



B. Merkel, H. Schaeben, Ch. Wolkersdorfer, A. Hasche (Hrsg.)  
Behandlungstechnologien für bergbaubeeinflusste Wässer  
GIS - Geowissenschaftliche Anwendungen und Entwicklungen



**Wissenschaftliche Mitteilungen**

INSTITUT FÜR GEOLOGIE

**28**

Freiberg

**2005**



# **TU BERGAKADEMIE FREIBERG**

## **56. Berg- und Hüttenmännischer Tag**



**„Behandlungstechnologien für  
bergbaubeeinflusste Wässer“**

**„GIS – Geowissenschaftliche Anwendungen  
und Entwicklungen“**

**17. Juni 2005**



**Institut für Geologie**

**Prof. Dr. Broder J. Merkel**

**Prof. Dr. Helmut Schaeben**

**Dr. Christian Wolkersdorfer**

**Dipl.-Geol. Andrea Hasche**



## Inhaltsverzeichnis

---

<b>Herzlich Willkommen!</b> .....	7
<b>Behandlungstechnologien für bergbaubeeinflusste Wässer</b> .....	9
<b>Beckmann, A.; Zittwitz, M.; Gerhardt, M.; Martienssen, M.; Geistlinger, H.; Schirmer, M.</b>	
Modellgestützte Feedback-Steuerung für modulare in-situ Gaswände.....	9
<b>Benthaus, F.-C.; Nitsche, C.</b>	
Wiederherstellung des Wasserhaushaltes in den vom Braunkohlebergbau beeinflussten Gebieten Mitteldeutschlands und der Lausitz .....	15
<b>Bilek, F.</b>	
Entwicklung und anlagentechnische Umsetzung einer neuen Prozesskette zur in-situ- Sulfatdekontamination und Alkalinisierung schwefelsaurer Grubenwässer .....	21
<b>Dienemann, C.; Dienemann, H.; Stolz, L.; Dudel, E.G.</b>	
Verwendung von Algen und submersen kalzifizierenden Wasserpflanzen zur Aufbereitung neutraler bis basischer uranhaltiger Wässer .....	27
<b>Hurst, St.; Börke, P.; Abo-Rady, M.; Engelmann, U.; Felix, M.</b>	
Notwendigkeit der (Weiter-) Entwicklung passiver Wasserbehandlungsmethoden vor dem Hintergrund der WRRL .....	33
<b>Mbudi, C.; Merkel, B.</b>	
A Laboratory Assessment of Uranium and Arsenic Removal Efficiency from Schneckenstein Uranium Tailing Leachates Using Scrap Iron .....	43
<b>Merkel, B.</b>	
Alkalinitätserhöhung in sauren Grubenwässern durch CO <sub>2</sub> -Zugabe .....	51
<b>Preuß, V.</b>	
Konkurrenz zwischen Methanogenen und Desulfurikanten bei der biochemischen Entsäuerung von Bergbauwässern bei Verwendung von Methanol als C- und Energiequelle.....	57
<b>Regenspurg, S.; Meima, J.A.; Kassahun, A.; Rammelmair, D.</b>	
Krustenbildung in Bergbauhalden .....	63
<b>Schlegel, A.; Dennis, R.; Simms, J.</b>	
Altes Eisen schluckt Arsen .....	69
<b>Scholz, G.</b>	
Inlake-Technik - ein effizientes Verfahren zur Alkalinisierung und Sulfatreduzierung schwefelsaurer Tagebaurestseen .....	75
<b>Schöpke, R.</b>	
Anforderungen an Substrate zur Behandlung von AMD durch Sulfatreduktion - Eignung und Genehmigungsfähigkeit .....	81
<b>Wolkersdorfer, Ch.; Hasche, A.; Göbel, J.; Younger, P.L.</b>	
Tracer Test in the Bowden Closed Passive Treatment System.....	87
<b>Autorenverzeichnis</b> .....	173

<b>GIS – Geowissenschaftliche Anwendungen und Entwicklungen .....</b>	<b>95</b>
<b>Barth, A.</b>	
Nationwide collection, recording, and provision of geo-scientific data - examples from Namibia, Germany, and Kosovo.....	95
<b>Baumann, P.; Unnithan, V.; Schäfer, A.</b>	
Großvolumige Rasterkarten in Open-Source Datenbanken.....	99
<b>Forberig, St.</b>	
Technologie zur Erstellung hochgenauer digitaler Geländemodelle (DGM).....	107
<b>Grimm, R.; Hübschmann, M.; Storz, W.</b>	
Aufbau eines GIS-gestützten 3D-Strukturmodells im Rahmen der hydrogeologischen Spezialkartierung in Sachsen .....	111
<b>Kahnt, R.; Lochmann, K.</b>	
Der Surfer auf dem Server: Freie Interpolation von GIS- Attributen im IE .....	117
<b>Kleeberg, K.</b>	
Eine ArcGIS- Anwendung für sächsische Rohstoffe .....	119
<b>Krentz, O.; Friebe, A.; Koch, E.A.</b>	
Anwendung digitaler Geodaten – Die geologische Karte GK 50-dig von Sachsen .....	123
<b>Kutter, St.; Baumbach, H.-H.</b>	
Lebensräume nach dem Tagebau - GIS-gestützte Flächensanierung in der Praxis .....	127
<b>Löbel, K.-H.; Niemeyer, I.</b>	
Teilautomatisierte Erfassung geometrischer Basisdaten aus dem Bergmännischen Risswerk .....	131
<b>Melzer, P.; Hahn, T.; Kroner, U.</b>	
Geodatenmanagement in ArcGis für das zentrale Saxothuringikum östlich der Fränkischen Linie.....	141
<b>Munier, K.; Burger, H.; Götze, H.-J.</b>	
Datenmanagement und GIS-Einsatz bei einem geowissenschaftlichen Großforschungsprojekt – Konzepte, Realisation und Probleme.....	145
<b>Rascher, J.; Fischer, J.; Dutschmann, U.; Schultz, Ch.</b>	
Hydrogeologisches Kartenwerk auf Basis von Arc-Info für die Stadt Leipzig: Karten zur Verbreitung und Geschütztheit der quartären Grundwasserleiter .....	151
<b>Schendel, A.; Kroner, U.</b>	
Konzeption eines Geoinformationssystems für das Appallachen-Varisziden-Uraliden- Orogen .....	155
<b>Torchala, B.; Barth, A.</b>	
Xafis - Ein System zum Aufbau bzw. zur automatisierten Generierung server- sowie clientbasierter fachbezogener Geographischer Informationssysteme in der Web- Technologie.....	157
<b>Wycisk, P.; Gossel, W.; Fabritius, H.</b>	
Geologische 3D-Modellierung und ihre Anwendungsmöglichkeiten in Berbau- und Industriefolgelandschaften.....	163
<b>Autorenverzeichnis.....</b>	<b>173</b>

## **Herzlich Willkommen!**

---

Herzlich Willkommen an der Bergakademie Freiberg, der ältesten noch am Ort seiner Gründung bestehenden Einrichtung dieser Art. Wir haben uns erneut dazu entschlossen, Ihnen die beiden Kolloquien des Geologischen Instituts im Rahmen des 56. Berg- und Hüttenmännischen Tags 2005 gemeinsam zu präsentieren. Damit unterstreichen wir zum einen unsere jeweilige Kompetenz in dieser Fachrichtung aber auch die Nähe von GIS-Anwendungen und der Hydrogeologie. Gera de die Europäische Wasserrahmenrichtlinie macht deutlich, wie wichtig die Interaktion dieser beiden Spezialdisziplinen ist – und künftig sein wird.

Wasser ist zusammen mit der Atmosphäre der begrenzende Faktor für das Überleben auf diesem Planeten. Bei zunehmender Weltbevölkerung wird die Ressource Wasser nicht nur in ariden und semiariden Gebieten immer knapper werden. Wir werden daher in Zukunft nicht nur Festgestein- und Karstgrundwasserleiter intensiver als heute nutzen, sondern uns auch verstärkt um die Wasserreinigung und Sanierung kontaminiert Wasserkörper kümmern müssen. Dies ist eine Vorgabe der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) aber vor Allem ein Gebot der Vernunft und unserer Verantwortung für kommende Generationen.

Dies belegt die anhaltende Aktualität von Geoinformation, Geodaten und ihrer Infrastruktur für Geowissenschaftler, Planer und Ingenieure. Daher veranstalten wir auch das vierte Kolloquium „GIS – Geowissenschaftliche Anwendungen und Entwicklungen“, um Gelegenheit zum Erfahrungs- und Ideenaustausch zu bieten. 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.

Nicht unerhebliche Wassermengen wurden und werden durch die Förderung mineralischer und organischer Rohstoffe (Kohle, Erdöl, Erdgas) 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 (International Network of Acid Prevention) 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 erhebliche 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).

In den vorgesehenen 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.

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 26. Mai 2005

Prof. Dr. Broder MERKEL  
Dr. Christian WOLKERSDORFER  
Dipl.-Geol. Andrea HASCHE

Prof. Dr. Helmut SCHAEBEN  
Dr. Andreas BARTH  
Dr. Eckart GEISSLER



# Modellgestützte Feedback-Steuerung für modulare in-situ Gaswände

Annika Beckmann<sup>1</sup>, Mark Zittwitz<sup>1</sup>, Matthias Gerhardt<sup>1</sup>, Marion Martienssen<sup>2</sup>, Helmut Geistlinger<sup>2</sup>, Mario Schirmer<sup>2</sup>

<sup>1</sup>BIOPRACT GmbH, Rudower Chaussee 29, Eingang Kekuléstraße 7, 12489 Berlin,  
E-Mail: beckmann@biopract.de

<sup>2</sup>UFZ – Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Theodor-Lieser-Str. 4, 06120 Halle/Saale

Im Rahmen eines vom BMWA geförderten Projektes wird die Entwicklung und der Einsatz einer modellgestützten Feedback-Steuerung für die Errichtung von modularen in-situ Gasinjektionssystemen an einem hauptsächlich mit BTEX und MTBE kontaminierten Standort in Leuna, Sachsen-Anhalt, durchgeführt. Darüber hinaus soll der für den Modellstandort entwickelte Lösungsansatz auf andere Standorte und Schadstoffe übertragen werden.

---

## 1 Einleitung

Vor dem Hintergrund sinkender finanzieller Möglichkeiten vieler Standorteigentümer und der zunehmenden Komplexität der zur Sanierung gelangenden Schadensfälle gewinnen Verfahren der in-situ Sanierung von Grundwasserkontaminationen verstärkt an Bedeutung. Besonders für Standorte, welche großflächig und mit hohen Schadstofffrachten kontaminiert sind, stellen aktive in-situ Maßnahmen eine kostengünstige Alternative zu herkömmlichen Sanierungsstrategien dar. Eine Vielzahl von organischen Schadstoffen im Grundwasser ist unter aeroben Bedingungen biologisch abbaubar. Aus Feldstudien zum natürlichen Abbau und Rückhalt („Natural Attenuation“) ist bekannt, dass das Fehlen von Sauerstoff ein wesentlicher limitierender Faktor für den biologischen Schadstoffabbau ist. Folglich ist die Bereitstellung von Sauerstoff im Sinne einer Beschleunigung des biologischen Abbaus durch autochthone Mikroorganismen für eine Vielzahl von Schadensfällen eine prinzipielle Lösung. Dies betrifft beispielsweise den aeroben Abbau von BTEX und MTBE.

Eine mögliche Strategie zur Sauerstoffbereitstellung ist die Direktgasinjektion von Sauerstoff, mit dem Ziel der Bildung von residualen Gasphasen zur Aerobisierung des Aquifers. Die Direktgasinjektion nutzt den Aquifer als Gaspeicher, indem die Sauerstoffzufuhr derart gesteuert wird, dass die Sauerstoffgasphase in Form fein verteilter Gasblasen im Sedimentkörper zurückgehalten wird und ein Ausgasen in die Bodenluft vermieden wird. Dabei können auch gezielt Sediment-Grenzschichten als hydraulische Barrieren gegen vertikale Gasströme und

zur Erhöhung der lateralen Ausdehnung der gasdurchströmten Kapillarnetzwerke genutzt werden. Die immobilen Residualgasphasen lösen sich langsam auf und reichern das anströmende Grundwasser mit Sauerstoff an. Die immobile Gasphase wirkt dabei hydraulisch und biologisch wie eine reaktive Gaswand.

## 2 Problem und Aufgabenstellung

Das Fehlen einer leistungsfähigen, modellgestützten Steuer- und Regelungstechnik kann bei Gasinjektionen zu Unsicherheiten und Fehlschlägen führen (Verblockung von Fließwegen, unvollständige Erfassung des Reaktionsraumes, unzureichende Versorgung mit Reaktionsgas). Im Rahmen eines vom BMWA geförderten Projektes soll daher eine modellgestützte Feedbacksteuerung für die Errichtung von modularen in-situ Gasinjektionssystemen entwickelt und an einem hauptsächlich mit BTEX und MTBE kontaminierten Standort in Leuna, Sachsen-Anhalt, erprobt werden.

Die Direktgasinjektion wird über Injektionslanzen mit mehreren Begasungssektionen erfolgen, welche eine räumlich orientierte Ansteuerung einzelner Horizonte ermöglicht. Die Injektionslanzen sollen sowohl vertikal als auch lateral sehr flexibel den jeweiligen hydraulischen und geologischen Bedingungen angepasst werden. Als Injektionsgas wird reiner Sauerstoff verwendet. Der Sauerstoffgaseintrag soll mit Hilfe der modellgestützten Feedbacksteuerungstechnik gezielt in Bezug auf Begasungsintensität und Begasungsintervall gesteuert werden, um die Gasinjektion dahingehend zu optimieren, dass

bei minimalem Sauerstoffeintrag eine vollständige Mineralisierung der am Standort vorhandenen gelösten Schadstoffe erreicht wird.

Die rechnergestützte Ansteuerung der Begasungssektionen wird auf einer automatisierten modelltechnischen Simulation der Ausbreitung des injizierten Gases sowie der Verteilung der gelösten Schadstoffe basieren. Dazu müssen sowohl Transportprozesse (Advektion, Dispersion/Diffusion), Reaktionsprozesse zwischen injiziertem Sauerstoffgas und der im Grundwasser vorhandenen Schadstoffe, zusätzliche sauerstoffzehrende Reaktionen, als auch Lösungsprozesse der injizierten Gasphase und die Freisetzung der gelösten Schadstoffmasse aus dem Schadstoffherd (Phasenübergänge) betrachtet werden.

Voraussetzung für die gezielte Anwendung einer Direktgasinjektion am Standort ist die kleinskalige Erkundung der geochemischen und hydrogeologischen Bedingungen. Das auf Basis dieser kleinskaligen Erkundung zu entwickelnde, standortspezifische Modell wird im Sanierungsverlauf durch ein intensives Monitoring, in das auch die online Bestimmung der Gelöstsauerstoffkonzentration in-situ einbezogen wird, ständig erweitert und angepasst, so dass eine Feedback-Steuerung erreicht wird.

Der für den Modellstandort entwickelte Lösungsansatz soll anschließend auf andere Standorte und / oder Schadstoffe übertragen werden.

### 3 Lage des Untersuchungsgebietes

Die Feldversuchsanlage befindet sich am Chemiestandort Leuna auf dem Gelände der Alten Raffinerie. Der Chemiestandort liegt im südlichen Teil des Bundeslandes Sachsen-Anhalt, jeweils 30 km von den Städten Halle (Saale) bzw. Leipzig entfernt, zwischen der Ortschaft Spergau und der Stadt Leuna (Abbildung 1).

Der Standort ist Teil eines ausgedehnten Schadensbereiches, wobei sich die Grundwasserbelastungen im Wesentlichen auf das eigentliche Werksgebiet des Chemiestandortes konzentrieren. Es sind keine flächenhaften, zusammenhängenden Belastungen ausgebildet, sondern mehrere kleinere Kontaminationsbereiche um punktuelle Quellen. Das Testfeld liegt im Bereich ehemaliger Tanklager und einer Tankkraftwagen-Verladestation und umfasst sowohl Quell- als auch Ausbreitungszone.

### 4 Geologische Standortbedingungen

Der Betrachtungsraum gehört regionalgeologisch zur Merseburger Buntsandsteinplatte, die sich vom Südteil der Stadt Halle im Norden, über Merseburg bis in den Raum Weißenfels im Süden erstreckt. Die Schichten des Buntsandsteins fallen im Betrachtungsgebiet flach nach

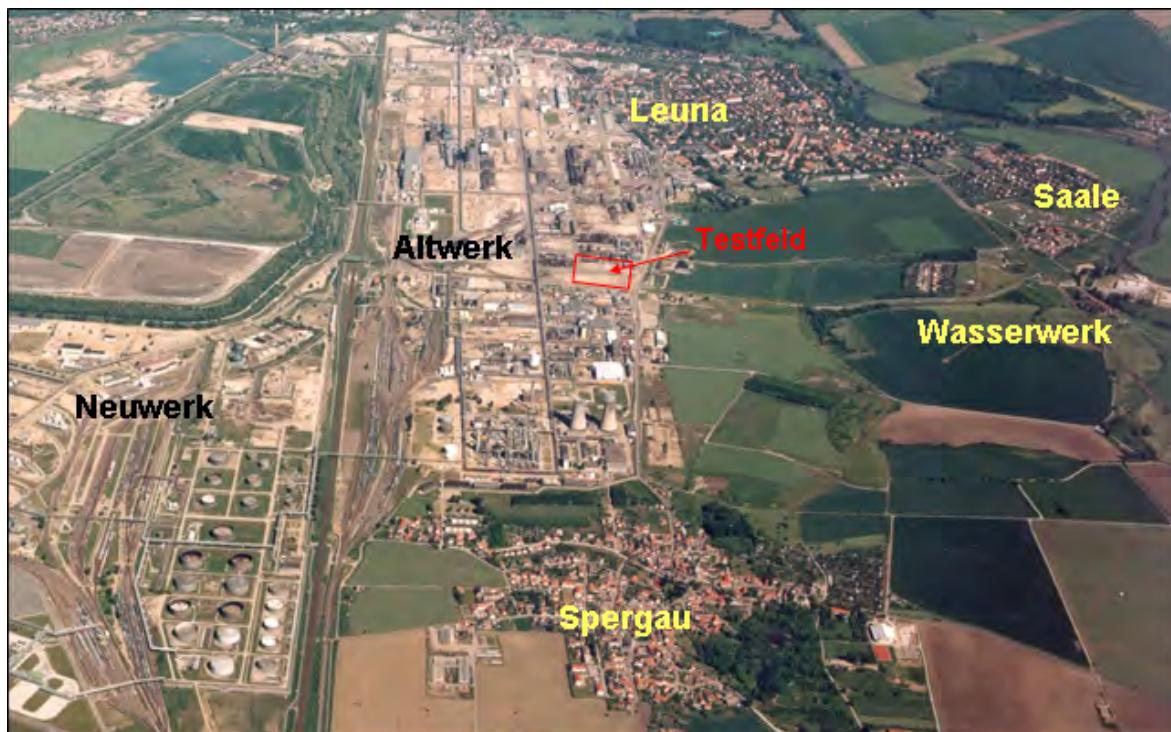


Abb. 1: Lage des Testfeldes am Chemiestandort Leuna

Südwesten ein. Überlagert wird der Buntsandstein von tertiären und quartären Sedimenten. Der überwiegende Anteil der für das Projekt relevanten Schichten am Standort wird von quartären lithostratigraphischen Körpern eingenommen. Im Untersuchungsraum finden sich pleistozäne Ablagerungen der beiden jüngeren Kaltzeiten (Saale- und Weichsel-Eiszeit). Die Schichtenfolge beginnt im Untersuchungsgebiet mit fluviatilen Sedimenten, die unmittelbar vor der 1. saalekaltzeitlichen Inlandvereisung zur Ablagerung kamen. Diese Kiese und Sande der Saalehauptterrasse, in die untergeordnet tonig-schluffige Schichten eingelagert sind, können in zwei Sedimentationszyklen untergliedert werden. Die Teilung der Sedimentationszyklen im saalezeitlichen Frühglazial ist durch das Auftreten eines Interstadial-Periglazialhorizontes zwischen den fluviatilen Terrassenbildungen belegt. Dabei handelt es sich um Schluffe und Lehme mit einer stellenweise recht reichen Molluskenfauna. Der obere Teil der Saalehauptterrasse ist im Untersuchungsgebiet fast vollständig erodiert worden und findet sich nur in kleinen geringmächtigen Vorkommen.

Im Bereich der Leuna-Werke stehen verschiedene jüngere quartäre Bildungen (Deckschichten) an der Oberfläche der Saale-Hauptterrasse an. Dabei handelt es sich um weichselkaltzeitliche Löss-Schotter-Fließerden sowie Sandlöss. Bei den Fliesserden handelt es sich um bindige (steif bis halbfeste) Grobschluffe mit Beimengungen von Kiesen, Sanden sowie Löss-Schluffen. Auffüllung ersetzt im Untersuchungsgebiet teilweise die obersten (bindigen) Deckschichten. Die sedimentologische Zusammensetzung der anthropogenen Auffüllung zeigt sich äußerst heterogen, vorherrschend jedoch schluffig, sandig und kiesig.

## 5 Hydrogeologische Standortbedingungen

Am Standort stellen die fluviatilen Sedimente der quartären Saalehauptterrasse den obersten grundwasserführenden Horizont dar. Dieser besitzt im Hinblick auf den Schadstofftransfer, der von den Quellen im Bereich der Alten Raffinerie ausgeht, eine zentrale Bedeutung. Die unterlagernden tertiären Schichten besitzen durch ihre feinkörnige Zusammensetzung überwiegend grundwasserstauende Eigenschaften. Die quartären Deckschichten können als vorherrschend durchlässig betrachtet werden, wenngleich sie eine geringere

Durchlässigkeit besitzen als die Sedimente der Saalehauptterrasse.

## 6 Bisher durchgeführte Untersuchungen

### 6.1 Kleinskalige hydrogeologische und stratigrafische Charakterisierung des Feldstandortes

Im Rahmen von Voruntersuchungen wurden an 20 über den Feldstandort verteilten Punkten EC-Logs aufgenommen. Die 20 Messpunkte wurden außerdem für spätere Probenahmen und zu Monitoringzwecken zu 1 Zoll-Grundwassermesspegeln ausgebaut. Zusätzlich wurden an 10 Punkten Rammkernsondierungen niedergebracht und eine stratigrafische Ansprache vorgenommen. An 10 weiteren Punkten wurden hydraulische Leitfähigkeitsmessungen (Injection loggings) durchgeführt. Bei diesem Verfahren wird die Wassermenge gemessen, welche bei einem vorgegebenen Druck in bestimmter Zeit im Sedimentkörper injiziert werden kann. Diese Injection loggings wurden mit Hilfe von Slug & Bail Tests kalibriert und die kf-Werte der Gesteinsschichten vertikal im Abstand von 0,5 m ermittelt.

Auf der Grundlage der oben dargestellten Verfahren (Injection logging, EC-Log, Rammkernsondierung) wurden die Horizonte festgelegt, die am durchlässigsten und daher für die Beschreibung der hydraulischen und hydrochemischen Verhältnisse am wichtigsten sind. Die Daten aus der kleinskaligen Erkundung des Standortes fließen in die Erstellung eines kf-Wert-Feldes ein. Das mit Hilfe des statistischen Moduls T-Progs (Transition Probability Geostatistical Software) erzeugte dreidimensionale kf-Feld wird zur Bildung eines Strömungsmodells (ModFlow) für den Standort verwendet.

### 6.2 Kleinskalige geochemische Untersuchung des Feldstandortes

Für die kleinskalige geochemische Untersuchung wurden im Rahmen des Projektes an 6 ausgewählten Punkten des Testfeldes tiefenorientiert Bodenproben entnommen. Es wurden horizonteweise Mischproben entnommen, bei positivem organoleptischen Befund auch in kleineren Abständen. Die Proben wurden im Labor auf die Hauptkontaminanten MKW und BTEX unter-

sucht. Dabei ergab sich eine Belastung mit BTEX von bis zu 2600 mg/kg und mit MKW von 4300 mg/kg. Die Hauptbelastung findet sich im oberen Teil des Grundwasserleiters und nimmt mit zunehmender Tiefe ab.

Eine detaillierte quantitative Bestimmung der hydrochemischen Parameter im Grundwasser in isolierten Teufenbereichen wird mit Hilfe von Packersystemen durchgeführt. Auf diese Weise werden tiefenorientiert Wasserproben entnommen und auf Anionen/Kationen, Schadstoffgehalte und hydrochemische Parameter (Sauerstoffgehalt, Leitfähigkeit, pH-Wert, Temperatur und Redoxpotential) untersucht. Die Beprobung des Grundwassers ist noch nicht vollständig abgeschlossen, die Ergebnisse stehen bisher noch aus.

### 6.3 Installation Gasinjektionssystem

Der Ausbau des Gasinjektionssystems wird in mindestens zwei, maximal drei Ausbaustufen erfolgen. Insgesamt ist am Standort die Errichtung von bis zu 15 Pegeln zur direkten Sauerstoffgasinjektion geplant. Dabei wurden in

Ausbaustufe 1 drei Pilotpegel mit unterschiedlichen Injektionselementen installiert. Nach einer Testphase wird das sich als am besten geeignet erwiesene Injektionselement für den weiteren Ausbau zur Anwendung kommen.

Die Gasinjektionselemente wurden im Direct-Well-Verfahren installiert. In der Praxis hat sich gezeigt, dass die Installation der Gasinjektionselemente im Direct-Well-Verfahren einen besseren Lufteintrag gewährleistet, da bei der klassischen Methode zur Einbringung mittels Trockenbohrung die zugeführte Luft bevorzugt im Bereich der - im Vergleich zum anstehenden Boden - aufgelockerten Ringraumschüttung aufsteigt und somit ein geringerer Einflussradius der Belüftung resultiert als bei einem gerammten Pegel. Während der Installation wurden zusätzlich für jeden Ansatzpunkt kleinskalige Aufnahmen hinsichtlich der Stratigraphie und der hydraulischen Leitfähigkeit angefertigt, so dass eine punktgenaue Platzierung der Injektionshorizonte und damit eine optimale Anpassung an die geologischen Gegebenheiten gewährleistet werden. In Abb. 2 ist der Entwurf einer Versuchsanordnung für einen Injektionspunkt mit drei Injektionshorizonten dargestellt.

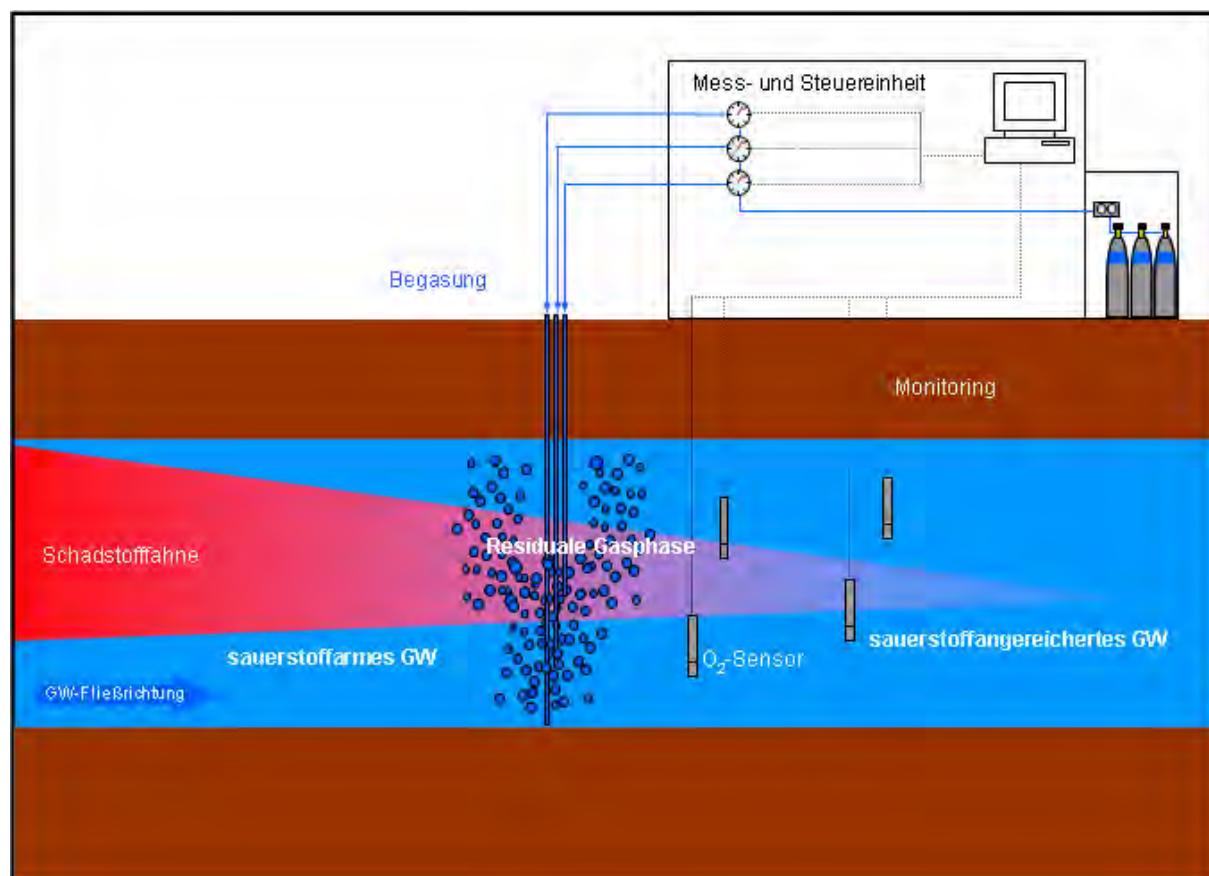


Abb. 2: Aufbau des Injektions- und Steuerungsmoduls (Vertikalschnitt).

## 7 Zusammenfassung und Ausblick

Die kleinskalige hydrogeologische und stratigraphische Charakterisierung des Feldstandortes ist weitestgehend abgeschlossen und die Daten aus Injection logging, EC-Log und Rammkernsondierung sind in die Erstellung eines dreidimensionalen kf-Feldes eingeflossen. Die Untersuchung von Bodenproben am Testfeld ist abgeschlossen, derzeitig werden weitere Untersuchungen zur Geochemie des Grundwassers durchgeführt. Die Mess- und Steuereinheit sowie die ersten drei Pilotpegel mit unterschiedlichen Injektionselementen sind installiert. Es folgt eine Testphase zur Ermittlung des am besten geeigne-

ten Gasinjektionselementes und der anschließende Ausbau des Gasinjektionsfeldes.

Das mit Hilfe von T-Progs erstellte Modell bildet die Grundlage für die weitere Strömungs- und Transportmodellierung. Das Strömungsmodell soll mittels Tracerversuchen kalibriert und eine Anpassung einzelner kf-Werte vorgenommen werden. Ein wichtiger Modellparameter ist die Verteilung der Gasphase im Untergrund. Diese soll durch die Durchführung von Partitioning Tracern ermittelt werden und in das Modell einfließen. Schließlich erfolgt die Entwicklung eines standortangepassten dreidimensionalen Modells für den reaktiven Transport von Sauerstoff und Schadstoffen (RT3D), mit dessen Hilfe die Steuerparameter für den weiteren Sanierungsablauf ermittelt werden sollen.



# Wiederherstellung des Wasserhaushaltes in den vom Braunkohlenbergbau beeinflussten Gebieten Mitteldeutschlands und der Lausitz

Dr.-Ing. F.C. Benthaus<sup>1</sup>, Dr.-Ing. Claus Nitsche<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbauverwaltungsgesellschaft mbH, Ingenieurbereich Sanierung, Geotechnik, Franz Mehringstr. 1, 01968 Senftenberg, E-Mail: fc.benthaus@lmbv.de; <sup>2</sup>BGD Boden- und Grundwasserlabor GmbH, Meraner Straße 10, 01217 Dresden; E-Mail: cnitsche@bpd-gmbh.de

## 1 Ziele zur Wiederherstellung des Wasserhaushaltes

Der Braunkohlenbergbau hat nachhaltig in die Gebietswasserhaushalte der Lausitz und Mitteldeutschlands eingegriffen. Durch die Hebung von bis zu 1,5 Mrd. m<sup>3</sup> Wasser pro Jahr entstanden im Laufe der Jahrzehnte Wasserdefizite von 13 Mrd. m<sup>3</sup> im Verantwortungsbereich der LMBV. Bis zum Jahr 2004 waren etwa 5,8 Mrd. m<sup>3</sup> des Wasserdefizits wieder aufgefüllt – davon 2,4 Mrd. m<sup>3</sup> in den Tagebauseen und 3,4 Mrd. m<sup>3</sup> in den Grundwasserleitern. Insgesamt werden in der Bergbaufolgelandschaft des Lausitzer und Mitteldeutschen Braunkohlenreviers 46 Seen mit rund 25.000 ha Wasserfläche entstehen.

Durch die Umweltministerkonferenz der Länder wurde 1994 das „Rahmenkonzept zur Wiederherstellung eines ausgeglichenen, sich weitge-

hend selbstregulierenden Wasserhaushaltes in den vom Braunkohlenbergbau beeinträchtigten Flusseinzugsgebieten“ verabschiedet. Die Umsetzung der EU Wasserrahmenrichtlinie in die Landeswassergesetze stellt erhöhte Anforderungen an die für den Wasserhaushalt verantwortlichen Landesbehörden. Diese fordern für künstliche oder erheblich veränderte Gewässer, Bergbaufolgeseen sind dieser Kategorie zuzuordnen, ein gutes ökologisches Potential und ein guter chemischer Zustand.

## 2 Ursachen der Versauerung von Tagebauseen

Bergbaufolgeseen des Braunkohlenbergbaus unterscheiden sich von natürlichen Seen durch ihre landschaftsuntypische Morphologie und die starke Versauerung. Der Eintrag von Verwitterungsprodukten der Pyrit- und Markasitoxidation aus den kohlebegleitenden Schichten der tertiä-

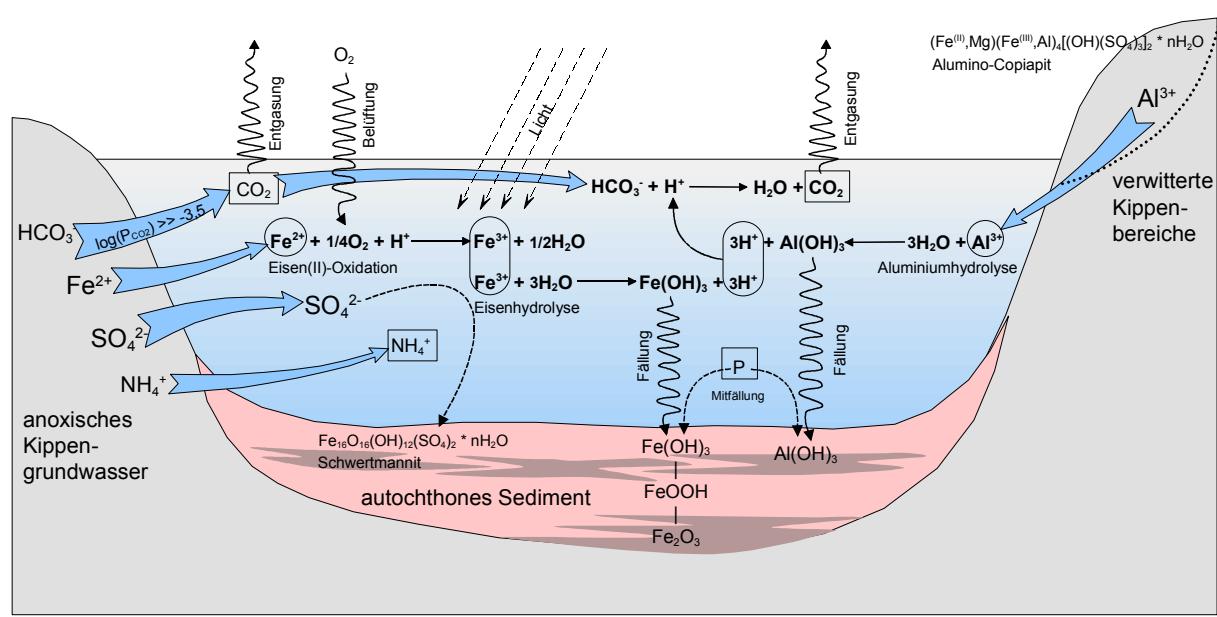
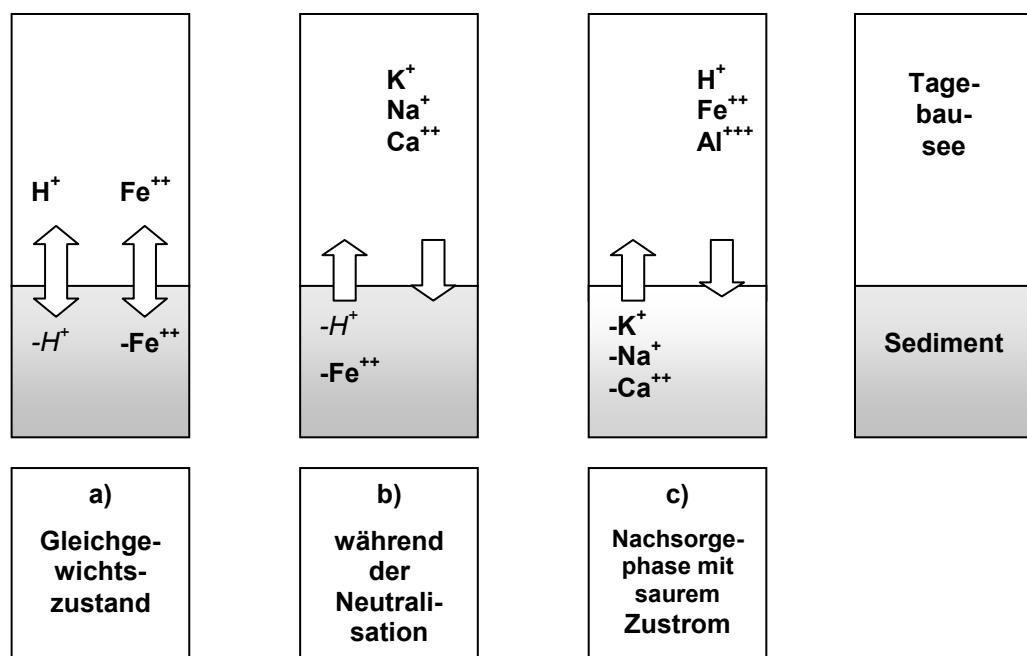


Abb. 1: Stoffquellen und hydrogeochemische Prozesse in Tagebauseen (LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG 2001)



**Abb. 2: Schematische Darstellung des Kationenaustausches (Hauptkomponenten) zwischen Seesediment und angrenzender Wasserschicht in verschiedenen Zuständen des Tagebausees**

ren Sande führt zur Versauerung des Wassers. Die entstehenden Bergbaufolgeseen sind infolge saurer Stoffeinträge durch das Grundwasser sowie durch Böschungserosion teilweise durch geringe pH-Werte ( $pH \approx 2 \dots 3$ ), hohe Sulfatgehalte ( $> 1.000 \text{ mg L}^{-1}$ ) und hohe Mineralisation gekennzeichnet. Die signifikanten Stoffquellen und hydrochemischen Prozesse sind in der Vergangenheit untersucht und in Abbildung 2 schematisiert dargestellt (LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG 2001).

Während des Zustroms hochmineralisierter Wässer aus den Kippen in den oxischen Bereich laufen mehrere hydrochemische Prozesse ab, die sich wechselseitig beeinflussen und rekursiv wirken. Für die Neutralisation eines sauren Tagebausees ist die genaue Kenntnis der gegenwärtigen und zukünftig zu erwartenden Stoffströme notwendig.

Im Rahmen einer Neutralisation mittels In-Lake-Verfahren konnte festgestellt werden, dass die auf Grundlage der in Abbildung 1 betrachteten Prozesse abgeleitete Menge an Neutralisationsmittel nicht ausreicht, um den Tagebausee in den Zielzustand zu überführen. Durch die Flutungsprozesse begleitendes Monitoring, in dem neben dem Seewasser auch die Seesedimente analysiert wurden, konnte nachgewiesen werden, dass ein Ionenaustausch zwischen dem teilweise neutralisierten Wasser und den sauren Sedimen-

ten stattfand, deren Ausmaß bisher in der Fachwelt unterschätzt wurde (Abbildung 2). In einem sauren Tagebausee befindet sich das Seewasser mit dem Sediment im hydrochemischen Gleichgewichtszustand (s. Abbildung 2a). Wird das Wasser des Tagebausees neutralisiert, so erfolgt ein Kationenaustausch zwischen den im Sediment gebundenen Wasserstoffionen mit den im Wasserkörper des Sees vorhandenen Kationen (u. a. durch das Neutralisationsmittel bestimmt; s. Abbildung 2b). Ist der Tagebausee neutralisiert, so wirkt das Sediment als Puffer gegenüber einer Nachversauerung. Dabei werden die im Sediment enthaltenen Kationen, wie Calcium, Natrium und Kalium, gegen die im Tagebauseewasser enthaltenen Protonen ausgetauscht (s. Abbildung 2c). Die zwischen der Wasserschicht und Seesediment stattfindenden Stoffaustauschprozesse sind nicht nur auf die Sedimentoberfläche begrenzt.

### 3 Flutung und Einbindung der Bergbaufolgegewässer

Das Konzept der LMBV (2005) basiert auf der maximalen Nutzung von Oberflächenwasser in den Bergbauregionen. Nach den Erfahrungen bei der Flutung des Olbersdorfer Sees in der Lausitz und des Cospudener Sees südlich von Leipzig ist durch die Flutung unter günstigen Randbedingungen eine nutzungsgerechte Wasserbeschaf-

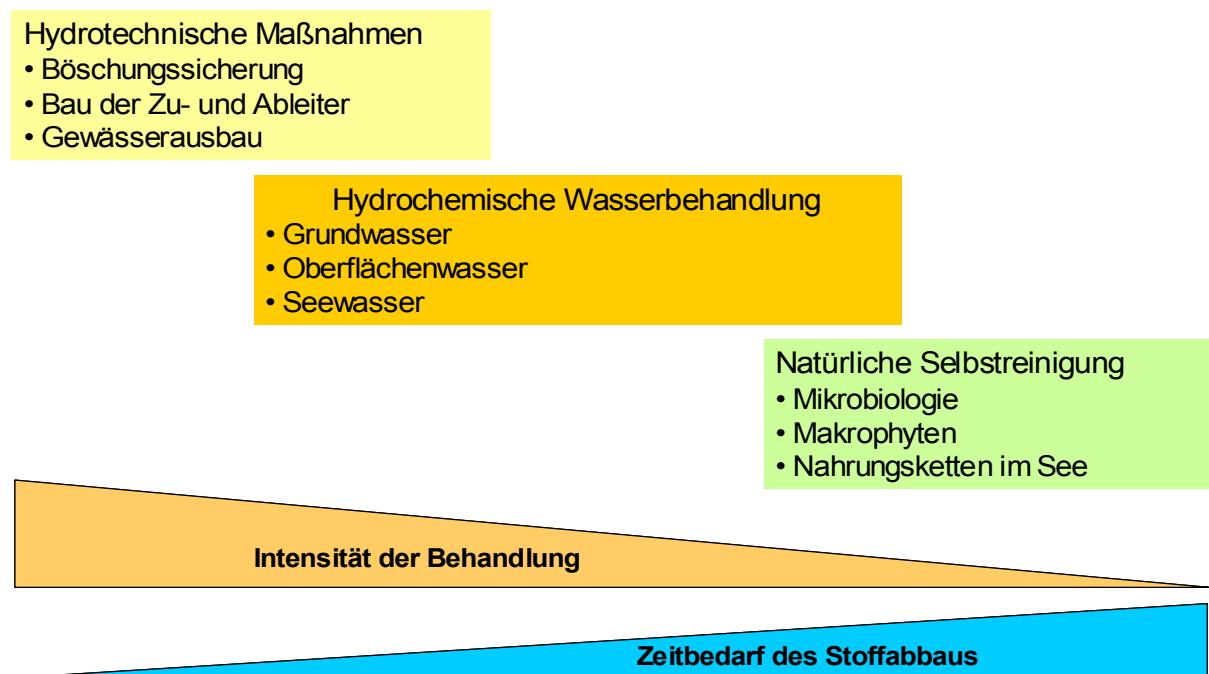


Abb. 3: Maßnahmen zur Beeinflussung der Beschaffenheit

fenheit zu erreichen. Durch die schnelle Flutung werden potentiell saure, aciditätsreiche Zuflüsse reduziert. Die nun in das Gebirge gerichtete Strömung wirkt stabilisierend auf die Böschungen und verhindert 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 zur Zeit keine wirtschaftliche Alternative. Was zur Gütesteuerung mit Oberflächenwasser nicht erreicht werden kann, muss durch zusätzliche technische Maßnahmen ausgeglichen werden.

#### 4 Nachhaltige Gewährleistung der Güte

Es wurden bisher zahlreiche wissenschaftliche und technische Alternativen der Beeinflussung der Gewässergüte untersucht.

Die Entwicklung der Wasserbeschaffenheit in den Bergbaufolgeseen ist durch Prognosen zur Beschaffenheit und Limnologie belegt. Eine entsprechende Methodik zur Prognose der Beschaffenheitsentwicklung wird auf der Basis einer wissenschaftlichen Begleitung und umfangreicher Monitoringprogramme der Flutung fortlaufend präzisiert und erweitert. Durch die Verknüpfung von Wassermengen- und Stoffmengenbilanzen lassen sich für verschiedene Flu-

tungsszenarien Aussagen zur hydrochemischen Entwicklung der Seen ableiten. Zahlreiche Forschungsarbeiten zur Beeinflussung der Wasserbeschaffenheit sind durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung und andere Institutionen gefördert und zum Teil durch die LMBV kofinanziert worden. Die Kenntnisse über die Wirkungsmechanismen sind dank der Forschungsarbeiten erheblich besser geworden.

Daraus sind bisher über 20 Verfahrensvorschläge entstanden. Die vielfältigen Vorschläge werden hinsichtlich der Anwendung unter den Randbedingungen der Sanierung des Wasserhaushaltes in den Bergbauregionen bewertet. Dabei müssen insbesondere die geogenen Randbedingungen, die beabsichtigte Folgenutzung und die behördlich vorgegebenen Werte im Vordergrund stehen. Geprüft werden

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

Die vorgeschlagenen Verfahren sind bisher nur im kleintechnischen Maßstab erprobt worden. Sie müssen ihre Bewährungsprobe nun unter Feldbedingungen bestehen. Umgesetzt werden zur Zeit Verfahren zur gezielten Kippengrund-

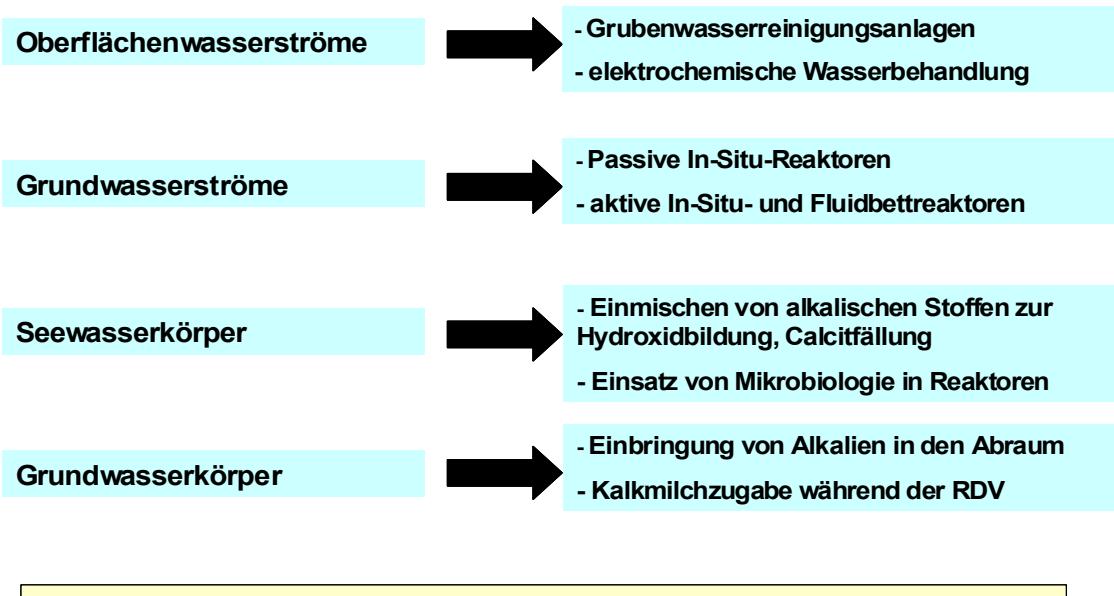


Abb. 4: Behandlungsverfahren Gewässerbeschaffenheit

wasserbehandlung durch Einbringen von Neutralisationsmitteln mittels Rüttelstopfverdichtung. Weiterhin wird das Einbringen von Kalkprodukten bei der geotechnisch notwendigen Massen-umlagerung getestet, um die Auswirkungen auf Sedimentbildung, die Kolmation sowie die Besiedlung durch Flora und Fauna zielgerichtet auswerten können.

Um die biologische Selbstreinigung in der Nachsorge zu ermöglichen, gilt es, ein Tagebaugewässer früh in einen neutralen Bereich zu bringen. Hier ist zurzeit ein Verfahren in der Umsetzung, bei dem durch den Eintrag von Soda eine aufbereitungslose Ausleitung ermöglicht werden soll.

Die in zahlreichen Tagebauen abgelagerten Kalkmassen haben noch eine Restalkalinitäten, die für die Seewasserbehandlung genutzt werden sollen. Abgelagerten Kalkmassen sind aufgenommen und gezielt zur Gütebehandlung oberflächig im See eingebracht worden. Durch das Monitoring soll die Wirksamkeit nachprüfbar belegt werden.

Die Umsetzung von wissenschaftlichen Vorschlägen in technische Maßnahmen stellt eine besondere Herausforderung dar. Die Umsetzung ist zwar mit Risiken verbunden, aber auch einige Chancen, die es hier gezielt zu nutzen gilt.

Wasserhaushalt durch den Bergbau. Sie müssen in einen sich selbstregulierenden Wasserhaushalt integriert werden. Die besonderen hydrochemischen Prozesse im Gewässer und in Wechselwirkung Gewässer-Sediment-Gebirge sind zu beachten. 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.

Es ist verstärkt chemotechnischen Wasserbehandlungsmethoden für die Verbesserung der Gewässerbeschaffenheit unter den Bedingungen der Bergbausanierung weiter zu entwickeln. Dazu wird der aktuelle Säureinhalt im See sowie der Säureeintrag aus dem Grundwasser berücksichtigt. In den nächsten Jahren werden daher verstärkt Verfahren angewendet, um die See- und Grundwasserkörper, See- und Grundwasserströme effektiv und kostengünstig behandeln zu können. Die Nachhaltigkeit der Verfahren, auch in der Nachsorge, wird dabei eine zentrale Rolle spielen. Da die Tageauseen als offene Systeme im Austausch mit der hydrologischen Umgebung (Anstrom - Abstrombereiche) stehen, ist die Überlagerung von Maßnahmen zur Gewässerbelebung verstärkt zu betrachten.

## 5 Zusammenfassung

Die Schaffung von Bergbaufolgeseen ist der Abschluss eines antropogenen Eingriffes in den

## 6 Literatur

GRÜNEWALD, U., et al. (2001) Zusammenfassung der Ergebnisse zur Gewässergüteentwicklung in der Lausitz. – Senftenberg/Cottbus 2001, unveröffentlicht

LMBV (2005): Fortschreibung des Flutungs- und Konditionierungskonzeptes Lausitz, LMBV, unveröffentlichter Bericht.

LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG [Hrsg.] (2001): Tagebauseen: Wasserbeschaffenheit und wasser-gütewirtschaftliche Sanierung – Konzeptionelle Vorstellungen und erste Erfahrungen, Studien und Tagungsberichte, Schriftenreihe des LUA, Band 35, Cottbus, September 2001.

LUCKNER, L., EICHHORN, D., GOCKEL, G., SEIDEL, K. H. (1995): Durchführbarkeitsstudie zur Rehabilitation des Wasserhaushaltes der Niederlausitz. – LMBV-DGFZ-DGC, Senftenberg/Dresden



# Entwicklung und anlagentechnische Umsetzung einer neuen Prozesskette zur in-situ-Sulfatdekontamination und Alkalinisierung schwefelsaurer Grubenwässer

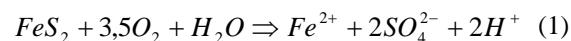
Felix Bilek

Dresdner Grundwasserforschungszentrum e.V. (DGFZ), Meraner Straße 10, 01217 Dresden,  
E-Mail: [fbilek@dgfz.de](mailto:fbilek@dgfz.de)

---

## 1 Einleitung und Problemstellung

Durch Eisensulfidverwitterung wurde und wird in Braunkohletagebau-Kippen der Lausitz neben großen Mengen an zweiwertigem Eisen auch die doppelte Stoffmenge an Sulfat (entsprechend der Stöchiometrie des Pyrits) nach Gleichung 1 freigesetzt.



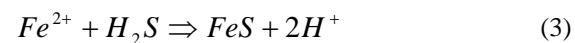
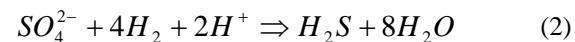
In der Tagebaufolgelandschaft kommt es an mehreren Stellen zu einem natürlichen Rückhalt des freigesetzten zweiwertigen Eisens. Bei Zutritt von Oxidationsmitteln in der ungesättigten Zone der Kippe oder nach Austrag des Eisens mit dem Grundwasser in einen abstromigen Restsee wird es oxidiert und gefällt. Dieser Prozess wird in Grubenwasserreinigungsanlagen durch Neutralisationsmittelzugabe forciert und genutzt. Hierdurch kommt es im Verlauf des Stoffstromes von der Schadstoffquelle „sulfidhaltige Kippe“ über die abstromigen Restseen bis in den Rezeptor „Vorfluter“ zu einer relativen Anreicherung von Sulfat gegenüber Eisen. Die absoluten so entstehenden Sulfatkonzentrationen von über 1000 mg/l in einigen Restseen verbieten oftmals deren Ausleitung in die Vorflut und stehen daher zunehmend im Zentrum der Debatte um die Kontrolle der Wasserbeschaffenheit in der Tagebau-Folgelandschaft. Jedoch stehen heute im großtechnischen Maßstab noch keine Techniken zur Verminderung der Sulfatfrachten zur Verfügung. Geplante Gewässernutzungen können durch nicht gelöste Beschaffenheitsprobleme verzögert und behindert werden.

## 2 Verfahrensbausteine zur Behandlung schwefelsaurer Bergbauwässer

Vor diesem Hintergrund müssen aus bereits vorhandenen verfahrenstechnischen Methoden und Technologiebausteinen effektive, im Großmaß-

stab einsetzbare Techniken zur Wasseraufbereitung unter besonderer Berücksichtigung des Sulfatrückhaltes entwickelt werden. Die Verfahrensentwicklung kann auf folgenden Grundlagen aufbauen:

Die Schwefelabreicherung kann effektiv nur durch *Sulfatreduktion und anschließende Fällung von Sulfid im reduzierenden Milieu* erfolgen. Sulfatreduktion ist ein mikrobiell katalysierter Prozess, weshalb er effektiv nur in einem für die Mikroorganismen günstigen Eh/pH-Bereich (unter 0 mV; pH 6 bis 8) ablaufen kann (WIDDEL 1988). Den Mikroorganismen muss neben Sulfat (Elektronenakzeptor) ein für sie gut verwertbarer Elektronendonator und Kohlenstoff für deren Baustoffwechsel so effektiv zur Verfügung gestellt werden, dass es zu einer möglichst vollständigen Umsetzung der Stoffe beispielsweise nach Gleichung 2 kommt. Die anschließende abiotische Fällung des Sulfides (Gleichung 3) erfolgt mit Kationen (Eisen).



Eisendisulfidfällung, welche hinsichtlich der Eisen- und Schwefelbilanz die vollständige Umkehr der Pyritverwitterung (Gleichung 1) darstellen würde, ist nach heutigem Kenntnisstand nicht erreichbar, da Schwefel im Pyrit formal mit der Oxidationsstufe -1 vorliegt, welche nur in einer komplizierten Kette von nicht verfahrenstechnisch nachfahrbaren Prozessschritten erreicht werden kann. Damit kann dem zu behandelnden Wasser stöchiometrisch nur jeweils ein Mol Schwefel pro Mol vorhandenem Eisen durch Fällung entzogen werden. Dies verschärft die Problematik der oben aufgezeigten relativen Abreicherung von Eisen gegenüber Sulfat, weshalb die noch vorhandene Eisenkonzentration oft nicht ausreicht, um die Sulfatkonzentration auf ein vertretbares Maß zu senken. Der deshalb zu wählende Behandlungsprozess mit den Prozess-

schritten (1a) Sulfatreduktion (Gleichung 2) und (1b) Sulfidfällung (Gleichung 3) muss daher um Prozessschritte erweitert werden, in welchem wahlweise (2a) Kationen (Eisen) zugeführt werden, oder das verbleibende Sulfid aus der Lösung abgeführt (2b) und zu wiederverwertbaren Stoffen rückoxidiert wird. Im Rahmen des vom BMBF geförderten LMBV- F&E-Projektes „*Stärkung des Entwicklungspotenzials von Bergbaufolgelandschaften durch den Schutz von Oberflächengewässern vor schwefelsauren Grundwasserzuflüssen mittels reaktiver Reinigungswände*“ sollen diese Prozessschritte in Kombination im Technikumsversuch getestet werden.

Die zu entwickelnde Technologie basiert auf Erfahrungen, die in den letzten Jahren in der metallverarbeitenden Industrie und der Wasser- aufbereitung zur selektiven Entfernung von Schwermetallen durch Kontakt mit Sulfid im halb-industriellen Maßstab gemacht wurden (BARNES et al. 1992, 1994; BUISMAN 1989; BUISMAN et al. 1999; JANSSEN et al. 1997). Auch

für saure Grubenwässer wurden derartige Verfahrensschritte bereits vorgeschlagen und im Experiment bei optimierten Bedingungen und geringen Durchsätzen partiell nachvollzogen (GLOMBITZA 2003; HARD et al. 1997; LYEW et al. 1994; TUTTLE et al. 1969; TSUKAMOTO & MILLER 1999)

Van HOUTEN et al. (1994, 1996) entwickelten einen Reaktor zur Sulfatreduktion mit  $H_2$  als Elektronendonator und  $CO_2$  als Baustoff, womit gegenüber den mit organischen Elektronendonatoren betriebenen Reaktoren eine deutliche Steigerung der Umsatzrate verbunden war.

Für die Entfernung des überschüssigen Sulfides bestehen prinzipiell folgende Möglichkeiten:

Sulfid kann in der wässrigen Phase zu Reinschwefel biotisch (BUISMAN 1989; BUISMANN et al. 1999; HENSHAW & ZHU 1998; JENSEN & WEBB 1995; MAREE & HILL 1989; MAREE & STRYDOM 1985) oder abiotisch (LO-CAT-Verfahren) durch Zugabe eines Oxidationsmittels (z.B.  $O_2$  oder Fe(III)-Chelate) teilrückoxidiert

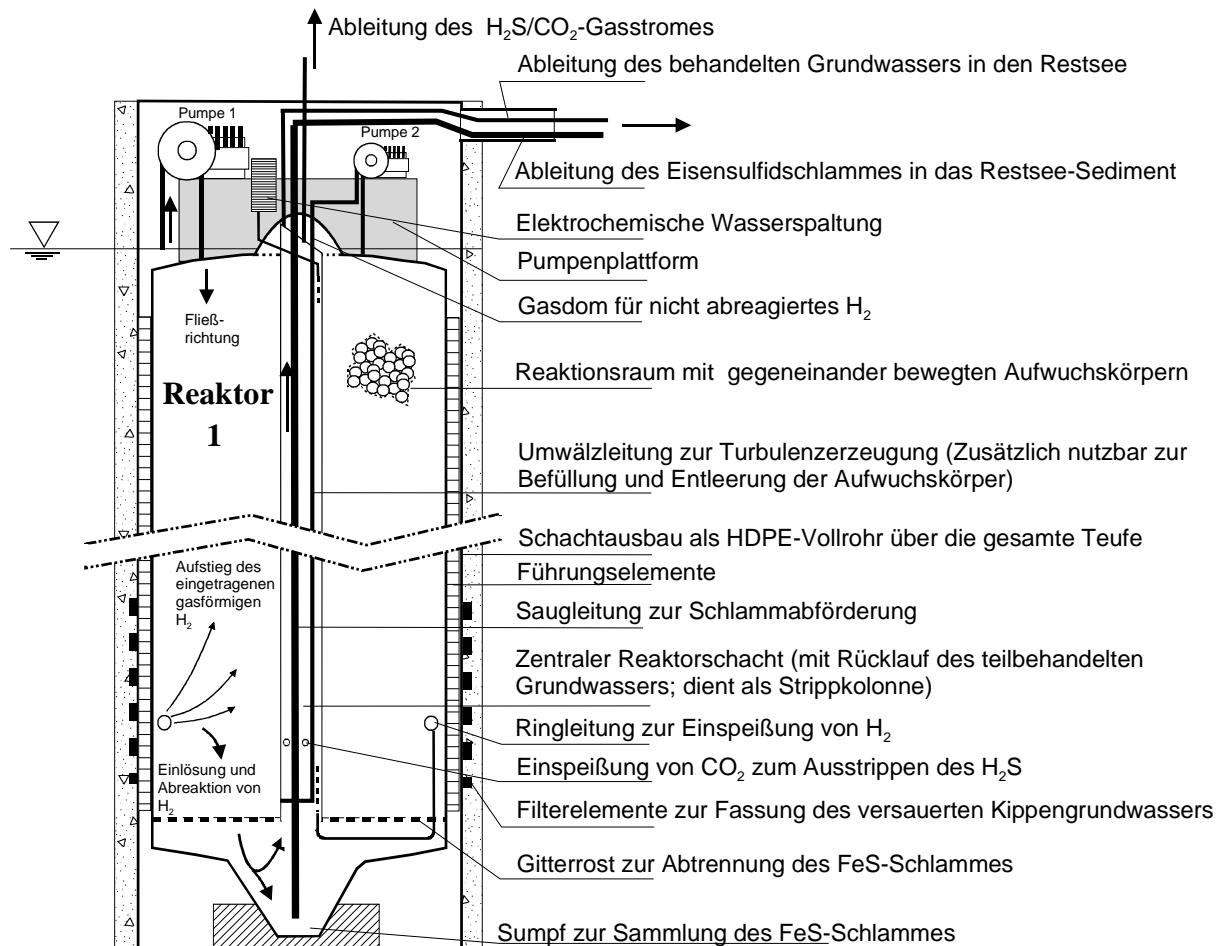


Abb. 1: Schematische Darstellung eines In-Situ Reaktors (1) in einer großkalibrigen Bohrung im Feldmaßstab.

und abgefiltert werden.

Es kann aber auch durch Stippen aus der Lösung abgetrennt und chemisch im Gasstrom teil- (z.B. CLAUS-, oder STREDFORD-Verfahren) oder vollständig (z.B. durch Rauchgasentschwefelung) rückoxidiert werden. Ebenso besteht die Möglichkeit einer biologischen Rückoxidation in einem Biorieselreaktor (LENS & HULSHOFF POL 2000; JENSEN & WEBB 1995).

Die durch ausgereifte großindustrielle Verfahren mögliche Teilrückoxidation eines  $H_2S$ -Gasstromes wird erst bei großen Durchsätzen über  $20t_{SO_2}/d$  rentabel und ist erst in einem entsprechenden Projektstadium ins Auge zu fassen. Für Schwefelfrachten unter  $20t_{SO_2}/d$  sind daher biotische Verfahren anzustreben. Die in der wässrigen Phase ablaufende Teilrückoxidation befindet sich in der Entwicklung, während Verfahren zur biotischen Behandlung von  $H_2S$ -haltigen Abgasen beispielsweise aus Faultürmen auf dem Markt erhältlich sind. Deshalb wird dieses Verfahren favorisiert.

### 3 Anlagenentwicklung

Die bisherigen Ansätze müssen an die bergbauspezifischen Erfordernisse adaptiert werden. Die Behandlung der Bergbauwässer soll in technischen In-Situ-Reaktoren bereits im Anstrom von Restseen erfolgen, damit diese zu ökologisch wertvollen und nutzbaren Elementen des Natur-

haushaltes werden. Bergbaubeeinflusstes Grundwasser zeigt höhere pH-Werte und höhere Eisenkonzentrationen als Wasser eines Restsees, welches aus diesem Grundwasser gespeist wird, denn dieses unterliegt der Belüftung, der Eisenfällung und der Verdünnung durch andere nicht versauerte Grundwasserzüsse. Dem hier noch konzentrierten aziditätsreichen Schadstoffstrom kann daher entsprechend der vorhandenen Eisenkonzentration eine größere Menge Schwefel entzogen werden. Ganzjährig gleichmäßige Temperaturen und subneutrale pH-Werte sind für die Mikroorganismentätigkeit ungleich günstiger als eisenarme, stark saure Restseewässer, die zudem einen Teil des Jahres über Temperaturen um  $4^\circ C$  aufweisen.

Prozesstechnisch bieten sich für die spätere, über die Technikumsversuche hinausgehende Umsetzung im Feldmaßstab, großkalibrige Bohrungen an, in welchen die Grundwässer hydraulisch gebündelt und in eingehängten Reaktoren einer Behandlung zugeführt werden (Abbildung 1 und 2). In solchen Reaktoren können hohe Drücke erreicht werden und so die nach VAN HOUTEN et al. (1994, 1996) ratenlimitierende an sich geringe Lösung von Wasserstoff im Prozesswasser gesteigert werden. Der mit künstlichen Aufwuchskörpern gefüllte Sulfatreduktionsreaktor (1) kann vom Gas im Gegenstrom zur Lösung durchströmt werden. Das für den Baustoffwechsel von autotrophen (Wasserstoff-verwertenden)

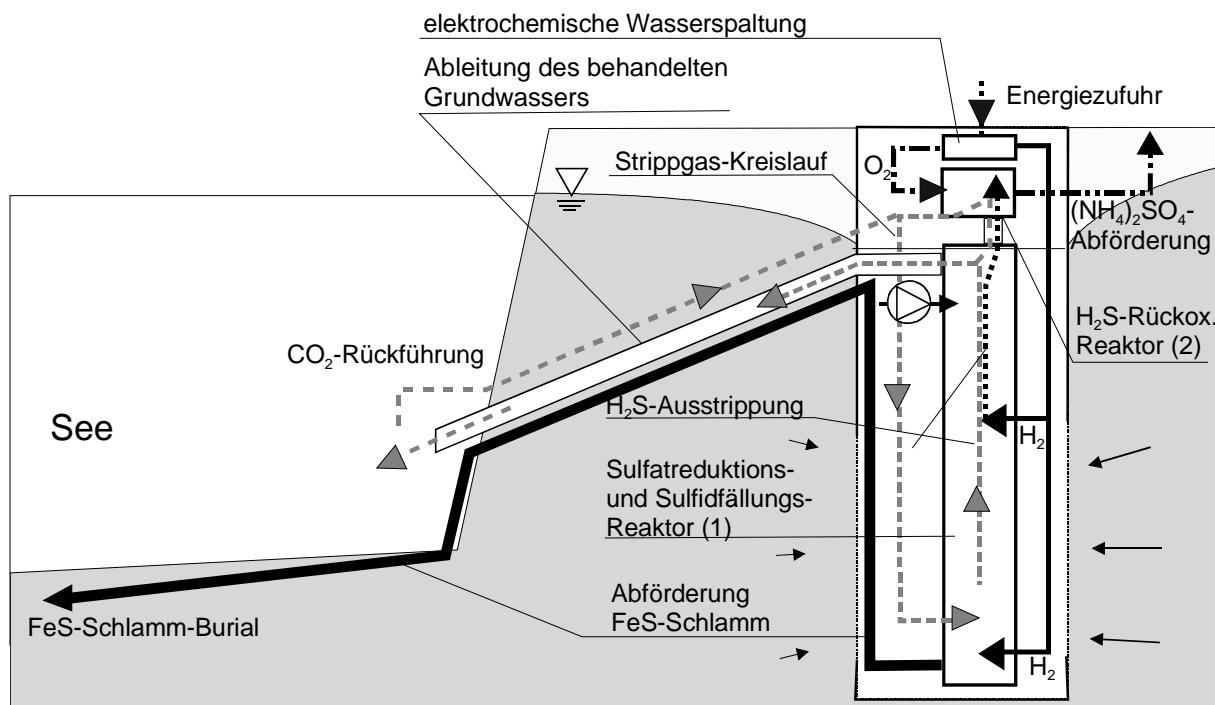


Abb. 2: Schematische Darstellung der Stoffströme in einer Feld-Behandlungsanlage.

Mikroorganismen benötigte Kohlendioxid ist im Grundwasser gelöst und kann genutzt werden.

Die Quantifizierung der angestrebten Teilschritte der Stoffwandlungsprozesse ist in Tabelle 1 dargestellt und basiert auf hydrochemischen Gleichgewichtsberechnungen eines typischen Kippengrundwassers bei entsprechenden Randbedingungen (Stoffkonzentrationen, Stoffzugaben bzw- entnahmen,  $\text{CO}_2$ -Gaspartialdrücke). Angegeben ist für alle Prozessstufen auch die jeweilige Alkalinität des Grundwassers, wie sie durch eine rechnerische Titration bis pH 7 unter atmosphärischen Randbedingungen bestimmt wurde.

In Reaktor 1 (Abbildung 1 und 2) erfolgt die Reduktion des im Grundwasser enthaltenen Sulfates mit Wasserstoff (*Prozessschritt 1.2 und 1.4*). Das dazu nötige  $\text{H}_2$  kann im Reaktor durch elektrochemische Spaltung des dort zur Verfügung stehenden Grundwassers hergestellt werden. Das gleichfalls freigesetzte  $\text{O}_2$  kann für die  $\text{H}_2\text{S}$ -Rückoxidation in Reaktor 2 eingesetzt werden. Vorteile des Wasserstoffeinsatzes sind die erzielbaren hohen Raten (VAN HOUTEN et al. 1994, 1996), da die Sulfatreduzierer diesen ohne vorgeschaltete Zerlegung organischer Materialien (LENS & HULSHOFF POL 2000) direkt verwenden können. Es entsteht weniger Biomasse

als bei heterotrophem Umsatz und es können hohe  $\text{C}_{\text{org}}$ -Gehalte im Abstrom der Anlage vermieden werden. Nicht abreagiertes Gas kann am Kopf des Reaktors abgezogen und wieder eingespeist werden (Abbildung 1). Es gelangt dann nur im geringen Umfang in Reaktor 2, wo ein Reduktionsmittel die Rückoxidation behindern würde.

Die ebenfalls in Reaktor 1 stattfindende FeS-Fällung (*Prozessschritt 1.2*) entzieht dem Grundwasser sowohl Metallazidität in Form von Eisen als auch im entsprechenden stöchiometrischen Verhältnis Sulfat. Darüber hinaus wird jedoch auch das verbleibende stöchiometrisch überschüssige Sulfat zu Sulfid reduziert (*Prozessschritt 1.4*). Wie aus den Gleichungen 2 und 3 zu erkennen ist, führt die Sulfatreduktion bei gleichzeitiger Sulfidfällung zu keiner pH-Änderung. Beginnt sich jedoch überschüssiges Sulfid in der Lösung anzureichern, beginnt der pH-Wert zu steigen und die Karbonatsättigung wird überschritten (ungewollter *Prozessschritt 1.3*). Dieser pH-Anstieg kann jedoch durch  $\text{CO}_2$ -Zugabe auf pH-Werte unter 7 gepuffert und damit über den jeweils anzulegenden  $\text{pCO}_2$  gesteuert werden (Gleichung 4).

**Tab. 1: Grundwasserbeschaffenheitsänderung während der in den Reaktoren ablaufenden Prozessschritte. Angestrebte Prozessschritte sind grau hinterlegt.**

	Prozessschritt	Wasserbeschaffenheit							Heterogene Reaktionen		Sättigungsindex Karbonat	
		pH	Sulfat mmol/l	Sulfid mmol/l	Calcium mmol/l	Fe(II) mmol/l	TIC mmol/l	Azidität(neg.)/-Alkalinität mmol/l	Fe-Monosulfid-Fällung mmol/l	H2-Zugabe mmol/l		
Reduktions- und Fällungsreaktor (Schritt 1 und 2)	1.1	Grundwasser	5.00	19.81	0.00	10.04	10.0	10.0	-19.61		-3.1	
	1.2	Fällung allen Eisens als FeS	5.43	9.80	0.24	10.03	0.28	10.0	-0.10	9.76	20	-2.1
	1.3	Reduzierung des restlichen Sulfates	8.72	0.28	9.76	10.02	0.28	10.0	-0.10		20	2.2
	1.4	Reduzierung des restlichen Sulfates + $\text{CO}_2$ -Zugabe	6.10	0.16	9.87	10.02	0.28	54.8	-0.10	-44.80	20	-0.1
Strip-Prozess				Sulfat	Sulfid	Calcium	Fe(II)	TIC	Azidität(neg.)/-Alkalinität	H2S Ausgasen	$\text{CO}_2$ Eingasen unter Druckbed.	Sättigungsindex Karbonat
	2.1	H2S wird durch einen $\text{CO}_2$ -Gasstrom aus der Lösung ausgestript	5.96	0.01	0.02	10.02	0.28	74.01	19.95	10.02	-19.26	
												Sättigungsindex Karbonat
	2.2	CO2-Rückgewinnung o. Cc-Fällung (nur theoretisch möglich)	9.24	0.01	0.01	10.02	0.28	16.34	19.95		57.73	2.8
	2.3	CO2-Rückgewinnung mit Karbonat-Fällung	8.35	0.01	0.02	0.50	0.28	1.49	0.00	9.53	63.07	0.0
	2.4	gesteuerte teilweise CO2-Rückgewinnung bis $\text{SI}_{\text{Karbonat}} = 0$	6.15	0.01	0.01	10.02	0.28	54.78	19.95		19.23	0.0
Ein-mischung in den Seewasser-körper 1:10				Sulfat	Sulfid	Calcium	Fe(II)	TIC	Azidität(neg.)/-Alkalinität		$\text{CO}_2$ -Ausgasung unter atmosph. Bed.	Sättigungsindex Karbonat
	3.0	Seewasser	3.00	7.11	0.00	5.00	0.00	0.02	-4.27			
	3.1	Seewasser + Ablauf ohne $\text{CO}_2$ -Rückgewinnung über 2.4	4.01	6.40	0.00	5.51	0.00	7.42	-1.85		7.41	-9.9
	3.2	Seewasser + Ablauf nach Karbonat-Fällung im Reaktor	3.09	6.40	0.00	4.55	0.00	0.16	-3.76		0.15	-5.3
	3.3	Seewasser + Ablauf mit $\text{SI}_{\text{Karbonat}} = 0$	4.01	6.40	0.00	5.51	0.00	5.50	-1.85		5.48	-8.8



Der optimale Arbeitsbereich des Reaktors 1 liegt über pH 7, da dann sowohl die Sulfatreduzierer am aktivsten sind und Sulfid vornehmlich als gelöstes HS vorliegt. Dieses stellt nach LENS & HULSHOFF POL (2000) die für Sulfatreduzierer weniger toxische Spezies gegenüber H<sub>2</sub>S dar. Außerdem ist die Sulfidlösung Voraussetzung für den Sulfidtransport zum Reaktorfuß. Limitierend für den pH-Anstieg ist damit lediglich die zunehmende Calcit-Sättigung. Erreicht das Grundwasser den zentralen Aufstiegsschacht am Reaktorfuß, so wird es mit zusätzlichem CO<sub>2</sub> beaufschlagt (Abbildung 1), was den pH-Wert absenkt und die Spezierung des Sulfides in Richtung des gasförmigen H<sub>2</sub>S verschiebt. Dieses kann im Zentralschacht mit dem CO<sub>2</sub>-Gasstrom ausgestript werden (*Prozessschritt 2.1*). Durch diese zweite Stufe der Abscheidung des gasförmigen Sulfides wird zweierlei erreicht:

- Der Problemstoff Schwefel wird quantitativ aus dem gebündelten GW-Strom entfernt
- Dem behandelten Wasser wird durch den H<sub>2</sub>S-Entzug zusätzliche Alkalinität aufgeprägt, die bei Einleitung des Grundwassers in einen Restsee zu einer Stabilisierung der Wasserqualität führt (BILEK et al. 2004).

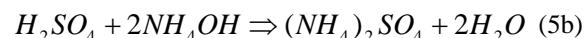
Das CO<sub>2</sub> dient einerseits als Trägergas für das H<sub>2</sub>S und kontrolliert andererseits den pH-Wert des behandelten Grundwassers, welcher aufgrund der zunehmenden Alkalinität ohne CO<sub>2</sub>-Partialdruck-Erhöhung weiter steigen würde, wobei wiederum die Karbonat-Sättigung erreicht würde und die Gefahr der Versinterung der Anlage entstünde (nicht gewollter *Prozessschritt 2.2 und 2.3*). Zusätzlich entzieht dieser zu vermeidende Fällungs-Prozess dem Grundwasser Alkalinität.

Als Aufwuchskörper für die sessilen sulfat-reduzierenden Mikroorganismen dient ein turbulentes Feststoff-Schwebebett (z.B. Kunststoff-Partikel mit der Dichte  $\approx 1$ ). Durch den gebündelten Grundwasserstrom entstehen Scherkräfte. Diese bewirken eine verbesserte Abtrennung der Eisenmonosulfide und eine Aktivierung der mikrobiellen Umsatzraten. Der im schwebebett-freien Reaktorfuß sedimentierende Eisenmonsulfidschlamm wird fortlaufend als Suspension aus dem Reaktor abgezogen.

Verbleibt alles Calcium und TIC aufgrund des aufrecht erhaltenen CO<sub>2</sub>-Partialdruckes im Wasser, so kann dieses dem Restsee mit einer hohen

Alkalinität zugeführt werden (*Prozessschritt 2.4*). Die bei der Einmischung in den Seekörper unvermeidliche CO<sub>2</sub>-Druckentlastung führt aufgrund der Mischung mit pH-saurem Seewasser nicht mehr zu einer Karbonatfällung, jedoch ist eine anteilige CO<sub>2</sub>-Ausgasung zu erwarten (*Prozessschritt 3.3*). Die Rückgewinnung des im See ausgasenden CO<sub>2</sub> in der Eimmischzone kann als zusätzlicher Prozessschritt angeschlossen werden. Das rückgewonnene CO<sub>2</sub> stünde der Anlage dann wieder für die pH-Kontrolle im Reaktor 1 zur Verfügung.

Im zweiten Reaktor erfolgt die mikrobiell katalysierte Oxidation des mittels des CO<sub>2</sub>-Gasstromes im ersten Reaktor abgetrennten Schwefelwasserstoffs mit Sauerstoff innerhalb eines geschlossenen Tropfkörper-Bioreselbettreaktors zu Schwefelsäure (Gleichung 5a). Der zweite Reaktor wird somit nur vom Mischgasstrom mit seinen beiden Hauptkomponenten dem H<sub>2</sub>S(g) und CO<sub>2</sub>(g), nicht aber vom gebündelten, gereinigten GW-Strom durchströmt. Dem zweiten Reaktor wird Luft von über Tage oder der bei der Wasserspaltung anfallende Sauerstoff zugeführt. Die im Reaktor entstehende Schwefelsäure wird mit NH<sub>4</sub>OH neutralisiert (Gleichung 5b). Das entstehende (NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>-Salz kann für die schwefelarmen Böden der Lausitz Bedeutung als Düngemittel erlangen.



Gegenstand des oben genannten vom BMBF geförderten LMBV-Forschungsprojektes ist die Grundlagenermittlung zum Betrieb der vorgestellten Prozesskette im Rahmen von Technikumsversuchen. Die Arbeiten sollen jedoch auch die Voraussetzung zur Überführung der beschriebenen Technologie in einem sanierungsrelevanten Demonstrationsprojekt schaffen.

## 4 Danksagung

Die dargestellten bisherigen Arbeiten wurden im F&E-Projekt „Stärkung des Entwicklungspotenzials von Bergaufgelandsschaften 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.

## 5 Literatur

BARNES L.J., JANSSEN F.J., SCHEEREN P.J.H., VERSTEEGH J.H., KOCH R.O. (1992): Simultaneous microbial removal of sulphate and heavy metals from waste water. Presented at the first European Metals Conference EMC 91 15-20 Sept. 1991, published in *Trans. Instn Min. Metall.* 101C 1992.

BARNES L.J., SCHEEREN P.J.M., BUISMAN C.J.N. (1994): Microbial removal of heavy metals and sulfate from contaminated groundwaters. – In: Means J.L., Hinchee R.E. (eds.): *Emerging Technology for Bioremediation of Metals*. Lewis Publishers, Columbus, Ohio.

BILEK F., SCHÖPKE R., WERNER F. (2004): Reduktive In-situ-Reinigung der Grundwasserzuströme zum Senftenberger See durch reaktive Wände. – Proceedings des Dresdner Grundwasserforschungszentrums e.V. Heft 24, Dresden.

BUISMAN C.J.N. (1989): Biotechnological sulphide removal with oxygen. Dissertationsschrift an der Wageningen University of Life Sciences, The Netherlands.

BUISMAN C.J.N., VELLINGA S.H.J., JANSSEN G.H.R., DIJKMAN H (1999): Biological sulfide production for metal recovery. – TMS Congress 1999: Fundamentals of Lead and Zinc Extraction and Recycling.

GLOMBITZA F., KARNATZ E., JANNECK E., FISCHER H. (2001): The treatment of acid lignite mine flooding water by means of microbial sulfate reduction in a fixed bed column reactor system. – In: Ciminelli, V.S.T., Garcia O. Jr. (eds.): *Biohydrometallurgy: Fundamentals, Technology and sustainable Development, Part B*. Elsevier Science B.V.

HARD B.C., FRIEDRICH S., BABEL W. (1997): Bioremediation of acid mine water using facultatively methylotrophic metal tolerant sulfate reducing bacteria. – *Microbiol Res.*, **152**: 65—73.

HENSHAW P.F., ZHU W. (2001): Biological conversion of hydrogen sulphide to elemental sulphur in a fixed-film continuous flow photo-reactor. – *Wat. Res.*, **35**(15): 3605—3610.

HOOTEN VAN R.T., VAN DER SPOEL H., VAN AELST A.C., HULSHOFF POL L.W., LETTINGA G. (1996): Biological sulphate reduction using synthesis gas as energy and carbon source. – *Biotechnology and bioengineering*, **50**: 136—144.

HOOTEN VAN R.T., HULSHOFF POL L.W., LETTINGA G. (1994): Biological sulphate reduction using gas-lift reactors fed with hydrogen and carbon dioxide as energy and carbon source. – *Biotechnology and bioengineering*, **44**: 586—594

JANSSEN A.J.H., MA S.C., LENS P., LETTINGA G. (1997): Performance of a sulphide oxidizing expanded bed reactor with spatially separated aeration unit. – *Biotechnol. Bioeng.*, **53**: 32—40.

JENSEN A.B., WEBB C. (1995): Treatment of  $H_2S$ -containing gases: A review of microbiological alternatives. – *Enzyme Microb. Technol.*, **17**: 2—10.

LENS P.N.L., HULSHOFF POL L. (2000): Environmental technologies to treat sulfur pollution, IWA Publishing, London, 2000.

LYEW D., KNOWLES R., SHEPPARD J. (1994): The biological treatment of acid mine drainage under continuous flow conditions in a reactor. – *Trans IchemE* **72**(B): 42—47.

MAREE J.P., STRYDOM W.F. (1985): Biological sulphate removal in an upflow packed bed reactor. – *Water Res.*, **19**(9): 1101—1106.

MAREE J.P., HILL E. (1989): Biological removal of sulphate from industrial effluents and concomitant production of sulphur. – *Wat. Sci. Tech.*, **21**: 265—276.

TSUKAMOTO T.K., MILLER G.C. (1999): Methanol as a carbon source for microbiological treatment of acid mine drainage. – *Wat. Res.*, **33**(6): 1365—1370.

TUTTLE J.H., DUGAN P.R., RANDLES C.I. (1969): Microbial sulfate reduction and its potential utility as an acid mine water pollution abatement procedure. – *Appl. Microbiol.*, **17**: 297—302.

WIDDEL F. (1988): Microbiology and ecology of sulfate- and sulfur-reducing bacteria. – In: ZEHNDER A.J.G. (Ed.): *Biology of Anaerobic Microorganisms*. Wiley & Sons Inc., New York.

# Verwendung von Algen und submersen kalzifizierenden Wasserpflanzen zur Aufbereitung neutraler bis basischer uranhaltiger Wässer

Claudia Dienemann, Holger Dienemann, Lieselotte Stolz, E. Gert Dudel

TU Dresden, Institut für Allgemeine Ökologie und Umweltschutz, Pienner Straße 8, 01737 Tharandt,  
E-Mail: claudia.dienemann@web.de

Die Uran-Elimination aus neutral- bis basischen uranhaltigen Wässern ist technisch aufwändig, da bei derzeitigen Anlagen zuerst eine Entkarbonatisierung, meist mit HCl, und anschließend eine Entfernung des Urans durch Zugabe von Basen erfolgt. Bei passiven Wasseraufbereitungsanlagen werden die Spezialisierungsformen des Urans, die häufig aus einer Kombination von Oxidations- und Reduktionsstufen bestehen, nur ungenügend berücksichtigt.

Algen und submerse Wasserpflanzen greifen natürlicherweise in das Kalkkohlensäuregleichgewicht ein. Sie entziehen je nach Typ Kohlendioxide bzw. Hydrogenkarbonat und verringern dadurch die Konzentrationen der Karbonatspezies. Da die Uranspezies in basischen Wässern einerseits an die Karbonatspezies und andererseits an Erdalkalien gekoppelt sind, stellen Algen und submerse kalzifizierende Wasserpflanzen als Vorstufe zur Aufbereitung eine Erweiterung für die derzeitigen passiven Wasserbehandlungsanlagen dar.

Um diese Wirkung zu quantifizieren, wurden Laborversuche mit *Cladophora spec.* durchgeführt. Den Algen wurden Urankonzentrationen (100; 250 und 1000  $\mu\text{gU}\cdot\text{L}^{-1}$ ) bei pH-Wert 8,3 zugeführt. Die Einstellung des pH-Wertes erfolgte mit NaOH bzw.  $\text{Na}_2\text{CO}_3$ , was zu unterschiedlichen Uranspezies führt. Nach 20 min. besteht ein Unterschied in der Selbstabsorption zwischen den verschiedenen Spezies (Urangehalt bei NaOH höher als bei  $\text{Na}_2\text{CO}_3$ ), der nach 24 h fast vollständig aufgehoben ist.

Basierend auf Daten zur Biomasseentwicklung makrophytischer Algen (Gattungen *Cladophora* und *Microspora*) in einer Fließstrecke bei Neuensalz/Vogtland wird eine Dimensionierung des Flächenbedarfes dieser Vorstufe vorgestellt.

## 1 Einleitung

Passive Grubenwasserreinigung gewinnt als Alternative zu aktiven Systemen auf Grund ihrer relativ geringen Investitions- und Unterhaltskosten zunehmend an Bedeutung. Ein entscheidender Impuls ging von der Schließung zahlreicher Kohlegruben in den 90er Jahren des letzten Jahrhunderts, besonders in Großbritannien, aus. Ende 1997 arbeiteten bereits acht passive Reinigungsanlagen für Grubenwässer, 2001 waren es 28. Diese Technologie findet vor allem für die typischen Problemstoffe (Eisen, Kupfer, Arsen und Zink) bei i.d.R. sauren bis neutralen Wässern Anwendung (WOLKERSDORFER & YOUNGER 2002).

Gemeinhin gilt der hohe Flächenbedarf als Nachteil passiver Grubenwasserreinigungssysteme. Dabei ist die Flächeninanspruchnahme bei den oben genannten Beispielen gering. Nur der Standort Mains of Blaizingone umfasst 6,2 ha und ist damit überdurchschnittlich groß (MARDSEN et al. 1997; YOUNGER 2001).

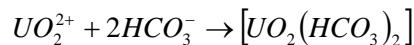
Vom Aufbau her können anaerobe („Kompost“-)Wetlands, aerobe Feuchtgebiete, Großflächenfilter („roughing filter“), gemischte Kompost- und Karbonatsysteme sowie geschlossene Karbonatlösungssysteme unterschieden werden. Reaktive Barrieren oder Wände sind meistens nicht kostengünstig.

Chemisch laufen verschiedenste Reaktionen ab. Stark vereinfacht handelt es sich dabei um Oxidationen. Beispielsweise wird Eisen oxidiert und Arsen oder andere Schwermetalle mitgefällt bzw. an der Oberfläche sorbiert. Bei anaeroben Wetlands wird auf eine Sulfidbildung mit anschließender Fällung von Schwermetallsulfiden gesetzt. Auf Grund der Stabilitätsfelder von  $\text{HS}^-$ ,  $\text{S}^{2-}$  und  $\text{H}_2\text{S}$  ergibt sich eine deutliche pH-Wert-Abhängigkeit. In Folge dessen wird für die Eliminierung von Pb-Zn-haltigen basischen Wässern das geschlossene Karbonatsystem angewandt.

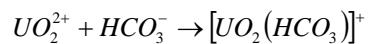
In reduzierendem Milieu kann Uran – ähnlich wie „klassische Schwermetalle“ – leicht als U(IV) gefällt werden. Dabei können Algen eine wichtige Rolle spielen (KALIN et al. 2005). KALIN et al. (2002a) beschreibt die Eliminierung von Uran aus Bergbauwässern in natürlichen Feuchtgebieten in Kanada. Am Wismutstandort Pöhla (Deutschland), wo das „constructed wetland“ nur aus einer Oxidations- und einer Reduktionsstufe besteht, kommt Kalin (2002b) für den Betrieb von 1999–2001 zu dem Schluss, dass die Eliminierung von Uran – im Gegensatz zu Arsen oder Radium – sehr problematisch ist, was auf die Bikarbonat-Uranspezies zurückgeführt wird.

## 2 Theoretische Grundlagen

Die nachfolgende Gegenüberstellung der logK-Werte zeigt den großen Einfluss von Karbonat bei der Komplexierung und somit die erschweren Bedingungen bei der Festlegung von Uran. Durch die letzte Gleichung nach BERNHARD (1996; Gleichung 8 in ZHENG et al. 2003) wird die wesentliche Rolle des Kalziums verdeutlicht.

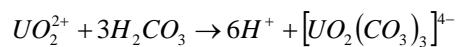


$$\text{LogK}=4,9 \quad (1)$$

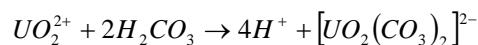


$$\text{LogK}=2,8 \quad (2)$$

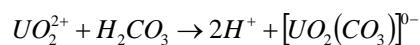
(SAVENKO 2000)



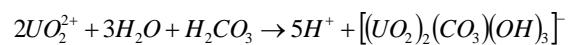
$$\text{LogK}=-28,449 \quad (3)$$



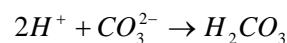
$$\text{LogK}=-16,426 \quad (4)$$



$$\text{LogK}=-7,013 \quad (5)$$

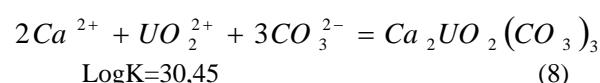


$$\text{LogK}=-17,543 \quad (6)$$



$$\text{LogK}=16,683 \quad (7)$$

(DAVIS et al. 2002)



$$\text{LogK}=30,45 \quad (8)$$

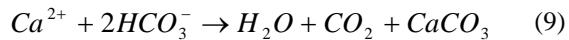
(ZHENG et al. 2003)

Auf Grund der logK-Werte wird der überragende Einfluss des Karbonat- sowie des Kalziumions deutlich. Bei hohen Magnesiumionenkonzen-

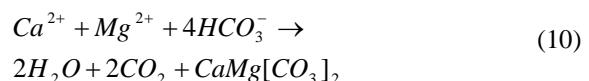
trationen im Wasser können diese ebenfalls zu – in diesem Falle-Magnesium-Uran-Karbonatkomplexen führen.

Die Karbonat- und die Kalziumkonzentration können sich gegenseitig beeinflussen. Häufig kommen sie auch beide vor. Die Ursache dafür ist u. a., dass die Pechblendeadern bei Gangverzerrungen wie in Hartenstein häufig von „Karbonatspat“ umschlossen waren/sind. Als Folge weisen diese Wässer hohe Kalzium-Karbonat-Gehalte auf. Die pH-Werte dieser Wässer liegen dann eher im neutralen bis basischen Bereich. Sonderfälle treten z.B. bei den sogenannten Industriellen Absetzanlagen auf, wo das Uranerz meist mittels Soda gelaugt wurde. Je nach Alter und Auswaschungsgrad dominieren neben Karbonat- auch Natriumionen. Trotzdem treten häufig hohe Kalziumgehalte auf. Das Kalzium wurde durch Austauschprozesse u. ä. freigesetzt.

Wie bereits erwähnt, wird durch Kalzifikation die Konzentration von Kalzium- und Karbonationen beeinflusst. Die Kalzifikation im engeren Sinne lässt durch folgende Formel vereinfacht wiedergeben:



Kalzium- und Magnesiumionen haben einen ähnlichen Ionenradius. Die beiden Elemente sind einander auf Grund ihrer Stellung im Periodensystem der Elemente chemisch so ähnlich, dass Magnesium häufig an Stelle des Kalziums im Gitter des Kalzites eingebaut wird. Des Weiteren kommt es auch zur Bildung von Doppelsalze wie Magnesium-Kalzium-Karbonat (Dolomit). Algen sind in der Lage, sowohl Kalzit und Aragonit (beide Minerale sind Kalziumkarbonate) auszufällen als auch Dolomit abzuscheiden. Der Prozess der Substitution von Kalzium durch Magnesium kann vereinfacht so dargestellt werden:

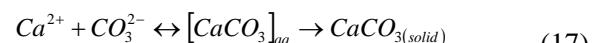
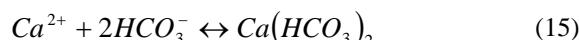
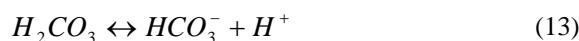
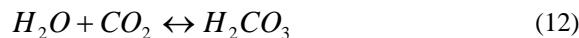


Der Kalzifikation im weiteren Sinne liegen mehrere Prozesse zu Grunde. Dazu zählt der Aufbau von organischer Substanz im Wasser durch Algen bzw. Wasserpflanzen mittels Photosynthese nach der vereinfachten Reaktionsgleichung:



Auf diese Weise wird dem Wasser CO<sub>2</sub> entzogen. Durch den Aufbau von organischer Substanz – in erster Form als Zucker – greifen die Algen bzw. Wasserpflanzen in das sogenannte

Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht ein – stark vereinfacht:



Demnach wird dem Wasser zuerst das freie Kohlendioxid ( $CO_2$ ) entzogen, danach kommt es zu einer Verringerung des doppeltkohlensauren Kalks ( $Ca(HCO_3)_2$ ) durch die Ausfällung von Kalziumkarbonat ( $CaCO_3$ ). Dadurch steht den Pflanzen wieder Kohlendioxid zur Verfügung und alles beginnt erneut. (Streng genommen werden Pflanzen hinsichtlich der C-Aufnahme in  $CO_2$ -Nutzer (z.B. *Myriophyllum verticillatum*) und in  $HCO_3^-$ -Nutzer (z.B. *Myriophyllum spicatum*) unterschieden). Dabei verschiebt sich der pH-Wert in Richtung der alkalischen Seite. Empirisch scheint bei pH 11 der Prozess zu enden, auch wenn kurzzeitig im Labor pH-Werte unwe sentlich über 11 gemessen wurden (Beobachtete max. pH-Werte im Standwasser vom Abfluss der IAA Lengenfeld/Vogtland unmittelbar zwischen den Blättern (August/September 2001) *Myriophyllum spicatum* 10,1 und *Elodea canadensis* 10,65).

Die Kalzifikation kann ferner nach dem Ort ihres Ablaufs differenziert werden: Die extrazelluläre Kalzifikation ist die einfachere Form. Sie findet u.a. bei Grünalgen statt. Das Kalziumkarbonat liegt bei Süßwasserarten vorwiegend als Kalzit vor, bei marinen Algen wie z.B. Braunalgen (Gattung *Padina*) eher als Aragonit. Cyanobakterien können ebenfalls Anteile an Magnesiumkarbonat abscheiden (BILIAN & USOV 2001).

Bei der intrazellulären Kalzifikation (z.B. *Caulerpales* und *Dasycladales*) handelt es sich um einen hochkomplexen biochemischen Vorgang. Stark vereinfacht kommt es meist zur Festlegung von Aragonit in den Algen. Dieser Prozess wird im Wesentlichen durch Polysaccharide gesteuert und scheint genetisch bedingt. Neben Aragonit bilden sich u. U. auch Magnesium-Kalziumkarbonate (BILIAN & USOV 2001; FOTT 1971).

Ausgehend von dieser Darstellung ergibt sich die Frage inwiefern durch kalzifizierende Wasser pflanzen (Algen) die Sorption bzw. die Redukti

onsfällung erhöht werden kann. Dazu erfolgt der Vergleich zwischen einem karbonathaltigen und einem karbonatfreien System.

### 3 Material und Methoden

An einem ehemaligen Uranbergbaustandort – Neuensalz (Abbildung 1) - der in der BfS- Verdachtsfläche Mechelgrün-Zobis liegt, wurden auf der Rückstandsfläche der ehemaligen Spitzkegelhalden bei Schacht 277 in einem dort vorhandenen Teich (ehemaliges Tailing des Hartsteinwerkes Oelsnitz/Vogtl.) Algenmatten entnommen und die Biomasse pro  $m^2$  bestimmt.

Zusätzlich erfolgte eine Verifizierung an den Versickerungsteichen (Referenzgebiet) des Forellenteiches oberhalb der Deponie Zobes. Von diesen Teichen wurde Algenmaterial entnommen und innerhalb eines Jahres vermehrt. Für diesen Vergleich wurde in 18  $M\Omega$ -Wasser Uranacetat (p.a. MERCK) gelöst (100, 250 bzw. 1000  $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$  Uranacetat). Diese Lösung wurde mittels Natriumkarbonat (MERCK suprapur) oder Natriumhydroxid (1 M-Lösung p.a. BEACKER) auf pH 8,3 aufgebast und in 125 mL durchscheinende Nalgene®-Flaschen gefüllt.

Mittels PHREEQC erfolgte die Berechnung der Verteilung der Uranspezies. Verwendet wurde die Datenbank Lnll (MERKEL & PLANER-FRIEDRICH 2002) mit den im Theoretischen Teil vorgestellten Ergänzungen. Durch die durchscheinenden Nalgene®-Flaschen werden Trü bungen im mittleren bis oberen dm-Bereich

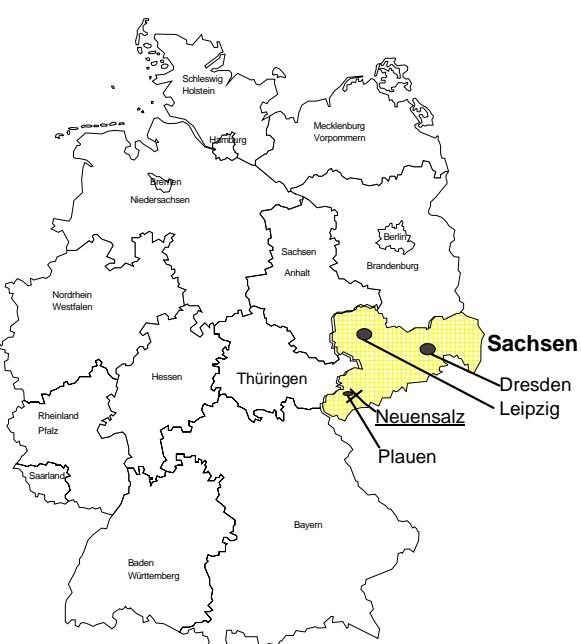


Abb. 1: Lage des Untersuchungsgebietes Neuensalz innerhalb Deutschlands.

nachgestellt. Das Wasser-Biomasse-Verhältnis betrug 10 g FM (Frischmasse Abtropfgewicht) *Cladophora spec.* zu 80 mL Lösung. Die Wasserbewegung wurde durch einen Überkopfschüttler (1 Umdrehung pro Minute, HEDOLPHUS) simuliert. Die Temperatur betrug 18 °C. Die Urankonzentration des Wassers wurde bestimmt. Um Selbstabsorption an der Gefäßwand und mögliche Fällungen von Uranverbindungen auszuschließen, wurde mit umfangreichen Blindproben gearbeitet. Die anschließende Analyse erfolgte mit ICP-MS (Pq2+, FISON/ jetzt TJA) auf den Massen 235 und 238.

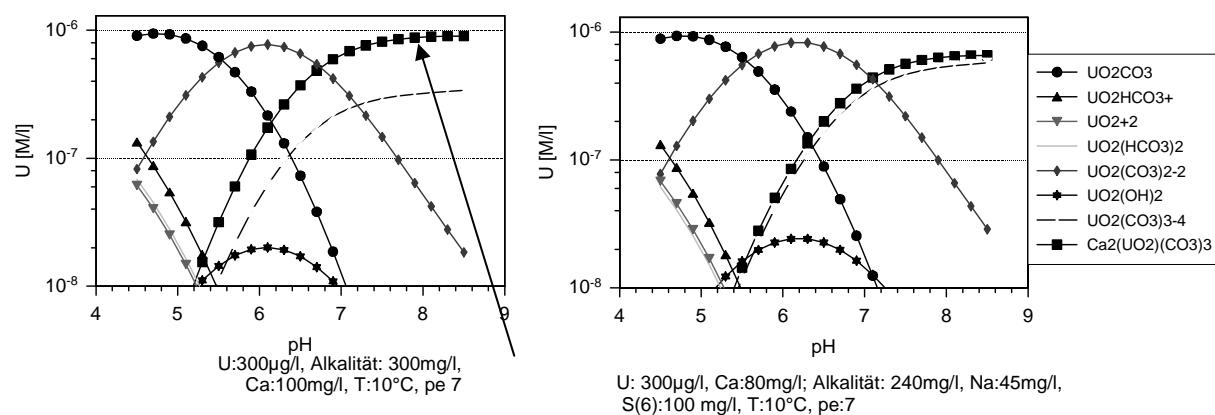
## 4 Ergebnisse

In Abbildung 2 sind die Uranspezies in Abhängigkeit des pH mittels PHREEQC modelliert

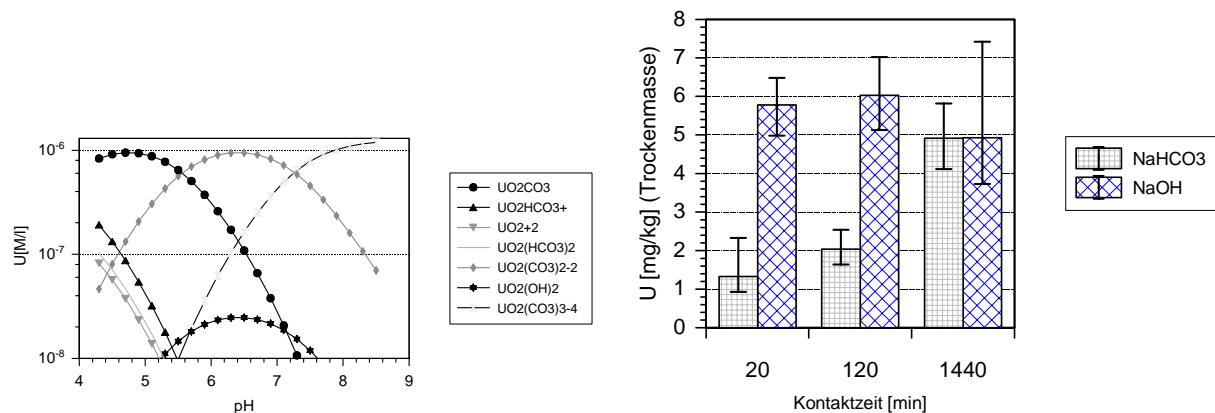
worden. Aus der Abbildung geht hervor, dass eine absolute Verringerung der Ca-Konzentration bei einer gleichzeitigen Komplexierung des Kalziumions zur deutlichen Speziesverschiebung führt. Ohne Zugabe von Ca ergibt sich folgende Speziesverteilung, die auch für die Modellversuche mit Karbonat realistisch ist (Abbildung 3).

Im dargestellten System dominiert ab etwa pH 7,5 der  $[\text{UO}_2(\text{CO}_3)_3]^{4-}$ -Komplex. Im Folgenden ist die Selbstabsorption von diesem in Lösung befindlichen Komplex zu OH-Komplexen dargestellt.

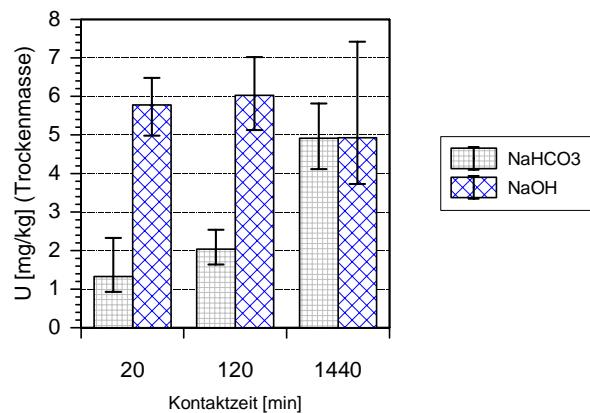
Aus Abbildung 4 wird deutlich, dass nach ca. einem Tag (1440 min.) die Unterschiede hinsichtlich der Selbstabsorption zwischen den Karbonat- und den Hydroxid-Spezies verschwunden sind. Auch bei der Urankonzentration von 250



**Abb. 2:** Geochemische Modellierung des Urans unter besonderer Berücksichtigung des Kalziums (links ohne Kalzium-Karbonatsystem; rechts Kalzium-Natrium-Sulfat-Karbonatsystem; Daten in Anlehnung an wassertypische Verhältnisse auf dem Tailing Neuensalz); Pfeil zeigt links die deutliche Dominanz des Kalzium-Uran-Karbonat-Komplexes, die Dominanz infolge abnehmender freier Kalziumionen deutlich zurückgeht (rechts).



**Abb. 3:** Geochemische Modellierung des Systems Uran-Karbonat, T:10°C, pe 7, U: 300 µg·L<sup>-1</sup> bei pH 8 entspricht Versuchsbedingungen.



**Abb. 4:** Urangehalt an den Grünalgen, Versuch mit 100 µgU·L<sup>-1</sup> in verschiedenen Matrices (Hydroxid/Karbonat); n=5.

$\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$  ergibt sich ein ähnliches Bild (Abbildung 5).

Im Gegensatz zu den beiden ersten geringen Urankonzentrationen weist die  $1000 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ -Variante Unterschiede zwischen den Hydroxidkomplexen und der nach einem Tag ermittelten Konzentration auf (Abbildung 6).

## 5 Diskussion und Schlussfolgerung

Die dargestellten Speziesdiagramme verdeutlichen die Notwendigkeit der Eliminierung des Kalzium-Uranylkarbonat-Komplexes. In großtechnischen Anlagen wie z.B. in Schlema (Erzgebirge) erfolgt diese Entfernung u.a. durch Zufügung von HCl und anschließender Fällung durch KOH. Beim Einsatz von HCl werden undifferenziert (sicherheitshalber) alle Karbonatspezies entfernt. Diese Verfahrensstufe der Entkarbonatisierung mittels HCl ist für passive Grubenaufbereitungsverfahren – schon aus Kostengründen – ungeeignet.

Alternativ zeigen die Ergebnisse schon nach einer relativ kurzen Verweildauer bei niedrigen Urankonzentrationen eine gleichwertige Selbstsorption in Bezug auf die Hydroxidkomplexe, was wahrscheinlich durch Kalzifikation erreicht wird. Da das Algenmaterial aus einem relativ schwach kontaminierten Areal der Verdachtsfläche Mechelgrün stammt (Wasserkonzentration um  $5 \mu\text{g U}\cdot\text{L}^{-1}$ ), sind diese Algen nicht an hohe Urankonzentrationen angepasst, das heißt, Uran führt zu einer leichten Wachstumshemmung bzw. Einschränkung der Atmung. Bei anderen Algen, wie *Scenedesmus subspicatus*, konnte bei ausreichender Nährstoffversorgung eine EC-50 im Bereich um  $2 \text{ mg U}\cdot\text{L}^{-1}$  festgestellt werden.

Dementsprechend sind für die technische Umsetzung angepasste Arten zu verwenden. Unter Berücksichtigung natürlicher Biomassevorkommen von Neuensalz für *Cladophora*- und *Microspora*-Matten (1-2 kg Trockenmasse/ $\text{m}^2$ , Umrechnung Abtropfgewicht in Trockenmasse: 95% Verlust) ergibt sich bei einem Becken von  $25 \times 25 \text{ m}$  ein nutzbares Wasservolumen von ca.  $200 \text{ m}^3$  pro Tag. Aus Sicherheitsgründen sollten immer  $200 \text{ m}^3$  in diesem „Becken“ sein (entspricht einem maximalen Zufluss von  $2 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$ ).

Diese vorgeschaltete Verfahrensstufe ist in Kombination mit einem anschließenden Großfächernfilter („roughing filter“) deshalb sinnvoll, weil sie das Wasser nicht wieder mit Karbonat

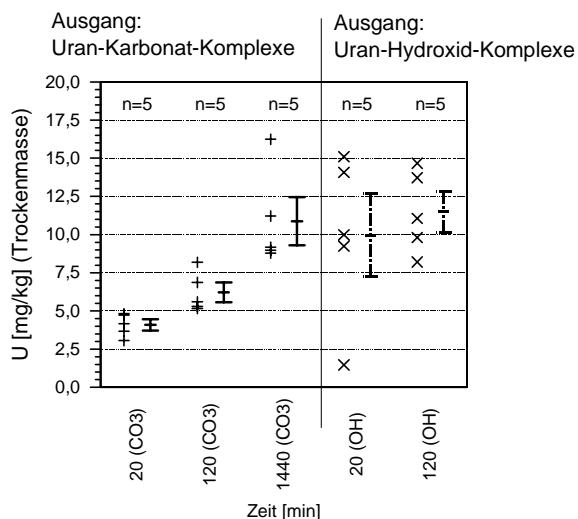


Abb. 5: Urangehalt an den Grünalgen, Versuch mit  $250 \mu\text{gU}\cdot\text{L}^{-1}$  in verschiedenen Matrices.

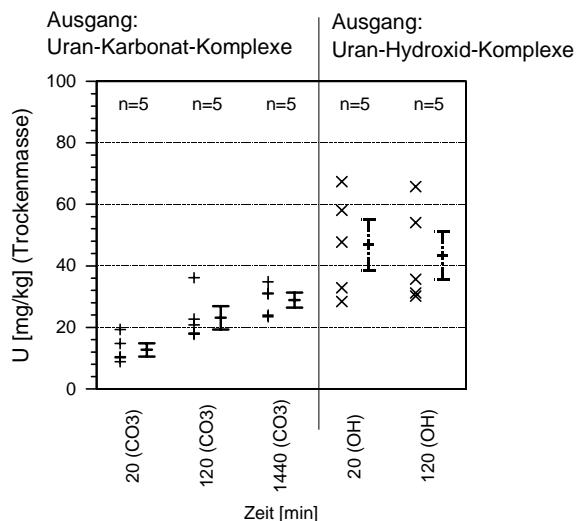


Abb. 6: Urangehalt an den Grünalgen, Versuch mit  $1000 \mu\text{gU}\cdot\text{L}^{-1}$  in verschiedenen Matrices.

anreichert, was beim klassischen „Kompostwetland“ passieren kann. Durch Einsatz abbauresistenter Materialien wäre ein anaerobes Wetland ebenfalls möglich. Denkbar ist auch die Vorschaltung vor einer technischen Entkarbonatisierung beispielsweise mit HCl, um Verbrauch und Abwasserkosten zu senken.

## 6 Danksagung

Diese Arbeiten wurden mit Mitteln des Freistaates Sachsen und des BMBF (02WB0222) gefördert. Besonderer Dank für vielfältige Unterstützung gilt A. Jost, K. Klinzmann, C. Müller und A. Weiske sowie D. Bartels. Des Weiteren danken wir uns bei J. Vymazal für anregende Diskussionen.

## 7 Literatur

BATTY L., YOUNGER, P.L. (2004): The use of wastematerials in the passive remediation of minewater pollution. – *Surveys in Geophysics*, **25**: 55—67.

BILAN M.I., USOV A.I. (2001): Polysaccharides of Calcareous Algae and their effect on the calcification process. – *Russian Journal of Bioorganic chemistry*, **27** (1): 2—16.

DAVIS J., PAYNE T., WAITE T.D. (2002): Simulation the pH and pCO<sub>2</sub> dependence of uranium(VI)adsorption by a weathered schist with surface complexation models. – In: ZHANG & BRADY (Eds.): *Geochemistry of soil radionuclides*. – SSSA Special publication No. 59: pp 61—86.

FOTT B. (1971): *Algenkunde*. VEB Gustav Fischer Verlag Jena.

KALIN M., SMITH M. P., WITTRUP M.B. (2002)a: Ecosystem restoration incorporating minerotrophic ecology and Stoneworts that accumulate <sup>226</sup>Ra. – In: MERKEL B. J., PLANER-FRIEDRICH B., WOLKERSDORFER C. (Eds.): *Uranium in the aquatic environment*. Springer Verlag. 495—504.

KALIN M., KIEBIG G., KÜCHLER A. (2002)b: 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., WOLKERSDORFER C. (Eds.): *Uranium in the aquatic environment*. Springer Verlag. 587—596.

KALIN M., WHEELER W.N., MEINRATH, G. (2005): The removal of uranium from mining waste water using algal/microbial biomass. – *Journal of Environmental Radioactivity*, **78**: 151—177.

MARDSEN M., KEER R., HOLLOWAY D., WILBRAHAM D. (1997): The position in Scotland. – In: BIRD L. (Ed.): *Abandoned mines – problems and solutions*. Sheffield. 74—84.

MERKEL B.J., PLANER-FRIEDRICH B. (2002): *Grundwasserchemie. Praxisorientierter Leitfaden zur numerischen Modellierung von Beschaffenheit, Kontamination und Sanierung aquatischer Systeme*. Springer Verlag.

SAVENKO A.V. (2001): Sorption of UO<sub>2</sub> on Calcium Carbonate. – *Radiochemistry*, **4**(2): 193—196

WOLKERSDORFER C., YOUNGER P.L. (2002): Passive Grubenwassereinigung als Alternative zu aktiven Systemen. *Grund- und Oberflächenwasser – Zeitschrift der Fachsektion Hydrogeologie*, **2**: 67—77.

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

YOUNGER P.L. (2001): Mine water pollution in Scotland: nature, extent and preventative strategies. – *Science of the Total Environment*, **265**: 309—326.

ZHENG Z., TOKUNAGA T.K., WAN J. (2003): Influence of Calcium Carbonate on U(VI) Sorption to Soils. – *Environ. Sci. Technol.*, **37**: 5603—5608.

# **Erfordernis der (Weiter-) Entwicklung passiver Wasserbehandlungsmethoden vor dem Hintergrund der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie**

Stephanie Hurst, Peter Börke, Mustafa Abo-Rady, Uwe Engelmann, Manfred Felix

Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Zur Wetterwarte 11, 01109 Dresden,  
E-Mail: [Stephanie.Hurst@lfug.smul.sachsen.de](mailto:Stephanie.Hurst@lfug.smul.sachsen.de)

In Sachsen werden große Flächen durch Hinterlassenschaften der Stein- und Braunkohlegewinnung sowie des Uranbergbaus in Anspruch genommen. Diese Flächen sind sowohl Quellen diffuser als auch lokaler punktueller Stoffeinträge in Gewässer. Hauptsächlich Sulfat, Chlorid, aber auch Schwer- und Halbmetalle sowie Radionuklide, werden aus diesen Flächen in das Grundwasser emittiert oder gelangen über Sickerwasseraustritte in Oberflächengewässer. Ursache ist unter anderem die Oxidation des ubiquitären Eisendsulfids (Pyrit). Je nach chemischer Zusammensetzung des Muttergestein sind die pH-Werte der Sickerwässer im sauren oder neutralen Bereich. Auch wenn einzelne Einträge in vielen Fällen keinen großen Einfluss auf die Wasserqualität der Fließgewässer oder des Grundwasser ausüben, kann durch ihre Anzahl die Fracht bestimmter Wasserinhaltstoffe in den Oberflächengewässern doch erheblich erhöht werden. Eine konventionelle technische Behandlung solcher Sickerwässer ist problematisch, da neben hohen Kosten auch große Rückstandsmengen wie z.B. Eisenoxide zu bewältigen sind. Des Weiteren sind die Behandlungszeiträume erheblich. Ein guter chemischer Zustand aller Gewässer, die die Europäische Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) als Umweltziel deklariert, kann auf wirtschaftlich sinnvollem Wege nur durch die (Weiter-) Entwicklung passiver Wasserbehandlungsmethoden erreicht werden.

Dazu wird die Notwendigkeit eines Reviews sowohl der bestehenden Problemstoffe und des Gesamtchemismus der Sickerwässer, als auch der bereits vorhandenen Erfahrungen/Literatur gesehen.

Beispielhaft sollen hier Behandlungstechnologien vorgestellt werden, die dem Anspruch der niedrigen Kosten und der Nachhaltigkeit und den spezifischen sächsischen Problemstellungen gerecht werden. Des Weiteren sollen die Bereiche genannt werden, in denen aus Sicht der zuständigen Behörden noch erheblicher Untersuchungsbedarf gesehen wird. Schließlich sollen Wege aufgezeigt werden, wie eine Einbindung in die Umweltziele der EG-WRRL ermöglicht werden könnte.

---

## **1 Einleitung**

Im Umweltinformationssystem des Freistaates Sachsen sind in den 90er Jahren verschiedenste Hinterlassenschaften der Stein- oder Braunkohlegewinnung durch die örtlich zuständigen Behörden oder Nachfolgeeinrichtungen der DDR-Betriebe erfasst worden. So sind z.B. im Sächsischen Altlastenkataster (SALKA) in den Landkreisen des Mittel- und Westerzgebirges ca. 300 Altablagerungen mit den Merkmalen einer bergbaulichen Rückstandshalde enthalten (siehe Abbildung 1). Ungefähr ein Drittel davon geht auf Aktivitäten der Sowjetisch-Deutschen Aktiengesellschaft Wismut zurück.

Bergbauhalden sind dann als Verdachtsfälle (Altablagerungen) aufgenommen worden, wenn in ihnen entweder bergbaufremde schadstoffverdächtige Substanzen (Abfälle) mit abgelagert wurden, oder wenn das bergbaulich gewonnene

Material sich in seiner Zusammensetzung oder Mobilisierbarkeit (Schadstoffgehalt) signifikant vom Ablagerungsort (Hintergrundbelastung) unterscheidet. Dies gilt insbesondere auch bei Absetzbecken und Ablagerungen von anderen Aufbereitungsrückständen.

Mit Ausnahme der durch den Bund und die Länder geregelten Finanzierung über die Wismut GmbH nach dem Wismutgesetz von 1991 sowie der Standorte des so genannten „Wismut-Altbergbaus“ (Standorte des Uranerzbergbaus, die sich am 30.06.1990 nicht mehr im Eigentum der Wismut befanden), die mit Mitteln aus dem Bund-Länder-Abkommen Altstandorte des Jahres 2003 finanziert werden, oder durch die Treuhandnachfolgeorganisation GVV, stehen kaum finanzielle Ressourcen zur bedarfsgerechten Sanierung zur Verfügung.

Fachinformationssysteme mit Informationen zur radiologischen Relevanz von Hinterlassenschaften des Uranbergbaus sind:

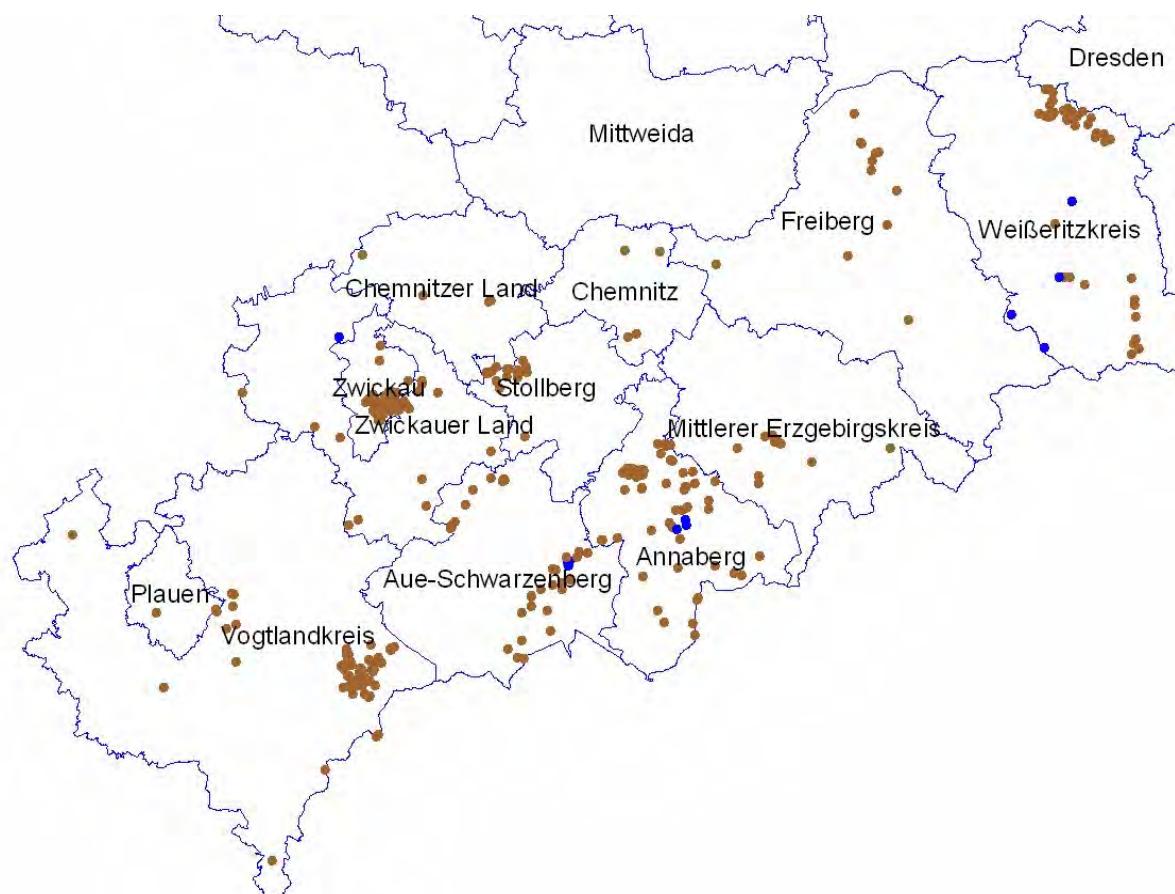
- Altlastenkataster für Altlasten mit erhöhter natürlicher Radioaktivität (A.LAS.KA)
- Fachinformationssystem bergbaubedingte Umweltradioaktivität (FbU)
- Datenbanken der Wismut GmbH
- Kataster natürliche Radioaktivität Sachsen (KANARAS, im Aufbau)

## 2 Inhalt und Ziele der Wasser-rahmenrichtlinie

Wichtigstes Ziel der EG-Wasserrahmenrichtlinie (I) ist das Erreichen eines guten Zustandes aller Gewässer, also der Oberflächengewässer und des Grundwassers bis zum Jahre 2015. Dieser gute Zustand orientiert sich bei Oberflächengewässern an biologischen, hydromorphologischen sowie chemischen und chemisch-physikalischen Komponenten. Zu den chemischen Komponenten

zählen auch Verschmutzungen durch prioritäre Schadstoffe sowie sonstige Stoffe, bei denen festgestellt wurde, dass sie in signifikanten Mengen in den Wasserkörper eingeleitet werden. Beim Grundwasser wird der mengenmäßige und chemische Zustand bewertet.

Zu den wichtigsten Schadstoffen zählen nach der nicht erschöpfenden Auflistung im Anhang VIII der EG-WRRL auch Arsen und Arsenverbindungen sowie Metalle und Metallverbindungen. Die Entscheidung über prioritäre Stoffe aus dem Jahre 2001 (II), die den bis dahin nicht vorhandenen Anhang X der EG-WRRL ausfüllt, nennt außerdem Blei- sowie Bleiverbindungen, Cadmium und seine Verbindungen sowie Quecksilber und Nickelverbindungen. Für die genannten Schadstoffe müssen die Mitgliedsstaaten Qualitätsnormen festlegen, die den Schutz aquatischer Lebensgemeinschaften betreffen. Diese können für das Wasser selbst, die Sedimente oder die Lebensgemeinschaften festgelegt werden. Mindestens sind akute und chronische Daten für Algen, Makrophyten, Daphnien und Fische zu bewerten.



**Abb. 1: Vereinfachte Darstellung der erfassten Altablagerungen in den Landkreisen des Mittel- und Westerzgebirges (Quelle: Sächsisches Altlastenkataster, Anwendungsbaustein SALKA-GIS, Datenstand 08/2004).**

### 3 Bewertung der sächsischen Gewässer im Hinblick auf punktuelle Schadstoffquellen

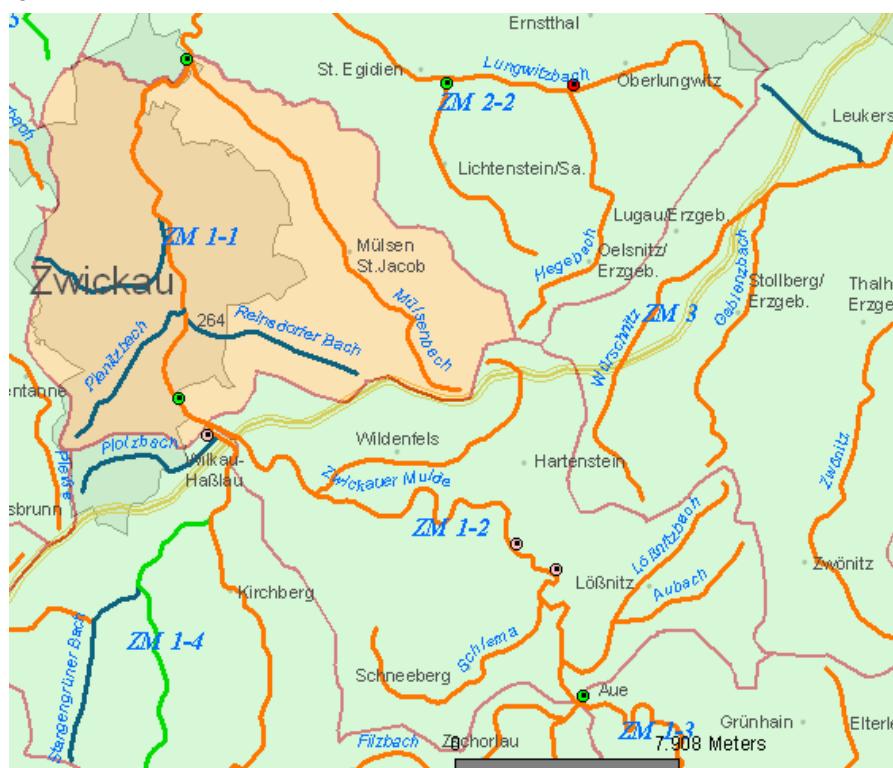
Bei den Fließgewässern wurden die nachfolgend aufgeführten Einzelkomponenten bzw. Hilfsgrößen zur Beurteilung der Zielerreichung der Oberflächenwasserkörper im Freistaat Sachsen verwendet:

- saprobiologische Daten zzgl. Informationen über Versauerung bzw. Verödung
- Zustand der Fischfauna einschließlich der ökologischen Durchgängigkeit von Querbauwerken
- Daten aus Gewässerstrukturkartierungen (vorrangig nach LAWA-Übersichtsverfahren)
- Überschreitungen von Umweltqualitätsnormen relevanter Schadstoffe der Richtlinie 76/464/EWG (III) bzw. der Listen „ECO“ und „CHEM“ (LAWA-Musterverordnung(IV))

- Auswertungen zu ergänzenden allgemein-chemischen Wasserbeschaffenheitsparametern
- Einschätzungen zur Gefährdungsrelevanz sonstiger spezifischer Belastungen unter Einbeziehung des regionalen Expertenwissens

Im Ergebnis einer integrativen Verschneidung und Auswertung der Einzelkomponenten bzw. Hilfsgrößen nach dem „Worst-Case-Prinzip“ – d.h. die am schlechtesten bewertete Einzelkomponente bzw. Hilfsgröße (z.B. Zustand Fischfauna) bestimmt die Gesamteinstufung des betreffenden Wasserkörpers - wurden 650 Fließgewässer-Wasserkörper mit ca. 6600 km Länge folgendermaßen eingestuft:

- Zielerreichung wahrscheinlich: 12,9 %,
- Zielerreichung unklar: 29,4 %,
- Zielerreichung unwahrscheinlich: 57,7 %.



**Abb. 2:** Überlagerung der Belastungssituation der Oberflächenwasser- und Grundwasserkörper im Bereich Zwickau der Zwickauer Mulde (integrative Fließgewässerbeurteilung: grüne Linien: Zielerreichung wahrscheinlich; blaue Linien: Zielerreichung unklar; orange Linien: Zielerreichung unwahrscheinlich, Quelle: Interaktive Karten zu den Ergebnissen der Bestandsaufnahme zur EG-WRRL in Sachsen: <http://www.umwelt.sachsen.de/lfug>

Nachfolgende Tabelle 1 gibt eine Übersicht über Quellen von Schadstoffen und mögliche Ursachen für die Überschreitungen der Umweltqualitätsnormen (UQN).

Beim Grundwasser werden unter punktuellen Schadstoffquellen Altlasten verstanden, die das Grundwasser gefährden oder bereits belasten. In Sachsen wurden 5 Grundwasserkörper ermittelt, für die die Zielerreichung unklar oder unwahrscheinlich ist. Die Bewertungsmethodik und die Ergebnisse sind in SMUL (2004) dargestellt. Aus vorrangig industriell und erzbergbaulich punktuellen Schadstoffquellen ist der Grundwasserkörper „ZM 1-1“ (Stadtgebiet Zwickau) belastet, der in seinen Lagegrenzen und der Überlagerung mit der Bewertung der Fließgewässerbelastung in der nachfolgenden Abbildung dargestellt ist.

**Tab. 1: Übersicht über Vorkommen, Herkunft und Verwendung von Schadstoffen der Listen „ECO“ und „CHEM“ mit festgestellten Überschreitungen von Umweltqualitätsnormen an den nach WRRL berichtsrelevanten sächsischen Fließgewässern (aus SMUL 2004).**

Relevante Stoff-liste	Schad-stoff	Relevante Gewäs-ser	Mögliche Ursachen für die Überschreitungen von UQN
Schadstoffliste „CHEM“	PAK	Elbe, Vereinigte Mulde, Freiberger Mulde, Zwickauer Mulde, Lausitzer Neiße, Weiße Elster, Schwarze Elster, Spree, Mandau,	weite Verbreitung in der Umwelt, können als zivili-satorische Abprodukte bezeichnet werden, Vorkommen: Erdöl, Kohle und daraus gewonnenen Produkte, wichtigste Quelle für Emissionen: Ver-luste als unerwünschte Nebenprodukte bei Verbrennungsprozessen, die Aluminiumproduktion und Koksöfen, Entstehung bei unvollständiger Verbrennung aller organischen Stoffe, weitere mögliche Einträge: aus Teerölen von Holz-schutzmitteln sowie der Eisen- und Stahlproduktion Altbergbau, Altlasten aus dem Sanierungsbergbau, aus Abwassereinleitungen; hohe geogene Hinter-grundwerte Verwendung als: Akku, Pigmente Sta-bilisatoren, zum Teil Legierungen und Oberflä-chenschutz
	Cadmium	Vereinigte Mulde, Zwickauer Mulde, Freiberger Mulde	
	HCH	Freiberger Mulde	Herkunft: Werksgelände Sachsenfeuerwerk GmbH (Bis ca. 1990 wurde HCH für die Herstellung pyro-technischer Produkte mit Raucheffekten verwen-det) sowie aus anderen Altlasten
Schadstoffliste „ECO“	Arsen	Vereinigte Mulde, Freiberger Mulde	Altbergbau, Altlasten aus dem Sanierungsbergbau, aus Abwassereinleitungen; hohe geogene Hinter-grundwerte
	Dibutyl-zinn-Kation	Elbe, Lausitzer Neiße, Spree, Weiße Elster	Belastungsschwerpunkt: Weiße Elster Hier erfolgen zurzeit zwischen den Ländern Sach-sen-Anhalt, Thüringen und Sachsen Beratungen zur Ursachenermittlung. Verwendung als: Antifoulingfarben (Färbereien), Saatbeizmittel, Desinfektionsmittel
	PCB	Elbe	Eintrag aus Tschechien
	Zink	Vereinigte Mulde	Verwendung als: Kühlmittel, Hydraulikflüssigkeit, Transformatorenöl, Imprägniermittel für Holz und Papier, Weichmacher Kunststoffe, Isoliermaterial Altbergbau, Altlasten aus dem Sanierungsbergbau, aus Abwassereinleitungen; hohe geogene Hinter-grundwerte

## 4 Beispiele konkreter Belas-tungssituationen

### 4.1 Steinkohle

Über 650 Jahre Steinkohlenbergbau in den ehemaligen Revieren Zwickau und Lugau-Oelsnitz beeinflusste diese Regionen nachhaltig. Als Folge des Steinkohlenbergbaus sind zahlreiche Halden entstanden. Im Zwickauer Revier sind 69 Halden, im Lugau-Oelsnitzer Revier 22 Halden unterschiedlichster Größe registriert. Die Auf-standsfläche liegt im Bereich von 0,01 ha bis 14 ha, die Höhen variieren zwischen 3 m und 40 m und das Volumen der Halden reicht von 2 000 m<sup>3</sup> bis 5 Mio m<sup>3</sup>. Ein Großteil der Halden besteht aus Grob- und Waschbergen. Zum Teil wurden Spülteiche für Kohleschlamm und Rückstände

aus den Kokereien in den Haldenbereichen betrieben.

Im Anschluss an die Ablagerung der Bergbau- und Kokereirückstände wurden einige Halden als Deponien für Siedlungs- und Industrieabfälle genutzt. Auf Halden mit entsprechender Größe wurden auf den Plateaus Kleingärten, Wohnbebauung oder Sportplätze angelegt, andere werden als Lagerplatz oder kleingewerblich genutzt. Einige Halden sind durch natürliche Sukzession mit schnell wachsenden Bäumen bewaldet.

Vom Landesamt für Umwelt und Geologie wurden an ausgewählten Standorten Haldensickerwasseruntersuchungen sowohl im Zwickauer als auch im Lugau-Oelsnitzer Revier veranlasst (BERRIOS & KOLITSCH 2001; BERRIOS et al. 2003a; BERRIOS et al. 2003b). Die Abschlussberichte bestätigten den Austrag von Schwermetallen und Arsen über den Wasserpfad.

In weiteren Vorhaben des LfUG wird demnächst ein Schema für eine objektive Haldenkategorisierung bezüglich ihres Gefährdungspotentials insbesondere des Schadstoffeintrages in den Wasserkreislauf abgeleitet werden. Hiermit soll die Sanierungsbedürftigkeit der Halden ermittelt werden.

Im Auftrag des Umweltamts der Stadt Zwickau werden seit 1997 kontinuierlich Beprobungen der Oberflächengewässer mit teilweiser Untersuchung der Sedimente vorgenommen (BIOTEST, DR. ROTH 2002). In den Sedimenten wurden auffällige Gehalte an Mangan, Kobalt, Nickel, Zink, Arsen und Cadmium nachgewiesen. Vereinzelt wurde auch Uran bestimmt.

Im Auftrag des LRA Stollberg wurde die von den Steinkohlenhalden ausgehende Gefährdung an einigen Halden im ehemaligen Oelsnitz-Lugauer Revier durch die Fa. Artec untersucht, wobei sich die bisherigen Ergebnisse des erhöhten Schwermetall- und Arsenaustrages bestätigten (ARTEC 2001).

Im Rahmen des Programms INTERREG II c (GUB 2001) wurden umfangreiche Daten zur „Beherrschung und Nutzung der Bergbaufolgewirkungen im ehemaligen Steinkohlenbergbaugebiet Zwickau“ zusammengefasst und liegen in Form des Abschlussberichtes vor.

Ein besonders hohes Gefährdungspotential geht von Haldenstandorten mit direktem Kontakt zum Grund- bzw. Oberflächenwasser „Halde mit Haldefuß im Grundwasserkörper“ aus. Bei solchen Bergehalden des Steinkohlenbergbaus und auch des Erzbergbaus ist es zu prüfen, ob eine In-situ-

Sanierung mit Unterstützung von passiven Sickerwasserbehandlungsmethoden zu empfehlen wäre.

Ein Beispiel für solche Halden ist die Schader-schachthalde in Zwickau (vgl. GUB 2001). Die Halde befindet sich im Landschaftsschutzgebiet „Am Röhrensteg“. Sie besteht aus Grob- und Waschbergen mit eingelagerten Absetzteichen für Abprodukte der Kokereien (u.a. Phenole, Ammoniakwasser, Teer, etc). Die Abdeckung ist geringmächtig bzw. nur teilweise vorhanden (feinkörnige Verwitterungsprodukte).

Die Aufstandsfläche ist nicht einheitlich und besteht aus Wechselfolgen von Rotliegendsedimenten mit überlagernden Deck- bzw. Verwitterungslehmen und fluviatilen Aueablagerungen. Ca. 1/3 der Haldenaufstandsfläche liegt im Grundwasser führenden Bereich (ehemalige Talaue) und ungefähr 3 m der Haldenbasis sind wassergesättigt. Der Abstand zum potentiellen Vorfluter ist im 10-m-Bereich, so dass jegliche Veränderungen der hydraulischen Verhältnisse sich nachteilig auf benachbarte Gebiete auswirken. Durch die genannten Randbedingungen kommen klassische Sicherungsvarianten (Abdeckung, Umlagerung, Sammlung und Behandlung von Sickerwasser etc.) nicht in Frage. Aufgrund der Haldengeometrie und der Oberflächenausbildung kann es zu einer permanenten Niederschlagswasserinfilt ration und damit einhergehender Schadstoffmobilisierung im Haldenkörper kommen. Im Teilbereich außerhalb der ehemaligen Talaue migrieren die Schadstoffe der natürlichen Morphologie folgend in Richtung Talgrundwasserleiter. Im Bereich der Talaue kam es nach vorliegenden Untersuchungen aufgrund bergbaubedingter Setzungen (bis 11 m) dazu, dass die unteren Bereiche der Halde permanent wassergesättigt sind.

Inwieweit eine flächendeckende Verbreitung des Auelehmes an der Haldenbasis vorliegt oder „Fenster“ mit direktem hydraulischen Kontakt zum quartären Porengrundwasserleiter existieren, ist nicht bekannt. Zu den lokal ausgebildeten hydrogeologischen Verhältnissen liegen unterschiedliche Vorstellungen (Unterströmung der Zwickauer Mulde in Richtung Stadt, Mulden paralleler Abfluss infolge abgekoppelter Vorflut) vor.

## 4.2 Braunkohle

Durch Pyritverwitterung in den Kippen der Braunkohlegewinnung entstanden in großem Umfang saure Seen und Sickerwässer (z.B.

(WIEGAND et al. 2003). Dabei wurde die ursprüngliche Mineralzusammensetzung zerstört und eine beträchtliche Anzahl an Elementen geht in Lösung. Den relativ niedrigen Durchlässigkeitssbezirken der Kippensedimente ist es zu verdanken, dass der größte Teil der entstehenden sauren Sickerwässer (pH 2 bis 3) in den Restseen verbleibt. Autochthone und allochthone Sekundärmineralbildungen werden beobachtet, es wird jedoch häufig kein hydrologisches oder hydrogeochemisches Gleichgewicht erreicht.

### 4.3 Uranerzbergbau

Die Hinterlassenschaften des Uranbergbaus lassen sich bezüglich ihrer Emissionen auf dem Wasserpfad in 2 Kategorien unterteilen:

1. Grubenwässer

2. Sickerwässer

Bei den Grubenwässern führt die im Zuge der Absenkung des Grundwasserspiegels induzierte Pyritverwitterung zu erheblich erhöhten Konzentrationen an Uran, Sulfat und Chlorid. Radium ist im Bereich der Lagerstätte immer natürlicherweise sehr stark erhöht, die Radiumkonzentrationen gehen in der Zeit des Bergbaubetriebes u. a. aufgrund von Sulfatfällungsprozessen zurück. Je nach Ausgangsgestein bzw. -vererzung sind auch die Arsenkonzentrationen und die bestimmter Schwermetalle erhöht. Sobald der Sauerstoffeintrag über die Grundwasserabsenkung beendet wird, indem die Gruben geflutet werden, beginnt der „Heilungsprozess“. In Folge gehen die Urankonzentrationen kontinuierlich zurück und die Radiumkonzentrationen steigen zunächst an. Etwas zeitlich verzögert und deutlich langsamer gehen dann auch die Radiumkonzentrationen wieder zurück. Dies konnte z.B. bei den Flutungswässern der Gruben Menschwald und Pöhla beobachtet werden. Für die Dauer dieser Entwicklungen spielt u. a. auch die vertikale Distanz der Lagerstätte von der Austrittsstelle des Grubenwassers eine Rolle.

Sickerwässer aus Halden und industriellen Absetzanlagen zeigen aufgrund der dort ebenfalls stattfindenden Pyritverwitterung erhöhte Uran-, Sulfat-, Chlorid- und Schwermetall- sowie –bei allen Standorten des Erzgebirges – Arsenkonzentrationen. Radium hat in der Regel bei Sickerwässern keine Relevanz. Die Sickerwässer treten in der Regel diffus über die ungesättigte Zone ins Grundwasser ein. Nur bei der Überlagerung von ehemaligen Tälern durch Halden – oder Tailingsmaterial sind größere Wassermengen

fassbar und können einer Behandlung zugeführt werden. Dies ist z. B. in Schlema bei zwei größeren Halden (371 und 366) der Fall.

Im Gegensatz zu den Grubenwässern ist bei Sickerwässern mittelfristig keine Änderung der Qualität zu erwarten, da sich das Redoxregime nicht ändert und auch keine Änderung sonstiger Rahmenbedingungen zu erwarten ist. Langfristig kann jedoch unter günstigen Randbedingungen d. h. bei einem ausgewogenen Verhältnis von Niederschlag und Verdunstung bzw. Lösung und Fällung eine weitgehende Beschichtung der Kornoberflächen mit sekundären Mineralen und Gelen erfolgen, welche zu einer Abnahme des Schadstoffaustauschs führt. Dies ist natürlich auch stark abhängig von der geochemischen Zusammensetzung des Gesteins.

## 5 Methoden zur Reduzierung der Belastungen

Konventionelle Wasserbehandlungsmethoden sind für eine Anwendung bei der Sanierung von Bergbauhinterlassenschaften in vielen Fällen (Sickerwässer) zu kostenintensiv. Um in Gebieten mit vielen kleinen Sickerwasseraustrittsstellen – wie z.B. bei Uranbergbauhinterlassenschaften – einen Beitrag zur Verbesserung der Wasserqualität leisten zu können, werden kostengünstige autonom arbeitende Systeme benötigt. Der Stand der Technik ist jedoch noch nicht so weit gediehen, dass diese standardmäßig eingesetzt werden können. Im Folgenden wird auf den derzeitigen Sachstand eingegangen.

### 5.1 Erfahrungen beim Einsatz von Pflanzenkläranlagen (bewachsene Bodenfiltern) zur Behandlung kommunaler Abwässer in Sachsen

Erfahrungen mit dem Einsatz von nicht konventionellen Wasserbehandlungsmethoden liegen in Deutschland vor allem für Pflanzenkläranlagen vor (GELLER & HÖNER 2003). Entsprechend HEDIN et al. (1994) war Deutschland das erste Land, das diese Methoden einsetzte.

Im Rahmen eines Pilotprojektes zu alternativen Verfahren der kommunalen Abwasserbehandlung wurden vom LfUG mehrere neu errichtete Pflanzenkläranlagen (bewachsene Bodenfilter) in Sachsen begleitet. Darüber hinaus wurden zwei Forschungsvorhaben an der TU Dresden, Institut für Wasserbau und Technische Hydromechanik

gefördert. Die Ergebnisse von Pilotprojekt und Forschungsvorhaben sind im Beitrag von ENGELMANN et al. (2003) zusammenfassend dargestellt.

Eine Reihe sächsischer Pflanzenkläranlagen wird den ursprünglichen Erwartungen an Funktionssicherheit und Abbauleistung nicht gerecht. Die Erfahrungen zeigen, dass der konsequenten Einhaltung der für diesen Anlagentyp existierenden technischen Regeln besondere Bedeutung kommt. Abweichungen von den im ATV-Arbeitsblatt A 262 formulierten Grundsätzen für Bemessung, Bau und Betrieb und neue Erkenntnisse zu den Ursachen von Verstopfungen des Bodenkörpers geben die Erklärung für Betriebschwierigkeiten mehrerer sächsischer Anlagen, von denen einige bereits saniert oder außer Betrieb genommen werden mussten.

Aus Untersuchungen an zwei Laboranlagen und an ausgewählten Praxisanlagen insbesondere zum Feststoffanfall und zum Sauerstoffhaushalt im Bodenkörper wurden Bilanzierungen des Systems Pflanzenbeet sowie Aussagen zur Nutzungsdauer abgeleitet. Für Bodenmaterialien nach ATV-A 262 ergeben sich bei einer Belastung von 25 g CSB/(m<sup>2</sup>·d) bzw. bei einer Beetfläche von ca. 3 m<sup>2</sup>/E je nach Randbedingungen (Feststoff- und Fremdwassereintrag) für günstige Verhältnisse Nutzungsdauern von etwa 12 Jahren. Bei ungünstigen Betriebsbedingungen ist mit einer Betriebsdauer von weniger als 6 Jahren zu rechnen. Allerdings kann unter bestimmten Voraussetzungen, z. B. Unterlastung, gröberes Bodenmaterial, minimierter Feststoffeintrag durch vorgeschaltete Filter, die Laufzeit auch erheblich länger sein.

Die Ergebnisse zeigten, dass der Bemessungsansatz für vertikal durchströmte Pflanzenbeete nach ATV-A 262 (Mindestfläche 2,5 m<sup>2</sup> pro Einwohner) praktisch keine Sicherheiten enthält. Aufgrund der gewonnenen Erkenntnisse wurden ergänzende Hinweise zum seit Juli 1998 vorliegenden Arbeitsblatt ATV-A 262 „Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von Pflanzenbeeten für kommunales Abwasser bei Ausbaugrößen bis 1000 Einwohnerwerte“ vorgeschlagen. Inzwischen liegt mit Stand Mai 2004 eine überarbeitete Fassung des Arbeitsblattes vor, nach der u. a. wesentlich größere Mindestflächen für Pflanzenbeete gefordert werden.

## 5.2 Erfahrungen mit Bergbauwässern

Erfahrungen mit dem Einsatz alternativer Methoden für die Oberflächen-, Sicker- und Grundwasserbelastung im Bergbau sind bis vor wenigen Jahren vor allem aus Kanada, den USA und Großbritannien bekannt gewesen (WOLKERSDORFER & YOUNGER 2002; YOUNGER et al 2002; KALIN et al. 2005a; KALIN 2004; KALIN et al. 2005b). Für die Uranbergbausanierung in Deutschland liegen zwischenzeitlich ebenfalls Erfahrungen vor (z. B. KALIN et al. 2005a; KALIN 2004; KALIN et al. 2005b; BRACKHAGE et al. 2004; ROSS et al. 2004).

Die letztgenannten Literaturbeispiele wurden gewählt, weil sie grundsätzlich auf langfristig autonom wirkende Systeme ausgerichtet sind, die zwar einer mittelfristigen Begleitung aber keiner langfristigen Nachsorge bedürfen. Das bedeutet, dass einerseits die Prozesse bekannt sein sollten, welche die Fixierung von Schadstoffen bewirken, andererseits müssen die Systeme so beschaffen sein, dass sie vor dem Hintergrund der jeweiligen klimatischen und sonstigen Randbedingungen langfristig überdauern können. Die Anlagen für die Anwendung passiver Methoden sind von Beginn an so zu konzipieren, dass keine Elemente von konventionellen (pflegebedürftigen) Anlagen enthalten sind.

Eine besondere Rolle spielen Methoden, die das Problem nicht erst im Abstrom betrachten, sondern, wo man das Gesamtsystem incl. Niederschlagseintrag, Löslichkeitsverhalten, Sekundärmineralbildung betrachtet.

Die so genannte Krustenbildung (Sekundärminerale und Gele) ist Gegenstand vieler internationaler Untersuchungen der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (RAMMLMAIR 1997; RAMMLMAIR & MEYER 2000; RAMMLMAIR & GRISSEMAN 2000).

Für eine nur zeitlich begrenzt notwendige Wasserbehandlungsphase eignet sich die Nutzung reaktiver Materialien im Abstrom.

## 6 Erfordernisse

### 6.1 „Wetlands“

Eine Weiterentwicklung der Methoden kann es nur auf der Grundlage praktischer Erfahrungen bei Konzeption und Bau von Anlagen geben.

Die grundlegenden Prozesse sind für alle oben genannten Methoden zwischenzeitlich bekannt

und vielfach veröffentlicht. Es wäre zu diskutieren, ob es sinnvoll ist, in größerem Rahmen Zeit und Mittel aufzuwenden um diese Kenntnisse zu verfeinern. Es ist dabei zu bedenken, dass die Wahrscheinlichkeit, grundsätzlich neue allgemeingültige Erkenntnisse zu gewinnen, aufgrund der Komplexität der ineinander greifenden hydrogeologischen, chemischen, biochemischen und biologischen Wirkmechanismen gering ist.

Demgegenüber erscheint es jedoch aus mehreren Gründen gerechtfertigt einen größeren Aufwand in die Planung von passiven Wasserbehandlungsanlagen bzw. in die Initiierung von Sekundärprozessen in Halden, Kippen und Tailings zu investieren. Dabei ist eine Begleitung durch erfahrene Wissenschaftler, welche die wirksamen Prozesse gut einschätzen können, unabdingbar.

Jeder Standort für ein Constructed Wetland muss bezüglich folgender Sachverhalte untersucht werden:

- Flächenbedarf für die entstehende Anlage
- Art des Untergrundes (Geologie, Boden, hydrogeologische Verhältnisse)
- Lokale Flora (und Fauna)
- Lokales (Klein-) Klima

Eine Zusammenarbeit mit der lokalen Naturschutzbehörde wird empfohlen.

## 6.2 Sekundärprozesse in Halden, Kippen und Tailings

Die Randbedingungen für die oben beschriebenen natürlichen Sekundärprozesse („Krustenbildung“) so zu beeinflussen, dass sie beschleunigt werden, sollte das Ziel ebenfalls spezifischer objektbezogener Untersuchungen sein.

## 6.3 Sonderfälle

In manchen Anwendungsfällen, wie bei der zuvor erwähnten Schaderschachthalde, darf beim Schadstoffrückhalt das geohydraulische System nicht beeinflusst werden. Somit sind In-situ-Verfahren zu entwickeln, welche eine sehr hohe Schadstoffbindung bewirken und zugleich die Durchlässigkeitskoeffizienten und Permeabilität nicht verändern. Vorstellbar wäre hier der Einsatz von z. B. dispersen Zeolithen oder ähnlichen Adsorbentien in gesättigten und ungesättigten Haldenbereichen.

Diese müssten über Injektionslanzen o. Ä. im Übergangsbereich zum Tal der Zwickauer Mulde

(Verhinderung des Schadstoffeintrages in den wassergesättigten Teil der Halde) und flächig verteilt im gesättigten Haldenteil (Rückhalt und Abbau der Schadstoffe) eingebracht werden.

Unter solchen Randbedingungen sind Methoden zur Verhinderung des Schadstoffaustrages aus wassergesättigten Haldenbereichen ohne Veränderung der geohydraulischen Verhältnisse eine gute Lösung.

## 7 Literatur

### 7.1 Rechtsverweise

- (I) Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 327/1
- (II) Entscheidung Nr. 2455/2001/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 20. November 2001 zur Festlegung der Liste prioritärer Stoffe im Bereich der Wasserpolitik und zur Änderung der Richtlinie 2000/60/EG, Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 331/1
- (III) Richtlinie 76/464/EWG des Rates vom 4. Mai 1976 betreffend die Verschmutzung infolge der Ableitung bestimmter gefährlicher Stoffe in die Gewässer der Gemeinschaft, Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften Nr. L 129 vom 18.05.1976
- (IV) Musterverordnung zur Umsetzung der Anhänge II und V der Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik, Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, Stand 02.07.2003

### 7.2 Sonstige Quellen

SMUL (2004): Bericht über die Umsetzung der Anhänge II, III und IV der Richtlinie 2000/60/EG für den Freistaat Sachsen. – Landesbericht Sachsen.

Datenbank SALKA, Sächsisches Altlastenkataster , Stand Februar 2004

BERRIOS D., KOLITSCH S. (2001): Untersuchungen von Sickerwässern der Steinkohlehalde im Raum Oelsnitz. – Abschlussbericht, nicht veröffentlicht. LfUG, Freiberg.

BERRIOS D., KUTSCHKE S., NOBIS T., SIVILA M. (2003a): Untersuchungen von Sickerwässern der Steinkohlehalde im Raum Zwickau. – Abschlussbericht, nicht veröffentlicht. LfUG, Freiberg.

BERRIOS D., KOLITSCH S., ABO-RADY M., MERKEL B.J. (2003b): Schadstoffbelastung von Sickerwäs-

sern aus Steinkohlehalden im Raum Oelsnitz (Erzgeb.) und ihre Gefahrenpotenziale. – Wasser und Abfall, **4-5**: 40—45

BIOTEST, DR. ROTH (2002): Bestimmung der Gewässergüte und Sedimentationsuntersuchungen in ausgewählten Fließgewässern im Stadtgebiet Zwickau. – Prüfberichte 1997, 1998, 1999.

ARTEC (2001): Integrale Altlastenbehandlung Schwermetallbelastungen im Untersuchungsraum Hohndorf, Lugau, Oelsnitz-Phase 2. – Unveröff., ARTEC-Umweltpfaxis GmbH Sachsen.

GEOTECHNIK, UMWELTTECHNIK, BAUTECHNIK ZWICKAU MBH (GUB 2001): Abschlussbericht Revitalisierung von Städten in ehemaligen Kohlenbergbaugebieten (Interreg IIc). – Teilprojekt: „Beherrschung und Nutzung der Bergbaufolgewirkungen im ehemaligen Steinkohlebergbaugebiet Zwickau“.

WIEGAND U., SCHRECK P., SCHREITER P., LERCHE I., GLAESER W. (2003): Restoration of Open Pit Lignite Mining in the Former GDR: Lessons to be Learnt from Zwenkau. – Energy & Environment, **14**(4).

GELLER G., HÖNER G. (2003): Anwenderhandbuch Pflanzenkläranlagen. – Springer Verlag, Berlin Heidelberg.

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.

ENGELMANN U., LÜTZNER K., MÜLLER V. (2003): Erfahrungen beim Einsatz von Pflanzenkläranlagen in Sachsen. – Zeitschrift KA, **50**(3): 308—320

WOLKERSDORFER C., YOUNGER P.L. (2002): Passive Grubenwassereinigung als Alternative zu aktiven Systemen. – Grundwasser, **7**(2): 67—77, 7 Abb., 2 Tab.; Heidelberg.

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

KALIN M., FYSON A., WHEELER W.N. (2005a): The Chemistry of Conventional and Alternative Treatment Systems for the Neutralization of Acid Mine Drainage. – Breckenridge ASSMR Conference (in press).

KALIN M. (2004): Passive Mine Water treatment: The Correct Approach? – Ecological Engineering, **2**: 299—304, Elsevier.

KALIN M., WHEELER W.N., MEINRATH G. (2005b): The Removal of Uranium from Mining Waste Water Using Algal/Microbial Biomass. – Journal of Environmental Radioactivity, **78**: 151—177, Elsevier.

BRACKHAGE C., SCHOLZ O., DUDEL E.G. (2004): The Role of Rhizofiltration and Compartmentation in the Removal of Uranium and Heavy Metals from Mining Leachates Using Wetlands. – Conference Abstracts, 7<sup>th</sup> Intecol International Wetlands Conference Utrecht, p.41, [www.bio.uu.nl/intecol](http://www.bio.uu.nl/intecol).

ROSS J.-H., BRACKHAGE C., WEISKE A., DUDEL E.G. (2004): Mesokosmenanlage zur Identifizierung von Festlegungsprozessen von Uran in Feuchtgebieten. – Abstractband Jahrestagung des Deutschen Gesellschaft für Limnologie (DGL/SIL) in Potsdam, S.127.

RAMMLMAIR D. (1997): The Role of Gels in Self Organisation of Slags from the Arsenic Production Site, Muldenhütten, Freiberg, Saxony, FRG. – In: NIEDBALSKA A., SZYMAN'SKI A., WIEWIORA A. (Eds.) Proceedings ICAM'97, Warsaw, Poland.

RAMMLMAIR D., MEYER L. (2000): Crust Formation: Via Column Experiments to Mathematical Modelling. – Applied Mineralogy in Research, Technology, Ecology and Culture, Volume 2: 641—644, Balkema.

RAMMLMAIR D., GRISSEMAN CH. (2000): Natural Attenuation in Slag Heaps Versus Remediation. – Applied Mineralogy in Research, Technology, Ecology and Culture, Volume 2): 645—648, Balkema.



# A Laboratory Assessment of Uranium and Arsenic Removal Efficiency from Schneckenstein Uranium Tailing Leachates Using Scrap Iron

Clement Mbudi, Broder J. Merkel

Department of Hydrogeology, TU Bergakademie Freiberg, Gustav-Zeuner-Straße 12, 09599 Freiberg/Germany,  
E-Mail: Mbudi@mailstud.tu-freiberg.de

The potential of scrap metallic iron to remove uranium and arsenic from Schneckenstein (Saxony, Germany) leachate was assessed using batch and columns reactors. Leachate used in the experiments was either the original collected at the tailing drainage outlet PNP9 or its upgraded version to higher arsenic and/or uranium concentrations. The pH was near neutral to alkaline. The scrap metallic iron range size less than 0.056 mm to 0.125 mm efficiently removes at least 90 % of uranium. The scrap metallic iron removes up to 95 % of both uranium and arsenic particularly at higher concentrations. At lower concentration, arsenic removal is poor. This apparent poor removal efficiency and discrepant behaviour of arsenic observed at lower concentrations might be more related to analytical measurements uncertainty rather than arsenic intrinsic properties.

---

## 1 Background

### 1.1 Motivation

Past and current mining activities have been and still considered to be the major source of harmful metals and metalloids in natural waters (AGRICOLA 1556). Metallurgical processing of uranium ores or even acid rain leaching of uranium tailings can dissolve uranium and arsenic containing minerals and hence liberate uranium and arsenic into receiving water bodies.

Uranium and arsenic are of a major concern for proponents in the mining and the environmental industries as well as for the general public due to the world wide awareness of their chemical toxicity. Their long-term stability in the environment is of much preoccupation. Also, considering the recent increase of the uranium price in the world market, it is expected that more uranium ores will be mined. Thus, the likelihood of much release of uranium and arsenic in natural waters is even higher in a foreseeable future. This threat is still real despite the current ecological-based mining practices and stringent environmental regulations that carry the potential of reducing the overall direct, indirect and cumulative environmental impact.

### 1.2 Uranium Tailings Schneckenstein

The Uranium Tailings Schneckenstein in the Erzgebirge mountain range, Vogtland region of Saxony, Germany, is one of those numerous dumps scattered mainly in the eastern part of the country. Back in 1506, mining in Schneckenstein first concerned minerals of tin and arsenic as well as pyrite. This activity quickly shifted to uranium after the discovery of uranium by Klaproth in the same region in 1789 and later of its strategic radioactivity by Pierre and Marie Curie. The mining in region had its apogee during the Soviets occupation and was terminated in the early 1960s. The Schneckenstein Uranium tailings cover 6 hectares for a total volume of 700,000 m<sup>3</sup>. Although most uranium has been removed during the primary ore body processing, still the sandy to silty tailings are estimated to contain 387 and 1794 tons of uranium and arsenic respectively, prone to acid rain leaching. The total leachate has been estimated to 0.04 L s<sup>-1</sup> (MERKEL et al 1998) adding in 400—1500 µg L<sup>-1</sup> of dissolved uranium with a yearly load of 70 to 100 kg to receiving water bodies. Currently “do nothing” strategy that mainly relies on natural attenuation through dilution into receiving water bodies seems to be adopted. Besides, a small spontaneous wetland developed at the toe of the main tailings dam is reported to equally lower

uranium and arsenic leachates up to 20 % (LANDGRAF et al. 2002).

Over the last decades, such legacy of past poorly managed mining related residual solid waste scattered throughout the world (USA, Canada, Congo DR, Brazil, South Africa, etc) have triggered studies designed to mitigate or remediate the resulting contaminated sites.

### 1.3 Mechanism of uranium and arsenic Fixation by Zero-Valent Iron ( $Fe^0$ )

Among the many passive technologies developed to remove inorganic contaminants in natural waters, reactive barrier filled with metallic iron is seen by many as the most promising. As an in situ fixation technique, a reactive barrier filled with metallic iron has the potential to remove metals from waters and stabilize them in soils (MA et al. 1993). This approach to metals immobilization, however, has a major drawback: the probability of the fixed metal going back into solution. Thus, two factors are worth of consideration (SING et al. 2001):

- the system must be effective under a variety of existing geochemical conditions and
- immobilized metals should be stable and remain nonleachable under varying environmental conditions.

Generally, the minimization of metals mobility and their transfer from solutions to solid surfaces involve a wide range of physical and biogeochemical processes.

For uranium immobilization by Zero Valent Iron, there is to date no consensus on the responsible mechanism. Mechanisms most taught to control the process are reductive precipitation/Co-precipitation, adsorption or the combination of both. Reduction of U(VI) followed by precipitation of solids compounds such as  $UO_2$  is claimed by most authors as the main mechanism controlling the fixation of uranium by  $Fe^0$  (GU et al. 1998; ABDELOUAS et al. 1999). Others argue that sorption of uranium onto the surfaces of iron corrosion products is the main immobilization mechanism (BOSTICK et al. 1996; FIEDOR et al. 1998; NOUBACTEP et al. 2003).

The behaviour of arsenic in contact with iron corrosion products is also of much debate. Some authors favour the co-precipitation hypothesis of the reduced As (III) from As (V) by Zero-Valent Iron as the main mechanism of arsenic removal

from groundwater (MCRAE et al. 1999). For others adsorption of both As (V) and As (III) in iron corrosion products or other pre-existent oxyhydroxides is the mechanism of arsenic removal in ground water, at least in near neutral to alkaline conditions (MALLANS et al. 2002).

Furthermore, many studies have reported evidence of uranium and arsenic respective removal by reactive-Zero Valent Iron passive mitigation technology. Yet some studies also mentioned discrepant behaviour of uranium and arsenic in contact with oxyhydroxides surfaces (SU & PULS 2001).

This paper investigates the removal efficiency of both uranium and arsenic from leachate originating from Schneckenstein Uranium Tailings using cheap scrap metallic iron. Scrap metallic Iron offers the advantage of being cheaper (40—50 Euro/ton) compared to the commercial ZVI (150—400 Euros) (DAHMKE et al. 2000). It also highlights on uranium behaviour under arsenic and iron influence.

## 2 Experimental Setting

### 2.1 Materials

#### 2.1.1 Scrap Metallic Iron

The Scrap Metallic Iron used as  $Fe^0$  was obtained from Metallaufbereitung Zwickau (MAZ) known as S69. The S69 contains 92.8 % Fe, 3.5 % C, 2.1 % Si, 0.9 % Mn and 0.7 % Mn (Noubactep et al. 2003). The raw scrap metallic iron (1—10 cm) was crushed and sieved as received without further treatment. The fraction less than 0.56 to 1.25 mm was used in all experiments

#### 2.1.2 Quartz Sand

The quartz sand F32 from Quarzwerke (Frenchen, Germany) with an average grain size of 0,24 mm and a specific theoretical surface area of  $102 \text{ cm}^2 \text{ g}^{-1}$  was used. It contains 99.7 %  $SiO_2$ , 0.2 %  $Al_2O_3$ , and 0.03 %  $Fe_2O_3$ . XRD revealed  $98.6 \pm 0.26\%$  quartz and  $1.4 \pm 0.26\%$  calcite.

#### 2.1.3 Reagents and Solutions

All chemicals and reagents used throughout were of analytical grade and include uranyl nitrate 6-hydrate  $UO_2(NO_3)_2 \cdot 6H_2O$  (Chemapol, Germany), Sodium Arsenate  $Na_2HAsO_4 \cdot 7H_2O$ , HCl 37 % (Baker, Germany). Arsenazo III (1,8-dihydroxynaphthalene-3,6-disulphonic acid-2,7-bis[(azo2)-phenylarsonic acid]) (Riedel-de-Häen, Germany) used as 0.15 % (m/v) aqueous

solution, 200 mg of high purity Zn granules (Fluka, Germany), Ascorbic acid and oxalic acid both of Chemapol used as 1 g each in 100 ml water. Doubled distilled water of  $0.6 \mu\text{S cm}^{-1}$  was used throughout as aqueous solvent.

## 2.2 Uranium and arsenic fixation

### 2.2.1 Batch fixation using glass test tube reaction vessels

In a 1/10 (weight/weight) solid to solution ratio, 25 ml capped glass test tube in duplicate were used to equilibrate 2 g of MAZ scrap metallic ion of grain size varying from 0.056 mm to 1.25 mm with 20 mL of Schneckenstein leachate for 36 hours. This leachate collected at a location coded PNP9 contained in  $\text{mg L}^{-1}$  1.4 F<sup>-</sup>, 7.5 Cl<sup>-</sup>, 3.6 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, 210 SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, 47 Na<sup>+</sup>, 2.4 K<sup>+</sup>, 45 Ca<sup>2+</sup>, 13.4 Mg<sup>2+</sup>, 0.05 Fe, 0.035 Mn, 0.09 Cu, 0.006 As, and 0.691 U. Also, in order to assess the influence of concentration of As on U and As behaviour, As concentration was increased in eight duplicated test tubes by adding 0.001 mM to 0.1 mM. For the latter, the same solid to solution ratio as above was used but with a grain size of 25 % (0.25 mm—0.5 mm) and 75 % (0.5 mm—0.8 mm).

### 2.2.2 Fixation using glass column reaction vessels

Three columns made of glass, 2.4 cm diameter, 40 cm height, glass wool filter within the top cap, and about 0.5 cm layer of granule silica beads at bottom. All three columns were covered with aluminium foil to minimize photochemical reactions known prone to affect iron containing systems:

- Column 1 contained sieved sand Frechen F32 washed with diluted (1:10) 65 % nitric acid and kept in for 24 hours, rinsed with deionised water and air-dried in laboratory settings.
- Columns 2 and 3 contents: Frechen F32 sand conditioned as in above column 1 but mixed as 90 wt% with 10 wt% crushed and sieved metallic iron from. The metallic iron fractions 0.5 mm—0.8 mm (75 %) and 0.25 mm—0.5 mm (25 %) were used.

The three columns were filled half with deionised water first and then respectively sand/mixture was poured in to minimize preferential flow path. This filling has resulted in an average porosity of 0.3 and a pore water

volume of 65 mL. Several pore volumes of deionised water were thereafter pumped in from bottom to top. Meanwhile 25 g of tailings from the bottom part of a 5 m deep uranium tailing material from Schneckenstein was mixed with 250 ml 0.01 M glucose as C<sub>6</sub>H<sub>12</sub>O<sub>6</sub>.H<sub>2</sub>O using a 500 ml Erlenmeyer placed in a horizontal shaker for 1 hour. Afterwards a 25 ml aliquot from a diluted 1:1000 supernatant of 0.01 M glucose was added in both columns from the top after removing the cap bearing glass wool filter. This step was followed by the pumping of several pore volumes of deionised water first and then by 0.01 M glucose for conditioning and flushing. A tracer test was performed using Cl. Again several volumes of deionised water and then 0.01 M glucose were pumped through the column. An influent solution obtained by upgrading the Schneckenstein leachate to 1/1 (uranium/arsenic) molar ratio with 0.05 mM uranium ( $11.9 \text{ mg L}^{-1}$ ) and 0.05 mM arsenic ( $3.7 \text{ mg L}^{-1}$ ) was continuously pumped in column 1 and 2. This water was mixed with a 0.001 M glucose solution through a Y connector at the same rate of  $0.16 \text{ ml min}^{-1}$ . In column 3, only the original Schneckenstein leachate without concentration upgrading was pumped throughout with the same rate.

## 2.3 Analytical Procedures

Samples collected at all columns designated outlets were filtered with a  $0.2 \mu$  filter (Schleicher & Schuell, Germany and Sartorius, Germany), preserved with 1/1 nitric acid and later cooled at 4 Celsius grad. They were analysed for uranium and arsenic.

Uranium was analysed by photometry using arsenazo III method. To 3 mL of water sample, two times 2 ml concentrated HCl and 200 mg Zn granule were added to reduce U (VI) to U (IV). The resulting reaction was followed after completion by adding 250  $\mu\text{l}$  of oxalic-ascorbic acid solution, and 250  $\mu\text{l}$  of arsenazo III. The absorbance was determined using a HACH UV-VIS spectrophotometer at a wavelength of 665 nm using 1 cm glass cells.

The determination of total arsenic was done with an Atomic Absorption Spectrometer Zeiss AAS 4 EA equipped with auto sampler and an arsenic electrodeless discharge lamp (EDL) operated at EDL current of 380 mV, wavelength: 193.7 nm, slit: 0.7 nm. Peak height was used for data processing of low absorbance while peak area for high absorbance. Both spectrometers were

calibrated following a five point procedure. pH and Eh were measured with combined glass electrodes (WTW GmbH, Germany).

### 3 Results and Discussion

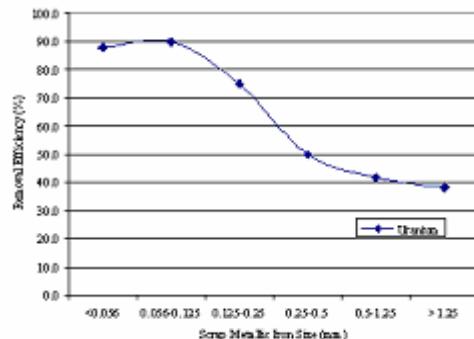
In all batch and column experiments, the removal efficiency REff is computed as  $REff = 100 * [(C_0 - C) / C_0]$  whereby  $C_0$  stands for starting concentration of the contaminant whilst  $C$  is the concentration at the end of the 36 hours equilibration time. In all reported experiments, the initial pH was near neutral to alkaline. When near neutral, the pH increased to 8.5—11 at the end of the experiments. Eh conditions ranged from slightly oxidant to strongly reducing particularly in column 3.

#### 3.1 The Influence of Scrap Metallic Iron Size

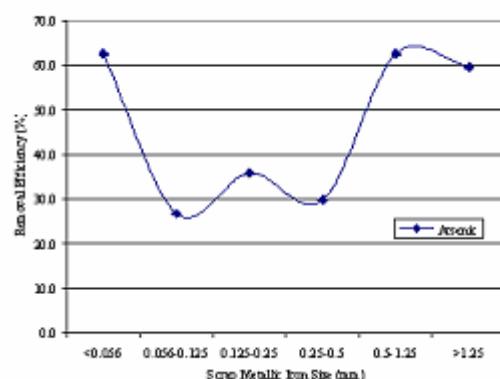
The reversed “S” shaped Figure 1 shows that at experimental conditions and assuming analytical related uncertainty kept minimal, uranium removal efficiency is scrap iron size dependent. The fraction 0.056—0.125 mm is the most efficient in removing more or less 90 % of uranium from the leachate while the fraction above 1.25 mm is the least.

This uranium removal trend highlights the role of the adsorbing scrap iron and resulting corrosion products’ surface area on the control of the system. It also suggests a predominance of reductive adsorption mechanism over precipitation/co-precipitation as might be expected for a longer equilibration time span of several weeks. The importance of co-precipitation in the fixation of uranium by zero valent iron has been shown by NOUBACTEP et al. (2002) and NOUBACTEP et al. (2003).

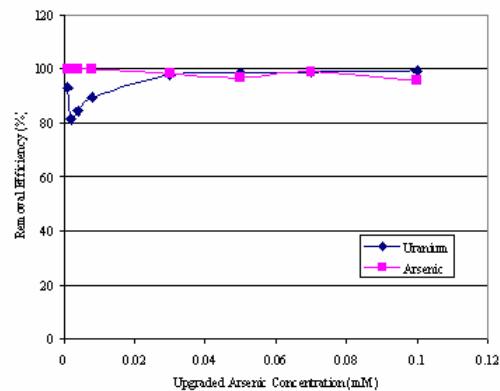
Arsenic on the contrary do not exhibit any trend related to scrap metallic iron size. Overall its removal efficiency is poor (less than 40 %) particularly for the fraction size of 0.056—0.5 mm whilst uranium is far much more removed at the same conditions. This apparent discrepant behaviour with respect to scrap iron size as illustrated by Figure 2 do not fit with common knowledge on surface area influence on sorption phenomena. Reasons for this arsenic might be found in either higher uncertainty in its analytical determination or in arsenic intrinsic physico-chemical properties. For the latter, scrap metallic iron and corrosion products under experimental conditions might not favour low arsenic



**Figure 1: Influence of scrap metallic iron on removal efficiency of uranium from Schneckenstein PNP9 leachate at starting concentration  $C_0$  of  $691 \mu\text{g L}^{-1}$ .**



**Figure 2: Removal of arsenic from Schneckenstein leachate as a function of scrap metallic iron size (initial arsenic concentration  $C_0 = 6 \mu\text{g L}^{-1}$ ).**



**Figure 3: The influence of arsenic concentration on uranium and arsenic removal from upgraded Schneckenstein leachate.**

concentrations to competing higher uranium concentrations.

Considering, however, the output of a related experiment shown in Figure 3, it is more likely that uncertainty in the analytical determination of arsenic is the main reason of the discrepancy. The starting arsenic concentration was in fact only  $6\text{ }\mu\text{g L}^{-1}$  whilst the AAS detection limit was  $1\text{ }\mu\text{g L}^{-1}$ .

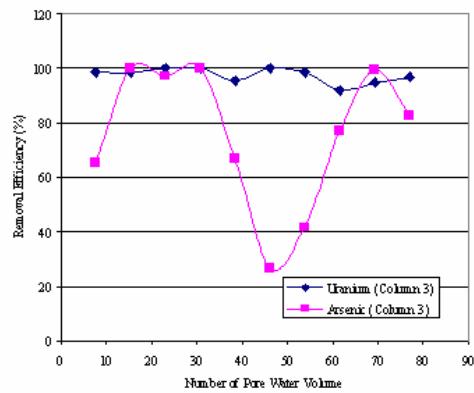
### 3.2 The influence of arsenic concentration (batch system)

Figure 3 shows the influence of arsenic upgrade from  $0.001\text{ mM}$  to  $0.1\text{ mM}$  ( $0.075\text{--}7.5\text{ mg L}^{-1}$ ) on both uranium and total arsenic removals using scrap metallic fractional size made of  $0.25\text{--}0.5\text{ mm}$  (25%) and  $0.5\text{--}0.8\text{ mm}$  (75%). From around  $0.04\text{ mM}$  of added arsenic, more than 95% of both uranium and arsenic are removed from solution contrary to what can be observed from Figures 1 and 2. Figure 3 suggests that at higher concentrations, the addition of arsenic above arsenic solubility limit breaks the system overall equilibrium. Thus, the system becomes prone to not only precipitation of arsenic alone but also co-precipitation of both uranium and arsenic starting around  $0.04\text{ mM}$  uranium ( $9.5\text{ mg L}^{-1}$ ) and arsenic ( $3\text{ mg L}^{-1}$ ). Although such higher concentrations of uranium and arsenic have not been reported so far for the site, still the tailings have the potential to it (MERKEL et al. 1998; NAAMOUN 2002, GOTTSCHALK 1979). Also, preliminary results of ongoing leaching experiment of the tailings under both anoxic and oxic conditions suggest the possibility of higher uranium and arsenic concentrations. Whether such higher concentrations can be observed or not in situ is much related on factors that include the tailings buffering capacity of the acidic rain, the prevalence of run off or infiltration, the tailings porosity, and water-tailings contact time.

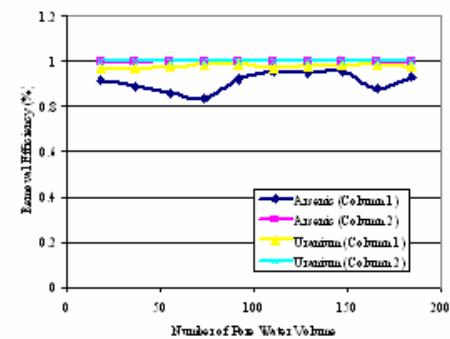
### 3.3 The influence of uranium and arsenic concentrations (dynamic system)

Figure 4 portrays the quasi efficient removal of uranium by zero valent iron and corrosion products whilst arsenic presents a discrepant and unpredictable behaviour.

For a total of about 77 pore water volume (5000 mL) eluted, more than 85 % of uranium was removed. The observed arsenic removal efficiency varies from as low as 20 % to more



**Figure 4: Uranium and arsenic removal from Schneckenstein leachate in a dynamic system.**



**Figure 5: The influence of upgraded uranium and arsenic on their removal efficiency from Schneckenstein tailings.**

than 90 %. Reasons evoked above for the batch system to explain this unpredictable arsenic behaviour also applies in dynamic system under consideration.

Thus, under both batch and dynamic column experimental conditions, arsenic apparent inefficient removal seems much more likely related to analytical measurement uncertainties. As for the batch system, it might also be related to preference of uranium over arsenic by of adsorbing scrap metallic iron and corrosion product surfaces. Hence, zero valent iron might be inefficient to remove low concentration arsenic in a complex mine water matrix such as Schneckenstein leachate particularly when competing uranium is present in higher concentration.

As per batch experiments, up to 12000 mL of Schneckenstein PNP 9 drainage leachate upgraded to  $0.05\text{ mM U}$  ( $11.9\text{ mg L}^{-1}$ ) and equal molar amount of arsenic ( $3.75\text{ mg L}^{-1}$ ) were pumped respectively in column 1 and 2 under experimental conditions described above. The

idea behind the experimental set up was to evaluate natural attenuation potential for column 1 and the efficiency of zero valent iron in removing both uranium and arsenic for column 2.

The Schneckenstein uranium tailings seem to possess a good natural attenuation capacity as seems to suggest Figure 5. Above 80 % removal efficiency for both columns 1 and 2 that do respectively not contain and contain scrap metallic iron. Microbial activity in column 1 in particular may be the main control of this unexpected uranium and arsenic fixation in a only sandy column. Column 2 containing scrap metallic removes both uranium and iron at more than 95 %. This latter observation correlates well with similar batch experiment. Thus at higher concentrations of uranium and arsenic, uranium and arsenic combined removal is most likely controlled by precipitation and/or co-precipitation by scrap metallic iron corrosion products or/and both elements sparingly soluble solid phases. This finding on uranium and arsenic behaviour at higher concentration connects with MALLANTS et al. (2002) and MCRAE et al. (1999) similar observations. MALLANTS et al. (1999) reported 99 % uranium removal when initial concentrations ranged between 2.4 and 24 mg L<sup>-1</sup>. MCRAE et al (1999) described decreased arsenic concentration from 1 to less than 0.018 mg L<sup>-1</sup> in a two hour period. They also reported on removal of as much as 15 mg L<sup>-1</sup> total arsenic in groundwater from industrial and mine sites.

## 4 Conclusion

Cheap scrap metallic iron can be a good reactive barrier filling material for the removal of uranium and arsenic from drainage leachate produced by Schneckenstein uranium tailings. The material is particularly more efficient for higher concentrations (hundreds of  $\mu\text{g L}^{-1}$  to mg L<sup>-1</sup>) of both uranium and arsenic where reductive precipitation or co-precipitation of newly formed and soluble minerals predominate. At lower concentration, particularly for arsenic, the material seems to show limitations. Whether this apparent limitation that seems to lead to the perception of discrepant behaviour of uranium and arsenic is related to analytical measurements uncertainty of arsenic or to differences in their intrinsic physico-chemical properties need to be clarified. To this end, further laboratory experiment for uranium and arsenic removal using Schneckenstein leachate with naturally lower concentrations of few hundreds of  $\mu\text{g L}^{-1}$

should be carried out. Better, up scaling the laboratory observations *in situ* through a pilot scale application with or without addition of carbon source such as glucose only can confirm apparent arsenic discrepant behaviour or the site natural attenuation potential.

Overall, a full scale application of scrap metallic iron reactive barrier as a supplement to the spontaneous natural wetland at the toe of the main tailing dam would be more cost effective compared to commercial Zero Valent Iron. This move could significantly reduce the yearly uranium and arsenic load into receiving water bodies.

## 5 Acknowledgements

We thank QuarzWerke GmbH for graciously donating and shipping 50 kg of quartz sand Frechen F32 of very good quality. Metallaufbereitung Zwickau (MAZ) Freiberg Branch is also acknowledged for providing scrap metallic iron. Thanks are also extended to Prof. Dr.Ing. Habil G. Schubert of the department of "Aufbereitungstechnik und Recycling" at the Technische Universität Bergakademie Freiberg for appraising and providing the right equipment to reduce the raw scrap metallic iron into the desired sizes.

## 6 References

AGRICOLA G. (1556): *De Re Metallica*. 1St edition.

BOSTICK D., JARABEK I., SLOVER A., FIEDOR N., FARREL J., HELFERICH R. (1996): Zero-Valent Iron and Metal Oxides for Removal of Soluble Regulated Metals in Contaminated Groundwater at a DOE Site. – U.S. Department of Energy K/TSO-35p; Oak Ridge, TN, pp 1—64.

DAHMKE A., EBERT M., KÖBER R., SCHÄRFER (2000): Konstruktion und Optimierung von passiven Geo-chemischen Barrieren zur *in situ* Sicherung CKW-kontaminiert Aquifere. – Unpublished BMBF Report, Mai, 229 pp.

MALLANTS D., DIELS L., BASTIAENS L., VOS J., MOORS H., WANG L., MAES N., VANDENHOVE H. (2002): Removal of Uranium and Arsenic from Groundwater using six different Reactive Materials: assessment of Removal Efficiency. – In: MERKEL B., PLANER-FRIEDRICH B., WOLKERSDORFER C. (Eds.) *Uranium in the Aquatic Environment*. – Proc. of the Intern. Conference Uranium Mining and Hydrogeology III and the Intern. Mine Water Association Symposium Freiberg, Germany, September 15-21, Springer, Berlin.

FIEDOR N., BOSTICK D., JARABEK J., FARREL J. (1998): Understanding the Mechanism of Uranium Removal from Groundwater by Zero-Valent Iron using X-ray Photoelectron Spectroscopy. – *Environ. Sci & Technol.*, **32**: 1466—1473.

GOTTSCHALK S. (1997): Hydrogeologische Untersuchungen am Uran-Tailing Schneckenstein. – Unpublished Diplomarbeit (MSc Thesis), Technische Universität Bergakademie Freiberg.

LANDGRAF A., PLANER-FRIEDRICH B., MERKEL B. (2002) Natural Attenuation in a Wetland under Unfavourable conditions-Uranium Tailings Schneckenstein/Germany. – In: MERKEL B., PLANER-FRIEDRICH B., WOLKERSDORFER C. (Eds.) Uranium in the Aquatic Environment. – Proc. of the Intern. Conference Uranium Mining and Hydrogeology III and the Intern. Mine Water Association Symposium Freiberg, Germany, September 15-21, Springer, Berlin.

MA Q.Y., TRAINA S.J., LOGAN T.J., RYAN J.A. (1993): In situ Pb immobilization by apatite. – *Environ. Sci. Technol.*, **27**: 1803—1810.

MCRAE C.W.T., BLOWES D.W., PTACEK C.J. (1999): In Situ Removal of Arsenic from Groundwater Using Permeable Reactive Barrier: A Laboratory Study. – Sudbury' 99 "Mining and the Environment II" Conference, September 13-17, Sudbury, Ontario, pp 601—609.

MERKEL B., PREUßER R., NAAMOUN T., GOTTSCHALK S., KUTSCHKE S. (1998): Natural Leaching of Uranium from the Schneckenstein Uranium Mine Tailing. – In: MERKEL B., HELLING C. (Eds.) Uranium Mining and Hydrogeology II. – Proceedings of the International Conference and Workshop, Freiberg, Germany, Verlag Sven Von Loga, Köln.

NAAMOUN T. (2002): Hydrogeochemical and Radiochemical Investigation of the Uranium Tailings Schneckenstein. – Unpublished Dissertation, Technische Universität Bergakademie Freiberg.

NOUBACTEP C., MEINRATH G., VOLKE P., PETER H.J., DIETRICH P., MERKEL B. (2002): Mechanism of Uranium Fixation by Zero Valent Iron: The Importance of Co-precipitation. – In: MERKEL B., PLANER-FRIEDRICH B., WOLKERSDORFER C. (Eds.) Uranium in the Aquatic Environment. – Proc. of the Intern. Conference Uranium Mining and Hydrogeology III and the Intern. Mine Water Association Symposium Freiberg, Germany, September 15-21, Springer, Berlin.

Noubactep C., Meinrath G., Dietrich P., Merkel B. (2003): Mitigating Uranium in Groundwater: Prospects and Limitations. – *Environ. Sci. Technol.*, **37**: 4304—4308.

SING S.P., MA L.Q., HARRIS W.G. (2001): Heavy Metal Interactions with Phosphatic Clay: Sorption and Desorption Behavior. – *J. Environ. Qual.*, Vol. **30**: November-December.

SU C., PULS R. (2001): Arsenate and arsenite Removal by Zero valent Iron: Kinetics, Redox and transformation, and implication for in situ groundwater remediation. – *Environ. Sci. & Technol.*, **35**: 1487—1492.



# Alkalinitätserhöhung in sauren Grubenwässern durch CO<sub>2</sub>- Zugabe

Broder Merkel

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

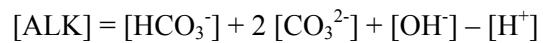
Die Behandlung von Acid Mine Drainage ist in vielen Bergaugebieten oder ehemaligen Bergaugebieten eine dringende Aufgabe. Neben aktiven Wasseraufbereitungsanlagen kommen in zunehmendem Maße passive Anlagen zum Einsatz. Wasseraufbereitungsmaßnahmen müssen auch unter dem Aspekt der Nachhaltigkeit geprüft werden. Hier ist insbesondere die CO<sub>2</sub>-Massenbilanz zu beachten, wobei eine bestimmte Belastung der Atmosphäre in jedem Fall erfolgt, da durch die Verschiebung des pH-Wertes in den Neutralbereich es immer zu einer Entgasung von CO<sub>2</sub> kommt. Die Verwendung von Kalk oder Dolomit ist eine Möglichkeit, einem Wasser Alkalinität zuzuführen und gleichzeitig den pH-Wert anzuheben. Ebenso ist es möglich, die Alkalinität durch Zugabe von gasförmigem CO<sub>2</sub> zu erhöhen und die pH-Wert Anhebung mittels CaO, Ca(OH)<sub>2</sub> oder eines anderen Neutralisationsmittels zu bewerkstelligen. Wird allerdings das CaO z.B. aus Kalk gebrannt, ist die Gesamtbilanz bezüglich CO<sub>2</sub> nicht nachhaltig, weil das CO<sub>2</sub> beim Brennen des Kalkes aus dem Carbonat entfernt und der Atmosphäre zugeführt wird. Anders sieht die Gesamtbilanz aus, wenn Flugaschen aus Kraftwerken zum Einsatz kommen. Hier muss aber geprüft werden, welche Elemente auf den Flugaschen angereichert sind und ob sie mobilisierbar sind. Die Verwendung von gasförmigen CO<sub>2</sub> in Verbindung mit CaO aus Flugaschen kann somit eine nachhaltige Methode zur CO<sub>2</sub>-Sequestrierung und zur Behandlung von sauren Grubenwässern sein.

---

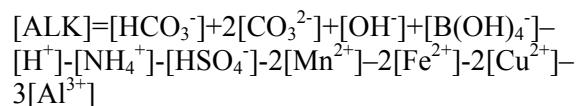
## 1 Einleitung

Acid Mine Drainage (AMD) ist ein weltweites Problem in allen Gebieten, in denen Bergbau betrieben wird und sulfidische Minerale mit Sauerstoff in Berührung kommen. Die Sulfidverwitterung führt zu niedrigen pH-Werten und teilweise negativen pH-Werten (NORDSTROM et al. 2000) sowie hohen Sulfatgehalten. Abhängig vom sulfidischen Mineral nimmt auch die Konzentration des jeweiligen Metals im Wasser zu; bei Verwitterung von Arsenopyrit sind es die Elemente Eisen und Arsen. Deren Konzentrationen können durch die Bildung von Sekundärmineralen limitiert werden. Dies gilt auch für hohe Sulfatgehalte, wenn z.B. Calcium im Wasser gelöst vorliegt, weil dann Gips als limitierende Mineralphase die Sulfatgehalte absenken kann. Die niedrigen pH-Werte bewirken zudem, dass auch andere Minerale aufgelöst werden und auf diese Weise weitere Elemente in Lösung gehen. Da die Sulfidverwitterung letztlich auf die Bildung von Schwefelsäure hinausläuft, ist der pH-Wert, der sich bei der Zugabe einer bestimmten Menge an Schwefelsäure in einem Wasser einstellt, eine Frage der Alkalinität [ALK] des Wassers. Unter Alkalinität wird die Fähigkeit eines Wassers verstanden, eine Säure zu puffern. In einem Wasser mit geringer Alkalinität wird sich somit bei gleicher Säuremenge ein niedrigerer pH einstellen als in einem Wasser mit hoher Alkalinität. Die Erhöhung der Alkalinität eines

Wassers hat primär nichts mit der Anhebung des pH-Wertes eines Wassers zu tun und die Alkalinität sagt auch nichts darüber aus, in welchen pH-Bereichen die Pufferkapazität am größten ist. Der überwiegende Anteil der Alkalinität eines Wassers ergibt sich aus dem im Wasser gelösten anorganischen Kohlenstoff und der Protonenbilanz:



In Gegenwart anderer Basen und Säuren kann und muss die Gleichung z.B. wie folgt erweitert werden:



Auch Humin- und Fulvinsäuren können Beiträge zur Alkalinität eines Wassers liefern, wenn die Konzentrationen entsprechend sind. Um das Pufferungsvermögen eines Wassers gut zu beschreiben, ist es empfehlenswert, nicht die übliche Endpunkt-Titration auf pH 4.2 und 8.3 durchzuführen, sondern Titrationskurven aufzunehmen.

## 2 Sanierung saurer Wässer

Tab. 1 zeigt verschiedene Chemikalien, die für eine Wasserbehandlung von AMD in Frage kommen. Alle Substanzen können für aktive Wasserbehandlungsanlagen verwendet werden, da dort

gezielt eine Dosierung erfolgt. Für passive Verfahren scheiden Flüssigkeiten und solche mit extrem hoher Reaktivität mit Wasser (Ätznatron, CaO) per se aus, da sie eine Dosierung verlangen. Somit kommen letztlich nur die grau markierten Substanzen der Tab. 1 in Frage, soweit die Reaktivität nicht auf Grund besonderer Behandlung geändert wurde. Kalkstein oder Dolomit werden häufig in der Wasseraufbereitung insbesondere bei passiven Verfahren verwendet, weil sie im Vergleich zu den anderen Materialien kostengünstig sind; dabei wird aber oft nicht berücksichtigt, dass es eine vergleichsweise geringe Neutralisierungseffizienz hat. Lediglich 30% der eingesetzten Menge dient letztlich der pH-Anhebung des sauren Wassers. Die pH-Anhebung auf Werte um 9 ist aber gewollt, um Carbonat und andere im Wasser gelöste Metalle (Cd, Zink, Kupfer, Blei, Eisen etc.) in Form schwerlöslicher Minerale auszufällen.

## 2.1 Sanierungsstrategien in Braunkohletagebaugebieten

Im Hinblick auf Sanierungsstrategien muss unterschieden werden in Bereiche mit anstehendem **Gebirge, Kippen, Restlöchern und Fließgewässern**. Die geringste Belastung weist in der Regel das anstehende Gebirge aus. Wenn hier eine Sanierung stattfinden muss, so sind dazu alle im Bereich der Grundwassersanierung üblichen Methoden generell anwendbar. Das größte Schadstoffpotential enthalten die Kippen vor allem in den tieferen Bereichen, während in den oberflächennahen Bereichen die Sulfide möglicherweise bereits verwittert sind. Detaillierte

Untersuchungen zum Grad der Pyrit-Verwitterung in der Kippe Espenhain zeigten, dass dieser deutlich geringer als erwartet war. Die Verwitterungszone mit geringen pH-Werten des Porenwassers reicht nach mehr als 40 Jahren Liegezeit der Kippe im Wesentlichen nicht tiefer als 5 m (HÄFNER et al. 2000). Werden Restlöcher überwiegend mit Fremdwasser geflutet, wird sich zunächst eine recht gute Wasserqualität einstellen, die im Wesentlichen abhängig vom Flutungswasser ist. Dieses Wasser wird auch zum Teil in die entwässerten Aquifere des anstehenden Gebirges und in die Kippen infiltrieren. Nach Abschluss der Flutung stellt sich aber wieder ein hydraulisches Abflussregime ein in Abhängigkeit von den zum Teil künstlich geschaffenen Verbindungen zwischen den einzelnen Restseen. Es ist aber kaum möglich, letztlich eine Durchströmung von Kippen zu verhindern; somit wird das Säurepotential der Kippen in die Restsee oder in die Grundwasserleiter transportiert. In Kippen gebildete Sekundärminerale wie Jarosit werden vom einströmenden Grundwasser gelöst und sind schwer beherrschbar. Pyrit in den Kippen wird weiter gelöst, da das Grundwasser Sauerstoff mit sich bringt und abbaubarer organischer Kohlenstoff in Form von Kohle in ausreichender Menge für die Mikroorganismen zur Verfügung steht.

Prinzipiell ist es sinnvoll, die Sanierung an der Schadstoffquelle anzusetzen. Für **Kippen** bestehen verschiedene Sanierungsoptionen:

- Vollständige oder teilweise hydraulische Isolation
- Klassisches Pump and Treat

**Table 1: Chemische Komponenten zur Behandlung von AMD**

Name	Chemische Bezeichnung	Formel	Neutralisations-Effizienz
Kalkstein	Calciumcarbonat	CaCO <sub>3</sub>	30%
Dolomit	Ca-Mg-Carbonat	CaMg(CO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub>	30%
Gebrannter Kalk	Calciumhydroxid	Ca(OH) <sub>2</sub>	90%
Ungelöschter Kalk	Calciumoxide	CaO	90%
Soda	Natriumcarbonat	Na <sub>2</sub> CO <sub>3</sub>	60%
Ätznatron	Natriumhydroxid	NaOH	100%
20% Natronlauge	Natriumhydroxid	NaOH	100%
50% Natronlauge	Natriumhydroxid	NaOH	100%
Ammoniak	Ammonium	NH <sub>3</sub>	100%

- Permeable reaktive Barrieren um den Kippenkörper
- Injektion von Chemikalien in den Kippenkörper
- Anlegen von Reaktionsteppichen

Eine vollständige Isolierung mittels Spundwänden oder Schlitzwänden einerseits und einer Oberflächenabdichtung andererseits ist zwar technisch denkbar, aber extrem kostenintensiv und auch problematisch, weil der eigentliche Schadstoffherd nur isoliert wird und es allenfalls über längere Zeiträume durch natürliche Prozesse im Kippenkörper (natural attenuation) zu einer Fixierung mobiler Schadstoffe (Sulfidausfällung infolge mikrobiellen Abbaus von Sauerstoff) kommen kann.

Auch im Bereich von Kippen kann zumindest theoretisch klassisches Pump and Treat stattfinden. Dazu bedarf es Förder- und Injektionsbrunnen und einer Wasserbehandlungsanlage. Das Verfahren ist extrem teuer, zudem sprechen die vergleichsweise schlechten Durchlässigkeiten gegen dieses Verfahren.

Auch permeable reactive Barrieren (PRB's) sind denkbar, aber in diesem Fall auch sehr kostenintensiv. Ferner haben sie eine ungewisse Standzeit, so dass schwer abgeschätzt werden kann, ob sie in ihrer Lebenserwartungszeit in der Lage sind, das gesamte Schadstoffpotential aufzunehmen. Hinzu kommen Probleme mit Kolmation der PRB's und Deaktivierung von reaktiven Oberflächen. Eine Variante sind passive Festbettreaktoren, die auf die Böschungen der Kippen aufgebracht werden. Beim Anlegen von solchen Reaktionsteppichen sind die Fragen der mechanischen Stabilität solcher Reaktionsteppiche zu prüfen.

Die Injektion von flüssigen Chemikalien, Mikroorganismen und/oder Gasen ermöglicht die Schadstofffixierung an Ort und Stelle indem zum Beispiel reduzierende Bedingungen erzeugt werden und damit eine weitere Sulfidoxidation unterbunden wird respektive bereits gelöste Metalle wieder in Form von Sulfiden ausgefällt werden. Allerdings sind nicht alle Metalle in sulfidischer Form zu binden und die einsetzbaren Reduktionsmittel nicht unproblematisch, was ihre Umweltverträglichkeit angeht. Insgesamt muss auch davon ausgegangen werden, dass diese Verfahren, bis auf das Anlegen von Reaktionsteppichen, sehr kostenintensiv sind, da sie unter Anderem eine große Zahl von Bohrungen erfordern, um die Reagenzien mehr oder weniger gleichmäßig in der gesamten Kippe zu verteilen. Reaktions-

teppiche können kostengünstig mit Maßnahmen der Kippenmelioration kombiniert werden.

Für Seen stehen folgende Varianten zur Sanierung zur Verfügung

- Pump and treat
- Insitu Behandlung
- Kolmation

Klassisches Pump und Treat - also Wasser aus dem See pumpen, einer Wasserreinigungsanlage zuführen, dort behandeln und dann wieder in den See pumpen - erscheint wenig sinnvoll, da es a) kostenintensiv ist und b) bei ausreichendem Volumen es zu einer Konzentrationsabnahme des abgepumpten Wassers führt, wodurch gleichzeitig die Effizienz der Wasseraufbereitungsanlage sinkt, wenn die Reaktionskinetik erster oder höherer Ordnung ist.

Als insitu-Verfahren kommen das Einmischen von Reagenzien in Wasser, in wässriger Suspension oder als Gas sowie durch das Einsetzen von Reaktionskörpern (z.B. ACIDOSAN-Verfahren) oder Reaktoren (z.B. Stroh-Ethanol-Carbokalk-Verfahren) in Frage.

Schließlich ist noch eine Kolmation der Gewässersohle denkbar. Allerdings muss hier berücksichtigt werden, dass eine Kolmation Seewasser vor dem Eindringen in den Untergrund schützen kann, dies aber umgekehrt kaum möglich ist. Ist das Potential (des Grundwassers) im angrenzenden Gebirge oder der Kippe höher als im See, dann bricht dieses Potential die Kolmation auf und Wasser strömt aus dem Gebirge oder der Kippe über diese Bruchstellen in den See.

Allen See-Sanierungsverfahren ist zu Eigen, dass sie nicht die Quelle der Kontamination beseitigen respektive sanieren, sondern immer nur den Anteil, der aus den Kippen mit dem Grundwasserstrom ausgetragen wird. Deshalb sind See-Sanierungen immer in Kombination zu einer Kippensanierung zu sehen. Wenn eine Kippensanierung aus ökonomischen oder technischen Gründen allerdings nicht möglich ist, sind See-Sanierungen eine wesentliche und sinnvolle Maßnahme.

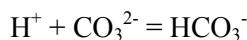
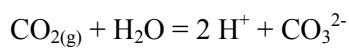
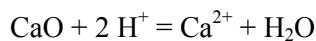
## 2.2 Alkalinitätserhöhung durch CO<sub>2</sub>- Dosierung

Gasförmiges CO<sub>2</sub> wird in Zukunft in großen Mengen zur Verfügung stehen, weil sich insbesondere die Industrienationen zur Minderung der CO<sub>2</sub>- Emissionen verständigt haben (Kyoto-Protokoll). In Seen kann CO<sub>2</sub> über stationäre

**Tab. 2: Auswirkung der Zugabe von CO<sub>2</sub> und CaO auf ein Wasser mit einem pH-Wert von 2**

Zugabe CO <sub>2</sub> und CaO in mmol/L	pH-Wert	Nach Gleichgewichtseinstellung mit Atmosphäre (0,03 Vol% CO <sub>2</sub> )	Calcifällung	CO <sub>2</sub> -Ausgasung	pH-Wert
10	7,38	4,345		5,13	7,86
25	9,72	19,34		5,13	7,86
50	10,1	44,3		5,13	7,86

Leitungen oder von Schiffen aus eingeleitet werden. Über eine zweite Leitung kann eine Suspension von CaO, Ca(OH)<sub>2</sub> oder Filterasche zudosiert werden. Dabei soll mindestens jeweils 10 mmol/L Ca und CO<sub>2</sub> in Lösung gebracht werden. Diese Menge kann auf bis zu 50 mmol/L angehoben werden; dies entspricht in etwa der Sättigung von Wasser mit CO<sub>2</sub> bei einem Druck von 1 bar. Bei entsprechenden Wassertiefen könnten diese Mengen noch deutlich erhöht werden, allerdings wird das Lösungsverhalten letztlich durch die Kinetik geprägt sein. Die wesentlichen Reaktionsgleichungen für den Neutralisierungsprozess sind:



Protonen werden also verbraucht durch die Bildung von Wasser und Hydrogencarbonat. Tab. 2 zeigt wie sich eine Zudosierung von jeweils gleichen Mengen von CO<sub>2</sub> und CaO auf den pH-Wert auswirkt und welche Bedingungen sich einstellen, wenn das Wasser sich letztlich wieder mit dem CO<sub>2</sub>-Partialdruck der Atmosphäre

(0,035 Vol%) ins Gleichgewicht stellt.

Völlig unabhängig von den zudosierten Mengen an CO<sub>2</sub> und CaO werden bei allen drei aufgezeigten Varianten ca. 5 mmol/CO<sub>2</sub> letztlich freigesetzt, wenn das Wasser von einem pH-Wert von 2 auf 7,86 angehoben wird. Eine vergleichbare Menge wird auch freigesetzt, wenn die Anhebung des pH-Wertes durch Calcit oder Dolomit erfolgen würde. Die Mengen an CO<sub>2</sub>, die somit durch dieses Verfahren sequestriert werden können sind abhängig von den Mengen an CO<sub>2</sub> und CaO, die in Lösung gebracht werden können.

Eine Zugabe des CO<sub>2</sub> und der Asche oder CaO-Suspension kann auch im Bereich des Seebodens, also in der Sedimentauflage erfolgen. Dazu muss die Injektionsleitung in den Seeboden versenkt werden. Eine solche Eingabe würde dem Gas längere Zeit zur Reaktion geben und es könnten somit höhere CO<sub>2</sub>-Sequestrierungsraten erzielbar sein.

Offene Fragen bestehen im Bereich der Zusammensetzung und Reaktivität von Flugaschen, also der Frage der Verglasung des in den Aschen vorhandenen CaO und welchen Einfluss dies auf die Reaktivität und die Lösungskinetik hat. Tab. 3 zeigt die unterschiedliche Zusammensetzung von drei Flugaschen (PRASHANTH et al. 2001). Ferner muss vor dem Einsatz dieser Methode geprüft werden, ob und in welchem Umfang Metalle aus den Aschen, die dort sorptiv gebunden vorliegen, bei ihrem Einsatz mobilisiert werden oder ob sie quantitativ wieder mit den ausfallenden Carbonaten aus der Wassersäule entfernt werden. In Untersuchungen mit Phosphorsäure konnte gezeigt werden, dass die Auflösung von Flugaschen mit einer Kinetik 2.

**Tab. 3: Zusammensetzung von drei Flugaschen (PRASHANTH et al. 2001)**

Constituents	Fly ash		
	GFA	NFA	VFA
Silica (SiO <sub>2</sub> )	51.06	50.40	58.88
Alumina (Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> )	20.29	18.81	29.67
Ferric oxide (Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub> )	10.82	16.61	5.87
Calcium as CaO	7.11	9.00	3.03
Magnesium as MgO	2.32	1.41	0.24
Titanium as TiO <sub>2</sub>	0.26	0.28	0.27
Potassium as K <sub>2</sub> O	0.25	0.23	0.28
Sodium as Na <sub>2</sub> O	0.25	0.18	0.21
Loss on ignition	7.19	2.60	1.41

Ordnung abläuft und die freigesetzten Metalle sehr effektiv in neu gebildeten Apatiten gebunden und fixiert werden können (BOURNONVILLE et al. 2004).

Wie aus Tab. 3 ersichtlich ist, kann auch der organische Anteil (in der Tabelle als Glühverlust ausgewiesen) in Flugaschen stark variieren. Zusätzlich ist zu prüfen, welche organischen Bestandteile in den zur Anwendung kommenden Flugaschen enthalten sind. Insbesondere ist der Anteil an polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) zu ermitteln. ARDIT-SOGLOU et al. (2004) fanden in den von Ihnen untersuchten Flugaschen eine inverse Korrelation zwischen Partikelgröße und den Konzentration der PAK. Dies ist auf Grund der unterschiedlichen Oberflächen auch plausibel. 48–62% der PAK waren Spezies mit drei Benzolringen und 38 bis 41% Spezies mit vier Benzolringen. Lediglich 2 bis 11% der gefundenen PAK gehörten zu den cancerogenen Spezies mit fünf und sechs Benzolringen. Eine positive Korrelation wurde zwischen PAK und Barium gefunden, während die Mehrzahl der Spurenmetalle (Mg, Cr, V, U) mit PAK negativ korreliert war.

### 3 Ausblick

Die Verwendung von CO<sub>2</sub> im Zusammenhang mit CaO aus Flugaschen oder anderen den pH-Wert kontrollierenden Substanzen kann eine nachhaltige alternative Behandlungsmethode für saure Grubenwässer sein. Dabei wird dem Wasser nicht wie bei anderen Methoden wie z.B. der Verwendung von nullwertigem Eisen in reaktiven Wänden oder RAPS-Anlagen (reducing and alkalinity producing systems) Sauerstoff entzogen, der dann später wieder zugeführt werden muss. Zudem ist bei der Verwendung von null-

wertigem Eisen der Mechanismus der Entfernung unerwünschter Metalle aus dem Wasser vor allem durch Sorption kontrolliert und weniger durch Ausfällung von Mineralphasen (NOUBACTEP et al. 2005). Bei der Verwendung von CO<sub>2</sub> zur vorübergehenden Alkalinitätserhöhung soll die Entfernung von Spurenmetallen durch Copräzipitation mit dem Calcit erfolgen. Der Entzug der Protonen ist durch die Bildung von Wasser ebenso nachhaltig.

### 4 Literatur

ARDIT-SOGLOU, A., PETALOTI, C., TERZI, E., SOFONIOU, M., SAMARA, C. (2004) Size distribution of trace elements and polycyclic aromatic hydrocarbons in fly ashes generated in Greek lignite-fired power plants. *Science of The Total Environment*, 323(1-3): 153.

BOURNONVILLE, B., NZIHOU, A., SHARROCK, P. AND DEPELSENAIRE, G. (2004) Stabilisation of heavy metal containing dusts by reaction with phosphoric acid: study of the reactivity of fly ash. *Journal of Hazardous Materials*, 116(1-2): 65.

HÄFNER, F. et al. (2000) Untersuchungen zur Prognose der Güteentwicklung von Grundwässern und Oberflächenwässern in durch Kippen geprägten Braunkohllelandschaften. Abschlussbericht TP1. FKZ: 02 WB 9669/0.

NORDSTROM, D.K., ALPERS, C.N., PTACEK, C.J., BLOWES, D.W. (2000) Negative pH and Extremely Acidic Mine Waters from Iron Mountain, California. *Environ. Sci. Technol.*, 34: 254-258.

NOUBACTEP, C., MEINRATH, M., DIETRICH, D., SAUTER, M., MERKEL, B.J. (2005) Testing the Suitability of Zerovalent Iron Materials for Reactive Walls. *Environmental Chemistry*, 2(1): 6.

PRASHANTH, J.P., SIVAPULLAIAH, P.V., SRIDHARAN, A. (2001) Pozzolanic fly ash as a hydraulic barrier in land fills. *Engineering Geology*, 60(1-4): 245.



# **Konkurrenz zwischen Methanogenen und Desulfurikanten bei der biochemischen Entsäuerung von Bergbauwässern bei Verwendung von Methanol als C- und Energiequelle**

Volker Preuß

BTU Cottbus, Lehrstuhl Wassertechnik und Siedlungswasserbau, Siemens-Halske-Ring 8, 03046 Cottbus,  
E-Mail: volker.preuss@tu-cottbus.de

Zur Behandlung bergbauversauerter Grund- und Oberflächenwässer der Lausitz wurden am LS Wassertechnik und Siedlungswasserbau Verfahren zur biochemischen Sulfatreduktion entwickelt. Für diese Behandlungsverfahren sind Substrate (Kohlenstoffquelle, Elektronenakzeptor), die vollständig durch die sulfatreduzierenden Bakterien (SRB) oxidiert werden können, zu bevorzugen, da eine organische Belastung des aufbereiteten Wassers minimiert bzw. dessen Nachbehandlung vermieden werden kann. Neben der Eignung für Desulfurikanten sind im Blick auf eine technische Anwendung auch die Kosten, Verfügbarkeit, konstante Qualität aber auch Bestimmungen zum Transport bzw. Lagerung der Substrate von besonderer Bedeutung. Deshalb wurde bisher bei den eigenen Versuchen hauptsächlich Methanol eingesetzt. Bei den für die Desulfurikation erforderlichen Milieuverhältnissen konkurrieren häufig methanproduzierende Bakterien (MPB) um die verfügbaren Substrate. Zu möglichen Stoffwechselwegen bei dem Umsatz von Methanol durch SRB und MPB werden in der Literatur verschiedene Varianten diskutiert.

Im Beitrag werden die Ergebnisse der Untersuchungen zur Konkurrenz zwischen SRB und MPB bei Verwendung von Methanol vorgestellt. Zur Klärung der Stoffwechselwege wurden die MPB spezifisch gehemmt.

---

## **1 Einleitung**

Für die Behandlung bergbauversauerter Grund- und Oberflächenwässer werden durch verschiedenste Forschungsarbeiten Verfahren entwickelt, welche die mikrobielle Sulfatreduktion zur Entsäuerung und Verminderung der Sulfat- und Schwermetallkonzentrationen nutzen. Während durch Laborversuche deren grundsätzliche Anwendbarkeit hinreichend dokumentiert ist, bestehen derzeit Defizite bei der Übertragung der Ergebnisse auf größere Versuchsmaßstäbe bis hin zur Pilotierung technischer Aufbereitungsanlagen. Für den Eingang der biochemischen Verfahren in die Sanierungspraxis sind insbesondere Fragen zur Langzeitstabilität der biologischen Prozesse stärker zu untersetzen.

## **2 Grundlagen**

### **2.1 Energie- und Kohlenstoffquellen für technische Anwendungen**

Mit Blick auf eine technische Anwendung sind neben der Eignung einer Energie- und Kohlenstoffquelle für Desulfurikanten auch deren Kos-

ten, Verfügbarkeit, konstante Qualität sowie Bestimmungen zum Transport bzw. Lagerung von besonderer Bedeutung. Die bei Laborversuchen gern eingesetzten Lactate sind allein aus Kostengründen für technische Anwendungen wenig attraktiv. Dagegen können organisch belastete Abwässer, z. B. aus der Lebensmittelindustrie, als kostengünstige Substrate von Interesse sein. Jedoch ergeben sich häufig in Bezug auf deren Qualität und Verfügbarkeit im zeitlichen Ablauf größere Schwankungen. Darüber hinaus werden die meisten für Desulfurikanten geeigneten Substrate unvollständig oxidiert, so dass Acetat als Stoffwechselprodukt verbleibt und eine zusätzliche Nachreinigung erforderlich würde. Um diesen Nachteil zu vermeiden, sind die durch Desulfurikanten vollständig oxidierten Substrate für technische Anwendungen zu bevorzugen. Das mögliche Stoffspektrum engt sich damit auf Wasserstoff/Kohlendioxid (FOUCHER et al. 2001; VAN HOUTEN et al. 1994), Acetat (OMIL et al. 1997; STUCKI et al. 1993) oder Methanol (GLOMBITZA 2001; HANSELMANN et al. 1995, TSUKAMOTO & MILLER 1999) ein. Für die am Lehrstuhl Wassertechnik und Siedlungswasserbau der BTU Cottbus durchgeführten Versuche (PREUß 2004; SCHÖPKE & KOCH 2002) wurde

Methanol als vorteilhaftestes Substrat ausgewählt.

## 2.2 Konkurrenz zwischen Methanogenen und Desulfurikanten

Bei den für die Desulfurikation erforderlichen Milieuverhältnissen konkurrieren häufig Methanogene um die verfügbaren Substrate. Das für die Methanbildner nutzbare Spektrum an Energie- und Kohlenstoffquellen umfasst Wasserstoff/Kohlendioxid, Acetat, Methanol, Methylamine und Formiat (KUSCHK 1984).

Die Wechselwirkungen der verschiedenen Prozessgrößen (z. B. pH, Temperatur, Reaktorhydraulik, Sulfidkonzentration) auf die Konkurrenzbeziehung sind bisher nicht vollständig geklärt. CHOI & RIM (1991) konnten einen Einfluss der Substratkonzentration im Verhältnis zur Sulfatkonzentration feststellen. Bei geringen Substratkonzentrationen (Verhältnis CSB/Sulfat < 1,7) konnten die Sulfatreduzierer dominieren. Begründen lässt sich dieser Effekt mittels der Monod-Kinetik (Gleichung 1).

$$\mu = \mu_{\max} \cdot \frac{c_{\text{Substrat}}}{K_{\text{Substrat}} + c_{\text{Substrat}}} \quad (1)$$

Durch unterschiedliche Halbwertskonstanten  $K_{\text{Substrat}}$  wird bei geringen Substratkonzentrationen die maximale Differenz der Wachstumsraten erzielt. Mit Versuchsdaten von

VISSEER et al. (1993) verdeutlicht diesen Zusammenhang Abbildung 1. Prinzipiell scheint dieser Effekt auch bei den anderen Substraten vorzuliegen.

## 2.3 Symbiosen bei Mischkulturen

Für den Umsatz von Methanol werden in der Literatur verschiedene Stoffwechselwege diskutiert. Im einfachsten Fall kann Methanol direkt durch Sulfatreduzierer verwertet werden (Variante A in Abbildung 2; MEIER 2001).

Dagegen kamen PHELPS et al. (1985) bei Untersuchungen an einer Mischkultur aus *Methanoscincus barkeri* und *Desulfovibrio vulgaris* zu dem Ergebnis, dass der Methanolumsatz durch die Methanbildner erfolgte und die Sulfatreduzierer auf Wasserstoff, der von den MPB abgegeben wird, angewiesen sind (Variante B in Abbildung 2). Eine direkte Verwertung von Methanol war für *Desulfovibrio vulgaris* nicht möglich.

Die in Abbildung 2 dargestellte Variante C wurde von CORD-RUWISCH & OLLIVIER (1986) diskutiert. Bei deren Untersuchungen wurde Methanol vom Acetatbildner *Sporomusa acidovorans* verstoffwechselt, wobei als Zwischenprodukt Wasserstoff anfällt. In Co-Kultur mit SRB (*Desulfovibrio vulgaris*) und MPB (*Methanobacterium formicicum*, *Methanospirillum hungatei*) wurde das Zwischenprodukt Wasserstoff verbraucht. In Folge der größeren Wasserstoff-

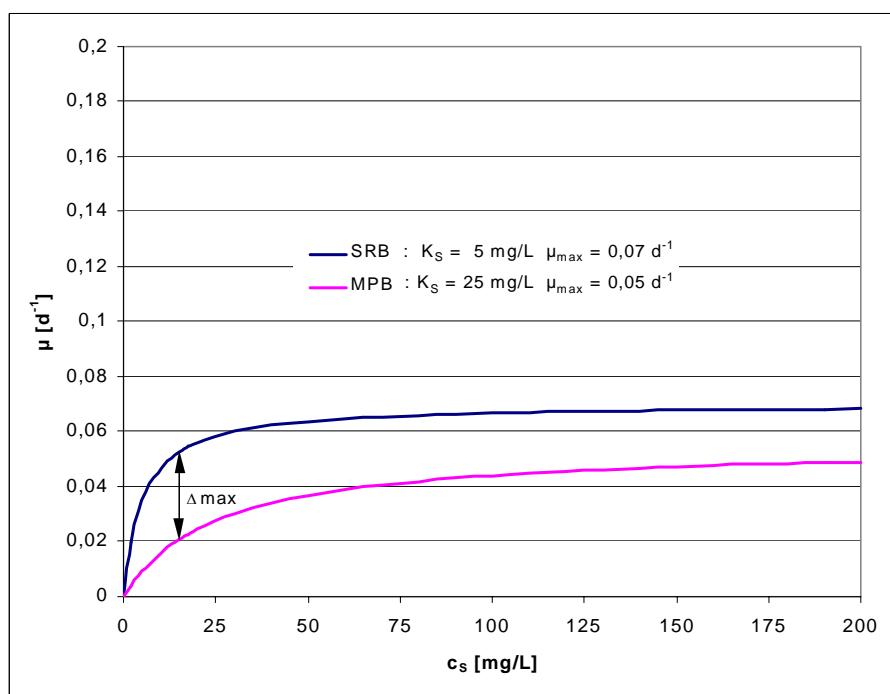


Abb. 1: Vergleich der Wachstumsraten von acetatverwertenden SRB und MPB (VISSEER et al. 1993).

Affinität von *Desulfovibrio vulgaris* war der Wasserstoffverbrauch vollständig, so dass kein Acetat mehr gebildet werden konnte. In Co-Kultur mit den MPB blieb eine geringe Acetatabbildung bestehen.

### 3 Methoden

Versuchsaufbau und –durchführung sind in PREUß (2004) ausführlich beschrieben. Es wurde Wasser aus dem Tagebausee 111 (bei Lauchhammer) verwendet. Das dreistufige Behandlungsverfahren umfasst die Prozessschritte:

- Eisenlösung und- reduktion,
- Sulfatreduktion mit simultaner Eisensulfidfällung,
- Fällung der restlichen Sulfide als Eisensulfid.

Die nachfolgenden Betrachtungen beziehen sich auf die zweite Stufe (Sulfatreduktion). Die dafür eingesetzten Festbettreaktoren wiesen ein Bettvolumen von 35 Litern bei 2 m Betthöhe auf. Alle Säulen wurden abwärts durchströmt. Die Beaufschlagung mit Wasser aus dem RL 111 und die Dosierung des Substrates erfolgten mit Schlauchpumpen.

Die verwendete Nährlösung wurde aus Methanol, Ammoniumchlorid und Diammonium-

hydrogenphosphat hergestellt, wobei das C : N : P-Verhältnis überwiegend bei 600 : 7 : 1 lag.

Zur Bewertung der Stoffumsätze wurden bei Erreichen quasi-stationärer Verhältnisse aus den Zu- und Abläufen der Reaktoren Proben auf die folgenden Parameter analysiert:

Säureverbrauch bis pH 4,3 ( $K_{S4,3}$ ), Eisen(II), Gesamteisen, Mangan, Aluminium, Sulfat, Gesamtsulfid, gelöster organischer Kohlenstoff (DOC), gelöster anorganischer Kohlenstoff (DIC), gesamter organischer Kohlenstoff (TOC), gesamter anorganischer Kohlenstoff (TIC) sowie die Hauptan- und –kationen.

Bei der vom Reaktorkopf abgeführten Gasphase wurden die Parameter Methan, Kohlendioxid, Sauerstoff und Schwefelwasserstoff bestimmt. Die Messung des Gasvolumenstroms erfolgte mit Trommelgaszählern.

Die Versuche wurden bei Raumtemperatur durchgeführt.

### 4 Ergebnisse

Mit der Einarbeitung der Reaktoren wurde ein Umsatzniveau bezüglich Sulfat um 0,05 mmol/(L·h) erreicht, das im weiteren Versuchsverlauf stagnierte bzw. leicht rückläufig war. Begleitend entwickelte sich eine Gasbil-

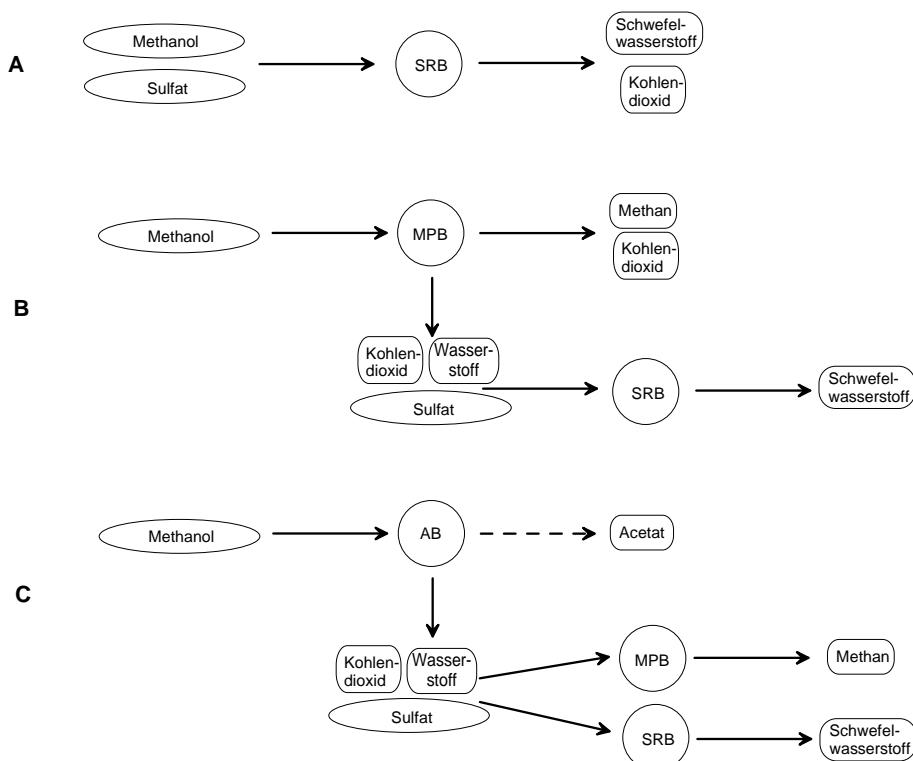


Abb. 2: Mögliche Stoffwechselwege bei dem Umsatz von Methanol.

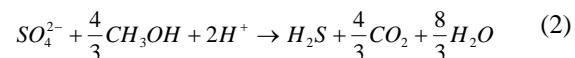
dung, die durchschnittlich einen Methangehalt von 70 % erreichte, was der zunehmenden Aktivität methanbildender Bakterien geschuldet war. Das ist insofern überraschend, da Methanogene eine sehr geringe Toleranz bezüglich des pH-Bereiches aufweisen. Allgemein wird ein Bereich von pH 6,8 bis 7,5 mit einer sehr starken Einschränkung der Stoffwechseltätigkeit bei pH-Werten unter 6,5 angegeben (BÖHNKE 1993 et al.). Das pH-Niveau im Versuchsbetrieb lag ständig unter 6,5, meist um 6,2. In der Literatur wird lediglich die Spezies *Methanosarcina barkeri* beschrieben, die bei pH-Werten unter 6,5 zur Methanbildung befähigt ist und Methanol verwerten kann (BÖHNKE 1993 et al.; KUSCHK 1984).

Das verzögerte Auftreten der Methanogenen lässt auf geringere Wachstumsgeschwindigkeiten im Vergleich zu den Sulfatreduzierern schließen. WEIJMA et al. (2002) schlagen deshalb vor, durch kurzzeitige Veränderung der Prozessbedingungen (z. B. Absenken des pH) den Wachstumsvorteil der SRB zu nutzen und dadurch die Methanbildung auf ein Mindestmaß zu reduzieren. Im Ergebnis der eigenen Versuche ist diese Strategie wenig zielführend, da in Übereinstimmung mit den Untersuchungen von MEIER (2001) das Zellwachstum der Sulfatreduzierer erst bei pH-Werten > 6,0 einsetzte. Weiterhin erfordert die simultane Eisensulfidfällung in Folge der Dissoziation des Schwefelwasserstoffs ebenfalls pH-Werte über 6,0.

Durch die begrenzte Löslichkeit von Eisen(II)

erfolgte die Eisensulfidfällung in der zweiten Prozessstufe nur unvollständig. Die Restkonzentrationen an gelöstem Gesamtsulfid lagen meist im Bereich um  $40 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , erreichten aber auch Werte bis zu  $170 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ . Eine Hemmung der mikrobiellen Aktivitäten durch Schwefelwasserstoff/Sulfid konnte im gesamten Versuchszeitraum nicht festgestellt werden. Bei einer Prozessführung ohne simultane Eisensulfidfällung könnten bei dem verwendeten Rohwasser maximal Sulfidkonzentrationen um  $500 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  erreicht werden. Ob in diesem Konzentrationsbereich eine Einflussnahme auf die Konkurrenzbeziehung möglich ist, kann auf Grundlage von Literaturangaben nicht sicher eingeschätzt werden und wurde im Versuch noch nicht überprüft.

Der Gesamtumsatz des organischen Kohlenstoffs konnte in guter Näherung entsprechend der Reaktionsgleichungen 2 und 3 bestimmt werden.



Eine Erhöhung der Nährstoffdosierung hatte keine Auswirkungen auf den Sulfatumsatz sondern wurde vorrangig durch die Methanogenen verbraucht. In der Umkehrung lies sich der Anteil der Methanbildung minimieren, wenn die Substratdosierung im stöchiometrisch erforderlichen Bereich der Desulfurikanten erfolgte.

Eine deutliche Steigerung des Sulfatumsatzes bewirkte die spezifische Hemmung der Methanogenen durch die Zugabe von 2-

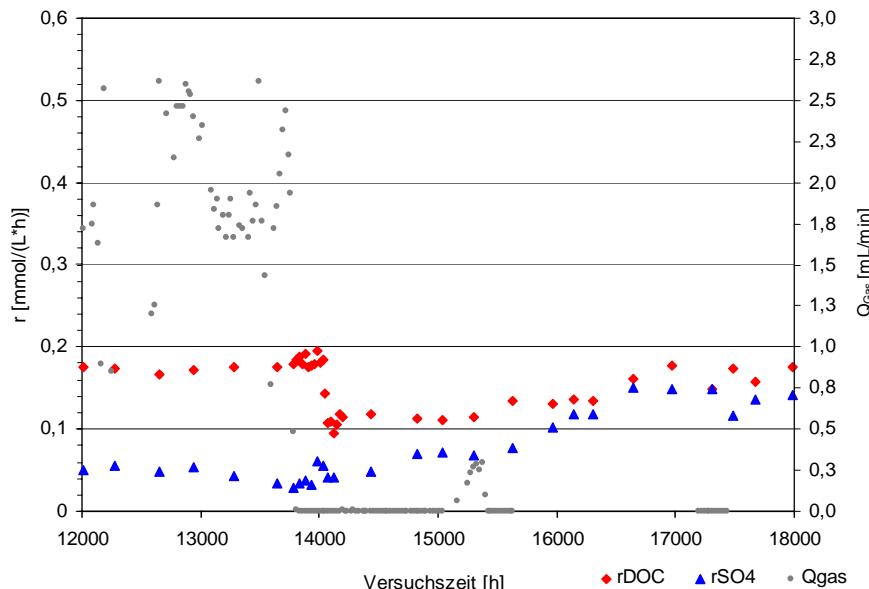


Abb. 3: Entwicklung von DOC- / Sulfatumsatzgeschwindigkeit und Gasbildung bei Zugabe von BES.

Bromethansulfonsäure (BES). Den Wirkungsmechanismus dieses spezifischen Inhibitors beschreiben OREMLAND & CAPONE (1988). BES stellt ein Strukturanalogen des Coenzym M dar, welches ausschließlich bei Methanogenen vorkommt.

Wie Abbildung 3 zeigt, kam mit der BES-Zugabe zum Zeitpunkt 13765 Versuchsstunden die Gasbildung schlagartig zum Erliegen. In unmittelbarer Folge sank der DOC-Umsatz und sukzessive stieg die Umsatzgeschwindigkeit für Sulfat an. Damit wurde ebenfalls deutlich, dass es sich im untersuchten System um keine symbiotische Beziehung gemäß Variante B in Abbildung 2 handelte.

## 5 Zusammenfassung und Ausblick

Die Verwendung von Methanol als Energie- und Kohlenstoffquelle für die mikrobielle Sulfatreduktion ist in Bezug auf Kosten und Handhabung im Vergleich zu anderen Substraten als vorteilhaft zu bewerten. Die Aktivität der Desulfurikanten wurde bei den vorgestellten Versuchen durch methanbildende Bakterien deutlich beschränkt. Die Methanbildung lies sich durch Einsatz des spezifischen Inhibitors 2-Bromethansulfonsäure vollständig unterdrücken. Für eine technische Anlage dürfte der Einsatz von BES jedoch nicht genehmigungsfähig sein. Ob über die Konzentration an Schwefelwasserstoff die Aktivität der Methanogenen gesteuert werden kann, soll mit weiteren Untersuchungen überprüft werden.

Als Alternative bleibt der Einsatz von Substraten, die den Methanogenen nicht zugänglich sind. Eigene Versuche, z. B. mit Molke, verliefen in Bezug auf den Sulfatumsatz sehr erfolgreich. Allerdings wird dann eine Nachreinigung der nicht umgesetzten Nährstoffe erforderlich.

## 6 Danksagung

Die vorgestellten Untersuchungen sind ein Teilkomplex eines dankenswerter Weise von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt geförderten Forschungsverbundes (AZ 19296) zwischen dem UFZ Leipzig/Halle, Sektion Gewässerforschung Magdeburg, dem GKSS-Forschungszentrum Geesthacht und dem Lehrstuhl Wassertechnik und Siedlungswasserbau der BTU Cottbus.

## 7 Literatur

BÖHNKE B., BISCHOFSSBERGER W., SEYFRIED C.F. (1993): Anaerobtechnik. Berlin, Heidelberg (Springer-Verlag).

CHOI E., RIM J.M. (1991): Competition and inhibition of sulfate reducers and methane producers in anaerobic treatment. – *Wat. Sci. Tech.*, **23**: 1259—1264.

CORD-RUWISCH R., OLLIVIER B. (1986): Interspecific hydrogen transfer during methanol degradation by *Sporomusa acidovorans* and hydrogenophilic anaerobes. – *Arch. Microbiol.*, **144**: 163—165.

FOUCHER S., BATTAGLIA-BRUNET F., IGNATIADIS I., MORIN D. (2001): Treatment by sulfate-reducing bacteria of Chessy acid-mine drainage and metals recovery. – *Chem. Eng. Sci.*, **56**: 1639—1645.

GLOMBITZA F. (2001): Treatment of acid lignite mine flooding water by means of microbial sulfate reduction. – *Waste Management*, **21**: 197—203.

HANSELMANN K.W., KAISER J.P., WENK M., SCHÖN R., BACHOFEN R. (1995): Growth on methanol and conversion of methoxylated aromatic substrates by *Desulfotomaculum orientis* in the presence and absence of sulfate. – *Microbiol. Res.*, **150**: 387—401.

KUSCHK P. (1984): Die Methanbakterien. – *Wissenschaft und Fortschritt*, **34**: 288—291.

MEIER J. (2001): Untersuchungen zum mikrobiellen Schwefelkreislauf in sauren Tagebau-Restseen der Niederlausitz (Brandenburg). – UFZ-Bericht Nr. 21/2001.

OMIL F., OUDE ELFERINK S.J.W.H., LENS P., HULSHOFF POL L.W., LETTINGA G. (1997): Effect of the inoculation with *Desulforhabdus Amnigenus* and pH or O<sub>2</sub> shocks on the competition between sulphate reducing and methanogenic bacteria in an acetate fed UASB reactor. – *Biores. Technol.*, **60**: 113—122.

OREMLAND R.S., CAPONE D.G. (1988): Use of “specific” inhibitors in biogeochemistry and microbial ecology. – *Advances in Microbial Ecology*, **10**: 285—383.

PHELPS T.J., CONRAD R., ZEIKUS J.G. (1985): Sulfate-dependent interspecies H<sub>2</sub> transfer between *Methanosarcina barkeri* and *Desulfovibrio vulgaris* during coculture metabolism of acetate or methanol. – *Appl. Environ. Microbiol.*, **50**(3): 589—594.

PREUß V. (2004): Entwicklung eines biochemischen Verfahrens zur Aufbereitung sulfathaltiger Wässer am Beispiel der Entsäuerung schwefelsaurer Tagebausseen. – Cottbus, 2004. – (Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft und Umwelt: Heft 9). Zugl.: Cottbus, Univ., Diss., 2004.

SCHÖPKE R., KOCH R. (2002): Experimentelle und modellgestützte Entwicklung von Verfahren der geochemischen Grundwasser- und Untergrundbehandlung zur Gefahrenabwehr im Nordraum des Senftenberger Sees. – In: DENEKE R., NIXDORF B. (Hrsg.): Gewässerreport (Nr.7). – Cottbus, 2002. – (Aktuelle Reihe der BTU Cottbus Fak. Umweltwissenschaften und Verfahrenstechnik: Heft 3/2002).

STUCKI G., HANSELMANN K.W., HÜRZELER R.A. (1993): Biological Sulfuric Acid Transformation: Reactor Design and Process Optimization. – *Biotechnol. Bioeng.*, **41**: 303—315.

TSUKAMOTO T.K., MILLER G.C. (1999): Methanol as a carbon source for microbial treatment of acid mine drainage. – *Wat. Res.*, **33**(6): 1365—1370.

VAN HOUTEN R.T., HULSHOFF POL L.W., LETTINGA G. (1994): Biological sulphate reduction using gas-lift reactors fed with hydrogen and carbon dioxide as energy and carbon source. – *Biotechnol. Bioeng.*, **44**: 586—594.

VISSEER A., BEEKSMA I., VAN DER ZEE F., STAMS A.J.M., LETTINGA G. (1993): Anaerobic degradation of volatile fatty acids at different sulphate concentrations. – *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, **40**: 549—556.

WEIJMA J., BOTS E.A.A., TANDLINGER G., STAMS A.J.M., HULSHOFF POL L.W., LETTINGA G. (2002): Optimisation of sulphate reduction in a methanol-fed thermophilic bioreactor. – *Wat. Res.*, **36**: 1825—1833.

# Krustenbildung in Bergbauhalden

Simona Regenspurg<sup>1</sup>, Jeannet A. Meima<sup>1</sup>, Andrea Kassahun<sup>2</sup>, Dieter Rammelmaier<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR), Stilleweg 2, 30655 Hannover,  
E-Mail: Regenspurg.S@bgr.de

<sup>2</sup>GFI Dresden, Meraner Straße 10, 01217 Dresden

In mitteleuropäischen Bergbauhalden kommt es häufig zur Ausbildung von Krusten. D.h. es entstehen Zonen von verdichtetem und verhärtetem Material innerhalb der lockeren Halden-Aufschüttung. Krusten bilden sich i.A. durch Präzipitation von Kolloiden, die im Porenwasser zirkulieren und die Partikel letztlich zu Krusten, die durch reduzierten Porenraum gekennzeichnet sind, agglutinieren. Die Hypothese in diesem Forschungsprojekt ist, dass die Bildung dieser Krusten in Bergbauhalden einen Sickerwasseraustrag und somit eine Kontamination des Grundwassers verhindert. Ziel ist es daher herauszufinden, welche Prozesse zur Krustenbildung führen und inwieweit diese Krusten eine Drainage verhindern.

Zu diesem Zweck werden hier eine Vielzahl von Methoden aus der Geophysik (Information über die Haldenstruktur), der Bodenkunde (Information über den Porenraum und die Durchlässigkeiten), der Mikrobiologie (Einfluss von Mikroorganismen auf die Krustenbildung), Mineralogie (Zusammensetzung des Haldenmaterials) und Hydrochemie (Zusammensetzung des Sickerwassers) eingesetzt.

Untersuchungen an einer Norddeutschen Stahlwerksschlackenhalde zeigten, dass hier mehrere Krusten von 10-30 cm Mächtigkeit innerhalb des grobsandigen, eisenreichen Haldenmaterials ausgebildet sind.

Wie Röntgen diffraktometrische Analysen ergaben, besteht das Material überwiegend aus typischen Schlackenmineralen, wie Eisen ( $\gamma$ -Fe), Magnetit ( $Fe_3O_4$ ), Cohenit ( $Fe_3C$ ) und Glas, sowie Quarz ( $SiO_2$ ) und Kalzit ( $CaCO_3$ ). Untersuchungen mit der Mikrosonde an einem Dünnschliff konnten den Verwitterungszustand der unterschiedlichen Festphasen beschreiben. Insbesondere Glas und Eisenkarbide lösen sich und fallen als Na-reiche Gele und Eisenhydroxide wieder aus, die die Porenräume zwischen den Körnern auffüllen und somit die Krusten bilden. Eluate von Haldenmaterial in deionisiertem Wasser (S4-Test) zeigten eine hohe Mobilität von Si, Ca und Na. Auch Kolloide, die durch Ultrafiltration des Porenwassers gewonnenen wurden und mit Fourier Transform Infrarot Spektroskopie analysiert wurden, bestehen überwiegend aus Kalzium-Karbonat und Silizium Oxid.

## 1 Einleitung

Sickerwasser, das durch Halden des Erzbergbaus fließt, ist meist stark mit Schwermetallen aus dem Haldenmaterial belastet und stellt daher eine Gefährdung des Grundwassers dar. Um bereits den Eintrag von Niederschlagswasser in den Haldekörper zu verhindern, können präventiv deren Oberflächen künstlich abgedichtet werden. Diese aufwendigen Maßnahmen sind jedoch nicht unbedingt erforderlich, da sich wasserundurchlässige Schichten auch von selbst bilden könnten. Die dafür verantwortlichen chemischen Prozesse sind von Böden arider Klimazonen bekannt: Die hohe Verdunstung an der Bodenoberfläche bewirkt hier einen verstärkten kapillaren Aufstieg salzreicher Bodenlösungen und führt schließlich bei Übersättigung zum Ausfallen von Salzen, die die Bodenpartikel agglutinieren und so nahe der Bodenoberfläche Zentimeter

dicke Verkrustungen bilden (SCHEFFER & SCHACHSCHABEL 1998). Diese Krusten verringern oder verhindern den Eintrag von Regenwasser in tiefere Bodenschichten.

Im Rahmen des hier dargestellten Forschungsprojektes soll geklärt werden, ob sich derartige Krusten auch in mitteleuropäischen Bergbauhalden bilden können, d.h. in Gegenden, wo die Verdunstung geringer als der Niederschlag ist. Dazu sollen geeignete Methoden der Überprüfung der Krustendurchlässigkeit entwickelt werden, die Aussagen darüber treffen, ob eine Sanierung erforderlich ist.

Um also die optimale Vorgehensweise der Identifizierung und Charakterisierung von Krusten herauszufinden, wurde zunächst eine Halde (in Niedersachsen) mit einer Vielzahl von Methoden untersucht. Diese ist fast 20 Jahre alt und besteht aus Rückständen der Stahlerzeugung, d.h. aus

magnetischen Feineisen- und Sodaschlackenanteilen. Verkrustungen von ca. 30 cm Mächtigkeit sind in verschiedenen Niveaus der Halde zu erkennen. Die Ablagerung des optisch relativ homogen erscheinenden Materials (sandig und von hoher Dichte) erfolgte über einen Zeitraum von etwa zwei Jahrzehnten, wobei sich bereits in Ablagerungspausen Krusten bildeten. Obwohl die Zusammensetzung dieser Halde kaum mit anderen Deponien, z.B. aus dem Erzbergbau, vergleichbar ist, wird erwartet, dass die hier eingesetzten Methoden, generell anwendbar sind und Auskunft über die Krustenbildung und deren Eigenschaften liefern.

## 2 Material & Methoden

### 2.1 Probennahme und Feldexperimente

Eine 40 m tiefe Bohrung wurde senkrecht von der Haldenoberfläche bis ins Grundwasser abgeteuft. Material aus dieser Bohrung bis zum Haldenfuß (18 m u. GOK) wurde etwa alle 0,5 m gewonnen, luftdicht verpackt und zum Labor transportiert. Vier Profile von 0,5 m Tiefe wurden oberflächennah aufgegraben und in 10 cm Abständen über die Tiefe, teilweise mit Stechzylindern beprobt. Zwei Saugkerzen zur Gewinnung von Sickerwasser wurden seitlich in die Halde (1 und 4 m weit) eingebaut. Eine in-situ  $k_f$ -Wert-Bestimmung (gesättigte hydraulische Leitfähigkeit) erfolgte an vier Stellen am Top der Halde, in jeweils 3 unterschiedlichen Tiefen mit einem Haubeninfiltrometer. Weiße Salzausblühungen an der Haldenoberfläche wurden mit einem Spatel selektiv entnommen.

### 2.2 Laboruntersuchungen

Die Bestimmung der Wassergehalt-Saugspannung-Beziehung ( $p_f$ -Werte) und der Porenverteilung in Stechzylinderproben erfolgte an einer  $p_f$ -Anlage. In den Proben der Tiefbohrung wurden Wassergehalte nach DIN ISO 11 465 bestimmt. Außerdem wurden Siebanalysen zur Korngrößenbestimmung und Röntgen-Fluoreszenz-Analysen (RFA) zur Gesamtelelementzusammensetzung der Festphasen, durchgeführt. Aus dem Haldenmaterial angefertigte Dünnschliffe wurden mikroskopiert und mit einer Elektronenstrahl-Mikrosonde (EMS) analysiert. Alle Haldenproben wurden S4-Tests unterzogen (100g Probe werden 24 h in 1L Wasser geschüttelt) und die Zusammensetzung des filtrierten ( $< 0,45 \mu\text{m}$ ) Eluats wurde anschließend

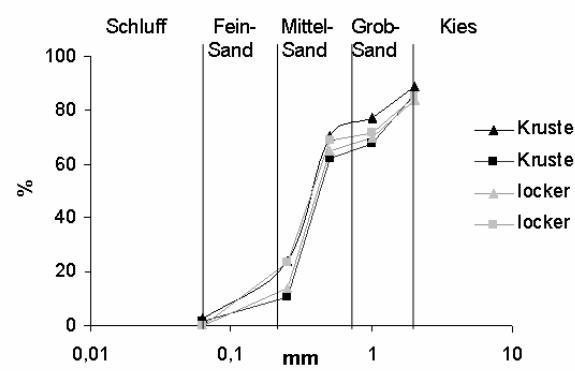


Abb. 1: Körnungslinie von lockerem und verkrustetem Haldenmaterial von je 2 repräsentativen Proben, die im Gelände im Abstand von 0,1 m voneinander entnommen wurden.

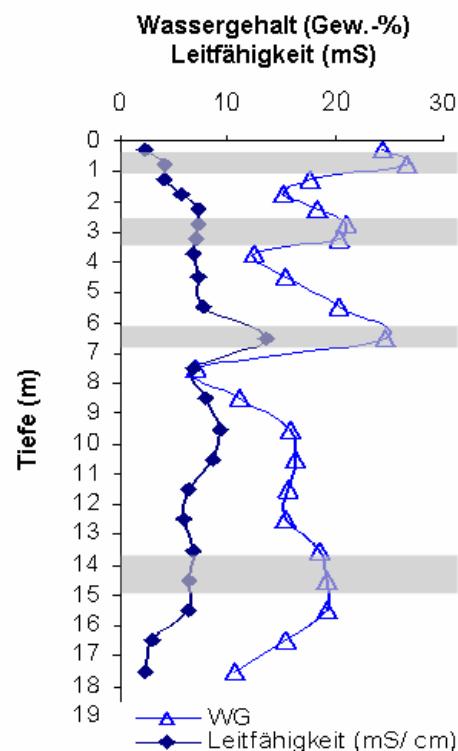


Abb. 2: Wassergehalt und Leitfähigkeit (aus S4-Test) in den Haldenproben der Tiefbohrung. Grau markiert sind die Krustenlagen.

mit ICP-OES (inductive coupled plasma-optical emission spectroscopy) bestimmt. Die Anreicherung von Kolloiden im Porenwasser erfolgte durch Ultrafiltration ( $< 0,1 \mu\text{m}$ ) und die Analyse der Filterrückstände erfolgte mit Fourier-Transform Infrarot (FTIR) Spektroskopie (KBr-Technik) analysiert. An aufbereiteten Proben (gesiebt, magnetisch separiert, nach Dichte fraktioniert) erfolgten Messungen mit der Röntgen-Diffraktometrie (XRD). An den Salzabscheidungen der Haldenoberfläche wurden rasterelektronenmikroskopische (REM) Messungen mit EDX Technik und XRD Messungen durchgeführt.

Eluate des Haldenmaterials und flüssiges, synthetisches Wasserglas wurden jeweils mit Säure und  $\text{CO}_2$  versetzt und die Niederschlagsbildung optisch beschrieben.

### 3 Ergebnisse und Diskussion

#### 3.1 Bodenphysikalische und hydrologische Charakterisierung des Haldenmaterials

Proben für bodenphysikalische Untersuchungen stammen aus den 4 Profilen des oberflächennahen Bereiches (0-0,5 m). Die Körnungslinien von verkrustetem und unverkrustetem Material liegen überwiegend im Bereich von Mittelsand und unterscheiden sich nicht wesentlich voneinander (Abbildung 1). Auch die  $k_f$ -Werte befinden sich im Fein- bis Mittelsandbereich ( $1 \cdot 10^{-4}$  bis  $7 \cdot 10^{-5} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ ) und auch hier ist kein eindeutiger Unterschied zwischen Kruste und Lockermaterial zu erkennen. Die in Abhängigkeit der Saugspannung an der  $p_f$ -Anlage gemessenen Wassergehalte sind im verkrusteten Material geringfügig höher als im unverkrusteten Material. Die  $p_f$ -Kurven entsprechen aber alle noch denen von Feinsand. Die nutzbare Feldkapazität liegt bei allen Proben zwischen 12 und 30 %, wobei sich der Gesamtporenraumanteil (Mittelwert 61 Vol. %) von unverkrustetem und verkrustetem Material nur geringfügig unterscheidet (58,9 %, bzw.

62,5 %). Dieser Gesamtporenraum besteht in Kruste und Lockermaterial überwiegend aus Grobporen ( $61,8 \pm 8,9 \%$ ) und Feinporen ( $26,08 \pm 6,46 \%$ ).

Das Probenmaterial aus der 40 m tief reichenden Bohrung besteht bis zu einer Tiefe von 18 m aus optisch homogenem Haldenmaterial, das in vier Tiefen von Krustenlagen durchschnitten wird (Abbildung 2). Darunter geht es in das lokale, lehmige Kreide-Tertiär Sediment über, das auch den Grundwasserleiter bildet (25 m u. GOK). Etwa alle 0,5 m wurden Proben entnommen und deren Wassergehalte bestimmt, sowie S4-Tests daran durchgeführt. Die in den S4-Eluaten bestimmte Leitfähigkeit ist in Abbildung 2 den Wassergehalten im Aliquot gegenübergestellt. In der Kruste nimmt der Wassergehalt stets gegenüber dem unverkrustetem Lockermaterial zu und fällt unterhalb der Kruste deutlich ab. D.h. die Krusten besitzen ein sehr hohes Rückhaltevermögen für Wasser und lassen vermuten, dass sie als Stauhorizont wirken.

Die generell hohen Leitfähigkeiten der Eluate aus den S4-Tests, ergeben sich überwiegend durch entsprechend hohe Mengen an Sulfat und Natrium (Tabelle 1). Des Weiteren spielen auch Silicium, Calcium, Aluminium, sowie organischer und anorganischer Kohlenstoff eine erhebliche Rolle bei der Eluatzusammensetzung. Der pH-Wert der Eluate ist fast über den gesamten Bereich des Haldenkörpers konstant (pH 12,2) und ist durch den hohen Karbonatanteil der Halle (Sodaschlacke) zu erklären. Lediglich innerhalb der obersten 40 bis 50 cm kommt es zu einer kontinuierlichen pH-Wert Abnahme (pH 9-10) bis zur Oberfläche (siehe Abbildung 3). Die Eluate spiegeln eine hohe Reaktivität des Haldenmaterials wider, die der chemischen Zusammensetzung des Haldensickerwassers, das durch Saugkerzen gewonnen wurde, ähnlich ist. Dieses ist durch hohe Leitfähigkeiten ( $7-8 \text{ mS} \cdot \text{cm}^{-1}$ ) ebenfalls bedingt durch hohe Natrium, Sulfat und Silicium Konzentrationen und pH-Werte (ca. 12,4) gekennzeichnet (Tabelle 1).

**Tab. 1: Chemische Zusammensetzung der Eluate (S4 Tests) von Proben aus der Tiefbohrung (0,5 bis 18 m) und des Haldensickerwassers (SW 1 und SW 2); Konzentrationsangaben in  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ .**

	Leitfähigkeit ( $\text{mS} \cdot \text{cm}^{-1}$ )	pH	Al	Ca	Fe	Na	Si	SO4	TOC	TIC
Eluate	4 -13	11,9-	0,4-7	1-71	0,1-1	300-	50-	10-3100	6-15	9-71
		12,5				1570	160			
SW 1	6,9	12,4	23	11	5	9500	826	4000	1500	950
SW 2	8	12,4	12	10	3	14300	630	22300	380	1750

### 3.2 Chemische und mineralogische Zusammensetzung des primären und sekundären Haldenmaterials

Die chemische Analyse aller Haldenproben ergab, dass die häufigsten Elemente Eisen (Mittelwert  $Fe_2O_3$ : 44 %), Silizium (Mittelwert  $SiO_2$ : 25 %) und Calcium (Mittelwert  $CaO$ : 15 %) sind (Standabweichung der gemittelten Daten: 0,1 bis 6,5 %). Obwohl über 34 mineralische Verbindungen im Haldenmaterial durch XRD identifiziert werden konnten, spielen nur 7 quantitativ eine relevante Rolle: Die magnetischen Anteile giedigen Eisen (Fe), Cohenit ( $Fe_3C$ ), Magnetit ( $Fe_3O_4$ ) und Srebredolskit ( $Ca_2Fe_2O_5$ ), machen ca. 50 % des Haldenmaterials aus. Die nicht-magnetischen Anteile bestehen überwiegend aus Quarz ( $SiO_2$ ), Kalzit ( $CaCO_3$ ) und Glas (heterogene Zusammensetzung). Diese Phasen sind im Hochofen der Stahlproduktion entstanden oder wurden den Schlacken zugegeben und werden daher als primäre Phasen bezeichnet. Zu den sekundären Phasen, die sich nach der Deponierung in oder auf der Halde bildeten, gehören z.B. die an der Haldoberfläche abgeschiedenen, weißen Salzüberzüge, die aus Na-Sulfaten und -Karbonaten bestehen (Tabelle 2). EMS-Untersuchungen von Dünnschliffen des verkrusteten Haldenmaterials deuten jedoch auf eine quantitativ bedeutendere Phase hin, die eine stark heterogene Zusammensetzung mit hohem Silizium-Anteil und hohen Gehalten leichter Elemente (z.B. Wasser) besitzt und die daher als Silika-Gel bezeichnet wird (Tabelle 2). Auch Kolloide und kleine Partikel ( $< 0,45 \mu m$ ) die aus dem Porenwasser der Halde gewonnen wurden, bestehen aus Sulfaten, Karbonaten und Silikaten (Tabelle 2).

### 3.3 Entstehung der Krusten

Generell entstehen Verkrustungen im Boden durch Verwitterung und Lösung bestimmter Anteile des primären Materials, das nach dem Transport z.T. in Form unterschiedlicher Sekundärphasen wieder ausfällt, die die benachbarten Partikel agglutinieren. Untersuchungen von Dünnschliffen des Haldenmaterials mit der EMS Technik lieferten neben der Mineralidentifizierung auch Information über den Verwitterungszustand der Haldenminerale. Es zeigte sich, dass Eisen und Cohenit kaum verwittern und Eisen auch kaum in Lösung nachweisbar ist (Tabelle 1). Nur vereinzelt konnten dünne Coatings um Eisenkörner beobachtet werden. Bei einer Verwitterung wird Eisen also kaum transportiert und fällt rasch als Sekundärmineral wieder aus. Glas und Kalzit verwittern hingegen stark, was zu einer Anreicherung der entsprechenden Elemente in Lösung führt. Fallen sie wieder aus, so entstehen die (sekundären) Silika-Gele, die in feinen Spalten und Poren nachgewiesen wurden. Calcium, Silicium und Aluminium scheinen dabei bevorzugt festgelegt zu werden, wohingegen Natrium und Schwefel lange in Lösung bleiben.

Es stellt sich die Frage, welcher Prozess für das Wiederausfallen der Si-Gele verantwortlich ist. Zur Beantwortung eignen sich Versuche mit synthetischem Wasserglas ( $Na_2O \cdot SiO_2 \cdot 5H_2O$ ), da dieses ein ähnliches chemisches Verhalten aufweist, wie die Eluate des Haldenmaterials. Wasserglas ist bei hohen pH-Werten ( $> 10,5$ ) gelöst. Bei einer pH-Wert Erniedrigung, z.B. durch Zufuhr von Kohlensäure (Kohlendioxid aus der Luft) in eine Wasserglaslösung, kommt es zur Präzipitation von Silika Gel. Auf der Halde wurde in oberflächennahen pH-Profilen eine pH-Wert Erniedrigung von unten nach oben gemessen (siehe Abbildung 3). D.h. in diesem Bereich kann es zur Entstehung der für die Krustenbildung verantwortlichen, silikatischen Gele

**Tab. 2: Sekundärmineralbestimmung**

Material	Methode	Ergebnis
weiße Salzausblühungen auf dem Krustenmaterial	REM, XRD	Mirabilit ( $Na_2SO_4 \cdot 10 H_2O$ ), Thenardit ( $Na_2SO_4$ ), Thermonatrit ( $Na_2CO_3 \cdot H_2O$ )
Kolloide im Porenwasser durch Ultrafiltration angereichert	FTIR-Spektroskopie	Ca-Karbonat ( $CaCO_3$ ), Sulfat, Si-O-Verbindungen (Gel)
Dünnschliffe	Mikroskop/ Mikrosonde	Goethit ( $FeOOH$ ), Hämatit ( $Fe_2O_3$ ), Maghemit ( $\gamma-Fe_2O_3$ ), Kalzit ( $CaCO_3$ ), Si-Gele (heterogene Zusammensetzung)

kommen. Die erniedrigten pH-Werte ergeben sich zum einen durch eine Auslaugung des aufliegenden Haldenmaterials durch versickerndes Regenwasser, zum anderen kommt das Material hier in Kontakt mit Kohlendioxid aus der Luft, was zur Ausfällung von Na- und Ca-Karbonaten führt.

#### 4 Schlussfolgerung

Die Ergebnisse weisen darauf hin, dass die Kruste in der untersuchten Schlackenhalde eine hohe Wasseraufnahmekapazität besitzt und so als Stauhorizont mit hohem Rückhaltevermögen wirken kann. Diese Eigenschaft ergibt sich vermutlich durch das Quellverhalten der sekundär gebildeten Silika-Gele. Obwohl die hydraulischen Parameter der Kruste nur geringe Unterschiede zum Lockermaterial zeigen, könnten daher die Krusten eine effektive Rolle beim Schutz vor Drainage des Haldenkörpers spielen.

Die verwendeten Methoden eignen sich dazu Aussagen über den Krustenbildungsprozess und die Eigenschaften der Krusten zu treffen. Ob sie allerdings generell, d.h. auch in anderen Haldentypen zu entsprechenden Ergebnissen führen, muss sich in weiteren Experimenten, an anderen Standorten zeigen.

#### 5 Danksagung

Für Unterstützung bei der Probenanalytik bedanken wir uns bei A. Abraham, J. Lodziak und F. Melcher von der BGR in Hannover und bei W. Schäfer und U. Uebel vom NLfB in Bremen. Das Projekt ist Teil des vom BMBF geförderten Verbundprojektes KORA.

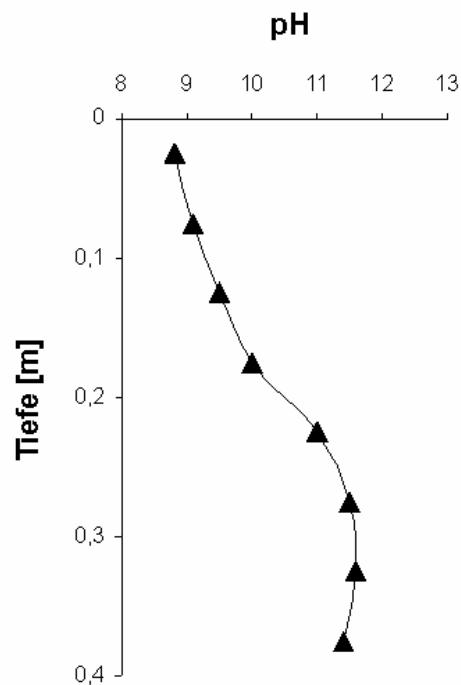


Abb. 3: pH-Werte an einem oberflächennahen Profil der Halde (bis 0,4 m unter GOK).

#### 6 Literatur

SCHACHTSCHABEL P., BLUME H.-P., BRUEMMER G., HARTGE K.-H., SCHWERTMANN U. (1998). – In: SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (Eds.): Lehrbuch der Bodenkunde. Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart, 14. Aufl., 494 S.



# Altes Eisen Schluckt Arsen

Andreas Schlegel<sup>1</sup>, Rich Dennis<sup>2</sup>, John Simms<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Lanxess Deutschland GmbH (Formerly Bayer Chemicals AG), 47812 Krefeld, Geb. R 54,  
E-Mail: andreas.schlegel@lanxess.com

<sup>2</sup>Severn Trent Services, Ste. 102 5415 W. Sligh Avenue, USA-Tampa, FL 33634

<sup>3</sup>Severn Trent Water, Technology and Development Department, Avon House, St. Martins Road, GB-Coventry,  
CV3 6PR

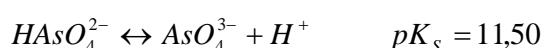
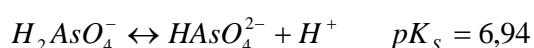
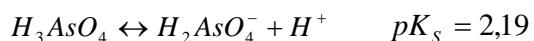
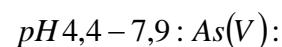
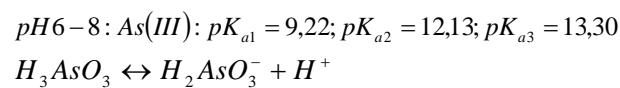
Hoch toxische Arsenverbindungen können in der Natur aus den Gesteinen ausgelaugt werden und damit ins Grundwasser gelangen. Zahlreiche medizinische Studien belegen auch ihre karzinogene Wirkung infolge chronischer Arsenvergiftung. In vielen Regionen der USA, Südamerika und Asiens kommen im Grundwasser zum Teil sehr hohe Konzentrationen von Arsen vor. Schätzungen gehen davon aus, dass weltweit mehr als 100 Millionen Menschen Wasser mit Gehalten über  $50 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$  trinken. Aufgrund medizinischer Studien empfahl die Weltgesundheitsorganisation WHO 1992, weltweit einen Grenzwert für Arsen im Trinkwasser von  $10 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$  einzuführen. In den Ländern der Europäischen Union gilt dieser Grenzwert per Gesetz seit 2003. Die USA folgen ab 2006. Aufgrund dieser Gesetzgebung bedarf es eines Verfahrens, das Arsen aus dem Trinkwasser effektiv zu entfernen.

Die LANXESS Deutschland GmbH, die aus Teilen der Chemie- und Polymeraktivitäten von Bayer hervorgegangen ist und Severn Trent Services, ein weltweit operierendes Wassertechnologieunternehmen, haben ein einfaches und kostengünstiges Verfahren zur Abtrennung von Arsen und verschiedenen Schwermetallen aus Trinkwasser und industriellen Abwässern etabliert. Dieses Sorb33™-Verfahren besteht aus einem Festbett von Eisenhydroxidoxid-Granulaten Bayoxide® E33, das vom belasteten Wasser durchströmt wird und somit gereinigt wird. Das von LANXESS speziell für diese Anwendung entwickelte Eisenhydroxidoxid-Granulat zeichnet sich durch fein strukturierte Oberflächen im Nano-Bereich aus. Die SORB 33™-Festbetttechnologie mit Bayoxide® E33 hat sich bereits bei der Abtrennung von Arsen aus Trinkwasser bewährt und ist als kosteneffektives Verfahren seit vielen Jahren in Europa und den USA erprobt. Große Einsatzchancen hat das Adsorptionsverfahren vor allem auch bei der Reinigung von Grubewässern, Abwässern aus Baugruben, bei der Bodensanierung, in der Metall- und Halbleiterindustrie sowie in bestimmten chemischen Industriezweigen. Von Vorteil ist hierbei seine hohe Affinität u.a. zu Antimon-, Blei-, Cadmium- oder Chrom-Ionen, so dass deren Gehalt im Abwasser deutlich verringert wird. Wir berichten hier über die Erfahrungen von Bayoxide® E33 zur Arsenentfernung in der Trinkwasseraufbereitung sowie über Pilotversuche zur Schwermetallentfernung.

## 1 Einleitung

Arsen ist ein Halbmetall und kommt in der Natur in schön gefärbten Mineralien, z. B. im *Realgar* vor. Unter bestimmten Bedingungen können die Arsenverbindungen aus den Gesteinen ausgelaugt werden und damit ins Grundwasser gelangen.

In natürlichen Gewässern kommt Arsen als oxidierte Verbindung mit drei- und fünfwertigem Arsen vor. Dabei spielen folgende Gleichgewichte eine Rolle:



Dabei zeigt sich, dass bei den in natürlichen Gewässern vorherrschenden pH-Werten ( $6,5 \leq \text{pH} \geq 9,5$ ) hauptsächlich die Arsenite  $\text{H}_3\text{AsO}_3$ ,  $\text{H}_2\text{AsO}_3^-$ , sowie die Arsenate  $\text{H}_2\text{AsO}_4^-$ ,  $\text{HAsO}_4^{2-}$  eine Rolle spielen (HILDEBRANDT & HÖLZEL 1997).

Diese Arsen-Verbindungen werden vom Organismus leicht resorbiert und sind hoch toxisch. Zahlreiche medizinische Studien belegen nun auch ihre karzinogene Wirkung, das heißt, dass sich bei Menschen, die über eine lange Zeit arsenbelastetes

Wasser trinken, infolge chronischer Arsenvergiftung krankhafte Hautveränderungen (Hyperkeratosen) und verschiedene Tumorarten entwickeln können (CHAPPELL et al. 1999).

Aufgrund medizinischer Studien empfahl die Weltgesundheitsorganisation WHO 1992, weltweit einen Grenzwert für Arsen im Trinkwasser von  $10 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$  einzuführen. In Deutschland werden bereits seit 1996  $10 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$  eingehalten. In den Ländern der Europäischen Union gilt dieser Grenzwert per Gesetz seit 2003 (RICHTLINIE 98/83/EG). Die USA folgen ab 2006.

In vielen Regionen der USA, Südamerika und Asiens kommen zum Teil sehr hohe Konzentrationen von Arsen im Grundwasser vor. In Bangladesch und in Regionen Indiens können bis zu 5 mg Arsen je Liter auftreten. Schätzungen gehen davon aus, dass weltweit mehr als 100 Millionen Menschen Wasser mit Gehalten über  $50 \mu\text{g L}^{-1}$  trinken (WHO 2001).

Aufgrund dieser Gesetzgebung bedarf es eines Verfahrens, das Arsen aus dem Trinkwasser effektiv zu entfernen. Es stehen folgende Grundverfahren zur Verfügung (HILDEBRANDT & HÖLZEL 1997).

Das am weitestgehend untersuchte Verfahren der Arsenentfernung aus Trinkwasser ist die *Fällung/Flockung* mit Eisen(III)-Salzen. Der Mechanismus beruht auf der adsorptiven Anlagerung der im Wasser auftretenden Arsen spezies an den Oberflächen der Eisenhydroxidflocken (Mitfällung). Diese Fällungsprodukte müssen durch Sedimentations- bzw. Filtrationsverfahren abgetrennt werden. Für dieses Verfahren ist jedoch ein erheblicher Chemikalieneinsatz notwendig sowie die laufend notwendige sachkundige Kontrolle und Wartung der Aufbereitungsanlage, insbesondere der Dosiereinrichtung.

Über *Ionenaustausch-Verfahren* können die ionogenen vorliegenden Arsenate aus wässrigen Lösungen mit stark basischen Anionenaustauschern, z. B. in der Chlorid-Form entfernt werden. Es kommt bei Anwesenheit von Sulfat- oder Nitrat-Ionen jedoch zu erheblichen Verdrängungseffekten, die mit entsprechenden Konzentrationsüberhöhungen des Arsenat(V) im Filterablauf verbunden sein können. Nichtionogen vorliegende Arsen spezies, z. B.  $\text{H}_3\text{AsO}_3$  werden nicht adsorbiert. Für die Regenerierung sind außerdem große Mengen an Chemikalien notwendig.

Umkehrosmose und Elektrodialyse sind zwei *Membranprozesse*, die bei der Arsenentfernung effektiv arbeiten. Der Wartungsaufwand der Anla-

gen ist enorm und die Betriebskosten sind vergleichsweise hoch, hauptsächlich für Energie und Membranen. Das Problem der Entsorgung der mit Schadstoffen angereicherte Lauge ist auch hier sehr aufwendig.

Besser geeignet für Wasserversorger oder Vor-Ort-Anwendungen insbesondere bei der Grundwasserreinigung sind die technisch einfacheren *Adsorptionsverfahren*.

Hierzu wird ein körniges Adsorbens in einem Festbettadsorber eingesetzt. Beim Durchströmen des Filterbetts lagert sich der zu entfernende Stoff (Adsorptiv) an das Adsorbens an. Übliche Adsorptionsmittel wie Aktivkohle oder Aktivtonerde haben bezüglich Arsen jedoch nur eine geringe Kapazität.

Die Bayer AG (jetzt Lanxess Deutschland GmbH) entwickelte das Adsorptionsmedium Bayoxide® E33, welches aus Eisenoxid besteht. In Kooperation mit dem weltweit aktiven Wassertechnologieunternehmen Severn Trent wird dieses Adsorbermedium in einem kontinuierlichen Festbettprozess eingesetzt, mit dem das Arsen im kontinuierlichen Strom schnell und selektiv entfernt werden kann. Severn Trent entwickelte hierzu die Technologie der Festbettadsorption unter dem Namen Sorb33™ entscheidend weiter (MESSHAM et al. 2001)

Für ein solches Adsorptionsmedium ist eine hohe Adsorptionskapazität erforderlich, gleichzeitig aber auch eine stabile Granulatform, um dem durchfließenden Wasserdruck standzuhalten. Bindemittel können die Oberfläche beeinträchtigen. Lanxess hat nun ein Eisenoxid entwickelt, das diese Anforderungen erfüllt. Es handelt sich hierbei um ein nanopartikuläres Eisenoxidhydroxid der Phase  $\alpha\text{-FeOOH}$ , welches eine sehr hohe spezifische Oberfläche und eine hohe Adsorptionskapazität besitzt. Gleichzeitig sind die Granulate gegenüber dem Wasserdurchfluss stabil.

Das Produkt ist unter dem Markennamen **Bayoxide® E33** auf den Markt (LANXESS DEUTSCHLAND GMBH 2005) Die derzeit handelsübliche Lieferform ist ein Granulat in der Korngröße zwischen 0,5 und 2 mm und neuerdings auch eine Pelletvariante mit einer sehr schmalen Korngrößenverteilung.

Ein wichtiger Meilenstein für dessen Einsatz war die Genehmigung bei der Trinkwasserbehörde in England DWI (Drinking Water Inspectorate) und in USA bei der nsf (National Sanitation Foundation). Das Medium wird als stationäre Phase, z.B. in einem Behälter, oder großtechnisch in einem Ad-

sorbertank eingesetzt und vom zu reinigenden Wasser kontinuierlich durchströmt (Abbildung 1).

Eines der wichtigsten Pluspunkte ist die Kooperation mit dem Partner Severn Trent, ein weltweit aktives Wassertechnologieunternehmen. In den englischen Midlands werden seit 2002 sechzehn solcher Adsorberanlagen zur Arsenentfernung aus Grundwasser betrieben. Jeder einzelne Tank fasst bis zu 5 t Bayoxide® E33. Der Betrieb eines solchen Adsorbers wurde in Zusammenarbeit mit Severn Trent über mehrere Jahre entwickelt. Es werden in der Regel mehrere Adsorber parallel betrieben. Die Adsorberbehälter werden über einen Tankwagen mit Bayoxide® E33 befüllt, anschließend von anfallendem Feinanteil rückgespült.

Während des Betriebes wurde nur ein geringer Druckverlust beobachtet.

Für die Performance und die Betriebszeit des Adsorbers sind die Parameter Kontaktzeit, pH-Wert, Fremdionen, Zielgrenzwert entscheidend. Daneben spielen mediumspezifische Eigenschaften wie Korngröße, hydraulisches Verhalten, Druckverlust,

Bettausdehnung und Rückwaschverhalten eine entscheidende Rolle.

Bei den am häufigsten im Grundwasser vorkommenden Konzentrationen von  $10-50 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$  führen Kontaktzeiten von 3-5 min zu einer flachen Durchbruchskurve, d. h. am Anfang eine Abreicherung auf Null, mit der Zeit einen langsamem Anstieg des Arsenwertes. Mit zunehmender Zeit des Betriebes, in Einheiten von Bettvolumina, findet man beispielsweise erst nach mehr als einem Jahr den ersten messbaren Arsen-Wert, und die Gesamt-Betriebszeit kann zwei Jahre betragen. Erst dann erreicht man den Grenzwert von  $10 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$  (siehe Abbildung 2).

Sieht man sich das Produkt Bayoxide® E33 im Elektronenmikroskop an, erkennt man diskrete nadelförmige Nanopartikel der Phase  $\alpha\text{-FeOOH}$ . Die Kristallite sind einerseits so agglomeriert, dass sie makroskopische stabile Granulate bilden, andererseits bildet sich eine poröse Oberfläche.

Die Adsorption des Oxoanions an Goethit folgt einem Zweistufenprozess, der, wie EXAFS-

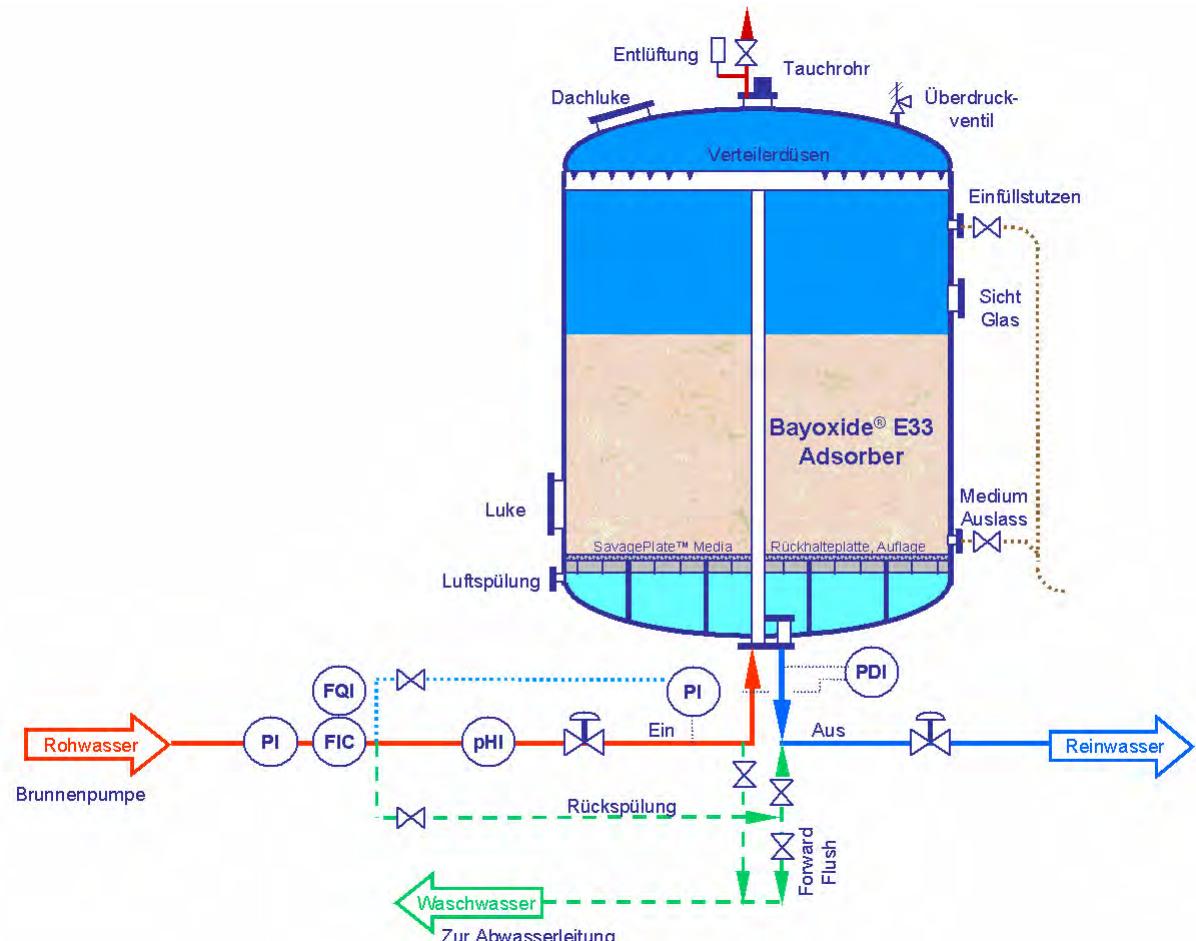


Abb. 1: Schema einer Sorb33™ Adsorberanlage

Untersuchungen zeigen, in einer Bildung eines bidentaten innersphärischen Komplexes auf der Eisenoxid-Oberfläche resultiert.

Der erste Schritt beinhaltet die erste Ligandenaustauschreaktion des wässrigen Oxoanions ( $\text{H}_2\text{AsO}_4^-$ ) mit Goethit, es bildet sich ein innersphärischer monodentater Oberflächenkomplex. In der darauffolgenden Ligandenaustauschreaktion (Schritt 2) bildet sich dann der bidentate innersphärische Oberflächenkomplex. Die Oberflächenreaktionen sind von den Ladungsverhältnissen auf der Oxidoberfläche abhängig. Es wird sowohl fünfwertiges als auch dreiwertiges Arsen adsorbiert. Das Arsen bildet eine echte chemische Bindung auf dem Eisenoxidgranulat und wird unter normalen Bedingungen nicht ausgewaschen.

Zahlreiche Arsen-Demonstrationsanlagen der US-EPA (Environmental Protection Agency, USA) arbeiten mit der Sorb33™/ Bayoxide® E33 - Technologie. Ein Grundwasserbrunnen in New Mexico beispielsweise galt aufgrund seiner schwierigen Wasserzusammensetzung als besondere Herausforderung. Das Wasser enthielt neben hohen Arsenkonzentrationen ( $49 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ) bei hohem pH (9) auch einen hohen Gehalt an Vanadium ( $78 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ), welches bekanntlich mit Arsen um die Adsorptionsplätze auf dem Eisenoxid konkurriert. Die Behandlung des Grundwassers wurde pH-korrigiert bei pH 6,5 und 3 min Kontaktzeit erfolgreich durchgeführt. Der Arsen-Durchbruch (10

$\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ) wurde nach 40000 BV bzw. 4 Monaten erreicht. Bei diesem pH-Wert erfolgt ein sehr früher Durchbruch von Vanadium.

Andere Ionen, insbesondere die zum Arsen isostrukturellen Oxoanionen werden in der gleichen Weise adsorbiert wie Arsen. Dabei zeigt sich wie bei Arsen die pH-Abhängigkeit der Adsorption. Beispielsweise werden auch große Mengen an Phosphat adsorbiert. Tritt Phosphat in Gesellschaft mit Arsen auf, verkürzt sich die Laufzeit des Adsorbers. Phosphat bricht eher als Arsenat durch, das Arsenat mit einer deutlich flacheren Durchbruchskurve.

Einen inhibierenden Einfluss auf die Arsenadsorption hat auch die Anwesenheit hoher Mengen an Silikaten im Wasser. Die Störung der Adsorption ist dabei einerseits auf eine Adsorption des Silikats, andererseits auf eine Polymerisation der Kieselsäure auf der Eisenoxid-Oberfläche zurückzuführen (SWEDLUND & WEBSTER 1999).

Auch hohe Konzentrationen von Arsen, wie sie z. B. im Abwasser auftreten, werden von Bayoxide® E33 adsorbiert. So zeigen arsenhaltige Wässer mit  $100 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$  bei pH 8,5 erst nach über 50000 BV den Wert von  $10 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ . Noch höhere Kontaminationen von Arsen wurden an manchen Industriestandorten gefunden. Zahlreiche Grundwässer mit einigen Milligramm Arsen je Liter wurden erfolgreich saniert. Hohe Konzentrationen von Antimon

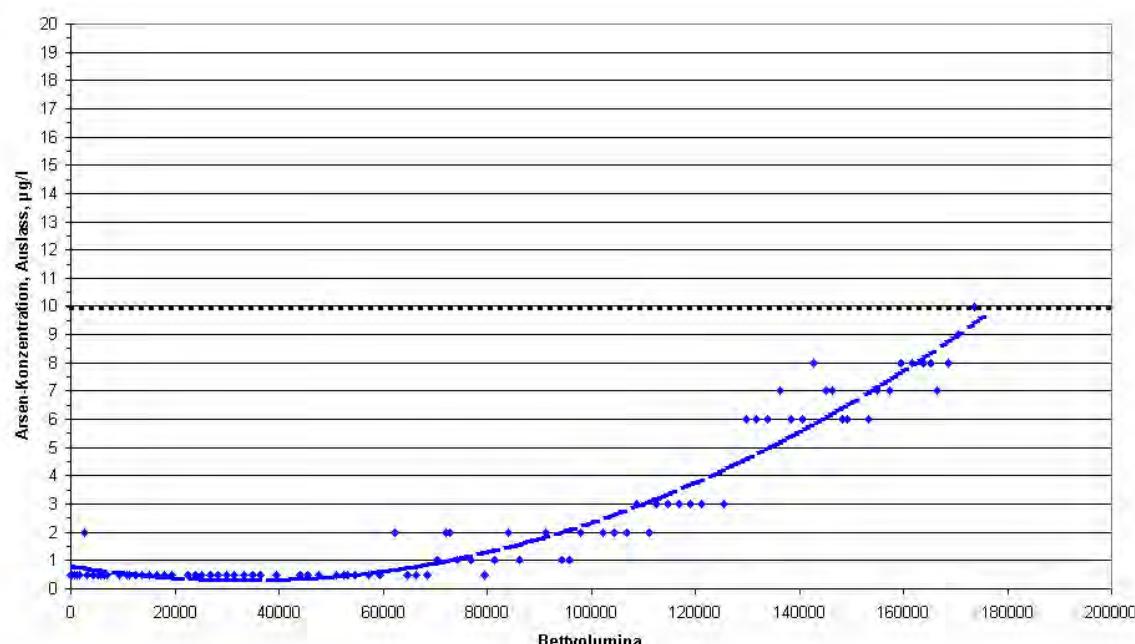


Abb. 2: Durchbruchskurve eines Adsorbers mit Bayoxide® E33

werden in der gleichen Weise adsorbiert.

In zahlreichen Laborversuchen konnte gezeigt werden, dass auch Kationen in Lösung abgereichert werden. Hierbei zeigt sich, dass der pH-Wert wieder eine große Rolle spielt. Cd<sup>2+</sup>-Ionen werden beispielsweise am effektivsten im neutralen bis leicht alkalischen pH-Wert adsorbiert, ebenso die Kationen Zn<sup>2+</sup> und Ni<sup>2+</sup>. Bei hohen Bleikonzentrationen erreicht man bereits bei pH 6,5 eine beachtliche Standzeit.

Derzeit ist ein neues Adsorptionsmedium bei Lanxess in Entwicklung, welches eine deutlich höhere Adsorptionskapazität besitzt als herkömmliches Bayoxide® E33. Gleichzeitig besitzt es eine deutlich verbesserte mechanische Stabilität. Der beim Transport, beim Befüllen und während des Betriebes entstehende Kornabrieb ist deutlich verringert. Eine durch das Eisen hervorgerufene Trübung des Wassers ist auf ein Minimum reduziert.

## 2 Zusammenfassung

Es wurde gezeigt, dass mit dem Granulat Bayoxide® E33, das aus Eisenoxid besteht, Arsen aus Trinkwasser äußerst wirksam entfernt und somit den neuen EU-Grenzwert sicher eingehalten werden kann.

Dank unserer Partnerschaft mit Severn Trent kann die Arsenentfernung in vielen Ländern der Welt sichergestellt werden.

Derzeit sind kleine Anlagen für den Haushalt und für Länder der Dritten Welt in Entwicklung.

Eine neue Produktgeneration wurde entwickelt, mit der man extrem hohe Konzentrationen von Arsen und Phosphat aber auch zahlreiche Schwermetalle entfernen kann.

Ein Netzwerk wird derzeit aufgebaut, um kontaminierte Abwässer zu behandeln.

## 3 Literatur

HILDEBRANDT U., HÖLZEL G. (1997): Wasser, Abwasser, **4**: 190—198.

CHAPPELL, W.R., ABERNATHY C.O., CALDERON R.L. (1999): Arsenic Exposure and Health Effects. Elsevier.

RICHTLINIE 98/83/EG vom 03.11.1998 des Rates über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch; Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften vom 05.12. **1998**, L330/32-54.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO, 2001): United Nations Synthesis Report on Arsenic in Drinking Water, Geneva.

MESSHAM G., SCHLEGEL A., SELVIN N., SIMMS J. (2001): Proc. II: IWA World Water Congress 2001, Berlin.

LANXESS DEUTSCHLAND GMBH (2005): Bayoxide® E33, Firmeninformation.

SWEDLUND P.J., WEBSTER J.G. (1999): Wat. Res., **33**: 3413.



# Inlake-Technik- ein effizientes Verfahren zur Alkalinisierung und Sulfatreduzierung schwefelsaurer Tagebaurestseen

Günter Scholz

Waldstraße 21 A, 02977 Hoyerswerda, E-Mail: scho-hoy@t-online.de

Mit einer gesteuerten Stoffkonzentration alkalisch wirkender Stoffe in Verbindung mit einer gezielten Suspensionsherstellung sowie großflächiger Verteilung in sauren Tagebaurestseen lassen sich hohe Stoffumsatzgrade mit hoher Wirtschaftlichkeit erreichen. Wesentlich in diesem Zusammenhang ist die Ausnutzung der windinduzierten Strömungen im Epilimnion, um große Volumenanteile des Sees als Reaktionsraum zu erhalten.

Der Einsatz von CO<sub>2</sub> sowie die Nutzung von Abprodukten aus GWRA kann die Wirtschaftlichkeit des Verfahrens weiter steigern. Von den industriell verfügbaren Stoffen sollte zur Beseitigung von Acidität Magnesiumbranntkalk bevorzugt werden.

## 1 Einleitung

Tagebaurestseen sind im Besonderen im ostdeutschen Lausitzer Braunkohlenrevier durch eine hohe Acidität und z.T. mit extrem hohen Sulfatgehalten belastet. Damit sind spezielle Sanierungstechnologien zur Regulierung der Wasserbeschaffenheit zum Schutz der Oberflächen- sowie der Grundwasserströme von hohem Interesse.

Durch die Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbauverwaltungsgesellschaft mbH (LMBV) wurde anlässlich der 3. Fachtagung – Wasser – am

28.01.2005 dieser Thematik hohe Aufmerksamkeit geschenkt. Mit den Fachvorträgen zur Flutung (ZSCHIEDRICH 2005; BENTHAUS 2005) und Inlake-Technik (DIETRICH et al. 2005; SCHOLZ 2005; NITSCHE & TIENZ 2005) wurde der Stand der Technik anwendungsreifer Technologien aktuell dokumentiert.

## 2 Lausitzer Seenkette

Die in Abbildung 1 dargestellte Seenkette ist durch eine besonders hohe Säurelast und hohe Sulfatgehalte gekennzeichnet.

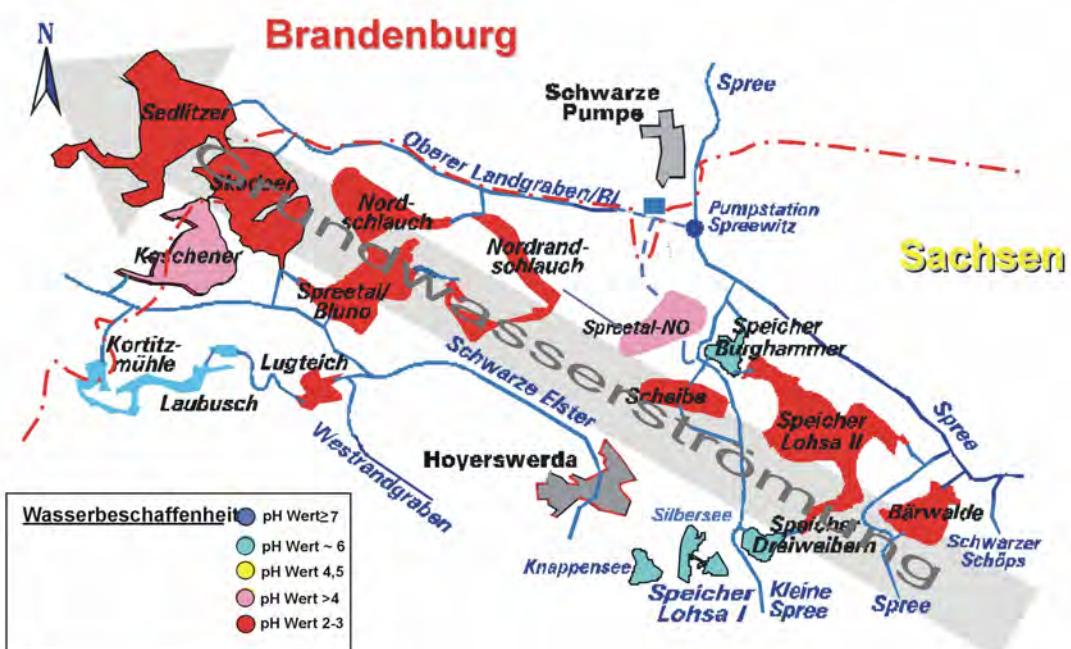


Abb. 1: Lausitzer Seenkette.

Das in der Vergangenheit stetig wachsende „Säurepotential“ der Lausitzer Seenkette beeinflusst zunehmend das Grundwasserreservoir in der Seenlandschaft. Dies bedeutet, dass auch die an die Seen angrenzenden Gebiete zunehmend mit saurem Grundwasser belastet werden. Die damit verbundene Mobilisierung von Schadstoffen stellt ein mögliches Gefährdungspotential für die kommenden Jahre dar.

Eine Abschätzung des sich entwickelten Aciditätsanteiles der vergangenen Jahre ist in Tabelle 1 wiedergegeben. Die Flutung alleine kann das Versauerungsproblem auf Grund der nur begrenzt vorhandenen Oberflächenwassermengen sowie der bereits in den Tagebauseen akkumulierten hohen Säuremengen in naher Zukunft nicht lösen. Das Einnehmen einer „Warteposition“ birgt die Gefahr in sich, dass sich das Gefährdungspotential an Extremstandorten wie z.B. an den Tagebauseen Nordschlauch und Nordrandschlauch mit Sulfatgehalten von ca. 2500  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$  und Aciditäten von  $> 20 \text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$  ausbreitet und im Falle einer Flutung weitere Teile der Seenkette belastet. Hieraus folgt, dass Extremstandorte vor der Flutung örtlich begrenzt mit Inlake-Technik behandelt werden sollten, um zukünftige Aufwendungen und Kosten in einem

unüberschaubaren zeitlichen und örtlichen Bereich zu vermeiden.

Im Falle der o.g. Tagebauseen ist mittels Inlake-Technik neben der Säureelimination, Eisen- und Aluminiumfällung zusätzlich eine erhebliche Sulfatreduzierung durch Gipsfällung in einer Größenordnung von 30.000 bis 40.000 t möglich. Dies sind ca. 10 % der Sulfatmenge der gesamten Erweiterten Restseekette.

### 3 Inlake-Technik

Neben der Durchführung der großtechnischen Demo-Projekte:

- Aschesedimentumlagerung im TBS Burghammer
- Kalkbergresuspension im TBS Koschen (DIETRICH et al. 2005; SCHOLZ 2005)
- Soda-Applikation im TBS Bockwitz (NITSCHÉ & TIENZ 2005)

stehen nunmehr neben vielfachen Labor- und Grundlagenarbeiten auch belastbare Aussagen zur Wirtschaftlichkeit des Inlake-Verfahrens zur Verfügung.

**Tab. 1: Entwicklung Volumen und Säurekapazität in der Erweiterten Restseekette.**

Erweiterte Restseenkette	2000		2004		Entwicklung Acidität
	Volumen Mio $\text{m}^3$	Acidität Mio.(eq)mol	Volumen 2004 Mio $\text{m}^3$	Acidität Mio.(eq)mol	
Bärwalde	50	115	95	105	gleichbleibend, Verdünnung
Scheibe	60	270	84	310	gleichbleibend, Verdünnung
Lohsa II	21	101	36	99	gleichbleibend, Verdünnung
Burghammer	11	-1	22	42	steigend, Versauerung
Spreetaler See (SNO)	40	8	68	0	gleichbleibend, Verdünnung
Neuwieser See (RL Bluno)	31	140	26	104	gleichbleibend, Verdünnung
Blunoer Südsee (RL Nordschlauch)	23	276	29	435	steigend, Versauerung
Sabrodtner See (RL Nordrandschlauch)	8	128	14	210	steigend, Versauerung
Partwitzer See (RL Skado)	63	391	73	415	gleichbleibend, Verdünnung
Geierswalder See (RL Koschen)	82	140	82	74	sinkend, Teilneutralisation
Sedlitzer See	66	140	68	184	steigend, Versauerung
Summe	455	1707	597	1980	steigend, Versauerung

Das im TBS Koschen angewandte Inlake-Verfahren beruht auf folgenden Hauptkomponenten:

- großflächige Verteilung des jeweils gewählten alkalischen feinkörnigen/flüssigen Stoffes auf der Seeoberfläche,
- Nutzung der windinduzierten Strömungen im See zur Erfassung großer Seevolumina als Reaktionsraum,
- Steuerung der Stoffkonzentration des jeweils eingesetzten alkalischen Stoffes entsprechend seiner chemisch-physikalischen Eigenschaften (Reaktivität, Kornzusammensetzung) und der konkret vorliegenden Wasserqualität durch spezielle Eintragsvorrichtungen,
- Auswahl am Markt preisgünstig verfügbarer Stoffe sowie Nutzung von Sekundärstoffen wie Braunkohlefilterasche (BFA) und Eisenhydroxidschlamm (EHS) aus Grubenwasserreinigungsanlagen (GWRA).

Wesentliches Element des Verfahrens ist die Sicherung einer bestimmten Stoffkonzentration und die Beeinflussung großer Seevolumina im Tagebausee.

Bei einer Normalwetterlage in der Lausitz kann mit Windgeschwindigkeiten an der Seeoberfläche eines Tagebausees von  $2\text{--}6 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$  gerechnet werden, womit Strömungsgeschwindigkeiten des Wassers an der Seeoberfläche von ca.  $100\text{--}800 \text{ m}\cdot\text{h}^{-1}$  induziert werden.

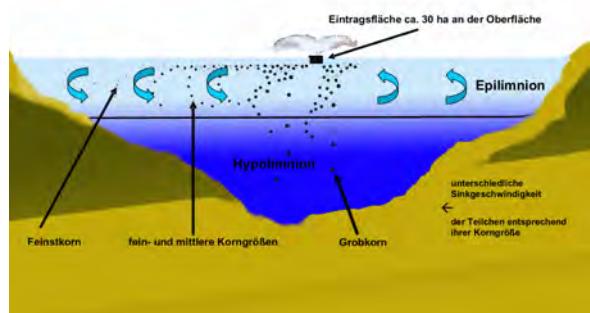
Bei einer Sinkgeschwindigkeit von Feststoffteilchen von  $1\text{--}10 \text{ m}\cdot\text{h}^{-1}$  (Kalk, Dolomit, Asche u.a.) sowie unter Beachtung der Turbulenzen an der Seeoberfläche kann davon ausgegangen werden, dass beim Einsatz eines 1.000 m langen Verteilsystems etwa  $5\text{--}10 \text{ Mio. m}^3\cdot\text{h}^{-1}$  Seewasser behandelt werden können.

Der mit der kostenlosen Windenergie so geschaffene „Rührkessel-Mechanismus“ ist das Hauptmerkmal für die hohe Wirtschaftlichkeit des Verfahrens. Die Kosten für die Neutralisierung je Kubikmeter liegen, im Vergleich zu Grubenwasserreinigungsanlagen (GWRA), deutlich niedriger.

An Hand mehrerer Luftbildreihen konnte der Mechanismus der Stoffverteilung im TBS Koschen im Zeitraum September-Dezember 2004 dokumentiert werden (Abbildungen 2 und 3). Bei Seen mit ungünstigen Windangriffsflächen kann zur Optimierung der Stoffverteilung im See ne-



**Abb. 2: Intelligente Nutzung des Energiepotentiels von Wind- und Wasserkräften im Seekörper (TBS Koschen 07.09.2004).**



**Abb. 3: Verfahrensprinzip Inlake-Technik.**



**Abb. 4: Anpassung der Inlake-Technologie an unterschiedliche Seetypen durch mobile Technik (Ufertechnologie mit Suspensionsverteilung, fahrbare Silo- und Verteiltechnik).**

ben einer beweglichen Verteileinrichtung zusätzlich eine schwimmfähige Konditionierungseinheit genutzt werden, wie im Rahmen der Planung für den Tagebausee Bluno vorgesehen (Abbildung 4).

Besondere Effizienz erhält das Inlake-Verfahren bei der Nutzung von alkalischen Eisenhydroxydschlämmen (EHS) aus GWRA, mit der Bereitstellung einer quasi kostenlosen alkalischen Suspension bereits im See (Abbildung 5). Die GWRA Rainitz und Schwarze Pumpe sind wegen ihrer Größe besonders geeignet diese Alkalitätsreserve zeitnah für die Lausitzer Seenkette zu erschließen. Mit dem Alkalitätspotential des EHS der GWRA Schwarze Pumpe, welches z. Z. ungenutzt im Tagebausee Spreetal NO eingelagert wird, könnten auch simultan Sulfatprobleme im benachbarten Tagebausee Nordrandschlauch effizient reduziert werden. Mit dem Einsatz von  $\text{CO}_2$  kann die Wirksamkeit der EHS-Abprodukte weiter gesteigert werden (MERKEL 2005). Weitere Anwendungen des Verfahrens ergeben sich zukünftig im Rahmen der sog. Lake-to-Lake-Technik (Abbildung 6). Auch im Rahmen der Errichtung sog. „Reaktiver Wände“ besitzt das Inlake-Verfahren eine Sonderstellung was die Wirtschaftlichkeit betrifft. Mit der kostengünstigen Behandlung großer Seevolumina gelingt gleichzeitig eine Sanierung der stromabwärts



Abb. 5: Nutzung von alkalischem EHS im TBS Sedlitz.

liegenden Grundwasserkörper welche wiederum benachbarte Seen beeinflussen. Die Abbildungen 7 und 8 stellen eine typische Situation in der Lausitzer Seenkette dar. Am Beispiel des Tagebausees Koschen ist in Abbildung 9 die Situation der kommenden Jahre verdeutlicht. Der Tagebausee Skado profitiert bereits nach einem Jahr von einer Seewasserbehandlung des Tagebausees Koschen.

Die Flutung in Kombination mit den vielschichtigen Möglichkeiten der Inlake-Technik könnte die bestimmende Strategie der Seesanierung in den nächsten Jahren sein.

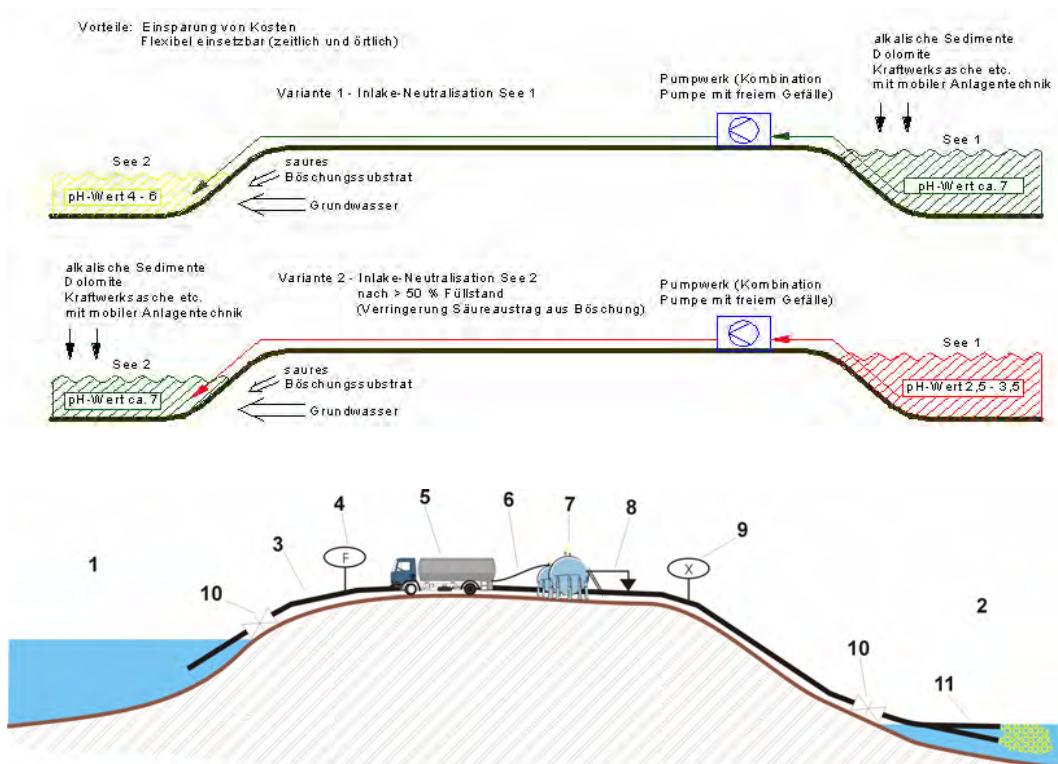


Abb. 6: Lake to Lake-Technik.

## 4 Nachhaltigkeit

Für die Entscheidungsfindung einzelner Projekte zur Regulierung der Wasserbeschaffenheit ist die Frage zur Nachhaltigkeit der jeweiligen Maßnahme von erheblicher Bedeutung. Die so genannte „Nachsorge“ übersteigt die Kosten des jeweiligen „Startprojektes“ oft um ein Mehrfaches und die Dauer der Nachsorge kann Jahrzehnte in Anspruch nehmen. Bezuglich der Rang- und Reihenfolge der zu treffenden Entscheidungen ist deshalb den Projekten ein vorderer Platz einzuräumen die einen geringen Aufwand an Nachsorge erwarten lassen.

Einen vorderen Platz in der Entscheidungskette nimmt hier zweifelsfrei der Tagebausee Koschen ein. Hier kann die Nachsorge sowohl mit Flutungswasser aus der Schwarzen Elster als auch mit einer intervallmäßigen Inlake-Nachbehandlung kostengünstig gestaltet werden.

Nicht unerwähnt soll in diesem Zusammenhang die Tatsache bleiben, dass in begrenztem Umfang biologische Aktivitäten die Wasserqualität

bestimmen. Diese können aber erst ab einem pH-Wert von 5–6 nennenswerte Beiträge liefern. Das in unseren Flussläufen vorhandene biologische Potential kann also nur genutzt werden, wenn es in Tagebauseen mit angehobenen pH-Wert strömt. Der Tagebausee Koschen bietet sich auf Grund seines Sanierungsfortschrittes hier besonders an.

## 5 Wirtschaftlichkeit

Die Kosten des Inlake-Verfahrens werden maßgeblich durch die Auswahl des Stoffes, welcher die Alkalinität liefert, durch die Produktkosten und den erreichbaren Wirkungsgrad bestimmt. In Tabelle 2 ist eine Kostenschätzung für den Einsatz unterschiedlicher Stoffe im Vergleich zu GWRA und Fremdwasserflutung dargestellt. Die Produkte Magnesiumbranntkalk (gebrannter Dolomit  $MgO/CaO$ ), alkalischer EHS und Natronlauge ( $NaOH$ ) sind zukünftig wegen ihrer spezifischen Stoffeigenschaften und Kostenanteile am jeweiligen Projekt besonders vorteilhaft.



Abb. 7: Herstellung von Reaktiven Seewänden gegen GW-Versauerung: Gegenwärtiger Zustand.



Abb. 8: Herstellung von Reaktiven Seewänden gegen GW-Versauerung: Anzustrebender Zustand.

Magnesiumbranntkalk hat gegenüber reinen Kalkprodukten den Vorteil, dass Reaktionsblockaden durch Vergriesung des Einsatzstoffes infolge von Gipsbildungen durch den hohen Magnesiumanteil und der guten Löslichkeit von  $MgSO_4$  kaum auftreten. Die Anwendung von ungebranntem Magnesiumkalk wird seit 1990 mit > 500.000 t alleine im Freistaat Sachsen bei der Waldkalkung zur Stabilisierung der Grundwasserqualität mit Erfolg praktiziert. Die nachhaltig positive ökologische Wirkung ist damit umfassend demonstriert.



**Abb. 9: Reaktive Seewasserwand TBS Koschen.**

**Tab. 2: Kostenvergleich pH-Wertanhebung bei Seewasserkonditionierung.**

Verfahren	Mol-Äquiv./kg *Mol-Äquiv./L	Cent/kg	Wirkungsgrad Reinheit %	Kosten Cent/mol	Kostenfaktor
Verspülung EHS-Schlamm	14*	0	100	0,5	1
GWRA Schwarze Pumpe			100		
Branndolomit CaO/MgO	41,5	7,5	60	0,5	1
			85		
Asche MUEG/Vattenfall	12,1	1,5	60	0,7	1
			100		
Löschkalk $Ca(OH)_2$	27,0	7,5	60	0,8	2
			90		
Natronlauge	25,0	27	100	1,2	2
			100		
Flutungswasser Talsperren Bautzen, Quitzdorf	0,001	0,001	100	1,3	3
			100		
Soda eta-Verfahren	15,5	16	95	1,3	3
			100		
Soda BGD-Verfahren	15,5	16	70	1,6	3
			100		
GWRA	27,0	7,5	60	2,5	5
			90		
Flutungswasser Neiße	0,001	0,004	100	4,0	8
			100		

## 6 Literatur

ZSCHIEDRICH K. (2005): Stand der wasserwirtschaftlichen und bergbaulichen Sanierung, Schwerpunkte und Aufgaben weiterführender Maßnahmen. – 3. Fachtagung Gewässergüte LMBV 28.01.2005 Hoyewerda.

BENTHAUS F.-C. (2005): Umsetzung der Pilot-/Demo-Vorhaben für die Gewässergüteentwicklung – Maßnahmenplan der LMBV für 2005/2006. – 3. Fachtagung Gewässergüte LMBV 28.01.2005 Hoyewerda.

DIETRICH B., RABE W., WEHNER O., SCHOLZ G. (2005): Resuspendierung von Kalksedimenten im Tagebausee Koschen mittels Verteilersystem. – 3.

Fachtagung Gewässergüte LMBV 28.01.2005 Hoyewerda.

SCHOLZ G. (2005): Potentiale und Vorteile der Inlake-Technik zur Behandlung großer Tagebaurestseen. – 3. Fachtagung Gewässergüte LMBV 28.01.2005 Hoyewerda.

NITSCHE C., TIENZ K. (2005): Bisherige Erfahrungen bei der Sodapulver-Applikation im Bockwitzer See. – 3. Fachtagung Gewässergüte LMBV 28.01.2005 Hoyewerda.

MERKEL B. (2005): Alkalinitätserhöhung durch Zugabe von  $CO_2$ . – 3. Fachtagung Gewässergüte LMBV 28.01.2005 Hoyewerda.

# Anforderungen an Substrate zur Behandlung von AMD durch Sulfatreduktion -Eignung und Genehmigungsfähigkeit

Ralph Schöpke

BTU Cottbus, Lehrstuhl Wassertechnik, Karl-Marx-Straße 17, 03044 Cottbus,  
E-Mail: schoepke@wt.tu-cottbus.de

## 1 Einleitung

Zur Behandlung bergbauversauerter Grund- und Oberflächenwässer der Lausitz wurden am LS Wassertechnik und Siedlungswasserbau u.a. Verfahren zur biochemischen Sulfatreduktion im Grundwasserleiter entwickelt und am Südstrom des Senftenberger Sees erfolgreich getestet. Für die Behandlung von Tagebauseen anströmenden potenziell sauren Grundwässern (Pfadbehandlung) sind erhebliche Substratmengen erforderlich. Das in den Versuchen eingesetzte Methanol bildet dabei einen wesentlichen Kostenfaktor. Deshalb wird nach alternativen Substraten unter hygienisch unbedenklichen Abprodukten gesucht. Für deren Einsatz entwickelte Prüfkriterien werden nachfolgend vorgestellt.

## 2 Verfahren zur Untergrundentsäuerung

Das Untergrundverfahren wurde im Rahmen eines BMBF-Forschungsthemas (BTU, Cottbus LS Wassertechnik und Siedlungswasserbau und GFI, Dresden, (BTUC 2003) zur Gefahrenabwehr

am Senftenberger See entwickelt, dem in den nächsten Jahren ein Säureschub aus nördlich gelegenen Kippengebieten droht. Der eigentliche Sanierungserfolg wurde allerdings erst nach Ende der Projektlaufzeit beobachtet.

Als Bewertungskriterium wird für die Acidität von oxischen Tagebauseewässern und anoxischen Grundwässern das Neutralisationspotenzial (SCHÖPKE 1999) eingesetzt.

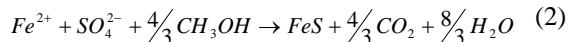
$$NP \approx K_{S4,3} - 3c_{Al^{3+}} - 2c_{Fe^{2+}} - 2c_{Mn^{2+}} \quad (1)$$

In den potenziell sauren, aber hydrogencarbonatgepufferten, Kippengrundwässern dominiert das zweiwertige Eisen als Säurebildner, wie Tabelle 1 zeigt.

Ziel der Behandlung ist es, das Eisen(II) als Eisensulfid im Untergrund zu fixieren und dadurch ein pufferndes, sulfidschwefelfreies Grundwasser zu erzeugen. Dazu wird Sulfat biochemisch nach Gleichung 2 zu Sulfidschwefel reduziert und als Eisensulfid gefällt. Wird mehr Sulfat reduziert, als Eisen im Grundwasser gelöst, und im Poren- system bevorratet ist, entsteht unerwünschter freier Sulfidschwefel (Schwefelwasserstoff und Hydrogensulfid).

Tab. 1: Mittlere Beschaffenheiten von Kippengrundwässern und dem Tagebausee (RL111).

Parameter	Versuchsanlage (B9/3)		Kippe Sedlitz (BUL-SACHSEN GMBH 2005)	Skadodamm (PREUß 2004)	RL111	GW aus RL111
	Quelle	(BTUC 2003)				
pH	1	4,3	4,9	5,13	2,5	4,1
Lf	$\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$	2200	4200	1960	2700	2000
$K_{S4,3}$	$\text{mmol} \cdot \text{L}^{-1}$	0,03	1,0	0,6	-11	0
Fe	$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	180	1110	222	131	260
$Fe^{2+}$	$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	180	900	202	4	240
Mn	$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	5	10	3,92	2,5	3,8
Al	$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	6	1,0	4,21	37	25
Ca	$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	350	457	286	272	248
$SO_4^{2-}$	$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	1600	3750	1250	1560	1500
NP	$\text{mmol} \cdot \text{L}^{-1}$	-7,3	-31,6	-7,2	-15,4	-11,5



Das verfügbare Eisen setzt dem Verfahren eine Grenze bezüglich der Sulfateliminationsleistung. Anders als in Tagebaueseen reicht die Eisen(II)konzentration im Kippengrundwasser aber meist zur Entsäuerung aus.

Der Substratbedarf für die Entsäuerung von Kippengrundwasser berechnet sich nach Gleichung 3 hauptsächlich aus der Eisen(II)konzentration, da Sauerstoff und Eisen(III) im hydrogencarbonatgepufferten Grundwasser praktisch nicht vorkommen.

$$c_{\text{Substrat}} = v_{Fe2} \cdot \Delta c_{Fe2} + v_{O2} \cdot \Delta c_{O2} + v_{Fe3} \cdot \Delta c_{Fe3} \quad (3)$$

Den Stöchiometriekoeffizienten für den Umsatz von Eisen(II) enthält für verschiedene Substrate Tabelle 2. Der theoretische Substratbedarf für die Sanierungsreaktion lässt sich auch in den biochemischen Sauerstoffbedarf BSB umrechnen.

Über den BSB lassen sich auch die erforderlichen Dosen anderer leichtabbaubarer Substrate bestimmen. Die Sulfatreduzierer benötigen neben leichtabbaubaren organischen Stoffen auch Nährstoffe. Das optimale Nährstoffangebot im Substrat liegt etwa bei einem Verhältnis C:N:P von 500:10:1. Der Nährstoffbedarf der Sulfatreduktion ist niedriger als der aeroben Prozesse. Bei pH<5 läuft die Sulfatreduktion sehr langsam ab. Wenn dabei der niedrige pH-Wert durch die Feststoffmatrix stabilisiert wird (Pufferung), kommt es zur stark verzögerten Einarbeitung, wie im Versuchsbetrieb am Senftenberger See beobachtet (SCHÖPKE 2004). Hinzu kam dort noch eine (zu) vorsichtige Nährstoffzugabe in das Grundwasser.

### 3 Einsatz alternativer Substrate

#### 3.1 Einsatzkriterien

Für den Versuchsbetrieb am Senftenberger See wurden Methanol als Kohlenstoffquelle sowie Ammoniumchlorid und Phosphordünger als Nährstoffe von der unteren Wasserbehörde genehmigt. Allgemein erfolgt die Genehmigung der Substrateinleitung auf der Grundlage des Wasserhaushaltsgesetzes (BRD 1996). Es sind aber auch die EU-Wasserrahmenrichtlinie (DAS EUROPÄISCHE PARLAMENT UND DER RAT DER EUROPÄISCHEN UNION 2000) und ggf. die Trinkwasserverordnung (BUNDESMINISTERIUM FÜR GESUNDHEIT IM EINVERNEHMEN MIT AL-

LEN ANDEREN 2000) zu berücksichtigen. Die Stofflisten für wassergefährdende oder nicht im Trinkwasser zulässige Stoffe reichen zur Bewertung von Substraten allein nicht aus, bilden aber eine Entscheidungsgrundlage für deren Vorauswahl. Auch das Verschlechterungsverbot der Wasserrahmenrichtlinie (DAS EUROPÄISCHE PARLAMENT UND DER RAT DER EUROPÄISCHEN UNION 2000) kann zur Beurteilung der Eignung von Substraten herangezogen werden.

Wenn die behandelten Grundwässer in Vorfluter abfließen oder ggf. in Trinkwasserschutzgebiete gelangen, sind deren möglichen Auswirkungen auf die limnischen Ökosysteme oder die Trinkwassergewinnung gründlich zu prüfen.

In BTUC (2003) wurden deshalb bezüglich nachteiliger Wirkungen folgende Kriteriengruppen zur Prüfung vorgeschlagen:

- Wirkungsnachweis bezüglich Sulfatreduktion
- Zehrende Reststoffe
- Eutrophierende Stoffe (P, N)
- Reststoffe und Metabolite mit folgenden Eigenschaften:
  - akute Toxizität,
  - Inertstoffe, die die Wasseraufbereitung durch Wiederverkeimung oder Bildung von Desinfektionsnebenprodukten beeinträchtigen können, sowie
  - potenziell bioakkumulierbare Stoffe, die chronisch toxisch wirken können, ggf. erst über die Nahrungskette.

#### 3.2 Wirkungsprüfungen

Grundlage für den Einsatz alternativer Substrate ist zunächst der Nachweis ihrer Wirkung. Im Labor werden dazu Batch-Ansätze mit unterschiedlichen Substratdosen, Anfangsbedingungen und Reaktionszeiten eingesetzt. Unter annähernd optimal eingestellten pH-Werten und ausreichend Eisenvorrat kann die Sulfatreduktion meist nach 3 Wochen Standzeit im Batch-Ansatz nachgewiesen werden (ROHR 2005). Der Wirkungsnachweis wird meist unter Substratüberschuss erbracht. Bei der Bewertung der möglichen Risiken und Nebenwirkungen sind diese Begeleitumstände mit zu berücksichtigen. Die Bewertung der Substrate im Labormaßstab erwies sich als schwierig.

Praxisnahe Versuche sind apparativ aufwendiger und auch langwierig. Dafür können die optimalen Reaktionsbedingungen eingestellt werden und das behandelte Wasser ist repräsentativ für anschließende Eignungsprüfungen.

### 3.3 Zehrungsvermögen

Das Zehrungsvermögen lässt sich über Zehrungsversuche (Langzeit-BSB) ermitteln und/oder aus der analysierten Wasserbeschaffenheit nach Tabelle 3 orientierend berechnen.

Restsubstrat, Eisen(II) und Sulfidschwefel (Schwefelwasserstoff) sollten bei optimaler Fahrweise des Untergrundreaktors minimiert werden, so dass in diesem Fall das Zehrungspotenzial des behandelten Wassers deutlich unter dem des anströmenden Wassers liegt (Beschaffenheitsverbesserung). Der Sulfidschwefel ist darüber hinaus auch als toxischer Metabolit zu bewerten.

### 3.4 Restnährstoffe und Eutrophierungspotenzial

Während beim Einsatz von reinen Industriechemikalien, wie Methanol, Ethanol oder Lactat, meist die fehlenden Nährstoffe Stickstoff und Phosphor ergänzend zugegeben werden müssen, enthalten viele Abprodukte diese relativ zu ihrer

Zehrungswirkung, im Überschuss. Diese verbleiben im behandelten Wasser und können in der Vorflut zur Eutrophierung führen oder nach einer Trinkwasseraufbereitung die Wiederverkeimung im Netz fördern. Die zulässigen maximalen Einträge in die Vorfluter begrenzen die zulässigen Nährstoffkonzentrationen im behandelten Grundwasser bzw. im eingesetzten Substrat.

### 3.5 Reststoffe und Metabolite mit akuter Toxizität

Für eine Reihe umwelt- und gesundheitsrelevanter Einzelstoffe existieren Grenzwerte. Deren Vorhandensein sollte bereits im eingesetzten Substrat ausgeschlossen werden. Für unter anaeroben Bedingungen im Untergrund abbaubare toxische Stoffe müssen in jedem Einzelfall zulässige Höchstkonzentrationen im Substrat ermittelt werden.

Ein anorganischer toxischer Metabolit ist der Sulfidschwefel. Dessen Eintrag in Vorfluter oder Wasserfassungen ist über die Optimierung der Verfahrenstechnik zu verhindern. Darüber hinaus ist zu klären, inwieweit ggf. auftretende Konzentrationsspitzen im Einfahrbetrieb oder unter Havariebedingungen zugelassen werden können. In diesen Fällen können eisenhydroxidreiche Gewässersedimente von Tagebauseen sorptiv oder ausreichend sauerstoffversorgte Sediment-

**Tab. 2: Stöchiometriekoeffizienten für den Umsatz von Eisen(II) sowie Umrechnungsfaktor für die Angabe als BSB nach BTUC 2003.**

Substrat		Faktor in BSB mol O <sub>2</sub> /mol	M g/mol	Stöchiometriekoeffizient V <sub>Fe</sub> <sup>2+</sup>
Kohlehydratequivalent	{CH <sub>2</sub> O}	1,00	30	2,00
Methanol	CH <sub>3</sub> OH	1,50	32	1,33
Ethanol	C <sub>2</sub> H <sub>5</sub> OH	3,00	46	0,67
Essigsäure	CH <sub>3</sub> COOH	2,00	60	1,00
BSB (theoretisch)	O <sub>2</sub>	1,00	32	2,00

**Tab. 3: Stöchiometrischer Sauerstoffverbrauch bei vollständiger Oxidation von zehrenden Grundwasserinhaltstoffen**

Stoff	Formel	Stöchiometrie mol O <sub>2</sub> /mol Substrat	spez. CSB g O <sub>2</sub> /mol	g O <sub>2</sub> /g
Methanol	CH <sub>3</sub> OH	1,5	48	1,5
Methan	CH <sub>4</sub>	2	64	4
Eisen(II)	Fe <sup>2+</sup>	0,25	8	0,143
Mangan (II)	Mn <sup>2+</sup>	0,5	16	0,290
Sulfidschwefel	H <sub>2</sub> S	2	32	0,94
org. Stoffe		Bestimmung des Zehrungsverhaltens oder ≈ 4·DOC		

oberflächen bei niedriger Zustromgeschwindigkeit oxidativ diese Spitzen abfangen. Der Dauerbetrieb ist nicht dafür auszulegen.

### 3.6 Biochemisch weitgehend inerte Reststoffe und Metabolite

Die nicht einzeln analytisch erfassbaren organischen Reststoffe, die summarisch eine DOC-Erhöhung bewirken, können wie folgt bewertet werden:

- Gelchromatografie nach der Molekülgröße (LC-OCD-Verfahren) nach HUBER (2004), mit der Huminstoffe näher charakterisiert und von anderen organischen Stoffen abgegrenzt werden.
- Bestimmung ihrer Wasserwerks- und Trinkwasserrelevanz nach SONTHEIMER nach SONTHEIMER (1988), SCHÖPKE (2005) und SCHÖPKE et al. (2002). Die Wasserwerksrelevanten Stoffe lassen sich näherungsweise auch nach einem Langzeit-BSB aus der ausgezehrten Probe bestimmen und die trinkwasserrelevanten Stoffe verbleiben nach anschließender Pulverkohlebehandlung im Wasser.

### 3.7 Potenziell bioakkumulierbare Reststoffe und Metabolite

Diese Stoffe können über die Nahrungskette beim Menschen chronisch toxisch wirken. Wenn sie in Trinkwasserfassungen gelangen, müssen die Aufbereitungsanlagen mit Aktivkohlestufen nachgerüstet werden. Diese Stoffe sind nur teilweise analytisch erfassbar. Am LS WT wurde deshalb dazu ein Test (Adstest; KOCH et al. 2002) entwickelt, mit dem die UV-absorbierenden potenziell bioakkumulierbaren Stoffe erfasst werden können. Der als UV-

Absorption ermittelte Messwert kann in Einzelfällen auch auf ein DOC-Äquivalent übertragen werden (SCHÖPKE 2005). Die natürliche organische Hintergrundbelastung enthält jedoch ebenfalls Spuren potenziell bioakkumulierbarer Stoffe. Die Interpretation geringer Konzentrationserhöhungen, der mit dieser Methode bestimmten Stoffe, als Gefährdung ist gegenwärtig noch nicht sicher.

## 4 Ergebnisse von Einsatzprüfungen

### 4.1 Untersuchte Substrate

Eine Reihe von untersuchten potenziellen Substraten erwies sich als ungeeignet. Einige nichtfäkalkontaminierte Abwässer der Lebensmittelindustrie enthielten zu wenig leichtabbaubare Stoffe. Ein Schmelzwasser und eine Sodaablauge enthielten biologisch nichtabbaubare unerwünschte Stoffe, wie Phenole, Heterocyclen und Amine. Eine Ablauge vom Hanfaufschluss enthielt stark fargebende, biologisch nicht abbaubare Ligninbruchstücke mit Wasserwerksrelevanz (SCHÖPKE et al. 2002).

Methanol und Molke haben sich in kleintechnischen Versuchen bewährt. Langfristig ist der Nährstoffeintrag durch Molke in den Untergrund zu hoch. Allerdings ist Molke inzwischen ein gefragtes Nebenprodukt und als billiges Substrat praktisch nicht mehr verfügbar.

In Laborversuchen wurden die in Tabelle 4 zusammengestellten Substrate mit reduziertem Seewasser (siehe Tabelle 1: GW aus RL111) getestet. Da mit Substratüberschuss gearbeitet wurde, ist die Betrachtung der Reststoffe noch nicht abgeschlossen. Der spezifische Substratbedarf für die Neutralisation wurde für das Testwasser eingeschätzt.

**Tab. 4: Eigenschaften getesteter Substrate.**

Nr.	Substrat	dC/d(SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> ) 1	Sulfatreduktion mol SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> /L	C:N:P 1	Dosis zur Neutralisation L Substrat/m <sup>3</sup>
1	Gemüseabwasser	1,35	0,28	168:1:X	76
2	Fettschlamm	0,59	2,50	534:1:X	8,4
3	Molke	0,29	0,55	362: 17:1 76: 3:1 57:6:1	27
4	Silage (frisch)	0,64	0,152	148:13:1 57:6:1	96
5	Maissilage	4,17	6,0	154:1:1	3,2
6	Maissilage + Öl	3,48	7,7	265:0,4:1	2,5
7	Maissilage + verseiftes Öl	3,88	10,8	449:1,9:1	1,8

**X = noch nicht bekannt, da P-Bestimmung gestört**

Die aus Grünabfällen durch Milchsäuregärung herstellbaren Substrate (Nr. 4- 7) sind zu nährstoffreich. Diese Substrate müssten mit nährstoffarmen gemischt werden, um eine Eutrophierungsgefahr für Vorfluter auszuschließen. Wenn man die Milchsäuregärung unter Zusatz von nährstoffarmen Bestandteilen durchführt, lässt sich deren Nährstoffgehalt senken (Nr.6 und 7). Anstelle von Speiseöl im Versuch wären auch Abfälle aus Fettabscheidern der Lebensmittelbranche (Nr.2) einsetzbar. Eine hydrolytische Vorbehandlung (Nr.7) verbessert den Effekt.

## 5 Ausblick

Für die Eignungsprüfung von alternativen Substraten zur Sulfatreduktion wurden Kriterien entwickelt und dafür geeignete Mess- und Bewertungsverfahren vorgeschlagen. Aus Abprodukten der Lebensmittelindustrie und Produkten der Bioabfallverwertung lassen sich flüssige Substrate für die Untergrundbehandlung von bergbauversauerten Kippengrundwässern herstellen. Substrate mit zu hohen Nährstoffanteilen müssen dabei mit kohlenstoffreichen Produkten zusammengeführt werden. Da die Beschaffenheit der Lausitzer Tagebauseen noch über Jahrzehnte von potenziell sauren Kippengrundwasserzuflüssen beeinträchtigt wird, sind ebenso lange Sanierungsmaßnahmen notwendig. Wenn es gelingt, diese Kippengrundwasserströme nahezu kostenneutral zu behandeln, in dem Industrieabprodukte als Substrate eingesetzt werden, ließe sich in Kombination mit Wirtschaftsförderung, die Bergausanierung nachhaltig durchführen.

## 6 Literatur

BTUC (2003): Experimentelle und modellgestützte Entwicklung von Verfahren der geochemischen Grundwasser- und Untergrundbehandlung zur Gefahrenabwehr im Nordraum des Senftenberger Sees. – Eingereichter Abschlussbericht TP2; Brandenburgische TU Cottbus, LS Wassertechnik und Siedlungswasserbau am 17.12.2003.

BUL-SACHSEN GMBH (2005): Herstellung einer reaktiven Wand auf dem Skadodamm. – Zwischenbericht 2004, Februar 2005.

BUNDESMINISTERIUM FÜR GESUNDHEIT IM EINVERNEHMEN MIT ALLEN ANDEREN (2000): Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasserverordnung - TrinkwV 2000); Bundesregierung, Bundestag, Bundesrat.

BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND (BRD, 1996): Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts, Wasserhaushaltsgesetz (WHG); 12. November 1996.

DAS EUROPÄISCHE PARLAMENT UND DER RAT DER EUROPÄISCHEN UNION (2000): RICHTLINIE 2000/60/EG DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik; Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften; 23. Oktober 2000.

HUBER S. (2004): Applications of LC- OCD General Water Treatment v. 12, Power Industry v. 10, High-Purity Water, Applications Drinking Water v1. – DOC- LABOR DR. HUBER, Karlsruhe, Germany; [www.doc-labor.de](http://www.doc-labor.de).

KOCH R., SCHÖPKE R., PREUß V., MANGOLD S., STRIEMANN A. (2002): Erarbeitung einer Methodik zur Bestimmung der Eigenschaften und Leistungsfähigkeit von natürlichen Böden für die Behandlung schwach belasteter Abwässer. – Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft und Umwelt, Bd.6/ 2002; ISBN 3-934294-06-5.

KOMMISSION DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN (2003): Vorschlag für eine RICHTLINIE DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES zum Schutz des Grundwassers vor Verschmutzung; Brüssel, den KOM (2003).

PREUß V. (2004): Entwicklung eines biochemischen Verfahrens zur Aufbereitung sulfathaltiger Wässer am Beispiel der Entsäuerung schwefelsaurer Tagebaurestseen. – Dissertation BTU Cottbus, LS Siedlungswasserwirtschaft und Siedlungswasserbau; Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft und Umwelt, Bd. 9.

ROHR T. (2005): Untersuchung von Substraten zur Sulfatreduktion auf ihre Eignung und Genehmigungsfähigkeit. – Diplomarbeit Matrikelnummer: 9703450, BTU Cottbus LS Wassertechnik und Siedlungswasserbau 4/2005 – unveröffentlicht.

SCHÖPKE R. (2004): Gefährdungsminderung durch Untergrundbehandlung. – Wiss. Mitt., 25: 147–151 (TU Bergakademie Freiberg).

SCHÖPKE R. (1999): Erarbeitung einer Methodik zur Beschreibung hydrochemischer Prozesse in Kippengrundwasserleitern. – Dissertation BTU Cottbus LS Wassertechnik, Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft und Umwelt, Heft 2; ISBN 3-934294-01-4.

SCHÖPKE R. (2005): Vielkomponentensysteme in der Wasserbehandlung - Erfassung und Anwendung bei der Bemessung von Aufbereitungsanlagen. – Habilitationsschrift; Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft und Umwelt, in Vorbereitung.

SCHÖPKE R., KOCH R. (2002): Experimentelle und modellgestützte Entwicklung von Verfahren der geochemischen Grundwasser- und Untergrundbehandlung zur Gefahrenabwehr im Nordraum des Senftenberger Sees. – In: DENEKE R., NIXDORF B. (Eds.): Gewässerreport (Nr.7) Tagungsband, Aktuelle Reihe 3/2002 der BTU Cottbus Fak. Umwelt-

wissenschaften und Verfahrenstechnik ISSN 1434-6834.

SCHÖPKE R., KOCH R., PREUß V., STRIEMANN A. (2002): Anwendung von Testfiltern nach Sontheimer zur Auswahl von Substraten für eine anaerobe Wasserbehandlung. – gwf-Wasser/Abwasser, **143**(7-8): 586—591.

SONTHEIMER H. (1988): Das Testfilterkonzept, eine Methode zur Beurteilung von Wässern; In: Wasserwerks- und trinkwasserrelevante Stoffe; Kolloquium des DVGW-Fachausschusses am 12. April 1988 in Karlsruhe. – DVGW-Schriftenreihe Wasser Nr. 60, Eschborn.

# Tracer Test in the Bowden Close Passive Treatment System (UK) – Preliminary Results

Christian Wolkersdorfer<sup>1</sup>, Andrea Hasche<sup>1</sup>, Jana Göbel<sup>2</sup>, Paul L. Younger<sup>3</sup>

<sup>1</sup>TU Bergakademie Freiberg, Lehrstuhl für Hydrogeologie, Gustav-Zeuner-Straße 12, 09596 Freiberg/Sachsen, E-Mail: c.wolke@tu-freiberg.de, andrea.hasche@geo.tu-freiberg.de

<sup>2</sup>Deutsches Museum, Museumsinsel 1, 80530 München, E-Mail: j.goebel@deutsches-museum.de

<sup>3</sup>University of Newcastle Upon Tyne, HERO Group, Institute for Research on Environment and Sustainability, NE1 7RU Newcastle Upon Tyne, United Kingdom, E-Mail: paul.younger@ncl.ac.uk

A mine water tracer test with bromide, Na-fluorescein, and NaCl was conducted at the Bowden Close passive treatment system in County Durham, UK. This passive treatment system comprises two RAPS units and one polishing wetland with surface areas of 1511 m<sup>2</sup>, 1124 m<sup>2</sup>, and 990 m<sup>2</sup>, respectively. Mean residence times of 4–5 days and mean effective velocities of 0.01 m h<sup>-1</sup> through the active RAPS layer were deduced for the two RAPS units. The maximum mine water flow rates differs between the two RAPS (30–50 L min<sup>-1</sup> in RAPS I (mainly fed by adit drainage), and 90–110 L min<sup>-1</sup> in RAPS II (fed by spoil leachate). With the exception of the NaCl tracer, which was too heavily diluted due to intense rainfall, all tracers were applied successfully in the test.

## 1 Introduction

Situated between Crook and Willington in County Durham, UK, the former Bowden Close Colliery and Cokeworks were abandoned in the 1960s (Fig. 1). In the mid 1970s the mine site was remediated by Durham County Council (restoration consisted mainly of demolishing decayed buildings, reshaping spoil heaps, emplacing top soil and re-vegetation (YOUNGER 2000; Brown et al. 2002). At that time no investigations of the mine spoil and underground were conducted and no measures were taken to minimise infiltration and through-flow of water through the spoil heaps. Hence, acidic metalliferous mine water began emanating from a number of points,

causing degradation in the quality of the nearby stream (Willington Burn). Investigations by the Newcastle University HERO Group identified at least two highly polluted discharges of mine water from the mine site: acidic leachate from the land drains on the site causing pollution of the Willington Burn with iron, aluminium, and manganese and subsurface flow containing mobile tar compounds seeped to the surface near the southern boundary of the site (YOUNGER 1995; YOUNGER 2000).

Subsequently, with funding from the County Durham Environmental Trust (YOUNGER 2000) a pilot scale RAPS-system (reducing and alkalinity producing system) was constructed at the site.

The purpose of that pilot plant was to investigate the feasibility of treating the mine water by using such a passive treatment system. First results showed that the pilot-scale system functioned well for the short time it was operational (YOUNGER 2000). GOEBES & YOUNGER 2004 conducted a tracer test in this pilot scale wetland, of which the results will be discussed later.

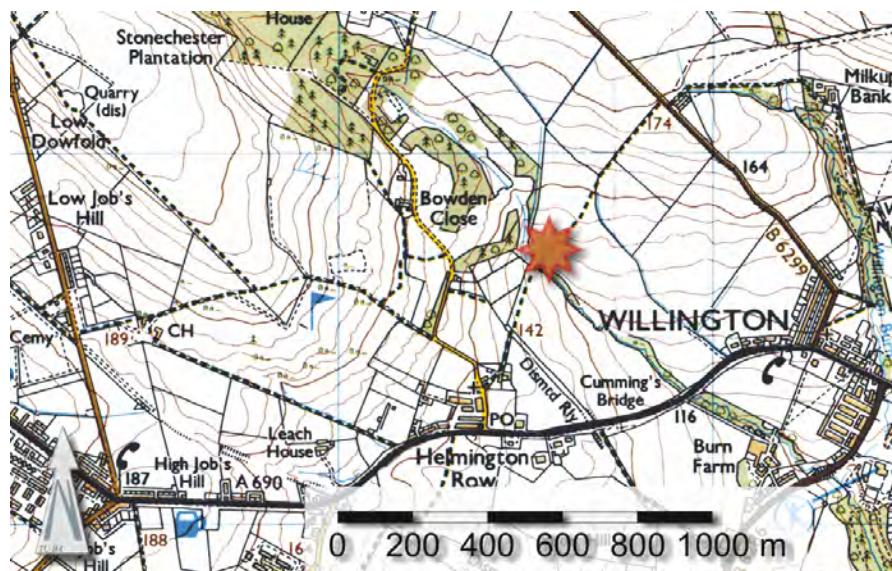
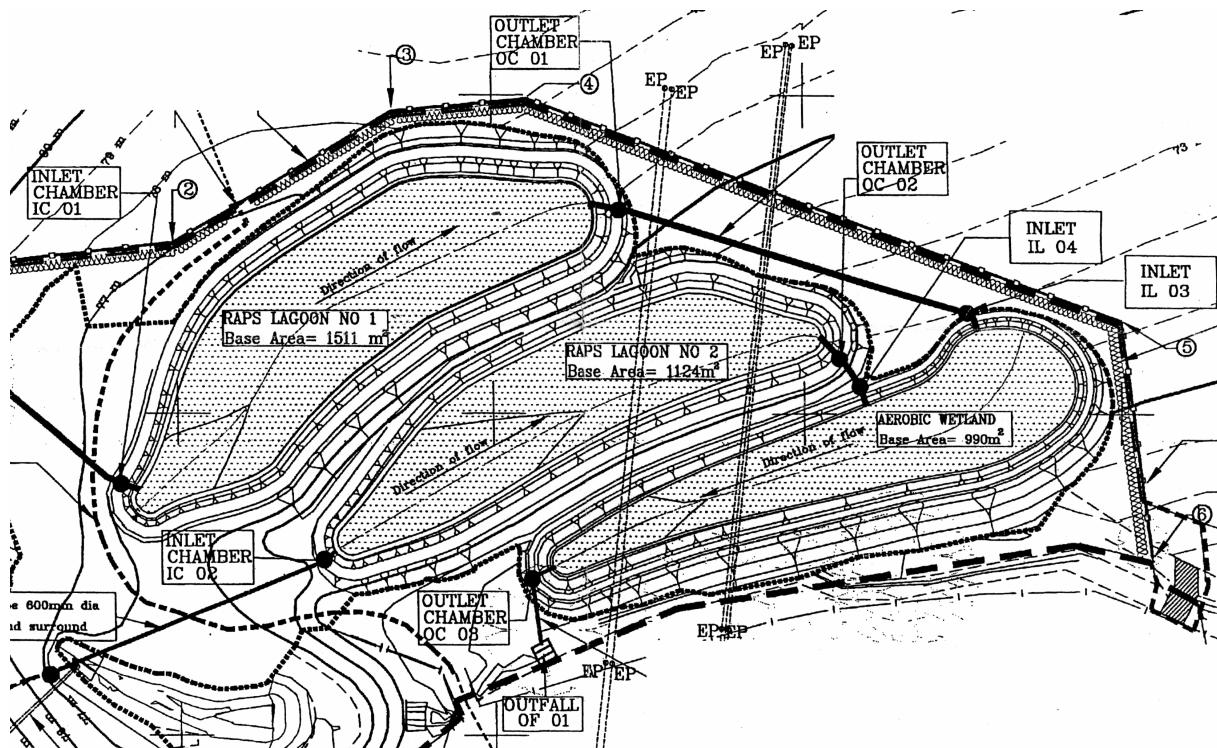


Figure 1: Location of the Bowden Close mine water treatment system (National Grid coordinates NZ 185 357).

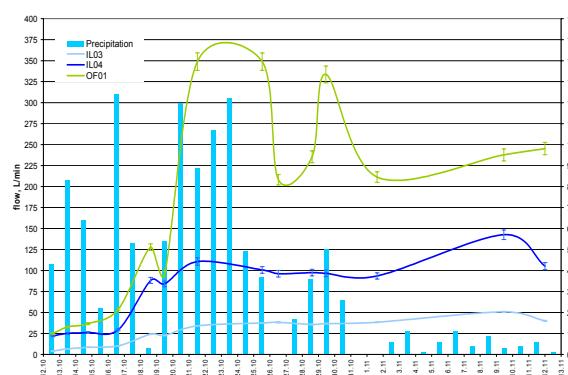
After the pilot tests, two RAPS-units, fol-



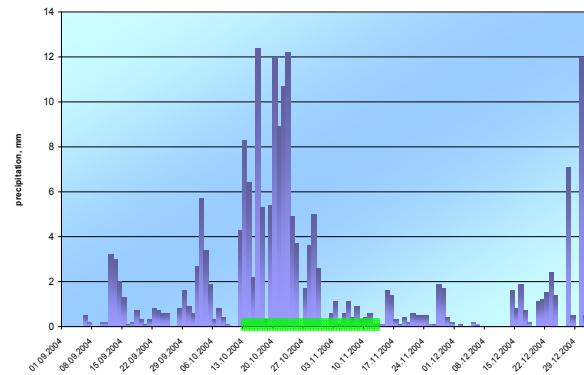
**Figure 2: Map of the Bowden Close mine water treatment scheme. With the two RAPS in the upper part and the wetland in the lower part.**

lowed by an aeration cascade and an aerobic wetland were installed at the site. For investigation of the mean resistance time in the RAPS units and the wetland – aiding interpretation of system performance – different tracer tests were conducted by the research group of the TU Bergakademie Freiberg in autumn of 2004 with FP6 funding (CoSTARe Access to Research Infrastructure grant).

Tracer tests in wetlands for wastewater treatment by using bromides have already been conducted by MACHATE et al. (1998); MACHATE et al. (1998); LIN et al. (2003); KEEFE et al. (2004); WHITMER et al. (2000); WACHNIEW et al. (2003). Although Na-fluorescein is often assumed to be an unsuitable tracer for wetlands and under the conditions in the RAPS systems (MACHATE et al. 1998; KÄSS 1998) it was used



**Figure 3: Flow through the two RAPS systems and the wetland and the daily precipitation for Bowden Close during the duration of the tracer test. Error bars show the mean errors for each measuring point based on 3–5 flow measurements at each measuring occasion. RAPS I: 1.5%; RAPS II 3%, wetland: 4%.**



**Figure 4: Precipitation at the Bowden Close Mine Water Treatment scheme between September and December 2004. The tracer test was conducted between October 12 and November 11 (data calculated from Esh Village, Dryderdale Farm, and Redworth rain gauging stations).**



**Figure 5: Injection of the Na-fluorescein tracer into RAPS II.**

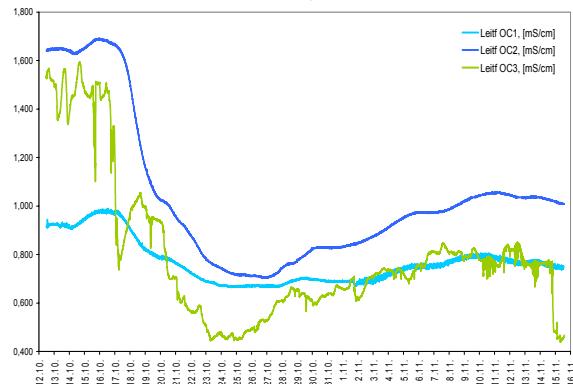
in this investigation, because our preliminary results in the Gernrode experimental lab showed positive results (HASCHE & WOLKERSDORFER 2004). The volumes of the RAPS and the wetland were estimated to be  $363 \cdot 10^3 \text{ m}^3$ ,  $270 \cdot 10^3 \text{ m}^3$ , and  $792 \cdot 10^3 \text{ m}^3$  (Figure 2).

## 2 Methods

Three different tracers for each of the two RAPS were used: Na-fluorescein, NaBr and LiBr and in addition NaCl for the wetland. The Na-fluorescein was detected with two on-line fluorometers Seapoint SFF adapted to a Dataron Data Bank data logger in the field and with a Cary Eclipse Fluorescence spectrophotometer in the laboratory. Furthermore, three auto samplers were installed at the outlet chambers OC 01, OC 02, and OC 03. Those auto samplers collected a water sample every 11 minutes and 9 samples were collected in one 1 L bottle. In the laboratory, all samples were analysed for Br with an ion sensitive probe ELIT 8271Br-57461 on a pH-meter Jenway 3310 and a reference electrode ELIT 002n KNO<sub>3</sub> 57810 and Li with a flame photometer. At every measuring day 3 calibrations for the bromide IOS were conducted to make sure that any sensor drift was eliminated.

Detection limits for Na-fluorescein in the field were  $4 \mu\text{g L}^{-1}$  and  $2 \mu\text{g L}^{-1}$  in the laboratory. For Br the detection limit was  $0.2 \text{ mg L}^{-1}$  and Li had a detection limit of  $0.1 \text{ mg L}^{-1}$ . In addition, a Van Essen CTD Diver DI 218 was installed in every outlet chamber for continuous measuring of the pressure, temperature, and electrical conductivity at 5 minute intervals.

In addition to the tracers the flow in the system was measured at the Inlets IL 03, IL 04, and the Outfall OF 01 by using multiple measurements



**Figure 6: Continuous conductivity measurements in the RAPS 1 (upper line), wetland (middle line), and RAPS 2 (lower line). No correction for loadings. The drop in the wetland curve at the end of the measuring period is due to the flooding of the outfall chamber 3 with non treated rain water.**

with bucket and stopwatch. Furthermore, the on-site parameters pH, redox potential, electric conductivity, and temperature were measured with a Myron P6 (Myron L Company, Karlsbad, USA)

Based on the flow before the tracer test the following tracer amounts were calculated and used: RAPS I: 69.96 g Na fluorescein, 1710 g LiBr, 2860 g NaBr; RAPS II: 50,41 g Na fluorescein, 1270 g LiBr, 2130 g NaBr; wetland: 25.8 kg NaCl.

## 3 Investigations

All tracer amounts were calculated on the flow data of the fully constructed RAPS system which was around  $70 \text{ L min}^{-1}$ . However, the weeks of the tracer test were some of the wettest in the second half of 2004 (Figure 4) and as such the maximum flow during the tracer test reached as much as  $375 \text{ L min}^{-1}$  (Figure 3). Because the amount of the wetland tracer was calculated in such a way that it could be detected with a conductivity probe and the flow was more than 5 times higher than expected, it was not possible to detect the NaCl over the natural conductivity fluctuation (Fig. 6).

Each of the two RAPS, in addition to the normal drainage pipes, have overflow pipes which guarantee, that the systems won't overflow during high rainfall events (to prevent possible erosion). To drive the entire tracer and the water through both of the RAPS, the two overflow pipes were closed for the duration of the tracer test.

**Table 1: Some parameters for the tracer test. Physico-chemical parameters are arithmetic means for December 2003—September 2004 for in/out.**

System	RAPS I	RAPS II	Wetland
Nº Samples	266	264	216
Volume, $10^3 \text{ m}^3$	363	270	792
NaBr, g	2,860	2,130	—
LiBr, g	1,710	1,270	—
Na-fluorescein, g	69.96	50.41	—
NaCl, g	—	—	25,800
pH	5.1 / 7.5	5.1 / 7.1	— / 7.2
cond, $\text{mS cm}^{-1}$	0.9 / 1.1	1.4 / 1.6	— / 1.3
alkal., $\text{mmol L}^{-1}$	0.1 / 2.3	0.1 / 2.2	— / 1.4
$\text{Fe}_{\text{tot}}, \text{mg L}^{-1}$	17 / 2	48 / 4	— / 6
$\text{SO}_4^{2-}, 10 \text{ mg L}^{-1}$	45 / 24	92 / 67	— / 54

On October 12<sup>th</sup> 2004 the data loggers and auto samplers were installed at the Bowden Close treatment system. Furthermore the on-site parameters of the system where measured at the inlets, outlets and the outfall (Figure 2) and the NaCl-tracer into the wetland injected. One day later, after enough blind samples had been collected, the Na-fluorescein, NaBr and LiBr tracers were injected into RAPS I and RAPS II (Fig. 5).

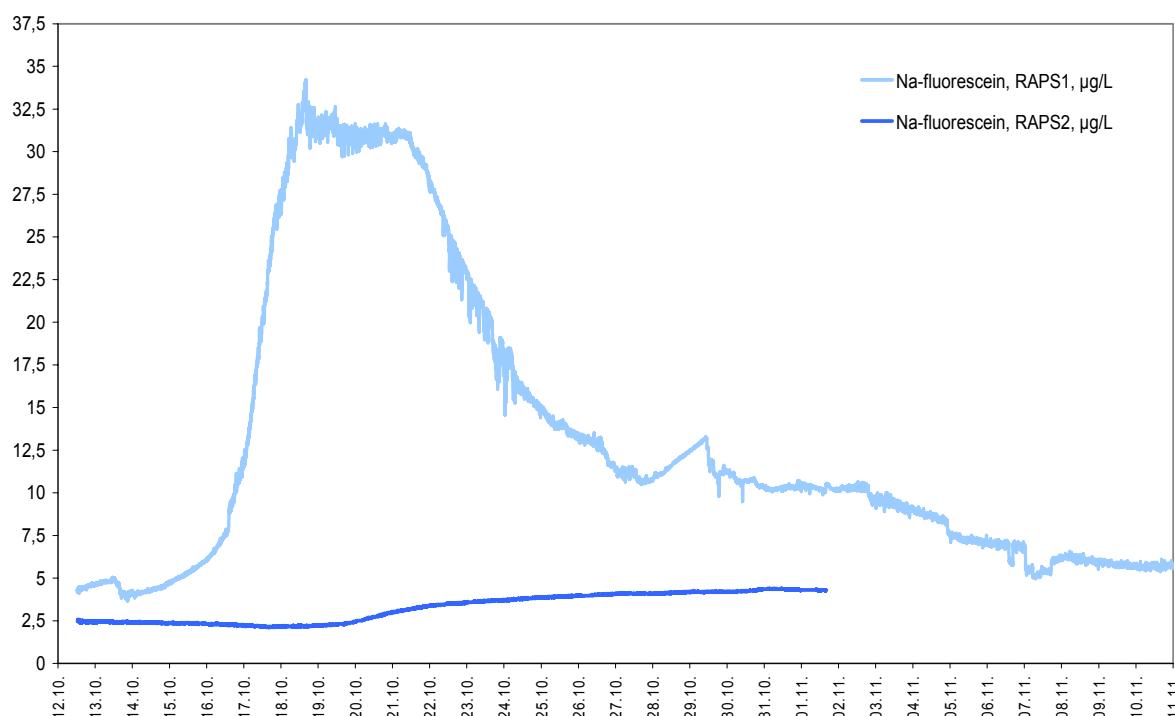
Every 2—3 days the flow in the RAPS and the wetland was measured and the samples removed from the auto samplers for further investigation

in the laboratory. As a result of the extreme rainfalls, RAPS I and RAPS II started to overflow across the dividing banks. While RAPS I began to overflow at a total inflow of about 30—40  $\text{L min}^{-1}$ , RAPS II began to overflow at 100—110  $\text{L min}^{-1}$ , providing useful information on maximum capacities.

Na fluorescein was detected with both methods, in the field and in the laboratory, at background levels of 1—3  $\mu\text{g L}^{-1}$ . The source for the contamination of the system with Na-fluorescein could not be found, but it is well known that many waters are contaminated with Na-fluorescein (KÄSS 1998).

Due to failures of the auto samplers, RAPS II yielded data only from October 12<sup>th</sup> to November 9<sup>th</sup> and the wetland from October 12<sup>th</sup> to November 1<sup>st</sup>. Data for RAPS I is available for the whole period of the tracer test from October 12<sup>th</sup> to November 12<sup>th</sup> with only a few missing samples (table 1).

All three Van Essen CTD Diver conductivity probes in outlets 1 to 3 worked without any failure and the data are complete for the whole sampling period. Even when the Diver in the outlet chamber OC 03 was flooded it worked perfectly well. The temperature in the RAPS systems showed small daily fluctuations in the range of



**Figure 7: Na-fluorescein breakthrough curves for RAPS I (upper line) and RAPS II (lower line). Due to a data logger failure, data for RAPS II ends at October 1<sup>st</sup>. No correction for loadings.**

1—2 K, while a temperature decrease from around 11 °C to 7 °C was found in the wetland system, which is more open to the air and reacts quickly to rainfall events. Its daily temperature fluctuations reached up to 5 K at November 12<sup>th</sup> and also decreased from 9—10 °C to 5—7 °C at the end of the test.

Unexpectedly, the conductivity showed fluctuations which made it impossible to use that data for a quick interpretation of the NaCl-tracer in the wetland (Fig. 6). At the beginning of the tracer test the conductivities in RAPS I, RAPS II, and the wetland were 1.65, 0.92, and 1.52 mS cm<sup>-1</sup>, respectively. At the end of the test, the conductivities had decreased to 1.00, 0.75, and 0.74 mS cm<sup>-1</sup>, showing a good correlation with the total flow through the system (dilution). There is no indication that the NaCl tracer which theoretically should have increased the conductivity by about 100 µS cm<sup>-1</sup> was detected by the conductivity probes.

## 4 Results and Conclusions

Here we will give first results of the tracer test. A full evaluation of all the data will follow at a later stage.

Of the tracers used (Na-fluorescein, bromide, lithium, and conductivity) only the first three gained positive results. No valuable data is available from the NaCl, though 25 kg should have been enough for the water volume in the wetland. Also the results for lithium were not as good as expected, because the Li-concentration added to the systems was rather low and the good correlation with the conductivity proved that much of the detected Li came from the mine water, not the tracer. Excellent results came from both the bromide and the Na-fluorescein.

The first Br-tracer from RAPS I arrived at the same day it was injected into the system with a peak 4 days later. This is a clear indication for a shortcut between the inlet and the outflow used by the Br-tracer. Another situation was observed for the Na-fluorescein. It arrived 2 days after its injection and peaked 5—6 days in the tracer test. A similar, if less simple, relation could be observed for RAPS II. While the bromide arrived a day later, the Na-fluorescein needed 7—8 days for its first appearance. Our explanation is that the highly concentrated Li/NaBr solution, due to its high density, penetrated through the organic and inorganic layers to the drainage pipelines while the Na-fluorescein solution with a lower density first flowed on the RAPS' surface and

slowly penetrated through the system at different locations. As such, the Br gives the quick reaction time of the system and the Na-fluorescein the mean reaction time of the system. In any case, the mean residence time in RAPS I is about 4—8 days and in RAPS II about 4—6 days.

The breakthrough curve for the Na-fluorescein does not show a clear peak (Fig. 7). This can be easily explained, because the breakthrough curve is a summation of many tracer paths through the RAPS I. As has been described earlier, the Na-fluorescein could be seen over nearly the whole surface of RAPS I for approximately 2 days. It can therefore be concluded that the tracer penetrated through the whole system at points close to and far from the outflow point. Therefore, the visual flattening of the discharge curve might be used as a measure of the retention time of the tracer in the RAPS, which corresponds nicely with the 4 days calculated earlier.

An unexpected and interesting result was gained for the wetland system, as the Br- and the Na-fluorescein injected in the RAPS systems could still be found in the wetland system. Both tracers from RAPS I were found at the wetland's outlet chamber 1 day after it entered the system. This is true for the first appearance as well as the peaks. Though a mean resistance time can't be calculated at the current stage it seems to be around 2—3 days.

In RAPS I the distance between the injection and the outflow is about 175 m, in RAPS II 167 m and in the wetland 113—156 m. Though it is not possible to calculate "real" effective velocities for the three systems, the mean effective velocities in the systems are about 1.4—1.5 m h<sup>-1</sup> in both RAPS, and 6—7 m h<sup>-1</sup> in the wetland. Those data are 10 times faster than the results obtained by GOEBES & YOUNGER (2004) for the Bowden Close pilot scale RAPS, which were 0.1 m h<sup>-1</sup>. GOEBES & YOUNGER (2004) used the thickness of the substrate as the characteristic length instead of the length of the RAPS system. If we use the RAPS thickness as well, we get velocities of 0.01 m h<sup>-1</sup>, which fits exactly into the results of the Pelenna III RAPS. It can therefore be concluded that the effective velocity through a 0.7—0.8 m thick RAPS with manure and limestone is in the range of about 1 cm h<sup>-1</sup>.

These data cannot sufficiently explain the efficiency of the RAPS systems, as both systems work fine. Yet, the treatment efficiency of RAPS II is usually better than RAPS I, which can now

be explained from the difference in mean residence time (which is longer in RAPS II).

As a by-product of this tracer it is possible to give data for the potential flow capacity of the two systems. As described earlier, the two overflow pipelines were closed for the duration of the tracer test, so that the entire mine water had to flow through the RAPS systems. By measuring the flow through the normal drainage pipes, it was possible to give flow data for the RAPS efficiencies. Interestingly, the efficiency, in the view of the total flow, of the two systems is rather different. While RAPS I treats 30—50 L min<sup>-1</sup>, RAPS II can treat up to 90—110 L min<sup>-1</sup>.

## 5 Acknowledgements

We would like to thank all our colleagues from the HERO Group at the University of Newcastle. Their help in the field and in the laboratory is very much appreciated. Thanks to Malcom Slater who gave us the chance to use his laboratory fluorimeter. Special thanks to Jane Davis and Patrick Orme – we sometimes would have been lost without their help in every situation!

The Project “TracePasS – Tracer Tests in Passive Mine Water Treatment Systems” was part-financed by the European Union FP6 “CoSTaR” Access to Research Infrastructure funding instrument managed by the University of Newcastle.

## 6 References

BROWN, M., BARLEY, B. & WOOD, H. (2002): Minewater Treatment – Technology, Application and Policy. – 500 S., zahlr. fig., zahlr. tab.; London (IWA Publishing).

GOEBES, M. D. & YOUNGER, P. L. (2004): A Simple Analytical Model for Interpretation of Tracer Tests in Two-Domain Subsurface Flow Systems. – Mine Water and the Environment, **23** (3): 138-143, 2 fig., 3 tab.; Berlin.

HASCHE, A. & WOLKERSDORFER, C. (2004): Mine Water Treatment with a Pilot Scale RAPS-System. – Wissenschaftliche Mitteilungen, **25**: 93-99, 8 fig., 1 tab.; Freiberg.

KÄSS, W. (1998): Tracing Technique in Geohydrology. – 581 S., 270 fig., 40 tab., 8 Plat.; Rotterdam (Balkema).

KEEFE, S. H., BARBER, L. B., RUNKEL, R. L., RYAN, J. N., MCKNIGHT, D. M. & WASS, R. D. (2004): Conservative and Reactive Solute Transport in Constructed Wetlands. – Water Resour. Res., **40** (1): doi:10.1029/ 2003WR002130, 6 fig., 2 tab.; Washington.

LIN, A. Y. C., DEBROUX, J. F., CUNNINGHAM, J. A. & REINHARD, M. (2003): Comparison of Rhodamine WT and Bromide in the Determination of Hydraulic Characteristics of Constructed Wetlands. – Ecol. Eng., **20** (1): 75-88, 9 fig., 2 tab.; Amsterdam.

MACHATE, T., BEHRENS, H., KLOTZ, D., NOLL, H., SCHRAMM, K. W. & KETTRUP, A. (1998): Evaluation of the Hydraulic Characteristics and flow Pattern in a Constructed Wetland by Means of Tracer Studies - part 1. – Fresenius Environ. Bull., **7** (11-12): 635-641, 3 fig., 2 tab.; Freising.

MACHATE, T., BEHRENS, H., KLOTZ, D., NOLL, H., SCHRAMM, K. W. & KETTRUP, A. (1998): Evaluation of the Hydraulic Characteristics and flow Pattern in a Constructed Wetland by Means of Tracer Studies - part 2. – Fresenius Environ. Bull., **7** (11-12): 642-647; Freising.

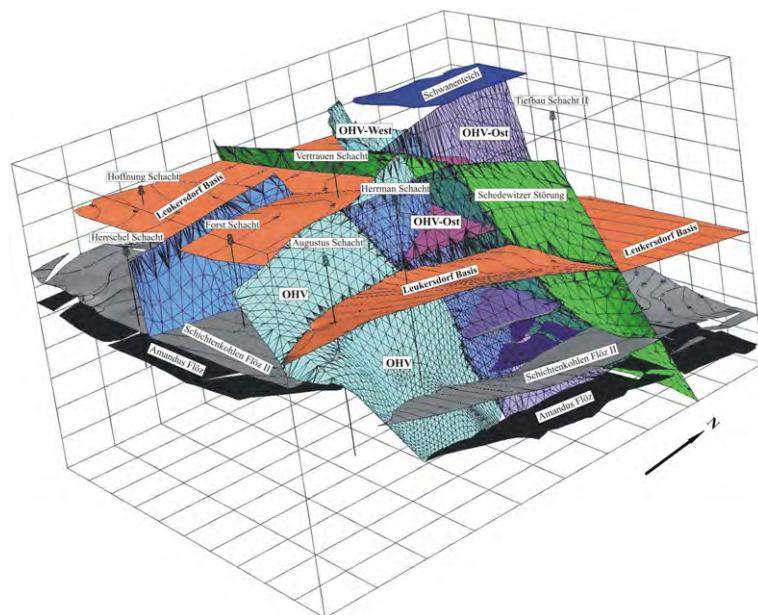
WACHNIEW, P., CZUPRYNSKI, P. & MALOSZEWSKI, P. (2003): Hydraulic characteristics of constructed wetlands evaluated by means of tracer tests. – Wissenschaftliche Mitteilungen, **24**: 83-89, 7 fig., 4 tab.; Freiberg.

WHITMER, S., BAKER, L. & WASS, R. (2000): Loss of bromide in a wetland tracer experiment. – J. Environ. Qual., **29** (6): 2043-2045 , 3 fig.; Madison.

YOUNGER, P. L. (1995): Hydrogeochemistry of minewaters flowing from abandoned coal workings in the Durham coal field. – The Quarterly Journal of Engineering Geology, **28** (4): S101-S113, 4 fig., 4 tab.; London.

YOUNGER, P. L. (2000): Pilot-Scale Passive Treatment of Acidic Mine Drainage Using a Downward-Flow, Reducing and Alkalinity Producing System (RAPS) at Bowden Close, County Durham, UK. – for: CEDENT & DURHAM COUNTY COUNCIL. – 21 p.; Newcastle upon Tyne (University of Newcastle upon Tyne).

# “GIS – Geoscience Applications and Developments”





## Nationwide collection, recording, and provision of geo-scientific data. Examples from Namibia, Germany, and Kosovo. An experience report.

Andreas Barth

Beak Consultants GmbH, Am St. Niclas Schacht 13, D-09599 Freiberg, E-Mail: [andreas.barth@beak.de](mailto:andreas.barth@beak.de)

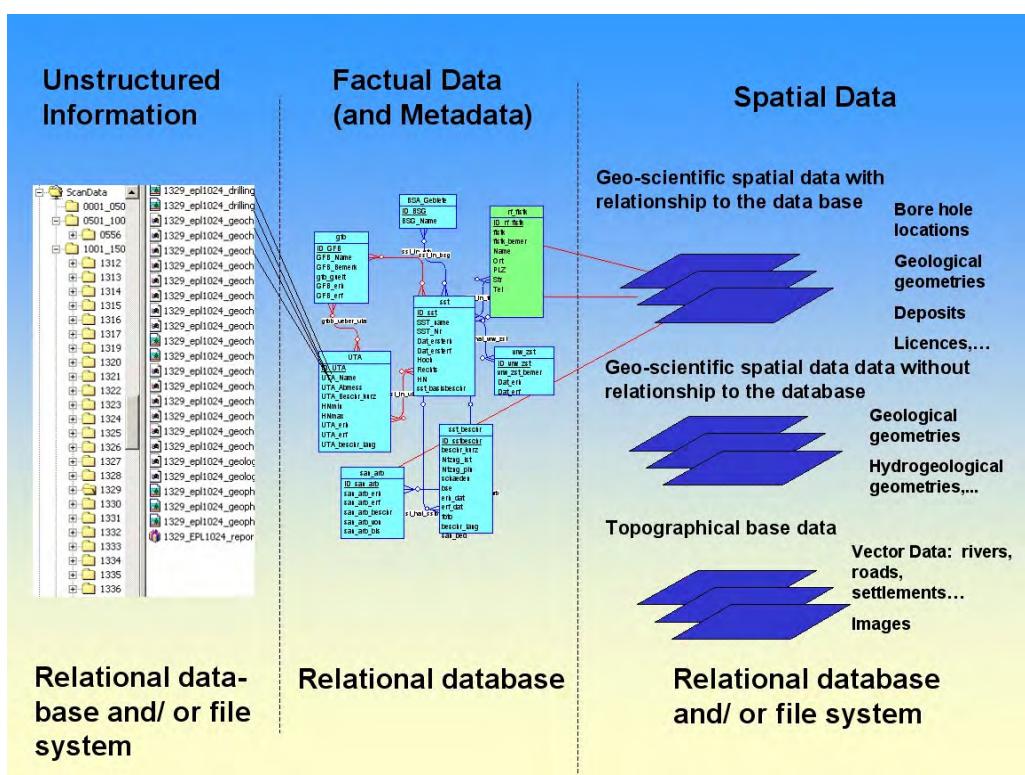
## 1 Introduction

Over hundreds of years geo-scientific data were collected and fixed on paper. Handmade descriptions, bore hole logs, maps, exploration reports etc. have filled up public and non-public archives with materials of inestimable value. The systematic capture, storage and distribution of that information is an extremely important, long-term and very expensive activity.

State managed geological surveys and similar organisations as well as large private companies make a broad use of modern data storage systems, such as text files, spreadsheets, databases, CAD and GIS, and electronic images (scans). Many systems grew independently from each other even in one organisation. The result is

a jungle of information, many redundancies, problems with coding, networking and distribution of information.

Traditionally, geo-scientific spatial information was collected on maps. Maps were the most important final product of any geo-scientific work. This principal methodology was continued to use even after the introduction of GIS into the normal geo-scientific working process. Now, we are on a threshold of a principal alteration of the management and distribution of geo-scientific information. More and more, our attention is being directed to the creation of flexible, and redundancy – free information systems, which allow the production of many different user defined final products.



**Figure 1: Principle data structure.**

## 2 Principles of data storage

The principal components of the data base are storage containers for **factual data**, **spatial data** and **unstructured information** (such as scanned maps; Figure 1). Although many variants of data storage principles exist, the core of the system is always a **relational data base**. Here the main entities (such as bore holes, sampling points and analyses, legends, mineral occurrences and deposits, mines and licences) are described in systems of tables. These entities are linked with each other by spatial and logical principles (e.g. sampling points related to a certain licence site, licence applicant to a certain licence). The linkages might be created by (link)- tables or by application of SQL-queries (only when spatial data is stored in the relational data base). These linkages are the prerequisite for a comfortable use of the data base (inquiries).

The introduction of web based services for the provision of geographical base data makes sense for a web based system only.

## 3 Important functions

Most important functions are complex **inquiries** with spatial and/or logical background (type:

show all Cu occurrences of potential economic importance in a certain part of the country; show all sampling points and related Au values for a certain mineral licence/ for all licences of a certain applicant; show all reports and maps with regard to geochemical sampling done by a certain company, in a certain area; etc.).

The **presentation** and **export** of the inquiry results is another important function. It consists of different functions for the automatic creation of **user defined maps** (content, scale, size), the generation of **text-files** (tables) for further customized processing (e.g. with other software).

Important **administration functions** are tools for a customized **user management** (setting of access rights to different modules of the system) and for data security reasons (backup system and protection against the loss of data and unauthorized data manipulation).

The creation of (fixed) **reports** is important in some cases only, e.g. the creation of deposit passports, mineral licence documents etc.. Principally, the graphical user interface (GUI) can be implemented as a **client-server application** (Figure 2) or as a **web-able application** (Figure 3).

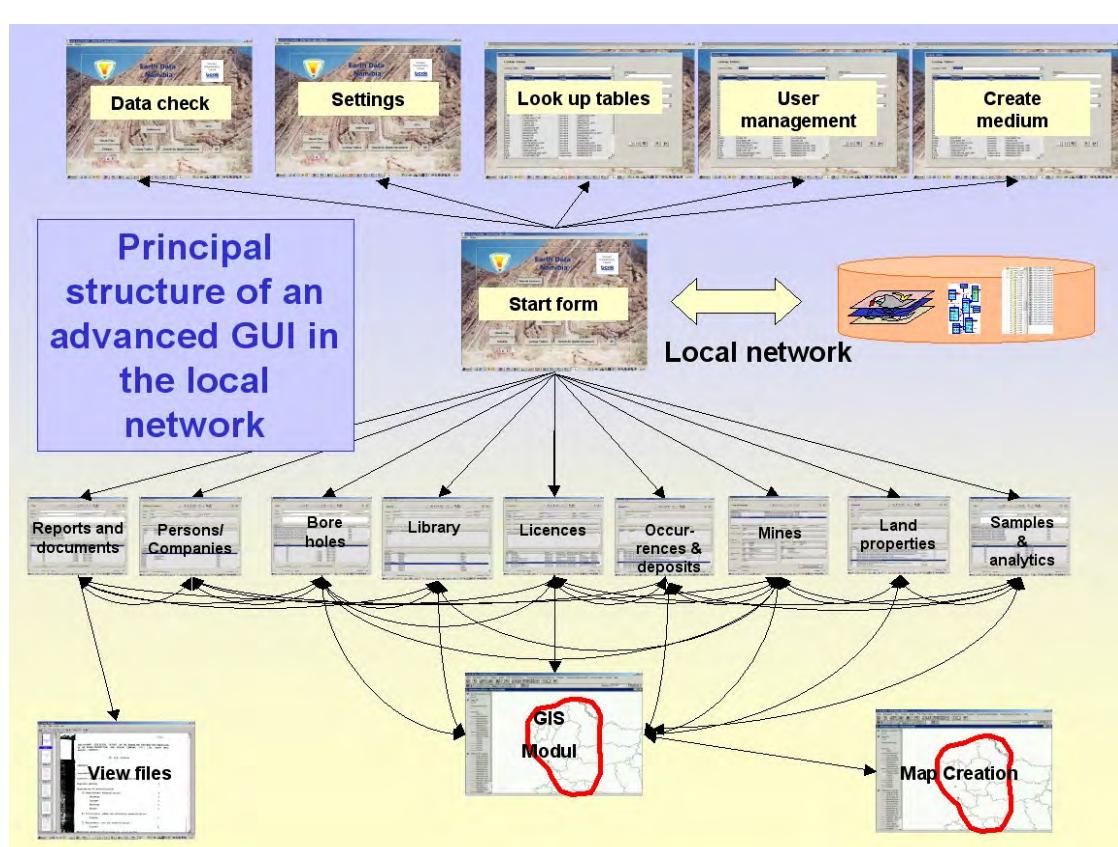


Figure 2: Principle structure of an advanced GUI in the local network.

## 4 Data capture process

The **value** of a complex geo-scientific information system consists not only of its easy to use and fast GUI, but of course of the **correctness and completeness of its data**, too. Therefore, the **organisation of the data capturing process** (Figure 4) and its **quality management** (Figure 5) are of high importance. The quality insurance process consists of different constituents: e.g. the storage of primary

paper documents for further checks, plausibility checks during the data entry process, data check by third persons, recording of the date and the person of any data modification.

Good experience was made both with a **continuous data capturing process** (data is entered as it arrives), and with a **project-like organised process**. The latter one is important for the capture of old information from different sources, such as mineral occurrences and deposits, bore holes, reports and documents.

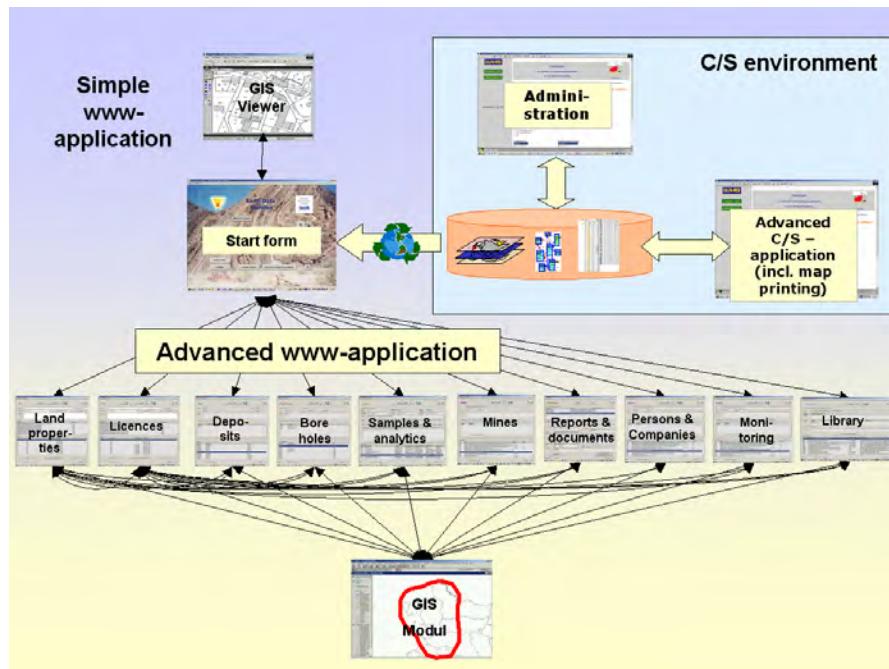


Figure 3: WWW- based application.

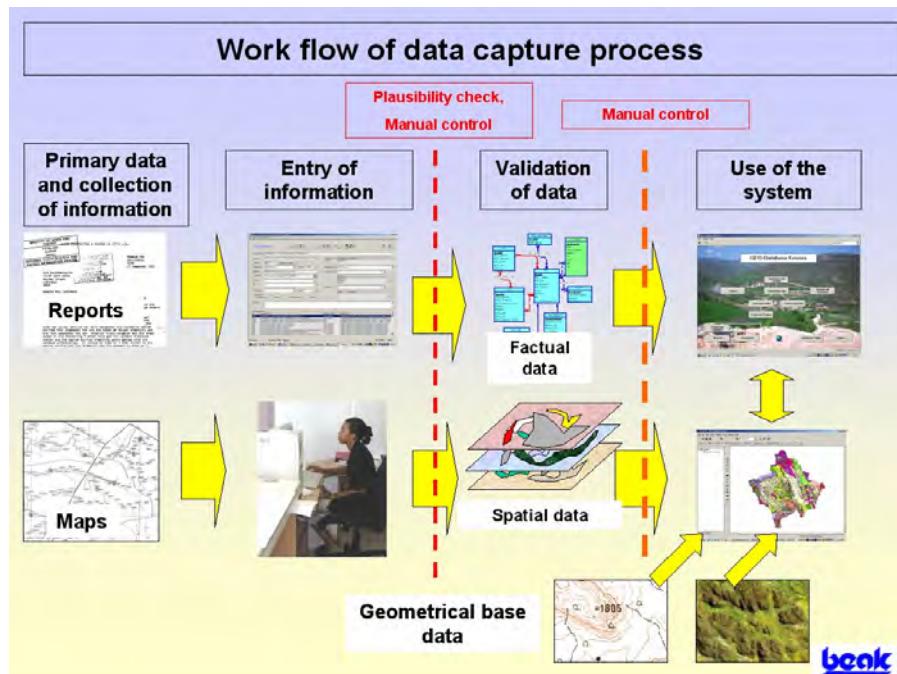


Figure 4: The data capture process.

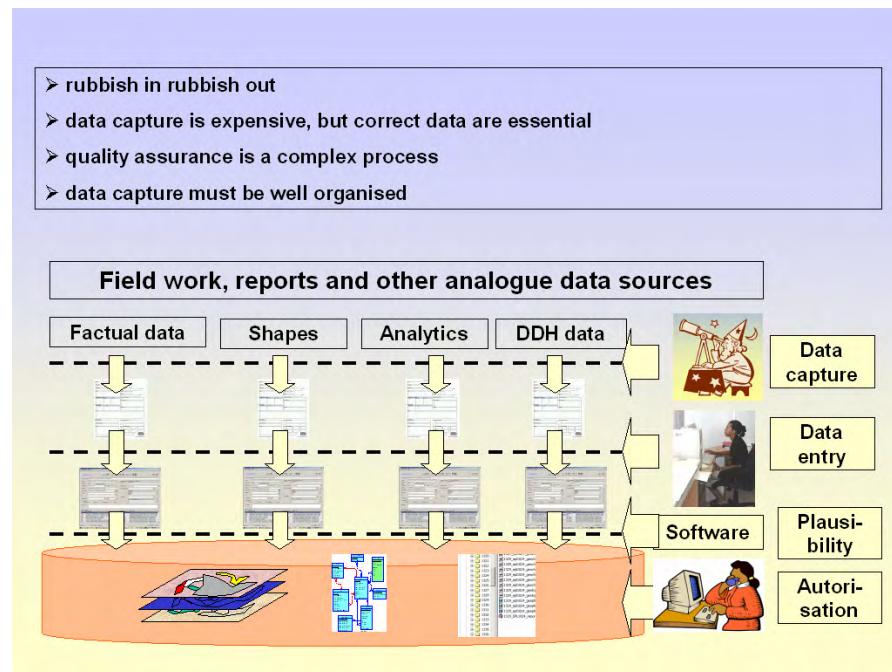


Figure 5: Multi-level quality assurance process of data capture

## 5 Software

Although the principle structure of the systems are equal everywhere, the creation of customer designed tailor-made software is a necessary. Due to local requirements (e.g. laws, regulations, responsibilities) and different prerequisites (hardware, software, languages, knowledge, coding systems), a multiple use of exactly the same database structure and front end software in most cases is impossible. Moreover, the fast development of hard and software demand the adjustment of the special system to new conditions.

We have made the best experience with high end products from **Microsoft**, **Oracle** and **ESRI**. These products are not cheap, but they guarantee investment security, good support and a comparable long term use of the systems.

## 6 Experiences

Our experience shows, that Information Systems for an organisation like a Geological Survey or a large company should be planned strategically. The best “basement” of a future-oriented system is a modular, network like, and redundancy-free organised **data model**.

The creation of seamless datasets demands the strict use of **general legends** (organised flexibly and open for new entries) and **look up tables**. A restricted access to the look up table

management including the legends is essential for a long-term useable data base.

The **data capture** process is very expensive, but saving up measures will press on the quality of the data. As experience shows, the retrieval of wrong data and its correction is much more expensive than the entry of correct data.

An easy to use and **self explaining GUI** will contribute a lot to the acceptance of the system.

## 7 Presentation

The presentation includes the following systems:

- Non-metallic Minerals of Saxony (Germany): ACCESS97, ARCVIEW 3.2 (1998), Saxonian Authority of Geology and the Environment.
- Earth Data Namibia: ORACLE 10, ARCVIEW 3.2, Visual Basic 6.0, Map Objects (2001-2004), Geological Survey of Namibia
- Geo-Database Kosova: SQL-Server, ARCGIS 8.3, VB.Net, Map Objects (2003-2005), Independent Commission of Mines and Minerals of Kosovo
- GROWAS (Ground water information system): SQL-Server, VB.Net (2004-2005), Department of Water Affairs, Ministry of Agriculture, Water Affairs, and Rural
- Development of Namibia

# Großvolumige Rasterkarten in Open-Source Datenbanken

Peter Baumann<sup>1,2</sup>, Vikram Unnithan<sup>1</sup>, Angela Schäfer<sup>1</sup>

<sup>1</sup>International University Bremen, Campus Ring 1, 28759 Bremen, E-Mail: p.baumann@iu-bremen.de, v.unnithan@iu-bremen.de, a.schaefer@iu-bremen.de

<sup>2</sup>rasdaman GmbH, Adam-Berg-Str. 172a, 81735 München, E-Mail: baumann@rasdaman.com

---

## 1 Einleitung

Die zunehmende Hardware-Leistungsfähigkeit, aber auch die Entwicklung offener Web-Standards ermöglichen heute den direkten Zugriff auf großvolumige Rasterdaten, entweder konventionell in Dateien verwaltet oder bereits in Standard-Datenbanken. So betreiben beispielsweise die Bundesländer Brandenburg und Thüringen sowie Vattenfall Europe Mining AG blattschnittfreie Rasterdatenbanken.

In diesem Beitrag berichten wir über unsere Arbeiten an Open-Source-gestützten Rasterdatenbanken für Geo-Anwendungen. Der Rasterserver rasdaman wurde an das quellfrei verfügbare Datenbanksystem PostgreSQL adaptiert, und derzeit laufen mehrere Aktivitäten, diese Kopplung einzusetzen. Ein kommerzieller Einsatz ist das Rasterarchiv des französischen Nationalen Geographischen Instituts, welches Frankreich und seine exterritorialen Gebiete abdeckt; ein Projekt aus der Forschung ist der Aufbau des Geo-Datenzentrums für das International Research Consortium on Continental Margins. Zu einem küstennahen Meeresgebiet ergänzt diese Datenbank die Meta- und Vektordaten um einen Datenpool aus Satellitendaten, ozeanographischen Daten und 3D-geophysikalischen Daten des Meeresbodens. Ziel ist, eine web-gestützte übergreifende Analyse dieser Multi-Terabyte-Objekte zu ermöglichen.

Als Kandidaten für die Open-Source-Datenbanken standen i.w. MySQL und PostgreSQL zur Verfügung. Die Entscheidung für PostgreSQL fiel schließlich aus zwei Gründen: weil für PostgreSQL bereits umfangreiche Geodaten-Unterstützung vorhanden ist, so dass beim Aufbau integrierter Datenbanken z.B. auf Vektorkomponenten zurückgegriffen werden kann, und weil der Auftraggeber IGN France dieses System forderte. Geplant ist, in Zukunft auch MySQL zu testen.

Bereits jetzt lässt sich ersehen, dass PostgreSQL neben der einfachen Installation eine erfreuliche Stabilität und Performance zeigt. Damit werden Open-Source-Datenbanken auch für großvolumige Rasterarchive im Produktiveinsatz interessant.

In Abschnitt 2 wird die Kombination rasdaman /PostgreSQL vorgestellt. Derzeitige und künftige praktische Einsatzfelder für diese Kopplung werden in Abschnitt 3 diskutiert. Die Abschnitte 4 und 5 gehen auf den Stand der Technik und Standardisierung ein. Eine Zusammenfassung wird in Abschnitt 6 gegeben.

## 2 Der Raster-Server rasdaman

Die rasdaman-Technologie ergänzt Standard-Datenbanksysteme um die Verwaltung sehr großer, multidimensionaler Rasterobjekte. Die Daten werden intern partitioniert und integriert in der Datenbank abgelegt (also nicht in Dateien „neben“ der Datenbank). Der rasdaman-Server, welcher Hardware- und Software-Parallelität nutzt, bietet Navigation und Manipulation derartiger Rasterobjekte über die Anfragesprache rasql an, welche – auf Basis einer formal-algebraischen Semantik – Standard-SQL um multidimensionale Rasterausdrücke erweitert.

Das rasdaman-System entstand im Rahmen mehrerer EU-Projekte und ist inzwischen als kommerzielles Produkt der Ausgründung rasdaman GmbH in 13 Nationen installiert, zumeist als Geo-Server für diverse Kartentypen wie Luft/Satellitenkarten, topographische Karten und Höhendaten. Eine kurze Übersicht zu rasdaman findet sich z. B. in Baumann (2004), eine vertiefende Darstellung in Baumann (2005a, 2005b). Ein knappes Beispiel möge die Funktionsweise der Anfragesprache veranschaulichen.

Gegeben sei eine blattschnittfreie Karte aus 7-Kanal-Landsatdaten (Abbildung 1). Zu bestimmen sei die Anzahl grüner Pixel im Bereich, der durch die Boundingbox (x0,y0) und (x1,y1) gegeben ist; dabei vereinfachen wir für unsere

Zwecke die Definition von „grün“ dahingehend, dass eine einfache Vergleich gegen einen Schwellwert  $s$  auf dem Grünkanal stattfindet. Die folgende Anfrage leistet dies:

```
SELECT count_cells(m.green[x0:x1,y0:y1] > s)
FROM LandsatMap AS m
```

In eckigen Klammern wird die Boundingbox angegeben, welche eine Ausschnittsbildung bewirkt. Der Klammerausdruck „ $m.green > s$ “, eine sog. induzierte Operation, wird für jedes Pixel ausgewertet: zuerst Extraktion des green-Bands, dann der Vergleich mit der Konstanten  $s$ . Das Ergebnis ist pro Pixel ein boolescher Wert, mithin entsteht also eine boolesche Matrix. Der `count_cells()` Operator liefert schließlich die Anzahl *true*-Pixel.

Diese Anfrageschnittstelle dient, wie SQL allgemein, lediglich als Schnittstelle zwischen Application und Datenbank-Server, ist jedoch keinesfalls als Endbenutzer-Schnittstelle gedacht. Für die interaktive Web-Navigation wurde das Geo-Frontend rasgeo realisiert. Es bietet geo-spezifische Funktionalität auf blattschnittfreien Karten für Navigation, Überlagerung, Visualisierung, sowie großvolumigen Export. Eine WMS-Schnittstelle (WMS 2002) erlaubt den Zugriff mit dem rasgeo-Browser-Frontend oder jedem anderen WMS-konformen Client. Intern werden sämtliche WMS- und sonstige Anfragen auf rasdaman-Datenbankanfragen abgebildet, welche unmittelbar die gewünschten Rasterobjekte im angeforderten Datenformat (etwa JPEG für Web-Anwendungen, TIFF für Datenexport) generiert. Demnächst wird eine WCS-Schnittstelle freigegeben. Zusätzlich erlaubt die Anfragesprache über ein graphisch-interaktives Werkzeug bzw. eine Kommandozeilen-Schnittstelle die Suche und Manipulation auf beliebig-dimensionalen Rasterobjekten. Dies ist insbesondere relevant im Kontext der Erdsystemforschung, wo etwa 3D-Seismikdaten und 4D-Klimamodelle auftreten.

### 3 Rasterdaten in PostgreSQL

Der Rasterserver rasdaman ist als Middleware konzipiert, welche n-dimensionale Rasterobjekte in Standard-Datenbanken ablegt. Dazu werden die Objekte in sogenannte Kacheln (*tiles*) partitioniert (Abbildung 2), pro Kachel wird ein Blob-Objekt (Blob = *binary large object*; ein Datenbank-Datentyp für variabel lange Byte-Container ohne weitere Semantik; LORIE 1982) in der Datenbank angelegt. Die Art der Partitionierung und damit die Blob-Größe ist als Tuning-Parameter in rasdaman einstellbar. Typischerweise

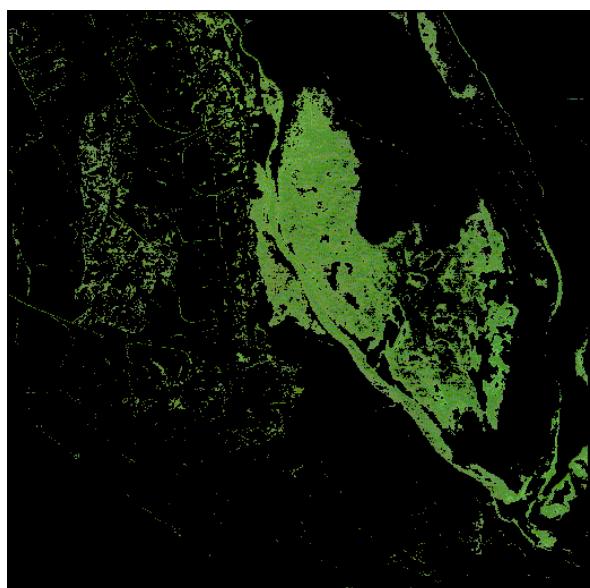
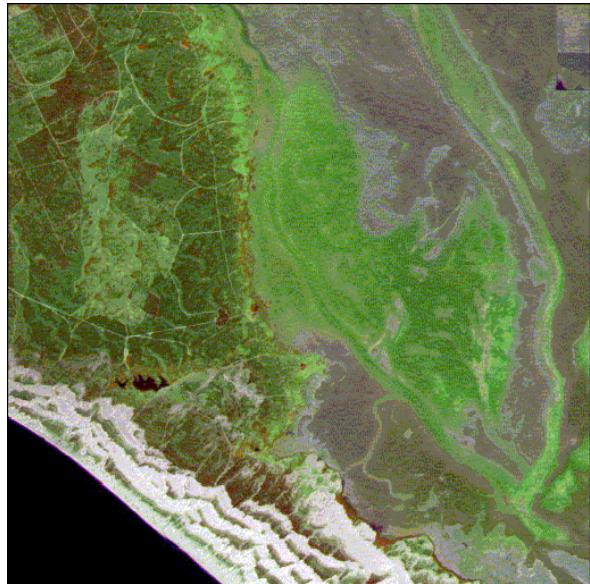


Abb. 1: Landsat-Szene (oben) und naive Vegetationsextraktion (unten).

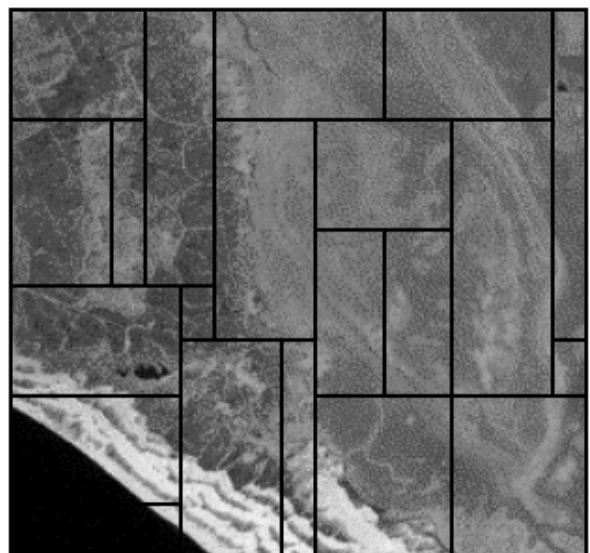


Abb. 2: Partitionierung eines zweidimensionalen Rasterobjekts.

liegt bei PC-Servern die Blob-Größe bei etwa 1 MB.

Zur Anpassung von rasdaman an PostgreSQL war die Implementierung der Treiberschicht in rasdaman erforderlich, welche die Low-Level-Datenbankzugriffe erledigt. Dies beinhaltet einerseits klassische Tabellenstrukturen mit alphanumerischen Datentypen für das Data Dictionary von rasdaman, andererseits die Zugriffsmechanismen für die Blobs. Wie aus der Erfahrung mit den anderen vorhandenen Adapters (Oracle, DB2, Informix) bereits bekannt, war die Anpassung der regulären Tabellenzugriffe unproblematisch und fast ohne Änderungen zu übernehmen; die Abfrage von detaillierten Fehlersituationen bildete eine Ausnahme. Neu implementiert werden musste der Blob-Zugriff – auch dies ein bekanntes Phänomen, da Blobs in SQL nicht wirklich standardisiert sind.

Interessanterweise erlaubt PostgreSQL, anders als alle bisher von rasdaman unterstützten Datenbanksysteme, die direkte Definition von multi-dimensionalen Arrays über allen vorhandenen Basistypen als Tabellenattribute. Allerdings ist dies für rasdaman nicht nutzbar, da keine Speicheroptimierung (räumliche Clusterung etc.) vorhanden ist. Es blieb daher bei den Blobs wie auch bei anderen Systemen.

PostgreSQL bietet zwei Blob-Typen an, *bytea*

und *LO*. Im ersten Verfahren, *bytea*, werden die Blob-Daten innerhalb der Tabelle abgelegt. Die Handhabung von Binärdaten erfordert eine Ersatzdarstellung für manche reservierte Byte-werte, etwa Anführungszeichen und binäre Null. Diese Ersatzdarstellung belegt drei Bytes. Nun ist eine Grundregel der Implementierung von Datenbankdiensten, Kopieren von Puffern zu vermeiden, und genau dies wird durch das jedes-malige Umkopieren erforderlich. Daher ist *bytea* für die Zwecke von rasdaman, wo permanent beliebige Bytemuster auftreten, wenig geeignet.

Der zweite Blob-Typ, *Large Object API* (kurz: *LO*), ist nicht in SQL eingebettet, sondern verwendet wie bereits der Name sagt eine eigene Schnittstelle. Diese ist, wie bei den meisten Systemen, nach Art der Dateibearbeitungs-Systemaufrufe gestaltet: es gibt Aufrufe *lo\_create()*, *lo\_open()*, *lo\_close()*, *lo\_read()*, *lo\_write()* etc. Die Größenbeschränkung von 2 GB ist für rasdaman irrelevant, da bei den derzeitigen Hard-ware-Architekturen von PCs die optimale Blobgröße weit darunter liegt. Abgelegt werden die Blobs in separaten Bereichen außerhalb der Tabellen.

Aus diesen Gründen schied *bytea* aus, so dass die Implementierung nun *LO* benutzt.

Die Installation von PostgreSQL benötigt gcc und ggf. einige weitere Pakete (etwa Java, falls

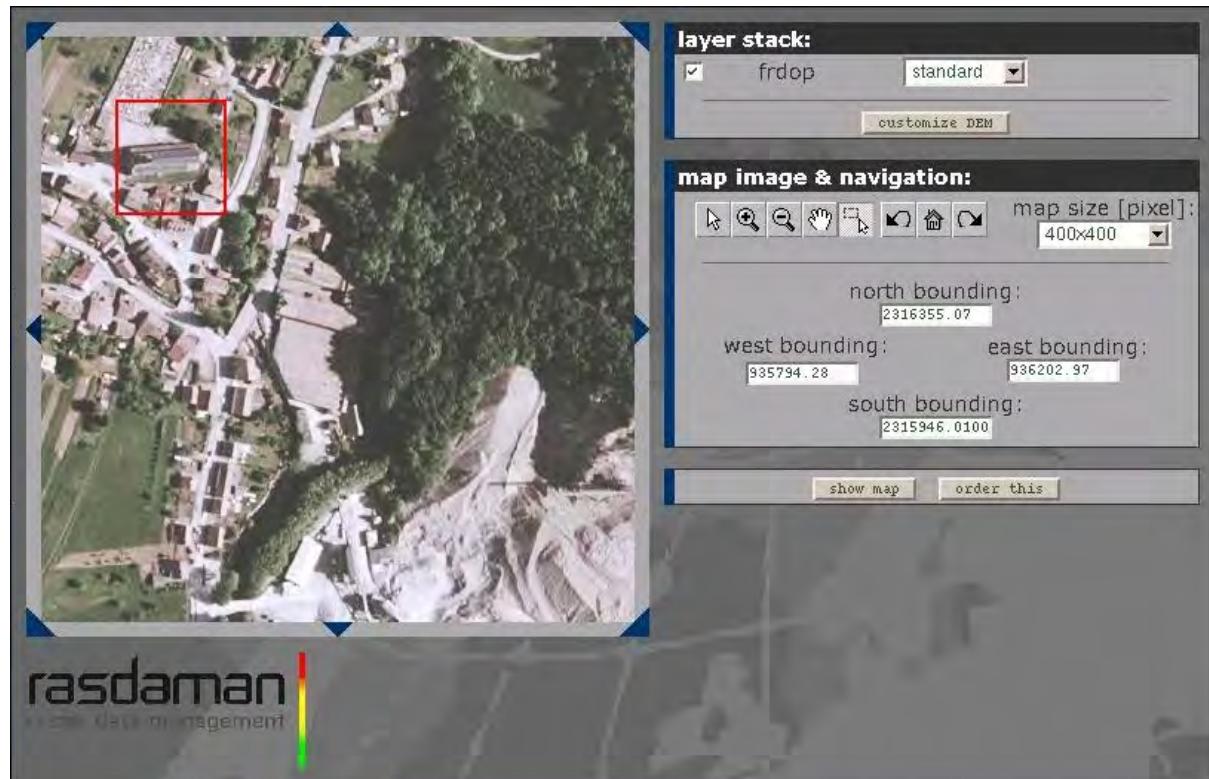


Abb. 3: Web-Client-Zugriff auf Rasterdaten des IGN über die WMS-Schnittstelle.

JDBC verwendet werden soll) und erfolgt nach dem üblichen Schema bei Open-Source-Systemen: Entpacken des heruntergeladenen Pakets; Konfigurieren (`./configure`); Generieren (`gmake`); Installieren, wahlweise als Superuser (`gmake install`); aus Sicherheitsgründen empfohlen: Anlegen einer eigenen Kennung „`postgres`“ für die Datenbankdateien.

PostgreSQL verwaltet Datenbanken in sogenannten *database clusters*; jeder Cluster entspricht einem Verzeichnis auf der Festplatte, er kann jeweils mehrere Datenbanken enthalten. Nach Initialisieren eines Clusters mit dem Kommando `initdb` und Starten des Servers (Kommando `postmaster`) kann mit `createdb` eine Datenbank angelegt werden.

Diese Schritte sind bei uns problemlos verlaufen; im Gegensatz zu kommerziellen Systemen, welche des öfteren Probleme z.B. mit der (immer benötigten) Java-Installation haben, ist hier Übersetzen und Binden des gesamten PostgreSQL-Codes auf Anhieb fehlerfrei durchgelaufen. Selbstverständlich ist bei dieser Betrachtung zu berücksichtigen, dass besagte kommerzielle Systeme einen erheblich größeren Leistungsumfang besitzen, von dem allerdings üblicherweise in Applikationen nur ein Bruchteil tatsächlich eingesetzt wird.

Die Zugriffsgeschwindigkeit konnte noch nicht systematisch gemessen werden, ist jedoch gefühlsmäßig ungefähr bei den Antwortzeiten der kommerziellen Systeme angesiedelt.

## 4 Praktischer Einsatz

In diesem Abschnitt stellen wir aktuelle Arbeiten vor, die auf dem praktischen Einsatz der Kombination rasdaman/PostgreSQL aufbauen. Seit Anfang 2005 ist ein derartiger Rasterserver beim französischen Nationalen Geographischen Institut (IGN) in Paris installiert. Im Rahmen des Aufbaus eines Datenzentrums für marine Forschung wird derzeit eine Datenbank für 2D/3D-Rasterdaten aufgebaut.

### 4.1 IGN France

Die erste praktische Installation der rasdaman/PostgreSQL-Kopplung erfolgte Anfang 2005 beim französischen IGN in Paris. Das IGN setzt derzeit einen Web-Service auf, der strikt auf offenen Standards und weitestgehend auf Open-Source-Software basiert. Die Metadatenhaltung erfolgt im XML-Datenbanksystem eXist, Vektordatenhaltung wird von dem kanadischen Hersteller Global Geomatics geliefert, die Rasterda-



Abb. 4: SeepFinder, ein an der IUB entwickelter Crawler (Unterwasser-Roboter).

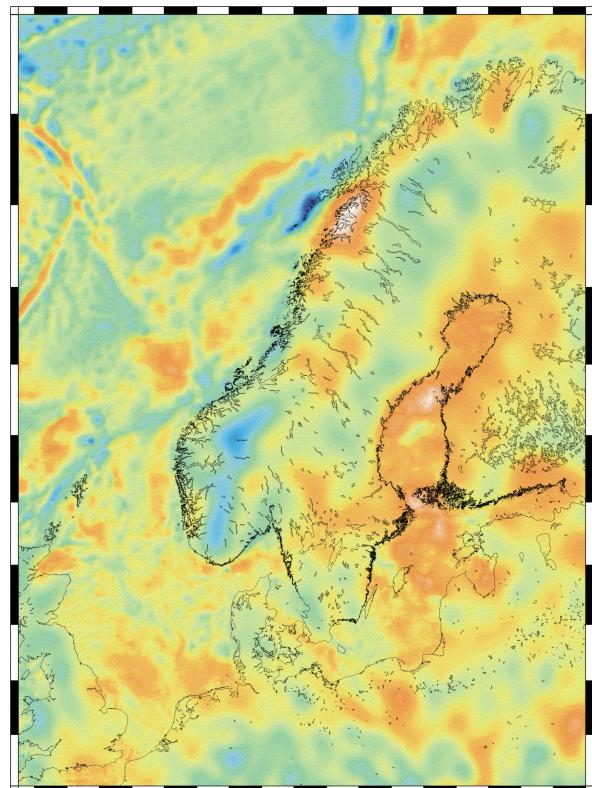


Abb. 5: Kartierung der Gravitationsanomalien an der norwegischen Küste. Helle Farbe zeigt hohe, dunkle niedrige Anomalien an.

tenhaltung erfolgt in rasdaman / PostgreSQL. Zur Integration des WMS-basierten Vektor/Raster-Zugriffs wird ein kaskadierender WMS-Dienst eingesetzt.

Rasterseitig sind derzeit XX GB importiert. Hardwareseitig laufen rasdaman und PostgreSQL auf unterschiedlichen Servern, da die Datenbank auch für andere Zwecke benutzt wird. Der Zugriff über das Lokalnetz hat sich als unkritisch hinsichtlich der Zugriffsgeschwindigkeit erwiesen.

## 4.2 IRCCM Datenzentrum

Das *International Consortium on Continental Margins* (IRCCM, [www.irccm.de](http://www.irccm.de)) ist eine transatlantische Partnerschaft im Bereich mariner Forschung und Ausbildung. Das Konsortium wurde formal im Juni 2002 gegründet, um die Prozesse an den kontinentalen Rändern zu studieren, insbesondere wie Flüssigkeitstransport, den Methan/Karbon-Zyklus sowie Bildgewinnung und –auswertung an den Oberflächen und darunter. IRCCM baut auf den drei Säulen Forschung, Infrastruktur und Ausbildung. IRCCM stellt eine Plattform für den Zugang zu Grossgeräten bereit (z.B. insgesamt 22 Schiffe), arbeitet an der Entwicklung innovativer mariner Forschungstechnologien (z.B. Unterwasser-Roboter, Abbildung 4) und bietet eine Vielfalt von Ausbildungsmöglichkeiten und –richtungen für direkte und intensive Kooperation zwischen Industrie und Forschung. Zu den insgesamt ca. 10 Partnern zählen u.a. Statoil, Maersk, das Alfred-Wegener-Institut Bremerhaven, International University Bremen (IUB) sowie Rice University und mehrere weitere US-Universitäten. Mitte 2004 wurde zwischen IUB und IRCCM ein Konzept beschlossen, wonach IUB das Datenzentrum aufbauen soll. Basierend auf einem umfassenden Modell soll freier Zugang zu kombinierten Erdbenachrichtungs-, ozeanographischen und seismischen Daten ermöglicht werden (Abbildung 5). Das Modell muss Daten unterschiedlicher Herkunft, Dimensionalität und Charakteristika in einheitlicher Weise abbilden, so dass übergreifende Analyseanfragen beantwortbar werden. Das online zugreifbare Datenvolumen des operativen Systems dürfte mindestens mehrere TeraByte betragen, betrachtet man die bisher bereits von den Partnern gesammelten Daten.

Die Realisierung des Datenzentrums erfolgt auf einem PC-Cluster mit Windows- und Linux-Maschinen. Vektordaten werden mit ESRI-Pro-

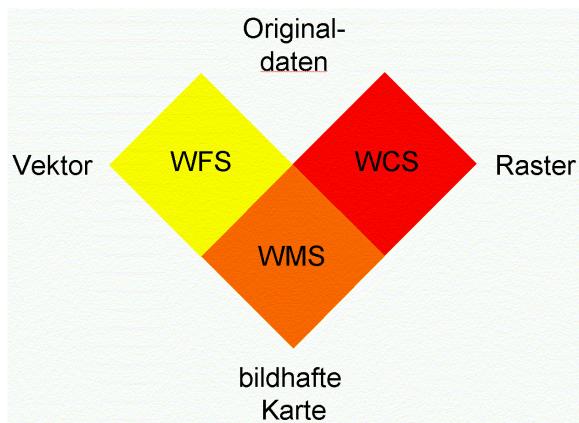
dukten verwaltet, Rasterdaten mit rasdaman. Unter anderem aus Kostengründen wurde entschieden, für die Rasterdatenhaltung ein Open-Source-Datenbanksystem zu verwenden. Die Wahl fiel auf PostgreSQL, da rasdaman bereits einen Adapter hierfür bietet.

Der Zugang zu den Daten wird u.a. über OGC-konforme Dienste erfolgen, insbesondere WMS und WCS. Weiterhin sollen Raster-Analyse-Methoden via Web zur Verfügung gestellt werden, um komplexere ad-hoc-Analysen auch auf umfangreicheren Datenvolumina „vor Ort“ und ohne Download zu ermöglichen.

Für IUB und IRCCM bilden diese Arbeiten, in denen die üblichen Meta- und Vektordaten um grossvolumige multidimensionale Rasterdaten zu einem offenen, standard-basierten Webdienst ergänzt werden, einen Meilenstein auf dem Weg zu einem umfassenden, integrierten Langzeit-Datenmanagement. Dazu soll Zusammenarbeit mit verwandten existierenden Diensten aufgebaut werden, etwa mit dem World Data Center MARE/PANGAEA ([www.pangaea.de](http://www.pangaea.de)) und dem EU-Projekt Hermes. Weiterhin wurde IUB kürzlich Mitglied in GiN (Geoinformatik Niedersachsen, [www.gin-online.de](http://www.gin-online.de)). Die Vision ist, aufbauend auf dieser kritischen Masse ein World Data Center für integrierte Erdsystemdaten zu etablieren, welches alle relevanten Disziplinen und Informationskategorien umfasst.

<pre> declare     g sdo_georaster;     b blob; begin     select raster into g     from uk_rasters     where id = 4;     dbms_lob.createTemporary(b,true);     sdo_geor.getRasterSubset(         georaster =&gt; g,         pyramidlevel =&gt; 0,         window =&gt; sdo_number_array(0,0,699,899),         bandnumbers =&gt; '0',         rasterblob =&gt; b); end; </pre>	<pre> select g.red[0:699,0:899] from uk_rasters as g where oid(g) = 4 </pre>
--	--

Abb. 6: Der gleiche Rasterzugriff formuliert in Oracle GeoRaster (links, aus Oracle-Vertriebspräsentation) und rasql (rechts).



**Abb. 7: WMS als Überlappung von Vektor- und Rasterdiensten, allerdings mit Schwerpunkt Bildgenerierung.**

## 5 Stand der Technik

In der Datenbank-Forschung sind bisher bemerkenswert wenige Aktivitäten bei Rasterdatenbanken zu verzeichnen. Einige konzeptuelle Modelle sind vorgestellt worden (BAUMANN 1994; LIBKIN et al. 1996; MARATHE & SALEM 1999). Die optimierte Speicherung großvolumiger Geo-Daten in Bandarchiven wird in SARAWAGI & STONEBRAKER (1994) und REINER et al. (2002) untersucht, Parallelisierung von Geo-Anfragen in HAHN & REINER (2002). Von dem Versuch, Rasterdaten mit objektrelationalen Mitteln (STONEBRAKER et al. 1998) zu implementieren, ist man i.w. wieder abgekommen – da Raster kein Datentyp sind, sondern ein Datentyp-*Konstruktor*, welcher parametrisiert ist mit Dimension, Ausdehnung und Zelltyp, bieten die objektrelationalen Konzepte keinen wirklichen Hilfe, insbesondere nicht für Speicherverwaltung und Optimierung.

Lediglich Oracle scheint intern die Erweiterungsmechanismen zu nutzen. In Oracle 10g wird unter der Bezeichnung *GeoRaster* datenbankseitige Unterstützung für Rasterdaten angeboten. Dabei handelt es sich um einfache Zugriffsoperationen, beschränkt auf 2D-Rasterbilder und die gängigsten Rastertypen. Soweit bekannt bzw. dem Autor von Oracle-Mitarbeitern mitgeteilt findet keine interne Raster-Optimierung statt. Abbildung 6 zeigt eine einfache Zugriffsoperation, formuliert auf Basis von *GeoRaster* und zum Vergleich in rasql.

ESRI bietet in seiner aktuellen ArcSDE-Version ebenfalls Datenbank-Unterstützung für 2D-Rasterdaten mit Geo-Semantik. Dem rasdaman-Ansatz folgend werden blattschnittfreie Karten partitioniert und in Blobs abgelegt. Der Speicherzugriff geschieht über einfache Lese- und

Schreiboperationen, ohne spezifische Raster-Anfragesprache; höherwertige Dienste werden in den oberen Schichten der ESRI-Architektur realisiert. Ein Nachteil dabei ist, dass der Speicherebene kaum Wissen für Optimierung mitgegeben werden kann. Die Aktualisierung einer Karte erfordert den völligen Neuaufbau der intern mitgeführten Bildpyramide und ist damit bei großen Objekten sehr zeitaufwändig.

Insgesamt sind industriell punktuell Systeme mit datenbankgestützter Verwaltung von 2D-Rasterkarten zu finden, jedoch insgesamt derzeit kein Ansatz erkennbar, der multidimensionale Verwaltung und Datenanalyse in der Art von rasdaman bietet. Insbesondere ist bisher die Verwaltung von Rasterdaten in Open-Source-Datenbanken nicht untersucht worden.

## 6 Standardisierung

Treibende Kraft im Bereich der Standards für interoperable, web-gestützte Geo-Dienste ist das OpenGeospatial Consortium (OGC, [www.opengis.org](http://www.opengis.org)). Historisch der erste Ansatz zur Einbindung von Rasterdaten war der *Web Map Service Implementation Specification* (WMS), aktuell in der Version 1.1.1 vorliegend (WMS 2002). WMS erlaubt die blattschnittfreie Darstellung von Vektor- und Rasterkarten, einzeln oder in Kombination, als Rasterbild, welches vom Server dynamisch aus dem Kartenmaterial generiert wird. Dieses Kartenbild kann z.B. unmittelbar in einem Web-Browser angezeigt werden. Da dieser Dienst sehr einfache Web-Clients ermöglicht, wurde WMS von der Industrie bisher mit Abstand am besten aufgenommen.

Neben diesem Dienst zur Generierung von Kartenbildern existieren weitere zur Abfrage der Basisdaten (Abbildung 7). Zur Vektorabfrage steht die *Web Feature Service Implementation Specification* (WFS) zur Verfügung; das Pendant auf Rasterseite bildet die *Web Coverage Service Implementation Specification* (WCS; WCS 2003). Der WCS erlaubt die Ausschnittsbildung in Raum, Zeit und Kanälen (*domain and range subsetting*) sowie Reprojektion auf Coverage-Daten, d.h. derzeit: auf zwei- und mehrdimensionalen Rasterobjekten. Derzeit arbeiten wir an einer Erweiterung des WCS um benutzerdefinierte komplexe Ausdrücke, was in mehreren Vorteilen resultieren soll:

- neuartige Anforderungen erfordern lediglich die Formulierung neuer Requests, ohne client- oder serverseitige Programmierung;

- auch komplexere Aufgaben lassen sich ohne clientseitige Programmierung lösen, im Klartext: komplexe Verarbeitungsleistung lässt sich über Web-Browser abrufen und steuern;
- da nur das jeweilige Endprodukt zum Client geliefert wird, reduziert sich für viele Anfragen der Netztransfer erheblich;
- für die Bearbeitung der üblicherweise sehr datenintensiven Algorithmen kann im Server die jeweils angemessene Rechenleistung bereitgestellt werden.

Die hier vorgestellten Arbeiten liefern wichtige Erfahrungen und Demonstrationsimplementierungen zur Unterstützung des Standardisierungsvorschlags.

## 7 Zusammenfassung und Ausblick

In unseren Arbeiten versuchen wir zwei aktuelle Trends in Geo-Diensten zusammenzuführen: einerseits werden zunehmend Datenbanksysteme eingesetzt, da die klassischen Vorteile – Informationsintegration, Skalierbarkeit, Offenheit, Flexibilität etc. – inzwischen erkannt worden sind. Andererseits ergänzen in wachsendem Umfang Rasterdaten das Online-Geodaten-Angebot, da auch Multi-Terabyte-Volumina heute kein ernsthaftes Hindernis mehr darstellen. In der Kombination, also datenbankgestützten Raster-Diensten, sehen wir einen wichtigen Schritt, um die gleichen Dienstequalitäten, welche bereits für Meta- und Vektordaten existieren, auch für Rasterdaten zu ermöglichen.

Da die Kosten kommerzieller Datenbanksysteme oft beträchtlich sind, bietet sich an, Open-Source-Datenbanksysteme in die Betrachtung einzubeziehen. Wir wollen untersuchen, inwieweit solche Systeme, die unseres Wissens noch nie mit solchen Multi-Terabyte-Lasten konfrontiert worden sind, stabil und performant bleiben.

Erste Ergebnisse mit PostgreSQL sind vielversprechend. Die Installation ist erheblich komplikationsfreier als bei vielen kommerziellen Systemen, bei vergleichbarer Stabilität (im Rahmen der geschilderten Bedingungen). Verlässliche Leistungsvergleichsdaten liegen derzeit noch nicht vor. Offensichtlich bestimmt die Leistungsfähigkeit der Blob-Implementierungen der verschiedenen Datenbanksysteme die Leistungsfähigkeit der Rasterzugriffe wesentlich mit. Im Rahmen studentischer Arbeiten wurde daher ein Benchmark für Blobs entwickelt, der im nächsten Schritt auf mehrere kommerzielle und kos-

tenfrei verfügbare Datenbanksysteme angewendet werden soll. Auf dieser Basis können dann auch Tuning-Massnahmen gezielt angegangen werden, z.B. die Einstellung der jeweils für das Ziel-Datenbanksystem optimalen Kachelgröße. Auch können ggf. Optimierungen im PostgreSQL-Code vorgenommen werden, unter Einbeziehung der Entwickler-Gemeinschaft.

Insgesamt sollen als nächste Schritte die vorgestellten ersten experimentellen Ergebnisse konsolidiert und durch den praktischen Einsatz in den beschriebenen Feldern validiert werden.

## 8 Danksagung

Für die hervorragende Zusammenarbeit bedankt sich Peter Baumann herzlich bei Didier Richard, Projektleiter Geodatenbank, IGN France.

## 9 Literatur

BAUMANN P. (1994): On the Management of Multidimensional Discrete Data. – VLDB Journal, Special Issue on Spatial Database Systems, 4(3): 401—444.

BAUMANN P. (2004): Die Verwaltung großvolumiger Geo-Rasterdaten in Standard-Datenbanken. – Wiss. Mitt., 25: 15—22; Bergmännische Tage, Freiberg, 2004.

BAUMANN P. (2005a): Modellierung und Analyse von 3D-Rasterdaten in Geodatenbanken. – In: COORS V., ZIPF A. (Hrsg.): 3D-Geoinformationssysteme. Hüthig Verlag.

BAUMANN P. (2005b): Web-gestützte Analysetechniken für mehrdimensionale Geo-Rasterdatenbanken. – In: COORS V., ZIPF A. (Hrsg.): 3D-Geoinformationssysteme. Hüthig Verlag.

HAHN K., REINER B. (2002): Parallel Query Support for Multidimensional Data: Inter-object Parallelism. – Proc. DEXA, Aix en Provence, France, 2002.

LIBKIN L., MACHLIN R., WONG L. (1996): A Query Language for Multidimensional Arrays: Design, Implementation, and Optimization Techniques. – Proc. ACM SIGMOD'96, Montreal, Canada, 1996: 228—239.

LORIE R.A. (1982): Issues in Databases for Design Transactions. – In: ENCARNACAO J., KRAUSE F.L. (Eds.): File Structures and Databases for CAD. North-Holland Publishing, IFIP, 1982.

MARATHE A.P., SALEM K. (1999): Query Processing Techniques for Arrays. – Proc. ACM SIGMOD '99, Philadelphia, USA, 1999: 323—334.

SARAWAGI S., STONEBRAKER M. (1994): Efficient Organization of Large Multidimensional Arrays. – Proc. ICDE'94, Houston, USA, 1994: 328—336.

STONEBRAKER M., MOORE D., BROWN P. (1998): Object-Relational DBMSs: Tracking the Next Great Wave (2nd edition). Morgan Kaufmann, September 1998.

REINER B., HAHN K., HÖFLING G., BAUMANN P. (2002): Hierarchical Storage Support and Management for Large-Scale Multidimensional Array Database Management Systems. – 13th International Conference on Database and Expert Systems Applications (DEXA), September 2-6, 2002, Aix en Provence, France.

WCS (2003) – In: EVANS J. (Ed.): Web Coverage Service (WCS), Version 1.0.0. OGC document 03-065r6, August 2003; verfügbar von [www.opengis.org](http://www.opengis.org)

WMS (2002) – In: DE LA BEAUJARDIERE J. (Ed.): Web Map Service Implementation Specification, Version 1.1.1, OGC document 01-068r3, January 2002; verfügbar von [www.opengis.org](http://www.opengis.org)

# Technologie zur Erstellung hochgenauer digitaler Geländemodelle (DGM)

Steffi Forberig

HGN Torgau, Bereich GIS/Kartographie, Süptitzer Weg, 04860 Torgau, E-Mail: S.Forberig@HGN-Online.de

---

## Spezifische Verbesserung von DGM als Grundlage für wasserwirtschaftliche Fragestellungen

Die in den Landesvermessungsämtern der Bundesländer verfügbaren DGM sind bei einer Rasterweite von meist 10 bis 20 m für die meisten Anwendungen zu gering aufgelöst und haben eine Höhengenauigkeit von höchstens 0,5 bis 2 m. Deshalb werden für viele Anwendungsgebiete Laserscan-DGM erstellt, welche meist eine Rasterweite von 1 m haben. Der Höhenfehler wird i. a. kleiner als 15 cm angegeben. Dieser Wert ergibt sich jedoch rein rechnerisch und stellt die mittlere quadratische Abweichung über die gesamte Messpunktanzahl dar. Das Laserscanverfahren stößt bezüglich der genauen Abbildung der Erdoberfläche an Grenzen, da die Vegetation nur unvollständig durchdrungen werden kann. In nachgeordneten Filterprozessen wird versucht, Bauwerke und Vegetation herauszufiltern. Das führt jedoch oft dazu, dass extreme Änderungen im Gelände (z. B. Deichkronen) fehlinterpretiert werden und nicht in ihrer wahren Höhe im DGM enthalten sind. Eine weitere Ursache für ungenaue oder fehlende Kanten im Gelände ist die Punktanzahl/m<sup>2</sup> beim Laserscanning, schmale Erhebungen (z. B. Mauern) werden nur teilweise erfasst, da sie durch das Raster fallen können.

Kann vom Laserstrahl die oberste Oberfläche nicht durchdrungen werden, so bleibt der darunter liegende Bereich unsichtbar. Z. B. kann bei Brückenauffahrten nicht erkannt werden, ob diese durchweg als Damm geschüttet sind oder auf Pfeilern ruhen, dichtes Buschwerk kann sich im DGM als mehr oder weniger hoher Damm abbilden. Durchlässe in Dämmen sind ebenfalls nicht erfassbar. Das Gewässerbett kann nicht bestimmt werden, da die Wasseroberfläche den Laserstrahl reflektiert.

Ein weiterer entscheidender Nachteil von vielen verfügbaren DGM ist, dass Bruchkanten nicht

flächendeckend oder gar nicht zur Verfügung stehen. Oder es ist unbekannt, ob und welche Bruchkanten einbezogen sind, weil diese nicht gesondert vorliegen. Werden aus Kapazitäts- oder Performancegründen geringere Rasterweiten aus den zur Verfügung stehenden Daten interpoliert, so kommt es gerade an den Extremwerten im DGM (z. B. Deichkronen) zu weiteren Glättungen, die nicht tolerierbar sind.

Am Beispiel eines DGM für hydrologische Anwendungen ist illustriert, mit welchen Maßnahmen das Laserscan-DGM verbessert werden kann, um wasserwirtschaftliche Fragestellungen mit ausreichender Sicherheit beantworten zu können.

Das DGM soll folgende Anforderungen erfüllen:

- Integration von Bruchkanten
- Höhengenauigkeit von 10 cm
- Ausgangsdaten gleicher Genauigkeit und Aktualität
- Rasterweiten von 1, 2, 4 und 8 m
- kein Fehlen und keine Glättungen von hydrologisch relevanten Bruchkanten in den größeren Rasterweiten (2 bis 8 m)

Alle hydrologisch relevanten Bruchkanten im Untersuchungsgebiet werden deshalb terrestrisch nachvermessen. Da eine konventionelle terrestrische Vermessung zu aufwändig ist, werden alle befahrbaren Straßen/Wege, Dämme/Deiche und sonstige Kanten mittels kinematischer hochgenauer GPS-Vermessung erfasst (Kfz oder Fahrrad). Nur in Ausnahmefällen – wenn eine Kante nicht befahrbar ist – werden Einzelpunkte per Stativ aufgemessen (z. B. Mauern). Das verwendete Mess-System erlaubt eine kontinuierliche Messung während der Fahrt in einem Höhenfehlerbereich von 10 cm. Diese Genauigkeit wird mit Hilfe der Verbindung zu SAPOS-Referenzstationen in Echtzeit erreicht. Einzelpunkte las-

sen sich mit einer Höhengenauigkeit im Millimeterbereich erfassen.

Sinnvoll ist eine Vermessung zeitnah mit der Aufnahme der Laserscandaten. Mit Hilfe der großen Anzahl an hochgenauen GPS-Messpunkten können diese benutzt werden, um das Laserscanmodell zu kalibrieren. Auf diese Weise kann man eine mittlere quadratische Abweichung von 5 cm erreichen.

Die Messpunkte werden zu Bruchkanten verbunden und in das DGM integriert. Die DGM mit

den Rasterweiten größer 1 m werden aus dem 1-m-DTM interpoliert und die Bruchkanten danach separat eingearbeitet, sodass alle vermessenen Bruchkanten mit ihren originären Höhenwerten im DGM enthalten sind. Durch die Verwendung der Bruchkanten ist auch sichergestellt, dass sich diese im erstellten Raster über eine Kante-Kante-Verbindung darstellen, was für Simulationen eine wichtige Rolle spielt.

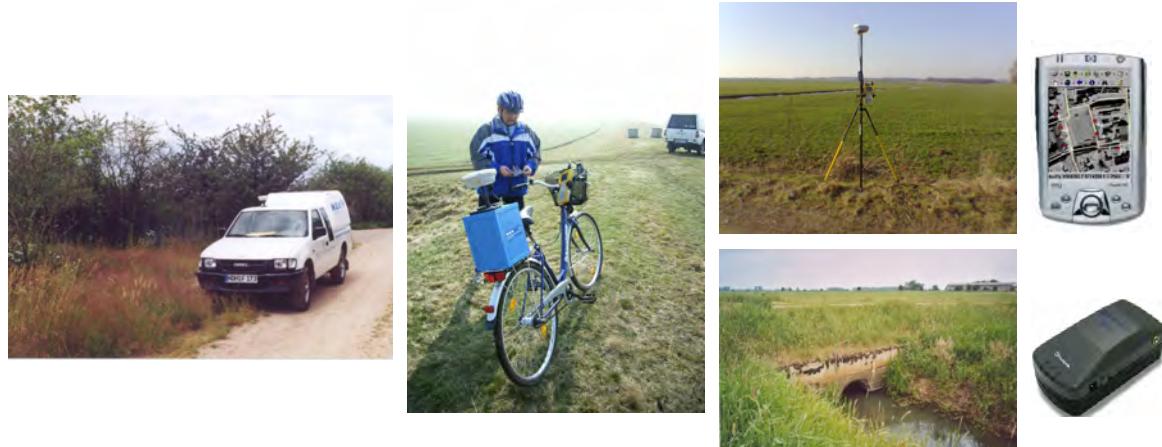


Abb. 1: GPS-Vermessung der Straßen, Wege und Durchlässe (mittels Kfz, Fahrrad, Stativ oder Pocket PC).

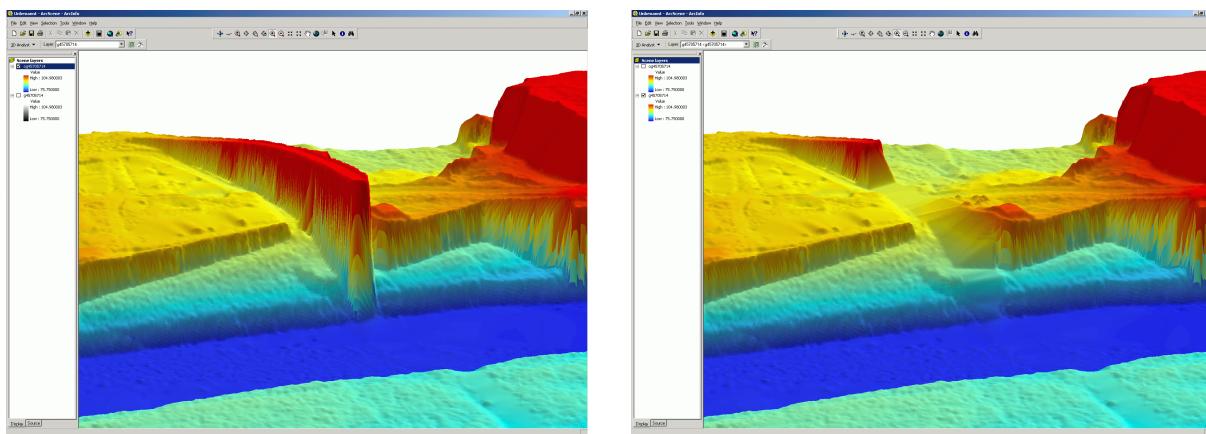
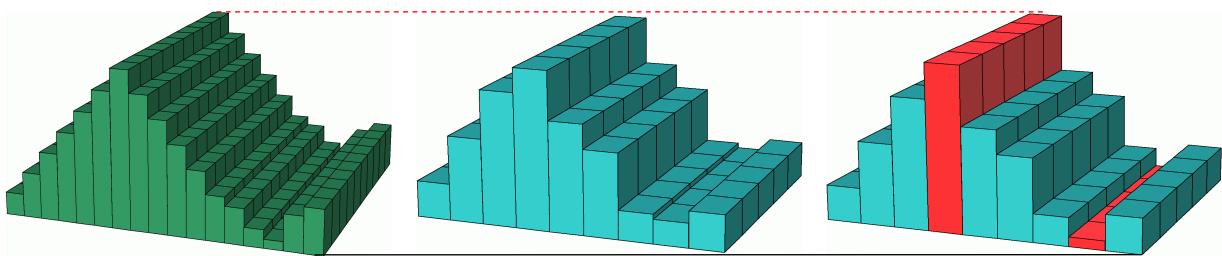


Abb. 2: Bereinigung der Auffahrt der Elbebrücke in Torgau.

Kann die oberste Oberfläche vom Laserstrahl nicht durchdrungen werden, so bleibt der darunter liegende Bereich unsichtbar. So kann z.B. bei Brückenauffahrten nicht erkannt werden, ob diese durchweg als Damm geschüttet sind oder auf Pfeilern ruhen. An diesen Stellen war das DTM wie in der Abbildung gezeigt zu korrigieren.



1-m-Raster: Deichkrone und Graben werden realitätsnah wiedergegeben.

2-m-Raster: Verringerung der Höhe der Deichkrone und der Tiefe des Grabens durch Resampling des 1-m-Rasters.

2-m-Raster: Re-Integration der Breaklines für Deichkrone und Graben nach Resampling des 1-m-Rasters.

**Abb. 3: Einarbeitung von Bruchkanten nach dem Resampling am Beispiel Deich mit Graben.**

Die Abbildung zeigt beispielhaft die Glättung im 2-m-Raster durch Resampling des 1-m-Rasters. Deichkrone und Grabentiefe sind nicht mehr in ihrer wirklichen Höhe enthalten. Durch die Re-Integration der Breaklines können die ursprünglichen Höhen wieder hergestellt werden. Die Vermessung von Grabentiefen war allerdings nicht Gegenstand dieses Projektes und ist nur der Vollständigkeit halber aufgeführt.



# Aufbau eines GIS-gestützten 3D-Strukturmodells im Rahmen der hydrogeologischen Spezialkartierung in Sachsen

Rüdiger Grimm<sup>1</sup>, Mathias Hübschmann<sup>2</sup>, Wolfgang Storz<sup>3</sup>

<sup>1</sup>HGC Hydro-Geo-Consult GmbH, Halsbrücker Straße 34, 09599 Freiberg, E-Mail: grimm@HGC-FG.de

<sup>2</sup>Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Referat 55 – Hydrogeologie, Halsbrücker Str. 31a, 09599 Freiberg

<sup>3</sup>HGN Hydrogeologie, NL Torgau, Süptitzer Weg, 04860 Torgau

## 1 Aufgaben und Zielsetzung

Im Rahmen der hydrogeologischen Landesaufnahme im Maßstab 1:50 000 im Freistaat Sachsen wird seit ca. 1999 an einem neuen digitalen für Sachsen flächendeckenden hydrogeologischen Spezialkartenwerk gearbeitet (Hydrogeologische Spezialkarte 1: 50 000 – HyK50).

Aufbauend auf dem Konzept der Flächendatenhaltung im Fachinformationssystem (FIS) Hyd-

rogeologie werden die Ergebnisse der hydrogeologischen Landesaufnahme vollständig digital verfügbar gemacht. Die Bearbeitung erfolgt überwiegend durch Vergabe an Ingenieurbüros, die über das notwendige methodischen Know How sowie über eingehende Regionalkenntnisse zur hydrogeologischen Naturraumausstattung in Sachsen verfügen.

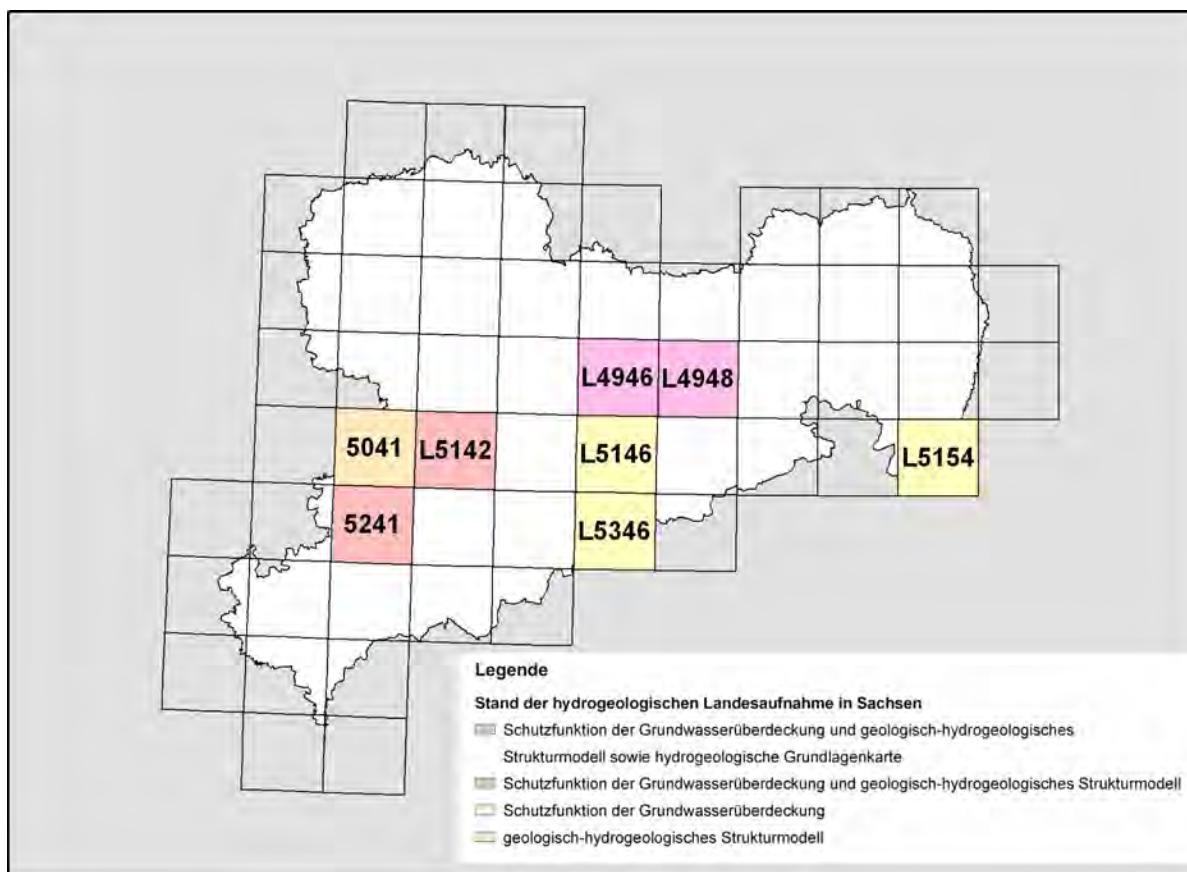


Abb. 1: Bearbeitungsstand der hydrogeologischen Landesaufnahme in Sachsen zum Jahresende 2004

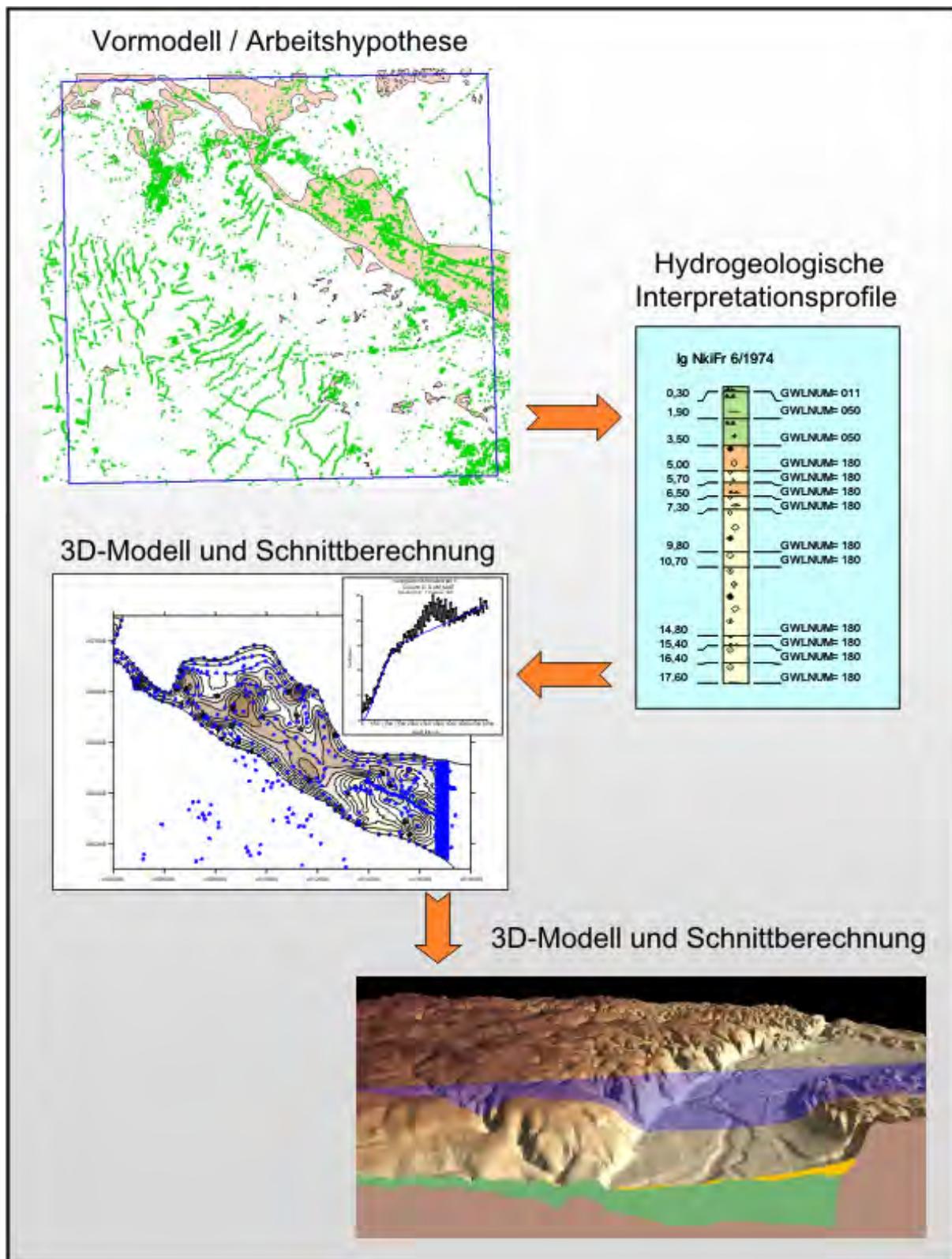


Abb. 2: Wesentliche Arbeitsschritte beim Aufbau des Strukturmodells

Gegenwärtig erfolgt die Erarbeitung folgender Themen:

- Hydrogeologische Grundlagenkarte,
- Geologisch – hydrogeologisches Strukturmodell (3D – Modell),
- Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung.

Aufgrund des modularen Aufbaus innerhalb des FIS Hydrogeologie ist eine spätere Belegung der hydrogeologischen Einheiten mit geohydraulischen und hydrochemischen Kennwerten jederzeit möglich. Den aktuellen Stand der hydrogeologischen Landesaufnahme im Hinblick auf das Produkt HyK50 zeigt Abbildung 1.

In der gegenwärtigen Bearbeitungsphase steht schwerpunktmaßig die Schaffung der geologisch-geo-metrischen Grundlagen im Vordergrund. Das spezielle Problem bestand dabei darin, mit den zur Verfügung stehenden Softwaremitteln (i. W. ESRI, Golden Software und GeODin) eine eindeutigen Lagebezug der bearbeiteten hydrogeologischen Einheiten im Raum herzustellen und einen späteren Import der gewonnenen Daten in eine komplexe 3D-Datenhaltung offen zu gestalten.

## 2 Aufbau des geologisch-hydrogeologischen Strukturmodells

Die folgenden Daten dienen dem Aufbau des Strukturmodells

- Aufschlussdatenbank des LfUG
- Weitere nachzurecherchierende Aufschlussdaten
- Geologische und hydrogeologische Kartenwerke
- Digitales Höhenmodell.

Ausgehend von diesen Basisdaten wird das Strukturmodell in einem iterativen Prozess aufgebaut. Die wesentlichen Arbeitsschritte sind:

1. Aufbau eines Vormodells unter Zuhilfenahme aller verfügbaren Aufschlussdaten
2. Erstellung eines hydrogeologischen Normalprofils, welches die hydrogeologische Naturraumausstattung vollständig beschreibt
3. Gezielte Nachrecherche von Aufschlüssen in Gebieten mit unzureichender Datenlage
4. Erstellung hydrogeologischer Interpretationsprofile für ausgewählte Aufschlüsse
5. Ableitung und Korrektur von Verbreitungs-grenzen der hydrogeologischen Einheiten

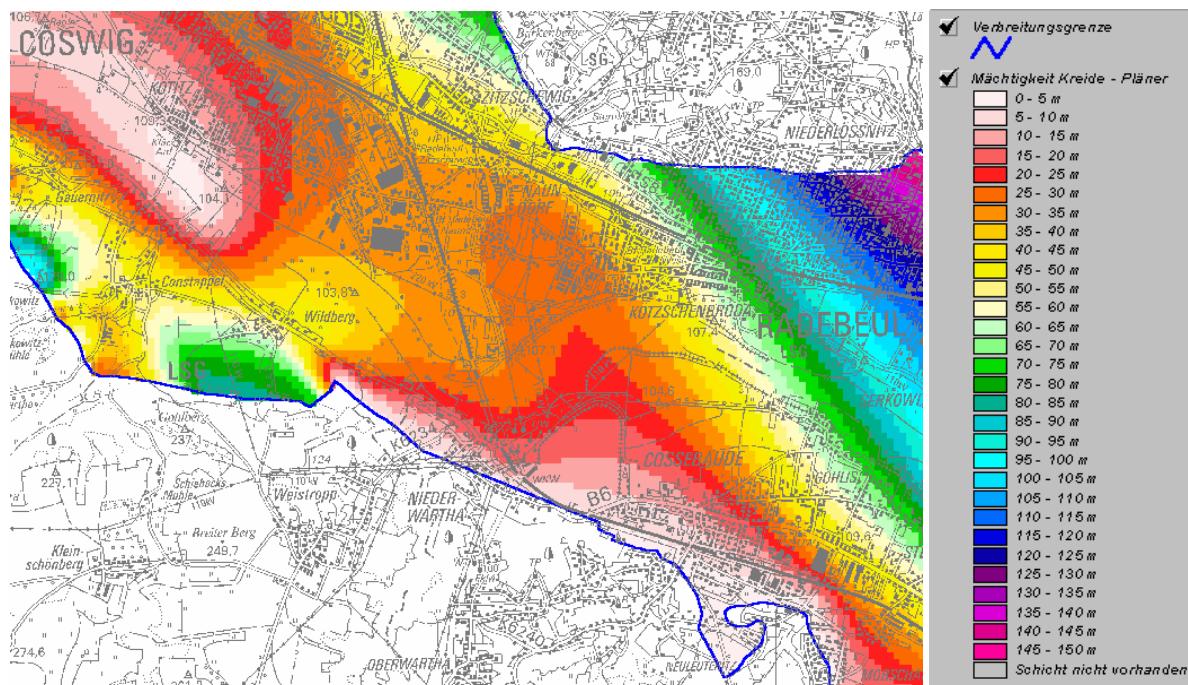


Abb. 3: Digitale Verfügbarkeit des Strukturmodells durch unkomplizierte Abfragen im GIS: Mächtigkeitsverteilung hydrogeologischer Einheiten (hier Pläner).

## 6. Berechnung der Raumlage (3D !) der hydrogeologischen Einheiten

## Datenbasis:

- a) Hydrogeologische Interpretationsprofile
- b) hydrogeologisches Expertenwissen in Form von virtuellen Stützstellen

**Methode:** Geostatistische Interpolation (Kriging)

## 7. Rechnerische Ableitung von hydrogeologischen Schnitten mit beliebigem Verlauf aus dem digitalen Strukturmodell

Die Vorgehensweise ist in Abbildung 2 grafisch veranschaulicht.

- Ableitung Hydrogeologischer Schnitte aus dem Strukturmodell (Abbildung 4) mit beliebigem Schnittverlauf

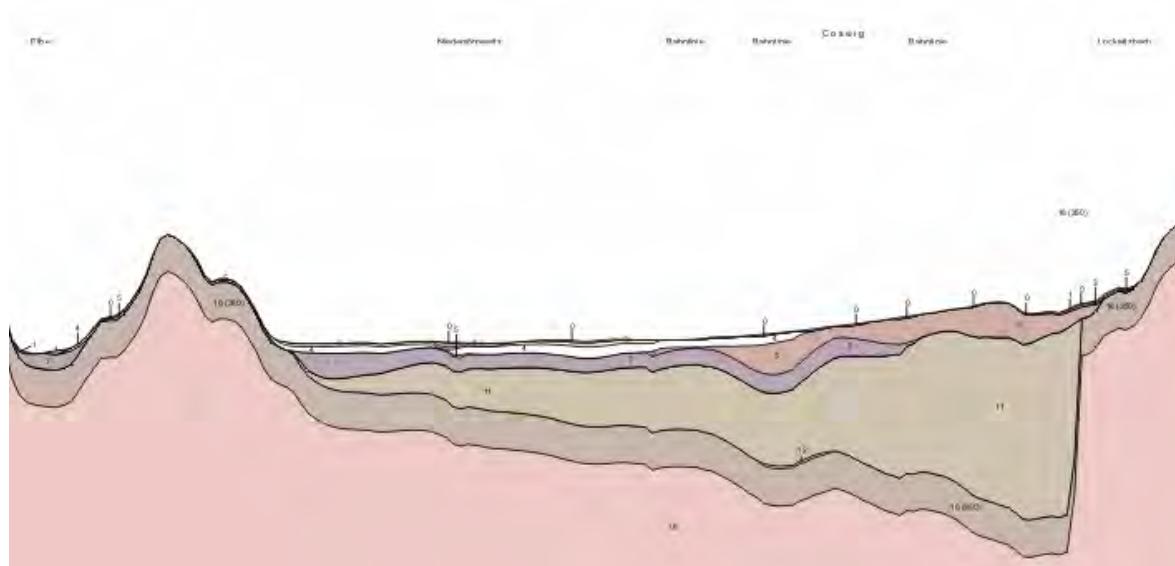
## 4 Anwendungen

- Einfache GIS-Abfrage von Geometrien (Verbreitung, Tiefenlage, Mächtigkeit, Volumen, Überdeckung) hydrogeologischer Einheiten an beliebiger Position im Raum (Abbildung 5)
- vielfältige Nutzung der Ergebnisse durch Wirtschaft, Wissenschaft sowie bei der eigenen fachamtlichen Tätigkeit (z.B. Umsetzung EU-WRRL)
- Einfache Gewinnung virtueller hydrogeologischer Profile für beliebige „Ansatzpunkte“
- Rechnerische Ableitung beliebig verlaufender hydrogeologischer Schnitte zur Visualisierung von Lagerungsverhältnissen
- Spätere Hinzunahme von Kennwerten problemlos möglich (Modularer Aufbau)

### 3 Ergebnisse

Folgende Ergebnisse sind bisher ableitbar:

- Hydrogeologische Grundlagenkarte mit Verbreitungsgrenzen aller relevanten hydrogeologischen Einheiten (Grundwasserleiter, Grundwasserstauer/-geringleiter und Deckenschichten)
- Raumlage der hydrogeologischen Einheiten, digital abgelegt als Rasterdaten mit Einzelinformationen GWL-Oberkante, GWL-Unterkante, GWL-Mächtigkeit. Die Zellengröße beträgt 50 x 50 m (Abbildung 3).
- hohe Aussagesicherheit des hydrogeologischen Strukturmodells durch Kopplung von Primärdaten und Expertenwissen sowie gezielter Einsatz geostatistischen Verfahren



**Abb. 4:** Rechnerisch erzeugter und grafisch nachbearbeiteter hydrogeologischer Schnitt (Software GeoDin 4.0)

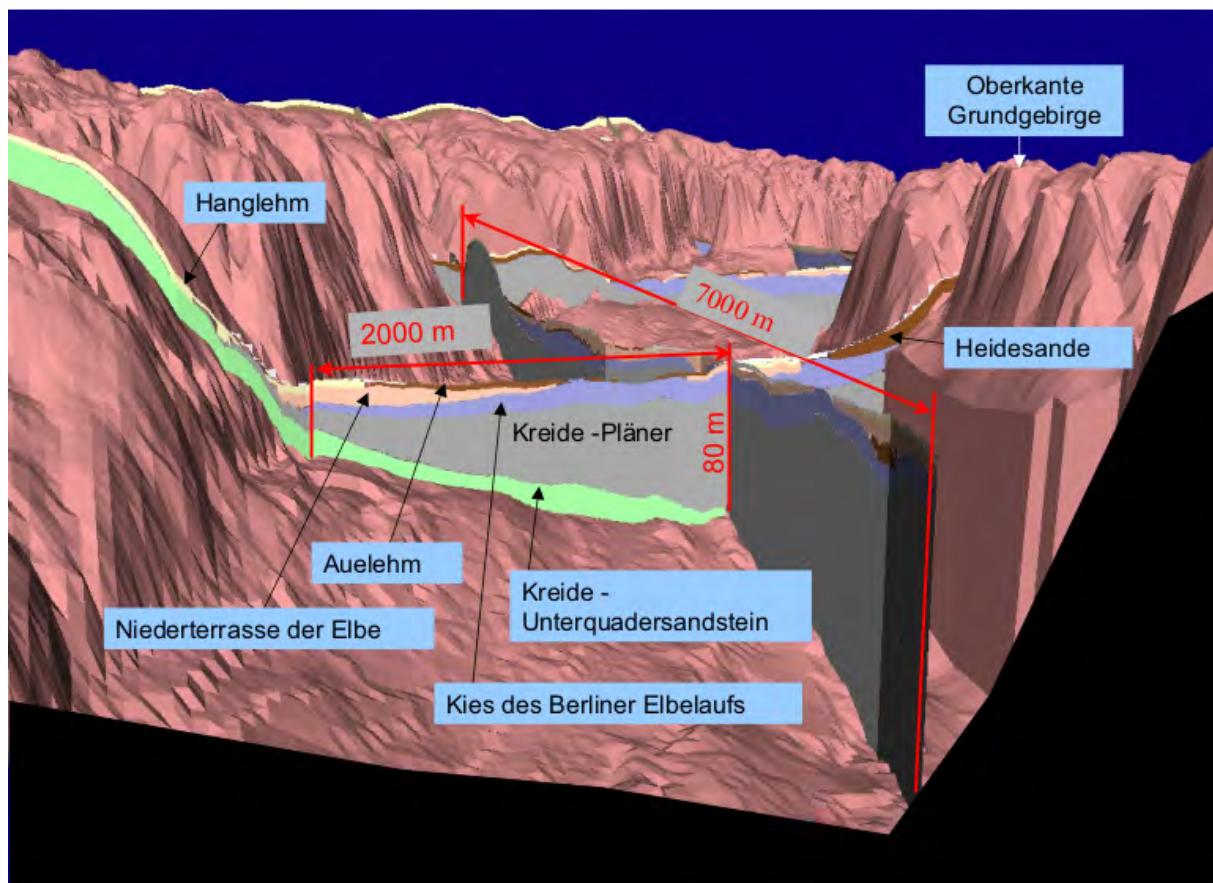


Abb. 5: Illustration der Lagerungsverhältnisse: Einblick in die hydrogeologischen Strukturen des Elbtals bei Radebeul.



# Der Surfer auf dem Server: Freie Interpolation von GIS- Attributen im IE

René Kahnt<sup>1</sup>, Kristin Lochmann<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Wismut GmbH, Jagdschänkenstraße 29, 09117 Chemnitz, E-Mail: r.kahnt@wismut.de

<sup>2</sup>TU Bergakademie Freiberg, Fakultät für Mathematik und Informatik, Agricolastraße 1, 09596 Freiberg

---

Die CARDO-basierte Datenbankumgebung der Wismut GmbH integriert eine Vielzahl unterschiedlicher Datenbanken. Für einen effektiven Umgang mit diesen großen Datenmengen wurde eine Vielzahl von themenbezogenen Spezialanwendungen entwickelt. Damit besteht ein einheitlicher Zugriff auf alle diese Datenbanken über den Internet-Explorer. Insbesondere für räumlich bezogene Daten sind Werkzeuge notwendig, die es erlauben sich schnell und effektiv die räumliche Verteilung von Parametern sowie auch deren zeitliche Entwicklung zu visualisieren.

Dazu wurde eine Anwendung in die Datenbankumgebung integriert, die auf bewährten Interpolationsroutinen beruht. Aufbauend auf einer Auswahl von Messstellen und der Selektion von zu visualisierenden Parametern kann die räumliche Verteilung von Stoffkonzentrationen, Wasserständen, Geländehöhen und anderen Parametern sofort zusammen mit weiteren GIS-Daten interpoliert und visualisiert werden. Insbesondere ist es dabei möglich:

- mehrere Parameter gleichzeitig einzubeziehen,
- eine Verschneidung mit Polygonen durchzuführen,
- die Differenz der Parameter zu unterschiedlichen Zeitpunkten zu berechnen



# Eine ArcGIS-Anwendung für sächsische Rohstoffe

Katrin Kleeberg

Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Abteilung 5, Halsbrücker Straße 31a, 09599 Freiberg,  
E-Mail: Katrin.Kleeberg@lfug.smul.sachsen.de

## 1 Einleitung

Im Rahmen des Umweltinformationssystems (UIS) Sachsen wurde im Sächsischen Landesamt für Umwelt und Geologie (LfUG) das Fachinformationssystem (FIS) Rohstoffe aufgebaut. Anliegen des FIS ist die Erfassung, Laufendhaltung, Interpretation und Darstellung aktueller Daten zu sächsischen Bodenschätzungen.

Das FIS Rohstoffe besteht aus einer Web-Anwendung (Oracle Developer/Forms 9i) und einer damit verknüpften GIS-Visualisierung als Funktionserweiterung des ArcGIS 8.3 von ESRI. Das FIS Rohstoffe löst damit die bisher verwendeten einschlägigen PC-Lösungen (Karte der oberflächennahen mineralischen Rohstoffe im Maßstab 1:50 000 - KOR 50 und Digitales Lagerstättenkataster Braunkohle) ab.

Ziel des FIS Rohstoffe ist es, die gespeicherten Daten effektiv zu verwalten und für Beratungen und Stellungnahmen schnell und aussagekräftig verfügbar zu halten. Hauptziele bei der Entwicklung waren Anwenderfreundlichkeit, Übersichtlichkeit und Erweiterungsmöglichkeiten der ArcGIS-Anwendung. Die ArcGIS-Anwendung

wurde von der Firma BISANTECH-NUOVA GmbH & Co. KG in den Jahren 2003/2004 realisiert.

## 2 Aufbau der ArcGIS-Anwendung, Datenzugriff

Die Anwendung für das FIS Rohstoffe baut auf der Standardanwendung des ArcGIS 8.3 auf. Die Standardfunktionen können weitestgehend in gewohnter Weise genutzt werden.

Das FIS besteht aus den Bereichen Rohstoffe, Betriebsstellen (= rohstoffgewinnende und –verarbeitende Bergbaubetriebe), Rechtsverhältnisse und Wiedernutzbarmachung. Diese 4 Teile spiegeln sich in den entsprechenden als Erweiterung gestalteten Menüpunkten der ArcGIS-Anwendung wider (Abbildung 1).

Blattschnitte der topographischen Karten, administrative Grenzen wie Gemeinde- und Landkreisgrenzen sowie Rasterdaten (z. B. topographische Karten, Luftbilder), die auch als Katalog geladen werden können, erleichtern den schnellen und bequemen Zugriff auf „Hintergrundinformationen“.

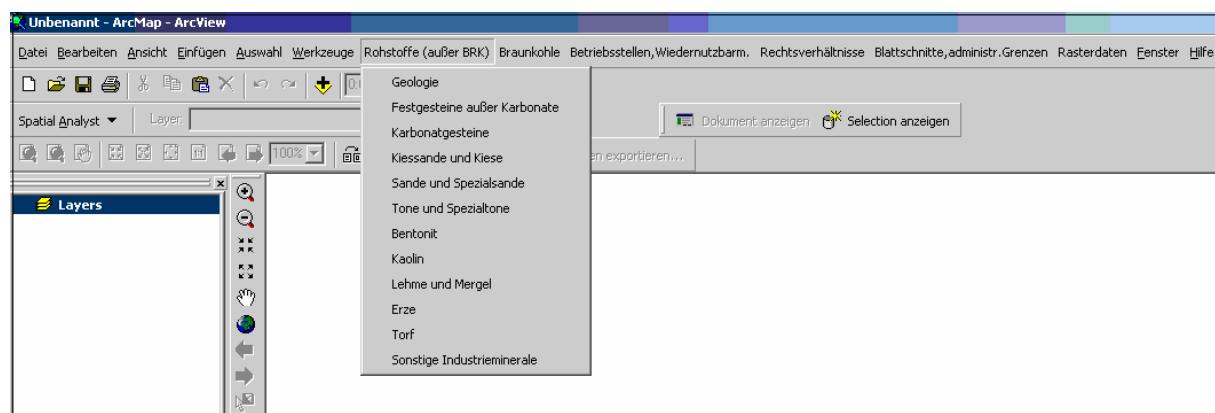


Abb. 1: Startbildschirm für ein ArcGIS-Projekt im FIS Rohstoffe; die Menüpunkte „Rohstoffe (außer Brk)“, „Braunkohle“, „Betriebsstellen, Wiedernutzbarmachung“ und „Rechtsverhältnisse“ spiegeln die 4 Fachsäulen des FIS wider.

Die Datenbank (DB) und die GIS-Daten liegen auf Servern, die den gleichzeitigen Zugriff mehrerer Mitarbeiter auf die gleichen Daten ermöglichen. Der Bearbeiter kann Lese- und/oder Schreibrechte besitzen. Je nach Art der Daten können diese durch ihre Lage im Computernetz des Landesamtes für Umwelt und Geologie auch für bestimmte Nutzer gesperrt oder freigegeben werden. Daten aus anderen Behörden werden derzeit nachrichtlich übernommen. Ein online-Zugriff auf diese Daten ist gegenwärtig nicht realisiert.

### 3 Ausgewählte Nutzungsmöglichkeiten durch den Anwender

#### 3.1 Startmöglichkeiten

Der Start der Datenbank und der GIS-Anwendung ist einzeln über Icons vom Bildschirm aus möglich (Abbildung 2). Um eine Verbindung zwischen Datenbank und ArcGIS-Anwendung aufzubauen, muss die GIS-Anwendung aus der DB heraus gestartet werden. Für die Anmeldung sind in jedem Fall Nutzername und Passwort erforderlich.

#### 3.2 Individuelle Menüanpassungen mit Hilfe der DB

Durch verschiedene Dienstprogramme in der Datenbankanwendung sind Management und Konfiguration des GIS-Datenbestandes anwenderfreundlich durchführbar. Die in der GIS-Anwendung als Erweiterung eingerichteten Menüpunkte können hier individuell gestaltet und damit aktuellen Anforderungen flexibel angepasst werden (Abbildung 3).

Über das Menü „GIS-Aufgaben“ können von der Datenbank aus häufig benötigte Operationen wie z. B. das Verschneiden von Fachgeometrien mit topographischen Daten durchgeführt werden.

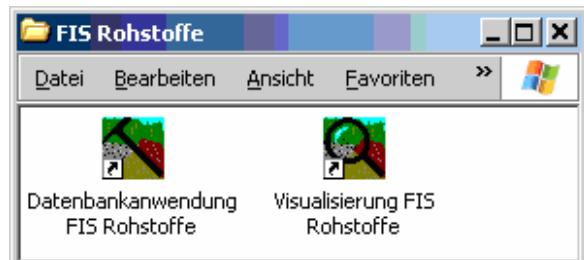


Abb. 2: Start-Icons der Datenbank- und GIS-Anwendungen des FIS Rohstoffe.

### 3.3 Recherchemöglichkeiten

Recherche, Selektion und Darstellung von Daten können sowohl von der Datenbank aus zum GIS als auch umgekehrt erfolgen.

Werden in der DB Datensätze selektiert, können diese in der ArcGIS-Anwendung visualisiert werden. Dazu wird die GIS-Anwendung aus der Datenbank heraus gestartet.

Die Selektierung von Flächen im GIS erfolgt über Standwerkzeuge. Über den Button „Selection anzeigen“ (Abbildung 1) können die Daten zu den ausgewählten Flächen in der Datenbank angesehen werden. Dafür muss die GIS-Anwendung jedoch bereits aus der Datenbank heraus gestartet worden sein, damit eine Verbindung zwischen beiden vorhanden ist.

Ebenso ist der Zugriff auf Textdateien (Dokumente, die als Zusatzinformation zu Rohstoffflächen verknüpft sind), vom GIS aus möglich.

### 3.4 Visualisierung von Bohrungsdaten

Die Auswahl und Visualisierung von Bohrungsdaten ist für die Bewertung von Rohstoffflächen von besonderer Bedeutung. Hierfür kann das Programm GeODin der Firma FUGRO (Verknüpfung mit ArcGIS) genutzt werden.

### 4 Erfahrungen der Nutzer

Die Anwendung wird seit August 2004 durch verschiedene Nutzer getestet. Dabei stellte sich heraus, dass bestimmte Aufgaben mittels der Anwendung bequemer und schneller gelöst werden können und die Handhabbarkeit auf wenig Kritik stößt. Vorteilhaft ist, dass die Datenpflege nur einmal an zentraler Stelle erfolgen muss. Durch die Vergabe von Rechten sind die Datensicherheit und der Schutz ausgewählter Daten vor unbefugtem Zugriff gewährleistet. Jeder Nutzer hat Zugriff auf die gleiche Datenversion im GIS und in der Datenbank. Alle mineralischen Rohstoffe Sachsen (Steine-Erden, Braunkohle) sind in einer Datenbank und einer GIS-Anwendung verfügbar.

Nachteilig sind die, im Vergleich zur Standalone-Arbeitsplatzlösung erheblich längeren Laufzeiten bei Datenrecherche und Visualisierung. Eigene Optimierungen oder auch kleine Änderungen sind aus verschiedenen Gründen (Rechtevergabe, Kenntnisse und Werkzeuge der forms- bzw. ArcGIS-Programmierung) für den Nutzer nicht mehr durchführbar. Er ist in stärke-

rem Maße als bei ACCESS- bzw. dbase-Anwendungen von Spezialisten im Hause oder von außerhalb abhängig.

Außerdem ist festzustellen, dass sich bereits jetzt, kurz nach der Fertigstellung der Anwendung, Notwendigkeiten für Weiterentwicklungen bzw. Optimierungen ergeben. Dies resultiert u. a. aus den Folgen der Verwaltungsstrukturreform. Seit 1.1.2005 sind die Geologen aus den Stellen für Gebietsgeologie der früheren Staatlichen Umweltfachämter dem LfUG zugeordnet. Die Fachkollegen haben ihre Aufgaben „mitgebracht“, so dass Anpassungen z. B. im Bereich „Bergbaubetriebe“ erforderlich sind. Eine weitere Umstellung steht mit der Einführung von ArcGIS 9 ins Haus.

Nachteilig bei der Entwicklung der Anwendung war die (zu) lange Entwicklungszeit des Projektes (5 Jahre). Verschiedene Software-Umstellungen, Versionswechsel und damit verbundene Validierungen kosteten in dieser Periode Zeit, Nerven und Geld. Die lange Entwicklungszeit resultiert in erster Linie aus finanziellen und haushaltrechtlichen Gründen. Kritisch betrachtet werden weiterhin die bisher fehlenden personel-

len und finanziellen Möglichkeiten für Pflege und Entwicklung der Anwendung.

## 5 Zusammenfassung

Im Rahmen des Umweltinformationssystems (UIS) Sachsen wurde im Sächsischen Landesamt für Umwelt und Geologie das Fachinformationsystem (FIS) Rohstoffe aufgebaut. Ziel des FIS ist die Erfassung, Laufendhaltung, Interpretation und Darstellung aktueller Daten zu sächsischen Bodenschätzten.

Das FIS Rohstoffe besteht aus einer Web-Anwendung (Oracle Developer/Forms 9i) und einer damit verknüpften GIS-Visualisierung als Funktionserweiterung des ArcGIS 8.3 von ESRI.

Hauptanliegen bei der Entwicklung waren Anwenderfreundlichkeit, Übersichtlichkeit und Erweiterungsmöglichkeiten der ArcGIS-Anwendung.

Das FIS besteht aus den Bereichen Rohstoffe, Betriebsstellen (= rohstoffgewinnende und –verarbeitende Bergbaubetriebe), Rechtsverhältnisse und Wiedernutzbarmachung.

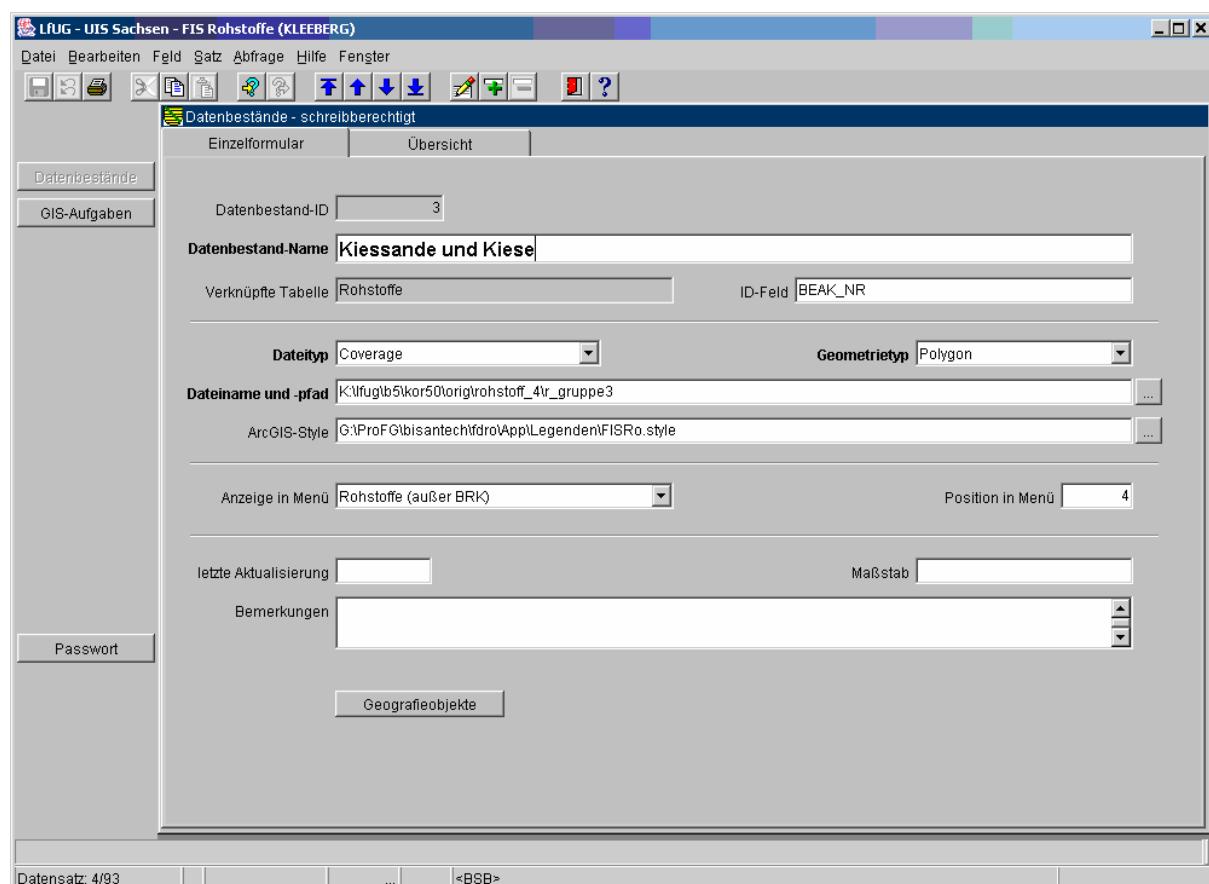


Abb. 3: Verwaltung der GIS-Datenbestände in der Oracle-Datenbank. Hier sind individuelle Gestaltungen des Menüs der GIS-Anwendung möglich.

Durch verschiedene Dienstprogramme in der Datenbankanwendung sind Management und Konfiguration des GIS-Datenbestandes anwenderfreundlich durchführbar.

Recherche, Selektion und Darstellung von Daten können sowohl von der Datenbank aus zum GIS als auch umgekehrt erfolgen.

Ebenso ist der Zugriff auf Textdateien (Dokumente, die als Zusatzinformation zu Rohstoffflächen verknüpft sind), vom GIS aus möglich.

Für die Auswahl und Visualisierung von Bohrungsdaten kann das Programm GeODin (GeoDIN-ArcGIS-Extension) genutzt werden.

Vorteile der Anwendung sind u. a. Nutzerfreundlichkeit, Datensicherheit und die zentrale Datenhaltung und -pflege.

Nachteile sind längere Laufzeiten bei Recherchen und größerer Aufwand bei Anpassungen, die zudem kaum durch den Nutzer selbst realisiert werden können. Infolge der langen Entwicklungszeit der Anwendung waren der zeitliche und der finanzieller Aufwand höher als bei vergleichsweise zügiger realisierten Projekten.

# Anwendung digitaler Geodaten – Die geologische Karte GK 50-dig von Sachsen

Ottomar Krentz, Axel Fribe, E.A. Koch

Landesamt für Umwelt und Geologie Sachsen, Zur Wetterwarte 11, 01109 Dresden,  
E-Mail: Ottomar.Krentz@lfug.smul.sachsen.de

Ein wichtiges Merkmal digitaler geologischer Karten ist ihre multifunktionale Anwendung. Sie ermöglicht einerseits die Herstellung thematischer Karten für die Beantwortung detailgenauer Spezialfragen. Andererseits entstehen durch die Integration digitaler geologischer Karten mit weiteren digitalen Geodaten (z.B. Topographie, Höhendaten, Satellitendaten, Landnutzungsdaten) neue kartographische Informationsebenen. Damit wird das Verständnis komplexer Zusammenhänge und die Aussagefähigkeit zu speziellen Fragestellungen deutlich verbessert. Daher arbeitet das LfUG an einer modernen digitalen Geologischen Karte 1: 50 000 für ganz Sachsen (Abbildung 1).

Der Nordteil des Freistaates liegt bereits als „Karte der eiszeitlich bedeckten Gebiete“ vor. Seit 2002 werden die verbleibenden Gebiete im Bereich des Erzgebirge/Vogtlands digital aufgearbeitet. Grundlage bildet das umfangreiche, bereits vorliegende geologische Datenmaterial. Im Rahmen des laufenden Projektes sollen ca. 48 Messtischblätter 1: 25 000 bearbeitet und bis Ende 2006 als digitale Karte 1: 50 000 bereitgestellt werden. Derzeit ist die Bearbeitung von ca. 23 Mbl. abgeschlossen. 8 Mbl. liegen mit unterschiedlichem Bearbeitungsstand vor.

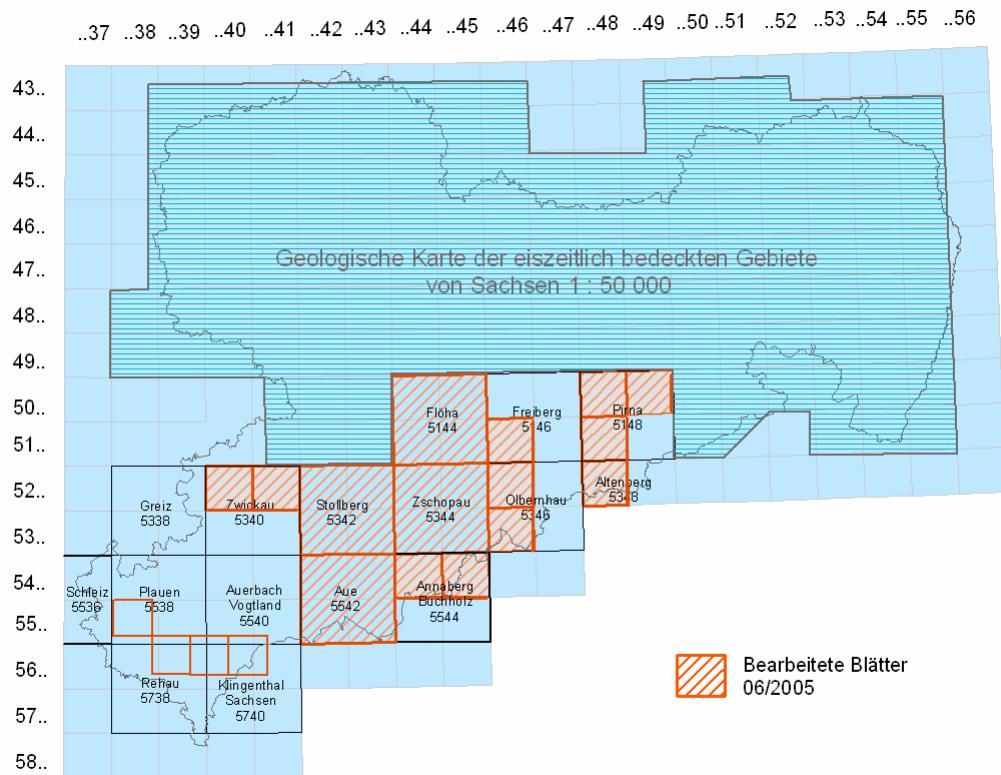


Abb. 1: Stand der digitalen Bearbeitung der GK 50-dig

Das Ausgangsmaterial ist außerordentlich heterogen. Es werden die alten Geologischen Spezialkarten von Sachsen ab 1875 genauso einbezogen wie unveröffentlichtes Karten- und Archivmaterial für spezielle angewandte Fragestellungen sowie die Ergebnisse der laufenden geologischen Kartierungen 1: 25 000. Der unterschiedliche Kenntnisstand und die verschiedenen Kartierungskonzeptionen lassen sich häufig nicht in befriedigendem Maße ausgleichen.

Das Kartenwerk wird als Multilayer-Karte erstellt. Sie steht als Oberflächenkarte (mit quartärer Bedeckung) und als abgedeckte Karte (ohne quartäre Bedeckung) zur Verfügung. Die Karte selbst kann thematisch als stratigraphische, petrographische und tektonische Karte mit unterschiedlicher Differenzierung dargestellt werden.

Die Datenbereitstellung für die einzelnen Flächeninformationen erfolgt über eine Access-Datenbank (Abbildung 2). Parallel dazu werden Zusatzdaten, wie tektonische Zeichen, Fossilienfundpunkte, radiometrische Altersdatierungen und Lokalitäten von Druck-Temperatur-Untersuchungen in DBASE-Dateien bereitgestellt, die entsprechend der Thematik hinzugefügt werden können. Zusatzinformationen, wie Kon-

taktmetamorphose, Verwitterung, metamorphe Beanspruchung, Vererzungen, Mineralisograde etc. werden in einem gesonderten Layer vor gehalten, um geologische Flächeninformationen nicht zusätzlich zu belasten.

Aus der Oracle-Datenbank bzw. dem LfUG internen Netz werden topographische Daten und Bohrungen abgerufen, themenspezifische, nicht geologische Datenbanken einbezogen oder es erfolgt der Abgleich der petrographischen und stratigraphischen Daten.

Die Kartengeometrien werden in ArcInfo auf der Basis GK25 erarbeitet. Die Bearbeitung der Legende, der Beschriftung und des Kartenlayouts erfolgt sowohl in ArcView3 als auch ArcMap. Die automatische Kartenerstellung im Routinebetrieb ist insbesondere bei der kartographischen Bearbeitung nicht immer befriedigend.

Die Gk25 verbleibt als internes Arbeitsmaterial, das permanent durch neue Ergebnisse ergänzt wird, während die GK50 nach 2006 ausschließlich digital vertrieben wird. Neben den Basisdaten (Geometrien, Flächeninformationen), die auf CD bereitgestellt werden, sollen Themenkarten Standardfragen beantworten. Diese inhaltlich

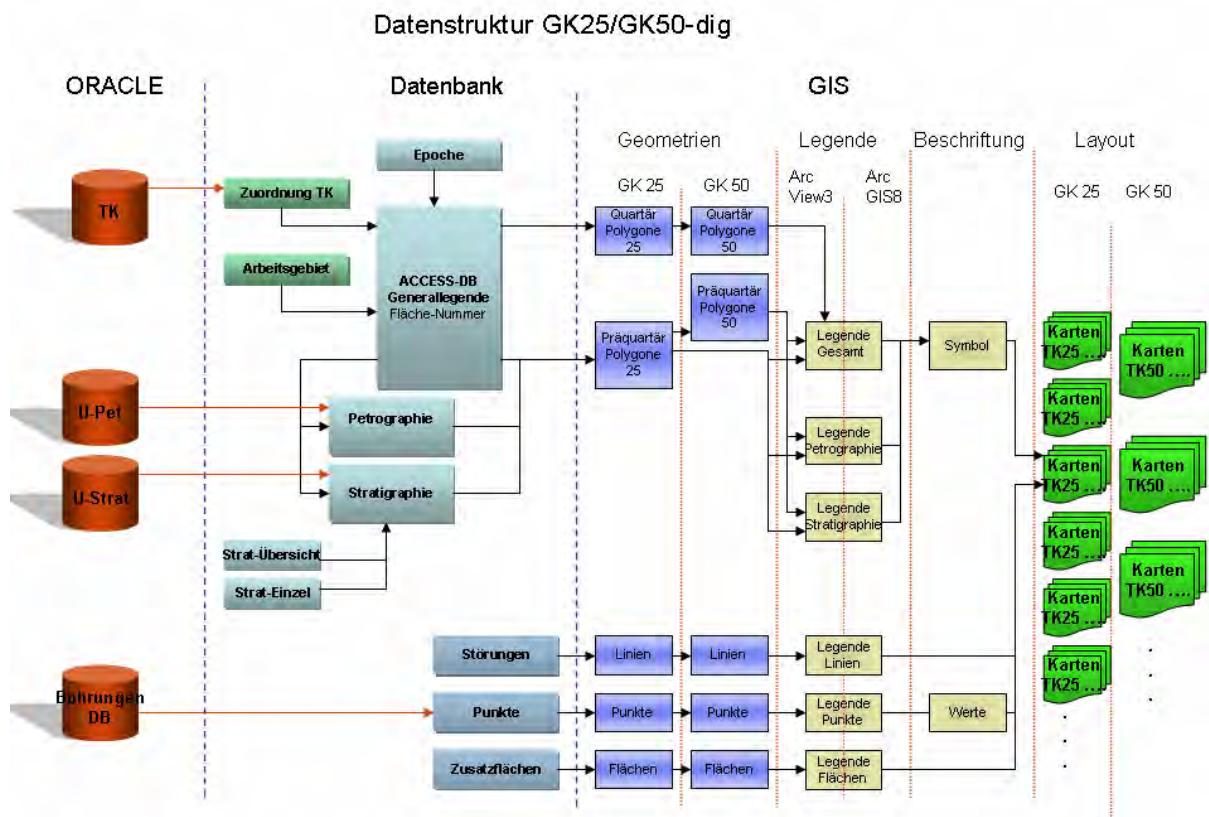


Abb. 2: Datenstruktur der GK25/GK50-dig

gebundenen Karten zeigen sowohl die Oberflächengeologie, als auch Quartär und Präquartär als separate Karte. Aus dem Kontext der Daten können spezielle Teilbereiche wie Stratigraphie, Petrographie, Tektonik usw. gefiltert und dargestellt werden.

Die digitale Bereitstellung der geologischen Karte sowie die Ergänzungen durch unterschiedliche Datenquellen verbessert die Nutzbarkeit der Karte bezüglich anwenderbezogene Fragestellungen erheblich. Bewährt hat sich die Verschneidung mit dem digitalen Höhenmodell DGM25, insbe-

sondere um die Verteilung quartärer Lockersedimente besser darzustellen. Für die Ermittlung von Georisiken ist die Kombination von DGM und geologischer Karte besonders effektiv, um überflutungsgefährdete Standorte besser zu beurteilen oder hangrutschungsgefährdete Gebiete auszuhalten. Die selektive Auswahl einzelner Gesteinsgruppen oder Lithologien für die Rohstoffnutzung oder hydrogeologische Einschätzung großer Gebiete ist bereits eine Routineanwendung.



**Abb. 3:** Verschneidung der Geologische Karte mit dem digitalen Höhenmodell DGM25 zur besseren Darstellung der Verteilung quartärer Lockersedimente.



# Lebensräume nach dem Tagebau – GIS-gestützte Flächensanierung in der Praxis

Stefan Kutter, Hans-Hermann Baumbach

Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH, Franz-Mehring-Straße, 01968 Senftenberg/OTBrieske, E-Mail: S.Kutter@lmbv.de

Seit mittlerweile über 12 Jahren werden die stillgelegten Tagebau- und Industrieflächen des Braunkohlenbergbaus in der Lausitz und in Mitteleuropa saniert und wieder nutzbar gemacht. Ausgehend von den Zielen der Bergbausanierung unter Beachtung der im Bundesberggesetz getroffenen Festlegungen nach der Beseitigung von Gefahren für die öffentliche Sicherheit sowie die Wiedernutzbarmachung ergaben sich bereits 1994 erste Ansätze zum Aufbau eines Geoinformationssystems in der LMBV.

Die Aufgaben eines GIS bei der Herstellung von Flächen und die Verwaltung einer großen Vielfalt an Daten sind sich aus Sicht der LMBV in der Abbildung 2 gebündelt dargestellt.

Am Beginn der Entwicklung eines Geoinformationssystems steht, wie allgemein bekannt, die Datenerfassung. Besondere Bedeutung hatten und haben dabei die vektorisierten Daten von ca. 100 Bergmännischen Risswerken und die Liegenschaftskarten (ca. 80.000 - 100.000 ha), die allesamt als Microstationdateien vorliegen. Darauf aufbauend entwickelten sich die verschiedenen „GIS-Fachschalen“ der Liegenschaften, der Geotechnik, der Altlastenbearbeitung und des Bergschadensmanagements.

Hinzu kommen Infrastrukturen, Leitungen und Kabel, das Forstinformationssystem und die Nachnutzungskonzepte für ehemalige Bergbau- und Veredlungsflächen.

Die LMBV ist damit ein riesiger Datenerzeuger, -bearbeiter und -lieferant, mit einer bergbaulich beanspruchten Fläche von ca. 1.000 km<sup>2</sup>.

Die umfangreichen Datenbestände der LMBV und die Notwendigkeit der Verfügbarkeit dieser Informationen an allen PC-Arbeitsplätzen der LMBV machten es notwendig, auf Basis der vorhandenen Strukturen und der bereits vorhandenen Lösungen ein Informationswerkzeug zu entwickeln, das auch den Nicht-Experten erlaubt, Daten einzusehen und Informationen für ihre

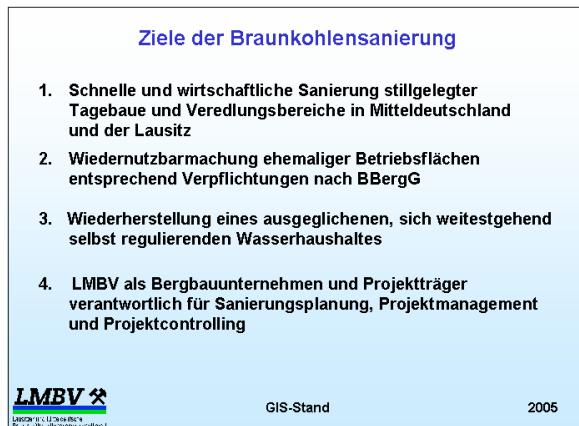


Abb. 1: Hauptaufgaben der Braunkohlesanierung.

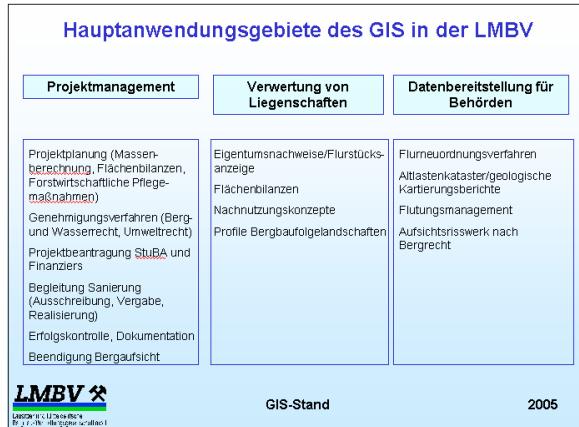


Abb. 2: Aufgaben GIS in der LMBV.



Abb. 3: Überblick über die Datenvielfalt.

Arbeit aus dem System zu holen (Abbildung 3). Insgesamt sind zurzeit in der LMBV ca. 400 potentielle User des betriebsinternen Informationssystems, die für ihre jeweiligen Abteilungen und Bereiche Datenauskünfte benötigen. Nahezu jeder braucht dabei unterschiedliche Sach- und Grafikdaten, die jederzeit frei kombiniert werden können.

Die entwickelte Lösung basiert auf den historisch vorhandenen Vektordateien auf Basis von Bentley Microstation, den Rasterdaten der vier jeweiligen Landesvermessungämter in allen Maßstäben (10.000 – 100.000) und den umfangreichen historischen und aktuellen Orthofotos sowie den aktuellen Beständen der Geomedia Data-Warehouses.

Das Infosystem bietet dem Nutzer eine an den Windowsexplorer angelehnte Struktur an, die es gestattet, verschiedene Grafikthemen auf jedem PC zu kombinieren und diese im Folienprinzip mit anderen Informationen zu überdecken.

Basierend auf aufgabenbezogenen Benutzerrechten können die verschiedenen Themen kombiniert und auf Grundlage von standardisierten Abfragen ausgewertet werden. Ebenso können die Anwender eigene Datenabfragen kreieren und in persönlichen Ordnern abspeichern. Globale Abfragen für alle User werden durch die GIS-Abteilung erzeugt und über die Datenbank zeitnah bereitgestellt.

Die Entwicklung des Systems ist allerdings nicht nur auf eine reine Visualisierungsfunktion zu reduzieren. Der Anwender hat darüber hinaus die Möglichkeit, spezifische Sachdaten zur Fläche über das Infosystem zu editieren und damit die Auswertungen zu aktualisieren.

Eine Veränderung der grafischen Grundlagen ist

nicht möglich, diese wird durch die CAD-Bearbeiter an den vier Standorten der LMBV realisiert.

Innerhalb des Systems ist es z.B. auch möglich, eigene zusätzliche Ebenen (Grafikdecker) zu erzeugen und diese mit Flächen, Texten, Linien oder Datenbankinhalten zu belegen. Diese zusätzlichen Informationen werden im System gespeichert und stehen anderen Usern als weitere Informationsebene zur Verfügung. Die Ursprungsdaten bleiben dabei unverändert.

Ziel der jetzigen GIS-Landschaft ist ein integriertes Informationssystem, unter Einbeziehung historisch entstandener Insellösungen.

Die GIS-Auswertung basiert auf dem Produkt Geomedia der Firma Intergraph. Innerhalb der Data-Warehouses wird ausgewertet, analysiert und verschnitten. Derzeitige praktische Anwendungen in der Auswertung sind in Abbildung 5 zusammengefasst.

Schwerpunkte der zukünftigen GIS-Bearbeitung bildet aus Sicht der LMBV derzeit die integrative Nutzung des SAP und GIS zur weiteren Vereinheitlichung der Datenerfassung und -fortführung sowie die Umsetzung der Daten in 3D-Visualisierungen.

Aufgrund des Entwicklungsgeschichtlichen Hintergrundes der heutigen LMBV, die aus einer Vielzahl ehemals separater Tagebaue und Veredlungsanlagen in differenzierten Verwaltungsstrukturen entstand, hat das GIS der LMBV nicht nur die Aufgabe Arbeitsvorgänge zu unterstützen, sondern bestimmte Abläufe auch zu verwerfen und Schritte zur Erreichung der Zielvorgaben abzuändern. Durch die in der LMBV geschaffenen Werkzeuge zur Visualisierung und Auswertung von Grafik- und Sachdaten ist es damit ge-

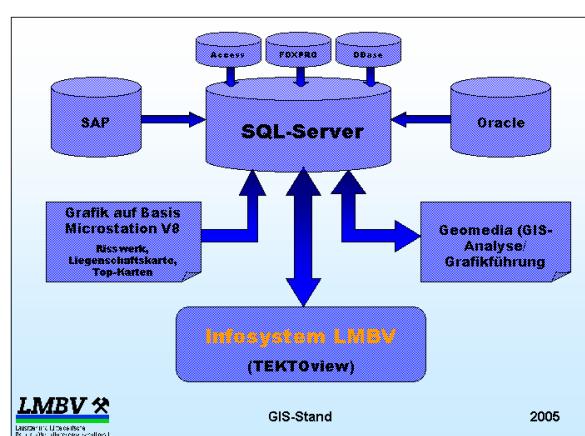


Abb. 4: Struktur GIS.

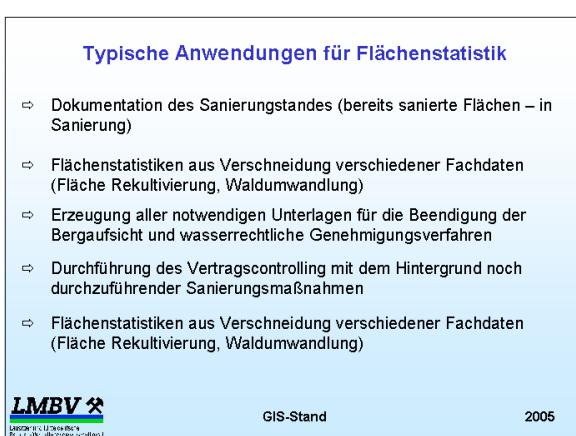


Abb. 5: Beispiele für Anwendungen.

lungen, die Arbeitsprozesse zu optimieren und betriebswirtschaftlichen Anforderungen zu genügen, um eine transparente und kooperative Zusammenarbeit einer Vielzahl am Prozess Beteiligter zu gewährleisten.

Dazu gehören die internen Fachabteilungen der LMBV und die beteiligten Ämter und Behörden

sowie beauftragten Ingenieurbüros, Spezialfirmen, Gutachter u.ä.

Diesem hohen Anspruch auch weiterhin gerecht zu werden, heißt, sich mit allen Entwicklungen auf dem gesamten Geoinformationssektor auseinander zu setzen und sie in die eigene Arbeit optimal und nutzbringend zu integrieren.

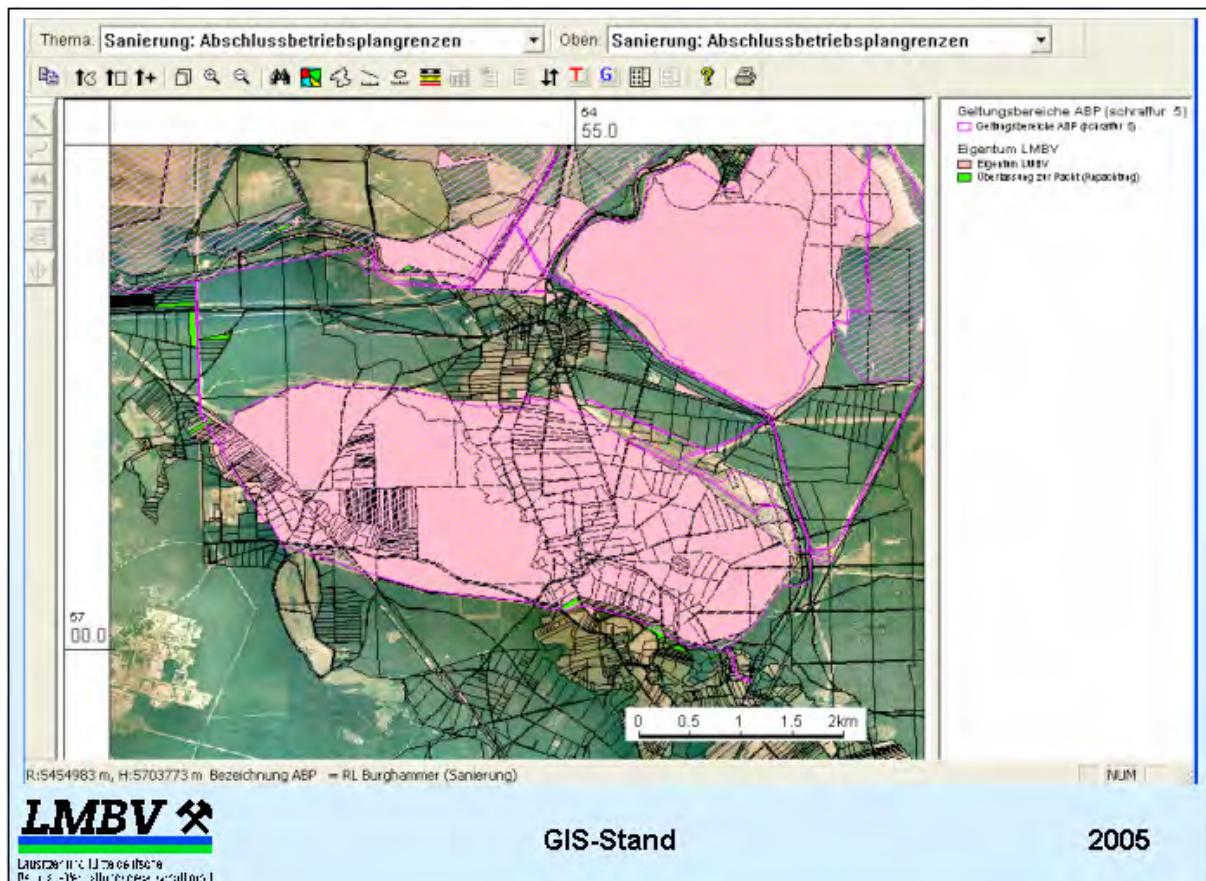


Abb. 6: Darstellungen von objektkonkreten Sanierungsmaßnahmen und Eigentum.

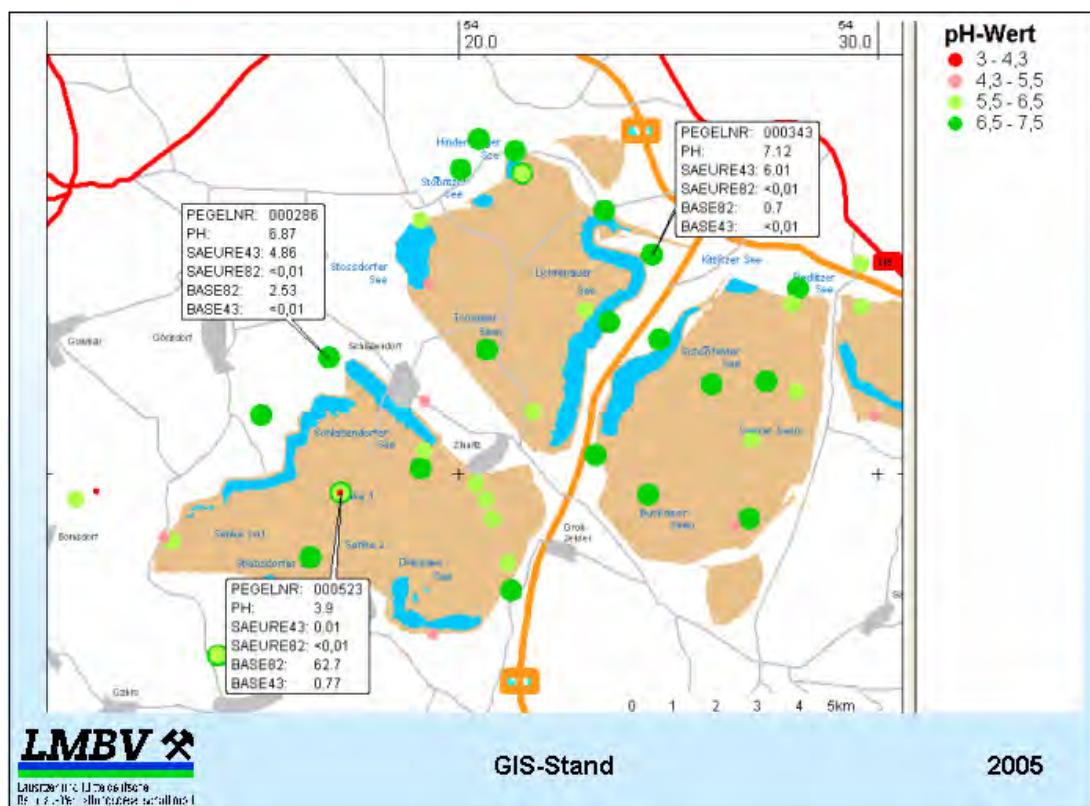


Abb. 7: Darstellung und Auswertung von Güteparametern bei der Entwicklung von zukünftigen Gewässern.

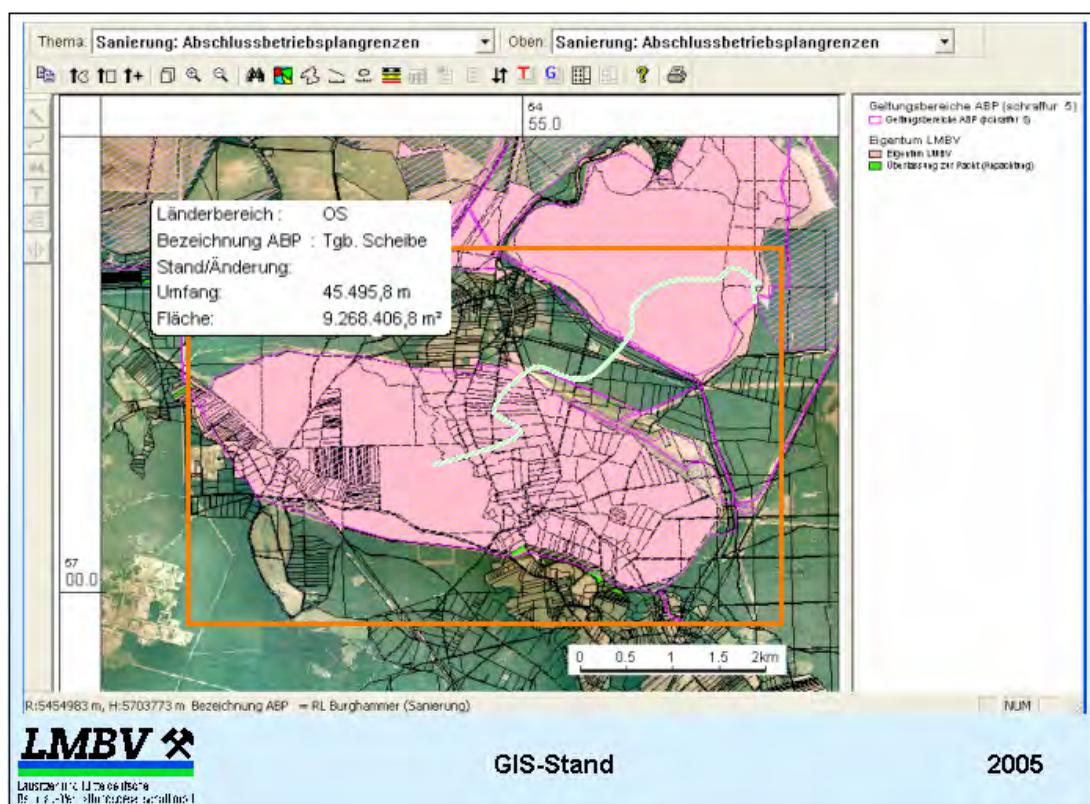


Abb. 8: Erzeugung eigener einfacher Grafiken und Sprechblasen (freiwählbare bzw. datenbankerzeugte Textergänzung in der Grafik).

# Teilautomatisierte Erfassung geometrischer Basisdaten aus dem Bergmännischen Risswerk

Karl-Heinz Löbel, Irmgard Niemeyer

TU Bergakademie Freiberg, Institut für Markscheidewesen und Geodäsie, Agricolastraße 1, 09596 Freiberg,  
E-Mail: loebel@tu-freiberg.de

Für die effektive Bearbeitung von Problemen im Zusammenhang mit Altbergbau können vielfältigste raumbezogene Basisdaten und Informationen direkt aus dem Bergmännischen Risswerk entnommen bzw. indirekt daraus abgeleitet werden. Bei räumlich relativ eng begrenzten Aufgabenstellungen ist eine Überführung von markscheiderischen risslichen Darstellungen der verschiedenen Objekte wie z.B. Schächte, Strecken, Überhauen, Abbaue usw. in adäquate digitale Vektorgraphik unproblematisch und auch per Hand realisierbar. Im Zusammenhang mit großräumigen Aufgabenstellungen ist oft die Vektorisierung einer großen Anzahl von Rissen erforderlich.

Der Beitrag beschreibt Möglichkeiten, um die aus markscheiderischen Rissen abzuleitenden raumbezogenen Basisdaten mit Methoden der digitalen Bildanalyse möglichst weitgehend automatisiert zu erfassen.

For the effective handling of issues related to abandon mining various spatial base data and information could be extracted directly taken or indirectly derived from the mine maps. In case of small-scale tasks the digitizing of relevant mine map objects, e.g. shafts, gateways, extraction points, could be carried out manually. With regard to wide-area tasks the raster-vector-conversion of a huge number of mine maps is needed.

The given paper proposes possibilities of digital image processing to automatically retrieve the spatial base data.

---

## 1 Begriffe und Einführung in die Problematik

Im Unterschied zum allgemeinen vermessungs-technischen Sprachgebrauch, bei dem der Riss – als Feldriss, Handriss, Messungsriss oder auch Vermessungsriss bezeichnet – eine während der Vermessungsarbeiten im Felde angefertigte, näherungsweise maßstäbige Skizze darstellt, ist der markscheiderische Riss eine großmaßstäbige, geometrisch richtige Darstellung. Markscheiderische Risse stellen die oft sehr komplexen dreidimensionalen Zusammenhänge, je nach Erfordernis, in verschiedenen Maßstäben (1: 5.000 bis 1: 500 und darüber) in verschiedenen Projektionen und Ansichten dar.

Markscheiderische Risse, Karten, Pläne und sog. sonstige Unterlagen werden unter dem Begriff „Bergmännisches Risswerk“ zusammengefasst. Zweck dieser Risswerke ist es, neben einer Unterstützung aller während der aktiven Bergbau-phase erforderlichen Prozesse nach deren Abschluss eine Übermittlung aller wesentlichen raumbezogenen Informationen zu den durch-

geführten bergbaulichen Aktivitäten an die Nachwelt zu ermöglichen - sei es, um eine spätere Nutzung noch vorhandener Ressourcen zu unterstützen oder aber, um die Abwehr von Gefahren, die aus altem Bergbau resultieren können, zu ermöglichen. Noch bis in die 80er Jahre des vergangenen Jahrhunderts wurden die Darstellungen als Unikate von Hand angefertigt.

Schon gegen Ende des 19. Jh. sind Bemühungen in Form von Rissmusterblättern, Zeichenvorschriften und bergbehördlichen Anweisungen zu erkennen, um eine eindeutige und einheitliche Form der Darstellung von Objekten der objektiven Realität (Gänge, Flöze, Abbaue, geologische Störungen, Strecken, Schächte, Halden, Böschungen, ...) in diesen Rissen zu erzielen. Von der Anwendung und Einhaltung der in den heute gültigen Normen der DIN 21900 ff. enthaltenen Empfehlungen wird in Deutschland die Beurteilung der Fachkunde bei der Führung eines Risses bzw. Risswerkes abhängig gemacht. In den Normen sind für fast alle allgemeingültigen bergbaulichen Belange einheitliche und für alle Betriebsphasen anwendbare Regelungen, - be-

gonnen bei Definitionen und generellen inhaltlichen und formalen Aspekten bis hin zur Festlegung konkreter Titelgestaltung, Blattschnitt, Linienarten, Strichstärken, Zeichen, Symbole, Signaturen usw. in bunter und unbunter Darstellung - getroffen.

Als maßbeständige Zeichenträger haben sich Rissplatten (Karton mit Metall- oder Kunststoffeinlage) bewährt, auf denen die gemessenen Gegebenheiten mit Zeichenbleistift, Schreibfeder, Zeichenfeder, Ziehfeder, Tuschezeichengerät mit Hilfe von Dreieck, Transversalmaßstab und Zirkel gezeichnet (zugelegt) wurden. Für die Ausfertigung in bunter Darstellung wurden neben farbigen Tuschen und Tinten hochwertige Aquarellfarben verwendet.

Risse sind in den Markscheidereien der Betriebe im alltäglichen Gebrauch. Im Laufe der Jahre und Jahrzehnte bleiben Spuren ihrer tagtäglichen Nutzung nicht aus (Abbildung 1).

Diese Risswerke bilden für vielfältigste Aufgabenstellungen im Zusammenhang mit Problemfeldern, die sich aus historischem Bergbau ergeben und sich mit dessen mittel- und langfristigen Auswirkungen auf die Umwelt befassen, eine der wichtigsten Informationsquellen.

Bei räumlich relativ eng begrenzten Aufgabenstellungen ist eine Überführung von markscheidischen Rissen in adäquate digitale Vektorgrafik unproblematisch und auch per Hand realisierbar.

Im Zusammenhang mit großräumigen Aufgabenstellungen, wie z.B. die Bearbeitung einer flächendeckenden Tagesbruchprognose über alten

Braunkohlentiefbaufeldern oder die Ableitung von Blockstrukturen für komplexe hydrogeologische Strömungsmodelle, ist die Digitalisierung umfangreicher Risswerke erforderlich. Als typisches Beispiel soll an dieser Stelle das Risswerk der Zinnerzgrube in Ehrenfriedersdorf (zwischen Chemnitz und Annaberg an der Bundesstraße B101) kurz vorgestellt werden.

Im vorliegenden Fall umfasst das Risswerk als Urriss sowie als Grubenbild der Ausfertigung des Betriebes die in Tabelle 1 zusammengestellten Bestandteile.

Die Qualität der zu generierenden Daten (Genauigkeit, Detailliertheit, Objektvielfalt, ...) und somit der Aufwand muss sich dabei am Verwendungszweck orientieren. Die Zielstellung der Modellierung der Hauptsächlich wirksamen Wasserwegsamkeiten ist formal gesehen bereits in einem dreidimensionalen Drahtmodell realisierbar. Für die bessere Veranschaulichung sollte das Grubengebäude auch als dreidimensionales Block- oder Raumbild modelliert werden. Die relativ aufwendige manuelle Bearbeitung mittels Digitalisierung der Streckenmittelachsen am Bildschirm und anschließender „Bufferung“ ist in (EINENKEL 2004) und (LÖBEL & HARTMANN 2004) ausführlich abgehandelt. An dieser Stelle sollen nur die Ergebnisse in Form der nachfolgenden Abbildungen 2–4 gezeigt werden.

Welche technisch-technologischen Alternativen zu einer manuellen Erfassung der geometrischen Basisdaten aus historischen Rissen stehen gegenwärtig zur Verfügung?

**Tab. 1: Risswerk der Zinnerzgrube Ehrenfriedersdorf.**

Anzahl	Bezeichnung	Format DIN	Trägermaterial
7	Titelblatt	A1	Karton m. E.
51	Tageriss	A1	Klarzell
68	Sohlengrundriss	A1	Karton m. E.
68	Sohlengrundriss	A1	Klarzell
67	Seigerriss	A1	Karton m. E.
67	Seigerriss	A1	Klarzell
987	Sonderriss	verschiedene	verschiedene
90	Niederschriften	verschiedene	Papier
84	Akten u. Heftungen	A4	Papier
1489	Risse u. Unterlagen		

(Klarzell – transparenter Folienzeichenträger aus DDR-Produktion / m. E. – mit Einlage)



Abb. 1: Sohlengrundrisse 2. Sohle (Ausschnitt)

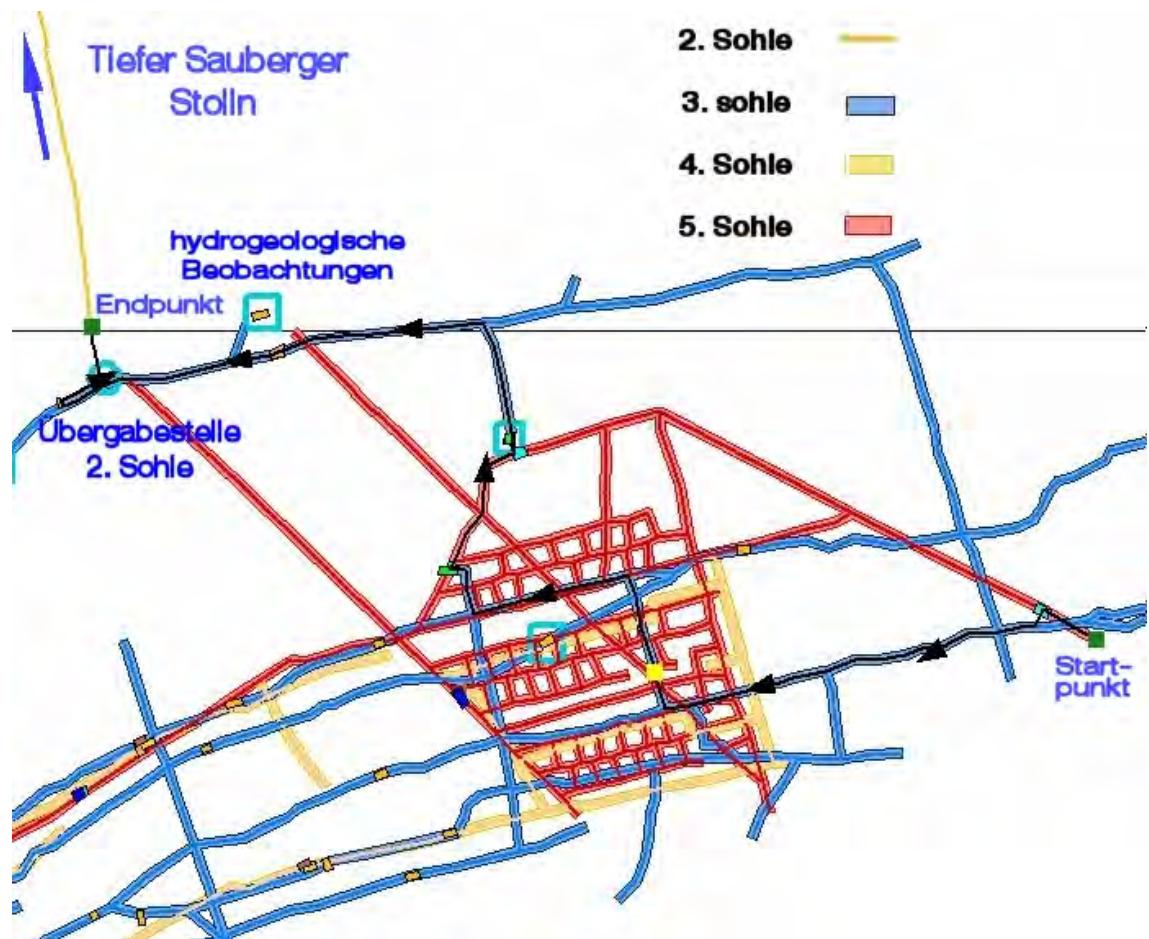


Abb. 2: Strömungspfad bei „erzwungener“ Durchströmung des Teilsohlenkammerabbaus auf der Grundlage eines 3D-Drahtmodells.



Abb. 3: 3D-Darstellungsmodell - Untertägige Gesamtsituation.

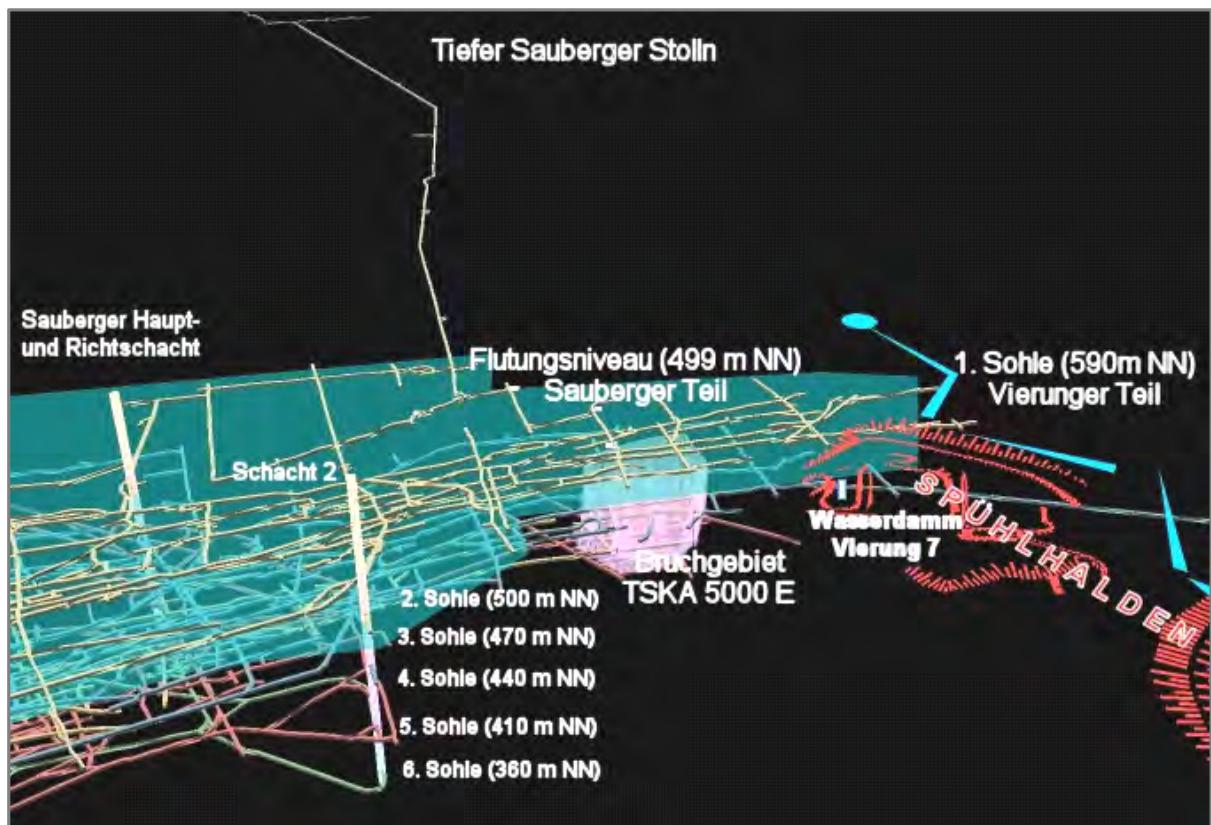


Abb. 4: 3D-Darstellungsmodell im Bereich Sauberg – Ostfeld und Vierung.

## 2 Möglichkeiten der pixel-basierten Bildanalyse für die teilautomatisierte Erfassung geometrischer Basisdaten

Als Vertreter für primär pixel-basierte Konzepte wurde im Rahmen dieser Untersuchungen die sogenannte VPHybridCAD-Softwarelösung „VPstudio“ der Firma „softelec GmbH“ München in einer Demo-Version getestet. Vom Einstieg mit „VPraster edit“ bis hin zur kompletten Hybrid- und Konvertierungssuite „VPstudio“ bietet die Firma fünf verschiedene Speziallösungen für die Vektorisierung von Konstruktionszeichnungen und kartographischen Unterlagen an. Bei allen VPHybridCAD-Lösungen kann entschieden werden, ob diese in Verbindung mit „AutoCAD“ oder „AutoCAD LT“ eingesetzt werden - oder aber als "stand-alone" arbeiten sollen. Bei diesem Test wurde die "stand-alone"-Lösung eingesetzt.

Nach dem Einlesen der Bilddaten können die Vorlagen in der Ebene entzerrt und gegebenenfalls kompariert (referenziert) werden. Auf die Rasterdaten lassen sich verschiedene Bildbearbeitungs- und Filterfunktionen anwenden.

In der Folge kann die Anzahl der Farben mit der Funktion „Farbreduktion“ reduziert werden (Abbildung 5). Im Regelfall wird sie in zwei Schritten durchgeführt, wobei:

- eine automatische Farbreduktion (vier verschiedene Algorithmen wählbar) auf eine manuell bearbeitungsfähige Anzahl von Farben erfolgt, die
- durch manuelle Farbreduktion als Hauptschritt vollendet wird, wobei - abhängig von der Vorlage - gleiche bzw. ähnliche Farben selektiert und zu einer Farbe verknüpft werden.

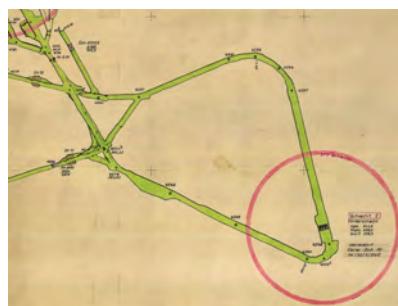
Die Rasterstrukturen jeder der verbliebenen Farben (z.B. 4 Vordergrund/Informationsfarben, 1 Hintergrundfarbe) können nun exportiert und in individuelle s/w Rasterdateien gesichert werden. Auf der Basis dieser Binärbilddateien können nun nach Bereinigung der Raster z.B. mit der Funktion „Säubern“ automatische und teilautomatisierte Raster-Vektor-Konvertierungen vorgenommen werden.

Alternativ dazu kann auch im farbreduzierten Raster weitergearbeitet werden weil sich die Anwendung der Konvertierungsalgorithmen auf selektierte Farben einschränken lässt. Für die Art und Weise der Konvertierung können verschiedenste Parameter und Optionen gesetzt werden – begonnen bei dem automatischen Schließen unterbrochener Linien, über die Erkennung bestimmter Linienarten und Zuordnung von Strichstärken bis hin zur Erkennung und Interpretation von Text.

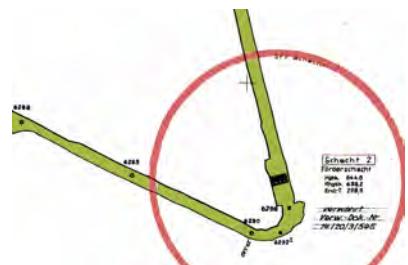
Generell stehen zwei unterschiedliche Vektorisierungsarten zur Verfügung. Es kann zwischen Mittellinien- und Flächenrandvektorisierung unterschieden, oder aber die Kombination von Mittellinien- und Flächenrandvektorisierung gewählt werden. Wenn Linien und Flächen gleichermaßen Bestandteil einer Zeichnung sind muss ein Schwellwert festgelegt werden, der den Übergang von Linien und flächigen Strukturen regelt. Oberhalb dieses Wertes werden dann die Umrisskonturen von Rasterverläufen vektorisiert, während unterhalb die so genannte Mittellinienmethode angewendet wird.

Nach der Vektorisierung können die generierten Vektordaten im System weiter verarbeitet d.h. bereinigt, editiert und ergänzt werden, so wie gegebenenfalls eine Symbolerkennung auf der Grundlage von Blockdefinitionen werden.

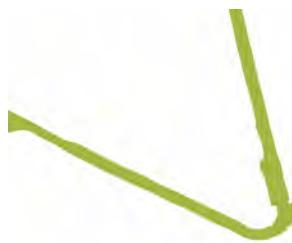
Dafür steht im Wesentlichen die gesamte Funktionalität von AutoCAD zur Verfügung. Anschlie-



Ausschnitt aus dem Originaldaten



Raster nach der Farbreduktion



Raster nach der Bereinigung

Abb. 5: Vorbereitung der Rasterdaten mit VPstudio (Beispiel: Sohlengrundriss 6. Sohle).

ßend können die Vektordaten im Komplex oder selektiv in AutoCAD (DWG oder DXF) oder Microstation Design (DGN) exportiert und in anderen Systemen (Abbildung 6) weiter genutzt werden.

Im Ergebnis der Untersuchungen kann anhand des gezeigten Beispiels eingeschätzt werden, dass mit der Software „VPstudio v.8“ bei guter Unterscheidbarkeit der Objekte in den Farbinformationen mit vertretbarem Einarbeitungs- und Bedienaufwand und bei geringfügigen manuellen Korrekturen recht gute Ergebnisse erzielt werden können. Werden die Farbunterschiede der zu differenzierenden Objekte geringfügiger oder sind in großer Zahl Strukturelemente anderer Objekte in verschiedenen Klassen vertreten so potenziert sich der Aufwand für die manuelle Vor- und Nachbearbeitung sowohl in der Raster- als auch der Vektorwelt sehr rasch, so dass sich im Vergleich zur manuellen on-screen-Digitalisierung kaum Produktivitätsvorteile einstellen.

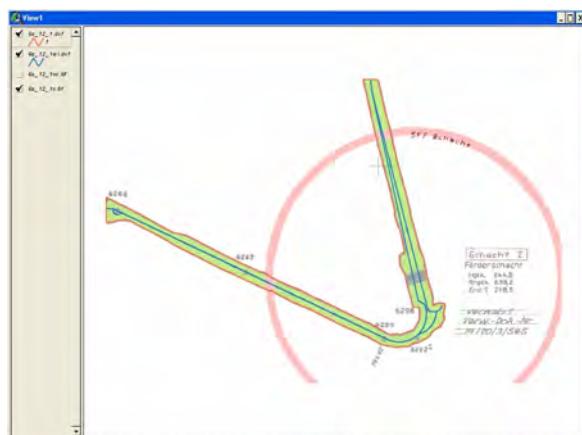


Abb. 6: Ergebnis der Vektorisierung mit VPstudio 8 (Import in ArcView).

### 3 Möglichkeiten der objekt-orientierten Bildanalyse für die teilautomatisierte Erfassung geometrischer Basisdaten

#### 3.1 Die objekt-orientierten Bildanalyse mit eCognition

Sowohl im Bereich der medizinischen Bildverarbeitung als auch bei der Analyse von Fernerkundungsdaten (hochauflösende multispektrale Bilddaten, Radarbilddaten u.a.) haben sich in den vergangenen Jahren objekt-orientierte, wissensbasierte Verfahren etabliert, die gegenüber den traditionell pixel-basierten Verfahren Vorteile aufweisen. Angesichts des steigenden Informationsgehaltes ergeben sich bei den räumlich (und spektral) hochauflösenden Bilddaten Probleme bei der Klassifizierung, wenn die räumliche Nachbarschaft der einzelnen Bildpunkte oder -objekte nicht bzw. nur ungenügend betrachtet wird. Während pixel-basierte Verfahren die Grau- oder Texturwerte der einzelnen Bildpunkte auswerten, erlaubt die objekt-orientierte Klassifizierung die semantische Analyse der Bildumgebung, indem die Beziehung eines Bildobjektes zu seinen Nachbar-, Unter- und Oberobjekten berücksichtigt werden kann. Darüber hinaus bietet die objekt-orientierte Bildanalyse die Möglichkeit, die Bildobjekte nicht nur mittels ihrer spektralen Eigenschaften (mittlerer Grauwert eines Objektes, Standardabweichung der Grauwerte eines Objektes usw.), sondern auch durch Form-(Größe, Verhältnis Länge/Breite, Asymmetrie usw.) und Texturmerkmale (sog. Haralick-Parameter, Textur auf Basis der Unterobjekte) zu beschreiben.

Als kommerzielle Softwarelösung für die objekt-orientierte, multiskalige Bildanalyse stehen derzeit die Produkte Cellenger für medizinische bzw. eCognition für Fernerkundungsanwendungen die Firma Definiens bzw. Definiens Imaging (München) zur Verfügung. Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurden die Möglichkeiten von eCognition (BAATZ et al. 2004) für die teilautomatisierte Erfassung geometrischer Basisdaten aus dem Bergmännischen Risswerk untersucht.

Voraussetzung jeglicher objekt-orientierter Bildanalyse ist zunächst die Extraktion von homogenen Bildobjekten (Objektprimitive) in verschiedenen Auflösungen unter Berücksichtigung ihrer Umgebung mittels der Bildsegmentierung. Mit

der multiskaligen Segmentierung (multi-resolution segmentation) stellt eCognition ein sog. Region Growing-Verfahren zur Verfügung, dass vor der Fusion die Homogenität benachbarter Objekte überprüfen und zusätzlich die potentielle Heterogenität des zukünftigen fusionierten Objektes berücksichtigt (BAATZ & SCHÄPE 2000). Das Verfahren beginnt mit pixelgroßen Objekten, die unter Anwendung eines Homogenitätskriteriums so lange fusioniert werden, bis die gewichtete Heterogenität der Objekte minimiert ist. Durch die Verteilung der Startobjekte über die gesamte Szene und simultanes Wachstum der Segmente wird gewährleistet, dass Objekte vergleichbarer Größe entstehen. Als Ergebnis entsteht ein hierarchisches Netzwerk von miteinander verbundenen Bildobjekten. Die Bildobjekte liegen in verschiedenen Auflösungen segmentiert vor und repräsentieren die Bildinformation auf verschiedenen Maßstabsebenen gleichzeitig. Zu jedem Bildobjekt liegen verschiedenste Informationen in einer Datenbank vor: Farbmerkmale auf der Grundlage der Spektralwerte, Form- und Texturmerkmale sowie die Topologie. Jede Objektklasse lässt sich sodann mittels signifikanter Eigenschaften durch Regelwerke (WENN-DANN-Beziehungen auf der Basis von Zugehörigkeitsfunktionen) in einer Klassenhierarchie definieren, so dass sich

schließlich ein semantisches Netzwerk klassifizierter Bildobjekte ergibt. Für eine ausführliche Darstellung der Arbeitsweise von eCognition sei außerdem auf (ANDRESEN 2004) verwiesen.

### 3.2 Beispiele der teilautomatisierten Erfassung geometrischer Basisdaten mit eCognition

Im Folgenden sollen zwei Arbeitsschritte für die teilautomatisierte Erfassung geometrischer Basisdaten aus dem Bergmännischen Risswerk vorgestellt werden. Die erste Prozedur beinhaltet die automatisierte Extraktion von Bildobjekten vor dem Hintergrund einer auch hinsichtlich der Rechenzeit vertretbaren Bearbeitung eines vollständigen Risses. Bei der zweiten Prozedur steht die möglichst automatisierte Klassifizierung und Vektorisierung des Streckenverlaufs und der Polygonpunkte im Vordergrund, wie am Beispiel eines Rissausschnittes aufgezeigt wird.

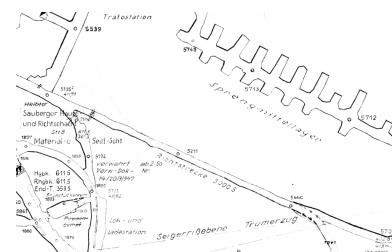
Für die Anwendungen wurden Bilddaten der 5. Sohle gewählt. Die Bearbeitung dieser Sohle erfordern als besondere Herausforderung die Unterscheidung der beide in rot dargestellten Strecken und Schachtsicherheitspfeiler.



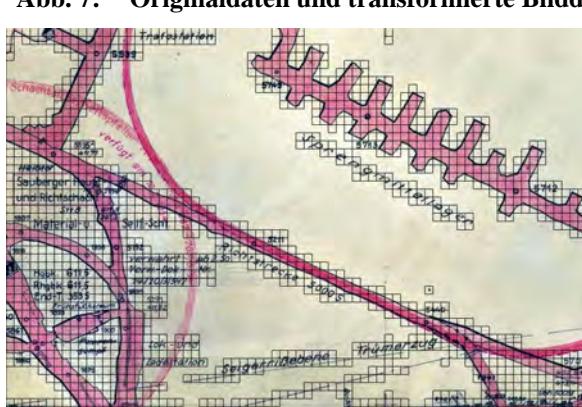
Ausschnitt aus den Originaldaten



Daten nach linearer Grauwertverbesserung



K-Komponente

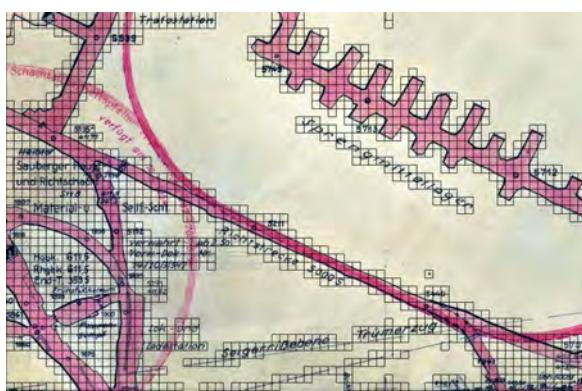


Schachbrettsegmentierung



Level 6 der multiskaligen Segmentierung nach der Klassifizierung des Kartenhintergrunds (gelb)

Abb. 7: Originaldaten und transformierte Bilddaten.



Schachbrettsegmentierung



Level 6 der multiskaligen Segmentierung nach der Klassifizierung des Kartenhintergrunds (gelb)

Abb. 8: Schachbrettsegmentierung und multiskalige Segmentierung

Die Bilddaten werden zunächst einer linearen Grauwertverbesserung unterzogen und anschließend aus dem RGB- in den CMYK-Farbraum transformiert, um die dabei separierte (schwarze) K-Komponente als zusätzlichen Informationslayer verwenden zu können (Abbildung 7).

Der Zeitaufwand für die Analyse eines Risses ist selbst bei teilautomatisierter Erfassung erheblich. Dies ist in erster Linie auf den sehr rechenintensiven Prozess der multiskaligen Segmentierung zurückzuführen.

Um die Objektextraktion zu beschleunigen, wird eine Vorgehensweise gewählt, bei der die teilweise sehr weit reichenden Bildbereiche ohne relevante Bildinformationen (Kartenhintergrund) bereits während der Segmentierung aus der Analyse ausgeschlossen werden können. Dazu wird mit Hilfe einer sog. Schachbrettsegmentierung (chessboard segmentation) eine Unterteilung des Bildes in gleich große Quadrate vorgenommen. Bildquadrate, die hinsichtlich der K-Komponente keinerlei Varianz der Grauwerte aufweisen (Standardabweichung gleich Null), können so als nicht weiter zu klassifizierende Objekte der Objektklasse „Kartenhintergrund“ zugewiesen werden. Die verbleibenden Schachbrettzellen werden danach mit einem feineren Schachbrettmuster überzogen. Quadrate mit einer Standardabweichung von Null in der K-Komponente werden dann mit der Objektklasse „Kartenhintergrund“ fusioniert, wenn sie an zuvor klassifizierte Objekte angrenzen. Dieser Prozess wird so-

lange iterativ fortgesetzt, bis die Objektklasse „Kartenhintergrund“ nicht weiter anwächst. Nur in unklassifizierten Bildbereichen werden anschließend die Objekte mit Hilfe der multiskaligen Segmentierung extrahiert. Für die automatisierte Klassifizierung und Vektorisierung des Streckenverlaufs und der Polygonpunkte kann danach für die linear verbesserten Grauwerte und K-Werte der bislang unklassifizierten Pixel eine Objektextraktion in mehreren Maßstabsebenen (Levels) durchgeführt werden. Abbildung 8 zeigt für einen Ausschnitt den Prozess der Schachbrettsegmentierung sowie die anschließende multiskalige Segmentierung nach der Klassifizierung des Kartenhintergrunds.

Level 5 und 6 dienen im Weiteren als Grundlage für die Klassifizierung der Strecken, während auf Basis von Level 4 die Klassifizierung der Polygonpunkte erfolgt. Die Objektklassen „Strecken“ und „Polygonpunkte“ werden mittels verschiedener Farb- und Formmerkmale beschrieben und auf den drei Levels miteinander verknüpft. Manuell werden einige Fehlklassifizierungen korrigiert sowie Strukturen, die bislang noch nicht in den Klassifizierungsprozess einbezogen wurden, wie zum Bsp. Überhauen und Beschriftungen, der Objektklasse „Strecken“ zugeordnet. Abbildung 9 zeigt die Klassifizierung der Strecken und Polygonpunkten in Level 4.

Nach der Fusionierung der klassifizierten Objekte können diese für die weitere Verarbeitung in einem GIS als Shapefile exportiert werden.

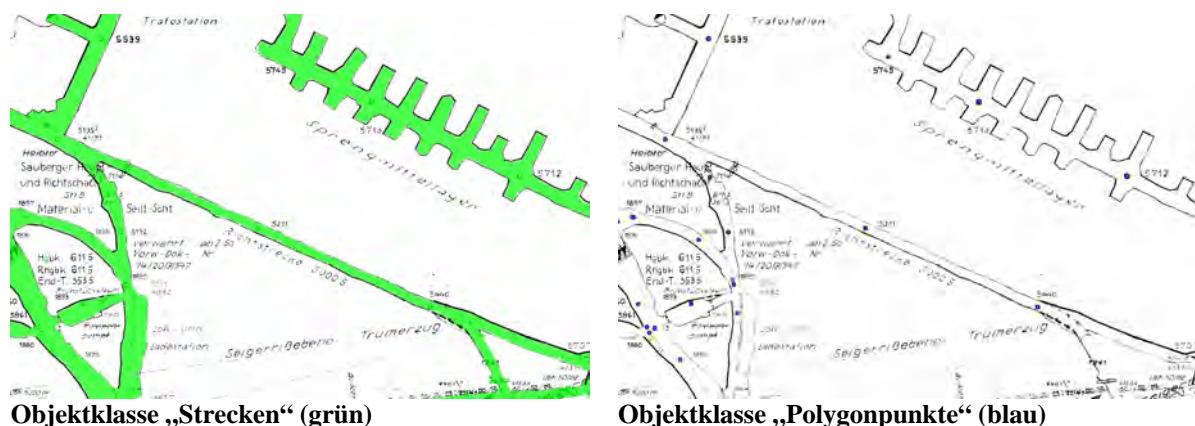


Abb. 9: Objekt-orientierte Klassifizierung von Strecken und Polygonpunkten.

## 4 Literatur

EINENKEL S. (2004): Erarbeitung einer Technologie zur Erfassung raumbezogener Basisdaten für ein hydrologisches Blockmodell am Beispiel der Zinnerz Ehrenfriedersdorf GmbH. TU Bergakademie Freiberg, Studienarbeit

LÖBEL K.-H., HARTMANN J. (2004): Informationssystem für die Generierung eines hydrogeologischen Blockmodells zur Untersuchung sinnvoller Strategien einer dauerhaft umweltverträglichen Einleitung belasteter Wässer in ein geflutetes Grubengebäude. – 4. Altbergbakkolloquium - Leoben, Verlag Glückauf Essen, ISBN 3-7739-5999-0.

BAATZ M. et al. (2004): eCognition User Guide 4. Definiens, München.

BAATZ M., SCHÄPE A. (2000): Multiresolution Segmentation - an optimization approach for high quality multi-scale image segmentation. – Angewandte Geographische Informationsverarbeitung. Beiträge zum AGIT-Symposium Salzburg 2000, Salzburg, XII, 12–23.

ANDRESEN T. (2004): Strategien zur Wissensbasierten Bildanalyse hoch auflösender Fernerkundungsdatensätze für das Monitoring gewässernaher Feuchtgebiete. Dissertation an der Technischen Universität München.



# Geodatenmanagement im ArcGIS für das Saxothuringikum östlich der Fränkischen Linie

Peggy Melzer, T. Hahn, Uwe Kroner

TU Bergakademie Freiberg, Lehrstuhl für Mathematische Geologie und Geoinformatik, Bernhard-von-Cotta-Straße 2, 09596 Freiberg/Sachsen, E-Mail: peggy.melzer@gmx.de

## 1 Einleitung

Das Saxothuringikum wurde erstmals im Jahre 1927 durch KOSSMAT in einer Zonengliederung der Mitteleuropäischen Varisziden definiert (Abbildung 1). Seither wurden unüberschaubare Mengen an Primärdaten, Kartenmaterial und Interpretationen veröffentlicht. Es zeichnet sich immer deutlicher ab, dass sich die stetig wachsenden Datenmengen nur noch mittels Datenhaltung in einem Geoinformationssystem organisieren lassen.

## 2 Das Geoinformationssystem

Die Erstellung des Geoinformationssystems erfolgte mit dem Programm ArcGIS Desktop 9.0 von ESRI, Inc. Die Konzeption und der Aufbau eines Geoinformationssystems bestehen im Wesentlichen aus vier Punkten:

- Die Anforderungen an dieses Geoinformationssystem seitens des Anwenders bestehen in einer übersichtlichen Datenhaltung, einfacher Datenaktualisierung und –erweiterung sowie Abfragemöglichkeiten mit maximalem Informationsgehalt.

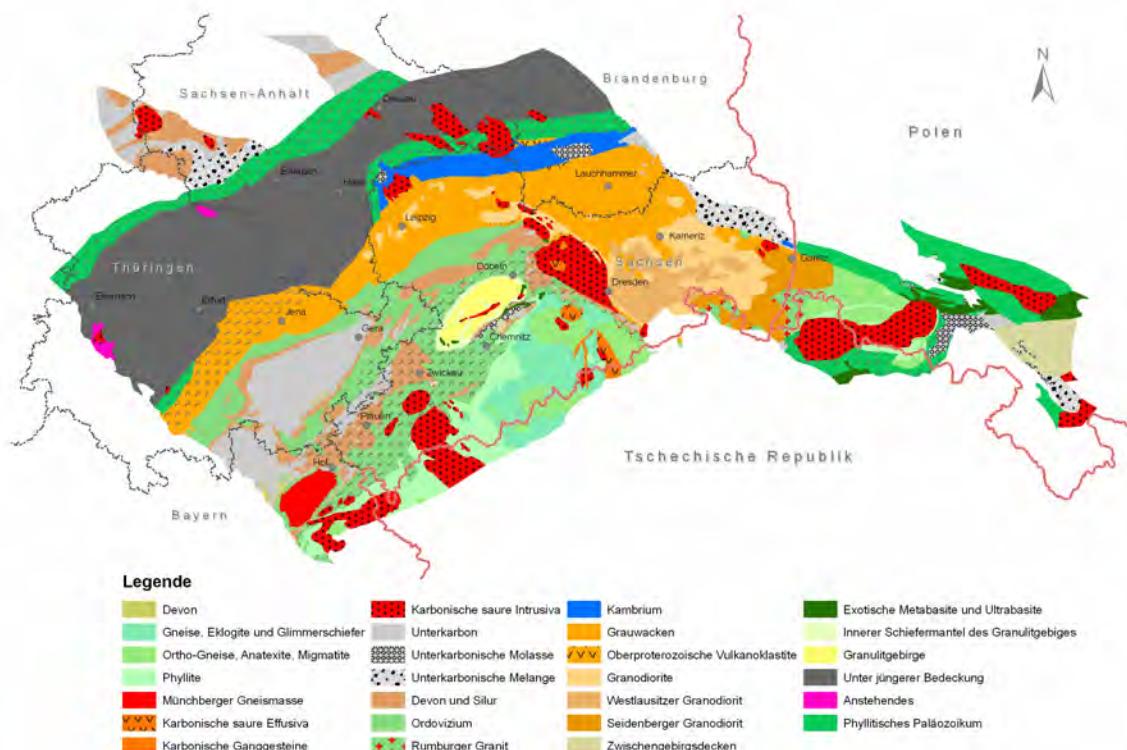


Abb. 1: Geologische Karte des Saxothuringikums.

- Die aufgeführten Anforderungen entscheiden über die Wahl des Geodatenmodells zur Datenhaltung.
- Die Aufnahme und Strukturierung der Geodaten.
- Die Anpassung von ArcGIS an die speziellen Anforderungen an dieses GIS.

### 3 Geodaten und Geodatenmodell

Für das GIS „Saxothuringikum“ wurden bio- und lithostratigrafische, geochronologische und geochemische Daten sowie Daten zur Metamorphose in tabellarischer Form aufgenommen. Des Weiteren wurde anhand von geologischen und topografischen Karten sowie anhand von Aufschlussdaten eine geologische Karte zur unterkarbonen Sedimentation im Saxothuringikum östlich der Fränkischen Linie unter Einbeziehung einer Neugliederung lithostratigrafischer Einheiten nach HAHN, WUCHER & HEUSE (2005) erstellt. Weitere geologische Karten zum Saxothuringikum, Profildarstellungen und Aufschlussskizzen wurden in das GIS eingearbeitet.

Für die Darstellung der Geodaten wurde der vierte Meridianstreifen des Gauss-Krüger-Koordinatensystems mit 3 Grad breiten Streifen gewählt. Dabei handelt es sich um eine transversale Mercator Projektion mit Bezug auf das Bessel-Ellipsoid. Entscheidend für diese Festlegung war zum einen die Lage des Zentralteils des Saxothuringikums innerhalb des vierten Meridianstreifens und zum anderen, dass alle aufgenommenen punktuellen Aufschlussdaten an Hoch- und Rechtswerte dieses Systems gebunden sind. Als problematisch erweist sich die Ostausdehnung des Saxothuringikums, da östlich von Freiberg bereits der fünfte Meridianstreifen Gültigkeit besitzt und die Westsudeten sogar im Bereich des sechsten Meridianstreifens liegen. Daten aus diesen Bereichen können in den vierten Meridianstreifen transformiert werden. Es kann dabei von einer korrekten Lage innerhalb der Darstellung im vierten Meridianstreifen ausgegangen werden.

ArcGIS bietet die Möglichkeit zur Datenhaltung im Dateisystem und in relationalen Datenbanken.

Die aufgeführten Anforderungen an das GIS sowie die Datenformate der Geodaten waren die Entscheidungsträger für die Datenhaltung in einer Personal-Geodatabase mittels Microsoft Access (Abbildung 2). Die Geodaten wurden in



Abb. 2: Struktur in der Personal-Geodatabase

Feature-Datasets, Feature-Classes, Tabellen und Raster-Katalogen organisiert.

Für eine Übersicht über vorhandene Proben und Analysen wurde eine „Übersichtstabelle“ erstellt, welche mit allen anderen Tabellen in Beziehung steht.

Die Strukturierung innerhalb der Geodaten wurde, soweit inhaltlich möglich, vereinheitlicht. Alle Tabellen verfügen über die gleichen Grunddaten (e.g. Probenbezeichnung, Koordinatenangaben, Lokalität, Lithologie, zeitliche Einordnung).

### 4 Anpassung des Geo-Informationssystems

Die Anforderungen sind für jedes GIS spezifisch. In diesem GIS sind Anpassungen der ArcGIS Oberfläche für eine optimale Anwendung sinnvoll. Mittels Visual Basic for Applications wurde eine Hyperlink-Funktion und eine Schnittstelle zum Programm GNUTEK entwickelt. Beide Funktionen können über Buttons in einer Toolbar aktiviert werden. Die Hyperlink-Funktion beinhaltet alle Quellenangaben der Geodaten. Die Schnittstelle zum Programm GNUTEK ermöglicht den Export selektierter strukturgeologischer Daten aus dem GIS in das GNUTEK Datenformat. In GNUTEK können die im GIS selektierten Daten in Schmidt'schen Netzen dargestellt werden.

Abb. 3: Formular zur Dateneingabe.

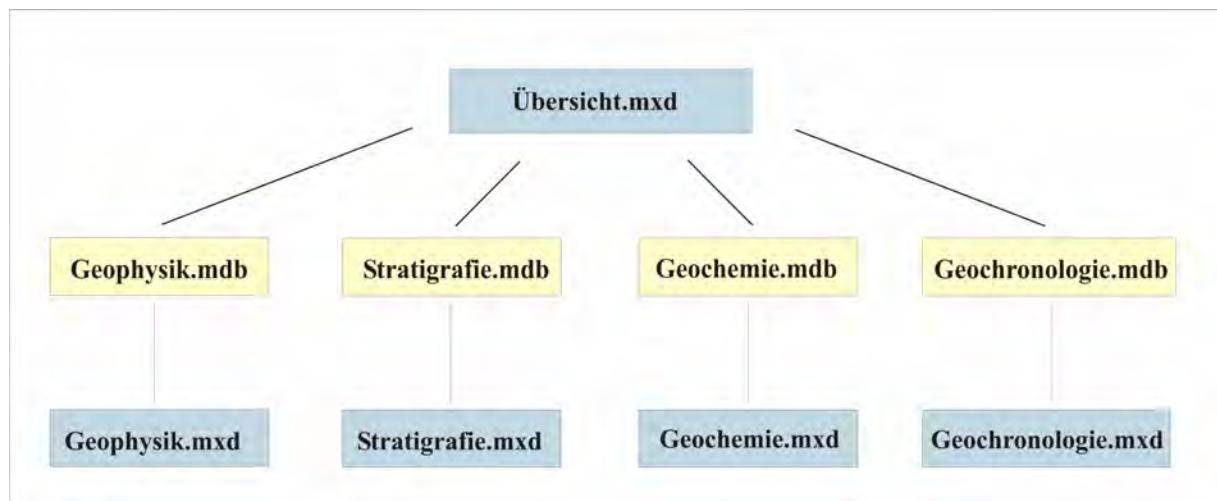


Abb. 4: Alternative Datenhaltung.

## 5 GIS-unabhängige Formulare zur Dateneingabe

Die Dateneingabe in ein Geoinformationssystem erfolgt im ArcGIS oder in dessen Datenbank. Diese Produkte sind jedoch kostenpflichtig und somit nur in den Einrichtungen der Universität verfügbar. Folglich ist eine Dateneingabe direkt in das GIS bei Kartierarbeiten im Gelände nicht möglich. Eine benutzerfreundliche Möglichkeit bietet die Dateneingabe in ein GIS-unabhängiges Formular (Abbildung 3), bei der sowohl Daten hinzugefügt als auch geändert werden können. Es wurden verschiedene Möglichkeiten zur Erstellung eines Formulars zur Eingabe von stratigrafischen Daten untersucht und schließlich in Form einer in C# implementierten Anwendung umgesetzt.

## 6 Alternativen zur Datenhaltung

Die derzeit im Geoinformationssystem organisierten Geodaten enthalten nur ausgewählte und für dieses GIS relevante fachspezifische Daten, wodurch eine gute Übersicht erhalten bleibt. Bei

fachspezifischeren Daten sollten diese in eigenen Datenbanken und/oder in eigenen Geoinformationssystemen organisiert werden, um eine klar strukturierte Datenhaltung zu gewährleisten (Abbildung 4).

## 7 Zusammenfassung

Die Auswertung und Interpretation geologischer Zusammenhänge basieren auf einer großen Fülle an Geodaten aus unterschiedlichsten Fachbereichen. Die Organisation dieser Daten in einem Geoinformationssystem liefert die Möglichkeit, auch neue Zusammenhänge zwischen den Geodaten zu erkennen und somit geologische Situationen konsistent zu interpretieren.

## 8 Literatur

KOSSMAT F. (1927): Gliederung des varistischen Gebirgsbaues. – Abh. Sächs. Geol. Landesamt **1**, S. 1—39.

HAHN T., WUCHER K., HEUSE T. (2005): Neudefinition lithostratigraphischer Einheiten im Unterkarbon des Thüringisch-Fränkisch-Vogtländischen Schiefergebirges. – In Vorbereitung.

# Datenmanagement und GIS-Einsatz bei einem geowissenschaftlichen Großforschungsprojekt – Konzepte, Realisation und Probleme

Kerstin Munier<sup>1</sup>, Heinz Burger<sup>1</sup>, Hans-Jürgen Götz<sup>2</sup>

<sup>1</sup>FU Berlin, Institut für Geologische Wissenschaften, Malteserstraße 74-100, 12249 Berlin,  
E-Mail: kmunier@zedat.fu-berlin.de

<sup>2</sup>Christian-Albrechts-Universität, Institut für Geowissenschaften, Otto-Hahn-Platz 1, 24118 Kiel

Die Vorstellung von Forschungsprojekten im Internet ist heute eine Selbstverständlichkeit, aber bei genauerer Betrachtung erkennt man, dass die Möglichkeiten der visuellen Präsentation zu wenig genutzt werden, um komplexe Fragestellungen und Forschungsergebnisse auch für den Nichtfachmann verständlich und attraktiv darzustellen.

Bei geowissenschaftlichen Projekten liegt es nahe, Geoinformationssysteme einzusetzen, um den regionalen Bezug, räumliche Entwicklungen und Zusammenhänge zu verdeutlichen. Der Sonderforschungsbereich 267 „Deformationsprozesse in den Anden“ nutzte schon in einem frühen Stadium (1996) das Internet, um ca. 120 Wissenschaftler von drei Universitäten, dem Geoforschungszentrum Potsdam und zahlreiche Kooperationspartner in Südamerika miteinander zu vernetzen und mit aktuellen Informationen zu versorgen. Das Web hat damit sowohl Intranetfunktionen (Administration, Diskussionsgruppen, Vortragsankündigungen) als auch Internetfunktionen, um aktuelle Forschungsergebnisse, Daten, Publikationen, Karten und Kontaktadressen der scientific community zur Verfügung zu stellen. Die GIS-Repräsentation der Daten, die während der zahlreichen geologischen und geophysikalischen Feldkampagnen gewonnen werden und die Darstellung im Web-Portal erfordert sorgfältige Planung und permanente Betreuung der Web-Seiten. Die Vorteile dieser aufwendigen Arbeit machen sich bemerkbar, wenn Berichte erstellt oder gemeinsame Publikationen geplant werden.

## 1 Daten und Methoden

Die Webpräsentation des SFB267 begann mit der Analyse der administrativen Struktur des SFB und der Auflistung aller Forschungsprojekte. Der nächste Schritt war die Entwicklung einer geeigneten Web-Darstellung dieser Struktur einschließlich der üblichen Informationen (Mitglieder der Forschergruppen, Adressen etc.). Das Ergebnis war eine Baumstruktur, wie sie in vereinfachter Form in Abbildung 1 dargestellt ist. Dieser Teil der Seite bietet On-line Formulare für Geländearbeiten, Diskussionsforen und Hinweise auf neue Publikation an. Die logistische Vorbereitung von Geländekampagnen wird durch einen Kartenkatalog und durch speziell bearbeitete Satellitenaufnahmen der Arbeitsgebiete unterstützt, die sich als sehr nützlich bei der Orientierung in abgelegenen Gebieten und bei der Dokumentation der räumlichen Informationen im Gelände gezeigt haben, da der Inhalt der topographischen Karten hierfür meist zu dürfsig war.

Die Website des SFB basiert auf dem Microsoft Information Server, der einen Indexserver zur Textsuche anbietet sowie aktive Serverseiten

(ASP) und Zugang zu verschiedenen Datenbanken über ODBC. Die Suche nach bestimmten Daten, Personen, Publikationen etc. wird durch den Suchindex unterstützt. Der Aufbau dieser Seiten erfordert zwar einen hohen Arbeitsaufwand, aber die laufende Betreuung wird einfacher (Abbildung 2). Statische „clickable maps“ mit den Mittelpunkten der verfügbaren Landsat-Szenen führen zu Quick-looks, die die Identifizierung der Satellitenszenen erleichtern, die speziell aufbereitet werden sollen.

Die Einbindung der interaktiven Karten erfolgt über einen Mapserver (Autodesk MapGuide<sup>®</sup>), der in gewissem Umfang räumliche Abfragen ermöglicht. MapGuide wurde gewählt, um die umfangreichen GIS-Datenbestände auf einfache Art und Weise einer großen Gruppe von Nutzern in Form dynamischer Karten zur Verfügung (bzw. zur Ansicht) zu stellen. Um diese Karten abzurufen muss für den jeweiligen Browser ein (unentgeltliches) PlugIn oder ActiveX- Element installiert werden. Der MapGuide Viewer ermöglicht die Navigation (vergrößern, verkleinern, verschieben) sowie raum- und themenbezogene Abfragen. Analytische GIS-Funktionen (Mes-

sungen, Buffering, Routing) sind teilweise implementiert bzw. in der Entwicklung.

Mit der Website verlinkt ist der Datenkatalog, der umfangreiche topographische, geochemische, geologische und geophysikalische Daten umfasst. Metainformation enthält Angaben über die Datenquelle, Autor, Datentyp, Format, Ort und Zeit der Datenerfassung, vorläufigen Interpretationen sowie Kontaktadressen (OTT et al. 2002). Die Daten sind soweit möglich im ASCII-Format und als Arc/Info-Dateien abrufbar. Ferner werden Links auf Kooperationspartner und andere Forschungseinrichtungen gegeben, die sich mit den zentralen Anden beschäftigen.

Im Jahr 2004 hatten wir ca. 25.000 Besucher der Website, die nicht von der FU-Berlin-Domäne zugriffen; etwa die Hälfte davon außerhalb von der Top-Level Domäne „DE“.

## 2 Remote Sensing

Fernerkundungsdaten und digitale Bildverarbeitung sind bei Forschungsprojekten mit regionalem Bezug nicht mehr wegzudenken. Für die beiden Arbeitsgebiete in den Zentral-Anden (zwischen 18°S und 26°30'S) und den Süd-Anden (zwischen 37°30'S und 43°30'S) wurden schon in den frühen 90er Jahren Satellitenmosa-

ike mit einer Auflösung von 50m x 50m hergestellt, die im Norden mehr als 30 Landsat-Szenen umfassen und im Süden, bei 25m x 25m Auflösung, etwa 20 Landsat-Szenen. Für diese Mosaiken wurden die Spektralkanäle 7, 4, 1 (SWIR, NIR, VIS BLUE) in RGB kodiert und die Szenen farblich angepasst, sodass ein nahezu schnittfreies Bild entsteht. Diese Mosaiken werden als Basis-Layer in vielen GIS-Anwendungen verwendet. Abbildung 3 zeigt einen Ausschnitt des Satellitenmosaiks der zentralen Anden mit einer Überlagerung der Vulkane (klassifiziert nach dem Chemismus) und den Lagerstätten (klassifiziert nach dem abgebauten Hauptelement).

Eine wachsende Bedeutung als Informationslayer gewannen digitale Höhendaten. Während in der ersten Arbeitsphase des SFB267 diese Daten mühsam aus SPOT Aufnahmen abgeleitet werden mussten, konnte in der letzten Arbeitsphase des SFB267 in verstärktem Maße auf die GTO-PO 30 bzw. auf SRTM-Daten mit einer Auflösung von 90m x 90m zugegriffen werden (s. nächstes Kapitel). Die gemeinsame Auswertung von Satellitenbild, digitalem Höhenmodell und punktuellen Geländemessungen ermöglicht es, die Lücke zwischen der Geologie an der Erdoberfläche und dem oberflächennahen Untergrund zu schließen. Dies ist nur in Gebieten mit

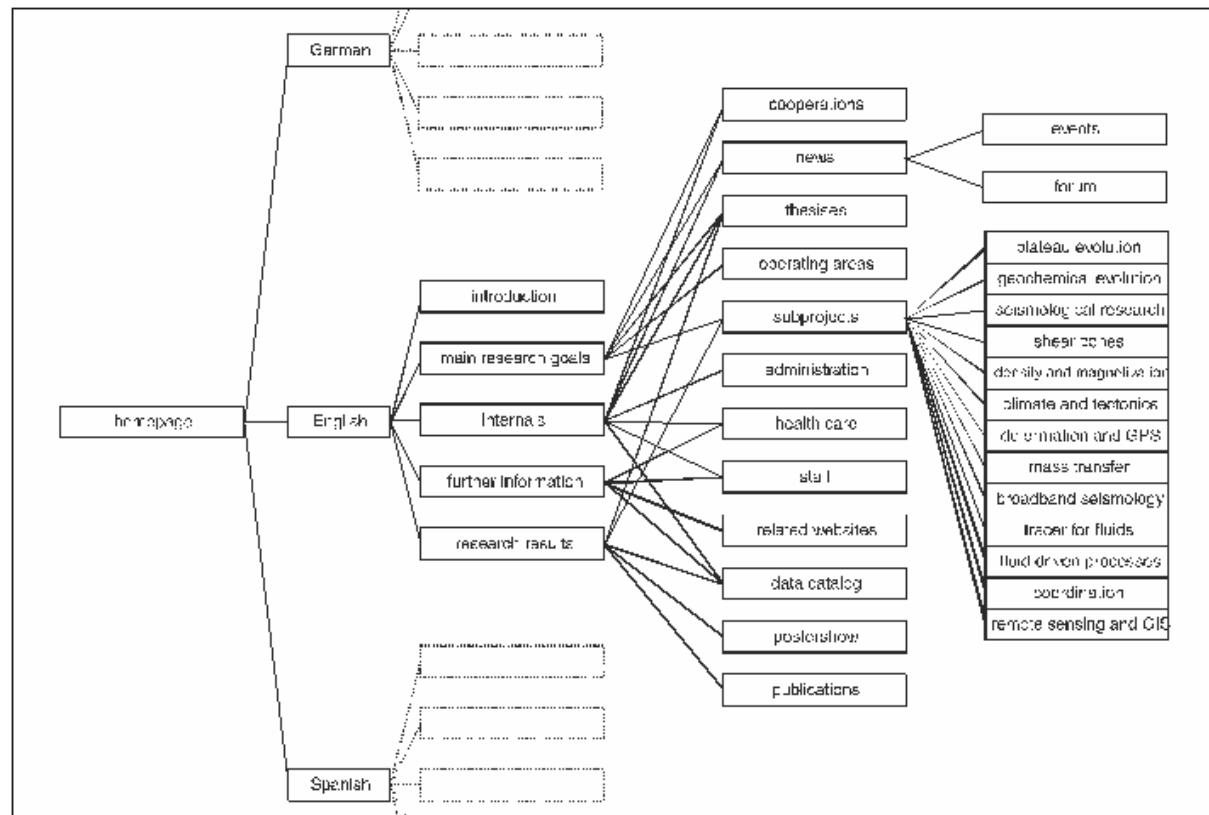


Abb. 1: Vereinfachte Struktur der Website des SFB267.

hohem Relief möglich, wo die Orientierung von geometrischen Objekten (Störungsflächen, Faltenachsen etc.) im Raum mit Hilfe von Referenzpunkten auf dem Satellitenbild und den entsprechenden Punkten im digitalen Höhenmodell abgeleitet werden kann (GÖNI 2003).

### 3 Digitale geologische Karten und GIS

Das geologische Wissen über die zentralen Anden wurde von REUTTER et al. (1994) in der digitalen „Geologischen Karte der zentralen Anden 1: 1.000.000“ zusammengefasst. Diese Kompilation basierte auf regionalen geologischen Karten und der Auswertung von speziell aufbereiteten Satellitenaufnahmen, die eine verbesserte Klassifizierung der Gesteinseinheiten ermöglichen. Um diese Basisinformation mit den geophysikalischen und geochemischen Daten in einem GIS überlagern zu können, wurde eine digitale Fassung dieser Karte hergestellt. Die Überlagerung dieser Karte mit den georeferenzierten Satellitenaufnahmen offenbarte auch die geometrischen Unstimmigkeiten, die sich bei der Kompilation der verschiedenen geologischen und topographischen Regionalkarten ergeben hatten. Diese digitale Karte konnte und kann weiterhin mit Hilfe neuerer Satellitendaten korrigiert und im Detail verbessert werden.

Die Voraussetzung für die Diskussion geowissenschaftlicher Ergebnisse ist die Visualisierung von topographischen und geographischen Informationen in Zusammenhang mit den geologischen und geophysikalischen Daten. Auf einer gemeinsamen digitalen Kartengrundlage kann die heutige Morphologie des Arbeitsgebietes mit den morpho-tektonischen Strukturen und den geophysikalischen Daten überlagert und interpretiert werden. Auch zeitlich ablaufende Prozesse – wie z. B. die Migration des magmatischen Bogens von West nach Ost – werden durch die Synopsis mit anderen geowissenschaftlichen Daten anschaulicher und erweitern die Interpretationsmöglichkeit. Geophysikalische Daten werden zwar meist an der Erdoberfläche gemessen – ihre Quelle muss aber im 3D-Raum (Hypozentren von Erdbeben, Reflektoren von seismischen Wellen) lokalisiert werden. Die 3D-Visualisierung spielt deshalb bei der Darstellung und Diskussion der geometrischen Modelle der Krustenstruktur der Erde oder der tiefenabhängigen Zuordnung von physikalischen Gesteinsparametern (Schwere, Dichte) eine entscheidende Rolle. Es war deshalb ein Ziel der GIS-Arbeitsgruppe im SFB267, die unterschiedlichen 3D-Daten über ein interoperables GIS (IOGIS) zu integrieren und für eine verbesserte Interpretation zugänglich zu machen. Ein erster Schritt zur Entwicklung eines IOGIS war die Definition von

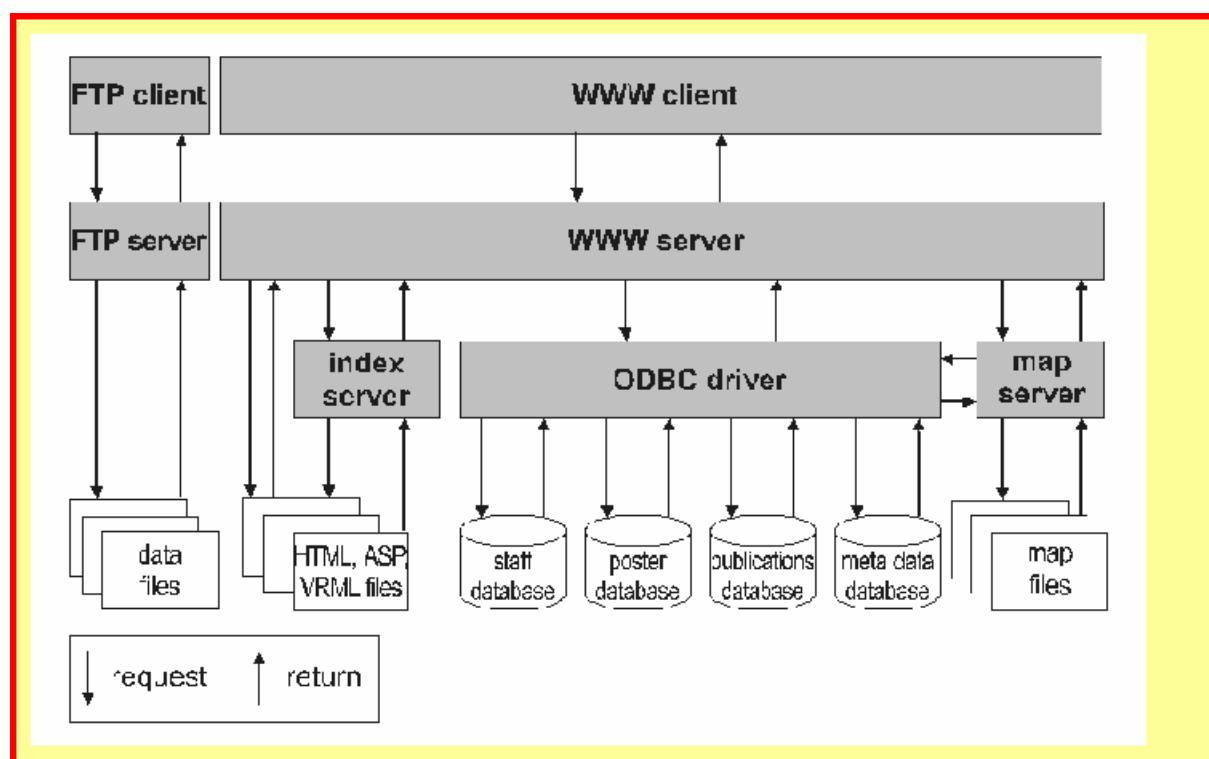


Abb. 2: Client-Server Struktur des Webservers des SFB267.

geometrischen Objekten, die zwischen den 3D-Modellierprogrammen GOCAD und IGMAS ausgetauscht werden können (BREUNIG et al., 2000, Götze & Schmidt, 2002). Inzwischen können auch komplexe 3D-Modelle, die mit einem geometrischen Modellierprogramm entwickelt wurden, in das geophysikalische Modellierprogramm IGMAS überführt und ausgewertet werden.

## 4 Erstellung von Forschungsberichten

Die Vorzüge eines gemeinsamen Datenmanagements bei Großforschungsprojekten zeigen sich bei der Erstellung von Berichten und Gemeinschaftspublikationen. Der Aufbau eines GIS erfordert es, sich auf ein Koordinatensystem zu einigen, sodass die Ergebnisse der verschiedenen Arbeitsgruppen ohne große Probleme in diesem einheitlichen Bezugssystem dargestellt werden können. Die gemeinsame Nutzung der digitalen Karten und Satellitenmosaiks bewirkt auch ein weitgehend ähnliches Layout in den Berichten,

was den Vergleich von Ergebnissen und alternativen Interpretationen dem Leser (und Gutachter!) erleichtert.

Die Zusammenstellung der Publikationen, der Dissertationen, Karten und anderer Materialien kann von der Webseite ohne großen Aufwand digital oder als Druck in Berichte integriert werden. Für den SFB267 ist eine Abschlusspublikation in Buchform in Vorbereitung, die außer den Artikeln der einzelnen Teilprojekte Zusatzinformation auf DVD enthält:

- GIS-Projekt
- Daten (Lage der Messprofile und -stationen, Gesteinsdatierungen geochemische Daten etc.)
- Animationen (Visualisierung der Ergebnisse numerischer Prozesssimulationen; kleine Filme von Simulationen im Analogmodell; simulierte Überflüge)
- 3D-Modelle (als VRML-Dateien)
- Geländephotos

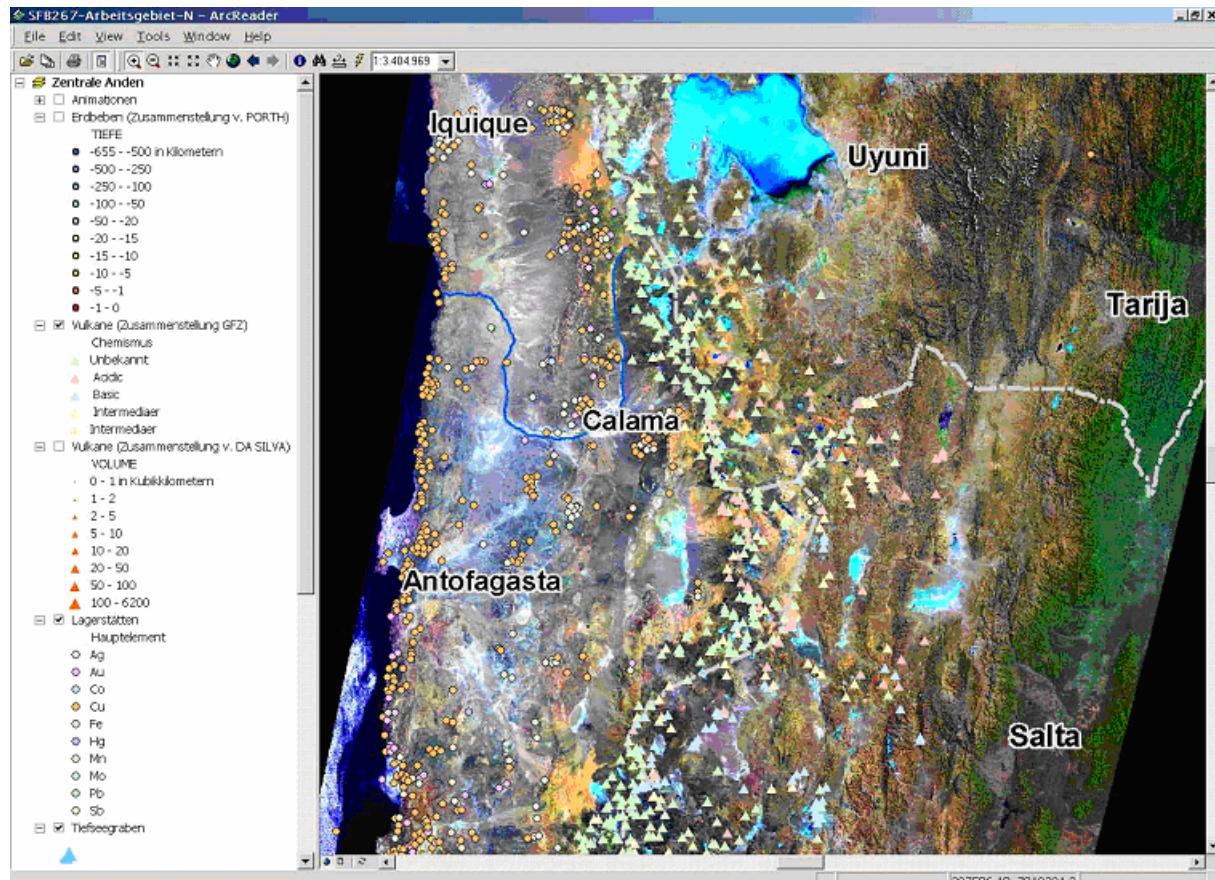


Abb. 3: Satellitenmosaik als Basislayer für GIS-Anwendungen: Überlagerung mit Vulkandaten (Dreiecke) und Lagerstätten (Kreise). Details siehe Text.

Es ist nicht möglich und sinnvoll, alle in den Messkampagnen gewonnenen Daten in dieser Form zu veröffentlichen. Die Karten der Messstationen (Gravimetrie, Seismik-Profile etc.) und die Angabe der Adressen der zuständigen Wissenschaftler soll Interessenten die Auswahl der Daten und Kontaktaufnahme mit dem Besitzer ermöglichen. Es stellt sich ferner das Problem, in welcher Form die Daten den unterschiedlichen Nutzern zur Verfügung gestellt werden.

- Abspeicherung vollständiger GIS-Projekte (als Arc/GIS-Projekt)

- Demonstrationsprojekt (mit entsprechendem Viewer)
- Interaktive Karten mit dynamischer Datenbankabfrage

Die erste Alternative stellt dem Nutzer die Daten in Form von GIS-Layern unmittelbar zu eigenen weiterführenden Arbeiten zur Verfügung; die zweite Alternative kann sowohl dem Fachmann als auch interessierten Laien Forschungsergebnisse präsentieren. Mit dem dritten Teilprojekt soll versucht werden, die Vorteile und technischen Möglichkeiten von Webservern auf

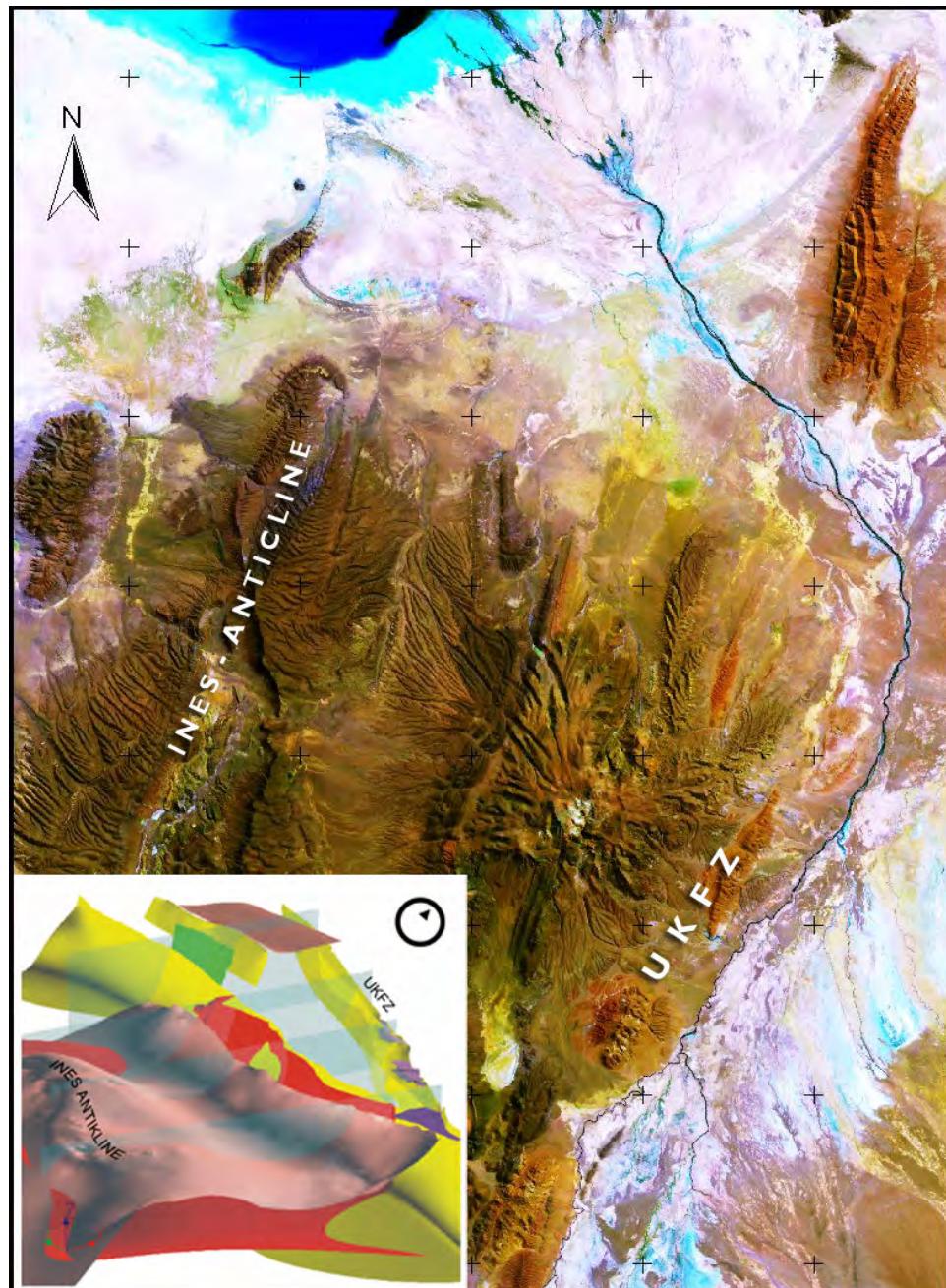


Abb. 4: 3D-Modell der Uyuni-Kehnayani Störungszone (UKFZ) abgeleitet aus Satellitenbildern und digitalem Höhenmodell.

CD/DVD zu emulieren. Da die Programme auf dieselben Daten zugreifen, hält sich der Mehrbedarf an Speicher in Grenzen.

## 5 Probleme und Ausblick

Bei der Diskussion der verschiedenen geophysikalischen Modelle wäre es wünschenswert, die Lagebeziehungen zwischen z.B. zwischen Körpern mit erhöhter Leitfähigkeit und Erdbebenherden oder seismischen Reflektoren interaktiv durch beliebig gewählte Schnitte oder Schnittsequenzen verdeutlichen zu können. Dazu wäre eine Integration der verschiedenen Modellierergebnisse in ein „3D-GIS“ notwendig, das schnelle thematische und räumliche Abfragen und Visualisierung der Ergebnisse ermöglicht.

Während 2D- (oder sog. 2½D) Modelle inzwischen über geeignete Konvertierungsroutinen zwischen verschiedenen Geoinformationssystemen ausgetauscht werden können, ist man bei 3D-Modellen noch weit davon entfernt. Dabei ist die Geometrie der Modelle noch relativ einfach über das weit verbreitete DXF-Format austauschbar, aber die Topologie und die Datenstrukturen für die Eigenschaften („property model“) sind bei den gängigen geologischen Modellierungsprogrammen (z.B. Gocad, Lynx, DataMine, Surpac) so unterschiedlich, dass selbst im Fall des erfolgreichen Imports eines Modells eine Nachbearbeitung (z.B. der Topologie) notwendig wird.

Datenmanagement und der Einsatz von Geoinformationssystemen bei interdisziplinären geowissenschaftlichen Forschungsprojekten werden bei der Bewilligung und Finanzierung dieser Projekte immer öfter von den Geldgebern und Gutachtern gefordert. Der Entwurf von Datenbanken, die Einrichtung von Geoinformationssystemen und die Betreuung von Web-Seiten sind sehr arbeits- und zeitaufwendig. Den komplexen Strukturen und Vernetzungen der wissenschaftlichen Institute und Projekte stehen die mächtigen Softwarepakete gegenüber, deren Einsatz für die o. a. Aufgaben nicht von einem Mitarbeiter nebenher (also z.B. neben seiner Dissertation) wahrgenommen werden kann. Die Notwendigkeit, die gewonnenen Daten auch nach Abschluss der Projekte der „scientific community“ und der Öffentlichkeit (die die Forschung über Steuergelder finanziert) zugänglich

zu machen, erfordert professionelles Management, das auch seinen Preis kostet (z.B. eine Mitarbeiterstelle).

Es muss innerhalb der Forschergruppe ein Konsens bestehen, dass ein zentrales Datenmanagement notwendig ist – nur dann werden auch Daten geliefert. Hier fällt der Leitung des Forschungsprojekts die wichtige Aufgabe zu, durch Hinweis auf die Pflicht zur Publikation und Öffentlichkeitsarbeit immer wieder (mehr oder weniger) sanften Druck auf die Mitglieder der Forschergruppe auszuüben.

## 6 Danksagung

Die Verfasser bedanken sich bei den vielen hier nicht namentlich aufgeführten Mitgliedern des SFB267, die Daten, Modelle oder Kommentare für die vorliegende Publikation geliefert haben.

## 7 Literatur

BREUNIG M., CREMERS A.B., GÖTZE H.-J., SEIDEMANN R., SCHMIDT S., SHUMILOV S., SIEHL A. (2000): Geologic mapping based on 3D models using an interoperable GIS. – *GIS-Journal for Spatial Information and Decision Making*, **13**(2): pp 12 B 18.

GÖTZE, H.-J., SCHMIDT S. (2003): Geophysical 3D-Modelling Using GIS-Functions. – Proc. Annual Conf. IAMG, Berlin, 2002: pp. 14—28.

GÔNI, P. (2003): Ein geologisches Modell für den südlichen Altiplano bei 21° S (Bolivien), erstellt mit Fernerkundungs- und GIS-Methoden. FU Berlin Digitale Dissertation, <http://www.diss.fu-berlin.de/2003/162/>

OTT N., GÖTZE H.-J., SCHMIDT S., BURGER H., ALTEN M. (2002): Meta Geo-information System Facilitates Use of Complex Data for Study of Central Andes. – *EOS*, **83**(34): [http://www.agu.org/eos\\_elec/020081e.html](http://www.agu.org/eos_elec/020081e.html).

REUTTER K.-J., DÖBEL R., BOGDANIC T., KLEY, J. (1994): Geological Map of the Central Andes between 20°S and 26°S. – In: Reutter, Scheuber, Wigger (eds.): *Tectonics of the Southern Central Andes*: 121—139; Springer Verlag, Berlin.

Reutter K.H., Götze H.-J., (1994): Comments on the geological and geophysical maps. – In: Reutter, Scheuber, Wigger (Eds.): *Tectonics of the Southern Central Andes*: pp. 329—333, Springer Verlag Heidelberg.

# Hydrogeologisches Kartenwerk auf Basis von Arc-Info für die Stadt Leipzig: Karten zur Verbreitung und Geschütztheit der quartären Grundwasserleiter

Jochen Rascher<sup>1</sup>, Joachim Fischer<sup>1</sup>, Uwe Dutschmann<sup>1</sup>, Christoph Schulz<sup>2</sup>

<sup>1</sup>GEO montan Gesellschaft für angewandte Geologie mbH Freiberg, Am St. Niclas Schacht 13, 09596 Freiberg, E-Mail: freiberg@geomontan.de

<sup>2</sup>Amt für Umweltschutz der Stadt Leipzig, Nonnenstraße 5, 04229 Leipzig

---

Die nordwestsächsische Kultur-, Handels- und Wirtschaftsmetropole Leipzig liegt im Einzugsbereich der Flüsse Weiße Elster, Pleiße und Parthe. Daraus ergeben sich für die Stadt Leipzig als Wasserbehörde im Amt für Umweltschutz hinsichtlich des Vollzuges der bundesdeutschen und sächsischen Wassergesetzgebung vielfältige Aufgaben, die von der Gewässeraufsicht einschließlich des Hochwasserschutzes über Beratungen zu hydrogeologischen Anfragen und Genehmigungsanzeigen für Gebäude-/Verkehrswegebaumaßnahmen, Versickerungs- und Brunnenanlagen u. a. bis hin zu Fachstellungnahmen für Bauleitplanungen und Raumordnungsverfahren reichen. Für dieses Aufgabenspektrum sind der Aufbau und die Pflege eines Umweltinformationssystems, das die Fachdaten im geographisch-räumlichen Bezug darstellt, eine prioritäre Aufgabe.

In diesem Kontext wurde im Zeitraum 1997-2004 für das Leipziger Stadtgebiet ein Arc-Info-basiertes Kartenwerk in den Maßstäben 1: 10.000/1: 5.000 geschaffen, mit dem geometrische, lithologische, stratigraphische und hydrogeologische Eigenschaften der quartären Grundwasserleiter im Untergrund von Leipzig flächendeckend für die wasserbehördliche Arbeit in analoger und digitaler Form abgerufen werden können. Es umfasst mit einer Fläche von insgesamt 298 km<sup>2</sup> das gesamte Stadtgebiet von Leipzig und beruht auf insgesamt 15.120 recherchierten und geologisch (stratigraphisch, hydrogeologisch) bewerteten Bohrungen als Stützstellen.

Das dem Kartenwerk zugrunde liegende geologische Modell orientiert sich an der Gliederung der quartären Sedimente in der Leipziger Tieflandsbucht i. S. v. EISSMANN 1970, 1975 und

1994 (EISSMANN & LITT 1994) und beschreibt folgende Grundwasserleiter (GWL):

- GWL 1.0/1.1: holozäne bis weichselkaltzeitliche Flusschotter
- GWL 1.3: glazifluviatile saalekaltzeitliche Schmelzwassersedimente, sog. Breitenfelder Horizont
- GWL 1.4: glazifluviatile saalekaltzeitliche Schmelzwassersedimente, sog. Bruckdorfer Horizont
- GWL 1.5: fröhsaalekaltzeitliche Flusschotter der Mulde und der Weißen Elster
- GWL 1.6: glazifluviatile elsterkaltzeitliche Schmelzwassersedimente
- GWL 1.8: fröhelsterkaltzeitliche und fröhleistozäne (Menap- und Eburon-Kaltzeit) Schotter der Weißen Elster, Saale, Pleiße und Wöhra.

Das hydrogeologische Kartenwerk umfasst die Themen:

- Karte der Aufschlusspunkte (Lage und wichtige Stammdaten der Bohrungen)
- Karten zur Verbreitung der quartären Grundwasserleiter (Geometrie der GWL-Verbreitungen, hydraulische Verbindungen zu über- und unterlagernden Grundwasserleitern)
- Karte der bindigen Deckschichten über den quartären Grundwasserleitern (Mächtigkeit, Lithologie)
- Hydrogeologische N-S- bzw. E-W-Schnitte zu den Lagerungsverhältnissen.

Bearbeitungsmethodisch erfolgte die Kartenerstellung in zwei zeitlich und thematisch verknüpften Arbeitsetappen:

- Recherche, geologische Bewertung und Modellierung der einbezogenen Bohrungen in klassischer geologischer Bearbeitung
- Arc-Info-gestützte Realisierung von technisch-kartographischen Zwischenschritten bei der Datengewinnung (Bohrlageplan u. a.) und der eigentlichen Kartenerstellung.

Die Arc-Info-Bearbeitung umfasste die Arbeitsschritte:

- Generierung des Bohrungscoverages aus dBase-Dateien, Stammdaten als *items*
- Erstellung von Arbeitsmaterialien (Bohrisse mit speziellen Stammdaten)
- Blattschnittfreies Digitalisieren der GWL-Verbreitungen sowie Petrographie und Mächtigkeit der bindigen Deckschichten von Autorenoriginalen
- Generierung des Coverages des obersten GWLs durch Verschneidung (*union*) der GWL-Verbreitungen
- Plotfileerstellung mit Hilfe selbst entwickelter Makros.

Das geologisch-hydrogeologisch bearbeitete und digital vorliegende Kartenwerk 1: 10.000/1: 5.000 wurde 2004/05 für den Maßstab 1: 50.000 generalisiert und unter Nutzung der erhobenen (hydro-)geologischen Daten durch weitere hydrogeologische Kartenthemen ergänzt. Für die behördeninterne und -externe Facharbeit wurde die geschlossene Form eines Atlas angestrebt, um potentiellen Nutzern im Bereich der Kommunal- und Landesbehörden neben den digital verfügbaren auch analoge Karten in einer praktisch handhabbaren Größe (etwa A2) anbieten zu können.

Dieser HYDROGEOLOGISCHE ATLAS DER STADT LEIPZIG 1: 50.000, QUARTÄRE GRUNDWASSERLEITER schließt die von 1997—2004 gelaufene Kartierungsphase und Datenerhebung vorläufig ab. Er ist eine Iststandsdokumentation für eine nachhaltige wasserwirtschaftliche Zukunftsvorsorge. Da er das gesamte Stadtgebiet von Leipzig umfasst, kann er bei zukünftigem Bedarf durch weitere Kartenthemen, z. B. zu den tertiären Grundwasserleitern oder der Grundwasserdynamik, problemlos ergänzt werden. Im Hinblick auf den Schutz des Grund- und Oberflächenwas-

sers (Schadstoffversickerung, Altlastenstandorte, Havarien, Wanderung von Schadstofffronten u. ä.) bietet der Stadtatlas beispielsweise für die Arbeiten zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie bezüglich der für die Stadt Leipzig hydrogeologisch wichtigen quartären Grundwasserleiter ein optimales Informationsmaterial. Der Atlas wird voraussichtlich ab III. Quartal 2005 gegen eine Schutzgebühr über das Amt für Umweltschutz der Stadt Leipzig zu beziehen sein.

Der Atlas enthält folgende Themenblätter:

- Erläuterungstext zum geologischen Modell und den nutzerspezifischen Rahmenbedingungen
- Verbreitung und Mächtigkeit der quartären Grundwasserleiter GWL 1.0/1.1 bis 1.8 incl. der hydraulischen Verbindungen zu den über- und den unterlagernden quartären sowie tertiären Grundwasserleitern
- Mächtigkeit und lithologische Ausbildung der bindigen Deckschichten über den Grundwasserleitern.
- Karte der jeweils obersten Grundwasserleiter unter den bindigen Deckschichten.
- Hydrogeologische Übersichtsschnitte.

Da für die Bewirtschaftung von Grundwasservorräten ebenso wie für raumordnerische Planungen Aussagen zur Geschütztheit der Grundwasserleiter, insbesondere hinsichtlich des oberirdischen Kontaminationspfades, von Bedeutung sind, wurde weiterhin unter Nutzung der erhobenen Daten zur lithologischen Ausbildung und Mächtigkeit der die Grundwasserleiter abdeckenden bindigen Schichten eine Karte der „Grundwassergeschütztheit“ generiert, in der für das gesamte Stadtgebiet von Leipzig entsprechende verschmutzungssensible Areale in vier Schutzkategorien ausgehalten sind. Dabei ist den Bearbeitern die Komplexität einer Grundwasserschutzkartierung (vgl. SCHLEYER 1995) und die vergleichsweise einfache Umsetzung durchaus bewusst. Die Diskussion der angewendeten Bewertungsmethodik sei einer späteren Darstellung vorbehalten.

Die Karte der Grundwassergeschütztheit entsteht durch Verschneidung (*union*) von Petrographie und Mächtigkeit der bindigen Deckschichten. Dafür wurde aus dem Liniencoverage der Isopachen ein Flächencoverage mit Mächtigkeitszonen erzeugt. Die entstandenen Flächen sind nun

durch eine Mächtigkeitsklasse und eine Petrographie charakterisiert, dem in der Matrix der Geschütztheitskategorien genau eine Schutzkategorie entspricht.

## Literatur

SCHLEYER R. (1995): Verbesserung des Grundwasserschutzes durch Kartierung der Verschmutzungsempfindlichkeit. – WAP 1, S. 12—19.

HYDROGEOLOGISCHER ATLAS DER STADT LEIPZIG 1 : 50.000, QUARTÄRE GRUNDWASSERLEITER (2005): 23 Blätter (Erläuterungstext; topographische Karte; Aufschlusskarte; Verbreitung und

Mächtigkeit der quartären Grundwasserleiter; Mächtigkeit und Lithologie der bindigen Deckenschichten über den quartären Grundwasserleitern; Karte der obersten Grundwasserleiter; Geschütztheit der Grundwasserleiter; hydrogeologische Schnitte). – Amt für Umweltschutz Stadt Leipzig (Hrsg.), *GEO montan* GmbH Freiberg (Fachbearbeitung), C. Schulz/Amt für Umweltschutz (Redaktion).

EISSMANN L., LITT T. (1994): Das Quartär Mitteldeutschlands. - Ein Leitfaden und Exkursionsführer. Mit einer Übersicht über das Präquartär des Saale-Elbe-Gebietes. – Altenburger Naturwiss. Forsch., 7: 1—458; Altenburg.



# Konzeption eines Geoinformationssystems für das Appalachen-Varisziden-Uraliden-Orogen

Arne Schendel, Uwe Kroner

TU Bergakademie Freiberg, Lehrstuhl für Mathematische Geologie und Geoinformatik, Bernhard-von-Cotta-Straße 2, 09596 Freiberg/Sachsen, E-Mail: ars@uni.de

## 1 Zusammenfassung

Das Geoinformationssystem beinhaltet eine Bewegungsrekonstruktion der geologischen Großeinheiten während der variszischen Orogenese. Des Weiteren wurde die Grundlage für ein Paläo-GIS geschaffen. Die Bearbeitung und Darstellung erfolgte im Programm ArcGIS Desktop 9. Ausschlaggebend für die Entscheidung, die Bewegungsrekonstruktionen in einem Geoinformationssystem durchzuführen, ist dessen Möglichkeit Daten zu projizieren.

Als Grundlage diente der paläogeographische 250 Ma Zeitschnitt von SCOTese (1998). Nach Aufbereitung aller vorhandenen Daten und Integration eines Digitalen Geländemodells, wurden die geologischen Einheiten auf ihre relative Lage zueinander vor 380 Ma bewegt (Abbildung 1). Von diesem gewählten Einstiegszeitpunkt in die Rotationen wurden Bewegungen durchgeführt die vor 250 Ma endeten und zu Pangäa führten (Abbildung 2). Die Bewegungsschritte wurden als Gradschnitte in 25 Phasen, und als Zeitschnit-

te in Fünf-Millionen-Jahre-Schritten durchgeführt. Die Bewegungsrekonstruktion erfolgte in zwei Schritten, wobei der erste eine Rotation um einen Eulerpol in der Paläotethys, und der zweite eine Scherung innerhalb Gondwanas um einen Eulerpol im heutigen Skandinavien darstellte.

Es konnte gezeigt werden, dass im Programm ArcGIS unter gewissen Einschränkungen geometrisch korrekte Rotationen um Eulerpole durchgeführt werden können.

Die vorhandenen Daten wurden zu ArcGIS-Projekten zusammengestellt, und ihren Unterscheidungskriterien entsprechend dargestellt.

## 2 Literatur

SCOTese C.R. (1998): Palaemap-Project. – [www.scotese.com](http://www.scotese.com)



Abb. 1: Ausgangssituation 380 Ma.

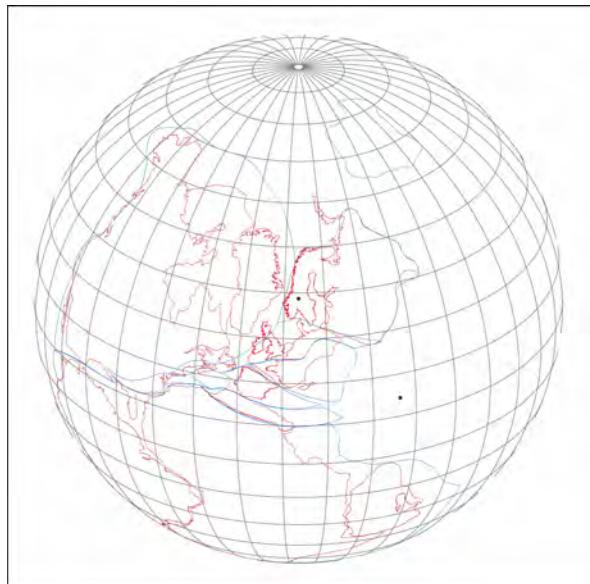


Abb. 2: Endsituation 250 Ma.



# **Xafis - Ein System zum Aufbau bzw. zur automatisierten Generierung server- sowie clientbasierter fachbezogener Geographischer Informationssysteme in der Web-Technologie**

Bernd Torchala, André Barth

Beak Consultants GmbH, Am St. Niclas Schacht 13, 09599 Freiberg, E-Mail: torchala@beak.de

Der Vortrag stellt ein im Rahmen eines firmeninternen Projektes entwickeltes Verfahren vor, Web-GIS-Applikationen auf der Basis generischer Ansätze schnell und sicher zu programmieren. Dabei soll die Realisierung weitgehend unabhängig davon erfolgen, ob die Applikation eine Server- oder eine Desktop-Anwendung sein wird.

---

## **1 Einleitung**

### **1.1 Ausgangssituation**

Die Firma Beak Consultants GmbH entwickelt erfolgreich Geographische Fachinformationssysteme verschiedener Thematik. Es entstanden solche Systeme wie

- Bergschadenkataster (Sachsen)
- Naturschutzinformationssystem (Sachsen, Brandenburg und Bremen)
- Kampfmittelbeseitigung (Sachsen)
- Bodeninformationssystem (Brandenburg, Umweltbundesamt, Bremen)
- Deichdatenbank und Gewässerkartographie (Sachsen, Schleswig-Holstein)
- Rohstoffsicherung (Sachsen, Bayern, Namibia und Kosovo)
- Flächendatenbank Hydrogeologie (Bayern, Namibia)
- Waldfunktionen (Sachsen)
- Liegenschaftskataster (Landestalsperrenverwaltung Sachsen)
- Erfassung und Kontrolle landwirtschaftlicher Förderung (Sachsen)

Das Prinzip der Lösungen ist immer gleich, es besteht in der Kommunikation typischer GIS- und typischer Datenbankfunktionen

Die Applikation tritt dem Anwender als eine einheitliche Applikation oder als getrennte Sachdaten- und GIS-Applikation entgegen.

### **1.2 Trend**

In der Vergangenheit wurden klassische, in sich abgeschlossene stand-alone- oder client-server-Anwendungen unter Windows realisiert.

Es wird eingeschätzt, dass ein PC in 10 Jahren gegenüber einem heutigen Gerät folgende Kapazitäten zur Verfügung hat:

- 100 - fache Rechenleistung
- 1.000 - fache Speicherkapazität
- 5.000 - fache Netzgeschwindigkeit

In Zukunft werden die Informationssysteme offen gegenüber anderen Anwendungen und in höherem Maße verteilt sein müssen. Das heißt, Geographische Fachinformationssysteme müssen auf Web-Technologien beruhen.

### **1.3 Schlussfolgerung**

Auch künftig werden in sich abgeschlossene Geographische Fachinformationssysteme auf klassischer Client-Server-Basis realisiert werden. Ein Wachstum wird für stark verteilte und offene Informationssysteme zu verzeichnen sein, die auf der Basis von Web-Technologien aus unabhängigen Komponenten bestehen.

Es ist künftig erforderlich, schnell und variabel mit unterschiedlichen Architekturmodellen auf konkrete Anforderungen für die Realisierung eines Fachinformationssystems reagieren zu können.

Um für die Zukunft gerüstet zu sein, hat die Firma Beak sich eine eigene Entwicklungsumgebung geschaffen, mit der effizient und schnell Geographische Fachinformationssysteme realisiert werden können, ganz gleich, welcher kon-

krete Architekturtyp angesetzt werden muss. Das Ergebnis hat den Namen Xafis.

## 1.4 Grundlagen

Prinzipiell unterscheiden sich IT-Applikationen in ihren technischen Architekturtypen.

Neben den klassischen 1- und 2-Schichtarchitekturen (d. h. klassische stand alone und LAN-Anwendungen) werden mehr und mehr 3-Schicht- und Dienstearchitekturen in Web-Umgebungen realisiert.

Web-fähige Anwendungen sind häufig erforderlich, um Anwender räumlich getrennter Standorte mit Informationen zu versorgen bzw. in einen Datenfluss einbeziehen zu können, ohne die Daten verteilen und synchronisieren zu müssen (Replikation). Die Web-Plattform hat zudem den Vorteil der Offenheit gegenüber Betriebssystemen und bereits verfügbaren Komponenten. Sie bietet die Möglichkeit, Funktionen von allgemein im Internet/Intranet zugänglichen Diensten in Anspruch nehmen zu können.

Für GIS-Anwendungen heißt dies auch, dass es möglich ist, die Daten beim Erzeuger zu verwalten. Damit verbleiben die Daten bei ihrem Hauptnutzer und es ist eine maximale Datenaktualität sowie eine Kontrolle über die Nutzung der Daten durch den Eigentümer möglich. Gleichzeitig lässt sich der Administrationsaufwand für Daten (keine Replikation) und Anwendungen (zentrale Logik) verringern.

Die Anzahl der Anwender, die verfügbare Bandbreite der Leitungen, Sicherheitsanforderungen sowie funktionale und fachliche Anforderungen lassen die technische Architektur verschiedener Fachinformationssysteme stark variieren.

Beispielhafte Anforderungen sind z. B.:

- eine verteilte Datenhaltung ist erforderlich,
- lokale Daten müssen integriert werden können,
- es ist ausschließlich das Protokoll http (bzw. https) zu verwenden,
- die Anwendung muss für Tausende von Internetnutzern verfügbar sein,
- der Administrationsaufwand für Daten und Anwendungen ist zu minimieren.

## 2 Das System Xafis

### 2.1 Aufgabenstellung

Die Aufgabenstellung der Entwicklungsarbeit ist folgende:

- Schaffung einer flexiblen Architektur für beliebige Fachapplikationen mit GIS-Funktionalität; Zielgruppe: Softwareentwickler,
- Entwicklung eines generischen Ansatzes für die Erstellung server- und clientbasierter Anwendungen,
- Entwurf einer flexiblen Funktionsbibliothek, die unter anderem den transparenten Zugriff auf Web-Mapping-Dienste erlaubt.

Als Ergebnis liegt das Xafis – ein System zum Aufbau bzw. zur automatischen Generierung server- sowie clientbasierter fachbezogener Geographischer Informationssysteme vor.

Streng genommen liegen zwei Ergebnisse vor:

- Xafis - Extensible Framework for GIS-Applikations und
- Scafap -Simple Client API for Web Mapping Services.

Diese wurden zwischenzeitlich im Rahmen der Realisierung zweier Fachinformationssysteme ergänzt und perfektioniert. Eine dritte Anwendung steht unmittelbar bevor. Die Vervollständigung der Entwicklungsumgebung schreitet mit jedem neuen FIS voran. Ziele der Entwicklung waren nicht:

- ein Web-Standard-GIS, wie z. B. GISTerm (disy),
- ein Web-Server, wie z. B. UMN (OS) oder ArcIMS (ESRI).

### 2.2 Softwaretechnologie

#### 2.2.1 Xafis

Mit Xafis liegt ein System vor, mit dem die Realisierung von Fachinformationssystemen in unterschiedlichen Architekturtypen und mit unterschiedlichen Anforderungen wesentlich beschleunigt werden kann.

Der Prozess der Entwicklung läuft wie folgt ab (Abbildung 1):

1. Es wird eine XML-Datei (application-structure.xsd) für die Konfiguration des Entwick-

lungsframeworks erstellt, die unter anderem Vorgaben für

- die Komponenten (z. B. Kartenfenster, Legendenfenster, Werkzeugfenster, Mehrsprachigkeit), deren Eigenschaften (z. B. größenveränderbar) und deren Anordnung,
- das Zielsystem (Windows oder Linux) und die Benutzeroberfläche (SWT für Windows- oder Linux-Clients oder HTMS für serverseitige Applikationen),
- die Quellcodegenerierung (z. B. Java Pages, ToDo-Kommentare),
- die Nutzerregistrierung (Login),
- erweiterbare Komponenten, enthält.

2. Mittels Parser wird der Anwendungsrahmen generiert.

3. Eine zweite XML-Datei (application-config.xsd) dient der Konfiguration der Anwendung selbst. Hier sind solche Angaben enthalten, wie

- Mapping-Dienste (WMS oder ArcIMS),
- GIS-Daten (Files und Datenbank-Layer) als Layer,
- Eigenschaften der Layer (z. B. Bereich des Darstellungsmaßstabes),
- Gruppierung und Layeruntergliederung,
- Darstellungsreihenfolge,
- nutzerabhängige Rechte (Lesen / Schreiben) für die Daten,
- Fehlermanagement, z. B. Zuordnung von Ersatzdiensten,
- konkreter Xafis Werkzeuge (z. B. Zoom, Download, Selektion, Info, Suche, Digitalisierung usw.) inkl. Tool-Tips,
- Einbinden neuer Werkzeuge.

4. Die so entstehende Anwendung gestattet Erweiterungen und Änderungen, z. B. die Erweiterung der Funktionen um neue GIS-Werkzeuge, die fachspezifische Integration von Datenbankanwendungen in weiteren Applikationsfenstern, Hilfetexte, spezielle Export/Import-Funktionen usw.

Der generierte Anwendungsrahmen abstrahiert von der konkreten Abarbeitungsumgebung

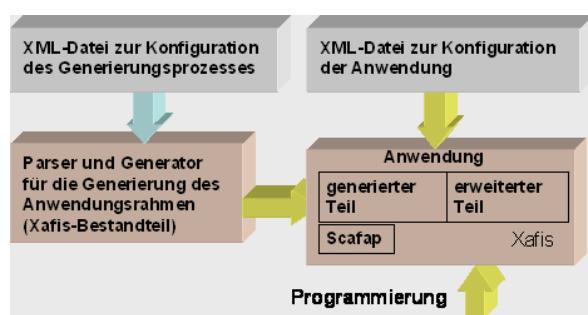


Abb. 1: Softwaretechnologische Umsetzung

(clientseitig oder serverseitig). Die Gemeinsamkeiten beider Fälle sind:

- der gleiche Code der Anwendung, der im Fall „serverseitig“ in einem Servlet-Container (Tomcat 5) bzw. im Fall „clientseitig“ in einer Java-Anwendung läuft, und
- der prinzipielle Aufbau (alle Komponenten und Objekte sowie deren Steuerung) der Benutzeroberfläche, woraus im Fall „serverseitig“ eine HTML-Ansicht und im Fall „clientseitig“ eine Windows-Oberfläche unter Nutzung der betriebssystemabhängigen SWT-Bibliothek sowie bei LINUX zusätzlich Gnome als Fenstermanager eingesetzt werden.

Angepasst werden muss die konkrete Form und Farbe der einzelnen Bedienelemente. Dies ist nicht Bestandteil des Generierungsprozesses.

Xafis ist nicht nur der Generator, sondern mit den folgenden Bibliotheken auch Bestandteil der lauffähigen Applikation:

- Xafis: zentrale Schnittstelle zum Framework
- XafisEngine: Ablaufsteuerung innerhalb des Frameworks
- XafisApplication: Eigenschaften der Anwendung bzw. Controlling der GUI-Objekte (bei Serveranwendung = Scriptcode)
- XafisUser: allgemeine, über den Nutzer verfügbare Daten (Session)

## 2.2.2 Scafap

Die Bibliothek Scafap dient der Einbindung von Mapping-Diensten und deren Layer entsprechend dem WMS-Standard des OGC oder von ArcIMS-Image- und Mapservices inkl. der Legendendarstellung sowie der Steuerung des Zuschaltens von Ersatz-Diensten. Fällt ein Mapping-Dienst (z. B. die Orthophotos des Landesvermessungsamtes) aus, so erkennt dies die Anwendung und schaltet auf einen Ersatz um, falls dies konfigu-

riert wurde. Die Anwendung erkennt, wenn der originäre Dienst wieder verfügbar ist und schaltet dann wieder zurück. Die Information eines Administrators ist ebenfalls möglich. Die Anzahl der Rückfallebenen ist unbeschränkt.

### 2.2.3 Schlüsseltechnologien

Xafis und Scafap basieren auf den modernen Technologien, die im Folgenden ohne Kommentierung aufgeführt sind:

- JSP - JavaServer Pages, Spezifikation 2.0
- SWT - Standard Widget Toolkit, Release 3.0 in Alternative zu SWING
- XSD/XML - XML Schema Definition Language und XML
- JAXB - Java Architecture for XML Binding

### 2.2.4 Entwicklungswerkzeuge und Software

Entwicklungswerkzeuge sind:

- Eclipse 3.0 (projektbezogenes Framework),
- Together 6.0 (UML-basiertes CASE-Tool),
- XMLSpy 5.0 (XML-Entwicklungswerkzeug),
- Visual InterDev 6.0 (Debugging verteilter Anwendungen),

- ArcIMS (Erzeugen von Web-Mapping-Diensten),
- ArcSDE (Speicherung von Geodaten),
- Deegree (Alternative zu ArcIMS).

## 3 Beispiele

### 3.1 Fördermittelbeantragung in der Landwirtschaft

Flächenidentifizierung erforderlich, die von einem Geographischen Informations-System gestützt wird. Das Flächenidentifizierungssystem sind in Sachsen die Feldblöcke.

Ein flächenbezogener Antrag wird sich immer auf einen Feldblock beziehen, dessen Identifikator europaweit eindeutig bezeichnet ist.

Die Web-Mapping-Anwendung ermöglicht es den potenziell rund 12.000 Antragstellern in Sachsen:

- die Identifikatoren eines Feldblocks zu ermitteln,
- die Grundlage für das Einzeichnen der Schlagskizzen auszudrucken,
- die aktuellen Feldblockdaten herunterladen, um in der eigenen Betriebssoftware zu arbeiten,

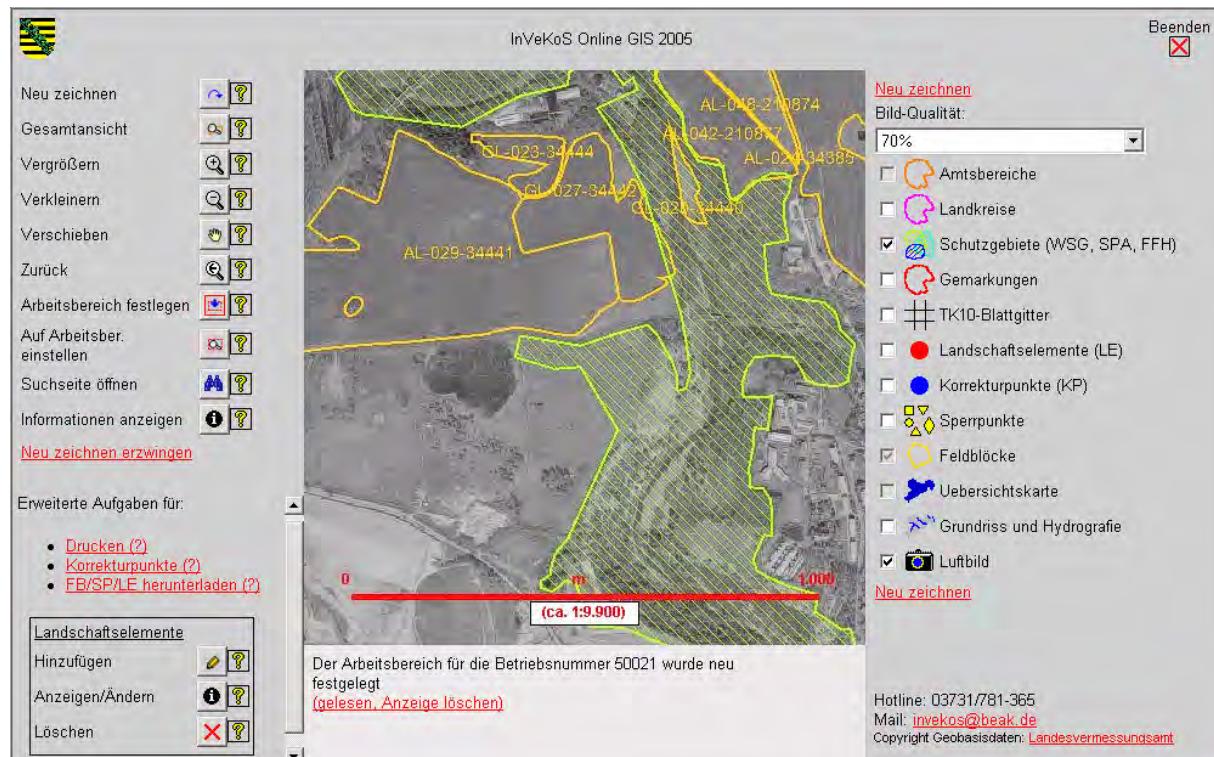


Abb. 2: Gesamtdarstellung der IO-GIS-Anwendung.

- die Vorschläge für Feldblockkorrekturen und Landschaftselemente zu erfassen.

Der Zoom auf z. B. eine Gemarkung, einen Schlag, ein TK10-Blatt oder einen Feldblock ist möglich. Als Kartenbasis (Orthophotos und die Inhaltsebenen der TK10) werden Kartendienste der „Basiskarte Sachsen“, durch das Landesvermessungsamt im Intranet bereitgestellt, genutzt (Abbildung 2). Eine integrierte online-Beantragung ist geplant.

### 3.2 Fachinformationssystem Naturschutz

Ziel des Projektes ist die Realisierung eines Fachinformationssystems zur Aufnahme und Auswertung umfangreicher naturschutzrelevanter Daten des Landes Sachsen. Neben dem Landesamt für Umwelt und Geologie soll die Bearbeitung und Auswertung der Daten durch die Regierungspräsidien und weitere Behörden erfolgen können. Wesentliche Rahmenbedingungen der Entwicklung sind: zentrale Datenhaltung, Implementierung einer komplexen Recherche-funktionen, Gewährleistung der GIS-Funktio-

nalität, Erstellung frei definierbarer Reports, WEB-Fähigkeit. Aufgrund der Sensibilität vieler Daten wurde ein differenzierbares Nutzerkonzept gefordert.

## 4 Festlegung wichtiger Begriffe

Web-Plattform	HTML als Oberfläche und Aufruf von Diensten mit Internet-Protokollen
Dienste	für programmatische (standardsierte) Interface verfügbare Web-Anwendungen, z. B. Transformation von Geodaten, Gazetteer (Lokalisieren einer Adresse), Web-Mapping (Kartographie inkl. GIS-Analyse)
SDK	Software Development Kit
Tomcat	Servlet-Container
SWT	Standard Widget Toolkit
Gnome	Fenstermanager für LINUX



# Geologische 3D-Modellierung und ihre Anwendungsmöglichkeiten in Berbau- und Industriefolgelandschaften

Peter Wycisk<sup>1</sup>, Wolfgang Gossel<sup>1</sup>, Holger Fabritius<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Institut für Geologische Wissenschaften, FG Hydro- und Umweltgeologie, Von-Seckendorff-Platz 3, D-06120 Halle (Saale), E-Mail: peter.wycisk@geo.uni-halle.de

<sup>2</sup>UFZ - Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle, Dept. Groundwater, Theodor-Lieser-Str. 4, D-06020 Halle/Saale

Zur Erfassung, Bewertung und Behandlung großräumiger Grundwasserkontaminationen ist die Kenntnis des geologischen Aufbaus und der Zustand regionaler Grundwasserbelastungen für eine Vorhersage des Schadstoffverhaltens eine unabdingbare Voraussetzung. Zur Entwicklung weiterführender nutzungsbezogener Bewertungsmaßstäbe wurde im Rahmen des SAFIRA-Projektes für ein Modellgebiet ein GIS-basiertes digitales Raummodell erstellt, das aus einzelnen thematischen Teilmustern aufgebaut ist. Besondere Bedeutung hat hierbei die Entwicklung eines echten 3D-Untergrundmodells für den Untersuchungsraum Bitterfeld -Süd mit 16 km<sup>2</sup> mit einer Auflösung von 10 x 10 m und 31 individuellen Schichtkörpern. Das detaillierte Volumenmodell wurde zur Beurteilung von Schadstoffausstragsbahnen in das Grundwasserströmungs- und Stofftransportmodell (Visual Modflow / MT3D) integriert.

Am Beispiel von mehreren erstellten hochauflösenden 3D Raummodellen, die in den letzten Jahren im Rahmen von unterschiedlichen BMFT-Projekten (SAFIRA I, II und Ad-Hoc Mulde/Elbe) entwickelt und eingesetzt wurden, werden Möglichkeiten der sich vor dem Hintergrund neu entwickelnder Methoden und Techniken der modernen Datenverarbeitung mittels unterschiedlicher Visualisierungstechniken, Nutzung von Geoinformationssystemen und echten 3D und 4D Modellierungen aufgezeigt. Die Verknüpfung von 3D Modellen mit GIS-basierten Werkzeugen schafft dabei eine neue Möglichkeit der Informationsanalyse und Ergebnisdarstellung. Aufgrund neuer Quantifizierungsmöglichkeiten werden künftig u.a. speziell in den Bereichen der numerischen hydrogeologischen Modellierung, der Sanierungsforschung und der Landschaftsanalyse weitergehende Anwendungsmöglichkeiten gesehen.

## 1 Einführung

Die Erfassung, Bewertung und Behandlung großräumiger Grundwasserkontaminationen in heterogenen Aquiferen, die z.T. durch großflächige Braunkohletagebaue noch zusätzlich überprägt wurden, ist sowohl von der flächendeckenden Informationsverarbeitung, wie auch von der modelltechnischen Handhabung räumlich konsistenter Aussagen eine Herausforderung. Vor dem Hintergrund der regionalen Schadstoffbelastung von Grundwasserleitern und den komplexen hydraulischen Verhältnissen aufgrund eines eingesetzten Braunkohlebergbaus im Raum Bitterfeld wachsen jedoch die Ansprüche sowohl an die Aussagegenauigkeit als auch an die flächendeckende Verfügbarkeit von digitalen geologischen Daten zu hydraulisch relevanten Schichtkörpern, die Einfluss auf die Beurteilung des Strömungs- und Transportverhaltens der Kontaminanten haben und somit einen Einfluss auf die Umwelt- und Raumverträglichkeit von nutzungs- und sanierungsrelevanten Fragestellungen haben. Die

Fragestellung wird im Rahmen des Teilprojektes E1.1 „Umwelt- und Raumverträglichkeit“ innerhalb des SAFIRA und Ad-Hoc Elbe/Mulde Verbundvorhabens bearbeitet. Eine Übersicht zu den Zielen des Verbundvorhabens und dem Modellstandort wurde in WEISS et al. (1999, 2001, 2002) zusammenfassend dargestellt. KASCHL et al. (2002) und WYCISK et al. (2003b) geben einen Überblick über die entsprechend vorliegenden Untersuchungsstände.

## 2 Regionales Modellkonzept

Die Komplexität der Fragestellung zur Ableitung von Bewertungsansätzen zur „Umwelt- und Raumverträglichkeit“ von Gefährdungsabschätzungen und sanierungsrelevanten technischen Entscheidungen erfordert einen integrativen raumbezogenen Modellansatz. In dem zu entwickelnden digitalen Raummodell „Bitterfeld-Süd“ werden dafür in einem Teilmodellraum exemplarisch die unterschiedlich strukturierten und aufbereiteten Informationen integriert:

- geologischer Untergrund
- hydrogeologische Situation
- Grundwasserkontaminanten
- Schutzgüter
- Flächennutzung

Die vollständige GIS-Fähigkeit des Systems unter ArcView und ArcGIS sowie die ortskonkrete Darstellung in hoher Auflösung bieten die notwendigen Grundlagen für lokale und regionale Aussagen zur hydrostratigraphischen Situation und zur Regionalisierung von Kontaminationsdaten.

Die langjährige Nutzungsgeschichte des Standortes Bitterfeld bezüglich diverser Stoffeintragsquellen erfordert den Aufbau eines digitalen Raummodells zur Bearbeitung der komplexen Datenlage und Fragestellung. Dies betrifft sowohl die heterogene Situation der Grundwasserleiter und -geringleiter bezüglich ihrer Stoffaus-

tragspfade in Abhängigkeit wechselnder Grundwasserstände, als auch das komplexe und lokal differenzierte Schadstoffgemisch des ehemaligen Industrie- und Chemie-Standortes, das nur bei ausreichend detaillierter Darstellung auf der Ebene von Einzelstoffen bzw. repräsentativen Stoffgruppen beurteilt werden kann. Dieser Aspekt ist um so bedeutsamer, da der Untersuchungsraum aufgrund der heterogenen hydraulischen Bedingungen, sowie durch ehemals wechselnde großräumige Wasserhaltungen und dem nachfolgenden Grundwasserwiederanstieg, als dynamisch wirkendes System mit seinen Wechselwirkungen verstanden werden muss. Weiterführende Aussagen zur Regionalisierung der Kontaminanten und ihrer „fate and pathway“ Beziehungen in dem Expositionsbereich können nur GIS-basiert und mittels Strömungs- und Transportmodellierungen beurteilt werden.

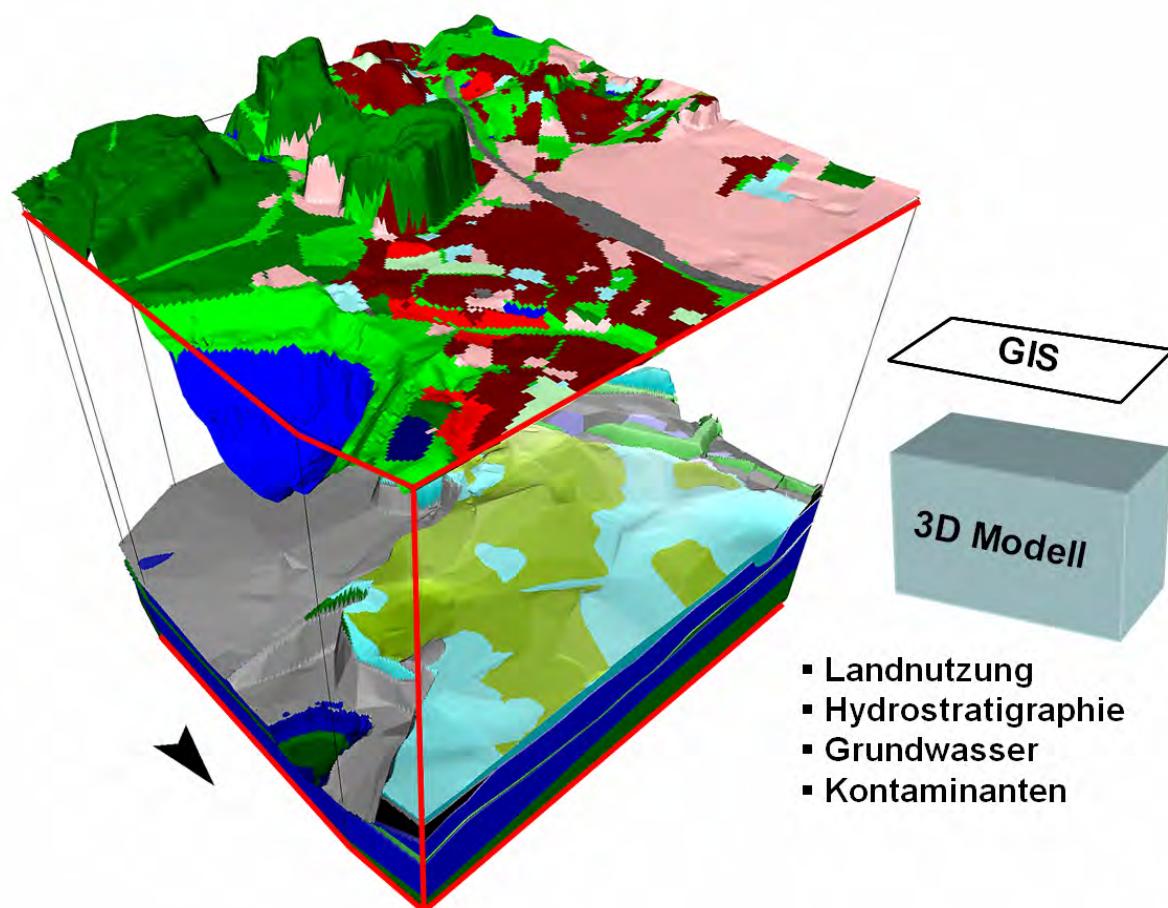


Abb. 1: Hochauflösendes 3D-Modell mit der Verteilung von Grundwasserleitern und Nichtleitern innerhalb des Quartärs mit der überlagernden Landnutzung (ATKIS 2002). Teilmodell Bitterfeld Süd mit 4 x 4 km Kantenlänge des Modellausschnitts.

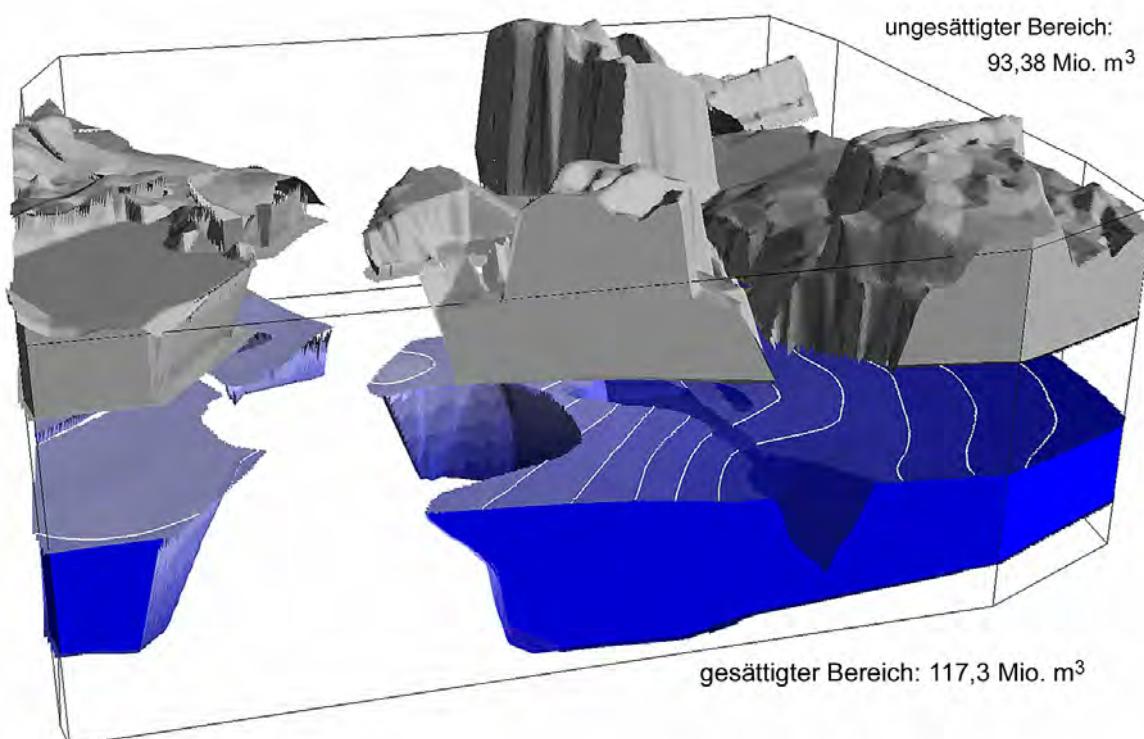
### 3 Hochauflösende 3D geologische Strukturmodelle

#### 3.1 Methodische Ansätze

Die Anwendung von 3D Strukturmodellen erfolgt seit einigen Jahren mit unterschiedlichen Zielsetzungen. Neben den ursprünglich aus der Lagerstättenkunde entwickelten Ansätzen, finden digitale 3D-Modelle zunehmend Einzug im angewandten Geologischen Bereich, speziell in der Hydrogeologie. Auf die Bedeutung und konsequente Umsetzung verweist u.a. Culsaw (2003). Die Notwendigkeit von möglichst wirklichkeitsgetreuen Geologiemodellen nimmt durch die steigenden Anforderungen in der hydrogeologischen Modellierung zu. Die Realisierung der Modelle erfolgt durch z.T. unterschiedliche Wege, die sowohl über 2,5D-Flächenmodellen mittels Geoinformationssystemen, wie auch über „echte“ 3D-Modelle (Volumenmodelle). Visualisierungen und Modellschnitte lassen dabei häufig nicht mehr die Entstehungsgrundlage erkennen. Da sich noch keine einheitliche Terminologie

etabliert hat, begegnet man zunehmend häufiger auf Tagungen oder in Publikationen sogenannten „3D Modellen“, die angefangen von bildhaften 3D Darstellungen über 2,5D GIS-basierten Abbildungen zu echten 3D Modellen (Volumenmodellen) reichen.

Der Einsatz von digitalen 3D Untergrundmodelle ist z.Z. für regionale Anwendungen zunehmend in Diskussion, obwohl der Arbeitsaufwand zur Modellerstellung als auch der Datenbedarf sehr hoch ist. Die verfügbaren Programme wie z.B., GoCad, GeoObjekt 2, GIS-3D, GMS, OpenGeo, EVS/MVS, Earth Vision ermöglichen mit unterschiedlichen thematischen Einsatzfeldern eine reale 3D Modellierung von Gesteinskörpern. Gleichzeitig haben die jeweiligen Software-Lösungen je nach ursprünglichem Einsatz, z.T. unterschiedliche Stärken bezüglich der Anwendung und Problemlösung. Mittlerweile liegen uns methodische und technische Erfahrungen, sowie an unterschiedlichen Standorten mit unterschiedlichen Software-Produkten (Geoobjekt 2 / GSI-3D, GMS, EVS/MVS) vor.



**Abb. 2: Anwendungsbeispiel der Schichtkörpermodellierung. Die Kippenkörper wurden im Bereich der Grundwasseroberflächen (GW-Gleichen Stand 2000) vor der Goitzscheflutung getrennt und die jeweiligen Volumina des ungesättigten und gesättigten Bereichs Berechnet.**

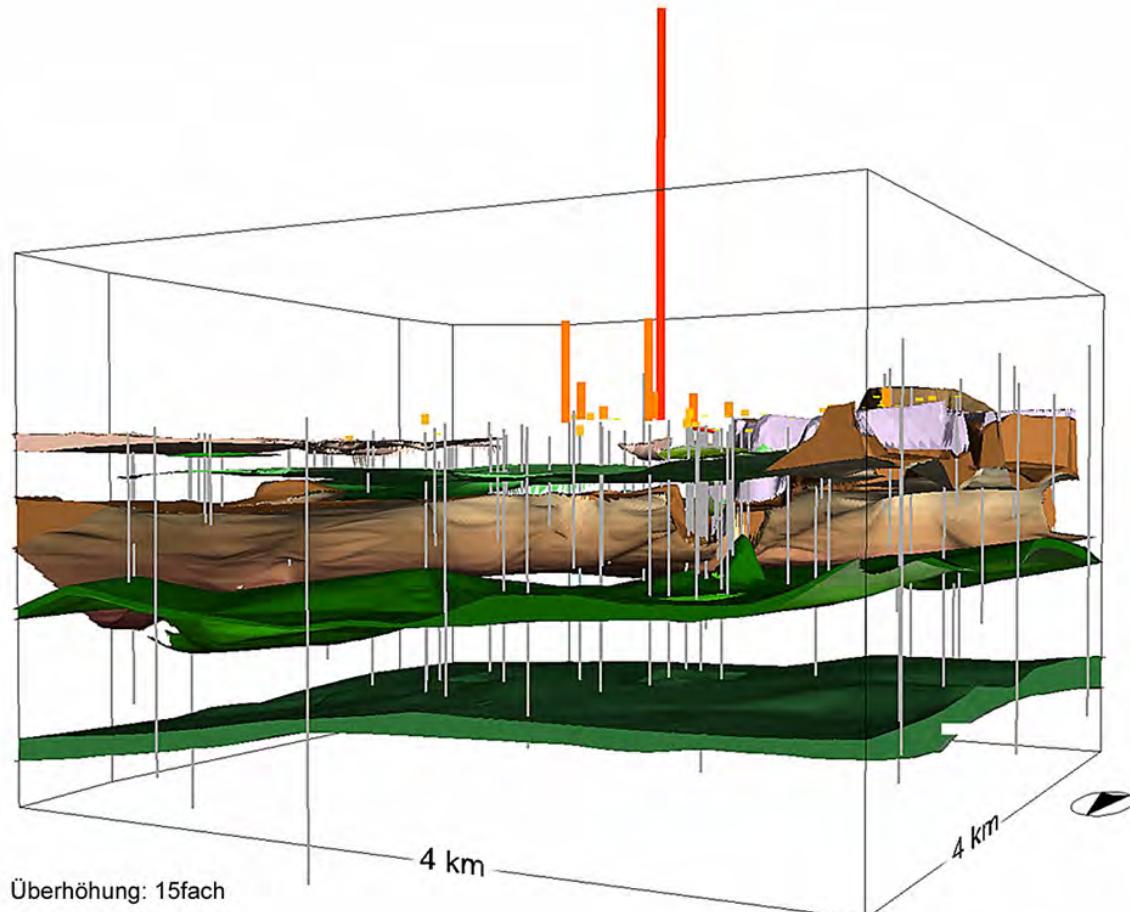
### 3.2 Datengrundlagen „Bitterfeld-Süd“

Die Datengrundlage des geologischen Teil-Modells Bitterfeld-Süd basiert auf 125 nach Repräsentanz selektierten Bohrungen, die in 28 Profilschnitten auf einer Fläche von  $16 \text{ km}^2$  vernetzt wurden. Aufgrund der stratigraphischen Untergliederung und starken Heterogenität der quartären Einheiten wurden 31 lithostratigraphische Horizonte (Körper) auf der Basis von 37 modellierten Höhenrasterflächen bearbeitet (FABRITIUS 2002, WYCISK et al. 2002). Die im Modell verwendete Rasterzellengröße von  $10 \times 10 \text{ m}$  orientiert sich an der Auflösung des zur Verfügung stehenden amtlichen digitalen Höhenmodells (DGM). Das hier dargestellte Modell wird aus Visualisierungsgründen als Teilmodell abgebildet. Das Gesamtmodell umfasst mittlerweile eine Fläche von ca.  $50 \text{ km}^2$  bei gleich bleibendem Detaillierungsgrad der lithofaziellen Körper und der horizontalen Auflösung.

Im Vorfeld einer digitalen geologischen Raummodellierung mit GeoObject 2 / GSI-3D (SOBISCH 2000) wird auf der Basis vernetzter Profilschnitte ein konventionelles Schichtenmodell des Modellgebiets erstellt. Die stratigraphische und lithofazies-orientierte Bearbeitung der Schnitte ermöglicht eine vollständige Plausibilitätskontrolle bei der Schnittvernetzung und eine mögliche differenzierte Parametrisierung im Modell. Das Zusammenfassen von lithologischen Einheiten ist bei einer nachfolgenden Modellkopplung mit Strömungs- und Transportmodellen problemlos möglich. Eine detaillierte Darstellung der 3D-Modellierung wird in FABRITIUS (2002) und WYCISK et al. (2002) wiedergegeben.

### 3.3 Projektbezogene Anforderungen

Die digitale 3D-Bearbeitung von geologischen Strukturmodellen in heterogenen Aquifern, die z.T. durch großflächige Braunkohletagebaue



**Abb. 3: Grundwassernichtleiter und Geringleiter des Tertiär und Quartär im hochauflösenden 3D-Modell. Die Grundwasserleiter wurden ausgeblendet.**

noch zusätzlich überprägt wurden, ist bis heute sowohl von der flächendeckenden Informationsverfügbarkeit, als auch von der modelltechnischen Handhabung nach wie vor schwierig und sehr aufwendig. Vor dem Hintergrund der regionalen Schadstoffbelastung von Grundwasserleitern und den komplexen hydraulischen Verhältnissen aufgrund des eingestellten Braunkohlebergbaus im Raum Bitterfeld, wachsen jedoch die Ansprüche sowohl an die Aussagegenauigkeit als auch an die flächendeckende Verfügbarkeit von digitalen geologischen Daten. Hier muss hervorgehoben werden, dass aufgrund der Bergbauaktivitäten und der großräumichen Verfüllung mit Kippenmaterial besondere Anforderungen an die 3D Modellierung gestellt werden. Gleichzeitig muss die Möglichkeit bestehen beliebige Informationen aus thematischen Karten und plausibilitätsgestützte Experteninformationen einbinden zu können. Nicht zuletzt werden in einem solchen Zusammenhang an das räumliche Verständnis bezüglich der Heterogenität und Lagebeziehung hydraulisch relevanter Schichtkörper besondere Anforderungen gestellt, die Einfluss auf die Beurteilung des Strömungs- und Transportverhaltens der Kontaminanten haben.

Die nachfolgenden Voraussetzungen und Auswertefunktionen sind für die regionalen Fragestellungen zur Beurteilung der standortabhängigen Situation zu erfüllen (WYCISK et al. 2002). Hierzu gehören die optimale Erfassung und möglichst reale Abbildung der sedimentologischen Körper, auch bei sehr unterschiedlicher

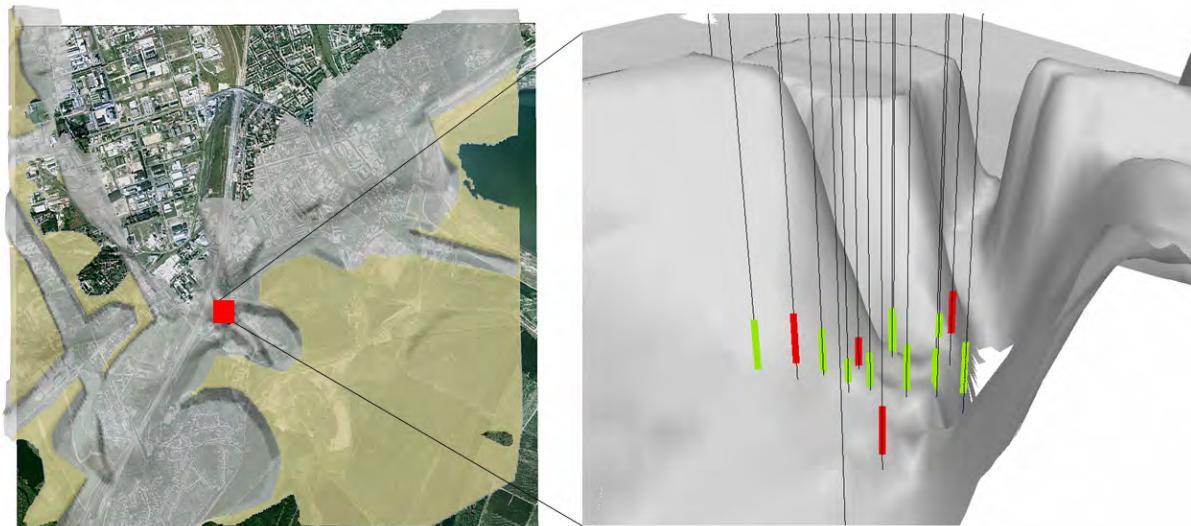
Bohraufschlussdichte, die realitätsnahe, d.h. echte 3D-Modellierung sowohl von natürlichen als auch anthropogenen lithostratigraphischen Körpern, sowie die Abbildung der Mächtigkeitsverteilung und Berechnung der Kubaturen, einschließlich der Höhenlage NN der Schichtunterseiten.

Die Auswertungsmöglichkeiten sollten dabei auch die Positionierung beliebiger vertikaler und horizontaler Profilschnitte sowie deren Verknüpfung im Modell und das Erstellen von virtuellen Bohrungen ermöglichen. Die Einbindung von hydrogeologischen Messwerten und Kontaminanten, sowie die Parametrisierung der Zellen einzelner Schichtkörper nach unterschiedlichen Anforderungen. Die Übernahme des digitalen Datensatzes über Schnittstellen in die Strömungs- und Transportmodellierung (MODFLOW und FEFLOW), einschließlich der vollständigen GIS-Fähigkeit mit konventionellen Systemen, wie z.B. ArcView, sollte gegeben sein.

## 4 Auswertung und Modellnutzung

### 4.1 GIS-basierte Modellnutzung

Aufgrund der komplizierten geologisch/hydrogeologischen Ausgangssituation im Modellgebiet hat die 3-D Modellierung von Schichtkörpern nicht nur einen plausibilitätsprüfenden Charakter, sondern dient sowohl dem Verständnis kom-



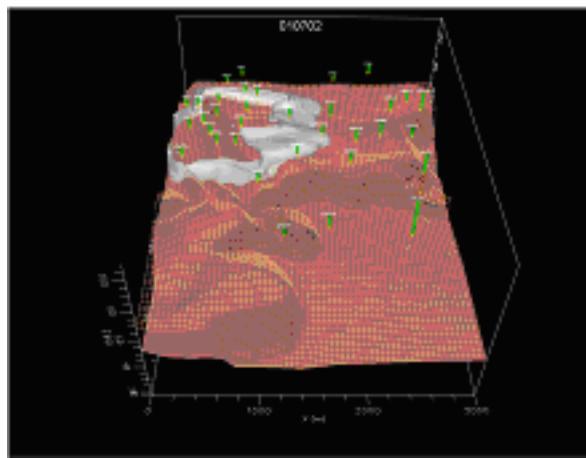
**Abb. 4:** Nutzung des hochauflösenden 3D-Modells in Kombination mit einem Orthofoto für die Verbreitung der verbliebenen Braunkohle im Untergrund. Der rechte Bildausschnitt zeigt die Erosionsstruktur einer quartären Rinne innerhalb der Braunkohle und die Filterpositionen von Beobachtungsbrunnen (Überhöhung 25-fach).

plexer räumlicher Zusammenhänge als auch der Konsistenzbeurteilung in Bereichen geringer Informationsdichte. Die Informationsverschneidung des geologischen Strukturmodells mit weiteren Sachthemen erweitert die verfügbare (abrufbare) Information in einer beliebigen räumlichen Auflösung grundlegend. Ein wesentlicher Aspekt in der Nutzung von digitalen Raummodellen ist die Zusammenführung von georeferenzierten Raum- und Flächeninformationen, die durch Informationsüberlagerung und Verschneidungsoperationen nicht nur eine effizientere, sondern auch eine grundlegende Qualitätssteigerung in der ortskonkreten Informationsnutzung ermöglichen (vgl. WYCISK et al. 2002, WYCISK et al. 2003a)

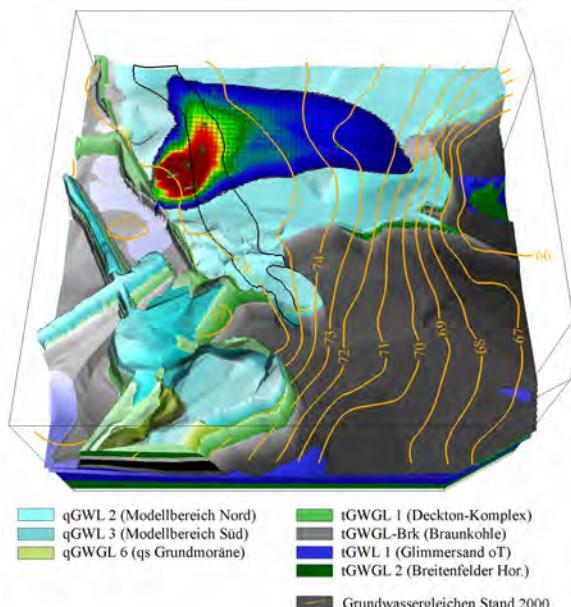
Grenzen des Modells ergeben sich durch die Zellgröße (10x10 m) und durch die maximale Schichtanzahl. Daher ist bei der Modellerstellung ein höchstmöglicher Detaillierungsgrad anzustreben. Dadurch ist die digitale Umsetzung von Schichten mit einer lateralen Ausdehnung geringer als 10 m, z.B. Bachbetten, nicht realitätsnah möglich. Ebenfalls von Bedeutung für nachfolgende Auswertungen ist die horizontale und vertikale Auflösung und Untergliederung der Schichten nach stratigraphischen, lithologischen und hydrogeologischen Aspekten. Grenzen der Auflösung und der Aussagegenauigkeit ergeben

sich sowohl aus der Qualität der zur Verfügung stehenden digitalen Höhenmodelle, als auch den Abdeckungsgrad und Qualität (Alter) der Bohraufschlüsse in Relation zur Heterogenität der Sedimentkörper. Zur weitere Diskussion s. FABRITIUS (2002) und WYCISK et al. (2002). Die kontinuierliche Fortschreibung des Modells durch neue Bohraufschlüsse und daraus ggf. resultierende Korrekturen können nachfolgend durchgeführt werden.

Aufgrund der zur Verfügung stehenden Daten wird für den SE Bereich des Gebietes eine Rest-Kohlenmächtigkeit von <2 m als ungleichmäßiger Abbaurest auf der ehemaligen Tagebausohle angenommen. Die unverritzten Bereiche weisen scheinbare Mächtigkeiten von bis zu 20 m auf. Die Abbaugrenzen wurden aus Karteninformationen plausibilitätsgeprüft umgesetzt. Auf diesem Wege gelingt es erstmals, annäherungsweise das Volumen der verbliebenen Restkohle mit  $71 \times 10^6 \text{ m}^3$  auf einer Gesamtfläche von  $12,35 \text{ km}^2$  im Teil-Modellgebiet anzugeben. Ausgehend von diesen ersten konkreten Abschätzungen lassen sich weitergehende Fragestellungen bezüglich der Sorptions- und Desorptionspotenziale der Kohle im Hinblick auf das Schadstoffverhalten der organischen Kontaminanten im Raum konkretisieren. Nimmt man z.B. eine Kontamination der Braunkohle für 1 m von der Oberfläche aus-



**Abb. 5a:** zeigt die Ergebnisse der numerischen Grundwassermodellierung eines konservativen Tracers. Die Grenzfläche oberere/unterer Grundwasserleiter wurde aus dem geologischen 3D Modell übernommen.



**Abb. 5b:** bildet Oberfläche des Geologischen Modells mit abgedeckten Kippenfüllungen ab. Die Informationsüberlagerung im digitalen Raummodell kombiniert die Grundwassergleichen, die Rinnenverbreitung und die modellierte Schadstoffausbreitungsfahne.

gehend an, so ergeben die errechneten Teilvolumina an belasteter Kohle ca. 12 Mio. m<sup>3</sup> unter der Voraussetzung einer gleichmäßigen flächenhaften Belastung. Für weitergehende modelltechnische Anwendungen lassen sich die Einzelkörper in unterschiedlicher Form zusammenfassen und auswerten.

## 4.2 Hydrogeologische Modellnutzung

Die Generierung eines numerischen Grundwassерmodells aus den Daten des geologischen Modells scheint zunächst nahe liegend. Das Strukturmodell kann tatsächlich bei ausreichenden Import- und Exportmöglichkeiten des geologischen Modellsystems auf der einen und des numerischen Grundwassерmodellierungssystems auf der anderen Seite relativ leicht generiert werden. Hierbei gilt es jedoch einige Rahmenbedingungen zu beachten:

- Die Abmessungen des geologischen Modells können in gewissen Grenzen beliebig gewählt werden, ein numerisches Grundwassерmodell sollte sich unbedingt an sinnvollen Randbedingungen orientieren.
- In einem geologischen Modell werden alle stratigraphischen Einheiten ausgehalten, in einem numerischen Grundwassерmodell sollten Grundwasserleiter und –geringleiter implementiert werden, wobei durchaus mehrere stratigraphische Einheiten zusammengefasst werden können.
- In einem numerischen Grundwassерmodell müssen alle „Schichten“ („layer“, „slices“) für das gesamte Modellgebiet definiert werden, in einem geologischen Modell gibt es die Möglichkeit, Schichten auskeilen zu lassen oder sie nur in linsenartigen Strukturen zu definieren.

Die Parameterisierung des numerischen Grundwassерmodells kann sich zwar in einem ersten Schritt an der lithologischen Beschreibung der stratigraphischen Einheiten orientieren, jedoch wird dies spätestens bei der Kalibrierung verbessert werden müssen. Im vorliegenden Fall wurde ein durch sinnvolle hydrogeologische Randbedingungen definierter Ausschnitt des geologischen Modells als Grundlage für die Erstellung des Strukturmodells für das numerische Grundwassерmodell genutzt. Die 38 geologischen Einheiten wurden jedoch auf 13 numerische „Layer“ reduziert. Die Parameterisierung wurde zunächst auf der Grundlage der lithologischen Beschrei-

bung der einzelnen Einheiten vorgenommen, musste jedoch unter Zuhilfenahme von Bohrdaten im Verlauf der Kalibrierung verfeinert werden.

Abbildung 5a zeigt auf der Grundlage der quartären Schichten ohne die für den Raum Bitterfeld wichtigen Bergbaukippen die modellierten Grundwassergleichen und die Ergebnisse eines auf dem Strömungsmodell aufgebauten Transportmodells für einen konservativen Tracer. Deutlich sichtbar sind hier die Kontaktbereiche mit den tertiären Schichten im Bereich einer quartären Rinne, die aufgrund ihrer höheren Durchlässigkeit zu einem Transport Richtung Norden führt, der einzig auf der Grundlage der Grundwassergleichen sicher nicht zu erwarten wäre. In der Analyse des Modells zeigt sich, dass der Eintrag in den tertiären Grundwasserleiter sehr langsam geschieht und ein Austrag aus diesen Schichten aufgrund der hydrogeologischen Situation und vor allem der hydrodynamischen Veränderungen durch die Flutung des Tagebaus Goitzsche, die mit dem Modell ebenfalls modelliert werden konnten, in Zeiträumen von mehreren Jahrzehnten abläuft (siehe Abbildung 5b). Die Modellierung eines idealen Tracers hat darüber hinaus zur Folge, dass aufgrund von Adsorptions- und Desorptionsprozessen noch mit erheblich längeren Austragszeiten zu rechnen ist.

## 5 Dank

Teilen der Arbeit liegen die Ergebnisse der Vorhaben SAFIRA I und Ad-Hoc Schadstoffaustrag Elbe zugrunde, gefördert mit den Mitteln des Bundesministeriums für Bildung und Forschung unter dem Förderkennzeichen 02WT0023 und PTJ 0330492.

## 6 Literatur

CULSHAW M. (2003): Bridging the gap between geoscience providers and the user community. – In: ROSENBAUM M.S. & TURNER A.K. (Eds.): New Paradigms in subsurface prediction. – Lecture Notes in Earth Sciences 99, Springer: pp. 7–26.

FABRITIUS H. (2002): Entwicklung eines digitalen geologischen Raummodells im Raum Bitterfeld-Süd. – Dipl.-Arbeit am FB Geowissenschaften, MLU Halle-Wittenberg, FG Umweltgeologie, 131 S. u. Anhang, unveröffentlicht.

KASCHL A., HEIDRICH S., WEIß H. (2002): EU-Projekt WELCOME: Prävention und Sanierung der Grundwasserkontamination an großflächigen Standorten. – *altlasten spektrum*, 11(3): 111–119.

SOBISCH H.-G. (2000): Ein digitales räumliches Modell des Quartärs der GK 25 Blatt 3508 Nordhorn auf der Basis vernetzter Profilschnitte. – D38 (Diss. Universität Köln), Shaker Verlag, Aachen.

WEIß H., SCHIRMER M., TEUTSCH G., MERKEL P. (2002): Sanierungsforschung in regional kontaminierten Aquiferen (SAFIRA) – 2. Projektüberblick und Pilotanlage. – *Grundwasser*, **7**(3): 135–139.

WEIß H., DAUS B., TEUTSCH G. (HRSG., 1999): SAFIRA (2. Statusbericht). UFZ-Bericht **17/1999**, Leipzig, 176 S.

WEIß H., TEUTSCH G., FRITZ P., DAUS B., DAHMKE A., GRATHWOHL P., TRABITZSCH R., RUSKE R., BÖHME O., SCHIRMER M. (2001): Sanierungs- forschung in regional kontaminierten Aquiferen (SAFIRA) – 1. Information zum Forschungsschwerpunkt am Standort Bitterfeld. – *Grundwasser*, **3/6**: 113–122.

WYCISK P., SOMMERWERK K., FABRITIUS H., RUSKE R., WEIß H. (2003 a): Groundwater contaminated mega sites – 3-D Modelling of geological structures and its relevance for a risk based management and remediation approach. – *CONSOIL Proceedings 2003*, pp. 557–563.

WYCISK P., WEISS H., KASCHL A., HEIDRICH S., SOMMERWERK K. (2003 b): Groundwater pollution and remediation options for multi-source contaminated aquifers (Bitterfeld / Wolfen, Germany). – *Toxicology Letters*, **140/141**: 343–351.

WYCISK P., FABRITIUS H., RUSKE R., WEIß H. (2002): Das digitale geologische Strukturmodell Bitterfeld als neuer Baustein in der Sanierungsforschung. – *Grundwasser*, **7**(3): 165–171.

Für Ihre Notizen ...

---

Für Ihre Notizen ...

---

Autor	Seite	Autor	Seite
Abo-Rady, M.	33	Koch, E.A.	123
Barth, A.	95	Krentz, O.	123
Barth, A.	157	Kroner, U.	141, 155
Baumann, P.	99	Kutter, S.	127
Baumbach, H.-H.	127	Lochmann, K.	117
Beckmann, A.	9	Loebel, K.-H.	131
Benthaus, F.-C.	15	Martienssen, M.	9
Bilek, F.	21	Mbudi, C.	43
Börke, P.	33	Meima, J.A.	63
Burger, H.	145	Melzer, P.	141
Dennis, R.	69	Merkel, B.J.	43, 51
Dienemann, C.	27	Munier, K.	145
Dienemann, H.	27	Niemeyer, I.	131
Dudel, E.G.	27	Nitsche, C.	115
Dutschmann, U.	151	Preuß, V.	57
Engelmann, U.	33	Rammelmair, D.	63
Fabritius, H.	163	Rascher, J.	151
Felix, M.	33	Regensburg, S.	63
Fischer, J.	151	Schäfer, A.	99
Forberig, S.	107	Schirmer, M.	9
Friebe, A.	123	Schendel, A.	155
Geistlinger, H.	9	Schlegel, A.	69
Gerhardt, M.	9	Scholz, G.	75
Göbel, J.	87	Schöpke, R.	81
Gossel, W.	163	Schulz, C.	151
Götze, H.-J.	145	Simms, J.	69
Grimm, R.	111	Stolz, L.	27
Hahn, T.	141	Storz, W.	111
Hasche, A.	87	Torchala, B.	157
Hübschmann, M.	111	Unnithan, V.	99
Hurst, S.	33	Wolkersdorfer, C.	87
Kahnt, R.	117	Wycisk, P.	163
Kassahun, A.	63	Younger, P.L.	87
Kleeberg, K.	119	Zittwitz, M.	9