und aus den Gesetzmäßigkeiten des Stoffüberganges von Sauerstoff aus der Gas- in die flüssige Phase folgende Anforderungen an die Prozessführung:

- Für die Erzielung maximaler Oxidationsgeschwindigkeiten sind pH-Werte > 8 erforderlich.
- Die Belüftung muss dort erfolgen, wo die Sauerstoffzehrung am größten ist, d. h. unmittelbar nach der Bekalkung. Unter diesen Bedingungen ist die Triebkraft des Sauerstoffübergangs ($\Delta C = C_S - C$) von der Luft- in die Wasserphase am größten.
- Die Belüftung soll feinblasig unter turbulenten Bedingungen durchgeführt werden, um durch eine große Phasengrenzfläche den Stoffübergang zu begünstigen und die Diffusion ins Wasservolumen zu beschleunigen.
- Bei Ausfällung von $Fe(OH)_2$ (erkennbar an einer dunkelgrünen Farbe) muss der Sauerstoff direkt in die $Fe(OH)_2$-Flocken transportiert werden, z. B. durch hochtourige Rührer.

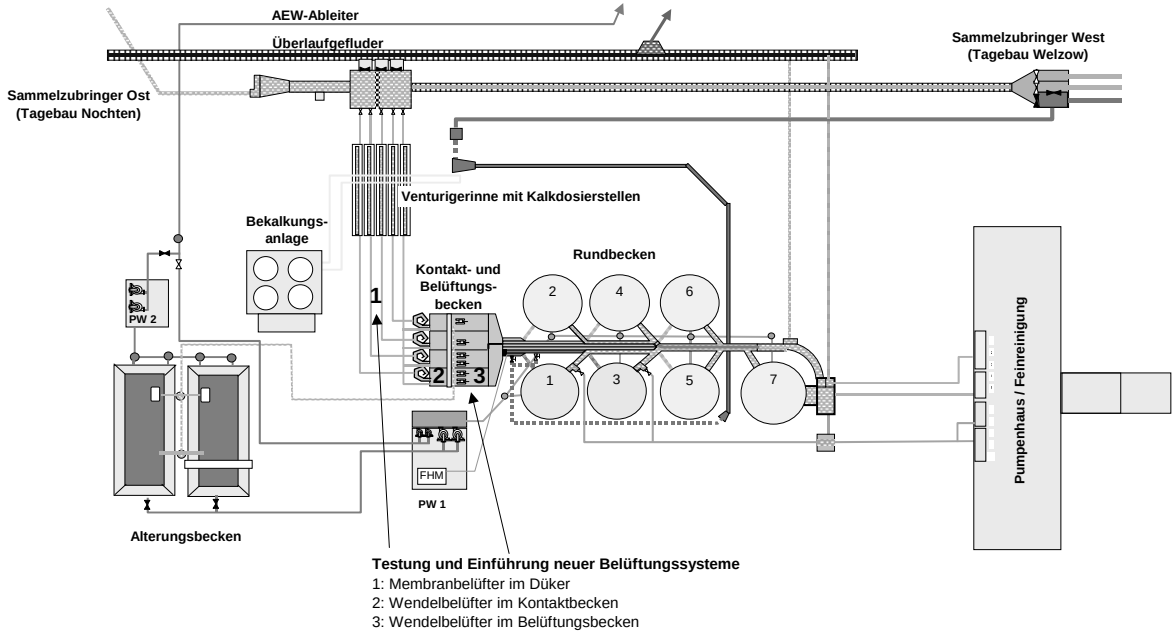


Abb. 1: Technologisches Schema der Grubenwasserreinigungsanlage.

3 Einsatz neuer Belüftungssysteme in der GWRA Schwarze Pumpe

Die technologische Konzeption der GWRA Schwarze Pumpe wurde bereits Ende der 1950ziger Jahre entwickelt und 1961 von KADNER in der Zeitschrift „Vom Wasser“ veröffentlicht (KADNER 1961). Für die Belüftung wurden 4 rechteckige Becken mit einem Fassungsvolumen von je 975 m³ projektiert und gebaut. Die Luftverteilung in den Becken erfolgte durch unten offene Vinidurrohre, die an eine über die Mittelachse der Becken verlaufende Hauptverteilung aus Stahlrohr angeschlossen waren. Dadurch wurde eine grobblasige Luftverteilung in den Becken erreicht. Diese Belüftung wurde nur kurzzeitig genutzt und schließlich zurück gebaut, weil sie aufgrund moderater Fe(II)-Gehalte im Zulauf (offenes Zuleitersystem mit Wasserschloss) technologisch nicht zwingend erforderlich war.

Durch den zunehmenden Anteil zu behandelnder Kippengrundwässer und dem Ersatz offener Überleitungsgräben durch geschlossene Rohrleitungen ergab sich in der GWRA Schwarze Pumpe ein starker Anstieg der Fe(II)-Konzentrationen im Zulauf bis auf Werte zwischen 100 und 150 mg/L. Unter diesen Bedingungen konnte die alte Technologie ohne Zwangsbelüftung nicht mehr aufrechterhalten werden. Da die ursprünglichen Belüftungssysteme 1999 nicht mehr dem Stand der Technik entsprachen und wegen des Rückbaus ohnehin nicht mehr verfügbar waren, mussten neue Belüftungssysteme eingebaut werden.

Entsprechend der unter Pkt. 1 erläuterten Gesetzmäßigkeiten der Eisen(II)-Oxidation und des

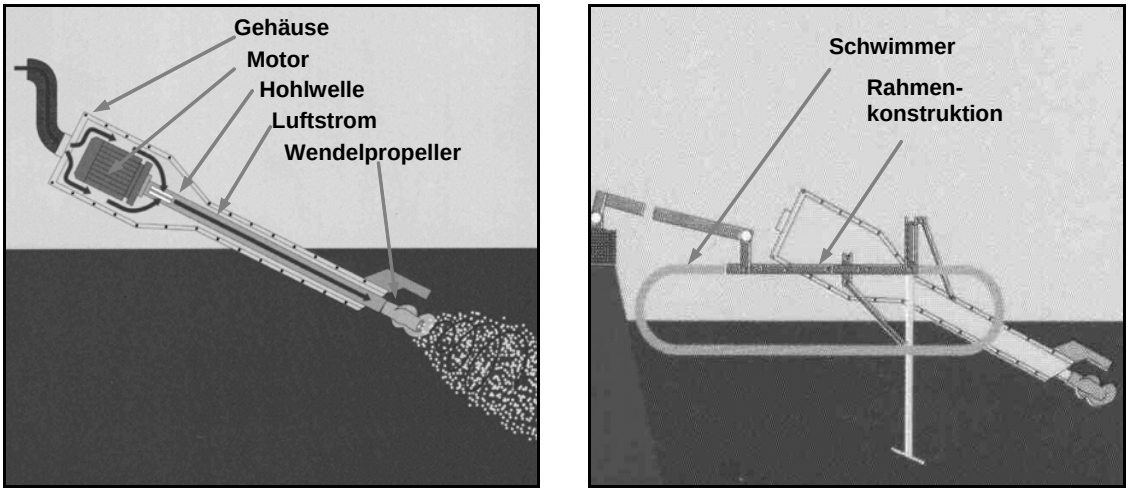


Abb. 2: Schnittdarstellung (links) und Montagebeispiel eines Wendelbelüfters auf Schwimmkörpern (Bilder: Fa. Fuchs Gas- und Wassertechnik GmbH).

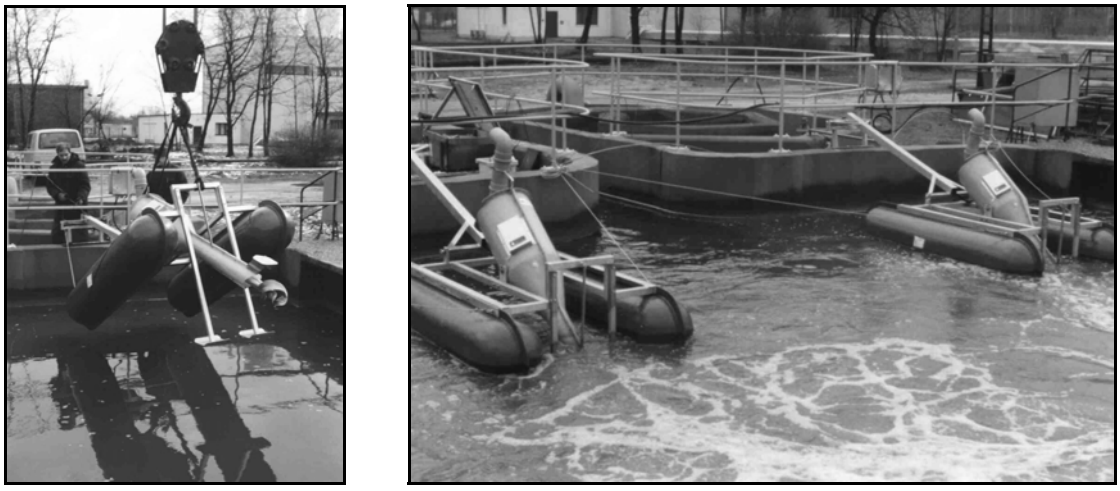


Abb. 3: Montage der Wendelbelüfter (links) und Wendelbelüfter im Einsatz (rechts) auf der Grubenwasserreinigungsanlage Schwarze Pumpe.

Sauerstoffeintrages ergeben sich folgende Anlagenteile als mögliche Orte für den Sauerstoffeintrag: Düker, Kontaktbecken, Belüftungsbecken (siehe Abb. 1). Diese Anlagenteile liegen in Fließrichtung hinter der Kalkmilchdosierung, wo die Sauerstoffzehrung am größten ist.

Für den Einsatz im Kontaktbecken und im Belüftungsbecken wurden die aus der kommunalen Abwassertechnik bekannten Wendelbelüfter (FUCHS & EBERS 1998) gewählt, weil diese Geräte sehr flexibel einsetzbar und wartungsarm sind. Ihr großer Vorteil ist die Kombination der Prozessstufen Rühren und Belüften in einem Gerät, wodurch sie nahezu ideal den genannten Anforderungen für eine schnelle Kalkauflösung, einen effektiven Sauerstoffeintrag und eine rasche Eisen(II)-Oxidation gerecht werden. Der Wendelbelüfter ist ein Oberflächenbelüfter mit einer schräg in das Wasser eintauchenden Hohlwelle an deren Ende ein Wendelpropeller angebracht ist (Abb. 2). Die Belüftung beruht auf dem Ansaugen von Luft durch die Hohlwelle und dem feinblasigen Verteilen der Luft in der Turbulenzzone des Wendelpropellers, der das Wasser in einem schräg nach unten gerichteten Strahl weg fördert. Durch die intensive Durchmischung und die feine Verteilung der Luftblasen wird eine hohe Sauerstoffausnutzung (αOA) erreicht. Unter Sauerstoffausnutzung ist der prozentuale Anteil des im Wasser gelösten Sauerstoffes bezogen auf die Gesamtmenge des mit dem Belüftungssystem zugeführten Sauerstoffes zu verstehen.

Als Vergleich zu den Wendelbelüftern wurden Membranschlauchbelüfter in der GWRA Schwarze Pumpe getestet. Bei diesen Belüftern wird die feinblasige Belüftung durch den Austritt

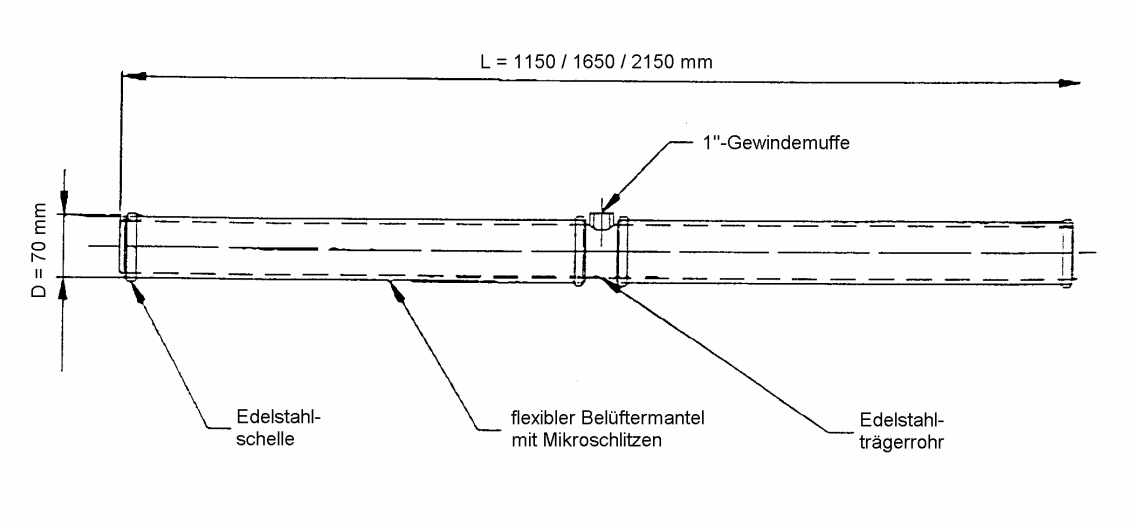


Abb. 4: Aufbau eines Membranschlauchbelüfters.

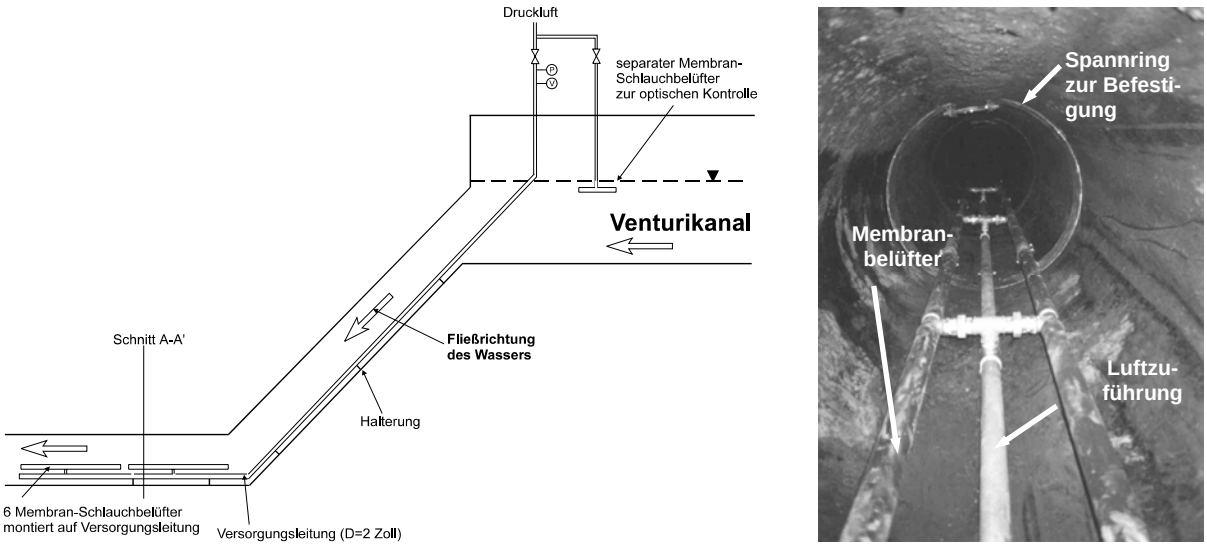


Abb. 5: Skizze zum Einsatz von Membranschlauchbelüftern im Düker zwischen Venturigerinne und Kontaktbecken (links) und fertig eingebaute Belüfter (rechts).

der Luft aus feinsten Mikroschlitzen einer Gummimembrane realisiert (Abb. 4). Je nach austretender Luftmenge öffnen sich die Membranschlitze mehr oder weniger. Damit wird die Blasengröße von der Durchsatzleistung (m^3 Luft pro m^2 Membranoberfläche) beeinflusst. Die kleinsten Blasen und damit die bessere Sauerstoffausnutzung werden bei niedriger Durchsatzleistung erzielt. Zum anderen ist bei diesem Belüftertyp die Sauerstoffausnutzung von der Einbautiefe abhängig, weil bei tiefem Einbau eine höhere Verweilzeit der Blasen im Wasser erzielt wird. Aus dieser Sicht wäre die Anbringung der Membranschlauchbelüfter am Beckengrund der Belüftungsbecken am günstigsten. Diese Anordnung entspricht der ursprünglichen Konzeption der Belüftungsbecken. Da in diesen Becken aber Feststoffe sedimentieren, besteht für den Dauerbetrieb die Gefahr der Verstopfung der Belüfter. Deshalb kann diese Anordnung nicht empfohlen werden.

Für die Anordnung der Membranbelüfter wurde deshalb eine unkonventionelle Lösung favorisiert. Bedingt durch die Konstruktion der GWRA bietet sich der Düker vom Venturikanal zu den Mischschnecken an. Die eingetragene Luft kann hier nicht entweichen und wird durch die Strömung in der Rohrleitung mitgerissen. Die starke Strömung in der Rohrleitung unterstützt die Belüftung, so dass an dieser Stelle der Lufteintrag mit einem vergleichsweise niedrigen Überdruck möglich ist. In Abb. 5 ist die Anordnung der Membranschlauchbelüfter im Düker dargestellt.

Die beiden Belüftertypen wurden in einem Pilotversuch auf der GWRA Schwarze Pumpe getestet, um die für die Auslegung des gesamten Belüftungssystems erforderliche Sauerstoffausnutzung zu ermitteln.

4 Ergebnisse

Die Ermittlung der Sauerstoffausnutzung erfolgte durch Messung der Gaszusammensetzung der aus dem Wasser ausperlenden Luft, die mit einer ins Wasser eintauchenden Haube aufgefangen und mit einem Permanentgas-Messsystem (meta 3 HE GMS4) analysiert wurde.

Die Messung der Gaszusammensetzung der am Ende der Dükerleitung ausperlenden Luft ergab einen Restsauerstoffgehalt zwischen 4 und 5 %. Für die Membranbelüfter bedeutet dies unter den beschriebenen Einbaubedingungen eine Sauerstoffausnutzung zwischen 76 und 81 %. Dieser sehr hohe Wert wird erreicht, weil der Sauerstoffeintrag unmittelbar nach der Bekalkung bei hoher O_2-Zehrung und bei nahezu 0 % Sauerstoffsättigung, (d.h. mit maximaler Triebkraft für den Sauerstoffübergang Luft/Wasser) erfolgt.

Mit dem verwendeten Wendelbelüfter vom Typ WBL XV (270 m^3/h) wurde im Kontaktbecken während des Pilotversuches ebenfalls eine Abluftmessung durchgeführt und eine Sauerstoffausnutzung zwischen 23 und 28 % ermittelt.

Mit den Ergebnissen des Pilotversuches wurden das Belüftungssystem der gesamten Grubenwasserreinigungsanlage für eine maximale Eisenfracht von 450 kg Fe(II) je Stunde und Straße bemessen. Je Straße wurden zwei Wendelbelüfter vom Typ XV mit einer Luftzufuhr von 270 m^3/h vorgesehen, die schwimmend in den Belüftungsbecken angeordnet wurden. Zusätzlich wurden in den Dükern zwischen Venturigerinne und Kontaktbecken jeweils 12 Meter Membranschlauchbelüfter installiert, mit denen eine maximale Luftzufuhr von jeweils 120 m^3/h möglich ist. Der Aufbau des Belüftungssystems erfolgte schrittweise in den Jahren 2000 und 2001. Die wichtigsten Ergebnisse des Pilotversuches und die Erfahrungen aus dem anschließenden Dauerbetrieb sind in Tabelle 1 zusammengefasst.

Der wichtigste technologische Erfolg mit der Einführung der neuen Belüftungssysteme war eine wesentliche Stabilisierung der Prozessführung durch die jetzt in den Belüftungsbecken vollständig ablaufende Eisenoxidation. Die Belüftungseinrichtungen laufen seit dem Jahr 2001 nahezu störungsfrei im Dauerbetrieb.

Durch die beschleunigte Eisenoxidation und das verbesserte Verweilzeitverhalten in den Belüftungsbecken konnte der Durchsatz von 9.000 m^3/h auf mehr als 12.000 m^3/h gesteigert werden. Die Sedimentation von Feststoffen im Belüftungsbecken wird durch die Wendelbelüfter erfolgreich verhindert.

Durch den intensiven Rührprozess mit Hilfe der Wendelbelüfter konnte außerdem eine schnellere Auflösung der $Ca(OH)_2$-Partikel und eine verbesserte Kalkausnutzung erreicht werden. In Verbindung mit der stabileren Prozessführung wurde eine Kalkeinsparung von 10 bis 15% erreicht. Allein dadurch haben sich die Belüfter trotz erhöhtem Stromverbrauch längst amortisiert.

Tab. 1: Zusammenstellung der Ergebnisse und Erfahrungen aus dem Pilotversuch und aus dem mehrjährigen Dauerbetrieb.

Größe / Einflussparameter	**Membranschlauchbelüfter im Düker**	**Wendelbelüfter XV im Kontakt- bzw. Belüftungsbecken**
Luftzufuhr	0 bis max. 12,5 m³ Luft pro m Membranschlauchlänge	270 m³ Luft/h bzw. 48 kg O_2/h
Sauerstoffausnutzung (αOA)	76 – 81 % Ergebnis aus Abluftmessungen. Die höheren Werte für die Sauerstoffausnutzung werden bei niedrigem Luftdurchsatz erreicht.	23 – 28 % Ergebnis aus Abluftmessungen im Kontaktbecken unter den Bedingungen der GWRA.
dosierbare Luftmenge	0 bis max. 12,5 m³ Luft pro m Membranschlauchlänge, Luftmenge über Druckminderer und Rotameter frei wählbar. Bei geringem Luftdurchsatz besserer Sauerstoffausnutzung als bei hohem Luftdurchsatz.	25 – 400 m³/h abhängig vom verwendeten Gerät WBL XV: 270 m³/h bzw. 65,7 m³ O_2, bei 23 - 28 % iger Ausnutzung: 18,6 – 22,7 kg O_2/h
Sauerstoffertrag	2,5 – 3,0 kg O_2/kWh (Angabe des Membranherstellers für optimal ausgelegtes Gebläse)	1,63 kg O_2/kWh im Pilotversuch erreicht
Wartung	Wartung der Gebläse in ähnlichem Umfang wie bei Wendelbelüfter. Durch Alterung und Versprödung der Membran ist ein zyklischer Austausch der Gummimembran erforderlich. Bei Arbeiten an den Membranbelüftern im Düker muss der Wasserstrom unterbrochen und der Düker freigepumpt werden.	Sehr wartungsarm. Kugellager des Motors müssen bei zunehmenden Laufgeräuschen ausgetauscht werden. Jährliche Reinigung der Hohlwelle wird empfohlen. Bei Erfordernis kann der Belüfter ohne Beckenleerung ausgetauscht werden.
Weitere Bewertungskriterien		
Steuerbarkeit	Luftmenge kann über Drosselventile gesteuert werden.	Keine Variabilität der Luftmenge. Bei Einsatz mehrer Belüfter kann Luftmenge durch Zu- und Abschalten einzelner Belüfter geregelt werden.
Einfluss auf Kalkmilchauflösung und Kalkausnutzung	Kein Einfluss	Die Vermischung der Kalkmilch mit dem Grubenwasser und die Auflösung der $Ca(OH)_2$-Partikel werden durch das intensive Rühren beschleunigt. Die Kalkausnutzung wird verbessert.
Einfluss auf Flockenbildung	Keine Einflüsse auf die Flockengröße.	Zerschlagen der Flocken und verbesserte Sauerstoffdiffusion an die hydrolysierten Fe(II)-Spezies und damit Beschleunigung der Fe(II)-Oxidation.

Fortsetzung Tab. 1

Größe / Einflussparameter	Membranschlauchbelüfter im Düker	Wendelbelüfter XV im Kontakt- bzw. Belüftungsbecken
Verweilzeitverhalten in den Belüftungsbecken	System hat keinen Einfluss auf die Konzentrationsverteilung in den Becken	Kurzschlussströmungen werden verhindert und das Verweilzeitverhalten der Becken verbessert. Die Sedimentation von Feststoffen (Sand) wird verhindert.
Einfluss auf Sedimentation und Schlammeindickung	Beide Systeme wirken sich positiv auf die Sedimentation und die Eindickung des gebildeten Eisen(III)-Hydroxides aus, weil nicht vollständig „durchoxidiertes“ Eisenhydroxid schlecht flockt und äußerst langsam sedimentiert.	
Einfluss auf Prozessstabilität und Anlagendurchsatz	Beide Systeme haben sich sehr positiv auf die Anlagenstabilität ausgewirkt führten wegen der beschleunigten Eisenoxidation und der verbesserten Sedimentation zu einer möglichen Durchsatzsteigerung von 25 %.	

Durch die vollständige Eisenoxidation wird ein wesentlich besseres Absetz- und Eindickverhalten des Eisenhydroxid-Schlammes erreicht. Der Schlamm kann jetzt mit einer Feststoffkonzentration von 15 bis 20 g/L aus den Rundbecken abgezogen werden. Die Funktion der Alterungsbecken (siehe Abb. 1) ist damit überflüssig geworden.

Auf Grund der positiven Erfahrungen mit den Wendelbelüftern wird diese Technik in der Zwischenzeit auch in der neu gebauten und im Jahre 2005 in Betrieb genommenen Grubenwasserreinigungsanlage Tzschelln eingesetzt. Hier ist die Belüftungstechnik für Eisen(II)-Konzentrationen bis zu 700 mg/L ausgelegt.

5 Literatur

KADNER, W. (1961): Über die Reinigung und Aufbereitung von extrem eisenhaltigen Grubenwässern. – Vom Wasser, 28: 131-145

SINGER, P.C. & STUMM, W. (1970): Acidic mine drainage: The rate-determining step. – Science, 167: 1121-1123

SIGG, L. & STUMM, W. (1994): Aquatische Chemie – Eine Einführung in die Chemie wässriger Lösungen und natürlicher Gewässer. Teubner Verlag Stuttgart, ISBN 3-519-23651-6

FUCHS, L. & EBERS, T. (1998): Belüftete Abwasserteiche. – Wasserwirtschaft, Wassertechnik (wwt) 3: 8-14.


BERGAKADEMIE
TECHNISCHE
UNIVERSITÄT
FREIBERG

Laborexperimente als Grundlage für ein RAPS-System (Reducing and Alkalinity Producing System)

Andrea Hasche-Berger, Christian Wolkersdorfer, Jörg Simon

TU Bergakademie Freiberg, Institut für Geologie, Gustav-Zeuner-Straße 12, 09596 Freiberg/Sachsen,
E-Mail: andrea.berger@geo.tu-freiberg.de

Ziel der vorliegenden Arbeit ist die Konzipierung einer passiven Grubenwasserreinigungsanlage am Hagentalstollen bei Gernrode. Als Grundlage für die Planung stehen wasserchemischen Untersuchungen und Monitoringarbeiten zur Verfügung. Des Weiteren bildeten Stand- und Säulenversuche (einzeln und kombiniert) mit Kalkstein und Kompost (Pferdemist) die Basis für eine kleinmaßstäbliche Pilotanlage, die am Hagentalstollen errichtet und in Betrieb genommen wurde. Dabei lag der Focus auf der langfristigen und kostengünstigen Minderung der hohen Eisengehalte, sowie die Anhebung der Alkalinität und des niedrigen pH-Wertes.

1 Überblick

Südlich von Gernrode im Mittelharz liegt das Grubenrevier Hohe Warte, das Gesteine von zwei geologischen Komplexen aufschließt: der Blankenburger Zone und des Ramberg-Granits. Es handelt sich dabei um eine Sedimentfolge aus Tonschiefern mit Einlagerungen von Kalksteinen, Quarziten und Grauwacken mitteldevonischen bis unterkarbonischen Alters. In diese Schichtenfolge intrudierte während der Variscischen Hauptfaltung der Ramberg-Granit (K-Ar-Datierung: 296 ± 10 Millionen Jahre; MOHR 1993). Diese Intrusion hatte eine Kontaktmetamorphase der benachbarten Sedimentschichten zur Folge, wodurch sehr feste, splittrig spaltende Hornfelse entstanden. Sowohl der Granit als auch die Hornfelse werden von einem Kluftnetz durchzogen, in dem neben Sulfidmineralen, dort hauptsächlich Pyrit, untergeordnet Pyrrhotin, Galenit, Sphalerit und Chalkopyrit, Fluorit, Hämatit und Quarz platznahmen (PFEIFFER & WILKE 1984; STOLLE 1984).

Im Rahmen umfangreicher Such- und Erkundungsarbeiten 1972/73 wurde die Lagerstätte Hohe Warte durch bergmännische Auffahrungen erschlossen; von 1974 bis 1982 erfolgte dann der Abbau von Flussspat durch die "VEB Harzer Fluß- und Schwerspat Betriebe, Werk Rottleberode" über drei Gewinnungssohlen (2., 2½ Sohle und 3. Sohle) mit einer Gesamtförderung von ca. 200.000 Tonnen und einem Fluoritgehalt von ca. 60 %. Ab 1983 fand die Zementspatgewinnung über der ersten Stollensohle aus Grubenbereichen mit geringeren Fluoritgehalten statt (STOLLE 1984; BODEMANN 1987).

Als Förder- und Entwässerungsstollen wurde der Hohe Warte-Stollen (Hagental-Stollen) aufgefahren. Er erreicht nach 1,36 km Länge in 150 m Teufe den Flussspatgang. Das Stollenmundloch befindet sich 1,5 km westlich der Ortslage Gernrode im Hagental und entwässert in den Hagentalbach (auch als Steinbach bezeichnet; Abb. 1). Aus ökonomischen Gründen wurde am 31. September 1985 der Bergbau eingestellt und nach Verwahrungsarbeiten 1987 stillgelegt (BODENMANN 1987). Nach der Stilllegung sollte die Grube für wasserwirtschaftliche Zwecke genutzt werden. Auf Grundlage eines hydrogeologischen Gutachtens von 1984 wurde eine wasserwirtschaftliche Nachnutzung bescheinigt, allerdings mit dem Hinweis, dass eine Aufbereitung des Wassers durch Belüftung, Enteisenung, Entmanganung bzw. ein Verschneiden mit anderen Wässern notwendig sei (PFEIFFER & WILKE 1984). Auf Grund der schlechten Wasserqualität fand

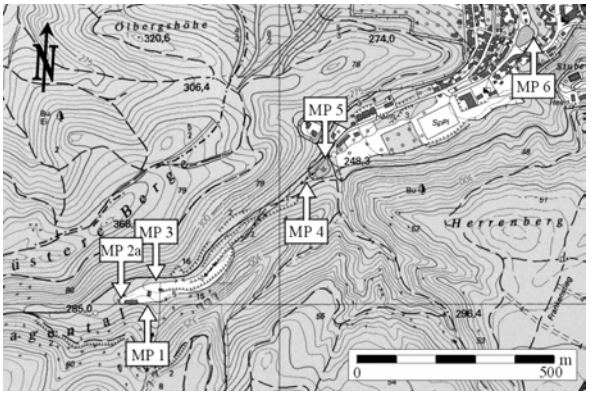


Abb. 1: Übersicht über die Probenahmemessstellen im Untersuchungsgebiet Gernrode/Harz (verändert nach SCHINDLER 2003).

Tab. 1: Ergebnisse der Wasseranalyse am Messpunkt MP1 (Stollenmundloch) im Vergleich mit Messpunkt MP2a im unbeeinflussten Abschnitt des Vorfluters Steinbach.

Parameter	$\overline{x}$	*s*	Schwankungsbreite	*n*	$\overline{x}_{Steinbach}$	$s_{Steinbach}$	Schwankungsbreite	$n_{Steinbach}$
Durchfluss (L s^{-1})	22,1	7,1	10,0 … 29,2	8	13,7	9,2	2,0 … 26,0	7
Temperatur (°C)	11,2	0,3	10,5 ... 11,8	25	8,9	4,3	1,5 … 14,8	20
pH-Wert (-)	5,7	0,4	4,9 ... 6,5	26	6,5	0,3	6,1 … 7,2	20
Leitfähigkeit (µS cm^{-1})	5328	535	3320 ... 5926	25	193,7	17,9	162,9 ... 231,0	20
Redoxpotential (mV)	413	86	305 ... 621	25	435,1	104,7	305,0 ... 672,0	20
O_2 (mg L^{-1})	10,1	0,8	7,1 ... 11,0	20	10,2	1,9	6,0 ... 13,4	16
$K_{B8,2}$ (mmol L^{-1})	1,2	0,4	0,2 ... 1,9	25	0,34	0,22	0,09 ... 0,62	18
$K_{S4,3}$ (mmol L^{-1})	0,2	0,1	0,1 ... 0,5	25	0,22	0,12	0,13 ... 0,66	18
Fe_{total} (unfiltr.; mg L^{-1})	12,9	3,8	9,1 ... 22	15	0,03	0,02	< NWG … 0,06	9
Fe^{2+} (unfiltr.; mg L^{-1})	7,3	1,8	6,1 ... 11,1	14	0,02	0,02	0,01 … 0,04	3
Fe_{total} (filtriert; mg L^{-1})	10,7	2,7	6,5 ... 16,2	22	0,05	0,04	0,01 … 0,14	11
Fe^{2+} (filtriert; mg L^{-1})	8,5	1,6	6,1 ... 11,1	20	0,02	0,01	< NWG … 0,04	9
Mangan (µg L^{-1})	3994,8	1809,6	3,2 ... 6079,2	14	32,6	29,7	0,02 … 112,7	12
Natrium (mg L^{-1})	281	79	203 ... 488	17	8,9	3,6	6,3 ... 20,0	17
Calcium (mg L^{-1})	904	323	548 ... 1748	17	33,3	19,3	20,0 … 98,0	17
Chlorid (mg L^{-1})	1724	101	1390 ... 1840	17	8,6	3,3	3,7 … 16,8	17
Sulfat (mg L^{-1})	80,3	16,1	56,0 ... 113,0	14	61,6	5,4	48,9 … 72,0	17
Arsen (µg L^{-1})	31,8	11,3	17,6 …52,8	12	1,7	1,2	0,98 … 4,89	9
Uran (µg L^{-1})	4,96	5,0	1,2 … 19,9	12	0,5	0,3	0,3 … 1,3	10

mit $\overline{x}$: Mittelwert; *s*: Standardabweichung; *n*: Anzahl der Messwerte; NWG: Gerätenachweisgrenze 0,01 mg L^{-1}

jedoch nie eine Nachnutzung statt. Aus sicherheitstechnischen Gründen wurde das Stollenmundloch des Hagentalstollens mit einem Mauerwerk abgesperrt, durch das das dahinter aufgestaute Grubenwasser nach einiger Zeit langsam durchsickerte. Später wurde ein Loch in diese Mauer geschlagen, um einen ungehinderten Austritt des Grubenwassers zu gewährleisten und ein Versagen der Mauer zu verhindern. Im Jahre 1992 wurden von der Stadtverwaltung Gernrode erstmals Verunreinigungen des Steinbaches gemeldet (ANDERS 2002). Seit dieser Zeit wurden zahlreiche Untersuchungen und Gutachten durchgeführt. Diese kamen aber bis heute zu keinem endgültigen Ergebnis, wie die potentielle Gefahr, die vom Hagentalstollen ausgeht, zu beseitigen sei.

Seit Anfang 2000 fanden verschiedene Arbeiten zum Monitoring des Steinbaches sowie zu einer passiven Reinigungslösung des Hagentaler Grubenwassers am Lehrstuhl für Hydrogeologie der TU Bergakademie Freiberg statt (TAMME 2002; SCHINDLER 2003; SIMON 2003).

2 Grubenwasserbeschaffenheit

Nahezu das gesamte Grubenwasser wurde bis 2005 über ein Loch im Mauerwerk, erst durch ein 15 m langes, offenes Gerinne, anschließend durch ein 30 m langes Rohrsystem bis zu einer 6 m hohen natürlichen Kaskade geleitet, über die das Grubenwasser dann im Anschluss, nach Passieren eines natürlichen Absetzbeckens, in den Vorfluter Steinbach gelangte (Abb. 2 bis 4; Abb. 1). Zwischenzeitlich fließt das Grubenwasser vollständig über eine offene Rösche ab.



Abb. 2: Stollenmundloch im Jahr 2000.



Abb. 3: Stollenmundloch im Jahr 2001 (im Bereich vor dem Mauerwerk sind cm- bis dm-mächtige ockerfarbene Eisen(oxy)hydrat-Schlämmen abgesetzt; TAMME 2002).



Abb. 4: Stollenmundloch des Hagentalstollens.

Tab. 2: Jährliche Frachten aus dem Hagentalstollen Hohe Warte (es wurden die Messung der Jahre 2000 bis 2003 berücksichtigt).

Element	Fracht pro Jahr ($kg \cdot a^{-1}$)
Durchfluss	697.576 ($m^3 \cdot a^{-1}$)
Fe_{total}	8.973,16
Fe^{2+}	5.122,20
Na^+	196.142
Ca^{2+}	630.759
Cl^-	1.202.320
SO_4^{2-}	55.980
NO_3^-	2.668
F^-	3.730
Si	31.172
Mn	2.787
As	22,1
Cd	0,3
Cu	20,3
Pb	1,3
Zn	142,7
U	3,5
Ni	27,9

Das Grubenwasser lässt sich durch niedrigen pH-Werte, hohe elektrische Leitfähigkeiten, erhebliche Salz- und Sulfatmengen, sowie beträchtliche Mengen an Eisen-, Mangan-, Arsen- und Uranfrachten charakterisieren. Gegenwärtig fließen jährlich ca. 700.000 m^3 nichtaufbereitetes Grubenwasser mit einer Fracht von 8,9 Tonnen Eisen, 2,8 Tonnen Mangan, 22 kg Arsen und 3,5 kg Uran dem Vorfluter Steinbach zu.

Die ungewöhnlich hohen Leitfähigkeitswerte im Grubenwasser von 3,3 bis 5,9 mS cm^{-1} resultieren vor allem aus den hohen Konzentrationen von Natrium, Calcium und Chlorid (Tab. 1). SCHINDLER (2003) untersuchte in ihrer Arbeit u.a. den Einfluss von mineralisierten Wässern auf das Grubenwasser mit dem Ergebnis, dass das vorliegende Grubenwasser als Mischwasser, aus zusitzenden Niederschlagswässern und dem Grubengebäude zufließenden stark mineralisierten Wässern zu betrachten ist.

Aufgrund von Verwitterungs- und Lösungsreaktionen im Grubengebäude werden im Grubenwasser sehr hohe Eisenkonzentrationen gemessen und in Abhängigkeit vom Durchfluss mittlere Eisen-Frachten von 7,8 t a^{-1} berechnet (HASCHE-BERGER & WOLKERSDORFER 2005). Die Konzentrationen des Gesamteisens liegt zwischen 9 und 22 mg L^{-1}, die des Eisen(II) zwischen 6 und 11 mg L^{-1} (Tab. 1). Durch Copräzipitation werden im Verlauf des Steinbaches neben Eisen auch weitere Spurenelemente wie Arsen, Cadmium, Kupfer, Blei und Zink in Größenordnung mitgefällt (Tab. 2).

In Tabelle 1 ist eine Auswahl der untersuchten hydrogeochemischen Parameter des Grubenwassers im Vergleich zum Steinbach vor dem Grubenwasserzulauf gegeben; in Tabelle 2 sind die errechneten Frachten pro Jahr der Haupt- und Spurenelemente am Messpunkt Stollenmundloch (MP1) zusammengefasst.

Basierend auf den Arbeiten von TAMME (2002), SIMON (2003) und SCHINDLER (2003) handelt es sich bei dem Grubenwasser um ein netto-acidisches Wasser vom Ca-Na-Cl-Typ (SCHINDLER 2003).

Auf Grundlage der topographischen Situation der Flussspatgrube „Hohe Warte“ und der Ergebnisse aus der Wasseranalytik, konzipierte SIMON (2003) eine passive Grubenwasserreinigungsanlage, in der zusätzlich neben einem Absetzbecken und einem aeroben Feuchtgebiet ein RAPS-System (Reducing and Alkalinity Producing System) eingebaut werden sollte, welches die Alkalinität und den pH-Wert im Wasser erhöht und somit eine wirksamere Reinigung des Grubenwassers erzielt. Durch das Erreichen eines netto-alkalischen Wassers mit höheren pH-Werten wird die Copräzipitation verstärkt und die anfallenden Frachtmengen werden vermindert und reduziert.

3 Laborversuche

3.1 Einleitung

Um das chemische Verhalten und die Reinigungsfähigkeit des Grubenwassers genauer zu untersuchen, waren zunächst Stand- und Säulenversuche im Labor notwendig. Der dazu verwendete Kalkstein stammt aus dem Kalkwerk Rübeland der FELS-WERKE GmbH. Er liegt in der Korngröße 20/40 vor und hat einen $CaCO_3$-Gehalt von 96-98 %. Als Kompost wurde Pferdemist des Reiterhofs Gothe in Rieder verwendet.

Tab. 3: Veränderung der Wasserbeschaffenheit bei den Einzelsäulenversuchen mit 0,2 L min^{-1} und 0,7 L min^{-1} (Beginn und Ende bezieht sich jeweils auf den Beginn und das Ende einer Messung).

	Durchfluss 0,2 L min^{-1}			Durchfluss 0,7 L min^{-1}			
		1. Säule (Kompost)	2. Säule (Kalkstein)	1. Säule (Kalkstein)		2. Säule (Kompost)	
	Beginn	Ende	Ende	Beginn	Ende	Beginn	Beginn
Temp (°C)	17,0	20,3	20,8	18,0	21,8	19,2	22,3
Leitfähigkeit (µS)	5512	7324	5497	5540	5605	5520	7457
TDS (ppm)	4354	5906	4311	4371	4401	4335	6005
Redoxpotential (mV)	483	-54	321	558	384	561	140
pH (-)	3,78	7,11	7,20	3,86	6,95	3,91	7,41
Fe (ges) unfiltriert (mg/L)	10,8	0	0,03	13,15	0,02	9,95	0,85
Nitrat (mg/L)	2,6	46,2	n.b.	n.b.	n.b.	2,6	55,4
Ammonium (mg/L)	0,5	47,9	n.b.	n.b.	n.b.	0,35	52,5
$K_{B8,2}$-Wert (mmol/L)	1,06	1,64	0,16	1,05	0,21	1,02	1,32
$K_{S4,3}$-Wert (mmol/L)	- (pH<4,3)	14,33	0,63	- (pH<4,3)	0,65	- (pH<4,3)	14,25
$K_{B4,3}$-Wert (mmol/L)	0,13			0,16		0,13	
Bemerkung		extreme dkl.-braune Trübung					extreme dkl.-braune Trübung

3.2 Stand- und Einzelsäulenversuche

In einem Stand- und in Säulenversuchen mit unterschiedlichen Durchströmungsgeschwindigkeiten wurden die Aufenthalts- bzw Kontaktzeit des Grubenwassers mit dem Kalkstein ermittelt, die notwendig ist, damit eine dauerhafte Anhebung des pH-Werts auf >7 und ein nettoalkalisches Wasser erzeugt werden kann. Dabei wurden für den Standversuch ca. 2 kg Kalkstein mit 4 L Grubenwasser in Kontakt gebracht und die relevanten Parameter Leitfähigkeit, pH-Wert, Redoxpotential, Gesamteisen, Alkalinität und Acidität über einen Messzeitraum von 87,5 h gemessen, wobei der pH-Wert von 3,8 auf 7,1 angehoben werden konnte (Tab. 3).

Für die Einzelsäulenversuche wurde jeweils eine Säule mit ca. ca. 2 kg Kalkstein, die andere Säule mit ca. 16 g Kompost (Pferdemist) befüllt, der auch später im RAPS-System eingesetzt werden soll (Tab. 3). Beide Säulen wurden in einem ersten Versuchsdurchlauf mit 0,2 L min^{-1} von unten durchströmt, das austretende Grubenwasser wurde analysiert (Tab. 3) und im Anschluss daran wieder in das Kreislaufsystem eingespeist.

In einem zweiten Versuchsdurchlauf wurde der Durchfluss auf 0,7 L min $^{-1}$ erhöht, wobei der Kompostversuch wiederholt wurde, da zunächst nicht klar war, ob der starke Anstieg des pH-Wertes auf den nun höheren Durchfluss bzw. auf eine veränderte Zusammensetzung des Kompostes zurückzuführen war. Es stellte sich aber ein ähnliches Ergebnis wie beim ersten Durchlauf ein. Analyse und Beprobung erfolgten analog dem vorherigen Versuch.

3.3 Kombinierte Säulenversuche

Bei dem kombinierten Säulenversuchen durchströmte das Grubenwasser mit einem Durchfluss von 0,2 L min^{-1} erst die Säule mit dem Kompost (ca. 16 g Pferdemist), anschließend die mit dem Kalkstein (ca. 1,9 kg). Am Auslauf der Versuchsanordnung wurde kontinuierlich zunächst im fünfminütigen, später im zehnminütigen Abstand gemessen und am Anfang, am Ende sowie alle 30 Minuten eine Probe entnommen.

Da die Ergebnisse aus diesem Säulenversuch widersprüchlich waren, wurde dieser Versuch wiederholt. Um den Transport des Grubenwassers zu umgehen, wurde er diesmal vor Ort durchgeführt. Außerdem wurde der Durchfluss von 0,2 L min^{-1} auf 0,1 L min^{-1} verringert. Aufgrund des vorhandenen Gefälles war der Einsatz einer Pumpe nicht notwendig. Die Anordnung der Säulen sowie der Zeitplan der Messungen und Probenahme entsprachen den Bedingungen des vorangegangenen Versuchsablaufes.

4 Ergebnisse

Bei den in Tabelle 3 dargestellten Analyseergebnisse aus dem Standversuch und den Einzelsäulenversuchen zeigt, dass die zu Beginn gemessenen Parameter sichtlich Unterschiede zu den in Gernrode gemessenen Vor-Ort-Parametern am Messpunkt MP1 (Stollenmundloch) aufweisen (vgl. auch Tab. 1). Vor allem der starke Abfall des pH-Wertes sei hier angeführt, was auf die Hydrolyse von Eisen und die damit verbundene Bildung von Eisenhydroxiden und der Freisetzung von Protonen zurückzuführen ist (STUMM & MORGAN 1996).

In den Abbildungen 5 bis 8 sind die Parameter Leitfähigkeit, Redoxpotential, pH-Wert und Sauerstoff (Messgerät nur bei Kompostversuch verfügbar) aus den kontinuierlichen Messungen des Standversuches und der Einzelsäulenversuche dargestellt.

Bei allen Einzelsäulenversuchen konnte der pH-Wert auf über 7 angehoben werden (Abb. 7), nur bei der Durchströmung des Kalksteins mit dem Durchfluss von 0,7 L min^{-1} stellte er sich knapp unter 7 ein. Die Zeiten zum Erreichen des pH-Wertes 7 variierten bei der Kalksteinsäule von 5 h (Standversuch) bis 15 h (Durchfluss 7 L min^{-1}). Bei dem Säulenversuch mit dem Kompost stellte sich der pH-Wert schneller auf > 7 ein; bereits nach 10 min (Durchfluss 0,7 L min^{-1}) bis 150 min (Durchfluss 0,2 L min-1) erfolgte der pH-Wert-Anstieg > 7. Um einen Einfluss der Inhomogenität des Kompostes auf dieses Ergebnis auszuschließen, wurde der Versuch wiederholt. Es trat jedoch keine nennenswerte Veränderung auf.

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

Bei allen Kompostversuchen sank das Redoxpotential in etwa dem gleichen Verlauf. Im längsten Versuch war nach ca. 87 h noch kein Minimalwert erreicht. Bei der Messung des Sauerstoffgehaltes (Abb. 8) war nach etwa 100 min nur noch <0,1 mg/L bzw. <1 % der Sättigungskonzentration vorhanden.

Während sich die Leitfähigkeit bei den Kalkversuchen nur gering veränderte, erhöhte sie sich bei den Kompostversuchen von 5500 µS cm^{-1} auf 6900—7500 µS cm^{-1} (Tab. 3; Abb. 5). Damit einhergehend war eine starke Trübung des Wassers bereits nach wenigen Minuten zu beobachten.

Bei der Durchströmung der gefüllten Säulen mit Kompost erhöhte sich der Nitratgehalt von 3 mg L^{-1} auf 46 bis 55 mg L^{-1}, die Ammoniumkonzentration stieg von 0,5 mg L^{-1} auf 48 bis 54 mg L^{-1} an. Erst in den folgenden Versuchen konnte der zeitliche Verlauf dokumentiert werden, da jede Entnahme aus dem Kreislauf des Wassers eine Verfälschung der Ergebnisse bedeutet hätte.

Bei allen Säulen sank die Eisenkonzentration unter 1 mg L^{-1}, bei den Kalksteinversuchen sogar auf Werte nahe oder unterhalb der Nachweisgrenze (Tab. 3). Das ausgangs netto-acidische Grubenwasser konnte in ein netto-alkalisches umgewandelt werden.

Um bei den kombinierten Säulenversuchen den pH-Wert dauerhaft auf 7 zu erhöhen, waren die gewählten Durchströmungsraten mit 0,2 L min^{-1} als auch 0,1 L min^{-1} zu hoch für die geringen Mengen an Kompost und Kalkstein. Zwar stellte sich zunächst ein Anstieg des pH-Wertes auf ca. 7 ein, jedoch fiel dieser rasch wieder ab. Bei dem Durchfluss von 0,2 L min^{-1} war dieser Abfall auch nach 3 h noch nicht beendet, während bei dem Durchfluss von 0,1 L min^{-1} sich der pH-Wert auf 6,3 einstellte (Abb. 11). Der schnelle Anstieg mit den Maximalwerten nach ca. 10 min (pH = 6,77; Durchfluss 0,2 L min^{-1}) bis 15 min (pH-Wert = 7,00; Durchfluss 0,1 L min^{-1}) ist u.a. auf die schneller ablaufende Kalklösung in den ersten Minuten zurückzuführen, da auf dem frischen Kalkstein feiner Kalksstaub mit einer großen Oberfläche abgelagert ist, der sehr viel schneller reagiert als der Kalkstein selbst. Nachgezeichnet wird die pH-Wert-Entwicklung auch von der Gesamteisenkonzentration. Einem deutlichen Abfall der Konzentration bis ca. 15 min nach Versuchsbeginn auf 0,22 bzw. 2,75 mg L^{-1} (Durchflussrate von 0,2 bzw. 0,1 L min^{-1}) folgt ein allmählicher Anstieg durch die wieder erhöhte Löslichkeit (Abb. 11).

Bei der Betrachtung der Entwicklung Alkalinität/Acidität ist festzustellen, dass bei dem Durchfluss von 0,2 L min^{-1} ein Wechsel von netto-alkalisch zu netto-acidisch nach 60 Minuten stattfand, bei dem geringeren Durchfluss nach 110 Minuten (Abb. 14). Dennoch ist auch bei diesem Versuchsaufbau anzumerken, dass der Durchfluss zu hoch und damit die Kontaktzeit Kalk/Grubenwasser zu kurz war. Die maximalen K_S-Werte wurden bereits nach 8 min (Durchfluss

0,1 L min^{-1}) bzw. 15 min (Durchfluss 0,2 L min^{-1}) erreicht.

Die Austräge der organischen Substanzen Nitrat und Ammonium sind nur von kurzer Dauer, bereits nach 60 min sinken die Gehalte wieder ab und nähern sich asymptotisch den Ausgangskonzentrationen an (Abb. 13).

Aus den Ergebnissen der Laborversuche ist festzuhalten, dass die Kontakt- bzw. Aufenthaltszeit des Grubenwassers mit dem Kalkstein von enormer Bedeutung ist. Dies konnte in der ersten Versuchsreihe mit den Einzelsäulenversuchen und dem Standversuch verdeutlicht werden, dass bei genügend hoher Aufenthaltszeit eine dauerhafte Anhebung des pH-Werts auf > 7 und ein netto-alkalisches Wasser erzeugt werden kann. Unter diesen Bedingungen erfolgt auch eine Verminderung der Eisenkonzentration von >10 mg L^{-1} auf unter 1 mg L^{-1}.

Dagegen führten die kombinierten Säulenversuche nur zu einem bedingt zufreidenstellendem Ergebnis, da die Kontaktzeit zu gering gewählt war. Der Austrag aus dem Kompost sowie die Reaktion des Kalkstaubes bewirken zwar kurzfristig positive Veränderungen, die sich auf einen längeren Zeitraum jedoch nicht bestätigen. Dennoch lieferten die Versuche wertvolle Daten über den Nitrat- und Ammoniumaustrag, der bei den bisherigen Arbeiten oft nicht bzw. nur unzureichend dokumentiert wurde. Wie bei den Laborversuchen herausgefunden wurde, ist nur mit einem kurzzeitigen Austrag von Nährstoffen aus dem RAPS-System zu rechnen. Des Weiteren ermittelte SIMON (2003) eine Formel für den Stickstoffaustrag auf der Datengrundlage der im Kap. 3 und Kap. 4 beschriebenen Laborversuche.

5 Aufbau der Pilotanlage

Auf Basis der Monitoringarbeiten von Tamme (2002), Schindler (2003), Simon (2003) und der Ergebnisse aus den Säulenversuchen wurde eine kleinmaßstäbliche Pilotanlage am Hagentalstollen errichtet und im Februar 2003 in Betrieb genommen, mit der Maßgabe, erhebliche Mengen an Eisen und Mangan aus dem Grubenwasser zu entfernen.

Die Anlage bestand aus drei jeweils 1 m^3 Volumen umfassenden Containern, der erste Container diente als Absetzbecken, im zweiten wurde das RAPS-System mit einer Mischung aus Kalkstein und Kompost (Pferdemist) installiert und im dritten Container wurde ein aerobes Wetland errichtet. Eine ausführliche Beschreibung zum System und zum Versuchsablauf ist in HASCHEBERGER & WOLKERDORFER (2005) zu finden. Innerhalb der Anlage wurden vier Beprobungsstellen eingerichtet: jeweils am Einlauf jedes Containers (MP 11 – MP 13) und am Auslauf von Container 3 (MP14).

Nach Einstellung der optimalen Durchflussraten und Verweilzeiten des Grubenwassers in den einzelnen Containern, konnte der Gesamteisengehalt von den anfänglich mehr als 20 mg L^{-1} auf 5 mg L^{-1} reduziert werden, der pH-Wert konnte von 5,5 auf pH 7 angehoben. Die Alkalinität wurde von 0,2 mmol L^{-1} auf 0,7 mmol L^{-1} erhöht, die Acidität wurde von 1,1 mmol L^{-1} auf 0,6 mmol L^{-1} erniedrigt. Der Nitrataustrag aus dem RAPS-System (Container 2) ging von > 4 mg L^{-1} auf 0,3 mg L^{-1} zurück.

Bedauerlicherweise fiel diese Pilotanlage zwischenzeitlich dem Vandalismus zum Opfer (Mitte Juni 2003, Frühjahr 2004), so dass eine Wiederinbetriebnahme nicht mehr möglich war. Dennoch zeigte die Pilotanlage, dass die im Labor gewonnenen Parameter als Grundlage für eine Vor-Ort-Anlage geeignet sind.

6 Fazit

Mit den Laborversuchen und der ersten Feldstudie mit der kleinmaßstäblichen Pilotanlage konnte bewiesen werden, dass dieser gewählte Systemaufbau erste Reinigungerfolge erzielt hat und das auf lange Sicht gesehen das Grubenwasser aus dem Hagentalstollen mit dieser Reinigungsvariante erfolgreich zu reinigen ist. SIMON (2003) hat in seiner Arbeit dazu bereits eine großmaßstäbliche Anlage, zunächst für eine Lebensdauer von 25 Jahre, dimensioniert und bemessen.

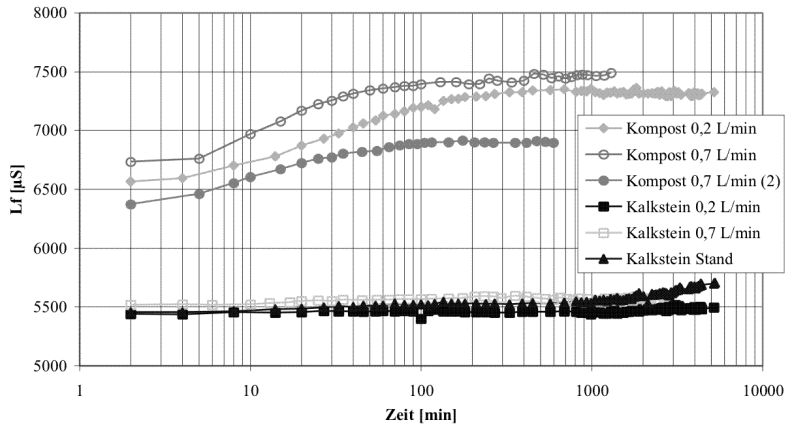


Abb. 5: Leitfähigkeitsveränderungen bei den Einzelsäulenversuchen und dem Standversuch.

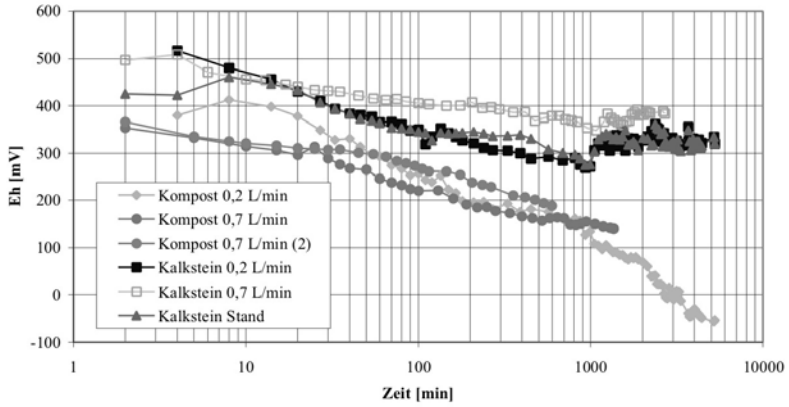


Abb. 6: Redoxpotentialveränderungen bei den Einzelsäulenversuchen und dem Standversuch.

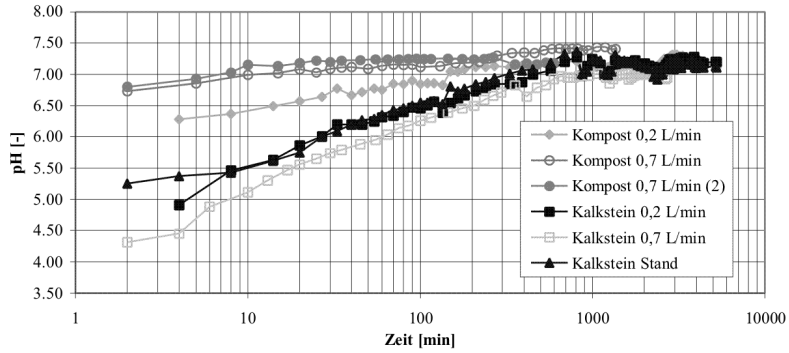


Abb. 7: pH-Wert-Veränderung bei den Einzelsäulenversuchen und dem Standversuch.

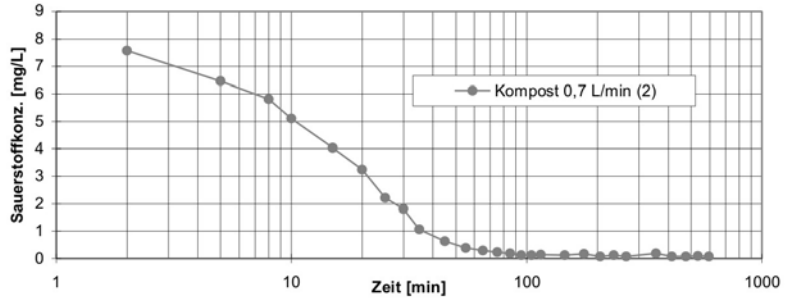


Abb. 8: Sauerstoffveränderung bei dem Kompostversuch mit 0,7 L/min Durchfluss.

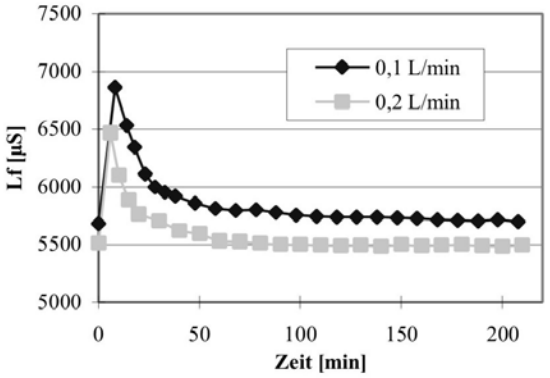


Abb. 9: Leitfähigkeitsveränderung bei den kombinierten Säulenversuchen.

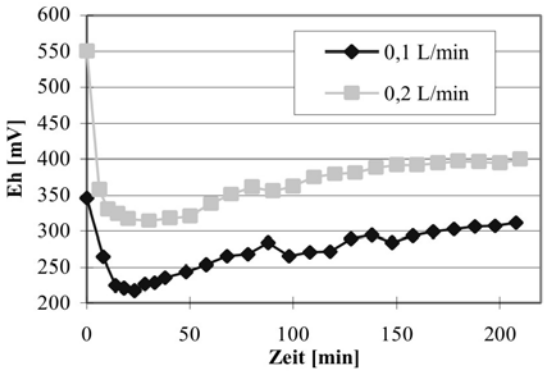


Abb. 10: Redoxpotential-Veränderung bei den kombinierten Säulenversuchen.

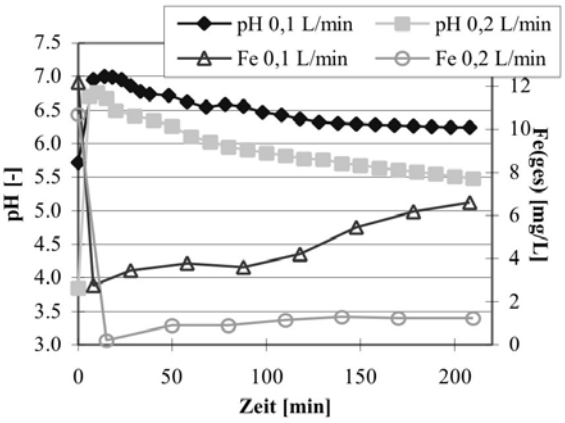


Abb. 11: Veränderung des pH-Wertes und der Gesamteisen-Konzentration bei den kombinierten Säulenversuchen.

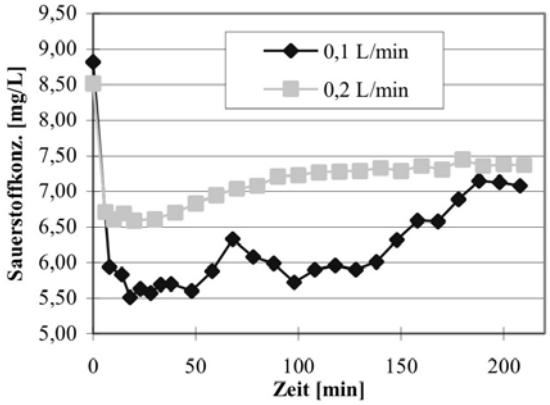


Abb. 12: Veränderung der O_2-Konzentration bei den kombinierten Säulenversuchen.

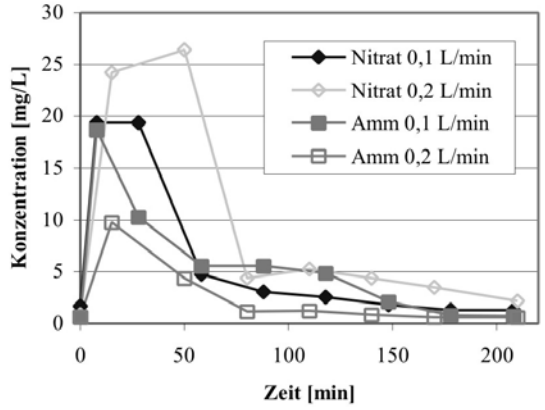


Abb. 13: Nitrat/Ammonium-Konzentrationen bei den kombinierten Säulenversuchen.

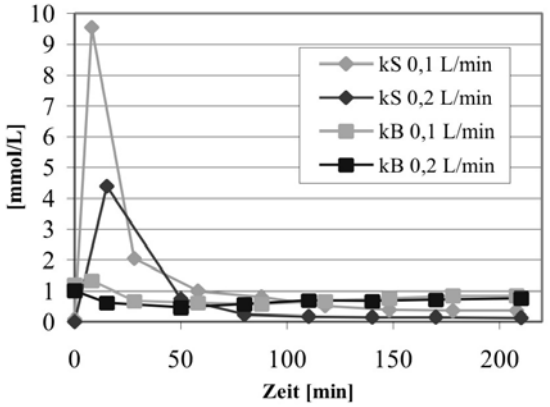


Abb. 14: K_B-/K_s-Werte bei den kombinierten Säulenversuchen.

7 Danksagung

Wir bedanken uns bei der BST Mansfeld GmbH & Co KG, der Bezirksregierung Magdeburg, des Forstamtes Gernrode und des Schützenvereins Gernrode für die Unterstützung Vorort.

Diese Arbeit wurde teilweise finanziert durch die EU-Projekte PIRAMID (EVK1-CT-1999-00021) und ERMITE (EVK1-CT-2000-00078).

8 Literatur

ANDERS, D. (2002): Zeitbombe tickt im Kupferberg. – Mitteldeutsche Zeitung – Quedlinburger Harz-Bote, 04.11.2002; Quedlinburg.

BODEMANN, H. (1987): Verwahrungsdokumentation vom Grubenrevier Hohenwarte in der Betriebsabteilung Straßberg. – 12 S.; Rottleberode [unveröff.] (VEB Fluß- und Schwerspatbetrieb Werk Rottleberode).

HASCHE-BERGER, A. & WOLKERSDORFER, C. (2005): Pilot Scale RAPS-System in Gernrode/Harz Mountains. – In: MERKEL, B. J. & HASCHE-BERGER, A.: Uranium in the Environment. – S. 317-328, 8 Abb., 1 Tab.; Heidelberg (Springer).

MOHR, K. (1993): Geologie und Minerallagerstätten des Harzes. – 2. Aufl., 496 S., 37 Tab., Kt., Faltbl.; Stuttgart (Schweizerbart).

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

SCHINDLER, S. (2003): Hydrogeochemische Untersuchung des Grubenwassers im Hagenbachtal bei Gernrode/Harz. – 146 S., 77 Abb., 11 Tab., 29 Anl.; Freiberg (Unveröff. Dipl.-Arb. TU Bergakademie Freiberg).

SIMON, J. (2003): Konzipierung einer passiven Grubenwasserreinigungsanlage im Hagenbachtal bei Gernrode/Harz. – 169 S., 97 Abb., 24 Tab.; Freiberg (Unveröff. Dipl.-Arb. TU Bergakademie Freiberg).

STOLLE, P. (1984): Bergschadenkundliche Analyse vom Grubenrevier Hohenwarte (WA Strassberg). – 26 S.; Rottleberode [unveröff.] (VEB Fluß- und Schwerspatbetrieb Werk Rottleberode).

STUMM, W. & MORGAN, J. J. (1996): Aquatic chemistry – Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters. – 3. Aufl., 1022 S.; New York (Wiley & Sons).

TAMME, S. (2002): Naturnahe Reinigung kontaminierter Bergwerkswässer – Bemessung und Entwurf eines konstruierten Feuchtgebietes bei Gernrode/Harz. – 132 S., 44 Abb., 13 Tab., 18 Anl.; Freiberg (Unveröff. Dipl.-Arb. TU Bergakademie Freiberg).


BERGAKADEMIE
TECHNISCHE
UNIVERSITÄT
FREIBERG

Reinigung belasteter Haldensickerwässer durch In-situ-Eisenhydroxidfällung – Ergebnisse eines Langzeitversuchs unter Realbedingungen

Werner Klemm, Annia Greif

TU Bergakademie Freiberg, Institut für Mineralogie, Brennhausgasse 14, 09599 Freiberg, wklemm@mineral.tu-freiberg.de

In einem Langzeitversuch werden die Möglichkeiten zur Reinigung von As- und schwermetallbelasteten Haldensickerwässern durch Hydroxidfällung unter Nutzung der wassereigenen Fe- und Al-Gehalte unter realen Bedingungen im gefluteten Grubenraum der Zinnerzgrube Ehrenfriedersdorf getestet. Die Ergebnisse bestätigen die Laborexperimente, die die Konzentration von Fe und Al sowie deren Verhältnis zu den Belastungselementen, den F^--Gehalt, den pH-Wert und dessen Pufferung im betreffenden Wasser als die entscheidenden Faktoren für die Wirksamkeit des Reinigungsprozesses nachweisen. Das Verfahrensprinzip ist für den Dauerbetrieb geeignet.

In a long time experiment the possibilities for cleaning of arsenic and heavy metal loaded tailing waters by hydroxide precipitation using of the water-own iron and aluminium contents under real conditions in the flooded pit area of the tin ore pit Ehrenfriedersdorf were tested. The results confirm laboratory experiments, which recognized the concentration of iron and aluminium as well as their relationship to the environmental critical elements, to the fluoride content, to the pH value and its buffering in the water as the crucial factors for the effectiveness of the purification process. The principle of the procedure is suitable for permanent cleaning process.

1 Einleitung

Erzgruben und ihre Aufbereitungsanlagen bilden noch lange nach ihrer Stilllegung permanente Emissionsquellen. Abhängig vom Erztyp werden langzeitig Arsen und Schwermetalle vorwiegend über den Wasserpfad in die Umwelt eingetragen. Häufig variieren deren Konzentrationen zwar nicht im akut toxischen Bereich, sie überschreiten aber die erlaubten Einleitwerte deutlich und belasten so dauerhaft die Gewässer. Technische Wasserreinigungsanlagen erreichen dann bei sehr hohen Kosten nur noch einen geringen Wirkungsfaktor. Weltweit wird für diese Fälle zu passiven Reinigungsmethoden auf der Basis von geochemischen Barriereeaktionen übergegangen. Werden dabei reaktive Substanzen in das Barrieresystem eingebracht, ist dieses bei hohem Wasseranfall nicht langzeitbeständig und erfordert Wartungsarbeiten.

Untersuchungen von Sedimenten und Sintern in der Freiberger Grube haben gezeigt, dass lediglich Eisen- und Aluminiumpräzipitate mengenmäßig eine entscheidende systeminterne Rückhaltwirkung für As, Cd, Co, Cu, Cr, Ni, Mn, Pb, (U), Zn ausüben (Beuge et al. 2002). Beide Elemente sind in den Gruben- und Haldenwässern oft in höheren Konzentrationen (x – xx mg/L) enthalten und können unter geeigneten Bedingungen als Barriereelemente genutzt werden.

Die Möglichkeiten zur Rückhaltung von Schadelementen durch die gezielte Schaffung optimaler Bildungs- und Sedimentationsbedingungen für Eisen- und Aluminiumhydroxid unter Nutzung der wassereigenen Fe- und Al-Gehalte im gefluteten Grubenraum wurden bisher unter realen Bedingungen kaum untersucht, so dass eine Abschätzung der Wirksamkeit dieser Barrierevariante nur auf der Basis von Modellbetrachtungen möglich war.

2 Das Pilotobjekt

Der Langzeitversuch „Verbringung von Haldensickerwässern in das Revier Sauberg/Ostfeld der Zinnerz Ehrenfriedersdorf GmbH“ hatte die zentrale Aufgabe, die im Labormaßstab in zahlreichen Arbeiten nachgewiesene Abreicherung von Arsen und verschiedenen Schwermetallen aus Lösungen durch Fällung von Eisen- und Aluminiumhydroxid zur Reinigung von Haldensickerwässern unter realen Bedingungen einer gefluteten Grube zu testen. Gleichzeitig war zu prüfen werden, inwieweit durch diese Maßnahme noch eine weitere Verbesserung der Grubenwasserqualität erreicht werden kann. Besonderer Wert wurde dabei auf den möglichst wartungsfreien

Tab. 1: Mittlere Zusammensetzung der Wässer aus dem Bereich der Grube Ehrenfriedersdorf, Angabe der Konzentrationen in mg/L.

Probe (Datum)	T_{Wasser} [°C]	**pH**	**el. Leitf.** [µS/cm]	**Eh** [mV]	O_2	**Schweb**
28 (24.09./19.11.01)	11,5/5,7	6,35/6,44	1340/1131	232/328	7,7/12	17,3/28,7
30 (10.09./24.09.01)	9,2 /11,6	6,03/6,08	1772/1795	255/237	6,1/5,5	17,5/1,0
33 (19.11.01)	10	4,07	927	299	2,99	1,98
SBÜ (2. Sohle) (10.09./24.09.01)	11,5/11,8	6,29/6,35	700/701	304/323	2,9	0,7/ 2,9
W (3. Sohle) (19.11.01)	10	6,98	927	299	2,99	1,9

Fortsetzung Tab. 1

Probe (Datum)	HCO_3^-	Cl^-	F^-	SO_4^{2-}	NO_3^-	**Na**	**K**	**Ca**	**Mg**
28 (24.09.01)	20	33,8	5,23	749	20,9	20,7	15,1	178	46
30 (10.09.01)	41,5	10,9	7,86	1100	6,76	18,8	22	252	24,6
33 (19.11.01)	147	25,7	10,6	299	nn	20,8	9,25	123	23,1
SBÜ (10.09.01)	38	24,9	4,2	266	7,35	14,5	5,1	84,5	19,3
W (19.11.01)	147	25,7	10,6	299	nn	20,8	9,25	123	23

Ablauf dieser Vorgänge unter Nutzung der am Objekt gegebenen Möglichkeiten einer gezielten Einflussnahme ohne Chemikalienzusätze gelegt.

Das für den Pilotversuch gewählte Objekt, die Zinnerzgrube Ehrenfriedersdorf, bot sowohl durch die Wasserzusammensetzung (Tab. 1) als auch von den Objektbedingungen (HÖSEL 1994) für das Vorhaben besonders günstige Voraussetzungen. Abb. 1 informiert über die übertägige Situation und die Lage der Mess- und Einleitstellen.

Nach Einstellung des Bergbaubetriebes 1990 wurde das Grubengebäude durch den Bau von drei Wasserdämmen in die Revierbereiche Sauberg/ Westfeld, Nordwest-Feld und Röhrenbohrer getrennt. Für den Pilotversuch wurde der zentrale Teil Sauberg/Westfeld mit einem wassergefüllten Hohlraum von ca. 1,5 Mio. m^3, der durch den Tiefen Sauberger Stolln entwässert wird, genutzt. Wie aus Abb. 2 zu ersehen ist, war ursprünglich die Einleitung der konditionierten Sickerwässer direkt über eine Bohrung in einen

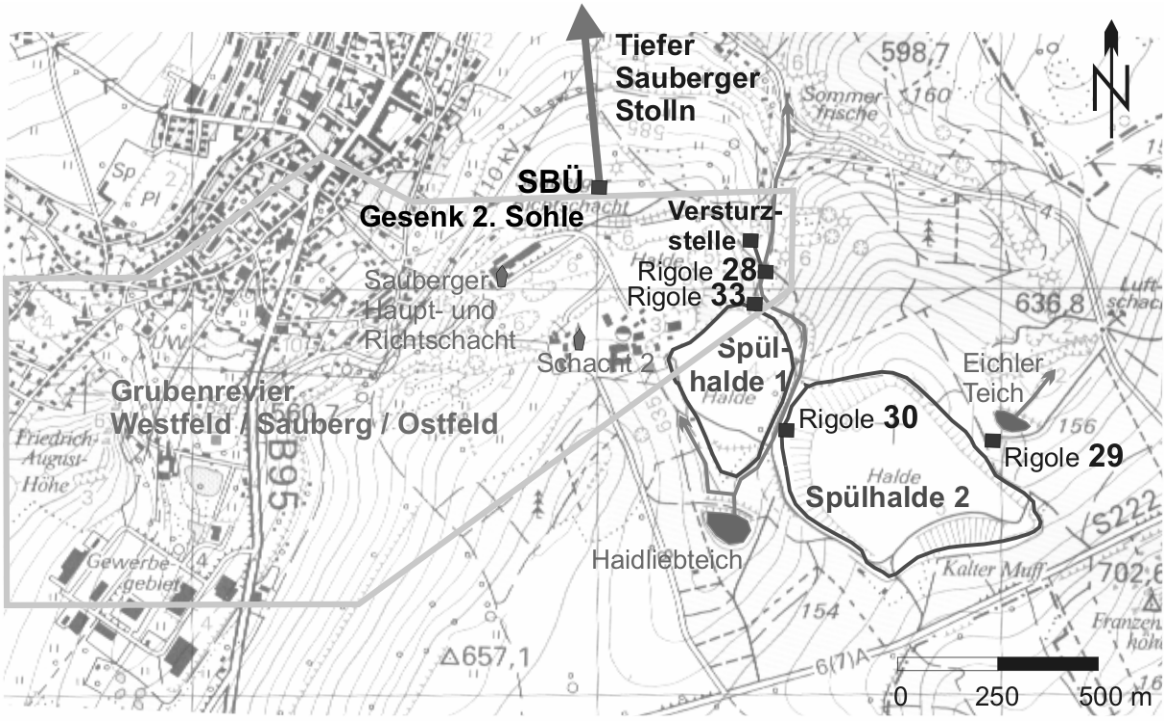


Abb. 1: Übersicht über das Untersuchungsgebiet und die Lage der Messstellen.

großen Abbauhohlraum auf der 3. Sohle vorgesehen (Variante 1). Aus Kostengründen war diese Bohrung nicht zu realisieren, weshalb Variante 2 genutzt wurde.

Das gefasste Sickerwasser der Spülhalden 1 und 2 wurde am Einleitpunkt (28) über eine Bruchzone verstürzt und sollte sich dabei über die vier auf der 2. und 3. Sohle verlaufenden Stollen (Reichzechner, Prinzler, Leimgrübner, Einigkeiter) verteilen. Das Wasser wird auf der 2. Sohle spätestens nach ca. 20 – 40 m in dem in Fließrichtung gelegenen Bruchgebiet (ca. 100 m breit) auf das anstehende Grubenwasser aufschlagen. Eine Entlastung kann nur über die 3. Sohle erfolgen. Der annähernd zentral in Süd-Nord-Richtung verlaufende Tiefe Sauberger Stolln nimmt das von Osten zuströmende, mit dem verstürzten Haldensickerwasser vermischte Wasser aus dem Revierteil Sauberg und das von Westen aus dem Revierteil Westfeld zuströmende Wasser auf. Die Entlastung des Systems kann nur durch den Aufstieg des Wassers von der 3. Sohle zum Überlauf über das alte Gesenk erfolgen. Insgesamt wird durch diese Wegführung ein Sedimentationsweg von mindestens 400 m erreicht.

3 Voruntersuchungen

Thermodynamische Modellierungen und Adsorptionsexperimente in reinen Modelllösungen unter Laborbedingungen zeigen für eine Reihe von Elementen deren Fixierung an Fe- und Al-Hydroxid über weite pH-Bereiche auf, die jedoch unter Realbedingungen nicht in vollem Umfang erreicht werden.

In vergleichenden Laboruntersuchungen wurde deshalb das Ausfällungs- und Abreicherungsverhalten für zahlreiche Elemente an Wasserproben (original und dotiert durch Erhöhung der Konzentration um 1 mg/L) verschiedener Zusammensetzung aus verschiedenen Lagerstättenprovinzen untersucht. Abb. 3 zeigt die zeitliche Änderung der Elementkonzentrationen in gelöster Form (< 0,45 µm) für das einzuleitende Sickerwasser im Laborversuch. Während Fe und As aus der gelösten Phase deutlich abgereichert werden, verbleiben die weiteren Elemente nahezu vollständig in Lösung.

Die in 144 h Standzeit maximal erreichbare Elementsorption am ausflockenden Eisenhydroxid in Abhängigkeit vom pH-Wert der Probe zeigt Tab. 2. Der pH-Wert der drei untersuchten Originalproben variierte zwischen 6,2 und 6,6.

Neben der sehr guten As- und Fe-Abreicherung (>97 %) zeigen die Standversuche unter den natürlichen pH-Bedingungen, dass bei den Problemelementen Al, Ni, Cd und Zn sowie auch bei Co und Mn im Realfall im Widerspruch zu den Literaturdaten nur mit einer minimalen Abreicherung (<10 %) zu rechnen ist. Das Fe/As Verhältnis für das Gesamtsickerwasser (28) variiert um 10. Eine pH-Wert-Anhebung auf 7,5 wirkt sich positiv auf das Abreicherungsverhalten der Elemente Al (97 %), dessen Sorption bei pH 6,6 bereits deutlich ansteigt, und Zn aus. Letzteres erreicht erst bei pH 7,5 eine Sorption von 51 %.

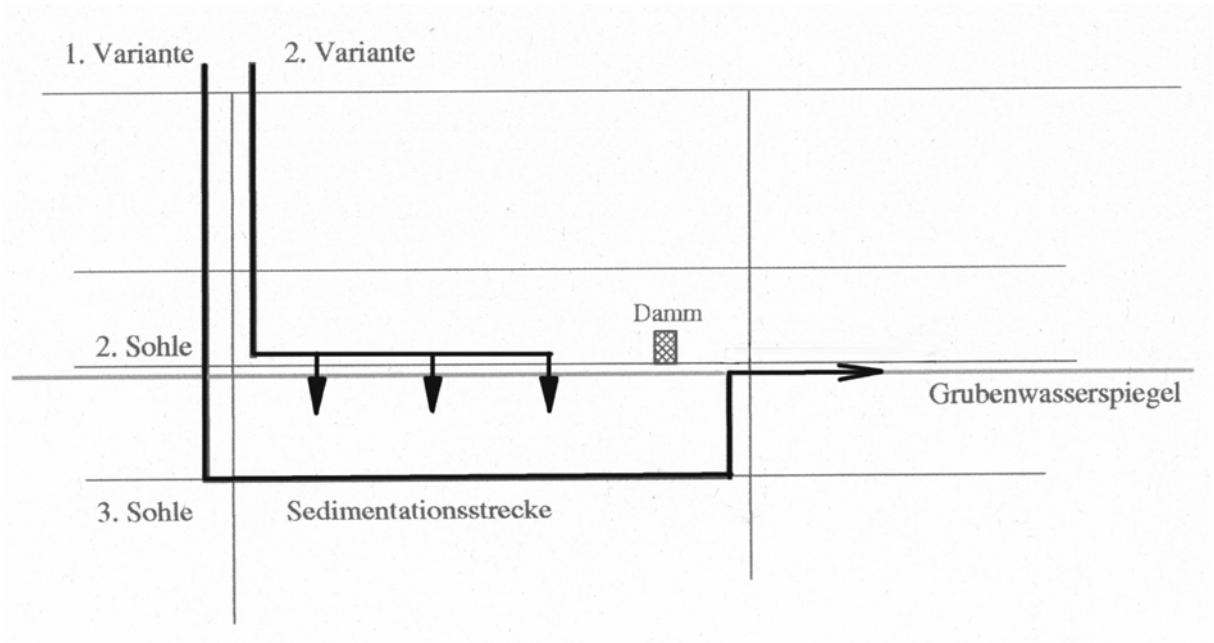


Abb. 2: Versuchskonzepte für den Versturz von Haldensickerwässern in den gefluteten Grubenraum.

Für Cd (4 %), Co (15 %), Mn (7 %) und Ni (21 %) bleibt der Effekt in der undotierten Probe unzureichend.

Wird die Unterschreitung des für Abwässer gültigen behördlichen Einleitgrenzwertes von 100 µg/L für die gelösten As-Spezies (filtriert <0,45 µm) als Kriterium für die Bewertung der zur Sedimentation notwendigen Verweilzeit im Flutungsbereich der Grube angenommen, reichen für die Sickerwässer an den Messstellen 28 und 29 bereits 48 Stunden für die gewünschte Verringerung der As-Konzentration.

Die Kenntnis der Dichte, der Partikeldurchmesser und der Strömungsgeschwindigkeit sind Voraussetzungen für die Ableitung der Länge der erforderlichen Sedimentationsstrecke und für die nötige Verweilzeit des Wassers in der Grube. Die Dichte der sich bildenden, wasserhaltigen Eisenhydroxidpartikel wurde an resuspendiertem Material mit 3,4 g/cm^3 bestimmt. Sie entspricht auffällig gut der für den industriellen Rotschlamm aus der Aluminiumproduktion mit anderer Methode ermittelten Dichte von 3,46 g/cm^3.

Die Ermittlung der Partikeldurchmesser erwies sich als besonders problematisch. Auf dem Gerätemarkt stand kein Gerät zur Verfügung, das sowohl unter Vor-Ort-Bedingungen in der Grube und als auch bei den geringen Partikelkonzentrationen (ca. 2 - 4 mg/L) Partikeldurchmesser <10 µm differenziert erfassen konnte. Die Eigenschaft der Eisenhydroxidpartikel, bei längeren Standzeiten zu größeren Partikeln zu agglomerieren bzw. bei Verwirbelung kleinere Partikel zu bilden, behinderte die detaillierte Erfassung insbesondere der Anteile <10 µm an den Proben. Versuche mit resuspendiertem Material weisen in Abhängigkeit von der Art und Intensität der Behandlung variierende Anteile <10 µm im Bereich von <1 bis <75 % auf (KÖCKRITZ et al 1995, 1996).

Die maximal zu verstürzende Sickerwassermenge wurde mit 10 m^3/h angesetzt (8 m^3/h betrug die erste behördliche Genehmigung). Unter Berücksichtigung der im Mittel insgesamt anfallenden Grubenwässer von 100 m^3/h ergibt sich für die ableitenden Stollen eine mittlere Strömungsgeschwindigkeit von v = 1,22 mm/sec.

Unter Voraussetzung dieser Strömungsgeschwindigkeit zeigten Berechnungen der Partikelbahnen, dass Teilchen >5 µm nach <100 m über die gesamte Stollenhöhe von 2,5 m abgesunken sind. Bei einem realen Sedimentationsweg von mindestens 400 m sind die Voraussetzungen für die Sedimentation gegeben. Bei annähernd konstanten Strömungsverhältnissen kann erwartet werden, dass die Teilchen nach Erreichen der Stollensohle dort verbleiben, die

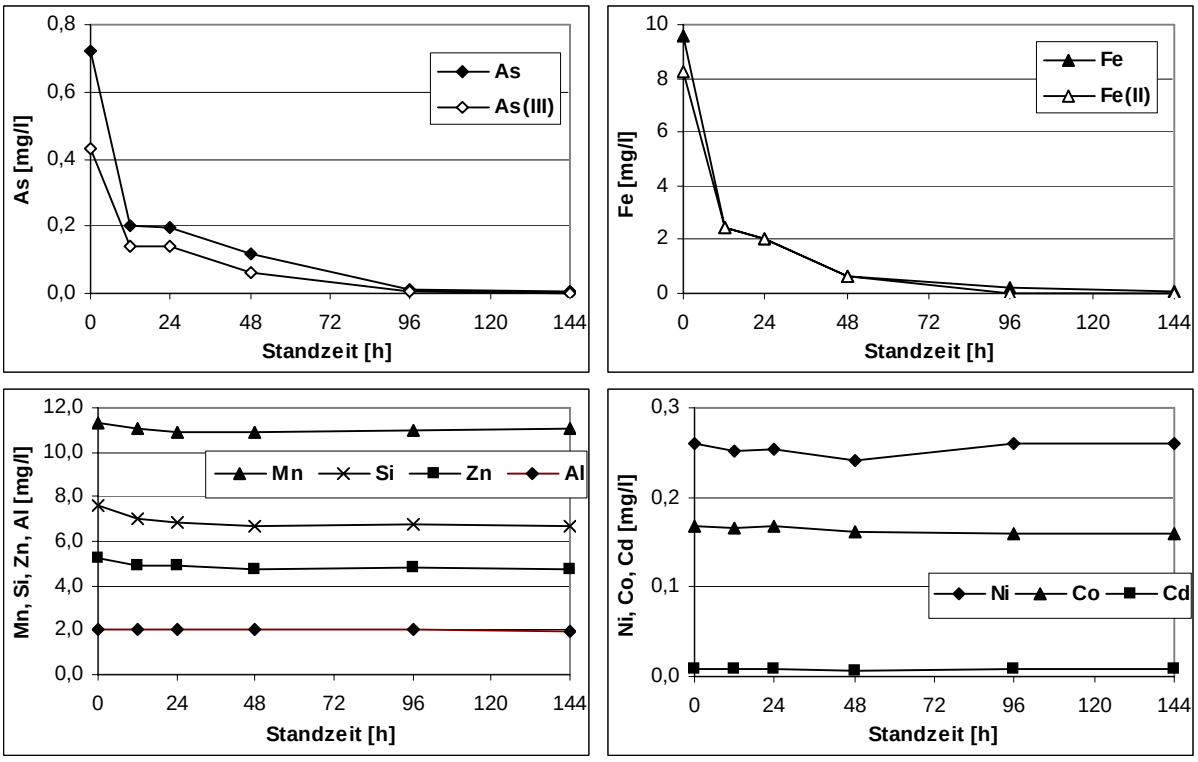


Abb. 3: Zeitliche Entwicklung der Elementkonzentrationen (<0,45 µm filtriert) für das Sickerwasser am Punkt 28 im 144-h-Labor-Standversuch, Ausgangs-pH-Wert 6,6.

Tab. 2: Maximale Elementsorption nach 144-h-Standversuch mit dem Gesamtsickerwasser (original und dotiert) der Spülhalden (28) in Abhängigkeit vom pH-Wert, Angaben in % Adsorption.

	pH 6,2 original	pH 6,2 dotiert	pH 6,4 original	pH 6,4 dotiert	pH 6,6 original	pH 6,6 dotiert	pH 7,5 verändert	pH 7,5 dotiert
Al	0	0	3	0	28	38	**97**	**98**
As	**99**	**98**	**97**	**99**	**99**	**99**	**96**	**94**
Cd	6,7	-*	0,0	16	16	5,8	4,0	32
Co	0,0	5,0	0,0	0,0	4,2	0,0	15	20
Cr	-	-	-	-	-	**>99**	-	-
Cu	-	33	-	73	-	**76**	-	**99**
Fe	**100**	**100**	**100**	**100**	**99**	**100**	**>99,9**	**>99,9**
Mn	9,3	13	7,5	6,5	3,5	4,4	4,7	5,4
Ni	0	0	8,0	8,0	7,7	1,9	21	25
Pb	-	**95**	-	**>95**	-	**>95**	-	**>95**
Si	6,6	6,7	9,8	9,4	12	8,8	38	45
Zn	6,1	4,4	9,7	7,5	9,3	8,6	51	56

*** - Ausgangskonzentration ist bereits kleiner als die analytische Nachweisgrenze**

Teilchen weiter vergrößert und nicht wieder aufgewirbelt werden. Für Teilchen <5 µm wird die Wahrscheinlichkeit einer Sedimentation mit abnehmendem Durchmesser zunehmend geringer. Sie werden kaum sedimentieren.

4 Langzeitentwicklung der Qualität der Haldensicker- und Grubenwässer

Erst die langzeitige analytische Erfassung des Chemismus und der Arsen- und Schwermetallkonzentration über 12 Jahre lässt neben speziellen Variationen an einzelnen Probenahmestellen generelle Tendenzen für die Entwicklung der Haldensicker- und Grubenwässer erkennen, die bei der Planung von Maßnahmen zu berücksichtigen sind. Für beide Spülhalden ist davon auszugehen, dass auch bei aufwendiger Sicherung dauerhaft Sickerwasseraustritte erfolgen werden. Die Austrittsmenge kann durch geeignete Maßnahmen noch reduziert werden und wird dann <5 m^3/h (geschätzt) betragen.

Die Konzentrationen der Elemente As, Al, Cd, Co, Mn, Ni, Zn weisen in den letzten Jahren keine bzw. nur noch eine sehr geringe Abnahme auf, so dass die bestehenden Verhältnisse nur über sehr lange Zeiträume (Jahrzehnte) noch eine Verbesserung erfahren werden. Mit hoher Wahrscheinlichkeit werden die Einleitgrenzwerte für einige Elemente nicht kurzfristig erreicht werden.

Geotechnische Maßnahmen an den Halden, wie sie an den Rigolen 33 und 30 ausgeführt wurden, können das Ausströmverhalten der Haldensickerwässer und damit verbunden auch die Milieuparameter deutlich beeinflussen. Im ungünstigen Fall verschlechtert sich die Belastungssituation (KLEMM & KRELLMANN 2002).

Das ausfließende Grubenwasser zeigt die typische Entwicklung nach Beendigung der Flutung einer Grube. Mit Abschluss der Flutung setzt bei annähernd konstantem pH-Wert ein deutlicher Anstieg der Elementkonzentrationen ein. Nach Erreichen eines Maximum beginnt eine leichte, kontinuierliche Verringerung der Konzentration einer größeren Zahl von Elementen (Ca, Mg, Al, Cd, Co, Mn, Ni, Zn), die sich mit fortschreitender Zeit aber zunehmend verlangsamt. Die Konzentrationszunahme der redoxsensiblen Elemente Fe und As erfährt mit Absenkung der Oxidationsfront innerhalb der Grube eine deutliche Veränderung. Innerhalb kurzer Zeit (Monate) geht die ursprünglich dominierende Form Fe (II) in Fe(III) über, hydrolysiert und sedimentiert noch innerhalb der Grube. Die Fe-Konzentration im ausfließenden Wasser nimmt drastisch ab. As wird zu As(V) oxidiert und an das Eisenhydroxid gebunden. Nur noch geringe Anteile werden mit dem ausfließenden Wasser partikulär gebunden ausgetragen.

Die vorliegenden Ergebnisse über 10 Jahre zeigen noch keine eindeutigen Änderungen für den bisher stabilen Prozess und lassen eine langzeitige Rückhaltung von As und Fe in der Grube erwarten, so dass auch die angestrebte Dauerlösung für die Reinigung von Haldensickerwässern auf diesem Vorgang aufbauen kann.

5 Verlauf Pilotversuch

Die Sickerwässer der Hauptrigole 30 der Spülhalde 2 und der Hauptrigole 33 der Spülhalde 1 werden mit diffus zusitzendem Oberflächenwasser (aus dem Einzugsgebiet des Haidliebteiches) in einem Ablaufgraben gefasst. Zusammen bilden sie das am Messpunkt 28 für den Versuch eingesetzte Sickerwasser, das am Einleitpunkt im Bereich des Prinzler/Leimgrübner Gangzuges in die Bruchzone verstürzt wird (Abb. 1).

Die hohe Konzentration an Fe(II) in den aus den Spülhalden austretenden Haldensickerwässern erforderte für die Ausflockung von Eisenoxidhydrat zunächst geeignete Bedingungen für dessen Oxidation zu Fe(III). Die Wässer weisen dafür bereits bei Austritt aus dem Haldenfuß einen deutlichen Gehalt an Sauerstoff auf, der sich in dem Ablaufgraben begünstigt durch den Einbau von drei Wehren recht schnell dem Sättigungswert nähert. Die Schwankungen des pH-Wertes im Ablauf des Sickerwassers (Messstelle 28) variierten vorwiegend zwischen 6,8 und 6,0, so dass die Voraussetzungen für den freiwilligen Ablauf der Ausflockung von Eisenhydroxid und der Arsenabreicherung gegeben waren.

Der Pilotversuch wurde am 6. Dezember 2002 mit der Umleitung des gefassten Haldensickerwassers am Messpunkt 28 in den Bereich des Versturzpunktes mit einer Versturzmenge von 21 m^3/h gestartet. Das Grubensystem zeigte nach 4 Stunden eine beginnende hydraulische und nach Tagen eine stoffliche Reaktion am Überlauf.

Der Versuch wurde sowohl am Versturzpunkt (28) als auch am Überlaufpunkt Gesenk 2. Sohle (SBÜ) messtechnisch (Wassermengen) und analytisch verfolgt (Abb. 4).

Abb. 5 zeigt den Verlauf von ausgewählten Elementkonzentrationen am Einleitpunkt 28 sowie am Überlauf SBÜ.

Die Ergebnisse belegen, dass der dem Konzept dieses Pilotversuches zugrunde liegende Prozess "Oxidation des Fe(II) und Ausfällung des Eisenhydroxids verbunden mit der Abreicherung von Arsen" im Flutungswasser der Grube auch bei Einleitung von Haldensickerwasser abläuft (KLEMM & GREIF 2006).

Das Haldensickerwasser enthielt am Versturzpunkt vorwiegend Fe(II) (5 – 15 mg/L) und As(III) (0,1 – 1 mg/L) sowie geringe Mengen an partikulärem Eisenhydroxid. Das aus der Grube ausfließende Wasser enthielt am Überlauf Gesenk 2. Sohle (SBÜ) in gelöster Form nur noch Konzentrationen von Fe(II) <50 µg/L und von As(III) 0,001 – 0,007 mg/L. Die im Mittel gemessene Gesamt-Fe-Konzentration von 1,5 mg/L trat ebenso wie das Arsen fast ausschließlich in partikulärer Form auf. Lediglich ca. 10 µg/L beträgt die Konzentration des noch gelösten Arsens im ausfließenden Wasser. Die Partikelgrößen der noch suspendierten Eisenhydroxidpartikel dürften vorwiegend im Bereich <5 µm variieren. Die Konstanz der Verhältnisse am Überlauf lässt vermuten, dass eine Abscheidung der noch verbliebenen partikulären Reste ohne Hilfsmittel (z.B. Flockungsmittel) in der Grube nicht möglich ist.

Mit dem Verfahren wird das im Haldensickerwasser enthaltene Arsen praktisch vollständig zurückgehalten.

Eine weitere Intensivierung der Abscheidung von Eisenhydroxid im Grubenwasser selbst wird durch die zusätzliche Einleitung von Haldensickerwasser nicht erreicht.



Abb. 4: Versturzpunkt (28) der Haldensickerwässer in den Bereich der Bruchzone (Prinzler/Leimgrübner Gangzug) (links)

Überlauf der Grubenwässer am Gesenk 2. Sohle (SBÜ) (rechts)

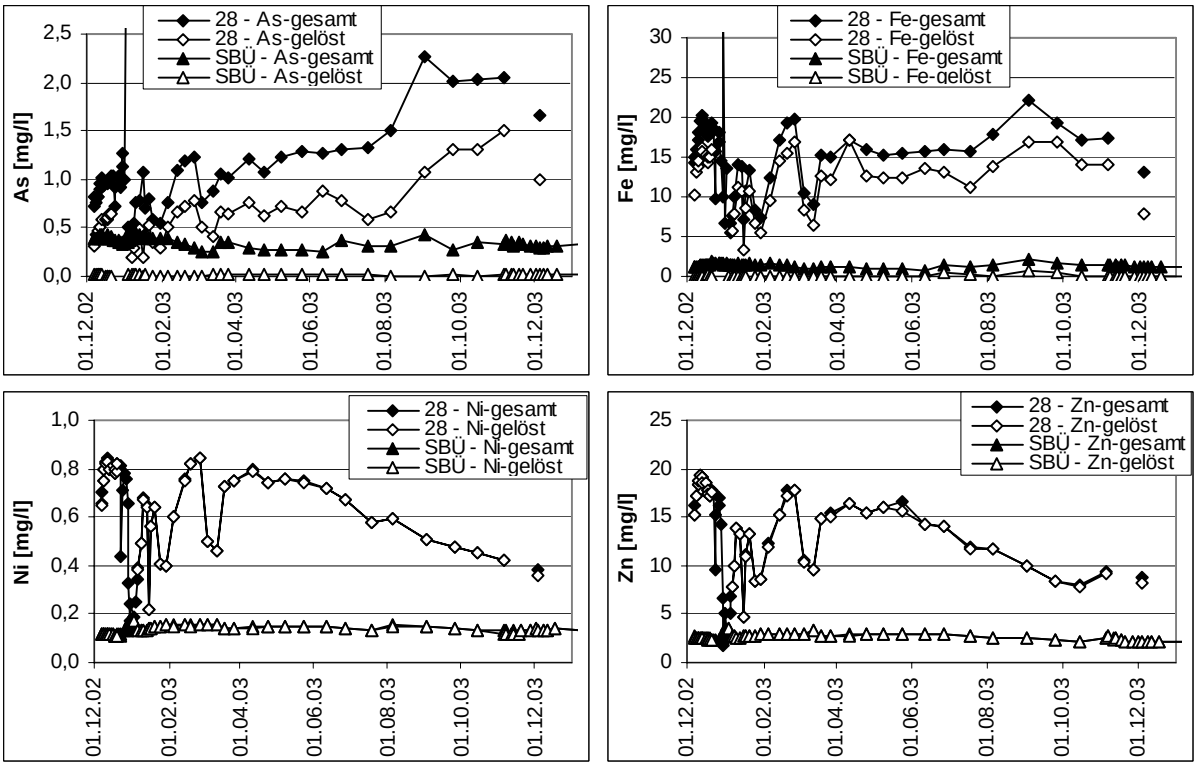


Abb. 5: Zeitiche Entwicklung der As-, Fe-, Ni- und Zn-Konzentrationen am Versturzpunkt (28) und am Gesenk 2. Sohle (SBÜ).

Die Ausflockung von Aluminiumhydroxid bei Einleitung von Haldensickerwasser in dem Ausmaß, wie sie für Eisenhydroxid nachgewiesen wurde, kann nicht festgestellt werden. Die Aluminiumkonzentration am Überlauf (2 – 6 mg/L) ist zwar etwas geringer als im verstürzten Sickerwasser (4 – 16 mg/L) lässt sich jedoch wegen des hohen Fluoridgehaltes (2 – 17 mg/L) und der damit verbundenen zumindest teilweisen Komplexierung nicht als intensiver Ausfällungssondern als Verdünnungsvorgang erklären. Folgerichtig tritt auch keine Verringerung der Konzentrationen von Cd, Co, Ni, Zn, Mn ein, was den Erkenntnissen aus den Laborversuchen voll entspricht.

6 Schlussfolgerungen und Empfehlungen

Der Langzeitversuch belegt die Funktionsfähigkeit des Verfahrenskonzeptes. Die Effektivität des Elementrückhaltes in der Grube durch Bindung und Sedimentation an Eisen- und Aluminiumhydroxid ist stark von der chemischen Zusammensetzung des Wassers abhängig, wobei der pH-Wert, seine Pufferung, der Gehalt an Fe und Al sowie der Gehalt an Fluorid die ausschlaggebenden Faktoren bilden.

Die Einleitung von sauerstoffgesättigtem Haldensickerwasser in die geflutete Grube im mittleren Verhältnis zum ausfließenden Grubenwasser von 1:10 bewirkt auch über lange Zeiträume keine Verschlechterung der Qualität im abfließenden Grubenwasser. Der gleichbleibend niedrige O_2-Gehalt weist auf das hohe Sauerstoffzehrungspotential der Grube hin. Wie die sehr geringen Fe(II)- und As(III)-Gehalte im ausfließenden Wasser zeigen, werden Eisen und Arsen trotzdem praktisch vollständig oxidiert und in die partikuläre Form überführt.

Eine weitere Möglichkeit zur Reduzierung des Austrags von partikulär gebundenen Belastungen bietet die Einrichtung von Beruhigungs- und Sedimentationsbereichen im Ablauf des Grubenwassers. Die gezielte aktive Behandlung von Wasser ausgewählter Grubenbereiche durch Eintrag von Luft und Bereitstellung von ausreichenden Absatzflächen ermöglicht ebenfalls den Rückhalt von Elementen im Grubenbereich.

Die notwendige weitere Verringerung des Austrages von umweltproblematischen Elementen in die Vorflut „Wilisch“ erfordert wegen der nachgewiesenen Beziehung zwischen Fracht und Wassermenge die Minimierung des Wassereintrags in die Grube. Bezüglich des Sickerwasseranteils sollte die zu verstürzende Menge auf we-

nige Kubikmeter pro Stunde (<5 m^3/h) verringert werden, wodurch zusätzlich die Ausflockung verbessert würde. Die Verringerung kann durch die Fassung der Haldensickerwässer und deren gegen den Einlauf von zusätzlichem Niederschlagswasser geschützte Ableitung erreicht werden.

Das diesem Artikel zugrunde liegende Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Bildung und Forschung unter dem Förderkennzeichen 02WT0106 gefördert.

7 Literatur

BEUGE, P., KLEMM, W., DEGNER, T., SCHEEL, M., BAACKE, D., CALMANO, W., ZOUMIS, T., MICHEL AREVALO DE, A.M., KNÖCHEL, A. & CICHON, M. (2001): Entwicklung geochemischer Methoden zur naturnahen Schadstoffdemobilisierung im Muldesystem. - Abschlußbericht zum BMBF-Forschungsprojekt, Freiberg, Hamburg

HÖSEL, G. (1994): Das Zinnerz-Lagerstättengebiet Ehrenfriedersdorf/Erzgebirge. - Bergbaumonographie im Auftrag des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie und des Oberbergamtes Freiberg

KLEMM, W. & GREIF, A. (2006): Erarbeitung eines Verfahrens zur Behandlung von Gruben- und Haldensickerwässern. - Abschlußbericht zum BMBF-Projekt Nr. 02WT0106, TU Bergakademie Freiberg, Institut für Mineralogie

KLEMM, W. & KRELLMANN, Y. (2002): Investigation into seepage water acidification of a tailing dam of the tin ore processing. In: Merkel, B.J., Planer-Friedrich, B., Wolkersdorfer, Ch.(Ed.): Uranium in the aquatic environment. Springer Verlag Heidelberg

KÖCKRITZ, V., SCHABERG, A. & KLEMM, W. (1995): Gutachten zum Langzeitverhalten von arsenbelasteten Sedimenten in den Spülhaldenwässern bei Verbringung der Wässer in das Grubengebäude Ehrenfriedersdorf. - Unveröff. Bericht, TU Bergakademie Freiberg, Institut für Bohrtechnik und Fluidbergbau & Institut für Mineralogie

KÖCKRITZ, V., SCHABERG, A. & KLEMM, W. (1996): Gutachten zum Langzeitverhalten von arsenbelasteten Sedimenten in den Spülhaldenwässern bei Verbringung der Wässer in das Grubengebäude Ehrenfriedersdorf und zur Modellierung der Strömungsvorgänge bei der Sickerwassereinleitung in den unverfüllten Grubenbau, Magazinabbau 3213, Leimgrübner Zwitterzug. - Unveröff. Bericht, TU Bergakademie Freiberg, Institut für Bohrtechnik und Fluidbergbau & Institut für Mineralogie.

In situ Neutralisation von sauren Bergbaurestseen – Prozesse im Sediment und begrenzende Faktoren

Matthias Koschorreck, Katrin Wendt-Potthoff, Elke Bozau, Peter Herzsprung & Walter Geller

Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH (UFZ), Department Seenforschung, Brückstr. 3a, 39114 Magdeburg, matthias.koschorreck@ufz.de

Die Stimulation neutralisierender mikrobieller Reaktionen durch Zugabe geeigneter Substrate ist eine erfolgversprechende Strategie zur Behandlung extrem saurer Bergbaurestseen. In einem großen Enclosure-Experiment im Restsee 111 (Lausitz) wurde dieser Ansatz getestet. Nach Zugabe der Substrate Carbokalk und Stroh bildete sich im Sediment eine neutrale Sanierungsschicht, in der die gewünschten Reaktionen Sulfat- und Eisenreduktion sowie die Fällung von Eisensulfiden abliefen. Aufbauend auf geochemischen und mikrobiologischen Untersuchungen wurde ein konzeptionelles Modell der Prozesse in der Sediment-Wasser Kontaktzone entwickelt. Die Oxidation von H_2S durch Fe^{3+} im anoxischen Sediment bewirkte eine immer stärkere Diskrepanz zwischen Brutto- und Netto-Rate der Sulfatreduktion. Im Versuchsverlauf kam es durch Ausfällung von Eisenmineralen zur Ausbildung einer neuen, sauren Sedimentauflage. In dieser Sedimentschicht konnten Eisensulfide nicht ausfallen, freies H_2S und Fe^{2+} diffundierten ins überstehende Wasser, wo sie wieder oxidiert wurden.

The stimulation of neutralising microbial reactions is a promising strategy for the remediation of extremely acidic pit lakes. This approach was tested in a big enclosure-experiment in Mining Lake 111 (Lusatia, Germany). After addition of the substrates carbokalk and straw a neutral sediment layer formed, in which microbial sulphate and iron reduction as well as sulphide precipitation occurred. Basing on detailed geochemical and microbiological investigations a conceptual model of the processes in the sediment-water contact zone was developed. Oxidation of H_2S by ferric iron in the anoxic sediment lowered the net sulphate reduction rate. During the experiment precipitation of ferric minerals formed an acidic sediment layer at the sediment surface. In this layer sulphides did not precipitate, but H_2S diffused into the overlying water, where it was oxidised.

1 Einleitung

Die Stimulation der alkalinitätsbildenden mikrobiellen Prozesse Sulfat- und Eisenreduktion ist eine erfolgversprechende Strategie zur Neutralisierung von sauren Bergbauseen bei gleichzeitiger Entfernung von Sulfat (BRUGAM *et al.* 1995; TOTSCHE & STEINBERG 2003; LU 2004). Aufbauend auf Laborversuchen (FRÖMMICHEN *et al.* 2003; FRÖMMICHEN *et al.* 2004) untersucht das UFZ Leipzig-Halle GmbH zusammen mit den Partnern BTU Cottbus, und den mittelständischen Unternehmen Ingenieurbüro Horn und UF GmbH Fehrbellin *in-situ*-Verfahren zur Behandlung schwefelsaurer Restseen am Beispiel des Restsees 111 in der Lausitz. Mittels Carbokalk und Stroh als Sedimentauflage (*passives Verfahren*) wird die Neutralisation des stark sauren Wassers und die Verminderung der Sulfat- und Eisenkonzentrationen angestrebt. Durch die Zugabe der Substrate sollen die mikrobielle Reduktion von Sulfat und Eisen und die anschließende Fällung der Reaktionsprodukte stimuliert werden (Abb. 1). Die Reaktionen zur Neutralisierung und Ausfällung von Eisensulfid nach Zugabe von organischem Substrat folgen der Summengleichung (Gl. 1):

$$\mathrm{Fe(OH)_3 + 2,25\{CH_2O\} + 2H^+ + SO_4^{2-} \rightarrow FeS\downarrow + 2,25CO_2 + 4,75H_2O} \quad \text{(Gl. 2)}$$

Auf Grund der oxischen Bedingungen läuft diese Reaktion im Freiwasser nicht ab. Die primären Reaktionsprodukte Fe^{2+} und H_2S könnten aufgrund des niedrigen pH nicht als FeS_x ausfallen. Im anoxischen Sediment bildet sich die aktive Reaktionszone und die Depositionszone zur Präzipitation der Eisensulfide aus. Die netto Neutralisationleistung des Verfahrens (NR_{tot}) ist die Summe aus der Neutralisation durch TRIS (Total Reduced Inorganic Sulfur)-Bildung (NR_S) und der Bildung nicht-sulfidischer reduzierter Eisenfestphasen (NR_F) nach folgender Formel (FRÖMMICHEN *et al.* 2004):

$$NR = \frac{V \times 20}{t \times A} \sum_{i=1}^{n} \left(\begin{bmatrix} TRIS \end{bmatrix}_i + \begin{bmatrix} NS - Fe(II)_R \end{bmatrix}_i \right) \Delta_i T_{Ri} \quad \text{(Gl. 2)}$$

Dabei ist NR die Neutralisationsrate (eq m^{-2} a^{-1}), [TRIS] die Akkumulation reduzierter anorganischer Schwefelverbindungen (eq g^{-1}), $[NSFe(II)_R]$ die Akkumulation nicht-sulfidischen reaktivem Fe(II) (eq g^{-1}), Δ Dichte des frischen Sedimentes (kg dm^{-3}) T_R Trockenrückstand des Sedimentes (%), V Volumen einer Sedimentschicht, A Fläche (m^2), t Zeit der Akkumulation (a), i Sedimentschicht und n die Anzahl der Sedimentschichten.

Die Funktion und Effizienz des Verfahrens hängt vom Zusammenspiel der Schlüsselprozesse Sulfatreduktion, Eisenreduktion und Sulfidfällung ab. Diese Prozesse können mit unterschiedlicher Rate ablaufen und hängen teilweise von verschiedenen Umweltparametern ab (Abb. 1). Zur Einschätzung und Optimierung des Verfahrens ist es wichtig zu wissen,

1. welcher Verfahrensschritt die Geschwindigkeit der Neutralisierung limitiert und
2. welcher regulatorische Parameter zur Optimierung des Verfahrens genutzt werden kann

2 Enclosure Experiment

Der Tagebaurestsee 111 bei Plessa wurde in Vorlaufprojekten des UFZ und anderer Forschungseinrichtungen eingehend limnologisch untersucht und sein hydrologisches Umfeld anhand eines Messnetzes und mit einer Modellierung charakterisiert. Der See ist tief genug, um während der warmen Jahreszeit eine thermische Schichtung zu entwickeln, die eine Durchmischung bis zum Grund verhindert, und hat ein Wasservolumen, das für einen Freilandversuch geeignet erscheint (KARAKAS *et al.* 2003).

In einem Enclosure (30 m Durchmesser, A=700 m^2, V=4500 m^3; LUTHER *et al.* 2003) wurde im Juli 2001 ein großer Feldversuch zum Test des passiven Verfahrens gestartet. Am 31.5.2001 wurden 2800 kg Carbokalk durch Schaufeln von einem Schlauchboot aus gleichmäßig in das Enclosure gestreut. Mit einer Harke wurde der Carbokalk in das Sediment eingearbeitet. Mit dieser Maßnahme sollte die Mächtigkeit der reaktiven Sedimentschicht erhöht werden. Vom 5.6. bis 13.6.2001 wurden 400 Strohballen in das Enclosure eingebracht (Abb. 2).

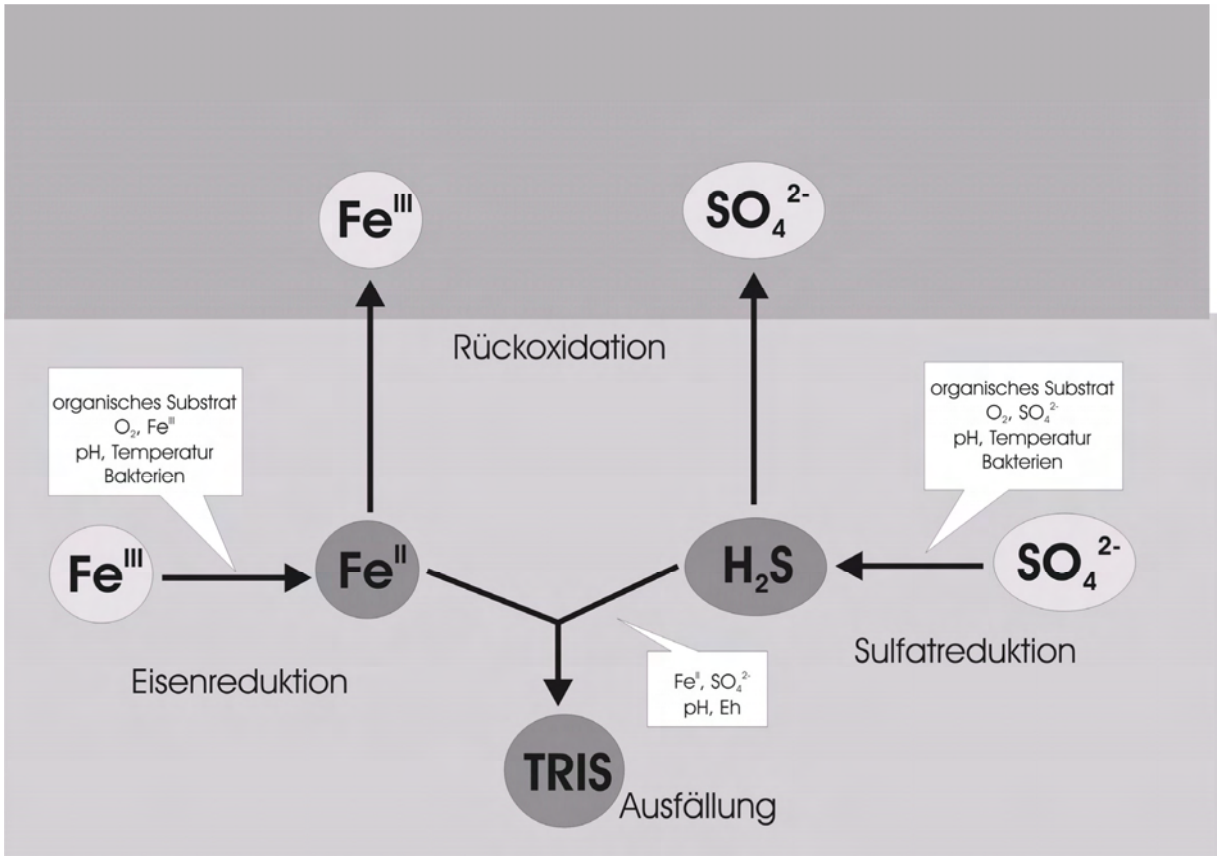


Abb. 1: Schlüsselprozesse bei der passiven Sanierung saurer Bergbaurestseen und regulierende Faktoren.

Tab. 1: Morphometrische und chemische Charakterisierung von Restsee 111.

Azidität = $[H^+]aq + 3[Fe^{3+}]aq + 3[Al^{3+}]aq + [HSO_4^{2-}]aq$	17.6 meq/l		
max. Tiefe	10 m	Mangan	8 mg/l
Oberfläche	10.5 ha	Chlorid	12 mg/l
Wasservolumen	505 000 m^3	Ammonium-N	3 mg/l
pH-Wert	2,6	Nitrat-N	0.32 mg/l
Leitfähigkeit (25°C)	2500 µS/cm	Nitrit-N	< 0.001 mg/l
Calcium	230 mg/l	Gesamt-N	3.5 mg/l
Magnesium	30 mg/l	o-Phosphat (SRP)	0.011 mg/l
Kalium	3 mg/l	Gesamt-P (TP)	0.014 mg/l
Natrium	10 mg/l	Silizium	17.5 mg/l
Sulfat	1200 mg/l	TIC	< 1 mg/l
Eisen	150 mg/l	DOC	< 1 mg/l
Aluminium	35 mg/l	TOC	< 1 mg/l

Die Strohballen wurden mit Hilfe einer neu entwickelten Vorrichtung kettenartig aneinander gebunden und mit Eisenschrott beschwert. Die Strohballenkette war zusätzlich zur Verhinderung der Auflösung der Ballen mit einem Netzschlauch umgeben. Die Strohketten wurden in mehreren konzentrischen Ringen an der Wasseroberfläche angeordnet. Nach Zugabe weiterer Eisengewichte waren am 20.6.2001 alle Strohballen auf den Gewässergrund abgesunken. Am 26.6. wurden weitere 1400 kg Carbokalk zur Überdeckung der Strohballen ausgebracht. Die Gesamtdosierung waren 6 kg m^{-2} Carbokalk (= 10,7 mol TOC m^{-2}) und 0,6 Strohballen m^{-2} (entspricht ca. 8,5 kg Stroh m^{-2} = 436 mol TOC m^{-2}). Im Projektverlauf wurden die Entwicklung der Wassergüte im Enclosure, die neutralisierenden Prozesse an der Sediment-Wasser Grenze sowie die Mikrobiologie im Sediment detailliert untersucht.

3 Ergebnisse und Diskussion

Die Zugabe der Substrate bewirkte eine sofortige chemische Neutralisierung der obersten Sedimentschicht (Abb. 3). Im Versuchsverlauf dehnte sich diese Schicht nach unten ins Sediment hin aus. Gleichzeitig kam es zu einem Wiederversauern der Sedimentoberfläche (Abb. 3 b). Dies wurde wahrscheinlich durch die Ausfällung und Sedimentation von Fe^{III}-Mineralen verursacht. Aus der Zunahme der Schichtdicke dieser sauren Sedimentauflage lässt sich eine Sedimentationsrate von 5,4 mm $Jahr^{-1}$ ermitteln. Das Fe/S Verhältnis des neu gebildeten Sedimentes von 5 ± 4 (n=24) legt nahe, dass es sich im Wesentlichen um Schwertmannit (Fe/S = 4,7) und nicht um Jarosit (Fe/S = 1,5) handelt.

In den obersten 4 cm des Sedimentes kam es zu einer Akkumulation von TRIS (Abb. 4). Aus der zeitlichen Zunahme der TRIS Gehalte läßt sich eine Rate der Netto-Sulfatreduktion (=TRIS Ausfällung) von 2,3 mmol m^{-2} Tag^{-1} berechnen (Abb. 5). Aufgrund der starken Streuung der Meßwerte ist es jedoch schwierig, einen eindeutigen zeitlichen Trend zu erkennen. Je nach gewähltem Modell ergibt sich eine konstante oder abnehmende Rate der Netto-Sulfatreduktion (Linien in Abb. 5). Im Gegensatz dazu nahm die brutto Rate der Sulfatreduktion über den Versuchsverlauf zu (Quadrate in Abb. 5) und blieb



Abb. 2: (oben links) Ausbringen des Carbokalks und (oben rechts) der Strohballen im Enclosure LE8.

auch bis Versuchsende um ca. eine Größenordnung höher als die Netto-Rate. Dies belegt eindeutig, daß die Rate der TRIS-Fällung nicht direkt durch eine niedrige Sulfatreduktionsrate begrenzt wurde. Die tendenzielle Abnahme der TRIS Akkumulation im Versuchsverlauf wurde also nicht durch die Erschöpfung der Substrate der Sulfatreduktion verursacht, und es ist unwahrscheinlich, dass eine erneute Zugabe von organischem Substrat die Rate der Netto-Sulfatreduktion erhöhen würde.

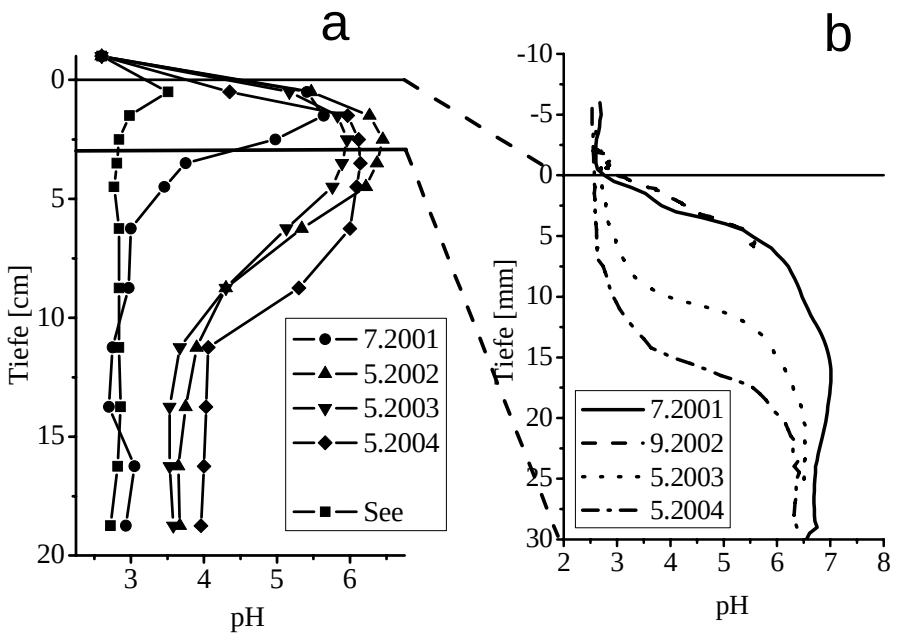


Abb. 3: Zeitliche Entwicklung des pH im Sediment des Enclosures bis zur Nachdosierung. Die Makroprofile (a) wurden mit konventionellen pH-Elektroden in Sedimentkernen gemessen. Die Mikroprofile (b) wurden mit einem in-situ Profiler direkt am Gewässergrund gemessen (KOSCHORRECK *et al.* 2003).

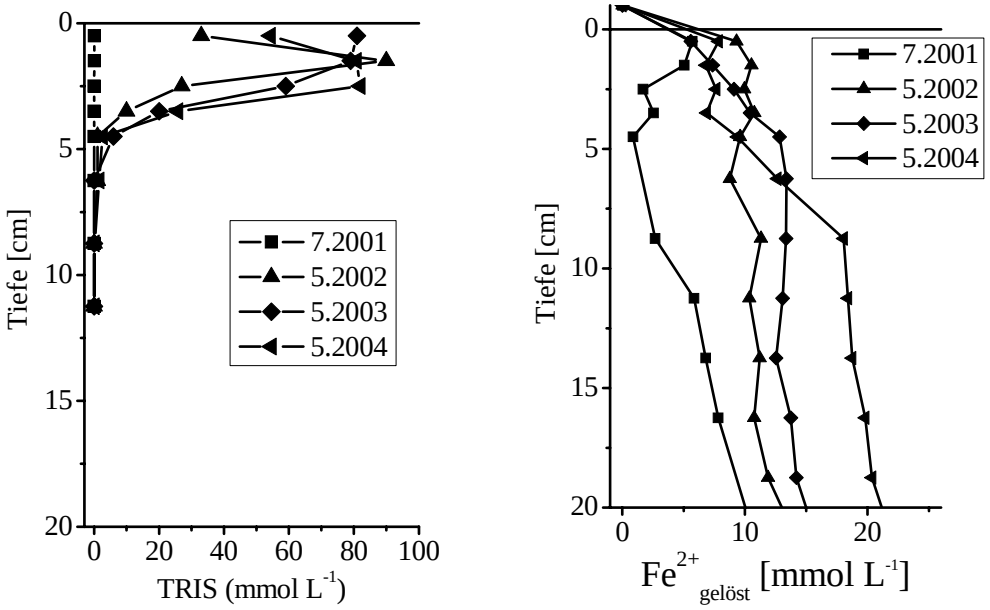


Abb. 4: (links) Vertikalprofile des TRIS Gehaltes im Sediment (Polarographische Analyse nach FRÖMMICHEN *et al.* 2004); (rechts) Im Porenwasser gelöstes Fe2+ (Methode nach HERZSPRUNG *et al.* 2002).

Im Porenwasser des Sedimentes wurden erhöhte Konzentrationen von gelöstem Fe^{2+} gefunden (Abb. 4 rechts). Der Fe^{2+} Gehalt nahm über den Versuchsverlauf kontinuierlich zu. Damit war die TRIS Fällung nicht durch die Verfügbarkeit von Fe^{2+} und damit nicht durch die Rate der Eisenreduktion limitiert.

Die Diskrepanz zwischen Brutto- und Netto-Sulfatreduktion zeigt, dass es einen zur TRIS Fällung konkurrierenden Prozeß geben muß, der H_2S verbraucht. Naheliegend ist, dass H_2S wieder oxidiert wurde. Dies kann im aeroben Milieu durch Sauerstoff geschehen, oder anaerob durch Fe^{III} (PFEIFFER 1994). Für beide Prozesse gibt es Hinweise.

Wegen des niedrigen pH Wertes an der Sedimentoberfläche konnte in dieser Zone gebildetes Sulfid nicht ausfallen. Für die Fällung von Eisensulfid ist ein pH > 5 nötig. Mit Mikrosensormessungen konnte tatsächlich freies H_2S in der sauren Sedimentzone nachgewiesen werden (Abb. 6). Als Folge diffundierte H_2S ins überstehende Wasser, wo es letztlich zu Sulfat oxidiert wurde. Ähnliches gilt auch für Fe^{2+} dass aufgrund des Konzentrationsgradienten (Abb. 4b) ins überstehende Wasser diffundierte und dort durch Sauerstoff oxidiert wurde. Die aus dem H_2S Gradienten berechnete H_2S-Oxidation reicht jedoch nicht aus, um die geringe Netto-Sulfatreduktion erklären. Ein großer Teil des Sulfides wurde offensichtlich unter anoxischen Bedingungen im Sediment oxidiert. Als Elektronenakzeptor dafür kommt unter den gegebenen Bedingungen nur Fe^{III} in Betracht.

Um die Leistung des passiven Verfahrens zur Neutralisierung saurer Bergbaurestseen zu verbessern, bieten sich zwei Strategien an:

1. Der Zutritt von Oxidationsmittel (O_2, FeIII) zur Sanierungsschicht im Sediment muß verhindert werden. Dazu ist es günstig, wenn zumindest der Tiefenwasserkörper anoxisch ist
2. Sulfatreduktion darf nur in Bereichen mit ausreichend hohem pH ablaufen, damit Sulfide gefällt werden können. Dazu muß die Ausbildung einer sauren Sedimentschicht verhindert werden, z.B. durch Nachdosierung von Carbokalk

4 Danksagung

Den Partnern BTU Cottbus, GKSS - Forschungszentrum Geesthacht, Ingenieurbüro Horn und UF GmbH Fehrbellin sei für die gute Zusammenarbeit im gemeinsamen Projekt gedankt. Dank an Martin Wieprecht und Corinna Völkner für die exzellente Unterstützung bei Arbeiten am See und im Labor. Diese Studie wurde von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU Projekt AZ 19296) finanziell unterstützt.

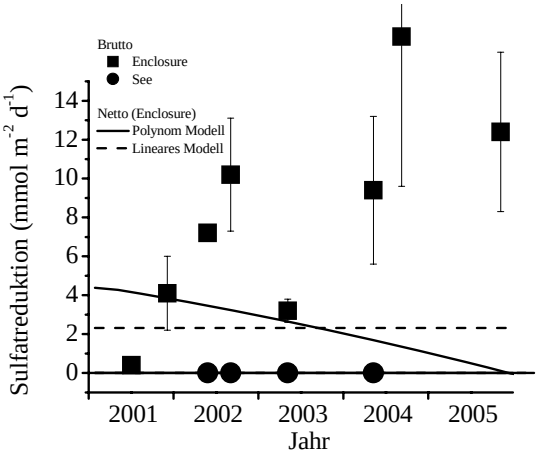


Abb. 5: Brutto Sulfatreduktion (■) gemessen mit ^{35}S-Tracer Technik (MEIER et al. 2000) und netto Sulfatreduktion (=TRIS Ausfällung) gemessen als TRIS Akkumulation im Sediment.

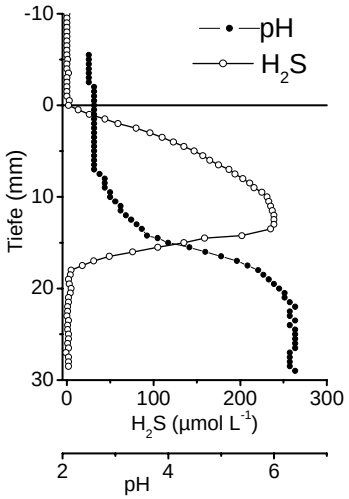


Abb. 6: Mikroprofile vom Mai 2004. Messung mit einem Mikro-Profiler direkt am Gewässergrund (KOSCHORRECK et al. 2003).

5 Literatur

BRUGAM, R. B., GASTINEAU, J. & RATCLIFF, E. (1995): The neutralization of acidic coal mine lakes by addition of natural organic matter: a mesocosm test. Hydrobiologia, 316: 153-159.

BRUGAM, R.B. & STAHL, J.B. (2000): The potential of organic matter additions for neutralizing surface mine lakes. Transactions of the Illinois State Academy of Science, 93: 127-144.

FRÖMMICHEN, R., KELLNER, S. & FRIESE K. (2003): Sediment conditioning with Organic and/or Inorganic Carbon Sources as a First step in alkalinity generation of acid Mine Pit Lake Water (pH 2-3). Env. Sci. Technol., 37: 1414-1421.

FRÖMMICHEN, R., WENDT-POTTHOFF, K., FRIESE, K. & FISCHER, R. (2004): Microcosm studies for neutralization of Hypolimnetic Acid Pit Lake Water (pH 2.6). Env.Sci.Technol., 38: 1877-1887.

HERZSPRUNG, P., FRIESE, K., FRÖMMICHEN, R., GÖTTLICHER, J., KOSCHORRECK, M., V.TÜMPLING JR., W., WENDT-POTTHOFF, K. (2002) Chemical changes in sediment pore-waters of an acidic mining lake after addition of organic substrate and lime for stimulating lake remediation. Water, Air, and Soil Pollution – FOCUS, 2: 123-140.

KARAKAS, G., BROOKLAND, I. & BOEHRER, B. (2003) Physical characteristics of Acidic Mining Lake 111. Aquat. Sci., 65: 297-307.

KOSCHORRECK, M., BROOKLAND, I. & MATTHIAS, A. (2003) Biogeochemistry of the sediment-water interface in the littoral of an acidic mining lake studied with microsensors and gel-probes. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 285-286: 71-84.

LU, M. (2004) Pit lakes from sulphide ore mining, geochemical and limnological characterization before treatment, after liming and sewage sludge treatments. Dissertation. Lulea University of Technology.

LUTHER, G., HORN, M., KOSCHORRECK, M., MÜLLER, M., PREUß, V. & SÖDING, Z. (2003) Neutralisation schwefelsaurer Seen in der Lausitz: Vom Enclosure zum in situ-Bio-Reaktor. Vom Wasser, 101: 123-136.

MEIER, J., VOIGT, A., BABENZIEN, H. D. (2000) A comparison of 35S-SO42- radiotracer techniques to determine sulphate reduction rates in laminated sediments. J.Microbiol.Meth., 41: 9-18.

PEIFFER, S. (1994): Reaction of H2S with ferric oxides. Environmental Chemistry of Lakes and Reservoirs, 11: 371-390.

TOTSCHE, O. & STEINBERG, C. (2003): Suche nach Neutralisationsstrategien für extrem saure Tagebauseen – eine Literaturstudie. Vom Wasser, 100:111-140.

Bakterielle Diversität in einer Wasserbehandlungsanlage zur Reinigung saurer Grubenwässer

E. Heinzel[1], S. Hedrich[1], G. Rätzel[2], M. Wolf[2], E. Janneck[2], J. Seifert[1], F. Glombitza[2], M. Schlömann[1]

[1]AG Umweltmikrobiologie, IÖZ, TU Bergakademie Freiberg, Leipziger Str. 29, 09599 Freiberg, elke.heinzel@ioez.tu-freiberg.de,

[2]Fa. G.E.O.S. Ingenieurgesellschaft mbH, Gewerbepark „Schwarze Kiefern“, 09633 Halsbrücke

In einer Versuchsanlage zur Gewinnung von Eisenhydroxysulfaten durch biologische Oxidation von zweiwertigem Eisen wurde die Zusammensetzung der bakteriellen Lebensgemeinschaft mit molekulargenetischen Methoden analysiert. Die 16S rDNA-Klonbank wurde von zwei Sequenztypen, denen 68 % der Klone zugeordnet werden konnten, dominiert. Ein Sequenztyp kann phylogenetisch in die Ordnung der *Nitrosomonadales* eingeordnet werden, zu deren Vertretern sowohl chemo-heterotrophe Bakterien als auch autotrophe Eisen und Ammonium oxidierende Bakterien gehören. Der zweite Sequenztyp ist ähnlich zu „*Ferrimicrobium acidiphilum“*, einem heterotrophen Eisenoxidierer.

The microbial community of a pilot plant for the production of iron hydroxysulfates by biological oxidation of ferrous iron was studied using molecular techniques. The 16S rDNA clone library was dominated by two sequence types, to which 68 % of all clones could be assigned. One sequence type is phylogenetically classified to the order of *Nitrosomonadales.* Both chemoheterotrophic bacteria and autotrophic iron or ammonium oxidizing bacteria belong to this order. The second sequence type is related to “*Ferrimicrobium acidiphilum*”, a heterotrophic iron oxidizing bacteria.

1 Einleitung und Projektziel

Stark eisenhaltige und saure Bergbauwässer aus Tagebaufolgelandschaften bedingen einen erheblichen Sanierungsaufwand. Die konventionelle Reinigung dieser Wässer findet durch pH-Wertanhebung und Fällung mit Kalk ($Ca(OH)_2$) statt. Bei dieser Behandlungsmethode werden erhebliche Kalkmengen benötigt, was einen intensiven Kostenfaktor darstellt. Weiterhin fallen bei diesem Verfahren große Mengen schlecht entwässerbarer Eisenhydroxidschlämme an, für die es keine industrielle Verwendung gibt.

Eine alternative Möglichkeit zu dieser Wasserbehandlungsmethode stellt die Einbeziehung einer vorgeschalteten biologischen Oxidationsstufe dar. Dabei werden im sauren pH-Bereich Eisenhydroxysulfate ausgefällt, was zu einer Verringerung der Eisenfracht in die chemische Behandlungsstufe führt. Diese Eisenhydroxysulfate besitzen für eine Abtrennung und Weiterverarbeitung weitaus günstigere chemische Eigenschaften als die Eisenhydroxide und können zum Beispiel als Grundstoff für Farbpigmente genutzt werden.

Um in der biologischen Oxidationsstufe möglichst kurze Verweilzeiten und damit hohe Durchflussraten zu erreichen, ist es notwendig, die biologische Oxidationskapazität zu optimieren. Zur Gewährleistung einer konstanten Produktqualität muss die Oxidation sicher beherrscht und gesteuert werden können. Dies erfordert die Analyse der mikrobiellen Lebensgemeinschaft.

2 Standort der Versuchsanlage

Auf der Kippe im Tagebau Nochten wird von der Fa. G.E.O.S. eine Versuchsanlage für die biologische Oxidation des zweiwertigen Eisens betrieben. Dabei soll der Einfluss verschiedener Prozessparameter auf die Oxidationsgeschwindigkeit untersucht werden.

Das Oxidationsbecken, das mit Trägermaterial als Aufwuchskörper für die Mikroorganismen ausgestattet ist, besitzt ein Volumen von 22 m^3 (Abb. 1). Das Volumen des Fällungsbeckens, welches für die Fällung und Sedimentation der Eisenschlämme konzipiert wurde, beträgt 7,9 m^3. Der Wendelbelüfter und die Umwälzpumpe treiben den Wasserkreislauf an. In das Oxidationsbecken wird Kippengrundwasser aus dem Brunnen HK1 gepumpt, dessen Wasserqualität im Zeitraum zwischen Dezember 2000 bis Januar 2002 (Tab. 1) mehrfach analysiert wurde.

Tab. 1: Wasserqualität des gehobenen Brunnenwassers im Zeitraum 12/00-01/02 (GLOMBITZA 2002).

Parameter	Analyseverfahren (DIN)	Einheit	Mittelwert
pH-Wert			4,87
T		°C	17,3
Redoxpotential		mV	273
TIC	EN 1834	mg/l	98
TOC	EN 1834	mg/l	50
Sulfat	EN ISO 10304	mg/l	2680
Eisen II	38406-E1-1	mg/l	629
Eisen III	38406-E1-1	mg/l	3
NH_4^+	38406-E5-1	mg/l	0,58
o-PO_4^{3-}	EN 1189	mg/l	1,2
Cl^-	EN ISO 10304	mg/l	21,4

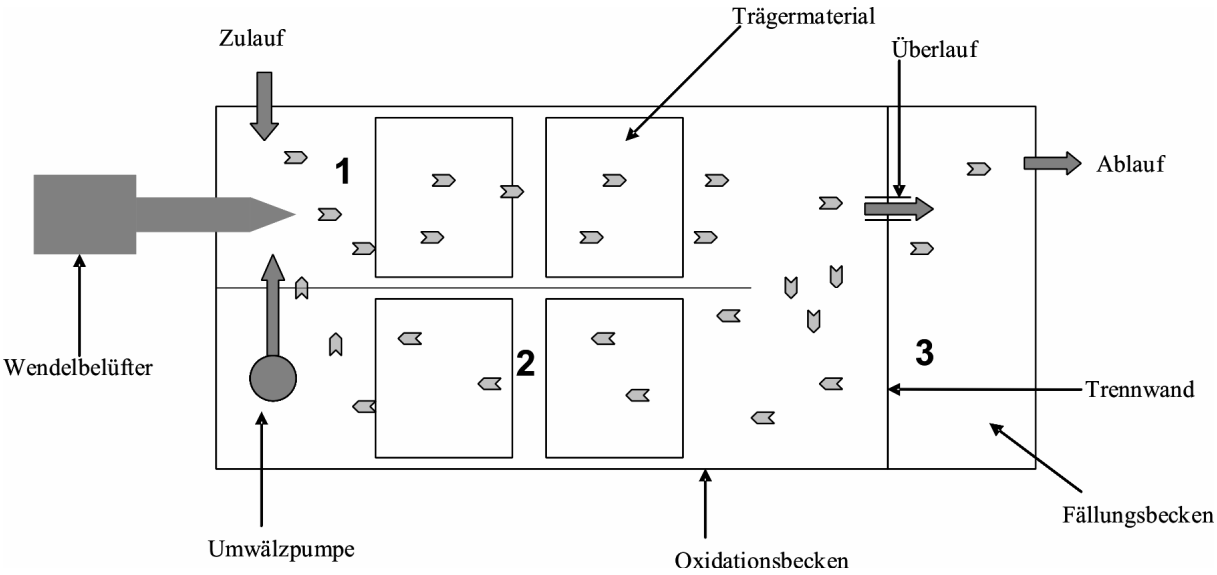


Abb. 1: Prinzipschema der Versuchsanlage zur biologischen Oxidation von zweiwertigem Eisen und Ausfällung von Eisenhydroxysulfaten. Die Zahlen 1 bis 3 markieren Probenahmepunkte.

Zusätzlich zum Kippengrundwasser, das mit einer durchschnittlichen Zuflussrate von 1800 l/h in das Oxidationsbecken gepumpt wird, werden über eine Membranpumpe ca. 2 mol/h Ammoniumchlorid und ca. 270 mmol/h Ammoniumphosphat dem Wasserkreislauf zugeführt, um eine Limitierung dieser Nährstoffe auszuschließen.

3 Durchführung

3.1 Probenahme

Die Versuchsanlage wurde nach In-Betriebnahme zunächst ohne Wasserabfluss langsam mit Kippengrundwasser gefüllt. In diesem Zeitraum sank der pH-Wert im Oxidationsbecken auf ca. 2,8 ab. Nach Erreichen des maximalen Wasservolumens in der Versuchsanlage wurde der kontinuierliche Betrieb gestartet.

Die Probenahme erfolgte 19 Tage nach Aufnahme des kontinuierlichen Betriebes. In diesem Zeitraum wurde das Zulaufvolumen von 400 l/h auf 640 l/h erhöht. Dies entspricht einer Verringerung der Verweilzeit von ca. 75 h auf ca. 47 h. Zum Zeitpunkt der Probenahme betrugen der pH-Wert im Oxidationsbecken 2,98, das Redoxpotential 462 mV, die Temperatur 14,1 °C, die Konzentration an zweiwertigem Eisen 70 mg/l und die Konzentration an dreiwertigem Eisen 280 mg/l.

An den Probenahmepunkten 1 und 2 (Abb. 2) wurden jeweils ca. 15 g Feststoff und an den Punkten 2 und 3 jeweils 1 Liter Wasserprobe entnommen.

Die Wasserproben wurden mit einem Cellulosemembranfilter filtriert (Porengröße 0,45 µm, Roth).

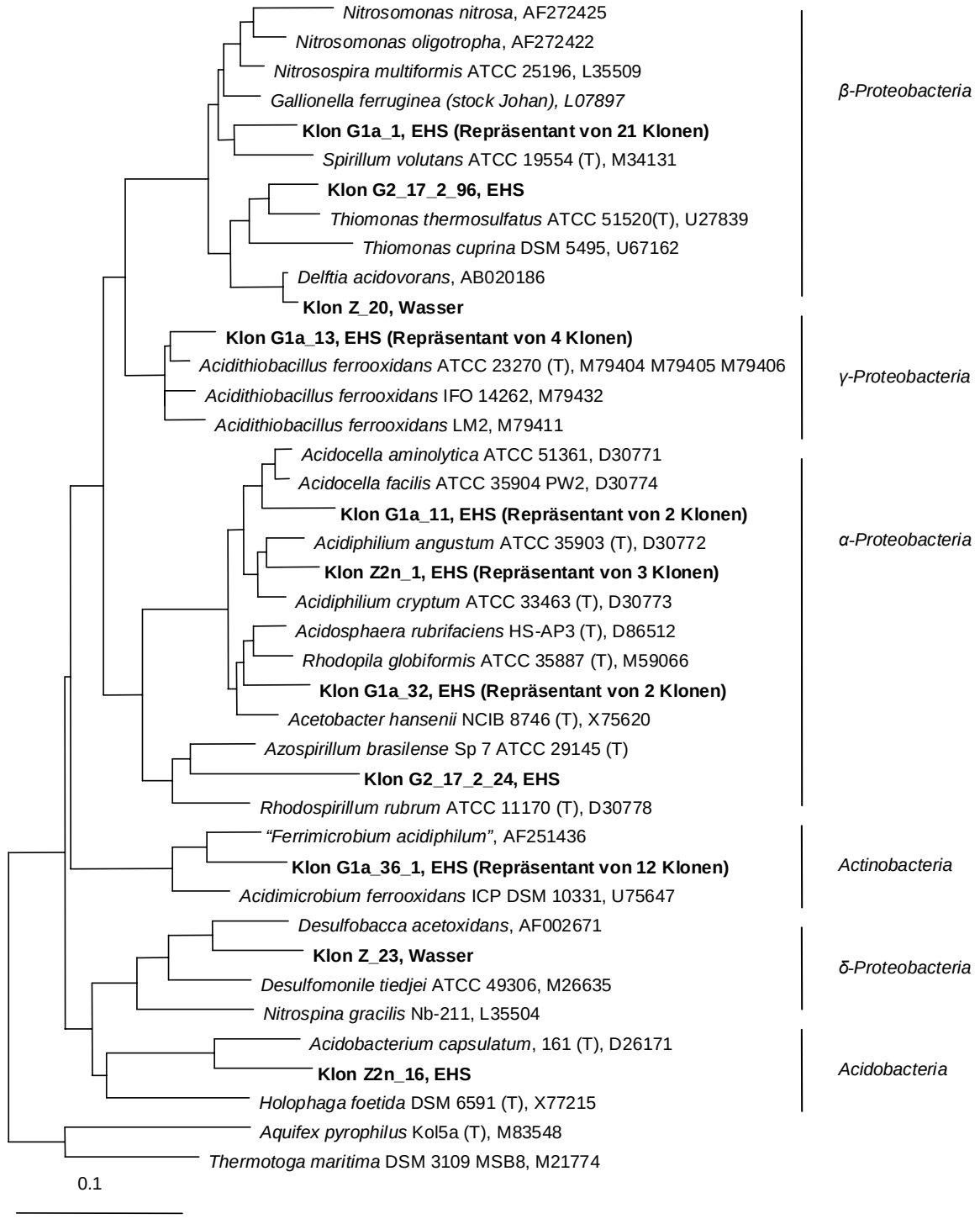


Abb. 2: Dendrogramm zur Darstellung der phylogenetischen Einordnung der 16S rDNA-Klone. Die Berechnung des Dendrogramms erfolgte mit dem Parsimony-Verfahren. Durch den verwendeten Filter wurden ausschließlich Sequenzpositionen berücksichtigt, in denen mindestens 50 % der Sequenzen identisch waren. Bei Klonen mit der Bezeichnung EHS wurde die DNA aus den Feststoffproben extrahiert, bei Klonen mit der Bezeichnung Wasser wurde die DNA aus den Flüssigproben extrahiert.

3.2 DNA Extraktion

Die Feststoffproben wurden jeweils mit 6 ml Tris-HCl pH 9 und 20 µl Tween 20 (Roth) überschichtet und 15 min lang im Ultraschallbad (Elma) behandelt. Je 2 ml Überstand wurden in die DNA-Extraktion nach WILSON (2000) eingesetzt. Um eine vollständigere Extraktion der DNA aus den Feststoffproben zu erreichen, wurden diese anschließend mit Zirconiumkugeln (0,1 mm, Biospec) versetzt und 3 min lang in der Schwingmühle (Retsch) bei 30 Hz aufgeschlossen. Die Proben wurden erneut mit Tris-HCl pH 9 und Tween 20 überschichtet und 15 min lang im Ultraschallbad behandelt. Auch hiervon wurden je 2 ml Überstand in die DNA Extraktion nach WILSON (2000) eingesetzt.

Die Filter der Wasserproben wurden zerkleinert und jeweils ein halber Filter in die DNA Extraktion nach WILSON (2000) eingesetzt.

3.3 Erstellen und Analyse der 16S rDNA-Klonbank

Die Gene der 16S rRNA wurde mit den universellen Bakterienprimern 27F und 1387R (LANE 1991) amplifiziert. Die PCR-Produkte wurden in den Vektor pBluescript SK (Stratagene) ligiert und die daraus resultierenden Plasmide in Hitzeschock-kompetente *Escherichia coli*-DH5α-Zellen transformiert.

Die Plasmide wurden mit dem FlexiPrep-Kit (Amersham) aufgereinigt und unter Verwendung des CycleReader Auto DNA Sequencing-Kits (Fermentas) mit den IRD800 markierten Primern 27F, 530F, 519R, 1387R, T3, und T7 sequenziert. Die Sequenzierung erfolgte mit einem LI-COR DNA Sequencer 4200.

Die Sequenzen der Klone wurden mit Hilfe des BLAST-Programms (ALTSCHUL *et al.* 1990) mit Sequenzdatenbanken abgeglichen. Die Zuordnung der Sequenzen zu homologen 16S rRNA-Sequenzbereichen verwandter Bakterien erfolgte mit Hilfe des ARB-Programms (LUDWIG *et al.* 2004) unter Berücksichtigung der Sekundärstruktur der rRNA. Die Berechnung des Dendrogramms erfolgte mit der Parsimony-Methode. Dabei wurden ausschließlich Sequenzpositionen berücksichtigt, in denen mindestens 50 % der Sequenzen identisch waren.

4 Ergebnisse

Die 49 bisher untersuchten Klone konnten durch Abgleich der Sequenzen mit der Sequenzdatenbank mit Hilfe des BLAST-Programms in 11 Gruppen unterteilt werden. Ein repräsentativer Klon aus jeder Gruppe wurde im Dendrogramm (Abb. 2) dargestellt.

Die meisten Sequenzen zeigen die größte Übereinstimmung mit unkultivierten Bakterien, die in verschiedenen Bergbauwässern nachgewiesen wurden. Die Klonbank wird von zwei Sequenztypen, Typ G1a_1 und G1a_36_1 (Tab. 2), dominiert.

Der Sequenztyp G1a_1 (43 % der Klonbank) kann phylogenetisch in die Ordnung der *Nitrosomonadales* eingeordnet werden. Bei Untersuchungen in einer Kupfermine in Wales dominierte das Bakterium MPKCSC9, das im BLAST-Datenbank-Abgleich die größte Übereinstimmung zu Klon G1a_1 aufwies, mit einem Anteil von > 90% die mikrobielle Lebensgemeinschaft. Bei Anreicherungsversuchen zeigte Bakterium MPKCSC9 autotrophes Wachstum auf Eisensulfat (HALLBERG *et al.* 2006). Über weitere physiologische Eigenschaften dieses Bakteriums liegen jedoch noch keine Erkenntnisse vor. Die im Dendrogramm (Abb. 2) dargestellte Zuordnung des Klons G1a_1 in die Familie der *Spirillaceae* ist aufgrund der relativ großen evolutionären Distanz zum ähnlichsten kultivierten Verwandten nicht eindeutig gesichert. Das zu Klon G1a_1 ähnlichste kultivierte Bakterium aus der Familie der *Spirillaceae* ist *Spirillum voluntans* (88 % identische Positionen), ein microaerophiles chemoheterotrophes Bakterium, das in stehenden Gewässern weit verbreitet ist. Aus der Familie der *Gallionellaceae* ist *Gallionella ferruginea*, ein autotrophes mikroaerophiles Eisen oxidierendes Bakterium, der ähnlichste Vertreter (89 % identische Positionen) zu Klon G1a_1. *G. ferruginea* bevorzugt einen pH-Bereich von 5,0-6,5 und ist auch zu mixotrophem Stoffwechsel befähigt. *G. ferruginea* ähnliche Bakterien sind nach COUPLAND & JOHNSON (2004) in sauren Berg-bauwässern weit verbreitet. Aus der Familie der *Nitrosomonadaceae* ist *Nitrosospira multiformis*, ein Ammonium oxidierendes autotrophes Bakterium, der ähnlichste Vertreter (91 % identische Positionen).

N. multiformis ist häufig in mikrobiellen Lebensgemeinschaften von Waldböden und Grünflächen vertreten und wurde ebenfalls aus sauren Böden (pH 4—4,5) isoliert (BRENNER *et al.* 2005).

Tab. 2: Zuordnung der Klone durch Abgleich mit der Sequenzdatenbank mit Hilfe des BLAST-Programms.

ähnlichste Referenz (GenBank accession no.)	*Anzahl der Klone*	*% identische Positionen*	*Ordnung bzw. Phylum*	*Repräsentant im Dendrogramm*
unkultiviertes Bakterium MPKCSC9 (AY766004) Quelle: AMD Kupfermine, Wales	21	94-97	*Nitrosomonadales*	Klon G1a_1
unkultiviertes Bakterium TRA2-10 (AF047642) Quelle: AMD Iron Mountain, CA	12	96-98	*Actinobacteria*	Klon G1a_36_1
Acidithiobacillus ferrooxidans Stamm YTW (DQ062116)	4	95-99	*Acidithiobacillales*	Klon G1a_13
Acidocella sp. DM2 (DQ419948) Quelle: AMD	2	95-96	*Rhodospirillales*	Klon G1a_11
Acidisphaera sp. NO-15 (AF376024) Quelle: AMD Kupfermine, Norwegen	2	98-99	*Rhodospirillales*	Klon G1a_32
Thiomonas sp. DM-Zn2 (DQ419967) Quelle: AMD	1	97	*Burkholderiales*	Klon G2_17_2_96
Acidiphilium sp. NO-17 (AF376026) Quelle: AMD Kupfermine, Norwegen	3	97	*Rhodospirillales*	Klon Z2n_1
unkultiviertes Bakterium AKAU3770 (DQ125686) Quelle: Uran kontaminierter Boden	1	95	*Rhodospirillales*	Klon G2_17_2_24
Acidobacteriaceae isolate WJ7 (AY096034) Quelle: constructed wetland zur Sanierung von Bergbauwässern	1	97	*Acidobacteriales*	Klon Z2n_16
unkultiviertes Bakterium 65507 (DQ404734) Quelle: Sediment	1	96	*Syntrophobacterales*	Klon Z_23
Delftia acidovorans (AB020186)	1	98	*Burkholderiales*	Klon Z_20

AMD: acid mine drainage

Der Sequenztyp G1a_36_1 (25 % der Klonbank) besitzt als ähnlichsten kultivierten Verwandten das Actinobacterium „*Ferrimicrobium acidiphilum*“ (91 % identische Positionen mit Klon G1a_36_1). „*Ferrimicrobium acidiphilum*“ ist ein heterotropher acidophiler Eisenoxidierer, der in zahlreichen sauren Bergbauwässern nachgewiesen wurde (GONZALEZ-TORIL *et al.* 2003, COUPLAND & JOHNSON 2004). „*Ferrimicrobium acidiphilum*“, derzeit noch nicht offiziell als Art beschrieben, ist unter anaeroben Bedingungen zur Eisenreduktion befähigt (COUPLAND & JOHNSON 2004). Es weist ähnlich hohe Eisenoxidationsraten wie chemolithotrophe Eisenoxidierer, zum Bsp. *Acidithiobacillus ferrooxidans* auf (BLAKE & JOHNSON 2000) und benötigte bei Kultivierungsversuchen Hefeextrakt als Kohlenstoffquelle (JOHNSON *et al.* 1992).

Nur vier Klone, Repräsentant Klon G1a_13, zeigen die größte Ähnlichkeit zu dem bekannten Eisenoxidierer *Acidithiobacillus ferrooxidans* (91 % identische Positionen), einem chemolithoautotrophen Bakterium, das als Elektronendonor neben zweiwertigem Eisen auch reduzierte Schwefelverbindungen und Wasserstoff nutzten kann (DROBNER *et al.* 1990). Dieses Bakterium ist fakultativ anaerob und kann unter anaeroben Bedingungen die Oxidation reduzierter Schwefelverbindungen an die Reduktion von dreiwertigem Eisen koppeln (BLAKE & JOHNSON 2000).

Verschiedene Klone sind ähnlich zu nicht Eisen oxidierenden acidophilen Heterotrophen, wie *Acidocella*, *Acidiphilium*, *Acidosphaera* und *Acidobacterium*. Diese Bakteriengruppen sind ebenfalls charakteristisch für saure Bergbauwässer und wurden in verschiedenen anderen Studien nachgewiesen (HALLBERG *et al.* 2006, JOHNSON *et al.* 2001). Untersuchungen ergaben, dass Mischkulturen von autotrophen Eisenoxidierern und heterotrophen Mikroorganismen höhere Eisenoxidationsraten aufwiesen als Reinkulturen autotropher Eisenoxidierer (OKIBE & JOHNSON 2003).

Klon Z_20 besitzt Ähnlichkeit zu *Delftia acidovorans*, einem neutrophilen heterotrophen Bakte-

rium, das bisher nicht in sauren Bergbauwässern nachgewiesen wurde.

Klon G2_17_2_96 ist ähnlich zu *Thiomonas thermosulfatus* (91 % identische Positionen), das sowohl reduzierte Schwefelverbindungen und elementaren Schwefel, als auch organische Kohlenstoff-verbindungen als Elektronendonor nutzen kann. Es bevorzugt ein schwach saures Milieu. Kultivierungsversuche mit einem *Thiomonas* verwandten Bakterium, isoliert aus einer Kupfermine in Wales, zeigten, dass dieses Bakterium neben Thiosulfat auch zweiwertiges Eisen und Arsenit oxidieren konnte (HALLBERG *et al.* 2006).

Klon G2_17_2_24 gehört zur Familie der *Rhodospirilliceae*, weist jedoch eine erhebliche evolutionäre Distanz zu dem nächst verwandten kultivierten Bakterium, dem Stickstoff fixierenden *Azospirillum brasiliense* auf (83 % identische Positionen), sodass keine Aussagen über die Physiologie getroffen werden konnten.

Klon Z_23 besitzt 89 % identische Positionen mit *Desulfobacca acetooxidans*, einem neutrophilen Anaerobier, welcher ausschließlich Acetat als Kohlenstoffquelle nutzen kann und dabei Sulfat und andere Schwefelverbindungen zu Schwefelwasserstoff reduziert.

5 Fazit

Während in Anlagen zur Eisenoxidation unter sauren Bedingungen allgemein *Leptospirillum ferrooxidans* und *Acidithiobacillus ferrooxidans* erwartet werden, spielen sie in der untersuchten Pilotanlage scheinbar keine größere Rolle Während wenige zu *A. ferrooxidans* ähnliche Klone gefunden wurden, konnte *L. ferrooxidans* nicht nachgewiesen werden. Vielmehr konnten zahlreiche Klone in die Ordnung der *Nitrosomonadales* eingeordnet werden oder sie wiesen Ähnlichkeit zu „*Ferrimicrobium acidiphilum*“ auf. Somit sind die zwei dominierenden Bakteriengruppen in der untersuchten Pilotanlage nach phylogenetischer Einordnung zum einen zur autotrophen und zum anderen zur heterotrophen Eisenoxidation befähigt.

Danksagung

Diese Untersuchungen werden im Rahmen des BMBF Verbundprojektes „EHS - Gewinnung und Verwertung“ durchgeführt. Weitere Projektpartner sind: Vattenfall Europe Mining, TU Berlin und Ingenieurbüro KBE.

Literaturverzeichnis

ALTSCHUL, S.F., GISH, W., MILLER, W., MYERS, E.W., LIPMAN, D.J., (1990): Basic local alignment search tool. J. Mol. Biol. 215: 403-410.

BLAKE II R. & JOHNSON D.B. (2000): Phylogenetic and biochemical diversity among acidophilic bacteria that respire on iron. In: LOVLEY, D.R. (Hrsg.): Environmental Microbe-Metal Interactions. S. 53-78, ASM Press, Washington DC.

BRENNER, D.J., KRIEG, N.R., STALEY, J.T. (2005): The Proteobacteria, Part C The Alpha-, Beta-, Delta-, and Epsilonproteobacteria. In: GARRITY, G.M. (Hrsg): Bergey´s Manual of Systematic Bacteriology. Vol. 2, 2. Auflage, Springer Verlag, US.

COUPLAND, K. & JOHNSON, D.B. (2004): Geochemistry and microbiology of an impounded subterranean acidic water body at Mynydd Parys, Anglesey, Wales. Geobiology 2: 77-86.

DROBNER, E., HUBER, H., STETTER, K.O. (1990): Thiobacillus ferrooxidans, a facultative hydrogen oxidizer. Appl. Environ. Microbiol. 56: 2922-2923.

GLOMBITZA, F. (2002): Abschlussbericht – Einfluss der Prozessbedingungen und der Wasserqualität bei der Eisenoxidation und –abtrennung auf die Zusammensetzung der Eisenpigmente für die Verwendung in der keramischen Industrie. unveröffentlicht.

GONZALEZ-TORIL, E., LLOBET-BROSSA, E., CASAMAYOR, E.O., AMANN, R., AMILIS, R. (2003): Microbial ecology of an extreme acidic environment, the Tinto River. Appl. Environ. Microbiol. 69: 4853-4865.

HALLBERG, K.B., COUPLAND, K., KIMURA, S., JOHNSON, D.B. (2006): Macroscopic streamer growth in acidic, metal-rich mine water in North Wales consist of novel remarkably simple bacterial communities. Appl. Environ. Microbiol. 72: 2022-2030.

JOHNSON, D.B., GHAURI, M.A., SAID, M.F. (1992): Isolation and characterization of an acidophilic, heterotrophic bacterium capable of oxidizing ferrous iron. Appl. Environ. Microbiol. 58: 1423-1428.

JOHNSON, D.B., ROLFE, S., HALLBERG, K.B., IVERSEN, E. (2001): Isolation and phylogenetic characterisation of acidophilic microorganisms indigenous to acidic drainage waters at an abandoned Norwegian copper mine. Environ. Microbiol. 3: 630-637.

LANE, D.J. (1991): 16S/23S rRNA sequencing. In: STACKEBRANDT, E. & GOODFELLOW, M. (Hrsg): Nucleic Acid Techniques in Bacterial Systematics. John Wiley & Sons, Chichester, UK.

LUDWIG, W., STRUNK, O., WESTRAM, R., RICHTER, L., MEIER, H., YADHUKUMAR, BUCHNER, A., LAI, T., STEPPI, S., JOBB, G., FÖRSTER, W., BRETTSKE, I., GERBER, S., GINHART, A.W., GROSS, O., GRUNMANN, S., HERMANN, S., JOST, R., KÖNIG, A., LISS,

T., LÜßMANN, R., MAY, M., NONHOFF, B., REICHEL, B., STREHLOW, R., STAMATAKIS, A., STUCKMANN, N., VILBIG, A., LENKE, M., LUDWIG, T., BODE, A., SCHLEIFER, K.H. (2004): ARB: a software environment for sequencing data. Nucleic Acids Res. 32: 1363-1371

OKIBE, N. & JOHNSON, D.B. (2004): Biooxidation of pyrite by defined mixed cultures of moderately thermophilic acidophiles in pH-controlled bioreactors: significance of microbial interactions. Biotechnol. Bioeng. 87: 574-583.

WILSON K. (2000): Preparation of genomic DNA from bacteria. In: ASUBEL, F.M., BRENT, R., KINGSTON, R.E., MOORE, D.D., SEIDMANN, J.G., SMITH, J.A., STRUHL, K. (Hrsg): Current Protocols in Molecular Biology. S. 2.4.1-2.4.5, Vol. 1, John Wiley & Sons, Inc., USA.


BERGAKADEMIE
TECHNISCHE
UNIVERSITÄT
FREIBERG

Säulenexperimente zur Biosorption von Uran und Schwermetallen aus Modell-Lösungen und realen Grubenwässern

K. Steudel[1], G. Horak[1], S. Willscher[1], P. Werner[1], W. Pompe[2]

[1]TU Dresden, Fakultät für Forst, Geo und Hydrowissenschaften, Institut für Abfallwirtschaft und Altlasten, Pratzschwitzer Str. 15, 01796 Pirna, sabine@willschers.de

[2]TU Dresden, Institut für Materialwissenschaften, Hallwachsstr. 3, 01069 Dresden

In den ehemaligen Uranbergbaugebieten Sachsens und Thüringens ist in den nächsten Jahren auf Grund der Flutung verstärkt mit belasteten Grubenwässern zu rechnen. Seit mehreren Jahren wird an verschiedenen Methoden zur Behandlung dieser Grubenwässer, aber auch von Haldenwässern gearbeitet. Bakterien, Pilze und Algen sind bereits seit langem für ihre gute Sorption von Schwermetallen, Arsen und Uran in wässrigen Lösungen bekannt. Diese wichtige Eigenschaft der Mikroorganismen findet ihre Anwendung bei der Biosorption von Metallen und Metalloiden mit dem Ziel der Entfernung dieser Kontaminanten aus Grund-, Oberflächen- und Abwässern.

In den hier durchgeführten Arbeiten wurden neue Biosorbentien, sogenannte Biocere, auf der Basis keramischer Materialien zur Entfernung der Kontaminanten aus den Wässern verwendet. Um die mechanischen und hydrolytischen Eigenschaften der Biocere zu verbessern, wurden verschiedene Trägermaterialien für das Biosorbens entwickelt. Die verschiedenen Biocermaterialien wurden hier bezüglich ihrer Sorptionseigenschaften sowie ihrer Stabilität in Modellwässern und realen Grubenwässern im Säulenversuch getestet und miteinander verglichen. Das Trägermaterial besitzt eine große Bedeutung nicht nur für die Stabilität des Biosorbens, sondern leistet auch einen wesentlichen Beitrag bei der Eliminierung der chemisch sehr unterschiedlichen Kontaminanten.

Mit dem Biocer I konnten gute Ergebnisse bei der Elimination von Uran aus den Grubenwässern erzielt werden.

Die Arbeit wurde aus Mitteln des BMBF (Proj. Nr. 03i4004a) gefördert.


BERGAKADEMIE
TECHNISCHE
UNIVERSITÄT
FREIBERG

Biogeochemische Mechanismen der Uranfestlegung in Wetlands

Angelika Schöner[1], Martin Sauter[2] & Georg Büchel[1]

[1]Angewandte Geologie, Institut für Geowissenschaften, Friedrich-Schiller-Universität, Burgweg 11, 07749 Jena, angelika.schoener@uni-jena.de

[2]Angewandte Geologie, Geowissenschaftliches Zentrum der Universität Göttingen

Für natürliche Feuchtgebiete wurde eine Urananreicherung in den Substraten Torf und organikreiche Böden oft beschrieben. Die daraus abgeleitete Idee einer Übertragung auf „constructed wetlands“ als Technologie zur Wasserbehandlung bei niedrigen Urankontaminationen ist weltweit erst für etwa ein Dutzend künstlicher Wetlandsysteme dokumentiert. Die Mechanismen, die eine Rückhaltung von Uran bewirken, und die Ursachen für die häufig ungenügende Effizienz wurden dabei nur unzureichend erforscht. Dieses Projekt ist auf die Signifikanz für den zukünftigen Einsatz künstlicher Wetlands für Urankontaminationen in Bergbauwässern und geogen belasteten Grundwässern ausgerichtet. Wirksame Mechanismen der Uranfestlegung werden anhand von Geländestudien an natürlichen Wetlands und dokumentierten Fallbeispielen dargestellt.

Data from natural wetlands indicate that uranium is frequently accumulated in their substrates peat and organic rich soil. This observation suggests the transferability of the phenomenon on constructed wetlands. Water treatment with constructed wetlands, aiming at low uranium contaminations is mine drainage or geogenic enriched ground waters, is shown only in a dozen projects worldwide. However, the mechanisms for uranium retention were not investigated in more detail, as well as the reasons for numerous malfunctions. This project aims at the significance of future wetland applications. Based on the investigation of natural wetlands and the assessment of recorded case studies, relevant processes for uranium immobilisation are discussed.

1 Einleitung

1.1 Wetlands zur Uranrückhaltung

Aus der Lagerstättenexploration ist bekannt, dass natürliche Feuchtgebiete (Wetlands) in den Substraten Torf und organikreiche Böden hohe U-rankonzentrationen anreichern können (z. B. ZIELINSKI & MEIER 1988). Die Übertragbarkeit dieses Phänomens auf „constructed wetlands“ scheint eine innovative Lösung zu sein. So wurde die Uranrückhaltung in ersten Pilotanlagen in Form von künstlichen Wetlands in Australien (z. B. NOLLER *et al.* 1994), USA (DUSHENKOV *et al.* 1997) und seit 1999 auch in Sachsen (GERTH *et al.* 2000a) geprüft. Weltweit ist inzwischen ungefähr ein Dutzend künstlicher Wetlandsysteme zur Uranabtrennung dokumentiert, die jedoch überwiegend unzureichende Effizienz aufweisen. Die Ursachen wurden meistens nicht näher erforscht, da eine technische Problemlösung im Mittelpunkt stand, im Gegensatz zur prozessorientierten Fragestellung. Die Mechanismen, welche die Rückhaltung von Uran in Wetlands bewirken, sind in den wesentlichen Punkten nach wie vor ungeklärt sind. Sie können jedoch, ebenso wie die Langzeitstabilität, nur auf Basis von Prozessstudien erfasst bzw. prognostiziert werden. Hier setzt dieses Projekt mit systematischen Geländeuntersuchungen auf der Basis hydrogeochemischer Erkundungen und Beprobungen an (SCHÖNER 2006 - in Vorbereitung). Als Untersuchungsobjekte boten sich natürliche Wetlands in Thüringen und Sachsen an, die sich u. a. auf dem ehemaligen Uranbergbaugebiet der Wismut GmbH gebildet haben.

1.2 Verfügbare Daten

Zahlreiche Literaturstudien zu Wetlands und zum zweiten wesentlichen Thema Uran, aber nur wenige Studien zu „Uran-Wetlands“ verdeutlichen, dass Uranrückhaltung in Wetlands mit organischem, aber auch anorganischem Substrat prinzipiell funktioniert. Beobachtungen an natürlichen Wetlands, in denen anaerobe, reduzierende Bedingungen vorliegen, belegen, dass Uran unter diesen Bedingungen fixiert werden kann. Nicht gezeigt wurde bisher eine rundum zufrieden stellende Anwendung künstlicher „Uran-Wetlands“ über längere Zeiträume. Bei den Literaturaussagen zu den Mechanismen der Uranfixierung handelt es sich vielfach um Vermutungen, da sie i. d. R. nicht eingehender untersucht

wurden. Schlussfolgerungen, die aus Geländeexperimenten mit Wetlands oder aus Pilotanlagen im Gelände oder Labor gewonnen wurden, sind am besten für weiterführende Interpretationen geeignet. Analytisch aufwändig ist der Nachweis der Spezies, in der Uran im Wetland fixiert wurde. Indirekte Nachweise z. B. mittels sequenzieller Extraktion sind aussagekräftiger als reine Stabilitätsbetrachtungen auf Grundlage der gemessenen Milieubedingungen (E_H, pH, usw.). Die Datenerhebung verdeutlicht, dass bisher nur wenige zielgerichtete Untersuchungen zu den Mechanismen durchgeführt worden sind. Es fehlen milieubezogene, systematische Untersuchungen der vielfältigen chemischen und biologischen Prozesse bei der Uranfixierung sowie ihrer Kinetik. Sind diese Mechanismen bekannt, lässt sich die Reinigungsleistung der Wetlands durch gezielte Eingriffe und Anordnungen optimieren.

2 Diskussion der Wirkungsweise von „Uran-Wetlands“

2.1 Prozessabläufe bei der Uranfestlegung in Wetlands

Die Prozesse der Uranrückhaltung in Wetlands werden durch die Art des zuströmenden Wassers und die Wassermenge, durch die Vegetation, die Art des Substrates und die mikrobielle Aktivität bestimmt. Ein hydrogeologischer Aspekt ist die Aufrechterhaltung einer langsamen, auch vertikalen Durchströmung, um in dem gesättigten bis überstauten Substrat eine ausgedehnte Kontaktzeit zwischen Wasser und Oberflächen zu ermöglichen (DAVIS 1998). Als Hauptmechanismus für die Eliminierung von Uran aus dem Grundwasser strebten einige der wenigen Anwendungen künstlicher Wetlands die Pflanzenaufnahme von Uran an (DUSHENKOV *et al.* 1997, GERTH *et al.* 2000a, b, OVERALL & PARRY 2004). Bei den bisherigen Einsatzbeispielen wird jedoch vorrangig die „reduktive Uranfällung“ als nachhaltigste Methode der Uranfestlegung angesehen (HALLETT *et al.* 1997, KIEßIG & HERMANN 2000, VESELIC *et al.* 2001). Diese propagierte Zielsetzung der Wasserbehandlung, eine Reduktion mit nachfolgender Präzipitation stabiler Uranminerale, stützt sich auf Laboruntersuchungen zum Verhalten von Uran im aquatischen Milieu (z. B. LANGMUIR 1978) bzw. in kohlenstoffreichen Systemen (US EPA 1999). Weiterhin wurde in natürlichen, uranakkumulierenden Wetlands und Naturanaloga die Anreicherung organischen Kohlenstoffs als gemeinsames Merkmal erkannt. Mit diesen Prämissen erfolgt eine Ausrichtung speziell auf sog. Kompost-Wetlands bzw. „anaerobe“ Wetlands, da sie ein reduzierendes Milieu ermöglichen. Im Einsatz für Bergbauwässer ist insbesondere Sulfatreduktion bedeutend (WALTON-DAY 1999). Sie kann als einziger Prozess signifikante Mengen metallischer Spurenelemente entfernen, indem Metallsulfide ausgefällt werden. Dieser Mechanismus ist für Uran nicht möglich, da sich in der Natur keine Uransulfide bilden. Andererseits konnte gezeigt werden, dass die Reduktion von Uran, häufig parallel zur mikrobiellen Sulfatreduktion, in einer Präzipitation relativ stabiler Minerale, v. a. Uranoxide, münden kann, solange reduzierende Bedingungen aufrecht erhalten werden. Die Bedeutung dieses Prozesses nach Intensität und Reinigungsleistung wurde in künstlich errichteten Wetlands im Feldmaßstab bisher kaum gezeigt (indirekt z. B. in GERTH *et al.* 2006).

Mikrobiologische Prozesse sind ein maßgeblicher Effekt bei der Uranfixierung in Wetlands. Neben der bakteriellen Reduktion (Bioreduktion) hat die Bindung von Uran an der mikrobiellen Zelloberfläche (Biosorption) bzw. der Transport in die Zelle (Bioakkumulation) eine hohe Kapazität. Vor allem im Vergleich zu anorganischen Eliminationsverfahren, z. B. über Ionenaustauscher oder Aktivkohle, können mikrobiologisch unterstützte Verfahren eine deutlich höhere Menge an Uran im Bezug auf die Trockensubstanz entfernen, wobei sich die Mengen je nach Mechanismus stark unterscheiden. Die in der Literatur dokumentierten Akkumulationsraten wurden überwiegend unter Laborbedingungen erreicht. Sie können in Wetlands nur angesetzt werden, wenn das Milieu für die jeweiligen Prozesse optimal ist und eine hohe Anzahl der erforderlichen Organismen vorliegt. Die Erprobung erfordert Geländestudien. Die meisten mikrobiologischen Prozesse sind unter dem Aspekt primärer Aufkonzentrierung von Uran im Wetland zu betrachten. Sie haben den Effekt, dass Uran aus der Lösung entfernt wird und am oder im Feststoff (z. B. Bakterienzelle) angereichert wird. Biosorbiertes Uran sinkt spätestens beim Tod des Mikroorganismus zusammen mit der Zelle oder mit Detritus ab und wird so dem Substrat eingegliedert (SUZUKI *et al.* 2005). Es kann jedoch resuspendiert oder remobilisiert werden. Nachfolgelösungen sind daher zwingend erforderlich. Bei den bekannten mikrobiologischen Rückhaltemechanismen für Uran kann nur durch Bioreduktion und Biomineralisation in Form von

U(IV)-Mineralen eine Langzeitstabilität gewährleistet werden. Die Festlegung der Minerale erfolgt im Substrat und setzt voraus, dass reduzierende Verhältnisse aufrecht erhalten werden.

Der direkte Beitrag der organismenreichen Substratzone beruht v. a. auf physikochemischen Effekten, deutlich untergeordnet dagegen ist Pflanzenaufnahme. Bei Mikrokosmosversuchen (EGER & WAGNER 2003) und Geländestudien an natürlichen Wetlands (z. B. EGER & LAPAKKO 1988 und Zitate darin) konnte gezeigt werden, dass überwiegend rund 99 % der Rückhaltung von Uran und weiterer Metalle im Substrat erfolgte, aber nur etwa 1 % in der Vegetation. Die Rolle der Makrophyten ist daher vor allem unter dem Gesichtspunkt stimulierender Rhizosphäreneffekte sowie aktiver Nachlieferung von Substrat und Oberflächen zu schätzen. Als effizienter Prozess wurde in diesem Zusammenhang Kationenaustausch an *Sphagnum* beschrieben, das häufig Torfsubstrate in natürlichen Wetlands aufbaut. Zur indirekten Erfassung von Rückhaltemechanismen im Substrat eignen sich Untersuchungen mittels sequenzieller Extraktion. Ergebnisse verschiedener Studien legen dar, dass immer nur wenige Prozent des im Substrat akkumulierten Urans durch Extraktion mit Wasser zurück gewinnbar waren (z.B. KAPLAN & SERKIZ 2001, COETZEE *et al.* 2002), was in der Mehrzahl Festlegungsmechanismen impliziert, die über physikalische Prozesse hinaus gehen. Um im Substrat ein reduzierendes Milieu zu gewährleisten, sind metabolisierbarer organischer Kohlenstoff und eine hohe mikrobiologische Aktivität nötig. In Untersuchungen von Wetlands ist jedoch selten eine sehr stabile Uranfixierung über Mitfällung oder Reduktion und Mineralisation dokumentiert.

Phytoremediationsansätze können in Wetlands zur temporären Uranspeicherung und zu einem vermehrten Uranumsatz beitragen. In Wetlands wird Rhizostabilisierung (CHEN *et al.* 2005) als erstrebenswerte Methode der Phytoremediation angesehen, wobei destabilisierende Rhizosphäreneffekte Unwägbarkeiten darstellen, die weitere Forschung erfordern.

2.2 Faktoren für die Langzeitwirkung von „Uran-Wetlands“

Für eine Reihe von Schadstoffen wird in künstlichen Wetlands nachhaltig und generell eine relativ hohe Entfernungsrate an gelösten und partikulären Substanzen aus dem einfließenden Wasser erreicht, darunter Metalle, Feststoffe, Nährstoffe und organische Stoffe. Grundsätzlich ist die Effizienz künstlicher Wetlands aber begrenzt und abhängig von konkreten Eliminationsmechanismen und der Größe, weshalb die angestrebten Abgabewerte für einzelne Schadstoffkonzentrationen manchmal weniger niedrig als erwünscht angesetzt werden müssen (ITRC 2003). Dies muss auch unter dem Blickpunkt der saisonal abhängigen Variabilität der Reinigungsleistung betrachtet werden. Für Uran gibt es bisher sehr wenige Untersuchungen, wodurch Aussagen zur Langzeitwirkung und Nachhaltigkeit erschwert sind.

Eine erfolgreiche Anwendung von Wetlands setzt voraus ist, dass die Reinigungsleistung über den angestrebten Einsatzzeitraum gewährleistet werden kann. Erst eine hinreichende Kenntnis der jeweiligen Reinigungsmechanismen ermöglicht eine Optimierung der Wetlandsysteme. Die wichtigsten Faktoren, die die Dauerhaftigkeit der Uranrückhaltung in Wetlands beeinflussen, sind Sulfatreduktion, Fließraten und Dimensionierung. Die Nachhaltigkeit des Gesamtsystems „Wetland“ kann daraus aber nur bedingt abgeleitet werden. Ein Wunschziel wären Feuchtgebiete, die sich selbst regulieren und neue „Lagerstätten“ generieren. Die Frage der Langzeitwirkung ist jedoch ein noch ungenügend geklärtes Problem, das in Ausrichtung auf verschiedene Zeitskalen durch weitere Fallstudien rezenter und fossiler Wetlands zu behandeln ist. Aufgrund der niedrigen Kosten beim Langzeiteinsatz und der relativ einfachen Konstruktion sind künstliche Wetlands trotz dieser Einschränkungen oft die beste Wahl zur Behandlung oder zumindest Vorbehandlung von Bergbauwässern und Grundwässern mit Uran und anderen Schadstoffen, deren Konzentrationen (geringfügig) erhöht sind und zugleich langfristig anfallen.

3 Prozessorientierte Untersuchungen natürlicher Wetlands

3.1 Vorerkundungen

Im Rahmen von Geländeuntersuchungen im Umfeld der Betriebe Ronneburg und Seelingstädt des ehemaligen Uranbergbaugebietes der Wismut GmbH wurden insgesamt mehr als 20 Standorte, auf denen sich Wetlands natürlich bzw. im Zuge der Bergbautätigkeit gebildet haben, hydrogeologisch vorerkundet. Davon wurden 17 Wetlands hydrogeochemisch untersucht. Sie sollen als Analogmodelle gelten, aus denen

wirksame Prozesse abgeleitet werden sollen, die auch auf künstliche Wetlands übertragbar sind. Die Analytik an Sediment- und Wasserproben zielte darauf, das Rückhaltevermögen dieser Wetlands für Uran zu beurteilen. Fast alle Standorte erwiesen sich als nicht geeignet für prozessorientierte Gelände- und Laboruntersuchungen. Uran ist in den mineralischen Bodenhorizonten der meisten Wetlands im Vergleich zu den Oberböden der Umgebung nicht angereichert, was den ursprünglichen Erwartungen und Aussagen widersprach.

Bei den vorerkundeten Voluntärwetlands handelt es sich um junge Bildungen mit einem Alter von wenigen Monaten bis zu 30-45 Jahren. Wie die Sedimentansprache und die niedrigen TOC-Gehalte (total organic carbon) verdeutlichen, auch im Vergleich mit TN (total nitrogen) und TS (total sulfur), wurde bisher in die meisten Wetlands nur wenig organische Substanz als pflanzliche Streu eingetragen und in Form von Huminstoffen stabilisiert. In den Wetlands in Thüringen wurden überwiegend mineralische, semiterrestrische bis subhydrische Sedimente, jedoch keine definiert organischen Horizonte gefunden. Diese Sedimente sind bisher nicht für die Ansiedlung arten- und individuenreicher mikrobiologischer Gesellschaften geeignet, da der Gehalt an oxidierbarem Kohlenstoff zu gering ist. Wahrscheinlich ist durch den Mangel an Biomasse die Entwicklung von Mikroorganismen, die die reduktive Ausfällung von Uran katalysieren könnten, in den Wetlands gehemmt.

Für die weiterführenden Untersuchungen wurden erst nach Ausdehnung des Untersuchungsgebietes drei Standorte gefunden, die im Wetlandsubstrat erhöhte Urankonzentrationen mit Merkmalen sekundärer Anreicherung aufweisen und von den Standortverhältnissen her gut für prozessorientierte Studien geeignet waren.

3.2 Hydrogeochemische Wetland-Untersuchungen

Im Umfeld der industriellen Absetzanlagen Helmsdorf und Culmitzsch, innerhalb der Sanierungsbereiche der Wismut GmbH, haben sich mehrere kleine Wetlands entwickelt, aus denen Objekte für weitergehende Untersuchungen ausgewählt werden konnten. Drei Wetlands erfüllten die bei den Voruntersuchungen angesetzten Auswahlkriterien mit mächtigen, organischen Substraten und oberflächlich einspeisenden Sickerwässern sowie ebenso lokalisierbaren Abflussbereichen. Sie zeigten deutliche Urananreicherungen im Substrat im Vergleich zu Sedimenten der Umgebung und zur Zustromkonzentration. Zur Untersuchung der wirksamen Prozesse bei der Uranfestlegung erfolgte eine auf hydrogeochemischen Methoden basierende Beschreibung der Bedingungen, bei denen Uran deutlich akkumuliert werden konnte, und daraus eine Ableitung der Rückhaltemechanismen. Grundlage der Detailuntersuchungen war die Durchteufung und Beprobung des organischen Substrates der Wetlands im Vertikalprofil, um getrennt voneinander Feststoff und Wasserphase aus insgesamt 22 Wetlandhorizonten analysieren zu können. Die Sedimentproben wurden mit einem flusssäurehaltigen Chemikaliengemisch aufgeschlossen und der anorganische Elementinhalt bestimmt. Das Profil in Helmsdorf wurde in zehn Probenhorizonte, die aus Torfmooshumus aufgebaut sind, bis 41 cm Tiefe untergliedert. Dieser ist oberflächennah stark humifiziert und zersetzt, im unteren Bereich sehr stark zersetzt. Dort geht er mit zunehmendem anorganischem Anteil in einen Nassgleyhorizont über, der zuunterst kiesreich ist. Von dem Substratprofil in Culmitzsch wurden fünf Schichten beprobt, die bis in 42 cm Tiefe zu unterschiedlichen Mengenanteilen Ton und relativ stark humifizierten Torfmooshumus sowie Streu enthalten. In Zinnborn wurden sieben Probenhorizonte unterschieden. Darin wurden etwa 40 cm mäßig humifizierte und zersetzte *Sphagnum*-Torfe, die oben locker gelagert und unten als Gleyhorizont ausgebildet sind, über stärker humifiziertem Torfmooshumus mit anorganischen Beimengungen bis in 83 cm Tiefe beprobt.

Nach den ermittelten Redoxwerten (elektrochemische E_H-Messungen) und den jeweils gemessenen pH-Werten zu urteilen, müsste in den meisten der untersuchten Horizonte thermodynamisch eine Reduktion von Uran erfolgen. Gleichgewichtsberechnungen mit Hilfe des Modellierwerkzeuges PhreeqC auf Grundlage horizontweiser Porenwasseranalysen liefern für einzelne Horizonte eine Übersättigung oxidierter und reduzierter Uranminerale. Rein thermodynamisch konnte mit den gemessenen E_H-Werten für einige Horizonte der Wetlands die Präzipitation oxidierter und auch reduzierter Uranminerale simuliert werden.

Um die Immobilisierungsfaktoren für Uran einzuengen, wurde aus den Verhältnissen der Urankonzentrationen zu anderen Wasserinhaltsstoffen oder aquatischen Parametern mittels einer Korrelationsanalyse Hinweise auf Komplexbildung und ähnliche Prozesse gesucht. In gleicher Weise

wurden die Elementkonzentrationen in der Festphase in Beziehung gesetzt, um Hinweise auf Sorption oder Mitfällung des Uranylkations mit möglichen Liganden zu finden. Generell findet die stärkste Sorption des Uranylkations an Oberflächen bei schwach sauren bis neutralen pH-Werten statt (DUFF & AMRHEIN 1996). Bei niedrigeren pH-Werten wird Uran v.a. als freies oder komplexiertes Uranylion in der Lösung transportiert (LANGMUIR 1978). Eine Rolle spielt dabei die Konzentration möglicher Liganden im Porenwasser, sowie die Qualität und Fläche sorbierender Oberflächen im Substrat bzw. im kolloidalen Bereich. Die Analyseergebnisse lieferten in allen drei Wetlands keine erhöhte Korrelation von Uran mit anderen Elementen. Das könnte als Hinweise genommen werden, dass Uran mit den analysierten Substratelementen in keinem erkennbaren kausalen Zusammenhang steht, der die zu beobachtende sekundäre Anreicherung von Uran bewirkt hat. Die Dominanz eines einzigen Prozesses, z. B. Sorption an Aluminium-Hydroxiden oder Mitfällung mit Eisenmineralen, ist unwahrscheinlich. Durch Normierung der Feststoffanalysen mit Silizium ähneln sich die Beziehungen zwischen Uran und den anderen Analyten, ausgedrückt als Spearman-Korrelationskoeffizient r, in den Wetlands Helmsdorf und Culmitzsch stärker. Da in beide Wetlands Tailingssickerwässer mit ähnlichem Chemismus einfließen, implizieren diese Korrelationen, dass der primäre Chemismus der Porenwässer durch Referenzierung auf Silizium mit geringeren Sekundäreinflüssen dargestellt werden kann.

Anorganische Komplexbildungen des gelösten Urans sind aus der statistischen Bewertung der chemischen Daten überwiegend nur undeutlich ableitbar. Die Korrelationsmatrix der Porenwässer zeigt an, dass Uran in Helmsdorf und Zinnborn mit der Härte gering bis mittelhoch korreliert ist. Mit dem Phosphation ist Uran in Helmsdorf negativ korreliert. In Zinnborn ist Uran mit Cl^-, SO_4^{--} und F^- mittel bis hoch korreliert.

3.3 Einige Ergebnisse der prozessorientierten Untersuchungen

Die Mechanismen der Uranrückhaltung in Wetlands umfassen verschiedene Prozesse, die eine initiale „Fangwirkung“ für Uran von der längerfristigen Festlegung unterscheiden lassen. Für den Transport des Urans in die untersuchten, natürlichen Wetlands scheinen Uranyl-Karbonatkomplexe eine Rolle zu spielen (EXAFS-Analytik). Im Substrat der Wetlands wurde Uran bei der sequenziellen Extraktion in bedeutenden Mengen als leicht remobilisierbare Spezies bestimmt, die adsorptiv festgelegt wurde (SCHÖNER *et al.* 2005). In Culmitzsch sind beispielsweise zwischen 17 und 37 % des Gesamturans allein mit Wasser eluierbar, bei einem Mittelwert der wasserlöslichen Fraktion von 24 %.

REM-Untersuchungen lassen vermuten, dass die Biosorption von Uran oder Uran-Aluminium-Aggregaten für die initiale Uranakkumulation bedeutend ist (SCHÖNER *et al.* 2006). Für die längerfristige Festlegung kann das jedoch nicht gelten, da die mikrobielle Biomasse bei Änderung der Umweltbedingungen rasch zersetzt wird. Im Substrat ist Uran nur in sehr geringem Ausmaß durch Phytoextraktion in pflanzlicher Biomasse akkumuliert. Das meiste Uran dagegen ist wahrscheinlich sorptiv an Biomasse wie Torfmoos-Partikel gebunden. Wenn diese Biomasse zersetzt wird, ist die Remobilisierung des Urans die wahrscheinlichste Folge. In der organischen Bodenfraktion, die Schluff-Korngrößen entspricht, wurde das meiste Uran wiedergefunden. Es handelt sich besonders um aluminiumreiche Partikel, die bei REM-Aufnahmen keine typische Tonmineralstruktur aufweisen, sondern eher als kolloidale Bildungen anzusehen sind. Die biotischen Strukturen, an denen Uran detektierbar ist, sind anhand der REM-Aufnahmen nicht eindeutig zu identifizieren. Die Kombination mit mikroskopischen Aufnahmen lässt am ehesten auf Pilzhyphen, Algen und Moos-Protonemen schließen (SCHÖNER *et al.* 2006). Um die exakten Wege der Uranentfernung aus der Wasserphase noch deutlicher einzuengen, würden sich weitere, ergänzende mikrobiologische Untersuchungen eignen.

4 Schlussfolgerungen

Die Untersuchungen drei ausgewählter, natürlicher Wetlands im Sanierungsgebiet des ehemaligen Uranbergbaugebietes der Wismut GmbH zeigen, dass Uran in der Wasserphase im Zuge der Wetlandpassage deutlich verringert werden kann. Es ist gelungen, Uran direkt und indirekt in den Wetlandsubstraten nachzuweisen. Es wurde oberflächennah und überwiegend in Torfhorizonten akkumuliert. Die genaue Identifikation der Uran-Spezies und Bindungsformen bleibt schwierig.

Beim Versuch, maßgebliche Rückhalteprozesse einzuengen, wurden mit direkten Methoden

(z. B. EXAFS-, XPS-, und XRD-Analysen) und mit indirekten Methoden (z. B. einer Extraktion des anorganischen Schwefels) Hinweise auf die in Laborstudien favorisierten Prozesse der Uranrückhaltung gesucht, wie Reduktion und Ausfällung von Uranmineralen oder Sorption an Sekundärmineralen bzw. an Huminstoffen. Es konnte gezeigt werden, dass die mikrobielle Sulfatreduktion in den Wetlands keine bedeutende Rolle für die hohen Uranakkumulationen spielt. Ebenso wenig war die Sorption und Mitfällung mit typischen Sekundärmineralen wie Eisenhydroxiden und die Bildung von Uranyl-Humatkomplexen zu belegen. Uran konnte als sechswertige Uranylspezies bestimmt werden, wobei eine deutliche Assoziation zu Aluminium-Aggregaten, die mit den Untersuchungsmethoden nicht zu identifizieren waren, vorliegt. Diese Al-U-Cluster sind teilweise an biotische Strukturen gebunden (Pilze, Algen, Moos-Protonemen). Bei einer sequenziellen Extraktion wurde Uran vor allem aus der organischer Bodenfraktion zurückgewonnen, wobei es zu 82 % im Durchschnitt aller Wetlands remobilisierbar ist (SCHÖNER *et al.* 2005). Autoradigraphische Untersuchungen des Substrates enthüllten eine feine Verteilung festgelegter Uranspezies (SCHÖNER *et al.* 2004b). Insgesamt zeigen die Analysen, dass organischer Kohlenstoff eine wichtige Voraussetzung für Urananreicherungen darstellt, wobei es sich um komplexe Beziehungen zwischen C_{org} und U handelt (SCHÖNER *et al.* 2004a).

Weitere Prozessstudien sind zwingend notwendig, um Entwicklungen im Jahresverlauf beschreiben zu können. Über klimaabhängige Rückkoppelungseffekte kann ein Wetland zu unterschiedlichen Jahreszeiten als Senke oder Quelle für Uran gelten (OLIVIE-LAUQUET *et al.* 2001). Im Stadium der „Kindheitsphase“ eines Wetlands ist ein ganzjähriges Monitoring daher unumgänglich, wenn die Auswirkung saisonaler Prozesse verstanden werden will (ITRC 2003). Die Kinetik des Uran-Eliminationsprozesses erfordert ebenfalls eine regelmäßige Überprüfung bzw. Wartungseingriffe, solange die entscheidenden Mechanismen nicht erkannt und damit nicht gezielt manipuliert werden können.

In Synthese mit den Ergebnissen der Literaturauswertung sind Rhizosphäreneffekte im Sinne eines Synergismus aus Vegetation und Mikroorganismen eine der Grundvoraussetzungen für langzeitstabile Prozesse zur Uranrückhaltung in einem Wetland. Nachfolgend zur Sorption sollten geeignete, in hohen Mengen vorhandene und aktive Bakterien prinzipiell eine Fixierung von Uranfestphasen v. a. über Bioreduktion erlauben. Nicht alle Mineralisationen gewähren eine stabile Uranfestlegung. Zu untersuchen bleibt, wodurch die Bildung schwer- oder unlöslicher Uranpräzipitate forciert werden könnte; die bisherigen Beobachtungen lassen noch keine Gesetzmäßigkeiten ableiten. Die Entwicklung eines dauerhaft reduzierenden Milieus in Wetlands ist durch die Standortwahl und konstruktive Maßnahmen zu fördern. Dienlich sind wasserspeichernde Pflanzen und Redoxpuffer wie Mackinawit (ABDELOUAS *et al.* 2000). Konstruktiv muss auch verhindert werden, dass Fließhemmungen auftreten, die die Reaktivität des Systems herabsetzen würden. Auch technisierte Eingriffe, z. B. der Einsatz von Bioreaktoren oder die Nachschaltung reaktiver Wände, könnten dazu dienen, aus der Lösung angereichertes Uran in eine stabile Form überzuführen. Die Studie (SCHÖNER 2006 - in Vorbereitung) demonstriert die Notwendigkeit von „Bio-Geo-Interaktionen“ im Sinne einer Kombination von künstlichen Wetlands mit biologischen Maßnahmen (ggf. technologisch eingeleitete Biosorption, Phytostabilisierung oder Bioreduktion). Die Langzeitperspektive bleibt jedoch die Schaffung sich selbstregulierender Wetlandsysteme mit einer adaptierten und synergistischen Biozönose aus Substrat, Bakterien und Pflanzen.

5 Dank

Die Beprobung der Wetlands erfolgte nach freundlicher Genehmigung durch die Wismut/Wisutec GmbH. Die Autoren danken Dr. J. Römer (Forschungszentrum Karlsruhe) für die Erstellung der Autoradiogramme, Dr. E. Bozau (Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle) für die Unterstützung des Schwefelextraktionen und Dr. D. Begerow (Universität Tübingen) sowie Prof. B. Büdel (TU Kaiserslautern) für Diskussionen der REM- und Mikroskopie-Aufnahmen biotischer Strukturen. Die Arbeit wurde teilweise durch das Thüringer Ministerium für Wissenschaft, Forschung und Kunst unterstützt.

6 Literatur

ABDELOUAS, A., LUTZE, W., GONG, W., NUTTALL, H.E., STRIETELMEIER, B.A. & TRAVIS, B.J. (2000): Biological Reduction of Uranium in Groundwater and Subsurface Soil.– The Science of the Total Environment, 250(1-3): 21-35.

CHEN, B., ROOS, P., BORGGAARD, O.K., ZHU, Y.-G. & JACOBSEN, I. (2005): Mycorrhiza and Root Hairs in Barley Enhance Acquisition of Phosphorus and Uranium from Phosphate Rock but Mycorrhiza De-

creases Root to Shoot Uranium Transfer.– New Phytologist, 165(2): 591-598.

COETZEE, H., WADE, P. & WINDE, F. (2002): Reliance on Existing Wetlands for Pollution Control around the Witwatersrand God/Uranium Mines of South Africa - Are They Sufficient?– In: MERKEL, B.J., PLANER-FRIEDRICH, B. & WOLKERSDORFER, C. (Hrsg.), Uranium in the Aquatic Environment, S. 59-64, Springer.

DAVIS, L. (1998): A Handbook of Constructed Wetlands. A Guide to Creating Wetlands For: Agricultural Wastewater, Domestic Wastewater, Coal Mine Drainage, Storm Water in the Mid-Atlantic Region.– www.epa.gov/owow/wetlands/pdf/hand.pdf, Version 02.04.1998; US Government Printing Office.

DUFF, M.C. & AMRHEIN, C. (1996): Uranium(Vi) Adsorption on Goethite and Soil in Carbonate Solutions.– Soil Science Society of America Journal, 60: 1393-1400.

DUSHENKOV, S., VASUDEV, D., KAPULNIK, Y., GLEBA, D., FLEISHER, D., TING, K.C. & ENSLEY, B. (1997): Removal of Uranium from Water Using Terrestrial Plants.– Environmental Science and Technology, 31: 3468-3474.

EGER, P. & LAPAKKO, K. (1988): Nickel and Copper Removal from Mine Drainage by Natural Wetland.– AMERICAN SOCIETY FOR SURFACE MINING AND RECLAMATION (Hrsg.): Mine drainage and surface mine reclamation conference, 17-22 April 1988, Pittsburgh, PA, Vol. 1, S. 301-309, American Society for Surface Mining and Reclamation.

EGER, P. & WAGNER, J. (2003): Wetland Treatment Systems - How Long Will They Really Work?– SPIERS, G., BECKETT, P. & CONROY, H. (Hrsg.): Sudbury 2003 - Mining and the Environment, 26-28 May 2003, Sudbury, http://www.x-cd.com/sudbury03/.

GERTH, A., BÖHLER, A., KIEßIG, G. & KÜCHLER, A. (2000a): Passive Biologische Behandlung Von Bergbauwässern.– WISMUT 2000 – Bergbausanierung, 11.-14. Juli 2000, Schlema, Deutschland, S. 1 (Poster).

GERTH, A., BÖHLER, A., KIEßIG, G. & KÜCHLER, A. (2000b): Passive Reinigung Radioaktiv Belasteter Wässer UmweltMagazin, 2000b.

GERTH, A., HEBNER, A., G., K. & ZELLMER, A. (2006): Passive Treatment of Minewater at the Schlema-Alberoda Site.– In: MERKEL, B.J. & HASCHE-BERGER, A. (Hrsg.), Uranium in the Environment - Mining Impact and Consequences, S. 409-414, Springer.

HALLETT, C.J., LAMB, H.M. & PAYNE, C.A. (1997): The Potential Use of Passive Treatment Technology for the Removal of Uranium from Minewaters - an Assessment of Solid-Aqueous Equilibria.– In: YOUNGER, P.L. (Hrsg.), Minewater Treatment Using Wetlands, S. 139-149, Lavenham Press.

ITRC (2003): Technical and Regulatory Guidance Document for Constructed Treatment Wetlands.– http://www.itrcweb.org/Documents/WTLND-1.pdf, Version April 2005; The Interstate Technology and Regulatory Council Wetlands Team, USA.

KAPLAN, D.I. & SERKIZ, S.M. (2001): Quantification of Thorium and Uranium Sorption to Contaminated Sediments.– Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, 248(3): 529-535.

KIEßIG, G. & HERMANN, E. (2000): Nachfolgelösungen Für Die Konventionelle Wasserbehandlung.– WISMUT 2000 – Bergbausanierung, 11.-14. Juli 2000, Schlema, Deutschland, S. 1-14.

LANGMUIR, D. (1978): Uranium Solution-Mineral Equilibria at Low Temperatures with Applications to Sedimentary Ore Deposits.– Geochimica et Cosmochimica Acta, 42: 547-569.

NOLLER, B.N., WOODS, P.H. & ROSS, B.J. (1994): Case Studies of Wetland Filtration of Mine Waste Water in Constructed and Naturally Occurring Systems in Northern Australia.– Water Science and Technology, 29(4): 257-266.

OLIVIE-LAUQUET, G., GRUAU, G., DIA, A., RIOU, C., JAFFREZIC, A. & HENIN, O. (2001): Release of Trace Elements in Wetlands: Role of Seasonal Variability.– Water Research, 35(4): 943-952.

OVERALL, R.A. & PARRY, D.L. (2004): The Uptake of Uranium by *Eleocharis Dulcis* (Chinese Water Chestnut) in the Ranger Uranium Mine Constructed Wetland Filter.– Environmental Pollution, 132: 307-320.

SCHÖNER, A. (2006 - in Vorbereitung): Hydrogeochemische Prozesse Der Uranfixierung in Natürlichen Wetlands Und Deren Anwendbarkeit in Der "Passiven" Wasserbehandlung.– Dissertation, Friedrich-Schiller-Universität, Jena.

SCHÖNER, A., NOUBACTEP, C. & SAUTER, M. (2004a): Assessment of Uranium Retention in Wetlands: Characterisation of Bonding Strength, Considerations to Optimise Reductive Precipitation.– JARVIS, A.P., DUDGEON, B.A. & YOUNGER, P.L. (Hrsg.): International Mine Water Association Symposium: Mine Water 2004 - Process, Policy and Progress, 19-23 September 2004, Newcastle, Vol. 2, S. 19-24, University of Newcastle upon Tyne, United Kingdom.

SCHÖNER, A., SAUTER, M. & BÜCHEL, G. (2004b): Untersuchungen Zur Rückhaltung Von Uran in Wetlands.– In: MERKEL, B., SCHAEBEN, H. & WOLKERSDORFER, C. (Hrsg.), Gis - Geoscience Applications and Developments / Treatment Technologies for Mining Impacted Water (Conference Proceedings), S. 141-146, Wissenschaftliche Mit-

teilungen Institut für Geologie der TU Bergakademie.

SCHÖNER, A., SAUTER, M. & BÜCHEL, G. (2005): Uranium Accumulation Mechanisms and Their Potential Use in Passive Treatment: A Hydrogeochemical Study of Natural Wetlands by Means of Sequential Extraction.– International Conference on Mining and the Environment, Metals and Energy Recovery "Securing the Future", 27 June - 1 July 2005, Skellefteå, Sweden, Vol. 2, S. 876-886.

SCHÖNER, A., SAUTER, M. & BÜCHEL, G. (2006): Uranium in Natural Wetlands: A Hydrogeochemical Approach to Reveal Immobilization Processes.– In: MERKEL, B.J. & HASCHE-BERGER, A. (Hrsg.), Uranium in the Environment - Mining Impact and Consequences, S. 389-397, Springer.

SUZUKI, Y., KELLY, S.D., KEMNER, K.M. & BANFIELD, J.F. (2005): Direct Microbial Reduction and Subsequent Preservation of Uranium in Natural near-Surface Sediment.– Applied and Environmental Microbiology, 71(4): 1790-1797.

US EPA (1999): Understanding Variation in Partition Coefficient, Kd Values. Volume Ii: Review of Geochemistry and Available Kd Values for Cadmium, Cesium, Chromium, Lead, Plutonium, Radon, Strontium, Thorium, Tritium (^{3}h), and Uranium.– 1-J.58 S.; U.S. Environmental Protection Agency, Office of Air and Radiation, Washington.

VESELIC, M., GANTAR, I., KARAHODZIC, M. & GALICIC, B. (2001): Towards Passive Treatment of Uranium Mine Waters.– PROKOP, G. (Hrsg.): 1st Image-Train Cluster-Meeting, 7-9 Nov. 2001, Karlsruhe, S. 116-128, Federal Environment Agency Ltd. Austria (Wien).

WALTON-DAY, K. (1999): Geochemistry of the Processes That Attenuate Acid Mine Drainage in Wetlands.– In: PLUMLEE, G.S. & LOGSDON, M.J. (Hrsg.), The Environmental Geochemistry of Mineral Deposits, S. 215–228, Society of Economic Geologists.

ZIELINSKI, R.A. & MEIER, A.L. (1988): The Association of Uranium with Organic Matter in Holocene Peat: An Experimental Leaching Study.– Applied Geochemistry, 3: 631-643.

Radium-226 und Uran-238 in Sedimenten im Abstrom einer Uranbergbauhinterlassenschaft – Abschätzungen der Perspektiven und Grenzen von Sedimentationsgräben

Holger Dienemann, Claudia Dienemann, Carsten Brackhage, E. Gert Dudel, Joachim Rotsche, Arndt Weiske

TU Dresden, Institut für Allgemeine Ökologie und Umweltschutz, Pienner Straße 8, 01737 Tharandt, h_dienemann@yahoo.de

Uran und Radium können in großem Umfang aus ehemaligen Gruben und Tailings – vorwiegend des Uranbergbaus – freigesetzt werden. Die Reinigung dieser Wässer ist gerade im neutralen bis basischen pH-Bereich relativ kostenintensiv, was u.a. auf das unterschiedliche geochemische Verhalten von Radium und Uran zurückzuführen ist.

Uran kann im reduzierenden Milieu reduziert und gefällt werden. Dagegen wird Radium eher im oxidierenden Milieu festgelegt. Über die Festlegung von Radium durch die Mitfällung über Baryt bzw. Bariumsulfat sind zahlreiche Arbeiten bekannt. Die Präzipitate sind reduzierenden teilweise im Milieu unbeständig.

Untersucht wurden die Uran- und Radiumaktivitätskonzentrationen im Gebiet des ehemaligen Haarbachs (Gemeinde Neuensalz/ Plauen). Hier entstand im Zuge der Erfassung der Wasserfracht 2002/2003 ein Sedimentationsgraben, welcher in den folgenden Jahren verlandete.

Die Untergrundaktivitätskonzentrationen bewegen sich im Untersuchungsgebiet für Ra-226 im Bereich von 0,045—0,1 $Bq*g^{-1}$. Im abschwemmbarem Sediment (Sedimentfalle) liegen die Aktivitätskonzentrationen für Ra-226 zwischen ca. 2—7,5 $Bq*g^{-1}$. Bei der Bildung von (anstehenden) Sedimenten kommt es nicht zur Anreicherung von Ra-226. Die durchschnittliche Aktivitätskonzentration von Ra-226 betrug ca. 1,5 $Bq*g^{-1}$.

In dem untersuchten Sedimentationsgraben kam es zu einem nennenswerten Rückhalt von Ra-226. Der U-238-Rückhalt war geringer. Hinsichtlich der Beständigkeit deuten die gewonnenen Ergebnisse auf Rücklösungsprozesse bei Ra-226 hin.

1 Einleitung

In den letzten Jahren nahm die Bedeutung der passiven Grubenwasserreinigung auf Grund ihrer relativ geringen Investitions- und Unterhaltungskosten deutlich zu. Eine Vorreiterrolle nahm in den 90igern Jahren Großbritannien ein, bedingt durch die Schließung zahlreicher Kohlegruben. Dort handelt es sich um saure Wässer mit hohen Konzentrationen an Eisen, Kupfer, Arsen und Zink (WOLKERSDORFER & YOUNGER 2002).

Auf Grund der relativ hohen Kosten bei der Reinigung von Uranbergbauwässern wurden Untersuchungen zur passiven Reinigung von mit Uran und Radium belasteten Wässern in den letzten Jahren verstärkt national und international gefördert (KALIN *et al.* 2002; KUNZE *et al.* 2002; FIGUEROA *et al.* 2005). Häufig bildeten mikrobielle Umsetzungen und daran gekoppelte Prozesse der Uranfixierung und deren Steuerung die Schwerpunkte dieser Arbeiten.

Aussagen hinsichtlich der Stabilität der Uranfixierung wurden bzw. konnten aus technischen oder finanziellen Gründen selten direkt nachgewiesen werden. Einen Ansatz zur Klärung der Stabilität der Festlegung bietet die Untersuchung von datierbaren Sedimenten (DIENEMANN *et al.* 2005). In verschiedenen Sedimenten und an Torfmoosstandorten kann es zu nennenswerten Anreicherungen von Uran und Radium kommen (SCHÖNER *et al.* 2005). Da es dabei um organisches Material handelt, welches Abbauprozessen unterliegt, stellt sich die Frage nach der Stabilität der Ra- und Uranbindung bei der Bildung von Sedimenten. Dieses ist eine Voraussetzung bei der Nutzung von Sedimentationsgräben.

2 Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet befindet sich in der Gemeinde Neuensalz im Vogtland (Sachsen). Es



Abb. 1: Lage des Untersuchungsgebietes Neuensalz innerhalb Deutschlands.

zählt zur BfS-Verdachtsfläche Mechelgrün-Zobes.

Am Fuß von zwei ehemaligen Spitzkegelhalden,kommt es zu einem ganzjährigen Quellaustritt(WISMUT 1999). Die Urankonzentrationen im Wasser liegen zwischen 200 – 350 µg*L^{-1} (DIENEMANN *et al.* 2002; ROß & DUDEL 2004; DUDEL *et al.* 2005). Hinsichtlich Radiums im Wasser existieren nur relativ wenige Daten. DUDEL *et al.* (2002) konnten für die Quelle einen Ra-226-Gehalt von 51±5mBq*L^{-1} nachweisen. Für den Forellenteich wurden 23±3 bzw. 27±3mBq*L^{-1} bestimmt. Das U-238-/Ra-226-Verhältnis steigt von der Quelle (mit 50) bis zum Forellenteich deutlich an (um 100).

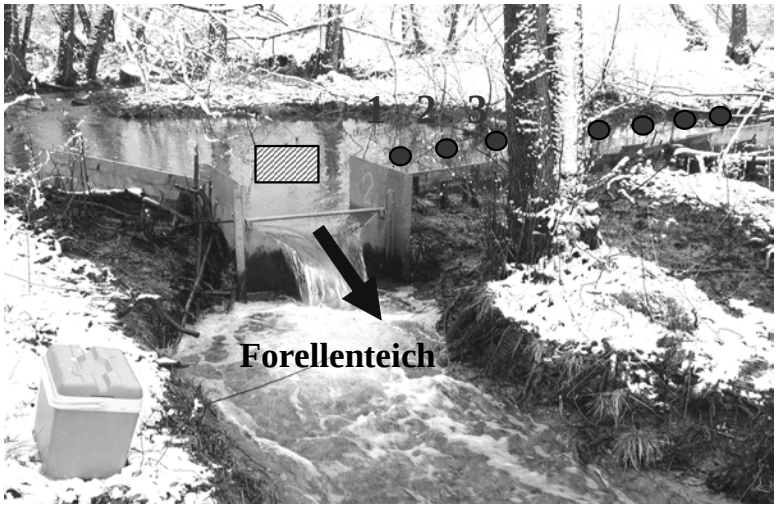
Im Rahmen eines BMBF-Projektes (FKZ: 02WBO222; DUDEL *et al.* 2005) wurden zur Erfassung der Wasserfrachten Umbaumaßnahmen an einem bestehenden Messwehr durchgeführt. Diese wurden so gestaltet, dass gleichzeitig ein Sedimentationsgraben entstand. Die Arbeiten erfolgten 2002/2003. Die Lage der einzelnen Messpunkte im Sedimentationsgraben ist in der nachfolgenden Abbildung 2 wiedergegeben.

Beprobt wurde die Tiefe von 0—20 cm in einem Abstand von 1m. Der Sedimentationsgraben ist ca. 6m lang, etwa 1m breit und max. 1m tief. Die durchschnittliche Dichte des Sedimentes beträgt ca. 0,75g*cm^{-3}. Zur Ermittlung der Hintergrundkonzentration konnte auf Probenmaterial einer Bohrung am Forellenteich im Dezember 2002 zurückgegriffen werden.

3 Material und Methode

Die Proben wurden bei 40 °C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet. Eine Siebung erfolgte mit der Siebmaschine (Analysette 3 pro, Fa. Fritsch). Das Probegut wurde in PE-Behälter abgefüllt, welche anschließend verschweißt wurden.

Die gammaspektrometrischen Messungen wurden mit einem n-type Reinstgermanium-Detektor der Fa. Silena (jetzt MATEC GmbH) mit einer relativen Nachweiswahrscheinlichkeit von 54 % durchgeführt. Gemessen wurde mit einem Messbereich von 8.192 Kanälen zwischen 10 und 2.000 keV, zur Auswertung wurde das Programm Gammaplus (Fa. Silena/MATEC) benutzt. Für die Berechnung der U-238-Aktivitätskonzentrationen wurde die gemessene U-235-Aktivitätskonzentration verwendet und ein radioaktives Gleichgewicht angenommen.



HW1	HW4
HW2	HW3

Abb. 2: Lage des Messwehrs im Zufluss des Forellenteiches Sedimentationsgraben (rechts) und der Kastenfalle sowie die Lage der Teilproben in der Kastenfalle (Neuensalz).

4 Ergebnisse

Die Hintergrundaktivitätskonzentrationen für das Untersuchungsgebiet sind in der nachfolgenden Abb. 3 dargestellt. Das Material von 0,3 – 2,30 m kann als Hangschutt angesprochen werden. Von 2,30—3,70 m liegt Schieferzersatz und bis zu 8 m handelt es sich um Griffelschiefer.

Die Abbildung 3 zeigt, dass die Radiumaktivitätskonzentrationen im Bereich von 0,045 – 0,1 $Bq*g^{-1}$ liegen. Das Th-234/Ra-226-Verhältnis liegt ab 3m um 1. Das entspricht dem radioaktiven Gleichgewicht.

Erwartungsgemäß sind die Radiumaktivitätskonzentrationen in den abschwemmbaren Sedimenten (Sedimente der Sedimentfallen) deutlich höher. Die Ergebnisse der vier Teilproben unter Berücksichtigung verschiedener Siebschnitte sind nachfolgend wiedergegeben (Abb. 4).

Auffallend sind die hohen Ra-Aktivitätskonzentrationen in der Fraktion größer 1000µm. Die Urankonzentrationen lagen nur in einer Größenordnung von 50—100 $µg*g^{-1}$. Die Verteilung der Fraktionen innerhalb eines Siebschnittes ist exemplarisch für die Fraktion kleiner 500 µm und 250 µm in der Abbildung 5 aufgezeichnet.

Es zeigt sich deutlich, dass die jeweils größte Fraktion den größten Masseanteil stellt (ca. 40 – 60 M%). Die Aktivitätskonzentrationen für Ra-226 in den Proben des Sedimentationsgrabens liegen deutlich unter denen des abschwemmbaren Sediments. (Abb. 6).

Pb-210 und U-238 zeigen für die ersten 5 Proben keine deutlichen Unterschiede mit der zunehmenden Entfernung. Ra-226 weist einen deutlichen Abfall der Aktivitätskonzentrationen mit zunehmender Entfernung auf. Ein ähnlicher Verlauf konnte auch für Be-7 nachgewiesen werden.

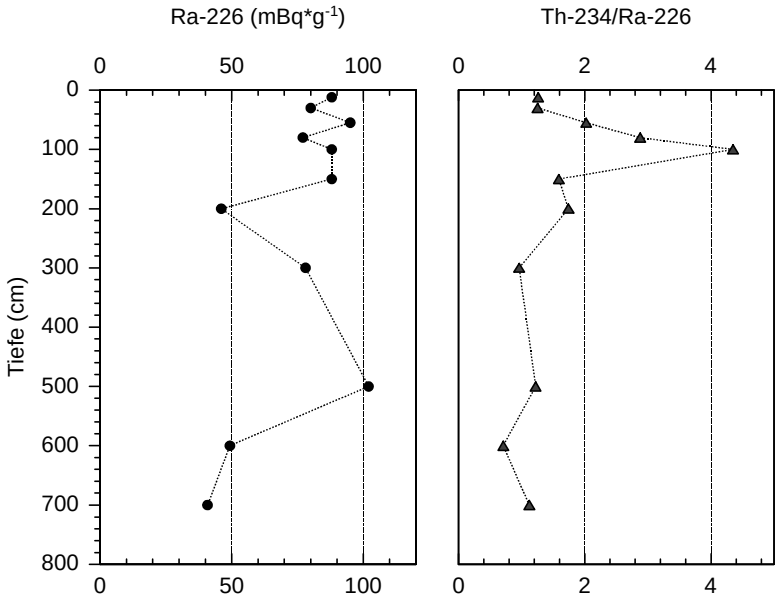


Abb. 3: Aktivitätskonzentrationen von Ra-226 und dem Th-234/Ra-226-Verhältnis vom Material der Bohrung am Forellenteich.

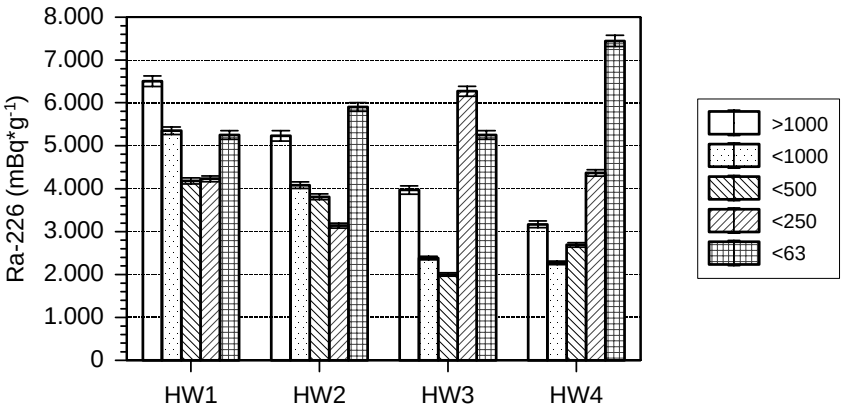


Abb. 4: Aktivitätskonzentrationen von Ra-226 in den vier Teilproben der Sedimentfalle für verschiedene Siebschnitte (Angabe µm).

Be-7 hat eine Halbwertszeit von 53 Tagen. Durch die Anwendung von Be-7 als Tracer kann davon ausgegangen werden, dass die erste Probe (1 m) die jüngste ist. Die durchschnittliche Aktivitätskonzentration von Ra-226 betrug. 1,5Bq*g^{-1}. Im Sedimentationsgraben befinden sich ca. 4,5 t. Somit könnten bei der maximalen Tiefe ca. 5,2*10^6 Bq Ra-226 zurückgehalten werden (ca.0,35*10^6 BqRa-226/(m^2*a)$^{-1}$).

5 Diskussion

Hinsichtlich des Austrages von Ra-226 über das Sediment zeigen die Arbeit von SHETTY *et al.* (2006), dass Radium nicht unbedingt in der Tonfraktion gebunden sein muss. Das Ergebnis deckt sich im Wesentlichen mit den vorliegenden Resultaten. Dies ist gerade für die Sedimentation bei höheren Fließgeschwindigkeiten relevant (vgl. Abb. 7).

(A) Für die Anwendung von Sedimentationsgräben zum Rückhalt von Radionukliden wie Ra-226 und U-238 ist die Stabilität der Bindungsform entscheidend. Liegen Radium und Uran in schwerlöslichen Verbindungen vor (Monazite etc.), können diese im Bach an hydrologisch günstigen Einbuchtungen, Gleithängen oder ähnliches abgelagert werden. Geologisch kann das auch zu Seifenlagerstätten führen (SCHNEIDERHÖHN 1949). Die Abschwemmung von „stabilen“ Erzteilchen, die in einfachen Sedimentationsgräben fixiert werden können, könnte an Halden und ehemaligen Erzverladestationen auftreten.

(B) Häufiger erfolgt ein Austrag von Uran und Radium über den Wasserpfad (KUPSCH *et al.* 1998; MERKEL *et al.*1998). An Sedimentpartikeln (Tonen) kann eine nennenswerte Ra-226- und Uranfixierung erfolgen. Mizuike 1983 weist darauf hin, dass ausfallende Eisen- und Manganhydroxide das Uran fixieren können. Auch Radium sorbiert gut an Eisen- und Manganhydroxiden. Durch den Luftkontakt, aber auch durch Druckentlastung und Temperaturveränderungen fallen häufig innerhalb von wenigen Metern aus dem Sickerwasser Eisen- und Manganhydroxide aus. Im Untersuchungsgebiet konnten Krusten von Eisenhydroxiden an ins Wasser gefallenen Blättern und Zweigen beobachtet werden (DUDEL *et al.* 2005). Diese Bestandesabfallpartikel und andere Sedimentpartikel bilden u.a. die Substanz für die abschwemmbaren Sedimente. Die Festlegung von Ra-226 könnte an den Eisen- und Manganhydroxiden erfolgen, die des U-238 eher nicht, da durch Waschung der Bestandesabfallproben die Urankonzentration z.T. sogar deutlich zunahm (DUDEL *et al.* 2005 und DIENEMANN *et al.* 2005). Hinzukommt, dass uran- und radium-

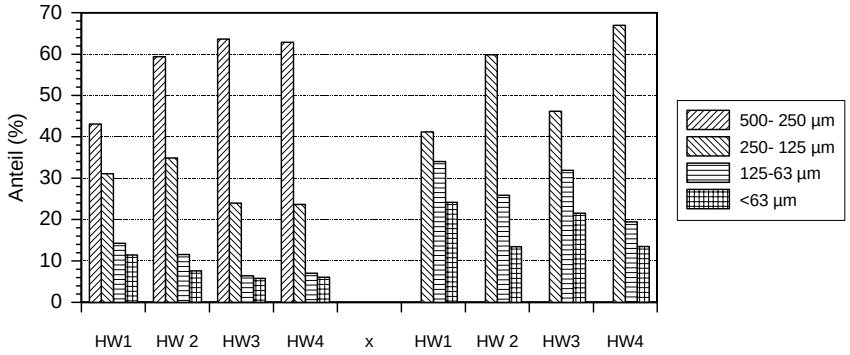


Abb. 5: Zusammensetzung der Fraktion < 500 µm (links) und der Fraktion < 250 µm (Kastenfalle).

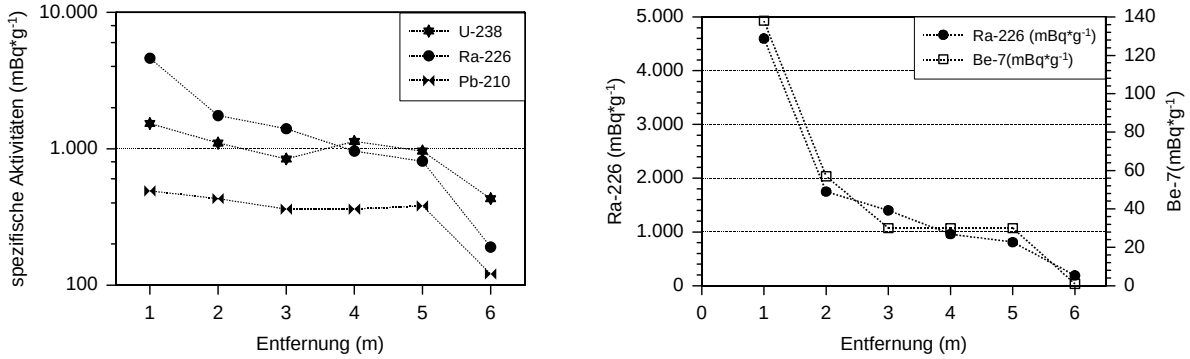


Abb. 6: Aktivitätskonzentrationen von Ra-226, U-238 und Pb-210 in den Proben des Sedimentationsgraben (links) und Aktivitätskonzentrationen von Ra-226 und Be-7 rechts.

haltige Präzipitate auch von im oxidierenden Milieu schwerlöslichen Substanzen (Bariumradiumsulfat) in der Regel sehr klein sind und eine extrem große Oberfläche besitzen. Infolge der Ablagerungen im Sedimentationsgraben kann in Mikroräumen eine deutliche Veränderung des geochemischen Milieus auftreten (Entstehung von mikroaneroben Räumen). Darin können verschiedene Prozesse ablaufen.

(1) PLUTA & TREMBACZOWSKI 2001 verweisen auf die Möglichkeit der reduktiven Lösung von radiumhaltigem Baryt. Das könnte eine mögliche Erklärung für die Mobilisierung von Radium in den Proben des Sedimentationsgrabens sein, was auch durch die relativ konstanten bzw. leicht steigenden U-238-Aktivitätskonzentrationen untermauert wird. In diesem Zusammenhang ist die „Restaktivitätskonzentration“ von ca. 1,2 Bq*g-1 an Ra-226 schwerer zu deuten. Gegen eingeschwemmte „primäre“ Uranpechblendeteilchen sprechen (indirekt) die deutlich geringeren Pb-210-Aktivitätskonzentrationen. Gegen eine reduktive Auflösung von radiumhaltigem Baryt spricht, dass bei einer Abnahme der Radiumaktivitätskonzentrationen im Sediment die Bariumgehalte konstant blieben (MOSER *et al.* 1998).

(2) In den jungen Sedimenten konnten noch Bestandesabfallfragmente festgestellt werden. Da auch Ra-226 an Blättern (und Biofilm) sorbierten kann, ist beim vollständigen Abbau der Blätter von einem Verlust der Sorptionsplätze für Radium auszugehen. Der Abbau unter liegt einer Kinetik erster Ordnung. Ebenfalls zählt wird die Kinetik des radioaktiven Zerfalls durch die der ersten Ordnung beschrieben. Demnach könnte die Korrelation zwischen Ra-226 und Be-7 auf Abbauprozesse, in dessen Folge sich die Eh-Bedingungen im Sediment ändern und Fe- und Mn-komplexierende Stoffe freigesetzt werden, zurückgeführt werden. Dabei bestehen gravierende Unterschiede hinsichtlich der Abbaubarkeit des Bestandesabfalls.

Ebenfalls könnte u.a. aber auch durch die Änderungen des Carbonathaushaltes infolge des Abbaus erklärt werden, da neben Ra2+ auch der neutrale $RaCO_3$-Komplex vorliegen kann (vgl. MERKEL & PLANER-FRIEDRICH 2002).

Im Vergleich mit Ra-226 erfolgte keine nennenswerte Festlegung von (sekundär fixiertem) Uran im Sedimentationsgraben.

6 Schlussfolgerungen

Je nach Art der cBindung können Radionuklide in Sedimentationsgräben festgelegt werden. Bei sekundär fixiertem Ra-226 (an Eisenhydroxiden und Bestandesabfall) ist bei herkömmlichen Sedimentationsgräben mit einer verstärkten Rücklösung im Bereich von ca. 100—150 Tagen zu rechnen. Durch kann eine zeitlich optimierte Sedimentberäumung kann eine deutlich höhere Eliminierungsleistungen an diesen Standorten erzielt werden.

Konstruktive Änderungen, die z.B. Sauerstoff in das Sediment eintragen, sowie Maßnahmen, die den Sedimentationsgraben in viele Sedimentationsräume teilen und somit den vertikalen Fluss von Wasser beeinträchtigen, sind denkbar, um einen Sedimentationsgraben länger (über Jahre hinweg) zu betreiben. Sie sind hinsichtlich der Praxistauglichkeit noch zu testen.

7 Danksagung

Wir bedanken uns für die Finanzierung durch das Sächsische Landesamt für Umwelt und Geologie, Referat 25 (Natürliche Radioaktivität) und für fachlich anregende Diskussionen bei Frau Dr. A. Jahn. Ebenfalls gebührt Dank dem BMBF, das die Vorarbeiten finanzierte (FKZ: 02WBO222) und J.-H. Roß für Arbeiten am Sedimentationsgraben.

8 Literatur

DIENEMANN, C., DUDEL, E. G, DIENEMANN, H. AND STOLZ L.(2002): Retention of Radionuclides and arsenic by algae Downsttream of U mining tailings. In: MERKEL, B.J., PLANER-FRIEDRICH, B., WOLKERSDORFER, C. (Ed.): Uranium Mining and Hydrogeology III including the International Mine Water Association Symposium 15.09.-21.09.2002 Freiberg / Germany: 605—615.

DIENEMANN, H., DIENEMANN, C. AND DUDEL, E. G. (2005): Influence of organic litter on the fixation of Uranium in sediments. Proceeding of the international Conference Uranium Mining and Hydrologeology IV and the international Mining water associatio symposium Freiberg September 2005: 149—157.

DUDEL, E. G., DIENEMANN, C.; DIENEMANN, H., STOLZ, L. (2002): Rückhaltevermögen für Radionuklide durch Algen im Abstrom von Industriellen Absetzanlagen. FuE-Bericht. Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie.

DUDEL, E. G.; BRACKHAGE, C.; DIENEMANN, C.; DIENEMANN, H., MKANDAWIERE, M., ROß, H., WEISKE, A. UND VOGEL, K. (2005): Umweltentlastungspo-

tentiale von natürlichen und naturadäquat konstruierten Feuchtgebieten für kontaminierte Wässer des Uran-Erzbergbaus. Abschlussbericht BMBF FKZ: 02WBO222, Tharndt.

FIGUEROA, L. HONEYMAN, B.D. RANVILLE, J.F.(2005): Coupled microbial and chemical Reactions in Uranium Bioremediation. In: MERKEL, B.J. UND HASCHE-BERGER, A. (Eds.) Uranium in the Environment. Springer Heidelberg: 183—190.

KALIN, M., KIEßIG, G., KÜCHLER A. (2002): Ecological water treatment processes for underground uranium mine water: Progress after three years of operating a constructed wetland. In: MERKEL, B. J., PLANER-FRIEDRICH, B., AND WOLKERSDORFER C. (Eds.) Uranium Mining and Hydrogeology III. 15.09.-21.09.2002 Freiberg / Germany: pp. 587—596.

KIEL, E. UND FRUTIGER, A. (2003): IV-1.2.1 Fließgewässer. (S.6) In: FRÄNZLE, MÜLLER, SCHRÖDER: Handbuch der Umweltwissenschaften. Grundlagen und Anwendungen der Ökosystemforschun. 11. Ergänzungslieferung. Erg. 12/03. ecomed. Biowissenschaften.

KUNZE, C., GLOMBITZA, F, GERTH, A., KIESSIG, G, KÜCHLER, A. (2002): Long-term Stability and Resilience of Passive Mine Water Treatment Facilities: A. Joint Experimental and Simulation Approach. In: MERKEL, B.J., PLANER-FRIEDRICH, B., WOLKERSDORFER, C. (Ed.): Uranium Mining and Hydrogeology III including the International Mine Water Association Symposium 15.09.-21.09.2002 Freiberg / Germany: 597—604.

KUPSCH, H., DITTMAR, T., FRANKE,, K. GOTTSCHALACH, U., RÖßLER, D., SCHULZE, D., BUTZ, T., PÖRSCHMANN, J., STOTTMEISTER, U. (1998): Radioaktive Belastungen im bereich von Altbergbauhalden- Austrag radioaktiver Schadstoffe aus Halden des Erzbergbaues. FuE Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landesentwicklung.

MERKEL B.J., PREUßER R., NAMOUN T., GOTTSCHALK S., KUTSCHKE S. (1998): Natural Leaching of Uranium from the Schneckenstein Uranium Mine Tailing. In: MERKEL B.J. & HELLIG C. (Eds) (1998): Uranium Mining and Hydrogeology II. Proc. of the Intern. Conference and Workshop, Freiberg, Germany, Verlag Sven von Loga, Köln.

MERKEL, B. UND PLANER-FRIEDRICH, B. (2002): Grundwasserchemie. Praxisorientierter Leitfaden zur numerischen Modellierung von beschaffenheit, Kontamination und Sanierung aqutischer Systeme. Springer-Verlag. Berlin-Heidelberg.

MIZUIKE, A. (1983): Enrichment techniques for inorganic Trace Analysis. Chemical Laboratory Practice. Springer-Verlag Berlin Heidelberg New York.

MOSER, R.N., VON GUNTEN, R. AND ZIMMERMANN, U. (1998): Radium-226 and Alkaline Earth Elements in the Water Column, Interstitial Sediment Water and Sediments of Zürichsee (Switzerland). Croatica chemica Acta. 71: 391—404.

PLUTA, I. UND TREMBACZOWSKI, A. (2001): Changes of the chemical composition of discharged coal mine water in the Rontok Pond, Upper Silesia, Poland. Environmental Geology 40: 454—457.

ROSS, H. UND DUDEL, E.G. (2004): Beprobungskonzept zum Monitoring vom Uranaustrag über den Wasserpfad, Jahrestagung der deutschen Limnologischen Gesellschaft (Potsdam).

SCHNEIDERHÖHN, H. (1949) Erzlagerstätten. Kurzvorlesungen zur Einführung und zur Wiederholung. Piscator-Verlag Stuttgart.

SCHÖNER, A., SAUTER, M. BÜCHEL, G. (2005): Uranium in natural wetlands: a hydrogeochemicalapproach to reveal immobilization processes. Proceeding of the international Conference Uranium Mining and Hydrologeology IV and the international Mining water associatio symposium Freiberg September 2005: 389—396.

SHETTY, P.K.; NARAYANA,Y. AND SIDDAPPA, K. (2006): Vertical profiles and enrichment pattern of natural radionuclides in monazite areas of coastal Kerala. J. of Environmental Radioactivity, 86: 132—143.

WISMUT (1999): Chronik der Wismut. Chemnitz. CD-Rom.

WOLKERSDORFER, CH. UND YOUNGER, P.L. (2002): passive Grubenwasserreinigung als Alternative zu aktiven Systemen. Grund und Oberflächenwasser – Zeitschrift der Fachsektion Hydrogeologie, 2: 67—77.

Die chemische Behandlung saurer Tagebauseen in der Lausitz. Erfahrungen zur Kalkschlammresuspension im Tagebausee Koschen.

Friedrich Carl Benthaus[1], Wilfried Uhlmann[2]

[1]Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbauverwaltungs-Gesellschaft mbH, Knappenstraße 1, 01968 Senftenberg, FC.Benthaus@lmbv.de

[2]Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann, Langobardenstr. 48, 01239 Dresden

Durch zusitzendes Grundwasser entstehen im Lausitzer Braunkohlerevier saure Tagebauseen. Durch Fremdflutung wird die Wasserbeschaffenheit in den Tagebauseen günstig beeinflusst. Das Wasserdargebot ist jedoch begrenzt. Aktuelle Prognosen zeigen, dass auch mit Fremdflutung ein Teil der Tagebauseen sauer bleiben wird.

Zum Erreichen der vorgegebenen Nutzungsziele sind Maßnahmen zur Wasserbehandlung vorgesehen. Die LMBV unterstützt Partner bei der Weiterentwicklung und Anwendung verschiedener Verfahren, die aus Forschungsarbeiten hervorgegangen sind. In mehreren Pilotprojekten werden derzeit verschiedene Verfahren und Rohstoffe auf Zielerreichung, Wirksamkeit, Nachhaltigkeit und Kosten geprüft.

Im Tagebausee Koschen lagerten Kalkschlämme, die im Zuge der Böschungsstabilisierung umgelagert werden mussten. Diese Maßnahme wurde in den Jahren 2004 und 2005 genutzt, um die Wasserbeschaffenheit des Tagebausees Koschen vorteilhaft und kostengünstig durch ein in-lake-Verfahren zu beeinflussen. Mit einem Saugspülbagger wurde das Kalkmaterial aufgenommen, als Suspension durch eine Spülleitung zu mehreren auf dem See positionierten Kreisregner transportiert und ausgebracht. Durch spezielle verfahrenstechnische Verbesserungen wurde die Suspensionsherstellung optimiert. Die windinduzierten Strömungsverhältnisse im See haben die Stoffverteilung unterstützt.

Zeitgleich mit der Maßnahme erfolgte die Zufuhr von Flutungswasser, die Weiterleitung von Wasser in den stromunteren Tagebausee und die herbstliche Vollzirkulation. Durch eine hydrochemische Bilanzierung und Modellierung mit einem Kompartimentmodell konnten die Effekte der Teilprozesse quantitativ abgegrenzt werden. Die Behandlung des Sees führte zu einem Alkalinitätsgewinn von +0,7 eq/m³ und durch die Flutung zusätzlich von 0,2 eq/m³. Mit einem Wirkungsgrad von etwa 90%, bezogen auf die Alkalinität der Suspension, war das in-lake-Verfahren im Tagebausee Koschen sehr erfolgreich.

Acidic groundwater from catchments areas at mining lakes in the Lausitz basin causes negative effects on water quality. Those do not fit to existing standards and does not correspond to further use of mining lakes. Most of the lakes are to be filled by surface waters from nearby rivers and creeks.

Cause of the limited availability of flooding water a hydrochemical treatment of water bodies is necessary. In order to apply modern techniques, the LMBV company support partners to develop new procedures. The LMBV evaluates the results of R+D projects on applications to reach the objectives with high efficiency, sustainability and cost effectiveness.

At the Koschen lake, limestone slurry of a former treatment plant had to be moved because of stability reasons. In order to ameliorate the water quality in the lake, this slurry deposit had been mixed to a 540,000 m³ suspension and used as neutralising agent. Wind effects had been used to spread the agent all over the water body. While running this project in 2004 and 2005, the lake had been filled simultaneously with about 9 Mio. m³ of surface waters. Hydrochemical modelling, based on a monitoring program, allows demonstrating the effects of the treatment as well as the filling process. The increase of alkalinity gained by treatment and by filling was about +0.7 eq/m³ respectively +0.2 eq/m³. Together they allow ameliorating the water body by economic means.

1 Einleitung

Der Braunkohlenbergbau hat nachhaltig in die Gebietswasserhaushalte der Lausitz und Mitteldeutschlands eingegriffen. Durch die Inanspruchnahme der Oberfläche zur Gewinnung der Kohle und die Trockenlegung der Tagebaue wurde das Grundwasser weiträumig abgesenkt. In den Revieren entstanden Grundwasser-Absenkungstrichter mit einem Wasserdefizit von 13 Mrd. m³, davon allein 7 Mrd. m³ in der Lausitz Die kurzfristige Schließung von zahlreichen Tagebauen infolge der Neuausrichtung der Energiewirtschaft in den 1990er Jahren ließ zahlreiche Restlöcher entstehen, aus denen allein in der Lausitz insgesamt 28 größere Seen mit rund 14.000 ha Wasserfläche entstehen werden.

Bergbaufolgeseen des Braunkohlenbergbaus unterscheiden sich von natürlichen Seen durch ihre landschaftsuntypische Morphologie. Der Eintrag von Verwitterungsprodukten der Pyrit- und Markasitoxidation aus den kohlebegleitenden Schichten der tertiären Sande führt zur Versauerung des Wassers. Die entstehenden Bergbaufolgeseen sind infolge dieser sauren Stoffeinträge durch geringe pH-Werte (pH ≈ 2...3), hohe Sulfatgehalte (>1.000 mg/l) und hohe Mineralisation gekennzeichnet.

Durch die Umweltministerkonferenz der Länder wurde 1994 das „Rahmenkonzept zur Wiederherstellung eines ausgeglichenen, sich weitgehend selbstregulierenden Wasserhaushaltes in den vom Braunkohlenbergbau beeinträchtigten Flusseinzugsgebieten" verabschiedet. Durch die LMBV und die für den Wasserhaushalt verantwortlichen Landesbehörden ist ein sich selbst regulierender Wasserhaushalt wiederherzustellen. Dieser Grundsatz ist durch die Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie in die Landeswassergesetze rechtlich untermauert worden. Diese fordern für künstliche oder erheblich veränderte Gewässer - Bergbaufolgeseen sind dieser Kategorie zuzuordnen - ein gutes ökologisches Potential und einen guten chemischen Zustand. Dazu sind entsprechende Maßnahmenprogramme durch die wasserverantwortlichen Behörden bis 2009 aufzustellen, die im Wesentlichen auf den Konzepten der LMBV aufbauen werden. Das Flutungs- und Konditionierungskonzept (LMBV 2005) orientiert auf eine maximale Nutzung von Oberflächenwasser der Vorfluter in den Bergbauregionen zur Flutung der Tagebaurestlöcher. Nach den Erfahrungen bei der Flutung des Olbersdorfers Sees in der Lausitz und des Cospudener Sees südlich von Leipzig kann eine nutzungsgerechte Wasserbeschaffenheit unter günstigen Randbedingungen allein durch die Flutung erreicht werden.

Durch den schnellen Anstieg des Wasserspiegels im Tagebausee werden aciditätsreiche Zuflüsse vermieden. Die in das Gebirge gerichtete Strömung wirkt stabilisierend auf die Böschungen und vermindert den zusätzlichen Eintrag durch die Erosion. Das Einleiten von Oberflächenwasser aus der fließenden Welle mit Nährstoffen wie Phosphor und Stickstoff begünstigt den chemisch-biologischen Neutralisationsprozess im See. Zur schnellen Flutung mit Oberflächenwasser gibt es zurzeit keine wirtschaftliche Alternative. Was mit Oberflächenwasser zur Gütesteue-

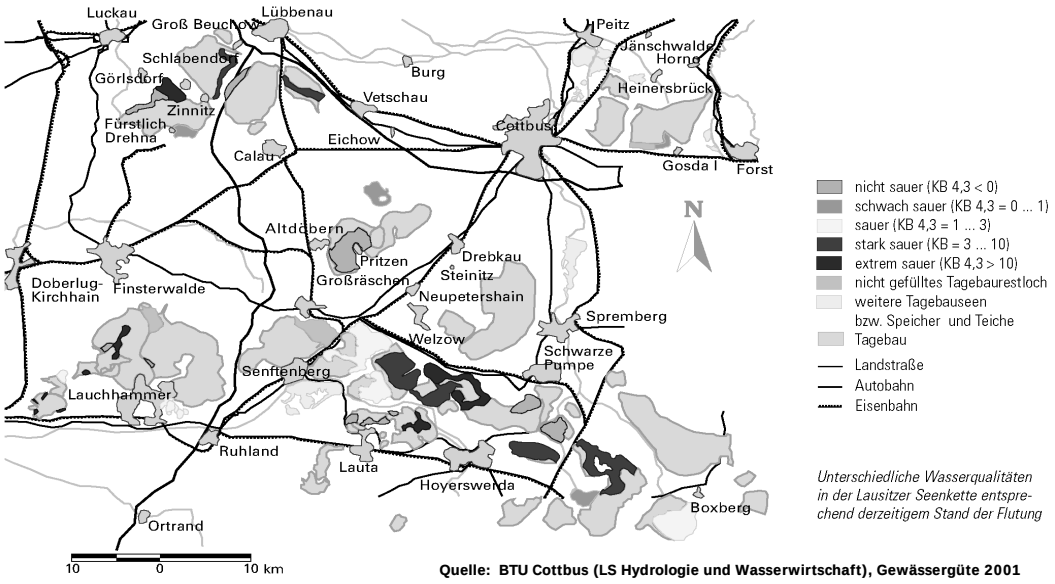


Abb. 1: Übersicht Sanierungsbergbau Lausitz und Lage des Tagebausees Koschen.

rung nicht erreicht werden kann, muss jedoch durch zusätzliche chemotechnische Maßnahmen ausgeglichen werden.

2 Behandlungsverfahren

2.1 Übersicht

Seit 1995 wird die Beschaffenheitsentwicklung in den entstehenden Tagebauseen durch kompetente Partner untersucht. In limnologischen Gutachten wird der aktuelle Zustand eines Sees dargestellt und die Entwicklung unter den bekannten Randbedingungen prognostiziert. Die langjährigen Untersuchungen sind die Grundlage für die weiteren Maßnahmen.

Im Rahmen des montanhydrologischen Monitorings erfolgt die Untersuchung der Beschaffenheit von Tagebauseen, des Grundwassers und von Fließgewässern. Mit über 80.000 Messungen im Jahr werden auch tagebauseeferne Bereiche erfasst, die für die langfristige Beschaffenheitsentwicklung von besonderer Bedeutung sind. Die Ergebnisse des Monitorings werden in einer geohydrologischen Datenbank erfasst. Sie bilden die Grundlage für die hydrogeologische Modellierung als auch für die jährlich zu erstellenden Berichte an die Behörden.

Zahlreiche Forschungsarbeiten zur Beeinflussung der Wasserbeschaffenheit sind vom Bundesministerium für Bildung und Forschung und andere Institutionen gefördert und zum Teil von der LMBV kofinanziert worden. Darin sind Alternativen der Beeinflussung der Gewässerbeschaffenheit untersucht worden. Eine Vielzahl von Verfahrensvorschlägen ist entstanden. Die meisten sind bisher aber nur im Labor- und kleintechnischen Maßstab unter idealen Randbedingungen erprobt worden. Die Umsetzung dieser Vorschläge in technische Maßnahmen stellt eine besondere Herausforderung für die LMBV dar. Diese sind mit Risiken und auch Chancen verbunden. Letztere gilt es zu nutzen.

Erst die Durchführung von technischen Pilotmaßnahmen unter den Randbedingungen der Sanierung liefert verallgemeinerungswürdige und belastbare Aussagen zur Anwendung neuartiger Verfahren für die wasserwirtschaftliche Sanierung hinsichtlich:

- der Erfolgsaussichten für das Erreichen der Zielstellung,
- der Verfahrensdurchführung,
- der Verfügbarkeit der vorgesehenen Einsatzstoffe und
- der Wirtschaftlichkeit.

2.2 Wirkungsweise

Auch weiterhin ist die Flutung mit Oberflächenwasser aus den Vorflutern das wirksamste und wirtschaftlichste Verfahren zur Beeinflussung der Gewässerbeschaffenheit. Dazu sind eine Reihe von hydrotechnischen Maßnahmen umzusetzen. Neben der Böschungssicherung zur Vermeidung von Stoffeinträgen durch Erosion ist die Errichtung von wasserbaulichen Anlagen eine elementare Grundvoraussetzung. Zuleitungs- und

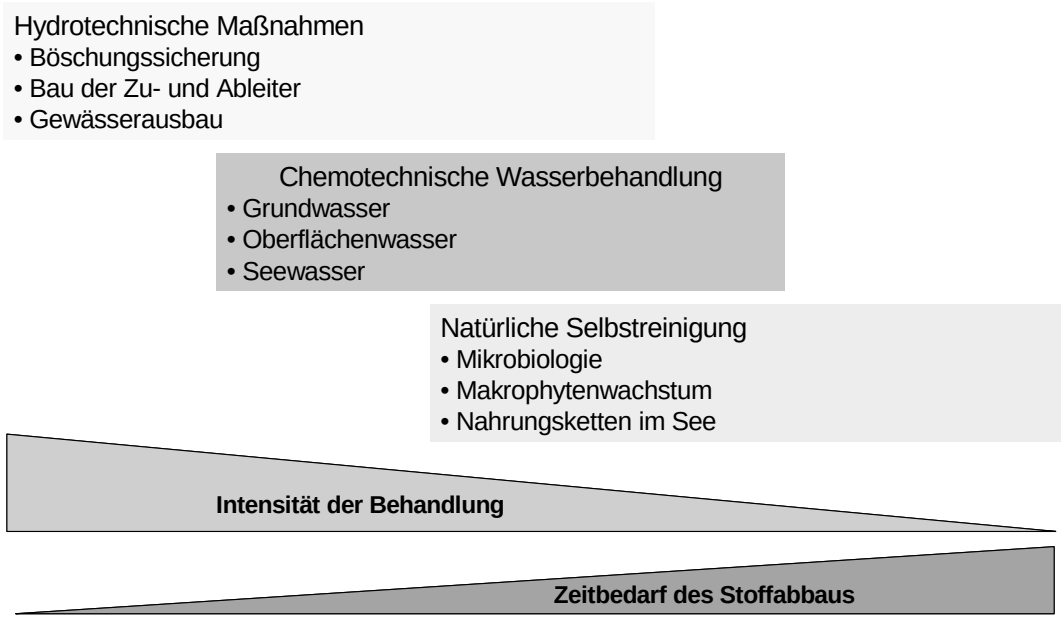


Abb. 3: Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerbeschaffenheit.

Tab. 1: Entwicklungstand der Verfahren zur Neutralisation saurer Tagebauseen.

Medium	Prozessspezifik		Entwicklungsstand				
			Entwurf	Labor	Klein-tech-nisch	Groß-tech-nisch	Stand der Technik
Flutungs-wasser	Unbehandelt						X
	(Chemisch) vorkonditioniert						(X)
Seewasser	Chemisch	in-lake				X	
		on-site					X
	Elektrochemisch			X			
	Biologisch	Passiv			O		
		Aktiv			X		
Grund-wasser	Hydraulisch	Dichtwände					X
	Chemisch	Reaktive Wände				O	
	und/oder	Funnel-and-Gate	X				
	Biologisch	Pump-and-Treat					X
Kombiniert	Seereaktionsböschungen und -teppiche				O		

X Aktueller Entwicklungsstand der Verfahren
(X) Anwendung im Bergbau, aber noch nicht für den konkreten Fall der Seeneutralisation
O Verfahren derzeit in der Testphase

Auslaufbauwerke, Druckrohrleitungssysteme, Pumpstationen sowie Heberleitungen werden errichtet, um Flutungswasser nicht nur vom Vorfluter in den Tagebausee, sondern auch von einem Flussgebiet in das andere überzuleiten. Ein wichtiges Überleitungselement für die Flutung der Spreetaler Seen und der Restlochkette Sedlitz - Skado - Koschen stellt die Neißewasserüberleitung dar. Der Endausbau, das heißt die Vernetzung der Seen mit der öffentlichen Vorflut, wird wasserstandsabhängig mit dem Bau der Auslaufbauwerke vollzogen. In Summe sind in der Lausitz 13 Überleitungen und 20 Auslaufbauwerke zu errichten.

Zum Ausgleich des defizitären Wasserdargebots sind verstärkt chemotechnische Wasserbehandlungsmethoden für die Verbesserung der Gewässerbeschaffenheit weiter zu entwickeln. Dazu sind der aktuelle Säureinhalt im See sowie der Säureeintrag aus dem Grundwasser zu berücksichtigen. Der Säureeintrag aus Uferböschungen und Kippen in Abhängigkeit von Zustandsänderungen der Flutung müssen bei der Konzeption berücksichtigt werden. In den nächsten Jahren werden daher verstärkt Verfahren angewendet, um die Wasserkörper sowie die Wasserströme effektiv und kostengünstig behandeln zu können. Die Nachhaltigkeit der Verfahren, auch in der Nachsorge, wird dabei eine zentrale Rolle spielen. Da die Tagebauseen als offene Systeme im Austausch mit der hydrologischen Umgebung stehen, ist die Überlagerung von Maßnahmen zur Gewässerbeeinflussung verstärkt zu betrachten.

Darüber hinaus sind natürliche Selbstreinigungsprozesse wissenschaftlich zu untersuchen und anwendungsreif zu machen. Hier gilt es, mikrobiologische Stoffkreisläufe gezielt zur Gewässerbehandlung nutzen. Die Potentiale der Primärproduktion und der Respiration sind für die Sanierung der Gewässer auszuschöpfen. Bereiche mit grundwassernahem Flurabstand können zur Verbesserung des Wasserhaushaltes in der Region gezielt für die Wasserbehandlung genutzt werden.

2.3 Stand der Entwicklung

Die Verfahren zur Beeinflussung der Gewässerbeschaffenheit in Tagebauseen können der besseren Übersicht halber nach dem Medium, wo sich die Wirkung primär entfaltet, und nach der prozessspezifischen Ausrichtung klassifiziert werden (Tab. 1). Als kombinierte Verfahren sind solche gemeint, die gleichzeitig das Grund- und Seewasser beeinflussen. In der Tab. 1 ist der aktuelle Entwicklungsstand der Verfahren zur Neutralisation von sauren Tagebauseen charakterisiert.

3 Koschen

3.1 Ausgangsbedingungen

Der Tagebau Koschen wurde von 1954 bis 1971 geführt. Bis zu seiner Einstellung wurden ca. 83 Mio. Tonnen Kohle gefördert. Seitdem ist der verbliebene Hohlraum von 92 Mio. m³ überwiegend durch das zusitzende Grundwasser gefüllt worden. Lediglich weniger als 5% des Volumens sind bisher durch Flutung mit Oberflächenwasser aufgefüllt worden. Im Zuge der gegenwärtigen

Tab. 2: Morphometrie und Wasserbilanz.

Kennwert	Maßzahl	Maßeinheit
Volumen (Sep 2004)	81.600.000	m³
Fläche (Sep 2004)	5.150.000	m²
Mittlere Tiefe	16	m
Mittlerer Grundwasserzustrom	0,5	m³/s
Oberflächenwasserzufluss *)	0,0…1,6	m³/s
Mittlere Verweilzeit	5	a

*) zeitweilige Flutung aus der Schwarzen Elster

Tab. 3: Hydrochemie.

Chemischer Kennwert	Maßzahl	Maßeinheit
pH	3,0	
Basenkapazität $K_{B4,3}$	1,6	mmol/L
Basenkapazität $K_{B8,2}$	2,0	mmol/L
Sulfat	650	mg/L
Eisen	12	mg/L
Aluminium	2	mg/L

Tab. 4: Chemisch/mineralogische Zusammensetzung der Kalkschlämme.

Mineral	Formel	Massenanteil im Schlamm	Theoretische Säurekapazität bis pH=4,3 in mol/kg	Gemessene Säurekapazität bis pH=4,3 in mol/kg
Calcit	$CaCO_3$	53 M%	10,6	16…22
Portlandit	$Ca(OH)_2$	32 M%	8,6	
Thaumasit	$Ca_3[CO_3/SO_4/Si(OH)_6]\cdot 12H_2O$	10 M%	gering	
Ettringit	$Ca_6Al_2[(OH)_4/SO_4]\cdot 24H_2O$			
Weitere (Grafit, Ferrosilicium, Eisen)	5 M%			

Böschungssanierung war zur Beseitigung von rutschungsgefährdeten Tiefenbereichen im Tagebausee Koschen die Entnahme von Bodenmassen aus Flachwasserbereichen erforderlich. Die Entnahmebereiche schlossen auch die Kalkschlammablagerungen im nordwestlichen Bereich mit ein. In diesem Zusammenhang lag der Gedanke nahe, die bodenmechanisch notwendig umzulagernden Kalkschlämme für die Neutralisation des sauren Seewassers des Tagebausees Koschen im Sinne eines Pilotversuches zur inlake-Neutralisation zu nutzen.

Der Pilotversuch im Tagebausee Koschen (Geierswalder See) wurde von September bis Dezember 2004 durchgeführt. Mit der technischen Ausführung des Vorhabens war die BUL Sachsen betraut, die wissenschaftliche Betreuung war durch die BTU Cottbus, LS Hydrologie und Wasserwirtschaft sowie das Institut für Wasser und Boden, Dresden gesichert. Finanziert wurde die Maßnahme von der LMBV.

3.2 Limnologie und Hydrochemie

Der Tagebausee Koschen erhält Grundwasserzustrom von Süden aus den gewachsenen Grundwasserleitern der Tätzschwitzer Rinne. Gemäß den Berechnungen des geohydraulischen Großraummodells der LMBV beträgt der Grundwasserzustrom bei einem Wasserstand von +99 mNN etwa 0,5 m³/s. Der Grundwasserabstrom erfolgt nach Nordosten und Norden in Richtung der Tagebauseen Skado bzw. Sedlitz überwiegend durch Kippen. Aus der Grundwasserzustrombilanz lässt sich eine mittlere Verweilzeit des Seewassers von etwa 5 Jahren ableiten. Bei Flutung aus der Schwarzen Elster verkürzt sich die Verweilzeit entsprechend.

Der Tagebausee kann durch ein Wasserbauwerk südlich von Kleinkoschen aus der Schwarzen Elster geflutet werden. Der Koschener See ist durch Überleiter mit den östlich bzw. nördlich gelegenen Tagebauseen Skado bzw. Sedlitz verbunden. Der Koschener See wurde erstmalig im April und November 2004 aus der Schwarzen Elster geflutet. In der zweiten Flutungsphase im November 2004 wurde zeitgleich Wasser zum Tagebausee Skado (Partwitzer See) übergeleitet.

Im Jahr 2004 wurden insgesamt 1,1 Mio. m³ Elsterwasser in den Tagebausee Koschen eingeleitet und 0,9 Mio. m³ in den Tagebausee Skado übergeleitet. In der ersten Jahreshälfte 2005 betrugen die Flutung aus der Schwarzen Elster bereits 7,9 Mio. m³ und die Überleitung nach Skado 7,7 Mio. m.

Zu Beginn der Resuspension im September 2004 wurde ein Wasserstand von +99,1 mNN gemessen. Das zugehörige Seevolumen betrug etwa 81,6 Mio. m³. Durch die Flutung war der Wasserstand im März 2005 zeitweilig bis auf +99,8 mNN angestiegen. Durch verringerte Einleitmengen und fortgesetzte Überleitung nach Skado erreichte der Wasserspiegel Ende Juni mit +99,2 mNN etwa das Ausgangsniveau zu Beginn der Kalkschlammresuspension.

Der Tagebausee ist ein dimiktisches Gewässer mit stabiler thermischer Schichtung im Sommerhalbjahr. Die Stratifizierung setzt gewöhnlich im April ein, erreicht im August/September ihren Höhepunkt und löst sich im Zuge der herbstlichen Vollzirkulation wieder auf.

Im Vergleich der Lausitzer Tagebauseen weist der Tagebausee Koschen nur einen geringen Säuregrad auf (Tab. 3). Das Seewasser war vor Beginn des Pilotprojektes und der herbstlichen Flutung mit Basenkapazitäten $K_{B4,3} \approx 1{,}6$ mmol/l und $K_{B8,2} \approx 2{,}0$ mmol/l gekennzeichnet. Das zuströmende Grundwasser der Tätzschwitzer Rinne ist ebenfalls nur schwach sauer. Zustrom von Kippengrundwasser findet aufgrund des hohen Seewasserspiegels praktisch nicht statt. Weitere chemische Kennwerte des Seewassers können aus der Tab. 3 entnommen werden.

3.3 Randbedingungen

Als Hauptbestandteile der Kalkschlämme wurden durch chemische und mineralogische Untersuchungen die Minerale Calcit, Portlandit, Thaumasit und Ettringit nachgewiesen (Tab. 4). Portlandit hat sich durch Hydratisierung des Bunakalkes während der Suspensionsherstellung gebildet. Calcit entstand durch Carbonisierung des Calciumhydroxides während der langen Liegezeit.

Die Kalksedimente weisen eine hohe Restalkalinität und Reaktivität auf. Die experimentell bestimmte Säurekapazität stimmte im Mittel mit der theoretischen Säurekapazität überein. Das verfügbare Alkalinitätspotential der Kalksedimente stellte für den Tagebausee Koschen eine Anhebung des pH-Wertes von $pH \approx 3{,}0$ auf $pH \approx 3{,}5$ und eine Minderung der Basenkapazität $K_{B4,3}$ des Seewassers von 1,6 mmol/l auf etwa 0,3 mmol/l in Aussicht.

Durch Modellrechnungen und Laborversuche zur Löslichkeit und Reaktivität der Kalksedimente konnte gezeigt werden, dass eine hohe chemische Ausbeute der feststoffgebundenen Alkalinität nur bei einem vergleichsweise geringen Feststoffanteil der Suspension erreicht werden kann. Ein optimaler chemischer Wirkungsgrad lässt sich bei einem Gehalt des reaktiven Calciumhydroxides von 0,17 Masse-% bzw. einem mittleren Feststoffgehalt der Suspension von ca. 0,5 Masse-% erzielen. Bei hohen pH-Werten in der Suspension fallen Calciumcarbonat und Magnesiumhydroxid aus.

3.4 Angewendete Technik

Die Kalkschlämme wurden mit einem schwimmenden Saugspülbagger als Suspension aufgenommen und über eine schwimmende Rohrleitung ans Ufer gepumpt. Zum Anmaischen der Suspension wurde saures Seewasser verwendet. Über eine Druckerhöhungsstation wurde die Suspension in eine etwa 1.200 Meter lange, durch schwimmende Pontons fixierte, Rohrleitung auf den See geführt. Die Suspensionsverteilung erfolgte über insgesamt 10 Großkreisregnern (Abb. 4). Eine Düse am Rohrleitungsende diente der gleichmäßigen Druckhaltung und Verteilung der Suspension. Die Verteilleitung konnte mittels Boot über das Gewässer geschwenkt werden (Abb. 5). Unter gezielter Ausnutzung der durch Wind induzierten Oberflächenströmung im See konnte ein sehr großer Behandlungsraum erzeugt werden.



Abb. 4: Suspensionsverteilung im Koschener See mit Kreisregnern (Foto: BTU Cottbus).

Technisch Probleme hatten anfänglich die Säurekorrosion und Materialabrasion bereitet. Grobe Sedimentbestandteile hatten zur Verstopfungen der Regnerdüsen geführt. Bei Verwendung säure- und abrasionsbeständiger Materialien sowie eines industriereinen Neutralisationsmittels ist ein störungsfreier Betrieb der in-lake-Technik möglich.

Der Feststoffgehalt der Suspension wurde über die Schneidekopf- und Pumpendrehzahl des Saugspülbaggers gesteuert. Im realen Betrieb konnte ein Feststoffgehalt der Suspension im Mittel von ca. 1,9 Masse-% erreicht werden.

Der Feststoffgehalt und die stoffliche Zusammensetzung der Suspension waren sehr ungleichmäßig (Abb. 6). Die Betriebsüberwachung erfolgte durch regelmäßige Messung der Suspensionsdichte und ihrer chemischen Kennwerte. Der pH-Wert der Suspension lag im Median bei $pH \approx 9$ mit einer Spannweite von $pH \approx 3$ bis $pH \approx 13$. Die zugehörige Säureneutralisationskapazität betrug im Mittel $K_{S4,3} \approx 106$ mmol/l. Die Berechnungen ergeben ein mittleres wirksames Säureneutralisationspotential des Feststoffes von 5,6 mol/kg. Im Vergleich zum maximalen Neutralisationspotential des reinen Kalkschlammes (vgl. Kap. 3.3) lag das tatsächliche mittlere Neutralisationspotential des umgelagerten Sediments damit bei etwa 30%.

Insgesamt wurde ein Volumen von ca. 520.000 m³ Kalkschlamm-Suspension in den Tagebausee Koschen verspült. Bei einem mittleren Feststoffgehalt von 1,9 Masse-% entspricht das einer umgelagerten Feststoffmenge von ca. 10.000 Tonnen. Bei einem mittleren Neutralisationspotential des Sediments von 5,6 mol/kg resultiert daraus ein Alkalinitätseintrag von ca. 56.000 keq im Maßnahmezeitraum.

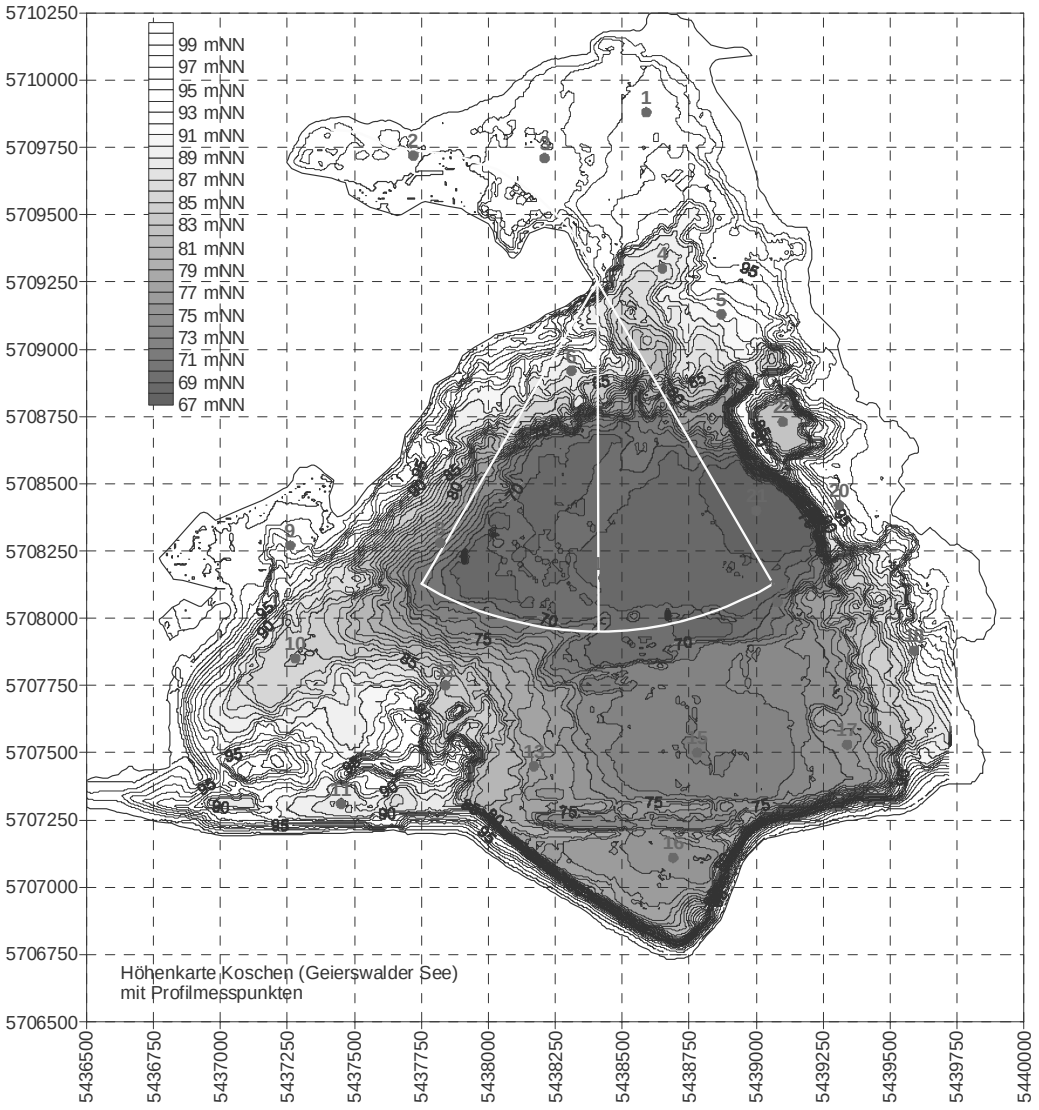


Abb. 5: Schwenkbereich der Verteilleitung (gelb) und Messpunkte des Monitorings (rot) im Tagebausee Koschen.



Abb. 6: Unterschiedliche Zusammensetzung der Suspension.

4 Wissenschaftliche Begleitung

Das Pilotvorhaben zur Resuspension von Kalkschlämmen im Tagebausee Koschen wurde von der BTU Cottbus und vom Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann wissenschaftlich begleitet. In dichten zeitlichen Abständen wurden Profilmessungen im Tagebausee durchgeführt und Wasserproben entnommen. Die Profilmessungen und Probennahmen erfolgten an mehreren Stellen im See (Abb. 4). Die Untersuchungen belegen sehr geringe chemische Gradienten in der Horizontalen und einen schnellen Wasseraustausch innerhalb der jeweiligen Kompartimente.

Das Pilotvorhaben erfolgte nicht unabhängig vom hydrologischen Geschehen. Während des Vorhabens (November 2004) und in den Monaten unmittelbar nach dem Vorhaben (Januar bis April 2005) wurde aus der Schwarzen Elster Oberflächenwasser in den See eingeleitet. Zur Bewertung des Wirkungsgrades und der Nachhaltigkeit des in-lake-Vorhabens mussten die Effekte der Flutung von den chemischen Effekten der Kalkschlammresuspension abgegrenzt werden. Das erfolgte auf der Grundlage eines hydrochemischen Seemodells (Kap. 4.1) sowie einer Alkalinitätsbilanz (Kap. 4.2).

4.1 Hydrogeochemische Modellierung

4.1.1 Modellansatz

Die Flutung der Lausitzer Tagebauseen wird durch Modellrechnungen zur Wasserbeschaffenheit begleitet (LMBV 2003). Die Tagebauseen werden limnologisch überwiegend als Mischreaktor- oder Kompartimentmodelle abgebildet. Diese Abstraktionsebene hat sich für mittelfristige Prognosen als zweckentsprechend erwiesen. Die hydrochemischen Prozesse in den Tagebauseen werden mit dem Programm PHREEQC (PARKHURST & APPELO 1999) abgebildet. Die konzeptionellen Grundlagen zur hydrochemischen Modellierung saurer Tagebauseen sind im Wesentlichen in (LUA 1996) und (LUA 2001) dargelegt.

Die hydrochemische Modellierung der sauren Tagebauseen baut auf Stoffmengenbilanzen für die einzelnen chemischen Komponenten auf:

$$\frac{d(V \cdot C)_{TBS}}{dt} = \sum_i \left(Q_i \cdot C_i\right)_{GWzu} + \sum_i \left(Q_i \cdot C_i\right)_{OWzu} - \sum_j \left(Q_j \cdot C_{TBS}\right)_{GWab} - \sum_j \left(Q_j \cdot C_{TBS}\right)_{OWab} + R_{Bö} \pm R_{Reak} + R_{Susp}$$

In der zeitvariablen Stoffmengenbilanz des Tagebausees $d(V \cdot C)_{TBS}/dt$ werden die zuströmenden Grund- und Oberflächenwässer (GWzu bzw. OWzu) mit ihren spezifischen Beschaffenheiten, die abströmenden Grund- und Oberflächenwässer (GWab bzw. OWab) mit der Beschaffenheiten des Tagebausees (TBS), nicht volumenstromgebundene Stoffeinträge durch Erosion der Böschungen ($R_{Bö}$), chemische und biologische Prozesse (R_{Reak}) sowie technisch applizierte Stoffeinträge (R_{Susp}), wie z.B. die Kalkschlammresuspension, berücksichtigt. Die erforderlichen zeitvariablen Volumina und Volumenströme werden durch geohydraulische Modelle ermittelt. Die feststoffgebundenen Stoffeinträge und die chemischen Prozesse werden durch chemische Untersuchungen, spezielle Teilmodelle (z.B. zur Erosion) sowie durch Modellanpassung an gemessene Datenreihen der Wasserbeschaffenheit quantifiziert.

4.1.2 Modellkalibrierung

Für den Tagebausee Koschen war vor der Kalkschlammresuspension im Rahmen limnologischer und hydrochemischer Bearbeitungen eine Stoffmengenbilanz ausreichend gut angepasst worden. Da sich die Wasserbeschaffenheit des Tagebausees Koschen während der letzten 10 Jahre kaum verändert hat, konnten die Säureeinträge mit dem Grundwasser sowie durch Böschungserosion integral quantifiziert werden. Sie betrugen im Mittel etwa 70 kmol/d. Die Stoffmengenbilanz bildete die Grundlage zur Einschätzung der Wirkung der Kalkschlammresuspension auf die Wasserbeschaffenheit des

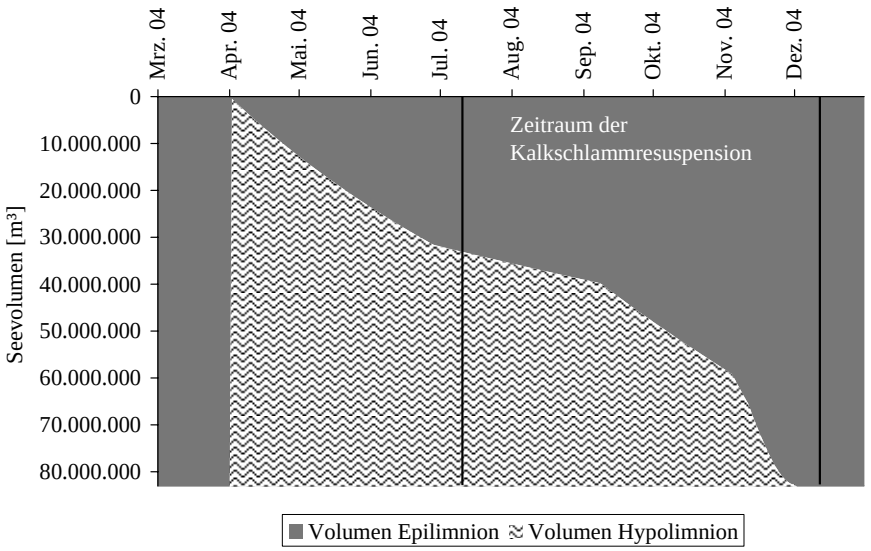


Abb. 7: Kompartimente des Tagebausees Koschen.

Gewässers, der durch Vergleich zwischen dem messtechnisch erfassten Alkalinitätseintrag und der modellgestützt reflektierte Entwicklung ermittelt wurde.

4.1.3 Kompartimentmodell

Eine Verringerung der Acidität lies sich zunächst nur im Epilimnion des geschichteten Gewässers feststellen, wo die Einspülung der Suspension erfolgte. Trotz fortgesetzter Resuspension stagnierte zeitweilig sogar die hydrochemische Entwicklung im Epilimnion. Das wurde durch die Veränderung der Thermokline im Zuge der herbstlichen Zirkulation verursacht.

Die Besonderheiten der hydrochemischen Entwicklung während der herbstlichen Zirkulation mussten mit einem Kompartimentmodell mit entkoppelten Wasserbilanzen abgebildet werden (Abb. 7). Die Zufuhr von Flutungswasser sowie die Überleitung in den Tagebausee Skado erfolgten nur in das bzw. aus dem Epilimnion des Sees. Während der Zirkulation wuchs das Teilvolumen des Epilimnions durch Einmischung von Wasser aus dem Hypolimnion:

4.1.4 Ergebnisse

Durch die Einspülung der resuspendierten Kalkschlämme konnte die Basenkapazität des Seewassers verringert werden. Im Dezember 2004 wurden im Mittel nur noch 1,0 mmol/l für die Basenkapazität $K_{B4,3}$ und 1,4 mmol/l für die Basenkapazität $K_{B8,2}$ gemessen (Abb. 8). Der pH-Wert wurde auf pH ≈ 3,3 angehoben. Während der Winterflutung 2005 erfolgte eine weitere Verringerung der Basenkapazität auf etwa $K_{B4,3}$ ≈ 0,7...0,8 mmol/l (Abb. 8).

Das hydrochemische Kompartimentmodell spiegelt die hydrochemische Entwicklung des Seewassers während der Kalkschlammresuspension gut wider. Die Übereinstimmung belegt die gesicherten Datengrundlagen und die ausreichend gute Kalibrierung des Modells. Damit erwies sich das Kompartimentmodell zugleich als prognosefähig und konnte Antwort auf die weiter zu erwartende Entwicklung der Seewasserbeschaffenheit geben.

4.1.5 Prognose

Für die instationäre Phase der Frühjahrsflutung 2005 lag keine zeitaktuelle Grundwasserbilanz vor. Der Einfluss des veränderlichen Grundwasserzustroms auf die Wasserbeschaffenheit des Seewassers musste deshalb sinnvoll eingegrenzt werden. Im Sinne einer Grenzfallbetrachtung werden zwei Varianten für die Phase des Wasserspiegelanstiegs im See betrachtet (Abb. 8). In der ersten Variante wurde von einem unverändert hohen Grundwasserzustrom und in der zweiten Variante von einem zeitweiligen Ausbleiben des Grundwasserzustroms ausgegangen. Die realen Messwerte der Seewasserbeschaffenheit müssen sich zwischen den beiden Grenzfällen einordnen.

Die gemessene Entwicklung der Wasserbeschaffenheit im ersten Halbjahr 2005 wird durch die Berechnungen gut widergespiegelt (Abb. 9). Die Differenz zwischen den beiden Grenzfallszenarien ist gering. Die Grenzfallbetrachtung zeigt, dass die Annahme zu den Grundwasserströmen in der kurzen Flutungsphase für die Gesamtbewertung der Wirkungseffekte nicht entscheidend ist.

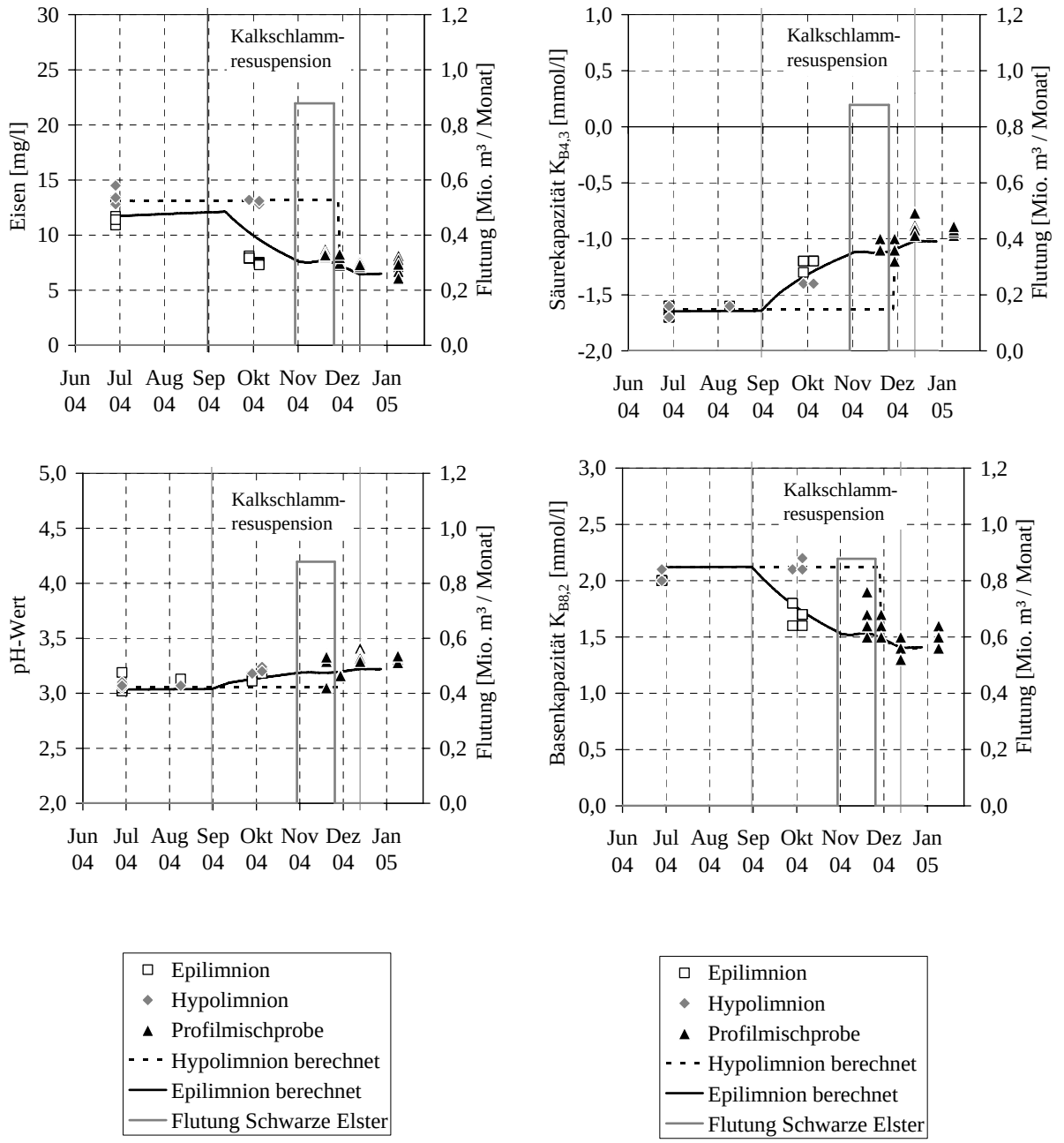


Abb. 8: Messwerte und Modellwerte der hydrochemischen Entwicklung des Tagebausees Koschen.

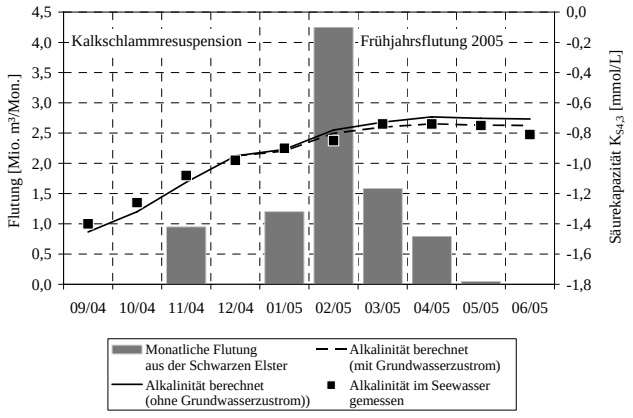


Abb. 9: Messwerte und Prognosewerte der Alkalinität des Tagebausees Koschen.

Tab. 5: Bilanz der Alkalinitätseffekte (in Bezug auf pH = 4,3) auf den Tagebausee Koschen.

Herbstflutung 2004	Kalkschlammresuspension	Frühjahrsflutung 2005
Alkalinitätsimport durch Flutung aus der Schwarzen Elster: Alk ≈ 900 keq	Alkalinitätsimport durch Kalkschlammresuspension Alk ≈ 56.000 keq	Alkalinitätsimport durch Flutung aus der Schwarzen Elster ≈ 7.800 keq
Aciditätsexport durch Überleitung in den Tagebausee Skado: Aci ≈ -1.300 keq	Neutralisation der Acidität durch Seewasserentnahme zur Suspensionsherstellung: Alk ≈ 800 keq	Aciditätsexport durch Überleitung in den Tagebausee Skado Aci ≈ -4.500 keq
Verdünnung des Seewassers als Aciditätsverringerung: Aci ≈ -0,02 eq/m³		Verdünnung des Seewassers als Aciditätsverringerung Aci ≈ -0,07 eq/m³
Berechneter Alkalinitätsgewinn: ΔAlk ≈ +0,74 eq/m³		Berechneter Alkalinitätsgewinn: ΔAlk ≈ +0,22 eq/m³
Gemessener Alkalinitätsgewinn: ΔAlk ≈ +0,69 eq/m³		Gemessener Alkalinitätsgewinn: ΔAlk ≈ +0,23 eq/m³

4.2 Alkalinitätsbilanz

Die durch hydrochemische Modellierung nachgebildete Veränderung des Seewassers lässt sich auch durch eine Alkalinitätsbilanz des Tagebausees Koschen nachweisen. Die Wirkung der Flutung wurde nach chemischen Effekten (Alkalinitätseintrag) und Verdünnungswirkung differenziert. Der berechnete entspricht in der Größenordnung dem gemessenen Alkalinitätsgewinn (Tab. 5).

Die Verringerung der Acidität im Herbst 2004 geht zu mehr als 90% auf die Resuspensions der Kalkschlämme zurück (Tab. 5). Die Herbstflutung hatte einen vergleichsweise geringen Effekt, da die Pufferung der Flutungswassers aus der Schwarzen Elster nur gering war. Die Aciditätsverringerung im Winter/Frühjahr 2005 geht zu etwa gleichen Anteilen auf den Alkalinitätsimport aus der Schwarzen Elster, dem Aciditätsexport nach Skado und die Verdünnungswirkung des Flutungswasser zurück.

Weder durch die hydrochemische Modellierung noch durch die Alkalinitätsbilanz lässt sich eine relevante Nachreaktion der eingespülten Kalkschlämme im Seewasser belegen. Im Tagebausee Koschen ist ziemlich exakt die Alkalinität wirksam geworden, die bereits in der Suspension verfügbar war. Eine nachträgliche Auflösung ursprünglich nicht gelöster Anteile hat offensichtlich nicht stattgefunden. Andererseits lassen sich auch keine Alkalinitätsverluste durch Entcarbonisierung im Einspülbereich der Suspension nachweisen.

Der chemische Effekt der Kalkschlammresuspension im Herbst 2004 auf das Seewasser ist mit einem Alkalinitätsgewinn von etwa 0,7 mmol/l deutlich höher als der chemische Effekt der Frühjahrsflutung 2005 mit einem Alkalinitätsgewinn von etwa 0,2 mmol/l.

4.3 Nachhaltigkeit

Bei anhaltendem saurem Grundwasserzustrom zum Tagebausee sind aber weder eine einmalige chemische Neutralisation noch eine einmalige Flutung auf Dauer nachhaltig. Die ersten Messergebnisse im Sommer 2005 zeigen, dass die mit der Kalkschlammresuspension erzielte Teilneutralisation des Seewassers durch sauren Grundwasserzustrom und durch Stoffeinträge aus den Böschungen wieder aufgezehrt wird. Um den 2004/2005 erreichten Effekt des in-lake-Verfahrens dauerhaft zu sichern, müssen dem Tagebausee Koschen durchschnittlich 0,2 m³/min Flutungswasser zugeführt werden.

Die Ergebnisse der Modellierung und Bilanzierung zum Tagebausee Koschen decken sich mit den Erfahrungen zum benachbarten Senftenberger See. Der Senftenberger See wird seit über drei Jahrzehnten mit einer Nachsorgeflutung von MQ ≈ 0,6 m³/s aus der Schwarzen Elster versorgt. Das zeitweilige Ausbleiben des Elsterwassers hat hier Mitte der 1990er Jahre zu Versauerungsschüben geführt. Das zeigt, dass für die Aufrechterhaltung neutraler Verhältnisse in den Lausitzer Tagebauseen insbesondere die Kontinuität der Nachsorgeflutung von Bedeutung ist.

5 Ergebnis

Der Wirkungsgrad des Pilotprojektes für ein in-lake-Verfahren wurde durch die Daten der Betriebsüberwachung und durch Messwerte der Seewasserbeschaffenheit modellgestützt bewer-

tet. Es konnte nachgewiesen werden, dass die in der Kalkschlammsuspension gemessene Alkalinität im hohen Grad im Tagebausee Koschen wirksam geworden ist. Im Zeitraum der Maßnahme wurde die Basenkapazität des Seewassers von $K_{B4,3} \approx 1{,}6$ mmol/l auf rund 0,9 mmol/l verringert.

Das in-lake-Verfahren kann wegen des hohen spezifischen Wirkungsgrades als erfolgversprechend eingeschätzt werden. Die wichtigsten Garanten für den hohen Wirkungsgrad des getesteten Resuspensionsverfahrens waren der geringe Feststoffgehalt der Suspension, ihre großflächige Verteilung mittels Kreisregnern sowie die Unterstützung der Stoffverteilung durch natürliche horizontale Strömungsprozesse im See. Die Beobachtungen legen nahe, dass die Frühjahrs- und Herbstzirkulation prädestinierte Phasen zur Durchführung von in-lake-Verfahren sind.

Die Nachsorgemengen, die zur Aufrechterhaltung neutraler Verhältnisse in zuvor sauren Tagebauseen notwendig sind, können durch eine einmalige chemische Gewässerbehandlung nicht substantiell verringert werden. Durch chemische Maßnahmen kann die Flutung in Wassermangelsituationen zeitweilig ersetzt und der Zeitraum bis zum Erreichen neutraler Verhältnisse verkürzt werden. Die chemische Gewässerbehandlung steht nicht in Konkurrenz zur Flutung, sondern stellt ein ergänzendes Hilfsmittel zum Erreichen gewässergütewirtschaftlicher Ziele dar. Dies gilt insbesondere für Tagebauseen, bei denen das Dargebot des Flutungswassers für eine Neutralisation nicht ausreichend ist.

6 Literatur

PARKHURST, D.L AND C.A.J. APPELO (1999): Users guide to PHREEQC (version 2) – a computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport and inverse geochemical calculations. U.S.G.S. Water Resources Investigations Report 99-4259, USA, Denver, Colorado 1999.

LUA (1996) Wasserbeschaffenheit in Tagebaurestseen. Studien und Tagungsberichte. Band 6. Landesumweltamt Brandenburg 1995, 86 S.

LUA (2001) Tagebauseen. Wasserbeschaffenheit und wassergütewirtschaftliche Sanierung. Konzeptionelle Vorstellungen und erste Erfahrungen. Studien und Tagungsberichte. Band 35. Landesumweltamt Brandenburg 2001, 77 S.

GRAUPNER, B.J., BENTHAUS, F.C., BÜRGER, ST., WERNER, F. (2005) Implications of EU-Water Framework Directive for East German Post Mining Landscape Lausitz - Coping with sparse knowledge of the underground. Limnologica, 35 (2005) 199-205.

Neue Erkenntnisse zur Anwendung von In-Lake-Verfahren für die Neutralisation saurer Bergbaufolgeseen

Wolfgang Rabe[1], Wilfried Uhlmann[2]

[1]eta AG engineering, Schäfereistraße 24, 03130 Spremberg, wrabe@eta-ag.com,

[2]Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann, Langobardenstraße 48, 01239 Dresden, iwb.uhlmann@t-online.de

Die Neutralisation von sauren Bergbaufolgeseen ist eine wichtige Aufgabe bei der Sanierung der Folgelandschaften des ehemaligen Braunkohlenbergbaus in der Lausitz und in Mitteldeutschland. Von verschiedenen Technologien zur Behandlung des Grund- und Oberflächenwassers sind In-Lake-Verfahren wirtschaftlich, genehmigungsfähig und mit einem vertretbaren Risiko zur Erfüllung der ökologischen Zielparameter einsetzbar. Beispielhaft werden das Vorgehen und die Ergebnisse der Behandlung des Horstteiches bei Luckau nach einem zweistufigen Verfahren näher erläutert. Innerhalb von ca. 20 Tagen gelang es hier, die Wasserbeschaffenheit von extrem sauren Verhältnissen (pH ≈ 2,8) auf pH-Werte im Neutralbereich (pH > 8) zu verbessern. Im Zuge der Neutralisation wurden alle Schwermetalle und Schwebstoffe weitgehend ausgefällt und eine merklicher Puffer gegen saure Zuströme aufgebaut.

The neutralisation of acidic open cast mining lakes is an important task at the restoration of post lignit mining landscapes in Lusatia and Middle Germany. From several treatment technologies for the manipulation of ground and surface waters the in-lake-treatment procedures are most cost effective, licensable and usable with passable risks to reach ecological targets. The proceedings and the results of a two-stage-treatment technology of the Horstteich near Luckau will be exemplified in this article. In this case it was possible, within 20 days, to improve the water quality from extreme acidic (pH ≈ 2.8) to neutral conditions (pH > 8). During the neutralisation nearly all heavy metals and suspended substances were precipitated and a noticeable buffer was buildt up against acidic inflows.

1 Vorbemerkungen

Die LMBV mbH betreibt die Sanierung der ehemaligen Tagebaue in der Lausitz und in Mitteldeutschland und deren Ausbau zu Tagebauseen. Gemäß Braunkohlenplan als Sanierungsrahmenplan bzw. Sanierungsplan für die stillgelegten Tagebaue, soll in den entsprechenden Tagebauseen eine Wasserqualität erreicht werden, die eine Freizeit- und Erholungsnutzung und die Entwicklung eines seentypischen natürlichen Fischbestandes bzw. die Nutzung als Wasserspeicher und Ausleitung in öffentliche Gewässer ermöglicht. Mit der Füllung der Tagebauseen wird Wasser in den ehemaligen Bergbauregionen zu einem wichtigen Landschaftsfaktor.

Die Füllung der Tagebauseen und die Beeinflussung der Wasserqualität erfolgt vorzugsweise mit Flutungswasser aus den Flüssen der Einzugsgebiete. Aus der Analyse der letzten Jahre zum erreichten Ist-Zustand der Tagebauseen wurde festgestellt, dass die landesplanerischen Ziele für die Wasserbeschaffenheit alleine durch Fremdwasserflutung in zahlreichen Tagebauseen in absehbarer Zeit nicht erreicht werden können. Auf Grund des großen Säurepotentials in den Kippenarealen muss weiter mit einem über Jahrzehnte anhaltenden Säureeintrag in die entstehenden Tagebauseen bzw. Seeketten gerechnet werden (GRÜNEWALD *et al.* 2003).

Die LMBV arbeitet dazu an kostengünstigen, nachhaltigen, sicheren und genehmigungsfähigen Lösungen für die Entwicklung der Gewässergüte (ZSCHIEDRICH & BENTHAUS 2005).

2 Bisheriger Stand der In-Lake-Technik bei der Tagebauseesanierung

Neben der vorrangig betrachteten Flutung für die Entwicklung der Gewässergüte werden zunehmend weitere Sanierungstechniken auf ihre Einsatzmöglichkeit geprüft und zum Teil bereits erfolgreich angewandt. Das sind vor allem:

- der Weiterbetrieb vorhandener und Neubau von Grubenwasserreinigungsanlagen (GWRA),
- die sogenannte Seekonditionierung mit In-Lake-Verfahren,

- das Anlegen von reaktiven Teppichen im Uferbereich der Tagebauseen,
- das Anlegen von reaktiven Wänden im umliegenden Gebirge der Tagebauseen,
- weitere im FuE-Maßstab befindliche chemische und biologische Maßnahmen.

Ein wesentliches Steuerelement bei der Tagebauseesanierung kann neben der natürlicherseits beschränkten Zufuhr von Flußwasser die intelligente Gestaltung der Seekonditionierung mit In-Lake-Verfahren sein.

Die großvolumigen Seen mit ihren verschiedenen Morphologien und ihrer besonderen limnologischen Dynamik und die hierin enthaltene Dünnsäure stellen verfahrenstechnisch hohe Anforderungen an die Applikation von Neutralisationsmitteln. Die eta AG Schwarze Pumpe hat sich in Zusammenarbeit mit der LMBV mbH gemeinsam mit dem IWB Dr. Uhlmann (Dresden) und anderen Partnern in den zurückliegenden Jahren bemüht, wirkungsvolle und kosteneffektive Verfahren zur chemischen Neutralisation saurer Tagebauseen zu entwickeln.

Einsatzfälle für die In-Lake-Technik waren bisher die Resuspension von Aschesedimenten im TBS Burghammer (RABE *et al.* 2002), die Sodapulverapplikation in TBS Bockwitz (NITSCHE & TIENZ 2005), die EHS-/Kalksedimentresuspension im TBS Koschen (RABE *et al.* 2004; GRÜNEWALD *et al.* 2005) sowie die In-Lake-Behandlung des Horstteiches bei Luckau, hier mittels eines zweistufigen Verfahrens mit Natronlauge und Dolomit (RABE & ROHR 2005; UHLMANN 2006). Die innovativen Elemente der bisher entwickelten In-Lake-Verfahren sind insbesondere die Mobilität der Technik, die problemspezifische Wahl und Konfektionierung der Neutralisationsmittel, vorzugsweise in suspendierter Form sowie die passive flächenhafte Applikation der Neutralisationsmittel in die Seen mit schwimmenden Leitungen unter gezielter Nutzung natürlicher Potentiale (Temperatur, Wind, Strömung) für die optimale Verteilung der Stoffe im Gewässer.

3 Planung und Durchführung der In-Lake-Behandlung des Horstteiches bei Luckau

3.1 Ausgangssituation

Der im Gebiet zwischen Luckau und Finsterwalde gelegene, zu den Bornsdorfer Teichen zugeordnete Horstteich mit einem Volumen von ca. 650.000 m³ und einer Fläche von ca. 10 ha entstand in der Zeit um 1900 in der Folge des Kohleabbaus des oberflächennah anstehenden 1. Lausitzer Flözhorizontes und wurde bis 1999 als Erholungsgebiet und als Bade- und Angelgewässer genutzt.

Infolge des Grundwasserwiederanstieges im Winter 1999/2000 sprang die Vorflut oberhalb der Bornsdorfer Teiche wieder an und durch den Zufluss von saurem Oberflächenwasser setzte ab 2000 eine zunehmende Versauerung des Horstteiches von ursprünglich pH 7,5 bis pH 2,8 2002 ein.

Im 2. Quartal 2004 erfolgte als erste Sanierungsmaßnahme im Auftrag der LMBV die Umverlegung des sauren Oberflächenzuflusses zum Horstteich. Ein nachfolgendes Monitoring führte zu der Einschätzung, dass der Versauerungsprozess im Horstteich durch die Umverlegung des Zulaufs gestoppt wurde (RABE 2004). Eine Umkehrung des Versauerungsprozesses fand zunächst nicht statt. Eine natürliche Entsäuerung des Horstteiches würde nach ersten Einschätzungen mindestens viele Jahre bis Jahrzehnte beanspruchen.

Ziel der geplanten Sanierung des Horstteiches ab Oktober 2005 war es, den Horstteich in seiner Wasserqualität so zu beeinflussen werden, dass der pH-Wert auf ≥ 6,5 erhöht, ein merklicher Puffer gegen den sauren Grundwasserzustrom sowie eine uneingeschränkte Nutzung im Jahr 2006 möglich wird.

3.2 Einsatzstoffe für die Neutralisation des Horstteiches

3.2.1 Grundlagenuntersuchungen mit ausgewählten Einsatzstoffen

Im Rahmen der Planung des Projektes „Neutralisation Horstteich“ wurden folgende Einsatzstoffe untersucht:

- Natriumhydroxyd als verdünnte Natronlauge,
- Gebrannter Dolomit (< 0,2 mm),
- Soda und
- Weißkalkhydrat.

Da sulfatreiches Seewasser (ca. 1.000 mg/L) als Suspensionsmedium eingesetzt werden sollte, wurde auf die Einsatzuntersuchung von Branntkalk (Gipsbildung) verzichtet.

Der Neutralisationsmittelbedarf wurde mittels Modellierung und im Technikumsversuch im Labor der Lausitzer Analytik GmbH ermittelt. Im Technikumsversuch wurde des Weiteren der entstehende Puffer als $K_{S4,3}$-Wert und die Reaktionsgeschwindigkeit bestimmt. In der Tabelle 1 ist der ermittelte Produktbedarf für eine pH-Wertanhebung auf 7 dargestellt. Unter realen Bedingungen ist lediglich für Natronlauge von einem Wirkungsgrad von 100 % auszugehen.

Aus der folgenden Tabelle 2 ist ersichtlich, dass Natronlauge die mit Abstand höchste Reaktivität der untersuchten Einsatzstoffe aufweist und ca. 70.000fach schneller reagiert als beispielsweise Soda. Soda (vgl. Tabelle 2) und Dolomit gebrannt dominieren dagegen beim Aufbau eines Säurepuffers.

Für den Einsatzfall Horstteich wurde ein zweistufiges Verfahren mit einer Initialneutralisation mittels Natronlauge und mit einer nachfolgenden pH-Feineinstellung mit Pufferaufbau mittels einer Mischung aus gebranntem und ungebranntem Dolomit konzipiert. Auf Grund der zuvor ermittelten Ergebnisse wurde im Labormaßstab ein initialer pH-Anstieg mit Natronlauge auf pH 6 realisiert und nachfolgend sowohl mit Soda als auch mit Dolomit gebrannt der pH-Wert weiter auf 7 erhöht und nach einer Verweilzeit von zehn Tagen der Säurepuffer gemessen (siehe Tab. 3).

Aus Tabelle 3 ist zu entnehmen, dass mit einer höheren Menge an Soda und bei deutlich erhöhter Reaktionszeit im Vergleich zu Dolomit gebrannt lediglich ein gleich großer Puffer gegen saure Einflüsse erreicht wurde.

Eine weitere wichtige Größe bei der Seesanierung ist der pH-Wert, bei dem die Calcitsättigung erreicht und Calcit ausgefällt wird. Nach durchgeführten Modellrechnungen neigt das Horstteichwasser auf Grund seiner Zusammensetzung dazu, bei Einsatz von Soda bereits ab pH 7 Calcit abzuscheiden. Bei Einsatz von Natronlauge und Magnesiumbranntkalk ist dies erst ab pH 10 zu erwarten. Die Calcitabscheidung führt zu Wirkungsgradverlusten und damit unweigerlich zu erhöhten Kosten des Verfahrens.

3.2.2 Auswahl der Einsatzstoffe für das Projekt Neutralisation Horstteich

Für die initiale Behandlung mit Anhebung des pH-Wertes von ca. 2,8 auf ca. 6 wurde Natronlauge (NaOH) mit einer Konzentration von 23% verwendet. Die Anlieferung erfolgte mittels Tankfahrzeug.

Für die weitere Anhebung des pH-Wertes auf ≥ 6,5 und den Aufbau eines merklichen Hydrogencarbonatpuffers wurde ein Gemisch aus 50% Dolomit gebrannt (CaO, MgO) mit einer Körnung von < 0,02 mm sowie 50% Dolomitfüller

Tab. 1: Mit Originalseewasser ermittelter Produktbedarf für eine pH-Wertanhebung von 2,8 auf 7,0 (Rührzeit 2 min).

Produkt	Spez. Bedarf	Bedarf Horstteich
	g/m³	Mengen (t)
Dolomit gebrannt	435	283
Löschkalk	632	410
Soda	407	265
NaOH	307	200

Tab. 2: Mit Originalseewasser ermittelter Zeitbedarf für eine pH-Wertanhebung von 2,8 auf 7,0 (Rührzeit 2 min).

Produkt	Zeitbedarf	Reaktivität	$Ks_{4,3}$-Wert
	min	Faktor	mmol/L nach 10 d
NaOH	0,08	1	0,8
Löschkalk	2,5	310	0,5
Dolomit gebrannt	3	375	1,2
Soda	5.700	71.000	0,3

Tab. 3: Mit Seewasser ermittelter Neutralisationsmittelbedarf für eine pH-Wertanhebung von 6,0 auf 7,0 und erreichter Säurepuffer.

Produkt	Zeitbedarf	g/m³	t/Horstteich	$Ks_{4,3}$-Wert
	min			mmol/L
Dolomit gebrannt	0,5	21	14	0,3
Soda	1433	30	20	0,3

($CaCO_3$/Mg CO_3) mit einer Körnung von < 0,09 mm eingesetzt.

3.3 Verfahrensdurchführung

Mit der Verfahrensdurchführung wurde die Fa. Tief- und Wasserbau Boblitz, mit der ingenieurtechnischen Begleitung die eta AG Büro Schwarze Pumpe und mit der gutachterlichen Begleitung das IWB Dr. Uhlmann (Dresden) von der LMBV beauftragt. Die Arbeiten wurden im 4. Quartal 2005 ausgeführt.

Für den Einsatz von Natronlauge wurde mittels einer mobilen Dosiereinrichtung bei direkter Entnahme aus dem Tankfahrzeug eine ca. 2,5%ige Natronlauge in einer Menge von ca. 100 m³/h erzeugt und über eine flexible, mehrere 100m lange Rohrleitung zu einem schwimmenden Eintragsschiff transportiert. Über einen ca. 15 m breiten Verteilbalken mit 20 Düsen (Abb. 1) wurde die Suspension mit hoher Geschwindigkeit von ca. 6 m/s unter Wasser bis in die Tiefenbereiche und durch gleichzeitige Bewegung des Schiffes praktisch im gesamten Seebereich eingebracht.

Die verwendete Dolomitmischung wurde vorgemischt mittels Silofahrzeug antransportiert und in einem Silo zwischengelagert. Der Austrag von ca. 3 t/h aus dem Silo erfolgte mit einer geregelten Exenterschneckenpumpe bei gleichzeitiger Zuführung von Seewasser.

Über einen Injektor wurde die Suspension mit weiterem Seewasser vermischt und in einer Gesamtmenge von ca. 100 m³/h über die flexible, mit Bojen gesicherte, schwimmende Rohrleitung zum Verteilschiff transportiert. Mittels des Verteilschiffes erfolgte der Eintrag der Suspension mit zwei Sprühkanonen auf die Seeoberfläche des Gewässers. Zur Sicherung der Nachhaltigkeit wurde ein Anteil in den Uferbereich eingetragen, wo die Zuströmung von saurem Grundwasser vermutet wird (Abb. 2).

3.4 Ergebnisse der Seebehandlung und Nachhaltigkeit

Im Rahmen der Seesanierung wurden im Zeitraum vom 26.10. bis 22.11.2005 insgesamt 410 t 23%ige Natronlauge und 54 t Dolomitgemisch eingesetzt. Die Entwicklung des pH-Wertes und der Säurekapazität im Horstteich im Behandlungszeitraum zeigt die Abb. 3.

In Abb. 3 ist gut erkennbar, dass die Erhöhung der Säurekapazität mit der ersten Natronlaugezugabe beginnt und nahezu kontinuierlich bis zum Ende der Behandlung ansteigt. Der pH-Wert dagegen steigt erst nach weitgehender Ausfällung des gelösten Eisens und Überwindung des so genannten Eisenpuffers ab $K_{S4,3}$ von –0,5 mmol/L deutlich an. Der weitere Anstieg bis auf pH-Werte um 9 findet relativ zügig statt.

In der folgenden Abb. 4 wird die Entwicklung des Seewassers in der Vor- und Nachlaufphase des In-Lake-Verfahrens mit betrachtet. Trotz des Zulaufs von saurem Grundwasser und auch kurzzeitig von saurem Oberflächenwasser bleibt der eingestellte Puffer bis April 2006 nahezu konstant bei ca. 0,5 mmol/L. Da der See von Januar bis Ende März 2006 von einer geschlossenen Eisdecke bedeckt war, wird das Ergebnis der Frühjahrszirkulation im Gewässer mit großem Interesse erwartet.



Abb. 1: Schiff mit Verteilbalken und Düsen für den NaOH-Eintrag.



Abb. 2: Eintrag der Dolomitsuspension mit Sprühkanonen.

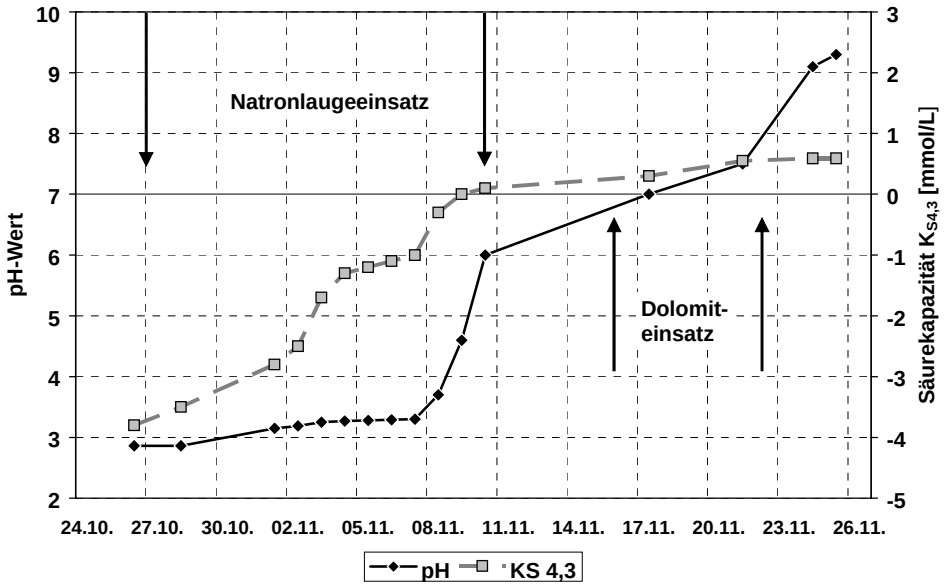


Abb. 3: Zeitlicher Verlauf des pH-Wertes und der Säurekapazität $K_{S4,3}$ im Horstteich im Behandlungszeitraum.

3.5 Modellierung und begleitende Untersuchungen

3.5.1 Modellgestützte Abbildung der In-Lake-Neutralisation

Die chemischen Prozesse während der In-Lake-Neutralisation im Horstteich wurden mit einem hydrochemischen Seemodell nachgebildet. Das Wassermengenmodell wurde durch ein vergleichsweise einfaches Mischreaktormodell abgebildet. Da das In-Lake-Verfahren während der herbstlichen Vollzirkulation durchgeführt wurde, musste die Stratifizierung nicht berücksichtigt werden. Monatliche Tiefenprofilmessungen an insgesamt sechs Stellen im Horstteich belegen eine gute Durchmischung des Seewassers und das weitgehende Fehlen physikalischer und chemischer Gradienten.

Die chemischen Prozesse wurden mit dem hydrogeochemischen Modell PHREEQC dargestellt. Folgende physikalische und chemische Prozesse fanden Berücksichtigung bei der hydrochemischen Modellierung des In-Lake-Verfahrens:

- Der Eintrag von Sauerstoff aus der Atmosphäre durch eine Gleichgewichtsbeziehung zur Gewährleistung oxischer Verhältnisse entsprechend der gemessenen Redoxspannungen.
- Der Austausch von Kohlendioxid zwischen dem Seewasser und der Atmosphäre entsprechend einer Austauschkinetik 1. Ordnung
- Die Ausfällung von Eisenhydroxiden mit Oberflächenkomplexierung von Sulfat während der Neutralisation entsprechend einer Gleichgewichtsbeziehung.
- Die Ausfällung von Aluminiumoxihydroxosulfaten während der Neutralisation entsprechend einer Gleichgewichtsbeziehung.
- Die Ausfällung von Calcit durch eine Gleichgewichtsbeziehung.

Die Gleichgewichtskonstanten der Eisenhydroxide und Aluminiumoxihydroxisulfate sowie die stöchiometrische Zusammensetzung letzterer wurde durch spezielle Technikumsversuche (kontinuierliche Titration mit Abtrennung der ausgefällten Phasen) ermittelt. Das molare Verhältnis von Sulfat-Schwefel zu Eisen liegt bei etwa 5:1. Die Modellierung der Technikumsversuche hat gezeigt, dass es sich hierbei um oberflächenkomplexiertes Sulfat an Eisenhydroxid handelt. Für die Oberflächenkomplexierung wurden die in PHREEQC angebotenen Konstanten verwendet.

Eine Fällung von Gips hat während der In-Lake-Neutralisation im Horstteich nicht stattgefunden. Die Mitfällung von oberflächenkomplexiertem Sulfat am Eisen ist für die Sulfatbilanz des Horstteiches nicht von Bedeutung.

Die Modellrechnungen bestätigen, das erst bei pH > 9 das Calcitgleichgewicht erreicht wurde. Die Calcitausfällung fand bei einer rechnerischen Übersättigung von SI ≈ +0,5 im Horstteich statt.

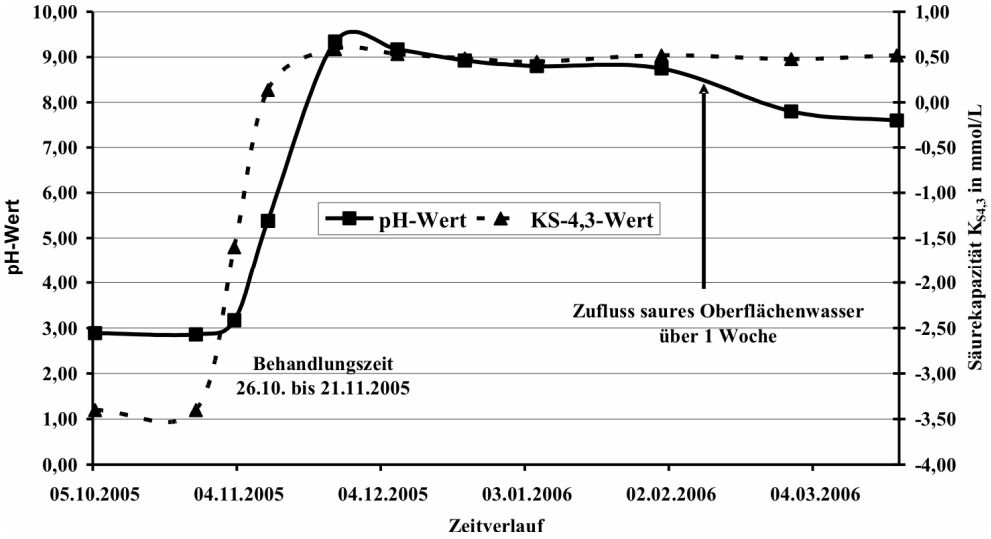


Abb. 4: Zeitlicher Verlauf pH-Wert und Säurekapazität im Horstteich von Oktober 2005 bis April 2006.

Die Menge des ausgefällten Calcits war jedoch sehr gering. Sie war durch den niedrigen Kohlenstoffgehalt des Seewassers (TIC ≈ 0,5…1,0 mg/l) limitiert! Der Einsatz von Natronlauge zur Neutralisation des Horstteiches war folglich eine gute Wahl. Tabelle 4 zeigt die chemischen Prozesse, die während der Neutralisation mit Natronlauge im Horstteich stattgefunden haben.

In der nachfolgender Tabelle 5 sind diese Prozesse bilanziert.

Die gemessene Beaufschlagung des Seewassers mit Natrium liegt zwischen 80 bis 90 mg/L und bestätigt damit die bilanzierte Einsatzmenge. Die berechnete geringe Änderung der Calciumkonzentration im Seewasser ist messtechnisch nicht nachweisbar. Die Bilanzierung belegt, dass die Natronlauge vollständig wirksam geworden ist und den vollständigen Abbau der Acidität des Seewassers im Horstteich bewirkt hat. Das Dolomitgemisch ist nur teilweise wirksam geworden, hat aber wesentlich zum Aufbau der Alkalinität des Seewassers beigetragen. Die Autoren gehen davon aus, dass der bislang nicht wirksam gewordene Teil des Dolomitgemisches die Nachhaltigkeit der Maßnahme verbessert.

Durch Modellrechnungen und Laboruntersuchungen ist gezeigt worden, dass durch den Eintrag von etwa 25 t Kohlensäure (CO_2) nach der durchgeführten In-Lake-Behandlung, der Aufbau eines Säurepuffers $K_{S4,3}$ im Horstteich bis etwa 3 mmol/L möglich gewesen wäre. Damit hätte die Nachhaltigkeit der Maßnahme zusätzlich verbessert werden können.

3.5.2 Prognose der weiteren hydrochemischen Entwicklung des Sees

Die Grundwasserbeschaffenheit im Zustrom zum Horstteich ist in zwei seenahen Messstellen nachgewiesen. Bei Belüftung würde aus dem Grundwasser ein schwach saures bis ungepuffertes Seewasser entstehen, was zu einer langsamen Wiederversauerung des Horstteiches führen muss. Der Volumenstrom des Grundwassers zum Horstteich ist jedoch nicht bekannt. Dieses Problem wurde durch den Ansatz unterschiedlicher Verweilzeiten des Seewassers im Horstteich modelltechnisch gelöst.

Die hydrochemische Modellierung des In-Lake-Verfahrens hat gezeigt, dass dem Kohlenstoffhaushalt des Sees eine entscheidende Bedeutung für die weitere chemische Entwicklung zukommt.

Vor der In-Lake-Neutralisation war der CO_2-Partialdruck des Seewassers mit 1…3 mbar geringfügig höher als in der Atmosphäre. Durch die Calcitfällung hat sich nach der Neutralisation ein sehr niedriger CO_2-Partialdruck im Seewasser eingestellt. Das Seewasser wird folglich Kohlensäure aus der Atmosphäre absorbieren. Weitere Kohlenstoffquellen des Horstteiches sind der Grundwasserzustrom sowie sedimentäre und hypolimnische Respirationsprozesse. Im Modell ist zunächst nur der Kohlenstoffeintrag mit dem Grundwasser und aus der Atmosphäre berücksichtigt worden. Die Bedeutung der Respiration wird als gering eingeschätzt.

Tab. 4: Neutralisations- und Begleitreaktion durch den NaOH-Eintrag.

Reaktion		Gleichung
(1)	Neutralisation der Wasserstoffionen	$H^+ + NaOH \rightarrow H_2O + Na^+$
(2)	Dissoziation des Hydrogensulfats	$HSO_4^- + NaOH \rightarrow H_2O + Na^+ + SO_4^{2-}$
(3)	Hydrolyse des Eisens(III)	$Fe^{3+} + 3NaOH \rightarrow Fe(OH)_3 \downarrow + 3Na^+$
(4)	Hydrolyse des Aluminiums	$Al^{3+} + 3NaOH \rightarrow Al(OH)_3 \downarrow + 3Na^+$
(5)	Dissoziation der Kohlensäure	$H_2CO_3 + NaOH \rightarrow H_2O + HCO_3^- + Na^+$
(6)	Dissoziation des Hydrogencarbonats	$HCO_3^- + NaOH \rightarrow H_2O + CO_3^{2-} + Na^+$
(7)	Carbonatfällung	$CO_3^{2-} + Ca^{2+} \rightarrow CaCO_3 \downarrow$

Tab. 5: Bilanzierung der Neutralisations- und Begleitreaktion durch den NaOH-Eintrag.

Reaktion	Ionen	Entstehung [meq/l]	Verbrauch [meq/l]	Natrium [mmol/l]	Rechnerische Beaufschlagung bzw. Verlust
(1)	Wasserstoffionen		-1,2	+1,2	+83 mg/l
(2)	Hydrogensulfat		-0,5	+0,5	
(3)	Eisen(3)		-1,2	+1,2	
(4)	Aluminium		-0,6	+0,6	
(5)	Kohlensäure		-0,05	+0,05	
(5) (6)	Hydrogencarbonat	+0,05	-0,05	+0,05	
(6) (7)	Carbonat	+0,05	-0,05		-2 mg/l
(7)	Calcium		-0,05		

Die prognostischen Berechnungen zeigen, dass sich der pH-Wert im Horstteich durch die Zufuhr von Kohlenssäure aus der Atmosphäre und mit dem Grundwasser auf Werte um 7 verringern wird, wobei die Pufferung von etwa 0,5 mmol/l erhalten bleibt. Die Entwicklung der Beschaffenheit des Seewassers seit Dezember 2005 bestätigt bislang die modellgestützt prognostizierten Trends.

Die Nachhaltigkeit der In-Lake-Neutralisation des Horstteiches wird wesentlich durch die Beschaffenheit und Menge des Grundwasserzustroms beeinflusst werden. Das begleitende Monitoring zum Horstteich und die begleitenden hydrochemischen Modellrechnungen zur Wasserbeschaffenheit werden hierüber weitere Erkenntnisse liefern.

4 Zusammenfassung und Ausblick

Am Beispiel des Horstteiches bei Bornsdorf wurden die Potenzen der In-Lake-Technik praktisch unter Beweis gestellt. Die Herstellung einer verdünnten Einsatzstoffsuspension sowie der flächenhafte Eintrag in das Gewässer erzeugen optimale chemisch-physikalische Triebkräfte zwischen dem Konditionierungsmittel und den relevanten Wasserinhaltsstoffen. Durch die aktive Verteilung der Einsatzstoffsuspension mit einem mit Eigenantrieb versehenen Eintragsschiff wurden zusätzliche Wirkungseffekte erreicht. Neben einem ohnehin hohen Wirkungsgrad bei der initialen Neutralisation mit Natronlauge (nahezu 100%) wurde mit einem speziellen Dolomitprodukt eine Grundlage zur Sicherung der Nachhaltigkeit und damit für die Anregung der biologischen Selbstregulierung im Gewässer gelegt. Dabei bewirkt der überproportionale Eintrag in Bereiche mit saurem Grundwasserzustrom nachhaltige Effekte analog einer reaktiven Böschung.

Die in der Planungsunterlage in Aussicht gestellten Effekte des In-Lake-Verfahrens konnten durch die projektbegleitenden Messungen und Modellrechnungen bestätigte werden. Durch einen zusätzlichen kombinierten Einsatz von CO_2 kann der Hydrogencarbonatpuffer gegen saure Einflüsse weiter deutlich erhöht werden.

Für die Behandlung von größeren sauren Tagebauseen wird eine alternative kostengünstige Produktkombination mit einer initialen Behand-

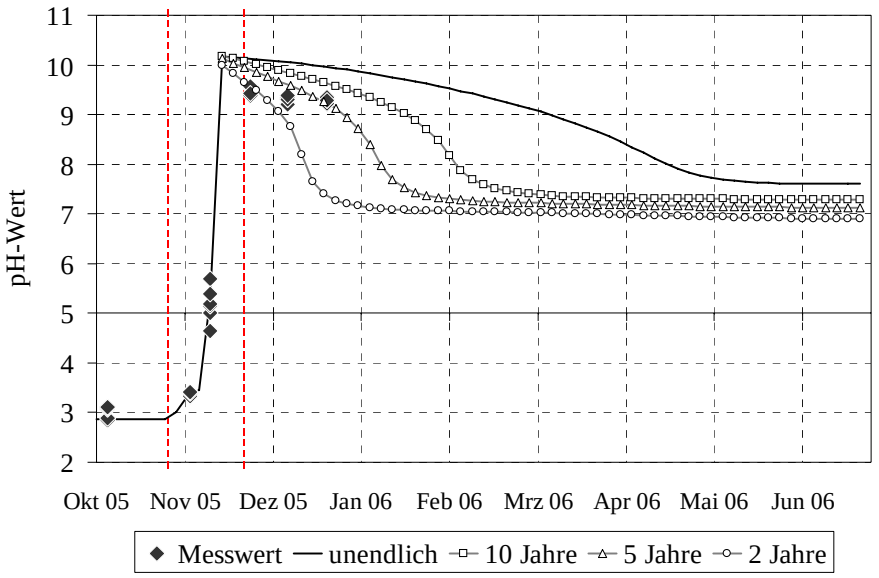


Abb. 5: Prognose des pH-Wertes im Horstteich bis Juni 2006 für unterschiedliche Verweilzeiten des Seewassers.

lung mit preiswerten gebrannten Kalk- oder Dolomitprodukten bis auf pH-Werte von ≥ 4 und einer pH-Feineinstellung mit Natronlauge auf Werte zwischen 6 und 8 vorgeschlagen. Auf Grund der vollständigen und schnellen Umsetzung der Natronlauge kann im Vergleich zu anderen Einsatzstoffen eine Behandlung mit entsprechenden Vorgaben sehr genau geplant und das Ergebnis exakt prognostiziert werden. Zur Sicherung der Nachhaltigkeit können in weiteren Kombinationen CO_2, Mischungen aus gebrannten- und ungebrannten Kalk-/Dolomitprodukten, $NaHCO_3$ und ggf. Soda eingesetzt werden. Ebenfalls ist das Aufspülen von geeigneten Produkten in Bereiche mit potentiell sauren Grundwasserzuströmungen sinnvoll.

Wir schätzen ein, dass die von uns entwickelt In-Lake-Technik ein geeignetes, kostengünstiges und nachhaltiges Instrumentarium zur Behandlung saurer Tagebauseen ist und gemeinsam mit der Flutung zur Gesundung des Wasserhaushaltes der Lausitz und von Mitteldeutschland beitragen kann.

5 Literatur

GRÜNEWALD, U., UHLMANN, W., SEILER, D., FLEISCHHAMMEL, K., ENDER, R. (2005): Ergebnisbericht – Weiterführung des Monitorings zur Einschätzung der Nachhaltigkeit des Pilotversuches „Resuspension und anschließende Verspülung sedimentierter Kalke im TBS Koschen von Januar bis Juli 2005“.

GRÜNEWALD, U., UHLMANN, W., SEILER, D., FLEISCHHAMMEL, P., MAZUR, K., ENDER, R. (2003): Gutachten zur Entwicklung der Wasserbeschaffenheit in den Tagebauseen der Erweiterten Tagebauseekette.

NITSCHE, C., TIENZ, B.-S.,(2005): Wasserkonferenz der LMBV, am 28.01.2005 in Hoyerswerda, Bisherige Erfahrungen bei der Sodapulverapplikation im Bockwitzer See.

RABE, W. (2004): Jahresbericht 2004 - Monitoring Horstteich.

RABE, W. (2005) Abschlussbericht „Ingenieurtechnische Objektbetreuung beim Schwimmbaggereinsatz zur Resuspension von Kalksedimenten im Tagebausee Koschen“.

RABE, W., ROHR, T. (2005): Bericht zur Ingenieurtechnische Objektbetreuung bei der Durchführung des In-Lake-Verfahrens am Horstteich in Bornsdorf einschließlich begleitendem Monitoring.

RABE, W., SCHOLZ G., KUNZE, P., APPELT, J., (2002): Abschlussbericht Neutralisation Wasserkörper Burghammer mittels Aschesedimentumlagerung.

UHLMANN, W. (2006): Gutachterliche Bewertung In-Lake-Verfahren zur Verbesserung der Wasserbeschaffenheit im Horstteich bei Bornsdorf.

ZSCHIEDRICH, K. & BENTHAUS F. C. (2005): Proceedings des DGFZ e.V., Heft 27: Braunkohlesanierung – bergbauliche und wasserwirtschaftliche Aufgaben, 93 – 113.

Wirtschaftliche Bewertung innovativer, aktiver und passiver Wasseraufbereitungssysteme für saure Bergbaugewässer

St. Höppner[1], K. Rieger[1], G. Scholz[2]

[1]BUL Sachsen GmbH, Spreetaler Straße 4, 02979 Elsterheide OT Sabrodt

[2] Waldstraße 21 A, 02977 Hoyerswerda, scho-hoy@t-online.de

Die Behandlung mehrer Tagebauseen (TBS) mittels Inlake-Technik im Rahmen von Pilotprojekten im Lausitzer Braunkohlenrevier hat den Nachweis erbracht, dass damit eine effiziente Methode zur Lösung des Aciditätsproblems dieser Wasserkörper zur Verfügung steht.

Entscheidend für die Wirtschaftlichkeit dieser Technik ist die großflächige Verteilung der zur Anwendung kommenden alkalischen Stoffe auf der Seeoberfläche mittels intelligenter Verteileinrichtungen (bewegliche Rohrsysteme bzw. Schiffe) und die Nutzung der windinduzierten Strömungen. Des Weiteren ist die Wahl der möglichen alkalischen Stoffe wesentlich für das wirtschaftliche Optimum. Die Kombination von Stoffen kann die Wirtschaftlichkeit konkreter Projekte ebenfalls verbessern, ebenso die Nutzung von alkalischen Abprodukten aus Grubenwasserreinigungsanlagen.

The treatment of acidic lignite mining lakes in the Lausitz area in the eastern part of Germany by so called inlake-technologies has shown that consequently is available a high economical procedure. Most important is, in order to reach the economical peak; to use a sophisticated distribution equipment located at the surface of the lake.The use of ships is also possible. Furthermore lead the selection of the suitable alcalic raw material (lime, magnesium, sodium products) and combinations of these to fine results. Distribution equipments based on flexible pipes or ships are available. The use of waste material from water treatment plants can be also an efficient solution to treat acidic mining lakes.

1 Einleitung

Tagebaurestseen (TBS) sind besonders im Lausitzer Braunkohlenrevier mit hoher Acidität und hohen Sulfatgehalten belastet. Die Wiederherstellung eines natürlichen Wasserhaushaltes erfordert neben der möglichst schnellen Flutung weitere finanzielle Aufwendungen zur Abwehr von Gefahren und Schaffung von Voraussetzungen für eine möglichst baldige Nutzung der Gewässer.

Zur Lösung des Aciditätsproblems haben sich neben Grubenwasserreinigungsanlagen (GWRA) ergänzend zur Flutung mit Oberflächenwasser (OFW) in jüngster Zeit sogenannte Inlake-Techniken und In-situ-Verfahren als aussichtsreiche Verfahrensvarianten im Pilotmaßstab unter praktischen Bedingungen bestätigt.

Von entscheidender Bedeutung für die effiziente Anwendung eines Verfahrens ist der zum Einsatz gebrachte Rohstoff für die chemische Behandlung des sauren Wassers und die Reaktionsbedingungen zum Stoffumsatz für die Gewährleistung hoher Wirkungsgrade.

Im Hinblick auf kostengünstige und risikoarme Verfahrensvarianten wird im vorliegenden Beitrag eine Bewertung aussichtsreicher Optionen für die Behandlung saurer Wasserkörper vorgenommen.

Unter Federführung der Lausitzer und Mitteldeutschen Bergbauverwaltungsgesellschaft mbH (LMBV) wurden in der Vergangenheit diverse Projekte zur Wasserbehandlung durchgeführt. Der aktuelle Stand dieser Technik ist hierzu in (ZSCHIEDRICH 2005) und (BENTHAUS 2005) wiedergegeben.

Bezüglich der Inlake-Technik sind die Beiträge von (NITZSCHE & TIENZ 2005; SCHOLZ 2005) und (RABE & BLASCYK 2006) von besonderem Interesse.

2 Verfahrensvarianten

In der Vergangenheit wurde ein breites Spektrum möglicher Verfahren zur Behandlung saurer und sulfatreicher TBS zur Diskussion gestellt. Fragen der Kosten bzw. der Wirtschaftlichkeit wurden bisher wegen der meist noch in der Grundlagenforschung angesiedelten Projektideen nicht vordergründig behandelt.

Mit den nunmehr im Auftrag der LMBV durchgeführten Pilotprojekten zur Inlake-Behandlung von TBS (BURGHAMMER; KOSCHEN; BOCKWITZ; HORSTTEICH) wurde eine Grundlage geschaffen die es gestattet auf der Basis belastbarer Daten Aussagen zur Wirtschaftlichkeit von konkreten Projekten zu treffen. Damit ist es möglich erste Bewertungen zu Chancen/Risiken von zukünftig zu realisierenden größeren Sanierungsprojekten bereits in der Planungsphase zu treffen.

Nach wie vor existiert außerhalb der Flutung von TBS keine vertretbare wirtschaftliche Basis zur Lösung des Sulfatproblems in den Lausitzer Tagebauseen; hier verbleibt vorerst die Flutung ohne Alternative.

Ungeachtet dieses Sachverhaltes gibt es aber Handlungsbedarf zur Lösung des Aciditätsproblems sowie der Schwermetallproblematik (Eisen, Aluminium u.a.) weil mit dem zunehmenden Füllungsgrad der TBS auch das Umfeld der TBS mit saurem Wasser beeinflusst wird und die Mobilität von Schadstoffen mit abnehmenden pH-Wert steigt.

Als Verfahrensvarianten werden nachfolgend Inlake-Techniken, GWRA und so genannte Reaktive Teppiche einer näheren vergleichenden Betrachtung unterzogen.

2.1 Inlake-Technik

Der Vorteil der Inlake-Technik gegenüber der bisher gebräuchlichen GWRA-Technik ergibt sich durch folgende Sachverhalte:

- Durch großflächige Verteilung des alkalischen Einsatzstoffes im Seekörper, wird der verfügbare Reaktionsraum bis zum 1000-fachen größer.
- Windinduzierte Strömungen an der Seeoberfläche liefern quasi kostenlos Energie für die zusätzliche Stoffverteilung im See für einen hohen Wirkungsgrad.
- Die Einzelpartikel des eingesetzten Stoffes erhalten stets optimale Reaktionsbedingungen für einen schnellen Reaktionsablauf.

Um diese Vorteile im Rahmen der Applikation konkreter Einsatzstoffe zu einem wirtschaftlichen Optimum zu führen, bedarf es weiterer Betrachtungen zum chemisch-physikalischen Verhalten der in Frage kommenden Stoffe.

Die Bedeutung der richtigen Wahl des Einsatzstoffes für die Wirtschaftlichkeit eines konkreten Projektes geht aus Abb. 1 hervor.

Am Beispiel einer untersuchten Inlake-Behandlung am TBS Bluno mit Magnesiumbranntkalk wird sichtbar, dass > 50 % der Gesamtkosten durch den Einsatzstoff verursacht werden. Alternative Stoffe wie Soda oder Natronlauge vergrößern diesen Kostenteil noch weiter. Damit wird deutlich, dass die Stoffauswahl und der Wirkungsgrad sehr entscheidend den Gesamtkostenaufwand zukünftiger Sanierungsprojekte bestimmen.

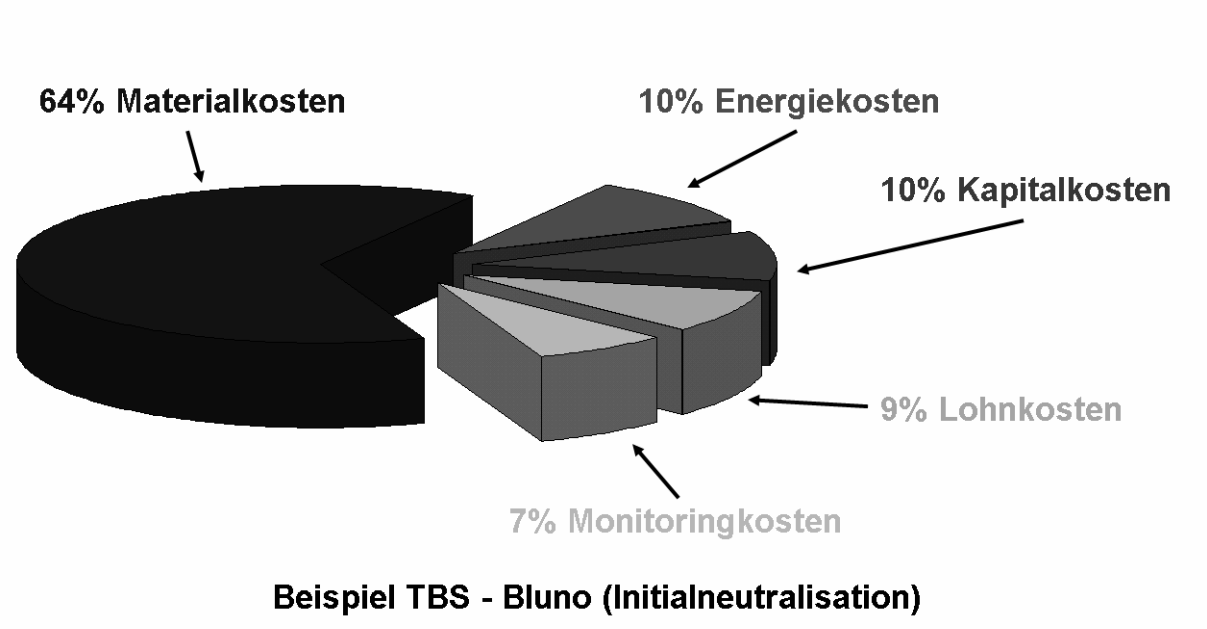


Abb. 1: Kostenstruktur der Inlake-Technik (Planung Initialneutralisation TBS Bluno).

Tab. 1: Analysen Einsatzstoffe (Quelle : Rheinkalk).

Parameter	Kalkmilch	Branntkalk	Sorbacal	Dolomit-halbbrannt	Dolomit gebrannt	Einheit
CaO	73,5	94,5	40,0	41,9	45,5	Ma. %
MgO	0,6	1,2	25,0	29,6	32,0	Ma. %
SiO_2	0,4	1,5	0,6	5,9	1,8	Ma. %
SO_3	0,2	0,1	0	0,2	0,2	Ma. %
Fe_2O_3	0,1	0,3	0,6	1,6	0,8	Ma. %
Al_2O_3	0,1	0,3	0,2	2,2	0,9	Ma. %
Mn_2O_3	---	---	0,1	0,2	0,1	Ma. %
Glühverlust	25,1	2,1	33,5	18,4	18,7	Ma. %

Die auf dem Markt verfügbaren alkalischen Stoffe für eine Inlake-Behandlung unterscheiden sich erheblich bezüglich ihrer anwendungstechnischen Eigenschaften. Für eine Erstbewertung haben sich Labortests mit Schwefelsäure bzw. mit Originalseewasser als praktikabel erwiesen. Damit sind Aussagen zur Kinetik der sehr komplex ablaufenden Prozesse möglich.

Die Stoffzusammensetzung einiger ausgewählter Produkte die beispielhaft einem Labortest unterzogen wurden geht aus Tabelle1 hervor.

Ergebnisse dieser Tests mit den unterschiedlichen Kalk- und Dolomitprodukten mit Aussagen zur Stoffumsatzgeschwindigkeit sind in den Abbildungen 2, 3 und 4 wiedergegeben. Die Kornzusammensetzung geht aus Abb. 4 hervor.

Die ausgewählten Produkte unterscheiden sich in den physikalisch-chemischen Eigenschaften erheblich und geben damit in etwa die Spannbreite der Produkteigenschaften preislich günstiger Stoffe wieder

Der hohe Säure- und Seewasserverbrauch bei Kalkhydratprodukten widerspiegelt das hohe Reaktionsvermögen mit großen Umsatzraten im Minutenbereich. Den guten Eigenschaften von Kalkhydrat bezüglich Reaktionsgeschwindigkeit stehen höherer Preis und geringere spezifische Alkalität z.B. gegenüber Magnesiumbranntkalk entgegen.

Deutlich erkennbar wird auch der Einfluss der Korngrößenverteilung auf das Reaktionsverhalten der Einsatzstoffe. Fein gemahlene Dolomitprodukte erreichen ebenfalls akzeptable Umsatzraten was besonders bei Seewasser (Abb. 3) im Bereich mehrer Stunden Reaktionszeit zu akzeptablen Ergebnissen führt.

Die wirtschaftlichen Chancen für die Anwendung eines Stoffes mit der Inlake-Technik werden neben dem Preis ganz entscheidend von dessen Kornverteilung bestimmt.

Wichtig in diesem Zusammenhang ist, wie viel Zeit einem Partikel zur Verfügung steht bis es den Seegrund erreicht bzw. welche Sinkgeschwindigkeit es einnimmt. Je niedriger die Sinkgeschwindigkeit im Wasser umso höher ist die Chance dass sich das Einzelpartikel vor Erreichen des Seegrundes voll umgesetzt hat.

Die zu erwartenden Sinkgeschwindigkeiten bzw. Sedimentationszeiten können unter Voraussetzung eines konstanten Teilchendurchmessers nach der Stokes'schen Gleichung berechnet werden:

$$v = \frac{2 \cdot r^2 \cdot g \cdot (\rho_1 - \rho_2)}{9 \cdot \eta} \qquad \text{(Gl.1)}$$

v ... Sinkgeschwindigkeit

r ... Teilchenradius

g ... Erdbeschleunigung

ρ_1 ... Dichte des kugelförmigen Teilchens

ρ_2 ... Dichte des umgebenden Mediums

η …dynamische Viskosität des Mediums im Reaktionsraum

In Tabelle 2 sind Berechnungsergebnisse unter der Annahme kugelförmiger Teilchen für die in Frage kommenden Korndurchmesser des Einsatzstoffes wiedergegeben.

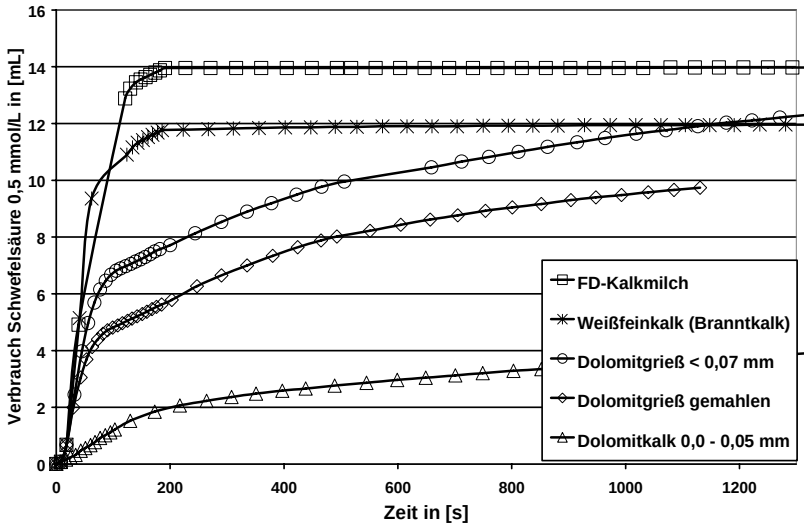


Abb. 2: Neutralisation von Kalk- und Dolomitprodukten mit Schwefelsäure (Quelle: Rheinkalk).

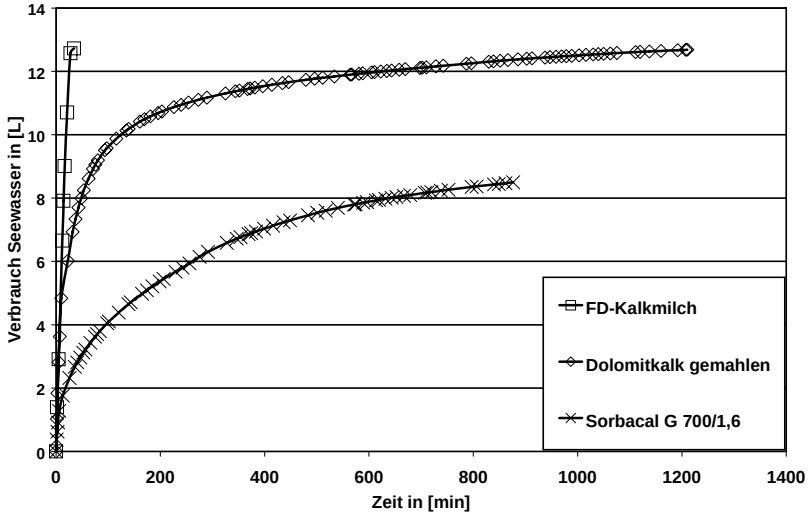


Abb. 3: Neutralisation von Kalk- und Dolomitprodukten mit Seewasser (Quelle: Rheinkalk).

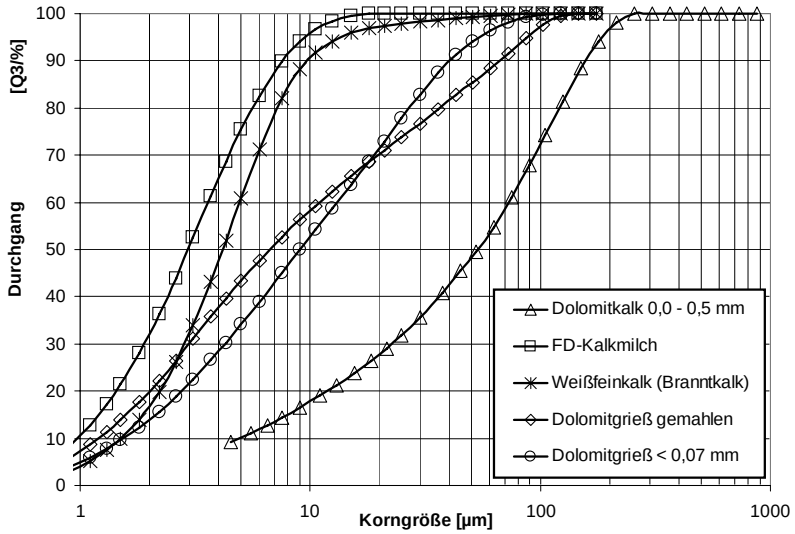


Abb. 4: Korngrößenanalyse der untersuchten Produkte (Quelle: Rheinkalk).

Tab. 2: Sinkgeschwindigkeiten und Sedimentations-/Verweilzeiten von kugelförmigen Teilchen aus Kalk-/Dolomitprodukt (0 – 2 mm; 1,3 g/cm³).

Teilchendurchmesser		Sinkgeschwindigkeit	Sedimentationszeit t für			
d		v	10 cm		10 m	
mm	µm	cm/s	s	min	s	min
2	2000	65,400	0,15	0,00	15,29	0,25
1	1000	16,350	0,61	0,01	61,16	1,02
0,5	500	4,088	2,45	0,04	244,65	4,08
0,25	250	1,022	9,79	0,16	978,59	16,31
0,125	125	0,255	39,14	0,65	3914,37	65,24
0,06	60	0,059	169,89	2,83	16989,47	283,16
0,03	30	0,015	679,58	11,33	67957,87	1132,63
0,015	15	0,004	2718,31	45,31	271831,46	4530,52
0,008	8	0,001	9556,57	159,28	955657,49	15927,62

Die Tabelle 2 zeigt deutlich die Abhängigkeit der Sinkgeschwindigkeit vom Korndurchmesser.

Körnungsanteile größer 0,5 mm erreichen in wenigen Minuten bei Wassertiefen von 10 – 30 m den Seegrund. Sie sind damit für den Stoffumsatz verloren. Kalkhydrat ist demnach ein zu bevorzugender Einsatzstoff, wobei fein gemahlener Magnesiumbranntkalk ebenfalls wegen seiner hohen spezifischen Alkalität in die engere Auswahl zu ziehen ist. Durch eine großflächige Verteilung und dem Ausnutzen windinduzierter Strömungen werden die Weglängen der einzelnen Partikel bis zum Absinken auf den Seegrund erheblich verlängert. Des Weiteren kann damit gerechnet werden, dass jedes Einzelpartikel bei saurer Umgebung stets mit dem Stoffumsatz einem Verkleinerungsprozess unterliegt und damit seine Sinkgeschwindigkeit stetig abnimmt.

2.2 Reaktionsteppiche

Als weitere aussichtsreiche Variante zur anteiligen Neutralisation von TBS und benachbarter Areale bzw. für die Sicherung der Nachhaltigkeit wird das Anlegen so genannter Reaktionsteppiche angesehen. Mit dem Einbringen alkalischer Stoffe in Uferbereichen bzw. angrenzenden Kippenarealen kann das dem TBS zufließende Grund –und Oberflächenwasser konditioniert werden (Abb. 5).

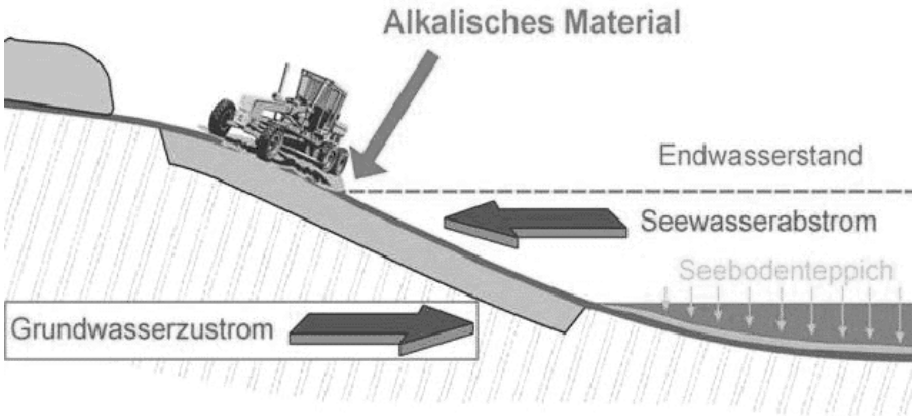


Abb. 5: Schema Reaktionsteppich im Uferbereich eines TBS.

Der wirtschaftliche Anreiz für dieses Verfahren besteht im Folgenden:

- Die heute verfügbare Maschinentechnik aus dem Bereich Rekultivierung und Landwirtschaft gestattet das Einbringen definierter Stoffmengen auf großen Flächen bis zu Tiefen von 0.5 - 1,0 m.
- Bei noch zu realisierenden Ufergestaltungen können alkalische Produkte mit wenig Aufwand in die zur Hohlraum-/Böschungsgestaltung genutzten Massen eingemischt werden.
- Das Einbringen alkalischer Produkte ist ebenfalls in flüssiger Form über preiswert anlegbare Dränage- oder Injektionssysteme denkbar.
- Die einzusetzenden Produkte müssen nicht wie im Fall der Inlake-Technik hochreaktiv sein; für den Stoffumsatz stehen ausgedehnte Zeithorizonte zur Verfügung.

Bezüglich des zu erwartenden Wirkungsgrades für den Stoffumsatz und den sonstigen Risiken dieses Verfahrens stehen z.Z. noch keine belastbaren Ergebnisse im Pilotmaßstab zur Verfügung so dass eine wirtschaftliche Bewertung gegenüber Alternativlösungen nicht möglich ist

2.3 Kalkhaltiger Eisenhydroxidschlamm (EHS) aus GWRA

EHS nimmt bei der Verfahrenapplikation der Inlake-Technik eine Sonderstellung ein. Die wirtschaftliche Vorrangstellung dieser Verfahrensvariante ist wie folgt begründet:

- Alle im Bereich der Lausitzer Seenkette i.B. befindlichen GWRA liefern EHS als Abprodukt mit einem nutzbaren Alkalitätspotential.



Abb. 6: Einspülung EHS in den TBS Spreetal NO.

- Der damit verfügbare Rohstoff für die TBS-Neutralisation wird meist punktuell am Seegrund eines benachbarten TBS abgelagert so dass sein alkalisches Potential kaum genutzt wird.
- Die chemisch–physikalische Struktur dieses Feststoff-Wassergemisches ergibt in Kombination mit der Inlake-Technik ideale Vorraussetzungen für einen hohen Wirkungsgrad.
- Anlagentechnisch ist lediglich ein bewegliches Rohrverteilungssystem auf dem betreffenden TBS als einmaliger Aufwand notwendig.

Auf Grund des hier quasi kostenlos bereitstehenden Einsatzstoffes ergibt sich z.Z. keine wirtschaftlich Alternative für diese Verfahrenskombination, wie nachfolgend weiter untersetzt wird.

Die Resuspension der kalkhaltigen EHS-Sedimente im TBS Koschen im Jahre 2004 belegt diesen Sachverhalt eindrucksvoll (DIETRICH u.a. 2005). Abb. 6 zeigt eine mögliche Anordnung von Inlake-Technik mit EHS-Einsatz der GWRA Schwarze Pumpe im TBS Spreetal NO.

Die simultane Nutzung von CO_2 bei dieser Verfahrensvariante zum Aufbau eines Hydrogencarbonatpuffers ergibt zusätzliche Effekte bezüglich Nachhaltigkeit und Verbringung von CO_2 im Untergrund (MERKEL 2005).

Die Position der reichlich vorhandenen GWRA`n im aktiven sowie Sanierungsbergbau in der Lausitzer Seenkette geht aus Abb. 7 hervor.

3 Bewertung der Verfahrensvarianten

Um die Rangigkeit einzelner Verfahrensvarianten bezüglich ihrer wirtschaftlichen Chancen zu beurteilen sind folgende Faktoren maßgeblich:

- Theoretisch verfügbares Mol-Äquv./ Masseeinheit
- Der aktuelle Kaufpreis für den Einsatzstoff
- Der erzielbare Wirkungsgrad
- Die Reinheit des Stoffe
- Der geschätzte Aufwand an Energie ,Kapital, Arbeitszeit, Transport und Sonstiges

Tab. 3: Kostenvergleich für pH-Wertanhebung.

Verfahren	Mol.-Äquiv./kg	Cent/Kg	Wirkungsgrad	Anlagenkosten Cent/moläquiv.	Kosten Cent/moläquiv.	Kostenfaktor
Verspülung von EHS-Kalksedimenten	14,0 *	0	90 100	0,2	0,3	1,0
Magnesium-branntkalk	41,5	7,5	75 85	0,3	0,5	1,7
BK-KW-Aschen	12,1 **	1,5	75 100	0,4	0,7	2,3
Löschkalk $Ca(OH)_2$	27,0	7,5	75 90	0,3	0,8	2,7
Natronlauge	25,0	27	100 100	0,2	1,2	4,0
Soda	15,5	16	70 100	0,3	1,6	5,3
GWRA	27,0	7,5	60 90	2,0	2,5	8,3

***, ** Laborwerte**

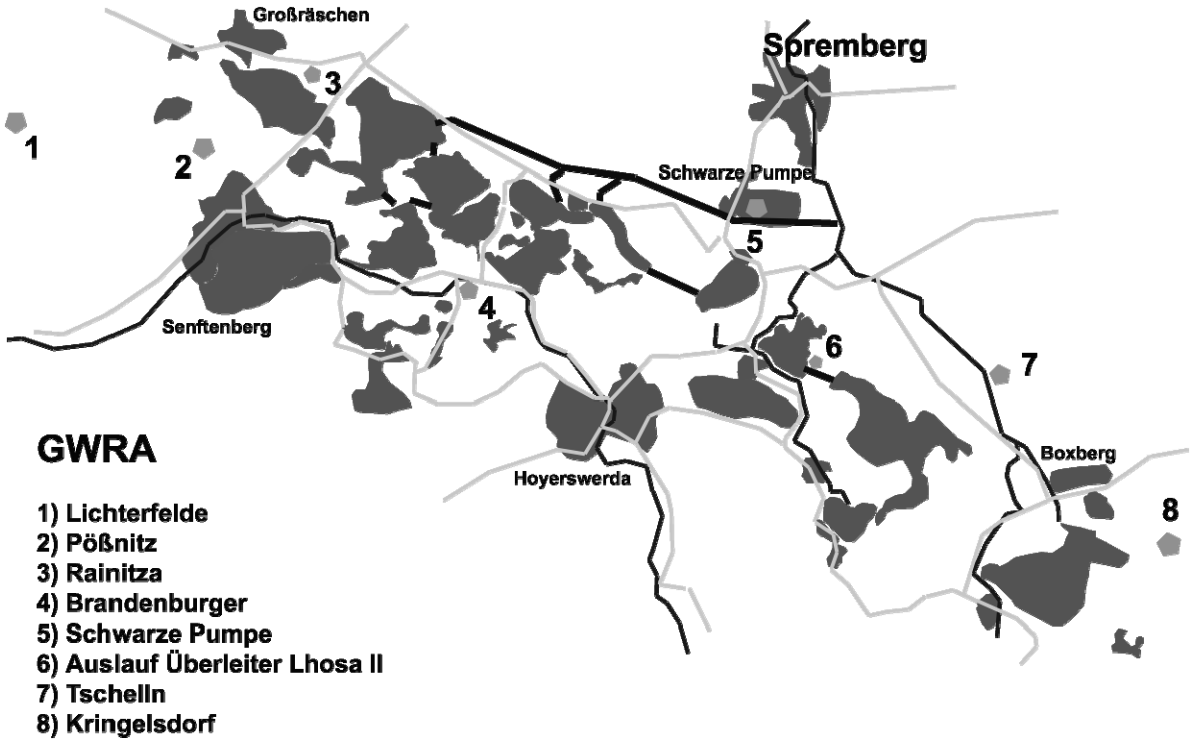


Abb. 7: Lage der GWRA in der Lausitz.

In Tabelle 3 sind die Bewertungsergebnisse aussichtsreicher Verfahrensvarianten zusammengefasst dargestellt.

Klar ersichtlich wird der wirtschaftliche Vorteil einer EHS-Verteilung in TBS. Gleichfalls ist der Abstand aller Inlake-Varianten gegenüber der GWRA deutlich.

4 Ausblick

Mit der Verfügbarkeit kostengünstiger Verfahrensvarianten der Inlake-Technik steht ein effektives Werkzeug zur Lösung des Aciditätsproblems von sauren TBS zur Verfügung. Damit kann die dringend gebotene Flutung an vielen Stellen der Lausitzer Seenkette und anderswo effektiv ergänzt werden. Vorgesehene Speichernutzungen, Gewässeranbindungen und touristische Schwerpunkte können eher nutzbar gemacht werden.

Als wesentlichste Erkenntnis bleibt festzuhalten dass der Betrieb von GWRA wenn er ausschließlich der Wasserbehandlung von TBS dient zu überdenken ist und durch geeignete Inlake-Technik Varianten ersetzt werden sollte (MERKEL 2005).

Die Nutzung des Alkalitätspotentials von sümpfungsbedingten GWRA bringt eine besonders effektive Bilanz bei der Lösung der Gesamtaufgabe ein. Jede effektive Einzellösung trägt auch dazu bei, die bereitstehenden Flutungswassermengen optimaler zu nutzen.

5 Literatur

BENTHAUS F.-C. (2005): Umsetzung der Pilot-/Demovorhaben für die Gewässergüteentwicklung – Maßnahmeplan der LMBV für 2005/2006 – 3. Fachtagung Gewässergüte LMBV 2005

DIETRICH B. , RABE W. , WEHNER O., SCHOLZ G. (2005): Resuspendierung von Kalksedimenten im Tagebausee Koschen mittels Verteilersystem - 3.Fachtagung Gewässergüte LMBV 2005

HONIG H. (2006): Laboruntersuchungen zur Anhebung des pH-Wertes von Badeseen mit Kalk- und Dolomitprodukten (2006) Rheinkalk GmbH , unveröfftl. Laborbericht

MERKEL B. (2005): Alkalinitätserhöhung in sauren Grubenwässern durch CO2-Zugabe. Wissenschaftliche Mitteilungen, Institit für Geologie 28:51-55;Freiberg

NITSCHE C., TIENZ K. (2005): Bisherige Erfahrungen bei der Sodapulver-Applikation im Bockwitzer See – 3.Fachtagung Gewässergüte LMBV 2005

SCHOLZ G. (2005): Inlake-Technik - ein effizientes Verfahren zur Alkalinisierung und Sulfatreduzierung schwefelsaurer Tagebauseen. Wissenschaftliche Mitteilungen, Institut für Geologie 28: 75-80 ; Freiberg

ZSCHIEDRICH K. (2005): Stand der wasserwirtschaftlichen und bergbaulichen Sanierung, Schwerpunkte und Aufgaben weiterführender Maßnahmen. – 3.Fachtagung Gewässergüte LMBV.

Konzepte zur Stabilisierung der Gewässergüte der Lausitzer Seenkette

Florian Werner[1], Ludwig Luckner[1] Friedrich-Carl Benthaus[2], Gerd Richter[2]

[1]GFI Grundwasserforschungsinstitut Dresden, Meraner Straße 10, 01217 Dresden, fwerner@dgfz.de

[2]LMBV Lausitzer- und Mitteldeutsche Bergbauverwaltungsgesellschaft, Knappenstr.1, 01968 Senftenberg

Die Lausitzer Seenkette ist das zentrale Element der Lausitzer Berbaufolgelandschaft zwischen Senftenberg, Großräschen, Hoyerswerda und Spremberg, die durch die LMBV in den vom Braunkohlentagebau hinterlassenen Hohlformen erstellt und in eine attraktive Seenlandschaft gewandelt wird. Die Flutung erfolgt über die Schwarze Elster, die Kleine Spree und den Oberen Landgraben, der Wasser aus der Spree/Neiße über den Schöps und die Spree zuführt. Derzeitig werden die Qualitätsziele für die Parameter pH-Wert, Eisen und Sulfat nicht von allen Seen erreicht. Neben der Heranführung von Flutungswasser aus den genannten Fließgewässern wird deshalb eine Konditionierung erforderlich, die die Wasserbeschaffenheitsziele zu erreichen gestattet. Dazu könnte das aus dem Oberen Landgraben übergeleitete Wasser mit CO_2 aus dem nahegelegenen CO_2-freien Pilot-Kraftwerk der Vattenfall und aus Kalkprodukten alkalisch gepuffert werden. Eine Wasserbehandlung am Auslauf der Seenkette wird nötig, wenn die Qualitätsziele bei der Übergabe in die öffentliche Vorflut nicht eingehalten werden.

In the core region of the Lausitz (Lusatia) Post Mining Area a number of lakes and canals is flooded and transformed into a recreational lakescape. The Mining Administration Agency LMBV is in charge of the rehabilitation of this landscape cornered by the cities Senftenberg and Hoyerswerda. Flooding is utilizing the rivers Schwarze Elster, Kleine Spree and Oberer Landgraben (Spree/Neiße). Quality goals for pH, iron and sulfate are challencing for some lakes. Apart from flooding water input a pre conditioning of the flooding water is discussed. Water from Oberer Landgraben could be treated using CO_2 from a near power plant to increase buffer capacity of the flooding water. A water treatment at the end of the lake cascade is necessary if the discharge into the public rivers would not meet the quality goals.

1 Die Lausitzer Seenkette

Mit der Lausitzer Seenkette entsteht die in Abbildung 1 dargestellte Tagebaufolgelandschaft. Die Tagebaufolgeseen dieser Kette werden insgesamt eine Fläche von über 5000 ha einnehmen. Die Flutung der Seenkette erfolgt über die Schwarze Elster, die Kleine Spree und den Oberen Landgraben, der Wasser aus der Spree heranführt, welches zu diesem Zweck aus der Neiße über den Schöps in die Spree übergeleitet wird. Eine unterstromige Rückführung in die Neiße bewirkt einen Bilanzausgleich zwischen den Flussgebieten. Das technische System der Wasserüberleitungen ist weitgehend fertiggestellt. Der Obere Landgraben existiert gegenwärtig bereits in seinem 1. Bauabschnitt bis zum Verteilerwehr Bluno. Der 2. Bauabschnitt befindet sich in der Ausführungsplanung. Zwischen dem Sedlitzer See, dem Partwitzer See und dem Geierswalder See bestehen bereits die schiffbaren Verbindungen Sornoer Kanal (Sedlitzer See - Geierswalder See), Barbara Kanal (Geierswalder See - Partwitzer See) und Rosendorfer Kanal (Sedlitzer See - Partwitzer See). Weitere schiffbare Verbindungen und Schleusen befinden sich in der Planung. Ihre Lage wurde gleichfalls in Abb. 1 eingetragen. Die gegenwärtige Phase der Herstellung der Gewässer, d.h. das Erreichen der Zielwasserstände in den Tagebaufolgeseen und der Zielwasserqualität in ihnen wird voraussichtlich ca. 2015 in eine Phase der Nachsorge übergehen (ZSCHIEDRICH & BENTHAUS 2005). In der Nachsorge-Phase müssen die See-Wasserstände und die Gewässergüte stabilisiert werden. Es wird von einer im Einzelfall unterschiedlich langen und insgesamt stetig abnehmenden Nachsorge von mehreren Jahrzehnten ausgegangen.

Vorliegende Prognosen für die Entwicklung der Gewässerzustände in der Seekette besagen, dass eine Neutralisation mit den verfügbaren Wasserressourcen allein nicht erreichbar ist, so dass zusätzliche Maßnahmen erwogen werden müssen. Die Zufuhr von alkalisch konditioniertem Oberflächenwassers kann neben der Neutralisation das erforderliche Niveau der Pufferkapazität

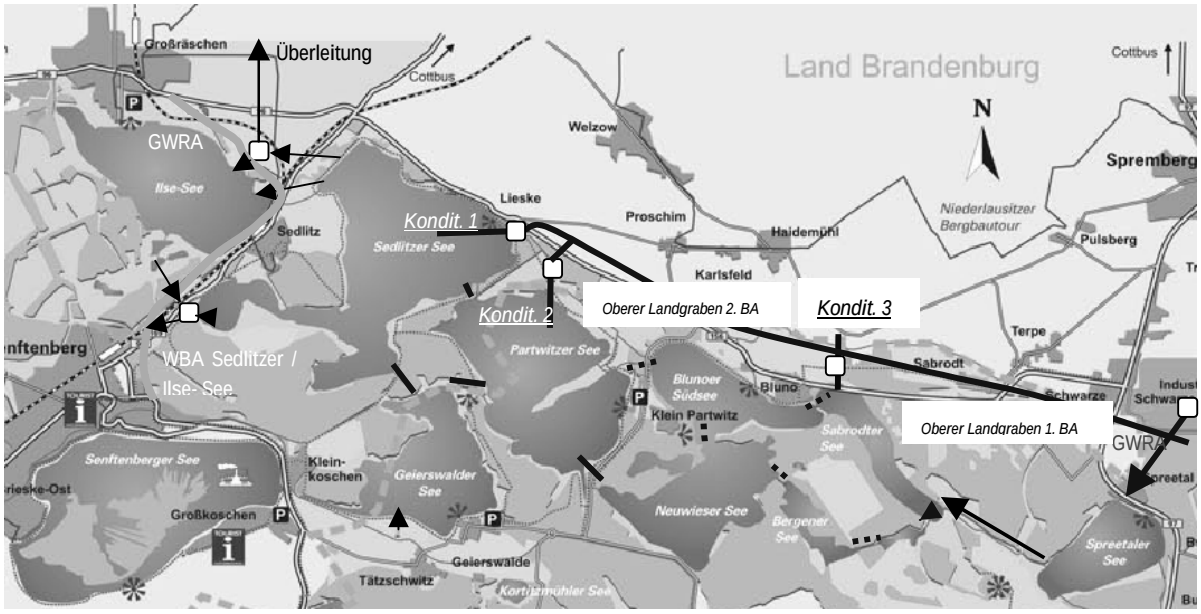


Abb. 1: Die Lausitzer Seenkette mit den ins Auge gefassten Standorten einer alkalischen Konditionierung an den Einleitungspunkten aus dem Oberen Landgraben. Die Überleitungen, die als schiffbare Verbindungen fertig gestellt sind oder sich im Bau befinden, sind mit einer durchgezogenen Linie eingetragen. Die möglichen schiffbaren Verbindungen sind als unterbrochene Linie eingetragen.

gewährleisten. Mit dem Begriff Konditionierung wird hier eine Vorbehandlung des Wassers vor der Einleitung in die Tagebaufolgeseen verstanden. Die alkalische Pufferkapazität wird durch den auch in der Nachsorgephase weitergehenden Säureeintrag mehr oder weniger stark aufgezehrt und durch die Zufuhr des konditionierten Wassers wieder aufgefüllt. Als Standort der Anlagen ist der Seeuferbereich vorgesehen.

2 Vorschläge zur Wasserbehandlung

In der Studie des DGFZ (2005) wurde begründet vorgeschlagen, von der Pilotanlage des CO_2-freien Kraftwerkes der Vattenfall Mining and Generation AG in Schwarze Pumpe eine CO_2-Transportleitung DN 150 in der Trasse des Oberen Landgrabens bis zum Sedlitzer See (gegebenenfalls auch weiter bis zum GWRA Rainitza) zu verlegen. Das CO_2 könnte

- den Zuläufen zum Sedlitzer See und zum Partwitzer See aus dem Oberen Landgraben unter Zugabe von gebranntem Kalk , Mergel oder Dolomit,
- dem Blunoer Südsee und dem Sabrodter See über eine Rezirkulationsanlagen am Seeufer,
- einer Tankstation für das Seesanierungsschiff bzw. die Sanierungsschiffe und
- gegebenenfalls auch der GWRA Rainitza

zugehen und dort das den Seen zuzuleitende Wasser und den Eisenhydroxidschlamm (EHS) alkalisch konditionieren.

2.1 Konditionierung der Zuläufe

Konditionieren bedeutet in diesem Zusammenhang, dass der den Seen zugehende Wasser- bzw. EHS-Strom Alkalinität und damit Säure-Puffervermögen durch die Bildung von Hydrogenkarbonat und Hydroxid ($CaO + H_2O + CO_2 \rightarrow HCO_3^- + OH^- + Ca^{2+}$ bzw. $Ca(OH)_2 + CO_2 \rightarrow HCO_3^- + OH- + Ca^{2+}$) aufgeprägt wird. Um Verluste dieser den Wasser-Strömen konzentriert aufgeprägten Alkalinität durch Wiederausgasung von CO_2 mit der damit verbundenen Calcitfällung zu vermeiden, ist vorgesehen, die konditionierten Wässer in etwa 10 bis 20 m unter der Seeoberfläche in das Hypolimnion der Tagebauseen einzuleiten und dort den Vermischungsprozessen der Wind-getriebenen Seezirkulationsprozesse insbesondere in den Phasen der Frühjahr- und Herbstvollzirkulation zu unterwerfen.

Die Vermischung ist auch deshalb erforderlich, um die Konzentration von Ca^{2+} und CO_3^{2-}, die

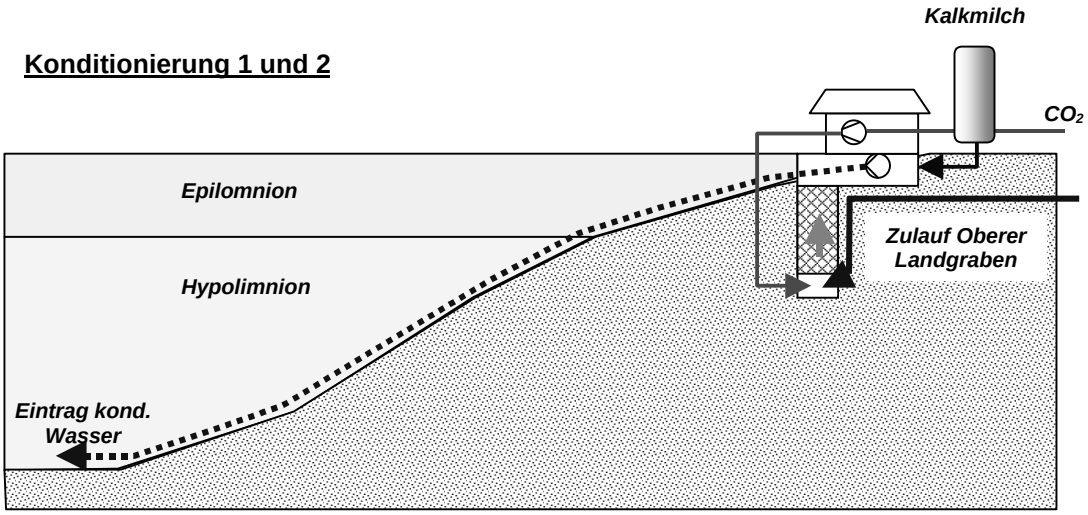


Abb. 2: Konditionierungsanlagen 1 und 2 am Seeufer zum Eintrag alkalisch behandelter Wässer.

gem. nachfolgender stöchiometrischer Gleichung mögliche Calcitfällung und damit den Austrag von Alkalinität aus dem Seewasser zu minimieren ($Ca^{2+} + HCO_3^- + OH^- \rightarrow CaCO_3 \downarrow + H_2O$). Abbildung 2 zeigt hierzu eine der in DGFZ (2005) ins Auge gefassten Möglichkeit der konstruktiven Gestaltung der Wassereinleitung aus dem Oberen Landgraben mit dem am Ufer eingetragenen CO_2 und dem CaO/MgO in den Sedlitzer See, bzw. in den Partwitzer See.

In der Konditionierung 3 (Sabrodter See) könnte analog wie in der Konditionierung 1 und 2 gearbeitet werden. Es ist jedoch wünschenswert, dass kein Überlauf aus dem See erzeugt wird, bevor die Neutralisation und Konditionierung abgeschlossen ist. Daher soll unabhängig von der Zuführung von Oberflächenwasser neutralisiert bzw. konditioniert werden.

In den in Abb. 3 dargestellten Variante 1 wird Wasser aus dem See entnommen, mit CO_2 und Kalk versetzt und anschließend zurück in das Hypolimnion eingeleitet. Für die Zuführung von Kalkhydrat wird eine Dosierung per Silo vorgesehen. In der Variante 2 soll der Kalk per Schiff bereitgestellt werden (In-Lake-Zufuhr), während dem Hypolimnion Kohlendioxid separat zugeführt wird. Für den CO_2- Eintrag kämen eine Anlage am Ufer, aber auch eine im See schwimmende Tiefenbegasung (analog Tiefenbelüftung) oder die Kombination einer Tiefenbelüftung mit dem Eintrag von CO_2 in Frage. Die Anpassung von Anlagen der LMBV zur Tiefenbegasung (z.B. Großkayna), die sich in der Entwicklung und Erprobung befinden, erscheint möglich.

Die Konditionierungsanlagen würden voraussichtlich bis in die ersten Jahre der Nachsorgephase hinein betrieben werden müssen (bis ca. 2020). Im Anschluss an die stationäre Wasserbehandlung könnte dann eine gezielt Wasserbehandlung von Teilflächen mit einer mobilen Anlage erfolgen.

2.2 Einsatz eines See-Sanierungsschiffes

In DGFZ (2005) wurde weiter begründet vorgeschlagen, ein See-Sanierungsschiff auf den durch schiffbare Verbindungen verknüpften Seen zum Einsatz zu bringen. Das Schiff soll mit etwa 60 t Wasserverdrängung eine Nutzlast von 30 t aufnehmen können. Hierfür gibt es mehrere technische Ausführungsmöglichkeiten. So könnte das Schiff z.B. 30 t Kalkhydrat oder 30 t Soda oder 15 t Kalkhydrat und 15 t CO_2-Trockeneis oder 8 t Kalkhydrat und 7 t Flüssig-CO_2 bei 15 t Druckgefäßmasse laden.

Es ist vorgesehen, das Schiff einmal täglich in seinem Hafen (Liegeplatz) zu beladen und die Ausbringung in einer Schicht zu bewältigen. Geht man von 240 produktiven Arbeitstagen pro Jahr aus, so ließen sich jährlich etwa hundert Mio mol Alkalinität in die Seenkette eintragen. Dies bedeutet eine Leistung, die z.B. im Verhältnis zur ertüchtigten GWRA Rainitza mit 125 Mio mol Alk/a bei 50 Mio m^3 Wasserdurchsatz und bei einer Neutralisationsleistung von 2,5 mol/m^3 zu sehen wäre.

Das Schiff soll eine Schubkraft von rund 150 kW entwickeln und dadurch eine CARMANNsche-

Wirbelstraße erzeugen, in die die Alkalinität eingetragen und eingemischt wird. Bei einer Fahrgeschwindigkeit von 5 km/h sollte so eine jährliche Seefläche behandelbar sein, die einem Mehrfachen der Gesamtfläche der Restseekette entspricht. Abb. 4 zeigt eine Skizze dieses Sanierungsschiffs und des tiefengesteuerten Eintrages des Alkalinität-Stroms.

Der Schiffseinsatz als In-Lake-Behandlungstechnologie ist vor allem in der Nachsorgephase besonders vorteilhaft, weil

- diese Seewasserbehandlung abgesehen vom Hafen (Liegeplatz des Schiffs) keiner stationären technischen Anlagen bedarf, wie z.B. bei der Regnertechnologie (siehe LUCKNER 2006 Abb. 12),
- die Einmischung der Alkalinisierungsstoffe durch den Schiffsantrieb erfolgt und keine zusätzliche Technik erfordert und
- der Einsatz mobil und bedarfsgerecht erfolgen kann (gegenenfalls ist auch der Einsatz von zwei See-Sanierungsschiffen notwendig).

Diese Art der Behandlung könnte die verschiedenen Seen bzw. Teilseen bedarfsgerecht bedienen. Sie wäre vergleichbar mit einer GPS-gestützten Bewirtschaftung von Ackerflächen mit unterschiedlichen, bodenabhängigen Nährstoffgaben (Precision Farming). Ein Beispiel für die auch langfristig unterschiedliche Entwicklung von Teilseen bildet der Senftenberger See, dessen Südsee eine signifikant vom Hauptsee abweichende Wasserbeschaffenheit aufweist.

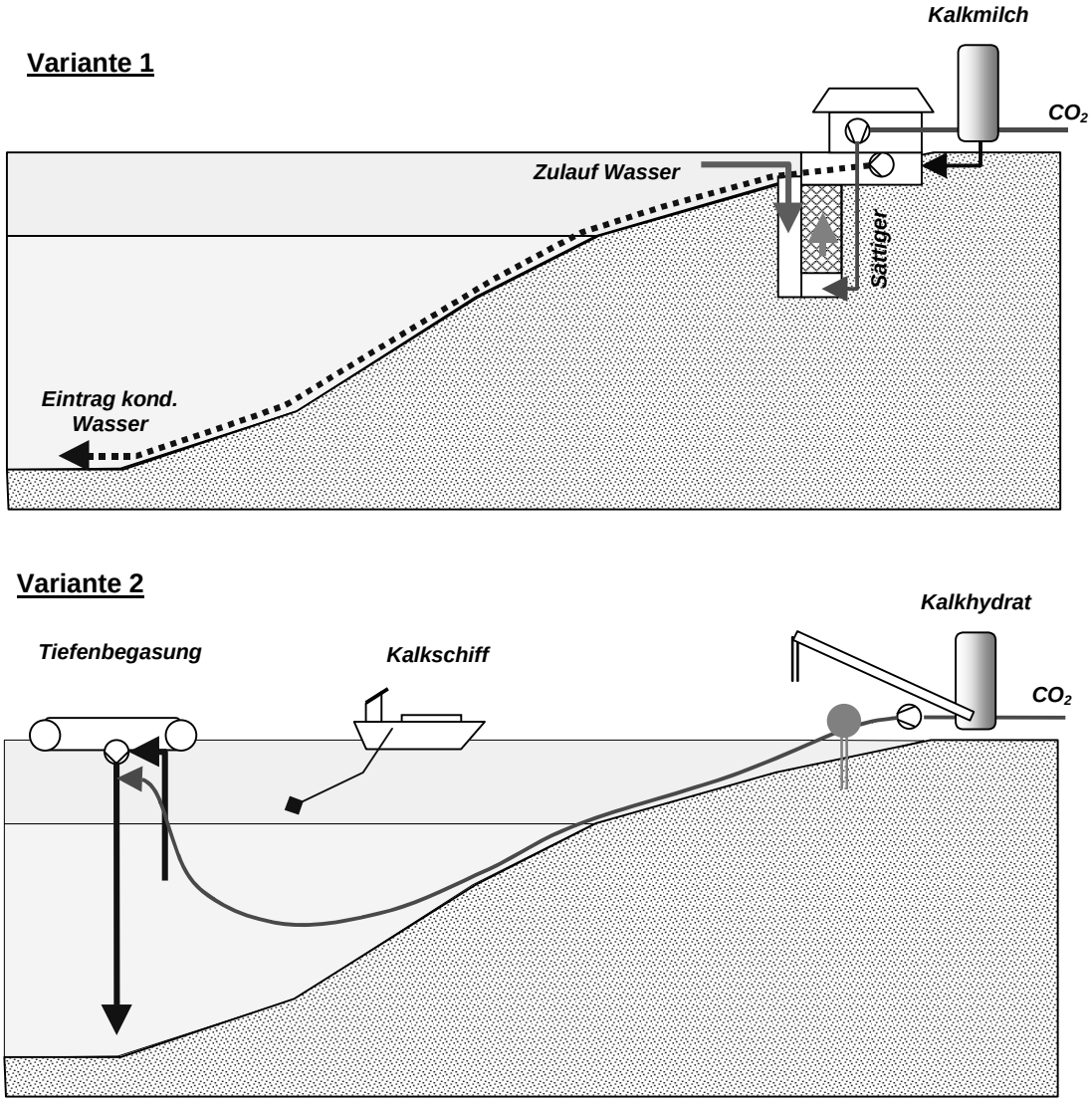


Abb. 3: Konditionierungsanlage 3 am Seeufer des Sabrodter Sees, bzw. des Blunoer Südsees.

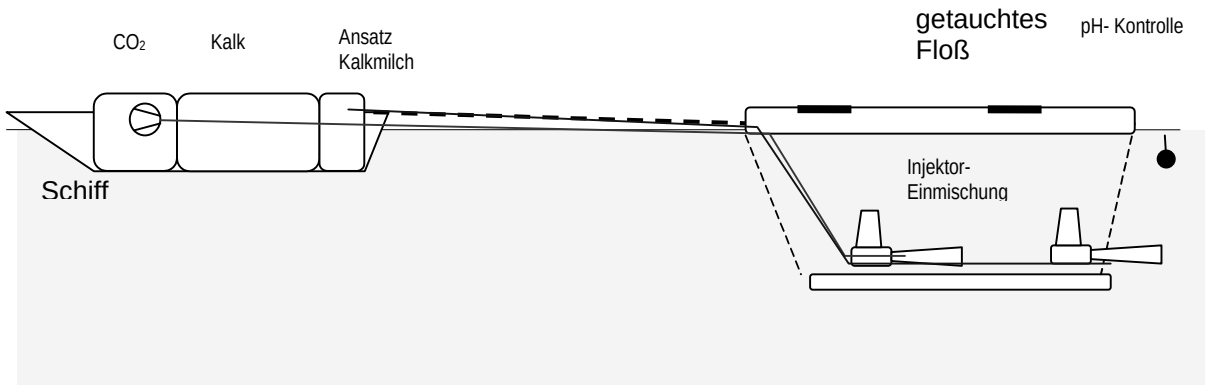


Abb. 4: Skizze des vorgeschlagenen Sanierungsschiffs und des tiefengesteuerten Alkalinitätseintrages (aus DGFZ 2005).

Der Einsatz der See-Sanierungsschiffe wäre für die gesamte Nachsorgephase vorzusehen. Die Außerbetriebnahme eines von zwei Schiffen und ein Rückfahren der Behandlungsleistung wären Möglichkeiten, um den Aufwand der Behandlung optimal an den Bedarf anzupassen. Das Ende der Nachsorgephase kann noch nicht mit ausreichender Genauigkeit abgeschätzt werden. Es wird davon ausgegangen, dass die Nachsorgephase II bis zur Mitte des 21. Jahrhunderts läuft.

3 Diskussion

Für die Lausitzer Seenkette besteht voraussichtlich die Notwendigkeit einer wasserwirtschaftlichen Nachsorge bis 2027 und darüber hinaus. Um diese Aufgabe bestmöglich zu lösen, d.h. die gestellten Umweltziele kosteneffektiv zu erreichen, prüft die LMBV innovative Vorschläge. Zu diesen Vorschlägen zählen die dargestellten Technologien der Konditionierung des Flutungswassers und der Wasserbehandlung durch ein Sanierungs-Schiff.

Es ist das Ziel der wasserwirtschaftlichen Sanierung die Tagebaufolgeseen der Lausitzer Seenkette bis zum Jahr 2015 in einen neutralen und ausleitbaren Zustand zu versetzen. Mit den hier dargestellten Verfahren wird ein innovativer Lösungsvorschlag vorgestellt. Gegenstand dieses Konzepts ist

- das Erreichen und Aufrechterhalten einer neutralen Wasserbeschaffenheit in der Seenkette durch Anlagen zur Konditionierung des Flutungswassers mit CO_2 und Alkalien.
- die gezielte Behandlung einzelner Seen und Teilflächen im Zeitraum der Nachsorge durch ein oder zwei See-Sanierungsschiffe
- Der Verzicht auf Anlagen zur Neutralisation und Eisenfällung im Auslauf von Seen. Dies betrifft Anlagen zwischen dem Neuwieser See und dem Partwitzer See, im Auslauf des Sedlitzer und des Ilse Sees und die Grubenwasserreinungsanlage Rainitza.

Die zu ergreifenden Maßnahmen müssen in ihrer Gesamtheit für die Seenkette durch örtlich auflösende Bilanzierungen als wirksam nachgewiesen werden. Für die hier dargestellten Vorschläge erfolgte der prinzipielle Nachweis, dass damit Stoffströme an Alkalien und CO_2 in der erforderlichen Größenordnung in die jeweiligen Seen eingetragen werden können. Auch zeigen Kostenschätzungen, dass diese Vorschläge wirtschaftliche Vorzüge besitzen.

Ein wesentliches Argument für die dargestellte Konditionierung und Seebehandlung wäre der mögliche langfristige Verzicht auf Wasserbehandlungsanlagen, die eine Neutralisation und Eisenfällung am Auslauf der Lausitzer Seenkette bewirken. Wenn diese Aufgabe bis zum Ende der ersten Nachsorgephase durch die Grubenwasserreinigungsanlage Rainitza bewältigt werden könnte und anschließend auf eine Behandlung verzichtet werden könnte, dann würde darin ein entscheidender Vorteil liegen.

4 Literatur

DGFZ (2005): Rahmenkonzept für die Planung von Wasserbehandlungsanlagen (WBA) an der Schnittstelle zur öffentlichen Vorflut in der Lausitz, unveröffentlichte Studie im Auftrag der LMBV.

LUCKNER, L. (2006): Sanierung einer Bergbaufolgelandschaft: Teil 1: Die Lösung des Wassermengen-Problems, Teil 2: Das Problem mit der Wasserqualität. Die Neutralisation der sauren Restseen, wwt Wasserwirtschaft Wassertechnik, Hefte 3-2006 und 4-2006.

ZSCHIEDRICH, K. & BENTHAUS, F.-C. (2005): Braunkohlesanierung- bergbauliche und wasserwirtschaftliche Aufgaben, in: Proceedings des DGFZ, Heft 27, Fachtagung Nachsorge betriebsbedingter Boden- und Grundwasserschäden des Bergbaus nach der endgültigen Betriebsstillegung, ISSN 1430-01760.

Sideritbildung in Tagebaurestseen – Mögliche Sanierungsstrategie des Restlochs Spreetal Nordost

Yvonne Unger, Christian Wolkersdorfer

TU Bergakademie Freiberg, Gustav-Zeuner-Straße 12, 09596 Freiberg, Yvonne.Unger@geo.tu-freiberg.de

Ziel der, Untersuchungen ist die Verbesserung der Wasserqualität von Tagebaurestseen. Insbesondere wird angestrebt die niedrigen pH-Werte und die extrem geringe Säurekapazität zu erhöhen. Dazu soll das Alkalinitätspotential von Schlämmen aus der Grubenwasseraufbereitung unter Verwendung von CO_2-Einleitungen genutzt werden. Gleichzeitig könnten somit die Kohlendioxidemissionen in die Atmosphäre verringert werden. Die Ablage des Kohlendioxids soll dabei in Form von Siderit ($FeCO_3$) am Boden der Seen erfolgen und somit nachhaltig die Wasserqualität von Tagebaurestseen verbessern. Der Tagebaurestsee Spreetal-Nordost (Lausitz) wurde für die Untersuchungen ausgewählt. Seit 1998 wurden in ihm große Mengen an alkalischem Eisenhydroxidschlamm aus der Grubenwasserreinigungsanlage Schwarze Pumpe abgelagert. In ersten Laboruntersuchungen wird ermittelt, inwieweit diese Methode zur Sanierung von Tagebaurestseen geeignet ist.

The treatment of acid mine lakes is a worldwide problem. In this study, it will be investigated since the sludge from acid mine drainage (AMD) treatment plants combined with carbon dioxide injections may improve the water quality in such pit lakes. Simultaneously, the emissions of carbon dioxide into the atmosphere may be reduced. The CO_2 will be sequestered in the lake sediments as siderite ($FeCO_3$). The acid mine lake Spreetal-Nordost (Lusatia/Germany) was chosen as a test site. Since 1998 iron hydroxide sludge from an AMD treatment plant was deposited into the lake. In preliminary tests the feasibility of this treatment scheme will be investigated.

1 Einleitung

Während des Braunkohleabbaus im Lausitzer Bergbaugebiet wurde der Grundwasserspiegel abgesenkt. Nach Einstellung der bergbaulichen Aktivitäten entsteht derzeit durch den natürlichen Grundwasseranstieg eine Vielzahl von Tagebaurestseen. Die mit der Oxidation der Eisensulfide (Pyrit, Markasit) einhergehende Versauerung der Wässer – insbesondere der Kippengrundwässer – wirkt sich auch negativ auf die Wasserbeschaffenheit der Tagebaurestseen und das aus den Restseen abströmende Grundwasser aus. Dies gilt vor allem für die Restlöcher deren Kippenmaterial nur eine geringe Säurepufferkapazität aufweist. Ein Restseewasser mit einer höheren Alkalinität kann den Säureeintrag aus dem zuströmendem Kippengrundwasser besser abpuffern und damit langfristig stabilen pH-Verhältnisse aufweisen. Um die Wasserbeschaffenheit von sauren Tagebaurestseen nachhaltig zu verbessern ist es daher nicht nur Ziel den pH-Wert anzuheben sondern vor allem die Alkalinität im Wasser zu erhöhen.

2 Sanierung durch Carbonatbildung

2.1 Allgemeine Verfahrensbeschreibung

In einigen Tagebaurestseen des ehemaligen Lausitzer Braunkohlebergbaus wurden Abfallprodukte wie Flugaschen und Eisenhydroxidschlämme verbracht. Die Eisenhydroxidschlämme stammen aus der Behandlung saurer Grubenwässer (Acid Mine Drainage) und werden derzeit noch in einige Tagebaurestseen eingeleitet. Im Allgemeinen enthalten diese Schlämme Calcit, Gips und große Mengen von amorphem Eisenhydroxid (ZINCK 2006). Überschüssiger Kalk bzw. Calciumhydroxid – abhängig von der Aufbereitungstechnologie – sind ebenfalls häufige Bestandteile in Schlämmen aus der Grubenwasserreinigung.

In derzeitigen Arbeiten soll mit Hilfe der obengenannten Abfallprodukte Kohlendioxid aus Verbrennungsanlagen durch die Bildung von Ca- und Fe-Carbonaten im Sediment festgelegt (mineral trapping) werden. Der mit dem CO_2 in die Restseen eingebrachte natürliche Puffer Bicarbo-

nat erhöht die Alkalinität der Restseen und gleichzeitig werden die Emissionen von Kohlendioxid in die Atmosphäre gemindert. Um die nötigen Voraussetzungen für die Bildung von Carbonat, d.h. etwa neutrale bis leicht alkalische pH-Werte zu erreichen, sollen die Schlämme der Grubenwasserreinigung als Kationenquelle genutzt werden. Die Einleitung des Kohlendioxids direkt in die Seesedimente erhöht die Alkalinität in den meist nur schwach gepufferten Restseen. Diese erhöhte Säurekapazität im Restseewasser kann sich durch die Verbindung der Seen untereinander somit auch positiv auf die nachfolgenden Seen der Restseekette auswirken. Gleichzeitig wird – im Gegensatz zur Speicherung von Kohlendioxid im Untergrund – CO_2 dauerhaft als Carbonat im Seesediment gespeichert. Die Bildung von Calcit und Siderit ist ein in natürlichen Seen vorkommender Prozess der mit Hilfe von CO_2-Einleitungen unterstützt bzw. beschleunigt werden soll.

2.2 Untersuchungsgebiet Spreetal-Nordost

Einer der Seen in denen große Mengen Eisenhydroxidschlamm eingeleitet wurden bzw. werden, ist der Tagebaurestsee Spreetal-Nordost (Abb. 1). Der Restsee befindet sich in der Mitte der zukünftigen Lausitzer Seenkette. Er liegt zwischen den Städten Spremberg / Schwarze Pumpe und Hoyerswerda in der Nähe der Ortschaft Spreetal. Im ehemaligen Tagebau Spreetal-Nordost wurde 1983 mit der Feldesentwässerung begonnen und ab 1983 Kohle abgebaut. Die Einstellung des Kohleabbaus im Tagebau Spreetal-Nordost erfolgte 1991. Der Tagebaurestsee wird seit 1998 zusätzlich zu aufgehendem Grundwasser mit alkalischem gereinigtem Grubenwasser aus der Grubenwasserreinigungsanlage Schwarze Pumpe am NW-Rand des Sees über ein Einlaufbauwerk gespeist. Die Einspülung des Eisenhydroxidschlamms auf der Ostseite des Tagebaurestsees erfolgt über einer Verspülleitung in Tieflagen des Tagebaurestsees. Die aktuell eingespeisten jährlichen Eisenhydroxidschlamm-Mengen von ca. $2 \cdot 10^6$ m³/a aus der Grubenwasserreinigungsanlage Schwarze Pumpe sind seitdem konstant geblieben. Somit kann davon ausgegangen werden, dass bis dato ca. $15 \cdot 10^6$ m³ Eisenhydroxidschlamm im See vorhanden sind. Am Boden des Tagebaurestsees Spreetal-Nordost wurden somit ca. 225.000 m³ an Feststoffen (ca. 1,5 % Feststoffgehalt des Eisenhydroxidschlammes) abgelagert. Davon sind potentiell etwa 15-20 % überschüssiges Calciumhydroxid. Aus Echolot-Aufnahmen des Seebodens geht hervor, dass sich die Hauptablagerung in direkter Nähe zur Einspülstelle befindet.

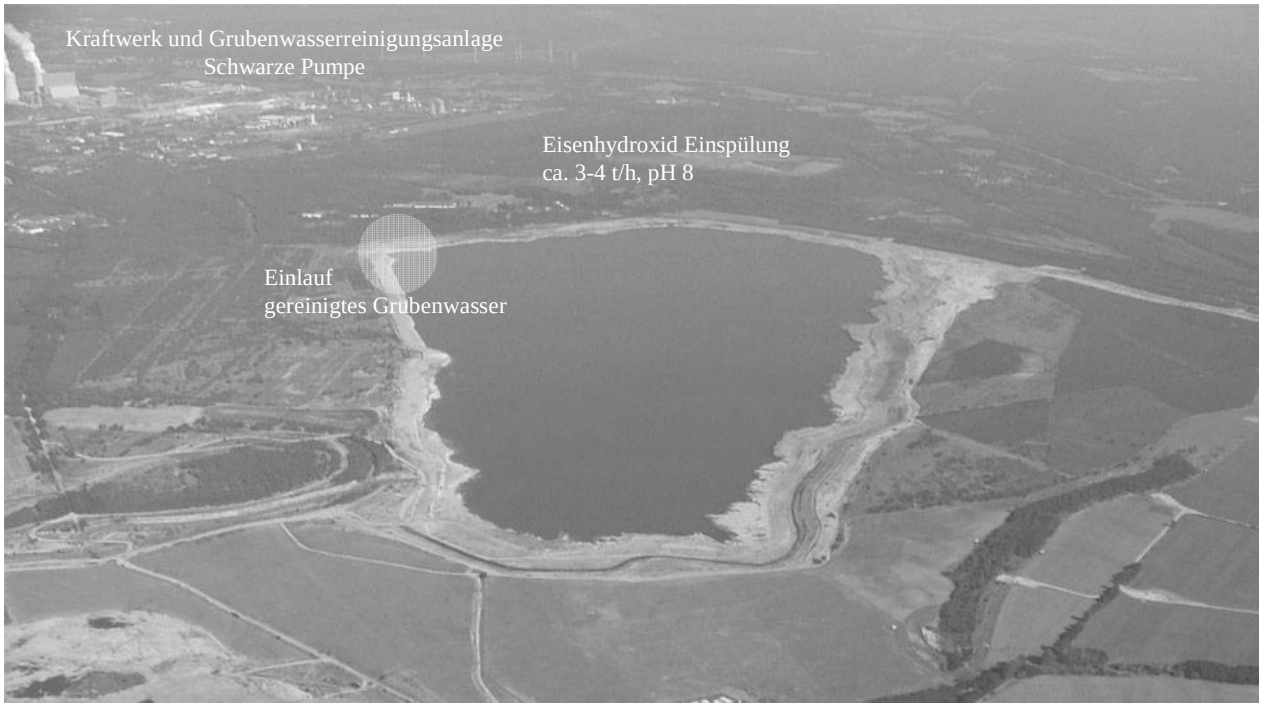


Abb. 1: Luftbild des Tagebaurestsees Spreetal-Nordost vom 23.09.2005 ca. 1000 m Flughöhe eta-AG (Ausrichtung nach Osten).

3 Sideritbildung

Um den Fe(III)-reichen Eisenhydroxidschlamm zur Sideritbildung nutzbar zu machen, muss vorher eine Reduktion von Fe(III) zu Fe(II) erfolgen. Aus der Lage des Stabilitätsfeldes von Siderit im Eh-pH-Diagramm (Abb. 2) geht hervor, dass sich Siderit nur im reduzierendem und neutralem bis leicht alkalischem Milieu bildet, da die zur Sideritfällung notwendige Bildung von Carbonationen sehr stark vom pH-Wert abhängt. Weitere Voraussetzung für die Bildung von Siderit ist ein gegenüber der Atmosphäre erhöhter CO_2-Partialdruck. Siderit ist das erste wichtige Carbonat, das aus eisenreichen Lösungen ausfällt, da es das am wenigsten lösliche Carbonat ist (FAIREN *et al.* 2004).

OHMOTO (2004) nennt folgende Bedingungen, die für die Sideritentstehung erfüllt sein müssen:

- sehr niedriger Sauerstoff-Partialdruck,
- sehr hoher Kohlendioxid-Partialdruck,
- leicht saurer bis neutraler pH-Wert,
- hohe Konzentration an Gesamt Fe^{2+} ($\Sigma Fe^{2+} = Fe^{2+} + FeHCO_3^-$) etwa 0,1 bis 100 ppm.

Die Reduktion des Eisenhydroxidschlamms und damit die Freisetzung von zweiwertigem Eisen kann entweder mikrobiell oder abiotisch erfolgen. Bei der Reduktion von Fe(III)-reichen Mineralen spielen Mikroorganismen eine große Rolle. Die bekanntesten Vertreter der eisenreduzierenden Bakterien sind *Shewanella putrefaciens*, *Shewanella algae*, *Geobacter metallireducens* und *Acidiphilium SJH*. Die drei erstgenannten sind hauptsächlich bei pH-Werten im neutralen Bereich aktiv. *Acidiphilium SJH* hingegen besitzt ein Aktivitätsoptimum bei pH-Werten von 3 (BRIDGE & JOHNSON 2000). In sauren Tagebaurestseen ist in der Regel nur ein sehr geringer Anteil an organischer Substanz vorhanden (DOC < 2 mg/L), sodass eine Reduktion des Eisenhydroxidschlammes durch Mikroorganismen nicht oder nur in sehr geringem Maße auftritt.

Neben der biologischen Reduktion können dreiwertige Eisenverbindungen auch abiotisch reduziert werden. Eine Möglichkeit der abiotischen Reduktion geben PALANDRI & KHARAKA (2005). Demnach kann Eisen(III) mit SO_2 reduziert werden. Schwefeldioxid entsteht bei der Verbrennung fossiler Brennstoffe. Durch zusätzlichen Eintrag von Kohlendioxid kann Eisen mit Schwefeldioxid vollständig zu Siderit umgewandelt werden (PALANDRI & KHARAKA 2005).

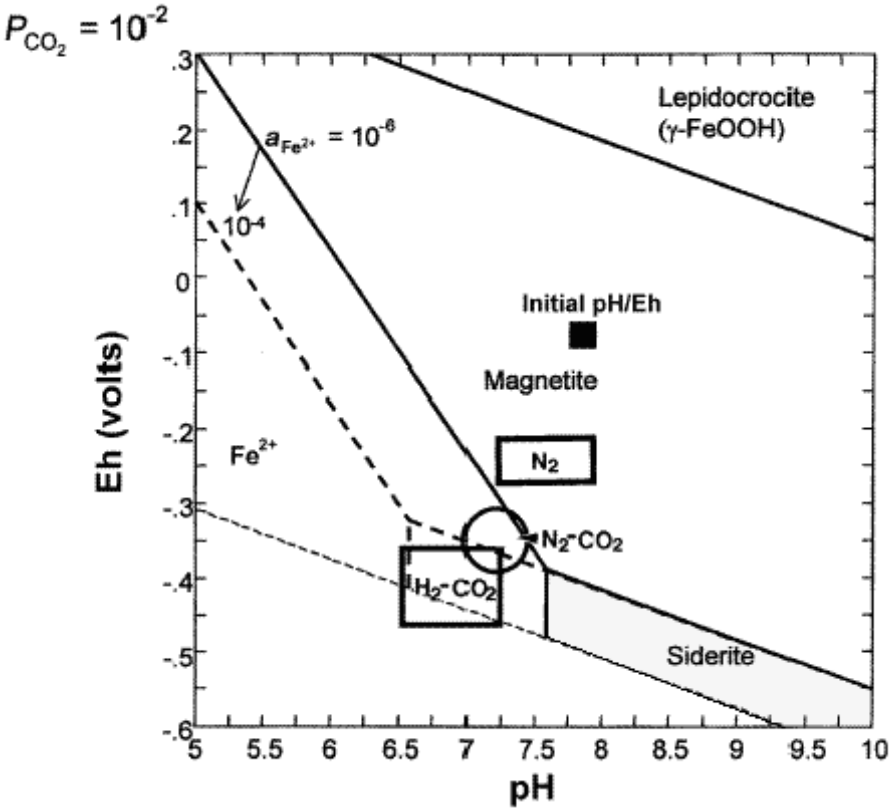


Abb. 2: Eh-pH-Stabilitätsfeld für Siderit im System H_2O-Fe-CO_2 bei 25 °C and 1 bar (aus ROH et al. 2004).

Dabei wird jedoch zusätzlich Sulfat freigesetzt (Gleichung 1).

$$Fe_2O_3(\text{Hämatit})+2CO_{2(g)}+SO_{2(g)}+H_2O \rightarrow 2FeCO_3(\text{Siderit})+H_2SO_4 \quad \text{(Gl. 1)}$$

Wie in Gleichung 2 und 3 dargestellt, können mit Hilfe von Dithionit (S_2O_4) amorphe und kristalline Fe(III)-oxide reduziert werden (SZECSODY *et al.* 2004). Die Freisetzung von Protonen bei der Reduktion von dreiwertigem Eisen im sauren Restsee ist jedoch nicht erwünschenswert.

$$S_2O_4 \rightarrow 2SO_2^- \quad \text{(Gl. 2)}$$

$$SO_2^- + Fe^{3+} + H_2O \rightarrow Fe^{2+} + SO_3^{2-} + 2H^+ \quad \text{(Gl. 3)}$$

Eine andere Möglichkeit der abiotischen Reduktion ist der Einsatz von elementarem Eisen (Fe^0; zero valent iron). Die Verwendung von Fe^0 in reaktiven Wänden ist ein gängiges Verfahren zur Sanierung von Grundwasserschäden. Insbesondere werden Fe^0-Wände zur Reduktion von halogenierten organischen Verbindungen (z.B. PCB's), Metall(oid)en (z.B. Cr, Zn, Cu, As) beziehungsweise von Radionukliden (z.B. U) eingesetzt. Die große Bandbreite der Einsatzmöglichkeiten von reaktiven Wänden wurde bereits durch eine Vielzahl von Autoren dargestellt (z.B. GILLHAM 1994, ORTH 1996, BLOWES 1997).

In den derzeit laufenden Untersuchungen soll die Reduktion des Eisenhydroxidschlammes abiotisch erfolgen. Zwar besteht generell auch die Möglichkeit eine organische Kohlenstoffquelle in den See einzubringen (z.B. Stroh mit Carbokalk; FRÖMMICHEN 2001), jedoch ist bisher nicht bekannt, dass dies für einen kompletten See erfolgreich durchgeführt wurde. Zudem wurde in Enclosure-Versuchen ein Eintrag von Phosphor in Verbindung mit der Kohlenstoffquelle festgestellt. Dies führte zur Eutrophierung des Gewässers und starker Algenblüte, was der Ausbildung eines breiten anoxischen Hypolimnions entgegenwirkte (FRÖMMICHEN 2001)

Daher soll in den Untersuchungen die Reduktion mit Hilfe von elementarem Eisen in Nanopartikelform erfolgen. Die Verwendung von nullwertigem Eisen stellt keine zusätzliche Belastung der Gewässer dar, da überschüssiges Eisen mit dem im Wasser gebildeten Carbonat zu Siderit ausgefällt wird.

Die Reduktion durch Fe^0 erfolgt in zwei verschiedenen Schritten (Gleichung 4 und 5):

$$2Fe^0 + 4H^+ + O_2 \rightarrow 2Fe^{2+} + 2H_2O \quad \text{(Gl. 4)}$$

Nachdem der gesamte Sauerstoff verbraucht ist, beginnt die eigentliche Reduktion von Eisenhydroxid (vereinfacht $Fe(OH)_3$; Gleichung 5 bzw. 6).

$$2Fe(OH)_3 + 6H^+ + Fe^0 \rightarrow 3Fe^{2+} + 6H_2O \quad \text{(Gl. 5)}$$

$$2Fe(OH)_3 + Fe^0 \rightarrow 3Fe(OH)_2 \quad \text{(Gl. 6)}$$

Die Anwendung von Eisen in Nanopartikelform wurde gewählt, um die spezifische Oberfläche und damit die Reaktionsfähigkeit des Eisens zu erhöhen. Gleichzeitig kann das Eisen auf Grund der geringen Größe direkt in das Sediment eingeleitet werden. Unter Umständen ist das Eisen somit zusammen mit dem Kohlendioxid injizierbar.

4 Thermodynamische Modellierung

4.1 Anfangsbedingungen

In ersten Untersuchungen wurde mit Hilfe eines thermodynamischen Modells gezeigt, das die Sideritbildung in Tagebaurestseen – speziell im Tagebaurestsee Spreetal-Nordost – möglich ist. Der Tagebaurestsee Spreetal-Nordost weist in seinem derzeitigen Zustand einen pH-Wert von etwa 4 auf. Es liegen im See oxidierende Verhältnisse vor. Eisen liegt unter diesen Bedingungen überwiegend als dreiwertiges Eisen (1 mg/L) vor. Die dominierenden Spezies sind Eisenhydroxidkomplexe. Im Gegensatz dazu liegt zweiwertiges Eisen (0,3 mg/L) als freies Kation in der Lösung vor. Der Sulfatgehalt ist mit 1,1 g/L als recht hoch anzusehen. Abgesehen von Goethit, Hämatit, Maghmenit, Magnetit und Jarosit liegen alle Mineralphasen im gesättigten bzw. untersättigten Zustand vor. Die obengenannten Mineralphasen bilden sich aber vor allem durch Umwandlungsprozesse und werden somit nicht aus der Lösung ausfallen.

4.2 Thermodynamisches Gleichgewicht

Die schrittweise Gleichgewichtsmodellierung der Sideritbildung erfolgte mit dem Programmcode PhreeqC (PARKHURST & APPELO 1999). Im ersten Schritt wurde Fe^0 als Fe(cr) (nach HUMMEL et al. 2002) zugegeben unter gleichzeitiger Lösung von Eisenhydroxid und Zugabe von Calciumhydroxid. Dies sind die Hauptbestandteile in Schlämmen aus Grubenwasseraufbereitungsanlagen (s. Kap. 2.1). Dabei ist die Menge des reduzierbaren Eisenhydroxidschlammes abhängig

Tab. 1: Ergebnisse der PhreeqC-Modellierung für den Tagebaurestsee Spreetal-Nordost (pCO_2 = 0,5 bar, Zugabe von 5 mmol Fe^0).

Schritt	Fe^0 [mmol/L]	pCO_2 [bar]	pH [-]	pe [-]	Fe(II) [mol/L]	Fe(III) [mol/L]	$SI_{Siderit}$ [-]	Fällung Siderit [g/L]	Lösung $Fe(OH)_3$ [mmol/L]
0	-	0,0003	3,9	11,3	$5{,}2 \cdot 10^{-06}$	$2{,}0 \cdot 10^{-05}$	-9,6	-	-
1	5	0,0003	13,0	-9,5	$8{,}6 \cdot 10^{-03}$	$2{,}0 \cdot 10^{-05}$	-6,8	-	3,6
2	-	0,5000	6,7	-2,8	$8{,}6 \cdot 10^{-03}$	$5{,}3 \cdot 10^{-12}$	2,2	-	-
3	-	0,0003	9,4	12,4	$6{,}7 \cdot 10^{-18}$	$1{,}7 \cdot 10^{-04}$	0	13	-

von der zugegebenen Menge an reaktivem Eisen. Im zweiten Schritt wurde der CO_2-Partialdruck im System auf 0,5 bar erhöht, dies entspricht in etwa einem Gasgemisch mit 10 % CO_2 in 40 m Wassersäule. Die 10 % entsprechen ungefähr dem CO_2-Anteil in Gasen aus Verbrennungsanlagen. Durch die Zufuhr von Carbonationen liegt Siderit im übersättigten Zustand vor. Das Beispiel in Tab. 1 zeigt, dass sich der Sättigungsindex für Siderit von –6,8 auf 2,2 erhöht. Bis zum Erreichen des Gleichgewichts mit der Phase Siderit werden ca. 13 g/L Fe-Carbonat ausgefällt. Unter der Vorraussetzung das ein Gleichgewicht mit der Atmosphäre erreicht wird, steigt der pH-Wert auf leicht alkalische Werte (Tab. 1).

Mit zunehmendem CO_2-Partialdruck steigt die Aufnahme von Carbonationen in die Lösung, wodurch die Bildung von Carbonaten begünstigt wird. Der damit verbundene Eintrag von Kohlensäure in die Lösung senkt jedoch den pH-Wert, sodass dies der Carbonatbildung entgegenwirkt. Daher ist es Ziel der weiteren Untersuchungen – zunächst im Labormaßstab – den optimalen CO_2-Partialdruck im Gasgemisch zu ermitteln.

5 Ausblick

Es steht außer Frage, dass die CO_2-Sequestrierungsrate in Form von Carbonaten mengenmäßig nicht die Größenordnung der CO_2-Speicherung im Untergrund erreichen wird. Die Festlegung von Kohlendioxid als Carbonat im Seesediment ist dabei jedoch nachhaltig und gleichzeitig tritt eine Verbesserung der Wasserbeschaffenheit in sauren Tagebaurestseen ein. Da es sich bei dem Prozess der Carbonatbildung in Seen um einen natürlichen Prozess handelt, stellt das Verfahren der Sideritbildung nur einen geringen Eingriff in das Ökosystem dar.

Die Untersuchung der Reaktionskinetik in der Realität steht im Vordergrund der weiteren Arbeiten. Dazu werden im Labormaßstab Batch-Versuche durchgeführt. Ebenfalls wird die optimale Dosierung des Kohlendioxids sowie des nullwertigen Eisens Gegenstand der weiteren Untersuchungen sein. Ein Hauptaugenmerk liegt darüber hinaus auf der Untersuchung der Eisenhydroxidschlämme der Grubenwasseraufbereitungsanlage und der Seesedimente. Dabei wird zu prüfen sein in welchem Maße die in den Eisenhydroxiden gebundenen Metalle und Metalloide durch die Reduktion in Lösung übergehen und inwieweit eine Copräzipitation mit den sich bildenden Carbonaten erfolgt.

6 Literatur

BLOWES, D. W. (1997): In-situ remediation of Cr(VI)-contaminated groundwater using permeable reactive walls - Laboratory studies. – Environmental Science & Technology, **31**: 123-137.

BRIDGE, T. A. M. & JOHNSON, D. B. (2000): Reductive Dissolution of Ferric Iron Minerals by Acidiphilium SJH. – Geomicrobiology Journal, **17**: 193-206, 5 Abb., 2 Tab.; New York.

FAIREN, A. G., FERNANDEZ-REMOLAR, D., DOHM, J. M., VICTOR R. BAKER & RICARDO AMILS (2004): Inhibition of carbonate synthesis in acidic oceans on early Mars. – Nature, **431**: 423-426, 3 Abb., 1 Tab.; London.

FRÖMMICHEN, R. (2001): In situ-Sanierungsstrategie zur Förderung der mikrobiellen Entsäuerung von geogen schwefelsauren Bergbaurestseen - Mesokosmosstudien. – UFZ-Bericht, **12**: 155, zahlr. Abb., zahlr. Tab.; Leipzig.

GILLHAM, R. W. & OHANNESIN, S. F. (1994): Enhanced degredation of halogenated aliphatics by zero-valent iron. – Ground Water, **32** (6): 958-967.

HUMMEL, W., BERNER, U., CURTI, E., PEARSON, F. J. & THOENEN, T. (2002): Nagra / PSI Chemical Thermodynmic Data Base 01/01. – 565 S.; Parkland (Universal Publishers).

OHMOTO, H., WATANABE, Y. & KUMAZAWA, K. (2004): Evidence from massive siderite beds for a CO2-rich atmosphere before ,1.8 billion years ago. – Nature, **429**: 395-399, 3 Abb.; London.

ORTH, W. S. & GILLHAM, R. W. (1996): Dechlorination of trichlorethene in aqueous solution using Fe-0. – Environmental Science & Technology, **30** (1): 66-71.

PALANDRI, J. L. & KHARAKA, Y. K. (2005): Ferric iron-bearing sediments as a mineral trap for CO2 sequestration: Iron reduction using sulfur-bearing waste gas. – Chemical Geology, **217** (3/4): 351-364, 7 Abb., 1 Tab.; Amsterdam.

PARKHURST, D. L. & APPELO, C. A. J. (1999): User's Guide to PhreeqC (Version 2):A computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport and inverse geochemical calculations. – 312 S.; Denver, Colorado (U. S. Geological Survey).

ROH, Y., ZHANG, C.-L., VALI, H., LAUF, R. J., ZHOU, J. & PHELPS, T. J. (2003): Biogeochemical and environmental factors in Fe biomineralization - magnetite and siderite formation. – Clays and Clay Minerals, **51** (1): 83-95, 7 Abb., 3 Tab.; Oxford.

SZECSODY, J. E., FRUCHTER, J. S., WILLIAMS, M. D., VERMEUL, V. R. & SKLAREW, D. (2004): In Situ Chemical Reduction of Aquifer Sediments: Enhancement of Reactive Iron Phases and TCE Dechlorination. – Environmental Science & Technology, **38**: 4656-4663, 7 Abb., 2 Tab.; Washington, DC.

ZINCK, J. (2006): Disposal, reprocessing and reuse options for acidic drainage treatment sludge: ICARD 2006. – S. 2604-2617, 2 Abb.; St. Louis (Proceedings, International Conference of Acid Rock Drainage (ICARD)).

Neutralisationspotential von Flugaschen – Restseesanierung Burghammer

Mandy Schipek[1], Bastian Graupner[2], Broder Merkel[1], Christian Wolkersdorfer[1], Florian Werner[2]

[1]TU Bergakademie Freiberg, Lehrstuhl für Hydrogeologie, Gustav-Zeuner-Str. 12, 09596 Freiberg/Sachsen, mandy.schipek@geo.tu-freiberg.de

[2]Dresdner Grundwasserforschungszentrum e.V., Meraner Straße 12, 01217 Dresden

Die Grundidee des Projektes CDEAL (Carbon dioxide elimination by using acid mine lakes and calcium oxide suspensions) ist es, die Kohlendioxidemission in die Atmosphäre durch die Speicherung im Untergrund zu verringern und gleichzeitig die Wasserqualität in den vom Braunkohlenbergbau schwerwiegend beeinflussten Gebieten zu erhöhen. Die Speicherung des Kohlenstoffdioxids (CO_2) erfolgt in Form von Carbonat im Sediment der Restseen und ist somit nachhaltig. Durch das Projekt CDEAL soll gezeigt werden, dass Abfallprodukte (CaO aus Braunkohlekraftwerksaschen) sowie das Treibhausgas (CO_2) genutzt werden können, um die Wasserqualität von Tagebaurestseen zu verbessern und somit zur Aufwertung ehemaliger Braunkohlenbergbaulandschaft beitragen. Der Tagebaurestsee Burghammer (Lausitz) ist prädestiniert für die Untersuchungen, da in ihm von 1973 bis 1997 die Einspülung von Kraftwerksaschen aus dem Kraftwerk „Schwarze Pumpe“ erfolgte. Der augenblickliche Stand der Untersuchungen soll dargestellt werden und zeigen, inwieweit diese Methode zur Sanierung von Tagebaurestseen geeignet ist.

The aim of this project is to reduce the emission of carbon dioxide into the atmosphere by underwater storage, accompanied by improving the water quality in areas seriously affected by lignite mining. Carbon dioxide (CO_2) is precipitated sustainably as calcite ($CaCO_3$) in the sediments of the open cast lignite lakes. The project CDEAL (Carbon dioxide elimination by using acid mine lakes and calcium oxide suspensions) is designed to show that by-products (CaO from fly ashes) as well as greenhouse gases (CO_2) can be used to improve the water quality of open cast lakes and thus contributing to an environmental protection of areas affected by lignite mining operations. The lake Burghammer (Lusatia) is an ideal investigation case as it received fly ashes from the power plant „Schwarze Pumpe“ from 1973 to 1997. The current state of the investigations is presented and shows to what degree this method can be used to remediate open cast lignite lakes.

1 Das Lausitzer Bergbaurevier

Im Lausitzer Bergbaurevier hat der intensive Bergbau im zurückliegenden Jahrhundert riesige Mengen von Flugaschen, Carbonat- und Eisenschlämmen (aus der Behandlung des sauren Grubenwassers) produziert, die sich nun in den verlassenen und gefluteten Tagebauen befinden. Einer dieser früheren Tagebaue ist der saure Restsee Burghammer, der in seinem Seesediment große Mengen dieser eingebrachten Reststoffe enthält.

Der Tagebaurestsee Burghammer befindet sich 5 km östlich der Stadt Hoyerswerda, in Sachsen. Ab 1957 wurde das Gebiet entwässert und der Abbau im 8,6 km² großen Braunkohletagebau begann im Jahr 1959. 1963 wurde die erste Braunkohle abgebaut und 10 Jahre später der Tagebau geschlossen, da die Lagerstätte vollständig abgebaut war. Ab Schließung des Tagebaus bis 1997 erfolgte die Einspülung von Kraftwerksaschen aus dem Kraftwerk „Schwarze Pumpe“. Rekultivierungsmaßnahmen wurden seit 1996 ergriffen.

Der Tagebaurestsee Burghammer liegt im Einzugsgebiet der Spree. Ziel der Sanierung des ehemaligen Tagebaues ist, den Tagebaurestsee im Verbund mit Dreiweibern und Lohsa II als Speicherverbundsystem (Speicherverbund Lohsa) zu nutzen. Als letztes Speicherbecken innerhalb des Speicherverbundsystems erfolgt der Abfluss über den Restsee Burghammer in die Kleine Spree, die in die Spree mündet. Der See ist heute bei einem Wasserstand von 104 mNN zu 72% gefüllt. Im Endzustand soll der See über ein Wasservolumen von 36 Mio. m^3 verfügen.

Aufgrund der geringen Pufferkapazität des Seewassers ist der pH-Wert von etwa 8 im Jahr 1997 auf etwa 2,9 (Stand April 2006) gefallen.

Für die Hauptinhaltsstoffe wurde für das Epilimnion des Restsees Burghammer im Jahr 2006 folgende Werte gemessen: Na 2,4 mmol/L, K 0,2 mmol/L, Ca 8,5 mmol/L, Mg 2 mmol/L, C 0,15 mmol/L, S 13 mmol/L, Fe 0,4 mmol/L, Cl 2,3 mmol/L. Der pH betrug 2,9 und das Wasser des Sees wies eine Leitfähigkeit von 2400 µS/cm auf; die Acidität lag bei etwa 1 mmol/L. Der Restsee Burghammer ist sauerstoffgesättigt und weist ein entsprechend hohes Redoxpotential auf. Stickstoffverbindungen und Orthophosphat treten nur in sehr geringen Konzentrationen auf.

2 Alkalinitätserhöhung mittels CO_2-Dosierung

Im Rahmen des BMBF-geförderten Projektes CDEAL sollen saure Wässer aus Tagebaurestseen der Braunkohlengewinnung in Verbindung mit CaO-Suspensionen verwendet werden, um Kohlenstoffdioxid zu eliminieren. Abb. 2 stellt das Prinzip der stattfindenden Prozesse dar.

Ausgehend davon, dass die in die Tagebaurestseen verbrachten Kraftwerksachen bei der Flutung der Seen nur geringfügig mit den säurebildenden Edukten im See reagiert haben, kann der vorhandene bilanzmäßige CaO-Überschuss verwendet werden, um mit CO_2 zu $CaCO_3$ karbonatisiert zu werden. Die wesentlichen Reaktionsgleichungen für den Neutralisierungsprozess sind:

$$CaO + 2\,H^+ \rightarrow Ca^{2+} + H_2O \qquad \text{(Gl. 1)}$$

$$CO_{2(g)} + H_2O \rightarrow 2\,H^+ + CO_3^{2-} \qquad \text{(Gl. 2)}$$

$$H^+ + CO_3^{2-} \rightarrow HCO_3^- \qquad \text{(Gl.3)}$$

$$CO_3^{2-} + Ca^{2+} \rightarrow CaCO_{3(s)} \qquad \text{(Gl. 4)}$$

Die thermodynamische Begründung einer Calcit-Fällung ist gegeben, wenn das Aktivitätsprodukt von Calcium und Carbonat das temperaturabhängige Löslichkeitsprodukt LP erreicht. Aufgrund der starken pH-Wert-Abhängigkeit des Löslichkeitsproduktes von Calcit werden für die Calcitfällung neutrale bis alkalische Bedingungen benötigt. Bei einem sauren Wasser mit einer typischen hohen Calcium-Konzentration (3-10



Abb. 1: Luftbildaufnahme des Tagebaurestsees Burghammer (Foto: SCHOLZ 2005).

mmol/L) kommt es bei einer Basentitration zur Calcitsättigung wenn für CO_2 ein Gleichgewicht mit der Atmosphäre zugelassen wird. Die Zugabe des CO_2 soll über Injektionsleitungen im Bereich des Seebodens, d.h. im Sediment erfolgen. Dadurch wird eine längere Verweildauer und Reaktionszeit garantiert und es könnten somit höhere CO_2-Sequestrierungsraten angestrebt werden (MERKEL 2005). Das Fällungsprodukt Calcit wird im Sediment gespeichert. Diese Methode ist gegenüber anderen Methoden zur CO_2-Sequestrierung nachhaltig, da CO_2 in Calcit überführt wird und nicht einfach zwischengespeichert wird. Ziel ist es dabei, die in den Flugaschen gebundenen Spurenmetalle mit auszufällen.

Zur Abschätzung der einzusetzenden Menge an CO_2 wurde eine thermodynamische Modellierung mit dem Programm PhreeqC durchgeführt Für alle Simulationen wurde der in PhreeqC verfügbare thermodynamische Datenbanksatz Minteq.v4 (2.2.2005) verwendet. Im ersten Schritt wurde im Wasser CaO (REACTION) und CO_2 (EQUILIBRIUM_PHASES) gelöst, wobei Calcitfällung zugelassen wurde. CO_2 wurde mit einem Partialdruck von 2 bar angesetzt, basierend auf der Annahme, dass die Behandlung mit reinem CO_2 in 10 m Wassertiefe stattfindet. Diese Annahme ergibt sich aus der durchschnittlich angestrebten Wassertiefe (8 m) des Tagebaurestsees Burghammer im Endzustand.

In einem zweiten Schritt wurde dieses Wasser mit dem derzeitigen atmosphärischen CO_2-Partialdruck von 378 Vppm ins Gleichgewicht gesetzt um ein Ausgasen des behandelten Wassers unter Atmosphärenbedingungen abzuschätzen.

Da spätere CO_2-Lieferanten ohne technische Anreicherungsverfahren lediglich CO_2-Gehalte von 10 bis 20 % liefern können, wurde ebenfalls eine Modellierung mit einem CO_2-Partialdruck von 0,2 bar durchgeführt.

Wie schon in WERNER *et al.* (2006) und MERKEL (2005) beschrieben, hat der CO_2-Partialdruck maßgeblich Einfluss auf den pH-Wert. Je geringer der verwendete CO_2-Partialdruck, desto weniger CO_2 entgast ungenutzt in die Atmosphäre nachdem das ganze System wieder ins Gleichgewicht mit dem atmosphärischen CO_2-Partialdruck gesetzt wird. Die Modellierung ergab eine 90-prozentige Effizienz des Verfahrens.

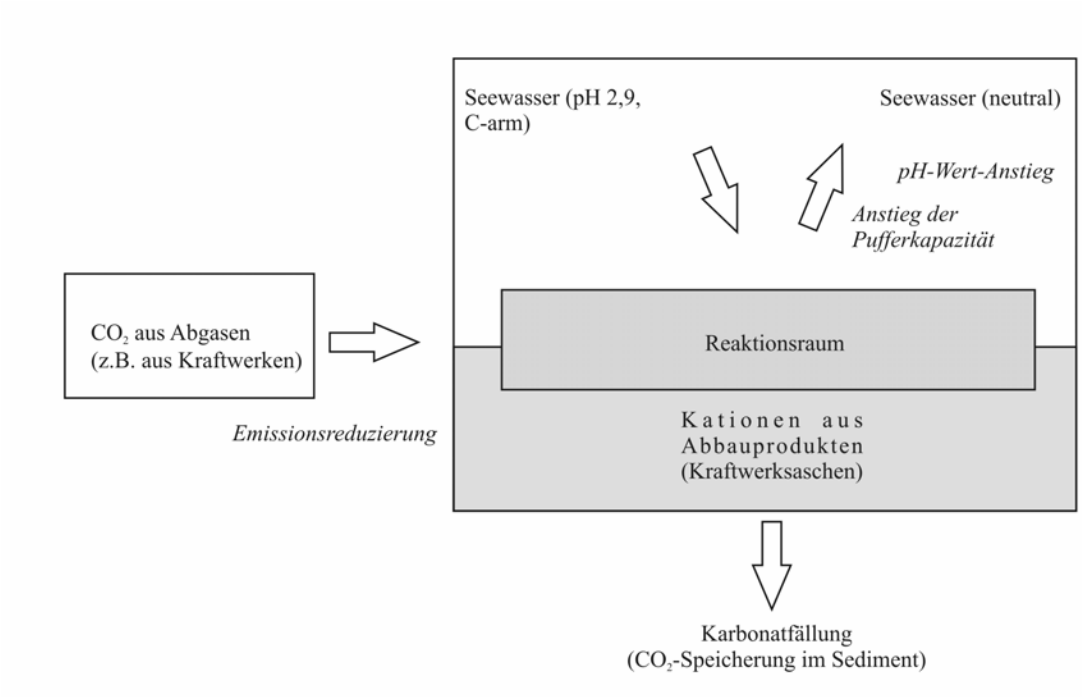


Abb. 2: CO_2-Speicherung durch Carbonatfällung.

Tab. 1: Ergebnisse einer PhreeqC Modellierung mit einem CO_2-Partialdruck von 2 bar (entspricht 100 % CO_2 in 10 m Wassertiefe).

Schritt	*CaO-Zugabe [mmol/L]*	CO_2-*Partialdruck [bar]*	CO_2-*Zugabe [mmol/L]*	*Calcite [mmol/L]*	$Ca_{gelöst}$ *[mmol/L]*	$C_{gelöst}$ *[mmol/L]*	*pH-Wert [-]*
0	0	-	-	-	8,5	0,14	2,9
1	1000	2	1098	980,5	28	117,6	5,8
2	0	$3{,}78 \cdot 10^{-4}$	-99,1	17,6	10,3	0,7	7,8

Tab. 2: Ergebnisse einer PhreeqC Modellierung mit einem CO_2-Partialdruck von 0,4 bar (entspricht 20 % CO_2 in 10 m Wassertiefe).

Schritt	*CaO-Zugabe [mmol/L]*	CO_2-*Partialdruck [bar]*	CO_2-*Zugabe [mmol/L]*	*Calcite [mmol/L]*	$Ca_{gelöst}$ *[mmol/L]*	$C_{gelöst}$ *[mmol/L]*	*pH-Wert [-]*
0	0	-	-	-	8,5	0,14	2,9
1	1000	0.4	1024	989,4	19,1	34,8	6,2
2	0	$3{,}78 \cdot 10^{-4}$	-25,4	8,73	10,4	0,8	7,8

3 Experimentelle Methodik

3.1 Geochemische und mineralogische Untersuchungen

Im Rahmen von zwei Probenahmekampagnen konnte ausreichend Sediment aus dem Bereich des eingespülten Aschekörpers gewonnen werden. Das dabei gewonnene Probenmaterial wurde einerseits für geochemische und andererseits für mineralogische Untersuchungen genutzt. Das Probenmaterial wurde nach DIN 38 414, Teil 4 mit destilliertem Wasser eluiert. Das angefallene Eluat wurde angesäuert (HNO_3) und mit der ICP-MS auf enthaltene Metalle und Metalloide untersucht. Um den für das Verfahren verfügbaren Anteil an CaO abschätzen zu können wurde eine sequentielle Extraktion nach ZEIEN (1995) durchgeführt.

Darüber hinaus wurden mineralogische und phasenanalytische Untersuchungen an den Seesedimenten durchgeführt. In Anlehnung an die Empfehlungen vom Landesumweltamt Brandenburg (1996) fanden röntgendiffraktrometrische sowie infrarotspektroskopische Untersuchungen statt.

3.2 Experimentelle Methodik der Carbonatfällung an Aschen am DGFZ

Die Fällung von Carbonat durch Zugabe von CO_2 sollte zuerst detailliert in einer Batchversuchsanlage untersucht werden, bevor Versuche zur technischen Umsetzung erfolgen. Dafür wurde am DGFZ die in Abb. 3 dargestellte Anlage aufgebaut. Der Reaktorraum mit einem Volumen von $1{,}284 \cdot 10^{-3}$ m³ wurde aus Acryl hergestellt. Die Bodenplatte ist mit dem Zylinder verklebt. Der Deckel ist abnehmbar und kann über 8 Schrauben fixiert werden, so dass auch Versuche bis 1 bar Überdruck möglich sind. Als Mehrparameter-Messsystem wird das LM 2000 von Meinsberg verwendet. Daran ist die pH-Einstabmesskette EGA 143 SMEK (geeignet für kontinuierliche Messungen) und Leitfähigkeits-Messzelle LTG 1/23 SMEK und jeweils 1 Temperaturfühler Pt 1000 angeschlossen. Zusätzlich wird das analoge Signal des Druckmessumformers DMP 331 (Absolutdruck) von Druck &

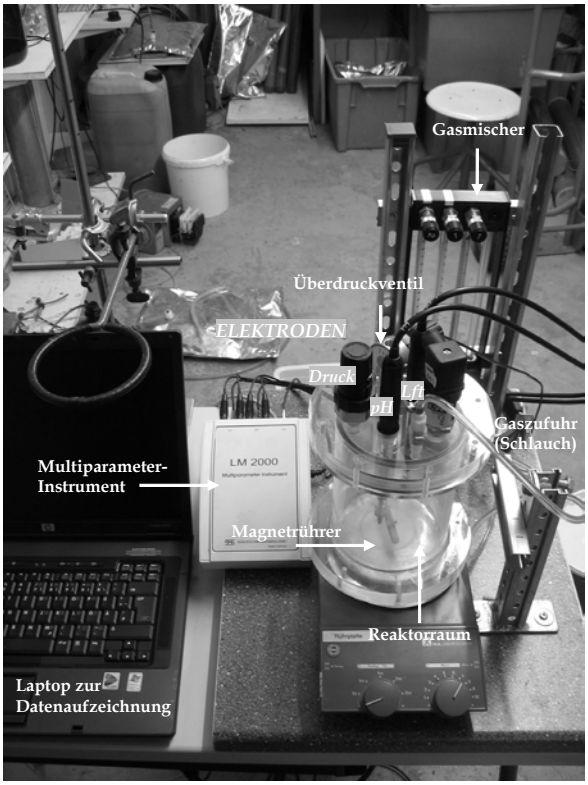


Abb. 3: Batchversuchsanlage des DGFZ.

Tab. 3: Darstellung des angewandten sequentiellen Extraktionsverfahren und der damit erfassten Metall- / Metalloid-Bindungsformen (verändert nach Zeien 1995).

Fraktion	*Bezeichnung und Bindungsform*	*Extraktionsmittel*
1.	S4-Elution	dest. H_2O
2.	Mobile Fraktion Wasserlösliche und austauschbare (unspezifisch adsorbierte) Metall- / Metalloidanteile sowie leicht lösliche metallorganische Komplexe)	1 M NH_4NO_3
3.	Leicht nachlieferbare Fraktion Spezifisch adsorbierte, oberflächennah okkludierte und an $CaCO_3$ gebundene Formen sowie metallorganische Komplexe geringerer Bindungsstärke	1 M NH_4OAc (pH 6.0)
4.	Residualfraktion	HNO_3 + HCl (3 : 1)

Temperatur mit einer Genauigkeit von 0,25 % ausgewertet. Die Signale werden an einen Messcomputer weitergeleitet und kontinuierlich im 10-Sekunden-Takt aufgezeichnet.

Als Gas wird ein Gemisch aus N_2 und CO_2 verwendet. Der gewünschte Anteil von CO_2 kann über einen Gasmischer eingestellt werden. Die Genauigkeit der eingestellten Mischung liegt überwiegend zwischen ± 3 und 5 Vol-%. Besonders die höheren Abweichungen sind vermutlich durch die Gasprobenahme verursacht. Dies soll für die weitere Bearbeitung noch optimiert werden. Der Gaseintrag kann in die Gasphase oder mittels Schlauch in die wässrige Phase erfolgen. Zur Beschleunigung der Reaktionen wird ein Magnetrührer mit Heizplatte verwendet.

Neben der kontinuierlichen Aufzeichnung von Temperatur, pH, elektrischer Leitfähigkeit und Druck wurden während des Versuches mehrere Wasser- und Gasproben genommen. Das Gas wurde mittels Gaschromatographie auf CO_2 und N_2 untersucht. Die Elementgehalte des Wassers wurden mit ICP-MS ermittelt. Zusätzlich erfolgte die Bestimmung von Sulfat über Ionenchromatographie und des gesamten anorganischen Kohlenstoffes (TIC) über das Austreiben mit Säure (TOC5000). Nach Beendigung des Versuches wurde die Feststoffprobe mit einem CSMAT auf TIC untersucht.

4 Stand der Untersuchungen

Das Verhalten von Metallen und Metalloiden in einer Sediment/Wassersuspension wird von zahlreichen Prozessen, so z.B. Sorption, Desorption, Ionenaustausch, Bindungs-, Redox- und Lösungsreaktionen bestimmt. Der tatsächlich in Wasser gelöste Anteil dieser Metalle und Metalloide wird durch eine Überlagerung der genannten Reaktionen bestimmt.

Abb. 4 stellt die bei der S4-Elution ermittelten Calcium-Gehalte der drei im Bereich der Aschеablagerungen abgeteuften Bohrungen dar. Bei den drei Bohrungen ist eine Schichtung der Sedimente zu erkennen. Die durchgeführte sequentielle Extraktion nach ZEIEN bestätigt diese Vermutung.

Abb. 5 zeigt die Calciumgehalte des Bohrkernes BGH-1412-P3. Ein Vergleich der Eluierbarkeit der Sedimente mit den in Tab. 3 aufgezeigten Extraktionsmitteln, ergab, dass die leicht nachlieferbare Fraktion (Fraktion 3) deutlich weniger Calcium-Gehalte lieferte als die mobile Fraktion (Fraktion 1). Die Residualfraktion lieferte Calcium-Gehalte von 1 – 8 %. PRASHANTH *et al.* (2001) berichtet von Calcium-Gehalten (als CaO) von 3 – 9 %. Untersuchungen von ZSCHIEDRICH *et al.* (2000) ergaben durchschnittlich 20 Masse-% CaO (LMBV).

Die quantitative Phasenzusammensetzung der Sedimente wurde röntgenographisch mit dem Rietveld-Verfahren ermittelt. Die Untersuchungen ergaben Calcitgehalte von 1 – 11 Masse-% und einen großen Anteil amorpher bzw. schlecht kristalliner Phasen (24 – 66 Masse-%). Quarz konnte mit stark variierenden Gehalten von 13 – 67 Masse-% nachgewiesen werden. Weiterhin wurden die Phasen Brownmillerit (2 – 5 Masse-%), Magnetit (3 – 5 Masse-%), Hämatit (1 – 2 Masse-%), Clinopyroxene (Spur – 3 Masse-%), sowie Kalifeldspat (Spur bis 2 Masse-%) berücksichtigt.

4.1 Experimentelle Methodik der Carbonatfällung an Aschen

Bisher wurden Versuche mit Braunkohlenfilteraschen durchgeführt. Dabei wurden 20 g Aschen und 1 Liter deionisiertes Wasser verwendet. Die Gasphase nimmt somit einen Raum von 284 ml ein. In der ersten Versuchsphase wurde die A-

sche im Wasser gerührt, bis sich in etwa ein Gleichgewicht bezogen auf die elektrische Leitfähigkeit einstellte. Die Zusammensetzung und der Druck der Gasphase entspricht in Phase I (bis 94 Minuten nach Beginn des Versuches) atmosphärischen Bedingungen. Anschließend erfolgte die Gaszufuhr mit dem gewünschten CO_2-Anteil (bis 101 Minuten nach Beginn). Beispielhaft sind die Messergebnisse in Abb. 6 dargestellt. Neben den kontinuierlich gemessenen Parametern sind die TIC-Gehalte des Feststoffes sowie die Calcium-Gehalte des Wassers aufgeführt.

Unmittelbar nach Beginn der Zufuhr des Gases (Phase II) kommt es zu einem rapiden Absinken der Leitfähigkeit. Der pH-Wert folgt langsamer und etwas später. Parallel dazu sinkt die Calciumkonzentration. Anschließend kommt es zur Nachlösung von Ionen aus dem Feststoff, weshalb die Leitfähigkeit, die Calciumkonzentration und auch der pH-Wert ansteigen. Bei der 2. Gaszufuhr (Phase IV: 201 bis 208 Minuten nach Beginn) überlagern sich vermutlich mehrere Prozesse. Neben der Ausfällung kommt es auf Grund des des pH-Wertes zur Freisetzung von Calcium aus der Asche. Der niedrige pH-Wert verhindert aber die weitere Bildung von Carbonaten.

Die aufgeführten TIC-Werte lassen den Schluss zu, dass Carbonate mit einem Masseanteil von 0,62 Masse-% gefällt wurden. Dabei zeigen verschiedene Experimente, dass etwa die Hälfte des TIC während des starken Abfallens der Leitfähigkeit (Phase II) entsteht. PhreeqC-Rechnungen zeigen in diesem Zeitraum auf eine Übersättigung bezüglich Calcit hin. Die Reaktionsrate ist in diesem Bereich sehr schnell und damit nicht limitierend. Nach Beendigung der Gaszufuhr fällt Carbonat vermutlich weiterhin aber mit deutlich geringeren Raten aus.

Die Gaszufuhr erfolgte in die Gasphase. Damit wird der Transport von CO_2 bis zum Ort der Reaktion durch Diffusion in der Gasphase, Übergang von der Gas- in die Wasserphase sowie durch die Verteilung in der wässrigen Phase beeinflusst. Die geringe Wasseroberfläche von $1 \cdot 10^{-2}$ m² im Vergleich zum Wasservolumen von rund $1 \cdot 10^{-3}$ m³ schränkt den Übergang zusätzlich ein. Trotz dieser hemmenden Faktoren für die CO_2-Nachlieferung erfolgte in den Versuchen die Carbonatfällung unmittelbar auf den Gaseintrag.

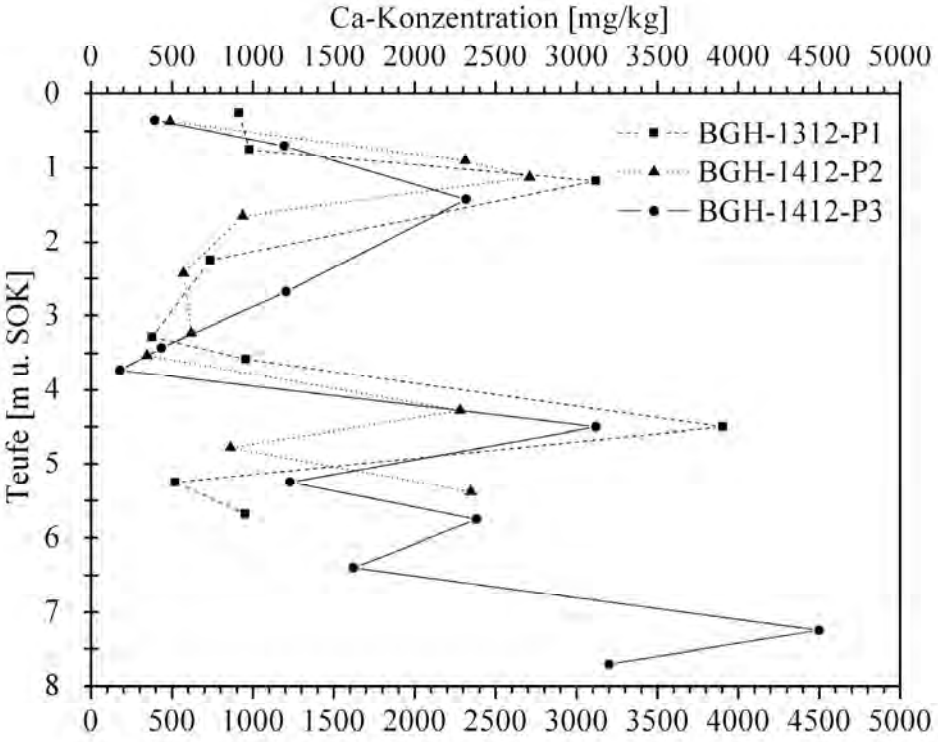


Abb. 4: S4-Eluierte Ca-Gehalte der abgeteuften Sedimentkerne. SOK: Sedimentoberkante. BGH-1312-P1 bis BGH-1412-P3 stellen die 3 Kerne der Probenahme vom 13./14.12.2005 dar.

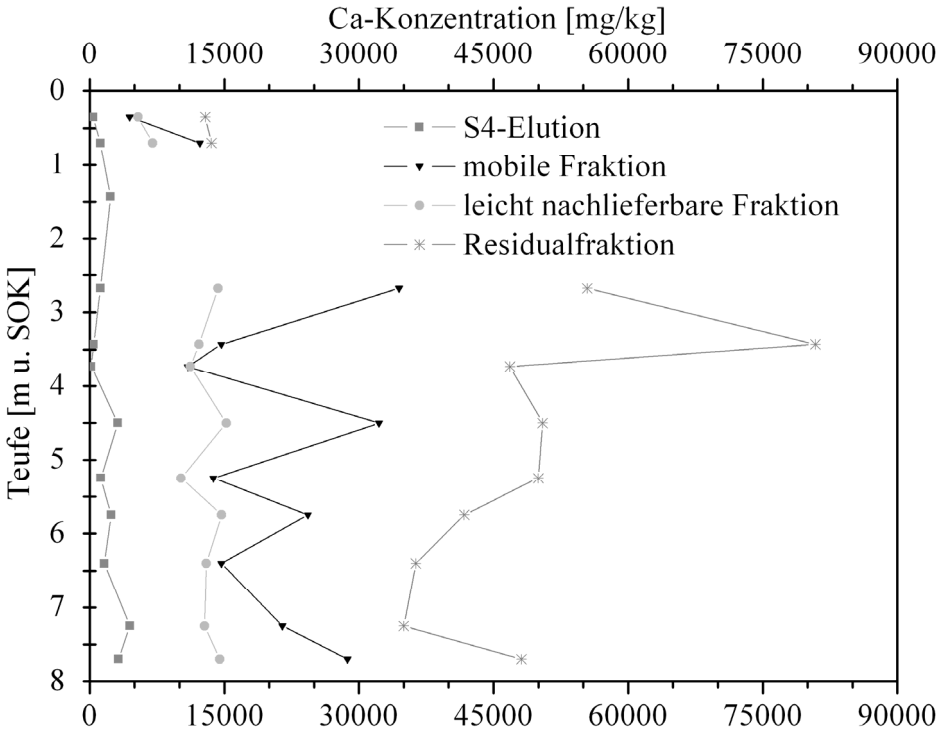


Abb. 5: Ergebnisse der geochemischen Untersuchung des Aschesedimentkernes BGH-1412-P3. SOK: Sedimentoberkante.

Daraus und aus der Entwicklungs des pH-Wertes wird geschlussfolgert, dass die Nachlieferung von CO_2 nicht limitierend für die Carbonatfällung wirkt. Stattdessen muss die Gaszufuhr so dosiert werden, dass der pH-Wert nicht zu schnell und zu tief sinkt

In den weiteren Arbeiten werden die Versuche mit Sedimenten des Tagebausees Burghammer durchgeführt, deren austauschbare Gehalte an Kationen und Anionen sich teilweise in der gleichen Größenordnung wie bei den bisher verwendeten Aschen bewegen.

5 Ausblick

Hauptaugenmerk weiterer Arbeiten liegt auf der Fortführung der Untersuchungen der Reaktionskinetik. Im Labormaßstab werden weitere Batch-Versuche stattfinden. Es werden Untersuchungen zur optimalen Injektion des Kohlendioxids stattfinden, die später im Feldmaßstab eingesetzt werden sollen.

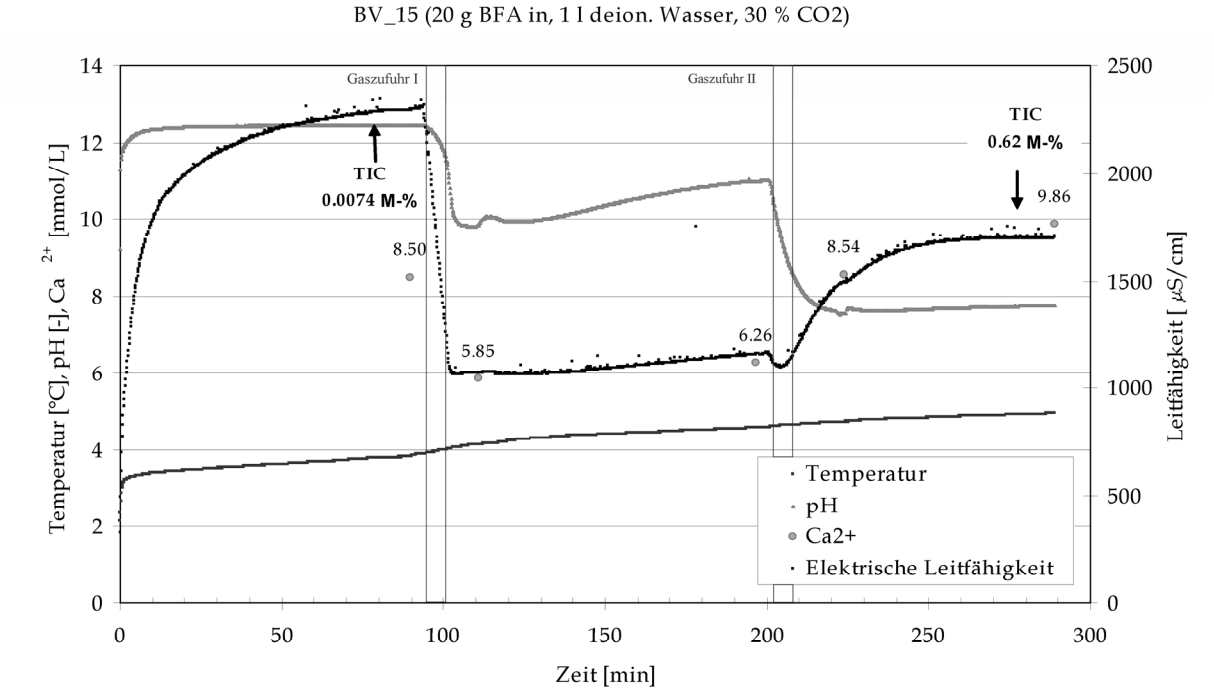


Abb. 6: Ausgewählte Ergebnisse eines Versuches mit der Batchanlage des DGFZ (BV-15: 20 g BFA in 1 L deion. Wasser, 30 % CO_2).

6 Literatur

DIN DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E.V. (1984): DIN 38 414. Teil 4: Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Schlamm und Sedimente (Gruppe S); Bestimmung der Eluierbarkeit mit Wasser (S4).. – 12 S.; Berlin (Beuth).

LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG (1996): Bergbaubedingte Wasserbeschaffenheit in Tagebaurestseen - Analyse, Bewertung und Prognose - Untersuchungen im Lausitzer Braunkohlerevier. Studien und Tagungsberichte, Band **6**., 86 S. Potsdam.

MERKEL, B. (2005): Alkalinitätserhöhung in sauren Grubenwässern durch CO_2-Zugabe. – Wissenschaftliche Mitteilungen, **28**: 51-55, 3 Tab.; Freiberg.

PRASHANTH, J. P., SIVAPULLAIAH, P. V. & SRIDHARAN, A. (2001): Pozzolanic fly ash as a hydraulic barrier in land fills. – Eng. Geol., **60** (1-4): 245-252; Amsterdam.

WERNER, F., GRAUPNER, B., MERKEL, B. & WOLKERSDORFER, C. (2006): Assessment of a Treatment Scheme for Acidic Mining Lakes Using CO_2 and Calcium Oxides to Precipitate Carbonates: ICARD 2006 **7**. – S. 2344-2353 [CD-ROM], 6 Abb., 2 Tab.; St. Louis (Proceedings, International Conference of Acid Rock Drainage (ICARD)).

ZEIEN, H. (1995): Chemische Extraktionen zur Bestimmung der Bindungsformen von Schwermetallen in Böden: Bonner bodenkundliche Abhandlungen **17**. – 284 S.; Bonn (Dissertation, Institut für Bodenkunde).

ZSCHIEDRICH, K., GOCKEL, G., SCHOLZ, G., RABE, W., APPELT, J., JESCHKE, A., MÖNCH, W., JAHN, M. & JANY, S. (2000): Abschlußbericht "Einsatz von Kraftwerksaschen der Lausitz zur Verbesserung der Wassergüte des Tagebaurestsees Burghammer". – Für: LAUSITZER UND MITTELDEUTSCHE BERGBAU-VERWALTUNGSGESELLSCHAFT MBH. – 54 S.; Spremberg (eta Aktiengesellschaft).

Darstellung und Evaluierung der Minderungsmaßnahmen zur Kippenwasserversauerung im Tagebau Garzweiler der RWE Power AG (Rheinisches Braunkohlenrevier, Germany)

Frank Wisotzky, Stephan Lenk

Lehrstuhl Angewandte Geologie; Institut für Geologie, Mineralogie und Geophysik, Fakultät Geowissenschaften der Ruhr-Universität Bochum, Germany, wisotzky@geol3.rub.de

Ausgelöst durch Grundwasserabsenkung und Freilegung des Abraumes im Tagebau kommt es zu einer Teilpyritoxidation bei Braunkohlengewinnung. Die dabei freigesetzte Acidität in Form von H^+-, Eisen- und Aluminiumionen führt neben dem freigesetzten Sulfat zu einer späteren Grundwasserbelastung nach Wiederanstieg des Grundwassers in den Abraumkippen. Zur vorbeugenden Problemminderung werden dem Abraum im Tagebau Garzweiler seit 1998 kleine prozentuale Mengen gemahlenem Kalksteins zugegeben. Um diese Kalkzugabe ökologisch und ökonomisch optimiert zu betreiben, ist die Kenntnis des Umfangs der Pyritoxidation unerlässlich. Der mittlere oxidierten Pyritschwefelgehalt in der Abraumkippe wurde durch aufwändige Untersuchungen über einen Zeitraum von 5 Jahren zu ca. 0,039 Gew.% bestimmt. Insgesamt kann eine ausreichende mittlere Kalkzugabe in den Jahren 1999 bis 2004 in der gekalkten Abraumkippe mit verschiedenen Methoden und damit eine erfolgreiche Minderungsmaßnahme belegt werden.

Due to groundwater extraction and aeration in the mine, a partly oxidation of pyrite minerals is observed by lignite mining. After rebound of the groundwater level an acidification and pollution of the water with pyrite oxidation products will be the result. To mitigate the later groundwater pollution, low amount of crushed limestone is added to the overburden before dumping since 1998. To optimise this limestone addition, the knowledge of the real content of oxidised pyrite is necessary. In the lignite mine Garzweiler an average oxidised pyrite content of 0.039 weight % was determined by elaborated investigations. Altogether, a sufficient limestone addition to neutralise the released acidity was determined with different methods between 1999 and 2004. A successful realisation of the mitigation is proved.

1 Einleitung

1.1 Untersuchungsstandort, Problembeschreibung und Zielsetzung

Der Untersuchungsstandort ist der Tagebau Garzweiler der RWE Power AG. Dieser Tagebau ist der nördlichste Braunkohlentagebau im Rheinischen Braunkohlenrevier, das sich westlich von Köln erstreckt (Abb. 1). Neben dem Tagebau Garzweiler produzieren die Tagebaue Hambach und Inden ca. 100 Mio. Tonnen Braunkohle zur Energieversorgung des Landes. Im Tagebau Garzweiler wurden 2005 davon ca. 38 Mio. Tonnen Braunkohle gefördert und überwiegend zur Stromerzeugung in den Kraftwerken genutzt. Im laufe des Jahres 2006 wird der Tagebau Garzweiler I in den Tagebau Garzweiler II übergehen (Abb. 1).

Zur Gewinnung der Braunkohle mussten dazu im Tagebau Garzweiler ca. 136 Mio. Kubikmeter Abraum, der oberhalb oder zwischen den Flözen lagert, entwässert und abgebaggert werden (RWE POWER AG 2005). Dieser Abraum enthält z.T. Pyritminerale geogenen Ursprungs. Ausgelöst durch Grundwasserabsenkung und vor allem Freilegung des Abraumes im Tagebau Garzweiler kommt es zu einer Belüftung und damit zur primären Teilpyritoxidation. Die dabei freigesetzte Acidität in Form von vor allem H^+-, Eisen- und Aluminiumionen führt neben dem freigesetzten Sulfat zu einer späteren Versauerung und erhöhten Mineralisation nach Wiederanstieg des Grundwassers in den Abraumkippen. So wurde ohne Gegenmaßnahmen ein pH-Wert des späteren Grundwassers in der Abraumkippe von ca. 4,6, bei ca. 5000 mg/l Sulfat- und einer Eisenkonzentrationen von ca. 2500 mg/l prognostiziert (OBERMANN *et al.* 1993).

Da das Umfeld der Tagebaue wasserwirtschaftlich intensiv genutzt wird, werden zur vorbeugenden Problemminderung dem Abraum des nördlichen Kippenteiles im Tagebau Garzweiler seit 1998 kleine prozentuale Mengen gemahlenem Kalksteins zugegeben (Tab. 1). Um diese Kalkzugabe ökologisch und ökonomisch optimiert zu betreiben, ist die genaue Kenntnis des Umfangs der Pyritoxidation unerlässlich. Dazu wurde zur Ermittlung des Ausmaßes der Pyritoxidation der Tagebau-Abbauseite inklusive der Vorfeldentwässerung die Sulfatelutionsmethode entwickelt (WISOTZKY 2003) und seit 1999 im Tagebau Garzweiler eingesetzt. Das eluierte Sulfat ist ein Maß für die bis zur Probenahme eingetretene Pyritschwefeloxidation und ermöglicht damit deren Quantifizierung (Abb. 3).

Die Kalkzugabe zielt auf eine Verminderung der Acidität durch eine Reduzierung der freien Protonen sowie eine dauerhafte Bindung von Eisen- und Aluminiumionen an die Festphasen (Gl. 3 und 4). Eine ebenfalls dabei eintretende Fällung der Mineralphase Gips ($CaSO_4*2H_2O$) vermindert zusätzlich die Sulfatkonzentration ohne jedoch die Sulfatfracht zu beeinflussen (Gl. 5).

Neben der Zugabe von alkalisch wirkenden Zuschlagstoffen wie gemahlenem Kalkstein (A6-Maßnahme) wird versucht den obersten Bereich/Strosse der Abraumkippe aus Pyrit freiem Abraummaterial aufzubauen. Dies zielt auf eine Verminderung der „sekundären Pyritoxidation“ (WISOTZKY 2003), also der Pyritoxidation, die nach der Überkippung der pyrithaltigen Sedimente in der Abraumkippe wirksam werden kann (A1-Maßnahme). Durch die Überkippung mit Pyrit freiem Material in einer Mächtigkeit von ca. 20 m wird die Transportstrecke des Luftsauerstoffes zu den Pyritmineralen erheblich verlängert und damit eine weitere Pyritoxidation wirksam vermindert (ZIMMER *et al.* 2005). Zudem wird dadurch ein Abstrom von belastetem Kippengrundwasser in die oberen Grundwasserleiter wirksam verhindert. Da ein zusammenhängender Grundwasserkörper im gekalkten Abraum erst in einigen Jahrzehnten auftritt und damit beprobar sein wird, wird die Wirksamkeit der Kalkzugabe heute durch die Registrierung der Kalkzugabemenge und der Bestimmung des Ausmaßes der Pyritoxidation untersucht und belegt, sowie eine Bilanzierung von Säurefreisetzung und Säurepufferung durchgeführt (Evaluierung).

Ziel dieses Beitrages ist die Darstellung der Minderungsmaßnahmen zur Kippenwasserversauerung durch Kalkzugabe im Tagebau Garzweiler der RWE Power AG und der Untersuchungsergebnisse zur Evaluierung der Wirkung dieser Kalkzugabe.

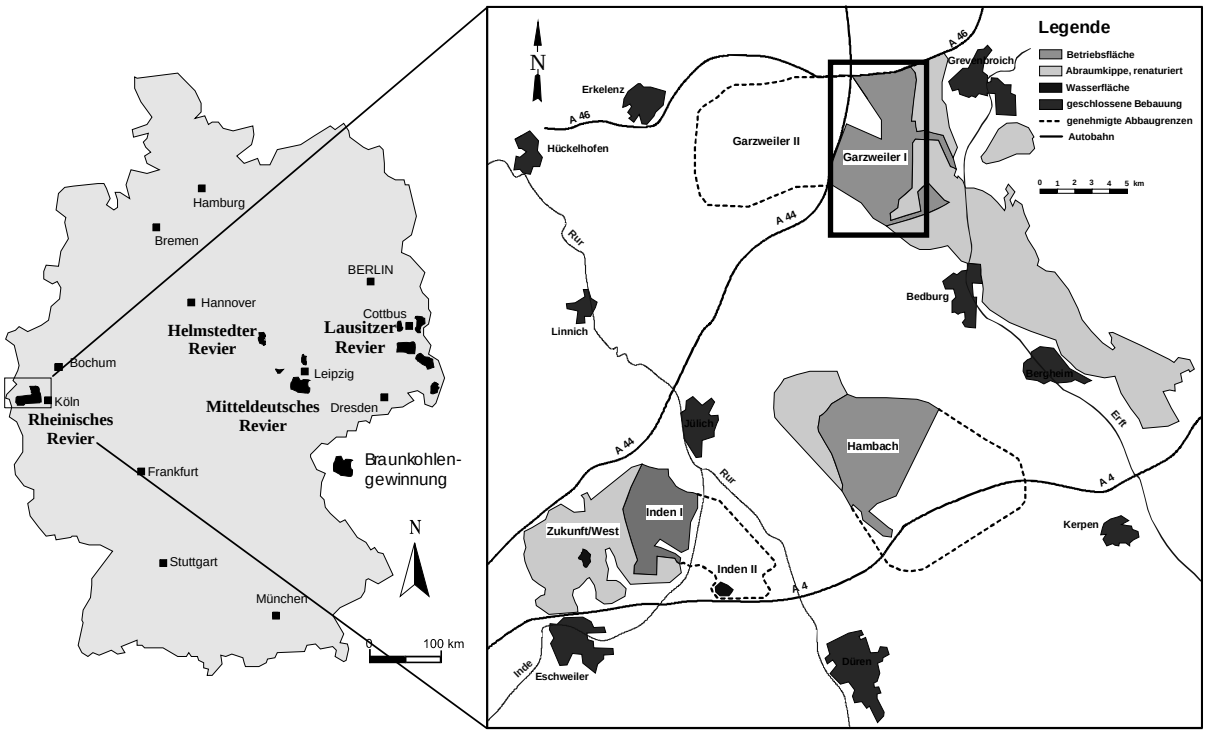


Abb. 1: Lage des Tagebaues Garzweiler (mit Rahmen im rechten Bild) im Rheinischen Braunkohlenrevier westlich von Köln.

Tab. 1: Abraum- und Kalkzugabemengen sowie mittlere Eigenschaften des gekalkten Abraumes im Nordflügel des Tagebaues Garzweiler zwischen 1999 und 2004.

	Abraum-Volumen	Abraum-menge	Kalkzugabe		Kalk-Zugabe	C_{anorg}-Zugabe	Pyrit-S
	[m^3]	[t]	[t]		[Gew.%]	[Gew.%]	[Gew.%]
Absetzerproben 1999 bis 2004	64.012.356	112.021.624	73.293	Mittel	0,065	0,0079	0,225
				Max	0,247	0,0296	0,664
				Min	0,000	0,0000	0,000

2 Ausmaß der Pyritoxidation, Kalkzugabe und Säureneutralisation (Evaluierung)

Die Pyritoxidation erfolgt durch den Zutritt von Luftsauerstoff zu den im Gestein enthaltenen Sulfidmineralen (Gl. 1 und 2). Dies führt bei einem Überschuss der Pyritgehalte gegenüber dem Sauerstoff überwiegend zu einer Freisetzung von Sulfat-, Eisen(II)-Ionen und Protonen (Gl. 1). Bei kleinen Pyritgehalten, oder großem und lang anhaltendem Sauerstoffangebot kann zusätzlich eine vollständige Oxidation des zweiwertigen Eisens und bei pH-Werten oberhalb von ca. 3 eine Fällung als Eisen(III)-Hydroxid eintreten, die die freigesetzte Eisenacidität in freie Protonen umwandelt (Gl. 2) und damit zu einem zweiten Säureschub neben der freigesetzten Sulfidacidität (Gl. 1) führt.

$$FeS_2(s) + 7/2\ O_2 + H_2O \Rightarrow Fe^{2+} + 2SO_4^{2-} + 2H^+ \quad \text{(Gl. 1)}$$

$$Fe^{2+} + 1/4O_2 + 5/2H_2O \Rightarrow Fe(OH)_3(s) + 2H^+ \quad \text{(Gl. 2)}$$

Da der Abraum zur vollständigen pH-Wertpufferung zu geringe eigene, geogene Kalzitgehalte enthält, wird dem Abraum vor der Verkippung gemahlener Kalkstein in geringen Mengen zugegeben. Dies zielt auf eine Bindung der freien Protonen (Gl. 3) sowie des Eisens (Gl. 4) und eine Fällung von Gipsmineralen zur Verminderung der Sulfatkonzentration (Gl. 5) im späteren Kippengrundwasser. Diese Kalkung des Abraums erfolgt derzeit nur in einem Teil des Nordflügels des Tagebaues Garzweiler I. Nach dem Übergang der Gewinnung in den Tagebau Garzweiler II im Laufe des Jahres 2006 wird der pyrithaltige Abraum nach erfolgreichen 7-jährigen Betrieb vollständig gekalkt werden.

$$4H^+ + 8/3CaCO_3(s) \Leftrightarrow 8/3Ca^{2+} + 4/3H_2CO_3^* + 4/3HC^- \quad pH \approx 6{,}3 \quad \text{(Gl. 3)}$$

$$Fe^{2+} + CaCO_3(s) \Leftrightarrow FeCO_3(s) + Ca^{2+} \quad \text{(Gl. 4)}$$

$$Ca^{2+} + SO_4^{2-} + 2H_2O \Leftrightarrow CaSO_4 \cdot 2H_2O(s) \quad \text{(Gl. 5)}$$

Die Tabelle 1 lässt erkennen, dass zwischen 1999 und 2004 ca. 73.000 Tonnen gemahlener Kalkstein einer Abraummenge von 112 Mio. Tonnen im Nordflügel des Tagebaues Garzweiler I zugegeben wurden. Dies entspricht einer mittleren Kalkzugabe von 0,065 Gew.%. Der Abraum hatte dabei einen mittleren Pyritschwefelgehalt von 0,225 Gew.%. Für das gesamte Tagebaufeld Garzweiler I/II wurde ein mittlerer Pyritschwefelgehalt von 0,258 Gew.% für den Abraum bestimmt (WISOTZKY 1994). Der gekalkte Abraum kann damit als typisch für den Tagebau angesehen werden.

Die Zugabe des gemahlenen Kalksteins soll einer Auflage der Aufsichtsbehörden entsprechend in Abhängigkeit vom Pyritschwefelgehalt des Abraumes erfolgen (Abb. 2). Dies dient dem engen räumlichen Kontakt von freigesetzer Säure/Acidität aus der Pyritoxidation und Säureneutralisationsvermögen durch Kalkzugabe. Den Wochenberichten der Bekalkungsanlage von RWE Power AG wurden die entsprechenden Daten entnommen und in der Abbildung 2 grafisch dargestellt. Die von den Aufsichtsbehörden geforderte enge Verknüpfung der Kalkzugabe mit den Pyritschwefelgehalten des Abraumes kann wie die Abbildung 2 zeigt, für den Zeitraum 1999 bis 2004 aufgezeigt werden. Von einer technisch erfolgreichen Realisierung der Kalkzugabe kann somit grundsätzlich gesprochen werden.

Die Kalkzugabe erfolgt mit Hilfe einer Kalkzugabeformel, die z.B. bei einem Pyritschwefelgehalt von 0,258 Gew.% eine Zugabe von 0,074 Gew.% vorsieht (Abb. 2). Wie die empirische Geradengleichung an Hand der gemessenen Daten in der Abbildung 2 erkennen lässt, erfolgte eine reale Zugabe von 0,077 Gew.% bei diesem mittleren Pyritschwefelgehalt des Abraumes. Damit kann eine ausreichende mittlere Kalkzugabe in den Jahren 1999 bis 2004 in der gekalk-

ten Abraumkippe belegt werden. Eine geringfügige Überkalkung ist damit sogar erkennbar.

Betrachtet man die an den jeweiligen Abraumproben über die Zeit gemessenen eluierten Sulfatkonzentrationen (Abb. 3) so wird die starke Variation der Messwerte erkennbar. Die Konzentrationen schwanken zwischen Werten unterhalb der Nachweisgrenze (<0,1 mg/l) bis zu Konzentrationen von maximal 2.110 mg/l.

Dies zeigt, dass die Pyritoxidationsprodukte mit starker zeitlicher und räumlicher Variabilität in die Abraumkippe eingetragen werden und ist ein Grund, warum die Bestimmung des mittleren Ausmaßes der Pyritoxidation in einem Tagebau eine komplexe Aufgabe darstellt. Gleichzeitig wird in der Abbildung 3 erkennbar, dass sich ein Mittelwert von 76,5 mg/l eluierter Sulfatkonzentration zunehmend in den Jahren stabilisiert. Dieser Mittelwert, der inzwischen aus ca. 1.200 Einzelwerten berechnet wurde, kann damit als statistisch gut abgesicherter angesehen werden. Dies entspricht einem mittleren oxidierten Pyritschwefelgehalt der Abbauseite von 0,0183 Gew.%. Der Wert beschreibt das Ausmaß der mittleren Pyritoxidation aus der Wirkung der Vorfeldentwässerung und der Exposition der Sulfidthaltigen Gesteine auf der Tagebauabbauseite. Da der Abraum auf der Kippenseite eines Tagebaues einer weiteren Pyritoxidation unterliegt, muss die eluierte Sulfatkonzentration der Abbauseite in die eluierte Sulfatkonzentration des gesamten Tagebaues umgerechnet werden. Für den Tagebau Garzweiler wurde dazu in einer aufwendigen Prozedur das Verhältnis von kippenseitiger zur abbauseitigen Pyritoxidation bestimmt. Der Umrechnungsfaktor beinhaltet tagebauflächengeometrische und Expositionszeit-Faktoren, die jeweils getrennt für die Abbau- und Kippenseite des Tagebaus bestimmt werden. Exakt gehen in den Umrechnungsfaktor das Verhältnis der exponierten Nebengesteinsflächen von Kippen- zur Abbauseite, das entsprechende Verhältnis der Expositionszeiten sowie der Anteil der potentiellen Pyritoxidationszonen zum Gesamtvolumen eines durchschnittlichen Abraumrhomboeders ein (ZIMMER *et al.* 2005). Für den Tagebau Garzweiler wurde mit dieser Methodik ein Umrechnungsfaktor zwischen Gesamtpyritoxidation und abbauseitiger Pyritoxidation von 2,12 bestimmt. Von den Aufsichtsbehörden wurde ein mittlerer Umrechnungsfaktor von 2,17 festgelegt, der somit eine Sicherheitsreserve beinhaltet.

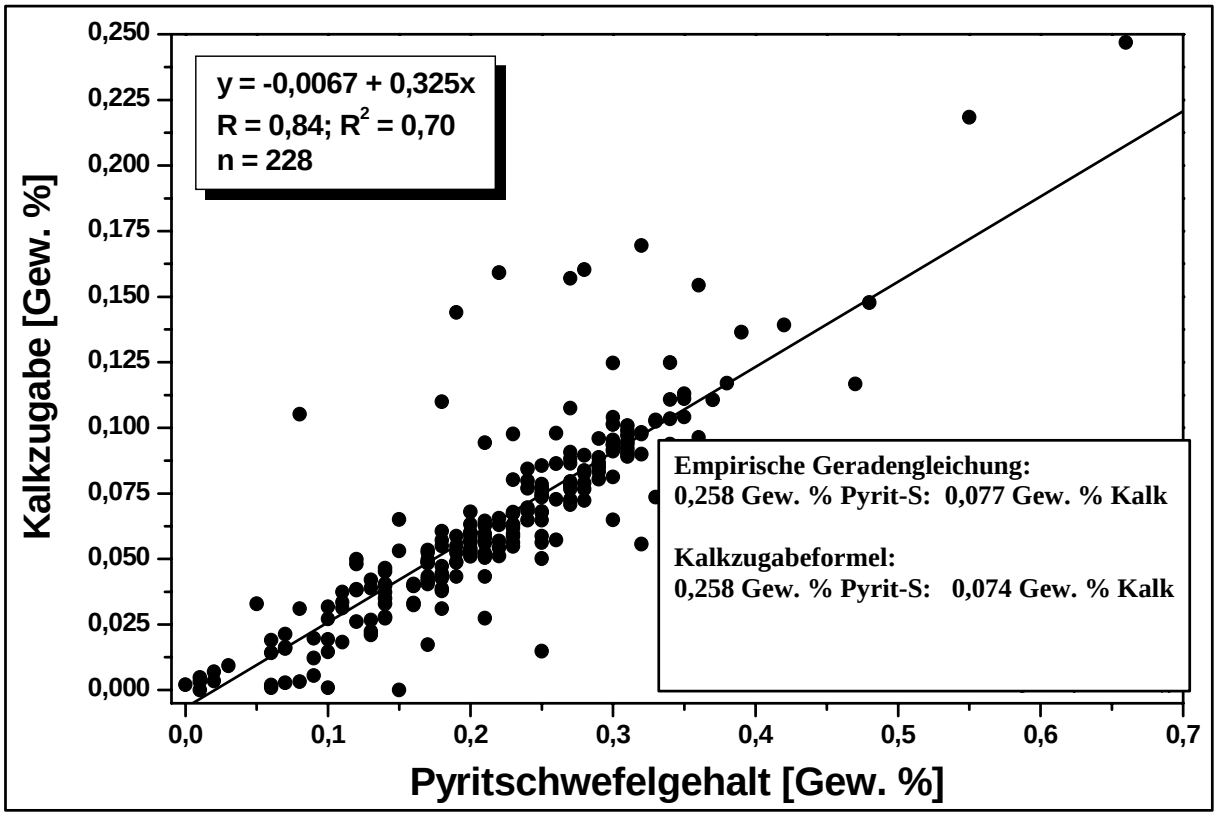


Abb. 2: Darstellung der erfolgen wöchendlichen Kalkzugabe in Abhängigkeit vom Pyritschwefelgehalt der gekalkten Abraumblöcke im Nordteil des Tagebaues Garzweiler I für den Zeitraum 1999 bis 2004.

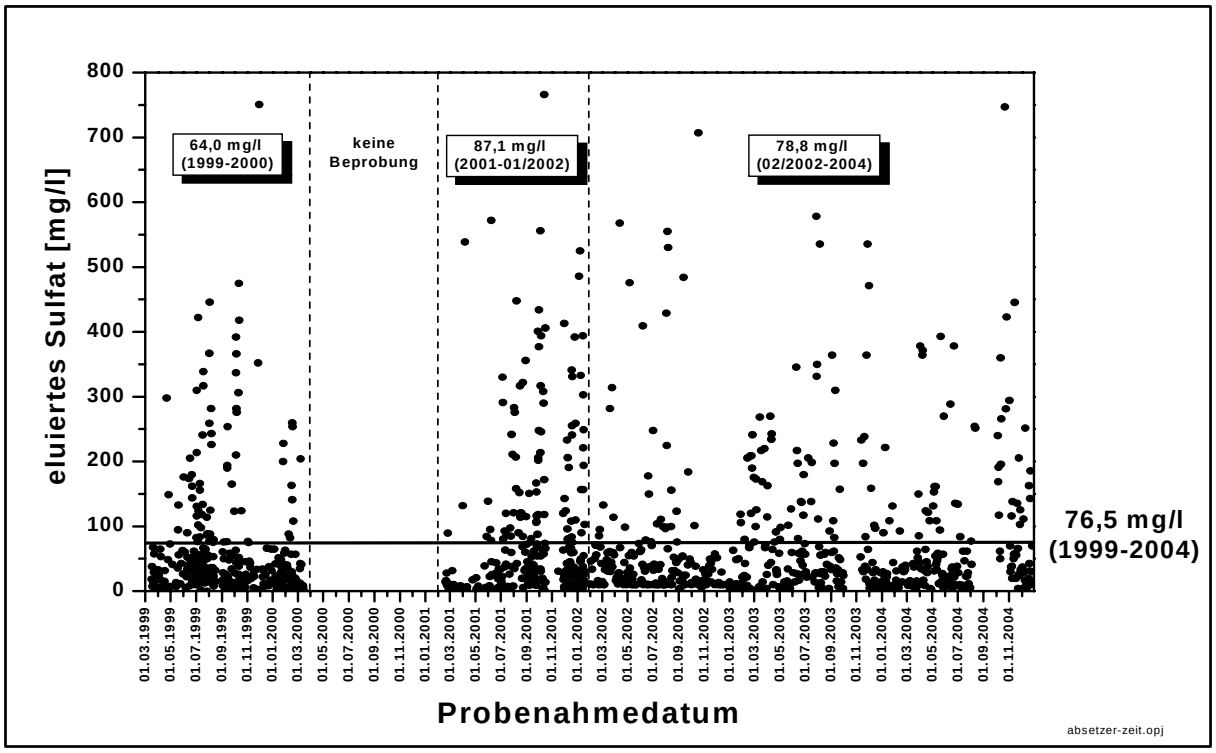


Abb. 3: Darstellung der gemessenen eluierten Sulfatkonzentration der gekalkten Abraumproben im Zeitraum 1999 bis 2004 (n=1212 Proben).

Multipliziert man die eluierte Sulfatkonzentration der Absetzerproben von 76,5 mg/l mit den genannten Umrechnungsfaktoren, so ergibt sich eine berechnete eluierbare Gesamtsulfatkonzentration in der gekalkten Abraumkippe von maximal 166 mg/l. Der bestimmte Umrechnungsfaktor von 2,12 der Gesamtpyritoxidation zur abbauseitigen Pyritoxidation führt zu einem mittleren oxidierten Pyritschwefelgehalt in der Abraumkippe von ca. 0,039 Gew.% und ermöglicht damit die notwendige Dimensionierung der Kalkzugabe, um eine Versauerung des Kippengrundwassers zu verhindern.

In einer vorausgehenden Untersuchung wurden insgesamt 1067 Abraumproben auf ihre eluierbare Sulfatkonzentration und ihre Bilanzsäureneutralisationskapazität (Bilanz-ANC) untersucht (Abb. 4). Die Bilanzsäureneutralisationskapazität wird als neue Methode dabei durch zwei Titrationsschritte ermittelt und ist ein Maß für die Fähigkeit einer Probe Säure zu neutralisieren. Im ersten Titrationsschritt wird die Abraumprobe mit Schwefelsäure und Nutzung einer automatischen Titrierstation 24 Stunden auf pH 2 titriert. Anschließend erfolgt mit Natronlauge eine Rücktitration auf den Ziel-pH-Wert von 7 innerhalb von 2 Stunden. Die ermittelten Teilergebnisse werden anschließend zur Bilanzsäureneutralisationskapazität verrechnet (WISOTZKY 2003). Abraumproben, die in der Lage sind Säuren zu neutralisieren, weisen positive Bilanz-ANC-Werte auf. Hingegen lassen negative Bilanz-ANC-Werte erkennen, dass die Probe nicht mehr in der Lage ist Säuren zu neutralisieren sondern Säuren in Kontakt mit Wasser freisetzt. Die Darstellung aller Messwerte (Abb. 4) ermöglicht die Erstellung einer Ausgleichsgeraden. Der Schnittpunkt dieser Ausgleichsgeraden mit der Nulllinie der Bilanz-ANC-Werte entspricht der Grenzsulfatkonzentration, ab welcher die Abraumkippe nicht mehr in der Lage ist Säure zu neutralisieren. Für die untersuchten Bodenproben liegt diese bei 190 mg/l eluierbaren Sulfats. Im Mittel kann damit von einer vollständigen Neutralisation der durch die Pyritoxidation freigesetzten Acidität ausgegangen werden, da die eluierbare Sulfatkonzentration der Abraumgesteine unterhalb von 190 mg/l liegt. Eine ausreichende Kalkung des Abraumes wird damit ebenfalls erkennbar.

Insgesamt wird deutlich, dass eine Neutralisation bzw. vollständige pH-Pufferung der gekalkten Abraumkippe und damit eine weitestgehende Bindung des Eisens an den Festphasen erwartet werden kann. Die Kalkzugabe führt damit zu einer erheblichen Situationsverbesserung in der Abraumkippe und dessen späteren Abstrom.

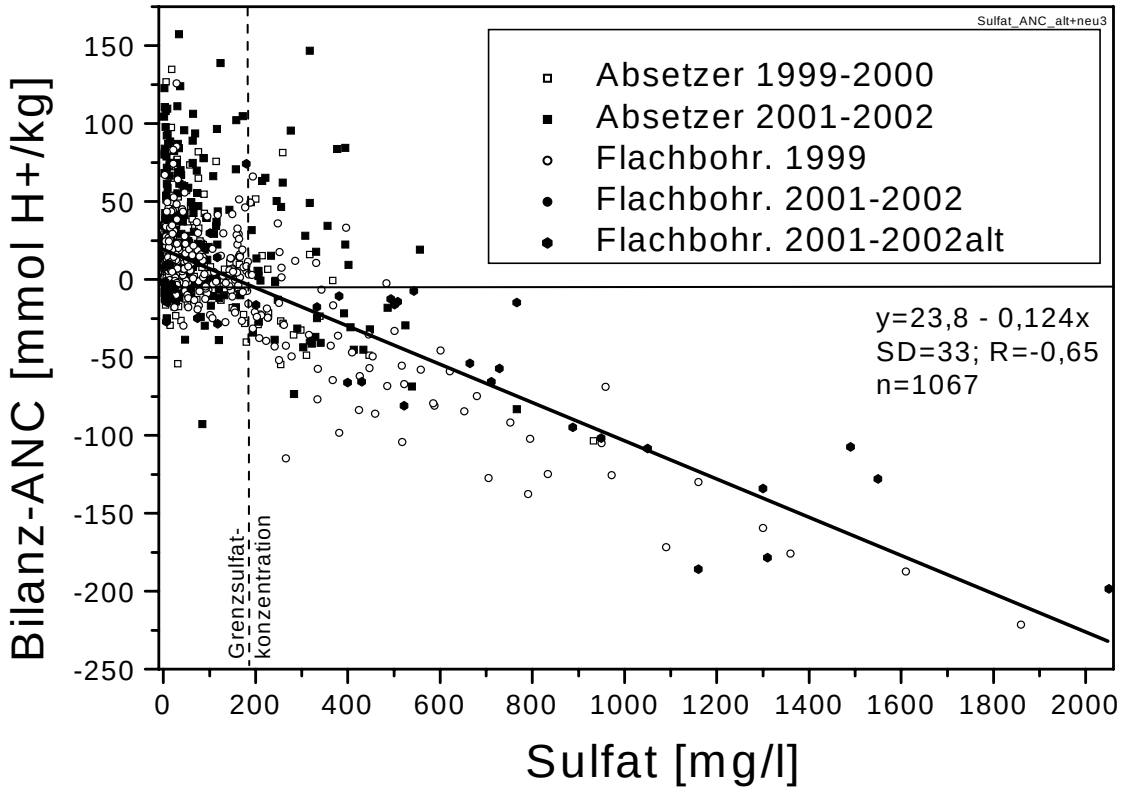


Abb. 4: Darstellung der Bilanzsäureneutralisationskapazität (Bilanz-ANC) gegen die eluierte Sulfatkonzentration mit der Grenzsulfatkonzentration von 190 mg/l

3 Literatur

OBERMANN, P., VAN BERK, W., WISOTZKY, F. (1993): Endbericht über die Untersuchungen zu den Auswirkungen der Abraumkippen im Rheinischen Braunkohlenrevier auf die Grundwasserbeschaffenheit. Unveröffentlichter Bericht der Ruhr-Universität Bochum, 179 S., Bochum.

RWE POWER AG (2005): RWE Power im rheinischen Braunkohlenrevier. Essen.

WISOTZKY, F. (2003): Saure Bergbauwässer (Acid Mine Drainage) und deren Qualitätsverbesserung durch Zugabe von alkalisch wirkenden Zuschlagstoffen zum Abraum - Untersuchungen im Rheinischen Braunkohlenrevier. - Besondere Mitteilungen zum Dtsch. Gewässerkl. Jb., 61: 167 S.

ZIMMER, U., WISOTZKY, F., OBERMANN, P. (2005): Abschätzung der Pyritoxidation in einem Braunkohletagebau mit Hilfe numerischer Modellrechnungen - Grundwasser, 2/05, 74-82.

Mikrobielle Verwitterungsprozesse bei der Freisetzung von Schwermetallen und Arsen aus fluvialen Tailingablagerungen

Sabine Willscher

TU Dresden, Fakultät für Forst, Geo und Hydrowissenschaften, Institut für Abfallwirtschaft und Altlasten, Pratzschwitzer Str. 15, 01796 Pirna, sabine@willschers.de

In den globalen Metallkreisläufen spielen mikrobielle Prozesse eine wichtige Rolle. Die mikrobielle Verwitterung von Mineraloberflächen, einschließlich anthropogen abgelagerter mineralischer Rückstände, ist ein natürlich ablaufender Prozeß, der sowohl auf nicht abgedeckten Haldenoberflächen als auch in tieferen Zonen stattfindet. Derartige Verwitterungsprozesse können auch in metallkontaminierten Böden und Sedimenten ablaufen. In der hier vorgestellten Arbeit wurde ein fluviales Tailingsediment auf sein Potential zur Freisetzung von Schwermetallen, Acidität und Salinität, verursacht durch biogeochemische Prozesse, untersucht, und die langzeitigen Risiken einer solchen Ablagerung abgeschätzt. Ungesicherte Ablagerungen derartiger Materialien können über lange Zeiträume eine beträchtliche Kontamination des Grund- und Oberflächenwassers in der Umgebung verursachen. In den Versuchen konnte gezeigt werden, dass in säuregenerierenden Halden- und Tailingmaterialien neben den acidophilen autotrophen auch acidotolerante heterotrophe Mikroorganismen, bei Vorhandensein entsprechender organischer Substanz, eine wichtige Rolle bei der Metallmobilisierung spielen.

Microbial processes play an important role in global metal cycles. The microbial weathering of mineral surfaces, including deposited anthropogenic mineral remainders, is a natural occurring process, taking place on uncovered dump surfaces as well as in deeper zones of dumps. Such weathering processes also occur in metal contaminated soils and sediments. In this work, a sulfidic fluvial tailing sediment was investigated for its acidity and salinity generating potential and the subsequent mobilisation of heavy metals, generated by biogeochemical processes. The long-term risks of such a deposit were evaluated. Unstabilised deposits of such materials can generate a beträchtlich contamination of the surrounding ground and surface water. It could be shown in the experiments that in acid generating dumps and tailing materials besides the well known acidophilic autotrophs also acidotolerant heterotrophic microorganisms play a role in the mobilisation of metals.

1 Einführung

In den globalen Metallkreisläufen spielen mikrobielle Prozesse eine wichtige Rolle. Die mikrobielle Verwitterung von Mineraloberflächen, einschließlich anthropogen abgelagerter mineralischer Rückstände, ist ein natürlich ablaufender Prozeß, der sowohl auf nicht abgedeckten Haldenoberflächen als auch in tieferen Zonen stattfindet, verstärkt durch Stofftransportprozesse innerhalb der Ablagerungen. Derartige Verwitterungsprozesse können auch in metallkontaminierten Böden und Sedimenten ablaufen.

In der hier vorgestellten Arbeit wurde ein fluviales Tailingsediment auf sein Potential zur Freisetzung von Schwermetallen, Acidität und Salinität, verursacht durch biogeochemische Prozesse, untersucht, und die langzeitigen Risiken einer solchen Ablagerung bewertet. Ungesicherte Ablagerungen derartiger Materialien können über lange Zeiträume eine beträchtliche Kontamination des Grund- und Oberflächenwassers in der Umgebung verursachen.

Neben sulfidischen und anderen mineralischen Bestandteilen enthielt das untersuchte Tailingsediment auch organisches Material pflanzlichen Ursprungs, das bei seiner Zersetzung zu erhöhten Gehalten an gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC) führt. Aus diesem Grund wurde neben den chemolithoautotrophen mikrobiellen Verwitterungsprozessen (im Folgenden auch kurz als autotrophe Prozesse bezeichnet) weiterhin untersucht, inwieweit auch chemoorganoheterotrophe mikrobielle Prozesse (im Folgenden auch kurz als heterotrophe Prozesse bezeichnet) in derartigen sauren Umgebungen eine Rolle spielen.

2 Geochemische und mikrobielle Verwitterungsprozesse sulfidischer Minerale

Viele Erze können Pyrit oder Markasit FeS_2 sowie andere sulfidische, metall- und arsenhaltige Minerale enthalten. Durch die im Bergbau künstlich geschaffenen vergrößerten reaktiven Oberflächen, z.B. in Kipp- und Tailinghalden, findet eine beschleunigte Verwitterung im Vergleich zu natürlichen Systemen statt.

Bei der geochemischen Oxidation der sulfidischen Minerale werden Pyrit bzw. Markasit zu Fe(III) und Sulfat SO_4^{2-} umgewandelt, wobei in gekoppelten Redox- und Hydrolysereaktionen z.T. beträchtliche Mengen an Hydroniumionen freigesetzt werden (NORDSTROM 1982; EVANGELOU 1995; SINGER & STUMM 1970):

$$2\,FeS_2+7{,}5\,O_2+3\,H_2O \rightarrow 2\,Fe^{3+}+4\,SO_4^{2-}+2\,H_3O^+ \quad \text{(Gl. 1)}$$

$$FeS_2+14\,Fe^{3+}+24\,H_2O \rightarrow 15\,Fe^{2+}+2\,SO_4^{2-}+16\,H_3O^+ \quad \text{(Gl. 2)}$$

Die abiotische, chemische Oxidation der sulfidischen Minerale verläuft nur langsam. Die Geschwindigkeit des geochemischen Verwitterungsprozesses kann durch ubiquitär vorkommende, chemolithoautotrophe Mikroorganismen der Gattungen *Acidithiobacillus, Leptospirillum, Ferroplasma, Sulfobacillus, Sulfurococcus, Sulfolobus, Acidianus* u.a. um bis zu 6 Größenordnungen beschleunigt werden (EHRLICH 1990; NORDSTROM 1982; SINGER & STUMM 1970). Diese Bakterien sind acidophile Mikroorganismen, d.h. sie sind säureliebend und überleben noch bei extrem niedrigen pH- Werten (EHRLICH 1990; STANLEY *et.al.* 1989). Sie sind in der Lage, neben Pyrit eine Vielzahl von Metallsulfiden, Schwefel und Eisen(II) oxidieren zu können. In Abb. 1 ist ein vereinfachtes Schema der Wirkung solcher autotropher Mikroorganismen dargestellt. Dabei erfolgt ein komplexer Ablauf miteinander gekoppelter chemischer und biologischer Redoxreaktionen. Die Oxidation von Eisen- und Schwefelverbindungen dient dabei als Energiequelle für die Mikroorganismen (Chemolithotrophie; WILLSCHER 2001).

Unter für diese biologischen Prozesse geeigneten Bedingungen kommt es zu großen Stoffumsätzen, und damit zu einer enormen Freisetzung von Schwefelsäure, Eisen(III)- ionen und weiteren gelösten Schwermetallionen, die in Bergbaugebieten zu einer beträchtlichen Belastung des Grund- und Oberflächenwassers führen können (NORDSTROM 1982; EVANGELOU 1995).

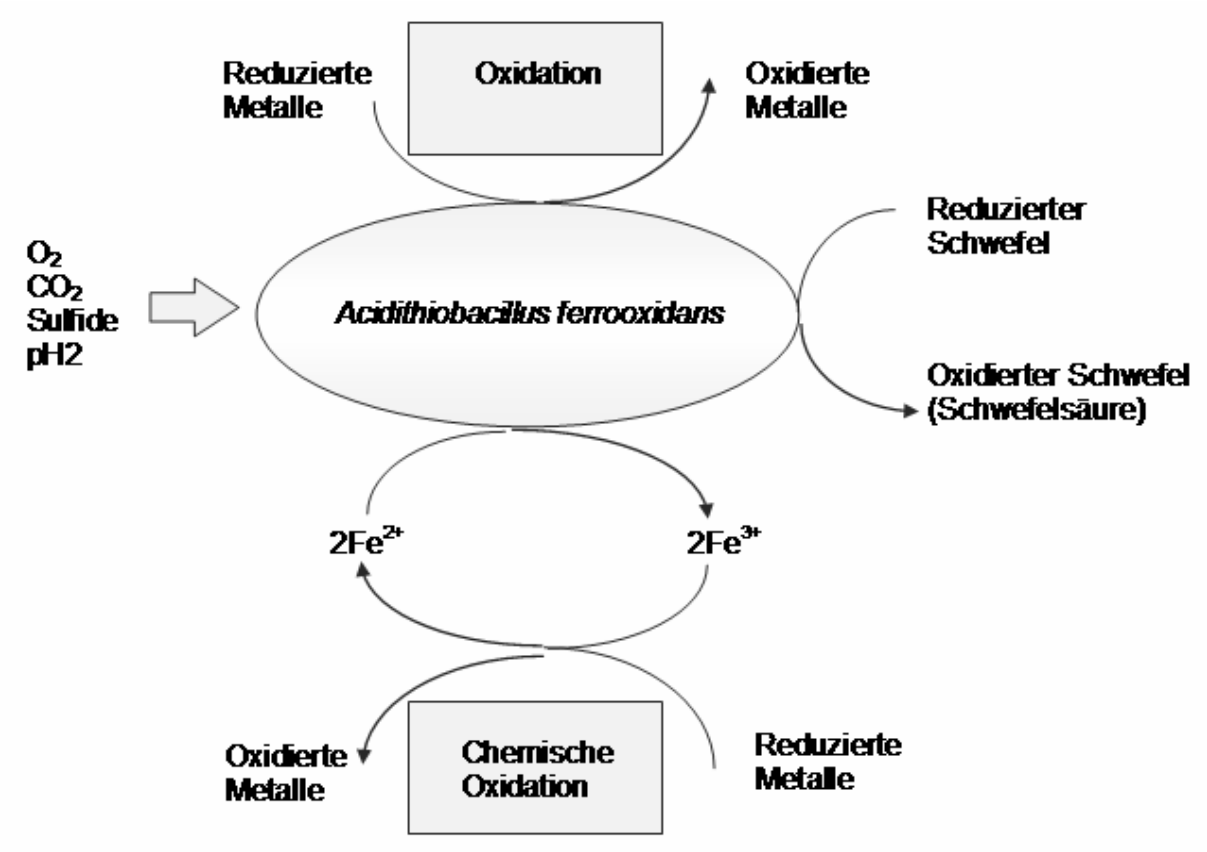


Abb. 1: Vereinfachtes Prinzip der Oxidation von Metallen aus sulfidischen Mineralen durch *Acidithiobacillus ferrooxidans* (WILLSCHER 2001).

3 Materialien und Methoden

Das in den Versuchen verwendete fluviale Tailingsediment enthielt neben silikatischen Komponenten kleinere Mengen an unveränderten Metallsulfiden wie Pyrit, Sphalerit und Chalcopyrit (Nachweis durch Rötgendiffraktomentrie), als Verwitterungsprodukt wurde aber auch Plumbojarosit nachgewiesen. Die elementare Zusammensetzung wurden zu 6,77% Fe, 0,37% Al, 0,3% Zn, 0,3% Pb, 509 ppm Mn, 161 ppm Cu, 107 ppm As, 11,4 ppm Cr und 25 ppm Cd, sowie 3,24% S ermittelt. Das Tailingmaterial zeigte eine saure Reaktion in wässriger Lösung (pH 3,13 bei 3,75% w/v). Durch eingetragenes abgestorbenes Pflanzenmaterial sowie anderes organisches Material wurde ein TOC von 3,13% gemessen (WALTON-DAY *et al.* 1999).

Für die Versuche mit autotrophen Mikroorganismen wurde eine Mischkultur von acidophilen Eisen- und Schwefeloxidiereren verwendet, die aus Umweltisolaten stammen (WILLSCHER 2003). Für die heterotrophen Experimente wurde eine acidotolerante Mischkultur eingesetzt, die ebenfalls aus Umweltproben isoliert wurde (WILLSCHER 2005). Die Versuche wurden in Schüttelkolben, Rührreaktoren bzw. in Perkolatoren durchgeführt. Alle Versuche erfolgten als Doppelversuche.

4 Ergebnisse und Diskussion

4.1 Versuche unter chemolithoautotrophen Bedingungen

Die autotrophen Experimente mit dem sulfidischen Tailingmaterial wurden in Schüttel-, Rühr- und Perkolatorversuchen durchgeführt. In den Rührversuchen wurden Fe, S, Al, Cr, As und Cu innerhalb von 60 Tagen vollständig aus dem Tailingmaterial mobilisiert. Nach ca. 1 Monat Reaktionszeit wurde durch die mikrobiellen Umsetzungsprozesse ein pH- Wert von 1,0 erreicht (biogeochemische Prozesse s. Abschn. 2). In den Perkolatorsäulen wurde zu Versuchsende ein pH-Wert von 1,4 ermittelt (Abb. 2). In den Eluaten dieser Säulen wurden die höchsten Konzentrationen solubilisierter Metalle im Vergleich mit allen durchgeführten Versuchen gemessen, mit 25 mg/l As, 11 mg/l Cd, 2,27 g/l Al, 2,26 g/l Zn, 84 mg/l Cu, 0,588 g/l Mn, 4 mg/l Cr, und 20 g/l Fe. Die finale Sulfatkonzentration betrug 63 g/l.

Bereits die einzelnen Konzentrationen der Metalle, des Arsens, der Säure und der Salinität sind für die Umwelt relevant – die Kombination dieser Kontaminanten potenziert noch die umweltschädigende Wirkung eines solchen Sickerwassers.

Die Ergebnisse zeigten eine gute Korrelation mit den Felddaten, bei denen von Flächen mit hohen Gehalten an Tailingmaterial („Hot Spots“) eine verstärkte Kontamination des flachen Grundwas-

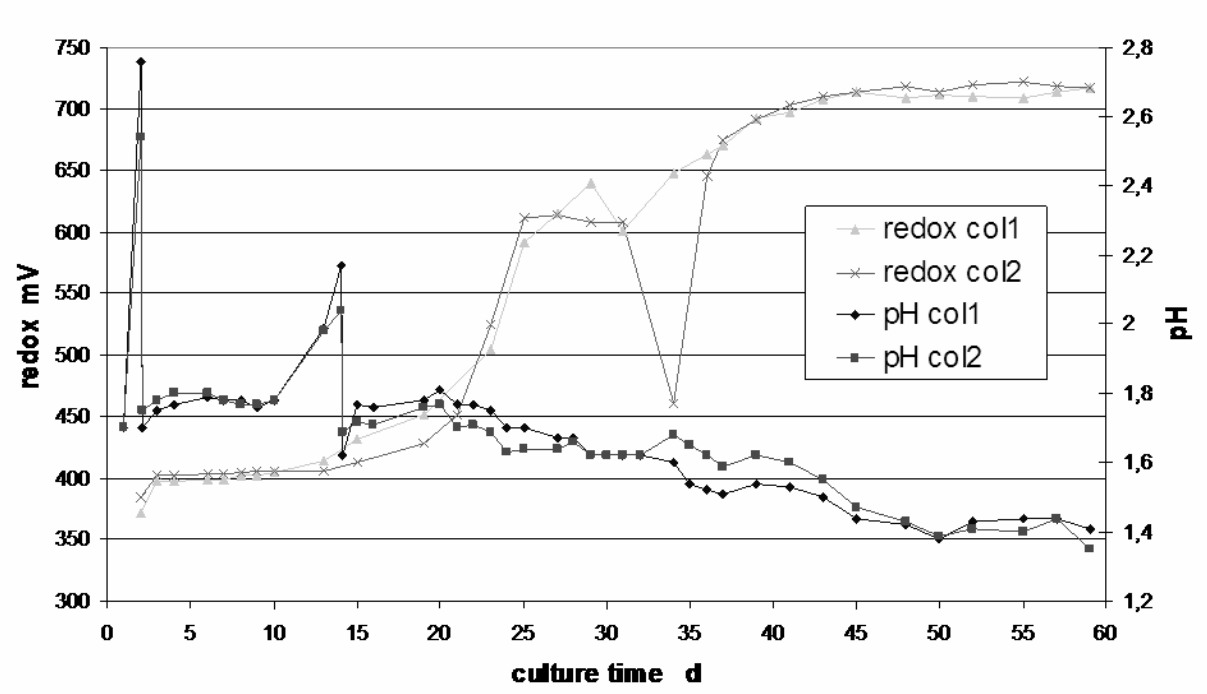


Abb. 2: Verlauf von pH- Wert und Redoxpotential in den Perkolatorsäulen über den Versuchszeitraum

sers sowie des Oberflächenwassers ausgeht. Als Beispiel für die mikrobielle Mobilisierung der Metall(oid)e sind in Abb. 3 die Messdaten für As und Mn dargestellt. Die Messwerte belegen die starke Freisetzung der Kontaminanten in die Reaktionslösung.

Am Ende der Experimente wurden die Koloniezahlen (CFU) acidophiler autotropher (10^4-10^5/ ml) und acidophiler heterotropher Bakterien (10^5-10^7/ ml) bestimmt. Die hohen Koloniezahlen der heterotrophen Mikroorganismen wurden auf den hohen Anteil an gelöstem organischen Kohlenstoff zurückgeführt (bis zu 1206 mg/l DOC), der sich im Verlauf des Experimentes gebildet hatte. Offensichtlich wirkt eine konzertiert agierende Gemeinschaft aus derartigen acidophilen autotrophen Biooxidierern und acidophilen heterotrophen Mikroorganismen sehr effizient bei der Freisetzung von Metall(oid)en, Säure und Salinität aus einem solchen fluvialen Tailingmaterial zusammen.

4.2 Versuche unter chemoorganoheterotrophen Bedingungen

Auf Grund des hohen Gehaltes an organischer Substanz in den Perkolatorlösungen wurden weitere Versuche mit dem fluvialen Tailingmaterial durchgeführt, die den Anteil einer rein heterotrophen Mischkultur an der Mobilisierung der Schwermetalle zeigen sollten. Heterotrophe Mikroorganismen sind nicht in der Lage, sulfidische Minerale zu oxidieren, sondern sie können Schwermetalle durch Komplexbildung, Ionenaustausch, Oxidation oder Reduktion aus ihren ungelösten Verbindungen freisetzen.

Für das Experiment wurde das Tailingmaterial mit einer heterotrophen Mischkultur inokuliert. Die Experimente wurden sowohl in sterilen Schüttelkolben als auch in Perkolatorsäulen durchgeführt (Abb. 4). Mit der heterotrophen Mischkultur wurden bis zu 18% des Pb, 38% des Cd, 100% des Cr, 21% des Fe, 81% des Cu, 95% des Mn und 54% des Zn mobilisiert. Zum Vergleich wurden parallele chemische Elutionsversuche mit H_2O, HCl als anorganische Säure und CH_3COOH als von Mikroorganismen häufig gebildete organische Säure durchgeführt (Abb. 4). Vor allem im Fall von Pb, Cr, Fe, Cu und Zn wurden in den mikrobiellen Versuchen höhere Mobilisierungsausbeuten erzielt als durch eine chemische Elution (Abb. 4).

Vergleicht man die Ergebnisse aller durchgeführten Experimente, so kann geschlussfolgert werden, dass neben der Biooxidation noch weitere Mechanismen der Freisetzung der Metall(oid)e existieren, die komplex zusammenwirken. Hier sind neben der Biooxidation auch Ionenaustauschmechanismen, die Auflösung von Oxiden und Silikaten sowie die Komplexierung durch mikrobiell produzierte organische Substanzen möglich. Ein solcher komplexer Mobilisierungsprozeß wird durch eine kooperative mikrobielle Mischkultur aus acidophilen Biooxidie-

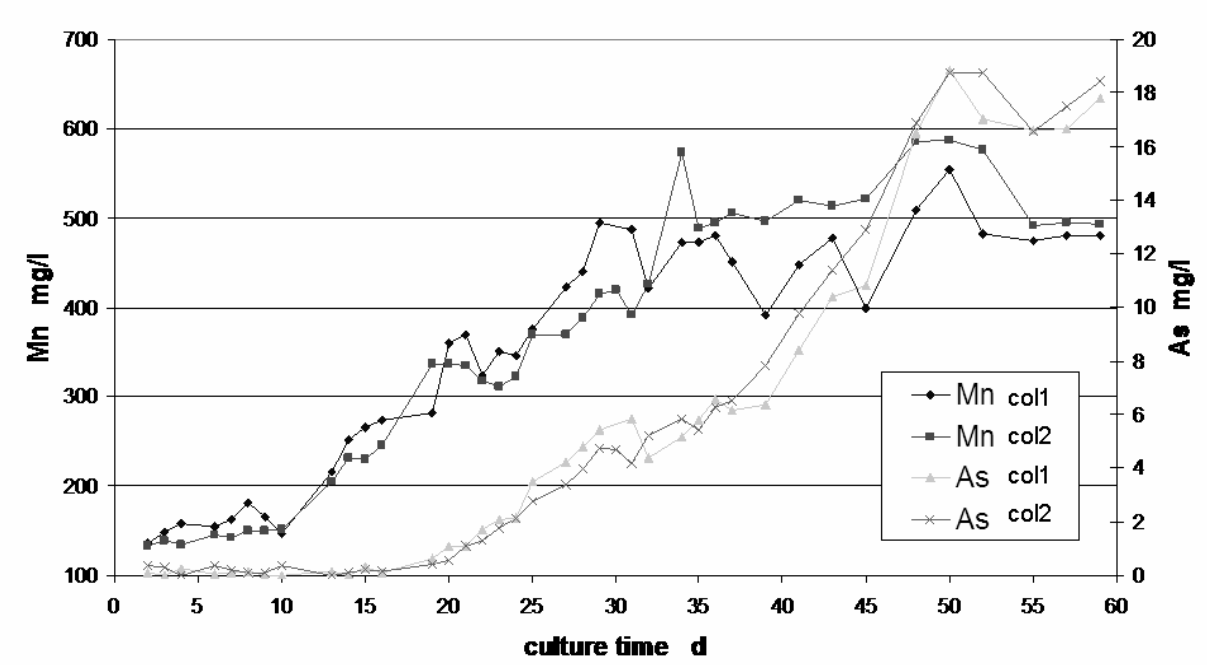


Abb. 3: Verlauf der Konzentration von As und Mn in den Perkolatorsäulen über den Versuchszeitraum

rern, acidophilen sowie acidotoleranten heterotrophen Mikroorganismen bewirkt. Eine derartige komplexe Mikroorganismengemeinschaft scheint die Mobilisierung der Metalle im Vergleich zu einer reinen Biooxidation noch zu verstärken.

Einen weiteren wichtigen Faktor bei der Mobilisierung der Metall(oid)e stellen Stofftransportprozesse dar, z.B. duch fluktuierende Wasserstände, wie sie in der Überflutungsebene, in der die fluvialen Tailingsedimente lagern, auftreten. Der periodische Wechsel einer metallkontaminierten Fläche zwischen gesättigten und ungesättigten Bedingungen scheint den Zyklus von geochemischen und mikrobiellen Verwitterungsprozessen sowie den Transport der gelösten Metall(oid)e, der Säure und gelösten Salze in das umgebende Grund- und Oberflächenwasser nahezu ideal zu unterstützen. Die chemischen und mikrobiellen Reaktionsprodukte werden abtransportiert, und nach erneuten oxidierenden Bedingungen können die biogeochemischen Verwitterungsprozesse weiter ihren Lauf nehmen. Unter ungehinderten Bedingungen können derartige Prozesse über geologische Zeiträume stattfinden.

In allen Biooxidationsexperimenten wurden zu Versuchsbeginn 20-40% des Al, Zn, Cu, Cd, und Cr innerhalb des 1. Versuchstages durch eine schnelle chemische Elution mobilisiert. Geht man davon aus, dass ein Teil dieses Materials in den letzten 100 – 140 Jahren verwittert ist, so kann, ohne Sicherungs- und Sanierungsmaßnahmen, eine weitere Kontamination dieses Standortes über die nächsten Jahrhunderte angenommen werden.

5 Schlußfolgerungen

Sowohl autotrophe Biooxidationsprozesse als auch heterotrophe mikrobielle Lösungsprozesse scheinen bei der Freisetzung von Metall(oid)en aus sulfidischen Tailingmaterialien mit organischen Anteilen eine Rolle zu spielen. Die Mobilisierung der Metalle erfolgt dementsprechend in einem komplexen Mechanismus.

Acidophile als auch acidotolerante Mikroorganismen leben in einem solchen Tailingsediment in einer Gemeinschaft zusammen und können die mobilisierende Wirkung im Vergleich zu einer „einfachen“ Biooxidation noch verstärken. Die durchgeführten Versuche stellen eine geeignete Methode dar, um das von mikrobiellen Prozessen ausgehende Gefährdungspotential in derartigen Materialien abzuschätzen.

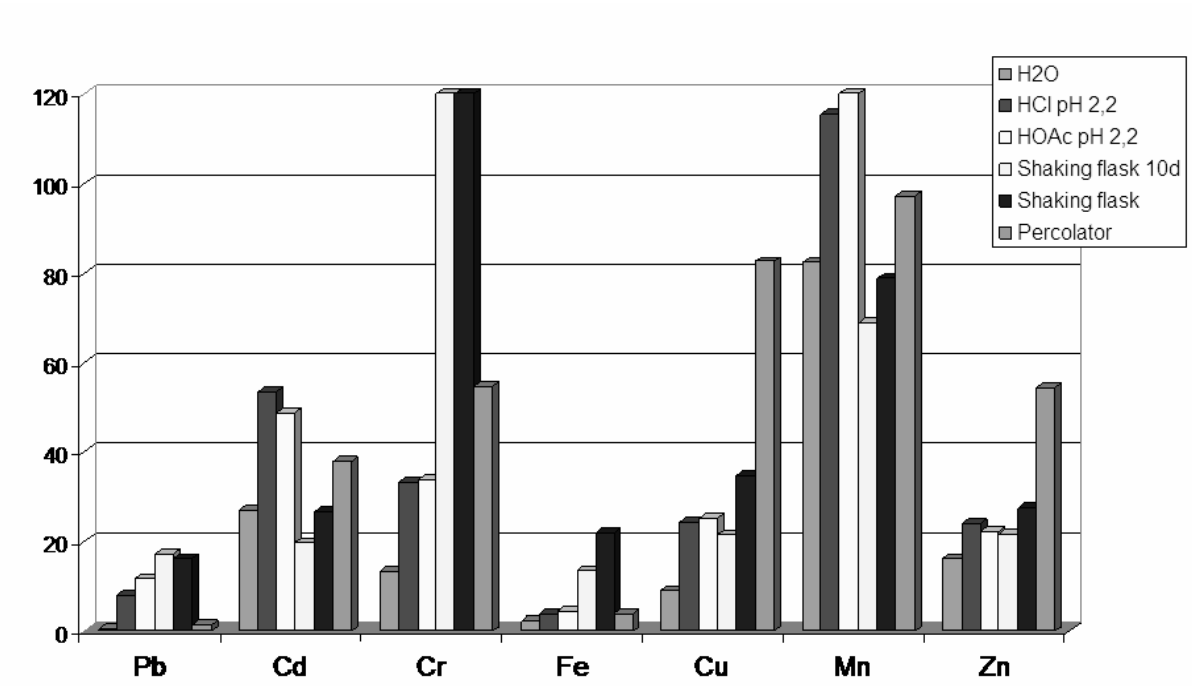


Abb. 4: Ausbeuten bei der Mobilisierung von Schwermetallen aus dem Tailingmaterial mit H_2O, HCl, CH_3COOH, sowie in heterotrophen mikrobiellen Versuchen in Schüttelkolben und Perkolatoren

6 Literatur

EHRLICH, H.L. (1990): Geomicrobiology, M. Dekker Inc., New York, 1990.

EVANGELOU, V.P. (1995): Pyrite oxidation and its control, CRC Press, Boca Raton, FL, 1995.

NORDSTROM, P.K. (1982): Aqueous pyrite oxidation and the consequent formation of secondary iron minerals in acid sulphate weathering, In: KITTRIC, J.A., FENNING, D.S., HOSSNER, L.R. (Hrsg): Soil Science of America, 37 – 56, Madison, WI, 1982.

SINGER, P.C., & STUMM, W. (1970): Acid mine drainage. The rate determining Step. – Science, 167: 1121 – 1123.

STANLEY, J.T., BRYANT, M.P., PFENNIG, M.P., HOLT, J.G. (1989): Bergey's Manual of systematic bacteriology, Vol. 3, Williams and Wilkins, Baltimore, MD 1989.

WALTON-DAY, K., ROSSI, F.J., GERNER, L.J., EVANS, J.B., YAGER, T.J., RANVILLE, J.F., SMITH, K. (1999): Effects of fluvial tailings deposits on soils and surface- and groundwater quality, and implications for remediation – Upper Arkansas River, Colorado, 1992 – 1996, U.S. Geological Survey, Water-Resources Investigations Report, 99 – 4273

WILLSCHER, S. (2001): Lösungsansätze zur Minderung der Umweltbelastung durch saure Grubenwässer: I. Maßnahmen zu deren Minimierung und Verfahren der aktiven Behandlung. - Vom Wasser 97: 145 – 166.

WILLSCHER, S., CLARK, T.R., COHEN, R.H., RANVILLE, J.F., SMITH, K.S., WALTON-DAY, K. (2003): Bioleach of a fluvial tailings deposit material indicates long term potential for pollution. In: TSEZOS, M.: Biohydrometallurgy – A sustainable technology in evolution, Proc. of the 15th International Biohydrometallurgical Symposium (IBS 2003) Sept. 14-19, Athens, Hellas, 497-505

WILLSCHER, S., POHLE, C. SITTE, J., WERNER, P. (2005): Heterotrophic microorganisms participate in the solubilisation of heavy metals from a fluvial tailing sediment. In: HARRISON, S.T.L., RAWLINGS, D.E., PETERSEN, J.: Proc. 16th International Biohydrometallurgy Symposium, Cape Town, South Africa 25-29.Sept. 2005, Compress, Cape Town, South Africa, 265-273

Laboruntersuchungen zur Stabilität von Eisensulfidschlämmen

Volker Preuß, Ralph Schöpke, Roland Koch

Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl Wassertechnik & Siedlungswasserbau,
Siemens-Halske-Ring 8, 03046 Cottbus, preuss@tu-cottbus.de

Bei der Sanierung bergbauversauerter Grund- und Oberflächenwässer durch Sulfatreduktion fallen Eisensulfidschlämme als Abprodukte an. Frisch gefällt liegt meist Eisenmonosulfid FeS vor, das während eines Alterungsprozesses über Greigit Fe_3S_4 in Pyrit FeS_2 übergeht.
Neben einer Entsorgung der Abprodukte nach Abfallrecht ist die kontrollierte Ablagerung der anfallenden Eisensulfidschlämme im Sediment von Tagebauseen eine denkbare Variante. Gegenwärtig bestehen jedoch Defizite bei der Beurteilung der Stabilität von Eisensulfidschlämmen in der Wechselwirkung mit den herrschenden Milieuverhältnissen sowie im Kontakt mit bergbautypischen Begleitstoffen.
Die untersuchten Schlämme wiesen eine hohe Stabilität gegenüber Säureeinwirkung auf. Der oxidative Angriff, insbesondere in Wechselwirkung mit Eisen(III), führte dagegen zu einer schrittweisen Rücklösung der Eisensulfidschlämme.

The treatment of acid mine drainage (tip groundwater or mining lake water) by microbial sulphate reduction leads to the reaction product iron sulphide. The freshly precipitated reaction product is iron sulphide (FeS), which can be transferred via aging processes into Greigite (Fe_3S_4) and Pyrite (FeS_2). In addition to disposal according to the waste law, the controlled deposition of accumulating iron sulphide sludges in the sediment of mining lakes is an option. But currently there are deficits in the assessment of the stability of iron sulphide sludges in interrelation with the prevailing conditions as well as in the contact with accompanying by-products typical of mining.
The analysed sludges were stable under acidic conditions. But oxic conditions particularly in interaction with ferric iron lead to a stepwise solution of iron sulphide sludges.

1 Einleitung

Für die Behandlung schwefelsaurer Wässer, die als Folge des Bergbaus ein weltweites Problem darstellen, werden biologische Sanierungsverfahren entwickelt. Diese weisen gegenüber anderen Behandlungsverfahren den Vorteil auf, dass durch die Aktivität Sulfatreduzierender Bakterien (SRB) neben der Anhebung des pH-Wertes und der Entfernung von gelöstem Eisen und anderer Schwermetalle auch eine wesentliche Verringerung der Sulfatkonzentrationen erzielt werden kann. Als naturnaher Prozess führt diese Wasserbehandlung zum Reaktionsprodukt Eisensulfid, welches über Alterungsvorgänge langfristig in die vorbergbauliche Form Pyrit / Markasit zurückgeführt werden kann.

Neben einer Entsorgung nach Abfallrecht ist die kontrollierte Ablagerung der anfallenden Eisensulfidschlämme im Sediment von Tagebauseen eine denkbare Variante. Diese wird bereits zur Ablagerung der in Grubenwasserreinigungsanlagen (GWRA) anfallenden Eisenhydroxidschlämme (EHS) praktiziert. Gegenwärtig bestehen jedoch Defizite bei der Beurteilung der Stabilität von Eisensulfidschlämmen in der Wechselwirkung mit den herrschenden Milieuverhältnissen sowie im Kontakt mit bergbautypischen Begleitstoffen (Eisenhydroxide, Kohletrübe, Tonminerale, organische Sedimente, Carbonate).

Für eine systematische Bewertung der vielfältigen Wechselwirkungsmechanismen wurden die drei Hauptprozesse:

- Angriff durch Säure
- Angriff durch Oxidation
- Einfluss von Komplexbildnern

separat betrachtet, wenn gleich bei der experimentellen Arbeit diese strikte Trennung nicht durchgängig erreicht werden konnte.

Tab. 1: Schlammzusammensetzung für Modellrechnungen.

Mineralphasen	Konzentration [mmol/L]	SI
$Fe(OH)_3(a)$	0	-5
Siderite	10	0
Calcite	10	0
jeweils eine Eisensulfid-Spezies:		
FeS(ppt)	10	0
Mackinawite	10	0
Greigite	10	0
Pyrite	10	0

2 Theoretische Betrachtungen

2.1 Angriff durch Säure

2.1.1 Berechnung von Titrationskurven mit PhreeqC

Das Säure-Base-Verhalten eines fiktiven Schlammes wurde im Vorgriff auf die experimentellen Untersuchungen mit dem geochemischen Berechnungsmodell PhreeqC unter Nutzung der implementierten Löslichkeitskonstanten (PARKHURST & APPELO 1999) berechnet. Der Modellschlamm wurde als Gemisch aus Calcit, Siderit und Eisensulfid entsprechend Tab. 1 gewählt. Eisenhydroxid ist im Ausgangsschlamm nicht vorhanden, wird aber als Fällungsprodukt mit der Löslichkeit von Goethit (SI=-5) zugelassen.

Den Verlauf der berechneten Titrationskurve für amorphes Eisenmonosulfid (FeS(ppt)) zeigt Abb. 1. Die Minerale werden in der Reihenfolge Calcit – Siderit - Eisensulfid gelöst. Die jeweiligen Lösungsbereiche (Pufferbereiche) sind durch pH-Sprünge voneinander getrennt.

Durch Variation des Eisensulfidminerals lässt sich deren unterschiedliches Lösungsverhalten in Abhängigkeit vom pH-Wert zeigen (s. Abb. 2). Während das am leichtesten lösliche FeS(ppt) bei pH-Werten um 3,5 bereits vollständig gelöst ist, setzt beim Greigit die Lösereaktion erst in diesem Bereich ein. Pyrit wird bis pH < 1,8 gar nicht gelöst.

2.1.2 Modell zur Ermittlung von Pseudokomponenten unterschiedlicher Löslichkeit

Um die unterschiedlich säurelöslichen Eisensulfide aus Versuchsergebnissen erfassen zu können, erfolgt die Berechnung nach dem fiktiven Löslichkeitsgleichgewicht (Gl. 1)

$$FeS_x + H^+ \leftrightarrow Fe^{2+} + HS_x^- \qquad \text{(Gl. 1)}$$

Dabei wird angenommen, dass die Aktivität aller Sulfid- und Sulfidschwefelphasen Eins ist. Der gebildete Sulfidschwefel stellt damit eine eigene hypothetische Phase dar. Das Massenwirkungsgesetz für jede Pseudokomponente i beschreibt Gleichung (2).

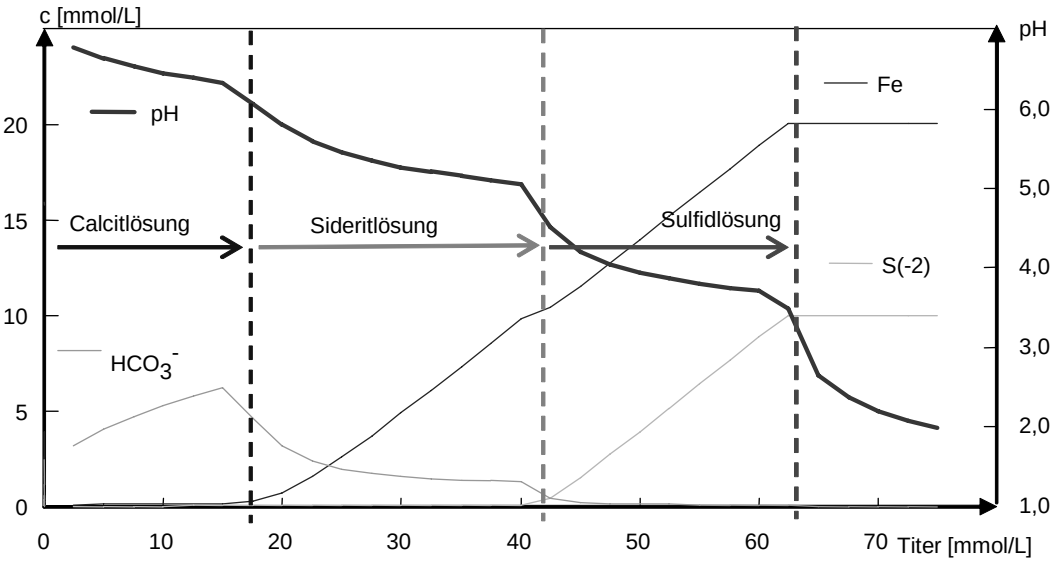


Abb. 1: Gleichgewichtskonzentrationen bei der berechneten Titration von FeS(ppt).

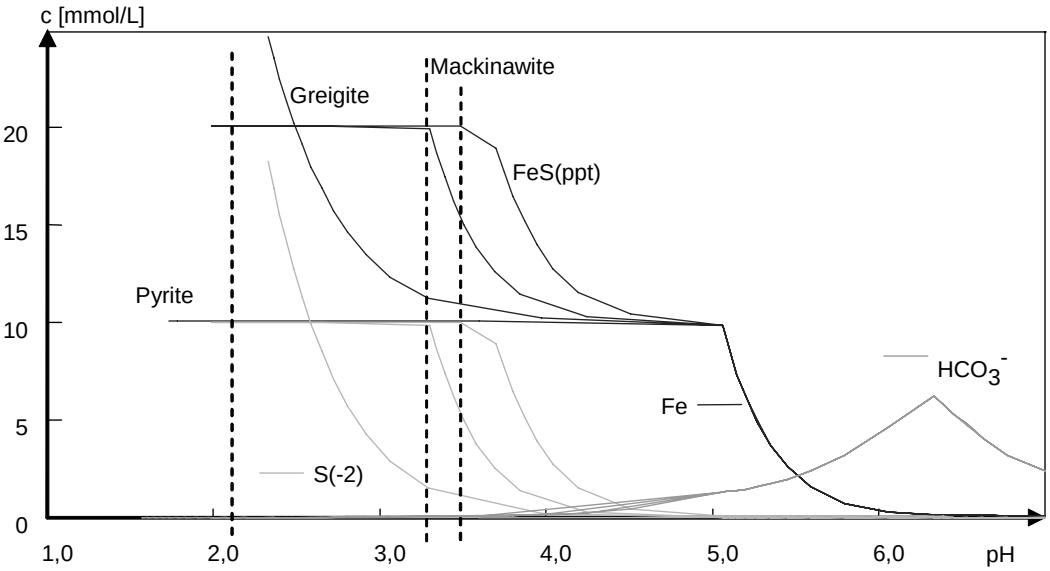


Abb. 2: Gleichgewichtskonzentrationen in Abhängigkeit vom pH-Wert.

$$\lg K_i = \lg c_{Fe^{2+}} + pH \qquad \text{(Gl. 2)}$$

Bei nichtüberlappender Lösung berechnet sich die Gleichgewichtskonzentration nach Gleichung (3).

$$c_{FeGl}(i) = 10^{(\lg K_i - pH)} \qquad \text{(Gl. 3)}$$

Durch Anpassung von Batch-Versuchsdaten an ein System mit mehreren unterschiedlich löslichen Eisenmineralen werden Pseudokomponenten des gebundenen Eisens ermittelt, die sich in ihrer Löslichkeitskonstante unterscheiden und jeweils mit einem entsprechenden Gehalt [mmol/kg] im Schlamm vertreten sind.

2.2 Angriff durch Oxidation

Die Oxidation der Eisensulfid-Minerale kann durch diverse Oxidationsmittel erfolgen. Die Protonenbilanz wird dabei von der individuellen Reduktionsreaktion bestimmt. Unabhängig von der Vielfalt möglicher Reaktionen sind in Bezug auf die Stabilität der abgelagerten Schlämme zwei Reaktionspfade zu unterscheiden.

Die Oxidation zum elementaren Schwefel bewirkt keine Veränderung des Säurestatus ($\Delta NP = 0$ mmol/L). Beispielhaft für ein Eisensulfid mit variabler Zusammensetzung verdeutlichen das die Gleichungen (4) und (5).

$$FeS_x + 2Fe^{3+} \leftrightarrow 3Fe^{2+} + xS^0 \qquad \text{(Gl. 4)}$$

$$FeS_x + 0,5O_2 + 2H^+ \leftrightarrow Fe^{2+} + xS^0 + H_2O \qquad \text{(Gl. 5)}$$

Die vollständige Oxidation des Sulfid-Schwefels aber auch des elementaren Schwefels zum Sulfat führen dagegen zu einer massiven Versauerung und heben damit den Entsäuerungseffekt der Sanierungsreaktion wieder auf. Die Oxidation des Sulfid-Schwefels wird mit den Gleichungen (6) und (7) beispielhaft dargestellt.

$$FeS_x + 4xH_2O + (2+6x)Fe^{3+} \leftrightarrow (3+6x)Fe^{2+} + xSO_4^{2-} + 8xH^+ \qquad \text{(Gl. 6)}$$

$$FeS_x + (x-1)H_2O + (0,5+1,5x)O_2 \leftrightarrow Fe^{2+} + xSO_4^{2-} + (2x-2)H^+ \qquad \text{(Gl. 7)}$$

Eine Oxidation des gebildeten Eisen(II) zu Eisen(III) durch Luftsauerstoff kann katalytisch zur Beschleunigung der Oxidationsreaktion führen.

2.3 Einfluss durch Komplexbildner

Die Wirkung bergbautypischer Begleitstoffe kann in die Hauptprozesse Pufferung und Komplexbildung unterteilt werden. Während der Einfluss von Pufferungs-Reaktionen bereits über das Säure-Base-Verhalten diskutiert wurde, verbleibt die Beurteilung von möglichen Komplexbildnern. Eine erste theoretische Betrachtung lässt nur einen geringen Einfluss erwarten. Die detaillierte Untersuchung, auch auf experimentellem Weg, steht allerdings noch aus.

Tab. 2: Zusammenstellung der Ergebnisse der XRD-Analyse von Probe 1.

Mineral	ohne Kristallitgrößenkorrektur [%]	mit Kristallitgrößenkorrektur [%]	Anteil Mikrostrain [%]	Ergebnis mit allen Effekten [%]	Kristallitgröße [nm]
amorph	64,7	15,1		2,2	
Greigit	10,6	33,0	0,6	46,1	60
Pyrit	14,0	33,8	0,15	34,1	85
Quarz	10,7	18,1		17,6	130

3 Material und Methoden

3.1 Charakterisierung der Eisensulfidschlämme

Von bereits abgeschlossenen Versuchen zur mikrobiellen Sulfatreduktion (Preuß 2004) wurden aus Festbettreaktoren Eisensulfidschlämme entnommen und für die Untersuchungen zur Schlammstabilität eingesetzt. An gefriergetrockneten Proben einer Schlammcharge erfolgte mittels Röntgendiffraktometrie (XRD) eine Mineralanalyse. Ein ursprünglich sehr großer amorpher Anteil konnte unter Berücksichtigung von Mikrostrain und anisotroper Kristallitgrößenkorrektur den Hauptmineralphasen Greigit, Pyrit und Quarz zugeordnet werden (Tab. 2). Damit handelt es sich um einen gealterten Schlamm, bei dem das primär gefällte Eisenmonosulfid nicht mehr nachweisbar war.

Eine Elementanalyse wurde mit diesem Material mittels Röntgenfluoreszensanalyse (RFA) und C-N-S-Analyse vorgenommen. Mit 35,83 M-% Fe, 42,39 M-% S und 6,79 M-% Si ist die ermittelte Mineralzusammensetzung plausibel.

Aus den Analysenergebnissen und den Randbedingungen ihrer Entstehung sind für die weiteren Betrachtungen Eisensulfide mit variabler Stöchiometrie, elementarer Schwefel, sowie Eisen- und Calciumcarbonat als anorganische Nebenbestandteile zu berücksichtigen. Die einzelnen Mineralphasen weisen ein breites Kristallitgrößenspektrum auf. Besonders die feinstkristallinen Mineralphasen weichen vermutlich in ihren Eigenschaften von denen reiner Phasen ab. Zusammen mit organischen Inhaltsstoffen bildet sich eine charakteristische Schlammphase. Zu deren Beschreibung werden nachfolgend Pseudokomponenten definiert, die die makroskopisch messbaren Eigenschaften thermodynamisch sinnvoll beschreiben können.

3.2 Versuchsaufbau und –durchführung

3.2.1 Batch-Ansätze

In 250 mL Schliffflaschen wurden je 10 g Schlamm in ca. 200 mL VE-Wasser suspendiert, mit der jeweiligen Säuremenge (HCl) versetzt, mit VE-Wasser aufgefüllt und luftblasenfrei verschlossen. Die Ansätze wurden 24 h bei Raumtemperatur gerührt und anschließend analysiert

3.2.2 Diskontinuierliche Elution

In drei von vier Edelstahlzellen (D = 81 mm, L = 115 mm) einer REV-Fluidzirkulationsanlage wurden verschiedene Mengen Eisensulfid-Schlamm mittig in eine Sandpackung eingebaut, nachdem diese mit dem Prozesswasser über vier Wochen eingearbeitet wurden. Die vierte Zelle war nur mit Sand gefüllt und diente als Referenz. Die Elution erfolgte mit schwefelsaurem Wasser eines Tagebausees (s. Tab. 3), wobei ein Vorlagevolumen von 250 mL in den Kreislauf eingebunden war und in unregelmäßigen Zeitabständen gewechselt und analysiert wurde. Die Versuche wurden bei 10°C durchgeführt.

3.3 Analytik

3.3.1 Batch-Ansätze

Aus den sedimentierten Proben wurden pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit, das Redox-Potenzial sowie Sulfid-Schwefel gemessen. Die Analyse von Eisen(II), $K_{S4,3}$ sowie Sulfid-Schwefel erfolgte aus filtrierten Proben.

3.3.2 Diskontinuierliche Elution

Die Messung von pH-Wert, elektrischer Leitfähigkeit und Redox-Potenzial erfolgte über Elektroden in jedem Kreislaufsystem, so dass deren zeitliche Entwicklung erfasst werden konnte. Aus den Eluaten wurden Eisen(II), Gesamteisen, Mangan, Aluminium sowie die Titrationskurve im pH-Bereich von 3,5 bis 8,5 gemessen.

Tab. 3: Ausgewählte Parameter des Tagebauseewassers.

Parameter	*pH*	$K_{S4,3}$	Fe_{ges}	*Mn*	*Al*	*NP*	SO_4
Dimension	[-]	[mmol/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mmol/L]	[mg/L]
Wert	3,02	-2,0	22,1	2,7	32,9	-5,75	1320

4 Ergebnisse und Diskussion

4.1 Säurelöslichkeit

Die Titration von Eisensulfid-Suspension durch Batch-Ansätze erbrachte eine größere Pufferkapazität als sie durch Schnelltitration im Titrator ermittelt wurde (s. Abb. 3). Die aus den Batch-Ansätzen ermittelten Mengen an Eisen und Sulfid-Schwefel ergeben kein einheitliches Bild. Sulfid-Schwefel wurde unterstöchiometrisch zum Eisen freigesetzt. Teilweise lag in den Suspensionen elementarer Schwefel vor. Eine Analyse aller Schwefel-Spezies ist bislang nicht möglich.

Für die Ermittlung der Löslichkeitskonstanten charakteristischer Fraktionen werden entsprechend der Modellvorstellungen (Abschnitt 2.1.2) die Eisenkonzentrationen und pH-Werte verwendet. Die Auswertung kann für jeden Versuch individuell erfolgen, wobei für mehrere Versuchsreihen eine Vielzahl unterschiedlicher Fraktion gebildet werden würde. Um eine Vergleichbarkeit der Versuchsreihen zu ermöglichen, ist die Anpassung aller Daten an eine geringe Anzahl von Löslichkeitskonstanten erforderlich. Die Anpassung der Versuchsdaten erfolgte mit vier Fraktionen, deren Löslichkeitskonstanten und Konzentration im untersuchten Schlamm in Tab. 4 dargestellt sind.

Im Zeitraum der Versuchsdurchführung muss eine qualitative Veränderung der Schlammzusammensetzung erfolgt sein. Vermutlich als Folge eines geringen Sauerstoffkontaktes beim mehrfachen Öffnen des Vorratsbehälters nahm der Anteil säurelöslichen Eisens insgesamt ab und der Anteil schwerer löslicher Eisensulfide zu. Aber auch innerhalb der löslichen Fraktionen wurde eine Verschiebung der einzelnen Anteile festgestellt. Diese Entwicklung veranschaulicht Abb. 4.

4.2 Oxidation

Ziel der Untersuchung war primär eine Oxidation durch Eisen(III). Da der Vorlagebehälter im Kontakt mit der Atmosphäre stand, trat zusätzlich eine undefinierte Sauerstoffnachlieferung auf, die vermutlich eine Oxidation von Eisen(II) bewirkt hat.

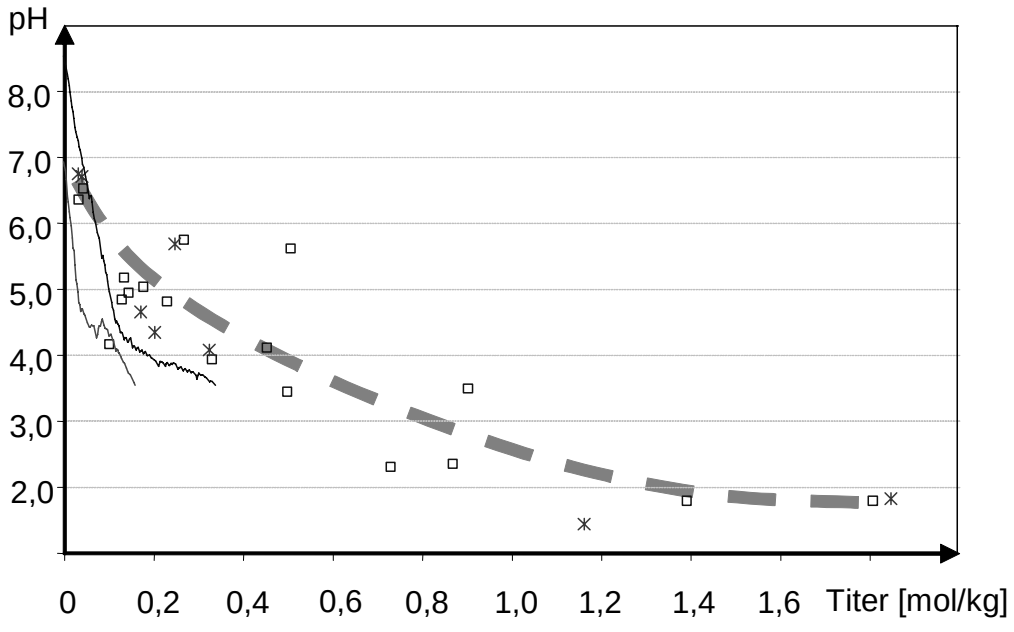


Abb. 3: Titration von FeS-Suspension mittels Titrator (Volllinien) und Batch-Reihen (Punkte).

Tab. 4: Versuchsauswertung für vier Pseudokomponenten und deren säurelösliche Anteile [mmol/kg].

Pseudokomponente	*1*	*2*	*3*	*4*
log K	≥ 3,50	1,85	0,30	-1,80
Versuch A1	5,5	180	11,7	104,0
Versuch A2	5,5	78	136,1	
Versuch A3*	0,7	56	0,0	
VersuchA4	0,6	22	86,4	

*** pH nicht < 3,0 eingestellt, deshalb keine schwerlösliche Fraktion**

Die Einwirkung der Oxidationsmittel führte zu einer Lösereaktion, die sich in zwei Phasen unterteilte. Innerhalb der ersten 24 Stunden wurden ca. 2 mmol/L Eisen(II) gelöst. Dabei kam es aber zu keiner signifikanten Änderung des Neutralisationspotenzials (s. Abb. 5 und Abb. 6). In diesem Versuchsabschnitt erfolgte offenbar eine Oxidation von Sulfid-Schwefel zum elementaren Schwefel.

Im weiteren Verlauf führte der oxidative Angriff zur Lösung von Eisen(II), welche von einer starken Versauerung begleitet wurde. Das Neutralisationspotential sank mit einer Rate von ca. -0,04 mmol/(L*h). In diesem Versuchsabschnitt erfolgte die Oxidation bis zum Sulfat.

5 Zusammenfassung

Bei den untersuchten Eisensulfid-Schlämmen handelte es sich um gealterte Schlämme, die überwiegend aus den stabileren Mineralphasen Greigit und Pyrit gebildet wurden. Ein differenziertes Lösungsverhalten dieser Phasen kann durch unterschiedliche Kristallitgrößen erklärt werden.

In Hinblick auf die Möglichkeit der Ablagerung von Eisensulfid-Schlämmen im Sediment von Tagebauseen stellt der Kontakt mit anaerobem, potenziell saurem Kippengrundwasser keine Gefahr dar. Im relevanten pH-Bereich (pH > 4) ist keine Lösung der Sulfide zu besorgen. Ein intensiver Kontakt mit sauerstoffhaltigem Seewasser muss allerdings verhindert werden, da sonst die Rückoxidation zur Freisetzung der in den Eisensulfid-Schlämmen deponierten Säure führt. Ein Abdecken bzw. Überschichten der abgelagerten Sulfide in den Phasen der Vollzirkulation ist erforderlich. Nur kurzzeitiger Kontakt mit Oxidationsmitteln führt lediglich zur Eisenlösung, da die Sulfide zum elementaren Schwefel oxidiert werden.

Die Fortführung dieser Untersuchungen hat die Überprüfung der Erkenntnisse mit relativ frisch gefällten Eisensulfiden sowie die Wechselwirkung mit Komplexbildnern zum Inhalt.

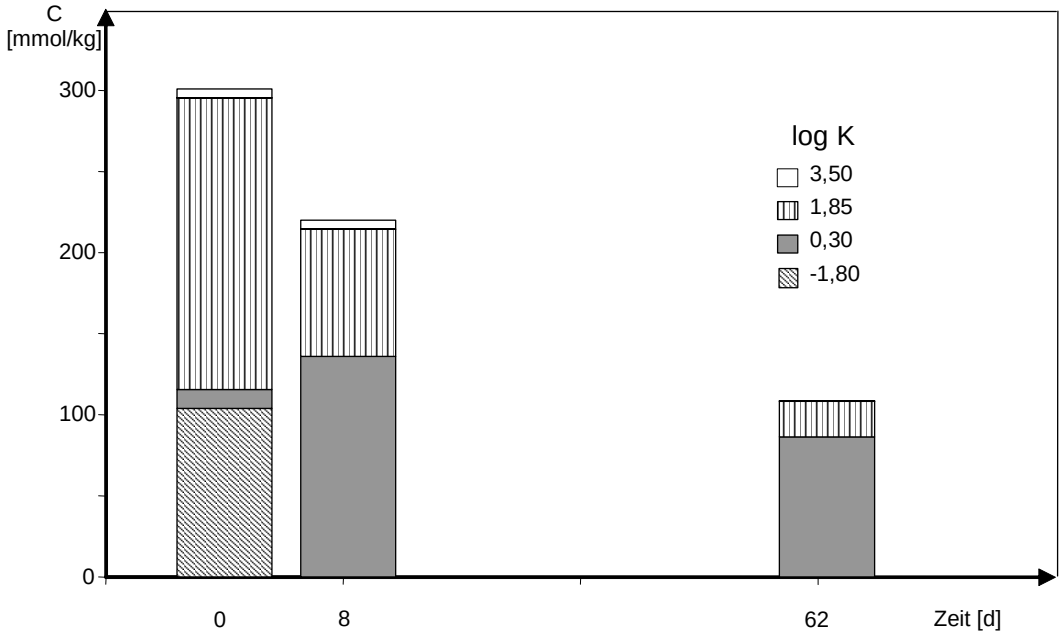


Abb. 4: Zeitliche Veränderung der säurelöslichen Fraktionen des Eisensulfid-Schlamms.

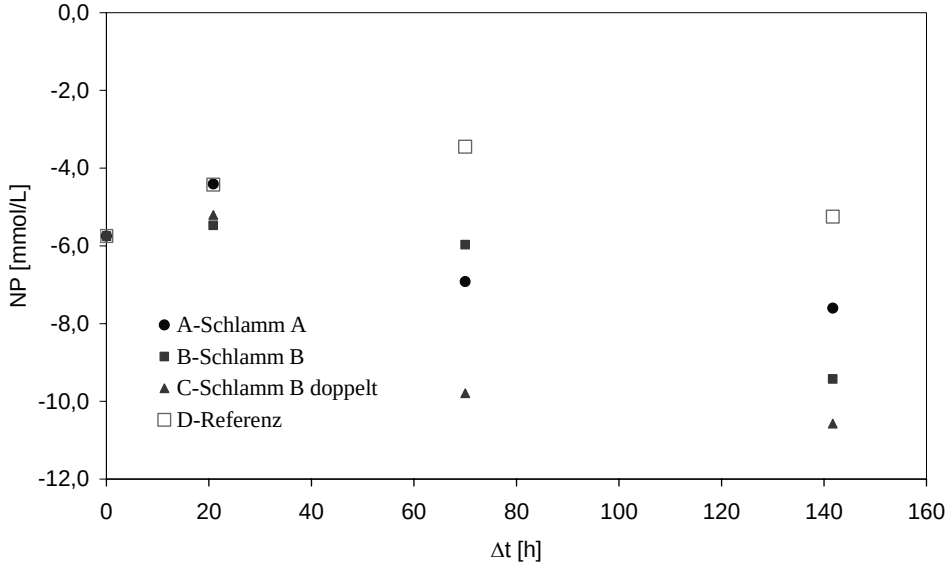


Abb. 5: Entwicklung des Neutralisationspotentials über die Elutionszeit.

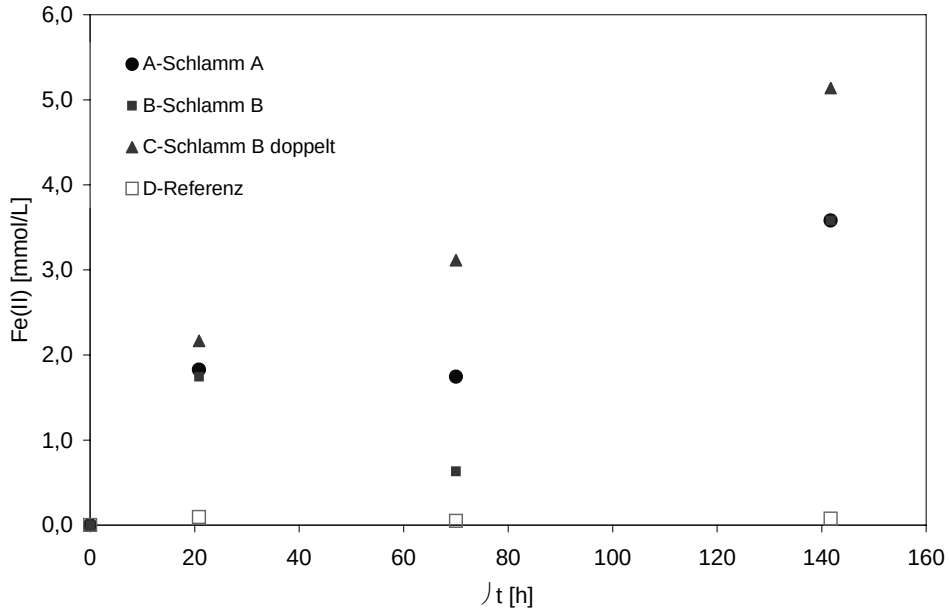


Abb. 6: Entwicklung der Eisen(II)-Konzentration über die Elutionszeit.

6 Danksagung

Die durchgeführten Untersuchungen erfolgten im Auftrag der LMBV mbH im Rahmen des BMBF-geförderten Vorhabens „Stärkung des Entwicklungspotenzials von Bergbaufolgelandschaften durch den Schutz von Oberflächengewässern vor schwefelsauren Grundwasserzuflüssen mittels reaktiver Reinigungswände“. Wir danken für die bereitgestellten Finanzmittel.

7 Literatur

PARKHURST, D.L. & APPELO, C.A.J. (1999): User´s guide to PHREEQC, a computer program for specition, batch-reaction, one-dimensional transport and inverse geochemical calculations. U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations Report 99-4259.

PREUß, V. (2004): Entwicklung eines biochemischen Verfahrens zur Aufbereitung sulfathaltiger Wässer am Beispiel der Entsäuerung schwefelsaurer Tagebauseen. Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft und Umwelt, Heft 9. Zugl. Cottbus, Univ., Diss., 2004.


BERGAKADEMIE
TECHNISCHE
UNIVERSITÄT
FREIBERG

Batchversuche zur Sulfatreduktion durch autotrophe Mikroorganismen im natürlichen Grundwasserleiter – Gegenwärtiger Stand

Felix Bilek

Dresden Grundwasserforschungszentrum e.V., Meraner Straße 10, 01217 Dresden, fbilek@dgfz.de

1 Einleitung und Problemstellung

Die autotrophe mikrobielle Sulfatreduktion stellt eine Möglichkeit dar, in stark schwefelsauren bergbaubeeinflussten Wässern die Schwefel-, Eisen- und damit die Aziditätslasten abzureichern. Hierzu kann dem Wasser das aziditätstragende Eisen als FeS durch Fällung entzogen (Gl. 1) und das überschüssige Sulfid als $H_2S_{(g)}$ ausgestrippt werden (Gl. 2).

$$4H_2 + Fe^{2+} + SO_4^{2-} \rightarrow FeS_{(s)} + 4H_2O \quad \text{(Gl. 1)}$$

$$SO_4^{2-} + 4H_2 + 2H^+ \rightarrow H_2S_{(g)} + 4H_2O \quad \text{(Gl. 2)}$$

Für die Fällung der Eisensulfide im Untergrund (natürliches Festbett) ist sicherzustellen, dass den Mikroorganismen neben dem Substrat alle weiteren Baustoffe und Nährelemente in ausreichendem Umfang zur Verfügung stehen und auch die sonstigen Prozessparameter die Sanierungsreaktionen ermöglichen. Weiterhin muss die Möglichkeit der langfristigen Deposition des Eisenmonosulfides im Reaktionsraum gewährleistet sein.

1.1 Eisensulfid-Fällung im Untergrund

Die Fällung der Eisensulfide im Untergrund ist attraktiv, da sie die aufwändige Abtrennung und Entsorgung des Eisensulfid-Schlammes überflüssig macht. Wird Wasserstoff als Elektronendonator eingesetzt, kann dieser über Gaslanzen direkt in den Untergrund injiziert werden, wo er Gasvorhänge aufbaut, die Substratspeicher für das vorbeiströmende Grundwasser darstellen (Latzik *et al*. 2002). Der sich in das strömende Grundwasser einlösende Wasserstoff wird zusammen mit den Problemstoffen zu den sessilen Mikroorganismen transportiert. Einige Sulfatreduzierende Bakterien sind autotroph und können Wasserstoff direkt für den Energiestoffwechsel verwenden (MADIGAN *et al*. 2003), so dass keine weiteren Abbau- und Umsetzungsprozesse zur Gewinnung des e^--Donators nötig sind. Jedoch benötigen auch autotrophe Sulfatreduzierer Nährelemente wie Ammonium, Phosphat, Spurenelemente und zeigen möglicherweise bei Anwesendheit von organischem Kohlenstoff höhere Umsatzraten (TABAK & GOVIND 2003).

1.2 Konkurrenz durch methanogene Bakterien

Methanogene Bakterien (MB) stellen für Sulfatreduzierende Bakterien (SRB) potentielle Konkurrenten um Elektronendonatoren dar. Die Diskussion, darüber unter welchen Umständen MB als Konkurrenten zu SRB auftreten, ist in der Literatur noch nicht abgeschlossen. Nach OMIL *et al*. 1998 bestimmt das zur Inokulation verwendete Material in der Anfangsphase von Versuchen wesentlich deren Verlauf. Diskutiert wird die Inhibierung von MB durch H2S(aq) (u.a. HULSHOFF POL *et al*. 1998) und da nur die Spezies H2S(aq) als toxisch angesehen wird (u.a. LENS & HULSHOFF POL 2000), damit verbunden der pH-Wert, der die Sulfid-Speziierung bestimmt. H2 wird hauptsächlich von SRB genutzt, solange Sulfat nicht limitierend wird (z.B. VAN HOUTEN *et al*. 2006; WEIJMA *et al*. 2002). Nach OMIL *et al*. (1998), ISA *et al*. (1986) u.a. ist für die Konkurrenz zwischen MB und SRB das Corg/Sulfat-Verhältnis entscheidend: ist zu viel organische Substanz gegenüber Sulfat gegenwärtig, werden die MB dominant. Wenn Sulfat dagegen nicht limitierend ist, wird Wasserstoff vollständig von SRB umgesetzt (LENS & HULSHOFF POL 2000). Dann werden auch Methanbildner zurückgedrängt, da SRB beim Umsatz von Wasserstoff gegenüber diesen einen höheren Energiegewinn erzielen. Nach ISA *et al*. (1986) werden autotrophe SRB gegenüber MB jedoch ***nur*** bei entsprechend niedrigen H_2-Partialdrücken (<50 µmol H_2) bevorteilt. Bei höheren Konzentrationen werden Methanbildner durch H_2-Konzentrationen bevorteilt. Auch AIVASIDIS (1990) beschreibt die Zunahme der Methanbildung aus H_2 und CO_2 bei hohen Wasserstoffpartialdrücken.

Tab. 1: Geometrische Daten der Batch-Gefäße.

Batch-Gefäß Geometrische Daten		
Gesamtlänge Hohlraum	50	cm
Länge Sedimentkörper	27	cm
Länge Gasraum	21	cm
Einbauten	2	cm
Durchmesser	8	cm
Vol. Sedimentkörper	1357	cm^3
Vol. Gasraum	672	cm^3
Porenlösung	400	ml

Vor dem Hintergrund des beschriebenen Erkenntnisstandes scheint die Frage der Konkurrenz zwischen SRB und MB um H_2 im Festbett nur für den konkreten Einzelfall klärbar zu sein.

2 Untersuchungsziel

Es wurden Batch-Versuche im silikatischen Festbett zur Untersuchung der Abhängigkeit der Sulfat-Umsatzraten von Temperatur, sowie der Gabe von Nährstoffen und Spurenelementen unter möglichst natürlichen Bedingungen durchgeführt. Außerdem sollte festgestellt werden, ob und unter welchen Bedingungen autotrophe SRB Konkurrenz durch MB bekommen.

3 Versuchsaufbau

Für die Batchversuche wurde natürliches anoxisches sulfat- (ca. 17 mmol/l) und Fe(II)-reiches (ca. 4 mmol/l) Grundwasser mit pH 4,8±0,1 verwendet, welches in 50 L-Edelstahlfässern für etwa 4 Wochen unter Schutzgasatmosphäre lagerbar war. Die Edelstahlfässer wurden dazu mindestens 30 Minuten lang mit einer definierten Atmosphäre, bestehend aus 95% Stickstoff und 5 % Kohlendioxid, gespült. Die Zusammensetzung des Gasgemisches wurde so gewählt, dass der anorganische Kohlenstoff im Grundwasser mit dem Kohlendioxidpartialdruck in der künstlichen Atmosphäre im Gleichgewicht steht.

Die Batch-Versuche fanden in Druckgefäßen statt, da auch im Feld der in die gesättigte Zone zu injzierende Wasserstoff durch den dort höheren Druck in stärkerem Maße gelöst werden wird. Der Aufbau der Druckgefäße ist in Tabelle 1 und Abbildung 1 dargestellt.

An der Ober- und Unterseite wurden Ventile installiert, über die Gas (95 Vol% H_2, 5 Vol%

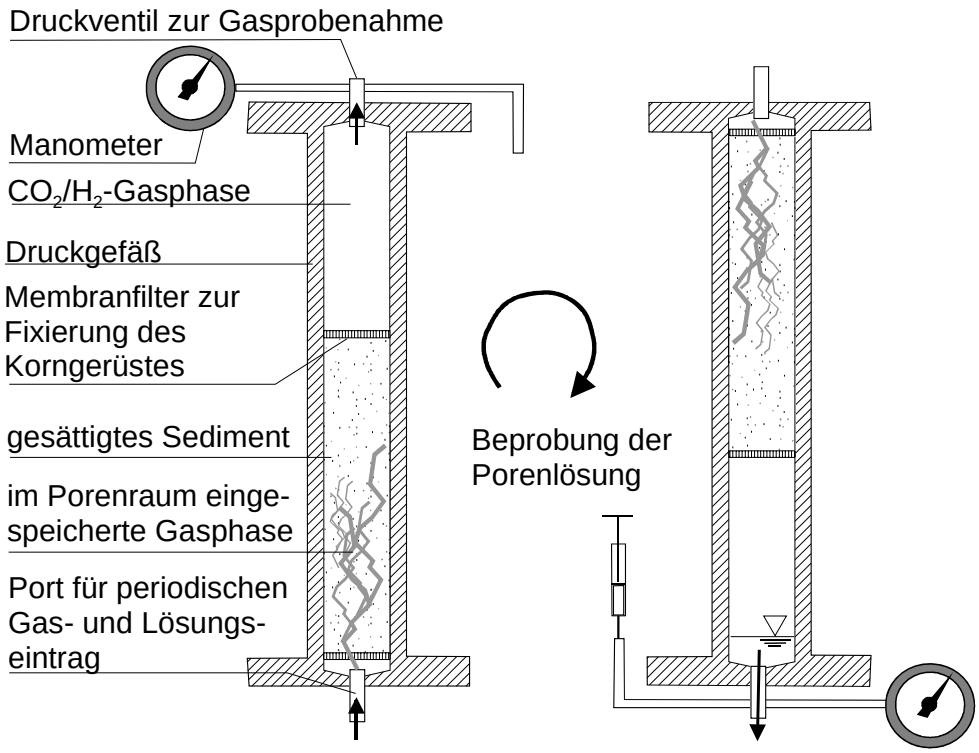


Abb. 1: Aufbau und Funktion der Batch-Gefäße.

CO_2) und Wasser entnommen bzw. injiziert wurde. Der Innenraum der Batches wurde zweigeteilt. Nur der untere Bereich war mit wassergesättigtem reinem Sand (0,2-0,7 mm) gefüllt, um C_{org}-Gehalte des Sedimentes zu minimieren

Im Gasraum über dem Sedimentkörper, durch eine Filtermembran von diesem getrennt, befand sich die CO_2/H_2-Gasphase. Diese wurde genau wie der Gasvorhang im Sediment täglich erneuert, um eine optimale Elektronendonator-Versorgung zu gewährleisten und um mit dem Gasstrom im Korngerüst eine konvektive Bewegung der fluiden Phase analog zur Grundwasserströmung zu erzeugen. Die Batches wurden in einem Kühlcontainer entsprechend der Grundwassertemperatur mit 10°C gelagert.

3.1 Versuchsdurchführung

Die Beprobung und Aufstockung (Zugabe neuen noch unbehandelten Grundwassers) erfolgte durch konvektive Verdrängung des bisherigen Porenfluides. Es wurden 5 Batches mit autotrophen Sulfatreduzierern inokuliert, die aus gesättigtem Kippensediment gewonnen wurden. Sobald in allen 5 Batchgefäßen stabile Sulfatabbauraten erreicht waren, wurden die Bedingungen für die einzelnen Populationen variiert:

Batch 1: (Referenz): wird ohne weitere Zusatzstoffe oder Parameteränderungen betrieben.

Batch 2: (Temperaturerhöhung auf 20°C)

Batch 3: Zugabe von Ammonium (0,93 mmol/l) und Phosphat (0,31 mmol/l). Zu untersuchen war, in wieweit die im natürlichen Grundwasser vorkommenden Ammonium- und Phosphatkonzentrationen für die aktive autotrophe Mikrobiologie limitierend sind. Bekannt ist, dass SRB im Gegensatz zu aeroben Mikroben Biomasse mit deutlich geringerer Geschwindigkeit aufbauen (Röske & Uhlmann, 2005), so dass ein entsprechend geringerer N- und P-Bedarf pro Zeit erwartet wurde. Da typische Grundwässer bergbaubeeinflusster Gebiete jedoch oft sehr geringe N (Amm-N 0,0 – 0,2 mmol/l) und P-Gehalte (Orthophosphat-P 0,0 - 0,015 mmol/l) aufweisen, muss zumindest bis zum Aufbau einer stabilen Klimax-Population mit einer Limitierung gerechnet werden.

Batch 4: (Zugabe von Vitaminen und Spurenstoffen): Für den Biomasseaufbau werden neben den Hauptelementen auch Spurenstoffe und komplexere organische Substanzen benötigt, wie sie in Nährlösungen zur Anzucht von Mikroorganismen verwendet werden. Ob ein Spurenelementmangel in der Phase der Sedimentkörperbesiedelung einen limitierenden Faktor darstellt, sollte mit der Zugabe von Spurenstoffen und Vitaminen nach HERRERA *et al*. (1997) untersucht werden.

Batch 5: Um eine mögliche Ratenlimitierung durch mangelnde H_2-Verfügbarkeit im Sediment nachweisen zu können, wurde Batch 5 ungesättigt betrieben, so dass ein größeres H_2-Gasvolumen im Sedimentkörper zur Verfügung stand.

Nach 90 Tagen wurde die N und P-Zugabe für Batch 3 eingestellt, Batch 2, 4 und 5 wurden ab dann mit Ammonium (0,93 mmol/l) und Phosphat (0,31 mmol/l) beaufschlagt. Nach 170 Tagen wurden die Versuche beendet und die Batches geöffnet.

Die Beprobung erfolgte wöchentlich und bei höheren Umsatzraten im Abstand von 2 bis 4 Tagen. Sulfat wurde mittels Ionenchromatographie (Dionex DX500) bestimmt. Die Eisen(II)-Bestimmung erfolgt mit einem Spektrophotometer.

4 Ergebnisse

In sämtlichen mit H_2 beaufschlagten Batches kann sowohl Eisen(II) als auch Sulfat bei entsprechender Standzeit vollständig entfernt werden. Die Eisensulfidfällung findet homogen verteilt im gesamten Sedimentkörper statt. Das nach 170 Tagen ausgebaute Sediment war im Unter-

Tab. 2: Methankonzentrationen als prozentualer Anteil der gesamten anfallenden Gasphase nach 90 und 170 Versuchstagen.

Methananteil in Gasphase		
	90 Tage [%]	170 Tage [%]
Batch 1	0,45	n.b.
Batch 2	0,14	0,027
Batch 3	<0,02	<0,02
Batch 4	<0,02	n.b.
Batch 5	0,03	n.b.

schied zum ursprünglichen Sediment schwarz und stark bindig.

Abbildung 2 zeigt die im Versuchsverlauf bestimmten Raten. Die Sulfatreduktions- und Eisenfällungsrate wurde aus der Abnahme der jeweiligen Konzentrationen in Lösung berechnet. Tabelle 2 zeigt die in der Gasphase bestimmten Methankonzentrationen.

Alle Batches zeigen durch die Sulfatreduktion eine pH-Anhebung vom Zulauf-pH 4,88±0,1 auf Werte von 6,7 bis 7 bei Beginn der Versuche und dann eine Abnahme auf 6,4 bis 5,7 im Laufe der Versuche. Nach ca. 90 Tagen wurde in allen Batches ein teilweise starker Rückgang der Sulfatelimination festgestellt, während die Eisenelimination trotz nachlassender Sulfidbildung konstant blieb.

Batch 1 (Referenz) zeigt zu Beginn der Versuche Sulfatreduktionsraten von ca. 0,02 bis 0,05 mmol/(l*h). Diese Rate ist vergleichbar mit den in der Literatur angegebene Umsätzen bei Einsatz heterotropher Sulfatreduzierer und organischer Elektronendonatoren.

Batch 2 (Temperaturerhöhung auf 20°C) zeigt eine Verdoppelung bis Verdreifachung der Raten auf ca. 0,06 mmol/(l*h). Diese Steigerung entspricht dem in der Literatur (z.B. RÖSKE & UHLMANN 2005) beschriebenen Verhalten: Bei einer Steigerung der Temperatur um 10 K erfolgt demnach etwa eine Verdoppelung der Raten.

Batch 3 (N und P-Zugabe) zeigt bei 10°C einen Anstieg auf ca. 0,2 mmol/(l*h). Damit scheint die zusätzliche Stickstoff- und die Phosphor-Zufuhr für die Stoffwechselaktivitäten der Mikroorganismen von Bedeutung zu sein. Die im Grundwasser vorhandenen geringen N- und P-Mengen reichen für eine maximale Umsatzrate nicht aus.

Batch 4 (Zugabe von Spurenstoffen und Vitaminen): Die dem Referenzbatch entsprechenden Raten zeigen, dass das Festbett genügend Spurenstoffe für den Zellaufbau nachliefert bzw. diese im Grundwasser mitgeführt werden. Ebenso scheinen die für den Metabolismus benötigten komplexeren organischen Moleküle durch die SRB selbst hergestellt werden zu können oder im verwendeten Grundwasser vorhanden zu sein.

Batch 5 (ungesättigter Betrieb) zeigte keine gegenüber dem Referenzbatch erhöhten Umsatzraten. Die erzwungene erhöhte Gasbevorratung im Festbett scheint damit nicht von Bedeutung für den H_2-Umsatz zu sein.

5 Diskussion

5.1 Ratenentwicklung

Mit einer für die Versuchsergebnisse repräsentativen Rate von 0,03 mmol/(l*h) müsste ein Wasser im Untergrund mit einer Sulfatkonzentration von 17 mmol/l in einem Zeitraum von 24 Tagen abgereinigt werden. Diese Zeitspanne entspricht bei einer Abstandsgeschwindigkeit von 1 m/d einem Untergrundreaktor mit der Länge von 24 m. Der in einem solchen Untergrundreaktor für Fällungsprodukte zur Verfügung stehende Porenraum beträgt (mit ε=0,3) 7,2 m^3 pro m^2 Anstromfläche. Bei Annahme einer Dichte von 1g/cm^3 für die FeS-Fällungsprodukte entspricht dies einem Porenraum, der in 44 Jahren vollständig verfüllt würde. Eine Beeinträchtigung der Durchlässigkeit ist jedoch wesentlich früher zu erwarten (siehe unten).

Die Abnahme der Sulfatreduktion nach ca. 100 Tagen geht mit einer allmählichen Abnahme der pH-Werte einher und deutet auf ein Nachlassen der mikrobiellen Umsatzleitung hin. Geringe Methankonzentrationen im Gasraum der Batches (Tab. 2) auch nach 170 Tagen lassen eine zunehmende Konkurrenz durch MB für die SRB als unwahrscheinlich erscheinen. Die gleichzeitig anhaltende Elimination von Eisen(II) kann auf die Sorption von Fe(II) an FeS-Präzipitaten zurückzuführen zu sein, wie sie von Jong & Parry (2004) beschrieben wird. Die Zusammensetzung des Präzipitates soll nun durch einen Aufschluss der Sedimente untersucht werden.

Die makroskopisch beobachtbare Veränderung des Sedimentes lässt es möglich erscheinen, dass die Abnahme der Raten auf die Abnahme der Permeabilität durch Präzipitatbildung zurückzuführen ist. Diese Möglichkeit wird momentan näher untersucht, indem ein Teil des Sedimentes aus den Batches entfernt und durch frisches Sediment ersetzt wurde, so dass wieder gut zugänglicher Porenraum als Reaktions- und Speicherraum zur Verfügung steht. Maximal (Batch 3) wurden im bisherigen Versuchszeitraum 58 mmol Fe(II) in die Batches eingebracht. Unter der Annahme, dass diese Eisenmenge als FeS (Molmasse 87,9 g/mol) im Sediment vorliegt und eine Dichte von 1-3 g/cm^3 aufweist, kann ein in Anspruch genommener Porenraum von ca. 1,7-5 ml abgeschätzt werden. Dies ist gering im Vergleich zum ursprünglich vorhandenen Porenraum von 400 ml (Tab. 1) und kann eine Transportlimitierung durch Verblockung des Porenraumes

nur erklären, wenn ein wesentlicher Teil des Präzipitates aus Biomasse besteht.

Auch die zunehmende Umkrustung der SRB selbst kann nach UTGIKAR *et al*. (2002) zu einer Limitierung des Stoffaustausches mit dem freien Porenwasser führen, wodurch die Umsatzraten deutlich sinken. Die in den Batches 2, 4 und 5 auch durch zusätzliche N- und P- Zugabe nach 90 Tagen nicht mehr steigerbaren Raten legen einen oder beide Effekte nahe.

5.2 Bedarf an Ammonium und Phosphat

N und P werden von den Mikroorganismen hauptsächlich für den Baustoffwechsel, nicht jedoch für den Energiestoffwechsel benötigt. Demnach sollten erhöhte Zelldichten (Zellzahl/ Sedimentvolumen) zu den gesteigerten Raten in Batch 3 geführt haben. Dieser zeigte nach N- und P-Zugabe (Batch 3) im Zeitraum 70 bis 100 Tage mit Abstand die größten Raten. Die in den anderen Batches bestimmten Raten zeigen dagegen keinerlei Zunahme mit der Zeit, so dass die Zu-

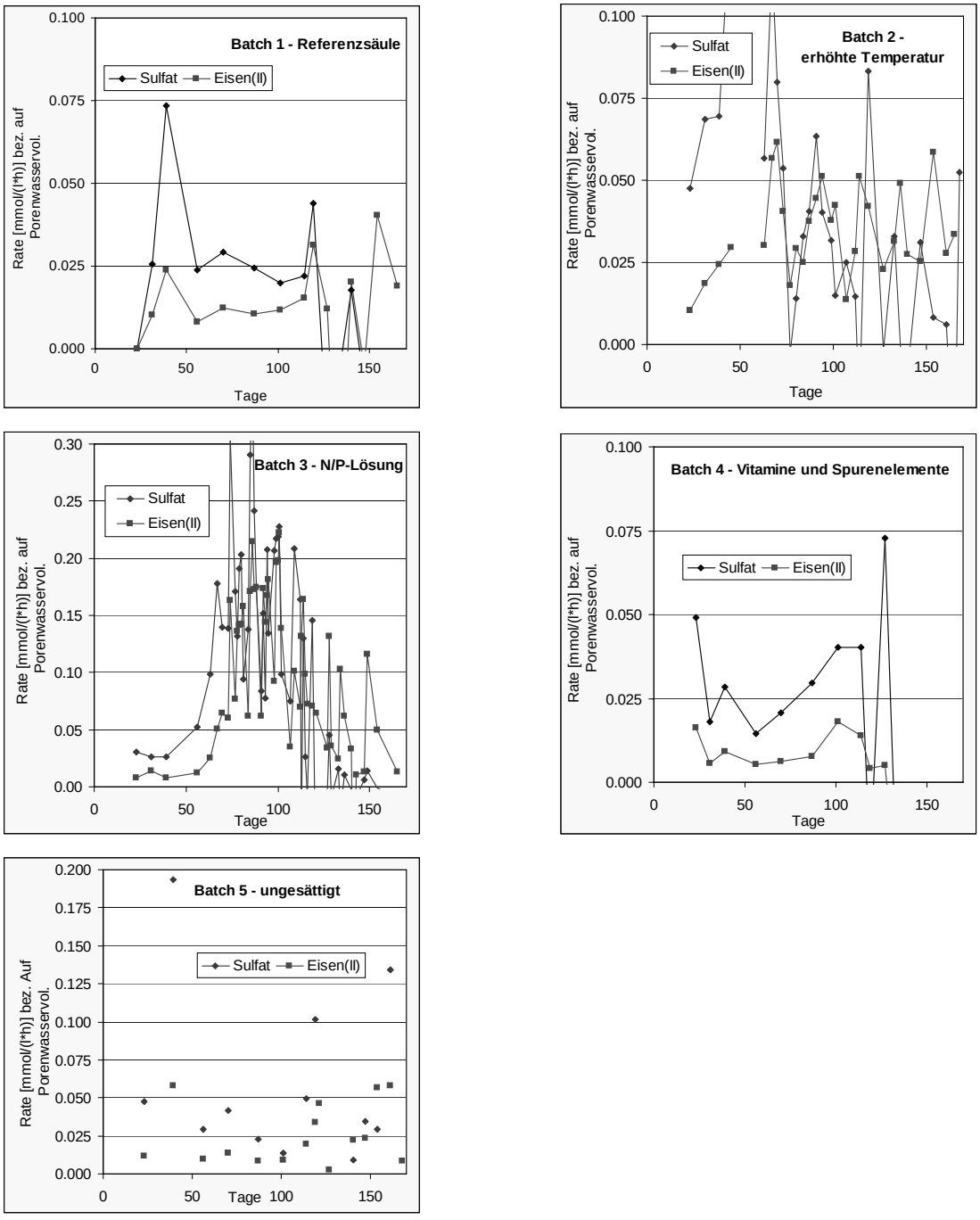


Abb 2: Entwicklung der Sulfatreduktions- und Fe(II)-Fällungsraten der Batchansätze.

nahme der Biomasse mit der Zeit nicht anzunehmen ist. Dies wäre jedoch zu erwarten, wenn N und P mit einer kontinuierlichen aber geringeren Rate über das Grundwasser oder das Sediment nachgeliefert wurden und in der aktiven Biomasse akkumuliert würden. Die Ratenentwicklung spricht jedoch für ein Fließgleichgewicht, in welchem der Eintrag dem Austrag entspricht. Dies kann durch Austrag aus dem Reaktionsraum geschehen oder aber durch Umkrustung und Inertisierung der N- und P-haltigen Biomasse wie oben beschrieben.

Werden P und N im System recycled (N und P aus absterbenden Zellen also wieder neuen Zellen zugänglich gemacht), so wird die erreichte Rate nach Absetzten der N und P-Zugaben nur langsam abnehmen. Werden N und P dagegen schnell aus dem aktiven Stoffwechsel entfernt, so sollte die Rate schnell wieder auf das Niveau des Referenzbatches 1 absinken. Die im Batch 3 beobachtete Sulfatreduktionsraten-Abnahme nach dem Absetzen der N- und P- Zugaben ist wahrscheinlich durch die Abnahme der Sediment-Permeabilität überprägt.

Die Abnahme der Zugänglichkeit der SRB im Festbett lässt die Möglichkeit einer Abreinigung des Reaktionsraumes attraktiv erscheinen. Diese kann nur in einem technischen Reaktor durchgeführt werden. Die in den Versuchen durch Temperaturerhöhung und N- und P- Zugabe erreichbaren Ratensteigerungen sind ebenfalls nur in technischen Reaktoren realisierbar. Durch eine Kombination von Abreinigung, Temperaturerhöhung und optimaler Nährstoffversorgung erscheinen hier Raten bis zu 1 mmol(l*h) erreichbar.

6 Danksagung

Die dargestellten Arbeiten wurden im F&E-Projekt „Stärkung des Entwicklungspotenzials von Bergbaufolgelandschaften durch den Schutz von Oberflächengewässern vor schwefelsauren Grundwasserzuflüssen mittels reaktiver Reinigungswände“ erarbeitet. Das Projekt wird von der LMBV mbH geleitet und teilfinanziert. Die weitere Finanzierung erfolgte über das BMBF. Beiden Institutionen sei hier für die gemeinschaftliche Finanzierung und inhaltliche Unterstützung gedankt.

7 Literatur

AIVASIDIS, A. (1990): Bioverfahrenstechnische Aspekte der anaeroben Abwasserreinigung. EntsorgungsPraxis **7-8/90**, 433-443.

HERRERA, L., HERNANDEZ, J., BRAVO, L., VERA, L. (1997): Biological process for sulfate and metals abatement from mine effluents. Environmental Toxicology and Water Quality. **12**, 101-107.

HULSHOFF POL, L.W., LENS, P.N.L., STAMS, A.J.M., LETTINGA, G. (1998): Anaerobic treatment of sulphate-rich wastewaters. Biodegradation **9**, 213-224.

ISA, Z., GRUSENMEYER, S., VERSTRAETE, W. (1986): Sulfate reduction relative to methane production in high-rate anaerobic digestion: Technical aspects. Applied and environmental Microbiology. **51**(3), 572-579.

JONG, T., PARRY, D.L. (2004): Adsorption of Pb(II), Cu(II), Cd(II), Zn(II), Ni(II), Fe(II), and As(V) on bacterially produced metal sulfides. Journal of Colloid and Interface Science. **275**, 61-71.

LAZIK, D., GEISTLINGER, H., KRAUSS, G., BECKMANN, A., SCHIRMER, M. (2002): Untersuchungen zum Strömungsverhalten und zur Lösungskinetik von Gasen im Mehrphasensystem „Aquifer“, Grundwasser. **3**(7), 146-155.

LENS, P. N. L., HULSHOFF POL, L.: Environmental Technologies to treat sulfur pollution, IWA Publishing, London, 2000.

MADIGAN, M.T., MARTINKO, J.M., PARKER, K., Biology of Microorganisms, Prentice Hall, 10te Ausgabe, 2003.

OMIL, F., LENS, P., VISSER, A., HULSHOFF, POL L.W., LETTINGA, G. (1998): Long term competition between sulfate reducing and methanogenic bacteria in UASB-reactors treating volatile fatty acids. Biotech. Bioeng. **57**, 676-685.

RÖSKE, I., UHLMANN, D. (2005): Biologie der Wasser- und Abwasserreinigung. Ulmer Verlag Stuttgart.

TABAK, H.H., GOVIND, R. (2003): Advances in biotreatment of acid mine drainage and biorecovery of metals: 2. Membrane bioreactor system for sulfate reduction. Biodegradation. **14**, 437-452.

UTGIKAR, V.P., HARMON, S.M., CHAUDHARY, N., TABAK, H.H., GOVIND, R., HAINES, J.R. (2002): Inhibition of sulphate-reducing bacteria by metal sulphide formation in bioremediation of acid mine drainage. Environmental Toxicology. **17**, 40-48.

VAN HOUTEN, B. H. G. W., ROEST, K., TZENEVA, V.A., DIJKMAN, H., SMIDT, H., STAMS, A.J.M. (2006): Occurrence of methanogenesis during start-up of a full-scale synthesis gas-fed reactor treating sulphate and metal-rich wastewater. Water Research. **40**, 553-560.

WEIJMA, J., GUBBELS, F., HULSHOFF POL, L.W., STAMS, A.J.M., LENS, P., LETTINGA, G. (2002): Competition for H_2 between sulphate reducers, methanogens and homoacetogens in a gas-lift reactor. Water Science and Technology. **45**(10), 75-80.

Reaktive Gaswände mittels Direktgasinjektion: Vom Bench-Scale zum Field-Scale (OXYWALL)

H. Geistlinger[1], D. Lazik[1], D. Eisermann[1], A. Beckmann[3] , M. Martienssen[2] , M. Schirmer[2], M. Zittwitz[3], M. Gerhardt[3]

[1]Department Bodenphysik – UFZ, Theodor-Lieser-Straße 4, 06120 Halle/Saale, helmut.geistlinger@ufz.de

[2]Department Hydrogeologie – UFZ

[3]Biopract-GmbH, Berlin

1 Einleitung

Direktgasinjektionen (z.B. von Sauerstoff, Wasserstoff, Methan) zur Beschleunigung des biologischen Abbaus haben sich in den letzten Jahren als Sanierungstechnologie von Grundwasserschadensfällen etabliert. Auch die Begasung von Deponiekörpern und Kippensedimenten über Vertikal- bzw. Horizontalbrunnen wird in Forschungsprojekten intensiv untersucht. Am OXYWALL-Standort Leuna erfolgt die Direktgasinjektion über ca. 15 Injektionslanzen, die mittels Geoprobe-Technologie eingebracht wurden und einen variablen Begasungshorizont zwischen 8 und 12 m u. GOK aufweisen. Der jeweilige Begasungshorizont wurde entsprechend einem klein-skaligen Raster von geologischen Profilen, EC-Logs und tiefenorientierter Analyse der Schadstofffahne festgelegt. Vor der Sauerstoff-Gasinjektion wurde eine Reihe von konservativen Ar-Gastracern durchgeführt, um Fliesspfade, Fliessgeschindigkeiten, Hetero-genitäten zu erkunden und bestehende Prognose-Modelle iterativ zu kalibrieren

Da das injezierte Gas sowohl in Phase als auch in gelöster Form migriert, erfordert eine erfolgreiche Direktgasinjektion ein Verständnis der wichtigsten Transportschritte:

- Gasphasen-Transport im heterogenen gesättigten/ungesättigten porösen Medium
- Gastransport von der mobilen/immobilen Gasphase zur angrenzenden Wasserphase
- Transport des gelösten Gases zu den Reaktionsplätzen.

In Bench-Scale-Experimenten wurden die einzelnen Transportschritte eingehend untersucht und modellmässig beschrieben (GEISTLINGER *et al.* 2005, 2006). Dabei wurden basierend auf einer Stabilitätsanalyse Gasströmungsmuster in Abhängigkeit vom Sedimenttyp und Injektionsrate klassifiziert. Experimentell bestimmte Massentransferkoeffizienten wurden in Field-Scale-Transportmodelle implementiert, welche sowohl heterogene Permeabilitätsfelder als auch heterogene geochemische Parameterfelder berücksichtigen (EISERMANN 2005).

Mittels konditionierter, geostatistischer Algorithmen (GSLIB) werden die Computer-Modelle entsprechend dem aktuellen Informationsstand (geologische, geophysi-kalische und hydraulische Information) aktualisiert. Als Datengrundlage dienen Rammkern-Sondierungen (Geoprobe-Technologie), EC-Logs, Injection-Logs, und Gastracerversuche.

Im Rahmen des Feldexperimentes „OXYWALL“ am Standort LEUNA, welches durch das Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle und der Biopract-GmbH durchgeführt wird, soll exemplarisch gezeigt werden, wie eine optimierte Prozessführung mittels Computer-Modelle erfolgen kann. Dabei werden die Teilprozesse wie folgt beschrieben und über Daten-Schnittstellen gekoppelt:

- Injektionsraum der Gaswand: Dynamische Gasphasenverteilung im heterogenen porösen Medium (TOUGH2-Simulator) → Output und Schnittstelle zur 1-Phasen-Modelleirung im Reaktionsraum: räumlich-variable Gasverteilung
- Reaktionsraum der Gaswand: Auflösung der räumlich-variable Gasverteilung (MODFLOW-RT3D-Simulator) A) konservativer Gastransport, B) reaktiver Gastransport.

2 Modellierung von Reaktiven Gaswänden auf der Feld-Skala

Das im Folgenden vorgestellte Modellkonzept wurde am Safira-Standort Bitterfeld speziell für den aeroben und anaeroben Abbau von chlorierten, aromatischen Kohlenwasserstoffen entwickelt (EISERMANN 2005) und wird derzeit auf den Safira-Standort Leuna übertragen.

2.1 Konservativer Transport für großskalig-zoniertes und kleinskaliges kf-Feld

2.1.1 Lokales Modell

Das lokale Modell für den Safira-Mikrostandort ist ein Ausschnitt des regionalen Modells (ca. 3km x 4 km) von 900 m Länge und 700 m Breite und mit einer von Diskretisierung 10 m. Die Mächtigkeit des Grundwasserleiters wir über die Differenz zwischen Ober- und Unterkante definiert, sie variiert von Zelle zu Zelle. Die longitudinale Dispersivität α_l beträgt bei allen Simulationen 1 m, die transversale Dispersivität α_t = 0.1 m und die effektive Porosität wurde mit 0.3 angenommen.

Der konservative Transport von Monochlorbenzen (MCB) für ein großskalig- zoniertes kf-Feldes (kf = hydraulische Leitfähigkeit; PEST-Kalibrierung) wurde mit dem eines kleinskaligen kf-Feldes (konditioniertes Gauss-Feld) verglichen. Die Strömung wurde mit MODFLOW2000 und der Transport mit dem Programm MT3D berechnet, wobei die Charaktersitiken-Methode (MOC) verwendet wurde, um die numerische Dispersion zu minimieren. Die Ergebnisse der Prognose-Modellierung, d.h. die MCB-Verteilung nach 10 Jahren, sind in Abb. 1 dargestellt. Beachte, dass die Farbskala in Grauwerten aus drucktechnischen Gründen dargestellt ist, d.h. dunkle Flächen ausserhalb der Fahne entsprechen geringe Konzentrationen (‚blau' in Orginalgrafik) und dunkle Flächen im Zentrum der Fahne entsprechen hohe Konzentrationen (‚rot' in Orginalgrafik). Dies gilt auch für alle dargestellten Abbildungen.

Wie aus dem Vergleich deutlich zu erkennen ist, wird im großskalig-zonierten kf-Feld MCB wesentlich homogener und schneller in nordwestlicher Richtung wegtransportiert als beim kleinskaligen Gauss'schen kf-Feld. Hier sind noch deutlich Gebiete hoher MCB-Konzentration (> 20 mg/L) vorhanden, das bedeutet aber – wie aus der Literatur bekannt –, dass kleinskalige Heterogenitäten wesentlich den Schadstofftransport determinieren und deren Vernachlässigung zu groben Fehlern führen kann.

2.2 Reaktiver Transport: 3D-Computer-Simu-lation einer Reaktiven Sauerstoffwand

Für das folgende vollständige Reaktionsgleichungssystem wurde ein Reaktionsmodul in FORTRAN programmiert:

(1) Aerober mikrobieller MCB-Abbau (Double-Monod-Kinetik):

$$C_6H_5Cl + 7O_2(w) \rightarrow 6CO_3^{2} + 4H_2O + 13H^+ + Cl^- \quad \text{(Gl. 1)}$$

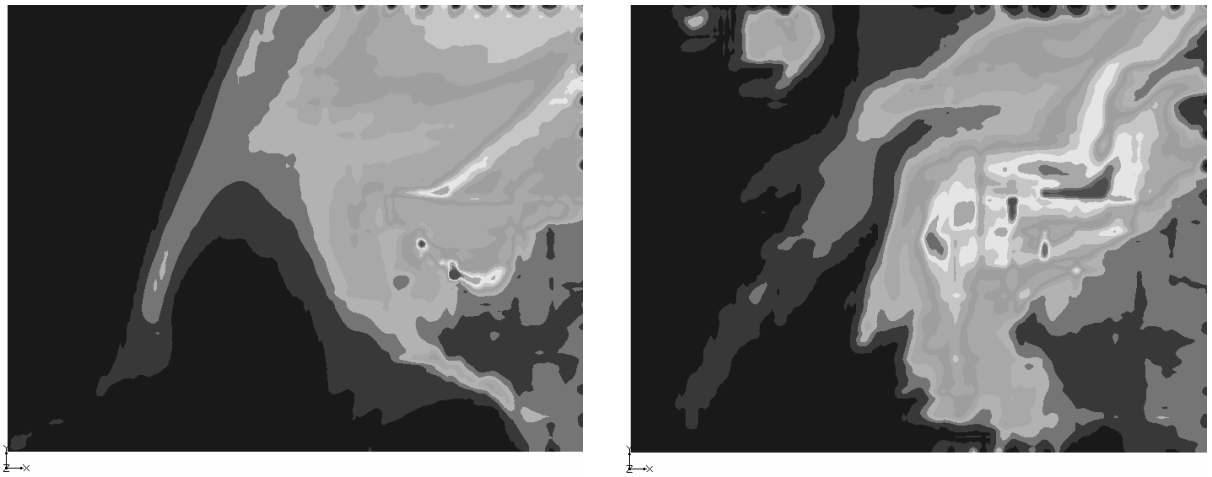


Abb. 1: Prognose-Modellierung: MCB-Verteilung im quartären Grundwasserleiter am Safira-Mikrostandort Bild links: großskaliges k_f-Feld (PEST-Kalibrierung) und Bild rechts: kleinskaliges k_f-Feld (konditioniertes Gauss-Feld). Skala: blau = 2.5 mg/L, rot = 22.5 mg/L.

(2) Auflösung einer immobilen 2-komponentigen Mischgasphase (first-order Kinetik):

$O_2(g) \leftrightarrow O_2(w)$ (Gl. 2)

$N_2(w) \leftrightarrow N_2(g)$ (Gl. 3)

(3) pH-Puffer: Kalzit-Auflösung (first-order Kinetik)

$CaCO_3(s) \leftrightarrow Ca_2^{+} + CO_3^{2-}$ (Gl. 4)

(4) Kalzit-Karbonat-Gleichgewicht

$H_2CO_3 \leftrightarrow 2H^{+} + CO_3^{2-}$ (Gl. 5)

$HCO_3^{-} \leftrightarrow H^{+} + CO_3^{2-}$ (Gl. 6)

(5) Dissoziation von Wasser

$H_2O \leftrightarrow H^{+} + OH^{-}$. (Gl. 7)

Wesentlich ist, dass dieses Reaktionssystem mit Hilfe einer kanonischen Transformation auf totale Konzentrationen, d.h. Konzentrationen gleicher Größenordnung, überführt werden muss. Verwendet man den Standard-RT3D-Algorithmus führt dies dazu, dass der numerische Solver Konzentrationen behandeln muss, die sich um mehrere Größenordungen unterscheiden, z.B. ist Protonen-Konzentration ~ 10^{-7} mol/l und die Sauerstoffkonzentration ~ 10^{-3} mol/l. Dies führt zu erheblichen numerischen Fehlern (nähere Details siehe EISERMANN 2005).

Die einzelnen Reaktionen (1) – (5) sind selbsterklärend. Für die Auflösung der 2-komponentigen Mischgasphase wurde das mit Hilfe der 1D-Säulenexpermente validierte konzeptionelle Modell verwendet, d.h. die Massentransferkoeffizienten wurden mit Hilfe einer Sherwood-Zahl-Parametrisierung beschrieben (GEISTLINGER *et al.* 2005). Um die Wirkung von im Aquifer gelösten Gasen zu simulieren, wurde für das anströmende Grundwasser eine vollständige Sättigung mit Stickstoff angenommen. Für reale Feldszenarien müssen hier die Gelöst-Gas-Konzentrationen, z.B. für CO_2, CH_4 und VOCs berücksichtigt werden. Das Modell ist so konzipiert, dass auch die Auflösung von Mischgasphasen mit mehreren Komponenten simuliert werden kann. Aus Platzgründen können hier nicht alle Ergebnisse dargestellt und diskutiert werden. Im Folgenden diskutieren wir nur die Gelöst-Sauerstoff-Konzentration, die im Rahmen einer Monte-Carlo-Simulation berechnet wurde, und zeigen, wie das stochastische Modell „Unsicherheit" zu quantifizieren vermag. Für eine Diskussion der anderen Spezies sei wieder auf die Dissertation von EISERMANN (2005) verwiesen.

In den folgenden Abbildungen wird eine „Large-Scale-Sauerstoffwand" auf einer Skala von 900m x 700m betrachtet, d.h. Sauerstoffgas wurde über Injektionslanzen, welche über Rammkernsondierung (z.B. Geoprobe-Technologie) in den Untergrund eingebracht wurden, in die Schadstoff-führende Schicht und über das gesamte Feld (y-Richtung) injiziert. Der Einfachheit halber wurde eine kontinuierliche residuale Gasphase zu Beginn (t = 0) angenommen. Für den OXYWALL-Standort soll die Anfangsverteilung mit dem 2-Phasen-Programm TOUGH2 berechnet werden.

Die Gelöst-Sauerstoff-Verteilung für t = 0 und nach 1000 Tagen ist für ein großskalig-zoniertes kf-Feld in Abb. 2 dargestellt. Wie aus Abb. 2 (Bild links) zu erkennen ist, liefert dieses Feld eine über das gesamte Feld ausgedehnte reaktive Barriere. Es ist jedoch zu vermuten, dass die gewünschte homogene Verteilung eine Folge der

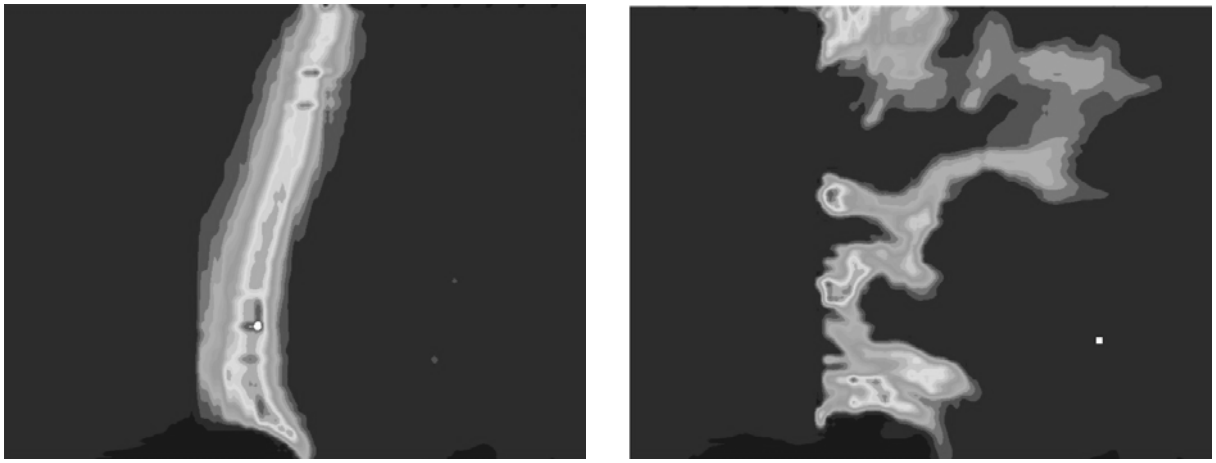


Abb. 2: Reaktive Sauerstoffwand: Feldskala 900m x 700m. Vergleich der Gelöst-Sauerstoff-Konzentration (Konzentrationsintervall: blau = 0 mg/l, rot = 50 mg/l) nach 1000 Tagen für ein großskalig-zoniertes (Bild links) und ein kleinskaliges konditioniertes kf-Feld (Bild rechts).

großskaligen Zonierung ist. Unter denselben Anfangs- und Randbedingungen wurde eine „Large-Scale-Sauerstoffwand“ für verschiedene, gleichwahrscheinliche Aquifer-Realisierungen (konditionierte Gauss-Felder) simuliert. Deren Charakteristika, d.h. der Mittelwert der logarithmierten k_f-Werte und deren Varianz, sind:

$$\left\langle \ln k_f \right\rangle = -8.0, \quad \sigma^2_{\ln k_f} = 4.6 .$$

Wir bemerken, dass die Varianz ein Maß für die Heterogenität des Aquifers ist, z.B. ist die Varianz für den Borden-Aquifer 0.3, d.h. relativ homogen im Vergleich zum Safira-Aquifer.

Wie aus Abb. 2 (Bild rechts) ersichtlich zerfließt die reaktive Sauerstoffwand aufgrund der kleinskaligen Heterogenitäten wesentlich stärker als im großskalig-zonierten kf-Feld. Wichtig für eine technologische Umsetzung ist, dass entsprechend dem heterogenen Strömungsfeld das Sauerstoff-Injektions-Regime angepasst wird.

Die in Abb. 2 (Bild rechts) dargestellte Verteilung berücksichtigt wesentlich mehr experimentelle Information, als die in Abb. 2 (Bild links) dargestellte Verteilung, nämlich eine umfangreiche Datenbasis von ca. 60 Slug-and-Bail-Tests und ca. 50 geologische Rammkernprofile. Damit ist die Zuverlässigkeit der Modellaussagen im Vergleich zum großskalig-zonierten kf-Feld als wesentlich höher einzuschätzen. Um die Unsicherheit der Simulationen quantifizieren zu können, wurde eine Monte-Carlo-Simulation (RUBIN 2003) mit 10 Aquiferrealisierungen durchgeführt. Die mittlere Gelöst-Sauerstoff-Konzentration (Mittelwert über alle Realisierungen) ist in Abb. 3 (Bild links) und der Mittelwert der Standardabweichung in Abb. 3 (Bild rechts) dargestellt.

Deutlich zu erkennen ist, dass die Sauerstoffwand im oberen und unteren Bereich durchbrochen wird. Betrachtet man die Unsicherheit der Modellaussagen, d.h. den Mittelwert der Standardabweichung (Abb. 3, Bild rechts), so können im mittleren und südlichen Abschnitt der Sauerstoffwand, Bereiche hoher Unsicherheit lokalisiert werden. In diesen Bereichen bedarf es zusätzlicher experimenteller Information, um die Unsicherheit zu minimieren.

3 Zusammenfassung und Ausblick

Die im Bench-Scale durchgeführten Untersuchungen und mittels inverser Modellierung bestimmten Parameter, wurden zur Parametrisierung von Field-Scale-Modellen verwendet. Alle Programmentwicklungen und Modellrechnungen, wurden für den Safira-Standort Bitterfeld durchgeführt. Die Übertragung auf den OXY-WALL-Standort ist ‚straight-forward’. Diese Computermodelle sind zentraler Bestandteil eines vom BmfWA geförderten Projektes, in dessen Rahmen modulare in-situ Gasinjektionssysteme errichtet und optimiert werden sollen.

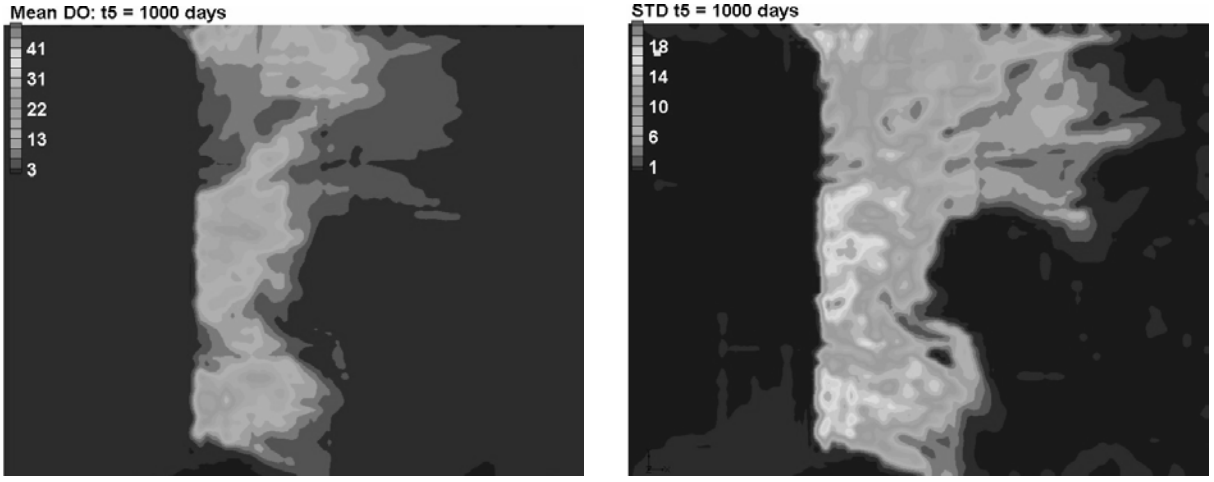


Abb. 3: Monte-Carlo-Simulation einer reaktiven Sauerstoffwand für t = 1000 Tage. Bild links: Mittelwert der Gelöst-Sauerstoffkonzentration (blau = 0 mg/l, rot = 50 mg/l), Bild rechts: Mittelwert der Standardabweichung (SDV) (blau = 0, rot = maximale SDV).

4 Literatur

GEISTLINGER, H., BECKMANN, A., & LAZIK, D. (2005): Mass transfer between a multi-component trapped gas phase and a mobile water phase: Experiment and theory, *Water Resour. Res.* 41, W11408, doi:10.1029/2004WR003885.

GEISTLINGER *et al.* (2006): Direct Gas Injection into Saturated Glass Beads: Transition from Incoherent to Coherent Gas Flow Pattern, *Water Resour. Res.*, (in press).

EISERMANN, D. (2005): Multi-Spezies-Modellierung sanierungsrelevanter Fragestellungen für einen heterogenen Feldstandort: SAFIRA-Bitterfeld, *Disseration 17/2005*, UFZ-Leipzig-Halle.

RUBIN, Y. (2003): Applied Stochastic Hydrology, Oxford Univerity Press.

5 Patent

MARTIENSSEN, M. GEISTLINGER, H. SCHIRMER, M. ZITTWITZ, M., BECKMANN, A., GERHARDT, M. (2005): Ringpfeil, Verfahren und Anordnung zur Direktgasinjektion für die Sanierung von kontaminierten Böden und/oder Grundwasserleitern …, eingereicht P354305DE.


BERGAKADEMIE
TECHNISCHE
UNIVERSITÄT
FREIBERG

Einsatzmöglichkeiten passiver reaktiver Wände zur Entsäuerung potenziell saurer Kippengrundwasserströme und deren Nutzung in aktiven Untergrundbehandlungsverfahren

Ralph Schöpke[1], Volker Preuß[1], Roland Koch[1], Torsten Bahl[2]

[1]BTU Cottbus, Lehrstuhl Wassertechnik & Siedlungswasserbau, Karl-Marx-Straße 17, 03044 Cottbus, schoepke@wt.tu-cottbus.de

[2] BUL Sachsen GmbH, Spreetaler Straße 4, 02979 Elsterheide OT Sabrodt

Zwischen den Tagebauseen Skado und Sedlitz strömt potenziell saures Kippengrundwasser. Dieses sollte durch drei, durch Rütteldruckinjektion hergestellte passive reaktive Wände, die sich in den Ascheanteilen unterschieden, neutralisiert werden. Der Versuchsbetrieb zeigte jedoch, dass die Wände kaum durchströmt wurden und das eingesetzte Verfahren ausgezeichnet zur Herstellung hydraulisch dichtender Wände eingesetzt werden kann. Bei entsprechender Anordnung der dichtenden Wandabschnitte kann daraus ein funnel and gate - System hergestellt werden, in dem langsam strömendes Grundwasser aktiv durch Sulfatreduktion behandelt wird.

Between the mining lakes Skado and Sedlitz potentially acid tip groundwater flows. This is to be neutralised by means of three passive reactive walls which have different proportions of injected ash. However, test operation showed that the walls were hardly flown through and the process used is suitable for the preparation of hydraulic sealing tape. With an appropriate arrangement of the sealing wall segments a funnel and gate system can be established in which slowly flowing groundwater is actively treated by means of sulphate reduction.

1 Einleitung

In den Bergbaufolgelandschaften der Lausitz gibt es verschiedene Tagebauseen, die durch Säurefrachten aus den angrenzenden Kippenbereichen beeinträchtigt werden. Deren wirtschaftliche Nutzung ist erst möglich, wenn sie pH-neutral sind. Darüber hinaus gefährdet die hohe Sulfatkonzentration Betonbauwerke durch verstärkte Korrosion. Eine chemische bzw. biochemische Grund- bzw. Seewasserbehandlung ist in verschiedenen Fällen als Ergänzung zur Fremdwasserflutung unerlässlich.

Zwischen den Tagebausseen Skado und Sedlitz wurden innerhalb eines Pilotversuches von der BUL Sachsen GmbH im Auftrage der LMBV drei passive reaktive Wände mit dem BUL-Inject-Verfahren in das strömende, potenziell saure Grundwasser installiert. Die in den chemisch neutralen Kippengrundwasserleiter eingebrachte Asche sollte das durchströmende potenziell saure Grundwasser neutralisieren und damit eine Säurequelle für den angeströmten Tagebausee ausschalten. Monitoring und wissenschaftliche Begleitung führt der Lehrstuhl Wassertechnik und Siedlungswasserbau BTU Cottbus, zusammen mit dem Forschungsinstitut für Bergbaufolgelandschaften e. V. Finsterwalde (FIB) und dem Grundwasserforschungsinstitut Dresden (GFI) durch. Die Untersuchungen werden gegenwärtig weitergeführt.

2 Grundlagen

2.1 Aciditätsmaß für Oberflächen- und Grundwasser

Zur Quantifizierung der im Wasser und Kippensand enthaltenen Säure, bzw. dessen Puffervermögens wird das Neutralisationspotenzial eingesetzt (SCHÖPKE 1999; SCHÖPKE *et al.* 2001; SCHÖPKE *et al.* 2002), welches die säurebildenden Wasserinhaltsstoffe und das Pufferungsvermögen des Wassers bilanziert.

$$NP \approx K_{S4,3} - 3c_{Al3+} - 2c_{Fe2+} - 2c_{Mn2+} \quad \text{(Gl. 1)}$$

Bei der Übertragung auf die Lausitzer Verhältnisse sind die häufig erhöhten Konzentrationen von Eisen(II), Mangan(II) und Aluminium(III) über 0,1 mmol/l in der Bilanzierung zu berücksichtigen.

Eine potenzielle Säurewirkung des Wassers zeichnet sich durch ein negatives Neutralisationspotenzial aus. Diese potenzielle Säurekonzentration im Kippengrundwasser steht in

Tab. 1: Daten der drei Wandabschnitte (WA)

Wandabschnitt	Dichte der Aschesuspension [t/m³]	GWL-Basis	max. GW-Gefälle [m]
WA	1,4	Geschiebemergel	0,2
WA	1,6	Geschiebemergel	0,4
WA	1,75	Kippensand	0,2

Beziehung zum Sulfateintrag durch Pyritverwitterungsprodukte. Die säurebildenden und puffernden Reaktionen, die die Genese des Grundwassers bestimmen, lassen sich prinzipiell auch als eine Linearkombination ihrer Reaktionsvektoren (s. Abb. 3) veranschaulichen.

2.2 Chemische Entsäuerung von Kippengrundwasser

Im bereits pH-neutralen Kippengrundwasser ist die Neutralisation nicht als deutliche pH-Erhöhung zu erkennen. Eigentliche Sanierungsreaktionen sind nur die, welche das Neutralisationspotenzial anheben, d.h. die die säurebildenden Kationen Eisen und Aluminium aus dem Grundwasserstrom entfernen. Die eingebrachten carbonatischen und oxidischen Materialien binden Protonen und heben lokal den pH-Wert.

$$Me(OH)_2 + 2\,H^+ \rightarrow Me^{2+} + 2\,H_2O \qquad \text{(Gl. 2)}$$

$$MeCO_3 + 2\,H^+ \rightarrow Me^{2+} + H_2O + CO_2 \quad \text{mit Me = Ca, Mg} \qquad \text{(Gl. 3)}$$

Dabei fallen aus hydrogencarbonatgepuffertem Grundwasser, unter Freisetzung von Protonen, säurebildende Kationen, also hauptsächlich Eisen(II) nach Gl. (4), als Festphasen aus.

$$Fe^{2+} + CO_2 \rightarrow FeCO_3 \downarrow + 2H^+ \qquad \text{(Gl. 4)}$$

In der Summe der Reaktionen steigt der pH-Wert des hydrogencarbonatgepufferten Wassers nur wenig an, während durch die Ausfällung des Eisens das Neutralisationspotenzial steigt. Bestehende Phasengleichgewichte mit Eisen-, Mangan- und Aluminiummineralphasen, sowie die Bildung von Gips, beeinflussen ohne Neutralisationsmittelzugabe nach Gl. (2) bzw. Gl. (3) das Neutralisationspotenzial nicht. Die eingebrachten festen Neutralisationsmittel sowie deren Fällungsprodukte beanspruchen im Grundwasserleiter freien Porenraum und mindern damit dessen hydraulische Leitfähigkeit.

3 Material und Methoden

3.1 Reaktive Wände und Messstellen

Es wurden insgesamt drei Wandabschnitte von jeweils ca. 75 m Länge bis in eine Tiefe von 24 m durch Rütteldruckinjektion einer Aschesuspension errichtet. Die hergestellten Säulen überlappten sich und bildeten eine geschlossene Wand. Bei der vorgegebenen vertikalen Ausdehnung von 16 m hatte jede Wand eine Fläche von 1200 m^2 quer zum Grundwasserstrom.

Die Unterkanten der WA 1 und 2 wurden in den Geschiebemergel eingebettet und damit eine Unterströmung unterbunden. Am Standort des WA 3 stand kein Geschiebemergel an.

Die Grundwassermessstellen vor und hinter den Wandabschnitten konnten erst nach deren Fertigstellung errichtet werden. Diese wurden als Mehrfachmessstellen (Multilevelpegel MLP), bestehend aus vier Grundwasserbeobachtungsrohren in verschiedenen Tiefen, ausgebaut. Bei der Errichtung der tiefsten Messstelle wurden jeweils Bohrkerne in Linern für weitere Laboruntersuchungen entnommen. Vor jedem Wandabschnitt ist jeweils ein in das obere Grundwasser reichender Einfachpegel eingerichtet worden. Die Mehrfachmessstelle im Grundwasseranstrom (AN2) diente noch vor Baubeginn der Standorterkundung.

Die einfachen Grundwassermessstellen vor den Wandabschnitten 1 und 2 (GP1 bzw. GP2) reichen, wie die Oberpegel der Messstelle im Anstrom (AN2) und hinter den Wandabschnitten WA1 und WA2, nur in das obere Grundwasser und können derzeit noch nicht für Grundwasserbeprobungen eingesetzt werden. Die Lage der Messstellen am dritten Wandabschnitt (WA3) wurde auf Grund der bis dahin vorliegenden Erfahrungen für Beprobungen ausgelegt. Anstelle der untersten Messstelle am MLP3 wurde eine weitere Messstelle (GP4; s. Abb. 1) im oberen Grundwasser eingerichtet.

3.2 Untersuchungsprogramm (Monitoring)

Die Feststoffproben wurden im Labor über Batch-Tests auf wasserlösliche saure und oxidierbare Bestandteile sowie mobilisierbare Schwermetalle untersucht. Die k_f-Werte wurden über Korngrössenanalysen eingeschätzt. Der Hauptstrom potenziell sauren Grundwassers fließt im Bereich zwischen 10 und 20 m u.G. und kann mit den jeweiligen Messstellen 2 und 3 erfasst werden. Die Vorgänge beim Infiltrieren von Aschesuspensionen sind anschließend in langwierigen Batch- und Säulenfilterversuchen untersucht worden.

Die Grundwassermessstellen wurden zur Beprobung mit einer Grundfos-Pumpe bis zur zeitlichen Konstanz von pH, Ltf und Temperatur abgepumpt. Die im Geschiebemergel ausgebauten Messstellen wurden gelegentlich mit einer Membranpumpe beprobt. Vor Ort werden pH, Redoxpotenzial, elektrische Leitfähigkeit (Ltf) und die Temperatur bestimmt, sowie Fe^{2+} mit Phenanthrolin konserviert. Im Labor des LS Wassertechnik wurden die Säure/Basekapazitäten ($K_{S4,3}$ bzw. $K_{B4,3}$) titriert, sowieSulfid (wenn vorhanden), DIC, DOC, N-Gesamt und das UV-Spektrum bestimmt. Fe_{ges}, Al, Mn, die übrigen Kationen und Anionen bestimmte nach Filtration das FIB. Von allen Messstellen liegen auch Schwermetalluntersuchungen vor. Aus ausgewählten Proben wurde die Molmasseverteilung der organischen Stoffe über LC-OCD-Untersuchungen bestimmt. Die Beprobungstermine und das detaillierte Analysenprogramm wurde an die jeweilige Beschaf-

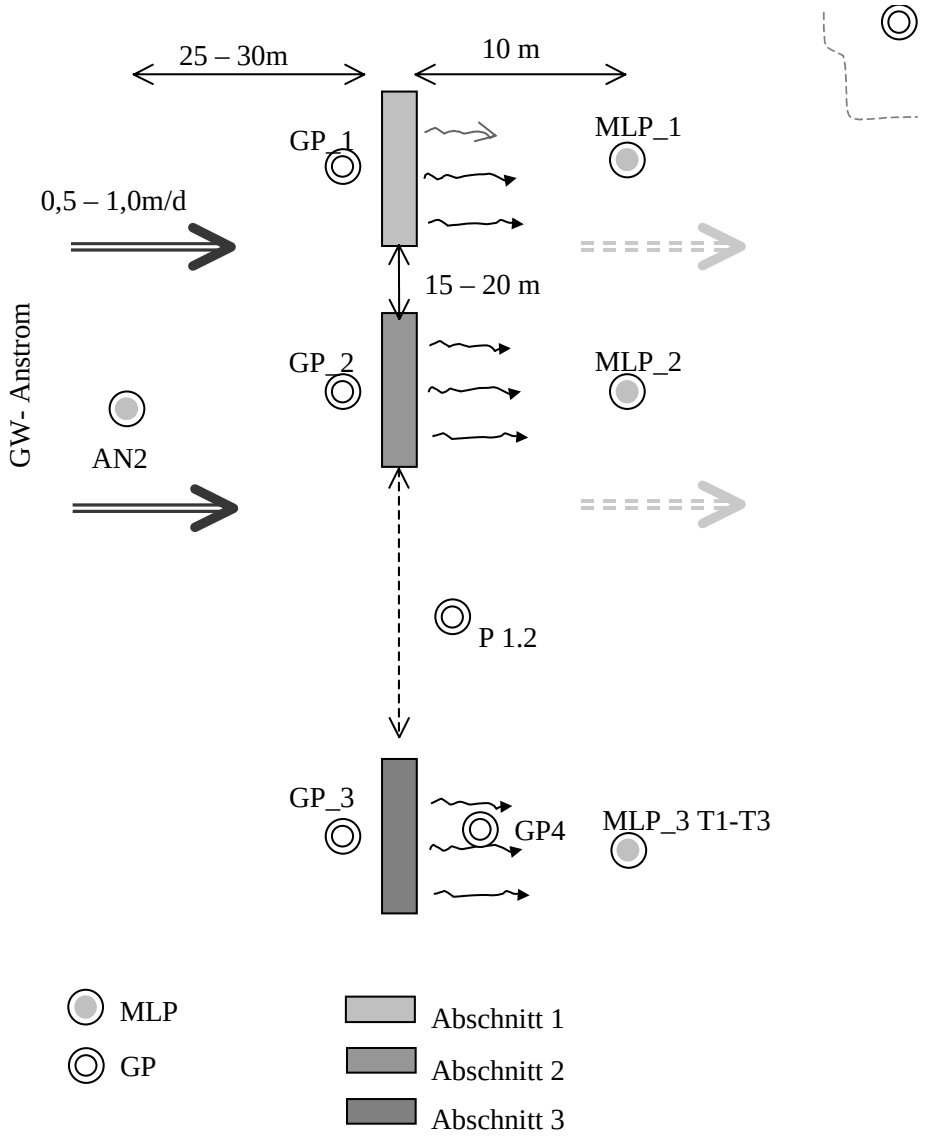


Abb. 1: Schema der Versuchsanlage mit pasiven reaktiven Wänden und Grundwassermessstellen

Tab. 2: Strömungsanteile [%] im Bereich der WA 1 und WA 2 ohne Unterströmungskomponente.

Szenario	Wände	Umströmung
0: ohne Wand (Nullzustand)	89,5	10,5
1: geringdurchlässige Wand ($k_f \approx 10^{-6}$)	12,2	87,8
2: dichte Wand ($k_f < 10^{-8}$)	0,14	99,86

fenheitssituation angepasst und wird bis Ende 2006 fortgeführt. Zu den Beprobungsterminen werden auch alle Grundwasserstände gemessen.

4 Ergebnisse

4.1 Strömung

Der Grundwasserleiter am Versuchsstandort besteht aus sandigen Schichten, die im Bereich des WA1 und WA2 im Liegenden durch Geschiebemergel begrenzt werden. Der hauptsächlich in einer Lamelle zwischen 10 und 20 m u.G von potenziell saurem Kippengrundwasser durchströmte Kippensand (k_f um 10^{-4}m/s) ist relativ inert und enthält keine wasserlöslichen und säurebildenden Stoffe sowie kein natürliches Sulfatreduktionspotenzial. Der als Stauer wirkende Geschiebemergel enthält neutralisierendes Calcit und verwitterungsfähige Sulfide.

Das Grundwasser im Untersuchungsgebiet stieg während der Versuche, abgesehen von einer Stagnation im zweiten Halbjahr 2005, um mehr als einen Meter an. Die Veränderungen im Strömungsfeld durch Einbau der passiven reaktiven Wände werden deshalb erst bei der Betrachtung von Druckspiegeldifferenzen deutlich. Nach dem Einbau jedes Wandabschnittes stieg jeweils die vor und nach der Wand auf einer Fliessstrecke von 15m gemessene Druckspiegeldifferenz von <0,05m auf 0,2 bis 0,4m, entsprechend Tab. 1. Sowohl die oberstromigen als auch die abstromigen Hydroisohypsen verlagerten sich durch die k_f-Wert-Verringerung auf die jeweilige Wand zu. Mit zunehmender Dichte der injizierten Aschesuspension nahm die Durchlässigkeit der Wände ab. Während an WA 1 noch ein geringer Restdurchfluss vorlag, scheint WA 2 dicht zu sein, wie auch die Beschaffenheitsuntersuchungen vermuten lassen. WA 3 wurde unterströmt und hatte nur deshalb eine geringere Absenkung als an WA 2 beobachtet worden ist.

Die k_f-Werte der Wandabschnitte ließen sich nicht direkt bestimmen und wurden über Modellierungsszenarien des neuen Strömungsfeldes (Tab. 2) für den Bereich mit Geschiebemergelbasis (WA 1 und WA 2) erschlossen. Die geschätzten k_f-Werte unter 10^{-6} m/s, bezogen auf 5 m Wandbreite, bewirkten die Umströmung der eingebrachten Wände.

Der durch die Wände behandelte Grundwasserstrom ist klein im Vergleich zum umströmenden Anteil. Mit dem eingesetzten Verfahren zur Errichtung der Wände lassen sich kostengünstig dichtende Wände hergestellen. Reaktive Wände, die den gesamten Grundwasserstom behandeln können, wurden nicht hergestellt.

Beim Einbau der Wände wird das Asche-Wasser-Gemisch mit pH > 10 seitlich in den GWL gepresst (infiltriert, Abb. 2) und erhöht vorübergehend die Wasserstände im Umfeld von 5 m von der errichteten Wand.

Das Infiltratwasser der Wandherstellung ist den Messpegeln am nächsten und wird diese zuerst erreichen. Der Fliessweg für das erste beeinflusste Wasser ist um den Eindringbereich des Infiltrates verkürzt. Unter Annahme einer dominierenden Horizontalströmung wurden aus den Wasserständen die zugehörige Filter- und Fliesszeiten von der Wand zur Messstelle auf 26 bis 54 Tage berechnet.

4.2 Beschaffenheitsveränderungen

Die hydrochemischen Vorgänge bei der Wandherstellung lassen sich nur aus den begleitend durchgeführten Laborversuchen rekonstruieren. Dabei kommt es durch den Ascheeintrag zu einer Durchlässigkeitsminderung. Beim Durchströmen des alkalischen Bereiches mit potenziell saurem Grundwasser wird Siderit (Eisen(II)carbonat) entsprechend Pkt.2.2, ausgefällt. Calciumhydroxid geht temporär in Calciumcarbonat (Calcit) über. Hydrochemisch ähnelt dieser Bereich dem Geschiebemergel. Das durchströmende Grundwasser löst anschließend Calcit und fällt Siderit aus.

Es schließt sich ein Bereich des Kippengrundwasserleiters an, in den bei der Wandherstellung alkalisches Aschewasser infiltriert worden ist. Mit der im Laborsäulenfilterversuch bestimmten Basenaufnahmekapazität > 50mmol/kg wird das

Infiltrat bereits innerhalb weniger dm neutralisiert. Infolge der erhöhten Sorption von Calcium- und Hydroxylionen nimmt die elektrische Leitfähigkeit vorübergehend von >1500µS/cm auf <200µS/cm ab. Die Base ist wahrscheinlich reversibel gebunden und vermag nachströmendes saures Grundwasser zu neutralisieren. Gleichzeitig werden Tonminerale (im Laborversuch bis zu bis zu 0,5% der eingesetzten Trockenmasse) und Huminstoffe (über 150mg/kg C) mobilisiert. An den 10m abstromig von den Wänden gelegenen Grundwassermessstellen konnten diese Effekte bisher noch nicht nachgewiesen werden.

Im Abstrom des WA1 wurde eine spontan einsetzende Sulfatreduktion nachgewiesen, die wahrscheinlich die lokale pH-Erhöhung hinter der Wand ausgelöst hat. Der Kippengrundwasserleiter enthält jedoch nicht genügend Substrat (als C-Quelle) zu einer sanierungswirksamen Sulfatreduktion, bei der Eisensulfide ausfallen.

4.3 Neutralisationswirkung auf den Restdurchfluss

Nach chemischer Neutralisation des Grundwassers sollte dieses mit Calcit und Siderit im Sättigungsgleichgewicht stehen. Im abströmenden Grundwasser konnte dieser Effekt noch nicht nachgewiesen werden. Die Neutralisationspotenziale des anströmenden Grundwassers sind räumlich und zeitlich inhomogen verteilt. Dadurch lassen sich Neutralisationswirkungen auch nicht durch Vergleich der NP von zu und abströmendem Grundwasser berechnen. Deshalb wurde die regionale Grundwasserbeschaffenheit statistisch, entsprechend Abb. 3, ausgewertet. Das Kippengrundwasser bildete sich durch Überlagerung von Pyritverwitterung und Pufferung (s. Pkt. 2.1).

Die unbehandelten Grundwässer liegen in der -NP-SO4-Ebene um eine Gerade geschart, die flacher als der Pyritverwitterungswirkungsvektor verläuft. Die im oberen Grundwasserbereich ausgebauten Oberpegel (GP3, GP4, MLP3-1)

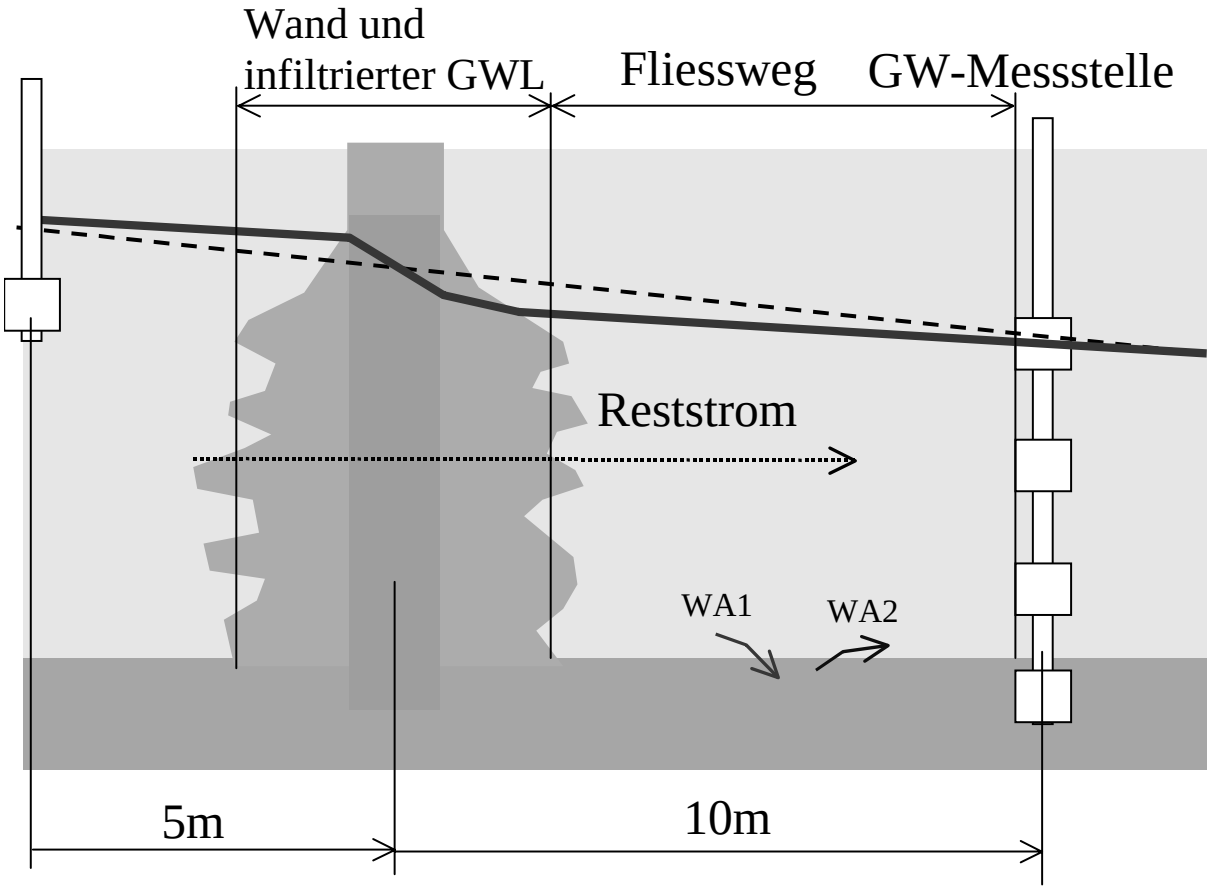


Abb. 2: Schema der Verhältnisse an den WA 1 und WA 2.

Tab. 3: Ergebnisse der Regressionsrechnungen

	σ_y	a	σ_a	b	σ_b	r^2	Anzahl
Pyritverwitterung - Theorie		0,00		2,000			-
GW-Zustrom	1,46	-0,99	0,63	0,647	0,05	0,8280	43
WA1	0,95	-1,77	0,79	0,610	0,08	0,8289	12
WA2-nicht auswertbar	-	-	-	-	-	0,1205	9
WA3	0,75	-1,05	0,34	0,444	0,04	0,8483	24

sind nur schwach potenziell sauer. Das deutet auf eine Mischung mit der Grundwasserneubildung auf dem Fliessweg bis zum Versuchsgebiet hin. Die im Geschiebemergel liegenden Messstellen erfassen stark gepuffertes Wasser, das wegen der geringen Durchlässigkeit bisher keinen Einfluss auf das strömende potenziell saure Grundwasser hatte.

Der in Abb. 3 durch eine Regressionsgerade nach Gl. (5) charakterisierte Zusammenhang kennzeichnet die regional typische Beschaffenheit.

$$-NP = a + b \cdot c_{SO4} \qquad \text{(Gl. 5)}$$

Die Koeffizienten der Gl. (5) wurden auch für die Beschaffenheiten der hinter den Wandabschnitten gelegenen Messstellen ermittelt (Tab. 3). Die Daten am WA 2 schwanken für eine sichere Bestimmung der Koeffizienten zu stark (Indiz für *stehendes Wasser*). Die Geradenanstiege des unbehandelten Grundwassers und des nach dem WA 1, unterscheiden sich nicht. Am WA3 verläuft die Gerade etwas flacher.

Die Regressionsgeraden der Beschaffenheiten hinter den WA1 und WA3 sind praktisch nur um einen konstanten Neutralisationsvektor verschoben. Daraus lässt sich eine mittlere Neutralisationswirkung der Wände um 1-2 mmol/L ableiten. Diese Wirkung beschränkt sich nur auf den Restdurchfluss nach Tab. 2.

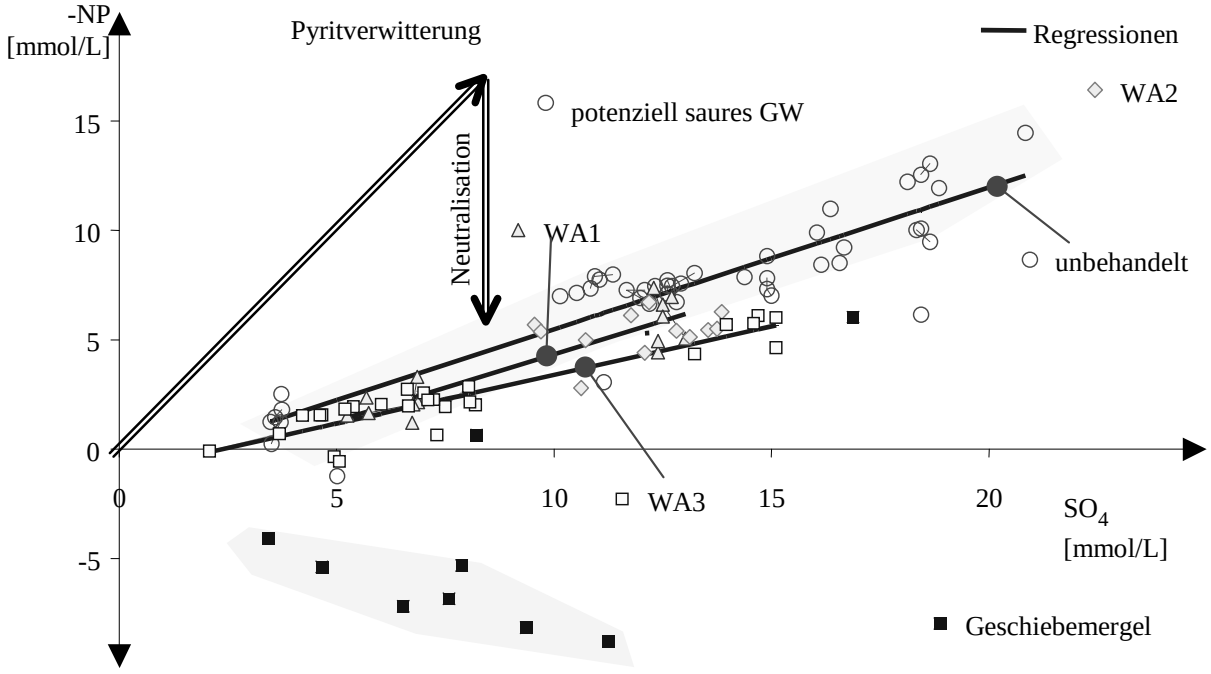


Abb. 3: Zusammenhang zwischen -NP und der Sulfatkonzentration für behandelte und unbehandelte Grundwässer.

5 Anwendung der erstellten Wände auf aktive Verfahren

Neben der Entsäuerung des Kippengrundwassers ist auch die Reduzierung der Sulfatreduktion von Bedeutung, die durch reine chemische Entsäuerung nicht möglich ist. Am Versuchstandort konnte das spontane Einsetzen der Sulfatreduktion nachgewiesen werden. Die Reaktion wurde aber durch nicht ausreichend verfügbares Substrat begrenzt und erreichte noch keine Sanierungswirkung. Die Versuche haben weiterhin gezeigt, dass die eingebrachten Wände hydraulisch dichtend wirken. Der chemische Behandlungseffekt auf den geringen Restdurchfluss war nicht befriedigend. Der Ascheanteil bei der Herstellung der Wände kann nicht beliebig gesenkt werden, da dann zwar eine höhere Durchlässigkeit erreicht werden kann, aber zu wenig reaktives Material verfügbar ist. Im Ergebnis der Erkundung und des Monitorings wurden Detailinformationen zum Grundwasser/Feststoffmatrix-System erhalten, die sich für eine Anwendung aktiver Untergrundbehandlungsverfahren nutzen lassen. Das fehlende Substrat kann in Form von Methanol in den Grundwasserstrom injiziert werden und die Sanierungsreaktion nach Gl. (6) auslösen.

$$Fe^{2+} + SO_4^{2-} + {}^4\!/_3\, CH_3OH \rightarrow FeS + {}^4\!/_3\, CO_2 + {}^8\!/_3\, H_2O \quad \text{(Gl. 6)}$$

Die gegenwärtige Versuchsanlage aus weitgehend dichten Wänden und durchströmbaren Zwischenräumen, entspricht einem funnel and gate System. Bei dem relativ langsam strömenden Grundwasser (< 1 m/d) entsteht im Bereich eines gates ein divergentes Strömungsfeld (Abb. 4).

Dort lässt sich gezielt eine Sulfatreduktion durch Substratinjektion in den Grundwasserstrom (PATANM 2003), nach den vorliegenden positiven Versuchsergebnissen am Senftenberger See (BTUC 2006), initiieren. Eine Weiterführung der Behandlungsversuche unter Einsatz dieser Prozesse wird gegenwärtig vorbereitet.

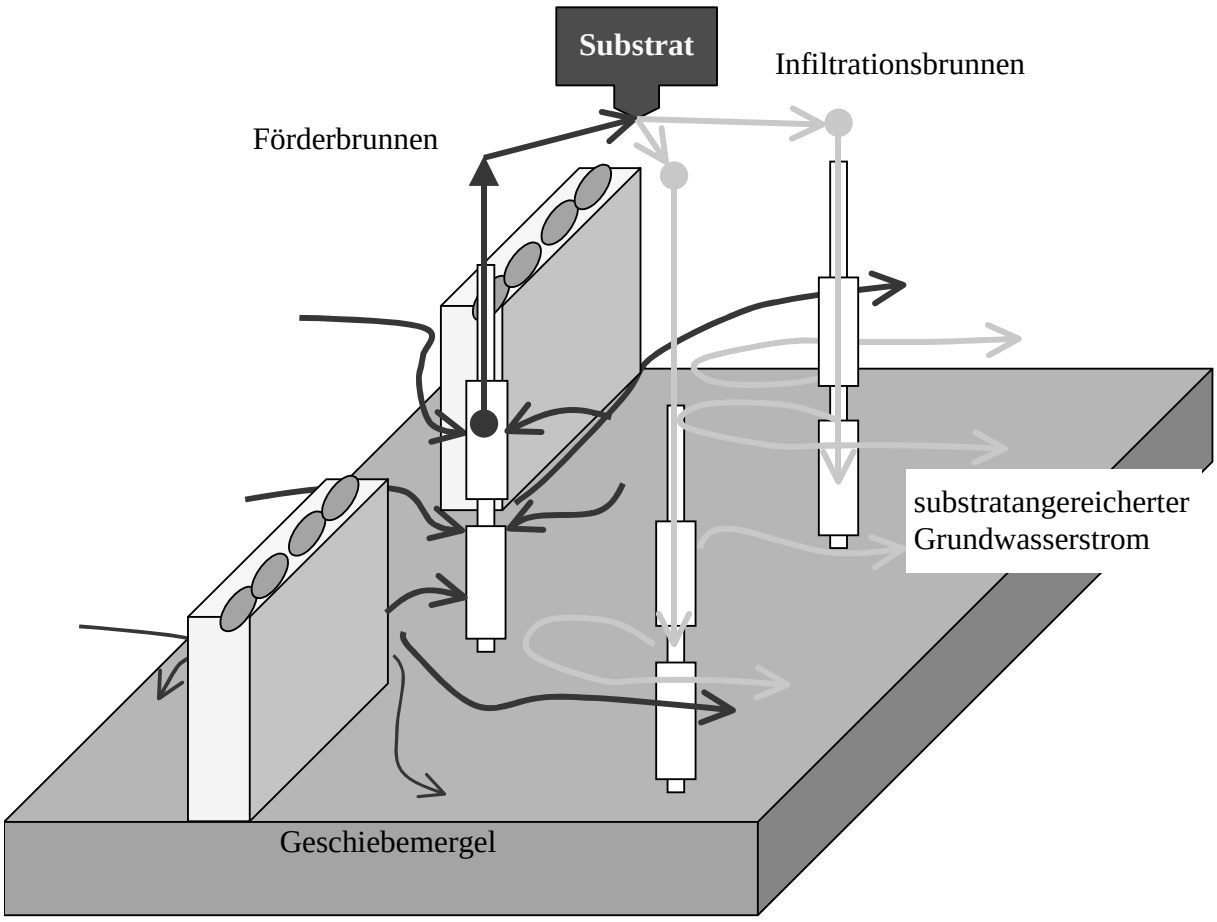


Abb. 4: Schema des Substrateintrages an dem funnel and Gate-System.

6 Literaturhinweise

SCHÖPKE, R.(1999): Erarbeitung einer Methodik zur Beschreibung hydrochemischer Prozesse in Kippengrundwasserleitern; Dissertation BTU Cottbus LS Wassertechnik, Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft und Umwelt, Heft 2

SCHÖPKE, R.; KOCH, R.; OUERFELLI, I.; STRIEMANN, A.; PREUß, V.; REGEL, R. (2001): Anwendung des Neutralisationspotenzials bei der Bilanzierung von Säure- Base-Reaktionen im Umfeld des Braunkohlebergbaues; Grundwasser - Zeitschrift der Fachsektion Hydrogeologie 1/2001

SCHÖPKE, R.; KOCH, R.; STRIEMANN, A.; PREUß, V.; REGEL, R. (2002): Experimentelle Bestimmung des maximalen Säurebildungs- bzw. Pufferungspotenzials von sulfidhaltigen Lockergesteinen; Grundwasser 7 (2002) 2, S.96-100

BTUC (2006): Entwicklung und Erprobung eines Verfahrens zur Untergrundentsäuerung von Kippengrundwässern (Ergebnisse der kostenneutralen Verlängerung BMBF 02-WB 0068); Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft und Umwelt, in Vorbereitung

PatAnm (2003): Neue Deutsche Patentanmeldung: Anordnung und Verfahren zum Einbringen von Reagenzien in einen Grundwasserstrom; Patentanwalt Haschick COTTBUS, Akte: 606/04, 19.12.2003.

Contaminant reduction at the surface of elemental iron: the end of a myth

Chicgoua Noubactep

Georg-August-Universität Göttingen, Geowissenschaftliches Zentrum der Universität, Goldschmidtstrasse 3, 37077 Göttingen, cnoubac@gwdg.de

Der Einsatz von metallischem Eisen (Fe^0) in der Wasseraufbereitung beruht darauf, dass die Reduktion mehrerer Schadstoffe mit der Eisenkorrosion gekoppelt werden kann. Diese thermodynamisch fundierte Annahme wurde von den Pioneers der Reaktionswandtechnologie vorgeschlagen und von der Fachwelt angenommen. Doch es ist seit Jahrzehnten dokumentiert, dass die Eisenkorrosion zwangsläufig zu einer Oxiddeckschicht führt, welche beispielsweise die Diffusion von Sauerstoff (O_2) erschweren bzw. auf Dauer verhindern kann. Da die meisten in Frage kommenden Schadstoffe größer als O_2 sind, ist eine quantitative Schadstoffreduktion an der Eisenoberfläche unwahrscheinlich. Auf Grundlage einer Literaturstudie und eigenen Untersuchungen ist zu schlussfolgern, dass eine quantitative Schadstoffreduktion in einer Eisenreaktionswand primär katalytisch durch Fe^{II}-Spezies in der Oxiddeckschicht erfolgt. Dabei dient metallisches Eisen als Eisenoxidproduzent für die Schadstoffadsorption und als Fe^{II}-Generator für eine eventuelle Schadstoffreduktion.

The rationale for using elemental iron (zerovalent iron, ZVI) to treat contaminated waters is based on the fact that many contaminants can be reduced when coupled to the oxidation of iron (iron corrosion). This thermodynamically supported hypothesis has been introduced by the pioneers of the permeable barrier technology and is largely accepted by the scientific community. However, it has been established that iron corrosion inevitably yields an oxide film at the metal surface which acts as a diffusion barrier for a specie as small as molecular oxygen (O_2). Therefore, quantitative contaminant reduction at the surface of ZVI is physically not likely. This study argues through a literature review a series of points which ultimately lead to the conclusion that, if any quantitative contaminant reduction occurs in the presence of ZVI, it takes place within the mass of corrosion products and not at the surface of ZVI. It is concluded that ZVI acts both as source of corrosion products for contaminant adsorption and as a generator of Fe^{II} for possible catalytic contaminant reduction.

1 Introduction

Groundwater contamination is one of the most difficult and expensive environmental problems (MCMURTY & ELTON 1985). The most common technology used to remediate groundwater is the pump-and-treat technology (pump the water and treat it at the surface). Because of recognized limitations of pump-and-treat technologies (MACKAY & CHERRY 1989), alternative innovative solutions are currently under development, in-situ permeable reactive barrier technology been one of the most promising innovative solutions. Reactive permeable barriers (reactive walls) are discussed as economically preferable alternatives (GILLHAM & O'HANNESIN 1994; STARR & CHERRY 1994). Yet operating reactive walls treat contaminations like halogenated hydrocarbons, chromium, nitrate, and radionuclides (EBERT 2004; PULS *et al.* 1999; SCHERER *et al.* 2000; TRATNYEK *et al.* 2003; WARNER & SOREL 2003; WILKIN *et al.* 2003).

Zerovalent iron (ZVI) as reactive medium for reactive walls is the most tested and promising material because metallic iron is readily available and of low-cost. In addition, iron waste particles from industrial filings can be used as barrier material (LEE *et al.* 2003; NOUBACTEP *et al.* 2005). Reactive walls containing metallic iron are currently being developed for in situ treatment technology (BIGG & JUDD 2001; EBERT 2004; TRATNYEK *et al.* 2003; WARNER & SOREL 2003; WILKIN *et al.* 2003). As a strong reducer, zerovalent iron has been used to remove several organic and inorganic contaminants. Whereas the decontamination effect in the presence of ZVI is sure, reported results on removal mechanisms for several contaminants are not univocal (e.g. MANTHA *et al.* 2001; NOUBACTEP *et al.* 2006a; SCOTT *et al.* 2005).

The removal of any contaminant through a direct reaction at the surface of ZVI (heterogeneous reaction) requires that the reactant molecules

reach the solid surface. However, this surface is known to be the site of production of hydrated oxides of iron (corrosion products) which strongly interact with several contaminants, possibly avoiding quantitative ZVI surface accessibility for many contaminants of interest. On the other hand corrosion products are adsorption sites for Fe^{II} ions from continuously corroding iron. The role of surface bound Fe^{II} for contaminant reduction has been studied (BEHRENDS & VAN CAPPELLEN 2005; HANSEN *et al.* 1994; JOHNSON *et al.* 1998; WHITE & PATERSON 1996), and it was found that Fe^{II} adsorbed on mineral surfaces plays an important role in the process of contaminant reduction.

At this stage it is evident that contaminant removal in a "ZVI–H_2O"–system may be either the result of (i) direct reduction at the surface of ZVI, (ii) catalytic reduction through Fe^{II} at the surface of corrosion products or (iii) adsorption onto corrosion products. Furthermore, when precipitating corrosion products may entrap adsorbed contaminants in their mass; this retention mechanism is known as coprecipitation (CRAWFORD *et al.* 1993; SRIDHARAN & LEE 1972). Therefore, contaminants are removed from the aqueous phase through three different mechanisms (adsorption, coprecipitation and reduction) and spatially at three different possible sites (at the surface of ZVI, within the film of corrosion products and at the surface of corrosion products).

The objective of this study is to theoretically discuss both the most probable reaction mechanism and the most probable reaction site. For this purpose the process of iron corrosion will be first presented.

2 The process of aqueous iron corrosion

A voluminous literature exists on the corrosion of iron and steel, which are currently used as ZVI materials. One can be overwhelmed by the huge number of factors that have been reported to affect the rate of aqueous iron corrosion under immersed conditions (solution pH, temperature, impurities in the metal, aqueous iron concentration, flow velocity, character of the rust films on iron, salt content of the water, presence of oxidizing or passivating agents, etc.). However, the main factors in the aqueous iron corrosion in natural waters are the protectiveness of films of corrosion products and the rate of oxidant (oxygen) diffusion as will be shown below.

Aqueous iron corrosion occurs by two different mechanisms: chemical and electrochemical oxidation. Even though aqueous chemical iron oxidation (DRAZIC & POPIC 2005; EVANS 1945; GERASIMOV *et al.* 1985; KLAS & STEINRATH 1975) can not be excluded, immersed iron corrosion (e.g. in reactive walls) is generally agreed to occur through an electrochemical mechanism (DE LA RIVE 1830; MATHESON & TRATNYEK 1994; POWELL *et al.* 1995; SNOEYINK & JENKINS 1980; VERNON 1945; WEBER 1996; WHITMAN *et al.* 1924; WILSON 1923). A consideration of the simple voltaic cell helps materially to clarify one's ideas in this connexion. The essential features to observe are (i) the electrolyte (e.g. contaminated water), (ii) an anode and a cathode, (iii) the passage of electrons through the external (metallic) circuit (from anode to cathode), (iv) the passage of ions through the electrolyte, (v) the corrosive attack at the anode, where positively charged metal ions (Fe^{2+}) enter into the solution (leaving the metal negatively charged with excess of electrons), (vi) the protective effect at the cathode, where hydrogen ions for example are discharged (electrons being given up from the metal). All these features find their counterpart in ordinary immersed corrosion, even though separate anodes and cathodes cannot always be distinguished visually. Therefore, immersed iron corrosion can be regarded as to be made up of anodic and cathodic components. The anodic process is the iron dissolution (Eq. 1). Depending on the cathodic process, two main types of aqueous iron corrosion have been described: (i) hydrogen evolution type (Eq. 2) and (ii) oxygen absorption type (Eq. 3).

$$Fe^0 \Leftrightarrow Fe^{2+} + 2e^- \qquad \text{(Eq. 1)}$$

$$2H^+ + 2e^- \Leftrightarrow H_2 \qquad \text{(Eq. 2)}$$

$$\tfrac{1}{2}O_2 + H_2O + 2e^- \Leftrightarrow 2OH^- \qquad \text{(Eq. 3)}$$

2.1 Hydrogen evolution corrosion

The characteristic feature of "hydrogen evolution corrosion" is the liberation of hydrogen as hydrogen gas (H2) at the cathode. Hydrogen evolution corrosion is normally associated with acid electrolytes (e.g. acid mine drainage) and is promoted by two key factors: the conductivity and the pH of the contaminated water (Evans 1945). Therefore, the rate at which fresh acid can diffuse to the metal surface is a possible controlling factor for hydrogen evolution corrosion. Assuming that there is no falling off in the supply of

acid, the controlling factor is commonly supplied by the development of an obstructive film (of hydrated oxides) at either the anode or the cathode. In the hydrogen evolution corrosion it is rare to have an obstructive film at the anode, since iron oxides or hydroxides are normally soluble in acid electrolytes. Most frequently, the obstruction occurs at the cathode and is associated with the complex phenomenon of "hydrogen overpotential", whereby the transition of electrically discharged hydrogen ions (H+) to the molecular condition (H2) is to a greater or lesser extent suppressed. This "cathodic polarization" constitutes by far the commonest controlling factor under conditions of hydrogen evolution corrosion (Vernon 1945). Since natural waters are generally of near neutral pH, corrosion with oxygen absorption is more interesting for the discussion in this paper.

2.2 Corrosion with oxygen absorption

The oxygen absorption type of immersed iron corrosion is characteristic of neutral waters. Electrons leave the cathode through the intervention of oxygen (oxygen reduction – Eq. 3). Thus the presence of oxygen prevents "cathodic polarization" by disposing of electrons that would otherwise accumulate in the cathode. Since oxygen absorption corrosion occurs in neutral waters where iron solubility is very low, there is clearly a much greater chance of obstructive films forming at the anode. This film acts as a diffusion barrier for oxygen supply which is essential for the mechanism to continue (HUANG & ZHANG 2005; STRATMANN & MÜLLER 1994). Therefore, in the vast majority of cases the rate of iron corrosion predicted by the available oxygen is considerably less than the theoretical rate that is possible when the requisite amount of oxygen is forthcoming (VERNON 1945).

2.3 Implications for ZVI reactive walls

The main conclusion from this literature survey is that iron corrosion at neutral pH values yields an obstructive surface film that controls the rate of oxygen supply and may suppress corrosion in the long term. This conclusion is very important for the use of ZVI materials in the groundwater remediation. In fact, while using ZVI materials in the subsurface remediation (mostly under

(a) **(b)**

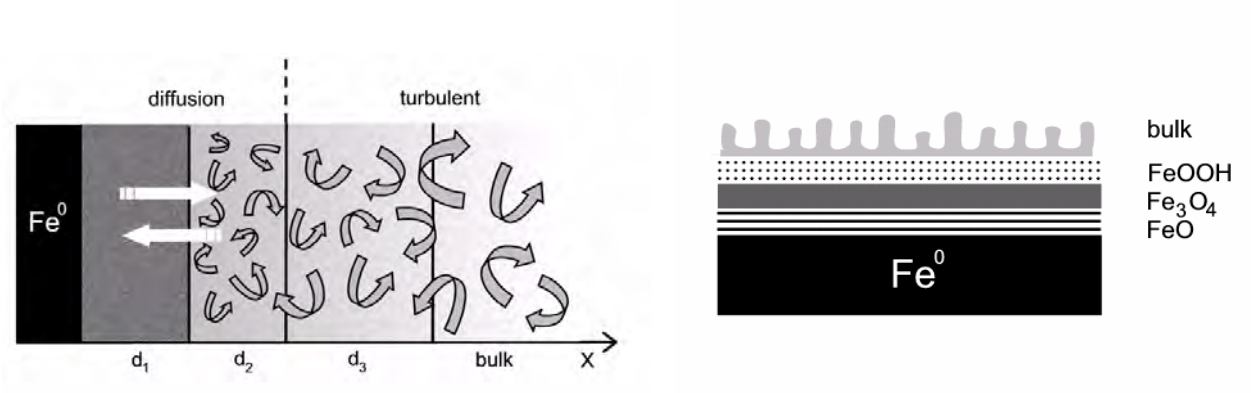


Fig. 1: **(a) Sketch of the transport pathway of a contaminant from the bulk solution to the surface of Fe^0 (after NORDSVEEN *et al.* 2003): d_1 is the porous film; d_2 is the diffusion sublayer and d_3 is the turbulent sublayer. d_1 and d_2 compose the surface film thickness and d_3 is the liquid boundary layer thickness.**

(b) Possible structure of the porous film in analogy to atmospheric corrosion. The Fe_2O_3-layer (see text) is substituted by the hydrated FeOOH-layer.

nearly anoxic conditions), it is assumed that electro-active contaminants will sustain iron corrosion in the same way as molecular oxygen as discussed above. However, any contaminant of interest must come through the oxide-film. Therefore the structure of the oxide-film (e.g. composition. porosity, thickness, surface groups) and the nature of the contaminant (size, chemical nature, affinity to oxide-film) are to be considered when discussing the mechanism of contaminant removal in a "ZVI–H_2O"–system. The next section discusses the contaminant transport to the metal surface.

3 Contaminant transport to the surface of ZVI

As with all solid–liquid heterogeneous reactions, the reduction process should take place by transfer of contaminants from bulk solution to the iron metal surface followed by chemical reaction (electron transfer) at the ZVI surface. The overall process has been shown to be mass transfer-limited (e.g. NAM & TRATNYEK 2000). In the absence of oxygen the electromotive force (e.m.f.) of the overall reaction is believed to provide the driving force for the reductive decontamination reaction coupled with the oxidation of the iron. The plausibility of this chemical component of the remediation process is addressed in this section while focussing the interest on the surface accessibility for the contaminant. For this purpose the transport path muss be described.

3.1 Pathway and mechanism of contaminant transport

In an undisturbed "ZVI–H_2O"–system, the contaminant transport domain stretches from bulk of the solution through a porous surface film and the mass-transfer boundary layer and ends at the ZVI surface, as sketched in Figure 1a. In analogy to atmospheric corrosion, the porous film can be considered to consist of a film of mixed oxides in the cubic structure series: FeO–Fe_3O_4–Fe_2O_3 (Figure 1b) (ALLEN *et al.* 1974; SCOTT *et al.* 2005; NOUBACTEP *et al.* 2006b). In all cases, it is obvious that the transport of a contaminant from the bulk solution to the surface of ZVI where quantitative reduction is supposed to occur may be limited by diffusion processes. Simplifying, Figure 1a shows that a double layer flow field can be assumed: (i) turbulent in the bulk solution and (ii) diffusive in the diffusion sublayer and the porous film. So, the transport of species in the bulk is dominated by turbulent mixing, while in the sublayer closer to the surface and in the porous surface film it is controlled by molecular transport (diffusion). These transport processes can only be observed if the system remains undisturbed (NORDSVEEN *et al.* 2003; NOUBACTEP *et al.* 2006b). In this regard, mixing is considered as a disturbing factor for mechanistic investigations with ZVI materials (NOUBACTEP *et al.* 2006a, 2006b). In fact, increasing mixing rate accelerates aqueous iron corrosion, yielding more corrosion products which compete with the surface of iron for contaminant adsorption. Indeed, mixing affects both the corrosion rate of the bare ZVI surface and the precipitation rate of iron oxides (or hydroxides). Prior to any film formation, high mixing rates lead to increased corrosion rates as the transport of cathodic species toward the ZVI surface is enhanced by turbulent transport. At the same time, the transport of Fe^{2+} ions away from the ZVI surface is also increased, leading to a lower concentration of Fe^{2+} ions at the ZVI surface. This results in a lower surface supersaturation and slower precipitation rate. Both effects contribute to less protective films being formed at high mixing rates (NESIC & LEE 2003).

3.2 Process of contaminant transport to the surface of ZVI

First of all it should be pointed out that the mass transfer-limitation of the decontamination process as described in the reactive wall literature (e.g. increasing removal rate with increasing mixing rate – e.g. NAM & TRATNYEK 2000) primarily addresses the transport of the contaminant from the bulk solution to the vicinity of iron surface. As discussed above, quite different transport rates are typically found in individual regions (Figure 1a), large in the turbulent boundary layer, intermediate in the molecular diffusion-dominated boundary layer, and low in the porous film (NORDSVEEN *et al.* 2003).

Irrespective from the transport rate, a contaminant has to find its way through a tangled maze of pores in the oxide film (NESIC & LEE 2003) to reach the ZVI surface. However, contaminants are primarily adsorbed due to electrostatic attractions from adsorbing surfaces. In this regard the surface of ZVI material is doubly disadvantaged: (i) it is covered by the oxide-film (limited accessibility) and (ii) it has less (or no) functional groups. Therefore, there is no reason for on oxide film adsorbed contaminants to quantitatively migrate to the metal surface. Even though the

e.m.f. could be stronger than adsorptive forces, the migration of the species through the porous film (Figure 1b) to the ZVI surface may be very slow. On the other hand Fe^{II} ions produced at the ZVI surface diffuse more favorable in the opposite direction. Consequently, an adsorbed species can be (a) entrapped in the matrix of aging corrosion products (coprecipitation), (b) reduced by structural Fe^{II} or atomic/molecular hydrogen (H/H_2) from iron corrosion or (c) reduced by electrons from metallic iron if the oxide is conductive (ODZIEMKOWSKI *et al.* 1998). Note that even coprecipitated contaminants can be further reduced. In all cases the decontamination process did not occur at the surface of ZVI. This evidence has been mostly overseen due to mixing reaction vessels in experiments with ZVI material. This experimental tool is very helpful when accelerating contaminant transport to an inert surface as that of activated carbon but should be avoided when working with materials as elemental iron that interacts with water.

3.3 Discussion

Pollutant removal by ZVI primarily depends on the chemical thermodynamics of the two redox-systems of iron: Fe^{II}/Fe^0 (E^0 = –0.44 V) and Fe^{III}/Fe^{II} (E^0 = 0.77 V). Both the aqueous solution behavior and the redox thermodynamics are of interest. The primarily aim of using ZVI in groundwater remediation has been to exploit the negative potential of the couple Fe^{II}/Fe^0 to degrade or immobilize several redox-labile compounds (GILLHAM & O'HANNESIN 1994; MATHESON & TRATNYEK 1994; POWELL *et al.* 1995; WEBER 1996). However, ferrous iron from the Fe^{III}/Fe^{II} redox couple, either in aqueous solution or adsorbed on mineral surfaces (structural Fe^{II}), can be part of a convenient delivery path for electrons, reducing and immobilizing organic and inorganic pollutants (NAKA *et al.* 2006; WHITE & PATERSON 1996). Furthermore, pollutant coprecipitation with corrosion products has been demonstrated as another removal pathway (CRAWFORD *et al.* 1993; SRIDHARAN & LEE 1972). Therefore, in a "ZVI–H_2O"–system, there are three possible immobilization pathways for several pollutants: (i) adsorption onto corrosion products or at the surface of ZVI; (ii) reduction by Fe^0, Fe^{2+} or H_2 (H) and (iii) coprecipitation with corrosion products. The potential of structural Fe^{III}/Fe^{II} has been determined by WHITE & PATERSON (1996) to be comprised between –0.34 and –0.65 V (see also NAKA *et al.* 2006 for complexed iron species). This shows that structural Fe^{II} is stronger than aqueous Fe^{II} and can even be stronger than ZVI (Fe^0) for contaminant reduction. As shown above contaminants are first adsorbed onto (or coprecipitated with) iron corrosion products. For them to be reduced there are two possibilities: (i) structural Fe^{II} diffuses to their location within the oxide film (alternatively aqueous Fe^{II} diffuses and adsorbs in their vicinity) or (ii) electrons come from ZVI provided that the oxide film is conductive. Beside these abiotic mechanisms contaminants can be reduced at the site of their adsorption (more or less far from the metal surface) by indigenous micro organisms.

4 Conclusions

Although the role of oxide-film in influencing species transport to the iron surface has been well-established in the corrosion literature for decades (LAVINE *et al.* 2001; STRATMANN & MÜLLER 1994; VERNON 1945; WILSON 1923; WHITMAN *et al.* 1924) it is only poorly reflected in investigations regarding the processes of contaminant removal in "ZVI–H_2O"–systems. While neglecting this key issue elusive arguments has been postulated unsupported by experimental evidence or supported by reproduced data from wrong experimental conditions (shaking or stirring). Some researchers (e.g. ODZIEMKOWSKI *et al.* 1998) have shown in column studies that, under anoxic conditions, the surface of ZVI is covered by a porous film of magnetite and that the further decontamination takes place at the porous film/solution interface, since magnetite is electron conducting. However, irrespective from the conductive properties of the oxide films, it has been recognised for decades that freshly precipitated iron oxides quickly scavenges heavy metals and organics (BROWN *et al.* 1999; SRIDHARAN & LEE 1972 and references therein). Therefore, contaminant adsorption onto corrosion products is the primary mechanism of contaminant removal from the aqueous phase. Adsorbed contaminant may precipitate with ageing corrosion products (coprecipitation) more or less far from the ZVI surface. Since corrosion products are porous dissolved Fe^{II}-species, atomic and molecular hydrogen (H and H_2) from corroding ZVI can diffuse to the oxide film and reduce contaminants within the film of corrosion products. Therefore, quantitative contaminant reduction at the surface of ZVI materials is a myth.

This myth has survived a decade mostly because mixing (shaking or stirring) laboratory vessels

yields reproducible results, but as discussed above, this operation accelerates iron corrosion, avoids or delays oxide film formation at ZVI surface, and accelerates corrosion product precipitation in the bulk solution. For the further development of reactive walls it is urgent to investigate factors which may sustain the porosity the oxide film. With other words, at any specific site factors capable at enhancing or decreasing oxide film porosity have to be identified. To gain an overview on the general trends, long term laboratory investigations with common environmental species (e.g. major ions, environmental ligands) and well characterised ZVI materials can be conducted.

5 Acknowledgments

The author thanks Sven Hellbach for technical assistance. The work was supported by the Deutsche Forschungsgemeinschaft (DFG-NO 626/2-1).

6 References

ALLEN G.C., CURTIS M.T., HOOPER A.J. & TUCKER P.M. (1974): X-ray photoelectron spectroscopy of iron-oxygen systems. J. Chem. Soc. Dalton Trans. 14, 1525–1530.

BEHRENDS T. & VAN CAPPELLEN P. (2005): Competition between enzymatic and abiotic reduction of uranium(VI) under iron reducing conditions. Chem. Geol. 220, 315–327.

BIGG T. & JUDD S.J. (2001): Electrochemical monitoring of water remediation by metallic iron. J. Appl. Electrochem. 31, 1339–1344.

BROWN JR. G.E., HENRICH V.E., CASEY W.H., CLARK D.L., EGGLESTON C., FELMY A., GOODMAN D.W., GRÄTZEL M., MACIEL G., MCCARTHY M.I., NEALSON K.H., SVERJENSKY D.A., TONEY M.F. & ZACHARA J.M. (1999): Metal oxide surfaces and their interactions with aqueous solutions and microbial organisms. Chem. Rev. 99, 77–174.

CRAWFORD R.J., HARDING I.H. & MAINWARING D.E. (1993): Adsorption and coprecipitation of multiple heavy metal ions onto the hydrated oxides of iron and chromium. Langmuir 9, 3057–3062.

DE LA RIVE (1830): cited by GERASIMOV *et al.* 1985.

DRAZIC D.M. & POPIC J.P. (2005): Anomalous dissolution of metals and chemical corrosion. J. Serb. Chem. Soc. 70, 489–511.

EBERT M. (2004): Elementares Eisen in permeablen reaktiven Barrieren zur in-situ Grundwassersanierung - Kenntnisstand nach zehn Jahren Technologieentwicklung. Habilitationsschrift, Christian-Albrechts-Universität Kiel (Germany).

EVANS U.R. (1945): Use of soluble inhibitors. Ind. Eng. Chem. 37, 703–705.

GERASIMOV Y., DREVING V., EREMIN E., KISELEV A., LEBEDEV V., PANCHENKOV G. & SHLYGIN A. (1985): Physical Chemistry, vol. 2, MIR Moscow, 624 pp.

GILLHAM R.W. & O'HANNESIN S.F (1994): Enhanced degradation of halogenated aliphatics by zero-valent iron. Ground Water 32, 958–967.

HANSEN H.C.B., BORGGAARD O.K. & SØRENSEN J. (1994): Evaluation of the free energy of formation of Fe(II)-Fe(III) hydroxide-sulphate (green rust) and its reduction of nitrite. Geochim. Cosmochim. Acta 58, 2599–2608.

HUANG Y.H. & ZHANG T.C. (2005) Effects of dissolved oxygen on formation of corrosion products and concomitant oxygen and nitrate reduction in zero-valent iron systems with or without aqueous Fe^{2+}. Wat. Res. 39, 1751–1760.

JOHNSON T.L., FISH W., GORBY Y.A. & TRATNYEK P.G. (1998): Degradation of carbon tetrachloride by iron metal: complexation effects on the oxide surface. J. Contam. Hydrol. 29, 379–398.

KLAS H. & STEINRATH H. (1974): Die Korrosion des Eisens und ihre Verhütung. Stahleisen, Düsseldorf, 632 pp.

LAVINE B.K., AUSLANDER G. & RITTER J. (2001): Polarographic studies of zero valent iron as a reductant for remediation of nitroaromatics in the environment. Microchem. J., 70, 69–83.

LEE T., LIM H., LEE Y. & PARK J.-W. (2003): Use of waste iron metal for removal of Cr(VI) from water. Chemosphere 53, 479–485.

MACKAY M.D. & CHERRY J.A. (1989): Groundwater contamination: Pump-and-treat remediation. Environ. Sci. Technol. 23, 630–636.

MANTHA R., TAYLOR K.E., BISWAS N. & BEWTRA J.K. (2001): A continuous system for Fe^0 reduction of nitrobenzene in synthetic wastewater. Environ. Sci. Technol. 35, 3231–3236.

MATHESON L.J. & TRATNYEK P.G. (1994): Reductive dehalogenation of chlorinated methanes by iron metal. Environ. Sci. Technol. 28, 2045–2053.

MCMURTY D.C & ELTON R.O. (1985): New approach to in-situ treatment of contaminated groundwaters. Environ. Progr. 4/3, 168–170.

NAKA D., KIM D. & STRATHMANN T.J. (2006): Abiotic reduction of nitroaromatic compounds by aqueous iron(II)-catechol complexes. Environ. Sci. Technol. 40, 3006–3012.

NAM S. & TRATNYEK P.G. (2000): Reduction of azo dyes with zero-valent iron. Wat. Res. 34, 1837–1845.

NESIC S. & LEE J.K.-L. (2003): A mechanistic model for carbon dioxide corrosion of mild steel in the presence of protective iron. Carbonate films—Part 3: Film growth model. Corrosion 59, 616–628.

NORDSVEEN M., NESIC S., NYBORG R. & STANGELAND A. (2003): A mechanistic model for carbon dioxide corrosion of mild steel in the presence of protective iron carbonate films – part 1: theory and verification. Corrosion 59, 443–456.

NOUBACTEP C., MEINRATH G., DIETRICH P., SAUTER M. & MERKEL B. (2005): Testing the suitability of zerovalent iron materials for reactive Walls. Environ. Chem. 2, 71–76.

NOUBACTEP C., SCHÖNER A. & MEINRATH G. (2006a): Mechanism of uranium (VI) fixation by elemental iron. J. Hazard Mater, B132, 202–212.

NOUBACTEP C., SCHÖNER A. & SAUTER M. (2006b): Discussing the mechanism of contaminant removal by zerovalent iron. J. Contam. Hydrol. (submitted).

ODZIEMKOWSKI M.S., SCHUHMACHER T.T., GILLHAM R.W. & REARDON E.J. (1998): Mechanism of oxide film formation on iron in simulating groundwater solutions: Raman Spectroscopic studies, Corr. Sci. 40, 371–389.

POWELL M.R., PULS W.R., HIGHTOWER K.S & SEBATINI A.D. (1995): Coupled iron corrosion and chromate reduction: mechanisms for subsurface remediation. Environ. Sci. Technol. 29, 1913–1922.

PULS R.W., PAUL C.J. & POWELL R.M. (1999): The application of in situ permeable reactive (zero valent iron) barrier technology for the remediation of chromate-contaminated groundwater: a field test. Appl. Geochem. 14, 989–1000.

SCHERER M.M., RICHTER S., VALENTINE R.L. & ALVAREZ P.J.J. (2000): Chemistry and microbiology of permeable reactive barriers for in situ groundwater clean up. Rev. Environ. Sci. Technol. 30, 363–411.

SCOTT T.B., ALLEN G.C., HEARD P.J., LEWIS A.C. & LEE D.F. (2005): The extraction of uranium from groundwaters on iron surfaces. Proc. Math. Phys. Eng. Sci. 461 (2057), 1247–1259.

SNOEYINK V.L & JENKINS D. (1980): Water Chemistry, John Wiley & Sons, Inc, New York, Chichester, Brisbane, Toronto. 465 pp.

SRIDHARAN N. & LEE G.F. (1972): Coprecipitation of organic compounds from lake water by iron salts. Environ. Sci. Technol. 6 (12), 1031–1033.

STARR R.C. & CHERRY J.A. (1994): In situ remediation of contaminated ground water: The funnel-and-Gate System. Ground Water 32, 465–476.

STRATMANN M. & MÜLLER J. (1994): The mechanism of the oxygen reduction on rust-covered metal substrates. Corros. Sci. 36, 327–359.

TRATNYEK P.G., SCHERER M.M., JOHNSON T.J. & MATHESON L.J. (2003): Permeable reactive barriers of iron and other zero-valent metals. In Chemical Degradation Methods for Wastes and Pollutants: Environmental and Industrial Applications; Tarr, M.A., Ed.; Marcel Dekker: New York, 371–421.

VERNON W.H.J. (1945): Controlling factors in atmospheric and immersed corrosion. J. Sci. Instrum. 22, 226–230.

WARNER S.D. & SOREL D. (2003): Ten years of permeable reactive barriers: Lessons learned and future expectations. In: Chlorinated Solvent and DNAPL Remediation: Innovative Strategies for Subsurface Cleanup; Henry, S.M.; Warner, S.D., Eds; American Chemical Society: Washington, DC; ACS Symp. Ser. 837, 36–50.

WEBER E.J. (1996): Iron-mediated reductive transformations: investigation of reaction mechanism. Environ. Sci. Technol. 30, 716–719.

WHITE A.F. & PATERSON M.L. (1996): Reduction of aqueous transition metal species on the surface of Fe(II)-containing oxides. Geochim. Cosmochim. Acta 60, 3799–3814.

WHITMAN G.W., RUSSEL R.P. & ALTIERI V.J. (1924): Effect of hydrogen-ion concentration on the submerged corrosion of steel. Indust. Eng. Chem. 16, 665–670.

WILKIN R.T., PULS, R.W. & SEWELL G.W. (2003): Long-term performance of permeable reactive barriers using zero-valent iron: geochemical and microbiological effects. Ground Water 41, 493–503.

WILSON E.R. (1923): The Mechanism of the corrosion of iron and steel in natural waters and the calculation of specific rates of corrosion. Indust. Eng. Chem. 15, 127–133.


BERGAKADEMIE
TECHNISCHE
UNIVERSITÄT
FREIBERG

Witwatersrand Water Ingress Project – Information Management System (WWIPIMS), South Africa

Steffen Hild[1], Leon Croukamp[2], Manja Sieste[1], Andreas Barth[1], Julia Rudinskaya[1], Magda Roos[2]

[1]Beak Consultants GmbH, Am St. Niclas Schacht 13, 09599 Freiberg, Germany, hild@beak.de

[2]Council for Geoscience (CGS), Private Bag X112, Pretoria 0001, South Africa,

Das Witwatersrand Water Ingress Projekt des südafrikanischen Council for Geoscience (CGS) befasst sich mit der Erfassung ehemaliger Bergbaue, deren Risikobewertung sowie der Entwicklung von Strategien zur Rehabilitierung der Witwatersrand Bergbauregion. Das Hauptziel des Projektes ist, Wassereintritt in das vorhandene Minensystem zu verhindern sowie zukünftige Wasseraustrittsszenarien zu prognostizieren. Zur Datenhaltung der diversen zu erfassenden Grundlagen- und Messdaten wird eine zentrale Projektdatenbank aufgebaut. Diese Datenbank wird um eine benutzerfreundliche Windows-Anwendung erweitert, die den einfachen Zugriff auf die aktuellen Daten für alle Projektmitarbeiter mit Hilfe verschiedener Module und einer GIS-Komponente ermöglicht. Die so strukturiert abgelegten Daten bilden die Grundlage weiterer Modellierungen des Wasserhaushaltes. Weitere Funktionen wie das Erzeugen von Kartenlayouts, umfangreiche Abfragen, Im- und Export von Daten und Diagrammen komplettieren das System.

The Witwatersrand Water Ingress Project at the Council for Geoscience, South Africa (CGS) deals with an inventory, a risk assessment and the development of rehabilitation strategies for abandoned mining sites in the Witwatersrand Mining Basin. The main focus is the prevention of water ingress and to understand the future decanting scenario. An Information Management System consisting of both a relational database and an application for the Witwatersrand Water Ingress Project is established for accessing and managing all project-related data. This easy to use application makes the data available to all staff at the CGS via several modules as well as a GIS-component for accessing and querying spatial data. This will enable the scientists to derive further knowledge of the water flowing processes by directly using all of the existing up-to-date data. Many additional functions, such as the support for map printing on demand, extensive possibilities for inquiries, data import and export, diagrams and a GIS-viewer for spatial inquiries do complete the system.

1 Introduction

The Council for Geoscience (CGS), South Africa, has been appointed by the Department of Minerals and Energy (DME), June 2003, to execute a project regarding the ingress of water into underground mine voids. In the course of this project Beak Consultants GmbH, Germany was appointed by the CGS to develop a project-database and an application for the handling of all relevant project-data to provide a comprehensive access to the data to all project members.

2 The Witwatersrand Water Ingress Project

This chapter is based on (CROUKAMP & HEATH 2004).

2.1 Background

Since 1886 the Gauteng gold reefs between Springs in the east and Westonaria in the west, have been extensively mined for gold and some uranium. The area of the Witwatersand mining basin is located in the South African Gauteng province around the city of Johannesburg (see Fig. 1). Most of the mines have since closed down, with only one each operating in the Far East Rand, Central Rand, West Rand and a few in the Far West Rand. Because these mines are largely interconnected, the entire Witwatersrand mining area is now divided into only five separate hydrological underground water basins namely; the Far Eastern, Central, Western, Far Western and Rietfontein basins. Oxidation of sulphides in the gold ore leads to the acidification and severe pollution of ingress water flowing through the mine voids.

If this problem is not addressed, it is likely that once all mining operations have ceased, polluted water will seep into the natural environment throughout the Witwatersrand via the groundwater system by decanting from abandoned shafts and surface openings into the surface water system. This has already started to occur in the Johannesburg and Randfontein area, with impacts being detected in both the local surface and groundwater systems both on mine property and in the adjacent Krugersdorp Game Reserve. Such scenarios are not only restricted to the gold mines in Gauteng but have been reported from the coalfields of Northern Kwa-Zulu Natal and in mining regions throughout the world.

2.2 Aim

The main aim of the project is the prevention of ingress of extraneous water into the mine workings to facilitate their continued operation and thus minimizing the potential for pollution of water resources. Currently extraneous water is being pumped at a considerable cost by the mining companies and in some cases subsidies for pumping are being paid to the mines by DME. If the ingress of surface water could be prevented or minimized it would lead to a cost saving in terms of pumping subsidies with the added benefit of preventing the sterilization of existing resources by flooding.

2.3 Previous and current work

Studies undertaken on behalf of DME in the past indicated that water inflow at surface mining outcrops is about 14 % whilst the contribution from groundwater is 40 % and with a 46 % contribution from surface streams and other water bodies. The salt load introduced into surface streams in the region totals to 48 tons/day.

Based on the studies available the CGS was tasked to investigate the building of canals over extensive areas of shallow undermining and reef outcrop and the closure of openings at surface (shafts, subsidences, etc.) that actively contribute to water ingress.

By perusing old mine plans, aerial photographs and field visits more than 500 openings on surface have been detected which range in size from 1—50m (in diameter) and a few meters to several hundreds of meters deep. They were classified or ranked according to their level of water contribution.

A study to investigate methods of closure that ensure an impermeable seal and which do not cause further environmental damage is also being undertaken. Apart from the standard manner of plugging with concrete and then backfilling with any available materials, other new methods were investigated. In the United States, polyurethane foam (PUF) has been used extensively and suc-

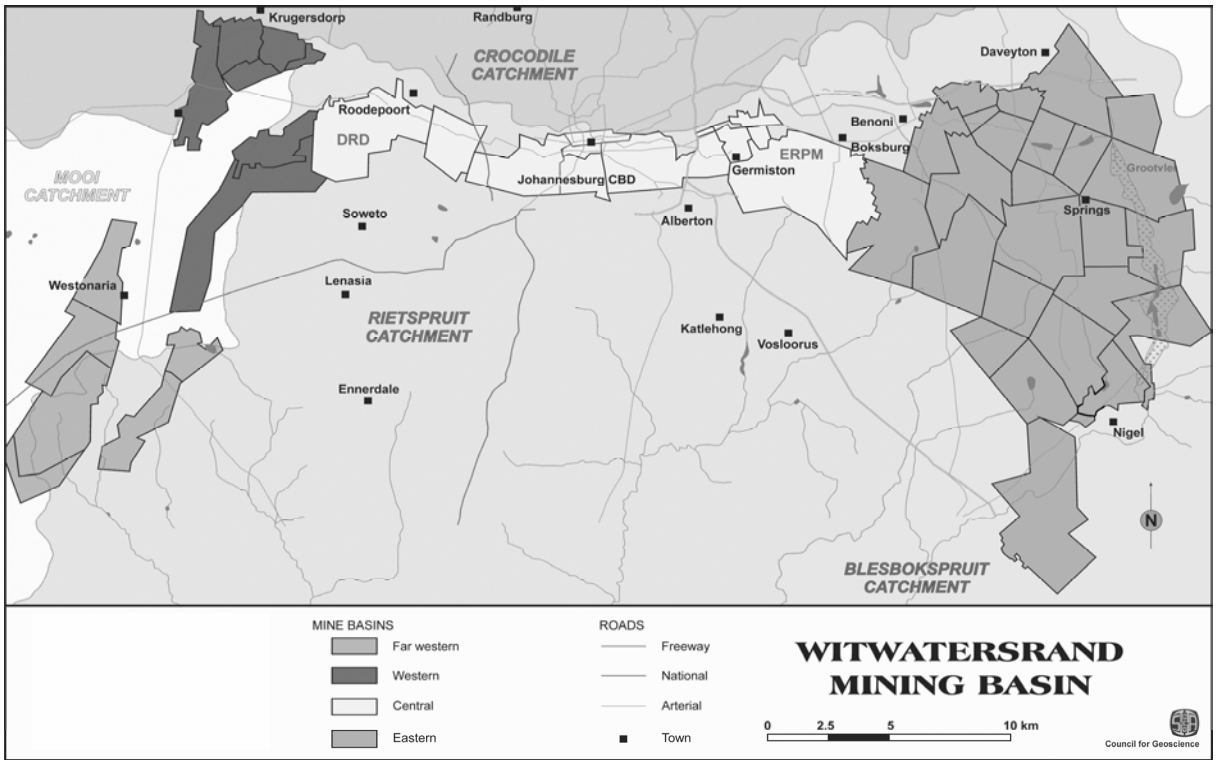


Fig. 1: Project Area.

cessfully to close abandoned unsafe mines. This method involves the mixing of 2 chemicals which expand approx. 30 times to form a rigid foam. It is suitable for smaller diameter holes (up to 3 m), is reasonably cost effective and is environmentally friendly. One such hole has already been successfully closed. This opening will be tested further and monitored to measure performance.

Another method being investigated is that of bulk filling the mine void or shaft with a mixture of fly-ash, a cheap environmentally friendly, by-product of the power stations, and cement. Fly-ash mixed with 2—10 % cement can be used to produce a slurry that flows easily but sets to produce a strong, impermeable fill.

One of the tasks executed is the sampling of surface and underground water with the aim of looking at the macro chemistry as well as isotopes, to determine water pathways from surface sources down through to the underground workings. Most of the underground water originates from fissures and has a range of chemical composition. Interestingly to note, is that the water samples from the east Rand have a pH of 7-8 whilst that in ERPM (central Rand) have a typical pH of 3—4. This could indicate the buffering influence of the overlying dolomites on the east Rand. Sodium and chloride levels are also higher than expected for the Witwatersrand type geology which could indicate a surface source. The stable isotopes tested to date further indicate that the water in the mines has a 30 % contribution from surface.

The final aim of the project is the creation of conditions where long-term care, maintenance and costs are minimized. Although some of the actions mentioned above will have an immediate impact on existing mines, the impact of contaminated groundwater could persist indefinitely. Since the State will eventually have to assume all these responsibilities, it is in the interest of the State, on behalf of the people of South Africa, to find solutions quickly which offer long-term sustainability.

3 The Project Information Management System (WWI-PIMS)

3.1 Principle Requirements

There are a lot of diverse data to be gathered for the project. To handle them effectively and to support the scientific work Beak Consultants GmbH was tasked to develop a central project database. Topped with an easy to use application it shall assist the scientists at the CGS to efficiently work with their data. The application consists of two main parts, one for managing the

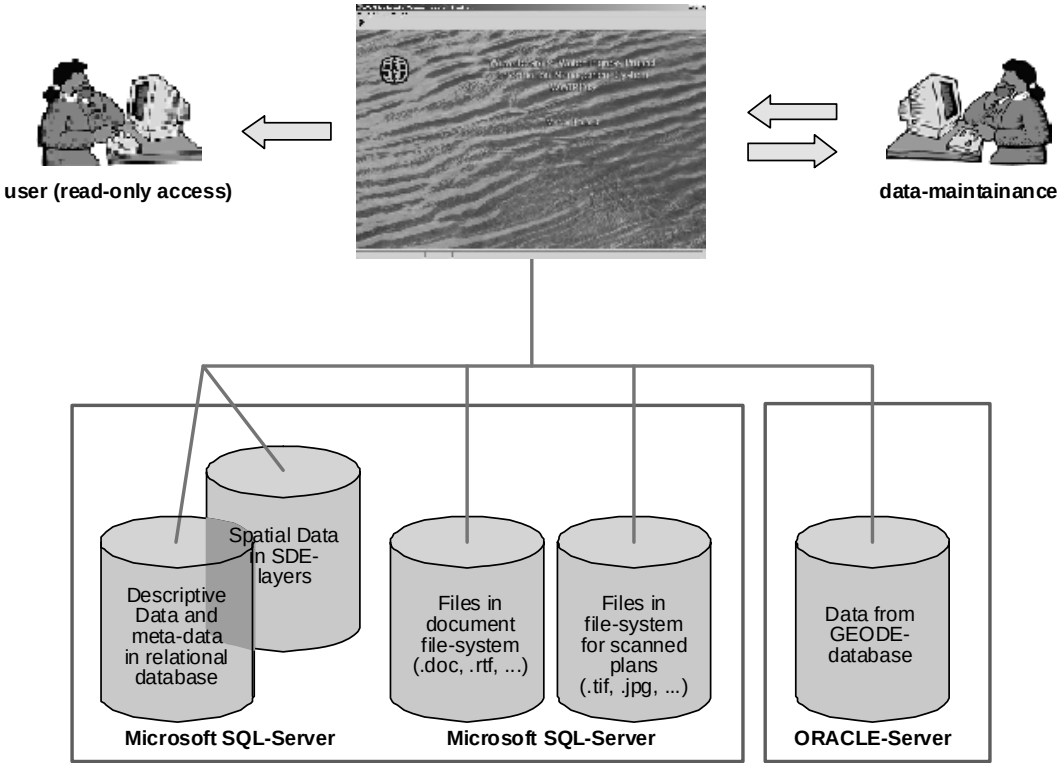


Fig. 2: Principle components of datahandling.

factual data of the database and a GIS-part for viewing and editing the spatial data.

For the planning process of modelling the data, it is prerequisite to handle all data in a modular and network-like way to allow further developments later on easily. All data to be handled were put into a relational database structure avoiding redundancies that are always sources of errors and might hinder further developments.

The WWIPIMS was developed in a Windows like style with clearly structured user-friendly interfaces. This will help raising the acceptance of the system and enable intuitively usage.

3.2 Data Management

The WWIP-database stores and handles unstructured, factual and spatial data. It is implemented on a Microsoft SQL Server 2005 with ArcSDE 9.1 for the handling of spatial data. Some external data from another database are linked to the database by the application where necessary, but stay at their original place. This applies to data of the "GEODE"-database that is hosted on an ORACLE-server. Relevant digital files such as scanned mine-plans are stored in file-systems on the server, managed by the WWIPIMS with a meta-data part inside the database.

As both the factual database and the GIS database (ArcSDE) will use the same SQL Server, it is possible to merge both databases into a single one with main tables for the solely factual data and feature tables for data holding geometries.

The maintenance of the data will be done by authorized users only. Therefore a system of differentiated user-rights is required.

See Fig. 2 for a composition of principle components regarding the data handling of the WWIP IMS.

The structured relational WWIP-database acts as the core of the system. It holds all data in linked tables. The spatial data is stored in ArcSDE feature tables in the same database and linked with Key-Values to the relevant factual data-tables.

Besides the relational database there will be file-systems for non-structured data like scanned plans. They are located on the server in specified folders. The file-systems can hold data in any existing file-format. The WWIP-database manages the metadata of these entities and the link to the physical file. In this way, the application provides the file information in a user-friendly way and the user is able to open the related

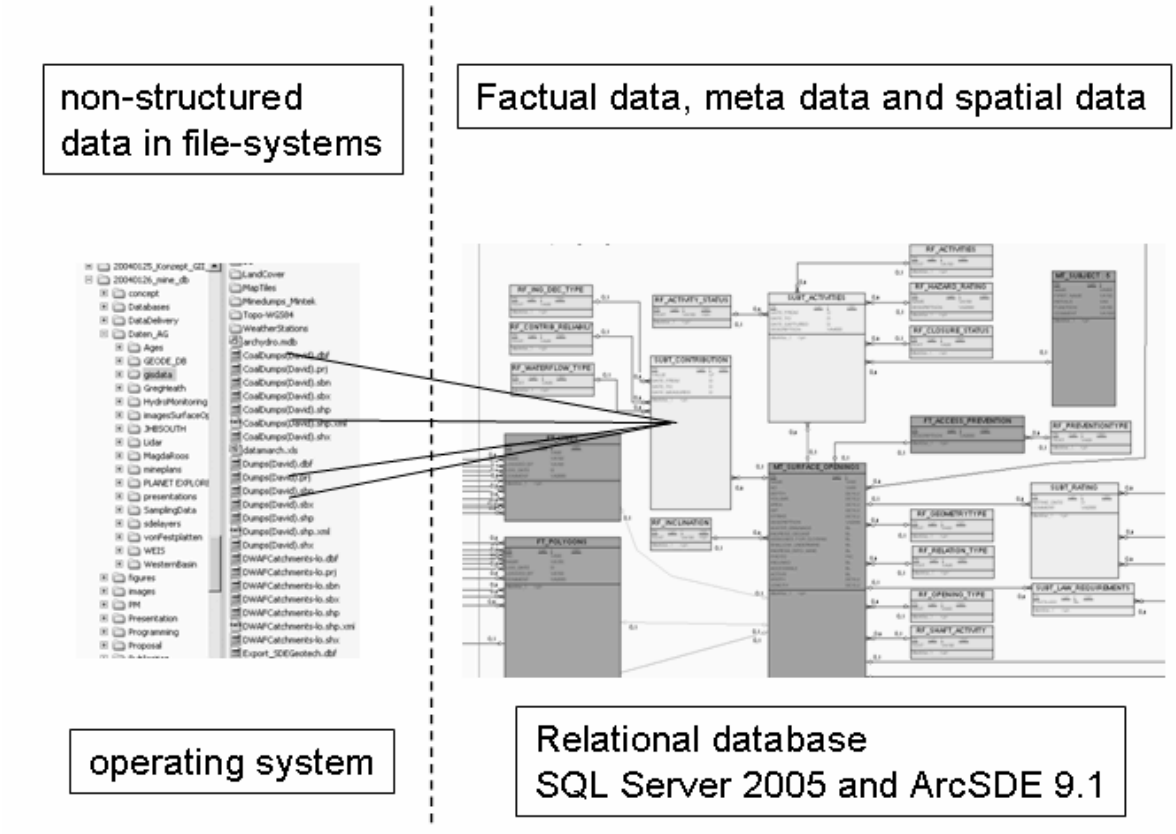


Fig. 3: Principle database structure.

document with a function (button) from the application. The principle database structure is illustrated in Fig. 3.

3.3 Data Modelling

The WWIP-database consists of a number of entities, which are presented to the user by separate software modules. The main entities to be handled are

- Surface Openings / Ingress-Decant sites
- Pumping Tests
- Hydrological Monitoring
- Samples / Analyses
- Groundwater Boreholes
- Dumps
- Caves
- Meteorological Stations
- Persons / Companies
- Reports / Documents

Some necessary entities will not be stored in the WWIP-database itself but will be retrieved on a read-only basis from the existing nationwide "GEODE"-database at the CGS. They are

- Exploration Boreholes
- Engineering Dolomites
- Samindaba (Mines / Deposits)
- Literature

Those modules that handle point information are linked to a central point table, which is handled by the Master Point Management module. This module holds the coordinates and all basic point-data that will be the same regardless of which type of point it is. This approach of storing the geometrical data centrally with logical links to the factual data has the advantage that many other features can be assigned to a single geometry. For instance one point can be reflected as a borehole, an ingress point and a monitoring point at the same time and the actual coordinates are only stored once. This reduces potential errors and minimizes redundancies. Fig. 4 shows the main modules the WWIPIMS consists of. The

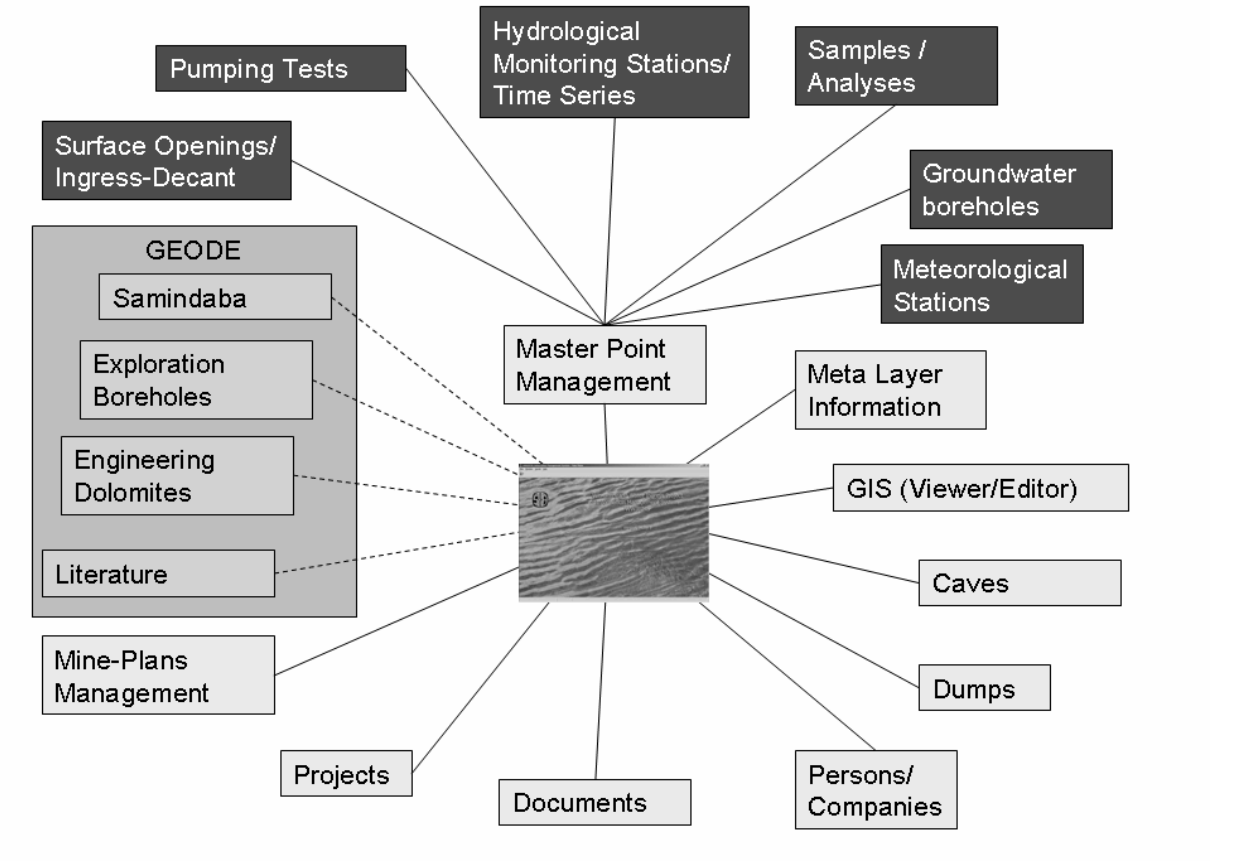


Fig. 4: Main Modules.

modules that are connected with a dashed line show data from the separate "GEODE"-ORACLE-database. They are accessed on a read-only-basis and not directly linked to other data of the WWIP-database.

3.4 Application Development

The WWIPIMS application is developed with Visual Basic .NET for the database interfaces, ArcObjects for the GIS-Editor, being an ArcMap-Extension and MapObjects for the internal GIS-Viewer that is integrated into the application as a module.

Generally, the look and functions of the Information Management System intend to be self-explanatory and easy to use. The application modules are inter-connected the same way as the database entities are. Wherever there are data links to other entities, there are buttons in the application that allow the user to jump to the connected modules and view the referenced records.

Each module consists of the same basic elements menubar, toolbar, main window and status bar. The main window is divided into a region with the data of the current record and tab-pages for detailed and referenced information. The basic structure of the modules is shown in Fig. 5.

3.5 GIS Components

The WWIPIMS application consists of two approaches for viewing spatial data, the GIS-Viewer and the GIS-Editor. The GIS-Viewer is based on MapObjects and can be used without having ArcMap 9.1. It is fully integrated in the application and appears as a separate module (see Fig. 6). After making a spatial selection in the GIS-Viewer there are functions to jump to the modules with detailed information about the selected elements or to the Meta Layer Information module showing the meta-data of the GIS-layer. From any module holding data connected to a GIS-layer, the GIS-Viewer opens when clicking on the GIS-button, showing the corresponding layer and zooming to the selected elements.

The GIS-Editor is an ArcMap-Extension (see Fig. 7). It is available for those users having a local installation of ArcMap 9.1. When clicking on a GIS-button in any module, ArcMap opens, showing the corresponding layer and zooming to the selected elements. In addition to the functions available in the internal GIS-Viewer, there are functions to edit the GIS-data.

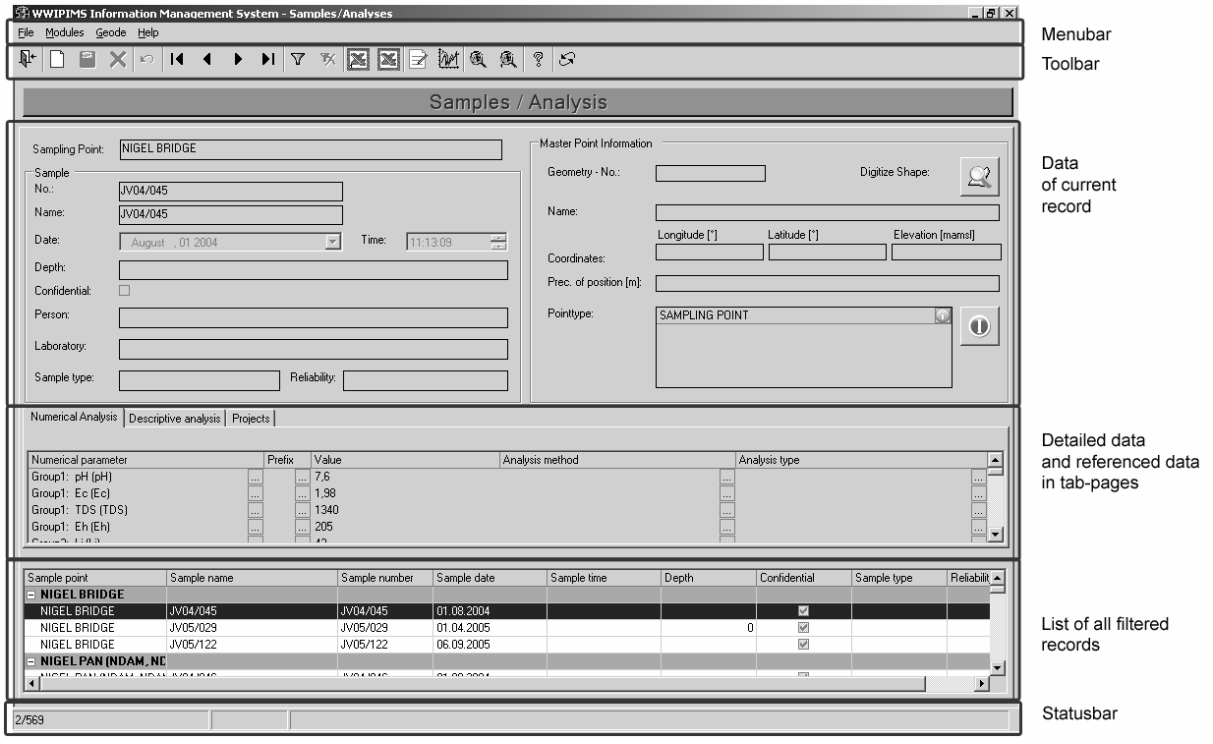


Fig. 5: Basic components of modules.



Fig. 6: GIS-Viewer.

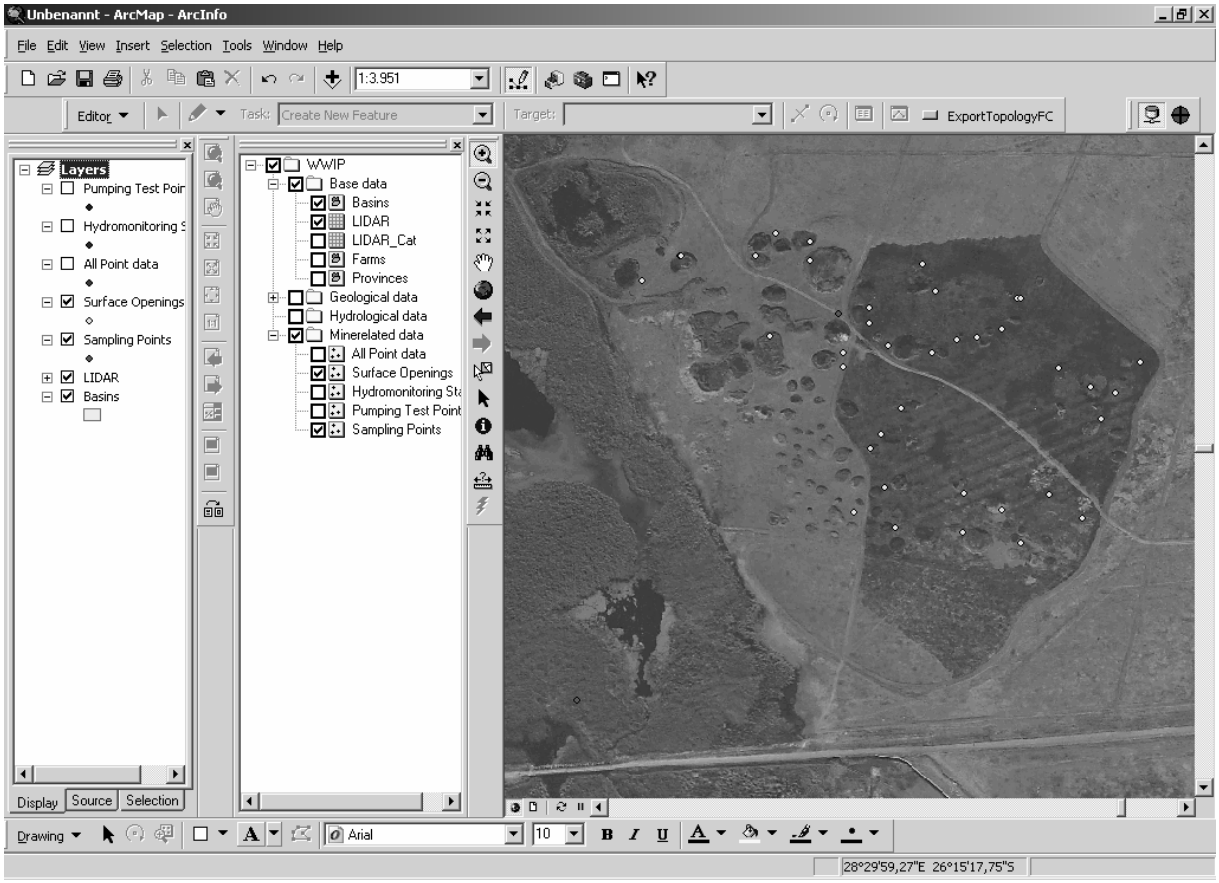


Fig. 7: GIS-Editor (ArcMap).

3.6 Special functions

Besides the basic functions like adding of new records, editing and deleting of records, which are available in all modules, there are some special functions. They include

- Extensive possibilities for inquiries
- Support for map printing on demand
- Support for data import and export
- Data-diagrams

Those functions are available wherever they are applicable.

4 Conclusion

With the Information Management System of the Witwatersrand Water Ingress Project (WWIPIMS) a powerful database-application was developed to support the data handling for the WWIP-project. All relevant data can be accessed through easy to use interfaces with comprehensive sorting and inquiring functions. A GIS-component tops the application off, making provision for further spatial inquiries as well as spatial data editing and creating of map layouts for map-printing on demand.

This system forms the fundament for the efficiently handling of the diverse project-data.

5 Literature

CROUKAMP, L. & HEATH, G. (2004): Project Showcase – Witwatersrand Water Ingress Project – Council for Geoscience – In: South African Institute for Engineering and Environmental Geologists – Newsletter, Volume 02-04, June 2004, p. 6–7

Schutz der Hydrosphäre vor der negativen Einwirkung von hochschwefelhaltigen Deponien der Kohlengewinnungs- und Aufbereitungsabgänge

Mikhail G. Zilberchmidt[1] , Juriy F. Agafonov[1], Aleksey P. Dmitriev[1] , Mikhail J.Spirt[2]

[1]Moscow State Mining University, Leninsky pr.,6,117935, Moskau, zilberchmidt@msmu.eu.org, Russia

[2]Institut für brennbare Fossilien Leninsky pr.,26,117910, Moskau, Russia

There have been accumulated in dumps vast amounts (near 100 mln.t.) of sulfur-coal bearing solid wastes (SSCW) as a result of mining and preparation in Moscow lignite basin. Relatively high contents of sulphur (>1.5-2%) and harmful trace elements (Zn, Mn, Ni, Co, As, V and oth.) in them create ecological problems (pollutions of ground, underground waters and soils and oth.). The laboratory experiments were fulfilled with working out the prognosis of probable phase transformations of storing SSCW wastes under the influence of air and waters flowing through dump. It was shown that the decreasing of oxidation rates of sulphides therefore the formation of water soluble toxic compounds may be achieved if natural and technogenic mineral raw (limestone, fly ashes and others) may be used as such additives.

The experimental plot was constructed near one of the dump to check these conclusions. It is the square (8 x 8m) divided in four equal sections. Each section is partitioned from neighbor sections with the special wall and contains nearly 10m^3 of wastes. The thickness of wastes layer is 0.7—0.8 m. These sections have 0, 10, 20 or 30% (mas) of local limestone. So the waters filtering through the wastes or wastes with limestone go to the separate tube and then are collected in the separate tank outside of the section. There were determined volumes of collected waters, chemical compositions, pH and amounts of soluble substances in collected waters. The methods of chemical and physical methods were used. It was determined after 3 month observation that the limestone adding provides pH increasing of water from 3—3.2 till 7.0—7.2 with simultaneous decreasing more than in 10 times concentrations of the majority of toxic trace elements compounds, e.g. natural waters filtrating through wastes with limestone are ecologically safe

1 Einleitung

Auf dem Territorium Russlands befinden sich in mehreren Zentralregionen technogene Bildungen, die die Kohlengewinnungs- und -aufbereitungsabgänge enthalten. Die meisten Kohlen, deren Lagerstätten im europäischen Teil Russlands liegen, gehören zur Kategorie von hochschwefelhaltigen, und die darin vorkommenden mineralischen Stoffe sind ökologisch bedenklich. Aus diesem Grund bildet sich und wird aufgehaldet in den Räumen des Moskau-, des Petschorabeckens, des östlichen Donezbeckens u.a. eine enorme Menge (über 100 Mill. Tonnen) von festen mineralischen Abfällen mit einer Schwefelkonzentration von (S_t > 2,5 %), die auch organische Substanzen beinhalten.

So sind z.B. im Raum des Moskaukohlenbeckens, das die Gouvernements Tula, Rjasan, Kaluga mitumfasst, mehr als 50 technogene Bildungen vorhanden, die die hochschwefeligen Abgänge der Braunkohlengewinnung und -aufbereitung enthalten (Abb. 1).

Die Untersuchungen haben gezeigt, dass der davon aufgenommene Mineralstoff im Durchschnitt 10 bis 15 % des organischen Kohlenstoffs enthält, während dessen anorganische Teil durch Kaolinit, Quarz, Pyrit, Siderit, Gips und sonstige Minerale vertreten ist. Einige Merkmale der kohlenhaltigen Abfälle gehen aus der Tabelle 1 hervor (SHPIRT *et al.* 2002)

Darüber hinaus sind darin in verschiedener Form Beimengungen von toxischen Elementen enthalten, dessen Daten im Diagramm (Abb. 2) dargestellt sind (ZILBERCHMIDT *et al.* 2002).

Eines der Verfahren zum Umweltschutz vor den schädlichen ökologischen Einwirkungen derartiger Kohlenabgänge ist deren Verwertung, die auf der thermischen Verarbeitung beruht.

Die genetischen Besonderheiten der Kohlenentstehung im Moskaukohlenbecken, rufen das Auftreten von Schwefel in den Gewinnungs- und Aufbereitungsabgängen in mehreren Erscheinungsformen hervor (Tab. 1). Die größte poten-



Abb. 1: Hochschwefelige Abgänge der Braunkohlengewinnung enthaltende technogene Bildung (Moskaukohlenbecken).

tielle Umweltgefahr solcher Abgänge hängt mit Schwefel in Form von Eisensulfiden (Pyrit und zum Teil Markasit) zusammen, dessen relative Gehalt im Durchschnitt 60 bis 70 % vom Gesamtschwefel erreicht.

Darüber hinaus sind darin in verschiedener Form Beimengungen von toxischen Elementen in hochschwefelhaltigen Abfällen enthalten, dessen Daten im Diagramm (Abb. 2) vorgestellt sind.

Beim Vergleich der Versuchsdaten über die Zusammensetzung der Kohlenabgänge mit den maximal zulässigen Konzentrationen der chemischen Stoffe im Boden ist festzustellen, dass die durchschnittliche Konzentration von Kobalt, Chrom, Blei, Mangan, Kupfer, Zink, Nickel, Arsen, Antimon, Blei, Kadmium darin die MZK überschreitet. Es ist einzusehen, dass bei der Filtration von natürlichem Wasser durch die hochschwefeligen Kohlenabgänge die Gehalte an giftigen Elementen in der Endlösung die zulässigen Konzentrationen weitaus überschreiten (ZILBERCHMIDT *et al.* 2004).

2 Problembeschreibung

Beim Deponieren derartiger Abgänge erfolgen nach dem Kontakt mit dem Luftsauerstoff und der Atmosphärenfeuchtigkeit die Dispergierung der kohlenstoffhaltigen Komponente, die Oxydation von Schwefelsulfidverbindungen und Schwermetallen mit der Bildung der leicht löslichen Verbindungen und der Schwefelsäure. Die Endergebnisse dieser Vorgänge sind die Verunreinigung des Geländes durch die Produkte der Winderosion, der Abfall des pH-Wertes von dem durch die Halden filtrierten Tau- und Regenwassers sowie die Migration und das Eindringen von gefährlichen Inhaltsstoffen in die Hydrosphäre. Deshalb werden in Form von Verbindungen der Giftelemente durch diese Wasserflüsse die Fe-, Zn-, As-, Mn-, Sr-, Cr-, Hg- und andere Verbindungen in das Grundwasser mittransportiert, deren Konzentration die maximal zulässigen erheblich überschreiten kann, was wiederum eine ernstzunehmende Gefahr für die Pflanzen- und Tierwelt, auch für die Bodenmikroorganismen darstellt (KOMNITSAS *et al.* 2001).

Viele dieser Elemente, wie z.B. Zink, Arsen, wahrscheinlich Nickel und Kobalt, treten in Gesteinen in Form praktisch schwer löslicher Sulfide auf, d.h. sie scheinen keine negative Einwirkung auf die Umwelt auszuüben. Jedoch unterliegt ein in einer technogenen Bildung befindlicher hochschwefel- und kohlenhaltiger mineralischer Stoff, der eigentlich ein heterogenes Mehrphasensystem darstellt, hypergenen Umwandlungen, wenn er durch die physikalischen und stofflichen Felder (Fluiden) beeinflusst wird. Infolge des Kontaktes mit der Feuchtigkeit (aus Schneetauen und Niederschlägen) erfolgen eine schrittweise Oxydation von Eisensulfiden, die Auflösung von sich bildenden Sulfatverbindungen, d.h. die Erhöhung der Konzentration von Eisen und einigen anderen Metallen in den Wasserabflüssen aus einer Halde.

Bekanntlich wird die Eisen- und Schwefeloxydation im Pyrit (FeS_2) durch die Bildung der Schwefelsäure begleitet:

Tab. 1: Durchschnittlicher S- und C-Gehalt in den Kohlenabfällen des Moskaubeckens.

Element	Vassiljewskajahalde Gehalt, Gew, %	Belkowskajahalde Gehalt, Gew, %	Bergedepot Kimowsky Gehalt, Gew, %
C^a_t	9—25,3	13,4—18,8	2,1—46,0
A^a	55,1—81,6	67—73	29,2—85,0
S^a_t	1—8,9	1,17—4,3	0,4—2,8
S_{MeS}	0,6—7,1	0,70—3,4	0,2—2,2
S_{SO4}	0,15—0,8	0,17—0,4	0,05—0,3
S_0	0,05—0,14	0,03—0,2	0,04—0,1

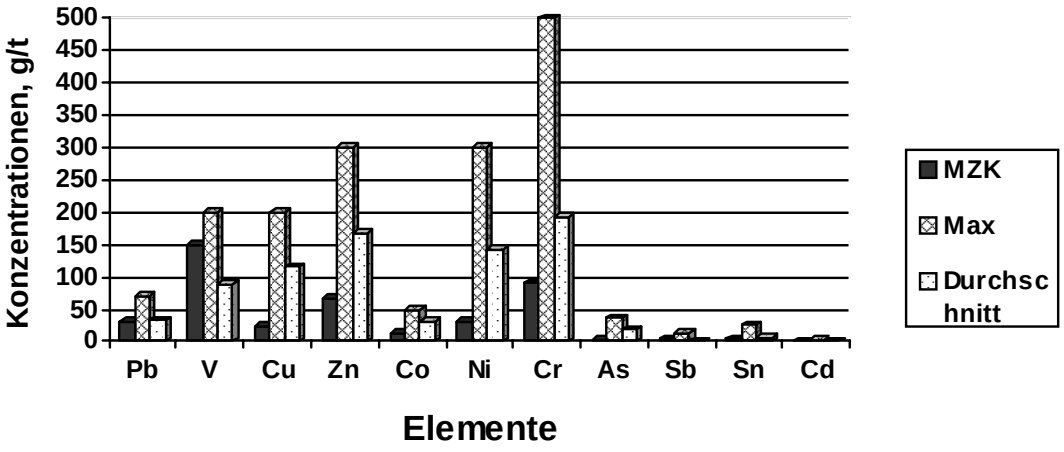


Abb. 2: Elementenkonzentration in hochschwefelhaltigen Kohlenabgänge der Grube „Wassiljewskaja" des Moskaukohlenbeckens.

$FeS_2+O_2+H_2O \rightarrow Fe(OH)_2+H_2SO_4$ (Gl. 1)

Die Bildung der Schwefelsäure macht das infiltrierte Wasser sehr sauer (pH bis 1,5 bzw. 2). Dabei können sich die ursprünglich unbedenklichen Komponenten des mineralischen Stoffes, der in einer technogenen Bildung vorliegt, „aktivisieren".

$MeS+H_2SO_4 \rightarrow MeSO_4+H_2S$ (Gl. 2)

Me–Co, Ni, Zn, …

Die erhöhte Azidität kann die Löslichkeit der ehemals schwer löslichen Verbindungen erhöhen und ein Giftigwerden der Gewässerökosysteme verursachen. Der Oxydationsprozess der Eisensulfide wird durch die Mikroorganismen gefördert, was durch die folgenden Reaktionen simuliert werden kann:

$2FeS_2+2H_2O+7O_2 \rightarrow 4H^+ + 4SO_4^{2-}$ (Gl. 3)

Weiter erfolgt die Oxydation von Fe^{2+} zu Fe^{3+}:

$4Fe^{2+}+O_2+10H_2O \rightarrow 4Fe(OH)_3+8H^+$ (Gl. 4)

Die Oxydation läuft nur sehr langsam bei hohen ph-Werten des infiltrieren Wassers ab. Unter pH 3,5 wird jedoch die Eisenoxydation durch die Bakterien *Thiobacillus ferrooxidans* katalysiert. Das dreiwertige Eisen kann weiter mit dem Pyrit wechselwirken:

$FeS_2+14Fe^{3+}+8H_2O \rightarrow 15Fe^{2+}+SO_4^{2-}+16H^+$ (Gl. 5)

Bei ph-Werten über 3 setzt sich das Eisen (III) als Goethit ab:

$Fe^{3+}+2H_2O \rightarrow FeOOH+3H^+$ (Gl. 6)

Diese Vorgänge führen zur Bildung der wasserlöslichen Verbindungen von Zn, As, Co, Ni und anderen Elementen, die ursprünglich im Gestein in Form von Sulfiden angesammelt sind, und sie können schematisch neben den genannten Reaktionen z.B. durch die Gleichungen:

$H_2O+FeS_2+O_2 \rightarrow FeS_x+H_2SO_4+Fe_2(SO_4)_3+FeSO_4$ (Gl. 7)

$ZnS+O_2 \rightarrow ZnSO_4$ (Gl. 8)

$H_2O+As_2S_3+O_2 \rightarrow H_3AsO_4+H_3AsO_3+H_2SO_4+SO_2$ (Gl. 9)

$(Co, Ni)S+O_2 \rightarrow CoSO_4+NiSO_4$ (Gl. 10)

beschrieben werden.

Im Ergebnis dieser Vorgänge erfolgt eine Aziditätserhöhung (bis $pH \leq 3 \div 3{,}2$) der ursprünglich beinahe neutralen Wasserzuflüsse in die Halde, so dass eine teilweise Auslaugung der potentiell gefährlichen Elemente (Vanadium, Mangan, Chrom, Strontium u.a.) stattfinden kann.

Diese Schlussfolgerungen stimmen voll und ganz mit den Ergebnissen der in-situ-Simulierung der Fluidinfiltration durch den mineralischen Stoff von hochschwefelhaltigen Kohlenabgänge des Moskaukohlenbeckens im Zeitraum Juli bis September, angestellt im Gouvernement Tula, überein.

In der Tabelle 2 ist der Gehalt an einigen chemischen Elementen im Wasser dargestellt, das durch eine Schicht der Kohlenabfälle von 0,8 Meter Stärke durchfiltriert wurde. Diese Angaben zeugen davon, dass ihre Mengen die MZK weitaus übertreffen.

Tab. 2: Konzentration bestimmter Elemente im Wasser, durchfiltriert durch die hochschwefelhaltigen Kohlenabfälle des Moskauer Beckens.

Element	Gehalt, mg/l	Zulässig, mg/l
Al	60.0	0.5
V	0.275	0.2
Mn	1.6	.2
Co	2.5	1.0
Ni	2.5	0.2
Cu	1.2	0.2
Zn	14.0	2.0
Cd	0.062	0.001
Hg	0.00275	0.0005

Das durchgeführte Bodenmonitoring in den Deponieregionen von Ansammlungen hochschwefelhaltiger Kohlenabgänge ergab eine Konzentrationserhöhung der Verbindungen einer der oben aufgeführten giftigen Elemente.

Insbesondere wurden auf einer Fläche von 4 x 6 km, in deren Mitte die Halde der Grube „Wassiljewskaja“ insgesamt ca. 135 Proben nach einem rechteckigen Netz mit 400-m-Teilung entnommen und analysiert. Die Untersuchungen haben gezeigt, dass die durch die Analyse ermittelten Chrom-, Zink-, Kobalt-, Nickel- und Kupferkonzentrationen praktisch auf dem ganzen überwachten Gelände die MZK überschreiten. Diese Ergebnisse zeugen davon, dass die hochschwefelhaltigen Kohlenabfälle der Grube „Wassiljewskaja“, ebenso wie die ähnlichen Kohlengewinnungs- und -aufbereitungsabgänge der anderen Kohlenbecken Russlands, der Umwelt einen ökologischen Schaden zufügen.

3 Prozesssimulierung

Als aussichtsreiches Verfahren des Umweltschutzes wurde für das betrachtete Problem die Methode gewählt, die dem Einsatz von durchlässigen Reaktionsbarrieren (PRB) identisch ist (KOMNITSAS *et al.* 2004; KONTOPOULOS *et al.* 1995). Eine Vielzahl von billigen natürlichen und künstlichen Stoffen kann als Reaktionsmedium benutzt werden, in dem ein Komplex von Änderungsprozessen der Fluidazidität, der Lokalisierung von ökologisch gefährlichen Komponenten infolge der Adsorption, der Bildung neuer stabiler Verbindungen usw. ablaufen kann. In diesem Beitrag werden die Ergebnisse bei der Benutzung des Kalziumkarbonats ($CaCO_3$) als Reaktionsmedium vorgestellt (ZILBERCHMIDT & SHPIRT 2004).

Die Schwefelsäure reagiert mit dem Kalziumkarbonat, und der Schwefel wird zum Gips gebunden:

$$H_2SO_4+CaCO_3+H_2O \rightarrow CO_2+CaSO_4 \cdot 2H_2O \qquad \text{(Gl. 11)}$$

Das Ergebnis ist die Erhöhung des pH-Wertes des gefilterten Wassers und die Hemmung der Auflösung der schwere und toxische Metalle enthaltenden Verbindungen. Durch die Bildung von Aggregaten des schwach löslichen Gipses erfolgt die Lokalisierung von ökologisch gefährlichen chemischen Elementen in der festen Phase von in der Halde liegenden hochschwefeligen Abfällen.

Das Studium der Wirksamkeit dieses Verfahrens für die kohlenhaltigen mineralischen Abgänge des Moskauer Beckens fand auf der neben der Halde der Grube „Wassiljewskaja“ eingerichteten Versuchsstrecke statt. An der methodischen Unterstützung dieser Arbeit waren unsere Kollegen von der Athener technischen Universität beteiligt.

Die Versuchsstrecke stellt im Plan ein Quadrat mit Abmessungen von 8 mal 8 Meter dar, das bedingt in vier gleichgroße Teile (Karten) aufgeteilt ist.

Jeder Teil ist vom benachbarten durch eine wasserundurchlässige Trennwand getrennt. In jedem Teil sind hochschwefelhaltige Kohlenabfälle enthalten, die der nahe gelegenen Halde entnommen und in eine Schicht von 60 cm Stärke aufgeschüttet sind. Von der Außenseite ist das Quadrat der Versuchstrecke durch eine Schutzwand begrenzt. Die Abfälle werden auf eine wasserfeste Folie gelagert, die zur Mitte hinfällt, was die Sammlung der ganzen durch die Kohlenabfallschicht durchsickerten Flüssigkeit in einem speziellen Behälter ermöglicht.

Auf dem Grund jeder Karte ist eine Konstruktion aus Polyethylenröhren vorverlegt, welche die Erfassung und Abführung der durch die Kohlenabfälle durchgefilterten Flüssigkeit nach außerhalb der Versuchsstrecke in die speziell dazu eingerichteten Wasseraufnahmebrunnen ermöglichen. Die einzelnen Streckenteile enthalten verschiedene Kalksteinmengen (0, 10, 20, 30 %). Das Wasser gelangt in den Wassersammler und wird über ein Rohr außerhalb der Versuchsstrecke in einem Aufnahmebehälter abgeleitet.

4 Ergebnis

Die Untersuchung des von jeder Karte gesammelten Wassers wurde im 10-Tage-Intervall ab Zeitpunkt der Einrichtung der Versuchsstrecke durchgeführt. Zunächst wurde das Gesamtvolumen des durch die Karte in diesem Zeitintervall durchgefilterten Wassers untersucht. Das allgemeine Analysenschema ist in der Abb. 3 dargestellt.

Des Weiteren wurden zwei Wasserproben entnommen, von denen die eine für die chemische Analyse mit der Ermittlung des pH-Wertes bestimmt war (Abb.4).

Die Untersuchungen haben ergeben, dass die Zugabe vom Kalkstein zu den Kohlenabgängen die Qualität des dadurch filtrierten Wassers wesentlich erhöht. Strömte durch die Kohlenabfälle mit einem Nullgehalt an $CaCO_3$ ein Wasserfluss durch, in dem die Elementenkonzentration weit über der MZK lag (Tabelle 1), so würde ein Kalksteinzusatz diese MZK um mehr als eine Größenordnung verringern. In den Abb. 4 bis 6 sind einige Graphiken dargestellt, die die Änderung des pH-Wertes sowie den Gehalt an bestimmten Elementen im durch die hochschwefelhaltige mit unterschiedlichen Kalksteinzugaben Kohlenabgänge durchgefilterte Wasser in der Versuchsstrecke darstellen.

Diese Ergebnisse zeugen davon, dass ein Zusatz von 10 % Kalkstein zu den Kohlenabfällen deren ökologisch unbedenkliche Deponie sicherstellen kann. Für den Umweltschutz vor den bestehenden technogenen Bildungen (Halden), die hochschwefelige Kohlenabgänge enthalten, müssen spezielle Filterbarrieren errichtet werden, in denen das

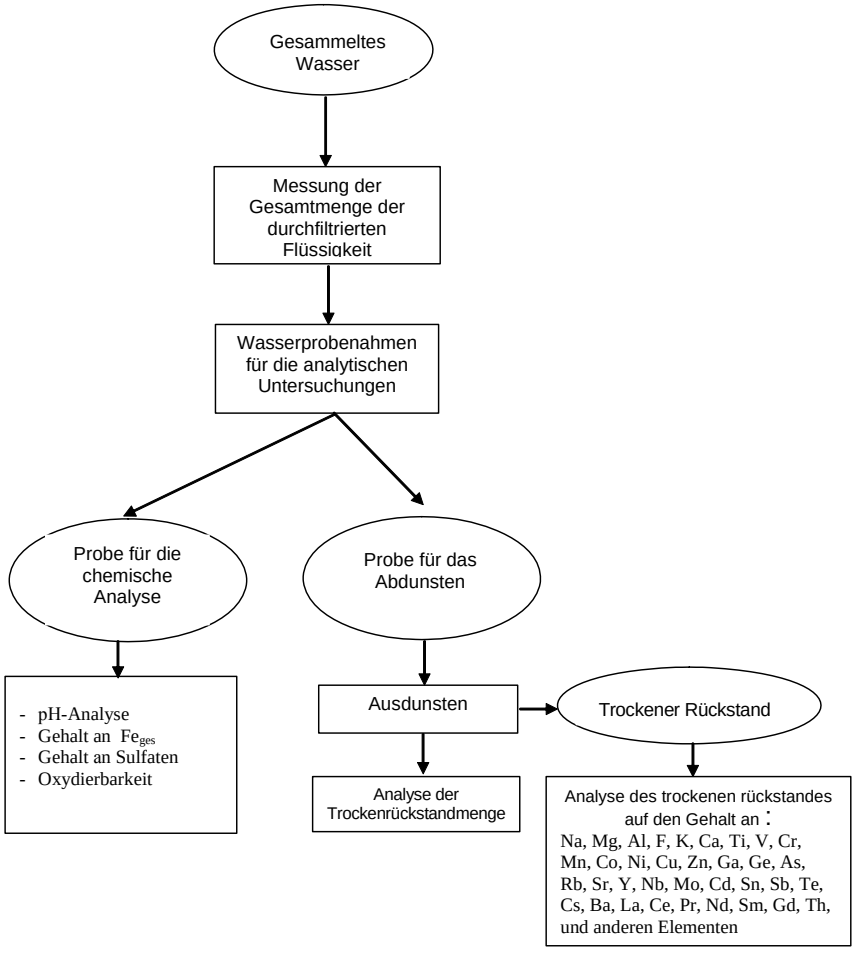


Abb. 3: Allgemeines Untersuchungsschema des durch die hochschwefelhaltige Kohlenabgänge bei der in-situ-Simulierung gefilterten Wassers.

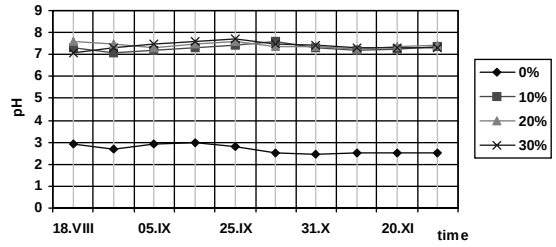


Abb. 4: Änderung des pH-Wertes des durch die Kohlenabgänge mit verschiedenem Kalksteingehalt durchfiltrierten Wassers in der Zeit der Beobachtung in einer Versuchsstrecke.

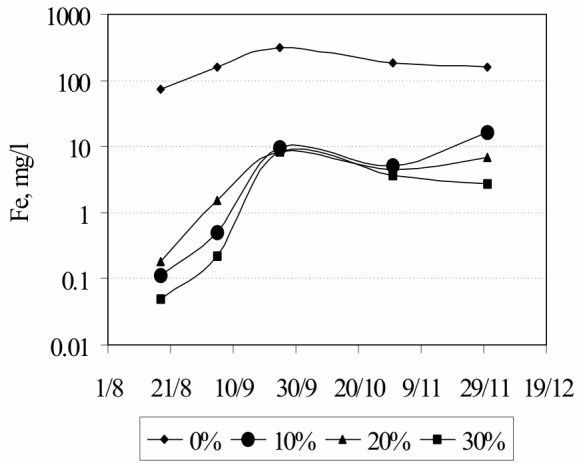


Abb. 5: Änderung des Eisengehalts von durch die Kohlenabgänge mit verschiedenem Kalksteingehalt durchfiltriertem Wasser in der Beobachtungszeit der Versuchsstrecke.

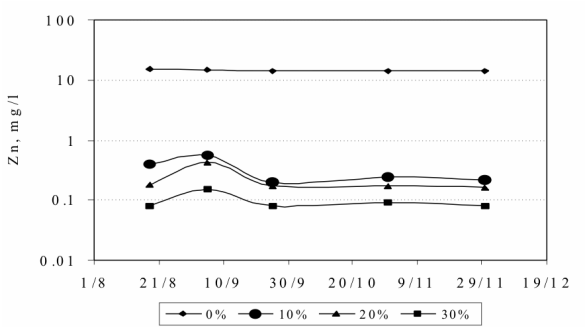


Abb. 6: Änderung des Eisengehalts von durch die Kohlenabgänge mit verschiedenem Kalksteingehalt durchfiltriertem Wasser in der Beobachtungszeit der Versuchsstrecke.

Vorhandensein von Kalkstein in der Lage ist, die Schwermetallverbindungen und toxische Elemente zu lokalisieren.

Somit kann die Anwendung einer thermischen Verarbeitung, in Verbindung mit den Maßnahmen der Wasserneutralisation und der Lokalisierung von schädlichen Komponenten im mineralischen Stoff eine ökologisch unbedenkliche Deponie und eine Ressourcensparende Verwertung von hochschwefelhaltigen Abfällen der Kohlengewinnung und -aufbereitung sicherstellen.

5 Danksagung

Die Arbeit wurde mit der Unterstützung des russischen Fundes der fundamentalen Forschungen erledigt (Grant № 05-05-64807a)

6 Literatur

SHPIRT M., ZILBERCHMIDT M., WELESSEWITSCH I., AMELTSCHENKO S. (2002) Die Zusammensetzung und Eigenschaften der festen schwefelhaltigen Abgänge der Gewinnung- und Aufbereitung von Kohlen des Moskauer Becken, Chemistry of Solid Fuels, № 3, pp 57 - 73.

ZILBERCHMIDT M., SHPIRT M., KOMNITSAS K., PASPALIARIS I., (2002) , Enveronmental and economic potential of thermal treatment of high-sulfur coal wastes, SWEMP 2002, Environmental Issues and Waste management in Energy and Mineral production, Italy, p.507 – 514.

KOMNITSAS, K., PASPALIARIS, I., ZILBERCHMIDT, M., GROUDEV, S. (2001): Environmental Impacts at coal waste disposal sites. Efficiency of desulphurization technologies, Global Nest: the International Journal, 3 (2), pp. 135-142.

ZILBERCHMIDT M., SHPIRT M., KOMNITSAS K., PASPALIARIS I. (2004), Thermal processing of sulfur bearing coal wastes, Minerals Engineering, 17, 175-182.

ZILBERCHMIDT M., SHPIRT M. (2004) Rehabilitation of coal waste dumps. Field pilot application, Advances in Mineral Resources Management and Environmental Geotechnology, Hania 2004, Greece, 455-460.

KONTOPOULOS, A., KOMNITSAS, K., XENIDIS, A., PAPASSIOPI, N. (1995): Environmental characterisation of the sulphidic tailings in Lavrion, Minerals Engineering 8(10), p.p 1209-1219.

K.KOMNITSAS, G. BARTZAS, I. PASPALIARIS (2004), Efficiency of limestone and red mud barriers: laboratory column studies. Mineral Engineering, 17, pp. 44 – 56.

Solvent Extraction of Cerium (III) and Yttrium (III) by Carbonic Acids from Nitrate Medium

T. Litvinova

St. Petersburg State Mining Institute, St. Petersburg, 21 line, Russia

Die Daten in Extraktion von Zerium (III) und Ytter (III) durch Ölsäure- und Naphtensäurelösungen in Oxylol aus Nitratmedium sind erhalten. Mit Abhängigkeiten des Verteilungskoeffizienten von pH und des Bestandes der organischen und wässrigen Phase sind Festdaten und Gibbsenergien der Extraktionsgleichgewichten ausgerechnet, der Bestand der Solvatationskomplexe ist bestimmt.

Experimental data were obtained on solvent extraction of cerium (III) and yttrium (III) from nitrate media with solutions of oleinic and naphthenic acids in o-dimethylbenzene. Composition of solvate complexes as well as constants and Gibbs energies of the extraction equilibrium were calculated basing on dependences of the distribution coefficient on pH and composition of the organic and aqueous phases.

1 Introduction

It is possible to use such sources of technogenic pollution as tailings storages, refuse ores, waste water from mining-and-metallurgical plants as sources of high-value raw materials i.e. non-ferrous and rare-earth metals. It can be feasible to recover valuable components from leaching solutions or waste water by solvent extraction method. Use of tributyl phosphate (TBP) in this case is uneconomical because of its high cost and toxicity level.

The aim of this research was to study cerium (III) and yttrium (III) behavior in solvent extraction with carbonic acids from nitrate medium.

2 Experimental Study

In the experimental part of the investigation we studied solvent extraction of Ce (III) and Y (III) from binary water solutions, which contained 0.01 mol/kg of these elements, with 0.5 M solution of oleinic or naphthenic acids in *o*-dimethylbenzene as the extractant. As the result of these experiments we obtained the dependence of Ce and Y distribution coefficients on pH level and extractant concentration in the organic phase.

Fig. 1 shows dependence of the distribution coefficient D on pH levels at constant value of the extractant concentration.

Ce (III) and Y (III) distribution coefficients are increasing with increasing pH levels. In case of naphthenic acid yttrium (III) is extracted better than cerium. On application of oleinic acid at pH

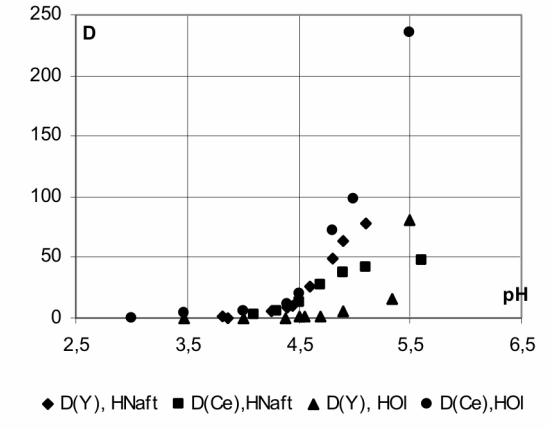


Fig. 1: Dependence of Ce and Y distribution coefficients on pH levels.

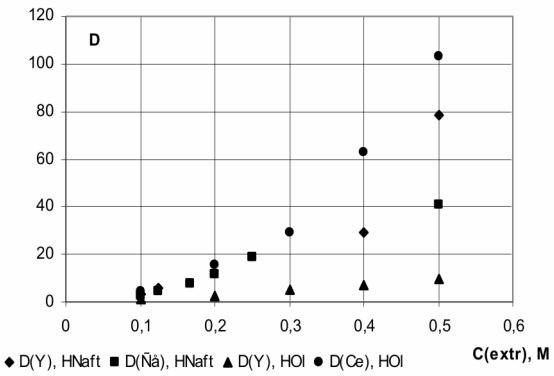


Fig. 2: Dependence of Ce and Y distribution coefficients on extractant concentration levels.

4−5, yttrium (III) is not extracted into organic phase, which creates conditions for extraction separation of rare earth metals of cerium and yttrium groups.

Dependence of the distribution coefficient on extractant concentration was investigated at constant pH values of 5.0±0.1 and molecular ratio of carboxylic acids to metal, which was equal to 4. Results of this experiment are presented in Fig. 2.

Distribution coefficient is increasing with the increase in extractant concentration. The dependence is almost equal, some difference being apparent when the extractant concentration is no less than 0,3 mol/l. As opposed to cerium (III), the value of yttrium (III) distribution coefficient practically does not depend on oleinic acid concentration. This also enables solvent extraction separation of cerium (III) and yttrium (III) in oleinic acid in a wide range of extractant concentrations.

Results of individual experiments show that salt anions do not enter extraction solvate. So the extraction process can be described with the following reaction:

$$Me^{3+}_{(aq)} + zH_2O + (3-z)R^-_{(org)} \leftrightarrows Me(OH)_z R_{3-z(org)} + zH^+_{(aq)} \quad \text{(Eq. 1)}$$

where the correlation between extraction equilibrium constant and distribution coefficient is described with the following equation:

$$\lg D = \lg K\gamma_{\pm} + z\mathrm{pH} - (3-z)\lg\left(1+\frac{a_{H^+}}{K_d}\right) + (3-z)\lg(C_{extr} - (3-z)C_{org}) \quad \text{(Eq. 2)}$$

Dependences of distribution coefficient lg*D* on pH-function:

$$\varphi(\mathrm{pH}) = z\mathrm{pH} + (3-z)\lg[C_{extr} - (3-z)C_{org}] - (3-z)\lg\left(1+\frac{a_{H^+}}{K_d}\right), \quad \text{(Eq. 3)}$$

which shown on Fig. 3, and the extractant concentration function

$$\varphi(C_{extr}) = \lg[C_{extr} - (3-z)C_{org}], \quad \text{(Eq. 4)}$$

which shown on Fig. 4, were built based on experimental data to calculate the solvate number (3-*z*) and Gibbs energies of the extraction process calculated for different z values.

Analysis of dependences 3a and 4a show that yttrium (III) solvate number in extraction with naphthenic acid equals 3 and the extraction process can be described with the following equilibrium:

$$Y^{3+}_{(aq)} + 3HR_{(org)} \leftrightarrows YR_{3(org)} + 3H^+_{(aq)} \quad \text{(Eq. 5)}$$

Analyzing dependences 3b and 4b we calculated the value of cerium (III) solvate number as 2.33.

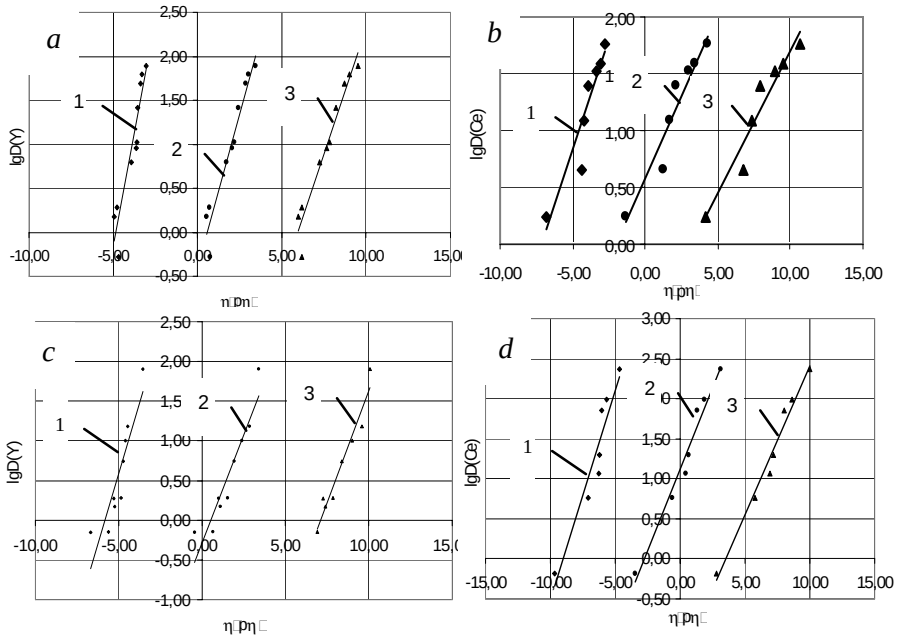


Fig. 3: Dependence of Y(III) (*a*, *c*) and Ce (III) (*b*, *d*) distribution coefficient log on pH function in extraction with 0.05 M naphthenic acid (*a*, *b*) oleinic acid (c, d) at z=0 (1), *z*=1 (2), *z*=2 (3).

This indicates simultaneous progressing of the following reactions:

$$Ce^{3+}_{(aq)} + 3R^{-}_{(org)} \leftrightarrows CeR_{3(org)} \quad \text{(Eq. 6)}$$

and

$$CeOH^{2+}_{(aq)} + 2R^{-}_{(org)} \leftrightarrows CeOHR_{2(org)}, \quad \text{(Eq. 7)}$$

which sum with factors of proportionality, corresponding to one or another form of cerium (III) content, gives up the following chemical equation of cerium extraction with naphthenic acid:

$$Ce^{3+}_{(aq)} + 0{,}67H_2O + 2{,}33R^{-}_{(org)} \leftrightarrows$$
$$CeOH_{0{,}67}R_{2{,}33(org)} + 0{,}67H^{+}_{(aq)} \quad \text{(Eq. 8)}$$

The analysis of the dependences 3c and 4c show, what extraction of yttrium (III) by oleinic acid is carried out with value of yttrium (III) solvate number 1,35 and it point on salvation process of hydroxyl complexes of yttrium (III):

$$YOH^{2+}_{(aq)} + 2R^{-}_{(org)} \leftrightarrows YOHR_{2(org)} \quad \text{(Eq. 9)}$$

and

$$Y(OH)^{+}_{2(aq)} + R^{-}_{(org)} \leftrightarrows Y(OH)_2R_{(org)} \quad \text{(Eq. 10)}$$

Summary, extraction process is described by follow equation:

$$Y^{3+}_{(aq)} + 1{,}65H_2O + 1{,}35R^{-}_{(org)} \leftrightarrows$$
$$YOH_{1{,}65}R_{1{,}35(org)} + 1{,}65H^{+}_{(aq)} \quad \text{(Eq. 11)}$$

It is seen from analysis of dependences 3a and 4a what an extraction of cerium (III) by oleinic acid is carried out with the solvate number of yttrium is equal 2 and extraction process can be describes by follow equilibrium:

$$Ce^{3+}_{(aq)} + H_2O + 2R^{-}_{(org)} \leftrightarrows CeOHR_{2(org)} + H^{+}_{(aq)} \quad \text{(Eq. 12)}$$

Table 1 shows comparison characteristics of solvent extraction of cerium (III) nitrates and yttrium (III) nitrates with solutions of the following compounds in *o*-dimethylbenzene: tributyl phosphate (20%), trialkylbensylammonium nitrate (0.5 M), naphthenic acid (0.5 M) and oleinic acid (0.5 M).

As it is apparent from Table 1, reduction of solvate number and conversion from ion-exchange extraction to solvate extraction leads to a decrease in the distribution coefficient.

In extraction with naphthenic acid, the values of solvate number and distribution coefficient of yttrium (III) are more than those of cerium (III). This is explained by a great ionic potential (z/r ratio) of yttrium i.e. lesser crystallographic radius of this element as compared to cerium. Thus, yttrium (III) forms stronger bonds with acid anions that displace water from the first coordination sphere. Oleinic acid is weaker than naphthenic acid. At pH 5 the naphthenic acid is

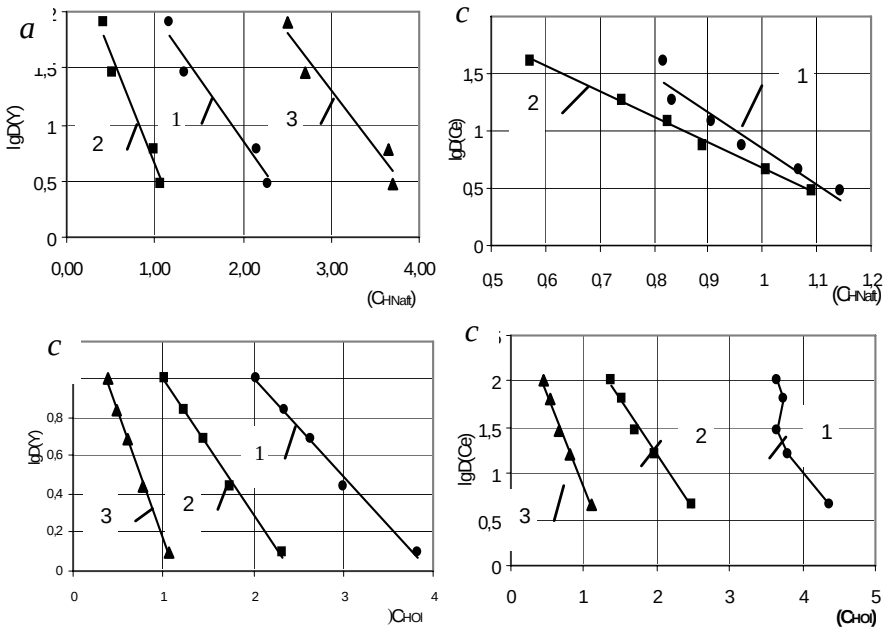


Fig. 4: Dependence of Y(III) (*a, c*) and Ce (III) (*b, d*) distribution coefficient log on extractant concentration function in extraction with 0.05 M naphthenic acid (*a, b*) oleinic acid (c, d) at z=0 (1), *z*=1 (2), *z*=2 (3).

Tab. 1: Characteristics of solvent extraction of cerium (III) nitrates and yttrium (III) nitrates with solutions of various extractants.

Extractant	Element	pH	D	$-\Delta_r G^0_{298}$, kJ/mol	Solvate number
Tributyl phosphate	yttrium	5	7.5±0.3	4.1±0.2	2
	cerium	5	9.0±0.4	6.3±0.3	1.6
Trialkylbensylammonium nitrate	yttrium	3	10.2±0.4	7.9±0.5	1
	cerium	3	35±4	8.9±0.3	1
Naphthenic acid	yttrium	5	78.5	27.6±0.4	3
pK_d = 5,1	cerium	5	39±1	36.2±0.3	2.33
Oleinic acid	yttrium	5	10.1±0.2	33.1±0.4	1.35
pK_d =5.9	cerium	5	100±3	58.6±0.7	2

halfway dissociated whereas oleinic acid practically does not dissociate under such pH conditions. Thus, hydrogen cations should be displaced from non-dissociated molecule of oleinic acid during the extraction process:

$$[Me(H_2O)_m(OH)_z]^{(3-z)}_{(aq)} + (3-z)HR_{(org)} \leftrightarrows$$
$$[Me(H_2O)_{m-(3-z)}(OH)_zR_{(3-z)}]_{(org)} + (3-z)H^+_{(aq)} \quad (13)$$

Thereat, water molecules that are less tightly bound with metal cations are displaced during the extraction process. On the one hand, Y^{3+} cations are more hydrated than Ce^{3+} cations and less readily displaces H^+ in the extractant molecules. On the other hand, yttrium (III) is more hydrolysable than cerium (III) ($\Delta_f G([YOH]^{2+})$ = −28.86 kJ/mol, $\Delta_f G([CeOH]^{2+})$ = −25.87 kJ/mol), so yttrium (III) has lesser charge of extractive hydrocomplex, less readily interacts with oleation and is characterized with a lower solvate number.

In case of naphthenic acid, naphthenic ions readily displace water from the first coordination sphere. Besides, yttrium Me—Naft bond strength is stronger because of small ion radius, which results in higher value of yttrium distribution coefficient as compared to that of cerium.

If we study the $OH^- \xrightarrow{+I_1} Me^{3+} \xleftarrow{+I_2} R^-$ system, then the I_2 inductive effect is higher than that of I_1 due to π-bond of the carboxyl group with the bond order of 1/2, which easily polarizes increasing the inductive effect. This facilitates displacement of OH^- and results in higher index of yttrium solvate number then in the case with oleinic acid, yttrium being characterized by higher level of polarizing action than cerium.

3 Zusammenfassung

In dem Artikel wird die Möglichkeit der Extraktionsscheidung der Elemente der seltenen Erden der Zerium- und Yttergruppen durch die Extraktion durch Karbonsäuren mit dem Scheidungsfaktor 10 für Ölsäure und 2 für Naphtensäuren gezeigt. Extraktion der EsE durch Naphtensäure ist durch überwiegenden Übergang der Kationen Me^{3+} und teilweise der Hydroxokomplexe $[MeOH]^{2+}$ in die organische Phase bedingt. Die Extraktion der EsE durch Ölsäure verläuft durch Solvatation der Kationen Me^{3+} und teilweise der Hydroxokomplexe $[MeOH]^{2+}$.

Die Bedeutung der Gibbsenergie des Extraktionsprozesses von Zerium und Ytter durch Naphten- und Ölsäure ist erhalten. Die Senkung der Solvatationszahl und Übergang von der Extraktion durch Lonenaustauschmechanismus zur Solvatation führt zur Steigerung der Gibbsenergie des Extraktionsprozesses und folglich zur Senkung des Verteilungskoeffizienten.

4 Conclusion

It is possible to separate the rare earth metals of cerium and yttrium groups by method of solvent extraction with carbonic acids with separation factor 10 for oleinic acid and 2 for naphthenic acid.

Extraction of rare earth metals by naphthenic acid is due to conversion of Me^{3+} and, partially hydroxyl complexes $[MeOH]^{2+}$, into organic phase.

Extraction of rare earth metals with oleinic acid takes place due to salvation of cations $[MeOH]^{2+}$ and, partially, hydroxyl complexes $[Me(OH)_2]^+$ into the organic phase.

Data of Gibbs energies of the extraction equilibrium were obtained for extraction of cerium (III) and yttrium (III) by naphthenic and oleinic acids.

Reduction of solvate number and conversion from ion-exchange extraction to solvate extraction leads to an increase of Gibbs energies of the extraction process and, as a consequence, to decrease in the distribution coefficient.

Aspekte autoregulativer pH-Wert-Normalisierung im Boden – Offene Fragen hinsichtlich des Modells und der Bestimmungsgründe eines wichtigen Bodenparameters

Hartmut Heilmann

Gesellschaft für Boden, Technik, Qualität (BTQ), Arbeitskreis Standortphysiologie, Birkenstr. 10, D-74592 Kirchberg/J., hartmut.heilmann@t-online.de

Natürliche Prozesse und industrielle Umwelteinflüsse in Mittel- und Nordeuropa fördern normalerweise niedrige pH-Werte im Boden. Ihr Jahresgang zeigt autoregulative Aspekte. Der Einsatz des Bodenelektrolyten TERRALYT PLUS® als Testsubstanz (Dieser Pflanzenhilfsstoff ist in international erhältlich bei der Firma Biesterfeld international GmbH, Ferdinandstr. 41, 20095 Hamburg, Tel.: 040-32008329, Fax: 040-32008311) fördert das mikrobiologische Leben und unterstützte in landwirtschaftlichen Praxisversuchen die autoregulative Normalisierung der pH-Werte. Zur Diskussion gestellte Ergebnisse legen Fragen hinsichtlich des Modells von den Bestimmungsgründen des pH-Wertes sowie Versuche auf anderen geeigneten Problemstandorten nahe.

Natural processes and industrial environmental influences in middle and Northern Europe normally lead to low pH-values in the soil. Their path during the year shows autoregulative aspects. In agricultural trials the use of TERRALYT PLUS® as an electrolyte promoted microbial life and thus supported the normalisation of pH-values. These results suggest questions concerning the model on determining factors of the pH-Value in the soil as well as trials on suiting problem areas.

1 Problemstellung und Einführung

Niedrige pH-Werte beeinträchtigen in Garten-, Land- und Waldbau die Frohwüchsigkeit fast aller Pflanzen. Sie verringern die Nährstoffverfügbarkeit und behindern den elektrochemischen Austausch zwischen Wurzel und Boden. Deshalb wird der Einhaltung eines Normalbereiches für eine geordnete Landwirtschaft eine große Bedeutung beigemessen, wobei auf tonreichen Böden pH-Wertbereiche um 7, auf lehmigen zwischen 6 und 7 und auf sandigen um 6 angestrebt werden. Dem wissenschaftlichen Modell und der praktischen Regulierung lag bisher das Modell eines Gleichgewichtes zwischen Anionen und Kationen zugrunde. Nach diesem Paradigma gilt Kalken regelmäßig dann als nötig, wenn die pH-Werte des Boden absinken.

Sechs Hauptgründe gelten im feucht-gemäßigten Klima für Verbreitung und Entwicklung niedriger Boden-pH-Werte und damit für die Notwendigkeit der Kalkung als verantwortlich:

1. Wenn Pflanzen wachsen, scheiden ihre Wurzeln Protonen und organische Säuren aus.
2. Der Stickstoffmetabolismus im Boden endet mit der sukzessiven Oxidation freigesetzter Eiweiße als Nitrat und wirkt sauer.
3. Der natürliche Niederschlag enthält immer einen Anteil an CO_2, so dass stärker durchwaschene Böden in ihrem Kationengehalt verarmen.
4. Im Industriezeitalter werden hohe Säuremengen aus der Atmosphäre eingetragen.
5. Ammonium- und harnstoffhaltige Handelsdünger können eine saure Wirkung ausüben.
6. Auf entsprechenden Standorten im Wald kann Rohhumus Hauptwirkungsträger der sauren pH-Werte sein.

Auch auf Kalkverwitterungsböden günstigster pH-Werte finden sich in Pfützen oder auf Strukturschäden schon innerhalb von Wochen säurezeigende Pflanzen wie Binsen oder Sauergräser, ohne dass anzunehmen wäre, hier könnte so schnell Kalkmangel entstanden sein. - Ältere Untersuchungen unseres Mitgliedes Ulrich Kröner zeigten, dass sich auf Weiden sorptionsschwacher Standorte Norddeutschlands Harnschäden zeigten, wo die Kühe uriniert hatten. Die pH-Werte dieser Standorte waren zwar nach Bodenuntersuchung „offiziell“ in Ordnung. Seiner Untersuchung nach fehlte jedoch verfügbarer Kalk, der die Entwicklung von Nitrat auf den Harnstellen hätte abpuffern können.

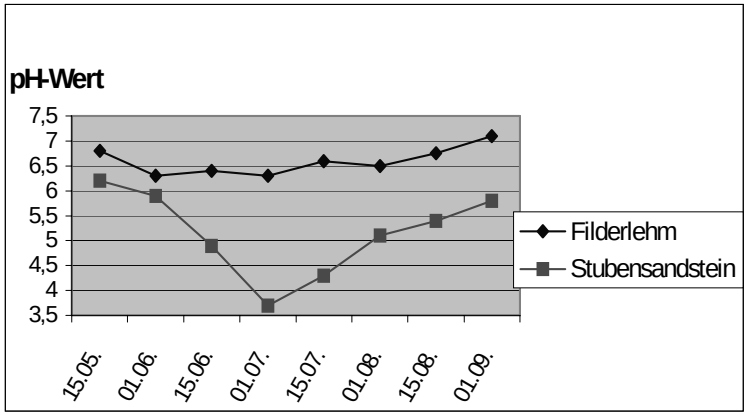


Abb. 1: Der Standort „Filderlehm“ war 1948 mit Winterweizen, der „Stubensandstein“ mit Roggen eingesät. (nach ELLENBERG 1950).

Einerseits ist also unstrittig, dass zu tiefe pH-Werte mit Kalkungsmaßnahmen schnell gehoben werden können, andererseits scheint es aus bezeichneten Gründen nicht unproblematisch, eine pH-Wert-Messung allgemein - ohne nähere Untersuchung - als „Kalkzustand“ zu interpretieren.

Der jährliche pH-Wertverlauf hängt von der Puffer-Kapazität eines Standortes ab und neigt im Frühjahr und Sommer zu niedrigeren Werten, welche sich später im Herbst wieder erhöhen. (Abb. 1)

2 Untersuchung, Material und Methoden

In 7 landwirtschaftlichen Praxisversuchen mit TERRALYT PLUS® an Kartoffeln wurden bei der Ernte 2002 nicht nur wirtschaftliche Mehrerträge und eine bessere Sortierung festgestellt, sondern auch Bodenverbesserungen, beispielsweise auch in der Krümelung. Der Bodenelektrolyt bewirkte auf den beteiligten meist sandigen Standorten Norddeutschlands oft eine deutliche Verbesserung der pH-Werte (Abb. 2). (T-Test: 0,04%, bzw. 4% Irrtumswahrscheinlichkeit). Die Veränderung hing von der Bodenart ab. So besitzen zum Beispiel Löss- und Lehmböden ein höheres natürliches Optimum. Die Messungen (KCl) wurden von der LUFA Hohenheim durchgeführt.

Bezeichneter Bodenelektrolyt besteht aus einer natriumhaltigen Komplexverbindung mit Zucker und Essigsäure, welche in einer Dosierung von 400 g / ha (40 ml / m²) ausgebracht wird. Seine Ausbringung erfolgte im Zeitraum der Kartoffelpflanzung, die Entnahme der Bodenproben während der Kartoffelernte.

3 Ergebnis und Diskussion

Das Spiel organischer pH-Wertverläufe kann offensichtlich als Aspekt organischen Regelverhaltens angesehen werden. Erfahrungen im ökologischen Landbau legen nahe, dass gute Humuspflege und Kompostierung den Boden stabilisieren; jedenfalls macht - ohne nähere Kenntnis von Gründen - diese Bewirtschaftsform eine regelmäßige Kalkung meist unnötig. Eine eigene, von dem „offiziellen“ Kalkungsbedürfnis abweichende Theoriebildung hinsichtlich der Bestimmungsgründe für Boden-pH-Werte erübrigte sich in der ökologischen Agrarwissenschaft bisher weitgehend. Interessanterweise „hat“ der Boden keinen pH-Wert; er **zeigt** einen von verschiedenen Faktoren abhängiges Säure-Basen-Verhältnis. Im von Ellenberg untersuchten Beispiel liegen Einflußfaktoren in Jahreszeit und Bodenart. Insofern stellt sich das Modell der pH-Wert-Determinierung im Boden als dynamisch dar. Wenn man den Standort nach Gesichtspunkten eines Ökosystemmodelles versteht, kann genanntes Regelverhalten als Teil langfristiger Normalisierung angesehen werden. Bei Rekultivierungen in Tagebaugebieten, deren Standorte zu niedrigen pH-Werten tendieren, pflegen sich die pH-Werte mit der Entwicklung der Makrofauna im Boden zu normalisieren (Pflug 1998). Es ist anzunehmen, dass im Ackerbau der Abbau saurer Rohumusformen die pH-Werte hebt. In die Frage der pH-Wert-Determinierung durch die Stoffe des Bodens haben sich in der Diskussion mittlerweile auch organische Substanzen als bedeutend erwiesen. So berichtet SCHUBERT u.a. (1997) von organischen Kationen, deren Wirkung bisher unterschätzt wurde.

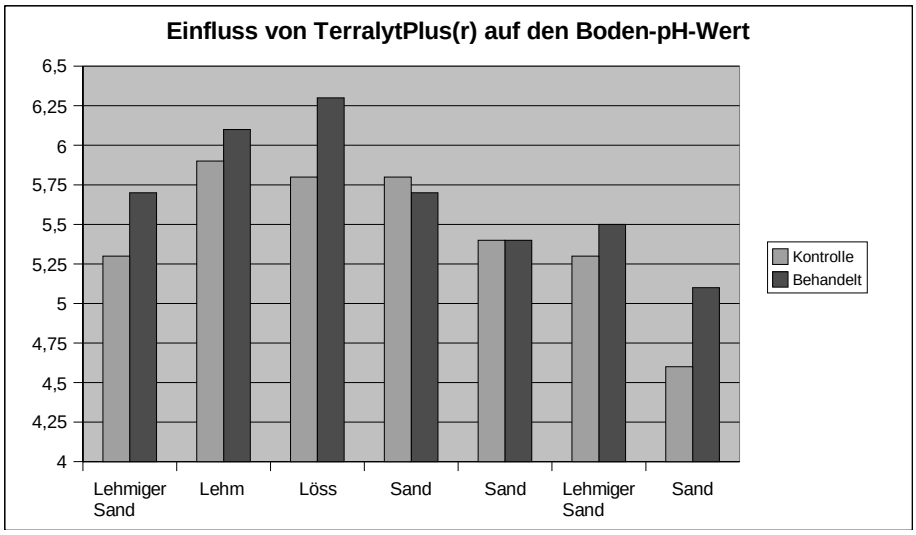


Abb. 2: Der Einfluss von TERRALYT PLUS® auf den Boden-pH. Die Boden-pH-Werte hängen vom Bodentyp ab und ändern sich praktisch nicht, wenn sie schon optimal sind.

4 Konsequenzen und offene Fragen

1. Die alleinige Erfassung des pH-Wertes zur Bestimmung des Kalkbedarfes scheint wenig zielführend.
2. Bodenuntersuchungen sollten je nach Fragestellung in der Vegetationsruhe oder zum Höchststand der Vegetation durchgeführt werden.
3. Zur Interpretation müssen wegen der jahreszeitlichen pH-Wert-Dynamik Probengewinnungsdatum, Kultur und Düngungsmaßnahmen mit dokumentiert werden.
4. Bis zur Erarbeitung näherer Kenntnisse müssen die Befunde mit dezidierten Untersuchungen auf freien Kalk und seine Reserve gekoppelt werden.
5. Die Forschung muss die Rolle der Veratmung saurer Nährhumusformen und den Aufbau organischer Kationen berücksichtigen.
6. Die Forschung muss die Rolle der Pufferung der vom Bodenleben gebildeten Schleime erfassen.
7. Es ist zu klären, ob eine pH-Wert-Normalisierung in der Landwirtschaft aus der Richtung zu hoher pH-Werte (Böden mediterraner und tropischer Regionen) auch auf niedrigere standortgemäße Niveaus erfolgen kann.
8. Es muss geprüft werden, ob diese Erfahrungen auch für Böden gelten, die aufgrund von Rekultivierungslasten zu hohe (Braunkohlenasche!) oder zu niedrige pH-Werte (Pyritgehalt!) aufweisen.

Entsprechende Versuche sind in Auftrag gegeben

5 Literatur

AMBERGER, A. (1979): Pflanzenernährung. Stuttgart.

ELLENBERG, H.(1950): Unkrautgemeinschaften als Zeiger für Klima und Boden. (Eugen Ulmer) Stuttgart.

HEILMANN, H.(2002): Ist Bodenversauerung autoregulativ normalisierbar? – Zeitschrift „Ökologie und Landbau“, 123, 3: S. 49

MENGEL, K. (1991): Ernährung und Stoffwechsel der Pflanze. Jena.

PFLUG, W. (1998): Braunkohlentagebau und Rekultivierung. Berlin.

SCHUBERT, S. & YAN, F. (1997): Nitrate and ammonium nitrution af plants: effects an acid/base balance and adaption of root cell plasmalemma H^+ ATPase. – Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 160, 275–281.

YAN, F., SCHUBERT, S. & MENGEL, K. (1996): Soil pH changes during legume growth and application of plant material. – Biol. Fertil Soils 23:236–242.

YAN, F., SCHUBERT, S. & MENGEL, K. (1996): Soil pH increase due to biological decarboxylation of organic anions. – Soil biol. Biochem. Vol 28, No 4/5 pp. 617–624.

YAN, F. & SCHUBERT, S. (2000): Soil pH changes after application of plant shoot material of faba bean and wheat. – Plant and Soil 220: 279–287.

Hydrologische und ökologische Untersuchungen im Zusammenhang mit der Umsetzung der EU-WRRL unter Berücksichtigung des Braunkohlenbergbau-Rehabilitationsgebietes im sächsischen Einzugsgebiet der Lausitzer Neiße

Petra Schneider[1], Martin Schaffrath[1], Helmut Schlumprecht[2], Heiko Sonntag[3]

[1]C&E Consulting und Engineering GmbH, Jagdschänkenstr. 52, D-09117 Chemnitz, p.schneider@cue-chemnitz.de

[2]Büro für ökologische Studien, Oberfrohnaer Str. 84, D-09117 Chemnitz,

[3]Regierungspräsidium Dresden, Umweltfachbereich Bautzen, PSF 1343, 02603 Bautzen,

Im Rahmen hydrologischer und ökologischer Untersuchungen im Zusammenhang mit der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) im sächsischen Einzugsgebiet der Lausitzer Neiße wurde eine Risikobewertung hinsichtlich diffuser und punktueller Belastungen, Hydromorphologie, Durchgängigkeit und Wasserquantität (Entnahme) vorgenommen. Es wurde festgestellt, dass das größte Risikopotenzial für die Wasserkörper der Lausitzer Neiße in der beeinträchtigten Durchgängigkeit auf rund zahlreicher Sohlschwellen und Querbauwerke besteht. Daneben sind hydrochemische Beeinträchtigungen durch prioritär gefährliche Stoffe gemäß EU-WRRL und Wasserentnahmen für die Flutung der ehemaligen Braunkohletagebaue relevant.

A risk evaluation was prepared in the context of hydrological and ecological investigations in order to establish the European Framework Direction (WFD) in the Saxonian catchment area of the Lausitzer Neiße. The evaluation considered diffuse and punctual pressures, hydromorphology, water quality and water quantity (withdrawal). It was stated that the largest risk potential exists for the water bodies of the Lausitzer Neisse which contain weirs and transverse buildings. Besides there is a risk caused by hydrochemical impacts of dangerous priority compounds and water withdrawals for the flooding of the former brown coal mining areas.

1 Das Flussgebiet Lausitzer Neiße vor dem Hintergrund der WRRL

1.1 Einleitung

Das Flussgebiet der Lausitzer Neiße wird derzeit auf vielfältige Weise intensiv genutzt, woraus konkurrierende Nutzungsinteressen resultieren. Bedingt durch den Braunkohlentagebau liegen im Einzugsgebiet der Lausitzer Neiße besondere wasserwirtschaftliche Randbedingungen und Nutzungsansprüche vor.

In der Perspektive werden diese Nutzungsinteressen weiter zunehmen, da u. a. erhebliche Wasserentnahmen zur Flutung von Restseen im Einzugsgebiet und darüber hinaus die Leistungsfähigkeit des Gewässers determinieren werden. Gleichzeitig besteht die Erfordernis an der Lausitzer Neiße die Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) fortzusetzen und die durch die EU vorgegebenen Fristen einzuhalten. Dies hat zur Folge, dass nach derzeitigem Erhebungszustand der Großteil der Wasserkörper der Lausitzer Neiße nicht den „guten Zustand“ erreichen wird. Da die ökologische Durchgängigkeit der Lausitzer Neiße und ihrer Nebengewässer in Folge vielfältiger Nutzungen stark eingeschränkt ist, ergibt sich fast durchweg eine hohe Gefährdung für die Fischfauna. Trotzdem besitzen die Gewässer ein hohes ökologisches Potenzial.

1.2 Charakterisierung des Untersuchungsgebietes

Die Lausitzer Neiße gehört zum Flussgebiet der Oder und entspringt im tschechischen Isergebirge. Das deutsche Einzugsgebiet der Lausitzer Neiße beträgt 1411 km², die Gewässerlänge in Sachsen 74,2 km. Im Flussgebiet befinden sich die Wasserkörper NE-MFB (Muskauer Faltenbogen), NE-1 (Rothenburg-Weißwasser) und NE-2de (Zittau-Görlitz).

In den Talauen der Neiße, Mandau und des Landwassers treten mineralische Nassböden (Gley) als Folge des hohen Grundwasserstandes auf. Der Wasserstand der Gewässer des Gebietes unterliegt erheblichen jahreszeitlichen Schwankungen. Ursachen sind die ungleichmäßig über das Jahr verteilten Niederschläge, der Untergrund und die geringe Bewaldung. Das Einzugsgebiet wird vor allem forstwirtschaftlich (ca. 45 %) und landwirtschaftlich (ca. 40 %) genutzt.

Die Auswirkungen der Grundwasserabsenkungsmaßnahmen im Zusammenhang mit dem Braunkohlenbergbau der Tagebaue Nochten und Reichwalde verursachen mengenmäßige Grundwasserdefizite, welche das Neiße-Einzugsgebiet beeinträchtigen. Außerdem bestehen Auswirkungen auf die Durchflussmenge durch die Entnahme von Wasser im Zusammenhang mit der Flutung ehemaliger Braunkohletagebaue. Dies betrifft unterhalb Hagenwerder (Fluss-km 161,2) über einen Zeitraum von vier Jahren (voraussichtlich bis August 2007) bis zu 12,5 m³/s Wasser, welches entnommen und in das Restloch Berzdorf übergeleitet werden soll.



Abb. 1: Übersicht über das Einzugsgebiet der Lausitzer Neiße (Quelle: Lausitzer Neiße – Pilot River Basin – Germany, Integrated Testing of Guidence Documents in Pilot River Basins).

Die ökologische Durchgängigkeit der Lausitzer Neiße und ihrer Nebengewässer ist in Folge vielfältiger Nutzungen, z.B. durch Wasserkraftanlagen für die Stromerzeugung, stark eingeschränkt. Trotzdem besitzen die Gewässer ein hohes ökologisches Potenzial. Das Neißetal wird durch Mäander und Terrassenstufen geprägt. Hier befinden sich zahlreiche zum Teil verlandete Altgewässer mit naturnahen Resten der Weich- und Hartholzaue, Feucht- und Nasswiesen sowie Sand- und Schotterbänke. Im Unterlauf bestimmen Flachlandauen das Landschaftsbild.

Wertgebende Merkmale des Einzugsgebietes Lausitzer Neiße aus naturschutzfachlicher Sicht sind Vorkommen von fließgewässerabhängigen §26-Biotoptypen, Vorkommen von Biotoptypen der "Rote Liste Biotoptypen Sachsen", Vorkommen mehrerer gefährdeter Fischarten sowie Hinweise auf weitere gefährdete Arten. Auch ist das „Neißegebiet“ als FFH-Gebiet gemeldet (EU-Nr. DE4454-302), erstreckt sich bei einer Größe von 2450 ha von Zittau bis Bad Muskau und von den 14 FFH-Lebensraumtypen (darunter drei prioritäre) sind die Hälfte grundwasserabhängige Lebensraumtypen. Unter den acht Arten nach Anhang II der FFH-Richtlinie dieses FFH-Gebiets sind als typische Fließgewässerarten die Grüne Keiljungfer, Biber und Fischotter und die Fischart Schlammpeitzger zu nennen.

1.3 Fischereiökologische Charakteristik

In der Lausitzer Neiße und wesentlichen Nebengewässern wurden durch das LfL, Referat Fischerei, der Fischbestand bezüglich Fischart, Häufigkeit, Längenspektrum und Reproduktion erfasst. Von der Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL), Referat Fischerei, wurde im Oktober 2003 die fischereiökologische Zustandsbewertung durchgeführt.

Demnach ist im sächsischen Einzugsgebiet der Lausitzer Neiße nur der Petersbach und die Pließnitz nicht gefährdet, während alle anderen untersuchten Gewässer als „gefährdet“ eingestuft wurden. Die Einteilung der Lausitzer Neiße und wesentlicher sächsischer Zuflüsse in Fischregionen erfolgte in (IDUS 2003) auf Basis des Gefälles und des vorgefundenen Artenspektrums wie folgt:

Tab. 1: Wesentliche Entnahmen im sächsischen Teil des Einzugsgebietes

Zweck	Gewässer	Zulässige Entnahme in m³/d	Mittelwasserabfluss in m³/s
Flutung von Tagebauen	Neiße	864.000	15,7
Flutung von Tagebauen	Pleißnitz	216.000	1,16
Überleitung	Neiße	172.800	19,1

- Lausitzer Neiße von der Landesgrenze bis oberhalb Wehr Kloster Marienthal: Äschenregion
- Lausitzer Neiße ab Wehr Kloster Marienthal bis zur Landesgrenze: Barbenregion
- Mandau bis Mündung Leutersdorfer Bach (bei Mittelherwigsdorf): Forellenregion
- Mandau unterhalb Mündung Leutersdorfer Bach: Äschenregion
- Pließnitz: Forellen- und Äschenregion, fließender Übergang, der nicht klar lokalisierbar ist

Die Ergebnisse der fischereilichen Untersuchungen zeigen, dass das Vorhandensein von Quer- und Uferverbauungen sich unmittelbar auf die Fischartenzusammensetzung und deren Populationsdichte auswirkt.

1.4 Wasserwirtschaftliche Charakteristik

Einleitungen und Entnahmen in bzw. aus der Lausitzer Neiße haben Bedeutung für die Wasser- und Stoffbilanz des Vorfluters. In “Lausitzer Neiße – Pilot River Basin – Germany, Integrated Testing of Guidence Documents in Pilot River Basins” sind die wesentlichen Entnahmen im sächsischen Teil des Einzugsgebietes wie folgt angegeben:

Hinzu kommen Wasserentnahmen durch die Wasserwerke Leuba, Görlitz, Forst und Guben, die Agrarentnahmen Rothenburg und Brandenburg sowie industrielle Nutzer in Guben. Einleitungen werden durch die Kläranlagen Hirschfelde, Görlitz, Rothenburg und Bad Muskau realisiert.

2 Untersuchungsmethodik

2.1 Methodik der Risikobewertung gemäß WRRL

Nach derzeitigem Erhebungsstand wird der Großteil der Wasserkörper nicht den „guten Zustand" erreichen. Das Ziel des Vorhabens bestand darin, auf der Basis einer Risikobewertung die Ursachen zu ermitteln und Maßnahmen abzuleiten. Schwerpunktmäßig wurden entsprechend AG WARIS (2003) zur Umsetzung der WRRL folgende Ursachenschwerpunkte berücksichtigt:

- diffuse urbane bzw. landwirtschaftliche Einträge,
- Punktquellen,
- Morphologie,
- Durchgängigkeit,
- Hydrologie (Entnahme).

Auf der Basis der Ergebnisse war zu ermitteln, ob die Wasserkörper im Einzugsgebiet der Lausitzer Neiße im Sinne der WRRL als gefährdet zu bewerten sind.

2.2 Vorgehensweise bei der Risikobewertung gemäß WRRL

Folgende Vorgehensweise wurde bei der Bewertung realisiert:

- diffuse urbane bzw. landwirtschaftliche Einträge: Auswertung vorliegender chemisch-physikalischer Analysendaten und von Daten zur Flächennutzung,
- Punktquellen: Auswertung vorliegender Daten zum Vorhandensein von Punktquellen, wie Altlasten, Deponien usw.,
- Morphologie: Auswertung vorliegender Daten zur Hydromorphologie (Wehrkataster), hydromorphologische Kartierung, Kartierung der Sohlschwellen und Querbauwerke,
- Durchgängigkeit: Bewertung der Durchgängigkeit der Sohlschwellen und Querbauwerke einschließlich exemplarische hydrologisch-ökologische Ermittlung der Durchgängigkeit an einem Querprofil sowie naturschutzfachliche Bewertung,
- Hydrologie (Entnahme): Bewertung der bestehenden Wasserentnahmen hinsichtlich ihrer Erheblichkeit.

Die gewonnenen Ergebnisse wurden zusammengeführt und vor dem Hintergrund der Anforderungen der WRRL mit dem Ziel der Ableitung von Maßnahmenvorschlägen bewertet. Die Maßnahmenvorschläge sollen Bestandteil der Bewirtschaftungskonzepte gemäß WRRL werden.

3 Ergebnisse

3.1 Übersicht der ermittelten Gefährdungspotenziale

In der Risikoanalyse wurden die in Tabelle 2 dargestellten Gefährdungspotenziale ermittelt. Hierbei bedeutet die rote Färbung, dass der Wasserkörper nachweislich gefährdet ist, wogegen eine gelbe Färbung eine mögliche Gefährdung anzeigt. Eine mögliche Gefährdung liegt gemäß WRRL auch dann vor, wenn die Datenlage keine eindeutige Beurteilung zulässt.

Nach derzeitigem Erhebungsstand wird der Großteil der Wasserkörper des Grenzgewässers Lausitzer Neiße nicht den „guten Zustand" erzielen. Hierbei liegen für die Gefährdung der Wasserkörper verschiedene Arten von Ursachen vor:

- Behinderte ökologische Durchgängigkeit auf Grund von Querbauwerken und Sohlschwellen, die nicht fischdurchgängig sind,
- Behinderte ökologische Durchgängigkeit auf Grund von Abflussregulierungen und Wassernutzungen, welche die Ermittlung eines ökologisch begründeten Mindestwasserabflusses erforderlich machen,
- Einträge gefährlicher bzw. prioritär gefährlicher Stoffe gemäß WRRL.

3.2 Ergebnisse der Risikobewertung gemäß WRRL

Im Folgenden sind kurz die Hauptursachen der Gefährdungen in Wasserkörpern mit ausreichender Datenlage dargestellt. Die Ergebnisse der Risikobewertung bilden die Basis der Maßnahmenkonzeption im Rahmen der für die Umsetzung der WRRL zu erstellenden Bewirtschaftungspläne.

Tab. 2: Gefährdungspotenziale der Wasserkörper gemäß Risikoanalyse

Wasserkörper	Gewässer	Diffuse Einträge Landw.	Diffuse urbane Einträge	Punktquellen	Durchgängigkeit	Morphologie	Gefährdung Fischfauna
3	Lausitzer Neiße	x	x	x	x		x
4	Lausitzer Neiße		x				x
5	Lausitzer Neiße				x		x
6	Lausitzer Neiße		x	x	x		x
7	Lausitzer Neiße	x			x		x
8	Lausitzer Neiße		x		x		x
9	Pfaffenbach			Keine Daten			x
10	Mandau	x	x		x		x
11	Mandau				x		x
12	Mandau		x		x	(x)	x
13	Pochebach			Keine Daten			x
14	Landwasser	x					x
15	Grundbach	x					x
16	Goldbach						x
17	Eckardsbach	x			Keine Daten		
18	Wittgensdorfer Bach	x			Keine Daten		
19	Kemmlitzbach	x			Keine Daten		
20	Petersbach	x					
22	Gaule	x		Keine Daten			x
23	Welschgraben			Keine Daten			
24	Mühlgraben Sagar			Keine Daten			x
25	Legnitzka			Keine Daten			x
26	Räderschnitza			Keine Daten			x
27	Föhrenfließ			Keine Daten			x

Legende: rot = gefährdet, gelb = möglicherweise gefährdet

WK 3: Lausitzer Neiße von Landesgrenze bis oberhalb Mündung Kemmlitzbach

- Querbauwerke (zwei nicht durchgängige Wehre)
- Abflussdynamik verändert durch Rückstau Wehr Gießmannsdorfer Straße Hirschfelde
- Gefährdung durch chemische Komponenten: BSB_5
- spezifische Schadstoffe, Dibutylzinn-Kation, Benzo(a)pyren, Fluoranthen

WK 4: Laus. Neiße Mündung Kemmlitzbach bis Wehr Marienthal

- Querbauwerk mit Einfluss auf Abflussdynamik
- Abflussdynamik verändert durch Rückstau Wehr Kloster Marienthal
- Gefährdung durch chemische Komponenten: BSB_5

WK 5: Lausitzer Neiße Wehr Kloster Marienthal bis Mündung Witka

- Querbauwerke (zwei nicht durchgängige Wehre)
- Abflussdynamik verändert durch Rückstau von drei Wehren

WK 6: Lausitzer Neiße Mündung Witka bis Oberneundorf

- Querbauwerke (sechs nicht durchgängige Wehre)
- Abflussdynamik verändert durch Rückstau von 7 Wehren und Wasserüberleitung in das Restloch Berzdorf
- spezifische Schadstoffe, Dibutylzinn-Kation

WK 7: Lausitzer Neiße von Oberneundorf bis Wehr Rothenburg

- Querbauwerke (zwei nicht durchgängige Wehre)
- Abflussdynamik verändert durch Rückstau von vier Wehren

WK 8: Lausitzer Neiße Wehr uh. Wehr Rothenburg bis Landesgrenze

- Querbauwerke (vier nicht durchgängige Wehre)
- Abflussdynamik verändert durch Rückstau von 7 Wehren
- spezifische Schadstoffe, Dibutylzinn-Kation

WK 10: Mandau von der Quelle bis zur Mündung der Lausur bei Großschönau

- Querbauwerke (7 nicht durchgängige Wehre)
- Abflussdynamik verändert durch Rückstau von 6 Wehren
- Gefährdung durch chemische Komponenten: Orthophosphat, Temperatur, Sauerstoff, BSB_5
- spezifische Schadstoffe, PCB 138, PCB 153, Cadmium, Benzo(a)pyren, Fluoranthen

WK 11: Mandau von der Mündung der Lausur bis zur Grundbachmündung

- Querbauwerke (ein nicht durchgängiges Wehr)
- Abflussdynamik verändert durch Rückstau von drei Wehren

WK 12: Mandau von der Grundbachmündung bis zur Mündung in die Neiße

- Querbauwerke (zwei nicht durchgängige Wehre)
- Abflussdynamik verändert durch Rückstau von drei Wehren
- Gefährdung durch chemische Komponenten: BSB_5

WK 15: Grundbach

- Im Unterlauf Abflussdynamik vergleichmäßigt durch Grundbachsenke und Olbersdorfer See
- Gefährdung durch chemische Komponenten: Sauerstoff

WK 20: Petersbach

- Querbauwerke (13 nicht durchgängige Wehre)
- Abflussdynamik verändert durch Rückstau von mindestens 10 Wehren

3.3 Diffuse urbane bzw. landwirtschaftliche Einträge

Die Analysenergebnisse zeigten, dass im sächsischen Einzugsgebiet der Lausitzer Neiße spezifische synthetische (Organozinnverbindungen, polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK); Pflanzenschutzmittel) und spezifische nicht-synthetischen Wasserschadstoffe (Cadmi-

um) mit teilweise erhöhten Gehalten vorhanden sind. Diese Situation spricht gegenwärtig nicht dafür, dass der "gute chemische Zustand" im Sinne der WRRL erreicht ist.

Eine ein- bis zweifache Überschreitung der Qualitätsnorm für das Dibutylzinn-Kation wurde im gesamten Gewässerverlauf der Neiße festgestellt. Dies kann möglicherweise mit Schiffsverkehr auf der Neiße in Zusammenhang gebracht werden. Um das Algenwachstum an Schiffskörpern zurück zu drängen, wurden früher verstärkt Zinnorganika eingesetzt. Organische Zinnverbindungen stammen generell nicht aus natürlichen Quellen, sondern sind ausschließlich Syntheseprodukte der chemischen Industrie. Die Qualitätsnorm für Tributylphosphat (Phosphorsäuretributhylester) wurde in der Mandau und im Neißeabschnitt zwischen der Landesgrenze zu Tschechien und dem Kloster Marienthal um bis zum Zweifachen überschritten.

Die in der Mandau festgestellten Schadstoffgehalte an PCB 138, PCB 153, Cadmium, Benzo(a)pyren und Fluoranthen zeigen verschiedene Nutzungseinflüsse an. Während Polyzyklische Biphenyle (PCB) typische Schadstoffanzeiger landwirtschaftlicher Nutzung sind, zeigen die PAK Benzo(a)pyren und Fluoranthen ihren Ursprung in anthropogenen Prozessen (wie Abgase von Kraftwerken und Fahrzeugmotoren, Schwelprozesse bei der Kohleveredlung, Müllverbrennung). Cadmium ist geogen in Phosphatdüngern enthalten und hat sich zu einem flächendeckenden Problem bei einer landwirtschaftlichen Nutzung von Einzugsgebieten entwickelt, da es nicht abgebaut wird, sondern sich ubiquitär diffus im Boden anreichert und auf diese Weise die Gewässer erreicht (vgl. SCHNEIDER *et al.* 2003).

PAK erreichen auch in erheblichem Maße aus dem tschechischen Einzugsgebiet das deutsche Einzugsgebiet der Lausitzer Neiße (Messpunkt Hradek / Hartau sowie Lausur). Da sich im Einzugsgebiet mehrere Kohleförderungen und –verarbeitungen befinden, tragen diese zum entsprechenden PAK-Austrag über das Gewässer bei. Ebenfalls nicht zu vernachlässigen bei der Beurteilung der Ursachen einer PAK-Schadstoffbelastung sind die sowohl im tschechisch/polnischen als auch deutschen Einzugsgebietsbereich noch weit verbreiteten Kohleheizungen privater und industrieller Nutzer. In einigen Wasserkörpern der Mandau und der Lausitzer Neiße wurden erhöhte BSB_5-Gehalte festgestellt. Diese sind in der Regel auf Abwassereinleitungen durch Kläranlagen zurück zu führen. Da erhöhte BSB_5-Gehalte bereits an der tschechischen Grenze festzustellen sind, muss davon ausgegangen werden, dass bereits ein erheblicher Teil der erhöhten BSB_5-Gehalte in Tschechien eingetragen wird.

3.4 Hydromorphologische Situation

Eine signifikante Abflussregulierung liegt gemäß LAWA ARBEITSHILFE (2003) bei Wehren von > 30 cm Fallhöhe vor. Die biologische Durchgängigkeit gilt nach LAWA ARBEITSHILFE (2003) als nicht gewährleistet bei Wehren bzw. glatten Rampen und glatten Gleiten mit > 30cm Fallhöhe, soweit keine Wanderhilfen vorhanden sind. Eine Übersicht über die Querbauwerke und Sohlschwellen im Einzugsgebiet der Lausitzer Neiße gibt das Wehrkataster, in dem Querbauwerke und Sohlschwellen erfasst sind. Insgesamt wurden von 61 Querbauwerken und Sohlschwellen 36 als nicht durchgängig bewertet.

Die Qualität der Gewässerufer (beschrieben durch Querprofil und Uferstruktur) ist im Längsprofil starken Variationen unterworfen. In Ortslagen ist nahezu durchgängig Uferverbau vorhanden, zwangsläufig zumeist gekoppelt an fehlenden Uferbewuchs sowie fehlende Uferstrukturen. Das durch den Verbau vorgegebene Querprofil lässt zudem keine freie Laufentwicklung zu. In der freien Landschaft wirken sich in strukturell ansonsten naturnahen Abschnitten v.a. Uferbefestigungen (unverfugter Steinsatz) negativ aus. Dies vermindert u.a. die Rückzugsräume für die Fischpopulation.

3.5 Durchgängigkeit

Folgende Bewertungskriterien wurden zur Beurteilung der Durchgängigkeit der in der Datenbank erfassten Querbauwerke und Sohlschwellen angewendet.

Diese zunächst orientierenden Vorgaben wurden an der Lausitzer Neiße oberhalb Görlitz vor Ort auf ihre Eignung geprüft. Für die Gesamtbetrachtung wurden zusätzlich Profilstruktur, Fließgeschwindigkeit, Gewässerstruktur, ökologische Wertigkeit des Abschnittes mit Bezug zum Gesamtfließgewässer, gütewirtschaftlichen Beeinflussung und ästhetische Aspekte (z.B. Stadtgebiet, Wanderweg u.a.) einbezogen. Eine wesentliche Randbedingung war dabei, dass bei Gewährleistung der Zieltiefe (durchgängig, mindestens 0,5 m Breite) ca. 90 % der Gewässersohle benetzt sein sollten. Da die Erhaltung der ökolo-

Tab. 3: Bewertungskriterien zur Beurteiliung der Durchgängigkeit

Gewässerbiozönotische Typisierung	Mindesttiefe Kurzzeit-schwellenwert	Mindesttiefe Langzeit-schwellenwert	Mittlere Querschnitts-geschwindigkeit
Untere Forellenregion	≥ 0,2	≥ 0,3	≥ 0,3
Äschenregion	≥ 0,2	≥ 0,5	≥ 0,3
Barbenregion	≥ 0,3	≥ 0,6	≥ 0,3
Brachsenregion	≥ 0,4	≥ 0,6	≥ 0,3

Anmerkungen:
Der Kurzzeitschwellenwert orientiert sich an der Mindesttiefe Tmin zur Erhaltung der Durchgängigkeit.
Der Langzeitschwellenwert orientiert sich an der mittleren Wassertiefe zur Erhaltung des Lebensraumes TLR.

gischen Funktionen im Gewässerabschnitt maßgeblich von der Gewässerstruktur abhängt, wurde darüber der ermittelte Abfluss in Anlehnung an das Verfahren der Strukturgütekartierung (vgl. LUA NRW 1998) weiter angepasst.

Bei der Stichtagsmessung wurde ein aktueller Durchfluss von 7,0 m³/s ermittelt. Der vom StUFA angegebene mittlere Niedrigwasserabfluss beträgt 5,06 m³/s. Zum Vergleich lag der mittlere Jahresabfluss der Lausitzer Neiße bei Görlitz bei einer Einzugsgebietsgröße von 1.621 km² zwischen 14,4 (1959) und 24,0 m³/s (1974) (LfUG). Zum Stichtag wurden demnach Bedingungen angetroffen, die nahe dem Niedrigwasser liegen. Die mittleren Querschnittsgeschwindigkeiten über das gesamte Fliessgewässerquerprofil von 0,2 m/s sind im Vergleich zu den Anforderungen der hydrologischen Eckdaten für die Barbenregion zu gering. Hier ist allerdings davon auszugehen, dass das etwa 1 km flussabwärts gelegene baufällige Wehr einen Rückstau in der Neiße auslöst, so dass im Fließquerschnitt im Bereich der potenziellen Entnahme die Querschnittsgeschwindigkeiten deutlich verringert werden. Die Mindestquerschnittsgeschwindigkeit von ≥ 0,3 m/s wurde auf 6,0 m des gesamten Querprofils mit 0,36 m/s angetroffen. Die Anforderungen an die Wasserstände werden auch bei Niedrigwasser erfüllt und würden aus hydrologischer Sicht eine weitere Absenkung um ca. 1,5 m für den Langzeitschwellenwert zulassen. Der sich dann einstellende Abfluss beträgt 1,07 m³/s.

Der mittlere Niedrigwasserstand wird für die Lausitzer Neiße bei Görlitz mit 1,5 (1990) bis 1,7 m (1991) angegeben. Bei den Messungen im Oktober 2000 lagen bis 2,15 m vor. Der für die Barbenregion erforderliche Langzeitschwellenwert von 0,6 m Wasserstand ist somit gewährleistet. Eine weitere Absenkung im Hinblick auf die geforderten 0,3 m des Kurzzeitschwellenwertes ist wegen der zu geringen Benetzung der Gewässersohle nicht möglich. Allerdings ist auch dann noch mit Rückstaueinflüssen des alten Wehres und verminderten Querschnittsgeschwindigkeiten zu rechnen. Ein aus gewässerökologischer Sicht erforderlicher Aufschlag von 10 % des aktuell gemessenen Abflusses entspricht einem maximalen Wasserstand von 2,31 m. Der aus ökologischer Sicht erforderliche Wasserstand ergibt sich aus dem Vorkommen von fließgewässerabhängigen §26-Biotoptypen und von fließgewässerabhängigen FFH-Arten und Lebensraumtypen, dem Vorkommen von Biotoptypen der "RL Biotoptypen Sachsen", dem Vorkommen mehrerer gefährdeter Fischarten sowie Hinweisen auf weitere gefährdete Arten (Eisvogel: Brut; Art der EU-Vogelschutzrichtlinie).

3.6 Hydrologische Situation

Der Vergleich von Entnahmen und Einleitungen zeigte, dass ca. 2/3 der entnommenen Wassermengen wieder in die Lausitzer Neiße zurückgeleitet werden, wodurch ein Defizit von ca. 3 Mio. m³/a entsteht (Ergebnisse im Auftrag der LMBV).

Eine besondere Rolle spielt der Bilanzausgleich für die Lausitzer Neiße durch die Sumpfungswässer aus den Tagebaubereichen Jänschwalde und Nochten/Reichwalde. In beiden Fällen wird Grundwasser aus dem Einzugsgebiet der Spree über die Ableitersysteme der Lausitzer Neiße zugeführt, so dass es dort zu einer Bilanzerhöhung kommt. Ein zweiter Bilanzanteil im Bereich Jänschwalde kommt aus der Wasserzuführung durch die Umverlegung der Malxe über den Malxe-Neiße-Kanal. Als abflusswirksame Bilanzerhöhungen der Lausitzer Neiße wurden im Auftrag der LMBV im Bereich Nochten 0,150 m³/s und im Bereich Jänschwalde 0,570 m³/s ermittelt.

Es bleibt festzuhalten, dass Entnahmen und Einleitungen durchaus Bedeutung für die Gefähr-

dung der Neiße haben, da diese das Abflussverhalten beeinflussen. Dies führt zu Veränderungen im Lebensraum der aquatischen Lebensgemeinschaft, bildet aber kein Ausschlusskriterium für deren Vorkommen.

4 Maßnahmenkonzeption

4.1 Übersicht erforderlicher Maßnahmen

Gemäß Artikel 4 der WRRL müssen Maßnahmen durchgeführt werden, um einen guten Zustand der Gewässer zu erreichen bzw. deren Verschlechterung zu verhindern. Hierfür ist eine Analyse der Auswirkungen menschlicher Tätigkeiten auf den Zustand der Wasserkörper durchzuführen. Gemäß den Untersuchungsergebnissen sind folgende Maßnahmenschwerpunkte erforderlich:

- Verbesserung der hydromorphologischen Bedingungen und der Durchgängigkeit im gesamten Einzugsgebiet der Lausitzer Neiße. Hierfür kommen Rück- und Umbauten an Querbauwerken und Sohlschwellen in Frage.
- Verbesserung der Gewässerqualität bzgl. prioritär gefährlicher Stoffe im Bereich der Mandau und Abschnitten der Lausitzer Neiße.

Es bleibt zu berücksichtigen, dass die hydrologischen Gefährdungspotenziale (Wasserentnahme) in den nächsten Jahren Maßnahmen unterliegen, die das Gefährdungspotenzial deutlich reduzieren werden. Dies betrifft im Wesentlichen die Tagebauflutung. Da diese Maßnahmen bereits eingeleitet wurden, sind sie für eine langfristige Risikobewertung nicht relevant. Gefährdungen durch Schadstoffeinleitungen aus Bergbaualtlasten wurden im Untersuchungsgebiet nicht nachgewiesen.

4.2 Erforderliche Maßnahmen bzgl. Durchgängigkeit

Für zahlreiche Querbauwerke und Sohlschwellen wird als Maßnahme entweder der Rückbau oder Umbau zu Sohlgleiten/Rauen Rampen bzw. der Einbau von Fischaufstiegsanlagen oder Schlitzpässen bzw. Raugerinnebeckenpässen empfohlen. Bei der Maßnahmenkonzeption sollten die weiteren, sehr stark ökologisch und hydraulisch negativ wirksamen Querbauwerke und Sohlschwellen im weiteren Gewässerprofil der Lausitzer Neiße in Brandenburg berücksichtigt werden.

4.3 Kleingewässer II. Ordnung

Für die gefährdeten Wasserkörper der Kleingewässer II. Ordnung ist als Maßnahme im ersten Schritt die Herstellung einer Datenbasis zur Gefährdungsbewertung vorzusehen. Dies betrifft die stichprobenartige Untersuchung von Hydromorphologie, Durchgängigkeit, chemisch-physikalischen Komponenten sowie Saprobie/Benthos.

4.4 Maßnahmen zur Reduzierung des Gewässerqualitätsrisikos

Folgende Maßnahmen kommen prinzipiell für die Verminderung der stofflichen Belastung in Frage:

- Reduzierung von Düngungsmaßnahmen und Änderung der Anbaubedingungen,
- Regionales Flächenmanagement und Flächenumnutzung sowie Erosionsminderung durch Änderung der Bearbeitungstechniken (z.B. Querpflügen, konservierende Bodenbearbeitung etc.).

Prinzipiell ist die Reduzierung von Düngungsmaßnahmen die effektivste Form der Reduzierung des Schadstoffeintrages, allerdings geht dies oft mit Ertragseinbußen einher. Generell sollte die Verwendung cadmiumhaltiger Düngemittel unterbunden werden. Bezüglich der ermittelten chemisch-physikalischen Gefährdung durch PAK kommen grundsätzlich folgende Maßnahmen in Frage:

- Einbau von Rußfiltern in kohlefördernden und -verarbeitenden Betrieben sowie Reduzierung der Anzahl von Kleinemittenten mit Kohlefeuerung durch Anschluss an Zentralheizungen,
- Reduzierung des Autoverkehrs bzw. Einbau von entsprechenden Rußfiltern.

Die diffuse Belastung durch Erhöhung des BSB_5-Gehaltes der Einzugsgebiete ist weitgehend auf die Summierung der Einleitermengen zurückzuführen. Hier kann diskutiert werden, ob eine kostenverträgliche, bereits geringfügige Absenkung aller Einleitergrenzwerte das gewünschte Ergebnis im Gesamteinzugsgebiet ermöglicht.

5 Schlussfolgerungen

Im Rahmen der Untersuchungen im Zusammenhang mit der Umsetzung der EU-WRRL im sächsischen Einzugsgebiet der Lausitzer Neiße wurde eine Risikobewertung hinsichtlich diffuser und punktueller Belastungen, Hydromorphologie, Durchgängigkeit und Wasserquantität (Entnahme) vorgenommen. Die Untersuchungen zeigten, dass im sächsischen Einzugsgebiet der Lausitzer Neiße spezifische synthetische (Organozinnverbindungen, PAK, PBSM) und nichtsynthetische Wasserschadstoffe (Cadmium) mit teilweise erhöhten Gehalten vorhanden sind. Diese Situation entspricht nicht dem "guten chemischen Zustand" im Sinne der EG-WRRL.

Die für fast alle Wasserkörper ermittelte fehlende Durchgängigkeit bildet einen Gefährdungsschwerpunkt für die Fischfauna. In den Wasserkörpern der Mandau und der Lausitzer Neiße sind zahlreiche Querbauwerke vorhanden, die die ökologische Durchgängigkeit beeinträchtigen bzw. unterbinden. Die fischereilichen Untersuchungen zeigen, dass sich das Vorhandensein von Quer- und Uferverbauungen unmittelbar auf Fischartenzusammensetzung und Populationsdichte auswirkt. Durch den in den Ortslagen nahezu durchgängig vorhandenen Uferverbau werden die Rückzugsräume für die Fischpopulation vermindert. Die Querbauwerke und Sohlschwellen bilden die wesentliche Ursache der Inhomogenität in der Fischartenverteilung bzw. der vergleichsweise geringen Fischpopulation. Außerdem bleibt festzuhalten, dass Entnahmen und Einleitungen eine hohe Bedeutung für die Gefährdung der Neiße haben, da diese zu Veränderungen im Lebensraum der aquatischen Lebensgemeinschaft führen.

Dementsprechend sind Maßnahmen zur Verbesserung der hydromorphologischen Bedingungen und der Durchgängigkeit (Rück- und Umbauten an Querbauwerken und Sohlschwellen) sowie die Verbesserung der Gewässerqualität bzgl. prioritär gefährlicher Stoffe vorzusehen. Für die gefährdeten Kleingewässer ist als Maßnahme im ersten Schritt die Herstellung einer Datenbasis zur Gefährdungsbewertung anzustreben. Dies betrifft die stichprobenartige Untersuchung von Hydromorphologie, Durchgängigkeit, chemisch-physikalischen Komponenten sowie Saprobie/Benthos.

6 Literatur

AG WARIS (2003) Sächsischer Oberflächenwasser - Leitfaden, Mitteilung Nr.13 der Projektgruppe zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in Sachsen (PG WaRiS), Stand: 28.04.2004.

FRITZSCHE, B., SONNTAG, H., GONDLACH, S. (2003) Erprobung innovativer Vorgehensweisen bei der Erstellung des Bewirtschaftungsplanes Oder/Lausitzer Neiße gemäß Wasserrahmenrichtlinie, Forschungsbericht FKZ 203 22 281, Bericht an das Umweltbundesamt.

IDUS BIOLOGISCH ANALYTISCHES UMWELTLABOR GMBH (2003): Besondere Untersuchungen im Zusammenhang mit der EU-Wasserrahmenrichtlinie im Einzugsgebiet der Lausitzer Neiße unter besonderer Berücksichtigung vorhandener und zukünftiger Nutzungsansprüche.

LUA LANDESUMWELTAMT NORDRHEIN-WESTFALEN (1998): Gewässerstrukturgüte in Nordrhein-Westfalen - Kartieranleitung. Merkblätter Nr. 14. Landwirtschaftsverlag, Münster. S. 143-149. Enthält die Verfahrensbeschreibung "Gewässerstrukturgütekartierung in der BRD der LAWA Wasser, Stand Januar 1998", inkl. Erhebungsbögen.

SCHNEIDER, P., NEITZEL, P., SCHAFFRATH, M., SCHLUMPRECHT, H. (2003): Leitbildorientierte physikalisch-chemische Gewässerbewertung - Referenzbedingungen und Qualitätsziele, UBA Texte 15/03, Forschungsbericht 200 24 226, UBA-FB 000322, ISSN 0722-186X.

SCHNEIDER, P.; SCHLUMPRECHT, H. (2000): Ermittlung ökologisch begründeter Mindestabflüsse im Zusammenhang mit der Flutung der Lausitzer Tagebaurestlöcher, unveröffentlichter Bericht an das StUFA Bautzen.

SCHNEIDER, P.; SCHAFFRATH, M.; TUNGER, B. (2004): Besondere Untersuchungen bei der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie unter den Bedingungen des Rehabilitationsgebietes für das sächsische Einzugsgebiet der Lausitzer Neiße, unveröffentlichter Bericht an das StUFA Bautzen.

URL:
http://www.smul.sachsen.de/de/wu/umwelt/natura2000/index_152.htm


BERGAKADEMIE
TECHNISCHE
UNIVERSITÄT
FREIBERG

Europäische Perspektiven in der Sanierung saurer Grubenwässer

PADRE – Europäische Partnerschaft für die Sanierung saurer Grubenwässer (*Partnership for Acid Drainage Remediation in Europe*)

Christian Wolkersdorfer[1], Paul L. Younger[2], Rob Bowell[3]

[1]Lehrstuhl für Hydrogeologie, TU Bergakademie Freiberg, D-09596 Freiberg/Sachsen, Deutschland, c.wolke@tu-freiberg.de

[2]HSBC Professor of Environmental Technologies, Institute for Research on Environment and Sustainability, University of Newcastle, Newcastle upon Tyne, NE1 7RU, Vereinigtes Königreich,

[3]Principal Scientist and Associate Director, SRK (UK) Ltd, Summit House, 9 Windsor Place, Cardiff CF10 3RS, Wales, Vereinigtes Königreich

PADRE ist eine permanente Kommission der *International Mine Water Association* (IMWA) und verfolgt das Ziel, in Europa die besten Praktiken für die Sanierung saurer Grubenwässer bekannt zu machen, die derzeit weltweit in der Erforschung sind oder angewendet werden. In die Aktivitäten sind sowohl aktive Bergwerke als auch Altbergbaue eingeschlossen. PADRE verfolgt vor allem das Ziel, die Richtlinien für beste Praktiken in der passiven Grubenwasserreinigung (die PIRAMID Richtlinie) und für das Management von Grubenwässern im Sinne der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (die ERMITE Richtlinie) zu verbreiten. Darüber hinaus will PADRE bei der Suche nach Sanierungsstrategien unterstützen, Training und Entwicklung von Sanierungsstrategien für Europäische Ingenieure und Wissenschaftler voran bringen (z.B. über das CoSTaR Projekt) und letztlich als die Europäische Instanz von INAP (*International Network of Acid Prevention*) fungieren.

PADRE has been established as a permanent commission of the International Mine Water Association (IMWA), with the aim of fostering best practice, based on the latest research, in the remediation of acidic drainage from active and abandoned mine sites throughout Europe. PADRE activities include: maintaining best practice guidelines on passive remediation (the PIRAMID Guidelines) and catchment-scale mine water management (the ERMITE Guidelines); developing further sources of guidance; implementing training and professional development activities for European scientists and engineers (not least through the CoSTaR facility); and acting as the European branch of the Global Alliance convened by INAP.

1 Der Anlass für PADRE

Saure Grubenwässer sind eines der größten Probleme, die der Bergbau seit Anbeginn hat. Sie gefährden einerseits den aktiven Bergbau, indem sie Geräte, wie Pumpen oder Rohrleitungen zerstören, die Gesundheit der Bergleute beeinträchtigen oder enorme Kosten für die Grubenwasseraufbereitung verursachen. Andererseits stellen saure Grubenwässer, die aus Altbergbauen austreten, ein Risiko für die Umwelt dar, indem Oberflächengewässer oder das Grundwasser nachhaltig geschädigt werden. Über das Ausmaß der durch den Altbergbau verursachten Schäden an Grund- und Oberflächengewässern gibt es keine zuverlässige Statistik. Es ist jedoch davon auszugehen, dass in Europa mehrere 10.000 bis 100.000 Grubenwasseraustritte mit sauren Wässern existieren, von denen ein potentielles Risiko für die Umwelt ausgeht. Wie die EU-Forschungsprojekte ERMITE (*Environmental Regulation of Mine Waters in the EuropeanUnion*) aber auch PECOMINES (*Inventory, Regulations and Environmental Impact of Toxic Mining Wastes in Pre-accession Countries*) gezeigt haben, ist die Erfassung dieser Punktquellen zum Teil schwierig, da sie nicht in jedem Land einheitlich – wenn überhaupt – erfasst werden. Da solche sauren Grubenwässer sowohl im arktischen Norden als auch im mediterranen Süden Europas auftreten, stellt die Sanierung solcher Grubenwässer für Bergwerksfirmen und Behörden eine besondere Herausforderung dar.

Seit vielen Jahrzehnten investieren Bergbaubetriebe oder öffentliche Einrichtungen in die Reinigung von sauren Grubenwässern und die Erforschung von innovativen Reinigungsstrategien. Oftmals werden dabei an unterschiedlichen Stellen die gleichen Forschungen betrieben, ohne



Abb. 1: Das PADRE Logo. Es stellt ein kontaminiertes Bergwerk als Punktquelle in roter Farbe zwischen zwei durch diffuse Einträge kontaminierten, ebenfalls rot gefärbten Flussarmen dar. Im weiteren Verlauf des Flusses wird das kontaminierte Wasser gereinigt, wobei ein ganzheitliches Einzugsgebietsmanagement vorausgesetzt wird. Dies wird durch die ins Blaue übergehende Farbe des Flusses angedeutet. Umrahmt wird das Grubenwasserszenario von den 12 gelben EU Sternen auf der blauen Farbe der Europäischen Union. Gleichzeitig soll das Logo durch die stilisierte, geschlechtsneutrale Person die Offenheit von PADRE gegenüber neuen Ideen und Gruppierungen andeuten.

dass ein Kontakt oder Austausch zwischen den Forschungseinrichtungen der Firmen oder den Universitäten bestünde. Dadurch kam es in der Vergangenheit und auch gegenwärtig zu Doppelforschungen, oder Forschungsansätze, die sich bei einer 1. Forschungseinrichtung bereits als erfolglos erwiesen hatten, werden von einer 2. Einrichtung erneut untersucht.

Eines der Hindernisse, das dabei eine Rolle spielt, ist die Sprachbarriere. Zahlreiche Forschungen werden in Englisch publiziert und in den Ländern, in denen traditionell ein Vorbehalt gegenüber dem Englischen besteht, kommt es dazu, dass kein oder nur ein eingeschränkter Wissenstransfer stattfindet. Dies betrifft, wie die Erfahrungen zeigen, vor allem die französisch- und italienischsprachigen Länder, aber auch die ehemaligen RGW-Staaten. So zeigen mehr oder weniger erfolglose Sanierungsprojekte mit passiven Technologien in Thüringen oder Sachsen, aber auch in Northumberland, dass die Literatur zu passiver Grubenwassersanierung nicht ausreichend bekannt war. Vor allem in Deutschland zeigt sich, dass die verschiedenen passiven Sanierungsstrategien als gleichbedeutend und untereinander austauschbar angesehen werden. Dies ist jedoch nicht der Fall, worauf schon Hedin et al. (1994) ganz deutlich hinwiesen und was von Wolkersdorfer and Younger (2002) auf Deutsch zusammengefasst wurde. Möglicherweise ist diese Vermutung Übersetzungsfehlern zuzuschreiben, denn nach wie vor wird in Deutschland nur von *Wetlands* gesprochen, wo in Wirklichkeit eine von drei Technologien gemeint ist (*aerobic wetlands*, *anaerobic wetlands*, RAPS-Systeme).

Dies wiederum hat zur Folge, dass manche Reinigungsstrategien nicht weiter verfolgt werden, da sie als nicht geeignet betrachtet werden oder das Strategien vorgeschlagen werden, die sich für ein bestimmtes Grubenwasser nicht eignen – oder dass sie unbekannt sind. Im schlimmsten Fall werden passive Verfahren schlichtweg als ungeeignet betrachtet oder mit Bemerkungen wie „Passive Grubenwasserreinigung klappt nicht“ abgetan, wobei Beispiele wie Lehesten/Thüringen, Wheal Jane/Cornwall oder Shilbottle/Northumberland angeführt werden können – in all diesen Fällen wurde jedoch die falsche Technologie für das jeweilige Grubenwasser angewendet oder es handelte sich um eine Pilotanlage, um das Verfahren für ein bestimmtes Grubenwasser zu testen. Tausende von erfolgreichen Beispielen – und die Natur selbst – zeigen aber, dass die Verfahren bei richtiger Anwendung funktionieren.

Um Doppelforschung im Bereich aktiver und passiver Grubenwasserreinigung zu vermeiden und um zunächst die ohnehin knappen finanziellen Ressourcen der Bergwerksbetriebe optimal ausnutzen zu können, schlossen sich im Jahr 1998 zahlreiche Bergwerksfirmen und Universitätsvertreter zu INAP, dem *International Network of Acid Prevention* zusammen (Internetadresse: http://www.INAP.com.au). Ziel war es, Aktivitäten im Bereich sauere Grubenwässer zu konzentrieren, wobei vor allem gemeinsame Erfahrungen in der Art eines Expertenwissens aber auch erfolgreiche und erfolglose Projektideen ausgetauscht werden sollten.

Derzeit setzt sich INAP teilweise aus den weltweit größten Bergwerksfirmen zusammen:

- Barrick Gold corp
- BHP Billiton plc
- Falconbridge ltd
- Inco ltd
- Newmont corp
- Noranda inc

- Phelps Dodge corp
- Placer Dome inc
- Rio Tinto ltd

Um eine breitere, vor allem regionale Basis zu bekommen, initiierte INAP den Zusammenschluss aller großen Organisationen, die sich bereits seit langem mit den Fragen zur Sauerwasserproblematik befassen. Ziel war es, ein globales Netzwerk von Einrichtungen zu erhalten, über die der schnelle Austausch von Informationen möglich ist und über die der Kontakt in alle wichtigen Bergbaunationen erfolgen kann. Daher hat sich INAP mit anderen Institutionen zur *Global Alliance* zusammengeschlossen, die sich alle mit der Erforschung von sauren Grubenwässern befassen:

- PADRE – Partnership for Acid Drainage Remediation in Europe (Europa)
- INAP – International Network for Acid Prevention (Firmen)
- ACMER – The Australian Centre for Minerals Extension and Research (Australien)
- MEND 2000 – Mine Environment Neutral Drainage (Kanada)
- ADTI – Metal Mining Sector and Coal Mining Sector (USA)
- WISA – The water Institute of South Africa (Südafrika)

PADRE hat sich dazu als eine ständige Kommission innerhalb der *International Mine Water Association* IMWA (320 Mitglieder) gegründet und umfasst alle Europäischen IMWA Mitglieder (derzeit 160). Ziel ist es, die Kommunikation zwischen den Europäischen Forschungseinrichtungen und Bergwerksbetrieben und der *Global Alliance* voran zu bringen und den Kontakt zwischen den verschiedenen Institutionen zu ermöglichen (Wolkersdorfer et al. 2004, Younger *et al.* 2006). Diese Ziele werden auch durch da PADRE Logo dargestellt (Abb. 1).

2 Ziele von PADRE

PADRE verfolgt das Ziel, internationales Expertenwissen sowie den Stand der Technik und den Stand der Forschung sowie die besten verfügbaren Techniken zur Vermeidung und Sanierung der Sauerwasserbildung und -ausbreitung im Bereich von Boden und Wasser auf möglichst breiter Basis zu verbreiten. Dazu sollen internationale Projekte sowie Entwicklungen zur Charakterisierung und Vermeidung gemeinsam angegangen werden. Vor allem aber soll das derzeitige Wissen und innovative Ansätze zur Sanierung und Vermeidung von saurem Grubenwasser weitergegeben werden, wobei der Schwerpunkt auf Europäischen Ideen liegen soll. Außerdem unterstützt PADRE, so wie schon im Forschungsprojekt ERMITE, die derzeitigen legislativen Initiativen der Europäischen Union im Bereich Grubenwasser (z.B. die „Richtlinie 2006/21/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 15. März 2006 über die Bewirtschaftung von Abfällen aus der mineralgewinnenden Industrie und zur Änderung der Richtlinie 2004/35/EG“ [„*Mining Waste Directive*“]: European Commission 2006; Kroll *et al.* 2002).

In der Europäischen Union existieren bislang zwei von EU Forschungsprojekten erarbeitete Richtlinien, die sich mit sauren Grubenwässern befassen. Dies ist zum einen die PIRAMID (*Passive* in-situ *Remediation of Acid Mining and Industrial Drainage*) Richtlinie, in der dargestellt ist, welche passiven Sanierungsverfahren sich für welche Grubenwässer eignen und wie diese Anlagen optimal zu errichten sind (PIRAMID Consortium (2003)). Weiterhin hat das ERMITE Konsortium eine Richtlinie erarbeitet, die es ermöglicht, Grubenwasser im Sinne der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (European Commission 2000) zu managen (ERMITE Consortium *et al.* 2004). Beide Dokumente sind über die PADRE Internetadresse http://www.PADRE.IMWA.info für jedermann kostenlos zum Herunterladen erhältlich.

Den bisherigen, zumeist nationalen Insellösungen und die Aufsplittung der Sauerwasserforschung auf mehrere Duzend Institutionen in Europa soll PADRE durch den engen Kontakt mit einem internationalen Expertennetzwerk (*Global Alliance*) entgegen wirken. Der Grubenwasserworkshop an der TU Bergakademie Freiberg im Rahmen des BHT ist eine der Aktivitäten, an denen sich PADRE beteiligt. Daneben tritt PADRE als Mitorganisator von Grubenwassertagungen und von Sommerschulen oder Kurzkursen auf und unterstützt die Fort- und Weiterbildung von Studenten oder Experten (Abb. 2). Weiterhin unterstützt PADRE die Forschungen an dem EU Projekt CoSTaR (*Coal Mine Sites Targeted for Remediation Research*), bei dem im Norden Englands unterschiedliche passive Reinigungssysteme für Grubenwässer untersucht werden (z.B. Wolkersdorfer *et al.* 2005).

Publikationsorgan von PADRE ist die Zeitschrift „*Mine Water and the Environment*“ (http://www.IMWA.info/journal), die seit 1979

erscheint und seit 2000 vom Springer-Verlag herausgegeben wird. Darin werden aktuelle Ergebnisse und Berichte publiziert sowie auf relevante Veranstaltungen hingewiesen.

Von den zahlreichen Initiativen zum Altbergbau in Europa seien hier als Auswahl das französische GISOS (*Groupement de recherche sur l'Impact et la Sécurité des Ouvrages Souterrains*), EURACOM (*European Action for Mining Communities*), das M-WINE Netzwerk, das schwedische MiMi-Projekt (*Mitigation of the Environmental Impact from Mining Waste*), der deutsche Arbeitskreis Altbergbau (Deutsche Gesellschaft für Geotechnik e.V.), das Forschungsinstitut für Bergbaufolgelandschaften e.V. oder die Arbeitsgemeinschaft Bergbaufolgelandschaften e.V. genannt. Auf einer Tagung von GISOS machte Gilles Ollier vom Forschungsministerium der Europäischen Union klar, dass es zunächst des Zusammenschlusses der unterschiedlichen Einrichtungen zum Altbergbau bedürfe, bevor die EU erneut größere Geldmengen für die Altbergbauforschung bereit stellen würde. Dies ist eines der Ziele von PADRE: die Vereinigung aller dieser Einrichtungen in der Europäischen Union und die Bereitstellung einer gemeinsamen Forschungs-, Publikations-, und Diskussionsplattform.

3 Perspektiven

Zusätzlich zu den vorgenannten Initiativen, aus denen sich eine hohe Individualität ableiten lässt, ist die europäische Forschungslandschaft im Grubenwasserbereich stark zersplittert. Dies hat sich Anfang des Jahres am Beispiel Deutschlands gezeigt, als das Umweltbundesamt zu einem „Fachgespräch Schwermetalleinträge in Oberflächengewässer aus historischen Bergbaualtlasten in Deutschland" einlud. Obwohl es in Deutschland Forschungseinrichtungen gibt, die sich bereits seit Jahren wenn nicht Jahrzehnten erfolgreich mit der Grubenwasserforschung befassen, sind diese nur wenig in die Erfassung und Bewertung von Bergbaualtlasten eingebunden. Einige davon, wie beispielsweise Aachen, Cottbus oder Clausthal waren gar nicht geladen. Dies mag ein Hinweis darauf sein, das diese – aber auch andere – Institutionen zu wenig Informationspolitik im Bereich Bergbaualtlasten betreiben. Aber auch, dass das Interesse am Altbergbau – anders als beispielsweise in den USA oder Kanada – in Deutschland und Europa relativ gering ist.



Abb. 2: Teil einer RAPS-Pilotanlage zur passiven Grubenwasserreinigung im Hagental bei Gernrode/Harz. Angehende Studenten werden in die Grubenwasserproblematik eingewiesen und haben aktiv am Bau mitgewirkt.

Perspektivisch muss es das Ziel sein, und daran arbeitet der Vorstand von PADRE derzeit, die verschiedenen Aspekte im Altbergbaubereich besser zu koordinieren. Der Altbergbau hat unterschiedliche Aspekte, von denen die meisten jedoch einen Einfluss auf die Wasserqualität haben können: Prozesse, die in den Bergwerkshalden ablaufen, die Nutzung von Bergwerken als Abfallentsorgungseinrichtungen, die Gebirgsstabilität, die Sanierung gefluteter Bergwerke oder das Management von Tagebaurestseen – von industriearchäologischen oder naturschützerischen Aspekten hier einmal ganz abgesehen. Weiterhin muss es das Ziel sein, den Begriff „Altbergbau" oder „Bergbaualtlast" so zu definieren, dass auch Grubenwässer erfasst werden, die heute als „natürlich austretende Quellen" eingestuft werden (vor allem die zahlreichen Wasserlösungsstollen oder Erbstollen in den großen Europäischen Bergbaugebieten).

In den kommenden Jahren wird sich PADRE weiterhin aktiv darum bemühen, die verschiedenen Institutionen und Forschungseinrichtungen zu einer gemeinsamen Plattform zu koordinieren. Ziel soll es sein, im nächsten EU-Forschungsprogramm rechtzeitig ein Thema zu platzieren, mit dem auch die EU wieder Forschungsgelder in die Grubenwasserforschung stecken wird. Außerdem soll durch Workshops und durch



Abb. 3: Schulung von Studenten und Experten durch die HERO Forschungsgruppe der Universität Newcastle upon Tyne/Vereinigtes Königreich an der passiven CoSTaR Forschungsgrubenwasserreinigung Quaking Houses/Durham (Konstruiertes Aerobes Feuchtgebiet [*Aerobic constructed wetland*]).

Kurzkurse das Wissen um aktive und passive Grubenwasseraufbereitung einem breiteren Kreis von Experten beigebracht werden (Abb. 3), so wie das schon durch das EU geförderte Projekt IMAGE-TRAIN (*Innovative Management of Groundwater Resources in Europe – Training and RTD Co-ordination Project*) der Fall war, an dem sich PADRE Mitglieder ebenfalls aktiv beteiligt hatten.

4 Literatur

ERMITE CONSORTIUM, [EDS. YOUNGER, P. & WOLKERSDORFER, C.]. (2004): Mining Impacts on the Fresh Water Environment: Technical and Managerial Guidelines for Catchment Scale Management. – Mine Water and the Environment, **23** (Supplement 1): S2-S80, 28 Abb., 6 Tab.; Berlin.

EUROPEAN COMMISSION (2000): Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. – Official Journal of the European Communities, **L 327**: 1-72, 2 Abb.; Luxembourg.

EUROPEAN COMMISSION (2006): Directive 2006/21/EC of the European Parliament and of the Council of 15 march 2006 on the management of waste from extractive industries and amending Directive 2004/35/EC. – Official Journal of the European Communities, **L 102** (49): 15-34; Luxembourg.

HEDIN, R. S., NAIRN, R. W. & KLEINMANN, R. L. P. (1994): Passive Treatment of Coal Mine Drainage. – Bureau of Mines Information Circular, **IC-9389**: 1-35, 13 Abb., 19 Tab.; Washington.

KROLL, A., AMEZAGA, J. M., YOUNGER, P. L. & WOLKERSDORFER, C. (2002): Regulation of Mine Waters in the European Union: Contribution of Scientific Research to Policy Development. – Mine Water and the Environment, **21** (4): 193-200, 1 Tab.; Berlin.

PIRAMID CONSORTIUM (2003): Engineering Guidelines for the Passive Remediation of Acidic and/or Metalliferous Mine Drainage and similar Wastewaters. – 166 S., 10 Abb., 27 Tab.; Newcastle Upon Tyne (University of Newcastle Upon Tyne).

WOLKERSDORFER, C. & YOUNGER, P. L. (2002): Passive Grubenwassereinigung als Alternative zu aktiven Systemen. – Grundwasser, **7** (2): 67-77, 7 Abb., 2 Tab.; Heidelberg.

WOLKERSDORFER, C., YOUNGER, P. L. & BOWELL, R. (2004): PADRE – Partnership for Acid Drainage Remediation in Europe. – Mine Water and the Environment, **23** (4): 181-182; Berlin.

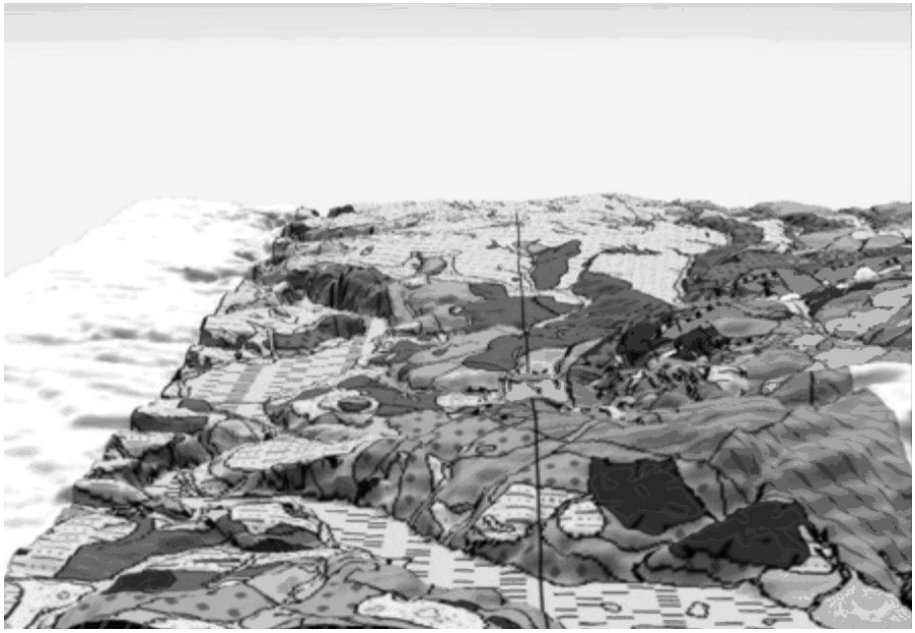
WOLKERSDORFER, C., HASCHE, A., GÖBEL, J. & YOUNGER, P. L. (2005): Tracer Test in the Bowden Close Passive Treatment System (UK) – Preliminary Results. – Wissenschaftliche Mitteilungen, **28**: 87-92, 7 Abb., 1 Tab.; Freiberg.

YOUNGER, P. L., WOLKERSDORFER, C., BOWELL, R. J. & DIELS, L. (2006): Partnership for Acid Drainage Remediation in Europe (PADRE) – Building a better Future founded on Research and best Practice: ICARD 2006 **7**. – S. 2571-2574 [CD-ROM]; St. Louis (Proceedings, International Conference of Acid Rock Drainage (ICARD)).


BERGAKADEMIE
TECHNISCHE
UNIVERSITÄT
FREIBERG

„GIS – Geowissenschaftliche Anwendungen und Entwicklungen“

„GIS – Geoscience Applications and Developments”




BERGAKADEMIE
TECHNISCHE
UNIVERSITÄT
FREIBERG

Aufbau eines geothermischen Informationssystems für Deutschland

Sandra Pester, Klaus Kühne, Andreas-Alexander Maul, Rüdiger Schulz

GGA-Institut, Stilleweg 2, 30655 Hannover, sandra.pester@gga-hannover.de

Ein Internet-basiertes Informationssystems für tiefe Geothermie wird am GGA-Institut in Zusammenarbeit mit mehreren Projektpartnern im Rahmen eines vom Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit geförderten Projektes zurzeit aufgebaut. Zunächst wird das geothermische Informationssystem Daten über hydrogeothermische Ressourcen in Deutschland enthalten, eine spätere Erweiterung für den Bereich von Störungszonen und Hot-Dry-Rock-Verfahren wird möglich sein. Das Ziel des Projektes ist die Qualitätsverbesserung bei der Projektierung von geothermischen Anlagen und die Minimierung des Fündigkeitsrisikos. Die dafür entscheidenden Parameter sind die Fördermenge *Q* und die Temperatur *T*, die aus dem im Aufbau befindliche Fachinformationssystem Hydraulik und dem bereits existierende Fachinformationssystem Geophysik zu Verfügung gestellt werden. Für die Umsetzung der Aufgaben im EDV-Bereich wird eine relationale Datenbank mit allen projektrelevanten Daten entstehen, Raummodelle als Grundlage für die Visualisierung und die Berechnungen von geothermischen Ressourcen erstellt und die Verfügbarkeit über das Internet realisiert.

The establishment of an internet based geothermal information system is a project promoted by the Federal Ministry for Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety. It is going to be developed by the Leibniz Institute for Applied Geosciences in collaboration with project partners. At first, the geothermal information system will contain data about hydrogeothermal resources in Germany. A later extension for the area of faults and Hot Dry Rock technology will be possible. The purpose of the project is to improve the quality at the development of geothermal power plants and the minimization of the exploration risk. The important parameters for that are the production rate *Q* and the temperature *T*. These are provided by the hydraulic information system which is going to be established and the already existing geophysics information system. To realise the computing-tasks, a relational database with all the relevant data for the project and underground models are going to be developed. These will be a base for the assessment of probability of success for geothermal projects.

1 Einleitung

Geothermische Energie ist eine regenerative Energiequelle, die ganzjährig und unabhängig von meteorologischen Voraussetzungen zur Verfügung steht; sie kann in Deutschland mittels verschiedener Verfahren genutzt werden. Ziel der Bundesregierung ist, die Geothermie als eine einheimische, alternative Energiequelle zu fördern und eine Aussage darüber zu erhalten, ob eine wirtschaftliche Nutzung der Geothermie in den nächsten Jahren möglich ist.

Die Investitionsentscheidungen für die Nutzung von tiefer Erdwärme werden durch Erfolgswahrscheinlichkeiten bestimmt. Um die Datengrundlage für Ermittlung dieser Wahrscheinlichkeiten zu verbessern, soll eine geothermische Infrastruktur entwickelt werden.

2 Das Projekt

Das Vorhaben "Aufbau eines geothermischen Informationssystems für Deutschland" (GeotIS) wird vom Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) unter dem Förderkennzeichen 0327542 gefördert; Projektträger ist das Forschungszentrum Jülich (PTJ). Das Projekt ist im Januar 2006 angelaufen und hat eine Laufzeit von 3 Jahren.

Das Projekt wird in Gemeinschaftsarbeit unter der Federführung des Instituts für Geowissenschaftliche Gemeinschaftsaufgaben (GGA-Institut) durchgeführt. Zu den Projektpartnern zählen:

- Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU), vormals Bayrisches Geologisches Landesamt, München
- Geothermie Neubrandenburg GmbH (GTN), Neubrandenburg

- Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG), Hannover
- Landesamt für Geologie, Rohstoffe und Bergbau Baden-Württemberg (LGRB), Freiburg
- Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (LUNG), Güstrow
- Ludwig-Maximilian-Universität(LMU), Arbeitsgruppe Hydrogeologie, München.

Im Rahmen dieses Projektes wird ein geothermisches Informationssystem für hydrogeothermische Ressourcen im tiefen Untergrund Deutschlands entstehen, das Daten über tiefe, für geothermische Nutzung geeignete Aquifere enthält. Die Einschränkung auf die hydrogeothermische Nutzung wird aus Zeit- und Personalgründen getroffen; es werden jedoch die Voraussetzungen geschaffen, das Informationssystem hinsichtlich geothermischer Nutzung für Hot-Dry-Rock (HDR)-Verfahren und im Bereich von Störungszonen entsprechend auszubauen.

Ziel des Aufbaus des geothermischen Informationssystems ist die Lieferung von Fündigkeitsvorhersagen an wählbaren Lokalitäten. Es soll zur Qualitätsverbesserung bei der Projektierung von geothermischen Anlagen und zur Abschätzung des Fündigkeitsrisikos geothermischer Projekte dienen.

Die Forderung nach einer umfassenden, weitgehend maßstabsunabhängigen und stets aktualisierten Form eines geothermischen „Atlasses“ kann nur durch ein digitales geothermisches Informationssystem erfüllt werden. Dies muss neben meist unveränderlichen, geowissenschaftlichen Basisdaten auch aktuelle Ergebnisse und Erkenntnisse enthalten und ständig ergänzt werden.

Das System wird jedem Benutzer über das Internet zur Verfügung stehen; dabei sind Eigentumsrechte an den Basisdaten in geeigneter Weise zu berücksichtigen. Die IT-Lösung wird auf dem Fachinformationssystem Geophysik (FIS GP) aufbauen (KÜHNE 2006) und unter anderem eine Formularsuche und den UMN-Mapserver integrieren. Das Architekturmodell des geothermischen Informationssystems unter Einbeziehung der vorhandenen und zugänglichen Datenbestände ist in Abb. 1 dargestellt.

3 Regionen und Horizonte

Die wichtigsten Regionen für eine hydrogeothermische Nutzung sind das Norddeutsche Becken, der Oberrheingraben und das Süddeutsche Molassebecken. Für diese drei Regionen werden die für die geothermische Nutzung interessanten Horizonte ausgewählt und in das geothermische Informationssystem aufgenommen (Tab. 1). Die Auswahl der Horizonte wurde von den jeweilig

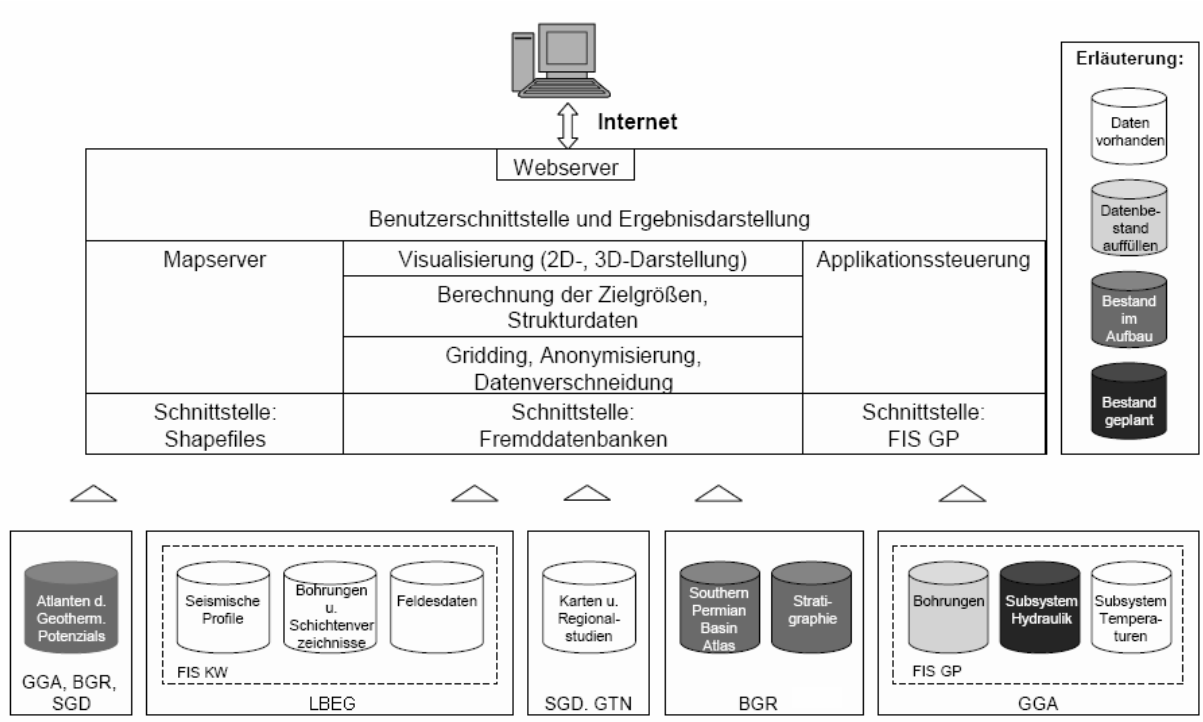


Abb. 1: Architekturmodell des geplanten geothermischen Informationssystems unter Einbeziehung der vorhandenen und zugänglichen Datenbestände (SCHULZ *et al.* 2005).

Tab. 1: Regionen und wichtigste Horizonte für hydrogeothermische Nutzung.

Region	Horizont	Art
Norddeutsches Becken	Speicherkomplex Lias-Rät	porös
	Mittlerer Buntsandstein	klüftig-porös
	Rotliegend-Sandsteine	klüftig-porös
	Unterkreide-Sandsteine	porös
	Dogger-Sandsteine	porös
	Keuper-Sandsteine	porös
Oberrheingraben	Oberer Muschelkalk	klüftig
	Mittlerer Buntsandstein	klüftig-porös
Süddeutsches Molassebecken	Malm	karstig-klüftig

zuständigen Projektpartnern durchgeführt, da diese die besten regionalen Kenntnisse besitzen.

In Deutschland existieren noch weitere Aquifere und Regionen mit entsprechenden Voraussetzungen, z. B. im Thüringer Becken; sie sollen in einem zweiten Schritt in das geothermische Informationssystem aufgenommen werden.

Für eine geothermische Stromproduktion müsste in den Aquiferen eine Temperatur von über 100 °C herrschen. Die dafür in Deutschland in Frage kommenden Gebiete sind in Abb. 2 dargestellt. Da das geothermische Informationssystem kein reiner „Stromatlas“ sein soll, sondern auch die direkte Wärmegewinnung eine Rolle spielt, für die Temperaturen über 60 °C erforderlich sind, werden die ausgewählten Regionen wesentlich größer sein, als in Abb. 2 dargestellt.

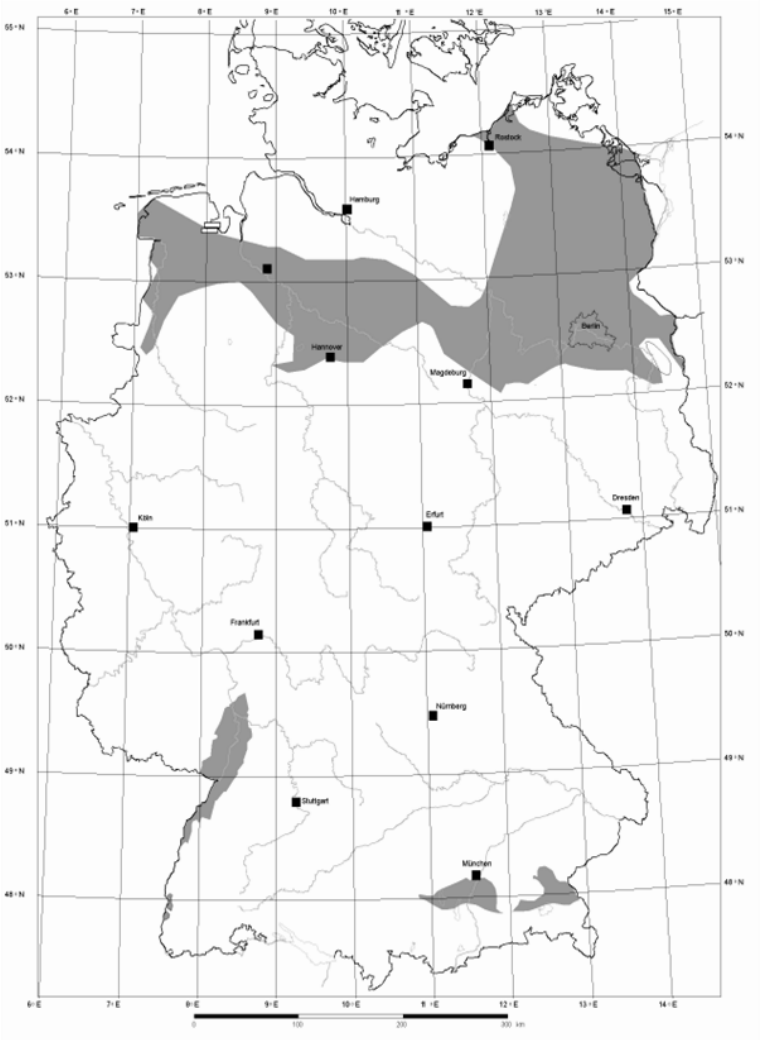


Abb. 2: Für geothermische Stromerzeugung interessante Gebiete (SCHELLSCHMIDT *et al.* 2005).

4 Fündigkeitsrisiko

Das Fündigkeitsrisiko bei geothermischen Bohrungen ist das Risiko, ein geothermisches Reservoir mit einer (oder mehreren) Bohrung(en) in nicht ausreichender Quantität oder Qualität zu erschließen (SCHULZ *et al.* 2005).

Die Quantität wird definiert über die installierbare Leistung einer geothermischen Anlage:

$$P = \rho_F c_F Q(T_i - T_o) \qquad \text{(Gl.1)}$$

mit P Leistung [W]

ρ_F Dichte des Fluids [kg m^{-3}]

c_F (isobare) spezifische Wärmekapazität [J kg^{-1} K^{-1}]

Q Volumenstrom, Förderrater [m³ s^{-1}]

T_i , T_o (Input- bzw. Output-) Temperatur [K] oder [°C]

Unter Qualität in der Definition versteht man im Wesentlichen die Zusammensetzung (Chemismus) des Fluids. Alle bisher bei geothermischen Bohrungen in Deutschland angetroffenen Wässer galten hinsichtlich ihrer Zusammensetzung für geothermische Nutzung, zwar mit unterschiedlichem technischen Aufwand, als beherrschbar.

Nicht durch das Fündigkeitsrisiko abgedeckt wird die „Nachhaltigkeit“, d.h. die dauerhaft ausreichende Energieabgabe; dies ist Teil des Betriebsrisikos:

$$E = P\Delta t \qquad \text{(Gl. 2)}$$

mit E Energie [J]

P Leistung, wie oben definiert [W]

Δt Zeitdauer der Förderung [s]

Somit sind die entscheidenden Parameter für das Fündigkeitsrisiko die Fördermenge Q und die Temperatur T_i, die durch die Lagerstätten-Temperatur abgeschätzt werden kann. Daten über die Temperaturen im Untergrund liegen in dem vom GGA-Institut aufgebauten, bundesweiten Fachinformationssystem Geophysik vor, das Untergrundtemperaturwerte aus ca. 10.000 Bohrungen in Deutschland enthält (KÜHNE 2006).

Zusätzlich wird ein Fachinformationssystem Hydraulik aufgebaut. Dafür sollen entsprechende Kennwerte u.a. aus Daten wie Porositäten und Permeabilitäten („Poroperm“) von Industriebohrungen, die im Fachinformationssystem Kohlenwasserstoffe (FIS KW) des LBEG vorliegen, abgeleitet werden (Abb. 1). Prinzipiell muss die Datengrundlage für diesen Bereich noch analysiert werden. Darüber hinaus werden auch hydraulische Daten aus anderen Tiefbohrungen, z.B. Testdaten von Geothermiebohrungen und Ergebnisse von Thermalwasserbohrungen, zur Verfügung stehen.

5 IT-Lösung

5.1 Datenbanken

Als Basis des geothermischen Informationssystems dient eine relationale Datenbank, die gegenwärtig aufgebaut wird. Sie wird alle projektrelevanten Daten enthalten. Einen wichtigen Teil dabei machen die zur Verfügung stehenden Bohrungsdaten aus; dazu zählen u. a. Stamm- und Metadaten, wie Koordinaten, Eigentümer und Zweck der Bohrung, und Fachdaten wie Profil-, „Poroperm-“ und Testdaten.

Für die Arbeiten innerhalb des Projektes, wie z. B. die Modellierung, werden die Fachdaten verwendet. Diese Daten dürfen jedoch häufig aus rechtlichen Gründen nicht an Dritte weitergegeben werden, so dass später für die Nutzung über den Internetzugang nur bearbeitete und anonymisierte Daten zur Verfügung stehen werden. Für die Anonymisierung werden entsprechende Verfahren entwickelt.

Ein wichtiger Aufgabenschwerpunkt innerhalb des Projektes ist die Homogenisierung von Daten, die vielfach aus verschiedenen Quellen und Bearbeitungen stammen. Dies betrifft zum Beispiel die Bohrprofile, von denen häufig mehrere pro Bohrung existieren. Zusätzlich sind die Schichtenverzeichnisse je nach Herkunft der Bohrungen durch unterschiedliche Symbolschlüssel kodiert (ATS, Symbolschlüssel Geologie und Symbolschlüssel der DDR).

Auch die Qualität der Daten und deren Wichtung und Bewertung wird für das Projekt eine große Rolle spielen.

5.2 Raummodell

Eine weitere Aufgabe wird die Erstellung von Raummodellen sein. Damit wird die grafische Darstellung des geologischen Untergrunds umgesetzt; sie dienen der Berechnung der geothermischen Ressourcen und bilden die Grundlage für Berechnungen von Fündigkeitsvorhersagen. Um der erforderlichen hohen Detailauflösung gerecht zu werden, ist eine Zellgröße von 100 m x 100 m als Arbeitsgrundlage vorgesehen.

Für das Raummodell werden zunächst Gauß-Krüger-Koordinaten verwendet, da auch die Topografiekarten von Deutschland in diesem Koordinatensystem vorliegen. Sobald die europaweite Umstellung auf UTM-Koordinaten erfolgt und die Topografiekarten entsprechend vorliegen, kann auch für das geothermische Informationssystem eine Umstellung erfolgen.

Die geologischen und geophysikalischen Daten für das GeotIS werden überwiegend auf der Grundlage von Rasterdaten bereitgehalten und verarbeitet werden. Bei der Darstellung von Bohrungen, der räumlichen Verteilung von Parametern (z.B. Temperatur) etc. werden hauptsächlich Vektordaten zum Einsatz kommen.

Zur Bearbeitung der Vektordaten ist der Einsatz von ArcGIS vorgesehen, die Visualisierung wird mittels UMN-Mapserver erfolgen. Des Weiteren ist die Anwendung von geostatistischen Methoden wie Kriging für physikalische Untergrundparameter und Lage von Schichten geplant.

5.3 Internet

Das geothermische Informationssystem soll digital über das Internet zur Verfügung stehen. Die Nutzung der GeotIS-Internet-Schnittstelle wird in zwei Betriebsmodi möglich sein:

- Der Standardmodus ist für Benutzer ohne spezielle geowissenschaftliche Vorkenntnisse (z. B. Entscheidungsträger in Kommunen, Verbänden usw.) vorgesehen.
- Der Expertenmodus bietet erweiterte Recherche- und Anzeigemöglichkeiten für Fachleute aus den Geowissenschaften und unterstützt auch den Zugang zu verwendeten Basisdaten.

Zentrale Komponente der GeotIS-Softwarelösung ist eine Webmapping-Anwendung (interaktive Karte), über die der Benutzer geografisch navigieren und recherchieren kann. Wählbare Kartenhintergründe unterstützen die Standortsuche:

- Topografie, Satellitenbilder und Gemeindegrenzen dienen zur Navigation,
- Schutz- und Abbaugebiete zeigen Konflikte mit konkurrierenden Nutzungsarten auf,
- Lagekarten für Bohrungen und Messungen mit klickbaren Symbolen unterstützen den Zugang zu Meta- bzw. Basisdaten oder Grafiken.

Ein Mausklick in die interaktive Karte soll dem Benutzer Informationen über die geothermische Ergiebigkeit des Standortes und über die Sicherheit dieser Aussage anzeigen.

Der Expertenmodus bietet zusätzlich:

- Eine formularbasierte überregionale Suche nach geeigneten Standorten. Diese Suche wird durch fachliche Vorgaben gesteuert.
- Diverse Visualisierungsmöglichkeiten für Untergrundmodelle (Horizontal- und Vertikalschnitte über die Geologie und geophysikalische Parameter, Projektion auf Aquifere, 3D-Darstellungen),
- Anzeige von Basisdaten (z. B. seismische Profile),
- Statistische Auswertungen.

6 Ausblick

Das Projekt wurde im Januar 2006 begonnen, über den Stand der Arbeiten kann man sich auf den Webseiten des GGA-Instituts (www.gga-hannover.de) informieren. Die unter *IT-Lösung* aufgeführten Punkte beziehen sich vor allem auf die Umsetzung von EDV-Aufgaben wie Datenbank, Raummodell und Internet. Auf die Realisierung der inhaltlichen Fragen wird zu einem späteren Zeitpunkt näher eingegangen.

7 Literaturhinweise

KÜHNE, K. (2006): Das Fachinformationssystem Geophysik und seine Nutzung über das Internet. – Ext. Abstract, 57. Berg- und Hüttenmännischer Tag, 22.-23.06.2006, Freiberg.

SCHELLSCHMIDT, R., SANNER, B., JUNG, R. & SCHULZ, R. (2005): Geothermal Energy Use in Germany. - In: Proc. of the World Geothermal Congress: 12 p., 24.-29.04.2005; Antalya, Turkey.

SCHULZ, R., KÜHNE, K., MAUL, A. & ZSCHOCKE, A. (2005): Machbarkeitsstudie zur Erstellung eines geothermischen Atlas für Deutschland. – Endbericht UBA Vorhaben 204 41 131, Archiv-Nr.125 483; Hannover.


BERGAKADEMIE
TECHNISCHE
UNIVERSITÄT
FREIBERG

Das Fachinformationssystem Geophysik und seine Nutzung über das Internet

Klaus Kühne

GGA-Institut, Stilleweg 2, 30655 Hannover, klaus.kuehne@gga-hannover.de

Das Fachinformationssystem Geophysik (FIS Geophysik) wurde als Werkzeug zur Unterstützung der Forschungsarbeiten des GGA-Instituts und seiner Partner entwickelt. Das FIS Geophysik erlaubt die Recherche, Visualisierung und Auswertung von geophysikalischen Messungen verschiedener Methoden: Bohrlochgeophysik, Gravimetrie, Magnetik, Geoelektrik, Geothermie, Gesteinsphysik und Seismik. Über eine Internet-Anwendung steht das FIS Geophysik auch der wissenschaftlichen Öffentlichkeit zur Verfügung.

A geophysics information system (FIS Geophysik) has been developed to support research at the Leibniz Institute for Applied Geosciences (GGA Institute) and at partner institutions working on joint research projects. This information system allows querying, visualisation and interpretation of measurements from different geophysical methods: borehole geophysics, gravity, magnetics, geoelectrics, geothermics, petrophysics, and seismics. Access to the system is being provided through the internet so that it can be used by GGA partners and by the science community.

1 Einleitung

Das Fachinformationssystem (FIS) Geophysik wurde am Institut für Geowissenschaftliche Gemeinschaftsaufgaben (GGA-Institut) in Hannover entwickelt. Das GGA-Institut ist eine Einrichtung der Leibniz-Gemeinschaft und befasst sich mit Forschung auf dem Gebiet der angewandten Geophysik.

Das FIS Geophysik enthält Daten zu geophysikalischen Messungen verschiedener Verfahren und deren Auswertungen, vorrangig aus Deutschland. Wesentliches Ziel der Entwicklung war es, mit dem FIS Geophysik nicht nur ein Infrastrukturwerkzeug für den institutsinternen Einsatz zu schaffen, sondern das System auch der wissenschaftlichen Öffentlichkeit (Staatliche Geologische Dienste, Firmen, Hochschul- und Forschungsinstitute) über das Internet zur Verfügung zu stellen. Das betrifft sowohl das Abrufen von Datenbankinhalten als auch das Einstellen eigener Daten. Dabei werden Eigentumsrechte an den Daten gewahrt. Eine Zugangskontrolle erlaubt - in Abstimmung mit den Dateneigentümern - die differenzierte Freischaltung von Daten gegenüber den verschiedenen Benutzern.

Das FIS Geophysik bietet im Vergleich mit anderen Internet-Informationssystemen sehr weitgehende Recherche- und Auswertungsmöglichkeiten.

Tab. 1: Datenbestände des FIS Geophysik

Geophys. Methode	*Datenvolumen*
Bohrlochgeophysik	ca. 1.500 Logs aus 350 Bohrungen mit max. 70.000 Teufen-Steps; 46 eingesetzte Sonden verschiedener Typen. Raumbezug: projektbezogen.
Geoelektrik	ca. 22.000 Schlumberger-Sondierungen mit max. 15 km Auslage; ca. 5.000 1D-Interpretationen. Raumbezug: projektbezogen.
Gesteinsphysik	Produktionsbetrieb läuft an.
Gravimetrie	ca. 124.000 Schweremessungen. Raumbezug: deutschlandweit flächendeckend.
Magnetik	ca. 1,4 Mio. Messpunkte; überwiegend aus der Aeromagnetik. Raumbezug: flächendeckend für Westdeutschland.
Seismik	Produktionsbetrieb läuft an.
Temperaturen	ca. 56.000 Temperaturen aus 10.000 Bohrungen und Tiefen bis zu 9.100 m. Raumbezug: deutschlandweit.
Insgesamt	ca. 1,6 Mio. Messungen

2 Datenbestände

Tabelle 1 gibt eine Übersicht über die aktuell im FIS Geophysik gespeicherten Datenbestände. Der Bestand wird laufend erweitert, auch durch die Übernahme von Fremddaten (z.B. der Schweremessungen der deutschen Kohlenwasserstoff-Industrie).

3 IT-Architektur

Kernstück des FIS Geophysik ist eine relationale Datenbank. Diese enthält ca. 180 Tabellen, die z. T. spezifisch für die verschiedenen geophysikalischen Methoden (Subsysteme) sind, z. T. aber auch zu einem gemeinsam genutzten Überbau gehören. Zum Überbau gehören Infrastrukturdaten wie z. B. ein Geo-Thesaurus und ein Verzeichnis der administrativen Einheiten Deutschlands. Der Überbau enthält aber auch Katalogtabellen mit den Stammdaten von Messgeräten, Messungen und Auswertungen, unabhängig von deren Zugehörigkeit zu einem bestimmten Subsystem. Diese Technik erlaubt ein methodenübergreifendes Recherchieren und unterstützt die Funktion des FIS Geophysik als Metainformationssystem. Weitere Informationen zur Datenbankstruktur befinden sich in KÜHNE *et al.* (2004).

Die Bedienungsoberfläche des FIS Geophysik besteht - entsprechend der unterschiedlichen Nutzung des FIS Geophysik (inhaltliche Pflege nur intern, Recherche und Auswertung auch über das Intranet/Internet) - aus einer internen und einer externen Komponente (Abb. 1).

Die interne Komponente **FIS GP/CS** ist eine konventionell realisierte Client/Server-Lösung und wird vorrangig zur Datenpflege eingesetzt.

Die externe Komponente, also die Intranet/Internet-Schnittstelle des FIS Geophysik, besteht wiederum aus zwei Teilen:

FIS GP/GEO ist für die geographische Recherche mittels einer interaktiven Karte zuständig. Die wichtigsten Leistungen dieses Produkts sind:

- wählbare Kartenhintergründe und Fachdatenebenen,
- komfortable Navigation, u. a. durch Positionierung des Kartenfensters auf Gemeinden, Messtischblätter, einzelne Messungen usw.,
- Anzeige von Stammdaten und Details zu ausgewählten Fachdatenobjekten,
- Download und Visualisierung von Fachdaten.

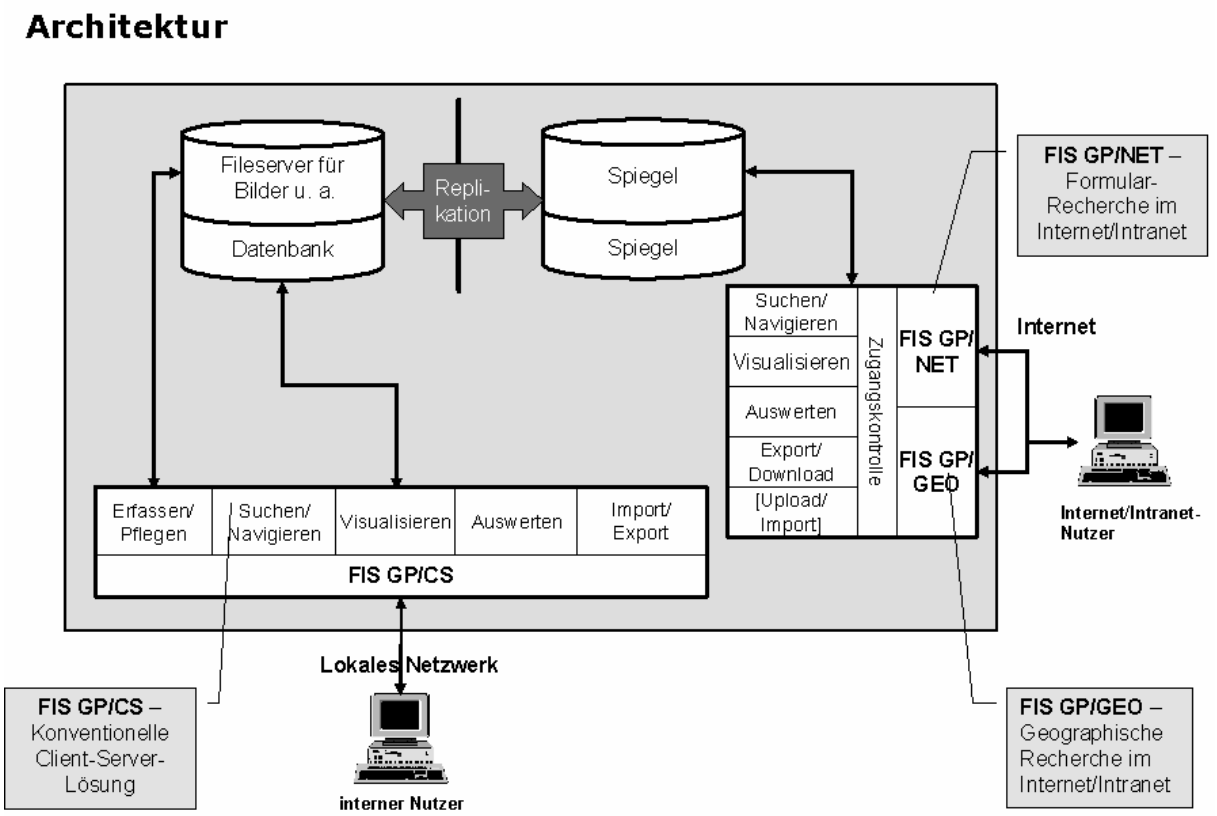


Abb. 1: IT-Architektur des FIS Geophysik.

Technische Basis von FIS GP/GEO ist vor allem der UMN-Mapserver (FISCHER 2002), ein leistungsfähiges Open-Source-Werkzeug für Web-Mapping-Anwendungen.

Abb. 2 zeigt ein Beispiel für das Arbeiten mit FIS GP/GEO.

Die Komponente **FIS GP/NET** erlaubt eine formularorientierte Recherche mit den folgenden Möglichkeiten:

- Eingabe von Suchbedingungen über komfortable Suchformulare,
- tabellarische Anzeige von Treffermengen und Anzeige von Einzeltreffern in Formularen,
- Anwendbarkeit diverser Auswertungs-Skripte aus den Bereichen Export/Download, Statistik, Visualisierung, Gridding und Interpretation auf recherchierte Treffermengen und Einzeltreffer,
- beziehungsorientierte Navigation in der Datenbank.

Technische Grundlagen von FIS GP/NET sind vor allem:

- PHP, eine Open-Source-Skriptsprache für Internet-Anwendungen (ACHOUR *et al.* 2005),
- QFORM, ein am GGA-Institut entwickelter Generator für Internet-Rechercheanwendungen,
- GMT, ein Open-Source-Programmsystem für Mapping-Zwecke (WESSEL & SMITH 2004).

Abb. 3 zeigt ein Beispiel für die Visualisierung einer Recherche-Treffermenge mit GMT.

FIS GP/GEO und FIS GP/NET bedienen sich einer gemeinsamen Zugangskontrolle mit den folgenden Eigenschaften:

- abgesicherter Zugang über eine leistungsfähige Benutzer-, Rollen- und Rechteverwaltung,
- Zugangsrechte auf Datensatzebene differenzierbar, z. B. abhängig von Besitzverhältnissen und der geographischen Lage von Messungen,
- Ausblenden geschützter Spalten gegenüber unprivilegierten Benutzern,

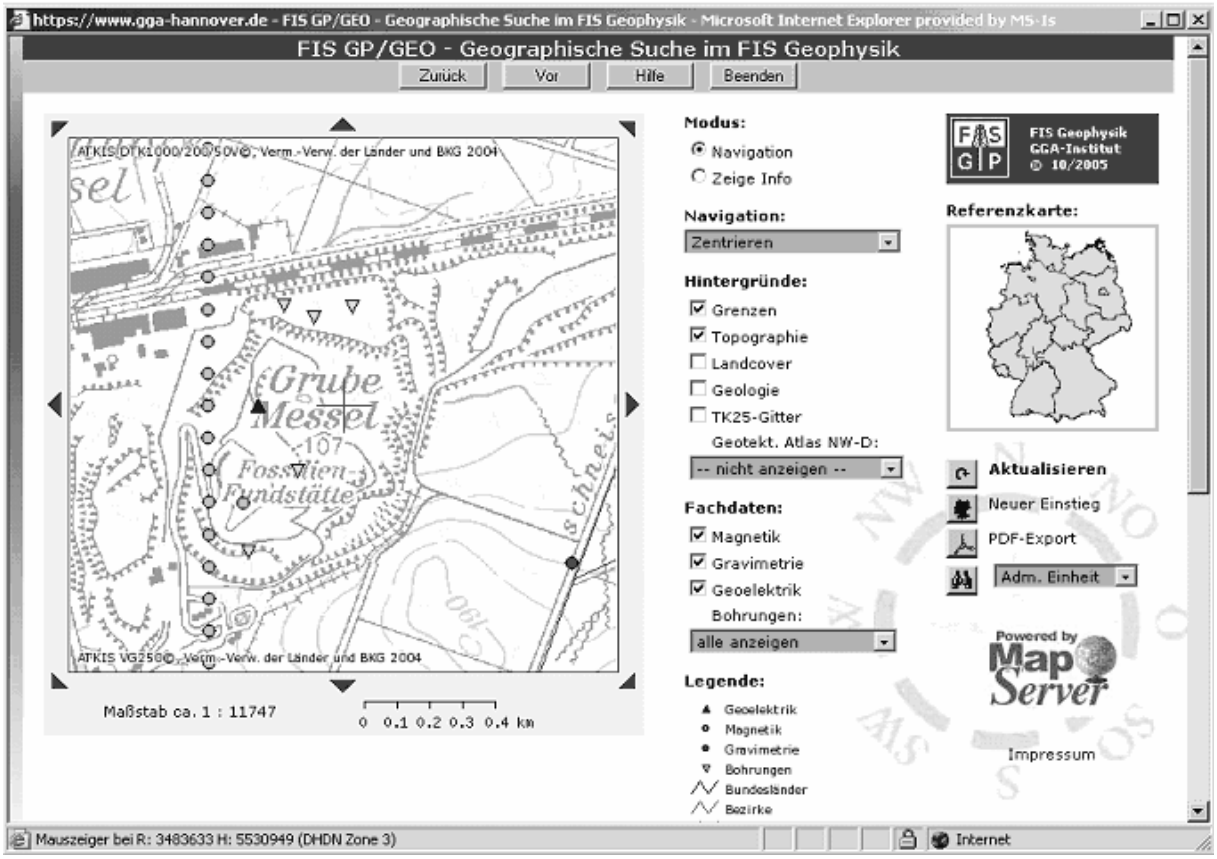


Abb. 2: Geographische Suche im FIS Geophysik. (Angezeigte Topographie: ATKIS DTK50; VERMESSUNGSVERWALTUNGEN DER LÄNDER & BKG 2004).

- unkomplizierte Online-Registrierung neuer Benutzer.

Weitere Informationen zur IT-Lösung des FIS Geophysik finden sich in KÜHNE *et al.* (2003) und in KÜHNE (2005).

4 Zugang und Nutzung

Das FIS Geophysik ist entweder über die Homepage des GGA-Instituts http://www.gga-hannover.de oder über https://www.gga-hannover.de/app/fis_gp/startseite/start.htm erreichbar.

Für seine Nutzung wird ein Browser der neueren Generation benötigt. Für einige Funktionalitäten wird eine Java-Laufzeitumgebung benötigt. Nähere Informationen befinden sich auf der Startseite der Anwendung.

Die Nutzung des FIS Geophysik ist frei, erfordert aber eine Anmeldung. Beim Anmelden über das *Gast*-Konto werden sensitive Felder geschützter Datensätze - insbesondere Messwerte - grundsätzlich ausgeblendet.

Weitergehende Rechte kann man nur als persönlich registrierter Anwender erhalten. Die persönliche Registrierung erfolgt über die Schaltfläche *Registrieren* auf der Anmeldeseite. Die Vergabe von Rechten erfolgt z. T. automatisch über die bei der Registrierung anzugebenden Institution, der der Benutzer angehört. Weitergehende Rechte können im Rahmen der Registrierung beantragt werden. Nach erfolgter Registrierung wird automatisch ein Zugangspasswort per E-Mail zugesandt.

5 Ausblick

Der Aufbau der technischen Lösung des FIS Geophysik ist inzwischen weitgehend abgeschlossen. Der Ausbau des gespeicherten Datenbestandes wird jedoch fortgeführt, auch durch die Aufnahme geophysikalischer Daten von Partnerinstitutionen.

Auf der technischen Grundlage des FIS Geophysik werden z. Zt. die folgenden Projekte durchgeführt bzw. geplant:

- Geothermisches Informationssystem Deutschland (GeotIS). Ziel dieses durch das Bundesumweltministerium finanzierten Vorhabens ist der Aufbau eines öffentlich nutzbaren Informationssystems, das die Suche

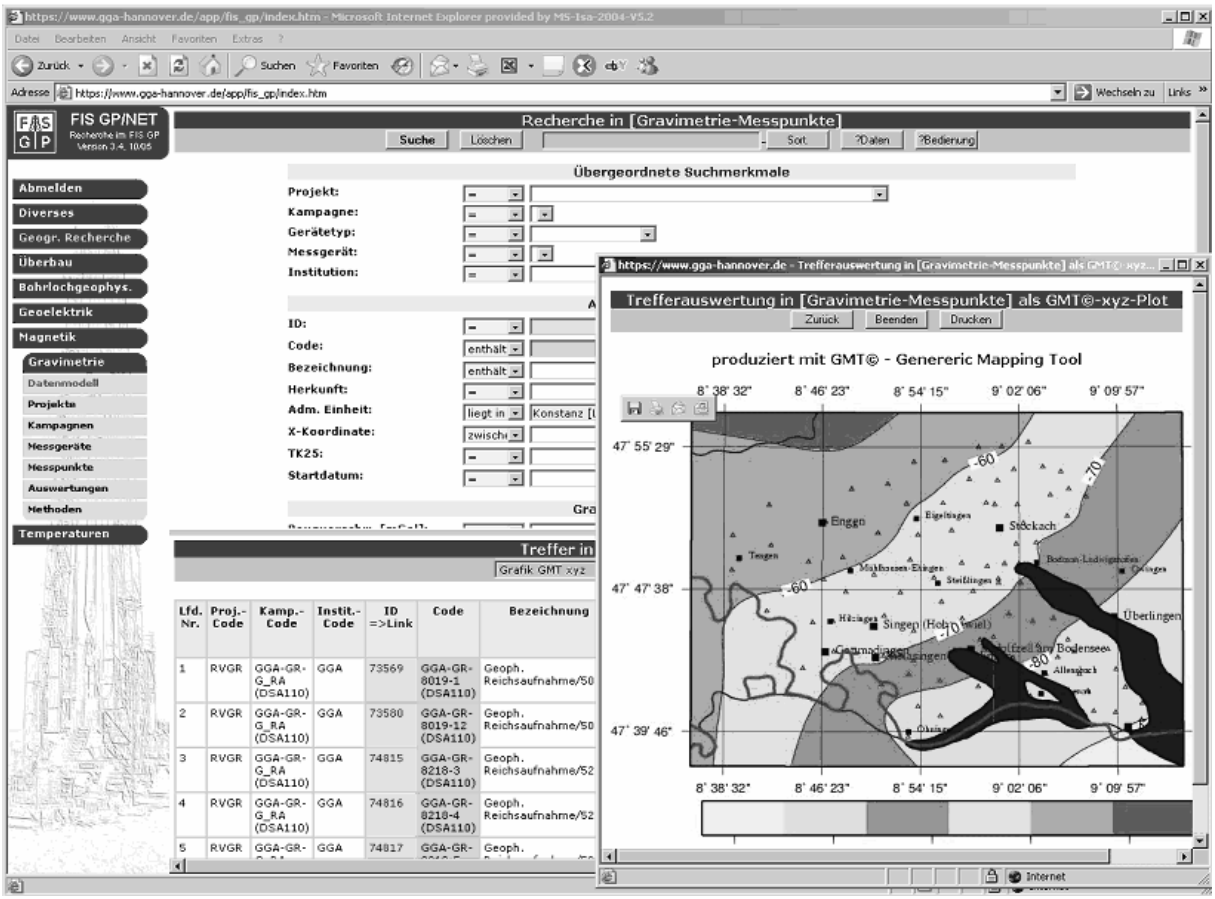


Abb. 3: Visualisierung von Schweredaten mit GMT.

nach Standorten für hydrogeothermische Anlagen zur Wärmenutzung und Stromerzeugung unterstützt (Pester et al. 2006).

- Geologisch/geophysikalische Untergrundmodellierung des Raumes Wolfsburg. In diesem Projekt sollen u. a. IT-technische Verbindungen zwischen dem 3D-Modellierwerkzeug GOCAD (Mallet 2002), der Datenbank des FIS Geophysik und geophysikalischen Interpretationsverfahren geschaffen werden (Rühaak et al. 2006).
- GEOMIND (Geophysical Multilingual Internet-Driven Information Service). Dieses z. Zt. noch in der Antragsphase befindliche EU-Projekt hat zum Ziel, eine verteilte Internet-Lösung für den Nachweis bzw. die Verarbeitung geophysikalischer Daten in Europa zu schaffen. Am Projekt beteiligt sind 13 Institutionen aus 8 Staaten der EU.

6 Literatur

ACHOUR, M., BETZ, F., DOVGAL, A., LOPES, N., OLSON, O., RICHER, G., SEGUY, D. & VRANA, J. (2005): PHP Online Manual. - Online-Dokumentation, Hrsg. Gabor Hojtsy. Im Internet unter http://www.php.net/manual/en/index.php.

FISCHER, T. (2002): UMN Mapserver; Handbuch und Referenz. - Map Media, J. Thomsen und D. Geschwandtner GbR; Berlin.

KÜHNE, K., MAUL, A.-A. & GORLING, L. (2003): Aufbau eines Fachinformationssystems Geophysik. - Z. Angew. Geol., 49 (2): 48-53; Hannover.

KÜHNE, K., BOLOTOVSKI, J., GORLING, L. & RODEMANN, H. (2004): Datenmodelldokumentation zum Fachinformationssystem Geophysik des GGA-Instituts, Version 2.7.1, Stand 29.06.2004. - GGA-Bericht, Archiv-Nr. 124 428, 94 S.; Hannover.

KÜHNE, K. (2005): Geophysik online - Das Fachinformationssystem Geophysik. - Mittlg. Dt. Geophys. Ges., 3/2005.

MALLET, J.-L. (2002): Geomodeling. - Oxford University Press, 462 p.; New York.

W. RÜHAAK, L. GORLING, R. SCHULZ (2006): Integration geophysikalischer Daten in ein dreidimensionales geometrisches Untergrundmodell. - Ext. Abstract, 57. Berg- und Hüttenmännischer Tag 22.-23.6.2006; Freiberg.

PESTER, S., KÜHNE, K., MAUL, A.-A. & SCHULZ, R. (2006): Aufbau eines geothermischen Informationssystems für Deutschland.- Ext. Abstract, 57. Berg- und Hüttenmännischer Tag 22.-23.6.2006; Freiberg.

WESSEL, P. & SMITH, W. (2004): The Generic Mapping Tools, Version 4, Technical Reference and Cookbook. - Online-Dokumentation. Im Internet unter http://gmt.soest.hawaii.edu/.


BERGAKADEMIE
TECHNISCHE
UNIVERSITÄT
FREIBERG

Das Bergbau-Informationssystem (BIS) der Bergbehörden des Landes NRW

Bernhard Schrott

Bezirksregierung Arnsberg, Abteilung Bergbau und Energie in Nordrhein-Westfalen
Goebenstraße 25 in 44135 Dortmund, bernhard.schrott@bezreg-arnsberg.nrw.de

Vor neun Jahren wurde am ehemaligen Landesoberbergamt das „Bergbau-Informationssystem (BIS)“ eingeführt. Die damalige Idee, das BIS zur Auskunftserteilung bei kommunalen und privaten Anfragen zu nutzen oder es zur Beurteilung bergbaulicher Einwirkungen auf die Tagesoberfläche zu verwenden, umfasst heute nur einen geringen Teil der inzwischen möglichen Einsatzgebiete des Bergbau-Informationssystems. Dabei wird nicht nur der effektiven Beantwortung der jährlich zunehmenden Zahl von Anfragen ein hoher Stellenwert zugemessen, sondern auch einer vorherigen effizienten Datenerfassung bergbaulicher Informationen.

Grundlage für die Datenerfassung bildet u. a. das bei den Bergbehörden vorliegende Karten- und Rissarchiv, deren Bestand ca. 110.000 Risse und 7.000 Berechtigungskarten umfasst. Seit einigen Jahren arbeiten die Bergbehörden in NRW an der digitalen Umsetzung analog vorliegender Unterlagen und am Aufbau entsprechender Fachdatenbanken. Durch das Zusammenführen dieser Informationen im Bergbau-Informationssystem können weit reichende und umfangreiche Kartenwerke, zum Beispiel zur Abwehr von Gefahren aus verlassenen Grubenbauen, erzeugt werden.

Welche Möglichkeiten das BIS für die Bearbeitung raumbezogener Fragestellungen bietet und welche Projekte zur Weiterentwicklung des BIS derzeit realisiert werden, werden in diesem Beitrag aufgezeigt.

Nine years ago the Information System of Mining ("Bergbau-Informationssystem (BIS)"), a specialized mining information system, was introduced at the mining authorities in North Rhine Westphalia. At that time the idea was to provide information for local and private inquiries or for the evaluation of effects on the surface caused by mining. Today, however, this covers only a small part of the in the meantime extended range of applications of BIS. Not only the actual answering of the annually increasing number of inquiries is considered important, also a prior efficient data acquisition of mining-structural information.

The map archive is the basis for the data acquisition comprising about 117,000 maps about mining activities. Since 2000 the mining authorities in North Rhine Westphalia are working on the digital conversion of the available documents and have established appropriate special data banks. To analyse risks caused by abandoned mining operations the collected data in the BIS is used to produce special maps containing the risk potential.

The possibilities the BIS offers like dealing with space-oriented questions and the projects for the future development of BIS are shown in this article.

1 Erfordernis eines bergbehördlichen Informationssystem

In Nordrhein-Westfalen wurden in der Vergangenheit zahlreiche Unterlagen ohne geometrischen bzw. kartografischen Bezug für die Bearbeitung bergbehördlicher Aufgaben erstellt. Als 1990 erstmals laut beim damaligen Landesoberbergamt Dortmund über den Einstieg in die Grafische Datenverarbeitung nachgedacht wurde, lagen bereits zahlreiche Fachinformationen in separaten Listen, Karteien und Akten vor. Geometrische Darstellungen bergbaulicher Objekte (beispielsweise Bergbauberechtigungen und Tagesöffnungen des Bergbaus) wurden in thematischen Karten mit unterschiedlicher Qualität und Aktualität verzeichnet. Fachangaben zu Schächten wurden sowohl von den Bergämtern wie auch vom Landesoberbergamt erfasst und lagen folglich redundant vor. Die manuelle Führung und Pflege der Informationsquellen bedeutete damals erheblichen Arbeits-, Zeit- und Kostenaufwand.

So wurde damit begonnen, die analog vorhandenen Informationen in digitale Verfahren zu überführen. Bereits zu dieser Zeit dachte die Abteilung Markscheidewesen darüber nach, die Daten zu Präsentations- und Analysezwecken in ein Informationssystem einzubetten und die Daten entsprechend dieser Technologie aufzubereiten.

Im Rahmen einer Organisationsuntersuchung der Bergverwaltung NRW ist 1994 eine Unternehmensberatung zu dem Ergebnis gekommen, dass durch einen verstärkten Einsatz von Informationstechnik die Anfertigung, Nachtragung und Herstellung bergbehördlicher Kartenwerke effizienter gestaltet werden kann. Darüber hinaus sollte zur Unterstützung der Auskunftserteilung und der Erarbeitung von Stellungnahmen zu Planungsmaßnahmen anderer Behörden ein raumbezogenes Geo-Informationssystem entwickelt werden. Dies bedeutete für das damalige Landesoberbergamt eine deutliche Verbesserung der Rahmenbedingungen für die Einführung der grafischen Datenverarbeitung (GDV) und eine Beschleunigung der begonnenen Prozesse.

Tab. 1: Digital geführte Kartenwerke bei den Bergbehörden in NRW.

Kartenwerk	Basiskartenwerk	Thematik
Karte der Tagesöffnungen des Bergbaus	DGK 5	Auf diesem Kartenwerk werden betriebene und verlassene Tagesöffnungen des Bergbaus dargestellt.
Karte der Tagesbrüche und des oberflächennahen Bergbaus	DGK 5	Das Kartenwerk enthält Darstellungen von Tagesbrüchen, die • bergbaulich bedingt, • nicht bergbaulich bedingt oder • in ihrer Ursache nicht nachvollziehbar sind, Tagesöffnungen nicht bergbaulicher Art (bspw. Luftschutzstollen), Verbreitungsgebiete des oberflächennahen Bergbaus sowie nachgewiesene Ausgasungsbereiche und -stellen (Methan).
Karte der bergbaulichen Flächen	DGK 5	Darstellung von Bereichen, in denen bergbauliche Tätigkeiten • unter Bergaufsicht stehen, • unter Bergaufsicht gestanden haben, • zugelassen sind oder • geplant sind
Berechtsamskarte	TK 25, DGK 5	Darstellung der Berechtsamsverhältnisse gemäß § 75 BBergG
Karte der Bergbau-Altlast-Verdachtsflächen	TK 25	Darstellung der im Bergbau-Altlast-Verdachtsflächenkataster erfassten Altstandorte und Altablagerungen
Übersichtskarten	1:300.000 1:400.000	• Übersichtskarte der Bergamtsbezirke und Verwaltungsgrenzen • Erteilte Erlaubnisfelder/Bewilligungsfelder für Kohlenwasserstoffe in Nordrhein-Westfalen • Übersichtskarte der Bergamtsbezirke (mit Topographie) • Übersichtskarte der unter Bergaufsicht stehenden Gewinnungsbetriebe und Tagesbetriebe • Übersichtskarte der unter Bergaufsicht stehenden sonstigen Betriebe • Übersichtskarte der Betriebe im Abschlussverfahren • Übersichtskarte "Erlaubnisfelder, Bewilligungsfelder, Bergamtsbezirke, Verwaltungsgrenzen" • Übersichtskarte der Quarzsand- und Quarzkiesbetriebe im Bereich der Bergaufsicht Nordrhein-Westfalen • Übersichtskarte der Fernleitungen • Sonderdarstellungen

2 Die Entwicklungen zum heutigen Informationssystem

Bis 1998 wurde in enger Zusammenarbeit mit dem Landesamt für Datenverarbeitung und Statistik NRW (LDS NRW) das erste Geo-Informationssystem „Tagesöffnungen des Bergbaus“ des Landesoberbergamtes entwickelt, das die Basis für das heutige Bergbau-Informationssystem der Bergbehörden des Landes Nordrhein-Westfalen darstellt. Um den vorgesehenen Arbeiten Anfertigung, Nachtragung und Herstellung bergbehördlicher Kartenwerke und ihrer verschiedenen Thematiken’ Rechnung zu tragen, wurden Fachschalen auf der Grundlage des Programmpaketes ALK-GIAP® programmiert. Tabelle 1 zeigt, welche bergbehördlichen Kartenwerke bisher digital umgesetzt wurden.

Neben der Erstellung bergbehördlicher Kartenwerke mit Hilfe der erfassten Geometriedaten wurden auch die analog vorliegenden Informationen zu diesen bergbaulichen Objekten aus Akten, Karteien oder Listen in Fachdatenbanken eingegeben, um sie mit Geometriedaten verknüpfen zu können. In enger Kooperation mit dem LDS NRW konnten Fachdatenschnittstellen zwischen den ALK-GIAP-Verfahren und dem verwendeten relationalen Datenbanksystem INGRES II der Fa. Computer Association aufgebaut werden. Dadurch ist eine Kopplung von Fachdaten und digitalen Geometriedaten möglich und grafisch darstellbar.

Tabelle 2 gibt die bei den Bergbehörden des Landes NRW verwendeten Fachdatenbanken wieder.

Auch von anderen Behörden wurden Fachdaten zur Bearbeitung raumbezogener Fragestellungen übernommen, wie beispielsweise die Fachdaten „Digitale Gebäudereferenzen NRW“ des Landesvermessungsamtes NRW, mit deren Hilfe eine Fokussierung eines Kartenausschnittes auf eine in NRW bestehende Adresse möglich ist.

Für die Verwendung der digital vorliegenden Fach- und Geometriedaten ist wichtig, deren

Tab. 2. Fachdatenbanken bei den Bergbehörden in NRW.

Fachdatenbank	Thematik
System zur Auskunftserteilung über Tagesöffnungen des Bergbaus (SATÖB)	Es werden Lageangaben, technische Daten (z.B. Abmessungen, Einfallen, Teufe, flache Länge, Lockermassenüberdeckungen), Angaben zu den eingebrachten Sicherungen, Befahrungsergebnisse und andere Fachdaten erfasst. Zur Zeit sind Daten zu ca. 23.000 Tagesöffnungen eingegeben. Ziel ist es in erster Linie, eine Gefährdungsabschätzung in Bezug auf die Tagesoberfläche vornehmen zu können. Alle Bergämter geben ebenfalls Daten ein (bspw. Sicherungsdaten, Befahrungsergebnisse).
Tagesbrüche	Es werden hauptsächlich Angaben zur Lage und Ausdehnung, zum Datum und zur Ursächlichkeit der Tagesbrüche erfasst. Ziel ist es, den Bearbeiter von Fragestellungen zur bergbaulichen Situation auf umgegangenen Bergbau hinzuweisen, auch wenn dieser in risslichen Unterlagen nicht dokumentiert ist, jedoch bei Erkundungsarbeiten zur Ursächlichkeit des Tagesbruchereignisses vor Ort festgestellt worden ist.
Automatisiertes Berechtsamsbuch (BEBU)	Mit dieser Anwendung werden Fachdaten zu den zur Zeit bestehenden Bergbauberechtigungen erfasst und verwaltet (bspw. Rechtsinhaber, verliehene Bodenschätze, Feldesgröße usw.).
Bergbauliche Flächen (GIS-BF)	In dieser Datenbank werden Fachdaten zu bergbaulichen Flächen, wie z.B. Flächenart (Art des Betriebes) oder Flächentyp (Planungsstand, Stand der Zulassung) erfasst und verwaltet (s. auch Tabelle 1). Die jeweils zuständigen Bergämter geben ebenfalls Fachdaten ein.
Katalog erledigter Vorgänge (KEV)	Es werden Angaben über Anfragen Privater zur bergbaulichen Situation, zu Vorgängen über die Beteiligung der Abteilung „Bergbau und Energie in NRW“ als Träger öffentlicher Belange an der Bauleitplanung oder zu Anträgen auf Grubenbildeinsichtnahme sowie Angaben oder Verweise zu den hierzu abgegebenen Stellungnahmen und durchgeführten Grubenbildeinsichtnahmen erfasst. Diese Anwendung erlaubt einen schnellen Zugriff auf die zum jeweiligen Vorgang gespeicherten Daten.

Vollständigkeit und Richtigkeit sicherzustellen. Die über mehrere Jahre hinweg und von unterschiedlichen Bearbeitern erfassten Fachdaten zeigen hinsichtlich dieser Kriterien deutliche Unterschiede. Zwar wurden alle Geometrie- und Fachdaten zu bekannten Tagesöffnungen des Bergbaus, die der Bergverwaltung in NRW in analoger Form vorliegen, erfasst. Jedoch ist davon auszugehen, dass bei der weiteren Auswertung von risslichen und anderen Unterlagen neben den bereits erfassten ca. 23.000 Tagesöffnungen zusätzlich etwa 40.000 Tagesöffnungen hinzukommen. Vergleichbar verhält es sich auch bei den bisher erfassten Angaben zu möglichen Bergbau-Altlastverdachtsflächen. Die Datenbank „Automatisiertes Berechtsamsbuch“ enthält zwar Fachdaten zu allen bestehenden und nach Inkrafttreten des Bundesberggesetzes erloschenen Bergbauberechtigungen, jedoch kann im zugehörigen ALK-GIAP-Verfahren noch nicht der vollständige Datenbestand visualisiert werden, da noch nicht alle Bergbauberechtigungen (aufgrund noch nicht festgelegter Koordinaten der Feldeseckpunkte) "bestätigt" werden konnten (vgl. § 149 Abs. 1 Buchstabe c BBergG).

An Hand dieser Beispiele ist offensichtlich, dass es trotz der weit fortgeschrittenen Digitalisierung der vorhandenen Informationen unentbehrlich ist, auf vorhandene analoge Unterlagen, wie z. B. Grubenbilder mit Darstellungen von bisher nicht erfassten Tagesöffnungen oder Mutungsübersichtskarten mit Darstellungen von zwar bestehenden, aber noch nicht amtlich bestätigten oder bereits vor Inkrafttreten des Bundesberggesetzes erloschenen Bergbauberechtigungen zurückzugreifen.

3 Das Bergbau-Informationssystem (BIS) der Bergbehörden in NRW

Das heutige Bergbau-Informationssystem basiert auf dem Desktop-GIS SICAD/SD 6.0. Es beinhaltet die oben aufgeführten Geometriedaten der ALK®-GIAP-Verfahren sowie den Datenbestand der Fachdaten und bietet den Bediensteten der Bergbehörden die Visualisierung und Auswertung dieser Informationen.

Das BIS ist zurzeit an ca. 90 Arbeitsplätzen als Netzwerkversion installiert und wird von dem Dezernat 87 der Abteilung „Bergbau und Energie in NRW“ administriert und gepflegt. Alle Bergämter können über das WAN auf den 61 Fachebenen umfassenden Datenbestand zugreifen. Und die Anzahl der Nutzer des BIS nimmt aus verschiedenen Gründen weiter zu.

Die 1994 durch die Organisationsuntersuchung ermittelten und heute mit Hilfe der GDV unterstützten Aufgaben stiegen mit Inbetriebnahme

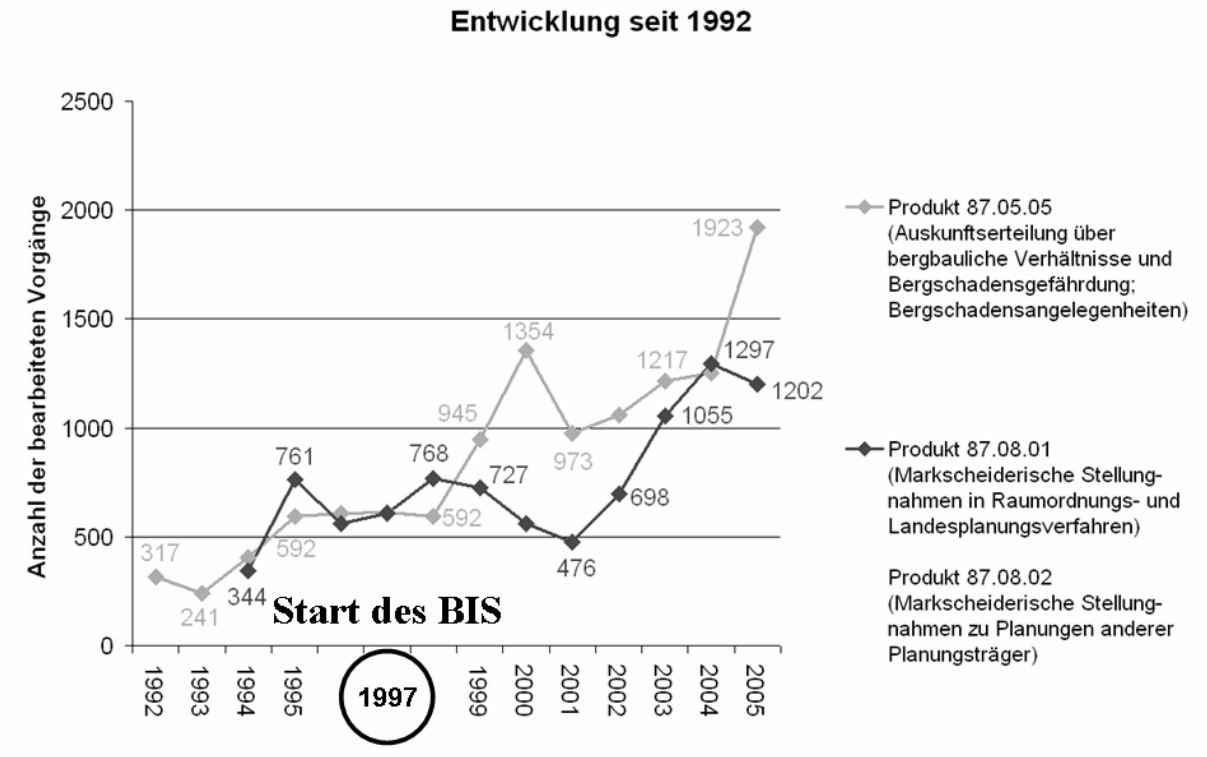


Abb. 1: Entwicklung der Anfragen Privater und der Planungsmaßnahmen bei der Abteilung „Bergbau und Energie in NRW“, Dortmund, seit 1992.

des BIS kontinuierlich an. So werden die Bergbehörden als Träger öffentlicher Belange bei der Beteiligung an Planungsmaßnahmen anderer Behörden (Bauleitplanung) und bei der Beantwortung von Anfragen Privater stark durch den Einsatz des BIS unterstützt. Abb. 1 gibt die wachsende Anzahl an eingehenden Anfragen wieder, deren Bearbeitung folglich ohne Hilfe EDV-technischer Mittel heute nicht mehr leistbar wäre.

Auch die damals von der Unternehmensberatung projektierten Aufgaben für das raumbezogene Informationssystem stellen nur mehr einen geringen Teil der zwischenzeitlichen Einsatzgebiete des heutigen BIS dar. Durch den zunehmenden Einsatz von Geo-Informationssystemen bei Kommunen, Kreisen und Fachbehörden wachsen die Anfragen nach digitalen Informationen zu Tagesöffnungen, Tagesbrüchen und Bereichen oberflächennah umgegangenem Bergbau an. Auf Grund der ständigen Nachtragung der Datenbestände werden die späteren Nutzer darauf verwiesen, dass vom Gebrauch der Informationen über längere Zeiträume hinweg abgesehen werden soll. Auch können die übermittelten digitalen Daten keinesfalls die fachlichen Stellungnahmen der Bergbehörde ersetzen.

Ebenfalls steigt die Nachfrage auf bergbehördliche Kartenwerke, allen voran nach Übersichtskarten über die bestehenden Bergbauberechtigungen in Nordrhein-Westfalen. Künftige Antragsteller von Erlaubnissen und Bewilligungen verwenden vermehrt die vorhandenen und teilweise digital vorliegenden Informationen über die bestehenden Bergbauberechtigungen, um bergfrei verbliebene Gebiete zu nutzen oder um noch nicht genutzte Bodenschätze, wie z. B. Grubengas, zu verwerten..

4 Nachtragung der Datenbestände durch das digitale Rissarchiv

Die angesprochene ständige Nachtragung der Datenbestände resultiert u. a. aus dem seit fünf Jahre andauernden Aufbau des digitalen Rissarchivs. Wie bereits eingangs erwähnt, verfügt die Abteilung „Bergbau und Energie in NRW“ über einen umfangreichen Bestand an Grubenbildern stillgelegter Bergwerke (ca. 110.000 Blätter) sowie an Rissen und Karten mit Darstellungen der verliehenen Bergbauberechtigungen (ca. 7.000) und hält diese Unterlagen in einem Rissarchiv vor. Da zahlreiche Grubenbildblätter

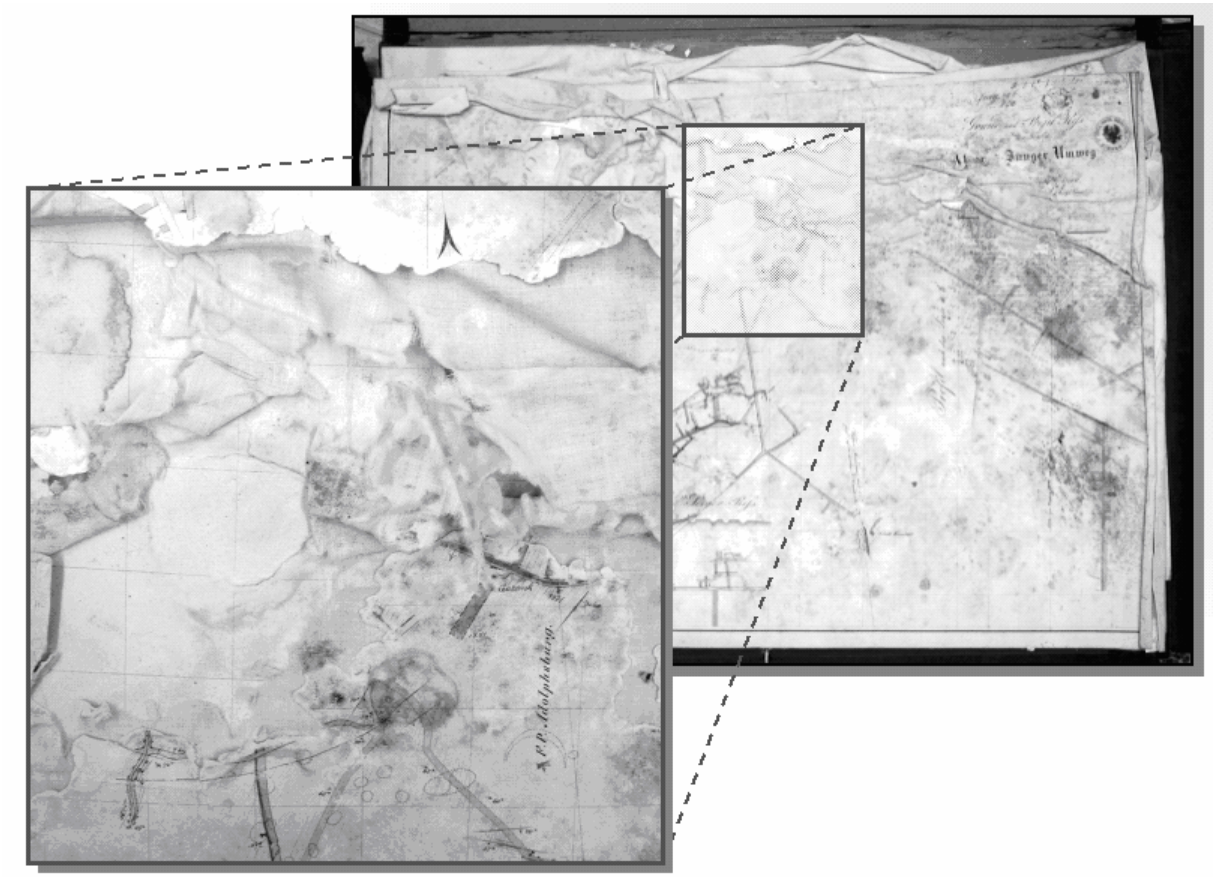


Abb. 2: Durch Wassereinwirkung und Schimmelbefall geschädigtes Grubenbild.

durch unsachgemäße Lagerung, natürliche Alterung der Zeichenträger und durch den alltäglichen Gebrauch (abgestoßene Ecken, Verschmutzungen, eingerissene Blattränder, etc.) in ihrer Lesbarkeit und damit in ihrem Gebrauchswert teilweise stark beeinträchtigt sind, ist damit begonnen worden, die in analoger Form vorliegenden Unterlagen zu digitalisieren und die Daten in ein digitales Rissarchiv zu überführen. Die folgende Abb. 2 zeigt ein bereits stark geschädigtes Grubenbild.

Aus dieser Bestandssicherung heraus wird mit dem Aufbau des digitalen Rissarchives die Datenbasis u. a. im Hinblick auf die Tagesöffnungen des Bergbaus und den bisher festgelegten Verbreitungsgebieten des oberflächennahen Bergbaus vervollständigt und gegebenenfalls der bisherige Datenbestand korrigiert.

Für eine Aufnahme in den digitalen Datenbestand werden die vorhandenen analogen risslichen Unterlagen zunächst gescannt, danach entzerrt und georeferenziert. Für die Verwaltung der Daten wurde eine eigene Datenbank aufgebaut, die alle wesentlichen Informationen zu den erfassten Blättern enthält und die schnelle Auswahl der gewünschten Daten ermöglicht.

Bisher haben die Bergbehörden in NRW ca. 1,8 Mio. Euro in den Aufbau des digitalen Rissarchivs investiert. Damit konnten inzwischen ca. 25.500 Risse und Karten des bergbehördlichen Grubenbildarchivs digital bearbeitet und in den Bestand des digitalen Archivierungssystems übernommen werden. Der im Archiv der Bezirksregierung Arnsberg, Abteilung „Bergbau und Energie in NRW“, lagernde Bestand an Rissen und Karten wird in digitalisierter Form voraussichtlich ein Datenvolumen von ca. sechs Terabyte beanspruchen.

Weiterhin ergeben sich mit der Erfassung bergbehördlicher Informationen aus den digital vorliegenden Grubenbildern und aus analogen Unterlagen ein weiterer Datenzuwachs von jährlich ca. 200 Gigabyte, mit deren Informationscharakter das Bergbau-Informationssystem verlässlicher und die Erteilung von Auskünften, beispielsweise zur Abwehr von Gefahren aus verlassenen Grubenbauen, effektiver gestaltet werden kann.

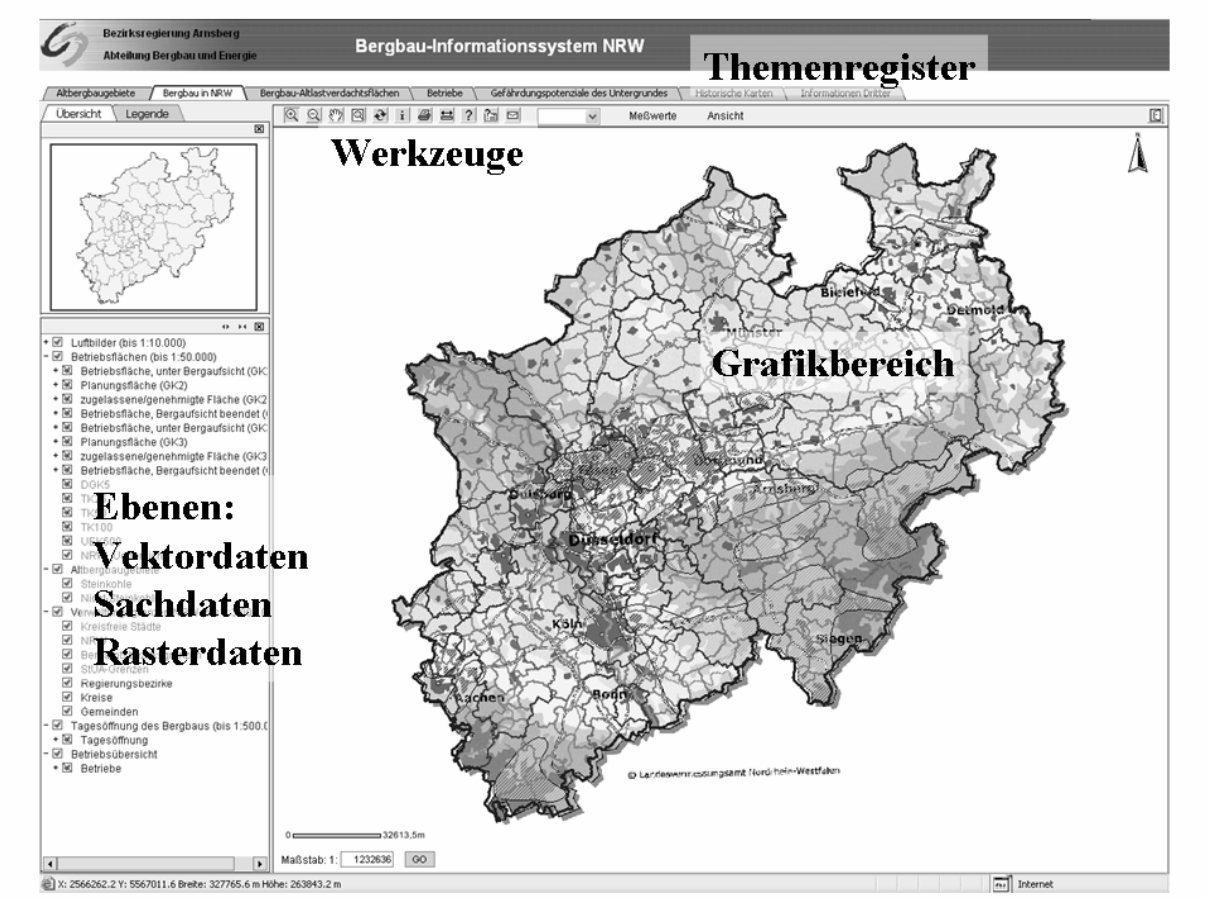


Abb. 3: Oberfläche des künftig bei der Bergverwaltung NRW eingesetzten, webbasierten Informationssystems.

5 Vorhaben zur Weiterentwicklung des BIS

Auf Grund der digitalen Abgabe bergbehördlicher Informationen an Dritte und des mit der Einrichtung eines BIS-Arbeitsplatzes verbundenen Aufwands für die Administration wurde in enger Zusammenarbeit mit dem LDS NRW begonnen, ein Web-Portal mit Hilfe des Map-Servers ArcIMS und des GIS Portals von AED-SICAD zu programmieren. Während der internetbasierte Map-Server ArcIMS die Aufgabe der Bereitstellung von Kartendiensten und Fachdaten übernimmt, stellt das Verfahren GIS Portal die Werkzeuge für die Bearbeitung der bergbehördlichen Kartenwerke mit unterschiedlicher Thematik zur Verfügung.

Das Web-Portal erlaubt – wie auch das bisherige BIS unter SICAD/SD – die integrierte Nutzung von geografischen Vektor-, Raster- und Sachdaten für Präsentations-, Analyse- und einfache Editierzwecke. Weiterhin ist es mit Hilfe des Portals möglich, WMS-Dienste (Web Map Service) in den vorliegenden Datenbestand einzubinden und zu nutzen.

In das Web-Portal des Bergbau-Informationssystems wurden neben den Geobasisdaten der Landesvermessung auch die aufgeführten Geometriedaten und der Datenbestand der Fachdatenbanken eingepflegt. Das internetgestützte Portal beschränkt sich gegenüber dem derzeit eingesetzten SICAD/SD lediglich auf die Bereitstellung von Informationen und lässt nur temporär eine Ergänzung des Datenbestandes zu. Abb. 3 zeigt die Oberfläche des künftig bei der Bergverwaltung NRW eingesetzten, webbasierten Informationssystems.

Die Erfassung von Daten ist zukünftig lediglich an wenigen Arbeitsplätzen vorgesehen, die dazu die ArcGIS-Software in der Version 9.0 nutzen. So verursacht das Bergbau-Informationssystem trotz einer großen Anwenderzahl nur geringe Kosten für die erforderlichen Lizenzen. Ein weiterer Vorteil liegt in dem im GIS Portals integ-



Abb. 4: Administrationsebene für die Vergabe individueller Rechte.

rierten Benutzermanagement vor. Mit Hilfe dieses Users & Ressource Managements (URM) ist künftig eine Installation eines BIS-Arbeitsplatzes nicht mehr vor Ort bei den Bergämtern und an den Fachbehörden erforderlich, sondern ist von jedem Netzrechner aus möglich.

Deshalb ist ein individueller Zugriff für die künftigen Nutzer des internetbasierten Bergbau-Informationssystem auf die im BIS vorhandenen Daten realisierbar. Neben der zentralen Administration des Portals erlaubt es einzelnen Anwendern als auch Benutzergruppen, Rollen, Verfahren oder aber Themenregister zuzuweisen. Damit ist eine Vergabe individueller Rechte möglich – wie beispielsweise die Zuordnung von einzelnen Personen oder Personengruppen zu bestimmten Datenarten, Themenregistern, räumlich festgelegten Datenbereichen für Kommunen, Zugriffsberechtigungen für Editierung usw.. Abb. 4 veranschaulicht die Administrationsebene für die Vergabe individueller Rechte.

6 Ausblick

Der Aufbau eines leistungsfähigen Bergbau-Informationssystems (BIS) bei den Bergbehörden in NRW hat bereits große Fortschritte gemacht und zu einer deutlichen Effektivitätssteigerung der bergbehördlichen Arbeit geführt. Daher ist es Ziel der Bergbehörden in NRW, die Arbeiten zum Ausbau des BIS kontinuierlich fortzusetzen. Das betrifft sowohl die Datenbasis des BIS, die es weiter zu vervollständigen gilt, als auch die Systemkonfiguration und die eingesetzte Software.

Dem Markt und der Entwicklung gerecht werdend nutzen die Bergbehörden in NRW für den weiteren Ausbau des BIS neue leistungsfähigere Systeme, die eine breite Zielgruppe an Anwendern zulassen und die bestehenden Datenbanken und Verfahren umfassend unterstützen.

Planung, Aufbau und Einführung des Informationsmanagementsystems für den Bergbausektor von Ghana (IMS Geodatabase Ghana) (www.ghana-mining.org)

Andreas Barth[1], Thomas Berndt[1], André Barth[1], Frank Schmidt[1], Reinhardt Nindel[2]

[1]Beak Consultants GmbH, Am St. Niclas Schacht 13, 09599 Freiberg

[2]ibes Systemhaus GmbH, Bergstraße 55, 09113 Chemnitz

Mit dem IMS Geodatabase Ghana wurde ein modular aufgebautes und skalierbares System geschaffen, welches die zentrale Haltung der wesentlichen geowissenschaftlichen und bergwirtschaftlichen Fachdaten der Republik Ghana ermöglicht. Teile der zentralen Datenbestände können im Kontext von Informationen zu gesetzlichen Rahmenbedingungen, Aufgaben und Tätigkeitsschwerpunkten der zuständigen Behörden öffentlich über eine web-Applikation verfügbar gemacht werden.

The Information Management System (IMS) Geodatabase Ghana is a modular and scalable system to store and manage the main geo-scientific and mining-related data of the Republic of Ghana. Excerpts of the centrally organised data can be opened to the public in the frame of a web portal, providing important information about the mining legislation and tasks and activities of the Mining Authorities.

1 Aufgabenstellung

Die zentrale Haltung landesweiter geowissenschaftlicher und bergwirtschaftlicher Datenbestände wird zunehmend zur unabdingbaren Voraussetzung für ein effektives Management unserer natürlichen Ressourcen. Sie schafft wichtige Rahmenbedingungen für internationale Investitionen im Bergbausektor der interessierten Länder und ermöglicht die schnelle und effektive Bereitstellung von komplexen Daten für viele Bereiche des privaten und öffentlichen Lebens (Umweltschutz, Regionalplanung, Infrastrukturplanung, Landwirtschaft, ...). Die kostenfreie Veröffentlichung von Teilen dieser Datenbestände wird immer mehr zum festen Bestandteil einer als „good governance“ bezeichneten transparenten und optimalen Arbeit der öffentlichen Verwaltungen. Im Wettlauf der Länder um internationale Investitionen wird eine optimale und zuverlässige Information der interessierten Beteiligten zum entscheidenden Instrument im Vorfeld konkreter Investitionsverhandlungen. Insbesondere im Rohstoffsektor, speziell bei der Vergabe von Bergbau- und Prospektionslizenzen, ist die langfristige Planbarkeit und Planungssicherheit von investitionsintensiven Maßnahmen essentiell für alle Beteiligte (Wirtschaft, Regierungen, betroffene Kommunen). Die Entscheidung von Investoren für den Einstieg bzw. Nichteinstieg in ein bestimmtes Land wird nicht unwesentlich von der Informationspolitik der verantwortlichen Behörden beeinflusst.

Das von Beak im Auftrag des Finanzministeriums der Republik Ghana und der Kommission der Europäischen Union erstellte Informationsmanagementsystem Geodatabase Ghana erfüllt dementsprechend folgende Aufgabenstellungen:

- Zentrale Haltung landesweiter Datenbestände (Hardware, Netzwerk, Software)
- Vernetzung der beteiligten Behörden
- Veröffentlichung von Teilen der Datenbestände

2 Aufgaben und Struktur des staatlichen Bergbausektors von Ghana

Der staatliche Bergbausektor von Ghana besteht aus einer Reihe von Behörden mit den folgenden Aufgabenstellungen:

- Ministerium für Land, Forstwirtschaft und Bergbau, Abteilung Bergbau: Management des Bergbausektors insgesamt, Gesetze
- Minerals Commission (MC): Vergabe und Kontrolle der Bergbaurechte
- Geological Survey Department (GSD): Sammlung und Haltung geowissenschaftlicher Daten
- Mines Department (MD): Bergaufsicht (Arbeitssicherheit, Umweltschutz)

- Precious Minerals Marketing Company (PMMC): Aufkauf und Vermarktung von Gold und Diamanten aus der Produktion des Small-scale-mining-sectors

3 Die IT-Infrastruktur

Die Institutionen befinden sich an fünf verschiedenen Standorten sowohl in der Hauptstadt Accra als auch im Land (Niederlassungen) verteilt. An jedem Standort wurde eine selbstständige IT-Infrastruktur geschaffen (LAN), welche über eine wireless WAN-Lösung miteinander verbunden werden. Entfernte Niederlassungen können über das Telefonnetz (Terminalserver) angebunden werden.

Aufgrund der vergleichsweise geringen Bandbreite der wireless WAN-Lösung mussten an den zwei Hauptstandorten Geological Survey Department und Minerals Commission jeweils leistungsfähige Server installiert werden.

4 Die Datenhaltung

Die Behörden des Bergbausektors verfügen über eine große Menge an analogen und z.T. auch digitalen geowissenschaftlichen Daten: Berichte der Bergbau- und Explorationsfirmen, geowissenschaftliche Karten, Daten zu Bohrungen, Proben und zugehörige Analysen, seismische Daten, Explorations- und Bergbaulizenzen, Daten zu Lagerstätten und Vorkommen, geochemische und geophysikalische Daten.

Die Daten können grob in strukturierte Daten (Faktendaten und raumbezogene Daten) sowie nicht strukturierte Daten gegliedert werden. Das IMS muss entsprechende Speichermechanismen und Funktionen für das Management dieser Datengruppen vorhalten. Dementsprechend besteht das Datenhaltungssystem aus folgenden Teilen (Abb. 1):

- einer relationalen Datenbank für die Haltung der Faktendaten und eines Teiles der raumbezogenen Daten
- einem Filesystem für die Haltung eines Teiles der strukturierten Raumdaten und der nicht strukturierten Daten

Die relationale Datenbank wurde als replizierendes System jeweils an den zwei Hauptstandorten GSD und MC installiert. Alle anderen Standorte werden jeweils über Terminalserver-Technologie angebunden.

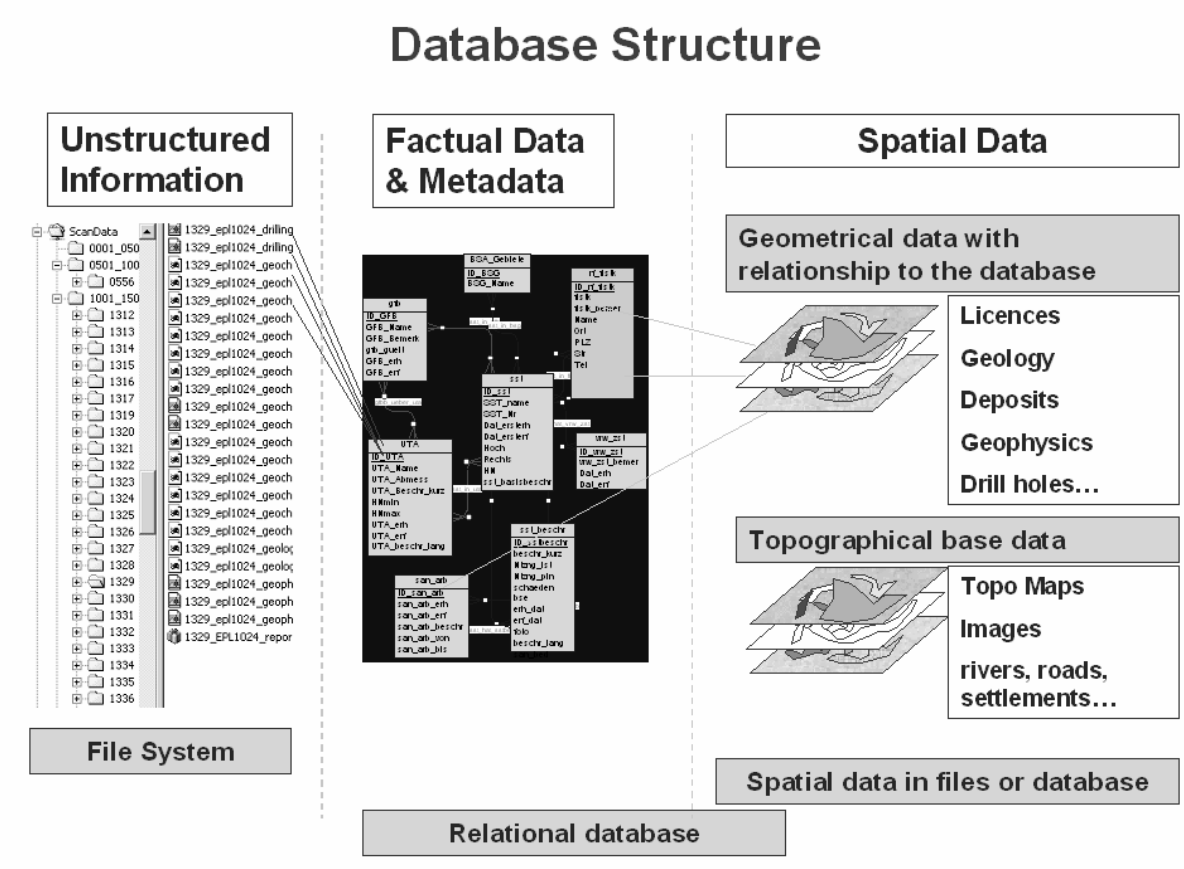


Abb. 1: Struktur der Datenhaltung.

Die zugehörige individuell entwickelte Applikation (VB.Net) ist modular entsprechend der Struktur der Datenbank aufgebaut. Sie verfügt über Funktionen zu Dateneingabe, Datenrecherche, Import, Export, Kartendruck u.a. Funktionen (Abb. 2).

5 Das Web-Portal

Das Web-Portal des Informationssystems dient zur Bekanntmachung von Informationen über Verantwortungsbereich, Tätigkeit und Leistungsspektrum der Behörden sowie zur Veröffentlichung eines Teiles der zentralen Datenbestände. Das so entstehende Portal vermittelt dem interessierten Nutzer eine Vielfalt von wichtigen Informationen wie gesetzliche Rahmenbedingungen, Struktur und Aufgaben der Behörden, Bedingungen für Kauf/Abgabe von Daten, News, Download von Antragsformularen, Stand und Lokalisierung der Bergbau- und Explorationslizenzen, Rohstoffvorkommen und deren Charakteristik usw.

Die zur Veröffentlichung bestimmten Daten werden als denormalisierter Auszug in einer zweiten Datenbank für den Web-Zugriff bereitgestellt (www.ghana-mining.org). Ausschlaggebende Eigenschaften sind hier vor allem eine einfache Struktur und hohe Zugriffsgeschwindigkeiten. Geometriedaten werden ausschließlich in der Datenbank gehalten (ArcSDE).

6 Die Web-Systemarchitektur

Der öffentlich zugängliche Teil des Informationssystems präsentiert sich dem Nutzer gegenüber als Portal, welches über ein Content Management System (CMS) gepflegt wird. In dieses Portal ist in Form einer Webanwendung die interaktive GIS- und Datenbank-Recherchekomponente integriert. Teilweise werden diese ebenfalls über die Autorenoberfläche des CMS administriert und gepflegt.

Die gesamte Webanwendung wird entweder von einem Servlet-Container oder aber von einem eigenständigen Application Server ausgeführt. Grundsätzlich unterstützen das CMS wie auch die integrierten Komponenten eine Clusterung (Abb. 3).

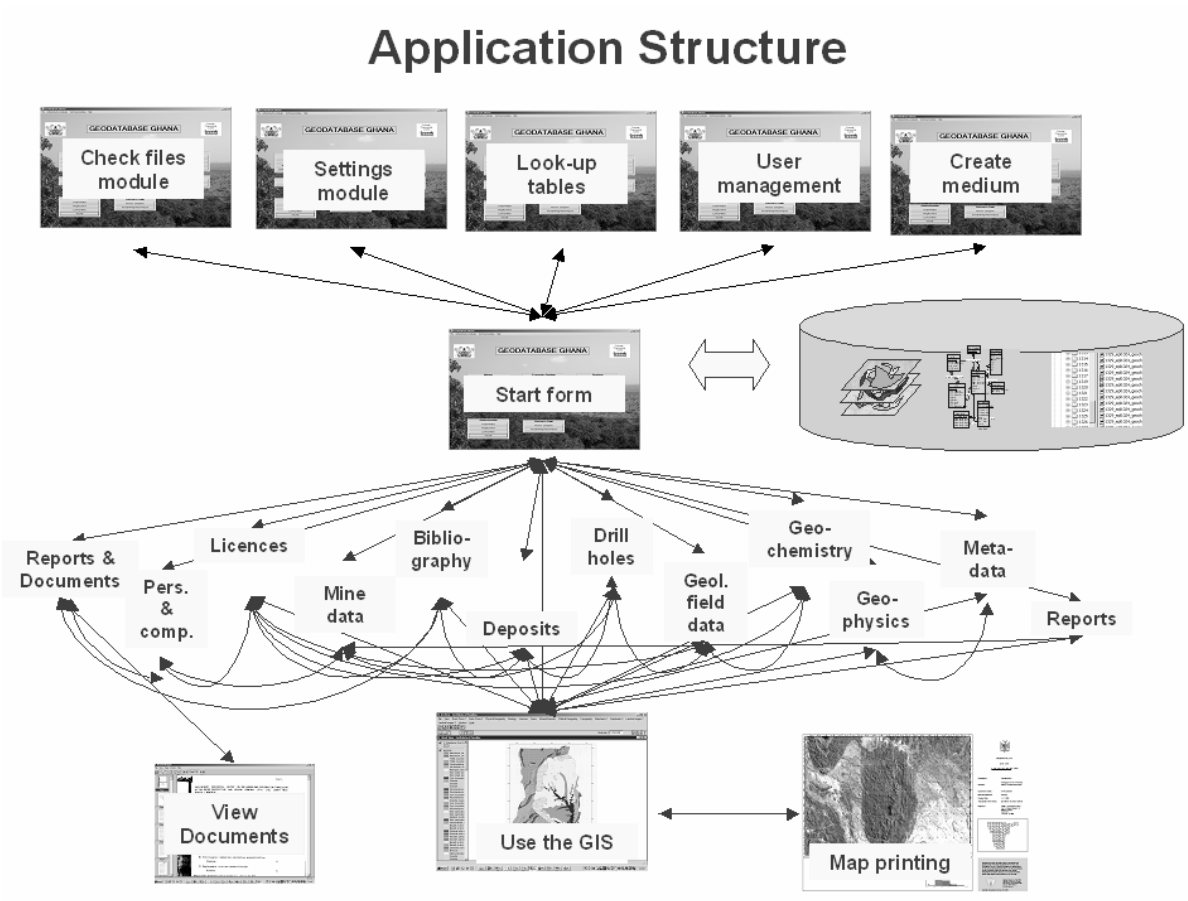


Abb. 2: Struktur der Windows-Anwendung.

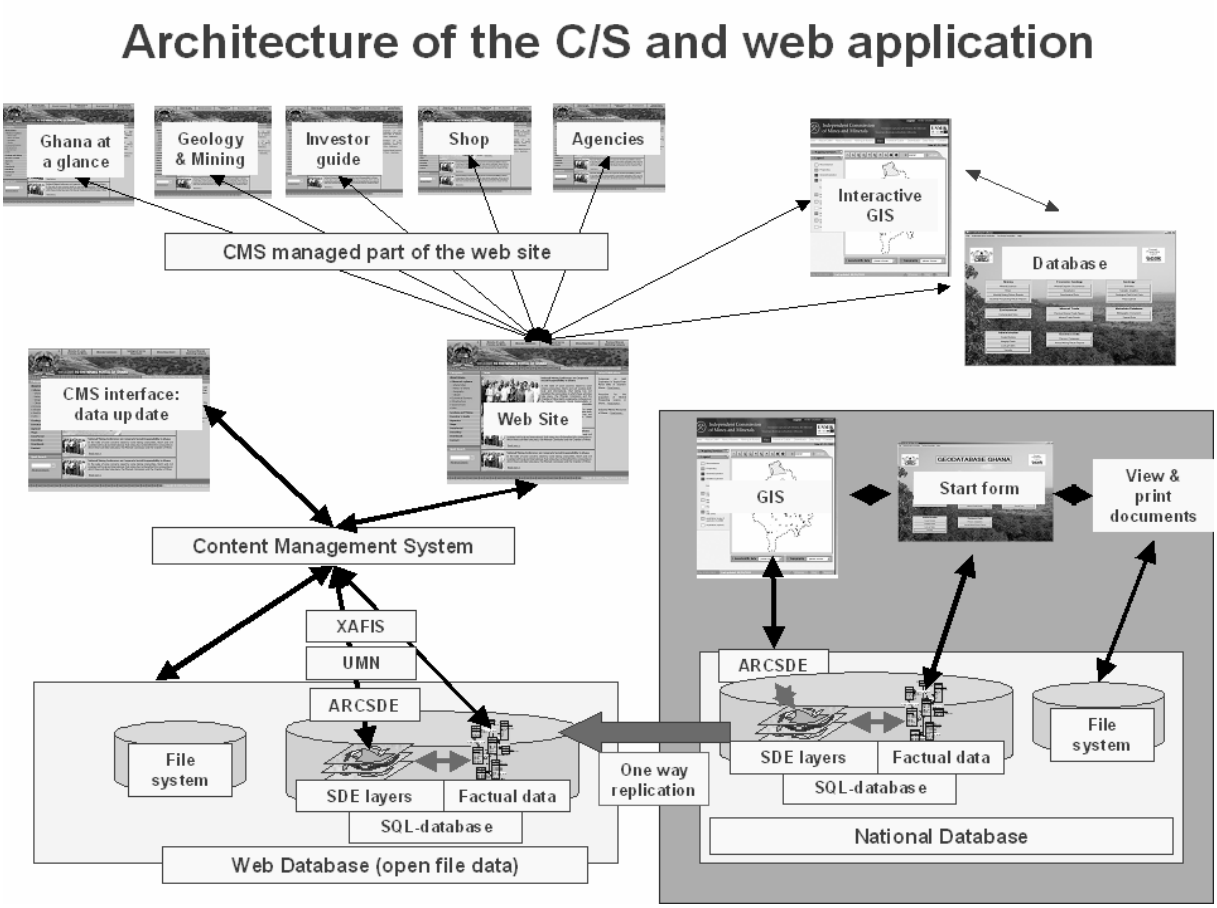


Abb. 3: Architektur der Webanwendung (Client-Server-Lösung).

Das Informationssystem Einzugsgebietsmanagement: Ein generisches Informationssystem zur Verwaltung komplexer Geodaten mit Funktionen zur wissensbasierten Prognose

Manja Sieste, Andreas Barth, Sven Etzold

Beak Consultants GmbH, Am St. Niclas Schacht 13, 09599 Freiberg, Manja.Sieste@beak.de

Im Rahmen des internationalen Verbundprojekts EMTAL (Einzugsgebietsmanagement für Talsperren in Mittelgebirgslandschaften) , gefördert vom Bundesministerium für Bildung und Forschung und bearbeitet von der TU Bergakademie Freiberg und der Beak Consultants GmbH, wurde ein komplexes Informationssystem zur Verwaltung der Projektergebnisse entwickelt. Dieses System sollte geeignet sein, eine große Anzahl komplexer Fachdatenmodelle für geographische Daten schnell, einfach und benutzerfreundlich aufzunehmen. Als Lösung wurde ein Mechanismus zur automatischen Generierung einzelner Softwaremodule entwickelt, der beschreibende Daten (Metadaten) über die Fachinformationen in der Datenbank und deren Modulstruktur auswertet. Aufbauend auf diesem flexiblen Datenmanagementinstrument wurde in das System eine Wissenskomponente integriert, die in der Lage ist, mit Hilfe von geostatistischen Verfahren, statistisch determinierte Regeln für das Auftreten von bestimmten Prozessen (z.B. Georisiken) zu ermitteln.

Within the scope of the interdisciplinary project EMTAL (Management of Catchment Areas with Reservoirs in Mountainous Regions), carried out for the BMBF (Federal Ministry of Education and Research) in cooperation with the University of Technology and Mining Freiberg, a complex information management system was developed. This system shall be applicable to store a great number of complex geographical data models in a fast and user-friendly way. As solution, a mechanism for automatical generation of single software modules was implemented, which interprets meta data about these datamodels and their software module structure. On the basis of this flexible tool for data management a knowledge based module was integrated into the system, which uses multivariate statistical methods to determine rules for the occurrence of certain processes (e.g. georisks).

1 Motivation

1.1 Ziele des Forschungsprojekts EMTAL

Ziel des interdisziplinären Projektverbundes ist die exemplarische Entwicklung eines Risiko-Managements für europäische Mittelgebirgseinzugsgebiete. Integrative Strategien des Umweltmanagements, sozioökonomische Szenarien und Monitoring-Richtlinien für Talsperren-Einzugsgebiete in Mittelgebirgsregionen unter Beachtung der gültigen EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) sind wesentliche Bestandteile dieses Vorgehens. Die Arbeitsergebnisse und Vorgaben der Ländergruppe Wasser (LAWA) sollen durch eine enge Kooperation beachtet und integriert werden. Dieser Ansatz hat nicht allein den unmittelbaren Hochwasserschutz im Blick, sondern sieht das Zielgebiet als System, das nur in einer integrierten Herangehensweise robuste Ergebnisse und Handlungsempfehlungen erarbeiten kann.

Basierend auf einer umfassenden Daten- und Informationsbasis sollen die Ergebnisse zum Talsperren-Management im Zielgebiet in dem geplanten Bearbeitungszeitraum von drei Jahren eine Übertragbarkeit sowohl auf das untersuchte Flussgebiet als auch für Gebiete vergleichbarer Fragestellungen auf bundesdeutscher bzw. europäischer Ebene ermöglichen.

1.2 Anforderungen an das Informationssystem

Während der Bearbeitung des Forschungsprojekts EMTAL wurden Fachdaten mit einem Volumen von ca. 50 Gigabyte akquiriert bzw. von den Arbeitsgruppen neu erstellt. Um diese wichtigen Ergebnisse bzw. deren Grundlagen dauerhaft recherchierbar zu machen, ist die strukturierte Verwaltung dieser Daten in einer zentralen Projektdatenbank unabdingbar. Nur mit Hilfe eines solchen Instruments kann die weitere Verwertbarkeit der Projektergebnisse für zukünftige Projekte bzw. Maßnahmen gesichert werden.

Das wichtigste Ziel bei der Entwicklung des Informationssystems war die Realisierung einer übertragbaren Softwarelösung. Unter Übertragbarkeit sind in diesem Zusammenhang insbesondere folgende Eigenschaften einer Software zusammenzufassen:

- Möglichkeit der Verwaltung, Recherche und Visualisierung einer nahezu unbegrenzten Zahl von Fachdatenbeständen,
- Verwaltung von Fachdatenbeständen unterschiedlichen Komplexitätsgrades,
- keine hart vorgegebene Definition der Fachdatenmodelle der Datenbestände im System (beispielsweise wird eine Bodenkarte in Sachsen durch andere Attribute und Schlüssellisten beschrieben als in Schleswig-Holstein), d.h.
- aufwändige Anpassungsprogrammierung für die Integration neuer Fachdatenbestände in das System ist unbedingt zu vermeiden.

Des weiteren sollte ein Softwaremodul integriert werden, das in der Lage ist, auf der Grundlage der vorhandenen beschreibenden Daten über das Gebiet (räumliche Informationen, Gebietscharakteristika) und vorhandener Beobachtungen Regeln für das Auftreten von bestimmten Prozessen zu ermitteln:

- Das verwendete Verfahren muss so flexibel sein, dass es sich zur Analyse unterschiedlichster Prozesse und Phänomene eignet. Dabei müssen auch Prozesse, die weniger erforscht sind, untersucht werden können.
- Das Verfahren soll vorhandene räumliche Informationen über das Projektgebiet für die Analyse nutzen, weiterhin sind beobachtete Phänomene für die Analyse der Prozesse zu verwenden.
- Das in einer Analyse ermittelte Wissen, unter welchen Bedingungen ein bestimmter Prozess / ein bestimmtes Phänomen auftritt, ist in der Datenbank recherchierbar abzulegen und in ein Szenarienmanagement zu integrieren.
- Dieses Wissen muss für eine Übertragung in ähnliche Bearbeitungsgebiete geeignet sein.
- Gefährdungskarten mit Eintrittswahrscheinlichkeiten für einen bestimmten Prozess sind zu generieren.

1.3 Softwarekomponenten

Das entwickelte „Informationssystem Einzugsgebietsmanagement“ ist eine klassische Client-Server-Lösung und besteht im Wesentlichen aus drei Komponenten (siehe Abb. 1):

- Die **zentrale Datenbank** verwaltet die strukturierten Sachdaten und übernimmt ebenfalls das Management der Geodaten und Dokumente. Weiterhin werden hier semantische Metadaten zur automatischen Generierung einzelner Softwareteile gespeichert.
- Die Softwarekomponente „**Geodatenmanagement“** (Bestandteil der Client-Applikation) besteht aus verschiedenen Fachmodulen, die mit der integrierten GIS-Komponente gekoppelt sind.
- Das Softwaremodul **„Statistische Prognose“** (Bestandteil der Client-Applikation) ist ein separates Modul und verfügt über Funktionen zum Management verschiedener Szenarien sowie über GIS-Funktionen zum Ausführen des Auswertealgorithmus.

Besonderer Wert wurde auf die Skalierbarkeit des Systems gelegt: Das Informationssystem Einzugsgebietsmanagement ist mit ausschließlich lizenzkostenfreier oder mit lizenzkostenpflichtiger Systemsoftware verfügbar:

- Datenbankmanagementsystem: Microsoft SQL Server 2000 (lizenzkostenpflichtig) / Microsoft SQL Server Desktop Engine MSDE 2000 (lizenzkostenfrei)
- Sachdatenanwendung: VisualBasic.Net 2003-Applikation (lizenzkostenfrei)
- GIS: ESRI MapObjects LT (lizenzkostenfrei) / ESRI ArcView 9.1 und ESRI Spatial Analyst 9.1 (lizenzkostenpflichtig)

Damit kann das Informationssystem Einzugsgebietsmanagement in zwei unterschiedlichen Konfigurationen, mit unterschiedlichem Funktionsumfang, jedoch mit weitestgehend einheitlichem Layout der Programmmodule installiert werden:

Die lizenzkostenfreie „Thin Version“ auf der Basis des Datenbankmanagementsystems MSDE 2000 ist eine gute Basisvariante mit komplexen Funktionen zur Datenvisualisierung für gut dokumentierte mittelgroße Einzugsgebiete, deren Datenvolumen in der strukturierten Datenbank 2 GB nicht übersteigen sollte, da ab dieser Größe laut Auskunft des Herstellers erhebliche datenbankseitige Leistungseinbußen zu erwarten sind.

Die lizenzkostenpflichtige „Thick Version“ implementiert einen Datenbankserver mit Speichermöglichkeiten von nahezu unbegrenzt hohem Datenvolumen. Darüber hinaus können die wissensbasierten Funktionen des Systems mit dieser Version genutzt werden.

2 Die Softwarekomponente „Geodatenmanagement“

Die Softwarekomponente „Geodatenmanagement“ besteht im Wesentlichen aus drei Modulen, die auf eine bestimmte Art und Weise miteinander interagieren:

- Im **Modul „Datenbestände“** werden die Metadaten zu einzelnen Fachdatenbeständen mit geographischem Bezug verwaltet. Die Fachdatenbestände können dabei nach Wissensgebieten geordnet in einer Baumstruktur dargestellt werden.
- Die Sachdaten eines Fachdatenbestandes können im Informationssystem in einem separaten relationalen Fachdatenmodell verwaltet werden. Dabei kann der Komplexitätsgrad des Modells je nach Erfordernis unterschiedlich hoch sein. Die Sachdaten werden im Modul **„Legenden / Sachdaten“** dem Nutzer präsentiert. Jedes Fachdatenmodell wird in der Datenbank durch semantische Metadaten beschrieben, aus denen zu Laufzeit eine neue Instanz des Moduls „Legenden / Sachdaten“ generiert wird.
- Im **GIS-Modul** können die geographischen Datenbestände visualisert werden.

2.1 Generischer Ansatz für die Verwaltung komplexer Fachdatenbanken

Werden in der Datenbank neue Fachdatenmodelle für geographische Datenbestände definiert, muss die Clientapplikation diese mit zugehörigen Benutzeroberflächen präsentieren können. Da aus Übertragbarkeitsgründen für diese Benutzeroberflächen keine Neuprogrammierung in Frage kam, wurde ein modellgesteuertes Verfahren entworfen, das auf der Basis von Metainformationen die entsprechenden Softwareteile zur Programmlaufzeit generiert. Bei dem entwickelten Verfahren handelt es sich jedoch nicht um einen klassischen Ansatz der modellgetriebenen Softwareentwicklung (Model Driven Software Development – MDSD) im Sinne von STAHL & VÖLTER 2005, die eine Auswertung dieser Metainformation zur Compilezeit der Software voraussetzt, sondern um eine modellgesteuerte Metadatenverarbeitung mit interpretativen Methoden zur Systemlaufzeit. Der Vorteil dieses Verfahrens liegt insbesondere in der leicheteren Wartbarkeit des Systems.

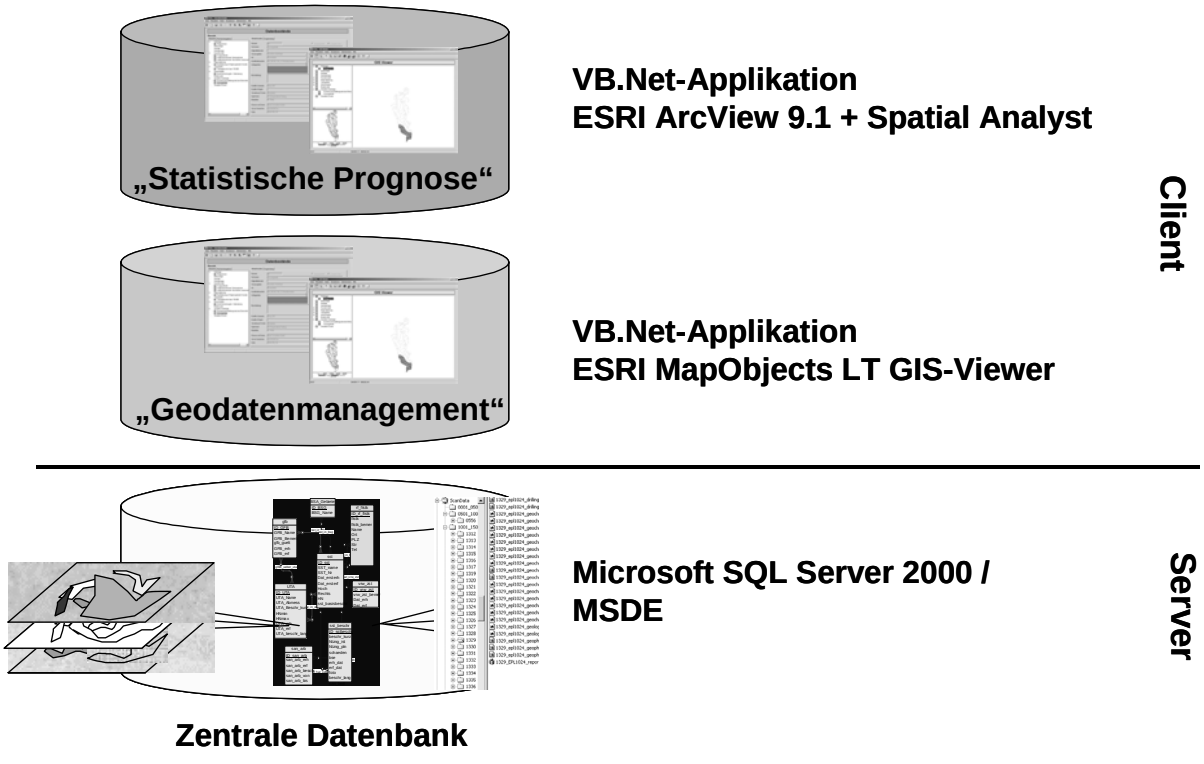


Abb. 1: Softwarekomponenten des Informationssystems.

Die Generierung neuer Fachmodule im Informationssystem Einzugsgebietsmanagement über Metadaten basiert auf den folgenden Überlegungen: Die einzelnen Fachmodule des Informationssystems sollten über ein einheitliches Layout verfügen. Damit ist ein hoher Wiedererkennungswert einzelner Funktionen und somit eine hohe Benutzerfreundlichkeit gewährleiset. Über semantische Metadaten in der Datenbank wird der Aufbau der einzelnen generischen Fachmodule beschrieben, so u.a.:

- Welche physischen Datenbanktabellen sind mit der Übersichtsanzeige im unteren Modulbereich verknüpft? Welche Spalten werden in welchem Modulbereich dargestellt?
- Welche Tabellenspalten sind in welcher fachlichen Reihenfolge und mit welcher Beschriftung in der Detailanzeige des Moduls zu sehen?
- Welche Informationen in der Detailanzeige sind mit fest vorgegebenen Schlüssellisten verknüpft, welche Spalten sind Pflichtfelder?
- Welche Verknüpfungen zu nachgeordneten Tabellen bestehen, und wie werden sie im Modul dargestellt?

Das Informationssystem Einzugsgebietsmanagement verfügt über insgesamt drei dieser generischen Module, die in der Lage sind, aus in der Datenbank vorhandenen Metadaten zur Laufzeit neue Fachmodule zu generieren:

- Modul **„Sachdaten / Legenden“**: Verwaltung von Informationen zu wesentlichen Entitäten der Datenbank und komplexen Kartenlegenden
- Modul **„Kontinuierliche Daten“**: Management von Messstellen und den zugehörigen Loggerdaten
- Modul **„Proben und Analysen“**: Verwaltung der Beprobungspunkte, entnommener Proben und Analysen

2.2 Funktionalitäten

Die generierten Module des Informationssystems interagieren mit dem Modul „Datenbestände“ und dem jeweiligen GIS-Modul in der folgenden Art und Weise (siehe auch Abb. 3):

Das Modul „Datenbestände“ dient als Einstieg in das System. Hier können die Metadaten zu den Projektergebnissen verwaltet und recherchiert werden. Neben der allgemeinen Datenbeschreibung besteht die Möglichkeit zu definieren, wie der Datenbestand im Informationssystem verwaltet wird:

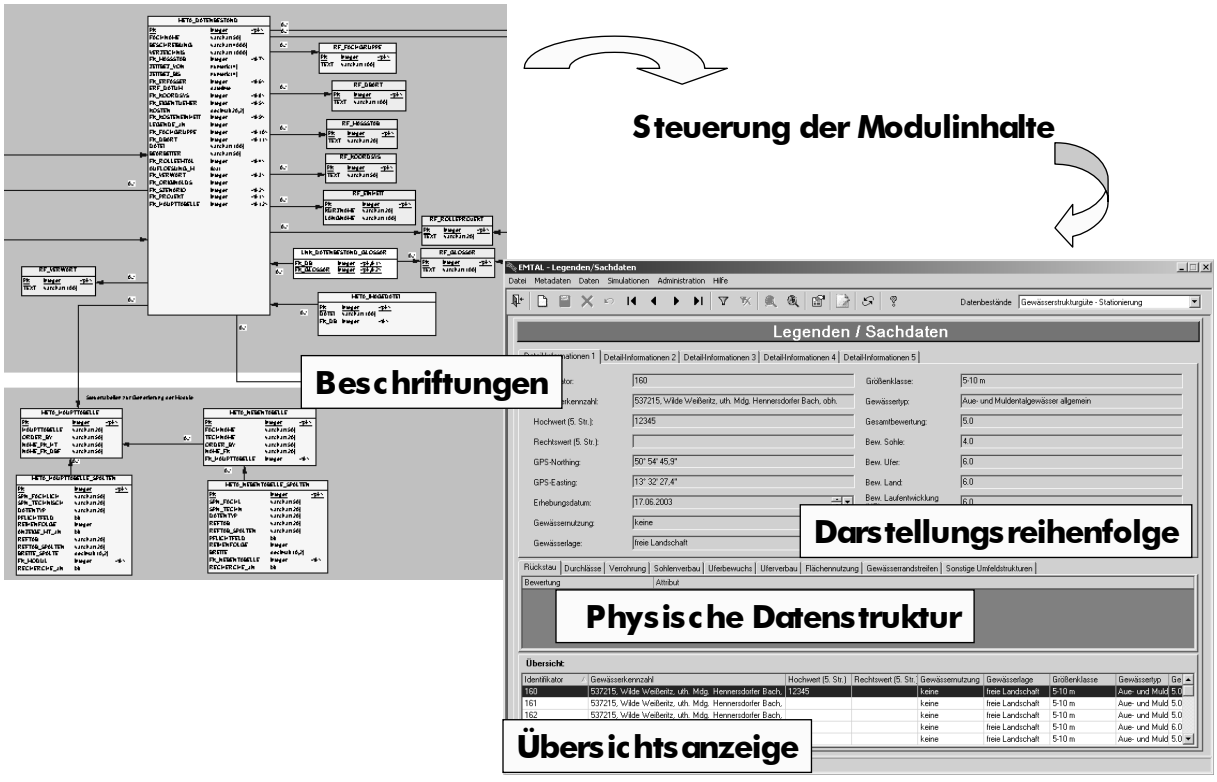


Abb. 2: Prinzipskizze des generischen Ansatzes für Fachmodule.

- ausschließlich in Form von Metadaten (Name, Aktualität, Maßstab usw.) oder
- über eine strukturierte Verwaltung der Sachdaten in der Datenbank und automatischer Generierung eines Fachmoduls zur Präsentation der Daten.

Für einen durch den Benutzer ausgewählten Datensatz im Modul „Datenbestände“ kann im zugehörigen Sachdatenmodul nach konkreten Objekten mit bestimmten Attributen recherchiert werden. Liegt ein Rechercheergebnis vor (z.B. alle Gewässerabschnitte mit der Strukturgüteklasse 1), können die Ergebnisse mit der GIS-Komponente dargestellt und weiterverarbeitet werden. Weiterhin besteht die Möglichkeit, dass der Nutzer für einen ausgewählten Datensatz direkt aus dem GIS- bzw. Sachdatenmodul heraus die entsprechenden Metadaten anzeigt.

3 Softwaremodul „Statistische Prognose“

Für das Management eines Einzugsgebietes ist die Kenntnis bzw. die Prognose von bestimmten Prozessen und Situationen (z.B. Prognose von Georisiken, wie Hangrutschungen, Schlammströme, Steinschlag, Bodenerosion, Hohlraum- und Höhlenbildung, Bergschäden und Erdbrüche) von großer Bedeutung. Das in das Informationssystem integrierte Modul „Statistische Prognose“ kann auf der Basis bekannter Regeln statistisch begründete Vorhersagen für das Auftreten von Ereignissen treffen:

- Erstellung **von Regeln über das Auftreten von Georisiken** anhand dokumentierter Ereignisse
- **Anwendung dieser Regeln** zur Prognose von Ereignissen in anderen Gebieten
- **Erstellung von Gefährdungskarten** mit Eintrittswahrscheinlichkeiten für einen bestimmten Prozess

3.1 Methodik

Die umgesetzte probabilistische Methodik der Evidenzgewichtung wurde ursprünglich für den Bereich der explorativen Mineralogie von BONHAM-CARTER et al. 1989 entwickelt. Sie basiert auf den folgenden Überlegungen:

Die Charakteristik von Prozessen wird durch bestimmte gebietsbezogene Eigenschaften bzw.

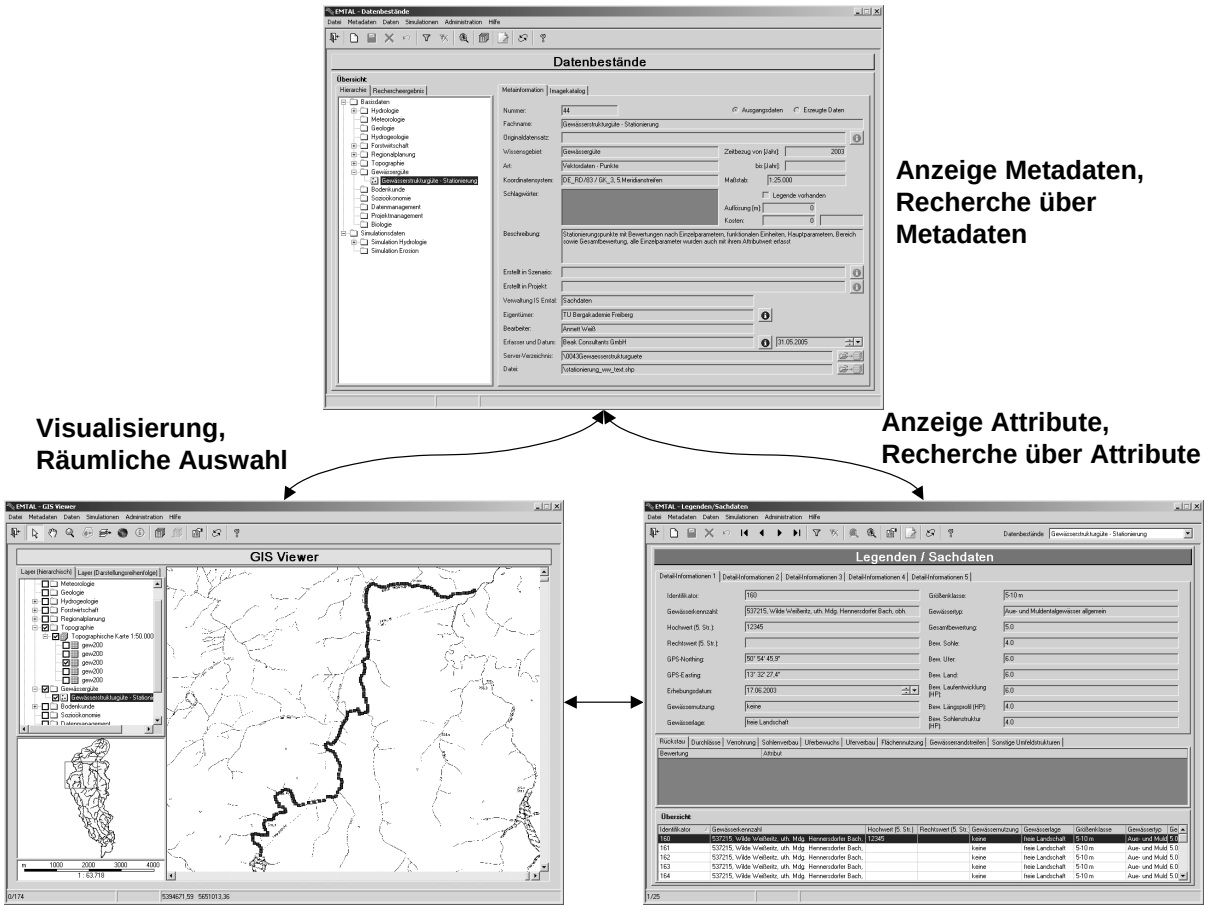


Abb. 3: Interaktion zwischen den Modulen der Softwarekomponente "Geodatenmanagement".

Steuerungsfaktoren bestimmt. Mit Hilfe der Methode der gewichteten Evidenzen kann eine indirekte Bewertung der Anfälligkeit eines Gebietes für einen bestimmten Prozess auf der Basis solcher Steuerungsfaktoren (Evidenzen) erfolgen. Im methodischen Ansatz wird davon ausgegangen, dass die Entstehung von Georisiken von gleichen bzw. ähnlichen Bedingungen bewirkt wird, wie in der Vergangenheit auftretende Ereignisse des gleichen Typs.

Das Prinzip der Evidenzgewichtung geht von der A-Priori-Wahrscheinlichkeit aus, die mit Hilfe der Erfahrung über das Eintreten eines bestimmten Ereignisses unter gleichen Bedingungen berechnet wird. Diese wird mit flächenhaften Informationen über mögliche Steuerungsfaktoren modifiziert: Daraus resultiert die bedingte A-Posteriori-Wahrscheinlichkeit für das Eintreten des Ereignisses.

Die praktische Umsetzung dieser Methodik erfolgt durch paarweise statistische Analyse der dokumentierten Ereignisse eines bestimmten Typs (z.B. Bodenerosion) mit jeweils einem Kartenthema der Steuerungsfaktoren (z.B. Hangneigung, Bewuchs, Vernässungsflächen, Bodenart,...). Daraus wird der statistische Zusammenhang zwischen beiden Ebenen ermittelt und damit beurteilt, wie signifikant eine Evidenz für das Auftreten eines Prozesses ist. Dies erfolgt durch ein Paar von Gewichten und verschiedene andere statistische Kennzahlen. Nach der Berechnung dieser Kennzahlen für jede Evidenzklasse, können diese anschließend verwendet werden, um eine flächendeckende Vorhersage (Eintrittswahrscheinlichkeit) eines Prozesses unter Integration aller Evidenzen zu treffen.

Mit dieser Methode wird ein quantitatives Modell zu Ursachen eines Prozesses erzeugt, das einerseits Aussagen erlaubt, welche der vorhandenen Faktoren die größte relative Bedeutung für ein Auftreten haben, andererseits die Übertragung der vorhandenen Evidenzgewichte auf andere bzw. ähnliche Gebiete und damit eine Erstellung von flächendeckenden Gefährdungskarten ermöglicht: **Der Algorithmus besitzt die Fähigkeit, in bestimmten repräsentativen Testgebieten anhand vorhandener Ereignisse zu „lernen“ und das so ermittelte „Wissen“ über Steuerungsfaktoren auf andere (ähnliche) Gebiete anzuwenden.**

Ein wesentlicher Vorteil der Methode ist, dass Aspekte der Unsicherheit im Modell behandelt werden können. Dies betrifft insbesondere Unsicherheiten, die durch starke Varianz der Daten und durch fehlende Daten entstehen. Die Wahrscheinlichkeiten können somit auf ihre Plausibilität überprüft und gegebenenfalls die Unsicherheiten bei der Interpretation des Endergebnisses berücksichtigt werden.

3.2 Einbindung des Algorithmus in das Informationssysstem

Der Algorithmus zur statistischen Prognose wurde als Funktion einer ESRI ArcGIS-9.1-Extension auf der Basis des ESRI Spatial Analyst für ArcGIS 9.1 umgesetzt (GIS-Modul der „Thick Version“) und direkt an die Programmkomponente „Geodatenmanagement“ angebunden. Damit ist die dauerhafte Nachvollziehbarkeit der Berechnung von den Ausgangsdaten, die in ein Szenario einfließen, bis hin zu den Zwischenergebnissen und der Ergebnsikarte gewährleistet. Es wurde ein Fachmodul „Statistische Analysen“ mit folgenden Funktionen in das System integriert:

- **Szenarienmanagement**: Hier besteht unter anderem die Möglichkeit, die Fachthemen der Steuerungsfaktoren und eine Gebietsgrenze anzugeben. Weiterhin kann der Nutzer entweder ein Fachthema über bekannte Ereignisse (im Falle eines Trainingsdurchlaufs) oder ein Basisszenario (im Falle der Anwendung erarbeiteten Wissens) zur Erstellung einer flächenhaften Gefahrenkarte auswählen.
- **Ausführung des Algorithmus** direkt aus dem Fachmodul heraus. Der Algorithmus generiert ein Grid mit einer flächenhaft verteilten Eintrittswahrscheinlichkeit für das jeweils betrachtete Georisiko im bearbeiteten Gebiet. Dieses wird nach Ablauf automatisch im GIS dargestellt.
- **Übernahme der generierten Statistiken und der Ergebniskarte** in die zentrale Datenbank

3.3 Anwendungsbeispiel

In einem Testgebiet wurden auf der Grundlage der Befliegungsdaten nach dem Hochwasser 2002 Stellen mit Bodenerosion identifiziert. Weiterhin wurden mögliche Themen der Steuerungsfaktoren aus den vorhandenen Daten ausgewählt bzw. neu erstellt. Im einfachsten Fall waren das die Kartenthemen Landnutzung, Bodenarten und Hangneigung. Im Testgebiet konnte gezeigt werden, dass ca. 90 % der beobachteten Flächen, an denen Erosion nach den Starkregenereignissen

im August 2002 auftrat, mit der Gefährdungsklasse „sehr hoch“ bzw. „hoch“ eingestuft wurden.

Die im Testgebiet erstellten Regeln wurden auf das Einzugsgebiet des Höckenbaches übertragen. Hier lag die Trefferquote bei 80 %. Für dieses, mit relativ wenigen Eingangsdaten konstruierte Szenario (die Einbeziehung weiterer Kartenthemen als Steuerungsfaktoren wäre denkbar, so u.a. Wölbungsradien oder orographisch bedingte Luv-/ Lee-Effekte) kann sie bereits als hoch eingeschätzt werden. Wichtig ist vor allem die Anwendung des Algorithmus auf ein gut dokumentiertes Testgebiet, damit das System zunächst „Wissen aufbauen“ kann. Die Anwendung dieses ermittelten Wissens kann prinzipiell auf ähnliche Gebiete erfolgen, für die die gleichen Kartenthemen als Steuerungsfaktoren einbezogen werden können wie im Testgebiet.

4 Zusammenfassung und Ausblick

Der generische Ansatz des entwickelten Informationssystems macht diese zu einem universell einsetzbaren Instrument zur Verwaltung und Visualisierung von komplexen Geodaten. Darüber hinaus eröffnen Konzept und Aufbau der Datenkomponente und insbesondere der Wissenskomponente breite Möglichkeiten für die Anwendung der Untersuchungsergebnisse auf vergleichbare Regionen. Das in der Wissenskomponente zum Einsatz kommende Verfahren ist in vielen Bereichen der Umweltwissenschaften und der Analyse von Georisiken einsetzbar.

5 Literaturverzeichnis

K. BACKHAUS, B. ERICHSON, W. PLINKE & R. WEIBER (2003): Multivariate Analysemethoden – eine anwendungsorientierte Einführung; Springer-Verlag, Berlin; ISBN 3-540-00491

G.F. BONHAM-CARTER, F.P. AGTERBERG & D.F. WRIGHT (1989): Weights of evidence modelling: a new approach to mapping mineral potential; Statistical Applications in the Earth Sciences; Geological Survey of Canada, S. 171-183

T. STAHL & M. VÖLTER (2005): Modellgetriebene Softwareentwicklung – Techniken, Engineering, Management; dpunkt.verlag, Heidelberg; ISBN 3-89864-310-7;

6 Ansprechpartner

Dipl.-Ing. Manja Sieste

Tel.: ++49 (0)3731 781371

E-Mail: Manja.Sieste@beak.de


BERGAKADEMIE
TECHNISCHE
UNIVERSITÄT
FREIBERG

Informationssysteme für die Rohstoffgewinnungsindustrie

Marc Dohmen

DOHMEN, HERZOG & Partner GmbH, Soerser Weg 9, 52070 Aachen, marc.dohmen@dhp-gmbh.de

Informationsmanagement in der Rohstoffindustrie umfasst die Beschaffung, Verwaltung und Darstellung umfangreicher Informationen u.a. aus den Bereichen Lagerstätte, Genehmigung, Führung und Optimierung eines Gewinnungsbetriebes sowie Dokumentation des Betriebsgeschehens. Hierzu hat die DOHMEN, HERZOG & Partner GmbH aus Aachen mit der Software AutoPLAN Informationssysteme u. a. in der Kalk- und Zementindustrie sowie im Ingenieurdienstleistungsbereich für die Steine- und Erden-Industrie aufgebaut. Neben der Erfassung und Verwaltung der Daten, müssen die Informationsinhalte auch in anderen Unternehmensbereichen, z.B. in der Buchhaltung, für die Geschäftsführung, Planungsbüros oder Genehmigungsbehörden dargestellt werden. Hierzu bietet das Internet heute im Vergleich zur herkömmlichen Methode von Ausdrucken und Kartenwerk neue Möglichkeiten des Informationsaustausches. An Hand von Betriebsbeispielen werden Web-basierte Informationssysteme vorgestellt sowie der praktische Einsatz in der Industrie erläutert.

Today information management in the mining industry includes the provision, administration and representation of extensive information about the deposit, permission, management and optimization of open pits as well as the documentation of the mining operations. To this the DOHMEN, HERZOG & Partner GmbH, Aachen introduced the information system AutoPLAN in the limestone and cement industry as well as in the engineer service sector for the mining industry. Next to the collection and administration of the data, the data contents must be represented in other parts of the company for instance in other departments, the management board, the planning offices or the authorities. Instead of conventional prints and plots, today the internet offers new possibilities of information exchange. Considering on examples of experience the report introduces web based information systems and the practical use in the industry.

1 Einführung

Modernes Informationsmanagement in der Rohstoffgewinnungsindustrie beinhaltet heute die Beschaffung, Verwaltung und Darstellung der erforderlichen Informationen u. a. zur Lagerstätte, der Abbaugenehmigung, Führung und Optimierung des Gewinnungsbetriebes sowie die Dokumentation des Betriebsgeschehens. Hierzu sind umfangreiche Informationen aus sehr unterschiedlichen Bereichen zu erfassen und zu verarbeiten sowie an zahlreichen Arbeitsplätzen des Unternehmens zur Verfügung zu stellen.

Bei der Einführung von Informationssystemen ist im ersten Schritt Art und Umfang der für ein Unternehmen erforderlichen Daten zu bestimmen. Je nach Betrieb und Abbautätigkeit fallen unterschiedlich große Datenmengen an. Allerdings ist zum erfolgreichen Einsatz immer eine Datengrundlage erforderlich, die in Kapitel 2 näher erläutert wird.

Sind die erforderlichen Informationsarten festgelegt, tritt die Frage der Datenbeschaffung (Datenherkunft) in den Vordergrund. Hierbei ist es oft wirtschaftlich, die mittlerweile in vielen Bereichen vorhandenen digitalen Daten zu nutzen (siehe Kapitel 3). Allerdings zeigt die Praxis teilweise immer noch hohen Nachbearbeitungsaufwand, trotz Standarddateiformaten und zahlreicher Import- und Exportfunktionen in den Softwareprodukten.

Die Wahl der verwendeten Softwarekomponenten sollte so gewählt werden, dass alle betrieblichen Anforderungen erfüllt werden. Am Beispiel des Systems AutoPLAN (siehe Kapitel 4) werden wesentliche Komponenten vorgestellt. Zu achten ist insbesondere auf weit verbreitete Standards im Bereich der Dateiformate, möglichst einfache Bedienung, Schnittstellen zu im Unternehmen bereits bestehenden Produkten, zur Programmierung sowie zukünftigen Erweiterung des Systems. Beispielanwendungen aus der Praxis werden im Kapitel 5 vorgestellt und erläutert.

2 Informationsarten

Inhaltlich sind für ein umfassendes Informationsmanagement in Rohstoffgewinnungsbetrieben u.a. die in Abb. 1 aufgeführten Bereiche von Bedeutung.

Topographische Geländesituation Zur Planung von Gewinnungsstätten ist es unumgänglich, für das unmittelbare Abbaugebiet und das nähere Umfeld dreidimensionale Geländedaten hoher Lagegenauigkeit aus Vermessungen vorzuhalten. Das weitere Umfeld kann in der Regel hinreichend genau aus amtlichen Kartenwerken (z.B. der Deutschen Grundkarte) digitalisiert werden. Die erstmalige Erfassung der Geländesituation erfolgt durch eine vollständige Aufnahme und Auswertung der planungsrelevanten Geländebestandteile wie Böschungen, Verkehrswege, Gebäude, Versorgungsleitungen usw. Hierzu ist die terrestrische oder, vor allem bei größeren Planungsgebieten, die aerophotogrammetrische Vermessung einzusetzen (siehe Abb. 2), um die benötigten 3D-Daten zu erhalten. Zur späteren Aktualisierung werden lediglich die jeweiligen Veränderungen in einer Nachtragung aufgenommen.

Lagerstätten- und Hydrogeologie Neben der Darstellung der topographischen Gegebenheiten rückt die Erfassung der Lagerstätte und auch häufig der Hydrogeologie in der Rohstoffindustrie zunehmend in den Vordergrund. Bohrprogramme und geophysikalische Untersuchungen bilden meist die Grundlage dieser Untersuchungen. Nach grundsätzlicher Prüfung der Lagerstättennachhaltigkeit, sind derzeit zwei wesentliche Vorgehensweisen bei der Lagerstättenexploration und –modellierung in der Industrie zu unterscheiden.

In den überwiegenden Betrieben der Hartgesteins- sowie Kies- und Sand-Industrie erfolgt die Erkundung der Lagerstätte meist in Hinblick auf die Ermittlung der groben räumlichen Ausdehnung. Qualitative Zusammensetzungen spielen hierbei meist eine untergeordnete Rolle. Erfasst werden Mutterboden- und Abraumüberdeckung, die flächen- und teufenhafte Ausdehnung des Wertminerals sowie eventuelle Störungsbereiche. Ziel dieser Untersuchungen ist eine reale Einschätzung der Vorratssituation sowie Aussagen über einen effizienten Abbau und anfallende Verkippungsmengen zu erhalten. Dies wird insbesondere vor dem Hintergrund eines ressourcenschonenden Abbaus immer wichtiger.

In der Kalk-, Zement- und Tonindustrie ist neben der räumlichen Lagerstättenausdehnung auch die Kenntnis der qualitativen Zusammensetzung des Lagerstättenkörpers zur selektiven Abbausteuerung erforderlich. Hierfür sind neben einer deut-

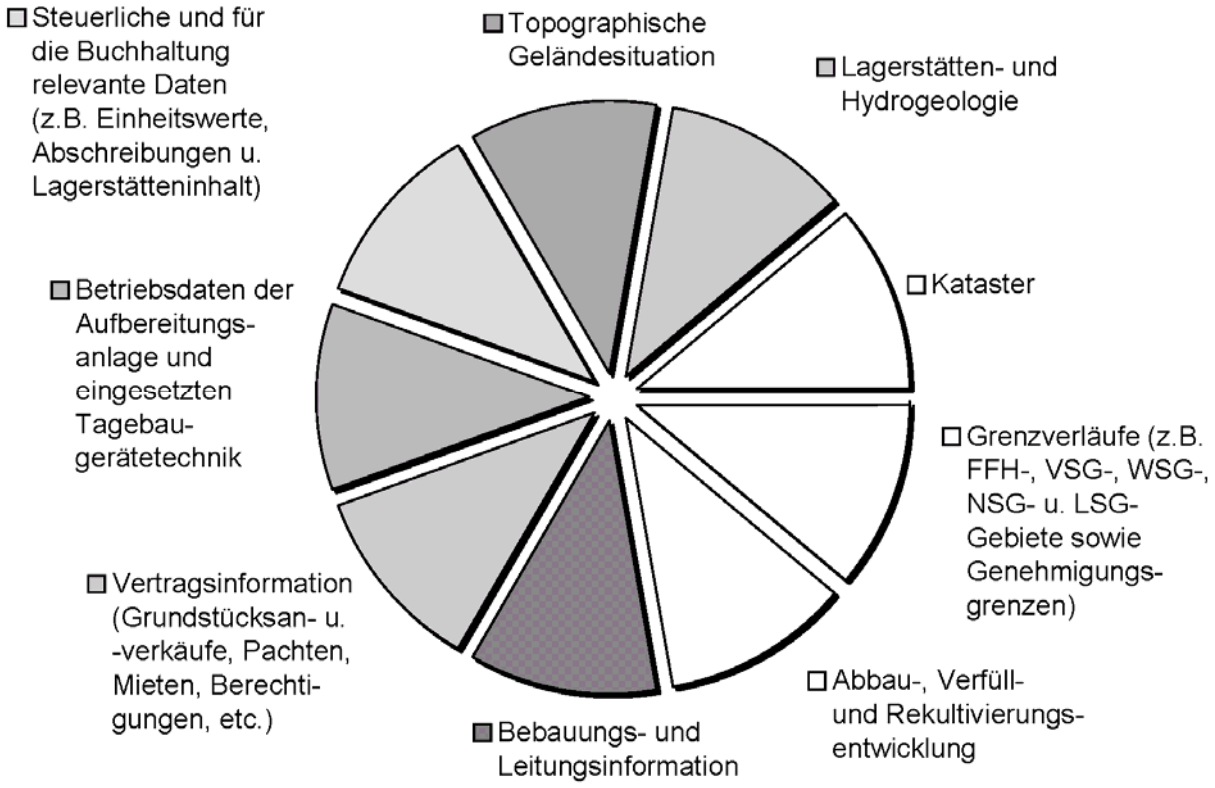


Abb. 1: Wesentliche Informationsarten für die Rohstoffgewinnungsindustrie.

lich umfangreicheren und damit kostenintensiveren Exploration höhere Anforderungen an die Planungs- und Informationssysteme hinsichtlich Modellierungsverfahren gestellt. Wesentlich und im Einzelfall zu prüfen ist das Verhältnis von Explorationsaufwand und Detailierungsgrad der Modellierung.

Mit Hilfe des Informationssystems sind alle Lagerstätteninformationen zu erfassen und auszuwerten; beginnend von einer zentralen Eingabe der Bohrinformation in eine Datenbank bis zur dreidimensionalen Modellierung des Lagerstättenkörpers mit seinen Qualitätsparametern (siehe Abb. 3).

Kataster Ein weiterer Bereich von flächenhaften Informationen ergibt sich durch die eigentumsrechtliche Situation des in Anspruch genommenen Grund und Bodens. Die Flurkarten des Liegenschaftskatasters geben Auskunft über Lage, Zuschnitt und Bezeichnung der einzelnen Flurstücke. In Verbindung mit Informationen aus dem Liegenschaftsbuch und den daraus abgeleiteten Eigentümerverzeichnissen wird die Katasterinformation vervollständigt.

Abhängig von den unterschiedlichen Nutzungen der einzelnen Flurstücke werden aus den Katasterkarten darüber hinaus Nutzungskarten erstellt, die zur Bewertung des Anlagevermögens im Rahmen der Bilanzierung und zur Einheitswertberechnung im Zuge der Grundsteuerermittlung genutzt werden.

Abbau-, Verfüll- und Rekultivierungsentwicklung Im Rahmen der Abbau-, Verfüll- und Rekultivierungsentwicklung sind die Planungs- und Überwachungsphase im laufenden Betrieb zu unterscheiden. In der Planungsphase stellt das System sämtliche Informationen aus den anderen Bereichen zur Verfügung, damit eine optimierte Abbauplanung erfolgt. Wesentliche Informationen sind hierbei der Geländeverlauf, die Ausbildung und Zusammensetzung der Lagerstätte sowie eigentumsrechtliche und genehmigungsrelevante Aspekte. Aufbauend aus der durchgeführten Abbauplanung erfolgt die Planung der evtl. Verfüllung und Rekultivierung für die ebenfalls zahlreiche Informationen aus den anderen Bereichen Grundlage sind. Im laufenden Betrieb dient das Informationssystem zur Betriebsüberwachung und Ermittlung bilanzierungsrelevanter



Abb. 2: Aerophotogrammetrische Auswertung eines Gewinnungsrisses mit Luftbildhinterlegung.

Daten. Mengen- und Pachtabrechnungen, mittel- und langfristige Qualitätsüberwachung sowie Ermittlung von Rekultivierungsrückstellungen sind dabei wesentliche Schwerpunkte.

Bebauungs- und Leitungsinformation Die Lagepläne der Werkanlagen sind Grundlage für Leitungspläne mit der Darstellung von Ver- und Entsorgungsleitungen wie Gas-, Wasser-, Elektro-, Schlamm- und Abwasserleitungen. Neben Feuerwehreinsatzplänen mit detaillierten Symboldarstellungen für Rettungseinsätze werden in Verbindung mit Katasterkarten aus den Werkslageplänen auch Lagepläne zu Bauanträgen erstellt.

Vertragsinformationen Unternehmen der Rohstoffgewinnungsindustrie verfügen in der Regel über umfangreichen Grundbesitz, der ebenfalls mit Hilfe des Informationssystems zu verwalten ist. Neben der Erfassung von An- und Verkaufsverträgen sind die Überwachung von Pachten und Mieten sowie die Darstellung von Berechtigungen an anderen Grundstücken wichtige Informationen.

Betriebsdaten In zunehmendem Maß wird für die Gewinnungsbetriebe auch die Erfassung von Betriebsdaten der eingesetzten Geräte im Tagebau sowie von Prozessdaten aus der Aufbereitungsanlage wichtig. Teile dieser Daten werden bereits mit speziellen „Insellösungen“ erfasst und ausgewertet. Ganzheitliche Lösungen sind bedingt durch die komplexe Thematik bisher noch wenig zu finden bzw. noch im Entwicklungsstadium.

Finanztechnische Daten Finanztechnische Daten wie Einheitswerte oder Abschreibungen sind für steuerliche Erhebungen oder die Erfassung in der Buchhaltung notwendig. Häufig ist eine Verknüpfung mit flächenbezogenen graphischen Daten erforderlich.

Sonstige Flächeninformation Nach erfolgreichem Genehmigungsverfahren werden alle Antragsunterlagen Bestandteil der Genehmigung. Als planungsrelevante Informationen sind die genehmigten Grenzen der Abgrabungen und Anschüttungen, die maximale Abgrabungsteufe sowie Sicherheits- und Schutzbereiche darzustellen. Abgrenzungen aus regionalen und überregi-



Abb. 3: Blockmodell zur Qualitätssteuerung einer Kalklagerstätte für die Zementherstellung.

onalen Vorgaben wie Flächennutzungsplan, Bebauungsplan, Landschaftsplan, Bodenrichtwertkarte, Gebiets- und Landesentwicklungsplan sind ebenfalls von maßgeblicher Bedeutung für weitergehende Planungen und Bewertungen.

3 Herkunft der Informationen

Bedingt durch die Vielzahl und unterschiedliche Art der Informationen ergibt sich bei der Einrichtung eines Informationssystems zunächst die Frage „Wie und Wo werden die Daten erhoben und in das System integriert?“. Dabei stehen heute nicht mehr Soft- und Hardwarekosten für das Informationssystem im Vordergrund sondern eine schnelle und preiswerte Verfügbarkeit der erforderlichen Daten.

Vermessungsdaten Topographische Geländedaten, Gebäude- und Leitungsführungen sowie evtl. Grenzverläufe werden in der Regel durch eine Vermessung erfasst. Dabei stammen die Daten aus terrestrischen oder photogrammetrischen Auswertungen. Um den Bezug zum öffentlichen topographischen Kartenwerk bzw. zum Liegenschaftskataster zu gewährleisten, ist es notwendig, ein Festpunktnetz an die Landesvermessung anzuschließen. Dies erfolgt heute in der Regel mittels des Globale Positioning Systems (GPS).

Öffentliche Topographische Karten Zur Erstellung von Übersichtskarten mit der Lage des Gewinnungsbetriebes sowie der Aufbereitungsanlagen im größeren Umfeld, hat sich der Einsatz öffentlicher topographischer Karten und Luftbilder wie der Deutschen Grundkarte und Orthophotos im Maßstab 1:5.000 und der Topographischen Karte im Maßstab 1:25.000 bewährt. Das Kartenwerk ist meist flächendeckend bei den Behörden als Rasterdaten zu beziehen. Softwaretechnisch müssen die Informationssysteme in der Lage sein, hybride Datensätze, d. h. vektorielle und gescannte Daten, in einem System leistungsfähig zu verarbeiten.

Katasterdaten Die Vermessungs- und Katasterbehörden sind z.Z. dabei, die bisher analog geführte Liegenschaftskarte sowie das Liegenschaftsbuch auf automatisierte, EDV-gestützte Systeme umzustellen. Für große Teile Deutschlands ist diese Umstellung bereits durchgeführt. Hier stehen die Daten der automatisierten Liegenschaftskarte (ALK) in verschiedenen Formaten zur Verfügung. Gleiches gilt für das automatisierte Liegenschaftsbuch (ALB). Es ist sinnvoll, über die regelmäßige Aktualisierung der Datenbestände mit der Behörde Verträge abzuschließen. In Bereichen, in denen die ALK bisher nicht eingeführt ist, können analoge Flurkarten gescannt und für den Eigenbedarf digitalisiert werden. Sonstige alphanumerische Informationen bezüglich der Flurstücke werden durch Auswertung des Grundbuches durchgeführt.

Lagerstättendaten Lagerstättendaten setzen sich hauptsächlich aus Explorationsergebnissen zusammen. Dabei erfolgt die Lagerstättenuntersuchung überwiegend durch Bohrungen mit je nach Lagerstätte unterschiedlichem Detaillierungsgrad in der Analyse. Geophysikalische und geoelektrische Untersuchungen werden ebenfalls durchgeführt und deren Ergebnisse meist in Form von Isolinien- oder Schnittdarstellungen im Lagerstättenmodell erfasst.

Sonstige Flächeninformation Die Abgrenzungen aus regionalen und überregionalen Vorgaben wie Flächennutzungsplan, Bebauungsplan, Landschaftsplan, Bodenrichtwertkarte, Gebiets- und Landesentwicklungsplan sollten bei der zuständigen Planungsbehörde als Vektorgraphik angefordert werden. Falls diese dort nicht in geeigneten Formaten vorliegen, müssen die analogen Pläne mit Zustimmung des jeweiligen Urhebers gescannt und die relevanten Grenzen digitalisiert werden. Sonstige Daten sind bei den entsprechenden Fachbehörden meist in analoger Form zu beziehen. Diese Daten, meist alphanumerische Daten werden in einer zentralen Datenbank gespeichert und evtl. mit graphischen Daten verknüpft.

4 Erfassung und Verwaltung der Informationen

Grundsätzlich sind zwei unterschiedliche Datenarten bei Informationssystemen zu unterscheiden, alphanumerische und graphische Daten. Beide Arten sind für eine vollständige Erfassung erforderlich und müssen teilweise miteinander verknüpft werden.

Die alphanumerischen Daten werden bei Informationssystemen meist in zentralen oder dezentralen Datenbanken auf einem Datenserver abgespeichert: Über entsprechende Netzwerkverbindungen sind alle anderen Arbeitsplätze mit dem Datenbankserver verbunden. Bei der Vielzahl von Daten ist auf eine leistungsfähige Datenbanksoftware und ein praxisnahes Datenbankmodell zu achten, damit die spätere Datenverknüpfung und Auswertung problemlos erfolgen kann. Zur Erfassung der graphischen Daten und zur graphischen Ausgabe sollte ein leistungsfähiges CAD-Programm mit integrierter Program-

mier- und Datenbankschnittstelle verwendet werden. Handelsübliche GIS-Systeme verfügen über solche Merkmale, sind aber meist nicht mit bergbauspezifischen Anwendungen ausgestattet, die z.B. eine Lagerstättenmodellierung oder Abbauplanung ermöglichen.

Seit 1994 wird von der DOHMEN, HERZOG & Partner GmbH das Softwaresystem AutoPLAN entwickelt, mit dem nach und nach sämtliche Aufgaben eines Informationssystems für Rohstoffgewinnungsbetriebe abgedeckt werden. Kern des Systems ist eine zentrale Datenbank auf Basis marktführender Datenbankprodukte wie z. B. MS SQL-Server, die auf einem zentralen Server installiert ist. Die alphanumerische Dateneingabe erfolgt dezentral auf den einzelnen Arbeitsplätzen mit HTML-Seiten, die über den Internetexplorer aufgerufen werden (siehe Abb. 4). Hierbei benötigen die Arbeitsplätze keine zusätzliche Softwareinstallation. Weiterhin können die Daten auch per Inter- oder Intranet mit entsprechender Zugangsberechtigung abgerufen werden. Für die alphanumerische Ausgabe steht handelsübliche Software wie z. B. Excel zur Verfügung.

Die graphische Dateneingabe, Verwaltung und Ausgabe erfolgt auf dem marktführenden CAD-Programm AutoCAD und ermöglicht eine effiziente Bearbeitung. Stichworte wie blattschnittlose Geometriedatenbank, maßstabunabhängige Bearbeitung, hybride Datenverwaltung und die Möglichkeit der gleichzeitigen interaktiven Bearbeitung eines Projektes mit mehreren Mitarbeitern seien hier aufgeführt. Weiterhin tritt eine einfach zu handhabende und schnelle Veröffentlichung sämtlicher Daten durch das DWF-Format im Internet zunehmend in den Vordergrund. Auch die Verfügbarkeit zahlreicher Schnittstellen und Datenimport- und Exportformat spielen insbesondere bei der Datenerfassung eine wichtige Rolle. Einzelne Applikationen für die speziellen Bereiche wie Lagerstättenmodellierung oder Abbauplanung werden über eine leistungsfähige Schnittstelle in das CAD-System integriert.

5 Betriebsbeispiele

AutoPLAN wird heute in unterschiedlicher Konfiguration bei zahlreichen Unternehmen der Rohstoffindustrie (z. B. Heidelberg Cement, Rheinkalk GmbH, Schwenk KG und Basalt-Actien-Gesellschaft) eingesetzt. Anhand von ausgewählten Betriebsbeispielen wird die praktische Arbeit des Systems verdeutlicht.

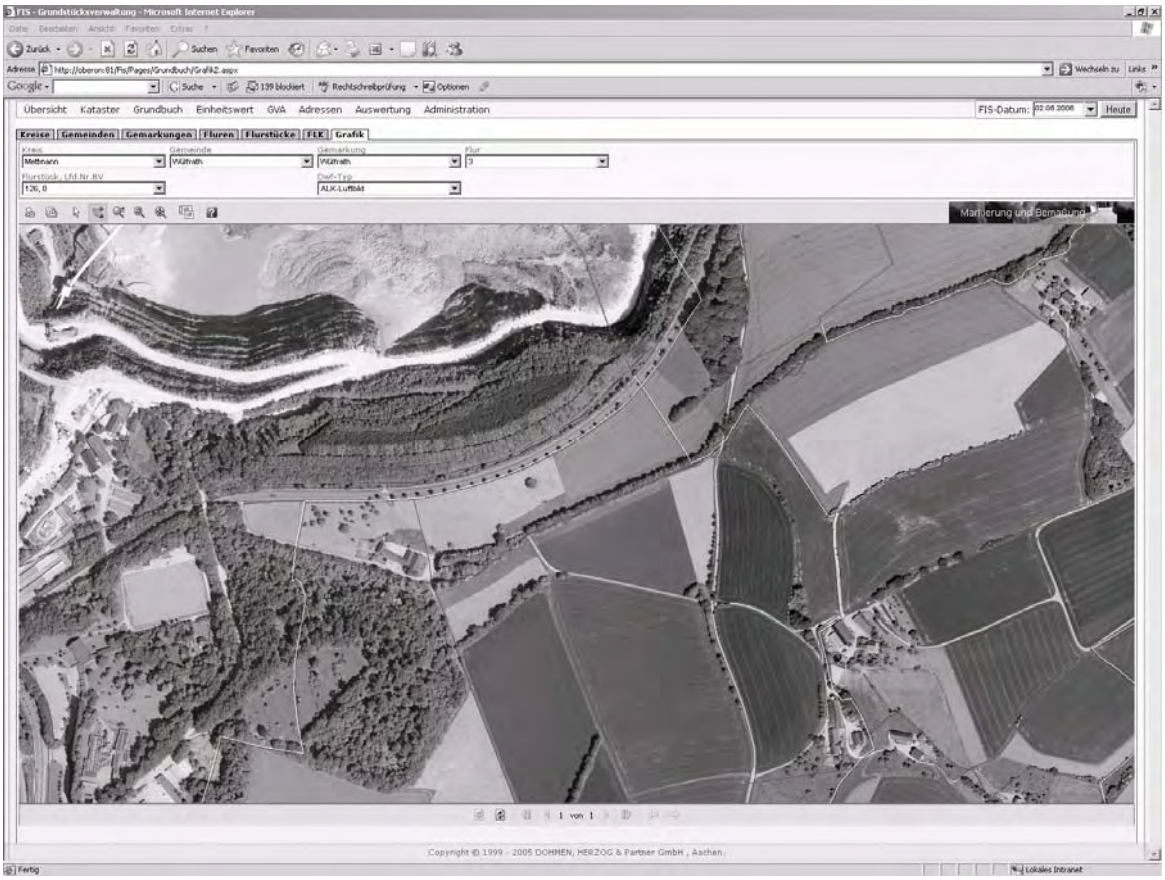


Abb. 4: Webbrowser mit HTML-Seite des Informationssystems AutoPLAN.

Das erste Beispiel (siehe Abb. 5) zeigt die Navigation innerhalb des im Inter- bzw. unternehmensweiten Intranet veröffentlichten Informationssystems mit allen betriebsrelevanten Daten (hier z.B. einen Gewinnungsriss). Neben den alphanumerischen Informationen der Datenbank und den im DWF-Format veröffentlichten graphischen Informationen können auch andere Dokumente, z.B. Genehmigungsanträge, in anderen Dateiformaten verwaltet werden. Weiterhin verfügt das System über eine Historie, so dass auch ältere Tagebau- oder Katasterstände abgerufen werden können.

Beispiel zwei (siehe Abb. 6) zeigt die Erstellung von Übersichtskarten des Grundbesitzes und gepachteter Flächen. Weitere Informationen zu den Flurstücken bzw. den Pachtverträgen können aus der Datenbank exportiert und in Berichten dargestellt werden.

Neben der Verwaltung von Informationen können die Benutzer auch beliebige Informationen aus der Datenbank über eine Filterfunktion abrufen (siehe Abb. 7). Hierbei werden die Filterkriterien und Anzeigeparameter definiert. Es folgt eine Abfrage der Datenbank und Anzeige des Ergebnisses. Das Ergebnis kann direkt in einer Excel-Datei zur weiteren Verarbeitung gespeichert werden. So sind individuelle Abfragen des Anwenders insbesondere im Bereich des Flächenmanagements ohne SQL-Kenntnisse durchführbar.

Auch der Austausch von Informationen und Daten innerhalb der Unternehmensabteilungen kann automatisiert werden. Insbesondere im Bereich der Flurstücks- und Vertragsverwaltungen werden bei Veränderungen elektronische Belege automatisch generiert und per Email an die entsprechenden Sachbearbeiter geschickt (siehe Abb. 8).

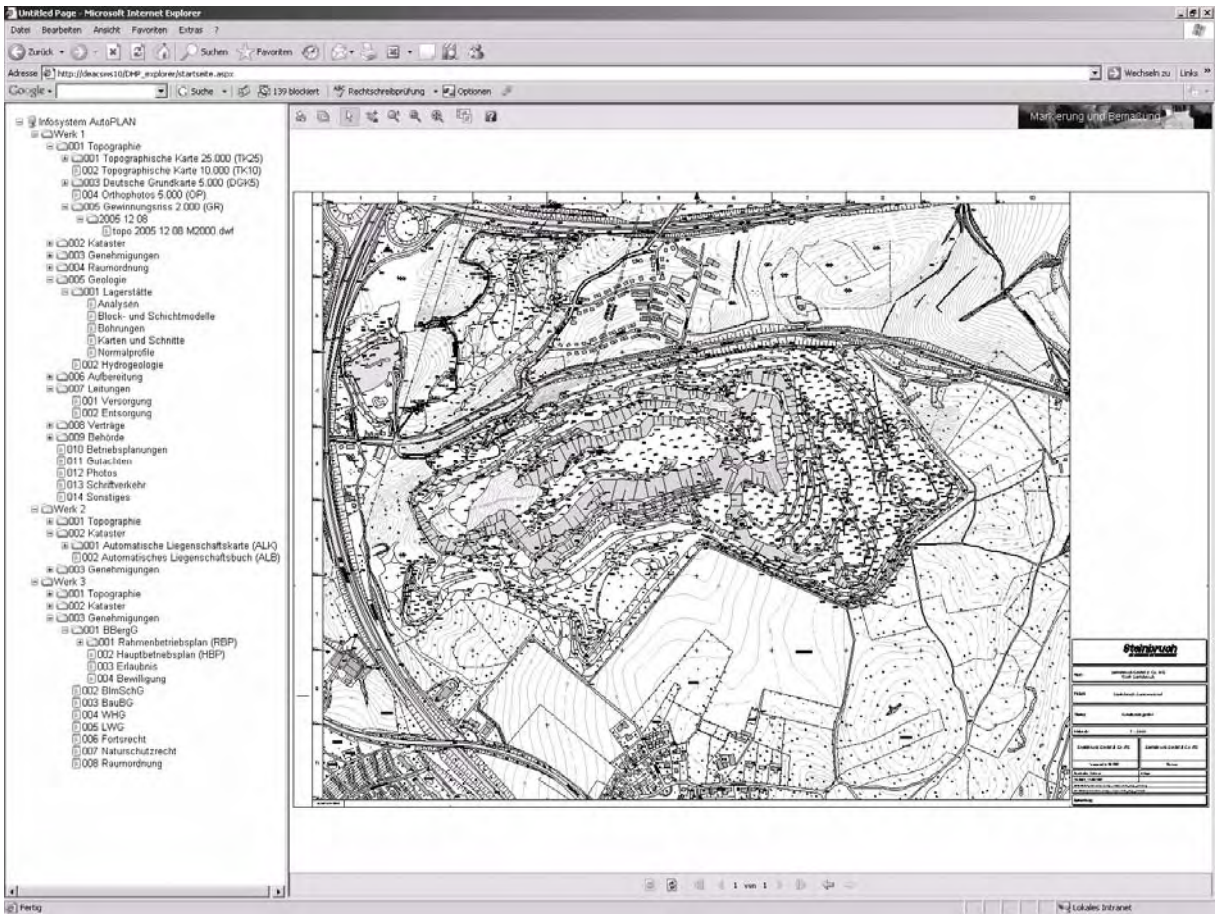


Abb. 5: Navigation im Informationssystems AutoPLAN.

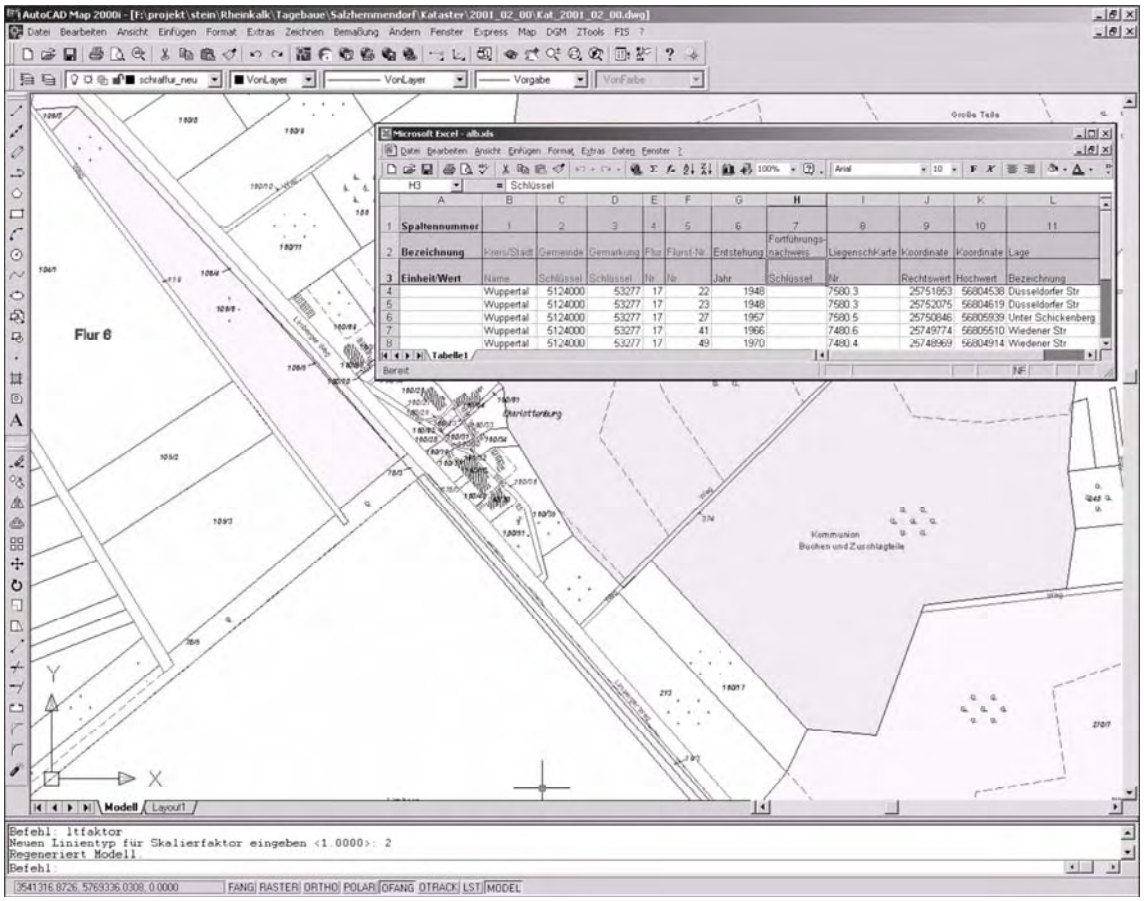


Abb. 6: Erstellung von Übersichtskarten mit Katasterinformation.

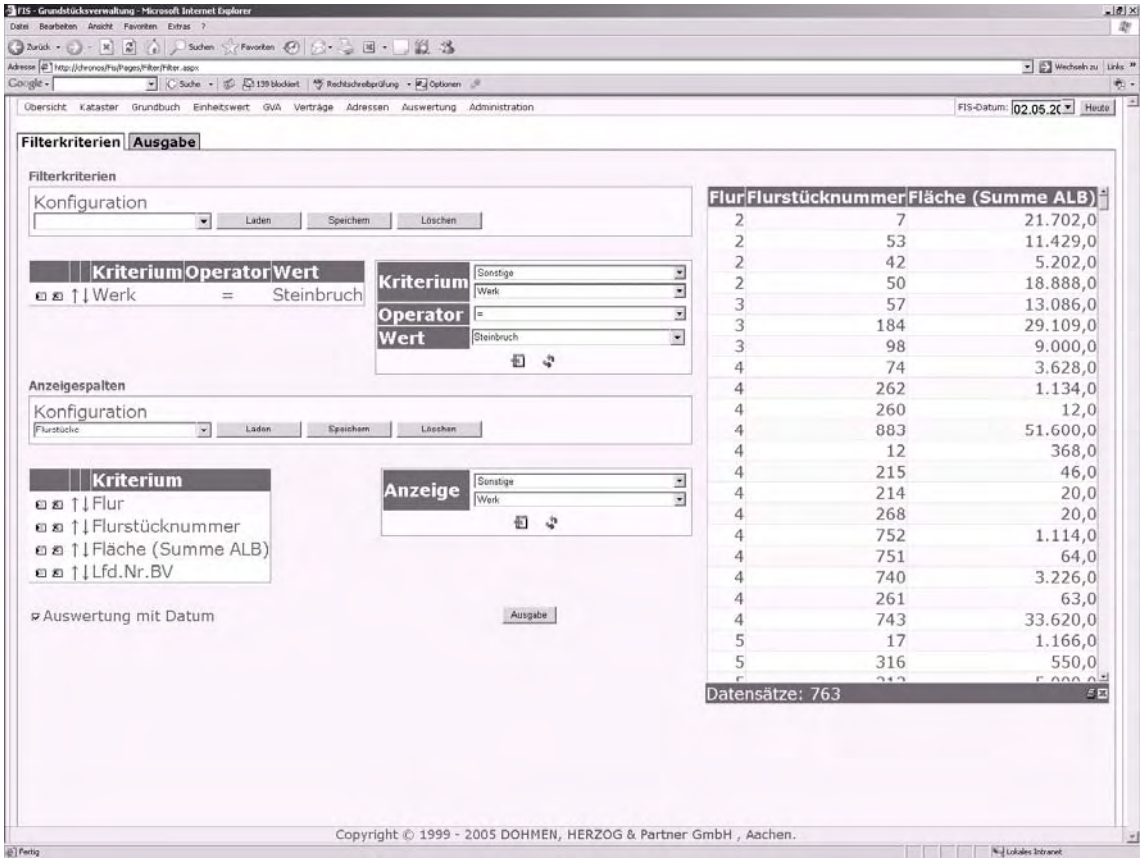


Abb. 7: Dynamische Datenbankabfrage über Filterkriterien.

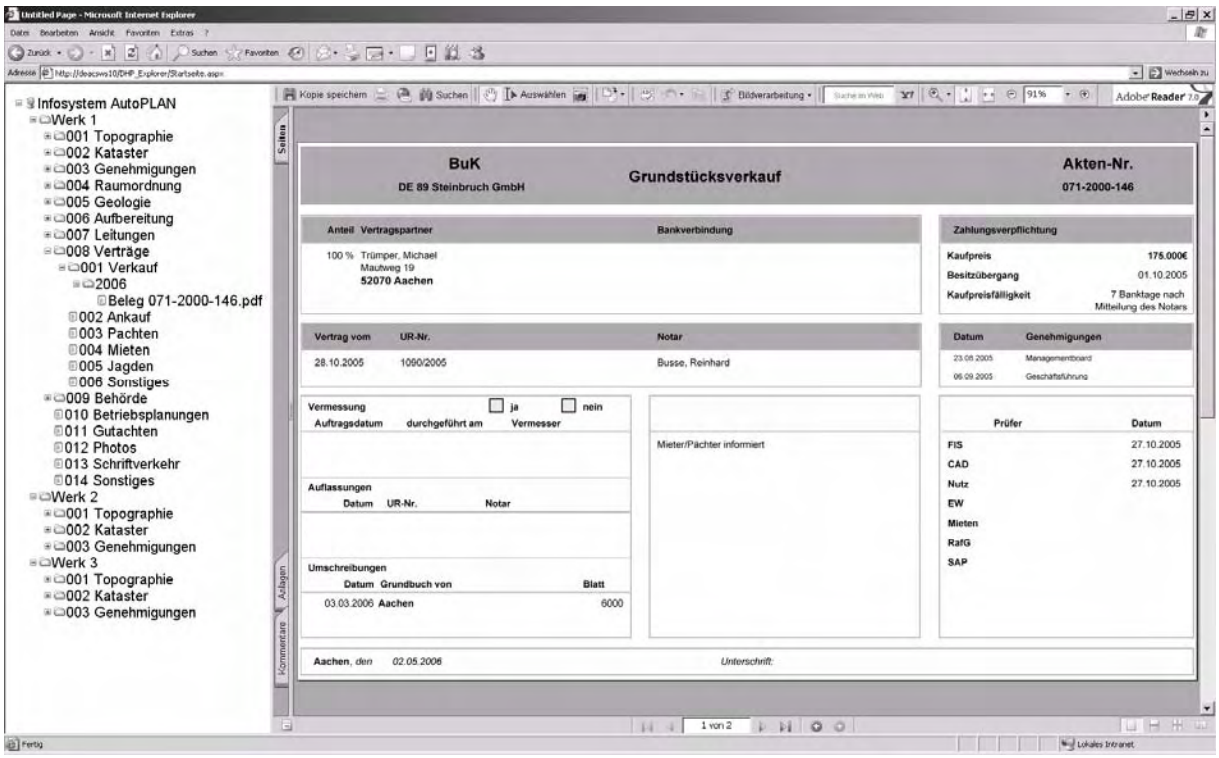


Abb. 8: Elektronischer Beleg Grundstücksveränderungsanzeige (hier Verkauf).


BERGAKADEMIE
TECHNISCHE
UNIVERSITÄT
FREIBERG

Abschätzung der Sulfatgehalte Lausitzer Braunkohlenkippen mit Hilfe von Raum- und Stoffbilanzmodellen

Bastian Graupner[1], Florian Werner[1], Stephan Bürger[1], Friedrich-Carl Benthaus[2]

[1]Dresdner Grundwasserforschungszentrum e.V., Meraner Straße 10, 01217 Dresden, bgraupner@dgfz.de,
[2]LMBV mbH, Knappenstraße 1, 01968 Senftenberg

Die Beschaffenheitsentwicklung von Grund- und Oberflächenwasserkörpern wird in der Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft zu einem erheblichen Teil durch Stoffausträge aus Tagebaukippen beeinflusst. Um diesen langfristigen Einfluss abschätzen zu können, muss die Stoffquelle quantifiziert werden. Dazu wurde aus Bohrungen der Vorfelderkundung ein geologisches Modell für verschiedene Zeitpunkte erstellt. Der geometrische Vergleich lieferte Informationen über die Anteile der Modellschichten an den Tagebaukippen. Kombiniert mit deren geochemischen Eigenschaften konnte daraus die Zusammensetzung der Tagebaukippen abgeleitet werden. Der Stoffgehalt wird hauptsächlich durch den Grundwasserleiter 400 und die Hangendschluffkomplexe bestimmt. Der Vergleich mit detaillierter bearbeiteten geologischen Modellen von Teilgebieten ergab Abweichungen von 5 bis 10 %, die unter Berücksichtigung der Größe des Untersuchungsgebietes als gut eingestuft werden können.

Ground- and surface water quality in the Lausatia mining area is often influenced by seepage from brown coal mining dumps. Estimating the long time influence must be based on quantifying the inventary. Pre-mining boreholes were used for creating a geological model for different times. Comparing the models leads to information about the portion of different model layers in the dumps. Combined with geochemical properties it becomes possible to calculate the composition of the dumps. The matter content is mainly influenced by the model layer just above the coal seam (aquifer 400 and silt complexes). Deviations of the results from more detailed geological models of example areas are within a range of 5 to 10 percent, which is good compared to the dimension of the research area.

1 Einleitung

Das Niederlausitzer Bergbaurevier wurde intensiv durch den seit über 100 Jahren andauernden Braunkohletagebau überprägt. Im Zeitraum der intensivsten Bergbautätigkeit (1950 bis 1989) wurden rund 5 Mrd. Tonnen Braunkohle gefördert (SKW 2005). Dies führte bei einem mittleren Abraum-Kohle-Verhältnis von 5:1 zur Entstehung einer Vielzahl großflächiger Tagebaukippen, die je nach gewählter Bezugsfläche etwa 15 Prozent des Niederlausitzer Bergbaureviers einnehmen (GRAUPNER *et al.* 2005). Mit der Wiedervereinigung mussten die meisten Tagebaue geschlossen werden und die LMBV mbH wurde mit deren Sanierung beauftragt.

Die Umlagerung der Deckschichten und der damit ermöglichte Kontakt mit Sauerstoff führte bergbautypisch zu intensiven Pyritoxidationsprozessen und der einhergehenden Freisetzung von Eisen und Sulfat. Durch das Ende der Wasserhaltung in den geschlossenen Tagebauen füllt sich der entstandene Grundwasserabsenkungstrichter wobei im ansteigenden Grundwasser die Produkte der Pyritoxidation gelöst und transportiert werden. Oberflächengewässer im Abstrom der Tagebaukippen sind damit einem bergbaulich belasteten Grundwasserzustrom ausgesetzt, der ihre Entwicklung nachhaltig negativ beeinflussen kann.

Um die Auswirkungen der Tagebaukippen auf den umgebenden Grundwasserleiter und auf die betroffenen Oberflächengewässer abschätzen zu können, sind Kenntnisse über den verfügbaren Stoffpool in den Kippen erforderlich. Genaue Informationen über die Stoffgehalte sind nicht flächendeckend vorhanden. Erschwert wird die Untersuchung durch die Heterogenität der Tagebaukippen. Es müssten daher Bohrungen in hoher Dichte geteuft und beprobt werden um einen mittleren Stoffgehalt abschätzen zu können.

Alternativ dazu bietet sich eine Bilanzierung der Stoffgehalte entsprechend der Ausgangssituation und dem Ablauf der Kohleförderung an. Das verwendete Konzept basiert auf Arbeiten von HOTH (2002) und BERGER (2000) und wurde in seiner grundlegenden Struktur an einem Beispielsgebiet entwickelt (GRAUPNER *et al.* 2005).

Im Folgenden soll das für das gesamte Untersuchungsgebiet verwendete Konzept und die dazu notwendigen Ausgangsdaten vorgestellt werden.

Außerdem erfolgt die Präsentation ausgewählter Ergebnisse.

2 Konzept der Bearbeitung

Das Konzept basiert auf der ausschließlichen Verwendung existierender Daten. Damit verbunden ist die Aufarbeitung und Nutzbarmachung von Altdatenbeständen, die somit auch für zukünftige Bearbeitungen zur Verfügung stehen.

Wesentliche Kernelemente des Bearbeitungskonzeptes (Abb. 2) bilden geologische und geochemische Daten des Untersuchungsgebietes. Anhand der geologischen Informationen wurde ein historisches geologisches Modell erstellt, welches den vorbergbaulichen Zustand beschreibt. Das Modell definiert den Ausgangszustand und bildet damit die Basis der folgenden Berechnung. Um die unterschiedlichen geochemischen Eigenschaften quartärer und tertiärer Schichten im Modell berücksichtigen zu können, wurden 13 Modellschichten verwendet (Abb. 1). Die zeitliche Veränderung der Geologie in Folge des Bergbaues wird durch die Implementierung von Informationen zur Auskohlung und zur aktuellen Geländeoberkante berücksichtigt. Aus dem Vergleich der Raummodelle unterschiedlicher Zeitpunkte lassen sich die Volumenanteile der Modellschichten an den Tagebaukippen ableiten.

				Stratigraphie (EMB 1985)	Modellschicht
Quartär	Holozän		Kippe		MS 1
			Geologische Bildungen	1010-1050	Feinsande → MS 2
	Pleistozän		Weichsel-Kaltzeit (Obere Talsande)	1910-1990	
			Lausitzer Interstadial	2000	
			Saale-III	2040-2090	
			Saale-II Nachschüttsande	2140-2150	
			Saale-II Grundmoräne	2160-2180	Geschiebemergel → MS 3
			Saale-II Vorschüttsande	2190	Feinsande → MS 4
			Saale-I Nachschüttsande	2360	
			Saale-I Grundmoräne und Vorschüttsande	2370-2430	Geschiebemergel → MS 5
		Elster-Kaltzeit	Grundmoräne - gE2	2450-2510	
			gEln - gE2V	2520 – 2570	Grobsande → MS 6
			Grundmoräne - gEl	2580 – 2660	Geschiebemergel → MS 7
Tertiär	Raunoer Schichten		Flaschenton, GWL 200	3410 – 3620	Kohle/Schluff → MS 8
	1. Lausitzer Flözkomplex		Braunkohle	3650 – 3890	
	Obere Briesker Schichten		Liegendschluff	3910	
			GWL 300	3920 – 4020	Feinsande → MS 9
			Oberbegleiterkomplex	4030 – 4070	Schluff → MS 10
			GWL 400, Hangendschluffkomplex	4110 – 4270	Feinsande → MS 11
	2. Lausitzer Flözkomplex		Braunkohle	4300 – 4380	Kohle/Schluff → MS 12
	Untere Briesker Schichten		Liegendschluff	4390	
			GWL 500	4400	Mittelsande → MS 13

Abb. 1: Übersicht der berücksichtigten Modellschichten für das geologische Modell Lausitz.

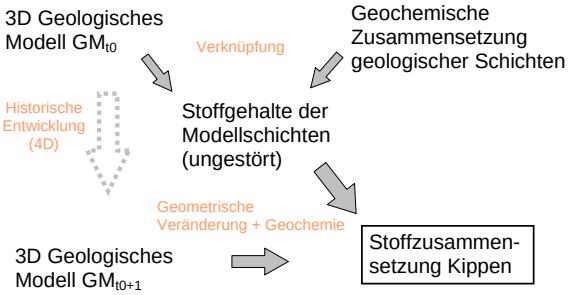


Abb. 2: Konzept zur Abschätzung der Stoffgehalte von Tagebaukippen.

Geochemisch werden die Modellschichten mit Hilfe bodengeologischer Vorfeldgutachten charakterisiert. Diese Gutachten wurden vor Beginn des Bergbaues erstellt, um die Rekultivierbarkeit der Deckschichten abschätzen zu können. Aus der Kombination der geochemischen Eigenschaften der Modellschichten mit ihrer geometrischen Veränderung über die Zeit kann die Stoffzusammensetzung der Kippen mittels Massenbilanz ermittelt werden.

3 Datenaufbereitung und Modellerstellung

3.1 Geologische Daten

Für die Erstellung des geologischen Modells der Lausitz wurden 598 ausgewählte Bohrungen der Vorerkundung verwendet (Abb. 3). Über 75 Prozent der Bohrungen liegen innerhalb der Kohlenfelder, da diese für die Stoffbilanzierung der Tagebaukippen entscheidend sind. Die Bohrungen wurden in eine Datenbank übernommen und soweit noch notwendig anhand regionalgeologischer Informationen stratifiziert. Zur Stratifizierung fand das System der Erkundungsmethodik Braunkohle (EMB 1985) Verwendung.

3.2 Erstellung der geologischen Modelle

Auf Grund der Größe des Untersuchungsgebietes (2500 km²) ist eine vereinfachte Bearbeitung der geologischen Modelle erforderlich. Dies schließt die Verwendung eines begrenzten Satzes an ausgewählten Bohrungen ein. Dabei liegt die Annahme zu Grunde, dass die Lagerungsverhältnisse innerhalb der ehemaligen Tagebaue relativ homogen sind und durch wenige Bohrungen beschrieben werden können. In der Auswertung der Ergebnisse wurde diese Annahme bestätigt, worauf im Kapitel 4 eingegangen wird.

Im Gegensatz zu den Lagerungsverhältnissen der Kohlenfelder ist die Anzahl der Bohrungen unzureichend für die Abbildung der Übergänge Kohlenfelder – quartäre Rinnen. Zur Überwindung dieser Limitierung und der geeigneten Abbildung quartärer Rinnen im Modell wurde ein Modul entwickelt, welches die existierenden Verbreitungsgrenzen der Kohlenfelder (2. Lausitzer Flöz) als zusätzliche Information nutzt. Dazu werden parallel zu der Verbreitungsgrenze 2 Punktreihen erzeugt, zwischen denen der Übergang erzwungen wird. An den regionalgeologischen Schnitten von NOWEL (1992) wird deutlich, dass die Rinnen meist sehr steil einfallen. Das 2. Lausitzer Flöz wird häufig bereits nach 300 m horizontaler Distanz durchbrochen. An diesen Werten wurde der Abstand der 2 Punktreihen orientiert. Schematisch ist die Nutzung der Verbreitungsgrenzen in Abb. 4 dargestellt.
Das historische geologische Modell wurde mit GMS und der Eigenentwicklung GMSconvert aus den Bohrungen und Stützstellen aufgebaut. Als Diskretisierung wurde 200 m gewählt. Durch Einfügen der Auskohlungstiefen und der aktuellen Geländeoberkante kann das aktuelle geologische Modell mit Tagebaukippen erstellt werden (Abb. 5).

Der rasterpunktbezogene Vergleich der zeitlich gestaffelten Modelle ermöglicht die Berechnung von Volumenanteilen der Modellschichten an der Kippe als Mittelwert für eine Kippe und als ortsdiskreter Anteil.

3.3 Geochemische Daten

Die geochemischen Daten der bogengeologischen Vorfeldgutachten lagen teufenorientiert als Papierdaten vor. Durch Aufnahme und Stratifizierung der zugehörigen geologischen Bohrung konnte der Zusammenhang zu den Modelschichten hergestellt werden. Der Vergleich dieser historischen Daten mit neueren Angaben (VULPIUS 2004; BERGER 2000) ergab für Sulfat und Gesamtschwefel größtenteils eine gute Übereinstimmung. Da in den Vorfeldgutachten nur Angaben zum Gesamt- und Sulfatschwefel enthal-

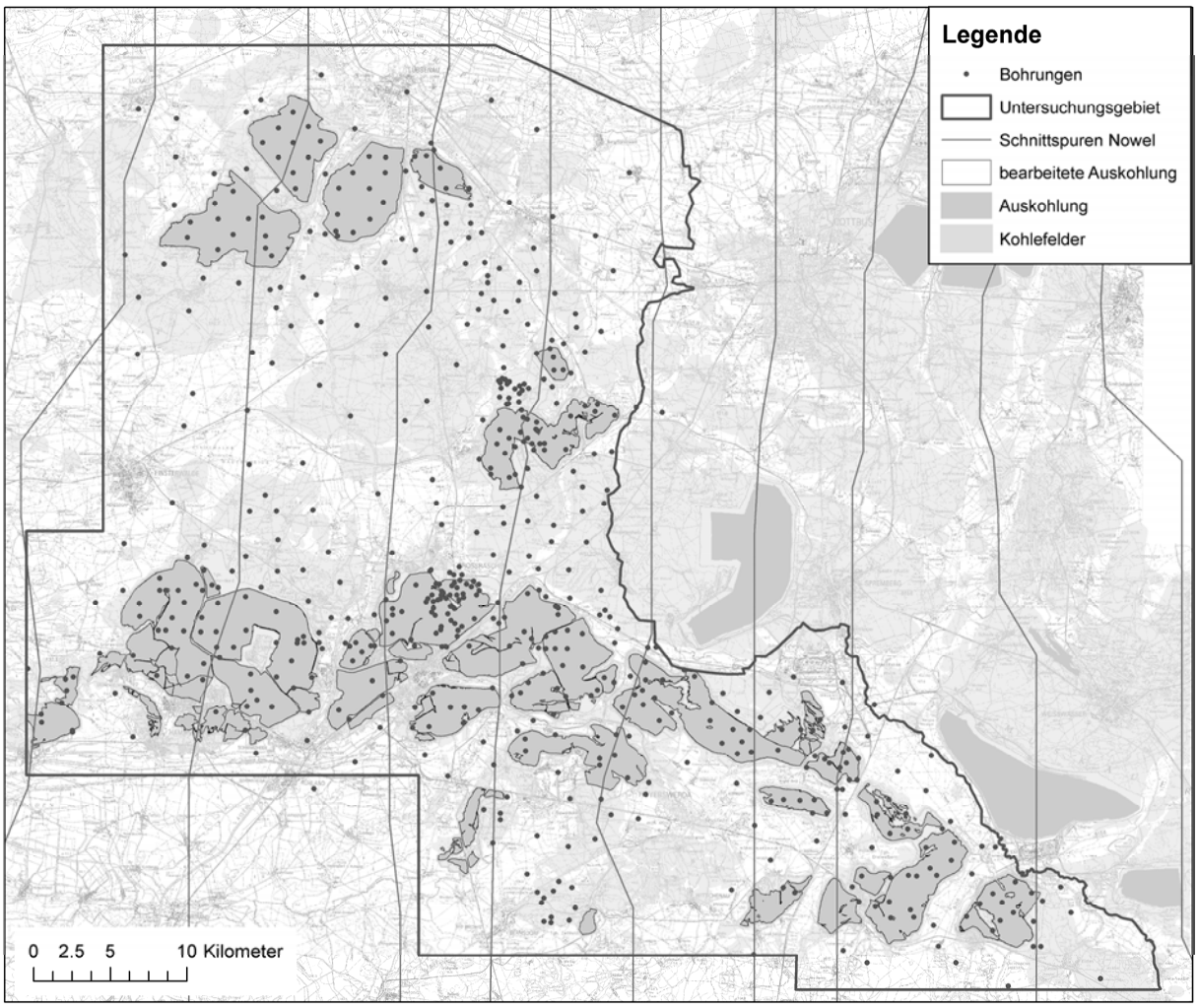


Abb. 3: Ausgewählte Bohrungen für das geologische Modell der Lausitz.

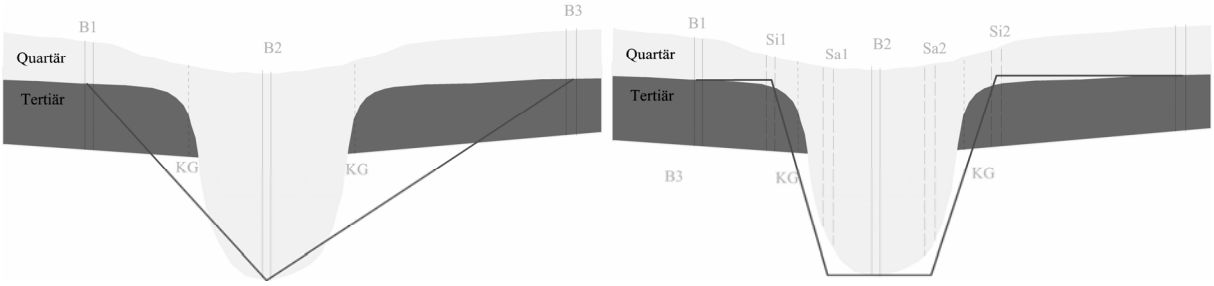


Abb. 4: Schematische Darstellung der Nutzung der Verbreitungsgrenzen der Kohlenfelder (KG) zur realitätsnahen Implementierung quartärer Rinnen im geologischen Modell (B...Bohrungen, Si & Sa...Stützstellen innen und außen).

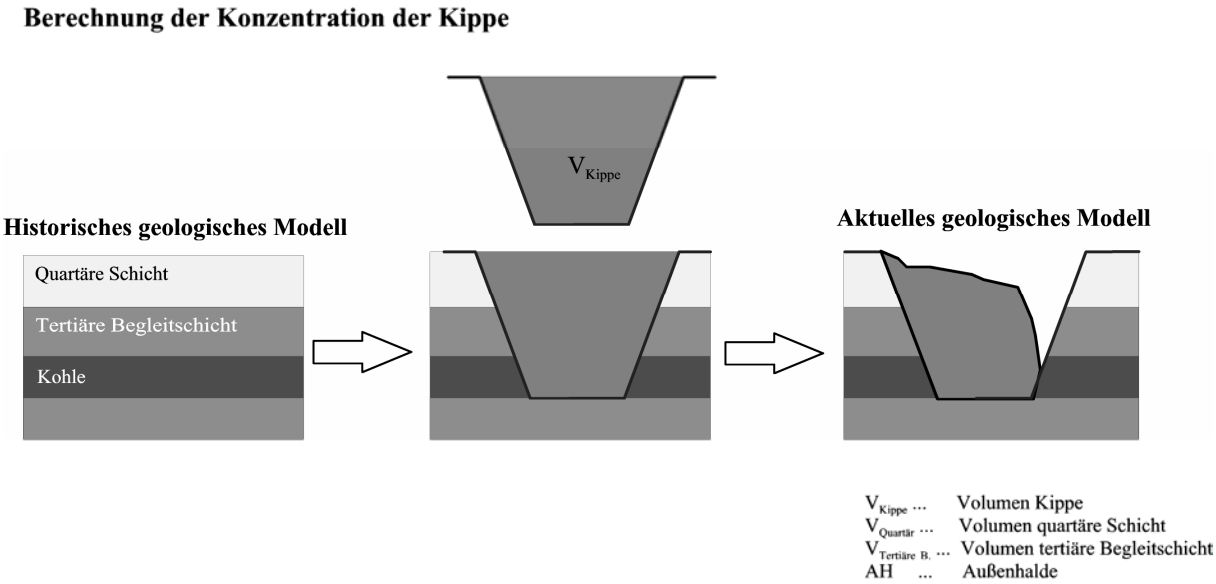


Abb. 5: Schema zur Implementierung der Tagebaukippe in das Historische Geologische Modell.

ten sind, müssen geeignete Annahmen zur Abschätzung des Pyritgehaltes getroffen werden. Aus den Daten von VULPIUS (2004) und BERGER (2000) geht hervor, dass sich der organische Schwefelanteil in den flözbegleitenden Schichten in einem engen Bereich von 20 bis 40 Prozent unabhängig vom Gesamtschwefelgehalt bewegt. Der Pyritschwefel wurde als Differenz aus dem Gesamtschwefel, dem Sulfatschwefel und dem als konstant mit 30 Prozent angenommenen organischen Schwefel ermittelt.

Nach Überarbeitung der Punktdaten erfolgte modellschichtweise die Interpolation auf das verwendete Modellraster.

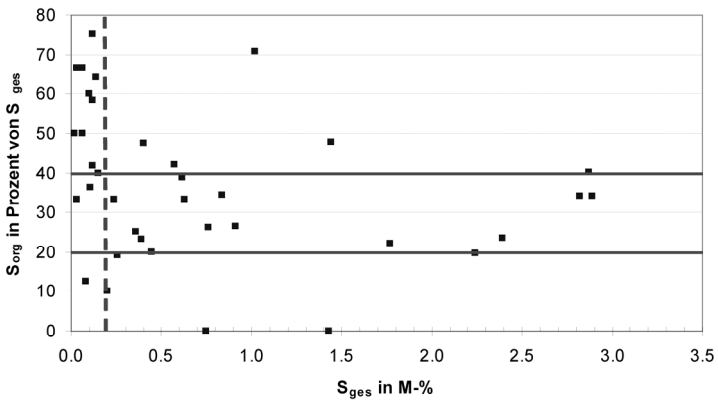


Abb. 6: Anteil des organischen Schwefels am Gesamtschwefel. (aus VULPIUS 2004 und BERGER 2000).

4 Ergebnisse der Bearbeitung

Das aktuelle geologische Modell ist beispielhaft als Schnittkreuz in Abb. 7 dargestellt.

Analysiert man die Anteile einzelner Modellschichten an den Tagebaukippen (Abb. 8), so ist eine deutliche Nord-Süd Trennung im Bereich des Grenzwalls erkennbar. Nach Nordwesten nimmt der Anteil tertiärer Schichten (Schichten 8 bis 13) an der Kippe deutlich zu. Der Südosten ist dagegen durch geringmächtige tertiäre Deckschichten gekennzeichnet. Sie machen dort meist weniger als 50 Prozent der Tagebaukippen aus, während im Nordwesten tertiäre Anteile bis 75 Prozent erreicht werden. Bereits die geometrischen Anteile der Modellschichten am Kippenkörper unterstreichen damit die auf der jeweiligen Geologie beruhenden individuellen geochemischen Verhältnisse, die für Sanierungsbetrachtungen und Beschaffenheitsprognosen berücksichtigt werden müssen. Da Elementkonzentrationen der Modellschichten sehr unterschiedlich ausgeprägt sind, bleiben Aussagen anhand der geometrischen Anteile auf allgemeine Zusammenhänge begrenzt. Bezieht man die Stoffgehalte für die Berechnung des Einflusses der Modellschichten mit ein, so werden die Aussagen ungleich konkreter. Für die Schwefelgehalte zum Beispiel wird die Dominanz des Grundwasserleiters 400 und des Hangendschluffkomplexes (Schicht 11) für die Zusammensetzung der Tagebaukippen deutlich.

Auf Grund der hohen Schwefelanteile in tertiären Schichten steigt deren Einfluss auf die Kippenzusammensetzung meist auf Werte deutlich über 50 Prozent und häufig sogar über 75 Prozent. Selbst die Tagebaue Schlabendorf und Seese, deren Schicht 11 sich überwiegend aus dem GWL 400 zusammensetzt und damit bezogen auf Schwefel relativ gering belastet ist, bestimmt die Schicht 11 mit einem Anteil über 75 Prozent das Bild. Ursache dafür ist die große Mächtigkeit der tertiären Grundwasserleiter und die geringe Relevanz quartärer Deckschichten. Die ermittelten Sulfatgehalte der Tagebaukippen sind in Abb. 9 dargestellt. Dabei handelt es sich um Mittelwerte für den gesamten Kippenkörper ohne Berücksichtigung der Pyritoxidation. Der Einfluss der Pyritoxidation wurde basierend auf BERGER (2000), UHLMANN *et al.* (1999), WISOTZKY (1994) und HOTH (2002) als mittlere Umsatzrate von 7 Prozent für den gesamten Kippenkörper berücksichtigt (siehe auch GRAUPNER 2005).

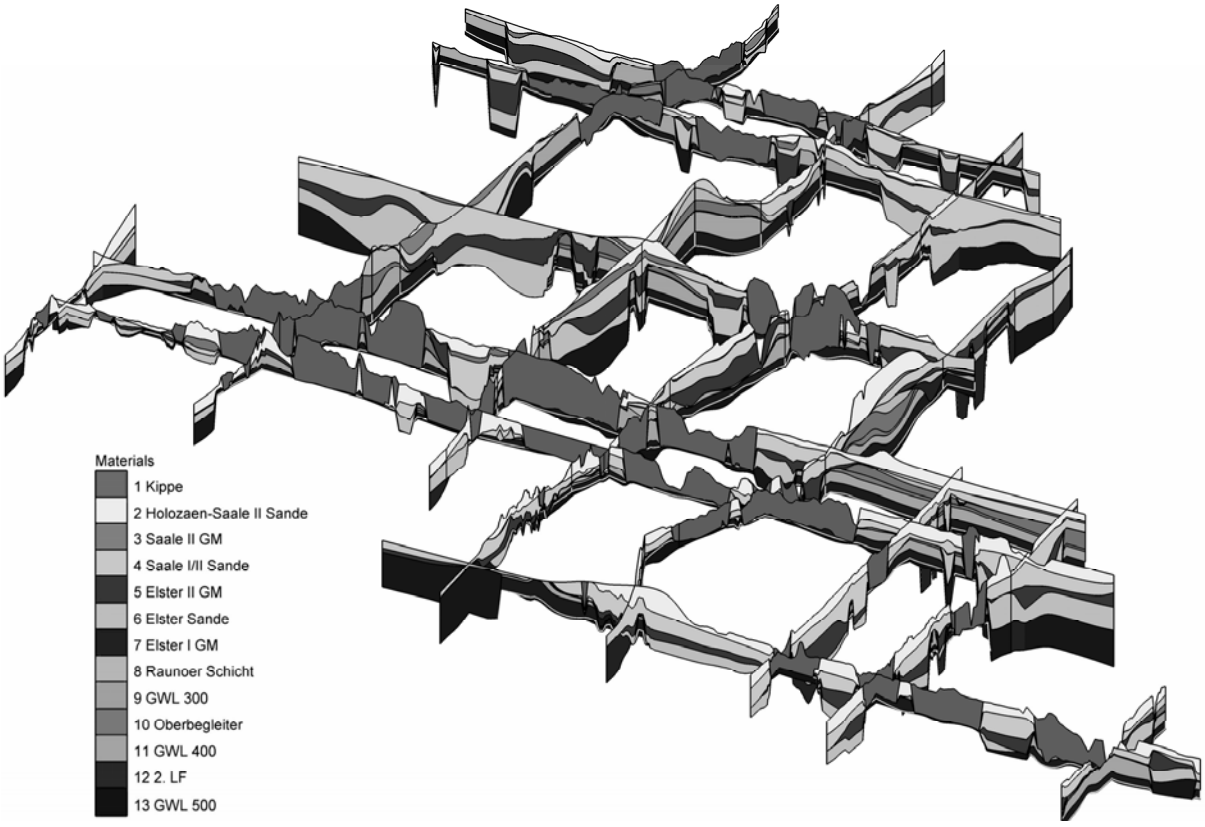


Abb. 7: Schnittkreuz durch das aktuelle geologische Modell der Lausitz.

Um die Unsicherheiten der Bearbeitung bewerten zu können, wurden Vergleiche mit den detaillierter bearbeiteten Beispielsgebieten Bärwalde (GRAUPNER 2005) und Schlabendorf/Seese (nicht veröffentlicht) durchgeführt. Dabei liegen die Unterschiede hauptsächlich in der Erstellung des geologischen Modells. In den Beispielsgebieten wurden deutlich mehr Bohrungen und ein kleineres Raster verwendet. Die Abbildung der realen Geologie im Modell war daher genauer und detailreicher möglich. Wenn die gleichen geochemischen Eigenschaften der Modellschichten zur Berechnung der Kippenzusammensetzung für die Modellvarianten verwendet werden, können aus auftretenden Differenzen Rückschlüsse auf den Einfluss der Geologie in dem verwendeten Konzept gezogen werden. Der Vergleich der ermittelten mittleren Schwefelkonzentrationen ergab Unterschiede von 5 bis 10 Prozent, je nach Tagebau. Aus diesen geringen Differenzen folgt, dass die Methodik zur Erstellung des geologischen Modells aus einer begrenzten Zahl ausgewählter Bohrungen geeignet für die Bearbeitung war. Die zugrunde liegende Annahme der relativ homogenen Lagerungsverhältnisse hat sich damit bestätigt.

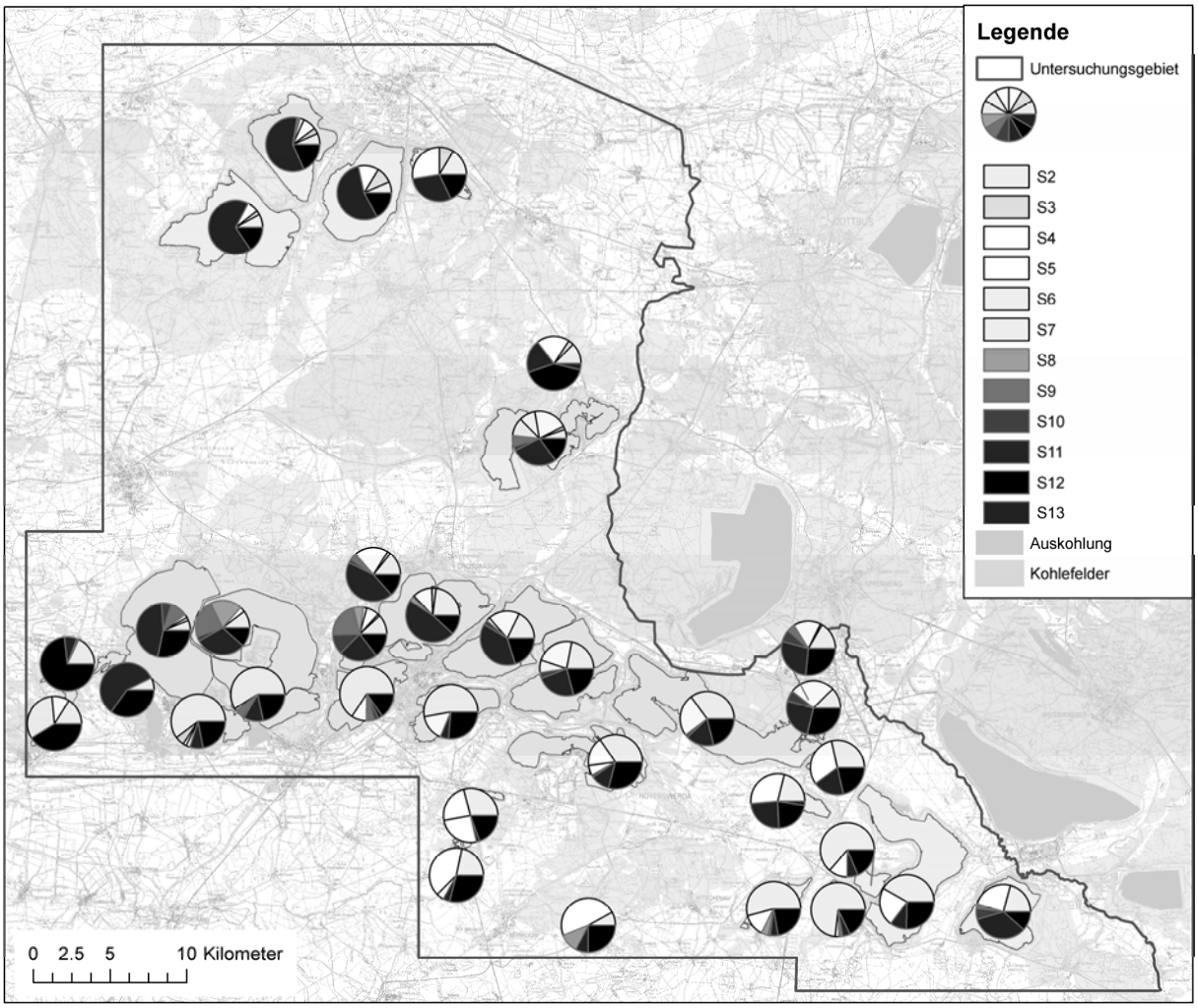


Abb. 8: Volumenanteile der Modellschichten an den Tagebaukippen.

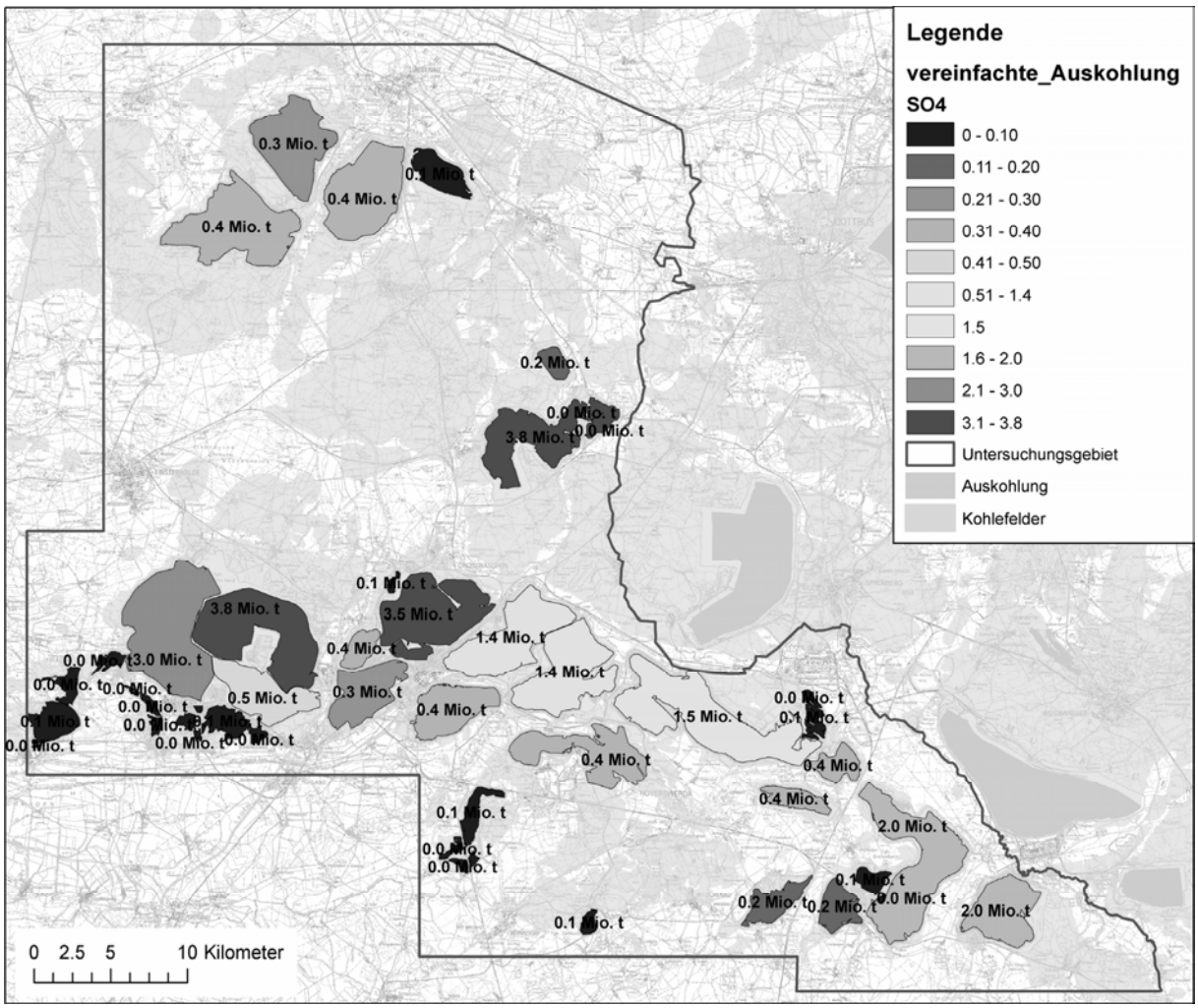


Abb. 9: Berechnete mittlere Sulfatgehalte der Tagebaukippen als Ergebnis der Massenbilanzierung inklusive der als mittlerer Umsatz berücksichtigten Pyritoxidation für den Zeitpunkt der Kippenerstellung.

5 Schlussfolgerungen

Mit dem dargestellten Konzept ist es möglich, den Stoffbestand von Tagebaukippen aus existierenden geologischen und geochemischen Daten abzuleiten. Dies ist praktisch am Beispiel der Lausitzer Bergbaufolgelandschaft umgesetzt worden. Als Ergebnis steht eine Abschätzung über die Größenordnung der zu berücksichtigenden Stoffquellen zur Verfügung, die für die Beschaffenheitsprognose von Grund- und Oberflächenwässern genutzt werden könnte. Damit wurde sichergestellt, dass die aus dem Bergbau stammende Informationsbasis auch für die Sanierung genutzt werden kann. Das Vorgehen basiert auf Grund der Größe des Bearbeitungsgebietes auf Vereinfachungen. Dazu gehört die Zahl an berücksichtigten Bohrungen wie auch die angewendete Technologie im Tagebaubetrieb. Letzteres kann nur in der Detailbetrachtung einzelner Tagebaue berücksichtigt werden. Die ermittelten Stoffgehalte der Kippen können die Basis für detaillierte Arbeiten zum Stoffaustrag aus den Tagebaukippen bilden. Ergänzend müssen dann jedoch die während der Standzeit der Kippen und beim Grundwasserwiederanstieg stattfindenden Prozesse Berücksichtigung finden.

6 Danksagung

Wir danken der LMBV mbH für die Finanzierung des Forschungsprojektes sowie für die vielfältige praktische Unterstützung.

7 Literatur

BERGER, W. (2000). Untersuchung zu Stoffinventar und Stoffänderung durch Redoxreaktionen in Sedimenten des Niederlausitzer Braunkohlereviers – Quantifizierung von Immissionen ins abstromige Grundwasser. Dissertation Brandenburg Techn. University Cottbus, veröffentlicht in Proceedings des

Dresdner Grundwasserforschungszentrums e. V., Dresden, Nr. 18.

GRAUPNER, B. J., BENTHAUS, F.-C., BÜRGER, S. & WERNER, F. (2005): Implications of EU-Water Framework Directive for the East German Postmining Landscape Lausitz: Coping with a sparse knowledge of the underground. – Limnologica, 35: 199-205

HOTH, N. (2002): Modellgestützte Untersuchungen zur Grundwassergüteentwicklung in Braunkohleabraumkippen und deren Abstrom unter Berücksichtigung natürlicher Rückhalt- und Abbauprozesse. TU Bergakademie Freiberg: Dissertation.

NOWEL (1992): „Niederlausitzer Braunkohlenrevier – Regionalgeologische Schnitte 2, 4, 6, 8, 10, 12, 14, 16 und 18“, Vattenfall Europe Mining AG, Cottbus, unveröffentlicht

SKW (2005): Statistik der Kohlewirtschaft e.V., http://www.kohlenstatistik.de (05.09.2005)

UHLMANN, W.; ARNOLD, I. & MIETZSCH, M. (1999): Abschlussbericht zur Kippenwassergüteentwicklung im Tagebau Jänschwalde, unveröffentlicht, Auftraggeber: Vattenfall Europe Mining AG, Senftenberg

VULPIUS, R. (2004): Untersuchungen zum Stoffbestand von Deckgebirgs-Substraten für die Sanierungsobjekte Greifenhain und Meuro, Erarbeitet im Nachauftrag des Dresdner Grundwasserforschungszentrums e.V., Dresden

WISOTZKY, F. (1994): Untersuchungen zur Pyritoxidation in Sedimenten des Rheinischen Braunkohlenrevieres und deren Auswirkungen auf die Chemie des Grundwassers – in: Besondere Mitteilung zum Deutschen Gewässerkundlichen Jahrbuch, 58, Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Essen.

GIS-Einsatz in der Erdbebenforschung: neue Studien zum Einfluss von Luftdruckänderungen

Jens Heinicke[1], Marcus Apel[2], Giovanni Martinelli[3]

[1]Sächsische Akademie der Wissenschaften zu Leipzig, FG an der TUBAF, Institut für Angewandte Physik, heinicke@physik.tu-freiberg.de

[2]Institut für Geologie, TU Bergakademie Freiberg

[3]ARPA Emilia Romagna, Reggio Emilia, Italien

Erdbeben sind Ergebnisse lokaler Spannungsakkumulationen entlang geologisch bedingter Schwächezonen. Unbestritten ist dabei das Auftreten von Änderungen des Grundwasserspiegels oder der Entgasungsmengen/-zusammensetzungen vor und/oder nach den Beben. Ein Zusammenhang zum porendruckabhängigen Kluftsystem ist dafür die Vorraussetzung. Als ein möglicher Auslöser der Beben wird aus diesem Grund immer wieder die Änderung des Luftdrucks diskutiert. Zahllose Untersuchungen zu diesem Thema konnten jedoch kein verifizierbares Ergebnis feststellen. Die hier vorgestellte Studie soll dieses mögliche Phänomen mit einem neuen Ansatz näher untersuchen. Ausgangspunkt ist eine 20-jährige Zeitreihe von Erdbeben- und Luftdruckdaten aus Italien. Aus diesem Datensatz wurden lokale Cluster mit hohen Korrelationskoeffizienten zwischen Seismizität und Luftdruckänderungen bestimmt. Unter Einbeziehung topografischer und tektonischer GIS Analysen aus Italien (siehe Abbildung 1), bekannt unter dem Namen „DISS – Database of Potential Sources for Earthquakes larger than M 5.5 in Italy“, konnten die festgestellten Zusammenhänge zwischen Seismizität und Luftdruckänderungen mit hydrogeologischen und seismotektonischen Strukturen in Verbindung gebracht werden. Erste Ergebnisse sollen hier vorgestellt werden.



Abb. 1: Karte seismisch aktiver Störungen Italiens.


BERGAKADEMIE
TECHNISCHE
UNIVERSITÄT
FREIBERG

Geo-Informationssysteme zur Bewertung von Geo-Potenzialen in der Peripherie von Ballungsräumen

Andreas Hoppe, Monika Hofmann, Teresa Lamelas Gracia, Stefan Lang, Christian Lerch, Oswald Marinoni

Fachgebiet Geo-Ressourcen und Geo-Risiken, Institut für Angewandte Geowissenschaften der Technischen Universität, Schnittspahnstr. 9, 64287 Darmstadt, ahoppe@geo.tu-darmstadt.de

Aufgrund von wachsendem Siedlungsdruck und damit einhergehender Flächenknappheit sind konkurrierende Landnutzungsinteressen in urbanen Gebieten besonders häufig. Im Rahmen solcher Nutzungskonflikte muss eine Betrachtung von Geo-Ressourcen (Grundwasser, Sand und Kies, Böden) und Geo-Risiken (z.B. Erdfälle infolge von Subrosion, Schwermetalle in Gesteinen und Böden) eine Sonderrolle spielen, handelt es sich doch bei ihnen um standortgebundene Geo-Potenziale. Schon allein im Sinne einer nachhaltigen Betrachtung verdienen sie deshalb besondere Aufmerksamkeit. Erst wenn die geologischen Verhältnisse verständlich und transparent dargestellt sind, kann die Geologie die ihr gebührende Rolle bei Entscheidungsprozessen um Landnutzungen einnehmen. In diesem Beitrag wird dazu ein mehrstufiger Arbeitsablauf vorgestellt. Er geht von der Generierung eines dreidimensionalen geologischen Modells aus, das die Grundlage für die Ableitung thematischer geowissenschaftlicher Karten liefert. Diese Karten sind GIS-basierten Bewertungsansätzen zugänglich. Innerhalb des GIS können nun auch andere, nicht-geologische Informationen, die z.B. ökologische, ökonomische, sozialen o.a. Gesichtspunkten berücksichtigen, zugeführt und mit den geologischen Parametern einer planungsrelevanten Bewertung unterzogen werden. Diese Bewertung erfolgt im Rahmen eines GIS-integrierten Systems zur Unterstützung von Entscheidungen unter Einbeziehung multi-kriterieller Verfahren.

Land use conflicts intensify in areas around growing cities where space becomes increasingly valuable. To favour a sustainable land-use decision making, the consideration of geo-resources (e.g. groundwater, sand and gravel, soils) or geo-hazards (sinkholes due to subrosion, heavy metals in rocks and soils) must be given more attention, since geo-resources or geo-hazards are related to geological structures and are therefore immovable. However, geological structures are usually very complex in shape which makes them hard to understand for non-experts. A key to their integration to decision processes is a comprehensible and transparent visualisation of the subsurface. In this contribution, we present a multi-stage method where one- and two-dimensional geological information is used to create a three-dimensional model of the geology. This 3D model serves as a base for further two-dimensional thematic maps which can be integrated in a GIS-based evaluation framework. Within this framework, other information from economy, ecology or sociology can also be integrated and evaluated together with geological data. This evaluation is performed with a spatial decision support system using multi-criteria techniques.

1 Einführung

Jede Art der Landnutzung greift in die Geosphäre ein, sei es nur direkt an der Oberfläche, oberflächennah oder auch tiefer gehend, wie beispielsweise bei der Nutzung von Lagerstätten. Die Wechselwirkung mit der Geosphäre bedingt, dass geowissenschaftliche Aspekte bei Nutzungsentscheidungen eine Schlüsselrolle spielen müssen, denn Eingriffe in die Geosphäre führen häufig zu irreversiblen Veränderungen der betroffenen Bereiche und berühren daher auch immer die Interessen künftiger Generationen. Außerdem sollten gerade in Ballungsräumen geogene Risiken wie Subrosionsvorgänge mit der Gefahr von Erdfällen oder hohe Schwermetallgehalte in Böden und Gesteinen gut bekannt sein. Unter dem Leitbild einer nachhaltigen Entwicklung sind mit einer Nutzungsentscheidung verbundene, irreversible Eingriffe in die Geosphäre und etwaige Nutzungskonsequenzen bestmöglich zu ermitteln und im Entscheidungsprozess einzubetten. Aufgrund bestehender Nutzungskonflikte müssen konkurrierende Interessen ebenfalls berücksichtigt werden, was Entscheidungsprozesse weiter verkompliziert. Im vorliegenden Beitrag wird ein geowissenschaftlich fokussierter, aber auch für andere Disziplinen offener Ar-

beitsprozess beschrieben, der die Transparenz von raumplanerischen Entscheidungsprozessen deutlich erhöht. Die Anwendung dieses Verfahrens wird zurzeit in Projekten in Deutschland, Spanien und Brasilien getestet.

2 Beschreibung der Arbeitsschritte

Abb. 1 zeigt im oberen Teil den Arbeitsablauf. Er beginnt mit der Sichtung und Plausibilitätsprüfung der geologischen Daten, aus denen der geologische Bau rekonstruiert wird. Daraus lassen sich Karten der Geo-Potenziale ableiten (etwa Mächtigkeiten von Sand und Kies, Bereiche der Gefährdung einer Grundwasserverschmutzung, Erdfallrisiken u.a.m.; vgl. auch HOPPE & MITTELBACH 1999; LERCH 2005; HOPPE *et al.* 2006 a, b). Die so gewonnenen Thematischen Karten werden mit weiteren Daten und Kriterien anderer Disziplinen (z.B. Ökologie, Ökonomie; siehe Abb. rechts) kombiniert und können dann als Grundlage einer Landnutzungsentscheidung verwendet werden.

Der untere Teil von Abb. 2 zeigt die Dimensionen der verwendeten Daten. Ausgehend von ein- und zweidimensionalen Daten erfolgt die Rekonstruktion eines dreidimensionalen geologischen Modells, aus dem z.B. Geo-Ressourcenmodelle abgeleitet werden. Zur weiteren GIS-gestützten Auswertung ist es notwendig, diese Information auf zweidimensionale Karten zu übertragen.

3 Testgebiet Hanau-Seligenstädter Senke

Erprobt wurde dieses Verfahren zunächst in der Hanau-Seligenstädter Senke, einem känozoischen Senkungsraum zwischen Odenwald und Spessart. Hier führen der Reichtum an Massenrohstoffen, die ergiebigen Grundwasserleiter, die ertragreichen Böden sowie der hohe Flächenbedarf im Ballungsrandraum des Rhein-Main-Gebiets zu Nutzungskonflikten.

Als Voraussetzung für die Regionalisierung der Geo-Ressourcen wurde mit Hilfe von 1500 Bohrungen die Beckenentwicklung rekonstruiert sowie die Architektur in einem 3D-Modell visualisiert (LANG *et al.* 2005, LANG in Vorb.) Über die Interpolation von Parametern aus den Bohrdaten wurde ein Modell der räumlichen Verteilung von Eigenschaften wie Korngröße oder Karbonatgehalt entwickelt, aus dem anschließend Ressourcenkarten und Potenzialkarten abgeleitet werden

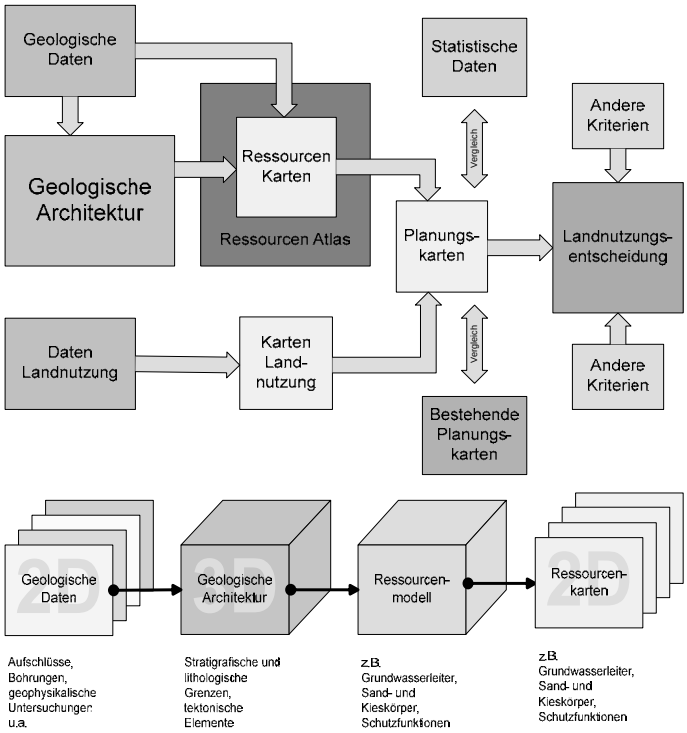


Abb. 1: Arbeitsschritte von der Datenerhebung bis zur Landnutzungsentscheidung (oben) einschließlich des Weges von Punkt- und Flächeninformationen zum Raummodell und wieder zur Thematischen Karte (unten; aus LERCH 2005).

konnten (LERCH, 2005; HOPPE *et al.* 2006a). Abb. 2 zeigt eine räumliche Darstellung der Sand- und Kiesvorkommen in einem Teilgebiet des untersuchten Raums.

Mit dem gleichen Ansatz wird in Brasilien versucht, die geogenen Ressourcen und Risiken der nördlichen Peripherie der Millionenstadt Belo Horizonte (Bundesstaat Minas Gerais) in einer integrierten Datenbank zu vereinen und ihre Relevanz für die Landnutzungsplanung dieses unter starkem Urbanisierungsdruck stehenden Gebiets darzustellen. Dazu werden bestehende Informationen zunächst auf ihre Plausibilität geprüft und anschließend unter Verwendung aktueller Verfahren verschiedene Karten zur Bewertung des Standorts bezüglich planungsrelevanter Faktoren wie Erosion, Grundwassergefährdung, Sand- und Kiesvorkommen und Hangstabilität generiert.

Ein drittes Projekt betrachtet das Umfeld der nordspanischen Stadt Zaragoza, die gegenwärtig ein immenses Wachstum verzeichnet, aber auch aufgrund der geologischen Verhältnisse und intensiver Bewässerung landwirtschaftlich genutzter Flächen eine Reihe von Geo-Risiken (z.B. Erdfallbildung über Sulfatkarst) aufweist. Hier sollen die vorgeschlagenen Arbeitsschritte unter Einbeziehung der geologischen Potenziale zu einer nachhaltigeren und risikoärmeren Landnutzung führen (LAMELAS *et al*. 2006).

4 GIS-integrierte Bewertung

Gezeigt wird hier das Ergebnis der Anwendung des Analytical Hierarchy Process (AHP, SAATY 1977) im Rahmen einer Suche nach günstigen Flächen für Sand- und Kiesabbau im Rhein-Main-Gebiet, südöstlich von Frankfurt am Main.

Die Schlüsseleigenschaft des AHP liegt in der Berechnung von Wichtungsfaktoren der für den Entscheidungsprozess relevanten Kriterien. Hierzu sind zunächst alle relevanten Kriterien festzulegen und, da eine GIS gestützte Auswertung erfolgt, als regionalisierte Raster-Ebenen in einem GIS abzulegen. Anschließend ist eine quadratische Präferenzmatrix zu definieren, welche die numerische Präferenzinformation aller möglichen Kriterienpaarkonstellationen umfasst. Zur Identifizierung der für eine Landnutzung besonders geeigneten Bereiche werden die zuvor klassifizierten Kriterienraster anschließend gewichtet aufsummiert. Verschiedene Interessengruppen können so ihre spezifischen Präferenzen setzen. Eine abschließende integrale Betrachtung aller Präferenzvorstellungen kann schließlich zu Konfliktkarten zusammengefasst werden (vgl. MARINONI 2004, 2005; HOPPE *et al*. 2006a).

Im vorliegenden Beispiel steht der Konflikt zwischen (a) Rohstoffabbau und (b) Grundwassernutzung im Vordergrund, wobei Kriterien wie Bodenqualität und Lärmbelästigung durch Rohstoffabbau ebenfalls integriert wurden. Entsprechend wurden zwei Präferenzszenarien – mit erhöhter Wichtung wirtschaftlicher Kriterien (a) und erhöhter Wichtung Grundwasser schützender Kriterien (b) – gerechnet und die im oben gezeigte Konfliktkarte generiert. Diese Karte kann als Grundlage weiterer Detailuntersuchungen oder auch als Grundlage einer konkreten Nutzungsentscheidung verwendet werden.

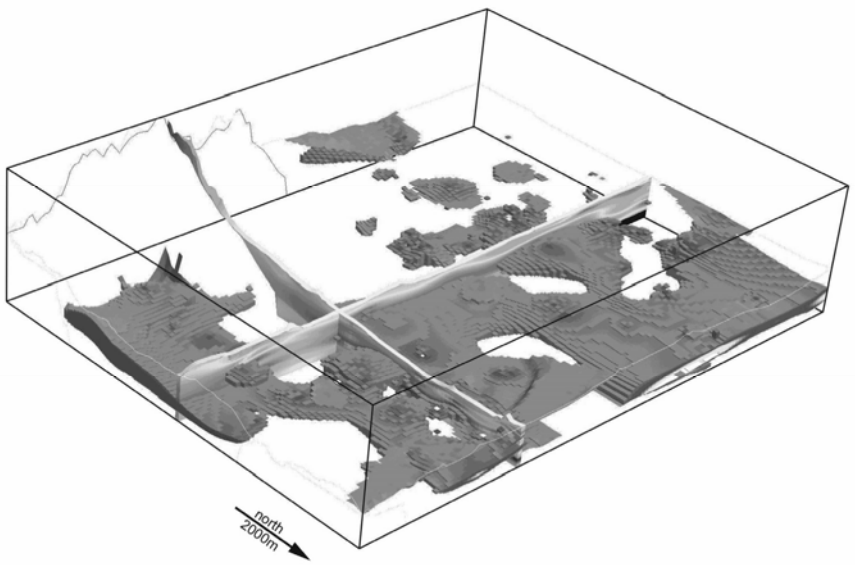


Abb. 2: Räumliche Darstellung der Sand- und Kieslagerstätten im Raum Babenhausen (LERCH 2005; HOPPE *et al.* 2006a).

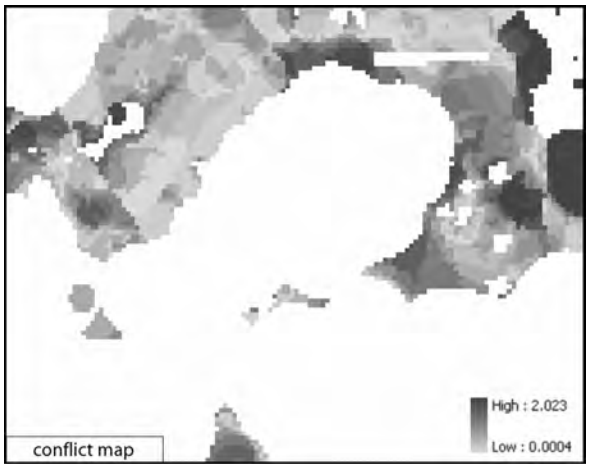


Abb. 3: Unter Anwendung des Analytical Hierarchy Process generierte Konfliktkarte (nach HOPPE *et al.* 2006a).

5 Fazit

Mit den beschriebenen Arbeitsschritten lassen sich geologisch komplexe Zusammenhänge verständlich und konsistent herleiten und transparent darstellen. Die Nutzung einer 3D Software-Technologie eröffnet darüber hinaus die Möglichkeit, sich näher an der geometrischen Realität zu bewegen. Der Vorteil einer abschließenden GIS-Integration und der Anwendung multikriterieller Verfahren liegt darin, dass ein Entscheidungsprozess zur Landnutzung nachvollziehbar gestaltet werden kann. Die im GIS auf regionalisierten Ebenen abgelegten Daten können ausgelesen und miteinander kombiniert werden. Neben den für eine Nutzungsentscheidung notwendigen Eignungskarten („suitability maps“) ist auch die Generierung von Nutzungskonfliktkarten sowie die Evaluierung verschiedener Standorte möglich.

6 Danksagung

An dieser Stelle sei den Geologischen Diensten Hessens und Bayerns für ihre Unterstützung gedankt. Die Forschungen des Fachgebietes im Bereich Nordspanien werden im Rahmen eines DFG-Projektes gefördert und erfolgen in Zusammenarbeit mit der Universität Zaragoza. Gedankt sei auch dem Deutschen Akademischen Austauschdienst (DAAD), der die Forschungen in Brasilien mit einem Auslandsstipendium unterstützt.

7 Literaturhinweise

HOPPE, A. & MITTELBACH, G. (1999): Geowissenschaftlicher Atlas von Hessen. – Geologie in Hessen, 4: 61 S., Wiesbaden (Hess. L.-Amt für Bodenforsch.) / cf. http://atlas.umwelt.hessen.de/atlas/

HOPPE, A., LANG, S., LERCH, C. & MARINONI, O. (2006a): Geology and a spatial decision support system fort the surroundings of urban areas: An example from southern Hesse (Germany). – Z. Dt. Ges. Geowiss., 157: 135-146, Stuttgart.

HOPPE, A., LERCH, C. & LANG, S. (2006b): Detailed estimates of groundwater vulnerability using three dimensional geological models. – Proc. 5. Int. Congr. Reg. Geosc. Cartogr. Inform. Syst., June 13-15, Barcelona.

LAMELAS, M.T., MARINONI, O., HOPPE, A. & DE LA RIVA, J. (2006): The use of spatial decision support systems for sand and gravel extraction suitability in the context of a sustainable development in the surroundings of Zaragoza (Spain). – Proc. 5. Int. Congr. Reg. Geosc. Cartogr. Inform. Syst., June 13-15, Barcelona.

LANG, S. (in Vorb.): Sedimentologie der Hanau-Seligenstädter Senke (Südhessen). – Dissertation, Technische Universität Darmstadt.

LANG, S., HINDERER, M. & HOPPE, A. (2005): Accommodation/supply ratio as control for the fluvial architecture in a low-subsidence rift basin (Hanau-Seligenstadt Basin, Germany). – Schriftenr. Dt. Ges. Geowiss., 38: 96 (Abstr. Sediment 2005, July 18-20, Gwatt/Thun, Switzerland), Hannover.

LERCH, C. (2005): Methoden zur GIS-gestützten Erzeugung von Geo-Ressourcen- und Geo-Risikokarten für eine nachhaltige Landnutzungsplanung am Beispiel der Hanau-Seligenstädter Senke, südliches Rhein-Main-Gebiet. – Dissertation, Technische Universität Darmstadt.

MARINONI, O. (2004): Implementation of the analytical hierarchy process with VBA in ArcGIS. - Computers and Geosciences, 30: 637-646.

MARINONI, O. (2005): A stochastic spatial decision support system based on PROMETHEE. – Int. J. Geogr. Inform. Sci., 19: 51-68.

SAATY, T.L. (1977): A scaling method for priorities in hierarchical structures. – J. Mathem. Psychol., 15: 231-281.

Strategien zur optimalen Baugrunderkundung auf der Grundlage unsicherer geologischer Baugrundmodelle

Matthias Schönhardt, Karl Josef Witt, Robert-Balthasar Wudtke

Professur Grundbau, Bauhaus-Universität Weimar, Coudraystraße 11c, 99423 Weimar,
matthias.schoenhardt@bauing.uni-weimar.de,

Der Baugrund ist durch seine geologische Entstehung und infolge anthropogener Einflüsse heterogen. Baugrunduntersuchungen geben nur einen stichprobenhaften Einblick. Die beschreibenden Kenngrößen sind mit Unsicherheiten behaftet. Durch die Nutzung geostatistischer Methoden werden aus unsicheren Kenngrößen in einem Untersuchungsgebiet unscharfe Prognosen generiert. Aus den ursprünglichen Einzelunsicherheiten kombiniert mit der Modellunsicherheit können dimensionsäquivalent sogenannte Unsicherheitsplots abgeleitet werden. Auf der Grundlage des Unsicherheitsplots werden Strategien zur Messnetzplanung und Messnetzoptimierung vorgestellt. Es wird unterschieden zwischen der Messnetzoptimierung durch Einfügen neuer Erkundungspunkte für ein Untersuchungsgebiet mit Vorinformationen und der Messnetzplanung zur Quantifizierung eines optimalen Erkundungsabstandes für neue Untersuchungsgebiete. Die bereitgestellten Modelle sind ein Werkzeug zur Entscheidungsfindung in der Planung von Baugrunduntersuchungen. Abgeleitete Erkundungsstrategien können so überwiegend objektiv, reproduzierbar und transparent dokumentiert werden.

Due to the genesis and the anthropogenic impact the geological structure is in general heterogeneous. The results of site investigations can represent only a small part of this area. In addition the characteristic and relevant parameters are uncertain. Geostatistical methods are able to generate uncertain estimations. With the combination of the primary parameter uncertainties and the modelling uncertainties the so called uncertainty plot can be generated. On the basis of these strategies for site investigation planning and site investigation optimisation will be presented. It will be differ between the plan of site investigation optimisation by inserting further steps of investigations for a research area with existing information and the plan of site investigation for quantification of an optimised investigation distance. The provided algorithms are tools for decision making in site investigation planning. Derived investigation strategies are more objective, reproduceble and transparent.

1 Einleitung

Der Baugrund ist durch seine geologische Entstehung und infolge anthropogener Einflüsse heterogen. Baugrunduntersuchungen geben nur einen stichprobenhaften Einblick. Die beschreibenden Kenngrößen sind unsicher als Folge von Messungenauigkeiten, auftretender Dateninkonsistenz und Heterogenität sowie Datenübertragung und Datenbereitstellung.

Auf der Grundlage geostatistischer Methoden können aus diskreten unsicheren Kenngrößen in einem Untersuchungsgebiet ebene oder räumliche Abbildungen generiert werden. Aus den zugehörigen Einzelunsicherheiten der Kenngrößen können dimensionsäquivalent sogenannte Unsicherheitsplots als ein Resultat der Modellbildung abgeleitet werden, die neben der Kenngrößenunsicherheit auch die Modellunsicherheit berücksichtigen (SCHÖNHARDT 2005). Erkundungsstrategien basieren oft auf subjektiven Erfahrungen und berücksichtigen gegebenenfalls geometrische Randbedingungen. Abgeleitete Entscheidungen sind wenig transparent und selten reproduzierbar. Durch die Einbeziehung des Unsicherheitsplots als Entscheidungsgrundlage kann mehr Objektivität erreicht werden.

Auf der Grundlage des Unsicherheitsplots und dessen Flächen- oder Raumintegralen werden Strategien zur optimalen Messnetzplanung vorgestellt. Es kann unterschieden werden zwischen der Messnetzoptimierung durch Einfügen neuer Erkundungspunkte für ein Untersuchungsgebiet mit Vorinformationen und der Messnetzoptimierung zur Quantifizierung eines optimalen Erkundungsabstandes für neue Untersuchungsgebiete. Beide Optimierungsstrategien berücksichtigen neben den einzelnen Kenngrößeninformationen auch korrelierte Randbedingungen. Letztere können auf wirtschaftlichen Gesichtspunkten oder geotechnischen Grenzzuständen beruhen.

2 Geostatistische Modellbildung mit unsicheren Parametern

Unsicherheit ist ein wesentliches Merkmal für die Beschreibung von natürlichen Zusammenhängen. Sie unterscheidet sich in Ihren Grundlagen. So existieren Unsicherheiten in zufällige Ereignisse oder Prozesse, die nicht vorhersagbar sind, und Unsicherheiten, die vom Umfang des Wissens abhängen. Letztere sind mit der Steigerung oder Optimierung des Erkundungsumfanges bedingt quantifizierbar (Baecher 1972, Baecher und Cristian 2003).

Die Nutzung statistischer Methoden ermöglicht die Quantifizierung der Unsicherheit, um Aussagen transparenter und objektiver zu treffen. Es sind beispielsweise gestutzte und ungestutzte Dichterverteilungen, Intervalle, Sets sowie Wichtungs- und Vertrauensfaktoren anwendbar (Schönhardt, Witt 2005). Die unsicheren Kenngrößen werden in den geostatistischen Interpolationsprozess eingebunden, siehe Abb. 1.

Die Berücksichtigung unsicherer Kenngrößen als Eingangsparameter führt zu unsicheren experimentellen und theoretischen Variogrammen, zu unsicheren Krigingprognosen und somit auch zu unsicheren geologischen Modellen (SCHÖNHARDT 2005). Die Unsicherheiten in den einzelnen Etappen resultieren jeweils aus dem vorangegangenen Teilmodell. Die prinzipiellen Zusammenhänge sind in Abb. 2 dargestellt.

Die Unsicherheit der Schätzung kann durch stochastische Simulation direkt ermittelt werden. Da keine kommerziellen Softwareanwendungen zur Berücksichtigung unsicherer Eingangskenngrößen zur Verfügung stehen, kann die Unsicherheit der Prognose durch einen sogenannten Unsicherheitsplot auf der sicheren Seite liegend geschätzt werden oder mit der Softwareanwendung GeoStat (SCHÖNHARDT 2005), die für die Ableitung der optimalen Erkundungsstrategie benötigt wird, auf der Grundlage stochastischer Simulationen numerisch bestimmt werden. Es ist mit dem Unsicherheitsplot möglich, ein Konfidenzintervall für die Schätzung anzugeben. Ohne GeoStat kann der Unsicherheitsplot bei Berücksichtigung unsicherer Eingangskenngrößen aus der Unsicherheitsfortpflanzung der Kenngrößenunsicherheiten und der Krigingvarianz als Modellvarianz abgeleitet werden, siehe Abb. 3.

Beide Teilunsicherheiten, die Kenngrößenunsicherheit und die Krigingvarianz, können zu einem sogenannten Unsicherheitsplot kombiniert werden (SCHÖNHARDT 2005) indem die jeweils maximale Unsicherheit übernommen wird. Die Minimierung des so abgegrenzten Konfidenzintervalls ist die wesentliche Aufgabe für die Optimierung der Erkundungsstrategie in einem Untersuchungsgebiet und damit die Voraussetzung für die Erstellung von geologischen Modellen mit minimierten Unsicherheiten bei wirtschaftlich sinnvollem Erkundungsaufwand.

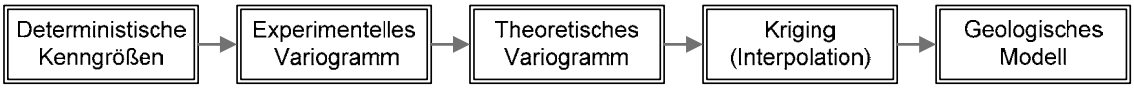


Abb. 1: Etappen der geostatistischen Interpolation zur Erstellung eines geologischen Modells.

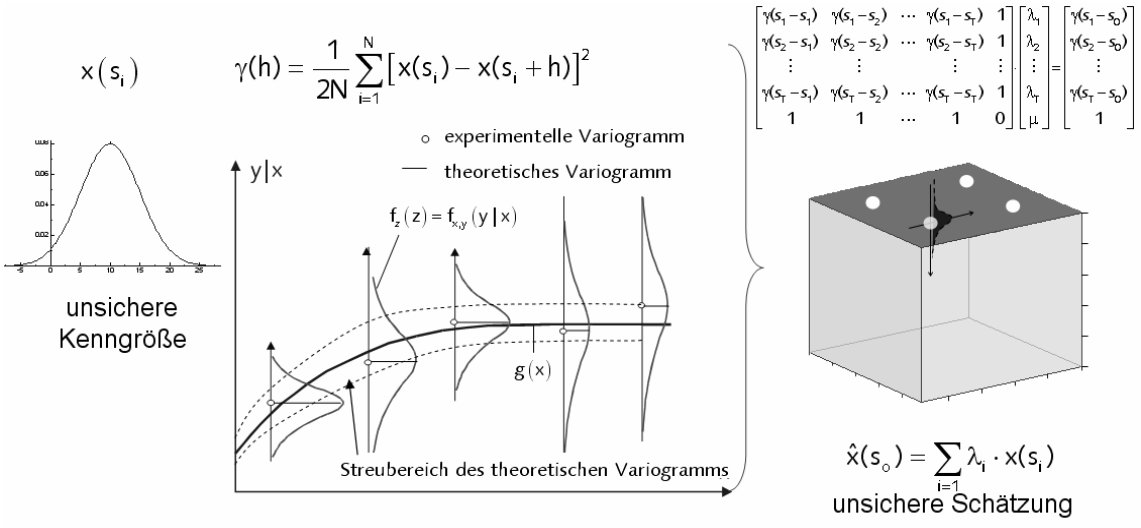


Abb. 2: Einfluss unsicherer Kenngrößen auf den geostatistischen Interpolationsalgorithmus.

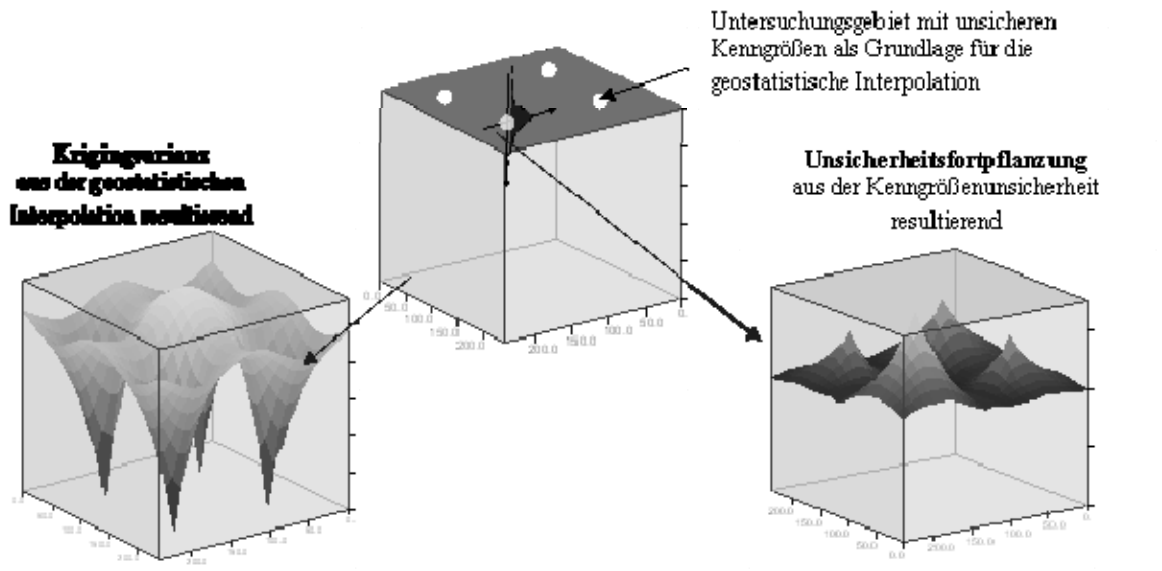


Abb. 3: Qualitativer Verlauf der Krigingvarianz und der Unsicherheitsfortpflanzung in Abhängigkeit der Erkundungsorte mit unsicheren Kenngrößen im Untersuchungsgebiet.

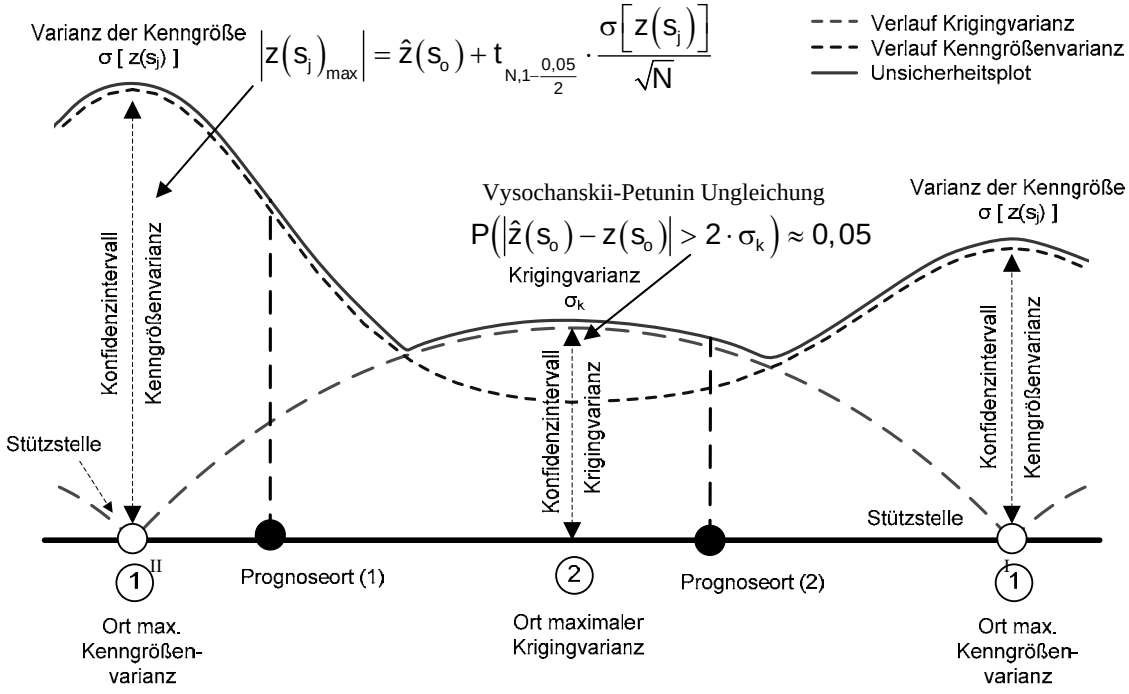


Abb. 4: Vorschlag für den Unsicherheitsplot des Krigingschätzers (SCHÖNHARDT 2005).

3 Messnetzplanung und Messnetzoptimierung

3.1 Allgemein

Die Messnetzplanung und -optimierung soll den erforderlichen Erkundungsaufwand und die Lage der Erkundungsorte unter Berücksichtigung wirtschaftlicher Randbedingungen optimieren. Die notwendigen Algorithmen schließen den Regelkreis zwischen dem Unsicherheitsplot, den unsicheren Eingangskenngrößen und deren Lage im Untersuchungsgebiet, siehe Abb. 5.

Im Vorfeld der Messnetzplanung und Messnetzoptimierung sollte zunächst überprüft werden, dass alle vorhandenen Kenngrößen mit anerkannten Untersuchungsverfahren gewonnen wurden, die Unsicherheit der Kenngrößen quantifizierbar ist, dass Redundanzen weitgehend ausgeschlossen werden können und dass statistisch gesehen alle Ausreißer eliminiert wurden.

In DOBLER *et al*. (2003) wird weiterhin darauf hingewiesen, dass die räumliche Repräsentativität, eine angemessene Anzahl, der unsicheren Kenngrößen gegeben sein sollte. Für zusätzliche Erkundungen werden die Empfehlungen gegeben:

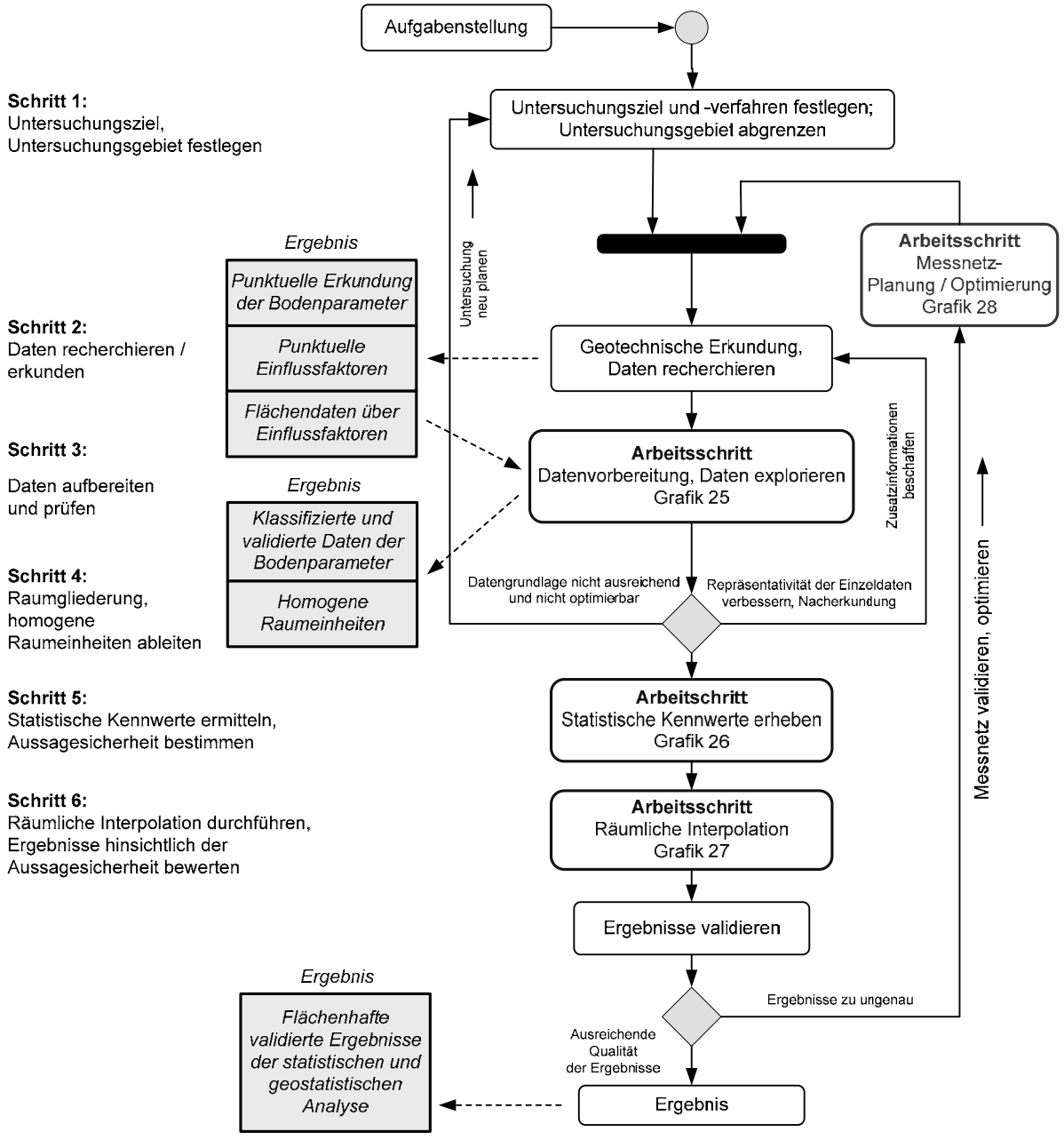


Abb. 5: Ablauf einer geostatistischen Analyse in Anlehnung an DOBLER ET AL. 2003 mit der Erweiterung durch die Messnetzplanung und Optimierung.

- Ist die absolute Anzahl der Stichprobenelemente in einer homogenen Raumeinheit, einem Detailuntersuchungsgebiet, zu klein, sollte diese nachbeprobt werden
- Ist der Anteil der Stichproben einer Raumeinheit wesentlich kleiner als ihr Flächenanteil (starke Clusterung der Erkundungspunkte), so sind innerhalb dieser Raumeinheit weitere Untersuchungen notwendig.
- Sind bestimmte Raumbereiche des Untersuchungsgebietes gar nicht beprobt worden, dann muss hier nachbeprobt werden, sofern dies nicht durch Hindernisse wie bestehende Bauten, geologische Gegebenheiten oder räumliche Unzugänglichkeiten der Flächen erschwert wird.
- Weisen die gewonnenen geotechnischen Kenngrößen in einer Raumeinheit eine signifikant große Streuung auf, sollten hier weitere Untersuchungen stattfinden.

Die damit verbundenen Festlegungen zu Nachuntersuchungen sind durch überwiegend subjektive Expertenentscheidungen geprägt, die oft nicht reproduzierbar sind.

3.2 Planungs- und Optimierungsmöglichkeiten

Der Unsicherheitsplot ist ein Maß für die Gesamtunsicherheit der geostatistischen Modellbildung mit unsicheren Kenngrößen. Die Reduktion der Gesamtunsicherheit mit wirtschaftlich sinnvollem Aufwand ist die Aufgabe für die Messnetzplanung und Messnetzoptimierung nach Abb. 4.

Der zusätzliche Erkundungsbedarf als Resultat einer Messnetzplanung leitet sich dabei ab aus:

- der Messnetzkonfiguration - Reduktion der Krigingvarianz
- der Unsicherheit der Erkundungswerte - Reduktion der Kenngrößenvarianz
- den Festlegungen nach DIN 4020 und
- der Notwendigkeit der Erkundung im Bereich besonderer Bauwerkspunkte

Wurde ein gültiges unsicheres Variogramm für die unsicheren Kenngrößen im Detailerkundungsgebiet bestimmt, so ist die Krigingvarianz nur von der Lage der Erkundungsorte, dem Messnetz, abhängig. Ein weiterer Erkundungsbedarf kann interaktiv durch Einführung neuer fiktiver Stützstellen bestimmt werden, ohne zuvor reale Erkundungen durchführen zu müssen. Im Anschluss daran wird ein aktualisiertes unsicheres Variogramm bestimmt und die aktualisierte Krigingvarianz ermittelt. Die Veränderung des Krigingvarianzverlaufes ist ein Maß für die Qualität der Messnetzoptimierung, siehe Abb. 8.

Da jede zusätzliche Erkundung zu einer Reduzierung der Krigingvarianz führt, ist die Anordnung der Messpunkte wesentlich. Der jeweils erzielte Minimierungserfolg ist in Abhängigkeit der Fragestellung zu interpretieren und den wirtschaftlichen Aufwendungen gegenüberzustellen. Diese Vorgehensweise kann auch für die Planung neuer Messnetze in Detailerkundungsgebieten genutzt werden.

Die Unsicherheit der Kenngröße an einem Messort ist ebenfalls ein wesentliches Merkmal für die Ableitung des zusätzlichen Erkundungsbedarfes.

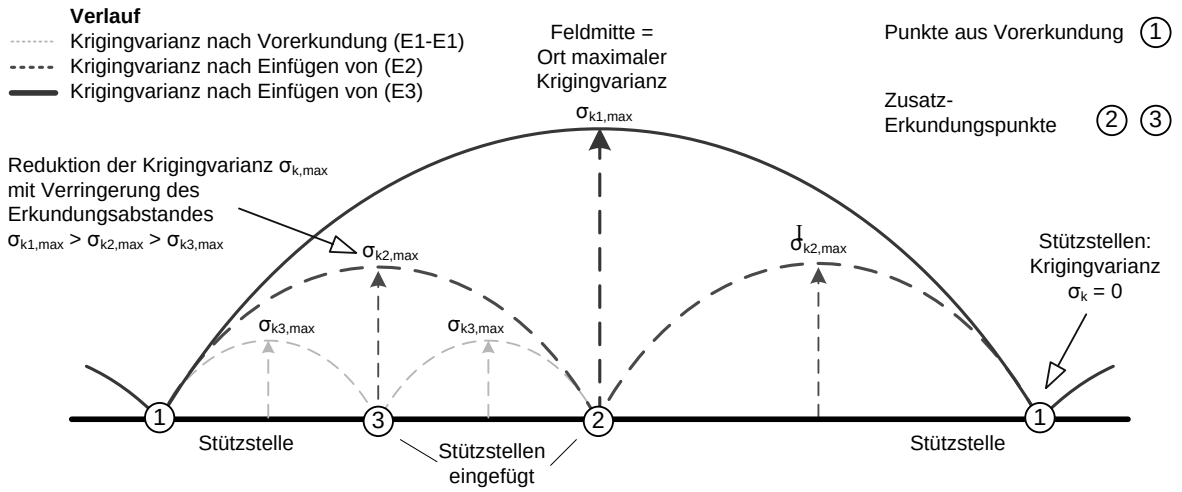


Abb. 6: Schematischer Verlauf der Krigingvarianz zwischen zwei Messorten.

Zwischen den Messorten unterliegt die Kenngrößenunsicherheit dem Unsicherheitenfortpflanzungsgesetz. Mit zunehmender Entfernung zu den Stützstellen nimmt die Prognoseunsicherheit ein lokales Minimum an.

Die Unsicherheit des Schätzers wird an den Erkundungsorten durch die Varianz der unsicheren Kenngröße bestimmt. Um die Gesamtvarianz zu reduzieren, muss die Kenngrößenvarianz an den Erkundungsorten durch geeignete Maßnahmen verringert werden. Hierzu gehören:

- Plausibilitätsbetrachtungen durch indirekte Verfahren,
- Nacherkundungen zur Gewinnung von zusätzlichen Proben,
- die Nutzung von Erkundungsmethoden zur Bestimmung von Kenngrößen mit geringerer Unsicherheit und
- die statistische Eliminierung von Ausreißern.

Eine effektive Methode zur Reduzierung der Kenngrößenunsicherheit ist die Bayes'sche Statistik. Dieses Verfahren bietet die Möglichkeit, die Aussagekraft einer relativ kleinen zusätzlichen Stichprobe aus der Nacherkundung der bereits vorhandenen Kenngrößenmenge, die möglicherweise auf Erfahrungen beruht, gegenüberzustellen. Der Gewinn an Aussagekraft (Metainformation) ist wesentlich höher, als wenn die zusätzliche Stichprobenmenge in den bestehende Kenngrößenmenge integriert werden würde.

Bei der Messnetzoptimierung sind immer auch geometrische Anforderungen an das Messnetz zu beachten und mit in die Planung einzubeziehen. Allgemein untereilen sich die Anforderungen in:

- Beachtung von Vorgaben zur geometrischen Anordnung der Erkundungspunkte nach DIN 4020
- Notwendigkeit von Erkundung an bebauungsrelevanten Orten und in der Nähe setzungsempfindlicher Bauwerke
- Notwendigkeit von Erkundungen an Orten mit wechselnden Baugrundverhältnissen und anthropogenen Einflüssen
- aber auch die notwendige Schärfe der Kenngrößen in Berücksichtigung auf wirtschaftliche Randbedingungen und ausgewählte geotechnische Grenzzustände

Letzteres ist aktueller Forschungsgegenstand. Am Beispiel ökonomischer Randbedingungen wird dies im Folgenden betrachtet.

3.3 Der Unsicherheitsplot als Grundlage

Der Unsicherheitsplot kombiniert die Kenngrößenunsicherheit und die geostatistische Modellunsicherheit. Die Vorgehensweise für die darauf aufbauende Messnetzplanung und der Messnetzoptimierung ist in Abb. 8 dargestellt.

Als Maß für die Gesamtunsicherheit in einem Detailuntersuchungsgebiet wird das Integral über den Unsicherheitsplot bestimmt. Da sich der Unsicherheitsplot aus mehreren Teilfunktionen zusammensetzt, kann keine geschlossene Integration vorgenommen werden. Die Integration wird daher numerisch äquivalent zu Abb. 9 durchgeführt.

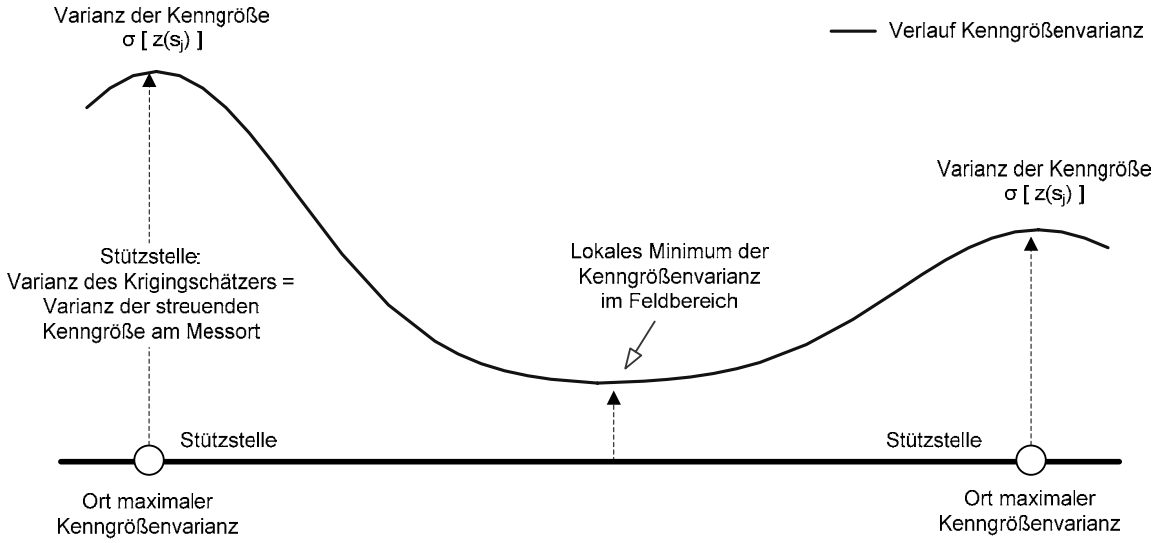
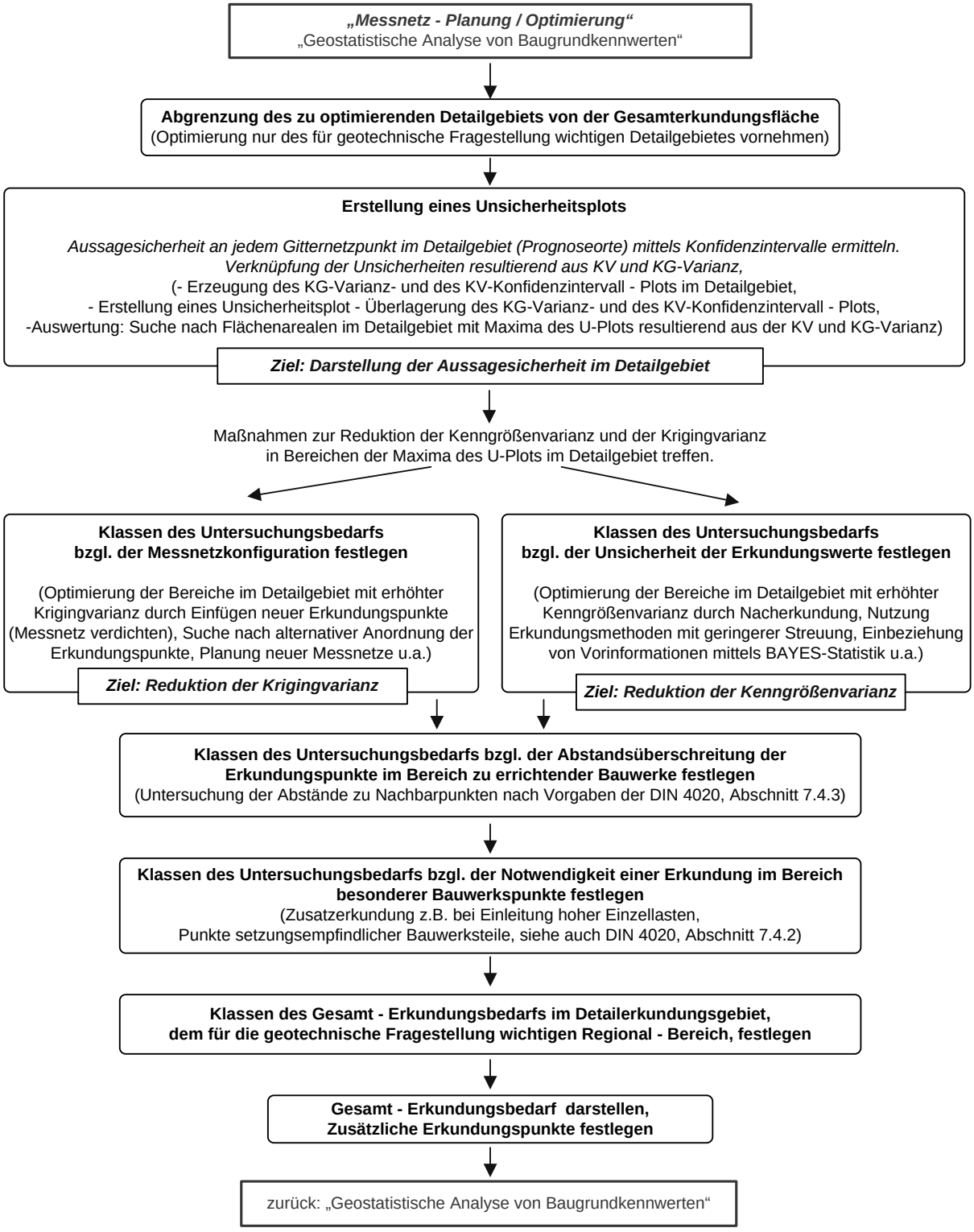


Abb. 7: Schematischer Verlauf der Kenngrößenunsicherheit zwischen zwei Messpunkten.



KG-Varianz = Kenngrößenunsicherheit, KV = Krigingvarianz, U-Plot = Unsicherheitsplot

Abb. 8: Algorithmus der Messnetzplanung und der Messnetzoptimierung auf der Grundlage des Unsicherheitsplots.

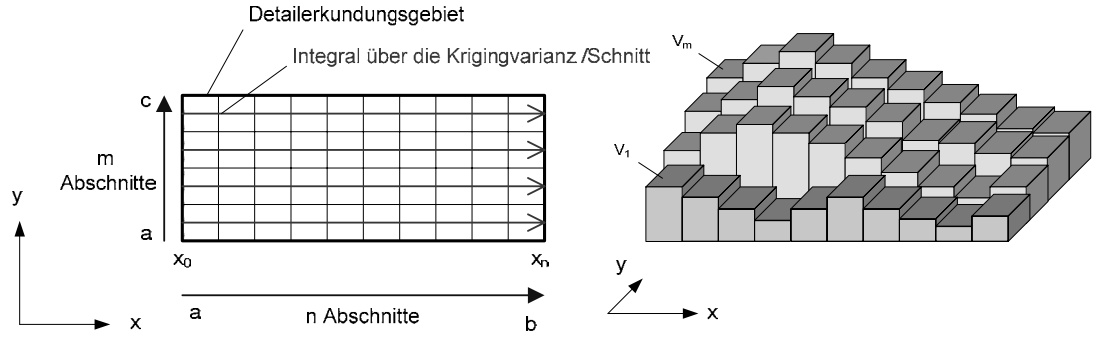


Abb. 9: Ermittlung des Integrals über den Unsicherheitsplot im Untersuchungsgebiet durch numerische Integration. Hier dargestellt für eine zweidimensionales Untersuchungsgebiet.

$$A_\chi \approx \left(\frac{b-a}{n}\right) \cdot \left[\frac{f(x_{0,\chi}) + f(x_{n,\chi})}{2} + \sum_{v=1}^{n-1} f(x_{v,\chi})\right] \quad \text{(Gl. 1)}$$

$$V \approx \sum_{\chi=1}^{m}\left[A_\chi \cdot \left(\frac{c-a}{m}\right)\right] \quad \text{(Gl. 2)}$$

$$V \approx \sum_{\chi=1}^{m}\left[\left(\frac{b-a}{n}\right) \cdot \left(\frac{c-a}{m}\right) \cdot \left(\frac{f(x_{0,\chi}) + f(x_{n,\chi})}{2} + \sum_{v=1}^{n-1} f(x_{v,\chi})\right)\right] \quad \text{(Gl. 3)}$$

f(.) = Funktionswerte der Unsicherheitsfunktion;

a,b,c,m,n = Netzgeometrieparameter;

A = Oberfläche der Unsicherheitsfunktion;

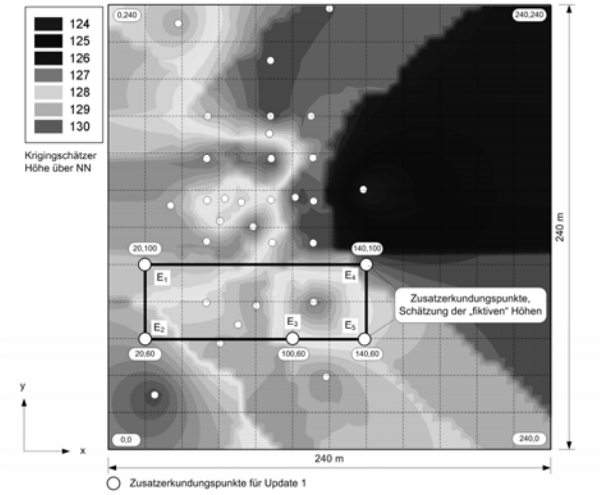
V = Volumen / Integral über die Unsicherheitsfunktion

Die Integraldifferenzen ΔV, die sich aus der Berücksichtigung zusätzlicher Untersuchungsergebnisse beziehungsweise aus der Reduzierung der Kenngrößenunsicherheit in aufeinanderfolgenden Etappen ergeben, sind als globales Maß für die Verbesserung der Aussagekraft eines geologischen Modells geeignet. In Abhängigkeit zu vordefinierten Unsicherheitsschranken können Wirtschaftlichkeitsbetrachtungen zum Erkundungsaufwand und der erzielten Unsicherheitsreduzierung angestellt werden.

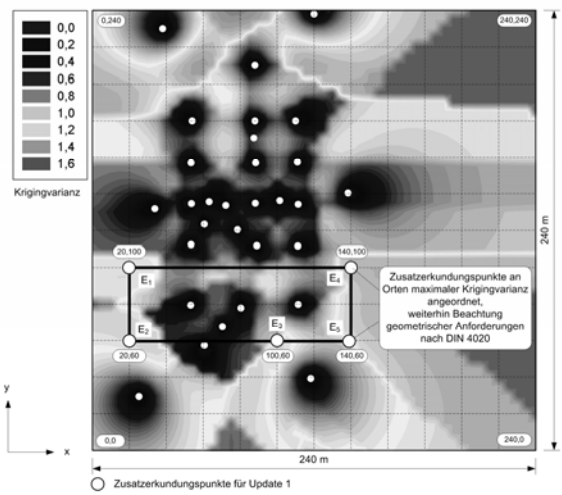
4 Fallbeispiel zur Reduzierung der Modellvarianz

Für die Oberkante des tragfähigen Baugrundes an einem Industriestandort liegen zunächst diskrete Kenngrößen als Vorinformation im Untersuchungsgebiet vor. Diese bilden die Grundlage für die geostatistische Auswertung. Daraus wurde die Schätzung und die Modellvarianz bestimmt, siehe Abb. 10 oben. An den Stellen maximaler Unsicherheit werden jeweils zusätzliche Messstellen angeordnet, das aktualisierte Messnetz wird als Zustand 2 bezeichnet. Die Schätzung und die Modellvarianz werden daraufhin erneut bestimmt. In Abb. 10 unten ist die einhergehende Verringerung der Modellvarianz zu infolge der Messnetzverdichtung zu erkennen. Zusätzlich sind die optimalen Orte für die weitere Messnetzverdichtung angegeben, bezeichnet als Zustand 3. Die Kosten für die zusätzlichen Untersuchungen bilden das Optimierungskriterium. Alternative Kriterien, wie beispielsweise die maximale Unsicherheit der Prognose eine geotechnischen Kenngröße, wären ebenfalls einsetzbar.

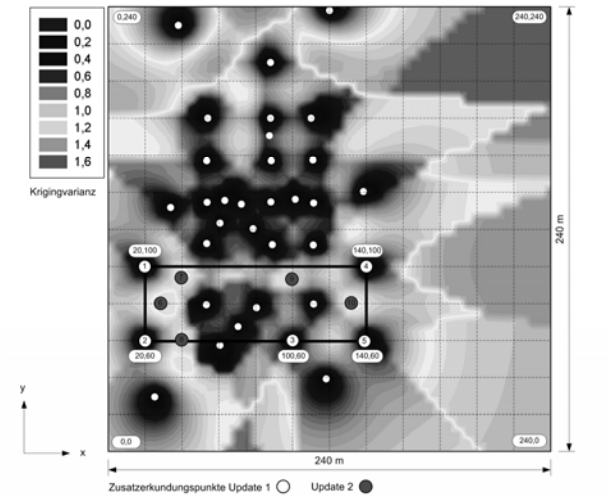
Theoretisch könnte das Messnetz soweit verdichtet werden, dass der Abstand der Erkundungsorte gegen null strebt. Für diskrete Kenngrößen würde die Modellunsicherheit ebenfalls gegen null streben. Praktisch steht in diesem Beispiel nur ein definierter Kostenrahmen zur Verdichtung des Messnetzes zur Verfügung, der optimal eingesetzt werden sollte. In Abb. 11 sind die Kosten für weitere Rammsondierungen in Abhängigkeit der Reichweite der räumlichen Korrelation, der Reichweite eines isotropen Variogramms, gegenübergestellt. Es ist zu erkennen, dass sich für den gewählten Standort die Kosten für zusätzliche Erkundungen ab einer Messnetzdichte von 30% der Reichweite sprunghaft erhöhen. In Abb. 12 ist die Reduzierung der Modellunsicherheit dem Nacherkundungsaufwand gegenübergestellt. Für das gewählte Beispiel würde im Bereich von 16-25 Zusatzerkundungen ein akzeptables Optimum eintreten. Für jede weitere Erkundung ist der Zugewinn an Information, die Verbesserung der Schärfe der Prognose, im Verhältnis zu den entstehenden Kosten für die Standortanalyse nicht mehr gegeben.



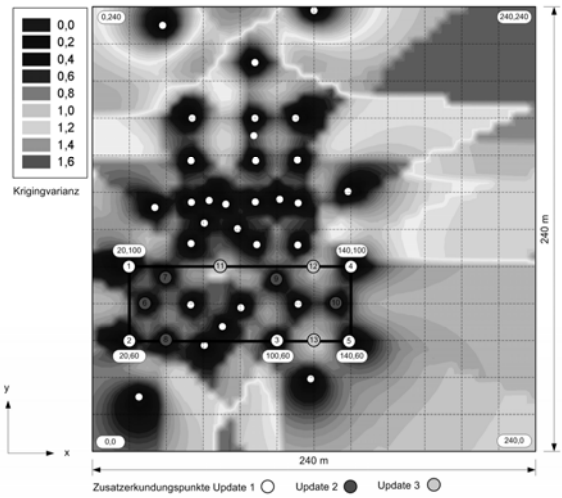
Schätzung der Oberkante des tragfähigen Baugrundes (Zustand 1) mit der Anordnung der Nacherkundungen (Zustand 2)



Krigingvarianz für den Ausgangszustand (Zustand 1) mit der Anordnung von Nacherkundungen (Zustand 2)



Krigingvarianz für den Zustand 2 mit der Anordnung von Nacherkundungen (Zustand 3)



Krigingvarianz für den Zustand 2 mit der Anordnung von Nacherkundungen (Zustand 3)

Abb. 10: Beispiel einer Messnetzoptimierung in einem Detailuntersuchungsgebiet durch Einfügen zusätzlicher Messpunkte.

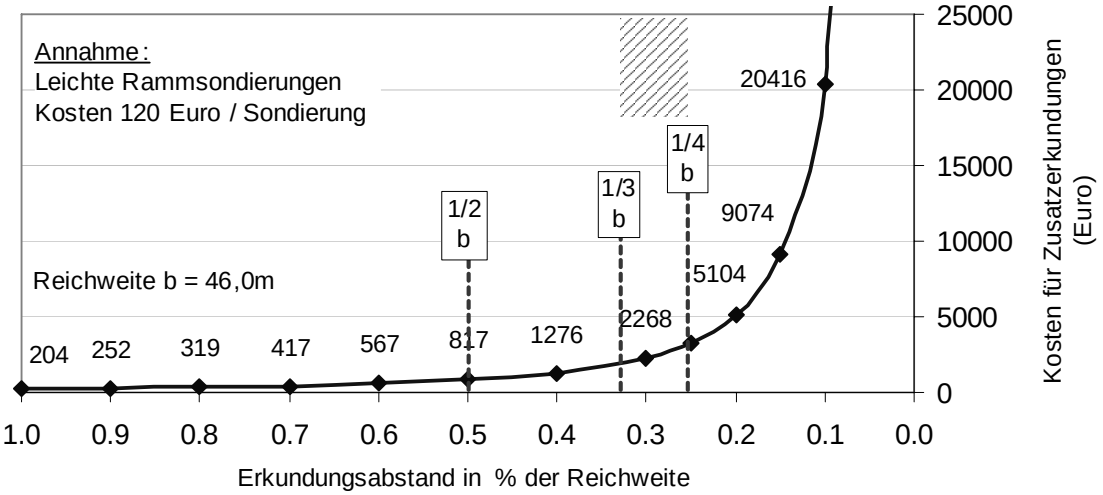


Abb. 11: Gegenüberstellung der Kosten für weitere Erkundungen in Abhängigkeit der mittleren Messnetzdichte.

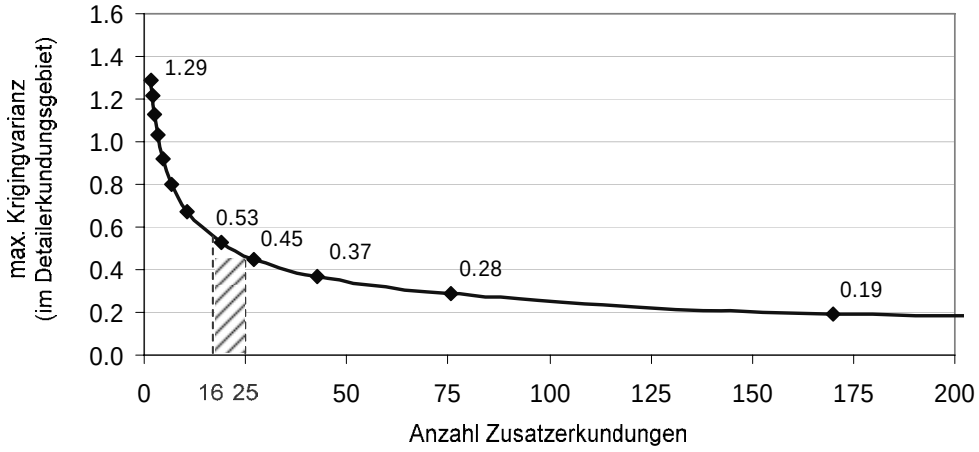


Abb. 12: Gegenüberstellung des zusätzlichen Erkundungsaufwandes und der Reduzierung der Modellunsicherheit.

Allgemein kann die notwendige Schärfe aus subjektiven Vorgaben oder aus Sicherheitsanforderungen von geotechnischen Grenzzuständen abgeleitet werden.

5 Schlussfolgerung

Die Validierung der Kenngrößenunsicherheiten und der Modellunsicherheit, zusammengefasst im Unsicherheitsplot, ist als objektivere Grundlage zur Planung und Optimierung von Messnetzen geeignet. Aus dem Ziel der Minimierung der Gesamtunsicherheit, verknüpft mit geotechnischen oder wirtschaftlichen Randbedingungen als Optimierungskriterium, können konkrete Erkundungsstrategien zur Standortanalyse abgeleitet werden.

Die zugrunde liegende geostatistische Interpolation mit unsicheren Kenngrößen erweitert durch Module der Messnetzplanung und Messnetzoptimierung sind optimal in der prototypischen Softwareanwendung GeoStat zusammengefasst. Sie eignet sich insbesondere für die Planung von Standortanalysen. Durch die analytische Definition des Unsicherheitsplots sind aber auch alternative Anwendungen einsetzbar, die die Unsicherheitenfortpflanzung und die Modellunsicherheit beschreiben können.

Der Wunsch nach mehr Objektivität in der Messnetzplanung ist streng mit der Berücksichtigung von Unsicherheiten in den verschiedenen Modellbildungsetappen verbunden. Werden ausschließlich Richtlinien und Normen als Grundlage betrachtet, führt die Messnetzplanung und Messnetzoptimierung zu unbekannten Unschärfen in der Abbildung der Realität und damit zu möglichen Fehlinterpretationen und notwendigen subjektiven Entscheidungen, die durch die Nutzung der Softwareanwendung GeoStat vermieden werden könnten.

6 Literatur

BAECHER, G.B. (1972): Site Exploration: A probabilistic approach. Dissertation, Massachusetts Institute of Technology. http://www.glue.umd.edu/-~gbaecher/PhD%20 Thesis%201972/Chapter0.pdf

BAECHER, G.B.; CHRISTIAN, J. T. (2003): Reliability and Statistics in Geotechnical Engineering. John Wiley & Sons. Ltd, England

DIN 4020 (September 2003): Geotechnische Untersuchungen für Bautechnische Zwecke, Normenausschuss Bauwesen (NABau) im DIN Institut für Normung e.V., Berlin; Beuth - Verlag GmbH, Berlin

DOBLER, L.; HINTERDING, A.; MÜLLER, A.; GERLACH, N.; GABEL, F. (2003): Geostatistische und statistische Methoden und Auswerteverfahren für Geodaten mit Punkt- bzw. Flächenbezug, Abschlussbericht Teil 3: Empfehlungen für die Anwendung statistischer und geostatistischer Methoden zu flächenbezogenen Auswertung von Daten über Stoffgehalte in Böden. Im Auftrag der: Bund - Länder - Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO); Institut für Geoinformatik der Westfälischen Wilhelms - Universität Münster

SCHÖNHARDT, M.; WITT, K. J. (2005): Geostatistical Methods and their Limits concerning to anisotropic geological properties. 15. Ingenieurgeologische Tagung, Erlangen

SCHÖNHARDT, M. (2005): Geostatistische Bearbeitung unsicherer Baugrunddaten zur Berücksichtigung in Sicherheitsnachweisen des Erd- und Grundbaus. Dissertation, in: Schanz, T.; Witt, K. J. (Hrsg.):Schriftenreihe Geotechnik – Heft 15. Bauhaus-Universität Weimar, http://e-pub.uni-weimar.de/volltexte/2005/701/

Erfassung sowie mathematische Korrelierung von Airborne Laser Scanning Daten mit 3 D Terrestrischen Daten als Grundlage für Projektanwendungen

Sven Jany

Milan Flug GmbH, Zum Tower 4, 01917 Kamenz, s.jany@milan-flug.de

Die MILAN-Flug GmbH wurde im Winter 2000 als Tochtergesellschaft von der eta AG engineering, ein Ingenieurbüro in Ostdeutschland mit mehr als 60 Arbeitnehmern, gegründet. Als die Milan-Flug GmbH gegründet wurde, übernahm Milan die Technologie des Luftfahrt-gestützten Laser Scanners und entwickelte sie weiter für übersichtliche Anwendungen.

Seit 2001 hat die Milan-Flug GmbH sein eigenes Laserscanningsystem und Tausende km^2 im Bereich digitaler Geländemodelle gescannt. Die meisten dieser Modelle wurden für Anwendungen erzeugt, deren Daten eine sehr hohe Auflösung und eine hohe Präzision erfordern.

Aufbauend auf der Sachkenntnis, die gewonnen wurde um beim Funktionieren der Kunden-orientierten Auswertung der Laser Daten, stellte die Milan-Flug GmbH ein erhöhtes Laserlesegerät-system mit einem zusätzlichen RGB Sensor dar, der digitale RGB Informationen zu jedem Laser Schuss ermöglicht. Die besitzen vor und Nachbearbeitung Software ist auch abhängig von fortwährender Entwicklung gewesen und angepasst sich den ausgedehnten Fähigkeiten der neuen Sensoren.

Milan-Flug GmbH was founded in winter 2000 as a subsidiary of eta AG, an engineering office in the eastern part of Germany with more than 100 employees. When it was founded, Milan-Flug took over the technology of the aviation-supported laser scanner and developed it further for survey applications.

Since 2001 Milan-Flug has operated its own laserscanning system and has covered thousands of square kilometres in area for digital terrain models. Most of these models were generated for applications requiring data of very high resolution and high precision.

Building on the expertise gained in operating and the customer-oriented evaluation of the laser data, Milan-Flug presented an enhanced laser scanner system with an additional RGB sensor which enables digital RGB informations to each laser shot. The company's own pre- and postprocessing software has also been subject to ongoing development and adapted to the extended capabilities of new sensors.

1 Einführung

Das Verfahren des Airborne Laser Scannings sowie des 3 D Terrestrischen Laser Scannings hat sich in den letzten 10 Jahren weltweit einen festen Platz bei der Generierung von digitalen Höhenmodellen (DHM) verschafft. Die Datenmodelle bilden sowie sind Basis für Planungsgrundlage im Bergbau, der Wasserwirtschaft, des Straßen- und Städtebaues und vielen anderen Bereichen.

Aufgrund der Hohen Durchdringungsfähigkeit in Vegetationsbereichen mittels des Airborne Laser Scanning Verfahrens ist es möglich zwei separate aber flächenkonforme Digitale Höhenmodelle zu erzeugen:

- das DSM (digital surface model) Oberflächenmodell mit Vegetation und Bebauung
- das DTM (digital terrain model) Bodenmodell ohne Vegetation und Bebauung

Die Laser Scann Systeme sind im Flugzeug bzw. Helikopter fest integriert und es werden heute bis zu 100.000 Lasermesswerte pro Sekunde gesendet sowie empfangen. Aus den Lassermesswerten wird in der Regel ein geometrisches Raster mit variabler Rasterweite (1 m – 100 m) erzeugt.

2 Prinzip- und Funktionsweise Airborne Laser Scanning

Digitale Höhenmodelle erzeugt mittels dem Airborne Laser Scanning werden heute mit einer Rasterweite bis zu 1 Meter und besser sowie einer Höhenauflösung von 0,01 Meter erstellt. Die Lagegenauigkeit der Höhenmodelle ist (für jeden Rasterpunkt) besser als ±0,5 m und die absolute Höhengenauigkeit (gegenüber dem lo-

kalen Geoid) ist besser als 0,15 m (gültig für 95,7 % bzw. 2 σ aller Rasterwerte).

Grundlage sind Laserscanner, der bei hohen Messraten (bis zu 100.000 Hz) eine mittlere Messdichte von etwa 4 Messwerten je m² erlauben. Die hohe Messdichte stellt sicher, dass auch relativ kleinräumige Strukturen wie Entwässerungsgräben, Dämme oder Bruchstrukturen zuverlässig erkannt werden. Darüber hinaus gewährleistet diese Messdichte die sehr genaue Lokalisierung von Bruchkanten oder Gebäudeumrissen. Das übliche Reihenhaus mit 80 m² Grundfläche wird mit etwa 400 Messungen erfasst und im 1-m-Raster mit 80 Höhenwerten beschrieben.

Die Basisverarbeitung der Laserscannerdaten führt zu einem Höhenmodell, das präzis die Geländeoberfläche (Oberkante der Vegetation, Dachhöhen der Häuser etc.) beschreibt; ein derartiges Höhenmodell wird oft auch ***DSM, Digital Surface Model*** genannt. In einem weiteren Arbeitsschritt können höhere Vegetation und auch Gebäude entfernt werden, so dass ein Höhenmodell der Erdoberfläche (***DTM, Digital Terrain Model***) berechnet wird.

Die hohe Messdichte bzw. die enge Rasterweite der Höhenmodelle gestattet weitergehende Auswertungen wie etwa die Vektorisierung der Gebäude, die Extraktion von Strukturelementen wie Gräben, Bruchkanten oder Dämmen.

2.1 Befliegung

Das zuvor bezeichnete Gebiet wird mit einem Laserscanner in einzelnen, parallelen Streifen vollständig beflogen, wobei alle für eine spätere Auswertung notwendigen Daten erfasst werden. Quer zur Flugrichtung überlappen sich diese Streifen. Damit die vorgeplanten Flugstreifen möglichst genau eingehalten werden, wird zur Flugführung eine Navigationseinrichtung mit dGPS Stützung eingesetzt.

Die Messdaten sämtlicher Sensoren (GPS, Inertial Navigation System /INS, Laserscanner, RGB-Scanner) werden synchron aufgezeichnet. Zusätzlich registriert mindestens eine Bodenstation GPS-Daten für die spätere dGPS Berechnung des Flugpfades.

2.2 Erfassen der Höhendaten

Heutige Laserscanner führen bis ca. 100.000 Entfernungsmessungen in der Sekunde aus. Bedingt durch den Systemaufbau, ist die Mess-



Abb. 1: Flugzeuggestützte LIDAR inkl. Systemintegration.



Abb. 2: (Innenraum Cessna 207 B, zwei Laserscannsystemen sowie INS).



Abb. 3: Helikoptergestützte LIDAR inkl. Systemintegration.



Abb. 4: Eurocopter AS 350, Laserscannsystemen sowie RGB-Digital-Framekamera & INS.

punktdichte konstant und hängt nur von der gewählten Flughöhe ab. Bei einer Flughöhe von 850 m mit einem Flächenflugzeug bei einer Fluggeschwindigkeit von 60....70 m/s ergibt sich eine mittlere Messpunktdichte von etwa fünf Messungen pro m².

2.3 Datenverarbeitung

Der erste Verarbeitungsschritt ist die Synchronisation der Laserdaten und der Positionsdaten, die beide mit einer genauen GPS Zeit versehen wurden.

Bei den hohen Messraten der Laserscanner sind benachbarten Zeilen in Flugrichtung nur etwa 0,1 m entfernt. Daher wird hier schon auf eventuelle Fehlmessungen untersucht und die Datenmenge durch Plausibilitätsprüfungen reduziert. Die Art der Datenreduktion (sog. First- oder Last Pulse) orientiert sich an der Anwendung:

Wird ein genaues Bodenmodell DTM gesucht, werden größere Entfernungen (niedrigere Bodenhöhe) bevorzugt.

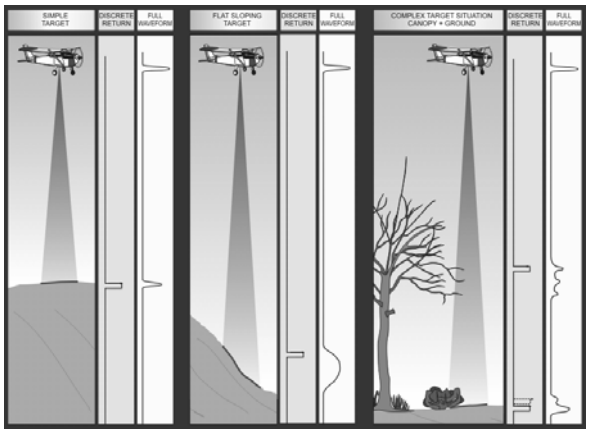


Abb. 5: Signalauswertung als sog. Full Wave Form Analyse.

Für ein Oberflächenmodell DSM werden dagegen Messungen mit geringeren Entfernungen (größere Höhen) bevorzugt.

Heutzutage ist es nicht nur technisch realisiert den sog First- und Last-Pulse zeit- & echokonform zu erfassen, sondern auch das Einzelsignal als sog. Full Wave Funktion darzustellen (siehe Abb. 5).

Die nachfolgenden Abbildungen 6 und 7 für einen Einzelbaum unter vollen Laubstand soll die Möglichkeiten der Full Wave Form Analyse verdeutlichen (Abgetastete von ca. 50 Lasermesswerten, Flughöhe 800 m ü. Grund). Für spezielle Auswertungen kann die Datenreduktion in diesem Schritt unterdrückt werden. Die Position des reflektierenden Objekts auf der Erdoberfläche wird aus der - nach Datenreduktion und Kalibrierung - berechneter Entfernung sowie der Position und der Orientierung des Sensors berechnet. Hierbei wird zusätzlich in das Zielkoordinatensystem umgerechnet und gleichzeitig die Geoidkorrektur angebracht (z.B. Deutschland nach Denker). Nach diesem Schritt liegen alle Messdaten im endgültig gewünschten Koordinatensystem (z. B. GK, Meridianstreifen 9°, Bessel Elipsoid, Datum Potsdam, Pegel Amsterdam) vor. Sofern keine allgemeingültigen Transformationsparameter vorliegen oder der Kunde keine geeigneten Transformationsparameter beistellen kann, können lokale Transformationsparameter aus mindestens sieben sowohl in WGS84 als auch im lokalen Koordinatensystem bekannten Punkten ermittelt werden.

Am Ende dieses Arbeitsschrittes liegen die gemessenen Höhen für jeden Flugstreifen in metrischen Zielkoordinaten als Datei vor.

2.4 Verknüpfung der Daten

Im nachfolgenden Schritt wird aus den einzelnen Flugstreifen ein flächendeckendes Modell erzeugt. Hierzu werden die Daten des einzelnen Flugstreifens in ein regelmäßiges Raster überführt, das üblicherweise die doppelte Auflösung hat wie das zu liefernde Raster. Bevor die Daten zu einem flächigen Modell zusammengeführt werden, wird geprüft, ob benachbarte Streifen in Lage und Höhe fehlerfrei zueinander passen. Hier ist festzuhalten, dass die Konstellation der GPS Satelliten je nach Befliegungszeitpunkt zu erheblichen Lage- und Höhenfehlern führen kann. Im Gegensatz zu stationären DGPS Berechnungen können bei den hohen Fluggeschwindigkeiten die Mehrdeutigkeiten (Ambiguities) nicht immer ausreichend genau berech-

net werden. Daher ist eine Prüfung und eventuelle Anpassung benachbarter Flugstreifen (besonders wenn sie nicht kurz nacheinander beflogen wurden) unvermeidbar.

Zum Schluss wird das Höhenmodell auf die endgültige Rasterweite gebracht. Da hier immer noch wesentlich mehr Messwerte vorliegen, als benötigt werden, wird nochmals der jeweils plausibelste Wert ausgewählt.

Da in allen Arbeitsschritten wesentlich mehr Messwerte vorliegen als schlussendlich benötigt werden, kann auf eine Interpolation zwischen entfernten Werten verzichtet werden.

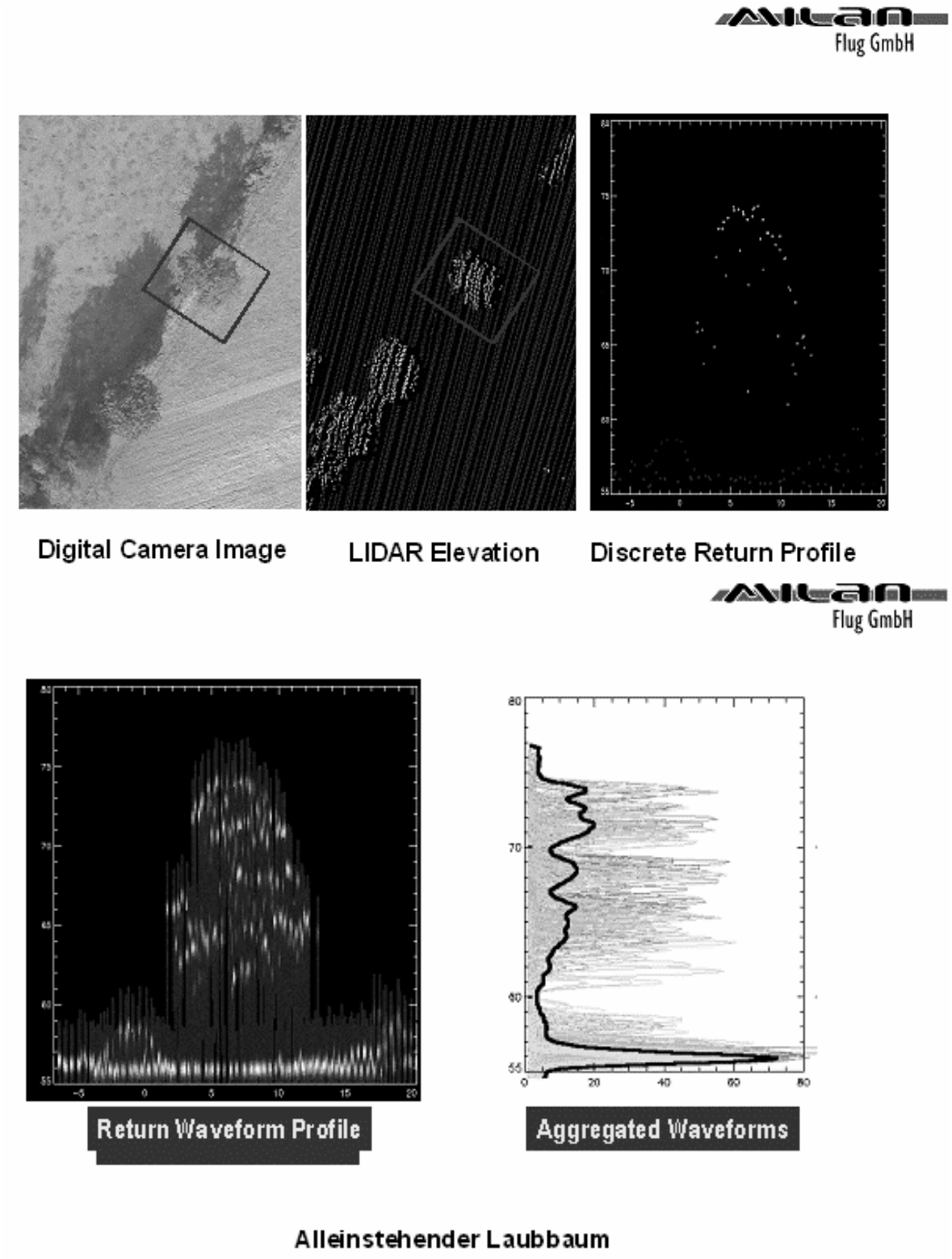


Abb. 6: Full Wave Form Analyse für alleinstehenden Laubbaum.

2.5 Filterung der Daten zu einem DTM (Bodenmodell)

Das Ergebnis der bisherigen Arbeitsschritte ist ein präzises Oberflächenmodell DSM im Zielkoordinatensystem und gewünschten Raster (üblicherweise im 1-m-Raster).

In dichter bewachsenen Bereichen enthält allerdings das DSM noch Restvegetation und Bebauung, die für ein Bodenmodell DTM beseitigt werden müssen. Der nachfolgend beschriebene Arbeitsschritt ist für ein Oberflächenmodell nicht notwendig.

Für die Beseitigung der restlichen Vegetation und Bebauung sind mehrere Verfahren entwickelt worden, die je nach lokalen Gegebenheiten verwendet werden. Generell muss allerdings festgehalten werden, dass niedrige Vegetation (Höhe kleiner 1,5 m) nur sehr schwer automatisch von natürlichen Oberflächeneffekten zu unterscheiden ist. Im allgemeinen können reine Filteralgorithmen ca. 80 % der Vegetation beseitigt werden, der Rest muss interaktiv nachbearbeitet werden.

In den bebauten Gebieten (Städte, Gemeinden) erhält man Messpunkte für die DTM-Herstellung überwiegend auf Straßen-, Hof- und Gartenflächen. Beim 1-m-Raster sind in bebauten Gebieten u. a. die Gebäude etc. nicht mit Höhendaten belegt. Von der möglichen Interpolation der nicht belegten Flächen wird abgeraten, da dies leicht zu Fehlinterpretationen des DTM bei der weitergehenden Nutzung führen kann.

Einen kleinen Eindruck von generierten Digitalen Höhenmodellen zur unterstützten Exploration von Braunkohlentiefbaugruben zeigt die folgende Abbildung 7.

3 Prinzip- und Funktionsweise 3D Terrestrisches Laserscanning

In gleicher Art und Weise wie mittels luftgestützten Airborne Laser Scanning kommt das Scannprinzip beim Terrestrischen Laser Scanning zur Anwendung. Zum Einsatz kommt ein rotierender Vier Facetten Scanner mit einer Reichweite > 800 m und einer Scannrate von 15.000 Lasermesswerten pro Sekunde. Bei dem berührungslosen Messverfahren wird konform eine hochauflösende Digitalkamera orientiert und kalibriert mitgeführt. So entsteht eine 6 Spalten ASCII-Datei, X, Y, Z, R, G, B (Hochwert, Rechtswert, Höhe & die digitalen Farbinformationen Red, Green, Blue). Die geodätische Orientierung der Einzelstandpunkte erfolgt über die mathematische Vielfacherfassung von Reflektormessmarken. Scannparameter und Scannprinzip sowie Scannsytem sind in der folgenden Tabelle 1 sowie in Abbildung 8 dargestellt.

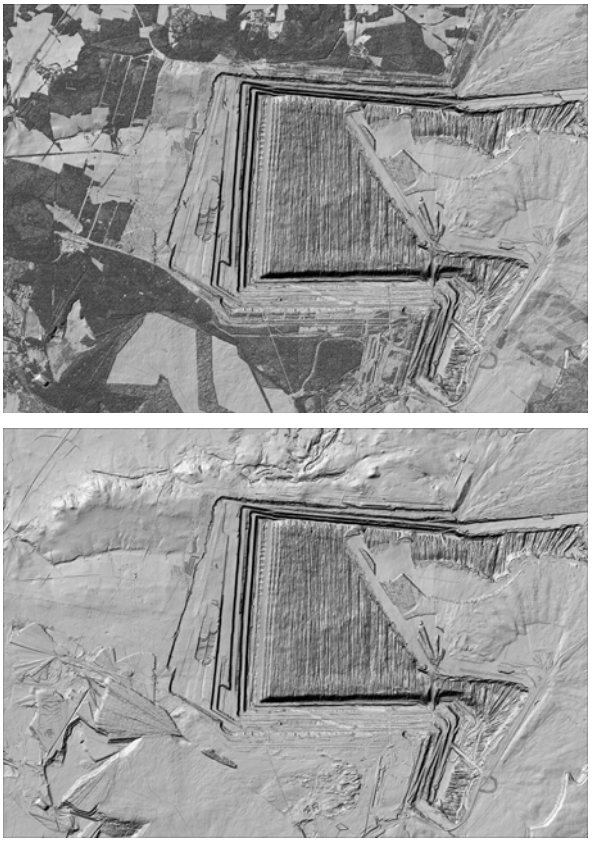


Abb. 7: Braunkohlentagebau Welzow-Süd Land Brandenburg, Vattenfall Europe Mining & Generation AG, 10 km * 7 km, 70 Mio. Rasterpunkte, ca. 200 Mio. Lasermesspunkte, visualisiert als sog. Shaded Relief

oben: Oberflächenmodell mit Vegetation und Bebauung,

unten: Bodenmodell ohne Vegetation und Bebauung.

Tab. 1: 3D Terrestrischer Laserscanner (LMS-Z420i).

Eigenschaften des 3D Laserscanners		Eigenschaften der Digitalkamera	
Modellbezeichnung	RIEGL LMS-Z420i	Modellbezeichnung	Nikon D 70, D100 bzw. D 200
Reichweite	bis 800 m @ Laser Klasse I	Anzahl Pixel	3.008 x 2.000 bis 4.600 * 4.600 (6 Mio. Pixel bis 10 Mio. Pixel
Scannbereich horizontal	360°	Anzahl Fotos pro Standpunkt	7
Schrittweite horizontal	min. 0.008°		
Scannbereich vertikal	80°		
Schrittweite vertikal	min. 0.010°		
Streckenmessgenauigkeit	± 10 mm (Einzelmessung)		
Datenrate	bis 12.000 Punkte/ Sekunde		
Punktanzahl pro Standpunkt	ca. 2 Mio.		

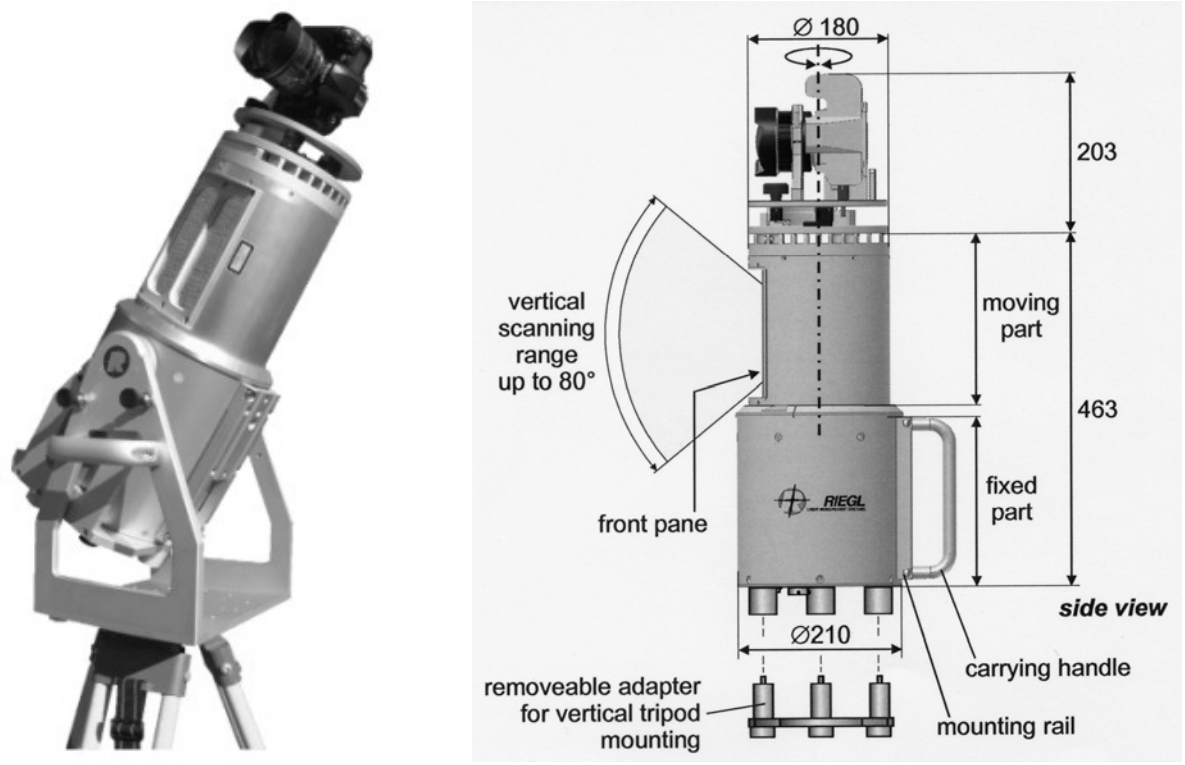


Abb. 8: 3D Terrestrischer Laserscanner LMS-Z420i, *RIEGL* Laser Measurement Systems, und schematisch das Scannprinzip

4 Projektanwendung

Ein Beispiel der Verknüpfung von luftgestützter Datensätze mittels des Airborne Laser Scanning sowie landseitiger Messaufnahme mittels dem Terrestrischen Laserscanning stellt die komplimentäre dreidimensionale digitale Erfassung der Frauenkirche dar.



Abb. 9: Frauenkirche Dresden.

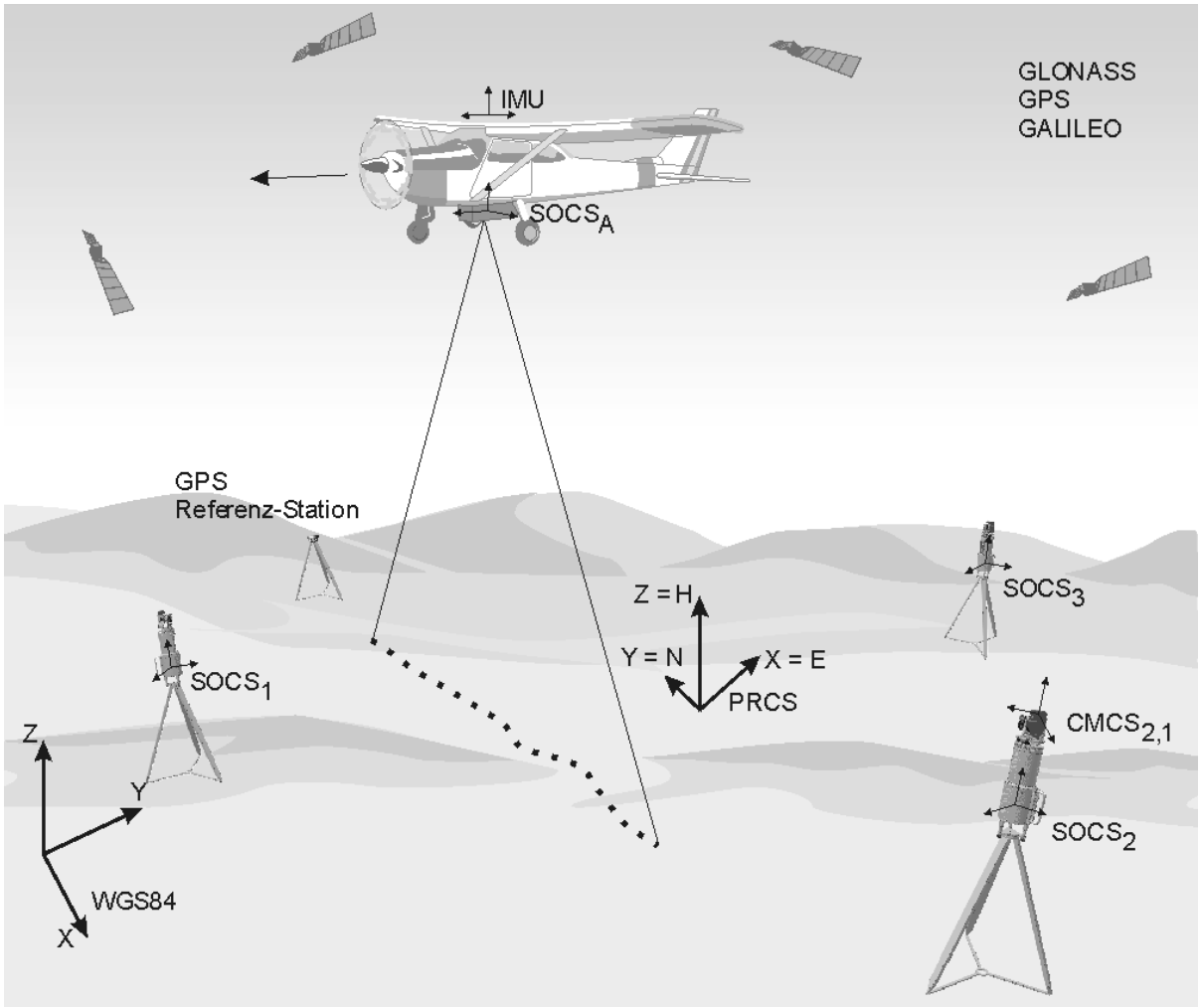


Abb. 10: Geodätische Orientierung luft- & landgestützter Laser Messaufnahme.

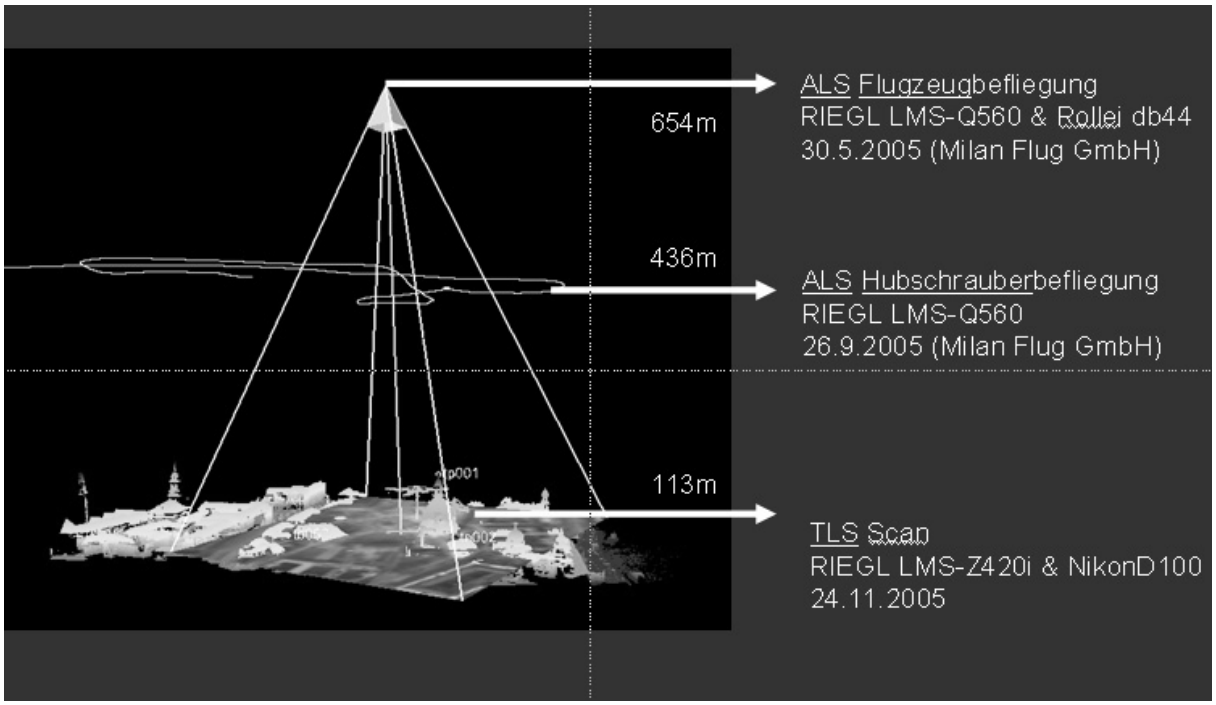


Abb. 11: Kombinierte 3D Laser Erfassung mittels ALS (Airborne Laser Scanning) & TLS (Terrestrisches Laser Scanning).

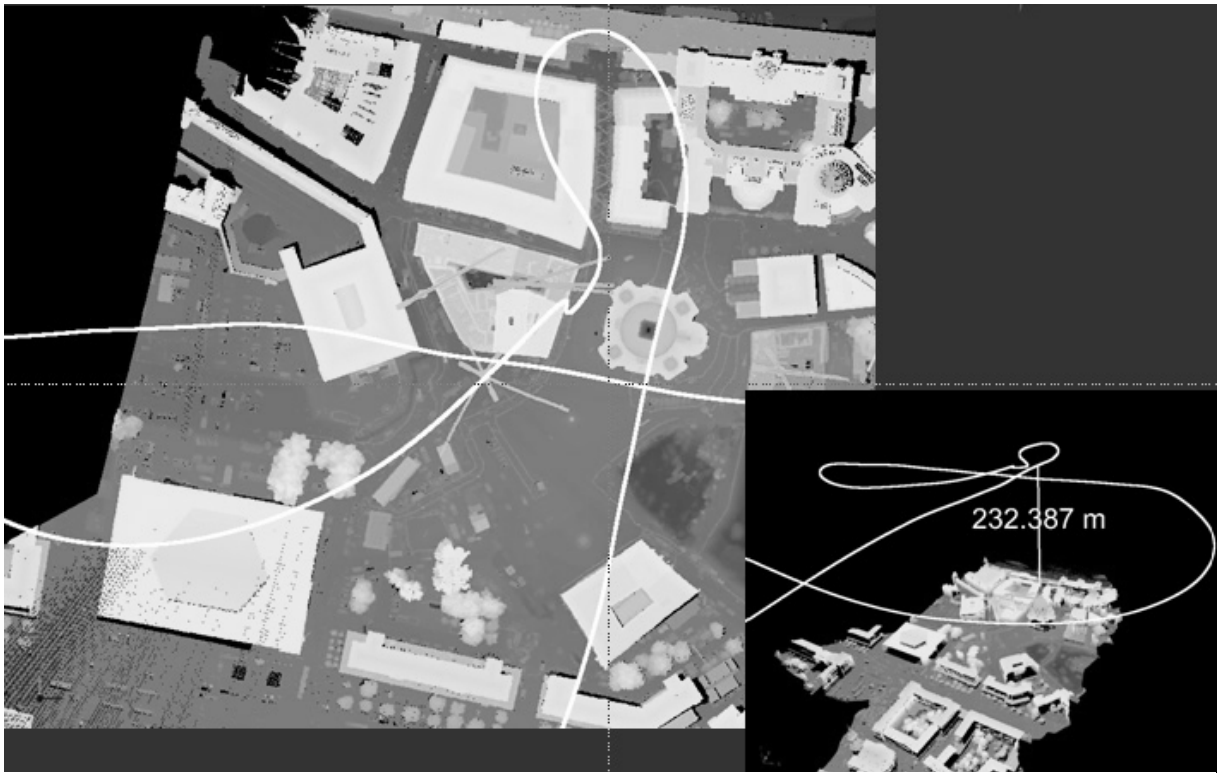


Abb. 12: 3D Pseudocolor aus Laserdatensatz.



Abb. 13: 3D Terrestrisches Laserscanning.

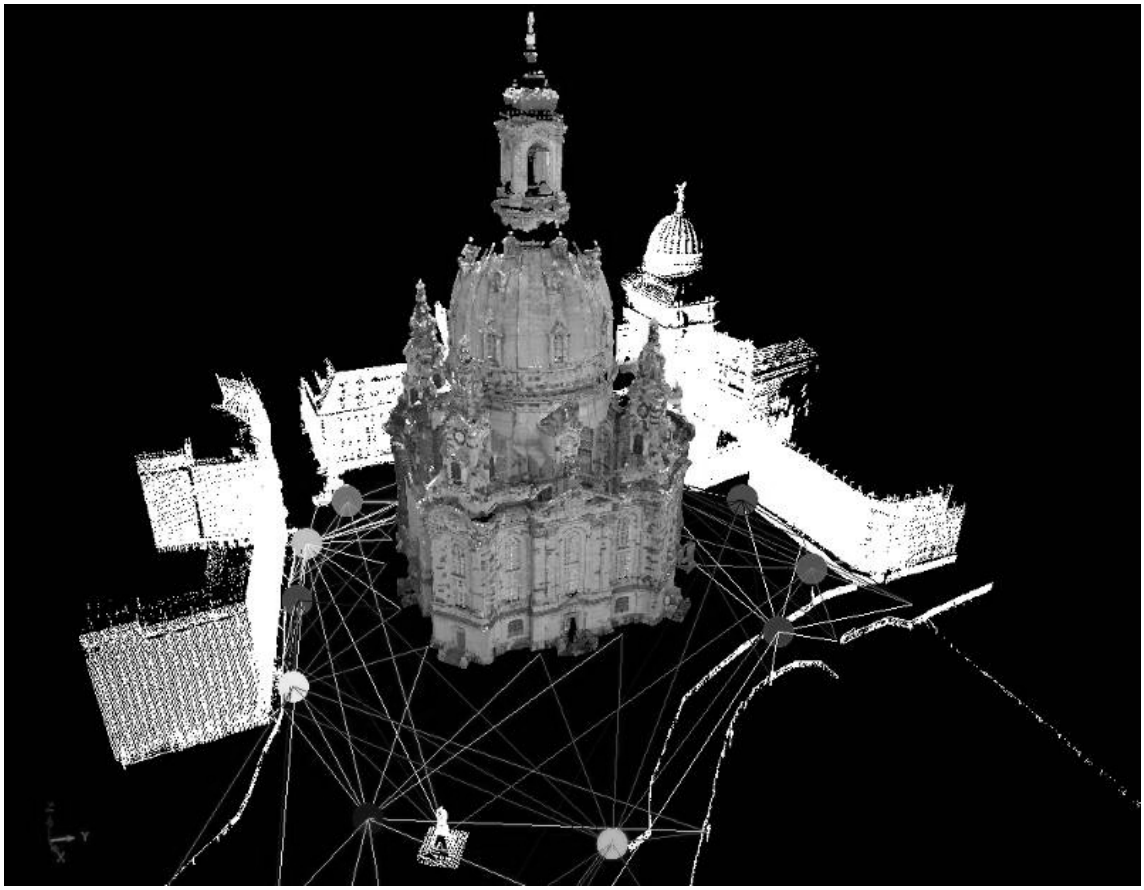


Abb. 14: 3D terrestrische Erfassung und Triangulierung der Laser Standpunkte.



Abb. 15: 3D terrestrische Laser Erfassung und RGB-Bilddatentexturierung.



Abb. 16: 3D CAD Komplexmodell mittels ALS & TLS Daten.

GIS-gestützte Bewertung des tiefengeothermischen Potentials im Freistaat Sachsen

Helmut-Juri Boeck[1], Thomas Lange[1], Petra Schneider[2]

[1]C&E Analytik und Umweltdienstleistungs- GmbH, Jagdschänkenstraße 52, 09117 Chemnitz, j.boeck@cue-chemnitz.de

[2]C&E Consulting und Engineering GmbH, Jagdschänkenstraße 52, 09117 Chemnitz

Im Rahmen der im Referat Rohstoffgeologie des LfUG entwickelten und vom SMUL bestätigten „Geothermiestrategie Sachsen“ erfolgte von Januar 2004 bis November 2005 eine Erfassung vorhandener tiefengeothermischer Meßdaten und deren Aufbereitung. Dies geschah mit dem Ziel, eine Neubewertung des tiefengeothermischen Potentials im Freistaat Sachsen vorzunehmen und damit für mittelfristig erwartete Tiefengeothermieprojekte seitens aktueller Ausgangsdaten gewappnet zu sein. Im Rahmen dieses Vorhabens wurde auf Basis der recherchierten Daten eine Temperaturextrapolation für die Gesamtfläche des Freistaats Sachsen vorgenommen. Aufgrund der begrenzten Datenlage mußte dazu ein spezifisches Modell entwickelt werden, welches auf zusätzlichen, vorhandenen Datenbeständen (digitale geologische Karte, DHM, Oberflächentemperaturen, geophysikalische Daten usw.) basiert.

Within the framework of the Department of Geology of Resources of LfUG developed and confirmed by SMUL “Geothermal Strategy of Saxony” established from January 2004 to November 2005 a correlation of existing geothermal data and their methods of establishment.

The aim of gathering this information was to establish a new valuation of the deep geothermal potential of Saxony as the starting point for further deep geothermal projects. Within the project a temperature-extrapolation had to be established for the whole area of Saxony based on initial data. Due to the limited nature of the data available a specific model had to be developed, which was based on: existing geothermal data, additional values, like surface temperatures, geophysical data, etc.

1 Überblick zum Kenntnisstand

Im Rahmen der im Referat Rohstoffgeologie des LfUG entwickelten und vom SMUL bestätigten „Geothermiestrategie Sachsen“ erfolgte eine Neuerfassung vorhandener tiefengeothermischer Meßdaten und deren Aufbereitung. Dies geschah mit dem Ziel, eine Neubewertung des tiefengeothermischen Potentials im Freistaat Sachsen vorzunehmen und damit für mittelfristig erwartete Tiefengeothermieprojekte seitens aktueller Ausgangsdaten gewappnet zu sein.

Das Projekt umfaßte im Wesentlichen drei Schwerpunkte:

- Schritt 1: Datenrecherche und datenbankkompatible Datenerfassung
- Schritt 2: Entwicklung eines vereinfachten geologischen Modells als Grundlage der Extrapolation der Temperaturen
- Schritt 3: Datenbearbeitung und Temperaturextrapolation bis 5000 m Tiefe unter Gelände

Der Schwerpunkt wurde bei der Datenrecherche auf diejenigen Meßwerte gelegt, die lagemäßig sicher zuordenbar waren. Diese, aus unterschiedlichen Quellen stammenden und in unterschiedlicher Form vorliegenden Meßdaten wurden in einer zu vorhandenen Datenbanken des LfUG kompatiblen Form erfaßt und stehen damit für die weiterführende Bearbeitung zur Verfügung.

Die Datenlage ist insgesamt als nicht befriedigend einzuschätzen. Recherchiert wurden für Sachsen einschließlich seiner Randgebiete:

- Gesamtzahl von Meßpunkten: 124
- Temperaturmessungen unterschiedl. Art: 101
- Wärmeflussdichtebestimmungen: 64
- Wärmeleitfähigkeitsmessungen: 42
- Wärmekapazitätsbestimmungen: 4

Diese Messpunkte verteilen sich zudem sehr ungleich über die Gesamtfläche des Freistaats. So häufen sich Meßpunkte in denjenigen Regionen, in denen bereits früher geologische Erkundungen auf verschiedene Rohstoffe vorgenommen wurden. Dies betrifft:

- Zinn- und Wolframerzerkundung im Vogtland
- Zinn- und Buntmetallerzerkundung im Raum Ehrenfriedersdorf, Freiberg und Altenberg
- Uranerzerkundung im Bereich der Störungszone Gera-Jachymov
- Im Rahmen der Braunkohlenerkundung gibt es einzelne Bohrungen mit Temperaturmessungen im Berzdorfer Becken und im Raum Halle-Leipzig (jedoch nur geringe Aufschlußtiefe)
- Kupferschiefererkundung im Raum Spremberg (Brandenburg)

Darüber hinaus wurden nur in einzelnen tieferen Bohrungen Temperaturmessungen vorgenommen, wie z.B. in Baruth und Schladebach. Die Datensammlung wurde komplettiert durch Meßdaten aus tiefen Bohrungen im Raum Guben und Eisenhüttenstadt im Norden und durch Temperaturlogs der KTB im Süden, sowie durch Altdaten aus Untertage-Temperaturmessungen (u.a. aus SCHÖßLER & SCHWARZLOSE 1959; REICH 1832). Innerhalb der Bearbeitungszeit gelang es nicht, Meßdaten aus den Nachbarländern Polen und Tschechien zu erhalten.

Die Aufschlusstiefe erreicht im Freistaat Sachsen und seiner Umgebung maximal 2000 m. In großen Flächenanteilen Sachsens, insbesondere im Norden und Osten, fehlen Meßdaten gänzlich. Dies betrifft nicht nur die Regionen, sondern auch ganze Gesteinsgruppen, zum Beispiel den großen Komplex des Lausitzer Granodiorits, der in der Vergangenheit – im Hinblick auf geothermische Untersuchungen – kaum im Blickpunkt wirtschaftlichen und geologischen Interesses stand.

Als Konsequenz aus der geschilderten Datensituation wurde in enger Abstimmung mit der Landesbehörde als Auftraggeber entschieden, daß eine Interpolation zwischen den Meßpunkten keinen zufriedenstellenden Erkenntnisgewinn gegenüber früheren Arbeiten bringen kann. Eine neue Modellierung der Temperaturänderungen im Untergrund sollte daher unter Bezug auf ein geologisches Untergrundmodell erfolgen.

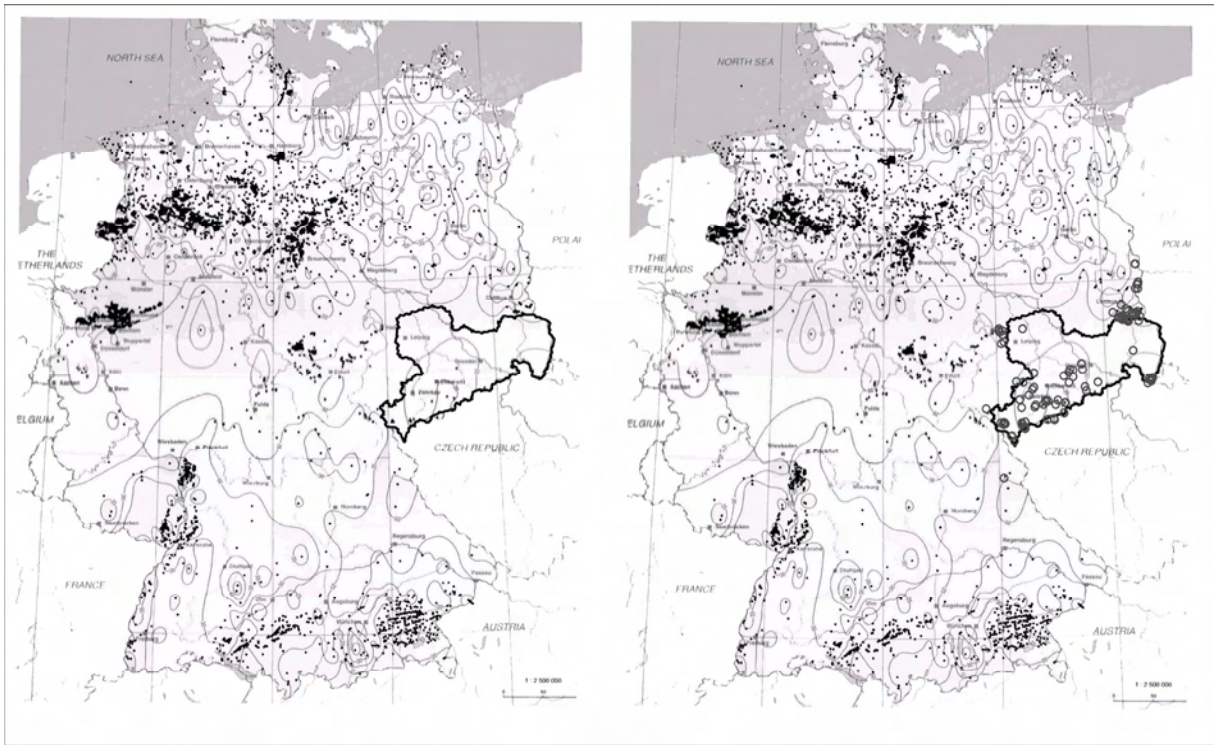


Abb. 1: Vergleich der Datenlage in Sachsen mit anderen Regionen Deutschlands, <u>rechts</u> hervorgehoben: recherchierte Meßpunkte im Freistaat Sachsen und seiner Umgebung (Quelle: GEOTHERMAL ATLAS OF EUROPE 1996).

2 Modell und Datenbearbeitung

Im Rahmen des Vorhabens war auf Basis der recherchierten Daten eine Temperaturextrapolation für die Gesamtfläche des Freistaats Sachsen vorzunehmen. Aufgrund der begrenzten Datenlage mußte dazu ein spezifisches Modell entwickelt werden, welches auf zusätzlichen, vorhandenen Datenbeständen (u.a. digitale geologische Karte, geophysikalische Daten, DHM, Oberflächentemperaturen, usw.) basiert.

Eine wesentliche Vereinfachung dieses Modells stellt seine Beschränkung auf nur sechs typische Gesteinsgruppen dar. Für diese „relevanten Gesteinsgruppen“ wurden aus den recherchierten Daten korrelativ Start- und Materialparameter (Wärmeflußdichte, Wärmeleitfähigkeit, Wärmeproduktion) abgeleitet und in das Modell eingesetzt. Zu „Gesteinsgruppen“ wurden zusammengefaßt:

1. „poröse Sedimente“ (Tertiär, Quartär)
2. „wenig permeable Sedimentite und Metamorphite“ (ältere Sedimentite und niedrigmetamorphe Schiefer)
3. Granodiorit
4. Gneise und Granulite
5. Ältere bzw. undifferenzierte Granite und deren Ergußäquivalente
6. Jüngere bzw. hochdifferenzierte Granite und deren Ergußäquivalente

Besonders in den ersten beiden Gruppen sind sehr viele lithologisch und stratigraphisch unterschiedliche Gesteine zusammengefaßt. Diese starke Vereinfachung erscheint jedoch zulässig, da im überwiegenden Flächenanteil des Freistaats und bereits in relativ geringen Tiefen kristalline Gesteine vorherrschen.

Für das geologische Modell wurde als Kompromiß zwischen Auflösung des Untergrundabbildes und handelbarer Datenmenge eine Rasterung von 1 km x 1 km gewählt. Für die Fläche der geologischen Karte Sachsens einschließlich seiner Randgebiete resultieren daraus bereits zirka 31.000 Rasterpunkte. Durch das gewählte Raster werden aber kleinräumige Strukturen – wie tektonische Störungen – vernachlässigt. Die Vernachlässigung des stoffgebundenen Wärmetransports durch Zirkulation entlang von Störungssystemen stellt einen Nachteil dieses Modells dar.

Unter Einbeziehung der geologischen und geophysikalischen Kenntnisse der Abteilungen des LfUG wurden schließlich – ausgehend von der digitalen geologischen Karte der Oberfläche – sieben Schnittebenen als Grundlage für die Modellberechnung in Tiefen bis 5000 m unter Gelände erzeugt.

Für jede Gesteinsgruppe wurden anschließend – ausgehend von den vorhandenen Daten – korre-

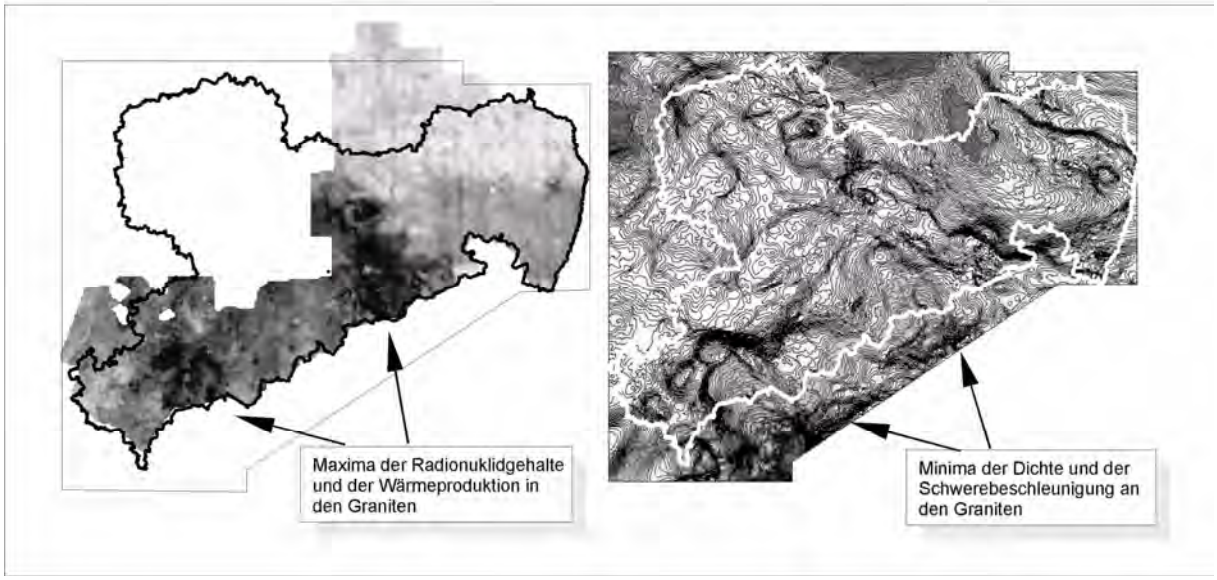


Abb. 2: Beispiele einbezogener geophysikalischer Daten: links: aus vorhandenen gammaspektrometrischen Befliegungsdaten abgeschätzte Wärmeproduktion der oberflächennah anstehenden Gesteine, rechts: Schwerekarte Sachsens (Datenquelle: LfUG); Granite und deren Ergußäquivalente zeichnen sich zum einen durch erhöhte Radionuklidgehalte und erhöhte Wärmeproduktion, zum anderen durch geringere Dichte und Schwereminima ab.

lativ tiefenabhängige Parametersätze für die Materialparameter Wärmeleitfähigkeit und Wärmeproduktion bestimmt.

Während die Jahresmitteltemperaturen an der Oberfläche flächendeckend digital verfügbar sind, fehlt dagegen eine vergleichbare Datenbasis für den Startwert der Wärmeflußdichte an der Oberfläche. Deshalb mußte auch dieser Parameter durch Korrelation der vorhandenen Meßwerte mit den definierten sechs Gesteinsgruppen bestimmt werden. Dieses Vorgehen stellt die wesentliche Fehlerquelle der nachfolgenden Berechnungen dar.

Durch iterative Variation der Parameter wurde immerhin eine Anpassung der berechneten Temperaturverteilung an die – soweit vorhanden – gemessenen Temperaturen erreicht, bei der in 1000 m Tiefe ein mittlerer Fehler von 5° unterschritten wurde.

Anschließend wurden mit dem so bestimmten „wahrscheinlichen“ Parameteransatz die bis in 5000 m Tiefe zu erwartenden Temperaturen extrapoliert. Die Berechnung der Temperaturen erfolgte für die sieben oberflächenparallelen Schnittebenen. Die Resultate sind Form von Excel-Tabellen und Karten beim LfUG gespeichert.

3 Resultate

Das berechnete Temperaturniveau stimmt mit den Resultaten früherer Studien in zufriedenstellendem Maße überein. Aufgrund der relativ genauen Einbeziehung der Geologie sind die berechneten Temperaturkarten erheblich detaillierter als bisherige Modelle für den Freistaat. Je nach Parameterwahl werden in 5000 m Tiefe unter Gelände im Mittel über die Gesamtfläche des Freistaats Temperaturen zwischen 110°C und 130°C erreicht. Dies entspricht den Erwartungen innerhalb eines Komplexes überwiegend sehr alter (Paläozoikum und älter), kristalliner Gesteine. Temperaturmaxima werden insbesondere in den Granitregionen erreicht, jedoch zeigte die Modellierung, daß dazu bestimmte Voraussetzungen gegeben sein müssen.

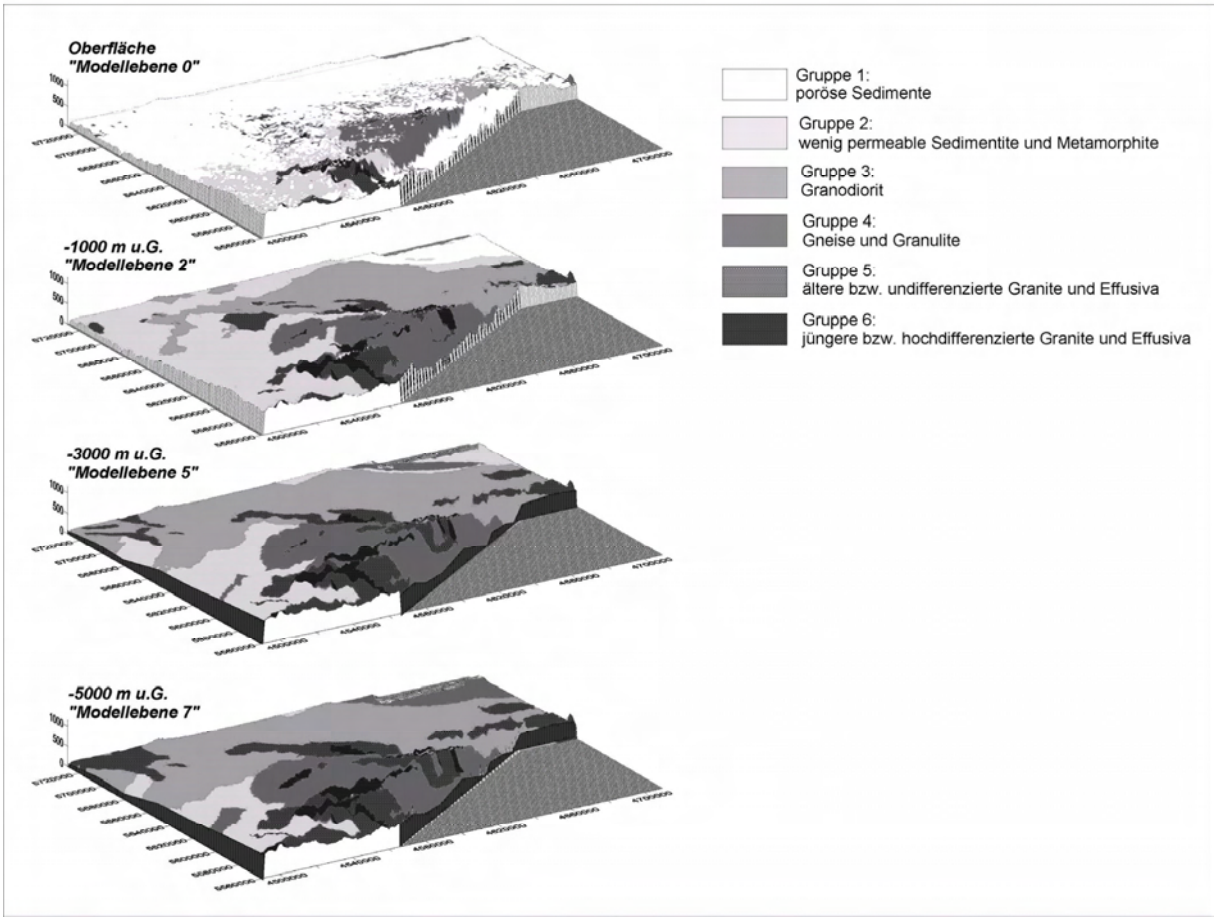


Abb. 3: Ausgewählte Schnittebenen des geologischen Modells.

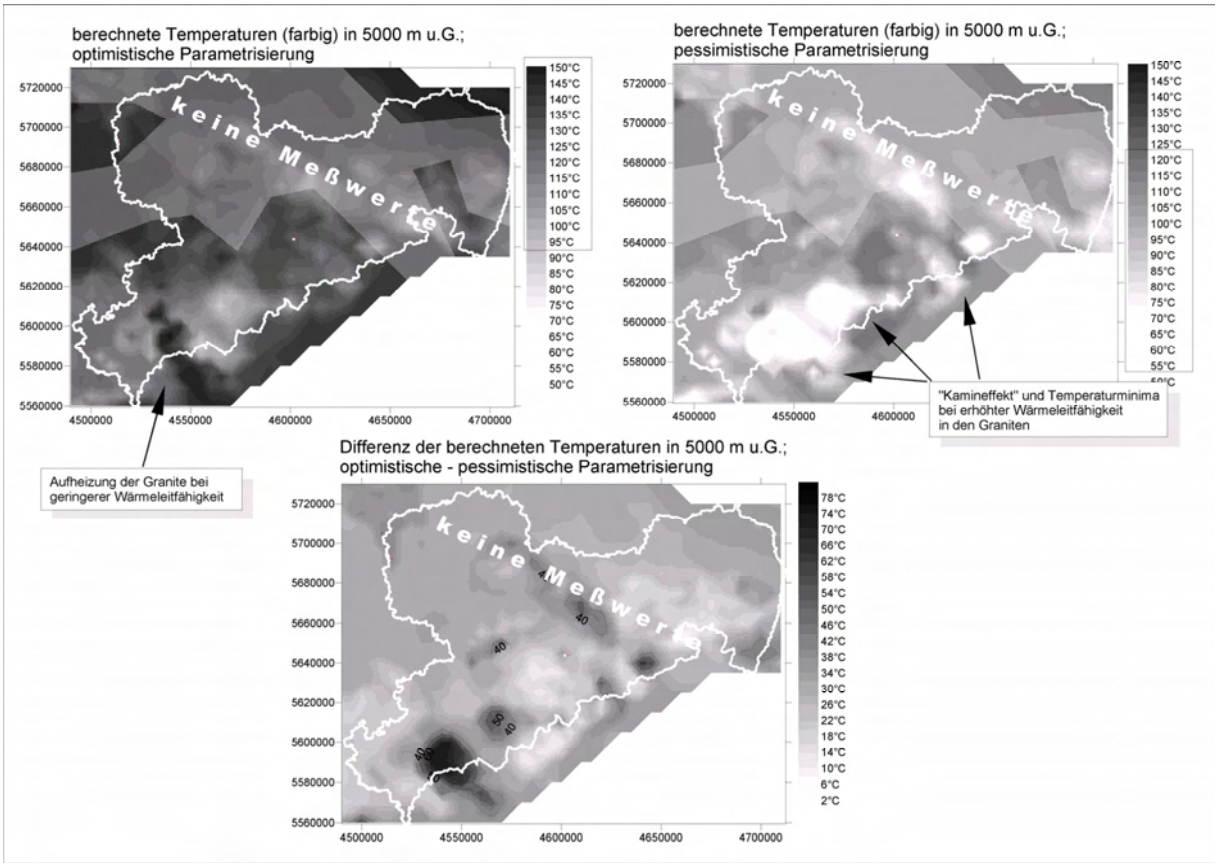


Abb. 4: Vergleich der berechneten Temperaturen in 5000 m Tiefe bei unterscheidlichem Parameteransatz; links: "optimistischer", rechts: "pessimistischer" Parameteransatz, unten: Temperaturdifferenz beider Modelle; bei Variation der Wärmeleitfähigkeit der Granite von 3,2 W/m/K bis 3,6 W/m/K entstehen in 5000 m Tiefe lokal Temperaturunterschiede bis zu 70 °C.

Um die zu erwartenden Fehler dieser Temperaturmodellierung einzuschätzen, wurden neben der Berechnung mit dem „wahrscheinlichen" Parameteransatz weitere Berechnungen mittels „optimistischer" und „pessimistischer" Parameterannahmen durchgeführt. Dazu wurden – innerhalb der Wertebereiche der vorliegenden Meßdaten – die Parameteransätze variiert. Überraschend ist die Größenordnung der dabei entstehenden Auswirkungen relativ geringer Parameteränderungen auf die Temperaturverteilung im Untergrund.

Gegenüber dem o.a. mittleren Niveau deutlich erhöhte Temperaturen sind insbesondere dort zu erwarten, wo wärmeproduzierende (hochdifferenzierte, radionuklidreiche) Granite von schlechter wärmeleitenden Gesteinen überdeckt sind. Insofern erscheint zum gegenwärtigen Zeitpunkt insbesondere die Region des Osterzgebirges und der Freiberger Gneiskuppel erfolgversprechend, während die west-erzgebirgischen Granitregionen hinsichtlich der Temperaturänderungen in größerer Tiefe noch weiter untersucht werden sollten. Eine Entscheidung darüber, welche Annahmen zutreffen, ist aufgrund der bestehenden Datenlage noch nicht möglich.

Neben einer weiteren Verdichtung der Datenbasis in der Fläche des Freistaats insgesamt ist besonders eine Verbesserung des Kenntnisstandes über die regionalen Differenzierungen der Wärmeflußdichte wünschenswert. Da dieser Parameter neben der Oberflächentemperatur als Startwert unmittelbar in die Berechnung eingeht, bewirken Lücken im Kenntnisstand dieses Wertes auch in den Ergebnissen der Temperaturextrapolation besonders große Unschärfen.

Diese Untersuchungen sollten in Zukunft auch auf Regionen, wie die Lausitz ausgedehnt werden, die in der bisherigen geologischen Forschung nicht im Vordergrund des Interesses standen. Aufgrund seiner hohen Wärmekapazität kann mit hohem Wärmeinhalt des Granodiorits gerechnet werden.

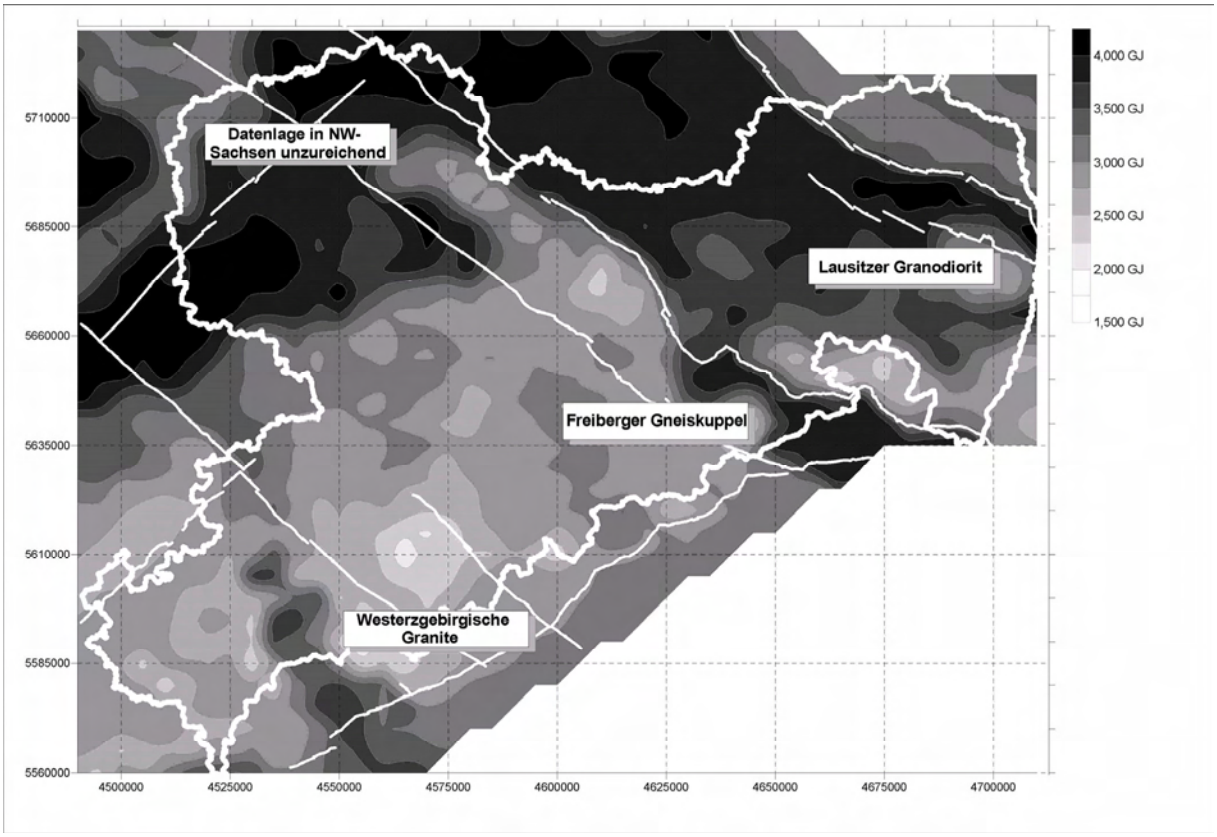


Abb. 5: Wärmeinhalt in 5000 m Tiefe unter Gelände, abgeschätzt für ein hypothetisches Volumenelement von 10^4 m^2 Fläche und 10 m Mächtigkeit, unter Zugrundlegung von mittleren Dichte- und Wärmekapazitäts-Werten für die relevanten Gesteinsgruppen (SCHÖN 1996).

4 Literatur

C&E GmbH: Abschlußbericht zum Forschungs- und Entwicklungsvorhaben: Bestandsaufnahme und nutzungsorientierte Analyse des tiefengeothermischen Potentials des Freistaats Sachsen und seiner unmittelbaren Randgebiete (AZ 40410229), November 2005

C&E GmbH: Sachstandsbericht zum Forschungs- und Entwicklungsvorhaben: Bestandsaufnahme und nutzungsorientierte Analyse des tiefengeothermischen Potentials des Freistaats Sachsen und seiner unmittelbaren Randgebiete, November 2004

HURTER, S. (Hrsg.) Atlas of geothermal Ressources in Europe, ISBN 92-828-0999-4, Luxembourg, 1996

REICH, F.: Beobachtungen über die Temperatur des Gesteins in verschiedenen Tiefen in den Gruben des sächsischen Erzgebirges 1830 – 1832, Freiberg

SCHÖN, J.: Physical Properties of rocks: Fundamentals and Principles of petrophysics, *in* Handbook of geophysical exploration, Vol.18, Pergamon- Verlag, Leoben 1996

SCHÖSSLER, K.; SCHWARZLOSE, J.: Geophysikalische Wärmeflußmessungen, *in* Freiberger Forschungshefte C75, 1959.

Digitale Erstellung und Vernetzung (hydro-)geologischer Profilschnitte innerhalb bestehender Datenstrukturen

Günter Kus[1], Robert Pamer[2], Bernhard Wagner[1]

[1]Bayerisches Landesamt für Umwelt, Geologischer Dienst, Hessstr.128, 80797 München, Guenter.Kus@lfu.bayern.de

[2]Dipl.Geol., Arnulfstr.138, 80634 München; c/o Bayerisches Landesamt für Umwelt, Geologischer Dienst, Hesstr.128, 80797 München

(Hydro-)geologische 2D-Schnitte spielen aufgrund ihrer Informationsdichte und dennoch nutzerfreundlichen Interpretierbarkeit eine zentrale Rolle bei der Vermittlung komplexer räumlicher Zusammenhänge, werden aber i. d. Regel bislang nur analog erstellt und in Informationssystemen nicht in vollem Umfang zugänglich gemacht.

Um dieses Defizit zu überwinden, wird im Rahmen der derzeit laufenden hydrogeologischen Landesaufnahme durch das Bayerische Landesamt für Umwelt, Geologischer Dienst, die Konstruktion und Verwaltung von geologischen bzw. hydrogeologischen Profilschnitten sowie deren Nutzung z. B. in 3D-Modellen einer umfassenden Weiterentwicklung unterzogen.

Dabei werden Standard-Plattformen (GIS, Datenbanken, 3D-Modellierumgebung) vernetzt, um die (hydro-) geologischen Schnitte innerhalb der bestehenden Datenstrukturen möglichst einfach digital und 3D-Koordinaten-referenziert erstellen und verwalten zu können. Der bisher hohe Qualitätsstandard in der Darstellung soll eingehalten und eine möglichst kosteneffiziente und plattformunabhängige technische Umsetzung zur Verfügung gestellt werden.

Two-dimensional (hydro-) geological cross-sections play a key role on the mediation of complex spatial facts due to their high content of information coeval with their user-friendly interpretability. In spite of this they are normally constructed in an analogue way and are not fully implemented in modern information-systems yet.

In order to overcome this deficiency, the construction and data-management of geological and hydrogeological cross-sections as well as their forthcoming usage in 3D-models have been submitted to further development in the context of the currently carried out mapping project by the Geologic Survey of the State of Bavaria.

Therefore standard-systems (GIS, databases, 3D-modelling-systems) are interconnected to build and handle these cross-sections within given data-structures as easily as possible in a digital way and with reference to 3D-coordinates. Present high quality-level in visualisation has to be granted and technical realisation shall be as efficient as possible and system-independent.

1 Einleitung

Im Rahmen der hydrogeologischen und geologischen Landesaufnahme Bayerns durch den Geologischen Dienst des Bayerischen Landesamtes für Umwelt werden standardmäßig zur Darstellung der Untergrundverhältnisse großräumige Profilschnitte erstellt. Sie stellen eine wichtige Ergänzung innerhalb geologischer bzw. hydrogeologischer Kartenwerke dar, da sie über bedeutsame Strukturmerkmale, Lagerungs- und Mächtigkeitsverhältnisse sowie spezifische geologische und hydrogeologische Eigenschaften des Untergrundes detailliert Auskunft geben. Diese und andere zweidimensional verfügbare Informationen sollen zukünftig in 3D-Untergrundmodelle integriert werden (z. B. in ELFERS *et al.* 2004). So führen gerade im Bereich der Profilschnitterstellung die Entwicklungen über Vernetzungsalgorithmen vorwiegend in diese Richtung (z. B. in NEBER *et al.* 2004). Die Bedeutung zweidimensionaler Datenebenen wird durch die zugrunde liegende Komplexität von Geokörpern und der fortschreitenden technischen Realisierbarkeit in der 3D-Modellierung allerdings eher zu- als abnehmen, da in ihnen im Vergleich zur echten 3D-Umgebung Daten wesentlicher einfacher und exakter erstellt, editiert, archiviert und vor allem verstanden werden können.

Tab. 1: Mögliche Eingangsdaten (Inhalte und Dimensionalität) zur digitalen Profilerstellung

Eingangsdaten	*Dateninhalt*	*Dimensionalität*
Bohrungen	Schichtgrenzen, Petrographische Angaben, Grundwasserstände, geophysikalische Angaben	1-D
(Hydro-) Geologische Karten, Fachkarten allgemein	Ausbissflächen, Störungen, Streichen & Fallen	2-D
Digitales Geländemodell (Linien und Oberflächen)	Höhenangaben in unterschiedlicher Qualität	2,5-D
Topographische Karten	Höhenangaben (Isolinien, Einzelpunkte), Orientierungspunkte	2-D
Geophysikalische Profile (z. B. Seismik)	Untergrundstrukturen, Schichtgrenzen	2-D
Geologische Profile	Untergrundstrukturen, Schichtgrenzen	2-D
Isolinienpläne (z. B. Streichkurven, Grundwassergleichen)	Räumliche Lage von Schicht- und Grundwasseroberflächen	2,5-D

Sach- sowie Geometriedaten werden heute über umfangreiche und komplexe Datenmodelle in professionellen Datenbank-GIS-Umgebungen verarbeitet (BENDA *et al.* 2005). Dagegen sind einzelne Profilschnitte häufig nur bis zu einer rein graphischen Layoutreife entwickelt und dann nur als analoge Vorlage langfristig gesichert. Da sie aber gerade für die Modellierung des 3D-Raumes von entscheidender Bedeutung sind und darüber hinaus auch als Einzelprodukt zur plakativen, detaillierten Wissensvermittlung nützlich bleiben, wird zukünftig ihre digitale Erstellung, Haltung und räumliche Referenzierung eine wichtige Aufgabe sein.

Mit dem hier vorgestellten GIS-basierten Konzept wird ein möglichst einfacher Lösungsansatz zur digitalen Erstellung archivier- und editierfähiger Profilschnitte vorgestellt. Das hauptsächliche Augenmerk liegt dabei auf den folgenden Anforderungen/Eckpunkten, die erfüllt bzw. berücksichtigt werden müssen:

- Hochwertige Konstruktions- und Editierumgebung mit topologischen Funktionen
- Datenbankanbindung (Einbindung von Sachdaten wie z. B. Bohrungen aus bestehenden Informationssystemen)
- Einfacher bilateraler Datenaustausch zu gängigen 3D-Modellierungssystemen
- Problemlose Einbindung analoger Vorlagen
- Professionelle Layoutgestaltungsmöglichkeiten und dadurch deutliche Vereinfachung bzw. Reduzierung der kartographischen Nachbearbeitung
- Behandlung aufwändiger und überwiegend großräumiger Schnittszenarien
- Berücksichtigung aller gängigen Datentypen (2D- und 3D-Vektor, Raster, TIN)
- Integration in Flächendatenbanken

Fast alle aufgeführten Vorgaben sind bereits standardmäßig in modernen hybriden GI-Systemen realisierbar. Damit stellen solche Systeme von Haus aus geeignete und kostengünstige Plattformen zur Umsetzung der Schnittproblematik dar und bieten dem Sachbearbeiter bei der Erstellung von grundlegenden, qualitativ hochwertigen 3D-Daten zudem eine gewohnte, komfortable Arbeitsumgebung.

2 Profilkonstruktion

Für die digitale Profilschnitterstellung stehen in ihrer Genauigkeit und Aussagekraft meist sehr unterschiedliche Eingangsdaten zur Verfügung. In der Regel handelt es sich um 1-, 2- oder 2,5-dimensionale Daten. Einen Überblick möglicher Eingangsdaten gibt die Tabelle 1 und Abb. 2.

Zur Verarbeitung in einem Profilschnitt müssen alle Eingangsdaten in ein einheitliches räumlich referenziertes digitales Format gebracht und

hinsichtlich ihrer Plausibilität überprüft werden. Generell ist bei der gleichzeitigen Verwendung unterschiedlicher Ausgangsdaten der jeweilige, häufig maßstabsabhängige Schematisierungs- bzw. Generalisierungsgrad während der eigentlichen Profilkonstruktion zu beachten.

Alle benötigten Daten zur Profilerstellung können im Normalfall in einer Kartendarstellung, welche die XY-Ebene aufspannt, dargestellt werden. Tiefeninformationen finden sich entweder in verknüpften Sachdaten (z. B. Schichtgrenzen bei Bohrungen) oder sie sind bereits dem jeweiligen Objekt zugeordnet und dann entweder indirekt in einem Tabellen-Attributswert (z. B. Höheninformation einer Isohypsen-Linie in einer Attributsspalte) oder direkt in der Objektgeometrie (i. a. Z-Wert genannt) gespeichert. Eine Übertragung der 3D-Lagekoordinaten von der Objektgeometrie in die Attributtabelle und zurück ist jederzeit möglich.

Die Profilebene dagegen spannt eine sog. MZ-Ebene auf, wobei M konventionell als Platzhalter für Maßzahlen definiert wird und hier das in Kartendarstellung horizontale Abstandsmaß vom Startpunkt der Profillinie aus darstellt. Aus mathematischer Sicht leitet sich der verwendete M-Wert aus den XY-Koordinaten der Stützpunkte des Profillinienzuges ab (vgl. Abb. 1).

Ziel einer GIS-basierten konsistenten Profilerstellung ist das exakte Überführen der Ausgangsdaten von der Kartenebene in die Profil-

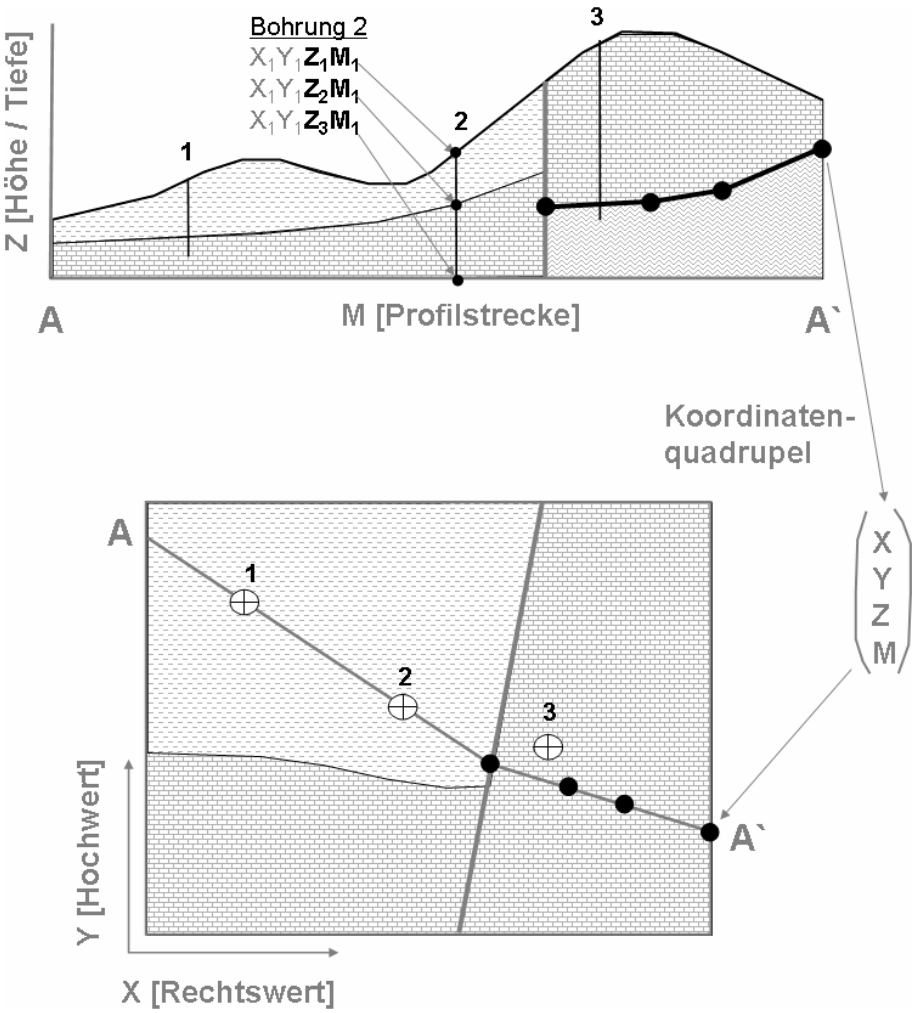


Abb. 1: Vereinfachte Darstellung von Profilschnitt (oben)- und zugehöriger Kartenebene (unten) mit dem Profil A nach A`. Bei Bohrung 2 wurde angegeben, welche Koordinaten nach der Projektion in die Profilebene zur Verfügung stehen und für die Darstellung maßgeblich sind. Die fett hervorgehobene Schichtgrenze und ihre zugehörigen Linienstützpunkte in der Profilebene werden in Abhängigkeit der jeweiligen M-Koordinate entsprechend auf den Profilschnitt in der Kartenebene projiziert und erhalten so eine XY-Koordinate (Z-Koordinate bereits aus der Profilebene bekannt).

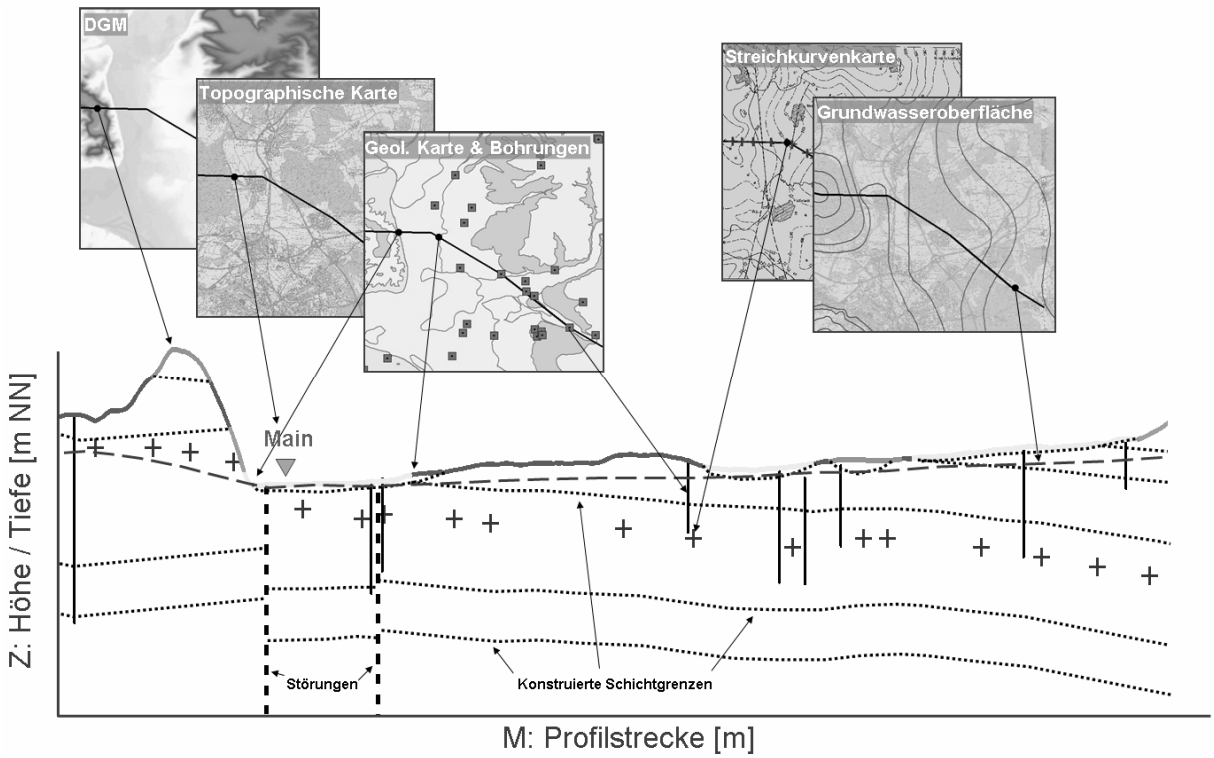


Abb. 2: Verwendung unterschiedlicher Eingangsdaten bei der Profilkonstruktion. Es wurden eine geologisch segmentierte Geländeoberfläche, Ortsangaben, Bohrinformationen, eine Schichtunterkante aus dem Strukturisolinienplan und die Grundwasseroberfläche entlang der Schnittlinie extrahiert und in die Profilebene projiziert.

ebene und wieder zurück. Sinnvollerweise werden in der Kartenebene zuerst sämtliche verfügbaren geologischen Oberflächen- und Tiefendaten zur Übersicht dargestellt, anschließend der Verlauf der Profillinie festgelegt und zuletzt die nur für die Profilkonstruktion zu verwendenden Daten (Bohrungen, topographische Elemente usw.) ausgewählt. Durch Berechnung der Profilkoordinaten werden die Ausgangsdaten zur Erstellung eines Konstruktionsgerüsts in die MZ-Ebene überführt; mögliche Verknüpfungen zu Sachdaten bleiben dabei erhalten.

Nach Konstruktion des Profilschnittes können die neu erstellten Profilelemente mit Bezug auf die zugehörige Schnittlinie in die XY-Ebene rücktransformiert werden (vgl. Abb. 1). Da sie konsequenterweise alle auf eine definierte Schnittlinie referenziert sind stellen sie in dieser Darstellungsebene einen Linien- bzw. Punktstapel dar. Die in der MZ-Ebene erstellten Profilgeometrien (Punkte, Linien, Polygone) erhalten für jeden einzelnen Stützpunkt (Vertex) automatisch einen Höhenwert. Folglich können diese lagetreu in 3D-Viewern visualisiert und auf Plausibilität zu den verfügbaren Oberflächendaten, zu Bohrungen, sowie der geologischen Modellvorstellung getestet werden. Eine direkte Übernahme der Objekte in vorhandene 3D-Modelle ist somit ebenfalls sichergestellt.

Die Transformation von Objekten in die Profilebene und zurück kann in unterschiedlicher Weise erfolgen und hängt von den Funktionalitäten des eingesetzten GI-Systems ab. Zu Grunde liegen einfache geometrische Operationen aus der analytischen Geometrie, so dass bei Kenntnis der Lage des Profilschnittes für alle auf ihm projizierten Punktobjekte eine Streckenkoordinate (M) berechnet werden kann. Dies kann z. B. direkt in einem GIS über so genannte Routing-Operationen erreicht werden. Anhand artverwandter Operationen können in umgekehrter Reihenfolge ebenso für alle Punktobjekte, die in der Profilebene generiert werden, die entsprechenden Raumkoordinaten XY (Z bereits vorhanden) ermittelt werden. Eine detaillierte technische Vorgehensweise und beispielhafte Umsetzung wird bei KUS *et al.* (2006) vorgestellt.

3 Vernetzung und Datenhaltung

Digitale Profilschnitte sollen zukünftig unter einem eigenen Objekttyp in das Bayerische Bodeninformationssystem integriert werden. Die Anforderungen zur Gewährleistung einer kon-

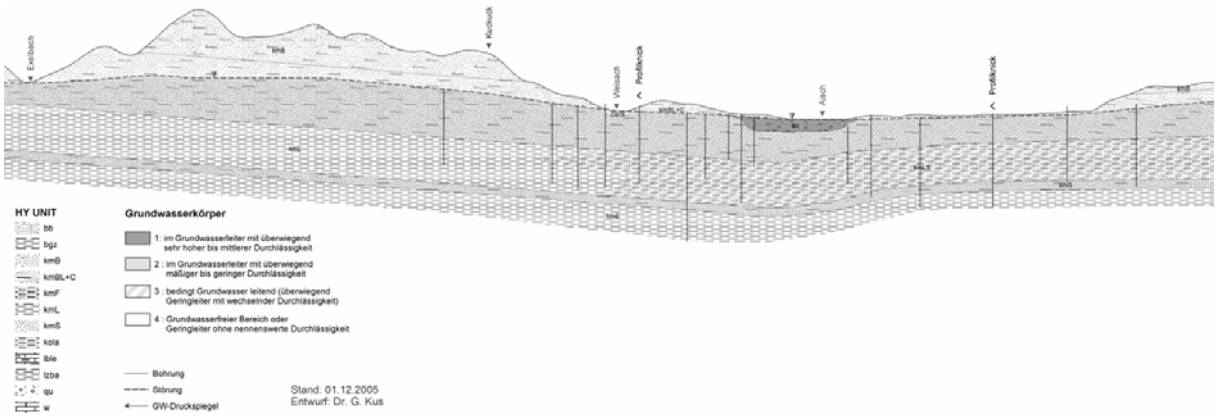


Abb. 3: Ausschnitt eines im Entwurf fertigen hydrogeologischen Profils im GIS-Layout. Die Flächenobjekte wurden hydrogeologisch attributiert und an eine Generallegende gekoppelt. Alle kartographischen Elemente (Bohrungsnamen, topographische Bezeichnungen, Legende etc.) wurden automatisch anhand einer vorbereiteten allgemeinen Projektumgebung (hier in ArcGIS® 9.1) erzeugt.

gruenten, in sich schlüssigen Datenhaltung sind eine große Herausforderung, da in den Profilschnitten gewöhnlich eigene an den jeweiligen Maßstab angepasste und z. T. individuelle Generalisierungsschritte erlaubt sind. Die geometrische Darstellung eines eindimensionalen Bohrprofils ist bezüglich der Eingangsdaten eindeutig, Profilschnitte hingegen vereinen mehrere in Qualität und Maßstab unterschiedliche Daten. Damit muss festgelegt werden, welche Eingangsdaten bei der Profilerstellung geometrisch 1:1 abgebildet werden müssen und welche generalisiert werden dürfen. Aus der bisherigen Datenstruktur im BIS sind demzufolge alle Bohrungen 1:1 abzubilden oder ggf. anzupassen, so dass z. B. die Schichtunterkanten im Profil mit den entsprechenden Schichtmarkern in den Bohrungen exakt übereinstimmen. Bei allen Flächendaten (Höhenmodell, Fachkarten) sind maßstabsbedingte Abweichungen erlaubt.

Allerdings sollten bei einem Profil im Maßstab 1:25.000 auch die entsprechenden Kartengrundlagen (z. B. geologische Ausbisse der GK 1:25.000) 1:1 abgebildet werden. Damit wird klar, dass Profile entgegen den Bohrungen nicht beliebig skalierbar sind und immer auf einen Erstellungsmaßstab bezogen werden müssen. Im Idealfall sind bei Erstellung und Vernetzung von Profilschnitten die entsprechenden Fachdisziplinen (Geologie, Hydrogeologie, Geophysik, 3D-Modellierung) einzubinden, damit eventuelle Änderungen an allen Eingangsdaten kongruent erfolgen können. Zur flexiblen Handhabung der Profile muss deshalb ein geeignetes Objektdatenmodell entwickelt werden, das den obigen Anforderungen genügt. Dabei ist es sicherlich essentiell, ob die Profildaten (Linien und Polygone) mit ihren Raumkoordinaten als echte 3D-Objekte oder vereinfacht als 2D-Objekte mit Bezug zum Profilschnitt vorgehalten werden. Ersteres hätte deutliche Vorteile bei der direkten Weiterverarbeitung in 3D-Modellen, letzteres bei der Visualisierung und Bearbeitung. Im Gegensatz zur geometrischen Abbildung und Verwaltung der Objekte können Fachdaten (z. B. Gesteinseigenschaften, hydraulische Kennwerte etc.) vergleichsweise einfach über entsprechende Schlüssellisten und gültige Generallegenden zugewiesen und mit dem bestehenden Datenstand verknüpft werden (vgl. Abb. 3). Damit kann z. B. auf standardisierte Legendenbibliotheken (z. B. Füllsymbole Petrographie) bei der Darstellung zurückgegriffen werden. Die Eigenschaften (Fachdaten) der Profilobjekte können dann auch in komplexen, (quasi-)dreidimensionalen Recherchen eingebunden werden.

4 Derzeitige Anwendung

Derzeit werden im Rahmen der Hydrogeologischen Landesaufnahme Bayerns für die Region 4 (Oberfranken-West) und Region 13 (Landshut) hydrogeologische Profilschnitte im Maßstab 1:50.000 und einer 10-fachen Überhöhung mit dem hier vorgestellten Konzept erstellt (vgl. Abb. 4).

Die Profilschnitte erreichen eine Länge von ca. 25 bis über100 km. Infolge des typischen geologischen Untergrundbaus (Süddeutsches Schichtstufenland) sind in der Region 4 alle Profile quer zum Streichen angeordnet. In der Region 13 hat sich aufgrund der unterschiedlichen, z. T. sehr komplex gestalteten Schütt- bzw. Sedimentkörper (Molassetrog) eine netzförmige Anordnung

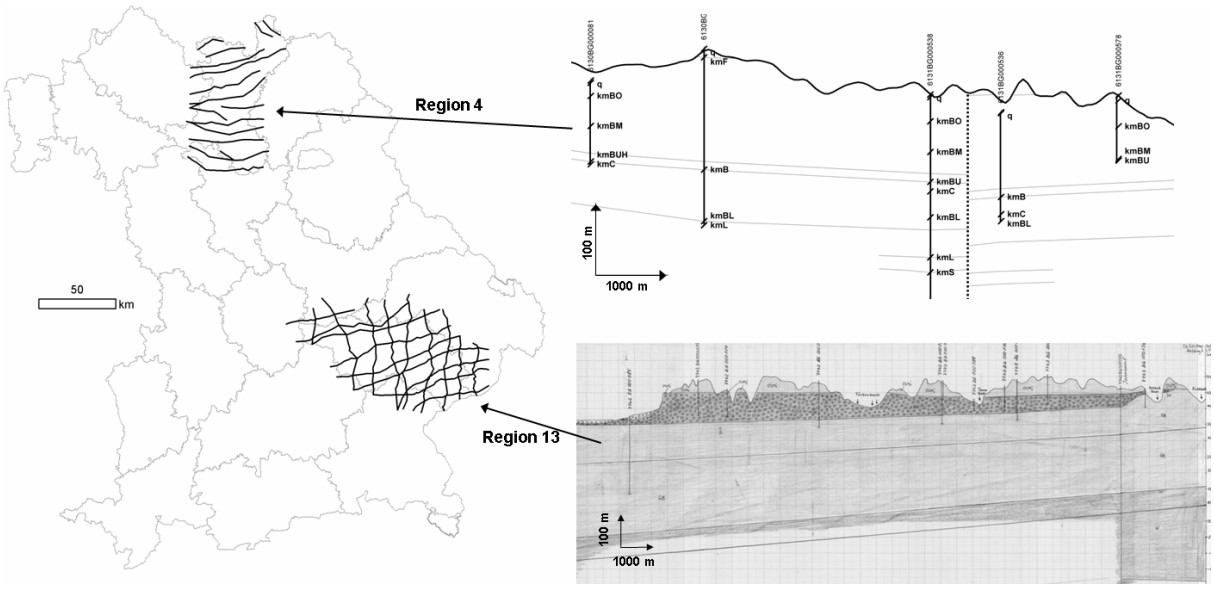


Abb. 4: Lage der Hydrogeologische Profilschnitten in der Region 4 (Oberfranken-West) und Region 13 (Landshut) mit Konstruktionsbeispielen. Die Profile in der Region 4 wurden teilweise direkt in einer GIS-Konstruktionsumgebung (Profilebene MZ mit: Geländeoberfläche, Geologische Ausbisse, Schichtmarker etc.) digital erstellt. In der Region 13 wurden ausnahmslos alle Profile nach herkömmlicher Art auf Millimeterpapier zeichnerisch erstellt, eingescannt und in einer zugehörigen digitalen MZ-Profilebene referenziert und unter Anpassung an die digital verfügbaren Ausgangsdaten (Bohrungen, DGM, Geologische Ausbisse) digitalisiert.

der Profilschnitte angeboten und nach den ersten Ergebnissen aus der 3D-Modellierung auch bewährt.

Bei der Erstellung der Profile wurden zwei völlig unterschiedliche Herangehensweisen getestet. In der Region 4 sind die Profile nach Konstruktion der Schnittlinien sowie Auswahl und Aufbereitung aller Eingangsdaten (Bohrungen, Schichtmarker, Geländeoberfläche, Geologische Ausbisse etc.) größtenteils direkt im GIS in einer dem jeweiligen Profilschnitt entsprechenden MZ-Profilebene digital erstellt worden. Vorteil dieser Vorgehensweise ist die Sicherstellung der Konsistenz aller vorhandenen und neu konstruierten Daten. Nachteile bei dieser reinen „On screen"-Verarbeitung ergeben sich bei den verwendeten Maßstäben vor allem durch die unzureichende Gesamt-Übersicht/Ansicht einzelner Profilschnitte.

In der Region 13 wurden alle Profilschnitte ausnahmslos auf Millimeterpapier erstellt, gescannt und in einer zugehörige MZ-Profilebene im GIS referenziert sowie nach Anpassung an die originalen Ausgangsdaten (vor allem Bohrungen, Schichtmarker und Geologische Ausbisse) digitalisiert. Im Hinblick auf die Performance und Datenkonsistenz sowie der zu Grunde liegenden Maßstäbe überwiegen die Nachteile dieser Vorgehensweise, da die bei der manuellen Konstruktion gewöhnlich auftretenden Ungenauigkeiten zu erheblichen Schwierigkeiten bei der Referenzierung und anschließenden Datenanpassung führen können.

Inhaltlich werden in allen Profilen Hydrogeologische Einheiten (Polygone) und zugehörige Schichtgrenzen (Linien) erstellt und im Kontext der bestehenden Fachdatenmodelle und Generallegenden mit entsprechenden Identifikations- und Schlüsselattributen versehen. Mit vorhandenen, in die Profilebene als Linie projizierten Grundwasseroberflächen und z. T. auch neu erstellten Grundwasseroberflächen kleinerer Grundwasservorkommen werden Grundwasserkörper (Polygone) abgegrenzt und ebenso mit entsprechenden Attributen versehen (vgl. Abb. 3).

Nach einer ersten Einarbeitungsphase führte die digitale Profilerstellung zu einer deutlichen Verringerung des Zeitbedarfes in der 3D-Modellierung und kartographischen Nachbearbeitung bzw. Layouterstellung.

5 Vorteile und Ausblick

Das vorgestellte Konzept zeigt, dass mit den Funktionen eines GI-Systems eine kongruente Datenhaltung sowohl von Profil- als auch Kartengeometrien auf einfache Weise möglich ist.

Durch die Verwendung einer gemeinsamen Systemplattform und Datenstruktur können auch gleiche Analysen und Darstellungen realisiert

werden. Die Umrechnung eines konstruierten Profils in 3D-Weltkoordinaten eröffnet neue Wege der Einbindung von Daten in 3D-Modellierumgebungen, deren Ergebnisse wiederum durch einen nur relativ geringen Aufwand zur Modifizierung des Profils übernommen werden können. Insbesondere bei den Staatlichen Geologischen Diensten mit ihrer Verzahnung von geologischen, hydrogeologischen, rohstofftechnischen und geotechnischen Fragestellungen kann ein solches standardisiertes Verwalten von Profilen in einer GIS-Umgebung die vorhandenen Datenresourcen besser nutzen und die interdisziplinäre Zusammenarbeit intensivieren. Durch die Verwendung von vorbereiteten Arbeitsumgebungen (GIS-Projekten, Datenbank-Abfragen) und Vorhalten der entsprechenden Legenden sowie Layouts kann der kartografische Nachbearbeitungsaufwand minimiert und eine Publikation auch über elektronische Medien beschleunigt werden. Durch Digitalisierung von vorhandenen Profilen sowie deren Profillage kann eine Integration älterer Daten sowie deren Aktualisierung und Anpassung z. B. an neue Bohrungen einfach durchgeführt werden.

Die Einbindung von Profilen in GI-Systemen stellt einen wichtigen Schritt zur möglichst umfassenden Modellerstellung des geologischen Untergrundes dar und hin zu einem echten 3D-Informationssystem.
Durch die einfache 3D-Darstellung von Profilen, Bohrungen, Schichtgrenzen und Oberflächengeologie kann diese Modellvorstellung plausibel und verständlich weitergegeben werden und zur Entscheidungsfindung dienen (Abb. 6). Echte räumliche Profile sind wichtige Modellstützen für 3D-Untergrundmodelle und können direkt in entsprechende Modelliersysteme wie z. B. GOCAD® eingebettet werden.

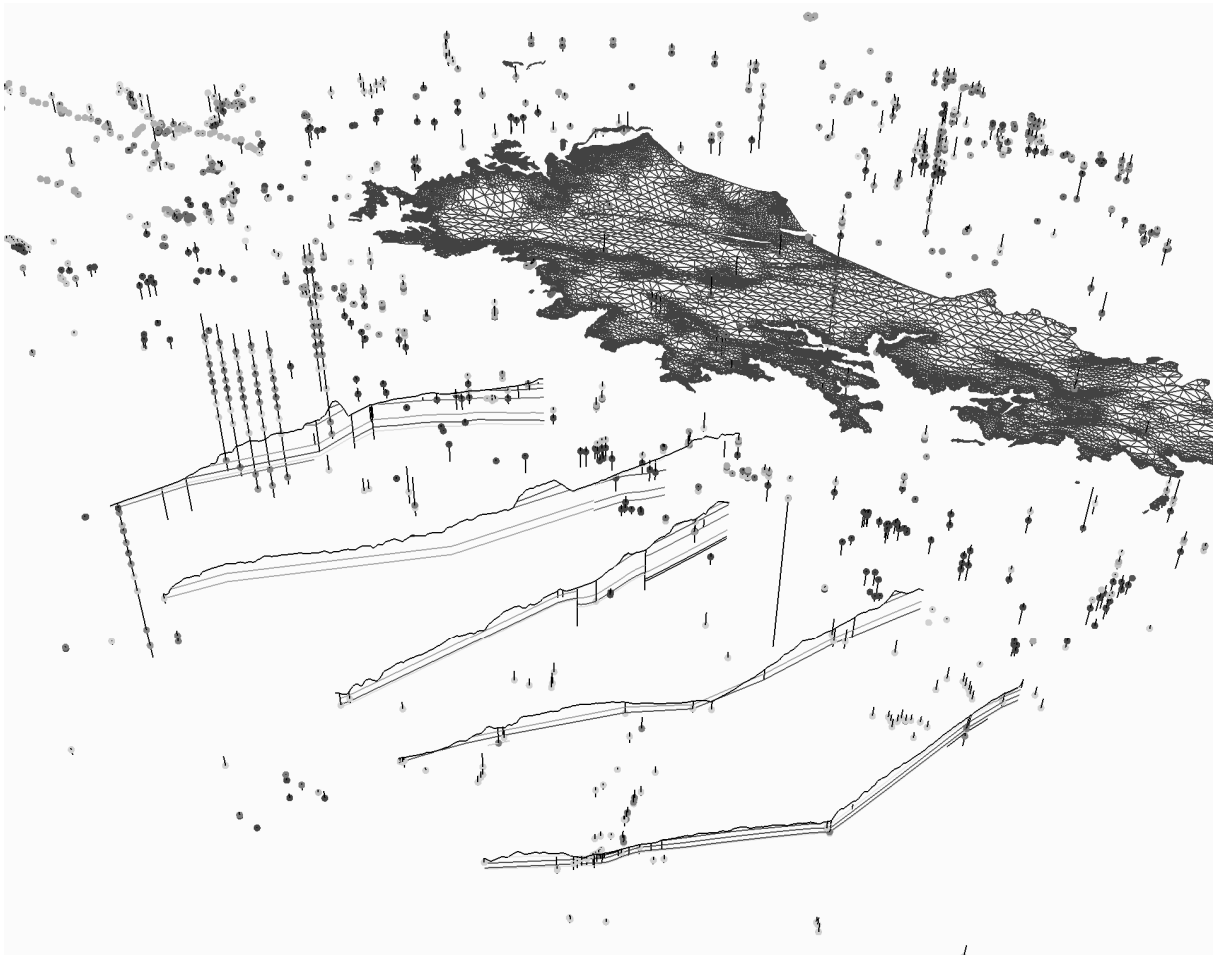


Abb. 5: Rückgerechnete Profildaten zusammen mit Bohrungen und einer triangulierten Oberfläche aus einer Modellierumgebung (hier: GOCAD®) in einem 3D-Viewer (hier: ArcScene®). Die Bohrungen weisen bereits in der Datenbank die erforderlichen Koordinaten zur Darstellung auf.

6 Literatur

ArcGIS und ArcScene sind geschützte Produkte der Fa. Environmental Systems Research Institute, Inc, USA (www.esri.com).

GOCAD ist geschütztes Produkt der Fa. EarthDecision, Frankreich (www.earthdecision.com).

ELFERS, H., BOMBIEN, H.; FRANK, H., SPÖRLEIN, T., KRENTZ, O., RAPPSILBER, I., SIMON, A., SCHWEIZER, R. (2004): Wege zur 3D-Geologie.- Personenkreis 3D der BIS-Steuerungsgruppe der staatlichen geologischen Dienste; Krefeld.

KUS, G., PAMER, R., WAMSLER, S. (2006): Erstellung und Verwaltung geologischer Profilschnitte in ArcGIS. –ESRI 2006, 12. Deutschsprachige Anwenderkonferenz 9. – 11. Mai, Salzburg Congress.

NEBER, A., CLASSON, F., KEMNA, H.-A., KLOSE, S., PERK, M., SCHADE, S., WEBER, B., SOBISCH, H.-G. (2004): GEOSUM (Integrated working group for Geo-scientific Surveying and Modelling in 3D): A Step towards an integrated approach in three dimensional subsurface modelling. In: Jakobs, F.; Röhling, H.-G. & Uhlmann, O. (Ed.): GeoLeipzig 2004 - Geowissenschaften sichern Zukunft. Schriftenreihe der Deutschen Geologischen Gesellschaft 34, 382.

Benda, F., Daffner, F., Ernst, D., Gülden, T., Jost, J., Knauff, M., Kreuzer, B., Müller-Koch, K., Poitner, E., Scheichenzuber, J., Schinhärl, J. & Strobl, C. (2005): Bodeninformationssystem Bayern BIS-BY, Bayerisches Landesamt für Umwelt Fachberichte 25, München.

Integration geophysikalischer Daten in ein dreidimensionales geometrisches Untergrundmodell

Wolfram Rühaak, Lothar Gorling, Rüdiger Schulz

GGA-Institut, Stilleweg 2, 30665 Hannover, w.ruehaak@gga-hannover.de

Für den Raum Wolfsburg wird von dem GGA-Institut zusammen mit dem Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG) ein 3D-Untergrundmodell entwickelt. Dieses Pilotvorhaben findet in Zusammenarbeit mit der Volkswagen AG statt, die Ergebnisse von geologischen und geophysikalischen Messungen zur Verfügung gestellt hat. Ein Ziel des Projekts ist es, dieses Modell ergänzend zu stratigraphischen Informationen aus Bohrungen auch mit geophysikalischen Daten aufzubauen. Es werden nur quartäre Lockergesteine (glazifluviatile und glaziale Sedimente) und das liegende Mesozoikum (Lias-Tonstein) betrachtet.

Für die geometrische Modellierung wird das Programm GOCAD verwendet. Eine direkte Integration von geophysikalischen Messungen in die geometrische Modellierung ist bislang nur wenig erprobt. In den wenigen bekannten Fällen handelt es sich zumeist um spezielle Lösungen für die Lagerstättenerkundung.

Erste Ergebnisse zeigen, dass dieses Vorgehen einen effizienten Weg darstellt, um Unsicherheiten bei der geometrischen Modellierung zu minimieren.

A 3-d subsurface model will be developed for an industrial area near Wolfsburg (Lower Saxony, Germany) in a joint project of the GGA-Institute, the Lower Saxony State Geological Survey (LBEG), and the Volkswagen AG. Only Quaternary glacial and fluviatile sediments and the underlying Mesozoic (Lias mudstone, Early Jurassic) are considered.

One aim of the project is to build up the model with geophysical data, besides the use of stratigraphic information from drillings. The program GOCAD is used for the geometrical modelling. A direct integration of results of geophysical measurements into geometrical modelling is not common for Quaternary and shallow sediments. However, existing GOCAD tools for reservoir engineering may be applicable.

First results show that this approach is an efficient way to minimize uncertainties, especially regarding the lateral geometry of the glacial units.

1 Einleitung

Für den Raum Wolfsburg wird von dem GGA-Institut zusammen mit dem Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG) ein 3D-Untergrundmodell entwickelt. Dieses Pilotvorhaben findet in Zusammenarbeit mit der Volkswagen AG statt, die Ergebnisse von geologischen und geophysikalischen Messungen zur Verfügung gestellt hat. Ein Ziel des Projekts ist es, dieses Modell ergänzend zu stratigraphischen Informationen aus Bohrungen auch mit geophysikalischen Daten aufzubauen.

Das Untersuchungsgebiet ist 10 km x 7.5 km groß (Abb. 1). Die maximale Untersuchungstiefe beträgt 100 m. Es werden daher nur quartäre Lockergesteine (glazifluviatile und glaziale Sedimente) und das liegende Mesozoikum (Lias-Tonstein) betrachtet.

Für die geometrische Modellierung wird das Programm GOCAD (MALLET 2002) verwendet. Diese Form der 3D-Modellierung ist - unter anderem aufgrund der hohen Rechneranforderungen - eine junge Disziplin. Sie kann bei der geologischen Interpretation aufgrund der visuellen Auswertungsmöglichkeiten und der Möglichkeit, räumliche Abfragen durchzuführen (APEL 2005), ein wertvolles Hilfsmittel sein. Wichtig sind geometrische Modelle als Eingangsinformationen für numerische Modellrechnungen.

Eine direkte Integration von verschiedensten geophysikalischen Messungen in die geometrische Modellierung ist bislang nur wenig erprobt. In den wenigen bekannten Fällen handelt es sich zumeist um spezielle Lösungen für die Lagerstättenerkundung.

Aus bisherigen Messkampagnen liegen für das Untersuchungsgebiet neben seismischen Profilen und gravimetrischen Daten umfangreiche geoelektrische Multielektroden-Messungen vor. Die geoelektrischen Profile wurden neu invertiert und als diskrete Rauminformation direkt in die 3D-Modellierung miteinbezogen. Für die Inversion wird das Programm DC2DResInv (GÜNTHER 2004) verwendet. Um die Ergebnisse zu verbessern, werden zusätzliche Informationen ('constraints') aus Bohrungen und Seismik integriert.

Die vorliegenden seismischen Auswertungen werden als 2D-geometrische Informationen in das Modell übernommen.

Die existierenden gravimetrischen Messungen werden für eine Überprüfung des geometrischen Modells verwendet.

Datenlücken werden im Rahmen des Projekts nach Möglichkeit durch neue Messungen geschlossen. Dazu werden auf mehreren, einige hundert Meter langen, Profilen verschiedene geophysikalische Messungen durchgeführt (Multielektroden-Geoelektrik, Kompressions- und Scherwellenseismik). Ergänzt werden diese durch Schlumberger-Sondierungen und Bohrlochgeophysik.

Diese Daten werden anschließend kombiniert ausgewertet. Ein Schwerpunkt liegt dabei auf der Methodenentwicklung, um Widersprüche zwischen den verschiedenen Daten zu minimieren.

Die Datenhaltung erfolgt über das Fachinformationssystem Geophysik (KÜHNE 2006).

Erste Ergebnisse zeigen, dass dieses Vorgehen einen effizienten Weg darstellt, um Unsicherheiten bei der geometrischen Modellierung zu minimieren.

2 Aufbau eines quartären 3D-Untergrundmodells

Mit der Erstellung des 3D-Strukturmodelles wird eine räumliche, möglichst naturnahe und grenzgenaue Darstellung der einzelnen Lockergesteinskörper angestrebt. Als Grundlage dienen vorhandene Bohrungen, geologische Karten und externe Daten. Zusätzlich werden weitere Bohrungen abgeteuft und an den dadurch neu gewonnenen Proben sedimentologische Analysen zur lithologischen, genetischen und hydrogeologischen Interpretation durchgeführt.

Die Gesamtanzahl von Bohrungen beträgt 8904; die Quartärbasis erreichen aber nur ungefähr 460 Bohrungen. Im Rahmen dieses Projekts wurden

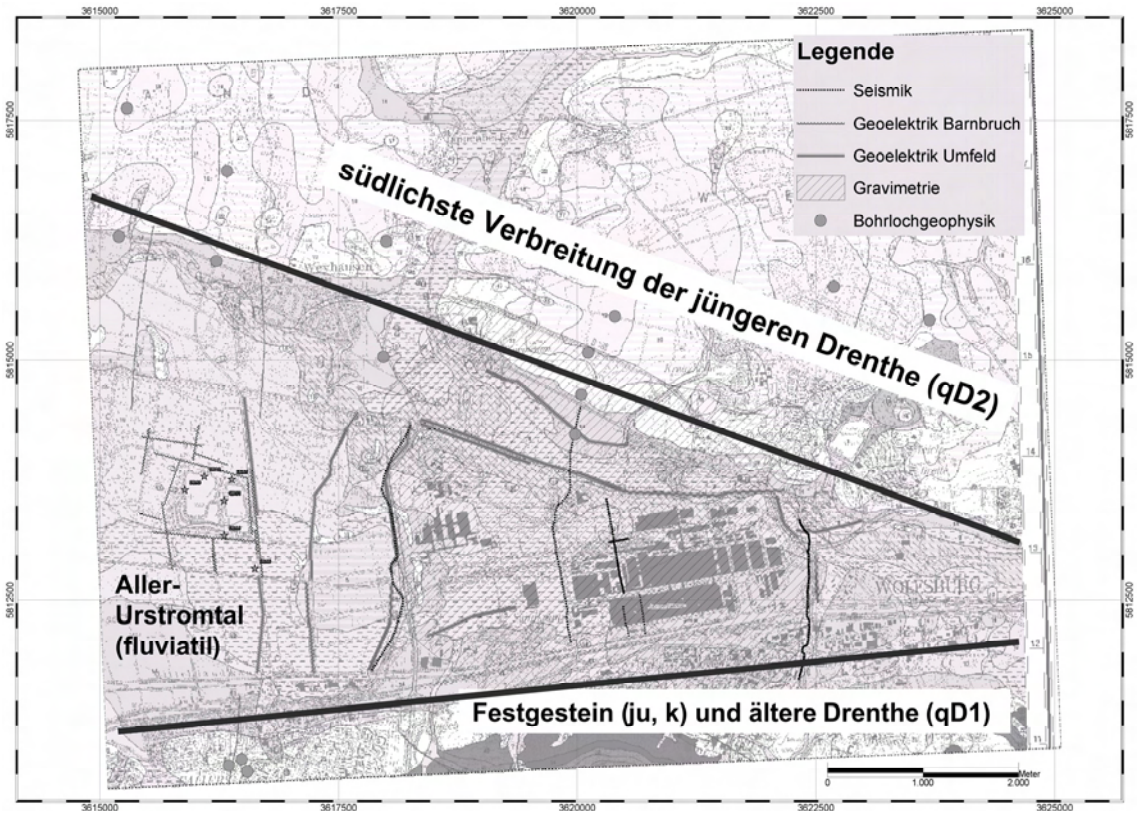


Abb. 1: Das Untersuchungsgebiet, zusätzlich dargestellt ist die Datenverteilung und die quartäre Geologie.

vom LBEG bereits 38 neue Bohrungen abgeteuft, die zumeist die Quartärbasis erreicht haben. Eine stratigraphische Einordnung erfolgt, soweit möglich, anhand paläontologischer Analysen.

Auf dieser Basis wird die gesamte Abfolge der Lockergesteinseinheiten von der Geländeoberfläche (DGM5) bis auf die darunter liegenden Festgesteinsschichten (ca. 60 m Tiefe) erfasst. Für den Raum Wolfsburg werden dabei die folgenden geologischen Großeinheiten bearbeitet: Holozäne Deckschichten, pleistozäne Sande und Kiese, pleistozäne Moränenablagerungen und pleistozäne feinkörnige Schmelzwasserablagerungen (Beckenton/-schluff), die als Grundwassergeringleiter in die Schichtenfolge eingeschaltet sind.

Alle Daten werden mit der 3D-Modelliersoftware GOCAD zu einem dreidimensionalen geologisch-geophysikalischen Modell verarbeitet. Das 3D-Strukturmodell Wolfsburg soll so aufgebaut werden, dass es für anwendungsbezogene und fachspezifische Fragestellungen offen ist und zusätzlich durch neu anfallende Daten kontinuierlich weiterentwickelt und verfeinert werden kann. Im Laufe des Projektes wird das 3D-Modell durch eine hydrogeologische Interpretation zu einem hydrogeologischen 3D-Modell erweitert. Diese Arbeiten führt vorrangig das LBEG durch. Abb. 2 zeigt ein erstes Ergebnis für das Gesamt-Quartär.

3 Integration geophysikalischer Messungen in das geometrische Modell

In den Jahren 1999 bis 2004 wurden von der Firma Geophysik GGD im Auftrag der Volkswagen-AG umfangreiche geophysikalische Messkampagnen durchgeführt. Zum Einsatz kamen Reflexionsseismik, Multielektrodengeoelektrik und Gravimetrie. Zusätzlich mit einbezogen werden bohrlochgeophysikalische Messungen aus verschiedenen Quellen. Ergänzend zu diesen Messungen werden vom GGA-Institut weitere Profile geoelektrisch und seismisch erkundet.

Alle diese Daten werden für die geometrische Modellierung aufbereitet und in das GOCAD Modell integriert.

3.1 Bohrlochgeophysik

Die vorliegende Bohrlochgeophysik ist nicht hinsichtlich einer Schichtdifferenzierung in der jeweiligen Bohrung wichtig, sondern um Hinweise auf das Zusammenfallen von physikalischen und stratigraphischen Grenzen zu geben. Abb. 3 zeigt einen idealtypischen Widerstandsabfall des elektrischen spezifischen Widerstands (große und kleine Normale) am Übergang zum basalen Lias-Tonstein. An derselben Schichtgrenze zeigen sich ein deutliches Abfallen des Eigenpotentials und eine starke Zunahme der Gamma-Strahlung.

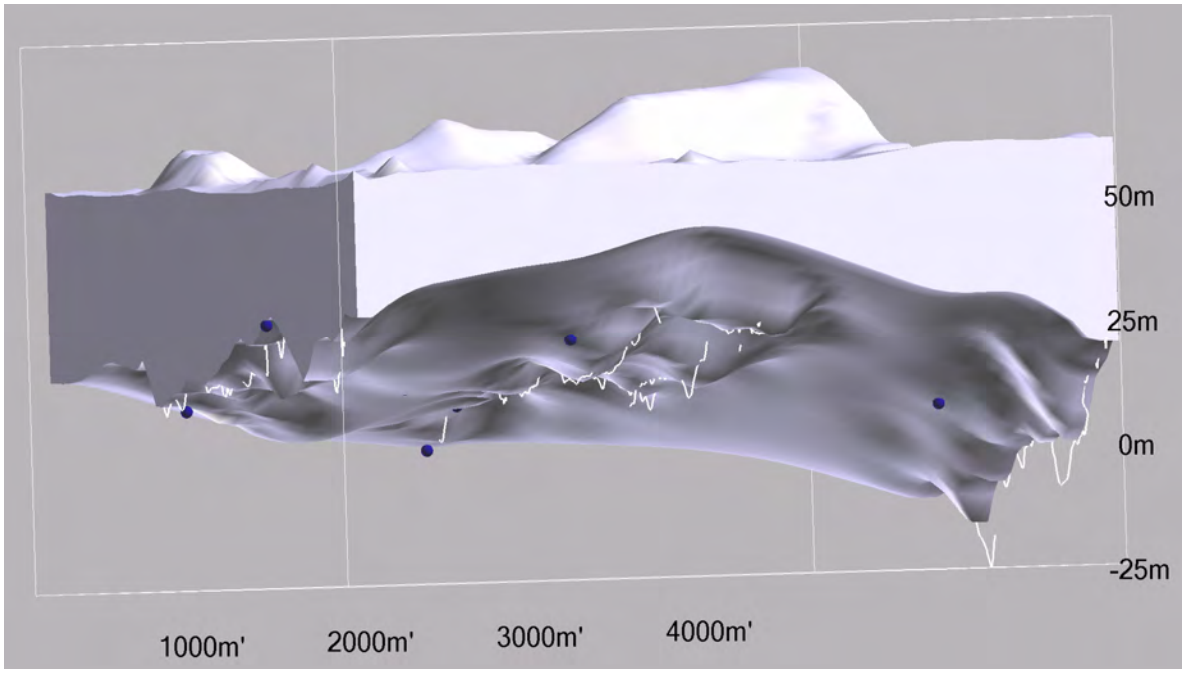


Abb. 2: Das Quartär, als SGrid diskretisiert. Die weißen Linien sind die seismischen Profile, die Kugeln sind Bohrungs-Marker.

Um das Geschwindigkeitsmodell eines von uns gemessenes seismischen Profils zu verbessern wird im Frühjahr 2006 eine weitere Bohrung geophysikalisch erkundet.

3.2 Geoelektrik

Aufgrund der Bohrlochgeophysik (vgl. Abb. 3) ist davon auszugehen, dass die Grenze zwischen Quartär und dem darunter liegenden Lias-Tonstein einen deutlichen Widerstandskontrast aufweist. Unter dieser Annahme kann diese Grenze aus den Multielektroden-Profilen abgeleitet werden. Ein Beispiel zeigt die Abb. 4. Bekannte Schichtgrenzen aus benachbarten Bohrungen (Constraints) sind als weiße Kreuze markiert.

Die aus der Clusteranalyse abgeleiteten Schichtgrenzen (Abb. 4) werden als Polylinien in 3D-DXF-Dateien umgewandelt und direkt in GOCAD eingebunden. Mithilfe dieser Linien können geometrische Constraints festgelegt werden, um die Schichtinterpolation anzupassen.

Im Rahmen genauerer Untersuchungen und durch das Einbinden von Inversions-Constraints aus Bohrungen zeigte sich, dass offensichtlich größere Bereiche des Grundwassers in den quartären Schichten stark erhöhte Leitfähigkeiten aufweist. Dies kann dann wie im Falle der Abb. 5 dazu führen, dass in dem rechten Bildabschnitt bei dem durch die weißen Kreuze markierten Übergang vom Quartär zur Lias, der aus Bohrungen an dieser Stelle bekannt ist, ein umgekehrter Widerstandskontrast auftritt, der aus der Lithologie nicht erklärbar ist. Bei näheren Recherchen zeigte es sich, dass in diesem Bereich erhöhte Grundwasserleitfähigkeiten vorliegen.

3.3 Seismik

In den Jahren 2000 bis 2004 wurden von GGD Leipzig sieben seismische Profile gemessen (siehe Abb. 1). Es handelt sich dabei um normale Reflexionsseismik, bei der als Anregungsquelle zumeist ein beschleunigtes Fallgewicht eingesetzt wurde, im Bereich der Hallen wurde ein Hammer zur Anregung verwendet. Der Anregungs- und Geophonabstand betrug zumeist 3 m.

Da keine SEGY-Daten dieser Messungen existieren, konnten diese nicht direkt in GOCAD eingebunden werden. Stattdessen wurden die interpretierten seismischen Profile digitalisiert und als 3D-DXF- Polygone nach GOCAD importiert. Diese Linien können dann wieder als Constraints bei der geometrischen Modellierung verwendet werden.

Derzeit wird für die geometrische Modellierung nur der Quartärbasis-Reflektor verwendet.

3.4 Gravimetrie

GGD Leipzig hat 1999 einen großen Bereich des Untersuchungsbereiches gravimetrisch vermessen. Im 2000 wurde ein ausgewählter kleiner Bereich nochmals feiner aufgelöst gemessen (siehe Abb. 1).

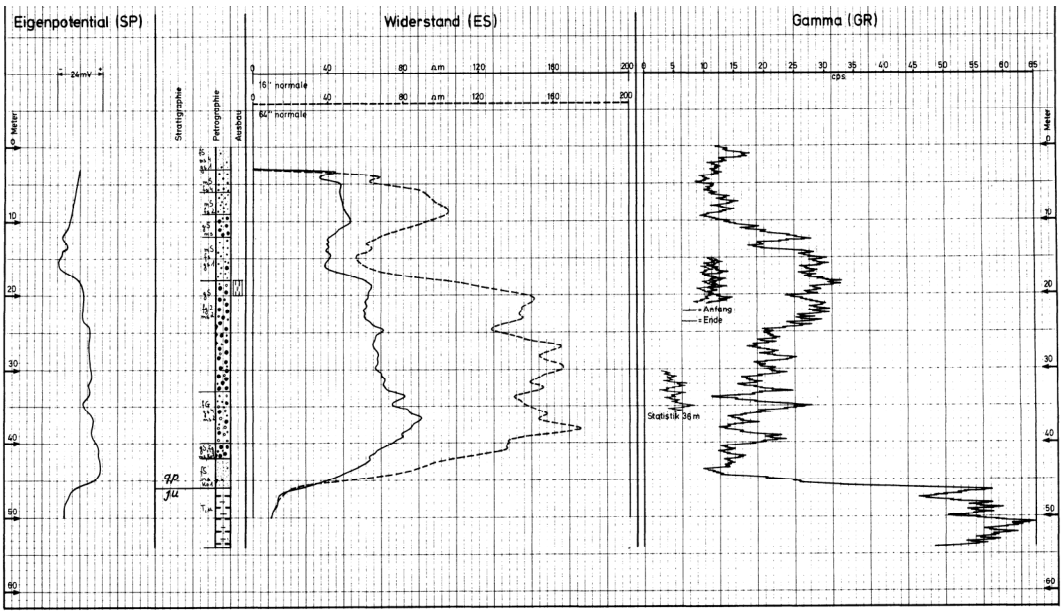


Abb. 3: Beispiel für ein geophysikalisches Log aus dem Untersuchungsgebiet.

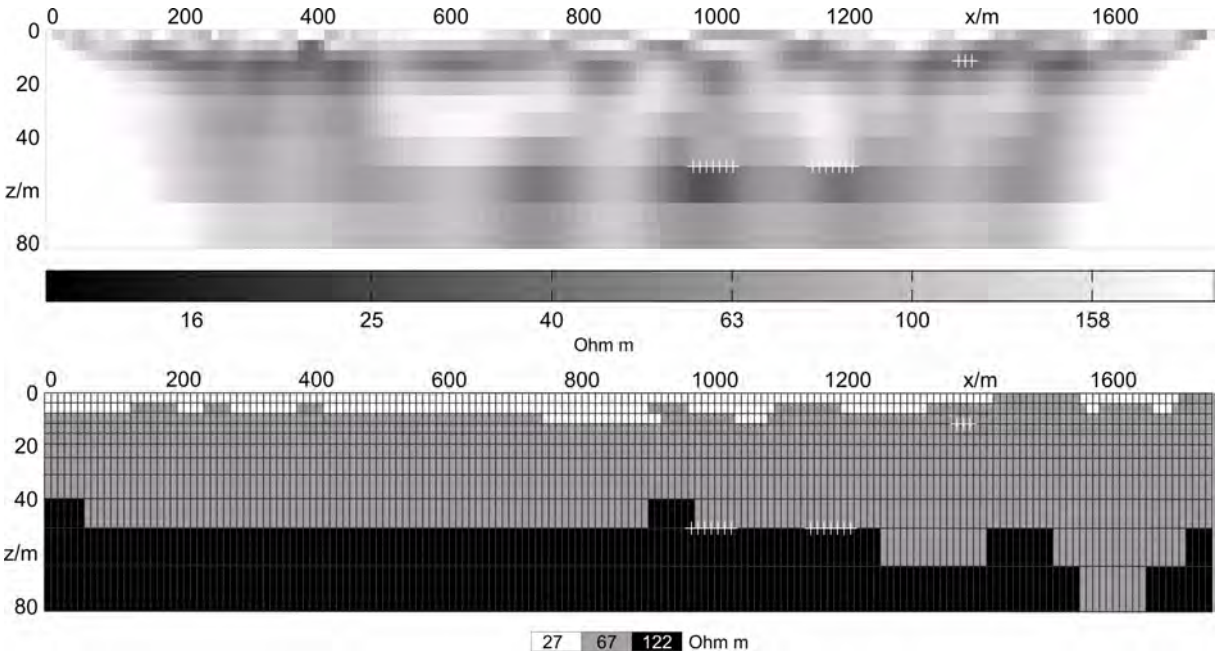


Abb. 5: Multielektrodengeoelektrik: Oben ist das Inversionsergebnis mithilfe von Constraints basierend auf Bohrungen (weiße Kreuze) dargestellt. Unten ist ein 3-Schichtfall aus der Widerstandsverteilung mithilfe einer Clusteranalyse dargestellt.

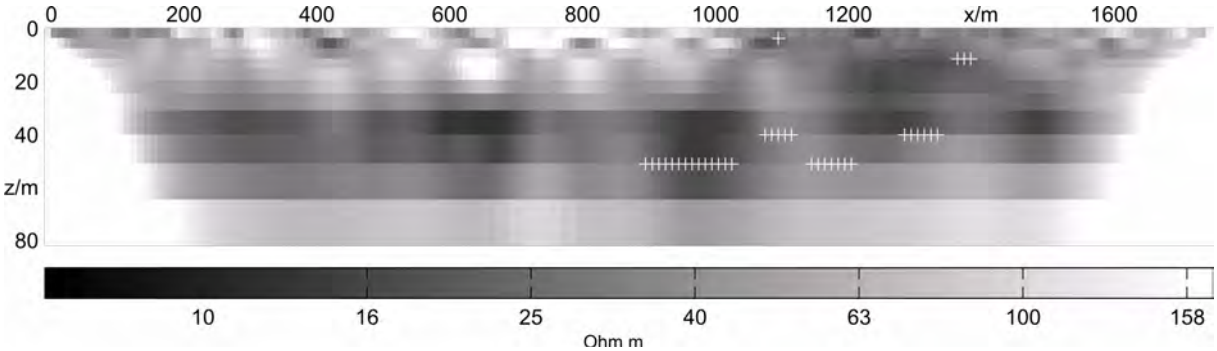


Abb. 4: Multielektrodengeoelektrik: Inversionsergebnis von einem durch erhöhte Grundwasserleitfähigkeiten gestörten Profil.

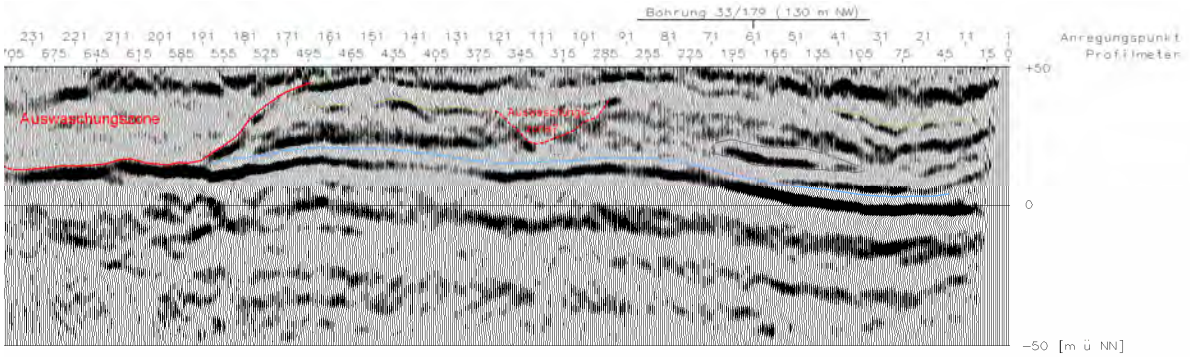


Abb. 6: Beispiel eines Tiefenschnitts einer reflexionsseismischen Messung.

Die vorliegenden Daten der Bouguer-Anomalie wurden gefiltert, um großräumige Anomalien auszublenden. Der resultierende Datensatz sollte nur noch Informationen über die innere Struktur des Quartärs als auch über die Tiefenlage der Quartärbasis beinhalten.

In Abb. 7 ist ein vorläufiges Ergebnis dargestellt: die gravimetrischen Anomalie ist auf die modellierte Quartärbasisfläche gezeichnet. Weitere Untersuchungen werden durchgeführt werden um die Ursachen für die geringe Übereinstimmung festzustellen.

4 Diskussion

Die seismischen und geoelektrischen Profile weisen eine – verglichen mit Bohrungen – relativ hohe Unsicherheit hinsichtlich der exakten Tiefenlage von Schichtgrenzen auf.

Der gravierende Vorteil der angesprochenen geophysikalischen Verfahren ist, dass sie zweidimensionale Profilinformationen liefern; dies ermöglicht Aussagen über den Verlauf von Schichten aber auch Informationen über die räumliche Varianz der Tiefenlage. Hierdurch können z.B. glaziale Rinnen leichter identifiziert werden. Weiterhin ist besonders die Seismik in der Lage, – bei ausreichend feiner Auflösung – auch feine Strukturen innerhalb der glazifluviatilen Schichten zu erkennen.

Hinsichtlich der Interpolation zwischen den Bohrungen kann die Geophysik z.B. über Variogrammanalysen verbesserte Anhaltspunkte über Korrelationslängen geben.

5 Literatur

APEL, M. (2005): From 3d geomodelling systems towards 3d geoscience information systems: Data model, query functionality, and data management. - Computers & Geosciences, 32(2): 222 - 229.

GÜNTHER, T. (2004): Inversion Methods and Resolution Analysis for the 2D/3D Reconstruction of Resistivity Structures from DC Measurements. - Dissertation, TU Bergakademie Freiberg.

KÜHNE, K. (2006): Das Fachinformationssystem Geophysik und seine Nutzung über das Internet. – In Tagungsband 57. Berg- und Hüttenmännischer Tag, Wissenschaftlichen Mitteilungen des Institutes für Geologie der TU Bergakademie Freiberg.

MALLET, J.L. (2002): Geomodeling. Oxford University Press, New York.

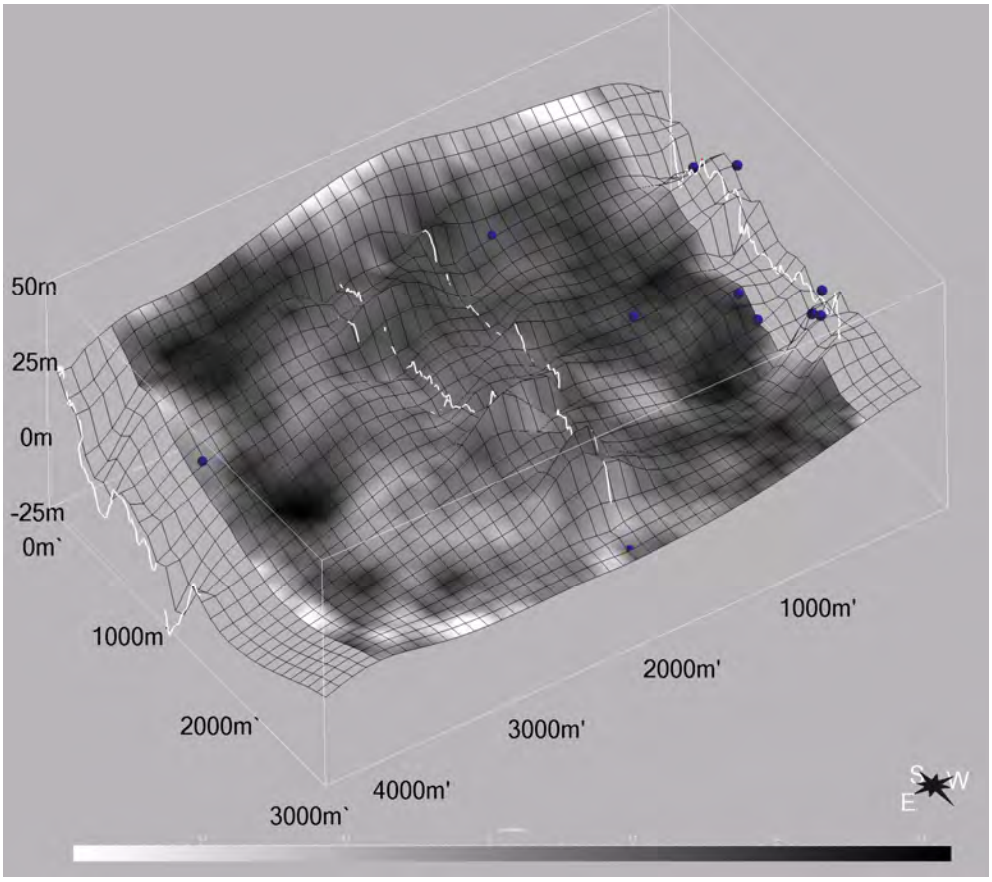


Abb. 7: Gravimetrie (Contour-Plot) und Quartärbasis (Gitter). Die weißen Linien sind die seismischen Profile, die Kugeln sind Bohrungs-Marker.

3D-Modellierung mit Gocad auf dem Weg zur routinemäßigen Anwendung im LfUG

Sascha Görne, Ottomar Krentz, Frank Horna, Carsten Block, Mathias Hübschmann

Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Abteilung Geologie, Zur Wetterwarte 11, 01109 Dresden, Sascha.Goerne@lfug.smul.sachsen.de

Seit 2001 wird im Sächsischen Landesamt für Umwelt und Geologie im Rahmen mehrerer Forschungsprojekte die 3D-Modellierungssoftware Gocad erfolgreich eingesetzt. In einer ersten Testphase wurden für ehemalige sächsische Steinkohlereviere im Raum Zwickau mehrere geologisch-tektonische Teilmodelle in unterschiedlicher Detailgenauigkeit erstellt. Derzeit bildet die methodische Weiterentwicklung beim Einsatz von Gocad im Routinebetrieb den Schwerpunkt. Dazu gehören vor allem die Projektverschneidung bestehender Teilmodelle mit unterschiedlichem Level of Detail (LoD), der Import von GeODin-Schnitten nach Gocad sowie die Einbeziehung von 2,5D-Daten aus ESRI 3D-Analyst, ESRI-Grid und SURFER. Auf Basis der strukturgeologischen 3D-Modelle werden hydrogeologische und ingenieurgeologische Anwendungsgebiete erschlossen.

In enger Kooperation mit der TU Bergakademie Freiberg wird die Konzeption zur routinemäßigen Nutzung von Gocad im LfUG als 3D-Modellierungssoftware und als 3D-GIS umgesetzt und weitergeführt.

The 3D modelling software Gocad is successfully used within several research projects in the Saxon State Authority for Environment and Geology since 2001. In a first testing interval several more or less detailed geological-tectonic models were created for two former Saxon coal mining districts. Presently, we focus on the further methodical development of applying Gocad as a standard tool. This work includes mainly the combination of existing partial models with a different level of detail (LoD), the import of GeODin cross sections into Gocad as well as the integration of 2.5D data from ESRI 3D analyst, ESRI-GRID and SURFER. On the basis of the structural-geologic 3D models applications in the fields of hydrogeology and engineering geology are taken into consideration. The concept, to introduce the routine usage of Gocad as a 3D modelling software as well as a 3D-GIS has been realized and will be continued in a close cooperation with the TU Bergakademie Freiberg.

1 Einleitung

Den geologischen Untergrund in seiner Gesamtheit visualisieren und komplexe Zusammenhänge besser verstehen zu können sowie eine umfassende Datengrundlage für unterschiedliche geowissenschaftliche Anwendungsbereiche zu schaffen, waren die wichtigsten Gründe für die Einführung der 3D-Geomodellierungs-Software Gocad am Sächsischen Landesamt für Umwelt und Geologie (LfUG).

Seit 2001 wird in enger Kooperation mit der TU Bergakademie Freiberg im Rahmen eines gemeinsamen Forschungsprojektes mit der Gocad-basierten 3D-Geomodellierung gearbeitet. Modellierungsbereiche sind Teilgebiete der Vorerzgebirgssenke in Südwestsachsen, in denen der Steinkohlenbergbau im Raum Zwickau und Lugau/Oelsnitz zu erheblichen Bergbaufolgen, wie Hebungen und Senkungen der Tagesoberfläche und Grundwasserwiederanstieg geführt hat. Aufgrund der guten Datenlage in Form von Schacht- und Bohrprofilen, Flözrissen und geologischen Schnitten bot es sich an, dreidimensionale geologisch-tektonische Strukturmodelle in dieser Region zu erstellen.

2 Aktueller Stand der Arbeiten mit Gocad

2.1 Die Konzeption zur Einführung von Gocad im LfUG

Für die schrittweise Einführung von Gocad am LfUG wurde eine Konzeption entworfen, die das stufenweise Vorgehen von der Importfilter-Entwicklung für spezielle Anforderungen bis zum fachgebietsübergreifenden Einsatz als 3D-GIS festhält (STEINBORN *et al.* 2004; STEINBORN 2005).

Die Ausgangsdaten für die 3D-Modellierung am LfUG sind in einer zentralen Oracle-Datenbank

mit Stamm- und Schichtdaten von *Bohrungen*, *punktuellen Aufschlussdaten* und *Interpretationsprofilen*, einer dezentralen Flächendatenbank mit *Flächen* im ESRI Shape-, Coverage- oder Grid-Format sowie einer dezentralen Profil-Datenbank mit GeODin-*Bohr- und Schnittprofilen* enthalten. Das gesamte konzeptionelle Vorgehen basiert auf dieser Ausgangsdatengrundlage und sieht den Import der Daten in Gocad über mehrere Import-Tools vor.

Für *ArcInfo Coverages* im .E00 Format wurde der Filter E002Gocad entwickelt (RUPF in APEL *et al.* 2003). Die Einbindung des *Shape-Formates* wurde in der aktuellen Gocad-Version 2.1.4 durch die Entwicklerfirma Earth Decision bereits implementiert. Für den Import von *Bohrungsdaten* wird der WellConverter von KATER 1998 erfolgreich eingesetzt, der auf die Anforderungen des LfUG zugeschnitten ist. Der Import von Schnittprofilen in *GeODin* bereitet wegen der fehlenden topologischen Informationen noch Probleme (vergl. Abs. 2.3).

Ende 2005 wurden die 3D-Modellierungen aus den Steinkohlerevieren Zwickau und Lugau/Oelsnitz abgeschlossen (STEINBORN 2005). Das laufende Forschungsprojekt beschäftigt sich schwerpunktmäßig mit der 3D-Projektverschneidung und führt die Einzelmodelle zu einem Regionalmodell Steinkohle Zwickau-Oelsnitz zusammen (Abb. 1).

Durch eine Export-Schnittstelle zu dem VRML-basierten Visualisierungsprogramm *GeoShow* ist es bereits jetzt möglich, 3D-Modelldaten Gocad-unabhängig zu präsentieren (APEL 2003). Über ein Export-Tool sollen zukünftig Gocad-Daten aus einem 3D-GIS in Form von VR-Bildern, virtuellen Profilen und Schnitten sowie 3D-Flächendaten bereitgestellt werden. Damit soll die Nutzung von Gocad-Modellen auf einen breiteren Anwenderkreis ausgedehnt werden.

2.2 Modellverschneidung und Zusammenführung von Teilmodellen

Hauptaufgabe im Rahmen des laufenden Forschungsprojektes „Zusammenführung der 3D-Modelle Zwickau und Lugau/Oelsnitz zum Regionalmodell Steinkohle Zwickau-Oelsnitz und Einbindung in das Regionalmodell Vorerzgebirgssenke“ ist die Modellverschneidung und Kombination von Teilmodellen unterschiedlicher Detailgenauigkeit zu einem konsistenten Gesamtmodell. Hierzu ist es nötig, verschiedene Detailstufen und Ergebnisse unterschiedlicher Aktualität aneinander anzupassen. Durch Ungenauigkeiten am Modellierungsrand und inhomogene Dichte und Qualität der Eingangsdaten kommt es oft an den Kontaktstellen der Teilmodelle zu geometrischen Lageungenauigkeiten. Um in einem Gesamtmodell eine konsistente und

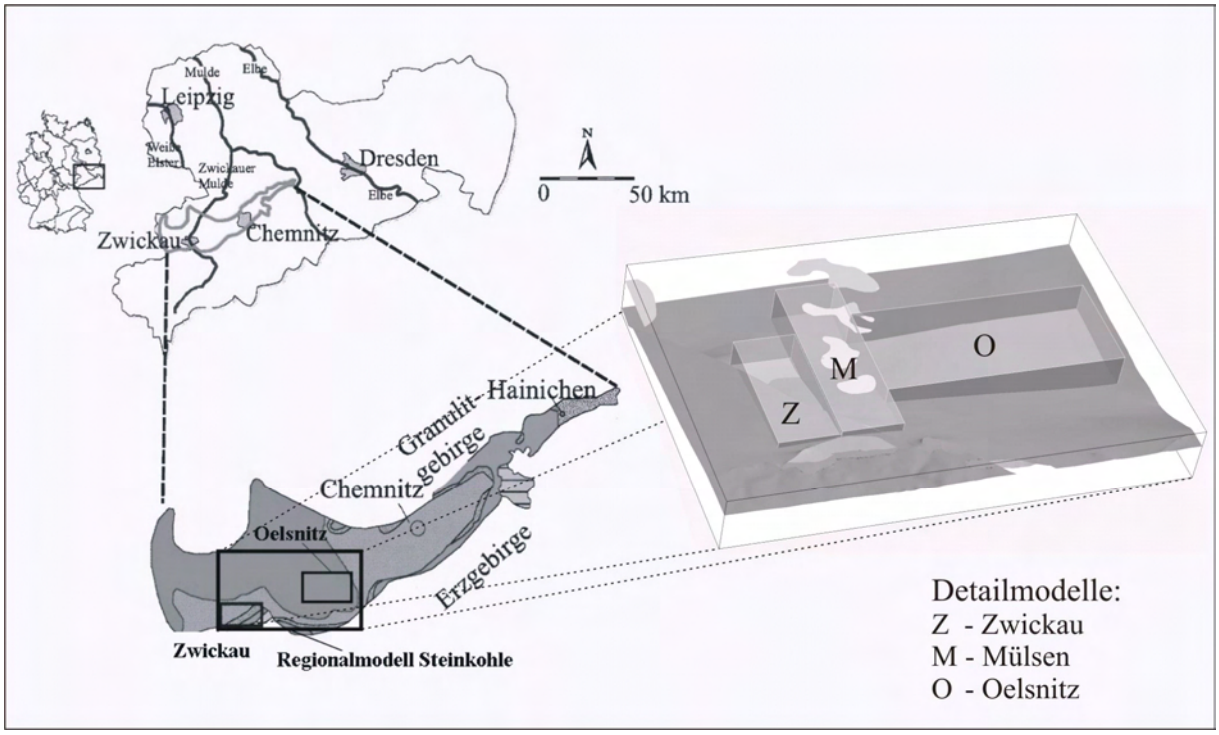


Abb. 1: Geologische Übersicht des Modellierungsgebietes (ergänzt nach LANGE 1998).

topologisch saubere Geometrie der Geoobjekte (Störungsflächen, stratigraphische Horizontflächen) zu erreichen, ist es notwendig, deren Geometrie anzupassen, Objekte zu kombinieren und zu re-interpolieren.

Bereits 2003 wurde ein Arbeitsablauf zur Einbettung von Detailmodellen in Regionalmodelle erarbeitet und benutzerfreundlich in Form eines Gocad-Wizards in die Gocad-Umgebung implementiert
(APEL *et al.* 2003). Dieser Wizard wurde an die aktuellen Anforderungen angepasst und entsprechend erweitert. Die wesentlichen Arbeitsschritte bei der Modellverschneidung sind:

- Ausschneiden des Detailmodellbereiches aus dem Regionalmodell,
- Löschen der Flächenteile des Regionalmodells innerhalb des Detailmodells,
- paarweises Aneinanderfügen geologisch zusammengehöriger Grenzflächen,
- Verbindung der Teilflächen mit Hilfsflächen und Vereinigung zu einer neuen Fläche (Merge),
- Re-Interpolation der neuen Fläche in den Grenzbereichen mit DSI (Discrete Smooth Interpolation).

Wird eine Kombination nebeneinander liegender, sich nicht überlappender Teilmodelle angestrebt, entfallen die ersten beiden Schritte des Workflows und es kann mit der Definition und Kombination entsprechender Teilflächen begonnen werden. Alle ausführbaren Arbeitsschritte können der Abb. 2a entnommen werden.

Um die einzelnen Arbeitsschritte des Gocad-Wizard zu verdeutlichen, wird im Folgenden kurz auf die Programmierung eines Gocad-Assistenten eingegangen. Die Modellierungssoftware Gocad lässt sich komplett Kommandozeilen-orientiert steuern. Beliebig viele solcher Kommandos lassen sich in definierter Reihenfolge einem „Knopf“ (Button) in einem Wizard zuordnen. Der generelle Aufbau eines Wizards folgt dem nachstehenden Schema (DULAC 2005).

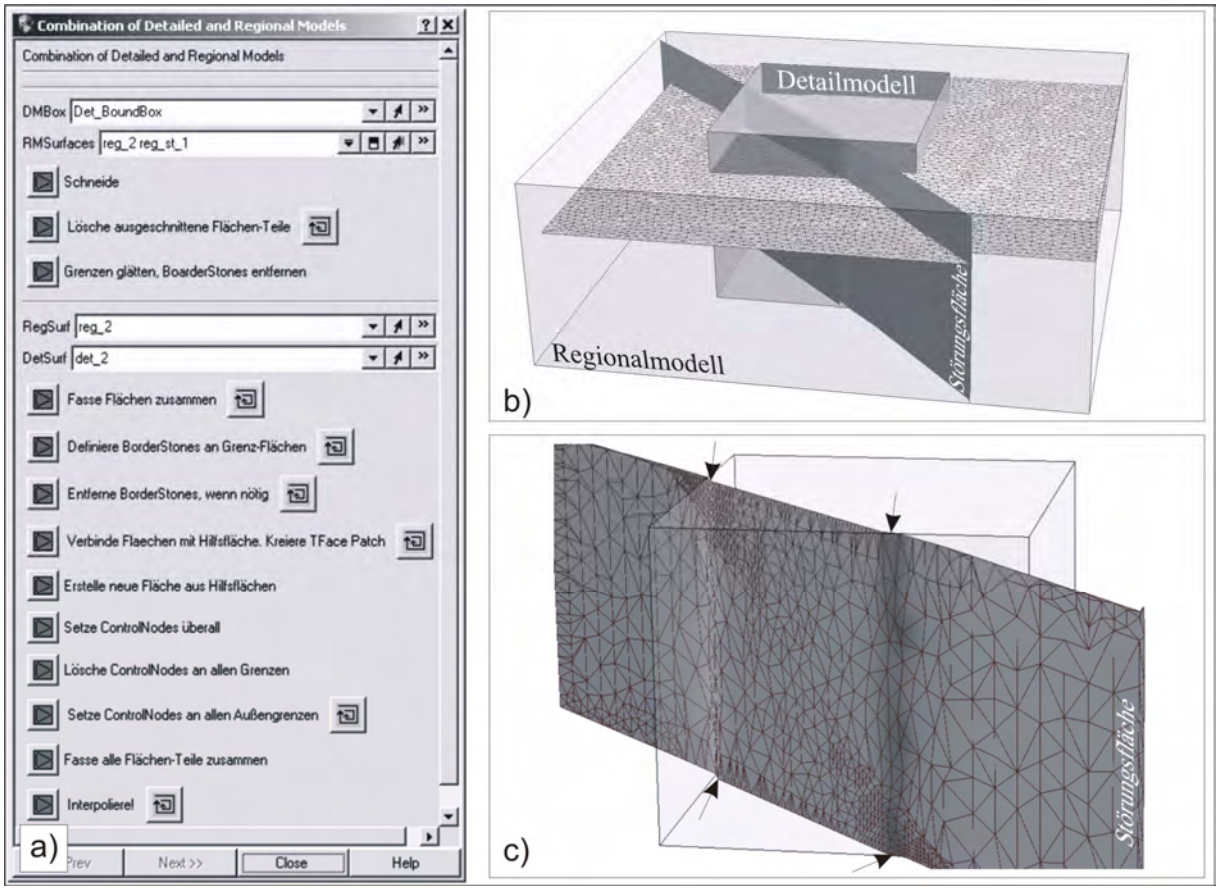


Abb. 2: Arbeitsschritte und Teilergebnisse während der Modellverschneidung an einem synthetischen Modell: a) Gocad-Wizard mit Teilschritten, b) synthetisches Ausgangsmodell, c) Flächen nach der Verschneidung.

```
Wizard name_of_wizard {
      Info "wizard label" "wizard pic-
ture"
      Help "help:user-doc/htmlfile.
      html#Tag"

      Method "first method's label to
      accomplish the task" "method's
      picture"
      name_of_wizard() <-
           get(...),
           execute(...),
           tmpname(...),

      Method "second's method's label
      to accomplish the task" "method's
      picture"
      name_of_wizard() <-
           .... ;
      }
```

Die get-Prozedur definiert hierbei die benötigten Parameter, execute führt einen CLI-Befehl (Command Language Interface) mit den gegebenen Parametern aus. Hinter dem Arbeitsschritt „Fasse Flächen zusammen“ (vgl. Abb. 2a) verbirgt sich exemplarisch folgende Prozedur:

```
get (TSurf RegSurf, TSurf DetSurf),
```

definiert eine Fläche des Regionalmodells als Regsurf und die entsprechende Fläche des Detailmodells als DetSurf

```
execute("loop: Fasse Flächen zusammen
",
```

bestimmt den Namen des Arbeitsschrittes und dessen Wiederholbarkeit (loop)

```
"gocad on create_tsurf_from_tsurfs name
TmpSurf surfaces", RegSurf, DetSurf,
"dissociate_vertices true merge true
exactly false copy_constraints false"
```

erstellt eine neue Fläche “TmpSurf” aus den beiden Teilflächen und verbindet die Surface-Parts ohne Beibehaltung der Constraints

```
";gocad destroy objects", RegSurf
```

löscht die Ausgangsfläche des Regionalmodells

```
";gocad on create_tsurf_from_tsurfs
name", RegSurf, "surfaces TmpSurf"
```

erstellt eine neue Fläche mit dem Namen der als RegSurf definierten Fläche

```
";gocad on Camera DefaultCamera hide
gobj", RegSurf),
```

schaltet die eben erstellte Fläche in der Gocad-Camera auf unsichtbar.

An einem synthetischen Modell mit je einer Störungs- und einer Horizontfläche (vgl. Abb. 2b, c) konnte der Wizard erfolgreich getestet werden. An reellen Daten zeigt sich jedoch schnell, dass

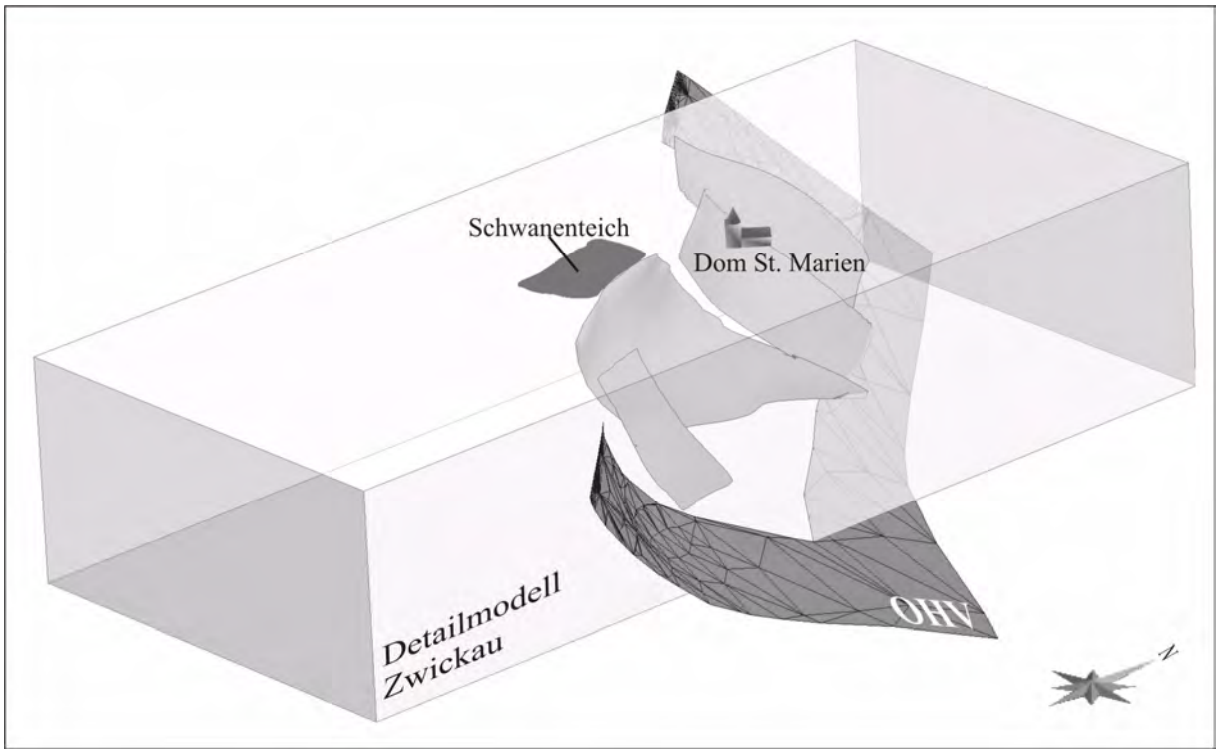


Abb. 3: Verschneidung der generalisierten Oberhohndorfer Hauptverwerfung (OHV) mit der OHV im Detailmodell Zwickau (reelle Daten).

eine Vereinheitlichung von Flächen mit unterschiedlicher Detailgenauigkeit nicht immer sinnvoll ist.

Der komplizierte Verlauf einer tektonischen Störungszone, der im Detailmodell recht genau modelliert werden kann, lässt sich nur mit unbefriedigendem Ergebnis mit dem generalisierten Modell im Regionalmaßstab verschmelzen. In solchen Fällen wird daher angestrebt, die Modelle in unterschiedlichen Detail-Levels parallel vorzuhalten und die Abgrenzung des Detail- vom Regionalmodell durch die Mitführung der jeweiligen Bounding Box (Rahmen um das Modell) kenntlich zu machen. (Abb. 3)

2.3 Weiterentwicklung der Schnittstelle GeODin - Gocad

Aufgabe dieser Schnittstelle ist es, aus GeODin Schnittprofile in Gocad zu importieren sowie 2D-Schnitte aus Gocad nach GeODin zu exportieren. Dafür wurde das Programm GeODin2Gocad entwickelt (APEL 2003). Der als Gocad-Plugin in C++ entwickelte Import-Filter ermöglicht die Bildung/Darstellung von Linien (Polylinien und Polygonen) in Gocad. Dabei wird pro GeODin-Linie ein PLine-Objekt in Gocad erstellt, das beliebige numerische Attribute enthalten kann.

Problematisch ist, dass das Datenmodell von GeODin keine Topologie beinhaltet. Damit sind in
GeODin keine Beziehungen zwischen den geologischen Objekten definiert. Dies ist jedoch erforderlich um die GeODin-Schnitte für die Erstellung sinnvoller 3D-Modelle zu nutzen. So wird in einem GeODin-Schnitt eine Störungsfläche mit mehrfachen geometrisch identischen Linien abgebildet, was in Gocad unzulässig ist. Nach Rücksprache mit der FUGRO CONSULT GMBH als Entwickler der GeODin Software ist vorgesehen, in einer der nächsten GeODin-Versionen Topologie-Funktionalitäten zu implementieren. Somit wird einer steigenden Zahl von Gocad-Nutzern eine Import-Möglichkeit von GeODin-Schnittprofilen ermöglicht werden.

3 Anwendungsgebiete für Gocad-Modelle im LfUG

3.1 Hydrogeologie

Im Rahmen der hydrogeologischen Landesaufnahme (HyK50dig) werden innerhalb des Themas *hydrogeologische Grundlagenkarte* die Raumlagen der relevanten hydrogeologischen Einheiten erfasst. Die raumbezogenen Daten (z.B. Ober- und Unterkante von Grundwasserleitern) werden als 2,5D-SURFER-Grids (Golden Software) erzeugt und zur einheitlichen Ablage bisher als ESRI-Grids mit einem Rastermaß von 50x50 m vorgehalten (HGC/HGN 2004).

Da ein direkter Import von ESRI-Grids in Gocad nicht vorgesehen ist, erfolgt die Generierung von Körpern über Zwischenschritte. Zunächst werden ESRI-Grids in XYZ-ASCII-Dateien gewandelt und anschließend in Gocad als PointSets importiert. Danach erfolgt in Gocad in weiteren Arbeitsschritten die Modellierung zu Surfaces bzw. SGrids, einem Gocad-eigenen Format zur Modellierung von Volumenelementen. Es ist geplant, diesen Workflow in einen Wizard zu integrieren und somit eine Schnittstelle zu ESRI-Grids zu schaffen, die einen weiteren Schritt zur routinemäßigen Nutzung von Gocad im LfUG darstellt.

Der Import von 2,5D-SURFER-Grids in Cocad erfolgt ähnlich wie bei ESRI-Grids, indem diese aus SURFER als ASCII XYZ Files (.dat) exportiert und in Gocad über den XYZ-Importfilter als PointSet dargestellt werden. Anschließend lassen sie sich in bestehende geologische Modelle integrieren.

In einem ersten Test wurden mehrere hydrogeologische Einheiten der hydrogeologischen Grundlagenkarte Blatt L4946 Meißen importiert und in einem 2x2 km großem Testgebiet modelliert. Tabelle 1 zeigt die vier verwendeten Modellkörper aus dem Gesamtdatenbestand von 16 hydrogeologischen Modellkörpern der HyK50dig Blatt Meißen. Bei der Modellierung muss auf eine eindeutige Korrelation zwischen

Tab. 1: Für das Gocad-Modell verwendete hydrogeologische Modellkörper (MK).

MK	Petrographische Beschreibung	Stratigraphie
…	…	…
4	Tiefere und Höhere Niederterrasse	Weichsel
5	Tiefere Mittelterrasse der Elbnebenflüsse	Saale
6	Grundmoräne, Bänderschluff (-ton)	Saale
7	Tiefere Mittelterrasse, Berliner Elbelauf	Saale bis Elster
…	…	…

geologisch-stratigraphischen und hydrogeologischen Einheiten geachtet werden.

Abbildung 4 zeigt die Lage des modellierten Testgebietes auf dem Blatt Meißen, die Ausgangsdaten als PointSet und die daraus modellierte Schichtenfolge und Profilschnitte als SGrids im Testgebiet.

Das Modell weist eine im Vergleich zu geologisch–tektonischen Strukturmodellen datenbedingt hohe vertikale Auflösung (cm-Bereich) auf, kann jedoch horizontal geringer aufgelöst sein. Im Unterschied zu rein geologischen Modellen sind hier die geologischen Einheiten entsprechend ihrer hydrogeologischen Eigenschaften attributiert und zusammengefasst (Grundwasserleiter/ Grundwasserstauer).

3.2 Ingenieurgeologie

Es ist vorgesehen, 3D-Modellierungen als festen Bestandteil der ingenieurgeologischen Landesaufnahme (Ingenieurgeologische Karten, Georisikokarten) einzusetzen. Ausgangspunkt sollten konkrete, großmaßstäbliche Projekte (Maßstab ≥ 1:10.000) sein. Spezielle Anwendungsmöglichkeiten sind vor allem Linienbauwerke im Straßen-, Tunnel- und Kavernenbau sowie tiefe Baugruben (z.B. Autobahnbau A17).

Im Gegensatz zu großräumigen strukturgeologischen und hydrogeologischen Modellen konzentriert sich die Modellierung in der Ingenieurgeologie in der Regel auf kleinräumige Objekte. Eine hohe Detailgenauigkeit ist Voraussetzung für die komplexen ingenieurgeologischen Modellierungsansprüche. Neben einer hohen vertikalen Auflösung ist bei ingenieurgeologischen Model-

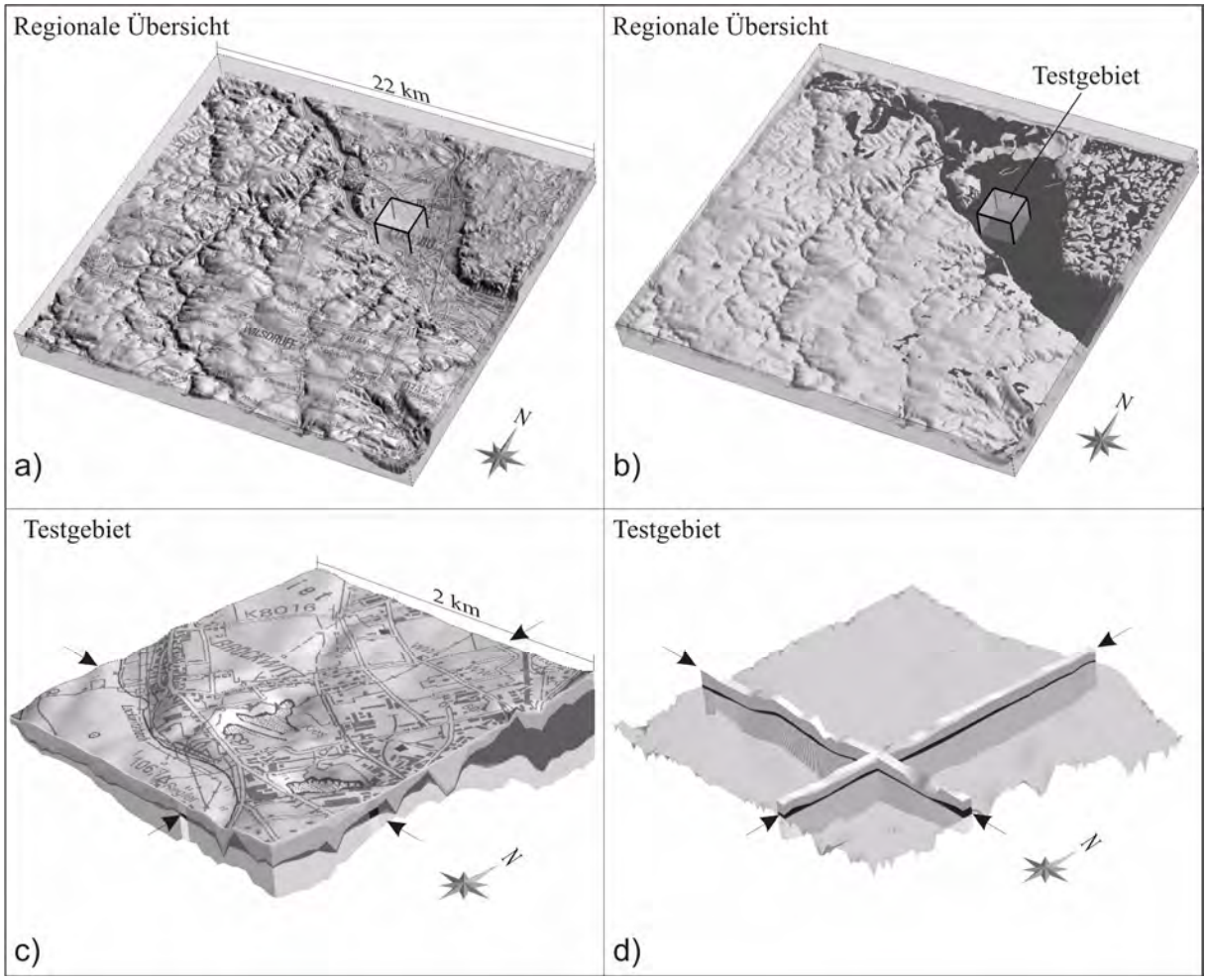


Abb. 4: 3D-Modellierung hydrogeologischer Einheiten auf dem Blatt Meißen: a) Lage des Testgebietes auf dem Blatt Meißen L4946; b) erfasste hydrogeologische Primärdaten (dunkelgrau); c) Blockbild hydrogeologischer Einheiten; d) beliebig gewählte Profilschnitte.

len auch eine sehr gute horizontale Auflösung erforderlich.

3.3 Level of Detail (LoD)

Bei der Zusammenführung und Verschneidung von Teilmodellen miteinander oder in ein Regionalmodell ist die unterschiedliche Detailgenauigkeit der einzelnen Modelle zu berücksichtigen. Genauso wie bei Karten der Maßstab die unterschiedliche Genauigkeit an Details regelt, ist so eine Regelung auch bei digitalen Karten und Modellen, die quasi „maßstabsfrei“ sind, erforderlich. Die Detailgenauigkeit regelt sich über die Größe des Modellgebietes, die Aufgabenstellung und die Dichte und Qualität der Eingangsdaten.

Aus den vorgenannten unterschiedlichen Anforderungen an die Detailliertheit wird die Definition einheitlicher Detailstufen, so genannter Level of Detail (LoD) notwendig. Diese LoD’s gelten sowohl für die technische als auch für die fachlich-inhaltliche Seite. Die technische Seite bestimmt beispielsweise die Rauhigkeit bzw. die Anzahl der Dreiecke in triangulierten Flächen oder die Anzahl der Stützpunkte von Linienobjekten (LUEBKE *et al.* 2003).

Die fachlich-inhaltliche Seite beschreibt die Art und die Anzahl der fachlichen Details, die dargestellt werden sollen. In Anlehnung an die klassische 3D-Modellierung virtueller Welten wird angestrebt, eine Einteilung in vier bis fünf LoD’s vorzunehmen.

So kann z.B. ein 3D-Stadtmodell in mehreren Detailstufen dargestellt werden (WIKIPEDIA.ORG 2006):

- LOD 0 - Gebäudeblock (Grundfläche hochgezogen)
- LOD 1 - Gebäudeblock mit Textur
- LOD 2 - 3D-Modell der Außenhülle
- LOD 3 - 3D-Modell der Außenhülle mit Textur
- LOD 4 - 3D-Modell des Gebäudes mit Etagen, Innenräumen, etc. und Texturen

Analog dazu sollten auch geologische Objekte in verschiedenen Detailstufen unterschieden werden. Neben der räumlichen Ausdehnung der geologischen Objekte und der minimalen Schichtmächtigkeit sollte vor allem die Unterteilung in einzelne stratigraphische Einheiten, die Aufschlüsselung der petrographischen Gegebenheiten und die unterschiedlich genaue Darstellung von geologischen Grenzen und Störungen Berücksichtigung finden. In den obersten LoD’s fließen zusätzlich noch Materialeigenschaften und Kennwerte geologischer Körper, die Darstellung und Charakterisierung von Störungen als Körper oder Grenzfläche oder genetische Aussagen mit ein. Die Normierung der Detailstufen führt zu einer Vergleichbarkeit des Kartenmaßstabs von 2D-Modellen auf die LOD’s von 3D-Modellen.

Eine genaue Abgrenzung von LoD’s ist hierbei noch zu definieren. Derzeit arbeitet das Kommunikationsforum 3D der BIS-Steuerungsgruppe an einer Unterteilung und Zuordnung geologischer 3D-Modelle zu unterschiedlichen LoD’s.

3.4 Ausblick

Mittelfristig sind in Sachsen 3D-Modellierungen nur in sedimentären Bereichen vorgesehen. Das betrifft für strukturgeologische und hydrogeologische Modelle die Rotliegend-Sedimente und -Vulkanite der Mügelner Senke bei Riesa, die Kreidesedimente des Elbtals zwischen Meißen und der tschechischen Grenze und das Känozoikum in NW-Sachsen. Ingenieurgeologische Modelle werden entsprechend den Anforderungen eher lokalen Charakter besitzen. Die Modelle werden in Abhängigkeit von den Datengrundlagen und von der Aufgabenstellung eine unterschiedliche Detailgenauigkeit aufweisen. Langfristiges Ziel ist der Aufbau eines sachsenweiten Gesamtmodells, das sich aus unterschiedlichen Detailmodellen entwickelt.

4 Literatur

APEL, M. (2003): F/E-Projekt: „Wissenschaftliche Konzipierung der angewandten Softwareerweiterung/ -anpassung von Gocad für das Sächsische Landesamt für Umwelt und Geologie“, Zwischenbericht vom 30.04.2003. - unveröff., Freiberg.

APEL, M., STEINBORN, H. u. RUPF, I. (2003): F/E-Projekt: „Wissenschaftliche Konzipierung der angewandten Softwareerweiterung/ -anpassung von Gocad für das Sächsische Landesamt für Umwelt und Geologie“, Zwischenbericht vom 30.01.2003. - unveröff., Freiberg.

DULAC, J.-C. (2005): Introduction to Gocad-Wizards, Bestandteil der Earth Decision Suite 2.1.3, Earth Decision Sciences, Nancy.

HGC HYDROGEOCONSULT GMBH FREIBERG/HGN HYDROGEOLOGIE NL TORGAU (2004): Hydrogeologische Grundlagenkarte Blatt L4946 Meißen; 70 S.; unveröff. Abschlussbericht LfUG Freiberg.

KATER, M. (1998): GOCAD-3D-gestützte Bilanzierung und Interpretation der hydrologischen Situation im ehemaligen Steinkohlenrevier Zwickau - Diplomarbeit, TU Bergakademie Freiberg, (unveröff.).

LANGE, T. (1998): Ein GOCAD-3-D-Modell des tektonostratigraphischen Baues im Steinkohlenrevier Zwickau als Grundlage für die Ermittlung von Bergbaufolgeschäden - Diplomarbeit, TU Bergakademie Freiberg, (unveröff.).

LUEBKE, D. REDDY, M. COHEN, J. VARSHNEY, A. WATSON, B. U. HUEBNER, R. (2003): Level of Detail for 3D Graphics. – Elsevier Science (USA).

STEINBORN, H. (2005): F/E-Projekt: „Angewandte Modellierung im Schwerpunktprojekt Steinkohlenbergbaureviere Zwickau und Lugau/ Oelsnitz mittels Gocad (Tektonik und Strukturbau Permokarbon Zwickau/Oelsnitz)“, Abschlussbericht - unveröff., Freiberg.

STEINBORN, H., KRENTZ, O. u. FELIX, M. (2004): „Aktueller Stand zur Einführung der 3D-Modellierungssoftware Gocad im LfUG am Beispiel von Zwickau-Schedewitz“ – In: MERKEL, B. *et al.* (Hrsg.): GIS – Geoscience Applications and Development, Treatment Technologies for Mining Impacted Water. Wissenschaftliche Mitteilungen 25, TU Bergakademie Freiberg, Institut für Geologie.

WIKIPEDIA.ORG (2006): Artikel *Level of Detail*. In: Wikipedia, Die freie Enzyklopädie. Bearbeitungsstand: 15. Februar 2006, 08:26 UTC. URL: http://de.wikipedia.org/w/index.php?title=Level_of_Detail&oldid=13713533

Data integration and 3d mineral and hazard potential modelling

Marcus Apel, Martina Böhme

TU Bergakademie Freiberg, Institut für Geologie, Bernhard-von-Cotta-Straße 5, 09596 Freiberg, marcus.apel@geo.tu-freiberg.de

Predictive modeling based on integrated data sets from multiple sources has been extensively used for mineral exploration targeting and natural hazards in 2d GIS environments. With the advent of large 3d common earth models with multiple cell properties it becomes feasible to use such methods to model the mineral potential of a region in three dimensions. We give a general introduction to mineral potential modeling, and present an implementation of the Weigths of Evidence method in more detail.

1 Introduction

In 3d grid models multiple properties can be modelled and stored with each cell. So called Common Earth Models are becoming more and more popular for mineral exploration. The property values are obtained either by direct property measurements at sampling locations, or estimation, or simulation. Cells representing exploration targets, like orebodies, often feature characteristic property values. Using mathematical prediction methods a quantitative objective measure of the mineral potential can be provided, and thereby aid the expert in finding target locations. A spatial mathematical model for mineral potential modelling can be defined as a highly-simplified mathematical representation of the relation between recognition criteria (generally represented by predictor models) and the target deposits. A generalized spatial mathematical model can be empirically represented as (see also Bonham-Carter, 1994):

$$MPM = \{ f(x_{ij}), P_k \}, \qquad \text{(Eq. 1)}$$

where *MPM* is a resource potential model, x_{ij} is the jth ($j = 1$ to L) pattern on the ith predictor map X_i ($I = 1$ to N), P_k is the kth ($k = 1$ to K) parameter of the mathematical function f, L is the total number patterns on X_i, N is the total number of predictor maps and K is the total number of parameters of the function f. Based on whether the relationship is hypothesized to be linear or non-linear, a variety of linear and non-linear functions are used to approximate the relationship between predictor maps and the target deposit and to integrate the predictor maps for generating resource potential models. Several linear and non-linear methods have been successfully used for GIS-based mineral potential favourability analysis, namely Weights of Evidence, Boolean and fuzzy logic, adaptive fuzzy neural networks, and logistic regression. Despite the different mathematical models used, the general processing steps for 3d mineral potential modelling can be summarized as follows (see figure 1):

1. Identification of base-metal recognition criteria. A conceptual approach is used for identifying deposit-scale recognition criteria for base-metal mineralization and representing them as 3d predictor models for inputting to the spatial mathematical models. The conceptual exploration model is based on an interpretive synthesis of the exploration data. Then the predictor models representing the recognition criteria are generated by processing, interpretation and reclassification of the exploration datasets comprising borehole data and surface and subsurface geological, geochemical and geophysical datasets.
2. Generation of unique conditions grid. A 'unique conditions grid model' will be generated by combining predictor models. It can be defined as an integer grid formed by the combination of two or more predictor models, in which the class values represent uniquely-occurring combinations of the classes of the input themes. A table associated with a unique conditions grid model (unique conditions table) contains one record per unique condition class and one field for each predictor model. Predictor models will be input to spatial mathematical models in the form of a unique conditions grid.
3. Spatial mathematical modelling. The model can be trained by estimating the model parameters either heuristically from conceptual knowledge or algorithmically from training data. The trained model can then be used to process the unique conditions grid. The out-

put for each unique condition is stored in a new field in the unique conditions table.

4. Generation of continuous-scale favorability models. The outputs of the spatial mathematical model for the unique conditions are mapped to generate a continuous-scale favorability model. For each unique condition, the output of the spatial mathematical model is interpreted as a relative favorability value.
5. Generation of binary favorability models. Continuous-scale favorability models are cumbersome to interpret for demarcating areas of resource potential because they represent favorability in a continuous scale from 0 (minimum) to 1 (maximum). Procedures for thresholding the favorability values based on objective criteria will be developed for reclassifying the continuous-scale favorability models into binary favorability models.
6. Validation of binary favorability models. The binary favorability models will be validated by overlaying known mineralized zones chosen for validation on the binary favorability models. After the validation, the binary favorability models can be used as base-metal potential models of the deposit.

2 Weights of Evidence

Weights of evidence were adapted in the late 1980s for mineral potential mapping with GIS by F. AGTERBERG and G. BONHAM-CARTER (see BONHAM-CARTER 1994 for a detailed review). We first implemented Weights of Evidence in Gocad as one of the most well-known and widely used data-driven spatial prediction methods. In the classical application with 2d GIS, the evidence consists of a set of exploration datasets (maps), and the hypothesis is "this location is

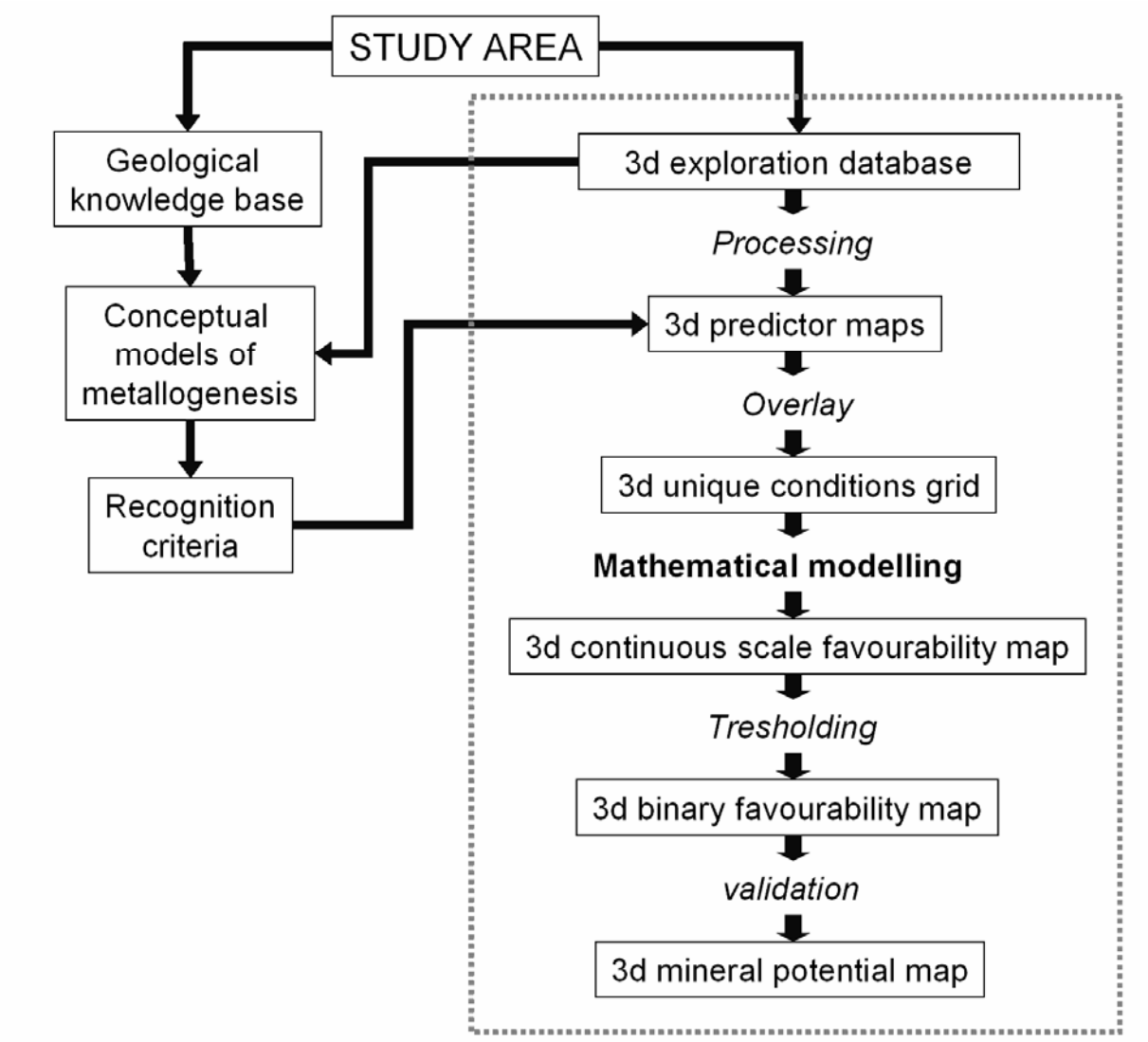


Fig. 1: 3d Mineral Potential Modelling Workflow.

favourable for occurrence of deposit type x". Weights are estimated from the measured association between known mineral occurrences and the values on the maps to be used as predictors. The hypothesis is then repeatedly evaluated for all possible locations on the map using the calculated weights, producing a mineral potential grid in which the evidence from several map layers is combined. Similar to the methods of multiple regression in statistics, the weights of evidence model for combining evidence involves the estimation of response variable (favourability for mineral deposits) and a set of predictor variables (exploration datasets as voxet properties).

There are a large number of deposit models that have been defined for the various mineral deposit types, based on deposit characteristics. Deposit models help to classify and identify new occurrences, lead to an improved understanding of how the deposits formed, and act as an aid to exploration. However, they are usually based on characteristics of the deposit and its immediate surroundings, and many of the characteristic diagnostics of a mineral deposit type cannot be used with regional exploration datasets. The exploration model, on the other hand, refers to the characteristics of a deposit type identifiable in regional datasets, as used in the exploration process. It is important to note that the absence of evidence can be equally important as the presence of evidence and data on negative associations between deposits and particular types of data are often poorly documented.

The WofE model can be applied to **evidential properties** with binary (presence/absence) classes, or to multi-class properties. Binary evidence is relatively straightforward to interpret, and exploration geologists frequently deal with binary exploration datasets, as for example in separating anomaly from background in geochemistry. Interpreting weights and combining evidential properties is easier with binary data than with multi-class data. Binary properties produce weights with smaller variances, and are therefore more stable. In the implementation presented here, binary voxet properties are used (data type: 8 bit unsigned octet). Weights of evidence is normally applied to exploration situations in which there is an adequate number of mineral deposits or occurrences already discovered that can be used as a set of training cells regions for calculating weights. However, we allow the user to use subjective "expert" weights, or reliable weights derived from other GIS-supported favourability studies in similar geological setting and exploration model. The computed **posterior probability property** expresses the probability that a cell contains an occurrence, estimated by combining the weights of the predictor variables (evidential properties). If in the training region are mineral deposits of a particular type, then the response property shows an estimate of mineral potential (also known as mineral prospectivity).

Workflow. The mineral potential mapping process using WofE can be broken down into four processing steps: (1) building a Common Earth Model (CEM) with conditionally independent properties (see also Caumon *et al.*, this issue), (2) extracting predictive evidence properties for a particular deposit type, based on an exploration model, (3) calculating weights for each predictive property, and (4) combining the evidential properties to predict mineral potential. Assuming that step 1 has already been completed, step 2 may have at least partially been done prior to using the weights of evidence tools. Steps 2 and 3 comprise in many ways the most useful part of a mineral potential study. This is because the examination of the spatial relationships between the training cells and evidential properties is exploratory, yielding measurements of spatial associations that are often unexpected. The proc-

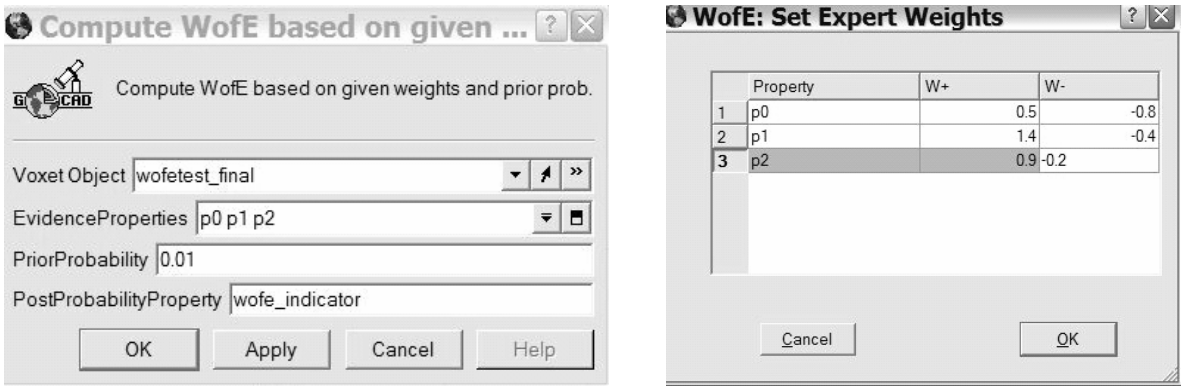


Fig. 2: Weights can be computed from the Voxet or derived from other GIS-based studies.

ess of generalization, grouping classes of evidential properties together, and identifying breaks in continuous variables that maximize spatial associations, often leads to a better understanding of the data. Finally, in step 4, a voxet property showing combined evidence is valuable for identifying areas for exploration follow-up.

Fundamental theory. Given the volume of a grid cell is v=1000m^3, the volume V of the CEM in cells is $V(T)/v=N(T)$, where T denotes the total voxet, and $N()$ denotes the number of cells. Then within the CEM, the number of training cells is denoted $N(D)$. Suppose the evidential property denoted by B, $V(B) / v = N(B)$ is the volume in cells of the space where B is present (value=1). Similarly, $A(\overline{B}) / u = N(\overline{B})$ is the volume in cells where B is absent (value = 0). If there is no missing data: $N(B) + N(\overline{B}) = N(T)$. In Gocad, we can readily determine $N(T)$, $N(B)$ and N($\overline{B}$). We can also count the number of training cells of B and on $\overline{B}$, denoted as N(B∩B) and N($\overline{B}$∩D), respectively. If there are regions within T where B is unknown (e.g. incomplete survey), another class (often value = 0) is employed and $N(B) + N(\overline{B}) + N(missing) = N(T)$. We will assume that $N(missing) = 0$ for the time being.

The **weights** provide a measure of spatial association between the training region and the evidential property. A weight is calculated for each binary evidential property. A positive value of the weight indicates that there are more points on that class than would occur due to chance; conversely a negative value indicates that fewer points occur than expected. A value of zero, or very close to zero, indicates that the training points are distributed randomly with respect to that class. For binary maps with only two classes (the labeling of class by a value is arbitrary), W^+ is used for the weights where the evidential property is present (value=1), W^- is used for the weights sign, except if they both equal zero. The difference between the weights is known as the contrast, C. Thus $C=W^+ - W^-$. The contrast is an overall measure of spatial association between the training cells and the evidential property, combining the effects of the two weights. Sometimes, W^+ can be close to zero, yet W^- is strongly negative. This situation arises if the presence of the property is not particularly predictive of training cells, but the absence of the property (value=0) provides strong evidence that deposits are unlikely to occur. Conversely there can be an imbalance between the absolute values of W^+ and W^- in the other direction; or the two weights can have absolute values in about the same range. In general, absolute weights values between 0 and 0.5 are mildly predictive; values between 0.5 and 1 are moderately predictive; values between 1 and 2 are strongly predictive, and greater than 2 are extremely predictive. For the derivation of weights (see BONHAM-CARTER 1994, ch. 9). In general, the weights for binary properties are given by the ratio of the following conditional probabilities:

$$W^+ = \ln\frac{P(\overline{B}\,|\,D)}{P(B\,|\,\overline{D})} \text{ and } W^- = \ln\frac{P(\overline{B}\,|\,D)}{P(\overline{B}\,|\,\overline{D})} \quad \text{(Eq. 2)}$$

where $P()$ denotes probability and ln denotes natural logarithms. It is assumed that probabilities are estimated as simple volume proportions, so that

$$P(B\,|\,D) = \frac{N(B\cap D)}{N(D)},\ P(B\,|\,\overline{D}) = \frac{N(B\cap \overline{D})}{N(\overline{D})},$$
$$P(\overline{B}\,|\,D) = \frac{N(\overline{B}\cap D)}{N(D)},\ \text{and } P(\overline{B}\,|\,\overline{D}) = \frac{N(\overline{B}\cap \overline{D})}{N(\overline{D})} \quad \text{(Eq. 3)}$$

where $N(B\cap D)$ is the number of training cells on property B, etc.. The following working formula for W^+ is

$$W^+ = \ln\frac{N(B\cap D)/N(D)}{[N(B)-N(B\cap D)]/[N(T)-N(D)]} \quad \text{(Eq. 4)},$$

and a similar expression holds for W^-.

If the prior probability per cell that a cell contains a deposit is assumed to be constant equal to the training cell density, $N(D)/N(T)$, then the **posterior probability** of a deposit given one or more evidential properties will either increase or decrease (as compared to the prior probability). Given one evidential property, the posterior probability, $P(D|B)$, can be calculated from the prior probability, $P(D)$ by Bayes' rule

$$P(D\,|\,B) = P(D) * \frac{P(B\,|\,D)}{P(B)} \quad \text{(Eq. 5)}$$

It is convenient to transform the expression from probability units to logits, where logits are the natural logarithms or odds, and odds are related to probability by $O = P/(1/P)$. If we write $L()$ for logits, then the posterior logit of deposit per cell given a single evidential property is:

$$L(D|B) = L(D) + W^+ \quad \text{(Eq. 6)}$$

if the binary property is present, or $L(D|\overline{B}) = L(D) + W^-$ if the property is absent. We speak of the prior logit being "updated" by the evidence to yield the posterior logit. This is the loglinear form of Bayes' rule. By making an assumption of conditional independence (see BONHAM-CARTER, 1994, ch. 9) two evidential properties (B1 and B2) can be used to update the prior logit to the posterior logit. If the evidential properties are binary, this leads to four possible situations, depending on the possible combinations of the properties:

$$L(D \mid B_1 \cap B_2) = L(D) + W_1^+ + W_2^+ \qquad \text{(Eq. 7)},$$

$$L(D \mid \overline{B}_1 \cap B_2) = L(D) + W_1^- + W_2^+ \qquad \text{(Eq. 8)},$$

$$L(D \mid B_1 \cap \overline{B}_2) = L(D) + W_1^+ + W_2^- \qquad \text{(Eq. 9)},$$

and

$$L(D \mid \overline{B}_1 \cap \overline{B}_2) = L(D) + W_1^- + W_2^- \qquad \text{(Eq. 10)}.$$

Similarly, 3 or more binary evidential properties may be combined by adding the appropriate weights according to the presence or absence of the properties at each location, and assuming conditional independence.

The advantage of using the loglinear model over the ordinary probability expression is that the weights are easier to interpret than probability factors. Because a positive weight implies that the (evidential property - training region) association is greater than would be expected due to chance, it is relatively easy to understand the results. The calculation of the posterior logit is easy to follow (and program) because adding weights together is similar to the intuitive approach for combining evidence based on common sense. The fact that using the loglinear scale allows one to add weights is convenient. Usually, one converts the logit values back to probability for display, although this is often unnecessary because the rank ordering of posterior probabilities is the same as the ordering of posterior logits. Thus if a quantile classification is applied to the output values, and the same colour scheme used, probability and logit maps will be the same.

Posterior logits, e.g. $L(D|B)$, are converted to probabilities by the expression

$$P(D \mid B) = \frac{e^{L(D|B)}}{1 + e^{L(D|B)}}.$$

Remark on the application of WofE on 3d grids with few deposits. Often even large Voxet models contain only a few deposits. Here the computed prior probability and the weights may not reflect the true distribution of deposits. Thus it is advised to include information derived from large 2d GIS databases with many deposits of the same exploration model.

3 Current and future works

A case study is currently carried out to validate and compare different mineral potential modelling methods for 3d grid models. The Noranda district voxet provided by Falconbridge has an extension of 20km*20km*2km, features 37 geological units, 15000 drillholes, and hosts 20 volcanogenic massive sulphide deposits. Each cell stores a property vector containing geochemical, petrophysical, geophysical, lithological and structural properties.

The development of further prediction methods which facilitate the mathematically consistent integration of training data and expert knowledge includes a Gocad implementation of adaptive neural fuzzy inference networks (ANFIS, see JANG 1993 and PORWAL *et al.* 2004).

4 Conclusion

We introduced predictive mineral potential modeling to the 3d geomodelling community and implement the probabilistic Weights of Evidence method as Gocad plugin. In order to maximize the information considered, weights can be computed from Voxet properties, or transferred from 2d GIS databases with the same exploration model. A comprehensive case study which allows the validation of the method is not yet available.

5 Bibliography

AGTERBERG, F.P., BONHAM-CARTER, G.F. AND WRIGHT, D.F., (1990): Statistical pattern integration for mineral exploration. In: GAAL, G. AND MERRIAM, D.F.(Eds.), Computer Applications in Resource Estimation Prediction and Assessment for Metals and Petroleum. Pergamon Press, Oxford-New York, p. 1-21.

APEL, M. (2006): From 3-d geomodeling systems towards 3-d geoscience information systems: data model, query functionality, and data management. Computers & Geosciences 32/2, Elsevier.

BONHAM-CARTER, G.F. (1994): Geographic Information Systems for Geoscientists: Modeling with GIS. Pergamon Press, Ontario, Canada, 398 pp.

CHENG, Q. & AGTERBERG, F.P. (1999): Fuzzy weights of evidence and its application in mineral potential mapping. Natural Resources Research, v. 8(1), p. 27-35.

JANG, J. S. R. (1993): ANFIS: Adaptive-network-based fuzzy inference system: IEEE Trans. Syst., Man Cybern., v. 23, p. 665–685.

PORWAL, A., CARRANZA, E.J.M., AND HALE, M. (2004): A hybrid neurofuzzy model for mineral potential mapping. Mathematical Geology, v. 36(7), p. 803-826.

PORWAL, A., CARRANZA, E.J.M., AND HALE, M. (2006a): Bayesian network classifiers for mineral potential mapping. Computers and Geosciences, v. 32(1), p. 1-16.

PORWAL, A., CARRANZA, E.J.M., AND HALE, M. (2006c): A Hybrid fuzzy weights-of-evidence model for mineral potential mapping. Natural Resources Research, v. 15(1).

6 Appendix

A plugin for WofE can be downloaded here: http://www.geo.tu-freiberg.de/~apelm/indicate.html

Indicate Mode - Weights of Evidence - Create evidential property

This command provides functionality for data preparation. The current WofE implementation requires a set of binary properties which we have to generate from our floats, rock types, etc. So we need a Voxet ("CEMVoxet") with a set of evidential properties ("evidentPropString") as input data. From each property, an new binary property (property name + "newEvidentPropSuffix") is generated. If you want to consider multiple classes of one property (e.g., multiple rock types) you have to create one binary property for each class. The checkbox parameters "useMin, minVal useMax, maxVal" define the tresholds. For example, if "useMin=true", then all cells with property values > minVal will be assigned the value "1".

Indicate Mode - Weights of Evidence - Posterior probability from training data

This will compute the posterior probability property ("indicatorPropName") of a deposit to occur based on the evidential properties ("evidencePropString") and a region ("trainingRegionName") which represents known occurrences in a Voxet. The computed weights are printed written to in HTML file and stored in the project directory.

Indicate Mode - Weights of Evidence - Posterior probability from known weights

In case that the Voxet does not contain enough known occurrences for the computation of reliable weights, it is possible to use estimated (expert) weights, or pre-computed weights from other CEM or GIS databases with similar geological setting**.** Here, the posterior probability of an occurrence is computed from an overall prior probability and given weights assigned to a set of evidential properties.

GPU accelerated Boolean operations for complex 3D GIS queries

Tobias Frank, Pierre Kedzierski

Gocad Research Group, ASGA, ENSG-INPL/CRPG-CRNS, 54501 Vandoeuvre-les-Nancy – France,
tobias.frank@gocad.org

Today's 3D GIS tools work on an explicit definition of the model to be examined. Therefore, triangulated surfaces or structured volumetric grids (e.g. Cartesian or stratigraphic grids) are state-of-the-art. This article introduces a new method to perform Boolean operations for complex 3D GIS queries on the Graphics Processing Unit (GPU) in real-time. Geological attributes are defined by implicit functions on unstructured tetrahedral meshes with adaptive cell size. Discontinuities in the tetrahedral mesh allow to model geological unconformities like faults.

Each value of an attribute defines an iso-value surface. Considering several iso-value surfaces of different attributes, the introduced method computes Boolean operations known from constructive solid geometry by combining clipping functions. The clipping functions are defined by texture maps and their combination is performed by the texture blending capabilities of modern graphics hardware. The results of these operations can be further combined by queries involving Euclidean distance transforms to geological interfaces (e.g. faults and horizons) or artifacts like wells. The complexity of the introduced method is constant for any model size and complexity and depends only on the screen size of the 3D camera.

1 Introduction

Computer Aided Design (CAD) plays an outstanding role for industrial modeling, design and development. Today, three classes of mathematical model representation can be found: parametric, implicit and point sets. Each category has its special field of application. Parametric representation like splines or triangle surfaces is widely used for classical CAD construction applications. Implicit methods enable efficient computations of intersections and penetration of solids and are widely used to interpolate physical measurements on 3D meshes. As the fragment size of modern GPUs is getting smaller than the point size of dense data sets the point set techniques are getting more and more popular. Today, three dimensional representation is state of the art and implies its own problems like creating and modeling the 3D model. In this work geological models are based on implicit representation (BLOOMENTHAL & WYVILL 1997). Hereby geological attributes are defined as implicit functions. COWAN *et. al.* (2003) use Radial Basis Functions to interpolate geological attributes from scattered samples. Radial Basis Functions cannot model discontinuities. Thus, geological interfaces like faults cannot be considered by this type of implicit model. The approach developed in this paper is based on unstructured tetrahedral meshes. The implicit functions are defined on the nodes of the mesh and geological discontinuities are represented by discontinuities in the tetrahedral mesh (FRANK 2006). Further, this type of implicit representation allows quantitative estimations (ROYER 2005). In this paper we illustrate Boolean operations of Constructive Solid Geometry performed on the Graphics Processing Unit (GPU). In a first section the basic mode of operation of a GPU is explained.

2 A very short trip down the OpenGL graphics pipeline

Figure 1 shows a schematic view of a programmable OpenGL graphics pipeline. The OpenGL commands enter the pipeline from the left side. These commands define both the model and the view. The result of the graphic pipeline is written into the frame buffer.

- **Evaluator:** The Evaluator stage can be used to approximate curves or surfaces by computing polynomial functions over the input data. This feature is not used by our implementation and is not further described.
- **Vertex unit:** The vertex unit operates on geometrical primitives like points, line segments or polygons. In this unit the vertices are transformed, then lighting operations are performed if requested. A user-defined vertex program can be used to add custom func-

tionality to this stage. Finally, the primitives are clipped to the viewing volume.

- **Rasterizer:** The rasterizer generates a two-dimensional, discrete representation of the points, line segments and polygons. The result is a set of fragments and for each fragment a frame buffer address, a color value and texture addresses are computed.
- **Fragment unit:** The fragment unit operates on every single fragment generated by the rasterizer. In this stage the fragment value (color and opacity) can be altered by blending, conditional and logical operations and many more. Again this stage can be customized by a user-defined fragment shader. The result of the fragment unit is stored in the frame buffer.

This work makes use of vertex shaders to generate and transform texture coordinates for multitexturing applications. Adapted blending functions for geological applications can be implemented by fragment shaders. These shader programs are written using the CG shading language. A detailed description of CG can be found in (FERNANDO & KILGARD 2003; MARK *et al.* 2003).

3 Multitexturing principles

Recent graphics hardware supports multiple texture maps that can be combined in a single rendering pass. Multitexturing opens the door to a wide variety of applications for geological modeling. Distance maps are a widely used tool to determine the distances to faults or wells inside a 3d-model (see figure 3a). Also complex problems of CSG (Constructive Solid Geometry) like intersection and penetration of arbitrary bodies or surfaces can be solved by texture-based techniques.

To co-visualize several attributes, the colors defining these attributes have to be blended for each fragment. This operation is performed on the fragment unit of the OpenGL graphics pipeline (see figure 1). The following sections propose two solutions. The first solution uses the built-in OpenGL blending functions together with a multitexture environment. The second solution defines advanced blending functions using fragment shaders.

3.1 Multitexturing using OpenGL texture units

The blending of several textures can be performed by applying the texture operations sequentially for each texture on every fragment. An

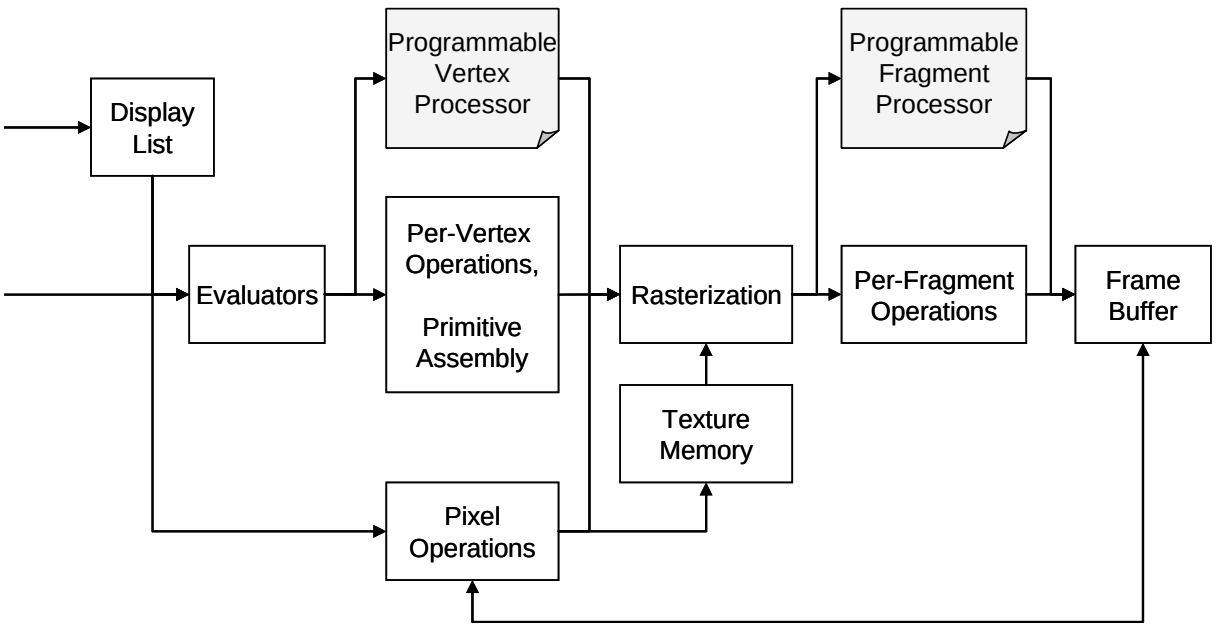


Fig. 1: This figure illustrates a programmable OpenGL graphics pipeline. OpenGL commands enter the pipeline from the left side. These commands describe both the model and the parameters needed to create the view. The vertex and fragment unit can be customized by user-defined programs (vertex and fragment shaders). The result is written into the frame buffer (SEGAL & AKELEY 2003).

OpenGL texture unit (TU_i) takes the current fragment color C_f and texture lookup color CT_i to compute the fragment output color C'_f . The initial fragment color C_f entering the first texture unit TU_0 is rasterized from an opaque white polygon on which lighting operations were performed. This color is blended with the texture lookup color CT_0 of the texture belonging to TU_0. The result of this blending operation is used as input fragment color for the next texture unit TU_1. This cascade-like multitexture procedure is repeated for all active textures but is limited by the maximum number of texture stages. As texture blending function we use GL_MODULATE. The output argument of a texture unit is the product of its input arguments. If the luminance of the multitextured image is too weak, one can scale the output argument with the extension GL_RGB_SCALE_EXT. The result is clamped to [0...1] for alpha and each color channel. The built-in OpenGL texture blending functions are quite limited but useful. For more advanced texture combinations there exists a variety of possibilities. Texture shaders offer a bigger number of built-in texture blending functions and texture combiners join arithmetical operations to create custom texture blending functions (KILGARD 2004). One crucial argument not to use these extensions is the lack of support of these extensions by a series of GPUs. Nowadays, programmable graphic pipelines as illustrated in figure 1 are common features of recent GPUs. A fragment shader extends the per-fragment operations and allows the definition of customized texture blending functions. This solution is illustrated in the following section.

3.2 Customized blending functions using fragment shaders

A fragment shader operates on each single fragment created by the rasterizer of the graphics pipeline (see figure 1). A fragment shader has access to the data of all active texture maps and the texture coordinates of a fragment, which was interpolated by the rasterizer, is available as parameter. Figure 3 shows a basic fragment shader for customized texture blending. This shader

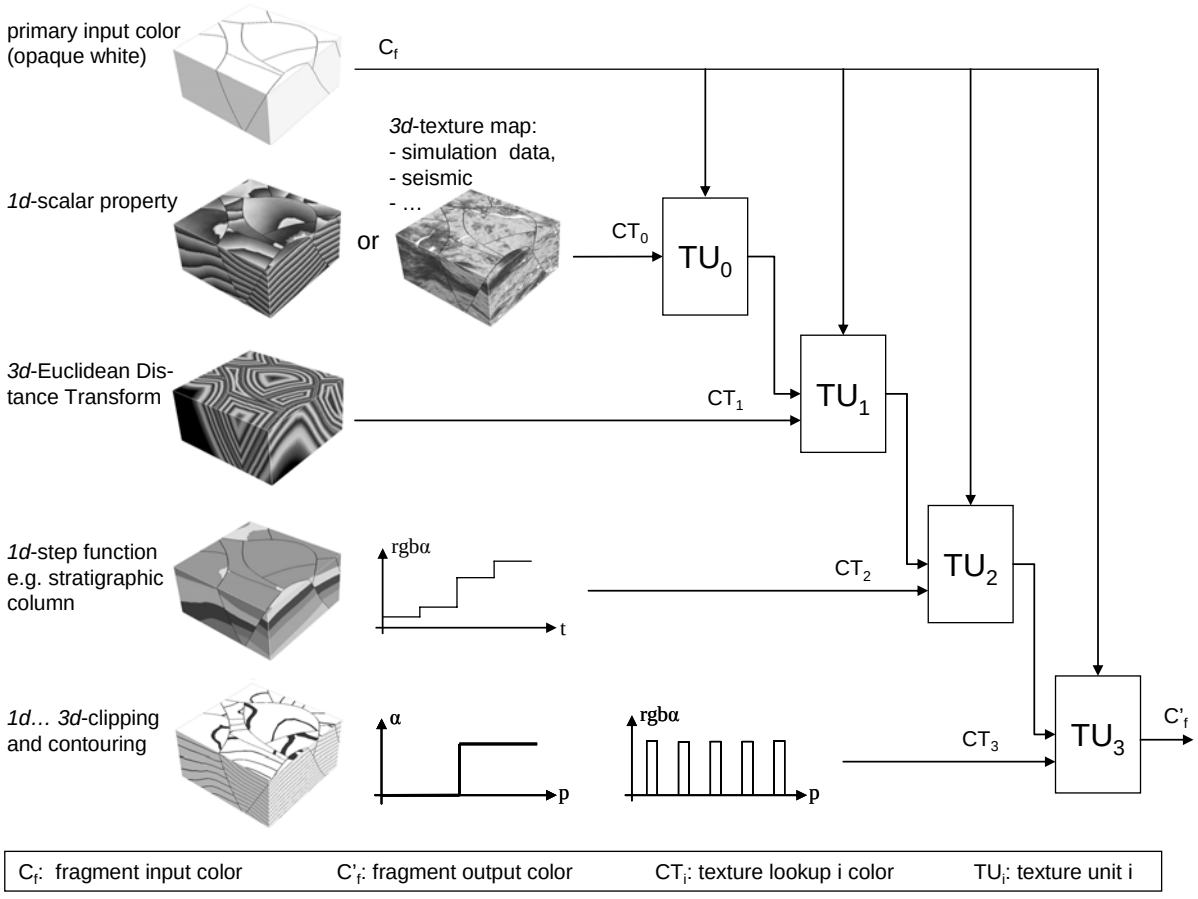


Fig. 2: This figure illustrates an OpenGL multitexture environment. A texture unit TU_i takes the current fragment color C_f and the texture lookup color CT_i to blend the output color $C0_f$. Several texture units can be combined in a cascade where the output color of one texture TU_i unit is used as input fragment color of the following texture unit TU_{i+1}.

```
void main(  float3 tex_coord_0 : TEXCOORD0,
            float3 tex_coord_1 : TEXCOORD1,
            float4 frag_color_in : COLOR,
            out float4 frag_color_out : COLOR,
            uniform sampler3D tex_0,
            uniform sampler3D tex_1,
            uniform float bias )
{
      float4 tex_color_0 = tex3D( tex_0, tex_coord_0 );
      float4 tex_color_1 = tex3D( tex_1, tex_coord_1 );
      frag_color_out = frag_color_in * lerp( tex_color_0 ,
      tex_color_1 , bias );
}
```

Fig. 3: CG fragment shader for texture blending function.

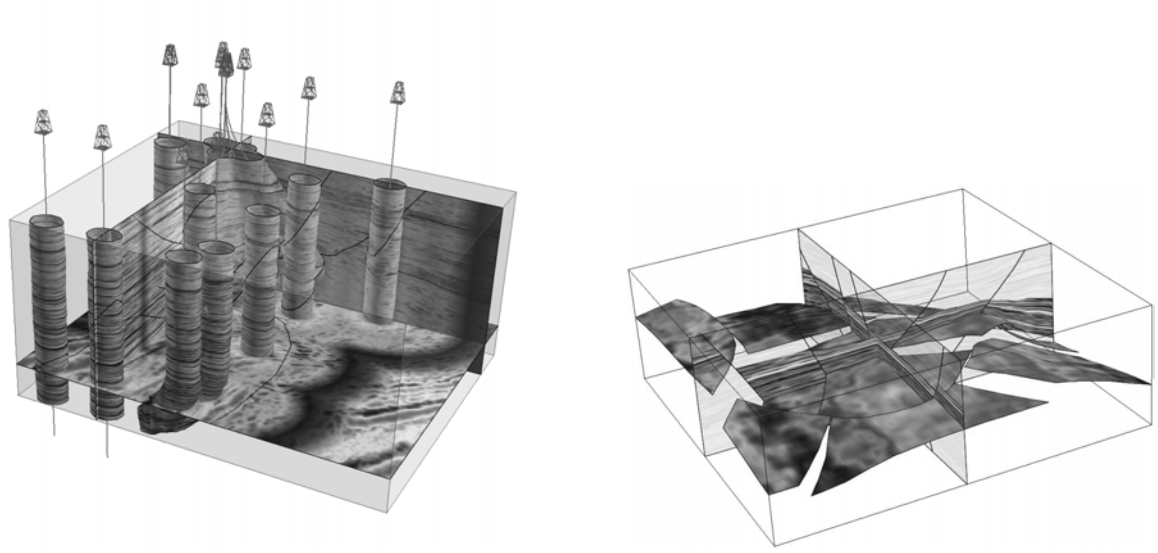
uses two 3D texture maps and the initial fragment color as input arguments to compute the resulting output fragment color. The texture coordinates `tex_coord_0`, `tex_coord_1` and the fragment color `frag_color_in` are passed as values of function parameters. `frag_color_out` is the alias name for the register where the output fragment color is written, `tex_0` and `tex_1` are the two 3d-texture maps. The CG function `tex3D` is used to perform the texture fragment color lookup. The CG function `lerp` interpolates linearly the two texture lookup colors `tex_color_0` and `tex_color_1`. The `lerp` function performs a linear interpolation between two vectors like: c = a*(1−weight)+b*weight. The value of weight is passed as a user-defined variable bias from the client space. Modifying this variable by the user application results in interactive fading effects between the two texture maps. Finally the result of the linear interpolation is multiplied with the input fragment color. The input fragment color is interpolated by the rasterizer from white opaque polygons on which lighting computations where performed. Thus, the lighting is honored by the fragment shader. The fragment shader from figure 3 can easily be extended for additional texture maps and blending functions. Of course, color and alpha channels can also be treated in dependently.

4 Implicit intersection and clipping

The previous section introduced step functions over geological time to visualize the stratigraphic column on a model. This section will generalize the concept of procedural texture maps combined with different texture coordinates. The basic ideas behind this concept will be elaborated in two steps: (1) the implicit calculation of intersections between tri-variate functions and (2) the application of Boolean CSG operations to compute clipping and penetration of implicitly defined bodies.

4.1 Implicit intersection

The examined problem is the computation of the intersection of an iso-value surface S_A of one function φ_A with an iso-value surface S_B of a second function φ_B. An example is the outline of a geological horizon on a cross-section. The numerical solution is the application of the Marching Tetrahedron (MT) algorithm twice. In the first pass the polygons of the iso-value surface S_A are computed. Applying MT a second time constrained by an iso-value of function φ_B to this set of polygons results in the intersection curve. So the additional cost is the second run of MT. When the extracted iso-value surface S_A consists of n polygons and k of these n are intersected by S_B, the additional effort is at least $O(k+log(n))$ using an interval tree (BAJAJ 1999) or parametric octree decomposition. This effort increases linearly for each additional intersection to be computed. A graphical algorithm with constant complexity $O(1)$ will be introduced in the following. To visualize an intersection curve of two functions, let us draw the iso-value surface S_A with a step function over the domain of φ_B. This step function takes identity values for the blending function except for the value the intersection is to be computed. For the GL_MODULATE blending function we define a 1D texture map with opaque white values. Only the position of the intersection value carries the color information of the intersection curve. The normalized values of φ_B are used as texture coordinates.



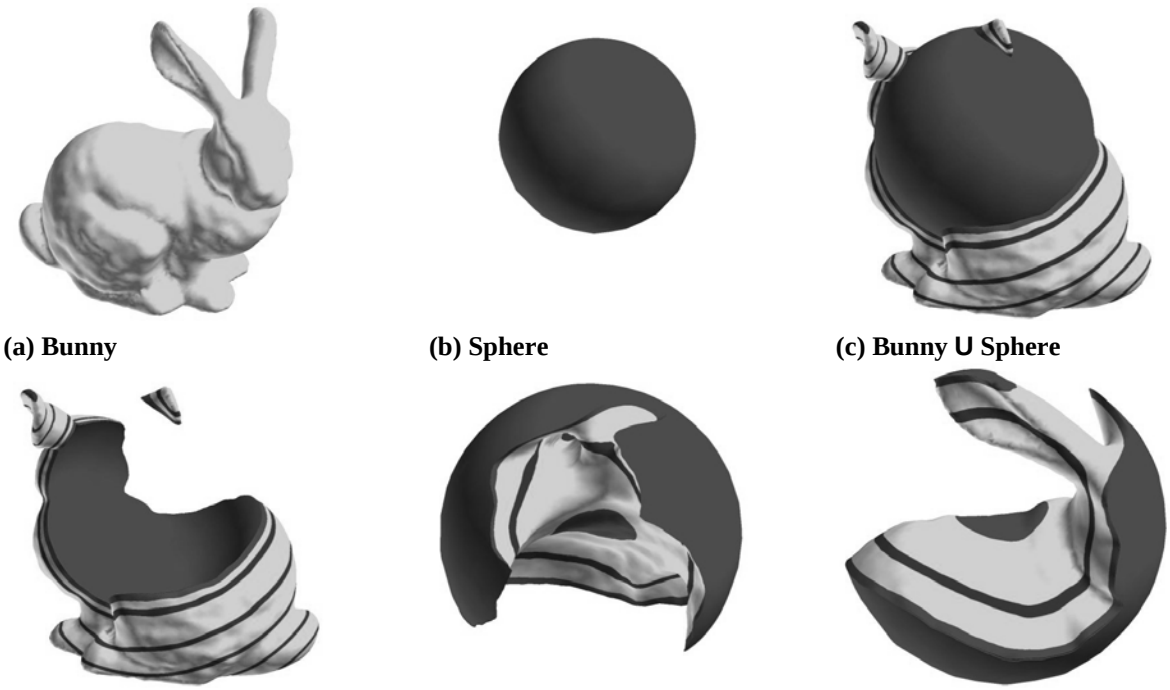
(a) **(b)**

Fig. 4: **(a) shows cross-sections and iso-value surfaces extracted from a tetrahedral mesh. The iso-value surfaces are defined by an iso-distance to the wells. The distance function and seismic data are co-visualized. Fault traces are highlighted by black outlines. Data by courtesy of Earth Decision. (b) Shows two cross-sections and an isochronous surface in a tetrahedralized model. The surfaces were texture-mapped with a synthetic seismic cube and co-rendered with a stratigraphic column. One stratigraphic layer is highlighted, the other parts have a higher transparency. Data by courtesy of Total.**

4.2 Clipping of surfaces and penetration of bodies - applications to CSG

The above introduced algorithm for visualizing the intersection of two implicit surfaces is developed a little further. Especially for CSG applications, not only the intersection between two bodies but also their clipping and penetration is of great importance. Let us consider a step function over the domain of the function φ_A. This function takes zero values in the interval $[\min(\varphi_A),b[$ and is one in the interval $[b,\max(\varphi_A)]$ where b is an arbitrary value of the range of φ_A and defines the clipping threshold. The values of this step function can be treated as alpha values of a texture map, and rendering an iso-value surface of the function φ_B with this texture map will paint all parts of the iso-value surface that take values less than b of φ_A transparent. This is a graphical solution for a clipping algorithm with constant complexity *O(1)* for two implicit surfaces of arbitrary size and complexity. Figure 4(b) shows two cross-sections and an isochronous surface with one highlighted stratigraphic layer. The other stratigraphic layers were clipped using the described algorithm together with the GeoChron time parametrization (MALLET 2004).

This method can easily be extended to more surfaces using more or higher-dimensional texture maps. In CSG applications, bodies of high complexity are often defined as implicit functions. Implicit functions can be easily defined on the nodes of the tetrahedral mesh. In the following, the convention that positive values define the interior and negative values define the exterior of a body is used. The iso-value surface where the implicit function takes the value zero is the boundary surface of the body. Multitexturing techniques can be used to perform Boolean operations like union, difference and intersection on two or more bodies defined by the implicit functions. Figure 5 shows a reconstruction of the Stanford Bunny data set and a sphere. Both bodies are defined as implicit functions with the abovementioned constraints. The images show the results of the Boolean CSG operations. For each Boolean CSG operation a transfer function over the domains of the implicit function φ_A and φ_B defines the transparency of a fragment according to the value tuple of the implicit functions. The transfer functions are illustrated in figure 6. This method can be generalized to *n*-implicitly defined bodies by *n*D transfer functions. Again the complexity of this method only depends on the computation of the texture maps from the *n*D transfer functions and is hereby constant *O(1)* for any model size and complexity.



(a) Bunny **(b) Sphere** **(c) Bunny U Sphere**

(d) Bunny \ Sphere **(e) Sphere \ Bunny** **(f) Bunny ∩ Sphere**

Fig. 5: This series of figures shows the application of Boolean operators to CSG. The Stanford Bunny (a) and a sphere (b) are defined as implicit functions on the nodes of a simplicial 3d-complex. The CSG operations were performed using multitexturing techniques with constant complexity O(1). Data by courtesy of Stanford 3d-Scanning Repository.

5 Application to complex 3D GIS queries

GIS involves simultaneous display of quantitative and qualitative properties to extract space domains favourable to studied phenomenon. The choice of the characteristics to combine lies on the understanding and the knowledge of the phenomenon origins or causes. For instance, uranium deposits are grandly controlled by fluid circulations controlling the redox conditions of the milieu. In such example, potential ore deposition volumes appear by combining distance to fault, lithology and geochemical properties.

Another example in sedimentary geology is the study of stratigraphic sequences and the facies associated with. In addition to the 3D display of stratigraphic column (see figure 7a), the clipping function allows the extraction of specific sequence (figure 7b). On the figure 7b, the 3D GIS query could be summarized as “display the facies property associated to the specified sequence”. Facies maps can also be extracted at the same time (figure 7c).

6 Conclusions

In this paper we introduced a new and innovative method to perform Boolean operations on implicitly defined models. If geological attributes are defined by implicit functions this method can be used to perform complex 3D GIS queries in real time. The implicit model is defined on an unstructured tetrahedral mesh that can take geological discontinuities (e.g. faults) into account and enables to perform quantitative estimations. The 3D queries are performed on the Graphics Processing Unit (GPU). The 3D query is coded into procedural texture maps that are combined on the texture unit of the GPU or by user defined fragment shaders. Applying these textures to isovalue surfaces of the implicitly defined geological attributes, results into the desired 3D query. The complexity of such a query is constant of any model size and complexity and only depends on the screen size. The computation is performed in one rendering path (less than one second). The main drawback of this method is the need for an implicitly defined geological model. But, latest development in geomodeling software shows that implicit modeling becomes more and more important and will be one of the main future trends to explore.

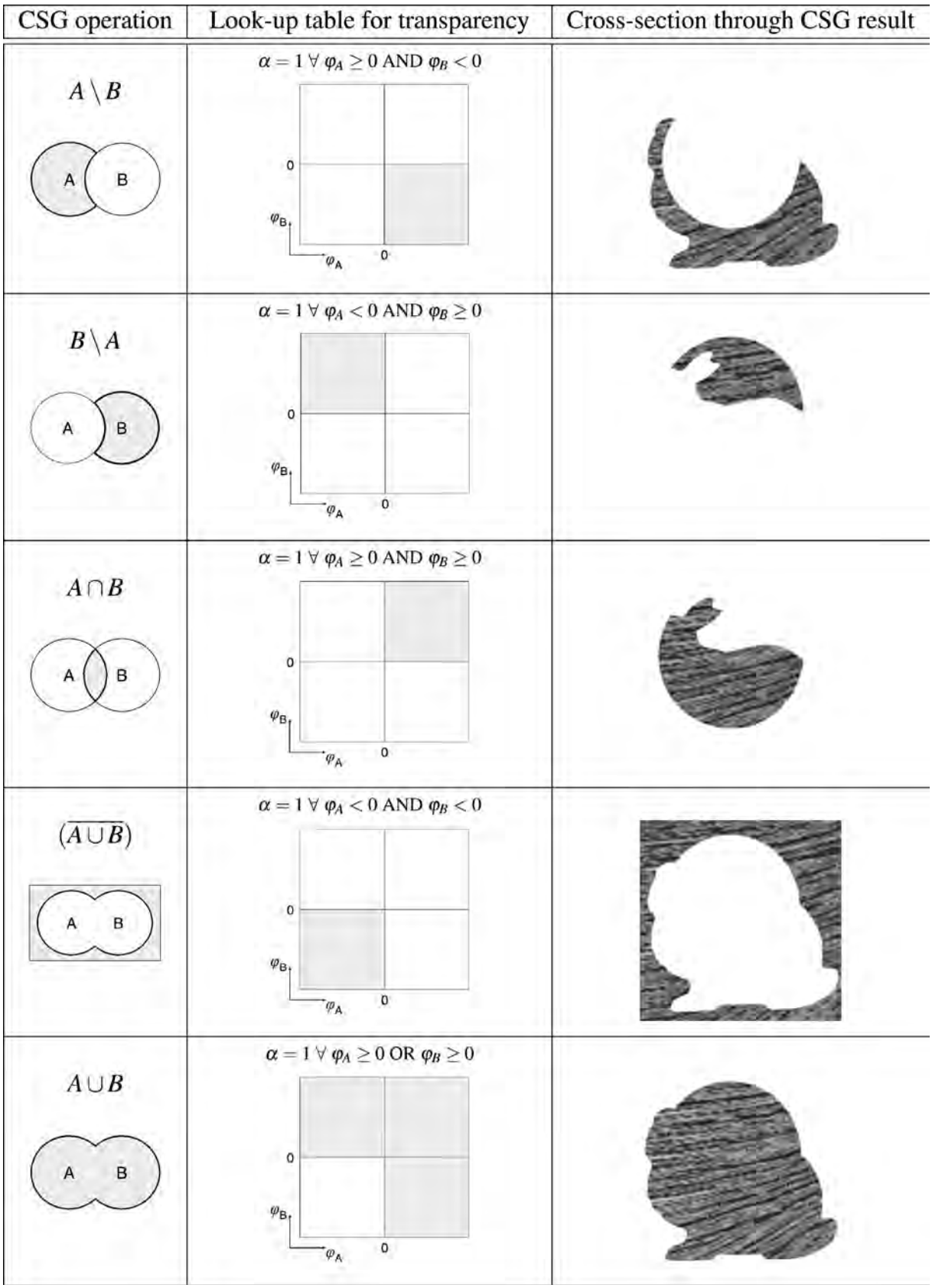
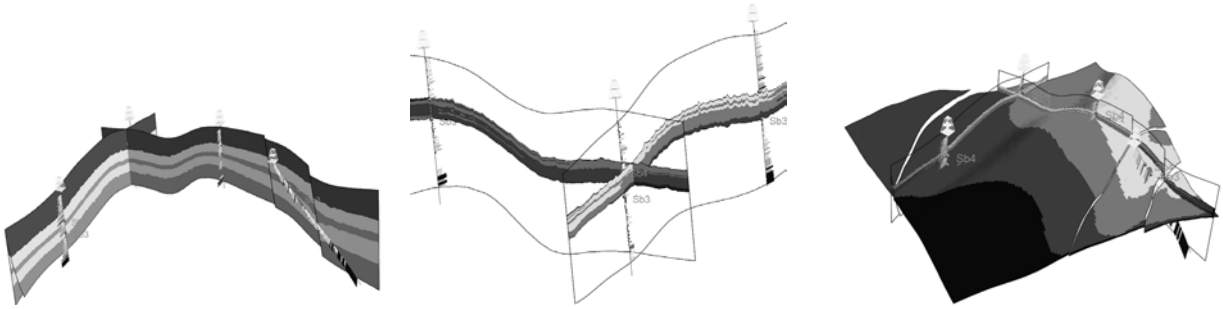


Fig. 6: The look-up tables define the transparency (white quadrants) over the domains of the implicit functions φ_A and φ_B. φ_A and φ_B describe two bodies A and B with the convention that positive values define the interior and negative the exterior of the bodies. Each texture map is applied to the iso-value surface S_A and S_B. The right column illustrates cross-sections through the result of the Boolean CSG operation with additional texture mapping. φ_A defines a bunny and φ_B a sphere.



(a) **(b)** **(c)**

Fig. 7: Applications of 3D GIS queries in sedimentary modeling (Kedzierski, 2006): real-time rendering of the stratigraphic column (a), corendering of specified stratigraphic sequence and simulated facies defined as an implicit function (b), and real-time extraction of cross-sections and isochronous map painted with the facies property (c). Data by courtesy of Total.

7 Acknowledgements

This research work was performed in the frame of the GOCAD research project. The companies and academic members of the GOCAD consortium are hereby acknowledged.

8 References

BLOOMENTHAL, J. & WYVILL, B. (1997): Introduction to Implicit Surfaces, Morgan Kaufmann Publishers Inc., San Fransisco.

COWAN E. J., BEATSON R. K., ROSS H. J., FRIGHT W. R., MCLENNAN T. J., EVANS T. R., CARR J. C., LANE R. G., BRIGHT D. V., GILLMAN A. J., OSHUST P. A. & TITLEY M. (2003): Practical Implicit Geological Modelling, Fifth International Mining Geology Conference. Bendigo.

FERNANDO, R. & KILGARD, M. J. (2003): The Cg Tutorial: The Definitive Guide to Programmable Real-Time Graphics, Addison-Wesley Longman Publishing Co., Inc., Boston, MA, USA.

FRANK, T. (2006): Advanced Visualization and Modeling of Tetrahedral Meshes, PhD thesis. INPL Nancy and TU Freiberg.

KEDZIERSKI, P. & MALLET, J.-L. (2006): The Thalassa Project, In 26th Gocad Meeting Proceedings. Nancy, France.

KILGARD, M. J. (2004): NVIDIA OpenGL Extension Specifications, NVIDIA Corporation.

MALLET, J.-L. (2004): Space-time mathematical framework for sedimentary geology, Mathematical Geology 36, 1.

MARK, W. R., GLANVILLE, R. S., AKELEY, K., & KILGARD, M. J. (2003): CG: a system for programming graphics hardware in a C-like language, ACM Transactions on Graphics 22, 3, 896–907.

ROYER, J.-J. (2005): Conditional integration of a linear function on a tetrahedron, In 25th Gocad Meeting Proceedings. Nancy, France.

SEGAL, M. & AKELEY, K. (2003): The OpenGL Graphics System: A specification (Version 1.5), Silicon Graphics.

Identifizierung der Grundwasserkörper nach EU-WRRL im Saarland und Ermittlung regionaler hydrogeochemischer Hintergrundwerte

Thomas Walter

Landesamt für Umwelt- und Arbeitsschutz, Don-Bosco-Str. 1, 66119 Saarbrücken, t.walter@lua.saarland.de

Die Grenzen der Grundwasserkörper wurden im Saarland vor allem nach hydraulischen und hydrochemischen Kriterien festgelegt. Zur Überprüfung der hydrochemischen Homogenität der Grundwasserkörper wurden für jeden Körper auf der Basis eines Wahrscheinlichkeitsnetzes die Anomalien der Hauptelemente ausgefiltert. An den verbleibenden Daten wurde eine Clusteranalyse zur Überprüfung durchgeführt, inwieweit sich lithologisch ähnliche Grundwasserkörper auch in ihrer Grundmineralisation ähneln. Diese Hypothese, und damit die gewählten Abgrenzungskriterien, stellte sich als richtig heraus, jedoch konnte nachgewiesen werden, dass gering vorbelastete Grundwasserkörper mit hohen Siedlungs- und Industrieanteilen erhöhte Mineralisationen aufweisen, so dass hier rein statistische Methoden zur Ermittlung von Hintergrundwerten nicht mehr anwendbar sind.

In Saarland, location and boundaries of groundwater bodies were identified by application of hydraulical, hydrogeological and hydrochemical criteria. A statistical analysis including a procedure for detection of anomalous values and a cluster analysis was carried out to verify the results of the identification process, based on a probability net. The basic hypothesis of geologically similar groundwater bodies sharing also similar groundwater mineralisations could be confirmed, with the exception of densely populated GWB, where the natural background has changed, obviously by anthropogenic influence.

1 Identifizierung der Grundwasserkörper nach EU-WRRL

Der Begriff Grundwasserkörper (GWK) ist mit der EU-Wasser-Rahmenrichtlinie (EU-WRRL) neu eingeführt worden und bezeichnet „ein abgegrenztes Grundwasservolumen innerhalb eines oder mehrerer Grundwasserleiter“. Ziel der EU-WRRL ist die Erhaltung oder Wiederherstellung des guten mengenmäßigen und chemischen Zustands der GWK. Basis einer kohärenten Beschreibung der GWK musste also die Zusammenfassung hydraulisch und hydrochemisch ähnlicher Bereiche mit identischer geologischer Struktur sein, um für die für die Erstbeschreibung und die späteren Schritte (Monitoring und Maßnahmenpläne) eine möglichst homogene Datengrundlage zu erreichen. Als Datengrundlage dienten:

- Die Hydrogeologische Übersichtskarte von Deutschland 1:200.000 (HÜK 200; DÖRHÖFER et al. 2001) die von den Staatlichen Geologischen Diensten der Länder und der BGR entwickelt wurde und die die hydrogeologischen Eigenschaften der oberen, großräumig zusammenhängenden Grundwasserleiter beschreibt. Dargestellt sind darin die hydrogeologischen Attribute Verfestigung, Gesteinsart, Art des Hohlraums, Durchlässigkeit und geochemischer Gesteinstyp.
- Die daraus entwickelte Karte der Hydrogeologischen Teilräume, die homogene Gebiete gleicher geologischer Struktur mit gemeinsamen hydromechanischen und geochemischen Eigenschaften darstellt (Abb. 1).
- Hydrogeologische Karte des Saarlandes 1:100.000, Blatt 3: Grundwasserbeschaffenheit (WERLE 1992).

Zur groben Gliederung wurden zunächst die Grenzen der Bearbeitungsgebiete (Mosel/Mittelrhein) herangezogen. Die weitere Unterteilung beruht auf den hydrogeologischen Teilräumen und den hydrogeologischen Einheiten der HÜK 200. Grundwasserleiter ähnlicher Lithologie und ähnlicher hydraulischer Eigenschaften wurden zu Grundwasserkörpern zusammengefasst. Die so erhaltenen Flächen wurden nach hydraulischen Kriterien weiter unterteilt: z. T. dabei wurden Einzugsgebietsgrenzen berücksichtigt, in einigen Fällen wurden auch Gewässerläufe als konvergente hydraulische Grenzen zur Abgrenzung der mit Muschelkalk überdeckten Buntsandstein-Bereiche von den unbedeckten herangezogen, da hier deutliche Unterschiede in der Grundwasser-Mineralisation erwartet wurden (Abb. 2). Räumlich klar abge-

grenzte Grundwasservorkommen mit hohen Ergiebigkeiten und wasserwirtschaftlicher Relevanz bilden eigene Grundwasserkörper.

Die Grenzziehung folgt innerhalb der beiden Bearbeitungsgebiete Mosel/Saar und Mittelrhein im Wesentlichen folgender Hierarchie (Abb. 2):

- Strukturgrenzen (Störungen mit großem Versatz)
- Wesentliche lithologische Grenzen mit ausgeprägten Unterschieden der Gesteinseigenschaften
- Grenzstromlinien (Wasserscheiden oder Vorfluter).

Eine durchgängige Hierarchie der Kriterien zur Abgrenzung der Grundwasserkörper kann allerdings nicht durchgehalten werden, wenn räumlich klar voneinander abgegrenzte Körper erzeugt werden sollen. Daher wurden schmale Streifen und kleine Restflächen, die sich aus der Verschneidung unterschiedlicher Informationsebenen ergaben, mit dem jeweils von seinen Gesamteigenschaften ähnlicheren Grundwasserkörper zusammengelegt. Wo dies nicht möglich war, wurden sie nach hydraulischen Kriterien dem jeweiligen Einzugsgebiet zugeschlagen. Mit Rheinland-Pfalz wurde jedoch eine Übereinkunft getroffen, dass das Land mit dem größeren Anteil an einem Grundwasserkörper später die Verantwortung für die Aufstellung der Maßnahmepläne übernimmt. Im Falle der 3 GWK im Bearbeitungsgebietes Mittelrhein (GWK 3, 9 und 12), an dem das Saarland nur einen geringen Anteil besitzt, wurden daher rheinland-pfälzische Methode und Nummerierung übernommen, während 3 rheinland-pfälzische Teileinzugsgebiete, die in den saarländischen Anteil des Bearbeitungsgebietes Mosel/Saar entwässern (GWK 1, 5 und 11), zu den angrenzenden GWK im Saarland geschlagen wurden, mit denen sie die größere Ähnlichkeit im Aufbau aufweisen.

2 Hydrogeologische Eigenschaften der Grundwasserkörper

Die ***devonischen Schiefer und Quarzite*** (im Folgenden als **DSQ** abgekürzt), des GWK 1 streichen auf einem bis etwa 5 km breiten Streifen entlang der nördlichen Landesgrenze aus. Sie haben wegen ihrer geringen bis maximal mäßigen Durchlässigkeit und ihres geringen Anteils an der Landesfläche (ca. 3%) keine wasserwirtschaftliche Relevanz.

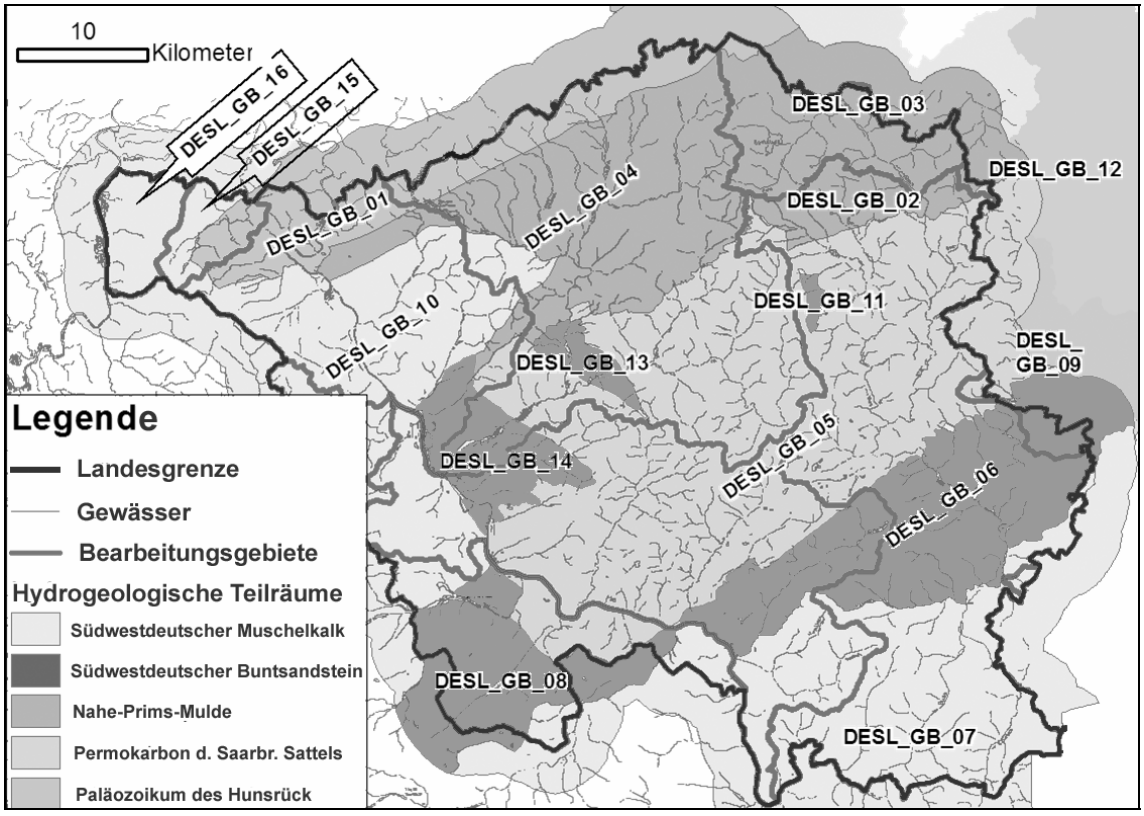


Abb. 1: Hauptdatengrundlagen zur Abgrenzung der GWK im Saarland.

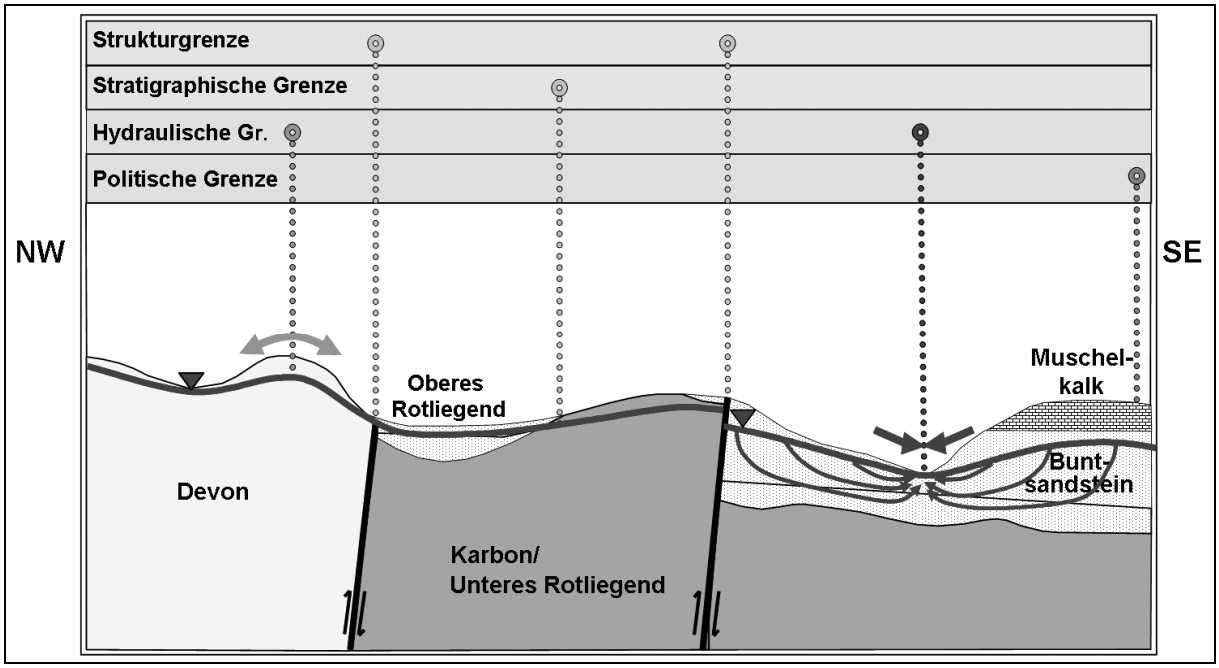


Abb. 2: Schematischer Schnitt mit Darstellung der verschiedenen Arten von GWK-Grenzen. Konvergente hydraulische Grenzen wurden zur Abgrenzung von unterschiedlich hoch mineralisierten Buntsandsteinbereichen herangezogen.

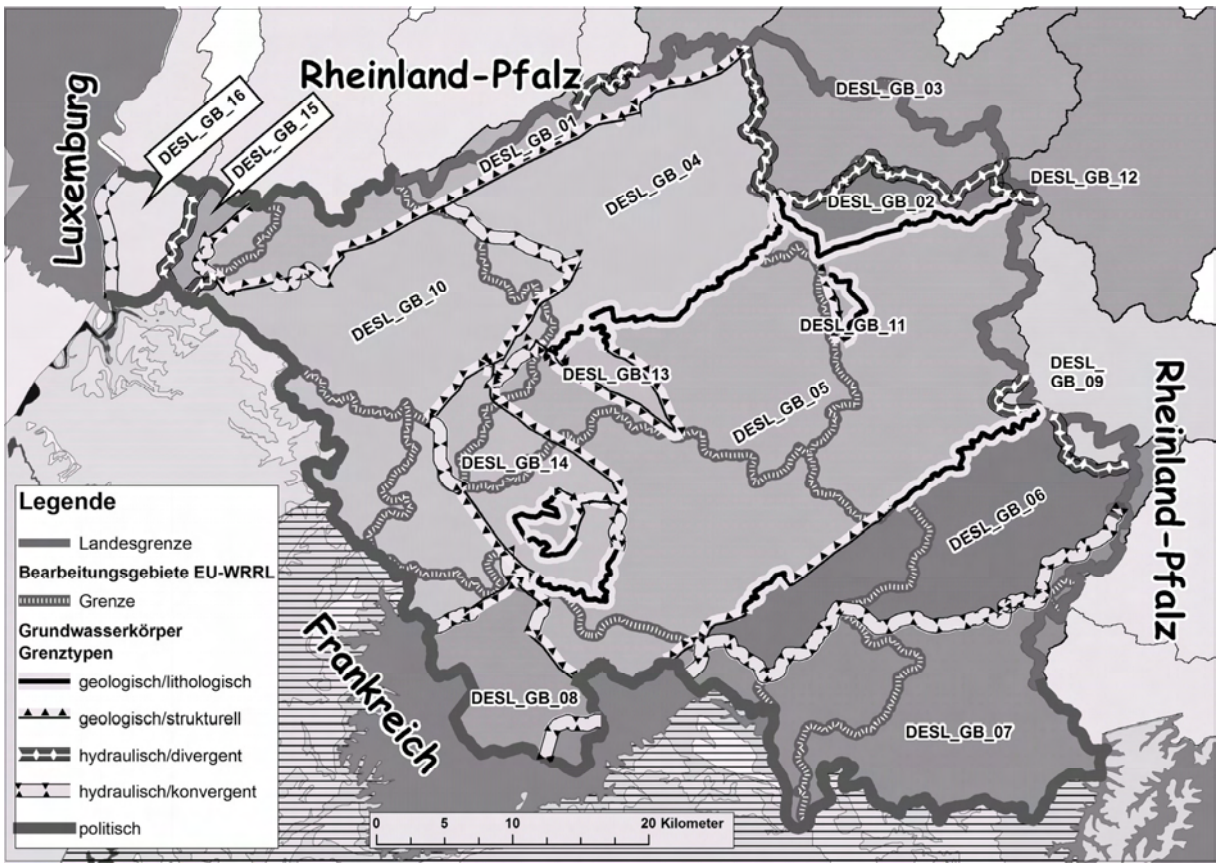


Abb. 3: Lage der Grundwasserkörper- und Art der Grenzen. Die Nummerierung der Grundwasserkörper entspricht der offiziellen Vorgabe der EU-Kommission und ist im Text vereinfacht.

Der Chemismus ist silikatisch und kann nur im Bereich westlich der Saarschleife durch die überlagernden Schichten des Muschelkalks einen karbonatischen Einfluss zeigen. Die Grundwasserqualität ist überwiegend gut bis sehr gut. Wegen des geringen Puffervermögens der Böden treten in den oberflächennahen Grundwässern jedoch z.T. massive Versauerungserscheinungen auf. Das Grundwasser ist oft teilgespannt, eine großräumige Stockwerksgliederung liegt jedoch nicht vor. In der Regel liegt nur ein geringer bis mittlerer Schutz der Grundwasservorkommen vor. Die mit einem Flächenanteil von etwa 2/3 absolut vorherrschende Landnutzung ist die Forstwirtschaft, die Landwirtschaft ist mit nur knapp einem Viertel der Fläche vertreten.

Die etwa 6000 m mächtigen, flach nach N - NW einfallenden Schichten des **Oberkarbons und des Unteren Rotliegend (KUR)** bilden den Grundwasserkörper „Permokarbon des Saareinzugsgebietes“ (GWK 5). Die fast ausschließlich silikatischen Sedimentgesteine sind durch starke vertikale und horizontale fazielle Wechsel gekennzeichnet. Der hohe Anteil feinkörniger Gesteine, aber auch die weiten Korngrößenspektren und die Porenzementierung der gröberen Gesteine behindern die Grundwasserzirkulation stark und Fließvorgänge finden daher fast ausschließlich auf Klüften statt, ohne dass ein durchgängiger Grundwasserspiegel ausgebildet ist. In stärker durchklüfteten Bereichen können kleinräumig allerdings größere Durchlässigkeiten auftreten. Die starke Gesteinsvariabilität macht jedoch belastbare Angaben über mittlere Durchlässigkeiten unmöglich. Nach den Auswertungen der monatlichen Niedrigwasser-Abflüsse nach KILLE (1979) beträgt die Grundwasser-Neubildungsrate etwa 2,5 l/s/km², d.h. etwa 79 mm/a. Grundwasser schützende Deckschichten sind bis auf lokale Vorkommen von Hanglehmen nicht vorhanden. Wegen der geringen Durchlässigkeit und geringen Reichweite von Verunreinigungen kann dem Grundwasserkörper jedoch generell ein mittlerer Schutzstatus zugeordnet werden. Allerdings zeigen Wasserfassungen in den stärker tektonisch beanspruchten Gebieten eine große Empfindlichkeit gegenüber Verunreinigungen von der Oberfläche her. Die vorherrschenden Landnutzungen sind Land- und Forstwirtschaft mit einem Anteil von jeweils knapp 40%. Wegen seiner großen Fläche von 751,6 km² (29,2% der Landesfläche) und seiner geringen Ergiebigkeit bildet dieser GWK eines der zentralen Probleme für die Wasserversorgung des Landes.

Wegen ihrer ähnlichen Eigenschaften sind die Schichten der Tholey-Gruppe des Unteren Rotliegend mit den Sedimenten und den darin eingeschalteten Vulkaniten des Oberrotliegend zusammengefasst (**Oberrotliegend und Vulkanite, ORV**) und umfassen daher die Grundwasserkörper „Oberrotliegend der Primsmulde“ (GWK 4), „Oberrotliegend des Blieseinzuggebietes“ (GWK 2), „Nahe 1“ (GWK 3) und „Glan 3“ (GWK 12). Der höhere Teil des Rotliegend ist vor allem im nördlichen Saarland charakteristisch. Es herrschen grobkörnige Gesteine (Sandsteine, Arkosen und Konglomerate) vor, in die Vulkanite eingeschaltet sind, die im Zentrum der Nahe-Mulde bis zu 800 m Mächtigkeit erreichen können. Die Gesamtmächtigkeit des höheren Rotliegend beträgt insgesamt etwa 1500 m, kann aber, vor allem wenn die Vulkanite fehlen, auch deutlich geringer ausfallen. Der Gesteinschemismus aller auftretenden Formationen ist silikatisch, die auftretenden Grundwässer sind außer in den basischen bis intermediären Vulkaniten in der Regel nur gering mineralisiert. Die Sandsteine sind als kombinierte Poren/Kluft-Grundwasserleiter, die Vulkanite als reine Kluft-Grundwasserleiter ausgebildet. Die insgesamt mäßige Durchlässigkeit liegt allerdings in Bereichen stärkerer Durchklüftung deutlich höher. Die Vulkanite sind auf Grund ihrer geringen Ergiebigkeit wasserwirtschaftlich uninteressant. Abflussmessungen an den Gewässerpegeln ergaben eine Grundwasser-Neubildungsrate von ca. 10 l/s/km². Schützende Deckschichten im engeren Sinne sind in der Regel nicht vorhanden.

Als **Untertriassische Sandsteine (UTS)** werden die Grundwasserkörper mit an der Oberfläche ausstreichendem Buntsandstein: „Buntsandstein des Ostsaarlandes“ (GWK 6), „Buntsandstein des Warndtes“ (GWK 8), „St. Wendeler Graben“ (GWK 11) , „Lebacher Graben“ (GWK 13), „Buntsandstein des Saarlouis-Dillinger Raumes“ (GWK 14), zusammengefasst, die Grundwasserkörper mit durch Muschelkalk und Keuper überdecktem Buntsandstein (Buntsandstein und Muschelkalk der Oberen Saar (GWK 7), Buntsandstein und Muschelkalk der Mittleren Saar (GWK 10), Buntsandstein und Muschelkalk der Unteren Saar (GWK 15), Buntsandstein und Muschelkalk der Mittleren Mosel (GWK 16), die Gruppe **Triassische Sandsteine und Karbonate, (TSK)** bilden.

Der Mittlere Buntsandstein ist der Hauptgrundwasserleiter des Saarlandes und stellt mit einem Flächenanteil von 47% (22% unter jüngerer Überdeckung) auch das am weitesten verbreitete

Gestein im Saarland dar. Die Wechselfolge von z.T. konglomeratischen Felssandsteinbänken und z.T. tonigen Sandfels-Zwischenlagen weist Korngrößen vor allem im fein- bis mittelsandigen Bereich auf. Seine Mächtigkeit erreicht im Osten des Landes über 450 m und nimmt nach Westen langsam ab. Der etwa 50 m mächtige Obere Buntsandstein besteht dagegen überwiegend aus feinkörnigen Sandsteinen. Der folgende Untere Muschelkalk (ca. 45 m) ist durch Feinsandsteine, Tone, Mergel und Dolomitsteine gekennzeichnet. Im obersten Teil herrschen Karbonate vor. Durch die Abfolge unterschiedlich durchlässiger Gesteine entsteht eine Serie von Grundwasserstockwerken, die hydraulisch jedoch nicht vollständig von einander getrennt sind. Bei stärkerer Durchklüftung kann diese Stockwerkstrennung auch aufgehoben werden. Der Komplex wird nach oben von den undurchlässigen Tonen und Mergeln des Mittleren Muschelkalks hydraulisch abgeschlossen. Die mittlere Durchlässigkeit des sm beträgt etwa $5 \cdot 10^{-5}$ m/s., die Gesamtporosität 5 – 10%, der effektive, für das Fließen des Grundwassers zur Verfügung stehende Hohlraum liegt jedoch meist unter 1 %. Auf Grund der Stockwerksgliederung und dem Einfallen der Schichten liegen meist gespannte Verhältnisse vor. Die mittlere natürliche Grundwasserneubildung beträgt etwa 8 - 10 l/s/km².

Der Mittlere Buntsandstein ist ein Kluft-/Porengrundwasserleiter silikatischer Prägung und niedriger bis sehr niedriger Mineralisierung. Nur wo die überlagernden Schichten des Muschelkalks teilweise oder ganz erhalten sind, ist eine deutliche Erhöhung der Gesamtmineralisierung durch die stark karbonatischen Sickerwässer zu erkennen. Eine Schutzwirkung durch die Deckschichten ist für das oberflächennahe Grundwasser in der Regel nicht vorhanden. Durch die Stockwerksgliederung sind die tiefer liegenden Stockwerke jedoch in der Regel gut gegen Verunreinigungen geschützt. Auch bei Überdeckung durch Mittleren Muschelkalk besteht ein hervorragender Schutz gegen Verunreinigungen von der Oberfläche. Aufgrund der sandigen Böden überwiegt mit 50 – 70% die Forstwirtschaft.

Der Obere Muschelkalk tritt im Saarland im Süden (Bliesgau) und im Westen (Saar- und Moselgau) auf, bildet aber nur im Moseltal einen gesättigten Grundwasserleiter, da seine Basis meist oberhalb des Vorflutniveaus liegt und nur ein gering mächtige schwebendes Grundwasserstockwerk ausgebildet ist. Sein Flächenanteil im Saarland beträgt 7%, zusammen mit der nur geringmächtige Keuperüberdeckung 8%. Die Wasserführung beruht auf den teilweise karstartig erweiterten Klüften im Trochitenkalk, der eine mittlere

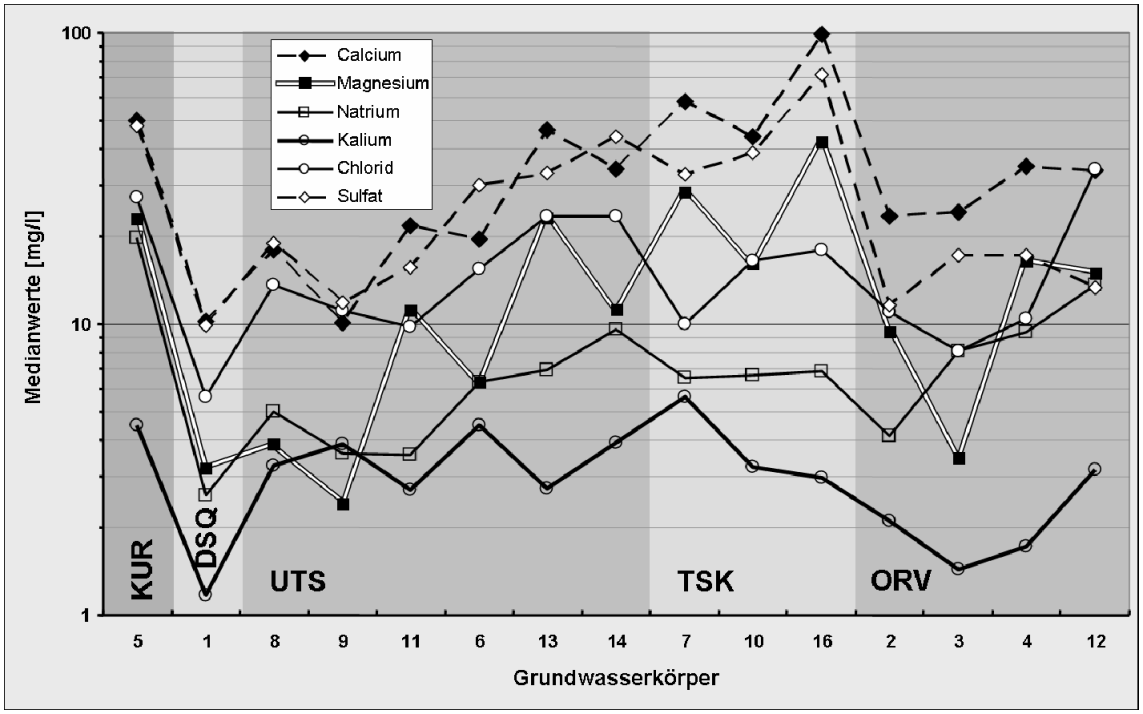


Abb. 4: Medianwerte der GWK, lithologisch gruppiert. Auffällig ist einerseits die insgesamt höheren Gehalte der Gruppe TSK insbesondere gegenüber der Gruppe UTS, aber auch innerhalb der Gruppe UTS die in etwa gleich niedrigen Werte der GWK 8, 9 und 11 gegenüber den deutlich höheren Gehalten in den GWK 6, 13 und 14.

bis mäßige, in stärker geklüfteten bzw. verkarsteten Bereichen auch hohe Durchlässigkeit aufweist. Hier treten dann auch sehr hohe Abstandsgeschwindigkeiten auf. Die hangenden Ceratitenschichten sind dagegen wegen der Wechsellagerung von Mergeln und meist dolomitischen Kalksteinen bis Dolomiten nur gering durchlässig. Das Grundwasser ist eindeutig karbonatisch geprägt. Schützende Deckschichten sind nur in sehr geringem Umfang vorhanden.

3 Überprüfung der Abgrenzung

Zur Überprüfung der Abgrenzung wurde an den Analysen der 850 den einzelnen GWK zugeordneten Bohrungen eine statistische Analyse durchgeführt, um sowohl die Unterschiede zwischen den GWK, als auch die Varianzen innerhalb der Wertegruppen zu ermitteln. Ausgangshypothese war dabei, dass Grundwasserkörper gleicher Ausgangsgeologie auch ähnliche chemische Werte haben sollten. Da jedoch die Anzahl an Analysen für die einzelnen Bohrungen sehr stark variiert und so Bohrungen mit einer Vielzahl an Analysen überproportional gewichtet worden wären, wurden für jede Bohrung und jeden Parameter Mittelwerte errechnet. Eine erste Übersicht lieferte die Darstellung der gegenüber Unterschieden in der Verteilungsform relativ unempfindlichen Medianwerte, die eine starke Abhängigkeit der Verteilungen von der Ausgangsgeologie zeigen (Abb. 4).

Die silikatischen devonischen Schiefer und Quarzite des GWK1 weisen insgesamt die niedrigsten Gehalte auf, gefolgt von den untertriassischen Sandsteinen (UTS), die offensichtlich innerhalb der Gruppe relativ heterogen sind, und den Sedimenten und Vulkaniten des Oberrotliegend (ORV). Höhere Mineralisationen sind, wie zu erwarten, charakteristisch für die triassischen Sandsteine und Karbonate (TSK), bei denen sich die höhere Karbonatlöslichkeit und z. T. auch salinare Einflüsse aus dem Mittleren Muschelkalk zeigen. Eine insgesamt hohe Gesamtmineralisiation zeichnet auch die Sedimente des Karbon und Unteren Rotliegend aus. Eine Gruppierung nach der Ausgangslithologie erscheint also plausibel, allerdings wirkt sich die Vielzahl der Ausreißer in den einzelnen Gruppen störend auf die Durchführung von Tests auf.

Daher mussten im nächsten Schritt die Anomalien von den zu erwartenden Normalwerten getrennt werden. Zur Abtrennung der Anomalien wurde das Verfahren von LEPELTIER (1969) verwendet, das auf der Anwendung eines Wahrscheinlichkeitsnetzes beruht und in der Rohstoffexploration seit Jahrzehnten üblich ist (VAN DEN BOOM 1981). Grundlage des Verfahrens ist die Tatsache, dass unterschiedliche Verteilungen im Wahrscheinlichkeitsnetz durch Geradenabschnitte mit unterschiedlichen Steigungsparametern charakterisiert werden. Der Achsenabschnitt entspricht dabei dem Mittelwert und die Steigung der Standardabweichung.

Das Verfahren wurde in Excel programmiert, da so für wesentliche Teile der Berechnungen und der Darstellungen die bereits vorhandenen Funktionen genutzt werden konnten und nicht neu programmiert werden mussten. Zunächst werden

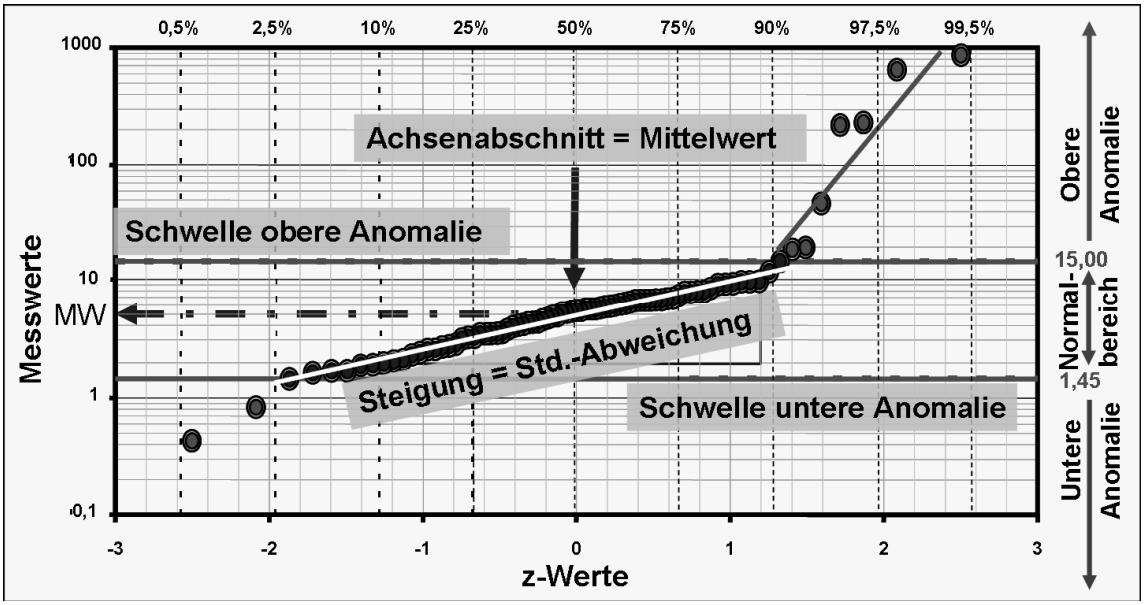


Abb. 5: Wahrscheinlichkeitsnetz mit Darstellung eines Datensatzes mit einem Normalbereich und einer oberen sowie einer unteren Anomalie.

die Daten in absteigender Reihenfolge sortiert und die statistischen Parameter für den gesamten Datensatz ermittelt unter Berücksichtigung des gewählten Verteilungstyps (normal oder lognormal) und eines vorher gewählten Trenn-Perzentilwertes. Dieser wird in der Regel zunächst mit 5% festgelegt, d.h. bei einer zweiseitigen Fragestellung entspricht er den 2,5- und 97,5-Perzentilen und bei einer einseitigen Fragestellung dem 95-Perzentil. Für diesen Wert werden die an den Enden der Verteilung auszuschließenden Daten berechnet und im nächsten Schritt ausgeschlossen, sowie der Trenn-Perzentilwert angepasst, falls erforderlich. Dieses Verfahren wird fortgesetzt, bis sich ein stabiler Zustand ergibt, d.h. bei zwei aufeinander folgenden Schritten keine weiteren Daten mehr ausgeschlossen werden. Mittels des d'Agostino-Pearson-Test auf Normalverteilung wird überprüft, ob der gewählte Verteilungstyp auch angenommen werden kann oder auch nach der Prozedur noch eine heterogene Grundgesamtheit vorliegt.

Zur Charakterisierung der Gesamtmineralisation der GWK wurde das Verfahren für die Hauptan- und –kationen Chlorid, Sulfat, Natrium, Kalium, Calcium, Magnesium durchgeführt. An den für die jeweiligen GWK ermittelten Mittelwerten wurde über eine Clusteranalyse geprüft, ob GWK gleicher Ausgangsgeologie auch gemeinsame Gruppen bilden. Das Ergebnis korreliert sehr gut mit der a-priori-Einstufung, jedoch mit signifikanten Unterschieden (Abb. 6). Grundwasserkörper mit relativ geringer Bevölkerungsdichte (Tab. 1) und ähnlicher Lithologie gruppieren sehr gut, wie die Gruppen 1 (UTS, d.h. im Wesentlichen Mittlerer Buntsandstein) und 2 (ORV und DSQ, die Oberrotliegend-Sedimente und Vulkanite zusammen mit den devonischen Schiefern und Quarziten). Gruppe 2 weist zudem noch die höchsten Niederschläge und hohe Grundwasserneubildungsraten auf.

Dagegen fallen die Grundwasserkörper mit geringer zur erwartender geogener Vorbelastung, aber höherer Siedlungs- und Industriedichte (GWK 6, 13 und 14, siehe auch Tab.1)) zusammen mit den stärker geogen vorbelasteten GWK in die heterogene Gruppe 3. Sie weisen offensichtlich eine andere und vor allem höhere Grundmineralisierung auf als die anderen GWK gleicher Geologie, die auf den erhöhten anthropogenen Einfluss zurückgeführt werden muss und möglicherweise durch eine geringenre Grundwasserneubildungsrate noch verstärkt wird.. Die Erhöhung der Mineralisation kann offensichtlich auch durch verstärkte Schutzmaßnahmen nicht verhindert werden, wie der teilweise sehr hohe Anteil von Wasserschutzgebieten in diesen GWK zeigt. Ein geogener Hintergrundwert lässt sich daher in derartigen GWK mit rein statistischen Mitteln nicht mehr ermitteln. Bei der zukünftigen Festlegung von Sanierungszielen

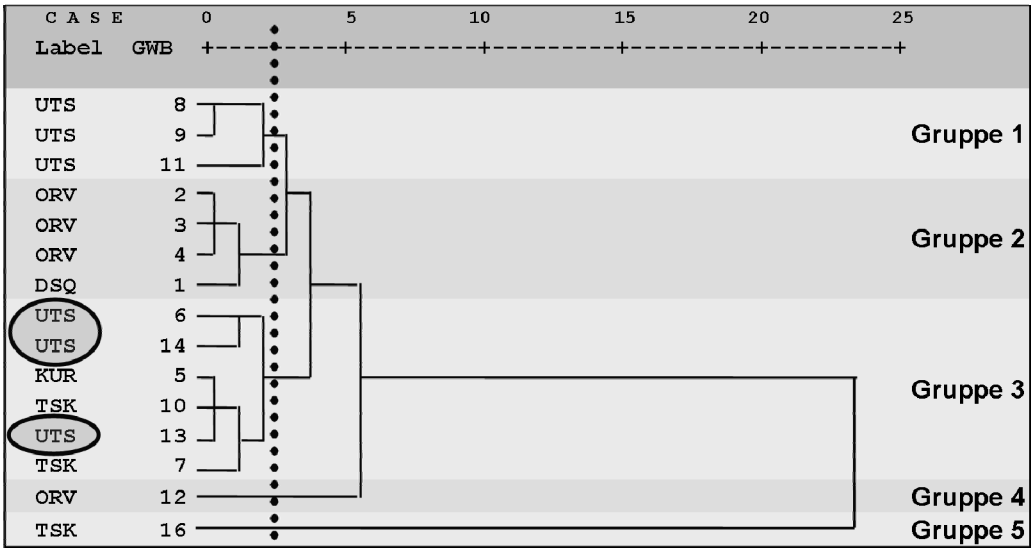


Abb. 6: Ergebnis der Clusteranalyse für die Ionen Chlorid, Sulfat, Natrium, Kalium, Calcium, Magnesium. Besonders hervorgehoben sind die Grundwasserkörper, die in eine andere Gruppe fallen, als anzunehmen wäre. Die Gruppen 4 und 5 (GWK 12 und 16) stellen auf Grund ihrer geringen Fallzahlen und der abweichenden Geologie Sonderfälle dar: für GWK 12 liegen nur Daten aus dem Verbreitungsgebiet basisch-intermediärer Vulkanite, für GWK 16 aus dem Oberen Muschelkalk vor.

Tab. 1: Wesentliche Einflussfaktoren auf die Grundwasserqualität. Die für den GWK wirksamen Faktoren sind fett gedruckt, wenn sie größer als der Mittelwert für das ganze Land sind, negative Einflüsse zusätzlich kursiv gesetzt und unterstrichen. Bei den natürlichen Faktoren sind die geogenen in einer pauschalen Wertung für die Geologie zusammengefasst, während der Niederschlag als Perzentilwert angegeben wird, da so die Unterschiede zwischen den GWK deutlicher werden. Einflüsse aus Siedlung, Industrie und Landwirtschaft werden pauschal als negativ, die aus der Forstwirtschaft als positiv bewertet. Als zusätzlicher Vergleichsfaktor ist der Anteil der Wasserschutzgebiete am GWK angegeben, über den mögliche Einflüsse über Einschränkungen im Umgang mit wassergefährdenden Stoffen erfasst werden.

Cluster-gruppe	GWK	natürliche Faktoren		anthropogene Faktoren					
				Landnutzung					WSG-Anteil
		Geologie	Quantile Winter-niederschlag	Siedlung	Industrie	Landwirtschaft	Forst	sonstige	
1	8	UTS	*8,8*	10,70%	1,90%	16,20%	**69,30%**	2,00%	**68,10%**
	9	UTS	51,9	6,70%	1,20%	16,10%	**73,40%**	**2,60%**	*7,80%*
	11	UTS	70,0	8,80%	0,10%	*58,20%*	32,80%	0,10%	**70,60%**
2	4	DSQ	**82,2**	9,20%	1,00%	*44,80%*	**43,60%**	1,40%	*13,50%*
	2	ORV	**83,1**	13,20%	0,30%	*46,80%*	38,20%	1,50%	*6,90%*
	3	ORV	**89,6**	7,00%	0,70%	*41,10%*	**49,10%**	2,10%	*0,20%*
	1	ORV	**77,7**	6,80%	0,70%	23,80%	**65,70%**	**3,00%**	*12,00%*
3	6	UTS	30,9	*22,60%*	*6,30%*	17,60%	**51,60%**	1,90%	**69,30%**
	14	UTS	*15,2*	*21,50%*	*9,10%*	31,10%	35,40%	**2,90%**	**43,80%**
	13	UTS	32,4	*28,00%*	*3,90%*	37,70%	28,50%	1,80%	**97,30%**
	5	*KUR*	46,1	*17,40%*	*3,80%*	38,90%	38,10%	1,80%	*3,00%*
	10	*TSK*	29,7	11,40%	1,60%	*47,70%*	37,20%	2,10%	*24,40%*
	7	*TSK*	25,6	12,10%	2,40%	*54,40%*	28,00%	**3,20%**	**45,60%**
4	12	ORV	73,9	9,00%	*6,80%*	*48,30%*	31,50%	**4,30%**	*0,30%*
5	15	*TSK*	*24,4*	4,50%	0,30%	*73,80%*	8,80%	**12,60%**	**47,10%**
	16	*TSK*	42,2	6,60%	1,20%	*57,30%*	27,70%	**7,20%**	*12,30%*
Mittelwerte			487,2 mm	14,00%	2,90%	39,60%	41,20%	2,30%	32,64%

muss jedoch in diesen Fällen ein erhöhter regionaler Background berücksichtigt werden.

Grundsätzlich lassen sich die Grundwasserkörper jedoch an Hand ihrer Mineralisation in einer Weise gruppieren, die das in Abschnitt 2 beschriebene Abgrenzungsverfahren bestätigt.

4 Literatur

BGR (Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe): Hydrogeologische Übersichtskarte von Deutschland 1:200.000 (HÜK 200, http://www.bgr.de/app/huek200/)

CIPMS/IKSMS (Commissions Internationales pour la Protection de la Moselle et de la Sarre/Internationale Kommissionen zum Schutze der Mosel und der Saar, 2004): Richtlinie 2000/60/EG, Internationale Flussgebietseinheit RHEIN, Internationales Bearbeitungsgebiet „Mosel-Saar“, Bestandsaufnahme. Trier (http://213.139.159.34/servlet/is/507/)

DÖRHÖFER, G., HANNAPPEL, S. & VOIGT, H. J. (2001): Die Hydrogeologische **Ü**bersichtskarte von Deutschland (HÜK 200). – Z. angew. Geol., 47/3+4, S 153 - 159; 3 Abb., 1 Tab.; Hannover.

LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, 2003) Arbeitshilfe zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie, http://www.lawa.de/lawaroot/pub/download.html. 148 S.

LEPELTIER, C. (1969): A simplified statistical treatment of geochemical data by graphical representation. – Economic Geology, Vol. 64, P. 538 - 550.

VAN DEN BOOM, G. (1981): Geochemische Prospektionsmethoden, in: BENDER, F. (Ed.): Angewandte Geowissenschaften, Band 1, Geologie, Geländeaufnahme, Strukturgeologie, Gefügekunde, Bodenkunde, Mineralogie, Petrographie, Geochemie, Paläontologie, Meeresgeologie, Fernerkundung, Wirtschaftsgeologie. 327-357. Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart.

WALTER, T. (2005): Implementation of the Water Framework Directive in Saarland (Germany): Identification of groundwater bodies and installation of a new monitoring network. – International Workshop "From Data Gathering and Groundwater Modelling to Integrated Managment, Alicante (Spain), 4-8th October 2005

WERLE, B. (1992): Hydrogeologische Karte des Saarlandes, Blatt 3: Grundwasserbeschaffenheit, Geologisches Landesamt des Saarlandes, Saarbrücken, 1992.

Autor	Seite
Agafonov, J. F.	189
Apel, M.	271, 325
Arnold, I.	29
Bahl, T.	165
Barth, A.	181, 241, 245
Barth, A.	241
Beckmann, A.	159
Benthaus, F.-C.	85, 113, 263
Berndt, Th.	241
Bilek, F.	153
Block, C.	317
Boeck, H.-J.	297
Böhme, M.	325
Bowell, R.	213
Bozau, E.	55
Brackhage, C.	79
Büchel, G.	71
Bürger, St.	263
Croukamp, L.	181
Dienemann, C.	79
Dienemann, H.	79
Dmitriev, A. P.	189
Dohmen, M.	253
Dudel, E. G.	79
Eisermann, D.	159
Etzold , S.	245
Frank, T.	331
Geistlinger, H.	159
Geller, W.	55
Gerhardt, M.	159
Glombitza, F.	29, 61
Gorling, L.	311
Görne, S.	317
Graupner, B.	125, 263
Greif, A.	47
Hasche-Berger, A.	37
Hedrich, S.	61
Heilmann, H.	199
Heinicke, J.	271
Heinzel, E.	61
Herzsprung, P.	55
Hild, St.	181
Hofmann, M.	273
Hoppe, A.	273
Höppner, St.	105
Horak, G.	69
Horna, F.	317
Hübschmann, M.	317
Janneck, E.	29, 61
Jany , S.	287
Kedzierski , P.	331
Klemm, W.	47
Koch, R.	145, 165
Koschorreck, M.	55
Krentz, K.	317
Kühne, K.	221, 227
Kus, G.	303
Lamelas Gracia, T.	273
Lang, St.	273
Lange, Th.	297
Lazik, D.	159
Lenk, St.	133
Lerch, Ch.	273
Litvinova, T.	195
Luckner, L.	113
Marinoni, O.	273
Märten, H.	13
Martienssen, M.	159
Martinelli, G.	271
Maul, A.-A.	221
Merkel, B.	125
Nindel, R.	241
Noubactep, C.	173
Pamer, R.	303
Pester, S.	221
Pompe, W.	69
Preuß, V.	145, 165
Rabe, W.	97
Rätzel, G.	61
Richter, G.	113
Rieger, K.	105
Roos, M.	181
Rotsche, J.	79
Rudinskaya, J.	181
Rühaak, W.	311
Sauter, M.	71
Schaffrath, M.	203
Schipek, M.	125
Schirmer, M.	159
Schlee, K.	29
Schlömann, M.	61
Schlumprecht, H.	203
Schmidt, F.	241
Schneider, P.	203
Scholz, G.	105
Schöner, A.	71
Schönhardt, M.	277
Schöpke, R.	145, 165
Schrott, B.	233
Schulz, R.	221, 311
Seifert, J.	61
Sieste, M.	181
Simon, J.	37
Sonntag, H.	203
Spirt, M. J.	189
Steudel, K.	69
Strzodka, M.	23
Uhlmann, W.	85, 97
Unger, Y.	119
Wagner, B.	303

Autor	Seite
Walter , Th.	339
Weiske, A.	79
Wendt-Potthoff, K.	55
Werner, P.	69
Werner, F.	113, 125, 263
Willscher, S.	69, 139
Wisotzky, F.	133
Witt, K. J.	277
Wolf, M.	61
Wolkersdorfer, Ch.	37, 119, 125, 213
Wudtke, R.-B.	277
Younger, P. L.	213
Zilberchmidt, M. G.	189
Zittwitz, M.	159

IMWA – INTERNATIONAL MINE WATER ASSOCIATION

Application Form

www.IMWA.info

INDIVIDUAL OR STUDENT MEMBER

Name and Surname _____

Title/Major _____

Address (Business) _____

_____

Telephone No. _____ Fax No. _____ E-mail _____

Address (Residence) _____

_____

Telephone No. _____ Fax No. _____ E-mail _____

Please indicate address for correspondence: ❑ Business ❑ Residence

Membership Class (Please check one): ❑ Individual ❑ Student (up to 25 years)

Date of Birth _____ Country of Birth _____

Citizenship _____

Signature _____ Date of Application _____

Payment enclosed for calendar year(s) 20 __

❑ Individual Member: US $40.00 per year or payment by Credit Card: US $42.00 per year

❑ Student Member: US $20.00 per year or payment by Credit Card: US $21.00 per year

Method of Payment:

❑ Check** ❑ Wire funds transfer***

❑ Visa Card* ❑ MasterCard*

* Name on Card: _____

Card N°: _____ Exp. Date: _____

Signature: _____

**** Please send checks payable to IMWA to:**

Adrian BROWN (Treasurer)
c/o Adrian Brown Consultants, Inc.
130 West 4th Avenue
Denver, CO 80223, USA
Telephone: +1/303/698-9080
Fax: +1/303/698-9241
E-mail: Treasurer@IMWA.info

***** Please wire funds to:**

First Bank of Colorado
P.O. Box 150097
Lakewood, Colorado 80215, USA
International Mine Water Association
Account No.: 216 297 8261
Routing No.: 107005047
Telephone: +1/303/237-5000

/...

Application Form

TRAINING AND EXPERIENCE (Please use extra sheet if necessary)

IMWA – INTERNATIONAL MINE WATER ASSOCIATION

Application Form

www.IMWA.info

CORPORATE MEMBER

Name of Institution _____

Name of authorized person _____

Title _____

Address _____

_____

Telephone No._____ Fax No._____ E-mail _____

Headquarters located in _____ (City and Country)

Additional branches in _____ (City and Country)

Signature _____ Date of Application _____

Payment enclosed for calendar year(s) 20_____

Below 5 Members:	US $200.00 / year or	Credit Card:	US $210.00 / year
Between 5 and 10 Members:	US $400.00 / year or	Credit Card:	US $420.00 / year
Between 11 and 25 Members:	US $1,000.00 / year or	Credit Card:	US $1,050.00 / year
Over 25 Members:	US $2,000.00 / year or	Credit Card:	US $2,100.00 / year

Method of Payment:

Check* Wire funds transfer**

Visa*** MasterCard***

*** Name on Card: _____

Card N°: _____ Exp. Date: _____

Signature: _____

***Please send checks payable to IMWA to:**

Adrian BROWN (Treasurer)
c/o Adrian Brown Consultants, Inc.
130 West 4th Avenue
Denver, CO 80223, USA
Telephone: +1/303/698-9080
Fax: +1/303/698-9241
E-mail: Treasurer@IMWA.info

****Please wire funds to:**

First Bank of Colorado
P.O. Box 150097
Lakewood, Colorado 80215, USA
International Mine Water Association
Account No.: 216 297 8261
Routing No.: 107005047
Telephone: +1/303/237-5000

/...

Application Form



TYPE OF INSTITUTION, ORGANIZATION OR FIRM

National Enterprise

Private Society

University

Industrial Company

Research Institute

Government

Consulting Firm

Other (please state)_____

MAIN LINE OF WORK (Please use extra sheet if necessary)

MAIN ACTIVITIES AND EXPERIENCE (Please use separate sheet if necessary)